

# Förstudie – rening av läkemedelsrester vid Skansverkets avloppsreningsverk

*Utredning av påverkan på recipienten, samt bedömning av effektivitet och kostnads- och klimatpåverkan av eventuellt framtida reningssteg för avancerad rening av mikroföroreningar*



Datum: 2023-10-30

Version: Slutgiltig

Författare:

Felix Jansson

Ida Kaleh

Gerly Hey

Gisela Holm

Victor Kårelid

Linda Nilsson

Elin Salmonsson

Joel Suokko

## Sammanfattning

Sweco har på uppdrag av Uddevalla Vatten AB under 2022 och 2023 genomfört en omfattande förstudie avseende läkemedelsrening (avancerad rening av mikroförureningar) vid Skansverkets avloppsreningsverk i Uddevalla. Projektet har till stor del finansierats av Naturvårdsverket.

### Syfte och mål

Syftet med förstudien har dels varit att utreda och klargöra behovet av rening av organiska mikroförureningar (benämns också förenklat som "läkemedelsrening" i denna rapport) vid Skansverket. Ett annat syfte var att redogöra för kostnadsbild och miljömässiga effekter som implementering av ett framtida fullskaligt reningssteg skulle innebära.

Projektet har omfattat provtagning och analyser, teoretiska utredningar samt mer praktiskt orienterade simuleringstester av reningsteknikerna ozonering och filtrering med granulerat aktivt kol (GAK). Simuleringstesterna har ersatt pilotförsök för att inom projektets tidsspann få fram relevant vägledande underlag för dimensionering och kalkyler av de utvalda reningsteknikerna i full skala.

Resultaten från förstudien utgör beslutsunderlag för hur Uddevalla Vatten ska arbeta vidare i frågan kring eventuellt införande av läkemedelsrening i framtiden.

Ett annat delmål är att de underlag och den kunskap som förstudien resulterar i når Skansverkets abonnenter, medarbetare inom organisationen, samt VA-branschen i stort genom de kommunikationsaktiviteter som planerats inom ramen för projektet. Denna rapport utgör underlag för de aktiviteter som vid planerats vid projektets avslut. Under projektets gång har statusrapportering förmedlats till Västvattens medarbetare, samt Uddevalla Vattens styrelse vid månadsutskick. Presentation av resultat och slutsatser från projektet i ett populärvetenskapligt format är planerat att ske vid Uddevalla Vattens styrelsemöte i slutet av november 2023.

### Förutsättningar vid Skansverket

Skansverket är beläget i centrala Uddevalla och har en tillståndsgiven anslutning på 3700 g BOD<sub>7</sub>/d eller motsvarande 52 857 pe och årsmedelanslutningen uppgår i dagsläget till strax över 38 000 pe.

Den befintliga reningsprocessen består av grovrening i form av inloppsgaller och ett luftat sandfång. Vattenströmmen passerar sedan genom försedimentering innan den går vidare till den biologiska reningen som utgörs av en aktivslamprocess som är utformad för fullständig kväverening med fördenitrifikations- och nitrifikations-zoner. I reningssteget sker också biologisk fosforering. Vatten behandlas vidare i mellansedimentering och slutsedimentering. Innan slutsedimenteringen kan fällning med aluminium appliceras för behovsmässig slutpolering av utgående fosfor. Utgående avloppsvatten går via utloppsledning ut i recipienten Bäveån strax intill reningsverket.

Beroende på sammansättningen av utgående avloppsvatten (vattenmatrisen) kan vissa reningstekniker för läkemedelsrening vara olämpliga. Analys av vattenmatrisen indikerade att det inte fanns några förhinder att implementera filtrering med GAK vid reningsverket. I stora drag gäller detsamma även för ozonering, med förbehållet att bromidkoncentrationen i

utgående avloppsvatten är relativt hög (i genomsnitt 0,47 mg/l vid genomförd provtagning), vilket medför en ökad risk för bildande av cancerogent bromat.

## Behov av avancerad rening av mikroföroreningar

Tre provtagningar avseende mikroföroreningar utfördes under hösten 2022 (september – november) på inkommande och utgående vatten från Skansverket samt i recipienten Bäveån, inklusive provtagning uppströms utloppet vid ett tillfälle. Ett antal olika analyser utfördes, för att kvantifiera av koncentrationer av läkemedelsrester, hormoner, PFAS och några andra mikroföroreningar. På ett flertal av proverna utfördes även effektbaserade analyser<sup>1</sup>.

Utifrån de analyserade proverna på utgående vatten uppskattas att Skansverket årligen släpper ut ca 56 kg läkemedel (inkl. PFOA och PFOS) till Bäveån, vilket motsvarar ca 1,5 g/pe, år. Jämfört med några tidigare förstudier som Sweco utfört på reningsverk i Sverige ligger denna siffra mellan 0,9 och 2,0 g/pe, år. Skansverket faller således inom spannet.

En miljöriskbedömning utfördes genom att jämföra uppmätta och uppskattade koncentrationer av mikroföroreningar i recipienten Bäveån (Predicted Environmental Concentration – PEC) med den högsta koncentration av mikroföroreningarna som inte förväntas ha någon negativ effekt på vattenlevande organismer (Predicted No Effect Concentration – PNEC). Om kvoten PEC/PNEC är större än 1 i föreligger en hög risk att organismerna kan komma till skada, mellan 0,1 och 1 bedöms risken som måttlig och under 0,1 som låg.

De uppskattade PEC-värdena baserades på analys av utgående vatten. Två utspädningsscenarioer har använts, dels för att representera ett medelflödesscenario med 16,7 gångers utspädning, dels ett torrväders-scenario (eller "worst case") med 5,5 gångers utspädning från Skansverkets utlopp till Bäveån.

Miljöriskbedömningen visade att vid medelflödesscenarioet utgjorde citalopram, oxazepam och PFOS hög risk och vid torrflödesscenarioet tillkommer även diklofenak, furosemid, ibuprofen, sertralin och venlafaxin. I båda fallen utgör plastkemikalien Bisfenol A hög risk om man tar i beaktan de nya miljö kvalitetsnormerna (Environmental Quality Standards - EQS) som föreslås i EU:s kommande vattendirektiv. Baserat på de miljörisker som syns föreligger i Bäveån skulle införande av avancerad rening vid Skansverket kunna motiveras.

## Modellsimulering av ozonering

För att utvärdera reningstekniken ozonering utifrån Skansverkets förutsättningar utfördes simuleringstester i samarbete med AM Team. Utgående vatten från Skansverket användes för inledande batchförsök som gav underlag för att upprätta simuleringssmodellen med avseende på kinetiken för förbrukning av ozon, samt bildande av bromat.

I modellsimuleringen undersöktes sex olika scenarier vid en kontakttid på 12 min, där följande parametrar varierades: ozondos, antal injektionspunkter för ozonet och tillsats av väteperoxid (för att begränsa bromatbildning), samt höglödes- och torrvädersförhållanden.

Vid medelflöde gav en relativt hög specifik ozondos (0,6 g O<sub>3</sub>/g DOC) en något högre genomsnittlig reduktion än vid en lägre dos (0,3 g O<sub>3</sub>/g DOC). För de 30 ämnen som simulerades gav den högre dosen en genomsnittlig reduktion på ca 86% och den halverade dosen gav en genomsnittlig reduktion på 79%. Specifika ämnen som bröts ned något sämre

<sup>1</sup> Effektbaserade analyser baseras på biologiska metoder som bl a mäter effekter i odlade celler, t ex aktivering eller blockering av receptorer, oxidativ stress eller genotoxicitet.

än genomsnittet var ibuprofen (som dock bryts ned snabbt i recipienten) och oxazepam. Därtill reducerades citalopram med maximalt ca 40% vid hög ozondos, medan ingen reduktion kunde påvisas av PFOS och PFOA.

Av de undersökta scenarierna vid medelflöde gav den lägre dosen, med tre injektionspunkter och tillsats av väteperoxid den lägsta bromatbildningen. Jämfört med motsvarande scenario utan väteperoxid bildades ca en femtedel så mycket bromat.

Förväntade koncentrationer av bildad bromat i recipienten ligger dock med god marginal under de senast uppdaterade PNEC-värdet. En riskkvot under 0,1 skulle generellt sett underskridas i dagsläget.

## Snabbtester med granulerat aktivt kol (GAK)

För att utvärdera filtrering med GAK utifrån Skansverkets förutsättningar utfördes s.k. snabbtester eller ACT (accelerated column tests) på två utvalda GAK-produkter i samarbete med Chemviron Carbon. Vid testerna jämfördes reningsprestandan på en reaktiverad och en jungfrulig (från nytt kol) GAK-produkt från två olika leverantörer. Testerna genomfördes på utgående vatten från Skansverket med en kontakttid på 24 min upp till 30 000 behandlade bäddvolymmer.

Båda produkterna gav god genomsnittlig avskiljning på 90-95% av de analyserade mikroföroreningarna. Vid försöket med den reaktiverade produkten observerades dock en betydligt högre avskiljning av PFAS-ämnen. Reningsresultaten indikerade att byte av filtermaterialet tidigast behöver ske efter 30 000 bäddvolymers<sup>2</sup> behandlat utgående avloppsvatten.

## Möjliga tekniker för avancerad rening

Utifrån beräknade PEC/PNEC-kvoter gjordes en bedömning huruvida GAK-filter respektive ozonering kan reducera miljöriskerna av de ämnen som uppvisade måttlig eller hög risk i Bäveån.

GAK-filter bedöms kunna sänka miljörisken för alla ämnen förutom bisfenol A från hög till måttlig eller låg risk; PFOS och PFOA utgör de ämnen som stannar vid måttlig risk (PFOA reduceras dock tillfredsställande i medelflödesscenariot). Ozonering bedöms som något mindre effektiv för att sänka miljörisken. Reningstekniken klarar t ex inte av att reducera vare sig citalopram eller PFOS från hög till måttlig risk, även vid hög ozondos. Dessutom kunde risken för ibuprofen, oxazepam och PFOA inte sänkas från måttlig till låg oavsett använd dos.

Dimensioneringen som har legat till grund för kalkylerna i denna utredning har utgått ifrån processförutsättningar som medger att de föreslagna riktlinjerna i EU:s uppdaterade avloppsdirektiv kan följas, vilket innebär 80% genomsnittlig reduktion över reningsverket för ett givet urval av läkemedelsämnen. Om detta tas i beaktan är båda reningsteknikerna lämpliga att implementera i full skala vid Skansverket.

---

<sup>2</sup> Bäddvolym syftar till den volym filtermaterialet upptar i filtertanken och används som ett mått på mängden behandlat vatten.

## Processutformning, placering och dimensionering

Placering av eventuellt tillkommande anläggningsdel för avancerad rening föreslås på den nyligen införskaffade tomtytan Bastionen 17 i anslutning till Skansverket. Tomtytan är på 2200 m<sup>2</sup> och inrymmer i dagsläget en byggnad på 1400 m<sup>2</sup> som bedöms behöva rivas. Utloppsledningen passerar i dagsläget strax intill tomten, vilket underlättar för tillkommande ledningsdragning. För båda reningsteknikerna är det gynnsamt att behandla utgående avloppsvatten, som är så fritt som möjligt från näringsämnen och partikulärt material.

GAK-filtrering dimensionerades utefter 20 min kontakttid vid framtida maximala flöde ( $Q_{max}$ ) och filterbyte vid 30 000 behandlade bäddvolymeter, vilket motsvarar ca två års drift vid dimensionerande flöde. Detta resulterade i åtta st parallella GAK-filterlinjer, med redundans för filterbyte och backspolning. Ytbehovet för reningssteget bedöms till 850 m<sup>2</sup>.

Ozonering med efterföljande sandfilter dimensionerades med en uppehållstid på 12 min vid framtida  $Q_{max}$  och en specifik ozondos på 0,45 mg O<sub>3</sub>/g DOC. Sandfiltret installeras som biologisk efterbehandling för att möjliggöra nedbrytning av s.k. bi- och transformationsprodukter som ozoneringen kan ge upphov till. Med tanke på de relativt höga bromidhalterna i utgående avloppsvatten, föreslås att åtgärder som begränsar bromatbildning bör övervägas vid en eventuell framtida installation. Dessa inkluderar t ex multipla doseringspunkter för ozonet och/eller dosering av väteperoxid. Reningssteget bedöms uppta en yta på 1100 m<sup>2</sup>.

Båda alternativen för avancerad rening ryms därmed med marginal på den föreslagna tomtytan.

## Kostnadsbedömning

Bedömning av kostnader för de två reningsteknikerna har gjorts med osäkerhet till följd av rådande världsmarknad. Investeringskostnaden för GAK-filter respektive ozonering med efterföljande sandfilter uppskattas till 100 miljoner respektive 89 miljoner kr.

De årliga driftskostnaderna för alternativen, inkl. avskrivningar, uppgår till 13 Mkr för GAK och 8,6 Mkr för ozonering. Detta kan översättas till en kostnad per behandlad mängd avloppsvatten som uppgår till 2,0 kr/m<sup>3</sup> för GAK och 1,3 kr/m<sup>3</sup> för ozonering.

Driftskostnader för GAK utgår ifrån användande av GAK-produkt som kan reaktiveras. Initial påfyllning vid driftsättning görs dock med jungfruligt kol för att kunna ansluta sig till poolen av reaktiverat kol.

Den årliga kostnaden för ett tillkommande avancerat reningssteg skulle påverka resultatet (intäkter minus kostnader) för Uddevalla vattens verksamhet med uppskattningsvis 43% vid införande av GAK-filter och 29% vid införande av ozonering.

## Klimatkalkyl

Klimatkalkyler upprättades för de båda alternativen med utgångspunkt ifrån dimensioneringen och kostnads-kalkylen och över en livscykel på 50 år. Klimatkalkylen innefattar således både uppförande och drift av ett framtida reningssteg. Klimatpåverkan för rivning och upprättande av ny anläggningsbyggnad har ej tagits i beaktan då den bedöms som likvärdig för de båda alternativen. Uppförandet omfattar därmed främst maskin- och rörinstallationer, konstruktion av processtankar och bassänger samt inköp av filterbäddmaterial.

Totalt sett bedöms ozonering som alternativet med klart lägre klimatavtryck. Påverkan från ozonering uppskattas till 1,9 g CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> behandlat avloppsvatten, medan påverkan från GAK uppskattas till 48,9 g CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>. Den sammantagna klimatpåverkan från GAK är således 26 gånger högre än för ozonering.

Om elmixen byts ut från Skansverkets i dagsläget fossilfria mix till nordisk residualmix<sup>3</sup>, framstår dock GAK som ett något bättre alternativ. Klimatpåverkan blir då 6% högre för ozonering.

## Jämförelse av reningsteknikerna och rekommendation

Vid en jämförelse av de utvärderade reningsteknikerna blir det tydligt att ozonering är kopplat till fler osäkerheter än GAK: (i) begränsad reduktion av framför allt citalopram och PFOS, och (iii) risk för hög bromatbildning. Samtidigt framstår ozonering som det både mer kostnadseffektiva och mer klimatvänliga alternativet (om el från fossilfri källa används).

Det rekommenderas att kompletterande kartläggning av bromidhalter över reningsverket, samt ozoneringstester i pilotskala genomförs för att dels följa upp bromatbildning, dels för att bekräfta eller dementera tillräcklig reningseffektivitet för att uppnå framtida ställda krav, innan detta alternativ överges.

Alternativet GAK bedöms kunna ge en god avskiljning av mikroföroreningar och syns på bred front kunna reducera miljörisken i Bäveån. En osäkerhet med reningstekniken är om långtgående rening av PFAS blir ett framtida krav. Tidigare erfarenheter visar att genombrott av PFAS tenderar att ske betydligt tidigare än för läkemedelsämnen, vilket kan leda till mer frekvent behov av kolbyte och ökade kostnader.

---

<sup>3</sup> Residual-elmixen är den producerade el som blir över när elleverantören tagit hänsyn till kundernas miljöval. Utan aktivt miljöval erhålles nordisk residualmix i Sverige.

## Innehållsförteckning

1.	Inledning .....	10
1.1	Skansverkets avloppsreningsverk.....	10
1.2	Miljö tillstånd och tidigare arbete.....	10
1.3	Avancerad rening i Sverige och Europa .....	11
1.4	Mål och syfte med förstudien .....	11
1.5	Rapportens omfattning.....	12
1.6	Projektorganisation .....	12
2.	Förutsättningar vid Skansverkets avloppsreningsverk.....	14
2.1	Befintlig reningsprocess .....	14
2.2	Dimensionerande flöden .....	15
2.3	Karaktärisering av vatten .....	16
2.3.1	Analys av mikroföroreningar .....	17
2.3.2	Analys och påverkan av vattenmatrisen .....	24
2.4	Effektbaserade analyser i celler.....	26
2.5	Utredning av utspädningen i recipienten.....	27
3.	Miljöriskbedömning avseende recipienten .....	29
3.1	Metod .....	29
3.1.1	Miljöriskbedömning av mikroföroreningar .....	29
3.1.2	Effektbaserad analys i celler.....	30
3.2	Resultat och diskussion .....	32
3.2.1	Miljöriskbedömning .....	32
3.2.2	Effektbaserad analys i celler.....	34
3.3	Behov av avancerat reningssteg.....	40
4.	Tekniker för avancerad rening.....	42
4.1	Adsorption till granulerat aktivt kol .....	42
4.1.1	Allmänt om tekniken .....	42
4.1.2	Driftförutsättningar .....	44
4.1.3	Uppnådda reningsresultat.....	45
4.2	Adsorption till pulveriserat aktivt kol .....	45
4.2.1	Allmänt om tekniken .....	45
4.2.2	Driftförutsättningar .....	46
4.2.3	Uppnådda reningsresultat.....	46
4.3	Oxidation med ozon .....	46
4.3.1	Allmänt om tekniken .....	46
4.3.2	Driftförutsättningar .....	48
4.3.3	Uppnådda reningsresultat.....	49
4.4	Enzymbaserad rening .....	49
4.4.1	Allmänt om tekniken .....	49
4.4.2	Driftförutsättningar .....	49
4.4.3	Uppnådda reningsresultat.....	49
4.5	Membranrening .....	50
4.5.1	Allmänt om tekniken .....	50
4.5.2	Driftförutsättningar .....	51
4.5.3	Uppnådda reningsresultat.....	51

5.	Modellsimulering – dosering av ozon .....	52
5.1	Metodbeskrivning .....	52
5.2	Resultat .....	53
5.3	Slutsatser .....	57
6.	Snabbtester med granulerat aktivt kol .....	59
6.1	Metodbeskrivning .....	59
6.2	GAK-produkter som testats .....	59
6.3	Resultat och slutsatser .....	60
7.	Dimensionering av reningssteg i fullskala .....	64
7.1	Antaganden för dimensionering .....	64
7.1.1	Föreslagna EU-riktlinjer .....	65
7.1.2	Risikkvot och utspädning .....	66
7.2	Ozonering .....	66
7.2.1	Dimensionering enligt EU-krav/riktlinjer .....	66
7.2.2	Dimensionering för att sänka risikkvoten i recipienten .....	68
7.2.3	Specifik ozondos .....	70
7.2.4	Uppehållstid i kontakttank .....	70
7.2.5	Ozoneringsprocess .....	70
7.3	GAK-filter .....	75
7.3.1	Dimensionering enligt EU-krav/riktlinjer .....	75
7.3.2	Dimensionering för att sänka risikkvoten i recipienten .....	76
7.3.3	Kontakttid GAK .....	78
7.3.4	Processdesign .....	78
7.4	Placering av reningsanläggning på Skansverket .....	82
8.	Kostnads kalkyl – rening i fullskala .....	83
8.1	Investeringskostnader .....	83
8.2	Driftskostnader .....	83
9.	Klimatkalkyl .....	86
9.1	Metod och avgränsningar .....	86
9.1.1	Avgränsning .....	86
9.1.2	Antaganden .....	86
9.1.3	Emissionsfaktorer .....	87
9.2	Inventering .....	87
9.2.1	Markarbete .....	87
9.2.2	Byggmaterial och maskinutrustning .....	87
9.2.3	Drift .....	87
9.3	Resultat .....	88
9.3.1	Jämförelse av undersökta reningsalternativ .....	88
9.4	Känslighetsanalys .....	89
9.4.1	Resultatjämförelse med jungfruligt aktivt kol .....	89
9.4.2	Resultatjämförelse med elektricitet från residualmix .....	90
9.5	Val av generiska data .....	91
9.6	Diskussion .....	91
9.7	Slutsatser .....	92
10.	Jämförelse av utvärderade reningstekniker .....	93



11.	Slutsatser och rekommendation.....	96
11.1	Behov av avancerad rening .....	96
11.2	Val av reningsteknik .....	96
11.3	Övriga rekommendationer.....	97
12.	Ordlista .....	98
13.	Litteraturförteckning.....	100

## Appendix

Appendix I – Ämneslista MoLab

Appendix II – PEC/PNEC-beräkningar för studerade mikroföroreningar

Appendix III – Förklaringsgrader för kemisk analys av ER-aktivitet

Appendix IV – Fältrapport recipientprovtagning

Appendix V - PM Spädningsberäkningar Skansverket

Appendix VI - Emissionsfaktorer klimatkalkyl

Appendix VII - Inventeringsdata klimatkalkyl

## Bilagor

Bilaga 1 – Ekonomisk redovisning

# 1. Inledning

## 1.1 Skansverkets avloppsreningsverk

Avloppsreningsverket (ARV) i Uddevalla, Skansverket, ägs av Uddevalla Vatten AB, medan medarbetarna som driver verksamheten är anställda av Västvatten. Skansverket har i dagsläget en anslutning på ca 47 000 abonnenter, motsvarande ca 38 000 personekvivalenter (pe) och är beläget i centrala Uddevalla (se Figur 1). Den tillståndsgivna maximala belastningen är 3700 kg BOD<sub>7</sub>/d, motsvarande en maximal anslutning på 52 857 pe. Den befintliga reningsprocessen omfattar inledande mekanisk rening, biologisk kväve- och fosforering i en aktivslamprocess, samt möjlighet till kompletterande kemisk fällning i avslutande eftersedimenteringsbassänger. Utgående avloppsvatten släpps ut till recipienten Bäveån, som efter ca 1 km mynnar ut i Byfjorden som via ett flertal ytterligare fjordar ansluter till Skagerrak.



Figur 1. Skansverkets lokalisering i Uddevalla (stor röd prick) och dess utsläppspunkt i Bäveån (liten röd prick).

## 1.2 Miljötillstånd och tidigare arbete

I Skansverkets gällande miljötillstånd från 1995 med slutgiltiga villkor för utsläpp av kväve från 2001 finns det krav på utsläpp för BOD, fosfor och kväve. I befintligt tillstånd finns inga krav på införande av rening av organiska mikroföroreningar.

Provtagning och efterföljande analys av mikroföroreningar på inkommande och utgående avloppsvatten vid Skansverket har genomförts med viss regelbundenhet under 2019-2022. Analysresultaten har använts som referensvärden för den kompletterande provtagningen som utförts inom denna förstudie.

I dagsläget har Skansverket påbörjat en ny prövningsprocess för att utöka sitt tillstånd för verksamheten, detta för att Skansverkets avloppsreningsverk ska kunna ta emot det avloppsvatten som en ökad befolkning medför. Den ansökta belastningen (maximal genomsnittlig veckobelastning) är 62 000 pe. Tillståndsansökan är inskickad och i skrivande stund väntas svar från länsstyrelsen om ytterligare kompletteringar till ansökan krävs.

### 1.3 Avancerad rening i Sverige och Europa

Rening av organiska mikroföroreningar, vilket ofta benämns som avancerad rening, är ett område där de pågår omfattande aktivitet i ett flertal EU-anslutna länder. Några länder, förutom Sverige, som kan nämnas är Danmark, Holland och Tyskland. Schweiz, som inte är EU-medlem, är det enda europeiska land där utsläppskrav gällande mikroföroreningar i skrivande stund har införts. Sedan 2016 ska ARV som överskrider ett visst antal anslutna eller som har särskilt stor påverkan på dess recipient uppgradera sin reningsprocess för att kunna avskilja ett urval av mikroföroreningar till i genomsnitt 80% (från reningsverkets inlopp till utlopp).

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 Sweco-kollegor i Tyskland finns det regionala rekommendationer för avancerad rening som är jämförbara med det som finns i Schweiz. Däremot finns det inget lagstadgat krav.

I Sverige diskuteras frågan om mikroföroreningar och avancerad rening aktivt. För snart 10 år sen utvärderades alternativ för läkemedelsrening med aktivt kol i pilotskala i projektet MistraPharma (Kårelid, Larsson, & Björleinius, 2017). Kort därpå genomfördes också pilotförsök med ozonering på Nykvarnsverket i Linköping (Sehlén, o.a., 2015). Nykvarnsverket var också det första reningsverket att ta en permanent fullskalig anläggning för rening av mikroföroreningar i drift år 2017.

Mellan 2018 och 2022 genomfördes en statlig satsning för att öka kunskapsnivån inom området, vilket innebar stöd till investerings- och förstudieprojekt (inkl. detta) som samfinansierades av Naturvårdsverket. Några av investeringsprojekten som resulterat i fullskaleanläggningar som tagits i drift är på reningsverken i Degeberga (GAK-filter), Simrishamn (ozonering med efterföljande sandfilter) och Tierp (förbehandling med sandfilter, samt ozonering med efterföljande GAK-filter). Projekten som genomfördes mellan 2018 och 2021 presenteras på hemsidan [www.lakemedelsrening.se](http://www.lakemedelsrening.se).

Under hösten 2022 presenterades ett förslag till uppdatering av EU:s avloppsdirektiv som ställer liknande krav som de som har implementerats i Schweiz (Europeiska kommissionen, 2022). Om förslaget antas skulle det för ARV av Skansverkets storlek kunna innebära att ett avancerat reningssteg måste vara i drift senast under 2040. Det uppdaterade direktivet förväntas bli vägledande gällande i vilken takt och i vilken omfattning avancerad rening vid ARV byggs ut i EU-området. Beslut i ärendet väntas komma under 2024.

### 1.4 Mål och syfte med förstudien

Syftet med denna utredning är att undersöka och klargöra vilket behov och vilka möjligheter Uddevalla Vatten har gällande införande av läkemedelsrening vid Skansverket. Ett annat syfte är att redogöra för kostnadsbilden och de miljömässiga effekter som implementering av ett framtida fullskaligt reningssteg skulle innebära.

Förstudien omfattar provtagning och analyser, teoretiska utredningar samt mer praktiskt orienterade simuleringstester av reningsteknikerna ozonering och filtrering med granulerat aktivt kol (GAK). Simuleringstesterna ersätter pilotförsök för att inom projektets tidsspann få fram relevant vägledande underlag för dimensionering och kalkyler av de utvalda reningsteknikerna i full skala.

Ett annat delmål är att de underlag och den kunskap som förstudien resulterar i når Skansverkets abonnenter, medarbetare inom organisationen, samt VA-branschen i stort genom de kommunikationsaktiviteter som planerats inom ramen för projektet. Denna rapport utgör underlag för de aktiviteter som planeras under projektets avslut. Presentation av resultat och slutsatser från projektet i ett populärvetenskapligt format är planerat att ske vid Uddevalla Vattens styrelsemöte i slutet av november 2023.

## 1.5 Rapportens omfattning

Rapporten belyser alla delaktiviteter som har innefattats av förstudien. Inledningsvis redovisas bakgrund till projektet. Därtill redogörs för de specifika förutsättningarna vid Skansverket jämte resultat för karaktäriseringen av avlopps- och recipientvatten som har genomförts. Varje avsnitt som följer berör sedan specifika delaktiviteter. Först ett avsnitt kring miljöriskbedömning, effektbaserade analyser och behovet av rening, följt av en beskrivning av de utvärderade reningsteknikerna ozonering och filtrering med GAK, samt några andra möjliga reningstekniker. De två nästföljande avsnitten behandlar de genomförda simulerande testerna och resultaten därifrån. Dessa åtföljs av avsnitt kring dimensionering, kostnadsbedömning och klimatkalkyler. I slutet av rapporten jämförs de utvärderade teknikalternativen, följt av ett avsnitt med slutsatser och rekommendationer.

Rapporten ska ses som en fördjupad förstudie och de rekommendationer som framförs utgår ifrån den underlagsdata och de förutsättningar som presenteras här. För dimensionering av reningsprocesserna, kostnader och klimatkalkyl har en framtida belastning använts. Vid eventuellt beslut om implementering av ett avancerat reningssteg kan rapporten ses som ett vägledande dokument för en mer detaljerad utredning och projektering.

## 1.6 Projektorganisation

Förstudien är ett resultat av ett samarbete mellan medarbetare på Västvatten och samlade krafter från flera av Swecos kontor runt om i Sverige.

Från Västvatten har Annmarie Erlandsson, Magnus Holm, Elisabet Martinsson och Linda Nilsson deltagit vid månatliga projektmöten, bistått Sweco med anläggningsspecifika underlag samt granskat rapporten i sin helhet. Linda Nilsson har skrivit avsnitt 1.2 och Elisabet utförde provtagningen av inkommande och utgående avloppsvatten vid Skansverket.

Victor Kårelid från Sweco/Stockholm har varit projektledare å Västvattens vägnar (samt uppdragsledare för Swecos resurser). Victor har också haft en samordnande roll för denna rapport och skrivit avsnitt 1, 2.5, 3.3 och 11, samt granskat avsnitt 7 och 10.

Per Gustafsson och Fredrik Albertsson från Sweco/Göteborg utförde provtagningen i recipienten. Jingjing Yang från Sweco/Stockholm har administrerat provanalyser och sammanställt denna data. Elin Salmonsson från Sweco/Stockholm har skrivit avsnitt 2.3 (karaktärisering av vatten), tagit fram underlag till miljöriskbedömningen samt agerat mötessekreterare vid projektmöten. Gunnar Östlund från Sweco/Malmö har utfört utspädningsutredningen för recipienten (Appendix V).

Gisela Holm från Sweco/Stockholm har utfört och skrivit om miljöriskbedömningen och effektbaserade analyser i avsnitt 2.4 och 3 och granskat rapporten övergripande. Ida Kaleh från Sweco/Malmö har administrerat simuleringsförsöken och tillsammans med Joel Suokko från Sweco/Stockholm genomfört dimensioneringen av de avancerade reningsstegen. Joel har även skrivit avsnitt 2.1, 2.2, 4, 5, 6, 7 och 10 och Ida har granskat avsnitt 6.

Kostnadsbedömningen i avsnitt 8 är utförd av Gerly Hey från Sweco/Malmö och Felix Jansson från Sweco/Uppsala har utfört klimatkalkylen för de utvärderade reningsteknikerna i avsnitt 9.

Saklig granskning har utförts för olika avsnitt och granskarna (som ännu ej blivit nämnda) har varit Erland Björklund (avsnitt 2.3 och 4) från Sweco/Malmö, Carin Lundqvist (avsnitt 3) från Sweco/Jönköping, Matilde Kamp (avsnitt 7) från Sweco/Jönköping, Esbjörn Öhrström (avsnitt 8) från Sweco/Malmö och Karin Lindqvist (avsnitt 9) från Sweco/Uppsala.

## 2. Förutsättningar vid Skansverkets avloppsreningsverk

Skansverkets avloppsreningsverk i Uddevalla tar emot avloppsvatten från Uddevalla tätort samt ytterområdena Ljungskile, Hogstorp, Ammenäs, Torp och Utby. Antalet anslutna personer uppgår till drygt 44 000. Tillrinningsområdets area uppgår till drygt 2400 hektar.

Avloppsreningsverket är beläget i centralorten och är till stor del insprängt i Skansberget.

### 2.1 Befintlig reningsprocess

Reningsprocessen på Skansverket består av mekanisk, biologisk och kemisk rening (se Figur 2 för processschema). Verket mottar även externslam från enskilda fastigheter samt mindre avloppsreningsverk i kommunen. Slammet förtjockas, rötas och avvattnas vid Skansverket. Renat vatten samt bräddat vatten avleds via kulvert till Bäveån och vidare till Byfjorden, som är belägen ca 1 km från utsläppspunkten.

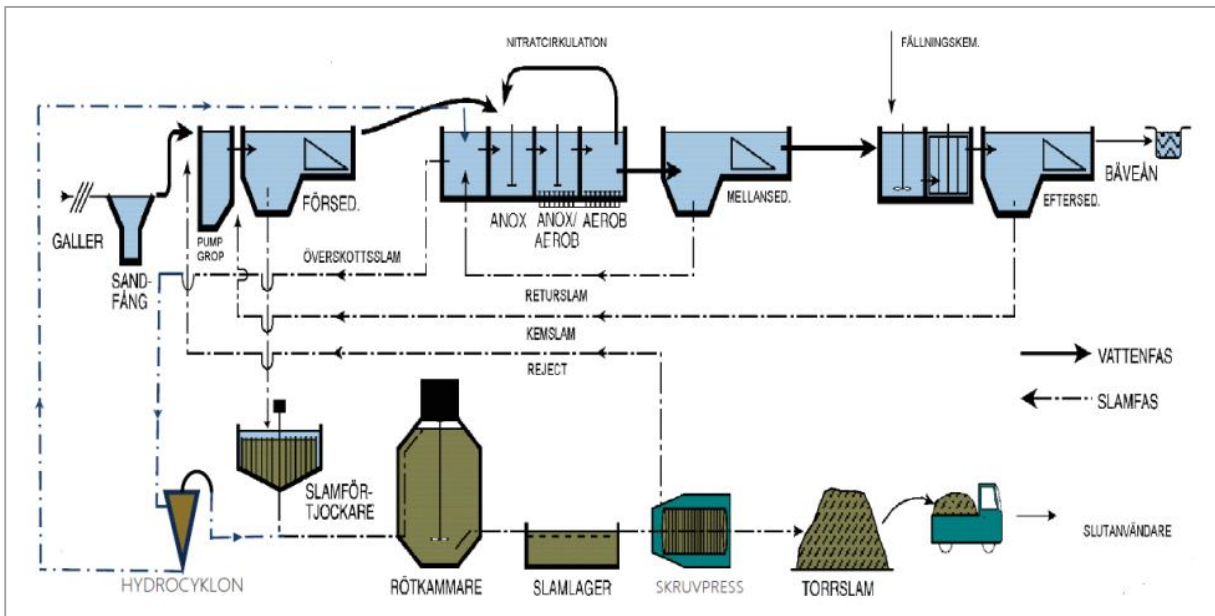
Inkommande avloppsvatten renas först mekaniskt genom två parallella galler och därefter i ett luftat sandfång. Därefter pumpas vattnet till fyra försedimenteringsbassänger.

Från försedimenteringen rinner vattnet via självfall till den biologiska reningen som består av en aktivslam-anläggning. Aktivslam-bassängerna består av en anoxisk zon som efterföljs av aeroba zoner. Nitratrikt vatten recirkuleras tillbaka till de syrefattiga zonerna i början av biosteget där denitrifikation sker. Den biologiska reningen efterföljs av mellansedimentering, bestående av fyra bassänger, från vilka returslam pumpas tillbaka till aktivslam-bassängerna. Innan returslammet återförs genomgår det en separation i hydrocyklon där slam med dåliga sjunkens egenskaper separeras och tas ut som överskottsslam. Vid låga flöden kan två av mellansedimenteringsbassängerna stängas av.

Mellansedimenteringen efterföljs av det kemiska reningssteget där fällningskemikalie (polyaluminiumklorid) kan tillsättas i slutsedimenteringsbassängerna. Ofta behövs ingen tillsats av fällningskemikalie eftersom den biologiska fosforreduktionen på verket är välfungerande. Efter att vattnet genomgått slutsedimentering leds det via utloppsledning till Bäveån.

Slam tas ut från försedimentering samt hydrocykloner. Bioslammet från hydrocyklonerna förtjockas i slamavvattnare innan det rötas i två sammankopplade röt-kammare tillsammans med slammet från försedimenteringen. Slamavvattning genomförs med skruvpress innan borttransport. Rejektvatten från slambehandlingen återförs till inkommande pumpgröp.

Då flödet till verket överstiger biostegets kapacitet (2000 m<sup>3</sup>/h) kan förbiledning förbi biosteget till eftersedimenteringen göras. Vid flöden över 3600 m<sup>3</sup>/h bräddas vattnet efter försedimentering till utgående bräddkanal. Om rens-gallren sätts igen eller om inloppspumparnas kapacitet (4800 m<sup>3</sup>/h) överskrids kan hela flödet bräddas utan någon mekanisk rening.



Figur 2. Processchema över befintliga reningssteg i Skansverkets avloppsreningsverk.

## 2.2 Dimensionerande flöden

Skansverkets tillståndsgivna belastning uppgår till 3700 kg BOD<sub>7</sub>/d, vilket motsvarar 52 857 pe. Befolkningsökningen i Uddevalla uppskattas till omkring 300-450 personer/år.

Figur 3 visar ackumulerat timflöde på inkommande respektive utgående avloppsreningsverket mellan 2018 och 2021.



Figur 3. Varaktighetdiagram för inkommande och utgående flöde till Skansverket mellan 2018 och 2021.

Enligt figuren är medelvärde  $Q_{medel}$  på inkommande timflöde 741 m<sup>3</sup>/h och  $Q_{min}$  130 m<sup>3</sup>/h. 1873 m<sup>3</sup>/h motsvarar en percentil på 97% av timflöde.

Under våren 2023 har den framtida hydrauliska belastningen beräknats av WSP i ”PM Max GVB och hydraulisk belastning för Skansverket” daterad 2023-04-06. De beräkningar som gjorts utgår från de flöden som beräknas inkomma till verket år 2045. För att bedöma framtida  $Q_{dim}$  har Norsk Vanns metod från rapporten ”Veiledning for dimensjonering av avløpsreanseanlegg” använts. I denna bedömning har nuvarande  $Q_{dim}$  samt  $Q_{maxdim}$  (maximalt flöde som reningssteg i verket ska klara av utan att bräddning sker) beräknats utifrån varaktighetsdiagram baserade på befintligt flöde. Därefter har framtida flöden beräknats utifrån antagandet att antalet anslutna personer till Skansverket kommer öka med 14 400 personer och att den specifika vattenförbrukningen uppgår till 170 l/p,d. För att inkludera flödesvariationer över dygnet har det tillkommande medelflödet multiplicerats med faktorn 1,4 som anges i ”Veiledning for dimensjonering av avløpsreanseanlegg”. Det framtida  $Q_{dim}$  som anges i WSP:s PM antas motsvara det framtida medelflödet ( $Q_{medel}$ ). Framtida  $Q_{min}$  baseras på erfarenheter av flödesförhållandena vid Skansverket. Vid dimensioneringen av de avancerade reningsstegen i denna utredning har följande flöden använts: framtida  $Q_{dim}$  960 m<sup>3</sup>/h, framtida  $Q_{max}$  1710 m<sup>3</sup>/h och framtida  $Q_{min}$  200 m<sup>3</sup>/h.

## 2.3 Karaktärisering av vatten

Inom ramen för detta projekt har ett antal provtagningar av vatten genomförts för att analysera förekomsten av mikroföroreningar samt karaktärisera vattenmatrisen. Provtagningarna gjordes från september 2022 till och med november 2022 (Tabell 1) och har tagits på inkommande och utgående vatten vid ARV samt tre punkter i recipienten: uppströms ARV, nedströms strax efter utsläppspunkten från ARV (benämnd ”recipient utlopp”) och längre nedströms (drygt 600 m) från utsläppspunkten. De organiska mikroföroreningar som analyserats är läkemedel, fenolära ämnen och PFAS 11. Vidare har vattenmatrisen analyserats med avseende på ett flertal parametrar så som suspenderade ämnen, organiskt kol, metalljoner, kväveföreningar, bromid och metylamin. Utöver detta har också ett antal effektbaserade analyser och genotoxicitetstester utförts på vattenproverna. Vilka analyser som gjorts på vilket vatten framgår av Tabell 2. Analyserna av organiska mikroföroreningar är utförda av MoLab, fenolära ämnen, PFAS 11 och vattenmatrisanalyser är utförda av Eurofins medan effektbaserade analyser och test av genotoxicitet är utförda av BioCell Analytica.

Vid avloppsreningsverket (inkommande och utgående) har veckoprover (7-dagars, måndag-måndag) samlats in (flödesproportionellt). Recipientprovtagningarna utfördes som stickprov.

Tabell 1. Provtagningspunkter, datum för provtagning och provtagningsmetod.

Datum	Provtagningspunkter				
	ARV in	ARV ut	Recipient uppströms	Recipient utlopp	Recipient nedströms
19-26/09-22	v	v		s	
10-17/10-22	v	v	s	s	
21-28/11-22	v	v		s	s

\* v = veckoprov (7 dagar: måndag-måndag), s = stickprov



Tabell 2. Analyserade ämnesgrupper i varje provtagningspunkt.

Provtagningspunkter	Analyser					
	Organiska mikroföroreningar	Fenolära ämnen	PFAS 11	Vattenmatris	Effektbaserad analys	Genotoxicitetsanalys
ARV in	x				x	x
ARV ut	x	x	x	x	x	x
Recipient uppström	x	x	x		x	x
Recipient nedströms nära utsläppspunkt	x	x	x		x	x
Recipient nedström	x				x	x

### 2.3.1 Analys av mikroföroreningar

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 (limit of quantification) likställt med rapporteringsgräns. Antalet analyser rapporterade under rapporteringsgränsen har relaterats till antalet totala mätningar. Resultaten från analyserna rapporteras på ett av tre sätt: (i) en uppmätt koncentration i massa per liter, (ii) under rapporteringsgränsen "<", som betyder att koncentrationen 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, vilket använts för beräkningen av medelkoncentrationen av ett specifikt ämne. Mätningar som rapporterats under 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 koncentrationen 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 "<".

#### 2.3.1.1 *Organiska mikroföroreningar – läkemedel, hormoner, insekticider, PFOS, PFOA*

Tre provtagningar har gjorts inom ramen för projektet. Vid samtliga tre provtagningstillfällen analyserades organiska mikroföroreningar som är vanligt förekommande vid avloppsreningsverk av MoLab. Analyspaketet inkluderar 39 substanser som utgörs av läkemedel och hormoner, insekticider samt PFOS och PFOA.

För provtagningarna vid inkommande och utgående vatten till avloppsreningsverket har inga substanser redovisats som mindre än rapporteringsgränsen vid något av provtagningstillfällena däremot har ett antal ämnen konstaterats vara noll. I recipienten har fler substanser redovisats som mindre än rapporteringsgränsen vid samtliga provtagningspunkter, vilket kan förväntas då koncentrationerna är mer utspädda i dessa punkter.

Tabell 3 visar att läkemedlen ibuprofen och paracetamol förekommer i mycket högre koncentration än övriga ämnen i inkommande vatten till avloppsreningsverket. Högsta medelkoncentrationen är paracetamol med ca 45 000 ng/L följt av ibuprofen med 20 000 ng/L. Denna observation är gjord tidigare i inkommande vatten vid tre svenska ARV (Lang, Garnaga-Budré, & Björklund, 2019). Såväl ibuprofen och paracetamol påvisas i betydligt lägre koncentrationer i utgående vatten än inkommande 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 reduktionen av ibuprofen över avloppsreningsverket en indikator på att den biologiska processen fungerar bra. Även naproxen, som är ett annat smärtstillande ämne, inkommer i höga koncentrationer till verket men avlägsnas effektivt procentuellt sett över reningsprocessen.

Antibiotikan ciprofloxacin har en reningsgrad på >90%. Ämnet har en stark benägenhet att binda till olika matriser och en stor del kan därmed förväntas hamna i slammet.

Hjärtmedicinen atenolol har en koncentration i inkommande vatten på upp emot 1000 ng/L och över 500 ng/L i utgående vatten, och renas därmed inte särskilt väl. Metoprolol har en liknande kemisk struktur och beter sig likartat genom avloppsreningsverket. Antiinflammatoriska diklofenak och antiepileptika karbamazepin är två ämnen som inte renas nämnvärt genom avloppsreningsverket. Ett annat omskrivet läkemedel är ångestdämparen oxazepam som bland annat påverkar fiskar. Oxazepam inkommer i 320 ng/L men reduceras endast till 250 ng/L.

I det lägre spannet av ämnen för inkommande halter återfinns hormonet  $17\alpha$ -etinylostradiol, amisulprid och tiaklopid, vilka inte detekterades alls.

