

Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar

En kunskapssammanställning

Michael Cimbritz
Susanne Tumlin
Marinette Hagman
Ivelina Dimitrova
Gerly Hey
Maria Mases
Niclas Åstrand
Jes la Cour Jansen



Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Rönnät & Klimat
Avlopp & Miljö
Management

SVU styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Anna Linusson, Ordförande	Svenskt Vatten
Daniel Hellström, Utvecklingsledare	Svenskt Vatten
Per Ericsson	Norrvatten
Tove Göthner	Sveriges Kommuner och Landsting
Tage Hägerman	Smedjebacken
Stefan Johansson	Skellefteå kommun
Kristina Laurell	Formas
Annika Malm	Kretslopp och vatten, Göteborgs Stad
Lisa Osterman	Örebro kommun
Kenneth M. Persson	Sydvatten AB
Carl-Olof Zetterman	SYVAB

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan återopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 14057
167 14 Bromma
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se
Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar – en kunskapssammanställning
Title of the report:	Treatment of pharmaceutical residues and other micropollutants – a literature survey
Författare:	Michael Cimbritz (Lunds Universitet, Kemiteknik), Susanne Tumlin (Gryaab), Marinette Hagman (NSVA), Ivelina Dimitrova (VA SYD), Gerly Hey (Lunds Universitet, Kemiteknik), Maria Mases (Sweco Environment), Niclas Åstrand (Sweco Environment), Jes la Cour Jansen (Lunds Universitet, Kemiteknik)
Rapportnummer:	2016-04
Antal sidor:	70
Sammandrag:	Rapporten beskriver olika fullskalanläggningar för rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. Avloppsreningsverk som byggts ut med aktivt kol eller ozon, företrädesvis i Tyskland och Schweiz, beskrivs.
Abstract:	Various full-scale plants for treatment of pharmaceutical residues and other micropollutants are described in the report. Wastewater treatment plants, upgraded with activated carbon and ozone, preferably in Switzerland and Germany, are described.
Sökord:	Avancerad rening, mikroföroreningar, läkemedelsrester, aktivt kol, ozon
Keywords:	Advanced treatment, micropollutants, pharmaceutical residues, activated carbon, ozone
Målgrupper:	Beslutsfattare, leverantörer, konsulter och personal gällande/vid avloppsreningsverk
Omslagsbild:	Adobe Stock/Andrzej Tokarski
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svenskvatten.se
Utgivningsår:	2016
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB
Om projektet	
Projektnummer:	15-111
Projektets namn:	Rening från svårnedbrytbara ämnen – omvärldsbevakning och kunskapssammanställning
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling, Havs- och vattenmyndigheten

Förord

Föreliggande rapport har utarbetats med stöd från Svenskt Vatten och Havs- och vattenmyndigheten. En central del av projektet utgörs av en studieresa till Schweiz och Tyskland. Denna har finansierats inom ramen för projektet Resvav (Rening av svårnedbrytbara ämnen från avloppsvatten) med finansiering från Havs- och vattenmyndigheten, anslaget 1:12 Åtgärder för havs- och vattenmiljö.

Många har på olika sätt bidragit till arbetet. Ett särskilt tack riktas till:

- Christian Abegglen, Pascal Wunderlin och Aline Meyer från Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA)
- Norbert Jardin och Gregor Lorenz från Ruhrverband.
- Linh-Con Phan och Ruben-Laurids Lange från Emschergenossenschaft/Lippeverband (EGLV)
- Christa McArdell, Christian Stamm och Per Falås från Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG)
- Nathalie Hubaux från ARA Neugut

Tack också till:

- Hallvard Ødegaard från NTNU i Norge, Anders Nättorp från FHNW i Schweiz, Jeromine Albertini från Dégremont och Manon Bechger från Waternet

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	6
Summary	7
1 Inledning	8
1.1 Syfte.....	9
1.2 Avgränsningar.....	9
1.3 Metod och material.....	10
2 Drivkrafter för införande av avancerad rening	12
2.1 Negativa effekter i den akvatiska miljön.....	12
2.2 Betydelsen av nedströmsarbete.....	12
2.3 Ramdirektivet för vatten.....	13
2.4 Skydd av dricksvatten.....	13
2.5 Försiktighetsprincipen.....	14
2.6 Exemplet Schweiz.....	14
3 Rening i dagens avloppsreningsverk	18
3.1 Reduktion eller halt?.....	18
3.2 Biologisk rening.....	18
3.3 Kemisk rening.....	20
3.4 Högre slamålder och längre uppehållstid.....	20
4 Förslag till principer för utbyggnad av kommunala avloppsreningsverk	22
4.1 Principiella reningsalternativ.....	22
4.2 Ozonering.....	23
4.3 Aktivt kol.....	25
4.4 Dimensionerande flöde.....	28
4.5 Aktivt kol eller ozon?.....	29
5 Kostnader	31
6 Avancerad rening i fullskala	33
6.1 Industrier och sjukhus.....	33
6.2 Återanvändning av behandlat avloppsvatten.....	34
7 Schweiz	36
7.1 ARA Bachwis i Herisau.....	36
7.2 ARA Neugut i Dübendorf.....	39

8	Tyskland	42
8.1	Dülmen.....	44
8.2	Schwerte	45
8.3	Gelsenkirchen	48
8.4	Dinslaken	49
9	USA och Kanada	50
10	Australien	51
10.1	Caboolture, Landsborough och Gerringong.....	51
11	Frankrike	52
11.1	Station d'épuration des Bouillides, Sophia Antopolis.....	52
11.2	Saint-Pourcain-Sur-Sioule.....	53
12	Nederländerna	54
12.1	Horstermeer	54
13	Japan och Kina	55
14	Diskussion och slutsatser	56
15	Referenser	59

Sammanfattning

Rapporten presenterar processlösningar och erfarenheter från olika fullskaleanläggningar för avancerad rening från läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar. Sammanställningen har gjorts av en projektgrupp med deltagare från Lunds universitet, Gryaab, Sweden Water Research, VA SYD och Sweco. Den bygger på litteraturstudier och på en studieresa till Schweiz och Tyskland.

Svenska reningsverk är inte konstruerade för vare sig nedbrytning eller avskiljning av läkemedelsrester eller andra svårnedbrytbara organiska föroreningar. De första avloppsreningsverk som byggts ut för reduktion av sådana ämnen är i drift och finns framför allt i Schweiz och Tyskland. Att ta del av erfarenheter från dessa och andra länder är en viktig del i arbetet med att beskriva hur olika typer av svenska reningsverk kan byggas ut, och vilka konsekvenserna skulle bli i form av exempelvis ökade kostnader och nya arbetsmiljöaspekter.

Aktivt kol i pulverform och ozonering är de två metoder som oftast förordas för avancerad rening, även om filtrering genom granulerat aktivt kol studeras allt flitigare. Avancerad rening hittas för det mesta i slutet av reningsprocessen, men det finns exempel där ozonering eller aktivt kol har integrerats längre upp i processen. För ozonering är efterbehandlingen en nyckelfråga eftersom nedbrytningsprodukter som bildas kan vara skadliga för recipientens ekosystem.

Flera av de reningsprocesser som presenteras i rapporten kan tillämpas på svenska reningsverk medan andra kan vara mer problematiska, till exempel utifrån ambitionen att återföra slam till åkermark. I rapporten finns nyckeltal för dimensionering av anläggningar baserade på aktivt kol och ozon. Utifrån nyckeltalen är det tydligt att en utbyggnad inte behöver ta särskilt stort utrymme i anspråk, men att energianvändningen kan öka relativt mycket. För ozonering uppstår energianvändningen till stor del på reningsverket. För aktivt kol ligger det stora energibehovet i tillverkningen av aktivt kol och mindre vid användningen.

Rapporten ger företrädare för VA-branschen en orientering i vad som kan uppnås med avancerad rening, men också en bild av de insatser som krävs. Förhoppningen är att göra bilden av både möjligheter och kostnader tydligare. För beslutsfattare på olika nivåer kan rapporten ge en referensram för ställningstaganden och överväganden. Processingenjörer, drifttekniker och andra som jobbar med driften av anläggningarna får en introduktion till tekniker som faktiskt kan komma att bli aktuella vid svenska avloppsreningsverk.

Summary

The report summarizes process solutions and experiences from full-scale plants for advanced treatment of pharmaceutical residues and other organic micropollutants. The compilation was made by a project group with participants from Lund University, Gryaab, Sweden Water Research, VA SYD and Sweco. It is based on literature studies and a study trip to Switzerland and Germany.

Swedish wastewater treatment plants are designed neither for degradation nor removal of pharmaceutical residues and other persistent organic pollutants. The first municipal wastewater treatment plants extended with advanced treatment for the reduction of such substances are in operation mainly in Switzerland and Germany. Experiences from these and other countries are important in order to describe how different types of Swedish treatment plants can be upgraded and what the consequences would be in the form of, for example, increased costs and new health and safety aspects.

Powdered activated carbon and ozonation are the two methods often advocated, although filtration through granular activated carbon are studied more frequently. Advanced treatment is most often found at the end of the treatment process, but there are examples where ozonation and activated carbon has been integrated upstream in the process. For ozonation, post treatment is a key issue considering the formation of potentially harmful transformation products.

Several of the process configurations presented in this report can be applied to Swedish treatment plants while others may be more problematic, for example considering the ambition to return sludge to farmland. The report summarizes key figures for the design of systems based on activated carbon and ozone. Based on these key figures it is clear that plant expansions do not require much space, but that energy consumption can increase significantly. For ozonation energy use will, in large part, be related to processes at the wastewater treatment plant while for activated carbon the energy use is mainly related to production of carbon.

The report provides an introduction to possibilities but also to costs and consequences of advanced treatment. For decision-makers at various levels, the report may provide a frame of reference. Process engineers, technicians and others who work with the operation of the plants are introduced to techniques that could be realized at Swedish wastewater treatment plants.

1 Inledning

VA-branschen står inför nya utmaningar med förväntningar om både skärpning av nuvarande reningskrav och nya typer av reningskrav. Utifrån Ramdirektivet för vatten har ett antal prioriterade ämnen identifierats. Andra ämnen återfinns på den så kallade bevakningslistan. Framtida reningskrav kan utifrån dessa listor, och andra förväntningar och önskemål, komma att omfatta ett brett spektrum av svårnedbrytbara ämnen, där läkemedelsrester utgör en viktig grupp.

Svenska reningsverk är inte konstruerade för vare sig nedbrytning eller avskiljning av läkemedelsrester eller andra svårnedbrytbara organiska föroreningar. Effektiv reduktion av ett brett spektrum av dessa ämnen förutsätter kompletterande reningsmetoder, vilket bland annat uppmärksammats i tidigare studier (Naturvårdsverket, 2008). Sverige är ett av de länder där det pågår ett intensivt forsknings- och utvecklingsarbete, till exempel genom MistraPharma och senast inom ramen för den regeringssatsning som koordineras av Havs- och vattenmyndigheten mellan 2014–2017. Arbetet i de olika projekten omfattar olika aspekter av en komplex problembild med både ekotoxikologiska bedömningar och olika reningstekniker. Rening från läkemedelsrester har under flera år tillämpats vid Astra Zenecas anläggning i Södertälje och det görs i skrivande stund satsningar i form av pilotförsök och utbyggd rening på kommunala avloppsreningsverk på olika håll i landet – exempelvis i Knivsta, Linköping, Simrishamn, Stockholm, Malmö och Osby.

Motsvarande satsningar görs i andra länder, både inom och utom EU. Det är angeläget att följa utvecklingen på flera plan, inte minst gällande tillämpningar i fullskala. De första anläggningarna för reduktion av läkemedelsrester och andra svårnedbrytbara ämnen är i drift och finns framför allt i Schweiz och Tyskland. Genom att ta del av erfarenheter från dessa kan kunskaper överföras och utgöra en värdefull referensram för de satsningar som nu genomförs i Sverige i form av försök och investeringar i fullskalig rening. En central uppgift är att beskriva hur olika typer av svenska reningsverk kan kompletteras med det som ibland benämns avancerad rening (eller ett fjärde reningssteg) och i de flesta fall avser olika tillämpningar baserade på aktivt kol eller ozon. En sådan beskrivning är inte bara intressant som förberedelse för nya reningskrav utan också en förutsättning för framtida bedömningar av vilka reningsinsatser som faktiskt kan uppnås och vad konsekvenserna kan tänkas bli i form av exempelvis ökande kostnader, ökat energibehov och nya arbetsmiljöaspekter.

I Schweiz har det fattats beslut om lagstiftning och storskalig utbyggnad av landets reningsverk. Beslutet har föregåtts av omfattande utredningar, bland annat för att i detalj beskriva hur olika typer av reningsverk kan byggas ut för rening med framför allt pulveriserat aktivt kol (PAK) och ozonering (Abbeglen & Siegrist 2012). Denna beskrivning kan inte utan vidare överföras till svenska förhållanden, då förutsättningarna är annorlunda, men det finns samtidigt anledning att studera processval och dimensione-

ringskriterier inför en eventuell utbyggnad av svenska avloppsreningsverk. Det finns många faktorer att beakta vid utbyggnad av svenska verk – verk av olika storlek, anläggningar med och utan kväverening, med och utan filtreringssteg. Samtidigt finns det en ambition om återföring av slam till åkermark, vilket är en betydande skillnad vid jämförelse med anläggningar i Schweiz och Tyskland.

1.1 Syfte

Syftet med denna omvärldsbevakning är att beskriva olika fullskaleanläggningar för rening från svårnedbrytbara ämnen, särskilt läkemedelsrester, i kommunalt avloppsvatten.

Dessa anläggningar beskrivs utifrån ett processmässigt perspektiv, dvs. utifrån hur avancerad rening integrerats i existerande reningsprocess. Denna beskrivning förutsätter kunskap om yttre förutsättningar och randvillkor, exempelvis krav på rening och hantering av slam och restprodukter. Till redovisningen hör också en översiktlig sammanställning av dimensioneringskriterier, efterbehandlingstekniker, energiförbrukning, ytbehov, drift-erfarenheter och kostnadsuppskattningar.

1.2 Avgränsningar

Utgångspunkten för studien är hur olika typer av kommunala avloppsreningsverk i utlandet byggts ut för att även svårnedbrytbara organiska ämnen ska avskiljas eller brytas ner. Olika typer av industrianläggningar har inte studerats, inte heller dricksvattenanläggningar där det finns lång erfarenhet av tillämpningar med både ozon och aktivt kol. I vissa fall har en stor industrianslutning motiverat att avancerad rening införts vid ett kommunalt avloppsreningsverk. Denna typ av anläggningar återfinns i några fall i rapporten. Det finns också ett antal anläggningar världen över som naturligen utgör ett gränsfall för denna studie, och det är anläggningar som byggts för direkt eller indirekt återanvändning av avloppsvatten. Avskiljning eller nedbrytning av mikroföroreningar kan utgöra en viktig del i dessa installationer. Det finns naturligtvis mycket att lära från dessa anläggningar men motsvarande tillämpningar är, i sin helhet, sannolikt inte aktuella för svenska förhållanden. Det finns också exempel på avloppsreningsverk som byggts ut med exempelvis ozonering för desinfektion av utgående vatten där det, med rätta, hävdas nedbrytning av mikroföroreningar, även om det inte var den primära anledningen till utbyggnad av verket. Passiva reningstekniker, exempelvis dammar och våtmarker, kan vara effektiva och en möjlighet där plats inte är en kritisk faktor. Denna typ av tekniker belyses emellertid inte i det följande.

Vid separation och avskiljning av mikroföroreningar uppkommer nya frågeställningar i samband med hantering och användning av slam. Dessa frågor behandlas inte i rapporten.

De anläggningar som presenteras utgör knappast en fullständig lista men förhoppningsvis utgör de tillsammans en relevant och tillräcklig beskrivning

för att identifiera och beskriva (och avskriva) olika potentiella utbyggnads-
möjligheter för svenska avloppsreningsverk. Utgångspunkten har varit en
bred sökning över hela världen även om det sedan visat sig att tillämpning-
arna är begränsade till ett mindre antal länder.

1.2.1 Pilotskala eller fullskala?

Vad innebär egentligen avancerad rening i fullskala? Anläggningar dimen-
sionerade och utformade för långvarig (permanent) drift och behandling
av verkets hela avloppsflöde räknas naturligen till fullskaleanläggningarna.
Vilket flöde som är att betrakta som hela flödet, eller ett tillräckligt stort
flöde, är emellertid inte självklart och föremål för diskussion i de länder där
rening införs.

Det finns ett flertal exempel på relativt stora pilotanläggningar som utan
vidare skulle kunna betraktas som fullskaletillämpningar, i alla fall för min-
dre reningsverk. I det följande är utgångspunkten i princip att en fullskale-
tillämpning motsvarar en installation för permanent drift och behandling
av ”allt” vatten vid ett reningsverk, stort eller litet. I studien ingår också
pilotanläggningar som byggts för långvarig drift och behandling av det vat-
ten som genomgår minst biologisk behandling, vilket i praktiken innebär
behandling av minst torrvädersflödet. Denna utgångspunkt påminner om
den som använts i en holländsk studie där pilotanläggningar uppförda för
rening av mikroföroreningar i 80–100 % av årsflödet räknats som fullskale-
tillämpningar (Mulder et al., 2015).

1.3 Metod och material

Arbetet har i huvudsak genomförts i form av två delprojekt där delprojekt 1
avser en beskrivning av situationen i Schweiz och Tyskland och delprojekt
2 motsvarar en beskrivning av vad som kunnat hittas utanför dessa länder.

Inom ramen för delprojekt 1 utfördes en studieresa till Tyskland och
Schweiz. I Tyskland fungerade Ruhrverband och EGLV (Emschergenossen-
schaft Lippeverband) som värdar för besöket och i Schweiz var VSA (Ver-
band Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute och motsvarighe-
ten till Svenskt Vatten) värd för besöket. I Tyskland besöktes följande orter
och anläggningar:

- Schwerte – aktivslamanläggning med möjligheter till dosering av både
PAK och ozon (ej i drift)
- Dinslaken – EGLV’s forskningsanläggning
- Gelsenkirchen – reningsverk vid stadens sjukhus. Membranbioreaktor
med doseringsmöjligheter för både ozon och PAK
- Dülmen – aktivslamanläggning med dosering av PAK

I Schweiz besöktes Eawag (Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung,
Abwasserreinigung und Gewässerschutz) och följande anläggningar:

- ARA Bachwis i Herisau – landets första fullskaleanläggning för dosering
av PAK
- ARA Neugut i Dübendorf – landets första fullskaleanläggning med ozo-
nering

Före och efter resan genomfördes litteraturstudier. Liknande arbete genomfördes i de båda delprojekten men med olika geografiska utgångspunkter. I enlighet med studiens syfte söktes källor som beskriver tekniker som antingen används i fullskala eller som demonstrerats under längre tid i stor skala, företrädesvis vid kommunala reningsverk. Särskild vikt lades, både vid studiebesök och sökning av litteratur, vid förståelse för teknik- och processval för att kunna tolka och överföra olika överväganden och ställningstaganden till en svensk kontext.

Som komplement till studieresan och litteraturstudierna har kontakter sökts med representanter för olika organisationer.

2 Drivkrafter för införande av avancerad rening

Reningskrav är i de flesta länder utformade utifrån gränsvärden för syreförbrukande organiska ämnen och näringsämnen fosfor och kväve. Framtida krav på avloppsvattenrening kan komma att se annorlunda ut med krav på eliminering av mikroföroreningar. Det finns olika drivkrafter bakom en sådan utveckling. I detta kapitel presenteras några nyckelfaktorer bakom denna utveckling.

2.1 *Negativa effekter i den akvatiska miljön*

Mikroföroreningar utgör en heterogen och mycket stor grupp av ämnen med olika ursprung. Läkemedel, pesticider, biocider och flamskyddsmedel är bara några exempel. Men mikroföroreningarna är inte bara många utan de uppvisar också mycket olika egenskaper, vilket gör att deras effekter kan vara svåra att förutse. För mikroföroreningar i avloppsvatten diskuteras ibland ”cocktaileffekten”, eftersom olika substanser, i en ”cocktail”, kan ge upphov till förstärkta, försvagade eller andra effekter än de som varje enskilt ämne eventuellt ger upphov till (Vasquez et al., 2014). Vi känner heller sällan till alla de substanser som finns i en blandning eller de metaboliter som kan bildas. Okända substanser kan ge upphov till ekotoxikologiska effekter som är betydligt större än för de kända substanserna (Tang et al., 2013). Till detta kommer analytiska utmaningar eftersom mikroföroreningar uppträder i mycket låga koncentrationer (ng/l eller ännu lägre).

