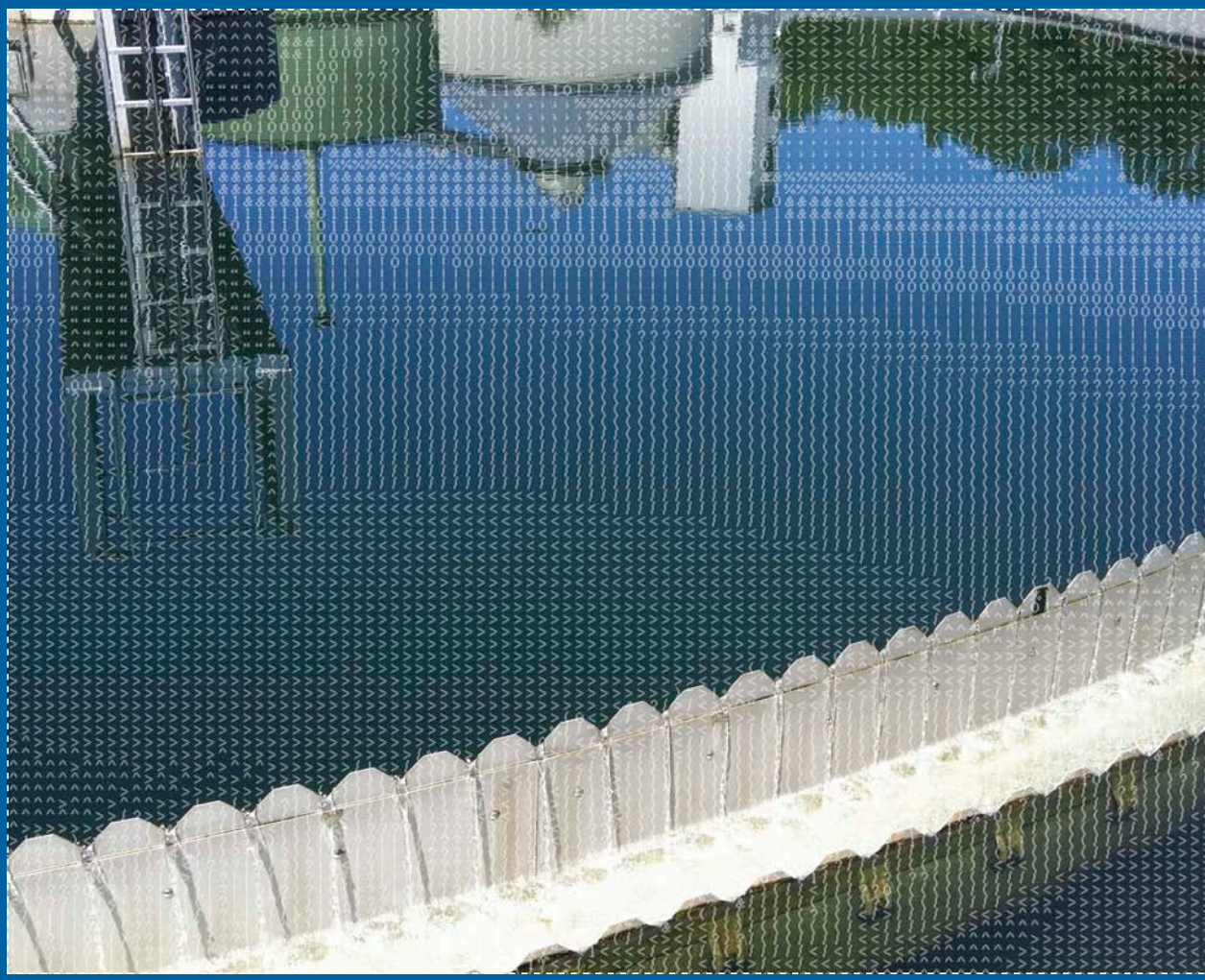
> Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser

Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU

> Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser

Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen

Riassunto della presente pubblicazione: www.ambiente-svizzera.ch/uw-1214-i
Summary of this publication: www.environment-switzerland.ch/uw-1214-e

Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt BAFU
Bern, 2012

Impressum

Herausgeber
Bundesamt für Umwelt (BAFU)
Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Autoren
Christian Abegglen, Hansruedi Siegrist (Eawag)

Begleitung BAFU
Michael Schärer

Fachliche Begleitung
Marc Böhler, Juliane Hollender, Urs von Gunten, Saskia Zimmermann (Eawag), Damian Dominguez (AWA BE), Christian Götz (Envilab), Cornelia Kienle (Oekotoxzentrum), Gerhard Koch (AIB), Sébastien Lehmann (BAFU), Pierre Liechti (IO3A), Ruedi Moser (Hunziker-Betatech), Daniel Rensch (AWEL ZH), Gerhard Ryhiner (WABAG), Denis Thonney (SIGE), Daniel Urfer (RWB),
siehe auch Verdankung auf Seite 194

Zitierung
Abegglen C., Siegrist H. 2012: Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214: 210 S.

Gestaltung
Karin Nöthiger, Niederrohrdorf

Titelbild
Hansruedi Siegrist

PDF-Download
www.bafu.admin.ch/uw-1214-d
(eine gedruckte Fassung liegt nicht vor)

© BAFU 2012

> Inhalt

Abstracts **5**
Vorwort **7**
Zusammenfassung **8**

Allgemeiner Teil **13**

1 Einleitung **14**
1.1 Mikroverunreinigungen 14
1.2 Projekt «Strategie Micropoll» 15
1.3 Ziele des Berichtes 17

2 Mikroverunreinigungen aus dem kommunalen Abwasser **18**
2.1 Wirkstoffe 18
2.2 Eintrag in die Gewässer 18
2.3 Nachteilige Einwirkungen von Mikroverunreinigungen 22
2.4 Massnahmen zur Minimierung des Eintrags von Mikroverunreinigungen 26
2.5 Fazit 27

3 Heutige Abwasserreinigung in der Schweiz **29**
3.1 Ziele der Siedlungsentwässerung und Abwasserreinigung 29
3.2 Prinzip der heutigen Abwasserreinigung 30
3.3 Ausbaugrad der kommunalen Kläranlagen 32
3.4 Leistung und Kosten der Abwasserreinigung 33
3.5 Elimination von Mikroverunreinigungen in heutigen ARA 35
3.6 Fazit 37

4 Verfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen **38**
4.1 Überblick über die betrachteten Verfahren 38
4.2 Anforderungen an ein weitergehendes Verfahren 40
4.3 Ozon 41
4.4 Aktivkohle – PAK und GAK 42
4.5 Dichte Membranen 44
4.6 Advanced Oxidation Processes (AOP) 45
4.7 Weitere Verfahren 47
4.8 Fazit 49

5 Nutzen und Aufwand weitergehender Verfahren **51**
5.1 Ziele, Massnahmenpaket und internationales Umfeld 51
5.2 Gewässer 53
5.3 Energie 57
5.4 Kosten 60
5.5 Fazit 62

Technischer Teil **65**

6 Biologische Abwasserreinigung **66**
6.1 Biologische Abwasserreinigungsverfahren 66
6.2 Eliminationsprozesse 67
6.3 Eliminationsleistung in der biologischen Stufe 72
6.4 Einflussgrössen und Optimierung der Elimination 73
6.5 Fazit 76

7 Evaluation von technischen Verfahren **77**
7.1 Auswahl und Zielsetzung der Pilotversuche 77
7.2 Übersicht Pilotversuche und grosstechnische Umsetzungen 78
7.3 Untersuchungen Pilotversuche der Schweiz 79
7.4 Pilotversuche Schweiz 86
7.5 Grosstechnische Umsetzungen 92
7.6 Fazit 94

8 Ozonung **95**
8.1 Grundlagen der Ozonung 95
8.2 Planung und Dimensionierung 98
8.3 Betrieb einer Ozonungsstufe 104
8.4 Evaluation der Reinigungsleistung 107
8.5 Schlussfolgerungen 116
8.6 Offene Fragen 116
8.7 Fazit 117

9 Pulveraktivkohle 118
9.1 Grundlagen der Aktivkohle-Adsorption 118
9.2 Planung und Dimensionierung 124
9.3 Betrieb einer PAK-Anlage 128
9.4 Evaluation der Reinigungsleistung 132
9.5 Schlussfolgerungen 138
9.6 Offene Fragen 139
9.7 Fazit 140

10 Weitere Verfahren 141
10.1 Adsorption an granulierte Aktivkohle (GAK) 141
10.2 Dichte Membranen – Nanofiltration und Umkehrosmose 149
10.3 Advanced Oxidation Processes (AOP) 156
10.4 Ferrat 162
10.5 Nachgeschaltete biologische Verfahren 167
10.6 Fazit 171

11 Offene Fragen 173
11.1 Verfahrenstechnik und Prozesse 173
11.2 Auswahl von ARA für weitergehende Verfahren 173
11.3 Auswahl des geeigneten Verfahrens 174
11.4 Bemessungsgrundlagen 174
11.5 Überwachung der Reinigungsleistung 176
11.6 Betriebskontrolle 178

12 Schlussfolgerungen und Ausblick 181
12.1 Heutige Abwasserreinigung 181
12.2 Weitergehende Verfahren 181
12.3 Auswirkungen auf die Gewässer 184
12.4 Ausblick 185

Anhang 187
A1 Schweizspezifische Stoffe und Qualitätszielvorschläge 187
A2 Untersuchtes Substanzspektrum und Konzentrationsbereiche 190
A3 Eliminationsleistung von Mikroverunreinigungen mit Ozon und PAK 192

Dank 194
Literatur 194
Verzeichnisse 204
Glossar 209

> Abstracts

Various studies over recent years have shown that treated municipal wastewater contributes significantly to water pollution from micropollutants. This contamination can be minimized by upgrading current wastewater treatment plants to include an additional treatment step. In the “Micropoll Strategy” project complementary treatment steps have been evaluated. This report shows that water quality can be significantly improved using processes such as powdered activated carbon adsorption or ozonation.

Keywords:
Micropollutants,
Municipal wastewater,
Advanced processes

Verschiedene Arbeiten der letzten Jahre haben gezeigt, dass gereinigtes kommunales Abwasser wesentlich zur Belastung der Gewässer mit Mikroverunreinigungen beiträgt. Dieser Eintrag kann mit einer Erweiterung heutiger Abwasserreinigungsanlagen um eine zusätzliche Stufe minimiert werden. Im Projekt «Strategie Micropoll» wurden grosstechnische Pilotversuche mit zwei Verfahren durchgeführt. Dieser Bericht zeigt, dass mit weitergehenden Verfahren, wie z. B. mit Adsorption an Pulveraktivkohle oder Ozonung, die Wasserqualität deutlich verbessert werden kann.

Stichwörter:
Mikroverunreinigungen,
Kommunales Abwasser,
Weitergehende Verfahren

Des travaux menés ces dernières années ont montré que les eaux usées communales, même traitées, sont l’une des principales sources de la charge en micropolluants dans les eaux. Nous savons désormais qu’il est possible de réduire l’apport de ces polluants en équipant les stations d’épuration existantes d’une étape de traitement supplémentaire. Le projet Stratégie MicroPoll a évalué de telles solutions. Le présent rapport explique des procédés comme l’ozonation ou l’adsorption sur du charbon actif en poudre permettent d’améliorer sensiblement la qualité de l’eau.

Mots-clés:
Micropolluants,
eaux usées communales,
procédés d’épuration
supplémentaires

Diversi studi effettuati negli ultimi anni hanno dimostrato che le acque di scarico comunali trattate sono una delle principali fonti di microinquinanti nelle acque. Questo apporto di inquinanti può essere ridotto al minimo equipaggiando gli impianti di depurazione delle acque con una fase supplementare di trattamento. Nell’ambito del progetto «Strategia MicroPoll» sono stati esaminati vari procedimenti. Dal presente rapporto si evince che determinati procedimenti, come ad esempio l’assorbimento su carbone attivo in polvere o l’ozonizzazione, consentono di migliorare sensibilmente la qualità delle acque.

Parole chiave:
microinquinanti,
acque di scarico comunali,
procedimenti supplementari

> Vorwort

Eine gute Wasserqualität der Oberflächengewässer ist wichtig, um die Gewässerökosysteme und unsere Trinkwasserressourcen zu schützen. Mit dem Bau von Abwasserreinigungsanlagen wurde die Wasserqualität in den letzten Jahrzehnten massiv verbessert. Mit der zunehmenden Besiedlungsdichte, dem Anstieg der Wassertemperaturen oder den stofflichen Belastungen aus Siedlungen, Verkehrsflächen, Landwirtschaft und anderen Nutzungen nimmt der Druck auf die Gewässer jedoch stetig zu.

Verschiedene Forschungsprojekte (NFP50 «Hormonaktive Stoffe: Bedeutung für Menschen, Tiere und Ökosysteme», Netzwerk Fischrückgang Schweiz «Fischnetz») der letzten Jahre untersuchten die Probleme von Mikroverunreinigungen und wiesen auf die Notwendigkeit einer Optimierung der Abwasserreinigung hin. Das BAFU startete daraufhin im Jahr 2006 das Projekt «Strategie Micropoll» mit dem Ziel eine Strategie bezüglich Mikroverunreinigungen aus dem kommunalen Abwasser zu erarbeiten. Mit dem vorliegenden Bericht wird dieses Projekt nun abgeschlossen. Im Bericht werden technische Verfahren evaluiert, die es ermöglichen die Abwasserreinigungs-Infrastruktur soweit aufzurüsten, dass ein ausreichender Schutz der Ökosysteme und der Trinkwasservorkommen vor Mikroverunreinigungen gewährleistet werden kann.

Der Bericht richtet sich an Behörden, Inhaber und Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen, Ingenieurbüros, Mitglieder von politischen Gremien im Bereich des Gewässerschutzes sowie an grundsätzlich am Thema Mikroverunreinigungen interessierte Personen. Er gliedert sich in zwei Teile: der erste Teil ist allgemein gehalten und informiert über die Problematik «Mikroverunreinigungen aus dem kommunalen Abwasser», der zweite Teil enthält detaillierte Angaben über die verschiedenen Verfahren und Prozesse und richtet sich an Fachleute.

Willy Geiger
Vizedirektor
Bundesamt für Umwelt (BAFU)

> Zusammenfassung

Mikroverunreinigungen führen in den Gewässern zu unerwünschten Effekten. Für den kontinuierlichen Eintrag solcher problematischer Substanzen bilden die kommunalen Abwasserreinigungsanlagen (ARA) den bedeutendsten Eintragspfad. In diesem Bericht wird aufgezeigt, dass mit dem Einsatz einer zusätzlichen Reinigungsstufe auf Abwasserreinigungsanlagen der Eintrag von Mikroverunreinigungen in die Gewässer massgeblich reduziert werden kann. Dadurch werden nachteilige Einwirkungen auf Ökosysteme und die Belastung von Trinkwasserressourcen durch Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser minimiert.

Was sind Mikroverunreinigungen?

Unter Mikroverunreinigungen versteht man organische Substanzen, welche in den Gewässern in Konzentrationen im Bereich von wenigen Nano- bis Mikrogramm pro Liter vorkommen und die bereits in so tiefen Konzentrationen den Ablauf grundlegender biochemischer Prozesse in der Natur beeinflussen können. Darunter fallen einerseits viele synthetische Substanzen wie Arzneimittelwirkstoffe, Stoffe mit bioziden Eigenschaften (z. B. für Materialschutz oder Gartenpflege), Lebensmittelzusatzstoffe, Inhaltsstoffe von Kosmetika oder Reinigungsmitteln, etc., aber auch Stoffe natürlichen Ursprungs wie beispielsweise Hormone.

Mikroverunreinigungen werden in heutigen ARA unzureichend entfernt

Die heutigen kommunalen ARA sind auf die Elimination von Feststoffen, abbaubaren organischen Stoffen sowie Nährstoffen ausgelegt. Sie tragen massgeblich zum Gewässerschutz und zur generell guten Wasserqualität der Schweizer Oberflächengewässer bei. Auch einige Mikroverunreinigungen werden in einer aktuellen, gemäss Stand der Technik ausgebauten ARA gut entfernt. Viele dieser potentiell schädlichen Substanzen werden biologisch nicht abgebaut und sorbieren schlecht, dadurch schlecht bis gar nicht eliminiert, und werden, weil sie kontinuierlich aus Haushalten oder Gewerbe in die Kanalisation gelangen, zusammen mit dem gereinigten Abwasser in die Gewässer eingetragen.

Permanente Belastung der Gewässer

Aufgrund des ständigen Eintrags von gereinigtem kommunalem Abwasser sind die Lebewesen dieser Belastung permanent ausgesetzt. Mikroverunreinigungen können bereits in sehr tiefen Konzentrationen nachteilige Effekte auf empfindliche Wasserlebewesen ausüben: Sie beeinflussen beispielsweise Wachstum und Fortpflanzung von Fischen oder Amphibien, schädigen das Nervensystem von Wasserlebewesen oder hemmen die Photosynthese von Algen. Ob ein Stoff zu Problemen im Gewässer führt, hängt einerseits von seinen physikalisch-chemischen sowie ökotoxikologischen Eigenschaften ab, andererseits von seiner Konzentration im Gewässer. Erhöhte Konzentrationen einer breiten Stoffpalette werden vor allem in Gewässern mit einem hohen Abwasseranteil nachgewiesen. Dies trifft oft auf kleinere bis mittelgrosse Fliessgewässer im schweizerischen Mittelland zu.

Massnahmen

Um den Eintrag von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser massgeblich zu reduzieren, sind Massnahmen auf unterschiedlichen Ebenen notwendig. Durch Massnahmen an der Quelle kann verhindert werden, dass diese Stoffe ins Abwasser

gelangen. Bei problematischen Stoffen sind Massnahmen bei der Zulassung, Produktion, Anwendung und Entsorgung angebracht. Die Einschränkung dieser Stoffe beim Einsatz ist punktuell sinnvoll und wirtschaftlich, jedoch für gewisse Stoffe wie z. B. Medikamente nicht möglich. Um eine deutliche Reduktion der Einträge eines breiten Spektrums von Stoffen aus dem kommunalen Abwasser in die Gewässer zu erreichen, sind weitergehende Verfahren zur heutigen Abwasserreinigung nötig. In verschiedenen nationalen und internationalen Studien haben sich zwei Verfahren für eine grosstechnische Umsetzung als geeignet gezeigt: Die Behandlung mit Pulveraktivkohle (PAK) und die Ozonung. Diese beiden Verfahren wurden daher für Pilotversuche ausgewählt: Die Eignung von PAK wurde auf den ARA in Lausanne, Kloten/Opfikon sowie an der Eawag getestet. Die Ozonung wurde auf den ARA in Regensdorf und Lausanne im grosstechnischen Massstab geprüft. Die Ziele der Pilotversuche umfassten die Erarbeitung von Dimensionierungsgrundlagen, die Sammlung von Betriebserfahrungen sowie die Evaluation der Auswirkungen auf die Qualität des gereinigten Abwassers.

Adsorption an Pulveraktivkohle: Effiziente Entfernung von Mikroverunreinigungen und Entfärbung des Abwassers

PAK ist sehr fein gemahlene Aktivkohle. Diese wird mit dem Abwasser vermischt, damit sich die Abwasserinhaltsstoffe an der Oberfläche der Kohlekörner anlagern können. Da nicht nur Mikroverunreinigungen, sondern auch natürliche organische Stoffe (DOC) an die Aktivkohle sorbieren, wird die PAK-Stufe nach einer weitgehenden biologischen Reinigung angeordnet. Damit wird der Kohlebedarf minimiert. Die mit Mikroverunreinigungen beladene PAK muss vom gereinigten Abwasser abgetrennt und entsorgt werden. Für die Abtrennung wurden verschiedene Verfahren getestet, die alle einen guten Rückhalt der Feststoffe erzielten: Sedimentation-Tuchfiltration, Sandfiltration, Ultrafiltration (Membran). Wird die beladene Aktivkohle in die biologische Stufe zurückgeführt, kann aufgrund der höheren Konzentrationen der Mikroverunreinigungen eine bessere Ausnützung der PAK erzielt und damit der PAK-Verbrauch weiter reduziert werden. Die Entsorgung der PAK erfolgt gemeinsam mit dem Klärschlamm (Verbrennung). Der Energieverbrauch einer ARA erhöht sich durch den Einsatz von PAK nicht wesentlich (< 5 % ohne Filter). Mit 12–15 g PAK/m³ Abwasser kann eine weitgehende Elimination (> 80 %) von Mikroverunreinigungen erzielt werden. Ökotoxikologische Effekte (z. B. endokrine Effekte, Algentoxizität) können deutlich reduziert werden, zudem wird eine weitgehende Entfärbung des Abwassers erreicht. Der Einbau einer PAK-Stufe auf einer bestehenden ARA ist in der Regel gut möglich, setzt aber – je nach Abtrennungsverfahren – ein ausreichendes Platzangebot voraus.

Ozonung: Weitgehende Elimination von Mikroverunreinigungen und Hygienisierung des Abwassers

Bei der Ozonung wird gasförmiges Ozon ins gereinigte Abwasser eingetragen. Das im Wasser gelöste Ozon reagiert mit den Mikroverunreinigungen und wandelt diese um (Oxidation). Da die Effizienz der Ozonung ebenfalls vom Gehalt an organischen Stoffen abhängt, wird auch sie nach einer weitgehenden biologischen Reinigung eingesetzt. Eine Ozonung lässt sich meist gut in bestehende ARA integrieren und betreiben. Der (Brutto-)Energieverbrauch einer ARA erhöht sich dadurch um 10–30 %. Für eine weitgehende Elimination von Mikroverunreinigungen (> 80 %) wird eine Ozondosis von 3–5 g O_3/m³ Abwasser benötigt, damit werden auch ökotoxikologische Effekte (z. B. endokrine Effekte, Algentoxizität u.a.) weitgehend reduziert. Zusätzlich werden pathogene Keime weitgehend abgetötet und das Abwasser entfärbt. Aufgrund der prozessbedingten Bildung von reaktiven Umwandlungsprodukten wird empfohlen, nach der Ozonung des Abwassers eine Stufe mit biologischer Aktivität (z. B. Sandfilter) anzuordnen, um diese Reaktionsprodukte in der ARA vollständig abzubauen.

Andere Verfahren

Grundsätzlich sind neben der Adsorption an PAK und der Ozonung auch andere Verfahren zur Entfernung von Mikroverunreinigungen geeignet. Dazu gehören die Adsorption an granulierte Aktivkohle, der Rückhalt mittels dichter Membranen (Nanofiltration, Umkehrosmose), die Oxidation der Stoffe mit OH-Radikalen (Advanced Oxidation Processes – AOP), der Einsatz von Ferrat und weitere. Diese Verfahren sind aus verschiedenen Gründen noch nicht für den grosstechnischen Einsatz in kommunalen ARA bereit: Dazu gehören beispielsweise fehlende grosstechnische Erfahrungen, technische Schwierigkeiten oder mangelnde Wirtschaftlichkeit.

Verbesserung der Wasserqualität

Sowohl bei der Behandlung des Abwassers mit PAK als auch mit Ozon wird die Qualität des gereinigten Abwassers bezüglich Mikroverunreinigungen und ihrer unerwünschten Effekte deutlich verbessert. Dies führte in den untersuchten Gebieten dazu, dass in stark mit Abwasser belasteten Gewässern nach der Einleitung von weitergehend gereinigtem Abwasser die Konzentrationen der meisten untersuchten Mikroverunreinigungen soweit reduziert waren, dass die negativen Auswirkungen auf Wasserlebewesen (z. B. Hemmung von Fortpflanzung und Wachstum) nahezu vollständig eliminiert wurden.

Massnahmenpaket des BAFU: Zielorientierter Ausbau von ARA

Die durchgeführten Studien und Pilotversuche haben gezeigt, dass weitergehende Reinigungsverfahren auf kommunalen ARA eine wirksame Massnahme zur Verbesserung der Wasserqualität der Gewässer sind. Da die Relevanz der Problematik der Mikroverunreinigungen stark vom betroffenen Gewässer abhängt, muss ein Ausbau von kommunalen ARA zielorientiert erfolgen. Dazu sollen grosse ARA (Frachtreduktion), ausgewählte ARA an Gewässern mit hohem Abwasseranteil (Schutz der Ökosysteme), sowie ARA an Gewässern, die für die Trinkwassergewinnung von Bedeutung sind (Schutz der Trinkwasserressourcen), erweitert werden. Mit der Erweiterung von rund 100 der über 700 Schweizer ARA wird die Hälfte des Schweizer Abwassers behandelt und die Ziele erreicht. Die Auswahl der betroffenen ARA obliegt den Kantonen, soll aber in enger Zusammenarbeit mit allen beteiligten Akteuren und unter Berücksichtigung von Einzugsgebietsbetrachtungen erfolgen.

Zusätzlicher Energieverbrauch vertretbar

Der Einsatz einer weitergehenden Reinigungsstufe wirkt sich auf den Energiehaushalt einer ARA aus: Der Energieverbrauch steigt in der Regel um 5–30 % (ohne Filter), kann aber in ungünstigen Fällen in Abhängigkeit der Anlagengrösse, Abwasserqualität und des gewählten Verfahrens auch höher ausfallen. Auf der Ebene einer einzelnen ARA führt die Ozonung zu einer stärkeren Erhöhung des Energieverbrauchs. Unter Berücksichtigung der Herstellung aller Betriebsmittel (graue Energie) liegt der Energieverbrauch der Aktivkohlebehandlung etwas höher, da für die Herstellung von 1 kg Aktivkohle etwa 3–5 kg Kohle benötigt werden. Auf den Energiehaushalt der Schweiz hat der Einsatz von Aktivkohle oder Ozon einen geringen Einfluss (< 0,15 % des Schweizer Stromverbrauchs), was unter der Berücksichtigung der erreichbaren Verbesserung der Wasserqualität als vertretbar erachtet wird.

Geringfügige Mehrkosten zu erwarten: 17.– Fr. pro Einwohner und Jahr

Die durchschnittlichen Kosten für die Abwasserreinigung der Schweiz belaufen sich heute auf rund 0.70 Fr./m³, resp. rund 130 Fr./Einwohner/Jahr (nur ARA-Kosten). Durch eine Erweiterung mit einem weitergehenden Verfahren (ohne Filtration) steigen die Abwasserreinigungskosten je nach Ausbaugrösse um ,5–0.30 Fr./m³, bei ungünstigen Verhältnissen (Abwasserzusammensetzung, Infrastruktur etc.) können sie höher

ausfallen. Die Mehrkosten sind für die PAK-Anwendung und die Ozonung vergleichbar und hängen vor allem von der Anlagengrösse, der vorhandenen Infrastruktur sowie der Abwasserzusammensetzung ab. Das angestrebte Massnahmenpaket führt zu jährlichen Mehrkosten der Abwasserreinigung von ca. 130 Mio. Fr., resp. 17 Fr./Einwohner.

Ausblick

Der Bericht beschreibt das heutige Wissen bezüglich weitergehender technischer Verfahren zur Entfernung von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Weitere Aspekte, die die Umsetzung eines Massnahmenpaketes betreffen, sind nicht Teil des Berichtes und werden im Rahmen laufender Aktivitäten behandelt. Aktuell werden eine verursachergerechte gesamtschweizerische Finanzierungslösung und die notwendigen Rechtsgrundlagen für die Planung und Finanzierung der Massnahmen bei kommunalen ARA zur Reduktion der Mikroverunreinigungen erarbeitet. Diese Arbeiten erfolgen in enger Zusammenarbeit zwischen BAFU, Kantonen, Gemeinden sowie ARA-Inhabern und -Betreibern. Im weiteren wird ein nationaler und internationaler Erfahrungsaustausch über technische Verfahren aufgebaut. Damit soll das notwendige Fachwissen auf breiter Basis bei Planern und Betreibern von ARA sowie bei den Behörden vermittelt werden.

> Allgemeiner Teil

1 > Einleitung

1.1 Mikroverunreinigungen

Unzählige Stoffe gelangen in die Gewässer

Der Eintrag von organischen Stoffen in die Gewässer ist aktuell eine grosse Herausforderung für den Gewässerschutz. In der Schweiz sind derzeit über 30 000 synthetische organische Stoffe in Gebrauch, die vom Menschen in unzähligen Produkten täglich verwendet werden. Dazu gehören Arzneimittel, Stoffe für den Pflanzen- und Materialschutz, Körperpflege- und Reinigungsmittel, und viele andere. Viele gelangen über das kommunale Abwasser oder diffuse Einträge in die Gewässer, wo sie in sehr tiefen Konzentrationen (ng/l – µg/l) auftreten. Aufgrund der tiefen Konzentrationen in Gewässern werden diese Stoffe auch als organische Spurenstoffe oder Mikroverunreinigungen bezeichnet. In diesem Bericht wird vorwiegend der Begriff «Mikroverunreinigung» verwendet.

Mikroverunreinigungen können Wasserlebewesen schädigen

In vielen Fällen werden synthetische organische Substanzen aufgrund ihrer erwünschten biologischen Wirkung verwendet. Im Gewässer kann dies zu nachteiligen Effekten auf Wasserlebewesen führen. Daher sind Mikroverunreinigungen in der Schweiz und international Gegenstand verschiedenster Forschungsprojekte. Dabei wurde bewiesen, dass beispielsweise hormonaktive Substanzen (natürliche und synthetische Hormone, synthetische Substanzen mit hormonähnlicher Wirkung) schon bei sehr tiefen Konzentrationen die Fortpflanzung von Wasserlebewesen beeinflussen (Suter & Holm 2004, NFP50 2008). Weitere Beispiele sind Biozide und Pflanzenschutzmittel, die eingesetzt werden, um «unerwünschte» Lebewesen zu bekämpfen. Sie können aber im Gewässer dieselbe Wirkung auf die belebte Natur entfalten. Ähnliches gilt für verschiedene Arzneimittelwirkstoffe.

Fehlende gesetzliche Grundlagen

Im Gegensatz zu organischen Pestiziden (Biozide und Pflanzenschutzmittel) und Schwermetallen gibt es in der Gewässerschutzverordnung (GSchV) für organische Spurenstoffe bisher keine numerischen Anforderungswerte als Basis zur Beurteilung der Wasserqualität. In einzelnen Bereichen, wie beispielsweise bei Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen in der Landwirtschaft oder bei der Entwässerung von Verkehrswegen, sind in Vollzugshilfen schon Beurteilungsgrundlagen und Massnahmen zur Reduktion stofflicher Emissionen formuliert.

Gereinigtes kommunales Abwasser als wichtiger Eintragspfad

Die heutigen kommunalen Abwasserreinigungsanlagen (ARA) sind auf die Elimination von Nährstoffen im Abwasser (organischer Kohlenstoff, Phosphor, Stickstoff) ausgerichtet, daher werden viele Mikroverunreinigungen nicht oder nur teilweise entfernt. ARA stellen damit den wichtigsten Eintragspfad dar, über den kontinuierlich Mikroverunreinigungen in die Gewässer gelangen. Schon frühere Messungen zeigten, dass die Summe der Einzelstoffe im gereinigten Abwasser noch einige 100 µg/l betragen kann (Schluep et al. 2006). Diese Befunde werden durch neuere Untersuchungen bestätigt. Mischwasserüberläufe im Kanalisationsnetz, die bei intensiven Niederschlagsereignissen anspringen und undichte Kanalisationen sind weitere Eintragspfade.

Für den Bereich der organischen Spurenstoffe aus dem kommunalen Abwasser fehlten die Grundlagen, die eine systematische Beurteilung der Situation in der Schweiz und die Identifikation notwendiger Massnahmen ermöglichen. Um diese Grundlagen zu erarbeiten und eine Strategie bezüglich Mikroverunreinigungen im kommunalen Abwasser zu formulieren, wurde 2006 das Projekt «Strategie Micropoll – Mikroverunreinigungen in den Gewässern» des Bundesamtes für Umwelt gestartet.

Erarbeitung von Grundlagen für Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser

1.2 Projekt «Strategie Micropoll»

1.2.1 Ziele und Aktivitäten im Rahmen des Projekts «Strategie Micropoll»

Das Ziel des Projektes «Strategie Micropoll» war, Entscheidungsgrundlagen für eine Strategie zur Reduktion des Eintrages von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser zu erarbeiten. Dazu mussten einerseits die aktuelle Belastungslage (Ist-Zustand) sowie numerische Anforderungen an die Wasserqualität erarbeitet werden, um den Handlungsbedarf zu ermitteln. Andererseits wurden technische Verfahren für eine weitergehende Reinigung von kommunalem Abwasser im Grossmassstab getestet, um deren Eignung und Auswirkungen zu ermitteln. Dabei wurden verschiedene Vorarbeiten und auch Grundlagen aus anderen Studien berücksichtigt (Gälli et al. 2009).

Ziel von «Strategie Micropoll»: Entscheidungsgrundlage für Reduktion des Eintrages von Mikroverunreinigungen

Folgende Themenblöcke wurden bearbeitet:

- *Situationsanalyse, Nachweis Handlungsbedarf:* Eine Analyse der Belastungslage bezüglich Mikroverunreinigungen aus dem kommunalen Abwasser zeigte auf, dass Ausläufe von ARA einen bedeutenden Eintragspfad für verschiedene Mikroverunreinigungen darstellen und insbesondere Gewässer mit hohem Abwasseranteil stark belastet sind (Gälli et al. 2009, siehe auch Kapitel 2). Davon sind insbesondere Fliessgewässer in dicht besiedelten Regionen der Schweiz betroffen. Der Eintrag der Mikroverunreinigungen kann durch verschiedene Massnahmen reduziert werden. Es zeigte sich, dass speziell mit einer zielorientierten Erweiterung der Abwasserreinigung eine massgebliche Reduktion des Eintrages erreicht werden kann. Mit der Ausrüstung von etwa 100 von insgesamt über 700 ARA mit weitergehenden Verfahren können an kritischen Gewässerabschnitten nachteilige Effekte auf empfindliche Pflanzen und Tiere in Gewässern beseitigt und belastete Trinkwasservorkommen ausreichend geschützt werden (Schärer et al. 2010).

Situationsanalyse: Optimierung der Abwasserreinigung notwendig

- *Beurteilungskonzept:* Viele Stoffe, die aus dem kommunalen Abwasser in die Gewässer gelangen, belasten die Gewässer näherungsweise kontinuierlich, d. h. die Frachten und Konzentrationen im Abwasser und den Gewässern unterliegen keinen grösseren Schwankungen. Der Nachweis solcher Stoffe ist daher relativ einfach. Ein Bericht im Auftrag des BAFU beschreibt ein mögliches Vorgehen, wie Daten zu Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser erhoben und beurteilt werden können (Götz et al. 2010b). Für ausgewählte Stoffe (sogenannte «schweizspezifische» Spurenstoffe) werden ökotoxikologisch basierte Qualitätskriterien vorgeschlagen (Ökotoxzentrum 2011). Werden diese Qualitätskriterien überschritten, muss von einer potenziellen Gefahr für die Gesundheit der Wasserlebewesen ausgegangen

Erhebungs- und Beurteilungskonzept: Überschreitung von Qualitätskriterien in abwasserbelasteten Gewässern

werden. Messdaten und Stoffbilanzierungen für Fliessgewässer der Schweiz zeigen, dass verschiedene Stoffe (an stark belasteten Stellen gleichzeitig) die vorgeschlagenen Qualitätskriterien überschreiten.

- *Grundlagen für die technische Umsetzung:* Ziel dieser Arbeiten war die Evaluation von weitergehenden Verfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen auf ARA. Dabei wurde die Reinigungsleistung ausgewählter Verfahren sowie deren technischen, energetischen und finanziellen Auswirkungen auf die ARA untersucht. Ein wichtiges Element dabei war die Durchführung von Pilotversuchen im grosstechnischen Massstab (Abegglen et al. 2009, Margot et al. 2011, Böhler et al. 2011). Dieser Bericht bildet den Abschluss dieser Versuche.

Pilotversuche mit weitergehenden Verfahren auf kommunalen ARA

- *Projektbegleitende Aktivitäten:* Neben den drei oben skizzierten Themenblöcken wurden verschiedene begleitende wissenschaftliche Studien durchgeführt, beispielsweise die Relevanz von Spitalabwasser oder die Evaluierung der Bedeutung von Umwandlungsprodukten der emittierten Mikroverunreinigungen (u.a. Brügger et al. 2010, Fenner et al. 2011). Auf die verschiedenen projektbegleitenden Studien wird in diesem Bericht nicht genauer eingegangen.

Verschiedene projektbegleitende, wissenschaftliche Studien

1.2.2 Projektorganisation

Das Projekt «Strategie Micropoll» wurde vom Bundesamt für Umwelt BAFU koordiniert und geleitet. Sowohl in der Projektleitung und der Begleitgruppe als auch in den verschiedenen Arbeitsgruppen waren Vertreter aus kantonalen (KVU) und kommunalen Behörden (KI), der Wirtschaft (Scienceindustries), der Forschung und Fachverbänden (VSA) eingebunden. Durch die breite Abstützung und die verschiedenen involvierten Parteien und Interessengruppen wurde für eine umsetzungsorientierte Ausrichtung des Projektes gesorgt.

Grosser Praxisbezug

1.2.3 Projektabgrenzung

«Strategie Micropoll» fokussiert auf den Eintrag von Mikroverunreinigungen aus dem kommunalen Abwasser. Diese Mikroverunreinigungen sind hauptsächlich Rückstände aus häuslichem Abwasser, wie beispielsweise Arzneimittel oder Haushaltschemikalien, aber auch Rückstände von Substanzen, welche anderweitig im Siedlungsraum zum Einsatz kommen, wie beispielsweise Biozide im Fassendschutz.

Fokus: kommunales Abwasser

Kommunales Abwasser umfasst (GSchV, Anhang 3.1):

- Häusliches Abwasser (Abwasser aus Haushalten und gleichartiges Abwasser);
- das von bebauten oder befestigten Flächen abfliessende und mit dem häuslichen Abwasser abgeleitete Niederschlagswasser.

Dabei wird in «Strategie Micropoll» insbesondere auf Stoffe, welche mit dem gereinigten Abwasser über ARA eingetragen werden und dementsprechend mit der bestehenden Abwasserreinigung nicht oder nur ungenügend entfernt werden, fokussiert.

Neben kommunalem Abwasser werden in der Gewässerschutzverordnung Industrieabwasser und anderes verschmutztes Abwasser definiert. Industrieabwasser umfasst das Abwasser aus gewerblichen und industriellen Betrieben sowie das Abwasser aus Laboratorien und Spitälern. Diese Abwässer wurden im Projekt «Strategie Micropoll» nicht im Speziellen behandelt. Sie können aber mit den hier vorgeschlagenen Konzepten und Methoden teilweise ebenfalls beurteilt werden. Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass sie mit industriespezifischen Stoffen belastet sein können und einer Einzelfallbetrachtung unterzogen werden müssen.

Industrieabwasser: im Projekt nicht speziell berücksichtigt

Als anderes verschmutztes Abwasser gilt verschmutztes Niederschlagswasser, das von bebauten oder befestigten Flächen abfliesst und nicht mit kommunalem Abwasser vermischt wird. Verschmutztes Niederschlagswasser welches in Trennkanalisationen abgeführt wird, wird definitionsgemäss nicht zum kommunalen Abwasser gezählt.

Anderes verschmutztes Abwasser: in diesem Bericht nicht behandelt

1.3 Ziele des Berichtes

Das Ziel dieses Berichtes ist, die Eignung von verschiedenen technischen Verfahren auf kommunalen ARA bezüglich der Elimination von organischen Spurenstoffen zu bewerten sowie deren Auswirkungen auf die Wasserqualität, die bestehenden Infrastrukturen, den Energieverbrauch und die Kosten aufzuzeigen. Er beschränkt sich ausschliesslich auf kommunales Abwasser und auf Massnahmen bei kommunalen ARA. Die Problematik der diffusen Einträge (z. B. aus landwirtschaftlich genutzten Böden oder von Verkehrswegen) wird hier nur am Rande gestreift. Arbeiten in diesem Bereich laufen derzeit, die Resultate werden zu einem späteren Zeitpunkt publiziert.

Erläuterungen und Hinweise zu technischen Verfahren

2 > Mikroverunreinigungen aus dem kommunalen Abwasser

Viele Mikroverunreinigungen gelangen mit gereinigtem kommunalem Abwasser in die Gewässer. Sie führen dort zu einer permanenten Belastung und können sich bei ungünstigen Verhältnissen (hoher Abwasseranteil) negativ auf Wasserlebewesen und damit auf Ökosysteme auswirken. Um den Eintrag von Mikroverunreinigungen zu reduzieren, sind Massnahmen auf verschiedenen Ebenen notwendig, eine deutliche Reduktion einer breiten Stoffpalette kann aber nur mit einer gezielten Erweiterung von Abwasserreinigungsanlagen erreicht werden.

2.1 Wirkstoffe

Rund 30 000 synthetische organische Stoffe in Gebrauch

In der Schweiz werden rund 30 000 synthetische organische Stoffe verwendet (Gälli et al. 2009) zusätzlich entstehen daraus unzählige Umwandlungsprodukte. Zahlreiche Produkte des täglichen Gebrauchs – seien es Arzneimittel, Lebensmittel, Reinigungsmittel, Baumaterialien, Anstriche, Körperpflegeprodukte, etc. – bestehen aus einer Vielzahl von synthetischen Stoffen. Diese Produkte erfüllen verschiedene alltägliche Bedürfnisse in den Bereichen Gesundheit, Hygiene, Materialschutz oder auch Wellness und werden aufgrund spezieller Eigenschaften eingesetzt. So haben beispielsweise die therapeutischen Eigenschaften von Arzneimittelwirkstoffen, die desinfizierende Wirkung von Bioziden oder auch künstliche Süssstoffe in «light»-Getränken einen hohen Stellenwert in unserer Gesellschaft. Die Eigenschaften dieser Stoffe sind an ihrem Einsatz- oder Wirkungsort erwünscht. Da Rückstände dieser Wirkstoffe oftmals mit dem behandelten und unbehandelten kommunalen Abwasser in die Gewässer transportiert werden, können sie dort zu nachteiligen Einwirkungen auf Wasserlebewesen führen. Problematisch sind dabei insbesondere schwer abbaubare und toxische Stoffe. Verschiedene Mikroverunreinigungen und deren Einwirkungen auf die aquatische Umwelt werden im Kapitel 2.3 beschrieben.

2.2 Eintrag in die Gewässer

2.2.1 Eintragspfade

Mikroverunreinigungen stammen aus vielfältigen Quellen im Siedlungs- und Landwirtschaftsgebiet und werden über unterschiedliche Eintragspfade in die Gewässer eingetragen (Abb. 1).

Abb. 1 > Quellen und Eintragspfade von Mikroverunreinigungen

Mikroverunreinigungen gelangen über verschiedene Eintragspfade (rot markiert) in die Gewässer. Der Schwerpunkt dieses Berichtes liegt auf den Einleitungen aus ARA.

Wie gelangen Mikroverunreinigungen in die Gewässer?

Gewisse Substanzen lassen sich eindeutig bestimmten Quellen und Eintragspfaden zuordnen. So werden Humanarzneimittel, Lebensmittelzusatzstoffe oder Additive in Kosmetika und Wasch- oder Spülmitteln vorwiegend über ARA-Ausläufe und in geringem Masse auch über Mischwasserentlastungen eingetragen. Diese Einträge lassen sich genau lokalisieren und werden daher als Punktquellen oder punktuelle Einträge bezeichnet. Im Gegensatz dazu erfolgen beispielsweise Einträge aus landwirtschaftlichen Quellen oder Verkehrswegen grossflächig und lassen sich schwerer lokalisieren. Man spricht von diffusen Quellen oder diffusen Einträgen. Beispiele dafür sind Einträge von Pflanzenschutzmitteln, die nach ihrer Ausbringung bei Regenereignissen von Nutzflächen abgeschwemmt werden. Gewisse herbizide Wirkstoffe (z. B. Mecoprop, Diuron) werden sowohl in der Landwirtschaft als auch im Siedlungsbereich (z. B. Fassaden- oder Flachdachschutz) eingesetzt und werden daher sowohl diffus als auch punktuell eingetragen.

Einträge durch kommunales Abwasser

Der Schwerpunkt dieses Berichtes liegt auf denjenigen Mikroverunreinigungen, die aus der Siedlungsentwässerung und insbesondere mit dem gereinigten und ungereinigten kommunalen Abwasser in die Gewässer eingetragen werden. Dabei sind folgende Eintragspfade von Bedeutung (Götz et al. 2010b):

Eintrag über ARA-Ausläufe

- *ARA-Ausläufe:* Heute sind knapp 97 % der Schweizer Bevölkerung an eine kommunale ARA angeschlossen (BAFU 2011). Die ARA behandeln neben dem häuslichen Abwasser auch (teilweise vorgereinigtes) Abwasser aus Industrie und Gewerbe sowie vielerorts einen Anteil des Regenwassers (Mischwasserkanalisation) von versiegelten Flächen. Schwer abbaubare und nicht sorbierende Stoffe gelangen mit dem gereinigten Abwasser in die Gewässer und machen dort einen Grossteil der stofflichen Belastung durch Mikroverunreinigungen aus. Bei Stoffen, die auf den ARA sehr gut eliminiert werden, sind andere Eintragspfade, beispielsweise der Eintrag über Mischwasserentlastungen, von grösserer Bedeutung. Details zum Verhalten von Mikroverunreinigungen in ARA finden sich in Kapitel 6.

Eintrag über Mischwasserentlastungen

- *Mischwasserentlastungen:* Rund 70 % des Schweizerischen Siedlungsgebiets wird im Mischsystem entwässert (Maurer & Herlyn 2006). Bei stärkeren Niederschlägen sind die Mischsysteme überlastet und ein Teil des Abwassers (Gemisch aus unbehandeltem Ab- und Regenwasser) gelangt über Mischwasserentlastungen in die Gewässer. Man geht davon aus, dass auf diese Weise im Schweizerischen Mittelland etwa 1–4 % des ungereinigten Abwassers direkt in die Gewässer gelangt (Bürge et al. 2003).

Eintrag über Regenwassereinleitungen

- *Regenwassereinleitungen:* Rund 30 % der Siedlungsfläche werden im Trennsystem entwässert, d. h. neben dem Kanalisationsnetz für häusliches Abwasser besteht ein zweites Kanalisationsnetz, das Regenwasser von versiegelten Flächen direkt in die Gewässer ableitet. Die quantitative Bedeutung dieses Eintragspfades ist für die meisten Mikroverunreinigungen im kommunalen Abwasser vernachlässigbar. Für Stoffe, die im Aussenbereich von Siedlungen verwendet werden, wie gewisse Biozide oder Wirkstoffe des Materialschutzes, können Einträge über Regenwassereinleitungen aber von Bedeutung sein.

Eintrag über undichte Kanalisationen

- *Undichte Kanalisationen:* Eine Quantifizierung des Abwasserverlustes aus undichten Kanalisationen ist schwierig und stark vom lokalen Zustand des Kanalisationsnetzes abhängig. Je nach Lage der Leitungen und des Grundwasserspiegels kann es zu Wasserein- oder Abwasseraustritten kommen. Der Anteil des ungereinigten Abwassers, der über undichte Kanalisationen ins Grundwasser gelangt, kann zwischen nahezu 0 % und lokal über 10 % variieren (Rieckermann 2006). Zahlen über Fehlanschlüsse und undichte Hausanschlüsse fehlen gänzlich.

Bis 95 % des kommunalen Abwassers wird behandelt

Insgesamt werden etwa 90–95 % des kommunalen Abwassers in einer zentralen ARA behandelt, die restlichen 5–10 % gelangen ohne oder mit minimaler Behandlung in die Gewässer oder in den Untergrund (nicht angeschlossene Einwohner, Mischwasserentlastungen, Verluste im Kanalisationsnetz). Im Weiteren wird etwas mehr als die Hälfte des Regenwassers im Siedlungsgebiet direkt in ein Gewässer geleitet, etwa je ein Viertel werden direkt in den Untergrund versickert oder auf einer zentralen ARA behandelt (Schluep et al. 2006).

2.2.2 Eintragsdynamik

Kontinuierlicher Eintrag durch kommunales Abwasser

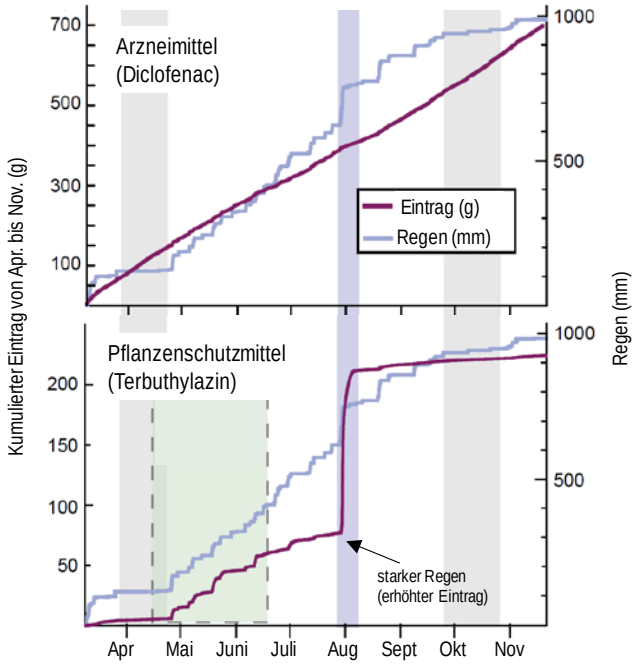
Arzneimittel und Haushaltchemikalien werden gemittelt über die Bevölkerung mehr oder weniger anhaltend und gleichmässig verwendet. Deren Rückstände gelangen daher näherungsweise kontinuierlich ins Abwasser und über die ARA in die Gewässer. Bei einigen dieser Stoffe sind ausgeprägte jahreszeitliche Schwankungen im Konsum festzustellen: So werden beispielsweise UV-Filter in Sonnencrèmes während der Sommermonate, Medikamente gegen Grippe oder Erkältung eher in den nass-kalten Monaten verwendet.

Komplexe Eintragsdynamik für Stoffe aus der Landwirtschaft

Bei Stoffen, die durch diffuse Eintragspfade in die Gewässer gelangen, ist in der Regel eine deutlich komplexere Eintragsdynamik zu beobachten. Im Projekt REXPO (Wittmer et al. 2010) wurde die Eintragsdynamik von Pflanzenschutz- und Arzneimitteln in unterschiedlichen Einzugsgebieten untersucht. In Abb. 2 sind die Einträge über das ganze Jahr je eines Stoffes aus kommunalem Abwasser und aus der Landwirtschaft dargestellt. Das verbreitet verwendete Schmerzmittel Diclofenac wird ganzjährig vorwiegend in Privathaushalten verwendet und deshalb gleichmässig mit dem kommunalen Abwasser eingetragen. Der Eintrag des landwirtschaftlichen Pflanzenschutzmittels Terbuthylazin zeigt im Gegensatz dazu eine hohe zeitliche Dynamik, da es nur während einer bestimmten Jahreszeit appliziert und bei Regenereignissen über Oberflächenabfluss und Drainagen direkt in die Gewässer eingetragen wird.

Abb. 2 > Eintragsdynamik von Mikroverunreinigungen

Aufsummierter Eintrag von Diclofenac und Terbuthylazin in ein kleines Gewässer. Während das Arzneimittel Diclofenac kontinuierlich mit dem kommunalen Abwasser in die Gewässer eingetragen wird, findet der grösste Eintrag des Pflanzenschutzmittels Terbuthylazin während eines starken Regenereignisses (Abschwemmung vom Feld) statt.



Wittmer et al. 2011

2.3 Nachteilige Einwirkungen von Mikroverunreinigungen

Chronische Belastung

Da viele Stoffe aus kommunalen ARA kontinuierlich in die Gewässer eingetragen werden, sind im Gewässer vergleichsweise geringe Konzentrationsschwankungen festzustellen. Das heisst, dass Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen im Gewässer diesen Belastungen permanent ausgesetzt sind – man spricht dabei von einer chronischen Belastung. Diese chronische Belastung kann je nach Substanz bereits in tiefen Konzentrationen im Bereich von wenigen Nanogramm bis zu Mikrogramm pro Liter zu nachteiligen Einwirkungen auf Wasserlebewesen führen. Zu den Einwirkungen, die bei umweltrelevanten Konzentrationen beobachtet worden sind, gehören:

- Hemmung der Photosynthese von Algen durch Stoffe mit herbizider Wirkung.
- Schädigung des Nervensystems von Wassertieren durch Insektizide.
- Beeinträchtigung der Fortpflanzung von Fischen und anderen Lebewesen (z. B. Schnecken) durch hormonaktive Stoffe (z. B. Östrogene (NFP50 2008, Kidd et al. 2007, Stalter et al. 2010a, Sumpter 2005)).

Spezifische Nebenwirkungen

Zudem können bestimmte Stoffe unerwünschte spezifische Nebenwirkungen bei Wasserlebewesen auslösen:

- Das weitverbreitete Schmerzmittel Diclofenac kann bei Fischen in umweltrelevanten Konzentrationen Nierenschäden verursachen (z. B. Hoeger et al. 2005).
- Flammschutzmittel, die z. B. in Polstermöbeln, in elektrischen und elektronischen Erzeugnissen oder in Gebäuden eingesetzt werden, um Brände zu verhindern, können bei Wasserlebewesen die Fortpflanzung beeinträchtigen (Legler & Brouwer 2003, Hamers et al. 2006).
- Daneben sind auch subtile, noch wenig untersuchte Schädigungen beispielsweise durch Insektizide möglich, z. B. Verhaltensstörungen (u.a. durch Beeinträchtigung der geruchlichen Orientierung) oder eine Schädigung des Immunsystems der Organismen (z. B. Clifford et al. 2005, Scholz et al. 2006).
- Die Situation wird dadurch verschärft, dass Stoffe mit ähnlichen Wirkmechanismen sich in ihrer Wirkung summieren. Zusätzliche Stressfaktoren wie UV-Strahlung, Temperaturanstieg und/oder eine Verschlechterung der Nahrungsversorgung und -qualität können die Schädigung ebenfalls beeinflussen. Unerwünschte Wirkungen können sich auch erst über mehrere Generationen manifestieren (z. B. Kidd et al. 2007, Heckmann et al. 2007).

Qualitätskriterien für schweizspezifische Stoffe werden hergeleitet

Zur Beurteilung der Wasserqualität wurde im Rahmen des Projektes «Strategie Micropoll» ein Vorschlag für ein Beurteilungs- und Erhebungskonzept erarbeitet (Götz et al. 2010b). Darin wurden unter anderem schweizspezifische Stoffe identifiziert (Anhang A1), für die Vorschläge für Qualitätskriterien erarbeitet wurden. Bei der Herleitung dieser Kriterien wurden die Vorgaben (European Commission 2010) der EU-Wasserrahmenrichtlinie verwendet. Da einige dieser Stoffe auch im Fokus der EU-Wasserrahmenrichtlinie sowie von EU-Mitgliedstaaten sind, erfolgten diese Arbeiten in enger fachlicher Abstimmung mit Partnern aus den entsprechenden Gremien in der EU.

2.3.1 Situation in den Oberflächengewässern der Schweiz

Nährstoff- und Schwermetalleinträge zurückgegangen

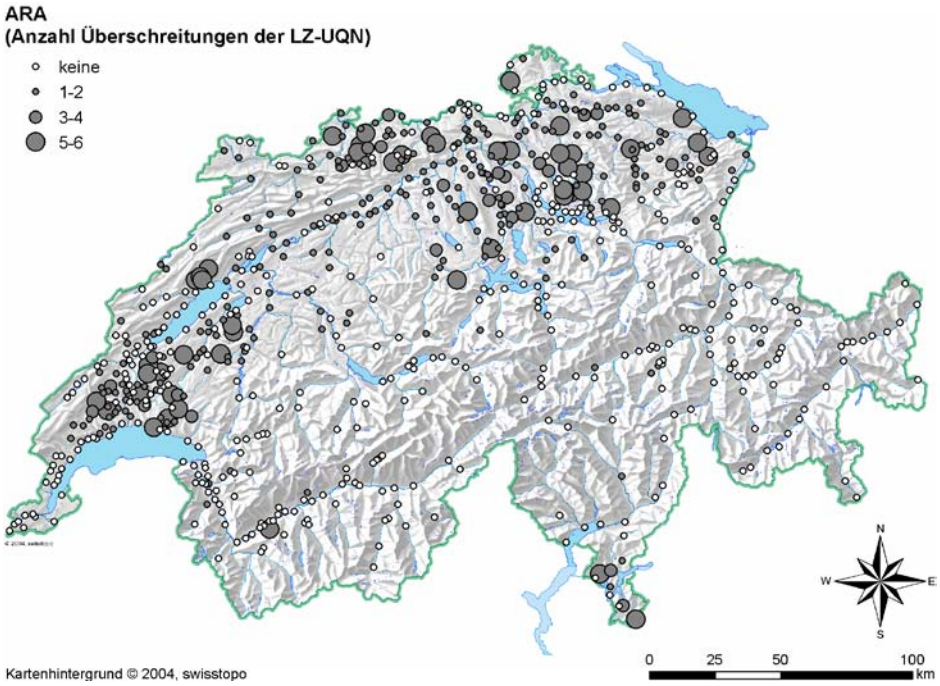
In den letzten 50 Jahren hat sich mit dem Bau und Erweiterungen von ARA die Wasserqualität signifikant verbessert. Dank des schweizweit guten Ausbaustandards sind Einträge von gelösten und ungelösten organischen Substanzen und Schwermetallen sowie Nährstoffeinträge (Stickstoff und Phosphor) stark zurückgegangen.

Mikroverunreinigungen belasten kleinere Fliessgewässer

Die Situationsanalyse in Schweizer Flüssen und Seen hat gezeigt, dass trotz effizienter gesetzgeberischer Instrumente und gutem Ausbaustandard der Kläranlagen nach wie vor gewisse Stoffe durch die Maschen des Netzes schlüpfen und in die Gewässer gelangen (Gälli et al. 2009; Ort et al. 2007; Schärer et al. 2010). Betroffen von Mikroverunreinigungen sind vor allem kleine und mittlere Fliessgewässer in dicht besiedelten Regionen. Insbesondere in Gewässern mit einem hohen Abwasseranteil sind für verschiedene Substanzen Konzentrationen anzutreffen, die fundierte ökotoxikologische Qualitätskriterien überschreiten. Für die am stärksten belasteten Gewässer kann insbesondere bei Niedrigwasser davon ausgegangen werden, dass Qualitätskriterien für verschiedene Substanzen gleichzeitig überschritten werden (Abb. 3). Dieser Befund wird durch verschiedene Messkampagnen in Fliessgewässern mit einem hohen Anteil an gereinigtem Abwasser bestätigt.

Abb. 3 > Anzahl der Überschreitungen der Qualitätskriterien für sechs Mikroverunreinigungen in verschiedenen Gewässerabschnitten der Schweiz

Es wurden die Konzentrationen von 15 Mikroverunreinigungen bei Niedrigwasser (Q347) modelliert. Maximal überschritten sechs (Azithromycin, Carbamazepin, Clarithromycin, Diazinon, Diclofenac, Ibuprofen) der 15 Stoffe das vorgeschlagene, stoffbezogene Qualitätskriterium (LZ-UQN). Die höchsten Belastungen wurden in kleineren Gewässern im Schweizer Mittelland gefunden.



Die Konzentrationen wurden mit dem nationalen Stoffflussmodell (Ort et al. 2007 und 2009) unter Berücksichtigung der aktuellen Vorschläge für Qualitätskriterien (Oekotoxzentrum 2011) berechnet. Die bekannten relevanten Metaboliten von Carbamazepin und Diclofenac wurden berücksichtigt.

Summe der Mikroverunreinigungen im tiefen mg/Liter Bereich

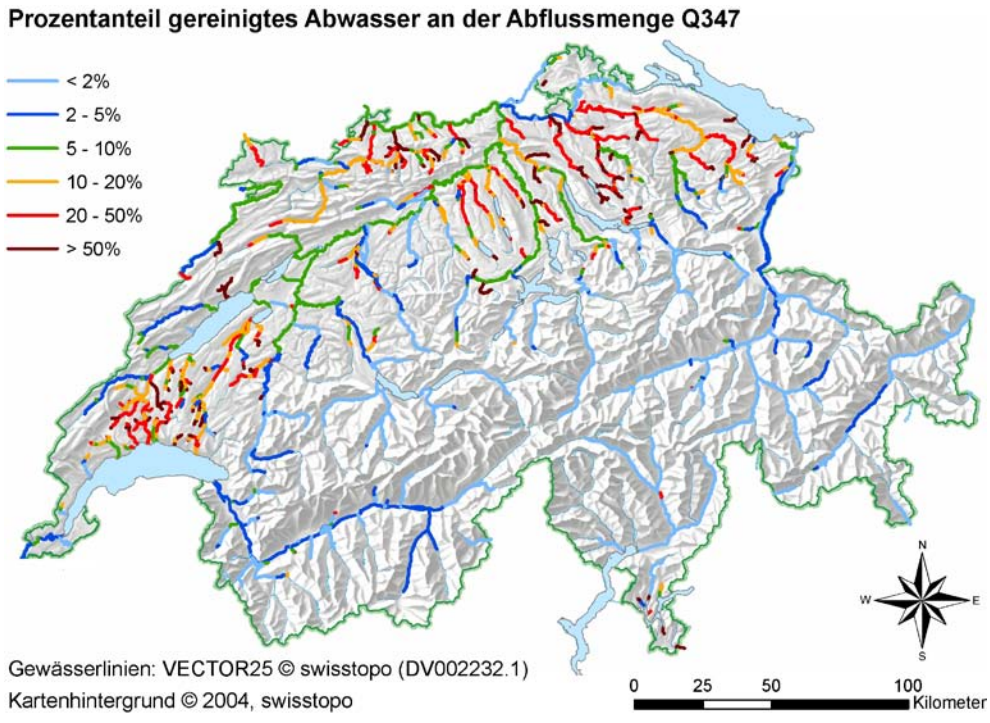
In einer Messkampagne bei verschiedenen ARA in der Schweiz wurden im Jahr 2010 Abwasserproben in 10 ARA mit einer Screeningmethode auf über 120 organische Spurenstoffe untersucht. In der Regel wurden etwa 60–70 Substanzen in den ARA-Ausläufen nachgewiesen. Die Summe der Konzentration der nachgewiesenen Stoffe war bei allen ARA grösser als 50 µg/l. Es ist davon auszugehen, dass die Gesamtkonzentration an organischen Spurenstoffen (und deren Umwandlungsprodukte) sogar noch deutlich höher ist. Eine frühere Studie schätzte den Anteil von organischen Spurenstoffen am refraktären Kohlenstoff im Auslauf der ARA auf über 10 %, also bis in den Milligramm pro Liter-Bereich (Schluep et al. 2006).

Anteil Abwasser in den Gewässern

Diese Erkenntnisse illustrieren, dass in belasteten Gewässern Effekte von Stoffmischungen wahrscheinlich ebenfalls eine Rolle spielen. Die Belastung der Gewässer durch diese Stoffgemische lässt sich über den Anteil an gereinigtem Abwasser im Gewässer abschätzen (Abb. 4).

Abb. 4 > Abwasseranteil in Schweizer Fliessgewässern

Anteil des gereinigten Abwassers bei Minimalabfluss (Q_{347}) in Schweizer Fliessgewässern. Insbesondere in kleinen und mittleren Fliessgewässern im Schweizer Mittelland wird ein Abwasseranteil von > 10 % erreicht.



BAFU 2010

Trinkwasserressourcen belastet

Hohe Abwasseranteile in den Fliessgewässern können auch zu Belastungen von Trinkwasserressourcen führen. Vor allem bei Fliessgewässern auf Lockergesteins-Grundwasserleitern gelangen schwer abbaubare Verbindungen aus dem kommunalen Abwasser über die Uferinfiltration ins Grundwasser (Blüm et al. 2005; Hanke et al. 2007; Reinhardt et al. 2010). Auch wenn diese Stoffe nach heutigen Erkenntnissen

keine Gefahr für die Gesundheit der Menschen bedeuten, stellen sie für die Trinkwasseraufbereitung eine zunehmende Herausforderung dar.

Situation in der EU vergleichbar

Studien aus verschiedenen EU-Staaten zeigen mit der Schweiz vergleichbare Befunde. Insbesondere in dicht besiedelten Regionen (z. B. Ruhrgebiet in Deutschland, Niederlande) sind die Gewässer ebenfalls stark mit organischen Spurenstoffen belastet (z. B. Pinnekamp et al. 2008, IKSR 2010a, b).

2.3.2 Relevanz der Spurenstoffe aus Sicht des Gewässerschutzes

Gewässerschutzgesetz (GSchG)

Die Schweizerische Gewässerschutzgesetzgebung bezweckt, die Gewässer vor nachteiligen Einwirkungen zu schützen (Art.1 GSchG). Das GSchG dient insbesondere:
a) der Gesundheit von Menschen, Tieren und Pflanzen;
b) der Sicherstellung und haushälterischen Nutzung des Trink- und Brauchwassers;
c) der Erhaltung natürlicher Lebensräume für die einheimische Tier- und Pflanzenwelt;
d) der Erhaltung von Fischgewässern;

Die Gesetzgebung verfolgt zwei Schutzziele:

- *Schutz der Ökosysteme:* Dies bedeutet den Schutz vor nachteiligen Einwirkungen. Diesbezüglich besteht bei den Mikroverunreinigungen Bedarf für eine Optimierung des Gewässerschutzes.
- *Schutz der Trinkwasserressourcen:* In der Schweiz wird ein Teil des Trinkwassers direkt oder indirekt aus Oberflächengewässern gewonnen. Obwohl nach heutiger Kenntnis von organischen Spurenstoffen keine Gefährdung des Menschen ausgeht, sollten Stoffeinträge in belastete Trinkwasservorkommen aus Vorsorgegründen reduziert werden und Trinkwasserressourcen generell vor solchen Einträgen geschützt werden.

Belastung durch Mikroverunreinigungen nimmt zu

Die Beeinträchtigung der Wasserqualität durch Mikroverunreinigungen betrifft insbesondere die dicht besiedelten Regionen der Schweiz (Abb. 3 und Abb. 9). In den letzten Jahren und Jahrzehnten konnte in diesen Regionen eine Zunahme der Bevölkerung beobachtet werden. Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass die stoffliche Belastung der Gewässer aufgrund folgender Faktoren weiter zunehmen wird:

- Weitere Zunahme der Bevölkerung
- *Änderung der Bevölkerungsstruktur:* Immer mehr ältere Menschen (zunehmender Medikamentenkonsum)
- Fortschreitende Chemisierung der Umwelt (z. B. zunehmende Komplexität der stofflichen Zusammensetzung von Produkten)
- *Klimawandel: Mehr Niedrigwasserphasen:* Schlechtere Verdünnung des Abwassers

2.4 Massnahmen zur Minimierung des Eintrags von Mikroverunreinigungen

Reduktion der Belastung möglich

Die Situationsanalyse zeigt, dass mit einer Optimierung der Siedlungsentwässerung in der Region des schweizerischen Mittellandes der Eintrag von Mikroverunreinigungen reduziert werden kann. Zur Beurteilung und Reduktion der Belastung der Gewässer sind verschiedene Massnahmen möglich und angezeigt.

2.4.1 Massnahmen an der Quelle

Verbot und Einschränkung des Gebrauchs

Massnahmen an der Quelle leisten einen wichtigen Beitrag an die Reduktion der Stoffeinträge in die Gewässer. Dazu gehören beispielsweise gesetzgeberische Instrumente wie Zulassungsverfahren für umweltrelevante Stoffe, Stoffverbote und Anwendungseinschränkungen sowie die Registrierung von in Verkehr gebrachten Mengen besonders umweltschädlicher Stoffe. In der Schweiz wird dieser Weg mittels der Chemikalien- (ChemV), der Chemikalien-Risikoreduktions- (ChemRRV), der Pflanzenschutzmittel- (PSMV) oder der Biozidprodukteverordnung (VBP) umgesetzt. Darüber hinaus können Massnahmen, die die Emissionen einschränken, auch durch Anreizsysteme (vgl. VOC-Lenkungsabgabe), intelligentes Produktdesign (z. B. waschmittelarme Waschmaschine) oder durch Beeinflussung des Verbraucherverhaltens (z. B. durch gezielte Informationskampagnen, Pfandsysteme oder angepasste Entsorgungswege) erreicht werden. Einen Schritt in diese Richtung macht auch die neue Chemikaliengesetzgebung der EU (Europäisches Parlament 2007), die seit Juni 2007 in Kraft ist. REACH bezweckt unter anderem, den Einsatz von Chemikalien nur für zugelassene Anwendungen zu beschränken.

2.4.2 Dezentrale Massnahmen/Massnahmen im Einzugsgebiet

Zusammenschluss von kleinen ARA oft sinnvoll

Die Optimierung der Siedlungsentwässerung durch organisatorische Massnahmen auf Stufe Abwassereinzugsgebiet ist nicht neu. Ein gezielter Zusammenschluss von kleinen, allenfalls ineffizienten Anlagen zu grossen Anlagen, die dem Stand der Technik entsprechen und optimal betrieben werden können, ist technisch oft sinnvoll. Abhängig von den geografischen Gegebenheiten ist damit häufig auch die Abwassereinleitung in grössere Gewässer möglich, die ein günstigeres Verdünnungsverhältnis aufweisen. Der Weg hin zu weniger, aber grösseren und damit effizienteren Anlagen, beziehungsweise grösseren Einzugsgebieten, erlaubt neue Organisationsformen, bei denen Fachkräfte zu professionellen Einheiten zusammengefasst für den Betrieb und Unterhalt der Anlagen verantwortlich sind. Insgesamt werden langfristig deutliche Kosteneinsparungen bei gleichzeitig verbesserter Effizienz der Anlagen erwartet. Bei der Evaluation von Zusammenschlüssen müssen neben den technischen Aspekten auch weitere Auswirkungen berücksichtigt werden (integrales Einzugsgebietsmanagement, siehe Wasseragenda 21).

Dezentrale technische Massnahmen

Eine weitere Option besteht darin, die Abwasserfracht bei relevanten Emittenten durch gezielte technische Massnahmen zu reduzieren (z. B. Separierung und Direktentsorgung von stark belasteten Abwässern bzw. spezifische Vorbehandlung). Solche dezentralen Massnahmen sind dann sinnvoll, wenn eine oder mehrere Punktquellen einen

grossen Anteil an der Gesamtfracht für Mikroverunreinigungen in einem Einzugsgebiet ausmachen (z. B. bei grossen Industriebetrieben, vereinzelt auch bei Spitälern und Alterspflegeheimen (Brügger et al. 2010, McArdell et al. 2011, Flöser & Beier 2010)).

Massnahmen im Kanalisationsnetz

Zu den wichtigen Optionen für eine Reduktion der Stoffeinträge gehören auch Massnahmen im öffentlichen und privaten Kanalisationsnetz, wie z. B. eine ausreichende Dimensionierung von Rückhaltebecken in Mischwasserkanalisationen und zweckdienlicher Unterhalt.

2.4.3 Zentrale Massnahmen auf ARA (end-of-pipe)

Weitergehende Reinigungsverfahren auf ARA notwendig

Unter dem «end-of-pipe»-Ansatz werden diejenigen Massnahmen verstanden, die zu einer deutlichen Verbesserung der Reinigungsleistung auf den ARA führen. Da ein Grossteil der Mikroverunreinigungen über die Siedlungsentwässerung in die Gewässer gelangt, kommt den ARA eine zentrale Bedeutung zu.

- In Kapitel 6 wird gezeigt, dass die biologische Reinigungsleistung der ARA bezüglich Mikroverunreinigungen mehr oder weniger verfahrensunabhängig ist. Mit einer Nachrüstung auf Nitrifikation kann bei bestehenden, nur kohlenstoffabbauenden Anlagen im Durchschnitt eine leichte Verbesserung erzielt werden.
- *Weitergehende Verfahren:* Eine deutliche Reduktion des Eintrags von organischen Spurenstoffen aus der Siedlungsentwässerung ist nur zu erreichen, wenn ARA zielorientiert mit weitergehenden Reinigungsverfahren ausgerüstet werden. Dazu zählen nach dem aktuellen Erfahrungsstand insbesondere die Adsorption an Aktivkohle und die Ozonung. Kapitel 4 gibt einen Überblick über die verschiedenen Verfahren und deren Eignung zur Entfernung von Mikroverunreinigungen aus dem Abwasser. Eine Nachrüstung bestehender ARA mit einem weitergehenden Verfahren ist mit zusätzlichem Platz- und Energiebedarf sowie einer Erhöhung der Betriebskosten verbunden.

2.5 Fazit

Die Vorarbeiten zum Projekt «Strategie Micropoll» sowie die Arbeiten in den Themenblöcken «Situationsanalyse, Nachweis Handlungsbedarf» und «Beurteilungskonzept» lassen folgende Schlüsse zu:

Belastung der Gewässer in der Schweiz

- Obwohl in der Schweiz über 90 % des Abwassers in ARA gereinigt wird, ist gereinigtes Abwasser die bedeutendste Punktquelle für den Eintrag verschiedener Mikroverunreinigungen. Messungen und Modellrechnungen zeigen, dass in Gewässern mit einem hohen Abwasseranteil vorgeschlagene Qualitätsziele für verschiedene Stoffe nicht eingehalten werden können.

Nachteilige Einwirkungen im Gewässer

- Mikroverunreinigungen wirken sich in belasteten Gewässern negativ auf Wasserlebewesen aus. Im Weiteren wurden Mikroverunreinigungen aus dem kommunalen Abwasser in belasteten Trinkwasservorkommen nachgewiesen.

Reduktion von Mikroverunreinigungen nötig

> Die Befunde der Situationsanalyse zeigen, dass insbesondere in den dicht besiedelten Regionen des schweizerischen Mittellandes Massnahmen zur Reduktion der Stoffeinträge zum Schutz der aquatischen Ökosysteme und der Trinkwasserressourcen notwendig sind.

Massnahmenkombinationen sinnvoll

> Der Eintrag von organischen Spurenstoffen in die Gewässer kann mittels gesetzgeberischer Aktivitäten, mit Massnahmen an der Quelle und im Einzugsgebiet oder – end of pipe – durch Nachrüstung von ARA vermindert werden. Aufgrund der Vielzahl der Stoffe, Anwendungen und Eintragspfade sind weder gesetzgeberische Massnahmen noch Massnahmen an der Quelle ausreichend, eine flächendeckende und signifikante Reduktion der Einträge zu erzielen. Mit Massnahmen bei kommunalen ARA kann die Wasserqualität in Gewässern mit einem hohen Anteil an gereinigtem Abwasser deutlich verbessert werden. Werden Massnahmen realisiert, ist darauf zu achten, dass diese nach einem Gesamtkonzept unter Berücksichtigung weiterer Faktoren wie z. B. Effektivität und Wirtschaftlichkeit umgesetzt werden.

3 > Heutige Abwasserreinigung in der Schweiz

Die Abwasserreinigung musste in den letzten Jahrzehnten immer wieder an neue Herausforderungen angepasst werden. So werden heute Feststoffe, leicht abbaubare organische Stoffe, sowie die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor weitgehend aus dem Abwasser entfernt. Mit weitergehenden Verfahren auf ARA können auch Mikroverunreinigungen effizient entfernt werden.

3.1 Ziele der Siedlungsentwässerung und Abwasserreinigung

Schwemmkanalisation verbessert die hygienischen Verhältnisse

Die Schwemmkanalisation, wie wir sie heute in der Schweiz kennen, wurde in den meisten Schweizer Städten erst gegen Ende des 19. oder anfangs des 20. Jahrhunderts eingeführt (Brentano 1934). Die Schwemmkanalisation hatte zwei grosse Vorteile: indem das Schmutz- und Niederschlagswasser unterirdisch abgeleitet wurde, verbesserten sich einerseits die hygienischen Verhältnisse, andererseits wurden Siedlungen besser vor Überschwemmungen geschützt. Die «sanitäre Revolution» (Einführung von Abwasserentsorgung und Trinkwasserversorgung) wurde 2007 in einer Umfrage des British Medical Journal noch vor der Entdeckung der Antibiotika zum bedeutendsten medizinischen Meilenstein seit 1840 gewählt (Ferriman 2007).

Ziele: Hygiene, Ableitung von Niederschlagswasser, Gewässerschutz

Mit zunehmender Bevölkerungszahl und Besiedlungsdichte verschlechterte sich aufgrund der Abwassereinleitungen die Wasserqualität in den Schweizer Gewässern, so dass die ersten mechanischen Kläranlagen schon bald mit einer biologischen Reinigungsstufe ergänzt wurden (1917 in St. Gallen). Die historischen Zielsetzungen der Siedlungsentwässerung und Abwasserreinigung waren:

- Sicherstellung von hygienischen Verhältnissen im Siedlungsgebiet.
- Ableiten von Niederschlagswasser, um Überschwemmungen im Siedlungsgebiet zu vermeiden.
- Schutz der Gewässer vor nachteiligen Einwirkungen.

Diese Zielsetzungen wurden ab den 1960er-Jahren in der Umwelt- und Gewässerschutzgesetzgebung politisch festgeschrieben und finden sich auch in der aktuellen schweizerischen Gewässerschutzgesetzgebung (z. B. GSchG, Art. 1; Art. 6 und 7).

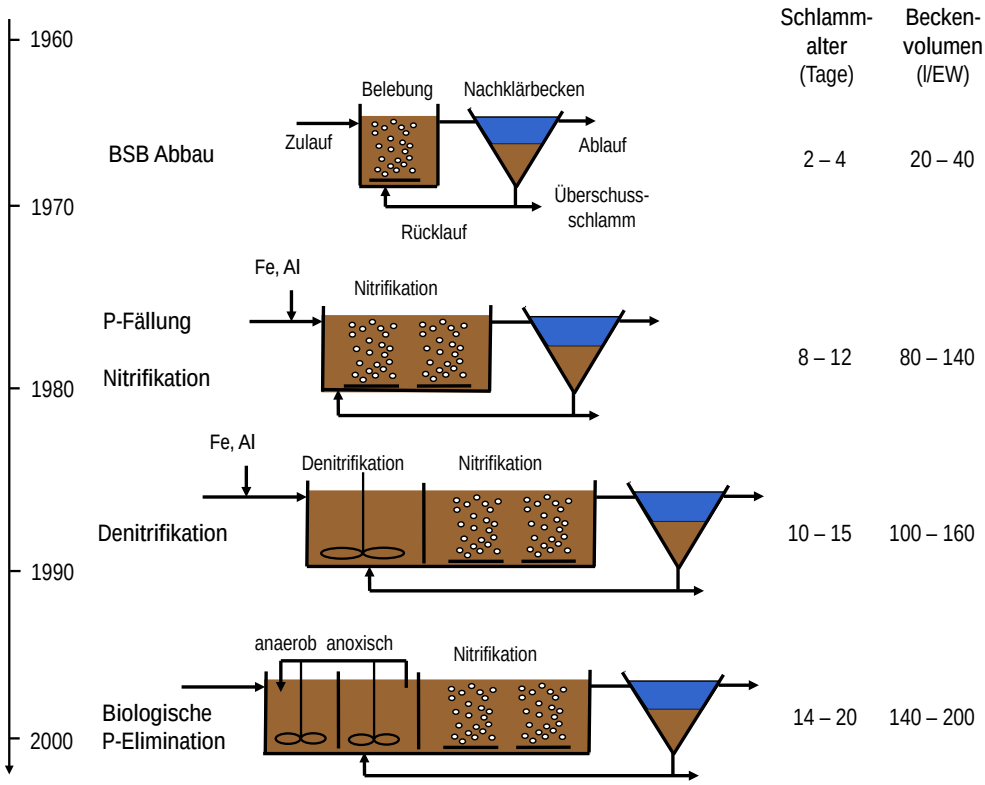
3.2 Prinzip der heutigen Abwasserreinigung

Anforderungen an die Abwasserreinigung steigen

Die ersten Kläranlagen funktionierten rein mechanisch und dienten der Feststoffabtrennung. Die stetig steigende Bevölkerungszahl und -dichte und die damit verbundenen Stoffeinträge in die Gewässer sowie verschiedene Nutzungskonflikte führten zu steigenden Anforderungen an die Abwasserreinigung (Abb. 5).

Abb. 5 > Steigende Anforderungen an die Abwasserreinigung in den letzten Jahrzehnten

Die Schweizer ARA wurden schrittweise erweitert, um auf Probleme in Gewässern zu reagieren. So führte beispielsweise die Überdüngung von Seen im Mittelland zur Einführung der chemischen Reinigung (P-Elimination). Diese Entwicklung wird weitergehen.



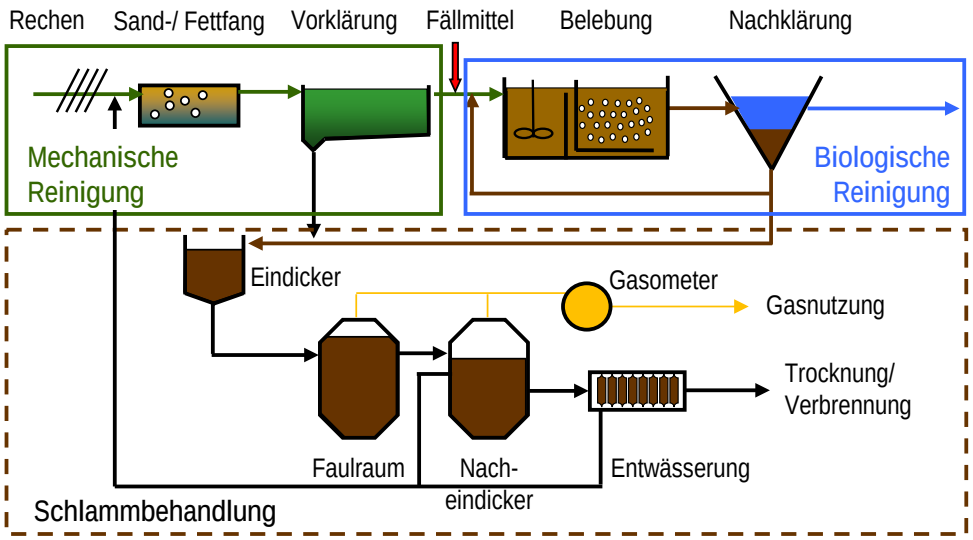
Siegrist et al. 2003

ARA entfernen viele Stoffe

Die heutigen ARA sind auf die Entfernung/Umwandlung von Feststoffen, leicht bis mittelschwer abbaubaren organischen Stoffen, Stickstoff und Phosphor ausgelegt. Zusätzlich werden viele organische Stoffe und Schwermetalle in den Klärschlamm eingebunden sowie pathogene Keime teilweise entfernt. Um diese Abwasserinhaltsstoffe entfernen zu können, sind mehrere Reinigungsstufen notwendig. Ein typisches Verfahren ist in Abb. 6 gezeigt.

Abb. 6 > Fliessschema einer typischen Schweizer ARA

Eine ARA umfasst in der Regel eine mechanische, biologische und chemische Reinigung, sowie eine Schlammbehandlung. Im Beispiel nicht gezeigt ist die abschliessende Filtration (nach der Nachklärung), wie sie oft bei ARA, die in Seen oder empfindliche Gewässer einleiten, vorgeschrieben ist.



Darstellung nach Gujer 2002

Heutige ARA bestehen üblicherweise aus drei Reinigungsstufen und der Schlammbehandlung:

Mechanische Reinigung: Entfernung von Feststoffen

> *Mechanische Reinigung:* Die mechanische Reinigung erfolgt mittels Rechen und Sieben, dem Sandfang, dem Öl- und Fettfang sowie der Vorklärung. In der mechanischen Reinigung werden Grobstoffe, sowie Stoffe mit einer grösseren und geringeren Dichte als Wasser abgetrennt. Ein Teil dieser Stoffe wird in der Schlammbehandlung weiterbehandelt, der Rest wird verbrannt oder deponiert.

Biologische Reinigung: Abbau von gelösten Stoffen

> *Biologische Reinigung:* In der biologischen Reinigung werden die gelösten organischen Abwasserinhaltsstoffe biologisch abgebaut, bzw. umgewandelt. Ein Teil der Stoffe wird für das Wachstum der Biomasse (Belebtschlamm) genutzt, ein anderer Teil in CO_2 umgewandelt, ein kleiner Rest der Inhaltsstoffe gelangt über den ARA-Auslauf in die Gewässer. In der biologischen Reinigung werden je nach Ausbaugrad auch Ammonium in Nitrat (Nitrifikation) und das Nitrat in Luftstickstoff (Denitrifikation) umgewandelt. Ein Teil des Stickstoffs und des Phosphors wird biologisch in den Klärschlamm eingebunden.

Chemische Reinigung: Entfernung von Phosphor

> *Chemische Reinigung:* Durch die chemische Reinigung wird das überschüssige Phosphat entfernt. Dies geschieht in der Regel durch Zugabe von Fällmitteln (Eisen- oder Aluminiumsalze) in die mechanische oder biologische Reinigungsstufe. Die Fällmittel reagieren mit dem Phosphat zu Metall-Phosphat-Komplexen. Diese Fällungsprodukte werden mit dem Klärschlamm abgezogen. Anlagen mit biologischer Phosphorelimination können mindestens teilweise die chemische Phosphorelimination ersetzen.

Schlammbehandlung: Verwertung und Entsorgung von Klärschlamm

> *Schlammbehandlung:* Der anfallende Klärschlamm wird eingedickt, teilweise gefault (Klärgasproduktion), entwässert, evtl. getrocknet und schliesslich verbrannt. In der Schweiz ist die Ausbringung des Klärschlamms in die Landwirtschaft seit 2008 verboten, weil er potenzielle Krankheitserreger, Schwermetalle und organische Schadstoffe enthält. Durch die Verwertung von Klärgas kann Energie gewonnen werden.