Höga koncentrationer i utgående vatten från Skansverket uppmättes t.ex. av furosemid och metoprolol med koncentrationer på ca 1000 ng/L, samt losartan med medelkoncentrationen 880 ng/L. 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 fem som uppmättes i högre koncentrationer vid Skansverket än de spanns som påträffades vid de skånska reningsverken. Skillnaderna för citalopram, ketokonazol och sertralin är små medan ciprofloxacin och tramadol visar på något större skillnader. T.ex. påträffades inte ciprofloxacin alls vid något av avloppsreningsverken i Skåne, medan utgående medelkoncentration vid Skansverket var ca 46 ng/L. Medelkoncentrationen för tramadol som rapporterades till 710 ng/L vid Skansverket kan jämföras med de skånska avloppsreningsverken som uppvisade ett spann på 81–208 ng/L.

Inget av hormonerna  $17\alpha$ -etinylostradiol eller  $17\beta$ -östradiol detekterades i utgående vatten. Vidare detekteras inte läkemedlen amisulprid och metotrexat eller insekticiden tiaklopid.

Analysresultat för recipienten är redovisade i Tabell 4 och dessa halter bearbetas och kommenteras vidare i avsnitt 3 (miljöriskbedömning).

Tabell 3. Analysresultat i form av medelkoncentration  $\pm$  standardavvikelse, avrundat till två signifikanta siffror, antal mätningar (under rapporteringsgräns och totalt) och reningsgrad från provtagningarna av mikroföroreningar vid Skansverket. Provtagningspunkterna är inkommande och utgående från avloppsreningsverket. Reningsgraderna är indelade i spann och färgkodats enligt: hög avskiljning (>80%), medelhög avskiljning (40-80%) och låg avskiljning (<40%). Se Appendix I för respektive ämnes LOQ.

	Reningsgrad (%)	Inkommande		Utgående	
		Medel (ng/l)	n<LOQ/n total (st)	Medel (ng/l)	n<LOQ/n total (st)
17 $\alpha$ -etinylöstradiol (EE2)	-	0	3/3	0	3/3
17 $\beta$ -östradiol (E2)	100	76 $\pm$ 62	1/3	0	3/3
Acetamidiprid	-80	0,3 $\pm$ 0,5	2/3	0,6	2/3
Amisulprid	0	0	3/3	0	3/3
Atenolol	43	930 $\pm$ 130	0/3	530 $\pm$ 43	0/3
Azitromycin	68	200 $\pm$ 95	0/3	63 $\pm$ 39	0/3
Bensotriazol	43	1 300 $\pm$ 1 300	0/3	740 $\pm$ 790	0/3
Bisfenol A	41	240 $\pm$ 150	0/3	150 $\pm$ 38	0/3
Ciprofloxacin	91	490 $\pm$ 22	0/3	46 $\pm$ 18	0/3
Citalopram	29	330 $\pm$ 50	0/3	230 $\pm$ 24	0/3
Diklofenak	13	650 $\pm$ 120	0/3	570 $\pm$ 37	0/3
Erytromycin	41	97 $\pm$ 83	0/3	57 $\pm$ 67	0/3
Flukonazol	9	67 $\pm$ 21	0/3	61 $\pm$ 12	0/3
Furosemid	73	3 800 $\pm$ 4 100	0/3	1 000 $\pm$ 480	0/3
Hydroklortiazid	-11	97 $\pm$ 61	0/3	110 $\pm$ 89	0/3
Ibuprofen	100	20 400 $\pm$ 1 100	0/3	62 $\pm$ 110	2/3
Imidakloprid	43	7,0 $\pm$ 1,6	0/3	4,0 $\pm$ 0,5	0/3
Irbesartan	11	45 $\pm$ 9,0	0/3	40 $\pm$ 4,5	0/3
Karbamazepin	24	330 $\pm$ 62	0/3	250 $\pm$ 44	0/3
Ketokonazol	96	450 $\pm$ 81	0/3	18 $\pm$ 5,6	0/3
Klaritromycin	34	110 $\pm$ 49	0/3	70 $\pm$ 40	0/3
Losartan	46	1 600 $\pm$ 300	0/3	880 $\pm$ 30	0/3
Metoprolol	22	1 300 $\pm$ 310	0/3	1 000 $\pm$ 120	0/3
Metotrexat	100	2,4 $\pm$ 2,0	2/3	0	3/3
Naproxen	93	4 800 $\pm$ 690	0/3	350 $\pm$ 270	0/3
Oxazepam	22	320 $\pm$ 20	0/3	250 $\pm$ 17	0/3
Paracetamol	100	45 000 $\pm$ 5 900	0/3	200 $\pm$ 91	0/3
PFOA	50	16 $\pm$ 3,7	0/3	7,7 $\pm$ 4,5	0/3
PFOS	38	24 $\pm$ 19	0/3	15 $\pm$ 10	0/3
Propranolol	49	140 $\pm$ 34	0/3	70 $\pm$ 11	0/3
Sertralin	71	200 $\pm$ 17	0/3	58 $\pm$ 11	0/3
Sulfametoxazol	64	400 $\pm$ 140	0/3	140 $\pm$ 14	0/3
Tiakloprid	-	0	3/3	0	3/3
Tiametoxam	-188	0,3 $\pm$ 0,4	2/3	0,8 $\pm$ 0,9	1/3
Tramadol	11	790 $\pm$ 150	0/3	710 $\pm$ 67	0/3
Trimetoprim	62	140 $\pm$ 3,7	0/3	53 $\pm$ 15	0/3
Venlafaxin	8	700 $\pm$ 62	0/3	650 $\pm$ 32	0/3
Zolpidem	65	4,6 $\pm$ 1,6	0/3	1,6 $\pm$ 1,4	1/3
Östron (E1)	100	45 $\pm$ 4,6	0/3	0,2 $\pm$ 0,2	1/3

Tabell 4. Analysresultat i form av medelkoncentration  $\pm$  standardavvikelse, avrundat till två signifikanta siffror, och antal mätningar (under rapporteringsgräns och totalt) från provtagningarna av mikroföroreningar vid Skansverket. Provtagningspunkterna är i recipient: uppströms, nedströms och vid utsläppspunkten från ARV. Se Appendix I för respektive ämnes LOQ.

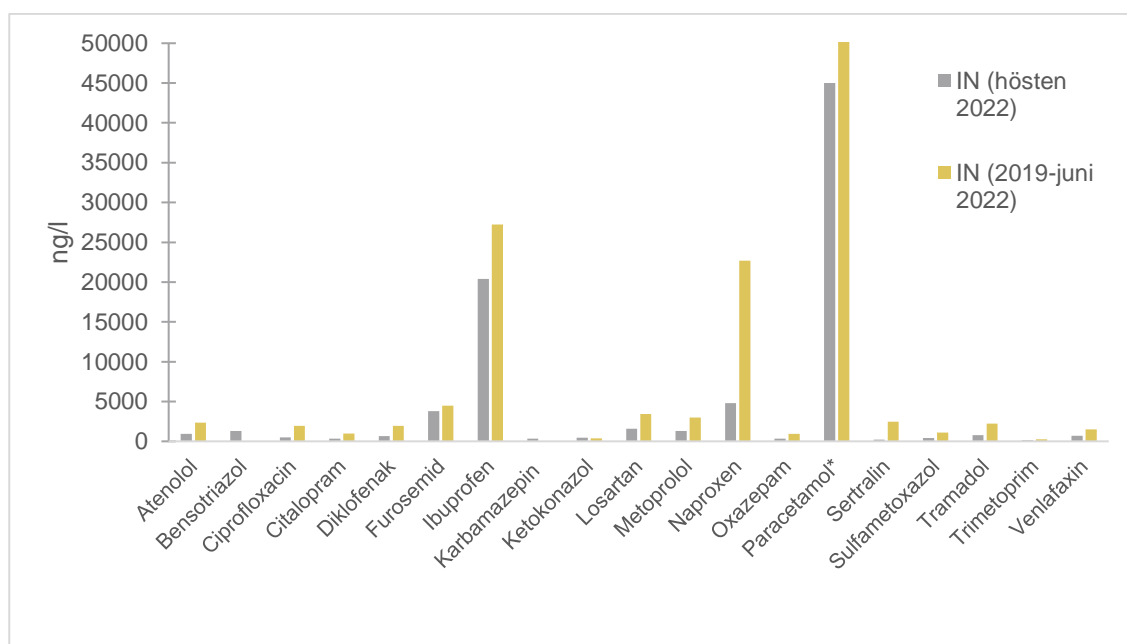
	Uppströms (ng/l)	Recipient (vid utlopp)		Nedströms (ng/l)
		Medel (ng/l)	n<LOQ/n total (st)	
17 $\alpha$ -etinylöstradiol (EE2)	0	0	3/3	0
17 $\beta$ -östradiol (E2)	0	0	3/3	0
Acetamidiprid	0,1	0,1 $\pm$ 0,1	2/3	0
Amisulpid	0	0	3/3	0
Atenolol	0	51 $\pm$ 75	0/3	12
Azitromycin	0	<6,5 $\pm$ 5,6	1/3	1,3
Bensotriazol	2,5	36 $\pm$ 36	0/3	12
Bisfenol A	<10	<25 $\pm$ 20	1/3	<10
Ciprofloxacin	0	9,5 $\pm$ 7,9	2/3	<5
Citalopram	<1	17,3 $\pm$ 22,7	0/3	4,1
Diklofenak	1,5	64 $\pm$ 55	0/3	640
Erytromycin	0	13 $\pm$ 22	2/3	<1
Flukonazol	<0,6	<7,4 $\pm$ 7,5	1/3	1,3
Furosemid	0	<85 $\pm$ 100	1/3	<10
Hydroklortiazid	<0,5	9,9 $\pm$ 13	1/3	2,7
Ibuprofen	0	0	3/3	0
Imidaklopid	1	<1 $\pm$ 1,1	1/3	0,2
Irbesartan	<2	<8,3 $\pm$ 0,1	1/3	<2
Karbamazepin	0,7	24 $\pm$ 31	0/3	6
Ketokonazol	0	0	3/3	<5
Klaritromycin	0	8,0 $\pm$ 12	2/3	<1
Losartan	1,7	110 $\pm$ 150	0/3	22
Metoprolol	1,4	86 $\pm$ 110	0/3	23
Metotrexat	0	0	3/3	0
Naproxen	0	50 $\pm$ 44	2/3	36
Oxazepam	<0,6	23 $\pm$ 30	0/3	6,1
Paracetamol	0	21 $\pm$ 26	1/3	16
PFOA	<3	3,7 $\pm$ 1,2	2/3	<3
PFOS	<3	3,6 $\pm$ 1,0	2/3	<3
Propranolol	0,1	6,4 $\pm$ 8,8	0/3	1,5
Sertralin	0	22 $\pm$ 34	0/3	2,6
Sulfametoxazol	0,3	11 $\pm$ 13	0/3	3,4
Tiaklopid	0	<0	3/3	<1
Tiametoxam	0	0	3/3	0
Tramadol	<2	57 $\pm$ 70	0/3	18
Trimetoprim	0	<10 $\pm$ 12	1/3	1,1
Venlafaxin	0	49 $\pm$ 62	0/3	13
Zolpidem	0	0	3/3	0
Östron (E1)	0,2	0,2 $\pm$ 0,2	2/3	0,1

### Jämförelse med provtagningar från 2019 till och med juni 2022

Från 2019 till och med juni 2022 har Västvatten utfört ett antal läkemedelsprovtagningar som inte kommer att ligga till grund för resultatet av denna studie men som är relevanta att kommentera då de ger en längre mätserie och är ett bra sätt att kontrollera om de provtagningar som tagits inom projektet kan ses som representativa eller inte. Provtagningar analyserades av Eurofins (2019-2020) och SGS (2020-2022) och inkluderade 145 olika läkemedel, varav många inte kunde kvantifieras. Dessa resultat används som jämförelse med de nyare provtagningarna istället för att inkluderas i de totala medelutsläppskoncentrationerna för att undvika att blanda data med olika provtagningsmetoder, analysmetoder och rapporteringsgränser, se Figur 4 och Figur 5.

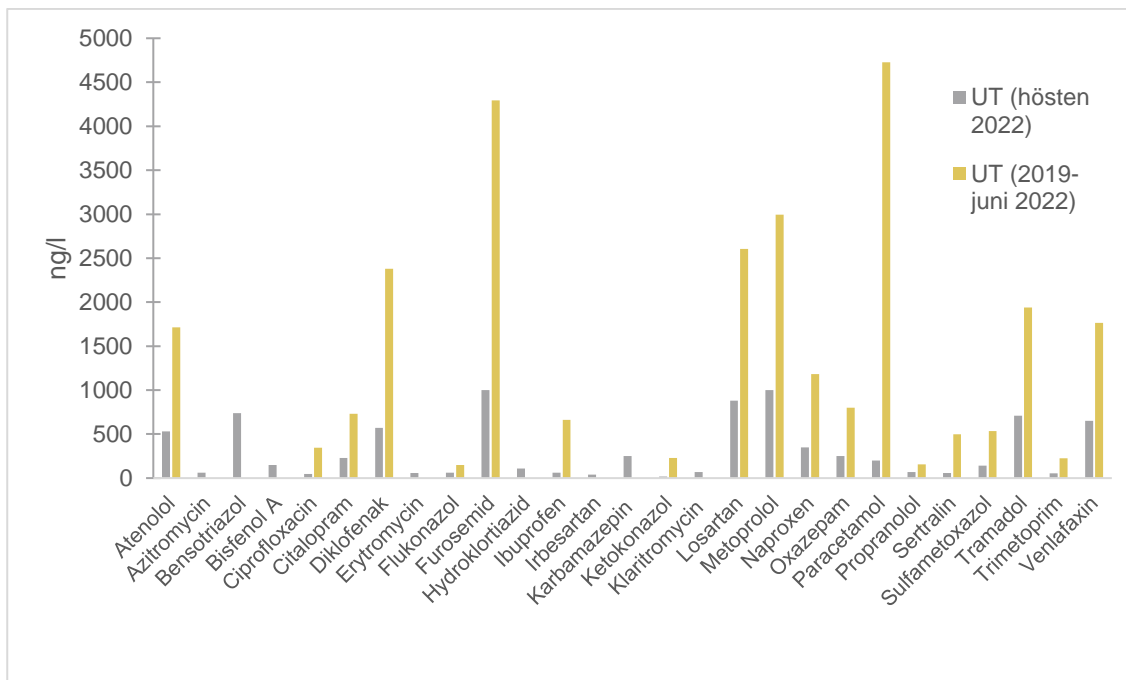
Figur 4 visar att ibuprofen och paracetamol är de substanser som förekommer i högst koncentration i inkommande vatten för båda provtagningsomgångarna. Även naproxen sticker ut med hög inkommande koncentration.

Paracetamol, furosemid och metoprolol är de substanser som släpptes ut från avloppsreningsverket i högst koncentrationer under perioden 2019 till juni 2022. Vid de nyare analyserna från hösten 2022 är det metoprolol och furosemid som går ut med högst koncentrationer, medan paracetamol är lägre vid dessa analyser (se Figur 5). Generellt kan sägas att medelvärdena på de högsta utgående koncentrationerna är högre vid de tidigare provtagningarna. Det är svårt att dra några slutsatser om dessa skillnader då det kan grunda sig i varierande provtagningsmetoder och analysmetoder, båda dataserierna verkar dock följa liknande trender.



Figur 4. Jämförelse av koncentrationer av mikroföroreningar i inkommande avloppsvatten från Skansverket under 2019-2022 och den kompletterande provtagningen som genomfördes under denna utredning hösten 2022. Ämnen där koncentrationen är noll eller tillräckligt nära noll för att inte ge utslag i diagrammet har exkluderats.

\* Paracetamol hade en inkommande medelkoncentration på 250 µg/l under 2019-2022.



Figur 5. Koncentrationer av mikroföroreningar i utgående avloppsvatten från Skansverket under 2019-2022 och den kompletterande provtagningen som genomfördes under denna utredning hösten 2022. Ämnen där koncentrationen är noll eller tillräckligt nära noll för att inte ge utslag i diagrammet har exkluderats.

### 2.3.1.2 Fenolära ämnen

Inom ramen för projektet har även alkylerade fenoler och alkylerade fenoletoxylater analyserats.

Utgående koncentrationer från avloppsreningsverket visas i Tabell 5 och koncentrationerna i recipienten visas i Tabell 6. Majoriteten av de analyserade parametrarna ligger under rapporteringsgränsen. De substanser som har rapporterade koncentrationer i utgående vatten var 4-n-nonylfenol, 4-tert-butyfenol och bisfenol A. Inga koncentrationer har kunnat rapporteras från recipientprovtagningarna.

Tabell 5. Medelkoncentration (med en decimals noggrannhet) samt totalt antal mätningar som utförts och hur många av dessa som varit under rapporteringsgränsen av analyserade fenoler i utgående vatten.

	Enhet	Medel	n<LOQ/n total (st)
4-tert-oktylfenol	ng/l	<10	3/3
4-n-nonylfenol	ng/l	0,7	2/3
iso-nonylfenol	ng/l	<100	3/3
4-tert-butylfenol	ng/l	20,7±2,9	0/3
4-tert-pentylfenol	ng/l	<10	3/3
Bisfenol A	ng/l	223±100	0/3
iso-nonylfenolmonoetoxylat	ng/l	<100	3/3
iso-nonylfenoldietoxylat	ng/l	<100	3/3
iso-nonylfenoltrietoxylat	ng/l	<100	3/3
iso-nonylfenoltetraetoxylat	ng/l	<100	3/3
iso-nonylfenolpentaetoxylat	ng/l	<100	3/3
iso-nonylfenolhexaetoxylat	ng/l	<100	3/3
4-t-oktylfenolmonoetoxylat	ng/l	<10	3/3
4-t-oktylfenoldietoxylat	ng/l	<10	3/3
4-t-oktylfenoltrietoxylat	ng/l	<10	3/3
4-t-oktylfenoltetraetoxylat	ng/l	<10	3/3
4-t-oktylfenolpentaetoxylat	ng/l	<10	3/3
4-t-Oktylfenolhexaetoxylat	ng/l	<10	3/3

Tabell 6. Medelkoncentration (med en decimals noggrannhet) samt totalt antal mätningar som utförts och hur många av dessa som varit under rapporteringsgränsen av analyserade fenoler i recipient.

	Enhet	Uppströms	Recipient	
			Medel	n<LOQ/n total (st)
4-tert-oktylfenol	ng/l	<10	<10	3/3
4-n-nonylfenol	ng/l	<10	<10	2/3
iso-nonylfenol	ng/l	<100	<100	3/3
4-tert-butylfenol	ng/l	<10	<10	3/3
4-tert-pentylfenol	ng/l	<10	<10	3/3
Bisfenol A	ng/l	<10	<10	3/3
iso-nonylfenolmonoetoxylat	ng/l	<100	<100	3/3
iso-nonylfenoldietoxylat	ng/l	<100	<100	3/3
iso-nonylfenoltrietoxylat	ng/l	<100	<100	3/3
iso-nonylfenoltetraetoxylat	ng/l	<100	<100	3/3
iso-nonylfenolpentaetoxylat	ng/l	<100	<100	3/3
iso-nonylfenolhexaetoxylat	ng/l	<100	<100	3/3
4-t-oktylfenolmonoetoxylat	ng/l	<10	<10	3/3
4-t-oktylfenoldietoxylat	ng/l	<10	<10	3/3
4-t-oktylfenoltrietoxylat	ng/l	<10	<10	3/3
4-t-oktylfenoltetraetoxylat	ng/l	<10	<10	3/3
4-t-oktylfenolpentaetoxylat	ng/l	<10	<10	3/3
4-t-Oktylfenolhexaetoxylat	ng/l	<10	<10	3/3

### 2.3.1.3 PFAS 11

Utöver PFOS och PFOA som ingått i analyserna som redovisats ovan, har även andra PFAS-ämnen analyserats inom summaparametern PFAS 11. Tabell 7 och Tabell 8 visar medelkoncentrationer med standardavvikelse av de ämnen som ingått i analysen för utgående vatten från ARV respektive recipienten. Analyserna är utförda av Eurofins och därmed ett annat laboratorium än de resultat som tidigare presenterats för PFOA och PFOS. Därför förkommer en viss skillnad på medelkoncentrationer av dessa två ämnen vid en jämförelse med Tabell 3 och Tabell 4 men skillnaden är inte markant. Tabell 7 visar att PFOA och PFOS tillsammans med PFBA är de PFAS-ämnen som påträffas i högst koncentration i utgående vatten från ARV. Detta kan jämföras med recipientproverna där ingen av substanserna har kunnat kvantifierats uppströms avloppsreningsverkets utsläppspunkt men PFOA och 6:2 FTS påträffas vid provtagningarna strax utanför utsläppspunkten till avloppsreningsverket. Dessa koncentrationer är lägre än i utgående vatten men skillnaden för 6:2 FTS är marginell och inom standardavvikelsen.

Tabell 7. Medelhalt ± standardavvikelse (med en decimal noggrannhet) samt totalt antal mätningar som utförts och hur många av dessa som varit under rapporteringsgränsen av analyserande PFAS11 i utgående vatten.

	Enhet	Medel	n<LOQ/n total (st)
6:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	ng/l	1,7±1,1	1/3
PFBA (Perfluorbutansyra)	ng/l	3,1±1,8	2/3
PFBS (Perfluorbutansulfonsyra)	ng/l	<1,0	3/3
PFDA (Perfluordekansyra)	ng/l	<1,0	3/3
PFHpA (Perfluorheptansyra)	ng/l	1,6±1,6	0/3
PFHxA (Perfluorhexansyra)	ng/l	2,7	0/3
PFHxS (Perfluorhexansulfonsyra)	ng/l	1,5±0,6	0/3
PFNA (Perfluornonansyra)	ng/l	<1,0	3/3
PFOA (Perfluoroktansyra)	ng/l	3,2±0,3	0/3
PFOS (Perfluoroktansulfonsyra)	ng/l	4,8±2,0	0/3
PFPeA (Perfluorpentansyra)	ng/l	1,8±0,1	0/3

Tabell 8. Medelhalt (med en decimal noggrannhet) samt totalt antal mätningar som utförts och hur många av dessa som varit under rapporteringsgränsen av analyserande PFAS11 i recipient.

	Enhet	Uppströms	Recipient	
			Medel	n<LOQ/n total (st)
6:2 FTS	ng/l	<1,0	1,5	2/3
PFBA	ng/l	<3,0	<3,0	3/3
PFBS	ng/l	<1,0	<1,0	3/3
PFDA	ng/l	<1,0	<1,0	3/3
PFHpA	ng/l	<1,0	<1,0	3/3
PFHxA	ng/l	<1,0	<1,0	3/3
PFHxS	ng/l	<1,0	<1,0	3/3
PFNA	ng/l	<1,0	<1,0	3/3
PFOA	ng/l	<1,0	1,3	2/3
PFOS	ng/l	<1,0	<1,0	3/3
PFPeA	ng/l	<1,0	<1,0	3/3

### 2.3.2 Analys och påverkan av vattenmatrisen

Utöver typer och koncentrationer av mikroföroreningar finns det också andra kemiska substanser i det platspecifika vattnet som är av betydelse för val av reningsteknik. Detta



vatten benämns vattenmatrix och häri kan t.ex. suspenderade ämnen, organiskt kol, metalljoner, kväveföreningar, bromid och metylamin ingå.

När det gäller reningstekniker som är aktuella för en avancerad rening av mikroföroreningar, är det olika parametrar som påverkar reningsteknikens prestation. 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. Därför är det relevant att undersöka vattenmatrixen genom analys och ta med resultatet i bedömningen av lämplig reningsteknik för det specifika reningsverket.

Generellt sett utgörs vattenmatrixen i avloppsvatten av 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 ozonering 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), suspenderad substans (SS), samt metaller såsom järn och mangan. Andra exempel är bromid och nitrit som påverkar ozonering genom bildande av toxisk bromat respektive nitrat, där det senare sker på bekostnad av en ökad ozonförbrukning. Utöver rekommenderade gränsdragningar för bromid (och ev. krom), saknas det generella gränser och rekommendationer för när en teknik är mer lämplig än en annan. Vattenmatrixen kan dock hjälpa till att bedöma vilka konsekvenserna blir när ett visst vatten behandlas med en särskild teknik.

Analys av vattenmatrixen har utförts på veckoprov vid tre tillfällen under hösten 2022. Tabell 9 visar medelvärden med standardavvikelser av analysresultatet för provtagningssamgångarna. Prover har tagits på utgående vatten vid Skansverket.

Tabell 9. Medelvärden  $\pm$  standardavvikelse och antal mätvärden under rapporteringsgräns av totalt genomförda mätningar för kemiska parametrar av vattenmatrixen på utgående vatten från avloppsreningsverket. Provtagningen ägde rum hösten 2022.

	Enhet	Medel	n<LOQ/n total (st)
Suspenderade ämnen	mg/l	11,2 $\pm$ 2,4	0/3
TOC	mg/l	11,3 $\pm$ 0,6	0/3
DOC	mg/l	10,7 $\pm$ 0,6	0/3
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	7,5 $\pm$ 1,7	0/3
NO <sub>2</sub> -N	mg/l	0,05 $\pm$ 0,02	0/3
Fe (uppslutet)	mg/l	0,06 $\pm$ 0,05	0/3
Mg <sup>2+</sup>	mg/l	9,0 $\pm$ 3,6	0/3
Krom <sup>6+</sup>	mg/l	<0,0002	3/3
Krom (uppslutet)	mg/l	0,00019	2/3
Bromid	mg/l	0,47 $\pm$ 0,24	0/3
Dimetylammin	µg/l	<100	3/3

### 2.3.2.1 GAK-filter

För implementering av GAK-filter visar resultaten i Tabell 9 att DOC ligger inom ett intervall (medelvärde 10,7 mg/L) som är vanligt för avloppsreningsverk och motsvarar halter som kan hanteras av reningstekniken. 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.

Koncentrationen SS var vid dessa provtagningar ca 11 mg/L. Är koncentrationen SS över 10 mg/l kan den påverka kolfiltreringen genom att backspolning behöver ske mer frekvent. Det är framför allt makrostrukturen i ett GAK-filter som sätts igen av höga koncentrationer av SS.

### 2.3.2.2 Ozonering

Avseende ett processteg med ozon, finns det ett flertal parametrar som kan påverka lämpligheten. Dessa parametrar påverkar ozonets effektivitet framför allt genom att förbruka ozon, vilket blir en nackdel för reduktionen av de långsamt reagerande mikroföroreningarna, enligt en nyligen publicerad studie (Juaréz, o.a., 2021). Skillnaden var dock relativt liten sett till samtliga mikroföroreningar och när SS-koncentrationerna låg under 25 mg/L. Nitrit förbrukar ozon vid bildande av nitrat, vid en sådan omvandling förbrukas ca 3,43 mg O<sub>3</sub> per mg nitritkväve. Koncentrationerna av nitritkväve indikerar att ozon behöver tillsättas med en ytterligare koncentration av ca 0,2 mg O<sub>3</sub>/l.

De uppmätta koncentrationerna av bromid visar på en medelkoncentration av 0,47 mg/l med en ganska liten variation mellan provtagningarna (avvikelsen var 0,24 mg/l, se Tabell 9). Ju högre bromidkoncentrationen är och ju mer ozon som behöver tillsättas, desto mer ökar bildandet av bromat. Det finns tyska rekommendationer som säger att om bromidkoncentrationen överstiger 0,15 mg/l bör en bedömning göras av bromatbildningen i den aktuella vattenmatrisen (Stapf, Schumann, Völker, & Miehe, 2017). Vid Skansverket ligger bromidkoncentrationen över denna gräns. När koncentrationen bromid överskrider 0,4 mg/l har den gängse rekommendationen varit att inte genomföra ozonering eftersom risken för att bilda höga koncentrationer av bromat bedömts vara för stor. Dock har det i tidigare studier visat sig att koncentrationen ammonium hämmar bromatbildning (Pinkernell & Gunten, 2001). För den studien var de undersökta koncentrationerna ammoniumkväve låga (0,4 mg/l) och de inkommande koncentrationerna bromid var 55 µg/l, vilket är lägre än båda parametrarna som är uppmätta för Skansverket (jämför ammoniumkväve 7,5 mg/l och bromid 0,47 mg/l = 470 µg/l, se Tabell 9). Utgående ammoniumhalt från Skansverket är dock vanligtvis i spannet 0,5 – 5 mg/l.

Det finns andra sätt att designa ozonprocessen så att bromatbildningen kan minimeras. 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 reduceras eftersom det inte finns lika mycket momentant tillgängligt ozon (Jekel & Zietzschmann, 2018).

Koncentrationen dimetylamin har undersökts i avloppsvattnet eftersom det inte går att mäta koncentrationerna av NDMA på svenska laboratorier (pga. dess toxicitet). Anledningen till att dimetylamin valts är att koncentrationen kan vara ett viktigt förstadium till bildningen av NDMA (Padhye, o.a., 2011). Det återfanns inga kvantifierbara koncentrationer av dimetylamin. Någon vidare bedömning kan därmed inte göras. Det mest troliga är att dimetylamin inte utgör någon risk för att NDMA bildas i avloppsvattnet vid ozonering.

## 2.4 Effektbaserade analyser i celler

Förutom kemiska analyser utfördes även effektbaserade analyser i celler på utgående avloppsvatten och recipienten vid alla fyra provtagningstillfällen samt före och efter ACT-försöken med GAK. Effektbaserade metoder är biologiska metoder som mäter effekten av skadliga ämnen i hela organismer eller i celler (Brack, o.a., 2019). Effekter som kan mätas i celler är till exempel aktivering eller blockering av receptorer, oxidativ stress eller genotoxicitet. De toxiska effekter som har studerats i denna studie beskrivs mer i detalj i avsnitt 3.1.2.

## 2.5 Utredning av utspädningen i recipienten

Några olika ansatser har gjorts för att bedöma utspädningen till recipienten Bäveån inom denna utredning. Dels har spädningstal beräknats utifrån relationen mellan uppmätta halter i utgående avloppsvatten och uppmätta halter i recipienten för de analyserade mikroföroreningarna vid de separata provtagningstillfällena (se Tabell 10). Resultaten visar på stora variationer i spädningstal, vilket dels beror på olika strömningsförhållanden i Bäveån vid de olika tillfällena. Vid den första provtagningen tyder de höga spädningstalen t ex på att avloppsplymen missades. En annan förklaring till variationen kan vara de olika ämnenas egenskaper. Detta blir inte helt rättvisande då prover på utgående avloppsvatten samlades in som veckoprover och proverna i recipienten togs som stickprov, dock under samma vecka.

Tabell 10. Spädningstal beräknade från uppmätta halter i utgående vatten från Skansverket och i recipienten (vid utloppet om inte annat anges) vid de olika provtagningstillfällena och för de olika analyserade ämnena.

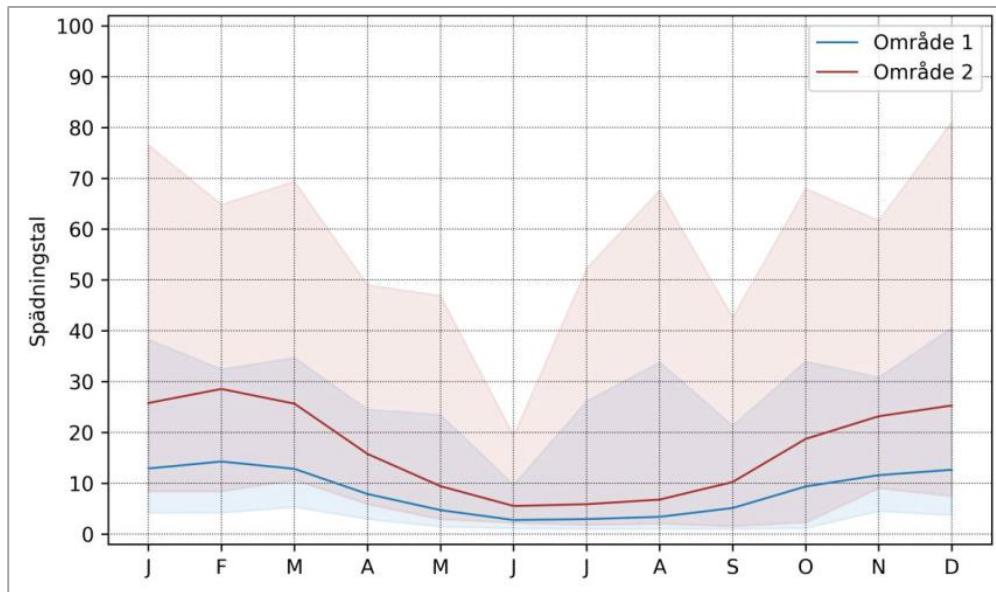
	Provtagning 1	Provtagning 2	Provtagning 3	Provtagning 3 (nedströms)
Uppmätt spädningstal, minimum	3,0	1,0	4,0	0,9
Uppmätt spädningstal, medel	205,6	4,1	22,9	34,1
Uppmätt spädningstal, maximum	797,5	7,4	44,3	59,8

En konceptuell spädningmodell har använts för att ta fram relevanta spädningsscenarioer för miljöriskbedömningen i avsnitt 3. Modellen utgår ifrån SMHI:s hydrologiska modell (S-HYPE) för att ta fram tidsserier av flödet i Bäveån. Därtill har utgående flödesdata från Skansverket använts för att fastställa spädningsscenarierna. Spädningstal har beräknats dels för varje separat provtagningstillfälle i recipienten, dels som månadsmedelvärden över ett helt år, se Figur 6. I figuren omnämns *Område 1* och *2*, vilka visualiseras geografiskt i Figur 7 (avsnitt 3.1.1). *Område 1* motsvarar området strax nedströms utloppet där recipientprover togs vid alla provtagningstillfällen som omfattas av utredningen. *Område 2* motsvarar ett område längre nedströms i Bäveån där utflödet från Skansverket väntas vara väl utblandat i Bäveån. I detta område togs recipientprov "nedströms" vid det sista provtagningstillfället.

Med hjälp av modellen kunde det t ex konstateras att ett spädningstal på 20 gånger underskreds ca 85% av tiden i *Område 1* och ca 65% av tiden i *Område 2*.

Två spädningsscenarioer som förväntas råda i Bäveån med en viss varaktighet baserat på spädningstal beräknade i *Område 2* har valts ut för utvärdering i miljöriskbedömningen.

1. Det genomsnittliga spädningstalet under ett år beräknades till 16,7
2. Det lägsta genomsnittliga spädningstalet under en månad (juni) beräknades till 5,5. Detta spädningstal bedöms således som "worst case" när man ser till en viss varaktighet av flödesförhållandena i ån.



Figur 6. Genomsnittlig variation av spädningstalen i område 1 och område 2 (som i rapporten används för att representera recipienten). Heldragna linjer visar månadsmedelvärden och de skuggade områdena visar min- och max-värden under respektive månad.

En detaljerad bedömning av utspädningen till den sekundära recipienten Byfjorden har inte omfattats av denna utredning. Spädningen från Bäveån till Byfjorden uppskattas dock sannolikt vara mycket hög.

För en mer utförlig redogörelse av utspädningsutredningen hänvisas till Appendix V (PM Spädningsberäkningar Skansverket).

## 3. Miljöriskbedömning avseende recipienten

### 3.1 Metod

#### 3.1.1 Miljöriskbedömning av mikroföroreningar

En miljöriskbedömning utfördes för att bedöma om någon av de analyserade mikroföroreningarna i utgående avloppsvatten från Skansverkets ARV riskerar att påverka de vattenlevande organismerna i recipienten Bäveån (Figur 7) negativt.



Figur 7. Bäveån (mynnar i Byfjorden) med utloppspunkt från Skansverkets ARV (→), provtagningspunkter uppströms utloppet, nedströms nära utloppet och längre nedströms (x), och de generella omblandningsområdena (markerade rutor - □ och □) som använts för den konceptuella modelleringen. Avståndet från utloppspunkt ARV och Byfjorden är ca 1 km.

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 påverkas negativt av mikroföroreningarna. Den kategorin betecknas hög risk. Mikroföroreningar med en kvot i intervallet  $0,1 < PEC/PNEC \leq 1$  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 tre provtagningspunkter:

- utgående vatten från Skansverket (spädningstal, "worst case": 5,5 och medelspädning: 16,7 - se avsnitt 2.5 (tre tillfällen) och;
- uppmätta halter vid recipientprovtagning i Bäveån - utgående avloppsvatten nära utloppet från ARV (tre tillfällen) och;
- uppmätta halter vid recipientprovtagning nedströms ARV - ett tillfälle).

PNEC-värdena baseras på information från rapporter, vetenskapliga artiklar och bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (HaV, 2019) och förutsätts vara rätt beräknade (se Appendix II - PEC/PNEC-beräkningar för studerade mikroföroreningar för fullständig information inklusive referenser). Bedömningsgrunderna anger värden som inte ska överskridas i en vattenförekomst för att statusen ska bedömas som god. Om värdena överskrids finns det risk för påverkan på akvatiska organismer i vattenområdet. I de fall det finns en bedömningsgrund för mikroföroreningen har värdet betraktats som ett PNEC. I miljöriskbedömningen har vi använt bedömningsgrunder för inlandsytvatten, men det ska påpekas att utloppet i Bäveån (sötvatten) sker endast ca 1 km från mynningen till Byfjorden, som är saltvatten och därmed klassas som kustvatten enligt bedömningsgrunderna. Bedömningsgrunderna för kustvatten är generellt sett striktare, d.v.s. lägre, än motsvarande för inlandsytvatten.

I utvärderingen har även föreslagna, ej antagna EQS (environmental quality standards = miljö kvalitetsnormer) från EU tagits med (Europeiska kommissionen, 2022) i de fall de är lägre än nuvarande PNEC. Detta eftersom det är troligt att de kommer att antas under 2023 och att det är viktigt att få med kommande gränsvärden vid en eventuell ombyggnad av Skansverket.

I vissa fall har två PNEC-värden per mikroförorening redovisats för att visa på skillnader i utfall beroende på vilka källor som väljs.

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

1. Svenska bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen (SFÄ) och kemisk ytvattenstatus samt förslag på kommande EQS på EU-nivå.
2. Det lägsta värdet av tyskt (UBA, 2015) och schweiziskt EQS (EkotoxCentre, 2023) 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 litteraturdata.
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 i HVMFS 2019:25. Tell o.a. hämtar i många fall data från en annan studie som genomfördes några år tidigare (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.

PEC/PNEC-beräkningarna baseras på modersubstansen, medan metaboliter (nedbrytningsprodukter) inte ingår.

### 3.1.2 Effektbaserad analys i celler

I miljöriskbedömningen användes kemisk analysdata för mikroföroreningar som jämfördes med data om ämnenas potentiellt miljöstörande effekter. Detta ger en bra bild av effekten av dessa specifika ämnen, men det finns alltid en risk att toxiska (giftiga) ämnen, som kan vara

okända för oss, missas. Flera studier har visat att upp till 99 % av de toxiska effekterna i vattenmiljön orsakas av okända ämnen, se t.ex. (Escher, Stapleton, & Schymanski, 2020) (Neale, o.a., 2020) och även om det skulle finnas information om varje enskilt ämnes miljörisk är den totala effekten som dessa kemikalier tillsammans ger (så kallad blandningseffekt) okänd.

Mot bakgrund av detta bestämdes att effektbaserade analyser skulle användas som komplement till de kemiska analyserna. De effektbaserade analyserna mäter den totala toxiska effekten (biologisk effekt) i ett vattenprov (d.v.s. kemisk analys är inte involverad). Analyserna bygger på mätning av toxiska effekter på celler som kan leda till skada i olika organismer. Det finns ett förslag till uppdatering av EU:s vattendirektiv, där effektbaserade metoder föreslås för att mäta östrogena effekter och blandningseffekter och där tanken är att ta fram ett EU-riktvärde för östrogena effekter (Europeiska kommissionen, 2022). Om förslaget går igenom innebär det att användandet av dessa tester kommer att öka. Det finns redan idag ett förslag på effektbaserat riktvärde för östrogena effekter (400 pg östradiolekvivalenter/L) (Kunz, Kienle, Carere, Homazava, & Kasea, 2015; Simon, o.a., 2022), men det har inte tagits på EU-nivå utan tagits fram av forskarna i dessa vetenskapliga rapporter.

I denna studie har vi studerat toxicitet orsakade av ämnen i avloppsvatten och i vatten från recipientprovtagning som kan aktivera östrogenreceptorn (ER) och arylhydro-karbonreceptorn (AhR, dioxinreceptorn), aktivera och blockera androgenreceptorn (AR), orsaka oxidativ stress (Nrf2-aktivitet) och/eller genotoxicitet (bildandet av mikrokärnor). Analyserna utfördes av BioCell Analytica och mer information om dessa analyser kan hittas på deras hemsida: <https://biocellanalytica.se/>, där beskrivningen av analyserna och vilka ämnen som kan orsaka effekterna inhämtats.

Hormonstörande effekter (mäts i denna studie genom att studera aktivering av östrogenreceptorn och aktivering/blockering av androgenreceptorn) orsakas bl.a. av naturliga könshormoner, p-piller, läkemedel för bröst- och prostatacancer samt plastkemikalier. Ah-receptorn (AhR) aktiveras av många toxiska ämnen, t.ex. halogenerade organiska ämnen, polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er), bekämpningsmedel och naturligt förekommande ämnen som indoler och stilbener. Aktivering leder till att metaboliserande enzym sätts igång vilket bl.a. kan leda till påverkan på utveckling av organsystem. Oxidativ stress beror på att reaktiva syreradikaler bildas i överskott, vilket kan leda till t.ex. inflammatoriska reaktioner och cancer. Organiska miljögifter, bekämpningsmedel, vissa naturliga ämnen och desinfektionsprodukter som bildas vid vattenrening kan orsaka oxidativ stress, som i denna studie mäts genom markören Nrf2 (nuclear transcription factor erythroid 2-related factor 2). Genotoxicitet (DNA-skadande effekt) kan leda till cancer och reproduktionsstörningar och mäts i denna studie genom att studera bildandet av mikrokärnor. Bekämpningsmedel och livsmedelstillsatser måste utredas avseende genotoxicitet i samband med registrering.

Prover för effektbaserad analys togs på in- och utgående avloppsvatten, vid bryggan nära utloppet samt upp- och nedströms Skansverket (Figur 7). Dessutom togs prov före och efter försök med ACT – Accelerated Column Test (snabbtester med GAK). Se avsnitt 2.4 för mer detaljerad information om provtagningen.

## 3.2 Resultat och diskussion

### 3.2.1 Miljöriskbedömning

Alla beräkningar av miljörisken (PEC/PNEC) för mikroföroreningarna redovisas i Appendix II. Detta innefattar provtagningarna av utgående vatten från Skansverkets ARV (baserat på båda spädningstalen; 5,5 och 16,7) och uppmätta halter i Bäveån. I Tabell 11 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. Undantaget är bisfenol A (BPA) där två resultat redovisas, varav ett utfall är låg risk (grönt), (se förklaring nedan). För tydlighetens skull har även värdena angivna som <-värden presenterats för ämnena med måttlig och hög risk. Mindre än-värden betyder att koncentrationen av ämnet ligger under rapporteringsgränsen, men det inte går att säga att koncentrationen är noll. Det betyder att det mest korrekta är att ange PEC/PNEC som ett <-värde, (se avsnitt 2.3.1 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 i halter över rapporteringsgränsen och som hamnade i kategorierna måttlig och/eller hög risk vid någon eller båda provtagningarna.

Tabell 11. PEC/PNEC-beräkningar för mikroföroreningar i Bäveån baserat på spädningstal och halterna i recipientprovtagningarna redovisade med två decimaler.  $PEC/PNEC \leq 0,1$  (låg risk);  $0,1 < PEC/PNEC \leq 1$  (måttlig risk);  $PEC/PNEC > 1$  (hög risk).

