

Avancerad rening av mikroföroreningar vid Duvbackens avloppsreningsverk – en förstudie



Sammanfattning

Sweco har på uppdrag av Gävle Vatten AB (GäVAAB) genomfört en förstudie avseende avancerad rening av mikroföroreningar. Förstudien finansierades av Naturvårdsverket och genomfördes under 2021 och 2022. GäVAAB driver idag Duvbackens avloppsreningsverk (ARV) som är dimensionerat för ca 120 000 pe och är ett av de större avloppsreningsverken i Gästrikland. Det pågår ett arbete med att planera ett framtida reningsverk; nytt reningsverk i Gävle (NRG). För denna förstudie är den framtida belastningen därmed inkluderad i alla resultat och bedömningar.

Mål och syfte

Recipienten för Duvbackens ARV är Inre Fjärden. Vattenmyndigheten har tidigare gjort en bedömning om att reningsverket har en potentiell påverkan på sänkt status för framförallt perfluoroktansulfonsyra (PFOS) och 17 β -östradiol i den Inre Fjärden.

Mål och syfte med denna förstudie har i huvudsak varit att utreda behovet av avancerad rening och om GäVAAB uppfyller lagkravet om att inte försämra status i Inre Fjärden. Därutöver har möjligheter till avancerad rening utretts, både utifrån teknik, kostnad och klimatpåverkan.

Ett delmål avseende reningstekniker är att använda en multikriterieanalys (MKA) där fyra teknikalternativ ska värderas mot varandra och resultera i att två väljs ut för vidare utredning avseende bedömning av kostnader och klimatpåverkan.

Förutsättningar vid Duvbackens ARV

Den befintliga reningsprocessen på Duvbackens ARV är idag belastad med 91 400 pe och består av förbehandling, försedimentering följt av en aktivslamprocess med biologisk fosforreduktion. Vid behov tillsätts kemisk fällning innan vattnet leds genom ett polersteg.

Dimensionerande belastning för det nya reningsverket är 150 000 pe uttryckt som årsmedelbelastning. Den föreslagna processen inleds med förbehandling följt av försedimentering och ett biologiskt reningssteg med flera parallella aktivslamlinjer samt efterföljande sedimenteringsbassänger. Denna process ska reducera organiskt material och ammonium samt bidra till biologisk fosforreduktion. Fällningskemikalie tillsätts innan vattnet filtreras och leds till recipient. NRG planeras att drifställas 2027.

Analys av vattenmatrisen indikerade att det inte fanns några större hinder för att implementera vare sig granulärt aktivt kol (GAK) eller ozon. Höga nitrithalter identifierades, vilka direkt påverkar ozondosen. En bedömning av vattenmatrisen på det framtida reningsverket kunde inte göras och bör genomföras vid nästa utredning avseende avancerad rening.

Analys av organiska mikroföroreningar

Åtta provtagningar avseende mikroföroreningar har genomförts under september 2021 till och med december 2021. Provtagningen har skett på inkommande och utgående vatten från avloppsreningsverket och i recipienten samt på slamprover. Totalt har mer än 200 olika substanser analyserats. De analyserade substanserna utgörs av läkemedel, antibiotika, hormoner, per- och polyfluorerande ämnen (PFAS26) och fenoler. Även effektbaserad analys (cellbaserad) har ingått men dessa resultat redovisas och kommenteras i en separat rapport¹.

Analysresultaten har sammanställts i en massbalans, där substanserna har delats in i kategorier baserat på användningsområde och egenskaper. Kategorierna PFAS, övriga läkemedel och fenoler reduceras i låg grad över avloppsreningsverket. Smärtstillande/antiinflammatoriska substanser reduceras mest, men även den totala reduktionen är hög. Generellt går det ut större andel mikroföroreningar med vattenfasen till recipient än vad som hamnar i slammet.

Enligt den provtagning som gjorts i utgående avloppsvatten från Duvbackens ARV släpps det årligen ut 130 kg läkemedel (inklusive perfluoroktansyra (PFOA) och PFOS) i recipienten². Detta motsvarar ungefär 1,4 g/pe, år. I de förstudier för rening av läkemedel och mikroföroreningar som Sweco driver ligger denna siffra mellan 0,9 och 2,0 g/pe, år och NRG ligger i den övre halvan av detta spann. De VA-organisationer som hade högst mängder hade 1,7 respektive 2,0 g/pe, år.

Miljöriskbedömning och behov av avancerad rening

Miljöriskbedömningen utfördes genom att jämföra den beräknade koncentrationen av mikroföroreningar i recipienten (Predicted Environmental Concentration – PEC) med den högsta koncentration av mikroföroreningarna som inte förväntas ha någon negativ effekt på organismerna i recipienten (Predicted No Effect Concentration – PNEC). Om kvoten PEC/PNEC är större än 1 i recipienten föreligger en risk att organismerna kan skadas av mikroföroreningarna. PEC baseras på analys av mikroföroreningar vid två provtagningspunkter:

- utgående vatten från Duvbackens ARV till Inre Fjärden (med en spädningfaktor på 10 vilket betraktas som ett rimligt worst-case-scenario) och;
- uppmätta halter vid recipientprovtagning (kontrollpunkt K619)

Tabellen nedan sammanfattar miljöbedömningens resultat för de ämnen som uppvisade PEC/PNEC-kvoter > 1 i respektive provpunkt. För utsläppspunkten visar riskkvoterna att fem ämnen hamnade över värdet 1: citalopram (1) och (2), diklofenak, oxazepam, sertralin/norsertalin och PFOS, d.v.s. det finns en risk

¹ Effektbaserade analyser för att utvärdera reningseffektivitet och miljörisker i avloppsvatten. Lärdomar från sex projekt om avancerad rening av mikroföroreningar, Sweco, 2022

² Baserat på sammahalten (medel av samtliga provtagningar, värden under rapporteringsgräns har exkluderats) av de 39 substanserna som analyserats i denna förstudie enligt MoLabs analyslista.

att organismerna i delar av Inre Fjärden kan skadas av dessa fem ämnen. Vid recipientprovtagningpunkten var det endast citalopram (1)¹ och PFOS som hamnade i kategorin hög risk.

De fem ämnen som presenteras i tabellen har riskkvoter (PEC/PNEC) som är baserade på PNEC med olika datasäkerhet; t.ex. finns bedömningsgrunder för diklofenak och PFOS. För citalopram är det citalopram (2) som bedöms som mer robust. Riskkvoterna för sertralin och norsertralin (metabolit) har beräknats med PNEC-värdet som är framtaget för sertralin.

Ämne	Beräknad riskkvot - PEC/PNEC vid utsläppspunkten i Inre Fjärden (utspädning 10x)	Riskkvot – PEC/PNEC i Inre Fjärden (recipientprovtagningpunkt, baserad på uppmätta halter)	Kommentar till resultatet
Citalopram (1)	372	25	PNEC = 0,075 ng/L och inkluderar hög riskfaktor (2000). PEC/PNEC kan därmed betraktas som osäkert.
Citalopram (2)	1,40	na ^a	PNEC = 20 ng/L och inkluderar en betydligt lägre säkerhetsfaktor (50) än för citalopram (1) eftersom dataunderlaget betraktas som mer robust.
Diklofenak	4,81	na	SFÄ, bedömningsgrund (årsmedelvärde) (används som PNEC) god status = 10 ng/L.
Oxazepam	1,78	na	Begränsade PNEC-data medför relativt osäker miljöriskbedömning.
Sertralin/norsertralin	1,70	na	PNEC-värde har antagits vara samma för både sertralin och norsertralin (metabolit).
PFOS (Eurofins) ^b	3,08	3,26	Gränsvärde, årsmedelvärde (används som PNEC) kemisk ytvattenstatus = 0,13 ng/L.

^a na, not available, Dessa ämnen visade inte PEC/PNEC >1 vid recipientprovtagningpunkten.

^b PFOS-analyser genomfördes med hjälp av två analyslaboratorier, här redovisas resultat från Eurofins med lägsta rapporteringsgräns.

En viktig slutsats från miljöriskbedömningen är att det inte går att utesluta att det finns ett behov av avancerad rening av mikroföroreningar vid Duvbackens

ARV. Miljöriskbedömningen pekade på att fem mikroföroreningar kan utgöra en hög risk i Inre Fjärden. För två av dessa finns det bedömningsgrunder för god status; diklofenak och PFOS, som alltså inte uppfylls, vilket betyder att Duvbackens ARV (GäVAAB) har en potentiell påverkan på sänkt status för dessa ämnen i Inre fjärden.

Bedömningsgrunden för god status för PFOS uppfylls inte heller vid recipientprovtagningpunkten. I denna punkt kan det finnas andra källor till PFOS än ARV. Däremot påvisades inte 17 β -östradiol i någon av provtagningpunkterna, vilket indikerar att GäVAAB inte bidrar till sänkt status för detta ämne i Inre fjärden. Det ska understrykas att spädningen av utgående vatten från ARV tycks vara betydligt större än 10 gånger under stora delar av året, vilket innebär att PEC/PNEC-kvoterna med största sannolikhet är avsevärt lägre under dessa perioder.

För det fortsatta framtida arbetet och för att ytterligare underbygga miljöriskbedömningen rekommenderar Sweco följande:

- Arbeta för en mer underbyggd helhetsbild över hur halterna av mikroföroreningar från ARV sprids i Inre Fjärden och hur det potentiellt inverkar på PEC/PNEC genom att tex. utnyttja en 3D-modell som resulterar i att spridningen av mikroföroreningar i Inre Fjärden visualiseras mer dynamiskt över tid och rum.
- Utnyttja befintlig modellering av Inre Fjärden och utveckla den för det fortsatta arbetet.
- Analyser av PFOS rekommenderas att utföras med ett analyslaboratorium som har låg rapporteringsgräns eftersom detektion av PFOS är av stor betydelse.
- Övriga organiska mikroföroreningar kan analyseras av t.ex. MoLab.

Möjliga tekniker för avancerad rening

Utifrån beräknade PEC/PNEC-kvoter har samtliga ämnen som identifierades med måttlig och hög risk för utgående vatten efter spädning bedömts avseende potentiell avskiljning som kan erhållas med GAK eller reduktion genom oxidation med ozon. Jämförelsen utgick från följande ämnen: sulfametoxazol, sertralin, PFOA, östron, erytromycin, venlafaxin, furosemid, citalopram, sertralin och norsertralin, oxazepam, diklofenak och PFOS. Skillnaden mellan teknikerna var inte signifikant men den visade att GAK-filtrering eventuellt är något mer framgångsrik för det platsspecifika vattnet. Däremot är det svårt att i dagsläget bedöma om rening av avloppsvattnet med hjälp av GAK är tillräckligt effektivt för att klara eventuella framtida lagkrav på avskiljning av PFOS, särskilt om reningsgraden behöver överskrida 80%, vilket är fallet för Duvbacken vid jämförelse med de bedömningsgrunder som finns för kustnära vatten. Att utnyttja ozon som teknikalternativ för PFOS fungerar inte.

När NRG är på plats är det viktigt att på nytt bedöma vattenmatrisen eftersom vissa av de bedömda parametrarna kan komma att ändras. Samma variation förväntas inte förekomma för mikroföroreningarna.

Multikriterieanalys (MKA) för val av reningsteknik

Inom förstudien togs en multikriterieanalys fram som jämförde de fyra reningsteknikerna GAK, ozon följt av GAK, ozon följt av sandfilter och ozon följt av MBBR. Kriterierna togs fram utifrån verksamhetens olika miljömål:

- Miljöstrategiskt program
- VA-strategin
- Kretsloppsplanen
- Gästrikvattens strategiska mål

Efter att kriterier tagits fram och även viktats, poängsattes de olika reningsalternativen och det var GAK samt ozon följt av MBBR som blev de två reningsalternativ som förstudien valde att utreda närmare. Utfallet i MKA:n var väldigt jämnt och att urskilja de olika alternativen för efterbehandling var svårt då det fortfarande är en stor forskningsfråga.

Processutformning och dimensionering

GAK och ozon följt av MBBR är föreslagna att placeras sist i processen, efter kemisk fällning och filtersteg. För ozon gäller att många fullskaleprocesser i Europa har en annan utformning än de svenska reningsprocesserna: i Sverige finns flera reningsverk utan kväverening, vilket är ovanligt i Europa, men kraven på fosforreduktion är mycket mer strikta i Sverige i jämförelse med övriga Europa. Eftersom det framtida reningsverket i Gävle inte planeras med en fullständig kväverening utan endast ammoniumreduktion bör kombinationen av detta med ett ozonsteg utredas närmare. Om sandfilter väljs som efterbehandling istället för MBBR kan detta kombineras med kemisk fällning, vilket leder till att ozon i så fall placeras direkt efter slutsedimentering.

Det uppskattade ytbehovet för GAK och ozon följt av MBBR är 1540 respektive 540 m². Båda alternativen bedöms i detta läge få plats på tillgänglig yta på tomten för det nya reningsverket.

Kostnadsbedömning

Bedömning av kostnader har gjorts med stor osäkerhet på grund av rådande världsmarknad. Investeringskostnaden för GAK och ozon följt av MBBR landade på 219 miljoner kr (MSEK) respektive 138 MSEK. Kalkylen baseras på ett enhetspris på jungfruligt GAK på 45 000 kr/ton.

Driftskostnaden för ett år för GAK summerades till 16,7 MSEK medan den hamnade på 3,9 MSEK för ozon. Om ett regenererat GAK utnyttjas för driften landar driftskostnaden på 11,6 MSEK istället, baserat på ett enhetspris på 30 000 kr/ton.

Livscykelanalys

Den genomförda LCA:n visar att en GAK-anläggning medför en långt högre klimatpåverkan än en ozonanläggning. Driftskedet utgör den livscykelfas som har störst klimatpåverkan för både ozon och GAK, där förbrukningsvarorna LOX respektive aktivt kol är det som bidrar mest. Klimatpåverkan från en ozonanläggning vid NRG har beräknats till 10 g CO₂-ekv/m³ behandlat vatten. Klimatpåverkan från en GAK-anläggning har beräknats till 300 g CO₂-ekv/m³ behandlat vatten om jungfruligt kol används. Denna siffra kan sänkas till 70 g CO₂-ekv/m³ behandlat vatten om regenererat kol används vid utbyte av filtermedia.

Jämförelse av reningsteknikerna GAK och ozon följt av MBBR

Vid en jämförelse av de båda teknikvalen avseende teknikmöjlighet, riskämnen, process och kostnad, blir det tydligt att ett teknikval med ozon är kopplat till två

osäkerheter: (i) hur reningen med ozon fungerar när det kombineras med ett reningsverk utan kväveavskiljning och (ii) om ett krav på avskiljning av PFOS kommer att införas. För GAK, som är det väsentligt dyrare alternativet med högre klimatpåverkan, är osäkerheten kopplad till hur ett krav på avskiljning av PFOS, som beräknats till ca 80% för det platsspecifika vattnet, fungerar över tid. Även den beräknade driftskostnaden för GAK kan förväntas öka men med hur mycket är svårt att bedöma. Detta beror på att denna typ av vattenrening inte studerats nämnvärt i fullskala på avloppsvatten.

Innehållsförteckning

1.	Inledning	11
1.1	Nytt Reningsverk i Gävle	11
1.2	Tidigare utredningar och aktuella tillstånd.....	12
1.3	Omvärldsbevakning.....	12
1.4	Rening av mikroföroreningar i Sverige	13
1.5	Mål och syfte med utredningen	15
1.6	Rapportinnehåll och begränsningar	15
1.7	Projektorganisation.....	16
2.	Tillgängliga tekniker för avancerad rening – ett teoriavsnitt	17
2.1	Adsorption av mikroföroreningar med aktivt kol	17
2.1.1	Vad är adsorption?	17
2.1.2	Olika typer av aktivt kol	18
2.1.3	Processlösning med GAK	18
2.1.4	Processlösning med PAK.....	18
2.1.5	Tillverkning och regenerering av aktivt kol	19
2.1.6	Kapacitet och styrande faktorer för GAK-filtrering.....	20
2.1.7	Prediktera kapacitet av ett GAK-filter	21
2.1.8	Åtgärder till förbättrad adsorption	22
2.2	Oxidation av mikroföroreningar med ozon följt av efterbehandling	23
2.2.1	Hur fungerar ozon?	23
2.2.2	Tillverkning och generering av ozon	23
2.2.3	Processlösning med ozon	23
2.2.4	Det är både ozon och hydroxylradikaler i vattnet	24
2.2.5	Bildande av biprodukter och transformationsprodukter	24
2.2.6	Efterbehandling till ozonsteget: sandfilter, aktivt kol eller MBBR.....	26
2.2.7	Kapacitet och styrande faktorer.....	27
2.2.8	Förväntad kapacitet från ozon.....	27
3.	Förutsättningar	28
3.1	Reningsprocess och avloppsvattenflöde.....	28
3.1.1	Reningsprocess vid Duvbackens ARV.....	28
3.1.2	Reningsprocess vid NRG	28
3.1.3	Dimensionerande avloppsvattenflöde	29
3.2	Karaktärisering av vattenmatris	30
3.2.1	Vattenmatrisen spelar roll för reningstekniken	30
3.2.2	Analys av vattenmatris	30
3.3	Karaktärisering av vatten och slam avseende organiska mikroföroreningar	32
3.3.1	Analys av organiska mikroföroreningar vanligt förekommande vid avloppsreningsverk	33
3.3.2	Analys av vanligt förekommande organiska mikroföroreningar i slam	37
3.3.3	Utökad analys av PFAS-ämnen genom PFAS26 i avloppsvatten	44
3.3.4	Analys av nonylfenoler i vatten och slamfas	46
3.3.5	Jämförelse av mängd mikroföroreningar i Swecos förstudier om avancerad rening.....	47

3.4	Massbalans för organiska mikroföroreningar över Duvbackens ARV	48
3.4.1	Metod.....	48
3.4.2	Resultat och diskussion.....	49
3.4.3	Slutsats.....	51
4.	Miljöriskbedömning avseende recipientpåverkan vid Duvbackens ARV	52
4.1	Metod.....	52
4.2	Resultat och diskussion.....	54
4.3	Behov av ett avancerat reningssteg för mikroföroreningar	58
5.	Möjliga tekniker för avancerad rening	61
5.1	Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör måttlig risk	61
5.2	Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör hög risk	62
5.3	Sammanfattning av tekniker avseende riskämnen och vattenmatris	63
6.	Workshop och multikriterieanalys.....	64
6.1	Bakgrund	64
6.2	Tillvägagångssätt och möjliga reningstekniker	64
6.3	Framtagna kriterier och viktning	65
6.4	Betygssättning och poäng	66
6.5	Slutsatser.....	68
7.	Processutformning och dimensionering	69
7.1	Processmässig placering av kompletterande reningssteg	69
7.2	Antaganden för dimensionering	70
7.2.1	Specifik ozondos	70
7.2.2	Uppehållstid ozonreaktor.....	71
7.2.3	Kontakttid GAK.....	71
7.3	Ozonering	71
7.3.1	Reaktordesign	72
7.3.2	Ozonproduktion	72
7.3.3	Doseringsutrustning	72
7.3.4	Syrgasförsörjning	73
7.3.5	Kylning av ozongenerator.....	73
7.3.6	Styrning och instrument.....	74
7.3.7	Efterbehandling	74
7.3.8	Effektbehov.....	74
7.3.9	Ytbehov	74
7.4	Granulärt aktivt kol.....	75
7.4.1	Filterdesign	75
7.4.2	Backspolning	76
7.4.3	Utbyte av filtermedia.....	77
7.4.4	Styrning och instrument.....	77
7.4.5	Ytbehov	78
8.	Kostnadsbedömning.....	79
8.1	Investeringskostnader	79
8.2	Driftskostnader	80
9.	Livscykelanalys.....	82

9.1	Metod.....	82
9.1.1	Avgränsning.....	82
9.1.2	Antaganden	83
9.1.3	Emissionsfaktorer	83
9.1.4	Proxydata	84
9.2	Inventering.....	84
9.2.1	Markarbete	84
9.2.2	Byggmaterial och maskinutrustning	84
9.2.3	Drift.....	85
9.3	Resultat	85
9.3.1	Jämförelse undersökta alternativ	85
9.3.2	Alternativ ozon + MBBR	86
9.3.3	Alternativ GAK.....	87
9.4	Känslighetsanalys.....	88
9.4.1	Resultat med olika elproduktionsmixer för driften	88
9.4.2	Resultat med användningen av regenererat aktivt kol.....	89
9.4.3	Val av generiska data.....	90
9.5	Diskussion	90
9.6	Slutsatser.....	91
10.	Diskussion och jämförelse av reningsteknikerna aktivt kol och ozon efterföljt av MBBR.....	92
11.	Slutsatser.....	96
11.1	Behov av avancerad rening av mikroföroreningar vid NRG.....	96
11.2	Val av reningsteknik	97
11.3	Förslag på framtida utredningar	98
12.	Litteraturlista.....	100

Appendix

Appendix 1 – Lista över analyserade mikroföroreningar för MoLab

Appendix 2 – Analyslista över mikroföroreningar för Eurofins

Appendix 3 – Analys av mikroföroreningar rapporterade över och under rapporteringsgränsen

Appendix 5 – PEC/PNEC-beräkningar för studerade mikroföroreningar

Appendix 6 – Multikriterieanalys (MKA) för val av avancerad reningsteknik

Appendix 7 – Investeringskostnader

Appendix 8 – Emissionsfaktorer LCA

Appendix 9 – Inventeringsdata LCA

1. Inledning

1.1 Nytt Reningsverk i Gävle

Gästrikvatten AB (GVAB) driftar idag Duvbackens avloppsreningsverk (ARV) som är dimensionerat för ca 120 000 pe och är ett av de större avloppsreningsverken i Gästrikland, vilket gör att en förstudie avseende läkemedelsrening och dess potentiella effekter är av stor betydelse. Gästrikvatten koncernen består av moderbolaget Gästrikvatten AB och dess dotterbolag Gävle Vatten AB, Hofors Vatten AB, Ockelbo Vatten AB, Älvkarleby Vatten AB och Östhammar Vatten AB; ett för varje ägarkommun. Dessa ansvarar för kommunal VA-försörjning och att bidra till en hållbar samhällsutveckling i de fem kommunerna. Det gällande miljötillståndet är tidsbegränsat till 31 dec 2027. Ett helt nytt avloppsreningsverk ska tillståndsprövas och redovisades till Mark- och miljödomstolen i juni 2021. Därefter förväntas ett utlåtande komma till årsskiftet 2022/2023. Den framtida planen är att Duvbackens ARV kommer att ersättas med ett nytt reningsverk benämnt NRG (nytt reningsverk i Gävle) och verksamheten kommer därmed att utökas. Det framtida verket i Gävle planeras att stå klart under 2027 och planeras för en anslutning av upp till 150 000 pe år 2050.

Recipienten (mottagande vatten för avloppsvattnet) för Duvbackens ARV är belägen i Centrala Gävle. Kort sammanfattat är den nuvarande recipienten den Inre Fjärden (Figur 1), där både industrier, Gävle hamn och bostadsområden är belägna. Både Gavleån och Testeboån rinner ut i den Inre Fjärden, och därefter mynnar vattnet ut i den Yttre Fjärden. Det senare är en del av Gävlebukten, Bottenhavet, Östersjön. Samtliga områden är utpekade i Figur 1 nedan.



Figur 1. Karta över nuvarande och framtida recipient med omkringliggande naturområden i Gävle.

1.2 Tidigare utredningar och aktuella tillstånd

Den ekologiska och ytkemiska statusen för den Inre Fjärden är otillfredsställande respektive ej god (VISS) på grund av bly och blyföreningar, dioxiner samt övergödning. Vattenmyndigheten har även gjort en bedömning om att reningsverket har en potentiell påverkan på sänkt status för framförallt PFOS och 17 β -östradiol i den Inre fjärden. För den Yttre fjärden gäller att ekologisk och ytkemisk status är måttlig respektive god. Det är framförallt övergödning och metaller samt dioxiner som är utpekade som problematiska föreningar här.

Mot bakgrund av den potentiella påverkan som reningsverket kan ha på den Inre Fjärden, bedöms förstudien vara av yttersta vikt för GäVAAB. Det är också ett krav från Länsstyrelsen att behovet behöver utredas inför framtiden, vilket sammantaget driver GäVAAB till en ansökan om en förstudie avseende läkemedelsrening.

1.3 Omvärldsbevakning

Rening av mikroföroreningar och användning av avancerad rening är ett område som det pågår mycket arbete kring i stora delar av Europa. Några länder som kan nämnas är Tyskland, Belgien, Holland och Schweiz. Schweiz, som inte ingår i EU, har sedan 2016 valt en egen väg för att hantera mikroföroreningar i avloppsvatten. Detta beslut kom tio år efter att Schweiz initierade ett stort forskningsprojekt Strategy Micropoll, där man undersökte och utvecklade en strategi för att minska mängden mikroföroreningar från urbana vatten till schweiziska sjöar. Resultatet blev bland annat att en viktig plattform utformades: VSA – Plattform process engineering micropollutants (VSA, 2022). På hemsidan kan man läsa om den pågående utvecklingen avseende avancerad rening i landet.

I Schweiz beslutades det snabbt att avancerad rening ska implementeras. Reningsverk med olika storlek uppgraderades av olika skäl; stora verk (>80 000

pe) för att minska den totala belastningen av mikroföroreningar, medelstora verk (>24 000 pe) där utsläpp förekom till sjöar, för att skydda dricksvattenkällor, och mindre reningsverk (>8 000 pe) med låg utspädning uppgraderades för att skydda känsliga recipienter (Cimbritz & Mattsson, 2018; McArdell, 2022). Under 2019 motsvarade uppgraderingen att drygt 130 reningsverk berördes, vilket omfattade närmare 70% av landets befolkning (McArdell, 2022). Målsättningen med satsningen är att uppgraderingen ska vara genomförd inom en 25-årsperiod (Cimbritz & Mattsson, 2018).

I Tyskland har man också kommit långt och flera reningsverk nyttjar även där avancerad rening sedan flera år. Motiven för avancerad rening är framför allt att skydda dricksvattenkällor och känsliga recipienter med låg utspädning. Enligt våra kollegor i Tyskland finns det regionala rekommendationer för avancerad rening som är jämförbart med det som finns i Schweiz. Däremot finns det inget lagstadgat krav, till skillnad från Schweiz där man vill uppnå 80% rening för tolv indikatorsubstanser (McArdell, 2022).

Mål för framtida rening i andra länder är under fortsatt diskussion, att Schweiz har drivit frågan starkt framåt beror nog delvis på att de i egenskap av ett land som inte är medlem i EU kan agera annorlunda. Dricksvattenkällorna domineras dessutom av naturliga källor och ytvattentäkter, vilket gör att Schweiz är särskilt sårbart och man behöver därmed säkra sina vattentillgångar. Schweiz har också väldigt täta samarbeten mellan akademi och VA-bransch och forskningen inom avancerad rening och oxidationsprocesser är långt gången, sett från ett globalt perspektiv, vilket också kan påskynda processen.

1.4 Rening av mikroföroreningar i Sverige

I Sverige diskuteras frågan om mikroföroreningar och avancerad rening aktivt. Det finns också exempel på en rad reningsverk som redan idag har en avancerad rening i fullskala och andra reningsverk som planerar att implementera en.

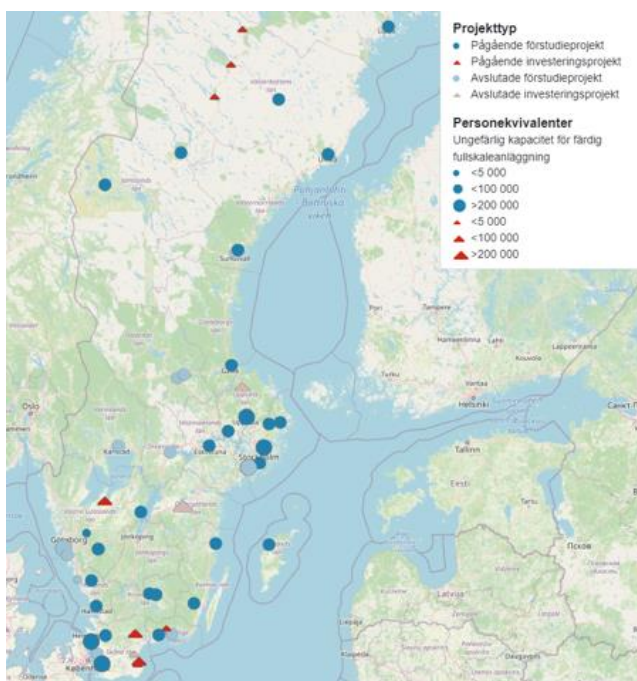
I Degeberga i Skåne finns idag det första fullskaleverket med aktivt kol, inte långt därifrån finns Stengårdens ARV i Kivik och reningsverket i St Olof som också har kompletterats med avancerade reningssteg i form av aktivt kol. Samtliga anläggningar ansluter mindre än 10 000 pe (Vatten, 2022).

Nykvarnsverket i Linköping var det första reningsverket i Sverige som implementerade ett avancerat reningssteg, detta gjordes 2017. Nykvarnsverket byggdes till med ett ozonsteg som följs av en MBBR (Verken, 2022). Även Simrishamn har ozon, följt av sandfilter, och i Bräkne-Hoby finns en anläggning med sandfilter, ozon och efterpolering med GAK. Fler exempel som kan nämnas är reningsverket i Tierp som har avancerad rening med sandfilter, följt av ozon och slutligen GAK (Miljö, 2019).

Provtagning av mikroföroreningar togs på inkommande och utgående vatten, slam samt vatten uppströms och nedströms recipient för 15 reningsverk i Sverige (Golovko, o.a., 2021). Studien undersökte totalt 164 mikroföroreningar inklusive läkemedel, hygienprodukter, industriella kemikalier, PFAS och pesticider. Dessutom utfördes toxicitetstester med zebrafisk (ZFET). Totalt detekterades 119 mikroföroreningar i minst ett prov. Medelkoncentrationen varierade mellan 0,11 ng/l (propylparaben) och 64 000 ng/l (koffein) för avloppsvattensprover och mellan 0,44 ng/l (ciprofloxacin) och 19 000 ng/l

(metformin) i ytvattenprover. Det var stor variation i koncentration av mikroföroreningar mellan olika reningsverk, vilket kan förklaras med att det dels är stor variation på kompositionen av mikroföroreningar på inkommande vatten mellan olika verk, dels på att reningsprocessen skiljer sig åt mellan de olika studerade reningsverken. Totalt minskade koncentrationen av mikroföroreningar med i medel 60% över reningsverket, baserat på en jämförelse med utgående vatten och inkommande vatten till verken. Jämförelsen av recipient uppströms och nedströms reningsverket visade att de höga koncentrationerna av mikroföroreningar i utgående vatten från reningsverken förorsakade, i medel, 50% högre koncentration av mikroföroreningar i recipient nedströms reningsverket. Vissa prover visade på toxicitet i toxicitetstesterna ZFET, men denna toxicitet kunde inte härledas till en specifik mikroförorening.

Utöver några av de nämnda reningsverk som har fullskaleanläggningar på avancerad rening är det också flertalet reningsverk i Sverige som har genomfört (eller genomför) förstudier och pilotstudier för att närma sig frågan ytterligare. Samtliga refererade projekt finansieras av Naturvårdsverket. Enligt hemsidan www.lakemedelsrening.se kan man läsa att det är en rad VA-organisationer som arbetar med investeringsprojekt där val av teknik redan är gjort. Andra genomför pilotstudier eller förstudier med både obestämt och förbestämt teknikval. Figur 2 är tagen från Svenskt Vatten och sammanfattar hur svenska VA-organisationer jobbar med denna fråga. Totalt sett har Naturvårdsverket investerat drygt 500 miljoner kronor efter utdelade medel från utlysningen 2022.



Figur 2. Naturvårdsverksfinansierade projekt avseende "läkemedelsrening" eller organiska mikroföroreningar i Sverige. Både pågående och avslutade projekt visas, likaså huruvida det är projekt av karaktären förstudie eller investeringsprojekt. Även storleken på reningsverken visualiseras från < 5000 till > 200 000 pe Källa: www.lakemedelsrening.se.

1.5 Mål och syfte med utredningen

Syftet med förstudien är att undersöka och klargöra vilka behov som finns för GäVAAB med utgångspunkt i en utredning av föroreningsituationen i avloppsvattnet och i recipienten avseende läkemedelsrester. Målet med studien är att utreda om GäVAAB uppfyller lagkravet om att det inte är tillåtet att försämra en recipients status. Studien ska också avgöra vilka behov och möjligheter GäVAAB har avseende läkemedelsrening. Studien ska kunna peka på de reningstekniker som är möjliga utifrån platsspecifika egenskaper för vattnet, ta fram en kalkyl för vilken investering det innebär samt uppskatta kostnaden för driften och det ytbehov som föreligger.

Idag finns miljö kvalitetsnormer för några mikroföroreningar, diklofenak, 17 α -etinylostradiol (EE2), 17 β -östradiol (E2), PFOS, bisfenol A och ciprofloxacin. Studien ska också avgöra vilka behov och möjligheter GäVAAB har avseende rening av mikroföroreningar. Genom att utreda föroreningsituationen i avloppsvattnet och i recipienten, ska förstudien kunna peka på de reningstekniker som är möjliga utifrån platsspecifika egenskaper för vattnet, ta fram en kalkyl för vilken investering det innebär samt uppskatta kostnaden för driften och det ytbehov som föreligger. En bedömning av de miljömässiga effekterna kommer även att ingå.

Den kunskap som genereras inom projektet kommer att vara grunden för fortsatt arbete med att utifrån behovet införa rening av Gävles avloppsvatten från läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar.

Ett annat mål som finns är att det underlag och den kunskap som arbetas fram i detta projekt når GäVAAB:s abonnenter, medarbetare och VA-branschen i stort genom de kommunikationsaktiviteter som planeras inom ramen för detta projekt.

1.6 Rapportinnehåll och begränsningar

Rapporten kommer att belysa samtliga arbetsblock som har berörts under förstudien. Inledningsvis belyses bakgrunden till varför studien genomförs och de specifika förutsättningarna för reningsverket presenteras jämte resultat för den karaktärisering av vattnet som genomförts. Läsaren introduceras också till ämnet mikroföroreningar och hur situationen kring avancerad rening ser ut i Sverige och i Europa i stort. Varje kapitel som följer berör sedan ett specifikt avsnitt. Först finns ett avsnitt kring miljöriskbedömning, följt av ett teoretiskt avsnitt avseende reningstekniker och hur de fungerar, begränsas och tillämpas. Därefter utreds vilka tekniker som är lämpliga avseende den framtagna riskbedömningen. Utöver risker, har NRG genomfört en workshop för att bedöma vilka två alternativ för avancerad rening som kan vara lämpliga reningstekniker att utreda närmare avseende dimensionering, kostnadsbedömning och även klimatpåverkan utifrån en livscykelanalys (LCA).

Denna rapport ska ses som en förstudie och de rekommendationer som ingår avser den underlagsdata och de förutsättningar som presenteras här. Vid en eventuell implementering av ett avancerat reningssteg behöver en mer djupgående utredning genomföras.

1.7 Projektorganisation

Denna förstudie är ett resultat av samlade krafter från flera Sweco-kontor runt om i Sverige. Uppdragsledare och handläggare för reningstekniker och vattenmatris har varit Linda Önnby från Sweco/Malmö, hon har huvudsakligen skrivit sammanfattning och avsnitt 1, 2, 3, 5, 6, 10 och 11. För arbetet med analys-sammanställning och bedömning av vattenmatris i avsnitt 3, har även Elin Salmonsson från Sweco/Stockholm bidragit. Gisela Holm från Sweco/Stockholm har genomfört miljöriskbedömningen och skrivit avsnitt 4. Dimensioneringen av processtegen och beräkningen av dessa i avsnitt 7 är genomförda av Matilde Kamp och Maria Taoussi från Sweco/Jönköping. Kostnadsbedömningen i avsnitt 8 är genomförd av Yingdi Chen från Sweco/Malmö medan Martyna Mikusinska från Sweco/Örebro har gjort LCA-bedömningen i avsnitt 9. Granskningen från Sweco har gjorts av olika handläggare: Erland Björklund från Sweco/Malmö, Carina Björklund från Sweco/Umeå, Carl Dahlberg från Sweco/Jönköping.

Projektorganisationen från GäVAAB har varit enligt följande: Elisabet Aulenius, projektledare; Wen Zhang och Charlotta Holmberg, handläggare; Adam Limer, granskare av rapport, och Emelia Lövgren, ansvarig kommunikatör. Slutligen har Lutz Ahrens från SLU bidragit som extern granskare och second opinion.

2. Tillgängliga tekniker för avancerad rening – ett teoriavsnitt

För de NVV-finansierade projekt som Sweco driver avseende mikroföroreningar och avancerad rening har en faktabaserad text tagits fram för tillgängliga tekniker. Denna text återfinns i sin helhet i samtliga NVV-projekt som Sweco driver och presenteras i detta avsnitt. Fokus för de tekniker som sammanfattats är tillägnad de tekniker som idag återfinns i fullskala. Både erfarenheter från svenska verksamheter och vetenskaplig litteratur är sammanfattad.

För att bryta ned eller reducera mikroföroreningar krävs en separationsprocess eller en oxidationsprocess. Aktivt kol är ett exempel på en separationsprocess som genom adsorption kan avlägsna mikroföroreningar i avloppsvatten, medan ozon är ett exempel på en oxidationsprocess som bryter ned mikroföroreningar till mindre enheter/molekyler.

2.1 Adsorption av mikroföroreningar med aktivt kol

Det finns idag två huvudsakliga reningstekniker som är beprövade i fullskala och som är verksamma för att reducera mängden mikroföroreningar i avloppsvatten. Dels kan mikroföroreningarna avlägsnas genom adsorption till aktivt kol, dels kan de brytas ned genom oxidation av ozon.

2.1.1 Vad är adsorption?

Adsorption som fenomen kan bäst beskrivas som en ytmekanism där kemiska ämnen (molekyler, mikroföroreningar) fastnar på en yta. Materialet som adsorberar kallas för adsorbent och det ämne som adsorberas benämns adsorbat.

Det finns generellt två typer av adsorption: fysiosorption och kemisorption. Fysiosorption innebär att de ämnen som binds till ytan inte förändras utan fortfarande är samma molekyl efter inbindningen. Vidare är adsorptionsprocessen vid fysiosorption en reversibel process. Den främsta kraften bakom fysiosorption är van der Waals-krafter som innebär att motsatta temporära laddningar mellan adsorbaten (målmolekylerna) och adsorbenten (t.ex. aktivt kol) leder till adsorption på ytan. Hydrofob interaktion mellan aktivt kol och målmolekylerna är också ett exempel på adsorption som sker genom

fysiosorption. Den andra typen av adsorption är kemisorption, vilket innebär att det bildas en kemisk bindning mellan mål molekyl och aktivt kol som kallas kovalent bindning. I denna typ av bindning delas ett eller flera elektronpar mellan adsorbenten och adsorbatet och adsorptionen är i detta fall irreversibel till skillnad från vid fysiosorption ovan.

I fallet med aktivt kol sker både fysiosorption och kemisorption även om fysiosorption dominerar. Ytan på aktivt kol är hydrofob och detta gynnar upptaget av hydrofoba ämnen från vattenmiljön. Ytan på aktivt kol kan också ha olika funktionella grupper som var och en kan bidra med en specifik laddning eller en specifik kemisk struktur som påverkar inbindningen. Dessa funktionella grupper formas vid produktionen av aktivt kol och resulterar oftast i att kolets yta blir negativt laddat eftersom många funktionella grupper är syrerika. Som en konsekvens av att ytan är negativt laddad kommer positivt laddade mikroföroreningar att binda starkt till kolets yta. Däremot kommer små och negativt laddade molekyler att repelleras och därmed binda in sämre.

Avslutningsvis kan nämnas att även kemisorption kan förekomma när det skapas en kovalent bindning mellan mål molekyl och det aktiva kolet, exempelvis genom att en kol-syre-bindning uppstår mellan adsorbatet och adsorbenten.

2.1.2 Olika typer av aktivt kol

Aktivt kol är ett adsorbent-material som har utnyttjats under lång tid inom vattenbranschen och där den största erfarenheten finns på vattenverk vid produktion av dricksvatten. Aktivt kol kan introduceras i vattenreningsprocesser i form av granuler (s.k. granulerat aktivt kol GAK), eller som pulver (s.k. pulveriserat aktivt kol, PAK).

2.1.3 Processlösning med GAK

GAK-filter kan utformas både som öppna och trycksatta filter där vattnet kan flöda antingen med eller mot gravitationen. Ett GAK-filter kan drivas med ett intermittert eller ett kontinuerligt flöde. Öppna system med GAK-filter är vanligare än slutna och utöver en filterbädd behövs utrustning för backspolning i form av pumpar och en uppsamlingsstank (Cimbritz, o.a., 2016).

Över tid skapas en biofilm på GAK-filter som bidrar till viss biologisk nedbrytning av en del mikroföroreningar beroende på den kemiska strukturen hos den specifika mikroföroreningen. I en nyligen publicerad studie, visades att den högre observerade reduktionen i ett GAK-filter med uppbyggd biofilm, kunde förklaras med biologisk nedbrytning (Betsholtz, o.a., 2021). Omfattningen av denna biologiska nedbrytning samt hur den fungerar på ett mer mekanistiskt plan är dock fortfarande relativt okänd. Det bör dock understrykas att rena adsorptionsfilter utan biofilm inte existerar eftersom alla filter efter en tid får en biofilm på ytan.

2.1.4 Processlösning med PAK

PAK doseras ner i en vattenström och tillåts reagera med vattnet i en suspension. Sett utifrån ett adsorptionsperspektiv innebär det att en hög specifik yta är tillgänglig för mikroföroreningar som direkt efter adsorptionen ska avskiljas från lösningen. PAK-processer är därmed ingen filterprocess och löper därför inte någon risk att sätta igen, till skillnad från ett GAK-filter, som är beroende av att vatten ska flöda genom ett filter under en längre tid. Var PAK

doseras i processen varierar, och kan ske både i huvudprocessen, före slutfiltrering eller som ett kompletterande reningssteg (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017). Halten av DOC är direkt styrande för hur mycket PAK som ska doseras och därför kan också PAK-dosen variera beroende på var i reningsprocessen PAK tillsätts. Till skillnad från GAK, kan PAK inte regenereras. PAK kan dock återcirkuleras till processen, vilket har visat sig förbättra och förlänga kolets adsorptionscykel, särskilt vid lägre PAK-doser (Meinel, Zietzschmann, Ruhl, Sperlich, & Jekel, 2016). När adsorptionen avtar lämnar förbrukat PAK processen tillsammans med slammet. PAK-slam avskiljs oftast med fällning, flockning och sedimentering som följs av filtrering genom ett sandfilter (Cimbritz & Mattsson, 2018).