3.3 Ausbaugrad der kommunalen Kläranlagen

Über 700 ARA in der Schweiz

In der Schweiz gibt es rund 750 Kläranlagen mit einer Grösse von über 500 Einwohnerwerten (BAFU 2006). Die 9 grössten ARA der Schweiz (, %) behandeln etwa einen Viertel des gesamten Abwassers, die «kleinen» Anlagen < 10 000 Einwohnerwerte knapp 20 %. Der Ausbaustandard der Schweizer ARA ist relativ hoch. Das BAFU teilt die ARA in Abhängigkeit der vorhandenen Behandlungsstufen in verschiedene Kategorien ein (Tab. 1). Eine mechanische Reinigung ist bei allen Anlagen vorhanden. Abgesehen von einigen wenigen kleinen ARA verfügen alle mindestens über eine biologische Reinigung (Abb. 7).

Tab. 1 > Kategorisierung von ARA in Abhängigkeit der vorhandenen Reinigungsstufen

Kategorie	BSB-Abbau	P-Elimination	Filtration	Nitrifikation	Denitrifikation	Weitergehende Verfahren
A	x					
B	x	x				
C	x	x	x			
D	x			x		
E	x	x		x		
F	x	x	x	x		
G	x			x	x	
H	x	x		x	x	
I	x	x	x	x	x	
J	x	x	x	x	x	x

VSA/FES 2006

Hoher Ausbaustandard

Abb. 7 und Abb. 8 zeigen den Ausbaugrad der ARA nach Behandlungsstufe sowie die jeweils behandelten Abwassermengen. Über 60 % des Abwassers wird in einer nitrifizierenden Anlage behandelt (Kategorien D-J), eine P-Elimination erfolgt in nahezu allen ARA (96 % des Abwassers).

Abb. 7 > Anzahl ARA nach Kategorie

Verteilung der ARA in die verschiedenen Kategorien.

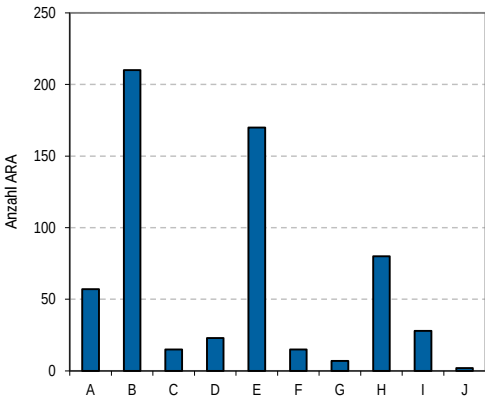
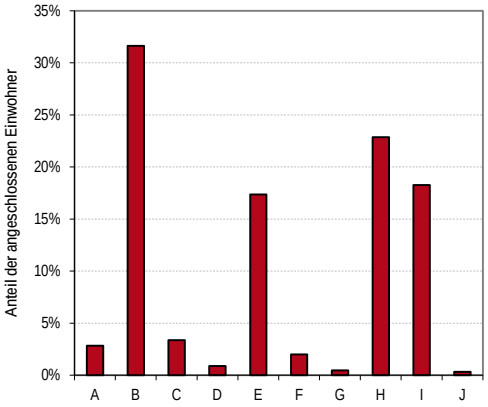


Abb. 8 > Angeschlossene Einwohner nach Kategorie

Etwa 60 % des Schweizer Abwassers wird nitrifiziert.



Datengrundlage: ARA-Datenbank BAFU mit Angaben zu 630 ARA

3.4 Leistung und Kosten der Abwasserreinigung

3.4.1 Reinigungsleistung

ARA leisten einen bedeutenden Beitrag zum Gewässerschutz

In Tab. 2 sind einige Kennzahlen der schweizerischen Abwasserreinigung aufgeführt. Obwohl nur etwa 40 % des Abwassers in Anlagen mit Stickstoffentfernung behandelt werden (Abb. 8, Kategorien G-I), werden rund 45 % des Stickstoffs entfernt. Dies ist neben der Denitrifikation auf die Inkorporation in den Klärschlamm zurückzuführen. Rund 95 % des Abwassers werden mit P-Elimination behandelt, damit werden insgesamt 90 % des Phosphors aus dem Abwasser in den Klärschlamm eingebunden. Da Phosphor eine endliche Ressource ist, ist es sinnvoll, den Klärschlamm als Ressource zu betrachten und den Phosphor zurückzugewinnen, sobald effiziente und wirtschaftliche Verfahren zur Verfügung stehen (Hermann 2009). Mit einem konsequenten P-Recycling könnte praktisch der gesamte Mineraldüngerbedarf an Phosphor in der Schweiz gedeckt werden.

Tab. 2 > Kennzahlen der Schweizer Abwasserreinigung

Leistung der heutigen Abwasserreinigung in Bezug auf die Entfernung/Umwandlung der wichtigsten Abwasserinhaltsstoffe.

	Zulauf/Menge	Ablauf	Elimination	Quelle
Abwasser [Mio. m³/a]	1410			VSA & KI 2011
CSB [t/a]	490 000	37 000	92 %	VSA & KI 2011
Stickstoff	40 000	21 000	47 %	VSA & KI 2011
Phosphor	6400	720	89 %	VSA & KI 2011
Klärschlamm [t TS/a]	200 000			Hermann 2009

3.4.2 Energieverbrauch und Kosten der Abwasserreinigung

Sowohl der Energieverbrauch als auch die spezifischen Investitions- und Betriebskosten einer ARA hängen von der Anlagengrösse, der Verfahrenstechnik, der Reinigungsleistung und der Art der Schlammbehandlung ab. Da in der Regel der grösste Teil der Energie auf ARA in Form von Elektrizität verbraucht wird, werden im Folgenden Energie und Strom gleichgesetzt. In Tab. 3 sind die durchschnittlichen Energieverbräuche und Kosten für verschiedene Anlagengrössen aufgeführt. Für die Umrechnung der spezifischen Kosten wurde ein mittlerer Abwasseranfall von 125 m³/EW/a verwendet (VSA & KI 2011).

Tab. 3 > Spezifischer Energieverbrauch und Kosten der Abwasserreinigung in Abhängigkeit der Anlagengrösse

Energieverbrauch und Kosten sind abhängig von der Anlagengrösse. Die Spalte «Kosten ARA» beinhalten nur die Kosten für die Abwasserreinigung (Kapital- und Betriebskosten), die Spalte «Kosten Total» zusätzliche die Kapital- und Betriebskosten des Kanalisationsnetzes. Der zugrundeliegende Abwasseranfall liegt bei 125 m³/EW/a.

	Energie		Kosten ARA		Kosten Total	
	kWh/m³	kWh/EW/a	Fr./m³	Fr./EW/a	Fr./m³	Fr./EW/a
100–1000	0,64	80	1.90	239	3.15	395
1000–10 000	0,40	51	1.20	149	2.30	289
10 000–50 000	0,31	39	0.70	90	1.55	194
> 50 000	0,31	40	0.55	67	1.35	172
Durchschnitt CH	0,33	41	0.71	89	1.60	199

Datengrundlage: VSA & KI 2011, Mittlerer Abwasseranfall 125 m³/EW/a

Der spezifische Brutto-Energieverbrauch (Energieverbrauch ohne Berücksichtigung der Eigenproduktion) liegt bei rund 0,33 kWh/m³ Abwasser (VSA & KI 2011), resp. 41 kWh/EW/a. Da viele ARA durch die Verwertung des Klärschlammes Strom (und/oder Wärme) erzeugen, liegt der Netto-Energieverbrauch (Strombezug vom Netz) tiefer, wobei der Eigendeckungsgrad sehr variabel ist. Der gesamte Energieverbrauch der schweizerischen ARA betrug 2001 ca. 420 GWh/a (VSA & Energie Schweiz 2010). Heute liegt er im Bereich zwischen 450–510 GWh/a (Abschätzung aus VSA & KI 2011, resp. Kind & Levy 2012). Das entspricht rund 0,8 % des Schweizer Stromverbrauchs. 2009 produzierten die Schweizer ARA 116 GWh Strom (BFE 2010). In diesen Energiezahlen nicht berücksichtigt ist die Verwertung des Klärschlamms. Dieser wird heute in separaten Klärschlammverwertungsanlagen, Kehrichtverbrennungsanlagen oder Zementwerken verbrannt.

Stromverbrauch der Schweizer ARA: ca. 480 GWh/a

Die Gesamtkosten (Betrieb und Amortisation) der Abwasserreinigung (nur ARA) betragen rund 1 Mrd. Fr./a, die Gesamtkosten der Abwasserentsorgung (ARA und Kanalisation) belaufen sich auf 2.2 Mrd. Fr. (VSA & KI 2011).

Jährliche Kosten der Abwasserreinigung: rund 1 Mia. Fr.

3.4.3 Zukunft der Abwasserreinigung

Der Ausbaugrad und die Leistungen der Abwasserreinigung in der Schweiz befinden sich heute auf einem hohen Niveau. Die künftige Entwicklung des Energieverbrauchs und der Kosten ist schwierig vorherzusagen. Die fortschreitende Professionalisierung sowie Effizienzsteigerungen führen zu sinkenden, die erhöhten Anforderungen an die Wasserqualität eher zu steigenden Kosten und Energieverbrauch.

Die technische Entwicklung der ARA wird sich fortsetzen: Dem Ziel, Schutz der Gewässer, wird auch in Zukunft oberste Priorität zugeordnet. Der Rückhalt von unerwünschten Stoffen wie Mikroverunreinigungen, Nanopartikeln sowie pathogenen Keimen wird an Bedeutung gewinnen. Aufgrund der beschränkten Ressourcen wird in Zukunft auch die Rückgewinnung von Wertstoffen (z. B. Phosphor oder Biopolymere aus Klärschlamm, Energie) an Notwendigkeit gewinnen. Ausbleibende Niederschläge und damit zumindest saisonale Wasserknappheit werden allenfalls auch ein Recycling des gereinigten Abwassers, beispielsweise als Brauchwasser in Industrie und Gewerbe, fördern.

ARA sind einem steten Wandel unterworfen

3.5 Elimination von Mikroverunreinigungen in heutigen ARA

Die heutigen ARA sind nicht auf die Elimination von Mikroverunreinigungen ausgelegt. In den verschiedenen Reinigungsstufen von kommunalen ARA wird zwar eine Vielzahl von abbaubaren organischen Verbindungen entfernt, zahlreiche schwerabbaubare gewässergängige Mikroverunreinigungen werden jedoch ungenügend oder gar nicht eliminiert.

Schweizweit verbreitete Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser

Für analytische Untersuchungen im Gewässer und in ARA, wie beispielsweise die Bestimmung der Entfernungsraten von Spurenstoffen oder als Indikatorsubstanzen für die Belastung der Gewässer mit Abwasser, können weit verbreitete Mikroverunreinigungen stellvertretend für die Gesamtheit der Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser gemessen werden. Eine solche Stoffliste, sogenannte «schweizspezifische Stoffe» wurde im Projekt «Strategie Micropoll» hergeleitet und umfasst rund 40 Substanzen (Götz et al. 2010b).

Fünf Mikroverunreinigungen, die häufig diskutiert werden, sind:

- *Benzotriazol (Korrosionsschutzmittel und Zusatz in Geschirrspülmitteln),*
- *Carbamazepin (Antiepileptikum),*
- *Diclofenac (Schmerzmittel),*
- *Mecoprop (Pflanzenschutzmittel und Materialschutz) und*
- *Sulfamethoxazol (Antibiotikum).*

Diese fünf Stoffe werden schweizweit verbreitet eingesetzt und in kommunalen ARA mit dem heutigen Ausbaustandard nicht oder nur ungenügend aus dem Abwasser entfernt. Sie werden daher häufig in Gewässern nachgewiesen.

Elimination in erster Linie abhängig von Stoffeigenschaften

Die Eliminationsleistungen der ARA variieren für Mikroverunreinigungen, abhängig von der betrachteten Substanz, zwischen 0 und nahezu 100 %. Die wichtigsten Eliminationsprozesse für Mikroverunreinigungen in ARA ohne weitergehende Reinigungsstufe sind die Adsorption an Feststoffe (Schlamm) und der biologische Abbau, resp. Umwandlung. Die Elimination ist in erster Linie von den Stoffeigenschaften und in zweiter Linie vom Ausbaugrad der ARA abhängig. Entscheidend sind die Verteilungseigenschaften zwischen Feststoffen und Wasserphase und die biologische Abbaubarkeit der Substanzen. So werden gewässergängige und schwerabbaubare Mikroverunreinigungen in den vorhandenen Reinigungsstufen praktisch nicht zurückgehalten und gelangen über den Auslauf zu einem grossen Teil ins Gewässer. Insgesamt wird in der biologischen Stufe einer ARA die Toxizität des Abwassers für Wasserlebewesen deutlich reduziert.

Geringfügig besserer Abbau in ARA mit Nitrifikation

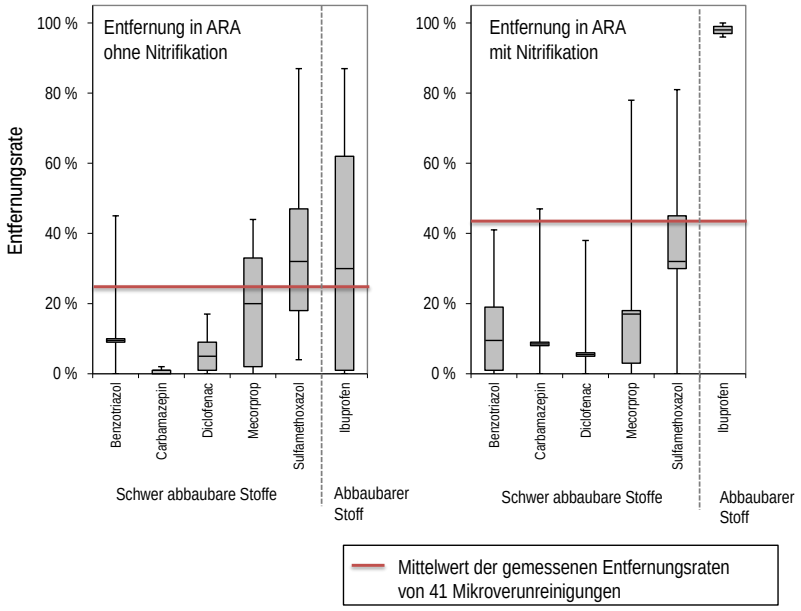
Einen ausbaugradbedingten Unterschied der Eliminationsleistung konnte man für ARA mit nitrifizierender Stufe und ARA ohne nitrifizierende Stufe feststellen: Die durchschnittliche Elimination von Mikroverunreinigungen (Durchschnitt der Elimination aller gemessenen Substanzen) liegt bei nitrifizierenden ARA (Schlammalter ca. 10 Tage) bei ca. 40–50 %, bei nicht nitrifizierenden ARA (Schlammalter 1–4 Tage) bei ca. 20 %. Eine weitere Erhöhung des Schlammalters verbessert die (mittlere) Eliminationsleistung nicht signifikant.

In Abb. 9 sind durchschnittliche Eliminationsleistungen kommunaler ARA für eine Auswahl von weit verbreiteten Mikroverunreinigungen dargestellt. Die persistenten Stoffe Benzotriazol, Carbamazepin, Diclofenac, Mecoprop und Sulfamethoxazol (siehe Textbox Seite 35) werden sowohl in ARA mit Nitrifikation als auch in ARA ohne

Nitrifikation nicht zu nennenswerten Anteilen aus dem Abwasser entfernt. Ein Beispiel für einen Stoff, der erst ab einem bestimmten Schlammalter abgebaut wird, ist das Antirheumatikum Ibuprofen. Mehr Informationen zum Verhalten von Mikroverunreinigungen in heutigen kommunalen ARA finden sich in Kapitel 6.

Abb. 9 > Entfernung von Mikroverunreinigungen in heutigen ARA

BoxPlot Darstellung der Entfernungsraten von sechs weit verbreiteten Mikroverunreinigungen in ARA mit und ohne Nitrifikation. Total wurden die Entfernungsraten von 41 Substanzen bestimmt. Der Mittelwert über alle 41 gemessenen Substanzen ist rot eingezeichnet.



Daten aus Abegglen et al. 2010

3.6 Fazit

Hauptziel Gewässerschutz

> Das Hauptziel der Abwasserreinigung ist der Schutz der Gewässer vor nachteiligen Einwirkungen. Der hohe Ausbaugrad der schweizerischen ARA trägt wesentlich zur guten Wasserqualität der Oberflächengewässer bei.

Ungenügende Entfernung von Mikroverunreinigungen in heutigen ARA

> Mikroverunreinigungen werden in heutigen ARA nicht ausreichend entfernt, so dass die ARA-Ausläufe den bedeutendsten Pfad für den kontinuierlichen Eintrag verschiedener Mikroverunreinigungen in die Gewässer darstellen. Die weitergehende Abwasserreinigung stellt dementsprechend eine neue Zielsetzung für die kommunalen ARA dar.

Jährliche Kosten ca. 130 Fr./Einwohner

> Die jährlichen Kosten der Abwasserreinigung belaufen sich auf knapp 1 Mrd. Fr., resp. 130 Fr. pro Einwohner (oder 90 Fr./EW/a).

Eigendeckungsgrad 25 %

> Der Brutto-Stromverbrauch der schweizerischen ARA liegt bei ca. 450–510 GWh/a, das entspricht 0,33 kWh/m³ gereinigtes Abwasser. Rund ein Viertel des Verbrauchs (ca. 120 GWh/a) wird durch die Klärgasgewinnung in der Schlammbehandlung produziert.

4 > Verfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen

Aus der Trinkwasseraufbereitung sowie der Behandlung von Badewasser und Industrieabwasser ist eine breite Palette von Verfahren zur Entfernung von Mikroverunreinigungen bekannt. Für die Anwendung mit kommunalem Abwasser stehen nach heutigem Wissen vor allem die Behandlung mit Pulveraktivkohle sowie die Ozonung im Vordergrund. Bei anderen Verfahren besteht noch Forschungsbedarf oder sie sind für kommunales Abwasser nicht geeignet.

4.1 Überblick über die betrachteten Verfahren

Diverse Technologien möglich

Eine Verbesserung der Eliminationsleistung bezüglich Mikroverunreinigungen in kommunalen ARA ist nur mit weitergehenden Verfahren möglich. Aus der Trinkwasseraufbereitung, sowie der Industrie- und Badewasseraufbereitung sind diverse Verfahren bekannt, die zur Elimination von ausgewählten Substanzen oder Stoffgruppen eingesetzt werden. Die Verfahren können aufgrund ihres Wirkmechanismus in vier Gruppen eingeteilt werden:

Adsorptive Verfahren: Stoffe lagern sich an Oberflächen an

- *Adsorptive Verfahren:* Das Abwasser wird mit einem Adsorbens mit grosser Oberfläche in Kontakt gebracht, sei es durch Zugabe des Adsorbens oder indem das Abwasser durch eine Adsorbenspackung geleitet wird. Die Inhaltsstoffe lagern sich an diesen Oberflächen an. Das beladene Adsorbens muss periodisch entfernt und weiterbehandelt werden. Als Adsorbens steht für die Spurenstoffelimination Aktivkohle im Vordergrund.

Biologische Verfahren: Stoffumwandlung durch Mikroorganismen

- *Biologische Verfahren:* Bei biologischen Verfahren werden die Abwasserinhaltsstoffe durch Mikroorganismen abgebaut oder umgewandelt. Die Abbau- bzw. Umwandlungsprodukte sind in der Regel unbekannt. Da die heutigen ARA bereits über eine biologische Stufe verfügen und die Mikroverunreinigungen nur ungenügend zu entfernen vermögen, sind biologische Verfahren für die weitergehende Entfernung von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser nicht oder nur bedingt geeignet.

Oxidative Verfahren: Stoffumwandlung durch Oxidationsmittel

- *Oxidative Verfahren:* Durch Zugabe eines Oxidationsmittels in den Abwasserstrom werden die Stoffe oxidiert, d. h. in ihrer chemischen Struktur verändert. Dadurch verlieren die Ausgangssubstanzen in der Regel ihre Wirkung, sie werden aber in meist unbekannte Reaktionsprodukte umgewandelt. Zu diesen Verfahren gehören die Ozonung, Chlorung, Advanced Oxidation Processes (AOP), Ferrat, Photolyse.

> *Physikalische Verfahren:* Dazu gehören in erster Linie Filtrationsverfahren (Nanofiltration und Umkehrosmose). Das Abwasser wird über einen Filter geleitet, wobei die Inhaltsstoffe aufgrund ihrer Grösse (oder Ladung) zurückgehalten werden. Das zurückgehaltene Abwasser mit den konzentrierten Schmutzstoffen muss anschliessend weiterbehandelt werden.

Physikalische Verfahren: Zurückhalten von Stoffen

Es sind auch Kombinationen von verschiedenen Verfahren möglich. Die Tab. 4 gibt einen Überblick über mögliche Verfahren, ihren Wirkmechanismus und die Einsatzgebiete.

Verfahrenskombinationen möglich

Tab. 4 > Überblick über mögliche weitergehende Verfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser

Die Verfahren sind nach Wirkmechanismen sortiert.

Verfahren	Anwendung (Beispiele)	Ziel Anwendung
Adsorptive Verfahren		
Fällung/Flockung	Kommunale Abwasserreinigung	P-Fällung
Granulierte Aktivkohle (GAK)	Trinkwasseraufbereitung	Rückhalt persistenter Verbindungen
Pulveraktivkohle (PAK)	Industrie	Entfärbung, Rückhalt persistenter Verbindungen
Ionentauscher	Industrie, Haushalte	Wasserenthärtung
Nanoflockung	Forschungsstadium	Flockung
Biologische Verfahren		
Abwasserteiche	Kommunale Abwasserreinigung	Abwasserreinigung
Pflanzenkläranlagen	Kommunale Abwasserreinigung	Abwasserreinigung
Sandfilter	Kommunale Abwasserreinigung	Feststoffrückhalt
Oxidative Verfahren		
Advanced Oxidation Processes (AOP)	Trinkwasser, Industrieabwasser	Abbau persistenter Verbindungen
Chlor, Chlordioxid	Trink- und Badewasseraufbereitung	Desinfektion
Ferrat	Forschungsstadium	
Ozon	Trink- und Badewasser, Industrie	Desinfektion, Abbau von Mikroverunreinigungen
Photolyse	Trinkwasseraufbereitung	Desinfektion
Physikalische und weitere Verfahren		
Nanofiltration/Umkehrosmose (dichte Membranen)	Trinkwasseraufbereitung	Meerwasserentsalzung
Ultraschall	Forschungsstadium	

(Fast) alle diese Verfahren wurden für die Entfernung von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser getestet. Für einzelne Verfahren liegen bereits Ergebnisse aus grosstechnischen Versuchen aus der Schweiz oder dem Ausland vor, für andere sind erst Laborerfahrungen oder grosstechnische Anwendungen im Industriebereich vorhanden.

Unterschiedlicher Erfahrungsstand bei der Behandlung von Abwasser

4.2 Anforderungen an ein weitergehendes Verfahren

Ein weitergehendes Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser muss folgenden Anforderungen genügen:

- *Breitbandwirkung:* Eine breite Palette problematischer Substanzen muss weitgehend entfernt werden.
- *Nebenprodukte:* Die Bildung unerwünschter Nebenprodukte oder Abfälle muss vermieden werden.
- *Anwendbarkeit:* Das Verfahren muss in die bestehende Anlage integriert, vom Personal betrieben werden können und darf die heutige Reinigungsleistung nicht negativ beeinflussen.
- *Kosten/Nutzen:* Der Aufwand (Material, Energie, Personal, Kosten) muss vertretbar sein und einen angemessenen Nutzen bringen.

Erfahrungen nur bedingt auf kommunales Abwasser übertragbar

In anderen Anwendungen bewährte Verfahren lassen sich nicht ohne Weiteres auf die Abwasserreinigung übertragen. Die kommunale Abwasserreinigung stellt aufgrund der Abwasserzusammensetzung und der hydraulischen Dynamik ganz andere Anforderungen. Die Tab. 5 zeigt die Bewertung der verschiedenen Verfahren bezüglich der oben genannten Kriterien und gibt eine Einschätzung über die Eignung für den Einsatz in kommunalen ARA.

Tab. 5 > Einschätzung der Eignung möglicher Verfahren zur Entfernung von Mikroverunreinigungen

Übersicht über mögliche Verfahren zur Entfernung von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Die Bewertung der oben genannten 4 Kriterien ergibt die Eignung.
+ gut, geeignet, möglich; 0 neutral. Bei Abfälle/Produkte: Problemlösung vorhanden;
- ungenügend, problematisch, schwierig;
? unbekannt, nicht anwendbar; F weitere Forschung nötig

Verfahren	Eignung	Breitband-wirkung	Abfälle/ Neben-produkte	Anwend-barkeit	Kosten/ Nutzen	Weiterführende Informationen
Ozon	+	+	0	+	+	Kapitel 8
PAK	+	+	0	+	+	Kapitel 9
GAK	+/F	+	0	+	F	Kapitel 10
Dichte Membranen (NF, RO)	-/F	+	-	?	-	Kapitel 10, In Einzelfällen prüfen
AOP	-/F	+	0	?	-	Kapitel 10, In Einzelfällen prüfen
Nachgeschaltete biol. Verfahren	-	-	0	+	0/+	Kapitel 10
Ferrat	F	0/+	0/-	F	F	Kapitel 10
Fällung/Flockung	-	-	0	+	+	Sterkele & Gujer 2009
Chlor/Chlordioxid	-	-	-	+	+	Lee & von Gunten 2010
Photolyse	-	-	0/-	+/-	0	Kim et al. 2009
Ultraschall	F	F	0/-	?	?	Naddeo et al. 2009
Adsorptionsverfahren	-/F	-	0/-	+	+	Burkhardt M. 2011
Nanotechnologie	?/F	?	?	?	?	Corvini & Shahgaldian 2010

Nachfolgend (Kapitel 4.3–4.7) werden die verschiedenen Verfahren kurz vorgestellt, in Tab. 10 sind konkrete Umsetzungen der Technologien aufgeführt. Nach heutigem Kenntnisstand sind die Ozonung sowie die Behandlung mit Pulveraktivkohle aufgrund ihrer Breitbandwirkung und der Machbarkeit für die Entfernung von Mikroverunreinigungen aus dem kommunalen Abwasser geeignet. Diese beiden Verfahren werden in den Kapiteln 8 und 9 detaillierter vorgestellt. Unter gewissen Voraussetzungen sind auch andere Verfahren möglich, diese werden in Kapitel 10 beschrieben. Bei diesen Verfahren liegen jedoch noch nicht genügend Erfahrungen für den Einsatz in der kommunalen Abwasserreinigung vor.

Nach heutigem Kenntnisstand stehen Ozon und PAK im Vordergrund

4.3 Ozon

Die grosstechnischen Versuche zeigten, dass mit dem Einsatz von Ozon ein sehr breites Stoffspektrum weitgehend aus dem kommunalen Abwasser entfernt werden kann und die Toxizität des Abwassers für Wasserlebewesen deutlich reduziert wird. Eine Ozonung kann in der Regel gut in einen bestehenden Betrieb integriert werden.

Ozon ist geeignet

Ozon ist ein starkes Oxidationsmittel, das selektiv Doppelbindungen und bestimmte funktionelle Gruppen in Molekülen angreift. Da sehr viele Mikroverunreinigungen solche Bindungen oder funktionelle Gruppen enthalten, werden sie durch Ozon oxidiert (umgewandelt). Ozon wird seit Jahrzehnten für die Desinfektion und zur Elimination von organischen Inhaltsstoffen in der Trinkwasseraufbereitung, in der Aufbereitung von Badewasser und in der Behandlung von industriellen Abwässern eingesetzt.

Ozon oxidiert ein breites Stoffspektrum

Ozon reagiert einerseits mit den Mikroverunreinigungen, aber auch mit der organischen Hintergrundmatrix (DOC) und gewissen anderen anorganischen Abwasserinhaltsstoffen (z. B. Nitrit). Um den Ozonbedarf möglichst gering zu halten, wird die Ozonung daher nach einer weitgehenden biologischen Reinigung (ganzjährige Nitrifikation) eingesetzt.

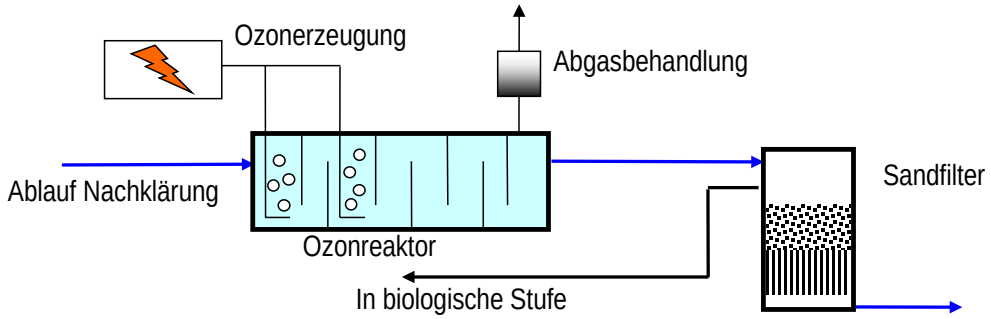
Ozonung nach der biologischen Reinigung

Ozon muss vor Ort in einem Ozongenerator erzeugt werden und wird anschliessend gasförmig ins Abwasser eingetragen (Abb. 10). Als Trägergas dient in der Regel Sauerstoff, der flüssig angeliefert wird. Gasförmiges Ozon ist ein starkes Reizgas. Um die Gefährdung des Betriebspersonals zu minimieren, muss sichergestellt werden, dass kein Ozon aus dem Abwasser austritt und das Ozon in der Abluft vernichtet wird.

Ozon muss vor Ort erzeugt werden

Abb. 10 > Typisches Fliessschema einer Ozonung

Gasförmiges Ozon, das vor Ort in einem Ozongenerator erzeugt wird, wird ins Abwasser eingetragen. Der Ozonreaktor muss ausreichend gross sein, damit das Ozon mit den Abwasserinhaltsstoffen reagiert. Anschliessend folgt eine biologisch aktive Stufe, um reaktive Oxidationsprodukte zu entfernen. Die ozonhaltige Abluft muss abgesaugt und das Restozon vernichtet werden.



Erhöhung des Energieverbrauchs und der Kosten

Es zeigte sich, dass eine Ozonung in der Regel gut in bestehende ARA integriert und vom bestehenden Betriebspersonal nach einer Schulung betrieben werden kann. Durch den Einbau einer Ozonung (ohne Nachbehandlung) steigt der Energieverbrauch um ca. 0,05–0,1 kWh/m³, die Kostensteigerung beläuft sich auf ca. 0.05–0.15 Fr./m³. Diese Angaben sind abhängig von lokalen Randbedingungen wie Anlagengrösse, Abwasserzusammensetzung, bestehender Infrastruktur etc. Die Steigerung beträgt somit ca. 10–30 % für den Energieverbrauch und 10–20 % für die Kosten.

Weitgehende Entfernung von Mikroverunreinigungen und Abnahme der Toxizität

In den Pilotversuchen wurde ein breites Stoffspektrum weitgehend entfernt. Für die Elimination von Bedeutung ist in erster Linie die dosierte Ozonmenge. Mit einer Ozondosis von 3–5 gO_3/m^3 gereinigtes Abwasser konnte eine durchschnittliche Elimination von über 80 % erreicht werden. Auch die Toxizität des gereinigten Abwassers auf empfindliche Wasserlebewesen (z. B. östrogene Aktivität, Algen-, Fischtoxizität etc.) wurde weiter reduziert. Befürchtungen, wonach aufgrund der Stoffumwandlung problematische Reaktionsprodukte gebildet werden, erwiesen sich in den Pilotversuchen als unbegründet. Direkt nach der Ozonung konnte vereinzelt eine Zunahme der Toxizität nachgewiesen werden, die aber im abschliessenden Sandfilter wieder reduziert wurde. Um allfällige reaktive Oxidationsprodukte in der ARA zu entfernen, sowie um sicherzustellen, dass kein gelöstes Ozon ausgetragen wird, wird nach der Ozonung eine Stufe mit biologischer Aktivität empfohlen. Weitere positive Effekte der Ozonung sind eine weitgehende Desinfektion und Entfärbung. Weiterführende Informationen zur Ozonung finden sich in Kapitel 8.

4.4 Aktivkohle – PAK und GAK

PAK ist geeignet

Die grosstechnischen Versuche zeigten, dass mit dem Einsatz von PAK ein sehr breites Stoffspektrum weitgehend aus dem kommunalen Abwasser entfernt werden kann und die Toxizität des Abwasser für Wasserlebewesen deutlich reduziert wird. Eine PAK-Stufe kann in der Regel gut in einen bestehenden Betrieb integriert werden. Für GAK liegen erst wenige Erfahrungen zur Entfernung von Mikroverunreinigungen vor.

Stoffe lagern sich an der Aktivkohle-Oberfläche an

Aktivkohle hat eine sehr poröse Struktur und damit eine sehr hohe spezifische Oberfläche (> 1000 m²/g). An dieser grossen Oberfläche lagern sich viele Stoffe aufgrund ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften an. Die Anwendungen von Aktivkohle sind vielfältig, Beispiele sind die Trinkwasseraufbereitung, die industrielle Abwasserbehandlung, die Lebensmittelindustrie oder die Abluftbehandlung.

Aktivkohle nach der biologischen Reinigung

An der Aktivkohle lagern sich sowohl Mikroverunreinigungen (erwünscht) als auch natürliche organische Substanzen (unerwünscht) an. Um möglichst viele Mikroverunreinigungen auf der Oberfläche zu binden und die eingesetzte Kohlemenge möglichst gering zu halten, wird Aktivkohle in der Regel nach einer weitgehenden biologischen Reinigung eingesetzt. Bei einer Dosierung von PAK in die biologische Stufe sind deutlich höhere Mengen notwendig.

Aktivkohle kann in der Abwasserreinigung auf zwei Arten eingesetzt werden. Typische Fliessschemata sind in Abb. 11 und Abb. 12 dargestellt:

GAK: Anwendung in Filtern

> *Granulierte Aktivkohle (GAK):* Die granulierte Aktivkohle hat Korngrössen im Bereich von einigen Millimetern und wird in Festbettadsorbern (Filtern) eingesetzt. Die Stoffe lagern sich auf den Oberflächen an, nach Erreichen der maximalen Beladung (Sättigung) wird die Kohle entfernt, wieder aufbereitet und kann (mit Verlusten) erneut eingesetzt werden.

PAK: Einmischung und anschliessende Abtrennung

> *Pulveraktivkohle (PAK):* PAK ist sehr fein gemahlene Aktivkohle mit Korngrössen im Bereich von einigen Mikrometern. Die PAK muss mit dem Abwasser vermischt, anschliessend abgetrennt und schliesslich entsorgt werden. Eine Aufbereitung ist nicht wirtschaftlich. Für PAK-Anwendungen stehen verschiedene verfahrenstechnische Optionen zur Verfügung, wobei insbesondere die Abtrennung der Kohle vom gereinigten Abwasser mit verschiedenen Verfahren erfolgen kann.

Abb. 11 > Prinzipschema einer Behandlung mit granulierter Aktivkohle

Der GAK-Filter wird nach der Nachklärung, evtl. nach einem Vorfilter, angeordnet. Die GAK muss regelmässig ausgetauscht werden.

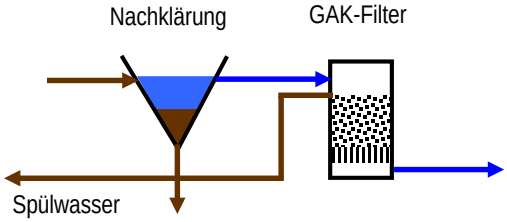
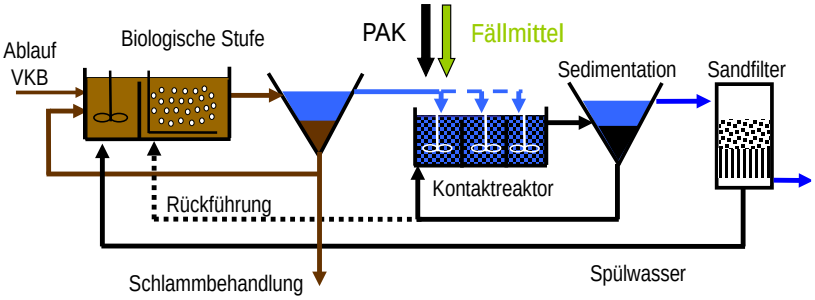


Abb. 12 > Prinzipschema einer Behandlung mit Pulveraktivkohle

Typisches Fliessschema einer PAK-Behandlung. Die PAK wird nach der biologischen Stufe dosiert, abgetrennt und zurückgeführt. Der Überschuss gelangt zurück in die biologische Stufe. Zum Rückhalt der Feinfraktion dient ein Sandfilter.



Über den Einsatz von GAK zur Entfernung von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser liegen erst wenige Erfahrungen vor. Ein GAK-Filter kann in der Regel gut in einen Betrieb integriert werden. Grundsätzlich ist GAK gut geeignet, ein breites Stoffspektrum weitgehend aus dem Abwasser zu entfernen. Über die Standzeit, d. h. die Zeit, bis das Filtermaterial beladen ist und ausgetauscht werden muss, ist bisher wenig bekannt, hierzu sind Betriebserfahrungen nötig. Ist die Standzeit zu gering, wird das Kosten-Nutzen-Verhältnis ungünstig.

GAK: Filterlaufzeit und damit Kosten unbekannt

Die Pilotversuche und Erfahrungen aus dem Ausland zeigen, dass eine PAK-Stufe in der Regel gut in bestehende ARA integriert werden kann. Der Energieverbrauch einer ARA erhöht sich beim Einsatz von PAK nur geringfügig (0,01–0,04 kWh/m³), die meiste Energie wird extern für die Herstellung der Kohle benötigt (ca. 3–5 kg Kohle für 1 kg Aktivkohle). Die Kosten erhöhen sich in Abhängigkeit des gewählten Verfahrens, der Anlagengrösse, Abwasserzusammensetzung und lokaler Verhältnisse um ca. 0.1–0.25 Fr./m³. PAK hat verschiedene Auswirkungen auf den Betrieb einer ARA: die Schlammproduktion steigt um 5–10 % und bei Rückführung der Kohle in bestehende Anlagenteile ist zu beachten, dass verstärkte Abrasion und Korrosion auftreten kann. Die gebrauchte PAK muss (mit dem Klärschlamm oder nach separater Behandlung) verbrannt werden.

PAK: Einsatz in kommunalen ARA gut möglich

Mit PAK wird ein breites Stoffspektrum weitgehend aus dem kommunalen Abwasser entfernt. Für die Elimination von Bedeutung sind insbesondere die Eigenschaften der eingesetzten Kohle sowie die dosierte Menge. Mit einer PAK-Dosis von 12–15 g/m³ gereinigtes Abwasser konnte im Durchschnitt eine Elimination von über 80 % erzielt werden. Auch negative Effekte auf empfindliche Wasserlebewesen wie die östrogene Aktivität oder die Fisch- und Algentoxizität konnten weitgehend eliminiert werden. Daneben wird auch der Gehalt an organischen Stoffen (messbar als DOC, resp. CSB) um 30–50 % verringert sowie eine weitgehende Entfärbung erreicht. Weiterführende Informationen zur Anwendung von PAK finden sich in Kapitel 9, zur Anwendung von GAK in Kapitel 10.1.

Weitgehende Entfernung von Mikroverunreinigungen und Abnahme der Toxizität

4.5 Dichte Membranen

Nanofiltration und Umkehrosmose können ein breites Stoffspektrum nahezu vollständig zurückhalten. Für den Einsatz in kommunalen ARA sind diese Verfahren dennoch nicht geeignet: für die Behandlung und Entsorgung der zurückgehaltenen Mikroverunreinigungen müssen erst noch Lösungen erarbeitet werden. Zudem sind die erwarteten Kosten im Vergleich zur Ozonung oder zur PAK-Anwendung deutlich höher.

Dichte Membranen sind für kommunale ARA in der Schweiz nicht geeignet

Als Verfahren mit dichten Membranen werden die Nanofiltration und die Umkehrosmose bezeichnet. Diese funktionieren nach dem Prinzip, dass Wasser unter hohem Druck (> 2 bar) durch eine Membran gepresst wird und ungelöste sowie auch gelöste Stoffe durch Grössenausschluss oder Ladungseffekte zurückgehalten werden. Beide Verfahren werden in der Trinkwasseraufbereitung (z. B. bei Verunreinigungen mit Pestiziden) und bei der Behandlung von industriellen Prozessströmen eingesetzt, die Umkehrosmose vorwiegend in der Meerwasserentsalzung und der Produktion von Reinstwasser.

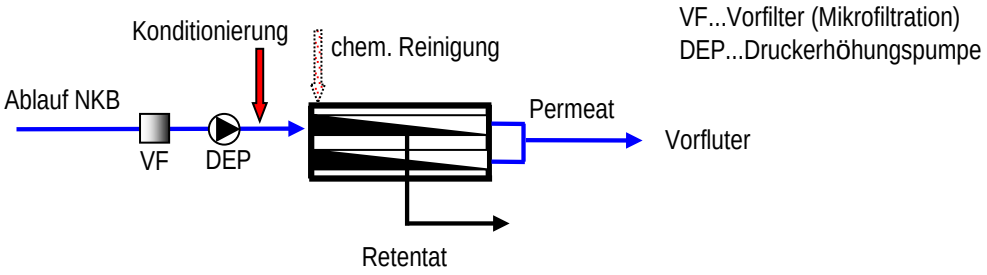
Dichte Membranen: Nanofiltration und Umkehrosmose halten Stoffe durch Grössenausschluss zurück

Zwei Produkte: sauberes Wasser und Retentat

Um kommunales Abwasser mittels dichten Membranen behandeln zu können, ist eine sehr gute Vorreinigung unabdingbar, da die eingesetzten Membranen insbesondere vor ungelösten Stoffen gut geschützt werden müssen (Belagbildung, Verstopfungen). Beim Einsatz von dichten Membranen fallen immer zwei Wasserströme an: einerseits das «saubere» behandelte Abwasser (Permeat), andererseits das Konzentrat oder Retentat, welches die abgetrennten Stoffe enthält und bis zu 25 % des Volumenstroms ausmachen kann. Dieses Konzentrat muss weiter behandelt und/oder entsorgt werden. Abb. 13 zeigt ein mögliches Verfahrensschema einer Nanofiltrationsanlage.

Abb. 13 > Mögliches Verfahrensschema einer Nanofiltrationsanlage

Der Ablauf der Nachklärung muss vorfiltriert (Ultrafiltration) werden. Anschliessend wird das Abwasser auf Betriebsdruck (i.d.R. > 2 bar) gebracht und durch die Membranen gepresst. Um die Fliessgeschwindigkeit zu erhöhen, wird das Wasser mehrfach im Kreis geführt. Das zurückgehaltene Retentat muss weiter behandelt und/oder entsorgt werden.



Betriebserfahrungen im Abwasser fehlen – hoher Energieverbrauch und hohe Kosten

Da Erfahrungen mit Nanofiltration und Umkehrosmose in der kommunalen Abwasserreinigung weitgehend fehlen, liegen erst wenige verlässliche Zahlen zum Energieverbrauch und den Kosten vor. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich der Energieverbrauch zur Zeit in der Grössenordnung von 1 kWh/m³ bewegt. Die Kosten für ein solches Verfahren werden auf mindestens 0.6 Fr./m³ (Werte aus Trinkwasseraufbereitung) geschätzt.

Entsorgung des Konzentrats ungelöst

Dichte Membranen kommen für die Entfernung von Mikroverunreinigungen sowie von Keimen aus dem kommunalen Abwasser zwar in Frage, der hohe Energieverbrauch sowie die ungelöste Frage nach der Behandlung des Konzentrats sprechen jedoch gegen ihren Einsatz. Die dichten Membranen sollten aber in Einzelfällen, z. B. bei der Behandlung von Industrieabwässern oder bei Wiedernutzung des gereinigten Abwassers, in Betracht gezogen werden. Detailliertere Informationen finden sich in Kapitel 10.2.

4.6 Advanced Oxidation Processes (AOP)

AOP für kommunale ARA nicht geeignet

Die «Advanced Oxidation Processes» (AOP) sind grundsätzlich in der Lage, ein breites Spektrum von Mikroverunreinigungen aus dem Abwasser zu entfernen. Für den Einsatz in kommunalen ARA sind diese Verfahren dennoch nicht geeignet: einerseits liegen noch kaum Betriebserfahrungen in kommunalem Abwasser vor, andererseits

sind der Energieverbrauch und die Kosten gegenüber der Ozonung oder der Aktivkohlebehandlung deutlich höher.

Oxidation durch OH-Radikale

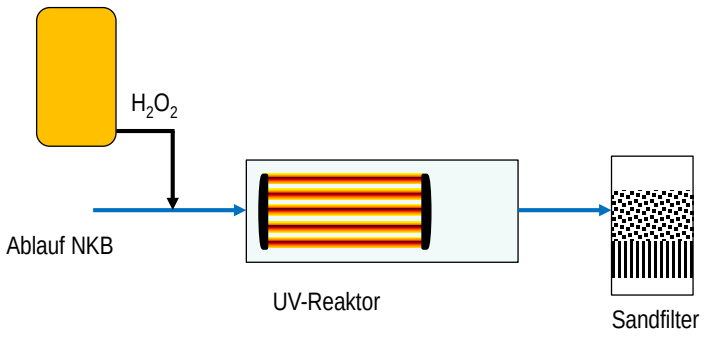
AOP beruhen auf der Oxidation von organischen Inhaltsstoffe durch OH-Radikale (OH·). OH-Radikale können nicht gelagert, sondern müssen vor Ort (im Wasser) erzeugt werden und sind hoch reaktiv, d. h. sie reagieren mit praktisch allen organischen Stoffen, d. h. mit Mikroverunreinigungen, aber auch mit Hintergrund-DOC sowie mit einigen anorganischen Verbindungen. Die angegriffenen Substanzen werden wie bei der Ozonung in der Regel nicht mineralisiert (d. h. keine Umwandlung bis zu CO_2), sondern lediglich transformiert, wobei unbekannte Reaktionsprodukte entstehen. AOPs werden heute vorwiegend bei der Behandlung von industriellen Abwässern eingesetzt.

Verschiedene Technologien zur Erzeugung von OH-Radikalen

OH-Radikale werden mit verschiedenen Technologien erzeugt, beispielsweise UV-H_2O_2, UV-TiO_2 (oder einem anderen Halbleiter), O_3-H_2O_2, Fenton's Reagenz (Fe(II) + H_2O_2) und weiteren. Aufgrund der hohen Reaktivität der Radikale ist eine gute Vorreinigung des Abwassers notwendig, damit die Radikale möglichst effizient mit den Mikroverunreinigungen reagieren können. Abb. 14 zeigt ein mögliches Verfahrensschema einer AOP-Anlage mit UV-H_2O_2.

Abb. 14 > Prinzipschema eines AOP-Verfahrens mit UV und H_2O_2

Im hier gezeigten Verfahren wird Wasserstoffperoxid (H_2O_2) ins Wasser dosiert. Durch die folgende UV-Bestrahlung entstehen daraus OH-Radikale. Wie bei der Ozonung sollte am Schluss eine Stufe mit biologischer Aktivität folgen, um reaktive Umwandlungsprodukte abzubauen.



Fehlende Erfahrungen, Energieverbrauch und Kosten sind relativ hoch

Weil die OH-Radikale mit nahezu allen Abwasserinhaltsstoffen reagieren, ist ihre Effizienz relativ beschränkt. Grundsätzlich gilt, dass mit zunehmender Konzentration der OH-Radikale eine bessere Elimination von Mikroverunreinigungen erzielt werden kann. Der Energiebedarf für die Entfernung von organischen Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser ist jedoch deutlich höher als beispielsweise für die Ozonung, ebenso die Kosten.

Mikroverunreinigungen werden weitgehend entfernt

Die Entfernung von Mikroverunreinigungen wurde in Laborversuchen im Ausland untersucht. Diese Versuche bestätigen, dass eine grosse Zahl von Stoffen weitgehend entfernt werden kann. Die Umwandlungsprodukte und die Auswirkungen auf die (Öko)Toxizität des behandelten Abwassers wurden aber noch nicht ausreichend untersucht.

AOPs sind für die Entfernung von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser aufgrund der Wirtschaftlichkeit kaum geeignet. Bei industriell geprägtem Abwasser kommt für die Entfernung von besonders persistenten Stoffen allenfalls eine Kombination von Ozonung und H_2O_2 in Frage. Dadurch könnten mehr OH-Radikale gebildet und damit die gegenüber Ozon persistenten Verbindungen entfernt werden. Weitere Informationen zu AOP finden sich in Kapitel 10.3.

Einsatz bei industriell geprägten Abwässern denkbar

4.7 Weitere Verfahren

4.7.1 Adsorptionsverfahren

Für die Behandlung von Wasser und Abwasser können – in Abhängigkeit von der Zielsetzung – verschiedenste Adsorbermaterialien verwendet werden. Beispiele sind Zeolithe, die in vielen Waschmitteln für die Enthärtung eingesetzt werden, oder Adsorberharze, die in der Regel gezielt einzelne Substanzen binden können. Neuste Resultate zeigen, dass mit Adsorberharzen ein breites Spektrum an Pestiziden aus Regenwasser entfernt werden kann (Burkhardt 2011). Bisher wurde aber – ausser Aktivkohle – noch kein Adsorbermaterial gefunden, welches kostengünstig ein breites Stoffspektrum aus kommunalem Abwasser entfernen kann.

Bisher noch kein geeignetes Adsorbermaterial gefunden

4.7.2 Biologische Verfahren (nachgeschaltet)

Mit nachgeschalteten biologischen Verfahren sind Stufen gemeint, die nach der biologischen Abwasserbehandlung angeordnet sind, und die eine biologische Aktivität aufweisen. Dazu gehören beispielsweise Sandfilter, Bodenfilter, Abwasserteiche (Schönungsteiche), Pflanzenkläranlagen (Constructed Wetland) etc. Diese Verfahren beruhen meist auf einer Kombination verschiedener Prozesse, wobei für gelöste Stoffe meistens der biologische Abbau dominant ist. Daneben können durch die Filterwirkung auch Feststoffe zurückgehalten werden, es kann zu Sorptionsprozessen kommen oder auch zu Umwandlungsprozessen durch Sonneneinstrahlung.

Elimination beruht vorwiegend auf biologischem Abbau

Man unterscheidet zwischen naturnahen Verfahren (z. B. Pflanzenkläranlagen, Abwasserteiche), die zwar meist einen geringen Energieaufwand benötigen, aber viel Platz beanspruchen, und technischen Verfahren (z. B. Sandfilter), die einen höheren Energieverbrauch aufweisen und relativ wenig Platz benötigen.

Naturnahe und technische Verfahren

Da die Elimination von Mikroverunreinigungen bei diesen Verfahren zum überwiegenden Teil auf biologischen Prozessen beruht, ist die zusätzliche Elimination nach der biologischen Reinigung insgesamt gering, auch wenn Einzelsubstanzen teilweise deutlich reduziert wurden. Aufgrund dieser fehlenden Breitbandwirkung sind nachgeschaltete biologische Verfahren nicht geeignet, Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser zu entfernen. Weitere Informationen zu nachgeschalteten biologischen Reinigungsverfahren finden sich in Kapitel 10.5.

Fehlende Breitbandwirkung

Zu den biologischen Verfahren zählt auch die Bioaugmentation. Dabei werden dem Abwasser Mikroorganismen zugegeben, die bestimmte Stoffe abbauen können. Für die Elimination von Einzelsubstanzen ist dieses Verfahren vielversprechend, die Breitbandwirkung fehlt aber.

Bioaugmentation: Zugabe von speziellen Mikroorganismen

4.7.3 Fällung/Flockung

Durch die Zugabe von Fäll- oder Flockungs(hilfs)mitteln wie Eisen, Aluminium, oder Polyelektrolyten entstehen Oberflächen, an die Mikroverunreinigungen adsorbieren können. Auf den meisten Schweizer ARA werden heute eisenhaltige Fällmittel zur Phosphatfällung verwendet. Durch den Einsatz von Fäll- und/oder Flockungs(hilfs)-mitteln kommt es nicht zu einer signifikanten Entfernung von Mikroverunreinigungen aus dem Abwasser (Sterkele & Gujer 2009).

Fällmittel werden heute oft eingesetzt – kaum Auswirkungen auf Mikroverunreinigungen

4.7.4 Nanotechnologie

Zur Zeit wird intensiv an Verfahren geforscht, die Mikroverunreinigungen mit Hilfe von Nanopartikeln entfernen können. Diese Verfahren beruhen in der Regel darauf, dass Nanopartikel zugegeben werden, die entweder direkt mit den Mikroverunreinigungen reagieren (z. B. Adsorption, Oxidation), oder aufgrund von spezieller Vorbehandlung Stoffe abgeben, die ihrerseits mit den Mikroverunreinigungen reagieren (z. B. Corvini & Shahgaldian 2010).

Nanopartikel: Potenzial vorhanden, bisher keine Erfahrungen

4.7.5 Oxidative Verfahren

Neben Ozon und OH-Radikalen können auch andere Oxidationsmittel eingesetzt werden. Dazu gehören Ferrat oder Chlor.

- *Ferrat:* Bei Ferrat handelt es sich um sechswertiges Eisen, das erst vor kurzem für die Behandlung von Abwasser entdeckt wurde. Ähnlich wie Ozon reagiert auch Ferrat selektiv mit bestimmten chemischen Bindungen (funktionellen Gruppen). Die Elimination von Mikroverunreinigungen ist abhängig von der Dosis. Der Vorteil von Ferrat ist, dass es bei der Reaktion zu dreiwertigem Eisen reduziert wird, das für die Phosphatfällung genutzt wird. Die Anwendung von Ferrat wurde erst im Labormassstab getestet, wobei diese Versuche vielversprechend verliefen. Die chemische Reaktivität ist etwas geringer als beim Ozon. Die Wirksamkeit und Wirtschaftlichkeit muss noch genauer untersucht werden. Weitere Informationen zur Anwendung von Ferrat finden sich in Kapitel 10.4.

Ferrat: neu entdecktes Verfahren mit Potenzial

- *Chlor/Chlordioxid:* Chlor und Chlordioxid werden in der Trinkwasseraufbereitung hauptsächlich zur Desinfektion eingesetzt. Chlor ist ein starkes Oxidationsmittel, das selektiv mit bestimmten chemischen Bindungen reagiert. Es konnte gezeigt werden, dass Chlor keine Breitbandwirkung aufweist, d. h. nur ein kleines Stoffspektrum eliminieren kann. Für diese Eliminationsleistung sind zudem grosse Mengen Chlor notwendig (mehr als für die Desinfektion). Durch den hohen Gehalt an organischen

Chlor: Anwendung im Abwasser wegen Nebenprodoukten problematisch

Stoffen im Abwasser werden dabei relativ grosse Mengen an problematischen Nebenprodukten wie AOX (z. B. Trihalomethane) gebildet. Der Einsatz von Chlor ist daher für die Entfernung von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser nicht geeignet.

4.7.6 Photolyse

UV-Strahlung: fehlende Breitbandwirkung

Bei der Photolyse wird das Abwasser mit einer Strahlungsquelle bestrahlt. Dies kann entweder natürliches Sonnenlicht oder künstliche UV-Strahlung sein. UV-Strahlung ist für die Desinfektion von Trink- und Abwasser weit verbreitet. Zur Entfernung von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser ist die Photolyse jedoch nicht geeignet, da nur relativ wenige Substanzen, z. B. Diclofenac oder Iopromid, durch UV-Strahlung entfernt werden können (Kim et al. 2009, McArdell et al. 2011) und damit die Breitbandwirkung nicht gegeben ist.

4.7.7 Ultraschall

Ultraschall: weitere Forschung notwendig

Durch die Behandlung von Abwasser mit Ultraschall entstehen sehr kleinräumige und kurzlebige Mikroblasen, die lokal zur Freisetzung von grossen Energiemengen führen. Dies führt zu einer Vielzahl von Prozessen, wie Pyrolyse oder Bildung von O- und OH-Radikalen. Durch diese Prozesse können Mikroverunreinigungen oxidiert werden, in ersten Laborversuchen konnten aber noch keine ausreichenden Eliminationsleistungen erzielt werden (Naddeo et al. 2009). Dieses Verfahren muss noch genauer untersucht werden.

4.8 Fazit

Vielzahl von Prozessen

> In der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung kommt eine Vielzahl von Prozessen zum Einsatz, um verschiedenste Inhaltsstoffe zu entfernen. Einige davon sind geeignet, eine grosse Bandbreite an Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser zu entfernen. Ist diese Breitbandwirkung nicht gegeben, ist das Verfahren generell nicht geeignet.

Heute: Ozonung oder Aktivkohle

> Nach heutigem Kenntnisstand sind insbesondere der Einsatz von Aktivkohle oder Ozon für eine weitgehende Elimination von Mikroverunreinigungen geeignet und auch in bestehende Anlagen integrierbar. Dabei ist anzumerken, dass keine Verfahren bekannt sind, die alle Mikroverunreinigungen mit vertretbarem Aufwand vollständig zu entfernen vermögen.

Positive Auswirkungen auf die Wasserqualität

> Sowohl die Behandlung mit Aktivkohle als auch mit Ozon erwiesen sich in Pilotversuchen als geeignet, eine grosse Zahl von Mikroverunreinigungen weitgehend aus dem Abwasser zu entfernen. Daneben wurde nachgewiesen, dass nachteilige Effekte auf Wasserlebewesen (z. B. Hormonaktivität) verringert werden und sich beispielsweise Regenbogenforellen besser entwickeln können.

> Für andere Verfahren, wie beispielsweise GAK, dichte Membranen, AOP etc. liegen entweder noch nicht genügend Erfahrungen vor, um eine zuverlässige Aussage über deren Eignung zu machen, oder es sprechen heute noch ökonomische, technische und/oder betriebliche Gründe gegen ihren Einsatz. Mit steigender Erfahrung und fortschreitender technologischer Entwicklung werden in Zukunft weitere Verfahren zur Verfügung stehen.

Andere Verfahren: fehlende Erfahrung oder Wirksamkeit

5 > Nutzen und Aufwand weitergehender Verfahren

Weitergehende Verfahren auf kommunalen ARA führen zu einer Verbesserung der Wasserqualität in den Schweizer Gewässern. Dies löst eine Erhöhung des Energieverbrauchs und der Kosten der Abwasserreinigung aus. Mit einem gezielten Ausbau von ausgewählten ARA wird ein optimaler Schutz der Gewässer bei vertretbarem Aufwand angestrebt.

5.1 Ziele, Massnahmenpaket und internationales Umfeld

Ziele: Frachtreduktion, Schutz der Ökosysteme und Trinkwasserressourcen

In den Kapiteln 2–4 wurde aufgezeigt, dass Mikroverunreinigungen zu einem grossen Teil über die Abläufe von kommunalen ARA in die Gewässer eingetragen werden und dort zu Problemen führen können. Mit einer Erweiterung von ARA mit einer weitergehender Verfahrensstufe kann dieser Eintrag deutlich reduziert werden. Dabei stehen drei Ziele im Vordergrund (z. B. UVEK 2009):

- *Frachtreduktion:* Die Schweiz als Wasserschloss Europas «exportiert» das gesamte Abwasser mit den grossen Flüssen (v. a. Rhein, Rhone) ins benachbarte Ausland. Diese Flüsse werden für die Trinkwassergewinnung und die landwirtschaftliche Bewässerung genutzt. Dem Gewässerschutz in der Schweiz kommt somit eine besondere Bedeutung zu. Im Sinne der Oberliegerverantwortung kann die Schweiz mit gezielten Massnahmen die Gesamtfracht an Mikroverunreinigungen verringern.
- *Schutz der Ökosysteme:* In Gewässern mit grossem Abwasseranteil finden sich die höchsten Konzentrationen von Mikroverunreinigungen. Mit einer Erweiterung von ARA an solchen Gewässern kann die Wasserqualität verbessert und damit nachteilige Einwirkungen auf sensitive Wasserlebewesen weitgehend vermieden werden.
- *Schutz der Trinkwasserressourcen:* Im Weiteren werden organische Spurenstoffe in flussnahen Trinkwasserfassungen entlang von Fliessgewässern (Uferinfiltrate) sowie in Seen, welche für die Trinkwasserversorgung wichtig sind, gemessen (Blüm et al. 2005). Mit der Verringerung des Eintrags von Mikroverunreinigungen verbessert sich auch die Rohwasserqualität.

International anerkannte Problematik

Diese Ziele werden auch in anderen Ländern und länderübergreifenden Organisationen verfolgt. Im deutschen Bundesland Baden-Württemberg werden zum vorbeugenden Schutz des Trinkwasserspeichers Bodensee und zur Verbesserung der Wasserqualität in belasteten Oberflächengewässern bereits einige ARA mit einer weitergehenden Stufe ausgerüstet (Kapitel 7.2) (MUNV 2010). Im Bundesland Nordrhein-Westfalen sind ebenfalls Bestrebungen im Gange, den Eintrag von Mikroverunreinigungen in belastete Gewässer zu reduzieren. Dazu wurden und werden umfangreiche Forschungsvorhaben durchgeführt und Massnahmen eingeleitet (z. B. Pinnekamp et al. 2008, ISA

2011). Ebenfalls diskutiert werden Strategien in der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR). Diese erarbeitet derzeit eine Strategie zum Umgang mit Mikroverunreinigungen, basierend auf Auswertungsberichten für verschiedene Stoffgruppen (IKSR 2010a,b, IKSR 2011a,b). Der Abwasseranteil im Unterlauf des Rheins beträgt während Niedrigwasserperioden bis zu 20 %. Mit einer Aufrüstung der 191 grössten ARA im Rheineinzugsgebiet (6 % der ARA) können die Frachten von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser um 30–50 % reduziert werden (IKSR 2010a).

Massnahmenpaket: Erweiterung von 100 ARA

In der Schweiz ist vorgesehen, in den nächsten 15–25 Jahren rund 100 der über 700 ARA zu erweitern. Damit lassen sich die oben genannten Ziele nach heutiger Einschätzung erreichen, die Gesamtfracht an Mikroverunreinigungen könnte um ca. 50 % reduziert werden. Für die Auswahl der betroffenen ARA ist eine langfristige Planung auf Einzugsgebietsebene notwendig. Technische Verfahren zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen sind insbesondere bei mittleren und grossen ARA umsetzbar. Bei kleinen ARA müssen andere Lösungen in Betracht gezogen werden (z. B. Zusammenschluss mit grösserer ARA).

Eine Erweiterung von ARA wirkt sich auf die Gewässer, den Energiehaushalt und die Kosten aus. In den folgenden Kapiteln werden diese Auswirkungen genauer dargelegt.

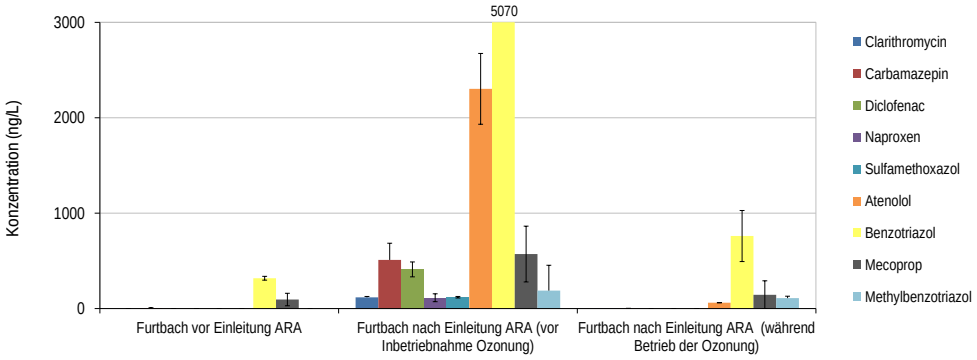
5.2 Gewässer

5.2.1 Lokale Auswirkungen

Im Pilotversuch in Regensdorf wurden die Auswirkungen der Ozonung auf den Vorfluter der ARA Regensdorf, den Furtbach, untersucht. Nach der ARA-Einleitstelle weist der Furtbach einen Abwasseranteil von rund 50 % auf, ist also sehr stark durch das gereinigte Abwasser geprägt. Die Konzentrationen ausgewählter Spurenstoffe waren vor der Inbetriebnahme der Ozonung im Furtbach nach der Einleitstelle der ARA daher deutlich erhöht (Abb. 15).

Abb. 15 > Vergleich der Wasserqualität des Furtbachs ober- und unterhalb der ARA vor und nach Installation der Ozonung

Dargestellt sind gemittelte Konzentrationen zweier Kampagnen im Juni 2007(vor Inbetriebnahme der Ozonung) und dreier Kampagnen bei je 0,62 ± 0,05 $gO_3/gDOC$ im Mai 2008 (während Betrieb der Ozonung).



Daten: Eawag (Hollender et al. 2009)

Deutliche Reduktion der Belastung

Die Ozonung bewirkte eine deutliche Reduktion der stofflichen Belastung des Furtbachs. Eine mittlere Ozondosis würde im Furtbach beispielsweise zu einer Frachtreduktion (pro Jahr) von im Mittel 1,1 kg Carbamazepin (100 %), 2,4 kg Diclofenac (100 %) und 7,5 kg Benzotriazol (65 %) führen. Umfangreiche Effektmessungen in gereinigtem Abwasser haben gezeigt, dass die Stoffreduktion auch mit einer deutlichen Reduktion der unerwünschten Effekte einhergeht. Beispielsweise zeigten Bachflohkrebse, die als Zerkleinerer von organischem Material eine zentrale Rolle im Gewässerökosystem einnehmen und in kleinen Käfigen direkt im Gewässer *(in situ)* ausgesetzt wurden, vor Inbetriebnahme der Ozonung eine verminderte Frassaktivität unterhalb der ARA. Nach Inbetriebnahme der Ozonung traten keine Unterschiede in der Frassaktivität ober- und unterhalb der ARA mehr auf (Bundschuh et al. 2011).

Mehr empfindliche Arten

Substanzen im Abwasser, die Schädigungen bei einzelnen Organismen hervorrufen, können sich letztendlich auch auf das Vorkommen und die Häufigkeit bestimmter sensitiver Arten auswirken. Nach Inbetriebnahme der Ozonung waren deutlich mehr empfindliche Arten nach Zulauf des ARA-Abwassers im Gewässer vorhanden als vorher (Ashauer et al. submitted). Hierbei wurden die Daten mit dem Species at risk ($SPEAR_{Pesticides}$) Index (Liess & Von Der Ohe 2005) ausgewertet, der spezifisch zur

Erkennung von Pestizidbelastung entwickelt wurde und den Anteil von empfindlichen Arten in der Lebensgemeinschaft bestimmt.

«Verweiblichung» von Fischen wird reduziert

Die Fischpopulation wurde durch den Pilotversuch kaum beeinflusst, wobei sich diese aus verhältnismässig unempfindlichen Arten (Schmerlen, Alet) zusammensetzte. Empfindlichere Arten, wie z. B. Salmoniden, reagieren im Allgemeinen stärker auf Veränderungen der Wasserqualität (z. B. Burkhardt-Holm 2005, NFP50 2008). Unterhalb von ARA wurden in Fliessgewässern, die stark von gereinigtem Abwasser beeinflusst waren, teilweise erhöhte Vitellogenin-Werte bei männlichen Forellen (Indiz für «Verweiblichung») nachgewiesen (Vermeirssen et al. 2005), die auf den Eintrag von östrogen wirksamen Stoffen durch das gereinigte Abwasser zurückzuführen sind. In den Pilotversuchen in Regensdorf und Lausanne wiesen Forellen, die in Durchflusssystemen biologisch gereinigtem Abwasser ausgesetzt waren, signifikant erhöhte Vitellogeninwerte auf. Diese waren nach der Ozonung oder Aktivkohlebehandlung deutlich und signifikant auf Kontrollniveau reduziert (Kienle et al. 2011, Margot et al. 2011).

Die wichtigsten Erkenntnisse aus den Pilotstudien, die von einem internationalen Expertengremium entwickelt und verabschiedet wurden, waren:

- Ein breites Spektrum von Mikroverunreinigungen und deren Effekte wird durch die Ozonung oder Aktivkohlebehandlung zu mehr als 80 % entfernt.
- Es konnte keine Zunahme der Toxizität durch die Bildung stabiler, toxischer Neben- oder Transformationsprodukte der Ozonung nachgewiesen werden.
- Nach der Ozonung ist eine Stufe mit biologischer Aktivität anzuordnen, um das Risiko des Eintrags von Neben- oder Transformationsprodukten in die Gewässer zu minimieren.
- Die Qualität des weitergehend gereinigten Abwassers wird signifikant verbessert, was zu einer deutlichen Verbesserung der Oberflächengewässerqualität führt.
- Die gesetzten Ziele, der Schutz der Ökosysteme und der Schutz der Trinkwasserressourcen, können erreicht werden.

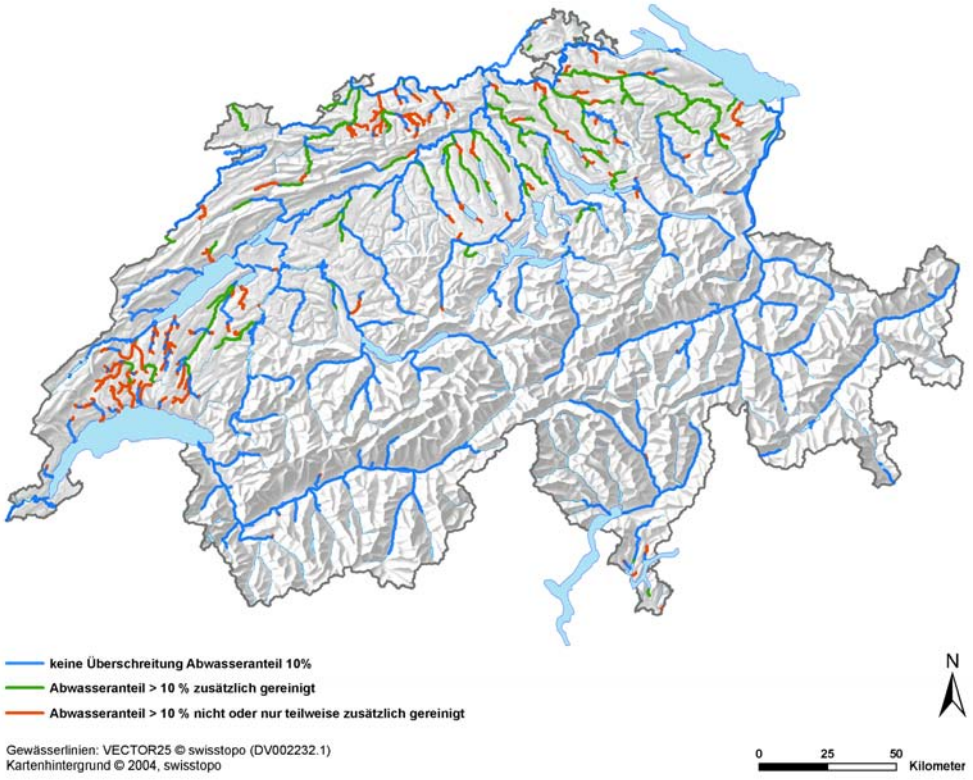
5.2.2 Nationale Auswirkungen

Verbesserung der Wasserqualität in belasteten Gewässern

Die Wasserqualität der Schweizerischen Gewässer ist im Allgemeinen sehr gut. Probleme treten vor allem bei Gewässern mit hohem Abwasseranteil (Verdünnung <1:10, bzw. Abwasseranteil >10% (NFP50 2008) auf. Die Fliessgewässer weisen auf einer Strecke von 1400 km einen hohen Abwasseranteil auf. Der Ausbau von rund 100 ausgewählten ARA mit einer zusätzlichen Reinigungsstufe wird die Wasserqualität bezüglich Mikroverunreinigungen aus dem Abwasser bei rund der Hälfte dieser Gewässerabschnitte deutlich verbessern (s. Abb. 16, vgl. auch Abb. 4). Langfristig wirkt sich der Einbau einer zusätzlichen Reinigungsstufe positiv auf das Vorkommen empfindlicher Arten wie beispielsweise Bachforellen aus.

Abb. 16 > Verbesserung der Wasserqualität in Fliessgewässerabschnitten mit hohem Abwasseranteil

Das hier gezeigte Beispiel beruht auf folgendem Ausbauszenario: Ausbau von ARA mit über 80‘000 angeschlossenen Einwohner (E), ARA mit über 24‘000 E im Einzugsgebiet von Seen, ARA mit über 8‘000 E an Fliessgewässern mit Abwasseranteil >10%, sowie ausgewählte ARA (1‘000-8‘000 E) an Fliessgewässern mit Abwasseranteil >10%, die die Fliessgewässer auf mind. 10 km Fliessstrecke massgeblich beeinflussen.



Bachforellen sind diversen belastenden Einflüssen ausgesetzt

Bachforellen bevorzugen schnell fliessende, kühle und sauerstoffreiche Gewässer (Gerstmeier & Romig 1998), sie kommen in weiten Teilen der ganzen Schweiz vor, wobei die Verbreitung auch durch den Besatz mit Jungfischen unterstützt wird (BAFU 2011). Die über die Wassertemperatur bedingten möglichen Lebensräume der Bachforellen sind heute weit verbreitet. Bei einer fortschreitenden Temperaturzunahme aufgrund des Klimawandels ist davon auszugehen, dass die Bachforellenhabitate in den tiefer gelegenen Gewässern des Mittellandes und im Südtessin unter Druck geraten. Speziell in diesen Gewässern ist auch die Belastung durch kommunale Abwässer hoch (Keusen et al. 2010). Bei zunehmender Trockenheit sind hier mehr Niedrigwasserperioden zu erwarten, somit auch eine geringere Verdünnung des Abwassers und erhöhte Konzentrationen von Mikroverunreinigungen. Diese Einflussfaktoren summieren sich und eine Verbesserung eines einzelnen Faktors, beispielsweise die Verbesserung der Wasserqualität von gereinigtem Abwasser, kann sich positiv auf die Population auswirken.

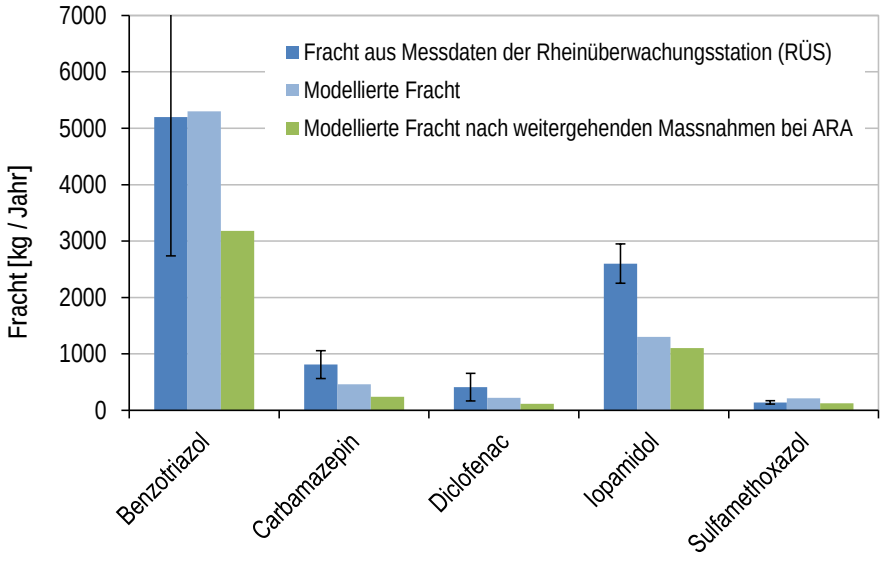
Schutz der Trinkwasserressourcen

Im Weiteren können mit der Umsetzung von weitergehenden Verfahren in grossen und mittleren ARA die Frachten insgesamt reduziert und so die Trinkwasserressourcen geschützt werden. Es werden beispielsweise rund 2/3 des Schweizer Abwassers in den Rhein geleitet, der als Trinkwasserquelle für 20 Mio. Einwohner in der Schweiz, Deutschland, Frankreich und den Niederlanden dient (IKSR 2011c). Es wurde gezeigt, dass für gewisse Stoffe heute die Konzentrationen entlang der Fliessstrecke zunehmen (TZW 2006).

Modellrechnungen zeigen, wie sich Massnahmen bei ca. 100 ARA auf die Frachten von ausgewählten Mikroverunreinigungen im Rhein bei Basel auswirken (Abb. 17).

Abb. 17 > Frachten ausgewählter Mikroverunreinigungen im Rhein bei Basel

Vergleich der gemessenen Frachten, den mit der Stoffflussmodellierung berechneten Frachten, sowie den nach den Massnahmen reduzierten Frachten. Es wurde angenommen, dass Massnahmen bei ca. 100 ARA ergriffen werden und damit 50 % des Abwassers behandelt wird (max. Frachtreduktion ist 50 %).



Daten der Rheinüberwachungsstation (RÜS) bei Basel (Singer et al. 2009)

Reduktion von Stofffrachten

Für Stoffe, die hauptsächlich über ARA eingetragen (gemessene Fracht ≈ modellierte Fracht) und die durch weitergehende Verfahren gut entfernt werden, wie Carbamazepin, Diclofenac oder Sulfamethoxazol, werden durch Massnahmen bei ARA deutliche Frachtreduktionen erreicht. Bei einer 100 %-Elimination eines Stoffes, welcher nur über das kommunale Abwasser eingetragen wird, wird bei den getroffenen Annahmen (Behandlung der Hälfte des in den Rhein eingetragenen Abwassers mit weitergehenden Verfahren) die Fracht beim Rhein in Basel um 50 % verringert. Der Effekt für Iopamidol (iodiertes Röntgenkontrastmittel) ist gering, weil diese Substanz weder mit Ozon noch mit Aktivkohle gut entfernt werden kann.

5.3 Energie

5.3.1 Lokale Auswirkungen

Der durchschnittliche Stromverbrauch von Schweizer ARA liegt bei ca. 0,33 kWh/m³ gereinigtes Abwasser (bezogen auf den durchschnittlichen Trockenwetteranfall), resp. 41 kWh/EW/a (VSA & KI 2011). Eine Untersuchung bei rund 40 grösseren ARA bestätigte diesen Wert (Abegglen & Siegrist 2010). Die Spannbreite des (Brutto-)stromverbrauchs lag bei diesen ARA zwischen 0,11 kWh/m³ (viel Fremdwasser, kein Filter) und 0,9 kWh/m³ (spezielle Verfahrenstechnik).

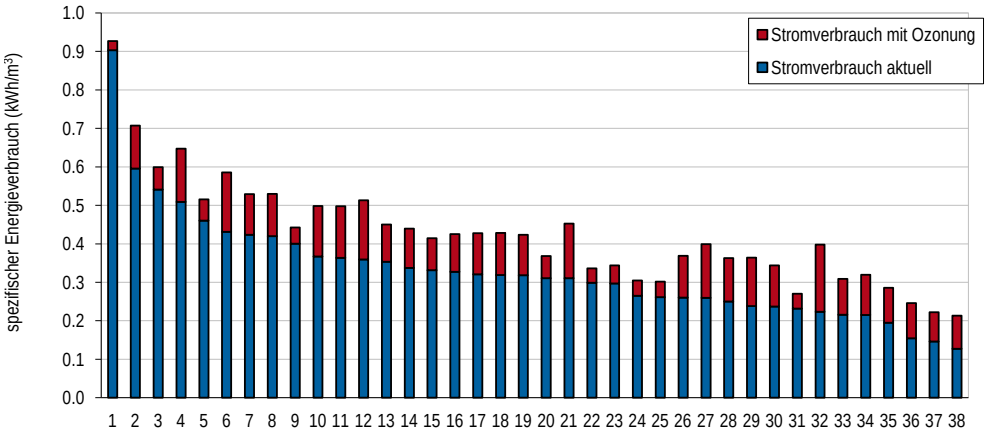
Durchschnittlicher Stromverbrauch für Abwasserreinigung: 40 kWh/EW/a

Anhand dieser rund 40 ARA wurde untersucht, welche Auswirkungen ein weitergehendes Verfahren auf den Stromverbrauch der ARA hat (Systemgrenze ARA). Die Ozonung wurde beispielhaft gewählt, da diese den Stromverbrauch stärker beeinflusst als eine PAK-Stufe und somit der energetisch ungünstigere Fall betrachtet wird. Eine weitere Annahme war, dass der Sauerstoff zentral, d. h. an wenigen Standorten in der Schweiz produziert wird und somit keinen Einfluss auf die Energiebilanz der ARA hat. Die benötigte Ozonmenge wird durch die Abwasserzusammensetzung (DOC) und das Reinigungsziel (Ozondosis) beeinflusst. Die Daten für den Energieverbrauch der Ozonung basieren auf den Werten des Pilotversuchs in Regensdorf (12,5 kWh/kg O_3), und es wurde eine Ozondosis von 0,75 gO_3/gDOC angesetzt. Für die 40 betrachteten ARA führt dies zu einem zusätzlichen Stromverbrauch von 0,06 kWh/m³ (7,7 kWh/EW/a), mit einer Bandbreite von 0,03–0,12 kWh/m³ (1,7–15,4 kWh/EW/a), das entspricht einer Steigerung des Stromverbrauchs um 23 % (bezogen auf den Bruttostromverbrauch). Unter Berücksichtigung des nachgeschalteten Sandfilters liegt der Wert bei etwa 0,1 kWh/m³ (11,5 kWh/EW/a), resp. 33 %. Abb. 18 zeigt den heutigen Verbrauch sowie den hypothetischen künftigen Verbrauch, falls eine Ozonung und ein Filter erstellt würden.

Steigerung des Stromverbrauchs einer ARA durch Ozonung um ca. 25 %

Abb. 18 > Erhöhung des spezifischen Bruttostromverbrauchs von 38 ARA durch eine Ozonung

Auswertung des heutigen Stromverbrauchs von 38 ARA der Schweiz (blaue Balken) und Abschätzung des Stromverbrauchs, wenn eine Ozonung (inkl. Filter, sofern nicht vorhanden) installiert würde (rote Balken).



Der Energieverbrauch ist bei der PAK-Behandlung mehr oder weniger unabhängig von der PAK-Dosis und der erforderlichen Reinigungsleistung. Erfahrungswerte aus Anlagen in Deutschland zeigen, dass der Energieverbrauch um 0,01–0,04 kWh/m³ steigt.

Erhöhung des Stromverbrauchs durch PAK um ca. 5 %

Die hier angegebenen Werte sind Richtwerte, im Einzelfall kann es in Abhängigkeit der hydraulischen Verhältnisse oder der Abwasserzusammensetzung zu Abweichungen kommen. Ein Teil der zusätzlich benötigten Energie kann durch Effizienzsteigerungen, Synergieeffekte oder die Nutzung erneuerbarer Energien auf ARA kompensiert werden (z. B. Überdeckung von Becken mit Photovoltaik).

Stromverbrauch ist abhängig von lokalen Bedingungen

5.3.2 Nationale Auswirkungen

Im EU-Projekt «NEPTUNE» wurden Ökobilanzen für verschiedene Verfahrensstufen der Abwasserreinigung, darunter die konventionelle Behandlung, aber auch weitergehende Verfahren (Larsen et al. 2010) erstellt. Es zeigte sich, dass diese Bilanzierungen aufwändig und mit grossen Unsicherheiten behaftet sind. Sie sind aber geeignet, um ähnliche Technologien zu vergleichen. Die Umweltauswirkungen werden sowohl bei der Ozonung als auch der PAK-Adsorption durch den Betrieb der Anlagen dominiert, die graue Energie in Bauwerken und Anlagenteilen spielt eine untergeordnete Rolle.

Graue Energie in Bauwerken von geringer Bedeutung

Der Stromverbrauch der Schweizer ARA beläuft sich derzeit auf 450–510 GWh/a, das entspricht etwa 0,8 % des Schweizer Stromverbrauchs. Mit dem vorgeschlagenen Massnahmenpaket des BAFU würden 100 ARA und somit rund die Hälfte des Schweizer Abwassers mit weitergehenden Verfahren behandelt (750 Mio. m³/a). Die Auswirkungen auf den Strom- und Energieverbrauch der Schweiz werden anhand von drei Szenarien abgeschätzt (Abegglen et al. 2011):

Weniger als 1 % des Stromverbrauchs für Abwasserreinigung

- *Szenario 1:* Alle betroffenen ARA werden mit einer Ozonung und einem Sandfilter ausgerüstet. Die Sauerstoffproduktion erfolgt zentral in der Schweiz.
- *Szenario 2:* Alle betroffenen ARA werden mit einer PAK-Stufe mit Kontaktreaktor, Sedimentation und Sandfilter ausgerüstet. Die Aktivkohle wird im Ausland hergestellt und nach Gebrauch mit dem Klärschlamm thermisch verwertet.
- *Szenario 3:* Je die Hälfte der betroffenen ARA werden mit einer Ozonung und Sandfilter, resp. PAK mit Sedimentation und Sandfilter ausgerüstet. Die Annahmen zu den Verfahren sind analog zu Szenario 1 und 2.

Neben dem zusätzlichen Stromverbrauch auf der ARA selbst wurde bei der Ozonung die Produktion des Sauerstoffs berücksichtigt (der Energieverbrauch für Transporte fällt nicht stark ins Gewicht und wurde vernachlässigt), bei der Aktivkohle die notwendige Energie für deren Herstellung. Um einen Vergleich der beiden Verfahren zu ermöglichen, wurde der Primärenergieverbrauch bestimmt. Die Primärenergie berücksichtigt den gesamten Energieinhalt eines Produktes (inkl. Herstellung und Entsorgung) und ermöglicht den Vergleich verschiedener Energieträger wie Kohle, Gas, Öl und Strom. Tab. 6 zeigt die Auswirkungen der drei Szenarien auf den Stromhaushalt der Schweiz sowie den Primärenergieverbrauch.