Mikroförorening	Användning	Beräknad riskkvot PEC/PNEC <sub>worst case</sub> i Bäveån (PEC <sub>utspädning</sub> ARV x5,5)	Beräknad riskkvot PEC/PNEC <sub>medelspädning</sub> i Bäveån (PEC <sub>utspädning</sub> ARV x16,7)	Beräknad riskkvot PEC/PNEC i Bäveån (PEC <sub>recipient utlopp</sub> uppmätta halter)	Beräknad riskkvot PEC/PNEC i Bäveån (PEC <sub>recipient nedströms</sub> uppmätta halter)
<b>Läkemedel</b>					
Azitromycin	Antibiotikum	0,60	0,20	<0,34	0,13
Citalopram	Antidepressivt	5,60	1,85	2,31	0,99
Diklofenak	Anti-inflammatoriskt	2,57	0,85	1,59	2,10
Furosemid	Urindrivande	1,21	0,40	<0,54	0,09
Ibuprofen	Anti-inflammatoriskt	1,02	0,34	0,00	0,00
Klaritromycin	Antibiotikum	0,16	0,05	0,10	<0,01
Oxazepam	Lugnande	4,51	1,49	2,26	0,98
Sertralin	Antidepressivt	1,13	0,37	2,29	0,40
Tramadol	Smärtstillande	0,13	0,04	0,06	0,03
Venlafaxin	Antidepressivt	1,28	0,42	0,54	0,28
<b>Andra MF</b>					
Bisfenol A (1)	Plastkemie	0,02	0,01	<0,02	0,01
Bisfenol A (2)	Plastkemie	775	255	732	312
Imidakloprid	Insekticid (neonikotinoid)	0,15	0,05	<0,20	0,04
PFOA	Högfluorerat ämne	0,32	0,10	0,84	<0,68
PFOS	Högfluorerat ämne	4,17	1,37	5,54	<4,62



Mikroförorening	Användning	Beräknad riskkvot PEC/PNEC <sub>worst case</sub> i Bäveån (PEC <sub>utspädning</sub> ARV x5,5)	Beräknad riskkvot PEC/PNEC <sub>medelspädning</sub> i Bäveån (PEC <sub>utspädning</sub> ARV x16,7)	Beräknad riskkvot PEC/PNEC i Bäveån (PEC <sub>recipient utlopp</sub> uppmätta halter)	Beräknad riskkvot PEC/PNEC i Bäveån (PEC <sub>recipient nedströms</sub> uppmätta halter)
<b>Hormoner</b>					
Östron (E1)	Könshormon	0,10	0,03	0,56	0,28

PEC/PNEC-beräkningarna visar att riskkvoterna för citalopram, oxazepam, bisfenol A (2) och PFOS alla hamnar över 1 (>1) (hög risk) vid både worst case- och medelspädningsscenarierna (baserade på modellerade data), d.v.s. det finns en risk att de vattenlevande organismerna i Bäveån kan skadas av dessa ämnen. Även riskkvoterna för diklofenak, furosemid, ibuprofen, sertralin och venlafaxin är >1 vid worst case-scenariot. PEC/PNEC-beräkningarna baserade på de uppmätta halterna visar att riskkvoterna för diklofenak och bisfenol A (2) är >1 vid båda provtagningspunkterna och vid utgående ARV för citalopram, oxazepam, sertralin och PFOS.

Av de mikroföroreningar som kan utgöra en hög risk i Bäveån finns det bedömningsgrunder för god status för diklofenak och PFOS (HaV, 2019) samt ett föreslaget EQS för bisfenol A. Dessa bedömningsgrunder/EQS överskrids vid åtminstone ett av scenarierna och i en provtagningspunkt för respektive substans. Detta betyder att reningsverket kan bidra till sänkt ytvattenstatus för dessa ämnen.

För bisfenol A (BPA) har PEC/PNEC-värden beräknats baserat på två olika PNEC-värden, 1600 (nuvarande SFÄ) respektive 0,034 ng/L (föreslaget EQS). Det beror på att det föreslagna EQS-värdet är ca 50 000 gånger lägre än nuvarande bedömningsgrund för BPA, vilket kommer att innebära en dramatisk sänkning av gränsvärdet när/om det antas. Detta ligger i linje med att den europeiska livsmedelssäkerhetsmyndigheten EFSA kraftigt skärpt bedömningen av hur mycket BPA man kan få i sig utan att riskera påverkan på hälsan (Livsmedelsverket, 2023). Det nya värdet (tolerabelt dagligt intag) är ca 20 000 gånger lägre än det tidigare. Beräkning av riskkvot med nuvarande bedömningsgrund (1600 ng/L) medför att PEC/PNEC <1 vid alla provtagningspunkter och utspädningsförhållanden, medan beräkning med hjälp av kommande EQS (0,034 ng/L) innebär att alla PEC/PNEC-värden hamnar långt över 1.

I övrigt hamnar azitromycin i kategorin måttlig risk vid båda spädningsscenarierna. Diklofenak, furosemid, ibuprofen, sertralin och venlafaxin hamnar i samma kategori för medelspädningsscenariot, medan klaritromycin, tramadol, imidaklopid och PFOA utgör en måttlig risk vid worst case-scenariot. Vid provtagningspunkterna utgör venlafaxin och östron en måttlig risk både vid utgående ARV och nedströms, medan klaritromycin hamnar i samma kategori vid utgående ARV och citalopram, oxazepam och sertralin vid provtagningspunkten nedströms.

För citalopram har ett relativt nytt PNEC-värde, baserat på studier initierade av VA Syd med flera (Hoyer, o.a., 2022), använts. De nya studierna innebär att mer robust data tagits fram och därmed har säkerhetsfaktorn kunnat minskas till 10 och resultatet har blivit ett mer tillförlitligt PNEC för citalopram jämfört med tidigare PNEC-värden i litteraturen.

Bedömningen för oxazepam bygger på begränsade data, vilket gör att den är osäker. Med anledning av de osäkra dataunderlagen för citalopram (innan VA Syd tog fram nya data) och oxazepam har Länsstyrelsen i Skåne (Pirzadeh Pardis, pers. komm.) föreslagit till Havs- och Vattenmyndigheten att de ska ta fram bedömningsgrunder för dessa läkemedel i enlighet med riktvärden för SFÄ.

Avsaknad av gemensamma EQS/bedömningsgrunder för vissa mikroföroreningar innebär att litteraturen kan innehålla olika PNEC-värden för samma ämne. Ett exempel är att det PNEC-värde som använts för ibuprofen (i enlighet med prioriteringsordningen för PNEC – se avsnitt 3.1) är ett schweiziskt EQS på 11 ng/L medan vissa andra studier, t.ex. (Länsstyrelsen, 2021) har använt ett PNEC-värde för ibuprofen 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 föreslagna EQS-värdet 0,36 ng/L använts i föreliggande studie, men där det finns en annan studie baserad på fisk (Metcalf, Metcalf, 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 högre PEC/PNEC-kvot än kvoten för östron som anges i Tabell 11.

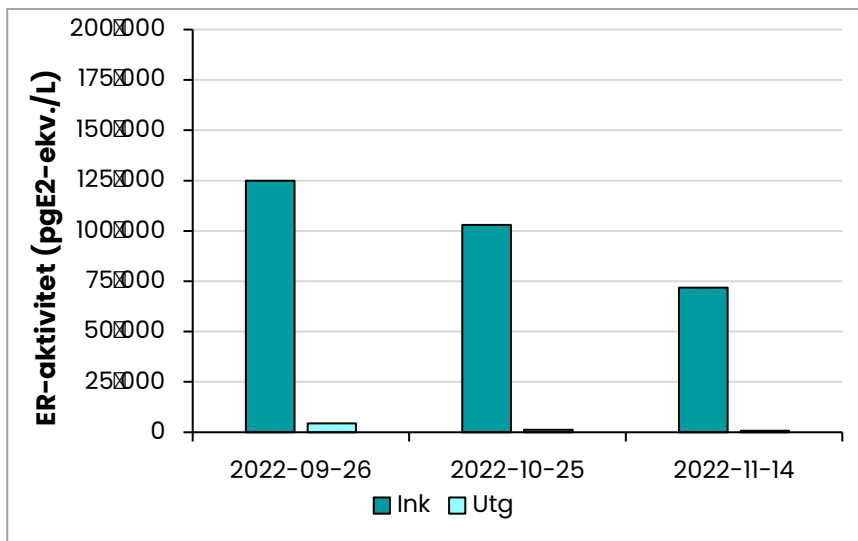
Förutom miljörisken är det av betydelse att studera substansernas nedbrytbarhet och förmåga att bioackumuleras, vilket är egenskaper som är viktiga ur miljösynpunkt på längre sikt. Många läkemedel är svårnedbrytbara (se miljöinformation på [www.fass.se](http://www.fass.se)) och de kan därför finnas kvar i recipienten under en längre tid. Även PFAS-ämnena 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 avsnitt 2.3.1.1) eftersom de är biologiskt nedbrytbara. Både ibuprofen och paracetamol påvisades i höga halter i inkommande vatten till ARV i denna studie, vilket förklaras av att det är läkemedel som väldigt många människor konsumerar och användningen därmed är mycket hög. Halterna minskade sen radikalt i utgående vatten från ARV och fortsatte att minska i recipienten Bäveån. Ett av de åtta beräknade PEC/PNEC-värdena för dessa två ämnen (ibuprofen worst case-scenario) var >1, men det är mycket troligt att ibuprofen fortsätter att brytas ned och därmed inte kommer att utgöra en hög risk längre ner i recipienten.

### 3.2.2 Effektbaserad analys i celler

#### 3.2.2.1 *Hormonstörande effekter – östrogen aktivitet*

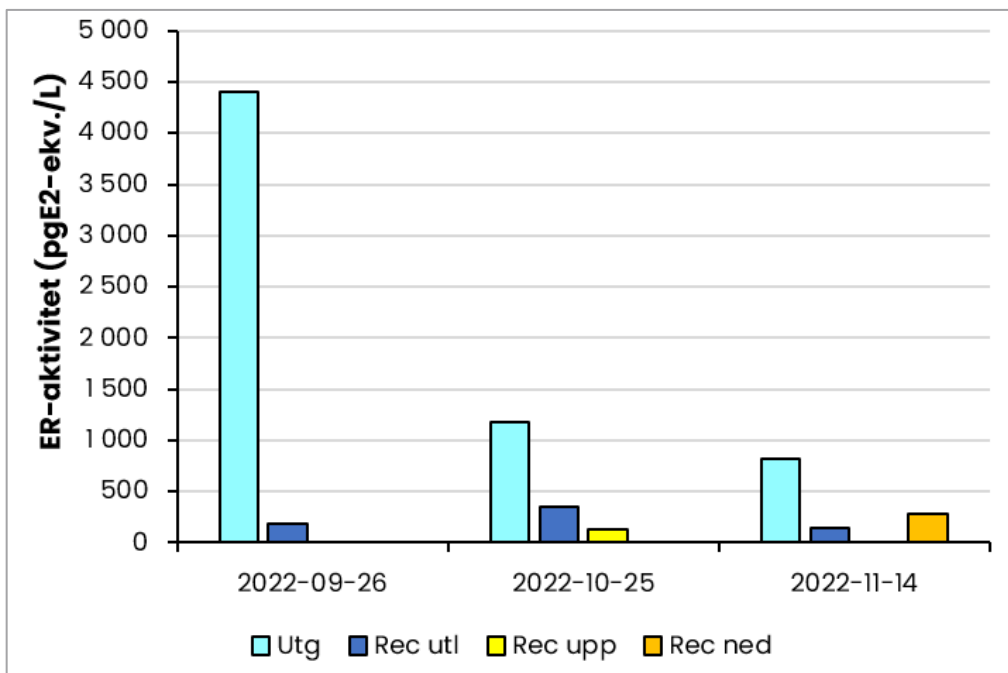
Mätningen av östrogen (ER) aktivitet i inkommande och utgående avloppsvatten från Skansverket (Figur 8) visar en markant reduktion i aktivitet efter rening (jämfört med före), vilket visar att den konventionella reningen till stor del bryter ned/elimineras ämnena med östrogen aktivitet.



Figur 8. Östrogen (ER) aktivitet (pg E2-ekv/L) i inkommande och utgående avloppsvatten från Skansverkets ARV vid tre provtagningsstillfällen.

Trots den påtagliga reduktionen av ER-aktivitet efter rening, innehåller utgående avloppsvatten ca 800-4400 pg östradiol-ekvivalenter/L (E2-ekv/L), se Figur 9, vilket dock är något lägre än halterna i en tidigare studie där effektbaserad analys användes för sex svenska ARV (Sweco, 2022a) som visade halter mellan ca 2300 och 23 000 pg E2-ekv/L.

ER-aktiviteten uppströms och nedströms Skansverket (ett prov vardera) samt vid bryggan vid utloppet ligger under riktvärdet för ER-aktivitet (400 pg E2-ekv/L) och bedömningsgrunden för 17 $\beta$ -östradiol (östradiol) för inlandsytvatten (400 pg E2-ekv/L). Detta skiljer sig från den tidigare studien för sex ARV där fem av sju recipientprover för de tre ARV placerade vid sötvattensrecipienter (inlandsytvatten) låg över riktvärdet för östrogen effekt och bedömningsgrunden för östradiol (Sweco, 2022a). Det är värt att notera att bedömningsgrunden (EQS) för östradiol i inlandsytvatten föreslås sänkas till 80 pg östradiol/L (Europeiska kommissionen, 2022). Samtliga fyra prov i Bäveån skulle överskrida detta värde.



Figur 9. Östrogen (ER) aktivitet (pg E2-ekv./L) i utgående avloppsvatten (tre provtagningstillfällen), vid bryggan nära utloppet (tre provtagningstillfällen) samt upp- och nedströms (ett provtagningstillfälle vardera) Skansverkets ARV.

### 3.2.2.2 Jämförelse av östradiolekvivalenter för östrogen aktivitet och analyserade mikroföroreningar

Fyra mikroföroreningar med östrogen effekt som analyserats kemiskt räknades om till östradiolekvivalenter för att se hur mycket av den östrogena (ER) aktiviteten som kan förklaras med förekomst av dessa mikroföroreningar. De fyra ämnena; bisfenol A, 17 $\alpha$ -etinylostradiol, 17 $\beta$ -östradiol och östron, har i litteraturen identifierats som östrogena (Gutendorf & Westendorf, 2001) och ämnenas relativa östrogenicitet användes för att beräkna deras bidrag till den östrogena effekten som påvisades med hjälp av ER-analysen (se 3.2.2.1). I föreliggande studie uppmättes inga detekterbara halter av etinylostradiol (LOQ=0,1 ng/L) men av bisfenol A, östradiol och östron (se Tabell 3).

Sammantaget visade jämförelsen att endast 0,2-1,1 % respektive 0,7-1,5 % av de uppmätta ER-aktiviteterna i utgående avloppsvatten från Skansverket respektive i Bäveån kan förklaras med kemisk analys av de östrogena ämnena (se appendix IV), vilket stödjer resultat från tidigare studier (Robitaille, o.a., 2022). Resultaten visar att viktig information om toxisk effekt kan missas om endast kemisk analys används. Däremot visar motsvarande jämförelse för inkommande avloppsvatten till Skansverket att 0,5; 59,7 respektive 213 % av ER-aktiviteten kan förklaras med kemisk analys av östrogena ämnen. Den stora skillnaden är att vid de två tillfällena med hög förklaringsprocent för inkommande avloppsvatten, uppmättes östradiol med kemisk analys, vilket inte var fallet i några av de övriga mätningarna. Varför förklaringsprocenten hamnar över 100 % i ett fall är svårt att veta, men en möjlighet är att resultaten från den kemiska analysen för september och november har blandats ihop. En annan fråga som är intressant i sammanhanget är varför östradiol inte detekterades i ett av de tre prov som togs på inkommande avloppsvatten.

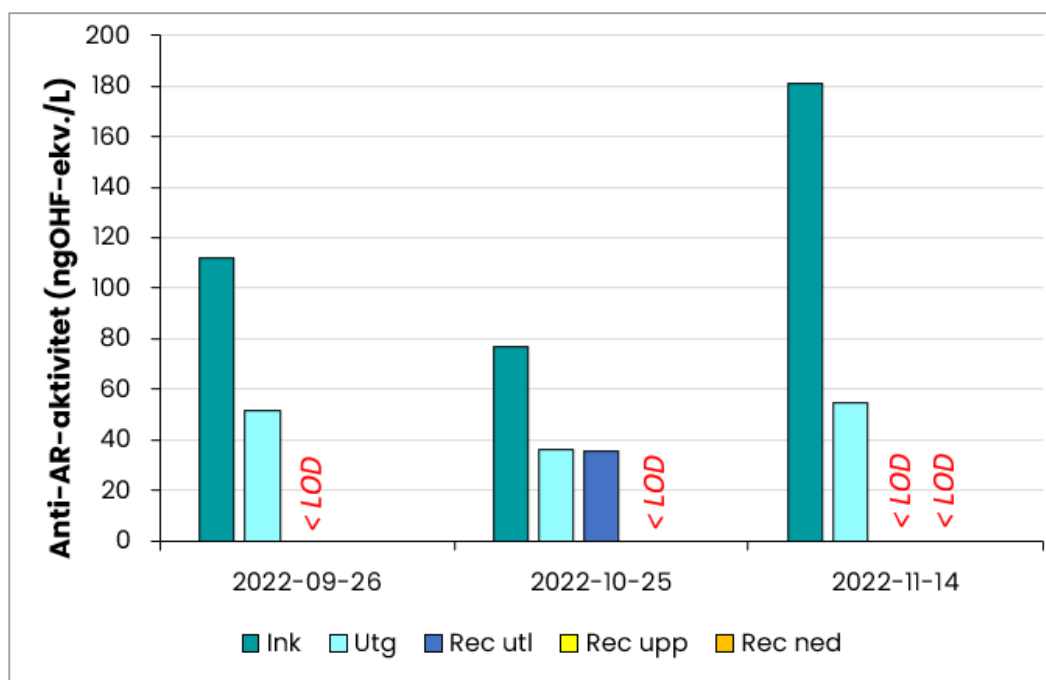
### 3.2.2.3 Hormonstörande effekter – androgen och antiandrogen aktivitet

#### Androgen aktivitet – aktivering av androgenreceptorn (AR)

Androgen aktivitet (ca 2-500 ng DHT ekv/L [DHT - Dihydrotestosteron]) uppmättes i inkommande avloppsvatten till Skansverkets ARV, men inte i något av de övriga proverna, vilket tyder på att nuvarande rening bryter ned/elimineras ämnen med androgen aktivitet.

#### Anti-androgen aktivitet (anti-AR)

Jämförelse av anti-androgen aktivitet (anti-AR) före respektive efter rening i Skansverket visar att aktiviteten reduceras över ARV men att utgående avloppsvatten fortfarande har en aktivitet på ca 40-50 ng OHF- ekv/L (OHF – Hydroxyflutamide), se Figur 10. Värdena ligger i samma spann som de som tidigare påvisats i undersökningen av sex avloppsreningsverk som låg mellan ”inaktivt” till ca 130 ng OHF- ekv/L ( Sweco, 2022a). Endast ett prov i recipienten (vid bryggan nära utsläppspunkten för ARV) hade detekterbar anti-AR-aktivitet, ca 40 ng OHF- ekv/L, medan upp- och nedströmsproverna (ett vardera) var under detektionsgränsen. Som jämförelse kan nämnas att de flesta recipientprov i studien med sex ARV var under detektionsgränsen medan några uppvisade aktivitet kring 70-110 ng OHF- ekv/L.

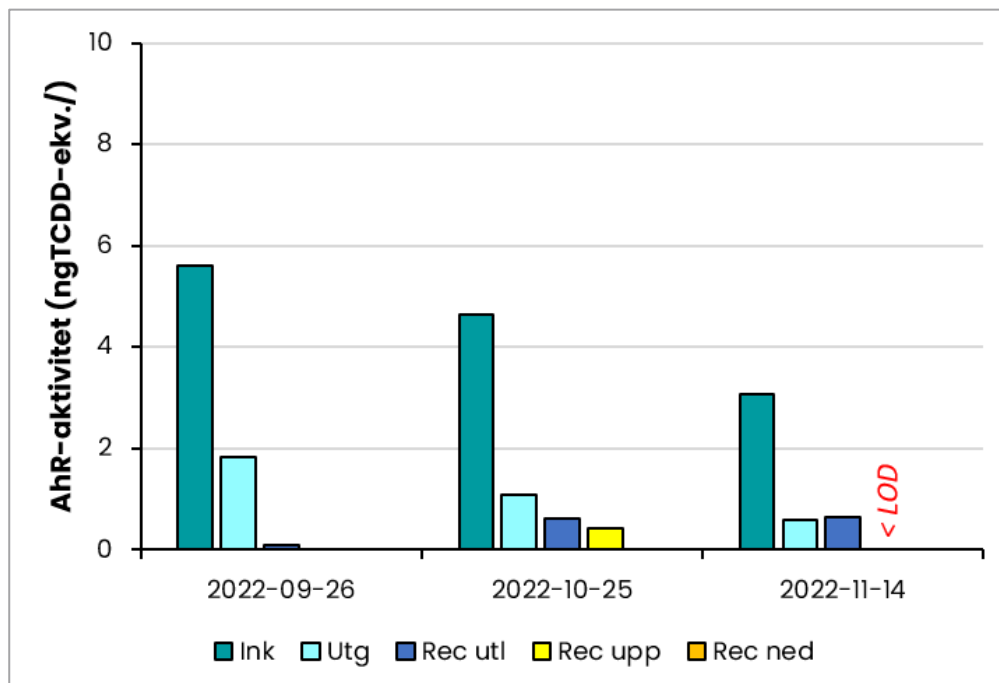


Figur 10. Anti-AR-aktivitet (ng OHF-ekv./L) i inkommande och utgående avloppsvatten (tre provtagningsstillfällen vardera), vid bryggan nära utloppet (tre provtagningsstillfällen varav två halter var under LOD [limit of detection = kvantifieringsgränsen]) samt upp- och nedströms Skansverket (ett provtagningsstillfälle vardera, båda aktiviteterna var <LOD).

### 3.2.2.4 AhR-aktivitet ("dioxinreceptorn")

Jämförelse av AhR-aktivitet före respektive efter rening i Skansverket (Figur 11) visar att aktiviteten reduceras över ARV och att aktiviteten för utgående avloppsvatten (mellan ca 0,5 till knappt 2 TCDD-ekv./L [TCDD - 2,3,7,8-tetraklordibenso-p-dioxin]) ligger i linje med

aktiviteten som uppmättes i den tidigare undersökningen av sex avloppsreningsverk (Sweco, 2022a).

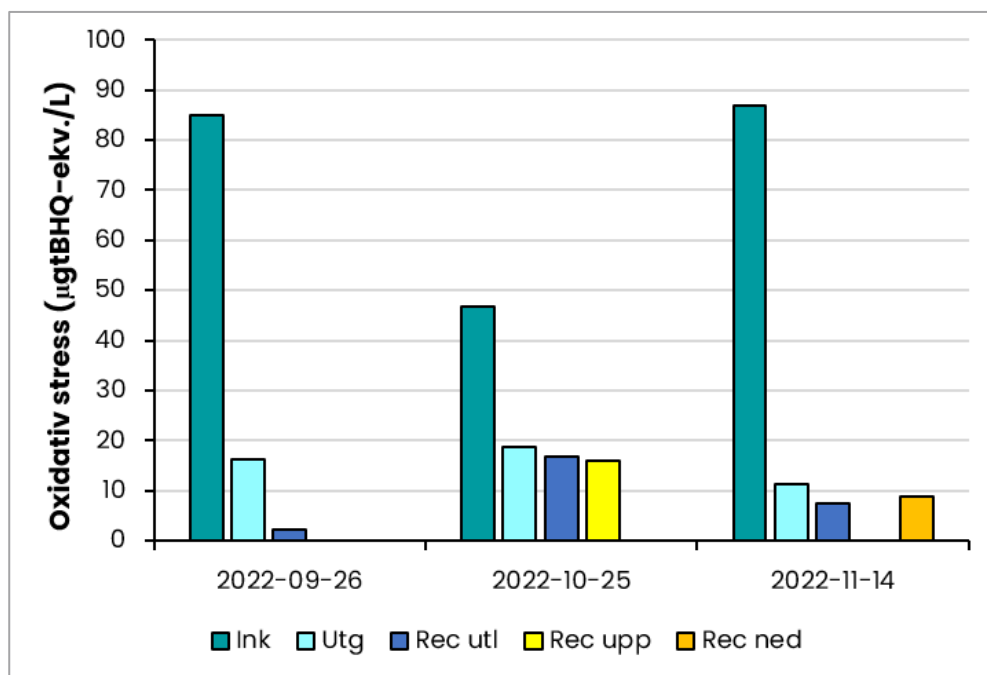


Figur 11. AhR-aktivitet (ng TCDD-ekv./L) i inkommande och utgående avloppsvatten (tre provtagningsstillfällen vardera), vid bryggan nära utloppet (tre provtagningsstillfällen) samt upp- och nedströms Skansverket (ett provtagningsstillfälle vardera, varav AhR-aktiviteten nedströms var <LOD).

AhR-aktiviteten vid bryggan nära utloppet var lägre än aktiviteten i utgående avloppsvatten i två av tre prov. Det tredje provet var i samma storleksordning som utgående avloppsvatten. Resultatet för recipientprovet taget uppströms Skansverket var i samma storleksordning som värdet vid bryggan nära utloppet, d.v.s. betydligt lägre än aktiviteten i inkommande avloppsvatten.

### 3.2.2.5 Oxidativ stress (Nrf2)

Oxidativ stress (Nrf2) uppmättes i samtliga prover (Figur 12) och figuren visar hur aktiviteten minskar över ARV och vidare i recipienten. Aktiviteten uppströms Skansverket ligger i samma storleksordning som utgående avloppsvatten vid samma provtagningsstillfälle. Nrf2-aktiviteten för utgående avloppsvatten ligger inom spannet för aktiviteten som uppmättes i den tidigare undersökningen av sex avloppsreningsverk (Sweco, 2022a). Motsvarande aktivitet för recipientprovtagningen låg också inom spannet för undersökningen med de sex ARV.



Figur 12. Oxidativ stress (Nrf2) ( $\mu\text{gtBHQ-ekv./L}$ ) i inkommande och utgående avloppsvatten (tre provtagningsstillfällen vardera), vid bryggan nära utloppet (tre provtagningsstillfällen) samt upp- och nedströms Skansverkets ARV (ett provtagningsstillfälle vardera).

### 3.2.2.6 Genotoxisk effekt (skador på arvsmassan)

Analys av genotoxisk effekt ger ett svar där utslaget antingen är positivt ("ja, det finns genotoxisk effekt"), eller negativt ("nej, det finns ingen genotoxisk effekt"). Tabell 12 visar resultaten för genotoxicitet i proverna från utgående avloppsvatten från Skansverket samt recipienten i Bäveån. Genotoxicitet indikeras med rosa i tabellen, medan avsaknad av genotoxicitet är markerat med grönt.

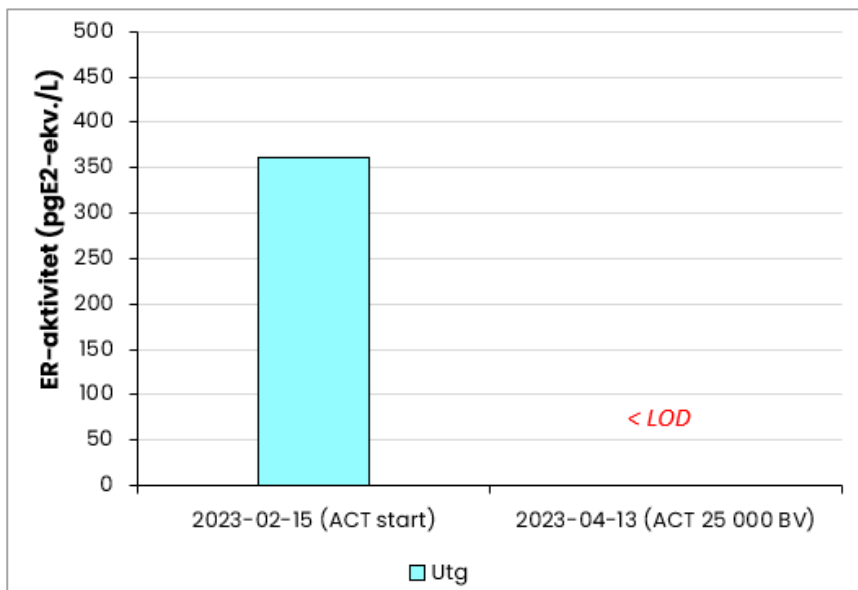
Tabell 12. Genotoxisk effekt för inkommande och utgående avloppsvatten vid Skansverkets ARV samt uppströms och nedströms ARV i recipienten Bäveån.

Provdatum	Inkommande ARV	Utgående ARV	Recipient (uppströms)	Recipient (vid utlopp)	Recipient (nedströms)
2022-09-26	JA	JA	ej analyserat	JA	ej analyserat
2022-10-25	NEJ	JA	NEJ	JA	ej analyserat
2022-11-14	JA	JA	ej analyserat	JA	JA

Resultaten visar att två av tre prover på inkommande avloppsvatten och alla fyra prover på utgående avloppsvatten var genotoxiska. Provet taget uppströms Skansverket var inte genotoxiskt medan alla prover nedströms var genotoxiska. Sammantaget tyder resultaten på att påverkan från Skansverkets avloppsvatten bidrar till den genotoxiska effekten då provet taget uppströms (dock endast ett prov) inte var genotoxiskt medan alla övriga prover (utom ett inkommande till ARV) var genotoxiska. Detta resultat är liknande de i studien på de sex ARV som visade att alla prover på inkommande och nästan alla på utgående avloppsvatten var genotoxiska och att två av tre prover tagna uppströms inte var genotoxiska. Däremot var nästan alla prover tagna nedströms i recipienten inte genotoxiska till skillnad från föreliggande studie där alla tre motsvarande prover var genotoxiska.

### 3.2.2.7 Effektbaserad analys – ACT (Accelerated Column Test - snabbtester med GAK)

Resultaten från den effektbaserade analysen före och efter ACT-försök med GAK (för dessa analyser togs prover från försöket med GAK1, se mer i avsnitt 6) visade att östrogen effekt (Figur 13), effekt på AhR-receptorn ("dioxinreceptorn") och oxidativ stress (Nrf2) alla var mätbara innan ACT-reningen men låg under LOD (limit of detection = kvantifieringsgränsen) efter behandlingen. På samma sätt försvann den genotoxiska effekt som uppmättes innan ACT-behandling efter behandlingen. Androgen (AR) effekt låg under LOD både före och efter rening.



Figur 13. ER-aktivitet före och efter 25 000 bäddvolymeter vid ACT-test.

Ett avvikande resultat erhöles för anti-AR, där effekten låg under LOD innan behandling medan effekten var mätbar efter behandlingen. Det kan bero på låg reningseffektivitet för anti-AR och det faktum att LOD varierar från provtagning till provtagning. LOD var 149 ng OHF-ekv./L före rening medan 98,2 ng OHF-ekv./L uppmättes efter rening, d.v.s. LOD var betydligt lägre när provet efter rening analyserades. I teorin skulle alltså värdet innan rening kunnat vara strax under 149 ng OHF-ekv./L.

Sammanfattningsvis indikerar de effektbaserade analyserna att GAK är ett effektivt sätt att ta bort många av de skadliga ämnen som inte tas bort med konventionell rening.

## 3.3 Behov av avancerat reningssteg

Det finns ett antal olika faktorer som kan påverka behovet av avancerad rening, så som 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 (Naturvårdsverket, 2018).

Enligt den provtagning som utförts på utgående avloppsvatten från Skansverket släpps uppskattningsvis 55,9 kg läkemedelsrester (inkl. PFOS och PFOA) ut årligen till Bäveån. Detta motsvarar ca 1,5 g/pe, år och ligger i ungefär i mitten av spannet (0,9-2,0 g/pe, år) för de förstudier för avancerad rening som Sweco medverkade i under 2021/2022.



Med hänvisning till Tabell 4 (avsnitt 2.3.1.1) kan vi konstatera att utgående avloppsvatten från Skansverket har en tydlig påverkan på koncentrationerna nedströms utloppet i Bäveån. Enbart för ett fåtal ämnen, acetamidrid, imidaklopid och östron, uppmättes likvärdiga eller något högre koncentrationer uppströms jämfört med nedströms verket.

Miljöriskbedömningen i denna utredning visar att de flesta ämnen som utifrån utgående koncentrationer har beräknade riskkvoter som överskrider 1 (se Tabell 11), bibehåller en likvärdig riskkvot utifrån uppmätta koncentrationer i recipienten. Det enda undantaget är huvudsakligen ibuprofen vars riskkvot sjunker till 0 i Bäveån.

Beroende på vilket spädningsscenario vi utgår ifrån (och om bisfenol A inkluderas eller inte) så är det mellan tre och nio ämnen som bedöms överskrida en riskkvot på 1 i recipienten under ihållande perioder varje år. Utifrån tillförlitligheten av de beräknade riskkvoterna synes behovet av utsläppsbegränsande åtgärder vara störst gällande citalopram och PFOS (oxazepam och bisfenol A omfattas som nämnts tidigare i detta avsnitt av vissa osäkerheter).

Gällande de effektbaserade analyserna som utförts på prover tagna i Bäveån så kunde det konstateras att de koncentrationer som uppmättes underskred gällande bedömningsgrund för inlandsytvatten gällande östradiol. Om EU:s förslag till skärpt EQS för östradiol antas förändras dock detta.

Sammantaget kan det konstateras att införande av avancerad rening vid Skansverket kan motiveras. Detta för att åstadkomma en utökad avskiljning av mikroföroreningar utifrån den påverkan som utgående avloppsvatten i detta avsnitt indikeras ha i Bäveån, utifrån rådande omständigheter och sannolikt kommande skärpta krav.

## 4. Tekniker för avancerad rening

Vid kommunala avloppsreningsverk används mekaniska, kemiska och biologiska processer för att reducera mängden föroreningar i avloppsvattnet. De konventionella reningsmetoder som används inom avloppsvattenrening lämpar sig bra för att minska mängden föroreningar som kväve, fosfor och suspenderat material. Däremot är reduktionen av mikroföroreningar som t.ex. läkemedelsrester mycket begränsad för många av dessa. För att minska mängden läkemedel och andra mikroföroreningar krävs därför mer avancerade reningsmetoder som exempelvis adsorption till aktivt kol eller oxidation med hjälp av ozon.

I Sverige renas mikroföroreningar från avloppsvatten oftast med filter bestående av granulerat aktivt kol (GAK) eller med hjälp av ozonering medan man internationellt även använder pulveriserat aktivt kol (PAK).

Rening kan även i vissa fall ske med andra reningstekniker som t.ex. membran som utnyttjar omvänd osmos (RO-membran) för att avskilja föroreningar i vattnet. Omvänd osmos används framför allt på platser där krav på recirkulering av avloppsvatten föreligger och där det reade avloppsvattnet därför ska användas i t.ex. industriella processer eller som dricksvatten.

IVL har i sin sammanställning av reningstekniker för att rena avloppsvatten från mikroföroreningar identifierat pulveriserat aktivt kol, biologiskt aktiva filter bestående av granulerat aktivt kol samt oxidation med hjälp av ozon som de tekniker som i Sverige är redo att implementeras. Dessa tekniker kan även kombineras med varandra eller med ultrafiltermembran för att erhålla en tillfredställande rening (IVL Svenska Miljöinstitutet, 2017).

I detta uppdrag har reningsmetoderna granulerat aktivt kol samt ozon undersökts närmare. Dessa reningsmetoder har valts ut eftersom de är etablerade i både Sverige och internationellt.

### 4.1 Adsorption till granulerat aktivt kol

#### 4.1.1 Allmänt om tekniken

Granulerat aktivt kol (GAK) används i vattenrening för reduktion av en mängd olika föroreningar, däribland läkemedelsrester. GAK består av kolpartiklar med en storlek i intervallet 0,2-5 mm med en mycket stor partikelyta som möjliggör att en stor mängd föroreningar kan adsorberas till kolets yta (Figur 14). Adsorptionsprocessen är en process där lösta ämnen binder till en fast yta.



Figur 14. Granulerat aktivt kol (GAK).

Det aktiva kolet kan framställas av stenkol eller växtbaserade råvaror. Vid tillverkning av kolet kan det behandlas på olika sätt för att ge det olika egenskaper beroende på vilken applikation det ska användas i.

Adsorptionsprocessen till GAK är icke-selektiv vilket innebär att en lång rad olika ämnen kan adsorberas. Ett GAK-filter kan därför användas för att avskilja flera olika typer av mikroföroreningar (såsom läkemedelsrester, PFAS och metaller). De ämnen som befinner sig i vattnet konkurrerar om ytan på kolet och avskiljningsgraden för olika ämnen kan variera mycket. Bindningsbenägenheten är beroende av vilket ämne som ska bindas, typen av kol, koncentrationen av olika ämnen i vattnet samt tiden som vattnet är i kontakt med det aktiva kolet (kontakttiden).

GAK kan appliceras i öppna eller trycksatta filter där vattnet antingen kan flöda med eller mot gravitationen. Flödet till filtret kan vara antingen intermittent eller kontinuerligt. Öppna system med GAK-filter är vanligare än slutna. Utöver filterbädden behövs även utrustning för backspolning i form av pumpar och en uppsamlingstank för backspolningsvatten (Cimbritz, o.a., 2016).

Förutom adsorptionsprocesser sker även en viss biologisk nedbrytning av mikroföroreningar i filtren. Detta beror på att det med tiden skapas en biofilm på GAK-filter som bidrar till nedbrytningen av mikroföroreningarna (Betsholtz, o.a., 2021).

I takt med att kolet adsorberar ämnen minskar de adsorptionsytor som finns tillgängliga på kolet, vilket resulterar i att reduktionen av mikroföroreningar avtar med tiden. Den biologiska nedbrytningen kan resultera i att vissa av de adsorberade ämnena bryts ner vilket återigen frigör adsorptionsytor. Med tiden kommer dock stabila eller icke nedbrytbara ämnen att fylla adsorptionsytorna på kolet (IVL Svenska Miljöinstitutet, 2017). När kolfiltrets förmåga att avskilja föroreningar minskar börjar de utgående halterna av mikroföroreningar att öka. Detta kallas för genombrott. Till slut kan kolet inte längre adsorbera fler molekyler, kolet anses då vara mättat.

Närvaron av höga halter av lösta organiska ämnen (även förkortat DOM, dissolved organic matter) som kan representeras av analysparametern DOC (dissolved organic carbon) leder till ett snabbare genombrott av mikroföroreningarna i jämförelse med om vattnet innehåller lägre halter av DOC (Kennedy, Reinert, Knappe, Ferrer, & Summers, 2015).

Olika organiska ämnen påverkar avskiljningen av läkemedelsrester olika mycket. Eftersom olika ämnen har olika benägenhet att binda till kolpartiklarna sker genombrottet för olika ämnen inte samtidigt. Vid dimensionering av en fullskaleanläggning är det därför viktigt att beakta genombrottet för de ämnen som verket ska klara av att reducera i utgående avloppsvatten. Vilket ämne som reningen bör fokusera på kan bestämmas via en miljöriskbedömning där de olika ämnenas riskkvot i recipienten jämförs (Sweco, 2022b).

Ett sätt att jämföra olika typer av GAK med varandra är att studera hur många bäddvolym vatten de olika kolen kan rena innan genombrottet av de aktuella mikroföroreningarna sker. En bäddvolym, ibland även benämnd EBV (Empty Bed Volume) är den volym som kolet i kolfiltret upptar. Om kolet i ett kolfilter till exempel upptar 1 m<sup>3</sup> och kolet klarar av att rena 1 000 m<sup>3</sup> vatten innan genombrottet säger man att kolet har kunnat rena 1 000 bäddvolym. Antalet bäddvolym som ett kol klarar av att rena är en viktig parameter vid valet av GAK eftersom ett GAK som klarar att rena fler bäddvolym kan användas längre innan det behöver bytas ut.

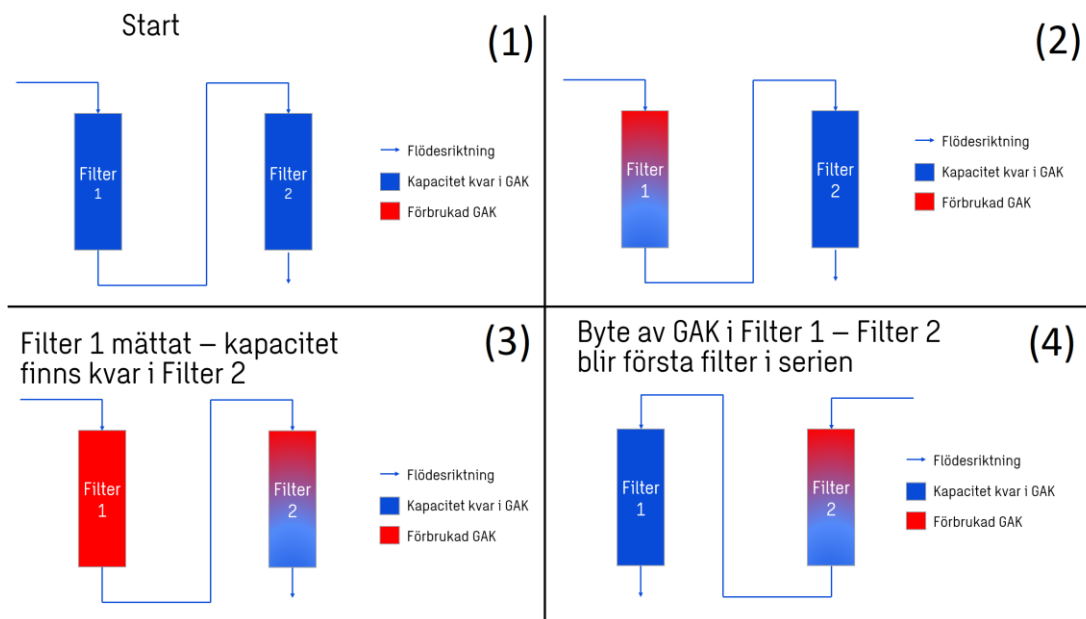
#### 4.1.2 Driftförutsättningar

En viktig driftförutsättning vid dimensionering av en GAK-anläggning är vattnets kontaktid med fillermaterialet. Kontakttiden, ofta förkortat EBCT (empty bed contact time), fås utav volymen kol dividerat med flödet genom kolfiltret. Denna parameter är ett mått på hur länge vattnet uppehåller sig i kolfiltret. Om kontakttiden i filtret är för kort hinner adsorptionen inte ske fullt ut och reningen blir då sämre.

Vid läkemedelsrening brukar uppehållstiden i ett kolfilter vara 15-60 minuter enligt GAK-leverantören Chemviron. Vid avskiljning av mikroföroreningar i avloppsvatten bör ett stenkolsbaserat GAK väljas eftersom stenkol ofta har större porer än växtbaserat GAK och därmed löper lägre risk att täppas igen av stora molekyler (Chemviron, 2022). Kolfiltret appliceras oftast sist i reningsverkets process, så att det inkommande vattnet till filtret är så fritt som möjligt från andra organiska ämnen som kan konkurrera om bindningsytorna på kolet. Ett GAK-filter kan föregås av ett sandfilter eller ultrafiltermembran för att minska risken för igensättning.

En förbehandling av avloppsvattnet som avskiljer lättnedbrytbara föroreningar gör att biologin i GAK-filtret kan utvecklas mot att avskilja de kvarvarande svårnedbrytbara mikroföroreningarna. Om lättnedbrytbara ämnen avskilts från vattnet redan innan GAK-filtret kan dessutom igensättningsproblematik, till följd av kraftig biologisk tillväxt i filtret, minimeras. En förbehandling av vattnet kan därmed gynna den biologiska reningsprocessen som sker i GAK-filtret. Genom att först ozonera vattnet kan den biologiska nedbrytningsprocessen i filtret gynnas (IVL Svenska Miljöinstitutet, 2017).

Backspolningar av kolfilter kan ske baserat på gångtid, filtrerad vattenvolym eller differentialtryck över filtret. För att optimera användningen av filtermaterialet och för att minimera ojämnheter i reningseffektiviteten kan två filter placeras i serie. När genombrott detekteras i det första filtret byts kolet och styrningen ändras så att filtret med det utbytta kolet blir andra filter i serien. Filtret som kolet bytts i fungerar därefter som polerstep (Figur 15). Med detta förfarande blir anläggningen dock komplicerad eftersom extra ventiler och rördragning krävs för att möjliggöra att varje filter kan vara både först och sist i serien. Om kolbyten förväntas ske sällan, till exempel max en gång om året, kan parallella kolfilter därför vara att föredra.



Figur 15. Driftförfarande vid seriedrift.

### 4.1.3 Uppnådda reningsresultat

Renings effektiviteten för olika läkemedelsrester kan variera stort med tekniken. Diklofenak har t.ex. kunnat reduceras med 98% medan propranolol endast minskade med 17% i avloppsvatten renat med GAK (Grover, Zhou, Frickers, & Readman, 2011).

I bänkskalförsök som jämförde olika GAK-produkter utförda på Ekeby ARV i Eskilstuna uppnåddes avskiljningsgrader på över 80% för de flesta läkemedelsrester som återfanns i det utgående avloppsvattnet från avloppsreningsverket. För en stor del av läkemedelsresterna var avskiljningen över 90%. Diklofenak, flukonazol, losartan, irbesartan och sulfametoxazol visade dock på avskiljningsgrader som understeg 80%. Med vissa GAK-produkter var exempelvis reduktionen av diklofenak nere på omkring 10% (Sweco, 2022b).

