



Nr B 2288
Oktober 2017

Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk

Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar

Christian Baresel, Mats Ek, Heléne Ejhed, Ann-Sofie Allard, Jörgen Magnér, Lena Dahlgren,
Klara Westling, Cajsa Wahlberg, Uwe Fortkamp, Sara Söhr



I samarbete med: Stockholm Vatten och Avfall AB,
Sydvästra Stockholmsregionens VA-verksaktiebolag,
SYVAB, Kungliga Tekniska högskolan (KTH), Havs-
och vattenmyndigheten, HaV

Författare: Christian Baresel, Mats Ek, Heléne Ejhed, Ann-Sofie Allard, Jörgen Magnér, Lena Dahlgren, Klara Westling, Cajsa Wahlberg, Uwe Fortkamp, Sara Söhr

Medel från: Havs- och vattenmyndigheten genom anslag 1:11 Åtgärder för Havs- och vattenmiljö

Fotograf: Christian Baresel

Rapportnummer B 2288

ISBN [Klicka här för att ange ISBN nr](#)

Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2017

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // Fax 010-788 65 90 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Förord

I denna rapport redovisar projektet *SystemLäk - Systemförslag för rening av läkemedelsrester och andra prioriterade svårnedbrytbara ämnen*, en samlad bild kring avancerade reningstekniker för rening av läkemedelsrester och andra prioriterade mikroföroreningar.

Projektet, som delfinansierades av Havs- och Vattenmyndigheten genom anslag 1:11 Åtgärder för Havs- och vattenmiljö, hade som mål att (i) ge en samlad bild av kunskapsläget kring avancerade reningstekniker för rening av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar; (ii) ta fram kunskap där det fortfarande finns ett behov kring reningstekniker och relaterade aspekter; samt (iii) att genomföra en helhetsbedömning av de möjliga systemlösningar och att ge en rekommendation för implementering av dessa vid olika reningsverk, olika prioriteringar och olika förutsättningar.

Rapporten är skriven av IVL Svenska Miljöinstitutet, Kungliga Tekniska Högskolan (KTH) och de två avloppsreningsverksaktörerna SYVAB Himmerfjärdsverket och Stockholm Vatten och Avfall AB, med ekonomiskt stöd från Havs- och Vattenmyndigheten. Rapporten ska fungera som informationsmaterial till avloppsreningsverk, dess tillståndsgivande myndighet samt övriga intressenter. Rapportförfattarna önskar tacka särskilt personal vid deltagande reningsverk (Öns reningsverk i Umeå, Henriksdals reningsverk i Stockholm, Hammarby Sjöstadsverk i Stockholm och Himmerfjärdsverket i Tumba) för nedlagd tid i samband med provinsamling.

Under hela genomförandet har projektet haft fokus på att hålla en helhetssyn och flera av de aspekter som oftast glöms bort i debatten kring läkemedelsrester finns med i rapporten, såsom:

- Förutom läkemedelsrester finns ett antal icke organiska och andra svårnedbrytbara organiska föroreningar och effekter som samlas under begreppet mikroföroreningar.
- Att rena bort mikroföroreningar från avloppsvatten kan i många fall innebära att flera mikroföroreningar hamnar i slammet vilket kräver en alternativ slamhantering.
- Olika reningsmekanismer påverkar hur effektiv reningen är och vad som sker med mikroföroreningarna. Samtliga tekniker har fördelar och nackdelar.
- Pågående teknikutveckling bör tas hänsyn till inkl. eventuella framtida reningskrav.
- Vilken teknislösning som i slutändan ska väljas är en komplex fråga och kräver ett övervägande av de olika aspekter som presenteras här samt reningsverkens egna förutsättningar.

Det kan tyckas att det således råder en stor osäkerhet kring mikroföroreningar och rening av dessa. SystemLäk anser dock att en rening av mikroföroreningar bör eftersträvas som renar så många föroreningar som möjligt, till så låga halter som möjligt, så länge som detta kan genomföras på ett resurseffektivt och hållbart sätt. Hållbart både med avseende på kostnader, total miljöpåverkan och flexibilitet för framtidens utmaningar.

Även om det kan konstateras att fortsatt teknikutveckling krävs/sker så finns ändå redan idag allt som krävs för att sätta igång med en avancerad rening, vilket presenteras i denna rapport samt i övriga delrapporter från projektet.

Det finns ingen anledning att inte agera!

Christian Baresel

Projektledare SystemLäk

Innehållsförteckning

Förkortningar	5
Sammanfattning.....	7
Summary	8
1 Vägledning	9
2 Introduktion	9
2.1 Handbokens syfte.....	10
2.2 Avgränsningar.....	10
3 Kunskapsläge och tillgängliga tekniker.....	11
4 Kartering av mikroföroreningar	13
4.1 Mikroföroreningar som behöver renas bort och varför.....	13
4.2 Kartering inom projektet.....	20
4.3 Utveckling av bättre analyser av mikroföroreningar.....	21
5 Kriterier för val av system.....	25
5.1 Reningsmål	26
5.2 Anläggningsspecifika kriterier	26
5.3 Tekniskspecifika kriterier	29
5.4 Andra kriterier	32
6 Rekommenderade reningssystem	34
6.1 Ozonering	37
6.2 Biofilter baserat på granulerat aktivt kol.....	46
6.3 Tekniskkombination PAK-UF.....	53
6.4 Tekniskkombination Ozonering-BAF(GAK)	58
6.5 Tekniskkombination UF-BAF(GAK).....	61
6.6 Andra reningstekniker	64
7 Miljöpåverkan och ekonomi	66
7.1 Datainventering.....	66
7.2 Metod: Miljöpåverkan.....	67
7.3 Metod: Ekonomisk analys	71
7.4 Scenariospecifik data.....	75
7.5 Resultat – Miljöpåverkan.....	77
7.6 Resultat - Kostnader	86
8 Slutsatser och rekommendationer	95
8.1 Rekommenderade tekniker	96
8.2 Återstående utvecklingsbehov	99
9 Referenser.....	101
10 Bilagor	109
10.1 Undersökningar av jonsuppression	109
10.2 Resultat miljöpåverkan för scenarier	111

Förkortningar

ADP-E	Utarmning av icke förnyelsebara materialresurser, miljöindikator i LCA
ADP-F	Utarmning av icke förnyelsebara energiresurser, miljöindikator i LCA
AOP	Avancerade oxidativa processer
AP	Försurningspotential, miljöindikator i LCA
ARV	Avloppsreningsverk
BAK	Biologiskt aktivt kol, aktivt kol producerat från organiskt substrat
BAF	Biologiskt aktivt filter, kan bestå av olika filtermaterial
BAF(GAK)	BAF med GAK som filtermaterial.
BOD	Biochemical Oxygen Demand, biokemisk syreförbrukning
CAPEX	Kapitalkostnader
CAS	Conventional activated sludge process
ClO ₂	Klordioxid
COD	Chemical oxygen demand
DEHP	Di-ethylhexylftalat
DOC	Dissolved organic carbon, löst organiskt material
E2	17 β -estradiol
EE2	17 α -ethinylestradiol
EP	Övergödningspotential, miljöindikator i LCA
GAK	Granulerat aktivt kol med en partikelstorlek på 100–2400 μ m
GWP	Global Warming Potential, global uppvärmning som används som indikator i LCA
HTC	Hydrotermisk förkolning
Kow	Fördelningskoefficient mellan oktanol och vatten för ett ämne
KPI	Key Performance Indicators, miljöpåverkansindikatorer i LCA
KTH	Kungliga Tekniska högskolan
LCA	Life Cycle Assessment
LCC	Life Cycle Costs
LOD	Detektionsgräns (Limit Of Detection), S/N=3
Log K _{ow}	Ämnets fettlöslighet
Log D	Ämnets fördelning i olika faser
LOQ	Kvantifieringsgränsen
LOX	Liquid Oxygen (flytande oxygen)
MBR	MembranBioReaktor, aktivslamprocess som använder UF som separationssteg
MF	Mikrofiltrering
MKN	Miljökvalitetsnormer
NF	Nanofiltrering genom en membran (0,001 – 0,01 μ m, Δ P 2 – 40 bar)

NH ₄ N	Ammoniumkväve
NLS	Nationella Läkemedelsstrategin
NSAID	Icke-steroida antiinflammatoriska läkemedel
O ₃	Ozoner
O ₃ -BAF(GAK)	Teknikkombination Ozoner plus BAF med GAK som filtermaterial
OPEX	Driftkostnad
PAK	Pulveriserat aktivt kol med en partikelstorlek på 5–50 µm
PAK-UF	Teknikkombination PAK plus UF
pe	Personekvivalent, baseras på den teoretiska BOD-belastningen på 70 g/p, d
PFAS	Per- och polyfluoroalkyl ämnen
PNEC	Predicted no effect concentration
PSI	Pressure swing för ozontillverkning
RO	Reverse osmosis, omvänd osmos (0,0001 – 0,001 µm, ΔP 5 – 70 bar)
SAC	Spectral Absorption Coefficient
SYVAB	Sydvästra Stockholmsregionens VA-verksaktiebolag
TN	Totalkväve
TOC	Total organic content
TP	Totalfosfor
TS	Torrsubstans
TSS	Total suspended solids
TVAB	Tekniska verken i Linköping AB
UF	Ultrafiltrering genom en membran med en nominell porstorlek mellan 0,01-0,1 µm och tryckdifferenser mellan 0,5 – 10 bar
UF-BAF(GAK)	Teknikkombination UF plus BAF med GAK som filtermaterial
UVA	UV-absorbansen
UVT	UV-transmissionen
WEA	Whole effluent assessment

Sammanfattning

I denna rapport redovisar projektet *SystemLäk - Systemförslag för rening av läkemedelsrester och andra prioriterade svårnedbrytbara ämnen* en samlad bild av kunskapsläget kring avancerade reningstekniker för rening av läkemedelsrester och andra prioriterade svårnedbrytbara substanser, även kallade mikroföroreningar.

När ett reningsverk beslutat att implementera kompletterande reningssteg för rening av mikroföroreningar, bör en kartering genomföras, som visar på vilka mikroföroreningar det aktuella reningsverket tar emot. När reningsverket har kännedom om vilka mikroföroreningar som belastar verket bör ett övergripande mål för reningen beslutas, det vill säga, vilka mikroföroreningar som ska renas, och till vilken grad. Vägledning för genomförande av kartering, samt hur dess resultat kan tolkas, presenteras i denna rapport.

Efter beslut om övergripande reningsmål, men innan beslut av slutligt teknikval, bör reningsverkets specifika förutsättningar och begränsningar identifieras. Är anläggningens infrastruktur mer eller mindre lämpad för någon särskild teknik? Finns icke utnyttjade utrymmen eller volymer som kan nyttjas? Vilken reningseffektivitet av mikroföroreningar uppnås i dagsläget? Finns några framtidsplaner för reningsverket som kan påverka teknikvalet? För att bekräfta att potentiella tekniker fungerar bör pilotförsök genomföras vid det specifika reningsverket. Pilottesterna bör inte enbart beakta reningseffektivitet utan även kostnader, resursförbrukning och behov av arbetskraft. Studiebesök vid samt erfarenhetsutbyte med andra reningsverk med samma reningsteknik implementerad rekommenderas.

När det fastställts vilket teknikval som är mest lämpligt vid det specifika reningsverket bör offerter tas in från minst tre olika teknikleverantörer. Offerter samt implementeringsunderlag bör granskas och godkännas av oberoende part. Vid upphandling bör garantier för framgångsrik implementering ingå. Noggrann uppföljning av idrifttagande rekommenderas.

Rening av	Relevanta reningstekniker för svenska reningsverk				
	Ozonering	Biofilter med granulerat aktivt kol (GAK)	Pulveriserat aktivt kol (PAK) & Ultrafiltrering (UF)	Ozonering & Biofilter med granulerat aktivt kol (GAK)	Ultrafiltrering (UF) & Biofilter med granulerat aktivt kol (GAK)
Läkemedelsrester	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■
Antibiotikaresistens	■ ■ ■	■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■	■ ■ ■ ■
Desinfektion	■ ■	■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■	■ ■ ■ ■
Östrogena effekter	■ ■ ■ ■	■	■	■ ■ ■ ■	■
Mikroplaster	■	■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■	■ ■ ■ ■
PFAS/PFOS	■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■
Miljöpåverkan					
- Energiförbrukning	■ ■	■ ■	■	■ ■	■
- Kemikalieförbrukning	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■	■ ■ ■ ■	■
Kostnader (kr/m³)	0,14 - 0,35	0,2 - 0,8	1,2 - 1,6	0,4 - 0,8	0,6 - 1,9
Störst kostnadspåverkan	Ozondos	Filterbyte	Membran	Ozondos	Membran
Negativ bieffekt	Ökad toxicitet		PAK dosering PAK slurry	Filterbyte	Filterbyte

Tabellen är en förenklad sammanfattning av rapportens detaljerade innehåll.

- ■ ■ ■ - bra reningseffekt/ingen miljöpåverkan
- ■ ■ - måttlig reningseffekt/låg miljöpåverkan
- ■ - viss reningseffekt/viss miljöpåverkan
- - ingen reningseffekt/hög miljöpåverkan

Summary

This report compiles the results from the project *SystemLäk - Systemförslag för rening av läkemedelsrester och andra prioriterade svårnedbrytbara ämnen*, and gives a collected view on available knowledge within advanced treatment of wastewater for removal of pharmaceuticals and other prioritized compounds, also called micro pollutants.

As a wastewater treatment plant decides to implement complementary treatment, for removal of micro pollutants, an initial mapping should be carried out. The mapping will indicate what type of micro pollutants that are entering the plant through the influent wastewater. Once it is known what type of micro pollutants that are entering the plant, a general objective for the treatment can be decided, that is which micro pollutants that are to be removed and to which extent. Guidelines on how to carry out the mapping and how to interpret the results are given in this report.

Once a treatment objective is decided upon, but prior to deciding on a specific technology for the removal, the specific prerequisites and limitations of the existing wastewater treatment plant needs to be identified. Is the infrastructure of the plant more or less suitable for any specific technology? Are there available un-used volumes that can be put to use? Which removal efficiency of the specific compounds is achieved already? Are there any future plans for the treatment plant that might affect the choice of technology? To confirm that potential technologies are suitable for the specific plant, pilot plant studies should be conducted on-site. The pilot plant studies should not only consider removal efficiency of the technology but also costs, resource consumption and work force need. Study visits at, as well as knowledge transfer with, other treatment plants with the same technology already implemented are recommended.

As the final choice of the most suitable technology at the specific plant has been made, at least three offers from different technology providers should be asked for. The offers, as well as the implementation plan, should be reviewed by an independent body. A guarantee on a successful implementation should be included in the procurement. A thorough documentation of operation start-up is recommended.

Relevant treatment systems for Swedish wastewater treatment plants

Treatment of	Powdered				
	Ozonation	Biofilter with granulated activated carbon (GAC)	activated carbon (PAC) & Ultrafiltration (UF)	Ozonation & Biofilter with GAC	Ultrafiltration (UF) & Biofilter with GAC
Pharmaceuticals	■■■■■	■■■■■	■■■■■	■■■■■	■■■■■
Antibiotic resistance	■■■■■	■■■■■	■■■■■	■■■■■	■■■■■
Disinfection	■■■	■■■	■■■■■	■■■■■	■■■■■
Estrogenic effect	■■■■■	■	■	■■■■■	■
Microplastics	■	■■■	■■■■■	■■■	■■■■■
PFAS/PFOS	■■■	■■■■■	■■■■■	■■■■■	■■■■■
Environmental impact					
- Energy	■■■	■■■	■	■■■	■
- Chemicals	■■■■■	■■■■■	■	■■■■■	■
Costs (SEK/m ³)	0.14 - 0.35	0.2 - 0.8	1.2 - 1.6	0.4 - 0.8	0.6 - 1.9
Main cost items	Ozone dose contact time	Filter change	Membrane PAC dosing	Ozone dose Filter change	Membrane Filter change
Negative side effect	Increased toxicity		PAC slurry		

The table is a simplified summary of the reports detailed content.

- - good removal effect/no environmental impact
- - moderate removal effect/low environmental impact
- - some removal effect/some environmental impact
- - no removal effect/high environmental impact

1 Vägledning

Steg 1	Finns en kartering av mikroföroreningar?	
	NEJ	Genomför en kartering. Beakta aspekter som tas upp i kapitel 4. Särskilda punkter som behöver beaktas är representativa prover och korrekta analyser. Även recipienten bör inkluderas.
	JA	Gå till Steg 2 →
Steg 2	Finns en övergripande målsättning/prioritering för reningen?	
	NEJ	Definiera övergripande målsättning/prioritering för reningen. Beakta aspekter som tas upp i kapitel 5. Speciella aspekter är en eventuell anpassning av huvudreningen och ambitionsnivån för reningen.
	JA	Gå till Steg 3 →
Steg 3	Har anläggningens förutsättningar som begränsar val av vissa tekniker identifierats?	
	NEJ	Identifiera anläggningsspecifika för- och nackdelar för implementering av olika tekniker. Beakta aspekter som tas upp i kapitel 5 och 6. Speciella aspekter kan vara befintlig infrastruktur, tillgång till utrymmen, m.m.
	JA	Gå till Steg 4 →
Steg 4	Har initiala pilottester av de potentiella teknikerna genomförts vid anläggningen?	
	NEJ	Genomför pilottester av de potentiella teknikerna, vid den aktuella anläggningen. Beakta övergripande och tekniks specifika aspekter som tas upp i kapitel 5 till 8. Förlita dig inte på tester som genomförs av teknikleverantörer endast.
	JA	Gå till Steg 5 →
Steg 5	Har offerter för installation samt drift/underhåll hämtats in från minst 3 olika teknikleverantörer?	
	NEJ	Hämta in offerter för installation från minst 3 olika teknikleverantörer. Försök även att få en underbyggd beräkning av förväntat drift/underhåll eller hör med andra anläggningar kring drifterfarenheter (bl.a. studiebesök).
	JA	Gå till Steg 6 →
Steg 6	Har implementeringsunderlaget granskats och godkänts av en oberoende extern part?	
	NEJ	Låt implementeringsunderlaget granskas och godkännas av en oberoende extern part. Vid behov, gör anpassningar i utformningen eller andra relaterade punkter. Börja om processen vid behov.
	JA	Gå till Steg 7 →
Steg 7	Genomför implementeringsprocessen genom att initiera relevant upphandlingsprocess eller installation. Se till att ordentliga garantier för en framgångsrik implementering finns från leverantören. Efter idrifttagandet bör en ordentlig uppföljning göras och resultaten delas med VA-Sverige. Problem och felaktigheter bör inte förskönas eller undanhållas då det inte hjälper i ett förbättringsarbete.	

2 Introduktion

Det är numera känt att våra avloppsreningsverk (ARV) inte är anpassade för att rena bort mikrobiellt stabila kemiska föroreningar som läkemedelsrester och andra prioriterade föroreningar. Det är även känt att utsläpp av dessa föroreningar har en negativ påverkan på miljön och att de kan medföra hälsorisker för oss människor. I dagsläget finns inga reningskrav på dessa föroreningar även om Naturvårdverket har fått ett regeringsuppdrag för att utreda frågan. Författarna tror att krav på extra rening snart kommer att införas på ett eller annat sätt. Vissa reningsverk i Sverige, som t.ex. Tekniska verken i Linköping har redan börjat implementera kompletterande reningssteg för att avlägsna framförallt läkemedelsrester. Oberoende av hur eventuella framtida krav kommer se ut så krävs en bra förståelse av problematiken kring rening av läkemedelsrester och andra föroreningar. Även för de reningstekniker som används för detta krävs

en genomgång då en resurseffektiv implementering endast blir möjlig om fler aspekter än enbart själva reningseffektiviteten av vissa fokusämnen tas med i planeringen.

Utvärdering av effektiviteten av olika tekniker för avlägsnande av läkemedelsrester och andra föroreningar baseras vanligtvis på analyser av förekomst av ämnen i inkommande och utgående vatten. Vissa ämnen kan dock metaboliseras till potentiellt mer skadliga substanser som då inte automatiskt fångas i analysen. Detta, tillsammans med andra aspekter som t.ex. resursförbrukning, kostnader, flexibilitet och förmågan att rena även andra föroreningar bör ta en mer central roll i diskussionerna kring införande av kompletterande reningstekniker.

Projektet som genomförts i nära samarbete mellan IVL Svenska Miljöinstitutet, Stockholm Vatten och Avfall AB, Sydvästra Stockholmsregionens VA-verksaktiebolag, SYVAB, och Kungliga Tekniska högskolan (KTH), har även bidragit till arbetet med regeringsuppdraget i form av en kunskapsrapport (Baresel *m fl.*, 2017a) som stöd till Naturvårdsverkets arbete.

2.1 Handbokens syfte

Projektet *SystemLäk - Systemförslag för rening av läkemedelsrester och andra prioriterade svårnedbrytbara ämnen* som delfinansierades av Havs- och Vattenmyndigheten genom anslag 1:11 Åtgärder för Havs- och vattenmiljö, hade som mål att (i) ge en samlad bild av kunskapsläget kring avancerade reningstekniker för rening av läkemedelsrester; (ii) ta fram kunskap där det fortfarande finns ett behov kring reningstekniker och relaterade aspekter; samt (iii) att genomföra en helhetsbedömning av de möjliga systemlösningar och att ge en rekommendation för implementering av dessa vid olika reningsverk, olika prioriteringar och olika förutsättningar.

2.2 Avgränsningar

Avancerad rening avser oftast endast ett visst antal läkemedelssubstanser och dessa i sin ursprungliga form alltså utan moder- och dottersubstanser. Även om också SystemLäk har valt att definiera vissa fokussubstanser för att begränsa antal föroreningar som behöver övervakas, så har projektet försökt att ta med samtliga grupper av mikroföroreningar som bör inkluderas i evalueringen kring införande av en kompletterande rening. På grund av ekonomiska begränsningar fick vissa av de planerade aktiviteterna som t.ex. en grundlig metabolitutredning skäras ner och resultaten kan därför spegla en viss del av problematiken.

Projektet omfattade endast reningstekniker lämpliga för svenska förhållanden, för avloppsreningsverk med en anslutning av fler än 10 000 personekvivalenter och utgår från att reningsverk aktuella för kompletterande avancerad rening redan idag har en hög rening av både närsalter (totalkväve < 10 mg/L, totalfosfor < 0,3 mg/L), organiskt material (BOD7 < 10 mg/L) och partiklar (suspenderat material < 10 mg/L). Detta är i nuläget inte fallet för många mindre anläggningar vilket måste beaktas vid tolkning av bedömningar och rekommendationer.

SystemLäk har försökt att endast använda kunskap och egna tester som bedöms anses som verklighetstroga. Då det finns få erfarenheter från fullskaleinstallationer och många tekniker fortfarande är under utveckling, så baseras många andra studier, även i Sverige, på teoretiska beräkningar eller resultat framtagna i laboratoriemiljö under ideala förhållanden. Dessa resultat kan i många fall som bäst utgöra en indikation, men bör inte ligga till grund för implementering av fullskaleanläggningar. Många studier saknar dessutom den nödvändiga transparensen som behövs för att trovärdigheten och signifikansen av resultaten ska kunna bedömas. Då detta teknikområde

är relativt nytt så finns tyvärr mest resultat att tillgå från korttidstester, mestadels från laboriestudier. Framförallt finns resultat från teknikleverantörer, som bygger på icke-transparenta försök, varför dessa uppgifter har behandlats konservativt och med stor försiktighet. Detta kan även leda till att rapporterad reningseffektivitet, kostnader eller andra aspekter som presenteras här kan skilja sig från sådana studier. Författarna kan dock stå för sitt arbete och välkomnar även kritiska diskussioner.

3 Kunskapsläge och tillgängliga tekniker

Flera studier har utförts under de senaste åren, där effektiviteten av olika behandlingstekniker har utvärderats baserat på olika aspekter. Här följer en kort sammanfattning av den första delrapporten inom SystemLäk (Baresel *m fl.*, 2015a) som utgör en gedigen kunskapsbas med rekommendationer om prioriterade ämnen, metoder för kvantifiering, behandlingstekniker och utvecklingsbehov samt en beskrivning av kunskapsluckor som projektet sedan rapportens publicering försökt fylla med ny kunskap. Rapporten är särskilt inriktad på att sammanfatta kunskapen gällande *utsläppens egenskaper*, vilket inbegriper lagstiftning samt metoder för kvalitetsbedömning, *detektion och kvantifiering av föroreningar och deras effekter*, inklusive provtagning och provhantering. Vidare ingår en översyn av *prioriterade föroreningar vid reningsverk*, inklusive tidigare uppmätta halter och reningseffektivitet, framtida trender och potentiella miljöeffekter. Slutligen innefattar rapporten *tekniker för avlägsnande av prioriterade föroreningar i avloppsreningsverk*, inklusive uppströmsarbete. Som ett resultat av denna översyn ges ett antal rekommendationer avseende de olika områdena varav ett urval listas nedan.

De *prioriterade mikroföroreningar* med särskilt behov av nya/förbättrade behandlingstekniker vid avloppsreningsverk som projektet identifierade är (specifika föroreningar finns listade i rapporten):

- Läkemedel
- Mjukgörare - Ftalatestrar
- Flamskyddsmedel
- Fenolära ämnen
- Per- och polyfluoroalkyl ämnen (PFAS)
- Mikroorganismer, dvs bakterier och virus, i synnerhet antibiotikaresistenta bakterier och deras resistenta gener
- Ekotoxicitet och andra skadliga effekter som orsakas av ovannämnda föroreningar
- Samt i viss mån mikroplaster (partiklar mellan 1 µm och 5 mm bestående av syntetiska polymerer baserade på petroleum eller petroleumbaserade produkter samt även icke-syntetiska polymerer som naturgummi och polymermodifierad bitumen)

Rapporten går igenom olika aspekter som behöver beaktas vid *detektion och kvantifiering* av mikroföroreningar och deras effekter. Bl.a. rekommenderas att:

- Laboratorieinstruktioner och provtagningsprotokoll måste följas noggrant för att undvika kontamination och oönskad omvandling av ämnen.
- Säkerställa att kvantifieringsgränsen (LOQ) för metoden är tillräckligt låg jämfört med miljökvalitetsnormer (MKN) och "predicted no effect concentration" (PNEC), samt att alla detaljer kring provbehandling, blankkorrigeringar, analysmetoder och kvalitetskontroll är tydligt dokumenterade.

- Utformningen av ekotoxicitetstester måste anpassas till situationen och bör utarbetas i samarbete med laboratoriet.

Med avseende på *hur mycket av olika mikroföroreningar som behöver renas bort* så diskuterar rapporten olika strategier:

- Miljökvalitetsnormer (AA-EQS och MAC-EQS) eller PNEC-värden bör tillämpas för att bedöma risken för effekter på det akvatiska ekosystemet.
- Försumbara eller nollutsläpp bör eftersträvas för mycket långlivade, bioackumulerande och/eller reproduktionsstörande ämnen.
- I de fall okända substanser förväntas förekomma, rekommenderas kompletterande toxicitetstester (s.k. "whole effluent assessment", WEA).

I SystemLäks första delrapport finns även en sammanställning av de *åtgärder för avlägsnande av prioriterade mikroföroreningar* som anses mest relevanta och som visar att:

- Uppströmsarbete för att minska inkommande mängder har högst prioritet, men har sina naturliga begränsningar, särskilt när det gäller läkemedel.
- Slamhantering är också en viktig aspekt, då många hydrofoba ämnen och mikroplaster fördelas till slam.
- Före modifieringar i reningsprocesserna, krävs platsspecifika pilotförsök för att kartlägga de lokala förutsättningarna på det enskilda reningsverket.
- Nya alternativa behandlingsmetoder kan bli viktiga, t.ex.
 - MembranBioReaktor (MBR), som kombinerar förbättrad nedbrytning med separation.
- Kompletterande (även integrerade) reningstekniker behövs, inklusive vidareutveckling av dessa, t.ex.:
 - Filtrering med aktivt kol, inklusive aktivt kol från biomassa
 - Oxidation med ozon
- Kombinationer av behandlingstekniker har störst potential för en effektiv rening.

Det initiala arbetet med kartering av kunskapsläget inom avancerade reningstekniker och rening av mikroföroreningar överlag har även identifierat flera *kunskapsluckor och otillräcklig förståelse* av olika aspekter för en implementering av den mest resurseffektiva reningslösningen, beroende på förutsättningar, krav och prioriteringar, vilket ställer krav på:

- Utveckling av analysmetoder inklusive lägre detektionsgränser, även för metaboliter och omvandlingsprodukter.
- Kartläggning av reningseffektivitet vid ett antal avloppsreningsverk genom synkroniserade mätkampanjer.
- Kompletterande och nya tester av olika reningstekniker för att optimera och verifiera de mest relevanta alternativen; ozon och aktivt kol. Här med fokus på biologiskt aktiva filter med aktivt kol som filtermaterial (BAF(GAK)).
- Kompletterande kartläggning av ekotoxicitet efter behandling av avloppsvatten med ozonoxidation.
- Sammanställning av olika systemalternativ för avlägsnande av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar vid avloppsreningsverk.
- Utredning och diskussion av den totala miljöpåverkan från olika reningstekniker.
- Kostnadsberäkningar för olika reningstekniker.
- Rekommendation av olika reningstekniker vid olika förutsättningar, krav och prioriteringar samt framtagande av generellt implementeringsunderlag för dessa.

Efterföljande avsnitt redovisar resultaten från projektets arbete med att fylla dessa kunskapsluckor och utgör ett aktivt stöd för reningsverk och andra aktörer när en utökad rening ska planeras. Tillsammans med de mer detaljerade delrapporter som hänvisas till i respektive avsnitt ges råd kring bedömning, planering och implementering av resurseffektiva lösningar för avlägsnande av läkemedelsrester och andra föroreningar från avloppsvatten.

4 Kartering av mikroföroreningar

En komplikation när man studerar olika reningsmetoder med avseende på t.ex. läkemedelsrester är spridningen i detektionsgränser, eller rapporteringsgränser, för ett och samma ämne vid olika analystillfällen. Denna variation beror ofta på den aktuella vattenmatrisens sammansättning vid provtagningstillfället, det vill säga hur många andra ämnen och organiskt material som finns närvarande i provet, vilket kan ge upphov till ökad osäkerhet i analysen.

Syfte

Att kartlägga både källor, belastning på anläggningen, anläggningens reningseffekt och halter i utgående vatten för att kunna förstå och planera extra reningsbehov.

Arbetssteg

- 1) Val av mikroföroreningar och effekter av intresse
- 2) Provtagning vid relevanta punkter i VA-systemet inkl. avloppsreningsverket
- 3) Kvalitetssäkrad provanalys
- 4) Definition av reningsmål
- 5) Övergripande åtgärdsplanering

Allmänna rekommendationer

- Screeningar inkluderande flera typer av mikroföroreningar bör föredras även om det innebär högre initialkostnader då en bättre helhetssyn i en eventuell åtgärdsplanering kan säkerställas.
- Även slam bör omfattas av karteringen.
- Ett enhetligt provtagningsprotokoll bör tas fram och användas.
- En korrekt provupparbetning och -analys är avgörande för en riktig lägesbedömning och åtgärdsplanering.
- Generella analysmetoder kan användas för att få en översiktlig bild av förekommande ämnen och halter i avloppsvatten samt för jämförelser av reningseffektivitet mellan olika reningstekniker eller olika reningsverk.
- För att kompensera för jonsuppression och förluster i återvinning kan t.ex. märkta internstandarder för respektive substans, eller metoder anpassade till enskilda ämnens kemiska fysikaliska egenskaper användas vid analys.
- En nationell analysverifiering och -koordinering av upparbetnings- och analysförfarande bör implementeras.

4.1 Mikroföroreningar som behöver renas bort och varför

Det finns ingen allmänt accepterad lista över vilka föroreningar, och i vissa fall miljöeffekter av föroreningar, som bör beaktas men olika förslag finns. Här används rekommendationen som togs fram i första delaktiviteten inom SystemLäk (Baresel *m fl.*, 2015a) och som även återges i samma form i underlaget till Naturvårdsverkets regeringsuppdrag kring "avancerad rening i syfte att avskilja läkemedelsrester från avloppsvatten" och "åtgärder mot utsläpp av mikroplaster" (Baresel *m fl.*, 2017a). Valet av läkemedelssubstanser i denna lista baseras på ämnen som nyligen inkluderats i EUs

bevakningslista i enlighet med beslut 2015/495 den 20 mars 2015, Naturvårdsverkets övervakningsprogram och Nationella Läkemedelsstrategins (NLS) lista över "Miljöindikatorer" (NLS, 2015), och prioriteras utifrån förekomst i avloppsvatten och dokumenterade ekotoxikologiska effekter. Listan från NLS inkluderades då den ger en indikation om vilka substanser som betraktas som prioriterade av olika aktörer inom läkemedelsområdet. Förutom läkemedelsrester finns ett antal icke organiska föreningar och andra svårnedbrytbara organiska föreningar vilka beaktas här och som samlas under begreppet mikroföroreningar.

4.1.1 Läkemedel

Läkemedelsrester når reningsverken framförallt i form av metaboliter som bildas i människokroppen och utsöndras via urin och avföring. En nyligen utförd svensk studie (Hörsing *m fl.*, 2014) visar att ca 25 % av läkemedelssubstanserna renas bort i reningsverken. Med rening avses här att substanserna avlägsnas från vattenfasen, antingen via nedbrytning eller via överföring till slamfasen. Ytterligare ca 25 % av läkemedelssubstanserna renas bort delvis men avlägsnas inte helt från vattenfasen. Övriga 50 % bedöms inte kunna renas bort utan kompletterande eller förbättrade reningstekniker. Till skillnad från många andra organiska ämnen är det svårt att begränsa tillförseln av läkemedelssubstanser med hjälp av uppströmsarbete, eftersom det i stor utsträckning handlar om en oavsiktlig tillförsel.

De läkemedel som bör renas i reningsverken är antibakteriella, antiinflammatoriska och antidepressiva medel, neuroleptika och lugnande medel, bedövningsmedel, hjärtmediciner, könshormoner, blodförtunningspreparat samt cytostatika. Inom samtliga dessa grupper finns ämnen som påvisats i utgående avloppsvatten (Fick *m fl.*, 2011, 2015). Särskilt bekymmersamt är läget för antibiotika, vars förekomst i miljön kan kopplas till ökad antibiotikaresistens (Gullberg *m fl.*, 2011). Hormonstörande effekter till följd av bland annat utsläpp av hormonpreparat har även påvisats (Hinfray *m fl.*, 2010; Sanchez *m fl.*, 2011; Tetreault *m fl.*, 2011). Tabell 4.1 listar några av de studerade läkemedlen, deras verkan och några egenskaper som är relevanta för vilken reningsslag som passar bäst, t.ex. om ämnet är en syra eller bas, antal omättade bindningar i molekylen, ämnets fettlöslighet (mätt som fördelningen mellan oktanol och vatten, $\log K_{ow}$) eller fördelningen i olika faser ($\log D$).

Tabellen anger också vilka av substanserna som inkluderas i olika övervakningslistor eller rekommendationer för övervakning. Varje läkemedel beskrivs mer i detalj i efterföljande avsnitt. Uppgifter om läkemedelsgrupper och för vilka indikationer de förskrivs har hämtats från www.1177.se eller från www.fass.se.

Tabell 4.1. Studerade läkemedel, verkan och egenskaper (fysikaliska och kemiska egenskaper beräknades med hjälp av ACD/Labs Percepta Predictors (2016)).

Läkemedel	Verkan	Bevakning/ Indikator	Syra/ Bas	Aromat/ Alifat	Omättnader	Halogen	Log K _{ow}	Log D
Azitromycin	Antibiotikum	●	Bas	Alifat	0	-	3,33	2,19
Ciprofloxacin	Antibiotikum	■ Δ ◆	Bas	Aromat	4	1 fluor	0,65	-2,23
Klaritromycin	Antibiotikum	● Δ	Bas	Alifat	0	-	3,16	2,38
Diklofenak	Antiinflammatorisk	● ■ Δ ◆	Syra	Aromat	6	2 klor	4,06	1,37
Estradiol	Hormon	● Δ ◆	Neutral	Aromat	3	-	4,13	3,62
Etinylestradiol	Syntetiskt hormon	● Δ ◆	Neutral	Aromat	5	-	4,52	3,87
Erytromycin	Antibiotikum	● Δ	Bas	Alifat	0	-	2,83	1,69
Ibuprofen	Antiinflammatorisk	■ Δ ◆	Syra	Aromat	3	-	3,72	0,45
Karbamazepin	Antidepressiv	■ Δ ◆	Neutral	Aromat	7	-	2,67	2,28
Levonorgestrel	Syntetiskt hormon	Δ ◆	Neutral	Alifat	3	-	3,92	3,32
Metoprolol	Blodtryckssänkande	Δ ◆	Bas	Aromat	3	-	1,79	-0,25
Oxazepam	Lugnande	■ Δ ◆	Neutral	Aromat	7	1 klor	2,31	2,06
Propranolol	Blodtryckssänkande	◆	Bas	Aromat	5	-	3,10	1,15
Sertralin	Antidepressiv	Δ ◆	Bas	Aromat	6	2 klor	4,81	3,14
Sulfametoxazol	Antibiotikum	Δ ◆	Syra	Aromat	5	-	0,89	-0,56
Trimetoprim	Antibiotikum	Δ ◆	Neutral	Aromat	6	-	0,38	-1,15

● EUs bevakningslista

■ Naturvårdsverkets övervakningsprogram

Δ Miljöindikatorer inom ramen för nationella läkemedelsstrategin (NLS, 2015)

◆ Rekommendation som togs fram inom SystemLäk

4.1.1.1 Antibiotika

Vi har i denna studie analyserat 13 olika antibiotika, bl.a. ciprofloxacin, azitromycin, klaritromycin, erytromycin, sulfametoxazol och trimetoprim. Ciprofloxacin tillhör gruppen fluorokinoloner och är en bredspektrumantibiotika som verkar mot många olika bakterier. Ciprofloxacin är persistent med påvisad resistensutveckling i miljön. Azitromycin, klaritromycin och erytromycin tillhör gruppen makrolider som används vid lunginflammationer och ersätter penicillin vid penicillinallergier. Sulfametoxazol och trimetoprim tillhör gruppen folsyraantagonister som verkar genom att hämma bakteriernas tillverkning av folsyra. Trimetoprim och sulfametoxazol används ofta i kombination vid svåra urinvägsinfektioner och har påträffats i ytvatten samt slam.

4.1.1.2 Inflammationshämmande

Diklofenak och ibuprofen tillhör båda gruppen icke-steroida antiinflammatoriska läkemedel (NSAID) som lindrar smärta och inflammationer samt verkar febernedsettande. Båda går att handla receptfritt över disk och försäljs i stora mängder varje år. De har påträffats i ytvatten. Utöver vattenmiljön så har diklofenak, till skillnad från andra läkemedel, visat skadliga effekter på den terrestra miljön genom att utarma populationen av *Gyps* gamar i Indien efter att de ätit kadaver av djur som behandlats veterinärmedicinskt med läkemedlet (Cuthbert *m fl.*, 2014).

4.1.1.3 Antidepressiva/lugnade medel

De lugnande medel som studerats är karbamazepin, oxazepam och sertralin. Karbamazepin är främst ett läkemedel mot epilepsi och har hittats i ytvatten samt dricksvatten. Oxazepam tillhör gruppen bensodiazepiner som har lugnande och ångstdämpande effekt. Oxazepam har påträffats i dricksvatten, ytvatten samt fisk. Oxazepam har visats kunna påverka fiskars beteenden vid miljömässigt relevanta koncentrationer (Brodin *m fl.*, 2013). Sertralin tillhör gruppen selektiva serotoninåterupptagshämmare (SSRI) som används för att behandla depression och ångest. Sertralin har påträffats i ytvatten, slam samt fisk och är ett av de läkemedel som uppvisar medelhög risk i miljöklassificeringen på www.fass.se (Ågerstrand och Rudén, 2010).

4.1.1.4 Hjärtmediciner

Metoprolol och propranolol tillhör båda gruppen betablockerare som lindrar hjärtarytmier samt sänker blodtrycket. Metoprolol har påträffats i dricksvatten, ytvatten samt slam. Propranolol är ett av de läkemedel som uppvisar medelhög risk i miljöklassificeringen på www.fass.se (Ågerstrand och Rudén, 2010).

4.1.1.5 Hormoner

De hormoner som studerats är 17β -estradiol (E2), 17α -etinyloestradiol (EE2) och levonorgestrel. E2 och EE2 är båda östrogena hormoner. E2 är ett naturligt förekommande hormon medan EE2 är den syntetiska framställda motsvarigheten till E2. Östrogena hormoner används framförallt i p-piller, men kan även användas för hormonell substitutionsbehandling (HRT) till kvinnor efter menopausen. E2 och EE2 har påträffats i utgående avloppsvatten samt i slam (Fick m fl., 2015). Östrogena hormoner är de läkemedel som uppvisar hög risk i miljöklassificeringen på www.fass.se (Ågerstrand och Rudén, 2010). Syntetiska östrogena hormoner har visat sig kunna ge könsfeminisering hos fiskar vid naturligt relevanta koncentrationer (Hinfrey m fl., 2010; Sanchez m fl., 2011; Tetreault m fl., 2011). Levonorgestrel tillhör gruppen gestagen och är ett syntetiskt framtaget gulkroppshormon som används som preventivmedel i minipiller och mellanpiller, men även i akut-p-piller efter oskyddat samlag. Levonorgestrel går att köpa receptfritt över disk och har uppmätts i avloppsvatten, slam och i fisk (Fick m fl., 2011, 2015).

4.1.2 Andra föroreningar och effekter

Tabell 4.2 listar ett antal ytterligare relevanta mikroföroreningar och dess egenskaper. De flesta av dessa, samt några övriga viktiga effekter, beskrivs i mer detalj i efterföljande avsnitt. Tabellen anger också för vilka substanser SystemLäk rekommenderat rening i reningsverk, och vilka som finns med som prioriterat ämne i EU:s vattendirektiv.

Tabell 4.2. Några av de övriga studerade föroreningarna och deras egenskaper (fysikaliska och kemiska egenskaper beräknades med hjälp av ACD/Labs Percepta Predictors (2016)).

Substans/effekt	Användning/ egenskaper	Bevakning/ Indikator	Syra/ Bas	Aromat/ Alifat	Omätt- nader	Halogen	Log K _{ow}	Log D
Antibiotika resistens		◆						
Bakterier/patogener		◆						
Bisfenol A	Plastkemikalie	◆	Neutral	Aromat	6	-	3,43	3,63
Cybutryn/Irgarol	Herbucid	●	Bas	Aromat	3	-	1,12	1,36
Ftalater (t.ex. DEHP)	Mjukgörare plast	● ◆	Neutral	Aromat	3	-	8,71	7,91
Flamskyddsmedel (t.ex. PBDE)		● ◆	Neutral	Alifat	0	6 brom	6,63	6,41
Kloralkaner (C10-13)	Smörjvätskor	●	Neutral	Alifat	0	klorerad	-	-
Mikroplaster	1 µm - 5 mm	◆						
Nonylfenol	Produkt tillsats	● ◆	Neutral	Aromat	6	-	6,19	6,13
Oktylfenol	Produkt tillsats	● ◆	Neutral	Aromat	3	-	5,66	5,47
Östrogena effekter (YES)		◆						
PFAS (inkl. PFOS)	Tensid	● ◆	Syra	Alifat	0	fluorerad	7,03	0,66
Siloxaner								
Sukralos	Sötningemedel	◆	Neutral	Alifat	0	3 klor	0,68	-0,17
Terbutryn	Herbucid	●	Bas	Aromat	3	-	1,28	1,38
Tributyltenn (TBT)	Biocid	●	Bas	Alifat	0	-	4,14	-
Triklolan	Antiseptisk	● ◆	Syra	Aromat	6	3 klor	5,17	5,13
Tungmetaller		●* ◆						
Toxicitet Whole effluent approach (WEA)		◆						

● Prioriterat ämnen i EU:s vattendirektiv

◆ Rekommendation som togs fram inom SystemLäk

* – Bly, kadmium, kvicksilver och nickel

4.1.2.1 Ftalater och andra mjukgörare

Ftalater används som mjukgörare i olika polymera material. Det huvudsakliga användningsområdet är som mjukgörare i PVC-plast. I Europa produceras årligen cirka en miljon ton ftalater. På grund av påvisade negativa hälsoeffekter från ftalater, såsom cancerogena effekter och minskad spermproduktion hos män, har användningen av t.ex. di-ethylhexylftalat (DEHP) minskat dramatiskt från början på 2010-talet och framåt, och ersatts med andra mjukgörare, t.ex. diisononylcyklohexan-dikarboxylat (DINCH).

4.1.2.2 Flamskyddsmedel

Gruppen "flamskyddsmedel" omfattar ett stort antal olika typer av kemikalier med olika fysikaliska och kemiska egenskaper. Många flamskyddsmedel är persistenta, bioackumulerande och hormonstörande och flera av dem är listade i POP-förordningen (UNEP, 2010). Vissa bromerade och klorerade flamskyddsmedel håller sedan början på 2000-talet på att fasas ut medan fosforbaserade fortfarande används i hög grad samtidigt som nya bromerade och klorerade flamskyddsmedel, med förmodade bättre miljöegenskaper introduceras. På grund av många av föreningarnas persistens och deras närvaro i produkter med lång livslängd kommer även de utfasade substanserna finnas kvar i kretsloppet under en lång tid framöver, även om nivåerna långsamt kommer att minska.

4.1.2.3 Kloralkaner

Kloralkaner används framförallt som tillsats i skärvätskor inom industrin på grund av deras flamskyddande egenskaper. Kloralkaner används även som tillsats i gummibussningar och som ytavskiljande beläggning på textilier. Att kloralkaner förekommer i textilier gör att de sakta läcker ut vid tvätt och hamnar i avloppsvattnet.

4.1.2.4 Fenoler

Fenoler används huvudsakligen som tillsats i målarfärg, textilproduktion och babyprodukter såsom barnmatsburkar och nappflaskor. Från toppen kring 2006 har dess användning minskat drastiskt, särskilt användningen av nonylfenoletoxilater, bisfenol A och triklosan, vilket också noterats vid svenska reningsverk. Etoxilerad oktylfenol används fortfarande i hög grad, i huvudsak vid produktion av målarfärg men också som virusdeaktiveringsmedel inom biokemisk läkemedelsindustri. Många fenoler är hormonstörande vilket visat sig påverka fisk som lever nedströms avloppsreningsverk (Barber *m fl.*, 2011).

4.1.2.5 Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS)

PFAS är den gemensamma termen för en stor grupp substanser som funnits i kommersiellt bruk sedan 1950-talet. De är extremt stabila föreningar, med unika ytegenskaper, så som vatten- och fettavstötande, varför de har använts i stor utsträckning i tekniska produkter, så som exempelvis impregneringsmedel, ytbehandlingsprodukter, insektsmedel och brandsläckningsskum. De substanser som tidigare väckt störst intresse är perfluoroktansulfonat (PFOS) och perfluoroktansyra (PFOA) men det finns många fler som har negativa miljöeffekter. Trots att källan till utsläpp av PFAS primärt inte är via reningsverken (Filipovic *m fl.*, 2013) kommer den tidigare stora användningen och den höga persistensen göra att ämnena återfinns i avloppsvatten under lång tid framöver, även om just PFOS nu håller på att fasas ut.

4.1.2.6 Siloxaner

Siloxaner används främst i produkter såsom bensin, bilvax och olika tvätt- och hårvårdsprodukter. I Sverige har användandet av siloxaner ökat gradvis sedan början av 2000-talet. Då de används i många olika applikationer samt har hög persistens och flyktighet, har deras potentiella påverkan

på miljön börjat uppmärksammas på senare tid (Wang *m fl.*, 2013a). Det bör dock noteras att de koncentrationer som hittats i utgående avloppsvatten hittills är låga (Kaj *m fl.*, 2005; Lilja *m fl.*, 2010; Wang *m fl.*, 2013b). På grund av siloxanernas låga vattenlöslighet som ger en bra avskiljning i dagens reningsverk hittas de främst i avloppsslam.

4.1.2.7 Biocider

Biocider är bekämpningsmedel som används inom jordbruket men även i andra sammanhang. På grund av dess inneboende egenskaper, kan biocider innebära en risk för människor, djur och miljön. Generellt är koncentrationerna av biocider i svenska avloppsvatten låga.

4.1.2.8 Tungmetaller

De flesta tungmetaller är starkt partikelbundna varför mer än 80-90 % av alla dessa återfinns i avloppsslammet. Undantag är bland annat arsenik och nickel. De mest intressanta utsläppen av tungmetaller till recipienterna är de i samband med kraftiga regn och snösmältning. Partiklar från gator och hårdgjorda ytor och sediment från ledningsnätet ger en hög belastning av metaller under en kort period. Bräddning av obehandlat avloppsvatten från ledningsnätet sker just vid dessa höga flöden och de största utsläppen av metaller till recipienter inträffar därför troligtvis då. Det är under denna period som en kompletterande rening skulle behövas som mest, och då främst som en effektiv partikelavskiljning.

När data för rening av metaller finns tillgänglig från tester med kompletterande reningstekniker så anges detta för aktuellt ämne i teknikbeskrivningen. I den avslutande bedömningen görs dock endast en bedömning utifrån samlingsbegreppet tungmetaller.

