

# Förstudie

Rening av läkemedelsrester och andra  
mikroföroreningar vid Ulricehamn framtida ARV

Ulricehamn Energi AB



# Sammanfattning

Ulricehamn Energi AB och Sweco har utfört en förstudie för läkemedelsrening på Ulricehamn framtida avloppsreningsverk (ARV). Förstudien har till stor del finansierats genom bidrag från Naturvårdsverket.

Målet med denna förstudie har dels varit att uppskatta miljörisk från läkemedelsrester för Ulricehamn framtida ARV:s recipient Åsunden utifrån en miljöriskbedömning, dels att uppskatta en miljöriskbedömning för framtiden med utgångspunkt i att ett reningssteg för mikroföroreningar implementeras. Dessutom har två processlösningar för läkemedelsrening, som är möjliga utifrån platsspecifika egenskaper för vattnet presenterats. Investering- och driftkalkyler för de båda förslagen har tagits fram samt det ytbehov som föreligger. Den kunskap som genererats inom projektet kommer att vara grunden för fortsatt arbete.

Europeiska kommissionen har presenterat ett förslag till nytt avloppsdirektiv vilket inkluderar nya krav på rening av mikroföroreningar för reningsverk med en belastning över 100 000 pe samt för tätorter med en belastning mellan 10 000 och 100 000 pe utgående från en lista med utpekade områden där skydd behövs för vattentäkt eller badvatten, eller där miljö kvalitetsnormer inte kan nås. Exakt hur direktivet kommer att se ut vet vi troligen inte förrän år 2024.

## Analys av mikroföroreningar och vattenmatrisen

Provtagning av mikroföroreningar på utgående renat avloppsvatten vid Ulricehamns och Timmeles ARV samt nedströms i Åsunden har utförts under fyra tillfällen mellan november 2022 och februari 2023. Proverna inkluderade analyser av mikroföroreningar, hormoner och PFAS-ämnen. Enligt analyserna uppskattas det årliga utsläppet av de uppmätta mikroföroreningar till ca 11,6 kg/år inklusive PFAS-ämnen och hormoner vilket motsvarar ca 1,3 g/pe, år. I de förstudier för rening av mikroföroreningar som Sweco tidigare utfört ligger motsvarande siffra mellan 0,9 och 2,0 g/pe, år. Ulricehamn och Timmele ARV ligger alltså relativt lågt i jämförelse.

Analys av vattenmatrisen har utförts på dygnprover av utgående avloppsvatten vid fyra tillfällen från november 2022 till februari 2023. Vattenmatrisen har studerats med hänsyn till de kemiska parametrar som kan påverka val av reningsteknik (ozon eller aktivt kol), t.ex. bromid-, DOC och SS-halt. Analyserna visade att vattenmatrisen inte utgör något hinder för varken ozon eller aktivt kol. Dock finns låga halter bromid i vattnet vilket är viktigt att ha med sig vid design av ozoneringsprocessen. För att stävja bromatbildningen föreslås dysor användas för inblandningen av ozon i reaktortanken, detta för att undvika höga koncentrationer av ozon. Rekommendation är att följa upp halterna bromid i avloppsvattnet när det nya verket är byggt.

## Miljöriskbedömning

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

Risikvoterna baserades på provtagningar i recipienten Åsunden och uppmätta halter i utgående avloppsvatten från Ulricehamns ARV till Åsunden: riskkvoter för två scenarier har beräknats; ett framtidsscenario ca år 2050 – maxbelastning 27 000 pe och ett rimligt "worst case"-scenario för att spegla situationen nära utsläppspunkten.

Baserat på utförd miljöriskbedömning bedöms behovet för avancerad rening som lågt med avseende på spädning i Åsunden. För uppmätta halter vid recipientprovtagningspunkten i Åsunden var det inga ämnen som utgjorde hög risk. Om man tittar på uppskattade halter ut från Ulricehamn framtida ARV vid full belastning (27 000 pe) är det endast bisfenol A (2) som utgör hög risk. Denna bedömning är baserad på en föreslagen, ej antagen bedömningsgrund. Ett antal mikroföroreningar uppskattas dock utgöra medelhög risk i framtiden vid fullbelastat verk, dessa var citalopram, diklofenak, ibuprofen, oxazepam, sertralin, PFOS och östron. Beräknade PEC/PNEC-kvoter för mikroföroreningar vid utsläppspunkten visar däremot att flera ämnen ger hög- och medelhög risk. Vid utsläppspunkten är utspädningen låg och visar endast på förhållandet precis vid utloppet och är således inte representativt längre ut i recipienten.

Förutom kemiska analyser utfördes även effektbaserade analyser i celler på utgående avloppsvatten och i Åsunden. Effekter som kan mätas i celler är till exempel aktivering eller blockering av receptorer, oxidativ stress eller genotoxicitet. Uppmätt östrogen aktivitet (ER-aktivitet) i recipientprovtagningspunkten i Åsunden ligger under riktvärdet för ER-aktivitet (400 pg E2-ekv/L) och nuvarande bedömningsgrund för inlandsytvatten (400 pg östradiol/L) vid alla provtagningar. Det är dock värt att notera att bedömningsgrunden för östradiol föreslås sänkas till 180 pg östradiol/L och om så blir fallet riskerar tre av fyra recipientvärden att hamna över den nya bedömningsgrunden. Jämförelse mellan kemisk analys av ämnen med östrogen effekt och ER-aktivitet visar att endast 0,1–1,4 % av de uppmätta ER-aktiviteterna i utgående avloppsvatten från Timmeles och Ulricehamns ARV kan förklaras med kemisk analys. Detta visar att viktig information om toxisk effekt kan missas om endast kemisk analys används.

## Dimensionering av läkemedelsrening och kostnads kalkyl

Dimensionering av ett reningssteg för läkemedel och andra mikroföroreningar har utgått från att någon av två etablerade teknikerna ozonering eller aktivt kol med GAK används. Det finns ett förslag till processlösning för det nya reningsverket i Ulricehamn och den processmässiga placeringen av ett reningssteg för läkemedel grundas i detta förslag. Förslaget är dock inte beslutat och kan därför komma att ändras

Ozon måste följas av ett biologiskt efterbehandlingssteg för nedbrytning av bi- och transformationsprodukter. Här föreslås biologisk efterbehandling med MBBR. Den processmässiga placeringen föreslås vara efter biosedimenteringen, alltså innan filtersteget, detta för att MBBR:en ska kunna användas för efterdenitrifikation om behov finns i framtiden.

En GAK-anläggning placeras efter det sista partikelavskiljande steget, i detta fall filtersteget.

Ytbehovet för GAK-anläggning uppskattas till ca 320 m<sup>2</sup> och ytbehovet för ozonanläggning uppskattas till ca 110 m<sup>2</sup>. Båda alternativen får plats på tillgänglig yta på anläggningen.

Enligt utförda investeringskalkyler är den totala anläggningskostnader ca 72 MSEK för en GAK-anläggning och ca 52 MSEK för en ozonanläggning, då är

MBBR:en efter ozonreaktorn designad för att även kunna användas för efterdenitrifikation.

Enligt utförda driftkostnads kalkyler är den årliga kostnaden ca 0,90 MSEK för ozon och ca 1,88 MSEK för GAK, exklusive kapitalkostnader.

## Ändringsförteckning

Ver	Datum	Ändringsbeskrivning	Granskad	Godkänd av

**Sweco Sverige AB** 556767-9849  
**Uppdrag** Ulricehamns ARV - Läkemedel  
**Uppdragsnummer** 30046535  
**Kund** Ulricehamns Energi AB  
**Upprättad av** Maria Taoussi, Gisela Holm, Elin Salmonsson, Dimitar Vasilev och Gerly Hey  
**Datum** 2023-10-10  
**Dokumentreferens** rapport\_läkemedelsutredning ulricehamns framtida arv\_231018\_2

# Innehållsförteckning

	Sammanfattning .....	2
1	Inledning .....	8
1.1	Bakgrund .....	8
1.2	Omvärldsbevakning .....	8
1.3	Rening av mikroföroreningar i Sverige .....	9
1.4	Mål och syfte med utredningen .....	10
1.5	Rapportinnehåll och begränsningar .....	10
1.6	Projektorganisation .....	10
2	Tillgängliga tekniker för avancerad rening – ett teoriavsnitt .....	11
2.1.1	GAK filter .....	11
2.1.2	Adsorption av mikroföroreningar med aktivt kol <b>Fel! Bokmärket är inte definierat.</b>	
2.1.3	PAK .....	12
2.2	Oxidation av mikroföroreningar med ozon följt av efterbehandling .....	12
2.2.1	Bildande av biprodukter och transformationsprodukter .....	12
2.2.2	Efterbehandling till ozonsteget: sandfilter, aktivt kol eller MBBR .....	12
2.3	PFAS-avskiljning i avloppsvatten med GAK och ozon .....	13
2.4	Finns det andra teknikalternativ än ozon och aktivt kol? .....	13
2.4.1	Enzymer .....	13
2.4.2	Membran .....	14
2.4.3	Oxidativa processer .....	14
2.5	Reningstekniker för PFAS ämnen .....	15
3	Förutsättningar .....	16
3.1	Föreslagna EU-riktlinjer .....	16
3.2	Reningsprocess vid Ulricehamn ARV .....	16
3.2.1	Reningsprocess vid befintligt reningsverk i Ulricehamn och Timmele .....	16
3.2.2	Reningsprocess vid Ulricehamn framtida ARV .....	17
3.2.3	Dimensionerande avloppsvattenflöde .....	17
4	Karaktärisering av vattnet .....	19
4.1	Vattenmatrisen spelar roll för reningstekniken .....	19
4.2	Analys av vattenmatrisen .....	19
4.3	Analys av mikroföroreningar .....	23
4.4	Jämförelse av mängd och halt av mikroföroreningar med andra studier .....	24
4.5	Effektbaserade analyser i celler .....	25
4.6	Analys av PFAS-ämnen genom PFAS 11 i avloppsvatten .....	25

5	Miljöriskbedömning och effektbaserade analyser avseende recipientpåverkan vid Ulricehamns framtida ARV .....	27
5.1	Metod .....	27
5.1.1	Miljöriskbedömning av mikroföroreningar .....	27
5.1.2	Effektbaserad analys i celler .....	30
5.2	Resultat och diskussion .....	31
5.2.1	Miljöriskbedömning .....	31
5.2.2	Effektbaserad analys i celler .....	34
6	Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör risk i recipienten .....	40
6.1	Ämnen som utgör risk i recipienten .....	40
7	Dimensionering av reningssteg .....	42
7.1	Processmässig placering av ett reningssteg för mikroföroreningar .....	42
7.2	Antaganden för dimensionering .....	43
7.2.1	Specifik ozondos .....	43
7.2.2	Uppehållstid ozonreaktor .....	44
7.2.3	Kontakttid GAK .....	44
7.3	Ozonering .....	44
7.3.1	Reaktordesign .....	44
7.3.2	Ozonproduktion .....	45
7.3.3	Doseringsutrustning .....	45
7.3.4	Syrgasförsörjning .....	46
7.3.5	Kylning av ozongenerator .....	46
7.3.6	Styrning och instrument .....	47
7.3.7	Efterbehandling .....	47
7.3.8	Effektbehov .....	48
7.3.9	Ytbehov och fysisk placering .....	48
7.4	Granulärt aktivt kol .....	50
7.4.1	Filterdesign .....	51
7.4.2	Backspolning .....	52
7.4.3	Utbyte av filtermedia .....	52
7.4.4	Styrning och instrument .....	53
7.4.5	Ytbehov och fysisk placering .....	54
8	Kostnadskalkyl .....	56
8.1	Investeringskostnader .....	56
8.2	Driftkostnader .....	57
9	Klimatpåverkan .....	59
10	Diskussion och jämförelse av reningsteknikerna aktivt kol och ozon följt av MBBR .....	60
11	Slutsatser .....	62
11.1	Behov av avancerad rening .....	62
11.2	Val av reningsteknik .....	62
12	Litteraturlista .....	64
	Appendix 1 .....	68
	Appendix 2 .....	69
	Appendix 3 .....	70

# 1 Inledning

Ulricehamn Energi AB (UEAB) och Sweco har utfört en förstudie för läkemedelsrening för Ulricehamns framtida avloppsreningsverk (ARV). Förstudien har till stor del finansierats genom bidrag från Naturvårdsverket.

## 1.1 Bakgrund

Ulricehamns avloppsreningsverk är gammalt och slitet och för att klara framtida belastning och krav har Ulricehamn kommun beslutat att bygga ett nytt reningsverk på annan plats. Det nya verket kommer att ersätta det befintliga verket i Ulricehamn och Timmele ARV som ligger lite norr om Ulricehamn.

Det befintliga verket i Ulricehamn ligger i direkt anslutning till Ulricehamn centrum, det nya verket kommer att ligga ca 3 km norr om Ulricehamns centrum i ett nytt Miljö- och Energicenter där även ett nytt värmekraftverk kommer att byggas. En pumpstation kommer att upprättas vid det befintliga verket som kommer att pumpa avloppsvattnet till det nya verket. Recipienten för det befintliga verket i Ulricehamn är sjön Åsunden och recipienten för Timmele ARV är Ätran, som mynnar i (Övre) Åsunden. (Yttre) Åsunden har sitt utlopp i Ätran, som alltså rinner vidare efter sjön. Även recipienten för Ulricehamns framtida ARV är sjön Åsunden. Åsunden spelar en central roll i Ulricehamns tätort eftersom den ligger i direkt anslutning till staden, runt sjön finns flera badplatser och det är även en populär fiskesjö.

Inga tidigare analyser av läkemedel har gjorts i sjön Åsunden. I samband med byggandet av nytt reningsverk vill UEAB därför undersöka behovet och de möjligheter som finns avseende rening av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar.

## 1.2 Omvärldsbevakning

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



I Schweiz beslutades det snabbt att avancerad rening ska implementeras. De vanligast använda teknikerna i landet är idag pulveriserat aktivt kol (PAK) och ozon. Reningsverk med olika storlek uppgraderades av olika skäl; stora verk (>80 000 pe) för att minska den totala belastningen av mikroföroreningar, medelstora verk (>24 000 pe) där utsläpp förekom till sjöar, för att skydda dricksvattenkällor, och mindre reningsverk (>8 000 pe) med låg utspädning uppgraderades för att skydda känsliga recipienter (Cimbritz & Mattsson, 2018; McArdell, 2022). Under 2019 motsvarade uppgraderingen att drygt 130 reningsverk berördes, vilket omfattade närmare 70% av landets befolkning (McArdell, 2022). Målsättningen med satsningen är att uppgraderingen ska vara genomförd inom en 25-årsperiod (Cimbritz & Mattsson, 2018).

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

I oktober 2022 presenterade Europeiska kommissionen ett förslag till omarbetat avloppsdirektiv som del av EU:s gröna handlingsplan för nollförorening av luft, vatten och mark (Europeiska Kommissionen, 2022). Förslaget innebär nya krav på rening av mikroföroreningar för reningsverk med en belastning på över 100 000 pe samt för tätorter med mellan 10 000 och 100 000 pe utgående från en lista med utpekade områden där skydd behövs för vattentäkt eller badvatten, eller där miljö kvalitetsnormer inte kan nås. Förslaget är ute på remiss och hur det slutliga direktivet kommer att se ut vet vi troligen inte förrän efter årsskiftet 2023/2024.

### 1.3 Rening av mikroföroreningar i Sverige

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

Nykvärnsverket i Linköping var det första reningsverket i Sverige som implementerade ett avancerat reningssteg, detta gjordes 2017. Nykvärnsverket byggdes till med ett ozonsteg som följs av en MBBR (Tekniska Verken, 2022). Stengårdens ARV i Simrishamn har tre separata linjer för läkemedelsrening, en linje med GAK, en linje med ozon följt av sandfilter och en linje med ozon följt av GAK. I Bräkne-Hoby finns en anläggning med förfiltrering i sandfilter, följt av ozon och efterpolering med GAK. Fler exempel som kan nämnas är reningsverket i Tierp som har samma processuppställning som Bräkne-Hoby (Tierps Energi och Miljö, 2019).

I Degeberga i Skåne finns idag det första fullskaleverket med aktivt kol. Reningsverket i St Olof har också kompletterats med avancerat reningssteg i form av aktivt kol, och inte långt därifrån finns Kiviks reningsverk där en membranläggning följt av GAK-filter har installerats. Samtliga anläggningar ansluter mindre än 10 000 pe (Svenskt Vatten, 2022).

Naturvårdsverket har haft i uppdrag att till och med 2023 fördela bidrag till åtgärder som förbättrar vattenmiljön, del av detta är att ge bidrag till investeringar

för läkemedelsrening vid avloppsverk. Bidraget ska leda till konkreta åtgärder i form av installationer i fullskala och bidra till en ökad kunskapsuppbyggnad kring rening av läkemedel och andra mikroföroreningar. Naturvårdsverket har investerat drygt 170 miljoner kronor efter att medel från den senaste utlysningen 2022 delats ut. Totalt har bidrag beviljats för 10 investeringsprojekt och 60 förstudier, där denna förstudie är en av dem. På Svenskt Vattens hemsida finns information om vilka studier som har tilldelats medel och det finns även länkar till rapporter för de projekt som har avslutats (Svenskt Vatten, 2023).

## 1.4 Mål och syfte med utredningen

Syftet med denna förstudie är att avgöra vilket behov som finns att rena vatten från läkemedelsrester vid Ulricehamns nya ARV samt utreda vilken reningsteknik som är lämplig att implementera.

Målet med denna förstudie är att uppskatta miljörisk från läkemedelsrester, och andra mikroföroreningar så som PFAS och hormoner, baserat på uppmätta halter i utgående vatten och recipient samt att jämföra två processlösningar för läkemedelsrening som är möjligt utifrån platsspecifika egenskaper och vattnets egenskaper. Kalkyler kommer att tas fram för vilken investering det innebär och uppskatta kostnaden för driften och det ytbekov som föreligger. Den kunskap som genereras inom projektet kommer att utgöra ett viktigt element för planering av det nya reningsverket.

## 1.5 Rapportinnehåll och begränsningar

Rapporten inleds med ett generellt, teoretiskt avsnitt avseende tillgängliga reningstekniker för mikroföroreningar och hur de fungerar. Därefter presenteras specifika förutsättningar för Ulricehamn ARV med avseende på befintlig reningsprocess, dimensionerande avloppsvattenflöde och karaktärisering av vatten (provtagning av vattenmatrix och mikroföroreningar).

I efterföljande kapitel redovisas en miljöriskbedömning för recipienten baserat på de analyser av mikroföroreningar som gjort i projektet. Utifrån vattenkaraktär och identifierade riskämnen utvärderas sedan vilken eller vilka reningstekniker som är lämpliga att implementera vid Ulricehamn ARV.

Därefter presenteras processutformning och dimensionering av två utvalda reningstekniker, följt av kostnads kalkyl för de båda alternativen. I det avslutande kapitlet sammanfattas slutsatser både från miljöriskbedömningen och förslagen till processutformning.

## 1.6 Projektorganisation

Projektledare på UEAB har varit Henning Tunek som även har ansvarat för provtagningarna, övriga involverade i projektet från UEAB är Adam Tomas och Marie Ström. Från Swecos sida har Maria Taoussi, Gisela Holm, Elin Salmonsson, Dimitar Vasilev och Gerly Hey arbetat med projektet.

## 2 Tillgängliga tekniker för avancerad rening – ett teoriavsnitt

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

### 2.1 Adsorption av mikroföroreningar med aktivt kol

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

#### 2.1.1 GAK filter

GAK-filter kan utformas både som öppna och trycksatta filter där vattnet kan flöda antingen med eller mot gravitationen. Över tid skapas en biofilm på GAK-filter som bidrar till viss biologisk nedbrytning av en del mikroföroreningar beroende på den kemiska strukturen hos den specifika mikroföroreningen. I en nyligen publicerad studie, visades att den högre observerade reduktionen i ett GAK-filter med uppbyggd biofilm, kunde förklaras med biologisk nedbrytning (Betsholtz, o.a., 2021).

##### 2.1.1.1 Regenerering av GAK

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

### 2.1.2 PAK

PAK doseras ner i en vattenström och tillåts reagera med vattnet i processen. Detta ger en hög specifik yta som är tillgänglig för mikroföroreningar att adsorbera. Var i processen PAK doseras i varierar, och kan ske både i huvudprocessen, före slutfiltrering eller som ett kompletterande reningssteg (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017). PAK avskiljs inte från slammet vilket påverkat slamhanteringen, slammet kan till exempel inte spridas på åkermark eftersom koncentrationen av mikroföroreningar är hög. Man måste även ta hänsyn till material i utrustningen som ska hantera en PAK-process eftersom PAK ger en korrosiv och abrasiv miljö (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017). Det finns inga anläggningar med PAK i Sverige idag utan det primära valet är GAK-filter.

## 2.2 Oxidation av mikroföroreningar med ozon följt av efterbehandling

Ozon är en oxidant som används för att desinficera, oxidera och avlägsna lukt och smak i vatten (von Sonntag & von Gunten, 2012). Användningen av ozon inom dricksvattenrening är en sedan länge etablerad reningsteknik. Idag är ozon följt av efterbehandling/ett poleringssteg ett av huvudalternativen till att införas som ett avancerat reningssteg på svenska och europeiska reningsverk (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017; Cimbritz & Mattsson, 2018; von Sonntag & von Gunten, 2012).

### 2.2.1 Bildande av biprodukter och transformationsprodukter

Vid en ozonbehandling reagerar ozon med mikroföroreningen genom att attackera dess molekylstruktur där elektrontätheten/reaktiviteten är som högst; till exempel aktiverade aromater, dubbelbindningar, neutrala aminer och sulfider. Vid en attack bryts mikroföroreningen ner till mindre enheter när modern molekyl oxideras av ozon, varvid vi observerar en reduktion av mikroföroreningen i vattnet. Nedbrytningen ger inte någon fullständig nedbrytning av mikroföroreningear utan i stället bildas mindre transformationsprodukter.

Ozonet reagerar även med ämnen som finns i vattenmatrisen vilket bildar biprodukter. Vissa biprodukter som bildas är toxiska, till exempel kan bromid oxideras till bromat, ett ämne som är cancerogent. NDMA (nitrosdimetylamin) är ett annat exempel på toxisk biprodukt, denna bildas vid reaktion mellan dimetylamin och ozon när dimetylamin förekommer vid höga koncentrationer (Padhye, 2011).

### 2.2.2 Efterbehandling till ozonsteget: sandfilter, aktivt kol eller MBBR

På grund utav att mikroföroreningarna inte bryts ner helt utan endast oxideras till mindre enheter finns det risk att nya ämnen bildas som potentiellt är toxiska. Det finns även en risk att biprodukter reagerar med varandra och producerar nya ämnen. För att förhindra att dessa ämnen hamnar i recipienten krävs en efterbehandling till ozoneringssteget. Detta kan vara ett sandfilter, GAK-filter eller MBBR. I sandfilter och MBBR avskiljs biprodukterna via biologisk

nedbrytning medan för GAK-filter avlägsnas ämnena genom kombination av adsorption och biologisk nedbrytning.