Valet av kol samt vilka mikroföroreningar som ska avskiljas avgör därmed hur hög avskiljning som kan förväntas.

## 4.2 Adsorption till pulveriserat aktivt kol

### 4.2.1 Allmänt om tekniken

Pulveriserat aktivt kol (PAK) kan tillsättas i en vattenström för att bilda en suspension. Detta ger en stor specifik kontaktyta mellan vattnet och kolet. Eftersom PAK suspenderas i avloppsvattnet löper tekniken inte någon risk att sätta igen, så som till exempel ett GAK-filter riskerar att göra. PAK kan doseras i huvudprocessen, före slutfiltrering eller som ett kompletterande reningssteg (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017).

DOC-halten styr hur mycket PAK som behöver doseras vilket medför att PAK-dosen varierar beroende på var i reningsprocessen PAK tillsätts. Det PAK som använts i reningsprocessen kan inte regenereras. PAK kan dock återcirkuleras till processen för att förbättra och förlänga kolets adsorptionscykel, särskilt vid lägre PAK-doser (Meinel, Zietzschmann, Ruhl, Sperlich, & Jekel, 2016). Det PAK som förbrukats lämnar processen tillsammans med slammet. PAK-

slam avskiljs oftast med fällning, flockning och sedimentering som följs av filtrering genom ett sandfilter (Cimbritz & Mattsson, 2018).

PAK skapar en korrosiv och nötande miljö, vilket måste tas i beaktande vid valet av material i utrustningen (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017).

#### 4.2.2 Driftförutsättningar

Implementering av en PAK-process på ett avloppsreningsverk påverkar slamhanteringen. Eftersom PAK-slam innehåller högre halter av mikroföroreningar än konventionellt avloppsslam är spridning av PAK-slam på åkermark inte att rekommendera. Spridning av PAK-slam förekommer heller inte i Sverige eftersom PAK-processen inte utnyttjas i fullskala på svenska reningsverk. I andra länder som t.ex. Tyskland där slammet oftast förbränns, är PAK-processen däremot mer utbredd. I Sverige är GAK-filter det primära valet när det gäller processer med aktivt kol.

#### 4.2.3 Uppnådda reningsresultat

Reningen sker genom adsorption samt genom nedbrytning av den biofilm som eventuellt kan bildas på kolpartiklarna.

Försök i Tyskland och Schweiz har visat att doser på omkring 10-15 mg PAK/l kan vara lämpliga för att uppnå 80 % reduktion av läkemedelsrester (så som karbamazepin, diklofenak och metoprolol). Kontakttiden mellan PAK och vattnet uppgick till en timme (Metzger, Tjoeng, Rößler, Schwentner, & Rölle, 2014). För att öka avskiljningen ytterligare skulle PAK-förbrukningen behöva ökas.

### 4.3 Oxidation med ozon

#### 4.3.1 Allmänt om tekniken

Ozon är en gas som används för att desinficera, oxidera och avlägsna lukt och smak i vatten (von Sonntag & von Gunten, 2012). Tekniken är en sedan länge etablerad reningsteknik inom dricksvattenrening. Ozoneringen följs ofta av ett efterpoleringssteg/efterbehandling och är en av de huvudsakliga avancerade reningsstegen som planeras att införas på avloppsreningsverk i både Sverige och Europa (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017; Cimbritz & Mattsson, 2018; von Sonntag & von Gunten, 2012).

När ozon bubblas genom vatten sker en rad olika reaktioner. Ozon är ett kraftfullt oxidationsmedel som i vatten reagerar både som ozon ( $O_3$ ) och som hydroxylradikaler ( $\cdot OH$ ). Principen vid ozonering är att ozonmolekylen reagerar selektivt med vissa funktionella grupper på de molekyler som ska avskiljas ur vattnet medan hydroxylradikalernas reaktioner är ickeselektiva, vilket innebär att de besitter möjligheten att reagera med en uppsjö av olika molekyler och molekylstrukturer i vattnet (von Sonntag & von Gunten, 2012). I korthet oxideras alltså mikroföroreningarna och bryts ner till mindre molekyler vilket resulterar i en reduktion av den ursprungliga mikroföroreningen i det ozonerade avloppsvattnet. Samtidigt bildas också ett antal kända och okända transformationsprodukter. Någon fullständig nedbrytning (mineralisering) av mikroföroreningarna sker alltså inte. Det är viktigt att inga oönskade effekter av det ozonerade avloppsvattnet uppstår innan det släpps ut i recipienten. Man måste alltså både reducera mängden skadliga mikroföroreningar och de eventuellt toxiska transformationsprodukterna som bildas under ozoneringen.

Transformationsprodukterna kan oftast brytas ned i ett efterföljande steg, vilket beskrivs längre ner i detta avsnitt.

Utöver reaktionen mellan ozon och mikroföroreningar såsom läkemedel sker också en oxidation av många andra ämnen som finns i vattnet. Detta medför att det bildas en rad biprodukter som i vissa fall kan vara skadliga för miljön eller hälsan. Den dominerande reaktionen i vattnet vid ozonering sker mellan det naturligt lösta kolet och ozonet. DOM mäts som DOC (dissolved organic carbon) i enheten mg kol/l. Eftersom DOM förekommer i betydligt högre koncentrationer än mikroföroreningarna konsumerar DOM merparten av det ozon som doseras i vattnet. Ozondosen kan därför justeras baserat på mängden DOC i vattnet. Även andra ämnen som till exempel nitrit och järn kan konsumera ozonet.

Reaktionerna som sker mellan DOM och ozon ger upphov till organiska biprodukter som är syrerika och oftast biologiskt nedbrytbara. Koncentrationerna av dessa organiska biprodukter är oftast flera gånger högre än koncentrationen av de transformationsprodukter som bildas från reaktionen mellan ozonet och mikroföroreningarna. Det är därmed sannolikt de bildade biprodukterna som bidrar mest till toxiciteten efter ett ozoneringssteg jämfört med de bildade transformationsprodukterna (von Gunten, 2018).

De transformationsprodukter och biprodukter som bildas i samband med ozoneringen behöver avskiljas från vattnet med hjälp av efterbehandling. Både sandfilter och aktivt kol är lämpliga tekniker som kan utnyttjas för efterpolering av vattnet (von Sonntag & von Gunten, 2012). I Sverige finns det också exempel på efterbehandling med MBBR (Edefell, o.a., 2021).

Av dessa efterpoleringstekniker utnyttjar sandfilter och MBBR biologisk nedbrytning för att reducera ämnen ur vattnet. GAK avlägsnar däremot ämnen genom en kombination av adsorption och biologisk nedbrytning. Aktivt kol bidrar därmed till ytterligare reduktion av mikroföroreningar på grund av adsorptionen (Bourgin, o.a., 2018).

Ozontekniken kan appliceras mellan befintliga reningssteg i avloppsreningsverket eller som ett efterföljande reningssteg. Eftersom reningstekniken är påverkas av bland annat halterna av nitrit och DOC i vattnet är det vanligast att reningen appliceras som ett slutsteg i verket. Ozoneringen följs i sådana fall alltså alltid av en efterpolering för att omhänderta skadliga transformationsprodukter. Eftersom ozonets effektivitet beror på det inkommande vattnets kvalitet behöver ozondoseringen kunna varieras då driftförutsättningarna ändras (IVL Svenska Miljöinstitutet, 2017).

Ozonet tillverkas oftast på plats i avloppsreningsverket. För tillverkningen behövs syrgas som kan tas från luften eller köpas in i flytande form.

Reningsutrustningen som krävs för att applicera tekniken är ozongenreator (Figur 16), inblandare, syrgasgenerator eller syrgaslager, kontakttank samt ozondestrukturer och säkerhetssystem (IVL Svenska Miljöinstitutet, 2017).

Till skillnad från GAK kräver ozonering ingen hantering av stora volymer av filtermaterial men medför i stället arbetsmiljörisker då ozon är hälsovådligt och bland annat kan ge luftvägsbesvär vid inandning.



Figur 16. Exempel på en ozongenerator.

#### 4.3.2 Driftförutsättningar

Ozondosen som krävs för att uppnå god avskiljning av mikroföroreningar påverkas, som nämnts ovan, av det inkommande avloppsvattnets kvalitet. En hög halt av till exempel DOC och nitrit ökar ozonbehovet. Ozonets löslighet i vattnet påverkas dessutom av vattnets temperatur, där en lägre vattentemperatur ger en ökad löslighet av ozonet i vattnet (von Sonntag & von Gunten, 2012). Denna aspekt påverkar reaktionstiden i ozoneringen.

Även vattnets pH spelar roll för processens effektivitet eftersom ett högt pH ger upphov till fler hydroxylradikaler. Det resulterar i sin tur till att ozonet förbrukas snabbt av både hydroxylradikaler och hydroxidjoner vilket leder till att avskiljningen av mikroföroreningar minskar. Som följd behöver ozondosen höjas för att uppnå den önskade avskiljningen av mikroföroreningar.

Ozondoseringen kan genomföras på hela flödet eller på ett delflöde. Uppehållstiden i reaktionstanken kan vara omkring 10-25 minuter. Under den tid som vattnet uppehåller sig i reaktionstanken bör allt ozon hinna reagera med vattnet.

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).

Under reaktionsprocessen kan bromidjoner som finns i vattnet reagera med ozonet och bilda bromat som är cancerogent. Eftersom bromatbildningen är starkt förknippad med ozondosen kan valet av injiceringspunkt för ozonet påverka bromatbildningen. Genom att till exempel dosera ozonet i flera punkter, där ozondosen i varje enskild doserpunkt hålls låg, kan mängden bildat bromat minskas. Även genom att tillsätta väteperoxid ( $H_2O_2$ ) till vattnet kan mängden bromat som bildas minskas eftersom väteperoxiden reagerar med ozonet och därmed minskar mängden ozon som finns tillgängligt för att reagera med bromidjonerna. Även en liten minskning i ozonkoncentrationen kan ge en stor minskning i mängden bildad bromat (Jekel & Zietzschmann, 2018).



### 4.3.3 Uppnådda reningsresultat

Ozonering kan reducera en stor del av förekommande mikroföroreningar till drygt 90%. Graden av reduktion bestäms av molekylstrukturen och av ozondosen (von Sonntag & von Gunten, 2012).

Reningseffektiviteten av mikroföroreningar påverkas av ozondosen och det inkommande vattnets kvalitet. Ifall ozonet placeras som ett slutsteg i avloppsreningsverket eller som ett steg i behandlingen av sido- eller recirkulationsströmmar påverkar därmed också tekniken.

I simuleringsförsök som genomförts vid Ekeby ARV i Eskilstuna kunde höga reningsgrader av de flesta mikroföroreningar uppnås med hjälp av ozon (Sweco, 2022b). Ozonet är dock mindre effektivt mot citalopram och flukonazol (se simuleringsförsöken som beskrivs i avsnitt 5). Vidare oxideras inte PFOA och PFOS i någon nämnvärd grad.

## 4.4 Enzymbaserad rening

### 4.4.1 Allmänt om tekniken

Förutom de etablerade reningstekniker som baseras på ozon, PAK och GAK, som kortfattat beskrivits i föregående stycken finns även ett antal andra möjliga reningstekniker för att behandla mikroföroreningar. En möjlig reningsteknik som håller på att utvecklas är enzymbaserad rening. Denna reningsteknik är fortfarande under utveckling men finns redan på marknaden i liten skala och baseras på att enzymer bryter ner organiska ämnen och läkemedelsrester.

Reningssteget utformas som ett sandfilter där enzymerna binds till sanden. Nya enzymer kan även tillföras i efterhand om man upptäcker nya läkemedel som behöver renas. Enzymerna kan utvecklas för att behandla specifika läkemedelsrester. Den reningsutrustningen som idag finns tillgänglig kan levereras i container och reningssteget går att skala både upp och ner.

Nackdelen med tekniken är att den kan bli svårt att applicera för att rena ett brett spektrum av mikroföroreningar. Detta eftersom olika läkemedel kan kräva olika typer av enzymer för att renas. Eftersom en stor del av de skadliga miljöeffekterna från avloppsvatten dessutom härstammar från ännu okända ämnen kan det bli svårt att utveckla metoden för att även avlägsna dessa. Metodens styrka tycks i dagsläget därför vara vatten där endast enstaka kända läkemedel ska renas.

### 4.4.2 Driftförutsättningar

Tekniken installeras ofta som en efterpolering efter slutsedimenteringen och ibland kan en förfiltrering med sandfilter utföras. Uppehållstiden för vattnet i den enzymbelagda sandbädden är oftast 10 min. Genom att förlänga uppehållstiden kan avskiljningsgraderna ökas.

För att undvika igensättningar av sandbädden utformas oftast processlösningen med ett uppåtgående flöde.

### 4.4.3 Uppnådda reningsresultat

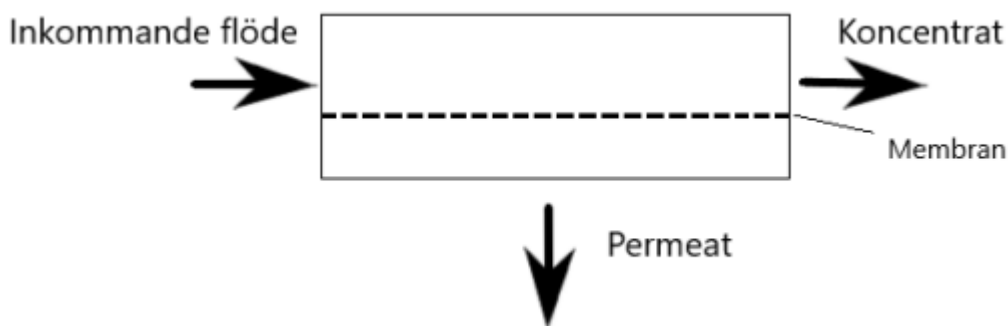
Enligt tillverkaren av tekniken kan enzymerna anpassas för att behandla alla organiska ämnen. I försök som genomförts på avloppsvatten har avskiljningsgraderna för flera olika läkemedelsrester (amoxicillin, ampicillin, azitromycin, bisfenol A och F, citalopram, klaritromycin, kloxacillin, erytromycin, oxytetracyklin, tetracyklin och sertralin) ha varit över

80%. För många läkemedelssubstanser har en avskiljning på över 90% kunnat uppnås vid uppehållstider på 5-10 minuter i filtret (Zymatic, 2023).

## 4.5 Membranrening

### 4.5.1 Allmänt om tekniken

En möjlig reningsteknik för att separera mikroföroreningar är membranrening. Membran består av en tunn film med selektiv genomsläpplighet för vissa ämnen gentemot andra (Akretche, 2009). En membranprocess innehåller ofta tre olika flöden (Figur 17). Det inkommande flödet innehåller orenat vatten som sedan separeras till två utgående flöden. Det vatten som passerar membranet bildar ett renat permeat. De föroreningar som selekterats bort av membranet bildar en utgående ström benämnt koncentrat (Coca, Gutiérrez, & Benito, 2009). Flera olika membrantyper finns och beroende på genomsläppligheten kan olika stora partiklar eller molekyler avlägsnas. De membrantyper som har potential att användas för avskiljning av mikroföroreningar är nanofilter samt omvänd osmos.



Figur 17. Illustration av flödet över ett membran.

Nanofiltermembran kan användas för att avskilja en del divalenta joner från vattnet. Med omvänd osmos kan ännu mindre föroreningar som till exempel envärda joner avskiljas (Casey, 1997).

För omvänd osmos används membran som tillåter diffusion av vatten genom membranet tack vare en koncentrationsskillnad mellan vätskorna som separeras av membranet. Membranen som används är semipermeabla vilket innebär att vissa ämnen kan passera igenom membranet medan andra hålls kvar. Genom valet av membranmaterial kan processen anpassas för att uppnå specifika avskiljningsegenskaper (Crittenden, Hand, Howe, Tchobanoglous, & Trussell, 2012). Därmed kan membranprocessen designas för att även ge en avskiljning av olika mikroföroreningar.

Då inget tryck appliceras flödar vattnet genom membranet för att utjämna eventuella koncentrationsskillnader i de två vätskor som separeras av membranet. Denna process kallas för osmos. Genom att applicera ett tryck över membranet kan den naturliga osmosen motverkas och övervinnas. Vatten kan då passera genom membranet medan andra molekyler hålls kvar av membranet så att koncentrationsskillnaderna mellan de två vätskorna, som separeras av membranet, ökar. Som slutprodukt erhålls ett renat permeat samt en uppkoncentrerad koncentratström.

Att rena mikroföroreningar med membran är betydligt dyrare än de etablerade reningsteknikerna som används i Sverige. Teknikerna lämpar sig framför allt om reningskraven är höga och det reade avloppsvattnet ska återanvändas. Tekniken ger även

upphov till ett koncentrat, med höga halter av mikroföroreningar, som kan vara svåra att destruera på ett ekonomiskt sätt (IVL Svenska Miljöinstitutet, 2017).

#### 4.5.2 Driftförutsättningar

Med omvänd osmos behöver membranerna inte backspolas vilket innebär att det inkommande vattnet måste vara förbehandlat. För att minimera energiförbrukningen i membranprocesser kan trycket i det avskilda koncentratet tas till vara. Detta tryck kan till exempel användas för att driva turbiner som i sin tur driver pumparna som matar in vatten till membranet. Med hjälp av energiåtervinning kan 90 % av den energi som finns i avfallet återanvändas (Crittenden, Hand, Howe, Tchobanoglous, & Trussell, 2012). Valet av membranmaterial påverkar vilka ämnen som avskiljs.

#### 4.5.3 Uppnådda reningsresultat

Med omvänd osmos kan vattnet renas från föroreningar ner till atomnivå. I praktiken erhålles dock även en koncentratström som behöver destrueras, vilket kan medföra höga kostnader för tekniken.

## 5. Modellsimulering – dosering av ozon

För att bedöma vilken reningseffektivitet som kan uppnås vid oxidering med ozon har simuleringsstudier genomförts i samarbete med företaget AM Team. Genom att simulera olika scenarier virtuellt har information kunnat erhållas samtidigt som både tid och pengar sparats jämfört med om en pilotanläggning skulle ha uppförts. Den virtuella modellen ger möjlighet att testa olika processkonfigurationer och ozondoser samt bedöma deras påverkan på avskiljningen av mikroföroreningar samt bildningen av bromat. Möjligheten att variera olika parametrar så som flödet och det inkommande vattnets föroreningsinnehåll finns också. Modellen bygger dock endast på teoretiska reaktioner för olika ämnen i vattnet. Ämnen vars oxidationspotentialer inte är kända och som det saknas källor för i litteraturen tas inte med i modellen. Detta gör att resultaten kan skilja sig från vad som uppnås i ett verkligt fall.

### 5.1 Metodbeskrivning

Vid simuleringsstudierna användes Amozone-modellen som framtagits av AM Team. Metoden utnyttjar data om avloppsvattnets föroreningsinnehåll som bygger på prover som samlades in vid avloppsreningsverket. Med hjälp av uppmätta halter av t.ex. DOC, ammonium och bromid kunde variationer i avloppsvattnets kvalitet över tid identifieras. Därefter togs ett prov (5-10 l) på utgående vatten från avloppsreningsverket som skickades till labb för bänkskaleförsök. I bänkskaleförsöken doserades 5 mg O<sub>3</sub>/l respektive 10 mg O<sub>3</sub>/l till vattnet varpå en kurva över ozonhalten, mängden radikaler samt bromatbildning över tid erhöles. Dessa kurvor användes sedan för att kalibrera modellen.

Med hjälp av den kalibrerade modellen konstruerades en virtuell fullskaleanläggning, i vilken drifförutsättningar samt det inkommande vattnets kvalitet (kemiska parametrar) kunde varieras utifrån den data som samlats in vid avloppsreningsverket. Uppehållstiden i den virtuella fullskaleanläggningen sattes till 12 minuter vid  $Q_{max}$ , utifrån tidigare erfarenheter.

De inkommande värdena för avloppsvattnet som användes i simuleringsförsöken presenteras i Tabell 13. Halterna vid nuvarande medelflöde ( $Q_{medel}$ ) baseras på analysdata från Skansverket. Halterna vid nuvarande  $Q_{max}$  och nuvarande  $Q_{min}$  uppskattades baserat på tidigare erfarenheter. Vid simuleringsförsöken sattes nuvarande  $Q_{max}$  till 1 200 m<sup>3</sup>/h eftersom detta med dagens flöden motsvarar 90:e percentilen av flödet till verket, vilket ansågs vara en rimlig hydraulisk kapacitet för ozoneringen.

Tabell 13. Antagna koncentrationförhållanden vid olika flöden i simuleringsförsöken, baserat på analysdata från Skansverket.

		Q <sub>max</sub> (1200 m <sup>3</sup> /h)	Q <sub>medel</sub> (750 m <sup>3</sup> /h)	Q <sub>min</sub> (130 m <sup>3</sup> /h)
pH		7,36	7,36	7,36
Konduktivitet	µS/cm	680	731	731
UVA <sub>254</sub>	1/m	22,0	27,5	30,0
DOC	mg/l	9	15	18
TOC	mg/l	9	15	18
Karbonat alkalinitet	mmol/l	1,8	2,1	2,5
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	mg/l	0,4	0,68	0,9
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/l	0,1	0,3	0,5
Bromat	µg/l	<1,0	<1,0	<1,0
Bromid	µg/l	300	400	500

Totalt sex olika scenarier simulerades i den virtuella fullskaleanläggningen (Tabell 14). I scenarierna varierades ozondosen, det inkommande flödets storlek samt koncentrationer. I scenarierna testades även effekten av att dosera ozon i mer än en injektionspunkt samt effekten av att tillsätta väteperoxid, avseende bromatbildning och avskiljning av mikroföroreningar. Ozondosen i scenarierna valdes med avseende på koncentrationen DOC i det inkommande vattnet till ozoneringssteget.

Tabell 14. Beskrivning av förutsättningar i de olika scenarierna som testats i simuleringsförsöken.

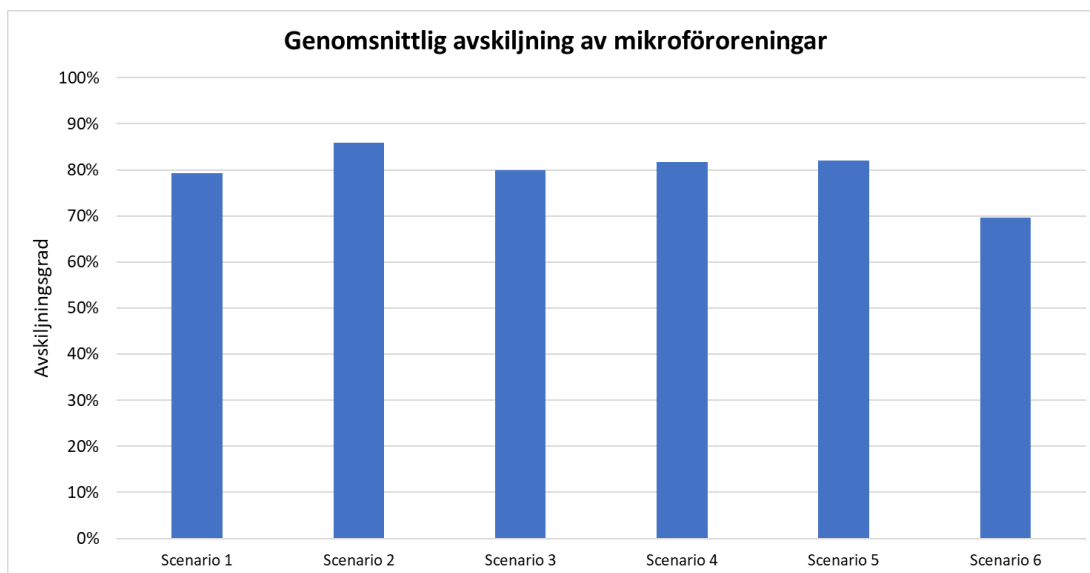
Scenario	Ozondos O <sub>3</sub> /DOC	Inkommande flöde	Dos av väteperoxid g H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> / g O <sub>3</sub>	Antal injektionspunkter
1	0,3	Q <sub>medel</sub>	0	1
2	0,6	Q <sub>medel</sub>	0	1
3	0,3	Q <sub>medel</sub>	0	3
4	0,3	Q <sub>medel</sub>	0,5	3
5	0,6	Q <sub>max</sub>	0	3
6	0,3	Q <sub>min</sub>	0	3

För utförligare beskrivning av metoden samt den virtuella reningsanläggningen se Bilaga 2 – Virtual pilot feasibility study of ozonation at WRRF Uddevalla.

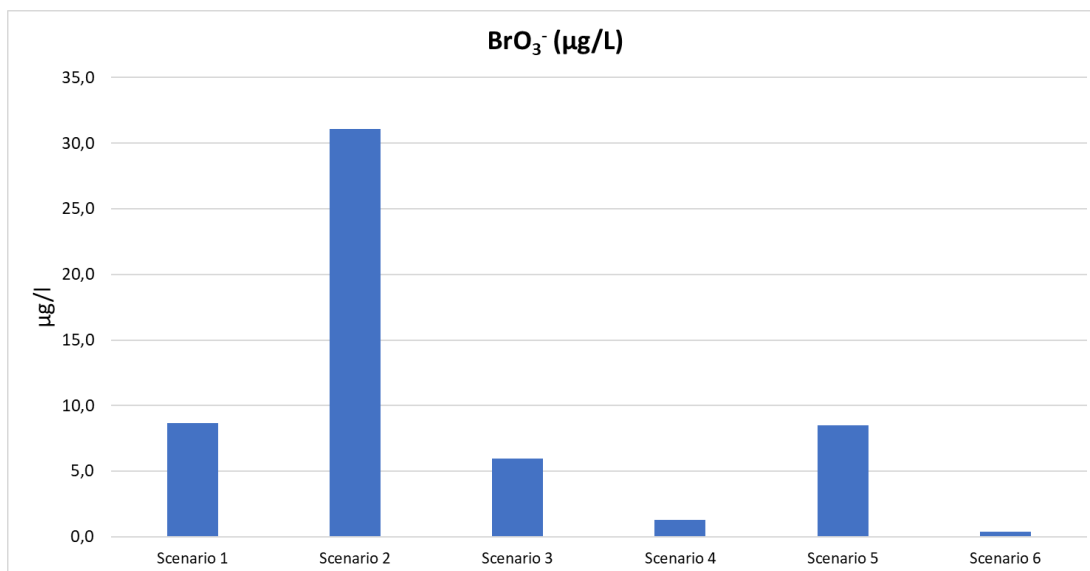
## 5.2 Resultat

Scenario 1 och 2 utredde ozondosens påverkan på bromatbildning och avskiljning av mikroföroreningar under medelflöde. I scenario 1 tillsattes en låg dos (0,3 g O<sub>3</sub>/g DOC) i

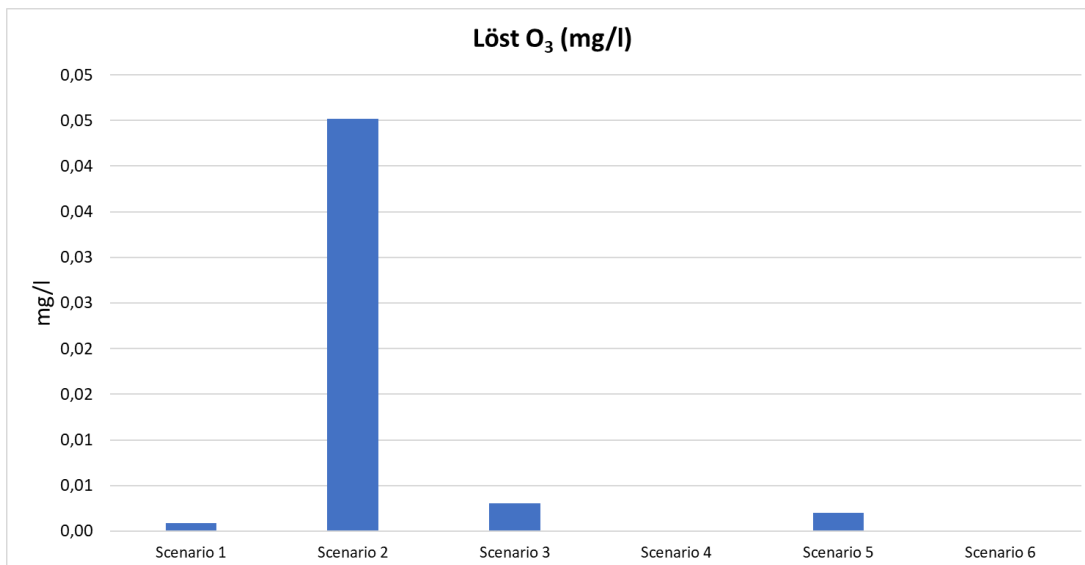
förhållande till mängden DOC i vattnet och i scenario 2 tillsattes en högre dos (0,6 g O<sub>3</sub>/g DOC). Resultaten från scenario 1 och 2 visade att den genomsnittliga avskiljningen ökade från 79% till 86% då ozondosen dubblerades (se Figur 18). Däremot resulterade den högre ozondosen också i en betydligt högre bromatbildning (31,1 µg/l) jämfört med (8,6 µg/l) då ozondosen hölls lägre (se Figur 19). I båda fallen förbrukades så gott som allt ozon i reaktorn, vilket indikerar att uppehållstiden för vattnet i reaktorn var tillräcklig (se Figur 20).



Figur 18. Genomsnittlig avskiljningsgrad av mikroföroreningar i de simulerade scenarierna.



Figur 19. Koncentrationer av bildad bromat i de simulerade scenarierna.



Figur 20. Halten löst ozon i utgående vatten från reaktorn i simuleringsförsöken.

Eftersom skillnaden i bromatbildning blir stor mellan doserna 0,3 och 0,6 g O<sub>3</sub>/g DOC, samtidigt som avskiljningen av mikroföroreningar inte påverkas i samma grad kan den lägre ozondosen användas så länge detta resulterar i en tillräcklig avskiljning.

För att minska mängden bildad bromat kan antalet injektionspunkter för ozonet ökas. Tillsats av väteperoxid (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) kan också leda till en lägre bromatbildning. För att undersöka hur bromatbildningen påverkas av dessa faktorer simulerades scenario 3 och 4 för medelflödet Q<sub>medel</sub>. I scenario 3 tillämpades den lägre ozondosen (0,3 g O<sub>3</sub>/g DOC) samtidigt som antalet injektionspunkter utökades till tre. I scenario 4 tillämpades samma förutsättningar som i scenario 3 med skillnaden att en injektion av väteperoxid (med doseringen 0,5 g H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/g O<sub>3</sub>) även genomfördes.

Resultaten från scenario 3 visade att mängden bromat som bildades kunde minskas från 8,6 µg/l till 6,0 µg/l (Figur 19) genom att sprida ut ozondoseringen från en till tre injektionspunkter, dvs en reduktion med drygt 30%. I scenario 4, där även väteperoxid doserades, kunde bromatbildningen sänkas till 1,3 µg/l, se Figur 19. Detta motsvarar en minskning med 80% jämfört med scenario 3 där ingen väteperoxid tillsattes. Dessa scenarier visar därmed att det i en fullskaleanläggning är fördelaktigt att fördela ozondoseringen till mer än en injektionspunkt för att erhålla lägre bromathalter i det utgående vattnet. Tillsatsen av väteperoxid ger en markant minskning av mängden bildad bromat samtidigt som avskiljningen av mikroföroreningar kan öka något, se Figur 18. I praktiken innebär väteperoxid dosering dock investeringar i extra utrustning, vilket innebär att nyttan av denna minskning av bromathalten måste sättas i relation till den ökade kostnaden som detta förfarande innebär. Redan utan tillsats av väteperoxid kan bromathalten reduceras en relativt effektivt genom att antingen begränsa dosen eller med användning av flera injektionspunkter.

I scenario 5 och 6 testades hur ozoneringen påverkas av ändrade flödes- och koncentrationsförhållanden i vattnet (Tabell 13). I scenario 5 var syftet att testa ozoneringens effekt vid ett maxflöde där det inkommande vattnet till ozoneringen kan antas vara mer utspädd än i de simuleringar som gjorts i scenario 1-4. För att kompensera för det utspädda vattnet användes den högre ozondosen (0,6 g O<sub>3</sub>/g DOC). Resultatet för scenario 5 visade att man med denna dos kan uppnå en likvärdig genomsnittlig avskiljning av mikroföroreningar jämfört med scenario 3 och 4 (Figur 18). Samtidigt blev bromatbildningen

högre än i scenario 3 (Figur 19). Den ökade bromatbildningen jämfört med scenario 3 berodde på den ökade ozondosen. Genom att sänka ozondosen en aning hade troligtvis en likvärdig avskiljning kunnat åstadkommas samtidigt som bromatbildningen hade kunnat minska.

Scenario 6 syftade till att undersöka påverkan på ozoneringen vid ett koncentrerat minimiflöde till ozonsteget. I scenario 6 tillämpades den lägre ozondosen (0,3 g O<sub>3</sub>/g DOC). Eftersom vattnet i scenario 6 var mer koncentrerat än i de övriga scenarierna reagerade ozonet snabbt med föroreningarna i vattnet, se Figur 20, vilket resulterade i låga utgående ozonhalter samt innebar att bromatbildningen inte hann bli lika hög som i de övriga scenarierna. Eftersom även DOC-halten var högre i scenario 6 jämfört med de övriga scenarierna gick mycket av ozonet i scenario 6 åt till att reagera med det organiska materialet i vattnet. Detta resulterade i att mindre ozon fanns kvar till att reagera med mikrofföroreningarna vilket i sin tur kan ses i att den genomsnittliga avskiljning av mikrofföroreningar blev lägre än i de övriga scenarierna (Figur 18). Den genomsnittliga avskiljningen i scenario 6 uppgick till 70% vilket kan jämföras med övriga scenarier där den genomsnittliga avskiljningen låg runt eller strax över 80%. Om ozondosen i scenario 6 skulle ha ökats något skulle troligtvis en högre avskiljningsgrad av mikrofföroreningar kunna uppnås även i detta scenario.

I Tabell 15 sammanställs procentuell reningsgrad vid ozonering i de sex scenarierna. Dessa reningsgrader kommenteras mer i samband med dimensioneringen i avsnitt 7.

Tabell 15. Avskiljningsgrader för individuella mikrofföroreningar vid de olika scenarierna.

	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 5	Scenario 6
Acetamidrid	30%	52%	31%	41%	39%	14%
Amisulprid	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Atenolol	98%	100%	98%	86%	97%	71%
Karbamazepin	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Klaritromycin	100%	100%	100%	97%	100%	98%
Diklofenac	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Erytromycin	100%	100%	100%	97%	100%	98%
Flukonazol	50%	75%	52%	63%	61%	25%
Hydroklortiazid	100%	100%	100%	99%	100%	100%
Losartan	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Metoprolol	96%	100%	97%	82%	96%	66%
Naproxen	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Oxazepam	70%	91%	74%	81%	82%	42%
Tiametoxam	48%	76%	50%	59%	58%	24%
Trimetoprim	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Azytromycin	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Bensotriazol	76%	97%	79%	78%	82%	43%
Citalopram	22%	41%	23%	31%	29%	10%
Irbesartan	88%	98%	92%	94%	95%	63%
Propranolol	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Sulfametoxazol	100%	100%	100%	100%	100%	100%



	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 5	Scenario 6
Tiaklopid	34%	58%	35%	46%	44%	16%
Venlafaxin	100%	100%	100%	91%	100%	88%
Bisfenol A	100%	100%	100%	93%	100%	94%
Östron (E1)	100%	100%	100%	100%	100%	100%
17 $\alpha$ -etinylöstradiol (EE2)	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Furosemid	100%	100%	100%	99%	100%	99%
Ibuprofen	65%	88%	68%	77%	77%	37%
PFOS	0%	0%	0%	0%	0%	0%
PFOA	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Metotrexat	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Sertralin	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Propranolol	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Ketokonazol	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Tramadol	100%	100%	100%	100%	100%	100%
<b>Genomsnitt</b>	<b>82%</b>	<b>88%</b>	<b>82%</b>	<b>83%</b>	<b>84%</b>	<b>73%</b>

### 5.3 Slutsatser

Slutsatserna av simuleringsförsöken blir således att vattnet uppvisar en god potential att reagera med ozon, även vid en ozondos på 0,3 g O<sub>3</sub>/g DOC. I samtliga scenarier reagerade allt tillsatt ozon i reaktorn vilket indikerar att en uppehållstid på 12 minuter vid Q<sub>max</sub> är tillräcklig för att restozon ska undvikas i det utgående vattnet samt att nedbrytningen är så långt gången som möjligt vid den applicerade dosen.

Avskiljningen av mikroföroreningar uppgick till omkring 80% i fem av sex scenarier och endast vid torrvädersförhållanden var avskiljningen av mikroföroreningar klart lägre än 80%. En lite högre ozondos än 0,3 g O<sub>3</sub>/g DOC skulle därför kunna tillämpas vid torrväder för att öka avskiljningen ytterligare vid detta drifffall.

Även vid höga flöden till verket skulle en lägre dos än 0,6 g O<sub>3</sub>/g DOC kunna tillämpas. En liten sänkning av ozondosen ger generellt en stor sänkning av bromatbildningen samtidigt som avskiljningen inte påverkas i samma grad. Ozondosen vid Q<sub>max</sub> behöver därför inte vara riktigt så hög som i scenario 5 eftersom en god avskiljning kunde uppnås medan bromatbildningen var hög.

Ozondoseringen bör utföras i minst tre injektionspunkter och genom att tillsätta väteperoxid kan bromatbildningen minimeras samtidigt som avskiljningen av mikroföroreningar ökar en aning. Bromatbildningen är dock på en låg nivå vid en dos på 0,3 g O<sub>3</sub>/g DOC även utan tillsatsen av väteperoxid.

För att nyansera lite kring bromatbildning bör det nämnas att schweiziskt EQS för bromat är 50 µg/l i vattenförekomster (Soltermann, Abegglen, Götz, Zimmermann-Steffens, & von Gunten, 2016). Vid en nyligen genomförd studie av VA Syd utfördes kompletterande ekotoxikologiska tester på fisk, ostron och sjöborre för att kunna revidera PNEC-värdet för bromat (Hoyer, o.a., 2022). Reviderat PNEC-värde utifrån resultaten från studien kunde fastställas till 0,11 mg/l, dvs. 110 µg/l. För att underskrida riskkvoten 1 ska därmed

koncentrationen i vattenförekomsten vara <110 µg/l, och för att underskrida riskkvot 0,1 ska koncentrationen vara <11 µg/l.

I Tabell 16 sammanställs maximala utgående halter av bromat som skulle kunna godtas för att inte överskrida dels schweiziskt EQS, dels riskkvot 0,1 utifrån PNEC-värdet 110 µg/l och vid de två spädningsscenarier som har använts i miljöriskbedömningen. Det kan konstateras att även med den striktaste bedömningen (PEC/PNEC < 0,1) och vidden lägsta utspädningen är den tillåtna bromathalten högre än för scenariot med högst bromatbildning i simuleringstesterna, enligt Figur 19.

Tabell 16. Sammanställning av maximala koncentrationer av bromat i utgående vatten från Skansverket för att underskrida angivna riktlinjer

	Max. bromatkoncentration för att underskrida EQS i Schweiz (µg/l)	Max. bromatkoncentration för att underskrida PEC/PNEC < 0,1 (µg/l)
Vid 16,7x utspädning	835	184
Vid 5,5x utspädning	275	61

## 6. Snabbtester med granulerat aktivt kol

För att bedöma vilken reningseffektivitet som kan uppnås vid filtrering genom GAK samt för att bedöma livslängden för GAK-filter vid Skansverket har accelererade kolumntester (ACT) utförts i samarbete med företaget Chemviron. I försöken simulerades ett års drift (det vill säga 30 000 bäddvolym) under en period på 6–10 veckor.

Genom de accelererade kolumntesterna kan avskiljningsgraden för olika mikroföroreningar över tid uppskattas i ett GAK-filter. Försöken kan därmed användas för att på relativt kort tid simulera en längre tids drift i full skala. Metoden ger därmed snabbt information om livslängden för GAK vid filtrering av ett specifikt avloppsvatten. Två olika GAK-produkter testades i försöken. Den ena GAK-produkten som undersöktes var ett regenererat stenkolsbaserat kol (härefter benämnt GAK1). Den andra GAK-produkten var ett jungfruligt stenkolsbaserat kol. Produkterna tillhandahölls av olika leverantörer. Båda GAK-produkterna har stora porer som gör att de lämpar sig för filtrering av avloppsvatten. Försöken utfördes på insamlat vatten från Skansverket vilket gör att eventuella förändringar som skett i avloppsvattnets vattenmatrix mellan det att vattnet samlades in och det att försöken påbörjades kan ha påverkat resultatet. ACT-metoden tar inte heller hänsyn till biologisk nedbrytning eller silningseffekter i filtret.

### 6.1 Metodbeskrivning

ACT används för att generera genombrottsdata (se avsnitt 4.1.1 för förklaring av genombrott) vid filtrering av vatten genom ett aktivt kolfilter. Inför försöken samlades omkring 200 liter utgående avloppsvatten från Skansverket. Vattenprovet skickades till Chemviron laboratorium i Belgien där det lagrades inomhus i en behållare av rostfritt stål i väntan på försöksstart. Vid ankomst analyserades vattnet med avseende på bland annat pH, konduktivitet, suspenderat material, total halt av lösta partiklar samt alkalinitet. Innan försöksstart togs ett filtrerat prov på avloppsvattnet för att analysera halterna av mikroföroreningar.

I försöken filtrerades vattnet innan det pumpades genom en liten kolonn som fyllts med GAK. Innan försöksstart minskades partikelstorleken för det aktiva kolet under kontrollerade former. Genom att veta förhållandet på kolpartiklarna i försöken samt innan förminskningen kan en skalfaktor erhållas. Denna skalfaktor används sedan för att omsätta resultaten från försöken till en anläggning i fullskala.

Försöken genomfördes med ett flöde som i fullskala motsvarade  $Q_{medel}$  för dagens anläggning (750 m<sup>3</sup>/h). Kontakttiden i filtret motsvarade 24 minuter i fullskala. Prover på det utgående vattnet från GAK-kolonnen togs med jämna intervall så att reduktionsgraden kunde följas över tid från 0 till 30 000 bäddvolym.

### 6.2 GAK-produkter som testats

Den regenererade produkten GAK1 är en industriell GAK-produkt vars porstruktur anpassats för avskiljning av spårämnen i bland annat avloppsvatten. GAK2 är ett jungfruligt stenkolsbaserat kol. Även denna produkt har en porstruktur som gör den lämplig att använda vid filtrering av avloppsvatten. GAK2 är enligt tillverkaren framför allt effektiv mot molekyler med hög och mellanhög molekylvikt. Även denna produkt går att reaktivera.

På grund av sina egenskaper är båda GAK-produkterna potentiella kandidater till att tillämpas i en fullskaleanläggning vid Skansverket. Det finns dock en uppsjö av andra GAK-produkter på marknaden som skulle kunna fungera för att avskilja mikroföroreningar, men som inte har testats inom ramen för denna utredning.

### 6.3 Resultat och slutsatser

Tabell 17 sammanfattar de ingående koncentrationerna som uppmättes i startprovet vid de två ACT-försöken. Vid försöket med GAK2 var de ingående halterna betydligt lägre än vid försöken med GAK1, vilket indikerar att vattnets sammansättning ändrats under lagringen i väntan på att försöken med GAK2 skulle påbörjas. Eftersom försöken med GAK1 utfördes först antas de ingående halter i detta försök vara mer representativa för de halter som förekommer i Skansverkets utgående avloppsvatten. I försöket med GAK2, som påbörjades omkring två månader senare än försöken med GAK1, var de inkommande halterna omkring 55% lägre.