Geringe Auswirkungen auf den Schweizer Stromhaushalt

Tab. 6 > Auswirkungen auf den Strom- und Primärenergieverbrauch durch weitergehende Verfahren

Erhöhung des Schweizer Stromverbrauchs, resp. des Primärenergieverbrauchs durch die Erweiterung von 100 ARA (Behandlung von 50 % des Schweizer Abwassers) in Abhängigkeit des Verfahrens.

		Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3
Anteil O_3	%	100	0	50
Anteil PAK	%	0	100	50
Stromverbrauch CH	GWh/a	70	15	40
Stromverbrauch inkl. Filter	GWh/a	90	35	60
Primärenergieverbrauch	GWh/a	200	280	240
Primärenergie inkl. Filter	GWh/a	260	340	300

Abegglen et al. 2011

Um diese Zahlen einordnen zu können, sind in Tab. 7 einige Vergleichszahlen aufgeführt.

Tab. 7 > Vergleichszahlen Energieverbrauch

Zusätzlicher Strom- und Primärenergieverbrauch durch die Erweiterung von 100 ARA und Vergleichszahlen.

	GWh/a	kWh/E/a	Quelle
Stromvergleichszahlen Schweiz			
Stromverbrauch Schweiz	57 670	7700	BFE 2010a
Verbrauch Kleinstadt (18 000 Einwohner)	133	17	Berechnung
Verbrauch heutige Abwasserreinigung	480	56	Berechnung
Verbrauch heutige biologische Stufe	240	28	Berechnung
Weitergehende Verfahren (inkl. Filtration)	60	8	Tab. 6
Produktion Rheinkraftwerk Reckingen	250	32	axpo 2011
Produktion Kernkraftwerk Gösgen	7964	1052	KKWG 2010
Vergleichszahlen Primärenergie			
Verbrauch Schweiz	320 000	41 000	BfS (2011)
Verbrauch Mobilität	83 000	10 700	BfS (2008)
Heutige Abwasserreinigung	1350	175	
Weitergehende Verfahren (inkl. Filtration)	300	39	Tab. 6

Erhöhung des Stromverbrauchs im Promille-Bereich

Durch die weitergehenden Verfahren erhöht sich der Schweizer Stromverbrauch um maximal 90 GWh/a oder 0,15 %. Bezogen auf die Abwasserreinigung liegt die Erhöhung bei maximal 20 %. In Realität dürfte sich der Stromverbrauch in der Schweiz eher um ca. 60 GWh/a oder 15 % erhöhen. Dies entspricht in etwa dem Stromverbrauch einer Kleinstadt mit 10 000 Einwohnern. Allerdings wird durch den zusätzlichen Stromverbrauch der Eigendeckungsgrad der ARA sinken und sie müssen mehr Strom vom Netz beziehen.

Geringe Auswirkungen auf die CO_2-Bilanz

Bei Energiebetrachtungen ist die CO_2-Bilanz von besonderem Interesse. Der Anteil der klimarelevanten Gase aus der Abwasserreinigung am Gesamtausstoss der Schweiz beläuft sich auf ca. 230 000 t CO_2eq/a, resp. 0,5 % (BAFU 2010). Der Einbau weitergehender Verfahren erhöht auch den CO_2-Ausstoss, wobei sich die Ozonung und die PAK-Behandlung bezüglich ihrer Klimawirkung unterscheiden:

- *Ozonung:* Die CO_2-Bilanz wird hauptsächlich in der Schweiz durch die Zunahme des Stromverbrauchs beeinflusst und ist abhängig von der Art der Stromherstellung. Für in der Schweiz verbrauchten Strom werden 154 g CO_2eq/kWh ausgestossen (BAFU 2008). Mit dem vorgängig beschriebenen Szenario 1 erhöht sich der CO_2-Ausstoss um ca. 15 000 t/a. Dies entspricht rund 5 % der CO_2-Äquivalente der Abwasserreinigung. Dabei ist zu beachten, dass der europäische Strommix rund 600 g CO_2eq/kWh emittiert, die Zahl also auf 60 000 t/a steigt, falls der zusätzliche Strom importiert werden muss.
- *PAK-Adsorption:* Die CO_2-Bilanz für die PAK-Behandlung wird hauptsächlich im Ausland durch die PAK-Herstellung und deren Ausgangsmaterial beeinflusst. Im ungünstigsten Fall wird die Aktivkohle aus Braun- oder Steinkohle hergestellt. Für die Herstellung von 1 kg Aktivkohle werden rund 2–5 kg Rohkohle benötigt (BAYER 2005, Munoz-Ortiz 2006), genaue Zahlen liegen nicht vor. Die gesamte Kohle wird schliesslich verbrannt und somit als CO_2 freigesetzt. Würden nun alle auszubauenden ARA mit einer PAK-Stufe ausgerüstet (Szenario 3), steigt der CO_2-Ausstoss um ca. 80 000 t/a. Idealerweise wird die Aktivkohle aus nachwachsenden Rohstoffen wie Holz oder Kokosnussschalen hergestellt. Damit kann der zusätzliche CO_2-Ausstoss deutlich reduziert werden, im Idealfall auf ca. 6000 t/a.

5.4 Kosten

5.4.1 Lokale Auswirkungen

Zusätzliche Kosten sind abhängig von lokalen Bedingungen

In Kapitel 8 und 9 werden die zusätzlichen Kosten für eine Ozonung, resp. eine PAK-Anlage detailliert dargestellt. Die Kosten hängen von verschiedenen Randbedingungen ab:

- *Verfahrenswahl:* Ozonung und PAK-Dosierung verursachen unterschiedliche Investitions- und Betriebskosten. Je nach Verfahrensdetails ist mit höheren Baukosten zu rechnen (z. B. PAK mit Kontaktreaktor und Sedimentation).
- *Abwasserzusammensetzung:* sowohl für die PAK-Dosierung als auch für die Ozonung gilt, dass bei einer guten Vorreinigung (biologische Reinigung und Nachklärung) weniger Betriebsmittel benötigt werden.
- *Vorhandene Infrastruktur:* Können vorhandene Infrastrukturen (ungenutzte Becken, Filter) genutzt werden, fallen die Baukosten geringer aus. Allerdings sind je nach Verfahren Anpassungen bei bestehenden Anlagenteilen nötig (z. B. aufgrund von Abrasion durch PAK).
- *Anlagengrösse:* Mit steigender Anlagengrösse ergeben sich geringere spezifische Kosten.

In einer detaillierten Kostenstudie (Hunziker-Betatech 2008) wurde aufgezeigt, dass bei einer Dosierung von 5 mg/l Ozon, resp. 10 mg/l PAK die Kapitalkosten höher sind als die Betriebskosten. Dies zeigt, dass eine Nutzung vorhandener Infrastrukturen wirtschaftlich interessant ist.

Umnutzung bestehender Infrastruktur anzustreben

In der Tab. 8 sind die heutigen Kosten der Abwasserreinigung und -entsorgung den zusätzlichen Kosten durch ein weitergehendes Verfahren für zwei ARA unterschiedlicher Grösse gegenübergestellt. Die Erfahrungen aus den Pilotversuchen in der Schweiz und aus Deutschland deuten darauf hin, dass die Kosten in Realität eher geringer ausfallen. Trotzdem zeigt sich, dass die relative Kostensteigerung für kleinere Anlagen mit 20–50 % markant ausfällt, während sie bei grösseren Anlagen bei 10–20 % liegt.

Kostensteigerung um 10 % (grosse ARA) bis 50 % (kleine ARA)

Tab. 8 > Zusätzliche Kosten für weitergehende Verfahren in Abhängigkeit der ARA-Grösse

Ein weitergehendes Verfahren erhöht die Kosten bei kleineren ARA um 20–50 %, bei grösseren ARA um 10–20 %. Die Kosten umfassen Amortisation und Betrieb. Die Werte für Abwasserreinigung und Abwasserentsorgung beziehen sich auf den Durchschnitt der entsprechenden Grössenklasse.

Verfahren		Spezifische Jahreskosten			
		«Kleine» ARA (14 400 EW)		Grosse ARA (590 000 EW)	
		Fr./m³	Fr./EW/a	Fr./m³	Fr./EW/a
Abwasserreinigung		0.80	87	0.55	61
Abwasserentsorgung (inkl. Kanalisation)		1.80	198	1.25	141
PAK-Dosierung (10 mg/l)	Ohne Filter	0.25–0.3	44–53	0.1–0.15	12–18
	Mit Filter	0.42–0.47	74–84	0.15–0.2	18–24
Ozonung (5 mg/l)	Ohne Filter	0.15–0.19	27–33	0.04 –0.06	4.5–7
	Mit Filter	0.32–0.36	57–63	0.09–0.11	11–13

VSA & KI 2011; Hunziker-Betatech 2008

5.4.2 Nationale Auswirkungen

Die Investitionskosten für das in Kapitel 5.1 beschriebene Massnahmenpaket werden auf rund 1.2 Mrd. Fr. veranschlagt. Unter Berücksichtigung der Kapital- und Betriebskosten bewegen sich die jährlichen Kosten in der Grössenordnung von 130 Mio. Fr. (Ecoplan & BG 2011/BG 2012). Werden die Jahreskosten auf die Einwohner umgerechnet, liegen sie bei 30 Fr./a, falls nur die Einwohner der betroffenen ARA für die Finanzierung aufkommen. Falls die Kosten auf sämtliche Einwohner der Schweiz verteilt würden, ergeben sich Kosten von 17 Fr./E/a, resp. ca. 12 Fr./EW/a.

Geringfügige Mehrkosten zu erwarten: 17.– Fr. pro Einwohner und Jahr

Die jährlichen Kosten für die Abwasserreinigung belaufen sich heute auf knapp unter 1 Mrd. Fr., die Kosten für die Siedlungsentwässerung (Kanalisation + ARA) auf rund 2.2 Mrd. Fr. Weitergehende Verfahren erhöhen die Gesamtkosten somit um ca. 10–15 %. Der Wiederbeschaffungswert der ARA > 500 EW liegt bei ca 10 Mrd. Fr. (Peter 2009), auch hier beläuft sich die Steigerung somit auf 10 %. Der Wiederbeschaffungswert der gesamten öffentlichen Abwasserinfrastruktur beträgt rund 65 Mrd. Fr (Peter 2009).

Kostensteigerung um 10–15 % (national)

5.5 Fazit

> Mit einem zielgerichteten Ausbau von rund 100 der über 700 Schweizer ARA und damit der Behandlung der Hälfte des Schweizer Abwassers mit weitergehenden Verfahren können die Ziele «Frachtreduktion», «Schutz der Ökosysteme» und «vorsorglicher Schutz von Trinkwasserressourcen» erreicht werden.

Ziele: Frachtreduktion, Schutz der Ökosysteme und Trinkwasserressourcen

> Mit weitergehenden Verfahren auf kommunalen ARA wird die Qualität des gereinigten Abwassers und somit der Fliessgewässer verbessert. Insbesondere bei kleinen Fliessgewässern mit einem hohen Abwasseranteil ist zu erwarten, dass sich die Wasserqualität deutlich verbessert.

Bessere Wasserqualität in Fliessgewässern mit hohem Abwasseranteil

> Die Schweiz als Wasserschloss Europas hat eine Oberliegerverantwortung. Millionen Menschen an Rhein und Rhone beziehen ihr Trinkwasser aus diesen Flüssen. Eine Reduktion des Eintrags von Mikroverunreinigungen in diese Gewässer schützt daher wertvolle Trinkwasserressourcen und steht in Einklang mit Forderungen internationaler Gewässerschutzkommissionen.

Oberliegerverantwortung der Schweiz

> Zusätzliche Verfahren auf ARA erhöhen sowohl deren Energieverbrauch als auch die Kosten. Diese Steigerung ist abhängig von den jeweiligen lokalen Randbedingungen (bestehende Infrastruktur, Verfahrenswahl, Abwasserzusammensetzung etc.). Der Energieverbrauch steigt lokal um 5–30 %, die Kosten um 10–50 %.

Lokale Erhöhung des Energieverbrauchs um 5–30 %, der Kosten um 5–50 %

> Die weitergehenden Verfahren beeinflussen den Stromverbrauch der Schweiz nur geringfügig, er steigt um maximal 0,15 % und kann unter Umständen zu einem gewissen Teil mit Effizienzsteigerungen und Nutzung erneuerbarer Energien auf ARA kompensiert werden.

Geringer Einfluss auf nationale Energiebilanz

> Die zusätzlichen jährlichen Kosten für weitergehende Verfahren betragen ca. 130 Mio. Fr., resp. ca. 17 Fr./Einwohner. Dies entspricht einer Kostensteigerung der Abwasserreinigung um ca. 10–15 %.

Kostensteigerung national: 10–15 %

Zusammenfassung allgemeiner Teil

Mikroverunreinigungen aus gereinigtem kommunalem Abwasser können in Gewässern zu Problemen führen und beeinträchtigen die Wasserqualität von Trinkwasserressourcen. In herkömmlichen ARA werden diese Stoffe nur unzureichend entfernt, es gibt aber Verfahren, nach heutigem Wissensstand insbesondere die Ozonung und die PAK-Adsorption, die eine weitgehende Elimination von Mikroverunreinigungen ermöglichen und technisch in ARA eingesetzt werden können. Diese beiden Verfahren sind auch wirtschaftlich vertretbar. Mit einer gezielten Erweiterung von rund 100 Schweizer ARA mit solchen Verfahren und damit der Behandlung von etwa der Hälfte des anfallenden Abwasser können die Wasserqualität der Gewässer weiter verbessert und damit auch Trinkwasserressourcen vorsorglich geschützt werden.

Der allgemeine Teil dieses Berichtes ist hiermit abgeschlossen und es kann direkt zu den Schlussfolgerungen (ab Seite 181) weitergeblättert werden. Die folgenden Kapitel 6–11 enthalten Hintergrundinformationen zum Verhalten von Mikroverunreinigungen in der biologischen Abwasserreinigung (Kapitel 6), den in der Schweiz und im Ausland durchgeführten Pilotversuchen (Kapitel 7) sowie den verschiedenen weitergehenden Verfahren Ozonung (Kapitel 8), Dosierung von Pulveraktivkohle (Kapitel 9), granulierte Aktivkohle, dichte Membranen, AOP, Ferrat, nachgeschaltete biologische Verfahren (alle Kapitel 10). In Kapitel 11 werden verschiedene offene Fragen dargelegt.

> Technischer Teil

6 > Biologische Abwasserreinigung

In der biologischen Abwasserreinigung können Mikroverunreinigungen durch Sorption, biologischen Abbau und Ausgasung entfernt werden, wobei der biologische Abbau für die betrachteten Substanzen die grösste Bedeutung hat. Die Eliminationsraten sind unabhängig vom gewählten Verfahren und insgesamt nicht ausreichend.

6.1 Biologische Abwasserreinigungsverfahren

Die biologische Abwasserreinigung entspricht für kommunale ARA in der Schweiz dem Stand der Technik, über 97 % der Bevölkerung sind an eine kommunale ARA mit einer biologischen Stufe angeschlossen. Grundsätzlich wird zwischen zwei Verfahrenstypen unterschieden:

Verfahren mit suspendierter Biomasse

> *Suspendierte Biomasse:* Bei Verfahren mit suspendierter Biomasse bilden die Mikroorganismen Flocken in der Grössenordnung von ca. 1 mm. Diese Flocken «schwimmen» im Abwasser, resp. müssen durch Rührwerke oder Eintrag von Luft in Schwebe gehalten werden, damit eine ausreichende Durchmischung gewährleistet wird. Primär während dieser durchmischten Phase findet der biologische Abbau statt. Anschliessend müssen die Mikroorganismen vom gereinigten Abwasser abgetrennt werden. Dies geschieht je nach Verfahren mittels örtlich (Belebtschlammverfahren) oder zeitlich (SBR) getrennter Sedimentation oder mittels Membranfiltration (MBR). Durch den Abbau der Schmutzstoffe und die Anlagerung von ungelösten Stoffen nimmt die Menge an Belebtschlamm zu. Dieser muss aus dem System abgezogen und in die Schlammbehandlung geleitet werden.

Verfahren mit festsitzender Biomasse (Biofilm-Verfahren)

> *Festsitzende Biomasse:* Bei den Verfahren mit festsitzender Biomasse wachsen die Mikroorganismen auf Oberflächen auf und bilden einen Biofilm. Diese Oberflächen sind entweder fest montierte Füllkörper (Festbettverfahren, Tropfkörper) oder kleinere und bewegliche Füllkörper (Wirbelbett). Durch den Eintrag von Luft werden die Mikroorganismen mit Sauerstoff versorgt und beim Wirbelbett die Füllkörper in Schwebe gehalten. Aufgrund der höheren Biomassedichte benötigen Fest- und Wirbelbettverfahren weniger Platz als die Verfahren mit suspendierter Biomasse, allerdings ist der Energiebedarf höher. Auch bei den Verfahren mit festsitzender Biomasse wird jeweils ein Teil des Biofilms abgetragen und in die Schlammbehandlung geleitet.

6.2 Eliminationsprozesse

Die heutigen ARA sind nicht auf die Elimination von Mikroverunreinigungen ausgelegt. Trotzdem wird ein gewisser Teil dieser Stoffe in den heutigen ARA entfernt. In Kapitel 3.5 wurden die verschiedenen Prozesse, die für die Entfernung von Schmutzstoffen aus dem Abwasser verantwortlich sind, kurz vorgestellt. Nachfolgend werden die Prozesse, die gelöste Inhaltsstoffe entfernen, detaillierter beschrieben.

6.2.1 Sorption

Sorption: Gleichgewicht zwischen fester und flüssiger Phase

Unter Sorption versteht man die Anlagerung von Substanzen an Feststoffe. Dabei werden zwei Mechanismen unterschieden: einerseits die Diffusion und Absorption von lipophilen Verbindungen in der Schlammmatrix (z. B. Fetttröpfchen und Zellmembranen), andererseits die Anlagerung von Substanzen mit positiv geladenen funktionellen Gruppen an die negativ geladenen Oberflächen (z. B. Bakterien) durch elektrostatische Wechselwirkungen (Adsorption). Die Sorption ist in der Regel ein reversibler Prozess, d. h. bei genügend langer Aufenthaltszeit stellt sich ein Gleichgewicht zwischen dem Anteil der Substanz in der Fest- und in der Flüssigphase ein.

Sorption ist bereits im Kanalnetz oder in der ARA möglich

Mikroverunreinigungen können bereits in sorbierter Form in die ARA gelangen (Anlagerung an Partikel bei Ausscheidung oder im Kanalisationsnetz) oder auch erst in der ARA an den Primär- oder Belebtschlamm sorbieren. Stoffe, die mit dem Rechengut oder im Sandfang entfernt werden, gelangen mit demselben nach der Wäsche in die Verbrennung (Rechengut) oder in eine Deponie (Sand). Stoffe, die an Fette (Abscheidung im Fettfang), Primärschlamm (Abscheidung in der Vorklärung) oder an Belebtschlamm (Abscheidung in der Nachklärung) sorbieren, gelangen in die Schlammbehandlung und – sofern sie dort weder abgebaut werden noch desorbieren – in die Verbrennung.

Der sorbierte Anteil einer Substanz kann durch ein einfaches lineares Modell beschrieben werden (für einen Batch-Reaktor) (Joss et al. 2005):

$$C_{sorbiert} = K_d \cdot SS \cdot C_{gelöst}$$

mit

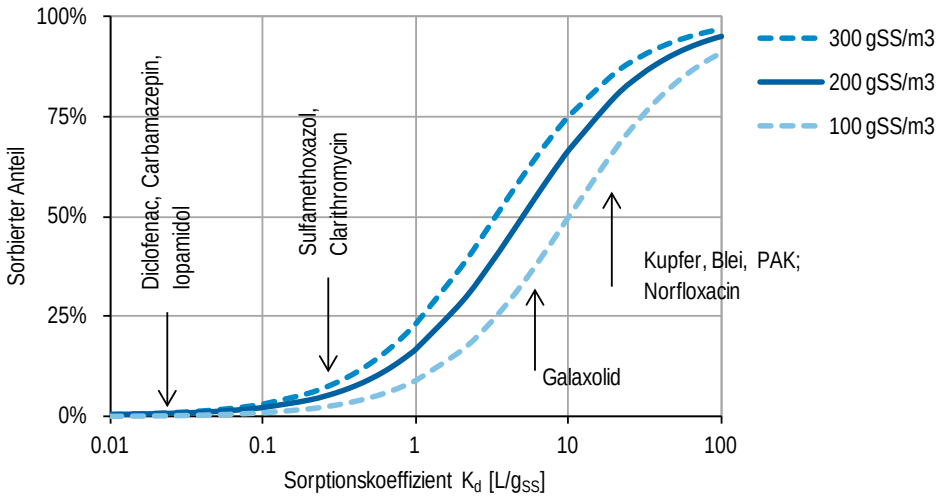
$C_{sorbiert}$ = an Partikel sorbierte Konzentration, resp. die Elimination durch Sorption mit dem Überschussschlamm (je nach Angabe von SS) [µg/l]
K_d = substanzabhängige Sorptionskonstante [l/gSS]
SS = Schlammkonzentration im Reaktor, resp. spezifische Überschussschlammproduktion [gSS/l Abwasser]
$C_{gelöst}$ = Konzentration in der Wasserphase [µg/l]

Elimination durch Sorption ist substanzspezifisch

Die Sorption ist sehr substanzspezifisch und die Eliminationsleistung von der produzierten Schlammmenge abhängig. Die Werte für K_d unterscheiden sich zudem leicht in Abhängigkeit der Schlammeigenschaften (z. B. Primärschlamm, Belebtschlamm, Fällschlamm). Die spezifische Schlammproduktion bewegt sich bei kommunalen ARA im Bereich zwischen 100–400 gSS/m³. Der Zusammenhang zwischen K_d, Schlammproduktion und sorbiertem Anteil ist in Abb. 19 dargestellt.

Abb. 19 > Zusammenhang zwischen Sorptionskoeffizient K_d und Elimination mit dem Schlamm

Anteil einer Substanz, die bei unterschiedlicher Schlammproduktion an den Belebtschlamm sorbiert ist. Viele der prioritären Stoffe gemäss EU-Wasserrahmenrichtlinie werden über Sorption aus dem Abwasser entfernt (z. B. Kupfer, Blei, Polyaromatische Kohlenwasserstoffe PAK), während die sog. Schweizrelevanten Stoffe vorwiegend in der Wasserphase verbleiben.



Nach Joss et al. 2004

Die Sorptionskonstanten vieler organischer Spurenstoffe sind < 0,1 l/g_{SS}, d. h. die Elimination über die Schlammentnahme ist nur von geringer Bedeutung. Beispiele für Substanzen mit einer hohen Sorptionskonstante sind das Antibiotikum Norfloxacin oder der Duftstoff Galaxolid. Diese Stoffe werden zu 40– > 80 % mit dem Schlamm aus dem Abwasser entfernt. Werte für die K_d findet man in der Fachliteratur (z. B. Carballa et al. 2008, Ternes & Joss 2006, Wick et al. 2011).

Für viele «neue» Mikroverunreinigungen spielt die Sorption eine untergeordnete Rolle

Die Europäische Union hat in ihrer Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, Anhang X) eine Liste von 33 prioritären Stoffen definiert, die ein erhebliches Risiko für die aquatische Umwelt darstellen. Dazu gehören u.a. Schwermetalle (Cd, Ni, Pb), Pestizide (z. B. Atrazin, Diuron), polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) oder verschiedene chlorierte Verbindungen (z. B. Chlorpyrifos, Trichlormethan). Viele dieser prioritären Stoffe sind hydrophob und werden daher zu einem grossen Teil mittels Sorption und daher mit dem Schlammabzug aus dem Abwasser entfernt. Um eine weitgehende Entfernung dieser Stoffe zu erzielen ist daher eine sehr gute Feststoffabtrennung notwendig.

Prioritäre Stoffe gemäss EU-WRRL werden oft über Sorption entfernt

In der Schweiz gelangt ein grosser Teil des Primär- und Belebtschlammes in die Faulung. Die Umweltbedingungen in der Faulung (hoher Feststoffgehalt, höhere Temperatur, anaerobe Bedingungen) unterscheiden sich von den Bedingungen in der Abwasserbehandlung. Die sorbierten Spurenstoffe können somit entweder abgebaut werden, weiter sorbiert bleiben, oder desorbieren. So wird Galaxolid in der Faulung zu ca. 60 % abgebaut, während der Rest am Schlamm sorbiert bleibt. Sulfamethoxazol wird hingegen in der Faulung fast komplett umgewandelt, während Iopromid zum grössten Teil desorbiert und mit dem Faulwasser zurückgeführt wird (Carballa et al. 2007).

Schlammbehandlung: Abbau und Rücklösung ist möglich

6.2.2 Biologischer Abbau

Biologischer Abbau: Stoffumwandlung (Transformation)

Beim biologischen Abbau werden die Substanzen durch Mikroorganismen biologisch umgesetzt. Da die meisten Mikroverunreinigungen in sehr tiefen Konzentrationen vorliegen, ist es unwahrscheinlich, dass sie gezielt abgebaut und somit als Substrat genutzt werden. Wahrscheinlicher ist ein sogenannter Co-Metabolismus, bei dem die Stoffe «zufällig» mit abgebaut werden. Man unterscheidet zwischen Totalabbau, bei dem die Endprodukte CO_2 und H_2O entstehen (Mineralisation), und Teilabbau, bei dem die chemische Struktur der Ausgangssubstanz mehr oder weniger erhalten bleibt. In der Regel findet nur ein Teilabbau statt, d. h. die Ausgangssubstanz wird in eines oder mehrere (meist unbekannte) Transformationsprodukte umgewandelt. So wurden für das Röntgenkontrastmittel Iopromid in einer ARA mit anschliessender Bodenpassage 12 Transformationsprodukte identifiziert (Schulz et al. 2008).

Transformationsprodukte sind meist weniger problematisch

Diese Transformationsprodukte sind in der Regel weniger toxisch als die Ausgangssubstanz, es können aber auch Transformationsprodukte entstehen, die toxischer als die Ausgangssubstanz sind (Fenner er al. 2011). Ein Beispiel für die Abnahme der Toxizität ist das natürliche Östrogen 17β-Estradiol (E2). Unter aeroben Bedingungen wird E2 rasch in ein anderes Östrogen, Estron (E1), und dieses weiter in Estriol umgewandelt (Ternes 1999). Die hormonaktive Wirkung sinkt in der Reihenfolge Estradiol > Estron > Estriol. Carbamazepin wird hingegen bereits im Körper, aber auch in der ARA in Carbamazepin-10,11-dihydro-10,11-dihydroxy umgewandelt. Für Carbamazepin wurde ein Qualitätsziel in Oberflächengewässern von 0,5 µg/l vorgeschlagen (Ökotoxzentrum 2011). Bei dieser Konzentration wurden für das Umwandlungsprodukt noch geringfügige Effekte bei verschiedenen Daphnienarten festgestellt (Bernhard 2010).

Abbau ist abhängig von Substanz- und Umwelteigenschaften

Leicht abbaubare Substanzen können schon im Kanalnetz umgewandelt werden, der grösste Teil des Abbaus erfolgt aber in der biologischen Stufe der ARA. Ob und wie schnell ein Stoff abgebaut wird, hängt von verschiedenen Faktoren wie den Stoffeigenschaften, Redoxbedingungen (aerob, anoxisch, anaerob), dem pH-Wert, der Temperatur und der Biozönose ab. Die meisten biologisch abbaubaren Stoffe werden unter aeroben Bedingungen am schnellsten eliminiert. Die Umsetzungsgeschwindigkeit in der anoxischen oder anaeroben Stufe ist meistens langsamer, es konnte aber gezeigt werden, dass einzelne Stoffe nur unter anoxischen oder anaeroben Bedingungen entfernt werden (z. B. Iopromid, Sulfamethoxazol (Poseidon 2004)). Eine weitere Einflussgrösse sind die vorhandenen Mikroorganismen. So wird beispielsweise Ethinylestradiol sowohl von heterotrophen als auch von ammoniumoxidierenden Bakterien abgebaut, allerdings mit unterschiedlicher Geschwindigkeit. Das Antibiotikum Trimethoprim wird hingegen nur von heterotrophen Organismen abgebaut (Khunjar et al. 2011).

Der biologische Abbau im Batchversuch kann mathematisch mit einem Abbau pseudo-erster Ordnung beschrieben werden (Joss et al. 2005):

$$\frac{dC_i}{dt} = k_{biol,i} \cdot SS \cdot C_i$$

mit

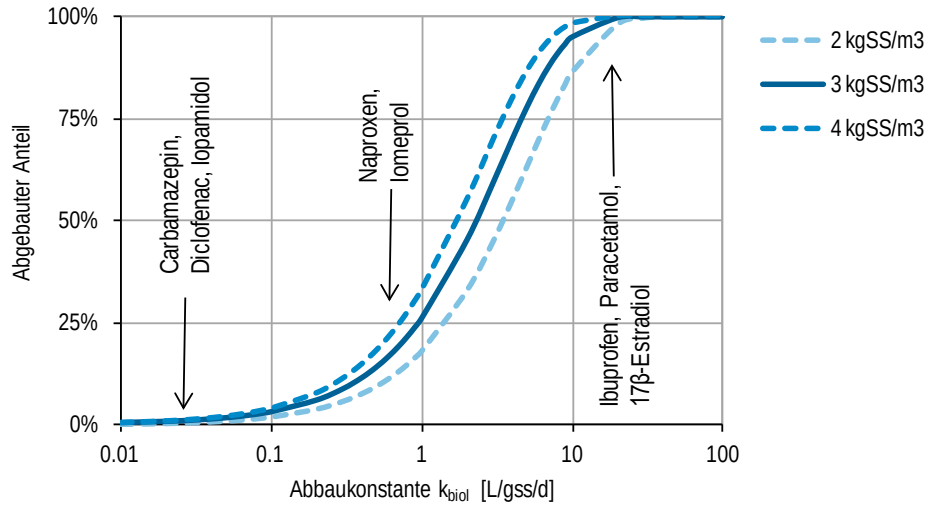
C_i = Konzentration des Stoffes i [µg/l]
t = Zeit [d]
dC_i/dt = Abbaurate des Stoffes i [µg/(l·d)]
$k_{biol,i}$ = biologische Abbaukonstante für den Stoff i [l/(g_{SS}·d)]
SS = Schlammkonzentration im Reaktor [g_{SS}/l]

Biologischer Abbau zwischen 0 und 100 %

Die biologischen Abbaukonstanten wurden für verschiedene Stoffe im Labor- oder Vollmassstab ermittelt. Die Bandbreite ist sehr gross (Abb. 20) und hat entsprechend einen Abbau zwischen 0 und 100 % zur Folge. So ist beispielsweise Paracetamol mit einer Abbaukonstante von > 50 l/(g_{SS}·d) bereits nach kurzer Zeit und auch mit tiefer Schlammkonzentration oder Kontaktzeit komplett eliminiert, während Carbamazepin eine Abbaukonstante von nahezu 0 aufweist und auch nach sehr langer Kontaktzeit nicht abgebaut wird.

Abb. 20 > Zusammenhang zwischen Abbaukonstante k_{biol} und Elimination durch biologischen Abbau

Die Elimination eines Stoffes hängt einerseits von der Abbaukonstante, andererseits vom Schlammalter und der Aufenthaltszeit ab. Für Stoffe mit einer Abbaukonstante zwischen 0,1 und 10 wird die Elimination durch die Reaktorkonfiguration und den Betriebszustand beeinflusst.



Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass in der ARA für viele Stoffe ein Teilabbau stattfindet, die Stoffe in der Regel aber nicht vollständig mineralisiert, sondern lediglich transformiert werden. Die Transformationsprodukte sind in der Regel weniger problematisch als die Ausgangssubstanzen. Wird ein Stoff in einer ARA nicht abgebaut, heisst das aber nicht, dass er nicht abbaubar ist.

6.2.3 Ausgasung

Ausgasung ist meist vernachlässigbar

Das Ausgasen oder Ausstrippen von organischen Spurenstoffen ist eher von untergeordneter Bedeutung. Grundsätzlich stellt sich bei Kontakt von Wasser- und Gasphase ein Lösungsgleichgewicht ein, das mit dem Henry-Gesetz beschrieben werden kann:

$$C_{Gas,i} = K_{H,i} \cdot C_i$$

Mit

$C_{Gas,i}$ = Konzentration des Stoffes i in der Gasphase [ug/l]
$K_{H,i}$ = Henry-Koeffizient des Stoffes i [-]
C_i = Konzentration des Stoffes i in der Wasserphase [µg/l]

Ausgasung im Kanalnetz oder in belüfteten Zonen der ARA

Leicht flüchtige Stoffe ($K_H > 10^{-3}$) werden in der Gasphase angereichert. Das Ausgasen kann bereits im Kanalisationsnetz oder in der ARA bei Überfällen auftreten, bevorzugt aber in den belüfteten Zonen der ARA (z. B. Sandfang, Belebungsbecken). Die Stoffmenge, die in die Gasphase übergeht, ist sowohl abhängig von den Substanzeigenschaften (Henry-Koeffizient), aber auch von der Luftmenge und Blasengrösse. In Batch-Systemen kann das Strippen mit folgender Gleichung beschrieben werden (unter der Annahme, dass der Stoff i im Gleichgewicht zwischen Gas- und Wasserphase ist, was bei einer Henry-Konstante von < 0,1 bei einer Steighöhe von ca. 0,5m der Fall ist):

$$\frac{dC_i}{dt} = -K_H \cdot \frac{Q_{Luft}}{V} \cdot C_i$$

mit

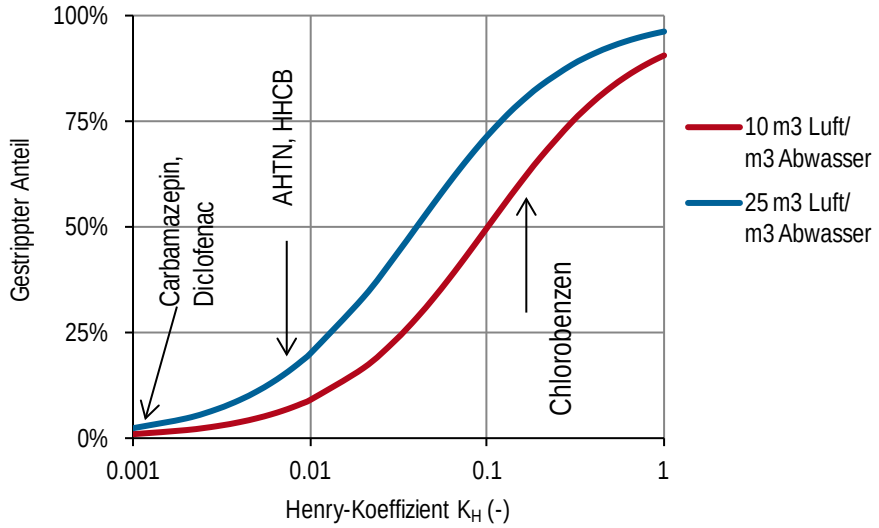
C_i = Konzentration des Stoffes i [µg/l]
t = Zeit [s]
dC_i/dt = Ausgasungsrate [µg/(l·s)]
K_H = Henry-Koeffizient [-]
Q_{Luft} = eingetragene Luftmenge [m³/s]
V = Reaktorvolumen [m³]

Ausgasung ist stoffabhängig

Die meisten organischen Spurenstoffe, die in Gewässer eingetragen werden, weisen sehr kleine Henry-Koeffizienten ($< 10^{-3}$) auf. Zu den flüchtigeren Stoffen gehören beispielsweise die Moschusverbindungen Galaxolid (HHCB) und Tonalid (AHTN), deren Henry-Koeffizienten im Bereich von 0,005 liegen. Derjenige Anteil, der in die Gasphase übergeht, ist in Abhängigkeit der Belüftungsmenge und des Henry-Koeffizienten in Abb. 21 dargestellt (Ternes & Joss 2006).

Abb. 21 > Zusammenhang zwischen Henry-Koeffizient und Elimination durch Ausgasung

Anteil einer Substanz, der in der biologischen Stufe über die Gasphase ausgetragen wird, in Abhängigkeit des Henry-Koeffizienten. Typische Luftmengen bewegen sich in der Grössenordnung von 10 m³ Luft/m³ Abwasser, bei MBR sind höhere Luftmengen von ca. 25 m³Luft/m³Abwasser üblich.



Nach Ternes und Joss 2006

Aus Abb. 21 ist ersichtlich, dass für die Moschusduftstoffe Galaxolid (AHTN) und Tonalid typischerweise ca. 5–10 % in die Gasphase übergehen. Für den Grossteil der Mikroverunreinigungen ist der Austrag über die Gasphase unbedeutend.

6.3 Eliminationsleistung in der biologischen Stufe

Viele Studien über Elimination von Mikroverunreinigungen in kommunalen ARA

Seit die Analytik für organische Spurenstoffe etabliert ist, wurden in zahlreichen ARA die Eliminationsleistungen für ein sehr breites Spektrum an Substanzen untersucht, mit Schwerpunkt auf Pharmaka, endokrin wirksamen Stoffen, Bioziden und einzelnen Haushaltchemikalien. Eine der umfassendsten Studien in diesem Bereich war das EU-Projekt Poseidon (Poseidon 2004), das sich mit verschiedenen Aspekten von organischen Spurenstoffen im Wasserkreislauf befasste (Quellen, Analytik, Abwasser, Trinkwasser, Toxizität, Massnahmen zur Reduktion) und dessen Resultate in einem Buch zusammengefasst sind (Ternes & Joss 2006).

Typische Zulaufkonzentrationen im µg/l-Bereich

Im Projekt Poseidon, wie auch in verschiedenen anderen Studien wurde gezeigt, dass die Elimination von Mikroverunreinigungen in kommunalen ARA substanzabhängig ist und von 0 % (z. B. Carbamazepin) bis nahezu 100 % (z. B. Paracetamol) reicht. Im Projekt «Strategie Micropoll» wurde eine Messkampagne bei 14 ARA durchgeführt (Götz et al. 2010b). In der Tab. 9 sind typische Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die Bandbreite der Eliminationsleistungen bei diesen ARA und Vergleiche mit internationalen Studien angegeben.

Tab. 9 > Typische Konzentrationen und Eliminationen von oft gemessenen Mikroverunreinigugen in kommunalen ARA

Bandbreite der Konzentrationen von 15 Mikroverunreinigungen, die im Schweizer kommunalen Abwasser und auch international oft gemessen werden. Die Eliminationen sind – unter Berücksichtigung der vielen Einflussfaktoren – durchaus vergleichbar.

Stoff	Gruppe	Zulauf	Ablauf	Elim Micropoll	Elim Studien	Anz. Literaturwerte
		ng/l	ng/l	%	%	#
Atenolol	Betablocker	1650 ± 550	920 ± 380	44 ± 18	65 ± 27	10
Bezafibrat	Lipidsenker	370 ± 270	240 ± 250	61 ± 24	68 ± 27	14
Carbamezepin	Anti-Epileptikum	730 ± 670	560 ± 200	11 ± 18	0 ± 36	31
Clarithromycin	Antibiotikum	510 ± 250	410 ± 170	40 ± 20	28 ± 22	12
Diclofenac	Analgesikum	1720 ± 740	1340 ± 500	14 ± 17	27 ± 34	26
Ibuprofen	Analgesikum	3950 ± 1910[a)]	< 60[b)]	96 ± 7	87 ± 20	30
Iopamidol	Röntgenkontrastmittel	2480 ± 2232[a)]	< 200– > 4000	23 ± 20	0 ± 0	2
Iopromid	Röntgenkontrastmittel	5860 ± 2852[a)]	< 200– > 4000	39 ± 33	38 ± 46	8
Mefenaminsäure	Analgesikum	1980 ± 650	340 ± 300	73 ± 29	54 ± 18	7
Naproxen	Analgesikum	780 ± 280	550 ± 140	51 ± 20	70 ± 17	19
Sulfamethoxazol	Antibiotikum	670 ± 350	420 ± 180	26 ± 23	47 ± 29	22
Trimethoprim	Antibiotikum	149 ± 53[a)]	118 ± 48 [a)]	36 ± 17	39 ± 38	29
Bisphenol A	Industriechemikalie	1470 ± 1540[a)]	290 ± 270	73 ± 27	73 ± 19	6
Ethinylestradiol	Kontrazeptivum	k.D.	2 ± 2	k.D.	89 ± 9	4
Nonylphenol	Industriechemikalie	2640 ± 2960[a)]	640 ± 540	67 ± 26	67 ± 12	5
Mittelwert				47	50	

[a)] Mittelwert ARA Regensdorf und ARA Lausanne; [b)] ARA Regensdorf ; Literaturwerte aus: Batt et al. 2007, Bernhard et al. 2006, Carballa et al. 2004, Clara et al. 2005, Göbel et al. 2007, Gomez et al. 2007, Heidler & Halden 2008, Joss et al. 2005, Jelic et al. 2011, Kasprzyk-Hordern et al. 2009, Kimura et al. 2007, Lindberg et al. 2005, Maurer et al. 2007; Nakada et al. 2006, Radjenovic et al. 2007, Santos et al. 2007, Spongberg & Witter 2008, Ternes 1998, Ternes et al. 2007, Wick et al. 2008, Yu et al. 2006, Zuehlke et al. 2006

Eliminationsleistung insgesamt vergleichbar

Aus Tab. 9 ist ersichtlich, dass für diverse Stoffe die Elimination stark schwankt (grosse Standardabweichung der Elimination). Dies kann einerseits auf saisonale, wöchentliche und tageszeitliche Konzentrations- und Frachtschwankungen im Zulauf zur ARA zurückgeführt (siehe z. B. Vieno et al. 2007, Göbel et al. 2005), andererseits durch Unterschiede bei der Probenahme, der Analytik, der Abwasserzusammensetzung, der Temperatur oder der Verfahrenstechnik erklärt werden. Insgesamt sind die Eliminationsraten aber durchaus vergleichbar.

6.4 Einflussgrössen und Optimierung der Elimination

Wird mit zunehmendem Schlammalter eine höhere Elimination erzielt?

Ein wesentlicher Parameter für die Abbauleistung bei ARA ist das Schlammalter. So sind beispielsweise nitrifizierende Organismen, die Ammonium in Nitrit und Nitrat umwandeln, autotroph und wachsen daher sehr langsam, wobei die Wachstumsgeschwindigkeit stark temperaturabhängig ist. Aus diesem Grund muss, um die Nitrifikation aufrecht zu erhalten, ein minimales Schlammalter gewährleistet werden. Ähnliches wurde auch für den Abbau von organischen Spurenstoffen erwartet: mit zunehmendem Schlammalter können sich langsam wachsende Organismen im Belebtschlamm etablieren, die in der Lage sind, spezifische Substanzen abzubauen, d. h. mit höherem Schlammalter sollte die Eliminationsleistung vieler Stoffe deutlich ansteigen. Diese Theorie wurde in vielen Studien überprüft. Zur Erhöhung des Schlammalters auf über

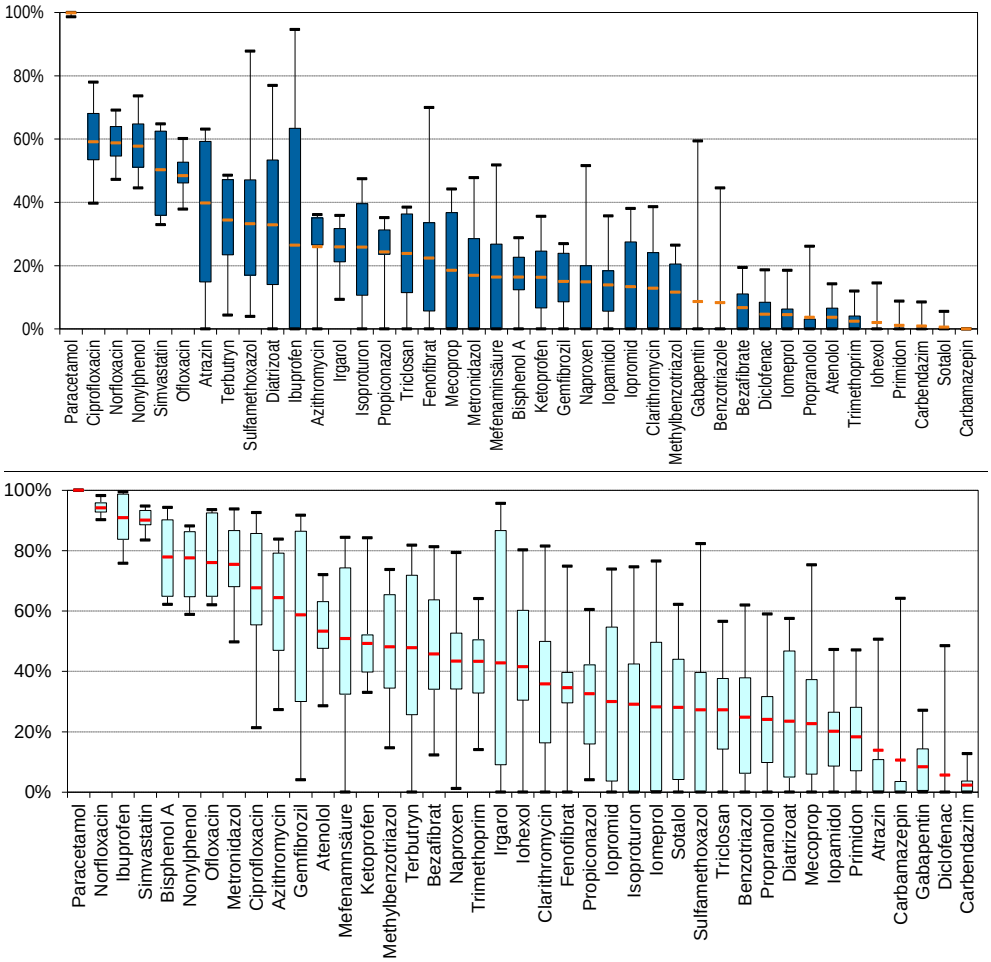
30 Tage kommen vor allem Membranbioreaktoren zum Einsatz, da damit sehr hohe Schlammalter (> 100 Tage) erreicht werden können. Ein Rückhalt von Mikroverunreinigungen durch die Membran ist aufgrund der grossen Porengrösse (> 10 nm) aber ausgeschlossen.

Eliminationsleistung von nitrifizierenden ARA (SA ca. 10d) ist höher als bei nicht-nitrifzierenden ARA (SA ca. 2d)

Im Pilotversuch in Lausanne (7.4.2) wurde die bestehende, nicht nitrifizierende biologische Stufe (Schlammalter 1–2 Tage) parallel mit einer nitrifizierenden Stufe (Schlammalter unbestimmt, da Wirbelbettverfahren) betrieben. In Abb. 22 werden die Eliminationsleistungen der beiden Verfahren verglichen. Die Abbildung zeigt, dass die nitrifizierende Anlage bei vielen Mikroverunreinigungen eine deutlich höhere Elimination aufweist. Die mittlere Eliminationsleistung der untersuchten Stoffe stieg dabei von 22 % bei der nicht nitrifizierenden Stufe auf 44 % bei der nitrifizierenden Stufe (vergleichbar mit Mittelwert in Tab. 9). Dieses Resultat steht im Einklang mit anderen Studien, die ähnliches beobachteten (z. B. Clara et al. 2005b).

Abb. 22 > Elimination von 41 Mikroverunreinigungen ohne und mit Nitrifikation

Gemessene Elimination von 41 Mikroverunreinigungen im Pilotversuch in Lausanne. Oben Elimination der nicht nitrifizierenden biologischen Reinigung (10 Messungen), unten Elimination im nitrifizierenden Wirbelbett (22 Messungen).



Daten: Margot et al. 2010

Weitere Erhöhung des Schlammalters (SA > 30d) bewirkt nicht mehr viel

Nitrifizierende ARA weisen typischerweise ein Schlammalter von 10–20 Tagen auf. In verschiedenen Studien wurden «normale» nitrifizierende Anlagen mit MBR mit Schlammaltern im Bereich von 30–100 Tagen verglichen (z. B. Cirja et al. 2008, DeWever et al. 2007, Göbel et al. 2007, Gonzalez et al. 2008; Kimura et al. 2007, Kreuzinger et al. 2004, Lesjean et al. 2005, Okuda et al. 2007, Onesios et al. 2009, Radjenovic et al. 2007, Reif et al. 2008, Sahar et al. 2011, Weiss & Reemtsma 2008). Die Resultate dieser Studien sind nicht eindeutig. In der Regel wird für einzelne Substanzen mit zunehmendem Schlammalter eine erhöhte Elimination erzielt, die Steigerung ist aber für die gesamte untersuchte Stoffpalette nicht mehr dermassen markant wie zwischen nicht nitrifizierenden und nitrifizierenden ARA.

Elimination für Verfahren mit suspendierter und festsitzender Biomasse ist vergleichbar

Ob Verfahren mit suspendierter oder festsitzender Biomasse eingesetzt werden, hat auf die Elimination von Mikroverunreinigungen keinen wesentlichen Einfluss (Joss & Maurer 2005). Die ARA Altenrhein betreibt ein Festbettverfahren parallel zu einem konventionellen Belebtschlammverfahren. Der direkte Vergleich der Elimination zeigt, dass die Eliminationsleistung trotz unterschiedlicher Aufenthaltszeiten vergleichbar sind (Abb. 23). Ein Vergleich zwischen der konventionellen Belebung der ARA Regensdorf mit dem Wirbelbettverfahren in Lausanne bestätigt dies ebenfalls (Abb. 24).

Abb. 23 > Vergleich Festbett und Belebtschlammverfahren (ARA Altenrhein)

Elimination von 18 Mikroverunreinigungen in der ARA Altenrhein. Vergleich zwischen dem Festbett und dem Belebtschlammverfahren.

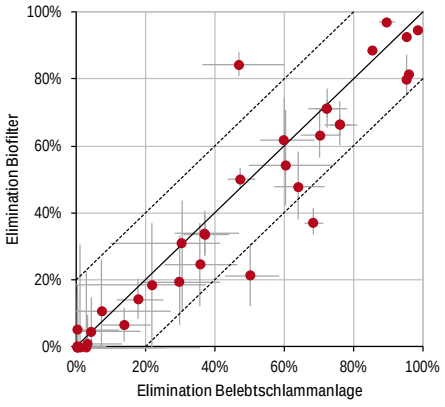
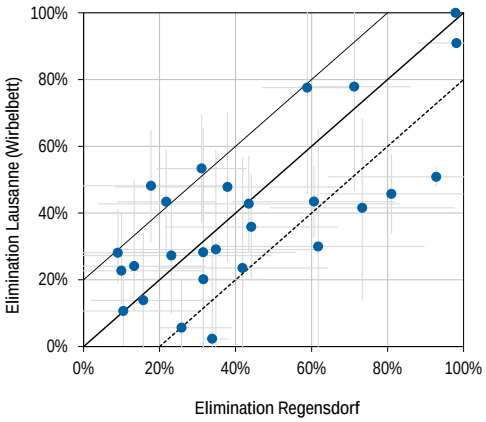


Abb. 24 > Vergleich Wirbelbett (ARA Lausanne) und Belebtschlammverfahren (ARA Regensdorf)

Elimination von 32Mikroverunreinigungen im Wirbelbett der ARA Lausanne im Vergleich mit dem Belebtschlammverfahren der ARA Regensdorf.



Joss und Maurer 2005 (Abb. 23), Daten aus Abegglen et al. 2009 und Margot et al. 2010 (Abb. 24)

Umweltbedingungen (Redox-Zustand, Temperatur etc.) kann bei einzelnen Substanzen von Bedeutung sein

Der Einfluss der Umweltbedingungen (Redox-Bedingung, Temperatur, pH) scheint aufgrund der vorliegenden Literaturdaten in der Summe eher gering zu sein. Der biologische Abbau erfolgt vorwiegend bei aeroben Bedingungen, einzelne Substanzen werden vorwiegend bei anoxischen oder anaeroben Bedingungen abgebaut.

6.5 Fazit

> Mit dem heutigen Stand der Technik (mechanische, biologische und chemische Verfahren) der Abwasserreinigung werden verschiedene problematische Mikroverunreinigungen nur ungenügend entfernt.

Unzureichende Elimination von Mikroverunreinigungen in heutigen ARA

> Für die meisten Mikroverunreinigungen ist der biologische Abbau der dominierende Prozess. Dabei werden die Ausgangssubstanzen in unbekannte, in der Regel unproblematischere Transformationsprodukte umgewandelt.

Elimination meist durch biologischen Abbau

> Mit Betriebsoptimierungen kann die Elimination von Mikroverunreinigungen nur unwesentlich gesteigert werden. Die Eliminationsleistung ist unabhängig von der Verfahrenstechnik, eine deutliche Steigerung kann lediglich mit der Einführung der Nitrifikation erzielt werden.

Elimination ist unabhängig von der Verfahrenstechnik

> Mit Membranbioreaktoren (MBR) kann für einzelne Substanzen aufgrund des hohen Schlammalters eine erhöhte Elimination erreicht werden. Diese Elimination ist jedoch nicht ausreichend. Die Membran selbst hat nur einen sehr geringen Einfluss auf die Elimination von Mikroverunreinigungen.

Sehr hohe Schlammalter (> 30d) erhöhen die Elimination nicht wesentlich

7 > Evaluation von technischen Verfahren

Um die Eignung von weitergehenden Verfahren zu überprüfen, wurden in der Schweiz grosstechnische Pilotversuche mit der Ozonung und der PAK-Behandlung durchgeführt. Während der Pilotversuche wurden die Auswirkungen auf den ARA-Betrieb untersucht und zahlreiche Untersuchungen zu den Auswirkungen auf die Abwasserqualität durchgeführt. In diesem Kapitel werden die Pilotversuche und Untersuchungsprogramme vorgestellt, die Resultate finden sich in den Kapiteln 8–10.

7.1 Auswahl und Zielsetzung der Pilotversuche

7.1.1 Zielsetzung BAFU

Eignung von weitergehenden Verfahren sollte ermittelt werden

Die Zielsetzungen des Projekts «Strategie Micropoll» bestanden darin, die Eignung verschiedener Verfahren zur Entfernung von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser zu prüfen, Grundlagen zur Dimensionierung und Betrieb dieser Verfahren zu erarbeiten und die Auswirkungen auf bestehende ARA zu untersuchen. Aufgrund einer Vorstudie (Hunziker AG 2006) erwiesen sich der Einsatz von Ozon oder PAK als vielversprechend. Diese beiden Verfahren werden im In- und Ausland bereits grosstechnisch eingesetzt, allerdings lassen sich diese Erfahrungen meist nicht direkt auf die kommunale Abwasserreinigung der Schweiz übertragen. Der Einsatz von Ozon oder Aktivkohle im Ausland dient nicht der Entfernung von Mikroverunreinigungen, sondern in der Regel der Elimination von schwer abbaubaren Stoffen aus industriell geprägtem Abwasser. Zur Behandlung von Abwässern aus der Textilindustrie in kommunalen ARA sind in Deutschland einige ARA mit einer PAK-Stufe ausgerüstet, während in Italien einige ARA aus dem gleichen Grund über eine Ozonung verfügen (7.2).

7.1.2 Grosstechnische Pilotversuche Micropoll

Pilotversuche zu Ozonung und PAK-Behandlung

Weil grosstechnische Erfahrungen mit Ozon und PAK für die Entfernung von Mikroverunreinigungen fehlten, wurden im Rahmen des Projekts «Strategie Micropoll» verschiedene Pilotversuche durchgeführt. Mit diesen sollten die Verfahren möglichst breit evaluiert werden, das heisst, es wurde ein umfangreiches Untersuchungskonzept erarbeitet und durchgeführt, welches sowohl betriebliche Aspekte als auch Untersuchungen zur Wasserqualität umfasste. Details zum Untersuchungskonzept finden sich in Kapitel 7.3.

Ozonung grosstechnisch, PAK in kleinerem Massstab, dafür mehreren Varianten

Die verfahrenstechnischen Varianten für den Einsatz von PAK sind vielfältig. Aus diesem Grund wurde entschieden, die Ozonung grosstechnisch umzusetzen und verschiedene PAK-Verfahrensoptionen in kleinerem und grösserem Massstab zu testen. Für die Wahl geeigneter ARA wurde eine Umfrage bei der Konferenz der Vorsteher der kantonalen Umweltschutzämter (KVU) durchgeführt.

7.2 Übersicht Pilotversuche und grosstechnische Umsetzungen

Pilotversuche weltweit

Neben den in der Schweiz durchgeführten Untersuchungen, sind in Tab. 10 verschiedene vergleichbare Untersuchungen aus dem Ausland zusammengefasst. Es ginge zu weit, alle Versuche im Detail vorzustellen, die Ergebnisse dieser Versuche wurden aber soweit möglich in diesem Bericht berücksichtigt. Die Liste erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Details zu den Versuchen in der Schweiz und grosstechnischen Umsetzungen finden sich in den Kapiteln 7.4 und 7.5.

Tab. 10 > Übersicht über Pilotversuche und einige grosstechnische Umsetzungen von weitergehenden Verfahren in der Schweiz und im Ausland

Die Liste erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

Land	Ort/Bezeichnung	Verfahren	Grösse	Abwasser	Motivation	Dauer in Monaten	Literatur/Verweis
CH	Eawag	PAK	L	K	MV	18	Zwickenpflug et al. 2010, Kap. 9
	Lausanne	Ozon PAK	G H	K K	MV	14 12	Margot et al. 2010, Lausanne 2011, Kap. 8+9
	Kloten/Opfikon	Ozon PAK	L G	K K	MV MV	2 2	Huber et al. 2005, Böhler et al. 2011, Kap. 9
	Regensdorf	Ozon	G	K	MV	16	Abegglen et al. 2009, Kap. 8
D	Bad Sassendorf	Ozon	G	K	MV	Dauerhaft	
	Schwerte	Ozon PAK	G	K	MV	Dauerhaft	Enxing et al. 2011
	Stuttgart	MBR Ozon PAK	L L L	K K K	MV MV MV	n.b.	Schrader et al. 2005
	Berlin, Pilotox	Ozon	H	K	MV	n.b.	Bahr et al. 2007
	Ulm	PAK	H	K	DOC, MV	Seit 2003	Metzger 2010
	Waldbröl	Ozon GAK	L, H H	S	Spital, MV	24	Pinnekamp et al. 2009
	Albstadt	PAK	G	K (I)	Entfärbung	Dauerhaft (1996)	-
	Mannheim	PAK	G	K	DOC, MV	Dauerhaft (2010)	-
	Kressbronn	PAK	G	K	DOC, MV	Dauerhaft (2011)	-
	Düren	GAK	G	K	DOC, MV	n.b.	-
	Lage	GAK	G	K	DOC, MV	Dauerhaft (2012)	Alt & Barnscheidt 2011
	Obere Lutter	GAK	G	K	DOC, MV	n.b.	

Land	Ort/Bezeichnung	Verfahren	Grösse	Abwasser	Motivation	Dauer in Monaten	Literatur/Verweis
A	Wien	Ozon	H	K	MV	n.b.	Schaar & Kreuzinger 2011
F	Sophia-Antipolis	Ozon	G	K	MV, Keime		BG 2011
I	Fino Mornasco	Ozon	G	K (I)	Entfärbung, Schaum	Dauerhaft (1995)	-
	Robecco sul Naviglio	Ozon	G	K (I)	Entfärbung, Desinfektion	Dauerhaft (n.b.)	-
NL	Verschiedene	GAK	H	K	MV	n.b.	STOWA 2010
S	MistraPharma	Ozon PAK AOP NF	H H L L	K K K K	MV	n.b.	Wahlberg et al. 2010
AU	AWMC	Ozon + GAK	G, H	K	MV	Seit 2006	Reungoat et al. 2011
USA	Indianapolis	Ozon	G	K	Desinfektion	Dauerhaft (1985)	Blank et al. 1993

L = Labor, H = Halbtechnisch, G = Grosstechnisch // Abwassertyp: K = Kommunal, S = Spital, I = Industrie, K (I) = kommunal mit bedeutendem Industrieanteil // MV = Mikroverunreinigungen

7.3 Untersuchungen Pilotversuche der Schweiz

Der Einsatz eines neuen Verfahrens ist nur sinnvoll, wenn ein sicherer und stabiler Betrieb gewährleistet ist und die Reinigungsleistung den gewünschten Anforderungen entspricht. Mit den Pilotversuchen sollten folgende Fragen geklärt werden:

- *Auswirkungen auf die Wasserqualität:* Ist das Verfahren geeignet, eine breite Palette von Mikroverunreinigungen aus dem kommunalen Abwasser zu entfernen? Welche Auswirkungen hat das Verfahren auf die Qualität des gereinigten Abwassers (Keime, Nebenprodukte, organische Stoffe, Nährstoffe, etc.)? Wie kann sichergestellt werden, dass im Dauerbetrieb eine ausreichende Reinigungsleistung erzielt werden kann?
- *Technische und betriebliche Machbarkeit:* Kann das Verfahren auf einer kommunalen ARA mit relativ geringem Aufwand betrieben werden? Welche Dimensionierungsgrundlagen sind nötig? Welche Auswirkungen hat das Verfahren auf den Betrieb einer ARA? Wie gross ist der zusätzliche Bedarf an Personal, Energie, Betriebsmitteln und wie hoch sind die Kosten?

Diese Fragestellungen bedingten einen grossen messtechnischen Aufwand. Dieser Aufwand kann betrieben werden, um die grundsätzliche Eignung eines Verfahrens zu prüfen. Für den Dauerbetrieb und die Kontrolle der Reinigungsleistung kommt nur ein deutlich reduziertes Untersuchungsprogramm in Frage. Die durchgeführten Untersuchungen werden nachfolgend präsentiert. Die Resultate und Auswertungen finden sich in den Kapiteln 8–10.

7.3.1 Betriebliche Aspekte

Betriebliche Aspekte für die Eignung weitergehender Verfahren

Auch wenn ein Verfahren die Wasserqualität bezüglich Mikroverunreinigungen deutlich verbessert, ist es nicht zwingend für den Einsatz in kommunalen ARA geeignet. Um die betriebliche Eignung zu evaluieren wurden folgende Aspekte untersucht:

- *Dynamik:* Trinkwasserwerke oder Industrieabwasserbehandlungsanlagen weisen oft einen relativ konstanten Zufluss auf. Die Dynamik in ARA ist einiges grösser, der Durchfluss variiert im Tagesgang oft um einen Faktor 3 oder mehr (Q_{max}/Q_{min}). Bei Regenwetter sinken die Konzentrationen ab und der Zufluss steigt stark an. Ein weitergehendes Verfahren muss auf solche Schwankungen reagieren können.
- *Matrix:* Die DOC-Konzentration im gereinigten Abwasser liegt in der Regel zwischen 5–10 mg/l. Daneben enthält es noch Feststoffe (GUS) sowie Stickstoffkomponenten. All diese Stoffe können die Effizienz eines Verfahrens beeinträchtigen und einen stabilen Betrieb erschweren. Weitere Einflussgrössen sind beispielsweise der pH-Wert oder die Temperatur. Im Rahmen der Pilotversuche wurde versucht, verschiedene Einflussgrössen zu bestimmen und die Konsequenzen für den Betrieb zu ermitteln.
- *Arbeitssicherheit:* Die Sicherheit des neuen Verfahrens muss durch die Verfahrenswahl und den fachgerechten Betrieb gewährleistet sein.
- *Betrieb und Betriebssicherheit:* Es wurde untersucht, welchen Einfluss das weitergehende Verfahren auf die bestehende ARA hat, wie das Verfahren betrieben werden muss und ob es zusätzlich geschultes Personal braucht. Zudem stellte sich die Frage, welche Auswirkungen ein Systemausfall hat.
- *Mess-, Steuer- und Regelungstechnik (MSR):* Jedes Verfahren benötigt eigene Konzepte für Mess-, Steuer- und Regelungstechnik. Die Eignung verschiedener Messgeräte wurde getestet, ebenso verschiedene Strategien für die Steuerung und Regelung der Prozesse.
- *Energie:* Ein zusätzliches Verfahren bewirkt einen zusätzlichen Energieverbrauch. Abschätzungen des Energieverbrauchs basieren vorwiegend auf grosstechnischen Erfahrungen, da sich die Verhältnisse von Laboranlagen in der Regel nur als «worst-case»-Abschätzungen eignen.
- *Kosten:* Bereits während einer frühen Projektphase wurde eine umfangreiche Kostenstudie durchgeführt (Hunziker-Betatech 2008). Die ermittelten Investitions- und Betriebskosten wurden soweit möglich überprüft und verifiziert.

Die betrieblichen Aspekte werden für die einzelnen Verfahren in den Kapiteln 8 und 9 detailliert beschrieben.

7.3.2 Untersuchungen zur Wasserqualität

Verschiedenste chemische und biologische Untersuchungen durchgeführt

Bei den Pilotversuchen in Lausanne und Regensdorf wurde eine Vielzahl von Untersuchungen zur Qualität des gereinigten Abwassers durchgeführt. Das Spektrum umfasste verschiedenste chemische und biologische Untersuchungen (Tab. 11 und Tab. 12). Der Vergleich mit anderen Verfahren erfolgte vorwiegend über die Spurenanalytik.

Tab. 11 > Chemische Untersuchungen

Messungen der organischen Summenparameter, Nährstoffe und spurenanalytische Methoden.

Gruppe	Analytische Methoden	Parameter
Organische Summenparameter + Nährstoffe	Nasschemische Methoden, IC	CSB, TSS, DOC, N-Spezies, P
Chemische Analytik von Mikroverunreinigungen	HPLC-MS/MS	Arzneimittel, Biozide, Pestizide, endokrin wirksame Stoffe
Reaktionsprodukte der Ozonung	HPLC	Nitrosamine, Bromat
Diverses	ICP-AAS oder ICP-MS Experimentell	Schwermetalle, Komplexbildner, Geruch, Schaum

Tab. 12 > Biologische Untersuchungen

In-vivo und in-vitro Biotest, Untersuchungen der Keime und Bachökologie.

Gruppe	Tests	Testorganismus	Detektierbare Effekte (Wirkung)
Biotests basierend auf spezifischen zellulären Mechanismen/ *in-vitro* Tests (i.d.R. mit Pobenanreicherung, ausser Micronucleus und Ames-Test)	Micronucleus Test (ISO 21427-2)	Hamster-Zelllinie	Schädigung des Erbguts (Gentoxiziät)
	UmuC Test (ISO 13829)	Salmonellen	Schädigung des Erbguts (Gentoxizität)
	Ames-Test (ISO 16240)	Salmonellen	Vererbbare Veränderung des Erbguts (Mutagenität)
	Yeast Estrogen Screen (YES)	Bäckerhefe	Aktivierung des Östrogenrezeptors (Östrogenität)
	Verschiedene CALUX-Tests (u.a. ER, AR, GR, PR)	Menschliche Zelllinien	Aktivierung verschiedener Hormonrezeptoren (z. B. Östrogen-, Androgenrezeptoren)
	PPARg1-CALUX-Test	Menschliche Zelllinien	Aktivierung des PPARg1 Rezeports (u.a. Wirkung auf den Fettstoffwechsel
	H295R Steroidgenese-Test	Menschliche Zelllinie	Wirkung auf die Bildung von Steroidhormonen
	Acetylcholinesterase-Hemmtest	Enzym Acetylcholinesterase	Hemmung des Enzyms Acetylcholinesterase (Neurotoxische Wirkung (durch Organophosphat und -Carbamat Insektizide)
	Kombinierter Algentest	Grünalge	Hemmung der Photosynthese (Herbizide Wirkung),
Standardisierte Biotests *(in-vivo)* im Labor (i.d.R. ohne Probenanreicherung)	Lumineszenz-Hemmtest (ISO 11348-3)	Leuchtbakterien	Biolumineszenz
	Wachstumstests mit Algen (ISO 8692) und Wasserlinsen (ISO 20079)	Grünalge Kleine Wasserlinse	Wachstum Wachstum
	Chronischer Vermehrungstest mit Daphnien (ISO 20665)	Wasserfloh	Vermehrung, Mortalität
	Tests mit Amphipoden	Bachflohkrebs	Frassaktivität, Mortalität
	Schnecken-Vermehrungstest	Neuseeländische Zwergdeckelschnecke	Vermehrung, Mortalität, hormonaktive Wirkung
	Fischeitest (DIN 38415-6)	Zebrabärbling	Mortalität
Standardisierte Biotests *(in-vivo)* im Durchfluss	Glanzwurm-Vermehrungstest (OECD 225)	Glanzwurm	Vermehrung, Biomasse
	Fish Early Life Stage Test (FELST) (OECD 210)	Regenbogenforelle	Schlupfrate, Mortalität, Fehlbildungen, Verhaltensstörungen, Wachstum, Produktion von Vitellogenin (Östrogenität)
Keime	Gesamtkeimzahl, *E.coli*, *Enterokokken*, Viren		

Neben den in den Tabellen erwähnten Untersuchungen wurden im Pilotversuch in Regensdorf zusätzlich einzelne Untersuchungen im Furtbach durchgeführt (Abegglen et al. 2009).

Probenahme

Ausgeprägte zeitliche Dynamik im Zulauf

Die Frachten und Konzentrationen verschiedener Mikroverunreinigungen weisen im Rohabwasser (ARA-Zulauf) eine beträchtliche zeitliche Dynamik auf. Beispielsweise werden Biozide aus dem Materialschutz und Pflanzenschutzmittel hauptsächlich während Regenwetter eingetragen und gewisse Arzneimittel vorwiegend unter der Woche konsumiert und ausgeschieden (z. B. Kontrastmittel in ambulanten Behandlungen). Je nach Stoff sind auch jahreszeitliche Unterschiede festzustellen. Für die Messung und Berechnung der Reinigungsleistung einer ARA (d. h. Vergleich von Zulauf- und Ablaufproben) kann bei grosser Zulaufdynamik die hydraulische Verzögerung (> 12 Stunden) von Bedeutung sein. Aus diesem Gründen wurden die Proben für die Pilotversuche wo möglich über 48–72 Stunden gesammelt.

Probenahme und -lagerung

Bei der Probenahme und -lagerung sind folgende Faktoren zu beachten:

- Es wird die Verwendung von Glasflaschen empfohlen. Insbesondere bei der Analyse von perfluorierten Tensiden muss darauf geachtet werden, dass kein teflonbeschichtetes Material (z. B. PTFE bei Flaschendeckeln) verwendet wird. Die verwendeten Flaschen sollten vor dem Befüllen mit Methanol ausgewaschen werden und falls genug Probe vorhanden ist mit der Probe selbst vorgespült werden.
- Idealerweise werden die entnommenen Proben möglichst direkt nach der Entnahme im Labor aufgearbeitet. Werden die Proben innerhalb einer Woche nach der Entnahme aufgearbeitet, ist eine Lagerung bei 4ºC ausreichend. Bei einer längeren Lagerung müssen die Proben nach der Entnahme im Dunkeln und bei -20ºC gelagert werden. Bei der Lagerung der Proben in Glasflaschen bei -20ºC muss darauf geachtet werden, dass die Flaschen nicht mehr als zur Hälfte gefüllt sind
- Die Proben müssen vor der Analyse gefiltert werden. Es empfiehlt sich, Glasfaserfilter zu verwenden, da die Analyten an diesen Filtern nicht signifikant sorbieren. Beispielsweise sind die Glasfaserfilter GF/F von Whatman mit einer Porengrösse von ca. 0,7 µm geeignet.
- Falls Teile der Proben nach dem Filtern als Rückstandproben eingefroren wurden und erneut analysiert werden, müssen diese nach dem Auftauen erneut filtriert werden, da beim Einfrieren und Auftauen der Proben Partikel ausfallen können.

Um möglichst viel Information über die Effizienz der einzelnen Reinigungsschritte zu gewinnen, erfolgte die Probenahme in beiden Pilotversuchen (i) im Rohabwasser oder nach der Vorklärung, (ii) nach der biologischen Reinigung, (iii) nach dem weitergehenden Verfahren (z. B. Ozonung, PAK-Behandlung), sowie, falls vorhanden, (iv) nach der abschliessenden Stufe (Filter). Damit konnten sowohl die Gesamtelimination der Schadstoffe, sowie die Reinigungsleistung der einzelnen Verfahrensstufen erfasst werden.

Organische Summenparameter und Nährstoffe

Gesetzlich vorgeschriebene Parameter

Die organischen Summenparameter (CSB, DOC) sowie die Nährstoffparameter (N_{tot}, NH_4, NO_2, NO_3, P_{tot}, PO_4) werden heute genutzt, um die Reinigungsleistung (biologische und nachgeschaltete Reinigungsstufen) der ARA zu überprüfen und sind gesetzlich vorgeschrieben. Diese Parameter werden vom ARA Betreiber resp. in dessen

Auftrag und von kantonalen Behörden routinemässig gemessen. Anforderungen an die Reinigungsleistung der ARA und an die Konzentrationen im ARA-Auslauf sind für einige der organischen Summenparameter und Nährstoffparameter im Anhang 3 der GSchV festgelegt. Ein wichtiger Anspruch an eine weitergehende Reinigungsstufe ist, dass die Reinigungsleistung der ARA für diese Parameter nicht verschlechtert wird.

Chemische Analytik von Mikroverunreinigungen

Aufwändige Analytik

Der Begriff Mikroverunreinigungen ist ein Sammelbegriff für hunderte verschiedene Substanzen. Die Analytik dieser organischen Spurenstoffe ist verhältnismässig aufwändig und benötigt spezielle Laborgeräte (Flüssigchromatographie und Massenspektrometer, HPLC-MS/MS) und Fachwissen. Daher werden diese Analysen erst von wenigen spezialisierten Labors durchgeführt. Für die chemische Analyse von Mikroverunreinigungen gibt es eine Vielzahl verschiedener Methoden, die jeweils ein spezifisches Stoffspektrum abdecken und unterschiedliche Bestimmungsgrenzen aufweisen.

Bestimmung von Einzelstoffen

Mit der chemischen Spurenanalytik werden die Konzentrationen von Einzelstoffen bestimmt. Damit lassen sich Eliminationsraten für verschiedene Mikroverunreinigungen berechnen und somit die Effizienz der weitergehenden Reinigungsverfahren für die einzelnen Stoffe bestimmen. Die Messwerte können direkt mit in anderen Abwässern gemessenen Konzentrationen oder mit Qualitätsnormen verglichen werden. Nicht berücksichtigt werden hingegen Umwandlungsprodukte, sofern nicht gezielt danach gesucht wird.

Aufgrund der divergierenden Ziele der bisher durchgeführten Studien, der Methodenvielfalt und den unterschiedlichen Präferenzen verschiedener Labors, ist die Schnittmenge der untersuchten Stoffe aus verschiedenen Studien gering. Bei den Pilotversuchen waren drei Labors beteiligt, die ein ähnliches Stoffspektrum untersuchten.

Kriterien für Stoffauswahl

Die Auswahl der Stoffe basierte auf folgenden Kriterien:

- Polare Stoffe, die sich vornehmlich in der Wasserphase befinden und in nationalen und internationalen Studien als gewässerrelevant identifiziert wurden
- Stoffe, welche im Abwasser vorkommen und mit den heutigen Reinigungsstufen in ARA nicht effizient aus dem Abwasser entfernt werden können (Voruntersuchungen und Literaturstudien)
- Stoffe mit Auswirkungen auf Wasserlebewesen
- Stoffe, welche ein unterschiedliches Verhalten bei PAK- und Ozonbehandlung aufweisen
- *Regionale Gegebenheiten:* Je nach Region werden unterschiedliche Stoffe eingesetzt und daher im Abwasser gefunden

Breites Substanzspektrum untersucht

In der Regel wurden die Proben auf 20–60 Substanzen analysiert, wobei die Konzentrationen teilweise unter den Bestimmungsgrenzen lagen. Die bedachten Substanzen stammten aus verschiedenen Stoffgruppen, nämlich Arzneimittel, Biozide, östrogen wirksame Stoffe, Pflanzenschutzmittel, und Korrosionsschutzmittel. Eine Liste mit den untersuchten Stoffen und typischen Konzentrationsbereichen findet sich in Anhang A2.

Biotests

Biotests: summarische Effekte

Mit Biotests können Effekte von Schadstoffen auf unterschiedlichen biologischen Organisationsebenen aufgezeigt werden. So können Organismen auf verschiedenen Ernährungsstufen untersucht werden, ebenso wie spezifische Wirkungen auf zellulärer Ebene, z. B. östrogene Effekte. Im Rahmen der Pilotversuche im Projekt «Strategie Micropoll» wurde mit Hilfe dieser Biotests überprüft, ob spezifische Effekte ebenso wie die allgemeine Toxizität auf Organismen durch die Anwendung erweiterter Abwasserreinigungsmassnahmen abnehmen. Die Tests sollten überdies zeigen, ob bei der Ozonung toxische Umwandlungsprodukte entstehen.

Kriterien für die Auswahl der Biotests

Die Methoden und ihre Auswahl wurden von einem internationalen Expertengremium «Ökotoxikologie» diskutiert und ausgewählt. Die Wahl passender Biotests basierte auf den folgenden Kriterien (Abegglen et al. 2009) sowie auf Vorstudien:

- Messbarer Effekt in biologisch gereinigtem Abwasser (Sensitivität, geeigneter Mechanismus)
- Standardisierung (OECD-, DIN oder ISO-Zertifizierung)
- Berücksichtigung verschiedener trophischer Stufen (Bakterien, Algen, Makrophyten, Invertebraten, Vertebraten)
- Verwendung verschiedener Arten von Testsystemen:
  a) Messung von Abwasserproben mit Aufkonzentrierung,
  b) Messung von Abwasserproben ohne Aufkonzentrierung
  c) Messungen an Organismen in Durchflusssystemen (Gerinne, Mikrokosmen etc.)

In-vivo und *in-vitro* Tests eingesetzt

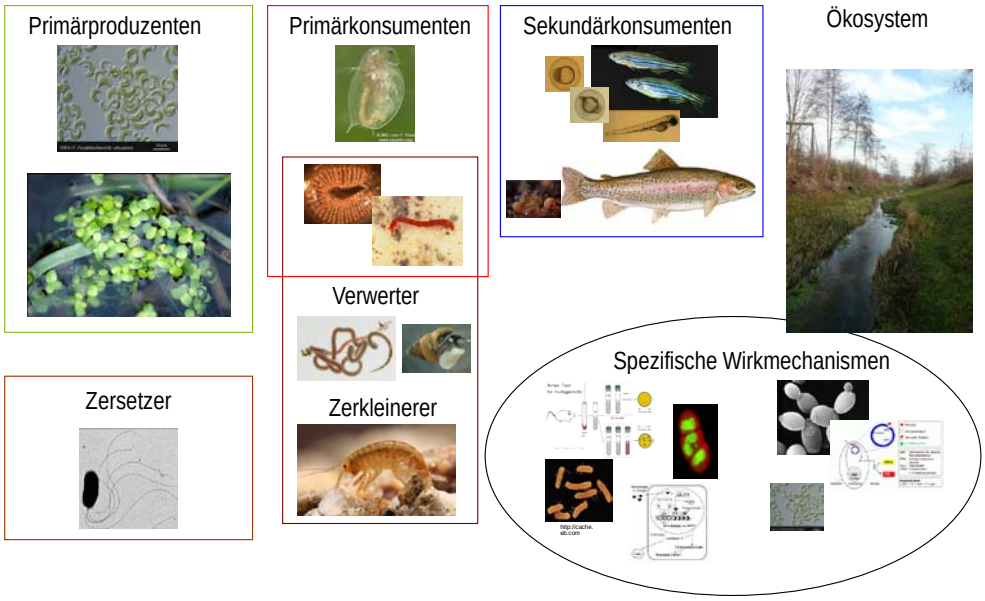
Es wurden zwei verschiedene Typen von Biotests eingesetzt:

- So genannte *in-vitro*-Tests beruhen auf dem Nachweis von spezifischen Wirkungen in einzelnen Zellen oder Zelllinien. Ein Vorteil dieser Tests ist, dass sie – im Gegensatz zur chemischen Analytik – verschiedene Substanzklassen mit der gleichen Wirkung erfassen, wie zum Beispiel Östrogene, Mutagene oder Herbizide. Von Nachteil ist, dass diese Tests nur sehr begrenzt aufzeigen können, wie Substanzen auf ganze Organismen wirken.
- In *in-vivo*-Tests untersucht man integrativ die Effekte auf biologische Funktionen wie Wachstum, Sterblichkeit oder Vermehrung bestimmter Organismen. Hier ist von Vorteil, dass diese Tests die Auswirkungen aller Stoffe in einer Abwasserprobe erfassen. Allerdings geben sie nur wenig bis keine Informationen über die verantwortlichen Substanzklassen.

In Regensdorf wurden 17 Biotests durchgeführt. Basierend auf den Ergebnissen dieses Pilotversuchs wurden die geeignetsten Biotests für die Pilotstudie auf der ARA Lausanne ausgewählt und teilweise mit weiteren Tests ergänzt (siehe Abb. 25).

Abb. 25 > Überblick über die untersuchten biologischen Organisationsebenen

In den Pilotversuchen wurden die Auswirkungen von weitergehenden Verfahren auf verschiedenen biologischen Organisationsebenen untersucht. Je höher die Organisationsebene, desto schwieriger sind Effekte einzelnen Einflussfaktoren zuzuordnen.



Kienle et al. 2011

Ökologische Untersuchungen im Gewässer

Einzelne ökologische Untersuchungen nach Modulstufenkonzept

Es wurden einzelne ökologische Untersuchungen der betroffenen Gewässer, angelehnt an das Modulstufenkonzept, durchgeführt. Die ökologischen Untersuchungen der Gewässer waren allerdings nicht im Fokus der vorliegenden Studie. In Regensdorf wurde die Bachökologie jeweils an zwei Abschnitten oberhalb und unterhalb der ARA zweimal vor und zweimal während dem Ozonungsversuch untersucht. Hier wurden die Module Makrozoobenthos und Kieselalgen des Modulstufenkonzeptes angewendet (Hürlimann & Niederhauser 2007, Stucki 2010). Zum Nachweis der Auswirkungen von Pestiziden auf die Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft wurde zusätzlich der Species at Risk (SPEAR) Index eingesetzt (Liess & Von Der Ohe 2005). Dieser Index zielt spezifisch auf die Sensitivität von Makroinvertebraten bezüglich Pestiziden oder allgemeinen organischen Schadstoffen ab und beurteilt das Vorkommen diesbezüglich sensitiver oder toleranter Arten. Zusätzlich wurde sowohl der Fischbestand als auch der Gesundheitszustand der Tiere mehrere Male zwischen Oktober 2006 und November 2008 quantitativ evaluiert.

Keime

Bestimmung der Keimzahlen im ARA Auslauf

Die Ozonung wird in der Trink- und Badewasseraufbereitung zur Desinfektion genutzt, und auch Filter, die bei der PAK-Behandlung zum Einsatz kommen, haben oft einen Einfluss auf die Keimzahlen. Anhand von Stichproben wurden die Gesamtkeimzahlen, sowie als Indikatoren für pathogene Keime *E.coli* und *Enterokokken* gemessen, in der

ARA Lausanne zusätzlich Viren. Die Keimzahlen sind insbesondere für die Beurteilung von Badegewässern interessant.

Weitere Untersuchungen

Neben den bisher erwähnten Untersuchungen wurden vereinzelt oder verfahrensbedingt auch andere Parameter gemessen. Bei der Ozonung wurden Bromat sowie Nitrosamine untersucht. Daneben gab es einzelne Untersuchungen zu Geruch, Schaumbildung, Entfärbung, Schwermetallen oder Komplexbildnern.

Vereinzelte weitere Untersuchungen

7.4 Pilotversuche Schweiz

7.4.1 ARA Wüeri, Regensdorf – Ozonung

Die ARA Wüeri, Regensdorf, reinigt das Abwasser von rund 15 000 Einwohnern, sowie rund 10 000 Einwohnerwerten aus Industrie und Gewerbe. Pro Tag werden durchschnittlich 8500 m³ Abwasser in einem vierstufigen Prozess mit mechanischer Reinigung, klassischer Belebtschlammstufe, vollständiger Nitrifikation mit Teildenitrifikation und Phosphatfällung behandelt. Um die Belastung des Furtbachs möglichst gering zu halten, wird das gesamte Abwasser zur weiteren Reduktion der Schwebstoffe und des Phosphors über einen Sandfilter geleitet.

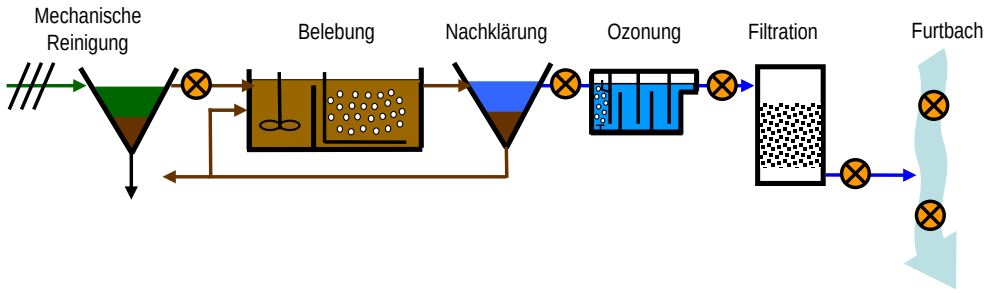
ARA Regensdorf: 4-stufige ARA

Auf der ARA Regensdorf wurde während rund 18 Monaten, von Mai 2007 bis Oktober 2008, eine Ozonungsstufe betrieben. Als Ozonungsreaktor konnte ein bestehendes Flockungsbecken zwischen Nachklärbecken und Sandfilter genutzt werden, das entsprechend umgebaut werden musste. Abb. 26 zeigt das Fliessschema der ARA Regensdorf mit der Ozonung.

