

AVANCERAD RENING VID KLAGSHAMN ARV

Förstudie

2021-10-30 Slutversion



Författare: Disa Sandström
Ivelina Dimitrova
Sofia Hjalmarsson
Ola Svahn
Michael Cimbritz
Anders Sjölin

Sammanfattning

Klagshamn avloppsreningsverk (ARV) tar emot avloppsvatten från sydvästra delen av Malmö stad (Limhamns och Klagshamns upptagningsområden) samt från Vellinge kommun. Reningsverket är dimensionerat för 90 000 personekvivalenter motsvarande 4400 kg BOD₇/dygn (baserat på 50 g BOD/pe och dygn) och anläggningen renar i dag omkring 10 miljoner m³ avloppsvatten årligen. På grund av befolkningsökningen i upptagningsområdet planerar VA SYD att bygga ut och modernisera reningsverket. Inför ombyggnaden kommer verket tillståndsprovvas.

Vid kusten som utgör recipient för Klagshamns ARV utloppsledning och utsläppspunkt finns fyra Natura 2000 områden och fyra naturreservat, som omfattar del av vattenområde: naturreservatet Foteviksområdet, Falsterbohalvöns havsområde och Bunkeflo strandängars naturreservat samt naturreservatet Klagshamnsudden, som omger Klagshamns ARV anläggning.

Denna förstudie gällande avancerad rening har drivits parallellt med en förstudie om en framtida utbyggnad av Klagshamns ARV med mål att ta fram ett förslag på hur en utbyggnad skulle kunna utformas för att klara framtida belastningsökningar och striktare utsläppsvillkor. Förstudien avseende avancerad rening har genomförts som ett samarbete mellan VA SYD, Michael Cimbritz (LTH), Ola Svahn (MoLab), Anders Sjölin (NIRAS Sweden AB) och Sofia Hjalmarsson på DHI. Ola Svahn är forskare vid Högskolan i Kristianstad inom analys av läkemedelsrester och driver det organiska spåranalyslaboratoriet MoLab (Krinova Sciencepark, Högskolan Kristianstad) och utför analyser av läkemedel och andra mikroföroreningar. Michael Cimbritz har ansvarat för omvärldsbevakning gällande tekniska lösningar och översiktlig dimensionering. DHI har stått för modellering av recipientpåverkan och NIRAS för provtagning i recipient, ansvaret för utförandet av Ames-test och YES-test tillsammans med underkonsult samt tolkning och presentation av resultat från testerna och resultat från analyserna av läkemedelsrester i recipienten. Därtill har Sweco anlitats för kostnadsbedömningar av tekniska lösningar för rening av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. Förstudien har möjliggjorts genom finansiering från Naturvårdsverket.

Syftet med förstudien var att kartlägga belastningen av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar till och från verket och i recipienten. Vidare utreddes teknikval för avancerad rening av mikroföroreningar på Klagshamns ARV. För att få en så bred nytta av den avancerade reningen som möjligt gjordes en behovsanalys både avseende utgående läkemedelshalter och bedömda riskkvoter samt eventuella krav vid återanvändning av renat avloppsvatten.

Provtagning och vidare analys av läkemedelsrester och ett antal andra mikroföroreningar genomfördes vid åtta olika punkter: vid inkommande och utgående provpunkt från Klagshamn ARV, vid fyra punkter i recipienten på olika avstånd från utsläppspunkten samt vid två punkter i naturreservaten norr och söder om Klagshamns udde. Provpunkterna valdes utifrån utsläppsplymen av det utgående vattnet från Klagshamns ARV. Provtagning gjordes även på delsteg på avloppsreningsverket samt på slamprover vid två tillfällen för att få en uppfattning om avskiljningen vid de olika reningsstegen. Provtagningen av inkommande och utgående avloppsprover genomfördes en gång per månad under ett års tid vid reningsverket, samt vid höst, vinter, vår och sommar i recipienten för att kunna studera säsongsvariationer.

33 av 35 analyserade ämnen, 17-alfa-etinylöstradiol (EE2) och 17-beta-östradiol (E2) undantaget, kunde kvantifieras i utgående avloppsvatten och 15 ämnen visade utsläppsmedelvärden över 100 ng/L. Högst medelkoncentration visade läkemedelsresten metoprolol, följt av losartan och diklofenak. Sju ämnen- paracetamol, ibuprofen, ketokonazol, östron (E1), ciprofloxacin, naproxen

och sertralin visade en reduktion över reningsverket som översteg 75 %. Ciprofloxacin, sertralin och ketokonazol återfanns i det analyserade slammet. Tolv av de analyserade ämnena kunde inte påvisas i slam, däribland paracetamol, ibuprofen och naproxen. Sex ämnens reduktion återfanns i intervallet 50-75 %; azitromycin, PFOS, sulfametoxazol, bisfenol A, furosemid och atenolol. Sju ämnen reducerades i intervallet 10-50 %, och tolv ämnen reducerades med mindre än 10 %. Sammantaget visade resultaten att reningsverket i sin nuvarande utformning endast har begränsad förmåga att hindra mikroföroreningarna från att nå recipienten.

14 av de analyserade 35 ämnena detekterades även i recipienten. Halterna i recipienten varierade inte i någon större omfattning mellan provtagningstillfällena förutom vid provtagningen i juli då utgående vattenflöde från Klagshamn ARV var högt samtidigt som utspädningen i recipienten var låg. Vid alla provtagningstillfällena i recipienten kunde högre halter i ytan än i botten noteras. Detta kan förklaras av att utsläppet stiger upp till ytan på grund av skillnaden i salthalt mellan det utgående vattnet och recipienten.

Resultatet från recipientprovtagningen visade en bakgrundshalt i recipienten motsvarande uppmätta haltnivåer i spridningsplymen. En riskklassning gjordes baserat på kvoten EC/PNEC (halten i recipienten/förväntad nolleffektshalt) för de läkemedel som det fanns PNEC-värden för. PNEC-värden för havsvatten användes vilket utgår från en 10 gånger lägre PNEC-värden för sötvatten. Recipienten till Klagshamns reningsverk är dock brackvatten. Därför kan risken undervärderas om man använder $PNEC_{\text{sötvatten}}$ på samma sätt som risken övervärderas genom att använda $PNEC_{\text{saltvatten}}$. Detta gör värderingen av riskkvoterna problematiska eftersom det inte finns något som säger att det ena är mer rätt än det andra.

Riskklassningen utifrån $PNEC_{\text{saltvatten}}$ visade att en hög miljörisk i första hand fanns för halten av citalopram och oxazepam samt måttlig miljörisk för diklofenak och sulfametoxazol. Detta gällde vid ett eller flera tillfällen under provtagningsperioden och på en eller flera av provpunkterna. Hög miljörisk uppvisades bara under provtillfället i juli. Sex ämnen låg under rapporteringsgränsen (<LOQ), men denna gräns låg under PNEC-värdet för respektive ämne. Det går därför inte att uttala sig om miljörisken för dessa ämnen. Vid provtagningen i april bedömdes risken för påverkan till måttlig både i anslutning till utsläppspunkten och i referenspunkten. Det finns därför anledning att tro att det skulle röra sig om bakgrundshalter av läkemedelsrester då det utifrån spridningsmodellen bedömts att plymen från verket inte når referenspunkten. Motsvarande bedömningar genom att använda PNEC sötvatten erhöll enbart måttlig risk för oxazepam och hög risk för citalopram vid utsläppspunkten för provtagningen i juli. Detta visar på skillnaden i bedömning av risker beroende på vilket PNEC-värde som används.

Inkommande och utgående vatten genomgick YES- och Ames testning. Proverna på inkommande avloppsvatten uppvisade östrogenicitet medan ingen östrogenicitet noterades i proverna på utgående avloppsvatten från Klagshamns ARV, varför risken för östrogena effekter i recipienten kan betraktas som låg. Varken E2 eller EE2 kunde kvantifieras med de kemiska analyserna i inkommande eller utgående avloppsvatten under de båda månaderna då YES-testet genomfördes. Men halten E1 kunde ensamt förklara östrogeniciteten i inkommande avloppsvatten. Utgående vatten från reningsverket innehöll inte östrogenliknande ämnen och ämnen med mutagena egenskaper.

Med det renade vattnet ut i recipienten följer även bakterier som eventuellt skulle kunna påverka badplatserna i närområdet. Spridningsmodelleringar med höga halter av indikatorbakterier enligt badvattendirektivet, E. coli och Intestinala enterokocker har gjorts av DHI i ett projekt för Malmö stad och resultaten visar att utgående vatten från Klagshamn ARV inte når någon av de närliggande

badplatser som provtas av Malmö stad. Det går därför inte att påvisa behov av hygienisering av utgående avloppsvatten som vissa tekniska lösningar av avancerad rening skulle medföra i denna utredning.

Spridningsmodellen över recipienten har kontrollerats mot uppmätta halterna av ämnen (diklofenak, karbamazepin, metoprolol och benzotriazol), som kan betraktas som stabila i recipienten och visar att spridningsmodellen stämmer bra med analyserade halter. Modelleringen över året visar att halten av läkemedelsrester varierar under året och tillfälliga toppar med kraftigt förhöjda halter kan antas förekomma, bland annat vid höga flöden ut från reningsverket. Det finns dock osäkerheter då de tillfälliga topparna oftast sammanfaller med att flödet från verket är högre än vanligt på grund av större mängder tillskottsvatten, till exempel vid kraftiga regn. Läkemedel tillförs verket främst via spillvattnet som i de fallen kommer spädas ut av tillskottsvattnet som inte innehåller motsvarande halter av läkemedel. Men det går inte att säga säkert att så är fallet eftersom stora mängder tillskottsvatten också kan innebära att vissa reningssteg förbileds, oftast den biologiska reningen, under höga inkommande flöden. Halten i utgående vatten beror då också av vilka reningssteg som vattnet leds förbi vid tillfället. Det går därför inte att säga att utgående halter vid regn har en lägre koncentration än vid normalflöden.

Minst utspädning av utgående vatten från Klagshamn ARV noterades vid modelleringen av juli vilket kan bero på ett högre flöde ut från verket kombinerat med låg strömning i recipienten. Samtidigt uppmättes tydligt förhöjda halter i recipienten för flera läkemedelsrester relativt bakgrundshalterna under samma tillfälle. Uppmätta halter låg på en nivå som innebär hög risk för att en miljöpåverkan kan förekomma i marin miljö.

Modelleringar av hur en framtida belastning till Klagshamn kan komma att påverka utgående halter diklofenak i recipient har gjorts. Gällande bedömningsgrunder för diklofenak (årsmedelvärde) för god kemisk status ligger på 0,01 µg/l (10 ng/l). Modelleringen, tillsammans med mätresultaten i recipienten visade att sannolikheten för att gränsvärdet överskrids år 2050 är mycket liten. Dock behöver det bevakas om bedömningsgrunderna för diklofenak kan komma att skäras under de kommande 30 åren.

Det finns osäkerheter i riskbedömningarna gjorda utifrån PNEC-havsvatten då de kan överskatta risken. Det finns även osäkerheter kopplade till rapporteringsgränser för analyser i nivåer lägre än använda PNEC-värden varför det är svårt att uttala sig om miljörisker för vissa ämnen. Miljörisker har främst noterats nära utsläppspunkten i ytvattenprover vilket är rimligt då utsläppet från verket stiger till ytan direkt på grund av skillnader i saltvattenhalt mellan recipienten och det renade avloppsvattnet.

Om avancerad rening skulle bli aktuellt på Klagshamn ARV är än så länge ozonering och behandling med aktivt kol de tekniker som är mest aktuella. Detta är inte baserat på eventuellt behov av avskiljning utan de som skulle passa bäst utifrån Klagshamn framtida processutformning och VA SYDs strategier. Ozonering och aktivt kol är tekniker som funnit flest praktiska tillämpningar i stor skala, vilket hänger samman med både renings- och kostnadseffektivitet. Under senare år märks ett allt större intresse för granulerat aktivt kol (GAK) då försök visat goda resultat.

Ozonering, GAK-filtrering samt en kombinationsprocess med ozon och GAK framstår i dagsläget som tänkbara lösningar för rening från läkemedelsrester. Avseende ozon finns stora osäkerheter kring bromatbildning då inkommande vatten till Klagshamn ARV innehåller betydligt högre halter bromid än de haltgränser som rekommenderas för ozonering. Utredningar kring bromatbildning och

avskiljning vid olika ozondoser kommer påbörjas på Sjölunda ARV under hösten 2021. I denna utredning kommer även PNEC-värden för bromat tas fram för saltvatten. Sjölunda ARV har samma problematik med höga bromidhalter i inkommande vatten som Klagshamn ARV och resultat från denna studie kommer vara värdefullt för utvärderingen av en framtida teknisk lösning för eventuellt avancerad rening på Klagshamn.

Slutsatsen utifrån genomförd status- och kapacitetsbedömning på Klagshamns ARV är att den biologiska reningen måste kompletteras för att klara den framtida belastningsökningen till verket. I övrigt är befintlig anläggning i gott skick och förväntas kunna drivas en längre tid. Idag sker slutpolering av behandlat vatten på Klagshamn via sandfilter vilket är en lämplig förbehandling till ozonering i kombination med kolfilter. Det har inte tagits beslut om vilket processlösning som kommer väljas för ett utbyggt Klagshamn ARV. Aktivslam, aerobt granulärt aktivt slam (AGS), integrerat fixed film aktivt slam (IFAS) och membranbioreaktorer (MBR) har utretts som kompletterande anläggningsdelar till dagens biologiska rening. Oavsett processval antas att alla lösningar är lämpliga som föregående reningssteg till ozonering och GAK. Enbart ozon kräver övervägande av placering då ozoneringen bör följas av filter alternativt biologisk process. Att placera en ozonering innan befintlig MBBR på Klagshamn skulle kräva någon form av avluftning efter ozoneringen för att inte störa efterdenitrifikationen i MBBR:en.