4.1.2.9 Mikroplaster

Förekomst av mikroplast i havet lyfts i EUs havsmiljödirektiv (2008/56/EG) som ett särskilt allvarligt problemområde och har även uppmärksammats stort inom forskning och media. Mikroplaster har kunnat påvisas i många akvatiska djurarter, och man har funnit förhöjda koncentrationer särskilt i djur som lever i utsläppsområden för renat avloppsvatten (Devriese *m fl.*, 2015; Magnusson *m fl.*, 2016; Neves *m fl.*, 2015). Kunskapen om effekterna av mikroplast ute i miljön är fortfarande bristfällig, experimentella men studier på marina organismer har dock kunnat påvisa bl.a. försämrat födoupptag och inflammatoriska reaktioner (Ogonowski *m fl.*, 2016; von Moos *m fl.*, 2012). De mikroplastkoncentrationer som använts vid denna studies försök har dock oftast varit högre än de man i dagsläget finner i miljön.

Förutom mekaniska skador har man kunnat visa att mikroplaster kan fungera som vektorer för miljöfarliga substanser i miljön, både genom de additiv som finns inblandade i plastmaterialen för att ge dem önskade egenskaper och via de substanser som adsorberas av plastpartiklarnas ytor (Bakir *m fl.*, 2014; Rochman *m fl.*, 2013; Saido *m fl.*, 2012). Risken att detta ska ske i avloppsvatten borde dock vara mindre eftersom avloppsvatten innehåller många andra partiklar som kan konkurrera med plastpartiklarna om denna adsorption.

Screeningar vid nordiska och tyska avloppsreningsverk (Magnusson *m fl.*, 2016; Magnusson och Wahlberg, 2014; Mintenig *m fl.*, 2014; Norén *m fl.*, 2016) har visat att reningsverk redan idag renar bort 95-100 % av antalet mikroplastpartiklar större än 300 µm från vattenfasen och mellan 70 till 99 % av partiklar större än 20 µm. På grund av de stora flödena är avloppsreningsverkens utgående vatten ändå en betydelsefull transportväg för mikroplast till havet.

Den absoluta merparten av partiklarna har överförts till slamfasen redan innan eventuella efterbehandlingar som skivfilter eller MembranBioReaktor (MBR). I de fall som

efterbehandlingssteg finns bidrar de dock till ytterligare rening. Tester vid Hammarby Sjöstadsverk av IVL Svenska Miljöinstitutet och Stockholm Vatten och Avfall inom det pågående MBR-pilotprojektet visade att MBR-processen avlägsnade mest mikroplaster av alla jämförda reningstekniker. Med en nominell porstorlek på 0,04 µm i de använda membranerna kan samtliga mikroplaster som faller inom den vanliga definitionen (partiklar mellan 1 µm och 5 mm) renas bort från avloppsvattnet.

En effektivare avskiljning innebär att halten mikroplast ökar i slammet. Alla slamhanteringsmetoder som inkluderar användning av slam på mark medför därmed en spridning av dessa plastpartiklar och det finns ingen metod som kan avskilja plastpartiklar från slammet på ett kostnadseffektivt sätt. Den enda metoden som kan förstöra mikroplaster i slammet är en termisk behandling av slammet.

Bräddning av obehandlat avloppsvatten i ledningsnätet innebär ett direkt utsläpp av mikroplaster till recipienter. Genom att införa bräddvattenrening kan dessa utsläpp reduceras. Täta och korrekt kopplade ledningsnät är också viktigt för att minska utsläppen av mikroplaster.

4.1.2.10 Östrogena effekter (YES)

Flera studier har visat att avloppsvatten från reningsverk innehåller endokrina störande kemikalier (Barber *m fl.*, 2011; Muller *m fl.*, 2008). Feminisering och intersex hos manliga fiskar inklusive sneda könsfördelningar i exponerade fiskpopulationer nedströms från utsläpp av kommunala avlopp har kopplats till förekomsten av östrogena föreningar i avloppsvatten (Tetreault *m fl.*, 2011). Naturliga östrogener såsom de som reglerar den kvinnliga reproduktionscykeln utsöndras konstant av både kvinnor och män och förekommer i avlopp. Syntetiska östrogener som används som aktiv substans i preventivmedel och läkemedel utsöndras också och har hittats i kommunalt avloppsvatten (Muller *m fl.*, 2008). Dessutom liknar syntetiska föreningar såsom nonylfenol och bisfenol A östrogener.

4.1.2.11 Patogener och antibiotikaresistens

Patogener är vanliga i svenska avloppsvatten och inkluderar bakterier, parasiter och virus från mänsklig avföring. Patogener kan innebära en risk för sjukdomsspridning, där risken för spridning av antibiotikaresistenta bakterier är av särskild betydelse. WHO klassificerar antibiotikaresistens som ett av de största hoten mot världshälsan då det minskar sjukvårdens möjligheter att bota bakteriella infektioner. Det är idag känt att bakgrunds nivåer av antibiotikarester kan selektera för utvecklingen av resistent bakterier (Gullberg *m fl.*, 2011). Resistensgener kan dessutom spridas från en art till en annan, till exempel genom plasmidöverföring eller upptag av fritt DNA. Närvaro av antibiotika påskyndar resistensbildningen och de resistent bakteriernas möjlighet att leva vidare.

Bakterier kan också utsöndra så kallade endotoxiner som tros ligga bakom ett antal olika symtom vilka kan uppträda bland anställda i reningsverk (Thorn *m fl.*, 2005). De symtom som oftast rapporteras är från mag-tarmkanalen, trötthet, huvudvärk, ledvärk samt från övre och nedre luftvägarna. Exponeringen är som störst vid arbetsmoment där aerosoler bildas, d.v.s. där vattnet är i rörelse, till exempel vid rengöringsarbeten där man sprutar vatten med högt tryck.

4.1.2.12 Whole effluent approach (WEA)

”Whole effluent approach” (WEA), dvs. att beakta toxiciteten hos det utgående avloppsvattnet med hela dess innehåll är ett viktigt angreppssätt då vi aldrig kommer ha full kunskap om alla de ämnen som finns i avloppsvatten. WEA-metodiken finns beskriven i Naturvårdsverkets handbok Kemisk och biologisk karakterisering av punktutsläpp till vatten, Handbok 2010:3, 2011. För att

bedöma om en reningsprocess ökat eller minskat toxiciteten på det utgående avloppsvattnet bör toxiciteten utredas med en WEA på tre trofiska nivåer i näringskedjan som primärt berörs av utsläppet, vanligtvis alg, kräftdjur och fisk. Dessa toxicitetstester bör, om möjligt, bestå av långtidstester för att inkludera subakuta och kroniska effekter på biota i mottagande vatten.

4.2 Kartering inom projektet

Inkommande och utgående avloppsvatten från fyra olika reningsverk; Henriksdals avloppsreningsverk i Stockholm, Himmerfjärdsverket i Tumba, Öns reningsverk i Umeå samt pilotanläggningen Hammarby Sjöstadsverk i Stockholm, med sin membranbioreaktor (MBR), har analyserats med avseende på en rad läkemedel, organiska miljöföroreningar och bakterier samt testats för östrogen aktivitet. Tyvärr har inga slamanalyser inkluderats på grund av den definierade avgränsningen av projektet inom programmet.

Inför provtagningen togs en enhetlig provtagningsanvisning fram till samtliga reningsverk för att minimera störningsrisker under provhanteringen, en problematik som identifierats av projektet som ett hinder i jämförande av olika karteringar (Baresel m fl., 2015). Undersökningen redovisas i SystemLäk-rapporten "Förekomst och reduktion av fokusämnen i fyra reningsverk" (Allard och Wahlberg, 2017) och resultaten sammanfattas här.

Halterna av de flesta ämnen i inkommande vatten är någorlunda lika vid samtliga av de undersökta reningsverken. Undantag är bl.a. DEHP och klorparaffiner som är högre i Umeå samt TBP, siloxaner och några perfluororganiska ämnen som är högre i de båda Stockholmsverken. Stockholmsverkens inkommande vatten är dock mindre utspädda än de övriga att döma av traditionella reningsverksparametrar som t ex biokemisk syreförbrukning (BOD), totalfosfor och totalkväve.

Jämfört med tidigare undersökningar av inkommande avloppsvatten ligger några av ämnena, t ex tetracyclin, hydroklortiazid, diklofenak, och de flesta siloxaner högre i denna kartläggning. Flera siloxaner har mer än tio gånger högre halter än tidigare. Många av läkemedlen (särskilt paracetamol) samt PBDE uppvisar i stället lägre halter än förr.

Reduktionen är generellt sett större i Stockholmsverken och Himmerfjärdsverket än i Umeå. Det gäller t.ex. BPA och flera av läkemedlen. Detta kan bero på att alla verk utom Umeås drivs med kväverening som tidigare visats förbättra reduktionen av bland annat olika läkemedel. Det är viktigt att komma ihåg att reduktionen i många fall inte beror på nedbrytning utan på att ämnet avskiljs till slamfasen. Inte heller har metaboliter analyserats. Precis som vid tidigare undersökningar är reduktionen negativ för bland annat oxazepam och, vid något eller några av verken, också av propranolol och sertralin. Jonsuppression (reducerat respons vid analys på grund av konkurrens med andra organiska substanser i vattenmatrisen) vid analys av framför allt inkommande vatten tros vara den dominerande orsaken till detta. Halterna av de flesta undersökta ämnen i utgående vatten är i nivå med tidigare undersökningar eller i några fall lägre än tidigare. Undantag är hexametyldisiloxan (MM) som i Henriksdal ligger betydligt högre än de övriga verken och högre än i inkommande vatten. Vad detta beror på är oklart.

En jämförelse mellan ett ofiltrerat och ett filtrerat stickprov av utgående avloppsvatten från Henriksdal som analyserades på läkemedel visar att halten sertralin, citalopram, amlolidin och propranolol reducerades mycket efter filtrering (ca 90, 80, 80 respektive 50 %). Även metoprol, warfarin, ranitidin, fluoxetin och bisoprolol minskar mer än 20 %. Dessa substanser kan alltså antas vara delvis bundna till partiklar som skulle tas bort via en membranfiltrering.

YES-testen visar att den östrogena effekten av avloppsvattnet reduceras med över 90 % efter rening utom i Umeå där reduktionen är mindre än 10 %. Även detta beror troligen på avsaknad av kväverening i Umeå.

Antalet bakterier i utgående vatten är betydligt lägre efter MBR än i de övriga verken vilket var förväntat. Antibiotikaresistenta bakterier förekommer i alla utgående vatten utom efter MBR.

MBR avskiljer även mikroplastpartiklar och icke-syntetiska fibrer betydligt bättre än Henriksdals reningsverk (de övriga två verken analyserades inte på mikroplaster). Avskiljningen i MBR är 100 % för de olika typerna av plastfibrer och 95 % för icke-syntetiska fibrer. I Henriksdal avskiljs mellan 87 och 100 % av plastfibrerna och 86 % av icke-syntetiska fibrer.

En jämförelse gjordes för några parametrar som analyserats på två olika laboratorier. Den visade på stora skillnader i rapporteringen av ftalathalter medan PBDE- och klorparaffiner blev någorlunda lika. PFAS och organofosfater gick inte att jämföra på grund av för höga detektionsgränser.

Det är också intressant att jämföra stickprover före filtrering med veckosamlingsprover från Henriksdal. Halterna av ibuprofen och naproxen är mer än tio gånger högre i stickprovet och citalopram nästan tio gånger högre. Även ranitidin ligger högre medan övriga ämnen är någorlunda lika i de båda proverna. Det är svårt att förklara denna stora skillnad för vissa av ämnena men indikerar betydelsen av ett enhetligt provtagningsprotokoll för att kunna jämföra olika prover.

Undersökning av effekten av jonsuppression (Magnér *m fl.*, 2017, kapitel 4.1), visade att dagens läkemedelsanalyser underskattar verkliga läkemedelskoncentrationer i både in- och utgående avloppsvatten för de flesta läkemedel och allra mest i inkommande. Effekten av jonsuppression var ungefär lika stor för respektive ämne vid jämförelse mellan inkommande avloppsvatten i Himmerfjärdsverket och Henriksdal samt mellan utgående avloppsvatten i Himmerfjärdsverket, Henriksdal och Henriksdal MBR (Bilaga 10.1).

4.3 Utveckling av bättre analyser av mikroföroreningar

Projektet SystemLäk har haft som mål att utveckla och förbättra kemiska analytiska metoder för identifierade fokusämnen där dessa saknas eller är otillräckliga idag. Under projektets genomförande har följande punkter utretts som även avrapporterats i SystemLäk-rapporten Magnér *m fl.* (2017):

- Att testa artefakter i analyserna orsakade av den komplexa matrisen.
- Att implementera känsligare metoder för analys av östrogena hormoner i avloppsvatten.
- Att implementera känsligare metoder för analys av antibiotika i avloppsvatten.
- Att utveckla och sätta upp analysmetoder för omvandlingsprodukter (inklusive metaboliter) till modersubstanserna som vanligen ingår i de kemiska analyserna. Denna punkt i studien kunde endast till begränsad del genomföras på grund av ekonomiska ramar för projektet. Tester genomfördes enbart av överföring av omvandlingsprodukter (inklusive metaboliter) till modersubstanserna genom oxidation av reducerat tillstånd, reduktion av oxiderat tillstånd och genom enzymatisk dekonjugering.

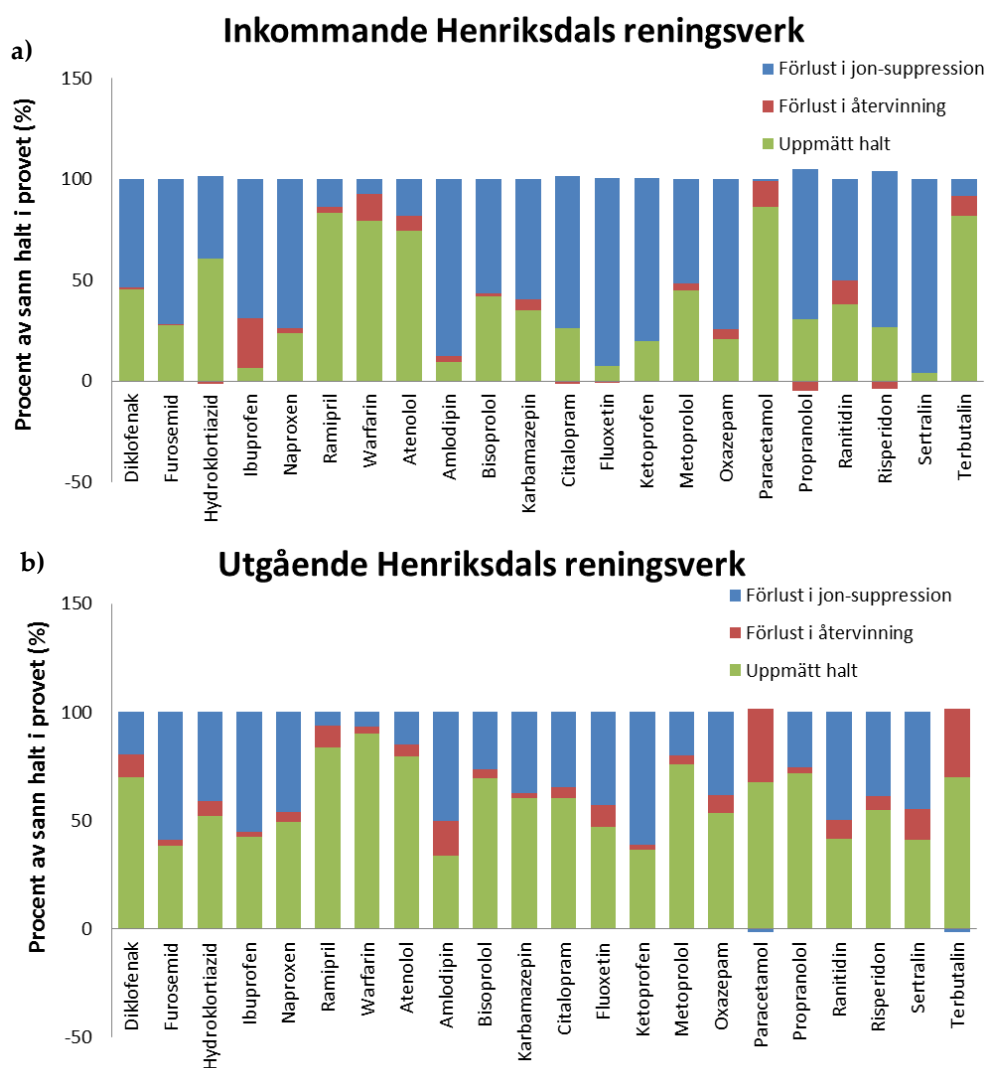
Utvärdering av reningseffektiviteten av olika reningstekniker baseras ofta på kemiska analyser av läkemedelsrester. Det finns dock svårigheter med analysmetoderna då läkemedel utgör en heterogen grupp av ämnen, med stor variation i fysikaliska och kemiska egenskaper. Variationen kräver generella metoder för provberedning och analys av komplexa matriser (som avloppsvatten är), vilket gör det svårt att skilja substanserna från övriga komponenter i matrisen. Bakgrund från matrisen riskerar att försämra återvinningen av läkemedel vid provupparbetningen samt påverka analysinstrumentets uppmätta signal. Till exempel kan den kraftiga bakgrunden i inkommande avloppsvattnet störa analysen så att vissa läkemedel observeras vid lägre koncentrationer i det orenade vattnet än i det mer rena utgående avloppsvattnet (jonsuppression), när bakgrundsmatrisen är mindre kraftig. I vissa fall kan signalen förstärkas av matrisen (ion enhancement) och ger då högre halt än den "sanna" halten.

En annan orsak till att halter av vissa läkemedel uppfattas som lägre i inkommande än utgående avloppsvatten kan vara att vissa läkemedel som metaboliseras i människokroppen återfår sin ursprungliga struktur i reningsverksprocessen och därmed kvantifieras i större utsträckning i utgående avloppsvatten. Matriseffekter försämrar även detektionsgränserna för östrogena hormoner så att det med dagens analysmetoder är svårt att bestämma deras förekomst i avloppsvatten. Koncentrationerna av östrogena hormoner i avloppsvatten är t.ex. ofta lägre än vad som kan detekteras med befintliga metoder och även gränsvärdena ligger lägre i Havsmiljöföreskriften år 2015 (HVMFS 2015:4) för hormonerna 17-beta-Östradiol (östradiol) och 17-alfa-Etinylöstradiol (etinylöstradiol) än vad som vanligen kan detekteras idag. Vissa klasser av antibiotika interagerar med fria joner från matrisen och bildar kelatkomplex, vilket ger försämrad återvinning och detektion. Analystekniken för antibiotika kan förbättras genom att till exempel tillsätta komplexbildare till provet för att minska förekomsten av fria joner. (Bruno *m fl.*, 2002; Lindsey *m fl.*, 2001; Yang *m fl.*, 2004).

Då behovet är stort kring att bedöma reningseffektivitet för avloppsvatten har ett SystemsLäks fokusområden varit att utveckla och utvärdera förbättrade metoder för kvantitativ bestämning av läkemedelsrester i avloppsvatten. Resultaten som avrapporterats som en egen delrapport (Magnér *m fl.*, 2017) indikerade att jonsuppression, dvs. nedtryckning av signalen vid analys på grund av konkurrens med den komplexa matrisen, var den största orsaken till den skenbara ökningen i koncentration av läkemedelsrester av de flesta ämnen från inkommande till utgående avloppsvatten. Halterna underskattades i genomsnitt för de studerade läkemedlen i det här undersökta fallet med 56 % i inkommande och med 33 % i utgående avloppsvatten från Henriksdals reningsverk. Förluster i återvinning samt omvandling av metaboliter av läkemedelsrester i avloppsvatten var av underordnad betydelse för flertalet ämnen. Förluster i återvinning sker oftast vid upparbetning av provet, till exempel genom en ineffektiv extraktionsmetod. Resultaten har tagits fram i ett försök där känd mängd läkemedel har tillsatts till avloppsprovet före upparbetning, efter upparbetning och till ett rent vatten utan matriseffekter.

Figur 4.1 visar den effekt vattenmatrisen kan ge när det gäller att uppskatta den "sanna" halten av de studerade läkemedlen i inkommande avloppsvatten. Staplarna i figurerna återger relativa förluster i återvinning vid provberedning, och på grund av jonsuppression, vid analys, samt uppmätt halt för respektive läkemedel, uttryckt i procent. Med "Uppmätt halt" avses den uppmätta andelen av "sanna" halt. Med "Förlust i jonsuppression" avses hur stor andel av den "sanna" halten som inte kan uppmätas på grund av störning av analysinstrumentets signal och med "Förlust i återvinning" avses hur stor andel av den "sanna" halten som inte kan extraheras vid upparbetning av provet. Figur 4.1 visar att jonsuppression har betydande påverkan på analyserna av de flesta ämnen och att förlust i återvinningen i upparbetningen har betydande

påverkan på analyserna av vissa ämnen. Att jonsuppression är en viktig orsak till att för låga halter mäts upp stärks också av andra försök som utförts inom SystemLäk (Magnér *m fl.*, 2017). De negativa staplarna i Figur 4.1a visar att det inte var någon uppmätt förlust i återvinningen för de berörda ämnena, utan halten av uppmätt läkemedel var högre i provet som tillsats läkemedel före upparbetning än i provet som tillsats läkemedel efter upparbetning. De negativa staplarna och staplar som summerar till mer än 100 % i Figur 4.1a representerar därför relativa osäkerheter mellan resultaten för proverna orsakat av analysmetoden. De negativa staplarna i Figur 4.1b visar att det inte var någon uppmätt jonsuppression för de berörda ämnena, utan halten av uppmätta läkemedel var högre i avloppsprovet som tillsats läkemedel efter upparbetning än i blankprovet med lika mycket läkemedel. De negativa staplarna i Figur 4.1b representerar därför förstärkt signal i instrumentet orsakat av matrisen (ion enhancement) och/eller relativa osäkerheter mellan resultat för proverna orsakat av analysmetoden.

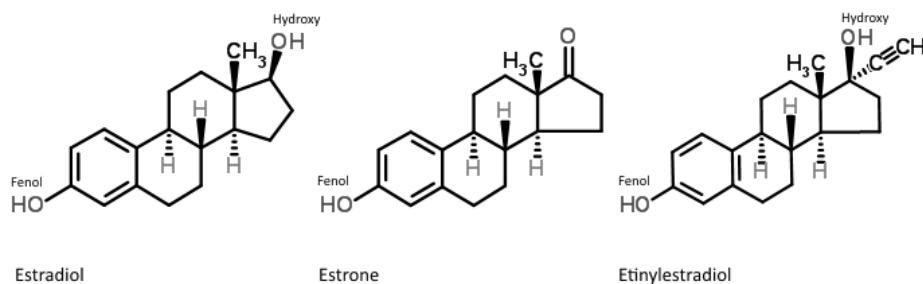


Figur 4.1. Relativa förluster i återvinning och jonsuppression vid analys samt uppskattad (rapporterad) halt för respektive läkemedel i inkommande avloppsvatten, uttryckt i procent (%). Figur 4.1a. De negativa staplarna och staplar som summerar till mer än 100 % representerar relativa osäkerheter mellan resultaten för proverna i testet orsakat av analysmetoden. Figur 4.1b. De negativa staplarna representerar "ion-enhancement" och/eller relativa osäkerheter mellan resultaten orsakat av analysmetoden.

Analyser av läkemedel i avloppsvatten som gjorts i olika undersökningar hittills har oftast inte kompenserat för jonsuppression vilket betyder att de sanna halterna av många läkemedel troligen ligger betydligt högre än de rapporterade, särskilt i inkommande avloppsvatten.

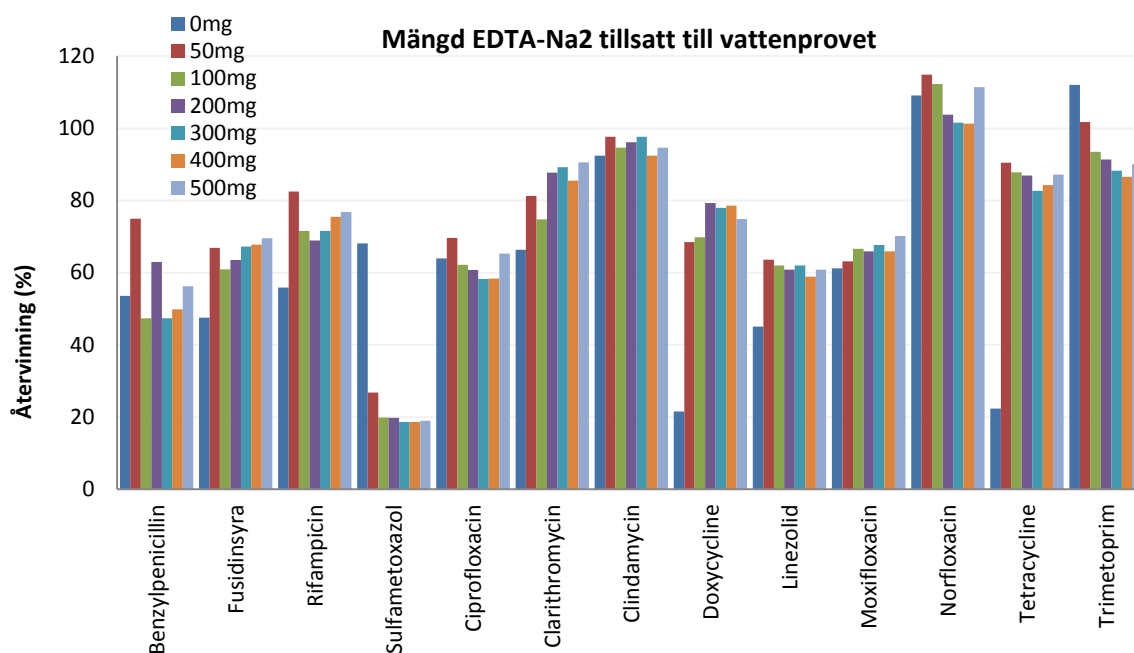
Utvecklingen av en känsligare metod för kvantifiering av östrogena hormoner i utgående avloppsvatten resulterade i haltbestämningar under ng/L, med en kvantifieringsgräns (LOQ; Signal/Noise=10) för 17β -östradiol på 0,6 ng/L, östron på 0,4 ng/L och 17α -etinylostradiol på 0,4 ng/L. Enligt det i studien utvecklade protokollet för bestämning av östrogena hormoner på gaskromatograf kopplad till en massdetektor (GC-MS) utförs två derivatiseringar för att öka detekterbarheten. Den första, där pentafluorobenzoyl klorid (PFBzCl) används, omvandlar fenolära grupper, dvs. OH-grupper, till pentafluorbensoylestrar. Fenolära grupper ingår i konjugerade/aromatiska system och återfinns hos alla tre studerade hormoner (Figur 4.2). Den andra, med N-Metyl-N-(trimetylsilyl)trifluoroacetamid (MSTFA), ger derivat av hydroxygrupper som inte direkt ansluter till konjugerade/aromatiska system och som återfinns i strukturen hos β -estradiol och etinylestadiol (Figur 4.2). Det dubbla derivatiseringsförfarandet ger en förbättrad detektion av de studerade hormonerna (Magnér *m fl.*, 2017).

Ett alternativ till att derivatisera och kvantifiera dessa hormoner med hjälp av GC-MS är att använda vätskekromatografi för separationen kopplat till en högupplösande massdetektor, typ fourier transform (Orbitrap™) eller time-of-flight (ToF). Tester inom projektet med denna typ av analysinstrument har visat på likvärdiga detektions- (LOD) och kvantifieringsgränser för de studerade hormonerna (Ej presenterade data).



Figur 4.2. De studerade östrogena hormonerna med deras tillhörande fenol- och hydroxygrupper.

Vad gäller antibiotikaanalys gjordes en utredning om tillsatser av olika mängder av komplexbildaren EDTA-Na₂ till 100 ml vattenprov innan upparbetning. Den visade att 9 av 13 studerade antibiotika ökade i återvinning vid tillsats av EDTA-Na₂ i förhållande till den obehandlade kontrollen (Figur 4.3). Kraftigast ökning observerades för teracyclin och doxycyclin på 62 % respektive 29 %, vid tillsats av 50 mg EDTA-Na₂. Däremot var skillnaden i återvinning av vid en stegvis ökning av EDTA-Na₂ tillsats från 50 till 500 mg marginell.



Figur 4.3. Återvinning av 13 studerade antibiotika med avseende på mängden tillsatt EDTA-NA₂ till provet.

5 Kriterier för val av system

Syfte

Att ta fram relevanta reningsmål, ta hänsyn till anläggningsspecifika förutsättningar samt relevanta kriterier för val av lämplig reningsteknik.

Arbetssteg

- 1) Definition av reningsmål (med eller utan existerande myndighetskrav), vilka mikroföroreningar/effekter som reningen ska avse, samt bedömning av recipientkänslighet (relevant vid ex. ozonering som slutbehandling vilket kan ge en negativ påverkan i recipienten)
- 2) Anläggningsspecifika förutsättningar
 - a. Hur ser den allmänna reningseffektiviteten ut i dagsläget? Krävs förbättringar?
 - b. Vilket flöde ska reningen avse?
 - c. Bedömning av slamhanteringen och hur den får/kan påverkas
 - d. Utrymmen som står till förfogande, elförsörjning m.m. Finns existerande infrastruktur som eventuellt kan användas (t.ex. sandfilter)?
- 3) Tekniskspecifika aspekter
 - a. Reningseffektivitet
 - b. Totala miljöpåverkan
 - c. Kostnader
 - d. Framtidssäkerhet, utvecklingspotential och flexibilitet
- 4) Kvalifikation/kunskap hos personalen

Allmänna rekommendationer

- Som underlag krävs en bra kartering av nuläget enligt föregående avsnitt.
- Tänk på att varje reningsverk är unikt och även om generaliseringar och erfarenheter från andra verk kan utgöra ett stöd så behöver dessa värderas utifrån egna förutsättningar.
- Endast en ordentlig genomgång av förutsättningar och kriterier som en avancerad rening ska uppfylla kan resultera i en resurseffektiv implementering. Lägg hellre mer tid på detta moment för att spara in merkostnader och -tid i ett senare skede.
- Som bedömningsunderlag för implementering bör själva reningfunktionen stå i fokus och offerter från flertalet olika leverantörer inhämtats för att kunna få en någorlunda rättvis kostnadsbild.

5.1 Reningsmål

Vid utsläpp av behandlat avloppsvatten till recipient är målet att inte försämra recipientens nuvarande vattenkvalitet eller på något sätt skada liv i recipienten. Att inte släppa ut några föroreningar överhuvudtaget är inte realistiskt. Effektiviteten hos ett avloppsreningsverk anges ofta som en procentuell reduktion av ämnen från in- till utflöde, men när det gäller möjliga toxiska effekter i vattnet är det den totala koncentrationen av ämnen i vattnet som är avgörande. Generellt gäller att försiktighetsprincipen bör tillämpas och endast minimala utsläpp tillåtas i de fall kvantifiering av halter och/eller tester av effekter inte kan utföras.

Som övergripande reningsmål kan därmed ett effektivt avlägsnande av föroreningar eller effekter från avloppsvatten räknas så att utgående avloppsvatten till recipienten helt saknar eller har en signifikant lägre halt av föroreningar eller negativa effekter på miljön jämfört med innan implementering av kompletterande reningssteg. Det bör noteras att fokus för bedömningen här ligger på vattenfasen, och inte på exempelvis slamfasen. Olika reningsprocesser garanterar inte att föroreningar bryts ner till ofarliga beståndsdelar utan föroreningen kan också övergå från t.ex. vattenfas till slamfas eller brytas ned till metaboliter som i sig kan vara definierade som föroreningar. För till exempel mikroplaster och tungmetaller handlar det bara om en fasövergång. Hur slammet påverkas av olika reningstekniker diskuteras vid genomgång av reningsalternativen men generellt så avser reningen alltså inte slamfasen.

Det finns ett generellt problem i att endast de substanser som analysen avser blir synliga och rapporteras, vilket i vissa fall kan ge intryck av en effektiv reningsprocess men där resultaten i verkligheten endast avser just den analyserade substansen samtidigt som bildningen av farliga nedbrytningsprodukter förblir okänd (se även avsnitt 4).

5.2 Anläggningsspecifika kriterier

Förutom de ovannämnda aspekterna så finns en hel del andra kriterier vid implementering av avancerad rening av mikroföroreningar som kort belyses här och sedan mer detaljerat i senare avsnitt.

Varje reningsverk är mer eller mindre unikt och därmed kommer även implementeringen av tekniska lösningar variera från verk till verk. Inte bara inkommande vattensammansättning utan även biologin som utgör huvudprocessen varierar mellan verken. Vissa tekniker kan därmed vara gynnsamma på en anläggning medan de är mindre effektiva på ett annat verk. För en resurseffektiv kompletterande rening behöver därför de anläggningsspecifika förutsättningarna tas med när lämplig teknik ska väljas. Även framtida utmaningar som gör att anläggningens process kan komma att ändras eller till och med bytas ut, behöver tas med i bedömningen. Henriksdal ARV och Himmerfjärdsverket, som båda kommer ställa om till en MBR-process är exempel som visar att processändringar kan påverka valet av lämplig teknik och leda till möjligheten att redan i huvudprocessen öka effektiviteten med att avlägsna föroreningar.

5.2.1 Reningseffektivitet i dagsläget

Reningstekniker för avlägsnande av mikroföroreningar utgör kompletterande reningssteg till den befintliga reningen av avloppsvatten och kan antingen integreras i den befintliga reningsprocessen eller utgöra ett efterföljande reningssteg. Dessa kompletterande reningssteg påverkas dock i olika avseenden av huvudreningen även om de i huvudsak syftar till att reducera andra föroreningar än

de som behandlas i huvudreningen. Exempelvis påverkas halterna av läkemedelsrester som både reduceras och bildas genom dekonjugering, och mikroplaster som avskiljs från vattenfasen vid slam/vatten-separeringen. För efterföljande reningssteg påverkar kvalitén av det behandlade vattnet både reningseffektivitet och kostnader för den kompletterande reningen.

Kompletterande reningssteg kan alltså både påverka och bli påverkade av huvudreningen. En optimering av huvudreningen mot läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar kan bidra till en utökad renings- och resurseffektivitet i efterföljande kompletterande steg. En modifierad biologisk behandling genom t.ex. system med bärmaterial (Falås *m fl.*, 2012) eller i form av en MembranBioReaktor (MBR) kan resultera i en utökad biologisk nedbrytning av läkemedelsrester redan i huvudreningsprocessen. I motsats till en konventionell aktivslamprocess kan en MBR-baserad aktivslamprocess genom sin funktion som ultrafilter även avskilja mikroplaster och bakterier som sedan inte behöver renas bort i efterföljande reningssteg. För både ozon och aktivt kol kommer t.ex. dos respektive kapacitet att variera med det vatten som ska behandlas. Generellt är det positivt med ett så väl biologiskt behandlat vatten som möjligt, och med så låg halt av suspenderade partiklar som möjligt. Dessutom har den totala halten av biologiskt stabila föroreningar i vattnet en negativ inverkan på den kompletterande reningen då de förbrukar ozon respektive konkurrerar om plats på kolet om dessa tekniker används.

Det är således viktigt att en rening av de här prioriterade föroreningarna bäst löses genom tekniska lösningar som implementeras, inte som oberoende reningstekniker, utan som ett integrerat reningssystem. Både inverkan av och på huvudreningen och konsekvenser därav behöver tas med i bedömningen.

Reningseffekten för de olika teknikerna utgår dessutom från att en effektiv rening av närsalter, organiska ämnen och partiklar finns på plats vid tillämpning av de förslagna kompletterande reningsteknikerna. För anläggningar mindre än 20 000 pe är detta dock inte givet då t.ex. en avancerad kväverening inte är del av reningsprocessen i många av dessa verk. En kompletterande rening för mikroföroreningar kommer således påverkas av detta och bedömningar och rekommendationer som ges i denna rapport kan inte tillämpas utan att detta beaktas.

Även själva storleken av reningsverket eller det dimensionerade flöde som en eventuell avancerad rening ska kunna ta hand om utgör viktiga faktorer, framförallt för resurseffektiviteten. Ju större flöde med små variationer som behandlas desto lägre kostnad per behandlad enhet. Vid större anläggningar kan oftast också en bättre kvalitet av det utgående vatten garanteras vilket påverkar eventuella kompletterande reningssteg.

5.2.2 Dimensioneringsunderlag

Vilket vattenflöde som behöver renas från mikroföroreningar har stor inverkan på implementeringen av avancerade reningstekniker. Detta gäller inte minst resurseffektiviteten och kostnaderna.

Även halten organiska föroreningar kan variera signifikant vid inloppet till verken. Dygnsvariationen av läkemedelsrester i avloppsvattnet beror framförallt på utspädning som varierar på grund av den varierande vattenanvändningen under ett dygn. En viss variation kan även orsakas av hur olika grupper av läkemedel doseras under dygnet. En dynamik är viktig för kompletterande reningsmetoder i den sekundära reningsprocessen (som vid TVAB i Linköping, Sehlén *m fl.*, 2015) medan kompletterande reningssteg efter huvudreningen påverkas i mindre uträkning då recirkulationsflöden och slam/vatten-interaktionen i huvudreningen leder till en

någorlunda konstant fördelning av belastningen i utgående vatten (Majewsky *m fl.*, 2011). Detta gäller i ännu större omfattning för MBR-processen.

Dimensionering av läkemedelsrening gjordes i projektet SystemLäk baserat på flödet som ska behandlas och inte en specifik koncentration i vattnet. Minimumflöden vid torrväder och maximala flöden vid nederbörd/snösmältning har inte tagits med men begränsningar vid olika tekniker har tagits upp där det behövs. Vissa tekniker som ozonering och aktivt kol-behandling kan relatera till en viss DOC-koncentration i vattnet. Vid beskrivning av teknikerna har detta angetts och kan i vissa fall underlätta vid jämförelse av olika studier. Avloppsvatten är dock en så pass komplex matris att det är svårt att basera en bedömning på endast en kemisk parameter. I vissa studier har det visats att andra ämnen kan störa reningen som t.ex. är fallet för ozonering vid höga järn- eller nitritkoncentrationer i vattnet.

Ett dimensioneringsflöde på 150 m³ per personekvivalent (pe) och år har antagits i beräkningarna baserat på den faktiska belastningen på de 20 svenska reningsverken med störst BOD-belastning år 2015. Data från miljörapporter för dessa anläggningar visar en genomsnittsbelastning på strax under 150 m³/(pe, år) både om faktiskt anslutna pe och pe enligt BOD-ekvivalenter används. De samtliga svenska reningsverk oavsett belastning med hamnar medelvärdet på 150 m³/(pe, år) om faktiskt antal anslutna pe används och på endast 135 m³/(pe, år) om BOD-ekvivalenter används. Enligt sammanställningen kan man då räkna med en vattenförbrukning på 180-250 L per dygn och pe samt en andel på 50-120 % ovidkommande vatten. För mindre reningsverk kan variationen i belastningen och vattentemperatur vara större än för stora anläggningar och detta behöver tas hänsyn till vid dimensionering av kompletterande reningssteg.

5.2.3 Betydelse av slamhanteringen

Slamhanteringen vid svenska reningsverk med slamspridning på åkermark som primärt mål för att åstadkomma en återföring av närsalter och mullämnen liksom användning av slam som jordförbättringsmedel innebär att mikroplaster, läkemedelsrester och andra föroreningar som finns i slammet tillförs marken. Detta innebär också att reningstekniker som påverkar slammet på ett negativt sätt har svårt att betraktas som realistiska alternativ i Sverige. I dagens reningsverk sker en överföring av många föroreningar från vattenfasen till slamfasen och en effektivare vattenrening innebär oftast att slamfasen blir mer kontaminerad, inte bara med föroreningar som fanns i avloppsvatten utan även med processkemikalier som i ökande grad behöver tillsättas i reningsverken för att uppnå strängare utsläppskrav. Redan idag hamnar vissa organiska föroreningar och så gott som alla plastpartiklar i slammet. Affiniteten till partiklar av olika substanser (se Tabell 4.1 och Tabell 4.2) kan ge en indikation på detta. De påverkas sedan endast i mindre uträkning av slamhanteringen. Även reningstekniker som aktivt kol vilket blandas i huvudprocessen kan påverka föroreningshalten i slammet. Alternativa metoder för slamhantering med t.ex. slamkonditionering eller termisk behandling (inkluderar kemisk eller fysikalisk behandling med olika temperaturer, tryck, kemikalier etc.) före spridningen skulle öppna upp för användning av tekniker som kan påverka slammet negativt, som t.ex. ultrafiltrering (UF) eller pulveriserat aktivt kol (PAK) som doseras i huvudreningen.

I denna rapport har det inte tagits hänsyn till slamhantering utanför reningsverket utan de olika teknikerna utvärderades utifrån tekniskspecifika egenskaper. Inverkan på slamkvaliteten har dock tagits med som en bedömningsparameter för att indikera eventuella konflikter. Vid jämförelse med tekniker som används i andra länder är just slamhanteringen en viktig aspekt då både Tyskland och Schweiz som oftast refereras till i dessa sammanhang tillämpar eller kommer tillämpa termisk behandling av slam som huvudalternativ, vilket skapar andra förutsättningar för applicerbara reningsmetoder för mikroplaster och organiska föroreningar.

5.2.4 Övriga anläggnings specifika aspekter

Även andra platsspecifika förutsättningar som tillgång till utrymme för installation eller markarbeten kan påverka val av teknik. Dessa aspekter har inte tagits med i utvärderingen mer än att varje teknik bedömts utifrån platsbehov och andra relevanta aspekter. Vid vissa verk kan outnyttjad infrastruktur som gamla sandfilter utgöra en skillnad i val av kompletterande teknik ifall investeringskostnaderna kan reduceras signifikant. Placering av ett extra reningssteg efter eller emellan befintliga reningssteg kan vara ett alternativ som påverkar hela reningen. Sehlén *m fl.* (2015) har t.ex. tittat på hur löst organiskt bundet kväve, fosfor och kol skulle frigöras vid en ozonering mellan två biologiska processer vilket skulle öka reningens förmågan av dessa parametrar. Den efterföljande biologin skulle samtidigt kunna verka mot en eventuell toxicitetsökning.

Andra viktiga kriterier kan vara elförsörjningen och ett eventuellt behov för uppgraderingen vid t.ex. implementering av ozoneringen. Skulle detta medföra problem kan teknikvalet påverkas och mindre energiintensiva tekniker föredras.

5.3 Teknisk specifika kriterier

5.3.1 Reningseffektivitet

Som effektiv rening avses här ett avlägsnande av föroreningar eller effekter från avloppsvatten så att utgående avloppsvatten till recipienten helt saknar eller har en signifikant lägre halt av föroreningar eller negativa effekter på miljön. Med en effektiv rening av läkemedelsrester avses här en rening med mer än 90 % över reningssteget vid normal belastning. Detta innebär en effektiv rening vid avsedda kontakttider och doser och att andra belastningsfall kan påverka reningseffektiviteten negativt eller positivt. Högre flöden och därmed förkortade uppehållstider kan innebära en mindre effektiv rening medan lägre flöden leder till längre uppehållstider och därmed en ökad reningseffektivitet. Hur olika reningstekniker och -kombinationer klarar av olika belastningsfall tas upp i teknikbeskrivningarna och i den samlade bedömningen.

Vad som avgör om ett avloppsvatten renats tillräckligt är i praktiken vilka mängder av olika ämnen som tillförs recipienten, jämfört med dem som kan ge negativa effekter eller strida mot miljö kvalitetsnormer. Det är alltså snarare flöden och halter i förhållande till recipientens status som är viktiga. För varje enskilt reningsverk och recipient måste man ta hänsyn till det, men vid jämförelse mellan olika reningsmetoder är den procentuella avskiljningen ett praktiskt mått.

Definitionen av reningseffektivitet både i reduceringsgrad och med avseende på vilka reningssteg som inkluderas skiljer mellan olika studier. Då vissa anger en reningseffektivitet för en kompletterande rening så avses i verkligheten en rening inklusive en eventuell förbehandling eller huvudrening. Även bedömningar av hur bra eller dåligt ett reningssteg fungerar kan variera då det ibland anses att en rening på 60 % är bra samtidigt som en annan reningsteknik anses som bra vid >80-90 % rening. Variationer förekommer också i vilka uppehållstider som används eller om rapporterade resultat baseras på försök med riktiga eller syntetiska och därmed mindre relevanta avloppsvatten. Detta innebär att rapporterade värden på reningseffektivitet i olika studier är långtifrån transparent vilket försvårar jämförelser.

För mikroplaster avses en bra rening med kompletterande tekniker vara en rening på 100 %. En rening på >90 % åstadkoms redan i dagens reningsverk och inga extra tekniker (förutom vid

bräddning av obehandlat avloppsvatten) behöver implementeras om inte ökad reningseffektivitet eftersträvas.

För övrigt bedöms reningseffektiviteten för varje reningsteknik och de olika föroreningar, effekter eller föroreningskluster som undersöks.

5.3.2 Den totala miljöpåverkan av reningstekniker

Den bästa tekniken från ett miljöperspektiv är tekniker vars totala miljöpåverkan är minimal. Detta kräver att många olika miljöaspekter behöver vägas in vilket vanligtvis görs i en livscykelanalys (LCA) genom att ta med olika miljöpåverkansindikatorer (KPI). Förutom klimatpåverkan (Global Warming Potential (GWP)) tas ofta försurning, bildning av marknära ozon, ozonutsläpp, förbrukning av naturresurser, eutrofiering och andra aspekter med. Alla dessa indikatorer behöver dock en kvantifierbar indikatorsubstans eller relation som t.ex. koldioxidekvivalenter för GWP. Ekotoxiska effekter på mark och vattensystem är svårare att kvantifiera och tas därför oftast inte med. Vid ozonering och andra oxidativa behandlingar finns t.ex. en risk för bildning av nya, eventuellt toxiska föreningar som kan motivera att ett ytterligare poleringssteg efter ozonbehandlingen införs. Detta kan både påverka bedömningen av behovet av reningsåtgärder och av miljönyttan med olika reningstekniker men även bedömningen av de potentiella negativa effekterna av olika reningstekniker. En annan aspekt är att enstaka substanser kan ha en obefintlig toxisk effekt i miljön men i en blandning med andra substanser så som i avloppsvatten kan den sammanlagda toxiciteten bli för stor (cocktaileffekt). Toxiciteten kan även vara kronisk vilket i motsats till akut toxicitet är svårare att upptäcka. Bioackumulering av vissa substanser kan först i framtiden generera en toxisk effekt som idag är omöjlig att kvantifiera. Framförallt vid reningstekniker som inte funnits implementerade så länge är toxiska effekter därför svåra att bedöma och lämnas därför utanför analysen. Detta innebär dock samtidigt att bedömningen av den totala miljöpåverkan endast baseras på de utvalda KPI:erna. En LCA är således endast så bra som den formuleras.

De olika reningsteknikerna kräver i vissa fall även stora mängder energi för själva driften. Energi genererar utsläpp när den produceras och just olika produktionssätt kan ha stor betydelse för den totala miljöpåverkan av en teknik. Samma gäller vid användning av aktivt kol som behöver stora resurser vid både tillverkning och regenerering i form av både material (kol) och energi (gas, ånga, el). Andra tekniker kräver kemikalier eller material för t.ex. membran som vid tillverkning orsakar en viss miljöpåverkan som kan vara dominerande för hela tekniken men som är svåra att relatera till om man endast fokuserar på miljöpåverkan från driften av tekniska lösningar när de är implementerade eller om man inte har information om tillverkningsprocessen och materialets tekniska livslängd.

Inom SystemLäk genomfördes därför en LCA för olika tekniker och även då kunde vissa miljöeffekter inte kvantifieras och har därför behövt lämnas utanför LCA:n. Dessa miljöaspekter beskrivs dock på annat sätt. Nya tekniker som användning av biokol tillverkat från reningsverkets eget slam eller från andra substrat är alternativ som kan vara fördelaktiga i miljöbedömningen även om exakta emissioner inte kan kvantifieras då referensanläggningar saknas. I dessa fall har olika antaganden beskrivits och känslighetsanalyser genomförts för att ge en realistisk indikation av teknikens potential och miljöpåverkan.

5.3.3 Kostnader

De totala kostnaderna för avancerad reningsteknik för borttagning av mikroföroreningar är en av de viktigaste aspekterna för implementeringen. Här inkluderas både eventuella

investeringskostnader och driftkostnader. Vissa reningstekniker kräver inga större investeringar då antingen befintlig infrastruktur kan utnyttjas eller då hela den nödvändiga utrustningen kan hyras in eller investeringen läggs om som en användaravgift. Det är således viktigt att inte bara jämföra investeringskostnader eller driftkostnader för olika tekniker med varandra. För varje teknik är det en eller flera poster som dominerar totalkostnaderna. Vid ozoneringen kan t.ex. priset för flytande syre (LOX) eller vid aktivt kol just priset för aktivt kol nämnas. Som arbetet med framtagandet av kostnadsberäkningar i avsnitt 7 har visat kan dessa kostnader skilja med flera hundra procent mellan olika anläggningar och således påverka en kostnadsjämförelse signifikant.

Uppgifter om kostnader för olika tekniker behöver även ta hänsyn till skillnader i beräkningarna och antaganden (t.ex. livslängd, ränta) som kan skilja markant mellan leverantörer. Ett problem med realistiska kostnadsskattningar är att teknikleverantörer oftast bara kan lämna uppgifter om kostnader för teknikerna men inte för dimensionering och genomförande av markarbeten och andra byggtekniska anläggningar. Dessa behöver hämtas in separat eller kan först vid en detaljplanering hämtas in vilket kan medföra osäkerheter då storskaliga referensanläggningar inte finns i Sverige.