Ozonung während 18 Monaten

Abb. 26 > Fliesschema der ARA Regensdorf während des Pilotversuchs

Fliessschema der Wasserstrasse der ARA Regensdorf während des Pilotversuchs mit nachgeschalteter Ozonung. Ebenfalls dargestellt sind die verschiedenen Probenahmestellen nach verschiedenen Behandlungsstufen.



Die wichtigsten Kennzahlen sind in Tab. 13 zusammengefasst.

Tab. 13 > Kennzahlen der ARA Regensdorf

Wichtigste Kennzahlen der ARA Regensdorf während des grosstechnischen Versuchs.

Einwohnerwerte	EW	30 500
Mittlerer Durchfluss	m³/d	8500
Maximaler Durchfluss	l/s	250
DOC-Konzentration NKB	g/m³	5
Volumen Ozonungsreaktor	m³	36
Tiefe Ozonungsreaktor	m	2,8
Dosiermenge Ozon	mg/l	2–6
pH NKB		7
Filterhöhe und Aufbau	m	1m (Typ: Dynasand)

Die Resultate des grosstechnischen Versuchs in Regensdorf sind in einem Schlussbericht (Abegglen et al. 2009) sowie diversen wissenschaftlichen Publikationen (Hollender et al. 2009, Zimmermann et al. 2010) zusammengefasst.

7.4.2 STEP de Vidy, Lausanne – Ozonung und Aktivkohle

ARA Lausanne: 3-stufige ARA

Die Station d'épuration (STEP) de Vidy, Lausanne (im Folgenden ARA Lausanne genannt), reinigt das Abwasser von rund 220 000 EW, der Anteil des Industrie- und Gewerbeabwassers beträgt ca. 30 %. Pro Tag werden durchschnittlich 110 000 m³ Abwasser in einem dreistufigen Prozess mit mechanischer Reinigung, klassischer Belebtschlammstufe (ohne Nitrifikation, Schlammalter ca. 2 Tage) und Phosphatfällung behandelt. Ein Teil des Abwassers wird in einer chemisch-physikalischen Anlage mit Fällung/Flockung und Kohlefiltration behandelt. Die Abwasserzusammensetzung in Lausanne und Regensdorf ist vergleichbar, allerdings sind in Lausanne die Konzentrationen einzelner Substanzen aus Spitälern erhöht (z. B. iodierte Röntgenkontrastmittel).

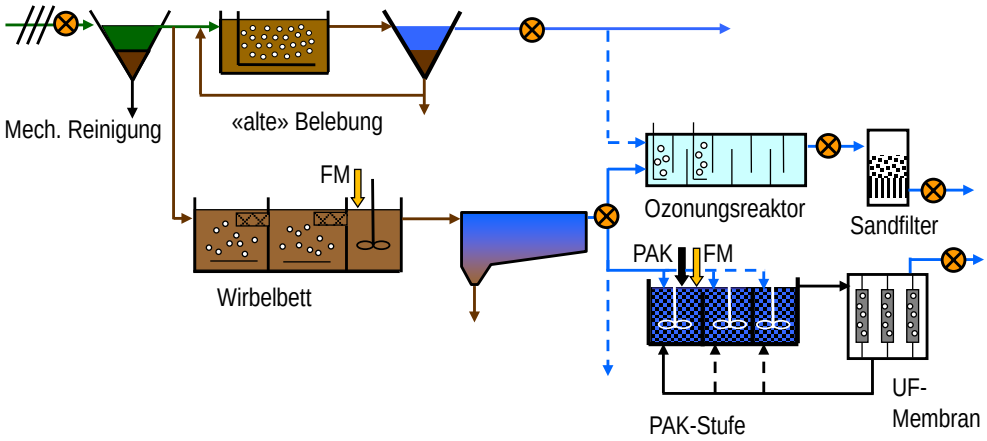
Pilotversuche mit Wirbelbett-Belebung, Ozonung und PAK-Behandlung während 12–18 Monaten

Da die ARA Lausanne in den nächsten Jahren erneuert werden soll, konnten dort von April 2009 bis Juli 2010 Versuche mit einer Ozonung und mit einer PAK-Stufe durchgeführt werden. Dazu wurde für einen Teilstrom des Abwassers eine Wirbelbett-Biologie gebaut (mit Nitrifikation), die im August 2009 in Betrieb genommen wurde. Im April 2009 wurde die Ozonungsstufe in Betrieb genommen, die in einer ersten Phase mit dem Abwasser aus der bestehenden biologischen Stufe, ab September 2009 dann mit dem Abwasser aus dem neuen Wirbelbett beschickt wurde. Ebenfalls im August 2009 wurde die PAK-Stufe in Betrieb genommen, die während der gesamten Versuchszeit mit Abwasser aus dem Wirbelbett betrieben wurde. Die PAK-Stufe bestand aus einem Kontaktreaktor mit 3 Kammern, in welchem das Abwasser mit der PAK und dem Fällmittel ($FeCl_3$) vermischt wurde, sowie einer nachgeschalteten Ultrafiltration, um die PAK vom gereinigten Abwasser abzutrennen und eine Desinfektion des Abwassers zu gewährleisten.

Das Fliessschema der Anlage in Lausanne ist in Abb. 27 dargestellt, die wichtigsten Kennzahlen sind in Tab. 14 zusammengefasst.

Abb. 27 > Fliessschema der ARA Lausanne mit den weitergehenden Verfahrensstufen und Probenahmestellen

Fliessschema der ARA Lausanne während der Versuche. Nicht dargestellt ist die physikalisch-chemische Stufe, die mit einem Teilstrom nach der mechanischen Reinigung beschickt wird.



Tab. 14 > Kennzahlen der ARA Lausanne

Wichtigste Kennzahlen der verschiedenen Verfahrensstufen der ARA Lausanne während der grosstechnischen Versuche. Das Wirbelbett, die Ozonung und die PAK-Stufe wurden mit einem Teilstrom betrieben.

		«Alte» Anlage	Wirbelbett	Ozonung	PAK-Stufe
Einwohnerwerte	EW	220 000	10 000	7000	900
Mittlerer Durchfluss	m³/d	110 000	5200	3500	450
Maximaler Durchfluss	l/s	1500	80	100	7
DOC-Konzentration Ablauf	g/m³	9	7	7	4
Volumen Reaktor (Biologie, Ozonung, PAK)	m³	4500	570	125	30 (3·10)
pH Ablauf	-	7,8	7,1	7,2	7
Dosiermengen	g/m³	-	-	2–7	10–20 (PAK) 4–15 (Fe)
Schlammalter	d	1–3	n.b. (nitrifizierend)	-	1–7

Die Resultate des Pilotversuchs in Lausanne sind in einem Schlussbericht zusammengefasst (Margot et al. 2011). Zudem liegt ein detaillierter Bericht über die ökotoxikologischen Untersuchungen vor (Kienle et al. 2011). Ein weiterer Bericht fasst die baulichen Aspekte, die Planung, Dimensionierung und den Betrieb zusammen (Lausanne 2011).

7.4.3 Versuchsanlage Eawag, Dübendorf – Aktivkohle

Eawag: Laborversuche mit PAK

An der Eawag in Dübendorf wurden Grundlagen für die Behandlung von kommunalem Abwasser mit PAK erarbeitet. Ab anfangs 2008 wurden erste Laborversuche durchgeführt, die Ende 2008 mit einer Laboranlage zur Behandlung von biologisch gereinigtem Abwasser mit PAK ergänzt wurden. Der Reaktor wies ein Volumen von rund 0,3 m³ auf und war für die Behandlung von 0,6 m³/d ausgelegt. Um kinetische Untersuchungen zu ermöglichen, wurde der Reaktor als SBR mit 4 Chargen pro Tag à 150 l betrieben. Die Versuche liefen während rund drei Monaten.

Pilotanlage mit nachgeschalteter PAK-Stufe

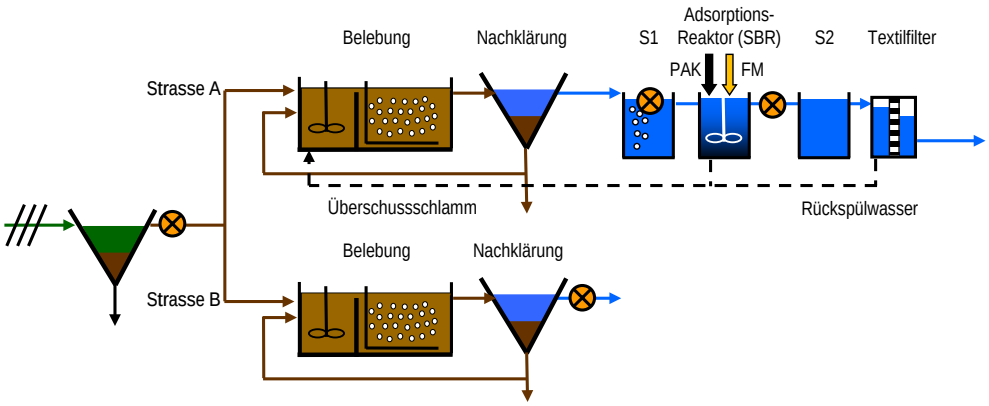
In einer zweiten Versuchsphase ab Mai 2009 wurde die Anlage umgebaut, um direkte Vergleiche mit einer konventionellen biologischen Behandlung zu ermöglichen. Dazu wurde eine zweistrassige Anlage aufgebaut. Beide Strassen verfügten über eine biologische Stufe (Belebtschlammverfahren) und wurden bei möglichst identischen Bedingungen betrieben. Der einen Strasse wurde ein Zwischenspeicher, der Adsorptionsreaktor (als SBR), sowie eine Filtrationsstufe nachgeschaltet. Mit diesem Aufbau konnte ein breites Spektrum an unterschiedlichen Verfahrenstechniken untersucht werden. Abb. 28 zeigt den Aufbau der Pilotanlage während der zweiten Versuchsphase. Diese Untersuchungen liefen während sechs Monaten.

Direkte Dosierung von PAK in Belebung

In einer dritten Versuchsphase wurde der nachgeschaltete Adsorptionsreaktor ausser Betrieb genommen, und die PAK während rund 6 Monaten direkt in die biologische Stufe dosiert.

Abb. 28 > Fliessschema des Versuchsaufbaus an der Eawag

Fliessschema der Pilotversuche mit PAK-Adsorption an der Eawag während der Versuchsphase 2. Da der Adsorptionsreaktor als SBR betrieben wurde, mussten 2 Speicherbecken aufgebaut werden (S1 und S2). Während der Phase 3 wurden in Strasse A ein Speicherbecken sowie der Adsorptionsreaktor ausser Betrieb genommen.



Die Tab. 15 gibt einen Überblick über die wichtigsten Kennzahlen der Pilotanlagen der Eawag.

Tab. 15 > Kennzahlen der Pilotanlage der Eawag

Wichtigste Kennzahlen der verschiedenen Verfahrensstufen der Pilotanlage der Eawag.

		Belebung Strasse A (mit PAK)	Adsorptionsreaktor	Belebung Strasse B (Referenz)
Einwohnerwerte	EW	2,5	2.5	70
Mittlerer Durchfluss	m³/d	0,912	0,89	24
Maximaler Durchfluss	l/s	0,01	0,01	0,28
DOC-Konzentration Ablauf	g/m³	8,8	3,4–7,5	8,4
Volumen Reaktor	m³	0,34	0,3	14
Schlammalter	d	12	4	12
Dosiermengen	g/m³	15–30 (PAK) 7–8 (Fe)	10–15 (PAK) 4–6 (Fe)	-

Die Resultate dieser Versuche sind in 3 Zwischen- (Sterkele & Gujer 2008, Sterkele & Gujer 2009, Zwickenpflug et al. 2009) und einem Schlussbericht zusammengefasst (Zwickenpflug et al. 2010).

7.4.4 ARA Kloten/Opfikon – Aktivkohle

In der Schweiz einige ARA mit Flockungsfiltern

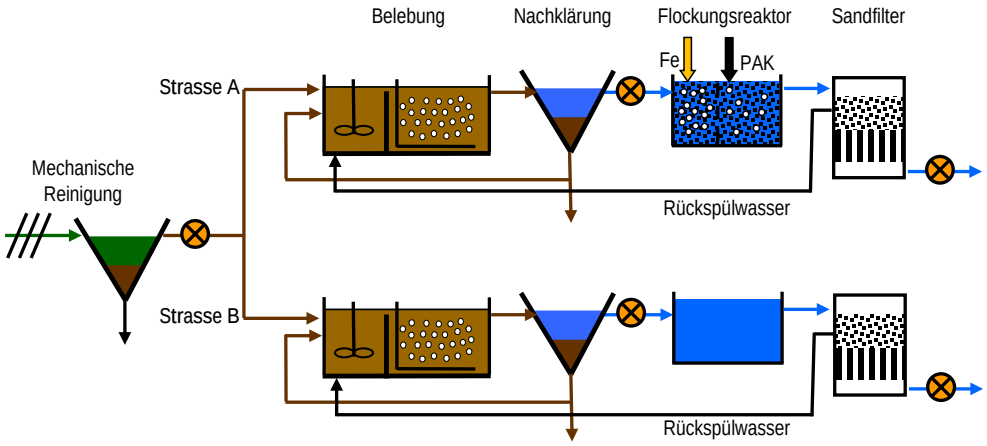
Zwischen 1980 und 2000 wurden viele ARA in der Schweiz mit einer Flockungsfiltration ergänzt, mit dem Ziel, den Phosphor- und/oder den Schwebstoffgehalt im gereinigten Abwasser zu reduzieren. Da viele ARA nicht genügend Landreserven besitzen, wurde untersucht, ob die bestehenden Flockungsfilter für eine PAK-Behandlung umgerüstet werden könnten.

Versuche mit Dosierung von PAK in die Flockungsfiltration

Dazu wurden grosstechnische Versuche auf der ARA Kloten/Opfikon durchgeführt, sowie eine Versuchsstrasse an der Eawag betrieben. Die Behandlung sah vor, die PAK nach der biologischen Stufe in den Flockungsraum einzumischen und anschliessend im Sandfilter zurückzuhalten. Die Flockungsfilteranlage an der Eawag war ein Modell der Flockungsfilteranlage in Kloten/Opfikon. Es wurden je zwei Versuchsphasen an der Eawag durchgeführt, um die optimalen verfahrenstechnischen Einstellungen zu finden, sowie zwei Versuchsphasen auf der ARA Kloten-Opfikon von sechs, resp. acht Wochen, um den grosstechnischen Betrieb zu testen. In der Abb. 29 ist das Fliessschema der ARA Kloten-Opfikon dargestellt, Tab. 16 fasst die wichtigsten Kenngrössen der beiden Versuchsanlagen zusammen.

Abb. 29 > Fliessschema der ARA Kloten-Opfikon mit PAK-Strasse und Referenzstrasse

Fliessschema der ARA Kloten/Opfikon während der PAK-Dosierung. Der bestehende Flockungsreaktor wurde mit einer Belüftung versehen, um die PAK einzumischen. In der Referenzstrasse wurde dieser Reaktor nicht genutzt.



Tab. 16 > Kennzahlen der ARA Kloten/Opfikon und der Pilotanlage der Eawag

Wichtigste Kennzahlen der Pilotanlage der Eawag und der ARA Kloten/Opfikon. Die Pilotanlage der Eawag war eine Nachbildung der Flockungsfiltration der ARA Kloten/Opfikon.

		Eawag	Kloten/Opfikon[1)]
Einwohnerwerte	EW	2,5	30 000
Mittlerer Durchfluss	m³/d	7,5	9300
Maximaler Durchfluss	l/s	0,24	ca. 30
DOC-Konzentration NKB	g/m³	8–9	5.6 (Referenz)
Volumen Flockungsreaktor	m³	0,27	84
Filtergeschwindigkeit (mittel/max)	m/h	4,5–12,5	6.8–15
Filterhöhe und Aufbau	m	2 (1,2 m Blähschiefer, 0,4 m Sand)	2 (1,2 m Blähschiefer, 0,4 m Sand)
Dosiermenge	g/m³	15 (PAK) 0–6 (Fe)	15 (PAK) 1,5 (Fe)
Raumbelastung (max.)	kg/m³	4	2,2

[1] Die Angaben beziehen sich auf die halbe Anlage, da nur die Hälfte der ARA für die Versuche genutzt wurde

Die Resultate des Pilotversuchs mit der Flockungsfilteranlage sind in einem Zwischen- (Böhler et al. 2009) und in einem Schlussbericht zusammengefasst (Böhler et al. 2011).

7.4.5 Forschungsprojekte in der Schweiz

Im Rahmen verschiedener Forschungsprojekte wurden und werden in der Schweiz verschiedene Labor- und Pilotanlagen mit unterschiedlichen Verfahren betrieben. Nachfolgend eine kurze Übersicht über die wichtigsten dieser Versuche, deren Resultate teilweise in diesen Bericht einflossen.

ARA Kloten/Opfikon: erste Ozonungsversuche 2003

> *ARA Kloten/Opfikon:* Auf der ARA Kloten/Opfikon wurden 2003 erste Pilotversuche zur Ozonung von gereinigtem Abwasser durchgeführt (Huber et al. 2005). Ziel dieser Untersuchungen war, die Elimination von Spurenstoffen in unterschiedlichen Abwässern (Belebtschlammanlage, MBR) und bei unterschiedlichem Schwebstoffgehalt zu untersuchen. Die Anlage behandelte knapp 50 m³/d und lief während rund 2 Monaten (kein Dauerbetrieb).

Kantonsspital Baden: Ozonung und PAK-Behandlung von Spitalabwasser

> Im Kantonsspital Baden wurde von 2008 bis 2009 die Elimination von Spurenstoffen aus Spitalabwasser untersucht. Dazu wurde ein Teilstrom des Spitalabwassers (1 m³/d) in einem MBR behandelt. Als Nachbehandlung wurden vergleichend eine Ozonung, eine PAK-Adsorption sowie ein Advanced Oxidation Prozess mit UV/TiO_2 betrieben (McArdell et al. 2011).

Eawag: Nanofiltrationsanlage

> Für das EU-Projekt «Reclaim Water» wurde an der Eawag eine Nanofiltrationsanlage als Nachbehandlung für biologisch gereinigtes Abwasser untersucht (Joss et al. 2011). Diese Anlage war während rund eines Jahres in Betrieb und hatte einen Durchsatz von ca. 0,6 m³/d.

Verschiedene Firmen, Forschungsinstitutionen und ARA sind in der Schweiz gegenwärtig in Pilotprojekten für weitergehende Verfahren involviert.

7.5 Grosstechnische Umsetzungen

7.5.1 Schweiz

ARA Dübendorf – Ozonung

In der Schweiz sind bisher noch keine kommunalen ARA mit einer weitergehenden Behandlungsstufe ausgerüstet (mit Ausnahme einiger ARA mit UV-Desinfektion), in erster Linie weil noch keine gesetzliche Verpflichtung dazu besteht. Aufgrund des laufenden gesetzgeberischen Prozesses wird in diversen ARA über eine frühzeitige Umsetzung diskutiert. Bereits beschlossen wurde einzig die Erweiterung der ARA Dübendorf. Aufgrund des schlechten Verdünnungsverhältnisses und geeigneter Randbedingungen wird dort eine Ozonung gebaut, die 2012 in Betrieb gehen wird.

7.5.2 Deutschland

In Baden-Württemberg 3 ARA mit PAK-Stufe zur Mitbehandlung von Textilabwasser

Seit den 1990-er Jahren sind drei kommunale Klärwerke in Baden-Württemberg mit einer nachgeschalteten PAK-Behandlungsstufe ausgerüstet (Albstadt-Ebingen, Albstadt-Lautlingen, Hechingen). Grund dafür war die starke Färbung des Abwassers durch die dort ansässige Textilindustrie, wobei diese Farbstoffe mit dem bestehenden biologischen Verfahren nur ungenügend entfernt werden konnten. Mit der PAK-Behandlung wurden die Färbung und der organische Restgehalt weitestgehend eliminiert, und die Gewässerqualität wurde durch diese zusätzliche Stufe deutlich verbessert.

In den nächsten Jahren werden sechs weitere ARA mit einer PAK-Behandlung zur Entfernung von Mikroverunreinigungen ausgerüstet (DWA 2010). Auf dem Klärwerk Mannheim (Teilstrom), Kressbronn-Langenargen sowie Böblingen/Sindelfingen sind PAK-Behandlungsstufen bereits in Betrieb. Die Klärwerke Stockacher Aach, Ravensburg und Ulm befinden sich derzeit im Umbau. Ferner laufen Planungen zum Bau von PAK-Behandlungsstufen auf den Klärwerken Lahr und Karlsruhe. Die Tab. 17 fasst die derzeitigen Ausbauten in Baden-Württemberg zusammen:

Derzeit Erweiterung mit PAK-Stufe bei 6 ARA

Tab. 17 > ARA in Baden-Württemberg, die derzeit mit einer PAK-Stufe ausgerüstet werden

In Baden-Württemberg werden diverse ARA mit einer PAK-Stufe zur Entfernung von Mikroverunreinigungen ausgerüstet. Zusätzlich gibt es bereits drei ARA mit einer PAK-Stufe zur Behandlung von Abwasser aus der Textilindustrie. Die Kosten beinhalten teilweise Subventionen.

	Ausbaugrösse	Inbetriebnahme	Kosten [€/m³]	Filter
Mannheim	725 000	2010 (1 Teilstrasse)	0,05	Vorhanden
Böblingen/Sindelfingen	250 000	2011	0,04	Vorhanden
Ulm	440 000	2015/21	0,13/m³ TW	Im Bau
Kressborn-Langenargen	30 000	2011	0,08	Vorhanden
Stockacher Aach	43 000	2012	0,07	Vorhanden
Ravensburg	170 000	2012	n.b.	Vorhanden

DWA 2010

Nordrhein-Westfalen, und dort insbesondere das Ruhrgebiet, weist eine sehr hohe Bevölkerungsdichte auf. Der Abwasseranteil in vielen Oberflächengewässern ist vergleichbar oder sogar höher als im Schweizerischen Mittelland, und da auch diese Gewässer direkt oder indirekt als Trinkwasserquelle genutzt werden, besteht auch ein Handlungsbedarf bezüglich Mikroverunreinigungen (Pinnekamp & Merkel 2008). Zur Zeit (2011) sind, resp. werden dort diverse ARA mit einer weitergehenden Stufe ausgerüstet, teilweise im Teilstrom. Dabei werden verschiedene Technologien grosstechnisch untersucht, so die Ozonung (z. B. Bad Sassendorf, Schwerte, Duisburg) und PAK (Schwerte), GAK (Obere Lutter, Düren, Lage) (Alt et al. 2011, Enxing et al. 2011, ISA 2011). In kleinerem Massstab, resp. Laborversuchen werden die Nanofiltration und AOP getestet (ISA 2011).

Nordrhein-Westfalen: diverse Projekte mit Ozon, PAK und GAK

7.5.3 Italien

In Norditalien sind mehrere ARA mit einer Ozonungsstufe ausgerüstet. Nachfolgend sind zwei Beispiele aufgeführt:

Mehrere ARA mit Ozonung zur Entfärbung/Desinfektion

- *Fino Mornasco:* Die ARA in Fino Mornasco (Seveso) behandelt das Abwasser von 30 000 EW aus Haushalten und 110 000 EW aus Industrie und Gewerbe. Aufgrund des starken Einflusses der Textilindustrie und des hohen Abwasseranteils im Gewässer (> 50 %) wurde als letzte Stufe eine Ozonung (ohne Filtration) realisiert.
- *Robecco sul Naviglio:* Die ARA in Robecco sul Naviglio behandelt das Abwasser von rund 250 000 EW, wobei der Anteil Industrie und Gewerbe etwa 30 % beträgt.

Das gereinigte Abwasser wird via einem etwa 2 km langen Kanal in den Fluss Ticino eingeleitet, der weiter unten für die Bewässerung genutzt wird. Die Ozonung wird hier mit dem Hauptziel der Desinfektion eingesetzt.

7.6 Fazit

Es gibt eine Vielzahl von Verfahren, die zur Entfernung von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser in Frage kommen. Einige davon werden bereits heute grosstechnisch für die Abwasserreinigung eingesetzt, allerdings bis vor kurzem nicht mit dem Ziel, die Mikroverunreinigungen zu eliminieren.

Um die Eignung eines weitergehenden Verfahrens zu prüfen, ist ein grosser messtechnischer Aufwand erforderlich. Das BAFU konnte in Zusammenarbeit mit diversen Partnern von 2007 bis 2010 im Rahmen des Projekts «Strategie Micropoll» grosstechnische Versuche durchführen, um die Ozonung und die Adsorption an PAK genau zu studieren.

8 > Ozonung

Mit der Ozonung von gereinigtem kommunalem Abwasser kann ein breites Spektrum an Mikroverunreinigungen sowie deren Effekte weitgehend entfernt werden. Eine Ozonung kann in bestehende ARA integriert und dort vom heutigen Personal stabil betrieben werden.

8.1 Grundlagen der Ozonung

Ozonung seit Jahrzehnten in Trinkwasseraubereitung

Die Ozonung wird in der Trinkwasseraufbereitung seit Jahrzehnten zur Desinfektion und zur Elimination von Geruchs- und Geschmacksstoffen eingesetzt. Da im Abwasser sowohl die Konzentrationen der Abwasserinhaltsstoffe als auch die hydraulische Dynamik deutlich höher sind, lassen sich Erfahrungen aus der Trinkwasseraufbereitung oft nicht direkt auf die Abwasserbehandlung übertragen.

8.1.1 Funktionsprinzip der Ozonung

Ozon ist ein sehr reaktives Gas, das mit Wasserinhaltsstoffen auf zwei Arten reagiert:

Direkte Reaktion von Ozon mit Molekülen

- *Direkte Oxidation:* Ozon reagiert im Wasser direkt mit einer Vielzahl anorganischer und organischer Substanzen. Diese Reaktion ist sehr selektiv, d. h. es werden bevorzugt bestimmte chemische Bindungen (z. B. C=C-Doppelbindungen, phenolische Verbindungen, Aminogruppen) angegriffen. Aus diesem Grund gibt es Substanzen, die extrem rasch angegriffen werden, während andere gegenüber Ozon persistent sind.

Durch Ozon entstehen sehr reaktive OH-Radikale

- *Indirekte Oxidation:* Ein Teil des Ozons zerfällt im Wasser in Gegenwart von organischem Kohlenstoff und Hydroxid-Ionen (OH^-) in Hydroxyl-Radikale ($OH^{\cdot}$), die sehr schnell und unspezifisch mit verschiedensten Substanzen reagieren. Trotz ihrer kurzen Lebensdauer und der sehr tiefen Konzentration können sie substanziell zur Elimination von Mikroverunreinigungen beitragen, insbesondere, wenn diese nicht oder nur sehr langsam mit Ozon reagieren. Die Effizienz dieses Reaktionsweges wird allerdings durch Reaktionen mit dem «harmlosen» organischen Hintergrundmaterial stark vermindert.

Die Elimination eines Stoffes mittels Ozonung kann mathematisch mit einer Gleichung pseudo-erster Ordnung beschrieben werden (hier für einen Batch-Reaktor, von Gunten 2003):

$$\frac{dC_i}{dt} = -k_{O3,i} \cdot C_i \cdot O_3 - k_{OH,i} \cdot C_i \cdot OH$$

$$ln\frac{C_i}{C_{i,0}} = -k_{O3,i} \int O_3 \cdot dt - k_{OH,i} \cdot \int OH \cdot dt$$

mit

C_i = Konzentration des Stoffes i [µg/l]
t = Zeit [s]
$k_{O3,i}$ = Reaktionskonstante des Stoffes i mit Ozon [l/(mgO_3·s)]
$k_{OH,i}$ = Reaktionskonstante des Stoffes i mit OH-Radikalen [l/(mgOH·s)]
O_3 = Konzentration von Ozon [mgO_3/l]
OH = Konzentration von OH-Radikalen [mgO_3/l]

Abbau abhängig von Substanzeigenschaften und Abwasserzusammensetzung

Aus dieser Gleichung ist ersichtlich, dass der Abbau substanzspezifisch (entsprechend den Reaktionskonstanten k_{O3} und k_{OH}) ist. Der Abbau hängt aber auch direkt von der Ozon- und der OH-Radikal-Konzentration, resp. der Ozon- und OH-Radikal-Exposition (Produkt aus Konzentration und der verfügbaren Reaktionszeit) ab, die wiederum von verschiedenen Faktoren abhängen:

- *Ozondosis:* Die eingetragene Ozonmenge ist für den Betrieb der entscheidende Parameter. Je höher die eingetragene Menge, desto mehr Ozon steht für die Reaktionen zur Verfügung.
- *DOC:* Ozon sowie die gebildeten OH-Radikale reagieren nicht nur mit den Spurenstoffen, sondern auch mit der Hintergrundmatrix. Daher ist ein möglichst geringer Gehalt an organischen Stoffen anzustreben. Besteht das Abwasser zu einem wesentlichen Anteil aus Industrieabwasser, sind Detailuntersuchungen zum Verhalten dieser Inhaltsstoffe während einer Ozonung notwendig.
- *NO_2^- (Nitrit):* Nitrit reagiert sehr rasch mit Ozon und wird dabei zu Nitrat (NO_3-) oxidiert. Ein hoher Nitritgehalt erhöht den Ozonbedarf und damit den Energieverbrauch und die Kosten. Eine möglichst vollständige Nitrifikation ist daher Voraussetzung für einen wirtschaftlichen Betrieb einer Ozonung.
- *pH-Wert:* Der pH-Wert beeinflusst die Stabilität von Ozon wesentlich. Bei hohen pH-Werten ist Ozon weniger stabil und zerfällt rascher. Für die Elimination von Mikroverunreinigungen ist dieser Effekt nicht bedeutend, weil einerseits die Ozonstabilität durch die Matrix mitbestimmt wird und andererseits die Reaktionskonstanten mit zunehmendem pH ansteigen und damit den schnelleren Zerfall wettmachen. Bei der Dimensionierung eines Reaktors muss der pH-Wert berücksichtigt werden.
- *Alkalinität:* Je höher die Alkalinität, desto stabiler ist Ozon, resp. desto langsamer ist sein Zerfall. Der Einfluss der Alkalinität, resp. deren Schwankungen ist in Schweizer Abwasser meist vernachlässigbar.
- *Temperatur:* Die Stabilität von Ozon sowie die Zerfallskonstanten werden auch durch die Temperatur beeinflusst. Tiefere Temperaturen erhöhen die Ozonstabilität. Der Einfluss der Temperatur kann aber in der Regel vernachlässigt werden.

8.1.2 Verfahrenstechnik

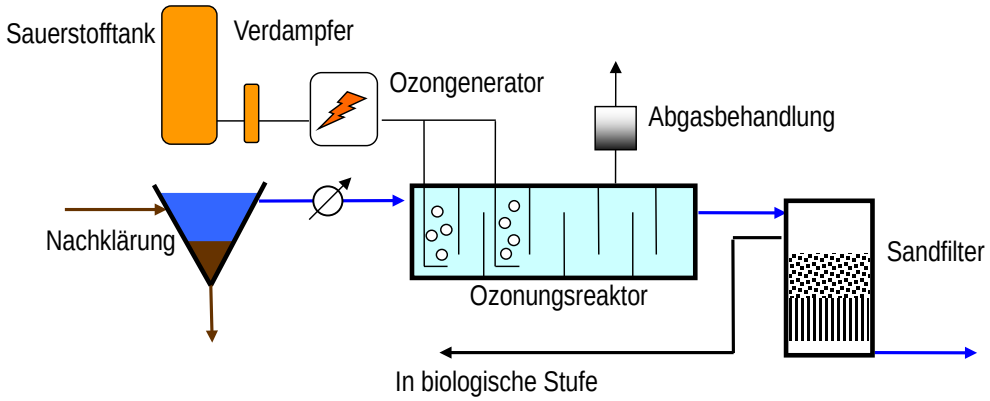
In den bisherigen Untersuchungen mit kommunalem Abwasser wurde die Ozonung immer nach der biologischen Reinigung (Nachklärung) eingesetzt. Andere Anwendungen von Ozon in ARA sind ebenfalls denkbar, sind aber für die Elimination von Spurenstoffen nicht von Bedeutung. So konnte gezeigt werden, dass mit einer Ozonung

von Belebtschlamm (Böhler & Siegrist 2007) die Schlammproduktion vermindert und damit die Entsorgungskosten gesenkt werden.

Das Verfahren zur Ozonbehandlung des Abwassers besteht aus verschiedenen Komponenten (Abb. 30):

Abb. 30 > Schema einer Ozonungsanlage

Prinzipschema einer Ozonungsanlage. Das Wasser fliesst von der Nachklärung in den Ozonungsreaktor und weiter in eine Nachbehandlung (hier Sandfilter). Das Ozon wird hier aus flüssigem Sauerstoff erzeugt. Die ozonhaltige Abluft muss über einen Restozonvernichter geführt werden.



- *Trägergas-Produktion:* Ozon ist bei hoher Konzentration und hohem Druck explosiv und kann darum nicht in Druckflaschen abgefüllt werden. Es muss somit am Einsatzort aus Sauerstoff oder getrockneter Luft produziert und anschliessend in den Abwasserstrom eingetragen werden. In den Pilotversuchen wurde jeweils flüssiger Sauerstoff angeliefert und in einem Sauerstofftank zwischengelagert. Der Sauerstoff wurde anschliessend über eine Verdampfungsstation und Druckreduktion (Betriebsdruck ca. 5 bar) zum Ozongenerator geführt.
- *Ozonproduktion:* Ozon wird aus Sauerstoff mittels elektrischer Entladung erzeugt. Die Erzeugung des dazu nötigen elektrischen Feldes ist sehr energieintensiv. Ein grosser Teil (ca. 90 %) der eingetragenen Energie wird in Wärme umgewandelt und muss abgeführt werden. Die Kühlung erfolgt meist mit Wasser und beeinflusst den Wärmehaushalt einer ARA nicht wesentlich (Erwärmung des Abwassers im Bereich von 0,1 °C).
- *Ozonungsreaktor:* Im Ozonungsreaktor werden das Ozon und das Abwasser miteinander vermischt, das Ozon reagiert mit den Abwasserinhaltsstoffen. Um eine ideale Ausnützung zu erreichen, sollte der Reaktor als Röhrenreaktor, resp. Rührkesselkaskade ausgestaltet werden. Die Grösse des Reaktors ist abhängig von der Abwasserzusammensetzung, dem Durchfluss, sowie der notwendigen Dosierung. Um eine Gefährdung des Betriebspersonals auszuschliessen, muss der Reaktor gasdicht verschlossen sein.
- *Restozonvernichter:* Die Abluft aus dem Ozonungsreaktor wird über einen Restozonvernichter geleitet, damit die Ozonkonzentration in der Umgebungsluft kein Gesundheitsrisiko für das Betriebspersonal darstellt. Es sind katalytische und thermische Ozonvernichter auf dem Markt erhältlich.

- *MSR:* Der Ozoneintrag muss einerseits der Zuflussdynamik aber auch der unterschiedlichen Abwasserzusammensetzung angepasst werden. Dazu sind verschiedene Steuerung- und Regelungsstrategien möglich, die jeweils unterschiedliche Messtechniken benötigen.
- *Sicherheitstechnik:* Ozon ist ein stark reizendes Gas. Die maximal zulässige Arbeitsplatzkonzentration für Ozon liegt bei 200 µg/m³ (SUVA 2011). Eine höhere Exposition führt je nach Dosis zu starken Reizungen, Übelkeit und Atemnot (bis zur Bewusstlosigkeit), bei wiederholter starker Exposition erhöht sich das Risiko für Atemwegserkrankungen. Um das Betriebspersonal zu schützen, sind geeignete Sicherheitsvorkehrungen zu treffen.
- *Nachbehandlung:* Da bei der Ozonung reaktive Oxidationsprodukte entstehen, wird eine nachgeschaltete Stufe mit biologischer Aktivität (z. B. Sandfilter oder ähnliches) empfohlen.

8.2 Planung und Dimensionierung

Bei der Planung und Dimensionierung einer Ozonungsanlage sind verschiedene Aspekte zu beachten. Nachfolgend werden verschiedene Punkte, die bei der Planung und Durchführung der Pilotversuche Fragen aufwarfen, vorgestellt.

8.2.1 Vorhandene Abwasserreinigung und Abwasserzusammensetzung

Gute Vorreinigung mit Nitrifikation notwendig

Je höher die Konzentration an organischem Hintergrundmaterial (DOC) und Nitrit im Zulauf zur Ozonung ist, desto mehr Ozon wird benötigt (für die biologische Oxidation von Nitrit zu Nitrat werden etwa 1,1 gO_2/gN benötigt, für die chemische Oxidation etwa 22 gO_2/gN, resp. 3,43 gO_3/g_N). Aus diesem Grund ist eine möglichst weitgehende Vorreinigung (biologische Reinigung) mit einer stabilen Nitrifikation erwünscht. Diverse ARA der Schweiz verfügen noch nicht über eine Nitrifikation (Abb. 7). Im Pilotversuch in Lausanne zeigte sich, dass eine Ozonung grundsätzlich auch ohne Nitrifikation betrieben werden kann und weitgehend vergleichbare Eliminationen erzielt werden können. Es gibt jedoch einige Stoffe wie Ibuprofen oder Bezafibrat, die mit einer nitrifizierenden Biologie sehr gut und mit einer Ozonung nur ungenügend entfernt werden. Eine biologische Stufe mit Nitrifikation wird auch aus anderen Gründen empfohlen: nitrifizierende ARA lassen sich in der Regel stabiler betreiben, und die Ablaufwerte für Feststoffe, DOC und Nitrit sind tiefer. Dies bewirkt einen stabileren Betrieb der Ozonung und tiefere Betriebskosten.

Bei starkem Industrieeinfluss die Eignung überprüfen

Der Einsatz einer Ozonung ist nicht bei jedem Abwasser geeignet. Wird das Abwasser durch bedeutende Industrieeinleiter beeinflusst, müssen neben den Mikroverunreinigungen oft auch andere Belastungen reduziert werden (z. B. Farbe, Schaum, …). Es muss dann im Einzelfall geprüft werden, ob die spezifischen Schadstoffe mit Ozon entfernt werden können und die Reaktionsprodukte unproblematisch sind.

8.2.2 Trägergasproduktion

Ozonproduktion aus Luft oder Sauerstoff

Ozon muss am Einsatzort produziert werden. Es wird durch die Spaltung von Sauerstoffmolekülen in einem sauerstoffhaltigen Trägergas erzeugt. Als Trägergas kommen Reinsauerstoff oder getrocknete Luft in Frage, wobei der Sauerstoff vor Ort erzeugt oder angeliefert werden kann:

- *Lufttrocknung:* Luft hat einen Sauerstoffgehalt von rund 20 %, d. h. die Ausbeute des Ozongenerators ist geringer als bei der Nutzung von Sauerstoff. Der Wassergehalt der Luft beeinflusst die Ozonerzeugung negativ. Die Luft muss also getrocknet werden, was den Energiebedarf erhöht. Dieses Verfahren ist für die Ozonproduktion in ARA in der Regel nicht geeignet (Ried et al. 2009).
- *PSA- oder VSA-Anlage:* Mit einer PSA- (Pressurized-Swing-Adsorption) oder VSA-Anlage (Vacuum-Swing-Adsorption) wird der Sauerstoff vor Ort aus der Umgebungsluft hergestellt. Der Vorteil dieser Anlagen liegt darin, dass keine externen Lieferungen nötig sind. In der Abwasserpraxis dürften PSA-, resp. VSA-Anlagen höchstens bei grösseren Anlagen zum Einsatz kommen (Ried et al. 2009), da sie mit einem relativ konstanten Gasstrom betrieben werden müssen. Aufgrund des stark schwankenden Ozonbedarfs von ARA ist aber aus energetischer Sicht ein Betrieb mit variablem Gasstrom vorteilhaft.
- *Flüssiger Sauerstoff:* In den Pilotversuchen in Regensdorf und Lausanne wurde Ozon aus flüssigem Sauerstoff erzeugt. Vorteile dieser Variante sind der relativ geringe Platzbedarf, die Betriebsstabilität sowie die Möglichkeit, den Ozoneintrag über eine Variation der Ozonkonzentration oder der Gasmenge zu steuern. Der Nachteil ist, dass eine Abhängigkeit von externen Lieferungen besteht. Für Schweizer ARA dürfte die Ozonproduktion aus flüssigem Sauerstoff am wirtschaftlichsten sein. Neu entwickelte Verfahren zur Sauerstoffrückgewinnung sind in der Lage, den Sauerstoffverbrauch um bis zu 70 % zu senken und damit Kosten einzusparen (Miller & Lobo 2008).

Unabhängig von der Wahl der Variante muss für die entsprechenden Aggregate genügend Platz und Energie zur Verfügung stehen.

8.2.3 Ozonerzeugung und -eintrag

Die Erzeugung von Ozon benötigt relativ viel Energie in Form von Elektrizität. Dies bedingt eine genügend grosse elektrische Anschlussleistung. Von der eingetragenen Energie werden rund 90 % in Wärme umgewandelt, die abgeführt, resp. genutzt werden muss.

Ozongeneratoren werden in unterschiedlichen Grössen angeboten. Die Auswahl erfolgt aufgrund der benötigten maximalen Ozonmenge, die wiederum vom Abwasseranfall, den Abwassereigenschaften (DOC, Nitrit) und der Ozondosis abhängt. Dabei ist zu beachten, dass die benötigte Ozonmenge stark variiert und der Energieverbrauch des Ozongenerators ebenfalls stark von der produzierten Ozonmenge abhängt. Die Ozonproduktion sollte unter optimalen energetischen Bedingungen betrieben werden.

8.2.4 Ozonungsreaktor

Ozonbeständiges Material verwenden

Im Ozonungsreaktor reagiert das Ozon mit den Abwasserinhaltsstoffen. Alle eingesetzten Materialien müssen gegenüber Ozon beständig sein. Für den Ozonungsreaktor hat sich Beton (ohne organische Beschichtungen) bewährt, der auch sonst in ARA zum Einsatz kommt (Lausanne 2011). Andere beständige Materialien für Rohrleitungen, Schläuche etc. sind Edelstahl, Teflon, sowie einige Kunststoffe.

Eintrag über Diffusoren oder statischen Mischer

Der Eintrag des Ozons kann entweder mittels Diffusoren (Pilotversuche) oder einem statischen Mischer erfolgen. Beim Eintrag über Diffusoren wird das Gasgemisch homogen mit Blasenbelüftern ins Abwasser eingetragen. Dabei ist auf eine genügend grosse Eintragstiefe (> 4 m) zu achten, damit das Ozon möglichst komplett ins Abwasser übergehen kann. Es sind auch mehrere Eintragsstränge möglich. Beim statischen Mischer wird das Gasgemisch in einen Teilstrom des Abwassers eingetragen, der dann mit dem Abwasserstrom vermischt wird. Dabei wird aber aufgrund der höheren Ozonkonzentrationen mehr Bromat gebildet.

Reaktorhydraulik ist entscheidend

Der entscheidende Parameter für die Elimination von Mikroverunreinigungen ist die Ozonexposition, das Produkt aus Ozonkonzentration und verfügbarer Reaktionszeit. Diese hängt von der eingetragenen Ozonmenge und der Abbaugeschwindigkeit des Ozons ab. Aufgrund der Reaktionskinetik sollte eine möglichst längsdurchströmte Hydraulik angestrebt werden, d. h. der Ozonreaktor muss durch Umlenkwände in mehrere, nacheinander durchströmte Kompartimente aufgeteilt werden. Kurzschlussströmungen und Totzonen sind zu vermeiden, da sie die Leistung des Verfahrens verringern. Kleine Einbauten an den Umlenkwänden erhöhen die Turbulenz und bewirken eine bessere Durchmischung. Die Erfahrungen aus Regensdorf und Lausanne zeigten, dass eine hydraulische Aufenthaltszeit bei Trockenwetter von ca. 20 Minuten ausreicht, bei Regenwetter wird diese jedoch verkürzt. Es können noch keine genauen Zahlen für die minimale Aufenthaltszeit bei Regenwetter angegeben werden, als Richtzeit gelten 5–10 Minuten. Diese Grösse ist jedoch abhängig vom pH-Wert: bei hohen pH-Werten zerfällt Ozon schneller, d. h. es sind kleinere Reaktoren nötig als bei tiefen pH-Werten.

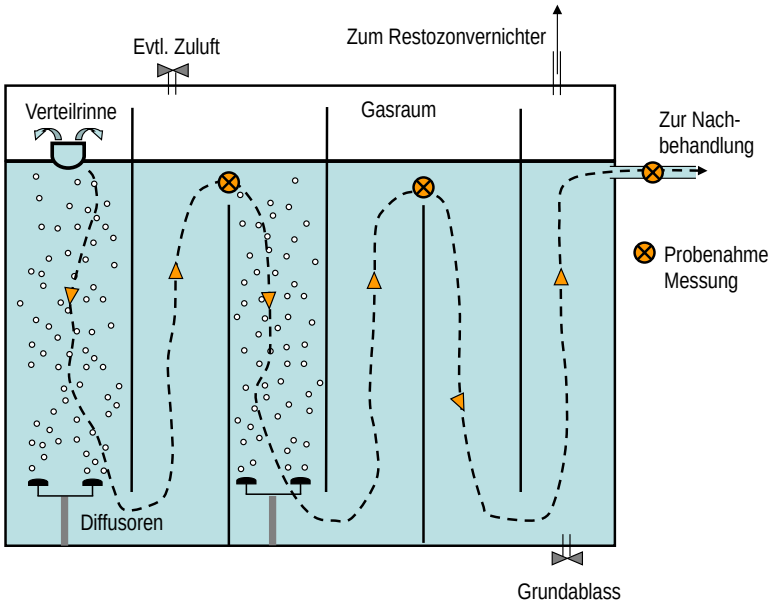
Abluftbehandlung notwendig

Der Ozonreaktor muss gasdicht ausgestaltet werden, damit kein Ozon in die Umgebungsluft gelangt und das Betriebspersonal gefährdet. Über dem Wasserspiegel des Ozonreaktors befindet sich ein Gasraum mit hoher Ozonkonzentration (bei Umlenkwänden ist darauf zu achten, dass die Gasräume der einzelnen Kompartimente verbunden sind). Dieses Gas muss über einen Restozonvernichter geleitet werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Gasmenge, die durch den Ozonvernichter geleitet wird, nur in bestimmten Bandbreiten schwanken darf, und diese Bandbreite nicht unbedingt der eingetragenen Gasmenge entspricht. Über Druckventile muss sichergestellt werden, dass allenfalls zusätzliche Luft in den Gasraum gelangt und alles Gas über den Ozonvernichter in die Umgebung abgegeben wird. Es gibt ARA, bei denen die Abluft in die Belüftungsbecken geleitet wird, um das Ozon zu entfernen, resp. den Reinsauerstoff optimal auszunützen. Dabei muss sichergestellt werden, dass die Ozonkonzentration in der Umgebungsluft ausreichend tief ist.

Abb. 31 zeigt die wichtigsten Komponenten eines Ozonungsreaktors.

Abb. 31 > Schematische Darstellung eines Ozonungsreaktors

In Regensdorf hat sich die Ozondosierung über einen Eintragsstrang bewährt, während in Lausanne meist zwei Eintragsstränge in Betrieb waren. Die Probenahmestellen sind nicht zwingend notwendig und können an anderen Orten sein.



8.2.5 Sicherheitstechnik

Ozonüberwachung in Raum-/Umgebungsluft

Das Betriebspersonal muss sowohl im Dauerbetrieb als auch bei Betriebsstörungen vor Ozonaustritten geschützt werden. Im Dauerbetrieb müssen alle Gasströme, die Ozon enthalten, über den Restozonvernichter geleitet werden. Zudem sind geschlossene sowie schlecht durchlüftete Räume, in denen Ozon durch ein Leck austreten könnte, mit einer guten Lüftung und Ozonsensoren zu bestücken, die bei einer erhöhten Konzentration einen Alarm auslösen und allenfalls zu einer Abschaltung der Anlage führen. Dabei ist zu beachten, dass Ozon schwerer ist als Luft und somit absinkt. Zusätzlich sind Atemschutzmasken und Gaswarngeräte erforderlich, um bei einem Zwischenfall reagieren und ozonbelastete Räume betreten zu können. Personal, das eine Ozonungsanlage betreibt, muss eine entsprechende Schulung besuchen, die ungefähr einen Tag dauert.

Die bisherigen Erfahrungen zeigten, dass sowohl aus dem Ablauf des Reaktors als auch aus Wasserströmen, die für systemexterne Messgeräte genutzt werden, substanzielle Mengen an Ozon austreten und diese somit eine Gefährdung für das Betriebspersonal darstellen können.

Sicherheitsvorkehrungen für Reinsauerstoff beachten

Wird die Ozonung mit Reinsauerstoff betrieben, und befinden sich der Sauerstofftank und der Ozongenerator im Freien, müssen weitere technische Sicherheitsaspekte wie Blitzschutz, Befüllen des Sauerstofftanks (Brandgefahr), sowie Gasleitungsführung (evtl. doppelwandig) berücksichtigt werden. Für den Transport von Sauerstoff auf den Strassen sind die geltenden nationalen (SDR) und internationalen (ADR) Vorschriften zum Transport von Gefahrengütern zu beachten.

8.2.6 Mess-, Steuer- und Regelungstechnik

Bedarfsgerechte Ozondosierung notwendig

Für den Betrieb einer Ozonung müssen verschiedene Betriebsparameter zwingend, andere optional oder in Abhängigkeit der gewählten Steuerung/Regelung erfasst werden. Abgesehen von Daten, die für die Überwachung des Ozongenerators notwendig sind, müssen gasseitig der Gasfluss sowie die Ozonkonzentration im Prozessgas gemessen werden, damit die dosierte Ozonmenge bestimmt werden kann. Abwasserseitig ist eine Durchflussmessung zentral.

Das Ozon sollte möglichst bedarfsgerecht dosiert werden. In der Praxis, den Pilotversuchen und der Literatur werden vor allem die folgenden vier Möglichkeiten für die Ozondosierung erwähnt (siehe Tab. 18), diese benötigen entsprechende Messgeräte:

Dosierung proportional zum Durchfluss

- *Durchflussproportionale Dosierung:* Die Ozonmenge wird proportional zum Abwasserzufluss dosiert. Diese Variante bedingt den geringsten messtechnischen Aufwand, weist aber auch die grössten Unsicherheiten bezüglich der Eliminationsleistung auf, da die Abwasserzusammensetzung nicht berücksichtigt wird und somit Über- und Unterdosierungen häufig auftreten. Diese Variante sollte daher nur bei kleineren Anlagen mit relativ konstanter Abwasserzusammensetzung eingesetzt werden.

Dosierung proportional zur DOC-Fracht

- *Dosierung proportional zur DOC-Fracht:* Die Konzentration der Mikroverunreinigungen ist in der Regel proportional zur DOC-Konzentration, wobei diese Zusammensetzung jeweils von ARA zu ARA verschieden ist. Diese Variante ist einfach implementierbar, die Messung des DOC ist aber relativ aufwändig. Der Nachteil ist, dass Nitritspitzen zu einer verminderten Effektivität führen, resp. allenfalls eine zusätzliche Nitritmessung notwendig ist.

Dosierung nach Ozonkonzentration im Ablauf

- *Dosierung in Abhängigkeit des gelösten Ozons:* Bei dieser Variante wird im hinteren Teil des Ozonungsreaktors das gelöste Ozon gemessen und das Ozon aufgrund dieses Signals dosiert. Damit wird sichergestellt, dass die Dosierung auf die Abwasserzusammensetzung abgestimmt ist (DOC, Nitrit, weitere). Der Nachteil ist, dass die Messgeräte eine Mindestkonzentration an Ozon benötigen, und insbesondere bei sehr tiefen Durchflüssen aufgrund der Ozonzehrung eine Überdosierung erfolgt. Dieses Problem kann gelöst werden, indem der Messort in Abhängigkeit des Durchflusses variiert wird.

Dosierung anhand der Differenz des SAK

- *Dosierung anhand des UV-Signals:* Ozon reagiert selektiv mit bestimmten elektronenreichen Bindungen, die meist auch das UV-Licht absorbieren. Die Elimination von verschiedenen Mikroverunreinigungen korreliert mit der Abnahme der UV-Absorption bei 254 nm (SAK) (Bahr et al. 2007, Nanaboina et al. 2010). Somit könnte grundsätzlich die Änderung des UV-Signals zwischen Zu- und Ablauf sowohl für die Ozondosierung, als auch als indirekte Kontrolle der Eliminationsleistung genutzt werden. Diese Regelung befindet sich noch im Forschungsstadium.

Diese Aufzählung ist weder abschliessend noch vollständig. Weitere Informationen finden sich in den Schlussberichten der Pilotversuche.

Tab. 18 > Charakteristika von 4 Möglichkeiten der Ozondosierung

Überblick sowie Vor- und Nachteile der getesteten Ozondosierung proportional zum Durchfluss (Q), zur DOC-Fracht (DOC) und gelöstem Ozon im hinteren Reaktorteil (O_3). Ergänzend ist die Dosierung proportional zur UV-Absorbanz aufgeführt, die vielversprechend erscheint(SAK).

	Q	DOC	O_3	SAK
Steuerung oder Regelung	Steuerung	Steuerung	Regelung	Regelung
Messgeräte	Q (Zulauf)	Q, DOC (Zulauf), evtl. NO_2 (zu)	(Q), O_3 (hinterer Reaktorteil)	(Q), SAK (Zulauf und Ablauf)
Aufwand/Kosten	Gering	Kalibrierung aufwändig	Kalibrierung aufwändig	???
Kontrolle Elimination	Nein	i.d.R. gut	Gut	Gut
Vorteile	Einfach	Einfach Aussage über Effektivität	Dosierung angepasst an Bedarf	Aussage über Effektivität Dosierung angepasst an Bedarf Einfache Messung
Nachteile	Keine Aussage über Effektivität Gefahr von Über-/ Unterdosierung	Bei häufigen Nitritspitzen nicht geeignet Dosierung nicht unbedingt nach Bedarf Zuverlässigkeit Messung	Wahl des Messortes entscheidend Überdosierung bei tiefem Durchfluss	Wenig/keine Erfahrungen Vortests notwendig

8.2.7 Nachbehandlung

Kein Ozon im ARA-Ablauf

Eine Ozonung wird idealerweise nach der biologischen Reinigung eingesetzt. Es stellt sich aber die Frage, ob die Ozonung tatsächlich als letzte Reinigungsstufe eingesetzt werden kann oder nach der Ozonung eine abschliessende Stufe eingesetzt werden soll, bzw. muss. Ozon hat eine desinfizierende Wirkung, d. h. es ist toxisch für verschiedenste Organismen und sollte daher nicht ins Gewässer gelangen. Da die meisten Gewässer viel organisches Material enthalten, würde überschüssiges Ozon bei Austritt aus der ARA im Gewässer sehr rasch verbraucht. Im Auslauf der Ozonung kann mit technischen Einrichtungen – durch Zugabe von schnell reagierenden Substanzen, z. B. (Na)-Bisulfit – das Restozon entfernt werden.

Abbau reaktiver Umwandlungsprodukte in Stufe mit biologischer Aktivität

Durch die Stoffumwandlung werden einerseits vorher «inerte» Subtanzen mindestens teilweise biologisch abbaubar, andererseits können problematische Substanzen gebildet werden. Die Resultate aus den Pilotversuchen in Regensdorf und Lausanne (8.4.3), aber auch aus Untersuchungen in Deutschland (Stalter et al. 2010a und b) weisen darauf hin, dass nach einer Ozonung eine Stufe mit biologischer Aktivität folgen sollte, um die abbaubaren Reaktionsprodukte zu entfernen.

8.3 Betrieb einer Ozonungsstufe

8.3.1 Allgemeine Hinweise zum Betrieb

Ausbildung des Betriebspersonals

Der Betrieb einer Ozonungsanlage erfordert vom Fachpersonal eine (kurze) Ausbildung sowie Kenntnisse über die Sicherheitsanforderungen. Beim Betrieb der Ozonung können nur wenige Betriebsparameter verändert werden, die den Energieverbrauch, die Kosten und die Eliminationsleistung beeinflussen. Es sind dies die Ozondosis (Einstellungen der Steuerung/Regelung), sowie die Ozonkonzentration im Gasstrom, bzw. die Gasmenge.

Regenwettersituation verändert Betriebsbedingungen

Bei Regenwetter ist zu berücksichtigen, dass sich die hydraulische Aufenthaltszeit im Ozonungsreaktor verkürzt, während die notwendige Ozondosis aufgrund der steigenden DOC-Fracht ansteigt (die DOC-Konzentration im Ablauf der Nachklärung reagiert bei Regenereignissen mit einer Verzögerung von mehreren Stunden). Dieses Zusammenspiel kann zu Ozondurchbrüchen im Ablauf des Ozonungsreaktors führen. Die spezifische Ozondosierung (mg O_3/l) sollte daher bei Regenwetter limitiert werden.

8.3.2 Betriebsstabilität

Ozonung lief während Pilotversuchen sehr stabil

Beim Betrieb einer ARA kommt der Prozess-Stabilität und Zuverlässigkeit des Verfahrens eine sehr hohe Priorität zu. Aus Sicherheitsgründen werden verschiedene Komponenten auf ARA redundant ausgeführt, damit bei Betriebsstörungen sofort reagiert werden kann und es zu keinen Betriebsunterbrüchen kommt. Die Ozonungsanlagen in Regensdorf und in Lausanne konnten nach anfänglichen Schwierigkeiten relativ stabil betrieben werden. Beide Anlagen liefen während rund 95 % der Zeit. Die Betriebsunterbrüche waren auf folgende Ursachen zurückzuführen:

- *Umbauten/Optimierungen:* für verschiedene Optimierungen oder Anpassungen mussten die Ozonungsanlagen kurz abgeschaltet werden.
- *Sicherheitsabschaltungen:* Die zur Sicherheit des Personals angebrachten Ozonsensoren detektierten Ozon in der Raumluft und führten zu einer Abschaltung des Systems. Teilweise handelte es sich um Fehlalarme, teilweise um Undichtigkeiten im Rohrleitungssystem oder Austritt von ozonhaltigem Gas aus dem Abwasser, das für Messungen benötigt wurde. Diese Störungen konnten vom Betriebspersonal behoben werden.
- *Technische Störungen:* Einzelne Abschaltungen waren auf Störungen bei technischen Komponenten (Zulaufpumpe, Elektronik, Verdichter) zurückzuführen. Diese bedingten den Einsatz von Fachpersonal.

Redundanz muss noch geklärt werden.

Die Betriebsstabilität von Ozonanlagen war in den Pilotversuchen gewährleistet. Auch die angefragten Betriebe mit grosstechnischen Ozonungsanlagen in Deutschland und Italien bestätigten eine sehr stabile Funktionsweise. Inwiefern eine redundante Auslegung erforderlich ist, ist noch offen. Bei einem Ausfall einer Ozonung (durch Pannen oder Wartung) besteht in der Regel keine unmittelbare Gefahr für das Gewässer.

8.3.3 Auswirkungen auf ARA

Geringe Auswirkungen auf ARA-Betrieb

Eine Ozonungsstufe hat nur einen geringen Einfluss auf den übrigen Betrieb einer ARA. Neben dem zusätzlichen Aufwand für Energie (Anschlussleistung, Stromverbrauch), Personal (Ausbildung, Wartung, Überwachung) und damit Kosten (Investition, Betrieb) sind im Prinzip keine weiteren Auswirkungen zu verzeichnen. Bei ungünstigem hydraulischem Profil der ARA ist ein zusätzliches Hebewerk notwendig.

8.3.4 Energieverbrauch

Erhöhter Stromverbrauch

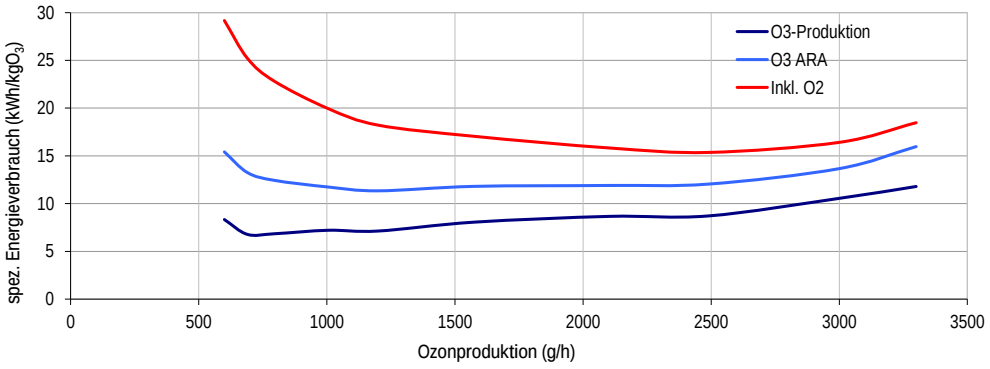
Der Betrieb einer Ozonung benötigt zusätzliche elektrische Energie. Die bedeutendsten Energieverbraucher sind der Ozongenerator sowie die Sauerstoffproduktion. Während die Ozonerzeugung auf der ARA erfolgt, wird der Energieverbrauch der Sauerstoffproduktion «importiert». Der Einsatz eines Ozongenerators kann aufgrund der hohen Anschlussleistung Anpassungen bei der Energieversorgung bewirken.

Korrekte Dimensionierung des Ozongenerators bedeutend

Der Energieverbrauch hängt von den lokalen Verhältnissen (notwendige Dosierung) und den Betriebsbedingungen ab. Die Abb. 32 zeigt, dass der Ozongenerator in Regensdorf bei einer Ozonproduktion von ca. 0,7–2,5 kg/h für die ARA energetisch optimal betrieben werden konnte (die maximale Produktion lag bei 5 kg/h). Bei tiefer Ozonproduktion (< 1 kg/h) wird überproportional viel Sauerstoff verbraucht, was die Gesamtenergiebilanz verschlechtert, bei höherer Ozonproduktion (> 2,5 kg/h) wird auch wieder mehr Energie verbraucht. Der Ozongenerator sollte also so dimensioniert sein, dass er möglichst oft im idealen Bereich betrieben werden kann.

Abb. 32 > Spezifischer Energieverbrauch bei unterschiedlicher Ozonproduktion

Spezifischer Energieverbrauch für die Ozonproduktion bei konstantem Gasfluss (15 Nm³/h). Die Kurven zeigen den Energieverbrauch des Ozongenerators alleine (O_3-Produktion), den gesamten Energieverbrauch der Ozonanlage auf der ARA (O_3 ARA) und den Energieverbrauch unter Berücksichtigung der Sauerstoffproduktion (inkl. O_2).



Abegglen et al. 2009

Energieverbrauch vor allem abhängig von Betriebsbedingungen

Die Ozondosierung kann entweder durch Variation der Ozonkonzentration bei einem konstanten Gasfluss oder durch Variation des Gasflusses bei konstanter Ozonkonzentration angepasst werden. Ziel wird ein möglichst stabiler (ausreichende Elimi-

nation) und kostengünstiger Betrieb sein. D. h. es wird eine Optimierung zwischen Sauerstoff- und Stromverbrauch bezüglich der Kosten angestrebt. Dabei wird aber der Energieverbrauch nicht unbedingt optimiert.

Erhöhung des Stromverbrauchs um 0,05–0,1 kWh/m³

Eine vertiefte Betrachtung für rund 40 Schweizer ARA zeigte auf, dass eine Ozonung den Energieverbrauch im Durchschnitt um 0,06 kWh/m³ erhöht (Berechnung basiert auf den Zahlen aus Regensdorf). Die Spannweite reicht von 0,03–0,1 kWh/m³ und ist vor allem abhängig vom DOC im Ablauf. In Tab. 19 ist der Energieverbrauch, der auf der ARA anfällt, sowie der Gesamt- und Primärenergieverbrauch (inkl. Sauerstoffproduktion) für drei Ozondosierungen dargestellt.

Tab. 19 > Zusätzlicher (Primär-)Energieverbrauch durch eine Ozonung und Sandfilter

Auswirkung einer Ozonung auf den Stromverbrauch einer ARA (oben). Mittelwert aus der Betrachtung von 40 ARA der Schweiz. Die Ozonproduktion erfolgt aus flüssigem Sauerstoff, die Nachbehandlung ist nicht berücksichtigt. Bei der Gesamtbetrachtung (unten) ist die Sauerstoffherstellung berücksichtigt. Ein Sandfilter erhöht den Primärenergiebedarf um ca. 0,12 kWh/m³ oder 15 kWh/EW/a.

		ARA		
Dosis	gO_3/m^3	4	5	6
Ozonproduktion	kWh/kg O_3	12,5	12,5	12,5
spez. Energieverbrauch	kWh/m³	0,05	0,06	0,08
spez. Energieverbrauch	kWh/EW/a	6	8	9
Sandfilter	kWh/m³	0,02–0,05	0,02–0,05	0,02–0,05
Sandfilter	kWh/EW/a	2,5–6	2,5–6	2,5–6
		Gesamt (ohne Sandfilter)		
Ozonproduktion	kWh/kg O_3	18	18	18
spez. Energieverbrauch	kWh/m³	0,07	0,09	0,11
Primärenergie	kWh/m³	0,22	0,28	0,33
Primärenergie	kWh/EW/a	27	34	41

Abegglen et al. 2011, Zahlen angepasst (Zufluss neu 125 m³/EW/a)

Verschiedene Einflussgrössen

Der Energieverbrauch wird durch weitere Faktoren beeinflusst. Einerseits können ein zusätzliches Hebewerk oder eine nachgeschaltete Stufe (Filtration, Biofilter) den Energieverbrauch erhöhen. Andererseits kann durch eine optimale Regelungsstrategie der Ozonverbrauch dem tatsächlichen Bedarf angepasst und damit Überdosierungen vermieden werden.

8.3.5 Kosten

Kosten sind v. a. abhängig von der ARA-Grösse

Die Kosten für eine Ozonung wurden für verschiedene Anlagengrössen und Betriebsbedingungen abgeschätzt (Tab. 20) (Hunziker-Betatech 2008). Beide Aspekte haben einen wesentlichen Einfluss auf die Gesamtkosten, wobei sich die Anlagengrösse auf die Investitions-, die Betriebsbedingungen (Dosiermenge) auf die Betriebskosten auswirkt. Es zeigt sich, dass eine Ozonung für Anlagen < 10 000 EW relativ teuer ist.

Tab. 20 > Kosten einer Ozonung für 6 ARA unterschiedlicher Grösse

Kosten für eine Ozonung und einen Sandfilter bei 6 ARA unterschiedlicher Ausbaugrösse in Abhängigkeit der dosierten Ozonmenge, bei Vollausbau. Die Kostenberechnung wurde vor den Pilotversuchen durchgeführt.

Ausbaugrösse (EW)	Untersee 6100	Aadorf 18 000	Furt 37 700	Au 66 000	Luzern 250 000	Zürich 600 000
Abwassermenge (1000 m³/a)	1160	2870	4890	8640	38 490	77 450
Dosierung 5 mg/l						
Betriebskosten [1000 Fr./a]	47	126	139	254	857	1782
Jahreskosten [1000 Fr./a]	207	388	461	711	1697	2869
Spezifische Kosten [Fr./m³]	0,18	0,14	0,09	0,08	0,04	0,04
Spezifische Kosten [Fr./EW/a]	34	21	12	11	7	5
Dosierung 10 mg/l						
Betriebskosten [1000 Fr./a]	66	199	228	415	1613	3302
Jahreskosten [1000 Fr./a]	231	478	573	940	2632	4814
Spezifische Kosten [Fr./m³]	0,20	0,17	0,12	0,11	0,07	0,06
Spezifische Kosten [Fr./EW/a]	38	26	15	14	10	8
Sandfilter						
Jahreskosten [1000 Fr./a]	182	430	621	627	1331	3732
spezifische Kosten [Fr./m³]	0,16	0,15	0,13	0,07	0,03	0,05

Hunziker-Betatech 2008

Kostenstudie stimmt mit Zahlen aus Pilotversuchen überein

Basierend auf den (teilweise abgeschätzten) Investitionskosten und den effektiven Betriebskosten wurden für die Pilotversuche in Regensdorf und Lausanne die spezifischen Kosten berechnet. Diese belaufen sich auf 0.09 Fr./m³ für Regensdorf, resp. 0.15 Fr./m³ für Lausanne (ohne Sandfilter). Der Unterschied ist hauptsächlich bedingt durch die unterschiedliche Dimensionierungsgrösse. In Regensdorf wurden 120 L/s behandelt, während es in Lausanne nur 60 L/s waren, wobei mit der gleichen Anlage ohne wesentlich grösseren finanziellen Mehraufwand 100 L/s behandelt werden könnten. Damit wären die Kosten für die beiden Versuche vergleichbar und lägen in der Grössenordnung von 0.1 Fr./m³. Mit einem nachgeschalteten Sandfilter erhöhen sich diese Kosten auf ca. 0.15–0.2 Fr./m³. Die effektiven Kosten aus den Pilotversuchen entsprechen somit sehr gut den theoretisch berechneten Kosten in Tab. 20.

8.4 Evaluation der Reinigungsleistung

8.4.1 Organische Summenparameter und Nährstoffe

Geringer Einfluss von Ozon auf organische Summenparameter und Nährstoffe

Die Ozonung hat nur einen geringen Einfluss auf die herkömmlich gemessenen Parameter wie CSB, DOC, Stickstoff oder Phosphor. Die organischen Stoffe werden zwar angegriffen und damit teilweise biologisch besser abbaubar, dieser Abbau erfolgt aber

nicht direkt im Ozonungsreaktor sondern – sofern vorhanden – in der nachfolgenden Stufe (z. B. Sandfilter, Wirbelbett) oder im Gewässer. CSB und DOC nehmen dabei um etwa 10 % ab. Bei den Stickstoffkomponenten ist einzig die rasche Oxidation von Nitrit zu Nitrat erwähnenswert. Nitritspitzen werden somit durch eine Ozonung gedämpft. Auf die Phosphorelimination hat die Ozonung keinen Einfluss.

8.4.2 Mikroverunreinigungen

Elimination von > 80 % für viele Stoffe erreichbar

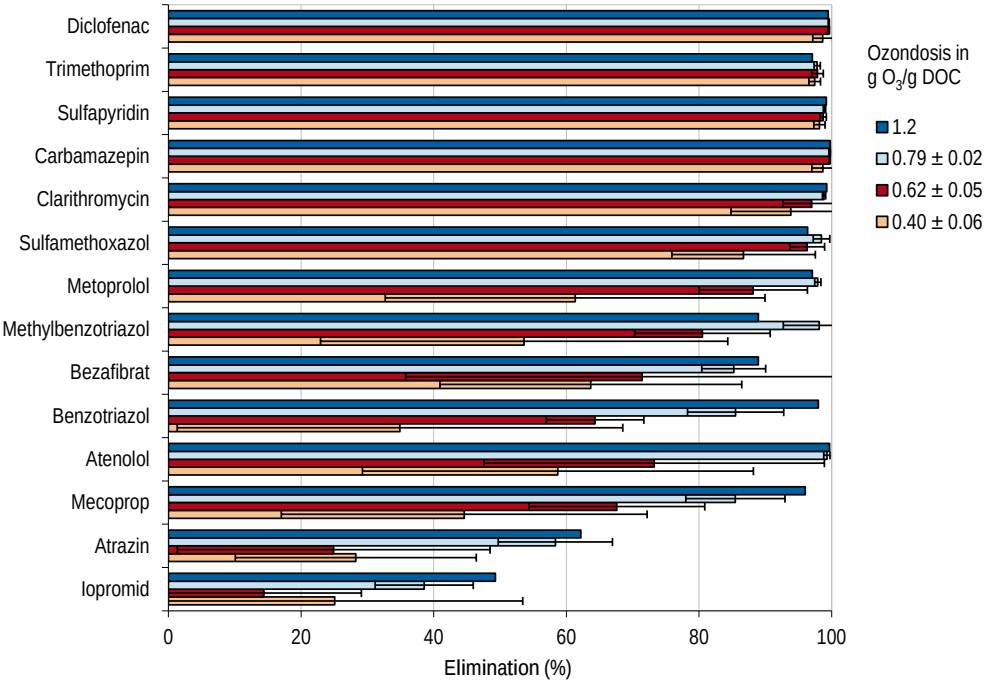
Mit der Ozonung kann ein breites Spektrum an Mikroverunreinigungen eliminiert werden. Für viele Mikroverunreinigungen konnte gezeigt werden, dass bei einer entsprechenden Prozessführung eine Elimination von 80 % oder höher gegenüber Rohabwasser erreicht werden kann.

Entfernungsrate ist stoffabhängig

Die Entfernungsrate ist einerseits von der betrachteten Substanz, andererseits von der verfügbaren Ozonmenge (Ozondosis) abhängig. Es gibt Stoffe, die bereits bei sehr tiefen Ozondosen komplett entfernt werden, bei anderen kann selbst mit sehr hohen Ozondosen nur ein beschränkter Abbau erzielt werden (Abb. 33). Zu den gewässerrelevanten Stoffgruppen, die sehr gut entfernt werden, gehören beispielsweise die hormonaktiven Substanzen und die Antibiotika, weniger gut werden die meisten Röntgenkontrastmittel, einige Biozide oder das Schmerzmittel Ibuprofen eliminiert.

Abb. 33 > Einfluss der Ozondosis auf die Elimination ausgewählter Mikroverunreinigungen

Diverse Mikroverunreinigungen werden bereits bei sehr geringen Ozonmengen nahezu vollständig entfernt. Mit zunehmender Ozondosis werden schwerer oxidierbare Substanzen zunehmend eliminiert. Die Elimination bezieht sich auf den Ablauf der Nachklärung.



Daten: Hollender et al. 2009

Mit den beiden Pilotversuchen konnten unterschiedliche Abwässer untersucht werden, einerseits in Lausanne das Abwasser einer grossen Stadt mit diversen Industrieeinleitern und grossen Spitälern, andererseits in Regensdorf das Abwasser einer Agglomerationsgemeinde mit einem repräsentativen Industrie- und Gewerbeanteil. Trotz der unterschiedlichen Einzugsgebiete waren sowohl die Abwasserzusammensetzung als auch die Resultate mit wenigen Ausnahmen vergleich- und reproduzierbar.

Resultate aus den beiden Pilotversuchen sind vergleichbar

Aus den Versuchen ging hervor, dass mit einer Ozondosis von 0,7–0,9 gO_3/gDOC (ca. 3–5 mg O_3/l) für die meisten Stoffe eine optimale Elimination erzielt werden kann (Anhang A3). Gegenüber der biologischen Reinigung wird mit der Ozonung eine deutliche Verbesserung erzielt, die durchschnittliche Elimination gegenüber Rohabwasser der in den Versuchen gemessenen Stoffe stieg von rund 40 % nach der biologischen Reinigung auf über 80 % nach der Ozonung. Abb. 34 zeigt die gemessene Eliminationsleistung der beiden Pilotversuche. Verglichen wird die Elimination (bezogen auf Rohabwasser, ausser Screening Regensdorf) für ein kleines Stoffspektrum (siehe Box S.35), alle gemessenen Substanzen (28, resp. 42) sowie ein Screening von rund 120 Substanzen, wovon 38, resp. 43 nachgewiesen wurden. Zusätzlich ist die Auswertung der *in-vitro*-Biotests für die biologische Stufe und die Ozonung aufgeführt (siehe Kapitel 8.4.3)

Elimination von > 80 % bei einer Dosis von 0,7–0,9 gO_3/gDOC

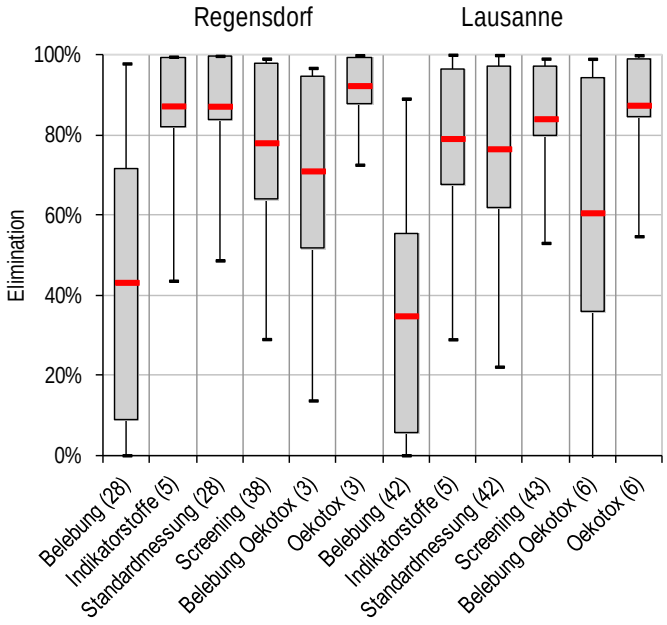
Die Differenz zwischen den beiden Versuchen ist auf unterschiedliche Betriebsbedingungen sowie auf Unterschiede im gemessenen Stoffspektrum zurückzuführen. So wurden in Lausanne beispielsweise mehr (schlecht eliminierbare) Röntgenkontrastmittel gemessen.

Generell sinken durch die Ozonung sowohl die Anzahl der messbaren Substanzen als auch die gemessenen Konzentrationen für verschiedene Stoffgruppen markant (Abegglen et al. 2009, Margot et al. 2010). Ein Vergleich mit ökotoxikologischen Qualitätskriterien ergab, dass nach der biologischen Behandlung das vorgeschlagene Qualitätsziel (Ökotoxzentrum 2011) für verschiedene Stoffe nicht eingehalten wird. Durch die gute Eliminationsleistung der Ozonung können – bei ausreichender Dosierung – diese Qualitätsziele für alle betrachteten Stoffe bereits im Ablauf der ARA unterschritten werden. In Tab. 21 sind die Risikoquotienten (gemessene Konzentration geteilt durch das entsprechende Qualitätsziel) einer Auswahl an Mikroverunreinigungen dargestellt.

Sehr tiefe Konzentrationen im Ablauf

Abb. 34 > Eliminationsleistung in der biologischen Stufe und in der Ozonung der beiden Pilotversuche

Boxplot-Darstellung der Eliminationsleistung der Belebung (NKB-Zulauf) und der Ozonung (Ozonung/Sandfilter-Zulauf) für 7 (Regensdorf, Dosis 0,67 gO_3/gDOC), resp. 15 (Lausanne, Dosis 0,76 gO_3/gDOC) Messkampagnen. Die Box enthält 50 % der Messwerte (25 %–75 %-Perzentil), die Arme zeigen das 5 % und 95 %-Perzentil, der Strich den Mittelwert. Das Screening in Regensdorf erscheint schlechter, weil sich die Elimination auf den Ablauf der Nachklärung bezieht.



Daten: Eawag (Abegglen et al. 2009), EPFL (Margot et al. 2010), Oekotoxzentrum (Kienle et al. 2011)

Tab. 21 > Gemessene Ablaufkonzentrationen in den Pilotversuchen

Ablaufkonzentrationen verschiedener Stoffe in den Pilotversuchen und Vergleich mit Qualitätszielen. Das Verhältnis zwischen gemessener Konzentration und Qualitätsziel wird als Risikoquotient bezeichnet. Ein Risikoquotient < 1 bedeutet, dass das Qualitätsziel eingehalten wird.

	Qualitätsziel [µg/l]	Regensdorf [µg/l]		Lausanne [µg/l]		Risikoquotient [-], jeweils Regensdorf/Lausanne	
		Belebung	Ozonung	Belebung	Ozonung	Belebung	Ozonung
Benzotriazol	30	12	3,2	6,6	1,25	0,4/0,2	0,1/0,04
Bezafibrat	0,46	0,1	0,07	0,4	0,09	0,2/0,9	0,15/0,6
Carbamazepin	0,5	1,1	0,01	0,29	0,04	2/0,6	0,02/0,2
Clarithromycin	0,06	0,35	0,04	0,32	0,02	6/5	0,7/0,3
Diclofenac	0,05	1,3	0,02	0,9	< 0,02	26/18	0,4/< 0,4
Ibuprofen	0,3	0,08	0,08	0,6	0,26	0,3/2	0,04/0,9
Sulfamethoxazol	0,6	0,4	0,03	0,2	0,02	0,7/0,3	0,05/0,03

Daten Pilotversuche Regensdorf und Lausanne; Qualitätsziele: Ökotoxzentrum 2011

Insgesamt zeigte sich, dass die Ozonung gut geeignet ist, eine breite Palette von Mikroverunreinigungen weitgehend aus dem Abwasser zu entfernen.

8.4.3 Ökotoxikologische Untersuchungen

Abnahme der Toxizität durch Ozonung

Insgesamt hatte die Ozonung in beiden Pilotstudien neben der quantitativen Elimination von Spurenstoffen auch eine Abnahme der Ökotoxizität des Abwassers zur Folge. Es wurde im Allgemeinen eine Verringerung spezifischer Effekte, beispielsweise der östrogenen Wirkung, sowie positive Auswirkungen auf verschiedene Wasserlebewesen festgestellt.

In-vitro Tests: deutliche Verringerung spezifischer Wirkungen

Die *in-vitro* Tests zeigten sowohl in Regensdorf als auch in Lausanne eine deutliche Verringerung der spezifischen Wirkungen durch die Behandlung des Abwassers mit Ozon (siehe Tab. 28). Je nach Substanzgruppe konnten für die untersuchten spezifischen Wirkungen mittlere Eliminationsraten (bezogen auf den Ablauf NKB) von 14–89 % gemessen werden (Abegglen et al. 2009, Ratte & Ratte 2009, Kienle et al. 2011). Die mittlere Gesamtelimination der *in-vitro* Tests stieg von ca. 60–70 % auf über 90 % (Abb. 34).

Tab. 22 > Auswirkung der Ozonung auf spezifische biologische Effekte auf Zellebene

Relative Änderung der Effekte sowie mittlere Eliminationsraten der Ozonung für Biotests basierend auf spezifischen zellulären Mechanismen (in-vitro Biotests). Dargestellt ist der Change Index (CI) = Toxizitätswert nach der Reinigungsstufe geteilt durch Toxizitätswert vor der Reinigungsstufe.

Ein grüner nach unten zeigender Pfeil (↓) bedeutet CI > 1 = abnehmende Effekte bei mind. 3 von 4 Messkampagnen. Bei durchgestrichenen Feldern wurden die aufgeführten Tests nicht durchgeführt. OZ = Ozonung, NK = Nachklärung.

		Regensdorf	Lausanne	Elimination
Testsystem (Organismus)	Messbare Effekte	$CI_{OZ/NK}$	$CI_{OZ/NK}$	
YES Test (Hefezellen)	Östrogene Wirkung	↓	↓	86 %/89 %
ER CALUX (menschl. Zellinie)			↓	76 %
AR CALUX, (menschl. Zellinie)	Androgene Wirkung		↓	42 %
GR CALUX (menschl. Zellinie)	Glucokortikoide Wirkung		↓	62 %
PR CALUX (menschl. Zellinie)	Progesterone Wirkung		↓	75 %
PPARg1 CALUX (menschl. Zellinie)	Wirkung auf Rezeptoren die u.a. den Fettstoffwechsel beeinflussen		↓	14 %
Acetylcholinesterase-Hemmtest	Neurotoxische Wirkung (Organophosphat und Carbamat Insektizide)	↓		59 %
Grünalgen-Test	Photosynthese-Hemmung (Herbizide Wirkung)	↓	↓	79 %/82 %

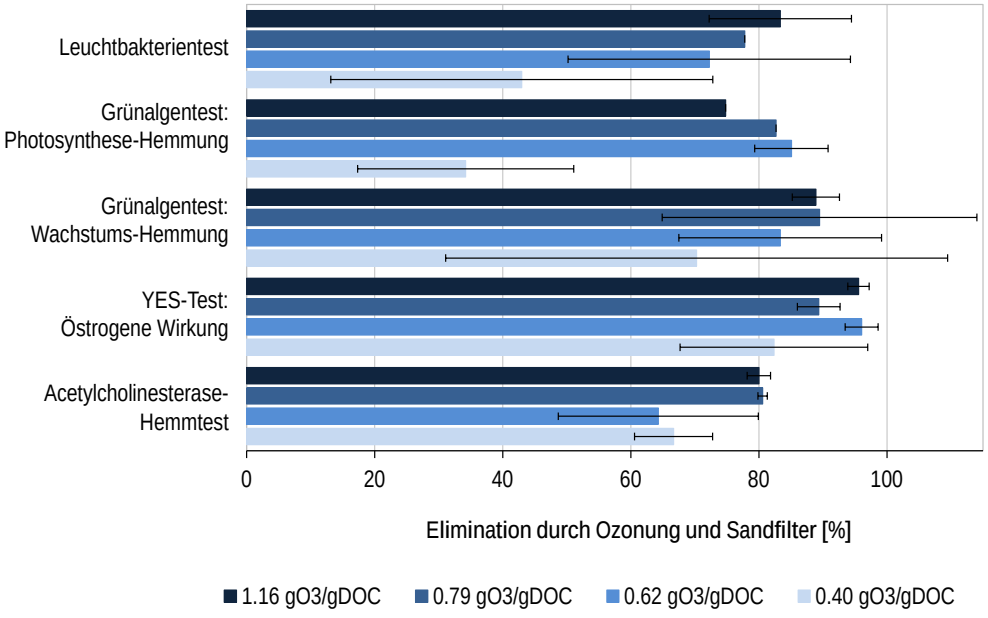
Abegglen et al. 2009, Kienle et al. 2011

Zunehmende Ozondosis bewirkt geringere Effekte

Die Auswertung anhand verschiedener Ozondosierungen ergibt ein ähnliches Bild wie bei den Einzelsubstanzen (Abb. 35). Eine Konzentration von 0,6 g O_3/g DOC genügte für eine deutliche Elimination spezifischer Effekte ebenso wie der allgemeinen Toxizität, eine weitere Erhöhung der Ozondosis verbesserte die Reinigungsleistung nicht mehr wesentlich (Abegglen et al. 2009). Diese Ergebnisse konnten bei der Pilotstudie in Lausanne grösstenteils bestätigt werden.