VA SYDs slamstrategi förordar fortsatt spridning på åkermark så länge det är tillåtet. Detta innebär att dosering av pulveriserat aktivt kol (PAK) för avskiljning tillsammans med biologiskt överskottsslam inte är aktuellt.

En översiktlig dimensionering av rening baserad på ozon och aktivt kol, med ett prognosticerat flöde för 2050 har gjorts. En mer precis bedömning förutsätter en närmare analys av flödesvariationer och en uppfattning om uppströmsprocesser och det flöde som kommer att ledas genom den biologiska reningen och filteranläggningen.

En bedömning av kostnaden för tre alternativa tekniker för läkemedelsrening har gjorts- ozon + GAK, enbart ozon och enbart GAK. Kostnaderna ska ses som övergripande uppskattningar.

Kostnadsdel (MSEK)	Ozon + GAK	Ozon	GAK
Anläggningskostnad	164	72	92

För att jämföra respektive tekniklösning har årskostnaden för respektive alternativ bedömts utifrån kapitalkostnad och driftkostnad.

	Ozon + GAK	Ozon	GAK
Totalkostnad (SEK/år)	16 230 000	7 710 000	12 760 000
Specifik årskostnad (SEK/m³)	1,3	0,6	1,0
Specifik årskostnad (SEK/person)	115	55	91

Även om enbart ozon är har den lägsta investerings- och årskostnaden finns det risker med detta alternativ på grund av risk för bromatbildning. Enbart ozon kräver även anpassningar då en avluftning behöver installeras innan det ozonerade vattnet går till efterdenitrifiaktionen. Enbart GAK-filter skulle kunna vara möjligt, men på grund av att mikroföroreningar som bör avskiljas har olika egenskaper, kan ozon i kombination med GAK vara en lämplig lösning för att få en så bred avskiljning som möjligt. Val av teknik bör ligga till grund för vilka ämnen som behöver avskiljas och i vilken utsträckning.

På grund av osäkerheten i riskbedömningen av effekten i recipienten bör närmare studier göras för att bedöma påverkan på miljö kopplat den specifika recipienten. Därefter kan behov av teknisk lösning bedömas närmare. Behovet av rening måste definieras tydligare och vidare kopplas till val av teknisk lösning för att få så god nytta av investeringen i förhållande till kostnad.

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	1
1 Inledning.....	8
1.1 Bakgrund.....	8
1.2 Syfte.....	9
2 Klagshamn ARV.....	10
2.1 Nuvarande Klagshamn.....	10
2.2 Framtida Klagshamn.....	12
3 Målsättningar och behov.....	15
3.1 VA SYDs strategiska mål.....	15
3.2 Återanvändning av renat avloppsvatten.....	16
3.3 Förutsättningar recipient.....	16
4 Analysmetoder.....	20
4.1 Provpunkter.....	20
4.2 Analys av mikroföroreningar.....	22
4.3 YES-test och Ames test.....	25
4.4 Analys av bromid och krom.....	26
5 Analysresultat.....	27
5.1 Analys av mikroföroreningar.....	27
5.2 Mutagenitet i avloppsvatten.....	39
5.3 Analys av bromid och krom.....	40
6 Recipientutredning.....	45
6.1 Spridningsmodell.....	45
6.2 Bedömning av framtida utsläpp av diklofenak.....	54
7 Riskbedömning.....	56
8 Sammanfattning resultat.....	61
9 Teknikval.....	65
9.1 Principiella möjligheter för rening från läkemedelsrester.....	65
9.2 Avskiljning av olika ämnen.....	67
9.3 Teknikval.....	69
9.4 Möjliga tekniska lösningar för Klagshamns ARV.....	70
9.5 Dimensioneringsförutsättningar.....	73
9.6 Dimensionering.....	73
10 Kostnadskalkyl.....	75
10.2 Diskussion kring teknisk lösning.....	78

11	Slutsatser	80
12	Fortsatt arbete.....	80
13	Referenser	83

Bilagor

- Bilaga 1. Analysresultat Ames test
- Bilaga 2. Analysresultat YES-test
- Bilaga 3. Resultat analyser avloppsvatten och recipientprov
- Bilaga 4. Beräknade riskkvoter och riskbedömning i recipienten
- Bilaga 5. Modellerad spridning av läkemedel från Klagshamns avloppsreningsverk

1 Inledning

1.1 Bakgrund

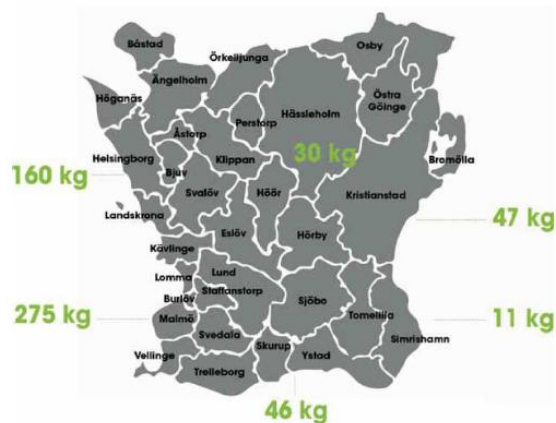
Klagshamn avloppsreningsverk (ARV) ligger i sydvästra Malmö ute på Klagshamnsudden och tar emot avloppsvatten från sydvästra delen av Malmö stad (Limhamns och Klagshamns upptagningsområden) samt från Vellinge kommun. Resterande av Malmö stads avloppsvatten leds till Sjölunda avloppsreningsverk.

På grund av befolkningsökningen i Klagshamns upptagningsområdet kommer VA SYD inom kort att behöva bygga ut och effektivisera reningsverket. I samband med en utbyggnad av avloppsreningsverket kommer det behöva ansökas om nytt miljötillstånd.

Utifrån Malmö stads befolkningsprognos och en värdering av fördelningen av befolkningsökningen mellan Sjölunda och Klagshamn samt Vellinge kommuns befolkningsprognos bedöms 140 000 personer vara anslutna till Klagshamn ARV prognosåret 2050. Detta bedöms i nuläget motsvara en belastning på 125 000 personekvivalenter (p.e.) jämfört med dagens belastning på 63 000 pe. Belastningen till Klagshamns ARV antas alltså fördubblas de kommande 30 åren.

Renat avloppsvatten från Klagshamns ARV leds ut i en utloppsledning med utsläppspunkt i Öresund. Längre in mot kusten finns två naturreservat; norr om Klagshamnsudden ligger Bunkeflo strandängars naturreservat, söder om Klagshamnsudden ligger Foteviksområdets naturreservat. Det grunda vattnet längs med kusten är mycket produktiva och artrika. Söder om utsläppspunkten finns Falsterbohalvöns havsområdes naturreservat. Både Foteviksområdets naturreservat och Falsterbohalvöns havsområdes naturreservat är skyddade enligt EU: fågeldirektiv samt art- och habitatdirektiv och vattenkvaliteten är viktig för att inte påverka området negativt.

Baserat på den skånska studie kallad *LUSKA - Läkemedelsutsläpp från Skånska Avloppsreningsverk* där utsläppen av läkemedel och antibiotika från 8 skånska reningsverk och i recipienter kartlagdes (Svahn och Björklund, 2017) har en grov uppskattning av de årliga utsläppen av 21 läkemedel enligt Läkemedelsverkets föreslagna lista av indikatorämnen (Läkemedelsverket, 2015) utförts, se Figur 1. För Klagshamns ARV har utsläppen beräknats till ca 31,2 kg men detta utgör sannolikt bara en liten del av den totala kemiska belastningen p.g.a. det stora antalet läkemedel och andra kemiska ämnen som finns i avloppsvatten.



Figur 1 Utsläppta mängder av 21 läkemedel enligt Läkemedelsverkets lista i olika delar av Skåne (Svahn & Björklund, 2017a).

Under 2019 inleddes en förstudie om Klagshamns framtid som syftar till att ta fram en nulägesbeskrivning kring avloppsreningsverket status och kapacitet och den framtida belastningen och vidare ta fram en utbyggnadsplan för Klagshamns ARV samt en ansökan om ett nytt miljötillstånd. Denna förstudie om avancerad rening vid Klagshamn ARV för reduktion av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar har gjorts parallellt och utgör en del i förstudien om verket i sin helhet.

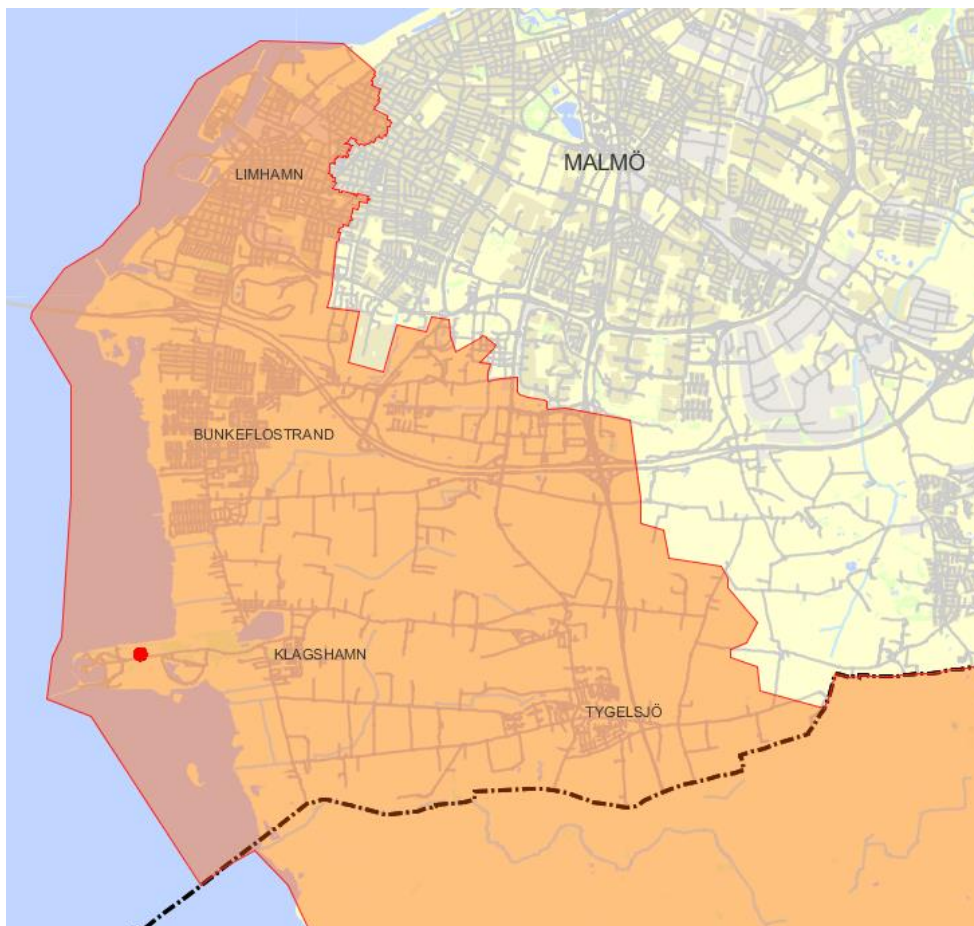
1.2 Syfte

Syftet med förstudien var att utreda behov av och teknikval för avancerad rening vid Klagshamn ARV i Malmö. Förstudien ska även ligga till grund för investeringsbeslut längre fram. För att få en så bred nytta av den avancerade reningen som möjligt gjordes en behovsanalys avseende utgående läkemedelshalter och bedömda riskkvoter, risk för smittspridning samt eventuella krav vid återanvändning av renat avloppsvatten.

2 Klagshamn ARV

2.1 Nuvarande Klagshamn

Avloppsledningsnätet i Malmö delas in i sju avloppsområden varav fem är anslutna till Sjölunda ARV och två till Klagshamn ARV. Avloppsvatten från Limhamns och Klagshamns avloppsområden leds till Klagshamn ARV, se Figur 2. På Klagshamn ARV behandlas även avloppsvattnet från hela Vellinge kommun.



Figur 2 Uptagningsområde för Klagshamn avloppsreningsverk

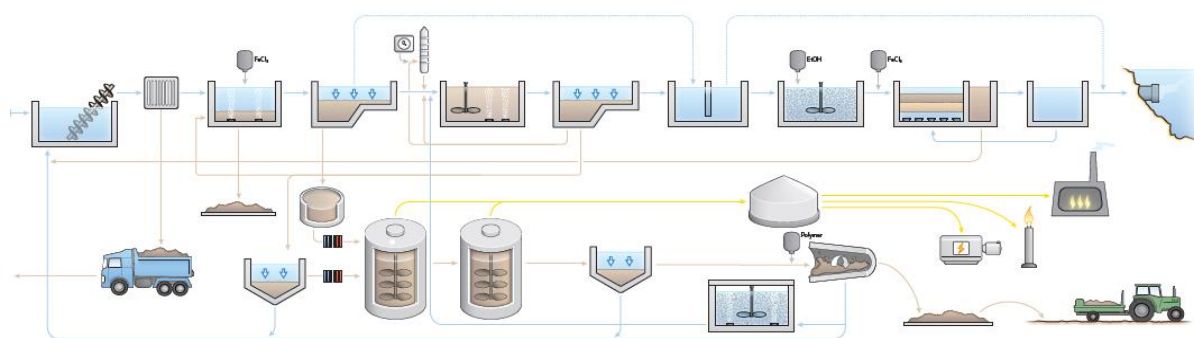
Reningsverket är dimensionerat för en kapacitet på 90 000 personekvivalenter motsvarande behandling av en organisk belastning på 4,4 ton BOD₇ per dygn. Anläggningen renar i dag omkring 10 miljoner m³ avloppsvatten årligen. Renat avloppsvatten från Klagshamn ARV leds ut genom en utloppsledning med utsläppspunkt i Öresund, vattenförekomst Södra Öresunds kustvatten (WA67667475).