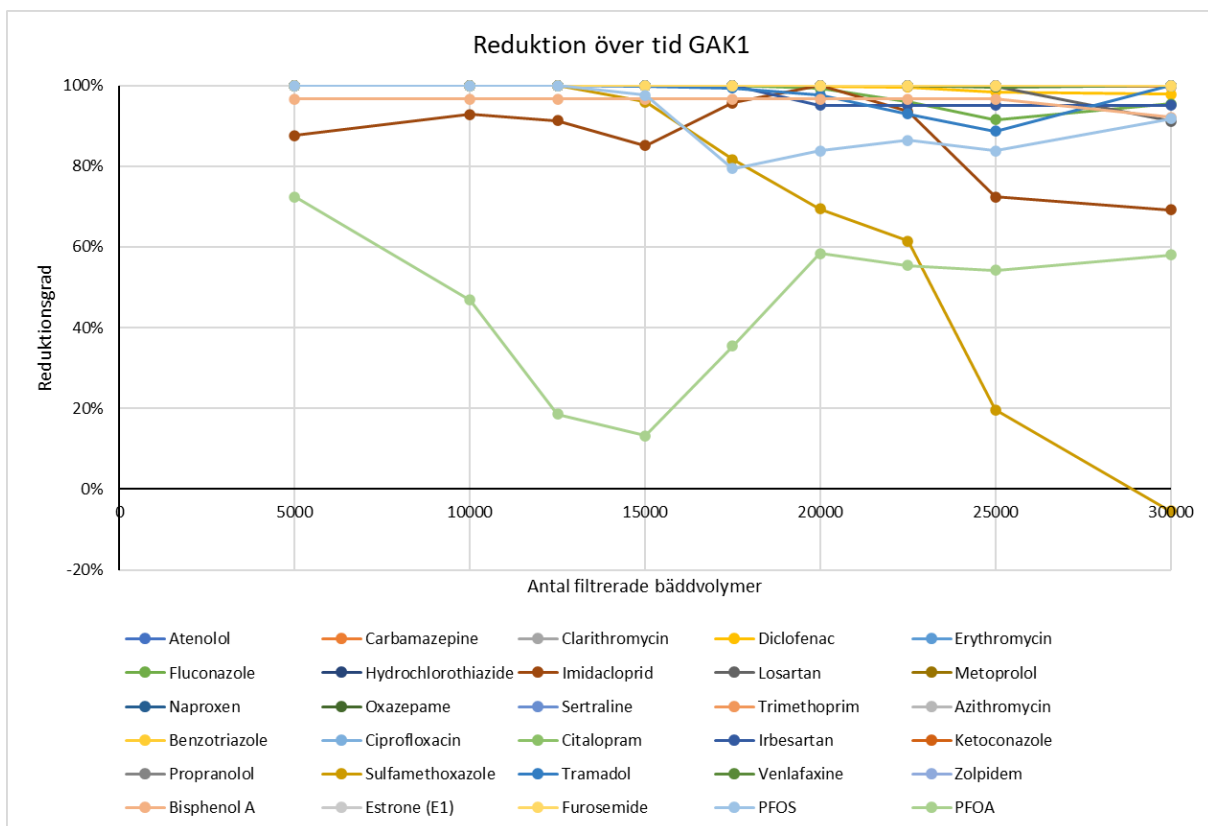
Tabell 17. Halter i de respektive startproven vid ACT.

	Halt i startprov i försök med GAK1 [ng/l]	Halt i startprov i försök med GAK2 [ng/l]	Procentuell förändring mellan försöksstarterna
Atenolol	610	273	-55%
Karbamazepin	302	219	-27%
Klaritromycin	23	9	-61%
Diklofenak	714	386	-46%
Erytromycin	17	3	-82%
Flukonazol	72	56	-22%
Hydroklortiazid	221	83	-62%
Imidaklopid	10	5	-50%
Losartan	744	26	-97%
Metoprolol	1211	790	-35%
Naproxen	58	<25	
Oxazepam	277	177	-36%
Sertralin	36	6	-83%
Trimetoprim	141	74	-47%
Azitromycin	77	35	-55%
Bensotriazol	317	278	-12%
Ciprofloxacin	18	6	-67%
Citalopram	265	180	-32%
Irbesartan	41	24	-41%
Ketokonazol	6	0	-100%
Propranolol	66	38	-42%
Sulfametoxazol	184	272	+48%
Tramadol	2046	604	-70%

	Halt i startprov i försök med GAK1 [ng/l]	Halt i startprov i försök med GAK2 [ng/l]	Procentuell förändring mellan försöksstarterna
Venlafaxin	659	552	-16%
Zolpidem	2	2	0%
Bisfenol A	149	<10	
Östron (E1)	0,4	0	-100%
Furosemid	1375	276	-80%
PFOS	125	8	-94%
PFOA	11	4	-64%
<b>Totalt</b>	<b>9775</b>	<b>4386</b>	<b>-55%</b>

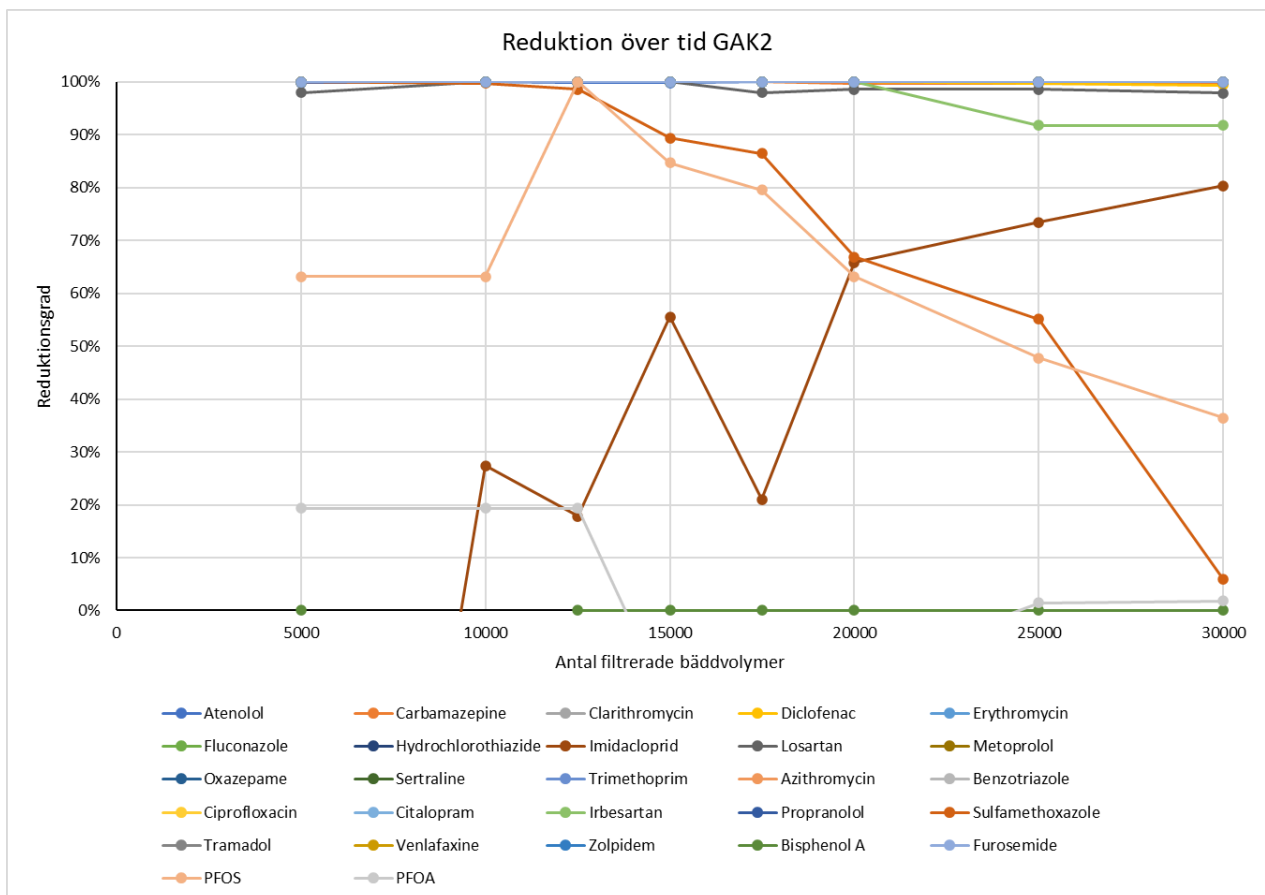
Figur 21 och Figur 22 illustrerar den procentuella avskiljningen som uppnåddes i ACT-försöken med GAK1 respektive GAK2. Med ACT kunde det visas att flera av de mikroföroreningar som fanns i avloppsvattnet kunde avskiljas till under detektionsgränsen med hjälp av både GAK1 och GAK2 vid 24 minuters uppehållstid.

I försöken med GAK1 kunde efter 15 000 filtrerade bäddvolymmer genombrott av endast imidacloprid och PFOA detekteras (Figur 21). Efter 30 000 bäddvolymmer kunde GAK1 fortfarande reducera organiska mikroföroreningar med omkring 95 % i genomsnitt.



Figur 21. Reduktionsgrader över tid i ACT-försöken med GAK1.

I försöken med GAK2 var de ingående halterna för de flesta substanserna lägre än i försöken med GAK1. Trots det uppnåddes höga procentuella reningsgrader för flertalet substanser genom hela försöket. För flera av ämnena var avskiljningsgraden 100 % genom hela försöket vilket gör att dessa grafer i Figur 22 hamnar ovanpå varandra. Efter 30 000 bäddvolymer kunde GAK2 fortfarande reducera organiska mikroföroreningar med ca 90 % i genomsnitt.



Figur 22. Reduktionsgrader över tid i ACT-försöken med GAK2.

Ett flertal substanser kunde avskiljas till under detektionsgränsen. I både försöken med GAK1 och GAK2 var imidakloprid den första substansen som bröt igenom, redan vid första provet som togs efter 5000 bäddvolymer. Den stigande reduktionen för imidakloprid under försöket med GAK2 skulle kunna förklaras av att den initiala koncentrationen kan ha underskattats av analysen. Uppmätta koncentrationer efter det första provet varierade inte så mycket men var relativt låga, inom spannet 1-4 ng/l, vilket ger stort utslag på reduktionen.

Atenolol, karbamazepin, klaritromycin, erytromycin, hydroklortiazid, metoprolol, naproxen, oxazepam, sertralin, trimetoprim, azitromycin, bensotriazole, ciprofloxacin, citalopram, irbesartan, ketkonazol, propranolol, venlafaxin, zolpidem, östron (E1) och furosemid är ämnen som uppmättes i ingående vatten men som avskildes helt även efter att 30 000 bäddvolymer hade filtrerats.

Eftersom de ingående halterna i GAK2 var betydligt lägre än i försöket med GAK1 är resultaten inte direkt jämförbara. Trots de lägre ingående halterna uppnåddes höga avskiljningsgrader för flera substanser även med GAK2.

Tabell 18 sammanfattar de avskiljningsgrader som uppmättes efter 15 000, 20 000, 25 000 samt 30 000 bäddvolymmer.

Tabell 18. Avskiljningsgrader vid ACT-försöken.

Bäddvolymmer	GAK1				GAK2			
	15 000	20 000	25 000	30 000	15 000	20 000	25 000	30 000
Atenolol	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Karbamazepin	100%	100%*	100%	100%	100%	100%*	100%*	100%*
Klaritromycin	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Diklofenak	100%	100%*	98%	98%	100%	100%	100%*	99%
Erytromycin	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Flukonazol	100%	99%	92%	95%	100%	100%	100%	100%
Hydroklortiazid	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Imidakloprid	85%	100%*	72%	69%	56%	66%	73%	80%
Losartan	100%	100%	100%	91%	100%	99%	99%	98%
Metoprolol	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Naproxen	100%	100%	100%	100%	._**	._**	._**	._**
Oxazepam	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Sertralin	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Trimetoprim	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Azitromycin	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Bensotriazol	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Ciprofloxacin	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Citalopram	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Irbesartan	100%	95%*	95%*	95%*	100%	100%	92%*	92%*
Ketokonazol	100%	100%	100%	100%	._**	._**	._**	._**
Propanolol	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Sulfametoxazol	96%	69%	20%	-5%	89%	67%	55%	6%
Tramadol	100%	98%	89%	100%	100%	100%	100%	100%
Venlafaxin	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Zolpidem	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Bisfenol A	97%*	97%*	97%*	92%	._**	._**	._**	._**

Bäddvolymeter	GAK1				GAK2			
	15 000	20 000	25 000	30 000	15 000	20 000	25 000	30 000
Östron (E1)	100%	100%	100%	100%	_-**	_-**	_-**	_-**
Furosemid	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
PFOS	98%*	84%	84%	92%	85%	63%*	48%	36%
PFOA	13%	58%	54%	58%	-18%	-11%	1%	2%

\*Beräknad från halva detektionsgränsen

\*\*Både ingående och utgående halter under detektionsgränsen

Trots att halterna i det ingående vattnet i de två försöken skilde sig bedöms åtminstone 90% avskiljning av mikroföroreningar kunna uppnås med båda GAK-produkterna efter mer än 25 000 bäddvolymeter om uppehållstiden för vattnet är 24 minuter i filtret. För GAK1 är avskiljningen dessutom över 90% procent även efter 30 000 bäddvolymeter. Båda GAK-produkterna uppnår ungefär likvärdiga avskiljningsgrader för läkemedelsrester. GAK1 uppvisade dock en högre avskiljning av PFAS.

## 7. Dimensionering av reningssteg i fullskala

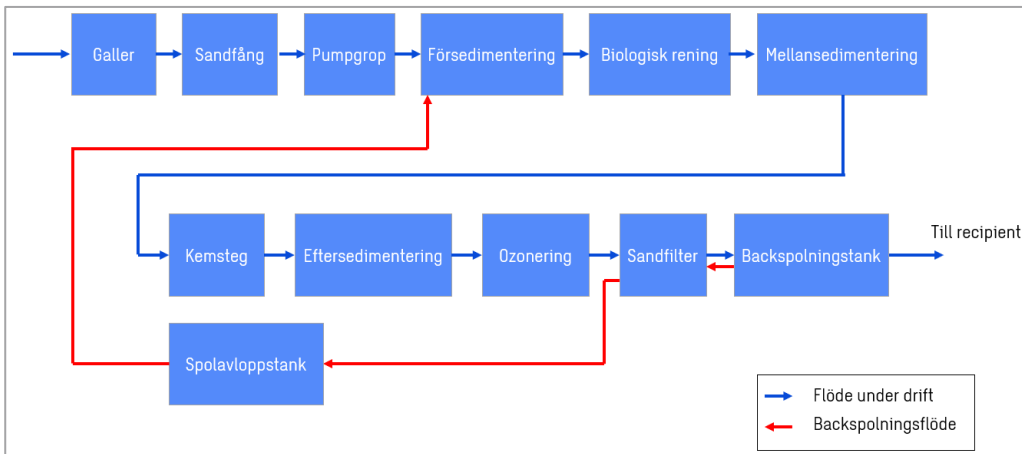
### 7.1 Antaganden för dimensionering

I detta avsnitt presenteras de antaganden som gjorts för dimensioneringsberäkningarna av det avancerade reningssteget, både avseende ozonering och GAK-filtrer.

Dimensioneringen i denna förstudie utgår från att anläggningen ska klara av att uppfylla sannolika framtida reningskrav. Av denna anledning har dimensioneringen utgått utifrån troliga kommande krav på reningsgrad snarare än riskkvot för recipienten. Dimensioneringen baseras därmed på att uppfylla EU-förslaget för framtida riktlinjer för läkemedelsrening (>80% genomsnittlig reduktion över reningsverket baserat på några specifika ämnen). För att visa effekten som ett GAK-steg eller ozoneringssteg vid Skansverket kan förväntas ha på recipienten belyses även riskkvoterna i recipienten. I samband med detta lyfts även reningsgrader fram för substanser som inte ingår i EU-förslaget. Inget ställningstagande har dock gjorts för huruvida den färdiga anläggningen behöver klara av att rena de ämnen som inte ingår i EU-riktlinjerna.

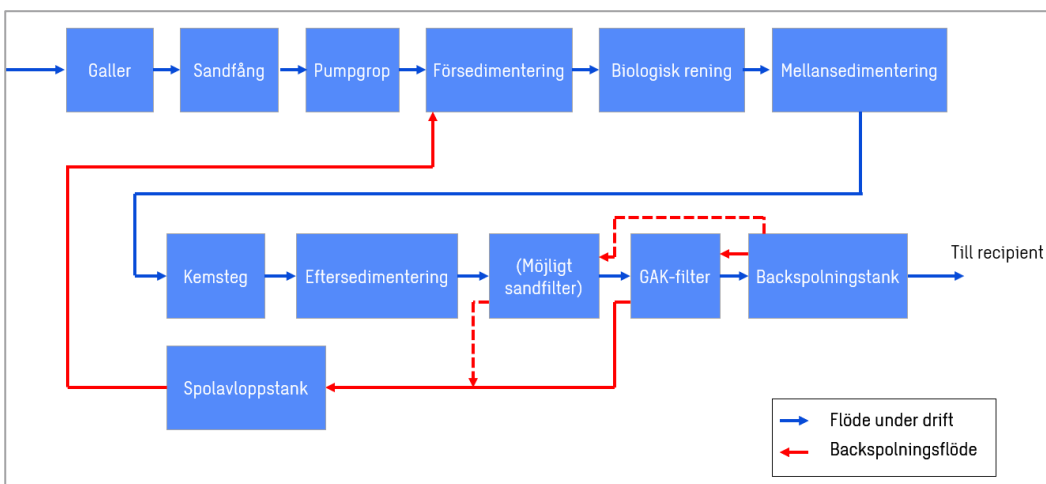
Placering av reningssteget föreslås ske i slutet av Skansverkets reningsprocess, det vill säga efter den eftersedimenteringen. Placering för eventuell ozonering i Skansverkets process framgår av det översiktliga blockschemat i Figur 23.





Figur 23. Placering av ozonering i Skansverkets process.

Om rening sker med GAK i stället för ozon blir blockschemat för Skansverkets process enligt Figur 24.



Figur 24. Föreslagen placering av GAK-filter i Skansverkets process.

Dimensioneringen utgår från de flöden som beräknas inkomma till verket år 2045 och som redovisats i WSPs "PM Max GVB och Hydraulisk belastning för Skansverket" daterad 2023-04-06 (se avsnitt 2.2 för utförligare beskrivning av hur flöden beräknats). Det framtida  $Q_{dim}$  som anges antas motsvara det framtida medelflödet ( $Q_{medel}$ ).

### 7.1.1 Föreslagna EU-riktlinjer

EU har under 2022 presenterat ett förslag på kommande riktlinjer för rening av mikroföroreningar på avloppsreningsverk. Enligt förslaget ska en rening på minst 80% uppnås över avloppsreningsverket. I riktlinjerna har en rad substanser delats in i två kategorier (Tabell 19). Den 80 procentiga avskiljningen över avloppsreningsverket ska beräknas som ett medelvärde för minst sex av substanserna i Tabell 19. Antalet ämnen från

kategori 1 ska vara dubbelt så många som från kategori 2 när medelvärdet beräknas. Om färre än sex av substanserna är detekterbara föreslås att krav på andra substanser kan ställas från myndigheterna.

Tabell 19. Ämnen som inkluderas i EU:s föreslagna riktlinjer.

Kategori 1	Kategori 2
Amisulprid	Bensotriazol
Karbamazepin	Kandesartan
Citalopram	Irbesartan
Klaritromycin	Blandning av 4-methyl-bensotriazol och 6-methyl-bensotriazol
Diklofenak	
Hydroklortiazid	
Metoprolol	
Venlafaxin	

### 7.1.2 Riskkvot och utspädning

För att belysa hur vald dimensionering påverkar recipienten kan riskkvoten i recipienten vid olika utspädningar studeras. Reningssteget förväntas uppnå <1 i riskkvot i recipienten vid olika spädningfaktorer, se avsnitt 3.

Den recipientutredning som genomfördes (se avsnitt 2.5) visade att en utspädning på 16,7 gånger kan erhållas i recipienten. Vid hårdare utsläppskrav, där en mindre utspädningen i recipienten kan tillgodoräknas, kan utspädningen vara så låg som 5,5 gånger.

Utifrån spädningförhållandena samt riskkvoterna kan information erhållas om hur väl det avancerade reningssteget klarar av att rena olika substanser. Därmed kan de ämnen som reningssteget inte är lämpat för att rena identifieras. För dessa ämnen kan ytterligare rening krävas för att begränsa avloppsreningsverkets påverkan på recipienten.

## 7.2 Ozonering

### 7.2.1 Dimensionering enligt EU-krav/riktlinjer

I Tabell 20 sammanställs avskiljningsgrader vid modellsimuleringen av ozonering från de sex scenarier som har undersöktes, vilket beskrivs i avsnitt 5. Endast substanser som inkluderas i de föreslagna EU-riktlinjerna har tagits med i denna tabell. För dessa substanser ska medelavskiljningen enligt EU-förslaget vara över 80 %.

Tabell 20. Procentuell avskiljningsgrad för substanser som inkluderas i EU-riktlinjerna vid ozonering av mikroföroreningar enligt scenarierna i simuleringsförsöken.

	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 5	Scenario 6
<b>Kategori 1</b>						
Amisulpride	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Karbamazepin	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Klaritromycin	100%	100%	100%	97%	100%	98%
Diklofenak	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Hydroklortiazid	100%	100%	100%	99%	100%	100%
Metoprolol	96%	100%	97%	82%	96%	66%
Citalopram	22%	41%	23%	31%	29%	10%
Venlafaxin	100%	100%	100%	91%	100%	88%
<b>Kategori 2</b>						
Bensotriazol	76%	97%	79%	78%	82%	43%
Irbesartan	88%	98%	92%	94%	95%	63%
<b>Genomsnitt</b>	<b>88%</b>	<b>94%</b>	<b>89%</b>	<b>87%</b>	<b>90%</b>	<b>77%</b>

I Tabell 21 sammanställs avskiljningsgrader enbart över reningsverket (inkommande till utgående avloppsvatten), enbart efter ozonering, scenario 3 (utgående avloppsvatten till utlopp efter ozonering) och efter en kombination av avskiljning genom reningsverket och ozonering (inkommande avloppsvatten till utlopp efter ozonering). I scenario 3 användes en ozondos på 0,3 g O<sub>3</sub>/g DOC, samt tre injektionspunkter för doseringen vid nuvarande Q<sub>medel</sub>. Scenario 3 bedöms ge en uppskattning av en trolig medelavskiljning som kan uppnås vid verket under normala driftfall om ett ozonsteg installeras.

Tabell 21. Procentuell avskiljningsgrad över reningsverket och ozoneringen.

	Reduktion över reningsverket	Reduktion efter ozonering	Reduktion, reningsverket + ozonering
<b>Kategori 1</b>			
Amisulpride	.*	100%	100%
Karbamazepin	23%	100%	100%
Klaritromycin	31%	100%	100%
Diklofenak	15%	100%	100%
Hydroklortiazid	12%	100%	100%
Metoprolol	20%	97%	98%
Citalopram	28%	23%	45%
Venlafaxin	9%	100%	100%
<b>Kategori 2</b>			
Bensotriazol	35%	79%	88%
Irbesartan	10%	92%	93%
<b>Genomsnitt</b>	<b>20%</b>	<b>89%</b>	<b>92%</b>

\*Halten var under analysgränsen i inkommande avloppsvatten vilket har gjort att reningsgraden över avloppsreningsverket inte har kunnat fastställas.

Även om reningen i de befintliga reningsstegen i Skansverket inte kan tillgodoräknas uppgår reduktionen över enbart ozoneringen till 89 % vid nuvarande  $Q_{medel}$ . Om dessutom reduktionen i de befintliga reningsstegen kan tillgodoräknas uppgår reduktionen till 92%, vilket innebär att reningsgraden för ett tilltänkt ozoneringssteg vid Skansverket förväntas uppfylla de av EU förslagna riktlinjerna. Ozoneringen bedöms därför baserat på reningsgraden vara en lämplig teknik för installation i fullskala.

## 7.2.2 Dimensionering för att sänka riskkvoten i recipienten

Ozonstegets påverkan på recipienten kan studeras genom att studera riskkvoterna i recipienten. Enligt nuvarande bedömningsgrunder bör riskkvoterna ligga på en nivå där PEC/PNEC <1. Det är dock möjligt att en lägre riskkvot på PEC/PNEC <0,1 skulle kunna bli aktuell i framtiden.

I Tabell 22 sammanställs reningsgraden som behöver uppnås i läkemedelsreningen för att inte överskrida riskkvoten i recipienten vid de spädningsscenarioer som beskrivs i avsnitt 2.5. Ämnen för vilka riskkvoten är under 0,1 har inte inkluderats. De ämnen som redan idag har en riskkvot som är i spannet 0,0-0,1 och som därför inte tagits med i Tabell 22 är bensotriazol, ciprofloxacin, erytromycin, flukonazol, hydroklortiazid, karbamazepin, metoprolol, naproxen, propranolol, trimetoprim och sulfametoxazol.

Tabell 22. Avskiljningsgrad som behöver uppnås i läkemedelsreningen vid undersökta spädningsscenarioer för att underskrida angiven riskkvot. Obs. Mikroföroreningar med riskkvot under 0,1 inkluderas inte.

	Spädning 5,5		Spädning 16,7	
	PEC/PNEC <0,1	PEC/PNEC <1	PEC/PNEC <0,1	PEC/PNEC <1
Azitromycin	85%	0%	54%	0%
Bisfenol A	100%	100%	100%	100%
Citalopram	98%	82%	95%	46%
Diklofenak	96%	61%	89%	0%
Furosemid	93%	18%	77%	0%
Ibuprofen	91%	3%	73%	0%
Imidaklopid	38%	0%	0%	0%
Klaritromycin	43%	0%	0%	0%
Oxazepam	98%	78%	94%	33%
PFOA	72%	0%	14%	0%
PFOS	98%	76%	93%	28%
Sertralin	92%	12%	76%	0%
Tramadol	33%	0%	0%	0%
Venlafaxin	93%	23%	79%	0%
Östron	11%	0%	0%	0%

Tabell 22 visar att vissa ämnen som t.ex. citalopram kräver en hög reduktion i Skansverket för att riskkvoterna på <1 och <0,1 ska kunna hållas. Vid riskkvoten <1 och den högre utspädningen kan reduktionen i ozoneringssteget tillåtas vara lägre. För andra ämnen som t.ex. klaritromycin krävs ingen rening för att uppnå riskkvoten <1 eller <0,1 vid den högre utspädningen.

För att avgöra vilka substanser ozonet ger en tillräckligt hög avskiljning för kan reduktionsnivåerna som presenteras i Tabell 22 jämföras med de reduktionsgrader som uppnåddes i scenario 3 i simuleringsförsöken (Tabell 15). Om avskiljningen i Tabell 15 är högre för en substans än vad som anges i Tabell 22 kan ozonet anses ge en tillräcklig rening av substansen för att riskkvoten i recipienten inte ska överskridas.

Tabell 23 sammanfattar enbart ozoneringens effekt på de mikroföroreningar för vilka riskkvoten utan någon rening skulle bli >0,1. Substanser för vilka ozonet uppnår en tillräckligt hög reningsgrad för att underskrida riskkvoten har markerats med "Uppnås". För substanser där reduktionsgraden underskrider dem som redovisas i Tabell 22 har ozoneringseffekten markerats med "Uppnår ej".

För imidaklopid saknas källa för hur denna påverkas av ozoneringen. Om den högre riskkvoten tillämpas eller om hänsyn tas till att spädningen i recipienten kan vara 16,7 gånger finns dock ingen risk för att överskrida riskkvoten för denna substans. För ett antal ämnen, som till exempel PFOA, föreligger ingen risk att överskrida riskkvoten 1 även om rening inte sker. Scenarion där riskkvoten inte riskerar att överskridas även om rening inte sker vid verket har angivits med "Ingen risk".

Tabell 23. Sammanfattning av ozoneringens effekt på mikroföroreningar med riskkvot >0,1.

	Spädning 5,5				Spädning 16,7			
	PEC/PNEC <0,1		PEC/PNEC <1		PEC/PNEC <0,1		PEC/PNEC <1	
	Ozondos 0,3 gO <sub>3</sub> /g DOC	Ozondos 0,6 gO <sub>3</sub> /g DOC	Ozondos 0,3 gO <sub>3</sub> /g DOC	Ozondos 0,6 gO <sub>3</sub> /g DOC	Ozondos 0,3 gO <sub>3</sub> /g DOC	Ozondos 0,6 gO <sub>3</sub> /g DOC	Ozondos 0,3 gO <sub>3</sub> /g DOC	Ozondos 0,6 gO <sub>3</sub> /g DOC
Azitromycin	Uppnås	Uppnås	Ingen risk	Ingen risk	Uppnås	Uppnås	Ingen risk	Ingen risk
Bisfenol A	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Uppnås
Citalopram	Uppnås ej	Uppnås ej	Uppnås ej	Uppnås ej	Uppnås ej	Uppnås ej	Uppnås ej	Uppnås ej*
Diklofenak	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Ingen risk	Ingen risk
Furosemid	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Ingen risk	Ingen risk
Ibuprofen	Uppnås ej	Uppnås ej	Uppnås	Uppnås	Uppnås ej	Uppnås	Ingen risk	Ingen risk
Imidaklopid	Ingen källa	Ingen källa	Ingen risk	Ingen risk	Ingen risk	Ingen risk	Ingen risk	Ingen risk
Klaritromycin	Uppnås	Uppnås	Ingen risk	Ingen risk	Ingen risk	Ingen risk	Ingen risk	Ingen risk
Oxazepam	Uppnås ej	Uppnås ej	Uppnås ej	Uppnås	Uppnås ej	Uppnås ej	Uppnås	Uppnås
PFOA	Uppnås ej	Uppnås ej	Ingen risk	Ingen risk	Uppnås ej	Uppnås ej	Ingen risk	Ingen risk
PFOS	Uppnås ej	Uppnås ej	Uppnås ej	Uppnås ej	Uppnås ej	Uppnås ej	Uppnås ej	Uppnås ej
Sertralin	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Ingen risk	Ingen risk
Tramadol	Uppnås	Uppnås	Ingen risk	Ingen risk	Ingen risk	Ingen risk	Ingen risk	Ingen risk
Venlafaxin	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Ingen risk	Ingen risk
Östron	Uppnås	Uppnås	Ingen risk	Ingen risk	Ingen risk	Ingen risk	Ingen risk	Ingen risk

Med hänsyn till reningsgrader som krävs vid för att uppnå <1 i riskkvot i recipienten (Tabell 23) är ozonering:

- i) otillräcklig för avskiljning av citalopram och PFOS.
- ii) otillräcklig för att avskilja oxazepam vid den lägre spädningen såvida inte ozondosen höjs till 0,6 g O<sub>3</sub>/g DOC

### 7.2.3 Specifik ozondos

För att bestämma doseringen av ozon bör hänsyn tas till halten nitrit och DOC i vattnet (se avsnitt 4.3.2). Nitrit-kvävet i vattnet oxideras av ozonet till nitrat vilket påverkar ozondosen med 3,4 g O<sub>3</sub>/g NO<sub>2</sub>-N. En vanlig dimensionering för DOC är 0,3–0,9 g O<sub>3</sub>/g DOC (Stapf, Miehe, Bester, & Lukas, 2020). Reduktionen för olika läkemedel varierar vilket gör att även ozondosen som krävs för olika substanser varierar.

Enligt tidigare erfarenheter från utredningar som Sweco har genomfört för ozonering på avloppsreningsverk i Sverige, dvs resultat från simulering och pilottester, tillsammans med simulering, labbtester och karakterisering av avloppsvattnet vid Skansverket är vald dosering 0,3 g O<sub>3</sub>/g DOC (framtida Q<sub>dim</sub>). Vid de simuleringsförsök som genomförts och beskrivits i avsnitt 5 har det konstaterats att ozondosen kan behöva vara högre vid Q<sub>max</sub> och Q<sub>min</sub>. Den högre dosen som testades i försöken (0,6 g O<sub>3</sub>/g DOC) resulterade dock i höga bromathalter. Vid dimensioneringen har det därför antagits att en dos mellan 0,3-0,6 g O<sub>3</sub>/g DOC kommer användas vid framtida Q<sub>max</sub> och framtida Q<sub>min</sub>. I detta skede har ozondoseringen vid framtida Q<sub>max</sub> och framtida Q<sub>min</sub> ansatts till 0,45 g O<sub>3</sub>/g DOC.

Vissa mikroföroreningar bryts lätt ned och kommer reduceras till >99%, medan andra kommer att ha en mycket lägre reduktion (<50%). PFOS och PFOA avskiljs inte med ozonering.

Innan den slutgiltiga doseringen bestäms bör ozonering testas i pilotskala för en fördjupad utvärdering av exakt dosering vid olika flöden, testet bör undersöka effekten av ozoneringen för biprodukter, exponeringstid och erhållen reduktion av mikroföroreningar, samt utvärdera erhållen toxicitet.

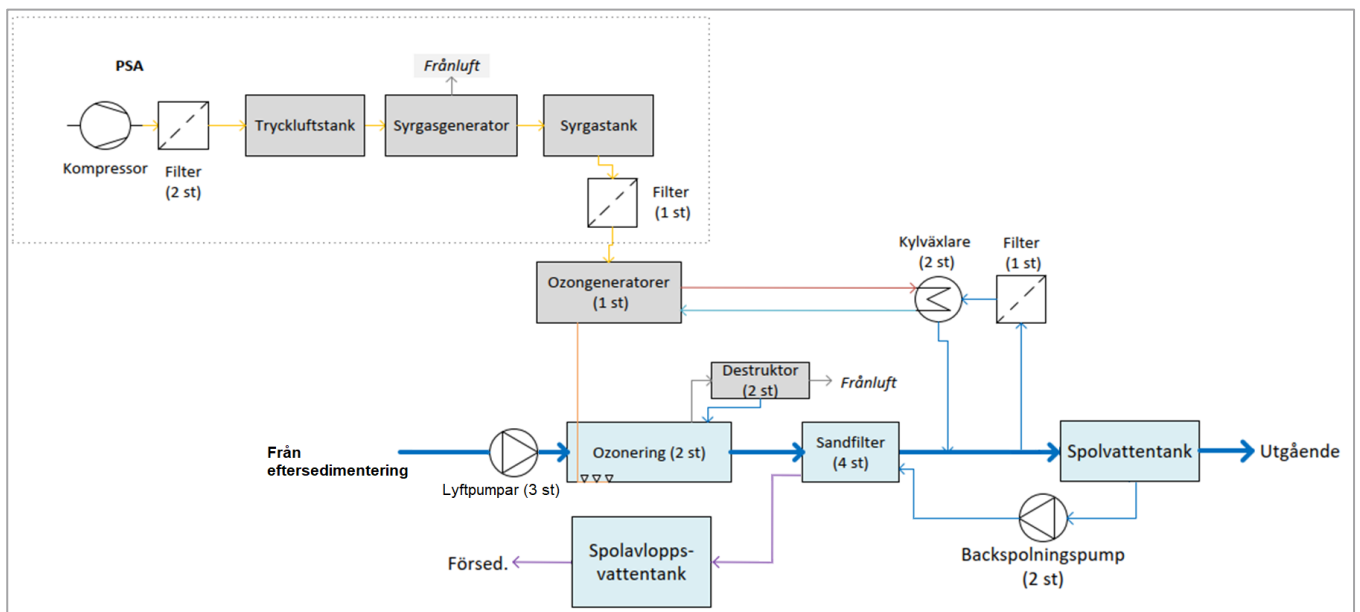
### 7.2.4 Uppehållstid i kontakttank

Det vatten som ska behandlas i ozoneringen ska ledas genom två parallella kontakttankar med tillräcklig uppehållstid för att allt ozon ska reagera. Kontakttankarna ska vara slutna. Den hydrauliska uppehållstiden i kontakttankarna sätts ofta till 10–25 minuter (Cimbritz & Mattsson, 2018). Vald volym för kontakttankarna i Skansverket är ca 173 m<sup>3</sup> per linje. Den totala volymen för kontakttankarna blir därmed 345 m<sup>3</sup>. Uppehållstiden vid framtida Q<sub>max</sub>, blir med denna dimensionering 12 minuter i enlighet med de förutsättningar som användes i simuleringstesterna som beskrivits i avsnitt 5. Med vald dimensionering blir uppehållstiden vid framtida Q<sub>dim</sub> ca 22 minuter. Vid framtida Q<sub>dim</sub> är uppehållstiden således klart längre än vad som behövs för att uppnå fullgod nedbrytning av ozonet enligt simuleringsförsöken som beskrivits i avsnitt 5. Dimensioneringen är dock gjord med marginal för att ge vattnet tillräcklig uppehållstid vid alla flödesförhållanden.

### 7.2.5 Ozoneringsprocess

Reningsprocessen beskrivs i korthet med att vattnet leds genom en sluten kontakttank med dosering av ozon. Ozonet bryter ned mikroföroreningarna genom kemisk oxidation. Produktion av ozonet görs i en generator som matas med syrgas, vilket produceras genom ett PSA-system (pressure swing adsorption) som består av kompressor, tryckluftstank, syrgasgenerator, syrgastank och filter. Kylning av ozongeneratoren görs med utgående

avloppsvatten. Ett blockschema över den föreslagna processkonfigurationen för ozoneringen redovisas i Figur 25.



Figur 25. Blockschema över föreslagen ozoneringsprocess vid Skansverket.

## Reaktordesign

För att säkerställa uppehållstiden konstrueras kontakttanken som en lång, slingrande kanal. I Skansverket föreslås två parallella kontakttankar vardera med volymen 173 m<sup>3</sup>. Med två parallella reningslinjer finns möjlighet att stänga av den ena linjen vid låga flöden vilket också möjliggör underhållsarbeten. Vattendjupet sätts till 6 meter. Nödvändig yta för kontakttankarna är därmed cirka 58 m<sup>2</sup> sammanlagt.

Provtagning ska kunna utföras på vattnet innan och efter ozonreaktorn.

För att eventuella ozonrester i frånluften inte ska släppas till atmosfären används en ozondestrudtor för att behandla frånluften från kontakttanken. Ozondestruktionen görs genom att frånluften värms upp och därefter passerar genom en katalysatorbädd som omvandlar ozon till syrgas. Det kondensat som bildas i ozondestrukturen leds tillbaka till kontakttanken. Här föreslås två destrudtorer som vardera har kapacitet för frånluften från båda kontakttankarna, dvs en i redundans.

## Ozonproduktion

Utgående DOC-halt som uppmäts i utgående vatten vid Skansverket är i genomsnitt 15 mg/l och nitritkvävehalten är i genomsnitt 0,05 mg/l enligt utförd provtagning. Med antaganden ozonförbrukning enligt avsnitt 7.2.3 har den nödvändiga ozondosen beräknats till 5,3 mg O<sub>3</sub>/l vid framtida Q<sub>dim</sub>. Vid mer utspätt vatten i samband med framtida Q<sub>max</sub> blir ozondosen 4,2 mg/l. Tabell 24 visar den ozonförbrukning som förväntas krävas vid olika flödesförhållanden.

Tabell 24. Förväntat flöde genom ozonreaktorn (år 2045) samt ozonbehov.

Behandlat flöde och ozonbehov	Enhet	Värde
Maximalt behandlat flöde vid framtida $Q_{max}$	m <sup>3</sup> /h	1 710
Genomsnittligt behandlat flöde vid framtida $Q_{dim}$	m <sup>3</sup> /h	960
Minimalt behandlat flöde vid framtida $Q_{min}$	m <sup>3</sup> /h	200
Ozonbehov, max	kg/h	7,2
Ozonbehov, medel	kg/h	5,1
Ozonbehov, min	kg/h	2,2

I föreslagen design har en ozongenerator antagits som har kapacitet för det maximala behovet. Antal generatorer och deras kapacitet kan dock ändras i nästa skede beroende på önskemål om tillgänglighet och redundans.

### Doseringsutrustning

Inblandning av ozon i vattnet kan ske med statiska mixers, injektorer eller keramiska diffusorer. Diffusorer är mer energieffektiva än injektorer och dessutom både billigare och mer yteffektiva än statiska mixers. De erbjuder också en mer flexibel design som möjliggör att risken för bromatbildning kan minskas.

Vid Skansverket föreslås diffusorer med uppdelning i minst tre doseringszoner för en signifikant minskning av bromatbildning, se avsnitt 5. Diffusorerna placeras på botten av kontakttanken. För att säkerställa en effektiv upplösning av tillsatt ozon ska vattendjupet vara minst 6 m. Eftersom allt ozon ska hinna reagera innan vattnet når utloppet får diffusorerna inte placeras för nära utloppet. Exakt placering av diffusorerna i kontakttanken bör utredas närmare innan installation i fullskala.

### Syrgasförsörjning

Syret, som ozongeneratoren behöver matas med, kan levereras i flytande form (LOX – Liquid Oxygen) eller skapas på plats i ett PSA- eller VPSA-system som skapar syre från tryckluft (hög- respektive lågtryck/vakuum). Med en egen syrgasproduktion på plats vid verket blir verksamheten mindre beroende av leverantörer. Samtidigt elimineras risker kopplade till hantering av det flytande syret till följd av till exempel transporter inom området. En egen syrgasproduktion kräver dock ett större personalbehov till följd av mer tillsyn och hantering av driftstopp jämfört med om syrgasen köps in. Egen syrgasproduktion kräver dessutom en större byggnad för att rymma all maskinell utrustning.

Efter diskussion med Västvatten har det beslutats att använda PSA för syrgasproduktion. I ett PSA-system produceras syre med hjälp av en syrgasgenerator. Systemet förses med tryckluft från en kompressor. Utöver kompressorn behövs även en tryckluftstank och en syrgastank. Eftersom ozongenerator kräver en ren gas som är fri från partiklar behöver systemet dessutom vara utrustat med filter för att säkerställa att luften är partikelfri.

Den genomsnittliga förbrukningen av syrgas beräknas vara cirka 50 kg/h (50 Nm<sup>3</sup>/h), se Tabell 25. Beräkningarna baseras på en ozonkoncentration på 10 wt% (148 g O<sub>3</sub>/Nm<sup>3</sup>) i



levererad gas från generatorerna. Denna koncentration kan behöva justeras ned vid minflöde för att kunna upprätthålla ett tillräckligt högt flöde genom diffusorerna.

Tabell 25. Syrebehov för ozonproduktion vid max-, medel- och minbelastning, baserat på en ozonkoncentration på 10 wt%.

Beräknat syrebehov	Enhet	Värde
Syrebehov, max	kg/h	72
Syrebehov, medel	kg/h	50
Syrebehov, min	kg/h	17

### Kylning av ozongenerator

Under drift blir ozongeneratoren varm och behöver kylas. Normalt kan kylning erhållas med en värmeväxlare med kylvatten i ett slutet system. Kylkretsen kan kylas med en värmepump eller med en värmeväxlare som använder renat avloppsvatten som kylmedia.

Värmepumpens fördel, förutom att värmen återvinns, är att det går att ha en lägre temperatur på kylkretsen vilket resulterar i ett lägre effektbehov på ozongeneratoren jämfört med om kylningen görs med avloppsvatten. Värmepumpen förbrukar dock elenergi, och det behöver finnas ett behov på anläggningen (eller någon annanstans) av den värme som genereras. I kostnadskalkylen (avsnitt 8) har kylväxling med utgående avloppsvatten använts, men vilket alternativ som är mest ekonomiskt fördelaktigt bör man titta närmare på i nästa skede.

Två plattvärmväxlare (en i redundans) installeras för att säkerställa driften vid kylning med renat (utgående) avloppsvatten. Innan värmeväxlaren behöver det renade avloppsvattnet filtreras från partiklar. Filtrering görs med automatfilter (30 µm) eller membranfilter. Ett tvättvattensystem (CIP-system) behövs för att rengöra värmväxlarna från påväxt av biologiskt material och igensättning.

### Styrning och instrument

Ozondoseringen kan styras baserat på flödet så länge halten DOC inte varierar alltför mycket. Om stora variationer i DOC-halten förekommer, till exempel på grund av mycket tillskottsvatten, kan det vara relevant att installera en mer avancerad styrning baserad på mätning av UV-absorbans. Detta antas dock inte behövas i Skansverket eftersom kostnaden för instrumenten anses oskälig för ett avloppsreningsverk i Skansverkets storlek där dessutom DOC-variationerna inte bedöms vara stora. Ozondoseringen antas i detta skede i stället kunna ske flödesproportionellt och vald dos är som nämnts tidigare 5,3 mg O<sub>3</sub>/l (eller 5,3 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>).

Instrumenteringen i ozonerings-anläggningen föreslås bestå av:

- Ozonhaltsmätare efter ozongenerator för att mäta ozonkoncentrationen i gasen. Därmed säkerställs att den valda ozonkoncentrationen upprätthålls i gasen från generatoren. Mätprincip: UV-ljus (254 nm).
- En ozonhaltsmätare 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 ozonhaltsmätare efter ozondestruktorn för att mäta koncentration i utgående luft efter ozondestruktorn. Om halten är högre än 0,1 ppm går larm i gång. Mätprincip: UV-ljus (254 nm).
- För mer avancerad styrning skulle även två UV-absorbansmätare för mätning i inkommande och utgående vatten från ozonreaktorn kunna installeras. Detta har dock inte inkluderats kostnadskalkylen.