Abb. 35 > Einfluss der Ozondosis auf spezifische Effekte (*in-vitro* Biotests)

Wie bei den Einzelsubstanzen nehmen bei den Biotests mit zunehmender Ozondosis die spezifischen Effekte ab.



Daten: Pilotversuch Regensdorf

Keine gentoxischen Effekte beobachtet

Weder in Regensdorf noch in Lausanne traten im Abwasser der Ozonungsstufe mutagene oder gentoxische Wirkungen auf, was die Beobachtungen von anderen Studien bestätigt (z. B. Petala et al. 2008, Reungoat et al. 2010, Misik et al. 2011, Takanashi et al. 2002). In einzelnen Studien wurden allerdings solche Effekte nach der Ozonung gefunden (z. B. Stalter et al. 2010b); sie wurden aber durch die Sandfiltration eliminiert.

Standardisierte *in-vivo* Tests nicht genügend sensitiv

Die meisten im Labor angewendeten integrativen und grösstenteils standardisierten *in-vivo* Biotests zeigten eine Verringerung der Toxizität durch die biologische Reinigungsstufe. Im Ablauf dieser Stufe war das Toxizitätsniveau meist nicht toxisch oder leicht toxisch und wurde durch die Ozonung nicht weiter reduziert. Die Mehrheit dieser *in-vivo* Testverfahren erwies sich als nicht genügend sensitiv, um eine Reduktion der Effekte von Mikroverunreinigungen oder deren Umwandlungsprodukten durch die Ozonung von biologisch gereinigtem kommunalem Abwasser nachzuweisen. Hingegen konnte bei der oxidativen Behandlung von Deponiesickerwässern oder industriellen Abwässern mit solchen Tests eine Zunahme der Ökotoxizität beobachtet werden.

Erhöhte Frassaktivität von Bachflohkrebsen nach Ozonung

In Regensdorf bevorzugten Bachflohkrebse mit Ozon (5 mg/l) behandelte Blätter gegenüber Laub, das nicht mit Ozon behandelt wurde. Ebenso war eine höhere Populationsdichte in mit Ozon behandeltem Abwasser im Vergleich zu biologisch gereinigtem Abwasser zu beobachten. In Lausanne konnten positive Effekte auf die Frassrate bei Behandlung des Abwassers mit 10,5 mg O_3/l im Labor gezeigt werden, jedoch nicht bei direkt auf der Kläranlage mit einer geringeren Ozonkonzentration (5,4–8,3 mg O_3/l) behandeltem Abwasser.

Vereinzelt inhibierende Effekte direkt nach der Ozonung – nach Sandfilter keine mehr

Mit dem Fish Early Life Stage Test (FELST) wurde die Entwicklung von Embryonen und Larven der Regenbogenforelle (*Oncorhyncus mykiss*) in den einzelnen Behandlungsstufen untersucht (Tab. 23). Gegenüber biologisch gereinigtem Abwasser wirkte sich die Ozonung auf verschiedene biologische Endpunkte nicht oder positiv aus. Allerdings wurde in Regensdorf durch die Ozonung eine Entwicklungsverzögerung und ein verringertes Gewicht der Fischlarven beobachtet. Die gleiche Beobachtung wurde in Deutschland gemacht (Stalter et al. 2010a), während in Lausanne keine Erhöhung der Ökotoxizität durch die Ozonung im Vergleich zu biologisch gereinigtem Abwasser nachgewiesen werden konnte. Ähnliches zeigte sich bei Untersuchungen mit dem Glanzwurm *(Lumbriculus variegatus)*, wo auch vereinzelt nachteilige Auswirkungen nach der Ozonung gemessen wurden. All diese inhibierenden Effekte wurden allerdings durch den Sandfilter wieder eliminiert. Dies kann ein Hinweis auf die Bildung reaktiver Umwandlungsprodukte der Ozonung und deren anschliessenden Abbau sein und weist auf die Notwendigkeit eines Sandfilters oder einer vergleichbaren biologisch aktiven Stufe als zusätzliche Barriere zwischen Ozonungsreaktor und ARA-Auslauf hin.

Tab. 23 > Relative Änderung der Effekte über Behandlungsstufen (Change Index, CI) für *in-vivo* Biotests in Durchflusssystemen auf den ARA Regensdorf und Lausanne mit unverdünnten Abwasserproben

Rote nach oben zeigende Pfeile (↑, in rot) bedeuten CI < 1 = zunehmende Effekte, eine Tilde (~, in grau) bedeutet CI ~ 1 = gleichbleibende Effekte und ein grüner nach unten zeigender Pfeil (↓, in grün) bedeutet CI > 1 = abnehmende Effekte.
Bei durchgestrichenen Feldern wurden die aufgeführten Endpunkte nicht bestimmt.
NK = Nachklärung, OZ = Ozonung, SF = Sandfilter.

		Regensdorf			Lausanne		
Organismus	Endpunkt	Ozonung ($CI_{OZ/NK}$)	Sandfilter ($CI_{SF/OZ}$)	Ozonung + Sandfilter ($CI_{SF/B}$)	Ozonung ($CI_{OZ/B}$)	Sandfilter ($CI_{SF/OZ}$)	Ozonung + Sandfilter ($CI_{SF/B}$)
Lumbriculus variegatus	Vermehrung	~	↓	~	~	~	~
	Biomasse	↑	↓	~	↑	~	~
Oncorhynchus mykiss	Gesamt-Überlebensrate	~	~	~	↓	~	↓
	Überleben der Embryonen				~	~	~
	Überleben von Larven und Jungfischen				↓	~	↓
	Schlupfrate	~	~	~	~	~	~
	Aufschwimmen der Larven	~	~	~	↓	~	↓
	Gewicht der Larven am Testende	~	~	~	↓	~	↓
	Länge der Larven am Testende	~	~	~	~	~	~
	Vitellogenin Konzentration	↓	~	↓	↓	~	↓

In beiden Pilotversuchen wurde durch biologisch gereinigtes Abwasser ein erhöhter Vitellogeningehalt in Regenbogenforellen induziert, der nach der Ozonung deutlich und signifikant auf Kontrollniveau reduziert war (Tab. 23). Vitellogenin ist ein Vorläufer des Eidotterproteins (siehe 5.2.2). Eine Induktion dieses Proteins kann in der Regel auf natürliche und synthetische Östrogene im kommunalem Abwasser zurückgeführt werden. Die beobachtete Abnahme deckt sich mit den Ergebnissen der Spurenanalytik und den *in-vitro* Tests (YES-Test, ER-CALUX).

Verringerung des Vitellogeningehalts in Regenbogenforellen – Abnahme der östrogenen Wirkung

8.4.4 Keime

In der Trink- und Badewasseraufbereitung wird die Ozonung vorwiegend zur Desinfektion eingesetzt. Im Abwasser ist aufgrund der deutlich höheren Konzentration an Mikroorganismen und Feststoffen durch Austrag aus der biologischen Reinigung und deren Struktur (Flocken, an Partikel gebunden) mit einer schlechteren Desinfektionsrate zu rechnen. Sowohl in Regensdorf als auch in Lausanne wurden die Gesamtkeimzahl, die *Enterokokken*, sowie *Escherichia Coli* (*E.coli*) untersucht. Insgesamt zeigte sich bei beiden Versuchen ein ähnliches Bild.

Ozonung wird zur Desinfektion eingesetzt

Bereits mit einer Sandfiltration wird eine gewisse Entkeimung erreicht. In Regensdorf bewegte sich diese im Bereich von 40 % (bezogen auf Ablauf Nachklärung). Durch die Ozonung nimmt die Gesamtkeimzahl um einen Faktor 10–100 ab (90–99 %). Aufgrund des Biofilms steigt die Keimzahl über den Sandfilter wieder an, so dass die Gesamtreduktion bei etwa 90 % liegt. Bei *E.coli* und den *Enterokokken* ist in der Ozonung eine Abnahme um den Faktor 10–500 zu verzeichnen, die im Sandfilter in der Regel sogar noch weiter abnimmt, so dass eine Gesamtreduktion von über 95 bis > 99 % erreicht werden kann. In Regensdorf genügte der Ablauf der ARA mit der Ozonung sogar den Anforderungen der EU-Badegewässerrichtlinie.

Weitgehende Entfernung pathogener Keime

In Lausanne wurden zusätzlich die Auswirkungen der Ozonung auf Viren untersucht. Als Modellorganismen dienten dabei Coliphagen, also Viren, die *E.coli* befallen. Die Zahl der Viren nahm durch die Biologie um ca. 90 % ab. Nach der Ozonung und dem Sandfilter konnten keine Viren mehr nachgewiesen werden.

Keine Viren mehr im Ablauf der Ozonung gemessen

8.4.5 Weitere Parameter

Transformations und Oxidationsnebenprodukte

Aus der Trinkwasseraufbereitung ist bekannt, dass bei der Ozonung unerwünschte Nebenprodukte gebildet werden. Dazu gehören wegen ihrer kanzerogenen Wirkung Bromat sowie Nitrosamine.

- *Bromat:* In Regensdorf wurde mit zunehmender Ozondosis eine zunehmende Bromatbildung nachgewiesen, die Bromatkonzentration erreichte jedoch selbst bei hohen Ozondosen den in der Schweiz zulässigen Trinkwassergrenzwert von 10 µg/l nicht. Bromat entsteht in einer mehrstufigen Oxidationsreaktion aus Bromid, ist das wichtigste Nebenprodukt bromidhaltiger Abwässer (von Gunten 2003b) und wird

Bromatbildung durch Ozon – in Pilotversuchen unter Grenzwerten

als krebserregend eingestuft. Die Bildung von Bromat hängt von verschiedenen Faktoren ab. Dazu gehören die Bromid-Hintergrundkonzentration, die Ozondosis, sowie die Hydroxyl-Radikal-Exposition. Durch die Zugabe von H_2O_2 wird die Bromatbildung reduziert (H_2O_2-Zugabe gleichzeitig mit Ozon, Katsoyiannis et al. 2011). Die Bromidkonzentration im Abwasser von Regensdorf lag bei rund 30 µg/l und damit sehr tief. In Lausanne wurden nur 2 Messungen durchgeführt: dabei war die Bromidkonzentration einmal bei 60 µg/l, einmal bei über 300 µg/l, also deutlich höher als in Regensdorf. Die Bromatbildung konnte nur beim Abwasser mit 60 µg/l untersucht werden, dort führte eine Ozondosis von 1,3 gO_3/gDOC zu einer Überschreitung des Trinkwasser-Grenzwertes von 10 µg/l. Der Bromidgehalt und die mögliche Bromatbildung sind daher vor der Implementierung einer Ozonung abzuklären. Da der PNEC bei 3 mg/l liegt, ist Bromat für Wasserlebewesen nicht relevant. In der Umwelt wird Bromat unter anaeroben Bedingungen reduziert.

Bildung von Nitrosaminen

> *Nitrosamine:* Während der Ozonung können aus organischen Aminen krebserregende Nitrosamine gebildet werden. In der Trinkwasseraufbereitung ist vor allem Nitroso-Dimethylamin (NDMA) von Bedeutung. In Regensdorf wurde das Verhalten von 8 Nitrosaminen in den verschiedenen Behandlungsstufen verfolgt. Es zeigte sich, dass die Nitrosamine biologisch gut abbaubar sind, d. h. in der biologischen Stufe weitgehend eliminiert werden. Nach der Ozonungsstufe wurde einzig NDMA in höheren Mengen als vor der Behandlung gemessen, im abschliessenden Sandfilter aber wieder reduziert (Hollender et al. 2009). In der Schweiz gibt es für NDMA noch keinen Grenzwert. Als Vergleichsgrösse dient daher das sogenannte «reporting level» aus Kalifornien. Dieses «reporting level» liegt bei 10 ng/l und wurde in Regensdorf nicht überschritten.

Unbekannte Transformationsprodukte

> *Weitere Umwandlungsprodukte:* Es ist analytisch nicht möglich, alle Umwandlungsprodukte der Ozonung zu erfassen. Anhand der Biotests (siehe 8.4.3) wurde versucht, die summarischen Effekte dieser Umwandlungsprodukte zu erfassen. Die Auswahl der Testsysteme erfolgte aufgrund von Voruntersuchungen und Expertenwissen und zeigten, dass nach einer abschliessenden Stufe mit biologischer Aktivität negative Auswirkungen verschwunden waren. Weitere Untersuchungen in diesem Bereich sind aber sinnvoll.

Farbe, Geruch und Schaum

Geringe Auswirkungen auf Farbe, Geruch und Schaum aufgrund guter Vorreinigung

In der industriellen Abwasserreinigung wird Ozon auch zur Entfärbung, zur Entfernung von Geruch sowie zur Aufspaltung von Tensiden, die zur Schaumbildung beitragen, eingesetzt. Diese Aspekte wurden in den Pilotversuchen ebenfalls untersucht. Aufgrund der bereits sehr guten Vorreinigung waren die beobachteten Verbesserungen nur marginal, resp. kaum nachweisbar. Es ist aber zu erwarten, dass ARA mit Problemen in diesen Bereichen eine Verbesserung erreichen.

8.5 Schlussfolgerungen

Breitbandwirkung bezüglich Mikroverunreinigungen und ihrer Effekte

Mit der Ozonung wird eine grosse Bandbreite von Mikroverunreinigungen und deren biologische Effekte mit vertretbarem Aufwand weitgehend entfernt, resp. in unbekannte Produkte umgewandelt. Die Umwandlungsprodukte sind in der Regel weniger problematisch als die Ausgangssubstanzen. Nur in Einzelfällen wurde nach der Ozonung eine leichte Zunahme der Toxizität, wahrscheinlich aufgrund von reaktiven Transformationsprodukten registriert, die nach einer abschliessenden Stufe mit biologischer Aktivität wieder verschwindet. Ein zusätzlicher positiver Effekt der Ozonung ist die weitgehende Desinfektion, was insbesondere für Badegewässer oder zur Bewässerung genutzte Gewässer von Bedeutung sein kann.

Positive Auswirkungen auf die Gewässer

Durch die Ozonung sinkt die Menge der in die Gewässer eingetragenen Mikroverunreinigungen signifikant. Dadurch sinken deren Konzentrationen und insbesondere in Gewässern mit hohem Abwasseranteil werden ökotoxikologisch basierte Qualitätskriterien für verschiedene Stoffe wie z. B. Diclofenac unterschritten. Ausserdem werden negative Auswirkungen auf Wachstum und Fortpflanzung von Wasserlebewesen, verursacht durch endokrin wirksame Stoffe oder andere Mikroverunreinigungen, reduziert. Die Qualität des so gereinigten Abwassers wird somit signifikant verbessert, was zu einer deutlichen Verbesserung der Oberflächengewässerqualität führt.

Abschliessende Stufe mit biologischer Aktivität

Um das Risiko eines Eintrags von möglicherweise toxischen Nebenprodukten der Ozonung in Oberflächengewässer zu minimieren, wird eine zusätzliche, der Ozonung nachgeschaltete Stufe mit biologischer Aktivität empfohlen.

Beide Pilotversuche lieferten vergleichbare Ergebnisse

Die beiden grosstechnischen Versuche auf den ARA in Regensdorf und Lausanne waren sehr wertvoll und lieferten wichtige Erkenntnisse über den Bau, Betrieb, sowie Wirkung und Nutzen einer Ozonungsstufe. Die Resultate der beiden Pilotversuche sind vergleichbar und reproduzierbar und stehen in Einklang mit verschiedenen Untersuchungen im Ausland.

Ozonung mit vertretbarem Mehraufwand umsetzbar

Die Technologie der Ozonung ist vorhanden und kann heute auf kommunalen ARA eingesetzt werden. Der Einfluss auf den Betrieb einer ARA durch eine Ozonung ist gering. Der zusätzliche Energieaufwand beträgt ca. 10–30 %, die Kosten steigen in der Regel um 0.05–0.15 Fr./m³ (ohne Nachbehandlung). Dieser Mehraufwand ist signifikant, aber in begründeten Fällen aufgrund der Verbesserung der Abwasserqualität vertretbar.

8.6 Offene Fragen

Trotz der sehr umfangreichen Untersuchungen in den Pilotversuchen und diversen Betriebserfahrungen aus grosstechnischen Anlagen im Ausland gibt es noch offene Fragen. Diese betreffen einerseits das Verhalten der Baumaterialien, das Optimierungspotenzial, der Einfluss der Abwasserzusammensetzung sowie die zweckmässige Überwachung der Reinigungsleistung:

- *Material:* Die Pilotversuche waren während je eineinhalb Jahren in Betrieb. Während dieser Zeit konnten keine Abnützungserscheinungen bei den Baumaterialien entdeckt werden. Es ist jedoch noch nicht klar, wie sich die Baumaterialien (Betonbeständigkeit, anorganische Beschichtungen) über längere Zeitspannen bewähren. In der Regel wird bei der Bautechnik von Lebensdauern von 30 Jahren ausgegangen. Diesbezügliche Langzeiterfahrungen mit der Ozonung von Abwasser fehlen, es existieren jedoch diverse Anlagen im nahen Ausland, die seit 10–20 Jahren kommunale Abwässer mit hohem Industrieanteil mittels Ozonung reinigen, und die noch nicht saniert werden mussten.

Materialwahl

- *Optimierungspotenzial – Energie und Kosten:* die Kostenschätzungen basieren auf Angaben aus den Jahren 2007–2011, die Angaben zum Energieverbrauch ebenfalls auf bestehenden Anlagen. Neue Entwicklungen im Bereich der Ozongeneratoren und Regelungstechnik können zu markanten Kosteneinsparungen führen.

Optimierungen möglich

- *Abwasserzusammensetzung:* Die Ozonung ist aufgrund der Oxidationswirkung und der damit verbundenen Stoffumwandlungen nicht für jedes Abwasser geeignet. Bekannt ist, dass bei stark mit Bromid belasteten Abwässern andere Verfahren bevorzugt werden sollten. Welche weiteren Parameter den Einsatz einer Ozonung beschränken, muss noch genauer untersucht werden.

Bei welcher Abwasserzusammensetzung keine Ozonung?

- *Überwachung der Reinigungsleistung:* Die Überwachung der Reinigungsleistung kann aufgrund der hohen Kosten nur sporadisch durchgeführt werden. Für den täglichen Betrieb sind daher andere Überwachungsparameter, beispielsweise die Ozondosierung oder die Differenz des SAK, notwendig. Ideal sind einfache Untersuchungen, die vom Betriebspersonal vor Ort durchgeführt werden können und rasch Resultate liefern.

Betriebskontrolle

- *Transformationsprodukte:* Eine Vielzahl an Untersuchungen zu Neben- und Transformationsprodukten wurde im Rahmen der Pilotversuche durchgeführt. Es muss noch weiter geklärt werden, welche Abwassertypen problematisch sein könnten.

Umwandlungsprodukte

8.7 Fazit

- Der Betrieb einer Ozonungsanlage auf kommunalen ARA ist möglich, die Technologie vorhanden.
- Mit der Ozonung wird eine grosse Bandbreite von Mikroverunreinigungen weitgehend entfernt. Nachteilige biologische Effekte werden eliminiert oder stark reduziert.
- Mit der Ozonung wird eine weitgehende Abwasserdesinfektion erzielt.
- Aufgrund der möglichen Bildung von problematischen reaktiven Umwandlungsprodukten wird empfohlen, der Ozonung eine Stufe mit biologischer Aktivität, z. B. einen Sand- oder Biofilter oder ein Wirbelbett nachzuschalten.
- Eine Ozonung führt zu einer Erhöhung des Energieverbrauchs von 0,05–0,1 kWh/m³ (10–30 %) und der Kosten von ca. 0.05–0.15 Fr./m³ (10–20 %).

9 > Pulveraktivkohle

Mit dem Einsatz von Pulveraktivkohle kann ein breites Spektrum an Mikroverunreinigungen sowie deren Effekte weitgehend aus dem kommunalen Abwasser entfernt werden. Für die Abtrennung der PAK stehen verschiedene Verfahrenstechniken zur Verfügung. Eine PAK-Stufe kann in bestehende ARA integriert und dort vom heutigen Personal stabil betrieben werden.

9.1 Grundlagen der Aktivkohle-Adsorption

Aktivkohle hat vielfältige Anwendungen

Aktivkohle wird seit Jahrzehnten in der Trinkwasseraufbereitung, in industriellen Reinigungsprozessen sowie in der Abwasserreinigung für die Entfernung von persistenten Stoffen (z. B. Farbstoffe, Geruchs-/Geschmacksstoffe, halogenorganische Verbindungen (AOX)) eingesetzt. Häufig wird dazu granulierte Aktivkohle (GAK) in Festbettadsorbern verwendet, zunehmende Verbreitung findet aber auch fein gemahlene Pulveraktivkohle (PAK). Dieses Verfahren ist für die Entfernung von organischen Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser vielversprechend und wird nachfolgend vorgestellt. Da sich granulierte Aktivkohle in vielerlei Hinsicht von PAK unterscheidet, wird darauf in einem separaten Kapitel eingegangen (10.1). Die Grundprinzipien der Adsorption sind jedoch identisch (9.1.1).

9.1.1 Funktionsprinzip der Aktivkohle-Adsorption

Adsorption – Bindung an die Aktivkohleoberfläche

Der Einsatz von Aktivkohle gehört zu den adsorptiven Verfahren. Als Adsorption bezeichnet man den Prozess der Anlagerung von gelösten Substanzen an der Oberfläche von Festkörpern. Mechanistisch kann zwischen physikalischer und chemischer Sorption unterschieden werden, wobei für erstere elektrostatische Kräfte verantwortlich sind, während es bei letzterer zu einer chemischen Bindung kommt. Die physikalische Sorption ist in der Regel reversibel, d. h. es kann zu einer Rücklösung (Desorption) des Adsorbats vom Adsorbens kommen. Die chemische Sorption ist meist irreversibel. Die Hauptcharakteristik von adsorptiven Verfahren ist somit, dass die Zielstoffe gebunden und damit entfernt werden, während bei oxidativen Verfahren eine Umwandlung der Zielstoffe erreicht werden soll.

Herstellung von Aktivkohle

Herstellung aus diversen Rohmaterialien – Aktivierung bei hohen Temperaturen

Aktivkohle kann aus verschiedenen kohlenstoffreichen Rohstoffen wie Stein- oder Braunkohle, Torf, Anthrazit, Holz oder Kokosnussschalen hergestellt werden. Die Herstellung von Aktivkohle besteht aus mehreren Schritten: Das Ausgangsmaterial wird in einem ersten Schritt verkokt, d. h. die flüchtigen organischen Bestandteile sowie Wasser werden (bei hohen Temperaturen) verdampft, wodurch Hohlräume und

poröse Strukturen entstehen. In einem zweiten Schritt erfolgt die Aktivierung. Bei der Gasaktivierung wird die Rohkohle bei Temperaturen von 700–1000 °C dem oxidierenden Einfluss eines Gasstromes (CO_2, Luft, Wasserdampf) ausgesetzt. Als Folge entstehen kleine Porenöffnungen am Kohlekorn und somit eine sehr grosse spezifische Oberfläche von bis zu 1500 m²/g AK. Bei der chemischen Aktivierung wird die Rohkohle mit Säure (z. B. Phosphorsäure) behandelt. Von der Anwendung solcher Kohlen wird in der Abwasserreinigung jedoch abgeraten, da sie Aktivierungsrückstände (z. B. Phosphor) in das gereinigte Abwasser abgeben. Nach der Aktvierung wird die Kohle weiterbearbeitet (z. B. gemahlen, aufgebrochen, gepresst) und allenfalls durch Siebung auf bestimmte Korngrössenverteilungen konfektioniert.

Isothermen

Gleichgewicht zwischen Konzentration an Oberfläche und Konzentration im Wasser

Bei genügend langer Kontaktzeit zwischen Abwasser und Aktivkohle stellt sich für jede Substanz in Abhängigkeit der Aktivkohle-Dosiermenge ein Sorptions-Gleichgewicht ein (Abb. 36). Das Ausmass der Adsorption einer bestimmten Substanz hängt einerseits von den Eigenschaften der Substanz und des Abwassers, andererseits von der verwendeten Aktivkohle ab. Bei gleich bleibendem Abwasservolumen und gleicher Ausgangskonzentration ergibt sich für jede AK-Dosiermenge ein bestimmtes Adsorptionsgleichgewicht. Die Lage der unterschiedlichen Gleichgewichte wird durch Adsorptionsisothermen beschrieben. Diese geben an, wie gross die Beladung bei einer bestimmten Restkonzentration in Lösung ist. Die Bestimmung von Isothermen erfolgt empirisch in Laborversuchen und dient der Abschätzung der Adsorptionskapazität der gewählten Kohle für bestimmte Stoffe in einem bestimmten Medium. Die mathematische Beschreibung von Isothermen erfolgt für wässrige Lösungen wie Abwasser oft nach dem Ansatz nach Freundlich:

$$q_i = K_{f,i} \cdot C_i^n$$

mit

q_i = Beladung der Kohle mit dem Stoff i [µg/g]
$K_{f,i}$ = Freundlich-Konstante [$L^n/(g \cdot \mu g^{n-1})$]
C_i = Restkonzentration in Lösung [µg/l]
n = Reaktionskonstante (Freundlich-Exponent)

Im Labor ermittelte Adsorptionseigenschaften sind nur bedingt übertragbar

In der Abb. 37 ist ein Beispiel einer Adsorptionsisotherme dargestellt. Die Parameter K_f und n müssen für jeden Stoff in Laborversuchen ermittelt werden, gelten nur für die untersuchten Bedingungen (Abwasser filtriert oder unfiltriert, DOC, Aktivkohle-Typ) und können daher nicht ohne weiteres zur Berechnung der Eliminationsleistung in ARA benutzt werden. Sie geben aber Hinweise über die Affinität eines Stoffes bezüglich der Adsorption. Ein hoher Wert für K_f bedeutet, dass der Stoff relativ gut adsorbiert, dass also bei einer bestimmten Restkonzentration eine hohe Beladung erreicht wird. Ein tiefer Wert für n bedeutet bei tiefer Konzentration eine gute Sorption. Bei grossen Konzentrationsschwankungen kann dies zu starken Sorptions-/Desorptionseffekten führen. Für die Spurenstoffentfernung sind daher tiefe Werte für n und hohe Werte für K_f ideal.

Abb. 36 > Zeitverlauf der Adsorption

Abnahme der Spurenstoffkonzentration über die Zeit in einem Batchversuch.

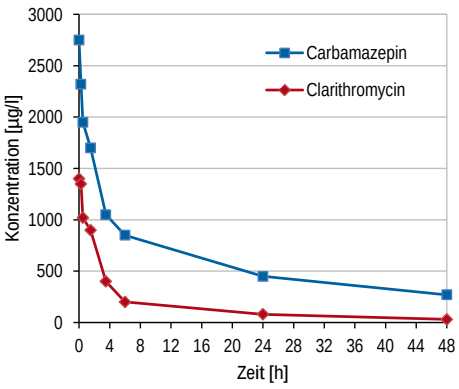
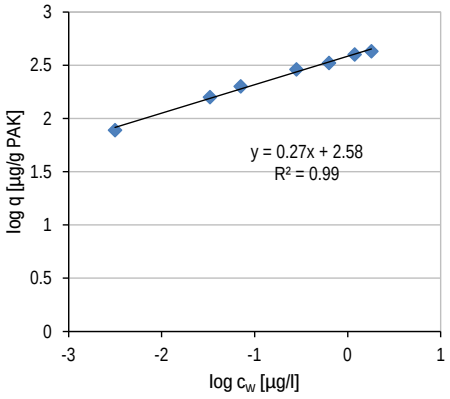


Abb. 37 > Adsorptionsisotherme

Beispiel einer Adsorptionsisotherme.



Böhler et al. 2011, Daten von Fink & Ternes

Verschiedene Einflussgrössen bei Entfernung mit PAK

Die Adsorptionsisothermen lassen keine direkten Schlüsse auf die grosstechnische Umsetzung zu. Nachfolgend sind die wichtigsten Einflussgrössen auf die Eliminationsleistung aufgeführt:

- *PAK-Dosis:* Die dosierte Aktivkohle-Menge [mg PAK/l Abwasser] ist der wohl entscheidende Parameter. Je höher die Dosis, desto höher die Elimination.
- *Matrix/DOC:* Jede Aktivkohle hat eine beschränkte Anzahl «Adsorptionsplätze». Es können sowohl die Spurenstoffe, aber auch Substanzen aus der Hintergrundmatrix an die Kohle sorbieren. Je geringer der DOC, desto geringer ist diese Konkurrenz und damit die notwendige Dosiermenge zur Entfernung der gewünschten Substanzen.
- *Kontaktzeit:* Aus Abb. 36 ist ersichtlich, dass das Gleichgewicht erst nach 8–48 Stunden erreicht wird, obwohl bereits nach etwa 20 Minuten ein grosser Teil reagiert hat. Eine Aufenthaltszeit von 48 Stunden ist technisch jedoch nicht umsetzbar. Deshalb sollte die Aufenthaltszeit der Aktivkohle durch Rezyklieren von der Aufenthaltszeit des Abwassers entkoppelt werden, um eine möglichst optimale Ausnützung zu erhalten.
- *Aktivkohle:* Sowohl das Ausgangsmaterial wie auch die Art der Aktivierung haben einen wesentlichen Einfluss auf die Eigenschaften der Aktivkohle. Die Adsorptionseigenschaften einer Aktivkohle werden mit verschiedenen Kennzahlen charakterisiert (DIN EN 12903). Dazu gehören die Jodzahl, die innere Oberfläche, die Molassezahl, die Methylenblau-Adsorption, die Korngrössenverteilung sowie die Dichte. In verschiedenen Laborversuchen (Zwickenpflug et al. 2010, DWA 2010) wurde gezeigt, dass keine dieser Kennzahlen die Adsorptionskapazität bezüglich organischen Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser zu beschreiben vermag.
- *Fäll- und Flockungshilfsmittel:* In Abhängigkeit des gewählten Verfahrens müssen neben der Aktivkohle auch noch Fäll- und/oder Flockungshilfsmittel zudosiert werden, um den ausreichenden Rückhalt der PAK zu garantieren. Diese Mittel können die Eliminationsleistung von Einzelsubstanzen beeinflussen, sind aber für die Gesamtelimination nur von untergeordneter Bedeutung (Sterkele & Gujer 2009).

9.1.2 Verfahrenstechnik

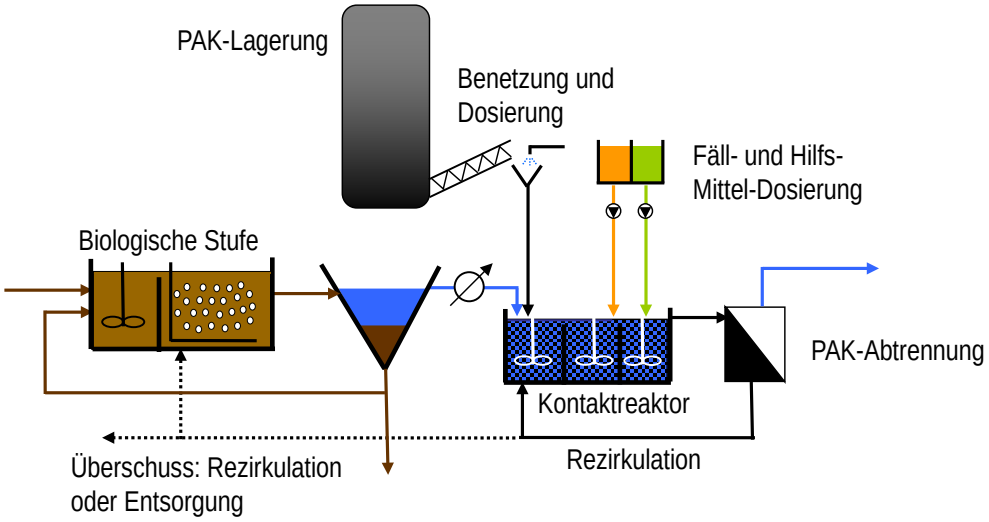
Grundprinzip: Einmischung – Kontaktzeit – Abtrennung

Für die Anwendung von PAK in kommunalen ARA sind verschiedene Verfahrenstechniken denkbar. Um möglichst rasch ein Gleichgewicht zu erreichen, sollte die Aufenthaltszeit der Aktivkohle von der Aufenthaltszeit des Abwassers entkoppelt werden. Am Ende des Prozesses muss die Aktivkohle aus dem Abwasser entfernt werden, wofür verschiedene Technologien zur Verfügung stehen.

Eine PAK-Anlage besteht aus folgenden Bestandteilen (Abb. 38):

Abb. 38 > Fliessschema einer PAK-Anlage

Typisches Fliessschema einer PAK-Anlage. Die PAK wird in der Regel trocken in einem Silo gelagert, anschliessend benetzt und dosiert. Nach der biologischen Reinigung gelangt das Wasser in den Kontaktreaktor, wo es mit der PAK und allenfalls Fäll- und Hilfsmitteln vermischt wird. Nach der Abtrennung (siehe auch Abb. 39) wird die Kohle in den Kontaktreaktor zurückgeführt, die überschüssige Kohle kann entweder direkt weiterbehandelt und entsorgt oder in die Biologie geführt und mit dem Überschussschlamm entsorgt werden.



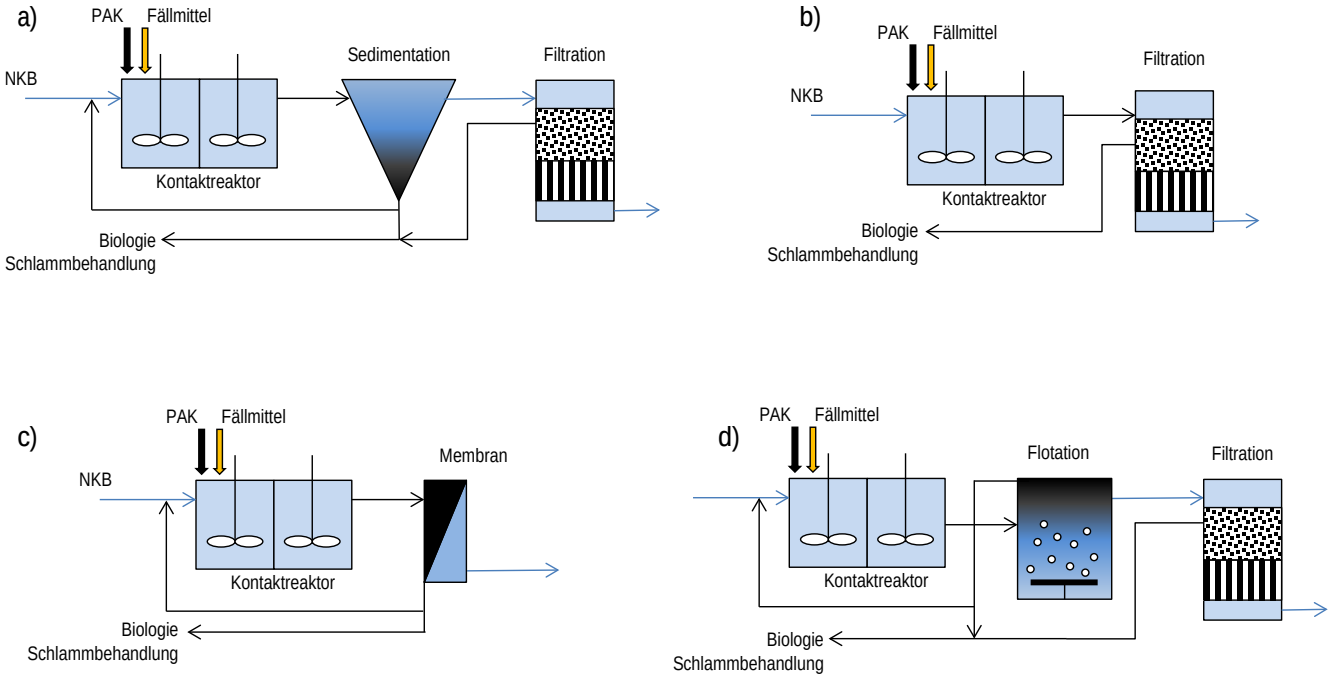
- *PAK-Lagerung und Dosierung:* Kleinere Mengen an Pulveraktivkohle werden in sogenannten «Big-Bags» (à 200–500 kg) angeliefert. Grössere Mengen werden in Tanklastwagen angeliefert und in Silos gelagert. Die Dosierung erfolgt entweder über die Zugabe einer konzentrierten PAK-Suspension oder durch Einmischen der PAK in einen Wasserstrahl.
- *Hilfsmittel-Lagerung und Dosierung:* Je nach gewählter Verfahrenstechnik werden auch Fällmittel (z. B. Eisen- oder Aluminiumsalze) oder Flockungshilfsmittel (Polyelektrolyte) zudosiert, um eine optimale Flockenstruktur zu generieren. Die entsprechenden Installationen sind in vielen ARA schon vorhanden.
- *Kontaktreaktor:* Im Kontaktreaktor wird die Aktivkohle mit dem Abwasser gemischt. Eine PAK-Dosis von 10–20 mg/l erwies sich in den Pilotversuchen als ausreichend. Bei der Durchmischung ist darauf zu achten, dass die Turbulenz genügend gross ist, um die Suspension in Schwebe zu halten, allerdings darf diese nicht zu gross sein, damit die Flockenstruktur nicht zerstört wird.

> *PAK-Abtrennung:* Der Aktivkohleschlamm (bestehend aus Aktivkohle, Fällmitteln, Polyelektrolyten und suspendierten Stoffen aus der biologischen Stufe) muss wieder vom Abwasser abgetrennt werden. Dies kann mit verschiedenen Verfahren erfolgen. Die folgende Aufzählung gibt einen Überblick und die wichtigsten Charakteristika, die Verfahren werden in Abb. 38 illustriert:

- *Sedimentation-Filtration:* Der Kohleschlamm wird in ein Sedimentationsbecken geleitet, wo sich die Feststoffe absetzen. Dazu ist die Dosierung von Fällmitteln und evtl. Flockungshilfsmitteln zwingend. Der abgesetzte Schlamm wird anschliessend in den Kontaktreaktor zurückgeführt, der Überschussschlamm kann in die biologische Stufe zurückgeführt oder ausgeschleust und in die Schlammbehandlung geleitet werden. Um die Feinfraktion der Aktivkohle vom Abwasser abzutrennen, ist nach der Sedimentation eine Filtrationsstufe (z. B. Textil- oder Sandfilter) vorzusehen.
- *Flockungsfiltration:* Nach dem Kontaktreaktor wird das Abwasser mit der Aktivkohle auf den Sandfilter geleitet. Die mittlere Aufenthaltszeit der PAK entspricht somit der Hälfte des Rückspülintervalls des Sandfilters plus die Aufenthaltszeit im Kontaktreaktor. Wichtig ist, dass sich die Flockenstruktur in einem bestimmten Grössenintervall befindet: sind die Flocken zu gross, können sie nicht in den Filter eindringen, entsprechend entsteht eine Deckschicht, die zu einem raschen Druckverlust und damit zu kurzen Rückspülintervallen führt; sind die Flocken zu klein, werden sie im Filter nicht zurückgehalten und gelangen ins Gewässer. Die Flockengrösse und -struktur kann durch die Fällmitteldosierung und Rührgeschwindigkeit beeinflusst werden.
- *Membranfiltration:* Das Abwasser wird durch eine Ultrafiltrationsmembran (Porengrösse 0,02–0,2 µm) abgezogen. Eine solche Membran gewährleistet einen absoluten Rückhalt von Partikeln sowie eine Desinfektion. Die benötigte Grundfläche ist meist sehr klein, der Energieverbrauch ist aber erhöht. Durch das Rückführen des Schlammes in den Kontaktreaktor und den Sauerstoffeintrag durch die (meist übliche) Cross-flow-Belüftung entsteht eine Biozönose, die den Abbau von Spurenstoffen zusätzlich unterstützt.
- *Flotation:* Bei der Flotation wird Druckluft feinblasig in ein Becken eingetragen. Partikel lagern sich an der Grenzfläche Wasser-Luft an und werden nach oben transportiert, wo sie mit einem Räumer abgetrennt werden. Dieses Verfahren wurde bisher nicht getestet, es ist aber davon auszugehen, dass auch hier eine nachgeschaltete Filtrationsstufe notwendig ist. Der spezifische Energieverbrauch ist gemäss ersten Erfahrungen relativ hoch.
- *Weitere Verfahren:* Diese Aufzählung ist nicht abschliessend, es sind auch andere Verfahren oder Verfahrenskombinationen möglich (z. B. Lamellenabscheider, andere Filter, etc.).

Abb. 39 > Schematische Darstellung der verschiedenen Varianten der PAK-Abtrennung

Graphische Darstellung der vier vorgestellten Varianten der PAK-Abtrennung. a) Sedimentation-Filtration, b) Sandfilter, c) Membran, d) Flotation.



> *Rezirkulation:* Durch die Rezirkulation der abgetrennten Kohle zurück in den Kontaktreaktor wird die hydraulische Aufenthaltszeit des Abwasser von der Aufenthaltszeit der Aktivkohle entkoppelt, d. h. die Kohle bleibt deutlich länger im System als das Abwasser und es ist rasch mit einer grossen Kohlemenge in Kontakt. Dadurch wird das Adsorptionsgleichgewicht rascher sowie eine bessere Ausnützung der Adsorptionskapazität erreicht. Zusätzlich kann die abgetrennte Kohle (bei Belebtschlammsystemen) zurück in die biologische Stufe gefördert werden (zweistufiges Verfahren). Durch die höhere Konzentration der Spurenstoffe und der Hintergrundmatrix in der biologischen Stufe (Gegenstromprinzip) wird die Adsorptionskapazität besser ausgenützt und die nachfolgende, eigentliche Adsorptionsstufe entlastet, resp. die notwendige Dosis für eine bestimmte Eliminationsleistung verringert.
> *Schlammbehandlung:* Der abgetrennte Kohleschlamm muss weiterbehandelt werden. Dies kann in der herkömmlichen Schlammbehandlung (Eindickung, Faulung, Entwässerung, Trocknung, Verbrennung) geschehen. Falls notwendig, muss eine separate Schlammentwässerung und/oder -behandlung erstellt werden.
> *MSR:* Der Aufwand für Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik hält sich, unabhängig von der Verfahrenswahl im Rahmen. Die Dosierung erfolgte in den bisherigen Versuchen entweder proportional zum momentanen Zufluss oder anhand einer gemittelten Tagesganglinie. Möglich ist auch eine Dosierung proportional zur DOC-Fracht. Weiter sind prozessspezifische Messgeräte (z. B. Drucksonden bei Filtern zur Überwachung des Druckverlustes) notwendig sowie allenfalls eine Trübungsmessung im Auslauf, um Abtrieb von Kohleschlamm feststellen zu können.

> *Sicherheitstechnik:* Eine Aktivkohlestufe benötigt nur einen geringen sicherheitstechnischen Aufwand. Bei der Lagerung von PAK kann es bei Fehlmanipulationen zu Staubexplosionen kommen, in PAK-Silos ist eine Temperaturüberwachung notwendig, um Glimmbrände zu erkennen. Zusätzlich muss das Einatmen von Kohlestaub durch das Betriebspersonal verhindert werden.

9.2 Planung und Dimensionierung

Dosierung von PAK nach Belebung ist effizienter

Bei der Planung einer PAK-Anlage muss aufgrund der örtlichen Verhältnisse entschieden werden, in welchem Verfahrensschritt die PAK dosiert wird, welches Verfahren für die Abtrennung gewählt wird, welche Rezirkulationen möglich sind und wie der Kohleschlamm behandelt wird. Eine Dosierung direkt in die biologische Stufe ist aufgrund der höheren Dosiermengen wohl nur bei kleineren Anlagen mit Belebtschlammverfahren wirtschaftlich, eine nachgeschaltete Dosierung ist grundsätzlich zu bevorzugen. Nachfolgend werden verschiedene Aspekte der Planung und Dimensionierung beleuchtet, die unabhängig von der Verfahrenstechnik gültig sind. Falls erforderlich wird auf spezifische Prozessführungen eingegangen.

9.2.1 Vorhandene Abwasserreinigung und Abwasserzusammensetzung

Rückführung von Überschusskohle erhöht Effizienz

Der Einsatz von PAK hat diverse Auswirkungen auf die bestehende ARA, wobei diese je nach vorhandener Verfahrenstechnik unterschiedlich sein können. Die bisherigen Erfahrungen zeigen, dass eine Rückführung des PAK-Schlammes in die biologische Stufe (zweistufiges Verfahren) die Effizienz des Verfahrens steigert. Diese Rückführung hat diverse Auswirkungen:

> *Abwasserzusammensetzung:* PAK kann bei jedem kommunalen Abwasser eingesetzt werden. Falls spezielle Industriechemikalien entfernt werden müssen, muss aber die Eignung der PAK überprüft werden. Von Vorteil ist eine weitgehende Vorreinigung, um den DOC möglichst weit abzusenken, da diese Hintergrundmatrix die Effizienz des Verfahrens verringert, resp. erhöhte PAK-Dosen erfordert.
> *Schlammproduktion:* Die Schlammproduktion bei heutigen ARA beträgt ca. 250 gTSS/m³ Abwasser (Gujer 2002). Bei einer PAK-Dosierung von 10 mg/l und einer Fällschlammdosierung von 0,1–0,4 gFe/gPAK erhöht sich die Schlammproduktion rechnerisch um 15–30 gTSS/m³ oder 5–10 %. Die Rückführung des PAK-Überschussschlammes, resp. die direkte Dosierung wirkt sich auf den Betrieb der biologischen Stufe aus (siehe 9.3.3). Die zusätzliche Schlammproduktion hat Auswirkungen auf die Schlammbehandlung und -entsorgung (siehe 9.2.6).
> *Abrasion und Korrosion:* Bei PAK-Anwendungen ist die Materialwahl ein wesentlicher Punkt. Aktivkohle ist abrasiv, d. h. Pumpen, Rohrleitungen, etc. müssen speziell beschichtet werden. So mussten beispielsweise in der ARA Albstadt (Deutschland), wo seit über 10 Jahren eine nachgeschaltete PAK-Stufe mit Rückführung in die biologische Stufe in Betrieb ist, sämtliche Pumpen ersetzt, resp. verstärkt werden. Auch bei der Materialwahl von Leitungen sind beständige Materialien (V4-Edelstahl, HDPE) einzusetzen. Bei den Bauwerken hat sich in der Abwasserbehandlung üblicher Beton bewährt.

> *Vorhandene Infrastruktur:* Aus Änderungen der Betriebsführung, Verfahrenstechnik und Anlagenerweiterungen resultieren häufig «überflüssige» Becken im ARA-Areal. Die Nutzung solcher bestehenden Infrastrukturen ist – sofern technisch sinnvoll – anzustreben, um die Investitionskosten zu senken.

9.2.2 Auswahl der Kohle

Eigenschaften und Kosten von Aktivkohletypen unterscheiden sich

Die eingesetzte Aktivkohle muss in erster Linie eine gute Spurenstoffelimination gewährleisten. Die Wahl eines Produktes kann jedoch aufgrund verschiedener Kriterien erfolgen. Hohe Priorität kommt den Kosten zu, wobei eine Gesamtbilanz erstellt werden muss, d. h. die Kosten sollten nicht nur auf die Kohlemenge bezogen werden, sondern die eingesetzte Menge für ein gewünschtes Reduktionsziel ist entscheidend. In Absprache mit den Herstellern können zudem für das gewählte Abtrennverfahren geeignete Eigenschaften (z. B. Korngrössenverteilung, Dichte, …) optimiert werden.

Grosse Auswahl an Anbietern und Kohletypen

Da zahlreiche Anbieter Dutzende verschiedene Kohlen mit unterschiedlichen Eigenschaften verkaufen, ist es nicht einfach, geeignete Produkte mit garantierter Qualität zu finden. Diesbezüglich wäre es eine Erleichterung, wenn für die jeweiligen Produkte von einer unabhängigen Stelle ein verbindliches Zertifikat ausgestellt würde.

Umweltaspekte bei der Herstellung

Für die Herstellung von 1 kg Aktivkohle werden 2–5 kg Rohkohle benötigt. Grundsätzlich sind Kohlen aus erneuerbaren Rohstoffen (Holz, Kokosnussschalen) zu bevorzugen. Wird Aktivkohle in grossem Stil für die Entfernung von Mikroverunreinigungen eingesetzt, ist eine möglichst umweltverträgliche Herstellung der Aktivkohle anzustreben. Ideal wäre ein Label, welches Umweltaspekte von Aktivkohlen beurteilt.

9.2.3 Anlieferung, Lagerung, Aufbereitung und Dosierung von PAK

Anlieferung der PAK

Die PAK wird in der Regel in «Big-Bags» oder mit Tanklastwagen als trockenes Pulver angeliefert. Bei der Anlieferung mit Tanklastwagen wird die PAK in ein Silo geblasen. Dabei dehnt sich die PAK aus und es besteht die Gefahr von Staubexplosionen. Die Ausdehnung der PAK ist bei der Dimensionierung des Silos und der Anlieferung zu berücksichtigen. Im Handel ist auch angefeuchtete PAK erhältlich, diese Lieferform ist aber aufgrund der eingesetzten Mengen kaum wirtschaftlich (je nach Wassergehalt). Die Lagerkapazität für PAK muss ausreichend gross sein, um Lieferengpässe überbrücken zu können.

Dosierung

Für die Dosierung stehen verschiedene Technologien zur Verfügung. Bei Silolagerung – wie beispielsweise bei der ARA Albstadt – wird die PAK abgewogen, mittels Schneckenpumpe in einen Wasserstrahl (Wasserstrahlpumpe) eingemischt und anschliessend ins Abwasser dosiert. Alternativ kann eine Suspension mit einer Konzentration von 10–50 g/l angerührt werden und die PAK in dieser Form dosiert werden. Bei der Dosierung einer Suspension ist zu beachten, dass PAK aufgrund des Aschegehaltes stark basisch ist und allenfalls Säure zur pH-Korrektur dosiert werden muss.

Für die ausreichende Elimination von Mikroverunreinigungen ist bei einer nachgeschalteten Dosierung der PAK eine Dosis von 10–20 mg/l ausreichend (siehe 9.4.2). Bei direkter Dosierung in die Belebung verdoppelt sich die notwendige Menge auf 20–50 mg/l (Zwickenpflug et al. 2010).

Notwendige Dosis:
10–20 mg PAK/l Abwasser

9.2.4 Kontaktreaktor

Voraussetzung für eine effiziente Elimination der Spurenstoffe ist eine ausreichende Kontaktzeit zwischen Aktivkohle und Abwasser. Eine Kontaktzeit von mindestens 20 Minuten hat sich in den Versuchen und grosstechnischen Anwendungen bewährt, unter der Voraussetzung, dass ein minimales Schlammalter aufrechterhalten wird. Das kürzeste Schlammalter wurde in den Versuchen mit der Dosierung in die Flockungsfiltration (Böhler et al. 2011) mit ca. 12 Stunden betrieben. Bei Rückführung der Kohle in den Kontaktreaktor wird ein Schlammalter von ca. 1–2 Tagen empfohlen, eine weitere Erhöhung des Schlammalters hat nach bisherigen Erfahrungen keinen Effekt.

PAK-Kreislaufführung ist sinnvoll

Die vollständige Durchmischung des Kontaktreaktors muss gewährleistet sein, damit die PAK gut verteilt und in Schwebe gehalten wird und nicht absinken kann. Dabei ist zu beachten, dass bei zu starkem Rühren die Gefahr besteht, dass die Flockenstruktur zerstört wird und damit die Absetzeigenschaften verschlechtert werden.

Gute Durchmischung
des Reaktors

In verschiedenen Versuchen wurde abgeklärt, welchen Einfluss die Reihenfolge der Dosierung von PAK, Fällmittel und – sofern verwendet – Flockungshilfsmitteln hat. Die Resultate dieser Versuche sind unterschiedlich. Auf die Elimination hat die Reihenfolge keinen Einfluss, in Versuchen der Eawag wurde auch kein Einfluss auf die Flockenstruktur nachgewiesen (Sterkele & Gujer 2009). In den Untersuchungen in Ulm mit Sedimentation hat sich die Reihenfolge PAK, Flockungshilfsmittel, Fällmittel bewährt (Roessler 2010).

Reihenfolge der Dosierung:
Einfluss unklar

9.2.5 PAK-Abtrennung

Bei der Wahl der Abtrennungsmethode sind die Platzverhältnisse und die bestehende Leistung der biologischen Stufe, der Nachklärung und des Filters zu berücksichtigen. Der Platzbedarf ist bei einer Sedimentation-Filtration am grössten, der Flächenbedarf ist zudem stark von der hydraulischen Dimensionierung abhängig (Kapitel 11.4). Ob eine Umnutzung bestehender Flockungsfilter möglich ist, hängt von der Leistung der Nachklärung ab. Mit der PAK-Dosierung steigt die Feststoffbelastung des Filters markant an, d. h. bei einer ungenügenden Nachklärung stossen bestehende Filter unter Umständen an die Belastungsgrenze. Da sich PAK-Flocken in der Filtration teilweise anders verhalten als normaler Abtrieb aus der Nachklärung, ist eine Prognose schwierig. Die Abtrennung mittels Membran benötigte im Pilotversuch Lausanne sehr viel Energie (ca. 0,9 kWh/m³) und wurde deswegen nicht empfohlen. Neuere Resultate aus Lausanne und einem Forschungsprojekt deuten darauf hin, dass der Energieverbrauch einer Membran unter 0,1 kWh/m³ liegen kann. Dabei handelt es sich um Membranen im Dead-End-Betrieb, was aufgrund der kurzen Kontaktzeit eine Rückführung der PAK in die biologische Stufe erfordert.

Abtrennung mit diversen
Technologien möglich

Die Wahl der Abtrennung hat einen Einfluss auf die Fällmittelmenge. Die Anforderungen an die Flockenstruktur unterscheiden sich, je nachdem, ob die Abtrennung mittels Sedimentation oder Raumfiltration erfolgt. Für die Sedimentation sind grössere Flocken anzustreben, die leicht absinken. Dies wird mit einer Dosierung von ca. 0,4 gFe/gPAK erreicht. Bei der Abtrennung im Sandfilter dürfen die Flocken weder zu gross, da sie sich dann auf der Oberfläche ansammeln (Flächenfiltration), noch zu klein sein, weil sie dann den Filter passieren. In der ARA Kloten/Opfikon bewährte sich die Dosierung von 0,1 gFe/gPAK.

Abtrennung beeinflusst Dosierung

9.2.6 PAK-Entsorgung

Der gesamte Schlammanfall einer ARA erhöht sich durch eine PAK-Nachbehandlung rechnerisch um ca. 5–10 %, bei einer Dosierung in die biologische Stufe um ca. 10–30 %. Dieser zusätzliche Schlamm muss entsorgt werden. Idealerweise wird der PAK-Schlamm in der bestehenden Schlammbehandlung verarbeitet. Über das Verhalten von PAK-Schlamm in der Schlammbehandlung ist erst wenig bekannt. Offene Fragen betreffen die Auswirkungen auf Bauwerke und Aggregate, die Entwässerbarkeit des Klärschlamms, die effektive Schlammmenge (es sind z. B. Einsparungen von Fällmitteln möglich), sowie das Verhalten der Mikroverunreinigungen in der Schlammbehandlung.

PAK erhöht den Schlammanfall

Befürchtungen, dass es zu einer Desorption kommen könnte, haben sich in ersten Versuchen mit Faulwasser nicht bestätigt (Zwickenpflug et al. 2010), es findet sogar eher eine weitere Sorption statt, da die Spurenstoffkonzentrationen in der Schlammbehandlung wegen des Primärschlammes höher sind als in der biologischen Stufe. Aufgrund von Umbauten und anderer Verfahrenstechnik liegen auch keine Erfahrungen aus Deutschland vor. Zeigt sich in Zukunft, dass es zu Rücklösungen oder anderen negativen Effekten kommt, müsste eine separate Behandlung des PAK-Schlammes erstellt werden. Dies dürfte die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens deutlich verschlechtern.

Verhalten von PAK-Schlamm in der Schlammbehandlung ungeklärt

Der ausgefaulte und getrocknete Schlamm wird in der Schweiz verbrannt, während er in weiten Teilen Europas noch landwirtschaftlich oder landschaftsbaulich verwendet wird. Von einer derartigen Wiedernutzung ist beim Einsatz von PAK abzuraten, weil dann eine Freisetzung der sorbierten Stoffe erwartet wird. In der Schlammverbrennung hat die PAK aufgrund ihres hohen Brennwertes einen positiven Einfluss, d. h. es wird Energie (nutzbar in Form von Wärme und evtl. Strom) zurückgewonnen.

Verbrennung des Schlammes zwingend

9.2.7 Mess-, Steuer- und Regelungstechnik

In den bisherigen Anwendungen wird die Aktivkohle meist proportional zum Durchfluss dosiert, in der ARA Kloten/Opfikon wurde eine Dosierung mit drei Dosiermengen basierend auf einem durchschnittlichen Tagesgang gewählt, unabhängig vom effektiven Durchfluss. Mit beiden Systemen konnte eine vergleichbare Eliminationsleistung erzielt werden. Wenn die hydraulische Aufenthaltszeit unabhängig von der Aufenthaltszeit der Kohle ist und die mittlere Dosis übereinstimmt, scheint die Art der

Dosierung von PAK meist proportional zum Durchfluss

Dosierung somit keinen wesentlichen Einfluss auf die Eliminationsleistung zu haben. Ob mit einer Dosierung nach einem Prozessparameter (z. B. DOC-Zulauffracht, TSS-Gehalt o.ä.) eine wesentliche Verbesserung erreicht werden kann, muss detaillierter untersucht werden.

Zu beachten ist, dass nicht alle Messgeräte für den Einsatz im PAK-Reaktor geeignet sind. Die PAK kann beispielsweise abrasiv wirken (Membranen, Linsen, Pumpen), aber auch optische oder chemische Parameter beeinflussen (z. B. TOC-Messung mit Verbrennung und CO_2-Detektion).

9.2.8 Sicherheitstechnik

Beim Hantieren mit PAK ist aufgrund der kleinen Partikelgrösse auf die Staubentwicklung zu achten. Bei direktem Kontakt wird ein Atemschutz empfohlen. Zudem besteht beim Befüllen der PAK-Silos, resp. der Lagerung, die Gefahr von Staubexplosionen. Die Silos werden üblicherweise mit einer Temperaturüberwachung ausgerüstet, um Glimmbrände zu erkennen.

9.2.9 Nachbehandlung

Letzte Stufe: Filtration

Die mittlere Korngrösse einer PAK wird mit dem Parameter d_{50} beschrieben. Handelsübliche PAK enthält produktionsbedingt aber immer einen Anteil sehr feiner Partikel. Mit einer Sedimentation wird diese Feinfraktion nicht entfernt. Als letzte Stufe ist somit bei der PAK-Anwendung immer eine Filtrationsstufe vorzusehen. In den Pilotversuchen haben sich Membran-, Sand- und Textilfilter bewährt. Im Ablauf der Filtration wurden TSS-Werte von 2–5 mg/l gemessen.

Anteil PAK am Feststoffanteil im Ablauf muss untersucht werden

Der Anteil der PAK an den ungelösten Stoffen (TSS) im Ablauf ist schwierig zu bestimmen. In der Versuchsanlage der Eawag mit dem SBR betrug der Anteil der PAK an den Feststoffen im Adsorptionsreaktor 5–20 % (Sterkele und Gujer 2009). Diese Zusammensetzung ist aber kaum repräsentativ für das gereinigte Abwasser nach der Filtration. Ein PAK-Verlust von beispielsweise 1 mg/l vermindert zudem die Reinigungsleistung (bei einer Dosierung von 10 mg/l um 10 %). Die Frage nach dem Anteil an PAK im ARA-Ablauf und den Auswirkungen auf die Gewässer (z. B. Ablagerungen im Sediment, Desorption) muss noch beantwortet werden.

9.3 Betrieb einer PAK-Anlage

9.3.1 Allgemeine Hinweise zum Betrieb

Der Aufwand für den Betrieb einer PAK-Stufe hängt von der gewählten Verfahrenstechnik ab. Eine PAK-Stufe lässt sich aber meist gut in bestehende Anlagen integrieren.

Von besonderer Bedeutung sind bei PAK-Anwendungen in ARA mit Mischwasserzuflüssen Regenwettersituationen. Regenwetter bewirkt erhöhte Zuflüsse und damit kürzere Aufenthaltszeiten, tiefere Zulaufkonzentrationen (mit Ausnahme von Einzelstoffen) und oft erhöhte Feststofffrachten im Ablauf von Sedimentationsbecken. Bezüglich der Spurenstoffelimination wurden nur geringe Effekte beobachtet (vereinzelt Desorption wegen tieferer Zulaufkonzentrationen), die Auswirkungen auf den Rückhalt der Kohle müssen aber in der Planung und im Betrieb berücksichtigt werden (kürzere Sedimentations- und Filterlaufzeiten, angepasste Dosierung, etc.).

Regenwetter beeinflusst Betriebsbedingungen

9.3.2 Betriebsstabilität

Prozesse mit PAK weisen grundsätzlich eine hohe Betriebsstabilität auf. Probleme können bei einzelnen Aggregaten (z. B. Abrasion bei Pumpen) auftreten, sind aber nicht die Regel. In der Schweiz fehlen Langzeiterfahrungen mit PAK-Anlagen, die Anlagen in Deutschland (siehe 7.5.2) liessen sich jedoch über längere Zeiträume ohne grössere Zwischenfälle und Betriebsunterbrüche betreiben.

Hohe Betriebsstabilität

9.3.3 Auswirkungen auf ARA

Wie in Kapitel 9.2.1 dargelegt, beeinflusst eine PAK-Stufe beinahe die gesamte ARA – biologische Stufe, Filtration und Schlammbehandlung. Jede diese Stufen kann betriebliche Auswirkungen aufweisen, so sind beispielsweise Veränderungen der Belebtschlammzusammensetzung, des Schlammvolumenindex oder der Entwässerungseigenschaften zu erwarten.

Diverse Auswirkungen auf ARA-Betrieb

- *Schlammalter/Schlammvolumenindex:* Durch die Rückführung der PAK in die biologische Stufe erhöht sich der inerte Anteil im Belebtschlamm. Bei gleichbleibenden Betriebsbedingungen (Schlammkonzentration) sinkt das Schlammalter entsprechend. Da die PAK aber tendenziell eine Verbesserung der Absetzeigenschaften mit sich bringt (Menzel 1997, Zwickenpflug et al. 2010), kann die biologische Stufe mit höheren Feststoffkonzentrationen betrieben werden. Das Schlammalter wird insgesamt nur schwach beeinflusst.
- *Nitrifikation:* In Batch-Versuchen wurde ermittelt, ob die Aktivkohle – abgesehen von der Veränderung des Schlammalters – einen negativen Einfluss auf die Nitrifikationsleistung aufweist. Weder mit Batchversuchen noch durch den Vergleich von mit gleichem Abwasser beschickten Strassen mit und ohne PAK konnten signifikante Unterschiede nachgewiesen werden (Böhler et al. 2011).
- *Schlammproduktion:* Es ist zweckmässig, die Überschusskohle in die bestehende Schlammbehandlung einzuspeisen. Eine Regenerierung der Kohle ist bei den vorgeschlagenen Dosiermengen nicht wirtschaftlich. Die Schlammbehandlung wird durch die höhere Schlammproduktion stärker belastet, es gibt aber Hinweise, dass sich die PAK positiv auswirken kann (Menzel 1997). Weitere Einflüsse, beispielsweise die Entwässerungseigenschaften oder die Auswirkungen auf Aggregate und Rohrleitungen konnten noch nicht ermittelt werden.

9.3.4 Energieverbrauch

Geringer zusätzlicher Energieverbrauch auf ARA

Der zusätzliche Energiebedarf für eine PAK-Stufe ist relativ gering. Die wichtigsten Energieverbraucher sind die Rührwerke des Kontaktreaktors sowie die Pumpen für die Rezirkulation. Für diese Verbraucher bewegt sich der Energiebedarf in der Grössenordnung von 0,01–0,05 kWh/m³ (Margot et al. 2010, DWA 2010). Bei einer Abtrennung der Kohle mittels Membranfiltration ist mit einem erhöhten Energiebedarf in der Grössenordnung von ca. 0,1–0,5 kWh/m³ zu rechnen. Im Pilotversuch in Lausanne lag der Energieverbrauch bei ca. 1 kWh/m³, mit einem veränderten Fliessschema (Dead-End-Filtration, keine Rezirkulation) und einer anderen Membran konnte der Energieverbrauch bei vergleichbarer Reinigungsleistung auf 0.2 kWh/m³ gesenkt werden (Magnet A. 2011). Neuste Untersuchungen deuten darauf hin, dass sogar noch tiefere Energieverbräuche erzielt werden können.

Energierückgewinnung aus Verbrennung der Kohle

Aktivkohle weist einen hohen Brennwert auf. Bei der Schlammverbrennung wird dadurch mehr Wärme frei, die genutzt werden kann. Der Heizwert des Klärschlamms erhöht sich beim Einsatz von 10–20 mgPAK/l um 8–15 % (Hiller, in DWA 2011). Diese zusätzliche Energie muss bei der Verbrennung berücksichtigt werden.

Aktivkohleherstellung benötigt viel Energie

In diesen Zahlen nicht berücksichtigt ist diejenige Energie, die für die Herstellung und den Transport der Aktivkohle benötigt wird. Es liegen nur wenige Zahlen über den Rohstoffbedarf und den Energieverbrauch der Aktivkohle-Herstellung vor, in der Literatur finden sich Werte zwischen 2–5 kg Kohle/kg Aktivkohle mit unterschiedlichem Anteil anderer Energieträger (Munoz-Ortiz 2006, Bayer et al. 2005, Esser-Schmittmann 2008, Larsen et al. 2010). In der Tab. 24 sind der zusätzliche Energieverbrauch einer ARA sowie der Primärenergieverbrauch bei unterschiedlicher Dosierung dargestellt. Als Basis dient eine Kohle auf Steinkohlebasis und zusätzliche Energie aus Erdgas (insgesamt 110 MJ/kg PAK). In der Gesamtbilanz berücksichtigt ist die Energie, die aus der Verbrennung der PAK zurückgewonnen werden kann, nicht berücksichtigt sind Transporte, die aber kaum ins Gewicht fallen dürften.

Tab. 24 > Zusätzlicher Energieverbrauch durch eine PAK-Stufe

Auswirkung einer PAK-Stufe auf den Stromverbrauch einer ARA (oben). Der Energieverbrauch auf der ARA ist unabhängig von der Dosiermenge. Die abschliessende Filtration ist nicht berücksichtigt. Bei der Gesamtbetrachtung (unten) ist die Herstellung der Aktivkohle berücksichtigt. Ein Sandfilter erhöht den Primärenergieverbrauch um 0,12 kWh/m³ oder 15 kWh/EW/a.

		ARA		
Dosis	g/m³	10	12	15
spez. Energieverbrauch	kWh/m³	0,02	0,02	0,02
spez. Energieverbrauch	kWh/EW/a	2,5	2,5	2,5
		Gesamt (ohne Filter)		
Aktivkohleherstellung	kWh/kg PAK	30	30	30
Primärenergie	kWh/m³	0,32	0,37	0,45
Primärenergie	kWh/EW/a	40	46	56

Abegglen et al. 2011, Zahlen angepasst (Zufluss neu 125 m³/EW/a)

Aufgrund dieser Zahlen wird der Primärenergiebedarf für Herstellung, Transport und Energieverbrauch auf der ARA auf 0,32–0,45 kWh/m³ geschätzt (ohne abschliessende Filtration. Davon entfällt der grösste Teil auf die Herstellung der Aktivkohle. Diese Zahlen sind aber mit grossen Unsicherheiten behaftet.

Primärenergieverbrauch v. a. durch Aktivkohleherstellung

Die gesamte Umweltbelastung der PAK-Herstellung konnte in diesem Projekt nicht untersucht wurden. Aktivkohle aus erneuerbaren Rohstoffen wie Holz oder Kokosnussschalen sind grundsätzlich zu bevorzugen.

Aktivkohle aus erneuerbaren Rohstoffen bevorzugen

9.3.5 Kosten

Die Kosten für eine PAK-Stufe wurden für verschiedene Anlagengrössen und Betriebsbedingungen abgeschätzt (Tab. 25), wobei diese Abschätzungen für eine Abtrennung mittels Sedimentation erstellt wurden. Die Art der Abtrennung hat einen wesentlichen Einfluss auf die Investitionskosten, während die Betriebskosten in erster Linie auf die eingesetzte Aktivkohle entfallen. In der Tabelle sind die Investitions- und Betriebskosten für sechs ARA verschiedener Grösse aufgeführt, nicht inbegriffen sind Zusatzkosten für die Schlammbehandlung (Anpassungen der bestehenden Schlammbehandlung, Kosten für Entsorgung). Da bei einigen ARA bereits Filter bestehen, sind die Kosten für einen Filter separat ausgewiesen. Anstelle eines Sandfilters könnte auch ein günstigerer Textilfilter eingesetzt werden.

Kosten einer PAK-Stufe abhängig von ARA-Grösse

Tab. 25 > Kosten einer PAK-Stufe für 6 ARA unterschiedlicher Ausbaugrösse

Kosten für eine PAK-Stufe und einen Sandfilter bei 6 ARA unterschiedlicher Ausbaugrösse in Abhängigkeit der dosierten PAK-Menge, bei Vollausbau. Die Kostenberechnung wurde vor den Pilotversuchen durchgeführt.

Ausbaugrösse [EW]	Untersee 6100	Aadorf 18 000	Furt 37 700	Au 66 000	Luzern 250 000	Zürich 600 000
Abwassermenge [1000 m³/a]	1160	2870	4890	8640	38 490	77 450
Dosierung 10 mg/l						
Betriebskosten [1000 Fr./a]	90	235	325	575	2179	4542
Jahreskosten [1000 Fr./a]	353	629	862	1264	3672	7174
Spezifische Kosten [Fr./m³]	0.30	0.22	0.18	0.15	0.10	0.09
Spezifische Kosten [Fr./EW/a]	58	35	23	19	15	12
Dosierung 20 mg/l						
Betriebskosten [1000 Fr./a]	126	380	528	958	3926	8026
Jahreskosten [1000 Fr./a]	389	774	1065	1674	5419	10 658
Spezifische Kosten [Fr./m³]	0.33	0.27	0.22	0.19	0.14	0.14
Spezifische Kosten [Fr./EW/a]	64	43	28	25	22	18
Sandfilter						
Jahreskosten [1000 Fr./a]	182	430	620	599	1331	3732
spezifische Kosten [Fr./m³]	0.16	0.15	0.13	0.07	0.03	0.05

Hunziker Betatech 2008

Für die ARA Lausanne wurden die Kosten einer PAK-Stufe mit Kontaktreaktor und Abtrennung mittels Sandfiltration berechnet. Als Basis dienten die Betriebserfahrungen aus dem Pilotversuch. Die Kosten belaufen sich für eine Ausbaugrösse von 3,1 Mio m³/a, bzw. 18 000 EW, auf 0.15–0.2 Fr./m³, und liegen somit tiefer als in Tab. 25. Die Kostenschätzungen für die Anlagen in Süddeutschland liegen im Bereich von 0.01–0.08 €/m³ (DWA 2010). Diese Kosten sind allerdings nicht direkt vergleichbar, da darin teilweise Fördergelder sowie Einsparungen durch die Reduktion der Abwasserabgabe enthalten sind. Weitere Unterschiede entstehen durch unterschiedliche Personalkosten, Abschreibemethoden, Nutzung vorhandener Bausubstanz sowie Abwasserzusammensetzung und -anfall. Unter Berücksichtigung der Einsparungen durch Förderung und Reduktion der Abwasserabgaben bewegen sich die Kosten in einer vergleichbaren Grössenordnung wie die obige Abschätzung.

Kostenberechnung ist vergleichbar mit Erfahrungen aus Deutschland

9.4 Evaluation der Reinigungsleistung

9.4.1 Organische Summenparameter und Nährstoffe

Aktivkohle wird vielerorts eingesetzt, um die organische Restfracht zu entfernen. Dementsprechend verringert die Aktivkohle die DOC-Ablaufkonzentrationen (sowie den CSB). Verglichen mit der Elimination von Mikroverunreinigungen ist diese Reduktion geringer und liegt im Bereich von 30–45 %.

Zusätzliche Entfernung von DOC und CSB

Da die meisten PAK-Anwendungen den Einsatz von Fällmitteln benötigen, ist auch eine erhöhte Phosphorelimination zu beobachten. Bei bisher einstufiger Fällung kann die Fällmittelmenge mindestens um die in der PAK-Stufe dosierte Menge reduziert werden, um die bisherige Elimination aufrechtzuerhalten.

P-Elimination wegen Fällmitteleinsatz

Je nach Verfahrenswahl können auch die Konzentrationen anderer Parameter im ARA Auslauf beeinflusst werden (TSS, Stickstoffkomponenten), dies ist aber meist nicht direkt auf die PAK zurückzuführen.

9.4.2 Mikroverunreinigungen

In den Pilotversuchen zeigte sich, dass mit der PAK-Adsorption im halbtechnischen und grosstechnischen Massstab die Ablaufkonzentration einer Vielzahl von Mikroverunreinigungen deutlich reduziert werden kann und für viele Stoffe eine Elimination von 80 % gegenüber Rohabwasser erreicht wird. Diese erreichten Eliminationsraten sind mit den Resultaten aus früheren Laborversuchen vergleichbar.

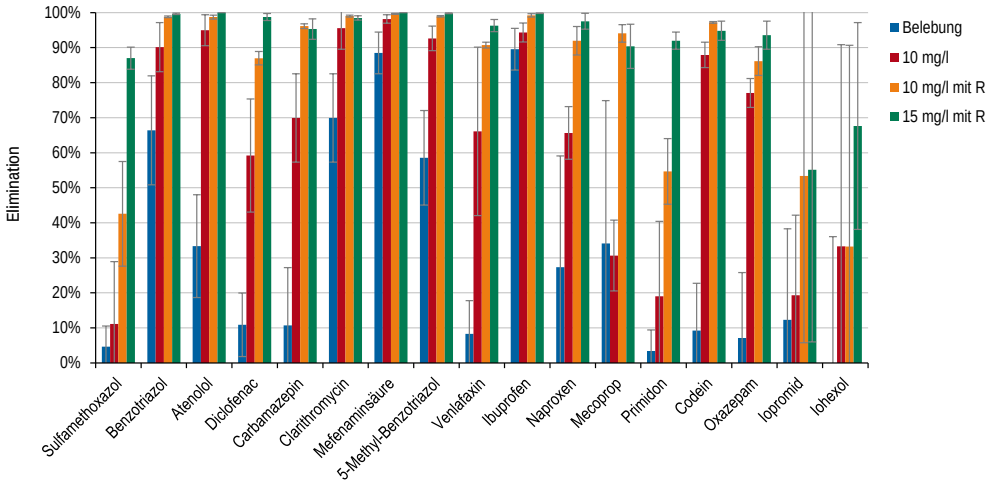
Effiziente Elimination von Mikroverunreinigungen

Die Eliminationsleistung der Aktivkohle wird bei der Anwendung in ARA von verschiedenen Parametern beeinflusst. Entscheidend sind vor allem die Dosiermenge, die Aufenthaltszeit des Wassers und der PAK, die eingesetzte Aktivkohle sowie der Ort der Dosierung und allfällige Rückführungen. Den grössten Einfluss haben die Dosiermenge und die Rückführung. Abb. 40 zeigt vergleichend die Eliminationsleistung bei einer Dosierung von 10 mg PAK/l ohne und mit Rückführung, sowie die Dosierung von 15 mg PAK/l mit Rückführung in die biologische Stufe.

Dosierung und Rückführung sind entscheidend

Abb. 40 > Mittlere Elimination von verschiedenen Mikroverunreinigungen mit PAK

Einfluss der PAK-Dosiermenge und der Rückführung der PAK in die Belebung auf die Eliminationsleistung ausgewählter Mikroverunreinigungen. Zum Vergleich ist die Elimination in einer herkömmlichen Belebung dargestellt.



Daten aus Zwickenpflug et al. 2010

Rückführung in Belebung erhöht die Elimination schlecht sorbierender Stoffe

Aus Abb. 40 ist ersichtlich, dass mit einer höheren PAK-Dosierung eine bessere Elimination erzielt wird. Auch die Rückführung der Überschusskohle in die Biologie hat zwei Effekte, die einen positiven Einfluss auf die Elimination haben: Einerseits ist die Konzentration der Mikroverunreinigungen in der biologischen Stufe höher als in der nachgeschalteten PAK-Stufe, was zu einer Verschiebung des Adsorptions-Gleichgewichtes führt. Andererseits wird dadurch auch zusätzlich DOC entfernt, der in der nachfolgenden Stufe mit der Aktivkohle um die Sorptionsplätze auf der Kohle konkurriert.

Gute Breitbandwirkung

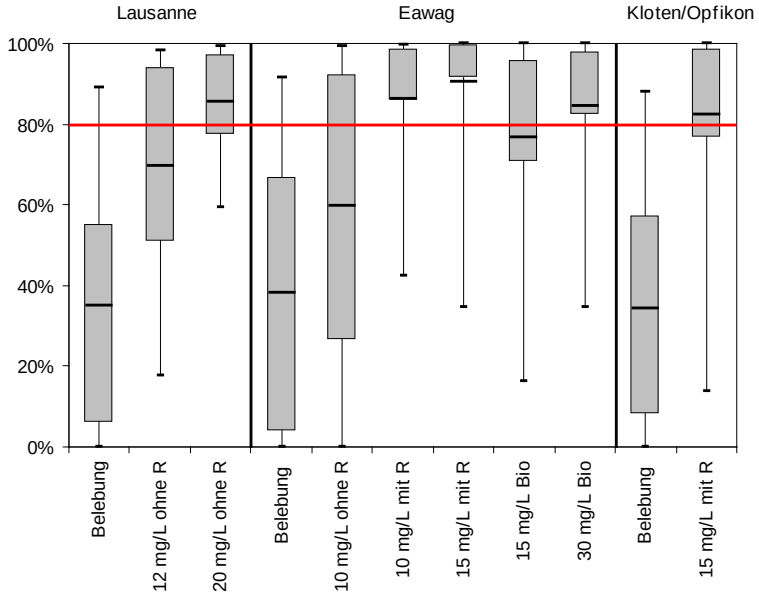
Die Abb. 40 zeigt auch, dass die Aktivkohle – ähnlich wie Ozon – eine gute Breitbandwirkung aufweist, es aber auch einzelne Substanzen gibt, die nur schlecht entfernt werden können. Zu den mit Aktivkohle eher schlecht entfernbaren Stoffen gehören – wie bei der Ozonung – die iodierten Röntgenkontrastmittel, aber auch Sulfamethoxazol. Die Eliminationsleistung ist aber zusätzlich abhängig vom eingesetzten Aktivkohle-Typ.

Resultate der verschiedenen Pilotversuche vergleichbar

Die markante Steigerung der Entfernung von Mikroverunreinigung in ARA durch den Einsatz einer PAK-Stufe von rund 40 % auf etwa 80 % wird durch Abb. 41 illustriert. In allen Pilotversuchen wurde bei optimalen Einstellungen eine Eliminationsleistung von > 80 % erreicht. Trotz Unterschieden in den Betriebsbedingungen, beim gemessenen Stoffspektrum und der Abwasserzusammensetzung sind die Resultate vergleichbar und konsistent. Die Abb. 41 zeigt auch den Einfluss der Dosiermenge und der Rückführung. Hingegen hat die Wahl des Verfahrens zur Abtrennung der PAK keinen grossen Einfluss auf die Elimination der Mikroverunreinigungen, sofern gewährleistet wird, dass die PAK weitestgehend zurückgehalten wird. Zusätzlich sind für den Versuch in Lausanne die Ergebnisse der *in-vitro* Tests (siehe Kapitel 9.4.3) dargestellt. Diese zeigen die gleich Tendenz wie die chemischen Analysemethoden.

Abb. 41 > Eliminationsleistung in der biologischen Stufe und in der PAK-Stufe der verschiedenen Pilotversuche

Boxplot-Darstellung der Eliminationsleistung der Biologie (NKB-Zulauf) und der Aktivkohlestufe (Ablauf-Zulauf) in Lausanne, Kloten/Opfikon und an der Eawag. Die Box enhält 50 % der Messwerte (25 %–75 %-Perzentil), die Arme zeigen das 5 % und 95 %-Perzentil, der Strich den Mittelwert. Zusätzlich ist für Lausanne die Elimination der in-vitro Biotests aufgetragen.



Daten: EPFL (Margot et al. 2010), Eawag/BfG (Zwickenpflug et al. 2010, Böhler et al. 2011), Oekotoxzentrum (Kienle et al. 2011)

Tiefe Ablaufkonzentrationen – Unterschreitung der Qualitätsziele bei ausreichender Dosierung

Generell sinken durch die PAK-Anwendung sowohl die Anzahl der messbaren Substanzen als auch die gemessenen Konzentrationen für verschiedene Stoffgruppen (Böhler et al. 2011, Margot et al. 2010, Zwickenpflug 2010). Ein Vergleich der Ablaufkonzentrationen mit ökotoxikologischen Qualitätskriterien (Ökotoxzentrum 2011) ist in Tab. 34 dargestellt. Das Verhältnis zwischen Ablaufkonzentration und Qualitätsziel wird als Risikoquotient bezeichnet. Die Tab. 34 zeigt, dass die Ablaufkonzentrationen und damit die Risikoquotienten deutlich kleiner werden und die Qualitätskriterien bei ausreichender Dosierung bereits im gereinigten Abwasser eingehalten werden können. Bei ungenügender Dosierung (10 mg/l ohne Rezirkulation) werden die Qualitätsziele für einzelne Stoffe aber nicht erreicht. Die weitgehende Eliminationsleistung und Reduktion der Ablaufkonzentrationen wurde im Pilotversuch in Lausanne zusätzlich durch die Messung von rund 150 Stoffen in zwei Messkampagnen bestätigt. Die meisten dieser Stoffe wurden zu über 50 % entfernt.

Tab. 26 > Gemessene Ablaufkonzentrationen in den Pilotversuchen

Ablaufkonzentrationen ausgewählter Stoffe in den Pilotversuchen bei unterschiedlicher PAK-Dosierung und Vergleich mit Qualitätszielen im Gewässer. Das Verhältnis zwischen gemessener Konzentration und Qualitätsziel wird als Risikoquotient bezeichnet. Er ist für Kloten/Opfikon dargestellt. Ein Risikoquotient < 1 bedeutet, dass das Qualitätsziel eingehalten wird. Bei ausreichender PAK-Dosierung wird der Risikoquotient im Ablauf der ARA für alle untersuchten Stoffe kleiner 1.

	Qualitätsziel [µg/l]	Lausanne (10 mg/l) [µg/l]		Eawag (10 mg/l mit R) [µg/l]		Kloten/Opfikon (15 mg/l mit R) [µg/l]		Risikoquotient (Kloten/Opfikon) [-]	
		Belebung	PAK	Belebung	PAK	Belebung	PAK	Belebung	PAK
Benzotriazol	30	6.6	2.5	4	0.2	9.9	1.5	0.3	0.05
Bezafibrat	0,46	0.4	0.2	0.08	< 0.01	0.04	< 0.01	0.09	< 0.01
Carbamazepin	0,5	0.29	0.08	0.24	0.01	0.26	0.01	0.5	0.02
Clarithromycin	0,06	0.32	0.16	0.19	< 0.01	0.19	< 0.01	3.2	< 0.17
Diclofenac	0,05	0.9	0.1	1.1	0.21	0.76	0.02	15.2	0.4
Sulfamethoxazol	0,6	0.2	0.12	0.52	0.41	0.36	0.11	0.6	0.18

Daten: Ökotoxzentrum 2011, Lausanne (Margot et al. 2010), Eawag (Zwickenpflug et al. 2010) und Kloten/Opfikon (Böhler et al. 2011): jeweils Mittelwerte

Breitbandwirkung und Verfahrensvielfalt

Insgesamt ist der Einsatz von PAK mit verschiedenen Verfahren geeignet, um eine breite Palette an Mikroverunreinigungen weitgehend aus dem Abwasser zu entfernen. Die Wahl des Verfahrens, d. h. Kontaktreaktor und Abtrennung, hat nur einen geringen Einfluss auf die Eliminationsleistung. Für das Erreichen einer optimalen Elimination sind die Dosiermenge, der Aktivkohle-Typ, die Rückführung der PAK in die Belebung sowie die Abwassereigenschaften entscheidend. Die besten Resultate wurden mit der Dosierung der PAK nach der biologischen Reinigungsstufe mit Rezirkulation in die Belebung erzielt. Bei einer direkten Dosierung in die Belebung – ohne nachgeschaltete Reinigungsstufe – erhöht sich der Bedarf an PAK um einen Faktor 2–4.