Planerings- och ansöknings/tillståndskostnader kan vara en väsentlig del av totalkostnaderna men kan pga. mycket plastspecifika förutsättningar inte tas med i generella beräkningarna. Detta delvis eftersom dessa kostnader kan kategoriseras som transaktionskostnader som kopplar till styrmedel snarare än själva åtgärderna. Att planeringskostnader inte har tagits med i den här sammanställningen förklaras även med att det inte finns några svenska installationer än som kan användas som referens även om kostnader för exemplet Tekniska verken återges i den avslutande samlade bedömningen.

Observera att det antagna vattenflödet som behöver behandling vid olika reningsverksstorlekar har stor inverkan på totala och effektiva (per m³ vatten) kostnader. Ifall en kompletterande rening ska kunna rena allt avloppsvatten, alltså 100 % av reningsverkets inflöde vid alla tillfällen påverkas kostnaderna i större utsträckning än då endast t.ex. 95 % av allt flöde behandlas. Detta på grund av att de sista 5 % kan utgöra väldigt höga toppflöden vid extremväder som kräver extremt stora reningsanläggningar eller utjämningsanläggningar vilket både leder till högre kostnader och en mindre resurseffektiv drift av reningen. Det rekommenderas även stor försiktighet vid överföring av kostnader som anges i andra länder då dimensioneringsflöden i t.ex. Tyskland eller Schweiz kan ligga väsentligt lägre än i Sverige vilket inte alltid uppmärksammas vid användning av dessa data. Max- och minflöden har oftast inte tagits med i beräkningar så som i denna studie. Dessa diskuteras dock tillsammans med hur designflödet påverkar totalkostnaderna i den samlade bedömningen.

Projektet har försökt att sammanställa realistiska kostnader för både installation och drift för de olika reningsteknikerna och kombinationer av dessa i avsnitt 7. Beräkningarna baseras på flera uppgifter, dock framförallt på jämförbara kostnadskalkyler och offerter från flera svenska och utländska teknikleverantörer och entreprenader som baserats på samma utgångsdata och förutsättningar. Det finns flera förenklingar i dessa beräkningar som beskrivs samt osäkerheter då dessa kostnader först kan verifieras när flera fullskaleanläggningar har installerats. Även om kostnadsberäkningarna baseras på samma grunder så kan olika materialval för t.ex. kontakttankar, ozongenerering, tekniska utformning av olika detaljer etc. förekomma. Alla dessa faktorer påverkar kostnaderna. För drift har en del företag angett en skattning av arbetstimmar som krävs för underhåll samt en extra kostnadspost för reparationer, byte av slitagedelar etc. Detta gäller framförallt utländska företag (här Xylem Wedeco och GE Water) med erfarenhet från flera anläggningar. Andra har endast räknat med elkostnader och byte av slitagedelar.

Även om författarna anser dessa kostnadsberäkningar som de mest realistiska som finns tillgängliga i Sverige så kan dessa ändå endast ge en indikation då flera förenklingar och antaganden krävs vid allmängiltiga kostnadsberäkningar. Kostnader vid enskilda reningsverk kan vara både lägre och högre än de kostnader som redovisas här. För att visualisera hur olika poster kan påverka totala kostnader redovisas några kostnadsscenarioer.

Det bör även anmärkas att den ekonomiska bedömningen utgår endast ifrån kostnader som uppstår utifrån teknikimplementeringen och att de ekonomiska samhällsvinsterna i form av t.ex. en förbättrat vattenkvalité, minskade miljöskador, inverkan på hälsorisker m.m. inte räknats med. För detta skulle en mer komplicerad samhällsekonomisk analys behövas. Kostnadsberäkningen har därmed inte heller jämfört kostnader för teknikimplementeringen med alternativa investeringar i samhället.

Till sist bör det även påpekas att bygge av en helt ny anläggning som från början designas för att klara en hög och effektiv rening inklusive läkemedelsrester, mikroplaster och övriga föroreningar och effekter innebär en lägre totala kostnad för hela vattenreningen. Detta indikeras bl.a. av en omfattande svensk studie för återanvändning av avloppsvatten till olika ändamål (Baresel m fl. 2015a). Detta beror till stor del på att existerande reningsverk från början inte byggdes för den avancerade rening som nu ska åstadkommas och att man kan utnyttja den teknikutveckling som skett. Dessutom kan de olika reningsprocesserna i ett nytt reningsverk stämmas av mot varandra så att deras reningseffekt blir kompletterande och därmed mer resurseffektiv än dagens rening.

5.3.4 Utvecklingspotential och flexibilitet

En mycket viktig aspekt är hur flexibelt en viss reningsteknik är mot framtida krav så att den även kan möta dessa utan ännu fler kompletterande reningssteg eller signifikanta ombyggnader. Hur en reningsteknik kan gynnas av den kontinuerligt pågående process- och teknikutvecklingen är en annan viktig aspekt då dessa kan avgöra om en teknik kan nyttja dessa framgångar för att reducera sin miljöpåverkan, reningsekostnader eller att uppfylla framtida krav. Som exemplen kan nämnas att biokol som produceras från organiskt avfall och som ersätter fossilt aktivt kol har en stor potential att reducera både reningsekostnader och miljöpåverkan signifikant. Andra tekniker tillåter inte samma grad av utvecklingspotential då själva tekniken redan har utvecklats i hög grad. Ozonoxidation kräver t.ex. en viss mängd ozon för att åstadkomma den kemiska reaktionen som krävs. Den utvecklingen som möjligen kan ske är en optimerad integrering för maximalt utnyttjande av ozonet, bättre inblandningssystem, och kanske användning av grön el vid ozonproduktion.

5.4 Andra kriterier

5.4.1 Kvalifikation/kunskap hos personalen

De flesta tekniska lösningar för rening av mikroföroreningar kräver en ökad kompetens och kunskap hos process- och driftpersonalen för att kunna köra och övervaka processerna. Detta kan framförallt vid mindre reningsverk utgöra ett hinder i teknikimplementering om kvalificerad personal inte finns tillgänglig. Större reningsverk som Tekniska verken i Linköping planerar dock inte att anställa mer personal för drift av den nya ozoneringen och anser även att kunskapsnivån hos den befintliga personalen räcker till. Beroende på komplexiteten hos befintliga reningsprocesser kan en avancerad rening dock implementeras utan att en signifikant

kunskapshöjning krävs. Detta gäller framförallt vid installation av filter eller ozonering vid anläggningar som redan använder sig av t.ex. sandfilter respektive slamozonering.

5.4.2 Rening vid olika punkter i avlopssystemet inklusive icke-tekniska lösningar

Även om teknikgenomgången utgår ifrån att en rening vid reningsverk behövs bör möjligheten till alternativa åtgärder ändå belysas.

Ett effektivt uppströmsarbete för att minska utsläpp av föroreningarna till avloppsvattnet är en viktig del i svenska reningsverks arbete med att minska mängden föroreningar till miljön. Detta arbete omfattar föroreningar som tungmetaller, organiska miljöföroreningar, läkemedelsrester, och mikroplaster. Åtgärder uppströms kan vara svårare att åstadkomma för läkemedel än för övriga föroreningar, men det finns möjligheter till insatser även mot läkemedel. En studie av Graae *m fl.* (2017) visar att t.ex. receptbeläggning, läkemedelsgenomgångar och separat rening från sjukhus skulle ha en nästan omedelbar effekt på läkemedelsutsläpp från det att åtgärden införs. Att förskriva hälsa på recept, å andra sidan, skulle ha en förebyggande effekt på framtida läkemedelsanvändning men med en fördröjning på flera år från det att åtgärden införs. Miljönyttan av uppströmsåtgärder för minskad spridning av läkemedel till miljön är dock uppenbar även om den samtidigt är svårare att kvantifiera. Framförallt för mindre reningsverk kan ett utökat uppströmsarbete vara ett resurseffektivt alternativ till kompletterande reningssteg. Läkemedel kommer dock alltid att behövas och nya avancerade reningstekniker vid avloppsreningsverk kan utgöra nödvändiga komplement för att förhindra utsläpp till miljön.

Vissa reningssystem som presenteras här kan även appliceras uppströms vid punktkällor som t.ex. vårdinrättningar. Även om teknikernas grundläggande funktion är densamma så kan reningseffektivitet och kostnader skilja sig signifikant från tillämpningen vid ARV. Detta beror framförallt på att det är en annan vattenmatris vid källorna samt att andra aspekter som temperatur etc. påverkar reningseffektiviteten. Teknikerna kan ha en högre verkningsgrad med avseende på t.ex. läkemedelsreduktion om det installeras vid ett sjukhus samtidigt som kostnaden per kubikmeter behandlat vatten kan öka då mindre anläggningar generellt uppvisar en lägre kostnadseffektivitet. Denna lägre kostnadseffektivitet kan dock i ett systemperspektiv bli ett bättre alternativ då ett mer koncentrerat vatten kan behandlas. En sådan rening uppströms bidrar också till en minskning av utsläppen via bräddvatten. En rening uppströms reningsverken innebär också att belastningen på reningsverken ändras vilket kan påverka valet av teknisk lösning för kompletterande rening vid reningsverket. Det är emellertid viktigt att man ser begränsningarna av dessa lokala behandlingar. Det är ett litet antal läkemedel som till stor del kommer från sjukhus eller andra vårdanläggningar, för de flesta substanserna kommer en dominerande del från användning av medicin i hemmet.

6 Rekommenderade reningssystem

Syfte

Att beskriva de mest relevanta reningsteknikerna och hur dessa står mot de olika kriterierna för val av system inkl. reningseffektivitet för olika mikroföroreningar, för- och nackdelar, utvecklingspotential samt miljöpåverkan och kostnader.

Arbetssteg

- 1) Generell beskrivning av reningsmekanism, begränsningar, drift- och integreringsaspekter
- 2) Reningseffektivitet med avseende på olika mikroföroreningar
- 3) Beskrivning av teknikens generella miljöpåverkan
- 4) Redogörelse för rapporterade kostnader för valda teknik
- 5) Presentation av specifika frågeställningar relaterat till tekniken
- 6) Beskrivning av utvecklingspotential och flexibilitet

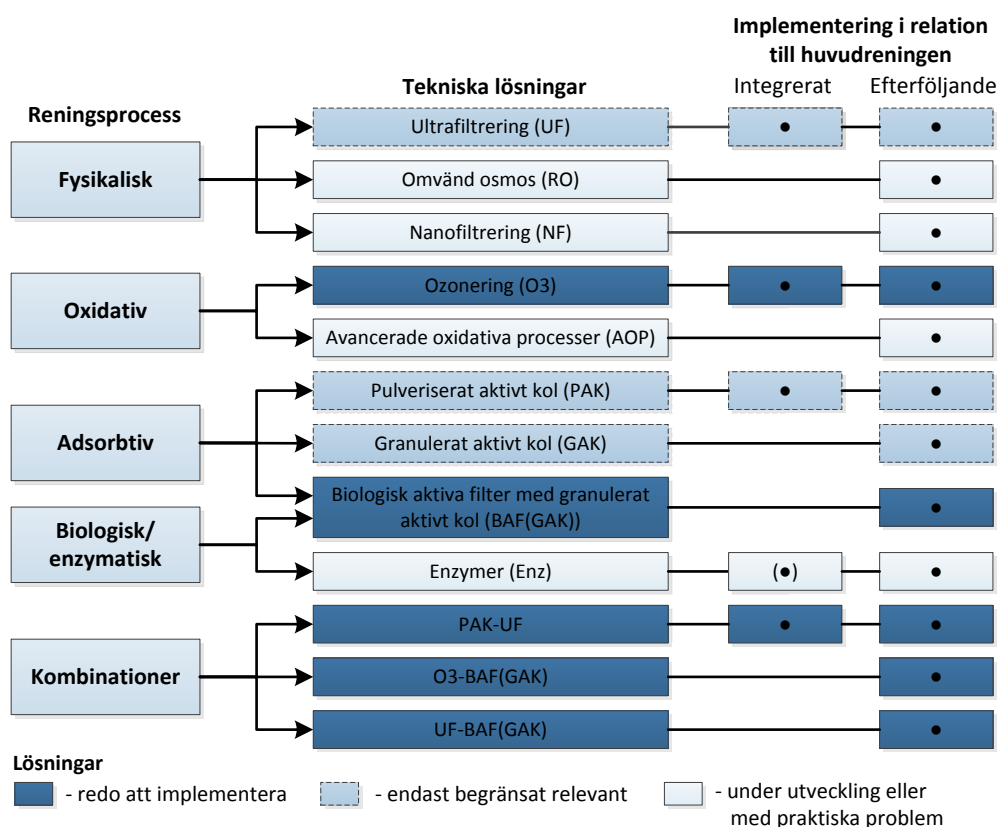
Allmänna rekommendationer

- Då varje teknik kommer bli en del av en större reningsprocess behöver in- och påverkan av helheten på den kompletterande reningen tas med i bedömningen av varje enskild teknik
- Rapporterade litteraturvärden inkl. kostnader m.m. är framtagna för specifika förhållanden och bör inte tas som generellt giltiga fakta.
- Endast en väl genomförd och avstämd integrering av kompletterande reningstekniker kan ge en resurseffektiv lösning som både uppnår satta reningsmål, ger synergieffekter och garanterar en ekonomisk hållbar lösning.

Det finns flera olika tekniker och teknikkombinationer som antingen kan åstadkomma en komplett rening av olika mikroföroreningar eller åtminstone en rening till viss del. Då projektet SystemLäk hade ett särskilt fokus på läkemedelssubstanser och tekniker som bedöms vara redo för fullskaleimplementering begränsas dock urvalet. Figur 6.1 visar samtliga reningsprocesser som projekt anser som relevanta. Endast 5 av dessa tekniker anses vara redo för implementering vid svenska reningsverk och dessa kommer det fokuseras på i efterföljande avsnitt.

Teknikerna Ultrafiltrering (UF), Pulveriserat aktivt kol (PAK) och Granulerat aktivt kol (GAK) anses som begränsat relevanta för rening av avloppsvatten förutom när dessa används i kombination enligt Figur 6.1. UF då tekniken endast kan rena bort partikulära föroreningar och även om detta t.ex. kan ge en komplett avskiljning av mikroplaster och bakterier så är effekten på läkemedelsrester försumbar om inte tekniken används i kombination med andra tekniker. Användning av PAK kräver en separat hantering av slamfasen om inte slammet från aktivslamprocessen ska kontamineras. Dessutom kräver PAK en effektiv avskiljning t.ex. genom UF vilket inte finns vid svenska reningsverk i dagsläget. Teknikkombination av PAK och UF däremot tas med i utvärderingen. Att GAK inte tas med som en relevant teknik för implementering beror på faktumet att en GAK-installation för rening av avloppsvatten i realiteten alltid kommer fungera som en biologisk rening. Att använda begreppet biologiskt aktiv filter med granulerat aktivt kol som filtermaterial (här med förkortningen BAF(GAK), se även Figur 6.1) är därmed mer korrekt. Biologiskt aktiva filter finns även med andra filtermaterial som t.ex. sand eller andra bärare, dock kan reningseffektiviteten hos dessa inte anses som tillräcklig. Omvänd osmos (RO) och Nanofiltrering (NF) skapar båda ett retentat som behöver en separat hantering. Avancerade oxidativa processer anses inte kunna ge fördelar vid tillämpning i kommunala reningsverk jämfört med andra oxidationstekniker som är billigare. Att använda anpassade enzymer som reningsteknik kräver fortsatt en del utveckling innan en implementering vid svenska reningsverk blir möjlig.

En beskrivning och bedömning av de tekniker som inte tas med i den vidare utvärderingen samt teknikerna som enligt Figur 6.1 är under utveckling eller som medför praktiska problem, finns i underlagsrapporten till Naturvårdsverket regeringsuppdrag kring rening av läkemedelsrester och mikroplaster (Baresel *m fl.*, 2017a). Dessa delar beskrivs inte vidare i denna rapport. Även den övergripande beskrivningen av de fem relevanta teknikerna för implementering vid svenska reningsverk återges delvis i denna underlagsrapport. Efterföljande avsnitt är dock mer komplett än det som återges i Baresel *m fl.* (2017a) och inkluderar bl.a. resultat från specifika undersökningar och tester inom SystemLäk.



Figur 6.1. Schematisk karakterisering av olika kompletterande reningstekniker.

Flera av reningsteknikerna och kombinationer som är redo för implementering vid svenska reningsverk enligt Figur 6.1 kan åstadkomma en rening av flera mikroföroreningar (Tabell 6.1). I kombination ger de olika reningsmekanismerna en bred rening som inte bara renar bort specifika prioriterade föroreningar som läkemedelsrester utan även andra non-target substanser med liknande egenskaper. För vissa föroreningar av intresse finns inte tillräckligt med information om reningseffektivitet för några reningstekniker. Ifall de biokemiska och fysikaliska egenskaperna för dessa föroreningar tillåter en bedömning av en förväntad reningseffekt så anges detta i tabellen. I denna förväntade reningseffekt ingår egenskaper som antalet omättade bindningar, innehåll av halogener (klor, fluor, brom, m.m.), densitet, textur, polaritet, löslighet m.m. Antalet omättade bindningar, d.v.s. förekomsten av pi-bindningar mellan kolatomer så som dubbelbindningar, får t.ex. betydelse för oxiderande tekniker såsom ozonering.

Tabell 6.1. Övergripande reningseffektivitet för reningstekniker redo för implementering vid svenska reningsverk.

Prioriterade mikroföroreningar och effekter	Reningsteknik/-kombination				
	O ₃ ¹	BAF(GAK)	PAK-UF	O ₃ -BAF(GAK)	UF-BAF(GAK)
Läkemedelsrester					
Azitromycin (antibiotikum)					
Ciprofloxacin (antibiotikum)					
Klaritromycin (antibiotikum)		#	#	#	#
Diklofenak (antiinflammatorisk)					
E2 (17β-estradiol) (hormon)				#	
EE2 (17α-ethinylestradiol) (syntetiskt hormon)				#	
Erytromycin (antibiotikum)		#	#	#	#
Ibuprofen (antiinflammatorisk och smärtstillande)					
Karbamazepin (antidepressiv)					
Levonorgestrel (syntetiskt hormon)		#	#	#	#
Metoprolol (betablockerare, blodtryckssänkande)					
Oxazepam (ångestdämpande och lugnande)					
Propranolol (betablockerare, blodtryckssänkande)					
Sertralin (antidepressiv)					
Sulfametoxazol (antibiotikum)					
Trimetoprim (antibiotikum)			#		
Effekt					
Smittrisk (bakterier, patogener)					
Antibiotika resistens (ARB)					
Östrogena effekter (YES) (effekt av hormoner)			#		#
Övriga mikroföroreningar					
Bisphenol A (plastkemikalie, hormonstörande)					
Cybutryne/Irgarol (Herbicid)		#	#	#	#
Dioxiner och PCB (bl.a. i kylvätskor)		#	#	#	#
Endotoxiner (giftiga bioaerosoler)		#	#	#	#
Ftalater (t.ex. DEHP) (mjukgörare i plastprodukter)					
Flamskyddsmedel (t.ex. HBCD)					
Kloralkaner (C10 till C13) (Smörjvätskor)		#	#	#	#
Linjära alkylsulfonater (LAS) (C10 till C13)		#	#	#	#
Nonylfenol (bl.a. tillsats i rengöringsprodukter)					
Oktylfenol (bl.a. tillsats i rengöringsprodukter)					
PFAS (inkl. PFOS) (Tensid)					
Sukralos (Sötningssmedel)					
Terbutryn (Herbicid)		#	#	#	#
Tributyltenn (TBT) (Biocid)		#	#	#	#
Triklorbensen (lösningssmedel & insekticid)		#	#	#	#
Trikloran (Antiseptikum)					
Tungmetaller ² (lägre prioritering)		#	#	#	#
Mikroplaster 1 µm - 5 mm (lägre prioritering)					
Standard					
Fosfor					
Kväve					
Organiskt material COD/BOD					
Partikelhalt					

Reningseffekt: ■ - bra, ■ - medel, ■ - lite, ■ - ingen;

- förväntad effekt utifrån substansens egenskaper och teknikens reningsmekanism)

¹ För en ozondos på mellan 0,5-1 mg O₃/g DOC

² Förväntad effekt baseras på ett fåtal mätresultat för enskilda metaller och reningsmekanism

* Kan frigöra hård bunden C, P och N för en efterföljande biologisk nedbrytning

6.1 Ozonering

Ozonoxidation är en av de mest refererade teknikerna för rening av svårnedbrytbara substanser och andra prioriterade föroreningar. Ozonbehandling bygger på den direkta kemiska reaktionen av ozonmolekylen samt indirekta reaktioner med hydroxylradikaler för att bryta specifika kemiska bindningar inom de berörda ämnena.

Ozonering är ett bra och flexibelt alternativ som ger en effektiv rening för många men inte alla föroreningar. Risken för uppkomst av skadliga nedbrytningsprodukter behöver dock vägas in. Förutom tekniska förbättringar av bl.a. ozoninblandningstekniken är en anpassad styrning av ozondoseringen mot behovet det området som kräver mest utveckling för en förbättring av resurseffektiviteten av tekniken.

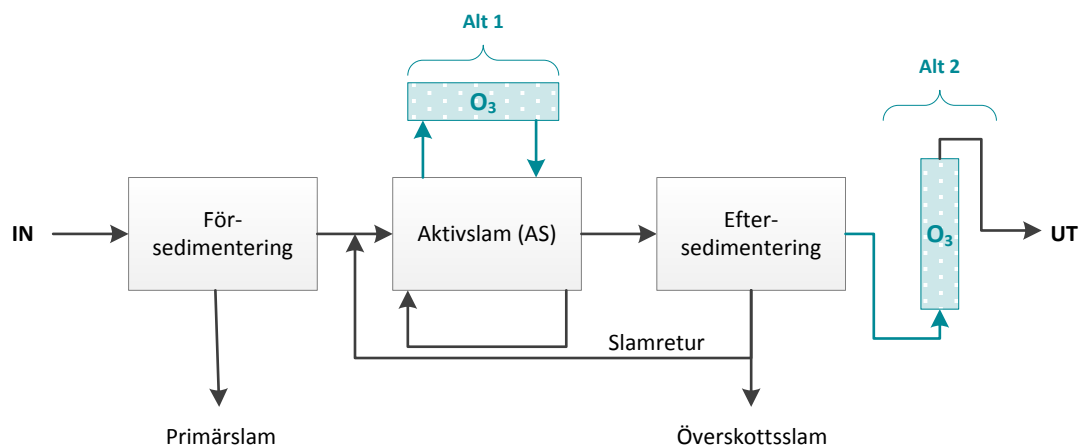
Projektet SystemLäk har undersökt både risken för uppkomst av skadliga nedbrytningsprodukter och styrningsalternativ samt andra till ozoneringen relaterade aspekter som återges i efterföljande bedömning av tekniken. En utförlig beskrivning av dessa aktiviteter redovisas i delrapporten "*Kompletterande tester för en resurseffektiv avancerad rening av avloppsvatten*" (Baresel *m fl.*, 2017b) och intresserade läsare hänvisas även till avrapporteringen av ozoneringsförsöken vid Tekniska verken i Linköping (TVAB) som genomfördes i samarbete mellan IVL Svenska Miljöinstitutet och TVAB inom ett parallellt projekt delfinansierat av Havs- och vattenmyndigheten genom anslag 1:11 Åtgärder för Havs- och vattenmiljö (Sehlén *m fl.*, 2015).

6.1.1 Erfarenheter, drift- och integreringsaspekter

Det finns flera fullskaleinstallationer av en kompletterande ozonbehandling för att oxidera läkemedelsrester och andra organiska föreningar. Erfarenheter med ozonering vid svenska reningsverk finns från ett antal pilottester (Baresel *m fl.*, 2014, 2015a; Ek *m fl.*, 2013; Ekblad *m fl.*, 2015; Sehlén *m fl.*, 2015; Wahlberg *m fl.*, 2010) och mindre fullskaleanläggningar vid t.ex. Knivsta reningsverk. Flera reningsverk har dessutom erfarenheter av ozonering från ozonbehandling av slam för hantering av flytslam och filamentproblem. Installationen av Sveriges första fullskaliga ozoneringsanläggning för rening av läkemedelsrester vid Tekniska verken i Linköping kommer att ge värdefulla erfarenheter. Internationellt finns flera installationer och erfarenheter återges bl. a. av Altmann *m fl.* (2012), Arge (2013), Cimbritz *m fl.* (2016), Gerrity och Snyder (2011) och Maus *m fl.* (2014). Det finns flera svenska och internationella företag på den svenska marknaden som erbjuder olika tekniska lösningar för alla reningsverksstorlekar.

Ozonering kan användas både som slutpolering, vilket är vanligast, eller som mellanliggande reningssteg mellan två biologiska steg, alternativt i ett recirkuleringsflöde (Figur 6.2). En ozonering brukar kräva mindre plats än en motsvarande GAK-behandling. Integreras ozonering mellan befintliga reningssteg krävs att flera aspekter som t.ex. restozon och ökade syrehalter tas hänsyn till än vad som är fallet vid användning av ozonering som sista reningssteg (Sehlén *m fl.*, 2015). Samtidigt kan en integrerad lösning vara fördelaktig både för att öka reningseffektiviteten av de vanliga föroreningarna som organiskt material och närsalter och med tanke på att en efterföljande biologisk rening kan ta hand om eventuella bi- och nedbrytningsprodukter som uppstår vid ozonering. Att mer lättnedbrytbart organiskt material bildas kan dessutom ha en positiv effekt på den efterföljande biologin då eventuella tillsatser av extern kolkälla för denitrifikation kan minskas som tester i Linköping visar (Sehlén *m fl.*, 2015). En ozonering av en recirkulationsström som implementerats i Schwerte, Tyskland (Arge 2013) kan ha fördelar liknande de vid ozonförsöken i Linköping (Sehlén *m fl.*, 2015) med möjlighet att styra flödet som ska behandlas. Vid ozonering

som sista reningssteg krävs inga särskilda aspekter förutom att hänsyn måste tas till möjliga nedbrytningsprodukter.



Figur 6.2. Möjlig placering av ozoneringssteget i befintliga reningsprocesser.

För en optimerad drift och låga kostnader bör ozonering styras av belastningen vilket dock fortfarande är under utveckling framförallt på grund av att tillförlitlig mätutrustning ännu inte finns tillgänglig. En styrning baserad på inkommande eller utgående belastning, eller av bägge, och på UV-absorbans, restozon i gas- och/eller vattenfas, samt DOC är möjliga ansatser som har testats bl.a. av Baresel *m fl.* (2014, 2015a), Sehlén *m fl.* (2015) och inom SystemLäk (Baresel *m fl.*, 2017b). Samspelet mellan olika parametrar som påverkar ozonförbrukningen som DOC, absorbans och även nitrit och järn i inkommande vatten innebär att en platspecifik övervakning och styrning kan krävas. Oberoende av vilken inblandningsteknik som används (vanligast injektor och diffusor) så bör anläggningen vara flexibel och kunna använda olika ozondoser och om möjligt även olika kontakttider.

Driftaspekter som bör beaktas är att det vid låga ozonhalter i det behandlade vattnet kan uppstå problem med igensättning och dålig mätsignal vid onlinemätning av restozon som rapporterats av bl.a. Sehlén *m fl.* (2015) och erfarenheter från försök vid Sjöstadverket. Även realtidsmätning av t.ex. DOC, nitritkväve och SAC (UV-absorbans vid 254 nm) för styrning av ozondosen kan utgöra en utmaning t.ex. på grund av järnbeläggningar. Även automatisk rengöring med ultraljud, luftblåsning och varmvattenspolning räcker inte alltid och manuell rengöring (bl.a. med saltsyra) kan krävas (se t.ex. Sehlén *m fl.*, 2015) vilket kan innebära ökade driftkostnader och extra arbetsmiljörelaterade insatser. Olika inblandningstekniker har också begränsningar i hur låga eller höga flöden som kan hanteras. Detta bör beaktas vid processdesign och kan t.ex. undvikas vid ozonering av en delström som blandas med huvudströmmen som t.ex. projekterat vid TVAB i Linköping. Material och utrustning som används i ett ozoneringssteg behöver vara ozonbeständiga vilket gäller framförallt för olika tätningar för att minska risken för ozonläckage.

Huvudkomponenterna för en ozonering av avloppsvatten är ozongeneratoren inklusive styrning och kylning, inblandning av ozon i avloppsvatten, syrgasgenerator eller syrgaslagring, kontakttank samt ozondestruktör och säkerhetssystem. Uppehållstiden i kontakttanken kan variera och därmed volymen som krävs vilket i sin tur påverkar installationskostnaderna. Tester inom SystemLäk (Baresel *m fl.*, 2017b) visar att mycket kortare kontakttider än de som vanligtvis tillämpas vid dimensioneringen skulle innebära stora besparingar i kontaktvolymen utan att reningseffektiviteten minskar. Platspecifika tester rekommenderas dock alltid då den unika vattenmatrisen vid varje enskilt verk bestämmer om detta kan tillämpas.

Olika inblandningssystem kräver olika driftförhållanden. En viktig aspekt vid implementering av ozonering är en signifikant högre elförbrukning vid reningsverket som ozoneringen innebär. Detta kan kräva en uppgradering av elförsörjningen så som var fallet vid Tekniska Verken i Linköping.

6.1.2 Reningseffektivitet

Behandling med ozon kan förväntas ha samma reningseffekt över anläggningens hela livslängd vid konstanta driftförhållanden och om diffusor/injektorer underhålls. Det finns många tester med ozonering för att oxidera läkemedelsrester och andra organiska föreningar. Resultaten rapporteras från flera labbskåletester (Wert *m fl.*, 2009), pilotskala (Abegglen *m fl.*, 2010; Baresel *m fl.*, 2014, 2015a, 2016a; Ek och Baresel, 2013; Ekblad *m fl.*, 2015; Gerrity och Snyder, 2011; Magdeburg *m fl.*, 2012, 2014; Sehlén *m fl.*, 2015; Stalter *m fl.*, 2010; Wahlberg *m fl.*, 2010) och fullskaleapplikationer (Altmann *m fl.*, 2012; Gerrity och Snyder, 2011; Maus *m fl.*, 2014; Stalter *m fl.*, 2010).

Reningseffektiviteten påverkas av vattenkvaliteten och under vissa driftförhållanden som innebär t.ex. höga partikelhalter eller andra föroreningar kan processen påverkas negativt. Rapporterade ozondoser från flera internationella och svenska studier varierar mellan 0,3 och 1,2 mg O₃/mg DOC (motsvarande 3-12 g O₃/m³ vid 10 mg DOC/L) och en signifikant nedbrytning av de flesta av de studerade föreningarna har observerats i olika studier (ett sammandrag ges i Baresel *m fl.*, 2015b och Cimbritz *m fl.*, 2016). Ozondoser som krävs varierar dock för olika substanser och för vissa som t.ex. ibuprofen kan en tillräcklig rening inte åstadkommas även vid mycket höga ozondoser. Vid ozonering i sido- eller recirkulationsströmmar som t.ex. implementerats i vissa reningsverk (Arge 2013) kan endast en rening på 50-75 % åstadkommas räknat på hela flödet även om en bra reduktion av mikroföroreningar på >90 % rapporteras för sidoströmmen. Vid höga nitrithalter i vattnet kan ozondosen behöva höjas med 1,1 mg O₃/mg NO₂ (Wert *m fl.*, 2009) för att kompensera för nitritoxidationen.

Även om flera studier indikerar ett gott allmänt dos-responsbeteende för ozonbehandling så är den faktiska optimala ozondosen inte given då vattnet varierar i sammansättning över tiden. Detta kräver en bra övervakning och styrning av ozonering för att garantera en viss reningseffektivitet och även för att minska risken för uppkomst av skadliga biprodukter som tester i SystemLäk visar (Baresel *m fl.*, 2017b).

Vanliga kontakttider är mellan 10 och 25 minuter men även kortare kontakttider kan användas vid dimensionering av anläggningar. Testerna inom projektet (Baresel *m fl.*, 2017b) med den för många avloppsvatten relevanta ozondosen 5 mg/L visade att 7 minuter HRT var fullt tillräckligt för reaktionen. Nödvändig reaktionstid är emellertid beroende av vattnets sammansättning, pH och ozondos och tester i varje enskild fall rekommenderas. Då kontakttiden påverkar hur stor kontaktreaktorn behöver vara kan kontaktidstester påverka dimensioneringen och därmed kostnader för ozonanläggningar avsevärt.

Vid normala ozondoser (0,6-1,1 mg O₃/mg DOC) kan även en minskning av den östrogena effekten med ca 98 % och den androgena med 56 % åstadkommas (Altmann *m fl.*, 2012; Baresel *m fl.* 2014). Fenoler kan avlägsnas förutom oktylfenol och nonylfenol som är svårare att oxidera (Baresel *m fl.*, 2014). En ozonbehandling av vatten anses vanligtvis som desinficerande. Det är dock inte garanterat vid vanliga ozondoser framförallt inte om ozonet förbrukas effektivt enligt ovan och om ozoneringen drivs på så sätt att man försöker att undvika restozon i behandlat vatten vilket kunnat observeras vid olika ozoneringsförsök (Arge 2013). Baresel *m fl.* (2014) och Sehlén *m fl.* (2015) visade dock en väsentlig reduktion av fekala koliforma bakterier och det totala antalet bakterier framförallt vid en högre ozondosering.

Vid ozonering spelar kvalitén och sammansättningen av det behandlade vattnet stor roll för reningseffektiviteten. Pilotförsök med och utan membranfiltrering före ozoneringssteget (Baresel *m fl.*, 2015b) samt försök med MBR-behandlat avloppsvatten (Baresel *m fl.*, 2014, 2017b) visar en tydlig inverkan av vattenkvalitén på ozoneringen. Vid ozonering av "rena" vatten (vatten med hög reningsgrad, låg halt av suspenderat material, m.m.) påverkade inte ozonbehandlingen vattnets egenskaper radikalt, förutom att vattnets färg mycket effektivt reducerades samt att absorptionen vid 254 nm minskade med ökad dos (Baresel *m fl.*, 2014, 2017b). Den minskade UV-absorptionen speglar med största sannolikhet oxidation av aromatiska ringar i ligninrester (humusämnen) i avloppsvattnet men tycks delvis samvariera med avlägsnandet av läkemedelsrester (som ofta innehåller konjugerade system och aromatiska strukturer). Vattnets pH kan sjunka något till följd av en viss syrabildning från delvis oxiderat organiskt material. Vid en måttlig ozondos kunde dessutom inga förhöjda BOD-värden upptäckas. Just en möjlig ökning av BOD-värden i ozonbehandlat vatten från traditionella aktivslamprocesser har setts i pilotester och kan utgöra ett problem ifall utsläppsränsvärden äventyras. Ytterligare ett biologiskt steg efter ozonering för att ta bort nybildat nedbrytbart material kan i dessa fall krävas.

Som beskrivits i Sehlén *m fl.* (2015) kan ozonering även användas för att åstadkomma inte bara en nedbrytning av läkemedelsrester m.m. utan även för att frigöra organiskt bundna ämnen för att sedan bryta ner dessa i ett efterföljande biologiskt steg för denitrifikation.

Vid tillräckligt höga doser kan ozonering åstadkomma en desinfektion av vattnet och då antibiotika destrueras kan multiresistens i princip undvikas nedströms reningssteget. En avdödning av multiresistenta bakterier ger ingen garanti att multiresistenta gener inte kan föras vidare. Samtidigt kan det krävas högre ozondoser för att döda samtliga bakterier än vad som krävs för rening av läkemedelsrester.

Ozonering påverkar inte mängden mikroplaster i det behandlade avloppsvattnet. Effekter av ozonering på mikroplaster har hittills inte undersökts men en eventuell frisättning av t.ex. mjukgörare kan påverka vattnet negativt och motivera behovet av ett poleringssteg efter ozonering.

6.1.3 Toxicitetsutredning

Redan i SystemLäks kunskapssammanställningen (Baresel *m fl.*, 2015a) framkom det att det råder delade meningar om ozonbehandling av avloppsvatten ger upphov till skadliga substanser som kan ge toxiska effekter eller inte. För att vidare försöka klargöra om detta är fallet och om de ämnen som bildas är stabila över tid har ett av målen inom projektet varit att utreda frågan för mer klarhet. För en utförlig beskrivning av genomförandet och resultaten hänvisas till projektets delrapport "*Kompletterande tester för en resurseffektiv avancerad rening av avloppsvatten*" (Baresel *m fl.*, 2017b).

För utredningen byggdes en ozonanläggning i laboratorieskala med kapacitet att ozonera upp till 1 L avloppsvatten per gång för kontrollerad ozonering av avloppsvatten. Ozonpiloten justerades så att den bildade ozonmängden blev 2,5 mg O₃/min. Vid anläggningen kan avloppsvatten ozoneras och sedan direkt testas för toxicitet med laborietester utan vidare transport eller lagring av vattnet. Att minimera tiden mellan provtagning och analys är viktigt när det gäller att fastställa om eventuella toxiska effekter av bildade kortlivade substanser uppkommit samt att fastställa skillnader i toxicitet mellan vatten som lagrats över tid eller vatten som utsatts för ett extra poleringssteg.

Toxicitetstester har genomförts dels direkt på ozonbehandlat avloppsvatten och dels på ozonbehandlat vatten som antingen lagrats över tid eller som fått passera genom en kolonn med aktivt kol eller bädd av sand. Dessa resultat jämförs med toxiciteten på avloppsvatten som inte genomgått ozonbehandling.

Som testvatten användes utgående avloppsvatten från Henriksdals reningsverk. Vattnet har testats på organismer från olika trofinivåer. Tester har utförts på bakterier (*Microtox*), alger (*Selenastrum capricornutum*) och kräftdjur (*Nitocra spinipes*). För *N. spinipes* utfördes två olika tester dels en akut test, dels en känsligare subkronisk test LDR (larvutvecklingshastighet). Det har också utförts tester för att bekräfta att inga östrogena effekter finns kvar eller har bildats i avloppsvattnet efter ozonering (YES-test, Svensson och Allard 2002).

Som första steg utfördes toxicitetstester på avloppsvatten med en ozondos på 7,5 mg O₃/L. Testerna utfördes direkt på avloppsvatten före och efter ozonering utom YES-testen som utfördes på ett uppkoncentrat prov. Resultaten visas i Tabell 6.2.

Tabell 6.2. Toxicitetstester på avloppsvatten före och efter ozonering (7,5 mg O₃/L).

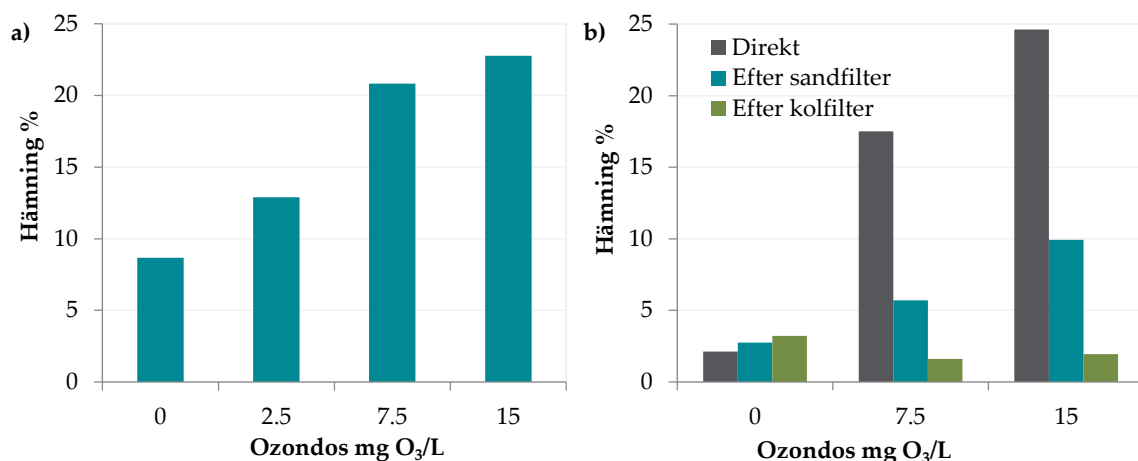
Organism	Före ozonering	Efter ozonering
Alg	Ingen detekterbar effekt	Ingen detekterbar effekt
Kräftdjur akut	Ingen detekterbar effekt	Ingen detekterbar effekt
Kräftdjur LDR	*	Ingen detekterbar effekt
Microtox	Svag effekt	Effekt
YES östrogen effekt	Ingen detekterbar effekt	Ingen detekterbar effekt

* Ej testad

Endast Microtox visade sig ge en effekt på det testade avloppsvattnet även om den för avloppsvattnet direkt visade sig vara mycket svag, men effekten ökade efter ozonering. Ingen av de övriga testerna gav någon effekt vid högsta testade vatteninblandning (100 %) varken före eller efter ozonering.

Microtox valdes därför ut för fortsatta tester och alla dessa tester utfördes på vattnet direkt utan koncentring. Att endast Microtox gav effekt efter ozonering kan bero på att de toxiska substanser som bildats under ozoneringen inte är stabila. Microtox har en testtid på 15 minuter och de andra testerna tar upp till en vecka. Microtox-tester var lämpliga för vårt teständamål då testerna har minimal förberedelsestid så vattnet går att testa direkt efter ozonering, själva testförfarandet går fort så eventuellt bildade kortlivade substanser finns kvar och testen är billig att utföra.

För att se om ökade ozonhalter gav en större toxisk påverkan utfördes ozoneringar med tre olika halter 2,5, 7,5 och 15 mg O₃/L. Resultaten i Figur 6.3a visar en tydlig dosberoende ökning av toxiciteten. För att säkerställa resultaten utfördes försöken vid fyra olika tillfällen. För att undersöka om resthalter av ozon kunde påverka resultatet testades vattnet för förekomst av ozon med en spektrofotometrisk metod. Inga detekterbara halter av restozon kunde påvisas i avloppsvattnet efter ozoneringarna.



Figur 6.3. Hämmning i procent vid 90 % inblandning av (a) avloppsvatten behandlat med olika ozonhalter (medel av fyra försök); och (b) ozonerat avloppsvatten före och efter behandling med sand- och kolfilter.

Försök gjordes också för att se om den toxiska effekten avklingade med tiden. Microtox-tester med ozonerat vatten (7,5 mg O₃/L) utfördes direkt efter ozonering sedan fick vattnet stå och ytterligare tester utfördes efter 1, 2, 3, 5 och 7 timmar. Resultaten visar att den toxiska effekten avtar med tiden men att en liten effekt kvarstår efter 7 timmar. Ytterligare försök utfördes med tre olika ozondoser (2,5, 7,5 och 15 mg O₃/L) där vattnen fick stå 24 timmar efter ozoneringen. En svag effekt fanns då kvar vid den högsta ozondosen (15 mg O₃/L) jämfört med startvärdet.

Olika efterpoleringssteg testades också för att se om den toxiska effekten försvann. Ozonerat vatten fick dels gå genom en sandkolonn dels genom en kolonn med aktivt kol. Både sanden och kolen hade fått stå med avloppsvatten för att bygga upp en bakteriefilm och på så sätt försöka efterlikna förhållanden i verkligheten. Resultaten visade att reduktionen av den toxiska effekten var god både med sandfilter och aktivt kol (Figur 6.3b) även om kolfiltret hade en tydligt bättre effekt.

Sammanfattningsvis kan konstateras att ozoneringsförsök med utgående kommunalt avloppsvatten visade att det bildas substanser som ger en svag men dosberoende toxisk effekt. Effekten kunde detekteras med Microtox-test, men inte med alg- eller kräftdjurstest. Den toxiska effekten avklingar med tiden, men kvarstår efter 1 dygn vid högre ozondoser (15 mg/L). Effekten beror antagligen på kortlivade substanser som inte upptäcks om testningen inte sker direkt efter ozoneringen. Efterpoleringssteg med sandfilter eller aktivt kol reducerar effekten, kolfiltret visade sig effektivare än sandfiltret.

6.1.4 Miljöpåverkan

Förutom risker med bildning av farliga biprodukter är det framförallt den höga energianvändningen vid ozonering och i samband med tillverkningen av flytande syre som dominerar miljöpåverkan enligt studierna genomförda av SystemLäk (se avsnitt 7). Totalt sett är dock energibehovet på samma nivå som för rening med t.ex. aktivt kol om tillverkning och regenerering av kolet räknas med. I motsats till tillverkning och regenerering av aktivt kol som idag sker utomlands så kommer dock energiförbrukningen vid ozonering leda till en mindre miljöpåverkan per kWh på grund av den mer gröna elmixen i Sverige.

Ett problem med ozonering är bildningen av oxidationsbiprodukter som t.ex. bromat, nitrosaminer, formaldehyd och andra toxiska ämnen (Baresel *m fl.*, 2015b; Hübner *m fl.*, 2015; Margot *m fl.*, 2013; Stalter *m fl.*, 2010; Wahlberg *m fl.*, 2010) med ekotoxikologiska effekter. Med ett

biologiskt steg efter ozonering kan effekterna av biprodukterna kraftigt begränsas (Breitholtz och Larsson, 2009; Magdeburg *m fl.*, 2014; Margot *m fl.*, 2013; Stalter *m fl.*, 2010). Tester inom SystemLäk projektet (se avsnitt 6.1.3) visade att det i vissa fall redan räcker med en utökad uppehållstid efter ozonering för att förhindra negativa effekter av biprodukterna. Just eventuella skadliga nedbrytnings- eller biprodukter från ozonering som når recipienten är en miljörisk som är svår att kvantifiera.

Eftersom ozon är ett kraftfullt oxidationsmedel är det viktigt att tänka på arbetsmiljörisker när ozongas används som reningsmetod. Ozon är en instabil gas som vid förhöjda temperaturer kan intensifiera och även orsaka brand. Ozonet kan orsaka ögon-, hud och luftvägsirritation, misstänks kunna orsaka genetiska defekter, och kan orsaka organskador genom lång eller upprepad exponering. Ozon har dock använts i många reningsverk för slamkonditionering vid uppkomst av skum och flytslam och är således ingen helt okänd teknik. Ozoninstallationer är utrustade med flera säkerhetssystem som läckvarnare, gaslarm och ozondestruktör. Om driftpersonal utrustas med gaslarm bör säkerhetsriskerna kunna hanteras. Den kraftiga lukten av ozon redan vid låga, ofarliga halter gör att ozonemissioner är lätta att upptäcka.

Ett potentiellt arbetsmiljöproblem som ännu inte har undersökts närmare och som därför är svårt att bedöma är kopplat till risken för bildning av oxidationsprodukter som enligt ovan är mer eller mindre okända. Detta innebär att även oxidationsprodukter som är lättflyktiga, såsom aldehyder, ketoner och karboxylsyror kan bildas och då reningssystemen inte är helt slutna utgöra en arbetsmiljöfråga som kan behöva hanteras. Inga problem relaterade till denna aspekt har dock rapporterats än och inte heller har några mätningar, vad vi känner till, utförts varför denna potentiella risk bör utredas.

En annan arbetsmiljöaspekt som man behöver ta hänsyn till är hanteringen av flytande oxygen, framförallt med tanke på brand- och explosionsrisk.

6.1.5 Ekonomi (installation, drift)

Ozonering anses jämfört med andra kompletterande reningstekniker vara ett av de billigaste alternativen. Detta kan delvis bero på antalet installationer som gör ozonering till en standardteknik med många aktörer på marknaden som erbjuder lösningar. Detta återspeglas även i arbetet med framtagande av kostnader i SystemLäk (se avsnitt 7) där flest leverantörer erbjuder en kostnadsberäkning för ozonering medan det för andra tekniker som t.ex. GAK-filer finns en stor osäkerhet.

En beräkning av nederländska kostnader baserade på en sammanställning av schweiziska och tyska installationer (Mulder *m fl.*, 2015) skattar kostnaderna till omkring 1,6 - 2,2 kr/m³ för anläggningar på 20 000 - 300 000 pe. Det används dock en annorlunda pe-definition och sandfiltret och dess underhåll ingår i beräkningen. Beaktas endast ozonering så ligger kostnaden snarare på 0,9- 1,5 kr/m³ enligt denna studie. Wahlberg *m fl.* (2010) uppger kostnaden för ozonbehandling till ca 0,6 kr/m³ vatten (> 100 000 pe).