Två gasvarnare bör installeras i ozonrummet. Gasvarnarna ska detektera ozon- eller syrgasläckage och kopplas till varningslampa och signalhorn. Vid läckage ska ozonproduktionen stoppas och ventilationen av rummet forceras.

### *Efterbehandling*

Efter ozoneringen föreslås ett steg med konventionellt sandfilter som biologisk efterbehandling (se avsnitt 4.3.1). Sandfiltret ska framför allt avskilja/bryta ned potentiellt skadliga biprodukter (såsom oxidations- och transformationsprodukter) som bildas vid ozoneringen. Sandfilter påverkas inte av den höga syrehalten i vattnet ut från ozonreaktorn och kan dessutom ge bidra till minskning av utgående fosfor till följd av avskiljning av suspenderat material.

Ett alternativ till sandfilter är Moving bed biofilm reactor (MBBR). En MBBR medför eventuellt högre driftkostnader (om luftning appliceras) men ger möjlighet till utökad kväverening med efterdenitrifikation. Om en MBBR ska dimensioneras för Skansverket bör reningssteget utformas med en deox-zon, där syre förbrukas genom att ev. kvarvarande ammonium omvandlas till nitrat, och därefter en anox-zon där denitrifieringen sker. Tekniken kräver att det finns tillräckligt mycket ammonium i vattnet ut från biosteget för att nitrifikationen ska fungera och syret förbrukas, annars behöver extern kolkälla doseras vilket påverkar anläggningens driftkostnad.

Ytterligare ett alternativ som skulle kunna ersätta sandfilter eller MBBR är GAK-filter. Detta medför högre driftkostnader än sandfiltret eftersom kolet har en betydligt högre kostnad samt sannolikt behöver bytas ut oftare. Fördelarna med GAK-filter är dock att tekniken är ytteffektiv, ger reduktion av bi- och transformationsprodukter samt ger möjlighet till rening av PFAS (Gulde, o.a., 2021).

Som efterbehandling efter ozonering vid Skansverket föreslås fyra sandfilter som kan gå i parallell drift. Sandfiltren behöver vara 50 m<sup>2</sup> vardera för att inte överskrida den i dimensioneringsriktlinjerna rekommenderade ytbelastningen vid framtida  $Q_{max}$ . Med ett bäddjup på 1,2 m upptar dessa en total volym på 240 m<sup>3</sup>. Ytbelastningen blir 8,6 m/h vid framtida  $Q_{max}$  respektive 4,8 m/h vid framtida  $Q_{dim}$ . Därtill tillkommer en backspolningstank, från vilken vatten pumpas när sandfiltren backspolas, och en spolavloppstank som fungerar som utjämning innan använt backspolningsvatten återförs till försedimenteringen (se Figur 25). Backspolning utförs med renat avloppsvatten och antas ske med en hastighet (ytbelastning) på 30 m/h vilket ger ett spolvattenflöde på 1 500 m<sup>3</sup>/h per filter. Om backspolningen varar i 15 min åtgår omkring 375 m<sup>3</sup> spolvatten för spolning av ett filter. Backspolning utförs på ett filter i taget. Volymen på backspolningstanken sätts till ca 50% större volym än backspolningsbehovet, det vill säga 560 m<sup>3</sup>. Utjämningstanken för använt spolavloppsvatten anläggs med samma storlek.

Två spolvattenpumpar, vardera med kapacitet för hela spolvattenflödet, installeras, det vill säga två st som vardera ger flödet 1500 m<sup>3</sup>/h. Blåsmaskin för lufttillförsel under backspolning bör också finnas.

## Effektbehov

Ozongeneratorerna beräknas ha ett maximalt effektbehov på ungefär 72 kW (baserat på en energiförbrukning på 10 kWh/kg O<sub>3</sub>). Vid medelflöde kommer effektbehovet vara cirka 51 kW.

## Ytbehov

Ytbehov för reaktortankar är beräknat till 58 m<sup>2</sup> och ytbehov för sandfilter är beräknat till 200 m<sup>2</sup>. Sammanlagd yta för spolavloppstank och spolvattentank uppgår till 225 m<sup>2</sup>. Utöver det tillkommer maskinhus som även innehåller elinstallationer och VVS vilket har ett uppskattat ytbehov på ca 360 m<sup>2</sup>, därtill tillkommer PSA-systemet som, om trycklufttank och syrgastank placeras på gallerdurk ovanför kompressorn, behöver ca 80 m<sup>2</sup>. Med 10 % extra för betong etc. blir totala ytbehovet för läkemedelsrening med ozon ca. 1 100 m<sup>2</sup>.

## 7.3 GAK-filter

### 7.3.1 Dimensionering enligt EU-krav/riktlinjer

GAK-filtreringen föreslås placeras som ett sista reningssteg i Skansverkets process enligt blockschemat i Figur 24.

Vid dimensioneringen har resultat från ACT-försöken med GAK1 använts eftersom de ingående halterna i försöken med GAK1 anses ge en mer representativ bild över mängden mikroföroreningar i Skansverkets utgående avloppsvatten. I Tabell 26 sammanställs avskiljningsgrader enbart över reningsverket (inkommande, utgående reningsverk), enbart efter GAK-filtrering efter 30 000 bäddvolymter och efter en kombination av avskiljning genom reningsverket och filtrering genom GAK (inkommande reningsverk, utgående GAK-filter). För amisulprid detekterades ingen ingående halt vid GAK-försöken vilket gör att en procentuell avskiljning för denna substans inte har kunnat beräknas. GAK avskiljer alla detekterbara substanser som nämns i EU-riktlinjerna mycket väl (>90%). Genomsnittsreduktionen uppgick till 99% i GAK-filterförsöken.

Eftersom den genomsnittliga reduktionen uppgår till över 80% skulle GAK vid Skansverket uppfylla de av EU föreslagna riktlinjerna även efter 30 000 bäddvolymter och bedöms därför som en lämplig teknik för installation i fullskala.

Tabell 26. Procentuell reningsgrad av substanser som inkluderas i EU-riktlinjerna. Reduktionen i GAK-filter anger den reningsgrad som uppnås efter 30 000 filtrerade bäddvolymter.

	Reduktion över reningsverket	Reduktion i GAK-filter	Reduktion reningsverket + GAK
<b>Kategori 1</b>			
Amisulprid	_*	_*	_*
Karbamazepin	23%	100%	100%
Klaritromycin	31%	100%	100%
Diklofenak	15%	98%	98%
Hydroklortiazid	12%	100%	100%
Metoprolol	20%	100%	100%
Citalopram	28%	100%	100%
Venlafaxin	9%	100%	100%
<b>Kategori 2</b>			

	Reduktion över reningsverket	Reduktion i GAK-filter	Reduktion reningsverket + GAK
Bensotriazol	35%	100%	100%
Irbesartan	10%	92%	93%
<b>Genomsnitt</b>	<b>20%</b>	<b>99%</b>	<b>99%</b>

\*Halten var under analysgränsen i inkommande avloppsvatten vilket har gjort att reningsgraden över inte har kunnat fastställas.

### 7.3.2 Dimensionering för att sänka riskkvoten i recipienten

För att belysa GAK-filtreringens påverkan på recipienterna kan riskkvoterna för de olika substanserna studeras på samma sätt som för ozonet i avsnitt 7.2.2. För reningsgrader som behöver uppnås för att inte överskrida riskkvoten vid olika utspädningsscenarioer, se Tabell 22.

I Tabell 27 sammanställs den procentuella avskiljningsgraden vid filtrering genom GAK efter att 30 000 bäddvolymen renats. Tabell 27 inkluderar endast substanser vars riskkvoter utan rening uppgår till eller överstiger 0,1 (för en förteckning över vilka ämnen som exkluderats se avsnitt 7.2.2)

Ibuprofen kunde inte detekteras i vare sig ingående vatten till försöket eller utgående vatten från GAK-filtret, vilket sannolikt beror på att avskiljningen i verkets befintliga reningssteg är hög. Tidigare analyser som gjorts på utgående avloppsvatten från Skansverket har dock visat att substansen kan förekomma i avloppsvattnet.

Tabell 27. Avskiljningsgrad av mikroföroreningar vid filtrering genom GAK-filter.

	Reningsgrad efter 30 000 bäddvolymen
Azitromycin	100%
Bisfenol A	92%
Citalopram	100%
Diklofenak	98%
Furosemid	100%
Ibuprofen	-*
Imidakloprid	68%
Klaritromycin	100%
Oxazepam	100%
PFOA	58%
PFOS	92%
Sertralin	100%
Tramadol	100%
Venlafaxin	100%
Östron	100%

\*Ämnet kunde inte detekteras i vare sig ingående eller utgående prover.

I Tabell 28 redovisas GAK-filtreringens effekt på mikroföroreningar som har riskkvoter >0,1. För substanser där avskiljningsgraden vid GAK-filtrering efter 30 000 bäddvolymmer överskrider den som redovisas i Tabell 22 (det vill säga uppnår reningsgraden som krävs för att underskrida riskkvoten) har effekten markerats med "Uppnås".

Substanser där avskiljningsgraden inte överskrider den som redovisas i Tabell 22 och där riskkvoten därmed underskrids efter 30 000 renade bäddvolymmer har GAK-filtreringens effekt markerats med "Uppnås ej".

För ett antal ämnen, som t.ex. tramadol vid riskkvoten <1 samt vid den högre utspädningen, föreligger ingen risk att överskrida riskkvoten även om rening inte sker. Dessa har satts till "ingen risk".

Ibuprofen har inte uppmätts i vare sig inkommande eller utgående vatten under GAK-försöken, vilket gör att det inte med säkerhet går att säga vilken reningseffektivitet ett GAK-filter på Skansverket skulle kunna uppnå för denna substans. Vid det högre utspädningsscenariot och den högre riskkvoten föreligger dock ingen risk att riskkvoten ska överskridas i recipienten även om reningen i GAK-filter helt skulle utebli. Vid den lägre riskkvoten samt lägre utspädningen krävs däremot rening för att inte överskrida riskkvoterna i recipienten. Reningsgraden behöver endast uppgå till ett fåtal procent för att uppnå riskkvoten PEC/PNEC<1 vid den lägre utspädningen och det är därför sannolikt att detta kan uppnås, även om det inte har kunnat påvisas i ACT-försöken.

Tabell 28. Sammanfattning av GAK-filtreringens effekt på mikroföroreningar med riskkvot >0,1.

	Spädning 5,5		Spädning 16,7	
	PEC/PNEC <0,1	PEC/PNEC <1	PEC/PNEC <0,1	PEC/PNEC <1
Azitromycin	Uppnås	Ingen risk	Uppnås	Ingen risk
Bisfenol A	Uppnås ej	Uppnås ej	Uppnås ej	Uppnås ej
Citalopram	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Uppnås
Diklofenak	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Ingen risk
Furosemid	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Ingen risk
Ibuprofen	-*	-*	-*	Ingen risk
Imidaklopid	Uppnås	Ingen risk	Ingen risk	Ingen risk
Klaritromycin	Uppnås	Ingen risk	Ingen risk	Ingen risk
Oxazepam	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Uppnås
PFOA	Uppnås ej	Ingen risk	Uppnås	Ingen risk
PFOS	Uppnås ej	Uppnås	Uppnås ej	Uppnås
Sertralin	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Ingen risk
Tramadol	Uppnås	Ingen risk	Ingen risk	Ingen risk
Venlafaxin	Uppnås	Uppnås	Uppnås	Ingen risk
Östron	Uppnås	Ingen risk	Ingen risk	Ingen risk

\*Ämnet kunde inte detekteras vare sig inkommande eller utgående prover i GAK-försöken.

Med hänsyn till de reningsgrader som krävs vid båda spädningfaktorerna för att uppnå <1 i riskkvot i recipienten (Tabell 28) är GAK-filtrering lämplig för samtliga undersökta substanser

förutom bisfenol A, men även för denna substans är reningsgraden mindre än 10 procentenheter från att uppnå tillräckligt hög nivå.

Vid spädningen 5,5 och den lägre riskvoten  $<0,1$  är GAK olämplig för PFOA. Även reningsgraden av PFOS är aningen lägre än vad som skulle krävas för att inte överskrida riskkvoten i recipienten.

Viss avskiljning av PFOA sker i GAK-filtret och reningsgraden fluktuerar beroende på antal bäddvolymmer. Reningsgrad skulle kunna styras genom bytesfrekvensen av kol.

En alternativ utformning av anläggningen för att uppnå bättre avskiljning av de substanser som inte renats i tillräcklig grad skulle kunna vara att placera filter med olika typer av GAK i serie, där den senare kolsorten är specifikt vald för att reducera exempelvis PFOA. Kolet behöver då inte bytas lika ofta till följd av enstaka ämnen.

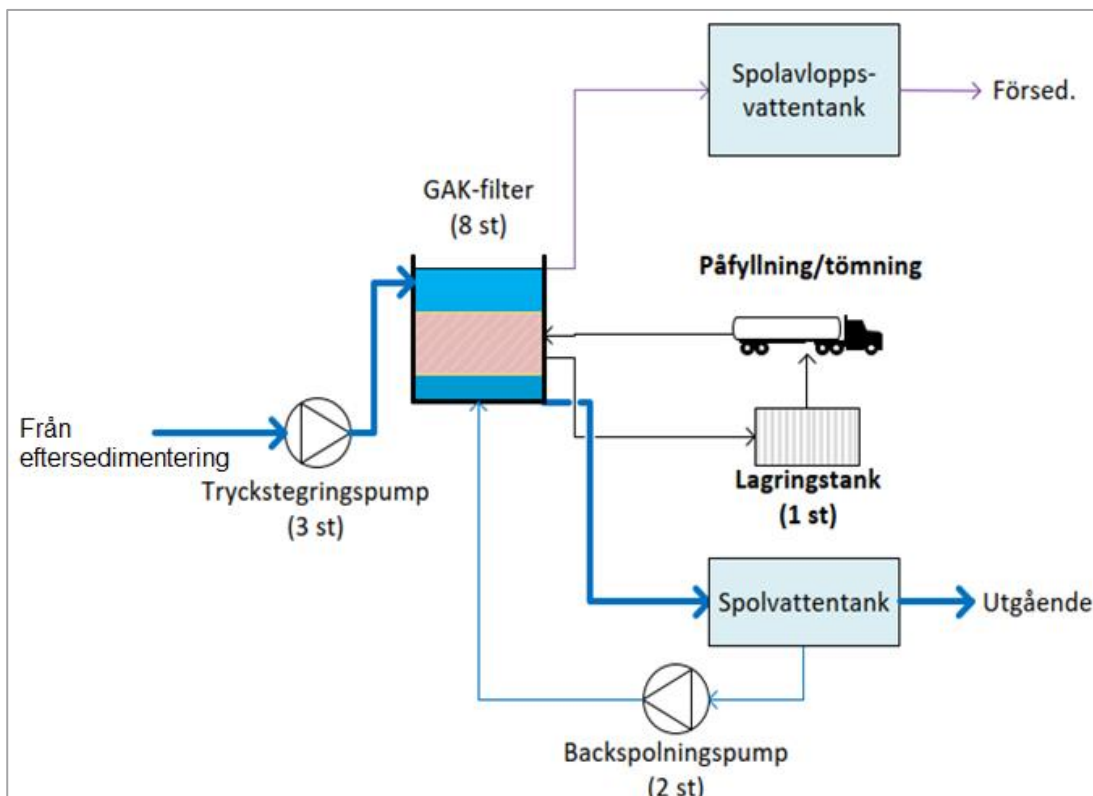
### 7.3.3 Kontakttid GAK

Ett kolfilter för läkemedelsrening dimensioneras efter avloppsvattnets uppehållstid i filtret, vilket styr adsorptionen av mikroföroreningar. Baserat på erfarenheter från, framför allt pilotförsök, i Sverige bör kontakttiden i filtret vara  $>10$  minuter (Cimbritz & Mattsson, 2018). Enligt erfarenhet från Schweiz och Tyskland rekommenderas att dimensionera för  $>20$  minuter.

Snabbtesterna för GAK (avsnitt 6) visade god adsorption vid 24 minuter kontakttid vid 30 000 bäddvolymmer och dagens  $Q_{medel}$ . Vald kontakttid vid dimensionering för Skansverket har satts till 20 minuter vid framtida  $Q_{max}$  vilket innebär 35 minuter vid framtida  $Q_{dim}$  (se kapitel 2.2. för förklaring av framtida  $Q_{dim}$ ). Dimensioneringen utgår från att åtta parallella filterlinjer byggs. Med denna dimensionering kan två filter tas ur drift (ett pga backspolning och ett hållas tomt i väntan på kolbyte) utan att uppehållstiden i de filter som är i drift blir för låg. Vid två filter ur drift blir kontakttiden vid framtida  $Q_{max}$  15 minuter och framtida  $Q_{dim}$  26 minuter. Anläggningen kan därmed drivas med sex parallella filterlinjer utan att reningsresultaten påverkas.

### 7.3.4 Processdesign

Processen bygger på att vattnet filtreras genom en bädd av GAK och föroreningar adsorberas på den aktiva kolytan. Avskiljningsgraden för kolfiltret avtar med tiden och efter en viss tid nås genombrott för ett eller flera ämnen. Vid genombrott måste kolet ersättas med nytt eller reaktiveras. Processdesignen för GAK-filtreringen föreslås utformas enligt Figur 26. GAK-filtren kan föregås av ett sandfilter för att minska mängden suspenderat material i vattnet som når GAK-filtren, vilket annars kan orsaka igensättning och öka behovet av backspolning. För att ta reda på om och i så fall hur frekvent igensättningar sker vid Skansverket skulle ett pilotförsök behöva utföras. Eftersom inget pilotförsök har genomförts är det inte utrett huruvida GAK-filtren bör föregås av ett sandfilter. Vid framtagandet av investeringskostnader har det därför antagits att sandfilter inte kommer behövas. Placering för ett möjligt sandfiltersteg redovisas dock i blockschemat i Figur 24.



Figur 26. Föreslagen processdesign för GAK-filtrering på Skansverket.

### Filterdesign

Tryckfallet över en kolfilteranläggning kan grovt uppskattas till 1–2 mvp. Tryckfallet påverkas av flera faktorer som bland annat kolets kornstorleksfördelning och filtermassans tjocklek. I nuläget är den tillgängliga hydrauliska höjdskillnaden mellan eftersedimenteringens utlopp och de blivande GAK-filtrens inlopp inte känd och vattnet antas därför behöva pumpas till kolfiltren. För detta föreslås tre pumpar där två tillsammans har kapacitet för framtida  $Q_{\max}$  (1 710 m<sup>3</sup>/h), därmed ca 855 m<sup>3</sup>/h var.

GAK-filtret kan vara utformat som ett öppet eller trycksatt system eller ett kontinuerligt backspolande filter. Öppna kolfilter där vattnet har ett nedåtriktat flöde är vanligast. Filtrering genom GAK vid Skansverket föreslås ske i öppna nedströmsfilter konstruerade i betongbassänger.

Föreslagen processlösning är åtta identiska filter som kan drivas parallellt. Vid låga flöden kan växelkörning tillämpas så att alla linjer inte är i drift samtidigt. Om ett filter ska ställas av rekommenderas att ett lågt flöde kontinuerligt tillåts rinna genom filtret samt att filtret backspolas frekvent för att undvika kraftig igenväxning av filtermaterialet. Färre än åtta linjer skulle eventuellt kunna installeras för att minska mängden instrumentering som krävs. Med färre linjer minskar dock redundansen vilket kan ge reningsproblematik om underhållsarbeten, som kräver avstängning av en eller flera reningslinjer, behöver utföras.

Med åtta parallella filter på 70 m<sup>3</sup> vardera blir den totala filtervolymen 560 m<sup>3</sup>. Vid framtida  $Q_{\max}$  är kontakttiden 20 minuter men om två filter är ur drift (för spolning eller utbyte av filtermedia) och det samtidigt är maximalt flöde genom anläggningen kommer kontakttiden vara ca 15 minuter.

Ytbelastningen på filtret rekommenderas vara maximalt 10 m/h. Med ett filterbädddjup på 1,8 m blir den totala filterytan 311 m<sup>2</sup> och ytbelastningen 5,5 m/h vid framtida  $Q_{\max}$  om alla filter är i drift. Dimensioneringsparametrar sammanfattas i Tabell 29. Eftersom ytbelastningen ligger under 10 m/h med marginal skulle eventuellt färre reningslinjer kunna konstrueras för att således spara in yta för anläggningen. En sådan dimensionering kan undersökas vidare i ett senare skede.

Tabell 29. Sammanfattning av dimensioneringsparametrar som använts för design av kolfilteranläggning.

Dimensioneringsparameter	Enhet	Värde
Antal filter	st	8
Total filtervolym	m <sup>3</sup>	560
Total filteryta	m <sup>2</sup>	311
Bäddhöjd	m	1,8
Kontakttid vid framtida $Q_{\max}$	min	20
Kontakttid vid framtida $Q_{\dim}$	min	35
Ytbelastning vid framtida $Q_{\max}$	m/h	5,5
Ytbelastning vid framtida $Q_{\dim}$	m/h	3,1

Med hänsyn till bäddexpansion vid backspolning, säkerhetsmarginaler och utloppshöjd blir varje filterenhet ungefär 3 m djup vilket ger en total volym på cirka 860 m<sup>3</sup>.

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

### Backspolning

GAK-filtret behöver backspolas regelbundet för att förhindra igensättningar. Backspolning av GAK-filter sker dock betydligt mer sällan än för sandfilter. Backspolningsfrekvens kan variera stort och i de försök som genomförts i svenska projekt har frekvensen varierat från några dagars mellanrum till ingen backspolning alls. Ju bättre funktion förbehandlingen har desto renare blir det inkommande vattnet till GAK-filtren vilket i sin tur minskar behovet av backspolningar. Backspolning av GAK-filter kan göras med renat avloppsvatten som filtrerats genom GAK-filtren och därefter samlats upp i en utjämningstank. Utjämningstanken placeras därför efter GAK-filtren så att den kan fyllas upp under driften. Vid backspolning pumpas spolvatten tillbaka till det filter som ska backspolas.

Backspolning antas ske med en hastighet på 25 m/h vilket ger ett spolvattenflöde på 972 m<sup>3</sup>/h per filter. Om backspolning varar i 15 min åtgår omkring 250 m<sup>3</sup> spolvatten för spolning av ett filter. Backspolning utförs på ett filter i taget. Volymen på backspolningstanken sätts till ca 50% större volym än backspolningsbehovet, det vill säga 375 m<sup>3</sup>. En utjämningstank för spolavloppsvatten anläggs med samma storlek. Spolavloppsvattnet från utjämningstanken leds förslagsvis till försedimenteringen.

Förutsatt att samtliga filter backspolas två gånger i veckan uppgår det årliga spolvattenflödet till drygt 202 000 m<sup>3</sup>/år vilket motsvarar 2,4 % av årsflödet genom avloppsreningsverket. Det är dock möjligt att backspolning kan utföras mer sällan vilket skulle innebära att en mindre vattenvolym åtgår till backspolning årligen.

Två spolvattenpumpar, vardera med kapacitet för hela spolvattenflödet, installeras, dvs två st som vardera ger flödet 972 m<sup>3</sup>/h.



### *Utbyte av filtermedia*

Med tiden mätas det aktiva kolet och adsorptionskapaciteten avtar vilket leder till genombrott där mikroföroreningarna passerar igenom filtret. När genombrott sker varierar från fall till fall men ett vanligt intervall som används för dimensionering brukar vara 20 000–30 000 bäddvolymeter. Antalet bäddvolymeter som kan renas innan genombrottet beror dock på bland annat vattnets innehåll av suspenderade ämnen, DOC och mikroföroreningar. Antalet bäddvolymeter som renas står i direkt relation till kolförbrukningen, dvs livslängden på GAK-materialet. Det är därför möjligt att genombrottet kan ske efter färre eller fler bäddvolymeter.

GAK-testerna (som redovisas i avsnitt 6) visade god adsorption (>95% avskiljning av samtliga organiska föroreningar som uppmätts i inkommande vatten) vid 30 000 bäddvolymeter och byte av GAK antas därför ske efter minst 30 000 bäddvolymeter. Förutsatt byte efter 30 000 bäddvolymeter kommer utbyte av filtermedia att behöva utföras efter ca 24 månader baserat på framtida  $Q_{dim}$ .

Vid genombrott måste kolet ersättas eller reaktiveras. Reaktiveringen avlägsnar ämnen som adsorberats på kolet under upphettning. Omkring en tiondel av GAK-materialet förloras i reaktiveringsprocessen och måste därför kompenseras genom tillförsel av ny GAK. I dagsläget utförs inte reaktivering i Sverige då det saknas anläggningar för processen. Reaktivering sker i stället i exempelvis Belgien vilket innebär att kolet måste fraktas fram och tillbaka.

Ett platsbyggt system bör utformas på anläggningen för att förenkla hanteringen av kol vid utbyte av filtermedia. GAK ska kunna transporteras direkt från lastbil till respektive filter genom ett vattenbaserat system med interna ledningar. Om filtren kan fyllas direkt från lastbil undviks arbetsmiljöproblem relaterade till hanteringen av torrt kol. Fyllning av filtren ska göras uppifrån så att mottryck av vatten och kol undviks. Transporten av GAK till filtren sker med vattenejektor som kan tillhandahållas av kolleverantören. Ejektorerna kräver vatten med tillräckligt tryck och flöde. Renat avloppsvatten från spolvattentanken skulle kunna användas för ändamålet. Erforderligt tryck bör enligt leverantören uppgå till ca 5 bar och flödet till 20 m<sup>3</sup>/h. Med dessa förutsättningar kan ca 6 m<sup>3</sup> kol per timme transporteras.

Det kol som förbrukats och behöver bytas, sugs upp ur filtret och skickas till reaktivering. Innan kolet skickas i väg bör det avvattnas för att undvika onödig transport av vatten. I processdesignen ingår en lagertank på 75 m<sup>3</sup> för avvattning av kol.

Ytterligare en lagertank skulle också kunna konstrueras för att effektivisera kolbytet. Lagertanken skulle kunna användas för att förvara nytt kol som då kan fyllas på direkt efter att ett filter har tömts. Lagertanken gör att längre driftstopp kan undvikas i samband med kolbyten. Eftersom befintlig dimensionering har tagit höjd för att två filterlinjer kan vara ur drift samtidigt anses en lagertank för nytt kol inte nödvändig på Skansverket och har därför inte inkluderats i investeringskostnaden.

### *Styrning och instrument*

Nivågivare i och flödesmätare ut från respektive filter ska finnas. Turbiditetsmätare installeras efter respektive filter för att övervaka eventuella fel i filtreringsprocessen som ger förhöjd turbiditet.

Backspolning ska ske intermittent enligt ett förutbestämt spolprogram eller vid indikation av ökat differenstryck över filtret. För att kunna spola filtren baserat på differenstryck krävs tryckgivare för varje filter, vilket har inkluderats i investeringskalkylen.

En mer avancerad övervakning skulle kunna uppnås genom att regelbundet mäta UV-absorbans i inkommande respektive utgående vatten. Skillnaden i UV-absorbans (UVA<sub>254</sub>) i inkommande och utgående vatten från kolfilter har visats korrelera väl med reduktionen av summan av mikroföroreningarna (Altmann, Massa, Sperlich, Gnirss, & Jekel, 2016).

Eftersom UV-absorbansmätare innebär en relativt hög investeringskostnad anses det i nuläget inte motiverat att utrusta anläggningen med dessa.

### Ytbehov

Nödvändig filteryta har beräknats till 311 m<sup>2</sup>. Yta för spolvattentank och spolavloppsvattentank har beräknats till ca 75 m<sup>2</sup> vardera. Till detta kommer utrymme för rörgalleri, en pumpstation, lagringstankar, spolvattenpumpar samt el- och fläktrum. Nödvändig yta för detta uppskattas till ca 320 m<sup>2</sup>. Det behöver även finnas plats för lastbil att fylla på och hämta kol. Inklusivt betong etc. uppskattas den totala ytan för GAK-anläggningen till ca 850 m<sup>2</sup>.

## 7.4 Placering av reningsanläggning på Skansverket

Intill Skansverket finns en tomtyta, benämnd Bastionen 17, på omkring 2 200 m<sup>2</sup> som inköpts av Uddevalla Vatten. På ytan finns idag en byggnad med arean 1 400 m<sup>2</sup> som ska rivas (se, markerat område i Figur 27). Eftersom ett reningssteg bestående av GAK-filter förväntas uppta omkring 850 m<sup>2</sup> och ett reningssteg som baseras på ozonering förväntas uppta omkring 1 100 m<sup>2</sup> anses det finnas gott om plats att bygga ett kompletterande läkemedelsreningssteg intill reningsverket. Ingen av de två undersökta reningsteknikerna riskerar att överskrida den tillgängliga arean som markerats i Figur 27. Den möjliga placeringen för reningsstegen i Figur 27 är dessutom lämplig eftersom utloppsledningen från verket passerar strax till höger om det rödmarkerade området i figuren, vilket gör att påkoppling bör kunna göras utan att någon ny utloppsledning behöver konstrueras.



Figur 27. Möjlig placering för ozon- eller GAK-rening.

## 8. Kostnads kalkyl – rening i fullskala

### 8.1 Investeringskostnader

Investeringskostnaden för ozonering med efterföljande sandfilter respektive GAK har beräknats utifrån förutsättningarna beskrivna i tidigare avsnitt.

Kostnaden för mark innebär endast 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 utförda vid liknande anläggningar. Kalkylen för GAK vid initial installation har beräknats med jungfruligt kol och ett enhetspris på 47 kr/kg. Vid utbyte av fillermaterialet, dvs. driftkostnads mässigt, utgår beräkningen däremot ifrån reaktiverat kol och ett enhetspris på 34,3 kr/kg.

Tabell 30 sammanfattar den övergripande kalkylen för avancerad rening där den totala anläggningskostnaden landar på knappt 89 MSEK för ozonering följt av sandfilter och 100 MSEK för GAK.

Kostnadsnivån är från augusti 2023. Moms är ej inräknat.

Tabell 30. Övergripande investeringskostnader för ozon + sandfilter- respektive GAK-anläggning vid Skansverkets ARV

Kalkylpost	Kostnad ozon + sandfilter (MSEK)	Kostnad GAK (MSEK)
Mark- & betongarbeten	13,4	12,0
Bygg	13,1	8,6
VVS	2,7	1,5
Maskininstallationer	24,7	33,8
El och automation	7,4	11,8
Oförutsett (20%)	12,3	13,6
<b>Summa entreprenader – Entreprenadkostnad</b>	<b>73,5</b>	<b>81,3</b>
Byggherrekostnad (23 % av entreprenadkostnad)	15,1	18,7
<b>Total anläggningskostnad</b>	<b>88,6</b>	<b>100</b>

### 8.2 Driftskostnader

Driftkostnaderna baseras på dimensionerande medelflöde (960 m<sup>3</sup>/h) och är beräknade utifrån följande enhetspriser:

El	1,5 kr/kWh
Personal	1,0 MSEK/år heltid
GAK, regenererat	34 300 kr/ton
GAK, nytt	47 000 kr/ton
Underhållskostnad	1 % av investering maskin, VVS och el

För uppskattning av kapitalkostnader har kostnader för oförutsett och entreprenadkostnader fördelats mellan mark, bygg, maskin, el och VVS. Kapitalkostnaden är beräknad enligt annuitetsmetoden och antagna avskrivningstider och kalkylräntor presenteras i Tabell 31.

Tabell 31. Kapitalkostnader, läkemedelsrening Skansverkets ARV

	Avskrivningstid (år)	Kalkylränta	Kapitalkostnad Ozon + sandfilter (SEK)	Kapitalkostnad GAK (SEK)
Mark och betongarbete	50	4%	900 000	824 000
Bygg	30	4%	1 095 000	734 500
Maskin	15	4%	3 212 500	4 487 500
El och automation	15	4%	964 000	1 570 500
VVS	15	4%	351 500	199 500
<b>Summa</b>			<b>6 523 000</b>	<b>7 816 000</b>

Driftkostnads-kalkylen har beräknats med regenererat kol. Personalbehovet antas vara 4 h per vecka för båda processalternativen. I Tabell 32 och Tabell 33 presenteras sammanställda driftkostnader, inkl. kapitalkostnader, för läkemedelsrening. Den årliga driftkostnaden har beräknats till 8,6 MSEK för ozonering och 13 MSEK för GAK.

Tabell 32. Årliga driftkostnader för rening av läkemedel och andra mikroföroreningar med ozonering inkl. sandfilter vid Skansverkets ARV

Kalkylpost	Kostnad (MSEK)
Kapitalkostnader	6,52
Elförbrukning PSA	0,72
Elförbrukning (ozongeneratorer, pumpning, backspolning)	0,79
Personal	0,10
Underhåll	0,47
<b>Totalt</b>	<b>8,6</b>

Tabell 33. Årliga driftkostnader för rening av läkemedel och andra mikroföroreningar med GAK vid Skansverkets ARV

Kalkylpost	Kostnad (MSEK)
Kapitalkostnader	7,82
Elförbrukning pumpning, backspolning	0,13
Aktivt kol	4,32
Personal	0,10
Underhåll	0,61
<b>Totalt</b>	<b>13,0</b>

För att sätta dessa kostnader i ett sammanhang så kan vi jämföra med det årliga resultatet (kostnader minus intäkter) för Uddevalla Vattens verksamhet, som även inkluderar driften av drygt 100 pumpstationer och fyra st mindre ARV. För år 2022 landade resultatet på ca -29,9 Mkr, vilket också bedöms som en rimlig nivå för de kommande åren. Påverkan på det årliga

resultatet om ett tillkommande avancerat reningssteg införs skulle öka med uppskattningsvis 43% vid införande av GAK-filter och 29% vid införande av ozonering.

## 9. Klimatkalkyl

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

1. Ozonering med avslutande sandfilter
  - Syre genereras på plats med pressure swing absorption (PSA)
2. Filtrering med granulerat aktivt kol (GAK)
  - Regenererat aktivt kol används

Den enhet som valts för presentation av resultaten är klimatpåverkan per mängd renat avloppsvatten (g CO<sub>2</sub>-ekv/m<sup>3</sup> behandlat vatten). Resultaten i basscenerierna redovisas även som absoluta tal för installation och 50 års användning.

### 9.1 Metod och avgränsningar

Genomförda beräkningar är baserade på metodik för livscykelanalys (LCA) och använder emissionsfaktorer tillsammans med resursschabloner och projektspecifika indata för att beräkna emissioner av koldioxidkvivalenter (d.v.s. klimatpåverkan) från undersökta alternativ.

#### 9.1.1 Avgränsning

Kalkylen har avgränsats till klimatpåverkan och ingen annan miljöpåverkanskategori ingår i denna analys. Följande delar av livscykeln har inkluderats i analysen då de bedöms vara av störst vikt för klimatpåverkan och specifika skillnader mellan reningsalternativen finns:

- Markarbeten exklusive 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 försumbar.
- Uppbyggnad och rivning av befintlig anläggning som antas ha lika stor klimatpåverkan oavsett reningssteg.

#### 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.

- Fördelning av ursprunget för elektricitet på Skansverket baseras på el från Vattenfall och är 100 % kärnkraft.
- Det aktiva kol som används i bassceneriet är regenererat kol och transporteras för att regenereras på nytt när det har förbrukats. Regenerering antas ske i Belgien. Transportavstånd mellan Uddevalla och anläggning i Belgien antas vara 1339 km och transport antas ske med lastbil (EURO6).
- Beräkningarna av klimatkalkylen har baserats på det beräknade medelflödet 8 409 600 m<sup>3</sup>/år.
- Initial påfyllning av aktivt kol har jungfruligt ursprung.

- Anläggningsdelarna beräknas ha en livslängd om 50 år enligt Västvatten.

### 9.1.3 Emissionsfaktorer

Klimatkalkylen bygger på flera 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.

Produktspecifika miljövarudeklarationer (EPD:er) har använts i andra hand där verktyget Klimatkalkyl har saknat data. I tredje hand har livscykeldata basen Ecoinvent version 3.9.1 använts för material och processer. Ecoinvent är en global databas med systematiskt framtagna och väl underbyggda generiska data för en stor mängd material och processer.

För emissionsfaktorer från verktyget Klimatkalkyl ingår schablonbaserade transportavstånd för material från råvaruutvinning till förädling, samt transporter av schaktmassor som genereras inom entreprenaden. Schablonbaserade transportavstånd används även för dataset från Ecoinvent. För produktspecifika EPD:er har transporter adderats från specifik fabrik.

Alla emissionsfaktorer som använts i detta projekt och referenser till dessa återfinns i Appendix VI (Emissionsfaktorer).

## 9.2 Inventering

Resurs- och energiåtgång för byggnad samt drift av undersökta alternativ har beräknats utifrån framtagna investeringskalkyl, materialmängdskalkyl samt dimensioneringskalkyl för undersökta alternativ. Specifika materiemängder för respektive alternativ redovisas i Appendix VII (Inventeringsdata).

### 9.2.1 Markarbete

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

- Bergschakt (Fall B)
- Fyllnadsmassor berg (Fall A)
- Borttransport av material

### 9.2.2 Byggmaterial och maskinutrustning

Materiemängder har beräknats för följande byggnadsdelar:

- Bassäng (Inklusive bottenplatta)
- Byggnad (Inner- och ytterväggar, takkonstruktion och övrigt material)
- Initial påfyllning av jungfruligt aktivt kol (Detta är en engångskostnad, inkluderas i maskinutrustning enligt kostnadskalkyl och inte drift som förbrukning av aktivt kol.)

### 9.2.3 Drift

Energiåtgången för ozonerings-alternativet är 1009 MWh per år. Energiåtgång för GAK-alternativet är 85 MWh per år. Västvatten köper in elektricitet från Vattenfall som härstammar från 100 % kärnkraft.

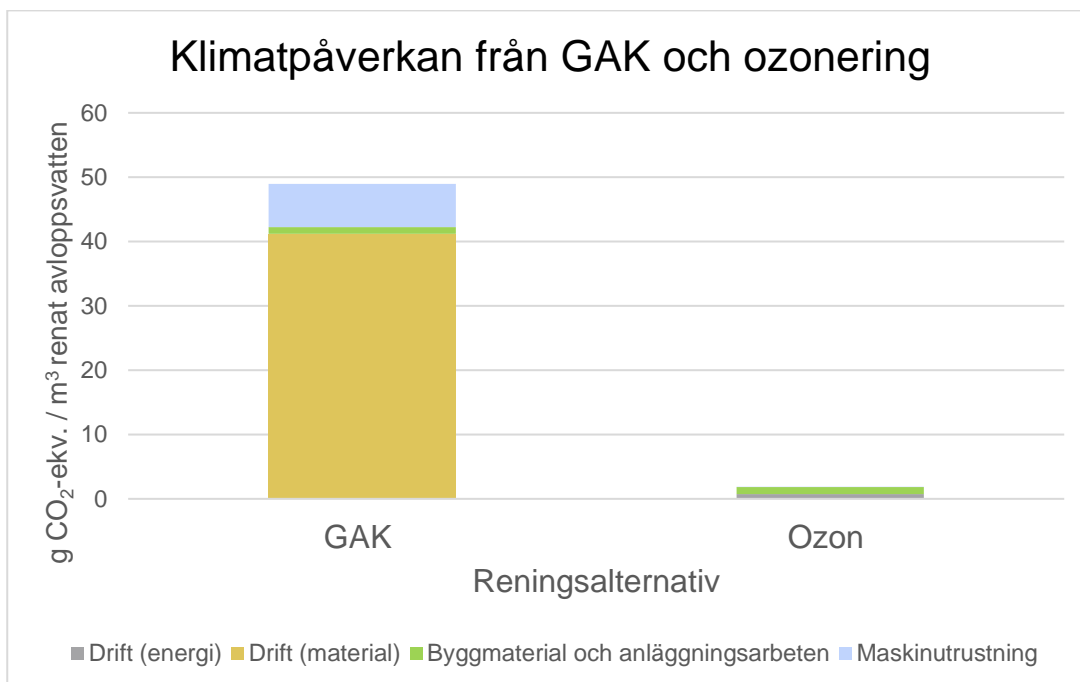
Mängden aktivt kol som förbrukas per år är 126 ton.

Beräkningen av materialanvändning vid drift har omfattat aktivt kol för GAK alternativen, för detaljer se Appendix VII (Inventeringsdata).

## 9.3 Resultat

### 9.3.1 Jämförelse av undersökta reningsalternativ

Den totala klimatpåverkan vid användning av GAK som reningssteg är 48,9 g CO<sub>2</sub>-ekv. / m<sup>3</sup> renat avloppsvatten och vid ozonering 1,9 g CO<sub>2</sub>-ekv. / m<sup>3</sup> renat avloppsvatten, vilket kan ses i Figur 28 och Tabell 34. Klimatpåverkan är 26 gånger högre vid reningsalternativet med GAK. I Figur 28 ses även klimatpåverkan uppdelat på kategorierna maskinutrustning, byggmaterial och anläggningsarbeten, drift (material) samt drift (energi). Vid GAK står klimatpåverkan från drift (material) för 84 %, vilket härstammar från regenererat aktivt kol inklusive transporter. En stor del av maskinutrustning härstammar även från initial påfyllning av jungfruligt aktivt kol.



Figur 28. Klimatpåverkan vid jämförelse av rening med GAK och ozonering.

I Tabell 34 går det att urskönja mer detaljerade resultat från klimatpåverkan vid jämförelse mellan GAK och ozonering. Drift (energi) har 12 gånger högre klimatpåverkan vid ozonering jämfört med GAK. Byggmaterial och anläggningsarbeten har även högre klimatpåverkan vid ozonering i jämförelse.



Tabell 34. Klimatpåverkan vid jämförelse av rening med GAK och ozon i ton CO<sub>2</sub>-ekv. / 50 år och g CO<sub>2</sub>-ekv / m<sup>3</sup> vatten.

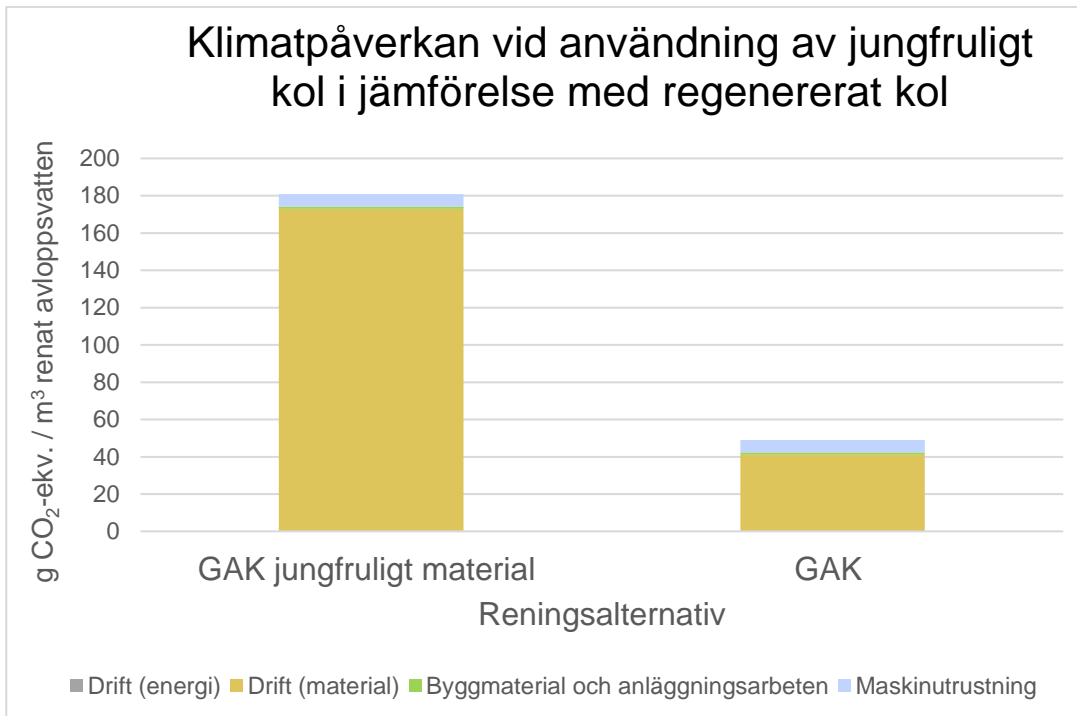
Del av livscykel	Klimatpåverkan total 50 år, ton CO <sub>2</sub> ekv.		Klimatpåverkan per m <sup>3</sup> behandlat vatten, g CO <sub>2</sub> ekv.	
	Ozon	GAK	Ozon	GAK
Byggmaterial och anläggningsarbeten	448	444	1,1	1,1
Maskinutrustning	41	2 822	0,1	6,7
Drift (energi)	288	24	0,7	0,1
Drift (material)	-	17 293	-	41
<b>Total</b>	<b>777</b>	<b>20 583</b>	<b>1,9</b>	<b>48,9</b>

## 9.4 Känslighetsanalys

Två känslighetsanalyser har genomförts för att undersöka hur slutresultatet varierar beroende på val av elproduktionsmix (elmix) samt användning av jungfruligt kol.