9.4.3 Ökotoxikologische Untersuchungen

Reduktion von ökotoxikologischen Effekten

Insgesamt bewirkte die Behandlung mit PAK neben der quantitativen Elimination von Mikroverunreinigungen auch eine deutliche Reduktion ihrer unerwünschten Wirkungen. Es wurde im Allgemeinen eine Abnahme spezifischer Effekte, beispielsweise der östrogenen Wirkung, und positive Auswirkungen auf verschiedene Wasserlebewesen festgestellt.

In-vitro Tests: deutliche Verringerung spezifischer Wirkungen

Die *in-vitro*-Tests zeigten eine deutliche Reduktion der untersuchten spezifischen Wirkungen durch Behandlung des Abwassers mit PAK (siehe Tab. 25). Je nach Substanzgruppe konnte für die untersuchten spezifischen Wirkungen eine Abnahme von 61–100 % gemessen werden (Kienle et al. 2011). Die mittlere Gesamtelimination der *in-vitro* Tests stieg von ca. 60 % auf über 80 % (Abb. 41)

Tab. 27 > Auswirkung einer PAK-Stufe auf spezifische biologische Effekte auf Zellebene

Relative Änderung der Effekte über verschiedene Reinigungsstufen (Change Index, CI) sowie mittlere Eliminationsraten der Ozonung für Biotests basierend auf spezifischen zellulären Mechanismen (in-vitro Biotests).
Ein grüner, nach unten zeigender Pfeil (↓) bedeutet CI > 1 = abnehmende Effekte bei mind. 2 von 3 Messkampagnen.
NK = Nachklärung, PAK-UF = Pulveraktivkohle gefolgt von Ultrafiltration.

		Lausanne	Elimination
Testsystem (Testorganismus)	Messbare Effekte	$CI_{PAK/NK}$	PAK-UF
YES Test (Hefezellen)	Östrogene Wirkung	↓	77 %
ER CALUX (Menschl. Zellinie)		↓	82 %
AR CALUX, (Menschl. Zellinie)	Androgene Wirkung	↓	100 %
GR CALUX (Menschl. Zellinie)	Glucokortikoide Wirkung	↓	100 %
PR CALUX (Menschl. Zellinie)	Progesterone Wirkung	↓	100 %
PPARg1 CALUX (Menschl. Zellinie)	Wirkung auf Rezeptoren die u.a. den Fettstoffwechsel beeinflussen	↓	61 %
Grünalgen-Test	Photosynthese-Hemmung (Herbizide Wirkung)	↓	87 %

Kienle et al. 2011

Keine gentoxischen Effekte

Im Abwasser der PAK-Stufe traten keine mutagenen oder gentoxischen Wirkungen auf. Dies wird auch durch andere Studien bestätigt (Stalter et al. 2010b).

Standardisierte *in-vivo* Tests nicht genügend sensitiv

Die meisten im Labor angewendeten integrativen und grösstenteils standardisierten *in-vivo* Biotests zeigten eine Verringerung der Toxizität nach der biologischen Behandlung. Das resultierende Toxizitätsniveau war meist nicht-toxisch oder in Einzelfällen leicht toxisch und konnte durch die Behandlung mit PAK-UF nicht weiter reduziert werden. Somit erwies sich die Mehrheit der im Labor angewendeten *in-vivo* Testverfahren als nicht genügend sensitiv, um eine Reduktion der Effekte von Mikroverunreinigungen durch die Behandlung von biologisch gereinigtem kommunalem Abwasser mit PAK nachzuweisen (Kienle et al. 2011).

Positive Auswirkungen auf Wachstum und Entwicklung von Regenbogenforellen

Im Fish-Early-Life-Stage-Test (FELST) mit Embryonen und Larven von Regenbogenforellen wurden positive Auswirkungen der PAK-UF Behandlung auf alle untersuchten Parameter nachgewiesen (Tab. 28). Das Abwasser der biologischen Reinigung induzierte erhöhte Vitellogeningehalte in den Regenbogenforellen, welche nach der Behandlung mit PAK deutlich und signifikant auf Kontrollniveau reduziert waren. Vitellogenin ist ein Vorläufer des Eidotterproteins (5.2.1). Eine Induktion dieses Proteins kann in der Regel auf natürliche und synthetische Östrogene, resp. östrogen wirksame Substanzen im kommunalen Abwasser zurückgeführt werden. Diese Resultate bestätigen und ergänzen auch die Befunde aus den *in-vitro* Versuchen und der Spurenanalytik.

Lediglich die Biomasse des Glanzwurms war in mit PAK-UF behandeltem Abwasser signifikant im Vergleich zur biologischen Behandlung und zur Kontrolle verringert. Hierfür könnte eine geringere Verfügbarkeit von Nahrung und Nährstoffen im PAK-UF Ansatz verantwortlich sein. Bei einer weiteren Studie in Deutschland (Stalter et al. 2010b) konnte dieser Effekt nicht beobachtet werden.

Tab. 28 > Relative Änderung der Effekte durch eine PAK-Stufe (Change Index, CI) für *in-vivo* Biotests in Durchflusssystemen mit unverdünnten Abwasserproben auf der ARA Lausanne

Rote nach oben zeigende Pfeile (↑, in rot) bedeuten CI < 1 = zunehmende Effekte, eine Tilde (~, in grau) bedeutet CI ~ 1 = gleichbleibende Effekte und ein grüner nach unten zeigender Pfeil (↓, in grün) bedeutet CI > 1 = abnehmende Effekte.
NK = Nachklärung, PAK-UF = Pulveraktivkohlebehandlung gefolgt von Ultrafiltration.

Organismus	Endpunkt (Toxizitätsparameter)	($CI_{PAK-UF/NK}$)
Glanzwurm (Lumbriculus variegatus)	Vermehrung	~
	Biomasse	↑
Regenbogenforelle (Oncorhynchus mykiss)	Gesamt-Überlebensrate	↓
	Überleben der Embryonen	↓
	Überleben von Larven und Jungfischen	↓
	Schlupfrate	↓
	Aufschwimmen der Larven	↓
	Gewicht der Larven am Testende	↓
	Länge der Larven am Testende	↓
	Vitellogenin Konzentration	↓

Insgesamt konnte die Qualität des Abwasser durch die Anwendung von PAK signifikant verbessert werden, was auch zu einer Verbesserung der Wasserqualität von Oberflächengewässern führt.

9.4.4 Keime

Desinfektion abhängig von Abtrennverfahren

Die Aktivkohlebehandlung selbst führt nicht zu einer weitergehenden Desinfektion. Da die PAK-Adsorption mit einer Filtration kombiniert werden muss, ist trotzdem mit einer Verbesserung der Wasserqualität bezüglich pathogener Keime zu rechnen. In Lausanne führte die Ultrafiltrationsmembran zu einem kompletten Rückhalt der Indikatororganismen *E.coli* und *Enterokokken*, selbst Viren konnten nach der Membran nicht mehr nachgewiesen werden. In den Versuchen der Eawag wurden die Keimzahlen nicht verfolgt, aus Deutschland ist aber bekannt, dass die PAK kombiniert mit einer Sandfiltration zu einer Reduktion der pathogenen Keime um einen Faktor 10–100 führt (Metzger und Kapp 2009). Diese Reduktion ist auf den Sandfilter zurückzuführen.

9.4.5 Weitere Parameter

Positiver Einfluss auf Entfärbung und weiteres erwartet

In industriellen Anwendungen wird Aktivkohle oft für die Entfernung von Farbstoffen, Tensiden oder Geruchs- und Geschmacksstoffen eingesetzt. Solche Parameter wurden nicht untersucht, es ist aber sicher ein positiver Einfluss zu erwarten.

9.5 Schlussfolgerungen

Vergleichbare und reproduzierbare Ergebnisse der Pilotversuche

Die PAK-Versuche in den ARA Lausanne und Kloten/Opfikon sowie an der Eawag lieferten wichtige Erkenntnisse zum Einsatz von PAK in der kommunalen Abwasserreinigung. Die Resultate der Versuche sind vergleichbar, reproduzierbar und stehen in Einklang mit Erfahrungen und Versuchen im Ausland.

Gute Breitbandwirkung

Mit Aktivkohle wird eine grosse Bandbreite von Mikroverunreinigungen und Effekten mit vertretbarem Aufwand weitgehend aus dem Abwasser entfernt. Für eine ausreichende Elimination müssen 10–20 mg PAK/l eingesetzt werden. Eine Rückführung der Kohle in die Belebung erhöht die Effizienz des Verfahrens. Entscheidend beim Einsatz von PAK ist eine sehr gute Abtrennung der Kohle, als letzte Stufe ist daher eine Filtration erforderlich.

Positive Auswirkungen auf Gewässer

Durch die Aktivkohlebehandlung sinkt die Menge der in die Gewässer eingetragenen Mikroverunreinigungen signifikant. Dadurch sinken deren Konzentrationen und insbesondere in Gewässern mit hohem Abwasseranteil werden ökotoxikologisch basierte Qualitätskriterien für verschiedene Stoffe wie z. B. Diclofenac unterschritten. Negative Auswirkungen auf Wachstum und Fortpflanzung von Wasserlebewesen, verursacht durch endokrin wirksame Stoffe oder andere Mikroverunreinigungen, werden sehr deutlich reduziert. Die Qualität des so gereinigten Abwassers wird somit signifikant verbessert, was zu einer deutlichen Verbesserung der Oberflächengewässerqualität führt.

Verfahrenswahl abhängig von lokalen Bedingungen

Das Verfahren kann meist gut in bestehende ARA integriert werden, ist wirtschaftlich vertretbar und es entstehen keine problematischen Produkte oder Abfälle. In Deutschland werden bereits diverse kommunale ARA mit einer PAK-Stufe ausgerüstet. Die breite Palette von Verfahrenstechniken ermöglicht eine ortsspezifische Anpassung. So kann z. B. bei kleinen Anlagen eine Dosierung in die biologische Stufe erfolgen, während bei grösseren Anlagen eine nachgeschaltete Dosierung bevorzugt wird. Der zusätzliche Energieverbrauch für die ARA bewegt sich im Bereich von 5 %, die Kosten steigen um ca. 0.1–0.25 Fr./m³. Dieser Mehraufwand ist signifikant, aber in begründeten Fällen aufgrund der Verbesserung der Abwasserqualität vertretbar.

Komplette Entfernung der Stoffe durch Adsorption

Der wesentliche Vorteil des Aktivkohle-Verfahrens ist die Tatsache, dass die organischen Spurenstoffe nicht nur inaktiviert bzw. transformiert, sondern gebunden und somit vollständig aus dem Abwasser entfernt werden. Zudem wird der DOC um ca. 40 % reduziert, das Abwasser wird entfärbt und ist praktisch geruchlos. Nachteilig sind der hohe Primärenergiebedarf bei der Herstellung, die zusätzliche Schlammproduktion (je nach örtlichen Verhältnissen), sowie die abrasiven und korrosiven Eigenschaften der Aktivkohle, was bei Rückführung der PAK in bestehende Anlagenteile einen rascheren Verschleiss zur Folge haben kann.

9.6 Offene Fragen

In der Schweiz liegen noch keine Langzeiterfahrungen mit PAK-Anlagen vor. In den Versuchen wurden verschiedene Optionen und Fragestellungen untersucht und beantwortet. Da bei der PAK-Anwendung jedoch verschiedenste Prozessführungen möglich sind und erst wenige grosstechnische Erfahrungen vorliegen, sind noch zahlreiche offene Fragen mittels weiterer Untersuchungen zu beantworten:

Verfahrensführung und -wahl

- *Verfahrenstechnik:* Aufgrund der verfahrenstechnischen Vielfalt ist weitere Forschung im Bereich der PAK-Abtrennung sinnvoll, d. h. mit welcher Technologie die PAK kostengünstig, platzsparend und bei verschiedensten Betriebsbedingungen effizient zurückgehalten werden kann. Gegenwärtig scheint die Verfahrenstechnik Adsorptions-Flockungs-Filtration am kostengünstigsten zu sein, es sind aber längerfristige Erfahrungen notwendig, um das Verfahren endgültig beurteilen zu können. Dass sich das Verfahren mit Adsorption-Sedimentation-Filtration bewährt, zeigen die Erfahrungen in Süddeutschland.

Abtrennung mit Membranen optimieren

- *Abtrennung der PAK mit Membranen:* Die Abtrennung der PAK mit Membranen erzielte bezüglich der Verbesserung der Wasserqualität die besten Resultate (kompletter Rückhalt der Aktivkohle, Desinfektion). Diese Kombination schneidet dafür bezüglich Betriebsaufwand (Wartung, Energie) und Kosten weniger gut ab (SB Lausanne). Zur Zeit laufende Versuche zeigen, dass sowohl die Betriebskosten als auch der Energieverbrauch deutlich gesenkt werden können.

Auswirkungen in und auf Schlammbehandlung

- *Schlammbehandlung:* Eine weitere offene Frage ist das Verhalten der PAK in der Schlammbehandlung. Obwohl erste Resultate nicht auf Probleme hindeuten, müssten auch hier grosstechnische Erfahrungen gesammelt werden.

Rückführung von PAK in biologische Stufe mit festsitzender Biomasse

- *Rückführung in biologische Stufe:* Es hat sich gezeigt, dass mit einer Rückführung der PAK in die biologische Stufe diese effizienter beladen wird und somit weniger PAK eingesetzt werden muss. Die PAK hat – abgesehen von der zusätzlichen Schlammproduktion – keinen negativen Einfluss auf das Belebtschlammsystem. Ob eine Rückführung in Fest- oder Wirbelbettanlagen möglich ist, muss noch geprüft werden.

Eignung verschiedener Aktivkohlen

- *PAK-Tests:* Es gibt eine Vielzahl von Herstellern von PAK und eine Fülle verschiedener Aktivkohle-Typen, die unterschiedlichste Eigenschaften aufweisen. Es ist nicht möglich, anhand von heute gängigen Spezifikationen auf die Eignung eines bestimmten Aktivkohle-Typs für die Entfernung von Mikroverunreinigungen zu schliessen. Für einen ARA-Betreiber, der die Aktivkohle einkaufen muss, ist es zu aufwändig, jede Aktivkohle zu testen. Eine Zertifizierung von Aktivkohle-Typen ist daher anzustreben.

Menge und Auswirkungen von Aktivkohle im Ablauf

- *Abtrieb:* Ein Teil der dosierten Kohle gelangt in den Ablauf (Ausnahme: Membranfiltration). Über die Auswirkungen von PAK im Gewässer liegen keine Untersuchungen vor. So ist es möglich, dass es zu Schwarzfärbungen der Gewässersohle oder zu Rücklösungen kommen kann. Einerseits sollte daher eine Methode entwi-

ckelt werden, um den Abtrieb der PAK zu quantifizieren, andererseits sollten die Auswirkungen auf die Gewässer abgeschätzt werden.

Ökobilanz

> *Ökobilanz (LCA):* Es gibt nur wenige Angaben über die Umweltbelastung und den Energieverbrauch durch die Herstellung von Aktivkohle. Die Umweltbelastung durch den Einsatz der Kohle muss dem Nutzen (Entfernung von Mikroverunreinigungen) gegenübergestellt werden.

9.7 Fazit

> PAK kann mit verschiedenen Prozessführungen auf kommunalen ARA eingesetzt werden.
> Mit Aktivkohle wird eine grosse Bandbreite von Mikroverunreinigungen weitgehend entfernt. Nachteilige biologische Effekte werden eliminiert oder stark reduziert.
> Als abschliessende Stufe in einer PAK-Anwendung ist ein Filter vorzusehen, um die PAK möglichst weitgehend zurückzuhalten.
> Der Einsatz von PAK führt zu einer geringen Erhöhung des Energieverbrauchs einer ARA, der Primärenergieverbrauch ist aber deutlich höher. Die zusätzlichen Kosten (ohne Nachbehandlung) belaufen sich auf ca. 0.10–0.25 Fr./m³ (10–30 %).

10 > Weitere Verfahren

In der Schweiz wurden nur Pilotversuche mit Ozon und PAK durchgeführt. Andere Verfahren sind prinzipiell auch geeignet, weisen aber noch Defizite bezüglich Erfahrungen, Betrieb, Energie oder Kosten auf. Bei diesen Verfahren ist weitere Forschung und Entwicklung notwendig, um die Defizite zu beheben und ihren Einsatz in kommunalen ARA zu ermöglichen.

10.1 Adsorption an granulierte Aktivkohle (GAK)

10.1.1 Grundlagen

Der Einsatz von granulierter Aktivkohle (GAK) unterscheidet sich von der PAK-Anwendung in zwei Punkten:

- Die Adsorption wird in Festbettadsorbern durchgeführt, d. h. das Abwasser durchströmt einen mit Aktivkohle gefüllten Filter, die Aktivkohle selbst wird nicht transportiert. Dadurch ist keine weitere Abtrennung erforderlich und die Aktivkohle kann nach Erschöpfung der Adsorptionskapazität ausgetauscht und regeneriert werden.
- Die Korngrössen sind im Bereich von einigen mm, während die PAK-Körner einen Durchmesser im Bereich von einigen µm aufweisen. Die spezifische Oberfläche von GAK ist dadurch einiges geringer als bei PAK.

Wenige Erfahrungen mit GAK-Filtern in kommunalen ARA

GAK-Filter sind in vielen Trinkwasserwerken und einigen ARA (z. B. ARA Lausanne) im Einsatz. Sie werden in der Regel als biologisch aktive Filter genutzt, d. h. die Aktivkohle wird nicht regelmässig ausgetauscht. Im Rahmen des Micropoll-Projekts wurde GAK nicht weiter untersucht. In der kommunalen Abwasserbehandlung wurde der Einsatz von GAK in den 1970-er Jahren erwogen (z. B. Roberts & Stumm 1974, Roberts et al. 1974), aber nicht im grossen Stil umgesetzt. Resultate über die Entfernung von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser liegen aus wenigen Studien aus Deutschland (TU Dortmund 2008), den Niederlanden (STOWA 2010) und Australien (Reungoat et al. 2009) vor. In Deutschland werden aktuell drei ARA mit einer GAK-Stufe ausgerüstet (siehe 7.2). Eine weitere Studie wurde über die Behandlung von Spitalabwasser mit GAK-Filtern durchgeführt (Beier 2010, Pinnekamp et al. 2009).

Vielversprechende Forschungsresultate mit biologischer Aktivkohle

Auf den Oberflächen der Aktivkohlekörner entwickelt sich mit der Zeit ein Biofilm. Neue Studien legen nahe, dass dieser Biofilm wesentlich zur Elimination von Mikroverunreinigungen beiträgt und einen Austausch der Kohle verzögern oder gar vermeiden kann (Reungoat et al. 2011). Diese Ergebnisse müssen aber noch erhärtet werden. Auf das Verfahren mit der biologisch aktiven Aktivkohle (BAC) wird im Kapitel 10.5

kurz eingegangen. Nachfolgend werden herkömmliche GAK-Filter beschrieben, die auf Adsorption beruhen und deren Aktivkohle nach Erreichen der maximalen Beladung ausgetauscht werden muss.

10.1.2 Verfahrenstechnik

GAK-Filter nach biologischer Reinigung – Elimination durch Adsorption und Abbau

GAK wird in der Regel nach der biologischen Stufe eingesetzt, d. h. das Wasser durchströmt einen Raumfilter, der mit GAK gefüllt ist. Aufgrund der Restverschmutzung im Ablauf der biologischen Reinigung entwickelt sich auf den Kornoberflächen ein Biofilm. Die gelösten Stoffe sorbieren im Filter einerseits an die Aktivkohleoberflächen, können aber auch biologisch abgebaut werden. Feststoffe werden im Filterbett ebenfalls zu einem grossen Teil zurückgehalten.

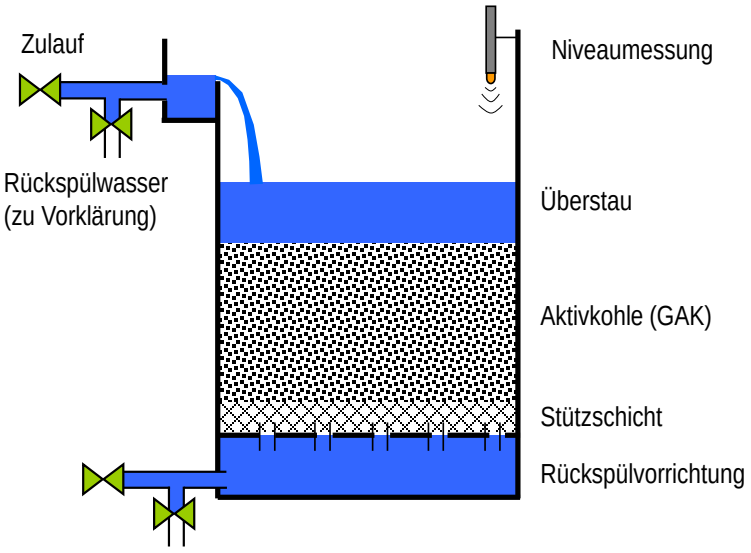
Üblicherweise wird GAK in Festbettfiltern eingesetzt

Es gibt eine Vielzahl von verschiedenen verfahrenstechnischen Varianten für GAK-Filter, die hier nicht im Detail beschrieben werden können. Sie unterscheiden sich beispielsweise bezüglich des Betriebsdrucks (Druck- und Schwerkraftfilter), der Strömungsrichtung (aufwärts- oder abwärtsdurchströmt), oder der Anzahl Filterzellen (ein- oder mehrstufig). Je nach Feststoffbelastung des Rohwassers und der Entwicklung des Druckverlusts ist eine Vorfiltration oder eine Rückspülung notwendig. Beim Einsatz von GAK-Filtern in der Abwasserreinigung wird eine Rückspülung empfohlen. Üblicherweise werden GAK-Filter als Festbettfilter gestaltet, seltener auch als Wirbelbettfilter, die von unten nach oben durchströmt werden. Dabei werden die Aktivkohlekörner durch die Aufwärtsströmung in Schwebe gehalten, was die Packungsdichte verkleinert und grössere Bauwerke erfordert.

Ein GAK-Filter besteht in der Regel aus folgenden Bestandteilen:

Abb. 42 > Fliessschema eines von oben nach unten durchströmten GAK-Filters (Schwerkraftfilter)

Prinzipschema eines von oben nach unten durchströmten, rückspülbaren GAK-Filters.



- *Filterbett:* Das Filterbett wird mit einer oder verschiedenen Aktivkohleschichten gefüllt. Manchmal wird unten eine Stützschicht aus Kies eingebracht.
- *Rückspülvorrichtung:* Mit der Rückspülung werden zurückgehaltene Feststoffe, sowie ein Teil des Biofilms, der sich auf den Filter- und den Kornoberflächen bildet, entfernt. Die Rückspülung erfolgt, indem Abwasser, Luft, und/oder ein Abwasser-Luft-Gemisch eingetragen wird.
- *Entleerung/Austauschmöglichkeit:* Die Aktivkohle belädt sich mit der Zeit mit den organischen Stoffen. Nach Erreichen der Adorptionskapazität muss das Filtermaterial ausgetauscht und durch neue (oder regenerierte) Aktivkohle ersetzt werden.
- *Steuerung/Regelung:* Aktivkohlefilter benötigen grundsätzlich nur einen geringen mess- und regelungstechnischen Aufwand. Die Rückspülung kann entweder über die Zeit oder über den Druckverlust gesteuert werden. Hingegen gestaltet sich die Überwachung der Reinigungsleistung bezüglich Mikroverunreinigungen, die über das Austauschintervall der Aktivkohle entscheidet, eher schwierig. Für die Überwachung der Reinigungsleistung bezüglich Mikroverunreinigungen müssen geeignete Parameter oder Einstellungen gefunden werden.

Zunehmende Filterbeladung in Fliessrichtung

In Aktivkohlefiltern nimmt die Konzentration gelöster Stoffe in Fliessrichtung ab, wichtig ist aber auch der Effekt der Vorbeladung. In einem Filter kann man drei Zustände beschreiben:

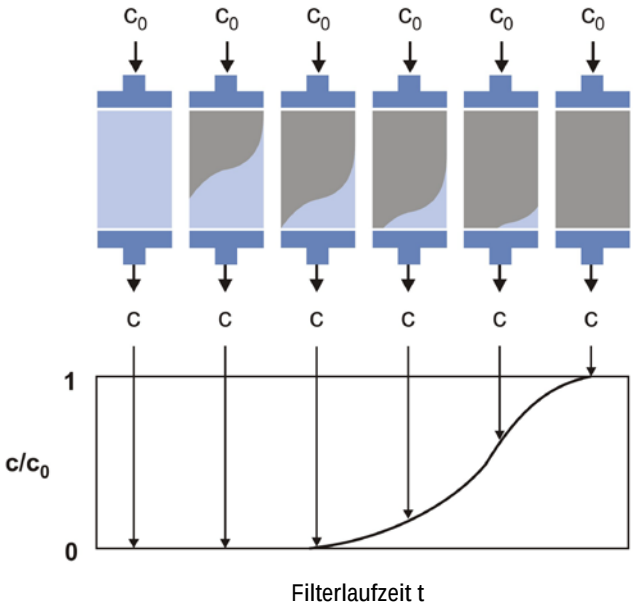
- *Gesättigte Zone:* Im in Fliessrichtung zuerst durchströmten Bereich stellt sich ein Gleichgewicht ein. Die Adsorptionskapazität des Filters ist an dieser Stelle erschöpft.
- *Unbeladene Zone:* Der Filter wird in Fliessrichtung beladen, d. h. das Adsorbat wird im ersten Teil komplett entfernt. Die unbeladene Zone war somit noch nicht in Kontakt mit dem Adsorbat.
- *Arbeitsfront:* Der Bereich zwischen der gesättigten und der unbeladenen Zone wird als Arbeitsfront bezeichnet. In diesem Bereich ist die Kohle noch nicht im Gleichgewicht, die Adsorption findet dort statt. Die Arbeitsfront wandert in Fliessrichtung durch den Filter. Sobald sie das Ende des Filters erreicht, beginnt der Durchbruch, d. h. die Konzentration des Adsorbats beginnt anzusteigen. Die Form der Arbeitsfront sowie die Geschwindigkeit, mit der sie durch den Filter wandert, ist für jede Substanz individuell.
- *Vorbeladung:* Aufgrund der zunehmenden Beladung in Fliessrichtung und die verschiedenen Adsorptionseigenschaften sieht die Arbeitsfront für jeden Stoff anders aus. Da nicht nur die «Zielstoffe» sorbieren, werden die Sorptionsplätze jedoch auch von «Hintergrund-DOC» belegt. Dadurch vermindert sich die Kapazität für die Sorption der Spurenstoffe. Bei einer PAK-Anwendung tritt dieser Effekt nicht auf.

Konzentrationsprofil im Filter und im Ablauf

Die Abb. 43 zeigt schematisch, wie sich die Arbeitsfront während der Filterlaufzeit verschiebt und wie sich die Ablaufkonzentration entwickelt. Für die Elimination von Mikroverunreinigungen ist von Bedeutung, dass die Konzentrationsprofile im Ablauf für jeden Einzelstoff anders aussehen, d. h. je nach gewünschter Eliminationsleistung und gewählter Leitsubstanz sind unterschiedliche Filterlaufzeiten möglich.

Abb. 43 > Verlauf der Arbeitsfront und Konzentrationsprofil für einen Beispielstoff

Verlauf der Arbeitsfront bei einstufiger Beladung.



Quelle: Beier 2010, nach Sontheimer et al. 1985

Aktivkohlefilter in Serie

Das Filtermaterial wird – in Abhängigkeit des Reinigungsziels – vor dem Erreichen der maximalen Beladung ausgetauscht. Um eine bessere Ausnützung der Kohle zu erreichen, können dann Filter in Serie geschaltet werden. Dies bedingt aber einen grösseren baulichen (Filtervolumen) und betrieblichen Aufwand und dürfte in der Regel nicht wirtschaftlich sein (Alt & Barnscheidt 2011).

Rückgespülte Filter weisen eine gleichmässige Beladung auf

Aktivkohlefilter mit Rückspülung weisen keine ausgeprägte Arbeitsfront, resp. gesättigte und ungesättigte Zonen auf. Durch die Rückspülung wird die Kohle immer neu eingeschichtet und die Beladung ist somit mehr oder weniger gleichmässig über den Filter verteilt.

Filterstandzeit wird mit BVT angegeben

Da die absolute Filterlaufzeit eine Grösse ist, die stark von den individuellen Verhältnissen abhängt (Filtervolumen, Abwasserdurchfluss), wird häufig die Grösse «durchgesetztes Bettvolumen» BVT (bed volume treated) oder EBV (empty bed volumes) verwendet, die beschreibt, wie viel Abwasser pro Filtervolumen behandelt wird:

$$BVT = EBV = \frac{V_{behandelt}}{V_{Filter}}$$

Je grösser das BVT gewählt wird, desto länger ist die Filterstandzeit und desto tiefer liegen die Kosten. Anhand des BVT kann die notwendige Kohlemenge berechnet werden.

10.1.3 Planung, Bau und Betrieb von GAK-Filtern

Planung und Dimensionierung

Filtergeschwindigkeit und Kontaktzeit

Der grosse Vorteil der granulierten Aktivkohle liegt darin, dass sie regeneriert werden kann und damit weniger frische Kohle verbraucht wird. Aktivkohlefilter werden mit einer Kontaktzeit (EBCT = empty bed contact time) von 5–30 Minuten und einer Filtergeschwindigkeit von 5–15 m/h ausgelegt (Metcalf & Eddy 2003). Die Filterbetthöhe bewegt sich somit in der Grössenordnung von 2–4 m. Da selbst gut gereinigtes Abwasser noch 5–15 mg TSS/l enthält, muss eine Vorfiltration und/oder eine Rückspüleinrichtung vorgesehen werden, um Verstopfungen zu vermeiden.

Filterstandzeit ist entscheidend, aber noch zu wenig bekannt

Die wichtigste Grösse für Betrieb, Energieverbrauch und Kosten ist die Filterstandzeit, d. h. nach wie vielen durchgesetzten Bettvolumen (BVT) die Filterpackung ausgewechselt werden muss. Für diese Grösse, die vom gewünschten Reinigungsziel abhängt, gibt es (noch) keine Angaben, da zu wenige Erfahrungen vorliegen. Als Näherung werden als «worst-case» die Behandlung von Spitalabwasser (Beier 2010) und als «best-case» die Behandlung von Trinkwasser (Corwin & Summers 2011) betrachtet. Als Behandlungsziel wird angenommen, dass die Eliminationsleistung für Diclofenac mindestens 70 % betragen muss und das Filtermaterial anschliessend ausgetauscht werden muss. Da Diclofenac eher schlecht sorbiert, dürfte damit die mittlere Elimination aller Stoffe bei ca. 80 % liegen. Im Spitalabwasser (Hintergrund DOC ≈ 10 mg/l) wird dieser Wert nach ca. 7500 BVT erreicht, im Trinkwasser (Hintergrund DOC ≈ 2 mg/l) nach ca. 30 000 BVT.

Betrieb

Betrieblich mit Sandfiltern vergleichbar

Aktivkohlefilter sind – wie Sandfilter – Raumfilter. Die Filter müssen regelmässig rückgespült werden und das Rückspülwasser in die Vorklärung oder die biologische Stufe zurückgeführt werden. Da aber im Gegensatz zu einem Sandfilter das Filtermaterial regelmässig ausgetauscht werden muss, sind auch die Zugänglichkeit und Austauschmöglichkeit bedeutend.

Austausch der Filterpackung relativ rasch

Der Aufwand für die Erneuerung der Filterpackung hält sich in Grenzen und ist abhängig von der Grösse des Filters. Die beladene Aktivkohle wird in der Regel mit speziellen Saugwagen abgezogen, die frische Aktivkohle anschliessend eingefüllt. Dieser Vorgang dauert für eine Zelle gemäss Herstellerangaben bei kleinen Filtern wenige Stunden, bei grösseren Filtern 4–6 Stunden.

Betriebssicherheit während Austausch gewährleisten

Um auch während des Austauschvorganges eine Elimination zu gewährleisten, sind mindestens zwei Filter vorzusehen. Bei einer grösseren Anzahl Filterzellen muss die Zulaufsteuerung so ausgestaltet sein, dass die Ausserbetriebnahme von einzelnen Filterzellen (während Kohleaustausches oder Rückspülungen) den Betrieb der Anlage nicht beeinträchtigt.

Energie

Energieverbrauch ARA vergleichbar mit Sandfilter

Der Energiebedarf für einen GAK-Filter bewegt sich lokal im ähnlichen Rahmen wie für eine Sandfiltration, d. h. 0,01–0,05 kWh/m³. Diese Grösse deckt sich mit der Be-

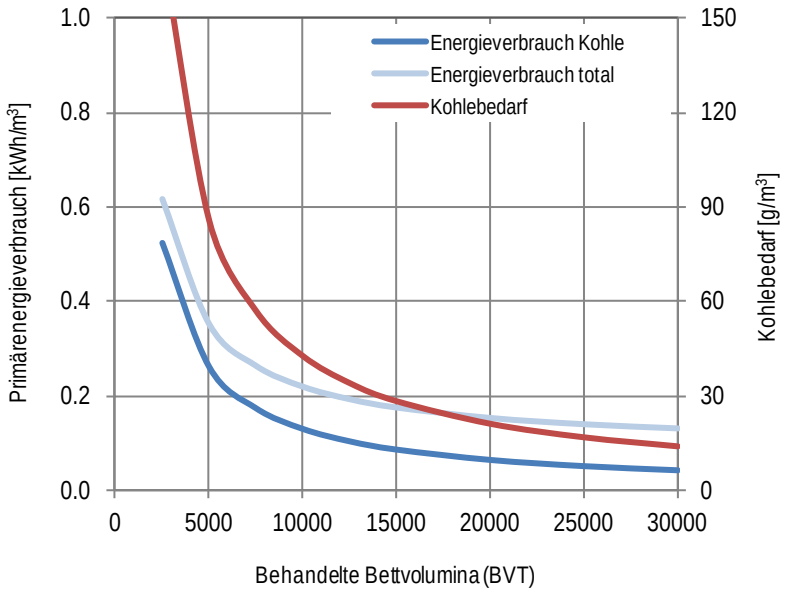
rechnung für die GAK-Filtration der ARA Lage in Deutschland, bei der ein Stromverbrauch von 0,03 kWh/m³ abgeschätzt wurde.

Regenerierung energetisch günstiger als Herstellung

Wie im Kapitel 5.3.2 gezeigt, ist bei der Aktivkohle eine Gesamtbilanz notwendig, d. h. der Energieverbrauch für die Herstellung oder Regenerierung ist ebenfalls zu berücksichtigen. Der Energieverbrauch ist aber von der Filterstandzeit abhängig. Weder über den Energieverbrauch der Herstellung von Aktivkohle noch deren Regenerierung liegen verlässliche Zahlen vor. Literaturwerte variieren um einen Faktor 20, zwischen 3 MJ/kg (Esser-Schmittmann & Schmitz 2008) und 60 MJ/kg (Larsen et al. 2010). Abb. 44 zeigt, wie sich der Primärenergieverbrauch für die GAK-Herstellung und -Regenerierung in Abhängigkeit der Filterlaufzeit verhält. Die baulichen und abwassertechnischen Grundlagen dazu basieren auf der Dimensionierung der ARA Lage (Alt & Barnscheidt 2011). Für die Herstellung von Aktivkohle wird mit einem Primärenergieverbrauch von 110 MJ/kg gerechnet. Bei der Regenerierung wird ein Kohleverlust (Abbrand) von 10 % angenommen, der mit frischer Aktivkohle ersetzt werden muss. Die Regenerierung ist gemäss Herstellerangaben nahezu energieneutral (Esser-Schmittmann & Schmitz 2008). Daraus folgt, dass mit dem gleichen Energieaufwand etwa 10 mal mehr GAK als PAK verwendet werden könnte, GAK also ab ca. 5000 BVT energetisch günstiger ist als PAK. Diese Angaben sind aber mit grossen Unsicherheiten behaftet, da einerseits nur wenige, stark variierende Zahlen zum Energiebedarf der Regenerierung vorliegen und andererseits nicht untersucht wurde, wie sich die Regenerierung auf die Adsorptionskapazität bezüglich Mikroverunreinigungen auswirkt.

Abb. 44 > Primärenergieverbrauch und Kohlebedarf eines GAK-Filters

Primärenergie- und Kohleverbrauch eines GAK-Filters in Abhängigkeit der Filterstandzeit (in BVT). Ab einer Standzeit von etwa 5000 BVT ist der Energieverbrauch aufgrund der Regenerierung trotz grösserem Aktivkohlebedarf tiefer als bei der PAK-Anwendung. Die Daten zum Energieverbrauch sind aber mit sehr grossen Unsicherheiten behaftet!



Kosten

Kosten ab Filterstandzeit von ca. 6–9 Monaten mit PAK vergleichbar

Wie beim Energieverbrauch ist auch für die Kosten entscheidend, wie viel Abwasser pro Aktivkohlemenge (BVT) behandelt werden kann. Je kürzer die Standzeit, desto unwirtschaftlicher das Verfahren. Für die ARA Lage in Deutschland liegt eine detaillierte Kostenschätzung vor. Unter der Annahme einer durchschnittlichen Filterstandzeit von 6 Monaten (ca. 7500 BVT) wurden dafür spezifische Kosten von rund 0.08 €/m³ (ca. 3.20 €/EW_{max}/a) errechnet. Die Baukosten machen etwa 40 % der Kosten aus (Alt & Barnscheidt 2011). In den Niederlanden werden alleine die Betriebskosten deutlich höher geschätzt, bei einer ARA der gleichen Grösse wie Lage und gleicher Filterstandzeit betragen diese ca. 10 €/EW/a (STOWA 2010). Als minimale Kosten können die Kosten eines Sandfilters beigezogen werden (siehe Tab. 25, dazu kommt ein Anteil für die Aktivkohle.

10.1.4 Auswirkungen auf die Wasserqualität

Organische Summenparameter und Nährstoffe

Zusätzliche Elimination von organischen Stoffen (20–40 %)

Neben den Mikroverunreinigungen bewirkt ein GAK-Filter eine zusätzliche Elimination der organischen Restverschmutzung, der Feststoffe (TSS) sowie von adsorbierbaren, organischen Halogenen (AOX). Die effektive Leistung bezüglich DOC- oder CSB-Elimination hängt aber von den jeweiligen Bedingungen ab: In frühen Versuchen der Eawag wurde eine DOC-Elimination von 40–80 % beobachtet, die teilweise auf Adsorption, aber auch auf biologischen Abbau zurückzuführen war (Roberts et al. 1977). In Versuchen bei 4 ARA in den Niederlanden (STOWA 2010) wurde eine mittlere CSB-Elimination zwischen 15–30 % gemessen (bei Standzeiten zwischen 10 000 und 15 000 BVT), was sich auch gut mit Erfahrungen mit Spitalabwasser deckt (Beier 2010).

Auf die Nährstoffe hat ein GAK-Filter nur einen geringen Einfluss (STOWA 2010).

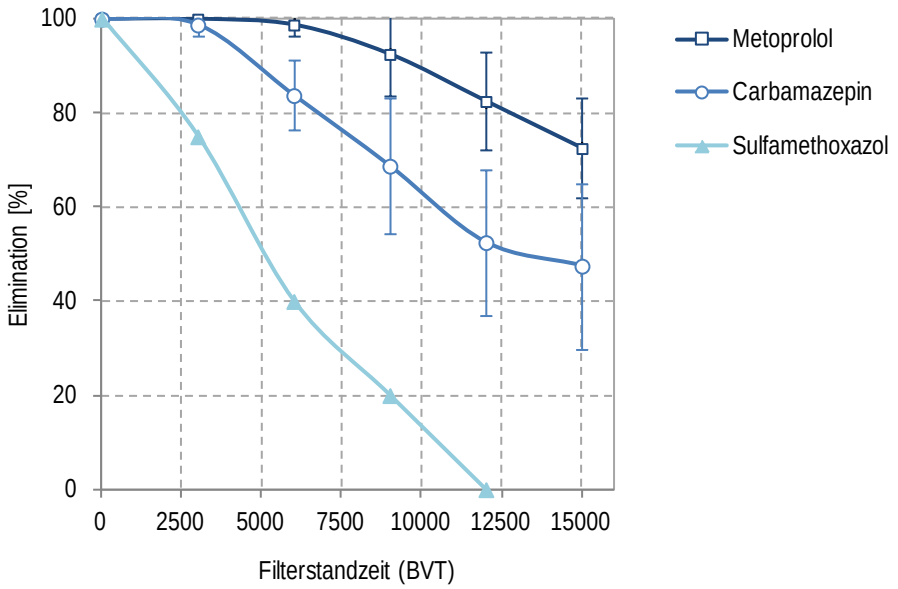
Mikroverunreinigungen

Elimination nimmt mit zunehmender Filterstandzeit ab

Mit GAK-Filtern können gute Eliminationsleistungen und damit tiefe Ablaufkonzentrationen erreicht werden. Insbesondere in einem Filter mit frischer Aktivkohle sind die Ablaufkonzentrationen der meisten Stoffe sehr tief und lassen sich anhand gemessener Isothermen relativ gut vorhersagen. Wegen der verschiedenen Durchbruchskurven sinkt die Eliminationsleistung von schlecht sorbierbaren Stoffen (z. B. Sulfamethoxazol) bereits nach relativ kurzer Zeit, mit zunehmender Filterlaufzeit nimmt die Eliminationsleistung für alle Stoffe ab. In Abb. 9 ist die Eliminationsleistung eines gut sorbierenden (Metoprolol), eines mittel sorbierenden (Carbamazepin) und eines schlecht sorbierenden Stoffes (Sulfamethoxazol) mit zunehmender Filterstandzeit aufgetragen. Die Elimination entspricht dem Mittelwert von vier (Metoprolol, Carbamazepin), resp. zwei (Sulfamethoxazol) verschiedenen Pilotanlagen in den Niederlanden (STOWA 2010).

Abb. 45 > Elimination von drei Mikroverunreinigungen in einem GAK-Filter

Elimination von Carbamazepin, Metoprolol und Sulfamethoxazol in GAK-Filtern in den Niederlanden. Mittelwert (teils gerundete und interpolierte Werte) aus vier (Carbamazepin, Metoprolol; mit Standardabweichung), resp. zwei (Sulfamethoxazol) Versuchen. Mit zunehmender Filterstandzeit nimmt die Eliminationsleistung deutlich ab.



Eigene Darstellung, Daten aus STOWA 2010

Noch nicht genügend Erfahrungen

Aus der Abbildung ist ersichtlich, dass der Aktivkohle-Filter nach 12 000 BVT (entsprach im Versuch ca. 180–200 Tagen) mit Sulfamethoxazol gesättigt ist. Für die anderen Stoffe wird immer noch eine Elimination von 50–80 % beobachtet. Leider liegen nicht zu genügend Stoffen ausreichend viele Ergebnisse vor, so dass die «mittlere» Elimination resp. die notwendige Filterstandzeit nicht bestimmt werden können.

Ökotoxikologische Parameter

Abnahme der östrogenen Aktivität

In der Studie der Niederlanden wurde die Veränderung der östrogenen Wirkung mit dem ER-Calux-Test ermittelt. Dabei zeigte sich, dass die Elimination einerseits stark schwankt und mit zunehmender Filterstandzeit abnimmt, insgesamt aber meist Werte von 75 – > 90 % erreicht werden.

Im Rahmen einer Pilotstudie mit Spitalabwasser (Pinnekamp et al. 2009, Beier 2010) wurden verschiedene Biotests im Zu- und Ablauf der Aktivkohlefiltration durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass, sofern im Zulauf des Kohlefilters noch toxische Effekte nachgewiesen werden konnten, diese im Ablauf des Aktivkohlefilters unter der Nachweisgrenze lagen. Die einzige Ausnahme waren die Tests für Gentoxizität (umuC, Ames), bei denen im Ablauf trotz deutlicher Reduktion von über 75 % noch eine geringfügige Toxizität nachgewiesen wurde.

10.1.5 Fazit GAK

Vorteil Regenerierung

GAK wird in nachgeschalteten Festbettfiltern eingesetzt. Die frische Kohle weist eine sehr gute Adsorptionskapazität auf, die im Laufe der Zeit abnimmt. Wenn die Ablaufwerte nicht mehr den gesetzten Zielen entsprechen, muss die Aktivkohle ausgetauscht werden. Die GAK kann aber im Gegensatz zu PAK mit leichten Verlusten regeneriert werden, was deutlich weniger Energie benötigt als die Herstellung von frischer Aktivkohle.

Zu Beginn gute Eliminationsleistung – Filterstandzeit unbekannt

Für die Entfernung von Mikroverunreinigungen mit GAK-Filtern liegen erst wenige Untersuchungen vor. Es wurde gezeigt, dass deren Elimination zumindest in der Anfangsphase sehr gut ist. Mit zunehmender Filterlaufzeit steigen die Ablaufkonzentrationen sukzessive an. Die entscheidende Frage ist, wann die Eliminationsleistung nicht mehr ausreicht und das Filtermaterial ausgetauscht werden muss. Diese Frage kann zur Zeit leider nicht beantwortet werden. Das Verfahren wird ab einer Filterlaufzeit ab ca. 12 000–15 000 BVT (ca. 6 Monate) interessant.

10.2 Dichte Membranen – Nanofiltration und Umkehrosmose

10.2.1 Grundlagen

Unterscheidung zwischen porösen und dichten Membranen

Die druckgetriebenen Membranverfahren gehören zu den physikalisch-chemischen Verfahren und werden in vier Klassen eingeteilt: Mikrofiltration (MF), Ultrafiltration (UF), Nanofiltration (NF) und Umkehrosmose (RO). Die Mikro- und Ultrafiltration werden als poröse Membranverfahren, die Nanofiltration und Umkehrosmose als dichte Membranen bezeichnet. Mikro- und Ultrafiltrationsmembranen werden in der kommunalen Abwasserreinigung u.a. in Membranbioreaktoren (MBR) eingesetzt, weil durch die komplette Abtrennung der Feststoffe ein höheres Schlammalter bei geringerem Platzbedarf möglich ist sowie ein kompletter Rückhalt von Keimen erreicht wird. Bezüglich der Elimination von Mikroverunreinigungen zeigen MBR keine signifikante Verbesserung (Kapitel 6.4). In diesem Kapitel werden nur die dichten Membranen behandelt. Die Nanofiltration wird bisher vor allem in der Industrie und Trinkwasseraufbereitung angewendet, die Umkehrosmose vorwiegend bei der Meerwasserentsalzung. Einzelne Anlagen zur Behandlung von gereinigtem kommunalem Abwasser sind ebenfalls im Einsatz: bekannt sind die Anlagen in Wulpen (Belgien), Orange County (USA) und Singapur. Bei all diesen Anlagen wird das produzierte Wasser nach weiteren Behandlungsschritten zu Trinkwasser aufbereitet.

Dichte Membranen: Rückhalt von gelösten Stoffen

Mit den dichten Membranen werden neben Feststoffen selektiv auch gelöste Stoffe wie Makromoleküle oder Ionen zurückgehalten. Die dichten Membranen bestehen aus einem Material, das – vereinfacht gesagt – für Wasser eine höhere Durchlässigkeit aufweist als für die darin gelösten Stoffe. Im Gegensatz zu den porösen Membranen werden die Stoffe nicht nur durch Grössenausschluss, sondern auch durch elektrostatische Wechselwirkungen zurückgehalten. Eine Eigenschaft der Nanofiltrationsmembranen ist zudem ihre Ionenselektivität. So können einwertige Ionen (z. B. Chlorid, Natrium) die Membran je nach Membrantyp meist passieren, während mehrwertige Ionen

(z. B. Calcium, Magnesium, Sulfate) besser zurückgehalten werden. Der Rückhalt hängt dabei von der gewählten Membran, den Betriebsbedingungen sowie der Rohwasserqualität ab.

Nanofiltration und Umkehrosmose sind nicht immer eindeutig zuzuordnen

Nanofiltrationsmembranen halten definitionsgemäss alle Substanzen mit einem Molekulargewicht von etwa 200 g/mol, resp. einem Durchmesser > 2nm zurück. Als Vergleich: Viren haben eine Grösse von 20–300 nm, in der Abwasserreinigung werden die ungelösten Stoffe mit einem Filter mit Porengrösse 450 nm bestimmt. Bei der Umkehrosmose passiert ein Lösemittel eine semipermeable Membran entgegen dem osmotischen Druck. Nanofiltration und Umkehrosmose lassen sich nicht immer sauber auseinanderhalten.

Produkte: Permeat und Konzentrat

Damit das Wasser eine dichte Membran passieren kann, muss es unter Druck gesetzt werden. Als Produkt fallen dann das gereinigte Wasser (Permeat), sowie als Abfallprodukt das Konzentrat (auch Retentat) an, in dem die zurückgehaltenen Stoffe aufkonzentriert vorliegen.

Ausbeute: Anteil des Wassers, der die Membran passiert

Die Ausbeute bezeichnet das Verhältnis zwischen Permeat und Rohabwasser, wobei zur Zeit Werte von 75–90 % (Schrader 2006) erreicht werden können, d. h. dass 10–25 % des Abwassers als Konzentrat anfallen. Dieses Konzentrat mit allen zurückgehaltenen Stoffen muss weiter behandelt und entsorgt werden. Durch den Rückhalt der Stoffe auf der Membran kommt es zudem zur Ausbildung einer Deckschicht, die die Leistung rasch vermindert und die deshalb regelmässig entfernt werden muss.

10.2.2 Verfahrenstechnik

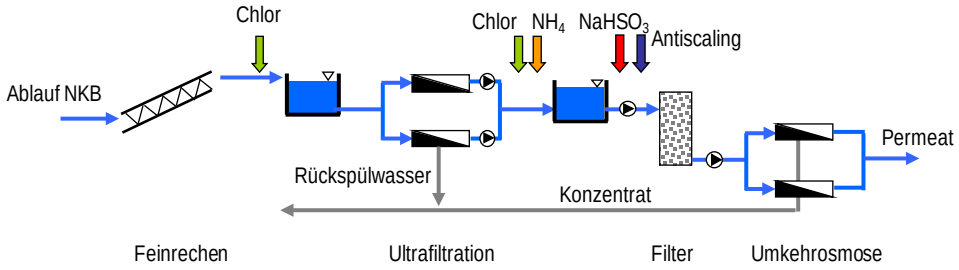
Meist Vorreinigung und Konditionierung des Wassers notwendig

Das Abwasser aus der biologischen Reinigung enthält meist zwischen 5–15 mg/l ungelöste Stoffe (TSS). Für die Nanofiltration muss das Rohwasser praktisch feststofffrei sein und sollte keine abbaubaren Stoffe enthalten, um den Aufwuchs einer Biofilmschicht zu verhindern. Es ist also einerseits eine weitgehende biologische Vorreinigung sowie als erster Schritt eine Vorfiltration (Mikro- oder Ultrafiltration) notwendig. Anschliessend wird das Abwasser auf Betriebsdruck gebracht und durchströmt die Filtermodule. Je nach Anordnung der Module wird das Wasser direkt filtriert (single-pass) oder mehrmals im Kreislauf geführt, um die Fliessgeschwindigkeit auf der Membran zu erhöhen, damit Ablagerungen wegzuschwemmen und den Aufbau der Deckschicht auf der Membranoberfläche zu verlangsamen. Je nach Abwasserzusammensetzung und Membrantyp muss das Wasser zudem mit Hilfe von Chemikalien (z. B. Säure, Chlor) konditioniert werden.

Abb. 46 zeigt ein Fliessschema einer Anlage mit Ultrafiltration und Umkehrosmose zum Wasserrecycling.

Abb. 46 > Fliessschema einer Membrananlage mit Ultrafiltration und Umkehrosmose

Fliessschema der Abwasserbehandlungsanlage in Wulpen (Belgien). Aufgrund der Grundwasserversalzung wird in Wulpen seit 2002 das gereinigte kommunale Abwasser in einer RO-Anlage behandelt. Das Permeat wird anschliessend ins Grundwasser infiltriert und von dort als Trinkwasser gewonnen. Das Konzentrat wird ins Meer geleitet.



Nach Van Houtte & Verbauwhede 2007

Eine NF- oder RO-Anlage besteht aus folgenden Bestandteilen:

- *Vorfiltration:* Der Zulauf zur Nanofiltrationsanlage muss möglichst partikelfrei sein, um Ablagerungen auf der Membran zu minimieren. Aus diesem Grund wird das Rohwasser beispielsweise mit einer Ultrafiltration vorfiltriert.
- *Druckerhöhung:* Um den Widerstand der Membran zu überwinden, sind Druckdifferenzen im Bereich von > 3 bar (300 kPa) notwendig. Das Abwasser muss auf diesen Betriebsdruck gebracht werden.
- *Konditionierung:* Eine zu schnelle Zunahme des Druckwiderstandes der Membran durch biologischen Bewuchs (Biofouling) oder Ausfällungen (Scaling) erhöht die Häufigkeit der chemischen Membranreinigung. Um Ausfällungen zu verhindern, muss der pH im Bereich zwischen 4–7,5 liegen. Je nach Rohwasserqualität werden noch andere Hilfsmittel dosiert (z. B. Chloramin, um den biologischen Bewuchs zu verringern).
- *Membranmodule:* Die Membranmodule werden in der Regel als Wickel- oder Kapillarmodule ausgestaltet. Die Filterfläche muss auf den maximal zu behandelnden Fluss ausgelegt werden, zuzüglich Reserven für Membranreinigungen. Bei grösseren Anlagen wird die Anordnung der Membranfläche so gestaltet, dass der Bedarf an interner Rezirkulation minimiert wird. Um Ablagerungen möglichst gering zu halten, wird die Fliessgeschwindigkeit auf der Membran erhöht.
- *Reinigungsvorrichtung:* Die Membranen müssen regelmässig gereinigt werden, um die Permeatleistung und Standzeiten zu erhöhen. Dafür sind entsprechende Vorrichtungen nötig (Pumpen, Auffangbecken, Reinigungschemikalien).
- *Konzentratbehandlung:* Die chemische Struktur der zurückgehaltenen Stoffe verändert sich nicht (mit Ausnahme von Ausfällungen), d. h. das Konzentrat muss weiterbehandelt und entsorgt werden.
- *Nachbehandlung:* Das Permeat einer Nanofiltrationsanlage muss vor der Einleitung in ein Gewässer oder der Wiedernutzung unter Umständen weiter aufbereitet werden, beispielsweise durch pH-Korrektur, Zugabe von Salzen o.ä.

10.2.3 Planung, Bau und Betrieb von dichten Membranen

Planung und Dimensionierung

Verschiedene Grössen beeinflussen sich

Bei der Auslegung einer Nanofiltrationsanlage muss berücksichtigt werden, dass sich verschiedene Aspekte gegenseitig beeinflussen: Membranmaterial, Betriebsdruck, Ausbeute, Reinigungsfrequenz, Vorreinigung, Konditionierung. Diese haben zudem eine Auswirkung auf den Rückhalt von Mikroverunreinigungen.

Unterschiede im spezifischen Durchsatz

In der Literatur findet sich eine sehr grosse Spannweite von typischen Flächenleistungen. An der Eawag wurde der Ablauf eines MBR bei 6 l/m²/h und 5 bar mit einer RO-Membran filtriert (Joss et al. 2011), beim Spitalabwasserprojekt lag die Flächenleistung bei 3,5–10 l/m²/h (Pinnekamp et al. 2009, Beier 2010). Höhere Leistungen von 15–25 l/m²/h bei 1,7–3,5 bar wurden in einem Versuch in Deutschland erzielt, dabei lag aber die Ausbeute bei nur etwa 65–85 % (Kazner et al. 2008). Die Anlage in Wulpen wird bei etwa 20 L/m²/h und einem Druck von ca. 6 bar betrieben (Van Houtte & Verbauwhede 2007).

Behandlung/Entsorgung des Konzentrats ist aufwändig

Das grösste Problem bei der Entfernung von Mikroverunreinigungen mittels Nanofiltration ist die Entsorgung des Konzentrats. Bei einer (hohen) Ausbeute von 90 % fallen pro Einwohnerwert und Tag rund 30–40 l davon an. Für dessen Behandlung und Entsorgung existieren zwei Möglichkeiten, nämlich die weitere Aufkonzentrierung und Verbrennung, sowie eine weitere Behandlung. Beide Varianten sind mit hohen Kosten verbunden. Als weitere Behandlung wurden bisher die Ozonung, die Rückführung in die Biologie sowie die Behandlung mit Aktivkohle untersucht (Benner et al. 2008, Kazner et al. 2009, Joss et al. 2011), wobei ähnliche Mengen an Ozon oder Aktivkohle notwendig sind wie bei der Behandlung des gesamten Ablaufs einer ARA (Benner et al. 2008).

Betrieb

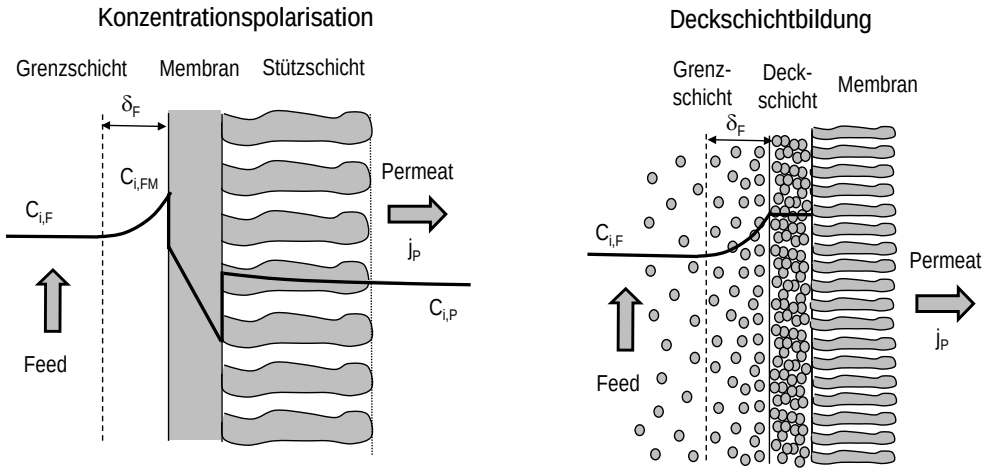
Betriebsprobleme: Fouling und Scaling

Während des Betriebs muss ein ausreichender Abwasserdurchsatz sichergestellt werden. Durch den Rückhalt der gelösten Stoffe treten auf der Membran verschiedene Phänomene auf, die zu einer verminderten Leistung, bzw. Abnahme der Permeabilität führen (Schaefer et al. 2008):

- *Konzentrationspolarisation:* Die zurückgehaltenen Komponenten konzentrieren sich an der Membranoberfläche auf. Im Extremfall führt dies zu Ausfällungen, dem sogenannten Scaling (Abb. 47).
- *Fouling:* Unter Fouling versteht man organische Ablagerungen auf der Membranoberfläche, sei es durch biologischen Bewuchs (Biofouling) oder durch die Ablagerung von organischem Material.

Abb. 47 > Abnahme der Permeabilität durch verschiedene Prozesse

Effekte der Konzentrationspolarisation und Deckschichtbildung, die zu Scaling, bzw. einer Abnahme der Permeabilität führen.



Siegrist & Joss 2004

Die Deckschicht wirkt sich auf die Rückhalteleistung, den Betriebsdruck, die Reinigungsfrequenz und die Ausbeute aus. Die üblichen Massnahmen gegen die Deckschichtbildung sind eine gute Vorreinigung des Rohwassers, Konditionierung, hohe Fliessgeschwindigkeiten und die regelmässige chemische Reinigung (van der Bruggen et al. 2008). Bis zu einem gewissen Grad sind Fouling und Scaling reversibel, d. h. nach einer Reinigung wird die ursprüngliche Leistung wieder erreicht.

Fouling und Scaling müssen minimiert werden

Energie

Der wichtigste Energieverbraucher einer Nanofiltrations- oder Umkehrosmoseanlage ist die Druckerhöhungspumpe, die 50–75 % des Energieverbrauchs ausmacht (Liikanen et al. 2006, Schrader 2006). Für den Betrieb der Umkehrosmose in Wulpen wird ein Energieverbrauch von rund 0,6 kWh/m³ Permeat angegeben (van Houtte und Verbauwhede 2007), das entspricht bei einer Ausbeute von rund 75 % einem spezifischen Energieverbrauch von 0,45 kWh/m³ Abwasser. Darin nicht berücksichtigt ist die Ultrafiltration (ca. 0,15 kWh/m³) sowie die Entsorgung des Konzentrats, das zunächst ohne Behandlung in einen Brackwasserkanal geleitet und später in einer Pflanzenkläranlage behandelt wurde.

Energieverbrauch > 0,5 kWh/m³

Kosten

Für die kommunale Abwasserreinigung der Schweiz liegen noch keine zuverlässigen Kostenberechnungen vor. Zwei Studien aus den Niederlanden geben Kosten zwischen 0.2–0.3 €/m³ (ohne Konzentratbehandlung) (Roorda et al. 2005), resp. ca. 0.55 $/m³ an (Yangali-Quintanilla 2010). Eine Studie aus Deutschland rechnet mit Behandlungskosten (ohne Konzentratbehandlung) von ca. 0.4 €/m³. Für die grosstechnische Anlage in Wulpen werden Kosten von 0.45 €/m³ angegeben, während die Kosten in einer

Kosten im Bereich von 0.5 Fr./m³

Anlage in den USA (Orange County) auf 0.78 $/m³ veranschlagt werden (Patel 2009, aus Yangali-Quintanilla 2010).

In all diesen Kosten ist keine weitergehende Konzentratbehandlung enthalten. In der Schweiz müssten die Mikroverunreinigungen im Konzentrat weiter behandelt werden (z. B. adsorptiv, biologisch, oxidativ), was die Kosten nochmals deutlich in die Höhe treibt.

Konzentratbehandlung kostet zusätzlich

10.2.4 Auswirkungen auf die Wasserqualität

Organische Summenparameter, Nährstoffe und Keime

Das mittels Nanofiltration gereinigte Abwasser ist partikelfrei. Der DOC-Rückhalt ist in der Regel > 90 % (Kazner et al. 2009, Schrader 2006, Jacob et al. 2010). Zu Ammonium und Nitrat liegen nur wenige Angaben vor, Nitrat wurde in Versuchen der Eawag zu rund 80 % zurückgehalten (Joss et al. 2011). Phosphor liegt im Ablauf einer ARA teilweise an Partikel gebunden vor. Dieser Anteil wird somit komplett entfernt. Auch gelöstes Phosphat wird in der Regel sehr gut zurückgehalten, in der Literatur liegen die Konzentrationen im Ablauf meist unter der Nachweisgrenze (Joss et al. 2011, van Houtte und Verbauwhede 2007), was einem Rückhalt von über 90 % entspricht.

Sehr hoher Rückhalt von DOC und Nährstoffen

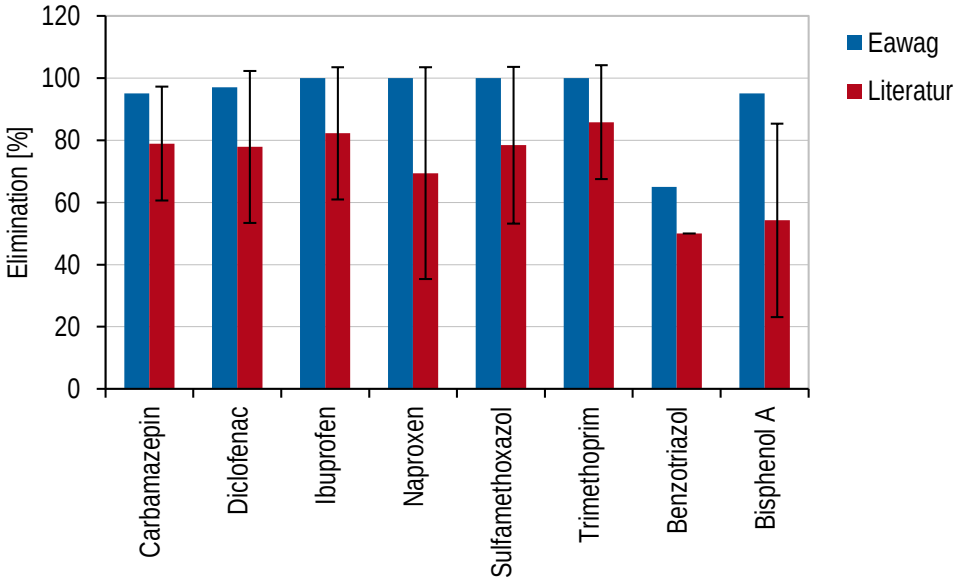
Mikroverunreinigungen

Es liegen erst wenige Untersuchungen zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser mittels Nanofiltration vor. Die meisten Versuche wurden mit Trinkwasser, Wasser aus Gewässern oder destilliertem Wasser durchgeführt. Die vielen unterschiedlichen Randbedingungen der Experimente (Rohwasser, Anfangskonzentrationen, Membrantyp, Betriebsbedingungen, untersuchte Substanzen) erschweren die Angabe repräsentativer Eliminationsraten. In der Abb. 48 sind die Eliminationsraten eines Versuchs, der an der Eawag mit kommunalem Abwasser durchgeführt wurde, aufgetragen. Diesen Werten werden Eliminationsraten aus der Literatur gegenübergestellt. Dargestellt werden nur Substanzen, die in mindestens vier Studien gemessen wurden.

Erst wenige Daten für kommunales Abwasser

Abb. 48 > Elimination augewählter Substanzen mittels Nanofiltration

Elimination von acht repräsentativen Stoffen mittels Nanofiltration oder Umkehrosmose in einem Pilotversuch der Eawag verglichen mit Werten aus Literaturstudien. Bei der Eawag-Pilotanlage war eine RO-Membran im Einsatz, während in den Literaturstudien verschiedenste Membranen eingesetzt wurden. Es wurden (mit Ausnahme von Benzotriazol) nur Stoffe berücksichtigt, für die mindestens 4 Messwerte vorlagen.



Joss et al. 2011, Kimura et al. 2009, Yoon et al. 2007, Comerton et al. 2008, Yangali-Quintalla et al. 2009, Beier 2010, Chon et al. 2011, Roorda et al. 2005, Klüpfel und Frimmel 2009, Watkinson et al. 2007, Kosutic et al. 2007, Kazner et al. 2008

Generell guter Rückhalt von Mikroverunreinigungen

Aus der Abb. 48 ist ersichtlich, dass mittels Nanofiltration und Umkehrosmose sehr hohe Eliminationsleistungen erzielt werden können und das Verfahren unter diesem Aspekt angewendet werden kann. Die Fehlerbalken zeigen aber an, dass die Eliminationsleistung stark von den Betriebsbedingungen und der gewählten Membran abhängen.

Kleine, neutrale Moleküle werden eher schlechter zurückgehalten

Wie bei den anderen Prozessen ist der Rückhalt auch bei NF und RO substanzabhängig. Grundsätzlich werden kleine Moleküle schlechter zurückgehalten, die Ladung hat ebenfalls einen Einfluss, ist jedoch abhängig vom Membranmaterial sowie deren Zustand (Fouling) (Yangali-Quintanilla 2010).

Weitere Auswirkungen

Rückhalt von Ionen, Metallen und Keimen

Neben dem Rückhalt der organischen Stoffe werden bei der Nanofiltration und Umkehrosmose auch (vor allem zweiwertige) Ionen sowie Schwermetalle zurückgehalten. Zudem erfolgt eine komplette Desinfektion, da selbst Viren grösser sind als die Trenngrösse der Membran. Bei der Bekämpfung von Biofouling werden zudem meist keimtötende Chemikalien (z. B. Chloramin) eingesetzt.

Bildung von Umwandlungsprodukten durch Reinigungschemikalien beachten

Durch die Membranreinigung können Umwandlungsprodukte wie Nitrosamine gebildet werden. Diese, sowie deren Ausgangssubstanzen werden durch die Membran weitgehend zurückgehalten. In Versuchen der Eawag wurden im Ablauf nur sehr tiefe Konzentrationen von NDMA nachgewiesen (Joss et al. 2011).

10.2.5 Fazit «Dichte Membranen»

Technologie für Schweiz nicht geeignet: hohe Kosten, Entsorgung des Konzentrats

Mit dichten Membranen können Mikroverunreinigungen grundsätzlich weitestgehend zurückgehalten werden. Trotzdem ist der Einsatz dieser Technologie für die kommunale Abwasserreinigung in der Schweiz nicht geeignet: sowohl der Energieverbrauch als auch die Kosten der Abwasserreinigung steigen aufgrund erster Schätzungen um ca. 50 % oder mehr. Das anfallende Konzentrat muss in der Schweiz weiter behandelt und entsorgt werden. Diese Behandlung bedingt einen ähnlich grossen Aufwand wie die Gesamtbehandlung des ARA-Ablaufs.

Betrieb ist machbar

Der Betrieb von Nanofiltrations- oder Umkehrosmose-Anlagen zur Behandlung von kommunalem Abwasser und Wiedernutzung als Trinkwasser ist grundsätzlich möglich, wie einige Beispiele in Europa, den USA und Asien zeigen. Bei all diesen Anlagen ist eine aufwändige Vorreinigung notwendig, und der Betrieb ist nicht unproblematisch.

Einsatz zur Herstellung von Trinkwasser möglich

Da mit Nanofiltration und Umkehrosmose Wasser von sehr hoher Qualität produziert werden kann, ist ein Einsatz in Gebieten mit Wasserknappheit denkbar, um die knappen Wasserressourcen ideal zu nutzen. Zusätzliche Einsatzmöglichkeiten ergeben sich bei der Behandlung von Industrieabwässern, wo diese Verfahren eingesetzt werden könnten, um Wertstoffe aus dem Abwasser zurückzugewinnen und das Permeat als «Abfallprodukt» anfällt und als Reinwasser genutzt werden kann.

10.3 Advanced Oxidation Processes (AOP)

10.3.1 Grundlagen

Die sogenannten «Advanced oxidation processes» oder AOP beruhen auf der Oxidationswirkung des Hydroxyl-Radikals (OH·). Andere Prozesse wie die Behandlung mit Chlor oder Chlordioxid, Ultraschall, UV etc. werden gelegentlich ebenfalls den AOP zugerechnet (Klavarioti et al. 2009, Parsons 2004), hier aber nicht weiter behandelt, da sie zur Entfernung von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser aus verschiedenen Gründen nicht geeignet sind.

Vorwiegend Behandlung von Industrieabwässern und Altlasten

AOP werden bisher vor allem für die Behandlung von Industrieabwässern und zur Sanierung belasteter Grundwasservorkommen eingesetzt, vereinzelt werden sie auch in der Trinkwasseraufbereitung angewendet. Für kommunales Abwasser liegen kaum praktische Erfahrungen vor. Bisherige Erkenntnisse beruhen auf Laborversuchen und kleinen Pilotanlagen (z. B. Lee & von Gunten 2010, Kim et al. 2009, Parsons 2004, Wahlberg et al. 2010).

Vielfalt an Verfahren zur Produktion von OH-Radikalen

Im Idealfall werden die Zielstoffe durch die OH-Radikale komplett mineralisiert, d. h. organische Kohlenstoffverbindungen werden zu Kohlendioxid und Wasser, Wasserstoff zu Wasser und stickstoffhaltige Verbindungen zu Nitrat oxidiert. In der Regel wird das aber nicht erreicht, da dies einen sehr hohen energetischen Aufwand bedeuten würde. OH-Radikale sind äusserst reaktiv, damit instabil und können nicht gelagert werden. Sie müssen folglich vor Ort erzeugt und ins Abwasser eingetragen werden,

resp. direkt im Abwasser erzeugt werden. Für die Erzeugung der OH-Radikale gibt es eine Vielzahl von Verfahren (Tab. 29). Auch die Ozonung wird zu den AOP gezählt, da beim Zerfall von Ozon ebenfalls OH-Radikale entstehen.

Tab. 29 > Überblick über mögliche AOP-Verfahren

Verfahren zur Produktion von OH-Radikalen. Die Liste könnte noch weiter verlängert werden, insbesondere mit ozonbasierten Prozessen.

Verfahren	Agens/Wirkmechanismen	Beschreibung	Bedingungen/Bemerkungen
UV-H_2O_2	OH·, UV	Zugabe von H_2O_2, wird durch UV-Licht in OH-Radikale gespalten	Geringe UV-Absorbanz, feststofffrei, tiefer DOC
Fenton's Reagenz (Fe^{2+} und H_2O_2)	OH·	Zugabe von Fe^{2+} und H_2O_2, durch die Reaktion zwischen Fe (Katalysator) und H_2O_2 entstehen OH-Radikale	Tiefer pH-Wert
Photo-Fenton (Fe^{2+}, H_2O_2, UV)	OH·, UV	Wie oben, zusätzlich UV-Bestrahlung	Tiefer pH-Wert, geringe UV-Absorbanz
TiO_2, UV	OH·, UV		Geringe UV-Absorbanz
O_3 und H_2O_2	O_3, OH·	Durch die Zugabe von H_2O_2 werden mehr OH-Radikale erzeugt	Ozonung siehe Kapitel 8

Auszug aus Metcalf und Eddy 2003

Elimination von diversen Faktoren abhängig

Die Elimination eines Stoffes hängt vor allem von der Hydroxyl-Radikal-Exposition (Konzentration · Zeit) ab. Diese Exposition ist wiederum von verschiedenen Faktoren abhängig:

- *OH-Dosis:* Je grösser die Menge der verfügbaren OH-Radikale, desto besser die Elimination. Eine höhere Dosis bedingt einen grösseren Energie- oder Hilfsmittelaufwand (z. B. UV-Strahlung, H_2O_2, etc.),
- *DOC:* Die OH-Radikale reagieren mit allen organischen, aber auch diversen anorganischen Substanzen (z. B. Karbonate), d. h. eine hohe Matrixkonzentration mindert die Effizienz des Verfahrens wesentlich stärker als bei der Ozonung.
- *pH-Wert:* Die Stabilität der OH-Radikale hängt stark vom pH-Wert ab. Die Bildung der OH-Radikale ist bei einzelnen Prozessen nur in einem eingeschränkten pH-Bereich möglich, z. B. ist die Fenton-Reaktion nur bei pH-Werten < 7 effizient (Chang et al. 2008).
- *Durchsichtigkeit/GUS:* Bei Prozessen, die auf UV-Anwendungen basieren, ist eine geringe Absorbanz erforderlich, andernfalls kann das UV-Licht nicht genügend tief ins Wasser eindringen.

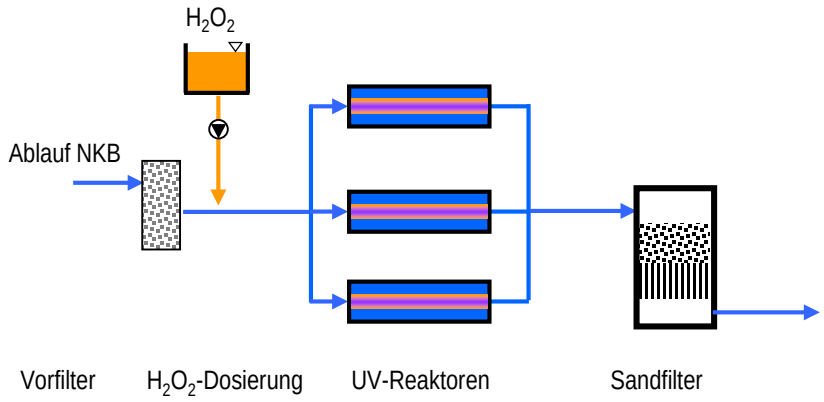
10.3.2 Verfahrenstechnik

Beispiel UV-H_2O_2

AOP kommen nur als nachgeschaltete Verfahren, d. h. nach der biologischen Reinigung, in Frage, da deren Effizienz an einen möglichst geringen DOC-Gehalt und einen partikelfreien Ablauf gebunden sind. Je nach gewähltem Verfahren ist zudem eine Vorbehandlung des Abwassers nötig. Die Verfahrenstechnik der AOP wird nachfolgend beispielhaft für das UV-H_2O_2-Verfahren vorgestellt. Abb. 49 zeigt die wichtigsten Bestandteile.

Abb. 49 > Fliesschema einer AOP-Anlage mit UV-H_2O_2

Nach einer Vorbehandlung (Filter) wird dem Abwasser H_2O_2 zudosiert. Anschliessend wird es über UV-Kolonnen geleitet. Durch das UV-Licht wird H_2O_2 in OH-Radikale umgewandelt, die mit den Abwasserinhaltsstoffen reagieren. Um Reaktionsprodukte zu entfernen, ist wie bei der Ozonung eine abschliessende Stufe mit biologischer Aktivität vorzusehen.



nach Kim et al. 2009

- *H_2O_2-Lagerung und -Dosierung:* Das Wasserstoffperoxid wird in der Regel als wässrige Lösung (ca. 30–40 %) geliefert. Bei der Anlieferung und Lagerung sind die entsprechenden Sicherheitsvorschriften einzuhalten (z. B. Brandschutz, Arbeitssicherheit). Diese Lösung wird in den Abwasserstrom eingemischt.
- *UV-Lampen:* Das mit H_2O_2 angereicherte Abwasser wird über UV-Lampen geführt. Mit der UV-Strahlung wird das Wasserstoffperoxid gespalten und damit OH-Radikale erzeugt. Die notwendige Leistung hängt von der Wasserqualität ab, ist aber deutlich höher anzusetzen als bei der Desinfektion.
- *Vorreinigung:* Die Strahlungsintensität des UV-Lichts nimmt mit zunehmender Eindringtiefe ins Wasser in Abhängigkeit von der Wasserqualität ab. Grundsätzlich gilt, dass mit steigendem Feststoffanteil und DOC-Gehalt die Strahlungsintensität schneller abnimmt. Aber auch andere Inhaltsstoffe wie beispielsweise Nitrit sorbieren im Bereich des UV-Lichts stark und vermindern die Effizienz des Verfahrens. Die Vorreinigung hat somit zum Ziel, den DOC- und Feststoffgehalt möglichst stark zu senken. Ein geeignetes Verfahren dafür wäre beispielsweise eine Sandfiltration.
- *Steuerung/Regelung:* Beim Betrieb eines UV-H_2O_2-Verfahrens stehen zwei Regelgrössen zur Verfügung: die Energie der UV-Lampe sowie die H_2O_2-Dosis. Diese müssen in Abhängigkeit der Zulaufcharakteristik, Abwasserzusammensetzung und erwünschte Reinigungsleistung optimal eingestellt werden.
- *Nachbehandlung:* Wie bei der Ozonung entstehen durch die Oxidation mit den OH-Radikalen verschiedenste Reaktionsprodukte, die teilweise biologisch gut abbaubar sind. Aus diesem Grund wird ebenfalls eine Nachbehandlung mit biologischer Aktivität, z. B. ein Sandfilter oder ein Wirbelbett, empfohlen.

Die hier gemachten Angaben gelten für einen AOP-Prozess mit UV und H_2O_2. Im Prinzip lassen sich die einzelnen Komponenten aber auch auf andere Prozesse übertragen, es würde aber zu weit führen, alle Einzelheiten aufzuführen.

10.3.3 Planung, Bau und Betrieb von AOP-Anlagen

Keine Angaben zum Betrieb von AOP-Anlagen in kommunalem Abwasser

Da bisher keine grosstechnischen Erfahrungen mit AOP in der kommunalen Abwasserbehandlung vorliegen und Angaben zu Planung und Betrieb vom jeweils gewählten Verfahren abhängen, können hier keine detaillierteren Informationen aufgeführt werden.

Energieverbrauch von UV-H_2O_2 deutlich höher als Ozonung

Der Energieverbrauch von reinen AOP-Prozessen ist tendenziell höher als beispielsweise für die Ozonung, hängt aber vom gewählten Verfahren ab (die Fenton-Reaktion benötigt beispielsweise lokal wenig Energie, dafür viele Chemikalien). Für die Trinkwasserbehandlung wurde abgeschätzt, dass der UV-H_2O_2-Prozess etwa zehn mal mehr Energie benötigt als die Kombination O_3-H_2O_2 (Peter & von Gunten 2008). In Schweizerischem kommunalem Abwasser wurde für eine 90 %-ige Elimination von pCBA, das sehr langsam mit Ozon reagiert, für die Ozonung ein Energieverbrauch von 0,2 kWh/m³ ermittelt. Für UV-H_2O_2 stieg dieser Wert auf 0,7 kWh/m³ (Katsoyiannis et al. 2011).

AOP sind teurer als die Ozonung

Zu den Kosten von AOP in der Abwasserreinigung konnten nicht genügend Daten ermittelt werden, da AOP meist für die Behandlung von (Ab)-Wasser mit spezifischen Verunreinigungen eingesetzt werden. Die Kosten sind daher meist nicht vergleichbar und auch nicht übertragbar auf kommunales Abwasser. Basierend auf dem oben genannten Energieverbrauch und den Kosten von H_2O_2 muss davon ausgegangen werden, dass das UV-H_2O_2-Verfahren um einen Faktor 3 oder mehr teurer und/oder energieaufwändiger ist als die Ozonung. Dies gilt mit Sicherheit auch für andere AOP.

10.3.4 Auswirkungen auf die Wasserqualität

Organische Summenparameter und Nährstoffe

Der Effekt auf die organischen Summenparameter und die Nährstoffe ist vergleichbar mit der Ozonung. Organisches Material wird durch die OH-Radikale angegriffen und damit einem biologischen Abbau zugänglich gemacht. Nach dem AOP muss daher eine Stufe mit biologischer Aktivität folgen.

Die Nährstoff-Gehalte erfahren durch AOP keine Änderung.

Mikroverunreinigungen

Laborversuche mit kommunalem Abwasser

Für die Elimination von Spurenstoffen mittels AOP liegen nur Daten aus Laboruntersuchungen vor. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Resultate aufgrund verschiedener Prozessbedingungen, Abwasserzusammensetzung, Temperatur/pH-Wert variieren. Grundsätzlich sind mit nahezu allen Prozessen gute Eliminationsleistungen möglich.

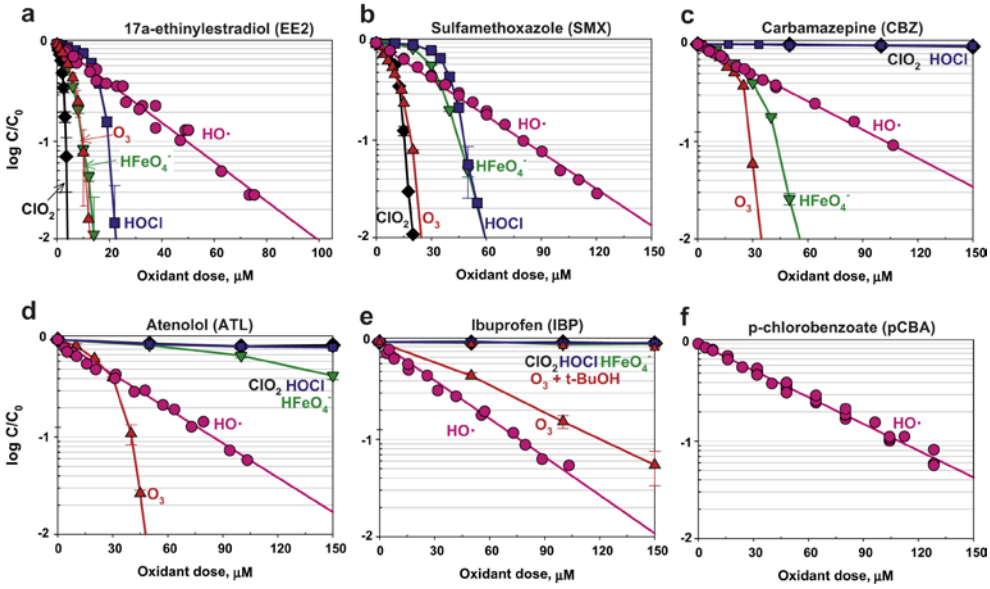
OH-Radikal reagiert mit allen organischen Stoffen

Die Kinetik und Eliminationsleistung von organischen Spurenstoffen in kommunalem Abwasser mit den Oxidationsmitteln Ozon, Chlor, Chlordioxid, Ferrat und OH-Radikal wurden in einer Studie der Eawag untersucht (Lee & von Gunten 2010). Die Resultate zeigen die Selektivität der verschiedenen Oxidationsmittel für verschiedene elektronen-

reiche funktionelle Gruppen anhand von Beispielsubstanzen (Abb. 50). Einzig mit den OH-Radikalen kann eine Oxidation aller Stoffe erzielt werden. Dies zeigt, dass das Hydroxyl-Radikal sehr unselektiv reagiert. Dadurch reagiert es auch am stärksten mit dem organischen Hintergrundmaterial (DOC), und es sind entsprechend grössere Mengen erforderlich, um eine ausreichende Elimination, bzw. Umwandlung zu erzielen.

Abb. 50 > Elimination von sechs Substanzen mit fünf verschiedenen Oxidationsmitteln

Biologisch gereinigtem Abwasser wurden die sechs Substanzen sowie verschiedene Mengen der fünf Oxidationsmittel (ClO_2, HOCl, $HFeO_4$, O_3, OH·) zugegeben. Die Abbildungen zeigen den Konzentrationsverlauf bezogen auf die Anfangskonzentration in Abhängigkeit der Dosis. Das OH-Radikal vermag alle Substanzen zu oxidieren, es sind aber höhere Dosierungen notwendig.



Lee & von Gunten 2010 [Reproduziert aus Water Research, 44, Y. Lee, U. von Gunten, Oxidative transformation of micropollutants during municipal wastewater treatment: Comparison of kinetic aspects of selective (chlorine, chlorine dioxide, ferrateVI, and ozone) and non-selective oxidants (hydroxyl radical), 555-566, Copyright (2010), mit Erlaubnis von Elsevier.]