Vid val av PAK-process måste man ta hänsyn till materialet i utrustningen, eftersom PAK ger en korrosiv och abrasiv miljö (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017). Att implementera en PAK-process på ett ARV innebär också att slamhanteringen påverkas. Spridning av PAK-slam på åkermark är t.ex. inte att rekommendera eftersom PAK-slammet innehåller högre halter av mikroföroreningar än ett vanligt slam. Spridning av PAK-slam förekommer heller inte i Sverige eftersom PAK-processen inte utnyttjas i fullskala på svenska reningsverk. I Tyskland, där den gängse slamhanteringen är förbränning, är PAK-processen däremot långt mer utbredd. I Sverige är GAK-filter det primära valet när det gäller processer med aktivt kol. PAK-processen kommer av denna anledning inte att behandlas vidare i detta teoriavsnitt.

2.1.5 Tillverkning och regenerering av aktivt kol

Huvudbeståndsdelen i aktivt kol är kol (85-90%), kombinerat med ett antal andra ämnen som är kopplade till ursprungsmaterialet såsom syre, väte och svavel (Bansal & Goyal, 2015). Aktivt kol tillverkas från kokosnötskal, torv, sten- eller träkol. Tillverkningen sker med en pyrolytisk process där materialet förkolas under kontrollerade former vid höga temperaturer i en syrefri miljö (Green & Perry, 2008). Tillverkningen sker i en fyr-stegsprocess som innebär att kolet torkas, desorberas, pyrolyseras och karboniseras. De fyra stegen utförs genom en stegvis ökning av temperaturen, från 100°C till 950°C. Efter processen är det aktiva kolet aktivt och har därmed fått en porös och aktiv yta, vilken i slutändan skapar ett aktivt kol som är poröst med porer av varierande storlek. I aktivt kol talar man i huvudsak om tre olika storleksintervall: mikroporer (<2 nm), mesoporer (2-50 nm) och makroporer (>50 nm). Utav dessa är det mikroporererna som utgör den största andelen av ytan (Bansal & Goyal, 2015).

Merparten av det material som aktivt kol tillverkas av kommer från icke-förnyelsebara resurser, vilket påverkar miljön negativt. För att minska denna påverkan kan dock aktivt kol regenereras. Processen att tillverka och regenerera aktivt kol är densamma (Green & Perry, 2008). Vid de höga temperaturer som används för att regenerera det aktiva kolet förbränns (destrueras) också mikroföroreningarna. Vid en reaktiveringsprocess uppskattas att ca 5-10% av mängden GAK förloras och måste ersättas med jungfruligt kol (Sweco, 2017).

Reaktiveringsugnar som kan regenererar GAK finns på vissa vattenverk, där Göteborgs dricksvattenverk utgör ett exempel. Dock saknas det ugnar för regenerering av GAK som använts för att rena avloppsvatten. Mättat GAK behöver därför transporteras till andra platser i Europa för regenerering (Sweco, 2020). Idag kan olika typer av aktivt kol inhandlas från svenska leverantörer. Enligt uppgifter från leverantörer så finns det t.ex. redan idag regenererat aktivt

kol att köpa till ett pris motsvarande 22 kr/kg, vilket kan jämföras med ett prisintervall för jungfruligt kol som kan variera från 24 till 45 kr/kg. Om aktivt kol transporteras till södra Europa för regenerering, har det visat att kostnaden för transport och regenerering överstiger priset för att köpa in nytt GAK (Sweco, 2017).

2.1.6 Kapacitet och styrande faktorer för GAK-filtrering

Kapaciteten för reduktion av mikroföroreningar med GAK har i studier visat sig vara hög (> 90%) (Kårelid, Larsson, & Björleinius, 2017). Det ska dock understrykas att adsorptionskapaciteten över tid är beroende av kolets mätnadsgrad. Mätnadsgraden beror på den belastning som råder över filtret avseende både mikroföroreningar, och andra konkurrerande organiska föreningar som återfinns i vattnets lösta organiska kol – ofta benämnt DOM (dissolved organic matter). Analysparametern DOC (dissolved organic carbon) är ett samlingsmått som kvantifierar allt löst organiskt kol i vattnet, där både organiska mikroföroreningar av antropogent ursprung och DOM återfinns. DOC kvantifieras som mg C/l. Tillsammans upptar dessa typer av kol (naturliga och antropogena) adsorptionsytorna på GAK-filtrets yta. Utöver DOM kan också suspenderade ämnen (SS, mg/l) påverka GAK-filtrets reduktionsförmåga eftersom SS kan sätta igen porer i GAK-filtret.

Att aktivt kol kan nå höga adsorptionskapaciteter beror bland annat på att aktivt kol som adsorbent har en stor tillgänglig adsorptionsyta per massenhet. Den så kallade specifika ytan ligger ofta i intervallet 500–1500 m²/g kol enligt uppgift från svenska leverantörer. Även kontakttiden påverkar adsorptionen – det vill säga den tid det tar för vattnet att passera filtret. Det är under denna tid som mål-molekylerna har möjlighet att komma i kontakt med adsorptionsytan på det aktiva kolet och interagera med densamma. Kontakttiden benämns EBCT (empty bed contact time).

Det som framförallt är kostnadsdrivande när man använder GAK-filter är hur snabbt kolet mätts. Detta brukar anges som det antal bäddvolymeter vatten som kan behandlas innan adsorptionen minskar. Antalet bäddvolymeter och adsorptionskapaciteten beror på koncentrationen mikroföroreningar (halter och typer), TOC, DOC och andra organiska och suspenderade ämnen i vattnet. Andra störande ämnen för filtermaterialet är järn och mangan eftersom de kan fälla ut som oxider på filterytan.

Aktivt kol är mindre effektivt mot kemiska föreningar som är hydrofila, framförallt molekyler som är små och har en laddning. Molekyler som har aromatiska strukturer och som saknar syre adsorberas väl, medan strukturer som är grenade och syrerika adsorberas sämre av aktivt kol. Som tidigare nämnts är kolets yta företrädesvis negativt laddad, vilket innebär att de mikroföroreningar som är negativt laddade kan förväntas repelleras och därmed adsorbera något sämre, jämfört med de som är positivt laddade. Utöver negativt och positivt laddade mikroföroreningar, finns det även de som är neutrala vid det pH som avloppsvattnet har. Neutrala mikroföroreningar adsorberas eventuellt något svagare jämfört med de mikroföroreningar som adsorberas med hjälp av jonbindningar, som i exemplet ovan med en positivt laddad mikroförorening som dras till kolets negativa yta.

Sammanfattningsvis är egenskaperna hos det aktiva kolet beroende av hur kolet produceras. Produktionen styr dels kolets porositet, dels vilka funktionella grupper som inlagras i materialet och på kolets yta. Sammantaget är det detta som avgör adsorptionsförmågan hos kolet

2.1.7 Prediktera kapacitet av ett GAK-filter

Sannolikheten att en enskild kemisk förening adsorberas till aktivt kol kan i någon mån uppskattas på teoretisk väg med hjälp av kemisk information om ämnet i fråga. En teoretisk uppskattning kan vara till hjälp för att exempelvis förstå vilka ämnen som är viktiga att studera eller observera för den enskilda GAK-filteranläggningen. Det kan också vara viktigt i samband med en installation av en anläggning som syftar till att åtgärda en specifik grupp av ämnen, eftersom GAK-filter i en del fall inte är särskilt effektivt. Det är dock viktigt att påpeka att det är många andra parametrar i avloppsvattnet som också påverkar den slutliga adsorptionen av den enskilda kemiska föreningen.

En grov fingervisning om vilka ämnen som föredrar hydrofoba ytor kan vara att jämföra fördelningskoefficienten $\log K_{ow}$ för olika ämnen. $\log K_{ow}$ indikerar hur ett ämne fördelas mellan oktanol och vatten (dvs. hydrofoba respektive hydrofila miljöer). $\log K_{ow}$ används flitigt för att förutsäga ett ämnes sannolikhet att ackumuleras i biota, sediment eller i jord, där en hög siffra ($> 4,5$) representerar ämnen som har större tendens att ackumuleras. Att använda samma metod för hur mikroföroreningar adsorberas till aktivt kol ska dock göras med viss försiktighet. Få studier har på ett övertygande sätt visat att $\log K_{ow}$ ensamt kan prediktera hur väl mikroföroreningar adsorberas till aktivt kol. Inte minst laddningen (se ovan) på mikroföroreningen vid avloppsvattnets pH kommer att vara av stor vikt för att prediktera hur väl ämnet adsorberas till det aktiva kolet.

Om vi förutsätter att det aktiva kolet har många elektronrika eller negativt laddade funktionella grupper kan vi konstatera att ämnen som är positivt laddade eller neutrala, har en högre sannolikhet att adsorberas till aktivt kol jämfört med de ämnen som är negativt laddade i det vatten som ska behandlas. Merparten av de mikroföroreningar vi har tittat på inom ramen för denna förstudie är syror (negativt laddade vid pH 7) medan andra är baser (positivt laddade vid pH 7) och är olika laddade i det vatten som ska behandlas.

Laddningen på mikroföroreningen bestäms utifrån dess syrakonstant (pK_a -värde) eller baskonstant (pK_b -värde) samt pH-värdet hos vattnet som ska behandlas. Dessa parametrar lämnas dock utan fortsatt beskrivning här, men den intresserade läsaren kan på egen hand själv enkelt fördjupa sig i ämnet i den uppsjö av kemisk litteratur som finns att tillgå.

Tabell 1 sammanställer översiktligt några vanligt förekommande mikroföroreningar i svenska reningsverk tillsammans med respektive ämnes fördelningskoefficient $\log K_{ow}$ och laddning vid pH 7, samt en gradering av hur väl ämnena förväntas adsorbera till ett GAK-filter, utifrån en 4-gradig skala.

Tabell 1. Sammanställning av vanligt förekommande mikroföroreningar på svenska reningsverk, deras laddning (positiv (+), negativ (-) eller neutral (n)) vid pH 7 samt hur väl de förväntas adsorbera till ett GAK-filter, utifrån en 4-gradig skala där 1 anses vara mycket bra och 4 mycket dåligt.

Förväntad adsorption	Ämne	Log K_{ow}^a	Laddning vid pH 7
1	Citalopram	3,74	+
	Tramadol	3,01	+
	Metoprolol	1,88	+
2	Venlafaxin	3,20	+
	Atenolol	0,16	+
3	PFOS	- 1,08	-
	Naproxen	3,18	-
	Diklofenak	4,51	-
4	Sulfametoxazol	0,89	-
	Flukonazol	0,25	n
	Irbesartan	5,31	n

^a Samtliga kemiska parametrar är hämtade från Pubchem, en internationell kemisk databas, <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/#query>, besökt den 21 januari 2022

Sammanfattningsvis kan vi konstatera att den kemiska informationen om de olika ämnena i Tabell 1 i någon mån kan vägleda och förklara hur effektiv GAK-filtrering är för olika typer av mikroföroreningar enligt diskussionen ovan. I slutändan är det dock ett samspel mellan mikroföroreningarna, det aktiva kolet och det specifika vattnet som ska filtreras som avgör hur väl GAK-filtret kommer att fungera.

2.1.8 Åtgärder till förbättrad adsorption

Med tanke på att aktivt kol adsorberar icke-selektivt och därmed lätt mätas av andra ämnen i vattnet än just mål molekylerna är DOC-parametern en faktor som direkt påverkar hur ofta det aktiva kolet måste bytas ut eller regenereras. Det har visat sig att höga halter av DOC leder till tidigare genombrott av mikroföroreningarna i jämförelse med vatten där DOC-halten är lägre (Kennedy, Reinert, Knappe, Ferrer, & Summers, 2015). GAK-filtrering påverkas också av egenskaperna hos DOC i vattnet där det lösta organiska kolet kan täppa till mikroporerna i GAK-filtret, vilket är samma platser som mikroföroreningarna adsorberar till. Sammantaget är det svårt att säga när GAK-filtret ska bytas ut - det är ofta en balans mellan (i) grad av förbehandling av vattnet innan filtrering och/eller (ii) täta byten av filtermaterial i kolfilteranläggningen.

2.2 Oxidation av mikroföroreningar med ozon följt av efterbehandling

Ozon är en oxidant som används för att desinficera, oxidera och avlägsna lukt och smak i vatten (von Sonntag & von Gunten, 2012). Användningen av ozon inom dricksvattenrening är en sedan länge etablerad reningsteknik. Idag är ozon följt av efterbehandling/ett poleringssteg ett av huvudalternativen till att införas som ett avancerat reningssteg på svenska och europeiska reningsverk (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017; Cimbritz & Mattsson, 2018; von Sonntag & von Gunten, 2012). Oftast installeras ozoneringssteget som ett slutsteg på reningsverket och följs då alltid av ett efterbehandlingssteg (poleringssteg) för att avlägsna framförallt biologiskt tillgängligt material från ozoneringen. I några få fall installeras ozoneringssteget inne i reningsverkets befintliga processer, men detta bör noggrant övervägas eftersom optimal effekt från ozonering är starkt beroende av vattnets kemi såsom DOC och nitrit, vilket beskrivs mer ingående i det här kapitlet.

2.2.1 Hur fungerar ozon?

Ozon är en gas som består av tre syreatomer per molekyl (O_3). Ozon genereras från syre med hjälp av en ozongenerator. Ozon är en mycket aggressiv gas, vilket delvis förklarar dess mångsidiga användningsområden. Vid en ozonbehandling reagerar ozon med mikroföroreningen genom att attackera dess molekylstruktur där elektrontätheten/reaktiviteten är som högst; exempel är aktiverade aromater, dubbelbindningar, neutrala aminer och sulfider. Vid en attack bryts mikroföroreningen ner till mindre enheter när modermolekylen oxideras av ozon, varvid vi observerar en reduktion av mikroföroreningen i vattnet.

2.2.2 Tillverkning och generering av ozon

Ozon genereras enkelt på plats i en ozongenerator som matas med syrgas, vilken kan köpas in i flytande form eller skapas från luft med hjälp av en syrgasgenerator direkt på reningsverket.

2.2.3 Processlösning med ozon

Ozonbehandling beskrivs mer ingående under avsnitt 7. I korthet innebär ozonbehandling emellertid att vattnet leds in i en kontakttank till vilken ozongas bubblas ner. Det är viktigt att ozonet får en god inblandning i den kontakttank där det är tänkt att reagera. Inblandningen av ozon kan till exempel göras med statisk mixer, injektorer eller keramiska dysor som placeras på botten av kontakttanken (Kamp, Dahlberg, & Barkman, 2020). Vattnet blir då ozonrikt och mikroföroreningarna tillåts nu reagera med ozon i denna tank under en viss tid. Denna tid benämns ofta kontakttid och har vanligen en längd mellan 10-25 min. Vid utformningen av kontakttanken och doseringen är det viktigt att tänka på att allt ozon skall reagera innan vattnet når utloppet och lämnar ozonsteget. Efter att ozon har reagerat leds vattnet vidare till en efterbehandling som sker antingen genom ett granulerat aktivt kol, ett sandfilter eller genom en MBBR, vilka beskrivs separat i ett stycke längre ned.

2.2.4 Det är både ozon och hydroxylradikaler i vattnet

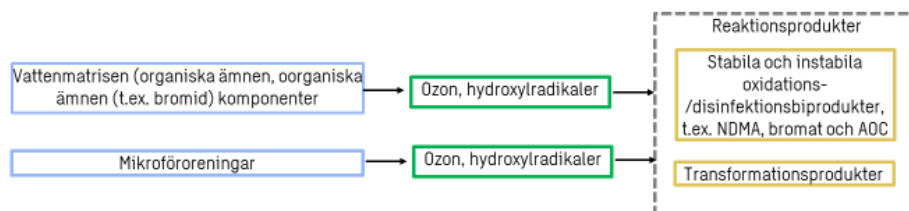
Ozon är ett starkt oxidationsmedel och reagerar i vatten dels som ozon (O_3), dels som hydroxylradikaler (OH^\bullet). Dessa hydroxylradikaler bildas i vatten som innehåller ozon. När ozon bubblas ner i vatten sker en rad reaktioner, vilka är komplexa och involverar en uppsjö av sidoreaktioner. Utan att gå in på alltför komplexa detaljer kan det dock vara av värde att nämna att medan ozon är en selektiv oxidant, som endast reagerar med vissa delar i en molekyl, är hydroxylradikalen en icke-selektiv oxidant som reagerar med allt i vattnet (Lee & von Gunten, 2010). Eftersom hydroxylradikalen är starkt benägen till att reagera, resulterar det i att den blir kortlivad i vattenmiljön.

För ozonbehandling är det viktigt att vattnet erbjuder en miljö som gynnar livslängden och stabiliteten av ozon. Här spelar både temperatur och pH in. I jämförelse med syre, har ozon en tio gånger högre löslighet i vatten. Lösligheten ökar också med minskad temperatur. Ett vatten som ska behandlas vid 10 grader kan innehålla 1,3 gånger mer ozon jämfört med ett vatten vid 20 grader (von Sonntag & von Gunten, 2012). Denna aspekt har stor betydelse för reaktionstidens längd i ozoneringssteget.

Även pH spelar stor roll. Ju högre pH, desto fler hydroxylradikaler bildas. Därmed förtärs ozon snabbt av såväl de bildade hydroxylradikalerna som av den stora koncentrationen av hydroxidjoner i vattnet. Kvar finns hydroxylradikalerna som också de försvinner snabbt. Om en ozonprocess genomförs vid ett högt pH kan detta leda till att väldigt mycket av den ozon som genererats i ozongeneratoren och bubblas ner i vattnet inte reagerar med de avsedda mikroföroreningarna. Reningseffekten av ozoneringssteget blir därför kraftigt reducerad om inte ozondosen höjs. Detta leder dock till ökade kostnader pga. ökad energiåtgång vid produktion av större mängder ozon.

2.2.5 Bildande av biprodukter och transformationsprodukter

Som tidigare nämnts innefattar ozonbehandling en uppsjö av reaktioner i vattnet. Någon fullständig nedbrytning av de organiska molekylerna sker inte. Förenklat kan man säga att det i huvudsak är fyra typer av reaktioner som sker. Figur 3 illustrerar de fyra reaktionstyperna; reaktionen mellan (i) ozon och (ii) hydroxylradikaler med olika oorganiska och organiska ämnen i vattenmatrisen, och reaktionen mellan (iii) ozon och (iv) hydroxylradikaler med mål-molekylerna/mikroföroreningarna. Reaktionerna (i) och (ii) genererar oxidations-/desinfektionsbiprodukter (ofta benämnda DBPs i litteraturen eller kort och gott biprodukter). Reaktionerna (iii) och (iv) genererar transformationsprodukter (TPs).



Figur 3. Beskrivning av hur ozon och hydroxylradikaler reagerar med dels vattenmatrisens innehåll av organiska och oorganiska ämnen, dels mikroföroreningar, samt hur detta genererar oxidations-/desinfektionsbiprodukter (DBPs, biprodukter) respektive transformationsprodukter (TPs). Bilden är inspirerad av (Lee & von Gunten, 2010).

Biprodukter

I huvudsak är det biprodukterna man behöver fokusera på innan ett ozoneringssteg installeras eftersom flera av biprodukterna är toxiska och därmed oönskade. En av de viktigaste biprodukterna är bromat, som bildas genom att bromid oxideras till bromat, ett ämne som är cancerogent. Bromatbildningen styrs dels av bromidhalten, dels av ozondosen. Det finns tre nivåer av bromidhalter som ligger till grund för riskbedömning och som kräver olika typer av åtgärder. De aktuella nivåerna är fastlagda av kompetenscentret för mikroföroreningar i Nordrhein-Westfalen och i Schweiz (Miehe, Stapf, & Schuman, 2017; Wunderlin & Grelot, 2021):

- 1) Bromidkoncentration < 100 µg/l: ingen begränsning vid ozondoser < 0,7 mg O₃/mg DOC.
- 2) Bromidkoncentration 100 - 150 µg/l: ingen begränsning vid ozondoser < 0,5 mg O₃/mg DOC. Vid högre dosering bör bromatbildningen utvärderas för den aktuella vattenmatrisen.
- 3) Bromidkoncentration > 150 µg/l: en bedömning behöver göras för bromatbildningen i den aktuella vattenmatrisen.
- 4) Bromidkoncentration > 400 µg/l: märkbar bromatbildning, åtgärder uppströms bör undersökas och åtgärdas. Om bromidkoncentrationen inte kan åtgärdas (minskas till under 400 µg/l), bör ozon inte utnyttjas enligt schweiziska rekommendationer (Wunderlin & Grelot, 2021).

Ett annat exempel på en oönskad biprodukt är NDMA (nitrosdimetylamen), som bl.a. bildas vid reaktion mellan dimetylamen och ozon när dimetylamen förekommer vid höga koncentrationer (Padhye, o.a., 2011). Det finns också studier som pekar på att en delvis nedbruten fungicid, dimetylsulfamid medverkar till bildning av NDMA när bromid är närvarande (Lee & von Gunten, 2016). Eftersom NDMA är både cancerframkallande och skadligt för levern, behöver bildandet av NDMA i relation till ozon studeras mer likt det är gjort på europeiska reningsverk vid ozoneringsförsök, något som inte genomförts i stor utsträckning på svenska reningsverk. Utöver bromat och NDMA utgör även trihalometaner, t.ex. kloroform, kända biprodukter som bör undvikas, men dess bildande är mer förekommande vid klorering jämfört med ozonering. De mer harmlösa biprodukterna kan kvantifieras genom parametern AOC, som är ett mått på lättillgängligt kol som skapas när organiskt löst kol ozoneras. AOC kan ge upphov till mikrobiologisk tillväxt vilket inte är önskvärt för dricksvattenproduktion och/eller för en dricksvattenrecipient.

Transformationsprodukter

Transformationsprodukter (TPs) har studerats i mer än ett decennium och kunskapen kring hur ozon (och hydroxylradikaler) reagerar med olika ämnen och vilka TPs som genereras har ökat med tiden. Vidare har kemisk modellering utvecklats efterhand, men fortfarande kvarstår en del frågetecken kring TPs (Lee & von Gunten, 2010). Det är viktigt att poängtera att de bildade TPs (från de nedbrutna enskilda mikroföroreningen) kan förväntas vara kortlivade i vattenmiljön. Detta beror på att de pga. sin instabilitet tenderar att reagera vidare till nya ännu mindre molekyler (von Sonntag & von Gunten, 2012). I slutändan är det reduktionen av oönskade effekter av det ozonerade avloppsvattnet som är centralt innan man släpper det behandlade avloppsvattnet vidare till recipienten. Målsättningen är dels att avlägsna de biologiskt aktiva och skadliga mikroföroreningarna, dels vill vi förstå om de

genererade TPs kan brytas ned i en biologiskt efterbehandling (poleringssteget). Alternativt är det viktigt att undersöka att de bildade TPs inte är mer skadliga för miljön än de mikroföroreningar som brutits ner i ozoneringssteget. Totalt sett ska den biologiska aktiviteten helt enkelt ha minskat. Detta område är i stor utsträckning okänt och behöver studeras vidare.

Relativt nyligen har forskningsrön kommit gällande bildning av kväveoxider (genom att ozon reagerar med tertiära aminer), som kan vara problematiska med avseende på toxicitet vid ozonbehandling (Krasner, o.a., 2018). Tramadol, citalopram och venlafaxin är exempel på läkemedel som kan bilda N-oxider vid ozonering (Gulde, o.a., 2021). N-oxider bryts heller inte ner i ett biologiskt efterbehandlingssteg.

På sikt måste de bildade biprodukterna och transformationsprodukterna förstås och kontrolleras med metoder som kan prediktera hur väl ozoneringsprocessen fungerar med avseende på att förbättra kvalitén på det behandlade avloppsvattnet, och då framförallt att det blivit mindre skadligt för de organismer som lever i recipienten nedströms reningsverket (von Gunten, 2018). Till vår hjälp behöver vi nya testmetoder som komplement till de klassiska kemiska analyserna av enskilda målsubstanser och TPs. Sedan några år tillämpar Schweiz kända toxicitetstester för bedömning av ozons lämplighet för ett specifikt vatten (exempelvis Ames test, YES-test, algtest, test på fiskägg och daphniatester) (Schindler Wildhaber, o.a., 2015), men över tid kommer sannolikt flera olika tester att inkluderas i form av "effect-directed analysis" som ständigt utvecklas.

2.2.6 Efterbehandling till ozonsteget: sandfilter, aktivt kol eller MBBR

Ozon är en teknik som på grund av att biprodukter bildas (se ovan) bör efterföljas av ett biosteg (poleringssteg). Både sandfilter och aktivt kol finns beskrivet som lämpliga steg för efterpolering (von Sonntag & von Gunten, 2012) och i Sverige finns det också exempel på efterbehandling med MBBR (Edefell, o.a., 2021). Det senare är dock inte lika välstuderat i litteraturen och bättre underlag skulle behövas för en bättre bedömning avseende vilka biprodukter och effekter som kan erhållas vid användande av detta poleringssteg.

Den dominerande reaktionen i efterpoleringen är den mellan det naturligt lösta kolet (även förkortat DOM, dissolved organic matter) och ozon. Eftersom DOM förekommer i betydligt högre koncentrationer än målmolekylerna (mikroföroreningarna konsumerar DOM merparten av det ozon som doseras ner i vattnet. Reaktionerna som sker mellan ozon och DOM-ger upphov till organiska biprodukter som är syrerika och (oftast) biologiskt nedbrytbara: t.ex. bildas ketoner, aldehyder och karboxylsyror. Koncentrationerna av dessa organiska biprodukter är oftast över fyra gånger högre än koncentrationen av de TPs som bildas från reaktionen mellan ozon och mikroföroreningarna. Därmed är det sannolikt de bildade biprodukterna som bidrar mest till toxiciteten efter ett ozoneringssteg jämfört med de bildade TPs (von Gunten, 2018). Dock, avtar toxiciteten av avloppsvattnet efter den biologiska efterbehandlingen (efterpoleringen). I en nyligen publicerad studie demonstrerades denna effekt med hjälp av ett efterföljande sandfilter. (Bourgin, o.a., 2018).

Gällande erhållna effekter i efterbehandlingen mellan sandfilter, MBBR och GAK bör det nämnas att sandfilter och MBBR avskiljer ämnen genom biologisk nedbrytning, medan GAK avlägsnar ämnen genom en kombination av adsorption och biologisk nedbrytning. Sandfiltrering är den efterbehandling som

bäst reducerar DOC, AOC och SS relativt de andra poleringsstegen (Bourgin, o.a., 2018). Aktivt kol, däremot, bidrar till ytterligare reducering av mikroföroreningar på grund av adsorption. En stabil reduktion från 20 till 89% har rapporterats för 12 indikatorsubstanser (som fastlagts i Schweiz) efter 27 000 bäddvolymeter (Bourgin, o.a., 2018). I samma studie visade det sig att reduktionen fortsatt var betydande efter 50 000 bäddvolymeter och bättre jämfört med ett ensamt GAK-filter (Bourgin, o.a., 2018). En förklaring till detta kan vara att när oxidation och adsorption kombineras, blir den *totala* reduktionen av mikroföroreningar större jämfört när bara adsorption råder (ensamt GAK-filter). När det gäller NDMA, har studier visat att NDMA reduceras från "bra" till "mycket bra" i olika typer av efterbehandlingar där GAK når en hög reduktion med ca. 83%. Mer kunskap om omfattningen och koncentrationerna av NDMA-bildning som kan utgöra en risk behövs dock.

Gällande TPs, visade Bourgin och andra (Bourgin, o.a., 2018) att halten av bildade N-oxider minskade i omfattning när ozondosen ökade. Däremot bröts inte de bildade N-oxiderna ned i varken sandfilter, MBBR eller GAK när det följde ozoneringssteget (Bourgin, o.a., 2018). Samma observation gjordes i en studie genomförd i Landskrona (Edefell, o.a., 2021).

Angående hur långlivade och stabila TPs är över ett biologiskt efterbehandlingssteg studerades detta nyligen för ozonerat vatten följt av (i) sandfilter, (ii) GAK-filter och (iii) PAK som doserades på ett sandfilter (Gulde, o.a., 2021). I denna studie visades tydligt att ett GAK-filter som efterföljer ozonering, var det poleringssteg som bäst reducerade de bildade TPs jämfört med ett sandfilter. Dock observerades att effektiviteten minskade med ett ökat antal bäddvolymeter: t.ex. erhöles en reduktion av TPs med 53% vid 16 000 BV, medan endast en 40%-ig reduktion påvisades vid 40 000 BV. För sandfiltret var reduktionen låg (<10%). PAK som doserades på ett sandfilter uppvisade dock den högsta reduktionen (85%).

2.2.7 Kapacitet och styrande faktorer

Ett vatten med höga halter DOM (mätt som DOC, mg C/l) bidrar också till att ozon konsumeras i högre utsträckning och för verksamhetsutövaren behöver ozondosen ökas för att nå önskat resultat avseende reduktionen av mikroföroreningarna (Önnby, Salhi, McKay, Rosario-Ortiz, & von Gunten, 2018). Av samma anledning brukar ozondosen justeras efter g O₃/g DOC. Även nitrit, krom och järn kan öka ozondosen, något som diskuteras i avsnitt 3.2

2.2.8 Förväntad kapacitet från ozon

Ozon klarar att reducera en stor del av de förekommande mikroföroreningar till drygt 90%. Graden av reduktion bestäms av molekylstrukturen och av ozondosen. Generellt delas mikroföroreningar in i tre grupper, där grupp 1 kan elimineras enkelt (> 90%) vid en dos på 0,4 g O₃/g DOC, grupp 2 reduceras i samma grad förutsatt att dosen ökar till 1,0 g O₃/g DOC medan grupp 3 innehåller ämnen som är mer svårtoxiderbara, och endast når ca 50% reduktion vid en dos om 1,0 g O₃/g DOC (von Sonntag & von Gunten, 2012). I denna rapport har denna klassificering utnyttjats när det gäller att prediktera hur väl ozon kan reducera olika mikroföroreningar. Mer om detta finns att läsa i avsnitt 5.

3. Förutsättningar

3.1 Reningsprocess och avloppsvattenflöde

3.1.1 Reningsprocess vid Duvbackens ARV

Duvbackens ARV är idag belastat med ungefär 91 400 pe (medel 2017–2019). Den nuvarande reningsprocessen inleds med förbehandling i rens-galler, sandfång och försedimentering. Därefter följer en aktivslamprocess med biologisk fosforreduktion samt sedimentering. Slutligen tillsätts (vid behov) fällningskemikalie och polymer innan vattnet leds genom skivfilter och vidare till recipient. Skivfilteranläggningen är under intrimning. Utsläppskrav samt reningsresultat för Duvbackens ARV sammanfattas i Tabell 2. Kraven uppfylls både med avseende på BOD och fosfor. Duvbackens ARV har inget kvävereningskrav.

Tabell 2. Utsläppskrav enligt gällande villkor samt reningsresultat vid Duvbackens ARV år 2019 och 2020.

Parameter	Enhet	Riktvärde kvartalsmedelvärde	Gränsvärde Totalt/år	År 2019	År 2020
BOD ₇	mg/l	<8		3,0	5,0
	ton/år		120	47	66
P _{tot}	mg/l	<0,4		0,3	0,3
	ton/år		5,25	4,5	3,6

3.1.2 Reningsprocess vid NRG

Dimensionerande belastning för det nya reningsverket är 150 000 pe uttryckt som årsmedelbelastning. Den föreslagna processen inleds med förbehandling i rens-galler eller rens-silar, sandfång och försedimentering. Därefter följer ett biologiskt reningssteg med flera parallella aktivslamlinjer samt efterföljande sedimenteringsbassänger. Vartdera linje består av flera olika zoner och är utformade för rening av organiskt material, ammoniumreduktion samt biologisk fosforreduktion. Efter det biologiska reningssteget tillsätts fällningskemikalie innan vattnet filtreras för att försäkra god partikelavskiljning och låga utgående fosforhalter. Det filtrerade vattnet leds till recipient. Det nya verket planeras att tas i drift år 2027.

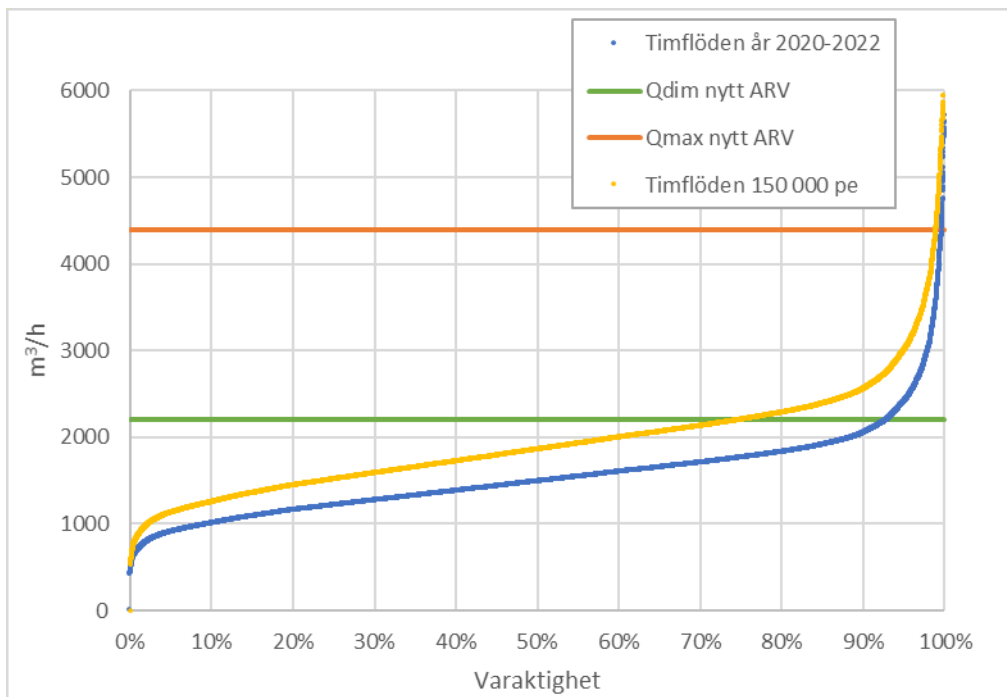
3.1.3 Dimensionerande avloppsvattenflöde

Dimensioneringen av reningssteget för avskiljning av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar kommer att utgå från dimensionerande flöden för det nya reningsverket. Det maximala flödet som kommer att ledas genom det reningssteget är $Q_{\max, \text{biosteg}}$, dvs det flöde som maximalt leds genom biosteg och filter. För driftkostnads kalkyler används medelflödet mellan år 2020–2021 (Q_{medel}).

Q_{dim}	2 200 m ³ /h
$Q_{\max, \text{biosteg}}$	4 400 m ³ /h
Q_{medel}	37 152 m ³ /d

I Figur 4 ses dagens avloppsvattenflöde till Duvbackens ARV och uppskattat flöde för NRG vid belastning av 150 000 pe (beräknat enligt 160 l/pe/dygn) i ett histogram. Enligt histogrammet kommer man med dagens flöden och vid 150 000 pe att kunna rena allt inkommande vatten i ett reningssteg för mikroföroreningar cirka 99 % av tiden med ansatt kapacitet.

Det går även att beräkna andelen av årsflödet som kommer att behandlas med ansatt kapacitet. För dagens belastning kommer cirka 99,9 % av det årliga flödet att behandlas och för flöden vid 150 000 pe kommer cirka 99,4 % av det årliga flödet att behandlas i det tillkommande reningssteget. I Schweiz har behandling av cirka 90 % av årsflödet bedömts vara tillräckligt.



Figur 4. Histogram över totalt timflöde till Duvbackens ARV mellan 2020–2122 och uppskattat timflöde vid en belastning av 150 000 pe. Q_{\max} avser här $Q_{\max, \text{biosteg}}$, dvs maximalt flöde genom biosteget, vilket är det flöde som det kompletterande reningssteget kommer att dimensioneras för.

3.2 Karaktärisering av vattenmatrix

3.2.1 Vattenmatrixen spelar roll för reningstekniken

Utöver mängder och typer av mikroföroreningar är det också det platsspecifika vattnet som är av betydelse för en vattenreningsteknik. Detta vatten benämns vattenmatrix och kan förklaras som innehållet i vattnet när vi bortser från målmolekylerna (t.ex. mikroföroreningarna). Här ingår t.ex. joner och löst organiskt kol och/eller suspenderade ämnen, för att nämna några exempel.

När det gäller reningstekniker som är aktuella för en avancerad rening av mikroföroreningar, är det olika parametrar som påverkar reningsteknikens prestation. Eftersom det är känt att vissa reningstekniker kan interagera med vattenmatrixen och därmed ge upphov till reaktioner som både stör och/eller påverkar reningsteknikens effektivitet, och som kan ge oönskade biprodukter, är det av vikt att undersöka vattenmatrixen genom analys och ta med det resultatet för bedömningen av lämplig reningsteknik för det specifika reningsverket.

Generellt sett innehar avloppsvatten en vattenmatrix som innehåller flertalet joner, partiklar och även naturligt löst organiskt kol (s.k. dissolved organic matter, DOM), vilka alla är parametrar som kan påverka en avancerad reningsteknik. Exempel på påverkande parametrar för ozon och/eller aktivt kol kan vara DOM som ingår i parametern DOC (dissolved organic carbon, mg C/l), TOC (total organic carbon, mg C/l), suspenderade ämnen (SS), metaller såsom järn och mangan. Andra exempel är bromid och nitrit som påverkar ozon genom bildning av toxisk bromat respektive nitrat, där det senare sker på bekostnad av en ökad ozonkonsumtion. Utöver rekommenderade gränsdragningar för bromid (och ev. krom), saknas det generella gränser och rekommendationer för när en teknik är mer lämplig än en annan. Det kan dock sägas vilka konsekvenserna blir för när ett visst vatten behandlas med en särskild teknik, vilket är något som Sweco väljer att adressera för denna utredning och som ett led i teknikbedömningen.

3.2.2 Analys av vattenmatrix

Som nämnts här ovan är vattenmatrixen av betydelse för alla typer av vattenreningstekniker och har inom denna utredning studerats med hänsyn till de kemiska parametrar som kan påverka ozonteknik och filtrering med GAK. Analys av vattenmatrixen har utförts på dygnsprover vid åtta tillfällen från september till december 2021. Tabell 3 visar medelvärden med standardavvikelser av analysresultatet för denna provtagning. Prover har tagits på utgående vatten vid Duvbacken ARV. Det bör påpekas att eftersom NRG kommer att byggas med en annan biologisk process kommer även vissa parametrar av vattenmatrix ändras framgent. Vattenmatrixen bör därför bedömas på nytt när NRG är på plats.

GAK

För implementering av GAK-filtrering visar resultaten i Tabell 3 att DOC ligger inom ett intervall som är vanligt för avloppsreningsverk och motsvarar halter som kan hanteras av GAK. Denna parameter, tillsammans med TOC, har främst en inverkan på den totala kostnaden av GAK då den påverkar hur snabbt GAK-filtret blir mättat och därför måste bytas ut.

Halten SS är på nivåer som är vanligt förekommande för reningsverk. Är halten SS högre, t.ex. över 10 mg/l, kan den påverka kolfiltreringen genom att backspolning behöver ske mer frekvent. Det är framförallt makrostrukturen i ett GAK-filter som sätts igen av höga halter av SS.

Ozon

Avseende ett processteg med ozon, finns det ett flertal parametrar som kan påverka lämpligheten. Dessa parametrar påverkar ozonets effektivitet framförallt genom att konsumera ozon, vilket blir en nackdel för reduktionen av de långsam-reagerande mikroföroreningarna, enligt en nyligen publicerad studie (Juaréz, o.a., 2021). Skillnaden var dock relativt liten sett till samtliga mikroföroreningar och när SS-halterna låg under 25 mg/l. Nitrit konsumerar ozon vid bildande av nitrat, vid en sådan omvandling konsumeras ca 3,43 mg O₃ per mg nitritkväve. Halterna av nitritkväve indikerar att ozon behöver tillsättas med en ytterligare koncentration av ca 1 mg O₃/l. Detta är något som behöver följas upp för det framtida reningsverket där endast ammoniumreduktion är planerad. Värt att nämna är att Sweco inte har identifierat något underlag där en reningsprocess utan kväverening kombineras med ozon.

Tabell 3. Medelvärden ± standardavvikelse och antal mätvärden under rapporteringsgräns av totalt genomförda mätningar för kemiska parametrar av vattenmatrisen på utgående vatten från reningsverket. Provtagningen ägde rum mellan september och december 2021.

Analys	Enhet	Medelhalt	n ^a < LOQ ^b / n total
Suspenderade ämnen ^c	mg/l	4,6 ± 1,8	0/39
DOC	mg/l	9,7 ± 0,70	0/8
Ammoniumkväve (NH ₄ -N)	mg/l	23 ± 4,7	0/8
Nitrit/nitrat-N	mg/l	5,8 ± 0,66	0/3
Nitrit (NO ₂)-N	mg/l	0,3 ± 0,11	0/5
Bromid Br-	mg/l	0,1 ± 0,01	0/8
Dimetylammin	µg/l	<5 ^d	8/8

a n, antal mätningar

b LOQ – limit of quantification, vilket för denna rapport benämns rapporteringsgräns.

c Analyser utförda internt på Duvbackens ARV.

d Fem av åtta analyser visade rapporteringsgräns 5 µg/l, resterande visade 10, 50 och 100 µg/l.

De uppmätta halterna av bromid visar på en medelhalt av 0,1 mg/l med en väldigt liten variation mellan provtagningarna (avvikelsen var 0,01 mg/l, Tabell 3). Ju högre bromidkoncentrationen är och ju mer ozon som behöver tillsättas, desto mer ökar bildandet av bromat. Bildningen av bromat anses inte vara kritisk när bromidhalterna är under 0,10 mg/l i kombination med ozondosering upp till 0,7 mg O₃/mg DOC. Vid Duvbackens ARV ligger bromidhalten under denna gräns, men rekommenderas ändå att vid eventuell implementering av ett ozonsteg inkludera fortsatt bevakning av bromid över ett helt år så att säsongsvariationen blir känd (ca 4-6 provtagningar per år).

När halten bromid överskrider 0,4 mg/l är den gängse rekommendationen att inte genomföra ozonering eftersom risken att bilda höga halter bromat är för stor. Dock har det i tidigare studier visat sig att halten ammonium hämmar bromatbildning (Pinkernell & Gunten, 2001). För den studien var de undersökta halterna ammoniumkväve låga (0,4 mg/l) och de ingående halterna bromid var 55 µg/l, vilket är lägre än båda parametrarna som är uppmätta för Duvbackens ARV (jämför ammoniumkväve 22,6 mg/l och bromid 0,1 mg/l, Tabell 3).