Reningsverket har tre vattenbehandlingssteg med mekanisk rening, biologisk rening och kemisk efterpolering. Se Figur 3 för övergripande flödesschema. Vattnet lyfts upp till verket med hjälp av en inloppspumpstation. Avskiljning av rens sker i rens Galler som därefter tvättas innan det transporteras till förbränning. Sand och tyngre partiklar avskiljs i sandfång där även större delen av fosforreduktionen sker genom förfällning med järnklorid. Det avskilda slammet i försedimenteringsbassängerna (primärslammet) blandas senare med överskottsslam från biologiska behandlingen och samrötas.

Den biologiska reningen baseras på en lågbelastad aktivslamanläggning med lång slamålder för både reduktion av organiskt material och nitrifikation. Periodvis behöver slammet behandlas då sedimenteringsegenskaperna försämras på grund av tillväxt av filamentbildande bakterier. För detta syfte finns det en ozonanläggning. Efterdenitrifikation sker i en MBBR process med tillsats av etanol. Slutpoleringen sker i tvåmediafilter med antracit och sand. Fällningskemikalie kan tillsättas före filtren som komplettering av fosforavskiljningen. Periodvis sker en viss denitrifikation i sandfilterna.

Rejektvattnet från avattningen behandlas separat i en ANAMMOX reaktor av typen MBBR.

Blandslam från anläggningen skickas till slambehandlingsanläggning för gravitationsförtjockning, rötning och avattning. Det förtjockade slammet leds till rötkammare med mesofil drift, 37 grader, där delar av det organiska materialet bryts ned under syrefria förhållanden. I rötkamrarna bildas biogas bestående huvudsakligen av metan och koldioxid. Det rötade slammet avvattnas i centrifuger med tillsats av polymer. Slammet mellanlagras i en slamsilo före borttransport till en slamplatta som finns på anläggningen där det ligger i 6 månader innan det sprids på åkermark.



Figur 3 Översiktligt flödesschema för Klagshamns avloppsreningsverk

Under 2019 inleddes en förstudie på Klagshamn som innefattar en statusbedömning av befintliga anläggningsdelar, kapacitetsutredning, bedömning av framtida belastning, utbyggnadsförslag för att en framtida kapacitetsökning, modernisering, striktare utsläppsvillkor och en uppskattning kring kostnader för en utbyggnad.

Kapacitetsutredningen visar att förbehandlingen (inloppspumpstation, rensantering, sandfång och försedimentering) klarar av den prognosticerade belastningen år 2050, förutsatt att ingen redundans behövs för att klara prognosticerade maxflöden.

Aktivslamanläggningen är dock nära maximal kapacitet redan idag med befintliga reningskrav och behöver utökas snarast för att klara den prognosticerade belastningsökningen. I denna bedömning antas att aktivslamanläggningen endast drivs för nitrifikation och BOD₇-reduktion.

Biosedimenteringen drivs idag också hårt jämfört med andra anläggningar i Sverige. MBBR-anläggningen är tillräcklig för avskiljning av kväve idag (och i framtiden), men kapacitetsbehovet i denna anläggningsdel är beroende av aktivslamanläggningens prestanda och driftsätt.

Sandfiltren är även de på gränsen för att klara befintlig belastning och gällande reningskrav och är otillräckliga för att hantera den prognosticerade belastningen år 2050. Rötkammarna däremot har bedömts att klara den framtida belastningen år 2050 om ingående slam kan förtjockas till en TS-halt på 6 %.

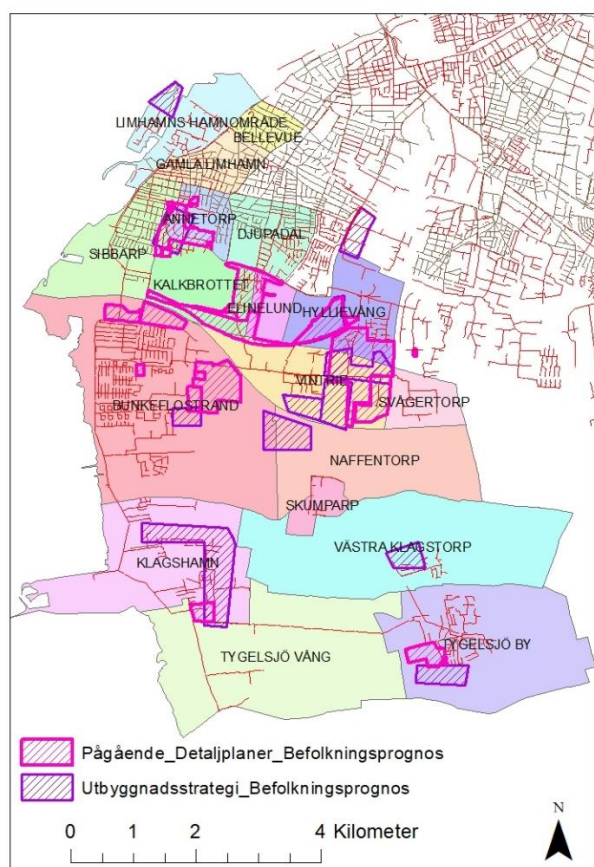
Statusbedömningen av betongen i bassängerna visade att de inte kommer att hålla fram till 2050 utan reparationsarbete. Bland annat biosedimenteringen uppvisade skador orsakade av surt angrep, sulfatangrepp och svartrost. Sandfiltren bedömdes vara i bättre skick.

Utgångspunkten för processutredningen kring den framtida utbyggnaden har varit att behålla befintliga bassängvolymen. Det förutsätts även att verket kommer att omprövas och få striktare utsläppsvillkor än dagens.

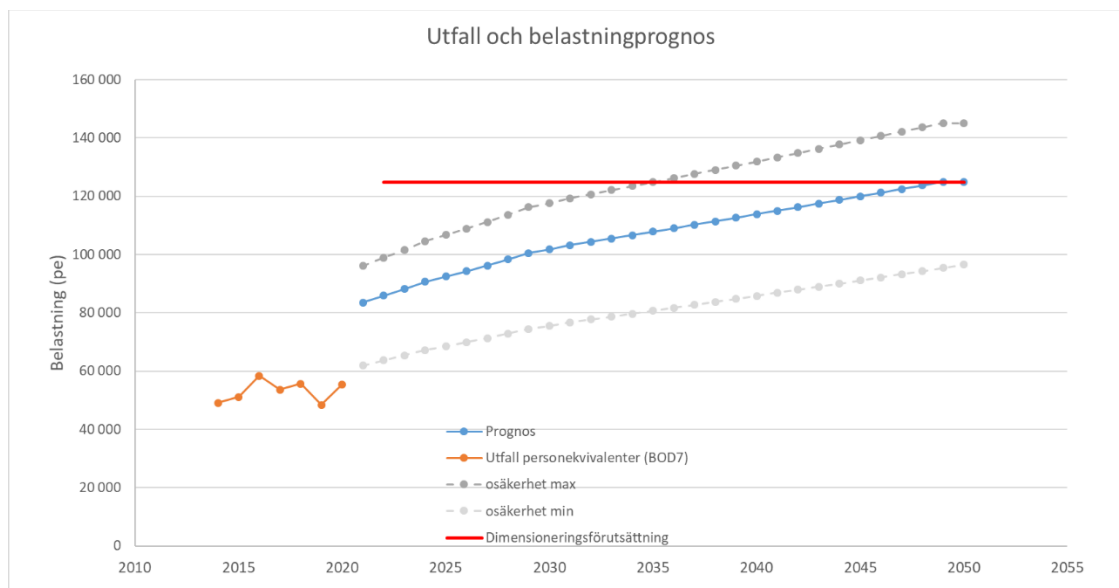
2.2 Framtida Klagshamn

I förstudien för kapacitetsökningen och moderniseringen av Klagshamn ARV planeras det, utifrån Malmö och Vellinges befolkningsprognoser, en utökad belastning till ca 125 000 personekvivalenter. I Figur 4 visas planerade utbyggnadsområden för Klagshamns upptagningsområde i Malmö för det framtida upptagningsområdet och i Figur 5 visas framtagna belastningsprognos.

Belastningsprognosen baseras på antal personer anslutna till verket samt en specifik organisk belastning till verket (BOD_7). På grund av osäkerheter i tidigare provtagning på inkommande spillvatten till verket har det gjorts antagande kring den specifika belastningen. Notera utfallet i belastningen till Klagshamn tidigare år i Figur 5 som ligger betydligt lägre än prognosen. Detta beror på att inkommande belastning med stor sannolikhet har underskattats tidigare år på grund av en icke representativ provtagning. Inkommande belastning kommer verifieras efter en längre tid av representativ provtagning.



Figur 4 Karta över pågående detaljplaner och utbyggnadsstrategier för områden i Malmö som är kopplade till Klagshamn



Figur 5 Belastningsprognos 2021-2050 samt utfall 2014-2020 samt framtida dimensioneringsförutsättning

2.2.1 Förutsättningar för avancerad rening

Beslut kring processval för utbyggnad av Klagshamns avloppsreningsverk har inte tagits. Fyra olika alternativ för kapacitetsökning har utretts och listas nedan.

- Ombyggnad till aktiv slam och fördenitrifikation i befintlig linje + komplettering med ny aktivslam linje med fördenitrifikation för delström
- Ombyggnad till aktiv slam och fördenitrifikation i befintlig linje + komplettering med membranbioreaktor (MBR) för delström
- Ombyggnad till aktiv slam och fördenitrifikation i befintlig linje + komplettering med aerobt granulärt aktivt slam (AGS) för delström
- Ombyggnad till integrated fixed-film aktiv slamprocess (IFAS) och fördenitrifikation i befintlig linje

I alla alternativ kommer befintligt MBBR behållas om det uppstår behov för efterdenitrifikation. Även befintliga sandfilter kommer att behållas och kompletteras i alla alternativ utom i alternativet där befintligt biosteg kompletteras med MBR eftersom slutpolering är överflödigt efter en MBR.

Nedan i Figur 6 visas ett förslag på placering av den kompletterande linjen (blå block) för alternativet med aktiv slam. I bilden visas även förslag på placering av läkemedelsrening markerad med gul ring.



Figur 6 Möjlig placering och ytbehov för avancerad rening vid Klagshamns avloppsreningsverk (gul ring) i förhållande till föreslaget komplettering med aktivslam.

Även om beslut kring den framtida utbyggnaden inte har tagits ger de olika alternativen samma förutsättningar för val av kompletterande avancerad rening. Möjligen är MBR-alternativet mer fördelaktigt då det kommer ge ett behandlat vatten med lägre suspenderat material än de andra alternativen, men detta påverkar främst driftkostnaderna i ett eventuellt kolfilteralternativ och gäller bara för det delflöde som kommer ledas via MBR-linjen.

VA SYDs slamstrategi förordar fortsatt spridning på åkermark så länge det är tillåtet, men parallellt utreds möjligheter till förbränning eller annan hantering. Detta innebär att dosering av PAK för avskiljning tillsammans med slammet förmodligen inte är aktuell, såvida det inte kommer ett förbud inom en snar framtid.

3 Målsättningar och behov

3.1 VA SYDs strategiska mål

2018 togs VA SYDs nya strategiska mål fram som syftar till att bidra till en hållbar samhällsutveckling. Målen innebär att VA SYD ska:



Vara klimatneutralt och energipositivt år 2030



Produktifiera och nyttiggjort restprodukter år 2025



Vara en av Europas 10 mest effektiva VA- och avfallsorganisationer år 2025



Leda utvecklingen för hög vattenkvalitet till rekreation och dricksvatten år 2025



Uppnå nollvision för oplanerade driftstörningar för kund år 2030



Inspirera och ha aktiverat alla kunder för en bättre miljö år 2025

För att bidra till uppfyllandet av de strategiska målen kommer följande hänsyn tas vid utvärderingen av teknikval för avancerad rening:

1. Vara klimatneutralt och energipositivt

Energianvändning och klimatpåverkan för alternativen kommer att utvärderas.

2. Produktifiera och ha nyttiggjort restprodukter

Teknikvalets påverkan på förutsättningarna för återanvändning av renat avloppsvatten kommer att utvärderas. Det kommer även prioriteras att teknikvalet inte påverkar förutsättningarna för avsättning av det REVAQ-certifierade avloppsslammet.

3. Vara en av Europas mest effektiva VA- och avfallsorganisationer

Investerings- och driftskostnader kommer utvärderas. Hänsyn kommer också att tas till de lärdomar som framkommit vid de fullskaleinstallationer som finns runtom i Europa.