## 2.3 PFAS-avskiljning i avloppsvatten med GAK och ozon

För denna rapport har provtagning av 11 PFAS ämnen ingått. PFAS är ett samlingsnamn för en grupp högfluorerade ämnen som är syntetiskt framställda. PFAS kännetecknas av att de är kolkedjor där väteatomer har ersatts av fluoratomer. Den kemiska bindningen mellan kol och fluor är en av de starkaste som finns, PFAS ämnen är därför mycket svårnedbrytbara och tenderar att samlas i miljön vilket ger stor risk för negativa hälso- och miljöeffekter. PFAS ämnen har använts i över 50 år i alla möjliga typer av varor och kemikalier, till exempel brandskum, impregneringsmedel, ytbehandlade livsmedelsförpackningar, rengöringsmedel, kosmetika, fett- och vattenavvisande textilier och livsmedelsförpackningar.

GAK adsorberar PFAS-ämnen och skulle därför kunna användas för rening av PFAS. Ju längre kolkedjan i föreningen är desto bättre avskiljs den, därför kommer reningen fungera olika bra beroende på vilken typ av PFAS ämnen som finns i avloppsvattnet. GAK har betydligt lägre genomsnittlig adsorptionskapacitet för PFAS, runt 5 000 bäddvolymter jämfört med de flesta läkemedelsrester som ligger på >20 000 bäddvolymter (Baresel, o.a., 2022). Detta betyder det aktiva kolet behöver bytas ut betydligt oftare vilket medför både en ökad kostnad och klimatpåverkan.

Ozon har en väldigt begränsad förmåga att bryta ner PFAS-ämnen, eftersom ozonet inte klarar av att bryta kol-fluorbindningen. Om ett framtida krav på rening av PFAS skulle bli aktuellt är ozonering inte ett alternativ, utan en kombination med till exempel GAK skulle vara nödvändig.

## 2.4 Finns det andra teknikalternativ än ozon och aktivt kol?

Behandling med ozon och aktivt kol är de enda teknikerna för att avlägsna mikroföroreningar som finns som fullskalanläggningar i Sverige idag. Andra metoder som är under utveckling och som skulle kunna användas för rening av mikroföroreningar i framtiden är enzymer, membran och olika oxidativa processer.

### 2.4.1 Enzymer

Användningen av enzymer för att bryta ner organiska mikroföroreningar är en intressant teknik som visar potential eftersom den skulle ge möjlighet att anpassa reningen av avloppsvattnet efter vilka substanser som föreligger. Metoden går ut på att en mix av enzymer immobiliseras på membran eller ett filtermedia. När vattnet passerar membranet eller filtret fångas mikroföroreningarna upp av enzymerna som kan bryta ner dem. Om man vet vilka mikroföroreningar som finns i vattnet kan man använda specifika enzymer för just dessa och på så sätt designa reningssteget så att det passar det specifika reningsverket.

Företaget Pharem Biotech har utvecklat en teknik för rening av mikroföroreningar med enzymer, där enzymerna immobiliseras på sandkorn. Företaget har utvecklat en specifik mix av enzymer för läkemedelsrester ofta förekommande vid reningsverk för att effektivt kunna reducera utsläpp av mikroföroreningar från reningsverk. Det finns även möjlighet att anpassa enzymmixen om det skulle vara nödvändigt beroende på vilka ämnen som finns i det specifika vattnet. Anläggningen kan designas för att klara framtida krav enligt det nya avloppsdirektivet. Tekniken kan installeras antingen som containerlösning eller fast anläggning. I dagsläget kan denna teknik inte avlägsna PFAS ämnen som finns i avloppsvatten, men företaget arbetar med att utveckla tekniken för att även PFAS ämnen ska kunna brytas ner. Det återstår att se om det kommer att vara möjligt.

Det finns i nuläget ingen fullskaleanläggning med denna teknik men det finns möjlighet att testa tekniken i en pilotanläggning.

## 2.4.2 Membran

Membran skulle kunna användas för att avskilja mikroföroreningar genom att filtrera bort dem. För att få tillräcklig avskiljning behövs nanofiltrering eller omvänd osmos. Dessa metoder är i nuläget signifikant dyrare än de befintliga metoderna och kommer även i framtiden endast vara aktuellt vid krav på mycket långtgående rening som till exempel återanvändning av det renade vattnet (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017).

## 2.4.3 Oxidativa processer

Förutom ozonering har andra avancerade oxidativa processer potential som kompletterande reningsteknik vid förekomst av höga koncentrationer av mikroföroreningar eller vid periodvisa krav av rening. Exempel på oxidativa processer är behandling med UV-ljus eller oxidation med kloridoxid. Dessa metoder behöver dock utvecklas betydligt om det skulle kunna bli ett alternativ.

Företaget Envix har utvecklat en oxidationsprocess för att rena vatten från persistenta föroreningar så som läkemedel och andra mikroföroreningar. Oxidationsprocessen är en elektrokemisk oxidationsprocess kallad E-peroxone och som bygger på användningen av el, vatten och luft. Pilottest av metoden visar på 86–94 % avskiljning av 43 uppmätta substanser testad under alla fyra årstiderna (Ragnvaldsson, 2023). Metoden jämfördes med ozonering och visade högre degradering än ozonering i pilotstudien.

Det är svårt att i nuläget säga om detta kommer bli en möjlig metod för rening av mikroföroreningar i framtiden och i så fall vad kostnaden skulle bli.

Utöver de processer som har beskrivits finns ytterligare ett antal tekniska lösningar som fortfarande är i tidigt stadie, där några exempel är avancerade oxidationsprocesser med titandioxid eller fotokatalytisk rening. Dessa metoder har inte ansetts relevanta för denna studie bland annat p.g.a. att det finns osäkerheter kring reningseffektivitet och att de är ännu inte redo för fullskalig installation, därför beskrivs de inte mer utförligt här.

I IVL:s rapport "Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten" (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017) beskrivs mer i detalj vilka tekniska lösningar som finns för rening av avloppsvatten från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar.

## 2.5 Reningstekniker för PFAS ämnen

Enligt det nya avloppsdirektivet kommer inte PFAS ämnen innefattas i ett krav på avskiljning av mikroföroreningar. Om man i framtiden avskilja även PFAS-ämnen så finns det ett antal tekniker som kan avskilja PFAS, däribland GAK. Som tidigare nämnt så klara inte ozon att bryta ner PFAS -ämnen och kan således inte användas som teknik för avskiljning av PFAS. Vissa av teknikerna är redo för bred implementering medan andra är under teknikutveckling. Värt att notera är att det idag inte finns några exempel på installation av dessa tekniker avsedda för PFAS-rening vid svenska ARV, däremot används vissa tekniker vid vattenverk för att rening av dricksvatten från PFAS, exempel på metoder förutom GAK är membran, jonbyte och skumfraktionering

## 3 Förutsättningar

### 3.1 Föreslagna EU-riktlinjer

I EU-kommissionens förslag till nytt avloppsdirektiv föreslås att anläggningar med belastning på mer än 100 000 personer ska införa läkemedelsrening till 2035 och anläggningar med belastning på mellan 10 000 och 100 000 personer med känslig recipient ska införa läkemedelsrening till 2040. Enligt förslaget ska rening av minst 80 % av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar uppnås över verket (Europeiska Kommissionen, 2022). Avskiljningsgraden beräknas som ett procentuellt medelvärde av minst sex ämnen från två kategorier där antal ämnen i kategori 1 ska vara dubbelt så många som kategori 2. I de fall då färre än sex ämnen kan uppmätas i tillräcklig koncentration ska myndigheten välja ut andra ämnen.

Tabell 1. Ämnen som ingår i EU föreslagna riktlinjer.

Ämneslista kategori 1	Ämneslista kategori 2
Amisulprid	Bensotriazol
Karbamazepin	Candesartan
Citalopram	Irbesartan
Klaritromycin	Blandning av 4-Methylbenzotriazole och 6-methylbenzotriazole
Diklofenak	
Hydrochlorothiazide	
Metoprolol	
Venlafaxin	

### 3.2 Reningsprocess vid Ulricehamn ARV

#### 3.2.1 Reningsprocess vid befintligt reningsverk i Ulricehamn och Timmele

Rening vid Ulricehamns befintliga reningsverk sker med mekanisk, biologisk och kemisk rening. Inkommande vatten går igenom rensfilter och sandfång, och leds sedan vidare till MBBR-reaktorer där vattnet går igenom denitrifikation, nitrifikation och deoxidation. I den kemiska reningen avskiljs fosfor genom



fällning och flockning följt av sedimentering innan det renade vattnet rinner ut i Åsunden.

Vid Timmele ARV går inkommande vatten först igenom rensgaller och sandfång varefter det går igenom biologisk rening med aktiv slam följt av mellansedimentering. I den kemiska reningen avskiljs fosfor genom fällning, flockning och slutsedimentering. Utgående vatten leds till Ätran.

### 3.2.2 Reningsprocess vid Ulricehamn framtida ARV

Reningen av avloppsvatten vid Ulricehamns framtida ARV planeras att ske med mekanisk, biologisk och kemisk rening. I ett första steg byggs anläggningen med två biostegslinjer, med en kapacitet på 18 000 pe. Anläggningen förbereds för att senare kompletteras med en tredje biostegslinje så att den totala kapaciteten blir på 27 000 pe. Förbehandling, kemisk rening och filtrering kommer att byggas för 27 000 pe från början.

Det mekaniska reningssteget består av rensgaller och sandfång för avskiljning av rens och sand. Därefter följer biologisk rening med aktivslamprocess. Biosteget är uppdelat i flera zoner och tillser reduktion av organiskt material och näringsämnen (fosfor och kväve). Avloppsvatten och slam går efter aktivslamsteget vidare till mellansedimenteringsbassänger.

Efter mellansedimentering leds vatten till ett filtersteg. Fällningskemikalier och polymer tillsätts innan för att erhålla tillräcklig avskiljning av fosfor över filtersteget. Utgående renat vatten leds i överföringsledning till utlopp i sjön Åsunden.

Utsläppskraven för det framtida reningsverket är ännu inte beslutade av länsstyrelsen. Förslag på utsläppskrav samt reningsresultat 2022 sammanfattas i Tabell 2.

Tabell 2. Föreslagna utsläppsvillkor för Ulricehamns framtida verk och reningsresultat för Ulricehamns ARV och Timmele ARV 2022.

Parameter	Förväntade framtida krav (årsmedelvärden)	Utsläpp Ulricehamn ARV 2022	Utsläpp Timmele ARV 2022
BOD <sub>7</sub>	8 mg/l	3,8 mg/l	3,1 mg/l
N <sub>tot</sub>	12 mg/l	15,0 mg/l	23,1 mg/l
P <sub>tot</sub>	0,3 mg/l	0,16 mg/l	0,18 mg/l

### 3.2.3 Dimensionerande avloppsvattenflöde

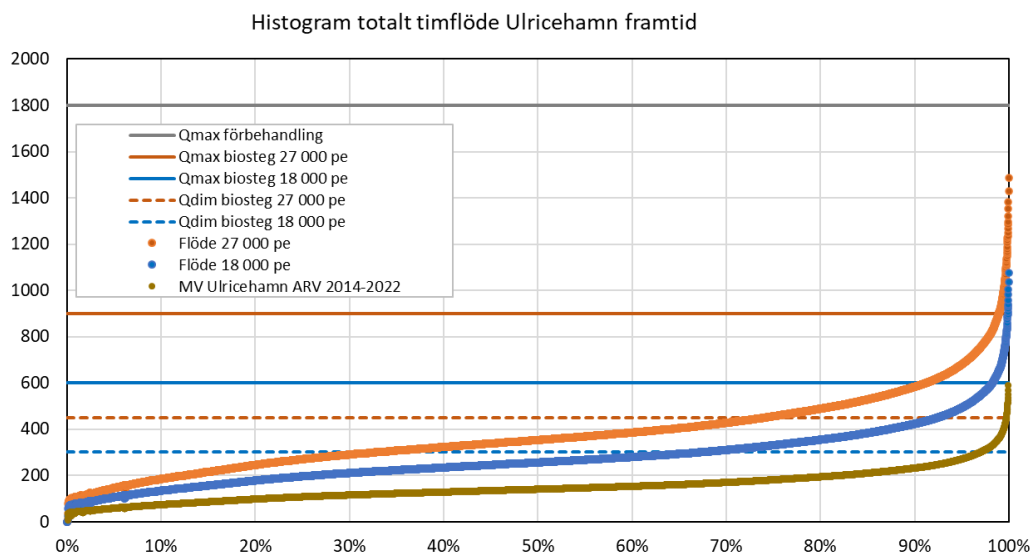
Ulricehamn framtida ARV är dimensionerat för nedanstående avloppsvattenflöde (Tabell 3). Reningssteget för mikroföroreningar dimensioneras för  $Q_{\max, \text{biosteg}}$ -vid full belastning (år 2050) För driftkostnads-kalkyler används dagens medelflöde, vid fullbelastat verk blir driftkostnaderna betydligt högre.

Tabell 3. Flöde, belastning samt dimensioneringsparametrar för Ulricehamn framtida ARV samt för dagens ARV.

	Enhet	2021 Ulricehamn + Timmele	År 2030 2 biosteg	År 2050 3 biosteg
Belastning	pe	8 997	18 000	27 000
Totalt flöde	m <sup>3</sup> /d	4 065	6 536	9 011
Q <sub>dim</sub> , biosteg	m <sup>3</sup> /h	-	300	450
Q <sub>max</sub> , biosteg (2Q <sub>dim</sub> , biosteg)	m <sup>3</sup> /h	-	600	900
Q <sub>max</sub> , slutsteg	m <sup>3</sup> /h	-	900	900
Q <sub>max</sub> , förbehandling (tom försed)	m <sup>3</sup> /h	-	1 800	1 800

I Figur 1 ses avloppsvattenflödet till Ulricehamns framtida ARV i ett histogram. Histogrammet har tagits fram av Sweco som en del av förstudie för ett nytt ARV, och inte detta projekt. Dagens flöde har beräknats som medelvärdet av inkommande timflöden för år 2014–2022. Framtida flöden har beräknats enligt ett antal förutsättningar beskrivna i (Sweco, 2021).

Enligt histogrammet kommer man med dagens flöde kunna rena allt inkommande vatten in det avancerade reningssteget. För framtida flöden gäller att man vid >97 % av tiden kommer kunna rena allt vatten i det avancerade reningssteget.



Figur 1. Histogram totalt timflöde för Ulricehamn framtida ARV.

## 4 Karaktärisering av vattnet

### 4.1 Vattenmatrisen spelar roll för reningstekniken

Utöver mängder och typer av mikroföroreningar är också det platsspecifika vattnet i vilket mikroföroreningarna befinner sig i av intresse. Vattenmatrisen omfattar joner, löst organiskt kol mm., för att nämna några exempel.

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

Vattenmatrisen för avloppsvatten är komplex men innehåller i stora drag flertalet joner, partiklar och även naturligt löst organiskt kol - alla parametrar som kan påverka reningen av mål molekylerna. Exempel på påverkande parametrar för ozon och/eller aktivt kol kan vara DOM (dissolved organic matter) som mäts genom parametern DOC (dissolved organic carbon, mg C/l), TOC (total organic carbon, mg C/l), suspenderade ämnen (SS) och, metaller såsom järn och mangan. Andra exempel är bromid som påverkar ozon genom bildning av toxisk bromat. En hög nitrithalt resulterar i bildningen av nitrat på bekostnad av en högre ozonkonsumtion. Utöver rekommenderade gränsdragningar för bromid (och ev. krom), saknas det generella gränser och rekommendationer för när en teknik är mer lämplig än en annan. Det kan dock sägas vilka konsekvenserna blir för när ett visst vatten behandlas med en särskild teknik, vilket är något som Sweco väljer att adressera för denna utredning och som ett led i teknikbedömningen.

### 4.2 Analys av vattenmatrisen

Vattenmatrisen är av betydelse för alla typer av vattenreningstekniker och har inom denna utredning studerats med hänsyn till de kemiska parametrar som kan påverka ozonteknik och filtrering med granulerat aktivt kol (GAK). Analys av vattenmatrisen har utförts på dygnsprover vid fyra tillfällen från november 2022 till januari 2023. Prover på vattenmatrisen ska tas på reningsverkets vatten. Eftersom det inte är möjligt att ta prover på Ulricehamns framtida ARV har prover tagits på utgående vatten vid Ulricehamn ARV och Timmele ARV. Det

framtida reningsverket kommer att rena vattnet som idag går till dessa två reningsverk. Tabell 4 och Tabell 5 visar medelvärden och standardavvikelser för Ulricehamn respektive Timmele ARV.

### GAK

För implementering av GAK-filtrering visar resultaten i Tabell 4 och Tabell 5 att halten SS för båda reningsverken är på nivåer som är vanligt förekommande för reningsverk. SS halter över 10 mg/l, kan påverka kolfiltreringen genom att backspolning behöver ske mer frekvent. Det är framför allt makrostrukturen i ett GAK-filter som sätts igen av höga halter av SS. Halten SS för det framtida verket vet vi naturligtvis inte men det är rimligt att anta att det framtida verket kommer att ha bättre reningsresultat än de båda befintliga och därför bedöms SS inte vara något problem, det är dock viktigt att utföra nya prover på det nya verket när det väl är färdigt och intrimmat för att säkerställa att höga SS-halter inte påverkar reningsresultatet.

Både TOC och DOC ligger inom ett intervall som är vanligt för avloppsvatten och påverkar inte GAK-filtrering mer än förväntat. Dessa parametrar har främst en inverkan på den totala kostnaden av GAK då de påverkar hur ofta filtren måste bytas ut. I övrigt kan även järn påverka ytan på GAK, genom att det sker en oxidutfällning på filterytan. Dock är de uppmätta halterna på både Ulricehamn ARV och Timmele ARV så pass låga (medelhalt 18 respektive 8,3 µg/l), att risken för en betydande fouling i form av järnoxidutfällning bedöms som liten.

### Ozon

Avseende ett processteg med ozon, finns det ett flertal parametrar som kan påverka lämpligheten. Dessa parametrar påverkar ozonets effektivitet framför allt genom att konsumera ozon, vilket blir en nackdel för reduktionen av de långsamtreagerande mikroföroreningarna, enligt en nyligen publicerad studie. Skillnaden är dock relativt liten sett till samtliga mikroföroreningar och när SS-halterna ligger <25 mg/l (Juaréz, o.a., 2021).

Nitrit konsumerar ozon vid bildande av nitrat, vid en sådan omvandling konsumeras ozon med ca. 3,43 mg O<sub>3</sub> per mg nitritkväve. Halterna av nitrit indikerar att ozon behöver tillsättas ytterligare med en koncentration mellan 1,3–1,8 mg O<sub>3</sub>/l, vilket ökar driftkostnaden. En förbättrad biologisk rening innan det avancerade reningssteget minskar sannolikt denna ozonkonsumtion. Eftersom vi inte vet hur vattnet vid Ulricehamns nya ARV kommer att se ut kan ingen vidare slutsats dras från de uppmätta nitrithalterna. Dessa bör i stället utredas närmare för Ulricehamns nya ARV när det är på plats.

Halten av järn är låg och påverkar inte ozonkonsumtionen nämnvärt. Även halten av krom och framförallt fördelningen mellan krom(III) och krom(VI) har studerats. Detta på grund av att krom(VI) kan bildas vid ozonering av krom(III), där krom(VI) är toxiskt och kan orsaka både allergi och cancer. Analysen av den totala halten krom visar att halterna är låga, C<sub>tot</sub> är < 0,1 µg/L medan halterna av krom(VI) påträffas under rapporteringsgränsen, som är högre ställd än C<sub>tot</sub>. Någon beräkningen av krom(III) har därför inte kunnat göras. Eftersom de uppmätta halterna av krom var så pass låga, bedöms krom inte utgöra en stor risk för Ulricehamns framtida ARV. Detta resultat stämmer väl överens med bedömningar gjort i tidigare studier (Wunderlin & Grelot, 2021), vilka pekar på att krom (framförallt krom(III)) sällan påträffas i höga koncentrationer på ARV runt om i Europa. Sweco ser samma trend för de analyser som utförts på andra

reningsverk mellan åren 2020–2022. Mot bakgrund av analysresultatet från denna provtagning behöver därför inte krom följas upp med vidare provtagning.

De uppmätta halterna av bromid visar på en medelhalt runt 0,1 mg/l för båda reningsverken (Tabell 4 och Tabell 5). När halten bromid överskrider 0,4 mg/l är den gängse rekommendationen att inte genomföra ozonering eftersom risken att bilda höga halter bromat är för stor. Trots att bromidhalterna väl underskrider 0,4 mg/l kan det vara fördelaktigt att genomföra ozontester på vattnet för att försäkra sig om att det inte blir problem med bromatbildning, innan ozon utreds vidare som ett möjligt processteg.

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

Eftersom det inte går att mäta halterna av det giftiga ämnet NDMA på svenska laboratorium (pga. sin toxicitet), har vi valt att undersöka halten av dimetylamin i avloppsvattnet. Detta beror på att halten dimetylamin kan vara en viktig prekursor<sup>1</sup> till bildningen av NDMA (Padhye, 2011). Det återfanns dock inga detekterbara halter av dimetylamin över rapporteringsgränsen i utgående vatten vid Ulricehamn eller Timmele ARV, och denna substans bedöms därför inte utgöra någon risk för att NDMA bildas i avloppsvattnet vid ozonering.

Sammanfattningsvis kan konstateras att vattenmatrisen inte utgör något hinder för vare sig ozon eller GAK som reningsteknik vid Ulricehamn framtida ARV.

---

<sup>1</sup> Utgångsämne, dvs ett kemiskt ämne som deltar i en kemisk reaktion där en annan förening produceras.

Tabell 4. Medelvärden, standardavvikelse och antal mätvärden under rapporteringsgränsen av totalt genomförda mätningar (n total) för kemiska parametrar av vattenmatrisen på utgående vatten från Ulricehamn ARV. n=4.

Analys	Enhet	Medelhalt	n <sup>a</sup> <LOQ <sup>b</sup> / n total
Suspenderade ämnen	mg/l	9,0 ± 0,71	0/4
TOC	mg/l	9,3 ± 1,5	0/4
DOC	mg/l	8,4 ± 1,5	0/4
Ammoniumkväve (NH <sub>4</sub> -N)	mg/l	6,9 ± 3,6	0/4
Nitrit (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	mg/l	1,25 ± 0,11	0/4
Nitrit-kväve (NO <sub>2</sub> -N)	mg/l	0,38 ± 0,034	0/4
Järn Fe (filtrerat)	µg/l	18 ± 6,2	0/4
Krom Cr <sub>tot</sub> (filtrerat)	µg/l	0,09 ± 0,014	0/4
Krom(VI)	µg/l	<0,2	4/4
Krom(III) (beräknat) <sup>c</sup>	µg/l	n.a.	-
Bromid Br-	mg/l	0,11 ± 0,019	0/4
Dimetylamin	µg/l	<5	4/4

<sup>a</sup>n, antal mätningar

<sup>b</sup>LCQ – Limit of quantification och för denna rapport likställd med rapporteringsgräns.