### 9.4.1 Resultatjämförelse med jungfruligt aktivt kol

I Figur 29 jämförs användning av jungfruligt aktivt kol i stället för regenererat aktivt kol vid utbyte av förbrukad produkt för reningsalternativet GAK. Klimatpåverkan uppgår vid användning av jungfruligt material till 181 g CO<sub>2</sub>-ekv. / m<sup>3</sup> renat avloppsvatten och vid användning av regenererat kol till 48,9 g CO<sub>2</sub>-ekv. / m<sup>3</sup> renat avloppsvatten. Vid användning av jungfruligt aktivt kol ökar klimatpåverkan således med 270 %.

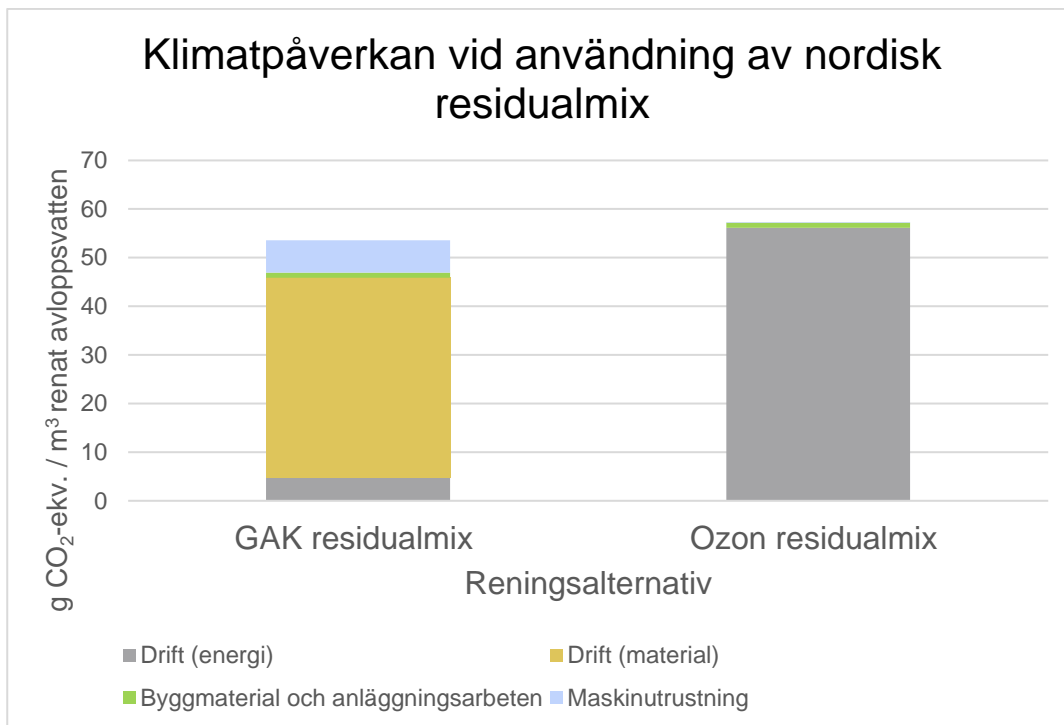


Figur 29. Jämförelse av klimatpåverkan vid användning av jungfruligt kol och regenererat kol

#### 9.4.2 Resultatjämförelse med elektricitet från residualmix

För att illustrera skillnaden i klimatpåverkan vid användningen av olika elmixar har resultat även tagits fram för användning av 100% nordisk residualmix. Den nordiska residualmixen motsvarar den elmix som återstår inom det nordiska elnätet efter att all el som säljs som ursprungsmärkt förnybar el exkluderats. 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 nordiska residualmixen kommer från kärnkraft som medför ett relativt lågt klimatavtryck.

I Figur 30 jämförs klimatpåverkan från GAK respektive ozonering med nordisk residualmix. Klimatpåverkan för GAK uppgår till 54 g CO<sub>2</sub>-ekv. / m<sup>3</sup> renat avloppsvatten och klimatpåverkan från ozonering uppgår till 57 g CO<sub>2</sub>-ekv. / m<sup>3</sup> renat avloppsvatten. Ozonering har 6% större klimatpåverkan än GAK vid användning av residualmix.



Figur 30. Jämförelse av klimatpåverkan vid användning av elektricitet med ursprung från nordisk residualmix vid reningsalternativen GAK och ozon.

## 9.5 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.

Transportavstånd för produkter med emissionsfaktorer baserade på EPD:er är specifika för just den produkten EPD:n gäller för. Det är inte säkert att den faktiska byggdelen som väljs till projektet är densamma som i den specifika EPD:n och transportavståndet kan skilja sig.

## 9.6 Diskussion

Vid jämförelse av de två reningsalternativen är klimatpåverkan från GAK med regenererat kol 26 gånger högre jämfört med ozonering. Detta beror på klimatpåverkan från aktivt kol som förbrukningsmaterial och transport av det vid reningsalternativet GAK.

Energiförbrukningen vid ozonering är betydligt högre än för GAK, elmixen som används på anläggningen är dock förnybar och har en låg klimatpåverkan.

En känslighetsanalys gjordes för att belysa betydelsen av elektricitetens ursprung, ifall en annan elmix används kan resultatet skilja sig betydligt. Känslighetsanalysen där elmixen byts ut mot nordisk residualmix visar att den totala klimatpåverkan från ozonering blir högre än från GAK, vilket i grunden beror på att ozonering är mer energikrävande än GAK. Resultatet visar att ursprunget för elektriciteten på anläggningen har en betydande roll för den totala klimatpåverkan.

Ytterligare en känslighetsanalys genomfördes för att belysa skillnaderna om jungfruligt aktivt kol används i stället för regenererat kol. Jungfruligt aktivt kol har 5 gånger högre

Klimatpåverkan än regenererat kol, vid jämförelse så ökar den totala klimatpåverkan med 270% om jungfruligt kol används.

Den totala klimatpåverkan i jämförelse med en studie av svenska miljöinstitutet (IVL) visar att för GAK med liknande konfiguration som i denna studie ger en klimatpåverkan på 40–50 g CO<sub>2</sub>-ekv. / m<sup>3</sup> renat avloppsvatten (IVL Svenska Miljöinstitutet, 2017). Resultatet för GAK i denna livscykelanalys (48,9 g CO<sub>2</sub>-ekv. / m<sup>3</sup> renat avloppsvatten) ligger i linje med dessa resultat. Samma studie visar att vid användning av ozonering med liknande konfiguration är klimatpåverkan 5–6 g CO<sub>2</sub>-ekv. / m<sup>3</sup> renat avloppsvatten. Dessa resultat är 2–3 gånger högre än resultaten från denna livscykelanalys. Detta kan bero på annat elursprung i studien då ozonering har en hög energiförbrukning i jämförelse med GAK, elursprunget i IVL:s studie är svensk medelmix.

Klimatpåverkan och möjlighet till användning av bio-kol i stället för regenererat fossilt aktivt kol har inte undersökts. Om aktivt kol från förnybara källor kan användas, skulle klimatpåverkan minska betydligt för GAK. Aktivt kol från förnybara källor har i pilotprojekt fungerat bra på liten skala. Det är dock mer komplicerat att tillverka stora mängder av detta, men möjligheter kan finnas att använda detta i framtiden för att minska klimatpåverkan.

## 9.7 Slutsatser

Klimatpåverkan från reningsalternativet GAK har 26 gånger större klimatpåverkan än reningsalternativet ozonering.

Driftskedet utgör den livscykelphas med störst klimatpåverkan oavsett reningsalternativ. Valet av elmix har stor betydelse för resultatet. Känslighetsanalysen visar att den totala klimatpåverkan blir högre för ozonering än GAK om residualmix används i stället för den förnybara elmixen specifik för projektet.

Om jungfruligt aktivt kol används i stället för regenererat kol blir klimatpåverkan från GAK mer än tre gånger så hög. Om GAK ska användas är det viktigt att använda regenererat aktivt kol för att minimera klimatpåverkan. Det kan även vara lämpligt att undersöka möjligheterna att använda biokol i framtiden för att minska klimatpåverkan ytterligare.

## 10. Jämförelse av utvärderade reningstekniker

Vid val av teknik till framtida avancerat reningssteg bör hänsyn tas till flera olika parametrar. Många av dessa har belysts i denna förstudie, däribland teknikens reningseffektivitet på det specifika vattnet som ska behandlas, vilka mikroföroreningar som utgör störst risk om de inte behandlas samt vilka förutsättningar som finns på avloppsreningsverket. Även kostnader och klimatpåverkan som det avancerade reningssteget medför bör tas i beaktande.

Tabell 35 sammanfattar en rad delresultat som denna förstudie har resulterat i. Tabellen visar vad som är aktuellt för de reningstekniker som ingick: behandling med GAK som utvärderades genom accelererade kolumntester och behandling med ozon följt av sandfilter där ozoneringen utvärderades genom datasimuleringar.

När det gäller vattenmatrisen och den påverkan som är aktuell från reningsteknikerna visade simuleringarna av ozonet att bromat bildas vid tillsats av ozon men att halterna kan hållas nere genom att sprida ut ozondoseringen i flera punkter. Vattenmatrisen utesluter därför inte användandet av någon av teknikerna, utan båda bedöms kunna implementeras vid Skansverket.

Båda teknikerna uppnår tillräcklig rening av de substanser som listas i EU:s förslag till riktlinjer för rening av mikroföroreningar. Beträffande reningsresultaten för de riskämnen som identifierats för Skansverket finns det dock skillnader mellan teknikerna.

Ozonering ger ingen rening av PFOS, vilket däremot GAK gör. Ozonering visade sig dessutom ge otillräcklig rening med avseende på citalopram. Under torrflödesförhållanden behöver ozondosen höjas från 0,3 gO<sub>3</sub>/g DOC för att uppnå tillräcklig rening av oxazepam. Doseringen av ozon ger upphov till bildandet av en rad nedbrytningsprodukter samt transformationsprodukter som behöver renas i det efterföljande sandfiltret. Hur eventuella nedbrytningsprocesser i det efterföljande sandfiltret påverkar reningsgraderna har inte undersökts i denna förstudie.

Efter 30 000 filtrerade bäddvolymmer visade sig GAK ge tillräcklig avskiljning av alla risksubstanser förutom bisfenol A, för vilken en nästintill 100 procentig rening skulle behöva uppnås för att inte överskrida riskkvoten i recipienten. För ibuprofen kunde reningsgraden inte undersökas i GAK-försöken eftersom substansen inte kunde detekteras i försöksvattnet. Eftersom det endast krävs några fåtal procents rening för att uppnå riskkvoten PEC/PNEC<1 är det dock sannolikt att ett GAK-filter skulle kunna uppnå denna. Den ACT-metod som använts i utvärderingen av GAK tar inte hänsyn till de silningseffekter samt den biologiska rening som sker i ett GAK-filter. Det är därmed möjligt att reningsgraderna i en fullskaleanläggning kan bli något högre än det som visats i testerna. För GAK skulle eventuellt en högre reningsgrad för bisfenol A kunna erhållas om filtermassan byts oftare. Detta skulle dock slå mot anläggningens driftkostnad samt klimatpåverkan.

För övriga ämnen för vilken riskkvoten beräknats vara större 0,1 i recipienten (azitromycin, diklofenak, furosemid, imidaklopid, klaritromycin, PFOA, sertralin, tramadol och venlafaxin) klarar både ozon och GAK av att ge tillräcklig rening för att riskkvoten PEC/PNEC<1 ska kunna underskrivas.

De två reningsteknikerna har olika areabehov men båda bedöms rymmas på den yta som finns tillgänglig vid avloppsreningsverket. Den area som tas i anspråk av reningen bedöms därför inte vara styrande för vilken av reningsteknikerna som bör väljas.

Ozonet bedöms vara en billigare reningsteknik än GAK, både när det kommer till investeringskostnaden och driftkostnaden. De beräknade kostnaderna för investeringen och driften baseras på prisinformation som i dag är föränderliga på grund av rådande världsläge.

Investeringskostnaden för GAK bedöms uppgå till 100 Mkr medan ozonet efterföljt av sandfilter bedöms uppgå till 88,6 Mkr. Kostnaden för GAK utgår från att den första påfyllningen av kol behöver göras med jungfruligt kol.

Driftkostnaden för GAK uppskattas till 13 Mkr medan ozon med efterföljande sandfilter uppskattas medföra driftkostnader motsvarande 8,6 Mkr/år. Ozonet förväntas ha en betydligt högre elkostnad än GAK, som ändå blir den dyrare tekniken i drift, på grund av den högre kapitalkostnaden samt kostnader för inköp och regenerering av kol.

När det kommer till teknikernas klimatavtryck bedöms klimatavtrycket för GAK vara hela 26 gånger större än för ozon med efterföljande sandfilter. Den stora skillnaden beror framför allt på tillverkningen av jungfruligt aktivt kol som krävs då anläggningen tas i drift samt alla transporter som krävs i samband med leveranser, samt regenerering av kolet.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att båda teknikerna förväntas uppnå EU:s förslag på riktlinjer för avancerad rening. Ozonering är den billigare reningstekniken och har dessutom mindre miljöpåverkan. Tekniken har dock en osäkerhet i och med att den inte lämpar sig för rening av PFOS. Avskiljningen av citalopram, som identifierats som ett av riskämnena i Bäveån, är dessutom betydligt lägre än med GAK.

Tabell 35. Jämförelse av de ingående reningsteknikerna GAK och ozon följt av sandfilter utifrån olika aspekter för Skansverket.

Beskrivning	GAK	Ozonering + sandfilter	Kommentar
Påverkan på vattenmatris	Nej	Nej	
Lämplig teknik utifrån identifierade riskämnen	Ja, men för bisfenol A kan filterbyten behöva ske oftare än efter 30 000 bäddvolymmer (som dimensioneringen har utgått ifrån)	Nej, för PFOS och citalopram är reningen otillräcklig	Båda teknikerna uppfyller det förslag till riktlinjer som EU har presenterat.  Effekten som GAK har på avskiljningen av ibuprofen har inte kunnat fastställas i försöken, men det är sannolikt att tekniken kan ge en tillräcklig avskiljning av substansen. Analys av recipientproverna indikerar dessutom att ibuprofen bryts ned snabbt i Bäveån.

Beskrivning	GAK	Ozonering + sandfilter	Kommentar
Resultat från simuleringsförsök och snabbtester	<p>Båda GAK-produkterna som testades bedöms ge över 90 % avskiljning av mikroföroreningar efter 30 000 bäddvolymeter och kontakttiden 24 minuter.</p> <p>20 min uppehållstid vid framtida <math>Q_{max}</math> vilket motsvarar 35 minuter uppehållstid vid framtida <math>Q_{dim}</math> och 30 000 bäddvolymeter utnyttjades för dimensionering och kostnadsbedömning</p>	<p>En total reduktion på över 80% nås när dosen är 0,3 g <math>O_3/g</math> DOC.</p> <p>Uppehållstiden 12 minuter vid framtida <math>Q_{max}</math> räcker för att ozonet ska hinna reagera.</p> <p>Bromathalten kunde hållas nere genom att dosera ozonet i flera punkter.</p>	
Ytbehov, m <sup>2</sup>	850	1100	
Placering	Efter slutsedimentering, sist i processen	Efter slutsedimentering, sist i processen	Ev. kan ett sandfilter behöva installeras mellan slutsedimentering och GAK-filter
Investeringskostnad, Mkr	100	88,6	
Driftkostnad MSEK/år	13	8,6	
Klimatpåverkan, g $CO_2/m^3$ behandlat vatten	48,9	1,9	

## 11. Slutsatser och rekommendation

I detta avsnitt sammanfattas dels slutsatser som kan dras utifrån denna förstudie, dels ges rekommendationer gällande fortsatt arbete inför införande av ett avancerat reningssteg vid Skansverket i framtiden.

### 11.1 Behov av avancerad rening

I avsnitt 3 (miljöriskbedömning) har det kunnat konstateras att ett flertal ämnen, däribland citalopram och PFOS, utifrån de riskvoter (PEC/PNEC) som beräknats i recipienten Bäveån innebär en potentiell miljörisk för vattenlevande organismer. Vid torrvärders-scenariot, där ett spädningstal på 5,5 har använts, krävs kompletterande rening av nio ämnen för att underskrida riskkvoten 1.

För den sekundära recipienten Byfjorden bedöms utspädningen vara så pass stor att alla analyserade ämnen sannolikt inte medför någon miljörisk. Det enda undantaget är bisfenol A, baserat på att det föreslagna nya EQS-värdet i EU:s vattendirektiv antas. Huruvida bisfenol A ska inkluderas eller inte i denna bedömning blir väldigt utslagsgivande, då den erforderliga reningsgraden för ett avancerat reningssteg skulle behöva vara nära 100% vilket är svårt att motivera dels kostnadsmässigt, dels om man ser till klimat- och miljöpåverkan ur ett bredare perspektiv.

Baserat på de föreslagna riktlinjerna i EU:s uppdaterade avloppsvattendirektiv skulle reningen av mikroföroreningar vid Skansverket behöva förstärkas med i storleksordningen 75%. Detta baserat på att på den nuvarande genomsnittliga avskiljningen av listade ämnena uppgår till ca 20% (se Tabell 21, avsnitt 7.2.1). Beslut i ärendet förväntas under 2024.

### 11.2 Val av reningsteknik

Som har påvisats i avsnitt 7.2.1 och 7.3.1 förväntas de föreslagna villkoren gällande avancerad rening i EU:s avloppsvattendirektiv kunna uppnås vid Skansverket med både ozonering och GAK-filter, utifrån de dimensionerande förutsättningar som anges i denna utredning.

Utgår vi istället från att kunna visa att miljörisken begränsas ute i recipienten (se avsnitt 7.2.2 och 7.3.2), så ser rening med GAK-filter ut som det starkaste alternativet. Reningstekniken klarar av att sänka riskkvoten till under 1 för alla utvärderade ämnen (undantagsvis bisfenol A, se föregående underavsnitt), medan ozonering oavsett använd dos förväntas ge otillräcklig rening av både citalopram och PFOS. En relativt hög ozondos ser dessutom ut att krävas för att avskilja oxazepam. En osäkerhet med GAK är om långtgående rening av PFAS blir ett framtida krav. Reningen av PFOS och PFOA var tillfredställande med den reaktiverade GAK-produkten som testades, men tidigare erfarenheter visar att genombrott av PFAS tenderar att ske betydligt tidigare än för läkemedelsämnen, vilket kan leda till mer frekvent behov av kolbyte och därmed ökade kostnader (Baresel, o.a., 2022).

De simuleringstester som utförts under denna förstudie för de två utvärderade reningsteknikerna har gett värdefulla underlag till den preliminära dimensionering som legat till grund för de kalkyler som sedan tagits fram. Oavsett vilken reningsteknik som Uddevalla Vatten väljer att gå vidare med i ett senare skede, så finns anledning när det gäller båda alternativen att tillskansa sig ytterligare anläggningsspecifika underlag med hjälp av praktiska försök i pilotskala.



För GAK skulle kompletterande tester kunna påvisa om kontakttiden kan sänkas med bibehållna reningsresultat. Med en lägre kontakttid kan en mindre och mer kostnadseffektiv anläggning byggas. Dessutom skulle pilotförsök ge en tydlig indikation om backspolningsbehovet, vilket i utredningen har uppskattats ifrån erfarenheter från liknande installationer, och dessutom ge information om behov av eventuell förbehandling av utgående avloppsvatten, vilket inte har kunnat utredas med simuleringstesterna.

För ozonering rekommenderas kompletterande tester för att bekräfta de dimensionerande parametrar (kontakttid och dos) som framkom av simuleringstesterna. Med tanke på både de ekonomiska och miljömässiga fördelar som kunnat påvisas i denna utredning jämfört med GAK, kan det också vara lönt att i praktiska försök antingen bekräfta eller dementera att eventuella kommande villkor kan följas med ozonering.

GAK-försöken visade även att aktiviteten som påvisades i merparten av de effektbaserade analyserna kunde reduceras effektivt. Effektbaserade analyser kunde inte utvärderas för ozoneringen, men om pilotförsök med ozonering i framtiden utförs rekommenderas att prover för effektbaserade analys inkluderas för att kunna påvisa reduktion av toxisk effekt. Det skulle också kunna användas som utvärderingskriterium för efterbehandlingssteget till ozoneringen.

### 11.3 Övriga rekommendationer

I bedömningen av utspädning (Appendix V) har det gjorts en första ansats till att uppskatta under hur stor andel av tiden som utspädningen underskrider ett specifikt värde i område 1 och 2 i Bäveån. Om det föreligger ett behov av en ökad förståelse för hur riskkvoterna varierar i Bäveån och kanske även ute i Byfjorden (vilket ej har omfattats av denna utredning) kan en 3D-modell tas fram för att visualisera spridningen av mikroföroreningar till recipienterna (Sweco, 2020). Kompletterande provtagning uppströms skulle erfordras för att säkerställa bakgrundshalterna i en sådan modell. Modellen skulle därtill kunna användas för att visa påverkan vid olika spädningsscenarier vid införande av avancerad rening.

## 12. Ordlista

Förkortning	Förklaring/begrepp	Kommentar
BOD	Biokemisk syreförbrukning (från engelskans <i>Biological Oxygen Demand</i> )	Vanlig analys för avloppsvatten
DOC	Löst organiskt kol (från engelskans <i>Dissolved Organic Carbon</i> )	Vanlig analys för avloppsvatten
DOM	Löst organiskt material (från engelskans <i>Dissolved Organic Matter</i> )	Samlingsnamn för löst organiskt material. Omfattar DOC men även t ex organiskt kväve och syre
TOC	Totalt organiskt kol (från engelskans <i>Total Organic Carbon</i> )	Vanlig analys för avloppsvatten
SS	Suspenderad substans (från engelskans <i>Suspended Solids</i> )	Vanlig analys för avloppsvatten
-	<b>Bi- och transformationsprodukter</b> (från ozonering)	Ämnen som bildas genom nedbrytning från ozonoxidation. Ett exempel på en oönskad biprodukt är bromat som kan uppstå vid oxidation av bromid. Transformationsprodukter är mindre molekyler som bildas vid nedbrytning av organiska mikroföroreningar, dessa är till stor del okända.
NDMA	N-Nitrosodimetylamin	Potentiell biprodukt från ozonering som är giftigt för levern och cancerogent
BPA	Bisfenol A (från engelskans <i>Bisphenol A</i> )	Vanligt förekommande plastkemikalie
PFAS	Poly- och perfluorerade alkylsubstanser	Samlingsnamn för högfluorerade svårnedbrytbara organiska ämnen
PFOA	Perfluoroktansyra	Ett vanligt förekommande PFAS-ämne
PFOS	Perfluoroktansulfonsyra	Ett vanligt förekommande PFAS-ämne
EQS	Miljö kvalitetsnorm (från engelskans <i>Environmental Quality Standard</i> )	Bestämmelse om kvaliteten i miljön, bl a i vatten.
LOD	Detektionsgräns (från engelskan <i>Limit of Detection</i> )	Angivet värde för laborativa analyser. Under LOD kan inte ämnet detekteras.
LOQ	Rapporteringsgräns (från engelskan <i>Limit of Quantification</i> )	Angivet värde för laborativa analyser. Under LOQ kan inte koncentration för ämnet bestämmas.
PEC	Predicted Environmental Concentration	Beräknad koncentration av ett ämne i recipienten utifrån koncentration i utgående vatten multiplicerat med förväntat spädningstal
PNEC	Predicted No Effect Concentration	Den högsta koncentrationen som inte väntas ge en negativ effekt för en organism
-	<b>Risikkvot</b>	Risikkvoten beräknas enligt PEC/PNEC. Ett värde över 1 innebär hög risk, ett värde mellan 0,1 och 1 innebär måttlig risk och ett värde under 0,1 innebär låg risk.
-	<b>Effektbaserade analyser</b>	Effektbaserade analyser baseras på biologiska metoder som bl a mäter effekter i odlade celler, t

Förkortning	Förklaring/begrepp	Kommentar
		ex aktivering eller blockering av receptorer, oxidativ stress eller genotoxicitet.
AR-aktivitet	Aktivering av androgen-receptorn	Bl a viktig för reproduktion. I rapporten beskrivs även <b>anti-androgen aktivitet</b> vilket innebär att receptorn blockeras istället för aktiveras.
AhR-aktivitet	Aktivering av <b>dioxinreceptorn</b> (Arylhydrokarbon-receptorn)	Reglerar uttryck av gener som skyddar organismer från främmande ämnen
ER-aktivitet	Aktivering av östrogen-receptorn (från engelskans <i>Estrogen Receptor</i> )	Bl a viktig för reproduktion.
-	<b>Genotoxicitet/genotoxiska effekter</b>	Kopplat till skador på DNA
Nrf2-aktivitet	<b>Oxidativ stress</b> (från engelskans <i>Nuclear Transcription Factor erythroid 2-related factor 2</i> )	Uppstår till följd av ackumulering av syreradikaler vilket kan ge inflammatoriska reaktioner och cancer
DHT-ekvivalenter	DHT är förkortning av Dihydrotestosteron	Mått på androgen aktivitet.
E2-ekvivalenter	<b>Östradiol-ekvivalenter.</b> Östradiol förkortas ofta E2 i vetenskapliga sammanhang.	Mått på östrogen aktivitet.
OHF-ekvivalenter	OHF är den engelska förkortningen för hydroxyflutamide	Mått på anti-androgen aktivitet.
TCDD-ekvivalenter	TCDD är den engelska förkortningen av 2,3,7,8-tetraklordibenso-p-dioxin	Mått på aktivering av arylhydrokarbon-receptorn. TCDD är det mest toxiska dioxinet.
Q	Symbol för flöde	Vanligt förekommande inom processindustrin. Qdim innebär t ex dimensionerande flöde.
ACT	Accelerated column test	Praktiska tester i labbskala för att simulera långtidsdrift med aktivt kol
EBCT	Empty Bed Contact Time	Den beräknade uppehållstiden i den volymen av ett kolfilter som filtermaterialet upptar
EBV	Bäddvolym (från engelskans <i>Empty Bed Volume</i> )	Den volym som filtermaterialet upptar i ett GAK-filter
GAK	Granulerat aktivt kol	Poröst kol med kornstorlek anpassat för att användas som filtermaterial
PAK	Pulveriserat aktivt kol	Poröst kol som har malts ned för att kunna doseras utspätt med vatten (i en slurry)
LOX	Flytande syre (från engelskans <i>Liquid Oxygen</i> )	Kan användas för produktion av ozon.
-	<b>Nordisk residualmix</b>	Motsvarar den elmix som återstår inom det nordiska elnätet efter att all el som säljs som ursprungsmärkt förnybar el exkluderats. Elen är till stor del baserad på kärnkraft.

## 13. Litteraturförteckning

- Akretche, D. (2009). Metals Removal From Industrial Effluents. *Water Purification and Management* (pp. 95-117). Dordrecht: Springer.
- 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.
- Baresel, C., Karlsson, L., Malovanyy, A., Thorsén, G., Feldtmann, M. G., Holmqvist, H., . . . Pütz, K. W. (2022). *PFAS - hur kan svenska avloppsrenningsverk möta utmaningen?* Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling.
- 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*, 140-149.
- 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., . . . McArdell, C. (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-products. *Water Research*, 486-498.
- Brack, W., Aissa, S., Backhaus, T., Dulio, V., Escher, B., Faust, M., & Altenbu. (2019). Effect-based methods are key. The European Collaborative Projekt SOLUTION recommends integrating effekt-based methods for diagnosis and monitoring of water quality. . *Environmental Sciences Europe*, 31(10).
- Casey, T. (1997). *Unit Treatment Processes in Water and Wastewater Engineering*. West Sussex: John Wiley & Sons Ltd.
- Chemviron. (2022, 10 06). *Möte med Christian Baguette och Jörn Herrlach*.
- 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., & la Cour Jansen, J. (2016). *Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar*. Svenskt Vatten.
- Coca, J., Gutiérrez, G., & Benito, J. (2009). Treatment of oily wastewater. *Water Purification and Management* (pp. 1-55). Dordrecht: Springer.
- Crittenden, J., Hand, D., Howe, K., Tchobanoglous, G., & Trussell, R. (2012). *MWH's Water Treatment Principles and Design*. Hoboken: John Wiley & Sons Inc.
- Edefell, E., Falås, P., Kharel, S., Hagman, M., Bester, K., & Christensson, M. (2021). MBBRs as post-treatment to ozonation: Degradation of transformations products and ozonde-resistant micropollutants. *Science of the Total Environment*.
- EkotoxCentre. (2023, Maj 30). [www.ecotoxcentre.ch](https://www.ecotoxcentre.ch). Retrieved from Ecotox Centre (Oekotoxzentrum) Schweiz: <https://www.ecotoxcentre.ch/expert-service/quality-criteria/quality-criteria-for-surface-waters>
- Escher, B., Stapleton, H., & Schymanski, E. (2020). Tracking complex mixtures of chemicals in our changing environment. *Science*, 367, 388-392.
- Europeiska kommissionen. (2022). *Proposal for a directive of the European parliament and of the council concerning urban wastewater treatment*. Brussels: European Commission.
- Grover, D., Zhou, J., Frickers, P., & Readman, J. (2011). Improved removal of estrogenic and pharmaceutical compounds in sewage effluent by full scale granular activated

- carbon: Impact on receiving river water. *Journal of Hazardous Materials* 185(2-3), 1005-1011.
- Gulde, R., Rutsch, M., Clerc, B., Schollée, J. E., von Gunten, U., & McArdell, C. S. (2021). Formation of transformation products during ozonation of secondary wastewater effluent and their fate in post-treatment: From laboratory- to full-scale. *Water Research*, vol 200.
- Gutendorf, B., & Westendorf, J. (2001). Comparison of an array of in vitro assays for the assessment of the estrogenic potential of natural and synthetic estrogens, phytoestrogens and xenoestrogens. *Toxicology*, 79-89.
- HaV. (2019). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten, HVMFS 2019:25*. Stockholm: HaV.
- Hoyer, K., Höglind, L., Sjölin, A., Cimbritz, M., Falås, P., Juárez Cámara, R., . . . Berg Olesen, C. (2022). *Kvartär rening vid Sjölunda ARV, Ozonering vid höga bromidhalter och regenerering av aktivt kol*. Malmö: VA Syd.
- IVL. (2015). *Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten*. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- IVL Svenska Miljöinstitutet. (2017). *Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk*. Stockholm.
- Jekel, & Zietzschmann. (2018). *TestTools – Entwicklung und Validierung von schnellen estmethoden zum Spurenstoffverhalten in technischen und natürlichen Barrieren des Urbanen Wasserkreislaufs*. Berlin: Technische Universität Berlin.
- 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.
- Kennedy, A., Reinert, A., Knappe, D., Ferrer, I., & Summers, R. (2015, September 23). Full- and pilot-scale GAC adsorption of organic micropollutants. *Water Research*, pp. 238-248.
- Kunz, P., Kienle, C., Carere, M., Homazava, N., & Kasea, R. (2015). In vitro bioassays to screen for endocrine active pharmaceuticals in surface and waste waters. *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis*, 106, 107-115.
- Kårelid, V., Larsson, G., & Björleinius, B. (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.
- 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.
- Livsmedelsverket. (2023, Juni 28). [www.livsmedelsverket.se](https://www.livsmedelsverket.se/om-oss/press/nyheter/pressmeddelanden/efsa-skarper-bedomningen-av-bisfenol-a). Retrieved from Livsmedelsverket: <https://www.livsmedelsverket.se/om-oss/press/nyheter/pressmeddelanden/efsa-skarper-bedomningen-av-bisfenol-a>
- 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.
- Meinel, F., Zietzschmann, F., Ruhl, A., Sperlich, A., & Jekel, M. (2016, January 6). The benefits of powdered activated carbon recirculation for micropollutant removal in advanced wastewater treatment. *Water Research*, 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.

- Metzger, S., Tjoeng, I., Rößler, A., Schwentner, G., & Rölle, R. (2014). Pulveraktivkohleanwendung zur Spurenstoffelimination am Beispiel ausgeführter und in Bau befindlicher Anlagen. *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 61, 1029-1037.
- Naturvårdsverket. (2018). *Advanced wastewater treatment for separation and removal of pharmaceutical residues and other hazardous substances, report 6803*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2016). *Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel. En sammantagen bild av förekomsten i miljön. Redovisning av ett regeringsuppdrag. Rapport 6709*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Neale, P., O'Brien, J., Glauch, L., König, M., Krauss, M., Mueller, J., . . . Escher, B. (2020). Wastewater treatment efficacy evaluated with in vitro bioassays. *Water Research*, X(9). doi:<https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100072>
- 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.
- Robitaille, J. D., Kurita-Oyamada, H.-G., Marlatt, V., Martyniuk, C., Navarro-Martín, L., Prosser, R., . . . Langlois, V. (2022). Towards regulation of Endocrine Disrupting chemicals (EDCs) in water resources using bioassays – A guide to developing a testing strategy. *Environmental Research*, 205. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112483>
- Sehlén, R., Malmborg, J., Baresel, C., Ek, M., Magnér, J., Allard, A., & Yang, J. (2015). *Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten*. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Simon, E., Duffek, A., Stahl, C., Frey, M., Scheurer, M., Tuerk, J., . . . m.fl. (2022). Biological effect and chemical monitoring of Watch List substances in European surface waters: Steroidal estrogens and diclofenac - Effect-based methods for monitoring frameworks. *Environment International*, 159. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.107033>
- Soltermann, F., Abegglen, C., Götz, C., Zimmermann-Steffens, S., & von Gunten, U. (2016). Bromid im abwasser. *Aqua & Gas*, 64-71.
- Stapf, M., Miehe, U., Bestler, K., & Lukas, M. (2020). *Guideline for advanced API removal*. CWPharma.
- Stapf, M., Schumann, P., Völker, J., & Miehe, U. (2017). *Studie über Effekte und Nebeneffekte bei der Behandlung von kommunalem Abwasser mit Ozon*. Berlin: Kompetenzzentrum Wasser Berlin.
- Svahn, O., & Björklund, E. (2017). *LUSKA Läkemedelsutsläpp från Skånska Avloppsreningsverk 2017*. Kristianstad: Högskolan Kristianstad.
- Sweco. (2020). *Spridningsberäkningar och påverkansanalys för Hammargård avloppsreningsverk*. Sweco.
- Sweco. (2022a). *Effektbaserade analyser för att urvärdera reningseffektivitet och miljörisker i avloppsvatten. Lärdomar från sex avloppsreningsverk med konventionell respektive avancerad rening*. Sweco.
- Sweco. (2022b). *Fördjupad utredning om avancerad rening av mikroföroreningar, Ekeby avloppsreningsverk*. Sweco Sverige AB.
- 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*.
- UBA. (2015). *Revision der Umweltqualitätsnormen der Bundes-Oberflächengewässerverordnung nach Ende der Übergangsfrist für Richtlinie*

*2006/11/EG und Fortschreibung der europäischen Umweltqualitätsziele für prioritäre Stoffe.* Tyskland: Umweltbundesamt (UBA).

von Gunten, U. (2018, April 19). Oxidation Processes in Water Treatment: Are We on Track? *Environmental Science and Technology*, pp. 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.

Zymatic. (2023, 01 03). *Zymatic.com*. Retrieved from <https://www.zymatic.com/standardsolutions>.

Ågerstrand, M. (2019). *Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances.* Stockholm: ACES Report.

## Appendix I – Ämneslista MoLab

Tabell 36. Ämnen som analyserats av MoLab, kvantifieringsgränsen (LOQ) för analys av ämnet, samt dess användningsområden.

Ämneslista MoLab	LOQ (ng/L)	Användningsområde
17 $\alpha$ -etinylöstradiol (EE2)	0,1	Könshormon
17 $\beta$ -östradiol (E2)	0,1	Könshormon
Acetamidrid	0,1	Insekticid
Amisulprid	1	Antipsykotiskt
Atenolol	0,1	Betablockerare
Azitromycin	1	Antibiotikum
Bensotriazol	1	Korrosionshämmande (m.m.)
Bisfenol A	10	Plastkemikalie (m.m.)
Ciprofloxacina	5	Antibiotikum
Citalopram	1	Antidepressivt
Diklofenak	1	Antiinflammatoriskt
Erytromycin	1	Antibiotikum
Flukonazol	0,6	Svampmedel
Furosemid	10	Vätskedrivande
Hydroklortiazid	0,5	Urindrivande
Ibuprofen	100	Smärtstillande och antiinflammatoriskt
Imidakloprid	0,1	Insekticid (neonikotinoid)
Irbesartan	2	Blodtryckssänkande
Karbamazepin	0,5	Antiepileptika
Ketokonazol	5	Svampdödande
Klaritromycin	1	Antibiotikum
Losartan	0,1	Blodtryckssänkande
Metoprolol	0,1	Betablockerare (blodtryckssänkande bl.a.)
Metotrexat	5	Cytostatika
Naproxen	25	Antiinflammatoriskt
Oxazepam	0,6	Lugnande
Paracetamol	1	Smärtstillande
PFOA	3	Högfluorerat ämne
PFOS	3	Högfluorerat ämne



Ämneslista MoLab	LOQ (ng/L)	Användningsområde
Propranolol	0,1	Betablockerare (blodtryckssänkande bl.a.)
Sertralin	0,5	Antidepressivt
Sulfametoxazol	0,1	Antibiotikum
Tiaklopid	1	Insekticid (neonikotinoid)
Tiametoxam	0,1	Insekticid (neonikotinoid)
Tramadol	2	Smärtstillande
Trimetoprim	1	Antibiotikum
Venlafaxin	1	Antidepressivt
Zolpidem	1	Sömnmedel och lugnande
Östron (E1)	0,1	Könshormon

## Appendix II – PEC/PNEC-beräkningar för studerade mikroföroreningar

Mikroföroreningar (Naturvårdsverkets rekommenderade ämnen för analys <a href="https://www.naturvardsverket.se/bidrag/lakemedelsrening-vid-avloppsreningsverk/rekommenderade-amnen-for-analys/">https://www.naturvardsverket.se/bidrag/lakemedelsrening-vid-avloppsreningsverk/rekommenderade-amnen-for-analys/</a> + etinylöstradiol och östradiol och PFOA/PFOS)	PEC (utspädning 5,5) (ng/L) beräknat	PEC (utspädning 16,7) (ng/L) beräknat	PEC (recipient) (ng/L) uppmätta halter	PEC (nedströms) (ng/L) uppmätta halter	PNEC - effektnivå (ng/L) uppmätta halter	Säkerhets-faktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor (fullständiga referenser för källor som refereras i huvudrapporten återfinns i litteraturförteckningen)	PEC (utspädning 5,5)/PNEC	PEC (utspädning 16,7)/PNEC	PEC (recipient) /PNEC	PEC (nedströms) /PNEC
17 $\alpha$ -etinylöstradiol (EE2)	0,0	0,0	0,00	0,00	0,017		Föreslaget nytt EQS - EU 2022	0,00	0,00	0,00	0,00
17 $\beta$ -östradiol (E2)	0,0	0,0	0,00	0,00	0,18		Föreslaget nytt EQS - EU 2022	0,00	0,00	0,00	0,00
Acetamidrid	0,1	0,0	0,10	0,00	37		Föreslaget nytt EQS - EU 2022	0,00	0,00	0,00	0,00
Atenolol	95,9	31,6	51,20	15,30	150000		Schweiziskt EQS 2015 - <a href="https://www.ecotoxcentre.ch/expert-service/quality-criteria/quality-criteria-for-surface-waters">https://www.ecotoxcentre.ch/expert-service/quality-criteria/quality-criteria-for-surface-waters</a>	0,00	0,00	0,00	0,00
Azitromycin	11,4	3,7	6,50	2,50	19		Schweiziskt EQS 2015	0,60	0,20	<0,34	0,13
Bensotriazol	134,3	44,2	35,70	18,20	19000		Schweiziskt EQS 2015	0,01	0,00	<0,00	0,00
Bisfenol A (1)	26,4	8,7	24,90	10,60	1600		HaV 2019 Bedömningsgrund "God status" inlandsytvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	0,02	0,01	<0,02	0,01
Bisfenol A (2)	26,4	8,7	24,90	10,60	0,034		Föreslaget nytt EQS - EU 2022	775,40	255,37	732,35	311,76
Ciprofloxacilin	8,3	2,7	9,50	5,00	100		HaV 2019 Bedömningsgrund SFÄ "God status" inlandsytvatten max tillåten koncentration HVMFS 2019:25	0,08	0,03	0,10	<0,05
Citalopram	42,0	13,8	17,30	7,40	7,5	10	Hoyer et al. 2022	5,60	1,85	2,31	0,99
Diklofenak	102,7	33,8	63,70	83,90	40		Föreslaget nytt EQS - EU 2022	2,57	0,85	1,59	2,10
Erytromycin	10,3	3,4	13,40	1,00	200		Tyskt EQS, UBA 2015, Revision der Umweltqualitätsnormen...	0,05	0,02	0,07	<0,01
Flukonazol	11,1	3,7	7,40	2,10	250	10	Tell et al. 2019	0,04	0,01	<0,03	0,01
Furosemid	188,1	62,0	85,00	13,90	156	1000	Ågerstrand 2019	1,21	0,40	<0,54	0,09
Hydrokortiazid	19,5	6,4	9,90	4,90	1000	10	Ågerstrand 2019	0,02	0,01	0,01	0,00
Ibuprofen	11,2	3,7	0,00	0,00	11		Schweiziskt EQS 2016 - <a href="https://www.ecotoxcentre.ch/expert-service/quality-criteria/quality-criteria-for-surface-waters">https://www.ecotoxcentre.ch/expert-service/quality-criteria/quality-criteria-for-surface-waters</a>	1,02	0,34	0,00	0,00

Mikroföroreningar (Naturvårdsverkets rekommenderade ämnen för analys <a href="https://www.naturvardsverket.se/bidrag/lakemedelsrening-vid-avloppsreningsverk/rekommenderade-amnen-for-analys/+etinylostradiolochostradiolochPFOA/PFOS">https://www.naturvardsverket.se/bidrag/lakemedelsrening-vid-avloppsreningsverk/rekommenderade-amnen-for-analys/+etinylostradiolochostradiolochPFOA/PFOS</a> )	PEC (utspädning 5,5) (ng/L) beräknat	PEC (utspädning 16,7) (ng/L) beräknat	PEC (recipient) (ng/L) uppmätta halter	PEC (nedströms) (ng/L) uppmätta halter	PNEC - effektnivå (ng/L) uppmätta halter	Säkerhets-faktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor (fullständiga referenser för källor som refereras i huvudrapporten återfinns i litteraturförteckningen)	PEC (utspädning 5,5)/PNEC	PEC (utspädning 16,7)/PNEC	PEC (recipient) /PNEC	PEC (nedströms) /PNEC
Imidaklopid	0,7	0,2	1,00	0,20	5		HaV 2019 Bedömningsgrund SFÅ "God status" inlandsytvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	0,15	0,05	<0,20	0,04
Irbesartan	7,3	2,4	8,30	2,00	704000	10	Miljöinfo i FASS för Approvel (Sanofi) 9 juli 2023 <a href="https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&amp;nplid=20040302000012&amp;docType=78&amp;scrollPosition=0">https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&amp;nplid=20040302000012&amp;docType=78&amp;scrollPosition=0</a>	0,00	0,00	<0,00	<0,00
Karbamazepin	45,9	15,1	23,70	10,10	500	50	Tyskt EQS 2015	0,09	0,03	0,05	0,02
Ketokonazol	3,2	1,1	0,00	5,00	4000		Bengtsson-Palme & Larsson (2016) (MIC används som PNEC)	0,00	0,00	0,00	<0,00
Klaritromycin	12,7	4,2	8,00	1,00	80	10	Tell et al. 2019	0,16	0,05	0,10	<0,01
Losartan	160,1	52,7	109,50	38,70	63700	1000	Godoy et al. 2015 - Ecotoxicological evaluation of propranolol hydrochloride and losartan potassium to Lemna minor L. (1753) individually and in binary mixtures. Ecotoxicology 24:1112-1123, DOI 10.1007/s10646-015-1455-3.	0,00	0,00	0,00	0,00
Metoprolol	187,0	61,6	85,70	41,00	8600		Schweiziskt EQS 2016	0,02	0,01	0,01	0,00
Metotrexat	0,0	0,0	0,00	0,00	85000		Simon Webb 2001	0,00	0,00	0,00	0,00
Naproxen	64,2	21,1	50,10	25,00	1700		Schweiziskt EQS 2015	0,04	0,01	0,03	<0,01
Oxazepam	45,1	14,9	22,60	9,80	10	100 (50*2)	Ågerstrand 2019	4,51	1,49	2,26	0,98
Paracetamol	36,8	12,1	21,00	12,80	46000	10	Ågerstrand 2019	0,00	0,00	0,00	0,00
PFOA	1,4	0,5	3,70	3,00	4,4		Preliminärt QS-värde - Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks SCHEER Scientific Opinion on "Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive" PFAS 18 Aug 2022	0,32	0,10	0,84	<0,68
PFOS	2,7	0,9	3,60	3,00	0,65		HaV 2019 Kemisk ytvattenstatus - inlandsytvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	4,17	1,37	5,54	<4,62

Mikroföroreningar (Naturvårdsverkets rekommenderade ämnen för analys <a href="https://www.naturvardsverket.se/bidrag/lakemedelsrening-vid-avloppsreningsverk/rekommenderade-amnen-for-analys/">https://www.naturvardsverket.se/bidrag/lakemedelsrening-vid-avloppsreningsverk/rekommenderade-amnen-for-analys/</a> + etinylöstradiol och östradiol och PFOA/PFOS)	PEC (utspädning 5,5) (ng/L) beräknat	PEC (utspädning 16,7) (ng/L) beräknat	PEC (recipient) (ng/L) uppmätta halter	PEC (nedströms) (ng/L) uppmätta halter	PNEC - effektivnivå (ng/L) uppmätta halter	Säkerhets-faktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor (fullständiga referenser för källor som refereras i huvudrapporten återfinns i litteraturförteckningen)	PEC (utspädning 5,5)/PNEC	PEC (utspädning 16,7)/PNEC	PEC (recipient) /PNEC	PEC (nedströms) /PNEC
Propranolol	12,7	4,2	6,40	2,50	160		Schweiziskt EQS 2013 - <a href="https://www.ecotoxcentre.ch/expert-service/quality-criteria/quality-criteria-for-surface-waters">https://www.ecotoxcentre.ch/expert-service/quality-criteria/quality-criteria-for-surface-waters</a>	0,08	0,03	0,04	0,02
Sertralin	10,6	3,5	21,50	3,80	9,4	50	Ågerstrand 2019	1,13	0,37	2,29	0,40
Sulfametoxazol	25,9	8,5	11,20	5,70	600		Tyskt och schweiziskt EQS (2016)	0,04	0,01	0,02	0,01
Tiaklopid	0,0	0,0	0,00	1,00	10		Föreslaget EQS - EU 2022	0,00	0,00	0,00	0,10
Tiametoxam	0,1	0,0	0,00	0,00	40		Föreslaget EQS - EU 2022	0,00	0,00	0,00	0,00
Tramadol	128,5	42,3	57,30	31,30	959		Zhou et al. 2019	0,13	0,04	0,06	0,03
Trimetoprim (1)	9,6	3,2	10,40	1,80	100	10	Tell et al. 2019	0,10	0,03	<0,10	0,02
Trimetoprim (2)	9,6	3,2	10,40	1,80	120000		Schweiziskt EQS 2015	0,00	0,00	<0,00	0,00
Venlafaxin	118,0	38,9	49,40	25,70	91,9		Zhou et al. 2019 - Optimization of screening-level risk assessment and priority selection of emerging pollutants - The case of pharmaceuticals in European surface waters. Environment International 128: 1-10.	1,28	0,42	0,54	0,28
Zolpidem	0,3	0,1	0,00	1,00	5060		FASS-info för Stilnoct (Sanofi AB) 9 juli 2023 <a href="https://www.fass.se/LIF/product?userId=0&amp;nplId=1994012800064&amp;docType=78&amp;scrollPosition=981.3333129882812">https://www.fass.se/LIF/product?userId=0&amp;nplId=1994012800064&amp;docType=78&amp;scrollPosition=981.3333129882812</a>	0,00	0,00	0,00	<0,00
Östron (E1)	0,0	0,0	0,20	0,10	0,36		Föreslaget nytt EQS - EU 2022	0,10	0,03	0,56	0,28

<0,1	låg risk
0,1-1	måttlig risk
>1	hög risk

## Appendix III – Förklaringsgrader för kemisk analys av ER-aktivitet

19-26/9-22			
	Inkommande	Utgående	Recipient utlopp
Summa E2-ekvivalenter kemisk analys (pg/l)	74 631	7,9	1,3
ER-aktivitet (pg/l)	125 000	4410	181
Förklaringsgrad kemisk analys av ER-aktivitet (%)	60%	0,2%	0,7%

10-17/10-22				
	Inkommande	Utgående	Recipient utlopp	Recipient uppströms
Summa E2-ekvivalenter kemisk analys (pg/l)	524	3,0	5,2	2,0
ER-aktivitet (pg/l)	103 000	1180	353	129
Förklaringsgrad kemisk analys av ER-aktivitet (%)	0,5%	0,3%	1,5%	1,6%

21-28/11-22				
	Inkommande	Utgående	Recipient utlopp	Recipient nedströms
Summa E2-ekvivalenter kemisk analys (pg/l)	153 232	9,1	1,3	1,0
ER-aktivitet (pg/l)	71 900	821	137	279
Förklaringsgrad kemisk analys av ER-aktivitet (%)	213%	1,1%	1,0%	0,4%

## Appendix IV – Fältrapport recipientprovtagning

Författare: Fredrik Albertsson, Sweco

### 1. Fältutrustning

Provtagning utfördes från båt med skeppare, inhyrd av Uddevalla hamn, som mötte upp vid Hotell Riverside, norra kajen. Provtagning utfördes då säkerheten kunde garanteras för rådande situation och lämplig säkerhetsutrustning valdes inför varje enskilt tillfälle.