Kostnadsberäkningar inom SystemLäk som tagits fram för svenska förhållanden tillsammans med svenska och utländska teknikleverantörer och med en ozondos på 5 mg O₃/L samt en kontakttid på minst 15 minuter tyder på kostnader på 0,5 - 0,8 kr/m³ för 2000 - 10 000 pe, 0,15 - 0,3 kr/m³ vid anläggningsstorlekar på 500 000 pe, och <0,15 kr/m³ vid anläggningsstorlekar > 500 000 pe. För driftkostnader har samma energi- och syrebehov antagits dock har antalet timmar som behövs för underhåll inte angetts av vissa företag då det inte finns erfarenheter från fullskalanläggningar. Andra företag har skattat behovet av timmar för drift och underhåll till <4 tim/vecka för små

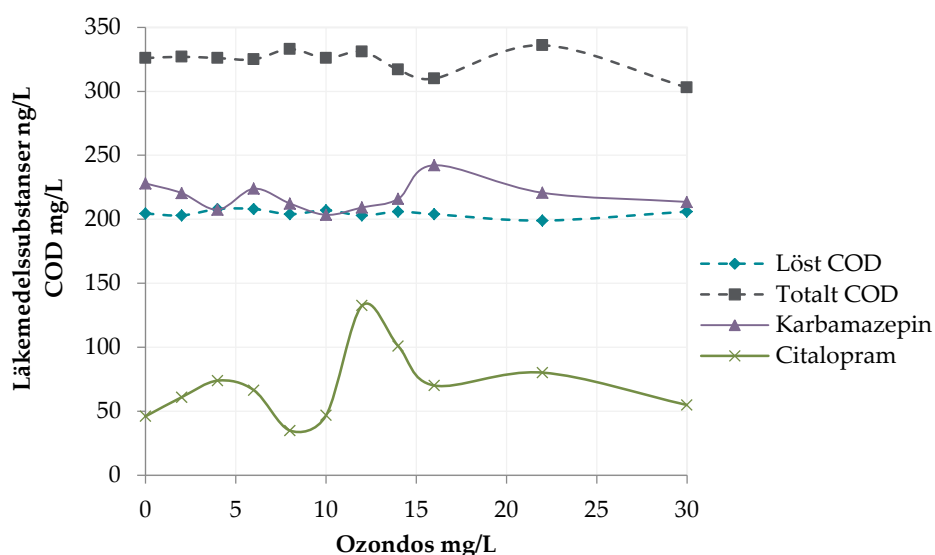
anläggningar (<20 000 pe) och till >12 tim/vecka för anläggningar > 100 000 pe. Även om dessa timmar räknas med enligt svenska timpriser i Tabell 7.4 så ger den samlade kostnadsbedömningen en total kostnad (CAPEX & OPEX) på 0,65 kr/m³ för ett reningsverk på 10 000 pe och 0,16 kr/m³ för en anläggningsstorlek på 500 000 pe (vid en ozondos på 5 mg/L).

Energiförbrukningen är den stora driftkostnaden vid ozonering. En uppskalning av de studerade ozoneringsystemen och offerterna ger ett energibehov på 0,1-0,2 kWh/m³ för stora anläggningar varav ozongenereringen med 10 kWh/kg ozon står för det största behovet. En extra investering för uppgraderingen av reningsverkets elförsörjning kan därför tillkomma. Teknikval och – utformning påverkar energiförbrukningen som t.ex. ozonkontaktorns utformning och inblandningsmetoden (injektortekniken kan kräva mer energi än t.ex. diffusorlösningen). För investeringen är kontakttankarna den dominerande kostnaden och antagen kontakttid vid dimensionering blir därför viktig. Som testerna inom SystemLäk visar kan den kontakttiden och därmed kontakttankarnas volym mer än halveras vilket kan reducera kostnaderna signifikant. Vid mindre anläggningar byggs kontakttankarna framförallt i stål medan betongtankar blir kostnadseffektivare vid stora anläggningar.

Driftkostnaden påverkas mest av priset på LOX (flytande syre) och elen. Generellt står investeringskostnader för den dominerande delen vid mindre anläggningar medan drift- och investeringskostnader är mer lika vid större anläggningar.

6.1.6 Ozonering av orenat avloppsvatten

Obehandlat avloppsvatten från Henriksdal (efter grovsil och sandfång) behandlades i en av projektet framtagen ozonpilot för laboratoriet med olika ozondoser. Behandlingen gjordes satsvis och UVA, läkemedelsrester, COD och TSS bestämdes. Syftet med försöket var att se om vissa läkemedelssubstanser var så känsliga för ozonoxidation att man med rimlig ozondos kunde oxidera dem redan i obehandlat avloppsvatten. Fördelen med det skulle vara att föreningarna inte kunde hamna i slammet, och att eventuella bildade skadliga metaboliter kunde brytas ner i den biologiska reningen.



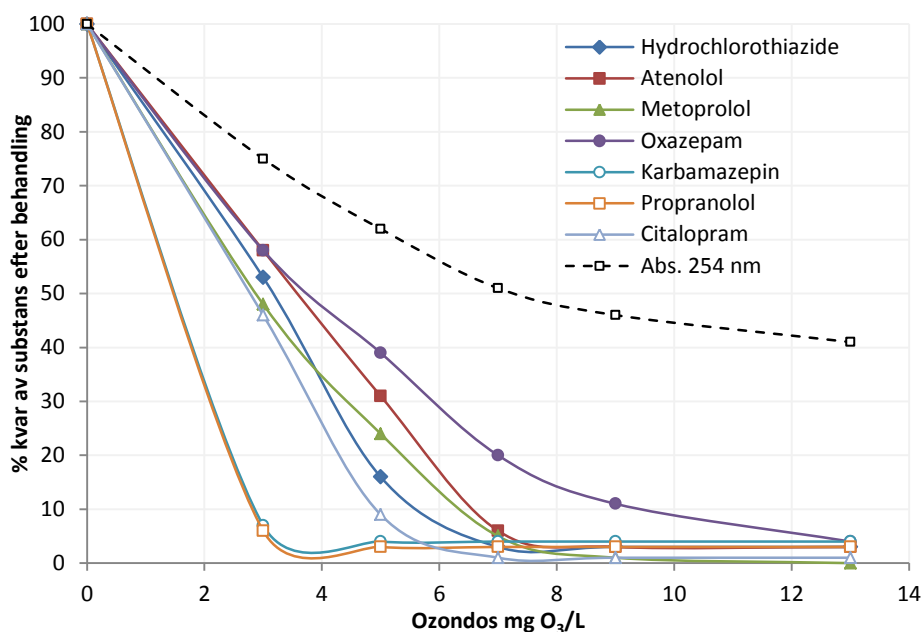
Figur 6.4. Halten av två läkemedelsföreningar samt löst och totalt COD i det behandlade vattnet som funktion av ozondosen.

Analyserna omfattade fler än 22 läkemedelsrester och substanserna i Figur 6.4 är valda för att de vanligtvis vara särskilt lätta att avlägsna med ozon. Figuren visar dock ingen signifikant minskning med ökande ozondos och mönstret var detsamma för övriga analyserade föreningar samt COD. Även den förväntade minskningen av UVA syntes inte alls. Den enda parameter som tycktes påverkas av ozonbehandlingen var mängden suspenderat material även om det alltså samtidigt inte kunde ses en ökning av mängden löst organiskt material.

Det är möjligt att ozondoserna som användes var för låga för att ge någon tydlig effekt. Väsentligt högre ozondoser skulle dock medföra att resursåtgången skulle bli så stor att det ändå inte är en framkomlig väg att minska mängden mikroföroreningar i avloppsvattnet.

6.1.7 Tester kring ozonbehandling och -styrning

Utförda tester visar ett tydligt dos-responsförhållande, men även att de olika föreningarna oxideras olika lätt. Detta stämmer väl överens med tidigare resultat från liknande försök med svenska förhållanden (sammanfattade i Baresel *m fl.*, 2015a). Även absorbansen vid 254 nm (UVA) uppvisade ett tydligt dos-responsförhållande i det här ozondosintervallet och i testen verkar en reducering av UVA med ca 60 % indikera att läkemedelsresterna ska vara eliminerade. Även minskningen av fenolära föreningar vid ozonbehandlingen visade upp ett tydligt dos-responsförhållande och även här verkar UVA kunna användas som indikator.



Figur 6.5. Minskning av halten av några läkemedelsrester och av absorbansen vid 254 nm med ökande ozondos.

Testerna visar dock också att variationen i resterande UVA är betydligt mindre än variationen i läkemedelsrester efter ozonbehandling. Variationen är inte heller alltid åt samma håll för olika läkemedelssubstanser. Nivån på minskningarna av UVA verkar inte heller vara lika vid olika försök vilket kan förklaras med att de behandlade avloppsvattnen varit olika svåra att behandla (större behov av ozon) trots att de har genomgått samma förbehandling (MBR). Något helt enkelt samband tycks alltså inte finnas mellan minskning av UVA och läkemedelsrester, åtminstone inte vid relativt höga resthalter av läkemedel. Genom att se på den procentuella minskningen av UVA över ozoneringen tycks man emellertid kunna styra ozondosen för att nå en närmast total

minskning av läkemedelsrester. Det är dock troligt att man för varje avloppsverk måste bestämma vid vilken minskning av UVA man når den önskade minskningen av olika läkemedelsrester.

Att använda ozon-residualen i gasfasen verkar fungera som ett komplement och försök under realistiska förhållanden och med olika avloppsvatten rekommenderas. En realtidsmätning av ozon-residualen i vattenfasen kräver däremot fortsatt en teknikutveckling innan denna parameter skulle kunna användas för en belastningsstyrning av ozoneringen.

6.1.8 Sammanfattning

Ozonering är ett bra och flexibelt alternativ som ger en effektiv rening för många men inte alla föroreningar. Risken för uppkomst av skadliga nedbrytningsprodukter behöver hanteras genom ett efterföljande biofilter eller en motsvarande komplettering.

6.2 Biofilter baserat på granulerat aktivt kol

Filter med granulerat aktivt kol (GAK) som filtermaterial för rening av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar kan med tiden etablera en anpassad mikroflora. För tillämpning vid avloppsreningsverk är en sådan etablering av en biologi nästintill omöjlig att förhindra och rena adsorptionsfilter är därmed inte möjliga i realiteten och behandlas därför inte separat här (se även Figur 6.1).

Samtidigt medför den biologiska processen i filtret att tekniken i sig utgör en kombination av två reningsprocesser som ger en bred och effektiv rening (se även Tabell 6.1). Just den effektivare reningen av BAF(GAK) och potentialen till en resurseffektiv rening till låga kostnader utan uppkomst av biprodukter utreds vidare inom SystemLäk och redovisas i delrapporten *"Kompletterande tester för en resurseffektiv avancerad rening av avloppsvatten"* (Baresel m fl., 2017b). Huvudslutsatserna och rekommendationer från dessa utredningar återges även i nedanstående teknikbeskrivning.

Vanliga filter som kan bestå av olika material kan också användas som biofilter (BAF - biologiskt aktiva filter) för att avlägsna organiska ämnen utöver suspenderade ämnen. Vanligtvis består BAF av antingen sand (t.ex. antracit) eller GAK och huvudfunktionen är den biologiska nedbrytningen och filterverkan. Även en våtmark kan räknas som ett enkelt BAF som i vissa fall, om funktionen kan garanteras, kan komma till användning t.ex. som biofilter efter en avslutande ozonering. Ifall GAK används som filtermaterial bidrar också dess adsorptiva egenskaper till en ökad reningseffekt på samma sätt om en utökat biologi gör. I motsats till andra biologiska processer så har dock biofilter med GAK en mycket bättre synergi mellan den adsorptiva och biologiska reningsprocesser. Kolet adsorberar svårnedbrytbara mikroföroreningar och leder därmed till en koncentrationshöjning som i sin tur skapar förutsättningar till etablering av bakterier som kan använda dessa organiska föroreningar som näring och bryta ner dessa vilket frigör adsorptionsplatser. Andra, icke organiska föroreningar eller helt stabila organiska föreningar adsorberas bara på kolet vilket över tid medför att filtrets adsorptionskapacitet förbrukas och kolet behöver bytas ut.

6.2.1 Erfarenheter, drift- och integreringsaspekter

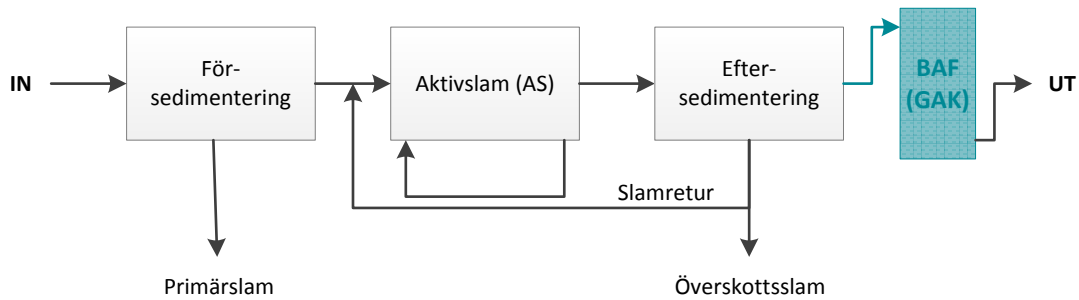
Även om man kan anta att de flesta existerande GAK-filter i verkligheten fungerar som biofilter så har dessa system inte behandlats som sådana och erfarenheter har därför troligtvis redovisats som resultat av ren adsorption i GAK filter. Detta medför både för- och nackdelar då det således

vanligtvis finns mycket fler erfarenheter med BAF(GAK) än vid det första ögonkastet men samtidigt blir användning av dessa erfarenheter mindre tydlig då tester byggdes på fel premisser. Detta förklarar delvis även de olika reningsresultat som rapporteras i litteraturen för olika GAK-system eller rekommendationen att använda sandfilter som efterpolering till ozonering. På grund av att BAF-system baseras på traditionella GAK-filter finns kunskap om installation hos de vanliga teknikleverantörer och tekniken kan tillämpas vid alla reningsverksstorlekar. Även om mycket kunskap finns så behöver den kompletteras med framförallt kunskap om långtidsdrift av BAF(GAK)-system inklusive flerfilterssystem enligt nedan.

Uppstarten av BAF(GAK) kräver viss tid för att en fungerande biologiska etableras. För att åstadkomma en BAF krävs en viss uppstartstid för etablering av biologin i filtret som även påverkas av hur syrehaltigt det inkommande vattnet till filtret är. Tester av Baresel *m fl.* (2014) och inom SystemLäk (Baresel *m fl.*, 2017b) visar att uppehållstider på 10 minuter är tillräckligt för BAF(GAK). Att använda GAK som filtermedia är fördelaktigt då en adsorption av föroreningar och den stora specifika ytan skapar en bättre grund för etablering av biologin. Ett BAF-system kräver mindre regelbundna byten av filtermedia än vid renodlade adsorptionsfilter då föroreningarna inte bryts ner i dessa. Vid användning av GAK adsorberas organiska föroreningar endast temporärt för att sedan brytas ner. Med tiden kommer adsorptionskapaciteten hos GAK vara förbrukad vilket innebär att filtermaterialet bör bytas då adsorptionen är av stor betydelse för reningseffekten. Även om biologin i ett BAF-system kan stå för den huvudsakliga reningseffekten (Baresel *m fl.*, 2017b) så kommer filtermaterialet behöva bytas ut på grund av adsorption av helt stabila föroreningar. Det kan även krävas en påfyllning av filtermaterialet då backspolningar av filtret kan leda till förluster och söndernötning av filtermaterialet. Försöken inom SystemLäk visar att kolet endast påverkas marginellt men detta beror förstås på det använda kolet och vid användning av mindre stabila material kan söndernötning och utspolning innebära väsentliga förluster av filtermaterialet över tid. Som andra biologiska system kan biologin ta skada eller hämmas vid toxiska föroreningar i inkommande vatten. Vid användning av GAK kan adsorptionsprocesser vid sådana incidenter ändå garantera en viss rening över filtret. Den biologiska processen kan även gynnas av andra reningssteg. En borttagning av andra föroreningar än de avsedda mikroföroreningarna innebär t.ex. att biologin i BAF(GAK) kan utvecklas mot de svårnedbrytbara föroreningarna och inte mot andra lättare nedbrytbara substanser. Lätt nedbrytbara substanser skulle även innebära en mycket kraftigare påväxt av filtret som leder till igensättningar och driftproblem. Även låg halt av partiklar i vattnet innebär mindre igensättningar av filtret. En föregående ozonering kan innebära höga syrehalter i det behandlade vatten vilket gynnar de biologiska nedbrytningsprocesserna i en BAF(GAK), förutsatt att man inte har höga resthalter av ozon.

Hantering och drift av BAF-system påminner mycket om hantering och drift av sandfilter och bör inte utgöra några nya anläggnings- eller drifttekniska utmaningar. Även här är den viktigaste aspekten hydrauliska kapacitetsproblem som framförallt orsakas av mikrobiell tillväxt och, vid höga partikelkoncentrationer, av filterverkan i systemet. En optimerad backspolning av BAF-filtren är viktig. Mer erfarenheter krävs kring drift av flerfilterssystem och vid en potentiell användning av biokol i framtiden.

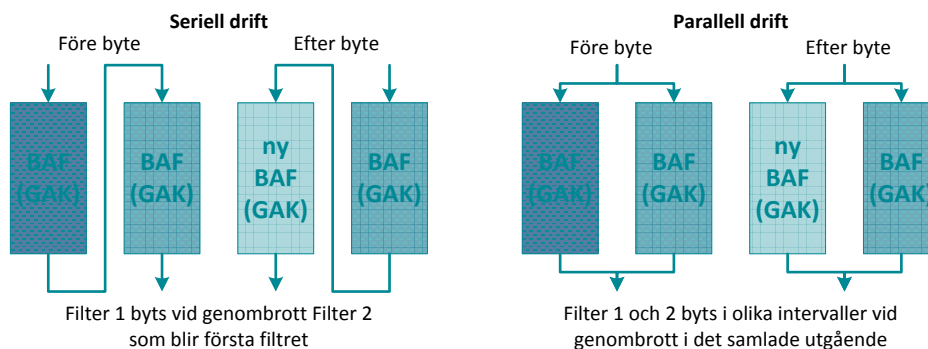
För att minska belastningen av andra föroreningar än de som reningen avser bör placeringen av BAF(GAK) vara som sista reningssteg enligt Figur 6.6. På samma sätt som för sandfilter backspolas BAF(GAK) vid behov vilket styrs av belastningen och tillväxttakten i filtret. Backspolningsvattnet återförs normalt till biologin i huvudsteget.



Figur 6.6. Möjlig placering av BAF i befintliga reningsprocesser.

Huvudkomponenterna i ett BAF består av själva filterbädden och av backspolningsutrustning (uppsamlingstank och pumpar). Existerande filterbäddar kan möjligen användas som BAF. System kan vara utformade antingen som trycksatta eller som öppna system varav det senare är vanligast. Fluidiserade GAK-filter behöver säkerställa att inte kolet kan spolat ut, en risk som kan finnas då kolpartiklar nöts sönder vid drift och speciellt vid backspolning. Ett extra separationssteg som vid PAK-system bör beaktas i sådana fall.

Tillämpning av flerfiltersystem som undersökts av Ek *m fl.* (2013, 2014) är ett effektivt sätt att förlänga filtrets livslängd och därmed reducera kostnaderna. Filtren i ett flerfiltersystem kan installeras på olika sätt enligt Figur 6.7 och även om flera filter kan användas enligt Ek *m fl.* (2013, 2014) så är två filter troligtvis det mest praktiska. Båda driftsätten kan öka filtrets livslängd men seriell drift är troligtvis bättre lämpat för att fånga upp eventuella ojämnheter i reningseffektiviteten i ett av filtren och för att utnyttja filtermaterialets kapacitet maximalt.



Figur 6.7. Schematisk bild över de två vanligaste flerfiltersystem.

Använder man flera filter kan en ännu högre kapacitet för kolet uppnås på bekostnad av extra installationsbehov. Kolet i det första filtret kan användas tills den koncentration som man vill ha i utgående vatten i utflödet från hela systemet uppnås (Ek *m fl.*, 2014). Detta innebär att den första kolkolonnen skulle ha en kapacitet motsvarande en relativt hög koncentration av föroreningar. Kapaciteten i jämvikt som vid enkla PAK-system eller fluidiserade GAK-system med låga koncentrationer av förorenande ämnen skulle vara mycket lägre.

En bra övervakning av reningseffektiviteten och därmed tidpunkten när filtermaterialet behöver bytas ut vore önskvärd för att på bästa sätt utnyttja hela kapaciteten av ett BAF. Övervakning av reningseffektiviteten och därmed tidpunkten när GAK behöver bytas ut med hjälp av ultraviolet transmission (UVT) har undersökts av Altmann *m fl.* (2014) och Baresel *m fl.* (2014). För GAK-filter verkar dock en aktiv övervakning via UVT inte kunna vara ett lika bra alternativ som för ozon. Fasta bytesintervall efter en viss belastning är troligtvis enklare att implementera även praktiskt. En realtidsmätning av TOC används vid några anläggningar framförallt i USA som

driftövervakning och kan vara ett alternativ. TOC-realtidsmätningar är dock ännu inte vanliga vid svenska avloppsreningsverk, och läkemedelsresterna utgör en mycket liten del av TOC.

6.2.2 Reningseffektivitet

Reningseffektiviteten i BAF(GAK) bestäms av filtermaterialets adsorptionsförmåga, biologin i filtret samt till vis del av filterverkan. Det är således svårt att påverka effektiviteten även om kontakttiden kan ökas för att öka nedbrytningen i filtret. Skillnader i adsorptionsförmåga vid tillämpning av olika aktiva kol (se t.ex. Svahn 2016) kan tas hänsyn till vid bedömning av rapporterade reningseffektiviteter. En viktig aspekt med hänseende till reningseffekten är även uppstartstiden av nya BAF där GAK som filtermaterial kan garantera en reningseffekt från första stund trots att den biologiska reningen behöver dagar till veckor för att etableras.

BAF(GAK) utgör utöver ett adsorptionssteg även en förlängning av det biologiska steget och har samma nackdelar som detta. På samma sätt som med ett modifierat biologiskt system med bärrmaterial (Falås *m fl.*, 2012) förutsätter det dock att bakterier eller andra mikroorganismer som ska bryta ner specifika substanser faktiskt finns och kan etableras i BAF utan krav på speciella förhållanden. Används GAK som filtermaterial i ett BAF-system så kan samma reningsgrad som rapporterats för vanliga aktivt kolfilter och bättre åstadkommas. Detta innebär en överlag god reningsgrad av de flesta läkemedelsrester (Baresel *m fl.*, 2014, 2015b, 2017b; Ek *m fl.*, 2013, 2014). Fullskaletester av Grover *m fl.* (2011) visade en reningseffektivitet i GAK-filter på >98 % för diklofenak, 64 % östron, >43 % av både 17 β -östradiol och 17 α -etinylestradiol. Avlägsnandet av karbamazepin och propranolol uppmättes dock endast till 23 respektive 17 %. Senare pilottester med GAK- filtersystem vid Hammarby Sjöstadsverk och svenska reningsverk visar på en över lag god reningsgrad (Baresel *m fl.*, 2014, 2015b, 2017b; Ek *m fl.*, 2013; Svahn 2016) av de mer än 37 läkemedelsrester, inklusive mer än 95 % avskiljning av både karbamazepin och propranolol. För vissa ämnen och undersökta belastningar visade GAK-filtret en bättre rening än i den parallellt utförda ozoneringen. Wahlberg *m fl.* (2010) rapporterar en mycket god reduktion av läkemedelsrester för olika aktivt kolsorter dock med ett högre kolbehov. Pilottester vid Syvab Himmerfjärdsverket (Ek *m fl.*, 2013) visade en mycket bra reningseffekt på samtliga läkemedelssubstanser. Endast ciprofloxacin kunde detekteras efter GAK-filtret och även här var avskiljningen mycket bra med >97 %. Vid backspolning av BAF-system spolas även en del av biofilmen till huvudreningsprocessen vilket kan medföra en ökad nedbrytning av organiska föroreningar där.

För traditionellt behandlat avloppsvatten, beräknas >20-25 mg GAK/L i ett enkelt filter (Ek *m fl.*, 2013, 2014) men det finns även tidigare studier har rapporterat ett mycket större behov (t.ex. Wahlberg *m fl.*, 2010). Ett problem med att jämföra olika tester är att en mer eller mindre etablerad mikrobiologi påverkar kapaciteten av systemen. Att studera effektiviteten hos ett rent GAK-filter där enbart hänsyn tas till adsorptionsprocesser är endast möjligt i kontrollerade labbförsök. Ett annat problem är att vissa studier räknar reduceringen över hela verket inklusive adsorption på aktivt kol medan svenska studier tittar på att de flesta prioriterade läkemedelsresterna tas bort till 90 % över filtret. Andra eller lägre reningskrav påverkar så klart kolbehovet. Behovet av GAK kan även uttryckas relaterat till DOC och med en genomsnittlig DOC-halt på 10 mg/L motsvarar ovan angiven mängd >2-2,5 mg GAK/mg DOC. Detta behov kommer ligga högre om en ren adsorptionsverkan ska ligga till grund för dimensionering. GAK-filtrets kapacitet är den dominerande ekonomiska faktorn vid denna teknik och system som maximerar kapaciteten som t.ex. flerfiltersystem är därför alternativ som bör beaktas. För biofilter av typ BAF(GAK) beräknas ett mindre behov av GAK i jämförelse med rena GAK-filter. Den biologiska nedbrytning kan stå för en signifikant reduktion av läkemedelssubstanser vilket kan liknas med en biologiskt insitu regenerering av GAK som tester av Ek *m fl.* (2013) och SystemLäk (Baresel *m fl.*, 2017b) visar.

Kontakttider på cirka 12-14 minuter i ett GAK-filter har observerats vara tillräckligt (Baresel *m fl.*, 2014; Ek *m fl.*, 2013a, 2013b, 2014). Nya resultat indikerar att ännu lägre EBCT (Empty Bed Contact Times) på 10 minuter kan säkerställa en jämförbar reningseffektivitet (Baresel *m fl.*, 2014, 2015b; 2017b).

En signifikant rening av mikroplaster eller andra icke nedbrytbara föroreningar kan inte åstadkommas med enbart användning av BAF(GAK) även om själva filterverkan av BAF-system kan leda till ett fastläggande av plastpartiklar. Dessa återförs dock till huvudreningen vid backspolningen av filtret. Generellt kan BAF(GAK) filterverkan jämföras med ett 10 µm mikrofilter om aktivt kol med en vanlig storleksfördelning används.

Som ett extra biologiskt reningssteg påverkar BAF(GAK) även andra vattenparametrar och leder till en nedbrytning av organiskt material och fastläggning/minskning av närsalter. Även en avskiljning av tungmetaller och andra partikelbundna och absorberbara föroreningar kan åstadkommas med BAF(GAK). BAF(GAK) kan även utgöra ett effektivt poleringssteg till andra oxidativa reningstekniker för att avlägsna nedbrytningsprodukter och eventuell toxicitet. Eftersom multiresistenta bakterierna inte renas bort kan en eventuell multiresistens nedströms reningen inte förhindras med endast BAF(GAK) även om antibiotika avlägsnas.

6.2.3 Miljöpåverkan

Miljöaspekter vid användning av BAF(GAK) är relaterade till tillverkning av GAK då stora resurser behövs i form av både utgångsmaterial och energi. Det finns olika LCA-studier kring GAK-produktion och regenerering (t.ex. Bayer *m fl.*, 2005; Esser-Schmittmann och Schmitz, 2014; He 2012; Meier 1997; Mutz 2015; Ortiz *m fl.*, 2003) dock används väldigt varierande uppgifter och antaganden för produktionen av GAK i dessa beräkningar och det påverkar resultaten. Inom SystemLäk har därför faktiska driftdata från Europas största GAK-produktion använts i samarbete med Chemvicon Carbon (se avsnitt 7). Då GAK-tillverkning och till största delen även regenerering sker utanför Sverige används fossila bränslen i större uträkning för energiproduktion vilket resulterar i större miljöpåverkan än om t.ex. en svensk energimix skulle användas. Energiförbrukningen leder också till annan miljöpåverkan än klimatpåverkan som exempelvis eutrofiering och försurning. Att tillverkning och regenereringen sker utanför Sverige innebär också att transport av ny och förbrukad GAK behöver ske vilket ger en miljöpåverkan. En möjlig framtida industriell tillverkning eller regenerering i Sverige skulle minska påverkan av både tillverkning, regenerering och transporter. Jämfört med den övriga miljöpåverkan står dock transporterna för endast en försvinnande del av den totala miljöpåverkan.

Alternativa sätt att producera aktivt kol från organiskt substrat som reningsverkets eget slam skulle kunna minska GAK-filtrets miljöpåverkan signifikant (se 6.2.5). System som leder till ett bättre utnyttjande av kolet minskar även miljöpåverkan från tillverkning och regenerering av kolet. Det presenterade flerfiltersystemet är en sådan ansats som minskar kolbehovet betydligt. Energiförbrukningen vid drift av BAF-system är minimalt och energi krävs endast vid matning och backspolning. Miljöpåverkan från energiförbrukningen vid drift är således mindre än för andra mer energikrävande teknikalternativ.

En restprodukt uppstår endast vid byte av filtermaterialet. Vid regenerering av GAK eller förbränning av biokol förstörs de adsorberade organiska föroreningar.

Inga speciella arbetsmiljöaspekter är kända vid arbete med BAF förutom hanteringen av avloppsvatten och filtermaterial vid ett eventuellt byte.

6.2.4 Ekonomi (installation, drift)

Installation och drift av BAF(GAK) kan jämföras med vanliga sand- eller GAK-filter även om mer avancerade utformningar är möjliga. Existerande filter skulle t.ex. kunna anpassas till BAF(GAK) vilket kan minska installationskostnaderna. Kostnader för installation och drift av ett BAF(GAK) bestäms i stor utsträckning av huvudkomponenterna och filtermaterialet som väljs. Kostnadsberäkningar inom SystemLäk som tagits fram för svenska förhållanden tillsammans med svenska och utländska teknikleverantörer tyder på kostnader på 0,8 kr/m³ för 10 000 pe och under 0,3 kr/m³ vid anläggningsstorlekar på 500 000 pe. Dessa beräkningar baseras på GAK som filtermaterial och kapaciteter från tester inom SystemLäk. Det bör dock nämnas att långtidserfarenheter (>2 år) med BAF(GAK)-system ännu inte finns för rening av avloppsvatten och sammansättningen av avloppsvattnet påverkar filtrets kapacitet. Vid små anläggningar domineras de årliga kostnaderna av annuitetskostnaderna (> 50 %) medan själva driftkostnaden i form av filtermaterialbyte dominerar de årliga kostnaderna vid större anläggningar. Då det ännu inte finns storskaliga BAF(GAK)-installationer i Sverige så baseras konstruktionskostnaderna för filterbassänger etc. på erfarenhetsvärlden från andra liknande konstruktioner som sandfilter. Framförallt för små anläggningar (< 10 000 pe) finns även möjlighet att hyra hela filteruppsättningen genom att använda teknik med mobila filter med GAK som filtermaterial. Detta innebär i så fall att endast anslutningar till ARV behöver etableras. Offerter inom SystemLäk tyder på en total kostnad för reningen på runt 0,8 kr/m³ för en 3000 pe anläggning om filtret räknas som rent GAK-filter. Som biofilter bör denna kostnad kunna reduceras ännu mer. Då ingår både hyra av hela anläggningen, transport till/från reningsverket från i det här fallet Belgien, byte av GAK och regenerering av GAK. De enda tillkommande kostnaderna är beredning av plan mark för placering av filtren, anslutningar inkl. el och driftöversyn.

Då kostnader för filtermaterialet är den dominerande kostnadsposten och miljöaspekten vid drift av BAF(GAK) kan olika sätt att minska denna kostnad vara viktiga. Utvecklingen vad gäller alternativa material kommer att påverka kostnaderna framöver. Detta inkluderar t.ex. biokol från olika organiska substrat inklusive reningsverkens eget slam och är faktorer som kan innebära en kostnadsändring för denna teknik framöver.

6.2.5 Biokol

Oavsett var och hur aktivt kol används finns den största möjligheten i att förbättra resurshållande med denna teknik i utvecklingen av aktivt kol. Ett spår är produktionen av biokol från reningsverkens eget avloppsslam eller andra organiska restprodukter. Biokol, eller även betecknat som BAK - Biologiskt aktivt kol, som tillämpas som aktivt filtermaterial i BAF(GAK) skulle inte bara ge ett resurseffektivt och hållbart utnyttjande av lokala resurser utan skulle också kunna ge en väsentlig kostnadsreduktion relaterat till BAF(GAK) tekniken ifall restprodukter från reningsverket kan användas. Dessutom skulle reningsverk kunna lösa utmaningar med dagens slamhantering delvis genom att transformera delar av slammet till en värdefull resurs som dessutom kan användas i en kompletterande rening av avloppsvattnet. Det finns fortfarande en del frågetecken och mycket FoU pågår för närvarande med fokus på resurseffektiva tillverkningsprocesser, effektstudier av biokolanvändning både som filtermaterial eller direkt som gödslingsmedel för en återanvändning av humus- och näringsämnen på jordbruksmark. Biokol anses dessutom vara ett sätt att binda kol till marken samtidigt som näring återförs.

De viktigaste parametrarna för att bedöma om biokol kan ersätta kommersiellt aktivt kol för avskiljning av läkemedelsrester (och eventuellt andra oönskade organiska spårämnen) är kolets kapacitet i termer av läkemedelsavskiljning och mängd vatten som kan behandlas innan kolet behöver bytas ut. Driftstekniskt är det däremot kolets stabilitet och igensättningsproblematiken

som avgör om ett kol kan komma till användning. Uppfyller materialet inte kraven på antingen det ena eller det andra är dess användning inte försvarbar.

I de genomförda initiala försöken inom SystemLäk (Baresel *m fl.*, 2017b) har undersökningen av avskiljningsförmågan för olika biokol visat att det finns en stor potential men att det även behövs mer utveckling inom området. De testade kolen har inte heller specifikt framställts i syfte att få optimala adsorptionskapaciteter utan restprodukter från slamhanteringen har använts. Det bör således finnas en utvecklingspotential. Flera tester av olika koltyper borde genomföras för att materialet ska få förbättrade egenskaper avseende stabilitet och avskiljningsförmåga. Jämförande kolontester i pilotskala borde vara nästföljande steg för en framtida användning i fullskala. Detta behövs för att se effekten av biologiska processer i filtret samt för att kunna kvantifiera för- och nackdelar av biokolet jämfört med kommersiellt kol. Även kombinationen med ozon/biofilter bör undersökas vidare med biokol som filtermaterial.

Att ersätta kommersiellt kol med biokol som produceras från avloppsslam och som efter att det nått sin maximala kapacitet slutbehandlas termiskt är en frestande utsikt. Inte bara skulle fossila resurser sparas in, regenerering av kolet skulle bli överflödigt, transportkostnader skulle nästan försvinna och utsläpp vid termisk behandling skulle inte räknas in i reningsverkets GHG-emissioner pga. biokolets biogena ursprung. Allt detta behöver vägas mot eventuella merkostnader pga. biokolproduktionen, förbränning, lägre kapacitet m.m. För att kunna fastställa vilka miljö- och kostnadsmissiga för- och nackdelar biokolalternativet har, skulle en miljöbedömning och en kostnadsanalys först på biokolet och kommersiellt kol genomföras. Detta kräver tillgång till tillverkningsinfo för biokolet, eller åtminstone resurser som förbrukas vid tillverkningen och kvittblivning. En LCA- och LCC-analys kräver dock även att information om kolets kapacitet och avskiljningsförmåga är fastställd vilket betyder att pilotförsöken enligt förslag ovan behöver föregå en sådan analys. I kapitel 7 har en förenklad analys av både kostnader och miljöpåverkan gjorts och presenteras i slutrapporten. Dessa baseras dock på de initiala försöken enligt ovan samt förenklingar och kan därmed endast ge en första indikation om förutsättningarna och fördelarna att använda biokol.

Även om resultaten från adsorptionsförsöken tyder på att biokolets adsorptionsförmåga kan vara lägre än för kommersiellt aktivt kol vilket skulle innebära en mindre kapacitet och därmed kortare bytesintervaller så kvarstår tester kring reningseffektiviteten i BAF-system.

Även kostnader för tillverkning av biokol behöver ännu kartläggas även om det finns flera försök med olika substrat och tekniker så finns ännu inga fullskalereferenser i Sverige. I avsnitt 7 har kostnader för tillverkning av biokol från avloppsslam med hjälp av hydrotermisk förkolning (HTC, samma biokol som användes i adsorptionstesterna) tagits fram. Skattningen som utgår ifrån en fullskaleprocess som dock skalats upp från labb- och pilottester ger en ungefärlig kostnad på 5000 kr/ton biokol med indikationer att processoptimeringar och andra synergier kan minska denna kostnad ytterligare. Detta kan jämföras med nuvarande GAK/PAK priser på 20 000 – 25 000 kr/ton för nytt kol och 13 000 – 15 000 kr/ton regenererat GAK/PAK. Samtidigt ligger kapaciteten av BAK lägre än för kommersiellt aktivt kol som testerna indikerar. Med en antagen halverad kapacitet för ett framtida biokol kommer dock kostnaderna att ligga under det uppskattade priset för kommersiellt aktivt kol samtidigt som kostnader för den vanliga slamhanteringen faller bort.

Den pågående utvecklingen av i termiska behandlingsprocesser för slam och andra organiska substrat med målet att tillverka biokol kommer framöver att ge en säkrare kostnadsbild.

6.2.6 Sammanfattning

BAF(GAK) som består av GAK som filtermaterial kombinerar föroreningsadsorption med en biologisk rening och utgör ett effektivt reningssteg för rening av läkemedelsrester och andra föroreningar. Det finns en potential att minska kostnader och miljöpåverkan för BAF(GAK) både genom en utveckling av biokol från avloppsslam som sedan används som filtermaterial och smarta systemkonfigureringar som flerfiltersystem som maximerar filterkapaciteten.

6.3 Tekniskombination PAK-UF

System som består av både pulveriserat aktivt kol PAK och en ultrafiltrering (UF) tillgodoser kravet på ett effektivt reningssteg genom kombinationen av föroreningsadsorption och en effektiv partikelavskiljning.

6.3.1 Erfarenheter, drift- och integreringsaspekter

Vissa erfarenheter finns av PAK-UF som kompletterande steg från en pilotstudie i Birsfelden (Schweiz) med olika membrantyper (polymera och keramiska) med fokus på eliminering av mikroföroreningar inom det EC-FP7-finansierade DEMAU-projektet (www.demau-fp7.eu). Teknikleverantörer har just nu även flera pågående pilottester. I Sverige kan nämnas tester som utförs vid Kalmar reningsverk tillsammans med GE Water inom ett pågåenden SVU-projekt. Även en jämförande utvärdering av PAK-UF och PAK-MBR gjordes i Locle (RIBI SA Ingénieurs hydrauliciens, 2014). Flera företag erbjuder UF lösningar både som separat reningssteg och integrerat i huvudreningen (MBR). Utrustning och erfarenhet för lagring och dosering av PAK kan också anses som tillgängliga. Tekniken bör kunna tillämpas vid samtliga anläggningsstorlekar.

För underhåll av membranen krävs en rengöring med kemikalier. Om UF används som kompletterande rening kommer PAK-belastningen på själva membranen vara högre än i en MBR-applikation där organiskt material och partiklar ger ett skyddande lager även om det samtidigt leder till igensättningar av membranen. Detta innebär att andra membrantyper kan behövas än vid PAK-MBR alternativet.

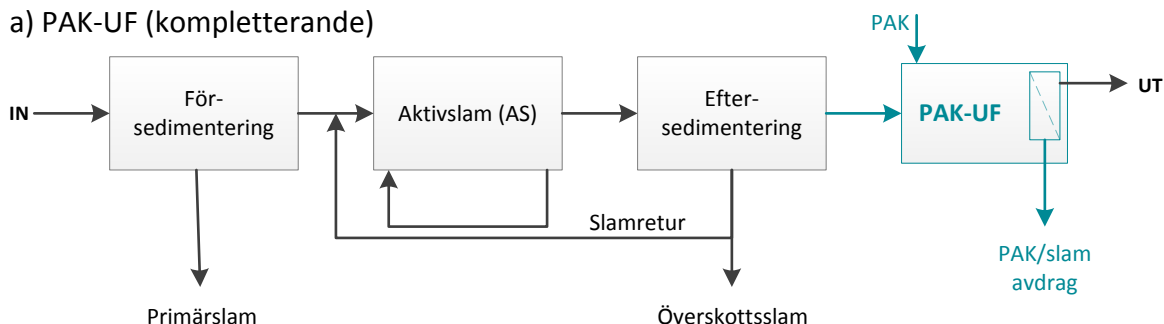
De positiva effekter som PAK enligt flera studier kan ha på membrandriften i en PAK-MBR är inte säkerställda och bör inte räknas in i planeringen. Jämfört med att använda endast UF så kräver tillämpningen med PAK att en annan typ av membran används vilket kan resultera i något högre driftkostnader men i övrigt har inga negativa effekter av PAK på UF rapporterats.

Drifterfarenheter för svenska förhållanden, dock utan PAK-dosering, finns rapporterade av Samuelsson *m fl.* (2014) och Westling *m fl.* (2016). Krav på en separat hantering av PAK/slamretentatet kan kräva extra investeringar som är specifika för Sverige.

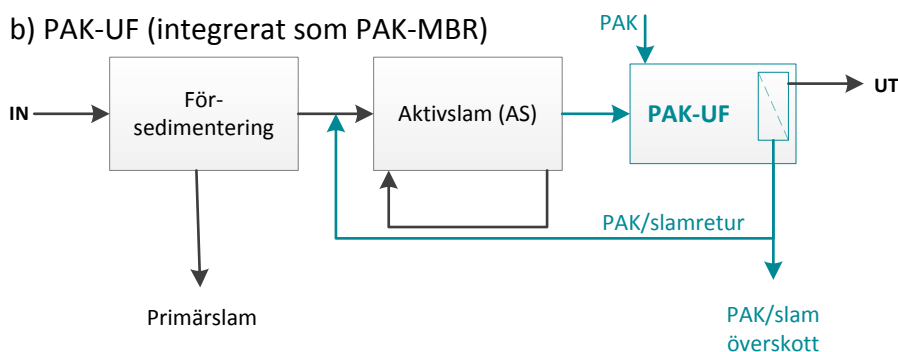
PAK-UF systemet som avses här kan användas som integrerat eller kompletterande reningssteg vid befintliga reningsverk enligt Figur 6.8. Även vid placering efter huvudreningen kan olika vattenkvaliteter utjämnas genom UF vilket ger en driftstabilitet för hela reningen. Dock påverkas samtidigt PAK-UF av eventuella driftstörningar som slamflykt vilket ökar belastningen och behovet av underhåll i PAK-UF-steget vid användning som poleringssteg. En mikrofiltrering före UF-steget är vanligt. Den låga belastningen på membranen i normal drift och den möjliga extra höga belastningen vid maxflöde kombinerat med slamflykt m.m. från huvudreningen kan innebära att UF som kompletterande steg har en mindre specifik effektivitet jämfört med UF som används i MBR-processer vilket erfarenheter från flera installationer i Tyskland och Schweiz visar (muntlig kommunikation General Electrics). Pågående tester vid Kalmar reningsverk med UF

tyder dock på en bra driftstabilitet och kapacitet vid svenska förhållanden. Även här används en mikrofiltrering före UF.

a) PAK-UF (kompletterande)



b) PAK-UF (integrerat som PAK-MBR)



Figur 6.8. Möjlig utformning/placering av PAK-UF som kompletterande (a) och integrerat (b) lösning i befintliga reningsprocesser.

Systemet kan även användas integrerat och refereras då vanligtvis till som PAK-MBR och detta bedöms som det drifttekniskt och kostnadsmissigt bättre alternativet som också undersöka i mer detalj inom en egen aktivitet inom SystemLäk projektet (Baresel *m fl.*, 2017b). Vid denna tekniska lösning kan dock ingen separat hantering av PAK/slam-blandningen åstadkommas vilket är en utmaning för dagens slamhantering. Kontakttiden i PAK-UF bestäms av reaktorvolymen och PAK/slamavdraget. En hög PAK-ålder i processen kan öka kolkapaciteten och kan samtidigt leda till etablering av en biologi med nedbrytningsprocesser som följd. En aktiv luftning förekommer vid filtreringen som ett led i membrandriften.

6.3.2 Reningseffektivitet

PAK-UF alternativet kan genom ultrafiltreringen effektivt ta bort alla föroreningar större än membranens porstorlek. Läkemedelsföreningarna är mindre än så och lösta ämnen avskiljs alltså inte direkt via membranverkan. Kolets adsorptiva förmåga kan avskilja föroreningar och en eventuell biofilm på PAK-partiklarna kan ge en ytterligare nedbrytning av organiska föroreningar. Reningseffektiviteten kan påverkas genom en flexibel dosering av PAK.

PAK-UF-alternativet innebär en effektiv och flexibel teknisk lösning för rening av läkemedelsrester. Vid försöken i Birsfelden (Schweiz) har en PAK-dos på 15 mg/L använts och men överskotts-PAK pumpades tillbaka till huvudreningen vilket förstärkte effekten av PAK-tillsatsen. Om detta inte kan tillämpas i Sverige krävs en extra fundering på hur bra UF ska avskilja material. För att uppnå ett bra retentat kan tvåstegslösningar komma att behövas vid PAK-UF som kompletterande steg. Vid Locle användes 10-20 mg PAK/L och även här tillämpades en återföring av förbrukat PAK till huvudreningen. Användning av PAK i kompletterande reningssteg har

undersökts i flera studier (t.ex. Alt och Mauritz, 2010; Arge 2013; Boehler *m fl.*, 2012; Kovalova *m fl.*, 2013; Luo *m fl.*, 2014; Löwenberg *m fl.*, 2014; Metzger *m fl.*, 2014) och goda resultat har rapporterats i kombination med ultrafiltrering i PAK-applikationer. Fleråriga tester av PAK-dosering i en sidoström i fullskala vid ARV Baden-Württemberg och ARV Mannheim, Tyskland, tyder på att omkring 10 mg PAK/L krävs för att avlägsna 80 % av de flesta av de undersökta ämnena vid genomsnittliga kontakttider på cirka en timme (Alt och Mauritz, 2010; Arge 2013; Metzger *m fl.*, 2014). En effektiv rening av minst 90 % och en kortare kontakttid skulle dock krävas för mer resurseffektiva lösningar vilket innebär att kolbehovet troligtvis ligger mycket högre. Det finns även flera beräkningar som ger väldigt låga behov av PAK för rening av läkemedelsrester som t.ex. presenterats av Hörising *m fl.* (2014). Denna och liknande skattningar som baseras på laboratorieförsök behöver dock hanteras med stor försiktighet då beräkningarna baseras på konstgjorda avloppsvatten som inte innehåller andra störämnen som konkurrerar om plats på det aktiva kolet och som i vissa fall har fått tillsatser med orealistiskt höga läkemedelskoncentrationer så att jämviktsförhållanden påverkas och där, för fullskaleimplementeringen orealistiska, kontakttider tillämpas. Ett "idealiskt" PAK-system som kan utnyttja jämvikten i vatten/kol-fas så som sorptionsförsöken gör är tyvärr orealistiskt i verkligheten. Vidare baseras beräkningen på utvalda substanser där en bra reningseffekt vid dessa låga doser kan uppnås. Just Hörising *m fl.* (2014) redovisar också att erfarenheter med riktiga avloppsvatten snarare pekar på ett behov på 15 mg PAK/L för att ta bort 80 % av läkemedelsresterna.

UF innebär en nominal porstorlek av membran på mellan 0,01-0,1 μm (ett sandfilter ligger som jämförelse > 1 mm och en bra mikrofiltrering via t.ex. disk-/trumfilter >10 μm även om lägre porstorlekar finns) vilket innebär att alla partiklar av större storlek kan avskiljas från vattnet vilket inkluderar även mikroplaster. En fullständig rening från partiklar större än den nominella porstorleken kan dock inte garanteras då vissa porer kan ha en större porstorlek än den nominella som anges samt att vissa partikelgeometrier kan innebära avlånga former som kan passera porerna. I vanliga fall garanterar dock partikelskikten som bildas på membranen (och även den biofilm som bildas om det finns nedbrytningsbara ämnen i det behandlade vattnet) att den effektiva porstorleken blir mindre än den nominella och därmed kan även partiklar mindre än den nominella porstorleken avskiljas.

UF-delen i PAK-UF-alternativet ger även en effektiv avskiljning av bakterier och virus och suspenderat material inklusive partikelbundna föroreningar. Utöver denna fysikaliska reningseffekt åstadkommer tillsättning av aktivt kol en rening av lösta mikroföroreningar genom adsorption vilket inkluderar både organiska och oorganiska föroreningar. Ett PAK-MBR system skulle inte bara öka reningseffektiviteten med avseende på mikroföroreningar med hjälp av PAK och UF utan skulle även ge en kraftfullare biologi som bryter ner organiska föroreningar. Detta på grund av att aktivt kolpartiklar kan fungera som bärare liknande i en MovingBedBioReaktor (MBBR). Bortsett från denna effekt ger ett MBR-system generellt en bättre reningseffekt och möjlighet till lägre koncentrationer av både närsalter och organiskt material i utgående vatten.

Eftersom multiresistenta bakterier renas bort med hjälp av UF och antibiotika kan avlägsnas via PAK så kan en eventuell multiresistens nedströms reningen förhindras med denna teknikkombination.

6.3.3 Miljöpåverkan

Produktionen och regenerering av PAK har samma miljöpåverkan som beskrivits för GAK i föregående avsnitt med den höga energiförbrukningen som huvudaspekt. En fördel för användning av PAK jämfört med GAK är att regenererat kol helst produceras som PAK och

tillgång till regenererat PAK bör därmed vara enklare än för GAK. Även här kan utvecklingen av biokol bli en faktor som leder till både kostnads- och miljömässiga fördelar i framtiden.