4. Leda utvecklingen för hög vattenkvalitet till rekreation och dricksvatten

Som underlag för teknikvalet kommer en behovsanalys göras för att utvärdera behovet av reduktion av läkemedelsrester och andra mikroförureningar samt risken för spridning av antibiotikaresistens och risken för påverkan på badvattenkvalitet.

5. Uppnå nollvision för oplanerade driftstörningar

Driftstabiliteten för alternativen kommer att utvärderas.

6. Inspirera och ha aktiverat alla kunder för en bättre miljö

VA SYD vill vara en förebild genom att visa att vi tar det ansvar vi kan för en minskad miljöpåverkan.

3.2 Återanvändning av renat avloppsvatten

I takt med att avancerad rening för läkemedelsrester och andra mikroföreningar installeras på reningsverken ökar även kvaliteten av vattnet som lämnar reningsverken och därmed möjligheten att återanvända vattnet i industrin eller till bevattning. VA SYD ser över möjligheten att samverka med närliggande industrier i samband med planeringen för det nya avloppsreningsverket Sjölunda. För Klagshamn finns inga närliggande industrier som skulle kunna ta emot ett återvunnet avloppsvatten. Det har inte heller gjorts en inventering kring tänkbara aktörer med hög vattenförbrukning som skulle kunna dra nytta av ett renat avloppsvatten i närheten av Klagshamn. Det finns dock svårigheter kring detta i och med att infrastruktur saknas och att befintligt reningsverk ligger mitt i ett naturreservat. I nuläget undersöks dock möjligheten att minska dricksvattenanvändningen på Klagshamns avloppsreningsverk genom att nyttja utgående renat avloppsvatten för t.ex. spolning av bassänger och utrustning, backspolning av filter och polymerberedning. En läkemedelsrening skulle förbättra förutsättningarna för återvinning av avloppsvatten till internt bruk. För vatten som ska användas i öppna bassängen där risken för kontakt med personal finns kommer en kompletterande hygienisering av avloppsvattnet krävas, förslagsvis via UV-behandling.

3.3 Förutsättningar recipient

3.3.1 Skyddad natur

Vid kusten som utgör recipient för Klagshamns ARV utloppsledning och utsläppspunkt finns fyra Natura 2000 områden och fyra naturreservat, som omfattar del av vattenområde: naturreservatet Foteviksområdet, Falsterbohalvöns havsområde och Bunkeflo strandängars naturreservat samt naturreservatet Klagshamnsudden, som omger Klagshamns ARV anläggning samt nedan beskrivna Natura 2000 områden.

Gemensamt för alla naturreservat är att de i stor utsträckning används som övervintrings- och rastlokaler för flyttande fåglar (vadare, gäss och andfåglar).

Natura 2000 området Tygelsjö-Gessie är ett grunt havsområde med angränsande låglänta strandängar söder om Klagshamns udde i Malmö stad och vidare söderut in i Vellinge kommun. Havsområdet är långgrund och stäcker sig ut till tremetersdjupkurvan. Stora delar av havsbotten är blottlagd under perioder med lågvatten. Tygelsjö-Gessies strandmarkerna och det grunda havsområdet är av stort värde för fåglar. Speciellt viktigt är området för vadarfåglar, varav många är rödlistade, men även för andra markhäckande arter som är beroende av ängsmarker. Två större bäckar, Tygelsjöbäcken och Gessiebäcken, mynnar ut i havet inom området och det finns flera diken. Området gränsar till Natura 2000 Falsterbohalvön och överlappar med Natura 2000 SPA-området Falsterbo-Foteviken. Området är utpekad enligt EUs art- och habitatdirektiv.

Natura 2000 området Falsterbo-Foteviken

Falsterbo-Fotevikens grunda havsområde med angränsande hävdade havstrandängar är av internationell betydelse för rastande och häckande flyttfåglar och som övervintringsområde för sjöfågel. Foteviksområdets naturreservat är särskilt viktigt som uppväxtområde för ål och plattfisk. I reservatet har även grönfläckig padda och strandpadda noterats. Grönfläckig padda är mycket sällsynt och av Artdatabanken klassad som akut hotad och kan bland annat hotas av försämrade vattenkvalité.

Området är utpekad enligt EUs fågeldirektiv.

Natura 2000 området Falsterbohalvön

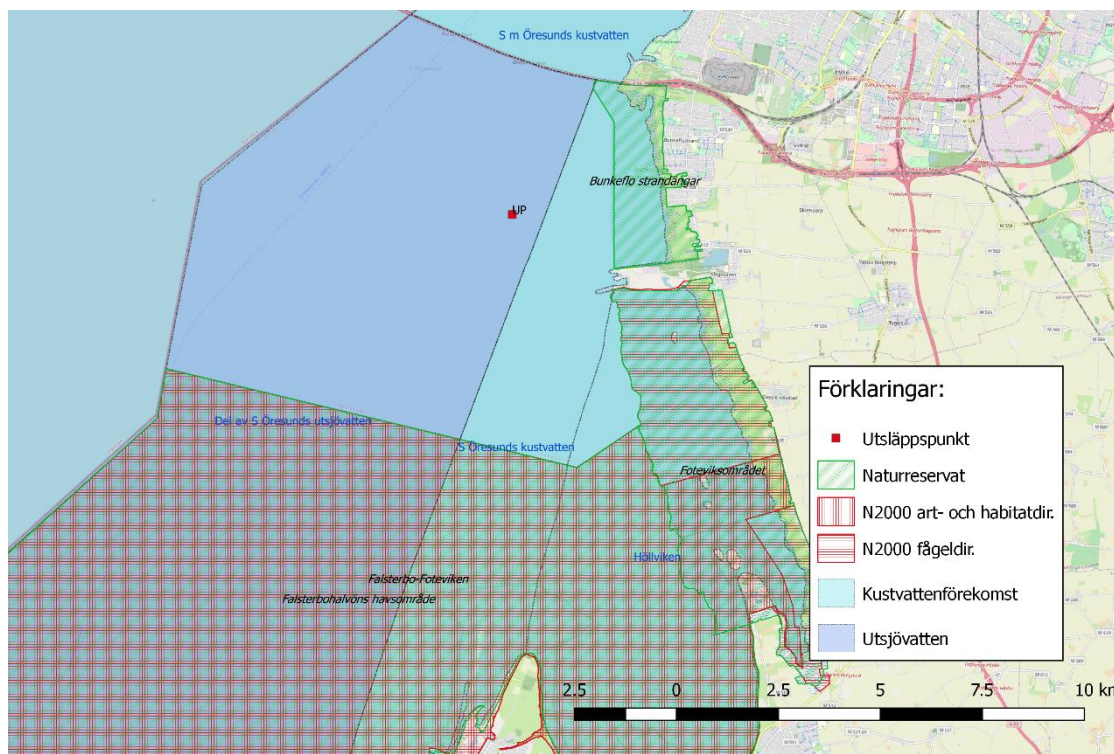
Natura 2000-området Falsterbohalvön utgörs av ett unikt sandvandningslandskap som är föränderligt under liksom över vattnet. Havsområdet kännetecknas av långgrunda exponerade och skyddade sandområden, rev med musslor och fleråriga alger samt av laguner. Stora områden är bevuxna med sjögräs. De högproduktiva grunda bottenarna ger förutsättningar för områdets stora betydelse som uppväxt- och födosöksplats för fisk, marina däggdjur och fågel. Av särskild betydelse är havsområdet för lekande och uppväxande plattfisk, uppväxande ål, övervintrande och ruggande sjöfågel som livsmiljö för säl och tumlare samt som födosöksområde för häckande och rastande vadarfåglar. Området är utpekad enligt EUs art- och habitatdirektiv. I Falsterbohalvöns havsområdes naturreservat finns ett rikt fågelliv och en koloni med gråsäl och knobbsäl. Miljögifter är ett av de största hoten mot gråsälen. I bevarandeplanen för Natura 2000-området Falsterbohalvön anges en ackumulering och spridning av organiska miljögifter en risk som kan påverka både bottenfaunan och djur högre upp i näringskedjan.

Natura 2000 området Vellinge ängar

Natura 2000-området Vellinge ängar omfattar ett av länets förnämsta havsstrandängar med karakteristiskt utbildade marskområden. Det ingående havsområdet är grunt och produktivt och nyttjas som livsmiljö av bland annat ål och yngel av plattfisk. Grundområdena är av stor vikt som födosöksområde och rastplats för vadarfåglar. Vellinge ingår i ett större sammanhängande område med väl hävdade öppna strandmarker och utgör en viktig del i en spridningskorridor för bland annat groddjur. Området är utpekad enligt EUs art- och habitatdirektiv.

3.3.2 Badplatser

Inom kustområdet finns det även två badplatser, *Klagshamns badplats* och *Skanörs Havsbad*, som omfattas av badvattendirektivet.



Figur 7 Skyddad natur i Öresund. Klagshamns utsläppspunkt markerat i rött.

3.3.3 Miljö kvalitetsnormer för vattenförekomsten

Föreskrifter för miljö kvalitetsnormer för ytvatten fastställs för ekologisk och kemiska ytvattenstatus för en specifik vattenförekomst av Vattenmyndigheten enligt vattenförvaltningsförordningen (2004:660) med stöd av 5 kap miljöbalken. Normerna är ett rättsligt bindande.

Klagshamns utloppspunkt mynnar ut i vattenförekomsten Del av S Öresunds utsjövatten (WA49301096), se Figur 7. Vattenförekomsten bedöms ej uppnå god kemisk status.

Vattenförekomsten bedöms inte uppnå god status med avseende på kvicksilver (Hg) och bromerade difenyletrar (PBDE). I Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) anges gränsvärdet för Hg i biota (fisk) till 20 mikrogram per kilogram våtvikt (ug/kg vv) och gränsvärdet för PBDE6 till 0,0085 (ug/kg vv).

Enligt den senaste bedömningen av vattenförekomsten bedöms den ekologiska statusen som *måttlig* främst på grund av övergödning. Som medlem i Öresunds vattenvårdsförbund, deltar VA SYD i en samordnad recipientkontroll i ett stort antal provpunkter i Öresund. I denna kontroll har inte någon kartläggning av förekomst av läkemedelsrester i recipienten gjorts.

Utloppsledningen berör även vattenförekomsten Södra Öresunds kustvatten (WA67667475) som sträcker sig i havet från Bunkeflostrand ner till Klagshamn och slutar vid Måkläppen, se Figur 7. Vattenförekomsten angränsar till vattenförekomsten Höllviken (WA57948638) som utgör vattenområdet i bukten från Klagshamn i norr ner till Knösen på Falsterbohalvön. Kustområdet är grundare än 10 m och botten består sand. Dessa biologiskt mycket produktiva bottenar utgör en förutsättning för det extremt rika fågelliv som gjort denna del av Sverige internationellt välkänd. Länsstyrelsen har 1992 bildat ett marint naturreservat för vattenområdet inom Vellinge kommun ned till 15 meters djup. I havsområdena och framför allt vid Måkläppen finns två arter sälar, gråsäl och

knubbsäl. Sälbestånden är små och framför allt är populationen av knubbsäl liten. Salthalten är mellan 7 och 10 psu.

Vattenförekomsten Södra Östersjöns kustvatten har bedömts ha måttlig ekologisk status på grund av parametern näringsämnen. Ur Skånes perspektiv är övergödning ett de mest påtagliga och avgörande miljöproblemen. Skånes kustvattenförekomster har betydande påverkan av näringsämnen från landbaserade källor i närområdet. Vattenförekomsten bedöms ej uppnå god kemisk status och ej god status avseende parametern Särskilda förorenande ämnen.

3.3.4 Badplatser

Inom Södra Öresunds kustvatten finns två badplatser; Klagshamns badplats och Skanörs Havsbad. Dessa två badplatser har kvalitetskrav tillfredsställande badvattenkvalitet.

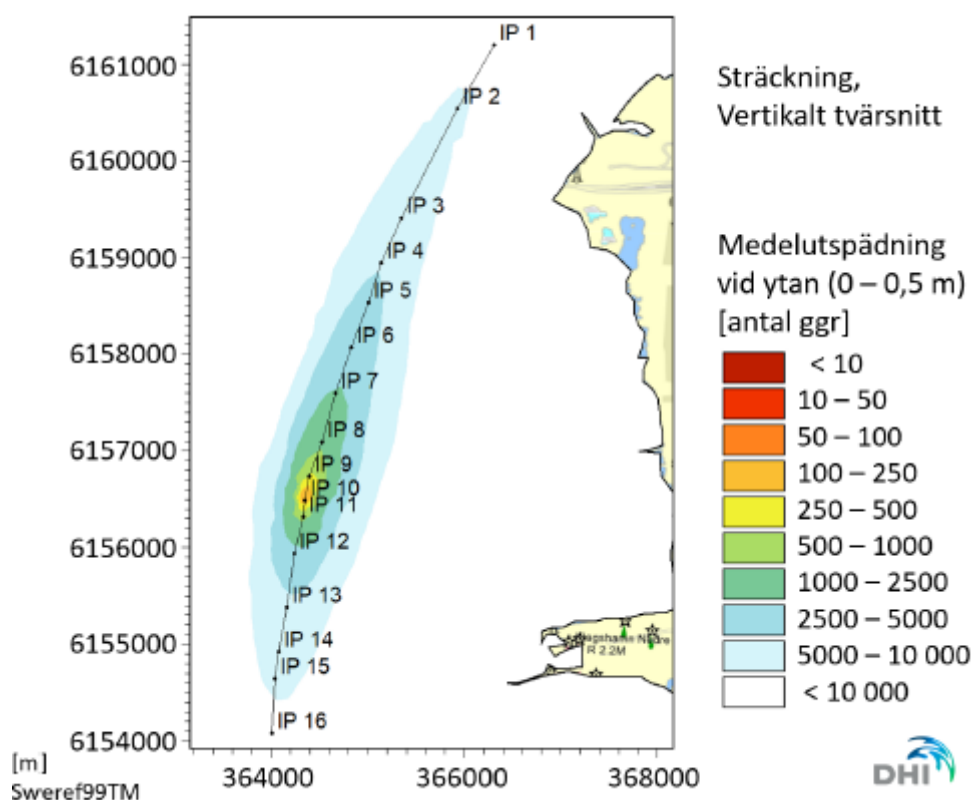
I en utredning för Malmö stad, med hjälp av VA SYD undersökte DHI om reningsverk och bräddpunkter kunde påverka de stränder som provtas enligt badvattendirektivet. För utredning användes en hydrodynamisk modell tillsammans med vattenkvalitetsmodulen ECOLab för att beräkna spridning och avdödning av bakterier. Modulen tar hänsyn till bland annat solinstrålning, vattentemperatur och siktdjup, och hur dessa variabler påverkar avdödningen av fekala indikatorbakterier, t.ex. E. Coli och intestinala Enterokocker.