Eftersom bromid inte utgör en stor potentiell risk för Duvbackens ARV vid en ozonimplementering, behöver inte ammoniumkväve bedömas närmare. Det framtida NRG kommer också att ha en annan reningsprocess, vilket bl.a. innebär att halten ammoniumkväve kommer att sjunka.

Det finns andra sätt att designa ozonprocessen så att bromatbildningen kontrolleras och stävs. Detta hör ihop med hur bromat bildas vilket sker när bromid i kombination med fritt ozon reagerar. För en vattenlösning där ozon injiceras med endast en injektion, kommer allt fritt ozon att väldigt snabbt reagera med bromid och därmed bilda bromat. Däremot, om ozon injiceras över en längre tid, t.ex. genom stötvisa injektioner, kan bromatbildningen också kontrolleras och stävas eftersom det inte finns lika mycket momentant tillgängligt ozon (Jekel & Zietzschmann, 2018).

Trots att bromidhalterna underskrider 0,4 mg/l kan det vara fördelaktigt att genomföra ozontester på vattnet för att försäkra sig om att det inte blir problem med bromatbildning, innan ozon utreds vidare som ett möjligt processteg.

Halten dimetylammin har undersökt i avloppsvattnet eftersom det inte går att mäta halterna av NDMA på svenska laboratorium (pga. sin toxicitet). Anledningen till att dimetylammin valts är att halten kan vara en viktig prekursor³ till bildningen av NDMA (Padhye, o.a., 2011). Det återfanns inga kvantifierbara halter av dimetylammin och rapporteringsgränsen varierade (se Tabell 3). Någon vidare bedömning kan därmed inte göras. Det mest troliga är att dimetylammin inte utgör någon risk för att NDMA bildas i avloppsvattnet vid ozonering.

3.3 Karaktärisering av vatten och slam avseende organiska mikroföroreningar

Inom ramen för detta projekt har åtta provtagningar genomförts avseende organiska mikroföroreningar. Provtagningen har skett på inkommande och utgående vatten till avloppsreningsverket, i recipient samt i slam. Provtagningen som redovisas här genomfördes under september 2021 till och med december 2021. De analyser som har ingått är vanligt förekommande organiska mikroföroreningar, per- och polyfluorerade ämnen (PFAS), nonylfenoler och effektbaserad analys. För analys av de vanligt förekommande organiska mikroföroreningarna har två olika analyslaboratorier utnyttjats: MoLab och Eurofins. Resultat avseende effektbaserad analys ligger utanför detta projekt och presenteras i en separat rapport som färdigställs under oktober 2022 (Holm & Önnby, 2022).

Genomgående för detta avsnitt och följande underrubriker är att analysresultaten presenteras i form av medelvärde, standardavvikelse och antal mätningar som rapporterats under rapporteringsgränsen. För denna rapport är LOQ likställt med rapporteringsgräns. Antalet analyser rapporterade under rapporteringsgränsen har relaterats till antalet totala mätningar, samt antal analyser från respektive laboratorium. Resultaten från analyserna rapporteras på ett av tre sätt: (i) en uppmätt halt i massa per liter, (ii) under rapporteringsgränsen "<", som betyder att halten inte har kunnat kvantifieras, (iii) n.d. (not detected) som innebär att den specifika substansen inte givit någon signal alls och har i tabellen ersatts med siffran 0 och använts för beräkningen av medelhalten av ett specifikt ämne. Mätningar som rapporterats under

³ Utgångsämnena, dvs ett kemiskt ämne som deltar i en kemisk reaktion där en annan förening produceras.

rapporteringsgränsen har endast inkluderats i medelvärdet om de representerar 50% eller fler av mätningarna för den specifika substansen i den aktuella provtagningspunkten. Vid dessa tillfällen har halten likställts med rapporteringsgränsen och ingått i beräkningen av medelvärdet. Det slutgiltiga redovisade medelvärdet anges då som "<". Även vid de tillfällen samtliga analyser rapporterats som under rapporteringsgränsen har medelvärdet rapporterats som "<". Om samtliga analyser har varit under rapporteringsgränsen, men substansen hade två olika rapporteringsgränser har den rapporteringsgräns med majoritet valts att redovisas som medelvärde, även här som "<". Eftersom de åtta provtagningarna fördelades så att tre analyser utfördes av Eurofins, och fem utfördes av MoLab, har det vid ovan nämnda situation inneburit att MoLabs rapporteringsgräns har utnyttjats. MoLabs rapporteringsgräns är dessutom genomgående lägre jämfört med rapporteringsgränsen för Eurofins.

En jämförelse mellan inkommande och utgående halter av ovan nämnda organiska mikroföroreningar samt en jämförelse med halter i slam (resultat nedan i avsnitt 3.3.1) finns att läsa i Appendix 4.

3.3.1 Analys av organiska mikroföroreningar vanligt förekommande vid avloppsreningsverk

Metod

För analys av vanligt förekommande organiska mikroföroreningar vid avloppsreningsverk, analyserades fem provtagningar av MoLab och tre provtagningar av Eurofins. Respektive analyslista finns i Appendix 1 och 2. MoLabs analyspaket inkluderar 39 substanser och Eurofins inkluderar 150 substanser. Flera av substanserna överlappar och ingår i båda analyspaketen och totalt har 161 olika substanser analyserats. De analyserade substanserna från dessa analyspaket utgörs av läkemedel och hormoner, samt PFOS och PFOA.

För de mikroföroreningar som analyserats både av Eurofins och MoLab kan det förekomma skillnader i rapporteringsgräns. För att undvika att något ämne därför inte syns i rapporteringen som följd av att merparten av analyser motsvaras av halter rapporterade under rapporteringsgränsen, har vi för denna förstudie valt att rapportera dessa fall som ytterligare ett medelvärde. Redovisningen infaller två gånger: (i) i form av medelhalt för samtliga åtta genomförda analyser, eller (ii) som medelhalt för Eurofins tre analyser när de rapporteras över rapporteringsgräns. Denna situation har uppstått för tre ämnen: azitromylin, PFOA och PFOS. Däremot rapporteras PFOA och PFOS i samband med PFAS-ämnen under avsnitt 3.3.3.

För provtagningarna vid inkommande vatten till avloppsreningsverket har totalt 85 av 161 substanser redovisats under rapporteringsgränsen. För provtagningarna vid utgående vatten från avloppsreningsverket har totalt 80 av 161 substanser redovisats under rapporteringsgränsen. I recipienten är 124 av 161 av substanserna redovisade under rapporteringsgränsen. Sammanlagt är medelvärdena för 12 av provtagningarna vid utgående och i recipient en kombination av detekterade halter och resultat under rapporteringsgränsen. Medelvärdet redovisas dock som "<" när majoriteten av mätningarna varit under rapporteringsgränsen och dessa har därmed inkluderats i beräkningen⁴. I alla

⁴ För vidare beräkning av miljörisk och för framtagandet av kvoten PEC/PNEC (se kapitel 4 för förklaring), har detta förfarande inte använts för några substanser som beräknats till kvoter större än 1.

utfall detta har inträffat har rapporteringsgränsen för MoLab utnyttjats, vilket också motsvarar den lägsta vid jämförelse med analysen från Eurofins.

Av alla analyserade mikroföroreningar är det flera substanser där medelhalten redovisats som "<" för samtliga provtagningspunkter, dessa återfinns i den totala sammanställningen i Appendix 3 tillsammans med recipientprovtagningen.

Resultat och diskussion

I Tabell 4 visas alla substanser som detekterats i en eller flera av provtagningspunkterna och här visas medelhalten från de analyserade och detekterade ämnena för inkommande och utgående vatten från reningsverket.

Tabell 4 visar att koffein, ibuprofen och paracetamol förekommer i mycket högre halter än övriga ämnen i inkommande vatten till avloppsreningsverket. Högsta medelhalten är koffein med 81 000 ng/L sedan följer paracetamol med 56 000 ng/L och Ibuprofen med 20 000 ng/L (Tabell 4). Denna observation är gjord tidigare i inkommande vatten vid tre svenska ARV (Lang, Garnaga-Budré, & Björklund, 2019).

I det lägre spannet av ämnen för inkommande halter återfinns hormonerna 17 α -etinylöstradiol och 17 β -östradiol, som inte detekterades alls (Tabell 4).

Gällande utgående halter visar Tabell 4 att några ämnen finns i väldigt låga halter i utgående vatten: ibuprofen (0 μ g/L) och klaritromycin (0,03 μ g/L). Dessa halter är något lägre jämfört med andra ARV i Sverige där spannet låg mellan 0,3-3 μ g/L (Berlin Centre of Competence for Water, 2021). Däremot var fem av åtta mätningar i den studien under rapporteringsgräns. Även medelhalten klaritromycin är något lägre för Duvbackens ARV (0,03 μ g/L) än de övriga som ingått i studien (0,05-0,15 μ g/L) (Berlin Centre of Competence for Water, 2021).

Höga halter i utgående halter från Duvbackens ARV var t.ex. losartan (1600 ng/l), furosemid (1200 ng/l), bensotriazol (1300 ng/l) och naproxen (290 ng/l) för att nämna några (Tabell 4). Som en jämförelse kan en studie från Högskolan i Kristianstad nämnas. I den undersöktes utgående koncentrationer av 21 olika läkemedel från åtta skånska avloppsreningsverk (Svahn & Björklund, 2017). Av dessa 21 läkemedel var det sex stycken som uppmättes i högre halter vid Duvbackens ARV än de span som påträffades vid de skånska reningsverken. Skillnaderna för citalopram, ketokonazol och trimetoprim är små medan ciprofloxacin, losartan och tramadol visar på något större skillnader. T.ex. påträffades inte ciprofloxacin alls vid något av avloppsreningsverken i Skåne, medan utgående medelhalt vid Duvbackens ARV var ca 110 ng/L. Losartans medelhalt som rapporterades till 1 600 ng/L vid Duvbackens ARV kan t.ex. jämföras med de skånska avloppsreningsverken som uppvisade ett spann från 83–920 ng/L. Medelhalten för tramadol var 470 ng/L (Tabell 4) i jämförelse med spannet 81–210 ng/L. Även naproxen påträffades i högre halter vid Duvbacken ARV (tio gånger så höga) än vad som t.ex. påträffades på Kristianstad reningsverk i en studie från 2017 (Svahn & Björklund, 2017). Värt att notera är att både ibuprofen och paracetamol inte påvisades i utgående vatten, vilket är förväntat då de motsvarar substanser som vanligen bryts ned i avloppsreningsverket med reduktioner på över 90% (Lang, Garnaga-Budré, & Björklund, 2019). Av samma anledning är låga utgående halter av ibuprofen en indikator på att den biologiska processen fungerar bra.

Analysresultat för recipienten är redovisade i Appendix 3 och dessa halter bearbetas och kommenteras vidare i avsnitt 4, miljöriskbedömning.

Slutsats

De påträffade halterna av organiska mikroföroreningar vid Duvbackens ARV speglar relativt väl vad andra undersökningar på reningsverk har visat. Några ämnen påträffades i något högre halter, t.ex. losartan, tramadol och naproxen.

Lättnedbrytbara substanser (t.ex. ibuprofen och paracetamol) reducerades i hög grad i Duvbackens ARV, vilket kan vara en indikation på att den biologiska processen fungerar väl.

Tabell 4. Analysresultat i form av medelhalt \pm standardavvikelse, avrundat till två signifikanta siffror, och antal mätningar (under rapporteringsgräns, totalt och från respektive laboratorium) från provtagningarna av mikroföroreningar vid Duvbackens ARV. Provtagningspunkterna var inkommande och utgående från avloppsreningsverket (ARV). För en fullständig lista med substanser där medelvärdet i samtliga provtagningspunkter har redovisats som "<" hänvisas till Appendix 3.

Enhet	Ink. ARV			Utg. ARV		
	Medel ng/l	n ^a < LOQ ^b / n total st	n (Eurofins) / n (MoLab) st	Medel ng/l	n < LOQ / n total st	n (Eurofins) / n (MoLab) st
17 α -etynylöstradiol ^c	0 \pm 0	3/8	3/5	0 \pm 0	3/8	3/5
17 β -östradiol ^c	0 \pm 0	3/8	3/5	0 \pm 0	3/8	3/5
4-Acetamidoantipyridin	<100	3/3	3/0	25 \pm 4,8	0/3	3/0
5-metylbenzotriazol	1100 \pm 330	0/3	3/0	1000 \pm 260	0/3	3/0
Acetamidrid ^c	0,58 \pm 0,63	1/5	0/5	0,51 \pm 0,53	0/8	3/5
Acetanilid	340 \pm 88	0/3	3/0	<10	3/3	3/0
Acetylsulfametoxazol	540 \pm 90	0/3	3/0	20 \pm 13	1/3	3/0
Amiodaron	200 \pm 0	0/3	3/0	<20	3/3	3/0
Amisulprid ^c	1,3 \pm 1,4	1/5	0/5	0,66 \pm 1,1	1/8	3/5
Amitriptylin	130 \pm 25	0/3	3/0	67 \pm 9,4	0/3	3/0
Atenolol ^c	620 \pm 210	0/8	3/5	600 \pm 170	0/8	3/5
Atorvastatin	1100 \pm 130	0/3	3/0	210 \pm 140	0/3	3/0
Azitromycin ^c	230 \pm 280	3/8	3/5	27 \pm 7,4	1/8	3/5
Azitromycin (Eurofins) ^d	<100	3/3	3/0	26 \pm 13	1/3	3/0
Bensotriazol ^c	1600 \pm 400	0/8	3/5	1300 \pm 350	0/8	3/5
Bezafibrat	370 \pm 61	0/3	3/0	300 \pm 57	0/3	3/0
Bisfenol A ^c	250 \pm 42	0/5	0/5	87 \pm 70	0/8	3/5
Bisoprolol (β -Adrenergika)	<100	3/3	3/0	60 \pm 2,6	0/3	3/0
Cetirizin	590 \pm 260	0/3	3/0	470 \pm 160	0/3	3/0
Ciprofloxacin ^c	830 \pm 400	0/8	3/5	110 \pm 36	0/8	3/5
Citalopram ^c	340 \pm 51	0/8	3/5	280 \pm 32	0/8	3/5
Desloratadin	57 \pm 4,5	0/3	3/0	27 \pm 4,3	0/3	3/0
Diatrizoat (Amidotrizoat)	830 \pm 630	0/3	3/0	820 \pm 560	0/3	3/0
Diklofenak ^c	540 \pm 67	0/8	3/5	480 \pm 120	0/8	3/5
Enalapril	290 \pm 130	0/3	3/0	67 \pm 22	0/3	3/0
Erytromycin ^c	21 \pm 13	3/8	3/5	110 \pm 110	0/8	3/5
Fexofenadin	410 \pm 70	0/3	3/0	340 \pm 22	0/3	3/0
Flukonazol ^c	95 \pm 34	0/8	3/5	88 \pm 14	0/8	3/5
Fluoxetin	<100	3/3	3/0	18 \pm 3,5	1/3	3/0

Enhet	Ink. ARV			Utg. ARV		
	Medel	n ^a < LOQ ^b / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)	Medel	n < LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)
	ng/l	st	st	ng/l	st	st
Furosemid ^c	2600 ± 1300	0/8	3/5	1200 ± 660	0/8	3/5
Gabapentin	11 000 ± 10000	0/3	3/0	2700 ± 2000	0/3	3/0
Gemfibrozil	140 ± 10	1/3	3/0	110 ± 31	0/3	3/0
Hydrokortiazid ^c	440 ± 510	0/8	3/5	410 ± 360	0/8	3/5
Hydrokortison	260 ± 43	0/3	3/0	35 ± 15	1/3	3/0
Ibuprofen ^c	20 000 ± 9600	0/8	3/5	0 ± 0	3/8	3/5
Imidakloprid ^c	5,4 ± 3,1	0/5	0/5	4,1 ± 3,8	0/8	3/5
Iopamidol	<200	3/3	3/0	120 ± 62	0/3	3/0
Iopromid	410 ± 110	0/3	3/0	250 ± 66	0/3	3/0
Irbesartan ^c	160 ± 92	0/8	3/5	150 ± 44	0/8	3/5
Karbamazepin ^c	380 ± 44	0/8	3/5	350 ± 37	0/8	3/5
Ketokonazol ^c	310 ± 120	0/8	3/5	10 ± 2	3/8	3/5
Ketoprofen	670 ± 130	0/3	3/0	380 ± 150	0/3	3/0
Klaritromycin ^c	41 ± 20	3/8	3/5	32 ± 18	2/8	3/5
Klindamycin	<100	3/3	3/0	50 ± 0	0/3	3/0
Klozapin	89 ± 18	0/3	3/0	43 ± 7,3	0/3	3/0
Koffein	81000 ± 31000	0/3	3/0	52 ± 13	0/3	3/0
Lamotrigin	1900 ± 330	0/3	3/0	2700 ± 750	0/3	3/0
Lidokain	320 ± 37	0/3	3/0	310 ± 21	0/3	3/0
Losartan ^c	2000 ± 110	0/8	3/5	1600 ± 220	0/8	3/5
Mebendazol	<52 ± 0	2/3	3/0	24 ± 4	0/3	3/0
Metoprolol ^c	1000 ± 120	0/8	3/5	1100 ± 79	0/8	3/5
Metotrexat ^c	8,7 ± 3,2	3/8	3/5	0 ± 0	3/8	3/5
Metronidazol	<200	3/3	3/0	52 ± 15	0/3	3/0
Mikonazol	84 ± 17	0/3	3/0	<5	3/3	3/0
Mirtazapin	430 ± 47	0/3	3/0	310 ± 34	0/3	3/0
Naproxen ^c	6400 ± 2300	0/8	3/5	290 ± 120	0/8	3/5
O-Desmetylvlenlafaxin	1000 ± 230	0/3	3/0	1300 ± 47	0/3	3/0
Oxazepam ^c	280 ± 14	0/5	0/5	180 ± 140	0/8	3/5
Paracetamol ^c	56000 ± 35000	0/8	3/5	0 ± 0	3/8	3/5
PFOA ^c	19 ± 12	0/8	3/5	11 ± 4,6	0/8	3/5
PFOS ^c	17 ± 19	1/8	3/5	6,9 ± 2,8	0/8	3/5
Primidon	79 ± 21	1/3	3/0	42 ± 9,9	0/3	3/0
Progesteron	10 ± 0	1/3	3/0	1 ± 0	0/3	3/0
Propranolol ^c	79 ± 14	3/8	3/5	61 ± 7,2	0/8	3/5
Quetiapin	68 ± 4	0/3	3/0	28 ± 2,2	0/3	3/0
Ramipril	<50	3/3	3/0	8,7 ± 2,1	0/3	3/0
Sertralin och norsertralin	130 ± 9,6	0/3	3/0	21 ± 18	0/3	3/0

Enhet	Ink. ARV			Utg. ARV		
	Medel	n ^a < LOQ ^b / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)	Medel	n < LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)
	ng/l	st	st	ng/l	st	st
Sertralin ^c	880 ± 340	0/5	0/5	160 ± 28	0/8	3/5
Sotalol (β-Adrenergika)	<100	3/3	3/0	28 ± 2,9	0/3	3/0
Sulfametoxazol ^c	220 ± 120	0/8	3/5	130 ± 21	0/8	3/5
Testosteron	10 ± 0	1/3	3/0	<1	3/3	3/0
Tetracyklin	1100 ± 380	0/3	3/0	140 ± 26	0/3	3/0
Tiaklopid ^c	0 ± 0	0/5	0/5	0 ± 0	0/5	0/5
Tiametoxam ^c	0,4 ± 0,38	0/5	0/5	0,34 ± 0,31	0/5	0/5
Tramadol ^c	510 ± 72	0/8	3/5	470 ± 55	0/8	3/5
Triclocarban	<400	3/3	3/0	40 ± 0	0/3	3/0
Trimetoprim ^c	130 ± 12	0/8	3/5	120 ± 7,3	0/8	3/5
Valsartan	1100 ± 330	0/3	3/0	720 ± 48	0/3	3/0
Venlafaxin ^c	520 ± 48	0/8	3/5	500 ± 43	0/8	3/5
Verapamil	<50	3/3	3/0	8 ± 0,82	0/3	3/0
Xylometazolin	22 ± 3,7	0/3	3/0	20 ± 2,1	0/3	3/0
Zolpidem ^c	2,1 ± 1,5	1/5	0/5	1,8 ± 0,28	0/5	0/5
Östriol	300 ± 65	0/3	3/0	<5	3/3	3/0
Östron ^c	51 ± 8,4	1/8	3/5	12 ± 7,3	1/8	3/5

^a n, antal mätningar

^b LOQ limit of quantification, för denna förstudie likställt med rapporteringsgräns

^c Naturvårdsverkets rekommenderade ämnen för analys. Förutom dessa anges också fenolära ämnen (Tabell 8), samt östrogena effekter och mutagenicitet, vilka rapporteras i en separat studie.

3.3.2 Analys av vanligt förekommande organiska mikroföroreningar i slam

Metod

För slamfasen har 39 substanser från MoLabs analyspaket och 159 substanser från Eurofins analyspaket beaktats och resultaten visas i Tabell 5 respektive Tabell 6.

Provtagningar har skett i två omgångar och motsvarar månadsprover uppsamlade från slamsilon. MoLab har utfört analyserna på ett blött slam och rapporterat resultaten i µg/kg VV (våtvikt). Eurofins analyser är utförda på ett torkat slam och resultaten är rapporterade i mg/kg TS (torrs substans). Data har hanterats på samma sätt som beskrivet i avsnitt 3.3.

Resultat och diskussion

Tabell 5 visar medelhalter presenterade som mikrogram per kg våtvikt. Ciprofloxacin, citalopram, ketokonazol, losartan, metotrexat och sertralin är de substanser som återfinns i relativt hög halt i slamfasen (>100 µg/kg). Av dessa återfinns sertralin i högst halt, 940 µg/kg, men är också rapporterad med en standardavvikelse på närmare 550 µg/kg. Det ska också påpekas att PFOS återfinns i slamfasen i relativt höga halter (14 µg/kg VV), till skillnad från PFOA som endast visar en halt på 0,15 µg/kg VV (Tabell 5).

Av de totalt 159 substanser som är analyserade i Tabell 6, är det endast 28 halter som rapporteras över rapporteringsgränsen. De substanser som uppträder vid relativt höga halter är t.ex. amiodaron, karvediol, ketokonazol, mikonazol samt sertralin och norsertralin.

11 substanser detekteras i slammet vid båda laboratoriernas analyser. Dessa är ciprofloxacin, citalopram, diklofenak, karbamazepin, ketokonazol, losartan, metoprolol, propranolol, sertralin (och norsertralin), venlafaxin och östron. Halterna från de olika provtagningarna stämmer oftast överens och är i samma storleksordning men för vissa substanser (t.ex. ciprofloxacin och ketokonazol) frångår resultaten varandra ganska mycket. Detta beror förmodligen på att analyserna är komplexa och därför ofta medför stora osäkerheter.

I avsnitt 3.4 framgår det vilka grupper av ämnen som främst hamnar i slamfasen och i utgående vatten.

Slutsats

Flera ämnen som påträffades i höga halter i slamfasen påträffades också i höga halter i utgående vatten. PFOS påvisades i relativt höga halter i slamfasen, medan PFOA återfanns i betydligt lägre halter (Tabell 5).

Utifrån de två olika analyspaketen av substanser kan det konstateras att den dominerande delen av parametrar som ingick i Eurofins analyspaket (Tabell 6), rapporterades under rapporteringsgränsen men att 11 substanser detekterades i slammet av båda laboratorierna.

Vidare slutsatser kring fördelning av ämnen presenteras i avsnitt 3.4

Tabell 5. Medelhalt ± standardavvikelse (avrundat till två signifikanta siffror) av analyserade vanligt förekommande organiska mikroföroreningar i slam (rapporterade som µg/kg våtvikt, VV) samt totalt antal mätningar som utförts och hur många av dessa som varit under rapporteringsgränsen. (MoLab analysresultat)

	Medel	n ^a < LOQ ^b / n total
Enhet	µg/kg VV	st
17α-etinylöstradiol	0 ^a	0/2
17β-östradiol	0	0/2
Acetamidiprid	0	0/2
Amisulprid	0,1 ± 0,1	0/2
Atenolol	13 ± 8,6	0/2
Azitromycin	47 ± 7,8	0/2
Bensotriazol	20 ± 11	0/2
Bisfenol A	84 ± 43	0/2
Ciprofloxacin	270 ± 240	0/2
Citalopram	190 ± 4,8	0/2
Claritromycin	11 ± 6,3	0/2
Diklofenak	0,4 ± 0,1	0/2
Erytromycin	<0,9	0/2
Flukonazol	65 ± 29	1/2
Furosemid	0,3 ± 0,1	0/2

	Medel	n ^a < LOQ ^b / n total
Enhet	µg/kg VV	st
Hydroklortiazid	0	0/2
Ibuprofen	1,4 ± 0,85	0/2
Imidaklopid	6,1 ± 2,6	0/2
Irbesartan	42 ± 6,7	0/2
Karbamazepin	460 ± 190	0/2
Ketokonazol	7,8 ± 4	0/2
Losartan	300 ± 190	0/2
Metoprolol	110 ± 57	0/2
Metotrexat	0	0/2
Naproxen	7,2 ± 2,5	0/2
Oxazepam	6,5 ± 3,4	0/2
Paracetamol	0	0/2
PFOA	0,15 ± 0,15	0/2
PFOS	14 ± 7,8	0/2
Propranolol	35 ± 2,1	0/2
Sertralin	940 ± 550	0/2
Sulfametoxazol	0	0/2
Tiaklopid	0	0/2
Tiametoxam	0	0/2
Tramadol	7,6 ± 0,1	0/2
Trimetoprim	0,15 ± 0,05	0/2
Venlafaxin	51 ± 34	0/2
Zolpidem	2,1 ± 0,9	0/2
Östron	32 ± 22	0/2

^a 0 är använt för analyser som inte visar detektion, nd, not detected.

^b n, antal mätningar

^c LOQ limit of quantification, för denna förstudie likställt med rapporteringsgräns

Tabell 6. Uppmätt halt av analyserade organiska mikroföroreningar i slam (rapporterade som mg/kg TS (torrsubstans)) (Eurofins analysresultat)

Enhet	mg/kg TS
17 α -etinylöstradiol	<0,020
17 β -östradiol	<0,020
4,4-Diaminodipenylsulfon (DDS)	<0,10
4-Acetamidoantipyrin	<0,10
4-Demetyltrimetoprim	<0,020
4-Formylaminoantipyrin (Formyl-AAP)	<0,10
5-metylbenzotriazol	<0,10
Acetanilid	<0,020
Acetylsalisylsyra	<0,25
Acetylsulfametoxazol	<0,020
Amilorid	<0,020
Amiodaron	8,5
Amisulprid	<0,020
Amitriptylin	0,45
Amoxicillin	<0,020
Ampicillin	<0,020
Atenolol	<0,020
Azatioprin	<0,10
Azitromycin	<0,10
Beklometason	<0,020
Bendroflumetiazid	<0,020
Benzatin benzympenicillin G	<0,10
Benzotriazol	<0,20
Benzympenicillin	<0,20
Bezafibrat	<0,020
Bisoprolol (β -Adrenergika)	<0,020
Bromokriptin	<0,10
Budesonid	<0,10
Buspiron	<0,10
Carprofen	<0,10
Cetirizin	0,16
Ciprofloxacin	4,4
Citalopram	0,85
Cyklofosfamid	<0,060
Diatrizoat (Amidotrizoat)	<0,10
Diklofenak	0,054
Dimetridazol	<0,10
Doxorubicin	<0,10
Doxycyklin	0,5
Emamectin B1A benzoat	<0,10

Enhet	mg/kg TS
Emamectin B1B benzoat	<0,020
Enalapril	<0,020
Enrofloxacin	<0,10
Entacapon	<0,020
Eprosartan	<0,020
Erytromycin	<0,10
Febantel	<0,020
Felodipin	2,4
Fenazon	<0,020
Fenbendazol	<0,10
Fenofibric syra	<0,050
Fexofenadin	0,25
Florfenikol	<0,020
Flubendazol	<0,020
Flukloxacillin	<0,10
Flukonazol	<0,020
Fluoxetin	0,097
Flutamid	<0,020
Flutikason propionat	<0,020
Fluvastatin	<1,0
Fluvoxamin	<0,020
Furosemid	<0,20
Gabapentin	<0,10
Gemfibrozil	<0,020
Glibenklamid	<0,020
Hydroklortiazid	<0,10
Hydrokortison	<0,020
Ibuprofen	<0,20
Ifosfamid	<0,020
Iopamidol	<0,020
Iopromid	<0,020
Ipratropium	<0,020
Irbesartan	0,022
Ivermektin	<0,20
Kandesartan	<0,10
Karbamazepin	0,095
Karvedilol	3
Ketokonazol	7,7
Ketoprofen	<0,020
Klaritromycin	<0,10
Klenbuterol	<0,020

Enhet	mg/kg TS
Klindamycin	<0,020
Klofibratsyra	<0,10
Klotrimazol	0,3
Kloxacillin	<0,020
Koffein	<0,050
Lamotrigin	0,6
Levonorgestrel	<0,10
Lidokain	<0,10
Loratadin	<0,020
Losartan	0,55
Mebendazol	0,066
Metoprolol	0,23
Metotrexat	<0,020
Metronidazol	<0,020
Metylprednisolon	<0,10
Mianserin	<0,020
Mikonazol	15
Mometasonfuroat	<0,10
Moxifloxacin	<0,20
Naproxen	<0,10
N-Demetylerytromycin A	<0,20
Nebivolol	<0,020
Nelfinavir	<0,020
Nitenpyram	<0,10
Noretisteron	<0,060
Norfloxacin	<0,20
Ofloxacin	0,33
Oximetazolin	<0,020
Oxitetracyklin	<0,020
Oxkarbazepin	<0,020
Oxolinsyra	<0,020
Paracetamol	<0,020
Paroxetin	0,097
Pentoxifylin	<0,020
Piperacillin	<0,020
Pivmecillinam	<0,020
Prazikvantel	<0,020
Primidon	<0,020
Progesteron	1,6
Propafenon	<0,020
Propifenazon	<0,020

Enhet	mg/kg TS
Propranolol	0,14
Pyrantel	<0,020
Raloxifen	<0,50
Ramipril	<0,020
Rosuvastatin	<0,020
Roxitromycin	<0,040
Salbutamol	<0,020
Salmeterol	<0,020
Sertralin och norsertralin	6,5
Simvastatin	<2,0
Sotalol (β -Adrenergika)	<0,020
Sulfadiazin	<0,020
Sulfadimidin (Sulfametazin)	<0,10
Sulfadoxin	<0,020
Sulfaguanidin	<0,020
Sulfamerazin	<0,020
Sulfametizol	<0,020
Sulfametoxazol	<0,020
Sulfatiazol	<0,020
Tamoxifen	<1,0
Terbutalin	<0,020
Testosteron	<0,020
Tetracyklin	1,1
Tiamulin	<0,020
Toremifen	<0,20
Tramadol	<0,020
Trikloctarban	<0,25
Trimetoprim	<0,020
Tylosin	<0,020
Valsartan	0,026
Venlafaxin	0,064
Verapamil	<0,020
Warfarin	<0,020
Xylometazolin	<0,020
Östriol	<0,10
Östron	0,098

3.3.3 Utökad analys av PFAS-ämnen genom PFAS26 i avloppsvatten

Metod

Utöver PFOS och PFOA som ingått i analyserna som redovisats ovan, har även andra PFAS-ämnen analyserats inom summaparametern PFAS26, där PFAS11 redovisas som en separat summahalt. Tabell 7 visar medelhalter med standardavvikelse av de ämnen som ingått i analysen (Eurofins). Eftersom det är ett annat laboratorium som hanterat dessa analyser är det en viss skillnad på medelhalter av t.ex. PFOA och PFOS vid en jämförelse med Tabell 4 men skillnaden är inte markant.

Resultat och diskussion

Tabell 7 visar att flertalet av de ämnen som ingår i summaparametern PFAS11 påträffas i liknande halter i inkommande och utgående vatten: jämför t.ex. inkommande halter med utgående halter för ämnena PFBA, PFPeA, PFHpA. Störst skillnader på inkommande och utgående halter utgörs eventuellt av PFOS och PFHxA. En förklaring kan vara att dessa ämnen delvis hamnat i slamfasen, vilket diskuterades för PFOS i ett tidigare avsnitt. Utöver dessa skillnader påträffades både PFNA och PFDA nära rapporteringsgränsen och någon halt är därför inte rapporterad.

Ett antal fler PFAS-ämnen har analyserats utöver PFAS11 och dessa visas på de resterande 15 raderna i Tabell 7. Få av dessa ämnen har detekterats i vattenfasen, vilket stämmer överens med andra typer av vatten (Edvardsson & Önnby, 2021). De ytterligare ämnen som finns inom parametern PFAS26, utöver de som ingår i PFAS11, representerar alla långkedjiga eller förgrenade PFAS-ämnen som företrädesvis fastläggs i fasta matriser jämfört med att förflytta sig till vattenfasen. Dessa ämnen kan därmed betraktas som mindre mobila, vilket förklarar varför de inte påträffades i inkommande vatten till reningsverket.

Utöver inkommande och utgående halter, påträffas PFAS11 även i recipienten, men i lägre halter jämfört med utgående halter. Av resterande PFAS-ämnen ser vi att dessa till största del rapporteras under rapporteringsgränsen.

Slutsats

Den sammantagna observationen som kan göras är att den dominerande delen av PFAS11 motsvarar ämnen som inte binder till slammet på verket. Här skiljer sig dock PFOS och PFHxA som uppvisar lägre halter i utgående vatten jämfört med inkommande. De ämnen som tillkommer med parametern PFAS26 är ämnen som rapporteras under rapporteringsgränsen för samtliga provpunkter. Det är troligt att dessa ämnen, som kan beskrivas som mindre mobila PFAS-ämnen och som har en större benägenhet att binda till partiklar i vår miljö, inte utgör den stora bulken av PFAS-ämnen som påträffas på ARV.

Tabell 7. Medelhalt ± standardavvikelse (med en noggrannhet om en decimal) samt totalt antal mätningar som utförts och hur många av dessa som varit under rapporteringsgränsen av analyserande PFAS26 i inkommande, utgående och i recipient (rapporterade som ng/l).

	Inkommande		Utgående		Recipient	
	Medel	n ^a <LOQ ^b / n	Medel	n<LOQ / n	Medel	n<LOQ / n
Enhet	ng/l	st	ng/l	st	ng/l	st
PFBA (Perfluorbutansyra)	2,4 ± 0,1	0/3	2,4 ± 0,2	0/3	2 ± 0,1	3/3
PFPeA (Perfluorpentansyra)	2,9 ± 0,4	0/3	3,0 ± 0,1	0/3	0,6 ± 0	3/3

	Inkommande		Utgående		Recipient	
	Medel	n ^a <LOQ ^b / n	Medel	n<LOQ / n	Medel	n<LOQ / n
Enhet	ng/l	st	ng/l	st	ng/l	st
PFHxA (Perfluorhexansyra)	1,9 ± 0,2	0/3	3,1 ± 0,5	0/3	0,4 ± 0,1	3/3
PFHpA (Perfluorheptansyra)	1,6 ± 0,3	0/3	1,7 ± 0,2	0/3	0,5 ± 0,1	3/3
PFOA (Perfluoroktansyra)	8,0 ± 0,7	0/3	7,3 ± 1,0	0/3	0,6 ± 0,1	3/3
PFNA (Perfluornonansyra)	0,4 ± 0,0	1/3	<0,3	2/3	<0,3	0/0
PFDA (Perfluordekansyra)	<0,31	2/3	<0,3	3/3	<0,3	0/0
PFBS (Perfluorbutansulfonsyra)	1,0 ± 0,1	0/3	1,2 ± 0,0	0/3	<0,3	3/3
PFHxS (Perfluorhexansulfonsyra)	4,1 ± 0,4	0/3	3,5 ± 0,1	0/3	<0,3	0/0
PFOS (Perfluoroktansulfonsyra)	6,4 ± 0,8	0/3	4,0 ± 0,5	0/3	0,4 ± 0,1	3/3
6:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	1,3 ± 0,3	0/3	1,3 ± 0,2	0/3	<0,3	0/0
Summa PFAS SLV 11	30 ± 3,7	0/3	27 ± 2,4	0/3	4,6 ± 0,1	3/3
PFUdA (Perfluorundekansyra)	<0,30	3/3	<0,3	3/3	<0,3	0/0
PFDoA (Perfluordodekansyra)	<0,30	3/3	<0,3	3/3	<0,3	0/0
PFTrDA (Perfluortridekansyra)	<1,0	3/3	<1,0	3/3	<1,0	0/0
PFTeDA (Perfluortetradekansyra)	<1,0	3/3	<1,0	3/3	<1,0	0/0
PFHxDA (Perfluorhexadekansyra)	<3,0	3/3	<0,3	3/3	<0,3	0/0
PFPeS (Perfluorpentansulfonat)	0,5 ± 0,1	0/3	0,4 ± 0,0	0/3	<0,3	0/0
PFHpS (Perfluorheptansulfonsyra)	<3,0	3/3	<0,3	3/3	<0,3	0/0
PFNS (Perfluornonansulfonat)	<3,0	3/3	<0,3	3/3	<0,3	0/0
PFDS (Perfluordekansulfonsyra)	<3,0	3/3	<0,3	3/3	<0,3	0/0
PFDoS (Perfluordodekansulfonat)	<1,0	3/3	<1,0	3/3	<1,0	0/0
FOSA (Perfluoroktansulfonamid)	<0,30	3/3	<0,3	3/3	<0,3	0/0
P37DMOA (Perfluor-3,7-dimetyloktansyra)	<2,0	3/3	<2,0	3/3	<2,0	0/0
HPFHpA (7H-Perfluorheptansyra)	<3,0	3/3	<0,3	3/3	<0,3	0/0
4:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	<3,0	3/3	<0,3	3/3	<0,3	0/0
8:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	0,5 ± 0,1	0/3	<0,3	3/3	<0,3	0/0
Summa PFAS	31 ± 3,7	0/3	28 ± 2,8	0/3	4,6 ± 0,1	3/3

^a n, antal mätningar

^b LOQ limit of quantification, för denna förstudie likställt med rapporteringsgräns

3.3.4 Analys av nonylfenoler i vatten och slamfas

Metod

Inom ramen för denna förstudie har även alkylerade fenoler och alkylerade fenoletoxylater analyserats.

Resultat och diskussion

Inkommande och utgående halter samt halter i recipient visas i Tabell 8 och halterna i slamfasen visas i Tabell 9.

Flertalet av de analyserade parametrarna ligger under rapporteringsgränsen. De substanser som har rapporterade halter var 4-tert-butylfenol, som har högre halt i utgående vatten jämfört med inkommande (Tabell 8). Även 4-tert-pentylfenol uppmättes i inkommande vatten till ca 28 µg/l, medan det inte återfanns över rapporteringsgränsen i utgående vatten. Detta kan förklaras med att substansen binder till slammet och/eller delvis nedbrytning. På samma sätt kan ökande halter av t.ex. 4-tert-butylfenol bero på att 4-tert-pentylfenol är delvis nedbrutet. Utöver ovan nämnda fenoler påträffades även bisfenol A i inkommande och utgående vatten och har visat en reduktion på närmare 65%, se Appendix 4.

I slamfasen återfanns endast isononylfenol över rapporteringsgränsen utav de fem ämnen som ingått för analyspaketet. Både 4-tert-butylfenol eller 4-tert-pentylfenol rapporteras under rapporteringsgränsen och återfinns alltså inte i slammet.

Slutsats

Halter av fenoler i inkommande och utgående vatten till Duvbacken ARV visar att det är främst 4-tert-pentylfenol och 4-tert-butylfenol som påvisas i mätbara halter.

Halter uppmätta i slamfasen förklarar inte den förändring av mängden 4-tert-pentylfenol som påvisades mellan inkommande och utgående avloppsvatten.

Fördelningen av mängderna fenoler i olika strömmar på reningsverket diskuteras under avsnitt 3.4.

Tabell 8. Medelhalt ± standardavvikelse (med en noggrannhet om en decimal och rapporterat som ng/l) samt totalt antal mätningar som utförts och hur många av dessa som varit under rapporteringsgränsen av analyserade fenoler i inkommande, utgående vatten och i recipient.

	Ink. ARV		Utg. ARV		Recipient	
	Medel	n ^a <LOQ ^b / n	Medel	n <LOQ / n	Medel	n <LOQ / n
Enhet	ng/l	st	ng/l	st	ng/l	st
4-tert-oktylfenol	<20	2/3	<10	3/3	<10	3/3
4-n-nonylfenol	<10	3/3	<10	3/3	<10	3/3
iso-nonylfenol	<150	2/3	<100	3/3	<100	3/3
4-tert-butylfenol	46 ± 14	0/3	73 ± 41	0/3	<10	3/3
4-tert-pentylfenol	28 ± 7	1/3	<10	3/3	<10	3/3
Bisfenol A	220 ± 54	0/3	98 ± 16	0/3	<10	3/3
iso-nonylfenolmonoetylat	<100	3/3	<100	3/3	<100	3/3
iso-nonylfenoldietylat	<100	3/3	<100	3/3	<100	3/3

	Ink. ARV		Utg. ARV		Recipient	
	Medel	n ^a <LOQ ^b / n	Medel	n <LOQ / n	Medel	n <LOQ / n
Enhet	ng/l	st	ng/l	st	ng/l	st
iso-nonylfenoltrietyoxylat	<100	3/3	<100	3/3	<100	3/3
iso-nonylfenoltetraetyoxylat	<100	3/3	<100	3/3	<100	3/3
iso-nonylfenolpentaetyoxylat	<100	3/3	<100	3/3	<100	3/3
iso-nonylfenolhexaetyoxylat	<100	3/3	<100	3/3	<100	3/3
4-t-oktylfenolmonoetyoxylat	<230	2/3	<10	3/3	<10	3/3
4-t-oktylfenoldietyoxylat	<10	3/3	<10	3/3	<10	3/3
4-t-oktylfenoltrietyoxylat	<10	3/3	<10	3/3	<10	3/3
4-t-oktylfenoltetraetyoxylat	<10	3/3	<10	3/3	<10	3/3
4-t-oktylfenolpentaetyoxylat	<10	3/3	<10	3/3	<10	3/3
4-t-oktylfenolhexaetyoxylat	<10	3/3	<10	3/3	<10	3/3

^a n, antal mätningar

^b LOQ limit of quantification, för denna förstudie likställt med rapporteringsgräns

Tabell 9. Medelvärde ± standardavvikelse av fenoler i slam, samt antal mätningar under rapporteringsgränsen och totalt antal mätningar. Analyserna är gjorda på månadsprover för september, oktober och november. TS-halt för november saknas.