Trots de låga koncentrationerna har det i studier visats att flera olika typer av mikroföroreningar kan ge upphov till negativa effekter i den akvatiska miljön (Malaj et al., 2014); De syntetiska steroiderna etinylöstradiol och levonorgestrel kan exempelvis påverka fiskars fertilitet redan vid mycket låga koncentrationer, motsvarande de som påträffats i renat, outspätt avloppsvatten (Fick et al., 2010, Larsson et al., 1999). Studier av denna typ utgör en viktig drivkraft bakom införandet av avancerad rening i syfte att skydda den akvatiska miljön.

2.2 *Betydelsen av nedströmsarbete*

Att motverka negativa effekter i olika recipienter kan göras utifrån olika perspektiv. Uppströmsarbete är otvivelaktigt en viktig del i arbetet med att minska belastningen av olika substanser. Reglering av enskilda ämnen, minskad konsumtion, klok användning av läkemedel, återlämning av läkemedel och andra kemikalier liksom substitution till mer lättnedbrytbara och mindre hälso- och miljöfarliga kemikalier är exempel på sådana åtgärder. Ett viktigt argument för uppströmsarbete kan också vara kontaminering av grundvatten från läckande avloppsledning (Joss et al., 2008). Eggen et al., (2014) menar dock att uppströmsarbete måste kompletteras med andra

åtgärder. Gällande receptbelagda läkemedel är det exempelvis etiskt problematiskt eller omöjligt att införa vissa restriktioner i användning. Nedströmsarbete, i form av avancerad rening, står därför inte nödvändigtvis i motsats till uppströmsarbete när det gäller minskning av läkemedelsrester i vår miljö. En viktig drivkraft bakom införande av avancerad rening är i så fall det faktum att uppströmsarbete sannolikt inte är tillräckligt för att eliminera de negativa effekterna av olika substanser som finns kvar efter konventionell avloppsvattenrening.

Ett argument mot införande av avancerad rening som ibland framförs är att det medför en risk att andra viktiga och effektiva åtgärder (uppströmsarbete) inte kommer att prioriteras (Umwelt Bundesamt 2015)

2.3 Ramdirektivet för vatten

Medlemsstaterna i EU har genom ramdirektivet för vatten förbundit sig att uppnå god ekologisk och kemisk status i alla vattenförekomster till år 2015 (2000/60/EC). Baserat på risk för akvatisk miljö och hälsoaspekter vid intag av vatten har en lista över prioriterade ämnen tagits fram där miljökvalitetsnormer, gränsvärden för koncentrationer i vatten och biota, fastställts för varje ämne (2008/105/EC). Från och med 2015/2016 ska dessa ämnen analyseras i sjöar och vattendrag. Listan har därefter kompletterats med 12 nya ämnen i form av det reviderade prioämnesdirektivet (2013/39/EU) och det har även skapats en bevakningslista (artikel 8b) över ämnen för vilka övervakningsdata ska samlas in. På listan över prioriterade ämnen ingår inga läkemedel. Det finns däremot några läkemedelssubstanser/hormoner på bevakningslistan – diklofenak, östradiol och etinylöstradiol. Ytterligare ämnen lades till listan under 2015, varav en läkemedelsgrupp: makrolida antibiotika, bestående av tre substanser, erytromycin, klaritromycin och azitromycin (2015/495/EU). Diklofenak, östradiol och etinylöstradiol finns också upptagna som särskilda förorenande ämnen (SFÄ) enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2015:4). Som ett av de första länderna i EU beslutade Sverige med denna föreskrift att införa gränsvärden i vattenförekomster för dessa ämnen.

Ramdirektivet för vatten och det kompletterande prioämnesdirektivet utgör en möjlig drivkraft för införande av avancerad rening, i alla fall för medlemmar i EU. Vilka ämnen som hamnar på de olika listorna motiveras bland annat genom risken för negativa effekter, men genom det faktum att listan över prioriterade ämnen samt bevakningslistan tagits fram finns reella utgångspunkter för en framtida lagstiftning. Enskilda medlemsländer kan sedan välja att införa skarpare krav än vad som är motiverat utifrån de gemensamma föreskrifterna.

2.4 Skydd av dricksvatten

Skydd av dricksvattentäkter nämns ibland som en annan drivkraft. Eggen et al., (2014) menar att potentiella hälsoeffekter sannolikt kan vara en större

drivkraft för förändring och faktiska åtgärder än olika ekotoxikologiska effekter. Ett liknande resonemang förs i Joss et al., (2008) där författarna menar att läkemedelsrester i vattenförekomster sannolikt inte utgör ett direkt hot mot människors hälsa men inte desto mindre utgör förekomsten av dessa ämnen en drivkraft för olika åtgärder utifrån ett förtroendeperspektiv hos konsumenterna. Ytterst handlar det om ett uttryck för försiktighetsprincipen. Det har genomförts studier i Sverige för att undersöka förekomsten av läkemedelsrester i dricksvatten (se exempelvis Fick et al., 2011) och i grundvatten (Lewin-Pihlblad et al., 2007).

2.5 Försiktighetsprincipen

Prasse et al., (2015) anser att en av de stora utmaningarna är att utvärdera olika teknikers möjlighet att faktiskt minimera toxikologiska risker. Författarna menar att försiktighetsprincipen kan komma att leda till skärpta reningskrav och denna princip utgör därför ett viktigt incitament för omfattande uppgraderingar av avloppsreningsverk. Det är därför centralt att ställa kostnad mot nytta för att värdera vinsterna med rening mot ökat energibehov och utveckling av infrastruktur för avancerad rening. Kritiska röster saknas inte. Papa et al., (2013) ifrågasätter exempelvis ozone-ring av utgående vatten och hävdar att fördelarna, för människors hälsa, är av samma storleksordning som de negativa effekterna orsakade av ökade luftföroreningar som uppstår till följd av ökad energiförbrukning. Författarna tillägger dock att med alternativa energikällor och effektivare processer kan avancerad rening tillämpas till lägre kostnader i framtiden. Jones et al., (2007) för ett liknande resonemang där energiåtgång, CO₂-emissioner och höga kostnader lyfts fram. Det finns andra exempel där problematiken som sådan och vinsterna med avancerad rening ifrågasätts (Johnson & Sumpter 2015). Författarna frågar sig exempelvis om det för olika ekosystem kan finnas oavsiktliga konsekvenser med en uppgradering av avloppsreningsverk.

I detta sammanhang är Schweiz ett intressant exempel eftersom det schweiziska parlamentet fattat beslut om storskalig utbyggnad av landets avloppsreningsverk. Nyttan värderas här helt enkelt som större än kostnaden, ”uncertainty is not an excuse for inaction” (Stamm et al., 2015).

2.6 Exemplet Schweiz

Schweiz är det land som först drivit fram en lagstiftning som medför storskalig och omfattande reningsverksutbyggnad. I Schweiz konstaterades tidigt i olika forskningsprojekt (NFP50, Fischnetz etc.) effekter av hormonstörande ämnen. Förutom effekter på den akvatiska miljön bedömdes det också att det fanns risk för förorening av dricksvatten. Detta föranledde en nationell satsning i form av projektet Strategy MicroPoll som pågick mellan 2006–2012. Syftet med projektet var att kvantifiera belastningar och toxicitet av mikrofföroreningar från avloppsreningsverk, att prioritera specifika mikrofföroreningar och avrinningsområden och att adressera olika valmöjligheter för att förbättra avskiljningen av svårnedbrytbara organiska föroreningar (Eggen et al., 2014). Några viktiga slutsatser från arbetet är:

- Avloppsreningsverk är en betydande tillförselväg för utsläpp av mikro-föroreningar
- Utvalda reningsverk bör uppgraderas för avancerad rening
- Ozon och aktivt kol bedöms som lämpliga och kostnadseffektiva tekniker
- Rening från mikro-föroreningar medför betydande förbättringar i vattenkvalitet

Parallellt med de pilotförsök som genomfördes inom ramen för projektet initierades en politisk diskussion där man relativt snabbt kunde enas om olika åtgärder. Olika undersökningar visade också att en majoritet av allmänheten (80 %) var positivt inställd och att det fanns en betalningsvilja för åtgärder. Ganska snart kom konkreta åtgärdsförslag och en lagstiftning som trädde i kraft i januari 2016. Det tog ungefär 10 år att gå från ord till handling och nu väntar en nationell utbyggnad av en del av landets reningsverk. Utbyggnaden ska vara genomförd till 2040 och det har inrättats en fond för finansiering. Totalt kommer ca 100 utav 750 anläggningar att uppgraderas till en kostnad av 1,2 miljarder euro. Samtidigt med att lagstiftningen träder i kraft höjs VA-taxan med i genomsnitt 9 CHF per person och år. När utbyggnaden av ett verk är klar och anläggningen tagits i drift återfås 75 % av investeringskostnaden från fonden. När anläggningen uppgraderats upphör också betalningskravet till fonden och man betalar istället drift och kapitalkostnader för den utbyggda anläggningen. För stora anläggningar blir detta i regel mindre än 9 CHF.

Enligt uppgifter i Eggen et al., (2014) räknar man med att kostnaderna för avloppsvattenrening kommer att öka med 10–20 % för anläggningar >80 000 pe och med 20–50 % för anläggningar i storleken 8 000–80 000 pe. Energiförbrukningen beräknas öka med 5–30 %, vilket motsvarar en ökning av landets totala energiförbrukning med 0,1 %. Det förväntas att mer energieffektiva avloppsreningsverk och förnyelsebar energiproduktion vid reningsverken ska täcka detta. Omställningen ska göras under en 25-årsperiod, vilket väntas skapa utrymme för optimering och även för val av andra teknologier.

2.6.1 Lagstiftning

Den nya lagen trädde i kraft den 1:e januari 2016 och innebär att verk med olika storlek ska uppgraderas av olika skäl:

- Verk med belastning från minst 80 000 personer ska uppgraderas för att minska den totala belastningen av mikro-föroreningar. Genom denna åtgärd omfattas mer än 50 % av befolkningen.
- Verk dimensionerade för minst 24 000 personer med utsläpp till sjöar ska byggas ut för att skydda vissa dricksvattenkällor.
- Reningsverk med belastning från mer än 8000 personer med utsläpp till recipienter med otillräcklig utspädning ska byggas ut för att skydda särskilt känsliga recipienter. Med otillräcklig utspädning avses recipienter med >10 % avloppsvatten.

Det finns vissa undantag från ovanstående och även fall där mindre reningsverk (>1 000 pe), med särskilt känsliga eller viktiga vattendrag som recipient, ska uppgraderas (Bleny & Dominguez 2015).

Vissa mindre reningsverk kommer att stängas och överföras till större verk där reningen anses vara mer kostnadseffektiv (Eggen et al., 2014). Det nämns också att belastningen nedströms Rehn, till Tyskland och Holland, reduceras, framför allt genom reduktion av belastningen från de stora verken som ger en betydande reduktion av utsläppen.

2.6.2 Kravparametrar och uppföljning

De krav som ställs innebär rening motsvarande 80 %. Avskiljningen beräknas utifrån verkets in- och utgående värden, dvs. det går inte att tillgodoräkna sig utspädning i recipienten. Det finns 12 indikatorsubstanser, varav minst 6 ska väljas ut för analys. Indikatorsubstanserna är indelade i två grupper, där grupp 1 motsvarar ”mycket lätt reducerade ämnen” och grupp 2 motsvarar ”lätt reducerade” ämnen. Denna bedömning har gjorts utifrån avancerad rening med antingen aktivt kol eller ozon. Man ska välja minst 4 ämnen ur grupp 1 och minst 2 ämnen ur grupp 2. Väljs fler ämnen ska förhållandet mellan antalet ämnen från grupp 1 och grupp 2 vara 2:1. För 90 % av proverna ska reduktion >80 % kunna uppvisas. Provtagning görs under 48 timmar för att säkerställa överlappning mellan in- och utgående vatten. Antalet prov som behöver tas (redovisas) per år beror på storleken på reningsverket och kan variera från 4 upp till 24 prover (Margot et al., 2015). För att kunna följa upp effektiviteten i den avancerade reningen har substanser som inte reduceras i den biologiska reningen valts ut. Avskiljningen ska också vara likvärdig oavsett om aktivt kol eller ozon tillämpas. Indikatorsubstanserna redovisas i tabell 2.1.

Tabell 2.1 Indikatorsubstanser för kontroll av avancerad rening.

Grupp	Substans	Typ
1	Amisulprid	Läkemedel, antidepressivt
1	Karbamazepin	Läkemedel, lugnande
1	Citalopram	Läkemedel, antidepressivt
1	Karithromycin	Läkemedel, antibiotika
1	Diklofenak	Läkemedel, antiinflammatoriskt
1	Hydrochlorothiazid	Läkemedel, blodtryckssänkande
1	Metoprolol	Läkemedel, betablockerare
1	Venflaxin	Läkemedel, antidepressivt
2	Benzotriazol	Rostskyddsmedel
2	Candesartan	Läkemedel, blodtryckssänkande
2	Irbesartan	Läkemedel, blodtryckssänkande
2	Mecoprop	Biocid

Det kan konstateras att grupp 1 enbart innehåller läkemedel och att det i grupp 2 förekommer två andra typer av substanser. Vidare bör det påpekas att vecko- eller månadsvis kontroll av dessa ämnen knappast medger möjligheter till processuppföljning. För detta krävs annan metodik som ger snabbare (och billigare) svar.

Valet av substanser och önskad reduktion är naturligtvis intressant och självklart avgörande för val av teknik och dosering och därmed för kostnaderna för avancerad rening. Mulder et al., (2015) har sammanställt de substanser som är flitigast undersökta i ett stort antal tyska och schweiziska studier i fullskala eller stor pilotskala, se Tabell 2.2.

Tabell 2.2 Frekvent undersökta substanser i schweiziska och tyska fullskalestudier (Mulder et al., 2015).

Smärtstillande och antiinflammatoriska	Betablockerare och antiepileptika	Antibiotika	Kontrastvätskor	Andra
Ibuprofen	Karbamazepin	Ciprofloxacin	Amidotrizoic	Rostskyddsmedel och avisningsvätska: Benzotriazole och metaboliterna: 4-Methylbenzotriazole och 5-Methylbenzotriazole
Diklofenak	Metoprolol	Clarithromycin	Iopamidol	Herbucid: Mecoprop
Moxifloxacin	Bisoprolol	Metronidazol Sulfamethoxazole N4-Acetyl-Sulfamethoxazole	Diatrizoic	

Det kan vara intressant att konstatera att det är ett stort fokus på just läkemedel. Den lista med rekommenderade substanser för analys som Läkemedelsverket nyligen presenterat innehåller ytterligare några läkemedel (Läkemedelsverket 2015). I litteraturen finns olika sammanställningar och ansatser till prioritering av olika substanser relevanta för avloppsvattenrening (se exempelvis Verlicchi et al., 2012). Det kan exempelvis förväntas att mätningar av olika hormoner kommer att öka sedan dessa tagits upp på bevakningslistan.

3 Rening i dagens avloppsreningsverk

I Sverige finns idag närmare 500 avloppsreningsverk dimensionerade för mer än 2 000 pe. Av dessa är ett 20-tal dimensionerade för belastningar >100 000 pe. De allra flesta reningsverk är förhållandevis små men utsläppt vatten kan från vissa av dessa ledas till känsliga recipienter och där utgöra en stor del av det totala flödet. Reningsverkens funktion är att förhindra syrebrist och övergödning i recipienterna samt att förhindra smittspridning. De är däremot inte konstruerade för varken separation eller nedbrytning av vare sig läkemedelsrester eller andra svårnedbrytbara organiska ämnen, men det betyder inte att mikroföreningar går opåverkade genom verken.

3.1 Reduktion eller halt?

Det kan vara problematiskt att tala om rening utan att först definiera vilken rening som avses. Inte sällan omtalas procentuell reduktion vilket kan vara både pedagogiskt och meningsfullt, men det beror också på vilka substanser som avses och vad koncentrationen faktiskt var från början. 90 % i reduktion utifrån 100 ng/l ger exempelvis samma utgående halt som 99 % utifrån 1 000 ng/l. Om effekter uppstår redan vid mycket låga koncentrationer blir bilden snart mycket komplex där utspädning i recipienten blir ytterligare en viktig parameter i sammanhanget.

3.2 Biologisk rening

Reduktion i biosteget kan ske genom adsorption till biomassan eller genom nedbrytning. I vilken utsträckning som olika läkemedel adsorberar till biomassa varierar men det kan antas att den totala andelen är mindre än 20 % (Hörsing et al., 2014). De flesta läkemedel återfinns således i vattenfasen. För ämnen som genomgår nedbrytning kan det röra sig om total eller partiell nedbrytning. I det sistnämnda fallet bildas nya föreningar. Avdrivning till luft kan anses vara försumbar eftersom läkemedel inte är lättflyktiga (Ternes & Joss 2006).

Rening i aktivslamsystem är den vanligaste biologiska reningsmetoden vid svenska reningsverk men det förekommer även biofilmssystem, framför allt i form av biobäddar, och processer med rörliga bärare. För aktivslamsystem har det visat sig att reduktionen av flera läkemedel är högre vid högre slamålder. Verk utformade för kväverening, eller i alla fall för nitrifikation, uppvisar därför högre reduktion för några ämnen, exempelvis naproxen och ketoprofen (Falås et al., 2012b). En sammanställning över reduktionsgrad för ett 60-tal olika substanser i svenska reningsverk med aktivslamsystem för kväverening visar stor spridning där ett relativt stort antal substanser bryts ner, helt eller delvis, medan andra förblir opåverkade (Hörsing et al., 2014, Falås et al., 2012a). Närmare 25 % av läkemedlen reducerades nästan

fullständigt. Ungefär 25 % av substanserna uppvisade negativ reduktion. Mät- och analysfel kan vara en förklaring till obetydlig eller negativ reduktion men även dekonjugering, dvs. att ämnet frigörs som moderssubstans under reningsprocessen (se Wahlberg et al., 2010 för en intressant diskussion om tillförlitlighet i mätdata). 25 % av substanserna uppvisade ingen eller mycket begränsad reduktion och däremellan återfanns den sista fjärdelen med substanser som uppvisar högst varierad reduktion. Möjligen kan reduktionen för denna grupp förbättras men kvarstår gör närmare hälften av substanserna som förmodas vara stabila eller uppvisa extremt låga nedbrytningshastigheter. För rening från dessa substanser krävs kompletterande rening. I tabell 3.1 redovisas medelreduktionen för de substanser som återfinns på Läkemedelsverkets rekommendation för substanser som ska mätas i olika recipienter. Listan kompletterar Naturvårdsverkets övervakningsprogram (Läkemedelsverket 2015).

Tabell 3.1 Medelreduktioner i svenska reningsverk (Falås 2012b) för läkemedelssubstanser motsvarande arbetsgruppens rekommendation (Läkemedelsverket 2015).

Substans	Reduktion
Ciprofloxacin	X
Citalopram	
Chlartromycin	X
Diclofenac	
Erytromycin	X
Estradiol	
Etinylestradiol	
Flukanozol	X
Ibuprofen	
Karbamazepine	
Ketokonazol	
Levonorgestrel	X
Losartan	
Metoprolol	
Metotrexat	X
Naproxen	
Oxazepam	
Sertralin	
Sulfametoxazol	X
Tramadol	
Trimetoprim	X
Zolpidem	

Rött = Obetydlig eller negativ reduktion

Gult = 50–90 % i reduktion

Grönt >90 % i reduktion.

X anger att substansen inte ingick i studien.

Ibuprofen och naproxen tillhör de substanser som avlägsnades till nästan 100 %. Även estradiol och etinylestradiol reducerades i relativt hög utsträckning. Det bör dock påpekas att även efter en hög reduktion kan halterna vara tillräckligt höga för att ge upphov till effekter i recipienten, inte minst för dessa hormoner där det krävs mycket låga koncentrationer för effekter på akvatiska organismer. Diclofenac påverkas inte. Vissa ämnen, exempelvis karbamazepine uppvisar till och med negativ reduktion.