Elimination abhängig von Versuchsbedingungen

Aus Abb. 50 wird klar, warum die in verschiedenen Laborversuchen gemessenen Eliminationsraten stark variieren – die OH-Radikal-Dosierung war unterschiedlich. Für Carbamazepin wurde beispielsweise eine Elimination zwischen < 10 % und 95 % gemessen (Rosario-Ortiz et al. 2010), in Abhängigkeit von Rohwasserqualität, UV- sowie H_2O_2-Dosis und damit der verfügbaren OH-Dosis. Für die Stoffe Atenolol, Primidon und Trimethoprim zeigte sich ein ähnliches Bild.

Bei ausreichender Dosierung hohe Elimination von Mikroverunreinigungen

Im Projekt MistraPharma wurden verschiedene Laborversuche mit UV und H_2O_2-Behandlung durchgeführt. Die durchschnittliche Eliminationsleistung von 46 Substanzen lag mit einer UV-Dosis von 0,1 kWh/m³ und der Zugabe von 8 g/m³ H_2O_2 bei ca. 60 %, mit einer Zugabe von 40 g/m³ H_2O_2 bei 85 % (Wahlberg et al. 2010). Ähnliche Resultate (> 90 % Elimination für 39 Pharmaka) wurden in einer Studie in Japan mit einer UV-Dosis von 0,4 kWh/m³ und einer H_2O_2-Dosis von 8 g/m³ erzielt (Kim et al. 2009).

In Versuchen mit Spitalabwasser mit einem UV-TiO_2-Verfahren konnte nur eine beschränkte Elimination von Mikroverunreinigungen erreicht werden (McArdell et al. 2011). Ohne TiO_2 (Katalysator für OH·-Bildung) wurden wider Erwarten höhere Eliminationen erzielt (Energieverbrauch UV ca. 0,1 kWh/m³). Insgesamt erwies sich das Verfahren als unzureichend. Ob dies generell für das UV-TiO_2-Verfahren gilt oder auf das Reaktordesign zurückzuführen ist, kann nicht beurteilt werden.

Weitere Auswirkungen

Bildung von Transformationsprodukten?

Wie bei der Ozonung werden bei AOP die organischen Stoffe oxidiert, d. h. in meist unbekannte Produkte transformiert. Die meisten dieser Transformationsprodukte sind vermutlich – wie bei der Ozonung – weniger toxisch, es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass es vereinzelt zu einer Toxizitätszunahme kommt. Untersuchungen zu diesem Thema sind nur wenige bekannt (Vogna et al. 2004).

Einfluss auf Desinfektion und Bromatbildung abhängig vom Verfahren

Werden die OH-Radikale mit Hilfe von UV-Licht erzeugt, wird zudem eine Desinfektion erreicht. Bei der Kombination von H_2O_2 mit Ozon ist die Desinfektionsleistung abhängig vom Ort der H_2O_2-Dosierung (von Gunten 2003a). Bei späterer Dosierung von H_2O_2 kann die Desinfektionsleistung aufrecht erhalten werden (Katsoyiannis et al. 2011). Ein Vorteil der H_2O_2 Dosierung bei der Ozonung ist, dass weniger Bromat gebildet wird. Beim UV-H_2O_2-Prozess ist die Bromatbildung vernachlässigbar (von Gunten & Oliveras 1998).

10.3.5 Fazit AOP

AOP zu wenig effizient: Energie, Betriebsmittel, Kosten

Mit AOP können (praktisch) alle organischen Stoffe oxidiert werden. Für die Entfernung von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser sind sie aus wirtschaftlichen Gründen (noch) nicht geeignet. Die OH-Radikale reagieren schnell mit «harmlosem» organischem Hintergrundmaterial, welches somit die Effizienz des Verfahrens vermindert und damit den Energie- und Betriebsmittelverbrauch sowie die Kosten erhöht.

Einsatz von AOP bei speziellen Problemstellungen

Für die Behandlung von Abwasser mit hohem Industrieanteil und sehr persistenten Substanzen können AOPs einen wichtigen Beitrag leisten. In der Regel dürfte jedoch eine solche Behandlung nicht auf der ARA, sondern bereits im Industriebetrieb erfolgen, wo die Konzentrationen der problematischen Stoffe höher, die Volumenströme kleiner und der Anteil Hintergrundmaterial geringer ist. Eine weitere Einsatzmöglichkeit ist die Dosierung von H_2O_2 bei der Ozonung. Der Vorteil ist die bessere Oxidation von gegenüber Ozon persistenten Verbindungen.

10.4 Ferrat

10.4.1 Grundlagen

Ferrat: sechswertiges Eisen

Als Ferrat wird sechswertiges Eisenoxid ($Fe(VI)O_4^{2-}$) bezeichnet. Dieses ist bei üblichen pH-Werten in wässrigen Lösungen instabil, d. h. es wird durch Reaktionen mit anderen Substanzen im Wasser aber auch mit sich selbst zu Fe(III) reduziert und nimmt dabei drei Elektronen auf. In der Abwasserreinigung ist Ferrat interessant, weil es dadurch als Oxidationsmittel und das Produkt – dreiwertiges Eisen Fe(III) – als Fällmittel wirkt. Die (ideale) Reaktion von Ferrat im Abwasser kann stark vereinfacht durch folgende Gleichungen beschrieben werden:

$$HFe(VI)O_4^- + \text{Spurenstoff} \rightarrow Fe(III) + \text{oxidierter Spurenstoff}$$

Reaktionsprodukt: Fe(III)

Als Produkte dieser ersten Oxidationsreaktion fallen einerseits der oxidierte Spurenstoff, sowie dreiwertiges Eisen Fe(III) an. Fe(III) wird in sehr vielen Kläranlagen als Fällmittel zur Entfernung von Phosphaten eingesetzt und reagiert gemäss folgenden Gleichungen:

$$Fe^{3+} + PO_4^{3-} \rightarrow FePO_4$$

$$Fe^{3+} + 3\ OH^- \rightarrow Fe(OH)_3$$

Bisher gibt es erst wenige grosstechnische Erfahrungen zur Anwendung von Ferrat. Die hier präsentierten Resultate basieren auf Forschungsresultaten im Labormassstab.

Mit Ferrat kann eine breite Palette organischer und anorganischer Substanzen oxidiert werden (Lee et al. 2004, Jiang and Lloyd 2002). Zusätzlich wurde eine desinfizierende Wirkung nachgewiesen. Die Oxidationswirkung ist wie bei der Ozonung substanzabhängig, d. h. es werden nur bestimmte elektronenreiche funktionelle Gruppen (z. B. Phenole, Amine, Olefine) oxidiert (Zimmermann 2011).

Die Elimination eines Stoffes hängt von der Ferrat–Exposition (Konzentration · Zeit) ab. Diese Exposition ist von verschiedenen Faktoren abhängig:

- *Ferrat-Dosis:* Je mehr Ferrat zur Verfügung steht, umso besser ist die Elimination. Eine höhere Ferratdosis bedingt natürlich höhere Kosten.
- *Abwasserinhaltsstoffe:* Ferrat reagiert mit verschiedenen natürlich vorkommenden organischen Stoffen (DOC), aber auch diversen anorganischen Substanzen, d. h. eine hohe Konzentration dieser Stoffe mindert die Effizienz des Verfahrens.
- *pH-Wert:* Die Stabilität von Ferrat hängt vom pH-Wert ab. Je tiefer der pH-Wert, umso rascher zerfällt Ferrat.
- *Aufenthaltszeit:* Der Zerfall von Ferrat in kommunalem Abwasser ist – verglichen mit Ozon – recht langsam, d. h. um eine möglichst weitgehende Ausnützung des Ferrats zu erreichen, muss die Kontaktzeit genügend gross gewählt werden.

10.4.2 Verfahrenstechnik

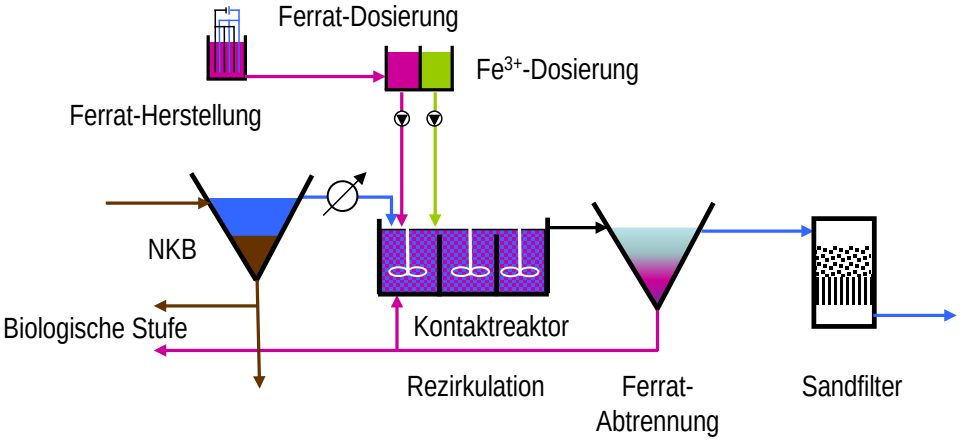
Nachgeschaltete Dosierung benötigt weniger Ferrat

Ferrat kann in die biologische Stufe oder in deren Ablauf dosiert werden. Die Dosierung in die biologische Stufe bedingt aber deutlich höhere Einsatzmengen, so dass die Dosierung ins biologisch gereinigte Abwasser zu bevorzugen ist. Nachfolgend ist ein mögliches Verfahren für eine nachgeschaltete Ferrat-Dosierung skizziert (Abb. 51)

- *Ferrat-Produktion und Dosierung:* Die Herstellung von Ferrat erfolgt noch nicht im industriellen Massstab. In wässrigen Lösungen ist Ferrat relativ instabil, d. h. für die Anwendung auf einer ARA müsste es entweder als Pulver angeliefert, vor Ort angerührt und rasch angewendet werden, oder direkt vor Ort produziert werden. Die dazu notwendigen Technologien müssen noch weiter entwickelt werden. Die Dosierung erfolgt in gelöster Form, so dass bereits vorhandene Einrichtungen zur Eisendosierung genutzt werden könnten.
- *Reaktionsbecken:* Im Reaktionsbecken wird das Ferrat mit dem Abwasser vermischt. Dort werden einerseits die Spurenstoffe oxidiert, andererseits kommt es auch zu Ausfällungen von Eisenhydroxiden und -phosphat. Daher muss das Becken gut gerührt werden, allerdings nicht zu stark, um die Eisenhydroxid-Flocken nicht zu zerstören. Entscheidend für die Grösse des Reaktors ist die Stabilität des Ferrats. Diese ist deutlich höher als für Ozon, d. h. der Reaktor muss entsprechend grösser dimensioniert werden. Gemäss den ersten Laborversuchen wird die notwendige hydraulische Aufenthaltszeit bei Trockenwetter, je nach pH-Wert des Abwassers, auf ca. 20–60 Minuten geschätzt.
- *Eisen(III)-Dosierung:* Der Bedarf an Fe(VI) für die Oxidation von Spurenstoffen in kommunalem Abwasser ist geringer als derjenige für die P-Fällung. Das heisst, es muss noch zusätzliches Eisen dosiert werden, entweder als Vor- oder Simultanfällung, oder gemeinsam mit dem Ferrat. Dies ist kostengünstiger als eine vollständige P-Fällung mit Ferrat.
- *Nachfolgende Behandlungsstufe:* Als Produkt fällt ein eisenhaltiger Schlamm an, der abgetrennt werden muss, bevor das Abwasser in ein Gewässer eingeleitet werden kann. Für die Abtrennung dieses Schlammes kommen einerseits eine Sedimentation oder eine einfache Filtration (z. B. Textilfilter) in Frage. Es wurde bisher noch nicht untersucht, ob problematische Oxidationsprodukte entstehen. Es ist aber zu erwarten, dass ähnliche Umwandlungsprodukte entstehen wie bei der Ozonung, so dass eine abschliessende Stufe mit biologischer Aktivität zum Abbau dieser Produkte notwendig sein dürfte.
- *MSR:* Die benötigte Ferratmenge hängt von den Abwassercharakteristika wie der DOC-Fracht ab. Andere Grössen haben nach heutigem Kenntnisstand nur einen geringen Einfluss. Da eine Überdosierung nur aus ökonomischer Sicht zu vermeiden ist, kann auf Kontrollmessungen im Ablauf weitgehend verzichtet werden.

Abb. 51 > Mögliches Fliesschema einer Ferratdosierung in kommunalen ARA

Ferrat wird vor Ort elektrochemisch hergestellt und in gelöster Form in einen Kontaktreaktor dosiert. Der anfallende Schlamm muss abgetrennt und kann in die biologische Stufe zurückgefördert werden. Für die Entfernung von Mikroverunreinigungen wird weniger Eisen in Form von Ferrat benötigt als für die P-Elimination, so dass zusätzliches Eisen dosiert werden muss.



10.4.3 Planung, Bau und Betrieb von Ferrat-Anlagen

Erst wenige grosstechnische Erfahrungen (USA)

Aufgrund der fehlenden Erfahrungen können noch nicht viele Angaben zur Planung, Bau und Betrieb gemacht werden. Aufgrund des relativ langsamen Zerfalls von Ferrat in Abwasser muss genügend Zeit für die Reaktion zur Verfügung stehen. Die Rückführung des anfallenden Eisenschlammes in den Kontaktreaktor ist für die Entfernung von Mikroverunreinigungen nicht von Bedeutung, sondern unterstützt die P-Elimination (als Kristallisationskeime).

Geringer Energieverbrauch

Die Herstellung erfolgt entweder elektrochemisch oder durch Trocken- oder Nassoxidation. Die elektrochemische Methode und die Nassoxidation dürften dezentral vor Ort erfolgen, während die Trockenoxidation (Herstellung von K_2FeO_4-Salz) eher zentral eingesetzt würde. In Laborversuchen war die Herstellung von Kleinmengen energieintensiv und unwirtschaftlich, erste grosstechnische Erfahrungen mit dezentraler Produktion aus Eisen(III) und verschiedenen Chemikalien benötigen gemäss Hersteller (FTT 2011) aber nur sehr wenig Energie (< 0,002 kWh/m^3). Nicht berücksichtigt sind darin Herstellung und Transport der Chemikalien, die aber nicht gross ins Gewicht fallen dürften.

Relativ hohe Kosten

Da bisher nur Kleinmengen hergestellt werden, bewegen sich die Kosten für Ferrat im Bereich von ca. 15–20 Fr./kg$_{Fe}$ (Zimmermann et al. 2010). Gemäss Herstellerangaben sind die Kosten deutlich gesunken und bewegen sich heute im Bereich von 5 Fr./kg Ferrat, resp. 10 Fr./kg Fe (FTT 2011). Mit diesen Angaben belaufen sich die Kosten im Bereich von 0.05 Fr./m³. Dazu kommen die Baukosten für die Becken, Energiekosten für die Rührwerke und Personalkosten für den Betrieb, dafür sinken die Kosten für die bisherige Fällmitteldosierung. Insgesamt muss wohl mit Kosten im Bereich von 0.1–

0.2 Fr./m³ gerechnet werden. Da die Kosten für die Ferrat-Produktion vermutlich sinken werden, ist das Verfahren finanziell in einem interessanten Bereich.

10.4.4 Auswirkungen auf die Wasserqualität

Organische Summenparameter und Nährstoffe

Zusätzliche Entfernung organischer Stoffe

Ferrat kann sich auf die Feststoffe und die organischen Stoffe im biologisch gereinigten Abwasser auswirken. Einerseits aufgrund der Flockenbildung und Fällung durch Fe(III), andererseits werden organische Stoffe oxidiert. Die Entfernung organischer Stoffe hängt von der Ferratdosierung ab. So konnte bei einer Dosierung von etwa 10 mgFe/l rund 80 % des BSB_5 und 35 % des TOC entfernt werden (Jiang & Lloyd 2002).

Einsatz als Fällmittel

Der wesentliche Vorteil des Einsatzes von Ferrat ist, dass das «Abfallprodukt» der Oxidation von Mikroverunreinigungen Fe(III) ist. Die Effizienz von Ferrat zur P-Elimination ist vergleichbar mit herkömmlichen Eisenprodukten (Lee et al. 2009).

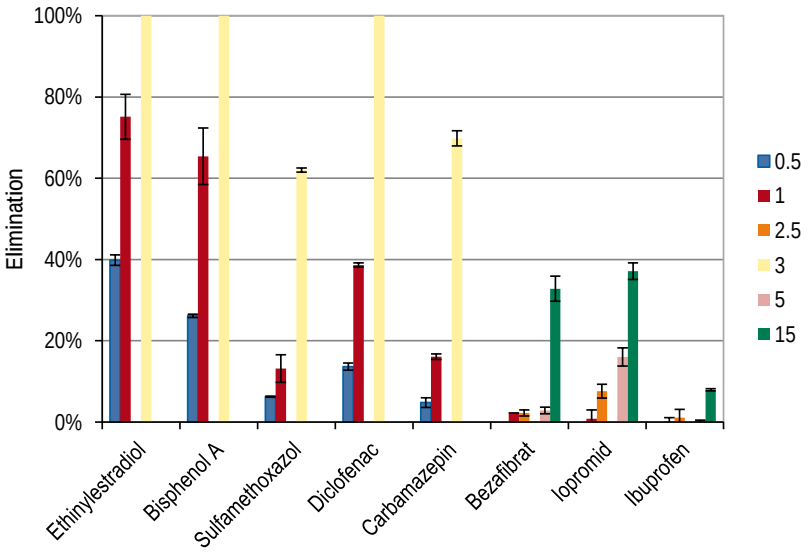
Mikroverunreinigungen

Selektive Reaktion mit funktionellen Gruppen

Ferrat reagiert selektiv mit bestimmten, elektronenreichen funktionellen Gruppen. Die Reaktionsgeschwindigkeiten sind gegenüber Ozon deutlich langsamer. Aufgrund der höheren Stabilität von Ferrat im Wasser werden aber ähnliche Eliminationsleistungen erzielt. Die Eliminationsleistung ist abhängig von der Dosis (resp. Exposition) und den Substanzeigenschaften. Phenolische Verbindungen reagieren schnell und fast vollständig bereits bei relativ tiefen Dosen, für andere funktionelle Gruppen sind höhere Dosierungen notwendig. Stoffe ohne elektronenreiche funktionelle Gruppen, wie beispielsweise Röntgenkontrastmittel oder Ibuprofen, werden praktisch nicht umgesetzt, resp. erst bei sehr hohen Dosierungen (Abb. 9).

Abb. 52 > Elimination ausgewählter Stoffe mit Ferrat

Resultate aus Laborversuchen mit kommunalem Abwasser.



Zimmermann et al. 2010

Für eine ausreichende Eliminationsleistung ist für kommunales Abwasser mit einer Ferratdosis von ca. 5 mg/l, resp. 1 g Fe/g DOC zu rechnen. Erste Laboruntersuchungen deuten auf eine ausreichende Breitbandwirkung hin, dies muss jedoch noch besser abgestützt werden.

Weitere Auswirkungen

Unbekannte Umwandlungsprodukte

Nach heutigem Wissen entstehen durch den Einsatz von Ferrat keine problematischen Nebenprodukte wie z. B. Bromat. Durch die Oxidation von organischen Stoffen entstehen allerdings – wie bei der Ozonung oder AOP – meist unbekannte Umwandlungsprodukte. Um diese Umwandlungsprodukte zu entfernen, sollte der Ferratdosierung eine Stufe mit biologischer Aktivität nachgeschaltet werden.

Partielle Desinfektion

Neben den Mikroverunreinigungen und Phosphat können mit Ferrat auch Keime inaktiviert werden. Bei Untersuchungen in Trinkwasser konnte eine Entfernung von *E.coli* um 99,9 % erreicht werden (Jiang et al. 2007), ebenso wurden Viren inaktiviert. Die Desinfektionsleistung ist abhängig von den Abwassereigenschaften, der Ferratdosis und der Aufenthaltszeit.

10.4.5 Fazit Ferrat

Mit Ferrat kann ein breites Spektrum von Mikroverunreinigungen entfernt werden. Da erst Erfahrungen im Labormassstab vorliegen, kann noch keine Aussage über den Einsatz dieser Technologie in der kommunalen Abwasserreinigung getroffen werden. Forschungsbedarf besteht in verschiedenen Bereichen: Prozessführung, Auswirkungen auf die Wasserqualität (Effekte, Organismen, Umwandlungsprodukte, Desinfektion)

etc. Zudem müssen verlässliche Zahlen über den Energieverbrauch und die Kosten vorliegen. Aufgrund der bisherigen Resultate (Oxidation von Mikroverunreinigungen, P-Fällung, Desinfektion) sollte dieses Verfahren auf alle Fälle weiter untersucht und optimiert werden.

10.5 Nachgeschaltete biologische Verfahren

10.5.1 Grundlagen

Verfahren basieren auf biologischen und anderen Prozessen

Mit nachgeschalteten biologischen Verfahren werden nach der biologischen Reinigung noch enthaltene Inhaltsstoffe entfernt oder weiter abgebaut. Diese zusätzliche Elimination basiert auf biologischen Prozessen, es sind jedoch meist noch weitere Prozesse beteiligt (z. B. Photolyse, Sorption, Verflüchtigung, bei Feststoffen zusätzlich Sedimentation und Filterwirkung (Imfeld et al. 2009). Bei den nachgeschalteten Verfahren unterscheidet man zwischen naturnahen und technischen Systemen:

Bodenfilter, Pflanzenkläranlagen

- *Naturnahe Verfahren:* Diese Verfahren beanspruchen relativ viel Platz und benötigen nur wenig Energie. Dazu zählen vor allem Bodenfilter (bepflanzt oder unbepflanzt) und Abwasserteiche. In Bodenfiltern bildet sich ein Biofilm, der zum biologischen Abbau beiträgt, zusätzlich ist die Filterwirkung durch das Erdreich sowie Sorptionsprozesse von Bedeutung. Abwasserteiche erreichen eine zusätzliche Sedimentation, biologischen Abbau sowie in beschränktem Masse einen Zerfall durch Sonnenbestrahlung.

Sand- und Biofilter, Wirbelbett, BAC-Filter

- *Technische Systeme:* Diese Verfahren benötigen relativ wenig Platz, dafür mehr Energie. Das häufigste Verfahren ist die Sandfiltration, die nicht abgetrennte Feststoffe aus der Sedimentation zurückhalten soll. Auf den Sandkörnern bildet sich immer ein Biofilm, der auch bei gelösten Stoffen einen zusätzlichen Abbau bewirkt. Anstelle von Sand kann auch (Aktiv-)kohle eingesetzt werden. Wird die Kohle nicht ausgetauscht und der Filter nicht rückgespült, ist der biologische Abbau der dominierende Prozess (BAC-Filter). Andere mögliche Technologien sind beispielsweise Biofilter oder Wirbelbettverfahren.

Nutzung von Abwasser zur Bewässerung kann Grundwasserqualität beeinflussen

- *Bewässerung:* aufgrund der zunehmenden Wasserknappheit wird Abwasser teilweise zur Bewässerung von landwirtschaftlichen Flächen genutzt. Aufgrund des Gehalts an Stickstoff und Phosphor werden weniger Kunstdünger benötigt, nachteilig sind jedoch der Gehalt an Mikroverunreinigungen und Keimen. Die Bewässerung kann nicht direkt als Abwasserreinigungsverfahren betrachtet werden. Da aber das Bewässerungswasser versickert, beeinflusst es das darunter liegende Grundwasser. Die Prozesse, die bei der Bodenpassage ablaufen, sind vergleichbar mit den naturnahen Verfahren.

Naturnahe Verfahren auch als Hauptreinigungsstufe

Die naturnahen Verfahren (Abwasserteiche, horizontal oder vertikal durchströmte Bodenfilter etc.) werden auch als erste biologische Stufe eingesetzt. Verschiedene Studien haben gezeigt, dass damit vergleichbare, teilweise sogar höhere Eliminationsraten als in einer «konventionellen» ARA erzielt werden können (Hijosa-Valsero et al. 2010; Matamoros et al. 2007, Conkle et al. 2008).

10.5.2 Verfahrenstechnik

Die Verfahrenstechnik unterscheidet sich grundlegend, ob es sich um ein naturnahes oder ein technisches System handelt. In Abb. 53 und Abb. 54 sind beispielhaft ein bepflanzter Bodenfilter sowie ein Sandfilter dargestellt.

Abb. 53 > Fliessschema eines bepflanzten Bodenfilters

Vereinfachtes Schema eines bepflanzten Bodenfilters. Es gibt vertikal und horizontal durchströmte Filter.

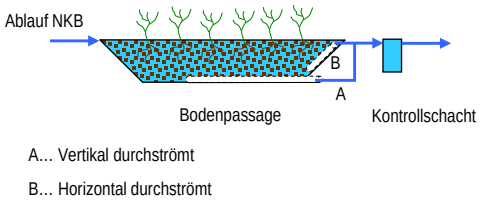
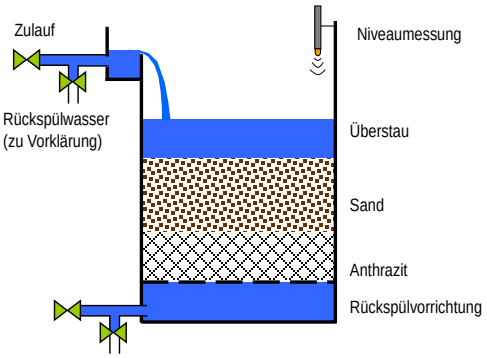


Abb. 54 > Fliessschema eines Sandfilters

Schema eines Zweischicht-Filters. Sandfilter gibt es in verschiedensten Ausführungen.



Bei allen nachgeschalteten Verfahren ist der kritischste Punkt die Verstopfungsgefahr. In technischen Systemen wird das durch Vorfilter oder Rückspülungen kontrolliert, bei naturnahen Verfahren in der Regel durch eine Vorfiltration oder Sedimentation.

10.5.3 Planung, Bau und Betrieb von nachgeschalteten biologischen Verfahren

Naturnahe Verfahren

Naturnahe Verfahren benötigen viel Platz

Die nachgeschalteten naturnahen Verfahren benötigen relativ viel Platz (Richtwert: 1–2 m²/EW, resp. 5–10 m²/m³ Abwasser (NEPTUNE 2010). Da die Wirksamkeit dieser Verfahren bezüglich Mikroverunreinigungen nicht gegeben ist und viele ARA in der Schweiz nur über knappe Landreserven verfügen, werden diese Verfahren hier nicht näher erläutert.

Sandfilter

Sandfilter als abschliessende Reinigungsstufe

Zu Planung und Bau von Sandfilter wird ebenfalls auf die entsprechende Fachliteratur verwiesen. Sandfilter sind als alleinige Stufe zur Elimination von Mikroverunreinigungen nicht geeignet (Abb. 57), kommen aber als abschliessende Stufe nach einer Ozonung oder PAK-Behandlung in Frage. Sandfilter werden üblicherweise auf eine maximale Filtergeschwindigkeit von ca. 15 m/h ausgelegt und müssen regelmässig rückgespült werden. Direkt nach der Rückspülung sind meist etwas schlechtere Ablaufwerte (z. B. TSS) zu beobachten. Grobe Angaben zum Energieverbrauch von Sandfiltern finden sich in Tabelle 19, zu den Kosten in den Tabellen 20 und 25.

Filter mit biologischer Aktivkohle (BAC)

Aktivkohle wird nicht ausgetauscht

Zu den nachgeschalteten biologischen Verfahren kann man auch GAK-Filter zählen, deren Füllmaterial nicht ausgetauscht wird. Solche Filter werden in der Trinkwasseraufbereitung oft eingesetzt. Aktuelle Forschungsresultate aus Australien deuten darauf hin, dass mit solchen Filtern eine weitgehende Elimination von Mikroverunreinigungen erzielt werden kann (Reungoat et al. 2011). Das getestete Verfahren wurde in einer Abwasseraufbereitungsanlage getestet und ist in Abb. 55 dargestellt (Reungoat et al. 2010).

Abb. 55 > Fliessschema der Wasseraufbereitung

Verfahrensschema der Wasser-Wiederaufbereitungsanlage in South Caboolture (Australien).

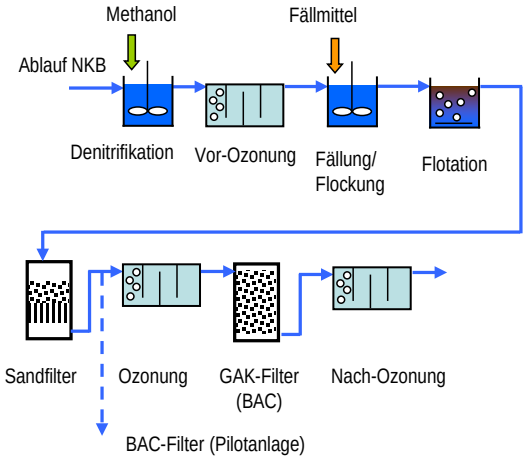
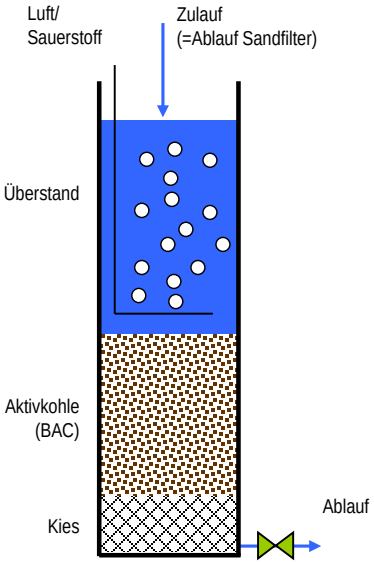


Abb. 56 > Aktivkohlefilter (BAC)

Aufbau des Pilot-Aktivkohlefilters. Das Filtermaterial wird nicht ausgetauscht, einmal wöchentlich wird der Überstand gerührt.



Darstellungen nach Reungoat et al. 2010 und 2011

BAC-Filter setzen gute Vorreinigung voraus

Nach der biologischen Abwasserreinigung folgt eine Denitrifikation mit Zugabe von Methanol. Das Abwasser gelangt anschliessend in eine Vor-Ozonungsstufe, wo rund 2 mg/l Ozon dosiert werden (0,1 gO_3/gDOC). Dem Ablauf der Ozonung wird Aluminiumsulfat zugegeben, um eine Flockung zu erreichen. Die Flocken werden dann in einer Flotation und Sandfiltration entfernt. In der grossen Anlage folgen anschliessend eine zweite Ozonungsstufe (5 mg/l ≈ 0,6 gO_3/gDOC), ein GAK-Filter und zuletzt eine dritte Ozonung (2 mg/l ≈ 0,25 gO_3/gDOC). Im Pilotversuch wurde der Ablauf des Sandfilters in eine GAK-Kolonne geleitet (Abb. 56). Das Filtermaterial des Aktivkohlefilters wurde während rund 4 Betriebsjahren weder rückgespült noch ausgetauscht. Um einer Verstopfung des Filters vorzubeugen wurde aber wöchentlich der Filterüberstand gerührt und dieses Wasser abgezogen.

10.5.4 Auswirkungen auf die Wasserqualität

Naturnahe Verfahren

Elimination von Mikroverunreinigungen in naturnahen Verfahren variabel

Die naturnahen Verfahren bewirken meist eine zusätzliche Elimination von organischen Summenparametern (DOC, CSB) sowie von Nährstoffen. Bezüglich Mikroverunreinigungen liegen erst wenige Resultate vor. Im EU-Projekt Neptune wurde die Eignung von nachgeschalteten, eingestauten Bodenfiltern (Wetland) untersucht. Dabei wurde nur ein geringer Einfluss auf die Elimination von Mikroverunreinigungen nachgewiesen (NEPTUNE 2010). Andere Studien zeigten, dass mit den nachgeschalteten naturnahen Verfahren für einzelne Stoffe eine deutliche Reduktion erreicht werden kann (Matamoros et al. 2008, Park et al. 2009).

Keine Breitbandwirkung nachgewiesen

Insgesamt lässt sich aus den bisher durchgeführten Studien schliessen, dass mit nachgeschalteten naturnahen Verfahren wie Pflanzenkläranlagen, Abwasserteichen oder Bodenfiltern für einzelne Stoffe eine erhöhte Elimination erzielt wird, dies jedoch hauptsächlich bei Stoffen, die auch in den üblichen ARA abgebaut werden oder die einem photolytischen Abbau zugänglich sind.

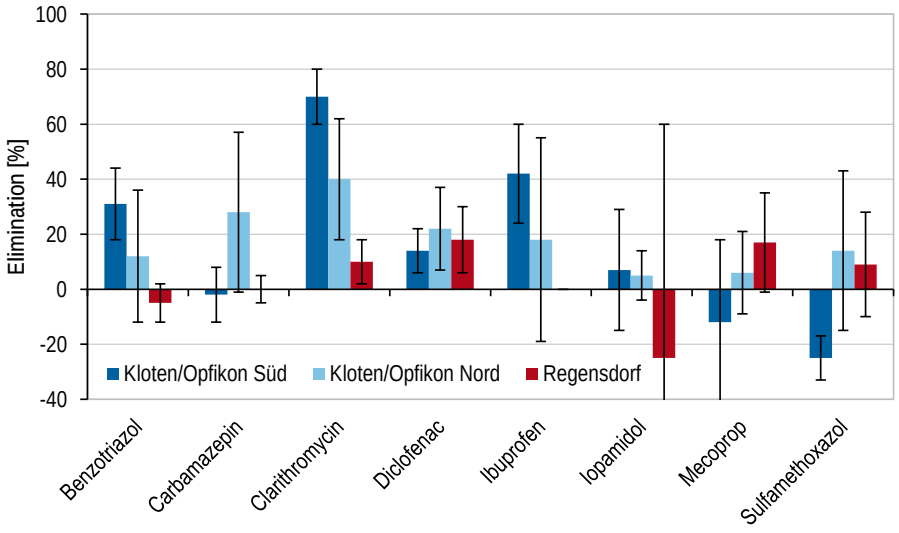
Sandfilter

Geringfügige zusätzliche Elimination in Sandfiltern – keine Breitbandwirkung

Bezüglich der Eliminationsleistung eines Sandfilters liegen Resultate aus den Versuchen in der ARA Regensdorf und der ARA Kloten/Opfikon vor. Diese Resultate zeigen ein ähnliches Bild wie die naturnahen Verfahren: für einzelne Substanzen wird auch im Sandfilter eine zusätzliche Elimination erzielt, so beispielsweise für Naproxen (10–30 %), Diclofenac (10–20 %) oder Clarithromycin (10–70 %). Die zusätzliche Elimination im Sandfilter ist also nur gering und sehr variabel.

Abb. 57 > Elimination von Mikroverunreinigugen in Sandfiltern

Elimination von 8 Mikroverunreinigungen in Sandfiltern in Kloten/Opfikon und Regensdorf. Es werden substanzabhängige und sehr variable Eliminationsleistungen gemessen, eine Breitbandwirkung ist nicht gegeben.



Daten: Hollender et al. 2009, Böhler et al. 2011

Filter mit biologischer Aktivkohle (BAC)

Die Resultate bezüglich der Elimination von Mikroverunreinigungen als auch der Toxizität (gemessen mit sechs Biotests) waren vielversprechend (Reungoat et al. 2011). Es wurden 4 Messkampagnen nach zwei, drei und vier Betriebsjahren durchgeführt. Von 37 Stoffen, die im Zulauf zum Aktivkohlefilter gemessen werden konnten, waren im Ablauf nur noch zwei über der Bestimmungsgrenze. Von 21 Stoffen, deren Zulaufkonzentration zehnmal höher als die Bestimmungsgrenze war, wurden alle zu über 90 % eliminiert. Auch der gelöste organische Kohlenstoff wurde zu über 60 % entfernt.

Diese Resultate stehen etwas in Widerspruch zu den Resultaten herkömmlicher GAK-Filter, bei denen das Filtermaterial aufgrund der erschöpften Adsorptionskapazität regelmässig ausgetauscht werden muss. Die genauen Mechanismen werden derzeit untersucht. Die Hypothese ist, dass eine Kombination von Adsorption und biologischem Abbau zur weitgehenden Elimination führt (Farré et al. 2011).

10.5.5 Fazit «Nachgeschaltete biologische Verfahren»

Naturnahe Verfahren und Sandfilter: fehlende Breitbandwirkung

Nachgeschaltete biologische Verfahren sind für die weitgehende Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser nicht geeignet. Weder für naturnahe Verfahren, noch für Sandfilter, Biofilter oder Wirbelbettverfahren konnte eine Breitbandwirkung nachgewiesen werden.

BAC-Filter: vielversprechend, weitere Erfahrungen notwendig

Erste Resultate mit Aktivkohlefiltern mit biologischer Aktivität (BAC), bei denen die Aktivkohle nicht ausgetauscht wird, waren aber vielversprechend. Die Resultate müssen noch weiter bestätigt und die Mechanismen verstanden werden. Um solche Filter betreiben zu können, ist eine gute Vorreinigung notwendig. Welche Stufen tatsächlich notwendig sind, muss ebenfalls weiter untersucht werden.

10.6 Fazit

GAK, Nanofiltration, AOP, Ferrat prinzipiell geeignet, Gründe gegen Einsatz

Nach heutigem Kenntnisstand stehen für die Entfernung von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser die Ozonung und die Adsorption an Pulveraktivkohle im Vordergrund. Aufgrund ihrer erwiesenen Breitbandwirkung sind auch die Verfahren Nanofiltration, die Adsorption an granulierte Aktivkohle, sowie die Behandlung mit AOP oder Ferrat grundsätzlich möglich. Es liegen aber erst ganz wenige Erfahrungen vor und es sprechen verschiedene Gründe gegen diese Verfahren:

GAK: Unbekannte Standzeit

- *GAK:* Sofern eine ähnliche Beladung (Menge eliminierter Mikroverunreinigungen/ Masse Aktivkohle) erzielt werden kann, wäre das Verfahren mit GAK nachhaltiger als PAK, da die GAK mit geringen Verlusten regeneriert werden kann, was energetisch günstiger ist als die Herstellung von Aktivkohle. Es ist aber fraglich, ob die gleiche Beladung erreicht werden kann. Das Verfahren muss genauer untersucht werden.

- *Nanofiltration:* Gegen die Nanofiltration sprechen die erwarteten Betriebsschwierigkeiten mit kommunalem Abwasser, der hohe Energieverbrauch, die Kosten, und vor allem die Frage nach der weiteren Behandlung und Entsorgung des Konzentrats. Das Verfahren kann wohl noch optimiert werden, um einen stabilen Betrieb mit kommunalem Abwasser bei relativ geringem Energieverbrauch und moderaten Kosten zu erreichen. Für die Behandlung und Entsorgung des Konzentrats müssen einfache und wirtschaftliche Verfahren entwickelt werden. Im Moment sind Verfahren mit dichten Membranen nur in Einzelfällen bei der Wiederverwendung des Abwassers interessant.

Nanofiltration: Entsorgung des Konzentrats, Energie, Kosten

- *AOP:* Aufgrund der unselektiven Reaktion von OH-Radikalen mit der Hintergrundmatrix dürften AOP in der kommunalen Anwendung auch mit Verbesserungen kaum wirtschaftlich betrieben werden.

AOP: Energie, Betriebsmittel, Kosten

- *Ferrat:* Für Ferrat liegen noch zu wenige Daten vor, als dass das Verfahren abschliessend beurteilt werden könnte. Aufgrund der bisherigen Resultate im Labormassstab und ersten Kostenschätzungen ist das Verfahren interessant, es sind aber weitere Untersuchungen nötig.

Ferrat: zu wenige Daten

Für sämtliche Verfahren gilt, dass sie in Einzelfällen geprüft und eingesetzt werden können. Ein Einsatz ist jedoch vorwiegend bei Industriebetrieben mit spezieller Abwasserzusammensetzung wahrscheinlich und wirtschaftlicher als bei kommunalen ARA. Der technologische Fortschritt und neue Erkenntnisse können aber zu einer Änderung dieser Beurteilung führen.

Bei speziellen Rahmenbedingungen einsetzbar

Weitere Forschung ist insbesondere bezüglich des Einsatzes von BAC-Filter notwendig. Können die ersten Resultate bestätigt werden, wäre dies – in Abhängigkeit der notwendigen Vorreinigung – eine vielversprechende Alternative.

Forschung: BAC-Filter und Ferrat

11 > Offene Fragen

Mit den Pilotversuchen konnte eine Vielzahl von Fragen beantwortet werden. Für die weitere Umsetzung müssen diverse offene Punkte geklärt werden. In diesem Kapitel sind einige der bisher erkannten offenen Fragen und erste Überlegungen aufgeführt.

11.1 Verfahrenstechnik und Prozesse

Heute: Ozonung und PAK

Aufgrund der Erfahrungen aus den Pilotversuchen und weiteren Untersuchungen ist bekannt, dass die Ozonung und die Adsorption an PAK für die Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser geeignet sind. Bei beiden Verfahren bestehen offene Fragen zur Verfahrenstechnik, die in den jeweiligen Kapiteln aufgeführt sind (Kapitel 8 und 9). Für alle anderen Verfahren liegen heute nicht genügend Erkenntnisse vor oder es sprechen verschiedene Gründe gegen deren Einsatz. Es ist aber davon auszugehen, dass durch den technologischen Fortschritt und neue Entwicklungen heute bekannte Verfahren so weit verbessert werden, dass sie konkurrenzfähig sind und eingesetzt werden können. Weiter kann davon ausgegangen werden, dass neue Verfahren entwickelt und ihre Eignung nachgewiesen wird.

11.2 Auswahl von ARA für weitergehende Verfahren

Welche ARA sind betroffen?

Das Massnahmenpaket des BAFU sieht vor, dass rund 100 ARA erweitert, bzw. etwa die Hälfte des kommunalen Abwassers behandelt werden sollen. Die Auswahl dieser ARA muss in Zusammenarbeit mit relevanten Akteuren unter Einbezug verschiedener Aspekte wie integrales Einzugsgebietsmanagement, natürlicher Erneuerungsbedarf, lokale Randbedingungen etc. erfolgen. Massnahmen sollen dort umgesetzt werden, wo sie einerseits einen grossen Nutzen erzielen, andererseits auch wirtschaftlich vertretbar sind.

Für die strategische Planung sind Eigentümer von ARA darauf angewiesen, dass transparente und nachvollziehbare Kriterien für die Erweiterung definiert werden. Diese Kriterien müssen anhand der Zielsetzungen Frachtreduktion (ARA-Grösse), Ökologie (Verdünnungsverhältnis) und vorbeugender Ressourcenschutz (Trinkwasserrelevanz) konkretisiert werden. In die langfristige Planung sollten auch Zusammenschlüsse kleiner ARA geprüft werden.

11.3 Auswahl des geeigneten Verfahrens

Welches Verfahren für welche ARA?

Wie bereits gezeigt, stehen heute vor allem die Ozonung und die Adsorption an PAK im Vordergrund. Grundsätzlich sind beide Verfahren für kommunale ARA geeignet und bezüglich Aufwand (Energie, Kosten) sowie Reinigungsleistung vergleichbar. Welches Verfahren für die jeweils betroffene ARA geeignet ist, hängt von lokalen Gegebenheiten ab.

- *Bestehende Infrastruktur und Verfahrenstechnik:* je nach bestehender Infrastruktur und Verfahrenstechnik ist das eine oder andere Verfahren besser geeignet. Bei Verfahren mit festsitzender Biomasse ist (heute) die Ozonung zu bevorzugen, da das Verhalten der Aktivkohle bei einer Rückführung in die biologische Stufe bei diesen Verfahren nicht bekannt ist. Bestehende Flockungsfilteranlagen können hingegen relativ einfach mit einer PAK-Dosierung nachgerüstet werden.
- *Platz- und hydraulische Verhältnisse:* Ein PAK-Verfahren mit Adsorption, Sedimentation und Filtration benötigt deutlich mehr Platz als das PAK-Verfahren mit Dosierung in die Flockungsfiltration oder eine Ozonung.
- *Lage (Sicherheit, Transporte etc.):* Die meisten ARA lagen zum Zeitpunkt des Baus weit ausserhalb des Siedlungsgebietes. Aufgrund des Siedlungswachstums liegen verschiedene ARA heute in oder in der Nähe von stark genutzten Zonen (Naherholungsgebiete, Wohngebiete, Industriezonen etc.). Durch die notwendigen baulichen Massnahmen, Transporte oder Sicherheitsüberlegungen muss je nach Lage das eine oder andere Verfahren gewählt werden.
- *Abwasserzusammensetzung (Einflüsse Industrie):* Der Abwasseranteil aus Industrie und Gewerbe liegt bei durchschnittlich 20–30 % (Schluep et al. 2006). Diese Abwässer weisen teilweise eine sehr spezielle Zusammensetzung auf, welche die Wahl des Verfahrens beeinflussen können. So ist beispielsweise bei stark bromidhaltigem Abwasser die Ozonung wegen der Bromatbildung nicht geeignet. Weist ein kommunales Abwasser spezifische Belastungen auf, deren Verhalten unbekannt ist, müssen vorgängig Tests zur Eignung der verschiedenen Verfahren durchgeführt werden.
- *Industriell geprägte ARA:* Die bisherigen Pilot- und grosstechnischen Versuche wurden bei ARA ohne spezifische Industrieeinflüsse durchgeführt. Die Übertragbarkeit der Resultate (z. B. Energieverbrauch, Kosten) auf stark industriell geprägte ARA muss im Einzelfall untersucht werden.

11.4 Bemessungsgrundlagen

Welche Abwassermenge muss behandelt werden?

Eine zentrale Frage beim Einsatz weitergehender Verfahren ist, auf welchen Durchfluss die Anlage ausgelegt werden muss. Die heutigen ARA (bei Mischwasserkanalisationen) sind hydraulisch in der Regel auf den doppelten Trockenwetteranfall (2 Q_{TW}) ausgelegt, für die Frachten werden sie auf ein sogenanntes Ausbauziel ausgelegt. Aus Sicht des Gewässerschutzes ist es aber möglicherweise nicht notwendig, ein weitergehendes Verfahren auf den maximalen Durchfluss auszulegen. Bei Regenwetter führen die Gewässer deutlich mehr Wasser. Dies führt zu einer höheren Verdünnung, resp. tieferen Konzentrationen. Andererseits werden bei Regenwetter Stoffe aus anderen

Eintragspfaden mobilisiert und in die Gewässer eingetragen (z. B. Mischwasserüberläufe, Landwirtschaft, Abwasser von Verkehrswegen etc.).

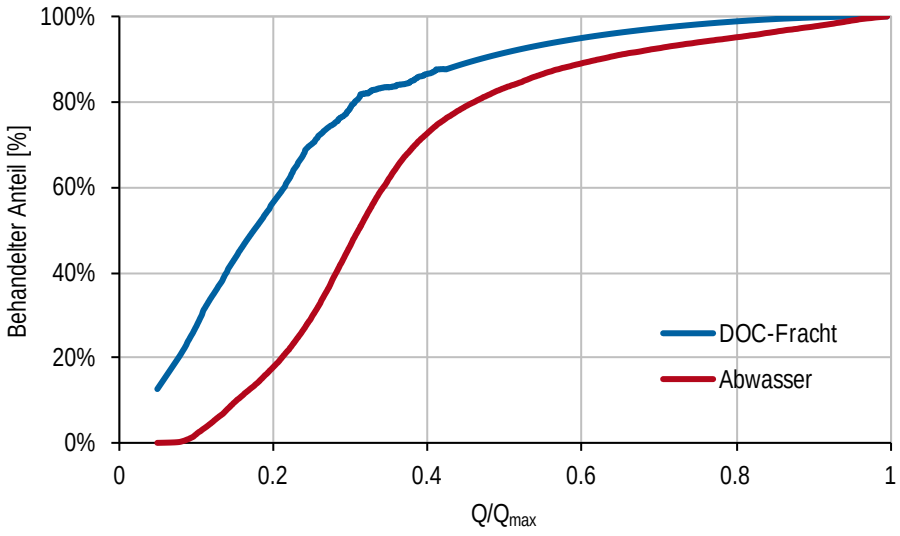
Regenwetter vermindert die Effizienz der Verfahren

Bei Regenwetter steigt die hydraulische Belastung der Anlage, während die Konzentrationen der meisten Stoffe abnehmen (Ausnahme: Stoffe, die bei Regenwetter ausgewaschen werden, z. B. Biozide aus Materialschutz, Stoffe aus Trockendeposition). Das Abwasser wird somit verdünnt und die Effizienz vieler Verfahren sinkt. Für grössere Durchflüsse sind grössere Bauwerke (z. B. Sedimentationsbecken für PAK, Kontaktreaktoren) und Anlagen (z. B. Ozongeneratoren) nötig, was zu höheren Investitions- und Betriebskosten führt.

In Abb. 58 ist anhand von Daten der ARA Regensdorf gezeigt, welchen Effekt die Dimensionierungsgrösse auf den Anteil des behandelten Abwassers hat. Eingezeichnet sind die Summenkurven des Durchflusses Q sowie der zugehörigen DOC-Fracht (Ablauf der Nachklärung), jeweils bezogen auf den maximalen Durchfluss. Es ist ersichtlich, dass bei einer Auslegung des weitergehenden Verfahrens auf beispielsweise 50 % des maximalen Durchflusses rund 80 % des Abwassers, resp. 90 % der DOC-Fracht behandelt werden könnten. Wäre also beispielsweise im weitergehenden Verfahren eine Sedimentation nötig, müsste bei einer Auslegung auf den maximalen Durchfluss doppelt so viel Sedimentationsvolumen gebaut werden als bei einer Auslegung auf 50 % des maximalen Durchflusses, damit steigt aber die behandelte DOC-Fracht nur um 10 %.

Abb. 58 > Einfluss der Ausbaugrösse eines Verfahrens auf die behandelte Abwassermenge

Anteil der behandelten Abwassermenge und DOC-Fracht in Abhängigkeit des Zuflusses. Lesebeispiel: Wird ein weitergehendes Verfahren auf 50 % der maximal zufliessenden Abwassermenge ausgelegt, werden insgesamt 85 % des Abwassers und 90 % der DOC-Fracht behandelt.



Daten: Pilotversuch Regensdorf

Beispiel: Auslegung Ozongenerator

Die Auswirkungen der Auslegung werden anhand eines Beispiels kurz dargelegt: Eine Ozonung wird mit einer konstanten Dosierung von 5 mg/l betrieben, die maximal behandelte Abwassermenge der ARA beträgt 2000 m³/h. Wird der Ozongenerator auf dieses Maximum ausgelegt, muss er 10 kg/h produzieren können, bei einer Auslegung auf 50 % der Abwassermenge (1000 m³/h) sind es noch 5 kg/h, es wird aber immer noch 90 % der DOC-Fracht behandelt (Abb. 58). Die Investitionskosten sind entsprechend höher. Da der Energieverbrauch eines Ozongenerators von der produzierten Ozonmenge abhängt (Abb. 32), müsste der grössere Ozongenerator mehrheitlich bei energetisch ungünstigen Bedingungen betrieben werden, was zu einem höheren spezifischen Energieverbrauch und Kosten führt.

Es stellt sich somit die Frage, auf welchen Durchfluss Bauwerke und Aggregate ausgelegt werden sollen, um einerseits eine ausreichende Behandlung zu erzielen, andererseits den Aufwand in einem vertretbaren Rahmen zu halten.

Redundanz der Anlage

Eine weitere offene Frage bezüglich Bemessung betrifft die Redundanz der Anlagen und Aggregate (Mehrstrassigkeit, Dosiereinrichtungen etc.). Mit Massnahmen gegen Mikroverunreinigungen soll insbesondere die chronische Belastung von Wasserorganismen vermindert werden. Bei kurzzeitigen Systemausfällen ist kaum mit akuten Beeinträchtigungen zu rechnen, längere Unterbrüche sollten aber vermieden werden.

11.5 Überwachung der Reinigungsleistung

Aufwändige Spurenanalytik – nur vereinzelte Proben

Im Dauerbetrieb muss die Reinigungsleistung durch den Betreiber und die Behörden überprüft werden. Aufgrund des grossen Aufwands der Spurenanalytik sind sowohl die Anzahl der Proben als auch die Anzahl der zu messenden Substanzen möglichst gering zu halten. Eine Option ist daher, die Elimination von Mikroverunreinigungen anhand von einer oder einigen wenigen Indikatorsubstanzen zu beurteilen.

Auswahl repräsentativer Indikatorsubstanzen

Indikatorsubstanzen stehen stellvertretend für zahlreiche Chemikalien mit gleichen oder ähnlichen chemischen Eigenschaften, Eintragsmustern und Eintragspfaden. Die Indikatorsubstanzen erfüllen folgende Kriterien (Götz et al. 2010a):

- Sie werden kontinuierlich ins Abwasser eingetragen (keine grossen Konzentrationsschwankungen), können in der ganzen Schweiz nachgewiesen werden und werden in der mechanisch-biologischen Reinigung nur ungenügend entfernt.
- Sie sind repräsentativ für ein möglichst breites Stoffspektrum (die mittlere Elimination mit weitergehenden Verfahren für Indikatorsubstanzen entspricht ungefähr der mittleren Elimination eines breiteren Stoffspektrums).
- Die Eliminationsleistung lässt Rückschlüsse auf die Effizienz des Verfahrens zu (je effizienter das Verfahren, desto besser die Elimination). Es sollten also nicht nur leicht entfernbare Stoffe enthalten sein.
- Die chemische Analytik ist einfach und zuverlässig.

Vorschlag des BAFU

Anfangs 2010 wurde von der Eawag und dem BAFU ein Vorschlag für 5 Indikatorsubstanzen präsentiert (Götz et al. 2010a), die diese Kriterien relativ gut erfüllen. Tab. 30 gibt einen Überblick über diese Substanzen.

Tab. 30 > Mögliche Indikatorsubstanzen zur Überprüfung der Reinigungsleistung

Indikatorsubstanzen und Stoffe mit ähnlichem Eintragsmuster, die als mögliche Ersatzstoffe dienen könnten.

Indikatorsubstanz	Stoffgruppe	Stoffe mit ähnlichem Eintragsmuster
Benzotriazol	Korrosionsschutz	Methylbenzotriazol, Bisphenol A, Benzo(a)pyrene, ...
Carbamazepin	Arzneimittel (Anti-Epileptikum)	Sotalol, Propanolol, ...
Diclofenac	Arzneimittel (Analgetikum)	Ibuprofen, Mefenaminsäure, Morphin, Naproxen, Salycilsäure, ...
Mecoprop	Pflanzenschutzmittel	Diazinon, Carbendazim, DEET, Isoproturon, Diuron, Terbutryn, ...
Sulfamethoxazol	Arzneimittel (Antibiotikum)	Ciprofloxacin, Clindamycin, Clarithromycin, Erythromycin, Roxithromycin, Trimethoprim

Götz et al. 2011a

Vorgeschlagene Indikatorsubstanzen sind repräsentativ

Der Vorschlag für die Indikatorsubstanzen wurde zu einem Zeitpunkt erarbeitet, als noch nicht alle Pilotversuche abgeschlossen waren. Die Abb. 59 und Abb. 60 zeigen für alle Messkampagnen den Vergleich zwischen der durchschnittlichen Eliminationsleistung aller gemessenen Stoffe und der Eliminationsleistung der Indikatorstoffe. Zu den Abbildungen ist anzumerken, dass sich die Messprogramme der einzelnen Studien unterscheiden, d. h. dass weder die gleiche Anzahl Stoffe noch dieselben Substanzen gemessen wurden. Die Abbildungen zeigen, dass die vorgeschlagenen Indikatorsubstanzen die Gesamtheit der gemessenen Stoffe relativ gut abbilden. Eine regelmässige Überprüfung der Stoffliste ist aber unumgänglich, da sich das eingetragene Stoffspektrum verändern kann (Verbote, Ersatz mit anderen Stoffen, besser geeignete Stoffe).

Abb. 59 > Indikatorsubstanzen Ozonung

Vergleich der Elimination der fünf Indikatorsubstanzen mit allen gemessenen Stoffen in den Pilotversuchen zur Ozonung.

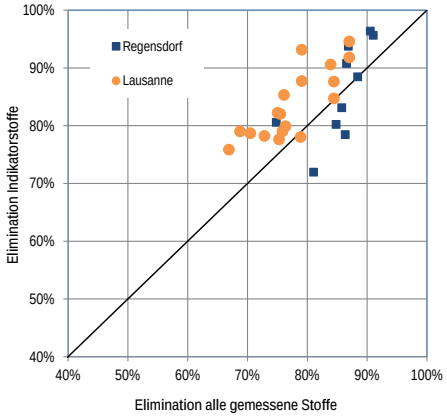
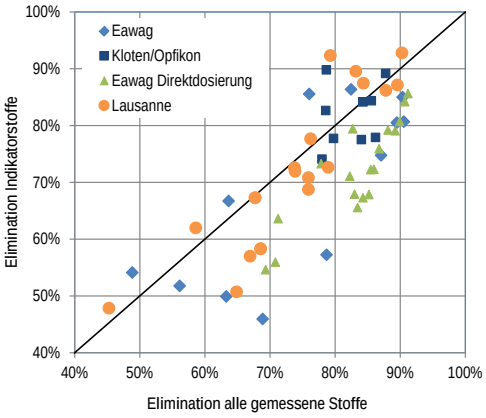


Abb. 60 > Indikatorsubstanzen PAK

Vergleich der Elimination der fünf Indikatorsubstanzen mit allen gemessenen Stoffen in den Pilotversuchen zur PAK-Adsorption.



Daten: Pilotversuche Regensdorf, Lausanne, Eawag, Kloten/Opfikon

Hinweise zur Probenahme

Aufgrund der relativ hohen Kosten der Spurenanalytik muss die Anzahl der Probenahmen möglichst gering gehalten werden. Zudem können die Konzentrationen und Frachten der Spurenstoffe – je nach Einzugsgebiet – von Tag zu Tag relativ stark

schwanken. Um trotzdem eine gesicherte Aussage machen zu können, sind für die Messung der Indikatorsubstanzen folgende Punkte zu beachten:

- *Probenahmestellen:* Die Zulaufprobe kann entweder im Rohabwasser oder im Ablauf der Vorklärung entnommen werden. Der Einfluss der mechanischen Reinigung auf die Elimination der 5 Indikatorsubstanzen ist vernachlässigbar. Die Ablaufprobe ist nach der letzten Behandlungsstufe vorzunehmen. Der Vorteil der Probenahme nach der Vorklärung ist, dass Zulaufpulse besser ausgeglichen werden.
- *Probenahmehäufigkeit:* Es ist vorgesehen, dass mindestens 4 Proben pro Jahr analysiert werden müssen.
- *Probenahmezeiten:* Die Probenahme soll bei Trockenwetter, unter der Woche, und nicht zu Ferienzeiten erfolgen.
- *Probenahmedauer:* Da die hydraulische Aufenthaltszeit in der ARA in der Regel grösser als 10 Stunden ist, wird empfohlen, eine volumenproportionale Mischprobe über mindestens 48 Stunden zu entnehmen.

Eine häufigere Überprüfung der Wasserqualität und die Bestimmung weiterer Stoffe sind natürlich begrüssenswert.

Alternativen: Bio- oder Schnelltests

Neben dem Indikatorkonzept sind auch andere Optionen möglich, um die Reinigungsleistung zu überprüfen. Dazu gehören einerseits Biotests (siehe Kapitel 7.3), die robust und zuverlässig sind und eine Aussage über die Reinigungsleistung ermöglichen. Für einzelne Biotests, die für die Überprüfung der Reinigungsleistung in Frage kommen, wie beispielsweise der YES- oder ER-CALUX, wird eine Zertifizierung angestrebt. Eine andere Option ist die Herleitung oder Definition eines Summenparameters, der ebenfalls repräsentativ für die Elimination von Mikroverunreinigungen sein muss und der relativ schnell und einfach bestimmt werden könnte, analog zu den heutigen Schnelltests. Einen solchen Parameter gibt es leider noch nicht.

11.6 Betriebskontrolle

Betriebskontrolle ohne aufwändige Analytik notwendig

Für den Betreiber einer ARA und die überwachende Behörde ist es wichtig, Betriebsgrössen zur Verfügung zu haben, die auf ein gutes Funktionieren der Anlage schliessen lassen. In der biologischen Reinigung kann z. B. aufgrund von Sauerstoffkonzentration, Schlammalter und Fällmitteldosiermengen auf die Reinigungsleistung geschlossen werden. Für die üblichen ARA-Parameter sind zusätzlich oft online-Messgeräte erhältlich.

Für die Mikroverunreinigungen gibt es weder einen Summenparameter noch Referenzgrössen, die direkt oder indirekt zuverlässig Rückschlüsse auf die Elimination zulassen. Da zudem verschiedene weitergehende Verfahren mit unterschiedlichen Reaktionsmechanismen zur Verfügung stehen, unterscheiden sich die möglichen Überwachungsgrössen auch von Verfahren zu Verfahren. In der folgenden Auflistung werden für die wichtigsten Verfahren (Kapitel 8–10) mögliche Überwachungswerte für die Betriebskontrolle vorgestellt.

- *PAK-Adsorption:* Die PAK entfernt neben den organischen Spurenstoffen auch den Hintergrund-DOC und die Farbe. Allerdings korrelieren weder der DOC noch die Färbung (gemessen bei unterschiedlichen Wellenlängen) mit der Elimination von Spurenstoffen. Während die Elimination von Spurenstoffen im Bereich von 90 % lag, konnte für den DOC lediglich eine Elimination von 30–45 % ermittelt werden, dies zudem in Abhängigkeit vom Typ und der Dosierung der Aktivkohle. Als einziger und zuverlässigster Parameter dient somit zur Zeit die Dosiermenge der Aktivkohle. Vor der Implementierung, resp. während der ersten Betriebsmonate eines PAK-Verfahrens müssen Eignung und Dosiermenge (resp. Verbrauch) einer Kohle ermittelt werden, die für eine ausreichende Elimination notwendig ist. Aufgrund der Resultate der Betriebsüberwachung (Indikatorsubstanzen) kann die Dosiermenge angepasst werden.
- *GAK:* Bei der granulierten Aktivkohle kommt es zu einem sukzessiven Anstieg der Ablaufkonzentrationen (Durchbruch). Da das Durchbruchsverhalten für jede Substanz individuell ist und sich vom Durchbruchsverhalten von beispielsweise DOC oder Färbung unterscheidet, muss ein geeigneter Parameter für die Betriebsüberwachung noch gefunden werden.
- *Ozon:* Auch für die Ozonung gibt es noch keine zuverlässigen, einfach zu messenden Indikatoren. Wie bei der PAK-Anwendung könnte auch hier die Ozondosierung (als gO_3/m^3 oder $gO_3/gDOC$) herangezogen werden. Wird diese Dosierung auf den Wasserfluss oder die DOC-Fracht bezogen, ist zusätzlich die Nitrit-Konzentration zu berücksichtigen. Mit einer Ozondosierung, die auf der Ozonkonzentration im Ablauf des Reaktors basiert, kann hingegen eine ausreichende Dosiermenge garantiert werden. Da Ozon bestimmte funktionelle Gruppen angreift (z. B. Doppelbindungen), die auch UV-Licht absorbieren, können auch aufgrund der Differenz des UV-Signals zwischen Zu- und Ablauf des Reaktors Rückschlüsse auf die Elimination gezogen werden. Dies konnte bisher in Laboruntersuchungen gezeigt werden (z. B. Bahr et al. 2007, Nanaboina et al. 2010). Ob sich diese Resultate auch auf die Praxis übertragen lassen, wird derzeit untersucht.
- *Nanofiltration:* Bei der Nanofiltration hängt die Eliminationsleistung neben dem Membranmaterial vor allem von Betriebsdruck und Ausbeute ab. Werden diese Grössen konstant gehalten, verändert sich die Elimination nur geringfügig. Bisher liegen noch keine Untersuchungen zu Korrelationen von Eliminationsleistung und Betriebsparametern vor. Da aber auch Ionen zurückgehalten werden, könnte beispielsweise die Leitfähigkeit als Überwachungsparameter dienen.

Nanopartikel

Unter Nanopartikeln oder Nanoteilchen versteht man kleinste Teilchen mit einem Durchmessen von < 100 nm. Sie kommen natürlicherweise in der Umwelt vor, von besonderem Interesse sind heute aber synthetische Nanopartikel, die in verschiedensten Produkten für unterschiedlichste Anwendungen eingesetzt werden. Beispiele sind UV-absorbierende Sonnencrèmes, keimtötende Textilien oder Kosmetikprodukte, oder kratzfeste Beschichtungen. Die Wirkung der Nanopartikel beruht auf ihrer chemischen Zusammensetzung, Beschichtung und Form.

Über das Verhalten und die Toxizität von Nanopartikeln in der Umwelt und insbesondere in den Gewässern ist erst wenig bekannt. Es konnte beispielsweise schon gezeigt werden, dass mit Silber beschichtete Nanopartikel die Photosyntheseaktivität von Algen stärker hemmen als Silber-Ionen (Behra et al. 2009). Im Rahmen des Nationalen Forschungsprogramms 64 «Chancen und Risiken von Nanomaterialien» werden die Auswirkungen von Nanopartikeln auf die Umwelt und Ökosysteme genauer untersucht (NFP64 2011). Nanopartikel werden oft als nächste Herausforderung für die Abwasserreinigung bezeichnet.

Das Verhalten von Nanopartikeln in ARA hängt von ihrer Zusammensetzung und Beschichtung ab und ist Gegenstand diverser Forschungsprojekte. Eine Studie untersuchte den Einfluss von Silbernanopartikeln auf Belebtschlamm sowie das Verhalten dieser Partikel in ARA (Burkhardt et al. 2010). Die Silbernanopartikel bewirkten bei üblichen Zulaufkonzentrationen keine Hemmung der Reinigungsprozesse der ARA. Sie wurden vorwiegend an die Feststoffe sorbiert und damit ähnlich wie diese zu über 95 % zurückgehalten.

12 > Schlussfolgerungen und Ausblick

Mit einer gezielten Erweiterung von ausgewählten ARA kann die Wasserqualität der Schweizer Gewässer bezüglich Mikroverunreinigungen massgeblich verbessert werden. Sowohl mit der Adsorption an Pulveraktivkohle als auch mit der Ozonung werden Mikroverunreinigungen weitgehend aus dem Abwasser entfernt. Beide Verfahren sind technisch umsetzbar, und der zusätzliche Aufwand ist vertretbar.

12.1 Heutige Abwasserreinigung

Mikroverunreinigungen werden heute unzureichend entfernt

Die Einleitungen von gereinigtem Abwasser aus kommunalen ARA stellen den bedeutendsten Eintragspfad für Mikroverunreinigungen in die Schweizer Gewässer dar. Die heutigen ARA sind auf die Elimination, resp. Umwandlung von Feststoffen, leichter abbaubaren organischen Stoffen und meistens Nährstoffen (Stickstoff und Phosphor) ausgelegt. In den vorhandenen mechanischen und biologischen Reinigungsstufen werden biologisch abbaubare und an Feststoffe bindende Mikroverunreinigungen relativ gut entfernt. Gut wasserlösliche, schwer abbaubare und daher langlebige Mikroverunreinigungen werden jedoch nur zu einem kleinen Teil aus dem Abwasser entfernt und gelangen in kritischen Mengen in die Gewässer.

Elimination ist nicht wesentlich von der heute üblichen Verfahrenstechnik abhängig

Die Eliminationsleistung für Mikroverunreinigungen ist nicht wesentlich von der Verfahrenstechnik der heutigen ARA abhängig. Sie ist für konventionelle Belebtschlamm-, Festbett-, Wirbelbett- oder SBR-Anlagen vergleichbar und kann mit Betriebsoptimierungen oder einfachen baulichen Massnahmen nur unerheblich gesteigert werden. Eine gewisse Steigerung des biologischen Abbaus kann mit der Einführung der Nitrifikation – also der Erhöhung des Schlammalters auf 10–15 Tage – erzielt werden. Eine weitere Erhöhung des Schlammalters, beispielsweise mittels Membranbioreaktoren, hat nur einen kleinen Effekt und führt nicht zu einer umfassenden Elimination der Mikroverunreinigungen. Um den Eintrag von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser deutlich zu minimieren, sind daher zusätzliche spezifische Verfahren notwendig.

12.2 Weitergehende Verfahren

Ozonung und Pulveraktivkohle geeignet

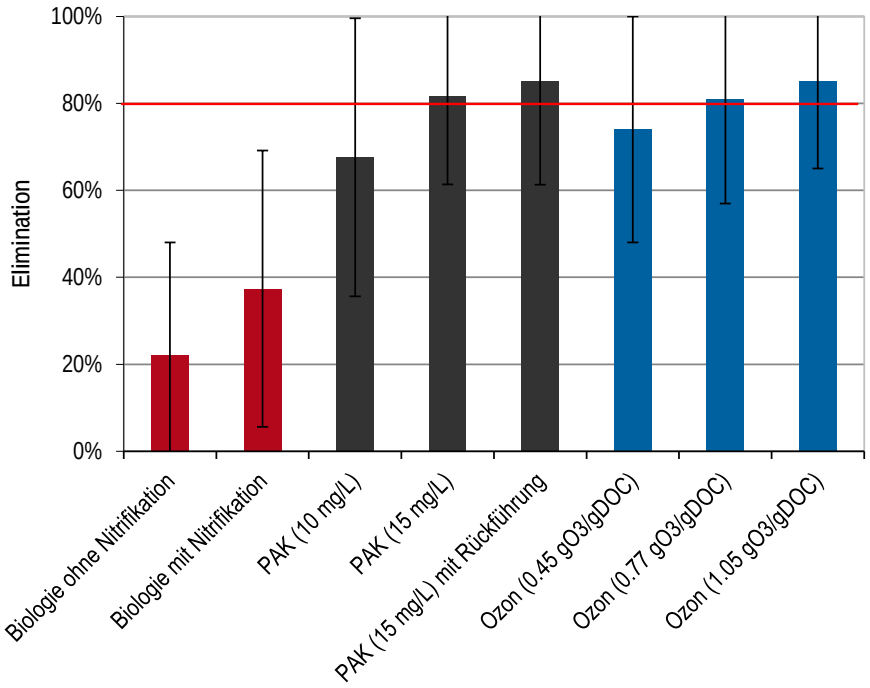
Die Pilotversuche in der Schweiz sowie Erfahrungen aus dem Ausland haben gezeigt, dass für die weitgehende Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser vor allem die Adsorption an Pulveraktivkohle (PAK) sowie die Ozonung gut geeignet sind. Beide Verfahren können in der Regel einfach in bestehende ARA integriert und betrieben werden.

Elimination > 80 % für viele Stoffe erreichbar

Die Qualität des gereinigten Abwassers wird mit beiden Verfahren massgeblich verbessert. So wird eine Vielzahl von Stoffen weitgehend (> 80 %) aus dem Abwasser entfernt, und verschiedene nachteilige Wirkungen von Mikroverunreinigungen auf Wasserlebewesen wie endokrine Effekte oder die Algentoxizität werden vermindert. Das gereinigte Abwasser wird weitgehend entfärbt und von Geruchsstoffen befreit. Je nach Verfahren wird zudem eine weitgehende Desinfektion (Ozonung) oder eine Senkung der organischen Restverschmutzung (PAK) erreicht. Die Effizienz der beiden Verfahren hängt in erster Linie von der dosierten Menge Aktivkohle oder Ozon ab (Abb. 61).

Abb. 61 > Elimination von Mikroverunreinigungen mit biologischer Reinigung, PAK-Adsorption und Ozonung

Elimination von Mikroverunreinigungen (Stoffspektrum von 40–60 Substanzen) mit biologischer Reinigung ohne/mit Nitrifikation, PAK-Adsorption und Ozonung bei verschiedenen Dosierungen. Sowohl für die PAK-Adsorption als auch die Ozonung ist eine minimale Dosierung erforderlich, um eine Elimination von über 80 % zu gewährleisten.



Daten: Regensdorf (Abegglen et al. 2009), Lausanne (Margot et al. 2010), Kloten/Opfikon (Böhler et al. 2011) und Eawag (Zwickenpflug et al. 2009)

Mechanismen: Adsorption und Oxidation

Bei der Adsorption an Aktivkohle lagern sich die Mikroverunreinigungen an der Oberfläche der Kohlekörner an und werden damit aus dem Abwasser entfernt. Dabei kann die Effizienz erhöht werden, indem die gebrauchte Kohle in die biologische Stufe zurückgeführt wird. Bei der Ozonung werden die Mikroverunreinigungen oxidiert, d. h. es findet eine Stoffumwandlung statt. Eine Vielzahl von Untersuchungen prüfte, ob dabei problematische Produkte entstehen, die die Toxizität des Abwassers erhöhen. Dies war mehrheitlich nicht der Fall, vereinzelt wurde aber eine leichte Toxizitätserhöhung durch reaktive Oxidationsprodukte festgestellt. Um deren Abbau in der ARA

zu gewährleisten, wird nach der Ozonung eine abschliessende Stufe mit biologischer Aktivität, beispielsweise ein Sandfilter oder Wirbelbett empfohlen.

Grosstechnische Umsetzung möglich

Sowohl die Adsorption an PAK als auch die Ozonung sind reif für die technische Umsetzung und können somit heute in bestehende ARA integriert werden. Die Auswirkungen auf den Betrieb, den Energieverbrauch und die Kosten hängen von der Anlagengrösse, der bestehenden Infrastruktur, der Abwasserzusammensetzung sowie dem gewählten Verfahren ab. Der Energieverbrauch einer ARA steigt um 5–30 % (ohne Nachbehandlung, bezogen auf den Bruttoenergieverbrauch), die Kosten steigen ebenfalls um 5–30 % (ohne Nachbehandlung, bezogen auf die Kosten der Abwasserreinigung, ohne Kanalisation).

In Tab. 31 werden die beiden Verfahren einander gegenübergestellt.

Tab. 31 > Gegenüberstellung der Verfahren PAK-Adsorption und Ozonung

Die Angaben zur Eliminationsleistung, zu Energie und Kosten beziehen sich auf eine Anlage mit 50 000 EW und eine Dosis von 12–15 gPAK/m³ gereinigtes Abwasser, resp. 3–5 gO_3/m^3, Angaben jeweils ohne abschliessende Filtration. Die Angaben sind als Grössenordnung zu verstehen und können im Einzelfall abweichen.

	Ozonung	PAK-Behandlung
Mechanismus	Oxidation	Adsorption
Notwendige Dosis	3–5 g O_3/m³ (0,7–0,9 g O_3/g DOC)	12–15 g Kohle/m³
Elimination der Mikroverunreinigungen (Durchschnitt)	> 80 %	> 80 %
Ökotoxizität	Deutliche Reduktion	Deutliche Reduktion
(Pathogene) Keime	Partielle Desinfektion	-
Org. Summenparameter und Nährstoffe	Reduktion der NO_2-N-Werte	Entfernung CSB und DOC (ca. 40 %)
Weitere Effekte	Entfernung Farbe und Geruch	Entfernung Farbe und Geruch
Nachbehandlung	Stufe mit biologischer Aktivität, um reaktive Oxidationsprodukte abzubauen	Filtration zum Rückhalt der Feinfraktion
Betriebsmittel	Sauerstoff, Strom, Kühlwasser	PAK, Fällmittel, Flockungshilfsmittel, Strom
Zusätzlicher Stromverbrauch auf ARA	0,05–0,1 kWh/m³, 6–12 kWh/EW/a	0,01–0,04 kWh/m³, 1–5 kWh/EW/a
Primärenergieverbrauch	0,3 kWh/m³, 38 kWh/EW/a	0,37 kWh/m³, 45 kWh/EW/a
Kosten	0.1 Fr./m³ gereinigtes Abwasser, 12 Fr./EW/a	0.15 Fr./m³ gereinigtes Abwasser, 18 Fr./EW/a
Auswirkungen auf ARA-Betrieb	Erhöhung des Stromverbrauchs (10–30 %) Höhere Sicherheitsanforderungen	Geringe Erhöhung Stromverbrauch (5 %) Schlammanfall steigt um 5–10 %, Schlammeigenschaften ändern sich evtl. Abrasion/ Korrosion in bestehender Anlage
Sicherheit	Überwachung O_2 und O_3 in Raumluft Brandschutz im Bereich mit Reinsauerstoff Schulung des Personals	Atemschutz bei Arbeit mit PAK

Andere weitergehende Verfahren im Forschungsstadium

Neben der PAK-Adsorption und der Ozonung steht eine breite Palette anderer Verfahren zur Verfügung, die für die weitergehende Elimination von Mikroverunreinigungen

in Frage kommen. Für diese Verfahren liegen aber erst wenige grosstechnische Erfahrungen vor (z. B. granulierte Aktivkohle), sie weisen (noch) erhebliche technische oder wirtschaftliche Schwierigkeiten auf (z. B. Nanofiltration, Advanced Oxidation Processes), befinden sich in der Forschungs- und Entwicklungsphase (z. B. Ferrat, Nanomaterialien), oder sie sind aufgrund mangelnder Wirksamkeit nicht geeignet (z. B. nachgeschaltete biologische Verfahren, Membranbioreaktoren). Mit zunehmendem technischem Fortschritt und Innovationen werden in Zukunft vermutlich weitere Verfahren zur Verfügung stehen.

12.3 Auswirkungen auf die Gewässer

Zielorientierter Ausbau von ARA sinnvoll

Mit dem Einsatz von weitergehenden Verfahren können Ökosysteme vor nachteiligen Einwirkungen geschützt, die Frachten der Mikroverunreinigungen reduziert und die Trinkwasserressourcen vorbeugend geschützt werden. Dies kann durch eine zweckmässige Erweiterung ausgewählter ARA erreicht werden. Ein genereller, flächendeckender Ausbau wird nicht als sinnvoll und verhältnismässig erachtet.

Positive ökologische Auswirkungen auf die Gewässer

Der Schutz der Ökosysteme steht insbesondere bei ARA, deren Abwasser einen wesentlichen Anteil des Abflusses eines Gewässers bildet, im Vordergrund. Weitergehende Verfahren führen zu folgenden positiven Effekten auf die Ökosysteme:

- Die Einträge von Mikroverunreinigungen in die Gewässer werden deutlich reduziert. Dadurch werden in Gewässern mit hohem Abwasseranteil die Konzentrationen deutlich unter kritische Konzentrationsbereiche reduziert.
- Negative Auswirkungen auf Fortpflanzung und Entwicklung von Wasserlebewesen werden reduziert.
- In Gewässern mit hohem Abwasseranteil steigt die Anzahl empfindlicher Arten (Biodiversität).

Schutz von Trinkwasserressourcen

Verschiedene Gewässer im schweizerischen Mittelland dienen sowohl als Einleitgewässer für kommunale ARA (z. B. grössere Seen, Limmat, Rhein u.a.), aber auch direkt oder indirekt (über Uferinfiltration aus Fliessgewässern in Grundwasser) als Trinkwasserressourcen. Der Rhein wiederum liefert Trinkwasser für rund 20 Mio. Menschen. Durch den Einsatz von weitergehenden Verfahren bei sehr grossen ARA und ARA, die in ein für die Trinkwasserversorgung relevantes Gewässer einleiten, werden folgende Zielsetzungen erreicht:

- Die Frachten an Mikroverunreinigungen in den Gewässern werden deutlich reduziert. Dadurch nimmt die Schweiz ihre Oberliegerverantwortung gegenüber den Nachbarländern wahr.
- Im Sinne des Vorsorgeprinzips in Bezug auf die Trinkwassergewinnung können Stoffeinträge ins Rohwasser reduziert werden.

Kosten– Nutzen Verhältnis ist angemessen

Durch eine Optimierung der Abwasserreinigung kann die Wasserqualität massgeblich verbessert werden. Diesem Nutzen steht ein vertretbarer Mehraufwand an Energie und finanziellen Mitteln gegenüber. Für einen Ausbau von rund 100 der über 700 Schweizer ARA und damit einer Behandlung der Hälfte des anfallenden kommunalen Abwas-

sers wird mit jährlichen Kosten von etwa 130 Mio. Fr. gerechnet. Verteilt auf alle Einwohner der Schweiz ergibt das jährliche Mehrkosten von 17 Fr./Einwohner. Der gesamtschweizerische Stromverbrauch steigt im ungünstigsten Fall um etwa 0,15 %.

12.4 Ausblick

Das UVEK hatte Ende 2009 eine Anhörung zur Änderung der GSchV eröffnet. Ziel der Änderung war eine gesetzliche Verankerung von Massnahmen bei ausgewählten kommunalen ARA zur Verringerung des Eintrages von Mikroverunreinigungen (Medikamenten und Chemikalien) in die Gewässer zum Schutze der Trinkwasserressourcen und der Wasserflora und -fauna. Die Resultate der Anhörung liegen vor. Über 80 Prozent der Stellungnahmen anerkennen, dass das Problem der Mikroverunreinigungen gelöst werden muss. Das Konzept des problemorientierten Massnahmenpakets und des selektiven Ausbaus der ARA wird ebenfalls breit unterstützt.

In den Stellungnahmen werden folgende wichtigen Hauptkritikpunkte und Forderungen vorgebracht:

- eine konkrete gesamtschweizerische verursachergerechte Finanzierungslösung
- weitere grosstechnische Versuche zur Technologieerprobung bevor in der Schweiz über 100 ARA ausgebaut werden
- eine bundesweit koordinierte Planung des Ausbaus der ARA (Vorgaben zur Planung auf Einzugsgebietsebene, bessere Berücksichtigung lokaler Randbedingungen, Einbettung in eine Gesamtstrategie «Sicherung der Wasserqualität»)

Die Kommission für Umwelt, Raumplanung und Energie des Ständerates (UREK-S) wurde eingehend über die Resultate der Anhörung informiert und fordert eine verursachergerechte Finanzierung und die Schaffung der dazu notwendigen Gesetzesgrundlagen. Eine entsprechende Motion «Verursachergerechte Finanzierung der Elimination von Spurenstoffen im Abwasser» (Motion 10.3635) wurde vom Bundesrat und den Eidgenössischen Räten angenommen. Die daraus folgenden Arbeiten umfassen aktuell:

Verursachergerechte Finanzierung

- *Finanzierungslösung:* Da die gesamte Bevölkerung der Schweiz zur Problematik der Mikroverunreinigungen in den Gewässern beiträgt, soll nach Ansicht des Parlamentes auch die gesamte Bevölkerung zur Entschärfung dieser Problematik beitragen. Da die Nachrüstung von ARA nicht flächendeckend erfolgen soll, wird an einer möglichst verursachergerechten, gesamtschweizerischen Lösung zur Finanzierung der Massnahmen auf ARA gearbeitet.

Koordinierte Planung von Massnahmen

- *Planung und Finanzierung von Massnahmen:* Die Auswahl der von einer Nachrüstung betroffenen ARA soll schweizweit möglichst einheitlich geregelt werden. Dazu werden in Zusammenarbeit zwischen Bund, Kantonen, Inhabern und Betreibern von ARA Vorgaben für die Planung und Finanzierung von Massnahmen erarbeitet. Die Umsetzung der Massnahmen soll unter Berücksichtigung des üblichen Erneuerungszyklus der ARA erfolgen. Es werden verschiedene Fragen angegangen, wie z. B. Vorgehen zur Beurteilung der Trinkwasserrelevanz, Abgrenzung zu Industrieabwasser, Auswahl der ARA aufgrund einer Einzugsgebietsbetrachtung.

> *Plattform «Technische Grundlagen»:* Sowohl die Ozonung als auch die Adsorption an PAK sind für Abwasserfachleute relativ neue Verfahren. Die Erfahrungen bezüglich Planung, Dimensionierung, Bau und Betrieb sind daher noch beschränkt. Im Rahmen einer Austauschplattform wird der Kompetenzaufbau bezüglich weitergehender Verfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen bei Planern und Betreibern von ARA sowie von Behörden gefördert. Diese Aktivität wird dem Fachverband der Abwasserfachleute (VSA) angegliedert. Neben dem nationalen Informationsaustausch und Kompetenzaufbau liegt ein Schwerpunkt der Plattform auf der internationalen Vernetzung.

Kompetenzaufbau bezüglich weitergehender Verfahren

Neben den Abwassereinleitungen durch kommunale ARA gelangen Mikroverunreinigungen über verschiedene andere Wege in die Gewässer. Beispiele dafür sind Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft, diverse Stoffe aus Abschwemmungen von Verkehrswegen (Strasse oder Bahn), etc. Diese Einträge unterscheiden sich vom Eintrag aus kommunalem Abwasser neben den Quellen in erster Linie durch das Stoffspektrum sowie die Eintragsdynamik, da die Einträge vorwiegend bei Regenwetter erfolgen. Mikroverunreinigungen aus diffusen Quellen sollen bei der Umsetzung von Massnahmen auf kommunalen ARA im Rahmen einer Gesamtbetrachtung berücksichtigt werden.

Mikroverunreinigungen aus anderen Quellen

Die Gewässerschutzgesetzgebung der EU-Staaten richtet sich nach der Wasserrahmenrichtlinie. Diese beinhaltet eine Liste von prioritären Stoffen, für die Qualitätsziele eingehalten werden müssen. Eine Ergänzung dieser Liste ist aktuell in Arbeit. Dabei werden unter anderem auch Mikroverunreinigungen diskutiert, für die die kommunalen ARA den Haupteintragspfad darstellen. Diese Entwicklungen sind auch für die Schweiz von grossem Interesse.

Erweiterung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie auf gewisse Mikroverunreinigungen zu erwarten

Der Eintrag von Mikroverunreinigungen in die Gewässer kann zusätzlich durch Massnahmen an der Quelle – auf Stufe Gesetzgebung oder Einzugsgebiet – verringert werden. Aufgrund der Stoff- und Anwendungsvielfalt sind solche Massnahmen alleine nicht ausreichend, eine flächendeckende und signifikante Reduktion des Eintrags zu erzielen. Massnahmen an der Quelle sind aber, insbesondere bei besonders problematischen Stoffen, ergänzend sinnvoll und werden nach Möglichkeit umgesetzt.