	Enhet	Slam	
		Medel	n ^a <LOQ ^b / n
4-n-nonylfenol	ug/kg TS	<10	3/3
4-tert-butylfenol	ug/kg TS	<13	3/3
4-tert-Oktylfenol	ug/kg TS	<230	3/3
4-tert-Pentylfenol	ug/kg TS	<10	3/3
iso-Nonylfenol	ug/kg TS	1900 ± 750	0/3
TS	%	24 ± 0,2	0/2

^a n, antal mätningar

^b LOQ limit of quantification, för denna förstudie likställt med rapporteringsgräns

3.3.5 Jämförelse av mängd mikroföroreningar i Swecos förstudier om avancerad rening

Baserat på summahalten (medel av samtliga provtagningar) av de 39 substanserna som analyserats i detta projekt efter MoLabs analyslista, har Sweco jämfört analysresultaten mellan de sex ARV som genomfört förstudier och pilotstudier avseende avancerad rening av mikroföroreningar. Substanser där samtliga mätningar var under rapporteringsgränsen har exkluderats. Enligt den provtagning som gjorts i utgående avloppsvatten från Duvbackens ARV släpps årligen 132,1 kg läkemedel (inklusive PFOA och PFOS) ut i recipienten⁵. Detta motsvarar ungefär 1,4 g/pe, år. Vid en jämförelse med de sex förstudier som Sweco driver, ligger denna siffra mellan 0,9 och 2,0 g/pe,år och NRG

⁵ Baserat på summahalten (medel av samtliga provtagningar) av de 39 substanserna som analyserats i detta projekt. Substanser där samtliga mätningar är under rapporteringsgräns har exkluderats.

placeras sig därmed i den övre halvan. Två VA-organisationer har högre mängder än Gävle och dessa motsvarade 1,7 respektive 2,0 g/pe, år.

3.4 Massbalans för organiska mikroföroreningar över Duvbackens ARV

En massbalans för mikroföroreningar har tagits fram för Duvbackens ARV. Massbalansen redovisar inkommande och utgående mängder, samt mängder i slammet och avser att på ett överskådligt sätt beskriva vad som händer med mikroföroreningarna över avloppsreningsverket.

3.4.1 Metod

För att utföra massbalansen har tidigare redovisade analysdata av mikroföroreningar använts och med hjälp av flöde och slammängder räknats om till totala mängder per år, avrundat till två värdesiffror.

Skillnaden i inkommande och utgående flöde är marginell över de veckor provtagning skett och har därför justerats till att inkommande flöde är lika med utgående flöde. Baserat på angivna flöden vid provtagningsveckorna har årsmedelflödet beräknats till 13 548 737 m³/år.

Slamproduktionen är stabil över året med 4 961 ton VV/år och 22,2% TS.

Mikroföroreningarna har grupperats för att åskådliggöra massbalansen för vissa specifika viktiga ämnesgrupperingar. Kategorierna är följande:

Totalt

- Hela MoLabs analyslista, exkl. PFOS och PFOA (Appendix 1)

Antibiotika

- Azitromycin
- Ciprofloxacin
- Erytromycin
- Klaritromycin
- Sulfametoxazol
- Trimetoprim

Smärtstillande/antiinflammatoriskt

- Diklofenak
- Ibuprofen
- Naproxen
- Paracetamol
- Tramadol

Hormonstörande ämnen

- 17 α -etinylöstradiol
- 17 β -östradiol
- Bisfenol A

- Fenoler
- Östron

PFAS

- Hela analyslistan (Tabell 7)

Fenoler

- Hela analyslistan (Tabell 8 och Tabell 9)

SFÄ:er

- 17 α -etinylöstradiol
- 17 β -östradiol
- Bisfenol A
- Ciprofloxacin
- Diklofenak
- Imidakloprid
- Nonylfenol
- PFAS-11

3.4.2 Resultat och diskussion

Resultaten av massbalansen redovisas i Figur 5. Av de totalt ca 1300 kg mikroföroreningar som inkommer till avloppsreningsverket per år är det ca 120 kg som går igenom verket i vattenfasen och ca 13 kg hamnar i slamfasen. Den totala reduktionen är hög men en viss mängd släpps ut till recipient.

Fördelningen av vilka specifika ämnen som släpps ut från avloppsreningsverket kan förväntas vara annorlunda jämfört med det inkommande vattnet då utgående ämnen kommer utgöras av en större andel svårnedbrytbara substanser.

För kategorin antibiotika hamnar ungefär 1,6 kg av de inkommande ca 20 kg/år i slammet och ca 7 kg finns kvar i utgående renat avloppsvatten. Även dessa substanser bryts till viss del ned i avloppsreningsverket. Enligt Tabell 4 är fördelningen av utgående antibiotika ganska likvärdig mellan de sex substanser som ingår i kategorin, men erytromycin utgör en något mindre andel än övriga ämnen.

Högst rening sker av kategorin smärtstillande/antiinflammatoriskt, där ca 16 kg av inkommande 1100 kg/år går ut till recipient och ca 0,13 kg hamnar i slammet per år. Fördelningen av de smärtstillande/antiinflammatoriska substanserna i det utgående vattnet ser dock väldigt annorlunda ut från fördelningen i det inkommande vattnet. Detta beror på att både ibuprofen och paracetamol reduceras med 100% medan exempelvis diklofenak som är svårare att bryta ned inte avskiljs lika effektivt i avloppsreningsverket och belastar därför recipienten (tillsammans med naproxen och tramadol). Diklofenak är dessutom en SFÄ och bör därför beaktas särskilt. I detta fall utgör substansen en så liten del av den totala mängden smärtstillande/antiinflammatoriskt att den inte ger någon effekt på kategorins totala procentuella nedbrytning.

Ungefär 5 kg hormonstörande ämnen kommer in till avloppsreningsverket per år och reduceras relativt dåligt från vattenfasen. Av dessa går ca 2,3 kg ut med

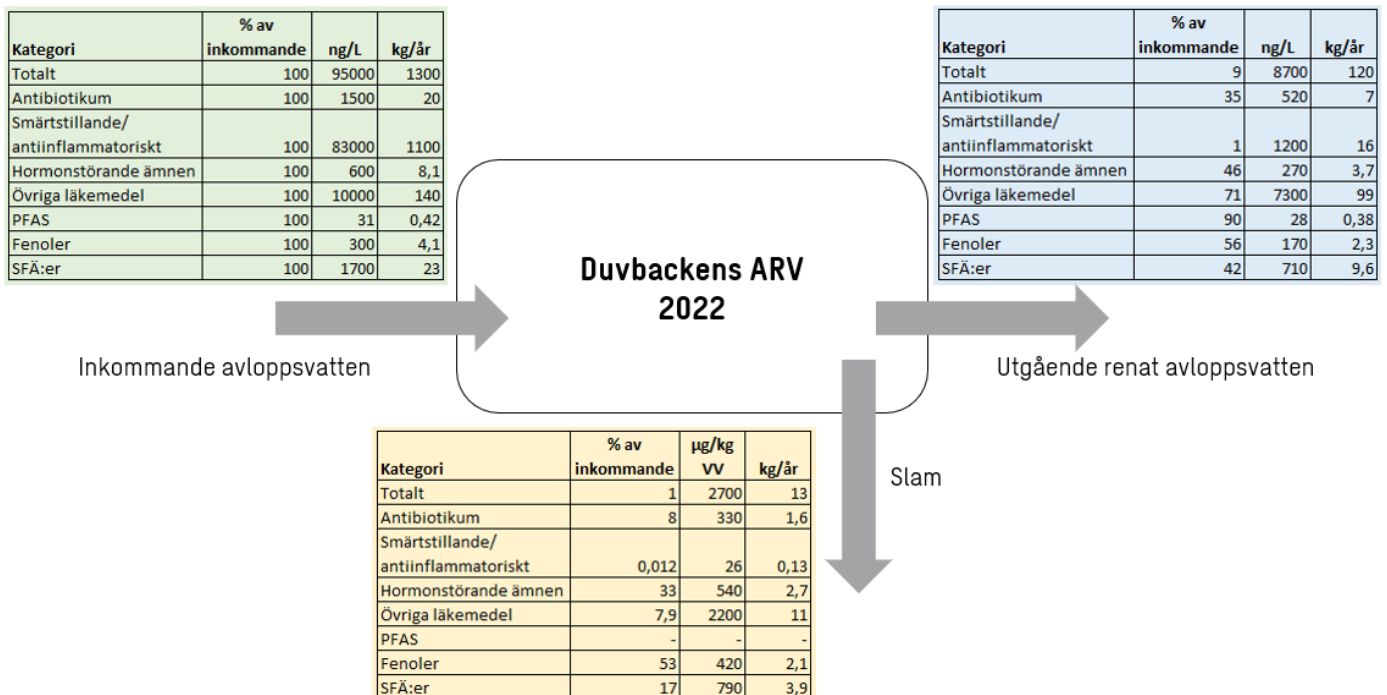
utgående renat avloppsvatten och ca 2,7 kg hamnar i slammet. Substanserna i både inkommande och utgående vatten består främst av Bisfenol A och andra fenolära ämnen men även östron.

Kategorin övriga läkemedel inkluderar alla ämnen från MoLabs analyslista som inte ingår i någon av de tidigare nämnda kategorierna. En stor andel av de inkommande läkemedlen, ca 140 kg/år, går ut med utgående renat avloppsvatten (ca 99 kg/år) och en liten andel (ca 11 kg/år) hamnar i slammet.

PFAS är den kategori som renas allra sämst i avloppsreningsverket, där 90% av inkommande mängd återfinns i utgående renat vatten. PFAS i slam har inte analyserats.

Ungefär hälften av de inkommande fenolerna går ut med utgående vatten och hälften hamnar i slammet.

Generellt är det en mindre mängd mikroföroreningar som binds till slammet än som går ut med utgående renat avloppsvatten, vilket stämmer väl med den miljöinformation om läkemedel som finns på www.fass.se och som visar att de flesta läkemedel inte har potential att bioackumuleras utan i större utsträckning fördelar sig till vattenfasen. Relaterat till inkommande mängder är det högst andel fenoler som hamnar i slammet.



Figur 5. Flöden av mikroföroreningar uppdelat i olika kategorier över Duvbackens ARV. Data i den gröna rutan gäller för inkommande avloppsvatten, den blå rutan för utgående renat avloppsvatten och den gula rutan för slam. Kategorin Totalt avser mikroföroreningar i MoLabs analyslista exkl. PFOS och PFOA. Här ingår inte heller PFAS eller fenoler som analyserats av Eurofins. Kategorin Övriga läkemedel avser alla substanser i MoLabs analyslista som inte ingått i någon av de andra underkategorierna. Om inga analyser har genomförts indikeras detta med "-".

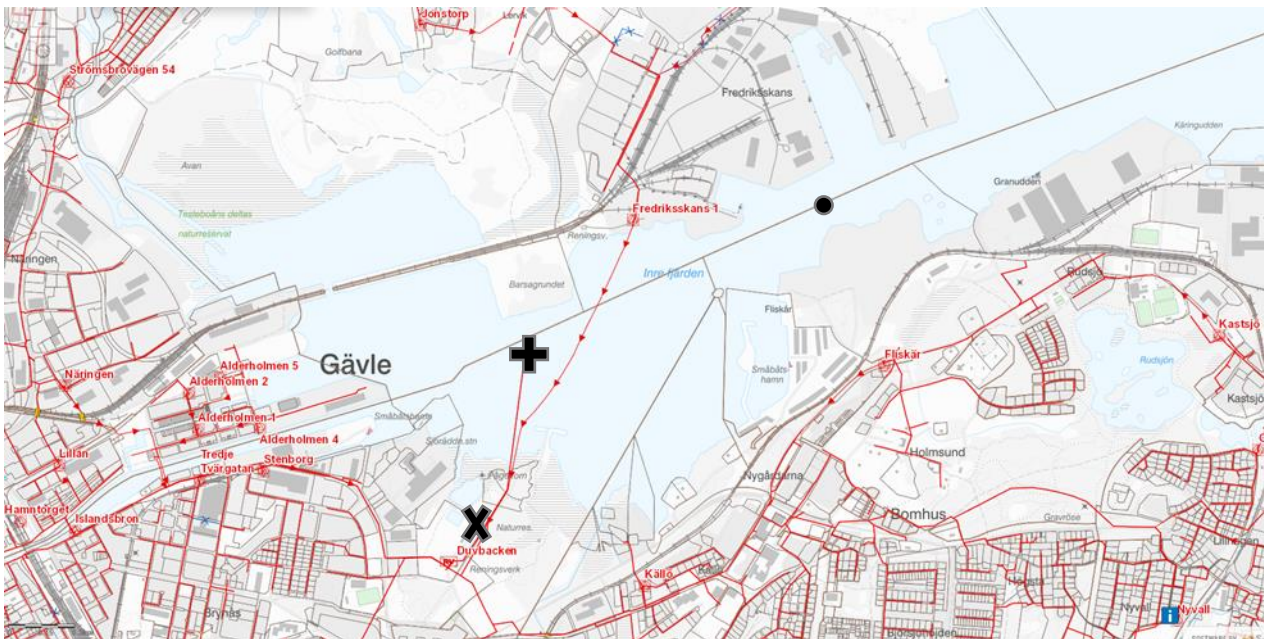
3.4.3 Slutsats

Kategorierna PFAS, övriga läkemedel och fenoler reduceras i låg grad över avloppsreningsverket. Kategorin smärtstillande/antiinflammatoriskt reduceras mest, men även den totala reduktionen (av alla mikroföroreningar) är hög. Det ska understrykas att det inte betyder att den mängd som faktiskt släpps igenom avloppsreningsverket i dessa kategorier inte utgör en risk för recipienten. Generellt går det ut större andel mikroföroreningar med vattenfasen till recipient än vad som hamnar i slammet.

4. Miljöriskbedömning avseende recipientpåverkan vid Duvbackens ARV

4.1 Metod

En miljöriskbedömning utfördes för att bedöma om några av de analyserade mikroföroreningarna i utgående avloppsvatten från Duvbacken kan påverka organismerna i recipienten Inre Fjärden i Gävlebukten - vid utsläppspunkten från ARV och vid provtagningspunkten i recipienten, K619 (Figur 6).



Figur 6. Provtagningspunkt vid utgående avloppsvatten från ARV (X), utsläppspunkt i Inre Fjärden (+) och recipientprovtagningspunkt K619 (●).

Miljöriskbedömningen gjordes genom att jämföra den beräknade koncentrationen av mikroföroreningar i recipienten (Predicted Environmental Concentration – PEC) med den högsta koncentration av mikroföroreningarna som inte förväntas ha någon negativ effekt på organismerna i recipienten (Predicted No Effect Concentration – PNEC), se t.ex. (Kemikalieinspektionen, 2020).

Om kvoten PEC/PNEC är större än 1 (>1) i recipienten föreligger en risk att organismerna kan skadas av mikroföroreningarna. Den kategorin betecknas hög risk. Mikroföroreningar med en kvot i intervallet $0,1 < \text{PEC/PNEC} \leq 1$ har också noterats i denna studie för att fånga upp eventuella risker för substanser med en kvot relativt nära 1. Denna kategori betecknas som måttlig risk. Mikroföroreningar med riskkvoter $\leq 0,1$ betraktas i denna studie som låg risk för miljön.

PEC baseras på analys av mikroföroreningar vid två provtagningspunkter:

- utgående vatten från Duvbackens ARV till Inre Fjärden (spädningsfaktor 10) och;
- uppmätta halter vid recipientprovtagning (kontrollpunkt K619)

Spädningsfaktorn 10 har använts för att representera ett rimligt worst case-scenario i Inre Fjärden, vilket förtydligas i nedanstående stycke.

Spädningsfaktorn är baserad på spridningsmodellering och påverkan av renat avloppsvatten från Duvbackens ARV i det aktuella området (Lundström & Nordfeldt, 2020). För den aktuella frågeställningen är det scenariot "Nuläge" (befintlig utsläppspunkt) som är intressant.

Nära utsläppspunkten är spädningsgraden ca 10-20 gånger under vintern. Sommarförhållandena redovisas med lägre noggrannhet (d.v.s. större spann för spädningsgraden) och är 0 – 100 gånger i närheten av utsläppspunkten. Utifrån dessa spädningsgrader bestämdes att spädningsgraden 10 ger ett rimligt worst case-scenario för PEC i Inre Fjärden.

PNEC-värdena baseras på information från rapporter, vetenskapliga artiklar och bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (HaV, 2019) och förutsätts vara rätt beräknade (se 0 *PEC/PNEC-beräkningar för studerade mikroföroreningar* för fullständig information). Bedömningsgrunderna anger värdena för god status och målet är att dessa inte ska överskridas då det riskerar att försämra vattenkvaliteten i området. I de fall det finns en bedömningsgrund för mikroföroreningen har värdet betraktats som ett PNEC.

Säkerhetsfaktorer (SF) har angivits i de fall de är kända. Ju färre ekotoxikologiska data PNEC-värdet baseras på, desto högre SF används vilket medför ett osäkrare PNEC. På samma sätt medför resultat från studier avseende akuttoxiska effekter högre SF jämfört med studier av långtidseffekter.

Följande prioritetsordning har använts i de fall det funnits flera källor för PNEC:

1. Svenska bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen (SFÄ) och kemisk ytvattenstatus
2. Det lägsta värdet av tyskt och schweiziskt EQS (Environmental Quality Standard) i de fall båda värdena finns, alternativt det värde som finns av dessa två. Årtal kan också spela roll för prioriteringen.
3. Ågerstrand 2019 - *Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances*. I denna publikation har författaren tagit fram PNEC-värden för 39 olika läkemedel, baserat på litteratordata.
4. Övriga referenser.

För antibiotika har en studie av Tell och medarbetare använts (Tell, o.a., 2019), utom för ciprofloxacin som har en bedömningsgrund för SFÄ. Denna källa hämtar i många fall data från en annan studie som genomfördes några år tidigare av Bengtsson-Palme och Larsson (Bengtsson-Palme & Larsson, 2016), men är i vissa fall striktare, d.v.s. PNEC är lägre, vilket motiverar användningen.

För vissa mikroföroreningar kan det alltså finnas ett lägre (eller högre) PNEC-värde som inte används i bedömningen eftersom det befinner sig längre ner i prioriteringsordningen. För några ämnen som detekterats saknas PNEC (t.ex. mebendazol och sotalol), vilket gör att det inte går att beräkna PEC/PNEC och därmed säkerställa om de utgör en risk eller inte.

I regel har endast moderssubstanten och inte metaboliter (nedbrytningsprodukter) redovisats i PEC/PNEC-beräkningarna. Undantaget är sertralin där huvudmetaboliten norsertralin (desmetylsertralin) ingår i Tabell . Norsertralin har då antagits ha samma ekotoxikologiska egenskaper som moderssubstanten sertralin. Detta är troligen en överskattning av ekotoxiciteten eftersom metaboliter i regel har mindre farmakologisk aktivitet än moderssubstanten och därmed kan förväntas vara mindre biologiskt aktiva. Ett exempel på detta är norsertralin som har 10-20 % av sertralins farmakologiska aktivitet (Labmedicin Skåne, 2021).

4.2 Resultat och diskussion

Alla beräkningar av miljörisken (PEC/PNEC) (i de fall det varit möjligt) för de analyserade mikroföroreningarna vid utsläppspunkten från ARV i Inre Fjärden respektive provtagningspunkten K619 i recipienten i Gävlebukten redovisas i Appendix 5. I Tabell 10 redovisas de mikroföroreningar där PEC/PNEC-kvoterna tyder på att det finns en risk för organismerna som lever i det aktuella vattenområdet (rött – hög risk), alternativt att ämnena kan närma sig en halt som kan komma att utgöra en risk (orange – måttlig risk) vid någon eller båda provpunkterna. För tydlighetens skull har även ämnena angivna som <-värden presenterats för ämnena med måttlig och hög risk. Mindre än-värden betyder att koncentrationen av ämnet ligger under rapporteringsgränsen, men det går inte att säga att koncentrationen är noll. Det betyder att det mest korrekta är att ange PEC/PNEC som ett <-värde, (se avsnitt 3.3 för mer information om analysvärdena). Med största sannolikhet ligger dessa PEC/PNEC-värden betydligt lägre än de angivna rapporteringsgränserna. Vi har valt att endast diskutera de ämnen som återfanns vid halter över rapporteringsgränsen och hamnade i kategorierna måttlig och/eller hög risk vid någon eller båda provtagningspunkterna.

Tabell 10. PEC/PNEC-beräkningar för mikroföroreningar i Inre Fjärden och recipientprovtagningspunkten K619 redovisade med två decimaler. **PEC/PNEC ≤ 0,1** (låg risk); **0,1 < PEC/PNEC ≤ 1** (måttlig risk); **PEC/PNEC > 1** (hög risk).

Mikro-förorening	Användning	Beräknad riskkvot – PEC/PNEC i Inre Fjärden (utspädning utlopp ARV x10)	Riskkvot – PEC/PNEC i recipientprovtagningspunkt (K619) (baserat på uppmätta halter)	Kommentar till resultatet
Läkemedel				
Amlodipin	Blodtrycks-sänkande (m.m.)	<2,00	<20,00	
Amoxicillin	Antibiotikum	<0,04	<0,40	
Azitromycin (Eurofins + MoLab) ^a	Antibiotikum	0,14	<0,21	

Mikro-förening	Användning	Beräknad riskkvot – PEC/PNEC i Inre Fjärden (utspädning utlopp ARV x10)	Riskkvot – PEC/PNEC i recipientprov-tagningspunkt (K619) (baserat på uppmätta halter)	Kommentar till resultatet
Azitromycin (Eurofins) ^b	Antibiotikum	0,14	<0,53	
Bensyl-penicillin	Antibiotikum	<0,04	<0,40	
Bezafibrat	Lipidsänkande	0,13	<0,02	
Ciprofloxacin	Antibiotikum	0,11	0,00	
Citalopram ^c (1)	Antidepressivt	372,00	25,00	PNEC = 0,075 ng/L och inkluderar hög riskfaktor (2000). PEC/PNEC kan därmed betraktas som osäkert.
Citalopram ^d (2)	Antidepressivt	1,40	0,10	PNEC = 20 ng/L och inkluderar en betydligt lägre säkerhetsfaktor (50) än för citalopram (1) eftersom dataunderlaget betraktas som mer robust.
Diklofenak	Antiinflammatoriskt	4,81	0,55	SFÄ, bedömningsgrund (årsmedelvärde) (används som PNEC) god status = 10 ng/l.
Doxycyklin	Antibiotikum	<0,05	<0,54	
Enrofloxacin	Antibiotikum	<0,03	<0,33	
Erytromycin	Antibiotikum	0,53	0,00	
Felodipin	Blodtrycks-sänkande	<0,10	<1,0	
Furosemid	Urindrivande	0,78	<0,17	
Meropenem	Antibiotikum	<0,08	<0,83	
Mometason-furoat	Antidepressivt	<0,14	<1,43	
Oxazepam	Lugnande	1,78	0,31	Begränsade PNEC-data medför relativt osäker miljöriskbedömning.
Sertralin	Antidepressivt	0,22	0,00	
Sertralin och norsertralin	Antidepressivt	1,70	<0,53	PNEC-värde har antagits vara samma för både sertralin och norsertralin (metabolit).
Simvastatin	Kolesterol-sänkande	<0,25	<2,50	
Sulfametoxazol	Antibiotikum	0,22	0,02	
Venlafaxin	Antidepressivt	0,78	<0,11	
Hormoner				
Levonorgestrel	Könshormon	<100,00	<1000	
Östriol	Könshormon	<0,67	<6,67	

Mikro-förorening	Användning	Beräknad riskkvot – PEC/PNEC i Inre Fjärden (utspädning utlopp ARV x10)	Riskkvot – PEC/PNEC i recipientprov-tagningspunkt (K619) (baserat på uppmätta halter)	Kommentar till resultatet
Östron	Könshormon	0,33	0,12	
Andra mikro-föroreningar				
PFOA ^e (Eurofins + MoLab) ^a	Högfluorerat ämne	0,37	0,81	PNEC för PFOA är baserat på ett osäkert värde (se Appendix 5).
PFOA (Eurofins) ^b	Högfluorerat ämne	0,23	0,21	
PFOS (Eurofins + MoLab) ^a	Högfluorerat ämne	5,38	<15,38	
PFOS (Eurofins) ^b	Högfluorerat ämne	3,08	3,26	Gränsvärde, årsmedelvärde (används som PNEC) kemisk ytvattenstatus = 0,13 ng/L

^a Riskkvoterna baserade på sammanslagna analyser vid Eurofins och MoLab.

^b Riskkvoterna baserade på analyser vid Eurofins.

^c Miljöriskkvoter baserade på PNEC = 0,075 ng/L (säkerhetsfaktor = 2000)

^d Miljöriskkvoter baserade på PNEC = 20 ng/L (säkerhetsfaktor = 50)

^e Se Appendix 5 för mer information om PNEC för PFOA.

Generellt sett är riskkvoterna högre nära Duvbackens utsläppspunkt jämfört med i recipientprovtagningsspunkten, vilket tyder på att mikro-föroreningarna i huvudsak härstammar från det renade avloppsvattnet från ARV (Tabell 10). Undantagen är PFOS (Eurofins) där värdena är jämförbara för provtagningsspunkterna och PFOA (Eurofins + MoLab) där recipientvärdet är något högre än utanför ARV. Detta kan tyda på att det finns andra källor än Duvbackens ARV till PFAS-ämnen i recipienten, vilket kan vara t.ex. deponier, tvätterier med impregnering, textilindustri, metallbearbetande industri, cementgjuteri, oljelagring, fasta installationer för brandsläckning, räddningstjänst och brandövningsplatser (Kemikalieinspektionen, 2022).

PEC/PNEC-beräkningarna visar att riskkvoterna för citalopram (1) och (2), diklofenak, oxazepam, sertralin/norsertalin och PFOS (för båda analyskategorierna) hamnar över 1 vid utsläppspunkten för Duvbacken, d.v.s. det finns en risk att organismerna i Inre Fjärden kan skadas av dessa fem ämnen. Vid recipientprovtagningsspunkten var det endast citalopram (1) och PFOS (Eurofins) som hamnade i kategorin hög risk.

Av de totalt fem mikro-föroreningar som kan utgöra en hög risk i Inre Fjärden finns det bedömningsgrunder för god status för diklofenak och PFOS (HaV, 2019), som alltså inte uppfylls. Detta betyder att reningsverket har en potentiell påverkan på sänkt ytvattenstatus för PFOS och diklofenak i Inre Fjärden. Bedömningsgrunden för god status för PFOS uppfylls inte heller vid recipientprovtagningsspunkten. I denna punkt kan det alltså finnas andra källor till PFOS än ARV. Däremot påvisades inte 17- β -östradiol i någon av provtagningsspunkterna, vilket indikerar att Duvbackens ARV inte bidrar till sänkt status för detta ämne i Inre fjärden.

En viktig faktor i sammanhanget är vilken utspädningsfaktor som används för att beräkna halten av mikroföroreningar utanför utsläppspunkten för Duvbacken (se 4.1), då det har betydelse för utfallet av PEC-beräkningarna och därmed riskkvoterna. I detta fall har bedömningen gjorts, baserat på tidigare modelleringar, att 10 gångers utspädning ger ett rimligt worst case-scenario då denna spädning är i lägre spannet av spädningar som beräknas inträffa både vinter- och sommartid. Vid en jämförelse mellan PEC/PNEC-kvoterna i utgående vatten från ARV (med en spädningsfaktor 10) och resultaten från provtagningen i recipientprovtagningsspunkten, visar det sig att generellt sett är kvoterna lägre i recipienten (med undantag för PFOS och PFOA), men för de fem ämnen där detekterbara halter uppmätts vid båda provtagningsspunkterna är PEC/PNEC 3-14 gånger lägre i recipienten, d.v.s. skillnaden är inte så stor vilket styrker att utspädningsfaktorn för utgående ARV är ett rimligt worst-case scenario. Det ska understrykas att spädningen tycks vara betydligt större under stora delar av året (Lundström & Nordfeldt, 2020) beroende på temperatur, vindförhållanden och andra faktorer, vilket innebär att PEC/PNEC-kvoterna med största sannolikhet är avsevärt lägre under dessa perioder.

Valet av spädning, gällande flöden och utgående halter kan alltså i många fall vara avgörande för utfallet av miljöriskbedömningen och det finns alltid en osäkerhet kring dessa parametrar, vilket gör att man bör vara försiktig med att dra för stora växlar på resultaten. För att få ytterligare, förfinad kunskap om spridningen av mikroföroreningarna i Inre Fjärden vore det lämpligt att ta ett helhetsgrepp kring detta, t.ex. genom provtagning av både utgående vatten och recipient och kombinera detta med modellering (se avsnitt 4.3 för vidare diskussion). Om fler provtagningar ska genomföras är det viktigt att de ämnen som ligger över bedömningsgrunderna för god status, d.v.s. diklofenak och PFOS, finns med bland de provtagna ämnena. För analyserna av PFOS rekommenderas att använda det analyslaboratorium som har lägst rapporteringsgräns eftersom det kan ha en avgörande betydelse för om PFOS detekteras eller inte.

I övrigt hamnar azitromycin, bensotriazol, ciprofloxacin, furosemid, sertralin, venlafaxin, östron och PFOA i kategorin måttlig risk vid utsläppspunkten, medan bensotriazol, diklofenak, oxazepam, östron och PFOA hamnar inom samma kategori för recipientprovtagningsspunkten. Det ska påpekas att PNEC för PFOA är baserat på ett osäkert värde (se Appendix 5).

Det är värt att notera att två bedömningar baserade på olika PNEC-värden tagits fram för citalopram. Anledningen är att effektdata för detta läkemedel är osäkra och varierar beroende på källan. Citalopram (1) bygger på ett PNEC-värde på 0,075 ng/L, d.v.s. ett mycket lågt värde beroende på att säkerhetsfaktorn är mycket hög (2000). Ju färre och mindre relevanta data PNEC-värdet baseras på, desto högre blir säkerhetsfaktorn, vilket betyder att det är en stor osäkerhet kring värdet. För citalopram (2) är PNEC-värdet 20 ng/L med en säkerhetsfaktor på 50, vilket beror på att dataunderlaget bedöms som robustare än för citalopram (1). Båda värdena har tagits med eftersom citalopram (1) används i många svenska nyare rapporter t.ex. (Ågerstrand, 2019; Länsstyrelsen, 2021).

Även bedömningen för oxazepam bygger på begränsade data, vilket gör att bedömningen av miljörisken är osäker. Med anledning av de osäkra dataunderlagen för citalopram och oxazepam har Länsstyrelsen i Skåne (Pirzadeh Pardis, pers. komm.) föreslagit Havs- och Vattenmyndigheten att de

ska ta fram bedömningsgrunder för dessa läkemedel i enlighet med riktvärden för Särskilt Förorenande Ämnen (SFÄ).

Eurofins anger totala halten av sertralin och norsertralin som en av de analyserade parametrarna. Sertralin är den aktiva läkemedelssubstansen och norsertralin är en aktiv metabolit till sertralin, d.v.s. en nedbrytningsprodukt. Norsertralin är inte lika biologiskt aktiv (potent) som sertralin, men vid beräkningen av PEC/PNEC i miljöriskbedömningen har båda substanserna antagits ha samma aktivitet som sertralin. Därför har PNEC-värdet för sertralin även antagits vara samma för norsertralin.

Förutom miljörisken är det av betydelse att studera substansernas nedbrytbarhet och förmåga att bioackumuleras, vilket är egenskaper som är viktiga ur miljösynpunkt på längre sikt. Många läkemedel är svårnedbrytbara (se miljöinformation på www.fass.se) och de kan därför finnas kvar i recipienten under en längre tid. Även PFAS-ämnen är generellt sett svårnedbrytbara (Naturvårdsverket., 2016).

Det är också troligt att vissa läkemedel, till exempel ibuprofen och paracetamol, kommer att brytas ned i recipienten (och normalt sett även i avloppsreningsverket, se t.ex. Appendix 4) eftersom de är biologiskt nedbrytbara. Varken ibuprofen eller paracetamol påvisades i halter över rapporteringsgränsen i recipienten i denna förstudie. Det tyder på att de brutits ned, då det är läkemedel som väldigt många människor konsumerar och användningen därmed är mycket hög.

Det ska också påpekas att det PNEC-värde som använts för ibuprofen (i enlighet med prioriteringsordningen för PNEC – se 4.1 Metod) är ett schweiziskt EQS på 11 ng/L medan vissa andra studier, t.ex. (Länsstyrelsen, 2021) har använt ett PNEC-värde på 120 ng/L som baseras på Ågerstrand 2019. Skillnaden betyder att PEC/PNEC-kvoten blir ungefär en faktor 10 högre vid användning av det schweiziska värdet jämfört med värdet baserat på Ågerstrand 2019. Detta kan vara en förklaring till eventuella skillnader i utfall av miljörisk för ibuprofen i olika studier. Ett exempel åt det motsatta hållet är östron, där prioriteringsordningen gör att ett PNEC baserat på det schweiziska EQS-värdet 3,7 ng/L använts i föreliggande studie, men där det finns en annan studie baserad på fisk (Metcalf, Metcalfe, Kiparissis, Koenig, & Khan, 2001) som enligt IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL, 2015) innebär att PNEC blir 0,08 ng/L. Det senare värdet skulle ge en betydligt högre PEC/PNEC-kvot än kvoten för östron som anges i Tabell . Vad gäller risken att ämnena bioackumuleras, d.v.s. att de ackumuleras i fettvävnad hos organismer, så är de flesta läkemedel inte bioackumulerbara (se miljöinformation på www.fass.se). Däremot är PFOS bioackumulerbart (Naturvårdsverket, 2016), vilket bekräftas av att många predatorer (rovdjur) högt upp i näringskedjan har höga halter av ämnet i kroppen.

4.3 Behov av ett avancerat reningssteg för mikroföroreningar

Det finns många faktorer som kan påverka behovet av avancerad rening, bl.a. mängden mikroföroreningar som släpps ut i recipienten, recipientens vattenomsättning, antal ARV som använder samma recipient, recipientens ekologiska känslighet samt årsvariationer avseende vattenomsättning och utsläppsmängder från ARV.

Generellt sett är riskkvoterna högre nära Duvbackens utsläppspunkt jämfört med i recipientprovtagningspunkten. För PFOS och PFOA var värdena relativt jämförbara för provtagningspunkterna (utgående med spädning och i recipient). Detta kan tyda på att det finns andra källor än Duvbackens ARV till PFAS-ämnen i recipienten.

Sweco har jämfört summan av alla PEC/PNEC-kvoter som utgör måttlig och hög risk för de 39 substanser som analyserats utifrån MoLabs analyslista i utgående vatten med spädning med den andel vatten ARV släpper ut till tillhörande recipient (utsläppsflödets andel till recipient vid medelflöde). Detta gjordes för samtliga förstudier som genomförts under 2021/2022. Jämförelsen visar att det finns en indikation på ett samband mellan höga PEC/PNEC-summor med ökad andel utsläppsflöde från ARV till recipient. Swecos observation stämmer väl överens med observationer gjorda i en tidigare studie genomförd av Länsstyrelsen Skåne (Länsstyrelsen, 2021). I den studien påpekades det att verk med stor påverkan på recipienten utifrån utsläppandel vid medelflöde, också kommer utgöra en stor miljörisk vid torrperioder, t.ex. som följd av klimatförändringar.

PEC/PNEC-beräkningarna visade att riskkvoterna för citalopram (1) och (2), diklofenak, oxazepam, sertralin/norsertalin och PFOS hamnar över 1 vid utsläppspunkten för Duvbacken, d.v.s. det finns en risk att organismerna i Inre Fjärden kan skadas av dessa fem ämnen. Vid recipientprovtagningspunkten var det endast citalopram (1) och PFOS som hamnade i kategorin hög risk. Det ska poängteras att citalopram (1) baseras på ett osäkert PNEC-värde, vilket gör att det finns en risk för överskattning av PEC/PNEC-kvoten.

Av de totalt fem mikroföroreningar som kan utgöra en hög risk i Inre Fjärden finns det bedömningsgrunder för god status för diklofenak och PFOS, som alltså inte uppfylls. Detta betyder att reningsverket (GäVAAB) har en potentiell påverkan på sänkt ytvattenstatus för PFOS och diklofenak i Inre Fjärden och detta i kombination med övriga ämnen med hög risk gör att det inte går att utesluta behovet av avancerad rening vid Duvbackens ARV.

Bedömningsgrunden för god status för PFOS uppfylls inte heller vid recipientprovtagningspunkten, men här kan det även finnas andra källor till PFOS än ARV. Däremot påvisades inte 17- β -östradiol i någon av provtagningspunkterna, vilket indikerar att GäVAAB inte bidrar till sänkt status för detta ämne i Inre fjärden.

En viktig faktor i sammanhanget är vilken utspädningsfaktor som används för att beräkna halten av mikroföroreningar utanför utsläppspunkten för Duvbacken (se 4.1), då det har betydelse för utfallet. I detta fall har bedömningen gjorts, baserat på tidigare modelleringar, att 10 gångers utspädning ger ett rimligt worst case-scenario då denna spädning är i lägre spannet av spädningar som beräknas inträffa både vinter- och sommartid. För att få ytterligare, förfinad kunskap om spridningen av mikroföroreningarna i Inre Fjärden kan det vara fördelaktigt att genomföra en 3D-modell för att utreda hur mikroföroreningarna sprids från ARV till recipient (Sweco., 2020). Det rekommenderas att Gävle tar hänsyn till den modell som redan är framtagen. En 3D-modell ger ett resultat som gäller över tid och rum, tillskillnad från en boxmodell som utnyttjats för denna miljöbedömning. För Inre Fjärden kan den här typen av 3D-modellering vara av vikt eftersom faktorer såsom salinitet, skiktning och temperatur också spelar roll för omblandningen, något som denna modell tar höjd för. Resultat från en sådan här modellering blir t.ex. vetskap om hur stor vattenvolym som överskrider PEC/PNEC, när det sker, samt lämplig lokalisering av relevanta

provtagningspunkter i recipient. Även information om var i recipienten påverkan från mikroföroreningarna sker kan erhållas utifrån olika scenarier, t.ex. med och utan avancerad rening. Vid ytterligare provtagning är det viktigt att de ämnen som ligger över bedömningsgrunderna för god status, d.v.s. diklofenak och PFOS, och övriga ämnen med hög risk, finns med bland de provtagna ämnena. För analyserna av PFOS rekommenderas att använda det analyslaboratorium som har lägst rapporteringsgräns eftersom det kan ha en avgörande betydelse för om PFOS detekteras eller inte.

5. Möjliga tekniker för avancerad rening

Genom PEC/PNEC-beräkningarna i föregående avsnitt påvisades det att flera mikroföroreningar utgör en risk för Inre Fjärden som recipient. För denna bedömning är det de ämnen som medför måttlig respektive hög risk inkluderade och det är endast riskkvoter för ämnen baserade på uppmätta (kvantifierbara) halter i utgående vatten. Vi har valt att bedöma det scenario där situationen avseende riskkvoterna indikerat på störst miljörisk (flest ämnen av måttlig och hög miljörisk totalt), vilket i Gävles fall motsvarar uppmätta halter i utgående vatten med 10 gångers spädning – rimligt worst case-scenario. För citalopram som har två bedömningshalter, har vi valt att kommentera citalopram (2) som motsvarar den högre halten för PNEC.

Tabell 11 sammanställer vilka dessa mikroföroreningar var. Varje ämne i Tabell 11 är bedömt med avseende på GAK-filtrering och avseende reaktion med ozon. För bedömningen visar Tabell 11 att GAK-filter kan graderas från 1 till 4, där 1 motsvarar god förmåga till adsorption och därmed väldigt god reduktion av ämnet i vatten, medan 2 betyder att adsorptionen fungerar väl och 3 motsvarar medelgod adsorption. Slutligen representerar 4 en dålig adsorptionsförmåga och därmed mycket låg reduktion. För ozon är graderingen ställd från 1 till 4 där 1 motsvarar en god förmåga till reaktion med ozon, dvs. > 90% kan oxideras med en ozondos på ca 0,5 g O₃/g DOC. Graderingen 3 indikerar att ämnet inte oxideras särskilt väl dvs. ca 50% när dosen är 1,0 g O₃/g DOC medan 4 innebär att någon oxidation inte är att förvänta. En mer detaljerad förklaring till hur ozon fungerar för olika ämnen presenteras i avsnitt 2.2.8.

5.1 Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör måttlig risk

Tabell 11 visar att det är sju ämnen som utgör en måttlig risk för recipienten. För GAK visar graderingen att tre av sju ämnen är bedömda 1 eller 2, vilket innebär att dessa kan hanteras väl med ett GAK-filter. Ozon är bedömt med 1 eller 2 för fem av sju ämnen. För GAK är det särskilt ämnena sulfametoxazol och furosemid som adsorberar sämre medan östron och PFOA bedöms adsorbera hyggligt till GAK.

PFOA (och även PFOS) kan bli en utmaning beroende på vilken reningsgrad som behöver uppnås. Därför har både PFOA och PFOS graderats med 3 i denna bedömning för GAK. Detta värde är en konsekvens av att om PFOS ska renas med hög reningsgrad (> 85%) med ett GAK-filter så kommer filterbyten

att behöva utföras mycket oftare jämfört med rening av många andra ämnen. Det saknas också underlag avseende hur GAK-filtrering fungerar för reduktion av PFOA/PFOS på avloppsvatten.

För ozon är det framförallt PFOA som inte kan oxideras med ozon och markeras därför med 4 i Tabell 11. Detta betyder att om ett reningskrav avseende PFOA kommer framgent, kan reningsalternativet inte helt baseras på ozon och ett biologiskt alternativ, utan kräver att ozon kombineras med GAK. De ämnen som kräver en högre ozondos för att reduceras till ca 50% (gradering 3) är sertralin. Furosemid är bedömt med gradering 1 avseende ozon och baseras på information om funktionella grupperns reaktivitet med ozon och är alltså inte bedömd efter litteraturdata av reaktionskonstanter likt de andra ämnena. En viss diskrepans kan därför tänkas förekomma mellan denna bedömning och verkligt utfall.

Tabell 11. Mikroföroreningar som utgör måttlig respektive hög risk i Inre Fjärden, samt respektive tekniks möjlighet att reducera mikroföroreningen. För GAK är bedömning graderad från 1 till 4, där 1 anses vara mycket god reduceringsförmåga. För ozon är bedömningen gjord efter hur väl mikroföroreningar kan oxideras, där 1 är mycket god, 3 är dålig och 4 innebär ingen oxidation alls.