Från Klagshamn modellerades realistiskt stora bräddningar, både i volym och halt, en gång i veckan under sommaren för att täcka så många väderförhållanden som möjligt. Resultaten visade att bakterier från Klagshamns ARV utloppsledning inte når Klagshamns badplats. Skanör ingick inte i studien, men man kan utifrån den modellerade utspädningen i denna studie dra slutsatsen att utspädningen vid Skanörs badplats är långt över 10 000. Det innebär att om hela Klagshamns ARVs flöde bestod av helt orenat avloppsvatten som har en bakteriehalt på ungefär 1 miljon cfu/100 ml skulle den resulterande halten vid Skanör innehålla halter under 100 cfu/100 ml och därmed inte ge någon anmärkning på badvattenkvaliteten.

4 Analyismetoder

4.1 Provpunkter

Prover togs på inkommande och utgående avloppsvatten vid Klagshamn ARV samt på fyra punkter i recipienten. Recipientproverna togs på fyra punkter i recipienten på olika avstånd från utsläppspunkten i strömningsriktningen. Provpunkterna IP7, IP9 och IP 10 valdes för att täcka in olika utspädningsgrader i recipienten baserat på modellerad utspädning för väderåret 2016 (Figur 8). Ett prov (IP 16) togs i motsatt riktning om spridningsplymen från verket för att få en uppfattning om bakgrundshalter i recipienten. Provtagning i naturreservaten norr och söder om Klagshamnsudden gjordes vid två tillfällen för kontroll av eventuell påverkan närmare kusten. Respektive provpunkts placering visas i Figur 9 och i Tabell 1 med koordinater och avstånd till utsläppspunkt.



Figur 8 Medelutspädningen från verket med markering för olika avstånd från utsläppspunkten (DHI 2020)

Tabell 1 Provtagningspunkter

Provtagningsplats		Avstånd från utsläppspunkt (km)	Provpunkt/Koordinater
Klagshamn inkommande		-	V _{in}
Klagshamn utgående		-	V _{ut}
Recipient (IP7)	Yta	1,1 norr	Sweref 99 TM 6157594, 364665
	Botten		
Recipient (IP 9)	Yta	0,3 norr	

	Botten		Sweref 99 TM 6156735, 364397
Recipient (IP 10)	Yta	Precis norr om	Sweref 99 TM 6156493, 364351
	Botten		
Recipient (IP 16)	Yta	2,6 söder	Sweref 99 TM 6154078, 364007
	Botten		
Reservat norr	Yta		55°32,783; 12°53,217
Reservat syd	Yta		55°30,600; 12°54,017



Figur 9 Punkter i undersökningen där recipientvatten provtogs. Reningsverkets utsläppspunkt är markerad med en röd kvadrat.

Till månadsproverna togs 100 ml prov ut från flödesproportionella dygnsprov från inkommande respektive utgående avloppsvatten vid Klagshamn ARV och förvarades i frys fram till analys.

Vid recipientprovtagning togs 500 ml prov ut som stickprov från yta (ca 0,5 m djup) och botten vid respektive provpunkt. Inget bottenprov togs i reservaten på grund av det grunda vattnet. Vatten samlades in med hjälp av Ruttnerhämtare. Provtagningen genomfördes i oktober 2020 och januari, april och juli 2021 under tillfällen då strömmen var nordgående, för att säkra att provtagning skedde då avloppsvattnet spreds i provpunkternas riktning. Samtliga använda provkärl var av HDPE-typ (high density polyethylene).

4.2 Analys av mikroföroreningar

Analyserna av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar genomfördes av Ola Svahn på MoLab, Högskolan i Kristianstad.

4.2.1 Analyserade ämnen

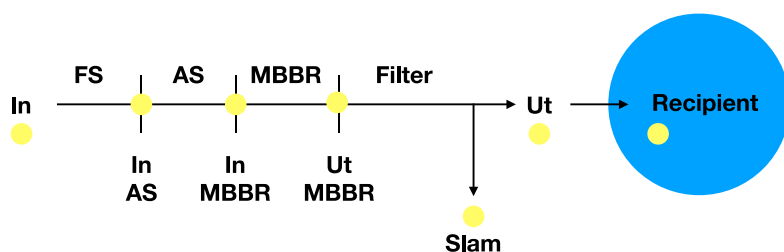
Läkemedel utgör en stor grupp av ämnen och det finns flera hundra godkända aktiva substanser (APIs) på den svenska marknaden. För att kunna analysera och identifiera läkemedel i miljöprover har en rad olika tekniker och metoder utvecklats vid olika laboratorier (Hernandez-Maldonado & Blaney, 2015). Med åren har allt fler ämnen uppmärksammats, och tillfogats metoderna (Noguera-Oviedo & Aga, 2016). Det är inte ovanligt att en metod kan omfatta analys av upp emot 100 substanser (Petrie et al, 2016). Konsekvensen av dessa så kallade multimetoder blir å ena sidan fler resultat som beskriver förekomsten av läkemedel i miljön, å andra sidan leder de många substanserna som ska analyseras till ökad komplexitet, vilket i sin tur kan orsaka större mätosäkerhet och lägre metodkänslighet. Jämförbarheten mellan olika analyser kan också försvåras om man inte mäter samma ämnen i de olika metoderna.

Behoven av samordnade nationella analyser har på senare år blivit allt tydligare. Läkemedelsverket (LMV), gav 2015 ut rapporten *Miljöindikatorer inom ramen för nationella läkemedelsstrategin (NLS)*, vilken utgör ett första steg i den riktningen (Läkemedelsverket, 2015). I rapporten rekommenderas en lista innehållande 22 läkemedel vars koncentration i miljön man föreslår ska följas årligen. I rapporten rekommenderas också att denna lista översänds till Naturvårdsverket för vidare hantering, samt att mätningar av dessa 22 ämnen bör komplettera de mätningar som Naturvårdsverket redan genomför i miljön. Några av de föreslagna ämnena i rapporten ingår i *Europeiska Kommissionens bevakningslistor, 1, 2 och 3, över ämnen för unionsomfattande övervakning inom vattenpolitikens område (EU) 2015/495* (EU, 2015, EU, 2018). EUs bevakningslista, enligt ramdirektivet om vatten, är den europeiska unionens verktyg för att inhämta övervakningsdata av hög kvalitet om potentiella vattenföroreningar. Under projektperioden befinner vi oss i mätperioden för bevakningslista nr. 3 (EU, 2020). På de tre bevakningslistorna förekommer en rad olika läkemedel, men också flera bekämpningsmedel, däribland gruppen neonicotinoider. Imidaklopid är ett exempel på en neonicotinoid, som också tas upp i *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten som en gräns för god kemisk vattenstatus, HVMFS 2019:25* (Havs- och vattenmyndigheten, 2019). I *HVMFS 2019:25* förekommer också de i undersökningen inkluderade ämnena diklofenak, ciprofloxacin och bisfenol A. Vidare ingår poly- och perfluorerade alkylsubstanser (PFAS), som är en grupp högfluorerade ämnen bland annat avsedda till impregnering av textilier, samt perfluoroktansulfonsyra (PFOS) som utgör en komponent i brandsläckningsskum. I undersökningen har PFOS och perfluoroktanoat (PFOA) inkluderats, som är två vanligt förekommande PFAS-ämnen i miljön (Richardson & Ternes, 2017).

Bensotriazol utgör en grupp av ämnen som på senare tid uppmärksammats i miljöanalytiska

sammanhang och betraktas som *contaminants of emerging concern* (Richardson & Ternes, 2017). Bensotriazol används som korrosionshämmare, tillsatsämne i plast och som UV-skydd. Två bensotriazol inkluderades 2015 på EUs kandidatförteckning över särskilt farliga ämnen (EU, candidate list, 2015). Ett ämne som står med på kandidatförteckningen omfattas av särskilda krav på information, anmälan och tillstånd enligt Reach-förordningen. I undersökningen har den enklaste formen av bensotriazol inkluderats; CAS 95-14-7.

Totalt kom 35 ämnen att ingå i analyserna, se Tabell 3. Undersökningens provpunkter illustreras i gult i Figur 10. Majoriteten av de analyserade proverna utgjordes av dygnsprover från inkommande- respektive utgående vatten till reningsverket, tagna en gång per månad mellan 200824-210704. Vidare ingick en utökad provtagning med ytterligare tre provpunkter; ut från försedimenteringen (FS), in till MBBR-anläggningen (efterdenitrifikation) samt in till sandfiltren. Studien genomfördes vid tre olika tillfällen under försöksperioden. Slam från reningsverket analyserades vid fyra tillfällen. Recipientprover togs vid fyra provpunkter och vid fyra olika tidpunkter, fördelade kvartalsvis under försöksperioden samt vid två tillfällen även i reservaten, norr och söder om Klagshamnsudden.



Figur 10 Schematisk figur som visar de olika provslagen markerade i gult i Klagshamns reningsverk FS=försedimentering,, AS=aktivslam, MBBR= denitrifikation på rörligt bärrmaterial

, och denna sammanställning har stora likheter med den lista av ämnen som Naturvårdverket föreslår för utvärdering av avancerad rening. Ämnena representerar en rad olika aspekter såsom varierande koncentrationer i utgående avloppsvatten, samt att de har olika kemiska egenskaper samt relevans ur ett miljö- och hälsoperspektiv.

4.2.2 Analysmetod

För att analysera läkemedel i vattenprover, vilka dessutom ofta förekommer i låga till mycket låga koncentrationer, krävs särskild provupparbetnings- och analysteknik. Vid provupparbetningen separeras och koncentreras mikroföroeningarna. Vidare avskiljs analysstörande bakgrundsämnen, som t.ex humus, från provet. Två vanliga provupparbetningstekniker inom miljöanalys är LLE (Liquid Liquid Extraction) och SPE (Solid Phase Extraction). Inom organisk spåranalys av polära till semipolära mikroföroeningar har det närmast blivit standard att använda SPE. När SPE används överförs mikroföroeningarna till en adsorbent som utgörs av en polymer innesluten i en provpatron. Efter

extraktionen sköljs proverna ut med ett lämpligt organiskt lösningsmedel. Därefter indunstas proverna och övers till särskilda provvialer i väntan på slutanalys. Analys av proverna sker med kromatografi i kombination med masspektrometri, som benämns HPLC-MS/MS eller GC-MS/MS, beroende på om kromatografen äger rum med vätskekolonn (HPLC) eller gaskolonn (GC). I litteraturen förkortas ofta hela analyskedjan SPE-HPLC-MS/MS (EU 2015, EU, 2018, EU 2020).

Provupparbetning

På MoLab har särskilt anpassande tekniker för provupparbetning tagits fram, och unika analysmetoder har utvecklats för optimerad analys av polära till semipolära mikroföroreningar baserade på arbeten publicerade i avhandlingen *Tillämpad miljöanalytisk kemi för monitorering och åtgärder av antibiotika- och läkemedelsrester i Vattenriket* (Svahn, 2016). Den särskilda provupparbetningsteknik som har utvecklats och används vid analys av recipientproverna möjliggör analys i hela vattenprovet, utan filtrering genom ett 0,45 µm filter som annars är brukligt (Svahn & Björklund, 2019). På EUs bevakningslista anges att "För att säkerställa jämförbara resultat från olika medlemsstater ska alla ämnen övervakas i hela vattenprover (EU, 2015). Även i HVMFS 2019:25 nämns totala koncentrationer i hela vattenprover för de aktuella ämnena. Metoden som innefattar analys av flertalet av de ingående mikroföroreningarna i undersökningen, och som bygger på tekniken ovan, finns publicerad i arbetet *High Flow-Rate Sample Loading in Large Volume Whole Water Organic Trace Analysis Using Positive Pressure and Finely Ground Sand as a SPE-Column In-Line* (Svahn & Björklund, 2019b).

I projektet har slam av olika karaktär från Klagshamns reningsverk analyserats med avseende på innehåll av mikroföroreningar. Vid provupparbetningen har en för MoLab ny teknik använts baserad på ultraljud. Metoden har validerats mot den teknik som den tidigare använts på MoLab för extraktion av mikroföroreningar – SHWE (Super Heated Water Extraction) (Svahn & Björklund, 2019b).