<sup>c</sup>Beräknat utifrån Cr<sub>tot</sub> = Cr<sub>6+</sub> + Cr<sub>3+</sub>

Tabell 5. Medelvärden, standardavvikelse och antal mätvärden under rapporteringsgränsen av totalt genomförda mätningar (n total) för kemiska parametrar av vattenmatrisen på utgående vatten från Timmele ARV. n=4.

Analys	Enhet	Medelhalt	n <sup>a</sup> <LOQ <sup>b</sup> / n total
Suspenderade ämnen	mg/l	8,1 ± 3,0	0/4
TOC	mg/l	8,8 ± 1,3	0/4
DOC	mg/l	8,1 ± 0,64	0/4
Ammoniumkväve (NH <sub>4</sub> -N)	mg/l	4,5 ± 2,3	0/4
Nitrit (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	mg/l	1,7 ± 0,43	0/4
Nitrit-kväve (NO <sub>2</sub> -N)	mg/l	0,53 ± 0,13	0/4
Järn Fe (filtrerat)	µg/l	8,3 ± 3,9	0/4
Krom Cr <sub>tot</sub> (filtrerat)	µg/l	0,07 ± 0,0075	0/4
Krom(VI)	µg/l	<0,2	4/4
Krom(III) (beräknat) <sup>c</sup>	µg/l	n.a.	-
Bromid Br-	mg/l	0,099 ± 0,074	0/4
Dimetylamin	µg/l	<5	4/4

<sup>a</sup>n, antal mätningar

<sup>b</sup>LCQ – Limit of quantification och för denna rapport likställd med rapporteringsgräns.

<sup>c</sup>Beräknat utifrån Cr<sub>tot</sub> = Cr<sub>6+</sub> + Cr<sub>3+</sub>

## 4.3 Analys av mikroföroreningar

Inom ramen för detta projekt har fyra provtagningar genomförts avseende mikroföroreningar. Provtagningen har skett på utgående vatten från Ulricehamn ARV och Timmele ARV samt i recipienten. Provtagningen som redovisas här genomfördes under november 2022 till och med februari 2023.

Samtliga analyser har utförts av MoLab och inkluderar 38 substanser. De analyserade substanserna utgörs av läkemedel och hormoner, samt PFOS och PFOA.

Tabell 6 redovisas resultaten från analyserna i form av medelvärde, standardavvikelse samt antal mätningar med resultat under rapporteringsgränsen, vilket vi för denna rapport har likställt med värden för LOQ. Värden under rapporteringsgräns visas sedan relativt antalet totala mätningar. Resultaten från analyserna rapporteras på ett av tre sätt: (i) en uppmätt halt i ng/L, (ii) under rapporteringsgränsen som betyder att halten inte har kunnat kvantifierats, (iii) n.d. (not detected) som innebär att den specifika substansen inte givit någon signal alls och därför kan antas vara 0 ng/L.

Vid beräkning av medelhalt har alla mätningar som rapporterats som n.d satts till 0 ng/L. Mätningar som rapporterats som under rapporteringsgränsen har endast inkluderats i medelvärdet om de representerar 50% eller fler av mätningarna för den specifika substansen i den aktuella provtagningspunkten.

Tabell 6. Analysresultat i form av medelhalt +/- standardavvikelse, i noggrannhet om en decimal, och mätningar (<LOQ) från provtagningarna av mikroföroreningar vid Ulricehamn ARV.

	Utg avlopp Ulricehamn			Utg avlopp Timmele			Åsunden nedströms		
	Medel	STD	n<LOQ/ n total	Medel	STD	n<LOQ/ n total	Medel	STD	n<LOQ/ n total
	ng/L	ng/L	st	ng/L	ng/L	st	ng/L	ng/L	st
Acetamidprid	0,1	0,2	3/4	0,5	0,5	2/4	0,0	0,0	4/4
Amisulprid	0,0	0,0	4/4	0,0	0,0	4/4	0,0	0,0	4/4
Atenolol	344,0	26,0	3/4	1145,3	319,7	0/4	1,4	0,4	0/4
Azitromycin	13,6	16,4	0/4	17,9	22,4	0/4	0,0	0,0	4/4
Bensotriazol	248,3	43,3	0/4	379,9	98,1	0/4	3,7	0,6	4/4
Bisfenol A	177,3	68,3	0/4	87,4	59,6	0/4	<10	-	4/4
Ciprofloxacin	42,2	1,2	0/4	26,3	4,7	0/4	0,0	0,0	4/4
Citalopram	103,2	14,5	0/4	169,1	23,6	0/4	<5	-	4/4
Diklofenak	488,1	122,0	0/4	1196,5	345,3	0/4	2,1	0,4	0/4
Erytromycin	50,8	40,1	0/4	16,4	17,1	0/4	1,8	0,5	1/4
Flukonazol	48,8	22,0	0/4	46,1	27,6	0/4	0,6	0,1	0/4
Furosemid	429,9	132,7	0/4	1371,9	248,5	0/4	<7,5	-	4/4
Hydroklortiazid	118,1	26,2	0/4	262,4	51,7	4/4	<0,5	-	3/4
Ibuprofen	311,7	325,7	2/4	55,4	96,0	0/4	0,0	0,0	4/4

	Utg avlopp Ulricehamn			Utg avlopp Timmele			Åsunden nedströms		
	Medel	STD	n<LOQ/ n total	Medel	STD	n<LOQ/ n total	Medel	STD	n<LOQ/ n total
Imidakloprid	2,8	0,8	0/4	6,6	1,8	4/4	0,2	0,1	0/4
Irbesartan	152,6	41,4	0/4	172,5	37,5	0/4	<6,7	-	3/4
Karbamazepin	398,1	124,3	0/4	915,1	174,6	0/4	5,3	0,5	0/4
Ketokonazol	13,5	2,5	0/4	15,1	5,1	0/4	0,0	0,0	4/4
Klaritromycin	35,4	39,1	0/4	15,4	21,2	0/4	<1	-	4/4
Losartan	597,1	97,5	0/4	2293,1	548,7	0/4	3,9	0,5	0/4
Metoprolol	893,5	263,8	0/4	1908,0	590,1	0/4	4,2	0,7	0/4
Metotrexat	0,1	0,2	3/4	0,4	0,7	3/4	0,0	0,0	4/4
Naproxen	959,4	187,9	0/4	437,5	34,2	0/4	<7,78	5,6	3/4
Oxazepam	211,4	55,1	0/4	473,3	141,3	0/4	2,0	0,2	0/4
Paracetamol	245,3	123,1	1/4	12,6	21,8	3/4	14,5	1,5	0/4
PFOA	11,7	3,4	0/4	6,9	2,0	0/4	<3	-	4/4
PFOS	11,0	4,8	0/4	4,1	1,7	0/4	<3	-	4/4
Propranolol	33,9	6,2	0/4	144,1	27,1	0/4	0,1	0,0	0/4
Sertralin	60,7	8,2	0/4	93,1	37,1	0/4	<5	-	4/4
Sulfametoxazol	67,0	26,9	0/4	121,1	113,0	0/4	0,8	0,1	0/4
Tiakloprid	0,0	0,0	4/4	0,0	0,0	4/4	0,0	0,0	4/4
Tiametoxam	0,3	0,3	1/4	0,1	0,1	3/4	0,0	0,0	4/4
Tramadol	256,0	51,9	0/4	167,5	86,5	0/4	2,8	0,2	0/4
Trimetoprim	75,8	16,3	0/4	104,6	79,3	0/4	<1	-	4/4
Venlafaxin	385,8	85,9	0/4	450,4	102,2	0/4	2,0	0,2	0/4
Zolpidem	1,9	0,5	0/4	2,0	0,3	0/4	0,0	0,0	4/4
Östron (E)	10,6	1,3	0/4	16,3	6,8	0/4	0,0	0,0	4/4
17 $\alpha$ -etinylostradiol (EE2)	0,0	0,0	4/4	0,0	0,0	4/4	0,0	0,0	4/4
17 $\beta$ -östradiol (E2)	0,0	0,0	4/4	0,0	0,0	4/4	0,0	0,0	4/4

## 4.4 Jämförelse av mängd och halt av mikroföroreningar med andra studier

För Ulricehamn och Timmele ARV och för de ämnen som återfinns i utgående vatten, speglar halterna och omfattningen av de påträffade mikroföroreningarna de ämnen som vanligen återfinns på svenska avloppsreningsverk.

Sweco har tidigare utfört liknande förstudier som denna för andra reningsverk runt om i Sverige där samma lista av ämnen analyserats som i denna förstudie. I jämförelse med provtagningar från 6 andra ARV ligger utgående halter från Ulricehamn och Timmele ARV på ungefär samma nivå, för de flesta mikroföroreningar ligger Ulricehamn och Timmele ARV något lägre än medel, medan för ett par ligger halterna något högre, sammanfattningsvis sticker inte



utgående halterna för några av de analyserade mikroföroreningar ut för vare sig Ulricehamn eller Timmele ARV.

Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp tillsammans med IVL Svenska miljöinstitutet utförde provtagningar för läkemedelsrester, PFAS-ämnen och hormoner vid 13 reningsverk (NSVA, 2022) där 25 av de ämnen som analyserades i NSVA:s studie även har analyserats vid Ulricehamn och Timmele ARV i denna förstudie. En jämförelse av utgående halter av dessa ämnen visade att för merparten av de analyserade ämnena ligger halterna vid Ulricehamn och Timmele ARV i samma spann eller lägre än de för de 13 reningsverken i Skåne. De ämnen som uppmättes i högre halter vid Ulricehamn respektive Timmele ARV i jämförelse med NSVA studien var paracetamol, PFOA, PFOS för Ulricehamn och atenolol, losartan och PFOA för Timmele.

Hormonet etinyöstardiol (EE2) detekterades inte i vare sig utgående vatten eller i recipientprovtagningarna. Samma resultat har erhållits vid andra ARV där utredningar liknande denna har utförs. Läkemedlen amisulprid och thiametoxam och östradiol detekterades inte heller i utgående avloppsvatten.

Enligt den provtagning som gjorts i utgående avloppsvatten från Ulricehamn och Timmele ARV uppskattas det årliga utsläppet av de uppmätta mikroföroreningarna till ca 11,6 kg inklusive PFAS-ämnen och hormoner. Detta motsvarar ca 1,3 g/pe per år. I de 6 förstudier för rening av mikroföroreningar som Sweco tidigare har utfört ligger motsvarande siffra mellan 0,9 och 2,7 g/pe, år. Ulricehamn ligger alltså relativt lågt i detta spann.

## 4.5 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-rening. 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 5.1.2.

## 4.6 Analyser av PFAS-ämnen genom PFAS 11 i avloppsvatten

Som del av provtagningen analyserades även ett antal PFAS-ämnen enligt summaparametern PFAS11. Tabell 7 visar medelhalter med standardavvikelser av de ämnen som ingått i analysen (Eurofins).

Alla analyserade PFAS-ämnen kunde detekteras i både utgående avloppsvatten- och i recipienten, men i betydligt lägre halter i recipienten.

Tabell 7. Medelhalt +/- standardavvikelse (med noggrannhet om en decimal) samt totalt antal mätningar som utförs och hur många av dessa som varit under rapporteringsgränsen av analyserade PFAS11 i utgående ARV och recipient.

Ämne	Utgående Ulricehamn		Utgående Timmele		Recipient (Åsunden)	
	Medel	n< LOQ/n	Medel	n< LOQ/n	Medel	n< LOQ/n
	ng/l	st	ng/l	st	ng/l	st
PFBA (Perfluorbutansyra)	3,3 ± 0	3/4	3,55 ± 0,1	2/4	1,1 ± 0,1	0/4
PFPeA (Perfluorpentansyra)	2,2 ± 0,9	0/4	5,8 ± 4,7	0/4	0,4 ± 0,1	2/4
PFHxA (Perfluorhexansyra)	3,7 ± 1,5	1/4	5,0 ± 3,8	0/4	4,25 ± 0,4	2/4
PFHpA (Perfluorheptansyra)	2,1 ± 0,8	1/4	1,8 ± 0,4	2/4	0,31 ± 0	3/4
PFOA (Perfluoroktansyra)	5,8 ± 3,5	0/4	2,4 ± 1,0	0/4	0,5 ± 0,1	0/4
PFNA (Perfluornonansyra)	<1,0	4/4	<1,0	4/4	<0,3	4/4
PFDA (Perfluordekansyra)	<1,0	4/4	<1,0	4/4	<0,3	4/4
PFBS (Perfluorbutansulfonsyra)	1,0 ± 0	3/4	2,6 ± 0	2/4	0,3 ± 0	3/4
PFHxS (Perfluorhexansulfonsyra)	1,7 ± 0,5	0/4	1,0 ± 0	3/4	<0,3	4/4
PFOS (Perfluoroktansulfonsyra)	5,6 ± 2,6	0/4	1,7 ± 0,7	0/4	0,5 ± 0,1	0/4
6:2FTS (Fluortelomer sulfonat)	<1,0	4/4	<1,0	4/4	<0,3	4/4
<b>Summa PFAS SLV 11</b>	<b>20,3</b>		<b>19,7</b>		<b>2,7</b>	

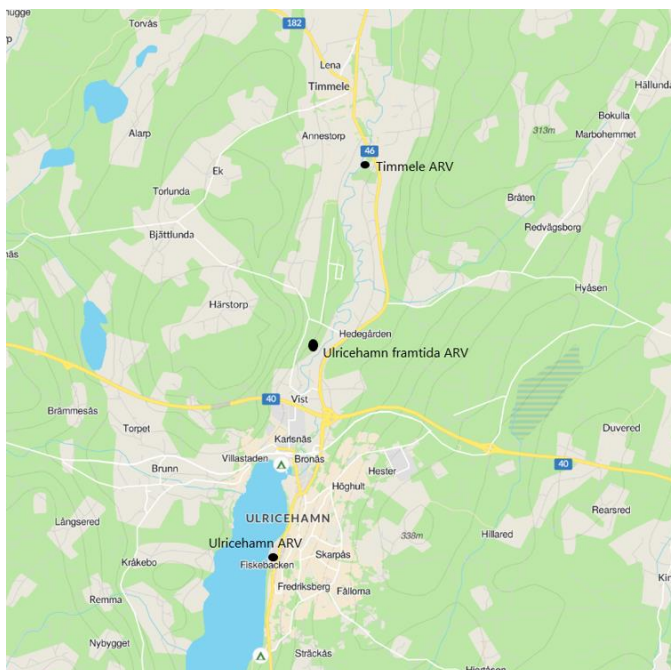
Analyserna av PFAS i utgående avloppsvatten vid Ulricehamn ARV, Timmele ARV och i Åsunden visar att PFAS kunde uppmätas under varje provtagning. Halterna var däremot relativt låga, summa PFAS 11 var 20,3 respektive 19,7 ng/l för Ulricehamn respektive Timmele ARV och 2,7 ng/l för Åsunden. I en rapport från Svenskt Vatten (Baresel, o.a., 2022) sammanställs uppmätta halter av PFAS11 i inkommande avloppsvatten vid 16 reningsverk i Sverige. Medelhalterna för de olika reningsverken varierade mellan 11 – 101 ng/l. Medelhalten för både Ulricehamn och Timmele ARV ligger således i nedre delen av spannet. PFAS 11 har endast provtagits i två andra förstudier för läkemedelsrening som Sweco har genomfört, i jämförelse ligger halterna i Ulricehamn lägre än för de andra reningsverken som hade 30 respektive 280 ng/l i renat avloppsvatten.

# 5 Miljöriskbedömning och effektbaserade analyser avseende recipientpåverkan vid Ulricehamns framtida ARV

## 5.1 Metod

### 5.1.1 Miljöriskbedömning av mikroföroreningar

En miljöriskbedömning utfördes för att bedöma om några av de analyserade mikroföroreningarna i utgående avloppsvatten från Ulricehamns nya ARV riskerar att påverka organismerna i sjön Åsunden (recipient) negativt. Motsvarande bedömning gjordes för Timmele ARV vars recipient är Åtran som mynnar i Åsunden. Karta med provtagningspunkter redovisas i Figur 2 och Figur 3.



Figur 2 Karta med Ulricehamns och Timmeles avloppsreningsverk samt Ulricehamns framtida ARV markerade.

SWEREF99 13 30: 144071.64, 6407551.15

SWEREF99 TM: 404889.37, 6406107.23

WGS84: 17.77667, 57.70171



Figur 3. Ulricehamns ARV (○) och provtagningspunkt (●) i recipient Åsunden ca 300 meter från ARV. Den streckade linjen markerar dagens verksamhetsområde.

Miljöriskbedömningen gjordes genom att jämföra den beräknade koncentrationen av mikroföroreningar i recipienten (Predicted Environmental Concentration – PEC) respektive uppmätta halter i recipienten (Measured Environmental Concentration – MEC), 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 (alt. MEC)/PNEC är större än 1 (>1) i recipienten föreligger en risk att organismerna kan skadas av mikroföroreningarna. Den kategorin betecknas hög risk. Mikroföroreningar med en kvot i intervallet  $0,1 < PEC$  (alt. MEC)/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.

MEC baseras på:

- uppmätta halter av mikroföroreningar i recipientprovtagningsspunkten i Åsunden vid fyra tillfällen. Denna punkt ligger ca 300 meter utanför utloppet från Ulricehamns ARV (se Figur 3).

PEC baseras på:

- uppmätta halter i utgående avloppsvatten från Ulricehamns ARV till Åsunden vid fyra tillfällen, där olika utspädning använts för följande scenarion:
  - framtidsscenario (ca år 2050 – maxbelastning 27 000 pe) (se mer information nedan) för Ulricehamns framtida ARV, och;
  - rimligt "worst case" scenario (spädningfaktor 10 – standardvärde för utspädning i ARV i europeiska läkemedelsverkets (EMA) guideline för miljöriskbedömning av läkemedel (EMA, 2006)) för att spegla situationen nära utsläppspunkten.

PEC för ett framtidsscenario (ca år 2050) beräknades för att få en uppfattning om miljörisken från utsläpp av mikroföroreningar från Ulricehamns framtida ARV vid maxbelastning (27 000 pe). Det är omöjligt att idag exakt förutsäga innehållet av mikroföroreningar i avloppsvatten från Ulricehamns framtida ARV vid full belastning, men det är ändå intressant att titta på ett framtidsscenario utifrån den data som finns i dagsläget. För detta scenario användes den framtida utsläppsvolymen men endast koncentrationerna som uppmätts för Ulricehamns ARV, då dessa baseras på betydligt fler pe än för Timmele (ca 8000 jämfört med ca 1400 för Timmele). Halterna skiljer sig något i utgående avloppsvatten i Timmeles och Ulricehamns ARV (

Tabell 6) men bedömningen gjordes att detta inte inverkar på PEC/PNEC-kvoterna i någon större utsträckning.

Omblandningen i Åsunden sattes till 50 %, d.v.s. att vattnet var omblandat i halva sjöns vattenvolym. Detta gjordes för att åskådliggöra ett lite tuffare scenario ur miljösynpunkt än vid 100 % omblandning av vattenvolymer. Vidare användes 0,91 års omsättningstid i enlighet med recipientutredningen som nyligen utfördes för Ulricehamn (Sweco, 2023)..

PNEC-värdena baseras på information från rapporter, vetenskapliga artiklar och bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (HaV, 2019) och förutsätts vara rätt beräknade (se Appendix 1 *PEC/PNEC-beräkningar för studerade mikroföroreningar* för fullständig information). Bedömningsgrunderna anger värden som inte ska överskridas i en vattenförekomst för att statusen ska bedömas som god. Värdena i bedömningsgrunderna är effektbaserade och om värdet 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 värderingen har även föreslagna, ej antagna miljö kvalitetsnormer (Environmental Quality Standard - EQS) i EU:s vattendirektiv tagits med (EU, 2022) i de fall de är lägre än nuvarande PNEC. Anledningen är att det är troligt att de kommer att antas under 2023 och att det är viktigt att få med kommande, striktare gränsvärden inför byggandet av ett nytt ARV.

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 (EkotoxCentre, 2023) EQS i de fall båda värdena finns, alternativt det värde som finns av dessa två. Årtal kan också spela roll för prioriteringen.
3. (Ågerstrand, 2019) - *Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances*. I denna publikation har författaren tagit fram PNEC-värden för 39 olika läkemedel, baserat på litteratordata.
4. Övriga referenser

För antibiotika har en studie av Tell och medarbetare använts (Tell, o.a., 2019), utom för ciprofloxacin som har en bedömningsgrund 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 eftersom Tell o.a. i vissa fall är striktare, d.v.s. PNEC är lägre, refereras till den studien även när originaldata kommer från Bengtsson-Palme & Larsson, 2016.

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

### 5.1.2 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, 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). 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 att ta fram ett EU-riktvärde för östrogena effekter (EU, 2022). Om förslaget går igenom innebär det att användandet av dessa tester kommer att öka, och redan idag finns ett effektbaserat riktvärde för östrogena effekter (400 pg östradiolekvivalenter/L) (Kunz, Kienle, Carere, Homazava, & Kasea, 2015;

Simon, o.a., 2022), men det är ett förslag som 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 vatten från recipientprovtagning som kan aktivera östrogenreceptorn (ER) och arylhydrokarbonreceptorn (AhR, dioxinreceptorn), aktivera och blockera androgenreceptorn (AR), orsaka oxidativ stress (Nrf2-aktivitet - nuclear transcription factor erythroid 2-related factor 2) och/eller genotoxicitet (bildandet av mikrokärnor, d.v.s. DNA-skadande effekt). Analyserna utfördes av BioCell Analytica. 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. Dessa effekter 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. Genotoxicitet (DNA-skadande effekt) kan leda till cancer och reproduktionsstörningar och mäts i denna studie genom att studera bildandet av mikrokärnor. Ämnen som bekämpningsmedel och livsmedelstillsatser måste utredas avseende genotoxicitet i samband med registrering

Prover för effektbaserad analys togs på utgående avloppsvatten från Ulricehamns och Timmeles ARV samt i recipientprovtagningsspunkten för Ulricehamns ARV i Övre Åsunden.