Vanliga kemikalier för att rengöra membranen är natriumhypoklorit och lut men även syror som exempelvis oxalsyra och svavelsyra behöver användas framförallt vid användning av fällningskemikalier (som i en MBR-process). Vid rengöringen pumpas tvättlösning in i membranen baklänges som vid en backspolning. Tvättlösningen kommer således i kontakt med det behandlade vattnet och påverkar både koncentratet och permeatet. Det finns en risk för bildning av klororganiska föreningar (AOX adsorberbara organiska halogener/EOX extraherbara organiska halogener) vid rengöringen. Om högklorerade föreningar bildas är dessa väldigt stabila och bidrar till stor negativ miljöpåverkan vid utsläpp till recipient på grund av sin toxicitet. Detta kunde även ses vid tester i ett MBR-pilotförsök (Samuelsson *m fl.*, 2014; Westling *m fl.*, 2016). I en fullskaleapplikation återförs dock normalt det klorinnehållande permeatet till den biologiska processen för att brytas ned, vilket det inte gjorde i dessa pilotförsök. För de föreningar som lagras i slammet, EOX, var detektionsgränserna för höga för att några halter skulle kunna noteras. Andra miljöaspekter inkluderar en möjlig ökning av klimatpåverkan på grund av en ökad energianvändning och därmed utsläpp vid energiproduktionen. Ifall UF ersätter drift av sandfilter och minskar energibehovet på andra håll så kommer ett eventuellt ökat energibehov att åtminstone till viss del kompenseras. Membran- och kemikalietillverkning leder också till en miljöpåverkan som behöver beaktas i samband med implementeringen och som för vissa membranmaterial kan vara signifikant (Baresel *m fl.*, 2015b). Det saknas dock detaljerad kunskap om detta vilket främst beror på sekretessen runt sammansättningen och tillverkningen av kommersiella membranprodukter.

PAK-UF-systemet innebär en minskad belastning på recipienten inte bara med avseende på mikroföroreningar utan även för klassiska parametrar som COD, suspenderat material och närsalter. Den kompletterande reningen kan även utgöra ett extra behandlingssteg vid driftproblem i huvudreningen och på så sätt säkerställa en reningseffektivitet för hela verket. Energiförbrukningen vid drift av UF samt vid tillverkning och eventuell regenerering av PAK, samt tillverkningen av membran och kemikalier är de främsta faktorerna som påverkar den totala miljöpåverkan av PAK-UF-systemet.

En miljöbedömning av införandet av ett PAK-UF-system vid reningsverk Birsfelden (Schweiz) inom DEMAU-projektet försökte kvantifiera miljöpåverkan av reningen före och efter implementeringen. Då en PAK-UF kräver tillverkning av PAK och membran samt generellt något mer energi och kemikalier i drift så ger de flesta miljöpåverkansindikatorer som global warming potential (GWP) en ökad miljöpåverkan av PAK-UF jämfört med en traditionell aktivslamprocess. Problemet med att kvantifiera positiva effekter av borttagning av mikroföroreningar på t.ex. den akvatiska miljön beskrivs och med hjälp av olika scenarier visas den positiva inverkan av PAK-UF på ekotoxicitetseffekter. Som möjlig ansats att minska miljöpåverkan av PAK-UF-system pekas alternativa material för PAK ut.

Eftersom PAK-UF som komplement tillåter en separat hantering av överskotts-PAK så kan en ökad belastning av avloppsslam undvikas och en lämplig behandling av koncentratet göras. Till detta kan eventuellt även en regenerering räknas. Denna skulle kunna förstöra organiska föroreningar som adsorberats på PAK samt göra så att en stor del av PAK skulle kunna återanvändas. Eftersom alla (utländska) anläggningar som finns idag jobbar med en återföring av PAK till huvudreningen och därmed inte kan återvinna PAK så finns inte heller några erfarenheter av denna möjlighet.

En regenerering av förbrukat PAK skulle generellt inte vara möjlig vid PAK-MBR-alternativet då PAK blandas med slammet. En termisk behandling av slammet verkar i så fall krävas för att mikroplaster och organiska föroreningar som avskiljs i PAK-UF-systemet ska destrueras. En recirkulering av förbrukat PAK i ett kompletterande PAK-UF-system till huvudreningen kan också åstadkommas och borde ge ett ökat utnyttjandegrad av PAK. Samtidigt medför detta även en ökad adsorption av andra föroreningar på kolet.

Det bör anmärkas att det ännu inte finns några undersökningar om vad som händer med de organiska föroreningar som adsorberats på PAK/slam vid spridning på åkermark.

PAK-hantering kräver vissa arbetsmiljöåtgärder för att minska brand- och explosionsfaror. Även hanteringen av kemikalier för membran tvätt behöver tas hänsyn till i arbetsmiljöarbetet.

6.3.4 Ekonomi (installation, drift)

För kostnadsberäkningen ligger den vanligaste UF-typen med en livstid på 7-10 år som grund (GE ZeeWeed 500 med en nominell porstorlek på 0,04 μm). Baserat på teknikleverantörens uppgifter om installation och drift inklusive tvätt av membran enligt standardrekommendationer, en PAK-dosering på 15 mg/L och med de antaganden och förenklingar som beskrivs i avsnitt 3.3 framstår följande kostnadsbild. Vid små anläggningar (2000 pe) skattas den effektiva kostnaden till 5,2 kr/m³. För större anläggningar uppgår kostnaden till 2 kr/m³ (10 000 pe), 1,6 kr/m³ (20 000 pe) för att stabiliseras runt 1,15 - 1,20 kr/m³ för anläggningar $\geq 100\ 000$ pe. Kostnader för membranbyten och PAK-förbrukningen står för de dominerande driftkostnaderna. Kostnaden för anläggningsarbeten och framförallt bassänger står för den största osäkerheten i dessa kalkyler. Används befintliga bassänger kan installationskostnader och därmed effektiva reningskostnader minskas.

UF vid kompletterande PAK-UF kan kräva andra membrantyper än vid PAK-MBR vilket kan påverka kostnader i investering och drift. Retentathantering inklusive transporter är i dagsläget svårt att kvantifiera men en termisk behandling kommer att krävas. Vid kostnadsbedömningen av PAK-MBR-system behöver den förbättrade generella reningen och driftstabiliteten tas med. Dessutom kommer UF ersätta befintliga eftersedimenteringar och eventuella sandfilter vilket ger en besparing på grund av bortfall av dessa reningssteg.

Utvärderingar av ett kompletterande UF-PAK-system vid Roetgen (Tyskland) redovisar ett energibehov för UF-steget på 0,15 kWh/m³ vilket är i linje med andra rapporter och beräknade värden för den aktuella kostnadsberäkningen som ligger på runt 0,2 kWh/m³.

6.3.5 Sammanfattning

PAK-UF-system kombinerar adsorption av föroreningar på aktivt kol som sedan tillsammans med andra partiklar inklusive mikroplaster avskiljs med hjälp av membranfiltrering. Framförallt vid integrering/återföring av PAK till reningen kan en lång kontakttid och en utökad biologisk nerbrytning av organiska föroreningar åstadkommas. Det sker dock på bekostnad av att föroreningarna hamnar i slammet.

6.4 Tekniskombination Ozonering-BAF(GAK)

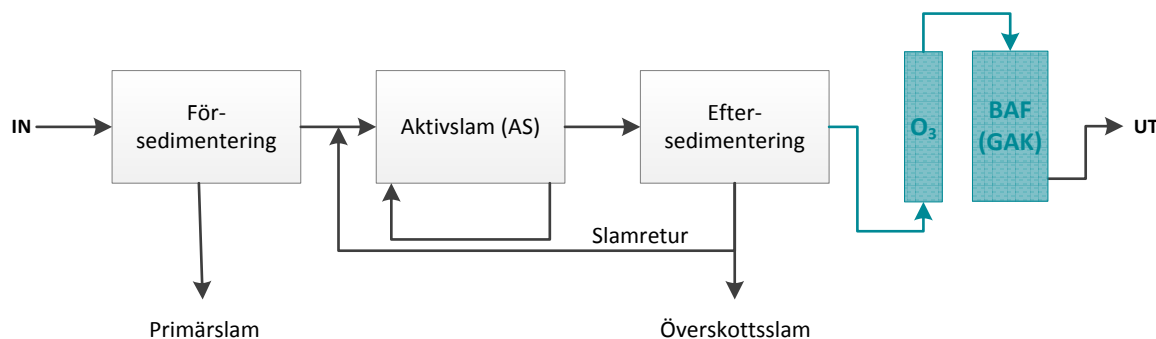
O₃-BAF(GAK)-system kombinerar ozonering och en biologisk efterpolering med GAK som filtermaterial. Tekniskombinationen ger således en kompletterande flerstegsrening med hjälp av både oxidation, adsorption och biologisk nedbrytning av föroreningar. Förutom de aspekter som specifikt beskrivs för O₃-BAF(GAK)-system nedan så gäller även de aspekter som tidigare beskrivs för ozonering (se 6.1) och BAF(GAK) (se 6.2).

6.4.1 Erfarenheter, drift- och integreringsaspekter

Kombinationen av ozonering och aktivt kol har undersökts i ett antal studier. Framförallt teknikutformningen O₃-PAK har undersökts i olika varianter genom tester i pilot- och fullskala i flera tyska reningsverk då i form av en kombination av ozonering och PAK-dosering i recirkulations- eller sidoströmmar (Arge 2013). Även om reningseffektiviteten i dessa system är begränsad så har dock de kompletterande egenskaperna av dessa tekniker kunna visas. Det har dessutom tidigare påpekats att en extra biologisk polering av ozonerat vatten rekommenderas och att använda en BAF(GAK) ger en del fördelar. Ett O₃-BAF(GAK)-system har under flera år testats och utvecklats inom ett internationellt projekt vid Hammarby Sjöstadsvverk (Baresel *m fl.*, 2015a) och har sedan många år kommersiellt varit tillgängligt. En första mindre installation vid ett reningsverk har även testats i Knivsta. O₃-BAF(GAK) erbjuds numera av flera teknikleverantörer och erfarenheter med svenska avloppsvatten återges i Baresel *m fl.* (2015b), de Kerchove *m fl.* (2015), Lazic *m fl.* (2016a, b) samt Wieland och Lazic (2014) som har studerat detta system under flera år både med och utan mikrofiltrering som förbehandling före ozonering samt efterbehandling med UV och klorering för desinfektion. I princip finns inga begränsningar att tillämpa systemet vid samtliga anläggningsstorlekar.

Viktiga driftaspekter utgör en optimerad styrning av ozonering enligt avsnitt 6.1. Höga halter av restozon in till BAF-steget kan störa biologin. Den högre syrekonzentrationen efter ozoneringssteget ger en ökad biologisk aktivitet i det efterföljande BAF-steget, vilket gynnar den biologiska nedbrytningen men kan i vissa fall kräva tätare backspolning. Vid användning av flera parallella linjer påverkas dock inte en kontinuerlig rening av backspolningarna.

Systemet kan endast användas som ett kompletterande reningssteg och fungerar bäst om inga störämnen förbrukar ozon eller BAF(GAK)-kapacitet. Vid höga halter av suspenderat material rekommenderas en extra filtrering för att avlägsna partiklar större än 10 µm.



Figur 6.9. Möjlig placering av ozon-BAF(GAK)-system i befintliga reningsprocesser.

På samma sätt som för sandfilter backspolas BAF vid behov vilket styrs av belastningen och tillväxttakten i filtret. En bra övervakning av reningseffektiviteten och därmed tidpunkten när filtermaterialet behöver bytas vore önskvärt för att utnyttja hela BAF-systemets kapacitet.

6.4.2 Miljöpåverkan

Risker med bildning av farliga biprodukter från ozonering undviks i O₃-BAF(GAK)-systemet genom det efterföljande BAF(GAK)-systemet. I likhet med vanlig ozonering och GAK-användning är det framförallt den höga energianvändningen vid ozonering och i samband med tillverkningen av flytande syre och aktivt kol som dominerar miljöpåverkan enligt studierna genomförda inom SystemLäk (se avsnitt 7). Det är dock inte självklart att den totala miljöpåverkan av O₃-BAF(GAK)-system kommer vara summan av de två reningsstegen. Detta eftersom kolbyte krävs mer sällan och lägre ozondoser bör kunna tillämpas jämfört med om dessa reningssteg använts som fristående system.

Miljöpåverkan som följer med tillverkning av utrustning och installation ökar jämfört med rena O₃- eller BAF-system då två reningssteg kombineras. En effektiv utformning av denna kombinationslösning bör dock kunna minimera denna extra påverkan.

Problem med bildningen av oxidationsbiprodukter vid ozonering avlägsnas genom polering med BAF(GAK). För övrigt är det filtermaterialet som uppstår vid byte som utgör en restprodukt. Då GAK rekommenderas bör en regenerering och återanvändning som filtermaterial resultera i att inga restprodukter skapas.

De arbetsmiljöaspekter som gäller vid arbete med ozon och BAF(GAK) behöver beaktas. För övrigt bör inga speciella arbetsmiljöaspekter vara aktuella.

6.4.3 Reningseffektivitet

Reningseffektiviteten av O₃-BAF(GAK)-system bör kunna anses som närmast hundra procentig för de beskrivna föroreningar förutom mikroplaster, då de olika teknikerna i kombination innebär kompletterande reningseffektivitet och samtidigt ger den extra reningen som rekommenderas vid ozonering. Genom ozonsteget finns en möjlighet till en dynamisk styrning av reningseffektiviteten. Nedan ges en sammanfattande beskrivning av reningseffektiviteten med avseende på läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar som denna utredning avser.

Då O₃-BAF(GAK)-system kombinerar nedbrytning av läkemedelsrester med hjälp av oxidation och en efterföljande biologisk rening kompletterat med en adsorption på GAK så uppnås en komplett rening. Förhöjda syrekoncentrationer från ozoneringssteget och en adsorption av läkemedelsrester som underlättar utvecklingen av en anpassad biologi i BAF ger en bra nedbrytning av dessa föroreningar. Hur dessa olika reningseffekter kompletterar varandra och vilka eventuella synergieffekter som uppstår har ännu inte studerats i samma uträkning som för de olika delsystemen var för sig. Baresel *m fl.* (2015b), de Kerchove *m fl.* (2015), Lazic *m fl.* (2016a, b) samt Wieland och Lazic (2014) har dock studerat detta system även i jämförelse med BAF som använder antracit som filtermaterial. Medan vissa substanser som t.ex. karbamazepin och diklofenak redan avlägsnas vid låga ozondoser runt 5 mg/L krävs doser >15 mg/L för att åstadkomma en likande rening av t.ex. benzotriazol eller metoprolol. BAF(GAK) tar bort all resterande benzotriazol och metoprolol vilket innebär en komplett rening och ett minskat behov av höga ozondoser. BAF med antracit visade däremot ingen extra reningseffekt på dessa substanser vilket visar att GAK som filtermaterial kan öka reningskapaciteten av BAF-system. Samtidigt avlägsnas sulfamethoxazol och ibuprofen genom den biologiska nedbrytningen i BAF-systemet. Även Knopp *m fl.* (2016)

rapporterar en effektiv rening av en sådan teknikkombination och behov för mindre ozondoser än vid användning av endast ozonering.

En signifikant rening av mikroplaster eller andra icke nedbrytbara föroreningar kan inte åstadkommas i systemet även om själva filterverkan kan leda till ett fastläggande av plastpartiklar. Dessa återförs dock till huvudreningen vid backspolningen av filtret. Effekter av ozonering på mikroplaster har hittills inte undersökts men en eventuell frisättning av skadliga ämnen kan motverkas genom det efterföljande BAF(GAK)-steget.

Kombinationen av de olika reningsteknikerna ger en bra och bred rening av alla kända föroreningar och både närsalter och organiska föroreningar avlägsnas effektivt. Ozonering kan leda till att olika hårt bundna föroreningar görs tillgängliga för en biologisk nedbrytning i den efterföljande poleringen. En generell hygienisering kan också åstadkommas av systemet dock bör ozondosen i så fall anpassas. I studierna kring O₃-BAF(GAK)-system enligt ovan säkerställdes en hygienisering med ett kompletterande desinfektionssteg.

Ekotoxikologiska tester i de nämnda studierna samt SystemLäks egen kartläggning (se 6.1.3) visar att systemet effektivt avlägsnar eventuella negativa effekter. Även östrogena effekter reduceras. Även om antibiotika kan avlägsnas med denna teknikkombination kan en eventuell multiresistens nedströms reningen inte förhindras eftersom multiresistenta bakterier inte garanterat kan renas bort.

6.4.4 Ekonomi (installation, drift)

Kostnader för installation och drift av O₃-BAF(GAK)-systemet baseras på fullskaleinstallationer och offerter inom ReUse-projektet (Baresel *m fl.*, 2015b) och SystemLäk (se avsnitt 7). Dessa nettokostnader tar även med personalbehov för drift och underhåll, samt en extra underhållskostnad på 1 % av kapitalkostnaden. För anläggningsarbeten antas en kostnad på 100 % av utrustningskostnaden som ett genomsnitt baserat på ett flertal offerter och anläggningar framförallt i Tyskland. Övriga priser för t.ex. GAK, personal, el m.m. baseras på referensvärden från svenska reningsverk, dock kan dessa variera kraftigt mellan olika anläggningar, Tabell 7.4. Kostnader togs fram för anläggningsstorlekar 10 000, 20 000, 100 000 och 500 000 pe och uppgår till >1,3 kr/m³, 0,85 kr/m³, 0,55 kr/m³ respektive >0,45 kr/m³. För mindre anläggningar (< 100 000 pe) dominerar annuitetskostnaderna. För anläggningar > 20 000 pe dominerar driftkostnader med el och filtermaterialbyte som största kostnadsposter. För filterdelen kan mobila enheter vara ett kostnadseffektivt alternativ vid mindre anläggningar. Lazic *m fl.* (2016b) har utvärderat O₃-BAF(GAK)-systemet för användning i Australien och uppger en kostnad på 0,35 kr/m³ för större anläggningar. Det bör dock noteras att en högre diskonteringsränta på 5,5 %, ett mer än dubbelt så högt elpris och australiska personalkostnader ligger till grund för denna beräkning.

6.4.5 Sammanfattning

Förutom med avseende på mikroplaster och eventuella patogener och bakterier så ger O₃-BAF(GAK)-system en nästintill komplett rening av mikroföroreningar. Långtidsstudier av optimerade O₃-BAF(GAK)-system finns dock inte tillhands. Även en potentiell användning av biokol i filtersteg skulle kunna ge en ökad resurseffektivitet, minskad miljöpåverkan och kostnad.

6.5 Tekniskombination UF-BAF(GAK)

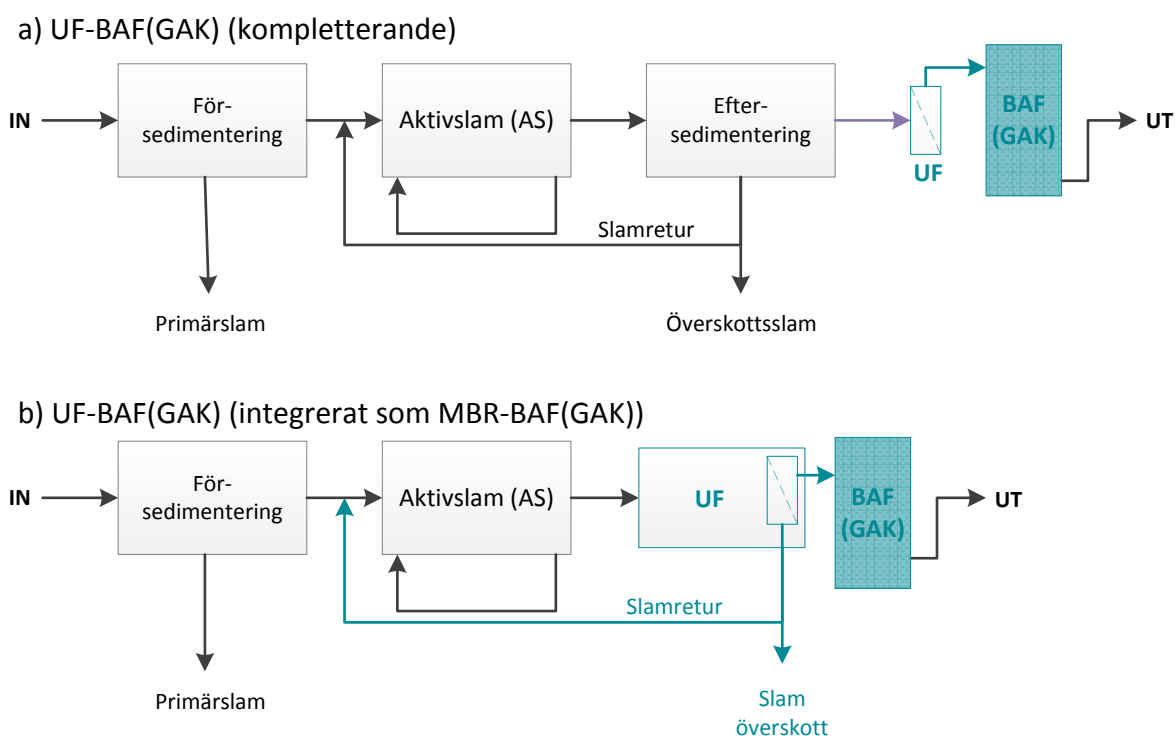
System som består av både UF och BAF(GAK) och kombinerar membranseparation med ett biologiskt och adsorberande filter.

6.5.1 Erfarenheter, drift- och integreringsaspekter

Förutom fleråriga tester vid Sjöstadsverket bl.a. inom SystemLäk (Baresel *m fl.* 2017b) så kunde rapportförfattarna inte hitta fler erfarenheter av systemet även om det nämndes som ett system som flera teknikleverantörer jobbar med. De erfarenheter som finns inom SystemLäk baseras på ett integrerat UF-system i huvudreningen, alltså en MBR, som kompletterats med ett BAF(GAK). I övrigt finns erfarenheter av drift av UF som kompletterande reningssteg och i Sverige pågår tester vid Kalmar reningsverk som i januari 2017 även startade upp ett efterföljande GAK-filter för utvärdering. Inga begränsningar kunde identifieras som skulle inskränka systemets avvärdning vid samtliga anläggningsstorlekar. Det finns ett flertal teknikleverantörer som erbjuder membranfiltrering och filtersystem även om just UF-BAF(GAK)-kombinationen inte är en kommersiell produkt.

En fördel med filtersteget före BAF(GAK) är att partikelbelastningen av BAF-systemet är minimal vilket innebär ett lägre backspolningsbehov jämfört med system utan membransteg. Att det aktiva kolet inte tillsätts i membransteget som vid PAK-UF alternativet innebär samtidigt en mindre belastning på membranerna och därmed förenklingar för drift och materialval. För underhåll av membranerna krävs dock även här en rengöring med kemikalier. En separat hantering av GAK är möjlig och UF-slam kan återföras till huvudreningen eller vid en integrerad process tas ut ur systemet som överskottslam.

UF-BAF(GAK) kan användas som ett integrerat eller ett kompletterande reningssteg vid befintliga reningsverk enligt Figur 6.10. Även vid placering efter huvudreningen kan olika vattenkvaliteter utjämnas genom systemet vilket ger en driftstabilitet för hela reningen. Dock påverkas framförallt UF-steget av eventuella driftstörningar som slamflykt vilket ökar belastningen och behovet av underhåll.



Figur 6.10. Möjlig placering av UF-BAF(GAK) system som kompletterande (a) och integrerat (b) lösning i befintliga reningsprocesser.

Systemet kan även användas integrerat och refereras då som MBR-BAF(GAK) och detta bedöms som det drifttekniskt och kostnadsmissigt bättre alternativet. Till skillnad mot PAK-MBR (se avsnitt 6.3) uppstår inga problem med en ökad slamkontaminering.

6.5.2 Miljöpåverkan

Samtliga miljöaspekter för användning av UF och BAF(GAK) gäller även här. Till detta räknas både kemikalieanvändningen för att rengöra membranen, klimatpåverkan på grund av en ökad energianvändning och tillverkningen av membran och aktivt kol.

Membranseparationen genererar ett koncentrat som dock i detta fall hanteras integrerat i den befintliga processen genom recirkulering till huvudprocessen. En restprodukt uppstår således endast vid byte av filtermaterial. Vid användning av GAK förstörs föroreningar vid regenerering och materialet kan återanvändas. Ifall biokol kan användas förstörs föroreningarna vid förbränning av biokolet.

Arbetsmiljöaspekter inkluderar framförallt hanteringen av kemikalier i samband med UF-rengöringsproceduren enligt. Inga speciella arbetsmiljöaspekter känns till vid arbetet med BAF(GAK) förutom hanteringen av avloppsvatten och filtermaterial vid ett eventuellt byte.

6.5.3 Reningseffektivitet

Reningseffektiviteten av UF-BAF(GAK) är mer än summan av det två teknikerna då belastningen av BAF-systemet påverkas av det föregående UF-steget. Reningseffektiviteten i BAF bestäms helt av biologin i filtret samt av adsorptionsförmågan av filtermaterial. Nedan ges en

sammanfattande beskrivning av reningseffektiviteten med avseende på läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar.

Reningseffektiviteten som beskrivs för vanliga BAF(GAK) enligt avsnitt 6.2 gäller även här. Baresel *m fl.* (2014, 2017b) rapporterar en bra rening av de flesta föroreningar över BAF(GAK)-systemet och en återhämtning av filterkapaciteten vid längre drift. En återföring av backspolvatten till huvudreningen kunde inte testas och en kombinerad reningseffekt kunde därför inte undersökas.

UF-steget medför en komplett avskiljning av partiklar och därmed även mikroplaster som hamnar i avloppsslammet.

Som ett extra biologiskt och adsorptivt reningssteg påverkar BAF(GAK)-systemet även andra vattenparametrar och leder till en nedbrytning av organiskt material och avskiljning av närsalter. Även en rening av tungmetaller och andra partikelbundna och adsorberbara föroreningar kan åstadkommas. Vid integrering av UF-steget i en MBR-process kan även en kraftfullare biologisk rening åstadkommas. Multiresistenta bakterier renas bort med hjälp av UF och antibiotika kan avlägsnas via BAF(GAK) och därmed kan en eventuell multiresistens nedströms reningen förhindras med denna teknikkombination.

6.5.4 Ekonomi (installation, drift)

Ett enklare membran kan användas och membraninköp och drift blir därmed billigare än vid t.ex. PAK-UF. För BAF(GAK) gäller samma kostnadsaspekter som beskrivits i avsnitt 6.2.3 med kostnader på 0,8 kr/m³ för 10 000 pe och under 0,3 kr/m³ vid anläggningsstorlekar på 500 000 pe. För en UF-installation utformad som ett kompletterande reningssteg kan membran med en större nominal yta (här t.ex. en GE ZeeWeed Z1000 med en nominell porstorlek på 0,02 µm) användas. Kostnadsberäkningar inom SystemLäk (se avsnitt 7) som tagits fram för svenska förhållanden tillsammans med svenska och utländska teknikleverantörer och som summerar kostnader för de två reningsstegen UF och BAF(GAK) ger kostnader på 2 kr/m³ för 10 000 pe, 1 kr/m³ för 100 000 pe och under 0,8 kr/m³ vid anläggningsstorlekar på 500 000 pe. Även här är kostnaden för bassängkonstruktionen den mest osäkra kostnadsposten som kan variera från anläggning till anläggning och därför påverka kostnaderna avsevärt. Beräkningar baseras på GAK som filtermaterial och kapaciteter från tester inom SystemLäk. Det bör dock nämnas att långtidserfarenheter (>2 år) med BAF-system ännu inte finns för rening av avloppsvatten och sammansättningen av avloppsvattnet påverkar filtrets kapacitet. Vid små anläggningar dominerar annuitetskostnaderna (> 50 %) medan själva driftkostnaden i form av filtermaterial- och membranbyte dominerar de årliga kostnaderna vid större anläggningar. Då det ännu inte finns storskaliga BAF-installationer i Sverige så baseras konstruktionskostnader för filterbassänger etc. på erfarenhetsvärlden från andra liknande konstruktioner som sandfilter. För filterdelen kan mobila enheter vara ett kostnadseffektivt alternativ vid mindre anläggningar.

Då kostnader för filtermaterialet är den dominerande kostnadspunkten för drift vid BAF(GAK) kan olika sätt att minska denna kostnadspunkt vara viktiga. Utvecklingen vad gäller alternativa material kommer att påverka kostnaderna framöver. Detta inkluderar t.ex. biokol från olika organiska substrat inklusive reningsverkens eget slam som är en faktor som kan innebära en kostnadsändring för denna teknik framöver.

6.5.5 Sammanfattning

UF-BAF(GAK) kombinerar ett effektivt membranseparationssteg med en biologisk och adsorptiv polering för en bred och komplett rening av mikroföroreningar som kan komma till användning antingen som kompletterande rening eller integrerat i MBR-system.

6.6 Andra reningstekniker

Det finns ett antal andra redan befintliga tekniker samt tekniker under utveckling som är eller kan bli relevanta som avancerade reningssteg för att avlägsna mikroföroreningar från avloppsvatten vid svenska reningsverk. Baresel *m fl.* (2017b) listar flera av dessa och beskriver begränsningar och potentialen och här följer en kort sammanfattning. Projektet SystemLäk har dessutom undersökt användning av klordioxid som skulle kunna vara ett alternativ framförallt vid mindre reningsverk.

6.6.1 Utökad membranfiltrering, avancerade oxidativa processer och enzymrening

De viktigaste som kan nämnas och som även anges i Figur 6.1 är nanofiltrering (NF) och omvänd osmos (RO) som redan idag kan avlägsna mikroföroreningar men som i nuläge är signifikant dyrare att implementera jämfört med de andra tekniker som diskuterats i rapporten. Även om kostnaderna för dessa tekniker troligtvis bli lägre med tiden så är en implementering antagligen endast intressant vid krav på väldigt hög reningsgrad som t.ex. vid indirekt eller direkt återanvändning av det reade vattnet. Kravet på destruktion/avskiljning av läkemedelsrester och andra separerade oönskade ämnen i koncentratet är svårt att klara på ett ekonomiskt och resurseffektivt sätt.

Även Avancerade oxidativa processer (AOP) har en potential som kompletterande reningsteknik vid förekomst av höga läkemedelskoncentrationer eller endast periodvis krav på en kompletterande rening där andra presenterade tekniker inte räcker till. En vidareutveckling av tekniken med t.ex. effektivare och miljövänligare UV-lamptyper (t.ex. ECO-UV projektet www.eco-uvinnovation.eu) och en effektivare radikalbildning t.ex. genom reaktorutformningar eller olika tillsatser är dock nödvändig för att ge tydliga fördelar jämfört med ozon.

En kompletterande rening med enzymer kan bli ett annat alternativ där skräddarsydda enzymer som fokuserar på reningen av endast prioriterade läkemedelsrester ökar anpassningsmöjligheten för kompletterande rening till förutsättningar och behov vid varje reningsverk. Tekniken är dock fortfarande under utveckling och när en kostnadseffektiv implementering vid svenska reningsverk kan bli aktuellt är ännu för tidigt att säga. Enzymerna måste ha en bred verkan och vara relativt stabila i reningsverksmiljön.

6.6.2 Oxidation med klordioxid

Klordioxid (ClO_2) är en mycket selektiv oxidant för olika funktionella grupper som vanligtvis förekommer i den kemiska strukturen av läkemedelssubstanser (fenoler, tertiära/sekundära aminer, organiska svavelgrupper). Efter att historiskt ha använts för desinfektion i både dricksvatten och avloppsvatten har fokus på användningen av ClO_2 de senaste åren hamnat kring hur och vilka läkemedelssubstanser som kan tas bort. SystemLäk har inom en kort undersökning tittat på reningseffekten vid svenska reningsverk. Resultaten som även redovisas i SystemLäk delrapporter Borao (2015) och Baresel *m fl.* (2017b) visade på att en dos av $5 \text{ g ClO}_2/\text{m}^3$ och reaktionstid av 10

minuter kan ta bort mer än hälften av de studerade läkemedlen. Sex av åtta läkemedelssubstanser med måttlig och hög miljörisk kunde genom ClO₂ behandling minskas till en låg miljörisk.

Effekten på andra föroreningar i avloppsvatten har inte studerats i detalj förutom för bakterier då klordioxid traditionellt sett har använts som desinfektionsmedel. Resultat visar dock att minskningen av UVA inte är något bra sätt att styra doseringen då flera viktiga substanser återstår trots att UVA är mycket lågt.

En fördel med ClO₂ är att den kan tillverkas vid användningsstället och kapitalkostnaden för ClO₂ skattas lägre jämfört med andra oxidativa tekniker som ozon och skulle därför vara ett möjligt alternativ för mindre reningsverk (<2000 pe). Den begränsningen gör att tekniken ligger utanför fokusområdet för projekt och har därmed uteslutits från vidare undersökningar inom projektets ram. Tekniken har dock viss potential men behöver utvecklas mer och en eventuell negativ miljöpåverkan behöver studeras.

7 Miljöpåverkan och ekonomi

Den bästa tekniska lösningen för rening av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar från ett miljöperspektiv är tekniken vars totala miljöpåverkan är minimal. Detta kräver att många olika miljöaspekter vägs in, vilket vanligtvis görs via en livscykelanalys (LCA) där man beräknar olika miljöpåverkansindikatorer (KPI). Förutom klimatpåverkan (GWP) tas ofta försurning, bildning av marknära ozon, ozonutsläpp, förbrukning av naturresurser, eutrofiering och andra aspekter med som indikatorer. Nedan visas den genomförda miljöpåverkansbedömningen för olika tekniker. Liknande problem som nämnts innan, med att vissa miljöeffekter inte kan kvantifieras och därför behöver lämnas utanför, finns även här. Dessa miljöaspekter beskrivs dock på annat sätt så att de inte glöms bort vilket ambitionen är även i denna sammanställning. Nya tekniker som användning av biokol tillverkat från reningsverkets eget slam eller från andra substrat är t.ex. ett alternativ som kan var mycket fördelaktigt i miljöbedömningen även om exakta emissioner inte kan kvantifieras då referensanläggningar saknas. I dessa fall har olika antaganden beskrivits och känslighetsanalyser genomförts för att ge en realistisk indikation av teknikens potential och miljöpåverkan.

Utöver miljöpåverkan har även en kostnadsanalys av de olika teknikerna gjorts vars resultat delvis redan redovisats vid genomgång av de olika teknikerna. Gemensamt för de kostnadsberäkningar som tagits hänsyn till är att vissa grundläggande antaganden och förutsättningar har försökt hållas konstanta även om det i vissa fall kan förekomma avvikelser från detta om externa referenser har tagits med. Till detta räknas bl.a. belastning och flöden per personekvivalent (pe) och driftparametrar för olika adsorberande eller oxidativa tekniker. Detta innebär samtidigt att de framtagna kostnader endast gäller för dessa förutsättningar och bör endast användas i jämförande syfte och som vägledning. Reningsverksspecifika förutsättningar som t.ex. min/maxflöden, existerande infrastruktur och vattenkaraktistik påverkar faktiska kostnader avsevärt.

7.1 Datainventering

Dataunderlaget för miljöbedömningen och kostnadsanalys för de olika kompletterande reningsteknikerna bygger på hypotetiska reningsverk med några grundläggande dimensioneringskrav enligt Tabell 7.1.

Tabell 7.1. Generella krav på tekniska lösningar som ligger till grund för framtagna kostnader.

Dimensioneringskrav	Värde
Dimensioneringsflöde (m ³ /(pe, år))	150
DOC i avloppsvattnet som ska behandlas vidare (mg/L)	< 10
Nominal porstorlek UF (µm)	< 0,2
Förbrukning aktivt kol (mg/L)	20
Kontaktid filterbädd (min)	>15
Ozondos (mg O ₃ /L)	>5
Kontaktid ozonering (min)	>10

Dimensionering av de olika reningssystemen baseras i bedömningen på flödet som ska behandlas och inte en specifik koncentration i vattnet. Minimumflöden vid torrväder och maximala flöden vid nederbörd/snösmältning har inte tagits med och inte heller specifika relationer till t.ex. en viss DOC-koncentration i vattnet. Detta anges dock vid beskrivning av teknikerna i avsnitt 6 och kan i vissa fall underlätta vid jämförelse. Avloppsvatten är dock en så pass komplex matris att det är svårt att basera en bedömning på endast en kemisk parameter. I vissa studier har det visats att

andra ämnen kan störa reningen som t.ex. är fallet för ozonering vid höga järn- eller nitritkoncentrationer i vattnet. Inom SystemLäk har därför ett dimensioneringsflöde på 150 m³ per personekvivalent (pe) och är antagits i beräkningarna baserat på den faktiska belastningen på de 20 svenska reningsverken med störst BOD-belastning år 2015. Data från miljörapporter för dessa anläggningar visar en genomsnittsbelastning på strax under 150 m³/(pe, år) både om faktiskt anslutna pe och pe enligt BOD-ekvivalenter används. Tas samtliga svenska reningsverk oavsett belastning med hamnar medelvärdet på 150 m³/(pe, år) om faktiskt antal anslutna pe används och på endast 135 m³/(pe, år) om BOD-ekvivalenter används. Enligt sammanställningen kan man då räkna med en vattenförbrukning på 180-250 L per dygn och pe samt en andel på 50-120 % ovidkommande vatten. För mindre reningsverk kan variationen i belastningen och vattentemperatur vara större än för stora anläggningar och detta behöver tas hänsyn till vid dimensionering av kompletterande reningssteg.

Förfrågningar för etablering av dessa olika hypotetiska reningsverk skickades sedan ut till ett antal företag inkluderande både teknikleverantörer och totalentreprenörer. Frågeformulär för att hämta in specifika uppgifter om vilka material i vilka kvantiteter som används, detaljerad info om kemikalie- och energiförbrukning m.m. hämtades in med hjälp av frågeformulär. Mottagen informationen hanterades konfidentiellt och viss ersättning utgick för att företagen skulle kunna redovisa respektive lägga ner tid på detaljerade rapporter till projektet. För vissa reningstekniker kunde kostnadsuppgifter dessutom inhämtas via konkreta offerter och kostnadsskattningar framtagna av svenska och internationella företag. Organisationer som bidragit till underlaget inkluderar bl.a. Xylem, Wedeco, Christian Berner, WSP, Purac, Veolia, Desotec, Primozone, Ozonia (Veolia). Erhållen data anonymiserades för att skydda företagets integritet.

För att ge en extra säkerhet för en robust och relevant kostnadsberäkning för svenska förhållanden har dataunderlaget kontrollerats med hjälp av data och kunskap från olika nationella och internationella projekt där relevant data fanns tillgänglig. Till dessa projekt räknas bl.a. ReUse (Baresel *m fl.*, 2015b) som baseras på flera fullskaleanläggningar i världen för både granulerat aktivt kol (GAK), sandfilter, ultrafiltrering (UF), mikrofiltrering (MF), ozonering, kombination ozonering och filter, biologiska filter (BAF) och klorering. Att fullskaleanläggningar av denna reningstyp än så länge är ovanliga i Sverige (och resten av världen) återspeglas även i granskade dataunderlag från olika leverantörer. Hänsyn till skillnader i beräkningarna och antaganden (t.ex. komponenternas livslängd, materialval) som kan skilja markant mellan källorna har försökts tas hänsyn till.

Inkomna uppgifter om material- och energibehov, komponent- och anläggningspriser, m.m. visade en väldigt stor spridning mellan olika teknikleverantörer, och all data var inte alltid komplett från respektive företag. Data från flera leverantörer har därför lagts ihop för att ta fram ett representativt dataset för de hypotetiska reningsverk som definierades i förfrågningsunderlagen. Vid avsaknad av information valdes i första hand data från en specifik tillverkare med fullskalereferenser.

7.2 Metod: Miljöpåverkan

För att förstå den totala miljöpåverkan av olika tekniska lösningar samt för att finna lösningar för att minska resursanvändning och emissioner till miljön har en systemanalys med hjälp av livscykelanalysmetodik använts (LCA; enligt ISO14044:2006). Systemet har modellerats i LCA-programvaran Gabi 7.2. Metodiken innebär att exempelvis utvinning av jungfruliga råvaror som behövs vid tillverkning av el, olika kemikalier som används för att behandla avloppsvattnet m.m. tas med i utvärderingen tillsammans med transporter. Detta innebär att även den indirekta

påverkan som en avancerad rening av avloppsvatten innebär tas med i den sammanlagda miljöpåverkansberäkningen.

7.2.1 Undersökta system

De reningssystem som inkluderades i miljöbedömnings- och kostnadsanalysen baseras på de tidigare beskrivna reningsteknikerna enligt avsnitt 6. Beroende på olika aspekter som togs upp för varje teknik så inkluderades dessa om möjligt i de undersökta scenarierna. Tabell 7.2 visar de tekniker och scenarier som används i analysen och för vilka data togs fram. Endast två anläggningsstorlekar på 20 000 pe och 100 000 pe har undersökts på miljöpåverkan. Detta framförallt på grund av att miljöpåverkansanalys först och främst bestäms av definierade doser av t.ex. GAK eller ozon och resultaten därmed inte påverkas på samma sätt som kostnaderna vid olika anläggningsstorlekar. Dessutom kan effekten av anläggningsstorlek visualiseras vid användning av dessa två storlekar.

Tabell 7.2. Undersökta reningstekniker/-kombinationer och scenarier (teknikdelar i grått typsnitt har inte inkluderats i utvärderingen men har haft en inverkan på analysen).

Nr	Teknik/Scenario	Förklaring, antaganden
1	O ₃ -(LOX)	Ozondos 5 mg/L, flytande syre för ozontillverkning, huvudrening obetydlig
2	O ₃ -(PSI)	Ozondos 5 mg/L, pressure swing för ozontillverkning
3	CAS-BAF	GAK dos 20 mg/L, vanlig regenerering, backspolning 185/år
4	CAS-BAF(-REG)	GAK dos 20 mg/L, ingen regenerering, backspolning 185/år
5	CAS-BAF(-SE)	GAK dos 20 mg/L, vanlig regenerering men i Sverige, backspolning 185/år
6	CAS-2xBAF	GAK dos 9 mg/L, vanlig regenerering, backspolning 185/år
7	CAS-BAF-(BAK I)	Biokol dos 30 mg/L, ingen regenerering, backspolning 185/år
8	CAS-BAF-(BAK II)	Biokol dos 45 mg/L, ingen regenerering, backspolning 185/år
9	CAS-BAF-(BAK III)	Biokol dos 45 mg/L, ingen regenerering, 100 % extra investering i biokolproduktion, backspolning 185/år
10	MBR-BAF	GAK dos 15,5 mg/L, vanlig regenerering, backspolning 35/år
11	MBR-2xBAF	GAK dos 7 mg/L, vanlig regenerering, backspolning 35/år
12	CAS-O ₃ /BAF	Ozondos 5 mg/L (PSI), GAK dos 20 mg/L, vanlig regenerering
13	MBR-O ₃ /BAF	Ozondos 5 mg/L (PSI), GAK dos 15,5 mg/L, vanlig regenerering
14	CAS-PAK(-REG)/UF	GAK dos 20 mg/L, ingen regenerering, endast nytt kol används
15	CAS-PAK/UF	GAK dos 20 mg/L, ingen regenerering dock används endast regenererade kol
16	CAS-UF/BAF	GAK dos 15 mg/L, vanlig regenerering, backspolning 35/år
17	UF- O ₃ /BAF	Ozondos 5 mg/L (PSI), GAK dos 15,5 mg/L, vanlig regenerering, som scenario 13 dock med UF inkluderat som reningssteg

CAS – Huvudrening CAS

MBR – Huvudrening MBR

O₃ – Ozonering

BAF – Biologiskt aktivt filter, här alltid med granulat aktivt kol som filtermateriel

BAK – Biologiskt aktivt kol, biokol

LOX – Flytande syre som utgångspunkt för ozontillverkning

PSI – Pressure swing tekniken för ozontillverkning

Enligt Tabell 7.2 gjordes 34 scenarioanalyser för miljöbedömningen. Själva huvudreningen togs inte med i utvärderingen dock har den tagits med i scenariobeskrivningen när den har en signifikant inverkan på den kompletterande reningstekniken. För ett filtersteg behövs t.ex. mer frekventa backspolningar vid en traditionell aktivslamprocess jämfört med en MBR process då halten suspenderat material är väsentlig mindre i sistnämnda huvudrening. För vissa scenarier har endast ett huvudreningsalternativ undersökts då skillnader i utfallet lätt kan överföras till andra reningstyper utifrån den samlade analysen.

Samtliga scenarier bygger på kunskap från faktiska tester som genomfördes av en eller flera projektparter inom projektet SystemLäk (inkl. Baresel *m fl.*, 2015a, 2017b) och relaterade projekt (t.ex. Baresel *m fl.*, 2014, 2015b, c, 2016a, b, 2017a, c; Ek och Baresel 2013; Ek *m fl.*, 2013, 2014; Lazic *m fl.*, 2017a, b; Samuelsson *m fl.*, 2014; Sehlén *m fl.*, 2015; Westling *m fl.*, 2016) även om denna kunskap validerades mot ett antal internationella studier enligt Baresel *m fl.* (2015).

7.2.2 Funktionell enhet

Den funktionella enheten i utvärderingen sattes till 1 m³ behandlat vatten. Med de antaganden för dosering, uppehållstid etc. anses de olika systemen leverera samma funktion även om resultaten som bl.a. redovisas i Tabell 6.1 visar på olika reningseffektiviteter för olika tekniker. Detta för att kunna genomföra en jämförelse och då de olika teknikerna i princip uppfyller minimumkraven på rening av avloppsvatten från mikroföroreningar. Att effektiviteten och antal föroreningar som kan renas bort kan variera behöver dock tas med i åtanke vid resultattolkning.

7.2.3 Systemgränser

Systemgränsen uppströms definieras genom de emissioner, material- och energiresurser som gått åt för att generera den energi, de kemikalier och de material som krävs för att rena vattnet med hjälp av den valda tekniken/kombinationen. I detta inkluderas även transporter av kemikalier och material till reningsverket där behandlingen sker. För scenarierna som inkluderar aktivt kol är även transport till och från regenereringsanläggningen inkluderad, beroende på om en regenerering sker och beroende på var den sker (i eller utanför Sverige). I transporten tas även hänsyn till kolets vatteninnehåll före och efter regenerering. Uppströms följs konstruktionsmaterialen tillbaka till de naturliga material- och energiresurser som krävs för tillverkningen, och dessa har modellerats med generiska data från databaser (thinkstep; Ecoinvent 3.1). Som utgångspunkt användes europeiska data, i vissa fall har data från andra länder använts, då dessa ansågs ha bättre kvalitet, och ibland har globalt medelvärde använts då det ansågs mer representativt. Vid behov har approximationer använts för att fylla dataluckor. För transport av material till reningsverk har 300 km lastbil antagits.

Nedströms systemgräns är det reade vattnet som kommer ut från reningssteget. Att det producerade vattnet har en högre kvalitet än vanligt reat avloppsvatten och som därmed kunde användas till olika syften är inte inkluderat och därmed inte heller de miljööverdelar som skulle uppstå.

Utschaktning vid installation av reningssteg är inkluderad men förutom det så är själva byggandet av reningsanläggningen inte inkluderad i systemgränsen. Inte heller dagligt underhåll såsom till exempel smörjoljor, målning, glödlampor etc. Nedmontering, omhändertagande och skrotning av reningsteknik, eller bortforsling och omhändertagande av avfall är inte heller inkluderat. Detta motiveras med att en avveckling av reningssteg vanligtvis inte förekommer vid reningsverk utan en modifiering och anpassning är mest vanligt vilket medför att endast vissa anläggningsdelar skrotas i klassiskt mening.

Gråmarkerade steg i Tabell 7.2 (CAS och MBR) är inte inkluderade i analysen men har en indirekt påverkan på analysen eftersom antal backspolningar (och därmed elförbrukningen) och mängden kol som behövs per kubikmeter vatten påverkas. Detta främst pga. att en MBR-process producerar ett renare vatten med väldigt låg partikelhalt vilket medför att igensättningar i efterföljande filter minskar och färre adsorptionsplatser i filtret tas upp av andra än de avsedda föroreningarna. Det bör dock noteras att de två olika huvudreningsalternativen CAS och MBR kan ha olika miljöpåverkan i sig.

7.2.4 Miljöindikatorer och karaktäriseringsfaktorer

Som miljöindikatorer valdes "midpoint", definierade och beskrivna i LCA metodiken (se t.ex. Guinée *m fl.*, 2001). Dessa mäter fysiska eller kemiska effekter som potentiellt kan orsaka skada. Indikatorn beskriver dock inte själva skadan i sig eller till vilken utbredning vid en given plats. CML systemet valdes som beräkningsmetod (CML2015). De studerade miljöindikatorerna är listade i Tabell 7.3, och valdes eftersom de bedömdes vara viktiga i sammanhang med rening av mikroföroreningar samt att en kvantifiering av dessa kunde åstadkommas. De valda miljöindikatorer användes även i tidigare relaterade studier som nämns ovan och är vanligt förekommande inom LCA.

Tabell 7.3. Miljöindikatorer som används i miljöbedömningen.

Miljöindikator	Karaktäriseringsmetod
Klimatpåverkan (GWP) [kg CO ₂ -Equiv.]	CML2001 - Apr. 2015, Global Warming Potential (GWP 100 years), excl biogenic carbon
Försurningspotential (AP) [kg SO ₂ -Equiv.]	CML2001 - Apr. 2015, Acidification Potential (AP)
Övergödningspotential (EP) [kg Phosphate-Equiv.]	CML2001 - Apr. 2015, Eutrophication Potential (EP)
Utarmning av icke förnyelsebara materialresurser (ADP-E) [kg Sb-Equiv.]	CML2001 - Apr. 2015, Abiotic Depletion (ADP elements)
Utarmning av icke förnyelsebara energiresurser (ADP-F) [MJ]	CML2001 - Apr. 2015, Abiotic Depletion (ADP fossil)

Klimatpåverkan beskriver den potentiella påverkan på klimatet i form av koldioxidekvivalenter, dvs. de direkta eller indirekta emissioner som har en klimatpåverkan (växthusgaser) har räknats om till enheten CO₂-ekvivalenter. Typiska sådana emissioner är metan (CH₄) och lustgas (N₂O) men även koldioxid från energiproduktionen. Klimatpåverkan påverkas bl.a. av vilken energiproduktion som används. I de undersökta scenarierna spelar det t.ex. roll om aktivt kol produceras/regenereras i eller utanför Sverige då energimixen i Skandinavien genererar avsevärt mindre koldioxidekvivalenter än den som används i övriga Europa där bl.a. fossila bränslen används i större utsträckning. Även utsläppen från transport påverkar denna miljöindikator.