Måttlig risk	PEC/PNEC i Inre Fjärden med x10 utspädning		
	GAK	Ozon	
Sulfametoxazol	0,22	4	1
Sertralin	0,22	1	3
PFOA	0,32	3	4 ^b
Östron	0,33	3	1
Erytromycin	0,53	2	1
Venlafaxin	0,78	2	2
Furosemid	0,78	4	1 ^a
Hög risk	PEC/PNEC i Inre Fjärden med x10 utspädning		
Citalopram (2)	1,40	1	3 ^c
Sertralin och norsertralin	1,70	1	3
Oxazepam	1,78	3	3
Diklofenak	4,80	3	1
PFOS	5,38	3	4 ^b

^a Graderingen är baserad på en bedömning av den kemiska strukturen och ozons reaktivitet med funktionella grupper enligt tidigare studier (Lee & von Gunten, 2010)

^b Det sker ingen signifikant reaktion mellan PFOS och ozon eller mellan PFOA och ozon (von Sonntag & von Gunten, 2012)

^c Ev. kan riskbedömning för citalopram vara överskattad pga. begränsande data, här är ett värde på PNEC på 20 ng/l utnyttjat enligt redovisning i Tabell 10.

5.2 Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör hög risk

När det gäller de ämnen som utgör hög risk för Inre Fjärden, speglar bedömningen för GAK att ämnena citalopram och sertralin och norsertralin kan hanteras mycket väl, medan bedömningen 3 är tilldelad tre ämnen, det vill säga oxazepam, diklofenak och PFOS. Det är framförallt för PFOS, liksom för PFOA som diskuterats ovan, som det råder en osäkerhet eftersom reningsgraden

behöver vara drygt 80% för att inte överskrida riskhalterna i recipient när utgående halter med 10 gångers spädning jämförs från Tabell 4. Det saknas också pilot- och fullskalestudier för hur PFOS reduceras i avloppsvatten med GAK-filter.

För ozon är graderingen 3 för både citalopram och sertralin-norsertalin och 4 för PFOS. För de två första behöver ozondosen vara 1,0 g O₃/g DOC⁶ för att åstadkomma omkring 60-95% reduktion medan PFOS inte oxideras alls.

5.3 Sammanfattning av tekniker avseende riskämnen och vattenmatris

Sammanfattningsvis för Duvbacken, och vid ett eventuellt framtida krav avseende mikroföroreningar, kan följande konstateras relativt de upptagna riskämnena som utgör hög risk och respektive tekniks förmåga till rening:

1. GAK-filtrering kan eventuellt vara något mer framgångsrik för Duvbackens platsspecifika vatten vid en jämförelse mellan upptagna substanser som utgör måttlig och hög risk för Inre Fjärden.
2. Om PFOS inkluderas i ett framtida krav avseende mikroföroreningar är det antingen ett GAK-filter eller ozon efterföljt av GAK-filtrering som är lämpliga tekniker. Kombinationen med GAK-filter och krav på PFOS-rening behöver dock utredas närmare eftersom det saknas underlag för detta för avloppsreningsverk.
3. Utöver riskämnena ska jämförelsen även inkludera de risker som finns för vattenmatrisen. För Duvbacken fanns det inga risker i vattnet för varken en ozon- eller en GAK-implementering utifrån den kemiska analys som genomfördes på vattenmatrisen inom denna förstudie. Däremot påverkar höga nitrithalter ozondosen och detta bör följas upp när NRG är på plats.

⁶ Dosen är inte korrigerad avseende aktuella nitrithalter

6. Workshop och multikriterieanalys

6.1 Bakgrund

Teknikalternativen till avancerad rening kan vara flera. I denna förstudie blev Sweco tillfrågad om att utreda vilka potentiella alternativ som finns och utvärdera dessa utifrån kriterier som är gemensamt framtagna i samråd med personal från Gästrikе Vatten. Framtagandet av kriterier som ingår för utvärderingen av de potentiella alternativen för reningsverket gjordes i form av en workshop.

För workshoppen utnyttjades olika verksamhetsmål från följande program och strategier:

- Miljöstrategiskt program
- VA-strategin
- Kretsloppsplanen
- Gästrikе Vattens strategiska mål

Arbetsmetoden för att besluta val av teknik var en så kallad multikriterieanalys (MKA) – det är på många sätt en rationell och underbyggande metod för att besluta kring olika alternativ för åtgärder, inte sällan avseende vattenrening. I en MKA används kriterier för att väga olika alternativ mot varandra. Dessa blev verktyg för att finna det bästa teknikalternativet. Kriterierna används för samtliga alternativ. Varje kriterium tilldelas därefter en viktning och slutligen betygssätts alla alternativ mot respektive viktat kriterium.

Det omfattande målet med workshoppen var att ta fram och genomföra en MKA som tar hänsyn till platsspecifika data för Gävles framtida ARV, där t.ex. information avseende vattnet och miljörisker inkluderades.

6.2 Tillvägagångssätt och möjliga reningstekniker

Workshoppen genomfördes digitalt vid tre tillfällen. Vid första tillfället presenterades fyra olika reningstekniker (teknikalternativ) och begreppet MKA beskrevs översiktligt. Vid tillfälle två och tre togs kriterier fram och därefter viktades dessa inbördes. Som slutsteg betygssatte Sweco samtliga alternativ utefter respektive kriterium vilket tillsammans med viktningen resulterade i en slutgiltig poäng för respektive teknikalternativ. Målet var att hitta två mer lämpade reningsalternativ från de ursprungliga fyra för Gävle framtida ARV.

De aktuella reningsteknikerna som MKA:n applicerades på var:

1. GAK
2. Ozon med efterföljande GAK
3. Ozon med efterföljande MBBR
4. Ozon med efterföljande sandfilter

6.3 Framtagna kriterier och viktning

De framtagna kriterierna sorterades in under fem verksamhetsmål från Gävle kommun. Utöver dessa identifierades rubriker såsom ekonomi i balans och hållbar arbetsmiljö. Genom att utgå från respektive mål identifierades kriterier. Klimatneutral kommun, ren och giffri vardag, robust och långsiktigt hållbar VA-försörjning och att förebygga resursslöseri var de mål som slutligen användes när kriterierna till MKA:n togs fram. Källan till respektive mål visas i Tabell 12. Utöver att presentera kriterierna under respektive delmål, viktades alla kriterier också inbördes. De framtagna kriterierna för MKA:n samt viktning visas i Tabell 12. Grå rader indikerar aktuellt mål och storlek på viktning. Denna viktning är sedan fördelad på en eller flera kriterier. Totalt uppgår viktningen till 100 poäng, vilket inses om viktningen från respektive delmål summeras.

För det första målet om klimatneutral kommun ingår kriteriet klimatpåverkan under byggnation och klimatpåverkan under drift. Med drift avses här all påverkan på klimat som kommer från energitillsats, transporter, underhållsbehov i form av material och resurser som tekniken eventuellt kräver.

Målet kring ren och giffri vardag innehåller flera kriterier: vilken teknik som är mest lämpad med hänsyn till vattnets innehåll av mikroföroreningar, men också hur teknikerna påverkar andra utsläppshalter och/eller hur bildning av biprodukter och transformationsprodukter ser ut, vilket främst syftar till exempelvis bildning av dessa från ozonering eller hur biofilm på exempelvis GAK-filter kan ge upphov till nedbrytningsprodukter. Bedömningen gjordes ytterst översiktligt då detta område fortfarande är ett stort forskningsområde.

Under rubriken robust och långsiktigt hållbar VA-försörjning ingår kriterier som belyser flexibilitet, dels under byggnationsstadiet, dels hur tekniken är flexibel under drift. Även faktorer avseende underhåll och enkelhet hos tekniken, dess ytbehov, hur den styrs och social acceptans identifierades som viktiga kriterier vid teknikbedömning. Återvinning av vatten ansågs vara ett av de kriterier som viktades lägst.

De kriterier som kvarstår bidrar till nästan 40 procent av viktning tillsammans: arbetsmiljö och ekonomi i balans (kostnader). Kostnaderna fördelas på drift- och investeringskostnader där driftkostnaden ansågs vara av större betydelse sett till den viktning som tilldelades den (12 av 18).

Tabell 12. Framtagna kriterier presenterat under respektive verksamhetsmål med aktuell viktning.

Beskrivning	Viktning
Klimatneutral kommun 2035 - Miljöstrategiskt program	10
1. Klimatpåverkan under byggnation	3
2. Klimatpåverkan under drift (energiinput, transporter, underhåll såsom material/resurser)	7
Ren och giftfri vardag - Miljöstrategiskt program	26
3. Vilken teknik är mest lämpad med hänsyn till vattnets innehåll av mikroföroreningar	15
4. Bidra till att sänka andra utsläppshalter (kväve och fosfor och susp)	2
5. Risk för att skapa/ta hand om ev. biprodukter, transformationsprodukter, häri ingår inte slam från backspolning	9
Robust och långsiktigt hållbar VA-försörjning – Gästrikvattens strategiska mål	25
6. Flexibilitet och anpassning till befintlig anläggning vid byggnation	3
7. Flexibilitet och anpassning vid drift (för krav och belastningsvariationer) och förmåga att justera kapacitet	8
8. Enkelt underhåll (oberoende)	5
9. Ytbehov - antar liten yta (ev mindre betydelse för nytt ARV)	2
10. Styrning/övervakning - hög automationsgrad	6
11. Social acceptans för tekniken där omgivningspåverkan ingår	1
Förebygga resursslöseri - Kretsloppsplanen	1
12. Återvinning av utgående vatten	1
Hållbar arbetsmiljö	20
13. Arbetsmiljö - fysiskt (buller, lukt, risker för exponering, kemikaliehantering och användning, hälsoskadliga kemikalier) och psykosocialt (vissa processer skapar stress i driften)	20
Ekonomi i balans	18
14. Kostnader för drift	12
15. Kostnader för investering	6
Summa, viktning	100

6.4 Betygssättning och poäng

För att komma fram till vilka två alternativ av fyra som blir mest relevanta för Gävle framtida ARV, genomförde Sweco tillsammans med Lutz Ahrens (SLU) en betygssättning av de olika alternativen relativt de framtagna kriterierna. Betygssättningen använde en skala 1-5 och varje betyg multiplicerades därefter med viktningen för respektive kriterium. När samtliga kriteriers poäng summerades erhöles en totalsumma och därmed ett slutligt poäng. Tabell 13 visar resultatet av betygssättningen och de resulterade poäng som varje teknik fick. Det bör nämnas att betygssättningen gjordes efter en gemensam bedömning och utifrån erfarenheter snarare än faktiska beräkningar, t.ex. för kriterium nr 1, 2, 14 eller 15 i Tabell 12.

De alternativ som graderades högst i MKA:n var GAK följt av teknikalternativet ozon med MBBR som efterföljande polerstep. För utvärderingen har samtliga

riskämnen som diskuterades i riskbedömningen ingått – därför är teknikernas förmåga att reducera PFAS-ämnen även inkluderat.

Skillnaden mellan de tre ozon-alternativen var marginell och de kriterier som särskilde dessa alternativ sinsemellan var framförallt (i) klimatpåverkan under bygg och drift, (ii) teknikernas lämplighet och (iii) kostnaderna för drift och investering. För poängsättningen har t.ex. sandfiltrets funktion som ett kemiskt reningssteg inte inkluderats (sandfilter kan annars kombineras med kemisk fällning). En sådan här processlösning hade annars blivit billigare eftersom efterbehandlingen kommer med "på köpet". Om sandfilter kommer att ingå för den framtida anläggningen, hade alternativet ozon + sandfilter troligen fått mer poäng. Det ska påpekas att poängskillnaden mellan de tre alternativen inte ska tolkas som en signifikant skillnad, utan snarare ett utfall för denna arbetsgrupps betygsättning och tolkning.

För en mer ingående förståelse av MKA:n och specifika kommentarer till denna hänvisas läsaren till Appendix 6 – Multikriterieanalys (MKA) för val av avancerad reningsteknik.

Tabell 13. Poängsättning av reningsteknikerna utifrån kriterium och viktning i Tabell 12.

Teknikalternativ	GAK	Ozon + GAK	Ozon + MBBR	Ozon + sandfilter
Klimatneutral kommun 2035 - Miljöstrategiskt program				
1. Klimatpåverkan under byggnation	0,06	0,03	0,09	0,03
2. Klimatpåverkan under drift (energiinput, transporter, underhåll såsom material/resurser)	0,07	0,07	0,14	0,21
Ren och giffri vardag - Miljöstrategiskt program				
3. Vilken teknik är mest lämpad med hänsyn till vattnets innehåll av mikroföroreningar	0,6	0,75	0,3	0,3
4. Bidra till att sänka andra utsläppshalter (kväve och fosfor och susp)	0,06	0,08	0,08	0,08
5. Risk för att skapa/ta hand om ev. biprodukter, transformationsprodukter, häri ingår inte slam från backspolning	0,45	0,36	0,36	0,36
Robust och långsiktigt hållbar VA-försörjning – Gästrike Vattens strategiska mål				
6. Flexibilitet och anpassning till befintlig anläggning vid byggnation	0,06	0,06	0,06	0,09
7. Flexibilitet och anpassning vid drift (för krav och belastningsvariationer) och förmåga att justera kapacitet	0,32	0,40	0,24	0,24
8. Enkelt underhåll (oberoende)	0,25	0,15	0,2	0,15
9. Yteffektiv - antar liten yta	0,06	0,04	0,08	0,04
10. Styrning/övervakning - hög automationsgrad	0,30	0,24	0,24	0,24
11. Social acceptans för tekniken där omgivningspåverkan ingår	0,05	0,05	0,05	0,05
Förebygga resursslöseri - Kretsloppsplanen				
12. Återvinning av utgående vatten	0,04	0,05	0,04	0,04
Hållbar arbetsmiljö				
13. Arbetsmiljö - fysiskt (buller, lukt, risker för exponering, kemikaliehantering och användning, hälsoskadliga kemikalier) och psykosocialt (vissa processer skapar stress i driften)	0,8	0,6	0,6	0,6
Ekonomi i balans				
14. Kostnader för drift	0,36	0,24	0,48	0,48

15. Kostnader för investering	0,24	0,12	0,30	0,18
Summa, poäng	3,7	3,2	3,3	3,1

6.5 Slutsatser

Poängsättningen av de olika teknikalternativen för den framtagna MKA:n resulterade i att GAK graderades som det mest lämpliga teknikvalet för NRG med relativt hög marginal jämfört med de tre alternativ som utgick från en ozonbehandling följt av ett polersteg (GAK, MBBR eller sandfilter). Skillnaden mellan de andra tre alternativen var marginell och för denna MKA hamnade ozon följt av MBBR som andra alternativ för NRG. Det är således GAK och ozon följt av MBBR som kommer att bearbetas vidare i nästkommande kapitel för denna förstudie.

7. Processutformning och dimensionering

7.1 Processmässig placering av kompletterande reningssteg

Ett ozoneringssteg bör placeras där DOC- och nitrihalter är låga (McArdell, 2022), vilket vanligen påträffas efter biosteget eller efter det kemiska reningssteget. Baserat på europeiska förhållanden rekommenderas att placera en ozonering efter biosedimentering (Stapf, Miehe, Bester, & Lukas, 2020; von Sonntag & von Gunten, 2012). I Sverige har vi dock generellt striktare fosforkrav än i Europa och det är därför mer vanligt förekommande med ett separat kemiskt reningssteg med eftersedimentering eller filtrering efter biosedimenteringen. Om ozoneringen placeras innan eller efter det kemiska reningssteget får bestämmas från fall till fall och kan utgå från lämplighet ur andra perspektiv, t.ex. hydrauliska förutsättningar eller processmässiga fördelar utöver själva läkemedelsreningen. Oavsett var ozoneringen placeras bör en kontroll av vattenmatrisen på den specifika platsen göras, där det till exempel kontrolleras att DOC- och nitrihalter är acceptabla samt ev. påverkan från andra kväveföreningar.

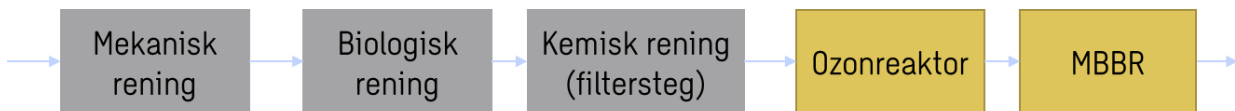
Efter ozoneringen behövs en biologisk efterbehandling för nedbrytning av framför allt biprodukter, eftersom det är mycket organiskt kol som blir biotillgängligt och behöver brytas ned. En andel av bildade transformationsprodukter förväntas också brytas ner även om omfattningen inte är fastlagd för de olika efterbehandlingsprocesserna. I den genomförda multikriterieanalysen fick alternativet ozon med efterbehandling i MBBR högre betyg än efterbehandling med GAK respektive sandfilter. Detta alternativ valdes därför ut för vidare dimensionering. Det bör dock nämnas att MBBR som efterbehandling inte uppmärksammats i litteraturen i lika stor grad som efterbehandling med sandfilter har, detta beror till stor del på att denna del av ozonprocessen fortfarande är en stor forskningsfråga. Skulle filtersteget vid Gävle nya ARV bestå av ett sandfilter är det lämpligt att låta sandfiltret även fungera som efterbehandling till ozoneringen, men detta har inte varit en förutsättning i denna förstudie.

Två möjliga alternativ har identifierats för placering av ozonreaktor och efterföljande MBBR; efter biosedimentering eller efter filtersteget. Fördelar med att placera reningssteget efter sedimenteringen är att MBBR:en skulle kunna användas för efterdenitrifikation om det finns behov i framtiden även om särskild beaktan behöver tas till att syrehalten i vattnet är hög efter en ozonering vid dimensionering av MBBR:en. Dessutom kan eventuella partiklar som bildas i

MBBR:en fångas upp i filtersteget. Nackdelen med placering efter biosedimentering är att utgående vatten från sedimenteringen kan innehålla fler föroreningar och partiklar vilket kan påverka ozoneringens funktion och framdrift, t.ex. genom högre ozonkonsumtion.

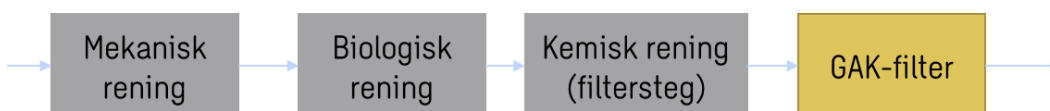
I samråd med Gästrikvatten har det beslutats att i detta läge förutsätta att ozoneringen placeras efter filtersteget (Figur 7). Den främsta anledningen till detta är att det nya reningsverket inte är planerat för kväverening, i stället prioriteras fördelen med att ozonera på ett renare vatten.

Det bör understrykas att förutsättningarna vid NRG skiljer sig från referensanläggningar i Europa dels i avseendet att det inte kommer finnas fullständig kväverening (endast nitrifikation) dels i att fosforkraven är striktare än i Europa. Att endast ha nitrifikation och inte denitrifikation kan ha en påverkan på nitrihalterna, vilket påverkar nödvändig ozondos. De låga fosforhalterna efter det kemiska reningssteget kan ha en påverkan på efterbehandlings funktion eftersom det handlar om biologiska processer med näringsbehov (risk för fosforbrist). Båda dessa aspekter bör följas upp i en eventuell vidare utredning eller projektering. Det kemiska reningssteget kommer dock endast appliceras vid behov, med filtersteg som alternativ.



Figur 7. Föreslagen processmässig placering av ozonreaktor samt efterbehandling med MBBR vid NRG. Kemisk rening vid behov, med filtersteg som alternativ.

Ett GAK-filter placeras efter det sista partikelavskiljande steget, i detta fall filtersteget (Figur 8). De planerade filtersteget fungerar i detta fall som förbehandling och minimerar mängden partiklar och organiskt material i inkommande vatten till GAK-filtret.



Figur 8. Föreslagen processmässig placering av GAK-filter vid NRG. Kemisk rening vid behov, med filtersteg som alternativ.

7.2 Antaganden för dimensionering

Nedan presenteras de antaganden som gjorts för dimensioneringsberäkningar av det avancerade reningssteget, både med avseende på ozon och aktivt kol.

7.2.1 Specifik ozondos

Doseringen av ozon beräknas normalt med avseende på vattnets halt av DOC och ibland även nitrit. Nitrit-kväve påverkar ozondosen med 3,4 g O₃/g NO₂-N, där nitrit oxideras till nitrat. För DOC är en vanlig dimensionering 0,3–0,9 g O₃/g DOC (Stapf, Mieke, Bester, & Lukas, 2020). Vilken ozondos som krävs varierar dock för olika substanser. Reduktionen kommer att vara olika för olika

läkemedel – vissa bryts lätt ned och kommer reduceras med närmare 100%, medan andra kommer att ha en långt lägre reduktion (ca 50%).

Vald dosering är 0,7 g O₃/g DOC. Denna dos resulterar i att ca 80% reduktion erhålls från flertalet ämnen enligt krav i Schweiz och Tyskland. Det enklaste sättet att avgöra vilken dos som krävs är med bänkskaletester på det vatten som ska behandlas, alternativt kan modellering användas. Även pilotstudier kan nyttjas, men är ett relativt kostsamt sätt jämfört med de andra två. Det är rekommenderat att genomföra någon typ av ozoneringstester innan den slutgiltiga doseringen bestäms, vilket framför allt ska undersöka effekten av ozoneringen för biprodukter, exponeringstid och erhållen reduktion på mikroföroreningar, samt utvärdera erhållen toxicitet (Schindler Wildhaber, o.a., 2015).

7.2.2 Uppehållstid ozonreaktor

Inkommande vatten till ozoneringen leds genom en sluten kontakttank med tillräcklig uppehållstid för att allt ozon ska reagera. Rekommenderad hydraulisk uppehållstid är 10–25 minuter (Cimbritz, 2019). Vald volym på kontakttanken är 2 x 430 m³. Uppehållstid vid Q_{max, biosteg} blir med denna dimensionering 12 minuter. Uppehållstiden vid Q_{dim} och Q_{medel} blir 24 respektive 33 minuter.

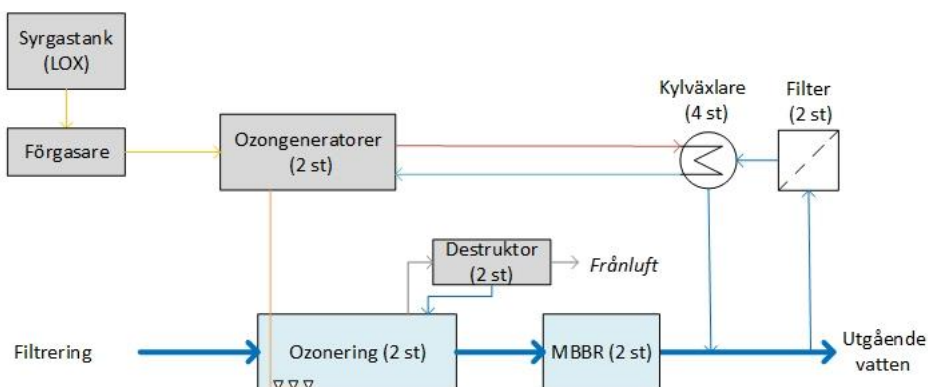
7.2.3 Kontakttid GAK

Ett kolfilter för läkemedelsrening dimensioneras efter avloppsvattnets uppehållstid i filtret, vilket styr adsorptionen av föroreningar. Kontakttiden i filtret bör vara >10 minuter enligt Cimbritz (2019), vilket bygger på erfarenhet från svenska projekt (framför allt i pilotskala), men enligt erfarenhet från Schweiz och Tyskland rekommenderas att dimensionera för >20 minuter.

Vald kontakttid är 20 minuter vid Q_{max} vilket innebär 40 minuter vid Q_{dim}, och 56 minuter vid Q_{medel}.

7.3 Ozonering

Den föreslagna processen beskrivs i korthet med att vatten leds genom en sluten kontakttank med dosering av ozon som bryter ned läkemedelsresterna genom kemisk oxidation. Uppehållstiden i tanken ska vara tillräcklig för att allt ozon ska hinna reagera. Ozonet produceras i en generator som matas med syrgas, vilken köps in i flytande form (Liquid Oxygen - LOX). Ozongeneratoren kyls med utgående avloppsvatten. Blockschemat över processen ses i Figur 9.



Figur 9. Beskrivning över föreslagen ozoneringsprocess för rening av mikroföroreningar vid NRG.

7.3.1 Reaktordesign

Kontakttanken konstrueras som en lång, slingrande kanal för att säkerställa uppehållstiden. Vald design är två parallella kontakttankar med vardera volym 430 m³. Vattendjupet sätts till minst 6 meter (detaljer finns att läsa i kapitel 7.3.3). Nödvändig yta för kontakttankarna är därmed cirka 143 m².

Provtagning av vattnet ska vara möjligt innan och efter ozonreaktorn.

Frånluften från kontakttanken leds genom en ozondestruktor för att eventuella ozonrester inte ska släppas till atmosfären. Destruktionen sker genom att frånluften värms upp och därefter leds genom en katalysatorbädd som omvandlar ozon till syrgas. Kondensatet från ozondestrukturen leds tillbaka till kontakttanken. Här föreslås två destrukturer som vardera har kapacitet för frånluften från båda kontakttankarna, dvs en i redundans.

7.3.2 Ozonproduktion

Nödvändig ozondos har beräknats utifrån DOC- och nitritkvävehalten i vattnet. Uppmätt DOC-halt i utgående vatten vid Duvbackens ARV är i genomsnitt 9,5 mg/l och nitritkvävehalten är i genomsnitt 0,3 mg/l enligt utförd provtagning. Med antaganden enligt kapitel 7.2.1 har den nödvändiga dosen beräknats till 7,8 mg O₃/l.

I Tabell 14 sammanställs förväntat flöde genom ozonreaktorn samt ozonbehov vid de olika flödesbelastningarna.

Tabell 14. Vattenflöden och ozonbehov vid max-, medel och minbelastning.

Behandlat flöde/ozonbehov	Enhet	Värde
Maximalt behandlat flöde	m ³ /h	4 320
Genomsnittligt behandlat flöde idag	m ³ /h	1 548
Minimalt behandlat flöde	m ³ /h	432
Ozonbehov, max	kg/h	34,3
Ozonbehov, medel	kg/h	12,1
Ozonbehov, min	kg/h	3,3

I föreslagen design har två ozongeneratorer antagits som tillsammans har kapacitet för det maximala behovet. Viss redundans finns således och ozonbehovet för medelflöde idag kan hanteras med endast en generator. Antal generatorer och deras kapacitet kan dock ändras i nästa skede beroende på önskemål om tillgänglighet och redundans.

7.3.3 Doseringsutrustning

Inblandning av ozon i vattnet kan ske på olika sätt; med statiska mixers, injektorer eller keramiska diffusorer. Diffusorer är en billigare och mer yteffektiv lösning än statiska mixers och mer energieffektivt än en injektorlösning. De erbjuder också en mer flexibel design för att minska risken för bromatbildning. Vid NRG är dock bromidhalterna i vattnet låga och risken för bromatbildning är låg. Fördelen med en injektorlösning är att all utrustning är tillgänglig utanför kontakttanken.

Här föreslås diffusorer för inblandning, men detta kan ändras i nästa skede. Diffusorerna placeras på botten av kontakttanken. Vattendjupet ska vara minst 6 m för att säkerställa en effektiv upplösning av tillsatt ozon. Allt ozon ska hinna

reagera innan vattnet når utloppet, och diffusorerna får därför inte placeras för nära utloppet.

7.3.4 Syrgasförsörjning

Ozongeneratoren behöver matas med syrgas. Syret kan levereras i flytande form (LOX – Liquid Oxygen) eller skapas på plats från tryckluft (hög- eller lågtryck) i ett PSA- respektive VPSA-system. Med en egen syrgasproduktion blir man oberoende av leverantörer och risker kopplade till hantering av det flytande syret (till exempel transporter inom området) undviks. En egen syrgasproduktion kräver dock mer tillsyn och hantering av driftstopp, dvs ett större personalbehov, samt en större byggnad för att rymma all maskinell utrustning.

Här föreslås flytande syrgas i en tank som hyrs av syrgasleverantören. Syret förgasas i ett förgasningssystem som är anslutet till lagringstanken, innan det leds till ozongeneratorerna. En liten mängd kväve behöver även tillsättas till syrgasen för att ozongeneratorerna ska fungera optimalt. Detta görs med hjälp av tryckluft.

LOX-tanken placeras på en betongplatta. Till detta kommer också en spillplatta av betong eller sten (ej asfalt) för påfyllning. Det behöver även finnas plats för tankbil att komma till för påfyllning. Syret är starkt brandunderhållande och många brännbara material blir explosiva i kontakt med flytande syre.

Medelförbrukning av syrgas beräknas vara cirka 121 kg/h (85 Nm³/h) (Tabell 15). Beräkningarna baseras på en ozonkoncentration på 10wt% (148 g O₃/Nm³) i levererad gas från generatorerna. Denna koncentration kan behöva justeras ned vid minflöde för att kunna upprätthålla ett tillräckligt högt flöde genom diffusorerna.

Tabell 15 Syrebehov för ozonproduktion vid max-, medel- och minbelastning, baserat på en ozonkoncentration på 10wt%.

Beräknat syrebehov	Enhet	Värde
Syrebehov, max	kg/h	343
Syrebehov, medel	kg/h	121
Syrebehov, min	kg/h	33

7.3.5 Kylning av ozongenerator

Ozongeneratoren blir varm vid drift och behöver kylas. Detta görs normalt med en värmväxlare med kylvatten i ett slutet system. Kylkretsen kyls oftast med en värmväxlare som använder behandlat avloppsvatten som kylmedia, alternativt kyls kylkretsen med en värmepump. Fördelen med värmepump är, förutom att värmen återvinns, att det går att ha en lägre temperatur på kylkretsen vilket ger ett lägre effektbehov på ozongeneratoren än om man kyler med avloppsvatten. En värmepump kräver å andra sidan elenergi, och det behöver finnas ett behov på anläggningen (eller någon annanstans) av den värme som genereras. I kalkylen är kylväxling med utgående avloppsvatten med, men vilket alternativ som är mest ekonomiskt fördelaktigt bör man titta närmare på i nästa skede.

För att säkerställa driften vid kylning med utgående avloppsvatten installeras två plattvärmväxlare (en i redundans) per generator. Det behandlade avloppsvattnet behöver filtreras från partiklar innan värmväxlarna. För detta installeras automatfilter (30 µm) eller membranfilter. Dessutom behövs ett tvättvattensystem (CIP-system) för att rengöra värmväxlarna från påväxt av biologiskt material och igensättning.

7.3.6 Styrning och instrument

Ozondoseringen sker flödesproportionellt (vald dos är 7,8 mg O₃/l). Så länge halten DOC inte varierar alltför mycket är det fullt tillräckligt att styra ozondoseringen baserat på flöde. Om variationen är stor, till exempel på grund av mycket tillskottsvatten, kan det vara av intresse att installera en mer avancerad styrning baserad på mätning av UV-absorbans. UV-absorbansen ger en indikation på mängden organiskt material i vattnet, eller mer precist – kovalenta bindningar i den aromatiska strukturen (ringstrukturen). Studier har visat att UVA₂₅₄ inte direkt korrelerar med halten av mikroföroreningar, men skillnaden i UVA₂₅₄ i inkommande och utgående vatten från ozonreaktorn korrelerar med reduktionen av summan av mikroföroreningarna.

Instrumenteringen i ozoneringsanläggningen föreslås bestå av:

- Ozonhaltmätare efter varje ozongenerator för att mäta koncentrationen i gasen. Dessa säkerställer att den valda ozonkoncentrationen upprätthålls i gasen från generatoren. Mätprincip: UV-ljus (254 nm).
- En ozonhaltmätare för att mäta ozonhalt i utgående luft från reaktorn. Denna halt korrelerar med ozonhalten i vattnet. Mätningen kan användas för att överreglera tillförseln av ozon till reaktorn – om halten är hög sänks ozontillförseln. Mätprincip: UV-ljus (254 nm).
- En ozonhaltmätare efter ozondestruktorn för att mäta koncentration i utgående luft efter ozondestruktorn. Om halten är högre än 0,1 ppm går larm igång. Mätprincip: UV-ljus (254 nm).
- Två stycken UV-absorbansmätare i inkommande och utgående vatten från ozonreaktorn.

Av säkerhetsskäl installeras två gasvarnare i ozonrummet. Dessa ska detektera ozon- eller syrgasläckage och kopplas till varningslampa och signalhorn. Vid läckage stoppas ozonproduktionen och ventilationen av rummet forceras.

7.3.7 Efterbehandling

Efter ozoneringen föreslås ett steg med rörligt bärrmaterial (MBBR) där framförallt biprodukter (såsom oxidations- och transformationsprodukter) som bildas vid ozoneringen ska brytas ned. En typisk dimensionering (i Tyskland) av en MBBR för efterbehandling efter ozonering är idag att volymen ska vara 50% av kontakttankens volym. Vid Gävle framtida ARV innebär det en total volym på 215 m³, uppdelat på två parallella MBBR-reaktorer. Fyllnadsgrad antas vara 50% och den specifika ytan på bärrmaterialet 500 m²/m³. Omblandning sker med hjälp av omrörare.

7.3.8 Effektbehov

Ozongeneratorerna beräknas ha ett maximalt effektbehov på ungefär 344 kW (baserat på en energiförbrukning på 10 kWh/kg O₃). Vid dagens medelflöde kommer effektbehovet vara cirka 121 kW, vilket kan jämföras med Duvbackens ARV totala effektbehov som idag är 452 kW (medel 2018–2020).

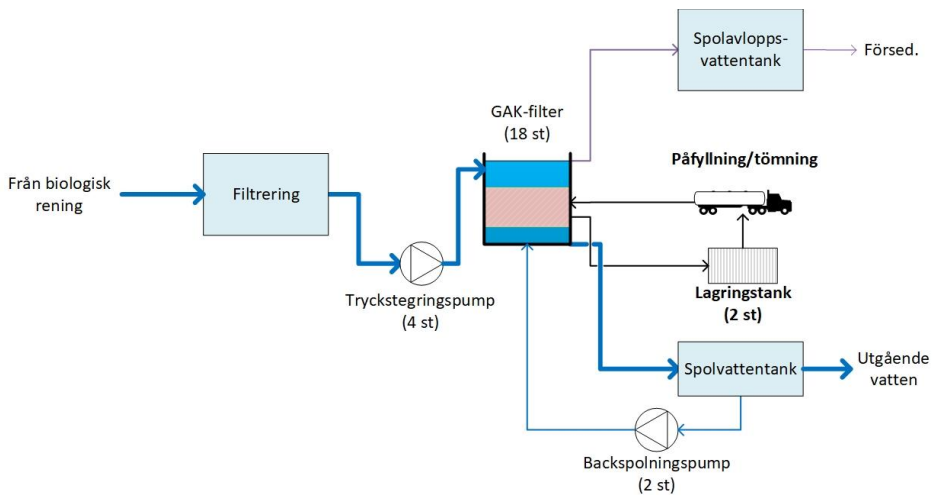
7.3.9 Ytbehov

Ytbehov för reaktortankar är beräknat till 143 m² och ytbehov för MBBR är beräknat till 72 m². Utöver det tillkommer maskinhus med ett uppskattat ytbehov på ca 250 m² och plats för syrgastank och förgasare som behöver ca 40 m².

Med 10 % extra för betong etc. blir totala ytbehovet för läkemedelsrening med ozon ca. 540 m².

7.4 Granulärt aktivt kol

Processen beskrivs i korthet med att vattnet filtreras genom en bädd av granulerat aktivt kol (GAK) och föroreningar adsorberas på den aktiva kolytan. Avskiljningsgraden avtar med tiden och efter en viss tid nås ett genombrott för ett eller flera ämnen. Vid genombrott måste kolet ersättas med nytt eller reaktiveras. Blockschema över processen ses i Figur 10.



Figur 10. Blockschema över föreslagen GAK-filtrering för rening av mikroföroreningar vid NRG.

7.4.1 Filterdesign

Tryckfallet över en kolfilteranläggning kan grovt uppskattas till 1–2 mvp. Denna siffra beror på ett flertal faktorer där filtermassans tjocklek och kolets kornstorleksfördelning är de viktigaste parametrarna. Eftersom den tillgängliga hydrauliska höjden efter filtersteget inte är känd i nuläget antas att vattnet kommer att behöva pumpas till kolfiltren. För detta föreslås fyra pumpar där tre tillsammans har kapacitet för Q_{max} , därmed ca 1 500 m³/h var.

GAK-filtret kan vara utformat som ett öppet eller trycksatt system eller ett kontinuerligt spolande filter. Som jämförelse är öppna kolfilter som spolas nedströms det vanligaste på dricksvattensidan. Filtrering genom GAK vid NRG föreslås ske i öppna nedströms betongbassänger.

För att förenkla påfyllnad och tömning av GAK från lastbil dimensioneras varje filter till 80 m³ vilket är samma volym motsvarande två bulkbilar enligt leverantör. Filterbädden består av granulerat aktivt kol. Föreslagen processlösning är 18 identiska filter som kan drivas helt parallellt eller två och två i serie. Att driva filtren i serie om två har förordats vid ett par anläggningar. När genombrott detekteras i det första filtret ändras styrningen så att det blir det andra i paret. Detta filter fungerar då som polersteg. Att köra filtren i serie är med nuvarande dimensionering endast möjligt upp till ett inkommande flöde på cirka 2 500 m³/h, därefter blir ytbelastningen för stor. Att dimensionera för seriedrift vid maxflöde skulle ge en dubbelt så stor anläggning, vilket inte bedöms vara rimligt.

Med 18 filter á 80 m³ blir den totala filtervolymen 1 440 m³. Vid Q_{max} är kontakttiden 20 minuter. Om ett filter är ur drift (för spolning eller utbyte av filtermedia) och det samtidigt är maximalt flöde genom anläggningen kommer kontakttiden vara 18,5 minuter.

Ytbelastningen på filtret rekommenderas av Cimbritz (2019) att vara 5-15 m/h, medan tyska och schweiziska riktlinjer anger 4-7 m/h (Stapf et al, 2020). Med en filterbädd på 2 m blir den totala filterytan 720 m² och ytbelastningen 6,1 m/h vid Q_{max}. Dimensioneringsparametrar sammanfattas i Tabell 16.

Tabell 16. Sammanfattning av dimensioneringsparametrar som använts för design av kolfilteranläggning för läkemedelsrening vid Gävle framtida ARV.

Dimensioneringsparameter	Enhet	Värde
Antal filter	st	18
Total filtervolym	m ³	1 440
Total filteryta	m ²	720
Bäddhöjd	m	2
Kontaktid vid Q _{max}	min	20
Kontaktid vid Q _{medel}	min	56
Ytbelastning vid Q _{max}	m/h	6,1
Ytbelastning vid Q _{medel}	m/h	2,2

Med hänsyn till bäddexpansion vid backspolning, säkerhetsmarginaler och utloppshöjd blir varje filterenhet ungefär 3 m djup vilket ger en total volym på cirka 2 160 m³.

Provtagning av vattnet ska vara möjligt innan och efter GAK-filtren.

7.4.2 Backspolning

Eftersom det riskerar att följa med material i vattnet som sätter igen GAK-filtret behöver det backspolas regelbundet. Backspolning sker dock i regel betydligt mer sällan än för sandfilter. I de försök som genomförts i olika svenska projekt har backspolningsfrekvensen varierat stort, från några dagars mellanrum till ingen backspolning alls. Ju renare vatten som kommer in till GAK-filtren, dvs ju bättre funktion man har på förbehandlingen, desto mindre backspolning kommer att krävas. Till backspolning används filtrerat vatten.

Backspolning antas ske med en hastighet på 30 m/h vilket ger ett spolvattenflöde på 1 200 m³/h. Med en backspolning som varar i 15 min åtgår 300 m³ spolvatten per spolning. Backspolning sker för ett filter i taget. Efter GAK-filtren finns en utjämningstank från vilken spolvatten pumpas tillbaka. Volymen på denna sätts med 50% större volym än backspolningsbehovet, dvs 450 m³. En utjämningstank för spolavloppsvatten anläggs med samma storlek. Spolavloppsvattnet leds förslagsvis till sandfång.

Två spolvattenpumpar, vardera med kapacitet för hela spolvattenflödet, installeras, dvs 2 st á 1 200 m³/h.

I sandfilter sker renspolning även med luft. För kolfilter kan luften orsaka problem eftersom den riskerar att mala sönder granulerna. Om det uppstår problem med mycket slam i filtret kan det i vissa fall ändå behövas. Här har ingen utrustning för renspolning med luft tagits med. Det rekommenderas i stället att installera en styrning som gör att kolfiltren förbileds om det föreliggande filtersteget tillfälligt skulle släppa igenom mycket slam.

7.4.3 Utbyte av filtermedia

Efter en tid mätas det aktiva kolet och adsorptionskapaciteten avtar vilket leder till att mikroföroreningarna passerar igenom filtret. Detta kallas genombrott och när detta händer varierar från fall till fall. Vanligtvis brukar 20 000–30 000 bäddvolymers anges. Denna siffra beror på vattnets innehåll av suspenderade ämnen och DOC, och den står i direkt relation till kolförbrukningen dvs livslängden på GAK. Det ska alltså understrykas att det i slutändan kan handla om färre eller fler bäddvolymers.

Vid dagens medelflöde och ett antagande att genombrott sker efter 20 000 bäddvolymers kommer utbyte av filtermedia att behövas ungefär vartannat år.

Vid genombrott måste kolet ersättas med nytt eller reaktiveras. Vid reaktivering upphettas kolet och de ämnen som adsorberats mineraliseras, dvs. de tas bort från kolet. Efter reaktivering måste ungefär tio procent nytt aktivt kol tillsättas för att kompensera för förluster. Kolet kan även regenereras vilket innebär genomströmning av het ånga. Efter en sådan behandling blir kolet "renare" men inte alls lika aktivt som ett nytt eller reaktiverat. Det finns idag ingen anläggning för reaktivering eller regenerering av förbrukat aktivt kol i Sverige utan kolet måste fraktas ned i Europa. Förbrukat kol destrueras genom förbränning, på exempelvis ett värmeverk.

För att förenkla hanteringen av kol vid utbyte av filtermedia förordas att ett platsbyggt system utformas på anläggningen. I detta system transporteras granulerat aktivt kol direkt från lastbil till respektive filter genom ett vattenbaserat system med interna ledningar. På så vis behöver inte torrt kol hanteras vilket medför stora fördelar ur arbetsmiljösynpunkt. Observera att fyllning ska göras uppifrån så att det inte blir ett mottryck av vatten och kol. Transport in till filter sköts vanligtvis med vattenejektorer där leverantören av kol har själva ejektorerna. Till ejektorerna behövs vatten med tillräckligt tryck och flöde, förslagsvis används utgående, renat vatten från spolvattentanken. Enligt en leverantör handlar det storleksmässigt om ca 5 bars tryck och ett flöde på 20 m³/h. Med de förutsättningarna kan de transportera ca 6 m³ kol per timme.