## 5.2 Resultat och diskussion

### 5.2.1 Miljöriskbedömning

Alla beräkningar av miljörisken (PEC/PNEC och MEC/PNEC) för mikroföroreningarna redovisas i Appendix 1. Detta innefattar miljörisk baserad på uppmätta halter vid provtagningsspunkten i Åsunden, beräknad riskkvot för 27 000 pe (framtidsscenario) i Åsunden samt ett worst case-scenario vid utsläppspunkten för Ulricehamns ARV (utspädning x10). Det ska påpekas att provtagningarna i recipienten ger en ögonblicksbild av miljörisken, att framtidsscenario är en uppskattning där flera parametrar är mycket osäkra och att worst case-scenariot vid utsläppspunkten ger en uppskattning av möjlig påverkan precis där avloppsvattnet släpps ut i Åsunden.

I Tabell 8 redovisas de mikroföroreningar där PEC/PNEC- och/eller MEC/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 minst en av provpunkterna/scenarierna.

Mindre än-värden (<) betyder att koncentrationen av ämnet ligger under rapporteringsgränsen, men det går inte att säga att koncentrationen är noll. Det betyder att det mest korrekta är att ange riskkvoten som ett <-värde, (se avsnitt 4.3 för mer information om analysvärdena). Med största sannolikhet ligger dessa halter betydligt lägre än de angivna rapporteringsgränserna, vilket i sin tur medför att även riskkvoterna blir betydligt lägre än <-värdet. Eftersom riskkvoterna med <-värden bygger på halter av mikroföroreningar som ligger under detektionsgränsen så har de gråmarkerats i Tabell 8. Vi har valt att endast (med undantag av bisfenol A) diskutera de ämnen som återfanns vid halter över rapporteringsgränsen och hamnade i kategorierna måttlig och/eller hög risk vid någon av provtagningspunkterna/scenarierna.

Tabell 8. Riskkvoter baserade på beräknade och uppmätta halter i Åsunden redovisade med två decimaler.  $PEC/PNEC \leq 0,1$  (låg risk);  $0,1 < PEC (MEC)/PNEC \leq 1$  (måttlig risk);  $PEC (MEC)/PNEC > 1$  (hög risk). Gråmarkerade riskkvoter (<-värden) bygger på halter av mikroföroreningar som ligger under detektionsgränsen. En asterisk (\*) symboliserar riskkvoter som bygger på föreslagna, ej antagna miljökvalitetsnormer (se ovan).

Mikroförorening	Användning	Riskkvot (MEC/PNEC) vid recipientprov-tagningspunkten i Åsunden (uppmätta halter) (MEC)	Riskkvot PEC/PNEC framtid, (Ulricehamns framtida ARV 27000 pe) Åsunden omblandning 50 %, omsättnings-tid 0,91 år	Beräknad riskkvot (PEC/PNEC) vid utloppspunkten för Ulricehamns ARV i Åsunden (worst case) (PEC <sub>utspädning10</sub> )
<b>Läkemedel</b>				
Citalopram	Antidepressivt	<0,67	0,31	1,38
Diklofenak	Anti-inflammatoriskt	0,05*	0,27*	1,22*
Furosemid	Urindrivande	<0,05	0,06	0,28
Ibuprofen	Anti-inflammatoriskt	0,00	0,63	2,83
Oxazepam	Lugnande	0,20	0,47	2,11
Sertralin	Antidepressivt	<0,53	0,14	0,65
Trimetoprim (1)	Antibiotikum	<0,01	0,02	0,26
Venlafaxin	Antidepressivt	0,02	0,09	0,42
<b>Andra MF</b>				
Bisfenol A (1)	Plastkemikalie	<0,01	0,00	0,01
Bisfenol A (2)	Plastkemikalie	<294,12*	115,71*	521,59*
PFOA	Högfluorerat ämne	0,12	0,06	0,27
PFOS	Högfluorerat ämne	0,78	0,38	1,69



Mikroförorening	Användning	Riskkvot (MEC/PNEC) vid recipientprovtagningsspunkten i Åsunden (uppmätta halter) (MEC)	Riskkvot PEC/PNEC framtid, (Ulricehamns framtida ARV 27000 pe) Åsunden omblandning 50 %, omsättnings-tid 0,91 år	Beräknad riskkvot (PEC/PNEC) vid utloppspunkten för Ulricehamns ARV i Åsunden (worst case) (PEC <sub>utspädning10</sub> )
<b>Hormoner</b>				
Östron (E1)	Könshormon	0,00*	0,65*	2,93*

Miljöriskbedömningen visar att bisfenol A (2) kan utgöra en hög risk vid alla scenarier utom vid recipientprovtagningsspunkten. Vid denna punkt låg koncentrationen under rapporteringsgränsen och värdet är därför angivet som ett <-värde d.v.s. det går inte att säga att värdet är 0. För bisfenol A (BPA) har PEC (MEC)/PNEC-värden baserade på två olika PNEC-värden (1600 respektive 0,034 ng/L) beräknats. 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. Rapporteringsgränsen för bisfenol är 10 ng/L vid det aktuella analyslaboratoriet, vilket är ca 300 gånger högre än det lägre av de två PNEC-värdena för BPA. Det är mycket möjligt att BPA hade detekterats även vid recipientprovtagningsspunkten om rapporteringsgränsen legat lägre. Om det föreslagna EQS-värdet på 0,034 ng/L antas måste rapporteringsgränsen för BPA sänkas avsevärt för att möjliggöra detektion av betydligt lägre koncentrationer. Detta kommer att bli nödvändigt för att kunna identifiera miljörisker ner till EQS-nivå. Om det föreslagna EQS-värdet implementeras innebär det att det finns risk att avloppsvattnet från Ulricehamn och Timmeles ARV bidrar till att god status avseende detta ämne inte upprätthålls i Åsunden.

I övrigt är det inga fler mikroföroreningar i framtidsscenarioet och vid provtagningsspunkten som kan utgöra en hög risk. För worst case-scenarioet uppvisades hög risk även för citalopram, diklofenak, ibuprofen, oxazepam, PFOS och östron. Detta scenario visar situationen precis vid utsläppspunkten och ämnena kommer att spädas ut betydligt mer längre ut i sjön. Av dessa ämnen är ibuprofen lättnedbrytbart, vilket betyder att det kommer att fortsätta brytas ned i recipienten. Det stöds även av recipientprovtagningen som inte uppvisade mätbara halter av ibuprofen.

I övrigt hamnar oxazepam, PFOA och PFOS i kategorin måttlig risk vid provtagningsspunkten. För framtidsscenarioet uppvisar citalopram, diklofenak, ibuprofen, oxazepam, sertralin, PFOS och östron måttlig risk, medan furosemid, sertralin, trimetoprim (1), venlafaxin och PFOA utgör en måttlig risk i worst case-scenarioet.

PEC(MEC)/PNEC-värdena för PFOA är relativt lika i provtagningspunkten i Åsunden och i worst case-scenariot, och riskkvoten för PFOS är relativt hög (måttlig risk: 0,78) i recipienten. Detta kan bero på att det finns andra källor än Ulricehamns ARV till dessa mikroföroreningar.

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 högre, mer tillförlitligt PNEC jämfört med ett tidigare PNEC-värde som använts i många svenska studier (Ågerstrand, 2019). Det nya PNEC-värdet leder i sin tur till lägre riskkvoter för citalopram.

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

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 5.1.1) är ett schweiziskt EQS på 11 ng/L medan vissa andra studier, t.ex. (Länsstyrelsen, 2021) har använt ett PNEC-värde på 120 ng/L som baseras på (Ågerstrand, 2019). Skillnaden betyder att PEC/PNEC-kvoten blir ungefär en faktor 10 högre vid användning av det schweiziska värdet jämfört med värdet baserat på (Ågerstrand, 2019). Detta kan vara en förklaring till eventuella skillnader i utfall av miljörisk för ibuprofen i olika studier. Ett exempel åt det motsatta hållet är östron, där prioriteringsordningen gör att ett PNEC baserat på det 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 8.

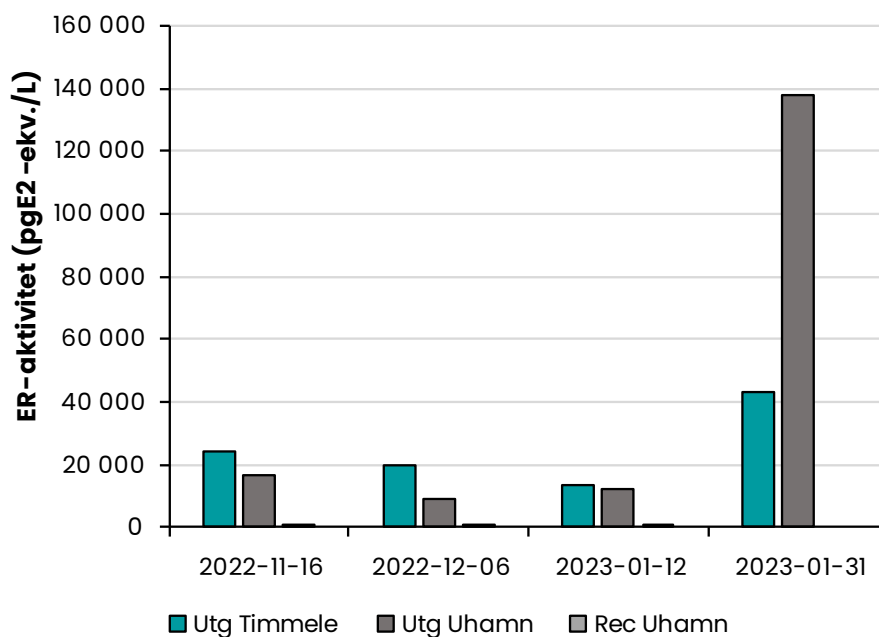
Vad gäller risken att ämnena bioackumuleras, d.v.s. att de upplagras i fettvävnad hos organismer, så är de flesta läkemedel inte bioackumulerbara (se miljöinformation på [www.fass.se](http://www.fass.se)). Däremot är PFOS bioackumulerbart (Naturvårdsverket, 2016), vilket bekräftas av att många predatorer (rovdjur) högt upp i näringskedjan har höga halter av ämnet i kroppen.

## 5.2.2 Effektbaserad analys i celler

### 5.2.2.1 Hormonstörande effekter – östrogen aktivitet

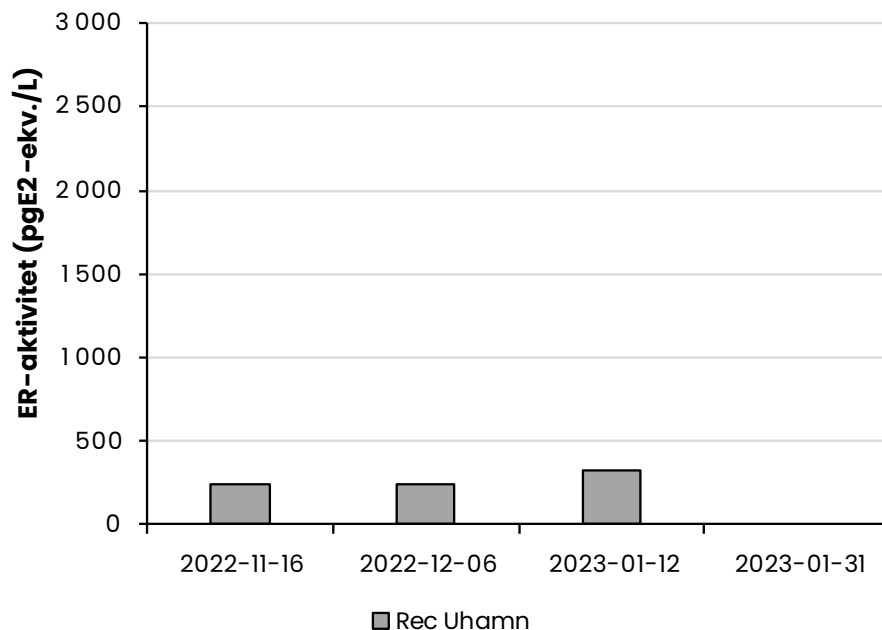
Figur 4 visar östrogen (ER) aktivitet i utgående avloppsvatten från Timmele och Ulricehamns ARV samt vid recipientprovtagningspunkten i Åsunden utanför Ulricehamns ARV. Utgående ER-aktivitet för de första tre tillfällena ligger mellan ca 10 000-25 000 pg E2-ekv/L för båda ARV, vilket kan jämföras med motsvarande aktivitet i tidigare studier där effektbaserad analys användes för svenska avloppsreningsverk; 2300-23000 (Sweco, 2022) respektive 1000-8000 pg E2-ekv/L (Lundqvist, Mandava, Lungu-Mitea, Yin Lai, & Ahrens, 2019), och en annan svensk studie (Golovko, O., Lundqvist, J., Öhrn, S. och Ahrens, L., 2020) som visade ER-aktiviteter på 545-ca 37 000 pg E2-ekv./L. Dock visade

den sista provtagningen i föreliggande studie aktiviteter på ca 43 000 pg E2-ekv./L i Timmeles och 138 000 pg E2-ekv/L i Ulricehamns utgående avloppsvatten, där halterna i utgående vatten från Ulricehamn överskrider de tidigare uppmätta halterna betydligt. Eftersom det inte finns mätdata på inkommande avloppsvatten är det svårt att veta om detta kan bero på hög ER-aktivitet i inkommande avloppsvatten i Ulricehamn denna vecka. Enligt personal på Ulricehamns ARV finns det inget som tyder på att avloppsreningen inte fungerade med normal kapacitet under denna tidpunkt. Kontakt med analyslaboratoriet Biocell Analytica har inte heller gett någon möjlig förklaring till de höga halterna.



Figur 4. ER-aktivitet i utgående avloppsvatten från Ulricehamns och Timmeles ARV samt recipientprovtagningsspunkten i Åsunden utanför Ulricehamns ARV.

Figur 5 visar recipientprovtagningsspunkten i Åsunden utanför Ulricehamns ARV i större skala än i figur 3. Här kan man se att aktiviteten i Åsunden ligger under riktvärdet för ER-aktivitet (400 pg E2-ekv/L) och nuvarande bedömningsgrund för inlandsvatten (400 pg östradiol/L) vid alla provtagningar. Ett prov ligger under detektionsgränsen. Detta resultat skiljer sig från en tidigare studie för sex svenska ARV där fem av sju mätningar i sötvattensrecipienter visade halter över riktvärdet/bedömningsgrunden (Sweco, 2022). Det är dock värt att notera att bedömningsgrunden för östradiol föreslås sänkas till 180 pg östradiol/L och om så blir fallet riskerar tre av fyra recipientvärden att hamna över den nya bedömningsgrunden.



Figur 5. ER-aktivitet i recipientprovtagningspunkten i Åsunden utanför Ulricehamns ARV.

### 5.2.2.2 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 aktiviteten (ER-aktivitet) 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 5.2.2.1). I föreliggande studie uppmättes inga detekterbara halter av östradiol (LOQ=0,1 ng/L) eller etinylostradiol (LOQ=0,1 ng/L) men av bisfenol A och östron (se Tabell 6).

Sammantaget visade jämförelsen att endast 0,1–1,4 % av de uppmätta ER-aktiviteterna i utgående avloppsvatten från Timmeles och Ulricehamns ARV kan förklaras med kemisk analys av de östrogena ämnena vilket stödjer resultat från tidigare studier (Robitaille, o.a., 2022) och visar att viktig information om toxisk effekt kan missas om endast kemisk analys används.

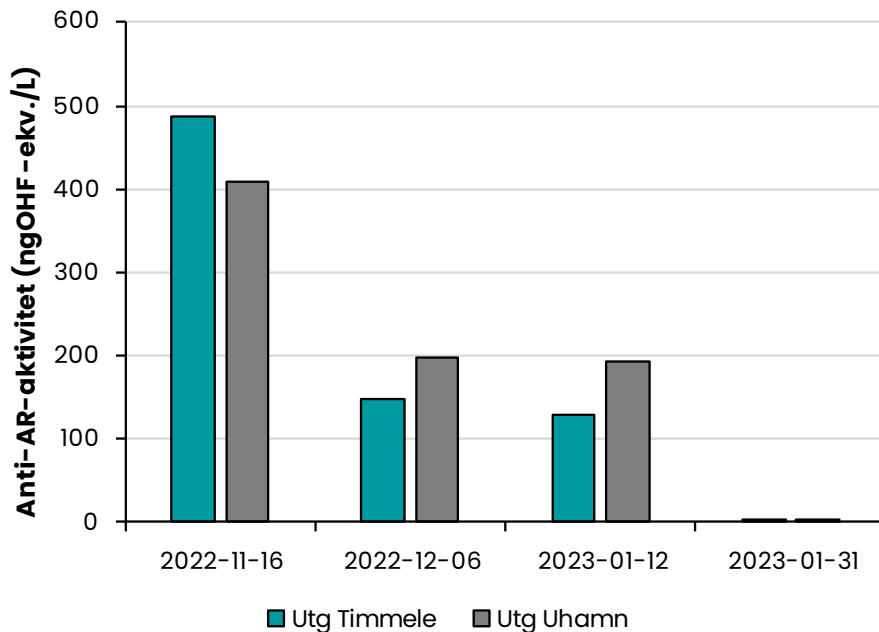
### 5.2.2.3 Hormonstörande effekter – androgen och antiandrogen aktivitet

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

I Timmele uppmättes AR-aktivitet endast i ett prov vid ett tillfälle; 0,57 ng DHT-ekv./L i utgående avloppsvatten från Timmele ARV i januari 2023. Övriga prover (utgående avloppsvatten från Ulricehamn och recipientprover) var under detektionsgränsen.

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

Anti-androgen effekt (anti-AR) för utgående avloppsvatten för Ulricehamns och Timmeles ARV visas i Figur 6. Anti-AR-aktiviteten i recipientprovtagningspunkten i Åsunden utanför Ulricehamns ARV var under detektionsgränsen för alla prover, och redovisas därför inte i figuren.

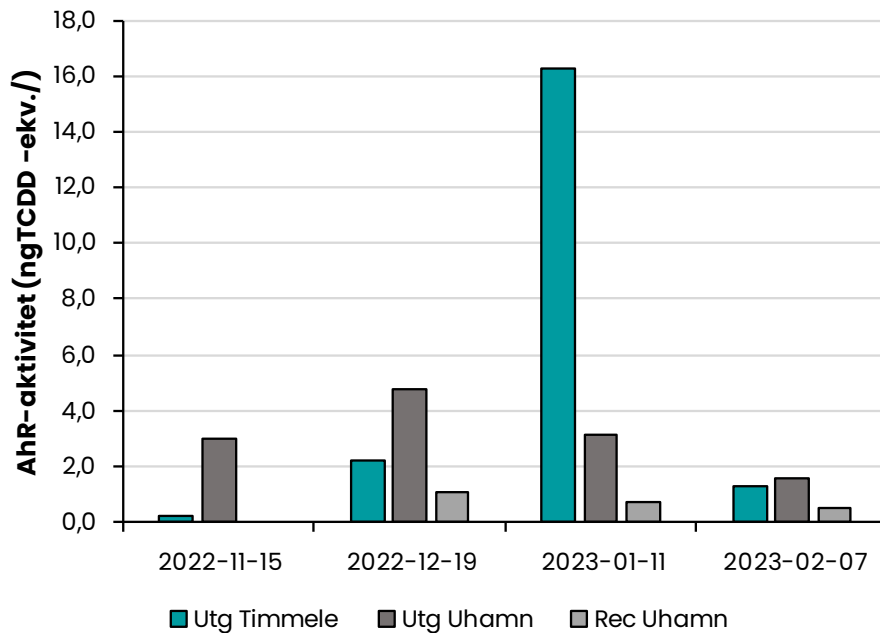


Figur 6. Anti-AR-aktivitet i utgående avloppsvatten från Timmeles och Ulricehamns ARV.

Anti-AR-aktiviteten i de undersökta proverna ligger i linje med de som tidigare påvisats i undersökningen av sex avloppsreningsverk (Sweco, 2022), förutom proverna från 31 januari som var mycket låga för både Timmele och Ulricehamn.

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

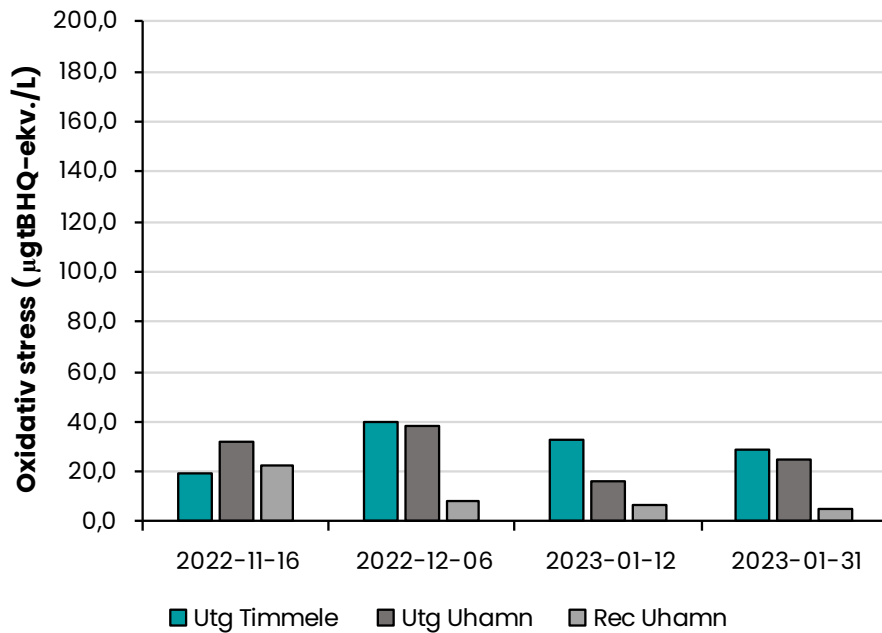
AhR-aktiviteten för utgående avloppsvatten (mellan drygt 0 till ca 4 TCDD-ekv./L) (Figur 7) ligger i linje med aktiviteten som uppmättes i den tidigare undersökningen av sex avloppsreningsverk (Sweco, 2022), med undantag för provtagningen 11 januari som låg betydligt högre (ca 16 ng TCDD-ekv/L).



Figur 7. AhR-aktivitet i utgående avloppsvatten från Timmeles och Ulricehamns ARV samt recipientprovtagningspunkten i Åsunden utanför Ulricehamns ARV.

### 5.2.2.5 Oxidativ stress (Nrf2)

Oxidativ stress uppmättes i samtliga prover från utgående avloppsvatten och i tre av fyra recipientprover (Figur 8) och figuren visar hur aktiviteten minskar från Ulricehamns utgående avloppsvatten till recipienten. Nrf2-aktiviteten för utgående avloppsvatten ligger i huvudsak i linje med aktiviteten som uppmättes i den tidigare undersökningen av sex avloppsreningsverk (Sweco, 2022). Motsvarande aktivitet för recipientprovtagningen låg också ungefär i samma storleksordning för de båda undersökningarna, men två prover från den tidigare studien låg betydligt högre (ett prov påvisade drygt 40 µg tBHQ-ekv/L) än i föreliggande studie.