Reduktion av läkemedelsrester i biobäddar tycks lägre, möjligen beroende på de korta uppehållstiderna (Falås et al., 2012a, Hörsing et al., 2014). Försök med rörliga biofilmsbärare har emellertid visat sig lovande (Luo et al., 2014, Falås et al., 2012c) med högre nedbrytningshastigheter för exem-

pelvis ketoprofen och diklofenak. Den höga slamåldern i biofilmen kan vara en förklaring.

Det finns även andra system där biologisk rening utnyttjas, exempelvis damm- och våtmarkssystem. Den långa uppehållstiden medför ett stort ytbehov vilket försvårar eller omöjliggör tillämpningen i urbana miljöer, men det finns studier som visar på ökad avskiljning även för svärnedbrytbara ämnen som karbamazepine och diklofenak (Oulton et al., 2010)

3.3 Kemisk rening

De flesta reningsverk tillämpar kemisk rening i form av för-, direkt-, simultan- eller efterfällning. Just fällning/flockning har emellertid mycket begränsad eller ingen effekt på läkemedel. Endast ett fåtal läkemedel är partikelbundna (Wahlberg et al., 2010). För exempelvis karbamazepine är reduktionen nästan obetydlig medan andra substanser som ibuprofen, diklofenak och naproxen uppvisar högre reduktion (Luo et al., 2014). Kemisk rening utgör dock inget alternativ för långtgående reduktion av läkemedelsrester. Däremot utgör fällningsprocesser en mycket viktig del vid de flesta svenska reningsverk. En fungerande kemisk rening är många gånger en förutsättning för en fungerande biologisk rening. I andra fall kan kemisk rening vara en nyckel för en fungerande avancerad rening, exempelvis i de fall en avancerad rening direkt föregås av en fällningsprocess. Därigenom utgör även kemisk rening en viktig förutsättning för avancerad rening.

3.4 Högre slamålder och längre uppehållstid

Förbättrad reduktion med ökad slamålder har motiverat studier vid mer extrema slamåldrar. I försök vid Henriksdals reningsverk gav försök i en MBR med mycket hög slamålder (motsvarande minst 75 dygn) en förbättrad reduktion av ett flertal substanser (Wahlberg et al., 2010).

Vid Eawag har omfattande studier gjorts i syfte att utvärdera potentialen i utökad biologisk rening (Falås 2015). Försök har genomförts med syntetiskt avloppsvatten och aktivslam med olika slamåldrar (25, 40 och 80 dagar). Därtill har försök gjorts med naturligt avloppsvatten i aktivslamprocesser med aerob respektive anaerob efterbehandling samt med enbart anaerob rening. Högre slamålder gav inte högre reduktionshastigheter. Däremot är det intressant att reduktionen av mikroföroreningar började direkt efter tillsats trots att slammen tidigare inte utsatts för olika mikroföroreningar, vilket betyder att mikroorganismerna i det aktiva slammet inte behöver någon tillväxning.

Det genomfördes även försök under kvävebegränsade förhållanden, vilket gav förbättrad reduktion för diklofenak och diuron, båda med kväve i ämnesstrukturen. Å andra sidan återfinns dessa två substanser på bevaknings- respektive priolistan.

Med anaerob efterbehandling kunde ytterligare några ämnen reduceras men de flesta påverkades inte.

Slutsatserna från försöken var:

- Konventionella aktivslamprocesser medger inte avskiljning av ett stort antal mikroföroreningar.
- Med olika typer av efterbehandling och anaerob rening kan reduktionen förbättras, men endast för ett fåtal ämnen.
- Biologisk rening kräver relativt stora ytor och det kan vara både praktiskt och ekonomiskt svårt att utöka dessa volymer med en faktor två eller mer.
- Ett stort antal mikroföroreningar förblir helt opåverkade i olika biologiska processer.
- Vissa variationer i biologisk behandling av mikroföroreningar kan inte förklaras. Det är inte heller sannolikt att variationerna kan förklaras av enstaka faktorer.

Liknande slutsatser har dragits i Tyskland (Umwelt Bundesamt 2015). Sammantaget förefaller inte utökad biologisk rening vara ett gångbart alternativ för långtgående nedbrytning av ett brett spektrum av mikroföroreningar. Med ökad slamålder eller rörliga bärare finns emellertid möjlighet att förbättra reduktionen av vissa ämnen, däribland diklofenak. Det stora flertalet ämnen uppvisar emellertid inte samma mönster. Det är dock viktigt att påpeka att en väl fungerande biologisk rening är en viktig förutsättning för efterföljande avancerad rening, vilket kommer att visas i följande kapitel.

4 Förslag till principer för utbyggnad av kommunala avloppsreningsverk

Abbeglen & Siegrist (2012) har formulerat ett antal villkor för tekniker som ska kunna införas vid kommunala avloppsreningsverk i syfte att avskilja olika mikroföroreningar:

- Ett brett spektrum av olika problemsubstanser måste kunna avskiljas.
- Bildande av oönskade transformationsprodukter eller avfall ska undvikas.
- Tekniken måste kunna integreras på befintliga anläggningar utan att dagens funktion påverkas negativt.
- Insatserna i form av personal, energi, kostnader måste kunna motiveras utifrån ett nyttoperspektiv.

4.1 *Principiella reningsalternativ*

Det finns olika metoder för rening från mikroföroreningar (Böhler 2015):

- Fysikaliska – membran teknik i form av nanofiltrering (NF) eller omvänd osmos (RO)
- Biologiska – nedbrytning eller omvandling av substanser
- Oxidativa – omvandling med exempelvis ozon, väteperoxid, kloridoxid eller ferrat
- Adsorptiva – avskiljning genom adsorption. Aktivt kol är det vanligaste exemplet
- Kombinerade – olika metoder kombineras för optimering

Membrantechnik är effektivt men energiintensivt och ger upphov till ett koncentrat som kan vara besvärligt att hantera. Biologiska metoder beskrivs som substansspecifika, dvs. det saknas en bred effekt för ett tillräckligt stort antal substanser. De oxidativa metoderna är flera och kan kombineras, men ozon är den metod som är oftast förekommande och längst utvecklad. En nackdel är bildandet av oxidations- och transformationsprodukter med potentiellt negativa effekter. De adsorptiva metoderna medger separation snarare än nedbrytning. Adsorbenten, ofta aktivt kol, måste bytas eller regenereras. Bland de kombinerade metoderna nämns exempelvis ozon + filtrering i ett aktivt kolfilter. Härigenom möjliggörs lägre ozondoser, vilket är fördelaktigt ur energisynpunkt. Det är viktigt att skilja på nedbrytande och separerande metoder, vilket bland annat får konsekvenser för behov av efterbehandling men också för slamhantering och uppkomst av restprodukter.

Abbeglen & Siegrist (2012) drar slutsatsen att ozon och aktivt kol, företrädesvis i form av pulveriserat aktivt kol, är de tekniker som är mest aktuella för implementering i full skala. I litteraturen och vid studier av de fullskaleanläggningar som tagits i drift är det också tydligt att dessa tekniker prioriterats. Under senare år märks ett allt större intresse för granulerat aktivt kol (GAK), inte minst i Sverige där det genomförts och genomförs intressanta filtreringsförsök (Ek et al., 2014)

4.2 Ozonering

Ozon produceras ur syre. Den bildade ozongasen är explosiv och instabil och kan därför inte komprimeras och förvaras på ett enkelt sätt varför ozon måste genereras på plats. Det medför också att hantering av ren syrgas och ozon förutsätter särskilda säkerhetsrutiner. Syre kan produceras direkt i anslutning till ozongenereringen eller levereras i flytande form. Ozonering av olika typer av vatten, inte minst dricksvatten, har en lång historia och finns väl beskrivet i litteraturen. Med ozon oxideras olika ämnen antingen genom en direkt reaktion med ozon eller indirekt efter bildande av hydroxylradikaler. Nedbrytningen av svårnedbrytbara organiska föreningar (och andra ämnen som kan oxideras) beror främst på ozondos och halten av organiska ämnen, men även på innehållet av oorganiska ämnen (som nitrit), alkalinitet, kontaktid och temperatur. Ozonering bidrar även med desinfektion och avfärgning av vattnet.

4.2.1 Efterbehandling

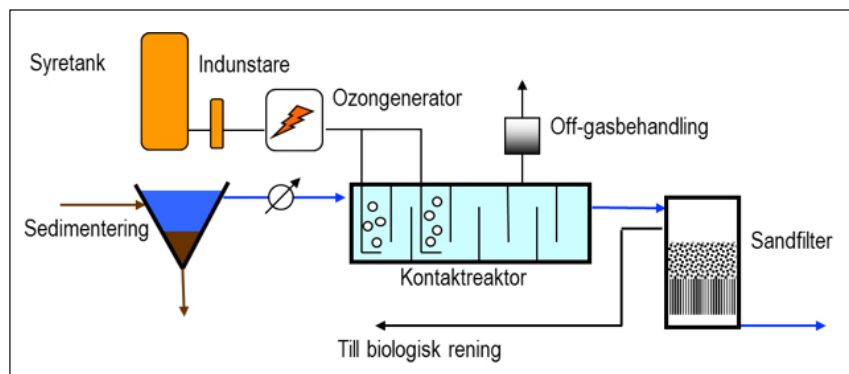
Vid ozonering bildas olika transformationsprodukter. Vissa är stabila medan andra är nedbrytbara. Därför rekommenderas en biologiskt aktiv efterbehandling för att minska utsläppen av lättnedbrytbara organiska substanser bildade vid ozonering. Vid ozonering reduceras DOC (Dissolved Organic Carbon) normalt i ganska liten utsträckning vilket tyder på bildning av transformationsprodukter snarare än fullständig mineralisering. Den cancerogena nedbrytningsprodukten nitrosodimethylamin (NDMA) har påvisats i flera studier (se exempelvis Zimmerman 2011). Även bromat är cancerogent och kan bildas ur bromid vid ozonering. Hollender et al., (2009) visade att båda dessa ämnen bildades vid ozonering men i paritet med eller under gränsvärden gällande vid dricksvattenproduktion. I samma studie visades att sandfiltrering kan reducera halterna av NDMA och andra biologiskt nedbrytbara föreningar. Detta gäller emellertid inte bromat varför bromidhalten i vattnet är viktig att kontrollera liksom ozondosen då det visats att bromatbildningen ökar med stigande dosering. Utöver låga doser har uppehållstiden förts fram som en kritisk faktor i syfte att minimera bildandet av transformationsprodukter (Margot et al., 2013). Det finns ett flertal studier som visar att ozonering minskar toxiciteten, utifrån olika typer av tester, (se Prasse et al., 2015 för en genomgång) men det finns också studier som ifrågasätter detta och framför en mer komplex bild (se exempelvis Magdeburg et al., 2014).

Relativt få källor adresserar närmare frågan om biologisk aktivitet i efterbehandlingen, i alla fall ur ett praktiskt perspektiv. Hur bör ett sandfilter dimensioneras och sedan drivas för att säkerställa en tillräcklig efterbehandling? Det pågår studier vid Eawag med olika efterbehandlingsmetoder så som MBBR, GAK och sandfiltrering (McArdell 2015). Lovande studier har genomförts med biologisk aktivkolfiltrering (Reungoat et al., 2012) men frågan om adekvat efterbehandling är en viktig forskningsfråga för framtida studier.

Vid ozonering frigörs både organiskt material och näringsämnen, vilket räcker för att hålla biofilmen vid liv. Låga fosforhalter, exempelvis efter långtgående efterfällning vilket är relativt vanligt i Sverige, bör därför inte utgöra ett problem.

4.2.2 Processutformning

Det grundutförande som oftast beskrivs i litteraturen är ozonering av behandlat avloppsvatten, så långt nedströms som möjligt med så lågt innehåll av organiskt material som möjligt, eftersom ozonbehovet ökar med stigande innehåll av organiskt material. Figur 4.1 visar en typisk anläggningsutformning för ozonering.



Figur 4.1 Ozonering av biologiskt behandlat vatten (Abegglen & Siegrist 2012).

Kravet på efterbehandling innebär i praktiken att ett sandfilter bör konstrueras vilket ökar kostnader och kräver plats. Det finns emellertid andra varianter på hur efterbehandling kan klaras. I Nordrhein-Westfalen finns det nästan inga sandfilter som slutsteg. Däremot finns inte sällan slutsedimenteringssteg med hydraulisk överkapacitet, vilket gjort att man i Schwerte testat s.k. dynamisk recirkulation med efterbehandling i aktivslamprocessen (se vidare i avsnittet Schwerte). Vid Nykvarnsverket i Linköping kommer efterbehandlingen att integreras med den efterdenitrifierande MBBR-processen (Sehlén 2015).

4.2.3 Dimensioneringskriterier

Dimensionering av en ozoneringsanläggning ställer självklart ett antal krav på utformning av anläggningen. Några nyckelkriterier, utifrån erfarenheter från Schweiz och Tyskland, har sammanställts av Mulder et al., (2015):

- Ozondos: 0,6–0,9 g O₃/ g DOC
- Hydraulisk uppehållstid: 10–25 minuter i reaktionstank + 5 minuter
- Energianvändning för ozongenerering: 10 kWh/kg O₃

Detta betyder att kravet på utrymme för en ozonanläggning blir relativt litet i förhållande till exempelvis en aktivslamanläggning. Volymen för reaktionstanken är jämförbar med volymbehovet för flockningstankar för en efterfällning. Om det inte finns ett sandfilter (eller om efterbehandlingen inte kan ordnas på annat sätt) kommer även detta att krävas.

4.2.4 Energianvändning

Energianvändningen för en ozoneringsanläggning varierar med ett antal olika faktorer. Mängden organiskt material i vattnet är en av de viktigaste och styr ytterst ozondoseringen och därmed behovet av ozon. Utöver ozonproduktionen är kylning och pumpning genom anläggningen betydande

poster. Det kan emellertid se olika ut vid olika anläggningar. Den direkta energianvändningen för anläggningen i Neugut (se vidare under Neugut) är exempelvis mycket låg ($<0,05$ kWh/m³) eftersom flytande syre köps in och lagras på anläggningen. Syre behöver därmed inte genereras på plats. Reningsverket är därtill byggt i två våningar varför självfall kan utnyttjas genom ozonanläggningen. Sandfilter fanns sedan tidigare och utgör därför heller ingen extra kostnadspost. Jämförelser och uppskattningar av energianvändning kan således se mycket olika ut och måste därför studeras från fall till fall.

Enligt Wahlberg et al., (2010) åtgår ca $0,15$ kWh/m³ för ozonering, vilket stämmer väl överens med andra bedömningar. Palmowski et al., (2014) anger en medelförbrukning motsvarande $0,16$ kWh/m³ ($0,02$ – $0,41$ kWh/m³). Abbeglen & Siegrist uppskattar ökningen av strömförbrukningen till $0,05$ – $0,1$ kWh/m³ eller motsvarande en bruttoökning på ca 10 – 30 %. Mousel et al., (2015) redovisar mätningar i intervallet $0,04$ – $0,17$ kWh/m³ för doser mellan 2 – 7 g O₃/m³ för tre fullskalanläggningar i Nordrhein-Westfalen (Bad Sassendorf, Duisburg-Verlinden och Schwerte). För en svensk aktivslamanläggning dimensionerad för $100\ 000$ pe kan $0,15$ kWh/m³, beroende på faktisk belastning, motsvara i storleksordningen 20 – 30 % av energiförbrukningen.

Utanför avloppsreningsverket ligger en viktig post i produktion av flytande syre (LOX). I storleksordningen 10 – 15 kg O₂/kg O₃ åtgår med en energiåtgång på $0,3$ – $0,6$ kWh/kg O₂ (Mousel et al., 2015).

4.3 Aktivt kol

Aktivt kol produceras från svartkol eller andra kolrika råvaror. Aktivering sker sedan genom behandling med het vattenånga för bildning av porer. Ytan är opolär vilket ger hög affinitet för opolära molekyler och effektiv reduktion av ett brett spektrum av organiska ämnen. Reduktionen sker primärt genom adsorption och det bildas således inga nedbrytningsprodukter. Hög specifik yta är en nyckelparameter för effektiv avskiljning och denna varierar från 500 till $1\ 400$ m²/g (Cecen & Aktas 2011).

Aktivt kol kan tillämpas antingen genom dosering, av pulveriserat aktivt kol (PAK), eller genom filtrering, genom granuler (GAK). Precis som vid ozonering är innehållet av organiskt material en nyckelparameter. Med dosering av PAK är DOC-halten helt avgörande (Boehler et al., 2012, Altman et al., 2014) medan det för tillämpningar med GAK även är viktigt med innehållet av partikulärt material som kan sätta igen makrostrukturen och förhindra effektivt utnyttjande av filtermaterialet.

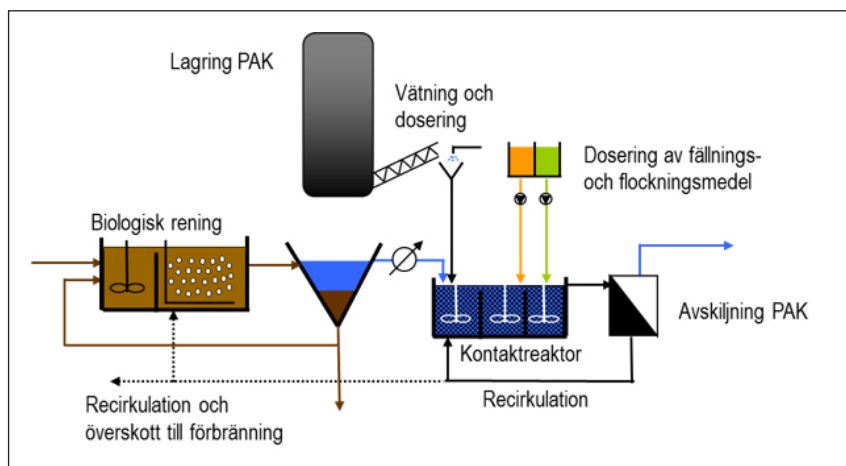
Dosering av pulveriserat aktivt kol kräver lagring av det aktiva kol som ska tillsättas. Pulvret blandas sedan med vatten för dosering till processen. Igensättningar och förslitning av lagrings- och doseringsutrustning är vanliga problem vilket ställer höga krav på utformning och stålqualität för olika utrustningsdelar. Silo och kringutrustning ska även utformas enligt EX-klassning på grund av explosionsrisk.

Vid kolfiltrering genom granulerat aktivt kol avtar avskiljningsgraden med tiden och vid mättningsgrad måste kolet regenereras eller destrueras och

ersättas med nytt. Vid regenerering eller destruktion mineraliseras de ämnen som adsorberats.

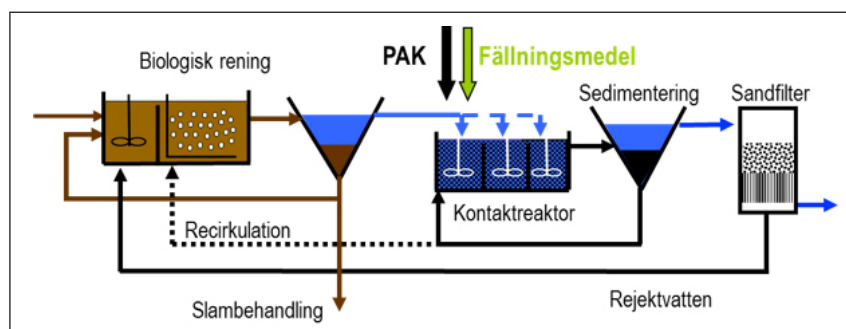
4.3.1 Processutformning – pulveriserat aktivt kol

Grundtanken är, liksom vid ozonering, behandling av biologiskt renat vatten. Figur 4.2 visar en principiell anläggningsutformning för dosering av pulveriserat aktivt kol.



Figur 4.2 Dosering av pulveriserat aktivt kol (Abegglen & Siegrist 2012).