Försurningspotentialen är ett mått på den potentiella effekt något har på försurningen av land och vattendrag. Ju högre värde, desto större risk för surt regn och miljöskador förknippade med dessa. Referensenheten är svaveldioxidekvivalenter (SO₂-ekv).

Övergödningspotential är ett mått på den potentiella effekt något har på övergödningen av land och vattendrag. Ju högre värde, desto större risk för övergödning och miljöskador förknippade med dessa. Referensenheten är fosfatekvivalenter (PO₄³⁻-ekv).

Miljöindikatorn *utarmning av icke förnyelsebara materialresurser* visar hur mycket icke förnyelsebara materialresurser som gått åt under livscykeln, exempel på dessa är olika grundämnen såsom guld, krom och järn men även olika malmer, som t.ex. bauxit. Alla dessa ämnen har räknats om till referensenheten antimonekvivalenter (Sb-ekv).

Utarmning av icke förnyelsebara energiresurser visar andelen fossila energiresurser som krävts under hela livscykeln, räknat som råa bränslen (crude fuels), till dessa hör t.ex. kol, olja, naturgas etc. Dessa räknas i energi som t.ex. MJ eller likande.

Förutom de valda indikatorerna finns ett antal andra vanliga miljöindikatorer som även används i vissa av de relaterade studierna (t.ex. Baresel *m fl.*, 2015b). Till dessa hör t.ex. toxiska effekter. Eftersom modellerna för att beräkna toxicitetspotentialen har stora begränsningar, brister och osäkerheter, vilket dels beror på osäkerheter i modelleringen av vad som händer med de emitterade substanserna i naturen, och dels på osäkerheter i toxicitetsdata för olika organismer (se t.ex. Baresel *m fl.*, 2015b), exkluderades dessa i denna miljöbedömning. Naturligtvis har även begränsningar i vad projektet kunde inkludera i analysen funnits och praktiska begränsningar till de mest vanliga miljöindikatorerna fick göras för att överhuvudtaget kunna åstadkomma en miljöbedömning för de olika scenarierna. Projektet har försökt att ge en beskrivande bedömning av andra miljöeffekter som olika reningstekniker kan innebära. Läsaren hänvisas även till teknikbeskrivningarna i avsnitt 6.

7.2.5 Osäkerheter och begränsningar

De olika miljöindikatorerna behöver en kvantifierbar indikatorsubstans eller relation som t.ex. koldioxidekvivalenter för GWP. Ekotoxiska effekter på mark och vattensystem är svårare att kvantifiera och tas därför oftast inte med. Detta kan både påverka bedömningen av behovet av reningsåtgärder och av miljönyttan med olika reningstekniker men även bedömningen av de potentiella negativa effekterna av olika reningstekniker. En annan aspekt är att enstaka substanser kan ha en obefintlig toxisk effekt i miljön men i en blandning med andra substanser så som i avloppsvatten kan toxiciteten öka (cocktaileffekt). Toxiciteten kan även vara kronisk vilket i motsats till akut toxicitet är svårare att upptäcka. Bioackumulering av vissa emissioner kan skapa en toxicitet som först i framtiden genererar en effekt som idag är omöjlig att kvantifiera. Framförallt vid reningstekniker som inte funnits implementerade så länge är toxiska effekter därför svåra att bedöma och lämnas därför utanför analysen. Detta innebär dock samtidigt att bedömningen av den totala miljöpåverkan endast baseras på de utvalda KPI:erna och att slutsatserna därmed kan påverkas. En LCA är således endast så bra som den formuleras.

Det bör nämnas att projektet endast definierade dimensioneringsunderlag men att företagen kunde välja olika material för sina anläggningar, vilket kan påverka de olika miljöindikatorerna. Exempelvis så kan en ozonanläggning för 20 kpe byggas i stål medan den för 100 kpe i betong. Detta är en osäkerhet i analysen då materialvalet alltså kan ändras och därmed även miljöpåverkan. Ett annat problem med realistiska kostnadsskattningar är att teknikleverantörer oftast endast kan lämna uppgifter om kostnader för teknikerna men inte för dimensionering och genomförande av markarbeten och andra byggtkniska anläggningar. Dessa behöver hämtas in separat vilket kan medföra osäkerheter då storskaliga referensanläggningar inte finns i Sverige.

7.3 Metod: Ekonomisk analys

För kostnadsanalys har främst anläggningsstorlekar 20 000 pe, 100 000 pe och 500 000 pe används, dock har i vissa fall även data för mindre anläggningar (2 000 pe och 10 000 pe) och större (1 600 000 pe) samt mellanstora verk (350 000 pe) kunna tas fram.

7.3.1 Livscykelkostnadsanalys

Livscykelkostnadsanalys är ett systematiskt sätt att utvärdera kostnader under processens livscykel. Livscykelkostnad är således en summering av processens totala kostnad under en livscykel, där kostnader för tillverkning, installation, drift och underhåll/service beaktas. Huvudpunkterna för LCC-kalkylen är investeringskostnad, reinvesteringskostnad samt drift och

underhållskostnad. Livscykelkostnadsanalysen som genomfördes inom SystemLäk baseras på nuvärdesmetoden även känd som diskonteringsmetoden. Nuvärdet är det beräknade värdet av en investering i framtiden diskonterat med hänsyn till en given kalkylräntesats. Metoden kan användas för att jämföra olika investeringsalternativ med olika lång ekonomisk livslängd.

Baserat på investeringskostnad för de olika komponenterna, samt deras livslängd, beräknades investeringskostnaden över vattenreningsverkets livscykel (30 år), från respektive företag. Sedan togs ett medelvärde av dessa. Om livslängden för komponenterna var 30 år eller längre, ligger nästkommande återinvestering utanför verkets livslängd och räknas alltså inte med.

En kostnadsanalys gjordes för de olika scenarierna (Tabell 7.2) baserade på rapporterade kostnader från de olika företagen. Anläggningens livslängd sattes till 30 år vilket innebär att enskilda komponenter med en kortare livslängd togs hänsyn till via antal byten under den antagna livslängden. Kostnadsanalysen gjordes med nuvärdesmetoden. Denna metod talar om hur mycket pengar man måste spara idag, för att kunna återinvestera efter ett visst antal år. Eftersom man räknar med att man får en viss ränta på pengarna behöver man alltså spara en mindre summa än ursprungsinvesteringen, detta kallas reell kalkylränta och denna antogs vara 5 %, allmän inflation togs inte med i beräkningen. Ingen avskrivningstid eller eventuellt fluktuerande el- eller andra material- och servicepriser har inkluderats i kostnadsanalysen.

7.3.2 Förenklad kostnadsanalys

Inte all kostnadsdata som rapporterades in från företag var tillräckligt detaljerad eller kunde av andra orsaker inte användas i en detaljerad kostnadsanalys. Samtliga data har dock använts i den förenklade kostnadsanalysen genom att fylla i saknade data med uppgifter från andra leverantörer eller genom projektets egna försöksdata, samt referensdata från litteraturen. För den förenklade kostnadsanalysen har annuitetsmetoden som är nära kopplad till nuvärdesmetoden använts. Metoden valdes då den har använts i en del internationella kostnadsstudier samt relevanta svenska studier som Baresel *m fl.* (2015b).

Ett grundläggande syfte med kostnadsanalysen var beräkningen av de totala årliga reningskostnaderna inklusive investeringar och driftskostnader. Kostnaderna inkluderar således om möjligt alla kostnader inklusive inköp, installation, idrifttagande, drift, underhållsarbete, byte av delar efter uppnådd livstid etc. Kostnader för skrotning av anläggningar har inte tagits med då det antas att reningsverk är en infrastruktur som förnyas och sällan avvecklas efter en vanlig livstid. Olika tekniska komponenter som byts ut tas dessutom ofta tillbaka av leverantören för återvinning. Anläggningsdelar uppgraderas eller renoveras snarare än att de rivs efter 30 år. Däremot ingår kostnader för rivning av gamla delar i nyinvesteringen efter att den ekonomiska livslängden har uppnåtts.

I fall olika ekonomiska livstider har används av teknikleverantörerna har de olika komponenternas livslängd relaterats till den övergripande livslängd och relevant årliga kostnad kunde därmed räknas fram. Vissa leverantörer har även räknat med en avbetalning av investeringen på endast 20 år med en lägre ränta på 4 %. Detta kan ge högre årliga kostnader än vid en längre avbetalningstid. Dock betraktas osäkerheterna i kostnadsuppgifterna, platsspecifika osäkerheter och faktumet att inflationen och andra påverkande aspekter inte tagits med i analysen som så pass stora att dessa skillnader i analysen ryms inom osäkerhetsmarginalen. En kortare ekonomisk livslängd minskar samtidigt risken för underskattningar av totala kostnader genom högre annuitetskostnader.

Reningskostnader per kubikmeter behandlat vatten (kr/m³) räknas fram genom summan av årliga investerings- och driftkostnader som delas med det totala årliga behandlade vattenflödet i reningsverket.

Kostnader för markarbeten och andra byggtkniska anläggningar som betongbassänger och lagringssilos har antagits till 100 % av kostnaden för teknikkomponenterna enligt erfarenheter från teknikleverantörer. Detta återspeglar den ökade kostnadseffektiviteten för markarbeten och andra byggtkniska anläggningar vid större anläggningar på samma sätt som för teknikkomponenterna och bekräftas av kostnader rapporterade från t.ex. Tekniska verken i Linköping och förstudier som i Ramböll (2016) och Roos (2005) efter indexreglering. Markarbeten har i beräkningarna antagits som en installation på plan mark. Specifika behov som sprängningsarbete eller markstabilisering har alltså inte tagits med.

Tabell 7.4 ger en överblick över de grundläggande antaganden som kostnadsberäkningarna har baserats på. Det kan noteras att vissa priser kan variera väldigt mycket och uppgifter i tabellen har tagit bl.a. från olika svenska studier och priser som rapporteras för fullskaleinstallationer utomlands och vad utländska företag har angivit i offerter. Inverkan av dessa variationer undersöks närmare i avsnitt 7.6.3. Inköpspriset för el ligger i Sverige under priset på kontinenten vilket påverkar kostnadsberäkningarna för energiintensiva reningstekniker. Även för flytande oxygen varierar priset kraftigt och både mycket lägre och mycket högre priser än den som anges i Tabell 7.4 har rapporterats, även från de olika HaV-projekten. Priset för aktivt kol som fick betalas i de tillämpningar som redan finns i Sverige och som svenska företag offererar ligger däremot på upp till 200 % av priset t.ex. i Tyskland, Schweiz eller Nederländerna. Eventuella framtida ändring av dessa rörliga kostnader har inte tagits med. Notera att prisbilden ändras kontinuerligt på grund av att fler installationer kommer på plats och flera aktörer etableras på marknaden. Generellt kan en trend med minskade kostnader för samtliga tekniker observeras med undantag för elpriset som mest troligt kommer öka avsevärt.

Tabell 7.4. Generella grundläggande antaganden/parametrar vid kostnadsberäkningar.

Parameter	Värde	Rapporterade variationer
Inköpspris El (kr/kWh inkl. skatt)	0,80	80 % - 300 %
Aktivt kol (kr/ton)	20 000	60 % - 125 %
Regenererat aktivt kol (kr/ton)	13 000	50 % - 125 %
Flytande oxygen LOX (kr/kg)	1,70	50 % - 200 %
Andra kemikalier (framförallt vid membrantvätt)		
- NaOCl, 10,3% w/w (kr/kg)	3,80	
- NaOH, 50% w/w (kr/kg)	4,60	
- Citronsyra, 50% w/w (kr/kg)	7,20	
- HCl, 35 %w/w (kr/kg)	2,80	
- Bisulfit 38 %w/w (kr/kg)	5,60	
- FeCl ₃ , 13.1% w/w (kr/kg)	3,80	
Personalkostnader (kr/tim)	450	90 % - 180 %

w/w - % weight per weight

Utöver de ekonomiska förutsättningar som visas i Tabell 7.4 har kostnadsberäkningarna baserats på ett antal tekniska krav på reningsteknikerna enligt rekommendationer som beskrevs för de olika teknikerna i Tabell 7.1.

7.3.3 Osäkerheter och begränsningar

De presenterade kostnaderna för olika tekniker representerar ett genomsnitt och vissa kostnader för planering, installation och plats specifika anläggningskostnader är inte medräknade. Detta delvis eftersom dessa kostnader kan kategoriseras som transaktionskostnader som kopplar till styrmedel snarare än själva åtgärderna. Att planeringskostnader inte ha tagits med förklaras framförallt med att det inte finns några svenska installationer än som kan användas som referens även om kostnader för exemplet Tekniska verken återges i den avslutande diskussionen.

Uppgifter om kostnader för de olika teknikerna är baserade på ett flertal olika källor. Hänsyn till skillnader i beräkningarna och antaganden (t.ex. livslängd, ränta) som kan skilja markant mellan källorna har tagits och beskrivs. Den viktigaste källan är IVLs samlade erfarenheter från olika nationella och internationella projekt relaterade till avloppsreningsverk och industriella processer där dimensionering och kostnadsberäkningar ingår.

Vid hänsynstagandet till rapporterade kostnader från andra anläggningar, framförallt utomlands, samt pågående kostnadsberäkningar är det flera aspekter som kan skilja sig förutom själva priserna på samma vara. Till de delar som ibland tas med och ibland inte och för vilka en tydlig transparens kan saknas räknas moms, försäkringar som krävs vid ombyggnad och drift, eventuella kostnader för en utökad slam- eller renshantering, upphandlingskostnader, tillståndskostnader, extra mark- och sprängarbete, kvalitén på förbehandlingen, pumpkostnader samt designarbete och utbildning.

Kostnadsuppgifterna som hämtas in från leverantörer och därmed även presenterade kostnader nedan baseras på en genomsnittsbelastning på 150 m³/(pe år). Behöver reningstekniker ta hand om mycket vattenflöde under några tillfällen vid snösmältning eller skyfall innebär detta att anläggningarna behöver dimensioneras för mycket högre flöden med tillhörande ökade investeringskostnader medan det genomsnittsflöde som behandlas i reningen är mycket lägre. Därmed blir de totala effektiva reningskostnaderna högre. Dimensionering av kompletterande åtgärder (förutom när de integreras i huvudprocessen som PAK-MBR) bör läggas ut för ett visst basflöde som motsvarar antingen torrvädersflödet eller ett högre flöde om utjämning av flödesfluktuationer kan ske. Detta gör att driftkostnader bör kunna beräknas för en konstant drift. En dimensionering för maximala flöden känns orealistiskt förutom för anläggningar som inte har extrema flödesvariationer. Kostnader som anges i tabellen nedan bör därför ses som exempel och information om dimensioneringsflöden bör användas som jämförelse. Fördelningen mellan CAPEX (kapitalkostnader) och OPEX (driftkostnader) kan dock användas som indikation på hur en utökad kapacitet för olika tekniker påverkar totalkostnaderna. Vissa kompletterande tekniker som PAK och ozonering kan styras flexibelt och anpassa reningseffekt/-behov efter belastningen vilket ger en mer flexibel lösning även vid höga flöden men leder även till ökade driftkostnader vid högre belastning. För GAK/BAF kan ett högre flöde delvis kompenseras genom ökade bytesintervall av filtermaterialet, dock kommer den minskade kontakttiden att minska reningseffekten. En dimensionering för rätt flöde blir därmed viktig.

Vid teknikalternativet ozonering har ett extra poleringssteg inte räknats med i analysen trots att detta är en av de grundläggande rekommendationerna från projektet och andra studier. Redovisade kostnader för ozonering kan därmed vara för låga om inte processen integreras före ett befintligt biofilter i form av ett reningssteg som vid Tekniska verken i Linköping eller en annan form av efterpolering.

7.4 Scenariospecifik data

7.4.1 Ozonering

För scenarierna med ozon modellerades ozonframställningen dels från flytande syre (LOX; scenario 1) och dels med "pressure swing" metoden (PSI; scenario 2). Utifrån praktiska aspekter och initiala resultat av analysen som visade på jämförbara kostnader för de två produktionsmetoderna valdes PSI-metoden för samtliga övriga scenarierna. Det bör anmärkas att PSI-metoden faktiskt uppvisade en genomgående lägre miljöpåverkan enligt analysen jämfört med LOX-metoden. Skillnaden har dock inte varit dramatisk men bör noteras.

7.4.2 Biofilter

Som underlag för beräkning av energiförbrukningen vid drift av filterbäddarna används erfarenheter från genomförda tester vid Hammarby Sjöstadsverket vid drift med antingen CAS eller MBR som huvudreningen. För filter efter CAS antogs 185 backspolningar per år och vid MBR 35 backspolningar per år. Detta motsvarar med hänsyn till relevanta backspolningsanordningar uppskattningsvis 0,8 Wh/m³ respektive 0,12 Wh/m³. Vid användning av dubbelfilter antogs samma backspolfrekvens baserat på tidigare resultat som visar på ett mindre backspolbehov i det andra filtret (Ek *m fl.*, 2013).

7.4.3 Aktivt kol

I flera scenarier används biofilter med regenererat kol, dvs. kol som redan använts i samma eller en annan process och som regenereras innan det används i de studerade systemen. Förutom vid användning av nytt kol vid uppstart eller vid vissa scenarier (4 och 14) allokeras därför nyproduktionen av aktivt kol till föregående system och endast själva regenereringsprocessen (samt transporter) allokeras till de studerade systemen.

Då inga LCA-databasdata för aktivt kol finns och de uppgifter och antaganden för aktivt kolproduktion och -regenerering som finns i litteraturen varierar kraftig (t.ex. Bayer *m fl.*, 2005; Esser-Schmittmann och Schmitz, 2014; He 2012; Meier 1997; Mutz 2015; Ortiz *m fl.*, 2003) har i vår analys faktiska uppgifter från Europas största aktivt kolproduktion i Belgien använts i samarbete med ChemivironCarbon. Det antogs då att regenereringen sker i Belgien (transportavstånd 1400 km). Ett scenario med regenerering i Sverige har också studerats (scenario 5) och då med ett antaget transportavstånd på 500 km. Den mättade kolbädden innehåller en viss mängd vatten vilket skattades utifrån egna tester inom projektet till 26 %. Detta har inkluderats i transportberäkningarna till regenereringsanläggningen.

Aktivering av kol görs genom att behandla kolbädden vid hög temperatur (800-1000 °C), vilket ger en kolbädd med hög porositet. Denna behandling gör att en stor del av vikten "bränns av". Denna process kräver ca 3 kg råmaterial för att tillverka 1 kg aktivt kol. För att producera aktivt kol går det åt ånga, naturgas och el. För ånggenerering har dataset från Ecoinvent används ("RER: Steam production, in chemical industry"), vilket representerar produktion av ånga från vatten, för kemiska processer, genererat med 76 % naturgas och resten olja (ecoinvent 3.1). För uppströms el valdes Belgisk elmix för alla fall utom när regenereringen antas ske i Sverige. Dataset för Belgisk och Svensk elmix togs från thinkstep databas. Aktivering då 2 kg kol bränns av, approximerades med datasettet "EU-27: Thermal energy from hard coal" (thinkstep), vilket inkluderar både produktion av kol (cradle-to-gate) samt förbränning. För resterande 1 kg kol som återstår,

användes datasetet "EU-27: *hard coal mix*" (thinkstep), vilket bara inkluderar uppströms framställning av kol.

Regenereringen kräver energi i form av elektricitet, ånga och naturgas. Vid regenerering, där kolbädden utsätts för höga temperaturer så bränns ca 10 vikt-% av kolbädden av, vilket ger upphov till emissioner. Detta modellerades genom att dra ifrån uppströms anrikning och upparbetning av kol (datasetet: "EU-27: *Hard coal mix*") ifrån datasetet: "EU-27: *Thermal energy from hard coal*", båda från thinkstep, på så sätt inkluderas endast de emissioner som är förknippade med förbränning av kol. Vid regenerering av aktivt kol behöver 10 % nytt kol tillsätts vid varje regenerering för att kompensera för kolförlusterna vid regenereringen. Även om regenereringen görs i Belgien, så tillsätts det nya kolet i Sverige.

Pulveriserat aktivt kol (PAK) är aktivt kol i pulverform och den enda skillnaden mellan GAK och PAK är att PAK är mer finmalt än GAK (se även Novinda 2014). I brist på specifika data för PAK har det antagits att denna skillnad är försumbar och därför har data för PAK approximerats med data för GAK.

I de fall dubbelkolonn används, så har mängden installationsmaterial som behövs dubblas.

7.4.4 Biokol

Biokolet i denna utvärdering antas tillverkas från reningsverkens eget avloppsslam. Data för tillverkningen inklusive materielbehov och energiåtgång togs från ett pågående projekt kring uppskalning av en hydrotermisk förkolningsprocess med olika deltagande företag. Notera att även andra tekniker kan användas för produktion av biokol. Kolkapaciteten baseras på förväntade kapaciteter även om de utförda testerna inom projekt uppvisade lägre kapaciteter (Baresel *m fl.*, 2017b). Detta gjordes då testade biokol som baserats på avloppsslam inte tillverkades för användning i adsorptionsfilter men då parallella tester med biokol tillverkade i detta syfte uppvisade bra adsorptionsförmågan. Eftersom uppgifterna om en fullskaleprocess baseras på uppskalningsberäkningar och inga faktiska fullskalereferenser, har en stor säkerhetsfaktor lagts på materialuppgifter. Scenario 9 (Tabell 7.2) består dessutom av ett scenario där samtliga ingående data för tillverkningen dubblades och biokolets kapacitet samtidigt minskades för att undersöka ett sådant alternativ. Infrastrukturen för biokoltillverkning har räknats fram genom skattning för en produktionsenhet (9 t TS/24 h) med ca 13 ton stål av olika kvalitéer (ungefärlig fördelning 50/50 rostfritt/syrafast och vanligt stål). För att inte riskera underskattning, multiplicerades stålmängden till sist med 3, detta utgör basfallet för biokol. Energianvändningen för att uppgradera slam till biokol har utifrån processtemperaturer, avvattningsbehovet m.m. beräknats till 380 kWh/t TS men har även här till sist multiplicerats med 3.

Eftersom biokolet baseras på en biprodukt (slam) från avloppsvattenrening, inkluderas endast uppgraderingen av slammet till aktivt kol i analysen. Biokolet antas tillverkas vid reningsverket och modellerades därför med svensk medelmix för el. Biokolanläggningen antas ligga max 50 km från reningsverket och kolet transporteras med lastbil.

Att utvecklingen av alternativa slamhanteringstekniker även inkluderar tekniker som produktion av biokol bör tas hänsyn till vid jämförande av olika tekniker. Dessa alternativa tekniker för slambearbetning skulle införas baserat på andra krav och intentioner än produktion av biokol. Det producerade biokolet skulle därmed vara en restprodukt som kan användas i filter. Den miljöpåverkan som uppstår vid biokolproduktionen skulle därmed ligga utanför själva reningsteknikerna vilket skulle påverka den totala miljöpåverkan avsevärt.

7.4.5 Ultrafiltrering

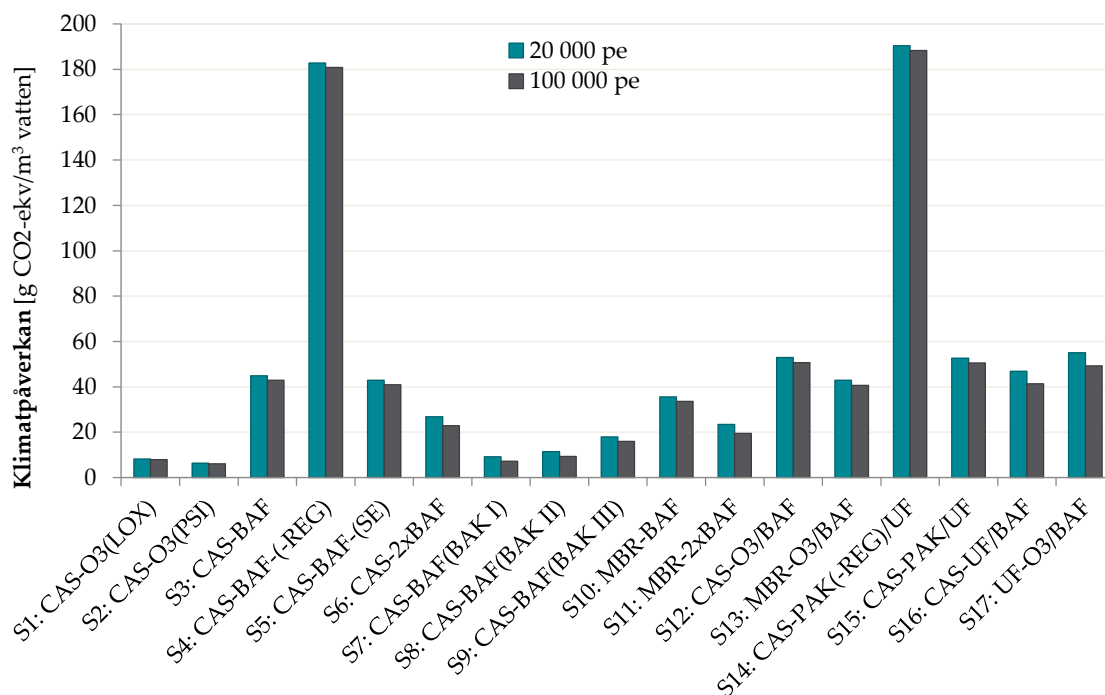
Membranen som används vid ultrafiltreringen (UF) antas bestå av polyetylenrör. Filtren antas kräva rengöring med främst citronsyra och natriumhypoklorit.

7.5 Resultat – Miljöpåverkan

Efterföljande avsnitt redovisar några av de resultat som miljöpåverkansanalysen har kommit fram till. Endast de mest relevanta och signifikanta resultaten redovisas dock. Två av scenarierna redovisas endast inledningsvis men utesluts från resten av redovisningen. Dessutom visas för det mesta endast resultat för anläggningsstorlek på 100 000 pe eftersom trenden är lika för 20 kpe och 100 kpe. En komplett redovisning av resultaten återges i bilagan.

7.5.1 Skalningseffekt - Inverkan av anläggningens storlek

Figur 7.1 visar med klimatpåverkan som exempel på miljöpåverkan en jämförelse mellan de olika scenarierna. Figuren visar resultaten för båda de undersökta anläggningsstorlekarna och en tydlig effekt av anläggningens storlek kan ses. Denna effekt återfinns genomgående för samtliga scenarier och även för de andra miljöindikatorer som inte redovisas i figuren. Inte oväntat är den generella effektiviseringen som större anläggningar ger möjlighet till framförallt vid installation orsakad till denna minskning av miljöpåverkan med ökande anläggningsstorlek. Även om inte ännu större eller mindre anläggningar inkluderades i modelleringen så kan med stor säkerhet sägas att trenden skulle fortsätta i båda ritningar vilket även visats i bl.a. Baresel *m fl.* (2015b). Den övergripande slutsatsen är alltså att ju mindre/större anläggningen är desto större/mindre miljöpåverkan per behandlad kubikmeter vatten. Det gäller särskilt vid mycket små anläggningar. Det bör dock noteras att detta endast gäller som en generell indikation. En optimalt integrerad avancerad rening i en något mindre anläggning kan mycket väl ha en mindre miljöpåverkan per enhet behandlat vatten än en mindre optimalt integrerad större anläggning.



Figur 7.1. Beräknad total klimatpåverkan för de olika scenarierna för små och mellanstora anläggningar.

Det framgår också från figuren att scenarierna med aktivt kol som inte regenereras (scenario S4 och S14) påverkar miljön flera gånger mer än de andra alternativen. Även detta kan observeras för samtliga av de övriga miljöindikatorer. Dessa scenarion togs med i utvärderingen mest för att illustrera den stora miljöpåverkan av aktivt koltillverkning. I verkligheten skulle sådana alternativ med största sannolikhet inte implementeras då även kostnaderna skulle vara avsevärt högre än för andra alternativ (se 7.6). Därför uteslutas dessa två scenarierna i fortsättningen från redovisningen även om samtliga resultat redovisas i bilagan.

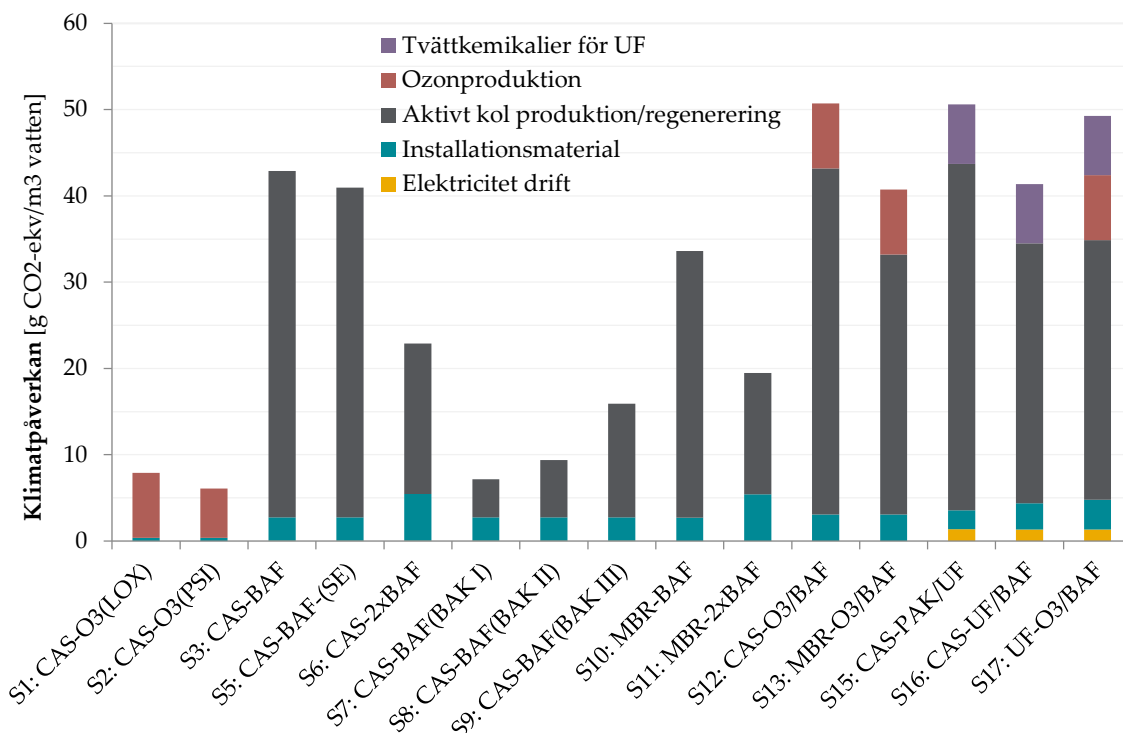
I nedanstående redovisning visas endast resultat för anläggningsstorlek på 100 000 pe. Även här kan samtliga resultat hittas i bilagan.

7.5.2 Klimatpåverkan

I Figur 7.2 visas den potentiella påverkan på klimatet från de olika scenarierna för 100 kpe anläggningar. Scenarierna utan aktivt kolregenerering har inte inkluderats. Det bör dock påpekas att scenariot där nytt aktivt kol behöver användas kontinuerligt inte är orimligt för teknikkombinationen PAK-UF om en separat slam/PAK-slurry hantering och därmed en PAK-regenerering inte är möjligt och inte tillräckligt med regenererat PAK från andra tillämpningar finns att tillgå.

Figuren visar att ozoneringens klimatpåverkan orsakas nästan uteslutande av ozonproduktionen där PSI-metoden har en något mindre påverkan. Användning av kommersiellt aktivt kol (PAK och GAK) innebär en stor påverkan orsakad av tillverkning och regenerering av aktivt kol. En regenerering i Sverige har endast en mindre effekt trots att transporter minskar och en mer klimatvänlig energimix kan användas vid regenereringen. Detta kan förklaras med att aktivt kolproduktionen står för den största miljöpåverkan och denna behöver fortfarande ske utanför Sverige (för detaljer se även 7.5.7.2). Trots ökad klimatpåverkan på grund av mer installationsmaterial vid användning av två filter så ger detta scenario nästan en halvering av klimatpåverkan jämfört med enstegs filteralternativen. Detta då kolkapaciteten kan ökas mer än det dubbla i ett sådant system och påverkan från koltillverkning och -regenereringen därmed minskar. Användning av biokol ger en mycket mindre miljöpåverkan även vid användning av stora osäkerhetspåslag i resursförbrukningen och absorptionsförmågan (se 7.4.4).

Vid användning av membranfiltrering (scenarion S15-S17) uppstår en klimatpåverkan som orsakas av tvättkemikalier som behöver användas för att hålla membranerna rena och därmed ett ökat energibehov. Påverkan från energin för drift återfinns i samtliga scenarierna, dock är den för filteralternativen så pass låg i jämförelse med andra orsaker att den inte syns i figuren. Mer detaljer för varje tekniskspecifik miljöpåverkan kan ses i avsnitt 7.5.7. Scenarier som inkluderar teknikkombinationer (S12 – S17) har inte oväntat den högsta klimatpåverkan.



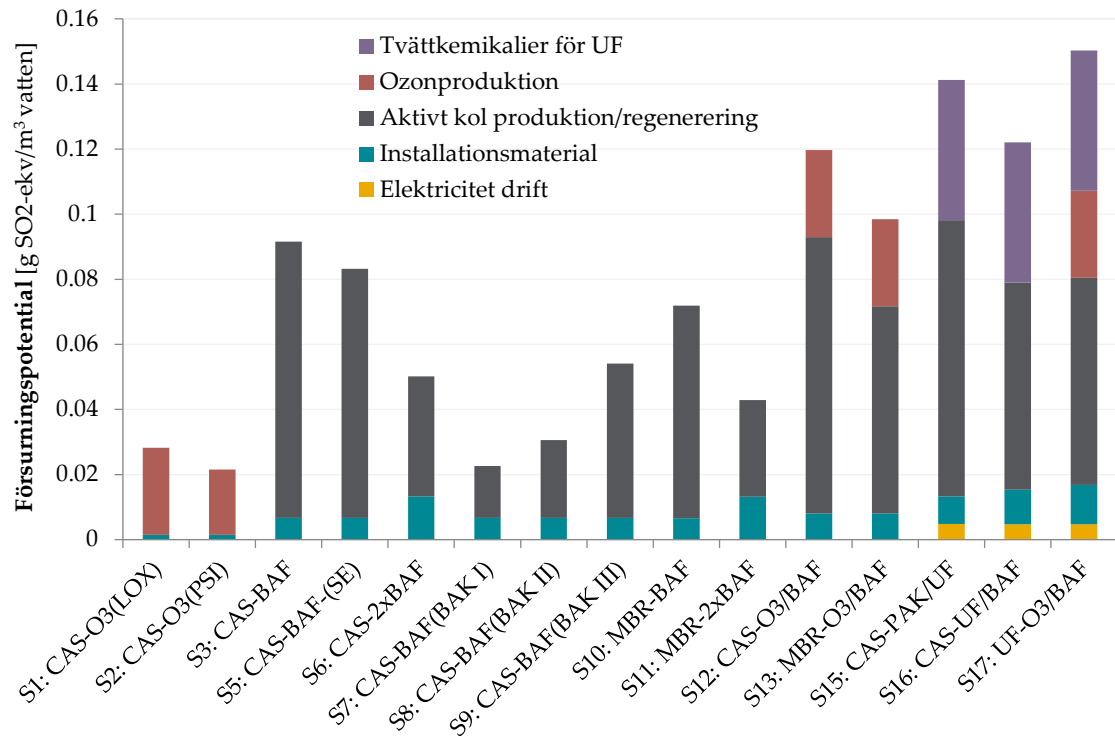
Figur 7.2. Klimatpåverkan för de undersökta scenarierna (förutom S4 & S14) för en anläggning på 100 kpe.

Det kan också observeras från figuren att en MBR-process som huvudrening ger generellt en lägre klimatpåverkan än en CAS-huvudrening. Även om vissa av scenarierna endast undersökts med CAS-varianten så kommer denna trend även att gälla för dessa vid användning av MBR-tekniken. Störst påverkan från installationsmaterial kan ses för scenario S6 och S11 som kräver två filterinstallationer.

Det kan nämnas att skillnaden mellan 20 kpe och 100 kpe är marginell. Detta mycket på grund av att det går åt lika mycket kol eller ozon per kubikmeter vatten oavsett anläggningsstorlek. Påverkan från installationsmaterialen blir något högre för den mindre anläggningsstorleken.

7.5.3 Försurningspotential

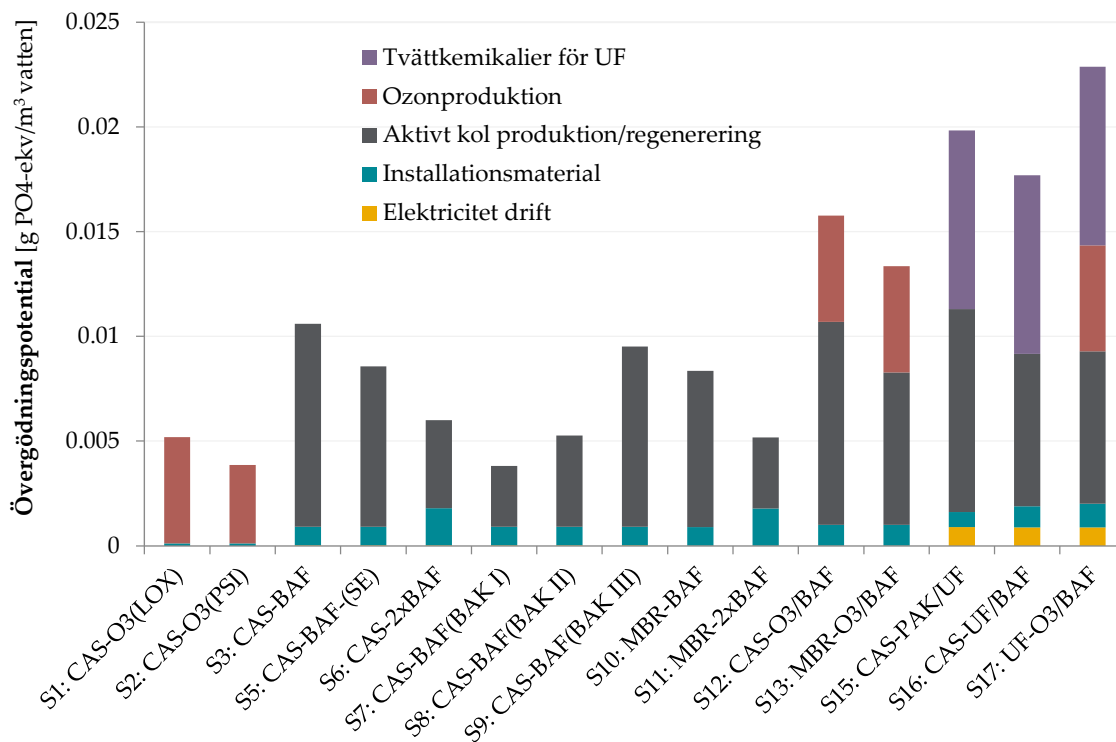
Påverkan på försurningen av de olika scenarierna illustreras i Figur 7.3. Liknande trender som för klimatpåverkan kan observeras även om skillnaden mellan enstaka tekniker är mindre utpräglad. Tydlig blir den ökade påverkan av teknikkombinationer samt att användning av biokol även här kan minska miljöpåverkan av filterteknikerna avsevärt. Det största bidraget kommer återigen från aktivt koltillverkning och -regenerering. Även tvättkemikalier leder till en jämförelsevis hög påverkan som är något större än vid klimatpåverkan. Energianvändningens bidrag för de olika reningsteknikerna är försumbar förutom vid ozonering och för scenarier som inkluderar membranfiltrering. Installationsmaterial ger högst bidrag vid dubbelfilterlösningar men är generellt lägre än andra källor.



Figur 7.3. Försurningspotential för de undersökta scenarierna (förutom S4 & S14) för en anläggning på 100 kpe.

7.5.4 Övergödningspotential

Även övergödningspotentialen påverkas mycket av framförallt aktivt kolanvändningen, produktion av ozon och användning av tvättkemikalier vid UF-tillämpning (Figur 7.4). För kommersiellt aktivt kol är det återigen tillverkningen av de 10 % extra som måste tillsättas som utgör den största påverkan men även transportererna spelar en relativt stor roll på övergödningen. Detta beror främst på kvävemonoxider som uppkommer från att transportera kolbädden fram och tillbaka till Belgien. Detta medför också en större påverkan av en potentiell regenerering i Sverige som minskar transportererna. Även vid ozonproduktion och övrig elanvändning är den mest betydande parametern NO_x-emissioner som är förknippade med elproduktionen. Kemikalierna som används för UF har en relativ stor påverkan på övergödningen. Tillverkningen av citronsyra och järnklorid (vid användning av PAK/UF) dominerar kemikaliernas totala påverkan på övergödning.



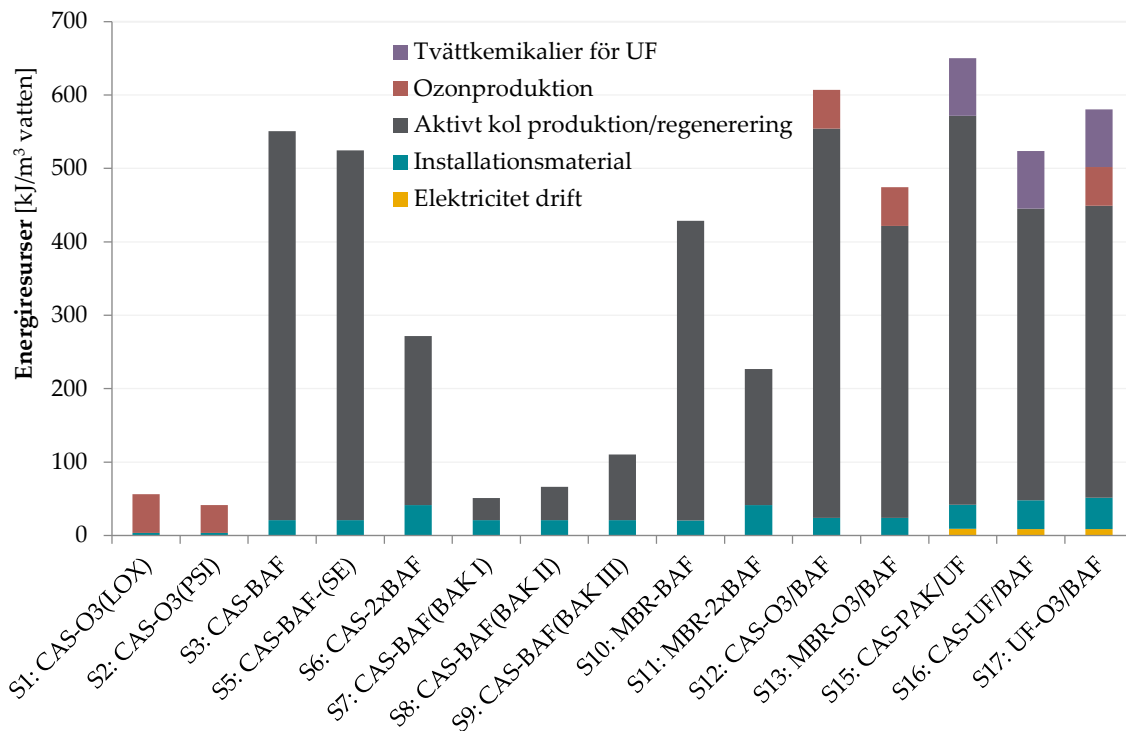
Figur 7.4. Övergödningspotential för de undersökta scenarierna (förutom S4 & S14) för en anläggning på 100 kpe.

Som vid resultaten för miljöindikatorerna klimatpåverkan och försurningspotential så ger användning av biokol och dubbelfilter en mindre påverkan än vid användning av kommersiellt aktivt kol respektive enstegsfilter. Det framgår från figuren att teknikkombinationer kan ha en mer än dubbel så hög övergödningspotential än enstaka tekniker som ozoneringen eller biofilter.

7.5.5 Utarmning av icke förnyelsebara energiresurser

Figur 7.5 visar utarmningen av icke förnyelsebara energiresurser för de olika scenarierna i kJ/m³ behandlat vatten. Återigen är det aktivt kol och där främst de 10 % nytt kol som måste tillsättas som ger upphov till den höga påverkan. Här är det dock resurser och inte emissionerna som för de tidigare miljöindikatorerna som ger upphov till påverkan. Men även användning av naturgas under regenerering är en stor bidragande orsak (37 %). Viktigt att påpeka är att kol som ligger i marken kan ses som både en energi- och materialresurs. I de karakteriseringsmetoder (ADP elements och ADP fossil) som använts i denna studie, räknas kolet som en energiresurs, och ger därför stort utslag på miljökategori "utarmning av icke förnyelsebara energiresurser".

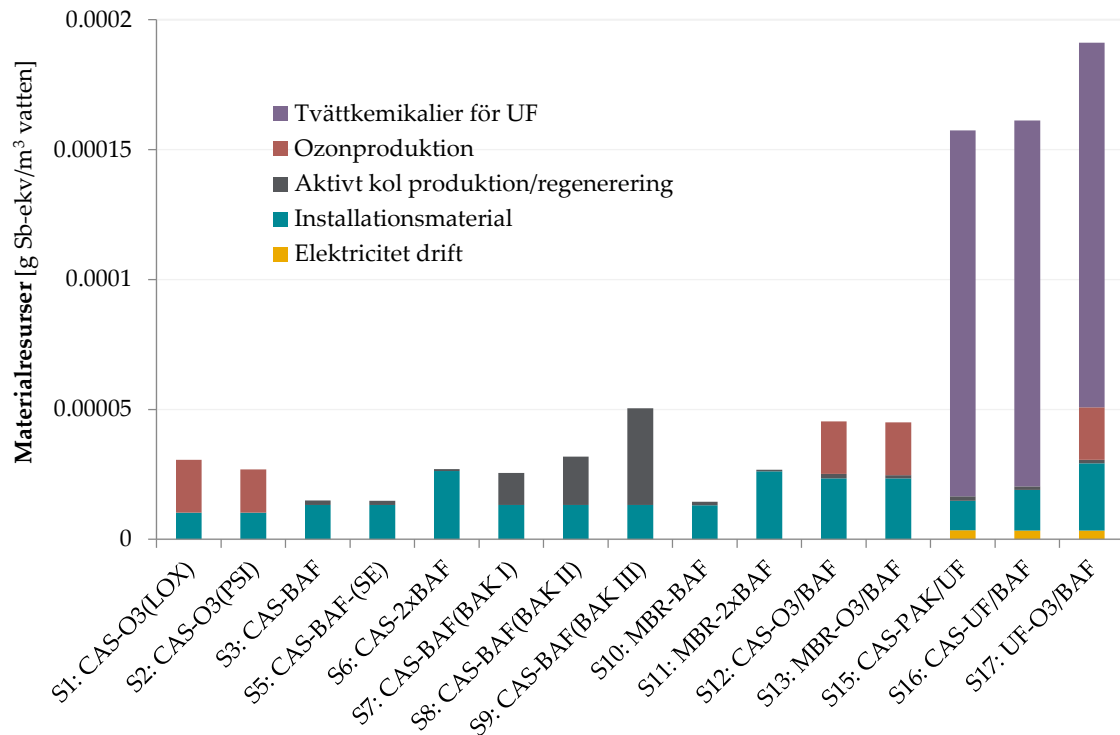
Påverkan från el är även här väldigt liten i förhållande till övriga delar. Det bör återigen påpekas att dessa resultat är baserade på svensk elmix som består av relativt stor mängd förnyelsebara källor. Teknikerna ozonering och filter med biokol har lägst påverkan på denna miljöindikator.



Figur 7.5. Utarmning av icke förnyelsebara energiresurser för de undersökta scenarierna (förutom S4 & S14) för en anläggning på 100 kpe.

7.5.6 Utarmning av icke förnyelsebara materialresurser

Figur 7.6 visar utarmningen av icke förnyelsebara materialresurser för de olika scenarierna i gram antimon ekvivalenter (Sb-ekv.)/m³ behandlat vatten. Tillverkning av kemikalierna som används för UF-filtret dominerar denna miljöindikator. Här bör man komma ihåg att kol när det ligger i marken kan ses som både en energi- och materialresurs. I de karakteriseringsmetoder (ADP elements och ADP fossil) som använts i denna studie, räknas kolet som en energiresurs, och ger därför inget större utslag på miljökategori utarmning av icke förnyelsebara materialresurser. Även tillverkning av installationsmaterialen har en betydande påverkan, detta beror framförallt på de materialresurser som krävs för tillverkningen av stål och betong och i vissa fall koppar. Av kemikalierna som används är det framförallt tillverkningen av järnklorid (används som koagulant vid PAK dosering) som är den dominerande kemikalien.



Figur 7.6. Utarmning av icke förnyelsebara materialresurser för de undersökta scenarierna (förutom S4 & S14) för en anläggning på 100 kpe.

Att användning av biokol får en större påverkan än vad kommersiellt regenererat aktivt kol har beror på att andra grundämnen har krävts vid elproduktionen i Sverige än vid elproduktionen utomlands. Även om förnyelsebar energi generellt har en positiv effekt på många miljöindikatorer så krävs t.ex. fler icke förnyelsebara resurser vid tillverkning av solceller. Samma effekt förklarar ozonproduktionens relativt stora effekt på miljöindikatorn enligt Figur 7.6.