Ergänzende Massnahmen an der Quelle

Das Projekt «Strategie Micropoll» des BAFU, das 2006 gestartet wurde und hiermit abgeschlossen ist, hatte zum Ziel, die Einträge von Mikroverunreinigungen aus dem kommunalen Abwasser zu quantifizieren und eine Strategie zur Reduktion dieser Einträge zu erarbeiten. Es hat sich gezeigt, dass Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser die Wasserqualität der Gewässer beeinträchtigen, und eine Erweiterung von ARA zielführend, tec

«Strategie Micropoll» abgeschlossen

> Anhang

A1 Schweizspezifische Stoffe und Qualitätszielvorschläge

Tab. 32 > Vorkommen der Schweizspezifischen Stoffe

Substanz	Vorkommen in oberirdischen Gewässern und Abwasserreinigungsanlagen (ARA) der Schweiz, Micropoll Datenbank (BAFU 2010) Stand April 2010						Chronisches Qualitätskriterium (LZ-UQN) (ng/l)
	Oberirdische Gewässer			ARA-Ausläufe			
	# Gefunden/ # Messungen (-)	Durchschnitt. Konzentration (ng/l)	90 % Perzentil Konzentration (ng/l)	# Gefunden/ # Messungen (-)	Durchschnitt. Konzentration (ng/l)	90 % Perzentil Konzentration (ng/l)	
Arzneimittel							
Atenolol (Betablocker)	49/75	205	275	18/18	843	1160	150 000
Azithromycin (Antibiotikum)	1/43	12	k.A.	18/19	175	327	90
Bezafibrat (Lipidsenker)	10/66	24	36	12/15	139	251	460
Carbamazepin (Antiepileptikum)	112/509	13	43	78/78	482	790	500
Carbamazepin-10,11 – Dihydro-10,11-Dihydroxy (Transformationsprodukt)	4/4	490	1011	6/6	1551	1882	100
Clarithromycin (Antibiotikum)	37/74	30	73	32/32	276	497	60
Diatrizoat (=Amidotrizoesäure) (Kontrastmittel)	15/53	206	482	7/10	598	1420	
Diclofenac (Analgetikum)	77/137	65	150	54/54	647	1170	50
Erythromycin [1)] (Antibiotikum)	6/28	25	44	17/17	42	75	40
Ethinylöstradiol (Synthetisches Östrogen)	4/99	5	10	6/27	2	3	0,037
Ibuprofen (Analgetikum)	16/137	35	52	54/54	394	1439	300
Iomeprol (Kontrastmittel)	9/53	275	91	9/19	380	295	
Iopamidol (Kontrastmittel)	14/53	92	51	15/19	377	880	
Iopromid (Kontrastmittel)	21/53	96	65	13/19	876	2460	
Mefenaminsäure (Analgetikum)	7/28	7	14	10/10	870	1658	4000
Metformin (Antidiabetikum)	13/13	713	3057	6/6	10347	13427	
Metoprolol (Betablocker)	24/57	20	50	17/17	166	322	64 000

Substanz	Vorkommen in oberirdischen Gewässern und Abwasserreinigungsanlagen (ARA) der Schweiz, Micropoll Datenbank (BAFU 2010) Stand April 2010						Chronisches Qualitätskriterium (LZ-UQN) (ng/l)
	Oberirdische Gewässer			ARA-Ausläufe			
	# Gefunden/ # Messungen (-)	Durchschnitt. Konzentration (ng/l)	90 % Perzentil Konzentration (ng/l)	# Gefunden/ # Messungen (-)	Durchschnitt. Konzentration (ng/l)	90 % Perzentil Konzentration (ng/l)	
Naproxen (Analgetikum)	22/137	37	82	38/39	462	678	1700
Sotalol (Betablocker)	39/74	63	189	21/21	435	730	100
Sulfamethoxazol (Antibiotikum)	34/66	26	59	34/34	238	427	600
N4-Acetylsulfamethoxazol (Transformationsprodukt)	5/40	3	17	5/6	67	157	
Trimethoprim (Antibiotikum)	26/74	13	36	42/45	100	163	60 000
Stoffe mit beabsichtigten bioziden Eigenschaften, welche einer Zulassung unterliegen							
2,4-D (Herbizid)	16/125	67	53	4/6	13	25	
Carbendazim (Fungizid)	37/73	16	34	17/30	81	170	
Diazinon (Insektizid)	367/1211	15	30	40/84	173	494	
Diethyltoluamide (DEET) (Repellent)	236/331	135	120	11/55	593	817	
Dimethoat (Insektizid)	14/355	22	34	k.A.	k.A.	k.A.	
Diuron (Herbizid)	98/697	54	70	13/34	1379	201	
Glyphosat (Herbizid)	64/162	373	637	k.A. *)	k.A.	k.A.	
AMPA (Transformationsprodukt)	60/162	140	290	k.A. *)	k.A.	k.A.	
Irgarol (Herbizid)	18/878	3	k.A.	9/29	30	58	
Stoffe mit beabsichtigten bioziden Eigenschaften, welche einer Zulassung unterliegen							
Isoproturon (Herbizid)	211/1001	315	820	11/14	12	35	
MCPA (Herbizid)	56/137	40	111	6/6	25	44	
Mecoprop und Mecoprop-P (Herbizid)	100/188	45	74	26/29	424	765	
Triclosan (Mikrobizid)	3/12	20	31	6/6	116	224	
Stoffe mit Wirkung auf den Hormonhaushalt (endokrine Stoffe, welche nicht als Arzneimittel eingesetzt werden)							
Bisphenol A (BPA) (Additiv)	44/66	840	3440	22/25	331	679	
Östradiol (Natürliches Östrogen)	17/92	2	3	18/28	3	5	0,4

Substanz	Vorkommen in oberirdischen Gewässern und Abwasserreinigungsanlagen (ARA) der Schweiz, Micropoll Datenbank (BAFU 2010) Stand April 2010						Chronisches Qualitätskriterium (LZ-UQN) (ng/l)
	Oberirdische Gewässer			ARA-Ausläufe			
	# Gefunden/ # Messungen (-)	Durchschnitt. Konzentration (ng/l)	90 % Perzentil Konzentration (ng/l)	# Gefunden/ # Messungen (-)	Durchschnitt. Konzentration (ng/l)	90 % Perzentil Konzentration (ng/l)	
Östron (Natürliches Östrogen)	36/116	2	3	26/30	15	35	3,6
Nonylphenol (Additiv, Formulierungshilfsstoff)	15/25	441	1100	7/7	267	353	13
Perfluoroctansulfonat (PFOS) (Tensid)	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	
Weitere Stoffe mit umweltrelevanten Eigenschaften							
Acesulfam (E950) (künstlicher Süssstoff)	24/24	4010	6200	4/4	22500	30700	
Benzothiazol [4)] (Additiv)	4/4	373	862	6/6	494	662	
Benzotriazol (Komplexbildner, Korrosionsschutzmittel)	366/382	1230	2990	41/41	12881	17300	30 000
EDTA (Komplexbildner)	202/248	2820	5380	10/10	20930	30290	2 200 000
Methylbenzotriazol (Komplexbildner, Korrosionsschutzmittel)	303/331	249	516	30/30	1140	1950	75 000
NTA (Komplexbildner)	183/253	2890	5800	10/10	5370	6930	190 000
Sucralose (E955) (künstlicher Süssstoff)	12/13	540	1039	6/6	4600	6523	

Götz et al. 2010b, LZ-UQN: Ökotoxzentrum 2011

A2 Untersuchtes Substanzspektrum und Konzentrationsbereiche

Tab. 33 > Konzentrationen der untersuchten Stoffe in Regensdorf, Lausanne und an der Eawag

Konzentrationen (Mittelwerte) im Zulauf (resp. Ablauf Vorklärung), nach der biologischen Reinigung (NKB) und der weitergehenden Reinigungsstufe. Es sind nicht alle untersuchten Substanzen aufgeführt. Es wurden jeweils alle Messkampagnen berücksichtigt (auch solche bei ungünstigen Bedingungen).

	Regensdorf			Lausanne			Eawag		
	VKB	NKB	O_3	Zulauf	NKB	PAK	VKB	NKB	PAK
Atenolol	3155± 1151	2338± 1367	238	1401± 937	837± 588	181	1542± 477	975	<LOQ
Bezafibrat	405± 121	70± 31	30	964± 254	555± 252	176	377± 141	309	< 10
Carbamazepin	711± 354	686± 308	14	522± 620	533± 317	95	269± 142	111	< 10
Clarithromycin	410± 174	226± 103	15	763± 441	567± 347	100	646± 433	347	9
Clindamycin	52± 31	33± 15	< 3	65± 33	159± 79	29			
Diatrizoat	142± 286	45± 51		597± 628	622± 400	546	177± 207	149	94
Diclofenac	1394± 340	1023± 304	< 13	1124± 477	920± 310	83	1214± 271	1082	13
Gabapentin				3977± 1528	3252± 1137	3322			
Gemfibrozil				411± 128	116± 69	51			
Ibuprofen	3782± 953	75± 13	< 20	4101± 2465	578± 760	97	4762± 1009	546	< 10
Iohexol	2447± 2371	486± 423		21651± 6054	16271± 11373	8374	1283± 1591	1591	163
Iomeprol	67± 81	79± 90		15041± 9792	13021± 7152	7206	287± 671	23	<LOQ
Iopamidol	51± 55	38± 33		3019± 2109	2274± 1218	1331	87± 67	75	24
Iopromid	4107± 3388	1621± 1654		6300± 2599	5797± 2956	3150	6149± 6046	2465	228
Ketoprofen				1119± 1328	1005± 1020	268			
Mefenaminsäure	2504± 719	163± 33	< 12	946± 455	493± 338	39	2138± 835	332	4
Metoprolol	538± 148	402± 111	60	561± 299	933± 432	76			
Metronidazol				1168± 866	380± 257	161			
Naproxen	671± 204	249± 55	29	677± 332	468± 345	141	793± 492	702	< 10
Norfloxacin				334± 167	27± 16	7			
Ofloxacin				234± 60	58± 29	9			
Paracetamol	33764± 11472		< 120	48761± 33111	3± 4				
Primidon	86± 34	67± 29	23	110± 38	106± 30	69	123± 57	82	12
Propranolol	97± 59	91± 41	28	127± 37	108± 17	2			
Sotalol	445± 130	414± 90	27	282± 182	232± 67	72			
Sulfamethoxazol	282± 184	213± 143	< 15	264± 229	227± 128	84	548± 267	512	84
Trimethoprim	154± 54	118± 48	< 9	216± 50	106± 30	15			
Benzotriazol	13921± 10588	7015± 3950	1830	9231± 3176	6938± 2537	1125	10199± 5192	3774	29
Methylbenzotriazole	1397± 855	1103± 575	240	5720± 2810	2594± 903	133	10286± 3347	4716	17
Atrazin	31± 22	31± 29	21	21± 16	11± 2	4			
Carbendazim	100± 48	94± 69	18	106± 92	171± 91	14	35± 12	60	< 5
Diazinon	176± 330	103± 146	27	191± 228	74± 38	7			
Diuron				69± 49	51± 55		67± 47	131	<LOQ
Irgarol	26± 8	15± 4	< 3	16± 14	2± 1	4			
Isoproturon	87± 75	65± 42	7	62± 67	49± 41	27	12± 13	66	
Mecoprop	316± 377	597± 917	110	275± 305	383± 943	139	503± 672	915	< 5

	Regensdorf			Lausanne			Eawag		
	VKB	NKB	O_3	Zulauf	NKB	PAK	VKB	NKB	PAK
Propiconazol				59± 28	31± 15	< 10	316± 633	14	
Terbutryn	49± 24	31± 11	< 5	37± 22	19± 17	12	78± 102		< 5
Triclosan				1933± 922	1223± 667	1109	710± 494	96	< 10
BisphenolA	2420± 2068	290± 183	30	834± 460	157± 162	1317			
Estron	67± 15	3± 2	< 0,4	134± 87	68± 101	n.b.			
Nonylphenol	972± 665	477± 259	n.b.	3691± 3363	1166± 172	2379			

Daten aus Versuchen in Regensdorf (Hollender et al. 2009), Lausanne (Margot et al. 2010) und Eawag (Zwickenpflug et al. 2010).

A3 Eliminationsleistung von Mikroverunreinigungen mit Ozon und PAK

Tab. 34 > Durchschnittliche Elimination der verschiedenen Verfahrensstufen

Mittlere Elimination der biologischen Stufe (Ablauf NKB-VKB), sowie der weitergehenden Verfahren (bezogen auf Ablauf NKB) für ausgewählte Stoffe. Es wurden jeweils die Eliminationen aller Versuche gemittelt (variable Dosiermengen).

	Regensdorf		Lausanne			Eawag	
	Biologie	Ozonung	Biologie	Ozonung	PAK	Biologie	PAK
Atenolol	31 %	79 %	53 %	> 83 %	77 %	37 %	97 %
Bezafibrat	81 %	> 68 %	46 %	78 %	69 %	78 %	> 92 %
Carbamazepin	10 %	> 99 %	11 %	96 %	82 %	17 %	> 88 %
Clarithromycin	44 %	> 96 %	36 %	92 %	84 %	64 %	> 93 %
Clindamycin	39 %	> 86 %		99 %	78 %		
Diatrizoat	42 %	31 %	24 %	18 %	15 %	27 %	25 %
Diclofenac	26 %	> 99 %	6 %	93 %	62 %	12 %	> 81 %
Gabapentin			8 %	39 %	0 %		
Gemfibrozil			59 %	> 94 %			
Ibuprofen	98 %	> 76 %	91 %	63 %	> 71 %	91 %	> 82 %
Iohexol	73 %		42 %	42 %	48 %	25 %	72 %
Iomeprol	32 %		28 %	44 %	50 %	9 %	n.b.
Iopamidol	32 %		20 %	42 %	44 %	21 %	57 %
Iopromid	62 %	16 %	30 %	38 %	43 %	22 %	81 %
Ketoprofen			49 %	63 %	77 %		
Mefenaminsäure	93 %	> 94 %	51 %	> 98 %	91 %	89 %	> 94 %
Metoprolol	24 %	81 %		88 %	93 %		
Metronidazol			75 %	64 %	> 71 %		
Naproxen	61 %	> 96 %	43 %	> 89 %	> 69 %	38 %	> 89 %
Norfloxacin			94 %	> 75 %	> 79 %		
Ofloxacin			76 %	> 85 %	> 81 %		
Paracetamol	98 %		100 %	> 15 %			
Primidon	21 %	67 %	18 %	55 %	37 %	7 %	80 %
Propranolol	13 %	> 80 %	24 %	> 99 %	> 99 %		
Sotalol	9 %	> 96 %	28 %	> 98 %	68 %		
Sulfamethoxazol	23 %	> 86 %	27 %	> 88 %	50 %	10 %	50 %
Trimethoprim	22 %	> 91 %	43 %	> 98 %	86 %		
Benzotriazol		63 %	25 %	62 %	80 %	56 %	88 %
Methylbenzotriazole	18 %	77 %	48 %	80 %	94 %	58 %	93 %
Atrazin	16 %	40 %	14 %	35 %	65 %		
Carbendazim	34 %	> 52 %	2 %	> 79 %	> 88 %	6 %	> 87 %
Diazinon	35 %	63 %		n.b.	90 %		
Diuron				> 65 %	> 70 %	15 %	n.b.
Irgarol	43 %	> 79 %	43 %	> 38 %	> 22 %		
Isoproturon	35 %	> 76 %	29 %	> 48 %	49 %	0 %	76 %
Mecoprop	10 %	66 %	23 %	60 %	31 %	72 %	76 %
Propiconazol			33 %	35 %	> 67 %		

	Regensdorf		Lausanne			Eawag	
	Biologie	Ozonung	Biologie	Ozonung	PAK	Biologie	PAK
Terbutryn	38 %	> 80 %	48 %	82 %	41 %		
Triclosan			27 %	> 78 %	> 86 %	0 %	> 50 %
Bisphenol A	71 %	63 %	78 %	79 %	> 86 %		
Estron	95 %	> 94 %		> 83 %	> 92 %		
Nonylphenol	59 %	87 %	78 %	n.b.	11 %		

Daten aus Versuchen in Regensdorf (Hollender et al. 2009), Lausanne (Margot et al. 2010) und Eawag (Zwickenpflug et al. 2010).

> Dank

Im Projekt «Strategie Micropoll– Mikroverunreinigungen in den Gewässern» eng agierten sich zahlreiche Fachleute aus Behörden, Fachverbänden, Privatwirtschaft, Industrie und Forschung. Ihr engagierter und kompetenter Einsatz war die Grundlage für den erfolgreichen Abschluss des Projektes und für die in diesem Bericht zusammengefassten Erkenntnisse. Ein grosser Dank gebührt denjenigen Personen, die sich in den verschiedenen Arbeitsgruppen und Aktivitäten des Projektes engagiert haben. Ein besonderer Dank gilt den Kantonen Zürich und Waadt, sowie der Gemeinde Regensdorf und der Stadt Lausanne, die die grosstechnischen Pilotversuche in Regensdorf und Lausanne ermöglicht und sowohl personell als auch finanziell mitgetragen haben.

Die Autoren bedanken sich bei der Expertengruppe Ökotoxikologie, die als beratende Gruppe die umfangreichen ökotoxikologischen Begleituntersuchungen massgeblich mitgestaltet hat:

Nathalie Chevre (Universität Lausanne), Rik Eggen (Eawag), Beate Escher (Eawag/ University of Queensland), Daniel Dietrich (Universität Konstanz), Jeanne Garric (CEMAGREF), Almuth Gerhardt (Oekotoxzentrum), Benoît Ferrari (Universität Genf/CEMAGREF), Christoph Hafner (Hydrotox), Patricia Holm (Universität Basel), Matthias Liess (Umweltforschungszentrum Leipzig), Jörg Oehlmann (Universität Frankfurt), Serge Santiago (Soluval), Kristin Schirmer (Eawag), Ralf Schulz (Universität Landau), Micro Weil (ECT), Claudia Wiegand (IGB Berlin), Inge Werner (Oekotoxzentrum)

Weiter danken die Autoren der Arbeits- und Redaktionsgruppe für die angeregten Diskussionen und die hilfreichen Inputs, die zur Entstehung des Berichtes, wie er jetzt vorliegt beigetragen haben. Ausserdem bedanken sie sich für das Gegenlesen des Manuskripts und für die wertvollen Feedbacks bei:

Adriano Joss, Juliane Hollender, Anita Wittmer, Kristin Schirmer, Andri Bryner, Sabrina Strähl (Eawag), Inge Werner (Oekotoxzentrum), Thomas Wintgens (FHNW), René Gälli (BMG Engineering), Michael Thomann (Holinger AG), Ueli Sieber, Paul Liechti, Bettina Hitzfeld (BAFU), Markus Koch (VSA), Philippe Vioget (VD), Pierre Mange (VS), Christoph Egli (AVA Altenrhein), Richard Gamma, Gerhard Stucki (Scienceindustries), Silvio Beier (TU Hamburg), Steffen Metzger (Fachhochschule Biberach), Klaus Alt (Hydro-Ingenieure), Jochen Weinbrecht (Umweltministerium Baden-Württemberg)

> Literatur

Abegglen C., Böhler M., Hollender J., Zimmermann S., Zwickenpflug B., von Gunten U., Siegrist H., Thonney D. 2010: Mikroverunreinigungen in Kläranlagen – Technische Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen. Gas, Wasser, Abwasser 7/2010.

Abegglen C., Escher B., Hollender J., Koepke S., Ort C., Peter A., Siegrist H., von Gunten U., Zimmermann S., Koch M., Niederhauser P., Schärer M., Braun C., Gälli R., Junghans M., Brocker S., Moser R., Rensch D. 2009: Ozonung von gereinigtem Abwasser – Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf. Eawag, AWEL, BAFU, BMG, Hunziker Betatech.

Abegglen C., Siegrist H. 2010: Elimination von organischen Spurenstoffen in ARA – Energetische Aspekte. Eawag. Unveröffentlichte Studie.

Abegglen C., Beier S., Pinnekamp J., Mauer C., Siegrist H. 2011: Mikroverunreinigungen – Energieverbrauch und Kosten weitergehener Verfahren auf kommunalen ARA. Gas, Wasser, Abwasser 7/2011, p. 479–486.

ADR: Europäisches Übereinkommen über die internationale Beförderung gefährlicher Güter auf der Strasse. 30. September 1957, Stand 1.1.2011

Alt K., Barnscheidt I. 2011. Kosten des Einsatzes von Aktivkohle in bestehenden Flockungsfiltrationsanlagen. Entwurf (siehe auch ISA 2011).

Ashauer R. submitted. Post-ozonation in a municipal wastewater treatment plant improves water quality in receiving stream as indicated by the abundance of species at risk

Axpo 2011: Kraftwerk Reckingen A.G. www.axpo.ch/de/hydroenergie/wissen/partnerkraftwerkevonaxpoaggefuehrt/reckingen.html (10.11.2011)

BAFU 2006: Adressliste der Schweizer Kläranlagen mit Angaben zur Ausbaugrösse. Stand 12.10.2006. www.bafu.admin.ch/gewaesserschutz/01295/01296/01298/index.html?lang=de (10.11.2011)

BAFU 2008: Wie viel CO_2 entsteht mit dem Verbrauch von einer Kilowattstunde Strom in der Schweiz? Bundesamt für Umwelt, Bern. www.bafu.admin.ch/klima/09608/index.html?lang=de

BAFU 2010: Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990–2008. National Inventory Report 2010. Bundesamt für Umwelt, Bern.

BAFU 2011: See- und Bachforelle (Salmo trutta). www.bafu.admin.ch/tiere/09262/09403/index.html?lang=de (10.11.2011)

Bahr C., Ernst M., Jekel M., Heinzmann B., Luck F., Ried A. 2007: Pilotox – Pilotuntersuchungen zur kombinierten oxidativ-biologischen Behandlung von Klärwerksabläufen für die Entfernung von organischen Spuren- und Wirkstoffen und zur Desinfektion. Schriftenreihe Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Band 5.

Bahr C., Ernst M., Heinzmann B., Jekel M., Luck F., Ried A. 2007: Ozonung von gereinigtem Abwasser zur Spurenstoffentfernung und Desinfektion. Korrespondenz Abwasser 54(9), p. 902–908.

Batt A., Kim S., Aga D. 2007. Comparison of the occurrence of antibiotics in four full-scale wastewater treatment plants with varying designs and operations. Chemosphere 68, p. 428–435.

Bayer P., Heuer E., Karl U., Finkel M. 2005: Economical and ecological comparison of granular activated carbon (GAC) adsorber refill strategies. Wat.Res. 39, p. 1719–1728.

Behra R., Kägi R., Navarro E., Burkhardt M., Sigg L. 2009: Synthetische Nanopartikel und ihre Wirkung. Eawag News 67/2009, p. 22–24.

Beier S. 2010: Elimination von Arzneimitteln aus Krankenhausabwasser. Dissertation, RWTH Aachen.

Benner J., Salhi E., Ternes T., von Gunten U. 2008: Ozonation of reverse osmosis concentrate: Kinetics and efficiency of beta blocker oxidation. Wat.Res. 42, p. 3003–3012.

Bernhard M., Müller J., Knepper T. 2006: Biodegradation of persistent polar pollutants in wastewater: Comparison of an optimised lab-scale membrane bioreactor and activated sludge treatment. Wat.Res. 40, p. 3419–3428.

Bernhard S. 2010: Der Einfluss von Arzneistoffen auf aquatische Invertebraten. Dissertation an der Fakultät für Biologie der Ludwigs-Maximilian Universität München.

BFE 2010a: Gesamte Erzeugung und Abgabe elektrischer Energie in der Schweiz 2010. Bundesamt für Energie, Bern.

BFE 2010b: Schweizerische Statistik der erneuerbaren Energien 2009. Bundesamt für Energie, Bern.

BfS 2008: Analyse des schweizerischen Energieverbrauchs 2000–2006 nach Verwendungszwecken. Bundesamt für Energie, Bern.

BG 2011: Trinkwasser aus der Kläranlage? BG-21.com.

BG 2012: Kosten der Elimination von Mikroverunreinigungen im Abwasser. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt.

Blank B., Marinas B., Corsaro K., Rakness K. 1993: Enhancement of Wastewater Disinfection Efficiency in Full-Scale Ozone Bubble-Diffuser Contactors. Ozone: Science and Engineering 15(4), p. 295–310.

Blüm W., McArdell C., Hoehn E., Schaubhut R., Labhart W., Bertschi S. 2005: Organische Spurenstoffe im Grundwasser des Limmattals – Ergebnisse der Untersuchungskampagne 2004. AWEL Zürich.

Böhler M., Siegrist H. 2007: Potential of activated sludge ozonation. Wat.Sci.Techn. 55(12), p. 181–187.

Böhler M., Joss A., Miladinovic N., Siegrist H., Sterkele B., Ternes T., Fink G., Liebi C., Wullschleger W., Koch M., Wiederkehr P. 2009: Aktivkohledosierung in den Zulauf zur Sandfiltration Kläranlage Kloten/Opfikon. Zwischenbericht. Eawag, Dübendorf.

Böhler M., Zwickenpflug B., Grasse M., Behl M., Neuenschwander S., Siegrist H., Dorusch F., Hollender J., Sinnet B., Ternes T., Fink G., Liebi C., Wullschleger W. 2011: Aktivkohledosierung in den Zulauf zur Sandfiltration Kläranlage Kloten/Opfikon. Abschlussbericht. Eawag, Dübendorf.

Brentano M. 1934: Untersuchungen über die Abwasserverhältnisse von Zürich. Diss ETH No. 798.

Brügger R., Moser R., Koch G. 2010: Elimination von Mikroverunreinigungen – Am Beispiel des Kantonsspitals Liestal. Gas, Wasser, Abwasser 7/2010, p. 595–601.

Bundschuh M., Pierstorf R., Schreiber W., Schulz R. 2011: Positive effects of wastewater ozonation displayed by in situ bioassays in the receiving stream. Env.Sci.Techn. 45, p. 3774–3780

Bürge I., Poiger T., Müller M., Buser H. 2003: Caffeine, an Anthropogenic Marker for Wastewater Contamination of Surface Waters. Env.Sci.Techn. 37(4), p. 691–700.

Burkhardt-Holm P., Giger W,, Guttinger H., Ochsenbein U., Peter A., Scheurer K., Segner H., Staub E., Suter M. 2005: Where have all the fish gone? Env.Sci.Techn. 39, p.441A-447A

Burkhardt M., Zuleeg S., Boller M., Kägi R., Sinnet B., Traber J., Siegrist H. 2010: Charakterisierung und Bilanzierung von Silberpartikeln in Abwasserreinigungsanlagen. Studie im Auftrag des BAFU und AWEL. Eawag, Dübendorf.

Burkhardt M. 2011: Regenwasserabfluss soll sauberer werden. HSR-Magazin 1/2011. Hochschule für Technik Rapperswil.

Carballa M., Omil F., Lema J., Llompart M., Garcia-Jares C., Rodriguez I., Gomez M., Ternes T. 2004: Behavior of pharmaceuticals, cosmetics andhormones in a sewage treatment plant. Wat.Res. 38, p. 2918–2926.

Carballa M., Omil F., Ternes T., Lema J. 2007: Fate of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) during anaerobic digestion of sewage sludge. Wat.Res. 41(10), p. 2139–2150.

Carballa M., Fink G., Omil F., Lema J., Ternes T. 2008: Determination of the solid–water distribution coefficient (Kd) for pharmaceuticals, estrogens and musk fragrances in digested sludge. Wat.Res. 42(1–2), p. 287–295.

Chang C., Hsieh Y., Cheng K., Hsieh L., Cheng T., Yao K. 2008: Effect of pH on Fenton process using estimation of hydroxyl radical with salicylic acid as trapping reagent. Wat.Sci.Techn. 58(4), p. 873–879.

ChemRRV: Verordnung zur Reduktion von Risiken beim Umgang mit bestimmten besonders gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Gegenständen (Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung), 18. Mai 2005, Stand 1.8.2011, SR 814.81

ChemV: Verordnung über den Schutz vor gefährlichen Stoffen und Zubereitungen (Chemikalienverordnung) vom 18. Mai 2005, Stand 1. Dezember 2010. SR 813.11

Chon K., Sarp S., Lee S., Lee J., Lopez-Ramirez J., Cho J. 2011: Evaluation of a membrane bioreactor and nanofiltration for municipal wastewater reclamation: Trace contaminant control and fouling mitigation. Desalination 264(3), p. 201–205.

Cirja M., Ivashechkin P., Schäffer A., Corvini P. 2008: Factors affecting the removal of organic micropollutants from wastewater in conventional treatment plants (CTP) and membrane bioreactors (MBR). Rev.Environ.Sci.Biotechn. 7, p. 61–78.

Clara M., Strenn B., Gans O., Martinez E., Kreuzinger N., Kroiss H. 2005: Removal of selected pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in a membrane bioreactor and conventional wastewater treatment plants. Wat.Res. 39, p. 4797–4807.

Clara M, Kreuzinger N., Strenn B., Gans O., Kroiss H. 2005: The solids retention time–a suitable design parameter to evaluate the capacity of wastewater treatment plants to remove micropollutants. Wat Res. 39(1), p. 97–106.

Clifford M., Eder K., Werner I., Hedrick P. 2005: Synergistic effects of esfenvalerate and infectious hematopoietic necrosis virus on juvenile chinook salmon mortality. Env.Toxicol.Chem. 24(7), p. 1766–1772.

Comerton A., Andrews R., Bagley D., Hao C. 2008: The rejection of endocrine disrupting and pharmaceutically active compounds by NF and RO membranes as a function of compound and water matrix properties. Journal of Membrane Sciences 313, p. 323–335.

Conkle J., White J., Metcalfe C. 2008: Reduction of pharmaceutically active compounds by a lagoon wetland wastewater treatment system in Southeast Louisiana. Chemosphere 73, p. 1741–1748.

Corvini F., Shahgaldian P. 2010: LANCE: Laccase-nanoparticle conjugates for the elimination of micropollutants (endocrine disrupting chemicals) from wastewater in bioreactors. Rev.Environ.Sci.Biotechn. 9, p. 23–27.

Corwin C., Summers R. 2011: Adsorption and desorption of trace organic contaminants from granular activated carbon adsorbers after intermittent loading and throughout backwash cycles. Wat.Res. 45(2), p. 417–426.

DeWever H., Weiss S., Reemtsma T., Vereecken J., Müller J., Knepper T., Rörden O., Gonzalez S., Barcelo D., Hernando M. 2007: Comparison of sulfonated and other micropollutants removal in membrane bioreactor and conventional wastewater treatment. Wat.Res. 41, p. 935–945.

DIN EN 12903: Produkte zur Aufbereitung von Wasser für den menschlichen Gebrauch – Pulver-Aktivkohle. Deutsche Fassung 2009, Berlin.

DWA 2010: Aktivkohle in der Abwasserreinigung – Vom Versuch zum technischen Massstab. Tagungsband 23./24. Juni 2010, Mannheim.

Ecoplan und BG 2011: Finanzierung der Elimination von Mikroverunreinigungen im Abwasser – Auslegeordnung und Vertiefung einzelner Finanzierungsvarianten. Schlussbericht. Ecoplan und B.G.

Enxing K., Grünebaum T., Lorenz G., Thöle D. 2011: Betriebserfahrungen mit der weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser auf der Kläranlage Schwerte. 23. Hamburger Kolloquium zur Abwasserwirtschaft.

Esser-Schmittmann W., Schmitz S. 2008: Abwasserreinigung mit regenerierten Aktivkohlen – Ein ökonomisch interessanter Beitrag zum ganzheitlichen Umweltschutz. Vortrag 10.10.2008, VDI-Wissensforum, München.

European Commission 2010: TGD for EQS, Chemicals and the water framework directive: Technical guidance for deriving environmental quality standards: Draft 2010, Draft Version 6.0, 23.2.2010.

Europäisches Parlament 2007: Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Dezember 2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Chemikalienagentur, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission: p. 278

Farré M., Reungoat J., Argaud F., Rattier M., Keller J., Gernjak W. 2011: Fate of N-nitrosodimethylamine, trihalomethane and haloacetic acid precursors in tertiary treatment including biofiltration. Wat.Res. 45(17), p. 5695–5704.

Fenner K., Kern S., Neuwöhner J., Hollender J., Singer H., Schärer M., Muralt R., Reinhardt M., Escher B. 2011: Transformationsprodukte von organischen Mikroverunreinigungen – Untersuchung von Auftreten und Wirkung im Gewässer. Gas, Wasser, Abwasser 5/2011, p. 335–345.

Ferriman A. 2007: BMJ readers choose the «sanitary revolution» as greatest medical advance since 1840. British Medical Journal 334(111), p. 2.

Flöser V., Beier S. 2010: Vorbehandlung von Krankenhausabwasser – unnötig, wünschenswert oder erforderlich? Aachener Schriften zur Siedlungsentwässerung, Band 14, Aachen.

FTT 2011: Persönliche Mitteilung, Ferrate Treatment Technologies www.ferratetreatment.com (10.11.2011)

Gälli R., Ort C., Schärer M. 2009: Mikroverunreinigungen in den Gewässern. Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentwässerung. Umwelt-wissen Nr. 0917. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Gerstmeier R., Romig T. 1998: Die Süsswasserfische Europas: für Naturfreunde und Angler. Kosmos. ISBN 9783440070680

Göbel A., Thomsen A., McArdell C., Joss A., Giger W. 2005: Occurrence and Sorption Behavior of Sulfonamides, Macrolides, and Trimethoprim in Activated Sludge Treatment. Env.Sci.Techn. 39, p. 3981–3989.

Göbel A., McArdell C., Joss A., Siegrist H., Giger W. 2007: Fate of sulfonamides, macrolides, and trimethoprim in different wastewater treatment technologies. Sci.Tot.Env. 372, p. 361–371.

Gomez M., Martinez Bueno M., Lacorte S., Fernandez-Alba A., Agüera A. 2007: Pilot survey monitoring pharmaceuticals and related compounds in a sewage treatment plant located on the Mediterranean coast. Chemosphere 66, p. 993–1002.

Gonzalez S., Petrovic M., Barcelo D. 2008: Evaluation of two pilot scale membrane bioreactors for the elimination of selected surfactants from municipal wastewaters. Journal of Hydrology 356, p. 46–55.

Götz C., Abegglen C., McArdell C., Koller M., Siegrist H., Hollender J., Schärer M. 2010a: Mikroverunreinigungen – Beurteilung weitergehender Abwasserreinigungsverfahren anhand Indikatorsubstanzen. Gas, Wasser, Abwasser 4/2010, p. 325–333.

Götz C., Kase R., Hollender J. 2010b: Mikroverunreinigungen – Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser. Eawag und Ökotoxzentrum. Studie im Auftrag des BAFU.

GSchG: Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz) vom 24. Januar 1991, Stand 1.1.2011. SR 814.20

GSchV: Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998, Stand 1.8.2011. SR 814.201.

Gujer W. 2002: Siedlungswasserwirtschaft. ISBN 3–540–43404–6. Springer-Verlag, Berlin – Heidelberg – New York.

Hamers T., Kamstra J., Sonneveld E., Murk A., Kester M., Andersson P., Legler J., Brouwer A. 2006: In vitro profiling of the endocrine-disrupting potency of brominated flame retardants. Toxicol.Sci. 92, p. 157–173

Hanke I., Singer H., McArdell C., Brennwald M., Traber D., Muralt R., Herold T., Oechslin R., Kipfer R. 2007: Arzneimittel und Pestizide im Grundwasser. Gas, Wasser, Abwasser 3/2007, p. 187–196.

Heckmann L., Callaghan A., Hooper H., Connon R., Hutchinson T., Maund S., Sibly R. 2007: Chronic toxicity of ibuprofen to Daphnia magna: Effects on life history traits and population dynamics. Toxicology Letters 172, p. 137–145

Heidler J., Halden R. 2008: Meta-Analysis of Mass Balances Examining Chemical Fate during Wastewater Treatment. Env.Sci.Techn. 42(17), p. 6324–6332

Hermann L. 2009: Rückgewinnung von Phosphor aus der Abwasserreinigung. Eine Bestandesaufnahme. Umwelt-Wissen Nr. 0929. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Hijosa-Valsero M., Matamoros V., Martin-Villacorta J., Becares E., Bayona J. 2010: Assessment of full-scale natural systems for the removal of PPCPs from wastewater in small communities. Wat.Res. 44(5), p. 1429–1439.

Hoeger B., Köllner B., Dietrich D., Hitzfeld B. 2005: Water-borne diclofenac affects kidney and gill integrity and selected immune parameters in brown trout (Salmo trutta f. fario). Aquatic Toxicology 75, p. 53–64

Hollender J., Zimmermann S., Koepke S., Krauss M., McArdell C., Ort C., Singer H., von Gunten U., Siegrist H. 2009: Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration. Environmental Science and Technology 43(20), p. 7862–7869.

Huber M., Göbel A., Joss A., Hermann N., Löffler D., McArdell C., Ried A., Siegrist H., Ternes T., von Gunten U. 2005: Oxidation of Pharmaceuticals during Ozonation of Municipal Wastewater Effluents: A Pilot Study. Env.Sci.Techn. 39, p. 4290–4299.

Hunziker AG 2006: Projekt «Micropoll» – Evaluation von Verfahren zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen auf kommunalen ARA. Literaturstudie, Gebrüder Hunziker AG, Winterthur.

Hunziker-Betatech 2008: Massnahmen in ARA zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen – Kostenstudie. Studie im Auftrag des BAFU.

Hürlimann J., Niederhauser P. 2007: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Kieselalgen Stufe F (flächendeckend). Umwelt-Vollzug Nr. 0740. Bundesamt für Umwelt, Bern.

IKSR 2010a: Auswertungsbericht Humanarzneimittel. Fachbericht Nr. 182. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Koblenz.

IKSR 2010b: Auswertungsbericht Biozide und Korrosionsschutzmittel. Fachbericht Nr. 183. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Koblenz.

IKSR 2011a: Auswertungsbericht Östrogene. Fachbericht Nr. 186. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Koblenz.

IKSR 2011b: Auswertungsbericht Röntgenkontrastmittel. Fachbericht Nr. 187. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Koblenz.

IKSR 2011c: www.iksr.org/index.php?id= 20 (10.11.2011)

Imfeld G., Braeckevelt M., Kuschk P., Richnow H. 2009. Monitoring and assessing processes of organic chemicals removal in constructed wetlands. Chemosphere 74, p. 349–362.

ISA 2011: Fachgespräch «Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen». Vorträge zur Tagung vom 12. April 2011 in Düsseldorf. Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen. www.micropollutants.net (10.11.2011)

Jacob M., Guigui C., Cabassud C., Darras H., Lavison G., Moulin L. 2010 : Performances of RO and NF processes for wastewater reuse: Tertiary treatment after a conventional activated sludge or a membrane bioreactor. Desalination 250, p. 833–839.

Jelic A., Gros M., Ginebrada A., Cespedes-Sanchez R., Ventura F., Petrovic M., Barcelo D. 2011: Occurrence, partition and removal of pharmaceuticals in sewage water and sludge during wastewater treatment. Wat.Res. 45, p. 1165–1176.

Jiang J., Lloyd B. 2002: Progress in the development and use of ferrate(VI) salt as an oxidant and coagulant for water and wastewater treatment. Wat.Res. 36, p. 1397–1408.

Jiang J., Wang S., Papangoulopoulos A. 2006: The role of potassium ferrate(VI) in the inactivation of *Escherichia coli* and in the reduction of COD for water remediation. Desalination 210(1–3), p. 266–273.

Joss A., Alder A., Huber M., Göbel A., von Gunten U., Keller E., McArdell C., Ternes T., Siegrist H.: Abbau von Mikroverunreinigungen in der kommunalen Abwasserreinigung. VSA-Fortbildungskurs 2004.

Joss A., Keller E., Alder A., Göbel A., McArdell C., Ternes T., Siegrist H. 2005: Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. Wat.Res. 39(14), p. 3139–3152.

Joss A., Maurer M. 2005: Biofilter auf dem Prüfstand. Eawag-News 60/2005, p. 24–27.

Joss A., Baenninger C., Foa P., Koepke S., Krauss M., McArdell C., Rottermann K., Wei Y., Zapata A., Siegrist H. 2011: Water reuse: > 90 % water yield in MBR/RO through concentrate recycling and CO2 addition as scaling control. Wat.Res. 45(18), p. 6141–6151.

Kasprzyk-Hordern B., Dinsdale R., Guwy A. 2009: The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. Wat.Res. 43, p. 363–380.

Katsoyiannis I., Canonica S., von Gunten U. 2011: Efficiency and energy requirements for the transformation of organic micropollutants by ozone, O_3/H_2O_2 and UV/H_2O_2. Wat.Res. 45(13), p. 3811–3822.

Kazner C., Wintgens T., Ternes T., Melin T. 2006: Elimination von Industriechemikalien und Pharmazeutika durch Nanofiltration und Adsorption an Aktivkohle. DWA Industrietage 2009.

Kazner C., Lehnberg K., Kovalova L., Wintgens T., Melin T., Hollender J., Dott W. 2008: Removal of endocrine disruptors and cytostatics from effluent by nanofiltration in combination with adsorption on powdered activated carbon. Wat.Sci.Techn. 58(8), p. 1699–1706.

Kazner C., Meier J., Wintgens T., Melin T. 2009: Capillary nanofiltration coupled with powdered activated carbon adsorption for high quality water reuse. Wat.Sci.Techn. 60(1), p. 251–259.

Keusen M., Schärer M., Sieber U. 2010: Einflussfaktoren auf die Gewässerqualität – Eine räumliche Betrachtung. Gas, Wasser, Abwasser 11/2010

Khunjar W., Mackintosh S., Skotnicka-Pitak J., Baik S., Aga D., Love N. 2011: Elucidating the Relative Roles of Ammonia Oxidizing and Heterotrophic Bacteria during the Biotransformation of 17α - Ethinylestradiol and Trimethoprim. Env.Sci.Techn. 45, p. 3605–3612.

Kidd K.A., Blanchfield P.J., Mills K.H., Palace V.P., Evans R.E., Lazorchak J.M., Flick R.W. 2007: Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS) 104(21), p. 8897–8901.

Kienle C., Kase R., Werner I. 2011: Evaluation of Bioassays and Wastewater Quality: In vitro and in vivo Bioassays for the Performance Review in the Project «Strategy Micropoll». Ökotoxzentrum, Dübendorf.

Kim I., Yamashita N., Tanaka H. 2009: Performance of UV and UV/H2O2 processes for the removal of pharmaceuticals detected in secondary effluent of a sewage treatment plant in Japan. Journal of Hazardous Materials 166, p. 1134–1140.

Kimura K., Hara H., Watanabe Y. 2007. Elimination of Selected Acidic Pharmaceuticals from Municipal Wastewater by an Activated Sludge System and Membrane Bioreactors. Env.Sci.Techn. 41, p. 3708–3714.

Kimura K., Iwase T., Kita S., Watanabe Y. 2009: Influence of residual organic macromolecules produced in biological wastewater treatment processes on removal of pharmaceuticals by NF/RO membranes. Wat.Res. 43, p. 3751–3758.

Kind E., Levy G.-A. 2012: Energieeffizienz und Energieproduktion auf ARA. Studie im Auftrag des BAFU. Holinger AG, Baden.

KKWG 2008: Kernkraftwert Gösgen – Technik und Betrieb. Kernkraftwerk Gösgen AG, www.kkg.ch/upload/cms/user/KKG_Broschre_D_2010.pdf (10.11.2011)

Klavarioti M., Mantzavinos D., Kassinos D. 2009: Removal of residual pharmaceuticals from aqueous systems by advanced oxidation processes. Environment International 35, p. 402–417.

Klüpfel A., Frimmel 2009: Einflussfaktoren auf den Rückhalt polarer organischer Mikroverunreinigungen bei der Nanofiltration. Vom Wasser 108(1), p. 19–24.

Kosutic K., Dolar D., Asperger D., Kunst B. 2007: Removal of antibiotics from a model wastewater by RO/NF membranes. Separation and Purification Technology 53, p. 244–249.

Kreuzinger N., Clara M., Strenn B., Kroiss H. 2004: Relevance of the sludge retention time (SRT) as design criteria for wastewater treatment plants for the removal of endocrine disruptors and pharmaceuticals from wastewater. Wat.Sci.Techn. 50(5), p. 149–156.

Larsen H., Hansen P., Boyer-Souchet F. 2010: Decision support guideline based on LCA and cost/efficiency assessment. EU-Project NEPTUNE, Deliverable 4.3.

Lausanne (Hrsg.) 2011: Traitement des micropolluants dans les eaux usées – Aide à la conception des ouvrages. Ed. Ville de Lausanne. www.lausanne.ch/micropolluants (10.11.2011)

Lee Y., Cho M., Kim J., Yoon J. 2004: Chemistry of ferrate (Fe(VI)) in aqueous solution and its application as a green chemical. Journal of Industrial and Engineering Chemistry 10, p. 161–171.

Lee Y., Zimmermann S., Kieu A., von Gunten U. 2009: Ferrate (Fe(VI)) Application for Municipal Wastewater Treatment: A Novel Process for Simultaneous Micropollutant Oxidation and Phosphate Removal. Env.Sci.Techn. 43, p. 3831–3838.

Lee Y., von Gunten U. 2010: Oxidative transformation of micropollutants during municipal wastewater treatment: Comparison of kinetic aspects of selective (chlorine, chlorine dioxide, ferrateVI, and ozone) and non-selective oxidants (hydroxyl radical). Wat. Res. 44, p. 555–566.

Legler J., Brouwer A. 2003: Are brominated flame retardants endocrine disruptors? Env.Int. 29, p. 879–885.

Lesjean B., Gnirss R., Buisson H., Keller S., Tazi-Pain A., Luck F. 2005: Outcomes of a 2-year investigation on enhanced biological nutrients removal and trace organics elimination in membrane bioreactor (MBR). Wat.Sci.Techn. 52(10–11), p. 453–460.

Liess M., Von Der Ohe P. 2005: Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. Env.Tox.Chem. 24, p. 954–965

Liikanen R., Yli-Kuivila J., Tenhunen J., Laukkanen R. 2006: Cost and environmental impact of nanofiltration in treating chemically pre-treated surface water. Desalination 201, p. 58–70.

Lindberg R., Wennberg P., Johansson M., Tysklind M., Andersson B. 2005: Screening of Human Antibiotic Substances and Determination of Weekly Mass Flows in Five Sewage Treatment Plants in Sweden. Env.Sci.Techn. 39(10), p. 3421–3429.

Magnet A. 2011: Persönliche Mitteilung.

Margot J., Magnet A., Thonney D., Chèvre N., de Alencastro F., Rossi L. 2011: Traitement des micropolluants dans les eaux usées – Rapport final sur les essais pilotes à la STEP de Vidy (Lausanne). Ed. Ville de Lausanne.

Matamoros V., Arias C., Brix H., Bayona J. 2007: Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) from Urban Wastewater in a Pilot Vertical Flow Constructed Wetland and a Sand Filter. Env.Sci.Techn. 41, p. 8171–8177.

Maurer M., Herlyn A. 2006: Zustand, Kosten und Investitionsbedarf der schweizerischen Abwasserentsorgung. Schlussbericht, Eawag.

Maurer M., Escher B., Richle P., Schaffner C., Alder A. 2007: Elimination of ß-blockers in sewage treatment plants. Wat.Res. 41, p. 1614–1622.

McArdell C., Kovalova L., Siegrist H., Kienle C., Moser R., Schwartz T. 2011: Input and Elimination of Pharmaceuticals and Disinfectants from Hospital Wastewater. Final Report. Eawag.

Menzel U. 1997: Optimierter Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination organischer Reststoffe aus Kläranlagenabläufen. Dissertation. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 143.

Metcalf und Eddy 2003: Wastewater Engineering – Treatment and Reuse. Fourth Edition 2003, McGraw Hill, New York.

Metzger S., Kapp H. 2009: Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen. VSA-Verbandsbericht 586.

Metzger S. 2010: Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser. Oldenburg Industrieverlag.

Miller D., Lobo W. 2008: How to lower your ozone system operating costs by over 70 % – An introduction to Short Loop Recycle (SLR) technology. Ozone News 36(6), p. 15–19.

Mišík M., Knasmueller S., Ferk F., Cichna-Markl M., Grummt T., Schaar H., Kreuzinger N. 2011: Impact of ozonation on the genotoxic activity of tertiary treated municipal wastewater. Wat.Res. 45, p. 3681–3691.

Munoz-Ortiz I. 2006: Life Cycle Assessment as a Tool for Green Chemistry: Application to different advanced oxidation processes for wastewater treatment. Universidad Autonoma de Barcelona, Tesi Doctoral

MUNV 2010: Antrag der Abg. Dr. Gisela Splett und Stellungnahme des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Verkehr: Spurenstoffe im Abwasser entfernen. Landtag Baden/Württemberg, Drucksache 14/6229.

Naddeo V., Meric S., Kassinos D., Belgiorno V., Guida M. 2009: Fate of pharmaceuticals in contaminated urban wastewater effluent under ultrasonic irradiation. Wat.Res. 43, p. 4019–4027.

Nakada N., Shinohara H., Murata A., Kiri K., Managaki S., Sato N., Takada H. 2007: Pharmaceutical chemicals and endocrine disrupters in municipal wastewater in Tokyo and their removal during activated sludge treatment. Wat.Res. 40(17), p. 3297–3303.

Nanaboina V., Korshin G. 2010: Evolution of absorbance spectra of ozonated wastewater and its relationship with the degradation of trace-level organic species. Env.Sci.Techn. 44, p. 6130–6137.

NEPTUNE 2010: New sustainable concepts and processes for optimization and upgrading municipal wastewater and sludge treatment. Final Activity Report. EU-Project, Contract No. 036845.

NFP50 2008: Konsensplattform «Hormonaktive Stoffe in Abwasser und Gewässern» – Schlussdokument. Nationales Forschungsprogramm «Hormonaktive Stoffe». Schweizerischer Nationalfonds.

NFP64 2011: Chancen und Risiken von Nanomaterialien. Nationales Forschungsprogramm 64. Schweizerischer Nationalfonds. www.nfp64.ch (10.11.2011)

Ökotoxzentrum 2011: Vorschläge für akute und chronische Qualitätskriterien für ausgewählte schweizrelevante Substanzen. Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie, Eawag/EPFL. www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/vorschlaege (10.11.2011)

Okuda T., Kobayashi Y., Nagao R., Yamashita N., Tanaka H., Tanaka S., Fujii S., Konishi C., Houwa I. 2008: Removal efficiency of 66 pharmaceuticals during wastewater treatment process in Japan. Wat.Sci.Techn. 57(1), p. 65–71.

Onesios K., Yu J., Bouwer E. 2009: Biodegradation and removal of pharmaceuticals and personal care products in treatment systems: a review. Biodegradation 20, p. 441–466.

Ort C., Siegrist H., Hosbach H., Morf L., Scheringer M., Studer C. 2007: Mikroverunreinigungen – Nationales Stoffflussmodell. Gas, Wasser, Abwasser 11/2007, p. 853–859.

Ort C., Hollender J., Schärer M., Siegrist H. 2009: Model-Based Evaluation of Reduction Strategies for Micropollutants from Wastewater Treatment Plants in Complex River Networks. Environ. Sci. Technol. 43, p. 3214–3220

Park N., Vanderford B., Snyder S., Sarp S., Kim S., Cho J. 2009: Effective controls of micropollutants included in wastewater effluent using constructed wetlands under anoxic condition. Ecological Engineering 35, p. 418–423.

Parsons S. (Hrsg.) 2004: Advanced Oxidation Processes for Water and Wastewater Treatment. IWA Publishing, London.

Patel M. 2009: Membrane technology takes reclamation to the limit. AWWA Membrane Technology Conference, Exhibition, 15–18 März 2009.

Petala M., Samaras P., Zouboulis A., Kungolos A., Sakellaropoulos G. 2006: Ecotoxicological properties of wastewater treated using tertiary methods. Env.Toxicol. 21, p. 417–424.

Peter A., von Gunten U. 2008: Organische Spurenstoffe eliminieren. Eawag News 65/2008, p. 24–27.

Peter M. 2009: Wiederbeschaffungswert der Umweltinfrastruktur – Umfassender Überblick für die Schweiz. Umwelt-Wissen Nr. 0920. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Pinnekamp J., Merkel W. (Hrsg.) 2008: Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen – Güte- und Kostenbetrachtungen (Abschlussberichte im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Aachen.

Pinnekamp J., Beier S., Cramer C., Schröder H., Mauer C., Selke D. 2009: Eliminierung von Spurenstoffen aus Krankenhausabwässern mit Membrantechnik und weitergehenden Behandlungsverfahren – Pilotprojekt Kreiskrankenhaus Waldbröl. Abschlussbericht im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Aachen.

POSEIDON 2004: Assessment of technologies for the removal of pharmaceuitcals and personal care products in sewage and drinking water facilities to improve the indirect potable water reuse. Final report.

PSMV: Verordnung über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (Pflanzenschutzmittelverordnung), 12. Mai 2010, Stand 1.7. 2011, SR 916.161

Radjenovic J., Petrovic M., Barcelo D. 2007: Analysis of pharmaceuticals in wastewater and removal using a membrane bioreactor. Anal.Bioanal.Chem. 387, p. 1365–1377.

Ratte M,, Ratte H. 2009: Beurteilung des Effektes von Abwasserbehandlung mittels Ozonung anhand von Toxizitätsparametern aus in vitro- und in vivo-Biotests. Daten aus Projekt «MicroPoll» (Ozonung von gereinigtem Abwasser), Pilotversuch Regensdorf, Teil: «Effektbasierte Testsysteme mit Aufkonzentrierung» und «Standardisierte Testverfahren».

Reif R., Suarez S., Omil F., Lema J. 2008: Fate of pharmaceuticals and cosmetic ingredients during the operation of a MBR treating sewage. Desalination 221, p. 511–517.

Reinhardt M., Tremp J., Zoller O., Rupp H., Hoehn E. 2010: Perfluorierte Chemikalien im Grundwasser – Grundlagen und Pilotstudie Schweiz. Gas, Wasser, Abwasser 11/2010, p. 967–978.

Reungoat J., Macova M., Escher B., Carswell S., Mueller J., Keller J. 2010: Removal of micropollutants and reduction of biological activity in a full scale reclamation plant using ozonation and activated carbon filtration. Wat.Res. 44(2), p. 477–492.

Reungoat J., Escher B., Macova M., Keller J. 2011: Biofiltration of wastewater treatment plant effluent: Effective removal of pharmaceuticals and personal care products and reduction of toxicity. Wat.Res. 45, p. 2751–2762.

Rieckermann J. 2006: Quantification of Exfiltration from Sewers with Tracers. Diss ETH No. 16158.

Ried A., Mielcke J., Wieland A. 2009: The potential use of ozone in municipal wastewater. Ozone: Science and Engineering 31, p. 415–421.

Roberts P., Stumm W. 1974: Behandlung von kommunalem Abwasser mit Aktivkohle. VSA-Verbandsbericht 118/3, Gas, Wasser, Abwasser 54(3), p. 78–88.

Roberts P., Gujer W., Eugster J. 1977: Reinigung von kommunalem Abwasser mittels Aktivkohle nach schwach belasteter biologischer Reinigung und Filtration. Vom Wasser, Band 48. Verlag Chemie GmbH, Weinheim.

Rosario-Ortiz F., Wert E., Snyder S. 2010: Evaluation of UV/H2O2 treatment for the oxidation of pharmaceuticals in wastewater. Wat.Res. 44, p. 1440–1448.

Roorda J., Wortel N., van Dalen R. 2005: New process for treatment of organically fouled water: experiences with WWTP effluent. Desalination 178, p. 141–148.

Rössler A. 2010: Optimierung der Abtrennung von Pulveraktivkohle. DWA-Tagungsband «Aktivkohle in der Abwasserreinigung», 23.Juni 2010, Mannheim, p. 75–90.

Sahar E., Messalem R., Cikurel H., Aharoni A., Brenner A., Godehard M., Jekel M., Ernst M. 2011: Fate of antibiotics in activated sludge followed by ultrafiltration (CAS-UF) and in a membrane bioreactor (MBR). Wat.Res. 45(16), p. 4827–4836.

Santos J., Aparicio I., Alonso E. 2007: Occurrence and risk assessment of pharmaceutically active compounds in wastewater treatment plants. A case study: Seville city (Spain). Env.Int. 33, p. 596–601.

Schaar H., Kreuzinger N. 2011: KomOzon – Technische Umsetzung und Implementierung einer Ozonungsstufe für nach dem Stand der Technik gereinigtes kommunales Abwasser. Heranführung an den Stand der Technik. Lebensministerium, Wien.

Schaefer A., Fane A., Waite T. (Hrsg.) 2005. Nanofiltration – Principles and Application. Elsevier, Oxford. ISBN 978–1856174053.

Schärer M., Sieber U., Müller S. 2010: Weitere Massnahmen gegen Mikroverunreinigungen – Situation in der Schweiz. gwa 7/2011, 563–568.

Schluep M., Thomann M., Häner A., Gälli R. 2006: Organische Mikroverunreinigungen und Nährstoffhaushalt – Eine Standortbestimmung für die Siedlungswasserwirtschaft. Umwelt-wissen Nr. 0614. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Scholz N., Truelove N., Labenia J., Baldwin D., Collier T. 2006: Dose-additive inhibition of chinook salmon acetylcholinesterase activity by mixtures of organophosphate and carbamate insecticides. Env.Toxicol.Chem. 25(5), p. 1200–1207.

Schrader C., Krampe J., Rott U., Kuch B., Metzger J.W. 2006: Untersuchungen und Optimierung der Abwasserreinigung zur Eliminierung von organischen Spurenstoffen unter verfahrenstechnischen und ökonomischen Aspekten. Abschlussbericht Modul 3 und 4. Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft.

Schrader G. 2006: Direct nanofiltration of wastewater treatment plant effluent. Ph.D. Thesis, University of Twente, The Netherlands.

Schulz M., Löffler D., Wagner M., Ternes T. 2008: Transformation of the X-ray Contrast Medium Iopromide In Soil and Biological Wastewater Treatment. Env.Sci.Techn. 42(19), p. 7207–7217.

SDR: Verordnung über die Beförderung gefährlicher Güter auf der Strasse, 29. November 2002. Stand 1.1.2011. SR 741.621

Siegrist H., Joss A., Alder A., McArdell C., Göbel A., Keller E., Ternes T. 2003: Mikroverunreinigungen – Abwasserentsorgung vor neuen Anforderungen? Eawag-News 57/2003, p. 7–10.

Siegrist H., Joss A. 2004: Mikro- und Ultrafiltration. Skript zur Vorlesung «Physikalisch-chemische Verfahren», ETH Zürich.

Singer H., Huntscha S., Hollender J., Mazacek J. 2009: Multikomponenten-Screening für den Rhein bei Basel. Abschlussbericht. Eawag, Dübendorf.

Sontheimer H., Frick B., Fettig J., Hörner G., Hubele C., Zimmer G. 1985: Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. DGVW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe, Karlsruhe.

Spongberg A., Witter J. 2008: Pharmaceutical compounds in the wastewater process stream in Northwest Ohio. Sci.Tot.Env. 397, p. 148–157.

Stalter D., Magdeburg A., Oehlmann J. 2010a: Comparative toxicity assessment of ozone and activated carbon treated sewage effluents using an in vivo test battery. Wat.Res. 44(8), p. 2610–2620.

Stalter D., Magdeburg A., Weil M., Knacker T., Oehlmann J. 2010b: Toxication or detoxication? In vivo toxicity assessment of ozonation as advanced wastewater treatment with the rainbow trout. Wat.Res. 44, p. 439–448.

Stalter D., Magdeburg A., Wagner M., Oehlmann J. 2011: Ozonation and activated carbon treatment of sewage effluents: Removal of endocrine activity and cytotoxicity. Wat.Res. 45, p. 1015–1024.

Sterkele B., Gujer W. 2008: Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus dem Abwasser. 1. Zwischenbericht. Eawag, Dübendorf.

Sterkele B., Gujer W. 2009: Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus dem Abwasser. 2. Zwischenbericht. Eawag, Dübendorf.

STOWA 2010: Actievekoolfiltratie op afloop nabezinktank. STOWA Report No. 27/2010, Amersfoort. ISBN 978–90–5773–497–7.

Stucki P. 2010: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Makrozoobenthos Stufe F. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1026.

Sumpter J. 2005: Endocrine disrupters in the aquatic environment: An overview. Acta Hydrochimica et Hydrobiologica 33, p. 9–16

Suter J.M.F., Holm P. 2004: Dem Fischrückgang auf der Spur. EAWAG, BUWAL, Kantone, SGCI, SFV, FIWI, Uni Basel. www.fischnetz.ch.

SUVA 2011: Grenzwerte am Arbeitsplatz 2011. Bestell-Nr. 1903. www.suva.ch/waswo.

Takanashi H, Mayumi M, Kato M, Hirata M, Hano T, 2002. Removal of mutagen precursor from wastewater by activated sludge and oxidation treatment. Wat.Sci.Techn. 46(11–12), p. 389–394.

Ternes T. 1998: Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. Wat.Res. 32(11), p. 3245–3260.

Ternes T., Kreckel P., Mueller J. 1999: Behaviour and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants–II. Aerobic batch experiments with activated sludge. Sci.Total Environ 225, p. 91–99.

Ternes T., Joss A. 2006: Human pharmaceuticals, Hormones and Fragrances – The challenge of micropollutants in urban water management. IWA publishing, London – New York.

Ternes T., Bonerz M., Herrmann N., Teiser B., Andersen H. 2007: Irrigation of treated wastewater in Braunschweig, Germany: An option to remove pharmaceuticals and musk fragrances. Chemosphere 66, p. 894–904.

TU Dortmund 2008: Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen. Phase 3, Abschlussbericht. Technische Universität Dortmund, Fakultät Chemie- und Bioingenieurwesen, Lehrstuhl Umwelttechnik.

TZW 2006: Vorkommen und Bewertung von Arzneimittelrückständen in Rhein und Main, Antibiotikaresistenzen in der Umwelt – Ursachen, Nachweis, Verbreitung. Schriftenreihe Band 29, Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe.

UVEK 2009: Eintrag von organischen Spurenstoffen in die Gewässer – Erläuternder Bericht zur Änderung der Gewässerschutzverordnung (GSchV). Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation, Bern.

Van der Bruggen B., Mänttäri M., Nyström M. 2008: Drawbacks of applyig nanofiltration and how to avoid them: A review. Separation and Purification Technology 63, p. 251–263.

Van Houtte E., Verbauwhede J. 2007: Torreele's water re-use facility enabled sustainable groundwater management in de Flemish dunes (Belgium). Water Practice and Technology 3(2), p. 1–11.

VBP: Verordnung über das Inverkehrbringen von und den Umgang mit Biozidprodukten (Biozidprodukteverordnung), 18. Mai 2005. Stand 15.10.2011, SR 813.12

Vermeirssen E., Burki R., Joris C., Peter A., Segner H., Suter M., Burkhardt-Holm P. 2005: Characterization of the estrogenicity of Swiss midland rivers using a recombinant yeast bioassay and plasma vitellogenin concentrations in feral male brown trout. Env.Tox.Chem. 24, p. 2226–2233.

Vieno N., Tuhkanen T., Kronberg L. 2007. Elimination of pharmaceuticals in sewage treatment plants in Finland. Wat.Res. 41, p. 1001–1012.

Vogna D., Marotta R., Andreozzi R., Napolitano A., d'Ischia M. 2004: Kinetic and chemical assessment of the UV/H2O2 treatment of antiepileptic drug carbamazepine. Chemosphere 54(4), p. 497–505.

Von Gunten U., Oliveras Y. 1998: Advanced oxidation of bromide-containing waters: bromate formation mechanisms. Env.Sci.Techn. 32(1), p. 63–70.

Von Gunten U. 2003a: Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. Wat.Res. 37(7), p.1443–1467.

Von Gunten U. 2003b: Ozonation of drinking water: Part II: Disinfection and by-product formation in presence of bromide, iodide or chlorine. Wat.Res. 37(7), p. 1469–1487.

VSA, FES 2006: Definition und Standardisierung von Kennzahlen für die Abwasserentsorgung – Empfehlung. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute/Fachorganisation für Entsorgung und Strassenunterhalt des Schweizer Städteverbands.

VSA, Energie Schweiz 2010: Energie in ARA – Leitfaden zur Energieoptimierung auf Abwasserreinigungsanlagen. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute/Energie Schweiz

VSA, KI 2011: Kosten und Leistungen der Abwasserentsorgung – Erhebung 2010. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute, Zürich/Kommunale Infrastruktur, Bern.

Wahlberg C., Björlenius B., Paxéus N. 2010: Läkemedelsrester i Stockholms vattenmiljö – Förekomst, förebyggande åtgärder och rening av avloppsvatten. Stockholm Vatten AB, Stockholm. ISBN 978–91–633–6642–0.

Wasseragenda 21: www.wa21.ch.

Watkinson A., Murby E., Costanzo S. 2007: Removal of antibiotics in conventional and advanced wastewater treatment: Implications for environmental discharge and wastewater recycling. Wat.Res. 41, p. 4164–4176.

Weiss S., Reemtsma T. 2008: Membrane bioreactors for municipal wastewater treatment – A viable option to reduce the amount of polar pollutants discharged into surface waters? Wat.Res. 42, p. 3837–3847.

Wick A., Fink G., Joss A., Siegrist H., Ternes T. 2008: Fate of beta blockers and psycho-active drugs in conventional wastewater treatment. Wat.Res. 43, p. 1060–1074.

Wick A., Marincas O., Moldovan Z., Ternes. T 2011: Sorption of biocides, triazine and phenylurea herbicides, and UV-filters onto secondary sludge. Wat.Res. 45(12), p. 3638–3652.

Wittmer I. 2010: Influence of agricultural pesticide and urban biocide use on load dynamics in surface waters. Diss ETH No. 19323.

Wittmer I., Scheidegger R., Bader H., Singer H., Stamm C. 2011: Loss rates of urban biocides can exceed those of agricultural pesticides. Sci. Total Environ. 409(5), p. 920–932.

WRRL: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie).

Yangali-Quintanilla V., Sadmani A., McConville M., Kennedy M., Amy G. 2009: Rejection of pharmaceutically active compounds and endocrine disrupting compounds by clean and fouled nanofiltration membranes. Wat.Res. 43, p. 2349–2362.

Yangali-Quintanilla V. 2010: New process for treatment of organically fouled water: experiences with WWTP effluent. Dissertation, UNESCO-IHE, Delft University of Technology.

Yoon Y., Westerhoff P., Snyder S., Wert E., Yoon J. 2007: Removal of endocrine disrupting compounds and pharmaceuticals by nano-filtration and ultrafiltration membranes. Desalination 202, p. 16–23.

Yu J., Bouwer E., Coelhan M. 2006: Occurrence and biodegradability studies of selected pharmaceuticals and personal care products in sewage effluent. Agri.Wat.Man. 86, p. 72–80.

Zimmermann S., Wittenwiler M., Hollender J., Krauss M., Ort C., Siegrist H., von Gunten U. 2010: Kinetic assessment and modeling of an ozonation step for full-scale municipal wastewater treatment: Micropollutant oxidation, by-product formation and disinfection. Wat.Res. 45(2), p. 605–617.

Zimmermann S., Lee Y., von Gunten U. 2010: Mit Ferrat Spurenstoffe entfernen. Eawag News 69/2010, p. 22–24.

Zimmermann S. 2011: Enhanced wastewater treatment by ozone and ferrate: Kinetics, transformation products and full-scale ozonation. Diss. ETH No. 19615.

Zuehlke S., Duennbier U., Lesjean B., Gnirss R., Buisson H. 2006: Long-Term Comparison of Trace Organics Removal Performances Between Conventional and Membrane Activated Sludge Processes. Wat.Env.Res. 78, p. 2480–2486.

Zwickenpflug B., Böhler M., Siegrist H., Gujer W., Behl M., Neuenschwander S., Joss A., Sterkele B., Dorusch F., Hollender J., Ternes T., Fink G. 2009: Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. 3. Zwischenbericht. Eawag, Dübendorf.

Zwickenpflug B., Böhler M., Sterkele B., Joss A., Siegrist H., Traber J., Gujer W., Behl M., Dorusch F., Hollender J. 2010, Ternes T., Fink G.: Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Schlussbericht. Eawag, Dübendorf.

> Verzeichnisse

Abkürzungen

AOP
Advanced oxidation Process

AOX
Adorbierbare organische Halogene

ARA
Abwasserreinigungsanlage

BAC
Biological activated carbon (Aktivkohlefilter mit biologischer Aktivität)

BVT
Bed volumes treated (→Glossar)

CI
Change Index

CO_2-eq
CO2-Äquivalent

CSB
Chemischer Sauerstoffbedarf

D50

DOC
Dissolved organic carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)

E
Einwohner

EBCT
Empty bed contact time (Kontaktzeit im leeren Reaktor)

EBV
Empty bed volumes (Leerbettvolumen) (→Glossar BVT)

EW
Einwohnerwert

FELST
Fish Early Life Stage Test

GAK
Granulierte Aktivkohle (oder Kornkohle)

GSchG
Gewässerschutzgesetz

GSchV
Gewässerschutzverordnung

GUS
Gesamt ungelöste Stoffe (→ SS, TSS)

H_2O_2
Wasserstoffperoxid

HDPE
High Density Polyethylen (Kunststoff)

HPLC-MS/MS
High Performance Liquid Chromatography followed by tandem Mass Spectrometry. Flüssigchromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung. Hochauflösende Messmethode für Spurenanalytik.

IC
Ionenchromatographie

KVU
Konferenz der Vorsteher der kantonale Umweltschutzämter

LZ-UQN
Langzeit-Umweltqualitätsnorm

MSR (auch EMSR)
(Elektro-)Mess-, Steuer- und Regelungstechnik

NF
Nanofiltration

NDMA
Nitrosodimethylamin

NKB
Nachklärbecken

O_2
Sauerstoff

O_3
Ozon

OH·, OH-Radikal
Hydroxyl-Radikal

PAK
Pulveraktivkohle

PAK
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

PSA
Pressure-Swing-Adsorption (Verfahren zur Sauerstoffproduktion)

PTFE
Poly-Tetra-Fluorethylen (Teflon)

RO
Reverse Osmosis (Umkehrosmose)

SAK
Spektraler Abosrptionskoeffizient (siehe Glossar)

SBR
Sequencing Batch Reactor

SS
Suspendierte Stoffe (→ GUS, TSS)

TEQ
Toxicity equivalents (Toxizitätsäquivalente)

TS
Trockensubstanz

TSS
Total suspendierte Stoffe (→ GUS, SS)

UQN
Umweltqualitätsnorm

UV
Ultraviolette Strahlung

VOC
Volatile organic compounds (leicht flüchtige organische Stoffe)

VSA
Verband Schweizerischer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute

VSA
Vacuum Swing Adsorpton (Verfahren zur Sauerstoffproduktion)

Abbildungen

Abb. 1
Quellen und Eintragspfade von Mikroverunreinigungen 19

Abb. 2
Eintragsdynamik von Mikroverunreinigungen 21

Abb. 3
Anzahl der Überschreitungen der Qualitätskriterien für sechs Mikroverunreinigungen in verschiedenen Gewässerabschnitten der Schweiz 23

Abb. 4
Abwasseranteil in Schweizer Fliessgewässern 24

Abb. 5
Steigende Anforderungen an die Abwasserreinigung in den letzten Jahrzehnten 30

Abb. 6
Fliessschema einer typischen Schweizer ARA 31

Abb. 7
Anzahl ARA nach Kategorie 33

Abb. 8
Angeschlossene Einwohner nach Kategorie 33

Abb. 9
Entfernung von Mikroverunreinigungen in heutigen ARA 37

Abb. 10
Typisches Fliessschema einer Ozonung 42

Abb. 11
Prinzipschema einer Behandlung mit granulierter Aktivkohle 43

Abb. 12
Prinzipschema einer Behandlung mit Pulveraktivkohle 43

Abb. 13
Mögliches Verfahrensschema einer Nanofiltrationsanlage 45

Abb. 14
Prinzipschema eines AOP-Verfahrens mit UV und H_2O_2 46

Abb. 15
Vergleich der Wasserqualität des Furtbachs ober- und unterhalb der ARA vor und nach Installation der Ozonung 53

Abb. 16
Verbesserung der Wasserqualität in Fliessgewässerabschnitten mit hohem Abwasseranteil 55

Abb. 17
Frachten ausgewählter Mikroverunreinigungen im Rhein bei Basel 56

Abb. 18
Erhöhung des spezifischen Bruttostromverbrauchs von 38 ARA durch eine Ozonung 57

Abb. 19
Zusammenhang zwischen Sorptionskoeffizient K_d und Elimination mit dem Schlamm 68

Abb. 20
Zusammenhang zwischen Abbaukonstante k_{biol} und Elimination durch biologischen Abbau 70

Abb. 21
Zusammenhang zwischen Henry-Koeffizient und Elimination durch Ausgasung 72

Abb. 22
Elimination von 41 Mikroverunreinigungen ohne und mit Nitrifikation 74

Abb. 23
Vergleich Festbett und Belebtschlammverfahren (ARA Altenrhein) 75

Abb. 24
Vergleich Wirbelbett (ARA Lausanne) und Belebtschlammverfahren (ARA Regensdorf) 75

Abb. 25
Überblick über die untersuchten biologischen Organisationsebenen 85

Abb. 26
Fliesschema der ARA Regensdorf während des Pilotversuchs 86

Abb. 27
Fliessschema der ARA Lausanne mit den weitergehenden Verfahrensstufen und Probenahmestellen 88

Abb. 28
Fliessschema des Versuchsaufbaus an der Eawag 89

Abb. 29
Fliessschema der ARA Kloten-Opfikon mit PAK-Strasse und Referenzstrasse 91

Abb. 30
Schema einer Ozonungsanlage 97

Abb. 31
Schematische Darstellung eines Ozonungsreaktors 101

Abb. 32
Spezifischer Energieverbrauch bei unterschiedlicher Ozonproduktion 105

Abb. 33
Einfluss der Ozondosis auf die Elimination ausgewählter Mikroverunreinigungen 108

Abb. 34
Eliminationsleistung in der biologischen Stufe und in der Ozonung der beiden Pilotversuche 110

Abb. 35
Einfluss der Ozondosis auf spezifische Effekte (*in-vitro* Biotests) 112

Abb. 36
Zeitverlauf der Adsorption 120

Abb. 37
Adsorptionsisotherme 120

Abb. 38
Fliessschema einer PAK-Anlage 121

Abb. 39
Schematische Darstellung der verschiedenen Varianten der PAK-Abtrennung 123

Abb. 40
Mittlere Elimination von verschiedenen Mikroverunreinigungen mit PAK 133

Abb. 41
Eliminationsleistung in der biologischen Stufe und in der PAK-Stufe der verschiedenen Pilotversuche 134

Abb. 42
Fliessschema eines von oben nach unten durchströmten GAK-Filters (Schwerkraftfilter) 142

Abb. 43
Verlauf der Arbeitsfront und Konzentrationsprofil für einen Beispielstoff 144

Abb. 44
Primärenergieverbrauch und Kohlebedarf eines GAK-Filters 146

Abb. 45
Elimination von drei Mikroverunreinigungen in einem GAK-Filter 148

Abb. 46
Fliessschema einer Membrananlage mit Ultrafiltration und Umkehrosmose 151

Abb. 47
Abnahme der Permeabilität durch verschiedene Prozesse 153

Abb. 48
Elimination augewählter Substanzen mittels Nanofiltration 155

Abb. 49
Fliesschema einer AOP-Anlage mit UV-H_2O_2 158

Abb. 50
Elimination von sechs Substanzen mit fünf verschiedenen Oxidationsmitteln 160

Abb. 51
Mögliches Fliesschema einer Ferratdosierung in kommunalen ARA 164

Abb. 52
Elimination ausgewählter Stoffe mit Ferrat 166

Abb. 53
Fliessschema eines bepflanzten Bodenfilters 168

Abb. 54
Fliessschema eines Sandfilters 168

Abb. 55
Fliessschema der Wasseraufbereitung 169

Abb. 56
Aktivkohlefilter (BAC) 169

Abb. 57
Elimination von Mikroverunreinigugen in Sandfiltern 170

Abb. 58
Einfluss der Ausbaugrösse eines Verfahrens auf die behandelte Abwassermenge 175

Abb. 59
Indikatorsubstanzen Ozonung 177

Abb. 60
Indikatorsubstanzen PAK 177

Abb. 61
Elimination von Mikroverunreinigungen mit biologischer Reinigung, PAK-Adsorption und Ozonung 182

Tabellen

Tab. 1
Kategorisierung von ARA in Abhängigkeit der vorhandenen Reinigungsstufen 32

Tab. 2
Kennzahlen der Schweizer Abwasserreinigung 34

Tab. 3
Spezifischer Energieverbrauch und Kosten der Abwasserreinigung in Abhängigkeit der Anlagengrösse 34

Tab. 4
Überblick über mögliche weitergehende Verfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser 39

Tab. 5
Einschätzung der Eignung möglicher Verfahren zur Entfernung von Mikroverunreinigungen 40

Tab. 6
Auswirkungen auf den Strom- und Primärenergieverbrauch durch weitergehende Verfahren 59

Tab. 7
Vergleichszahlen Energieverbrauch 59

Tab. 8
Zusätzliche Kosten für weitergehende Verfahren in Abhängigkeit der ARA-Grösse 61

Tab. 9
Typische Konzentrationen und Eliminationen von oft gemessenen Mikroverunreinigugen in kommunalen ARA 73

Tab. 10
Übersicht über Pilotversuche und einige grosstechnische Umsetzungen von weitergehenden Verfahren in der Schweiz und im Ausland 78

Tab. 11
Chemische Untersuchungen 81

Tab. 12
Biologische Untersuchungen 81

Tab. 13
Kennzahlen der ARA Regensdorf 87

Tab. 14
Kennzahlen der ARA Lausanne 88

Tab. 15
Kennzahlen der Pilotanlage der Eawag 90

Tab. 16
Kennzahlen der ARA Kloten/Opfikon und der Pilotanlage der Eawag 91

Tab. 17
ARA in Baden-Württemberg, die derzeit mit einer PAK-Stufe ausgerüstet werden 93

Tab. 18
Charakteristika von 4 Möglichkeiten der Ozondosierung 103

Tab. 19
Zusätzlicher (Primär-)Energieverbrauch durch eine Ozonung und Sandfilter 106

Tab. 20
Kosten einer Ozonung für 6 ARA unterschiedlicher Grösse 107

Tab. 21
Gemessene Ablaufkonzentrationen in den Pilotversuchen 110

Tab. 22
Auswirkung der Ozonung auf spezifische biologische Effekte auf Zellebene 111

Tab. 23
Relative Änderung der Effekte über Behandlungsstufen (Change Index, CI) für *in-vivo* Biotests in Durchflusssystemen auf den ARA Regensdorf und Lausanne mit unverdünnten Abwasserproben 113

Tab. 24
Zusätzlicher Energieverbrauch durch eine PAK-Stufe 130

Tab. 25
Kosten einer PAK-Stufe für 6 ARA unterschiedlicher Ausbaugrösse 131

Tab. 26
Gemessene Ablaufkonzentrationen in den Pilotversuchen 135

Tab. 27
Auswirkung einer PAK-Stufe auf spezifische biologische Effekte auf Zellebene 136

Tab. 28
Relative Änderung der Effekte durch eine PAK-Stufe (Change Index, CI) für *in-vivo* Biotests in Durchflusssystemen mit unverdünnten Abwasserproben auf der ARA Lausanne 137

Tab. 29
Überblick über mögliche AOP-Verfahren 157

Tab. 30
Mögliche Indikatorsubstanzen zur Überprüfung der Reinigungsleistung 177

Tab. 31
Gegenüberstellung der Verfahren PAK-Adsorption und Ozonung 183

Tab. 32
Vorkommen der Schweizspezifischen Stoffe 187

Tab. 33
Konzentrationen der untersuchten Stoffe in Regensdorf, Lausanne und an der Eawag 190

Tab. 34
Durchschnittliche Elimination der verschiedenen Verfahrensstufen 192

> Glossar

Abwasserentsorgung
Kanalisationsnetz und Abwasserreinigung

Adsorbat
Stoff, der sich an der Oberfläche des → Adsorbens anlagert

Adsorbens (Adsorptionsmittel)
Feststoff, an dessen Oberfläche sich gelöste Moleküle anlagern

Aerob, aerobe Bedingungen
Vorhandensein von Sauerstoff

Anaerob, anaerobe Bedingungen
Abwesenheit von Sauerstoff und Nitrat

Anoxisch, anoxische Bedingungen
Abwesenheit von Sauerstoff, Vorhandensein von Nitrat

Belebung
Biologische Stufe einer ARA

Belebtschlamm
Suspendierte Biomasse (und anorganische Bestandteile) in der bioloigschen Stufe einer ARA

Biologie
Hier verwendet für → Belebung

Biozid
Wirkstoffe oder Wirkstoff enthaltende Produkte, die dazu bestimmt sind, auf chemischem oder biologischem Weg Schadorganismen abzuschrecken, unschädlich zu machen, zu zerstören oder in anderer Form zu bekämpfen oder Schädigungen durch Schadorganismen zu verhindern.Gegenstände, die solche Wirkstoffe enthalten oder freisetzen gelten ebenfalls als Biozidprodukte.

Bruttostromverbrauch
Stromverbrauch einer ARA (ohne Berücksichtigung der Eigenproduktion)

BVT = EBV
Bed volumes treated (resp. empty bed volumes). Behandelte Wassermenge [m³] dividiert durch das Filtervolumen [m³].

CI, Change Index
Relative Änderung der Toxizität über die Reinigungsstufen (Verhältnis der Toxizität nach einer Reinigungsstufe zur Toxizität vor der Reinigungsstufe

CQK
Chronisches Qualitätskriterium – vergleichbar mit dem → LZ UQN

Denitrifikation
Mikrobiologische Umwandlung von Nitrat in elementaren Stickstoff

Einwohner
Anzahl Personen, die in einer Region leben (z. B. Schweiz, Einzugsgebiet einer ARA)

Einwohnerwert (EW)
Mass für die Belastung einer ARA mit organischen Stoffen, Stickstoff oder Phosphor. Neben (→ Einwohnern) werden auch Einflüsse aus Industrie und Gewerbe sowie von Zu- und Wegpendlern berücksichtigt.

Gentoxizität
Oberbegriff, der alle möglichen DNA-Schädigungen umfasst.

Hydroxyl-Radikal
In wässrigen Lösungen sehr rasch und unspezifisch reagierendes Molekül (OH-Radikal). →AOP beruhen auf dessen Wirkung

Klärschlamm
Ausgefaulter oder anders stabilisierter Schlamm aus Kläranlagen.

Kommunales Abwasser
Häusliches Abwasser (Abwasser aus Haushalten und gleichwertiges Abwasser) sowie das von bebauten oder befestigten Flächen abfliessende und mit dem häuslichen Abwasser abgeleitete Niederschlagswasser.

Mikroverunreinigungen
Sammelbegriff für verschiedenste organische Stoffe, die in tiefen Konzentrationen auftreten. Gleichbedeutend mit → organischer Spurenstoff

Mischwasser
Kommunales Abwasser, inklusive Regenwasser

Mutagenität
Beschreibt die irreparablen, vererbbaren Konsequenzen von → Gentoxizität.

Nettostromverbrauch
Strombezug einer ARA vom Netz (Bruttostromverbrauch – Eigenproduktion)

Nitrifikation
Mikrobiologische Umwandlung von Ammonium (NH4+) in Nitrat (NO3-)

Organische Stoffe
Chemische Verbindungen mit einem Kohlenstoffgerüst (Ausnahmen: z. B. Carbonate, CO, CO_2, weitere)

Organische Spurenstoffe
Sammelbegriff für verschiedene organische Stoffe, die in tiefen Konzentrationen auftreten. Hier gleichbedeutend mit → Mikroverunreinigung

Oxidation
Chemische Reaktion, bei der der zu oxidierende Stoff Elektronen an ein Oxidationsmittel abgibt.

Pestizid
Biozid und/oder Pflanzenschutzmittel

Pflanzenschutzmittel
Produkte, die aus Wirkstoffen, Safenern oder Synergisten bestehen und dazu bestimmt sind, Pflanzen oder Pflanzenerzeugnisse vor Schadorganismen zu schützen, das Wachstum der Pflanzen zu regeln, Pflanzenerzeugnisse zu konservieren, unerwünschte Pflanzen oder Pflanzenteile, ausser Algen, zu vernichten oder unerwünschtes Wachstum von Pflanzen, ausser Algen, zu hemmen oder zu verhindern. Dies können neben chemischen Stoffen auch Mikro- oder Makroorganismen sein.

Primärenergie
Energie, die mit den natürlich vorkommenden Energieformen oder Energiequellen zur Verfügung steht

REACH
Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH, Registration, Evaluation, Authorisation and restriction of Chemicals

Retentat
Konzentrat

SAK
Spektraler Absorptionskoeffizient bei Wellenlänge 254 nm

Schlammalter
Durchschnittliche Aufenthaltszeit von Feststoffen in der biologischen Stufe einer ARA (SA = Schlammmenge im System/Schlammabzug)

Spurenstoff
Sammelbegriff für verschiedene Stoffe, die in tiefen Konzentrationen auftreten. Organische Spurenstoffe, aber auch anorganische Stoffe wie (Schwer-)Metalle.

Schweizspezifische Stoffe, schweizspezifische Mikroverunreinigungen
Repräsentative Stoffe für die Belastung von Schweizer Gewässern mit kommunalem Abwasser. Siehe Götz et al. 2010b.