Utformningen kan liknas vid en aktivslamprocess där kol recirkuleras i processen och en mindre del tas ut (och återförs till den biologiska processen för att sedan lämna processen med överskottsslamuttaget). I Tyskland och Schweiz kombineras denna variant i regel med förbränning av slam. Det kan noteras att recirkulation av PAK till biosteget rekommenderas eftersom det konstaterats att avskiljning av olika mikroföroreningar ökar (se exempelvis Boehler et al., 2012). Flera anläggningar uppger också att recirkulation av det aktiva kolet medför oförändrade eller förbättrade sedimenteringsegenskaper för bioslammet. Det pulveriserade kolet separeras vanligen genom sedimentering följt av sandfiltrering. Denna konfiguration benämns ibland *Ulmer-Verfahren* och illustreras i figur 4.3.



Figur 4.3 Dosering av aktivt kol enligt "die Ulmer-Verfahren" (Abegglen & Siegrist 2012).

Det har också utförts försök (vid ARA Visp och ARA Baggio i Schweiz) med flotation istället för sedimentering.

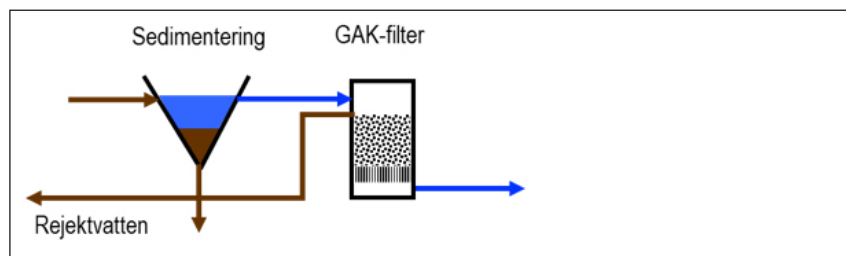
Försök pågår på flera håll med dosering direkt i aktivslamprocessen. Om PAK kan doseras direkt i biologin kan utrymmet för installationen minskas eftersom det varken krävs en kontaktreaktor eller en mellanliggande sedimenteringsenhet. Direkt dosering i biologin tycks dock medföra ökade doser (Boehler et al., 2012) samt förhindrar återföring av näringsämnen i slam till jordbruk.

En annan möjlighet som studerats är utformning med dosering efter den biologiska reningen men utan sedimentering före sandfiltrering (se exempelvis Sperlich et al., 2015 och Abbeglen & Siegrist 2012). Även med denna variant sparas investeringskostnader för extra sedimenteringstank och eventuellt också för kontaktreaktor. Denna variant har också testats med slutseparation i membran, bland annat i Lausanne (Abbeglen & Siegrist 2012).

Effektiv separation är viktigt vid dosering av pulveriserat aktivt kol. Normalt doseras 10–20 mg/l och med ett flöde på exempelvis 50 000 m³/d blir detta närmare 1 ton PAK per dag, vilket betyder att även vid mycket begränsade förluster kan relativt stora mängder kol förloras till recipienten.

4.3.2 Processutformning – granulerat aktivt kol

Med filtrering genom granulerat aktivt kol kan processen snarast liknas vid tertiär rening, se figur 4.4.



Figur 4.4 Filtrering genom aktivt kol (Abbeglen & Siegrist 2012).

GAK kan exempelvis fyllas i befintliga sandfilter och filtrering göras vid samma hastighet som tidigare. Försök av denna typ har exempelvis genomförts i Bülach i Schweiz. En möjlighet är drift av flera parallella filter för att erhålla jämn kvalitet i utgående vatten och för att kunna ta ett filter ur drift för regenerering.

4.3.3 Dimensioneringskriterier

Det har visat sig att olika typer av pulveriserat kol, från olika leverantörer, kan uppvisa mycket olika reduktion, vilket bör hållas i åtanke. Olika mikrostrukturer ger helt enkelt olika adsorptionsprofiler. Designkriterier, utifrån erfarenheter från Schweiz och Tyskland, har sammanställts av Mulder et al., (2015):

- PAK-dos: 0,7–1,4 g PAK/g DOC
- Koagulantdos: 4–6 mg/l
- Polymerdos: 0,2–0,3 mg/l
- Hydraulisk uppehållstid i reaktionstank: 30–40 minuter
- Ytbelastning i sedimentering: 2,0 m/h
- Recirkulationsfaktor: 0,5–1,0

Koagulant- och polymerdoser avser dosering för avskiljning av det pulveriserade aktiva kolet. Med optimering kan delar av fosforeringen eventuellt integreras i denna anläggningsdel. Det påstås ibland att olika flockulanter påverkar adsorptionen men det tycks inte finnas något stöd för det påståendet (Wunderlin 2015).

Sandfiltrering för slutavskiljning dimensioneras enligt gängse riktlinjer. I Mulder et al., (2015) anges ytbelastningen till 12 m/h, spolvattenflödet till 5–10 % av inkommande flöde och energianvändningen till 15 W/m³. Dessa siffror gäller även sandfiltrering som efterbehandling vid ozonering.

För GAK-filtrering anges följande riktlinjer (Mulder et al., 2015):

- Kontakttid i filtret: 20–40 minuter
- Ytbelastning: 6–10 m/h
- Regenerering: 7 000–15 000 filtervolymeter (4 månader – 1 år)

Tiden för regenerering varierar rimligen med organiskt innehåll och eventuell förbehandling och bör därför betraktas med viss försiktighet.

4.3.4 Energianvändning

Abbeglen & Siegrist (2012) anger det ökade energibehovet till 0,01–0,05 kWh/m³. Det är framför allt omrörning i reaktionstankarna och recirkulationsumparna som kräver energi. Energivärdet i slammet kommer att öka vilket bör beaktas om slammet går till förbränning. Den direkta energianvändningen vid reningsverket är således låg. Räknas framställningen av PAK blir energiåtgången betydligt högre. I Abbeglen & Siegrist (2012) anges denna till ca 30 kWh/kg PAK, vilket med en dosering motsvarande 10 mg/l skulle motsvara 0,3 kWh/m³.

4.4 Dimensionerande flöde

För vilket flöde ska ett fjärde reningssteg dimensioneras? Frågan är aktuell och diskuteras flitigt i både Tyskland och Schweiz. Höga flöden har oftast kort varaktighet men dimensionering för dessa flöden fördyrar en utbyggnad. Den springande punkten blir naturligtvis vad dessa flöden förmodas innehålla vid olika tidpunkter. Det kan vara värt att notera att förhållandet mellan flödet vid regnväder och torrsväder uppges vara mycket lågt i Schweiz (Mulder et al., 2015). Tilläggs bör också att det inte alltid råder enighet i definitionen av torrsvädersflöde vid jämförelse mellan olika länder.

Frågan hänger naturligtvis ytterst samman med kravformuleringen som sådan, men det finns också en viktig skillnad i jämförelse med krav på exempelvis syreförbrukande ämnen. Konsekvenserna av enstaka utsläpp av syreförbrukande ämnen kan vara mer akuta än kortvariga utsläpp av olika mikroföroreningar (förutsatt att dessa inte av någon anledning är extremt höga).

En utgångspunkt för resonemanget är att ett fjärde reningssteg bygger på reningen i föregående steg. En ozoneringsanläggning för behandling av ett vatten som inte genomgått biologisk rening kommer exempelvis att kräva en avsevärt mycket högre ozondos och därmed en betydligt högre installerad kapacitet och risk för bildande av högre halt oönskade föreningar som bromater. Frågan är om det är motiverat att installera denna kapacitet?

VSA (Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute) har nyligen lämnat rekommendationer för dimensionering (Abbeglen et al., 2015) som bygger på en längre rapport (Holmann et al., 2015). Utgångspunkten är att behandla allt vatten som är biologiskt behandlat. En generell slutsats är att det maximala torrvädersflödet, motsvarande 1,5-torrvädersflödet, ska behandlas och att större anläggningar (>80 000 pe) ska byggas i två linjer. Utifrån schweiziska förhållanden innebär behandling av det maximala torrvädersflödet typiskt behandling av ca 90 % av årsflödet. Det påpekas att vissa substanser mobiliseras vid regnväder, exempelvis biocider från tak och fasader, men det finns för närvarande ingen tillförlitlig information om hur dessa ämnen beter sig i olika situationer.

I rekommendationen talas det om 80 % reduktion av organiska ämnen under normal drift, vilket torde innebära även under regnväder, i alla fall upp till en viss nivå. Det aktuella reningsverkets nuvarande kapacitet bör beaktas, särskilt som vissa verk redan är generöst dimensionerade. Ett krav på fullständig behandling skulle missgynna dessa verk.

4.5 Aktivt kol eller ozon?

Valet mellan aktivt kol respektive ozon får göras från fall till fall, utifrån den infrastruktur som finns och utifrån andra randvillkor. En önskan om återföring av slam till jordbruk betyder exempelvis vid tillämpning av PAK att de uppkomna slamströmmarna bör hanteras separat. Både separering med aktivt kol och nedbrytning med ozon medger hög och dosberoende reduktion av ett brett spektrum av ämnen. Några studier indikerar vissa skillnader i avskiljning för olika substanser, men det är inte alltid tydligt huruvida man kunnat kompensera för dessa skillnader med högre doser. Tabell 4.1 visar förväntade skillnader i reduktion för några olika substanser.

Tabell 4.1 Skillnad i reduktion mellan aktivt kol och ozon (Sperlich et al., 2015).

		Reduktion ozon		
		Hög	Mellan	Låg
Reduktion aktivt kol	Hög	karbamazepin, diklofenak	benzatriazol, metoprolol, bezafibrate	
	Mellan	sulfamethoxazol, 4-FAA primidone		
	Låg		gabapentin, acesulfam	kontrastvätskor

För sulfamethoxazol kan således en högre reduktion förväntas med ozon medan förhållandet är det omvända för exempelvis metoprolol.

Kombinationen av aktivt kol och ozon lyfts allt oftare fram som en möjlighet. Därigenom kan fler substanser elimineras men det kan också finnas möjligheter att arbeta vid lägre ozondoser.

Det finns en nyligen utvecklad testprocedur som kan användas för att bedöma om ozonering är ett lämpligt alternativ vid ett givet reningsverk (Shindler Wildhaber et al., 2014). Tanken är att testerna ska kunna utföras vid kommersiella laboratorier till en rimlig kostnad. Proceduren är uppdelad i moduler. Inledningsvis undersöks ozonexponering och reduktion av utvalda ämnen (atrazine och phenytoin). Resultaten jämförs med referensvärden. Därefter testas formering av biprodukter (bromat och NDMA)

innan proceduren avslutas med olika biotester för att bedöma toxiciteten. I beslutsverktyget ingår också en femte modul med tester på det aktuella reningsverket. En liknande testprocedur för behandling med aktivt kol är under utveckling (Wunderlin 2015).

5 Kostnader

För att göra tillförlitliga kostnadsberäkningar måste ett antal bakgrundsfaktorer och omständigheter beskrivas. Beroende på vilka substanser som ska reduceras och till vilken grad kommer insatserna att variera. Det kan betyda att högre doser, med antingen ozon eller PAK, kan krävas för att uppnå en given reduktion av ett givet ämne. Generellt kan det sägas att investeringskostnader uttryckta per m³ behandlat avloppsvatten eller per person kommer att sjunka med ökande anläggningsstorlek medan direkta driftkostnader för exempelvis dosering normalt varierar linjärt med behandlad mängd vatten.

I Holland har nyligen en kostnadssammanställning presenterats utifrån erfarenheter från Tyskland och Schweiz (Mulder et al., 2015). I studien används holländska riktlinjer för design med behandling av det högsta torrvädersflödet vilket motsvarar ungefär 80 % av totalt inkommande avloppsvattenmängd. Avskiljningsgrader för olika substanser redovisas i rapporten men motsvarar långtgående reduktion av ett antal relevanta parametrar (se Tabell 4). Avskiljningsgrader räknas från försedimenteringen. För investeringskostnaderna antas det att alla i den avancerade reningen ingående delar ska byggas. Detta gäller även styr och regleringsutrustning och bakomliggande strömförsörjning. Det beräknas också att efterbehandling i form av ett sandfilter med kringutrustning ska anläggas både för ozonering och PAK. Utgående vatten beräknas pumpas 200 m och lyftas 5 m för alla varianter: ozonering, PAK och GAK. Specifika kostnader och valda påslag redovisas i sin helhet i rapporten.

Beräkningarna har gjorts för tre olika anläggningsstorlekar:

- Litet verk: 20 000 pe för 200 m³/h
- Mellanstort verk: 100 000 pe för 1 050 m³/h
- Stort verk: 300 000 pe för 3 100 m³/h

Följande grundläggande dimensioneringskriterier har använts:

- Ozondos: 0,7 g O³/g DOC eller 7,7 mg O³/l. Uppehållstid 25 minuter.
- PAK-dos: 1,1 g PAK/g DOC eller 12 mg/l. Uppehållstid 35 minuter.
- GAK: Kontaktid: 30 minuter. Utbytestid kol: 6 månader.

Tabell 5.1 sammanfattar kostnadsuppskattningarna från studien.

Tabell 5.1 Kostnadsuppskattning (€/m³)* för holländska förhållanden utifrån (Mulder et al., 2015)

	20 000 pe	100 000 pe	300 000 pe
Ozon + sandfilter	€ 0,26 ± € 0,05	€ 0,22 ± € 0,04	€ 0,19 ± € 0,03
PAK + sandfilter	€ 0,30 ± € 0,04	€ 0,23 ± € 0,04	€ 0,21 ± € 0,03
GAK	€ 0,33 ± € 0,05	€ 0,31 ± € 0,04	€ 0,30 ± € 0,03

* 1 Euro ≈ 9,3 SEK (2016-03-01)

Ozon tycks billigast och GAK-filtrering dyrast. Investeringskostnaderna för GAK är emellertid lägst tack vare enkelheten i installationen. På reningsverket är elkostnaderna högst för ozonering men de direkta kostnaderna för

kol, kemikalier och slambehandling gör att varianterna med aktivt kol blir dyrare totalt sett. De rörliga kostnaderna för GAK-filtrering beskrivs som högre än för behandling med PAK, vilket tillskrivs högre kostnader för kol (Mulder et al., 2015).

I rapporten jämförs sedan kostnader med tyska och schweiziska studier. Det visar sig att totalkostnaderna i sig är fullt jämförbara men att det finns skillnader man måste vara medveten om för att kunna göra relevanta jämförelser. En personekvivalent baseras på olika mått varför den mellanstora anläggningen motsvarar ca 70 000 pe i Tyskland och 87 000 pe i Schweiz. Referenser för byggkostnader bör, hellre än växelkurser, användas vid jämförelser med schweiziska francs (CHF).

I Tyskland publicerades relativt nyligen en kostnadssammanställning för ett stort antal anläggningar av olika storlek och med olika teknik (Hillenbrand et al., 2014). Studien är intressant eftersom den omfattar flera fullskaleanläggningar med antingen ozon, PAK eller GAK. Det bör dock observeras att slutmålet med reningen varierar mellan olika studier. Eftersom det inte finns någon lagstiftning kan doseringen exempelvis vara lägre inställd och därmed blir också reduktionen av specifika substanser lägre. Detta påverkar naturligtvis kostnaden för avancerad rening. Kostnader för efterbehandling (sandfiltrering) har uppskattats eftersom dessa inte ingått i alla delstudier. Spridningen i kostnad är stor men det är tydligt att det finns kostnadsfördelar med storskalig drift. I tabell 5.2 redovisas en sammanställning.

Tabell 5.2 Kostnadssammanställning för avancerad rening (Hillenbrand et al., 2014, Mulder et al., 2015).

Storlek (pe)	Totalkostnad (€/m ³)
15 000	0,19
35 000	0,17
75 000	0,16
150 000	0,12
350 000	0,11
750 000	0,10

Kostnaderna avser, efter tillägg för efterbehandling, kostnader för ozonering och PAK. Kostnaderna för GAK är mer svårbedömda eftersom anläggningarna är få och spridningen stor. Det kan dock konstateras att det finns enstaka exempel med både mycket hög, respektive låg specifik kostnad.

Alla kostnadsbedömningar bör hanteras med försiktighet: Beroende på vilka kostnader som faktiskt ingår och vad som faktiskt ska uppnås kan utfallet bli mycket olika. Utifrån de beräkningar som gjorts i Holland, baserat på dimensioneringskriterier från Schweiz och Tyskland, och utifrån de kostnader som rapporterats från just Tyskland och Schweiz tycks en rimlig uppskattning vara någonstans mellan 0,1–0,3 €/m³.

6 Avancerad rening i fullskala

De kommunala avloppsreningsverk som byggts ut för reduktion av svårnedbrytbara organiska föroreningar är fortfarande få. Exempel på anläggningar i fullskala finns framför allt i Tyskland och i Schweiz. Därutöver finns enstaka anläggningar, exempelvis i Frankrike och i Holland. I nästa kapitel beskrivs de första fullskaleanläggningarna i Schweiz samt ytterligare några andra anläggningar som byggts eller planeras i andra länder. De flesta installationer i fullskala bygger antingen på ozonering eller dosering av pulveriserat aktivt kol. Det finns några exempel på anläggningar med GAK-filtrering, framför allt i Tyskland, men även på andra håll (se exempelvis Grover et al., 2012 för fullskaliga försök i Swindon, UK).

Det pågår flera forsknings- och utvecklingsprojekt med storskaliga försök på olika håll i världen, exempelvis i Österrike (projekt KomOzAk), där utbyggnad av kommunala avloppsreningsverk står i fokus. Dessa projekt diskuteras inte i det följande. Det finns också ett antal anläggningstyper som i sig inte utgör exempel som direkt uppfyller rapportens syfte men som ändå nämns eftersom det kan finnas anledning att hämta erfarenheter även härifrån vid en eventuell utbyggnad av svenska kommunala avloppsreningsverk.

6.1 Industrier och sjukhus

Utöver kommunala avloppsreningsverk finns reningsverk som har till uppgift att rena vatten från punktkällor, exempelvis textil- eller läkemedelsindustrier (se exempelvis Helmig et al., (2009) för den första ozonanläggningen i sitt slag på Irland). Det handlar för den här typen av anläggningar om mer koncentrerade strömmar och betydligt högre doser.

Det finns också exempel på kommunala avloppsreningsverk vars belastning i hög grad utgörs av vatten från anslutna industrier med olika svårnedbrytbara ämnen. Ett sådant exempel är Fino Mornasco i Italien (~150 000 pe) där närmare hälften av COD-belastningen kommer från en textilindustri. Efter kväverening och efterfällning ozoneras vattnet för reduktion av färg och ytaktiva ämnen. Anläggningen har alldeles nyligen utvärderats i en studie där både mikroförroreningar och effekter studerats och där bland annat minskad generell toxicitet konstaterats (Papa et al., 2016). Liknande belastningsförhållanden har motiverat införande av avancerad rening på flera andra håll, bland annat i Tyskland.

Reningsverket i Kalundborg (50 000 pe) i Danmark är ett mer närliggande exempel på ett kommunalt reningsverk med hög industribelastning (60 %) som utrustats med ozonering. Syftet med reningen är framför allt att klara kraven på COD. Det finns inga specifika krav på mikroförroreningar men med ozonering kan svårnedbrytbara organiska föroreningar brytas ner (Hagman et al., 2007).

Det har även byggts anläggningar i anslutning till sjukhus. Verket i Gelsenkirchen i Tyskland beskrivs i kommande avsnitt. Ett närliggande exempel är Herlev hospital utanför Köpenhamn där en membranbioreaktor med

efterföljande ozonering och kolfiltrering uppförts. Anläggningen behandlar allt vatten från sjukhuset och belastningen motsvarar ca 2 500 pe (Maltesen 2014). Det har genomförts flera studier på sjukhusavlopp i Danmark (Nielsen et al., 2011) och det har också tagits fram ett konkret förslag med reglering av maximala koncentrationer av olika läkemedel i sjukhusavloppsvatten (Nielsen 2014).