Figur 8. Oxidativ stress i utgående avloppsvatten från Timmeles och Ulricehamn ARV samt recipientprovtagningspunkten i Åsunden utanför Ulricehamns ARV.

### 5.2.2.6 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 9 visar resultaten för genotoxicitet i proverna från utgående avloppsvatten från Timmele ARV och Ulricehamns ARV samt recipienten i Åsunden. Genotoxicitet indikeras med rosa i tabellen, medan avsaknad av genotoxicitet är markerat med grönt.

Resultaten visar att tre av fyra prover från vardera ARV:s utgående avloppsvatten var genotoxiska, medan inget recipientprov från Åsunden var genotoxiskt.

Tabell 9. Genotoxisk effekt för utgående avloppsvatten för Timmele och Ulricehamns ARV samt vid recipientprovtagningspunkten i Åsunden utanför Ulricehamns ARV.

Provtagningsdatum	Timmele	Ulricehamn	
	Utgående	Utgående	Nedströms i recipient
2022-11-16	JA	NEJ	NEJ
2022-12-06	JA	JA	NEJ
2023-01-12	NEJ	JA	NEJ
2023-01-31	JA	JA	NEJ

## 6 Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör risk i recipienten

### 6.1 Ämnen som utgör risk i recipienten

MEC/PNEC -beräkningarna som gjordes i tidigare kapitel påvisade att inga ämnen utgör hög risk för Åsunden idag medan fem ämnen, nämligen citalopram, oxazepam, sertralin, PFOA och PFOS, utgör medelhög risk.

PEC/PNEC beräkningar utfördes även för ett framtidsscenario (år 2050) vid fullt belastat verk (27 000 pe). Beräkningarna baserades på utgående halter från Ulricehamns ARV idag. De ämnen som enligt framtida PEC/PNEC värden medför måttlig eller hög risk sammanfattas i Tabell 10. Varje ämne i tabellen är även bedömt efter hur väl GAK-filtrering och ozonering adsorberar respektive bryter ner det aktuella ämnet. Sju ämnen identifieras som måttlig risk medan endast bisfenol A identifierades som hög risk om man utgår från den föreslagna miljö kvalitetsnormen, enligt den gällande miljö kvalitetsnorm utgör bisfenol A inte någon risk idag eller i framtiden.

Detta är endast en uppskattning baserat på halter av mikroföroreningar i dagens utgående vatten.



Tabell 10. Mikroföroreningar som utgör måttlig respektive hög risk i Åsunden, samt respektive tekniks möjlighet att reducera mikroföroreningen.

	Beräknade PEC/PNEC kvoter vid full belastning (27 000 pe)	Reduktion (%)	
		GAK	Ozon
<b>Måttlig risk</b>			
Ibuprofen	0,63	90 <sup>(2)</sup>	50 <sup>(2)</sup>
Sertralin	0,14	>80 <sup>(2)</sup>	20-<80 <sup>(2)</sup>
Citalopram	0,31	82 <sup>(1)</sup>	97 <sup>(1)</sup>
Diklofenak	0,27	72–90 <sup>(1,2)</sup>	90–96 <sup>(1,2)</sup>
Oxazepam	0,47	85–90 <sup>(1,2)</sup>	50–71 <sup>(1,2)</sup>
PFOS <sup>3</sup>	0,38	85 <sup>(2)</sup>	10 <sup>(2)</sup>
Östron <sup>4</sup>	0,65	0 <sup>(2)</sup>	85 <sup>(2)</sup>
<b>Hög risk</b>			
Bisfenol A (2)	116	10 <sup>(2)</sup>	85 <sup>(2)</sup>

<sup>1</sup> (Björleinius, 2018)

<sup>2</sup> (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017)

<sup>3</sup> Källan avser reduktion av PFAS-ämnen, ej specifikt PFOA respektive PFOS.

<sup>4</sup> Källan avser reduktion av östrogena effekter.

För vissa av de mikroföroreningar som kan utgöra risk, som till exempel oxazepam, sertralin och ibuprofen passar GAK bättre som reningsmetod, medan för andra mikroföroreningar, som till exempel citalopram, bisfenol A och östron lämpar sig ozon bättre som metod. Möjligen skulle ozon ge något bättre rening än GAK för de mikroföroreningar som visade måttlig eller hög risk.

## 7 Dimensionering av reningssteg

### 7.1 Processmässig placering av ett reningssteg för mikroförroeningar

Ett ozoneringssteg kan placeras mitt i biosteget, efter biosteget eller efter det sista partikelavskiljande steget. Att placera en ozonering mitt i biosteget är i de flesta fall inte att rekommendera eftersom det kan förekomma störande ämnen. Om det ändå övervägs bör en kontroll av vattenmatrisen på den specifika platsen göras där det till exempel kontrolleras att DOC- och nitrithalter är acceptabla.

Efter ozoneringen behövs en biologisk efterbehandling för nedbrytning av både bi- och transformationsprodukter. För detta kan till exempel MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) eller sandfilter användas. Sandfilter är en betydligt mer platskrävande och dyrare lösning än MBBR, men kan vara aktuellt till exempel om det finns befintliga sandfilter tillgängliga, vid nybyggnation eller om det finns behov av ett nytt partikelavskiljande slutpoleringssteg (på grund av till exempel hårdare fosforkrav).

Det finns ett förslag till processlösning för det nya reningsverket i Ulricehamn, men det är inte beslutat och kan därför komma att ändras. Det nya reningsverket kommer sannolikt att ha ett filtersteg som sista steg, men eftersom vilken typ ännu inte är beslutat föreslås MBBR som efterbehandlingssteg för ozonering. Om det beslutas att bygga sandfilter kan dessa användas som efterbehandling i stället för MBBR:en

Två möjliga alternativ har identifierats för placering av ozonreaktor och efterföljande MBBR; efter mellansedimenteringen eller efter filtersteget. Fördelar med att placera reningssteget efter mellansedimenteringen är att eventuella partiklar som bildas i MBBR:en fångas upp i filtersteget samt att MBBR:en skulle kunna användas för efterdenitrifikation om det finns behov i framtiden. Nackdelen är att utgående vatten från mellansedimenteringen innehåller fler föroeningar och partiklar jämfört med vatten efter slutsedimenteringen, vilket kan påverka ozoneringens funktion och öka ozonkonsumtionen. För Ulricehamn reningsverk anses att fördelen att kunna använda MBBR:en som efterdenitrifikation överväger och dimensionering av ett ozonsteg utgår därför från att det placeras efter mellansedimenteringen och att MBBR:en används för efterdenitrifikation.



Figur 9. Föreslagen processmässig placering av ozonreaktor vid Ulricehamns framtida ARV.

Ett GAK-filter placeras efter det sista partikelavskiljande steget, i detta fall filtersteget. I vissa fall är det önskvärt med ett förfiltreringssteg innan GAK-filter för att minimera mängden partiklar och organiskt material i det inkommande vattnet. För det framtida verket kommer filtersteget att fungera som förfilter och någon övrig förfiltrering behövs därför inte.



Figur 10. Föreslagen processmässig placering av GAK-filter vid Ulricehamn framtida ARV.

Det avancerade reningssteget dimensioneras för  $Q_{\max \text{ biosteg}}$  (900 m<sup>3</sup>/h) och vid de tillfällen en viss del av flödet förbileds biosteget ska även ozon-/GAK-anläggningen kunna förbiledas. Detta för att undvika att icke fullständigt renat vatten leds genom reningssteget, vilket skulle kunna orsaka driftproblem (på grund av till exempel förhöjda SS- och DOC-halter).

## 7.2 Antaganden för dimensionering

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

### 7.2.1 Specifik ozondos

Doseringen av ozon beräknas normalt med avseende på vattnets halt av DOC och ibland även nitrit. Nitrit-kväve påverkar ozondosen med 3,4 g O<sub>3</sub>/g NO<sub>2</sub>-N, där nitrit oxideras till nitrat. För DOC är en vanlig dimensionering 0,3–0,9 g O<sub>3</sub>/g DOC (Stapf, Miehe, Bester, & Lukas, 2020). Vilken ozondos som krävs varierar dock för olika substanser. Reduktionen kommer att vara olika för olika läkemedel – vissa bryts lätt ned och kommer reduceras med närmare 100%, medan andra kommer att ha en långt lägre reduktion (ca 50%). Hur reduktionen ser ut för de ämnen som framkommit med måttlig och hög risk i Ulricehamn och Timmele ARV har redovisats i kapitel 6.1

Vald dosering är 0,7 g O<sub>3</sub>/g DOC. Det enklaste sättet att avgöra vilken dos som krävs är med bänkskaletester på det vatten som ska behandlas, alternativt kan modellering användas. Även pilotstudier kan nyttjas, men är ett relativt kostsamt sätt jämfört med de andra två. Det är rekommenderat att genomföra någon typ av ozoneringstester innan den slutgiltiga doseringen bestäms, vilket framför allt ska undersöka effekten av ozoneringen för biprodukter, exponeringstid och erhållen reduktion på mikroföroreningar, samt utvärdera erhållen toxicitet (Schindler Wildhaber, o.a., 2015).

## 7.2.2 Uppehållstid ozonreaktor

Inkommande vatten till ozoneringen leds genom en sluten kontakttank med tillräcklig uppehållstid för att allt ozon ska reagera. Rekommenderad hydraulisk uppehållstid är 10–25 minuter (Cimbritz, 2019). Vald volym på kontakttanken är 180 m<sup>3</sup>. Uppehållstid vid  $Q_{\max, \text{biosteg}}$  blir med denna dimensionering 12 minuter och 24 minuter vid  $Q_{\text{dim}}$ .

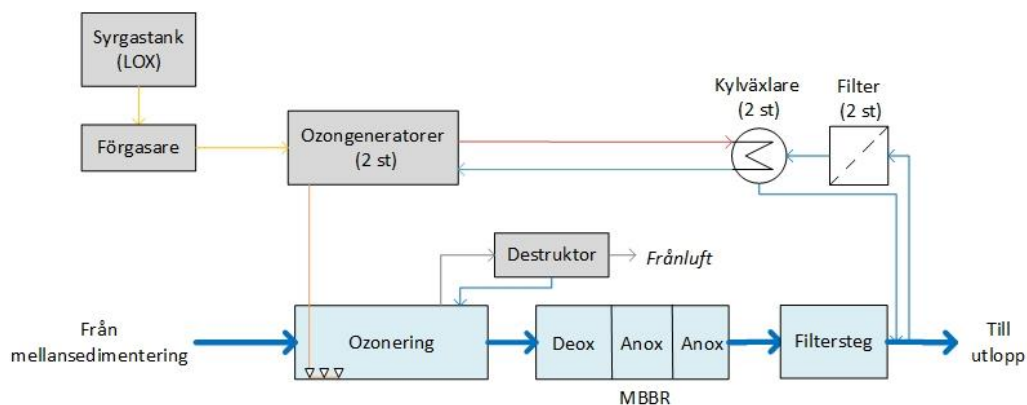
## 7.2.3 Kontakttid GAK

Ett kolfilter för läkemedelsrening dimensioneras efter avloppsvattnets uppehållstid i filtret, vilket styr adsorptionen av föroreningar. Kontakttiden i filtret bör vara >10 minuter enligt Cimbritz (2019), vilket bygger på erfarenhet från svenska projekt (framför allt i pilotskala), men enligt erfarenhet från Schweiz och Tyskland rekommenderas att dimensionera för >20 minuter (Stapf, Miehe, Bester, & Lukas, 2020).

Vald kontakttid är 20 minuter vid  $Q_{\max, \text{biosteg}}$ . Detta ger en kolfiltervolym på 315 m<sup>3</sup>. Kontakttiden vid  $Q_{\text{dim}}$  blir 41 minuter.

## 7.3 Ozonering

Den föreslagna processen beskrivs i korthet med att vatten leds genom en sluten kontakttank med dosering av ozon som bryter ned läkemedelsresterna genom kemisk oxidation. Uppehållstiden i tanken ska vara tillräcklig för att allt ozon ska hinna reagera. Ozonet produceras i en generator som matas med syrgas, vilken köps in i flytande form (Liquid Oxygen - LOX). Ozongeneratoren kyls med utgående avloppsvatten. Blockschema över processen ses i Figur 11.



Figur 11. Beskrivning av föreslagen ozoneringsprocess för rening av mikroföroreningar vid Ulricehamns framtida ARV.

### 7.3.1 Reaktordesign

Kontakttanken konstrueras som en lång, slingrande kanal för att säkerställa uppehållstiden. Vald design är en kontakttank med volymen 180 m<sup>3</sup>. Vattendjupet sätts till minst 6 meter. Nödvändig yta för kontakttankarna är därmed cirka 30 m<sup>2</sup>.

Provtagning av vattnet ska vara möjligt innan och efter ozonreaktorn.

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

### 7.3.2 Ozonproduktion

Nödvändig ozondos har beräknats utifrån DOC- och nitritkvävehalten i vattnet. Uppmätt DOC-halt i utgående vatten är i genomsnitt 8,4 mg/l för nuvarande Ulricehamn ARV och 8,1 mg/l för Timmele ARV. Nitritkvävehalten är i genomsnitt 0,38 mg/l för nuvarande Ulricehamn ARV och 0,53 mg/l för Timmele ARV, enligt utförd provtagning. För beräkningarna har 8,4 mg/ DOC och 0,4 mg/l nitratkväve använts (merparten av flödet kommer från Ulricehamn ARV). Med antaganden enligt kapitel 7.2.1 har den nödvändiga dosen beräknats till 7,2 mg O<sub>3</sub>/l. Nya provtagningar bör utföras när det nya verket står färdigt för att få en korrekt ozondos.

I Tabell 11 sammanställs förväntat flöde genom ozonreaktorn samt ozonbehov vid de olika flödesbelastningarna.

Tabell 11. Vattenflöde och ozonbehov vid maxbelastning i framtid samt medel- och minflöde vid dagens belastning.

Behandlat flöde/ozonbehov	Enhet	Värde
Maximalt behandlat flöde (27 000 pe)	m <sup>3</sup> /h	900
Genomsnittligt behandlat flöde idag	m <sup>3</sup> /h	172
Ozonbehov, max (27 000 pe)	kg/h	6,5
Ozonbehov, medel idag	kg/h	1,25
Ozonbehov, min idag	kg/h	0,76

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

### 7.3.3 Doseringsutrustning

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

Här föreslås diffusorer för inblandning, men detta kan ändras i nästa skede. Diffusorerna placeras på botten av kontakttanken. Vattendjupet ska vara minst 6 m för att säkerställa en effektiv upplösning av tillsatt ozon. Allt ozon ska hinna reagera innan vattnet når utloppet, och diffusorerna får därför inte placeras för nära utloppet.

### 7.3.4 Syrgasförsörjning

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

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

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

Medelförbrukning av syrgas beräknas vara cirka 12 kg/h (9 Nm<sup>3</sup>/h) för dagens medelbelastning (Tabell 12). Beräkningarna baseras på en ozonkoncentration på 10wt% (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 12. Syrebehov för ozonproduktion vid maxbelastning (27 000 pe) och medelbelastning idag, baserat på en ozonkoncentration på 10 wt%.

Beräknat syrebehov	Enhet	Värde
Syrebehov, max	kg/h	65
Syrebehov, dagens belastning	kg/h	12
Syrebehov, min	kg/h	6

### 7.3.5 Kylning av ozongenerator

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

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

### 7.3.6 Styrning och instrument

Ozondoseringen sker flödesproportionellt (vald dos är 7,2 mg O<sub>3</sub>/l). Så länge halten DOC inte varierar alltför mycket är det fullt tillräckligt att styra ozondoseringen baserat på flöde. Om variationen är stor, till exempel på grund av mycket tillskottsvatten, kan det vara av intresse att installera en mer avancerad styrning baserad på mätning av UV-absorbans. UV-absorbansen ger en indikation på mängden organiskt material i vattnet, eller mer precist – kovalenta bindningar i den aromatiska strukturen (ringstrukturen). Studier har visat att UVA<sub>254</sub> inte direkt korrelerar med halten av mikroföroreningar, men skillnaden i UVA<sub>254</sub> i inkommande och utgående vatten från ozonreaktorn korrelerar med reduktionen av summan av mikroföroreningarna.

Instrumenteringen i ozoneringsanläggningen föreslås bestå av:

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

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

### 7.3.7 Efterbehandling

Efter ozoneringen föreslås ett steg med rörligt bärrmaterial (MBBR) där oxidations- och transformationsprodukter som bildas vid ozoneringen ska brytas ned. Om det skulle komma striktare kvävekrav i framtiden kan MBBR-reaktorn även användas för efterdenitrifikation. Utan tillsats av kolkälla fungerar reaktorn i stället som efterdenitrifikation vilket betyder att utgående ammoniumhalter kommer vara mycket låga. MBBR-reaktorn dimensioneras antingen efter nödvändig volym för efterbehandling eller för efterdenitrifikation beroende på vilket som kräver störst volym.

En typisk dimensionering (i Tyskland) av en MBBR för efterbehandling efter ozonering är idag att volymen ska vara 50% av kontaktankens volym. I en studie av Itzel och medarbetare undersöktes reduktionen av transformationsprodukter i reningsverket i Warburg, där MBBR:en hade en volym motsvarande hälften av volymen på ozonreaktorn, och fann att 95% av transformationsprodukterna eliminerades över efterbehandlingssteget (Itzel F. , o.a., 2020). För Ulricehamns nya ARV innebär det en MBBR-volym på 90 m<sup>3</sup>, men denna volym kommer att vara för liten om man även ska använda volymen för efterdenitrifikation.

För efterdenitrifikation krävs först en deox zon där syret förbrukas genom att ammonium omvandlas till nitrat, därefter en anox zon där denitrifieringen sker. Syrehalten i utgående vattnet från ozonreaktorn är ca 20 mg O<sub>2</sub>/l vilket betyder

att volymen på deoxozonen behöver dimensioneras för att kunna förbruka detta. Syret förbrukas dels genom endogen respiration dels genom konsumtionen för nitrifikation. För att nitrifikationen ska fungera och allt syre förbrukas behöver det finnas tillräckligt mycket ammonium i vattnet ut från biosteget. Volymen för den deoxa zonen i MBBR:en sätts till 30 m<sup>3</sup>.

Den anoxa zonen dimensioneras efter att kunna denitrifiera 1 mg/l nitratkväve vid maxflöde. Den totala volymen på den anoxa zonen i MBBR blir då 225 m<sup>3</sup>. Om det fortfarande finns syre kvar i vattnet efter den deoxa zonen finns risk att aeroba bakterier växer till i den anoxa zonen och konkurrerar ut denitrifierarna. Därför delas den anoxa zonen in i två delar, där den sista delen garanterat är syrefri.

### 7.3.8 Effektbehov

Ozongeneratorerna beräknas ha ett maximalt effektbehov på ungefär 65 kW (baserat på en energiförbrukning på 10 kWh/kg O<sub>3</sub>). Vid dagens medelbelastning kommer effektbehovet vara cirka 12 kW, hela verkets uppskattade effektbehov (vid 27 000 pe) uppskattas till om 158 kW.

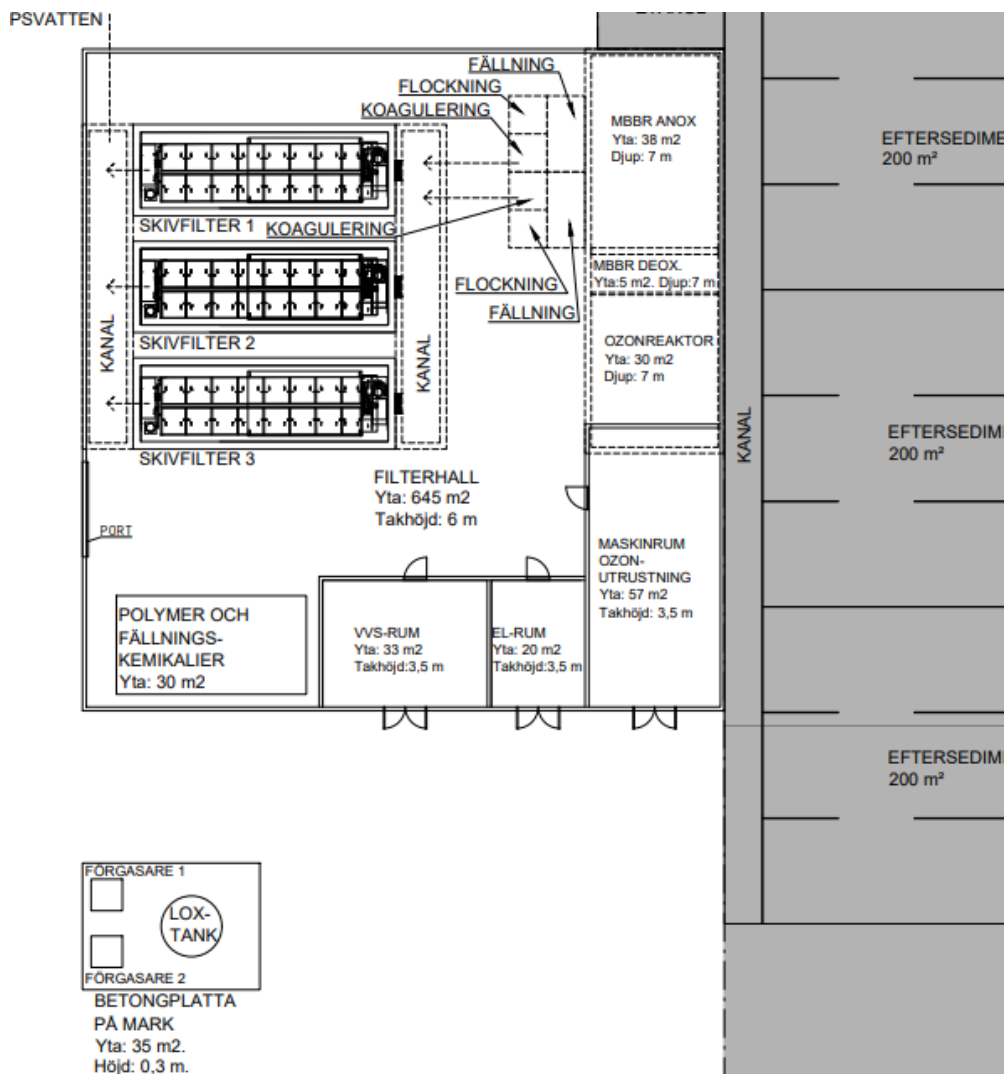
### 7.3.9 Ytbehov och fysisk placering

Nödvändig yta för ozonreaktorn har beräknats till 30 m<sup>2</sup>. Ozongeneratorerna och övrig maskinell utrustning placeras i ett maskinrum, nödvändig yta på maskinrummet bedöms till 57 m<sup>2</sup>. I denna yta inkluderas också utrymme för el och VVS. Yta för MBBR uppskattas till 38 m<sup>2</sup> för anox och 5 m<sup>2</sup> deox. LOX-tank placeras på en betongplatta en bit bort från byggnaden. För att effektivisera och spara yta har ozoneringssteget placerats i samma hall som filtersteget. Figur 12 visar ett exempel på hur en ozonanläggning kan placeras vid Ulricehamns framtida ARV, som mall har layouten från *Förstudie nytt reningsverk i Ulricehamn* använts (Sweco, 2021b). Figur 13 visar förslag på situationsplan för ozonanläggning vid Ulricehamns framtida ARV. Komplet layouten och situationsplan återfinns som Appendix 2. Det är ännu inte bestämt vilken typ av filter som ska installeras på Ulricehamns nya ARV, i ritningarna är det skivfilter som är inritade, om detta skulle ändras till sandfilter så kan ozonanläggningen fortfarande dela hall med filtersteget men layouten kommer då att se lite annorlunda ut.