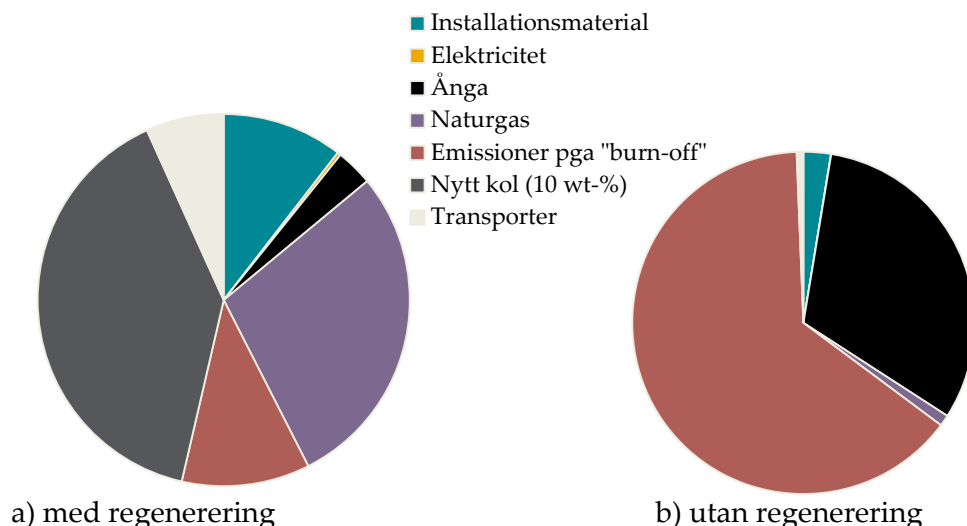
7.5.7 Tekniskspecifik miljöpåverkan

7.5.7.1 Ozonering

Även om ozonbehandlingen kräver mer energi vid själva anläggningen än behandling med aktivt kol så är påverkan låg i förhållande till scenarierna med aktivt kol. Ozonproduktion inkluderar både tillverkning av syre och ozon baserat på antingen flytande syre (LOX) eller en produktion från torr luft med hjälp av Pressure Swing Adsorption (PSI) på plats.

7.5.7.2 Aktivt kol

Den stora påverkan från nytillverkat aktivt kol (PAK och GAK) beror till största delen på CO₂-emissioner som uppstår under tillverkningen, då 2/3 av råmaterialet bränns av under aktiveringen. Fördelningen av klimatpåverkan för tillverkning av aktivt kol syns i Figur 7.7. Även vid regenereringen av aktivt kol dominerar de 10 % nytt kol som behöver tillsättas den totala klimatpåverkan. Även ånggenereringen har relativt stor inverkan, denna baseras på fossila bränslen (naturgas och olja). Transporter har en större procentuell andel av totalpåverkan vid regenereringen dock är den absoluta andelen mindre än vid användning av aktivt kol utan regenerering.



Figur 7.7. Procentuellt bidrag till klimatpåverkan från användning av kommersiellt aktivt kol vid en 20 kpe anläggning för a) med och b) utan regenerering.

Liknande trender erhöles även för de andra miljöindikatorerna. Även vid försurnings- och övergödningspotentialen samt utarmning av icke förnyelsebara energiresurser är det de 10 % nytt kol som behöver tillsättas som dominerar pga. de fossila resurser och relaterade emissioner som krävs (t.ex. SO₂ och NO_x-emissioner). För miljöindikatorn utarmning av icke förnyelsebara materialresurser är det däremot installationsmaterial för själva produktions- och regenereringsanläggningen som står för mer än 90 % av påverkan.

7.5.7.3 Membranfiltrering

Påverkan från filtreringen (UF) kommer främst uppströms från produktion av de kemikalier som måste tillsättas för filtret samt energibehovet.

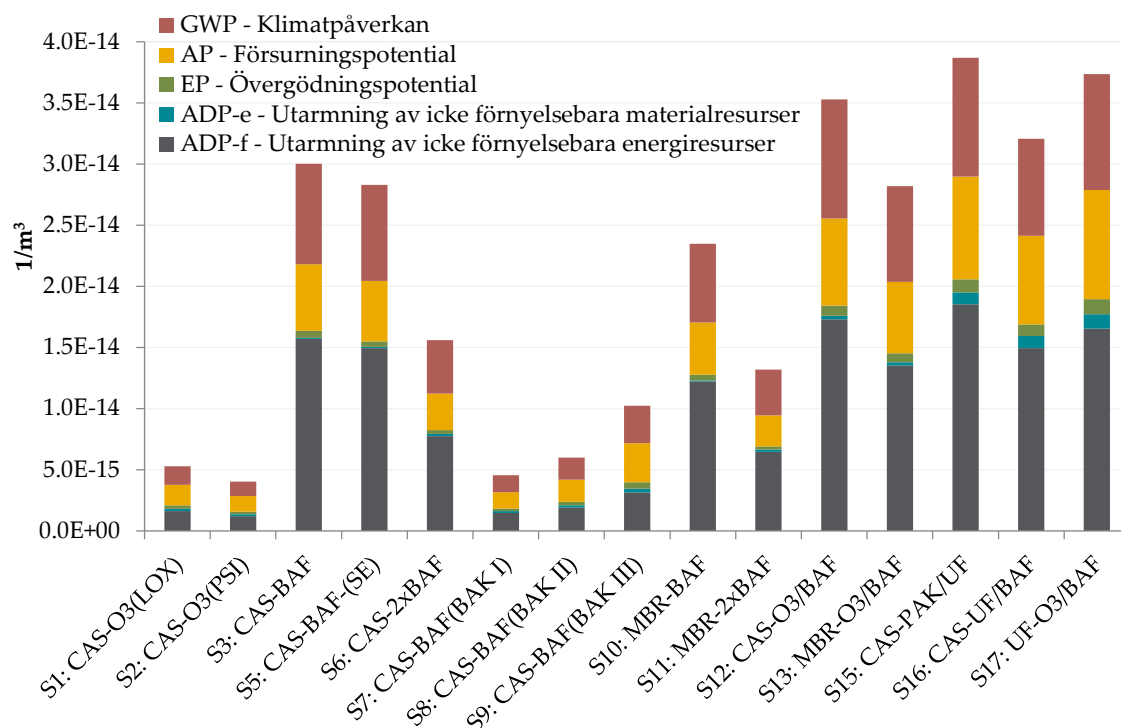
7.5.8 Normalisering

Resultaten som visades för de olika miljöindikatorerna kan även normaliseras genom att dela respektive miljöpåverkansindikator med ett referensvärde. Referensvärdet kan t.ex. vara motsvarande värde för en person under ett år för en given region, så som t.ex. ett land, Europa eller för världen. Detta gör att varje miljöindikator får samma enhet och en summering av de olika indikatorerna blir möjligt. En sådan summering har genomförts utan viktning, vilket innebär att alla potentiella miljöeffekter är lika "allvarliga". Normalisering gjordes mot Europa (EU-25+3, med normaliseringsfaktorer från thinkstep, från Gabi 7.3, år 2000) enligt Tabell 7.5.

Tabell 7.5. Normaliseringsfaktorer för de undersökta miljöindikatorer.

Miljöindikator	Normaliseringsfaktor	Enhet
CML2001 - Apr. 2015, Global Warming Potential (GWP 100 years), excl biogenic carbon	5.21E+12	kg CO ₂ -Equiv.
CML2001 - Apr. 2015, Acidification Potential (AP)	1.68E+10	kg SO ₂ -Equiv.
CML2001 - Apr. 2015, Eutrophication Potential (EP)	1.85E+10	kg Phosphate-Equiv.
CML2001 - Apr. 2015, Abiotic Depletion (ADP elements)	1.6E+08	kg Sb-Equiv.
CML2001 - Apr. 2015, Abiotic Depletion (ADP fossil)	3.51E+13	MJ

Resultaten från normaliseringen visar att det fossila energiresursuttaget, men även klimatpåverkan har störst inverkan på miljön. Användning av kommersiellt aktivt kol har störst påverkan även efter normaliseringen.



Figur 7.8. Normaliseringen och summeringen av miljöindikatorer för de undersökta scenarierna (förutom S4 & S14) för en anläggning på 100 kpe.

För att få ett perspektiv på miljöpåverkan av de olika kompletterande reningsalternativen mot miljöpåverkan från ett vanligt reningsverk skulle en modellering av en sådan anläggning ha varit värdefull. Tidigare studier som även försökt titta på ett basscenario som består av ett traditionellt reningsverk av samma storleksordning beräknar klimatpåverkan till omkring 176 g CO₂-ekv/m³ behandlat vatten (Baresel *m fl.*, 2015b) vilket kan jämföras med den största beräknade emissionen på 50 g CO₂-ekv/m³ behandlat vatten för scenario S12 som kombinerar ozonering och biofilter efter en traditionell aktivslamprocess (CAS). Tillämpas endast ozonering eller biofilter med biokol uppnås emissioner på 6-7 g CO₂-ekv/m³ behandlat vatten (Figur 7.2), alltså mindre än 4 % av vad huvudreningen skulle emittera. Endast vid användning av endast nytt aktivt kol (scenario S4 och S14) kan emissioner i samma storlek som för huvudreningen uppstå.

7.5.9 Sammanfattning

Analysen av den totala miljöpåverkan för de olika tekniska lösningar som undersöktes visar några tydliga trender:

- Generellt sett så blir miljöpåverkan per renad enhet vatten mindre för alla miljöpåverkanskategorier ju större anläggningen är
- Teknikkombinationer ger en större miljöpåverkan än enskilda tekniker
- Kompletterande rening efter CAS-huvudrening ger högre miljöpåverkan än efter en MBR-huvudrening
- Ozonering har en relativt låg miljöpåverkan jämfört med övriga scenarier
- Tillverkning och regenerering av aktivt kol har en mycket stark miljöpåverkan
- Användning av biokol har en potential att minska miljöpåverkan av biofilter signifikant

- Även flerfiltersystem kan minska miljöpåverkan signifikant även om en något högre påverkan på grund av mer installationsresurser uppstår

7.6 Resultat - Kostnader

Inventeringen och inhämtning av data från olika teknikleverantörer och företag som utför totalentreprenad visar på uppenbara stora skillnader i kunskap kring de efterfrågade teknikerna/kombinationer. Ett flertal företag kunde inte lämna uppgifter om nyckelkomponenter eller endast väldigt grova skattningar som vid kontroll inte kunde underbyggas med konkret data. Trots att samma förfrågningsmall användes och uppföljningssamtal med varje företag genomfördes så var kvaliteten och hur kompletta uppgifterna var extremt olika mellan de mottagna underlagen. Detta medförde att inte alla scenarierna som undersöktes i miljöpåverkansanalysen kunde inkluderas i livscykelkostnadsanalysen och de data som kunde användas fick konsolideras till de två typreningsverk på 20 000 och 100 000 pe som förfrågningsunderlaget byggdes på från början. Utifrån dessa data har sedan livscykelkostnadsanalysen för ett antal scenarier genomförts (se näst avsnitt). Även om dataunderlaget från olika leverantörer var bristfällig så kunde det ändå användas för att sammanställa en kostnadsöversikt för olika tekniker/kombinationer vilket gjordes med hjälp av den beskrivna beräkningsmodellen (se 7.3.2). Både livscykelkostnadsanalysen och den förenklade kostnadsberäkningen redovisas nedan.

7.6.1 Livscykelkostnadsanalys

De scenarierna som inkluderades i livscykelkostnadsanalysen motsvarar miljöbedömningsscenarier S2: O₃-(PSI), S12: CAS-O₃/BAF samt Scenario S3 och S4 men med ett aktivt kol enligt priser som svenska leverantörer offererar i Sverige och vad utländska leverantörer offererar i Sverige. Tabell 7.6 redovisar detaljer för de undersökta scenarierna för anläggningar på 20 och 100 kpe.

Tabell 7.6. Kostnader för aktivt kol som ligger till grund för LCC beräkningarna, för de olika fallen.

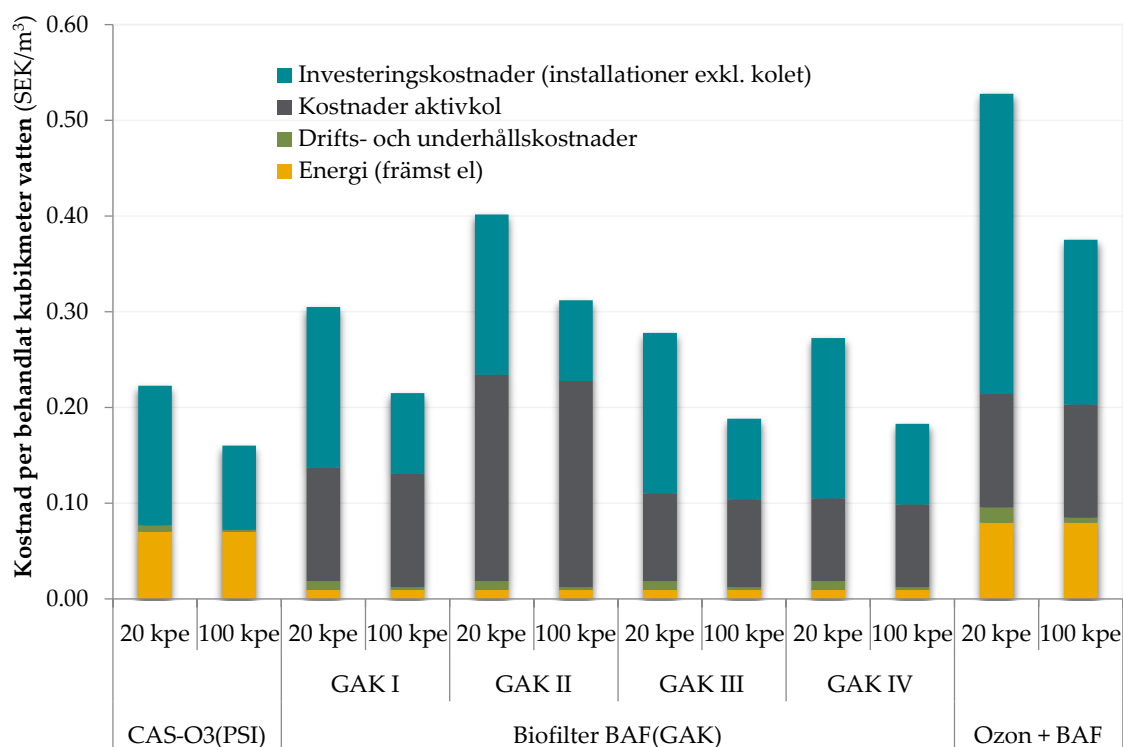
Scenario	Beskrivning
CAS-O ₃ (PSI)	Ozondos 5 mg/L (PSI)
CAS-BAF(GAK I)	GAK dos 20 mg/L 90 % regenererat GAK (10 kr/kg) 10 % Nytt GAK (20 kr/kg)
CAS-BAF(GAK II)	GAK dos 20 mg/L 0 % regenererat GAK (10 kr/kg) 100 % Nytt GAK (20 kr/kg)
CAS-BAF(GAK III)	GAK dos 20 mg/L 90 % regenererat GAK (8 kr/kg) 10 % Nytt GAK (13 kr/kg)
CAS-BAF(GAK IV)	GAK dos 20 mg/L 100 % regenererat GAK (8 kr/kg) 0 % Nytt GAK (13 kr/kg)
CAS-O ₃ /BAF	Ozondos 5 mg/L (PSI), GAK dos 20 mg/L, vanlig regenerering (10 % förluster), (20 kr/kg)

För installationen användes konsoliderade data från de tillfrågade företagen som inkluderar samtliga byggtekniska och elektriska installationer för dessa alternativ. Drifts- och underhållskostnader inkluderar till exempel arbetskostnader, underhåll av pumpar, driftutlägg

och arvoden. Denna del av driftskostnaderna är förhållandevis liten för både GAK och ozonering enligt uppgifter från leverantörerna.

Resultatet som visas i Figur 7.9 pekar på att investeringskostnaden utgör en viktig del för samtliga alternativen och speciellt vid mindre anläggningar (20 kpe). Investeringskostnadens andel av totalkostnaden blir lägre ju större anläggningen blir. Investeringskostnaden för installationerna (exklusive inköp av aktivt kol) är ungefär lika per m³ behandlat vatten för ozon- och biofilteralternativen men högre vid teknik Kombinationen O₃/BAF. För ozon är elkostnaden vid reningsverket större än för filtertekniker eftersom ozongenerering kräver mer energi än vad filterdriften behöver. Elkostnaden är ungefär lika stor oavsett anläggningsstorlek eftersom lika mycket el krävs för att generera ozon oavsett anläggningsstorlek.

Vid användning av aktivt kol syns dock en signifikant påverkan av kostnaderna för nytt eller regenererat aktivt kol. Används regenererat aktivt kol enligt stora europeiska leverantörer som kostar mindre än hälften av aktivt kol som flera svenska leverantörer erbjuder kan totalkostnader som är lägre än för ozonering uppnås (scenario BAF(GAK IV) 100 kpe). Detta under förutsättning att de olika kolsorterna har en likvärdig kapacitet vilket inte undersöktes inom projektet. Svahn (2016) visade dock på stora skillnader i adsorptionsförmågan vid tillämpning av olika aktiva kol (både PAK och GAK).



Figur 7.9. Livscykelkostnaden för de scenarier där tillräckligt med data fanns tillgängliga.

Figuren visar att kostnaden per behandlad kubikmeter vatten beräknas till under eller omkring 50 öre för samtliga tekniker och anläggningsstorlekar. Detta med ovan definierade dimensioneringsantaganden och det mottagna dataunderlaget. Det bör noteras att det då har används moderata dimensioneringsantaganden som ett högre GAK-behov och längre ozonkontaktider än vad som projektet har visat behövs (Baresel *m fl.*, 2017b). Som redan påpekats tidigare så varierar även kostnadsuppgifter kraftigt mellan olika leverantörer och detta påverkar analysresultaten också. Variationerna i angivna kostnadspunkter kan delvis förklaras med faktiska

kostnadsskillnader men även med osäkerheter och avsaknaden av erfarenheter med sådana installationer i Sverige.

I figuren kan man också få en uppfattning om hur t.ex. en högre ozondos (främst motsvarande ökning av energikostnaden) eller en minskning (eller ökning) av kolbehovet skulle slå på den totala kostnaden.

7.6.2 Förenklad kostnadsanalys

Projektet har, utöver data från livscykelkostnadsanalysen i föregående avsnitt, även använt sammanställda kostnader för både installation och drift för ett antal olika reningstekniker och kombinationer av dessa enligt de beskrivna scenarierna i 7.2.1. De redovisade resultaten av denna förenklade kostnadsanalys bygger enligt 7.3.2 på flera förenklingar och osäkerheter. Även om kostnadsberäkningarna baseras på samma grunder så kan olika materialval för t.ex. kontakttankar, ozongenerering, tekniska utformning av olika detaljer etc. förekomma. Alla dessa påverkar kostnaderna. För drift har en del företag angett en skattning av arbetstimmar som krävs för underhåll samt en extra kostnadspost för reparationer, byte av slitagedelar etc. Detta gäller framförallt stora utländska företag (här Xylem Wedeco och GE Water) med erfarenhet från flera anläggningar. Andra har endast räknat med elkostnader och byte av slitagedelar eller rentav ett allomfattande driftpålägg. Kostnadsberäkningarna från olika företag har utvärderats och diskuterats med dessa företag för att sedan få fram en kostnadsbild som inkluderar dessa olika källor.

Det bör noteras att det för teknikerna som inkluderar BAF och O₃ finns ett antal företag som kunde stå för kostnadsberäkningarna och framtagna kostnader kan därmed anses som säkrare än andra uppgifter. Offererade kostnader varierade dock en del mellan samtliga leverantörer utan att orsaken till detta kunde utredas i flera fall. Detta kan förklaras med en större säkerhetsmarginal framförallt hos svenska teknikleverantörer då kunskap från fullskalanläggningar saknas samtidigt som internationella företag har erfarenhet och kunskap om byggandet av sådana anläggningar. För UF och kombinationer med UF är det framförallt GE Water som står för kostnadsberäkningar baserat på ett antal fullskalanläggningar runtom i världen. En ökad efterfrågan och erfarenheter från installationer kommer troligtvis påverka priserna i Sverige framöver. Kostnadsberäkningar har jämförts med och kontrollerats mot andra rapporterade kostnader för olika tekniker där det har varit möjligt.

För att ge ett intryck av hur rapporterade kostnader kan variera visar Tabell 7.7 de från leverantörerna angivna effektiva kostnaderna ifall sådan angivits. Tabellen visar stora variationer mellan priserna även för en och samma teknik. Notera att dessa kostnader bygger på samma dimensioneringsunderlag (förutom när annat anmärks). Medan vissa leverantörer kunde ange i detalj hur dessa kostnader räknades fram inkl. livstider för olika komponenter, avskrivningstider, räntesatser, serviceintervall, underhållskostnader, materialval samt antaganden som gjordes, så kunde andra inte göra det.

Tabell 7.7. Från leverantörer rapporterade effektiva kostnader för avancerade reningstekniker.

Leverantör	Teknik	Anläggningsstorlek pe						
		2 000	10 000	20 000	100 000	350 000	500 000	1 600 000
Svensk 1 [#]	O ₃	0,55	0,25	0,23	0,19	0,15	0,14	0,13
Svensk 2	O ₃			0,31	0,21			
Svensk 3	O ₃			0,59	0,43			
Global 1	O ₃		0,5	0,3	0,18		0,13	
Svensk 2	BAF			0,46	0,37			
Svensk 3	BAF			0,75	0,63			
Global 1	BAF efter MBR		0,66	0,5	0,38		0,35	
Global 1	BAF efter CAS		0,75	0,6	0,48		0,44	
Global 2	BAF	0,61	0,38	0,38	0,25	0,25	0,25	0,25
Global 2	2xBAF	0,83	0,37	0,37	0,11	0,11	0,11	0,11
Global 1	2xBAF efter MBR		0,82	0,52	0,3		0,22	
Global 1	2xBAF efter CAS		0,86	0,56	0,35		0,26	
Global 1	O ₃ /BAF		1,02	0,68	0,42		0,34	
Global 3	PAK-UF	6,94	2,59	2,13	1,35	1,17	1,14	1,11
Global 3	UF		1,45	0,98	0,45	0,33	0,32	0,31

[#]OBS: antar endast 5 min HRT och samma OPEX på 0,1 kr/m³ för samtliga storlekar!

Skulle enstaka uppgifter från olika leverantörer enligt Tabell 7.7 ligga till grund för val av tekniklösning för rening av mikroföroreningar skulle t.ex. ett biofilter med aktivt kol kunna implementeras vid en 20 000 pe anläggningen till 35 % lägre kostnad än för en motsvarande ozonering (leverantör Global 2/Svensk 3). Eller en ozonering till 30 % av kostnaden för ett biofilter kan väljas (leverantör Svensk 1/ Svensk 3). En kombination av både ozonering och biofilter från rätt leverantör kan kosta mindre än endast installation av en ozonering eller ett biofilter från en annan leverantör. En god förståelse hos reningsverken av hur prisuppgifter tas fram eller en vattentät och bindande prisgaranti från leverantören blir således viktigt.

För att ta hänsyn till de varierande prisuppgifterna samt för att sortera ut orimliga uppgifter har projektet gått igenom samtliga prisuppgifter och utifrån dessa rådata och med hjälp av den beskrivna kostnadsmodellen sammanställt troliga priser för både installation, drift och resulterande årliga och specifika kostnader i Tabell 7.8. Ingen skillnad mellan olika huvudreningsalternativ har specifikt tagits upp då dataunderlaget i de flesta fall inte tillät detta.

Tabell 7.8. Skattade kostnader utifrån offerter och andra kostnadsuppgifter från olika leverantörer inkl. uträkningar baserade på dessa.

(siffror i parentes avser skattade kostnader utifrån andra anläggningsstorlekar då direkta uppgifter från leverantörer saknades; kursiv text innebär en ökad osäkerhet vid mindre anläggningar och att en bra existerande rening vid dessa reningsverk förutsätts)

Anläggningsstorlek	Reningsteknik/-kombination				
	O ₃	BAF	O ₃ -BAF	PAK-UF	UF-BAF
Totalkostnad för installation (investering), Mkr					
2000 pe	1,4 - 5	(4)	(5 - 9)	14	15 - 18
10 000 pe	2 - 7,5	6,5	8,5 - 14,5	19	19 - 25
20 000 pe	3,4 - 9	7,5	11 - 16,5	25	22 - 32
100 000 pe	10,5 - 20	17,5	18 - 37	75	67 - 93
500 000 pe	28 - 60	50	58 - 110	320	260 - 370
Beräknad årlig avbetalningskostnad, Mkr/år					
2000 pe	0,1 - 0,4	(0,3)	0,4 - 0,7	1	1,1 - 1,4
10 000 pe	0,15 - 0,55	0,6	0,6 - 1	1,4	1,4 - 1,9
20 000 pe	0,3 - 0,7	0,7	0,8 - 1,2	1,8	1,6 - 2,4
100 000 pe	0,8 - 1,5	1,6	1,3 - 2,5	5,4	5 - 7
500 000 pe	2 - 4,5	4,6	4,3 - 7,5	23	19 - 27
Beräknad årlig driftkostnad, Mkr/år					
2000 pe	(0,2)	(0,7)	(0,8)	0,6	1,1 - 1,2
10 000 pe	0,3	0,5	0,7	1,8	1,1 - 1,5
20 000 pe	0,4	0,9	1,2	3,1	1,7 - 2,5
100 000 pe	1,5	4	4,9	14	7,5 - 10
500 000 pe	6,5	19	22,5	65	33 - 44
Specifik kostnad för rening av en kubikmeter avloppsvatten, kr/m³					
2000 pe	0,55 - 0,9	1 - 1,2	1,5	5,3	4,5 - 5,7
10 000 pe	0,25 - 0,55	0,7 - 1	1,1	2,1	1,7 - 2,5
20 000 pe	0,23 - 0,35	0,5 - 0,8	0,75	1,6	1,2 - 1,9
100 000 pe	0,19 - 0,20	0,35 - 0,6	0,50	1,3	0,8 - 1,4
500 000 pe	0,14 - 0,15	0,2 - 0,5	0,40	1,2	0,6 - 1,2
Elförbrukning i drift (kWh/m³)					
	0,1 - 0,3	< 0,01	0,1 - 0,3	0,1 - 0,55	0,1 - 0,5

O₃ – Ozonering

BAF – Biologiskt aktivt filter med granulerat aktivt kol (GAK) som filtermaterial

O₃-BAF – Teknikkombination O₃ & BAF

PAK-UF – Teknikkombination Pulveriserat aktivt kol (PAK) & Ultrafiltrering (UF)

UF-BAF – Teknikkombination UF & BAF

Tabell 7.8 visar att kostnader för olika tekniker och anläggningsstorlekar varierar signifikant men att den specifika reningskostnaden hamnar under 1 kr/m³ för de flesta teknikerna och anläggningsstorlekar. En tydlig ickelinjär minskning av kostnader med anläggningsstorlek kan observeras vilket innebär att kostnader för små anläggningar (2000 och 10 000 pe) skiljer mer än mellan stora anläggningar. I stora anläggningar kan flera moduler av samma utrustning implementeras vilket ger lägre kostnader och andra synergier.

Rent kostnadsmissigt framstår ozonering som det billigaste kompletterande reningssteget enligt Tabell 7.8 pga. de lägre driftkostnaderna jämfört med t.ex. BAF. Kostnaderna för filtermaterialet är en avgörande aspekt som livscykelkostnadsanalysen visade. Kostnadsreduktioner och bättre teknisk utformning som t.ex. tvåstegsfilter som inte togs med här kan påverka kostnadsbildningen avsevärt. Även framtida utveckling med t.ex. biologiskt aktivt kol (se 6.2.5) kan komma att påverka totalkostnaderna.

Elförbrukningen är som tabellen visar lägst för filterteknikerna exklusive membranseparation. Nyckeltal för svenska reningsverk som rapporterats av Lingsten *m fl.* (2011) och Balmér och

Hellström (2011) skattar elenergianvändningen till 50-60 kWh/(pe, år) vilket innebär 0,4 kWh/m³ behandlat vatten för stora anläggningar. För mindre anläggningar överstiger el-användningen 100 kWh/(pe, år), alltså >0,6 kWh/m³ behandlat vatten. Kompletterande filtersystem skulle därmed öka elenergiförbrukningen vid stora verk med omkring 2-10 %, ozonering med 20-60% och UF-kombinationer med upp till 100 %.

Kombinationer med UF kräver de största investeringarna och framförallt vid små anläggningar kan skillnaden mot andra tekniker/kombinationer vara mycket stora. Kostnader för UF-tekniker minskar dock avsevärt snabbare än för andra tekniker med ökande anläggningsstorlek. Samtidigt sker en utplaning av kostnaderna relaterade till UF-tekniken redan vid en anläggningsstorlek på 100 000 pe vilket innebär att inga ytterligare vinster kan förväntas vid ökad storlek. För andra teknikerna fortsätter kostnaderna däremot att minska med ökad anläggningsstorlek. Just för membranfiltreringstekniker har dock en enorm negativ (för kunden men positiv) prisutveckling skett de senaste 10 åren och en fortsättning av denna trend förväntas av många i branschen vilket skulle leda till generellt lägre investeringskostnader för membranfiltreringstekniker.

För teknikkombinationer gäller generellt att investeringskostnaderna för det mesta har beräknats som summan av de olika tekniker kombinationen består av. Positiva synergieffekter av teknikkombinationen som rapporteras av bl.a. Baresel *m fl.* (2015b) har inte räknats in. Det kan dock nämnas att en del teknikleverantörer erbjuder teknikkombinationer där de olika teknikerna kombineras i en enhet. Positiva effekter på både investerings- och driftkostnader är därmed att vänta då teknikerna kan stämmas av mot varandra i en kombination. För driftkostnader innebär dock en ökad reningseffekt i huvudreningen en ökad kapacitet och därmed minskade driftkostnader framförallt vid större anläggningar vilket då även skulle återspeglas i den specifika kostnaden för rening per kubikmeter avloppsvatten.

Det framgår tydligt från Tabell 7.8 att den årliga avbetalningen för investeringen minskar jämfört med driftkostnaderna med anläggningens storlek. För filtertekniker utgör själva avbetalningen endast 10-20 % för den största anläggningen. För ozonering uppnås det en jämvikt mellan avbetalnings- och driftkostnad för de största anläggningar medan avbetalningen blir dominerande för mindre anläggningar. Detta kan behöva tas hänsyn till vid olika finansieringsmodeller. För tekniker som inkluderar byte av filtermaterial ökar driftkostnaden mer linjärt med ökande anläggningsstorlek än för andra tekniker då inga positiva uppskalningseffekter kan utnyttjas om samma kapacitet för filtermaterialet kan antas. För andra tekniker där framförallt energiförbrukningen utgör en stor del av driftkostnaden innebär större anläggningar en bättre energieffektivitet vilket resulterar i minskade kostnader med ökande anläggningsstorlek.

Det bör noteras att vissa teknikleverantörer erbjuder lösningar utan engångsinvesteringar genom uthyrning av utrustning. Detta gäller framförallt för mindre anläggningar och kan vara ett sätt att minska risker och hinder vid stora investeringar.

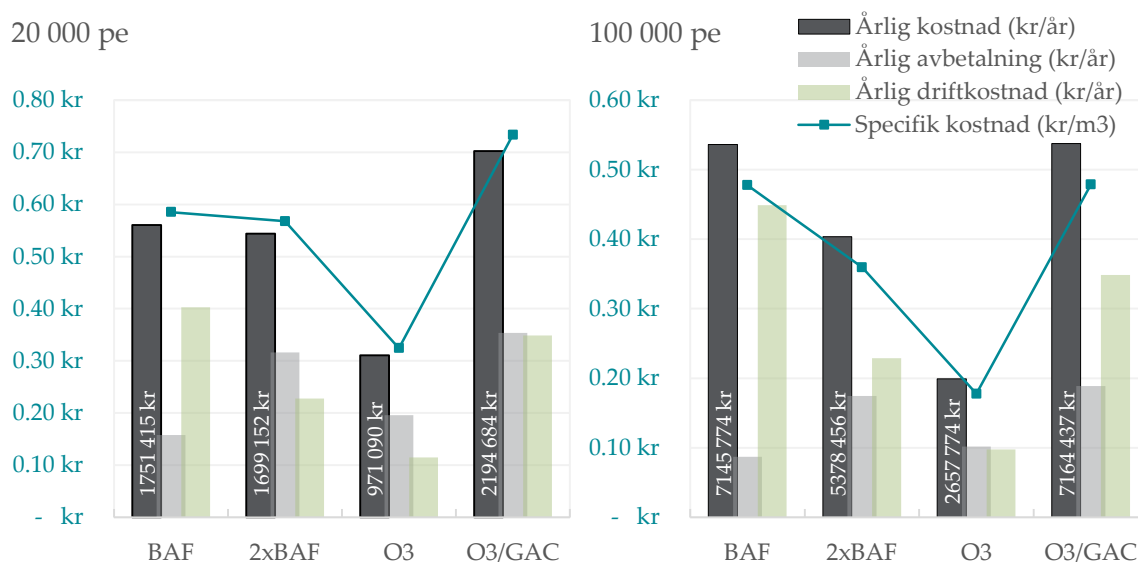
7.6.3 Effekten av kostnadsutveckling

De presenterade kostnader för olika tekniker baseras som påpekats på ett antal antaganden som i sig gör att resultaten endast kan användas som generella indikationer snarare än ett konkret planeringsunderlag vid enskilda reningsverk. Flera av de diskuterade teknikerna har en eller flera nyckelkomponenter som i högsta grad bestämmer kostnaden för hela reningssteget. För biofilter är det själva filtermaterialet och vid ozonering ozontillverkningen. Ett lägre pris för aktivt kol så som vissa leverantörer anger, ett filtersystem med avsevärt längre bytesintervall så som tvåstegsfilter och en förbättrad biologiskt nedbrytning i filtret kan åstadkomma (Baresel *m fl.*, 2017b), eller ett biokol som kan tillverkas från restprodukter kan signifikant påverka kostnadsbilden. Även om

kostnadsutvecklingen för kommersiellt aktivt kol är något oklar så kommer en ökad kunskap om biofilter och den pågående utveckling inom slamhantering med biokol som en av produkterna ge lägre kostnader för aktivt filtermaterial på sikt. Elpriset som i hög grad påverkar kostnaden för ozontillverkning förväntas öka framöver men ökningstakten beror på många faktorer som klimatambitioner och omvärldsfaktorer (Profu, 2013).

Då det är just kostnaden för aktivt kol och elpriset som dominerar driftkostnaden för biofilter och ozonering så påverkar deras prisutveckling de totala kostnaderna avsevärt. Figur 7.10 visar kostnader för några utvalda tekniker som baseras på rapporterade priser vid projekt som för närvarande genomförs i Sverige med en kostnad på 25 tkr för GAK som filtermaterial och ett elpris på 0,7 kr/kWh samt en ozondos på 5 mg/L. Andra parameter som ligger till grund stämmer med de generella antaganden som anges i Tabell 7.4. Figur 7.11 visar samma kostnadsberäkning dock med något förändrade priser som återspeglar en hypotetiskt dock inte realistisk kostnadsbild som i snar framtid kan uppstå. Priset för aktivt kol sätts till 8 000 kr/kg enligt prisuppgifter för regenererat kol som erhållits av vissa leverantörer. Elpriset höjs till 1,2 kr/kWh och ozondosen till 8 mg/L.

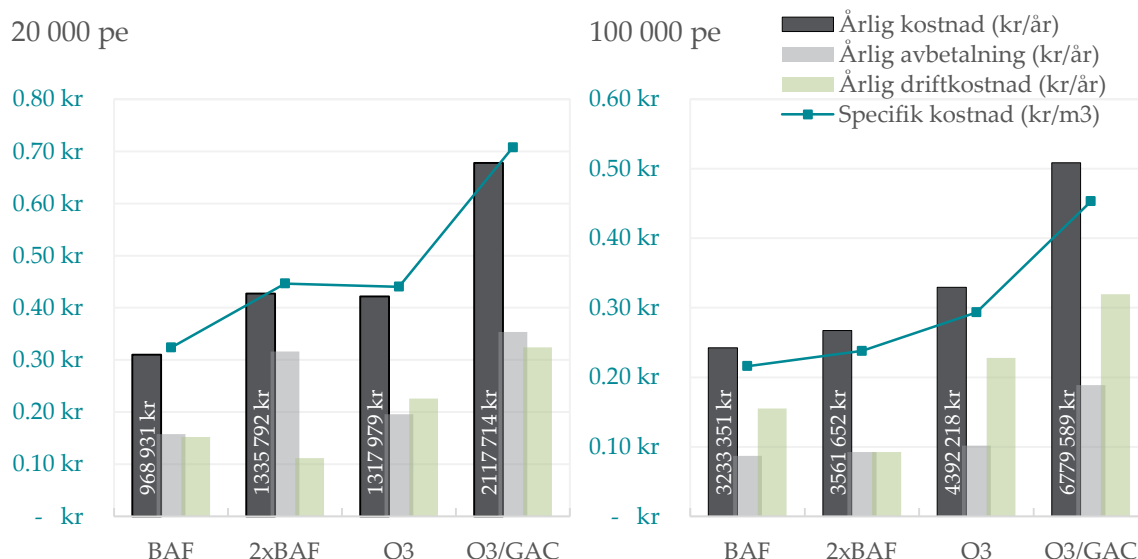
Kostnaderna som visas i Figur 7.10 stämmer väl överens med kostnadsbilden som ges i föregående avsnitt. En större anläggning ger mindre specifika reningskostnader och teknikkombinationen kostar mest i investeringen. Enbart ozoneringen är det billigaste alternativet (ett extra poleringssteg har inte räknats med!) både för den specifika kostnaden per kubikmeter vatten, årlig kostnad och driftkostnad för båda anläggningsstorlekar. Endast investeringen vid enbart ett biofilter ligger dock lägre på bekostnad av avsevärt högre driftkostnader pga. kolbyten. Ett bättre utnyttjande av kolet i ett tvåstegsfilter ger en marginell kostnadsreduktion för den mindre anläggningen men en kraftig kostnadsreduktion vid den större anläggningen även om investeringskostnaderna fördubblas.



Figur 7.10. Beräknade kostnader för några reningstekniker baserat på vanliga prisuppgifter.

Används alternativa prisuppgifter och en något högre ozondos än i basfallen så ändras kostnadsbilden signifikant (Figur 7.11). Den generella kostnadsreduktionen för större anläggningar för samtliga tekniker och att teknikkombinationen inte oväntat är det dyraste alternativet gäller fortfarande. Det billigaste reningsalternativet utgörs dock nu av ett enstegsbiofilter och inte ozonering. Även om investeringskostnader inte påverkas för någon av teknikerna så kan specifika

kostnader per kubikmeter renat avloppsvatten för biofiltren nästan halveras. Det blir också tydligt att den tekniska fördelen och därmed lägre driftkostnad som tvästegsfilter ger genom bättre utnyttjande av kolets kapacitet inte längre leder till lägre kostnader än för enstegsfilter. För teknikkombinationen O₃/BAF är skillnaden jämfört med Figur 7.10 marginell då den kostnadsreduktion som ett lägre GAK-pris innebär kompenseras med ett högre pris för ozontillverkning. Det bör dock noteras att teknikkombinationen troligtvis kan anpassas till olika prissvängningar med en ökad användning av filtret vid fördelaktiga förutsättningar och ozonering vid t.ex. lågt elpris.



Figur 7.11. Beräknade kostnader för några reningstekniker baserade på alternativa prisuppgifter.

7.6.4 Jämförelse med andra kostnadsberäkningar

Kostnader som rapporterats i tidigare svenska studier (t.ex. Wahlberg *m fl.*, 2010) eller som beräknats i olika utländska studier (t.ex. Alt och Mauritz, 2010; Arge 2013; Metzger *m fl.*, 2014) ligger i vissa fall något högre än de skattade kostnaderna enligt Tabell 7.8 Tabell 7.8. För PAK rapporterar Mulder *m fl.* (2015, som återges på svenska av Cimbritz *m fl.*, 2016) kostnader för PAK-, GAK- och O₃-tekniker som ligger mycket högre än vad som anges här, även om samma trender i kostnadsjämförelse anges. En del av förklaringen är att det i den jämförelsen används en annorlunda pe-definition och att en extra kostnad för slamhantering vid PAK-användning på upp till 3500 kr/ton tas med. Även elpriset är generellt på en högre nivå vilket påverkar kostnaderna. Det blir således väldigt viktigt vid kostnadsjämförelsen vilka dimensioneringar och vilka kostnadspunkter som tas med i beräkningen. Som diskuterats ovan så är den effektiva belastningen eller vattenflödet som ska rensas den dominerande faktorn som påverkar den effektiva kostnaden per behandlad kubikmeter vatten.

Som bästa och hittills enda exemplet på implementering av en större fullskaleanläggning i Sverige kan installationen av ozoneringssteget vid Tekniska verken i Linköping (TVAB) användas för jämförelse med kostnaderna i Tabell 7.8. Den totala budgeten gick på 23 Mkr varav 10,6 Mkr beräknades för själva reningstekniken och 8 Mkr för mark-/spräng- och anläggningsarbeten. Själva projekteringen beräknades till ca 2,5 Mkr, pilottesterna kostade 2,6 Mkr (0,7 Mkr från TVAB, 1,2 Mkr från HaV och 0,7 Mkr från Stiftelsen IVL Svenska Miljöinstitutet). Arbetstid för TVAB-anställda utöver projektledaren räknades inte med utan ansågs ingå i de vanliga arbetsuppgifterna. Kostnader för ett nytt ställverk som behövs för att klara av elförsörjningen till ozoneringssteget

togs inte heller med då det ansågs att denna investering hade behövts i alla fall pga. anläggningens utveckling. Exemplet visar att anläggningskostnader kan stå för en betydande del av investeringen vilket stödjer de antaganden som gjordes i beräkningar för de olika teknikimplementeringarna. Totalkostnader på 23 Mkr för anläggningen (för 235 000 pe) kan jämföras med 10-20 Mkr för 100 000 pe och 28-63 Mkr för 500 000 pe i Tabell 7.8. Totalsumman stämmer alltså bra med den förenklade beräkningen trots den relativt höga anläggningskostnaden. Det beror på att den specifika vattenmängden i Linköping är mycket lägre än genomsnittet för Sverige. Aktuell vattenmängd vid verket motsvarar den vid ett verk för 93 000 pe vid normal vattenbelastning, och det är i stort sett mängden vatten som bestämmer kostnaden. Samtidigt är anläggningen i Linköping den första installationen av sitt slag i Sverige vilket med stor sannolikhet innebär vissa extrakostnader för både planeringen och genomförandet av implementeringen. En individuell bedömning av kostnader vid varje anläggning som tar med anläggningsspecifika förutsättningar och krav är enda sättet att få en rättvisande kostnadsbild.

En implementering av kompletterande lösningar för rening av mikroföroreningar kommer att påverka kostnadsutvecklingen. En ökad efterfrågan på aktivt kol för filterbäddar och PAK-behandling eller flytande syre för ozonering kommer troligtvis leda till en minskning av totalkostnader för både drift och installation på sikt. Endast vid eventuell kapacitetsbrist vid tillverkning av olika komponenter kan det också komma till en kostnadsökning. Detta gäller även för anläggningsarbeten. Generellt ger dock en ökad användning av teknik en vidareutveckling av tekniken med lägre kostnader som följd.

7.6.5 Sammanfattning

De olika kostnadsanalyser som genomfördes inom projektet för de olika tekniska lösningarna och anläggningsstorlekarna tillåter några generella slutsatser:

- Behandlingskostnaden för borttagning av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar bedöms kunna utföras till < 0,5 kr/m³ för anläggningar större än 100 000 pe.
- En generellt ökad kostnadseffektivitet kan uppnås ju större anläggning implementering av avancerad reningsteknik avser.
- Kostnader för flera reningstekniker styrs av en eller få nyckelparametrar vilket öppnar för möjlighet att påverka kostnaderna.
- Tekniska lösningar som ger ett ökat resursutnyttjande kan under vissa omständigheter ge en kostnadseffektiv totallösning.
- Variationerna av kostnader för implementering av tekniska lösningar är så kraftiga mellan olika leverantörer att det kan påverka vilken teknik som kan anses som mest kostnadseffektiv.
- Det finns signifikanta variationer för vissa förbrukningsvaror som aktivt kol, flytande syre och elpris som kan påverka och ändra kostnadsbilden avsevärt.

8 Slutsatser och rekommendationer

Projektet SystemLäk - Systemförslag för rening av läkemedelsrester och andra prioriterade svårnedbrytbara ämnen hade som mål att bidra till implementering av kompletterande reningssystem för läkemedelsrester och andra svårnedbrytbara mikroföroreningar vid svenska reningsverk. Projektet vill ta fram underlag och kunskap om de mest realistiska reningsmetoderna för olika anläggningstyper. Detta gjorde genom följande arbetssteg.

- I ett första delprojekt har därför en genomgång av det befintliga kunskapsläget och en identifiering av öppna frågor samt fokusämnen gjorts (Baresel *m fl.*, 2015b). Den har samtidigt används som utgångspunkt för de andra aktiviteterna inom projektet med syfte att fylla de identifierade kunskapsluckorna.
- Det andra delprojektet tog fram förbättrade analysmetoder för identifierade fokusämnen där dessa saknas eller är otillräckliga i dagsläge. I delrapporten redovisas de framtagna analysmetoderna med avseende på den "verkliga" reduceringsgraden, artefakter orsakade av den komplexa matrisen, analyskänslighet (t.ex. östrogena hormoner) och metaboliter (Magnér *m fl.*, 2017).
- Allard och Wahlberg (2017) redovisar sedan resultaten från kartläggning och jämförelse avseende reduktion av fokusämnen vid flera svenska reningsverk som genomfördes inom delprojekt 3. Syftet med detta var att få synkroniserade och förfinade mätningar och beräkningar av reningseffekt från relevanta reningsverkstyper med olika processkonfigurationer samt att tillämpa standardiserade provtagningsmetoder och framtagna analysmetoder från delprojekt 2.
- Delprojekt 4 användes för att genomföra nya och kompletterande tester med olika kompletterande reningssteg som identifierades i delprojekt 1 som mest realistiska att implementera vid svenska reningsverk. Syftet har framförallt varit att optimera prestandan för de mest relevanta teknikerna ozon och aktivt kol men även att titta på relaterade tekniker som kloridoxid och kombinationer av reningstekniker med membranfiltrering. Delprojektet som avrapporteras i en egen rapport (Baresel *m fl.*, 2017b) har även tittat på möjliga framtida vidareutvecklingar av olika tekniker med syftet att ge potentiella miljöfördelar eller kostnadsreduktioner vilket sedan kunde tas med i senare projektaktiviteter.
- Behovet för en kompletterande kartläggning av uppkomst för ekotoxicitet vid behandling med ozonering som identifierades i kunskapssammanställningen genomfördes i delprojekt 5. Syftet var att utreda om ozonoxidation resulterar i en ökad ekotoxicitet på grund av bildandet av omvandlings- och biprodukter och hittills oidentifierade och oidentifierade komponenter, samt undersöka möjligheter att minska denna eventuella ekotoxicitet. Delprojektet avrapporterades som en del i delprojekt 4 (Baresel *m fl.*, 2017b).
- Delprojekt 6 till 8 tog sedan fram olika teknikalternativ för implementering vid olika reningsverkstyper och storlekar (Delprojekt 6) som sedan utvärderades med hjälp av miljöpåverkansanalyser och kostnadsberäkningar (Delprojekt 7) för att säkerställa att endast hållbara lösningar rekommenderas ur livscykel- och kostnadsperspektiv. För detta arbete krävdes implementeringsunderlag som togs fram inom Delprojekt 8 och som omfattade dimensionerings- och kostnadsberäkningar för de olika teknikalternativen i samarbete med svenska och utländska teknikleverantörer.
- Kunskaps- och resultatspredning, rekommendationer samt projektsamordningen samlades i det övergripande delprojekt 9.

Projektgruppen anser att SystemLäk genom de olika delprojekten har haft den helhetssynen på problemställningen kring rening av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar som krävs för

att kunna implementera hållbara reningslösningar utan risk för suboptimala eller kortsiktiga, kort sagt felaktiga, implementeringsbeslut. Vissa aspekter kunde inte inkluderas i projektet som t.ex. rör miljö- och hälsoeffekter av olika mikroföroreningar, hantering av den fasta fraktionen vid reningsverk (slam) som vid flera vattenreningstekniker belastas ännu mer med föroreningar, samt effektiva styrmedel för effektivast möjliga implementering. Då dessa redan undersökts och kommer bli undersökta mer inom olika projekt så kommer en bättre kunskap tillföras, dock kommer slutsatserna och rekommendationer som SystemLäk tagit fram inte ändras för det. Detta på grund av att projektarbetet genomgående har fokuserat på långsiktigt hållbara lösningar med avseende på både borttagning av olika mikroföroreningar, miljöpåverkan och kostnader.

8.1 Rekommenderade tekniker

Projektet har redan från början påpekat att det inför ett teknikval är avgörande att definiera vad som ska renas, hur mycket, i vilka reningsverk och vilka referenspunkter som väljs. Även reningsmålen och andra anläggningsspecifika förutsättningar behöver definieras vid varje enskild anläggning inför val av lämplig teknik. Projektgruppen anser dock att oberoende av hur ett framtida regelverk kommer att se ut så kommer det finnas många andra föroreningar än de föroreningar som det kommer att sättas reningskrav för. Om något är säkert så är det att samhället utvecklas vidare och så kommer även reningsverk att göra. Därmed kommer endast hållbara lösningar som ger en bred rening antingen genom utformningen eller genom en flexibilitet för framtida anpassningar samt kostnadseffektiva tekniker med en minimal miljöpåverkan att bli verkliga alternativ.