6.2 Återanvändning av behandlat avloppsvatten

Trycket på världens vattenresurser ökar, inte minst genom ökande befolkning och urbanisering men även genom ökande kemikalieanvändning. I många delar av världen är det sannolikt att vatten som används för dricksvatten och bevattning kommer att innehålla en ökande andel av utsläppt avloppsvatten. Att förlita sig på utspädning kommer inte att vara en tillförlitlig strategi i alla fall inte i tätbefolkade områden (Eggen et al., 2014). Det finns flera exempel runtom i världen på avancerad rening, där avloppsvatten i några fall renas till i princip till dricksvattenkvalitet. Vid en sådan långtgående rening och med de tekniker som används sker även reduktion av olika typer av mikroföroreningar. I mellanöstern finns flera anläggningar där avloppsvatten renas i syfte att kunna återanvändas för olika ändamål. En av de största, *Sulaibiya Wastewater Treatment and Reclamation Plant* i Kuwait med en kapacitet på 375 000 m³/d, behandlar mer än hälften av landets avloppsvatten för återanvändning inom jordbruk och industri. Efter biologisk rening förbehandlas vattnet i skivfilter innan fortsatt rening sker i ultrafilter och med omvänd osmos.

Ett av de mest kända exemplen på direkt återanvändning av vatten finns i Namibias huvudstad Windhoek. Torrt klimat, knappa vattenresurser och en ökande befolkning har varit drivkrafter bakom först the *Goreangab Water Reclamation Plant* och sedan 2002 the *New Goreangab Water Reclamation Plant* (du Pisani 2005). I den multibarriärlösning som etablerats ingår både ozonering och kolfiltrering. Trots komplexa och ibland komplicerade tekniska lösningar har acceptans hos allmänheten varit en kanske större utmaning än tekniken i sig. *NEWater* i Singapore är ett annat exempel där biologiskt renat avloppsvatten renas för industriell användning och för återfyllning av olika vattenkällor.

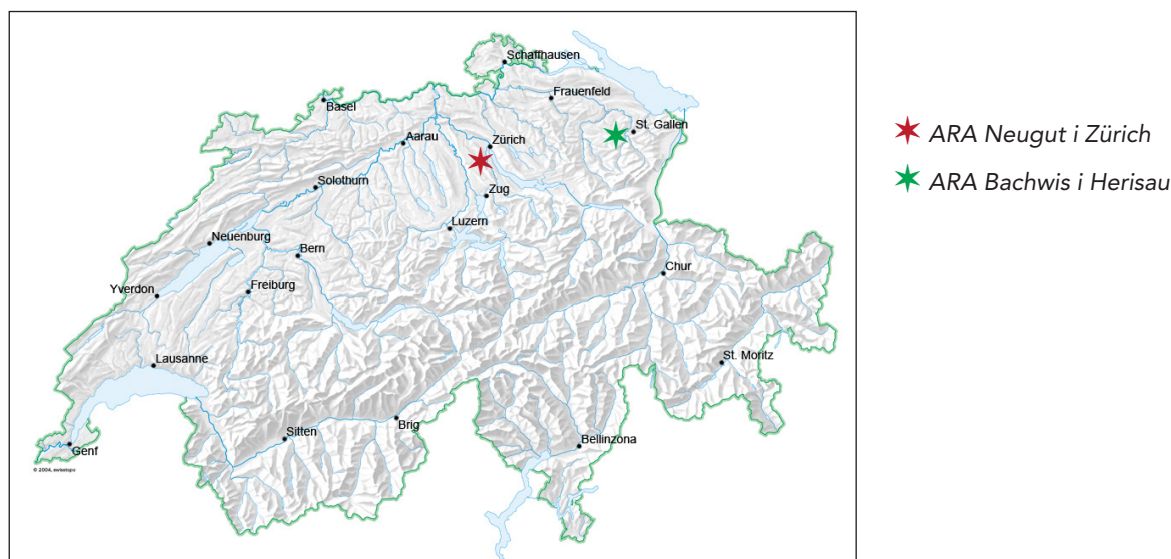
I litteraturen görs ibland skillnad på direkt och indirekt återanvändning med den skillnaden att det vid indirekt återanvändning finns någon form av buffert (grundvattenakvifär, sjö eller flod). Den indirekta återanvändningen benämns antingen som planerad eller oplanerad (Flyborg et al., 2006). Ett exempel på oplanerad indirekt återanvändning är utsläpp av avloppsvatten till en flod varifrån man nedströms tar råvatten för dricksvattenproduktion. Denna situation finns på många håll i världen och har i exempelvis Tyskland motiverat avancerad rening från olika mikroföroreningar.

Med planerad indirekt återanvändning eller recirkulation leds det renade avloppsvattnet medvetet till en råvattenkälla för blandning med befintligt grund- eller ytvatten. Det finns flera exempel även på detta, inte minst i USA (exempelvis Water Factory 21 i Orange County Water District).

Den typ av avancerad rening som används i dessa tillämpningar kan lära oss mycket, men den variant som rimligen är mest intressant för oss i Sverige, i alla fall i dagsläget, är indirekt, oplanerad återanvändning och de erfarenheter som finns från denna typ av installationer.

7 Schweiz

I Schweiz har flera olika studier genomförts och det pågår fortsatta pilotstudier både med aktivt kol (PAK och GAK) och ozonering. Även kombinationsprocesser och direkt dosering av PAK i biosteget utvärderas. Samtidigt med att lagstiftningen införs finns det i skrivande stund två avloppsreningsverk som byggts ut – ARA Neugut i Zürich och ARA Bachwis i Herisau, se figur 7.1.



Figur 7.1 Schweiz med de två reningsverk som byggts ut för avancerad rening.

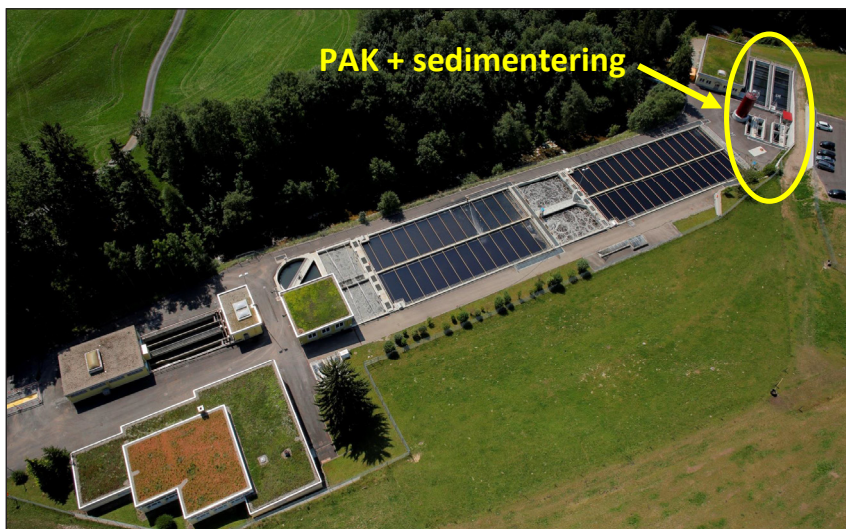
Ozonanläggningen i Neugut togs i drift våren 2014 och PAK-anläggningen i Herisau startades sommaren 2015. Det planeras för PAK-anläggningar i Frenke utanför Basel och i Thunersee sydöst om Bern och för en stor (600 000 pe) ozonanläggning i Werdhölzi öster om Zürich. Samtidigt genomförs ett antal projekt på olika håll i landet. Via www.micropoll.ch ges utmärkta möjligheter att följa utvecklingen.

7.1 ARA Bachwis i Herisau

ARA Bachwis i Herisau är den första fullskaleanläggningen med dosering av pulveriserat aktivt kol, uppförd mot bakgrund av den nya lagstiftningen. Anläggningen togs i drift i juni 2015. En betydande del av belastningen kommer från en textilindustri som bland annat släpper ut blek- och ytbehandlingsmedel samt ett antal persistenta kemikalier. PAK valdes framför ozonering eftersom separation föredrogs framför nedbrytning. Man ville inte riskera lättnedbrytbart organiskt material i recipienten och det fanns positiva erfarenheter från liknande anläggningar i Tyskland sedan mer än 20 år. I recipienten kan det vara upp till 50 % avloppsvatten vid torrvädersflöde. Färgning och skumning i recipienten har varit vanligt och det har inte heller uppnåtts godkänd status med avseende på fosfat och organiskt material.

7.1.1 Dimensionering och anläggningsutformning

Anläggningen är dimensionerad för 34 000 pe och har ca 17 000 personer anslutna. Resterande belastning (motsvarande 10 000–12 000 pe) kommer från textilindustrin. Verket är dimensionerat för $Q_{\max} = 310$ l/s. Torrvädersflödet uppgår till ca 120 l/s. Efter mekanisk och biologisk rening (aktivslamprocess) leds vattnet vidare till avancerad rening med PAK i form av en recirkulationsanläggning, där en koncentration av PAK motsvarande 3,5 g/l upprätthålls. PAK-anläggningen har dimensionerats för ett flöde motsvarande 170 l/s. Figur 7.2 visar anläggningen.



Figur 7.2 Flygfoto över reningsverket i Bachwis, Herisau. (Bild H. Messmer, Med tillstånd från VSA och H. Butz, Gemeinde Herisau.)

Figur 7.3 visar den avancerade reningen med kontaktreaktor, sedimenteringsanläggning och silo för lagring av PAK. Filteranläggningen fanns sedan tidigare.



Figur 7.3 Den avancerade reningen i Bachwis, Herisau. (Bild H. Messmer, Med tillstånd från VSA och H. Butz, Gemeinde Herisau.)

Vid anläggningen förtjockas överskottsslammet till en TS-halt motsvarande ca 10 % TS för vidare transport till en lokal anläggning för rötning och förbränning av avvattnat slam.

Inflödet på årsbasis utgjorde grunden för dimensionering av den avancerade reningen. Mer än 90 % av inkommande flöde kan behandlas med PAK. Reaktionstiden i kontaktreaktorerna uppgår vid dimensionerande flöde till ca 30 minuter. Sedimenteringen har en uppehållstid motsvarande ca 2 timmar. Sedimenteringstankarna har dimensionerats för ytbelastningar motsvarande de som normalt används vid dimensionering av aktivslamanläggningar. Djupet i tankarna är 4 meter.

Sandfiltren utgör en viktig del av den avancerade reningen och består idag av 1-mediafilter. Det finns möjlighet att komplettera dessa med ett lager antracit men det har ännu inte bedömts som nödvändigt.

PAK-doseringen uppgår till 20 mg/l och styrs efter inflödet. Det finns möjligheter att styra doseringen utifrån DOC-halten, vilken indirekt bestäms genom en mätning av SAK (spectrum absorption koefficient) på UV_{254} . PAK blandas med utgående vatten innan det doseras till eftersedimenterat vatten. Koagulant och flockulant tillsätts samtidigt utan extra uppehållstider.

Fe^{2+} doseras i biosteget, Fe^{3+} till PAK-steget (2–3 mg Fe/l) men också direkt på filtren. Dosering av järn i PAK-steget görs enbart i syfte att förbättra sedimenteringsegenskaperna, men doseringsstrategin för hela verket kommer att optimeras.

7.1.2 Drift och underhåll

Densiteten på den PAK som levereras kan vara väldigt varierande, vilket ställer krav på vägning för att förbereda suspensionen. Igensättningar kan utgöra problem vid användning av torr PAK varför vattenspolning är viktig vid uppmätning och dosering. Batchtester med flera olika kolsorter genomfördes och den valda kolsorten kommer att användas i minst 1 år innan de eventuellt provar ny sort.

Vid fyllning används tryckluft i silon. Det bör också noteras att materialval för exempelvis pumpar och omrörare är viktigt. Hela silon är EX-klassat område. Figur 7.4 visar silo och våg.



Figur 7.4 Lagrings- och vätningsutrustning.

PAK recirkuleras till biosteget i syfte att maximera adsorptionen. SVI var lågt redan för införfandet av avancerad rening (50 ml/g) och har inte påverkats av doseringen av PAK.

Sandfilterdriften har förändrats. Numera drivs alla filter (8) parallellt och vid samma höga ytbelastning (18 m/h). Sandfiltren rengörs frekvent för att vara säkra på att undvika att PAK följer med utgående vatten. Det bör påpekas att man vid tiden för besöket inte hade utsatts för riktigt höga flöden.

Underhållet bedöms till ca 1 dag per vecka. Driftpersonalen upplever det hela som underhållsintensivt, särskilt ifråga om rengöring av utrustningen för att undvika igensättningar, men det finns en förhoppning om att det behovet kommer att minska. Det kan noteras att det inte har anställts fler personer med anledning av utbyggnaden. Figur 7.5 visar den biologiska reningen och verkets recipient.



Figur 7.5 Biologisk rening (tv) och verkets utlopp (th).

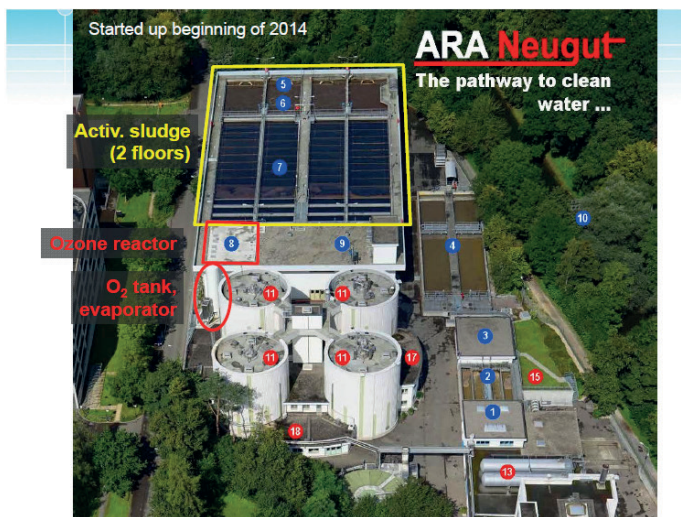
7.2 ARA Neugut i Dübendorf

Ozoneringsanläggningen i Dübendorf är den första fullskalanläggning som byggts i Schweiz där syftet inte varit forskning, även om det naturligtvis genomförts och genomförs ett antal studier i anslutning till anläggningen. Vid verket fanns sedan tidigare sandfilter. Den biologiska reningen medförde redan tidigare mycket låga halter av organiskt material (5 mg DOC/l), nitrit (~ 0 mg/l) och bromid (60 μ g/l) i utgående vatten, vilket sammantaget skapar goda förutsättningar för ozonering.

7.2.1 Dimensionering och anläggningsutformning

Anläggningen är dimensionerad för 150 000 pe. Nuvarande belastning motsvarar ca 105 000 pe. Reningsverket byggdes 1965, men totalrenoverades 1990 då den biologiska reningen rekonstruerades i två våningar. Det tog ungefär fyra år från planering till uppstart av ozonanläggningen i början av 2014. Figur 7.6 illustrerar anläggningen.

Hälften av den organiska belastningen kommer från olika livsmedelsindustrier, vilket ger en mycket bra kolkälla för den biologiska reningen. Q_{max} uppgår till 660 l/s. Ozoneringsanläggningen är dimensionerad för att klara detta flöde. Vid maxflöde uppgår uppehållstiden i reaktionstankarna till 13 minuter. I tankarna finns två doseringspunkter, vilket ger något olika uppehållstider. Vid dosering i andra kammaren uppgår lägsta reaktionstid



Figur 7.6 Flygfoto över reningsverket i Neugut (www.neugut.ch).

till ca 10 minuter. Även vid låga uppehållstider detekteras inget överskottszon i utgående vatten. Upphållstiden vid medelflöde är ungefär en halvtimme och vid torrvädersflöden över 40 minuter. Reaktionstankarna har byggts där plats sparats för ett tredje sandfilter. Sandfiltren utnyttjas idag för SS-avskiljning och biologisk efterbehandling. Filtren spolas varannan dag. I reaktionstankarna eftersträvas pluggflöde och djupet uppgår till 6 meter. I botten finns keramiska dysor för inblandning av ozon. Reaktorerna drivs med ett undertryck och det finns även planer på att återanvända uppsamlad off-gas för luftning av biosteget. Sprinklers och skummätare har installerats. Inga problem har uppstått till följd av skumning. Sprinklers har visat sig användbara vid underhållsarbete för att fånga in restozon och kan därmed reducera väntetiden innan reaktorerna kan beträdas.

Ozon produceras utifrån flytande syre. Ett externt företag, från samma kommun, sköter leverans, påfyllnad och ansvarar för säkerhetssystemet. De hyr lagringstanken, 30 m³. Det flytande syret håller -192 grader och levereras ca 1 gång/månad. Med denna lösning kan transportkostnaderna hållas låga eftersom företaget ligger i närheten. Figur 7.7 visar syretanken och toppen av reaktionstanken.



Figur 7.7 Lagringstank för flytande syre (tv) och kontaktreaktors ovan del (th).

Doseringen uppgår till 0,35–0,92 g O₃/g DOC. UV₂₅₄ mäts in och ut från ozonreaktorn. On-line DOC har de inte lyckats hitta pålitliga mätare för. De har dock funnit en bra korrelation mellan DOC och UV₂₅₄ i ozonan-

läggningens inkommande vatten och använder därför denna mätning för kvalitetskontroll och i framtiden förhoppningsvis också för styrning.

7.2.2 Drift och underhåll

Driften av anläggningen har varit felfri sedan starten i mars 2014.

Efter ozonering bildas lättnedbrytbart material, vilket medför kraftig tillväxt av biofilm på tillgängliga ytor. De har därför 3 parallella mätare (UV_{254}) med automatisk syratvätt var 15:e minut.

Energiförbrukningen uppgår endast till 0,03 kWh/m³. Låga DOC-halter och frånvaron av nitrit är två skäl kopplade till en väl fungerande biologisk rening. De har en välfungerande nitrit on-linemätare. Därtill produceras ingen syrgas på anläggningen utan denna levereras i flytande form. Det krävs heller ingen pumpning genom anläggningen eftersom verket utformats i två våningar. Höjdskillnaderna är därför tillräckliga för gravitationsflöde.

Ozon mäts i vattenfas och i off-gas. Om ozon detekteras i reaktorns sista zon stoppas hela anläggningen automatisk av säkerhetsskäl. De har ozondektorer och alarm på flera ställen. Hela ozondelen kan förbiledas vid behov/årligt underhåll.

8 Tyskland

Trots att Schweiz är det första land som inför lagstiftning med krav på reduktion av mikroföroreningar har Tyskland fler fullskaleanläggningar för reduktion av svårnedbrytbara organiska föroreningar, framför allt i Nordrhein-Westfalen och i Baden Württemberg.

I Baden Württemberg används framför allt aktivt kol, företrädesvis i pulverform. Motiven för avancerad rening är framför allt att skydda dricksvattenkällor och känsliga recipienter med låg utspädning. I Nordrhein-Westfalen förekommer även ett antal ozonanläggningar. Det finns emellertid ingen lagstiftning som reglerar utbyggnad av avancerad rening.

Flera av anläggningarna är uppförda i forskningssyfte och inom ramen för olika forskningsprogram. Man har delvis utnyttjat befintlig infrastruktur för den avancerade reningen. Det betyder att de flöden som behandlas inte nödvändigtvis motsvarar dimensionerande flöden vid anläggningen. I de fall ett forskningsprogram avslutats är det inte säkert att anläggningen drivs vidare. Anläggningen i Schwerte är ett sådant exempel. Den står i standby och kan tas i drift. Anläggningen i Dülmen är exempel på en anläggning som är i drift även sedan forskningsprogrammet avslutats.

Det finns utmärkta webbaserade resurser för beskrivning av anläggningar och aktiviteter i dessa båda områden:

- <http://www.koms-bw.de>
- <http://www.masterplan-wasser.nrw.de>

KomS står för Kompetenzzentrum Spurenstoffe och bildades 2012 i ett samarbete mellan Universität Stuttgart, Hochschule Biberach och DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall).

Utifrån framför allt dessa källor samt en översikt utförd av Mulder et al., (2015) har de tyska anläggningarna sammanställts i tabell 8.1. Alla anläggningar är inte nödvändigtvis i drift. Så är exempelvis fallet med Schwerte. Det betyder naturligen också att målet med reningen inte är uppfyllt.

Över 20 fullskaleanläggningar har tagits i drift och nästan lika många är planerade. I Baden Württemberg finns flera textilindustrier där man sedan lång tid praktiserat rening med aktivt kol. Värt att notera är att det finns några anläggningar med GAK-filtrering.

Tabell 8.1 Fullskaleanläggningar för avancerad rening.