När kolet i ett filter är förbrukat och behöver bytas, sugts det upp ur filtret och skickas till reaktivering eller destruktion.

I processdesignen ingår två lagertankar för kol á 40 m³. Denna kan antingen användas för avvattning av förbrukat kol i väntan på bortforsling eller som lagertank för nytt kol som då kan fyllas på direkt efter att ett filter har tömts. I båda fall handlar det om att effektivisera utbytet av kol och undvika längre driftstopp. Exempel på uppställning med en lagervolym för dränering av förbrukat kol finns i Bäcklösa vattenverk i Uppsala.

7.4.4 Styrning och instrument

Instrumentering behövs i form av nivågivare i och flödesmätare ut från respektive filter. Efter filtren sätts en turbiditetsmätare som övervakar eventuella fel i filtreringsprocessen som ger förhöjd turbiditet.

Spolning sker intermittent enligt ett förutbestämt spolprogram eller vid indikation av ökat differenstryck över filtret. För spolning baserat på differenstryck krävs tryckgivare för varje filter, vilket har inkluderats i investeringskalkylen.

En mer avancerad styrning, eller övervakning, kan uppnås genom att regelbundet mäta UV-absorbans i inkommande respektive utgående vatten. Övervakningen kan användas för att bedöma när genombrott i filtret uppstått.

UV-absorbansen ger en indikation på mängden organiskt material i vattnet, eller mer precis – organiskt material som innehåller kovalenta bindningar i den aromatiska molekylstrukturen. Det har visats att UVA_{254} inte direkt korrelerar med halten av mikroföroreningar, men skillnaden i UVA_{254} i inkommande och utgående vatten från aktivt kol har visat god korrelation med reduktionen av summan av mikroföroreningarna (Altmann, Massa, Sperlich, Gnirss, & Jekel, 2016).

Här föreslås att det ska finnas möjlighet att leda en provtagningsström före och efter varje filterenhet, med hjälp av en provtagningspump och ett ventilsystem, till provtagningskärl med UV-absorbansmätare installerad. Två mätare installeras, en avsedd för inkommande vatten till kolfilter och en avsedd för utgående vatten från kolfilter. Med detta upplägg behövs endast två givare i stället för 36.

7.4.5 Ytbehov

Nödvändig filteryta har beräknats till 720 m². Yta för spolvattentank och spolavloppsvattentank har beräknats till 90 m² vardera. Till detta kommer utrymme för rörgalleri, en pumpstation, lagringstankar, spolvattenpumpar samt el- och fläktrum. Nödvändig yta för detta uppskattas till 500 m². Det behöver även finnas plats för lastbil att fylla på och hämta kol. Inklusivt betong etc. uppskattas den totala ytan för GAK-anläggningen till 1 540 m².

8. Kostnadsbedömning

8.1 Investeringskostnader

Investeringskostnaden för läkemedelsrening med ozon som följs av MBBR respektive GAK vid NRG har beräknats utifrån förutsättningarna beskrivna i tidigare kapitel.

Kostnaden för mark- och betongarbete innebär endast betongplatta samt jordschaktning och fyllning för betongbassänger. Även pålning, spontning samt grundvattensänkning kan förekomma beroende på markförhållandena, men har ej inkluderats i kalkylen.

Kostnaden för den maskinella utrustningen är baserad på priser inhämtade från leverantörer samt erfarenheter från kalkyler från liknande anläggningar.

Tabell 17 sammanfattar den övergripande kalkylen för läkemedelsrening, presenterad för olika poster och för respektive processteg: ozon, MBBR och GAK. Den totala anläggningskostnaden landar på 138 MSEK för ozon följt av MBBR och 219 MSEK för GAK. När kostnaden delas upp för ozonalternativet summeras det till 119 MSEK (ozon) och 19 MSEK (MBBR). Ozonanläggningen (utan MBBR) utgör ca 85% av totala kostnaden.

Totalkostnaden motsvarar en årlig kapitalkostnad på ca 43 500 kr/kg renade mikroföroreningar för ozon efterföljt av MBBR och ca 69 000 kr/kg renade mikroföroreningar för GAK⁷. Detaljerade kostnader redovisas i Appendix 7.

I kostnaden för GAK ingår även att samtliga kolfilter fylls med jungfruligt GAK. Om investeringskostnaden för GAK skulle baserats på ett regenererat kol istället för ett jungfruligt kol (se vidare diskussion nedan), hade totalkostnaden blivit 187 MSEK istället för 219 MSEK för GAK alternativet.

Prisläget i rådande tid är mycket osäkert. De senaste åren har byggkostnaderna ökat väsentligt, som följd av brist på råmaterial bl.a. betongvaror, träprodukter och metaller. Priserna för maskinell utrustning samt rostfria rör och rördelar varierar kraftigt enligt leverantörerna med ökande priser på råmaterial, frakter, energi, och valuta. Presenterade kalkyler är därmed extremt påverkade av ett ovanligt högt prisläge.

⁷ Baserat på ett antagande om 80% reduktion av de 39 substanser som ingår i Molabs analyspaket, rak avskrivning på 30 år och utan hänsyn till ränta.

Tabell 17. Övergripande investeringskostnader för ozon följt av MBBR uppdelat på respektive processteg, samt kostnaden för en GAK-anläggning vid NRG

Kalkylpost	Kostnad ozon + MBBR (MSEK)		Kostnad GAK (MSEK)
	Ozon	MBBR	
Mark- & betongarbeten	8,5	2,8	25,4
Bygg	6,8 ^a	1,6	12,6
VVS (25 % av byggnad)	1,6	0,4	3,7
Maskininstallationer	46,4	5,9	77,3
El och automation (35% av maskin)	16,2	2,1	27,1
Oförutsett (20%)	15,9	2,5	29,2
Summa entreprenader – Entreprenadkostnad	95,5	15,3	175,3
Byggherrekostnad (25 % av entreprenadkostnad)	23,9	3,8	43,8
Total anläggningskostnad	119	19	219

^a För beräkning av kostnaden för ozon har den totala byggkostnaden dividerats med 80% för Ozon och 20% för MBBR.

8.2 Driftskostnader

Driftkostnaderna baseras på dagens medelflöde och är beräknade utifrån följande enhetspriser:

El	1,5 kr/kWh
Personal	0,8 MSEK/år heltid
LOX	1,2 kr/kg
Hyra syrgastank	12 000 kr/månad
GAK, nytt	45 000 kr/ton
Underhållskostnad	1 % av investering maskin, VVS och el

Flertalet av enhetspriserna är osäkra. Prisläget för el är i rådande tid mycket osäker och inköpspriset på flytande syre är direkt kopplat till elpriserna. Ansatt pris på LOX baseras på uppgifter från en annan kommun som använder LOX, priset från år 2020 reglerades med indexjustering samt 10% påslag.

Hyrkostnaden för syrgastank har satts till 12 000 kr/månad vilket motsvarar kostnaden för en syrgastank på 40 ton i en annan kommun.

Även priset för GAK är osäkert. Uppgiften från leverantörerna är att det har varit ett prisläge som gällde innan pandemin, ett annat som gäller efter pandemin. I tillägg råder det krig som påverkar transporter och tillgång till material globalt. Idag finns en uppsjö av olika GAK-produkter på marknaden, designade efter vilket behov som finns för den specifika vattenreningen.

En leverantör på den svenska marknaden erbjuder ett regenererat aktivt kol att köpa till ett pris motsvarande 30 000 kr/ton, vilket kan jämföras med ett prisintervall för jungfruligt kol som kan variera från 45 000 till 50 000 kr/ton. Om aktivt kol transporteras till södra Europa för regenerering, har beräkningar i en annan studie visat att kostnaden för transport och regenerering överstiger priset för att köpa in nytt GAK (Sweco, 2017).

I kalkylen har priset för jungfruligt kol (45 000 kr/ton) utnyttjats och detta motsvarar ett pris för ett kol som erbjuds från flera leverantörer på den svenska marknaden. Eftersom det är svårt att uppskatta kostnad för kvittblivning och transportkostnad till den, är dessa kostnader för aktivt kol inte inkluderade i kalkylen.

Personalbehovet antas vara 8 h per vecka för båda processalternativen.

Tabell 18 visar driftkostnaderna för behandling med ozon följt av MBBR respektive med GAK. Den totala driftkostnaden för ozon + MBBR och GAK landar på 3,9 respektive 16,7 miljoner kr (MSEK) per år. För att illustrera priskänsligheten bör det nämnas att kostnaden för aktivt kol utgör en stor del av den totala driftkostnaden och baseras på 20 000 bäddvolymeter samt en materialkostnad på 45 000 kr/ton. Om nyckeltalet för bäddvolymeter ökar till 30 000 BV och priset på GAK minskar med 50%, blir driftkostnaden väsentligt lägre (> 60% reduktion). För ozon utgör driftkostnaden för LOX ca 40% av årskostnaden och denna del av kalkylen skall därför betraktas som priskänslig och osäker.

Om regenererat kol skulle utnyttjas för kalkylen av driftkostnaden hade summan istället landat på 11,6 MSEK per år.

Om vi jämför driftkostnaderna för mängd behandlat vatten landar denna kalkyl på en kostnad för behandlat vatten motsvarande 0,3 kr/m³ respektive 1,30 kr/m³ för ett avancerat reningssteg med ozon + MBBR respektive GAK.

Tabell 18. Årliga driftkostnader för drift av ozon + MBBR respektive GAK vid NRG presenterade som miljoner kronor (MSEK).

Kalkylpost	Kostnad ozon + MBBR (MSEK)	Kostnad GAK (MSEK)
Elförbrukning ozongeneratorer	1,6	0,2
LOX: Inköp och hyrkostnad tank	1,4	-
Aktivt kol	-	15,3
Personal	0,16	0,16
Underhåll	0,7	1,1
Totalt	3,9	16,7

9. Livscykelanalys

En bedömning av potentiell klimatpåverkan av teknikvalet utifrån en klimatkalkyl i ett livscykelperspektiv har ingått i förstudien. Genomförda beräkningar är baserade på metodik för livscykelanalys (LCA) och använder emissionsfaktorer tillsammans med resursschabloner och projektspecifika indata för att beräkna emissioner av koldioxidekvivalenter (d.v.s. klimatbelastning) från undersökta alternativ. I detta avsnitt sammanställs bakomliggande metod och mängdberäkningar samt resultat.

Två alternativ för avancerad rening har valts ut för undersökning av klimatpåverkan ur ett livscykelperspektiv:

1. Ozonering efterföljt av MBBR
2. Granulerat aktivt kol (GAK)

Den enhet som valts för presentation av resultaten är klimatpåverkan per mängd renat avloppsvatten (g CO₂-ekv/m³ behandlat vatten). Resultaten i basscenerierna redovisas även som absoluta tal för installation och 50 års användning.

9.1 Metod

9.1.1 Avgränsning

Kalkylen har avgränsats till miljöpåverkan i form av klimatpåverkan. Följande delar av livscykeln har inkluderats i analysen då de bedöms vara av störst vikt för klimatpåverkan:

- Markarbeten och asfaltering
- Byggmaterial reningsverk (inklusive uppströms transporter och tillverkning)
- Material till maskinutrustning och ledningar
- Drift (energi och material)

Följande delar av livscykeln har inte inkluderats:

- Rivning och omhändertagande av material vid slutet av livscykeln.
- Slamhantering. I undersökta reningssteg bildas endast mycket små slammängder varvid hanteringen av dem har bedömts vara försumbart⁸.

⁸ Rejektvattenpåverkan blir härmed också försumbart eftersom endast tillkommande material—och energianvändning är beaktat.

9.1.2 Antaganden

I punktlistan nedan samlas viktiga antaganden som gjorts för beräkningen. I de fall där antagandena bedöms kunna få avgörande betydelse för kalkylens resultat, diskuteras och behandlas de i avsnittet känslighetsanalys.

- Baserat på att Gävle kommun idag inte har något avtal för ursprungsmärkt el, har det antagits att 100% genomsnittlig svensk elmix används i driften av undersökta alternativ.
- Flytande syre (LOX) som används vid driften av ozoneringsalternativet har antagits tillverkas i Sverige. Därmed har det generella datasetet för tillverkning av flytande syrgas från Ecoinvent 3.8 justerats så att svensk medelmix används istället för europeisk medelmix. Antagandet baseras på att det finns ett flertal anläggningar i Sverige som tillverkar flytande syrgas och att det är mest sannolikt att det är svensktillverkad LOX som kommer att användas.
- Det aktiva kol som används i basscenariot tillverkas av fossilt stenkol, och förbränns när det förbrukats. Alternativet att använda regenererat aktivt kol undersöks i känslighetsanalysen.
- Regenereringen av aktivt kol som undersöks som ett scenario i känslighetsanalysen antas ske i Chemvirons anläggning i Feluy utanför Bryssel i Nederländerna. Transporten från Gävle är 1800 km enkel väg, och antas ske med lastbil (Ecoinventdata, 2022).
- Beräkningarna av klimatkalkylen har baserats på det beräknade medelflödet 37 152 m³/dygn.

9.1.3 Emissionsfaktorer

Klimatkalkylen bygger på emissionsfaktorer från Trafikverkets beräkningsverktyg "Klimatkalkyl", version 7.0 (Trafikverket, 2022). Klimatkalkyl används i alla stora svenska infrastrukturprojekt för att beräkna energianvändning och klimatbelastning som transportinfrastrukturen ger upphov till i ett livscykelperspektiv. Modellen och dess emissionsfaktorer utgör ett av de mest vedertagna klimatberäkningsverktygen i Sverige.

Då fokus i Trafikverkets klimatkalkyl ligger på infrastruktur, saknar den emissionsfaktorer för vissa material och processer som används i ett reningsverk. För dessa material/processer har emissionsfaktorer hämtats från LCA-databasen Ecoinvent (Ecoinvent, 2022). Ecoinvent är en global LCA-databas med systematiskt framtagna och väl underbyggda generiska data för en stor mängd material och processer.

Emissionsfaktorerna avser klimatpåverkan utifrån dagens teknik och materialval.

Transporter som sker från råvaruutvinning till förädling, samt transporter av schaktmassor som genereras inom entreprenaden ingår i använda emissionsfaktorer. Även transporter från produktion av komponenter och material till byggsplats, som till exempel betong och installationer, ingår och utgörs i detta fall av schablonbaserade avstånd.

Baserat på schablonvärden för genomsnittsavstånd⁹ från materialtillverkning till byggplats, har medeltransportavstånd för alla material tillsammans multiplicerats med faktor 1,037 för att inkludera denna transport.

Alla emissionsfaktorer som använts i detta projekt och referenser till dessa återfinns i Appendix 8 "Emissionsfaktorer".

9.1.4 Proxydata

I de fall inga emissionsfaktorer funnits tillgängliga för ett material har data för material med liknande egenskaper använts för att beräkna klimatpåverkan, sådana data kallas proxydata. Material för vilka proxydata som har använts i denna klimatkalkyl redovisas i Tabell 19.

Tabell 19. Använda proxydata för LCA.

Material i produktionen	Använd proxydata	Bedömd påverkan på resultat
Segjärn (ventiler)	Generiskt data för gjutjärn	Påverkan från detta material utgör en mycket liten del sett ur ett livscykelperspektiv. Segjärn är en form av gjutjärn varvid skillnaden i påverkan mellan faktiskt material och proxydata inte bedöms vara särskilt stor.

9.2 Inventering

Resurs och energiåtgång för byggnad samt drift av undersökta alternativ har beräknats utifrån framtagna investeringskalkyl samt dimensionering för undersökta alternativ. I detta avsnitt beskrivs kortfattat huvuddragen i dessa mängdberäkningar. Specifika materielmängder för respektive alternativ redovisas i Appendix 9.

9.2.1 Markarbete

Underlag har hämtats från beräknat behov av markarbeten i kostnadskalkyler för respektive alternativ. Följande markarbeten har inkluderats:

- Jordschakt (Fall A och Fall B)
- Borttransport av schaktmassor

9.2.2 Byggmaterial och maskinutrustning

För byggnadens konstruktion har till stor del samma materielmängder använts för båda alternativen av avancerad rening. I detta tidiga skede har inga konkreta val gällande utformning eller materialval gjorts, så beräkningarna är baserade på en relativt enkel konstruktion.

Materielmängder har beräknats för följande byggnadsdelar:

- Bjälklag
- Bottenplatta och bassäng
- Byggnad bestående av pelare, inner-, och ytterväggar (paroc element), tak, fackverk, och fönster

⁹ Dessa avstånd beslutats av Trafikverket efter ingående studier inkl. branschdialog och ingår nu som standardavstånd i Klimatkalkyl.

9.2.3 Drift

Energi och materialåtgång vid drift har inhämtats från dimensioneringsberäkningarna för projektet. Gävle kommun köper in el från den svenska elmixen varvid klimatpåverkan från elanvändningen har baserats på genomsnittlig svensk elmix.

Valet av elmix vid driften är av stor betydelse för resultaten, i synnerhet för alternativet med ozon, där energiåtgången är betydligt högre än för GAK (1059 MWh/år jämfört med 135 MWh/år).

Beräkningen av materialanvändning vid drift har omfattat flytande syrgas för ozoneringsalternativet och aktivt kol för GAK (för detaljer se Appendix 9).

9.3 Resultat

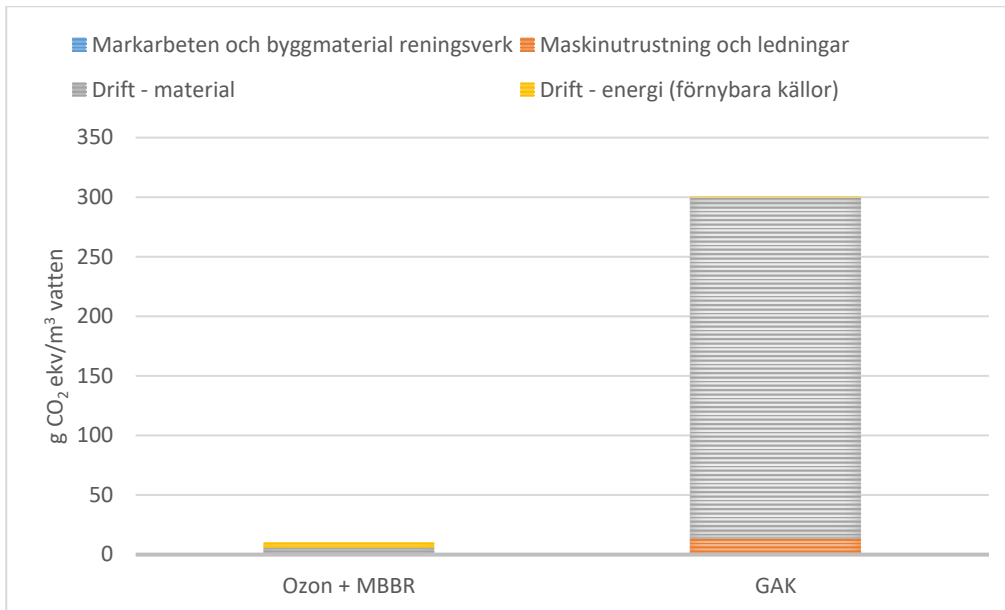
Resultaten för alternativen för avancerad rening presenteras i Tabell 20, dels som en total påverkan under reningsstegets hela livstid (ton CO₂-ekv.) där en drift under 50 år ingår, dels fördelat per mängd behandlat vatten under drifttiden (g CO₂-ekv/ m³ behandlat vatten).

9.3.1 Jämförelse undersökta alternativ

Ett reningssteg med ozon + MBBR landade på 10 g CO₂-ekv/m³ behandlat vatten medan GAK gav 300 g CO₂-ekv per m³ behandlat vatten (Figur 11). För båda alternativen utgör klimatpåverkan från material som används vid driften av reningssteget stor påverkan. För ozon + MBBR är det tillverkningen av flytande syre som medför det största bidraget och för GAK är det aktiva kolet som förbrukas och byts ut under drifttiden. För ozon + MBBR utgör även energianvändningen vid drift en viktig bidragsfaktor till klimatpåverkan.

Tabell 20. Resultat för klimatpåverkan för ozon följt av MBBR respektive GAK under 50 år.

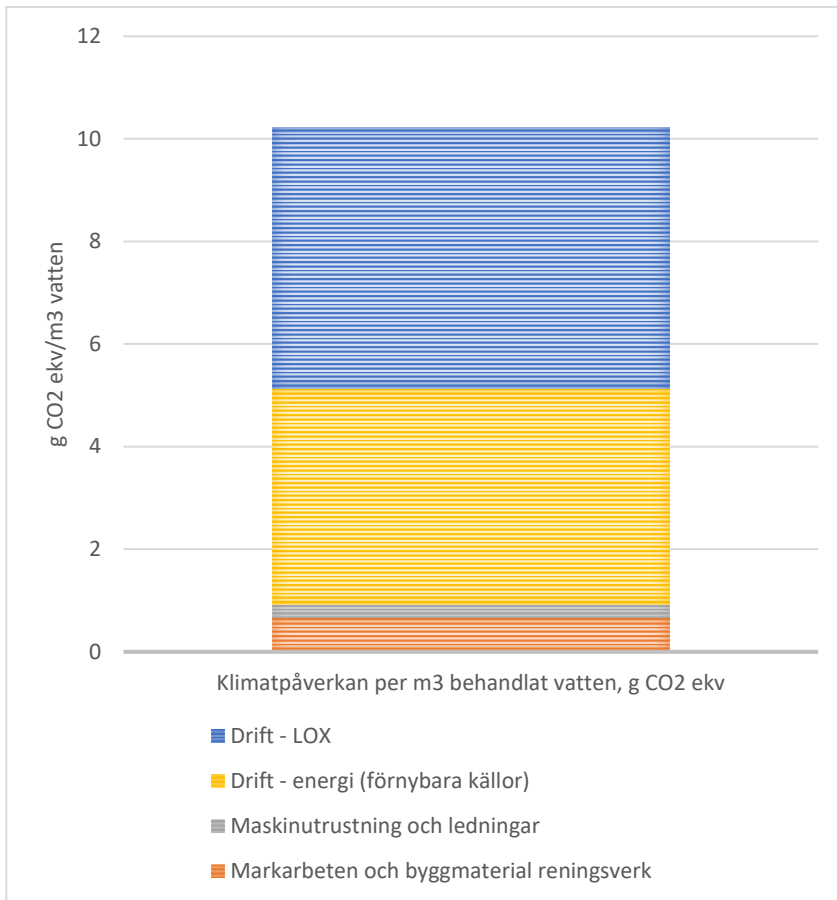
Del i livscykel	Klimatpåverkan total 50 år, ton CO ₂ -ekv		Klimatpåverkan per m ³ behandlat vatten, g CO ₂ -ekv	
	Ozon + MBBR	GAK	Ozon + MBBR	GAK
Markarbeten	11	30	0,02	0,04
Byggmaterial reningsverk	441	866	0,65	1,28
Maskinutrustning och ledningar	171	8 320	0,25	12
Drift - energi (förnybara källor)	2 859	365	4	0,54
Drift - material	3 442	193 876	5	286
summa	6 924	203 457	10	300



Figur 11. Jämförelse mellan ozon + MBBR och GAK avseende klimatpåverkan uttryckt som g CO₂-ekv per m³ behandlat vatten.

9.3.2 Alternativ ozon + MBBR

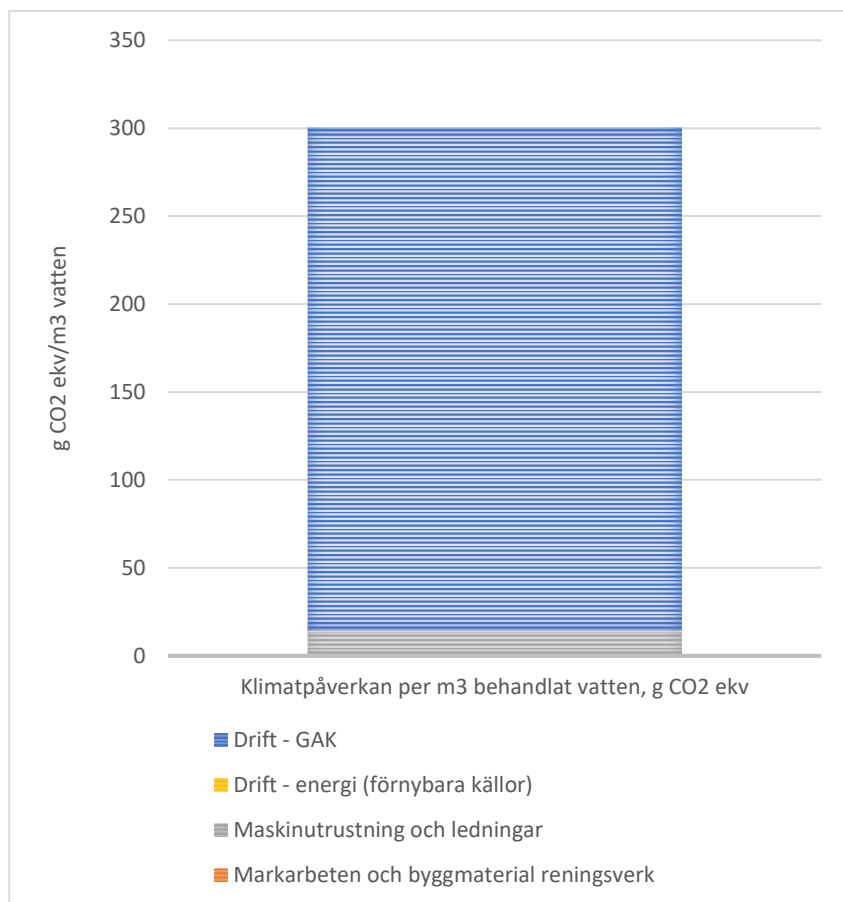
I Figur 12 presenteras resultaten av klimatkalkylen för avancerad rening av mikroföroreningar med ozonering. Över 90% av klimatpåverkan under livscykeln härstammar från driften. Merparten av denna klimatpåverkan kommer från tillverkningen av flytande syrgas som används när processen körs, tätt följt av energianvändningen vid drift. Med hänsyn till den relativt långa drifttiden blir klimatpåverkan från markarbete och byggskede av reningssteget inkl. utrustning mycket liten.



Figur 12. Klimatpåverkan per m³ renat vatten för alternativet ozonering efterföljt av MBBR.

9.3.3 Alternativ GAK

I Figur 13 presenteras resultaten av klimatkalkylen för läkemedelsrening med GAK. Även här blir klimatpåverkan från markarbete och byggskede av reningssteg inkl. utrustning relativt liten, även om denna del medför en något större påverkan i Alternativ GAK pga. att en större anläggning krävs. Driftenergin medför en nästintill försumbar påverkan. Merparten av klimatpåverkan ur ett livscykelperspektiv tillskrivs användningen av aktivt kol under driften står för merparten av klimatpåverkan i ett livscykelperspektiv.



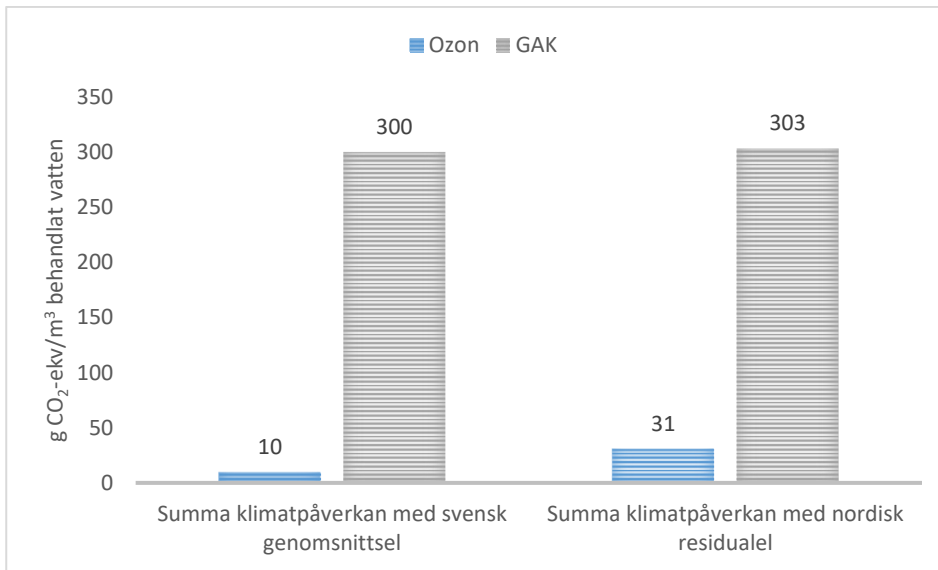
Figur 13. Klimatpåverkan per m³ renat vatten med alternativ GAK.

9.4 Känslighetsanalys

Känslighetsanalys har gjorts för att undersöka hur slutresultatet varierar beroende på val av elproduktionsmix samt val av använda underlagsdata. För alternativ GAK har även användningen av regenererat aktivt kol i stället för primärt undersökts.

9.4.1 Resultat med olika elproduktionsmixer för driften

För att illustrera hur klimatpåverkan förändras vid användningen av olika elproduktions-mixar har resultat även tagits fram för användning av 100% nordisk residualmix (Figur 14). Nordisk residualmix motsvarar den elmix som återstår inom det nordiska elnätet efter att all el som säljs som ursprungsmärkt förnybar el tagits bort. Denna elmix rekommenderas att användas i LCA om inget aktivt val av elmix görs. Vid utbyte av elproduktionsmixen som används i driften mot nordisk residualmix ökar klimatpåverkan från energianvändningen. Resultaten med residualmix visar dock fortfarande på avsevärt högre total klimatpåverkan från GAK jämfört med ozonering. Det bör noteras att den nordiska residualmixen medför lägre klimatpåverkan än genomsnittet i länder där fossilbaserad energi dominerar, då en relativt stor andel av den svenska residualmixen kommer från kärnkraft som medför ett relativt lågt klimatavtryck.



Figur 14. Känslighetsanalys av olika elmix vid drift för undersökta alternativ.

9.4.2 Resultat med användningen av regenererat aktivt kol

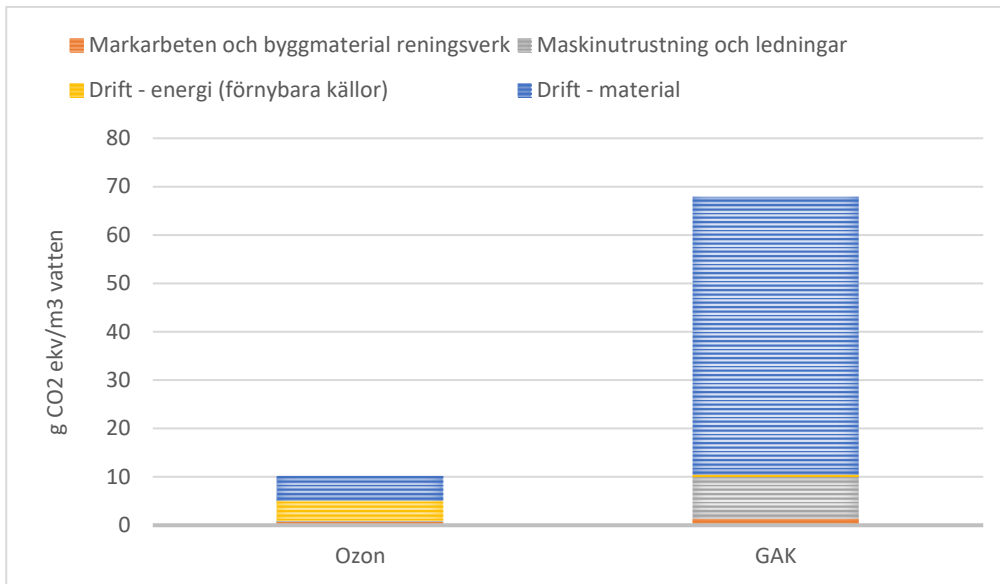
Som framgår av avsnitt 2.1.5 i denna rapport, kan aktivt kol reaktiveras efter att det blivit uttjänt. Primärt aktivt kol har använts i basscenariot som ett konservativt antagande, men användningen av reaktiverat kol skulle kunna sänka klimatpåverkan från alternativet GAK avsevärt.

Underlag för klimatpåverkan vid regenereringsprocessen har erhållits från Chemviron¹⁰, en av Europas största tillverkare av regenererat aktivt kol, och motsvarar 2 kg CO₂/kg regenererat kol. Motsvarande emissionsfaktor för tillverkning och avfallshantering av primärt aktivt kol är 11 kg CO₂-ekv/kg aktivt kol.

Resultatet från känslighetsanalysen visar att klimatpåverkan från alternativ GAK minskar avsevärt om det aktiva kolet i driften byts ut mot 100% reaktiverat kol (se Figur 15). Det bör noteras att aktivt kol även installeras som del i maskinutrustningen vid byggnationen av reningssteget. Det aktiva kol som utgör del av installationen har inte bytts mot reaktiverat kol i denna känslighetsanalys.

I jämförelsen med ozoneringsalternativet medför alternativ GAK ca 7 gånger högre klimatpåverkan ur ett livscykelperspektiv med antagandet att regenererat aktivt kol används vid driften.

¹⁰ E-postkonversation med Chemviron Carbon AB, 2022-06-09.



Figur 15. Känslighetsanalys av klimatpåverkan med reaktiverat kol i driften.

9.4.3 Val av generiska data

Valda emissionsfaktorer i denna studie motsvarar till stor del genomsnittlig europeisk eller global tillverkning. Den verkliga klimatpåverkan från ingående material skulle kunna vara både högre och lägre, beroende på vilka specifika material som väljs, hur stor andel återvunna material som ingår i dem mm. Genomsnittsdata bedöms dock ge en bra bild av klimatpåverkan i ett tidigt skede, där specifika material eller leverantörer inte är kända.

Proxydata har använts för att bedöma klimatpåverkan från segjärn. Vald proxydata bedöms tillräckligt väl motsvara den sannolika genomsnittstillverkningen av det faktiska material som används på ett tillfredsställande sätt. En kontroll av proxydata (höjning respektive minskning av emissionsfaktorn med 50%) för att undersöka inverkan på resultaten visade att en felmarginal för proxydatan inte skulle medföra några betydande förändringar i studiens resultat.

9.5 Diskussion

Data för beräkning av klimatpåverkan från tillverkningen av flytande syrgas har justerats för att bättre motsvara svensk produktion (genom att svensk genomsnittselmix har använts istället för europeisk genomsnittselmix). Det bör noteras att klimatpåverkan från ozoneringsalternativet höjs avsevärt om tillverkningen av LOX sker med elektricitet från fossila resurser. För jämförelse skulle klimatpåverkan från ozoneringsalternativet motsvara 48 g CO₂-ekv. om tillverkningen av LOX antogs ske med europeisk genomsnittsel (en ökning med 38 g CO₂-ekv per m³ behandlat vatten jämfört med basscenariot). Någon motsvarande justering av datasetet för aktivt kol har inte gjorts, då det i nuläget saknas svenska leverantörer av aktivt kol. En kontroll av använd data för genomsnittlig europeisk tillverkning av aktivt kol har dock gjorts för att se hur mycket emissionsfaktorn skulle påverkas ifall produktionen skulle bytas till användning av 100% förnybar energi (likt för LOX i denna studie). En justering av elmixen minskade emissionsfaktorn för aktivt kol med 8%, och skulle inte vara avgörande för kalkylens resultat, sett till relationen mellan jämförda alternativ.

I denna studie har både primärt och regenererat aktivt kol antagits tillverkas från stenkol, då det är den vanligaste typen av aktivt kol som finns tillgängligt på marknaden idag. Aktivt kol kan även tillverkas av förnybara material med hög kolhalt. Tillgången till förnybart aktivt kol förväntas öka i framtiden varvid klimatpåverkan från kolanvändningen kan minska avsevärt (både påverkan från utvinningen av råmaterialet och från förbränningen av uttjänt aktivt kol). I framtiden är det troligt att tillgängligheten på aktivt kol baserat på förnybara källor ökar, varvid GAK skulle kunna bli ett mer konkurrenskraftigt alternativ ur ett klimatperspektiv.

Svenska Miljöinstitutet (IVL) publicerade år 2017 en studie där miljöpåverkan från olika tekniker för läkemedelsrening jämfördes (IVL, 2017). Studien omfattade bl.a. livscykelanalys för klimatpåverkan från GAK och ozonering. Resultaten i IVLs studie är för ozoneringen jämförbara med resultaten i föreliggande kalkyl (IVL 8 g CO₂/m³). För alternativet GAK visar däremot IVLs studie en betydligt lägre klimatpåverkan (180 g CO₂/m³) jämfört med föreliggande kalkyl. I båda studierna är det användningen av GAK som medför merparten av klimatpåverkan. Det framgår inte av IVLs studie vilken emissionsfaktor de har använt för aktivt kol, utan endast att de använt data från den europeiska tillverkaren Chemviron som referens. Det framgår inte heller av studien ifall man har räknat med utsläpp från avfallshanteringen av uttjänt aktivt kol i det fall det inte regenereras. Vidare räknade man på en något lägre GAK-dos i driften.

9.6 Slutsatser

Genomförd studie visar att driftskedet utgör den livscykelphas som har störst klimatpåverkan för undersökta alternativ. Klimatpåverkan från material för byggnad samt maskiner får mindre betydelse jämfört med material och energi som används vid driften. I den mån det är möjligt bör tekniker som medför lägre resursförbrukning vid drift prioriteras för att minska klimatpåverkan ur ett livscykelperspektiv.

Studien visar även att klimatpåverkan från driftenergin ger mycket litet utslag vid alternativet med aktivt kol. Däremot har driftenergin en ganska stor betydelse för klimatpåverkan från ozoneringsalternativet (även om denna påverkan relativt sett är mycket liten jämfört med påverkan från GAK). Genomförd känslighetsanalys visar att klimatpåverkan ökar avsevärt, särskilt för ozoneringsalternativet, vid utbyte till elmix med högre andel fossila energikällor.

Alla undersökta scenarier i genomförd kalkyl visar att klimatpåverkan från alternativet ozonering medför en lägre klimatpåverkan jämfört med GAK.

Möjligheten att regenerera det aktiva kolet istället för att använda primärt kol minskar klimatpåverkan avsevärt. Så länge det aktiva kolet i Alternativ GAK härstammar från fossilt material är det dock svårt att minska dess klimatavtryck till jämförbar nivå med ozonering.

10. Diskussion och jämförelse av reningsteknikerna aktivt kol och ozon efterföljt av MBBR

Val av teknik för ett framtida avancerat reningssteg bör göras utefter flera olika parametrar, vissa utvärderas med fördel framför andra. Två inledande arbetsmoment för denna förstudie har t.ex. varit att göra ett val av teknik avseende det specifika vattnet som ska behandlas (vattenmatrisen) och vilka mikroföroreningar som identifierats som risk. Härfter har platsspecifika förutsättningar för reningsverket för en framtida belastning ingått. Utöver de rent kemiska och tekniska parametrarna, tillkommer också kostnader och den klimatpåverkan som det avancerade reningssteget orsakar.

Tabell 21 sammanfattar en rad delresultat som denna förstudie har resulterat i. Tabellen visar vad som är aktuellt för de två reningstekniker som ingick i förstudien: behandling med GAK och behandling med ozon följt av MBBR.

Utvärderingen av vattenmatrisen och den påverkan som är aktuell från de aktuella reningsteknikerna visade att det inte fanns några ämnen som utgör ett hinder för vare sig ozon eller GAK att användas på Gävles framtida ARV.

Gällande riskämnen som blev aktuella visade de att flertalet ämnen kan hanteras väl av både GAK och ozon, eventuellt kan GAK vara något mer framgångsrik jämfört med ozon men skillnaden var marginell. Av de identifierade ämnena för utgående vatten med spädning som påvisades med högst miljörisk var citalopram, sertralin och norsertralin, oxazepam, diklofenak och PFOS, där PFOS bedömdes med högst PEC/PNEC-värde.

När PFOS inkluderas i bedömningen blir ett teknikval med GAK mer fördelaktigt eftersom ozon efterföljt av MBBR inte leder till oxidation eller nedbrytning av PFOS. GAK kan reducera PFOS, men en reningsgrad över 80% som provresultaten har visat krävs för NRG, kan bli utmanande. Utmaningen ligger särskilt i att nyttja GAK för PFOS-rening över en längre tid, vilket är brukligt för en GAK-anläggning på ett reningsverk. Aktuella bäddvolymen för GAK på ett ARV kan variera mellan 27 000 och 50 000 och fortfarande reducera mikroföroreningar (Bourgin, o.a., 2018). Vid en inkludering av krav för PFOS-reduktion på ett reningsverk, innebär detta sannolikt att filterbyten behöver ske oftare än vad som är brukligt för GAK. Hur ofta är svårt att säga utifrån dagens begränsande underlag inom området. Täta filterbyten påverkar i sin tur både driftskostnad och klimatpåverkan i en LCA-analys.

Mot bakgrund av att det saknas underlag avseende PFOS-reduktion med GAK på avloppsvatten gör att det blir svårt att uppskatta omfattningen på den merkostnad detta kan innebära för driften av en GAK-anläggning med krav för PFOS-rening. Skulle ett framtida krav bli aktuellt är det högst troligt att GAK behöver kombineras med ytterligare ett reningssteg.

De två reningsteknikerna antar olika stor yta, där ozon efterföljt av MBBR tar mindre plats jämfört med GAK (Tabell). I det nuvarande skedet finns det inte någon beslutad situationsplan för Gävles nya ARV och ytbehovet antas därför inte vara en begränsande faktor. Inför nästa skede är det dock bra att ha med sig vetskapen om att ytbehovet för GAK-filter är större jämfört med ozon efterföljt av MBBR.

Ett ozoneringssteg är billigare än ett GAK-filter enligt utförda kalkyler, både ur investerings- och driftsynpunkt. En annan fördel med ozon är att det bildas ett överskott av syre i utgående vatten från kontakttanken, vilket innebär att man i praktiken kan förvänta sig att få nitrifikation i den efterföljande MBBR-reaktorn. Troligtvis bryts även en del organiska föroreningar innehållande kväve ned. Detta är särskilt en fördel om det kommer kvävekrav, till exempel krav på låg ammoniumhalt i utgående vatten.