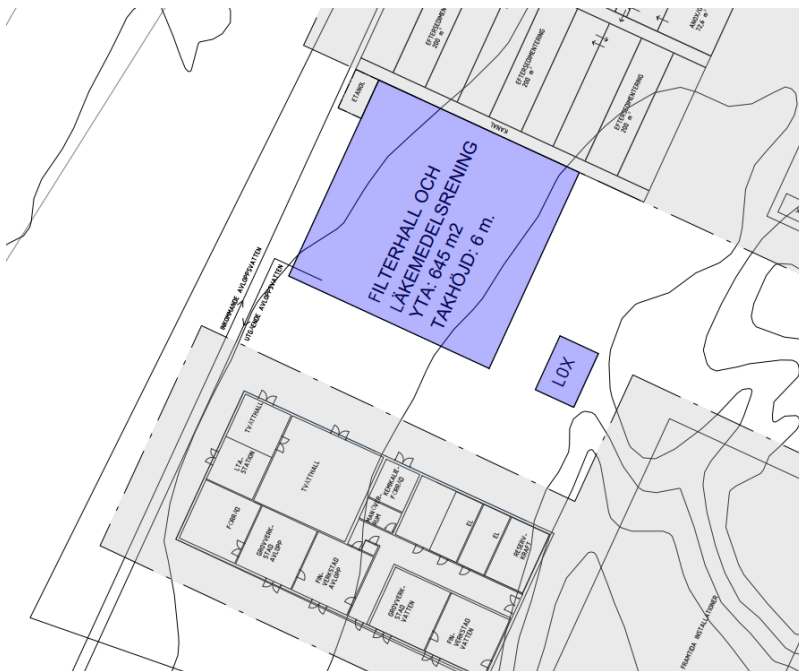
LOX-tanken kan placeras på flera olika ställen inom anläggningsområdet, den nuvarande placeringen är ett exempel och kan ändras i senare skede. LOX-tanken måste placeras minst 6 m från byggnad och 10 m från elrum.

Ytbehovet för ozoneringssteget är ca 110 m<sup>2</sup>, vilket inkluderar maskiner, el och VVS, ytbehovet för hela hallen (inklusive filtersteg) uppskattas till 645 m<sup>2</sup>.





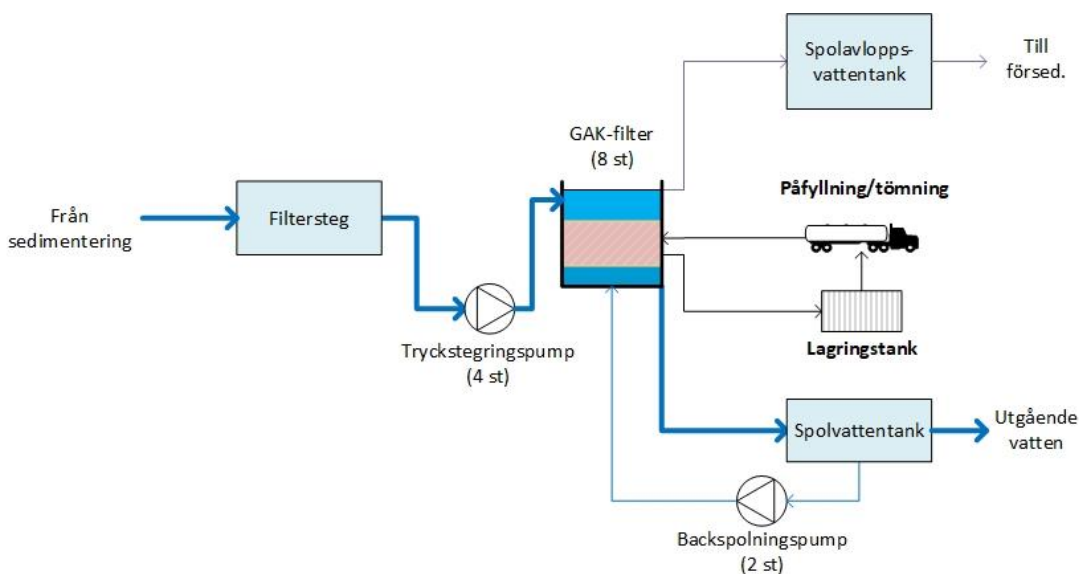
Figur 12. Förslag till layout av ozonanläggning vid Ulricehamns nya ARV.



Figur 13. Förslag på situationsplan för ozonanläggning vid Ulricehamns nya ARV.

## 7.4 Granulärt aktivt kol

Processen beskrivs i korthet med att vattnet filtreras med hjälp av gravitation genom en bädd av granulerat aktivt kol (GAK) och föroreningar adsorberas på den aktiva kolytan. Avskiljningsgraden avtar med tiden och efter en viss tid nås ett genombrott för ett eller flera ämnen. Vid genombrott måste kolet ersättas med nytt eller reaktiveras. Blockschema över processen ses i Figur 14.



Figur 14. Blockschema över föreslagen process för rening av läkemedel och andra mikroföroreningar vid Ulricehamn framtida ARV.

### 7.4.1 Filterdesign

Tryckfallet över en kolfilteranläggning kan grovt uppskattas till 1–2 mvp. Denna siffra beror på ett flertal faktorer där filtermassans tjocklek och kolets kornstorleksfördelning är de viktigaste parametrarna. Huruvida det går att leda utgående vatten med självfall från filtersteg via GAK-filter till recipient har inte utretts inom detta projekt, men troligtvis kommer det krävas en pumpstation antingen innan eller efter GAK-anläggningen. En pumpstation har därför inkluderats i processdesignen, men detta behöver utredas vidare i nästa skede. Pumpstationen föreslås utrustas med fyra pumpar med kapacitet 300 m<sup>3</sup>/h vardera, varav en pump är i redundans. Då kan maxflödet hanteras med endast tre pumpar.

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

För att förenkla påfyllnad och tömning av GAK från lastbil dimensioneras varje filter till 38 m<sup>3</sup> vilket är ungefär samma volym som en bulkbil rymmer enligt leverantör. Filterbädden består av granulerat aktivt kol. Föreslagen processlösning är 8 identiska filter som kan drivas helt parallellt eller två och två i serie. Att driva filtren i serie om två har förordats vid ett par anläggningar. När genombrott detekteras i det första filtret ändras styrningen så att det blir det andra i paret. Detta filter fungerar då som polersteg. Att köra filtren i serie är med nuvarande dimensionering endast möjlig upp till ett inkommande flöde på cirka 540 m<sup>3</sup>/h, därefter blir ytbelastningen för stor. Att dimensionera för seriedrift vid maxflöde skulle ge en dubbelt så stor anläggning, vilket inte bedöms vara rimligt.

Med 8 filter á 38 m<sup>3</sup> blir den totala filtervolymen 304 m<sup>3</sup>. Vid  $Q_{max, biosteg}$  är kontakttiden 20 minuter. Om ett filter är ur drift (för spolning eller utbyte av filtermedia) och det samtidigt är maximalt flöde genom anläggningen kommer kontakttiden vara 18 minuter.

Ytbelastningen på filtret rekommenderas i en rapport från Svenskt vatten att vara 5-15 m/h (Cimbritz, 2019), medan tyska och schweiziska riktlinjer anger 4-7 m/h (Stapf, Miehe, Bester, & Lukas, 2020). Med en filterbädd på 2 m blir den totala filterytan 152 m<sup>2</sup> och ytbelastningen 5,9 m/h vid  $Q_{max}$  (27 000 pe). Dimensioneringsparametrar sammanfattas i Tabell 13.

Tabell 13. Sammanfattning av dimensioneringsparametrar som använts för design av kolfilteranläggning för läkemedelsrening vid Ulricehamn framtida ARV.

Dimensioneringsparameter	Enhet	Värde
Antal filter	st	8
Total filtervolym	m <sup>3</sup>	304
Total filteryta	m <sup>2</sup>	152
Bäddhöjd	m	2,0
Kontaktid vid $Q_{max, biosteg}$	min	20
Kontaktid vid $Q_{medel, idag}$	min	106
Ytbelastning vid $Q_{max}$	m/h	5,9
Ytbelastning vid $Q_{medel, idag}$	m/h	1,1

Med hänsyn till bäddexpansion vid backspolning, säkerhetsmarginaler och utloppshöjd blir varje filterenhet ungefär 3 m djup vilket ger en total volym på cirka 456 m<sup>3</sup>.

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

### 7.4.2 Backspolning

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

Backspolning antas ske med en hastighet på 30 m/h vilket ger ett spolvattenflöde på 570 m<sup>3</sup>/h. Med en backspolning som varar i 15 min åtgår 142 m<sup>3</sup> spolvatten per spolning. Backspolning sker för ett filter i taget. Efter GAK-filtren finns en utjämningstank från vilken spolvatten pumpas tillbaka. Volymen på denna sätts med 50% större volym än backspolningsbehovet, dvs 213 m<sup>3</sup>. En utjämningstank för spolavloppsvatten anläggs med samma storlek. Spolavloppsvattnet leds förslagsvis till inkommande.

Två spolvattenpumpar, vardera med kapacitet för hela spolvattenflödet, installeras, dvs 2 st á 570 m<sup>3</sup>/h.

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

### 7.4.3 Utbyte av filtermedia

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

Vid framtida flöde vid fullbelastat verk och ett antagande att genombrott sker efter 20 000 bäddvolymen kommer utbyte av filtermedia att behövas drygt vartannat år. Vid dagens flöde kommer kolet att behövas bytas ut betydligt mer sällan, runt var 4:e år, alternativt används inte alla filter om flödet ligger på dagens medelflöde.

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

måste fraktas ned i Europa. Förbrukat kol destrueras genom förbränning, på exempelvis ett värmeverk.

För att förenkla hanteringen av kol vid utbyte av filtermedia förordas att ett platsbyggt system utformas på anläggningen. I detta system transporteras granulerat aktivt kol direkt från lastbil till respektive filter genom ett vattenbaserat system med interna ledningar. På så vis behöver inte torrt kol hanteras vilket medför stora fördelar ur arbetsmiljösynpunkt. Observera att fyllning ska göras uppifrån så att det inte blir ett mottryck av vatten och kol. Transport in till filter sköts vanligtvis med vattenejektorer där leverantören av kol har själva ejektorerna. Till ejektorerna behövs vatten med tillräckligt tryck och flöde, förslagsvis används utgående, renat vatten från spolvattentanken. Enligt en leverantör handlar det storleksmässigt om ca 5 bars tryck och ett flöde på 20 m<sup>3</sup>/h. Med de förutsättningarna kan de transportera ca 6 m<sup>3</sup> kol per timme.

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

I processdesignen ingår en lagertank för kol á 38 m<sup>3</sup>. Denna kan antingen användas för avvattning av förbrukat kol i väntan på bortforsling eller som lagertank för nytt kol som då kan fyllas på direkt efter att ett filter har tömts. I båda fall handlar det om att effektivisera utbytet av kol och undvika längre driftstopp. Exempel på uppställning med en lagervolym för dränering av förbrukat kol finns i Bäcklösa vattenverk i Uppsala.

#### 7.4.4 Styrning och instrument

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

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

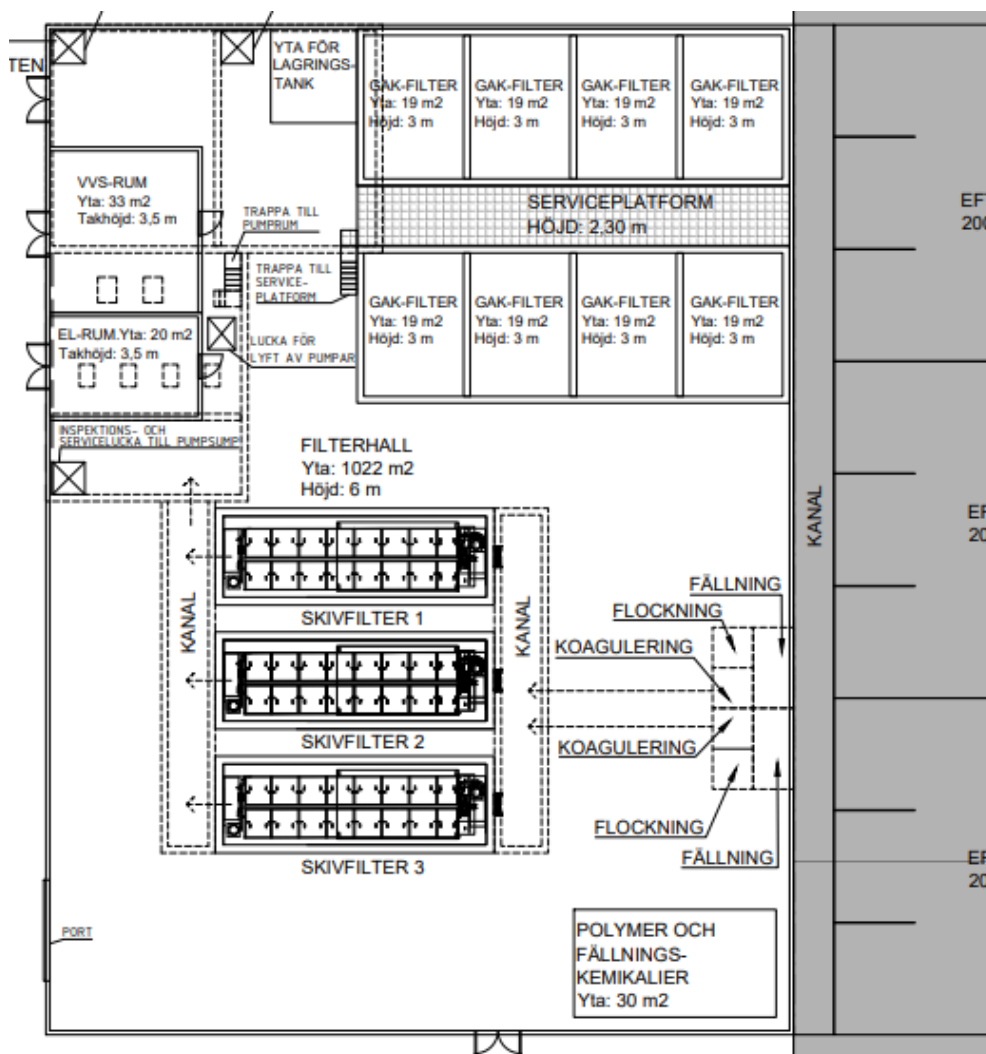
En mer avancerad styrning, eller övervakning, kan uppnås genom att regelbundet mäta UV-absorbans i inkommande respektive utgående vatten. Övervakningen kan användas för att bedöma när genombrott i filtret uppstått. UV-absorbansen ger en indikation på mängden organiskt material i vattnet, eller mer precis – organiskt material som innehåller kovalenta bindningar i den aromatiska molekylstrukturen. Det har visats att UVA<sub>254</sub> inte direkt korrelerar med halten av mikroföroreningar, men skillnaden i UVA<sub>254</sub> i inkommande och utgående vatten från aktivt kol har visat god korrelation med reduktionen av summan av mikroföroreningarna (Altmann, Massa, Sperlich, Gnirss, & Jekel, 2016).

Här föreslås att det ska finnas möjlighet att leda en provtagningsström före och efter varje filterenhet, med hjälp av en provtagningspump och ett ventilsystem, till provtagningskärl med UV-absorbansmätare installerad. Två mätare installeras, en avsedd för inkommande vatten till kolfilter och en avsedd för utgående vatten från kolfilter. Med detta upplägg behövs endast två givare i stället för 16.

### 7.4.5 Ytbehov och fysisk placering

Nödvändig filteryta har beräknats till 152 m<sup>2</sup>. Yta för spolvattentank och spolavloppsvattentank har beräknats till 45 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 400 m<sup>2</sup>. Det behöver även finnas plats för lastbil att fylla på och hämta kol. Figur 15 visar översiktligt hur GAK-filtren kan placeras vid Ulricehamns nya reningsverk. Figur 16 visar förslag på situationsplan för byggnad för GAK-anläggning och filterhall. Layout och situationsplan för hela anläggningen återfinns i Appendix 3.

Källarplan har utnyttjats för spolvattentanka, spolavloppsvattentank, pumprum och pumpsump. Med denna uppställning är det uppskattade ytbehovet runt 320 m<sup>2</sup>. Hela hallen, inklusive filtersteget, uppskattas till ca 1 000 m<sup>2</sup>



Figur 15. Förslag till placering av GAK-filtren vid Ulricehamns nya ARV.



Figur 16. Förslag på situationsplan för GAK-anläggning och filtersteg.

## 8 Kostnads kalkyl

### 8.1 Investeringskostnader

Investeringskostnaden för ozonering följt av MBBR respektive GAK har beräknats utifrån förutsättningarna beskrivna i tidigare kapitel.

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 från liknande anläggningar. Kalkylen för GAK har beräknats med jungfruligt kol och ett enhetspris på 47 kr/kg.

Tabell 14 sammanfattar den övergripande kalkylen för avancerad rening där den totala anläggningskostnaden landar på drygt 52 MSEK för ozonering följt av MBBR och 72 MSEK för GAK.

Kostnadsnivån är från augusti 2023. Moms ingår ej.

Tabell 14. Övergripande investeringskostnader för ozon + MBBR- respektive GAK-anläggning vid Ulricehamn ARV

Kalkylpost	Kostnad ozon + MBBR (MSEK)	Kostnad GAK (MSEK)
Mark- & betongarbeten	5,4	8,5
Bygg	3,0	4,8
VVS	0,8	1,1
Maskininstallationer	20,2	27,2
El och automation	6,1	6,4
Oförutsett (20%)	7,1	9,6
<b>Summa entreprenader – Entreprenadkostnad</b>	<b>42,5</b>	<b>57,6</b>
Byggherrekostnad	9,6	14,4
<b>Total anläggningskostnad</b>	<b>52,2</b>	<b>72,0</b>



## 8.2 Driftkostnader

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

El	1,6 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 15.

Tabell 15. Kapitalkostnader, läkemedelsrening Ulricehamn ARV.

	Avskrivningstid (år)	Kalkylränta	Kapitalkostnad Ozon + MBBR (SEK)	Kapitalkostnad GAK (SEK)
Mark och betongarbete	50	7%	579 500	924 500
Bygg	30	7%	355 500	580 500
Maskin	15	7%	3 260 500	4 480 000
El och automation	15	7%	978 500	1 049 500
VVS	15	7%	121 500	185 500
<b>Summa</b>			<b>5 296 000</b>	<b>7 220 000</b>

Driftkostnadskalkylen har beräknats med regenererat kol. Personalbehovet antas vara 4 h per vecka för båda processalternativen.

I Tabell 16 och Tabell 17 presenteras sammanställda driftkostnader för läkemedelsrening. Den årliga driftkostnaden har beräknats till 6,2 MSEK för ozonering med efterföljande MBBR och 9,1 MSEK för GAK. Driftkostnaderna är beräknade efter dagens belastning (Ulricehamn + Timmele).

Tabell 16. Årliga driftkostnader för rening av läkemedel och andra mikroföroreningar med ozonering inkl. MBBR.

Kalkylpost	Kostnad (MSEK)
Kapitalkostnader	5,30
Elförbrukning ozongenerator	0,16
LOX: inköp och hyrkostnad	0,28
Personal	0,10
Underhåll	0,34
<b>Summa</b>	<b>6,2</b>

Tabell 17. Årliga driftkostnader för rening av läkemedel och andra mikroföroreningar med GAK.

<b>Kalkylpost</b>	<b>Kostnad (MSEK)</b>
Kapitalkostnader	7,22
Elförbrukning pumpning, backspolning	0,07
Aktivt kol	1,30
Personal	0,10
Underhåll	0,44
<b>Summa</b>	<b>9,1</b>

## 9 Klimatpåverkan

Ingen jämförelse av klimatpåverkan av de två förslagen har gjort i denna förstudie. Däremot utfördes klimatberäkningar för ozoneringssteg och reningssteg med GAK av Sweco i liknande förstudier tidigare år. Resultaten från tidigare studier visar att driftskedet utgör den livscykelphas som har störst klimatpåverkan för undersökta alternativ. I den mån det är möjligt bör tekniker som medför lägre resursförbrukning vid drift prioriteras föra att minska klimatpåverkan ut ett livscykelperspektiv.

Klimatpåverkan var från ozonering avsevärt lägre klimatpåverkan än för GAK. I en jämförelse där el från förnybara källor används är klimatpåverkan runt 2 g CO<sub>2</sub>-ekv/m<sup>3</sup> behandlat vatten för ozon jämfört med nästan 200 g CO<sub>2</sub>-ekv/m<sup>3</sup> (Sweco, 2022b) (Sweco, 2022c) (Sweco, 2022d). Om nordisk residualmix används som elproduktionsmix blir klimatavtrycket i stället runt 50 g CO<sub>2</sub>-ekv/m<sup>3</sup> för ozonering medan GAK endast ökar med enstaka gram, detta eftersom energibehovet för en GAK-anläggning är mycket lågt, däremot är framställningen av GAK väldigt energikrävande.

Vilken typ av kol som används har stor påverkan på resultatet. Möjligheten att regenerera det aktiva kolet i stället för att använda primärt kol minskar klimatpåverkan avsevärt, i studierna var emissionsfaktorn för regenererat kol 2 kg CO<sub>2</sub>/kg jämfört med 11 kg CO<sub>2</sub>/kg per primärt aktivt kol. Men så länge kolet härstammar från fossilt material är det svårt att minska klimatavtrycket från GAK-alternativet till jämförbar nivå med ozonering.

## 10 Diskussion och jämförelse av reningsteknikerna aktivt kol och ozon följt av MBBR

Val av teknik för en framtida anläggning för rening av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar beror på flera olika parametrar, så som lämplighet beroende på det specifika vattnet, vilken typ av föroreningar som föreligger, kostnad, platsspecifika förutsättningar och så vidare. Flera av dessa parametrar har behandlats i denna förstudie och, Tabell 18 sammanfattar en rad delresultat som denna förstudie har resulterat i.