En komplett och bred rening av de diskuterade mikroföroreningarna kan endast åstadkommas när olika reningsmekanismer kombineras. Endast tekniker som inkluderar en UF kan avlägsna samtliga mikroplaster från avloppsvatten. Samtliga kompletterande reningstekniker är beroende av en fungerande huvudrening vilket framförallt behöver beaktas vid mindre reningsverk (2 000-20 000 pe) utan långtgående biologisk rening. En kompletterande rening för att ta bort mikroföroreningar rekommenderas inte förrän god rening av närsalter, biologiskt material och suspenderade ämnen kommit på plats och fungerar tillfredställande. Även driftproblem eller specifika förhållanden vid fungerande reningsverk kan påverka reningseffektiviteten genom t.ex. slamflykt eller avlagringar, vilket måste beaktas vid installation av kompletterande rening. Utformningen av huvudreningen påverkar valet av lämplig kompletterande reningsteknik vilket inom projekt bl.a. har visats för konventionell aktivslam- (CAS) och biomembranreaktorprocesser (MBR). Detta medför även en svårighet att jämföra olika kompletterande tekniker då vissa reningssteg som inkluderas i huvudreningen ger en komplettering till den extra reningen men kanske inte räknas in i kostnads- eller miljöbedömningen för den kompletterande reningen. Begränsningar i miljöbedömningen där viktiga aspekter som t.ex. potentiella toxiska effekter som vissa kompletterande reningssteg kan medföra inte kan bedömas fullt ut samt resultaten från kostnadsberäkningen med extremt varierande kostnadsuppgifter från olika leverantörer visar att sunt förnuft tillsammans med den framtagna kunskapen är den bästa vägen till en framgångsrik bedömning av alternativen. Det finns numrerade del kunskap hos olika organisationer i Sverige som kan stödja reningsverk i den processen. Projektet har initierat etablering av en webbaserad kunskapsplattform kring rening av mikroföroreningar som samlar den befintliga kunskapen inom området, besvarar vanliga frågor och som är kopplad till en expertgrupp som kan ge stöd.

8.1.1 Traditionella aktivslamanläggningar

Vid traditionella aktivslamanläggningar eller motsvarande processutformningar (liknande utsläppskaraktistik) som inte behöver en processanpassning på grund av skärpta krav eller

andra krav som gör att t.ex. membranseparationsprocesser övervägs, rekommenderas (om anläggningsspecifika förutsättningar tillåter) följande kompletterande tekniska lösningar.

Avser reningen ett kompletterande reningssteg som kopplas efter en befintlig reningsprocess för att uppnå >90% rening av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar förutom mikroplaster så rekommenderas en kombination av ozonering och biologiskt aktivt filter med aktivt kol som filtermaterial (O₃-BAF(GAK)). Detta då denna teknikkombination bl.a.

- effektivt kan ta bort samtliga läkemedelssubstanser genom oxidation, biologisk nedbrytning och adsorption (se Tabell 6.1),
- kan ta hand om eventuella skadliga restprodukter,
- kan åstadkomma en hygienisering av vattnet (även om det kan kräva högre ozondoser),
- minskar risken för multiresistenta bakterier genom borttagning av bakterier (se punkten innan) och antibiotika,
- möjliggör att reningseffektiviteten kan anpassas till varierande belastningar och reningsmål genom ozondosen,
- baseras på kända tekniker och har testats med svenskt avloppsvatten,
- har positiva reningseffekter även på andra föroreningar,
- tillåter en regenerering och återanvändning av förbrukat aktivt kol,
- innebär en viss utvecklingspotential av tekniken för framtiden (t.ex. biokol),
- kan levereras av ett flertal teknikleverantörer,
- kan anses som den mest kostnadseffektiva teknikkombinationen då den åstadkommer den avsedda reningen till minsta totalkostnad jämfört med andra teknikkombinationer.

Ska endast en kompletterande rening av läkemedelsrester åstadkommas genom en enskild teknik så rekommenderas BAF(GAK) systemet, vid behov med en förfiltrering (< 10 µm) för en bättre resurseffektivitet av biofiltret.

Enbart ozonering rekommenderas endast om en biologisk efterpolering finns eller vid implementering före ett befintligt avslutande filtersteg eller integrerat i huvudreningen som vid exemplet Tekniska verken i Linköping. Även vid existerande naturliga biologiska filter som fungerande våtmarker utgör ozonering ett alternativ framförallt vid mindre anläggningar. Ett annat skäl för att välja ozonering kan vara vid akut brist på utrymme eller om ozonering av andra skäl utgör den enda möjliga tekniken.

Avser den kompletterande reningen en reduktion av samtliga mikroplaster (enligt storleksdefinitionen 1 µm - 5 mm) från avloppsvattnet så krävs en teknikkombination med en ultrafiltrering (UF) som kompletterande reningssteg. Dessa är PAK-UF eller UF-BAF(GAK) och av dessa rekommenderas framförallt UF-BAF(GAK) då kombinationen ger en effektiv rening av de flesta läkemedelsrester (se Tabell 6.1),

- ger en effektiv rening av andra föroreningar och effekter,
- minskar risken för multiresistenta bakterier genom borttagning av bakterier och antibiotika,
- inte kräver en separat eller påverkad slamhantering,
- gör att reningseffektiviteten kan upprätthållas till viss grad även vid höga belastningar då BAF-filtret skyddas av UF,
- baseras på kända tekniker och kan levereras av ett antal teknikleverantörer,
- har positiva reningseffekter även på andra föroreningar,
- tillåter en regenerering och återanvändning av förbrukat aktivt kol,
- har en utvecklingspotential till ökat resurseffektivitet (t.ex. biokol).

UF i kombination med BAF rekommenderas endast ifall en UF-installation planeras pga. andra processtekniska krav. PAK-UF är en annan möjlighet som ger en större flexibilitet i anpassning till olika belastningar via PAK-dosering. Dock behövs en separat retentathantering och utformningen av UF-steget kan innebära en mer avancerad lösning än vid UF-BAF(GAK) och därmed högre kostnader.

Förutom UF är det endast ännu mer avancerade filtertekniker som nanofiltrering och omvänd osmos samt mikrofiltreringstekniker med rätt porstorlek som också kan ge en komplett avskiljning av mikroplaster. Det bör också noteras att dagens reningsverk redan idag renar bort 95-100 % av antalet mikroplastpartiklar större än 300 µm från vattenfasen och mellan 70 till 99 % av partiklar större än 20 µm.

8.1.2 Avancerade aktivslamanläggningar

Med avancerade aktivslamanläggningar avses framförallt membranbioreaktorer (MBR) och andra huvudreningsprocesser som åstadkomma en likande kvalitet på det behandlade vattnet.

Eftersom en MBR-process inkluderar ett ultrafiltreringsteg avlägsnas samtliga mikroplaster (enligt storleksdefinitionen 1 µm - 5 mm) från avloppsvattnet och överförs till överskottsslammet. Den extra reningen kan därmed avse en >90% rening av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar och då rekommenderas BAF(GAK) då tekniken i kombination med MBRen ger en effektiv rening av de flesta läkemedelsrester (se Tabell 6.1),

- ger en effektiv rening av andra föroreningar och effekter,
- minskar risken för multiresistenta bakterier genom borttagning av bakterier och antibiotika,
- inte kräver en separat eller påverkad slamhantering,
- gör att reningseffektiviteten kan upprätthållas till viss grad även vid höga belastningar då BAF-filtret skyddas av UF i MBR:en,
- baseras på kända tekniker och kan levereras av ett antal teknikleverantörer,
- har positiva reningseffekter även på andra föroreningar,
- är den mest kostnadseffektiva teknikkombinationen,
- tillåter en regenerering och återanvändning av förbrukat aktivt kol,
- har en utvecklingspotential till ökad resurseffektivitet (t.ex. biokol).

PAK-UF här i form PAK-MBR, alltså tillsats av PAK i huvudreningen är en annan möjlighet som ger en större flexibilitet i anpassning till olika belastningar via PAK-dosering. Dock behövs mer kunskap och faktiska tester för att verifiera att tekniken inte medför några negativa effekter på själva huvudreningsprocessen. Dessutom kommer en anpassad slamhantering krävas vid implementering av denna teknik då mikroföroreningar till största delen överförs till bioslammet som därmed inte bör återföras till markanvändning av något slag. En ändrad slamhantering med t.ex. en termisk behandling kan dock leda till att reningsverket blir en effektiv sänka för samhällets mikroföroreningar då dessa effektivt renas bort från avloppsvatten och förstörs vid en termisk slambehandling.

Avancerade aktivslamanläggningar som MBR har en fördel att den bästa och mest kompletta reningen generellt bör kunna åstadkommas genom kombinationen av en kraftfull huvudrening kopplat till ett kompletterande reningssteg. En MBR-process med antingen dosering av PAK (PAK-MBR) eller en MBR med ett efterföljande biologiskt filter med GAK som filtermaterial har således en reningspotential som utvärderingen av de enstaka teknikerna inte kan kvantifiera. Att slammet i dessa fall kan påverkas genom en högre belastning med mikroföroreningar behöver dock beaktas.

8.1.3 Rekommendationernas varaktighet

De lämnade rekommendationer ändras med största sannolikhet inte inom en 10 - 20 års period, om inte utvecklingen av vissa andra tekniker som diskuterats i projektet kommer med ett avgörande genombrott.

Det är dock framförallt potentialen med biokol som alternativ till kommersiellt aktiv kol som kan leda till resurseffektivare lösningar. Eftersom de mest rekommenderade lösningarna ovan inkluderar aktivt kol kommer dessa tekniker/kombinationer kunna dra nytta av denna vidareutveckling och relaterade eventuella kostnadsminskningar.

Utveckling av ny teknik för rening av specifika läkemedelsrester är den enda faktor som möjligtvis kan ändra på rekommendationerna, om en kommersiell teknik kan tas fram som är mer resurs- och kostnadseffektiv än de rekommenderade tekniker ovan.

8.2 Återstående utvecklingsbehov

Det viktigaste som behövs i dagsläget, för att komplettera kunskapen kring de tekniker som presenteras i denna rapport, är jämförbara långtidsförsök under realistiska förhållanden. Detta då mycket av den presenterade kunskapen kommer från försök/tester av enstaka tekniker under varierande förhållanden med olika förutsättningar, varierande provtagningsprotokoll, analysförfaranden, etc. Detta ger att en direkt jämförelse och utvärdering av olika teknikers, och kombinationer av olika teknikers, resurseffektivitet inte kan göras utan inverkan på resultatens relevans och kvalitet. Fullskaleinstallationer, såsom ozoneringsanläggningen vid Tekniska verken i Linköping, kommer ge värdefull information kring reningseffektivitet och driftaspekter men även kring indirekta effekter på huvudreningen, så som de tidigare genomförda pilottesterna indikerade (Sehlén *m fl.*, 2015). Även om fler fullskaleinstallationer så småningom kommer att ge bättre kunskap kring hur teknikerna kan implementeras, samt kring relaterade kostnader för exempelvis planering, tillstånd m.m., så kommer de inte kunna ge svar på hur andra tekniker presterat under jämförbara förhållanden. Här krävs jämförande långtidsförsök av flera tekniker under samma förutsättningar och utvärderingspremissor. Detta gäller framför allt olika biofilterkonfigurationer såsom diskuterats i rapporten. Betydelsen av utvecklingen och effekten av den biologiska nedbrytningen i ett biofilter med olika filtermaterial, inklusive olika biokol, kan inte bedömas via enkla labbförsök. Det kan vara en av anledningarna till varför ozonering oftast anses som en enklare lösning, då ett enkelt ozoneringstest kan ge en konkret siffra på vilken ozondos som kan tänkas behövas. Sådana ozoneringstester kan även ge en falsk säkerhet om dessa baseras på alltför förenklade premisser, vilket också bör beaktas.

Som de genomförda testerna inom projektet visat, finns även en del utvecklingspotential relaterat till de rekommenderade reningsteknikerna. Tillverkning av biokol som alternativ till kommersiellt aktivt kol bedöms som det teknikalternativ med störst potential för att reducera både miljöpåverkan och kostnad för kompletterande reningssteg. Det finns redan flera projekt både i och utanför Sverige som tittar på produktion av biokol som en del i en mer hållbar slamhantering. Även SystemLäks projektpartners är involverade i liknande aktiviteter och kommer använda sin samlade kunskap från dessa projekt för vidareutveckling.

För ozonering är det framför allt en bättre styrning av ozondosen för att minimera både energiförbrukning och risken för skadliga nedbrytningsprodukter som behöver mer utveckling. Som genomförda tester visat ligger en stor begränsning i existerande mätutrustning.

Tekniklösningen PAK-MBR, alltså tillsats av PAK i huvudreningen, är ett annat område där mer kunskap och faktiska tester behövs, för att verifiera att tekniken inte medför några negativa effekter på själva huvudreningsprocessen.

I detta projekt är det för de olika teknikkombinationerna olika faktorer från de enskilda teknikerna som påverkar reningseffektiviteten och kostnaderna. En optimerad avstämning av de kompletterande teknikerna i kombination med varandra kan troligtvis åstadkommas och därmed bör både resurseffektiviteten och kostnaderna kunna höjas respektive minskas. Som exempel kan teknikkombinationen ozonering och biofilter (O_3 /BAF) nämnas, där en utvärdering gjorts inom ett relaterat projekt, av dessa två tekniker seriekopplade efter varandra (Baresel *m fl.*, 2015b). Kapaciteten i biofiltret kan ökas genom ozonering samtidigt som elförbrukningen för ozonering eventuellt kan minskas om en lägre ozondos kan tillämpas pga. det efterföljande biofiltret.

9 Referenser

- Abegglen, C., Escher, B., Hollender, J., Siegrist, H., von Gunten, U., Zimmermann, S., Häner, A., Ort, C., Schärer, M. 2010. Ozonung von gereinigtem Abwasser zur Elimination von organischen Spurenstoffen. Grosstechnischer Pilotversuch Regensdorf (Schweiz). KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 57:2, 155-160.
- ACD/Labs Percepta Predictors, 2016. Software Modules to Predict Physicochemical, ADME, and Toxicity Properties from Structure. <http://www.acdlabs.com/products/percepta/predictors.php>, accessed September 2016.
- Allard, A.-S., Wahlberg, C. 2017. Förekomst och reduktion av fokusämnen i fyra reningsverk. Delrapport SystemLäk projekt. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2279.
- Alt, K., Mauritz, A. 2010. Projekt zur Teilstrombehandlung mit Pulveraktivkohle im Klärwerk Mannheim. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 57:2, 161-166.
- Altmann, D., Schaar, H., Bartel, C., Schorkopf, D.L.P., Miller, I., Kreuzinger, N., Möstl, E., Grillitsch, B. 2012. Impact of ozonation on ecotoxicity and endocrine activity of tertiary treated wastewater effluent. Water research 46, 3693-3702.
- ARge Spurenstoffe NRW, Teilprojekt 6, 2013. Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren - Abschlussbericht zur Phase 2.
- Bader, H. och Hoigné, J. 1981. Determination of ozone in water by the indigo method. Water Research 15 (4), 449-456.
- Bakir, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C. 2014. Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. Environmental Pollution 185, 16-23.
- Balmér, P. och Hellström, D. 2011. Nyckeltal för reningsverk – verktyg för effektivare resursanvändning. Svenskt Vatten Utveckling, rapport SVU 2011-15.
- Barber, L.B., Brown, G.K., Nettesheim, T.G., Murphy, E.W., Bartell, S.E., Schoenfuss, H.L. 2011. Effects of biologically-active chemical mixtures on fish in a wastewater-impacted urban stream. Science of the Total Environment. 409: 4720-4728.
- Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K., Olshammar, M. 2017a. Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport C235.
- Baresel, C., Ek, M., Harding, M., Magnér, J., Allard, A.S., Karlsson, J. 2017b. Kompletterande tester för en resurseffektiv avancerad rening av avloppsvatten. Delrapport inom SystemLäk - Systemförslag för rening av läkemedelsrester och andra prioriterade svårnedbrytbara ämnen. IVL Rapport B2287.
- Baresel, C., Westling, K., Samuelsson, O., Andersson, S., Royen, H., Andersson, S., Dahlén, N. 2017c. Membrane Bioreactor Processes to Meet Today's and Future Municipal Sewage Treatment Requirements? Int J Water Wastewater Treat 3(2).

Baresel, C., Malmborg, J., Ek, M., Sehlén, R. 2016a. Removal of pharmaceutical residues using ozonation as intermediate process step at Linköping WWTP, Sweden. *Water Science and Technology*, 73(8), 2017-2024.

Baresel, C., Dalgren, L., Almemark, M., Lazic, A. 2016b. Environmental performance of wastewater reuse systems: impact of system boundaries and external conditions. *Water Science and Technology*, 73(6), 1387-1394.

Baresel, C., Cousins, A.P., Hörsing, M., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.S., Magnér, J., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U., Söhr, S. 2015a. Pharmaceutical residues and other emerging substances in the effluent of sewage treatment plants - Review on concentrations, quantification, behaviour, and removal options. IVL Swedish Environmental Research Institute, Report 2226, Stockholm.

Baresel, C., Dahlgren, L., Nikolic, A., de Kerchove, A., Almemark, M., Ek, M., Harding, M., Ottosson, E., Karlsson, J., Yang, J. 2015b. Reuse of treated wastewater for nonpotable use (ReUse) - Final Report. IVL Swedish Environmental Research Institute, report B2219.

Baresel, C., Dahlgren, L., Almemark, M., Lazic, A. 2015c. Municipal wastewater reclamation for non-potable reuse – Environmental assessments based on pilot-plant studies and system modelling. *Water Science & Technology*, 72(9), 1635-1643.

Baresel, C., Ek, M., Harding, M., Bergström, R. 2014. Behandling av biologiskt renat avloppsvatten med ozon eller aktivt kol. IVL rapport B2203.

Bayer, P., Heuer, E., Karl, U., Finkel, M. 2005. Economical and ecological comparison of granular activated carbon (GAC) adsorber refill strategies. *Water Research* 39, 1719–1728.

Boehler, M., Zwickelpflug, 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, 2115.

Borao, R. 2015. Oxidation of pharmaceuticals by chlorine dioxide in wastewater effluent. Examensarbete LWR - EX - 2015:16, Kungl tekniska Högskolan KTH & IVL Svenska Miljöinstitutet, Stockholm.

Breitholtz, M. och Larsson, J. 2009. Sammanvägd ekotoxikologisk bedömning av studier utförda vid Sjöstadsverket och Henriksdals reningsverk under 2007 och 2008. (Rapportnummer 10SV75). Stockholm: Stockholm Vatten.

Brodin, T., Fick, J., Jonsson, M., Klaminder, J. 2013. Dilute Concentrations of a Psychiatric Drug Alter Behavior of Fish from Natural Populations. *Science*. 339, 814-816.

Bruno, F., Curini, R., Di Corcia, A., Nazzari, M., Pallagrosi, M. 2002. An original approach to determining traces of tetracycline antibiotics in milk and eggs by solid-phase extraction and liquid chromatography/mass spec-trometry. *Rapid Commun Mass Spectrom*. 16:1365-76.

Cimbritz, M., Tumlin, S., Hagman, M., Dimitrova, I., Hey, G., Mases, M., Åstrand, N., la Cour Jansen, J. 2016. Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar - En kunskapsmanställning (No. SVU 2016-04).

CML 2015. CML (Institute of Environmental Sciences, Leiden University, The Netherlands) April 2015.

Cuthbert, R.J., Taggart, M.A., Prakash, V., Chakraborty, S.S., Deori, P., Galligan, T., Kulkarni, M., Ranade, S., Saini, M., Kumar Sharma, A., Shringarpure, R., Green, R.E. 2014. Avian scavengers and the threat from veterinary pharmaceuticals. *Phil.Trans. R. Soc. B* 369: 20130574.

de Kerchove, A., Zhu, I., Baresel, C. 2015. Treatment performances of conventional filtration technologies in municipal wastewater treatment application, WEFTEC September 26-30, 2015, Chicago.

Devriese, L.I., van der Meulen, M.D., Maes, T., Bekaert, K., Paul-Pont, I., L, F., Robbens, J., Vethaak, A.D. 2015. Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Marine Pollution Bulletin* 98, 179–187.

Ecoinvent databas version 3.1, 2016 (Swiss centre for Lifecycle Inventories).

<http://www.ecoinvent.org>

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

Ek, M., Bergström, R., Magnér, J., Harding, H. Baresel, C. 2013. Aktivt kol för avlägsnande av läkemedelsrester ur behandlat avloppsvatten. Rapport IVL B2089.

Ekblad, M., Cimbritz, M., Nilsson, F., Ernst, G., El-taliawy, H., Tumlin, S., Bester, K., Hagman, M., Mattsson, A., Blom, L., Stålhandske, L., Jansen, J. la C. 2015. Ozonering för nedbrytning av organiska mikroföroreningar - Pilottester i Södra Sverige (RESVAV delprojekt 1 No. Rapport Nr 04-2015). VA-teknik Södra.

Esser-Schmittmann, W., Schmitz, S., 2014. Vergleichende Ökobilanzen für Adsorbentien zur Abgasreinigung. <https://forschungsboerse.de>.

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

Fick, J., Lindberg, R.H., Kaj, L., Brorström-Lundén, E. 2011. Result from the Swedish National Screening Programme 2010 Pharmaceuticals. IVL report B2014.

Fick, J., Richard, H., Lindberg, R.H., Fång, J., Magnér, J., Kaj, L., Brorström-Lundén, E. 2015. Screening 2014 - Analysis of pharmaceuticals and hormones in samples from WWTPs and receiving waters. IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd, IVL-report C135.

Filipovic, M., Berger, U., McLachlan, M. S. 2013. Mass Balance of Perfluoroalkyl Acids in the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology*, 47, 4088-4095.

Gerrity, D., Snyder, S. 2011. Review of Ozone for Water Reuse Applications: Toxicity, Regulations, and Trace Organic Contaminant Oxidation. *Ozone: Science & Engineering* 33, 253–266.

Graae, L., Magnér, J., Ryding, S.O., Westergren, R. 2017. Miljönyttan av uppströmsåtgärder för minskad spridning av läkemedel till miljön. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2280.

Grover, D.P., Zhou, J.L., Frickers, P.E., Readman, J.W. 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(2-3), 1005-1011.

Guinée, J. B. (eds) 2001. Handbook on Life Cycle Assessment. Operational guide to the ISO standards. (M. Gorrée, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, L. van Oers, A. Wegener Sleeswijk, S. Suh, H. A. U. de Haes, H. de Bruijn, R. van Duin & M. A. J. Huijbregts, eds). Volumes 1, 2a, 2b and 3, Institute of Environmental Sciences – Leiden University (CML), Leiden, The Netherlands.

Gullberg, E., Cao, S., Berg, O.G., Ilbäck, C., Sandegren, L., Hughes, D., Andersson, D.I. 2011. Selection of resistant bacteria at very low antibiotic concentrations. *PLOS Pathogens*. 7, 1-9.

He, K., 2012. A calculation of the environmental footprint of a granular activated carbon regeneration facility, in: Climate and Energy Section. Environmental Sciences Senior Thesis Symposium. UC Berkeley Environmental Sciences.

Hinfray, N., Palluel, O., Piccini, B., Sanchez, W., Aït-Aïssa, S., Noury, P., Gomez, E., Geraudie, P., Minier, C., Brion, F., Porcher, J-M. 2010. Endocrine disruption in wild populations of chub (*Leuciscus cephalus*) i contaminated French streams. *Sci Total Environ*. 408:2146-2154.

Hörsing, M., Wahlberg, C., Falås, P., Hey, G., Ledin, A., Jansen, J. la C. 2014. Reduktion av läkemedel i svenska avloppsreningsverk – Kunskapssammanställning (SVU-rapport No. 2014-16).

Hübner, U., von Gunten, U., Jekel, M. 2015. Evaluation of the persistence of transformation products from ozonation of trace organic compounds – A critical review. *Water Research*. 68, 150-170.

ISO (International Organization for Standardization) 2006 ISO14044, "Miljöledning – Livscykelanalys – Krav och vägledning.

Kaj, L., Schlabach, M., Andersson, J., Cousins, A.P., Schmidbauer, N., Brorström-Lundén, E. 2005. Siloxanes in the Nordic Environment. *TemaNord*, 593, 2005.

Knopp, G., Prasse, C., Ternes, T.A., Cornel, P. 2016. Elimination of micropollutants and transformation products from a wastewater treatment plant effluent through pilot scale ozonation followed by various activated carbon and biological filters. *Water Res*. 100, 580–592.

Kovalova, L., Siegrist, H., von Gunten, U., Eugster, J., Hagenbuch, M., Wittmer, A., Moser, R., McArdell, C.S. 2013. Elimination of Micropollutants during Post-Treatment of Hospital Wastewater with Powdered Activated Carbon, Ozone, and UV. *Environmental Science & Technology* 47, 7899–7908.

Lazic, A., de Kerchove, A., Windsor, R., Baresel, C., Dahlgren, L. 2017a. Novel approach defines sustainability of non-potable water reuse treatment. *Water reuse & desalination*, 8(2), 17-19.

Lazic, A., Baresel, C., de Kerchove, A., Dahlgren, L. 2017b. Holistic Wastewater Reuse Solutions – Evaluation of Treatment Efficiency, Environmental Impacts and Costs. *International Journal of Water and Wastewater Treatment*, 3(1).

Lazic, A., Baresel, C., Dahlgren, L., de Kerchove, A., Mukherjee, S. 2016a. Sustainable Wastewater Reuse Solutions for Managed Aquifer Recharge for Non-potable Application. IWA World Water Congress & Exhibition, October 2016, Brisbane, Australia.

Lazic, A., Baresel, C., Dahlgren, L., de Kerchove, A., Windsor, R. 2016b. A novel approach to define sustainability of non-potable water reuse treatment system. Singapore International Water Week 2016, Singapore.

Lilja, K., Remberger, M., Kaj, L., Allard, A.-S., Andersson, H., Brorström-Lundén, E. 2010. Chemical and biological monitoring of sewage effluent water. IVL B1897 IVL Swedish Environmental Research Institute.

Lingsten, A., Lundkvist, M., Hellström, D., Balmér, P. 2011. VA-verkens energianvändning 2008. Svenskt Vatten Utveckling, rapport SVU 2011-04.

Lindsey, M., Meyer, M., Thurman, E.M. 2001. Analysis of trace levels of Sulfonamide and tetracycline antimicrobials in groundwater and surface water using solid-phase extraction and liquid chromatography/mass spectrometry. *Anal. Chem.* 73:4640-4646.

Luo, Y., Guo, W., Ngo, H.H., Nghiem, L.D., Hai, F.I., Zhang, J., Liang, S., Wang, X.C. 2014. 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(0), 619-641.

Löwenberg, J., Zenker, A., Baggenstos, M., Koch, G., Kazner, C., Wintgens, T. 2014. Comparison of two PAC/UF processes for the removal of micropollutants from wastewater treatment plant effluent: Process performance and removal efficiency. *Water Research* 56, 26–36.

Magdeburg, A., Stalter, D., Oehlmann, J. 2012. Whole effluent toxicity assessment at a wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation using aquatic key species. *Chemosphere* 88, 1008–1014.

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, 35–47.

Magnér, J., Fång, J., Sandberg, J., Örtlund, L. 2017. Utveckling av analysmetoder inklusive detektionsgränser. Delrapport inom SystemLäk - Systemförslag för rening av läkemedelsrester och andra prioriterade svårnedbrytbara ämnen. IVL Rapport B2286.

Magnusson, K., Jörundsdóttir, H., Norén, F., Lloyd, H., Talvitie, J., Setälä, O. 2016. Microlitter in sewage treatment systems. A Nordic perspective on waste water treatment plants as pathways for microscopic anthropogenic particles to marine systems, p. 56.

Magnusson, K., Wahlberg, C. 2014. Mikroskopiska skräppartiklar i vatten från avloppsreningsverk. IVL Rapport B2208.

Majewsky, M., Gallé, T., Bayerle, M., Goel, R., Fischer, K., Vanrolleghem, P.A. 2011. Xenobiotic removal efficiencies in wastewater treatment plants: Residence time distributions as a guiding principle for sampling strategies. *Water Research*. 45, 6152-6162.

Margot, J., Kienle, C., Magnet, A., Weil, M., Rossi, L., de Alencastro, L.F., Abegglen, C., Thonney, D., Chèvre, N., Schärer, M., Barry, D.A. 2013. Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon? *Science of The Total Environment*. 461-462, 480-498.

Maus, C., Herbst, H., Ante, S., Becker, H.-P., Glathe, W., Bärger, A., Türk, J. 2014. Hinweise zu Auslegung und Design von Ozonanlagen zur Mikroschadstoffelimination. *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 61, 998-1006.

Meier, M.A. 1997. Eco-efficiency evaluation of waste gas purification systems in the chemical industry. Zürich.

Metzger, S., Tjoeng, I.O., Rößler, A., Schwentner, G., Rölle, R., 2014. Kosten der Pulveraktivkohleanwendung zur Spurenstoffelimination am Beispiel ausgeführter und in Bau befindlicher Anlagen. *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 61, 1029-1037.

Mintenig, S., Int-Veen, I., Löder, M., Gerdt, G. 2014. Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch- Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen Probenanalyse mittels Mikro-FTIR Spektroskopie. Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung (AWI), Biologische Anstalt Helgoland, p. 41.

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.

Muller, M., Rabenoelina, F., Balaguer, P., Patureau, D., Lemenach, K., Budzinski, H., Barceló, D., de Alda, M.L., Kuster, M., Delgenès, J.P., Hernandez-Raquet, G. 2008. Chemical and biological analysis of endocrine-disrupting hormones and estrogenic activity in an advanced sewage treatment plant. *Environ Toxicol Chem*. 27:1649-58.

Mutz, D. 2015. Abschlussbericht ASKURIS, AP 5 Ökobilanzierung. ASKURIS project.

Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J.L., Pereira, T. 2015. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin* 101, 119-126.

NLS – Nationella Läkemedelsstrategin, 2015. Miljöindikatorer inom ramen för nationella läkemedelsstrategin (NLS). Rapport från CBL-kansliet, Läkemedelsverket 2015-09-07.

Norén K., Magnusson K., Westling K., Olshammar M. 2016. Report concerning techniques to reduce litter in waste water and storm water. SMED Report 193 SMED.

Novinda 2014, Life cycle Assessment of Greenhouse Gases for the Product Amended Silicates.

http://www.novinda.com/files/Final_Amended_Silicates_Life_Cycle_Assessment.pdf

Ogonowski, M., Schür, C., Jarsén, Å., Gorokhova, E. 2016. The effects of natural and anthropogenic microparticles on individual fitness in *Daphnia magna*. PLoS one 11, e0155063.

Ortiz, I.M., Domènech, X., Rieradevall, J. 2003. Life cycle assessment as a tool for green chemistry: application to kraft pulp industrial wastewater treatment by different advanced oxidation processes. Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals, The Universitat Autònoma de Barcelona. Thesis (Masters).

Profu 2013. EU ETS och den nordeuropeiska elmarknaden på längre sikt - en underlagsrapport till FFF-utredningen, Mölndal 2013.

Ramböll 2016. PM Kostnadskalkyl Avloppsvattenrening i kalla klimat-Kostnadsbedömning för åtgärder vid Lycksele ARV, Pajala ARV samt Åsele ARV, Uppsala 2016-06-03.

RIBI SA Ingénieurs hydrauliciens, 2014. Traitement des micropolluants par dosage de cap dans la boue activee d'un MBR - Rapport final sur les essais pilotes à la STEP du Locle. Lausanne.

Rochman, C.M., Hoh, E., Kurobe, T., Teh, S.J. 2013. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. Scientific Reports 3, 3263.

Roos, E. 2005. Fallstudie av kostnader i tornsilo och plansilosystem på en mjölkgård. SLU - Sveriges lantbruksuniversitet.

Saido, K., Amamiya, K., Sato, H., Okabe, A., Ogawa, N., Kamaya, Y., Kogure, K., Nishimura, M., Okukawa, K., Kusui, T. 2012. Analysis of styrene oligomer contaminants generated from marine debris polystyrene on the coast of Okinawa. Bunseki Kagaku, in Japanese (abstract in English) 61, 629-636.

Samuelsson, O., Royen, H., Ottosson, E., Baresel, C., Westling, K., Bergström, R., Bengtsson, L., Yang, J., Andersson, S., Björk, A., Dahlén, N., Laurell, C., Lindblom, E., Grundestam, J. 2014. Pilotförsök med membranbioreaktor för avloppsvattenrening: Delrapport 1 - Försöksår 1. IVL Rapport B2215.

Sanchez, W., Sremski, W., Piccini, B., Palluel, O., Maillot-Maréchal, E., Betoulle, S., Jaffal, A., Aït-Aïssa, S., Brion, F., Thybaud, E., Hinfray, N., Porcher, J-M. 2011. Adverse effects in wild fish living downstream from pharmaceutical manufacture discharges. Environ Intern. 37:1342-1348.

Sehlén, R., Malmborg, J., Baresel, C., Ek, M., Magnér, J., Allard, A.-S., Yang, J. 2015. Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten vid tekniska verken i Linköping AB. IVL Rapport B 2218.

Stalter, D., Magdeburg, A., Weil, M., Knacker, T., Oehlmann, J. 2010. Toxication or detoxication? In vivo toxicity assessment of ozonation as advanced wastewater treatment with the rainbow trout. Water Research. 44, 439-448.

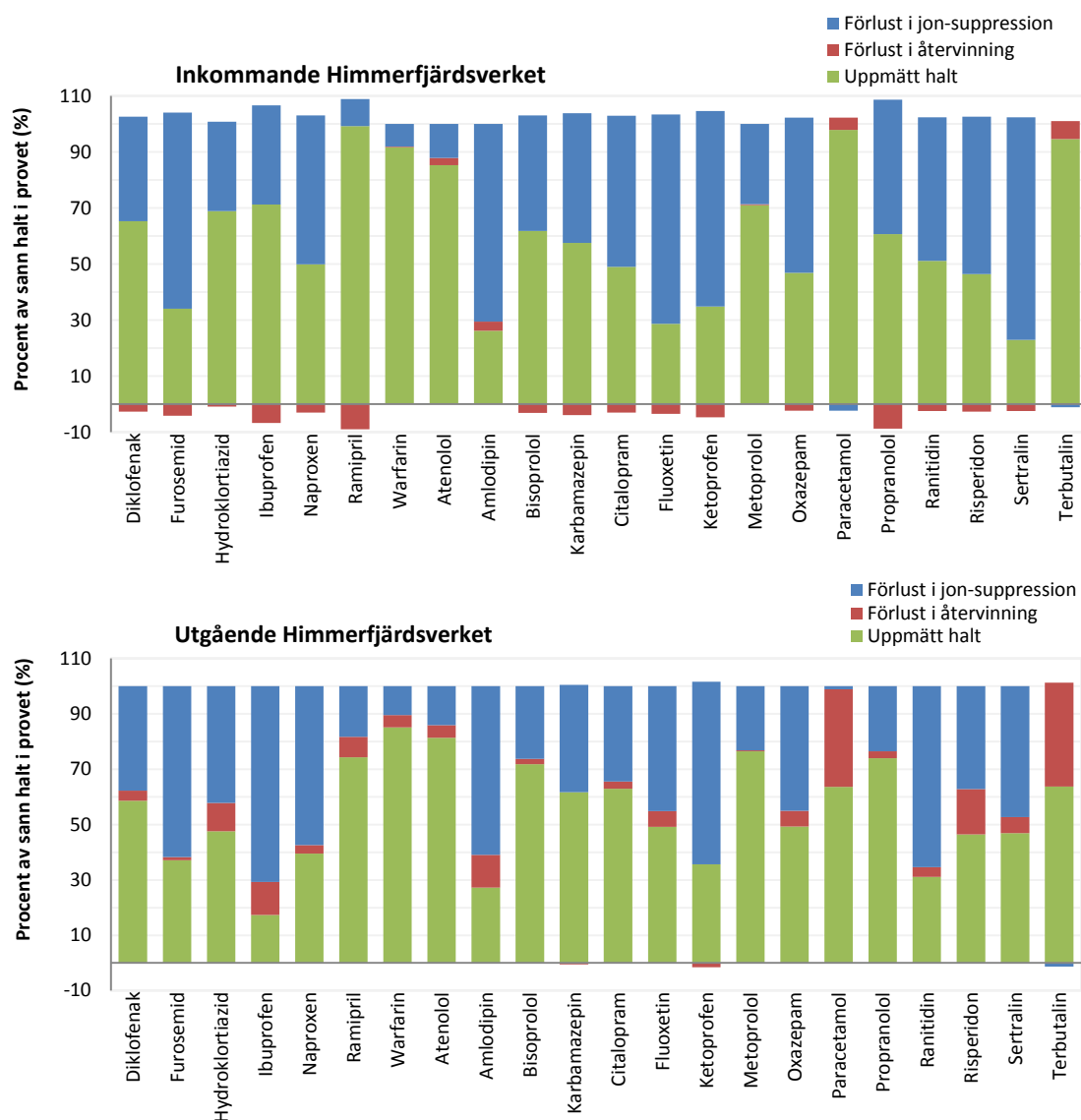
Svahn, O. 2016. Tillämpad miljöanalytisk kemi för monitoring och åtgärder av antibiotika- och läkemedelsrester i Vattenriket. Doktorsavhandling i Miljövetenskap, Lund Universitet.

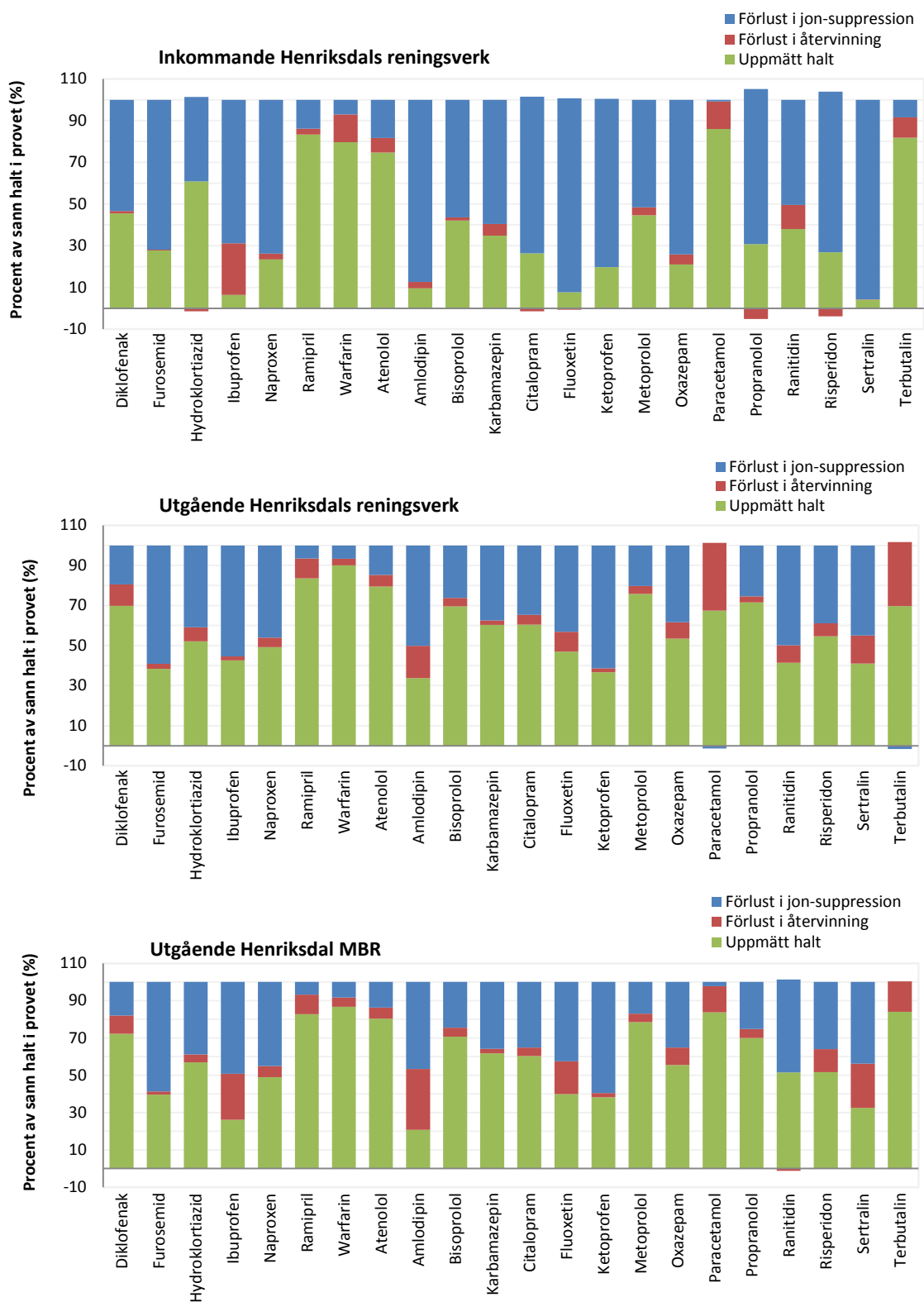
- Svenson A., Allard A-S. 2002, Östrogenitet och androgenitet i lakvatten och kommunalt avloppsvatten i Fornby reningsverk, Siljansnäs, Leksands kommun. IVL-publ B 1483.
- Tetreault, G.R., Bennett, C.J., Shires, K., Knight, B., Servos, M.R., McMaster, M.E. 2011. Intersex and reproductive impairment of wild fish exposed to multiple municipal wastewater discharges. *Aquatic Toxicology*. 104:278-290.
- Thorn, J., Beijer, L., Rylander, R. 2005. Hälsorisker till följd av exponering för mikroorganismer vid arbete i reningsverk-information till företagshälsovård. VA-Forsk rapport Nr 2005-06.
- UNEP 2010. Short-chained chlorinated paraffins Revised Draft Risk Profile, pp. 35.
- von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., Köhler, A. 2012. Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environmental Science and Technology* 46, 11327-11335.
- Wahlberg, C., Björleinius, B., Paxéus, N. 2010. Läkemedelsrester i Stockholms vattenmiljö - Förekomst, förebyggande åtgärder och rening av avloppsvatten. (Rapportnummer 2010-16). Stockholm: Stockholm Vatten.
- Wang, D-G., Norwood, W., Alae, M., Byer, J.D., Brimble, S. 2013a. Review of recent advances in research on the toxicity, detection, occurrence and fate of cyclic volatile methyl siloxanes in the environment. *Chemosphere*, 93: 711-725.
- Wang, D-G., Steer, H., Tait, T., Williams, Z., Pacepavicius, G., Young, T. 2013b. Concentrations of cyclic volatile methylsiloxanes in biosolid amended soil, influent, effluent, receiving water, and sediment of wastewater treatment plants in Canada. *Chemosphere*, 93: 766-773.
- Wert, E. C., Rosario-Ortiz, F. L., Snyder, S. A. 2009. Effect of ozone exposure on the oxidation of trace organic contaminants in wastewater. *Water research*, 43(4), 1005-14.
- Westling, K., Andersson, S.L., Baresel, C., Royen, H., Ottosson, E., Bergsström, R., Björk, A., Andersson, S., Dahlén, N., Lindblom, E., Laurell, C. 2016. Pilotförsök med membranreaktor för avloppsvattenrening Delrapport 2 - försöksår 2. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2271.
- Wieland, A., Lazic, A. 2014. Neue Anforderungen für die Abwasserbehandlung. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 61(10), 915-920.
- Yang, S., Cha, J., Carlsson, K. 2004. Quantitative determination of trace concentrations of tetracycline and sulfonamide antibiotics in surface water using solid-phase extraction and liquid chromatography/ion trap tandem mass spectrometry. *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 18:2131-2145.
- Ågerstrand, M., Rudén, C. 2010. Evaluation of the accuracy and consistency of the Swedish Environmental Classification and Information System for pharmaceuticals. *Science of the total environment*, 408(11), 2327-2339.

10 Bilagor

10.1 Undersökningar av jonsuppression

Resultaten från undersökningarna av jonsuppression (se kapitel 4.1), visade att dagens läkemedelsanalyser kan underskatta verkliga läkemedelskoncentrationer i både in- och utgående avloppsvatten för de flesta läkemedel och allra mest i inkommande vatten. Nedan redovisas effekterna av jonsuppression och förluster i återvinning för inkommande respektive utgående avloppsvatten i Himmerfjärdsverket, Henriksdal och MBR (som har samma inkommande vatten som Henriksdal).





Figur 10.1. Relativa förluster i återvinning och jonsuppression vid analys samt rapporterad halt (utan kompensation för återvinningsförluster och jonsuppression) för respektive läkemedel i inkommande och utgående avloppsvatten, uttryckt i procent (%). Negativa värden i blå stapel representerar förstärkning av signalen (Ion enhancement) och/eller relativa osäkerheter i resultaten på grund av analysmetoden. Negativa värden i röd stapel representerar relativa osäkerheter i resultaten på grund av analysmetoden.

10.2 Resultat miljöpåverkan för scenarier

Tabell 10.1. Resultat från miljöpåverkananalysen för de undersökta scenarierna och anläggningsstorlekar (de angivna värdena är framräknat och ska inte förväxlas med noggrannheten i beräkningen).

Scenario enligt Tabell 7.2	Miljöindikator				
	GWP	AP	EP	ATP -e	ATP-f
Anläggningsstorlek 20 000 pe					
1 O ₃ -(LOX)	8,181977179	0,029961674	0,005321227	4,44603E-05	58,84328474
2 O ₃ -(PSI)	6,353883753	0,023246707	0,003977161	4,08095E-05	44,03920707
3 CAS-BAF	44,88854533	0,096760034	0,011417513	2,56832E-05	564,5292969
4 CAS-BAF(-REG)	182,7446	0,490921	0,0429225	3,16967E-05	2624,63
5 CAS-BAF(-SE)	42,95492262	0,088444842	0,009378504	2,55558E-05	538,1936639
6 CAS-2xBAF	26,89348753	0,060553568	0,007639365	4,85234E-05	299,2787237
7 CAS-BAF-(BAK I)	9,186527487	0,027830146	0,004630921	3,62882E-05	64,954573
8 CAS-BAF-(BAK II)	11,412082	0,035834944	0,006079864	4,24884E-05	80,06422
9 CAS-BAF-(BAK III)	17,932766	0,05928328	0,010324226	6,1083E-05	123,94342
10 MBR-BAF	35,62549856	0,077139564	0,009169164	2,52045E-05	442,4582139
11 MBR-2xBAF	23,47172571	0,053279933	0,006801232	4,83009E-05	254,3073139
12 CAS-O ₃ /BAF	52,98319	0,1266882	0,01671438	7,00381E-05	623,3045
13 MBR-O ₃ /BAF	42,98319	0,1053882	0,01429438	6,95981E-05	490,3045
14 CAS-PAK(-REG)/UF	190,3481122	0,542855934	0,052615958	0,000171625	2732,781896
15 CAS-PAK/UF	52,72888831	0,148384978	0,0210653	0,000165577	669,1146615
16 CAS-UF/BAF	46,89927169	0,137668092	0,020155866	0,000186519	567,4059913
17 UF- O ₃ /BAF	55,07677892	0,167642907	0,025476374	0,000230983	626,2803152
Anläggningsstorlek 100 000 pe					
1 O ₃ -(LOX)	7,9117039	0,028240771	0,005196704	3,05792E-05	56,39154091
2 O ₃ -(PSI)	6,085898451	0,021534209	0,003854319	2,6933E-05	41,60599149
3 CAS-BAF	42,8825115	0,091544424	0,010600763	1,49383E-05	550,7497109
4 CAS-BAF(-REG)	180,7346	0,485691	0,0421085	2,09967E-05	2610,83
5 CAS-BAF(-SE)	40,94888879	0,083229231	0,008561755	1,48109E-05	524,4140779
6 CAS-2xBAF	22,88190622	0,050123529	0,006006026	2,70359E-05	271,7232647
7 CAS-BAF-(BAK I)	7,176556	0,022600296	0,003816878	2,55845E-05	51,15448
8 CAS-BAF-(BAK II)	9,40208923	0,030604719	0,005265883	3,1789E-05	66,2643595
9 CAS-BAF-(BAK III)	15,92258046	0,05405643	0,009510264	5,03841E-05	110,138699
10 MBR-BAF	33,61946473	0,071923953	0,008352415	1,44596E-05	428,6786279
11 MBR-2xBAF	19,46014439	0,042849894	0,005167893	2,68135E-05	226,751855
12 CAS-O ₃ /BAF	50,71619	0,1197282	0,01576838	4,54281E-05	606,9745
13 MBR-O ₃ /BAF	40,72560513	0,098471372	0,013347476	4,49885E-05	474,3911668
14 CAS-PAK(-REG)/UF	188,201201	0,53570127	0,051378979	0,000163471	2714,008674
15 CAS-PAK/UF	50,58198831	0,141229978	0,0198283	0,000157423	650,3416615
16 CAS-UF/BAF	41,36228963	0,122031395	0,017692326	0,000161196	523,8559115
17 UF- O ₃ /BAF	49,26960823	0,15026898	0,022880216	0,000191219	580,2473194



**Havs
och Vatten
myndigheten**



IVL Svenska Miljöinstitutet AB // Box 210 60 // 100 31 Stockholm
Tel 010-788 65 00 // Fax 010-788 65 90 // www.ivl.se