Slutanalys UPLC MS/MS

Som tidigare nämnts riskerar så kallade multimetoder som utvecklas för slutanalysen i HPLC-MS/MS att bli föremål för en rad analytiska kompromisser eftersom de måste hantera ett stort antal substanser med stora kemiska olikheter. En stor del av kompromissen hamnar i kromatografidelen (HPLC) när endast *en* metod och kolonn används, nästan uteslutande utförd med hjälp av en sur buffert (Hernandez-Maldonado & Blaney, 2015; Noguera-Oviedo & Aga, 2016). För att reducera inslaget av kompromiss är MoLabs UPLC-MS/MS-metod istället baserad på tre individuella kromatografiska metoder, som var och en har sin kolonn kopplad till; en sur, en basisk och en neutral metod. Under metodutvecklingen utvärderas varje förening med avseende på kromatografiska förhållanden och masspektrometrisk optimering. Strategin utnyttjar bättre den fulla potentialen i ett UHPLC-ESI-MS/MS-system, och blir därmed bättre anpassad för att täcka in föreningarnas kemiska olikheter, vilket minimerar antalet kompromisser och bidrar till mer robusta, mer flexibla och metoder med högre analytisk känslighet.

Varje prov injiceras tre gånger (1 + 1 + 10 µl) och den totala analystiden i instrumentet är 6,5 + 6,5 + 8 = 21 min, inklusive tvätt av systemet och ekvibrering av kolonnen mellan individuella injektioner. Analysmetoden för UPLC MS/MS-delen finns publicerad i arbetet "*Increased electrospray ionization intensities and expanded chromatographic possibilities for emerging contaminants using mobile phases of different pH*" (Svahn & Björklund, 2016). Metoderna är validerade enligt standardmetoden, 1694, publicerad 2007 av det Amerikanska Naturvårdsverket (United States Environmental

Protection Agency, US EPA), *Method 1694: Pharmaceuticals and Personal Care Products in Water, Soil, Sediment, and Biosolids by HPLC/MS/MS* (EPA, 2007).

4.3 YES-test och Ames test

Prov på inkommande (Ink) och utgående (Utg) avloppsvatten från Klagshamns reningsverk togs i december 2020 och i april 2021 av personal från reningsverket (Tabell 2). Proverna frystes in varefter de transporterades frysta till Toxicon AB där provberedningen/extraktionen utfördes.

Tabell 2 Dygnsprover från Klagshamns reningsverk som genomgått testningen (Toxicon-provmärkningen är angiven i bilaga 1 och 2). Ink=inkommande och Utg=utgående.

Provtyp	Toxicon-provmärkning	Intern-märkning	Provuttag
Inkommande	E20-044-1	Ink-1	20-12-01
Utgående	E20-044-2	Utg-1	20-12-01
Inkommande	E20-010-1	Ink-2	21-04-15
Utgående	E20-010-2	Utg-2	21-04-15

Extraktion gjordes med fastfaskolonn enligt Svensson & Allard (2002). Metoden bygger på en internationellt publicerad metod (Körner *et al.*, 1999). Avloppsvatten grovfiltrerades med Munktell 5-filer (20µm). 1 000 ml filtrerat avloppsvattenprov tillsattes en fastfaskolonn med 200 mg hydroxylerad polystyren-divinylbensenkopolymer ENV+ (Biotage). De ämnen/komponenter som fastnade i kolonnerna eluerades fram vid tillsatt av aceton (2+2 ml). Till det erhållna acetonekstrakten tillsattes 100 µl DMSO vardera varefter aceton evaporerades i en kväveström (avloppsvattnet koncentrerades därmed 10 000 gånger). Samtliga fyra extrakt frystes in vid 20°C. De extraherade proverna skickades frysta till analyslaboratoriet Xenometrix i Schweiz för YES- och Amestest.

4.3.1 YES-test

Yeast Estrogen Screen-test (YES-test) utfördes av Xenometrix (Schweiz) på extrakt från inkommande och utgående avloppsvatten från de två provtagningstillfällena. Resultaten från de två YES-testerna rapporterades till NIRAS i februari 2021 respektive i maj 2021. Metodbeskrivning finns i testrapporter i bilaga 2. I testen används en genmodifierad jästkultur som har den humana receptorn för östrogen inorporerad i sitt genom. Vid inbindning av östrogenliknande ämnen till receptorn kan en kvantifiering av halten östrogenekvivalenter göras spektrofotometriskt.

4.3.2 Ames test

Ames-test utfördes av Xenometrix (Schweiz), för att få ett mått på mutageniteten av inkommande och utgående avloppsvatten. Resultaten från de två AMES-testerna rapporterades till NIRAS i februari 2021 respektive i maj 2021. Metodbeskrivning finns i testrapporter i bilaga 1. I testen används två Salmonella-stammar (TA98 och TA100) vilka ger uttryck för mutagenitet i form av "frameshift-mutationer" respektive basparssubstitutioner. Testerna utfördes i närvaro och frånvaro av metabolisk aktiv vävnad (±S9-fraktion).

4.4 Analys av bromid och krom

4.4.1 Bromid

Bromid har tagits som dygnsprov enligt gällande provtagningsprogram på Klagshamn. Provtagningsprogrammet har kompletterats med en provtagningskampanj under 2020 och 2021. Proverna skickades på analys till Eurofins.

Även bromat har analyserats på inkommande vatten.

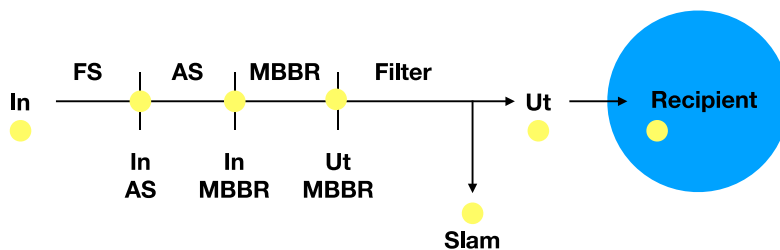
4.4.2 Krom

Analys av krom ingår i reningsverkets ordinarie analys av inkommande och utgående avloppsvatten och tas löpande som veckoprov, och skickades för analys till Eurofins.

5 Analysresultat

5.1 Analys av mikroföroreningar

Undersökningens provpunkter illustreras i gult i Figur 10. Majoriteten av de analyserade proverna utgjordes av dygnsprover från inkommande- respektive utgående vatten till reningsverket, tagna en gång per månad mellan 200824-210704. Vidare ingick en utökad provtagning med ytterligare tre provpunkter; ut från försedimenteringen (FS), in till MBBR-anläggningen (efterdenitrifikation) samt in till sandfiltren. Studien genomfördes vid tre olika tillfällen under försöksperioden. Slam från reningsverket analyserades vid fyra tillfällen. Recipientprover togs vid fyra provpunkter och vid fyra olika tidpunkter, fördelade kvartalsvis under försöksperioden samt vid två tillfällen även i reservaten, norr och söder om Klagshamnsudden.



Figur 10 Schematisk figur som visar de olika provslagen markerade i gult i Klagshamns reningsverk FS=försedimentering,, AS=aktivslam, MBBR= denitrifikation på rörligt bärarmaterial

5.1.1 Förekomst, reduktion och utsläpp av mikroföroreningar

I Tabell 3 rangordnas de 35 analyserade ämnena efter medelkoncentration (ng/L) i utgående avloppsvattens månadsprover (n=12). Variationen mellan månadsprovernas halter av de analyserade ämnena under provperioden redovisas som den relativa standardavvikelsen av medelkoncentrationen uttryckt i procent; RSD (%), kolumn 4. I kolumn 5, redovisas mediankoncentrationen, n=12. Analysresultat för varje enskilt ämnes ingående- respektive utgående koncentration vid de olika provtillfällena presenteras i Bilaga 3. Vidare återfinns den maximalt uppmätta koncentrationen i kolumn 6, samt vid vilken månad det noterades, kolumn 7.

Tabell 3. I undersökningen ingick 35 mikroföroreningar. I tabellen har föreningarna rangordnats efter medelkoncentration i utgående avloppsvatten (ng/L), kolumn 3. Kolumn 4; provvariation uttryckt som den relativa standardavvikelsen RSD (%), n=12. Kolumn 5; mediankoncentration i utgående avloppsvatten (ng/L), n=12. Kolumn 6 och 7; maximalt uppmätt koncentration (ng/L) samt vid vilken månad. Kolumn 8; Beräknat årligt utsläpp (g). Kolumn 9; reningsverkets reduktionsförmåga av de undersökta mikroföroreningarna (%). Kolumn 10 och 11; analysmetodens kvantifieringsgräns presenterad tillsammans med mätosäkerheten uttryckt.

Ämne	CAS nr.	Medelkonc. (ng/L)	RSD (%)	Median konc.(ng/L)	Max. konc. (ng/L)	Månad max. konc.	Årsutsläpp (kg)	Reduktion (%)	LOQ (ng/L)	RSD (%)
Metoprolol	37350-58-6	1612,2	12,7	1568,4	1877,6	Augusti	12,70	-3	0,1	1,6
Losartan	114798-26-4	1608,6	14,4	1641,0	1909,1	Augusti	12,80	39	0,1	3,2
Diklofenak	15307-86-5	877,0	14,2	885,4	1093,0	November	6,97	2	0,1	3
Tramadol	27203-92-5	638,9	15,5	627,3	830,8	December	4,90	-2	0,5	2,5
Venlafaxin	93413-69-5	494,6	12,7	500,3	583,1	Oktober	3,89	4	1	6,3
Furosemid	54-31-9	474,5	40,2	434,6	957,7	April	3,62	67	10	18
Atenolol	29122-68-7	472,3	21,5	468,5	615,8	Juni	3,66	51	0,1	0,5
Karbamazepin	298-46-4	466,6	18,5	447,1	615,6	Oktober	3,69	7	0,5	0,7
Bensotriazol	95-14-7	388,9	23,6	360,4	535,7	Juni	2,96	34	1	5
Naproxen	22204-53-1	382,3	50,8	293,8	898,6	Mars	3,02	85	25	3,9
Oxazepam	604-75-1	357,2	11,0	355,0	424,5	Oktober	2,83	4	0,4	1,6
Citalopram	59729-33-8	225,6	10,2	225,3	272,3	Juni	1,76	29	1	1,8
Ciprofloxacin	85721-33-1	182,3	25,0	169,5	279,4	November	1,46	88	5	3,3
Paracetamol	103-90-2	111,0	191,7	56,6	873,8	Mars	1,05	100	1	6
Trimetoprim	738-70-5	101,7	33,5	97,4	205,4	December	0,82	7	1	1,4
Bisfenol A	80-05-7	95,3	139,5	56,7	563,3	November	0,84	70	10	3,4
Erytromycin	114-07-8	94,9	53,1	89,6	211,7	Augusti	0,74	33	1	3,6
Sulfametoxazol	723-46-6	78,9	61,8	69,6	208,0	April	0,66	72	0,1	2,4
Propranolol	525-66-6	69,8	18,3	72,0	93,3	Oktober	0,56	40	0,1	3,5
Flukonazol	86386-73-4	64,6	20,5	62,3	79,2	Oktober	0,50	-44	0,2	1,2
Azitromycin	83905-01-5	48,9	46,8	55,6	76,9	November	0,44	74	1	2,7
Klaritromycin	81103-11-9	45,7	55,2	44,6	89,0	Juli	0,38	16	1	3,6
Sertralin	79617-96-2	34,0	34,7	34,4	49,2	Juni	0,27	83	0,5	3,6
Ketokonazol	65277-42-1	17,8	44,1	16,5	34,2	December	0,13	98	5	10,2
Ibuprofen	15687-27-1	14,4	35,3	-	135,2	Februari	0,16	99	100	4,3
Imidaklopid	138261-41-3	7,9	63,4	6,3	18,4	Juni	0,06	-9	0,1	2,5
Zolpidem	82626-48-0	5,1	24,9	5,4	7,3	Februari	0,04	47	1	2,9
PFOS	1763-23-1	3,9	16,5	3,9	5,0	Februari	0,03	73	3	3,1
PFOA	335-67-1	2,9	19,3	2,9	4,1	Juni	0,02	2	3	3,4
Östron (E1)	53-16-7	2,0	78,1	1,4	5,2	April	0,01	96	0,05	1,2
Acetamiprid	135410-20-7	0,5	49,7	0,5	1,4	April	0,004	-7	0,1	1
Thiametoxam	153719-23-4	0,3	61,1	0,3	0,7	Februari	0,002	5	0,1	1,3
Metotrexat	59-05-2	n.d	-	-	-	-	-	-	5	5,4
17-beta-östradiol (E2)	50-28-2	n.d	-	-	-	-	-	-	0,1	2,3
17-alfa-etinylöstradiol (EE2)	57-63-6	n.d	-	-	-	-	-	-	0,1	3,8

Baserat på volymen behandlat avloppsvatten per månad (Tabell 4) och resultaten av ämnens koncentrationer under provperiodens månader, beräknades varje enskilt ämnes totala belastning i kg ut från verket till recipienten, Tabell 3, kolumn 8. Reningsverkets årliga reduktionsförmåga, kolumn 9, kalkylerades som årsmedelvärdet baserat på varje månads inkommande medelmassa minus utgående medelmassa dividerat med den inkommande medelmassan, i procent. Slutligen, i kolumn 10 och 11, redovisas analysmetodens kvantifieringsgräns, LOQ (Limit Of Quantification), och mätosäkerhet RSD (%).

Tabell 4 Inkommande månadsflöden till Klagshamns ARV under försöksperioden, samt dygnsflöde för de dygn då provtagning genomfördes.