Utvärderingen av vattenmatrisen och den påverkan som är aktuell från ozonering och behandling med GAK visade att det inte fanns några ämnen som utgör ett hinder för vare sig ozon eller GAK att användas vid Ulricehamn framtida ARV. Dock kommer vattenmatrisen att se annorlunda ut vid Ulricehamn framtida ARV eftersom processen kommer att se annorlunda ut. Reningen kan förväntas bli bättre och lägre susphalter i utgående vatten är troligt. Halten bromid låg under gränser för när det finns risk för bromatbildning men det är viktigt att återigen utföra provtagning på vattenmatrisen när det nya verket finns på plats för att säkerställa att det inte finns någon risk för bromatbildning.

Gällande riskämnen utgjorde endast ett begränsat antal ämnen hög- eller medelhög risk för recipienten. Hög risk var det endast bisfenol A som utgjorde om man utgår från den föreslagna miljö kvalitetsnormen, enligt den gällande miljö kvalitetsnorm utgör bisfenol A inte någon risk.

För de andra ämnena med medelhög risk citalopram, sertralin och oxazepam, förväntas både ozonering och GAK kunna avskilja dessa ämnen, det är svårt att förutse om något alternativ kommer att fungera bättre.

Respektive reningssteg antar olika stor yta, men får plats på den tillgängliga ytan som finns på området.

Vid jämförelse av de två alternativen är det viktigt att ha med sig att anläggningen för ozon är dimensionerad för att ha två funktioner, dels rening av mikroföroreningar, dels efterdenitrifikation. Kostnaden och behovet blir därför inte helt jämförbara mellan alternativet med GAK och alternativet med ozon.

Tabell 18. Jämförelse av de ingående reningsteknikerna GAK och ozon följt av MBBR utifrån olika aspekter och för Ulricehamn framtida ARV.

Beskrivning	Ozon + MBBR	GAK	Kommentar
Påverkan på vattenmatris?	Nej	Nej	Prover på vattenmatrisen bör tas igen på det nya ARV:et för att säkerställa att det inte finns risk för bromatbildning.
Lämplig teknik utifrån identifierade riskämnen (bisfenol A, citalopram, sertralin och oxazepam)	Ja	Ja	Ozon har lägre avskiljning för sertralin och oxazepam medan GAK har lägre avskiljning för citalopram och bisfenol A.
Ytbehov, m <sup>2</sup> (ca)	110	320	Anläggningarna placeras i samma hall som skivfilter för att effektivisera och spara yta. Spolvattentankar och pumprum för GAK placeras i källarplan för att spara yta.
Processmässig placering	Efter biosedimenteringen	Efter filtersteg	-
Investeringskostnad, MSEK	52,2	72,0	Kostnad för ozonering inkluderar MBBR dimensionerad för efterdenitrifikation.
Driftkostnad/år, MSEK	6,2	9,1	Inklusive kapitalkostnader

# 11 Slutsatser

## 11.1 Behov av avancerad rening

Enligt den provtagning som gjorts i utgående avloppsvatten från Ulricehamn och Timmele ARV uppskattas det årliga utsläppet av de uppmätta mikroföroreningarna till ca 11,6 kg inklusive PFAS-ämnen och hormoner. Detta motsvarar ca 1,3 g/pe per år. I de förstudier för rening av mikroföroreningar som Sweco har utfört ligger motsvarande siffra mellan 0,9 och 2,7 g/pe, år. Ulricehamn ligger alltså relativt lågt i detta spann.

Baserat på utförd miljöriskbedömning bedöms behovet för avancerad rening som lågt med avseende på spädning i Åsunden. För uppmätta halter i Åsunden var det inget av de analyserade mikroföroreningarna som utgör hög risk. För uppskattade halter ut från Ulricehamn framtida ARV vid full belastning (27 000 pe) är det endast bisfenol A som utgör hög risk om man utgår från det föreslagna nya gränsvärdet.

Ett antal mikroföroreningar uppskattas dock utgöra medelhög risk i framtiden vid fullbelastat verk, dessa var citalopram, diklofenak, ibuprofen (avskiljs normalt effektivt vid biologiska reningsprocesser), oxazepam, sertralin, PFOS och östron. Beräknade PEC/PNEC-kvoter för mikroföroreningar vid utsläppspunkten visar däremot att flera ämnen ger hög- och medelhög risk. Vid utsläppspunkten är utspädningen låg och visar endast på förhållandet precis vid utloppet och är således inte representativt för hela recipienten.

Uppmätt östrogen aktivitet (ER-aktivitet) i recipientprovtagningsspunkten i Åsunden ligger under riktvärdet för ER-aktivitet (400 pg E2-ekv/L) och nuvarande bedömningsgrund för inlandsytvatten (400 pg östradiol/L) vid alla provtagningar. Det är dock värt att notera att bedömningsgrunden för östradiol föreslås sänkas till 180 pg östradiol/L och om så blir fallet riskerar tre av fyra recipientvärden att hamna över den nya bedömningsgrunden. Jämförelse mellan kemisk analys av ämnen med östrogen effekt och ER-aktivitet visar att endast 0,1–1,4 % av de uppmätta ER-aktiviteterna i utgående avloppsvatten från Timmeles och Ulricehamns ARV kan förklaras med kemisk analys. Detta visar att viktig information om toxisk effekt kan missas om endast kemisk analys används.

## 11.2 Val av reningsteknik

Vattenmatrisen indikerar att det inte finns risker med reningsteknikerna GAK eller ozon, dock är det viktigt att återigen undersöka bromidhalterna när det nya reningsverket är på plats för att säkerställa att det inte finns någon risk för bromatbildning. Båda reningsteknikerna kan därför anses vara lika tillämpbara

utifrån vattenmatrisen vid en eventuell implementering av ett reningssteg för mikroföroreningar.

Både en ozonanläggning och GAK-filter är tekniker som skulle fungera väl för att avskilja de mikroföroreningar vid Ulricehamn framtida ARV som kan utgöra risk för Åsunden i framtiden.

En GAK-anläggning föreslås att placeras sist i processen, alltså efter filtersteget, detta för att vattnet till kolfiltren ska vara så rent som möjligt. Ozon föreslås kombineras med biologisk efterbehandling med MBBR för nedbrytning av både bi- och transformationsprodukter. Ett ozoneringssteg föreslås placeras efter biosedimentering, alltså innan filtersteget, detta för att MBBR:en ska kunna användas för efterdenitrifikation om behov finns i framtiden.

Ett förslag på layout har tagits fram för en ozonanläggning och en GAK-anläggning, för att effektivisera anläggningen och spar yta har anläggningarna placerat i en gemensam hall med filtersteget. Ytbehovet för GAK-anläggning uppskattas till ca 320 m<sup>2</sup>, då har spolvattentankar och pumprum placerats i källarplan för att spara plats. Ytbehovet för ozonanläggning uppskattas till ca 110 m<sup>2</sup>. Båda alternativen får plats på tillgänglig yta på anläggningen.

Enligt utförda investeringskalkyler är den totala anläggningskostnader ca 52,2 MSEK för en ozonanläggning och ca 76,8 MSEK för en GAK-anläggning.

Enligt utförda driftkostnadskalkyler är den årliga kostnaden ca 0,90 MSEK för ozon och ca 1,88 MSEK för GAK. Inklusiv kapitalkostnader motsvarar detta en kostnad på 35 kr/m<sup>3</sup> behandlat vatten för ozon och 51 kr/m<sup>3</sup> behandlat vatten för GAK.

## 12 Litteraturförteckning

- Altmann, J., Massa, L., Sperlich, A., Gnirss, R., & Jekel, M. (2016). UV254 absorbance as real-time monitoring and control parameter for micropollutant removal in advanced wastewater treatment with powdered activated carbon. *Water Research*, 240-245.
- Baresel, C., Karlsson, L., Malovanyy, A., Thorsén, G., Goicoechea Feldtmann, M., Holmquist, H., . . . Putz, W. (2022). *PFAS- hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen?* Svenskt Vatten AB.
- Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K., & Olshammar, M. (2017). *Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten*. Stockholm: IVL.
- Bengtsson-Palme, J., & Larsson, J. (2016). Concentrations of antibiotics predicted to select for resistant bacteria: proposed limits for environmental regulation. *Environmental International*, ss. 140-149.
- Berlin Centre of Competence for Water. (2021). *Fitness check for API elimination for WWTP Ekeby (SE)*. Berlin: Clear Waters from Pharmaceuticals.
- Betsholtz, A., Karlsson, S., Svahn, O., Davidsson, Å., Cimbritz, M., & Falås, P. (2021). Tracking 14C-Labeled Organic Micropollutants to Differentiate between Adsorption and Degradation in GAC and Biofilm Processes. *Environmental Science and Technology*, 11318–11327 .
- Björleinius, B. (2018). *Pharmaceuticals – improved removal from municipal wastewater and their occurrence in the Baltic Sea*. Stockholm: KTH Royal Institute of Technology.
- 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).
- Cimbritz. (2019). *Konsultrapport, kunskapslägget beträffande avancerad rening av mikroföroreningar*. Stockholm: Svenskt Vatten.
- 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.
- EkotoxCentre. (den 30 Maj 2023). [www.ecotoxcentre.ch](https://www.ecotoxcentre.ch). Hämtat från Ecotox Centre (Oekotoxzentrum) Schweiz: <https://www.ecotoxcentre.ch/expert-service/quality-criteria/quality-criteria-for-surface-waters>
- EMA. (2006). *Guideline on the environmental risk assessment of medicinal products for human use*. European Medicines Agency.
- Escher, B., Stapleton, H., & Schymanski, E. (2020). Tracking complex mixtures of chemicals in our changing environment. *Science*, 367, 388-392.



- EU. (2022). *Annexes Proposal for a Directive... amending Directive 2000/60/EC establishing... Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against pollution standards in the field of water policy*. Brussels: European Commission.
- Europeiska kommissionen. (2022). *EU-förslag 2022/23:FPM21 : COM(2022) 541 final*. Europeiska kommissionen.
- Europeiska Kommissionen. (2022). *Proposal for a revised Urban Wastewater Treatment Directive*. Bryssel: Europeiska kommissionen.
- Golovko, O., Lundqvist, J., Öhrn, S. och Ahrens, L. (2020). *Kemiska och biologiska analyser i anslutning till reningsverk för att följa upp de beräkningar som gjordes i regeringsuppdraget om avancerad rening*. Naturvårdsverket.
- Green, D., & Perry, R. (2008). *Perry's chemical engineers' handbook*. McGraw Hill.
- 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 Sjölanda ARV, Ozonering vid höga bromidhalter och regenerering av aktivt kol*.
- Itzel, F., Baetz, N., Hohrenk, L., Gehrmann, L., Antakyali, D., Schmidt, T., & Tuerk, J. (2020). Evaluation of a biological post-treatment after full-scale ozonation at a municipal wastewater treatment plant. *Water Research*.
- IVL. (2015). *Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten*. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Jekel, M., & Zietzschmann, F. (2018). *TestTools - Entwicklung und Valideirung von schnellen estmethod zum Spurenstoffverhalten in technischen und natürlichen Barrieren des Urbanen Wasserkreislaufs*. Berlin: Technische Universität Berlin.
- Juaréz, R., Karlsson, S., Falås, P., Davidsson, Å., Bester, K., & Cimbritz, M. (2021). Integrating dissolved and particulate matter into a prediction tool for ozonation of organic micropollutants in wastewater. *Science of the total environment*.
- Kemikalieinspektionen. (2020). *Hazard and risk assessment of chemicals - an introduction, Article number 511 380, guidance 7*. Stockholm: Kemikalieinspektionen.
- 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.
- Livsmedelsverket. (den 28 Juni 2023). [www.livsmedelsverket.se](http://www.livsmedelsverket.se). Hämtat från Livsmedelsverket: <https://www.livsmedelsverket.se/om-oss/press/nyheter/pressmeddelanden/efsa-skarper-bedomningen-av-bisfenol-a>
- Lundqvist, J., Mandava, G., Lungu-Mitea, S., Yin Lai, F., & Ahrens, L. (2019). In vitro bioanalytical evaluation of removal efficiency for bioactive chemicals in Swedish wastewater treatment plants. *Scientific reports*, 9(7166). doi:<https://doi.org/10.1038/s41598-019-43671-z>

- Länsstyrelsen, S. (2021). *Läkemedel i vattenrecipient, hur prioriterar vi framtidens rening? En studie om läkemedels påverkan på vattenmiljön nedströms reningsverk som grund för prioritering för avancerad rening och återvinning av vatten*. Malmö: Länsstyrelsen i Skåne, rapport 2021:13.
- McArdell, C. (den 5 april 2022). *Stowa*. Hämtat från Stowa: [www.stowa.nl](http://www.stowa.nl)
- Metcalfe, 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.
- Naturvårdsverket. (2016). *Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel. En sammantagen bild av förekomsten i miljön. Redovisning av ett regeringsuppdrag*. Stockholm: Naturvårdsverket, rapport 6709.
- 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>
- NSVA. (2022). Resultat från provtagningar vid NSVA reningsverk. NSVA.
- Padhye, L. L.-H.-H. (2011). PolyDADMAC and Dimethylamine as Precursors of N-Nitrosodimethylamine during ozonation: reaction kinetics and mechanisms. *environmental Science and Technology*, 4353-4359.
- Ragnvaldsson, M. M. (2023). *removal of pharmaceuticals at Strömsunds sewage treatment plant by E-peroxone process*. Umeå: Naturvårdsverket.
- 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>
- Schindler Wildhaber, Y., Mestankova, H., Schärer, M., Schirmer, K., Salhi, E., & von Gunten, U. (2015). Novel test procedure to evaluate the treatability of wastewater with ozone. *Water Research*, 324-335.
- 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>
- Stapf, M., Miehe, U., Bester, K., & Lukas, M. (2020). *Guideline for advanced API removal*. CWPharma.
- Svahn, O., & Björklund, E. (2017). *LUSKA Läkemedelsutsläpp från Skånska Avloppsreningsverk 2017*. Kristianstad: Högskolan Kristianstad.
- Svenskt Vatten. (den 4 april 2022). *Läkemedelsrening*. Hämtat från Läkemedelsrening: [www.lakemedelsrening.se](http://www.lakemedelsrening.se)
- Svenskt Vatten. (den 10 08 2023). *Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar via avloppsreningsverk*. Hämtat från [www.svensktvatten.se](http://www.svensktvatten.se):  
<https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/reningsverk-och-reningsprocesser/bestallargrupp-lakemedelsrester-mikroplaster-och-andra-fororeningar/>

# Appendix 1

**Appendix 1: PEC/PNEC-beräkningar för studerade mikroföroreningar Ulricehamns och Timmeles ARV**

(PEC = Predicted Environmental Concentration, MEC = Measured Environmental Concentration, PNEC = Predicted No Effect Concentration)

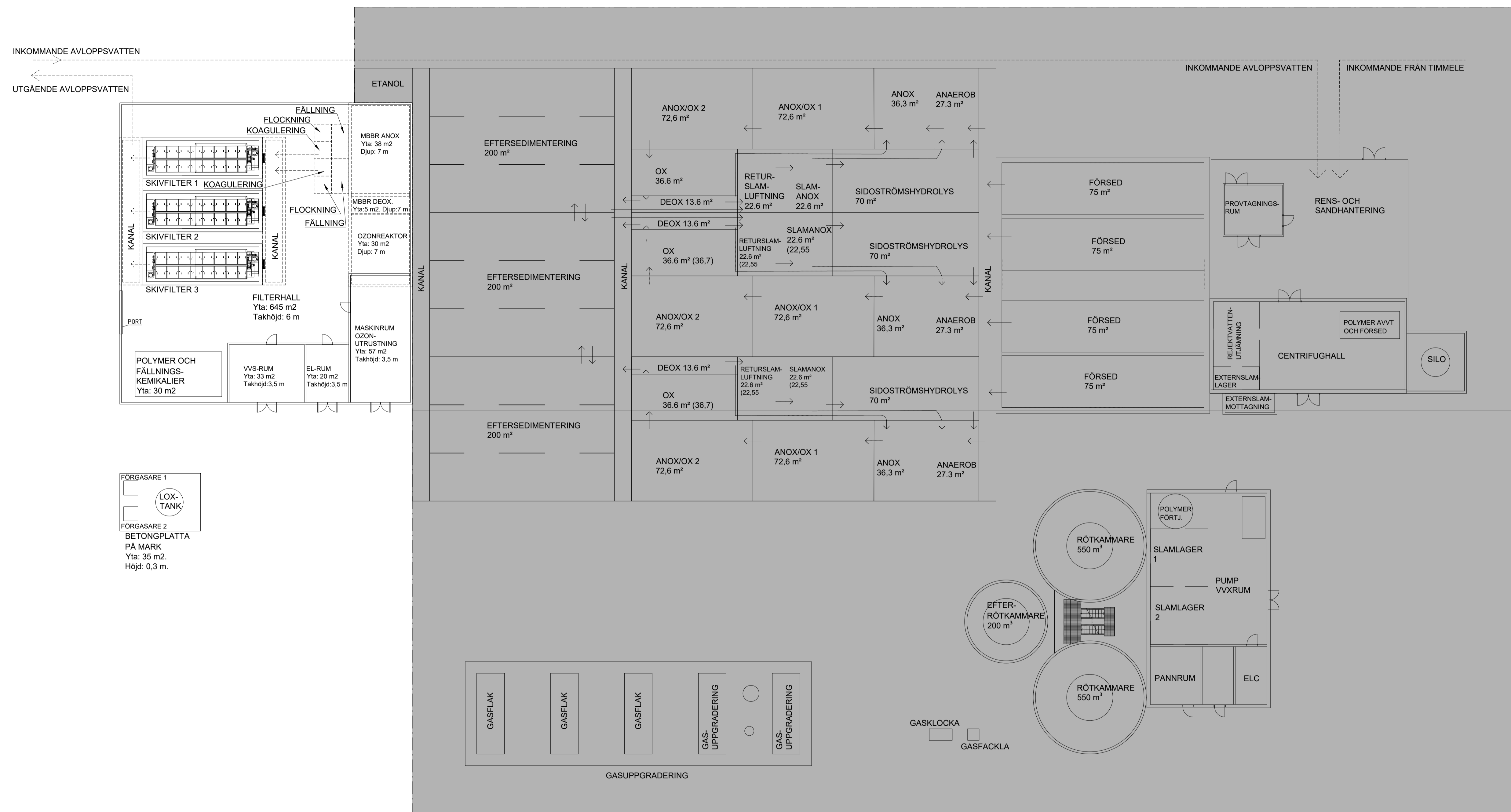
Mikroföroreningar (Naturvårdsverkets rekommenderade ämnen för analys <a href="https://www.naturvardsverket.se/bidrag/lakemedelsrening-vid-avloppsreningsverk/rekommenderade-amnen-for-analys/">https://www.naturvardsverket.se/bidrag/lakemedelsrening-vid-avloppsreningsverk/rekommenderade-amnen-for-analys/</a> + etinylöstradiol och östradiol och PFOA/PFOS)	MEC (recipient) (ng/L)	PEC (framtid) (ng/L)	Ulricehamn PEC (utspädning 10) (ng/L)	PNEC - effektnivå (ng/L)	Säkerhets-faktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor (fullständiga referenser för källor som refereras i huvudrapporten återfinns i litteraturförteckningen)	MEC (recipient)/PNEC	PEC (framtid) /PNEC	Ulricehamn PEC (utspädning 10)/PNEC
17α-etinylöstradiol (EE2)	0,0	0,0	0,0	0,017		Föreslaget nytt EQS - EU 2022	0,00	0,00	0,00
17β-östradiol (E2)	0,0	0,0	0,0	0,18		Föreslaget nytt EQS - EU 2022	0,00	0,00	0,00
Acetamidiprid	0,0	0,0	0,0	37		Föreslaget nytt EQS - EU 2022	0,00	0,00	0,00
Atenolol	1,4	7,6	34,4	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
Azitromycin	0,0	0,3	1,4	19		Schweiziskt EQS 2015	0,00	0,02	0,07
Bensotriazol	3,7	5,5	24,8	19000		Schweiziskt EQS 2015	0,00	0,00	0,00
Bisfenol A (1)	<10	3,9	17,7	1600		HaV 2019 Bedömningsgrund "God status" inlandsytvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	<0,01	0,00	0,01
Bisfenol A (2)	<10	3,9	17,7	0,034		Föreslaget nytt EQS - EU 2022	<294,12	115,71	521,59
Ciprofloxacin	0,0	0,9	4,2	100		HaV 2019 Bedömningsgrund SFÄ "God status" inlandsytvatten max tillåten koncentration HVMFS 2019:25	0,00	0,01	0,04
Citalopram	<5	2,3	10,3	7,5	10	Hoyer et al. 2022	<0,67	0,31	1,38
Diklofenak	2,1	10,8	48,8	40		Föreslaget nytt EQS - EU 2022	0,05	0,27	1,22
Erytromycin	1,8	1,1	5,1	200		Tyskt EQS, UBA 2015, Revision der Umweltqualitätsnormen...	0,01	0,01	0,03
Flukonazol	0,6	1,1	4,9	250	10	Tell et al. 2019	0,00	0,00	0,02
Furosemid	<7,5	9,5	43,0	156	1000	Ågerstrand 2019	<0,05	0,06	0,28
Hydroklortiazid	<0,5	2,6	11,8	1000	10	Ågerstrand 2019	<0,00	0,00	0,01
Ibuprofen	0,0	6,9	31,2	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>	0,00	0,63	2,83
Imidaklopid	0,2	0,1	0,3	5		HaV 2019 Bedömningsgrund SFÄ "God status" inlandsytvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	0,04	0,01	0,06
Irbesartan	<6,7	3,4	15,3	704000	10	Miljöinfo i FASS för Aprovel (Sanofi) 9 juli 2023 <a href="https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&amp;nplId=20040302000012&amp;docType=78&amp;scrollTop=0">https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&amp;nplId=20040302000012&amp;docType=78&amp;scrollTop=0</a>	<0,00	0,00	0,00
Karbamazepin	5,3	8,8	39,8	500	50	Tyskt EQS 2015	0,01	0,02	0,08
Ketokonazol	0,0	0,3	1,3	4000		Bengtsson-Palme & Larsson (2016) (MIC används som PNEC)	0,00	0,00	0,00
Klaritromycin	<1	0,8	3,5	80	10	Tell et al. 2019	<0,01	0,01	0,04