Om det beslutas att använda sandfilter som filtersteg vid det nya reningsverket kan sandfiltren fungera som efterbehandling för nedbrytning av bi- och transformationsprodukter. Sandfiltret kan med andra ord ersätta MBBR-steget. Placering av ozonreaktorn blir i så fall innan kemisk rening istället för efter, vilket är föreslaget i nuvarande processdesign.

Som tidigare nämnts skiljer sig förutsättningarna vid NRG från hur reningsverk i Europa oftast är utformade dels i avseendet att det inte kommer finnas fullständig kväveavskiljning (endast nitrifikation), dels i att fosforkraven är striktare än i Europa. Detta gör att det är svårt att jämföra befintliga anläggningar med läkemedelsrening i Europa med Gävle, eftersom den föreliggande processen påverkar vattenmatrisen och därmed förutsättningarna för det avancerade reningssteget. I en vidare utredning eller projektering bör framförallt nitrithalten och eventuellt andra kväveinnehållande ämnen följas upp och studeras avseende hur det påverkar ozondosen och bildandet av ev. biprodukter.

Den LCA som är genomförd för NRG visar att en GAK-anläggning medför en långt högre klimatpåverkan jämfört med en ozonanläggning. Driftskedet utgör den livscykelfas som har störst klimatpåverkan för både ozon och GAK, där förbrukningsvarorna LOX respektive aktivt kol är det som bidrar mest. GAK-anläggningen medför en 30 gånger så stor klimatpåverkan jämfört med ozon när GAK beräknas med jungfruligt kol som sluthanteras genom förbränning. Om regenererat kol utnyttjas vid utbyte av filtermedia blir skillnaden mindre, där GAK medför en 7 gånger så stor klimatpåverkan.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att ozon och MBBR är ett billigare teknikalternativ med lägre klimatpåverkan som stöter på två tydliga osäkerheter kopplade till hur det framtida reningskravet kommer att se ut. Det första är huruvida PFOS inkluderas i ett framtida krav på rening eller ej. Den andra osäkerheten ligger i hur reningen med ozon fungerar när det kombineras med ett verk utan kväveavskiljning. Det dyrare alternativet med större klimatpåverkan med GAK fungerar väl, men GAK kombinerat med krav på avskiljning av PFOS på ARV saknas det underlag på.

Hur rening av mikroföroreningar ska prioriteras gentemot den klimatpåverkan som reningen har eller gentemot andra investeringar är en komplex fråga och inget som går att ta ställning till utifrån denna förstudie. Likt alla investeringar, behöver behov och nytta ställas mot kostnader.

Tabell 21. Jämförelse av de ingående reningsteknikerna GAK och ozon följt av MBBR utifrån olika aspekter och för NRG.

Beskrivning	GAK	Ozon + MBBR	Kommentar
Påverkan på vattenmatris	Nej	Nej	Nitrithalten behöver följas upp vid Gävle framtida ARV. Nitrit påverkar storleken på ozondosen
Lämplig teknik utifrån identifierade ämnen med hög risk (citalopram, sertralin och norsertralin, oxazepam, PFOS och diklofenak)	Ja, men hög reduktion för PFOS är svårt att nå med GAK	Ja, men inte när PFOS ska ingå Höga nitrithalter kan påverka ozondosen	PFOS oxideras inte av ozon. Inverkan på ozon från framtida nitrithalter och ev. andra kväveföreningar bör undersökas. Generellt gäller att en ozondos på 0,7 g O ₃ /g DOC bryter ner sertralin-norsertralin, oxazepam mellan 40-80%, diklofenak och citalopram > 95% under förutsättning att nitrithalter är låga. GAK kan ha svårt att reducera PFOS över 80% som krävs vid utloppet.
Ytbehov (cirka), m ²	1 540	540	
Placering	Efter kemisk fällning och filtersteg, sist i processen	Efter kemisk fällning och filtersteg, sist i processen	Ozon rekommenderas placeras där koncentrationen av nitrit och DOC är låg
Investeringskostnad, Mkr	219	138	Pris på material och el är osäkra.
Driftkostnad/år, Mkr	3,9	16,7	Driftkostnaden för GAK påverkas av kolets livslängd, typ av kol och sluthantering. För ozon påverkas pris av vald ozondos

Beskrivning	GAK	Ozon + MBBR	Kommentar
LCA, kg CO ₂ /m ³ behandlat vatten	300	10	Klimatpåverkan från GAK minskar till 70 g CO ₂ -ekv/m ³ om regenererat kol används vid utbyte av filtermedia.

11. Slutsatser

I detta kapitel sammanfattas de slutsatser som kunnat dras utifrån denna förstudie för avancerad rening av läkemedel och andra mikroföroreningar vid NRG. Syftet med förstudien var att avgöra vilket behov som finns av att rena vattnet från mikroföroreningar samt utreda vilken reningsteknik som är lämplig att implementera för att avlägsna dem. Dessa två delar redovisas separat i detta kapitel.

11.1 Behov av avancerad rening av mikroföroreningar vid NRG

Duvbackens ARV släpper årligen ut 132,1 kg läkemedel (inklusive PFOA och PFOS) i recipienten¹¹. Detta motsvarar ungefär 1,4 g/pe, år. I de förstudier för rening av läkemedel och mikroföroreningar som Sweco driver ligger denna siffra mellan 0,9 och 2,0 g/pe,år och NRG placerar sig därmed i den övre halvan där två VA-organisationer har högre mängder på 1,7 respektive 2,0 g/pe, år.

Parallellt med provtagning av mikroföroreningar har prover avseende effektbaserad analys även samlats in för analys. Resultat och slutsatser kring dessa hänvisas dock till en separat rapport som färdigställs under oktober 2022 (Holm & Önnby, 2022).

PEC/PNEC-beräkningarna visade att riskkvoterna för citalopram (1) och (2), diklofenak, oxazepam, sertralin/norsertalin och PFOS hamnar över 1 vid utsläppspunkten för Duvbacken, d.v.s. det finns en risk att organismerna i denna del av Inre Fjärden kan skadas av dessa fem ämnen. Vid recipientprovtagningspunkten är det endast citalopram (1) (osäkert värde) och PFOS som hamnar i kategorin hög risk.

Av de totalt fem mikroföroreningar som kan utgöra en hög risk i Inre Fjärden finns det bedömningsgrunder för god status för diklofenak och PFOS, som alltså inte uppfylls. Detta betyder att reningsverket har en potentiell påverkan på sänkt ytvattenstatus för PFOS och diklofenak i Inre fjärden och att det inte går att utesluta behovet av avancerad rening vid Duvbackens ARV när beräkningen baseras på ett rimligt worst case-scenario för utspädning. Bedömningsgrunden för god status för PFOS uppfylls inte heller vid recipientprovtagningspunkten, men här kan det även finnas andra källor till PFOS än ARV. Däremot påvisades

¹¹ Baserat på summahalten (medel av samtliga provtagningar, värden under rapporteringsgräns har exkluderats) av de 39 substanserna som analyserats i denna förstudie enligt MoLabs analyslista.

inte 17 β -östradiol i någon av provtagningspunkterna, vilket indikerar att GäVAAB inte bidrar till sänkt status för detta ämne i Inre fjärden.

En viktig faktor i sammanhanget är vilken utspädningsfaktor som används för att beräkna halten av mikroföroreningar utanför utsläppspunkten för Duvbacken (se avsnitt 4.1), då det har betydelse för utfallet. I detta fall har bedömningen gjorts, baserat på tidigare modelleringar, att 10 gångers utspädning ger ett rimligt worst case-scenario då denna spädning är i lägre spannet av spädningar som beräknas inträffa både vinter- och sommartid. Det ska understrykas att spädningen tycks vara betydligt större under stora delar av året, vilket innebär att PEC/PNEC-kvoterna med största sannolikhet är avsevärt lägre under dessa perioder.

Sweco har jämfört summan av alla PEC/PNEC-kvoter som utgör måttlig och hög risk för de 39 substanser som analyserats utifrån MoLabs analyslista i utgående vatten med spädning med den andel vatten ARV släpper ut till tillhörande recipient (utsläppsflödets andel till recipient vid medelflöde). Detta gjordes för samtliga förstudier som genomförts av under 2021/2022. Jämförelsen visar att det finns en indikation på ett samband mellan höga PEC/PNEC-summor med ökad andel utsläppsflöde från ARV till recipient och resultatet stämmer överens med observationer gjorda i en annan studie av Länsstyrelsen 2021.

För att få en helhetsbild över hur halterna av mikroföroreningar från ARV sprids i Inre Fjärden och hur det potentiellt inverkar på PEC/PNEC föreslår Sweco att en 3D-modell utnyttjas. Denna bör initialt ta hänsyn till den modellering som redan finns men kan med fördel inkludera mer variation av t.ex. temperatur och utgående halter. 3D-modellen kan ge ett resultat som gäller över tid och rum, till skillnad från en boxmodell som utnyttjats för denna miljöbedömning. Resultat såsom hur stor vattenvolym som överskrider PEC/PNEC kan tas fram och även var i recipienten påverkan är som störst. Om en 3D-modellering genomförs är det viktigt att de ämnen som ligger över bedömningsgrunderna för god status, d.v.s. diklofenak och PFOS, finns med bland de provtagna ämnena. För analyserna av PFOS rekommenderas att använda det analyslaboratorium som har lägst rapporteringsgräns eftersom det kan ha en avgörande betydelse för om PFOS detekteras eller inte. Övriga mikroföroreningar kan fortsättningsvis analyseras genom MoLab.

11.2 Val av reningsteknik

Vattenmatrisen indikerade att det inte finns någon risk med att använda sig av reningsteknikerna GAK eller ozon. Båda reningsteknikerna kan därför anses vara lika tillämpbara utifrån vattenmatrisen vid en eventuell implementering av ett avancerat reningssteg baserat på analysdata från dagens ARV. Det bör dock nämnas att det nya reningsverket utformas för nitrifikation, vilket ger en påverkan på nitrithalterna (de minskar) och därmed nödvändig ozondos. Nitrithalterna bör följas upp om man går vidare med ozon som reningsteknik. Även andra parametrar för vattenmatrisen kan ändras för NRG och bör således utvärderas på nytt.

Vid en jämförelse mellan de fem identifierade mikroföroreningarna (citalopram, diklofenak, oxazepam, sertralin och norsertralin samt PFOS) som gemensamt utgjorde hög risk i Inre Fjärden vid 10 gångers utspädning med antingen GAK eller ozon, kunde det konstateras att GAK eventuellt är mer lämplig om PFAS-ämnen exkluderas i bedömningen. Om PFAS-ämnen (t.ex. PFOS) kommer att

inkluderas i ett framtida reningskrav bör GAK väljas framför ozon, utifrån de förutsättningar och det kunskapsläge som råder idag. Alternativt kan ozon kombineras med aktivt kol. Det bör understrykas att PFOS-rening på avloppsvatten i fullskala inte är ett studerat område, vilket begränsar hur väl det kan bedömas. Dessutom är tekniker under utveckling och det kan därför vid ett sådant läge rekommenderas att göra en ny jämförelse av tillgängliga tekniker och deras lämplighet.

Både ozoneringssteget och GAK-anläggningen föreslås placeras efter kemisk rening som är det sista steget i den befintliga reningsprocessen. Ytbehovet för en ozonanläggning har bedömts till cirka 540 m² och för en GAK-anläggning till cirka 1540 m². Båda alternativen får plats på tillgänglig yta på tomten.

Enligt utförda investeringskalkyler är den totala anläggningskostnaden cirka 138 MSEK för en ozonanläggning och cirka 219 MSEK för en GAK-anläggning. Detta motsvarar en årlig kapitalkostnad på cirka 43 500 kr/kg renade mikroföroreningar för ozon och cirka 69 000 kr/kg renade mikroföroreningar för GAK¹².

Enligt utförda driftkostnads-kalkyler är den årliga kostnaden cirka 3,9 MSEK för ozon och cirka 16,7 MSEK för GAK. Detta motsvarar en kostnad på 0,30 kr/m³ behandlat vatten för ozon och 1,30 kr/m³ behandlat vatten för GAK.

Den genomförda LCA:n visar att en GAK-anläggning medför en långt högre klimatpåverkan än en ozonanläggning. Driftskedet utgör den livscykelns som har störst påverkan för både ozon och GAK, där förbrukningsvarorna LOX respektive aktivt kol är det som bidrar mest. Klimatpåverkan från en ozonanläggning på Gäve ARV har beräknats till 10 g CO₂-ekv/m³ behandlat vatten. Klimatpåverkan från en GAK-anläggning har beräknats till 300 g CO₂-ekv/m³ behandlat vatten vid användande av stenkol. Denna siffra kan sänkas till 70 g CO₂-ekv/m³ behandlat vatten om regenererat kol används vid utbyte av filtermedia. Tillgången till förnybart aktivt kol förväntas öka i framtiden, vilket skulle kunna sänka klimatpåverkan från kolanvändningen ytterligare.

Sammanfattningsvis kan konstateras att en ozonanläggning är mer fördelaktig än en GAK-anläggning med avseende på ytbehov, kostnader och klimatpåverkan. Däremot är teknikvalet med ozon osäkert avseende hantering och avskiljning av PFOS.

11.3 Förslag på framtida utredningar

1. Gällande miljöriskbedömningen kan en mer varierad modell, t.ex. en 3D-modell nyttjas för att förstå hur mikroföroreningarna, och därmed miljörisken, varierar i recipienten över tid och rum och hur det eventuellt kan inverka på behovsanalysen av avancerad rening. Duvbackens ARV bör dra nytta av den redan befintliga modellen och utveckla denna.
2. Gällande vattenmatrisen för NRG bör den bedömas på nytt när den framtida reningsprocessen är på plats.
3. Gällande teknikvalet med ozon bör en framtida utredning bekräfta att bromidhalterna är fortsatt låga. Utredningen bör även fastställa hur variationen av bromid ser ut över året.
4. Förekomsten av PFOS i recipienten bör följas upp med ytterligare provtagning som har en tillräckligt låg detektionsnivå.

¹² Baserat på ett antagande om 80% reduktion av de 39 substanser som analyserats i detta projekt, en avskrivning på 30 år och utan hänsyn till ränta.

5. Förekomsten av diklofenak i recipienten bör följas upp med ytterligare provtagning.
6. Provtagning i recipienten av PFOS och diklofenak bör ske minst 2 gånger om året, men helst 4-6 gånger på ett år för att få en bild över hur halterna varierar över året.

12. Litteraturförteckning

- Altmann, J., Massa, L., Sperlich, A., Gnirss, R., & Jekel, M. (2016). UV254 absorbance as real-time monitoring and control parameter for micropollutant removal in advanced wastewater treatment with powdered activated carbon. *Water Research*, 240-245.
- Bansal, & Goyal. (2015). *Activated Carbon Adsorption*. Boca Raton: CRC Press.
- Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K., & Olshammar, M. (2017). *Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten*. Stockholm: IVL.
- Bengtsson-Palme, J., & Larsson, J. (2016). Concentrations of antibiotics predicted to select for resistant bacteria: proposed limits for environmental regulation. *Environmental International*, ss. 140-149.
- Berlin Centre of Competence for Water. (2021). *Fitness check for API elimination for WWTP Ekeby (SE)*. Berlin: Clear Waters from Pharmaceuticals.
- Betsholtz, A., Karlsson, S., Svahn, O., Davidsson, Å., Cimbritz, M., & Falås, P. (2021). Tracking 14C-Labeled Organic Micropollutants to Differentiate between Adsorption and Degradation in GAC and Biofilm Processes. *Environmental Science and Technology*, 11318–11327 .
- Bourgin, M., Beck, B., Boehler, M., Borowska, E., Fleinera, J., Salhi, E., . . . McArdella, C. (den 1 February 2018). Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant upgraded with ozonation and biological post-treatments: Abatement of micropollutants, formation of transformation products and oxidation by-product. *Water Research*, ss. 486-498.
- Cimbritz, M., & Mattsson, A. (2018). *Reningstekniker för läkemedel och mikroföroreningar i avloppsvatten - Redovisning av åtta projekt som fått medel från Havs- och Vattenmyndigheten*. Göteborg: Havs- och Vattenmyndigheten.
- Cimbritz, M., Tumlin, S., Hagman, M., Dimitrova, I., Hey, G., Mases, M., . . . la Cour Jansen, J. (2016). *Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar* . Svenskt Vatten.
- Edefell, E., Falås, P., Kharel, S., Hagman, M., Bester, K., & Christensson, M. (2021). MBBRs as post-treatment to ozonation: Degradation of transformation products and ozone-resistant micropollutants. *Science of the Total Environment*.
- Edvardsson, V., & Önnby, L. (2021). *Utvärdering av reningseffekten för PFAS i två fullskaleanläggningar*. Stockholm: Avfall Sverige.

- Golovko, O., Örn, S., Sörengård, M., Frieberg, K., Nassazzi, W., Lai, F., & Ahrens, L. (den 20 January 2021). Occurrence and removal of chemicals of emerging concern in wastewater treatment plants and their impact on receiving water systems. *Science of the Total Environment*.
- Green, D., & Perry, R. (2008). *Perry's chemical engineers' handbook*. McGraw Hill.
- Gulde, R., Rutsch, M., Clerc, B., Schollée, J., von Gunten, U., & McArdeell, C. (den 27 April 2021). Formation of transformation products during ozonation of secondary wastewater effluent and their fate in post-treatment: from laboratory- to fullscale. *Water Research*.
- HaV. (2019). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten, HVMFS 2019:25*. Stockholm: HaV.
- Holm, G., & Önnby, L. (2022). *Effektbaserade analyser för att utvärdera reningseffektivitet och miljörisker i avloppsvatten - Lärdomar från sex projekt om avancerad rening av mikroföroreningar*. Malmö: Sweco.
- IVL. (2015). *Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten*. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Jekel, & Zietzschmann. (2018). *TestTools – Entwicklung und Validierung von schnellen estmethoden zum Spurenstoffverhalten in technischen und natürlichen Barrieren des Urbanen Wasserkreislaufs*. Berlin: Technische Universität Berlin.
- Juaréz, R., Karlsson, S., Falås, P., Davidsson, Å., Bester, K., & Cimbritz, M. (2021). Integrating dissolved and particulate matter into a prediction tool for ozonation of organic micropollutants in wastewater. *Science of the total environment*.
- Kamp, M., Dahlberg, C., & Barkman, K. (2020). *Stöd för upprättande av förfrågningsunderlag inför upphandling av läkemedelsrening med ozon*. Jönköping: Svenskt Vatten AB.
- Kemikalieinspektionen. (2020). *Hazard and risk assessment of chemicals - an introduction, Article number 511 380, guidance 7*. Stockholm: Kemikalieinspektionen.
- Kemikalieinspektionen. (den 19 september 2022). *Guide om PFAS*. Hämtat från Kemikalieinspektionen: <https://www.kemi.se/kemiska-amnen-och-material/hogfluorerade-amnen---pfas/guide-om-pfas>
- Kennedy, A., Reinert, A., Knappe, D., Ferrer, I., & Summers, R. (den 23 September 2015). Full- and pilot-scale GAC adsorption of organic micropollutants. *Water Research*, ss. 238-248.
- Krasner, Westerhoff, Mitch, Hanigan, McCurry, & von Gunten, U. (2018). Behavior of NDMA precursors at 21 full-scale water treatment facilities. *Environmental Science Water Research & Technology*.
- Kårelid, V., Larsson, G., & Björleinius, B. (den 16 February 2017). Pilot-scale removal of pharmaceuticals in municipal wastewater: Comparison of granular and powdered activated carbon at three wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, 491-502.
- Labmedicin Skåne. (den 15 juni 2021). *Metodbeskrivning - LCMSMS*. Hämtat från Analysportalen, labmedicin, Skåne: <http://analysportalen-labmedicin.skane.se/pics/Labmedicin/Verksamhetsomr%E5den/Klinisk%20kemi/Analyser/Skane/LCMSMS-1.pdf>
- Lang, V., Garnaga-Budré, G., & Björklund, E. (2019). *Determination of the Regional Pharmaceutical Burden in 15 Selected WWTPs and*

Associated Water Bodies using Chemical Analysis. Project MORPHEUS.

- Lee, Y., & von Gunten, U. (den 27 November 2010). Oxidative transformation of micropollutants during municipal wastewater treatment: Comparison of kinetic aspects of selective (chlorine, chlorine dioxide, ferrate, and ozone) and non-selective oxidants (hydroxyl radical). *Water Research*, ss. 555-566.
- Lee, Y., & von Gunten, U. (den 2 Mars 2016). Advances in predicting organic contaminant abatement during ozonation of municipal wastewater effluent: reaction kinetics, transformation products, and changes of biological effects. *Water Research*, ss. 421-442.
- Lundström, K., & Nordfeldt, S. (2020). *Spridningsmodellering av renat avloppsvatten och bedömning av påverkan på recipienterna, Inre och Yttre fjärden, Projekt ID 780836*. AFRY.
- Länsstyrelsen, S. (2021). *Läkemedel i vattenrecipient, hur prioriterar vi framtidens rening? En studie om läkemedels påverkan på vattenmiljön nedströms reningsverk som grund för prioritering för avancerad rening och återvinning av vatten*. Malmö: Länsstyrelsen i Skåne, rapport 2021:13.
- McArdell, C. (den 5 april 2022). *Stowa*. Hämtat från Stowa: www.stowa.nl
- Meinel, F., Zietzschmann, F., Ruhl, A., Sperlich, A., & Jekel, M. (den 6 january 2016). The benefits of powdered activated carbon recirculation for micropollutant removal in advanced wastewater treatment. *Water Research*, ss. 97-103.
- Metcalf, C. D., Metcalfe, T. L., Kiparissis, Y., Koenig, B. G., & Khan, C. (2001). Estrogenic potency of chemicals detected in sewage treatment plant effluents as determined by in vivo assays with japanese medaka (*oryzias latipes*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 297-308.
- Miehe, Stapf, & Schuman. (2017). *Studie über Effekte und Nebeneffekte bei der Behandlung von kommunalem Abwasser mit Ozon*. Berlin: Kompetenzzentrum Wasser Berlin.
- Miljö, T. E. (2019). *Implementering av fullskalig läkemedelsrening vid Tierps reningsverk*. Tierp.
- Naturvårdsverket. (2016). *Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel. En sammantagen bild av förekomsten i miljön. Redovisning av ett regeringsuppdrag*. Stockholm: Naturvårdsverket, rapport 6709.
- Padhye, L., Luzinova, Y., Cho, M., Mizaikoff, B., Kim, J.-H., & Huang, C.-H. (2011). PolyDADMAC and Dimethylamine as Precursors of N-Nitrosodimethylamine during ozonation: reaction kinetics and mechanisms. *Environmental Science and Technology*, 4353-4359.
- Pinkernell, & Gunten, v. (2001). Bromate minimization during ozonation: mechanistic considerations. *Environmental Science and Technology*, 2525-2531.
- Schindler Wildhaber, Y., Mestankova, H., Schärer, M., Schirmer, K., Salhi, E., & von Gunten, U. (2015). Novel test procedure to evaluate the treatability of wastewater with ozone. *Water Research*, 324-335.
- Stapf, M., Miehe, U., Bester, K., & Lukas, M. (2020). *Guideline for advanced API removal*. CWPharma.
- Svahn, O., & Björklund, E. (2017). *LUSKA Läkemedelsutsläpp från Skånska Avloppsreningsverk 2017*. Kristianstad: Högskolan Kristianstad.

- Sweco. (2017). *Resvav läkemedelsrening - kostnadsbedömningar för införande av tekniker för avskiljning av svårnedbrytbara ämnen*. Malmö: Swedish Water Research.
- Sweco. (2020). *Förstudie PAK och GAK: Ryaverket*. Malmö.
- Sweco. (2020). *Spridningsberäkningar och påverkansanalys för Hammargård avloppsreningsverk*.
- Tell, J., Caldwell, D., Häner, A., Hellstern, J., Hoeger, B., Journal, B., . . . Vestel, J. (2019). *Science-based Targets for Antibiotics in Receiving Waters from pharmaceutical manufacturing operations*.
- Vatten, S. (den 4 april 2022). *Läkemedelsrening*. Hämtat från Läkemedelsrening: www.lakemedelsrening.se
- Verken, T. (den 5 april 2022). *Tekniska Verken*. Hämtat från Tekniska Verken, Linköping: <https://www.tekniskaverken.se/om-oss/anlaggningar/avloppsreningsverk/>
- von Gunten, U. (den 19 April 2018). Oxidation Processes in Water Treatment: Are We on Track? *Environmental Science and Technology*, ss. 5062-5075.
- von Sonntag, C., & von Gunten, U. (2012). *Chemistry of ozone in wastewater and water treatment, from basic principles to applications*. London: IWA publishing.
- VSA. (den 5 april 2022). *VSA - Platform process engineering micropollutants*. Hämtat från VSA: www.micropoll.ch/en/home
- Wunderlin, & Grelot. (2021). *Abklärungen Verfahrenseignung Ozonung*. Glattbrugg, Schweiz: VSA.
- Ågerstrand, M. (2019). *Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances*. Stockholm: ACES Report.
- Önnby, L., Salhi, E., McKay, G., Rosario-Ortiz, F., & von Gunten, U. (den 1 November 2018). Ozone and chlorine reactions with dissolved organic matter - Assessment of oxidant-reactive moieties by optical measurements and the electron donating capacities. *Water Research*, ss. 64-75.

Appendix 1 – Lista över analyserade mikroföroreningar för MoLab

Tabell A1. Lista över de 39 substanser som analyserades av MoLab och deras användningsområde.

Ämneslista MoLab	Användningsområde
17 α -etinyllöstradiol (EE2)	Könshormon
17 β -östradiol (E2)	Könshormon
Acetamidrid	Insekticid
Amisulprid	Neuroleptika
Atenolol	Betablockerare
Azitromycin	Antibiotikum
Bensotriazol	Korrosionshämmande (m.m)
Bisfenol A	Plastkemikalie (m.m.)
Ciprofloxacina	Antibiotikum
Citalopram	Antidepressivt
Diklofenak	Antiinflammatoriskt
Erytromycin	Antibiotikum
Flukonazol	Svampmedel
Furosemid	Vätskedrivande
Hydroklortiazid	Urindrivande
Ibuprofen	Smärtstillande och antiinflammatoriskt
Imidakloprid	Insekticid (neonikotinoid)
Irbesartan	Blodtryckssänkande
Karbamazepin	Antiepileptika
Ketokonazol	Svampdödande
Klaritromycin	Antibiotikum
Losartan	Blodtryckssänkande
Metoprolol	Betablockerare (blodtryckssänkande bl.a.)
Metotrexat	Cytostatika
Naproxen	Antiinflammatoriskt
Oxazepam	Lugnande
Paracetamol	Smärtstillande
PFOA	Högfluorerat ämne
PFOS	Högfluorerat ämne
Propranolol	Betablockerare (blodtryckssänkande bl.a.)
Sertralin	Antidepressivt

Sulfametoxazol	Antibiotikum
Tiaklopid	Insekticid (neonikotinoid)
Tiametoxam	Insekticid (neonikotinoid)
Tramadol	Smärtstillande
Trimetoprim	Antibiotikum
Venlafaxin	Antidepressivt
Zolpidem	Sömnmedel och lugnande
Östron (E1)	Könshormon

Appendix 2 – Analyslista över mikroföroreningar för Eurofins

Tabell A2: Lista över de 150 mikroföroreningar som analyserats av Eurofins och deras användningsområde.

Analyserade mikroföroreningar Eurofins	Användningsområde
17 α -etinylostradiol	Könshormon
17 β -östradiol	Könshormon
4-Acetamidoantipyren	Smärtstillande och antiinflammatorisk (metabolit)
4-Formylaminoantipyren (Formyl-AAP)	Smärtstillande och antiinflammatorisk (metabolit)
5-methylbensotriazol	Korrosionshämmande
Acetanilid	Smärtstillande
Acetylsulfametoxazol	Antibiotikum (metabolit)
Amilorid	Blodtryckssänkande
Amiodaron	Antiarytmika (mot oregelbunden hjärtrytm)
Amitriptylin	Antidepressivt
Amlodipin	Blodtryckssänkande (m.m)
Amoxicillin	Antibiotikum
Ampicillin	Antibiotikum
Atenolol	Betablockerare
Atorvastatin	Lipidsänkande
Azatioprin	Cytostatika
Azitromycin	Antibiotikum
Beklometason	Mot astma
Bendroflumetiazid	Diuretikum (vätskedrivande)
Bensotriazol	Korrosionshämmande (m.m)
Benzatin benzylpenicillin G	Antibiotikum
Benzylpenicillin	Antibiotikum
Bezafibrat	Lipidsänkande
Bisoprolol (β -Adrenergika)	Betablockerare (blodtryckssänkande bl.a.)
Bromokriptin	Dopaminantagonist (bl.a. mot Parkinson)
Budesonid	Glukokortikoid (bl.a. mot astma och KOL)
Buspiron	Antidepressivt
Cetirizin	Antihistamin (mot allergi)
Ciprofloxacin	Antibiotikum
Citalopram	Antidepressivt
Cyklofosfamid	Cytostatikum

Analyserade mikroföroreningar Eurofins	Användningsområde
Dapson	Antibiotikum
Desloratadin	Antihistamin (mot allergi)
Dexmedetomidin	Lugnande
Diatrizoat (Amidotrizoat)	Röntgenkontrastmedel
Diklofenak	Antiinflammatoriskt
Doxycyklin	Antibiotikum
Enalapril	Blodtryckssänkande
Enrofloxacin	Antibiotikum
Entakapon	Mot Parkinson (bl.a.)
Erytromycin	Antibiotikum
Febantel	Maskmedicin för hund
Felodipin	Blodtryckssänkande
Fenazon	Smärtstillande
Fenbendazol	Maskmedicin för djur
Fexofenadin	Antihistamin (mot allergi)
Flubendazol	Maskmedicin för djur
Flukonazol	Svampdödande
Fluoxetin	Antidepressivt
Flutamid	Antiandrogen
Fluvastatin	Lipidsänkande
Fluvoxamin	Antidepressivt
Furosemid	Urindrivande
Gabapentin	Antiepileptikum
Gemfibrozil	Serumlipidsänkande
Glibenklamid	Blodsockersänkande (mot typ 2-diabetes)
Hydroklortiazid	Urindrivande
Hydrokortison	Inflammationshämmande
Ibuprofen	Antiinflammatoriskt
Ifosfamid	Cytostatikum
Iopromid	Kontrastmedel
Ipratropium	Mot astma och KOL
Irbesartan	Blodtryckssänkande (bl.a.)
Irinotecan	Cytostatika
Ivermektin	Mot parasitinfektioner och rosacea bl.a.
Jopamidol	Kontrastmedel
Karbamazepin	Antiepileptikum
Karvedilol	Blodtryckssänkande (bl.a.)
Ketokonazol	Svampdödande
Ketoprofen	Smärtstillande, antiinflammatoriskt
Klaritromycin	Antibiotikum

Analyserade mikroföroreningar Eurofins	Användningsområde
Klenbuterol	Bronkdilaterande
Klindamycin	Antibiotikum
Klofibratsyra	Antilipemimedel
Klotrimazol	Svampdödande
Kloxacillin	Antibiotikum
Klozapin	Antipsykotikum (mot schizofreni)
Koffein	Stimulerande
Lamotrigin	Antiepileptika (mot epilepsi och bipolär sjukdom)
Levonorgestrel	Könshormon
Levosimendan	Mot hjärtsvikt och nedsatt hjärtminutvolym
Lidokain	Lokalbedövningsmedel
Loratadin	Antihistamin (mot allergi)
Losartan	Blodtryckssänkande
Mebendazol	Maskmedicin
Meropenem	Antibiotikum
Metaflumizon	Mot fästingar och loppor på djur
Metoprolol	Betablockerare (blodtryckssänkande bl.a.)
Metotrexat	Cytostatika
Metronidazol	Antibiotikum
Metylprednisolon	Antiinflammatorisk steroid
Mianserin	Antidepressivt
Mikonazol	Svampdödande
Mirtazapin	Antidepressivt
Mometasonfuroat	Antidepressivt
Naproxen	Antiinflammatoriskt
N-Desmetylerytromycin A	Metabolit till erytromycin (antibiotikum)
Nelfinavir	Antiviralt (mot HIV)
Nitenpyram	Insekticid
Noretisteron	Könshormon
Norfloxacin	Antibiotikum
O-Desmetylvenlafaxin	Metabolit till venlafaxin (antidepressivt)
Ofloxacin	Antibiotikum
Oximetazolin	Avsvällande (nässpray)
Oxitetracyklin	Antibiotikum
Paracetamol	Smärtstillande
Paroxetin	Antidepressivt
Piperacillin	Antibiotikum
Prazikvantel	Avmaskningsmedel (djur)

Analyserade mikroföroreningar Eurofins	Användningsområde
Primidon	Barbiturat – dämpande på centrala nervsystemet
Progesteron	Hormon
Propafenon	Motverkar snabb hjärtrytm (bl.a.)
Propifenazon	Smärtstillande
Propranolol	Betablockerare (blodtryckssänkande bl.a.)
Pyrantel	Maskmedicin för djur
Quetiapin	Antipsykotikum (bl.a. mot schizofreni)
Raloxifen	Antiöstrogen (bl.a. mot benskörhet)
Ramipril	Blodtryckssänkande (bl.a.)
Risperidon	Antipsykotikum (bl.a. mot schizofreni)
Roxitromycin	Antibiotikum
Salbutamol	Mot astma
Salmeterol	Mot astma
Sertralin och norsertralin	Antidepressivt
Simvastatin	Kolesterolsänkande
Sotalol (β -Adrenergika)	Betablockerare
Sulfadiazin	Antibakteriellt medel för djur
Sulfadimidin (Sulfametazin)	Antibiotikum
Sulfadoxin	Antibiotikum
Sulfaguanidin	Antibiotikum
Sulfamerazin	Antibiotikum
Sulfametizol	Antibiotikum
Sulfametoxazol	Antibiotikum
Sulfatiazol	Antibiotikum
Tamoxifen	Antiöstrogen (mot bröstcancer)
Terbutalin	Mot astma och kronisk bronkit
Testosteron	Könshormon
Tetracyklin	Antibiotikum
Tetrakonazol	Fungicid
Toremifen	Antiöstrogen
Tramadol	Smärtstillande
Triclocarban	Antibiotikum
Trimetoprim	Antibiotikum
Tylosin	Antibiotikum
Valsartan	Blodtryckssänkande
Venlafaxin	Antidepressivt
Verapamil	Hjärtmedicin
Warfarin	Blodförtunnande
Xylometazolin	Avsvällande effekt (nässpray)

Analyserade mikroföroreningar Eurofins	Användningsområde
Östriol	Könshormon
Östron	Könshormon

Appendix 3 – Analys av mikroföroreningar rapporterade över och under rapporteringsgränsen

Tabell A3: Analysresultat av mikroföroreningar i form av medelhalt \pm standardavvikelse och antal mätningar (under rapporteringsgränsen, totalt och från respektive labb) från provtagningarna av mikroföroreningar vid Duvbacken ARV. Provtagningspunkterna var inkommande och utgående från avloppsreningsverket samt i recipient.

	Ink. ARV			Utg. ARV			Recipient		
	Medel	n ^a < LOQ ^b / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)	Medel	n < LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)	Medel	n < LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)
	ng/l	st	st	ng/l	st	st	ng/l	st	st
17 α -etynylöstradiol ^c	0 \pm 0	3/8	3/5	0 \pm 0	3/8	3/5	0 \pm 0	3/8	3/5
17 β -östradiol ^c	0 \pm 0	3/8	3/5	0 \pm 0	3/8	3/5	0 \pm 0	3/8	3/5
4-Acetamidoantipyridin	<100	3/3	3/0	25 \pm 4,8	0/3	3/0	<10	3/3	3/0
4-Formylaminoantipyridin (Formyl-AAP)	<200	3/3	3/0	<20	3/3	3/0	<20	3/3	3/0
5-metylbenzotriazol	1100 \pm 330	0/3	3/0	1000 \pm 260	0/3	3/0	25 \pm 6,5	0/3	3/0
Acetamidiprid ^c	0,58 \pm 0,63	1/5	0/5	0,51 \pm 0,53	0/8	3/5	0 \pm 0	0/8	3/5
Acetanilid	340 \pm 88	0/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Acetylsulfametoxazol	540 \pm 90	0/3	3/0	20 \pm 13	1/3	3/0	<5	3/3	3/0
Amilorid	<50	3/3	3/0	<6,7	2/3	3/0	<5	3/3	3/0
Amiodaron	200 \pm 0	0/3	3/0	<20	3/3	3/0	<20	3/3	3/0
Amisulprid ^c	1,3 \pm 1,4	1/5	0/5	0,66 \pm 1,1	1/8	3/5	0 \pm 0	0/5	0/5
Amitriptylin	130 \pm 25	0/3	3/0	67 \pm 9,4	0/3	3/0	<10	3/3	3/0
Amlodipin	<2000	3/3	3/0	<200	3/3	3/0	<200	3/3	3/0
Amoxicillin	<1000	3/3	3/0	<100	3/3	3/0	<100	3/3	3/0
Ampicillin	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Atenolol ^c	620 \pm 210	0/8	3/5	600 \pm 170	0/8	3/5	6,1 \pm 2,5	2/8	3/5
Atorvastatin	1100 \pm 130	0/3	3/0	210 \pm 140	0/3	3/0	<10	3/3	3/0
Azatioprin	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Azitromycin (Eurofins) ^d	230 \pm 280	3/3	3/0	27 \pm 7,4	1/3	3/0	<4 \pm 0	3/3	3/0
Azitromycin ^c	<100	3/8	3/5	26 \pm 13	1/8	3/5	<10	5/8	3/5
Beklometason	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Bendroflumetiazid	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Bensotriazol ^c	1600 \pm 400	0/8	3/5	1300 \pm 350	0/8	3/5	38 \pm 13	3/8	3/5
Bensylpenicillin	<1000	3/3	3/0	<100	3/3	3/0	<100	3/3	3/0
Benzatin bensylpenicillin G	<5000	3/3	3/0	<500	3/3	3/0	<500	3/3	3/0
Bezafibrat	370 \pm 61	0/3	3/0	300 \pm 57	0/3	3/0	<5	3/3	3/0

	Ink. ARV			Utg. ARV			Recipient		
	Medel	n ^a < LOQ ^b / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)	Medel	n < LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)	Medel	n < LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)
	ng/l	st	st	ng/l	st	st	ng/l	st	st
Bisfenol A ^c	250 ± 42	0/5	0/5	87 ± 70	0/8	3/5	<10	5/5	0/5
Bisoprolol (β-Adrenergika)	<100	3/3	3/0	60 ± 2,6	0/3	3/0	<10	3/3	3/0
Bromokriptin	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Budesonid	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Buspiron	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Cetirizin	590 ± 260	0/3	3/0	470 ± 160	0/3	3/0	9 ± 2	1/3	3/0
Ciprofloxacin ^c	830 ± 400	0/8	3/5	110 ± 36	0/8	3/5	0 ± 0	3/8	3/5
Citalopram ^c	340 ± 51	0/8	3/5	280 ± 32	0/8	3/5	1,9 ± 0,7	3/8	3/5
Cyklofosamid	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Dapson	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Desloratadin	57 ± 4,5	0/3	3/0	27 ± 4,3	0/3	3/0	<5	3/3	3/0
Dexmedetomidin	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Diatrizoat (Amidotrizoat)	830 ± 630	0/3	3/0	820 ± 560	0/3	3/0	<20	3/3	3/0
Diklofenak ^c	540 ± 67	0/8	3/5	480 ± 120	0/8	3/5	5,5 ± 1,5	2/8	3/5
Doxycyklin	<200	3/3	3/0	<20	3/3	3/0	<20	3/3	3/0
Enalapril	290 ± 130	0/3	3/0	67 ± 22	0/3	3/0	<10	3/3	3/0
Enrofloxacin	<200	3/3	3/0	<20	3/3	3/0	<20	3/3	3/0
Entacapon	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Erytromycin ^c	21 ± 13	3/8	3/5	110 ± 110	0/8	3/5	0 ± 0	3/8	3/5
Febantel	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Felodipin	<500	3/3	3/0	<50	3/3	3/0	<50	3/3	3/0
Fenazon	<50	3/3	3/0	<5,3	2/3	3/0	<5	3/3	3/0
Fenbendazol	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Fexofenadin	410 ± 70	0/3	3/0	340 ± 22	0/3	3/0	13 ± 4,7	0/3	3/0
Flubendazol	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Flukonazol ^c	95 ± 34	0/8	3/5	88 ± 14	0/8	3/5	<2,3 ± 0	7/8	3/5
Fluoxetin	<100	3/3	3/0	18 ± 3,5	1/3	3/0	<10	3/3	3/0
Flutamid	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Fluvastatin	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Fluvoxamin	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Furosemid ^c	2600 ± 1300	0/8	3/5	1200 ± 660	0/8	3/5	<26 ± 0	7/8	3/5
Gabapentin	11000 ± 10000	0/3	3/0	2700 ± 2000	0/3	3/0	120 ± 63	0/2	2/0
Gemfibrozil	140 ± 10	1/3	3/0	110 ± 31	0/3	3/0	<10	3/3	3/0
Glibenklamid	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Hydrokloriazid ^c	440 ± 510	0/8	3/5	410 ± 360	0/8	3/5	<10	8/8	3/5
Hydrokortison	260 ± 43	0/3	3/0	35 ± 15	1/3	3/0	<10	3/3	3/0
Ibuprofen ^c	20000 ± 9600	0/8	3/5	0 ± 0	3/8	3/5	0 ± 0	3/8	3/5