Månad	Flöde månad (m ³ /mån)	Flöde dygn (m ³ /d)
aug-20	555610	17923
sep-20	572426	19081
okt-20	634873	20480
nov-20	676326	22544
dec-20	656017	21162
jan-21	832778	26864
feb-21	652586	23307
mars-21	737205	23781
apr-21	710965	23699
maj-21	696200	22458
juni-21	548487	18283
juli-21	656045	21163
aug-21	708150	22844

Två ämnens medelkoncentration, av totalt 35 undersökta, översteg 1000 ng/L i utgående avloppsvatten; metoprolol (1612 ng/L) och losartan (1609 ng/L). Vid kartläggningen av Sjölunda reningsverks utsläpp var medelkoncentrationen metoprolol 1377 ng/L, och för losartan 864 ng/L (VA SYD, 2020). Metoprolol är en så kallad beta-blockerare som stänger av beta-receptorer i kroppen, och används mot högt blodtryck och kärlkramp. I undersökningen LUSKA där läkemedelsutsläpp från 8 skånska reningsverk undersöktes varierade koncentrationen metoprolol mellan 691-1430 ng/L i utgående avloppsvatten från de olika verken (Svahn & Björklund, 2017a). Losartan är ett blodtryckssänkande läkemedel, och i LUSKA varierade koncentrationen losartan mellan 83-921 ng/L (Svahn & Björklund, 2017).

Diklofenak hade tredje högst koncentration, 877 ng/L, att jämföras med Sjölunda 739 ng/L. Sedan 1 juni 2020 är tabletter och kapslar innehållande diklofenak receptbelagda. Diklofenak hör till gruppen inflammationsdämpande NSAID-läkemedel (icke steroida antiinflammatoriska läkemedel) och har ett brett användningsområde innefattande migränhuvudvärk, tandvärk, menstruationssmärter samt muskel- och ledvärk vid reumatiska sjukdomar. I LUSKA varierade diklofenak mellan 442-1117 ng/L (Svahn & Björklund, 2017a).

Tramadol hade fjärde högst medelkoncentration, 639 ng/L, att jämföras med koncentrationen tramadol i Sjölunda reningsverk som var 997 ng/L. I LUSKA varierade tramadolhalterna mellan 81-208 ng/L (Svahn & Björklund, 2017a). Den antidepressiva medicinen tramadol tillhör gruppen opioider och är narkotikaklassad i Sverige. I avloppsvattnet förekommer rimligen både receptutskriften och illegal tramadol.

Den efterföljande ämnesgruppen, vars medelkoncentrationer återfinns i intervallet 100-500 ng/L innefattande tio mikroföroreningar. 18 ämnens medelkoncentration understeg 100 ng/L. Två av ämnena, de båda hormonerna 17-alfa-etinylöstradiol (EE2) och 17-beta-östradiol (E2), kunde varken kvantifieras (LOQ) eller detekteras (n.d) i utgående avloppsvatten under försöksperioden.

Sexton mikroföroreningar visade RSD (relativa standardavvikelsen) <25% under försöksperioden, vilket indikerar en förhållandevis stabil utsläppsprofil under året, vilket också återspeglas i likartade

medel- respektive medianvärden. Enligt Jarozova et al. (2014) orsakas östrogenicitet i kommunala avloppsvatten huvudsakligen av ämnena östrogen (E1), 17-beta-östradiol (E2) och 17-alfa-ethinylöstradiol (EE2). I samma studie presenteras en sammanställning av relativa östradiol-ekvivalenter (EEQ) för E1 och EE2, med medelvärdena 0,3 respektive 1,23. I denna undersökning kunde varken E2 eller EE2 kvantifieras i inkommande eller utgående avloppsvatten under de båda månaderna då YES-testet genomfördes.

I december månad, vilket var det första tillfället som YES-test genomfördes, uppmättes E1 till 62,4 ng/L i inkommande- och 2,3 ng/L i utgående avloppsvatten. Detta ger EEQ-värden på $0,3 \cdot 62,4 \text{ ng/L} = 18,7 \text{ ng/L}$ respektive $0,3 \cdot 2,3 \text{ ng/L} = 0,69 \text{ ng/L}$. Gränsvärden för YES-testen är 2,7 ng/L E2. Det uppmätta EEQ-värdet i YES-testet var 7,0. Halten E1 kan därmed ensamt förklara responsen i inkommande avloppsvatten. Beräknade EEQ-värden i inkommande avloppsvatten överstiger t.o.m de uppmätta EEQ-halterna, vilket skulle kunna orsakas av så kallade antagonistiska modulatorer eller toxicitet (Frische et al 2009), eller av det faktum att omräkningsfaktorerna är något högt satta för E1. Ingen östrogen respons noterades i utgående vatten. Den högsta testade halten var vid 6,7 gånger koncentring av provet, dvs. $2,3 \cdot 6,7 = 15,4 \text{ ng/L}$ E1. Gränsvärdet för testen är 2,7 ng/L EE2, vilket ger EEQ faktorn $2,7/15,4 = 0,2$, istället för 0,3. Utgående vatten gav inget utslag i YES-testet.

I april genomfördes YES-test nummer två och de uppmätta halterna E1 var då 42,3 ng/L inkommande avloppsvatten och 5,2 ng/L i utgående avloppsvatten, vilket ger EEQ-värdena $0,3 \cdot 42,3 \text{ ng/L} = 12,7 \text{ ng/L}$ respektive $0,3 \cdot 5,2 \text{ ng/L} = 1,6 \text{ ng/L}$. Återigen kan den uppmätta halten E1 ensamt förklara både responsväret i inkommande avloppsvatten samt brist på respons i utgående avloppsvatten.

5.1.2 Adsorption av mikroföroreningar till slam

Slam från olika processteg i reningsverket analyserades vid tre tillfällen - januari, april och juni. I Tabell 5 har ämnena sorterats efter förekomst i slam från januariprovet taget från plattan där slammet förvaras. Slammets halt anges i enheten ug/g, våtvikt (VV). Tolv av de analyserade ämnena kunde inte påvisas i slam. Tio ämnen kunde kvantifieras i intervallet 0,2-10 ug/g VV. Tio ämnen återfanns i halter mellan 10-100 ug/g VV. Fyra ämnen återfanns i halter som översteg 100 ug/g VV. Högst halt hade sertralin följt av ketokonazol. Båda ämnena uppvisar kraftig reduktion i reningsverket; 83 respektive 98 %, Tabell 3. Antibiotikan ciprofloxacin, som nämndes ovan, förekommer i höga halter i slammet. Även östrogen förekommer i noterbara halter i slammet, vilket delvis förklarar den höga reduktionsgraden. Naproxen, paracetamol och ibuprofen, som också nämns ovan, uppvisade hög reduktion i kombination med icke detekterbarhet i slammet. De tre ämnena, som samtliga återfinns i höga koncentrationer i inkommande avloppsvatten, kan därmed utgöra goda indikatorer på en väl fungerande aktiv slamprocess.

En jämförelse mellan de olika slamfraktionerna som inhämtats i januari, april och juni visar generellt liknande halter av de analyserade ämnena. Ett par undantag kan noteras. PFOS och Bisfenol A visar förhöjda halter på plattan i april jämfört med januari. Proverna ut från centrifugen i april innehöll högre halter av de båda ämnena jämfört med plattans värden från januari. Råslammet i april innehöll också högre halter av de båda ämnena jämfört med slam från juni. En intressant jämförelse kan också göras mellan de båda inerta PFAS-ämnena PFOS och PFOA, där PFOS sett till resultaten förefaller ha högre affinitet för slam jämfört med PFOA. PFOS höga reduktionsresultat i reningsverket kan förklaras genom dess förekomst i slam.

Vidare studier behövs för att utröna vad som sker i reningsverket med de tre högreducerade ämnena bisfenol A, PFOS och PFOA och variationerna i slammet utifrån resultatet av analyserna i denna studie.

Tabell 5 Halter i slam vid de tre olika provtagningstillfällena.

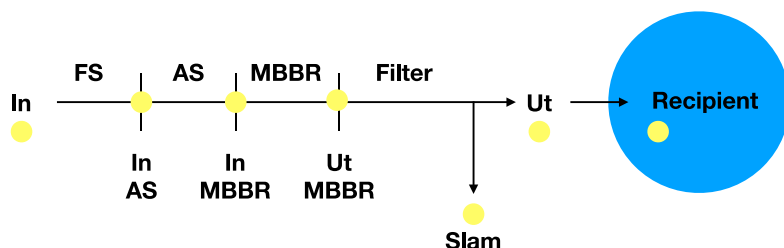
Ämne	Januari				April			Juni		
	Plattan	Plattan 26e	Avvattnat	Centrifug	Plattan	Råslam	Centrifug2	Plattan2	Råslam2	Centrifug3
Klaritromycin	0,2	0,5	0,6	0,7	0,6	2,0	0,5	0,4	0,8	2,5
Metotrexat	0,3	0,1	0,4	0,4	0,8	0,5	0,7	nd	nd	nd
Flukonazol	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	0,5	0,4	1,1	0,7	1,1
Tramadol	0,8	1,4	2,4	2,1	0,1	1,4	2,2	1,2	2,8	1,9
PFOS	1,5	1,3	1,6	1,5	10,8	5,9	13,5	23,6	2,9	0,1
Bensotriazol	2,8	4,4	5,2	4,0	8,5	4,8	9,1	5,6	5,2	3,4
Zolpidem	2,9	5,0	3,0	3,2	5,0	0,3	2,8	5,6	2,1	nd
Oxazepam	4,7	4,3	6,0	5,6	5,4	4,0	6,2	6,8	7,5	3,8
Venlafaxin	7,0	16,5	6,8	3,7	17,4	4,3	16,1	14,4	16,0	6,0
Furosemid	7,2	5,2	7,3	8,6	54,8	64,6	66,1	47,5	14,9	9,1
Östron (E1)	9,6	12,1	1,9	2,4	60,2	9,8	18,2	38,6	23,5	14,8
Propranolol	11,4	14,2	14,6	14,8	16,0	3,3	14,4	12,9	16,4	2,9
Diklofenak	12,1	8,1	12,1	9,9	11,7	8,8	12,4	11,5	12,9	4,9
Karbamazepin	13,5	14,1	16,2	17,2	16,5	3,5	19,6	18,4	19,9	3,4
Azitromycin	13,7	21,3	15,3	17,1	21,4	4,6	10,3	10,1	18,2	5,3
Metoprolol	32,8	63,4	41,7	40,4	69,0	5,9	34,3	42,7	49,1	10,9
Ciprofloxacin	51,5	36,9	92,2	76,5	46,2	58,8	56,8	12,1	49,3	51,5
Citalopram	66,6	77,0	65,9	79,0	114,2	23,4	100,6	133,8	114,7	15,8
Bisfenol A	98,3	128,8	113,1	116,2	849,7	306,3	1005,9	2169,8	140,2	28,1
Losartan	142,7	116,3	82,3	112,7	104,6	19,4	100,7	155,1	72,6	45,7
Ketokonazol	471,3	441,1	595,4	690,2	446,0	130,9	558,9	378,6	433,5	49,0
Sertralin	481,5	408,3	531,4	575,0	474,1	168,2	528,2	749,6	681,1	153,7
PFOA	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	nd	nd	nd	5,1	0,2	0,0
17-alfa-etinylöstradiol (EE2)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
17-beta-östradiol (E2)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Acetamidiprid	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Atenolol	nd	nd	nd	nd	nd	2,1	0,9	0,4	1,8	2,6
Erytromycin	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,0	nd	nd
Ibuprofen	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Imidakloprid	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Naproxen	nd	nd	nd	nd	nd	7,5	nd	nd	nd	3,0
Paracetamol	nd	nd	nd	nd	0,5	8,1	2,6	nd	nd	17,7
Sulfametoxazol	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,4
Thiametoxam	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Trimetoprim	nd	nd	nd	nd	nd	1,2	nd	84,6	nd	nd

Åtta ämnen uppvisade RSD mellan 25<50%, och hos nio ämnen var RSD>50%. Tydliga exempel på specifika utsläppstopp, för mikroföroreningar i denna kategori, återfinns hos bisfenol A och bekämpningsmedlet imidakloprid. I imidakloprids fall fanns en sammanhängande period av förhöjda halter, om än vid låga utgångskoncentrationer, mellan april och juli, se Bilaga 3.

Mediankoncentrationen ger kanske en mer rättvisande bild av dessa ämnens utsläpp. Samtliga antibiotika i undersökningen hade RSD>25 %.

Höst- och vintermånaderna oktober, november och december och februari noterades för maximala utsläpp hos 18 st av totalt 33 detekterade ämnen i utgående avloppsvatten, Tabell 3. Undersökningens provpunkter illustreras i gult i Figur 10. Majoriteten av de analyserade proverna utgjordes av dygnsprover från inkommande- respektive utgående vatten till reningsverket, tagna en gång per månad mellan 200824-210704. Vidare ingick en utökad provtagning med ytterligare tre provpunkter; ut från försedimenteringen (FS), in till MBBR-anläggningen (efterdenitrifikation) samt in till sandfiltren. Studien genomfördes vid tre olika tillfällen under försöksperioden. Slam från reningsverket analyserades vid fyra tillfällen. Recipientprover togs vid fyra provpunkter och vid fyra

olika tidpunkter, fördelade kvartalsvis under försöksperioden samt vid två tillfällen även i reservaten, norr och söder om Klagshamnsudden.