	Anläggningsstorlek – pe	Teknologi	Flöde – avancerad rening	Typ av avloppsvatten Kommunalt = K Industriellt = I Sjukhus = S Jordbruk = J	Mål med reningen Skydd av recipient = R Skydd av grundvatten = G Skydd av dricksvattenkälla = D
Nordrhein-Westfalen					
Implementerade anläggningar					
Bad Oeynhausen	78 500	GAK	Qmax: 370 m ³ /h	K, S	R
Bad Sassendorf	13 000	Ozon	Qmax: 650 m ³ /h	K	R
Barntrop	12 400	PAK	Qmax: 300 m ³ /h	K	D
Buchenhofen	600 000	PAK/GAK	Qmax: 720 m ³ /h	K, I	R
Detmold	135 000	Ozon	Qmax: 300 m ³ /h	K, I, J	R
Duisburg Vierlinden	30 000	Ozon	Qmax: 400 m ³ /h	K, I, J	R
Dülmen	55 000	PAK	-	K, J	R
Gütersloh-Putzhagen	150 600	GAK	Qmax: 840 m ³ /h	K, I	R
Obere Lutter	380 000	GAK	Qmax: 960 m ³ /h	K, I, S	R
Schwerte	50 000	Ozon/PAK	Qmax: 1 100 m ³ /h	K	R
Under konstruktion/planerade					
Aachen-Soers	480 000	Ozon	-	K, I	R
Espelkamp	33 000	Ozon	-	K	R
Lage	125 000	GAK	-	K, I	R
Harsewinkel	57 000	GAK	Qmax: 300 m ³ /h	K, I	R, D
Neuss Ost	280 000	PAK	-	I, K	R
Rheda	94 500	Ozon	Qmax: 1 000 m ³ /h	K, I (slakt)	R, D
Rietberg	46 500	GAK	Qmax: 360 m ³ /h	K, I	R
Warburg	70 000	Ozon	-	K, I (socker), S	R
Baden-Württemberg					
Implementerade anläggningar					
Albstadt	125 000	PAK	Qmax: 360 m ³ /h	K, I (textil)	R
Böblingen-Sindelfingen	250 000	PAK	Qmax: 4 000 m ³ /h	K, I (bil)	R
Emmingen-Liptingen	7 500	GAK	Qmax: 70 m ³ /h	K	R
Hechingen	57 200	PAK	Qmax: 1 440 m ³ /h	K, I (textil)	R
Kressbron	24 000	PAK	Qmax: 900 m ³ /h	K, I	R, D
Lahr	100 000	PAK	Qmax: 1 260 m ³ /h		R
Langwiese (Ravensburg)	184 000	PAK	Qmax: 4 000 m ³ /h	K, I, J	R, D
Lautlingen	36 000	PAK	Qmax: 800 m ³ /h	K, I (textil)	R
Mannheim	725 000	PAK	Qmax: 1 100 m ³ /h	K, I	R
Stockacher Aach	43 000	PAK	Qmax: 900 m ³ /h	K	R, D
Ulm (Steinhäule)	440 000	PAK	Qmax: 5 000 m ³ /h*	K, I	R, D
Under konstruktion/planerade					
Büsnau	9 680	GAK	Qmax: 70 m ³ /h	K	R
Freiburg	600 000	-	-	K, I, S	R
Karlsruhe	700 000	PAK	-	K, I	R
Laichingen	35 000	PAK	Qmax: 540 m ³ /h	K, I	G, D
Pforzheim	250 000	-	Qmax: 2 880 m ³ /h	K, I	R
Öhringen	50 000	PAC	-	K, J	R, D
Stuttgart Mühlhausen	1 200 000	-	-	K, I	R, D
Wendlingen	170 000	PAK	-	K, I	R, D
Westerheim	5 500	GAK	-	K	G, D

 * 9 400 m³/h i framtiden

8.1 Dülmen

I Dülmen finns en recirkulationsanläggning med dosering av PAK. Anläggningen uppfördes i forsknings syfte inom ramen för programmet noPills, vilket är ett europeiskt samarbetsprojekt som avslutades i maj 2015. Syftet har varit att åstadkomma en reduktion av läkemedelsrester, inte bara genom tekniska lösningar, utan kanske framför allt genom att förändra beteenden och konsumtionsmönster och genom ”hållbart omhändertagande av oanvänd medicin” (<http://www.no-pills.eu/>). Slutrapport finns tillgänglig via hemsidan.

Anläggningen byggdes med stöd från EU. Lippeverband driver anläggningen vidare från juni 2015 och står därmed för driftkostnaderna. Det finns inga villkor för mikroföroreningar.

8.1.1 Dimensionering och anläggningsutformning

Reningsverket är dimensionerat för 55 000 pe och är utformat enligt ”die Ulmer-Verfahren”. Vatten från verkets mellansedimentering leds till en reaktionstank där PAK tillsätts. En slurry med koncentration 3 g SS/l förbereds genom att PAK blandas med utgående (filtrerat) vatten. Uppehållstiden i tankarna är minst 20 minuter. Därefter leds vattnet vidare till en eftersedimentering och till sist till verkets sandfilter. Ett visst uttag av PAK-slam görs genom recirkulation till biosteget. Slam recirkuleras till reaktionstanken (ca 75 %) och till den biologiska reningen (ca 25 %). Slammet går sedan till förbränning. Slamåldern för PAK-suspensionen är i storleksordningen 75 timmar. Två av verkets fem sandfilter byggdes om till reaktionstankar. Figur 8.1 visar reaktionstankar och sandfilter.



Figur 8.1 Sandfilter vid reningsverket i Dülmen. De två filtren längst ner i bild har byggts om till kontaktreaktorer.

I storleksordningen 70–80 % av årsflödet går genom PAK-anläggningen. PAK-doseringen uppgår till ca 10–20 mg/l och polymerdosen till 0,15–0,3 mg/l. Filtreringshastigheten i sandfiltren beräknas till 7,5–15 m/h.

8.1.2 Drift och underhåll

Det krävs en våg för exakt dosering av PAK liksom rengöring av doseringsutrustningen i samband med leverans av PAK. Vid fyllning vidtas försiktighetsåtgärder med tanke på explosionsrisken. I figur 8.2 visas doserings- och lagringsutrustning.



Figur 8.2 Silo för förvaring av PAK, vortextvåg för invägning av rätt mängd PAK och påfyllningsrör till silon. PAK blåses in i silon med hjälp av kvävgas och fyllning tar 2,5 timmar.

Vissa anläggningsdelar, exempelvis pumpar och ledningar utsätts för hårt slitage, varför det ställs höga krav på stålqualität. Man menade att behovet av underhåll och tillsyn var större än för en ozonanläggning.

8.2 Schwerte

För närmare 10 år sedan konstaterades mycket höga halter av perfluorerade tensider (PFT) i Ruhr och Möhne, bifloder till Rhein och även i dricksvattenreservoarer i området (Skutlarek et al., 2006). PFT är cancerogent och halterna uppgick till flera gånger PNEC-värdet (100 ng/l). Problemet löstes genom att blanda vattnet med vatten från andra reservoarer. Bland annat mot bakgrund av denna händelse men även utifrån Vattendirektivet och diskussioner med allmänheten skapades förutsättningar för olika forskningsprojekt på tre olika anläggningar:

- Schwerte (50 000 pe): Aktivslamanläggning med nitrifikation och denitrifikation samt fosforfällning. Avancerad rening med ozon och PAK.
- Bad Sassendorf (12 000 pe): Aktivslamanläggning med nitrifikation och denitrifikation samt fosforfällning. Avancerad rening med ozon och efterbehandling i poleringsdammar.
- Duisburg-Verlinden (30 000 pe): Aktivslamanläggning med nitrifikation och denitrifikation samt fosforfällning. Avancerad rening med ozon och biologisk efterbehandling genom luftning.

In gen av anläggningarna har filter för polering av utgående vatten. Fosforkraven är inte heller lika skarpa som i Sverige (0,7 mg/l i Schwerte). Inom Ruhrverband har endast 1 av 68 anläggningar filter, vilket också påverkar möjligheterna till efterbehandling av ozonerat vatten.

Anläggningarna byggdes i forskningssyfte och inte för långsiktig drift. Det genomfördes inga pilotförsök. Syftet med anläggningen i Schwerte var att fastställa rekommendationer för planering, design och drift av både ozon och PAK. Till projektet hörde också uppskattningar av kostnader för investering och drift av motsvarande anläggningar samt etablering av kontrollstrategier och driftoptimering. Anläggningen i Schwerte står nu i ”stand-by” i väntan på nya forskningsprojekt eller villkor som förutsätter drift av anläggningen. Figur 8.3 visar anläggningen.

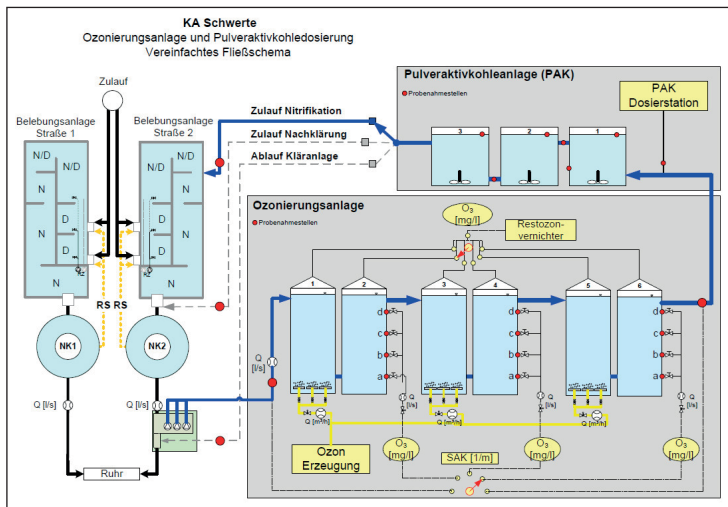


Figur 8.3 Flygfoto över reningsverket i Schwerte. Den avancerade reningen har ringats in med gult i bilden till höger (med tillstånd från Ruhrverband).

8.2.1 Dimensionering och anläggningsutformning

Den avancerade reningen byggdes 2009. Anläggningsutformningen framgår av processschemat nedan (Figur 8.4). Efter mekanisk rening och biologisk rening leds vattnet direkt till avancerad rening med ozon och/eller PAK. Ozonerat vatten kan efterbehandlas i PAK-anläggningen eller i den biologiska reningen genom recirkulation till nitrifikationszonerna.

Efterbehandling har, trots betydande utspädning i recipienten, bedömts som viktigt, eftersom det finns en dricksvattenanläggning 2 km nedströms. Det finns också möjlighet att enbart dosera PAK och förbilda ozoneringen. Efter rötning körs slammet till annan anläggning och bränns.



Figur 8.4 Processchema för avloppsverket i Schwerte (med tillstånd från Ruhrverband).

Medelflödet uppgår på årsbasis till 150 l/s. Eftersedimenterings kapacitet är 300 l/s. Torrvädersflödet uppgår till 50 l/s, vilket betyder att 250 l/s kan recirkuleras genom biosteget under torra dagar. Denna överkapacitet utnyttjas för att åstadkomma en biologisk efterbehandling vid ozonering och benämns som "dynamisk recirkulation". I praktiken innebär detta att hela sedimenteringskapaciteten utnyttjas då ozoneringsanläggningen är i drift. Vid höga inkommande flöden kan följaktligen inte biologisk efterbehandling åstadkommas. Anläggningen är unik såtillvida att man lyckats integrera PAK och ozonering utan extra sedimenteringstankar eller filter-

steg för PAK-separation och efterbehandling (Thöle et al., 2015). Utgående koncentrationer blir högre jämfört med ozonering i huvudströmmen (Thöle et al., 2015).

Ozon produceras på plats från flytande syre. Reaktionstankarna är byggda i rostfritt stål, Figur 8.5. Ozondoseringen har uppgått till 2–7 g/m³. Uppehållstiden varierar från 11 minuter vid maxflöde till över en timme vid torrvädersflöde.



Figur 8.5 Ozonreaktorer (6-32 m³) och ozongenerator (EX-klassat utrymme)

För PAK finns tre reaktionstankar, vardera med volymen 150 m³. Tankarna har utformats utan omrörare men uttag och inledning varierar mellan ovan- och underkant. Uppehållstiden varierar mellan 30 minuter och 150 minuter beroende på flöde. Doseringen har varierats mellan 5–20 mg/l. Det finns en mindre omrörare för inblandning under hög turbulens. Det tillsätts ingen koagulant eller flockulant, vilket fungerar eftersom suspensionen återförs till biosteget. Recirkulationen bedöms som viktig eftersom man räknar med en sekundär adsorption i aktivslamprocessen. Det fanns initialt en oro för försämrade slamegenskaper och slamflykt men SVI förbättrades efter dosering av PAK.

PAK, av märket Norit SAE Super, med den nominella porstorleken 15 µm (d_{50}) har använts för att resultaten ska vara jämförbara med andra forskningsprojekt.

8.2.2 Resultat

Liknande avskiljningsmönster konstaterades vid användning av PAK och ozon. Kombinationen gav något bättre resultat. Kontrastvätskor var, i likhet med vad som konstaterats i andra studier, besvärliga att avskilja och bryta ner, trots relativt höga doser av både ozon och PAK.

Med PAK uppnåddes en tydlig avfärgning av vattnet och COD-halten kunde sänkas från ca 25 mg/l till närmare 20 mg/l.

Ekotoxtester, utförda vid universitetet i Frankfurt visade ingen förhöjd toxicitet vid ozondoser motsvarande 2–7 g/m³.

8.2.3 Drift och underhåll

Transportskruven i PAK-silon förstördes på ett tidigt stadium pga. igensättningsproblematik. Detta löstes genom vattenspolning. I silon finns möjlighet att skapa vibrationer för att undvika s.k. siloeffekt med skiktningar av

det aktiva kolet som följd. Elinstallationer i silon bör undvikas. Kvävgas används vid fyllning av silon i brandförebyggande syfte. Det tar ca 45–90 min att fylla silon. Stålkvalitet bör vara hög vid installationer för hantering och pumpning av PAK i olika former.

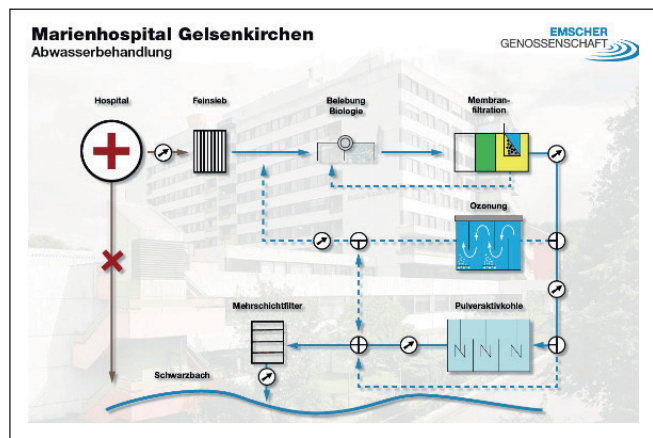
PAK föredrogs framför ozon ur säkerhetssynpunkt, även om hanteringen av PAK upplevdes som dammig. Vattenkylning av ozongeneratorerna tillämpades. De hade vissa problem med tillväxt av biofilm på olika delar i ozonanläggningen.

8.3 Gelsenkirchen

Anläggningen, som konstruerats för behandling av avloppsvatten från stadens sjukhus, uppfördes i forskningssyfte inom ramen för programmet Pills (2008–2012). Lippeverband och Emschergenossenschaft driver idag anläggningen vidare och står för driftkostnader. Det finns inga villkor för mikro-föreningar.

8.3.1 Dimensionering och anläggningsutformning

Processen är uppbyggd utifrån en membranbioreaktor (MBR), vilket bland annat betyder att SS-halten i biosteget kan hållas hög (8–12 g/l). Det betyder också att kraven på förbehandling är högre, varför hållplåtsgaller (1 mm) installerats uppströms den biologiska reningen. Slammet körs till annan anläggning och bränns. Figur 8.6 visar ett processchema för anläggningen.



Figur 8.6 Processchema för anläggningen i Gelsenkirchen (med tillstånd från EGLV).

Flödet genom anläggningen är i medeltal ca 150 m³/d. Fällningskemikalier doseras simultant.

Avancerad rening, för organiska mikro-föreningar, kan åstadkommas genom dosering av PAK och genom ozonering.

PAK-dosen styrs efter flödet och uppgår till 10–20 mg/l, men koncentrationen i slurryn är i storleksordningen 20–30 g/l. Utgående, renat vatten, används för uppblandning. PAK köps in i en form som en produkt med ca 50 % i torrhalt för att undvika damning. Järnklorid och polymer tillsätts efter dosering av PAK men före Dynasandfiltret. Dynasandfiltrens funktion

är dubbel och kan användas för separation av PAK men också för efterbehandling av ozonerat vatten. Även ozon styrs på flöde. Dosen uppgår till 5–10 g/m³. Uppehållstiden är minst 10 minuter.

8.3.2 Drift och underhåll

PAK med ett visst vatteninnehåll köps in för bättre och säkrare hantering. Kostnaden för PAK med 50 % vatten uppgår till 5 000–6 000 Euro per ton, vilket kan jämföras med en kostnad motsvarande ca 1 700 Euro per ton för PAK som inte förbehandlats med vatten.

Hela anläggningen är inbyggd. Det sker en uppsamling av ventilationsgas från anläggningens olika delar och därefter behandlas luften med jonbytare, aktivt kol och ozon. Detta görs för att förhindra lukt och ev. smittspridning. Hela anläggningen är EX-klassad.

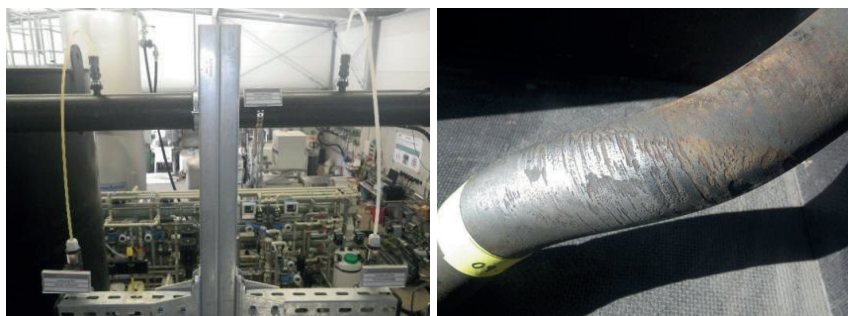
8.4 Dinslaken

Vid det stora reningsverket i Dinslaken finns FoU-anläggningen Teknikum. Anläggningen består av ett reningsverk dimensionerat för 1 000 pe med två parallella linjer för biologisk rening genom en aktivslamprocess. Det finns även möjlighet att köra försök med membranteknik. Omvänd osmos har testats, vilket förutom den höga energiåtgången skapar ett koncentrat med relativt högt vatteninnehåll. Det har även utförts avvattningsförsök som visar att avvattningsegenskaperna generellt sett blir bättre med aktivt kol i slammet.

Anläggningen är bara 2 år gammal men det har funnits en testanläggning här sedan 1963. Det stora verket är dimensionerat för 1,8 miljoner pe och det kan noteras att inkommande flöde leds in i verket i en öppen kanal.

Dosering av aktivt kol görs direkt i biostegets ena linje (5 mg PAK/l). Detta försök, med direkt dosering av PAK i biosteget, är just uppstartat (augusti 2015). Syftet med försöket är att om möjligt kunna undvika ett extra sedimenteringssteg för separation av PAK.

I den andra linjen doseras PAK efter biosteget. I denna linje pågår försök med omvänd dosering av koagulant och polymer, dvs. polymer doseras just före metallsalt i syfte att testa en doseringsstrategi som tillämpas i Baden Würtemberg. Figur 8.7 visar försökshallen och en pump som utsatts för hårt slitage från pulveriserat kol.



Figur 8.7 Till vänster: Först doseras AICISO4 och sedan PAK. Till höger: Slitage på pump.

9 USA och Kanada

I USA finns förhållandevis många anläggningar för återanvändning av avloppsvatten. Det betyder i sin tur att det finns ett relativt stort antal avloppsreningsverk med avancerad rening i form av membranteknik, oxidations- och adsorptionsprocesser. Audenaert et al., (2014) konstaterar i en genomgång över världens ozonanläggningar för rening av mikroföroreningar att målet med de anläggningar som uppförts i USA i regel är desinfektion. Endast i något enstaka fall nämns skydd av ytvatten från exponering av så kallade TOxC (Trace Organic Compounds). Ozonering har sedan 1970- och 80-talet tillämpats vid över 40 avloppsreningsverk men idag finns endast ett mindre antal i drift (Oneby et al., 2010, Audenaert et al., 2014).