Mikroföroreningar (Naturvårdsverkets rekommenderade ämnen för analys <a href="https://www.naturvardsverket.se/bi-drag/lakemedelsrening-vid-avloppsreningsverk/rekommenderad-e-amnen-for-analys/">https://www.naturvardsverket.se/bi-drag/lakemedelsrening-vid-avloppsreningsverk/rekommenderad-e-amnen-for-analys/</a> + etinylöstradiol och östradiol och PFOA/PFOS)	MEC (recipient) (ng/L)	PEC (framtid) (ng/L)	Ulricehamn PEC (utspädning 10) (ng/L)	PNEC - effektnivå (ng/L)	Säkerhetsfaktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor	MEC (recipient)/PNEC	PEC (framtid) /PNEC	Ulricehamn PEC (utspädning 10)/PNEC
Losartan	3,9	13,2	59,7	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
Metoprolol	4,2	19,8	89,3	8600		Schweiziskt EQS 2016	0,00	0,00	0,01
Metotrexat	0,0	0,0	0,0	85000		Simon Webb 2001	0,00	0,00	0,00
Naproxen	<7,8	21,3	95,9	1700		Schweiziskt EQS 2015	<0,00	0,01	0,06
Oxazepam	2,0	4,7	21,1	10	100 (50*2)	Ågerstrand 2019	0,20	0,47	2,11
Paracetamol	14,5	5,4	24,5	46000	10	Ågerstrand 2019	0,00	0,00	0,00
PFOA	<3	0,3	1,2	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	0,12	0,06	0,27
PFOS	<3	0,2	1,1	0,65		HaV 2019 Kemisk ytvattenstatus - inlandsytvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	0,78	0,38	1,69
Propranolol	0,1	0,8	3,4	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>	0,00	0,00	0,02
Sertralin	<5	1,3	6,1	9,4	50	Ågerstrand 2019	<0,53	0,14	0,65
Sulfametoxazol	0,8	1,5	6,7	600		Tyskt och schweiziskt EQS (2016)	0,00	0,00	0,01
Tiaklopid	0,0	0,0	0,0	10		Föreslaget EQS - EU 2022	0,00	0,00	0,00
Tiametoxam	0,0	0,0	0,0	40		Föreslaget EQS - EU 2022	0,00	0,00	0,00
Tramadol	2,8	5,7	25,6	959		Zhou et al. 2019	0,00	0,01	0,03
Trimetoprim (1)	<1	1,7	25,6	100	10	Tell et al. 2019	<0,01	0,02	0,26
Trimetoprim (2)	<1	1,7	25,6	120000		Schweiziskt EQS 2015	<0,00	0,00	0,00

Mikroföroreningar (Naturvårdsverkets rekommenderade ämnen för analys <a href="https://www.naturvardsverket.se/bi&lt;br/&gt;drag/lakemedelsrening-vid-&lt;br/&gt;avloppsreningsverk/rekommenderad&lt;br/&gt;e-amnen-for-analys/">https://www.naturvardsverket.se/bi drag/lakemedelsrening-vid- avloppsreningsverk/rekommenderad e-amnen-for-analys/</a> + etinylöstradiol och östradiol och PFOA/PFOS)	MEC (recipient) (ng/L)	PEC (framtid) (ng/L)	Ulricehamn PEC (utspädning 10) (ng/L)	PNEC - effektnivå (ng/L)	Säkerhets-faktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor (fullständiga referenser för källor som refereras i huvudrapporten återfinns i litteraturlistan)	MEC (recipient)/PNEC	PEC (framtid) /PNEC	Ulricehamn PEC (utspädning 10)/PNEC
Venlafaxin	2,0	8,6	38,6	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.	0,02	0,09	0,42
Zolpidem	0,0	0,0	0,2	5060		FASS-info för Stilnoct (Sanofi AB) 9 juli 2023 <a href="https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&amp;nplid=19940128000064&amp;docType=78&amp;scrollPosition=981.3333129882812">https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&amp;nplid=19940128000064&amp;docType=78&amp;scrollPosition=981.3333129882812</a>	0,00	0,00	0,00
Östron (E1)	0,0	0,2	1,1	0,36		Föreslaget nytt EQS - EU 2022	0,00	0,65	2,93

<-värde	Risikvot bygger på halt av mikroförorening under detektionsgräns	<0,1	låg risk
		0,1-1	måttlig risk
		>1	hög risk

# Appendix 2



FÖRGASARE 1  
 LOX-TANK  
 FÖRGASARE 2  
 BETONGPLATTA PÅ MARK  
 Yta: 35 m2.  
 Höjd: 0,3 m.

PLAN

FÖR GRANSKNING 230908

BET	ANT	ÄNDRINGEN AVSER	DATUM	SIGN
-----	-----	-----------------	-------	------

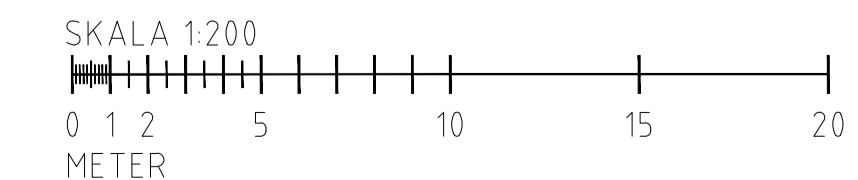
FÖRSTUDIE  
 ULRICEHAMNS ENERGI



UPPDRAG NR 30046535	RITAD/KONSTR. AV SEDMIT	GRANSKAD AV SEKAMP
DATUM 2023-09-30	ANSVARIG MARIA TAOUSSI	

FÖRSTUDIE  
 NYTT RENINGSVERK ULRICEHAMN  
 LÄKEMEDELSRENING - ALTERNATIV 1 MED OZON  
 PLAN

SKALA A1 1:200 A3 1:400	NUMMER BILAGA 2	BET
-------------------------------	--------------------	-----







RITNINGSFÖRTECKNING

- INGÅR EJ I FÖRSTUDIE
- NY TILLBYGGNAD FÖR LÄKEMEDELSRENING

FÖR GRANSKNING 230908

BET	ANT	ÄNDRINGEN AVSER	DATUM	SIGN
-----	-----	-----------------	-------	------

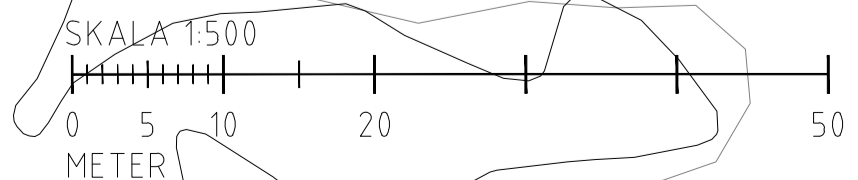
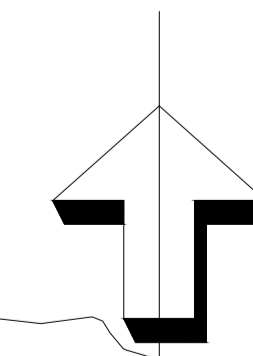
**FÖRSTUDIE**  
ULRICEHAMNS ENERGI



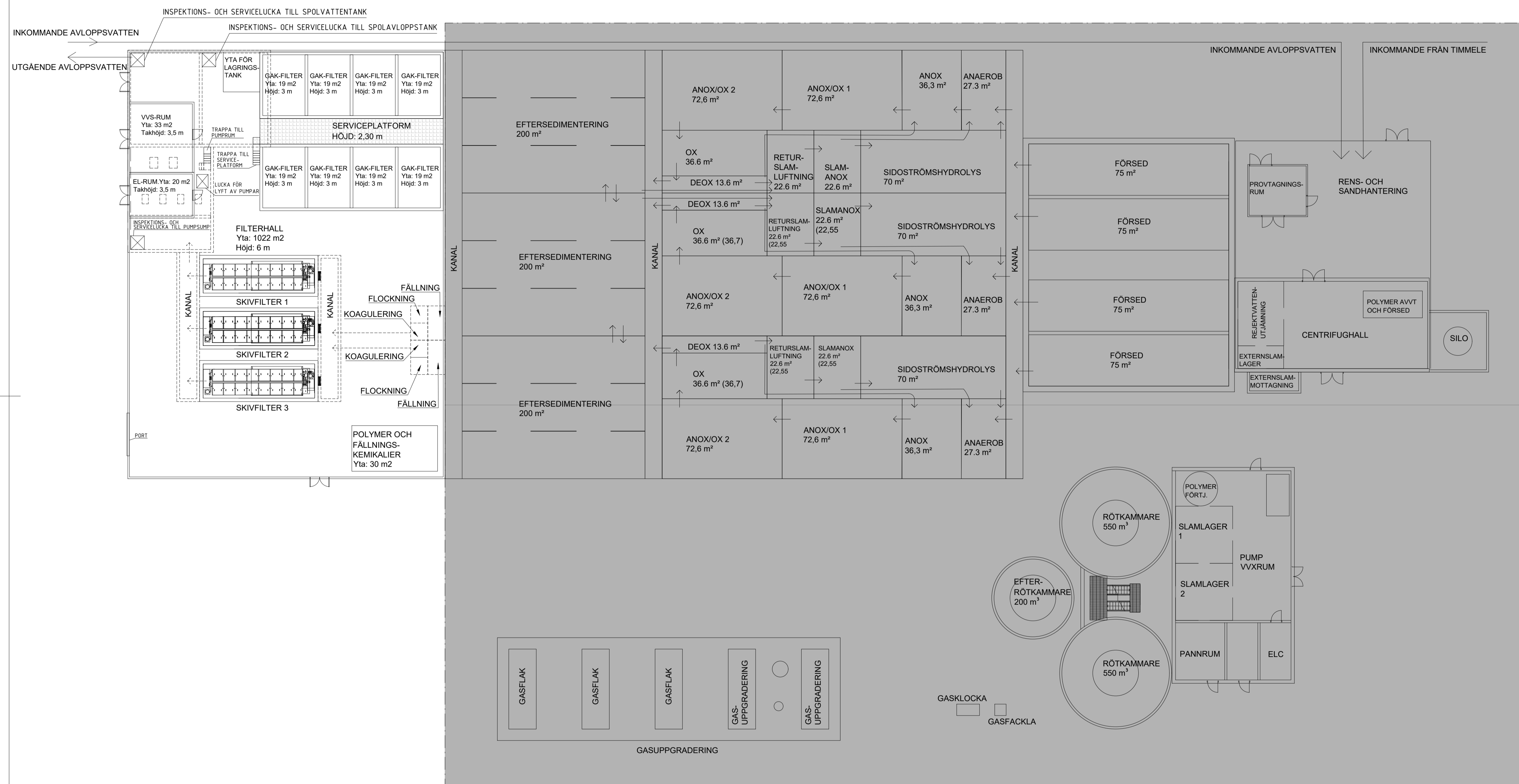
Sweco Sverige AB - Telefon 08-695 60 00 - www.sweco.se		
UPPDRAG NR 30046535	RITAD/KONSTR AV SEDMT	GRANSKAD AV SEKAMP
DATUM 2023-09-30	ANSVARIG MARIA TAOUSSI	

FÖRSTUDIE  
NYTT RENINGSVERK ULRICEHAMN  
LÄKEMEDELSRENING - ALTERNATIV 1 MED OZON  
SITUATIONSPLAN

SKALA A1 1:500 A3 1:1000	NUMMER BILAGA 1	BET
--------------------------------	--------------------	-----



# Appendix 3



PLAN 2

FÖR GRANSKNING 230908

BET	ANT	ÄNDRINGEN AVSER	DATUM	SIGN

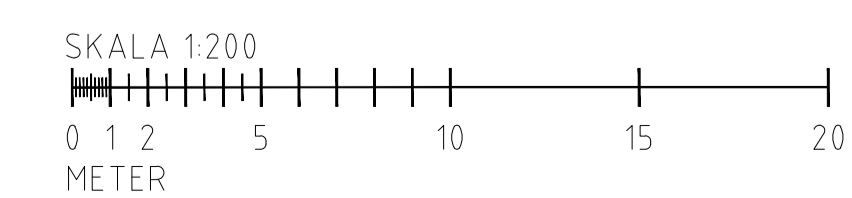
FÖRSTUDIE  
ULRICEHAMNS ENERGI

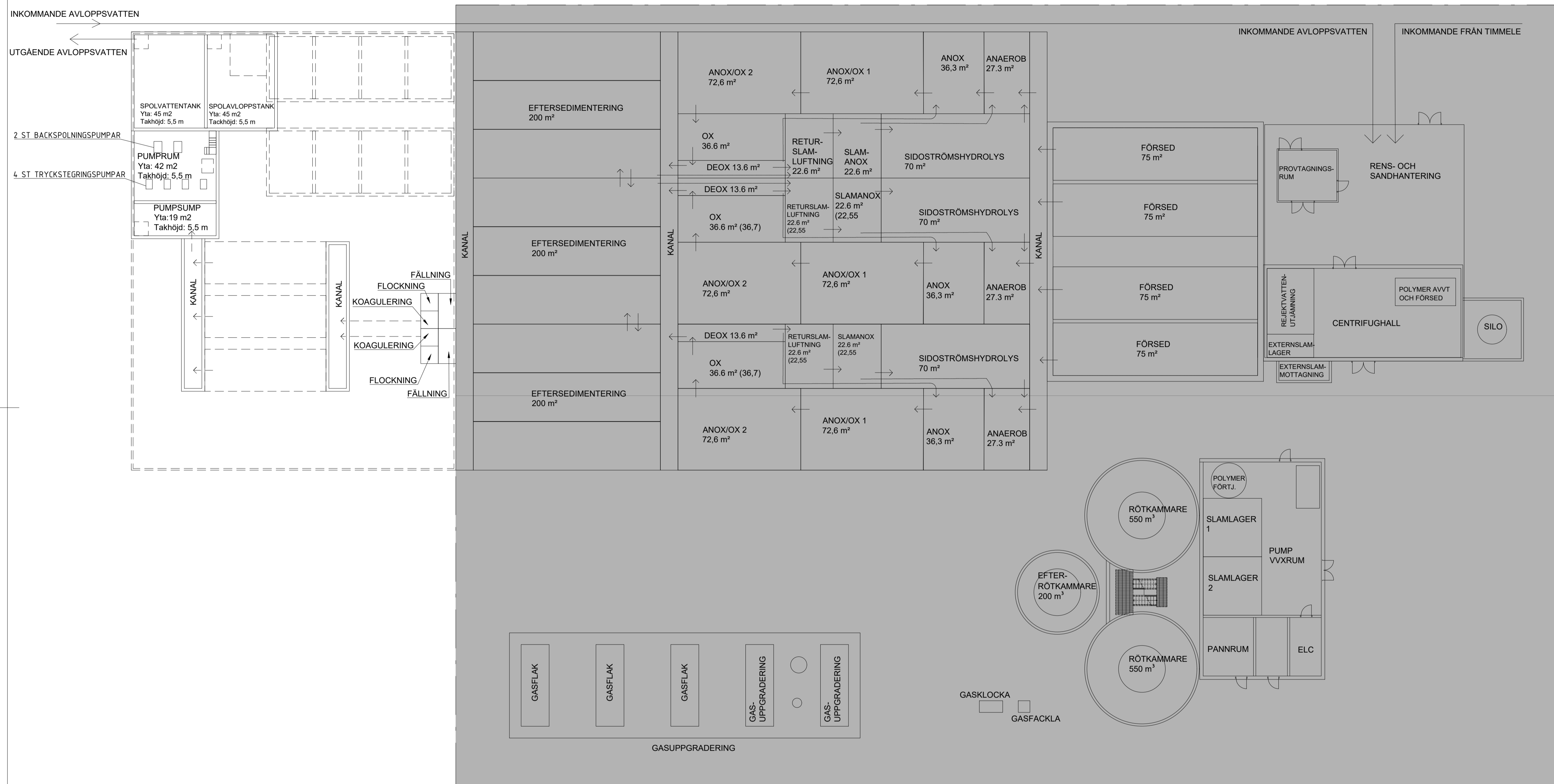


UPPDRAG NR 30046535	BRITAD/KONSTR AV SEDIMT	GRANSKAD AV SEKAMP
DATUM 2023-09-30	ANSVARIG MARIA TAOUSSI	

FÖRSTUDIE  
NYTT RENINGSVERK ULRICEHAMN  
LÄKEMEDELSRENING MED GAK - ALTERNATIV 2  
PLAN 2 - MARKPLAN

SKALA A1 1:200 A3 1:400	NUMMER BILAGA 5	BET
-------------------------------	--------------------	-----





PLAN 1

FÖR GRANSKNING 230908

BET	ANT	ÄNDRINGEN AVSER	DATUM	SIGN

FÖRSTUDIE

ULRICEHAMNS ENERGI

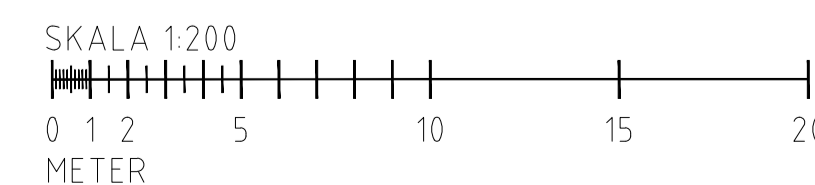


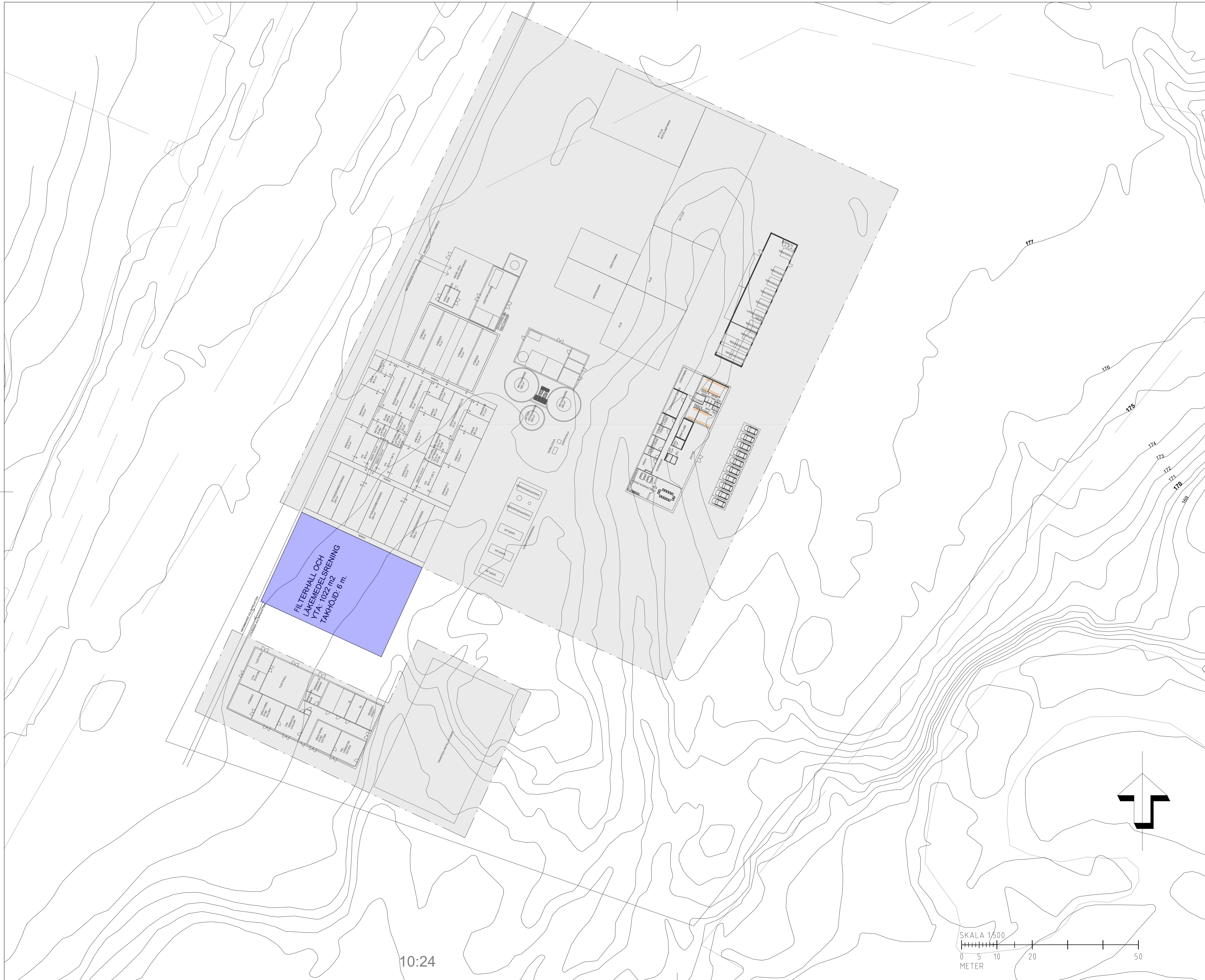
Sweco Sverige AB - Telefon 08-695 60 00 - www.sweco.se

UPPDRAG NR 30046535	RITAD/KONSTR AV SEDIMT	GRANSKAD AV SEKAMP
DATUM 2023-09-30	ANSVARIG MARIA TAOUSSI	

FÖRSTUDIE  
NYTT RENINGSVERK ULRICEHAMN  
LÄKEMEDELSRENING MED GAK - ALTERNATIV 2  
PLAN 1 - KÄLLARPLAN

SKALA A1 1:200 A3 1:400	NUMMER BILAGA 4	BET
-------------------------------	--------------------	-----





RITNINGSFÖRTECKNING

- INGÅR EJ I FÖRSTUDIE
- NY TILLBYGGNAD FÖR LÄKEMEDELSRENING

FÖR GRANSKNING 230908

BET	ANT	ÄNDRINGEN AVSER	DATUM	SIGN
-----	-----	-----------------	-------	------

**FÖRSTUDIE**

ULRICEHAMNS ENERGI

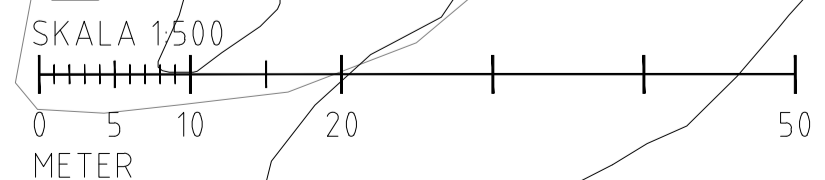
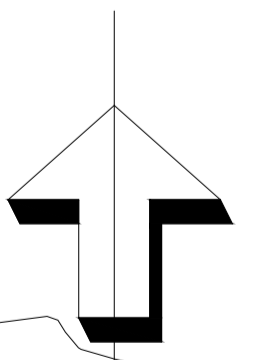


Sweco Sverige AB - Telefon 08-695 60 00 - www.sweco.se

UPPDRAG NR <b>30046535</b>	RITAD/KONSTR AV <b>SEDIMT</b>	GRANSKAD AV <b>SEKAMP</b>
DATUM <b>2023-09-30</b>	ANSVARIG <b>MARIA TAOUSSI</b>	

FÖRSTUDIE  
 NYTT RENINGSVERK ULRICEHAMN  
 LÄKEMEDELSRENING - ALTERNATIV 2 MED GAK  
 SITUATIONSPLAN

SKALA A1 1:500	NUMMER	BET
A3 1:1000	BILAGA 3	



10:24