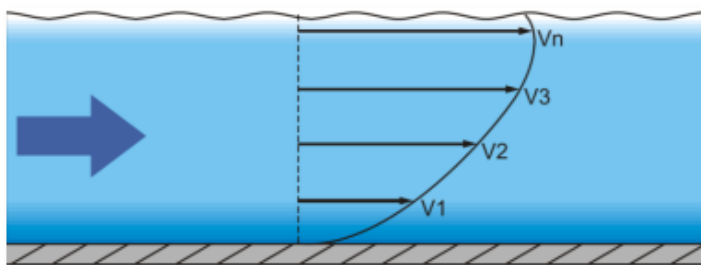
#### 1.1 Vattenhastighet

##### 1.1.1 v/h mätare

Vid vattenhastighetsmätningarna användes Nivus PCM 4 (v/h mätare). Detta är ett portabelt mätsystem för icke permanent flödesmätning och dataloggning i lätt till svårt förorenade media. Systemet är designat för användning i helt eller delvis fyllda ledningar, kanaler samt öppna vattendrag av olika form och storlek.

Nivus PCM 4 använder en kanalgivare, vilken samtidigt detekterar flödeshastigheten så väl som vattennivån samt temperatur. Hastighetssensorn delar upp vattenpelaren i som mest 16 gates i den specifika mätpunkten vilket gör att man får hastighetens vertikala variation, se figur 1.

I det här fallet användes mätutrustningen för att mäta vattenhastigheten vid aktuella provtagningslokaler.



Figur 1. Vertikal hastighetsvariation

##### 1.1.2 Apelsinmetoden

Apelsinmetoden är en vedertagen metod för att grovt ta fram ytströmmens hastighet samt riktningvariation utmed vattendraget. Med hjälp av en ytflottör, t.ex. en apelsin eller ett strömkors, mäts ytströmmens hastighet med hjälp av tidtagning utmed en bestämd sträcka.

I det här fallet användes metoden främst för att undersöka ytströmmens riktningvariation.

#### 1.2 Profilmätning

Profilmätningar genomfördes vid varje provtagningsstillfälle från ytan till botten med ett YSI ProDSS multiinstrument med sensorer för djup, vattentemperatur, syrehalt, turbiditet, pH samt konduktivitet, se figur 2. Instrumentet loggade mätvärde en gång per sekund och firades ned med en hastighet av ca 1 meter var 10:e sekund vilket gav ett mätvärdesintervall på ungefär 10 cm.



Figur 2. YSI ProDSS multiinstrument

### 1.3 Vattenprovtagning

Vattenprov vilka skickades för laboratorieanalys togs med en metallfri NormecTec Ruttnerhämtare, se figur 3. Ruttnerhämtaren steriliserades med 2 % Klorinlösning före och mellan varje provtagningstillfälle. Provtagningen utfördes enligt svensk standard ISO 5667-1:2006. Provemballage tillhandahölls av de ackrediterade laboratorerna (Eurofins, BioCell Analytica samt MoLab – Miljöanalytiskt laboratorium) vilket användes för respektive analys. Proverna hölls kylda/frysta före och under transport till laboratorium.



Figur 3. NormecTec Ruttnerhämtare

## 2. Fältnätning

### 2.1 Placering

Provlokalernas positioner samt provtagningsdjup redovisas i tabell 1.

Tabell 1. Positioner samt provtagningsdjup

Datum Provlokal	Position (SWEREF99 TM)	Provtagningsdjup (m)
2022-09-22 Utlopp	N 6471571 Ö 319985	0,5 (0,25 – 0,75)
2022-10-19 Utlopp	N 6471573 Ö 319980	0,25 (0 – 0,5)
2022-10-19 Uppströms	N 6471584 Ö 320054	0,25 (0 – 0,5)
2022-11-22 Utlopp	N 6471573 Ö 319980	0,25 (0 – 0,5)
2022-11-22 Nedströms	N 6471441 Ö 319411	0,25 (0 – 0,5)

### 2.2 Vattenhastighet / Ytström

Vattenhastighet uppmätt med v/h mätare redovisas i tabell 2.

Tabell 2. Vattenhastighet

Datum Provlokal	Vattenhastighet (m/s)
2022-09-22 Utlopp	0,1
2022-10-19 Utlopp	0,35
2022-11-22 Utlopp	0,26
2022-11-22 Nedströms	0,29

Ytströmmens riktningvariation vid de tre provtagningsstillfällena undersökt med apelsinmetoden samt provtagningslokaler redovisas i figur 4 – 6.



Figur 4. Ytström samt provtagningslokal vid provtagningsstillfället 2022-09-22.





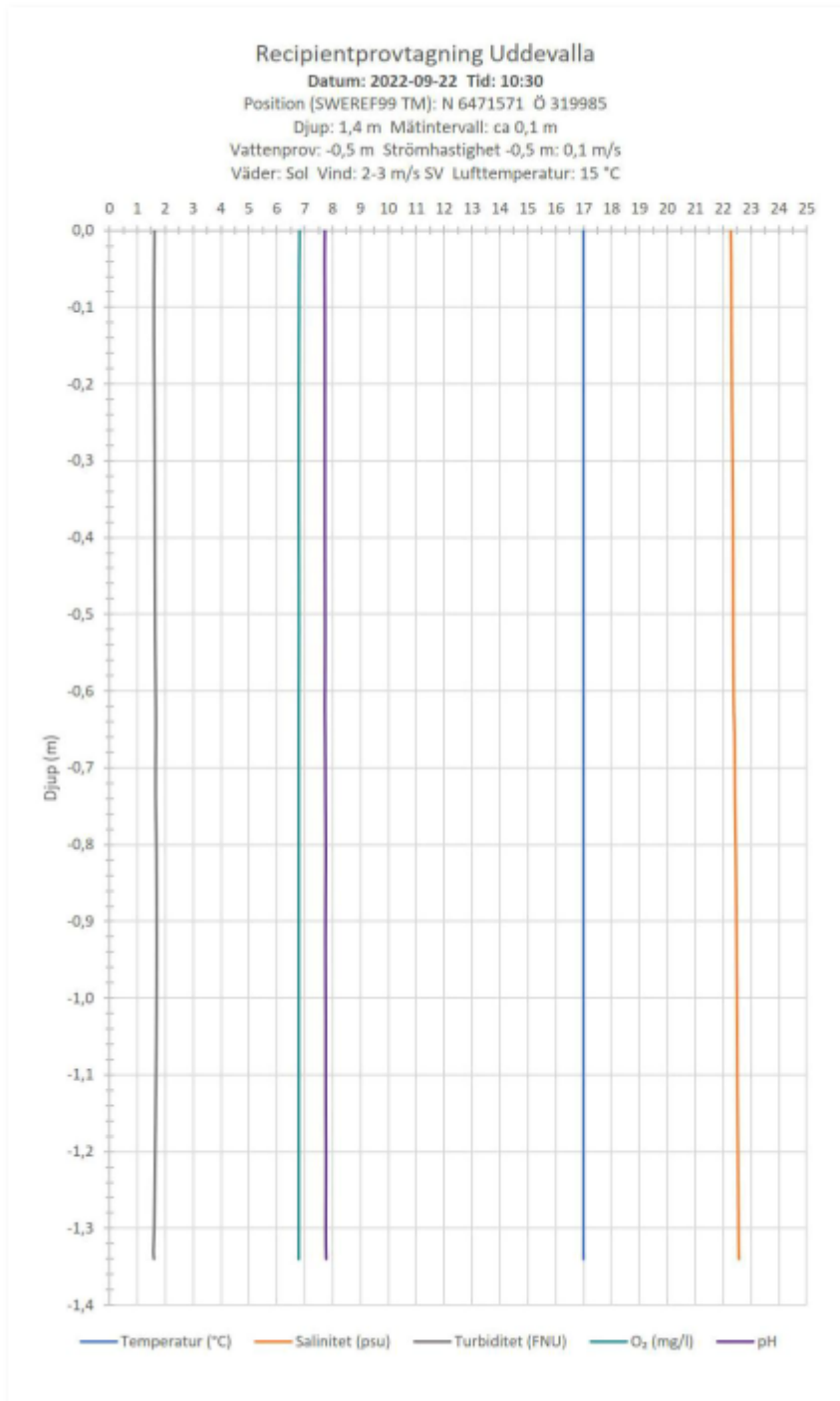
Figur 5. Ytström samt provtagningslokaler vid provtagningstillfället 2022-10-19.



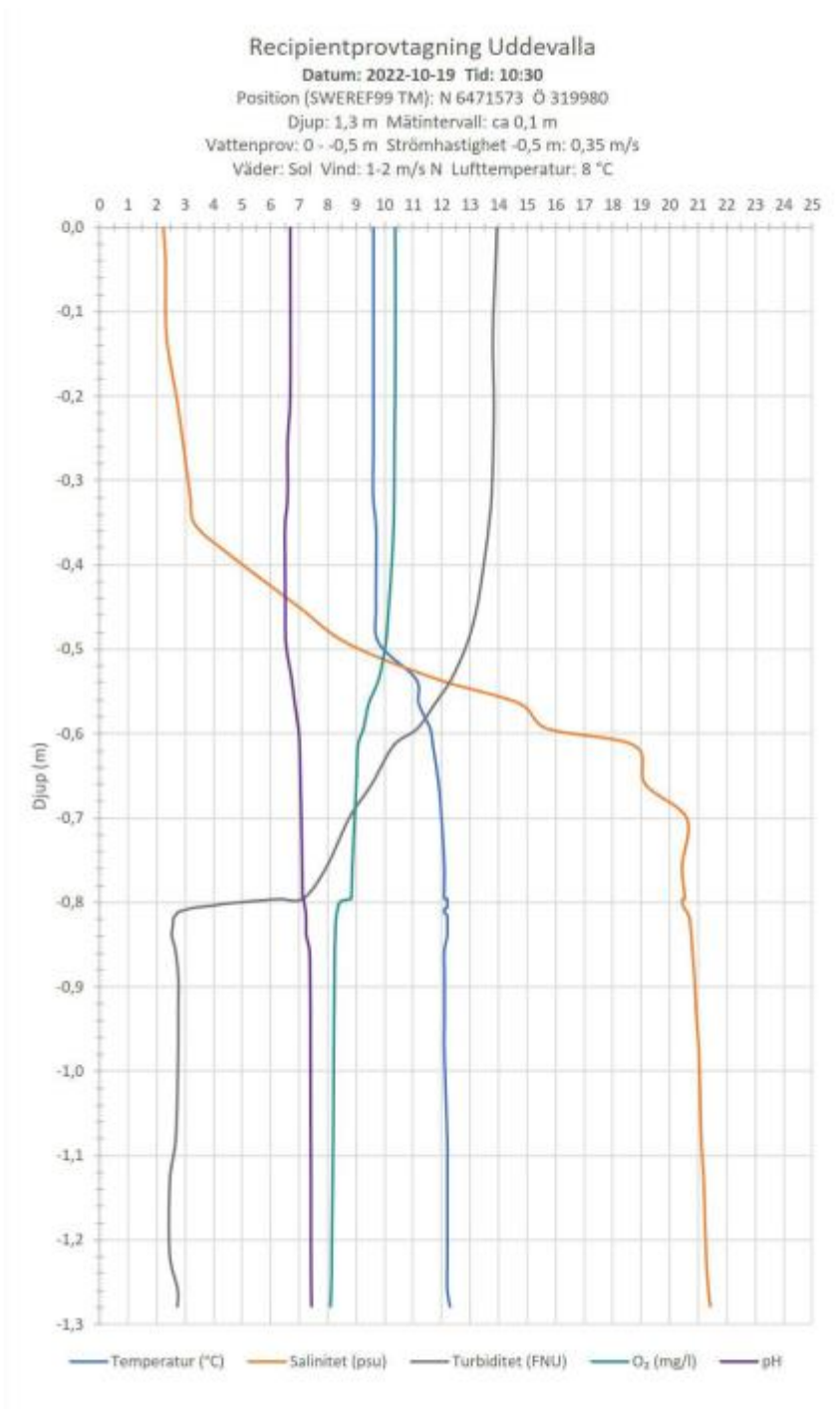
Figur 6. Ytström samt provtagningslokaler vid provtagningstillfället 2022-11-22.

## 2.3 Profiler

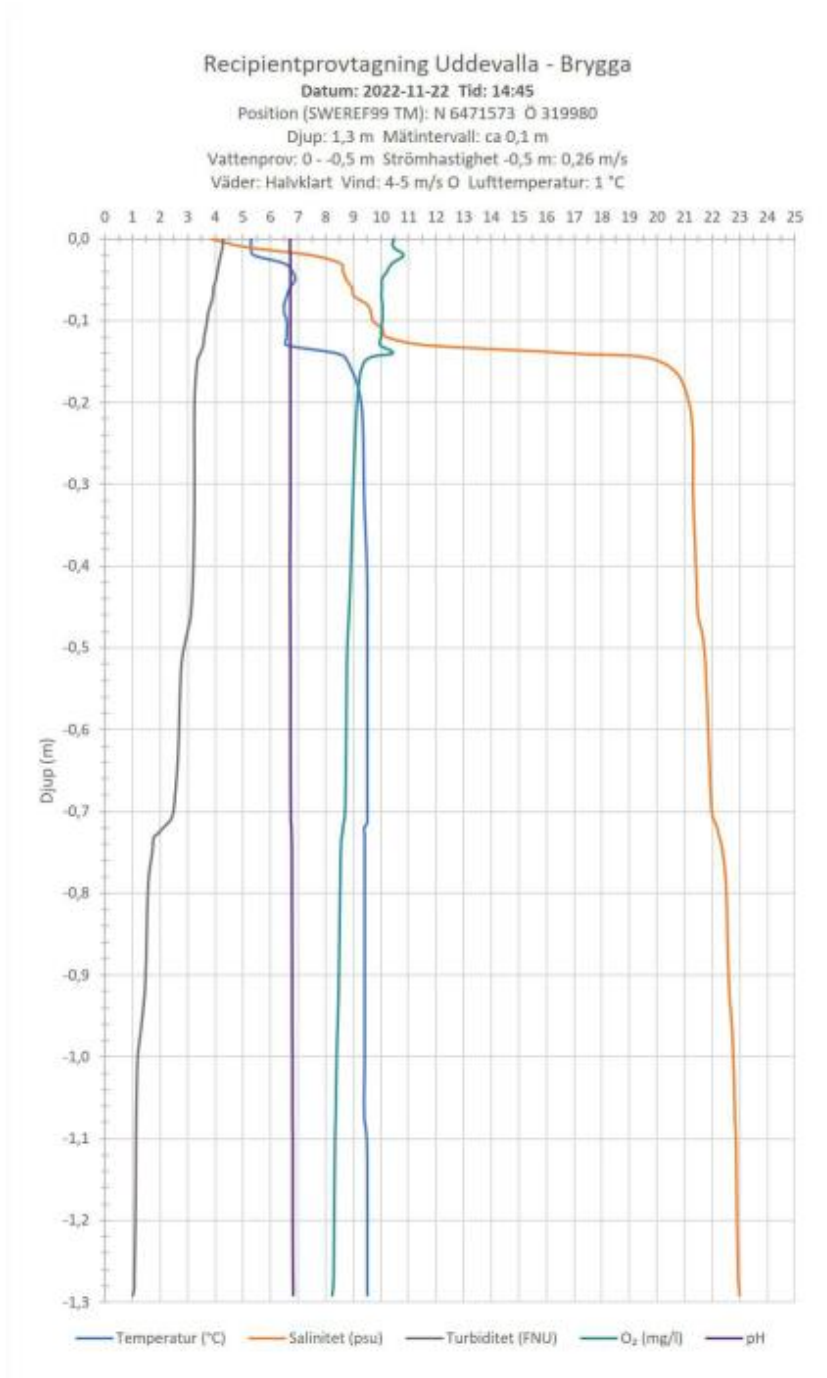
Profiler för de tre provtagningstillfällena redovisas i figur 7 – 10.



Figur 7. Profil vid utloppet för provtagningstillfället 2022-09-22.



Figur 8. Profil vid utloppet för provtagningstillfället 2022-10-19.



Figur 9. Profil vid utloppet för provtagningstillfället 2022-11-22.

Recipientprovtagning Uddevalla - Nedströms

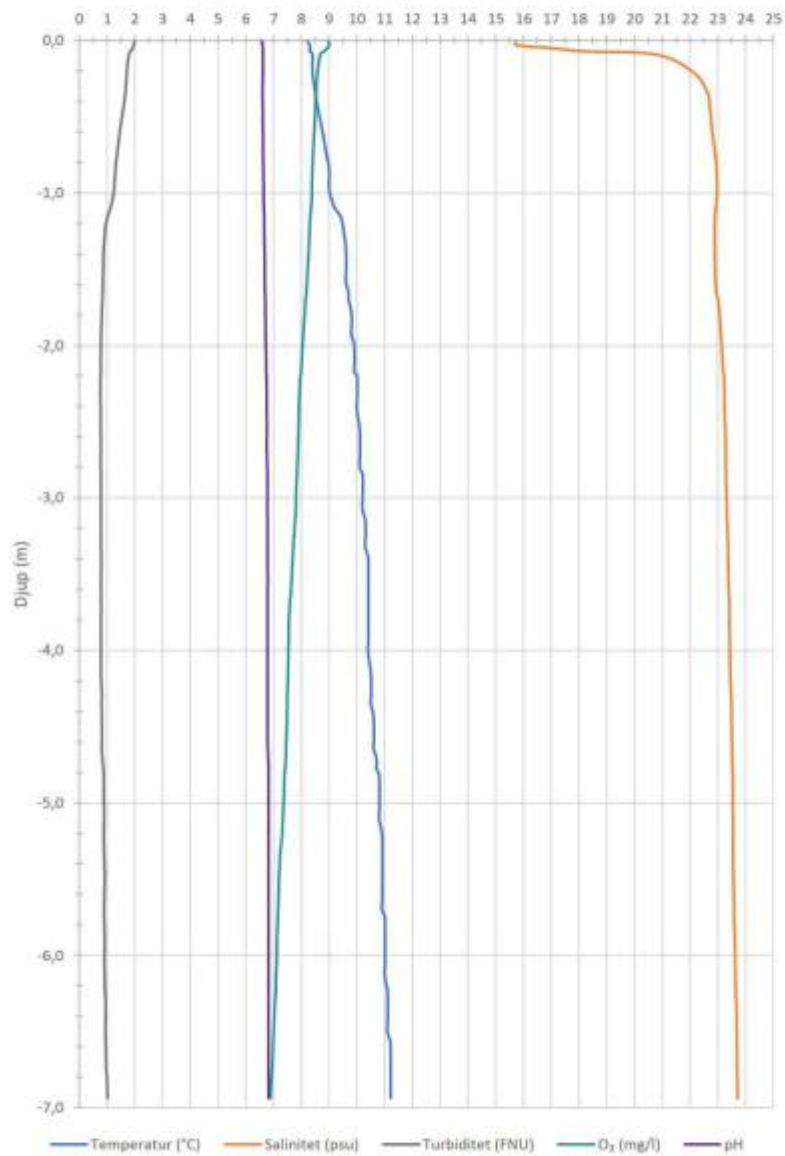
Datum: 2022-11-22 Tid: 14:30

Position (SWEREF99 TM): N 6471441 Ö 319411

Djup: 7,0 m Mätintervall: ca 0,1 m

Vattenprov: 0 - -0,5 m Strömhastighet -0,5 m: 0,29 m/s

Väder: Halvklart Vind: 4-5 m/s O Lufttemperatur: 1 °C



Figur 10. Profil nedströms utloppet för provtagningstillfället 2022-11-22.

# Appendix V – PM Spädningsberäkningar Skansverket

Författare: Gunnar Östlund, Sweco

## Inledning

Skansverket i Uddevalla utreder behovet av läkemedelsrening. För att öka förståelsen för spridning av läkemedelsrester i recipienten Bäveån har en konceptuell modell för spädnings tagits fram.

Inom ramen för detta projekt har dessutom vattenprovtagning utförts vid tre tillfällen under hösten 2022. Resultat från denna provtagning nyttjats som underlag för att verifiera den konceptuella modellen.

## Konceptuell modell

Spädningen i Bäveån har uppskattats med hjälp av enklare beräkningsmodell. Den konceptuella modellen bygger på att spädningsförloppet antas pågå i två generella omblandningsområden. I *Område 1* (Figur 1) antas det utgående vattnet blandas med hälften av flödet i Bäveån och i *Område 2* antas hela Bäveåns flöde bidra till spädningen. Utanför (väster om) *Område 2* kommer mer komplexa blandningsmekanismer att prägla utspädningen.

Information om flödet i Bäveån har hämtats från SMHI:s hydrologiska modell S-HYPE.



Figur 1 Översiktskarta som visar utloppspunkt, provtagningspunkter samt de två konceptuella blandningsområdena.

## Spädningstal

Uppmätta spädningsstal har beräknats genom att jämföra uppmätt utgående halt från reningsverket från cirka 30 olika ämnen med uppmätt halt i recipienten. En stor variation i de uppmätta spädningsstalen föreligger, denna beror sannolikt på mätosäkerheter och de olika ämnenas egenskaper (exempelvis diffusivitet). Uppmätta spädningsstal har beräknats enligt:

$$\text{Uppmätt spädningsstal} = \frac{\text{Utgående halt från ARV}}{\text{Halt i provpunkt}}$$

Bakgrundshalten har endast mätts vid provtagning 2 och för cirka 80% av de provtagna ämnena är halten under rapporteringsgränsen. Detta ger ett betydligt

sämre statistiskt underlag och därför har bakgrundshalten uteslutits från beräkningarna av spädningstal.

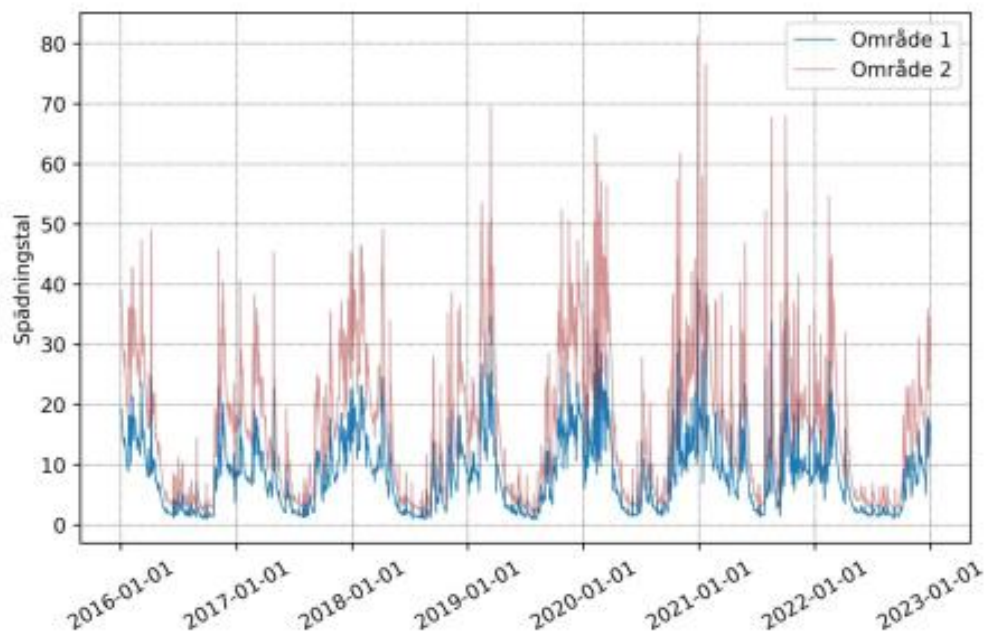
Beräknade spädningstal är kvoten mellan flödet in i *Område 1* (halva Bäveåns flöde) respektive *Område 2* (hela Bäveåns flöde) och utgående flöde från reningsverket.

Vid jämförelse av de beräknade spädningstalen och uppmätta spädningstal framgår att de beräknade spädningstalen ligger väl inom de uppmätta spädningstalen, se Tabell 1. I tabellen ges ett mått på spridningen av spädningstal för respektive provtagning, där minimum visar den minimala kvoten mellan utgående halt och uppmätt halt i provtagningspunkten (sämst spädning) och maximum den maximala kvoten (bäst spädning).

Tabell 1 Jämförelse av uppmätta och beräknade spädningstal. Vid Provtagning 1 missades den huvudsakliga spridningsplymen, detta beskrivs närmare i avsnitt *Provtagning 1 – Låga flöden*.

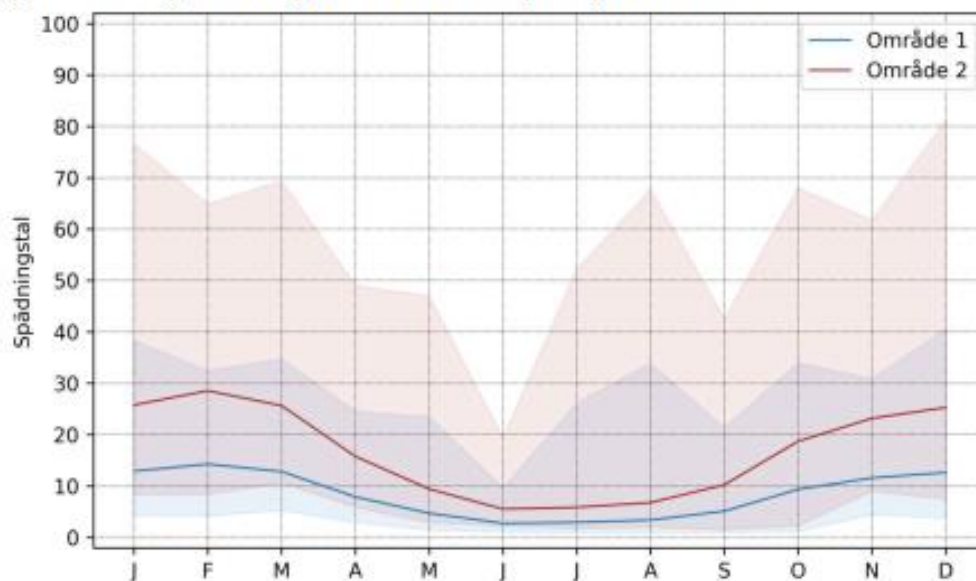
	Provtagning 1	Provtagning 2	Provtagning 3	Provtagning 3 (nedströms)
Uppmätt spädningstal, minimum	3,0	1,0	4,0	0,9
Uppmätt spädningstal, medel	205,6	4,1	22,9	34,1
Uppmätt spädningstal, maximum	797,5	7,4	44,3	59,8
Beräknat spädningstal	2,5	6,5	8,6	16,3

Från SMHI:s hydrologiska modell (S-HYPE) har tidsserier av flödet i Bäveån från år 2010–2023 erhållits. Med denna data samt flödesdata från Skansverket för perioden 2016 till och med 2022 har en tidsserie av spädningstalet i *Område 1* samt *Område 2* beräknats, se Figur 2. I figuren kan en tydlig säsongsvariation utläsas där spädningstalen generellt är betydligt lägre under sommaren än under vintern.



Figur 2 Tidsserie över beräknade spädningstal i Område 1 och Område 2.

Tidsserien visas även sammanställs som månadsmedelvärden i Figur 3. I figuren kan den genomsnittliga årsvariationen av spädningen i ån utläsas.

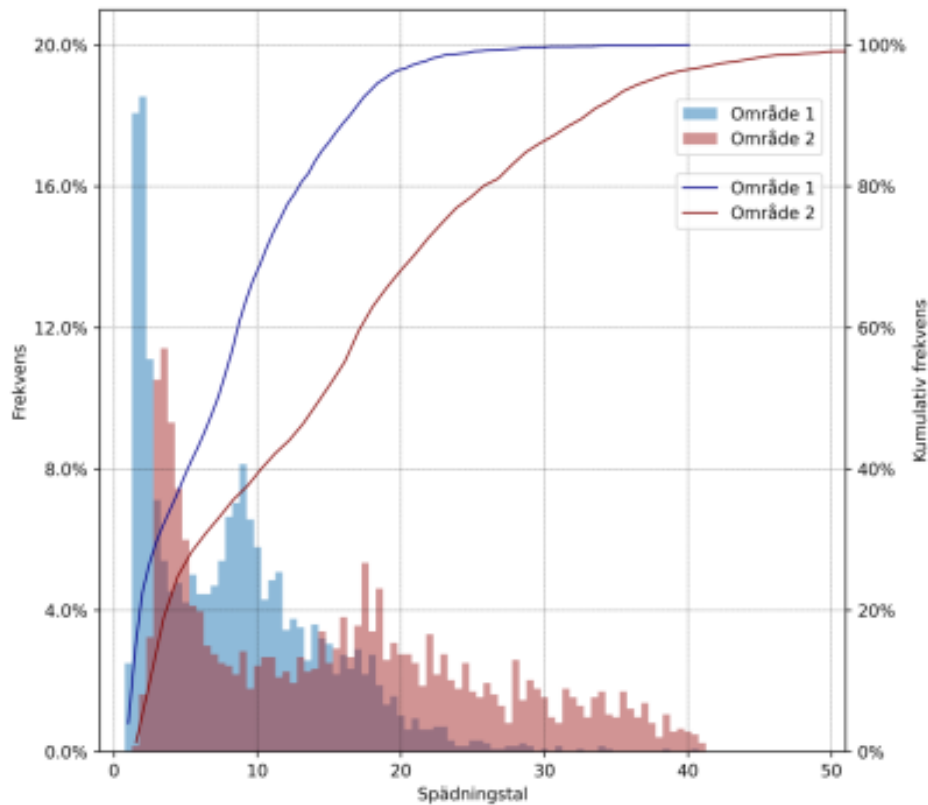


Figur 3 Spädningstalens genomsnittliga variation över året i Område 1 samt Område 2. De heldragna linjerna i diagrammet visar månadsmedelvärden och de infärgade områdena visar maximalt och minimalt beräknat spädningstal under respektive månad.

Tidsserien av spädningstalen har även sammanställts i ett histogram, Figur 4. Figuren visar på spädningstalets variabilitet, och ur diagrammet kan det utläsas



hur stor andel av tiden ett specifikt spänningsförhållande råder. Med hjälp av de linjer som visar kumulativ frekvens (sekundär y-axel) kan det även utläsas hur stor del av tiden ett gränsvärde underskrids. Exempelvis underskrids spänningstalet 20 cirka 95% av tiden i *Område 1* och cirka 70% av tiden i *Område 2*.



Figur 4 Histogram över spänningstalet i *Område 1* under perioden 2016–2022. Staplarna visar hur frekvent förekommande ett specifikt spänningstal är och läses av mot den vänstra y-axeln. De heldragna linjerna visar kumulativ frekvens av spänningstalen och läses av mot den högra y-axeln.

### Provtagning 1 – Låga flöden

Vid Provtagning 1 var strömningsförhållandena sådana att utsläppsplymen ej passerade provtagningspunkten. Detta skedde på grund av att mycket låga flödesförhållanden rådde i vattendraget vid provtagningsstillfället. Detta kan ses i Figur 5 där en apelsin släppt vid utloppspunkten följde med utloppsplymen till Bäveåns motstående (södra) strand. Detta resulterade i att data från detta tillfälle inte stämmer överens med de beräknade spänningstalen. Det bedöms dock troligt att spädningen vid sådana låga flöden i ån kommer att fortsätta hållas på samma nivå, dock inte inom samma område. Blandningszonen bedöms alltså förflyttas från *Område 1* till Bäveåns motstående strand. Detta område bedöms ha liknande storlek och egenskaper.



Figur 5 Strömförhållanden vid provtagningsstillfälle 1.

### Spädning i Byfjorden

När Bäveåns vatten lämnar *Område 2* kommer det till Byfjorden. I Byfjorden är spädningsförloppet betydligt mer komplext än i Bäveån. Omblandningen i den övre delen vattenmassan bedöms vara relativt stor, till följd av bland annat vindverkan och tidvatten. Spädningen ute i Byfjorden är således sannolikt mycket hög.

## Appendix VI – Emissionsfaktorer klimatkalkyl

Samtliga emissionsfaktorer för material är inklusive transport till Uddevalla reningsverk om inget annat anges.

Markarbete och asfaltering	Värde	Enhet	Källa
Markarbete/schaktning/s prängning	11,97	kg CO <sub>2</sub> -ekv. / m <sup>3</sup>	Trafikverket, Klimatkalkyl version 7.0
Utfyllnadsmaterial (fall A -bef. massor)	7,95	kg CO <sub>2</sub> -ekv. / m <sup>3</sup>	Trafikverket, Klimatkalkyl version 7.0
Material som behöver fraktas bort	6,24	kg CO <sub>2</sub> -ekv. / m <sup>3</sup>	Trafikverket, Klimatkalkyl version 7.0
<b>Material till byggnad och bassäng</b>			
Betong	0,17	kg CO <sub>2</sub> -ekv. / kg	Trafikverket, Klimatkalkyl version 7.0
Armeringsstål	0,73	kg CO <sub>2</sub> -ekv. / kg	Trafikverket, Klimatkalkyl version 7.0
Stål (inner- och ytterväggar, fackverk, pelare, innertak)	2,24	kg CO <sub>2</sub> -ekv. / kg	Trafikverket, Klimatkalkyl version 7.0
Isolering stenull	1,25	kg CO <sub>2</sub> -ekv. / kg	Paroc EPD. <a href="https://www.paroc.se/-/media/files/certificates/se-epd.pdf">https://www.paroc.se/-/media/files/certificates/se-epd.pdf</a>
TRP stål	2,81	kg CO <sub>2</sub> -ekv. / kg	Rukki EPD. <a href="https://www.ruukki.com/docs/default-source/b2b-documents/epd/rts_epd_rc_colour_coated_se.pdf?sfvrsn=6637502617812500000">https://www.ruukki.com/docs/default-source/b2b-documents/epd/rts_epd_rc_colour_coated_se.pdf?sfvrsn=6637502617812500000</a>
Takpapp	0,55	kg CO <sub>2</sub> -ekv. / kg	Mataki EPD. <a href="https://mataki.se/storage/D5479C84A8724F77BB6EF61B17ADE930F3809E642C5287F7D541B321C76D0179/642b902cfcaf438db135aef01f65a1b5/pdf/media/5e5d19bb91c24ebaa8d0278103d88987/S-P-01900%20EPD%20-%20Mataki%20YEP3500.pdf">https://mataki.se/storage/D5479C84A8724F77BB6EF61B17ADE930F3809E642C5287F7D541B321C76D0179/642b902cfcaf438db135aef01f65a1b5/pdf/media/5e5d19bb91c24ebaa8d0278103d88987/S-P-01900%20EPD%20-%20Mataki%20YEP3500.pdf</a>
Fönsterglas	1,43	kg CO <sub>2</sub> -ekv. / kg	Trafikverket, Klimatkalkyl version 7.0
Aluminium	9,20	kg CO <sub>2</sub> -ekv. / kg	Trafikverket, Klimatkalkyl version 7.0
<b>Material till maskiner och ledningar</b>			
Rostfritt stål	3,64	kg CO <sub>2</sub> -ekv. / kg	Trafikverket, Klimatkalkyl version 7.0
Koppar	2,17	kg CO <sub>2</sub> -ekv. / kg	Trafikverket, Klimatkalkyl version 7.0
Gjutjärn	1,79	kg CO <sub>2</sub> -ekv. / kg	Ecoinvent 3.9.1

Extruderad aluminium	9,04	kg CO <sub>2</sub> -ekv. / kg	Cosmos EPD. <a href="https://api.environdec.com/api/v1/EPDLibrary/Files/dbe77b30-250f-4006-3998-08dae36a7faa/Data">https://api.environdec.com/api/v1/EPDLibrary/Files/dbe77b30-250f-4006-3998-08dae36a7faa/Data</a>
Rostfritt stål, syrafast	5,01	kg CO <sub>2</sub> -ekv. / kg	Dahl EPD. <a href="https://api.environdec.com/api/v1/EPDLibrary/Files/b521cd87-6962-4111-2775-08db259f9365/Data">https://api.environdec.com/api/v1/EPDLibrary/Files/b521cd87-6962-4111-2775-08db259f9365/Data</a>
Ventiler (segjärn)	0,35	kg CO <sub>2</sub> -ekv. / kg	Ulefos EPD. <a href="https://ulefos.se/wp-content/uploads/sites/1/2021/12/1817_Seigjern_EPD.pdf">https://ulefos.se/wp-content/uploads/sites/1/2021/12/1817_Seigjern_EPD.pdf</a>
<b>Energi, transport och materialförbrukning</b>			
Elektricitet, Vattenfall 100 % förnybar	5,71	g CO <sub>2</sub> -ekv. / kWh	Vattenfall, <a href="https://api.environdec.com/api/v1/EPDLibrary/Files/bec4bb07-534e-49d8-159c-08daf357f6d4/Data">https://api.environdec.com/api/v1/EPDLibrary/Files/bec4bb07-534e-49d8-159c-08daf357f6d4/Data</a>
Elektricitet, nordisk residualmix	468	g CO <sub>2</sub> -ekv. / kWh	Energimarknadsinspektionen <a href="https://ei.se/bransch/ursprungsmarkning-av-el/residualmix">https://ei.se/bransch/ursprungsmarkning-av-el/residualmix</a>
GAK, regenererat (exkl. transport)	2,20	kg CO <sub>2</sub> -ekv. / kg	Chemviron mailkorrespondens
GAK, jungfruligt (exkl. transport)	11,0	kg CO <sub>2</sub> -ekv. / kg	Chemviron mailkorrespondens
Transport	0,19	kg CO <sub>2</sub> -ekv. / ton, km	Ecoinvent 3.9.1

## Appendix VII – Inventeringsdata klimatkalkyl

Markarbete och asfaltering	Mängd, ozon	Mängd, GAK	Enhet
Markarbete/schaktning/sprängning	2567	2841	m <sup>3</sup>
Utfyllnadsmaterial (fall A -bef. massor)	856	947	m <sup>3</sup>
Material som behöver fraktas bort	1711	1894	m <sup>3</sup>
<b>Material till byggnad och bassäng</b>			
Betong	1423	1542	ton
Armeringsstål	71	77	ton
Stål (inner- och ytterväggar, fackverk, pelare, innertak)	12	7,6	ton
Isolering stenull	41,3	35,7	ton
TRP stål	3,2	1,8	ton
Takpapp	2,5	1,4	ton
Fönsterglas	0,4	0,3	ton
Aluminium	1,3	-	ton
<b>Material till maskiner och ledningar</b>			
Rostfritt stål	3,8	3,2	ton
Koppar	0,2	0,3	ton
Gjutjärn	1,8	2,9	ton
Extruderad aluminium	1,1	-	ton
Rostfritt stål, syrafast	3,0	6,4	ton
Ventiler (segjärn)	0,6	1,3	ton
GAK initial påfyllning maskin	-	252	ton
<b>Energi och materialförbrukning</b>			
Elförbrukning	1 009 991	85 071	kWh
GAK	-	126	ton / år
GAK transport	-	1339	km