Några av anläggningarna ingår i system för indirekt planerad återanvändning. En sådan anläggning är Fred Hervey Water Reclamation (WRC) Plant i El Paso i Texas där behandlat vatten används för bevattning, kylning och återfyllning av grundvatten. Den avancerade reningen består av djupfiltrering följt av ozonering och filtrering i GAK. En liknande anläggning, men med omvänd ordningsföljd i den avancerade reningen, är F. Wayne Hill WRC i Gwinnett County, Georgia där aktivslamreningen följs av efterfällning och ultrafiltrering och därefter av GAK-filtrering med efterföljande ozonering (Yang et al., 2011). Det är intressant att kravbilderna här innehåller toxicitetstester, både akuta och kroniska, för att vattnet slutligen ska kunna ledas till ett ytvatten som används som dricksvattenkälla (Oneby et al., 2010). Avskiljning av olika läkemedel är relativt hög för ett flertal olika substanser (Yang et al., 2011). Det kan noteras att ozondosen är relativt låg (<2 mg/l).

Det kan vidare konstateras att det finns omfattande regelverk för uppföljning av system för indirekt återanvändning av vatten och att även läkemedel uppmärksammas i dessa sammanhang. The National Water Research Institute (NRWI) publicerade 2013 en rapport med riktlinjer för några läkemedel, bland annat Karbamazepine, atenolol och estron (Audenaert et al., 2014). Inom ramen för SDWA (The Safe Drinking Water Act) finns också en kandidatlista för kommande krav på dricksvatten (Contaminant Candidate List) och på den senaste listan återfinns exempelvis ett antal hormoner och Erythromycin (EPA 2015).

Vid ett av världens största reningsverk, The Jean-R. Marcotte plant i Montreal kommer 2018 världens största ozonanläggning att stå färdig. Anläggningen är unik inte bara på grund av storleken (2 500 000 m³/d i medelflöde) utan också eftersom den inte kommer att föregås av biologisk behandling. Vid reningsverket tillämpas fällning och sedimentering, motsvarande direktfällning, innan vattnet leds till recipienten. Det förhållandevis höga innehållet av organiskt material kommer att medföra höga ozondoser (Gehr et al., 2003) och anläggningen är bland annat på grund av detta omdiskuterad (Bruemmer 2015).

10 Australien

I Australien finns många anläggningar för återanvändning av avloppsvatten. I kuststäder är omvänd osmos ett alternativ eftersom koncentratet kan ledas ut i havet. I inlandet har andra alternativ etablerats, bland annat med ozonering i kombination med biologisk filtrering i kolfilter, benämnt BAC biological activated carbon. Denna typ av filter bygger främst på biologisk nedbrytning och har länge använts inom dricksvattenrening, just efter ozonering för avskiljning av organiskt material och pesticider (Reunogoat et al., 2012). Det finns ett antal fullskaleanläggningar etablerade med kombinationen ozon och BAC. De är särskilt intressanta eftersom de visar att det kan finnas anledning att vända blicken mot processer som används i andra tillämpningar och dels för att de etablerats just för att avskilja organiska mikroföroreningar i syfte att kunna återanvända vattnet för olika ändamål.

10.1 Caboolture, Landsborough och Gerringong

Det finns åtminstone tre fullskaleanläggningar med denna processkombination:

- Caboolture 40 000 pe (Queensland)
- Landsborough 10 000 pe (Queensland)
- Gerringong 11 000 pe (New South Wales)

Anläggningarna har samma principiella uppbyggnad med konventionell rening följt av sandfiltrering, ozonering, BAC och desinfektion.

I Caboolture ingår en även förozonering och en flotationsanläggning med koagulering/flockulering. Desinfektionen görs på olika sätt, i Caboolture med ozon och Landsborough och Gerringong med UV.

Adsorptionskapaciteten i BAC-filtret är tidsberoende och adsorptionskapaciteten är lägre än vid ”ren” aktiv kolfiltrering. Det betyder rimligen att olika driftsätt kan ge upphov till olika resultat vid kolfiltrering. Anläggningarna är designade för att uppnå dricksvattenstandard även om det inte egentligen är syftet med återanvändningen.

Reduktionen för ett brett spektrum av olika mikroföroreningar uppgick till >90 %. Processkombination minskade DOC-residualen med upp till 50 % vilket tillskrivs kolfiltreringen. Både generell och specifik toxicitet minskade, men det gällde även utan filtrering. Filtreringssteget medförde en tydlig effekt för bland annat venflaxin, tramadol, metoprolol, atenolol och oxazepam för vilka avskiljningen ökade från 70–90 % till närmare 100 %.

11 Frankrike

Det finns ingen lagstiftning i Frankrike som anger att rening av mikroföroreningsämnen ska ske på kommunala avloppsreningsverk eller att utgående vatten ska uppfylla vissa utsläppskrav avseende mikroföroreningsämnen. Landets vattenförvaltande myndighet jobbar med att minska och eliminera spill och utsläpp (direkta och indirekta) av farliga ämnen i ytvatten och upprättar åtgärdsprogram utifrån listan för prioriterade ämnen. Det finns dock två reningsverk i Frankrike som har fullskalig rening av mikroföroreningsämnen, ”Station d’épuration des Bouillides” i Sophia Antopolis i södra Frankrike och ett i Saint-Pourcain-Sur-Sioule i mitten av landet.

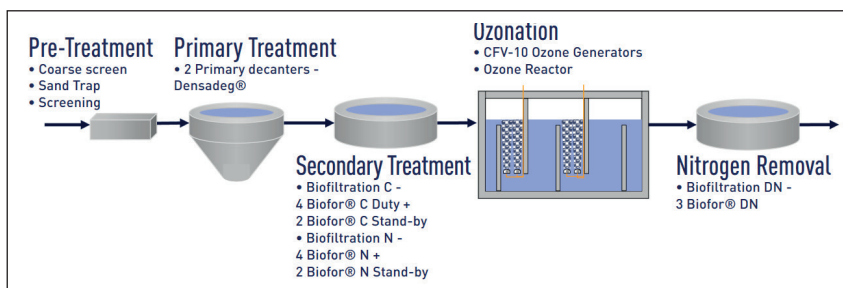
11.1 Station d’épuration des Bouillides, Sophia Antopolis

Första reningsverket i Frankrike att rena mikroföroreningsämnen togs i drift i slutet av 2012. Det ligger i södra Frankrike i Sophia Antopolis, Valbonne i en företagstät region med ca 30 000 arbetsplatser.

Drivkraften att införa rening av svårnedbrytbara ämnen i detta fall är en önskan att förbättra vattenmiljön i ån la Brague som verkets recipient, la Bouillide, mynnar i. Grundvattenområdet som staden Antibes (ca 75 000 invånare) tar upp sitt grundvatten ifrån, försörjs delvis av ån la Bouillide.

Reningsverket har uppgraderats för högre avskiljning av organiskt material och kväve och i samband med detta infördes även rening av med ozon. Verket kan ta emot 26 000 pe men det finns planer på att verkets kapacitet ska utökas till 50 000 pe.

Reningsverket har mekanisk och biologisk rening (BOD- och kvävereduktion i Biofor®-system). Ozondosen kan varieras mellan 3–12 g/m³ men var satt till 5 g/m³ vid utvärderingen (Penru et al., 2015), se vidare nedan. Vattendjupet i reaktorn är 6 meter och kontakttiden ca 15 min vid medelflöde. Ozoneringen är placerad efter det BOD-reducerande/nitrifierande steget och före kväveavskiljningssteget, se figur 11.1.



Figur 11.1 Avancerad rening vid Station d’épuration des Bouillides, Sophia Antopolis (med tillåtelse från Degrémont, Suez).

Med 5 g/m³, motsvarande 0,5 g O₃/g DOC, reducerades sotalol, propranolol och acebutolol med ca 90 % eller mer. För övriga betablockerare upp-

gick reduktionen till ca 60 %, men det förbättrades avsevärt och uppgick till närmare 80 % efter biofiltrering. Sulfamethoxazol reducerades med över 90 % medan erythromycin, roxothromycin och trimethoprim reducerades med 60–70 %. Tylosin och Clindamycin reducerades med över 80 %. Uppgifter om toxicitet saknas.

11.2 Saint-Pourcain-Sur-Sioule

Ytterligare ett reningsverk, Saint-Pourcain-Sur-Sioule, har utrustats med en ozonanläggning. Ungefär hälften av den totala belastningen på 15 000 pe är industriellt avloppsvatten. Då det gamla reningsverket skulle moderniseras beslutades det att även införa reningssteg för mikroföroreningar. Det finns inga krav på sådan rening i dagsläget så drivkraften till att införa det kan tolkas om en investering i framtiden av engagerade beslutsfattare. På grund av användning av avloppsslam i jordbruket föll reningsalternativet med tillsättning av pulveriserat aktivt kol bort.

Reningsverket har mekanisk rening med rens-galler och en aktivslamanläggning. Därefter följer ozonanläggningen och ett luftat filter. Även här har relativt djupa kontakttankar valts, 4 m.

12 Nederländerna

Det finns ingen lagstiftning i Nederländerna som anger att rening av mikro-föroreningsämnen ska ske på kommunala avloppsreningsverk eller att utgående vatten ska uppfylla vissa utsläppskrav avseende mikro-föroreningsämnen. Det finns endast ett kommunalt reningsverk som har fullskalig rening av mikro-föroreningsämnen, Horstermeer avloppsreningsverk. Det finns även en reningsanläggning som renar avloppsvatten från ett sjukhus.

12.1 Horstermeer

Reningsverket i Horstermeer ligger ca 1 mil sydöst om Amsterdam. Verket är dimensionerat för 165 000 pe. I augusti 2012 togs en uppgradering av verket i drift för ökad rening av organiskt material, fosfor och kväve samt svårnedbrytbara ämnen. Uppgraderingen bestod av ett poleringssteg efter en befintlig traditionell aktivslamanläggning med sedimentering. Poleringssteget är en ny processteknik kallad 1-STEP® filter (One Step Total Effluent Polishing) som är ett icke-kontinuerligt filtersteg med nedåtgående flöde och granulerat aktivt kol som filtermedia. Tekniken har utvecklats av teknikföretaget Witteveen + Bos, kolproducenten Cabot Norit, Delft Universitet och forskningsstiftelsen STOWA (Bechger et al., 2015).

Drivkraften till att uppgradera verket var att klara nya utsläppskrav (0,3 mg P/l och 5 mg N_{tot}/l) för att minska belastningen i ån De Vecht som ligger i en region som är känslig för övergödning. Införandet av rening av svårnedbrytbara ämnen kom i detta fall snarast som en bonuseffekt och görs snarast, och i alla fall till en början, i forskningssyfte. Tekniken är intressant med tanke på att de även utökar reningskapaciteten avseende kväve, fosfor och suspenderat material utan att utöka aktivslamdelen. Extern kolkälla tillsätts för att få en efterdenitrifikation och fällningskemikalier tillsätts för att öka fosforavskiljningen. Maxkapacitet i detta steg är verkets torrvädersflöde (1 550 m³/h) och därför har verket enbart partiell rening. Maxkapacitet till verket är 5 000 m³/h. Filtret är fyllt med 250 m³ aktivt kol och medelflödet till filtret är 24 800 m³. 1 000 bäddvolymeter motsvarar således 250 000 m³ och 10,1 dagar. Reningssteget är dimensionerat för att klara utsläppsvärdena, 3 mg N_{tot}/l och 0,15 mg P_{tot}/l.

Analys av mikro-föroreningar såsom läkemedelsrester, antibiotika, pesticider, hormonstörande ämnen, organiska svårnedbrytbara ämnen och tungmetaller har gjorts under ett års tid för att kartlägga förekomst och reduktion. För läkemedel minskade reduktionsgraden med tiden alltefter-som kolet mätades. Efter 10 000–20 000 bäddvolymeter (3 till 6 månader) var reduktionen obefintlig. Vid uppstart uppvisades emellertid relativt hög reduktion för ett flertal substanser, både för läkemedel och olika pesticider (se Bechger 2015 för mer fullständig information). Utvecklingsarbetet fortsätter på verket och i dagsläget undersöks det om ozonering av vattnet är en lämplig förbehandling för att öka avskiljningen.

13 Japan och Kina

I Japan finns mer än 60 ozonanläggningar installerade på olika avloppsreningsverk. Syftet med ozoneringen är reduktion av färg och lukt, desinfektion och eliminering av mikroföroreningar (Furukawa & Takahara 2015). Inte sällan återanvänds vatten för olika ändamål som spolning av toaletter, rengöring, bevattning och för olika landskapsförbättrande åtgärder. Ozonanläggningarna är i flera fall installerade efter den sandfiltrering som följer biologisk rening med sedimentering, vilket är en skillnad mot de anläggningar som byggs i Europa. Kommunala reningsverk i Yokohama och Tokyo utgör sådana exempel. Många anläggningar fanns i drift redan för mer än 10 år sedan och även om syftet inte varit nedbrytning av just mikroföroreningar har effektiv nedbrytning i paritet med vad som visats i andra studier konstaterats (Nakada et al., 2007).

Vid Kisshoin avloppsreningsverk i Kyoto tillämpas en liknande process men med efterföljande BAC-filtrering (Biological Activated Carbon). Anläggningen har installerats för COD-reduktion, avfärgning och desinfektion och har en kapacitet motsvarande 120 000 m³/dag. Den maximala dosen uppgår till 20 mg/l.

Även i Kina tillämpas olika typer av avancerad rening för olika återanvändningsändamål. Bland de tekniker som används märks olika typer av membran, UV och ozonering. I och omkring Beijing har antibiotikarester och relaterad problematik särskilt uppmärksammas (Li et al., 2013, Li et al., 2014, Sui et al., 2014). Ozonering, med relativt låga doser (2–5 mg/l) har visat sig effektivt. Det finns exempel på olika processkombinationer i de anläggningar som tillämpar avancerad rening. Ozonering (5 mg/l och 15 min) utan efterföljande sandfiltrering men med föregående ultrafiltrering (Li et al., 2013) gav exempelvis effektiv nedbrytning av antibiotika.

14 Diskussion och slutsatser

Drivkrafterna bakom införande av avancerad rening är flera. Flera studier visar att olika typer av mikroföroreningar kan ge upphov till negativa effekter i vår akvatiska miljö även i mycket låga koncentrationer. Att skydda den akvatiska miljön och i förlängningen även våra dricksvattenkällor är två viktiga drivkrafter. Nedströmsarbete, i form av avancerad rening, står inte nödvändigtvis i motsats till uppströmsarbete när det gäller minskning av läkemedelsrester i vår miljö eftersom det kan vara etiskt problematiskt att införa restriktioner i användning av vissa receptbelagda läkemedel. Uppströmsarbete utgör tveklöst en viktig del i arbetet men är sannolikt inte tillräckligt för att eliminera de negativa effekterna av vissa substanser som finns kvar efter konventionell avloppsvattenrening. Den slutsatsen har dragits i Schweiz som från och med januari 2016 är det första land som inför generella reningskrav för olika typer av mikroföroreningar, företrädesvis läkemedel. För länder i EU utgör Ramdirektivet för vatten en drivkraft för införande av avancerad rening eftersom listan över maximalt tillåtna halter av prioriterade ämnen i sjöar, vattendrag och hav samt bevakningslistan, kan utgöra konkreta utgångspunkter för formulering av reningskrav. Försiktighetsprincipen nämns ibland som en separat drivkraft. Nyttan med avancerad rening har också ifrågasatts mot bakgrund av försiktighetsprincipen eftersom omfattande utbyggnader innebär ökat energibehov och utbyggd infrastruktur.

I Schweiz kommer ungefär 100 av landets 700 reningsverk att byggas ut under en 25-årsperiod. Det gäller ett antal stora verk för att generellt minska belastningarna och ett antal mindre och medelstora verk där enskilda recipienter, och i förekommande fall dricksvattenkällor, ska skyddas. Kraven innebär att ett mindre antal substanser enligt en särskild lista ska avskiljas till minst 80 %. Kravet gäller vid jämförelse mellan in- och utgående vatten, till och från reningsverket. Avskiljning av dessa substanser kommer indirekt att medföra reduktion av ett brett spektrum av svårnedbrytbara föroreningar. Dessa ämnen avskiljs inte i konventionella avloppsreningsverk. Aktivt kol, företrädesvis i pulverform, och ozonering är de metoder som förordas. Filtrering genom granulerat aktivt kol (GAK) studeras dock allt flitigare.

I fullskala har två anläggningar tagits i drift i Schweiz, en med pulveriserat aktivt kol (ARA Bachwis i Herisau) och en med ozonering (ARA Neugut i Dübendorf). Flera anläggningar är i planeringsstadiet.

I Tyskland finns betydligt fler anläggningar i drift, företrädesvis i Baden-Württemberg och i Nordrhein-Westfalen. Det finns emellertid ingen lagstiftning som driver utbyggnaden. I Baden-Württemberg är det framför allt anläggningar baserade på aktivt kol, både PAK och GAK, medan det i Nordrhein-Westfalen även finns några ozoneringsanläggningar.

Utgångspunkten för införande av avancerad rening med ozon och/eller aktivt kol är ett biologiskt renat vatten med lågt innehåll av organiskt material. Det betyder att avancerad rening typiskt utgörs av ett fjärde reningssteg och återfinns i slutet av reningsprocessen. Det finns emellertid exempel där

ozonering eller dosering av pulveriserat aktivt kol integrerats längre upp i processen.

Befintliga separationsprocesser utgör en nyckel vid utformning av avancerad rening. Pulveriserat aktivt kol ska separeras och för ozonering rekommenderas i flera studier efterbehandling i ett biologiskt aktivt sandfilter. Det finns emellertid andra exempel på efterbehandling i anslutning till ozonering (MBBR och andra biofilmsprocesser). Ett befintligt och väl fungerande sandfilter kan således innebära lägre investeringskostnader. För ozonering utgör just efterbehandlingen en nyckelfråga eftersom effekterna av vissa metaboliter utgör ett frågetecken i några studier.

Ozonering och filtrering genom aktivt kol utgör attraktiva metoder för svenska förhållanden eftersom de är förenliga med slamåterföring till åkermark. Med dosering av pulveriserat aktivt kol måste denna slamström hanteras separat, alternativt sambehandlas med övrigt slam och förbrännas på samma sätt som i Schweiz och Tyskland.

Ytbehovet för teknikerna är förhållandevis lågt. Uppehållstiden i reaktionstankar för ozonering eller dosering av pulveriserat aktivt kol liksom kontakttiden i ett GAK-filter är i storleksordningen en halvtimme (med vissa variationer). Volymen för reaktionstankar är jämförbar med volymbehovet för flockningstankar för en efterfällning.

Energianvändningen är betydande för både ozonering och aktivt kol. För ozonering uppstår energibehovet på anläggningen eftersom ozon genereras på plats. Om flytande syre används ligger denna post utanför reningsverket. För aktivt kol ligger det stora energibehovet i tillverkningen av aktivt kol och betydligt mindre i direkt elförbrukning på anläggningen. I Schweiziska studier uppskattas ökningen i strömförbrukning för ozonering till 0,05–0,1 kWh/m³ eller motsvarande en bruttoökning på ca 10–30 %. Med PAK anges det ökade energibehovet på anläggningen till <0,05 kWh/m³.

För vilket flöde ett fjärde reningssteg ska dimensioneras är en aktuell och flitigt diskuterad fråga i både Tyskland och Schweiz. Höga flöden har oftast kort varaktighet men dimensionering för dessa flöden fördyrar en utbyggnad. Den springande punkten blir naturligtvis vad dessa flöden förmodas innehålla vid olika tidpunkter och vad konsekvenserna blir av olika utsläpp. En rimlig utgångspunkt för resonemanget är att ett fjärde reningssteg bygger på reningen i föregående steg. En ozoneringsanläggning för behandling av ett vatten som inte genomgått biologisk rening kommer exempelvis att kräva en avsevärt mycket högre ozondos och därmed en betydligt högre installerad kapacitet. VSA har nyligen lämnat rekommendationer för dimensionering där utgångspunkten just är att behandla allt vatten som är biologiskt behandlat och att större anläggningar ska byggas i två linjer. Utifrån schweiziska förhållanden innebär behandling av det maximala torrvädersflödet typiskt behandling av ca 90 % av årsflödet. Det påpekas att vissa substanser mobiliseras vid regnväder, exempelvis biocider från tak och fasader, men det finns för närvarande ingen tillförlitlig information om hur dessa ämnen beter sig i olika situationer. Frågan om tillskottsvatten är således aktuell även gällande mikroföroreningar.