	Ink. ARV			Utg. ARV			Recipient		
	Medel	n ^a < LOQ ^b / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)	Medel	n < LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)	Medel	n < LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)
	ng/l	st	st	ng/l	st	st	ng/l	st	st
Ifosfamid	<200	3/3	3/0	<20	3/3	3/0	<20	3/3	3/0
Imidaklopid ^c	5,4 ± 3,1	0/5	0/5	4,1 ± 3,8	0/8	3/5	<0,10 ± 0,1	3/5	0/5
Iopamidol	<200	3/3	3/0	120 ± 62	0/3	3/0	<20	3/3	3/0
Iopromid	410 ± 110	0/3	3/0	250 ± 66	0/3	3/0	<20	3/3	3/0
Ipratropium	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Irbesartan ^c	160 ± 92	0/8	3/5	150 ± 44	0/8	3/5	<4,7 ± 0,45	5/8	3/5
Irinotecan	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Ivermectin	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Karbamazepin ^c	380 ± 44	0/8	3/5	350 ± 37	0/8	3/5	5,3 ± 0,93	1/8	3/5
Karvedilol	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Ketokonazol ^c	310 ± 120	0/8	3/5	10 ± 2	3/8	3/5	0 ± 0	3/8	3/5
Ketoprofen	670 ± 130	0/3	3/0	380 ± 150	0/3	3/0	<5	3/3	3/0
Klaritromycin ^c	41 ± 20	3/8	3/5	32 ± 18	2/8	3/5	<1	8/8	3/5
Klenbuterol	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Klindamycin	<100	3/3	3/0	50 ± 0	0/3	3/0	<10	3/3	3/0
Klofibratsyra	<500	3/3	3/0	<50	3/3	3/0	<50	3/3	3/0
Klotrimazol	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Kloxacillin	<50	3/3	3/0	<10	2/3	3/0	<5	3/3	3/0
Klozapin	89 ± 18	0/3	3/0	43 ± 7,3	0/3	3/0	<5	3/3	3/0
Koffein	81000 ± 31000	0/3	3/0	52 ± 13	0/3	3/0	40 ± 5,2	0/3	3/0
Lamotrigin	1900 ± 330	0/3	3/0	2700 ± 750	0/3	3/0	48 ± 21	0/3	3/0
Levonorgestrel	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Levosimendan	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Lidokain	320 ± 37	0/3	3/0	310 ± 21	0/3	3/0	<27 ± 0	2/3	3/0
Loratadin	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Losartan ^c	2000 ± 110	0/8	3/5	1600 ± 220	0/8	3/5	19 ± 5,9	0/8	3/5
Mebendazol	<52 ± 0	2/3	3/0	24 ± 4	0/3	3/0	<5	3/3	3/0
Meropenem	<500	3/3	3/0	<50	3/3	3/0	<50	3/3	3/0
Metaflumizon	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Metoprolol ^c	1000 ± 120	0/8	3/5	1100 ± 79	0/8	3/5	11 ± 2,8	0/8	3/5
Metotrexat ^c	8,7 ± 3,2	3/8	3/5	0 ± 0	3/8	3/5	0 ± 0	3/8	3/5
Metronidazol	<200	3/3	3/0	52 ± 15	0/3	3/0	<20	3/3	3/0
Metylprednisolon	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Mianserin	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Miconazol	84 ± 17	0/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Mirtazapin	430 ± 47	0/3	3/0	310 ± 34	0/3	3/0	<5	3/3	3/0
Mometasonfuroat	<200	3/3	3/0	<20	3/3	3/0	<20	3/3	3/0

	Ink. ARV			Utg. ARV			Recipient		
	Medel	n ^a < LOQ ^b / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)	Medel	n < LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)	Medel	n < LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)
	ng/l	st	st	ng/l	st	st	ng/l	st	st
Naproxen	6400 ± 2300	0/8	3/5	290 ± 120	0/8	3/5	<16 ± 0	7/8	3/5
N-Demetylerytromycin A	<2000	3/3	3/0	<200	3/3	3/0	<200	3/3	3/0
Nelfinavir	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Nitenpyram	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Noretisteron	<200	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<20	3/3	3/0
Norfloxacin	<500	3/3	3/0	<50	3/3	3/0	<50	3/3	3/0
O-Desmetylvenlafaxin	1000 ± 230	0/3	3/0	1300 ± 47	0/3	3/0	9 ± 2,8	0/3	3/0
Ofloxacin	<500	3/3	3/0	<50	3/3	3/0	<50	3/3	3/0
Oxazepam ^c	280 ± 14	0/5	0/5	180 ± 140	0/8	3/5	3,1 ± 0,64	0/5	0/5
Oximetazolin	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Oxitetracyklin	<500	3/3	3/0	<50	3/3	3/0	<50	3/3	3/0
Paracetamol ^c	56000 ± 35000	0/8	3/5	0 ± 0	3/8	3/5	0 ± 0	3/8	3/5
Paroxetin	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
PFOA (Eurofins) ^d	19 ± 12	0/3	3/0	11 ± 4,6	0/3	3/0	2,4 ± 1,9	0/3	3/0
PFOA ^c	8 ± 0,73	0/8	3/5	7,3 ± 0,98	0/8	3/5	0,64 ± 0,054	2/8	3/5
PFOS (Eurofins) ^d	17 ± 19	0/3	3/0	6,9 ± 2,8	0/3	3/0	<2,0 ± 0,13	0/3	3/0
PFOS ^c	6,4 ± 0,78	1/8	3/5	4 ± 0,52	0/8	3/5	0,42 ± 0,13	5/8	3/5
Piperacillin	<100	3/3	3/0	<100	2/3	3/0	<10	3/3	3/0
Prazikvantel	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Primidon	79 ± 21	1/3	3/0	42 ± 9,9	0/3	3/0	<5	3/3	3/0
Progesteron	10 ± 0	1/3	3/0	1 ± 0	0/3	3/0	1 ± 0	1/3	3/0
Propafenon	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Propifenazon	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Propranolol ^c	79 ± 14	3/8	3/5	61 ± 7,2	0/8	3/5	0,5 ± 0,14	3/8	3/5
Pyrantel	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Quetiapin	68 ± 4	0/3	3/0	28 ± 2,2	0/3	3/0	<5	3/3	3/0
Raloxifen	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Ramipril	<50	3/3	3/0	8,7 ± 2,1	0/3	3/0	<5	3/3	3/0
Risperidon	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Roxithromycin	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Salbutamol	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Salmeterol	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Sertralin och norsertralin	130 ± 9,6	0/3	3/0	21 ± 18	0/3	3/0	0 ± 0	3/3	3/0
Sertralin ^c	880 ± 340	0/5	0/5	160 ± 28	0/8	3/5	<5	2/5	0/5
Simvastatin	<5000	3/3	3/0	<500	3/3	3/0	<500	3/3	3/0
Sotalol (β-Adrenergika)	<100	3/3	3/0	28 ± 2,9	0/3	3/0	<10	3/3	3/0

	Ink. ARV			Utg. ARV			Recipient		
	Medel	n ^a < LOQ ^b / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)	Medel	n < LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)	Medel	n < LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)
	ng/l	st	st	ng/l	st	st	ng/l	st	st
Sulfadiazin	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Sulfadimidin (Sulfametazin)	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Sulfadoxin	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Sulfaguanidin	<500	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<50	3/3	3/0
Sulfamerazin	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Sulfametizol	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Sulfametoxazol ^c	220 ± 120	0/8	3/5	130 ± 21	0/8	3/5	1,2 ± 0,35	3/8	3/5
Sulfathiazol	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Tamoxifen	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Terbutalin	<100	3/3	3/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Testosteron	10 ± 0	1/3	3/0	<1	3/3	3/0	<1	3/3	3/0
Tetracyklin	1100 ± 380	0/3	3/0	140 ± 26	0/3	3/0	<10	3/3	3/0
Tetrakonazol	<100	2/2	2/0	<10	3/3	3/0	<10	3/3	3/0
Tiaklopid ^c	0 ± 0	0/5	0/5	0 ± 0	0/5	0/5	0 ± 0	0/5	0/5
Tiametoxam ^c	0,4 ± 0,38	0/5	0/5	0,34 ± 0,31	0/5	0/5	0 ± 0	0/5	0/5
Toremifene	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Tramadol ^c	510 ± 72	0/8	3/5	470 ± 55	0/8	3/5	4,1 ± 1,3	2/8	3/5
Triclocarban	<400	3/3	3/0	40 ± 0	0/3	3/0	<40	3/3	3/0
Trimetoprim ^c	130 ± 12	0/8	3/5	120 ± 7,3	0/8	3/5	1,3 ± 0,38	3/8	3/5
Tylosin	<200	3/3	3/0	<20	3/3	3/0	<20	3/3	3/0
Valsartan	1100 ± 330	0/3	3/0	720 ± 48	0/3	3/0	<10	3/3	3/0
Venlafaxin ^c	520 ± 48	0/8	3/5	500 ± 43	0/8	3/5	3,7 ± 1,2	3/8	3/5
Verapamil	<50	3/3	3/0	8 ± 0,82	0/3	3/0	<5	3/3	3/0
Warfarin	<50	3/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Xylometazolin	22 ± 3,7	0/3	3/0	20 ± 2,1	0/3	3/0	<1	3/3	3/0
Zolpidem	2,1 ± 1,5	1/5	0/5	1,8 ± 0,28	0/5	0/5	0 ± 0	0/5	0/5
Östriol	300 ± 65	0/3	3/0	<5	3/3	3/0	<5	3/3	3/0
Östron ^c	51 ± 8,4	1/8	3/5	12 ± 7,3	1/8	3/5	0,44 ± 0,24	3/8	3/5

^an, antal mätningar

^bLOQ limit of quantification, för denna förstudie likställt med rapporteringsgräns

^cNaturvårdsverkets rekommenderade ämnen för analys. Förutom dessa anges också fenolära ämnen (se avsnitt 3.3.4), PFAS 11 (se avsnitt 3.3.3), östrogena effekter och mutagenicitet.

^dEurofins analyser har redovisats separat för att undvika att dessa analyser, med lägre rapporteringsgräns än MoLabs, försvinner i mängden.

Appendix 4 - Reduktion av organiska mikroföroreningar över reningsverket

Metod:

Vi har i detta avsnitt tittat på reduktionsgraden över verket och i de fall det går har vi jämfört med halter i slamfasen. För att beräkna reduktionsgraden över reningsverket har det antagits att inkommande flöde till avloppsreningsverket är detsamma som det utgående flödet. Detta betyder att inkommande medelhalt och utgående medelhalt jämförs vid beräkning av reduktionsgraden (%). Vidare har endast ämnen med uppmätta halter i både inkommande och utgående prover beaktats, ämnen under rapporteringsgränsen har därmed utgått.

Vi har valt att redovisa reduktionsgraderna för ämnena enligt tre kategorier: de ämnen som reduceras <40% över avloppsreningsverket, de som reduceras mellan 40-80% samt de som reduceras >80%. För vissa ämnen uppträder en negativ reduktionsgrad, dvs att utgående halter är högre än inkommande. Detta har i litteraturen förklarats med antingen provtagningsmetodiken (det är svårt att ta representativa prov som speglar inkommande och utgående vatten under samma tid) eller nedbrytning av läkemedel som konjugerats¹³.

Tabell 6 sammanfattar beräknade reduktionsgrader för de totalt 67 mikroföroreningar som har detekterats i inkommande respektive utgående avloppsvatten. Av dessa är det ca 57% av ämnena som reduceras <40%, 21% reduceras mellan 40-80% medan 22% av reduceras med mer än 80%.

För den första gruppen ämnen, där reduktionen varierar från att vara negativ, till obefintlig (0) befinner sig t.ex. hormonerna 17 α -etinylostradiol och 17 β -östradiol. Eftersom de inte har påträffats varken i inkommande eller utgående vatten, har reduktionen också satts till 0. Andra ämnen som reduceras i en mindre utsträckning är bl.a. diklofenak (11%), flukonazol (7%), citalopram (18%) och karbamezipin (8%). Gemensamt för dessa ämnen är att de är svårnedbrytbara och det är därmed förväntat att reduktionsgraden inte bekräftas vara högre.

Inom gruppen ämnen som reduceras från 40 till 80% ingår t.ex. PFOS (59%) och PFOA (42%). Eftersom PFOS är ett högfluorerat ämne är det mindre troligt att PFOS genomgått biologisk nedbrytning utan snarare är det fastläggning i slamfasen som förklarar de minskade halterna över reningsverket. Även bisfenol A (65%) och östron (76%) ingår i denna grupp, båda hormonstörande ämnen som har en molekylstruktur som är lättare för mikroorganismer att bryta ned (rik på syreatomer).

För de ämnen som reduceras bäst över reningsverket bör ibuprofen, metotrexat och paracetamol nämnas. De reduceras med mer än 99% (Tabell A4). Detta är observationer som överensstämmer med tidigare studier och dessa ämnen representerar på samma gång ämnen som enkelt bryts ned biologiskt i

¹³När vi konsumerar läkemedel kan kroppen metabolisera läkemedlet för att lättare kunna utsöndra det: läkemedlet har konjugerats. Ett konjugerat läkemedel detekteras inte i det inkommande vattnet. Det kan dock brytas ned i avloppsreningsverket till sin ursprungliga form och därmed detekteras i det utgående vattnet. Utgående halter är därmed högre än inkommande halter.

reningsverket (Lang, Garnaga-Budré, & Björklund, 2019; Svahn & Björklund, 2017).

För vidare slutsatser kring hur massorna för de olika mikroföroreningarna fördelas över reningsverket (vattenfas eller slamfas), hänvisas läsaren till avsnitt 3.4.

Tabell A4. Inkommande och utgående halter samt reduktionsgrad för alla ämnen som rapporterats över rapporteringsgränsen. Halter är avrundade till två värdesiffror och reduktionsgrad avrundat till närmaste heltal. Ämnena är indelade i tre kategorier avseende reduktion (%): <40%, 40-80% och >80%.

	Ink. medel	Utg. medel	Reduktionsgrad
Enhet	ng/l	ng/l	%
<40% reduktion			
17 α -etinylöstradiol	0	0	0
17 β -östradiol	0	0	0
5-metylbentotriazol	1 100	1 000	9
Acetamidrid	0,6	0,5	17
Atenolol	620	600	3
Bentotriazol	1 600	1 300	19
Bezafibrat	370	300	19
Cetirizin	590	470	20
Citalopram	340	280	18
Diatrizoat (Amidotrizoat)	830	820	1
Diklofenak	540	480	11
Erytromycin	21	110	-424
Fexofenadin	410	340	17
Flukonazol	95	88	7
Gemfibrozil	140	110	21
Hydroklortiazid	440	410	7
Imidaklopid	5,4	4,1	24
Iopromid	410	250	39
Irbesartan	160	150	6
Karbamazepin	380	350	8
Klaritromycin	41	32	22
Lamotrigin	1 900	2 700	-42
Lidokain	320	310	3
Losartan	2 000	1 600	20
Metoprolol	1 000	1 100	-10
Mirtazapin	430	310	28
O-Desmetylenlafaxin	1 000	1 300	-30
Oxazepam	280	180	36
Propranolol	79	61	23
Tiametoxam	0,4	0,3	25

	Ink. medel	Utg. medel	Reduktionsgrad
Enhet	ng/l	ng/l	%
Tiaklopid	0	0	0
Tramadol	510	470	8
Trimetoprim	130	120	8
Valsartan	1 100	720	35
Venlafaxin	520	500	4
Xylometazolin	22	20	9
Zolpidem	2,1	1,8	14
40-80%			
Amisulprid	1,3	0,7	46
Amitriptylin	130	67	48
Bisfenol A	250	87	65
Desloratadin	57	27	53
Enalapril	290	67	77
Furosemid	2 600	1 200	54
Gabapentin	11 000	2 700	75
Ketoprofen	670	380	43
Klozapin	89	43	52
PFOA	19	11	42
PFOS	17	6,9	59
Primidon	79	42	47
Quetiapin	68	28	59
Sulfametoxazol	220	130	41
Östron	51	12	76
>80% reduktion			
Acetylsulfametoxazol	540	20	96
Atorvastatin	1100	210	81
Azitromycin	230	27	88
Ciprofloxacin	830	110	87
Hydrokortison	260	35	87
Ibuprofen	20 000	0	100
Ketokonazol	310	10	97
Koffein	81 000	52	100
Metotrexat	8,7	0	100
Naproxen	6 400	290	95
Paracetamol	56 000	0	100
Progesteron	10	1	90
Sertralin	130	21	84
Sertralin och norsertralin	880	160	82

	Ink. medel	Utg. medel	Reduktionsgrad
Enhet	ng/l	ng/l	%
Tetracyklin	1 100	140	87

Appendix 5 – PEC/PNEC-beräkningar för studerade mikroföroreningar

Tabell A4: Beräknade PEC-värden och använda PNEC-värden med aktuell säkerhetsfaktor och källa, samt erhållna PEC/PNEC-kvoter för utgående vatten med spädning Duvbackens ARV och i recipient Inre Fjärden.

	PEC(utspädning 10) (ng/L)	PEC(recipient) (ng/L)	PNEC - effektnivå (ng/L)	Säkerhetsfaktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor	PEC(utspädning 10)/PNEC	PEC(recipient)/PNEC
17 α -etinylöstradiol	0,0	0,00	0,007		HaV 2019 Bedömningsgrund "God status" kustvatten och vatten i övergångszon HVMFS 2019:25 årsmedelvärde	0,00	0,00
17 β -östradiol	0,0	0,00	0,08		Havs- och vattenmyndigheten (HaV) 2019 Bedömningsgrund "God status" kustvatten HVMFS 2019:25 årsmedelvärde	0,00	0,00
5-metylbenzotriazol	103,7	24,67	20000		Schweiziskt EQS 2016	0,01	0,00
Amiodaron	<2	<20	240	50	FASS för Cordaron (Sanofi). 13 jan 2022: https://www.fass.se/LIF/product?userType=2&nplId=19870508000059&docType=78&scrollTop=0	<0,01	<0,08
Amlodipin	<20	<200	10	1000	Ågerstrand 2019	<2,00	<20,00
Amoxicillin	<10	<100	250	10	Tell et al. 2019	<0,04	<0,40
Ampicillin	<0,5	<5	250	10	Tell et al. 2019	<0,00	<0,02
Atenolol	60,0	6,05	150000		Schweiziskt EQS 2015	0,00	0,00
Azitromycin	2,7	<32,0	19		Schweiziskt EQS 2015	0,14	<0,21
Azitromycin (Eurofins)	25,5	<10	19		Schweiziskt EQS 2015	0,14	<0,53
Bensotriazol	129,5	37,58	19000		Schweiziskt EQS 2015	0,52	0,15
Bensylpenicillin	<10	<100	250	10	Tell et al. 2019	<0,04	<0,40
Bezafibrat	30,0	<5	230	100	Tyskt EQS 2016	0,13	<0,02
Bisfenol A	8,7	<10	110		Hav 2019 Bedömningsgrund "God status" kustvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	0,00	<0,00
Bisoprolol (β -Adrenergika)	6,0	<10	35600	50	Ågerstrand 2019	0,00	<0,00

	PEC(utspädning 10) (ng/L)	PEC(recipient) (ng/L)	PNEC - effektnivå (ng/L)	Säkerhetsfaktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor	PEC(utspädning 10)/PNEC	PEC(recipient)/PNEC
Ciprofloxacin	11,1	0,00	100		HaV 2019 Bedömningsgrund SFÅ "God status" kustvatten och vatten i övergångszon årsmedelvärde HVMFS 2019:25	0,11	0,00
Citalopram (1)	27,9	1,90	0,075	2000 (1000*2)	Ågerstrand 2019	372,00	25,33
Citalopram (2)	27,9	1,90	20	50	Fernández-Rubio et al. 2019	1,40	0,10
Cyklofosamid	<0,5	<5	984		Läkemedelsverket 2004 (fr Lst Skåne 2021)	<0,00	<0,01
Desloratadin	2,7	<5	12000	10	FASS. 13 jan 2022, info för MSD:s produkter.	0,00	<0,00
Diklofenak	48,1	5,53	10		HaV 2019 Bedömningsgrund "God status" inlandsytvatten och kustvatten HVMFS 2019:25 årsmedelvärde.	4,81	0,55
Doxycyklin (1)	<2	<20	36,9	1000	Ågerstrand 2019	<0,05	<0,54
Doxycyklin (2)	<2	<20	2000		Tell et al. 2019	<0,00	<0,01
Enalapril	6,7	<10	346		Läkemedelsverket 2004 (fr Lst Skåne 2021)	0,02	<0,03
Enrofloxacin	<2	<20	60		Tell et al. 2019	<0,03	<0,33
Erytromycin	10,6	0,00	20		Tyskt EQS 2015	0,53	0,00
Felodipin	<5	<50	50	1000	Miljöinfo i FASS (Plendil AstraZeneca)	<0,1	<1
Fexofenadin	34,0	13,33	200000	1000	Miljöinfo i FASS för generika som hänvisar till Sanofi för telfast 16 feb 2022, men de har inte detta LM längre. https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplId=20070323000029&docType=78&scrollPosition=0	0,00	0,00
Flukonazol	8,8	<2,3	250	10	Tell et al. 2019	0,04	<0,01
Fluoxetin	1,8	<10	1160	20	Ågerstrand 2019	0,00	<0,01
Furosemid	121,7	<25,9	156	1000	Ågerstrand 2019	0,78	<0,17
Hydroklortiazid	41,0	<10	1000	10	Ågerstrand 2019	0,04	<0,01
Ibuprofen	0,0	0,00	11		Schweiziskt EQS 2016	0,00	0,00
Ifosfamid	<2	<20	162000		Läkemedelsverket 2004 (fr Lst Skåne 2021)	<0,00	<0,00
Imidakloprid	0,4	<0,1	5		HaV 2019 Bedömningsgrund "God status" inlandsytvatten (värde saknas för kustvatten och vatten i övergångszon) HVMFS 2019:25 årsmedelvärde	0,08	<0,02

	PEC(utspädning 10) (ng/L)	PEC(recipient) (ng/L)	PNEC - effektnivå (ng/L)	Säkerhetsfaktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor	PEC(utspädning 10)/PNEC	PEC(recipient)/PNEC
Iopromid	25,3	<20	20000	50	Miljöinfo baserat på info i FASS.	0,00	<0,00
Irbesartan	15,1	<4,7	704000	10	Miljöinfo i FASS för Aprovel (Sanofi) 16 feb 2022 https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplId=20040302000012&docType=78&scrollTop=0	0,00	<0,00
Karbamazepin	35,3	5,31	500	50	Tyskt EQS 2015	0,07	0,01
Ketokonazol	1,0	0,00	4000		Bengtsson-Palme & Larsson (2016) (MIC används som PNEC)	0,00	0,00
Ketoprofen	38,3	<5	2000	1000	Ågerstrand 2019	0,02	<0,00
Klaritromycin	3,2	<1	80	10	Tell et al. 2019	0,04	<0,01
Klindamycin	5,0	<10	100	10	Tell et al. 2019	0,05	<0,10
Kloxacillin	2,0	<5	130	10	Tell et al. 2019	0,01	<0,04
Lamotrigin	273,3	48,00	150000	50	Miljödata i FASS 14 jan 2022 https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplId=20041221000015&docType=78&scrollTop=400	0,00	0,00
Levonorgestrel	<1	<10	0,01	10	Miljöinfo i FASS för Neovletta (Bayer). 16 feb 2022 https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplId=20040607011546&docType=78&scrollTop=0	<100	<1000
Lidocain	31,3	<26,7	23000	1000	FASS för Rocephalin (Roche) 16 feb 2022 https://www.fass.se/LIF/product?userType=2&nplId=19940902000051&docType=78&scrollTop=0	0,00	<0,00
Loratadin	<0,5	<5	5300	10	Miljödata från FASS 14 jan 2022 https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplId=19911213000054&docType=78&scrollTop=500	<0,00	<0,00
Losartan	161,5	18,59	63700	1000	Godoy et al. 2015	0,00	0,00
Meropenem	<5	<50	60	10	Tell et al. 2019	<0,08	<0,83
Metoprolol	106,8	10,60	8600		Schweiziskt EQS 2016	0,01	0,00
Metotrexat	0,0	0,00	85000		Simon Webb 2001	0,00	0,00

	PEC(utspädning 10) (ng/L)	PEC(recipient) (ng/L)	PNEC - effektnivå (ng/L)	Säkerhetsfaktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor	PEC(utspädning 10)/PNEC	PEC(recipient)/PNEC
Mirtazapin	30,7	<5	32000	10	Miljödata i FASS för Remeron (MSD) 14 jan 2022 https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplId=20051213000015&docType=78&scrollTop=200	0,00	<0,00
Mometasonfuroat	20,0	<20	14	10	Miljödata i FASS för Elosalic (MSD) 14 jan 2022 https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplId=20130703000053&docType=78&scrollTop=500	<0,14	<1,43
Naproxen	28,7	<16,3	1700		Schweiziskt EQS 2015	0,02	<0,01
Noretisteron	<2	<20	600	?	Läkemedelsverket 2004 (fr Lst Skåne 2021)	<0,00	<0,03
Norfloxacin	<5	<50	500	10	Tell et al. 2019	<0,01	<0,10
Ofloxacin	<5	<50	500	10	Tell et al. 2019	<0,01	<0,10
Oxazepam	17,8	3,06	10	100 (50*2)	Ågerstrand 2019	1,78	0,31
Oxitetracyclin	<5	<50	500	?	Tell et al. 2019	<0,01	<0,10
Paracetamol	0,0	0,00	46000	10	Ågerstrand 2019	0,00	0,00
Paroxetin	<0,5	<5	140	10	FASS för Seroxat (Glaxo) https://www.fass.se/LIF/product?userType=2&nplId=19910620000077&docType=78&scrollTop=1000	<0,00	<0,04
PFOA	0,7	2,44	3		Kalifornien (Environmental Protection Agency) 2021 (prel. rapport). (Baserat på humana effekter (ökad risk för leverskada) - Health protective concentration (HPC), dricksvatten). https://oehha.ca.gov/media/downloads/crn/pfoapfosphgdraft061021.pdf	0,37	0,81
PFOA (Eurofins)	1,4	0,64	3		Kalifornien (Environmental Protection Agency) 2021 (prel. rapport). (Baserat på humana effekter (ökad risk för leverskada) - Health protective concentration (HPC), dricksvatten). https://oehha.ca.gov/media/downloads/crn/pfoapfosphgdraft061021.pdf	0,23	0,21

	PEC(utspädning 10) (ng/L)	PEC(recipient) (ng/L)	PNEC - effektnivå (ng/L)	Säkerhetsfaktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor	PEC(utspädning 10)/PNEC	PEC(recipient)/PNEC
PFOS	0,4	<2,0	0,13		HaV 2019 Kemisk ytvattenstatus - inlandsytvatten resp. andra ytvatten (t.ex. kustvatten) (gränsvärde som årsmedelvärde) HVMFS 2019:25	5,38	<15,38
PFOS (Eurofins)	0,9	0,42	0,13		HaV 2019 Kemisk ytvattenstatus - inlandsytvatten resp. andra ytvatten (t.ex. kustvatten) (gränsvärde som årsmedelvärde) HVMFS 2019:25	3,08	3,26
Piperacillin	10,0	<10	500	10	Tell et al. 2019	<0,02	<0,02
Propranolol	6,1	0,50	160		Schweiziskt EQS 2013	0,04	0,00
Ramipril	0,9	<5	100000	1000	Ågerstrand 2019	0,00	<0,00
Risperidon	<0,5	<5	5800	1000	Ågerstrand 2019	<0,00	<0,00
Roxithromycin	<0,5	<5	1000	10	Tell et al 2019	<0,00	<0,01
Salbutamol	<1	<10	240000		Läkemedelsverket 2004 (fr Lst Skåne 2021)	<0,00	<0,00
Salmeterol	<0,5	<5	22000	50	Miljöinfo i FASS för Seretide Diskus Forte (Glaxo)	<0,00	<0,00
Sertralin	2,1	0,00	9,4	50	Ågerstrand 2019	0,22	0,00
Sertralin och norsertralin	16,0	<5	9,4	50	Ågerstrand 2019	1,70	<0,53
Simvastatin	50,0	<500	200	10	Ågerstrand 2019	<0,25	<2,5
Sulfadiazin	<1	<10	13000	10	Tell et al. 2019	<0,00	<0,00
Sulfametoxazol	12,9	1,16	60		Tyskt EQS	0,22	0,02
Terbutalin	<1	<10	240000	1000	Ågerstrand 2019	<0,00	<0,00
Tetracyklin	14,3	<10	482	50	Ågerstrand 2019	0,03	<0,02
Tramadol	47,1	4,05	959		Fick et al. (2010)	0,05	0,00
Trimetoprim (1)	12,0	1,34	500		Bengtsson-Palme & Larsson PNECres	0,02	0,00
Trimetoprim (2)	12,0	1,34	120000		Schweiziskt EQS 2015	0,00	0,00
Tylosin	<2	<20	1000	10	Tell et al. 2019	<0,00	<0,02
Valsartan	71,7	<10	560000		Schweiziskt EQS 2012	0,00	<0,00
Venlafaxin	71,7	<10	91,9		Zhou et al. 2019	0,78	<0,11
Warfarin	<0,5	<5	11000	1000	Ågerstrand 2019	<0,00	<0,00
Xylometazolin	2,0	<1	2030	1000	Miljöinfo i FASS för Otrivin (Glaxo)	0,00	<0,00
Zolpidem	0,2	0,00	940		Fick et al. (2010)	0,00	0,00
Östriol	<0,5	<5	0,75		Läkemedelsverket 2004 (fr Lst Skåne 2021)	<0,67	<6,67
Östron	1,2	0,44	3,6		Schweiziskt EQS 2011	0,33	0,12

Appendix 6 – Multikriterieanalys (MKA) för val av avancerad reningsteknik

Under arbetet med poängsättning av kriterierna för MKA:n ingick vissa antaganden, vilka redovisas i tabellen nedan under respektive kriterium.

Tabell A5: Framtagna kriterier med eventuella kommentarer som nyttjades och beaktades för betygssättningen av de olika teknikalternativen.

Klimatneutral kommun 2035 - Miljöstrategiskt program	Kommentar
1. Klimatpåverkan under byggnation	
2. Klimatpåverkan under drift (energiinput, transporter, underhåll såsom material/resurser)	Elmix nyttjas för t.ex. ozon
Ren och giftfri vardag - Miljöstrategiskt program	
3. Vilken teknik är mest lämpad med hänsyn till vattnets innehåll av mikroföroreningar	PFAS-ämnen är inkluderat för bedömningen
4. Bidra till att sänka andra utsläppshalter (kväve och fosfor och susp)	MBBR och sandfilter kan ev. bidra med denitrifikation Sandfilter kan sänka susp om det ersätter skivfiltersteget.
5. Risk för att skapa/ta hand om ev. biprodukter, transformationsprodukter, häri ingår inte slam från backspolning	Bromid är ingen risk. GAK får högt betyg
Robust och långsiktigt hållbar VA-försörjning – Gästrikе Vattens strategiska mål	
6. Flexibilitet och anpassning till befintlig anläggning vid byggnation	Möjlighet att införa i processen. GAK kan placeras som parallella linjer. Om sandfilter ändå ska ingå, är alternativet ozon + sandfilter

	bättre relativt de andra.
7. Flexibilitet och anpassning vid drift (för krav och belastningsvariationer) och förmåga att justera kapacitet	GAK kan fyllas med olika kolmaterial
8. Enkelt underhåll (oberoende)	
9. Ytbehov - antar liten yta (ev mindre betydelse för nytt ARV)	
10. Styrning/övervakning - hög automationsgrad	GAK är den enklaste tekniken, endast filtrering.
11. Social acceptans för tekniken där omgivningspåverkan ingår	
Förebygga resursslöseri - Kretsloppsplanen	
12. Återvinning av utgående vatten	
Hållbar arbetsmiljö	
13. Arbetsmiljö - fysiskt (buller, lukt, risker för exponering, kemikaliehantering och användning, hälsoskadliga kemikalier) och psykosocialt (vissa processer skapar stress i driften)	GAK får högre betyg relativt alternativ med ozon
Ekonomi i balans	
14. Kostnader för drift	Uppskattat utifrån erfarenhet i tidigare projekt
15. Kostnader för investering	

Appendix 7 – Investeringskostnader

Investering Ozon + MBBR 4m³/h

Byggnadsdel	Antal	Enhet	Pris/enhet	Pris	Kommentar
Mark och betongarbete					Geotekniska förutsättningar okända, pållning/spont/grundvattensänkning ingår ej.
Jordschakt	1935	m ³	200 kr	387,000 kr	
Fyllning	645	m ³	300 kr	193,500 kr	
Betong kontaktbassäng ozon	860	m ³	9,000 kr	7,740,000 kr	
Platta för LOX/förgasare	40	m ²	10,000 kr	400,000 kr	
MBBR bassäng	430	m ³	6,000 kr	2,580,000 kr	
Delsum Mark och betongarbete				11,300,500 kr	
Bygg					
Maskinbyggnad	250	m ²	32,000 kr	8,000,000 kr	
Övertäckning kontaktbassäng	143	m ²	3,000 kr	429,000 kr	Aluminium durk
Delsum Bygg				8,429,000 kr	
VVS	25%			2,000,000 kr	av byggnad
Maskin				52,300,000 kr	
El & Automation	35%			18,305,000 kr	av maskin
Oförutsett	20%			18,466,900 kr	
Entreprenadkostnad				110,801,400 kr	
Byggherre Kostnader:	25%				
Projektledning	4%			4,432,100 kr	
Projekteringsledning	2%			2,216,100 kr	
Projektering	10%			11,080,200 kr	
Upphandling	1%			1,108,100 kr	
Byggledning	2%			2,216,100 kr	
Kontroll	2%			2,216,100 kr	
Uppföljning av garantier, besiktningar	1%			1,108,100 kr	
Igångkörning	1%			1,108,100 kr	
Drift- och skötselinstruktioner, slutdokumentation	1%			1,108,100 kr	

CE-märkning	1%			1,108,100 kr	27,701,100 kr
Anläggningskostnad				138,510,000 kr	

Investering GAK 4400 m³/h

Byggnadsdel	Antal	Enhet	Pris/enhet	Pris	Kommentar
Mark och betongarbete					Geotekniska förutsättningar okända, pålning/spont/grundvatten-sänkning ingår ej.
Jordschakt	5400	m ³	200 kr	1,080,000 kr	
Fyllning	1800	m ³	300 kr	540,000 kr	
Öppna kolfilter, 18st, 720m ²	2160	m ³	7,000 kr	15,120,000 kr	bassänghöjd 3m bäddhöjd 2m
Utrymme med rörgalleri	540	m ³	6,000 kr	3,240,000 kr	källare
Spolvattentank	450	m ³	6,000 kr	2,700,000 kr	
Spolavloppstank	450	m ³	6,000 kr	2,700,000 kr	
Delsum Mark och betongarbete				25,380,000 kr	
Bygg					
Byggnad (pumprum, lagringstank, elrum)	360	m ²	32,000 kr	11,520,000 kr	
Lyftanordning, fundament				500,000 kr	
Delsum Bygg				12,020,000 kr	
VVS	25%			3,690,000 kr	av byggnad och rörgalleri
Maskin				77,300,000 kr	
El & Automation	35%			27,055,000 kr	av maskin
Oförutsett	20%			29,089,000 kr	
Entreprenadkostnad				174,534,000 kr	
Byggherrekostnader:	25%				
Projektledning	4%			6,981,400 kr	
Projekteringsledning	2%			3,490,700 kr	
Projektering	10%			17,453,400 kr	
Upphandling	1%			1,745,400 kr	
Byggledning	2%			3,490,700 kr	
Kontroll	2%			3,490,700 kr	
Uppföljning av garantier, besiktningar	1%			1,745,400 kr	
Igångkörning	1%			1,745,400 kr	

Drift- och skötselinstruktioner, slutdokumentation	1%			1,745,400 kr	
CE-märkning	1%			1,745,400 kr	43,633,900 kr
Anläggningskostnad				218,170,000 kr	

Appendix 8 – Emissionsfaktorer LCA

Markarbete	Värde	Enhet	Källa
Jord Fall A, Fyll	2,14	kg CO ₂ e/m ³	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0
Jordschakt Fall A	2,14	kg CO ₂ e/m ³	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0
Jordschakt Fall B	6,26	kg CO ₂ e/m ³	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0

Energi-/materialresurser	Värde tillverkning	Värde inkl. transport	Enhet	Källa
Betong, anläggning	0,17	0,17	kg CO ₂ e /kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0 EPD från svensk betong EPD Norge, NEPD-1294-420 Giltig tom 2022-03-27]
Stål, armeringsstänger	0,70	0,73	kg CO ₂ e /kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0 [Medelvärde av 14 EPD:er från Norge och övriga Europa]
Stål, rostfritt stål	3,60	3,64	kg CO ₂ e /kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0 [Medelvärde av 5 EPD:er från Sverige, Finland och Tyskland]
Stål, konstruktion	2,20	2,22	kg CO ₂ e /kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0
Polyeten, HDPE	1,80	1,85	kg CO ₂ e /kg	Eco-profiles PlasticsEurope "High-density Polyethylene (HDPE), Low-density Polyethylene (LDPE), Linear Low-density Polyethylene (LLDPE) PlasticsEurope April 2014" Giltig tom 2016.
Stål, galvaniserat	2,60	2,70	kg CO ₂ e /kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0 EPD International, EPD från European General Galvanizers Association, Batch hot dip galvanizing of steel products to en iso 1461.
Stenull	1,28	1,35	kg CO ₂ e /kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0 Inventory of Carbon & Energy (ICE) Version 2.0, Prof. Geoff Hammond & Craig Jones Sustainable Energy Research Team (SERT) Department of Mechanical Engineering University of Bath, UK.
Takpapp	0,56	0,58	kg CO ₂ e /kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0 EPD International, European Waterproofing association, (2017) Flexible bitumen Sheets for Roof waterproofing- Sector EPD. Giltig till 2020-11-30.
Fönsterglas	1,35	1,40	kg CO ₂ e /kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0 Glass, toughened: Hammond, G. & Jones, C., Inventory of Carbon & Energy, version 2.0 2011, University of Bath, UK
Koppar	1,98	2,05	kg CO ₂ e /kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0 European Copper Institute, Copper sheet, http://www.kupferinstitut.de/

Energi-/materialresurser	Värde tillverkning	Värde inkl. transport	Enhet	Källa
Aluminium	9,16	9,50	kg CO ₂ e /kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0 Aluminium general, Inventory of Carbon & Energy (ICE) Version 2.0, Prof. Geoff Hammond & Craig Jones Sustainable Energy Research Team (SERT) Department of Mechanical Engineering University of Bath, UK
Gjutjärn/segjärn	1,51	1,57	kg CO ₂ e /kg	Ecoinvent 3.6 cast iron production RER
Elektricitet (ursprungsmärkt, förnybara källor)	0,012	-	kg CO ₂ e /kWh	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0
Elektricitet (svensk elproduktionsmix)	0,05	-	kg CO ₂ e /kWh	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0
Elektricitet (nordisk residual, 2019)	0,37	-	kg CO ₂ e /kWh	Energimarknadsinspektionen, ursprungsmärkning av el, https://www.ei.se/sv/for-energiforetag/el/ursprungsmarkning-av-el/
Aktivt kol	11,03	11,44	kg CO ₂ e /kg	Activated carbon production, granular from hard coal, RER + Beräkning av utsläpp från börbränning utifrån kolhalt i aktivt kol.
Aktivt kol - Återvunnet	-	2,28	kg CO ₂ e /kg	Emissionsfaktor för reaktivering från Chemvion och emissionsvärde för transport av kol från Ecoinvent; Transport, freight, lorry >32 metric ton, euro6 {RER} market for transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6 Cut-off, S
Flytande syre	0,06	0,07	kg CO ₂ e /kg	Oxygen, liquid {SE} air separation, cryogenic Cut-off, U
Takplåt (TRP)	2,74	2,77	kg CO ₂ e /kg	Ruukki, 2020. EPD för Färgbelagda byggnadsprodukter

Appendix 9 – Inventeringsdata LCA

Underlag för drift	Enhet	Ozon + MBBR	GAK	Kommentarer
Elektricitet för drift	MWh/år	1059	135	--
Granulerat aktivt kol	ton/år	--	339	Aktivt kol (torrvikt) vid regenerering efter 20 000 bäddvolym
Flytande syrgas (LOX)	ton/år	1057	--	Flytande syrgas (LOX)
Mängd renat vatten	m ³ /år	13 560 480	13 560 480	--
Slamhantering				
Slam för omhändertagande	m ³ /år	--	--	Avseende ozonering bildas inget slam. Kan bildas små mängder i efterbehandlingen men detta bedöms försumbart. Vid drift av MBBR som efterdenitrifikation med tillsats av kolkälla kommer slam bildas, men det ligger utanför detta projekt. I GAK-filter kan det bli biologisk aktivitet och viss slamproduktion, men även här bedöms detta vara försumbart.

Underlag för materialmängder	Enhet	Ozon + MBBR (med ED)	GAK	Kommentar
Markarbete				
Markarbete/schaktning/sprängning	m ³	1 935	5 400	Geotekniska förutsättningar okända, pålning, spont, och grundvattensänkning ingår ej.
Utfyllnadsmaterial (fall A -bef. massor)	m ³	645	1 800	
Utfyllnadsmaterial (Fall B)	m ³	--	--	
Material som behöver fraktas bort	m ³	1 290	3 600	--
Asfalteringsyta/Körytor	m ²	--	--	Ingår ej i kalkylen
Material till byggnad				
Betong	ton	1 449	3 560	Bottenplatta, bassänger och bjälklag, 2,4 ton/m ³
Armering	ton	72	178	0.12 ton stål/m ³
Förzinkad stål, staket	ton	--	--	Trappor, plattformar, staket ingår ej i kalkylen
Innerväggar				
Stål	ton	2,9	1,1	Paroc element, 7,85 ton/m ³

Isolering (stenull, 80 mm)	ton	6,4	2,3	Paroc element, 17 kg/m ²
Gips	ton	--	--	13 mm tjocklek, 648 kg/m ³ Ingår ej i processbyggnad
Ytterväggar				
Stål	ton	8,6	3,6	Paroc element
Isolering (stenull, 150 mm)	ton	23	9,7	Paroc element, 23 kg/m ²
Tak				
TRP stål	ton	2,2	3,2	8,86 kg/m ²
Isolering (stenull, 220mm, yttertak)	ton	7,5	10,8	30 kg/m ²
Takpapp (tätskikt yttertak)	ton	1,8	2,5	--
Stål innertak	ton	2	2,8	Paroc element, 7,85 ton/m ³
Isolering (stenull, 80 mm, innertak)	ton	4,8	6,8	Paroc element, 19 kg/m ²
Övrigt material				
Övrig isolering (Stenull, 220mm)	ton	6,5	32,4	Isolering i mark, 30 kg/m ²
Fackverk (Stål)	ton	2,5	3,8	Antagande
Pelare HEA (Stål)	ton	0,5	0,8	Antagande
Fönsterglas	ton	1	0,4	Fönster antagits 10% av väggarea
Aluminium	ton	3	--	Övertäckning bassäng
Material till maskiner och ledningar				
Rostfritt stål, maskininstallationer	ton	3,7	3,2	För Ozon, uppgifter från leverantör. För GAK, räknat med 50% av (pumpar, filterbotten, och rännor)
Koppar, maskininstallationer	ton	--	0,3	5% av maskin
Gjutjärn, cast iron, maskininstallationer	ton	--	2,8	45% av maskin
Extruderad aluminium 6082 T6	ton	4,5	--	Ozongenerator Primozone GM48
Kol	ton	--	720	--
Rör, rostfritt stål, syrafast	ton	14	12,5	Antagande
PE-ledning	ton	--	--	--
Kablar - koppar	ton	--	--	Försumbar
Ventiler (Segjärn)	ton	2,4	2	Antagande
VVS förzinkad Stål	ton	--	--	Försumbar