Kostnadsbedömningar bör hanteras med stor försiktighet. Beroende på vilka kostnader som faktiskt ingår och vad som faktiskt ska uppnås kan

utfallen bli mycket olika. Utifrån beräkningar som gjorts i Holland, Schweiz och Tyskland tycks en rimlig uppskattning ligga någonstans mellan 0,1–0,3 €/m³. Investeringskostnaden blir typiskt högre för mindre anläggningar.

Det finns exempel på enstaka anläggningar i andra länder. I Europa har anläggningar exempelvis byggts i Nederländerna (aktivt kol) och Frankrike (ozonering). I Japan finns mer än 60 ozonanläggningar installerade på olika avloppsreningsverk, de flesta dock inte med ett primärt syfte att bryta ner just mikroförureningar. I Danmark finns exempel på installation för behandling av avloppsvatten från sjukhus och även kommunal avloppsrening som kompletterats med ozonering till följd av hög industribelastning. Vid anläggningen i Kalundborg produceras syrgas på plats. Flera av de anläggningar som finns på kontinenten använder flytande syre som transporteras till anläggningen och lagras. De olika varianterna kan medföra olika krav på arbetsmiljö och anläggningsutformning.

I många länder är återanvändning av vatten en livsviktig fråga och det finns en rad olika processlösningar, exempelvis i USA och Australien, där aktivt kol eller ozon på ett eller annat sätt ingår. Dessa anläggningar är inte uppförda i syfte att primärt avskilja mikroförureningar även om detta kan vara en viktig del av en sådan behandlingskedja. Det finns god anledning att studera även dessa lösningar.

Införande av avancerad rening innebär inte bara en utbyggd infrastruktur utan också ökade krav på kunskap för drift och skötsel. Både ozon och aktivt kol medför nya säkerhetsrutiner och arbetsmiljökrav. Arbete med pulveriserat aktivt kol medför hårt slitage på pumpar och ledningar liksom krav på EX-klassning för doserings- och lagringsutrustning. Styrning och reglering av processerna ställer nya krav på metoder och innebär en stor utmaning eftersom analyser av enskilda mikroförureningar knappast är en framkomlig väg när det krävs snabba och billiga svar. Absorbansbestämning on-line tros vara den metod som kommer att användas även om de flesta anläggningar i nuläget förlitar sig på flödesstyrd dosering av ozon och pulveriserat kol.

Det kan självklart finnas fler anläggningar än de som beskrivits i denna rapport, men de flesta anläggningar för avancerad rening på kommunala avloppsreningsverk som tagits i drift är förhoppningsvis berörda på ett eller annat sätt. Samtidigt planeras det för nya anläggningar på flera håll i världen och det tillkommer nya varje år.

15 Referenser

Abegglen, C., Bailat, C., Baumann, C., Bleny, H., Diethelm, K., Egli C., Foa, P., Jaquerod, C-A., Kobler, B., Lehmann, S., Leikam, K., Pfund, D., Rensch, D., Suter, J., Wunderlin, P. (2015). *VSA-Empfehlung Zu behandelnde Abwassermenge und Redundanz von Reinigungsstufen zur Entfernung von Mikroverunreinigungen*. VSA, Glattbrugg 2015. https://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/03_Vollzugshilfen/20151027_Empfehlung_d.pdf. (Hämtad 2016-01-27)

Abegglen, C. & Siegrist, H. (2012). *Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser – Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen*. Schweizerische Eidgenossenschaft, Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern 2012.

Altmann, J., Ruhl, A., Zietzschmann, F., & Jekel, M. (2014). Direct comparison of ozonation and adsorption onto powdered activated carbon for micropollutant removal in advanced wastewater treatment, *Water Research*, 55, pp. 185-193.

Audenaert, W., Chys, M., Auvinen, H., Dumoulin, H., Rosseau, D., Van Hulle, S. (2014). (Future) Regulation of Trace Organic Compounds in WWTP Effluents as a Driver of Advanced Wastewater Treatment, *OZONE NEWS*, Volume 42, No. 6, pp. 17-23.

Boehler, M., Zwickenpflug, B., Hollender, J., Ternes, T., Joss, A., & Siegrist, H. (2012). Removal of micropollutants in municipal wastewater treatment plants by powder-activated carbon, *Water Science & Technology*, 66, 10, pp. 2115-2121.

Bechger, M., Piekema, P., Dekker, A. (2015). The 1-STEP® Filter at WWTP Horstermeer (NL); Removal of micropollutants, *Micropol & Ecohazard Conference 2015 – 9th IWA Specialist Conference on Assessment and Control of Micropollutants and Hazardous Substances in Water*, Singapore.

Bleny, H., Dominguez, D. (2015). Spurenstoffelimination: Finanzierung der Massnahmen, *VSA-Fachtagung, Elimination von Mikroverunreinigungen*, Bern, Schweiz. <https://www.vsa.ch/de/publikationen/tagungsberichte/641/> (Hämtad 2016-01-27)

Bruemmer, R. (2015). Is ozonation the right solution to clean Montreal's waste water? *Montreal Gazette*, April 21, 2015. <http://montrealgazette.com/news/local-news/is-ozonation-the-right-solution-to-clean-montreals-waste-water> (Hämtad 2016-01-31)

Böhler, M. (2015). Verfahrenstechnik – Überblick Technische Möglichkeiten zur Elimination von Mikroverunreinigungen, *VSA-Fachtagung, Elimination von Mikroverunreinigungen*, Bern, Schweiz. <https://www.vsa.ch/de/publikationen/tagungsberichte/641/> (Hämtad 2016-01-27)

Çeçen, F. & Aktas, Ö. (2011). *Activated carbon for water and wastewater treatment: integration of adsorption and biological treatment*. Weinheim: Wiley-VCH.

Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.

Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council.

Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy

Commission Implementing Decision (EU) 2015/495 of 20 March 2015 establishing a watch list of substances for Union-wide monitoring in the field of water policy pursuant to Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council (notified under document C(2015) 1756) Text with EEA relevance, OJ L 78, 24.3.2015, p. 40–42.

Eggen, R., Hollender, J., Joss, A., Stamm, C., & Schärer, M. (2014). Reducing the discharge of micropollutants in the aquatic environment: The benefits of upgrading wastewater treatment plants, *Environmental Science and Technology*, 48, 14, p. 7683-7689.

Ek, M., Baresel, C., Magnér, J., Bergström, R., & Harding, M. (2014). Activated carbon for the removal of pharmaceutical residues from treated wastewater, *Water Science & Technology*, 69, 11, p. 2372-2380.

EPA (2015). *Fact Sheet: Drinking Water Contaminant Candidate List 4 – Draft*, United States Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/sites/production/files/2015-02/documents/epa815f15001.pdf> (Hämtad 2016-01-31).

Falås, P., Andersen, H., Ledin, A., & la Cour Jansen, J. (2012a). Occurrence and reduction of pharmaceuticals in the water phase at Swedish wastewater treatment plants, *Water Science & Technology*, 66, 4, pp. 783-791.

Falås, P., Andersen, H., Ledin, A., & la Cour Jansen, J. (2012b). Impact of Solid Retention time and Nitrification Capacity on the Ability of Activated Sludge to Remove Pharmaceuticals, *Environmental Technology*, 33, 8, pp. 865-872.

Falås, P., Baillon-Dhumez, A., Andersen, H., Ledin, A., & la Cour Jansen, J. (2012c). Suspended biofilm carrier and activated sludge removal of acidic pharmaceuticals, *Water Research*, 46, pp. 1167-1175.

Falås, P. (2015). Muntlig kommunikation.

- Fick, J., Lindberg, R., Tysklind, M., Parkkonen, J., Arvidsson, B., Larsson, J. (2010). Therapeutic levels of levonorgestrel detected in blood plasma of fish: results from screening rainbow trout exposed to treated sewage effluents, *Environmental Science and Technology*, 44, 7, p. 2661-2666.
- Fick, J., Lindberg, R., Kaj, L. och Brorström, E. (2011). *Results from the Swedish National Screening Programme 2010*. Subreport 3. Pharmaceuticals. IVL rapport B2014.
- Flyborg, L., Hoyer, K., Persson, K-M. (2006). Ser vi början på återanvändning av renat avloppsvatten för beredning av dricksvatten? *VATTEN* 62, pp. 179–187.
- Furukawa, S. & Takahara, H. (2015). Water Reuse by Ozone: Experiences and Actions in Japan. *International Water Reuse Workshop*, May 2015, British Columbia, Canada.
- Gehr, R., Wagner, M., Veerasubramanian, P., Payment, P. (2003). Disinfection efficiency of peracetic acid, UV and ozone after enhanced primary treatment of municipal wastewater, *Water Research*, 37, pp. 4573-4586.
- Grover, D., Zhou, J., Frickers, P., Readman, J. (2011). Improved removal of estrogenic and pharmaceutical compounds in sewage effluent by full scale granular activated carbon: Impact on receiving river water, *Journal of Hazardous Materials*, 185, pp. 1005-1011.
- Hagman, M., Tykesson, E., Hjorth, B., Jansen, J. la Cour, (2007). Oxygen uptake rate measurements for evaluation of ozonation of municipal wastewater, *Environmental Technology*, 28, 2, pp. 177-183.
- Helmig, E.G., Suri, R.P.S., Cyr, P.J., Nayak, M.S. (2009). API Removal from Pharmaceutical Manufacturing Wastewater: Results of Full-Scale Wastewater Treatment Performance, WEFTEC 2009 Proceedings of Microconstituents and Industrial Water Quality pp. 262-283(22).
- Hillenbrand, T., Tettenborn, F., Menger-Krug, E., Fuchs, S., Toshovski, S., Kittlaus, S., Metzger, S., Wermter, P., Kersting, M., Abegglen, C. (2014). *Measures to reduce micropollutant emissions to water Summary*, TEXTE 87/2014, Environmental Research of the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety.
- HVMFS (2015). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*, HVMFS 2015:4.
- Hollender, J., Zimmermann, S., Koepke, S., Krauss, M., Mc Ardell, 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 & Technology*, 43, 20, pp. 7862-7869.
- Hörsing, M., Wahlberg, C., Falås, P., Hey, G., Ledin, A., Jansen, J. la Cour (2014). *Reduktion av läkemedel i svenska avloppsreningsverk – kunskapssammanställning*. Rapport 2014–16. Svenskt Vatten AB.

- Johnson, A., Sumpter, J. (2015). Improving the quality of wastewater to tackle trace organic contaminants: think before you act! *Environmental Science & Technology*, 49, 7, pp. 3999-4000.
- Joss, A., Siegrist, H., Ternes, T. (2008). Are We About To Upgrade Wastewater Treatment For Removing Organic Micropollutants, *Water Science & Technology*, 57, 2, pp. 251-255.
- Larsson, J., Adolfsson-Erici, M., Parkkonen, J., Pettersson, M., Berg, A., Olsson, P., Förlin, L. (1999). Ethinyloestradiol — an undesired fish contraceptive, *Aquatic Toxicology*, 45, pp. 91-97.
- Lewin Pihlblad, L., Aastrup, M., Maxe, L. (2007). *Läkemedelsrester i grundvatten*. SGU-rapport 2007:15. Sveriges geologiska undersökning.
- Li, W., Shi, Y., Gao, L., Liu, J., Cai, Y. (2013). Occurrence and removal of antibiotics in a municipal wastewater reclamation plant in Beijing, China, *Chemosphere*, 92, pp. 435-444.
- Li, X., Shi, H., Li, K., Zhang, L., Gan, Y. (2014). Occurrence and fate of antibiotics in advanced wastewater treatment facilities and receiving rivers in Beijing, China, *Frontiers Of Environmental Science & Engineering*, 8, 6, pp. 888-894.
- Luo, Y., Guo, W., Ngo, H., Nghiem, L., Hai, F., Zhang, J., Liang, S., Wang, X. (2014). Review: A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment, *Science of The Total Environment*, 473-474, pp. 619-641.
- Magdeburg, A., Stalter, D., Schlüsener, M., Ternes, T., Oehlmann, J. (2014). Evaluating the efficiency of advanced wastewater treatment: Target analysis of organic contaminants and (geno-)toxicity assessment tell a different story, *Water Research*, 50, pp. 35-47.
- Malaj, E., Von Der Ohe, P., Brack, W., Schäfer, R., Grote, M., Kühne, R., Mondy, C., & Usseglio-Polatera, P. (2014). Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale, *Proceedings Of The National Academy Of Sciences Of The United States Of America*, 111, 26, pp. 9549-9554.
- Maltesen, P. (2014). Herlev hospital renser sit eget spildevand, *Spildevandsteknisk Tidsskrift*, nr. 5.
- Margot, J., Kienle, C., Magnet, A., Weil, M., Rossi, L., de Alencastro, L., Abegglen, C., Thonney, D., Chèvre, N., Schärer, M., Barry, D. (2013) Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon, *Science Of The Total Environment*, 461-462, pp. 480-498.
- Margot, J., Urfer, D., Rensch, D., Wunderlin, P. (2015). Betriebsüberwachung von Anlagen zur Behandlung von Mikroverunreinigungen, *Elimination von Mikroverunreinigungen*, Bern, Schweiz. <https://www.vsa.ch/de/publikationen/tagungsberichte/641/> (Hämtad 2016-01-27)

- McArdell, C. (2015). Muntlig kommunikation.
- Mousel, D., Krebber, K., Palmowski, L., Lyko, S., Thöle, D., Pinnekamp, J. (2015). Energy demand for micropollutant removal in municipal wastewater treatment plants, *IWA YWP Advanced wastewater treatment and water reuse – the future is now*, June, Essen, Germany.
- Mulder, M., Antakyali, D., Ante, S. (2015). *Costs of Removal of Micropollutants from Effluents of Municipal Wastewater Treatment Plants – General Cost Estimates for the Netherlands based on Implemented Full Scale Post Treatments of Effluents of Wastewater Treatment Plants in Germany and Switzerland*. STOWA and Waterboard the Dommel, The Netherlands
- Nakada, N., Shinohara, H., Murata, A., Kiria, K., Managaki, S., Sato, N., Takada, H. (2007). Removal of selected pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) and endocrine-disrupting chemicals (EDCs) during sand filtration and ozonation at a municipal sewage treatment plant. *Water Research* 41, pp. 4373-4382.
- Naturvårdsverket (2008). *Avloppsreningsverkens förmåga att ta hand om läkemedelsrester och andra farliga ämnen*. Rapport 5794, februari 2008.
- Nielsen, U, Klausen, M. M., Pedersen, B. M., Lentz, J. W., Jansen, J. la Cour (2011). Hospitalsspildevand – BAT og udvikling af renseteknologier, Naturstyrelsen, Miljøministeriet.
- Nielsen, U., Rasmussen, D., Hastrup, C-H., Slothuus, T. (2014). *Forslag til administrationsgrundlag for lægemiddelstoffer i hospitalsspildevand – Anbefalede maksimale koncentrationer ved tilslutning til kloak. Input til KL's Arbejdsgruppe omkring hospitalsspildevand*. DHI, Rapport, juni 2013.
- Oulton, R. L., Kohn, T., Cwiertny, D. M. (2010). Pharmaceuticals and personal care products in effluent matrices: A survey of transformation and removal during wastewater treatment and implications for wastewater management, *Journal of Environmental Monitoring*, 2010 12, 1956-1978.
- Oneby, M., Bromley, C., Borchardt, J., Harrison, D. (2010). Ozone Treatment of Secondary Effluent at U.S. Municipal Wastewater Treatment Plants, *Ozone: Science & Engineering*, 32: 43-55.
- Palmowski, L., Krebber, K., Mousel, D., Thöle, D., Pinnekamp, J. (2014). Energy demand of processes used for micropollutant elimination. *8th Micropol & Ecohazard, Zurich*, June 2013.
- Papa, M., Pedrazzani, R., Bertanza, G. (2013). How green are environmental technologies? A new approach for a global evaluation: The case of WWTP effluents ozonation, *Water Research*, 47, pp. 3679-3687.
- Papa, M., Ceretti, E., Viola, G., Feretti, D., Zerbini, I., Mazzoleni, G., Steimberg, N., Pedrazzani, R., Bertanza, G. (2016). The assessment of WWTP performance: Towards a jigsaw puzzle evaluation, *Chemosphere*, 145, pp. 291-300.

- Penru, Y., Miège, C., Roussel-Galle, A., Dherret, L., Guillon, A., Esperanza, M., Martin Ruel, S., Baig, S., Coquery, M., Choubert, J-M. (2015). *Optimisation of full-scale ozonation tertiary treatment for micropollutants removal*, International Ozone Association, 22nd World Congress, Ozone and Advanced Oxidation: Leading-edge science and technologies, Barcelona, Spanien.
- Prasse, C., Stalter, D., Schulte-Oehlmann, U., Oehlmann, J., Ternes, T. (2015). Review: Spoilt for choice: A critical review on the chemical and biological assessment of current wastewater treatment technologies, *Water Research*, 87, pp. 237-270.
- Reungoat, J., Escher, B., Macova, M., Argaud, F., Gernjak, W., Keller, J. (2012). Ozonation and biological activated carbon filtration of wastewater treatment plant effluents, *Water Research*, 46, pp. 863-872.
- Stamm, C., Eggen, R., Hering, J., Hollender, J., Joss, A., Schärer, M. (2015). Micropollutant removal from wastewater: facts and decision-making despite uncertainty, *Environmental Science & Technology*, 49, 11, pp. 6374-6375.
- Sui, Q., Huang, J., Lu, S., Deng, S., Wang, B., Zhao, W., Qiu, Z., Yu, G. (2014). Removal of pharmaceutical and personal care products by sequential ultraviolet and ozonation process in a full-scale wastewater treatment plant', *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 8, 1, pp. 62-68.
- Tang, J., McCarty, S., Glenn, E., Neale, P., Warne, M., Escher, B. (2013). Mixture effects of organic micropollutants present in water: Towards the development of effect-based water quality trigger values for baseline toxicity, *Water Research*, 47, pp. 3300-3314.
- Ternes, T., Joss, A. (2006). *Human pharmaceuticals, hormones and fragrances*, IWA Publishing, ISBN10 1843390930.
- Umwelt Bundesamt (2015). *Organische Mikroverunreinigungen in Gewässern Vierte Reinigungsstufe für weniger Einträge*. Position März 2015. ISSN 2363-829X
- Verlicchi P., Al Aukidy M., Zambello E. (2012). *Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment – A review*. Science of the Total Environment 429, pp. 123–155.
- Wahlberg, C., Björlenius, B., Paxéus, N. (2010). *Läkemedelsrester i Stockholms vattenmiljö*. Slutrapport, Stockholm Vatten, ISBN 978-91-633-6642-0.
- Schindler Wildhaber, Y., Mestankova, H., Schärer, M., Schirmer, K., Salhi, E., von Gunten, U. (2015). Novel test procedure to evaluate the treatability of wastewater with ozone, *Water Research*, 75, pp. 324-335.

Vasquez, M., Lambrianides, A., Schneider, M., Kümmerer, K., Fatta-Kassinos, D. (2014). Review: Environmental side effects of pharmaceutical cocktails: What we know and what we should know, *Journal of Hazardous Materials*, 279, pp. 169-189.

Yang, X., Flowers, R., Weinberg, H., & Singer, P. (2011). Occurrence and removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in an advanced wastewater reclamation plant, *Water Research*, 45, pp. 5218-5228.

Zimmermann, S., Wittenwiler, M., Hollender, J., Krauss, M., Ort, C., Siegrist, H., von Gunten, U. (2011). Kinetic assessment and modeling of an ozonation step for full-scale municipal wastewater treatment: Micropollutant oxidation, by-product formation and disinfection, *Water Research*, 45, pp. 605-617.



Box 14057 • 167 14 Bromma
Tfn 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
svenskvatten@svenskvatten.se
www.svenskvatten.se