Figur 10 Schematisk figur som visar de olika provslagen markerade i gult i Klagshamns reningsverk FS=försedimentering,, AS=aktivslam, MBBR= denitrifikation på rörligt bärrmaterial

, kolumn 6.

Klagshamns reningsverks totala volym av renat avloppsvatten uppgick till 8 638 000 m³ under försöksperioden. Den årliga utsläppta mängden av de analyserade ämnena summeras till 71 kg.

Sett till individuella ämnen släpps årligen 13 kg metoprolol, 4,9 kg tramadol, 7 kg diklofenak, 5 kg tramadol, 2,8 kg oxazepam och 3,7 kg karbamazepin ut från reningsverket, för att nämna några exempel. I LUSKA-undersökningen hade det centrala reningsverket i Kristianstad störst utsläppsvolym. Följande utsläppsmängder för de nyss nämnda ämnena noterades ut från Kristianstads centrala reningsverk; 5,8 kg metoprolol, 1,7 kg tramadol, 6,1 kg diklofenak, 3,9 kg oxazepam, 3,8 kg karbamazepin, i den utgående volymen 8 200 000 m³, vilket ganska väl motsvarar den årligen behandlade volymen avloppsvatten i Klagshamn. Störst skillnader i utsläppta mängder mellan de båda reningsverken finns hos ämnena metoprolol och tramadol.

Sju ämnen; paracetamol, ibuprofen, ketokonazol, östron (E1), ciprofloxacin, naproxen och sertralin visade en reduktion som översteg 75 %. Sex ämnes reduktion återfanns i intervallet 50-75 %; azitromycin, PFOS, sulfametoxazol, bisfenol A, furosemid och atenolol. Sju ämnen reducerades i intervallet 50-10 %, och tolv ämnen reducerades med mindre än 10 %. Diskussionen om ämnens reduktion utvecklas i avsnitt 5.1.4 där förekomsten av de olika ämnena i slam redovisas.

5.1.3 Östrogenicitet (YES-test) kopplat till hormonförekomst

Enligt Jarozova et al. (2014) orsakas östrogenicitet i kommunala avloppsvatten huvudsakligen av ämnena östrogen (E1), 17-beta-östradiol (E2) och 17-alfa-ethinylöstradiol (EE2). I samma studie presenteras en sammanställning av relativa östradiol-ekvivalenter (EEQ) för E1 och EE2, med medelvärdena 0,3 respektive 1,23. I denna undersökning kunde varken E2 eller EE2 kvantifieras i inkommande eller utgående avloppsvatten under de båda månaderna då YES-testet genomfördes.

I december månad, vilket var det första tillfället som YES-test genomfördes, uppmättes E1 till 62,4 ng/L i inkommande- och 2,3 ng/L i utgående avloppsvatten. Detta ger EEQ-värden på $0,3 \cdot 62,4 \text{ ng/L} = 18,7 \text{ ng/L}$ respektive $0,3 \cdot 2,3 \text{ ng/L} = 0,69 \text{ ng/L}$. Gränsvärden för YES-testen är 2,7 ng/L E2. Det uppmätta EEQ-värdet i YES-testet var 7,0. Halten E1 kan därmed ensamt förklara responsen i inkommande avloppsvatten. Beräknade EEQ-värden i inkommande avloppsvatten överstiger t.o.m de uppmätta EEQ-halterna, vilket skulle kunna orsakas av så kallade antagonistiska modulatorer eller toxicitet (Frische et al 2009), eller av det faktum att omräkningsfaktorerna är något högt satta för E1. Ingen östrogen respons noterades i utgående vatten. Den högsta testade halten var vid 6,7 gånger koncentring av provet, dvs. $2,3 \cdot 6,7 = 15,4 \text{ ng/L}$ E1. Gränsvärdet för testen är 2,7 ng/L EE2, vilket ger EEQ faktorn $2,7/15,4 = 0,2$, istället för 0,3. Utgående vatten gav inget utslag i YES-testet.

I april genomfördes YES-test nummer två och de uppmätta halterna E1 var då 42,3 ng/L inkommande avloppsvatten och 5,2 ng/L i utgående avloppsvatten, vilket ger EEQ-värdena $0,3 \cdot 42,3 \text{ ng/L} = 12,7 \text{ ng/L}$ respektive $0,3 \cdot 5,2 \text{ ng/L} = 1,6 \text{ ng/L}$. Återigen kan den uppmätta halten E1 ensamt förklara både responsväret i inkommande avloppsvatten samt brist på respons i utgående avloppsvatten.

5.1.4 Adsorption av mikroföroreningar till slam

Slam från olika processteg i reningsverket analyserades vid tre tillfällen - januari, april och juni. I Tabell 5 har ämnena sorterats efter förekomst i slam från januariprovet taget från plattan där slammet förvaras. Slammets halt anges i enheten ug/g, våtvikt (VV). Tolv av de analyserade ämnena kunde inte påvisas i slam. Tio ämnen kunde kvantifieras i intervallet 0,2-10 ug/g VV. Tio ämnen återfanns i halter mellan 10-100 ug/g VV. Fyra ämnen återfanns i halter som översteg 100 ug/g VV. Högst halt hade sertralin följt av ketokonazol. Båda ämnena uppvisar kraftig reduktion i reningsverket; 83 respektive 98 %, Tabell 3. Antibiotikan ciprofloxacin, som nämndes ovan, förekommer i höga halter i slammet. Även östrogen förekommer i noterbara halter i slammet, vilket delvis förklarar den höga reduktionsgraden. Naproxen, paracetamol och ibuprofen, som också nämns ovan, uppvisade hög reduktion i kombination med icke detekterbarhet i slammet. De tre ämnena, som samtliga återfinns i höga koncentrationer i inkommande avloppsvatten, kan därmed utgöra goda indikatorer på en väl fungerande aktiv slamprocess.

En jämförelse mellan de olika slamfraktionerna som inhämtats i januari, april och juni visar generellt liknande halter av de analyserade ämnena. Ett par undantag kan noteras. PFOS och Bisfenol A visar förhöjda halter på plattan i april jämfört med januari. Proverna ut från centrifugen i april innehöll högre halter av de båda ämnena jämfört med plattans värden från januari. Råslammet i april innehöll också högre halter av de båda ämnena jämfört med slam från juni. En intressant jämförelse kan också göras mellan de båda inerta PFAS-ämnena PFOS och PFOA, där PFOS sett till resultaten förefaller ha högre affinitet för slam jämfört med PFOA. PFOS höga reduktionsresultat i reningsverket kan förklaras genom dess förekomst i slam.

Vidare studier behövs för att utröna vad som sker i reningsverket med de tre högreducerade ämnena bisfenol A, PFOS och PFOA och variationerna i slammet utifrån resultatet av analyserna i denna studie.

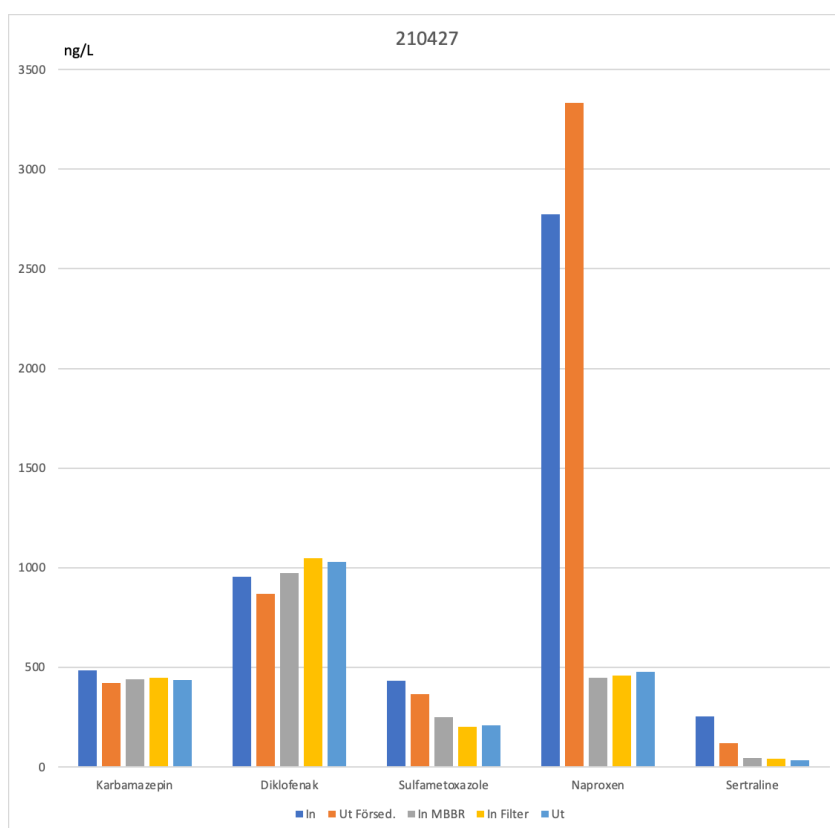
Tabell 5 Halter i slam vid de tre olika provtagningstillfällena.

Ämne	Januari				April			Juni		
	Plattan	Plattan 26e	Avvattnat *	Centrifug	Plattan	Råslam	Centrifug2	Plattan2	Råslam2	Centrifug3
Klaritromycin	0,2	0,5	0,6	0,7	0,6	2,0	0,5	0,4	0,8	2,5
Metotrexat	0,3	0,1	0,4	0,4	0,8	0,5	0,7	nd	nd	nd
Flukonazol	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	0,5	0,4	1,1	0,7	1,1
Tramadol	0,8	1,4	2,4	2,1	0,1	1,4	2,2	1,2	2,8	1,9
PFOS	1,5	1,3	1,6	1,5	10,8	5,9	13,5	23,6	2,9	0,1
Bensotriazol	2,8	4,4	5,2	4,0	8,5	4,8	9,1	5,6	5,2	3,4
Zolpidem	2,9	5,0	3,0	3,2	5,0	0,3	2,8	5,6	2,1	nd
Oxazepam	4,7	4,3	6,0	5,6	5,4	4,0	6,2	6,8	7,5	3,8
Venlafaxin	7,0	16,5	6,8	3,7	17,4	4,3	16,1	14,4	16,0	6,0
Furosemid	7,2	5,2	7,3	8,6	54,8	64,6	66,1	47,5	14,9	9,1
Östron (E1)	9,6	12,1	1,9	2,4	60,2	9,8	18,2	38,6	23,5	14,8
Propranolol	11,4	14,2	14,6	14,8	16,0	3,3	14,4	12,9	16,4	2,9
Diklofenak	12,1	8,1	12,1	9,9	11,7	8,8	12,4	11,5	12,9	4,9
Karbamazepin	13,5	14,1	16,2	17,2	16,5	3,5	19,6	18,4	19,9	3,4
Azitromycin	13,7	21,3	15,3	17,1	21,4	4,6	10,3	10,1	18,2	5,3
Metoprolol	32,8	63,4	41,7	40,4	69,0	5,9	34,3	42,7	49,1	10,9
Ciprofloxacin	51,5	36,9	92,2	76,5	46,2	58,8	56,8	12,1	49,3	51,5
Citalopram	66,6	77,0	65,9	79,0	114,2	23,4	100,6	133,8	114,7	15,8
Bisfenol A	98,3	128,8	113,1	116,2	849,7	306,3	1005,9	2169,8	140,2	28,1
Losartan	142,7	116,3	82,3	112,7	104,6	19,4	100,7	155,1	72,6	45,7
Ketokonazol	471,3	441,1	595,4	690,2	446,0	130,9	558,9	378,6	433,5	49,0
Sertralin	481,5	408,3	531,4	575,0	474,1	168,2	528,2	749,6	681,1	153,7
PFOA	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	nd	nd	nd	5,1	0,2	0,0
17-alfa-etinylöstradiol (EE2)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
17-beta-östradiol (E2)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Acetamiprid	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Atenolol	nd	nd	nd	nd	nd	2,1	0,9	0,4	1,8	2,6
Erytromycin	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,0	nd	nd
Ibuprofen	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Imidakloprid	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Naproxen	nd	nd	nd	nd	nd	7,5	nd	nd	nd	3,0
Paracetamol	nd	nd	nd	nd	0,5	8,1	2,6	nd	nd	17,7
Sulfametoxazol	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,4
Thiametoxam	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Trimetoprim	nd	nd	nd	nd	nd	1,2	nd	84,6	nd	nd

5.1.5 Utökad undersökning

Vid tre datum (210118, 210427 och 210607) togs prover på ytterligare tre positioner i reningsverket; ut från försedimenteringen FS, in till MBBR-anläggningen samt in till sandfiltret, se Figur 10.

I Figur 11 exemplifieras, via fem ämnen; karbamazepin, diklofenak, sulfametoxazol, naproxen och sertralin vid datumet 210427 de olika påverkansscenarier som mikroföroreningar genomgår i reningsverkets delprocesser. Mönstren såg närmast identiska ut för de övriga båda provtagningskampanjerna. Att döma av massbalansen går karbamazepin och diklofenak mer eller mindre opåverkade genom reningsverkets olika delsteg. Sett till helåret reduceras diklofenak endast till 2 %, Tabell 3. Diklofenak uppvisade låg reduktion också i undersökningen vid Sjölunda reningsverk, vilket också andra undersökningar visar som t.ex LUSKA. Karbamazepin är att betrakta som ett inert ämne under de förhållanden som råder i ett reningsverk. Sulfametoxazol, naproxen och sertralin uppvisar avtagande halter över reningsverkets olika delsteg. I naproxens fall, vilket var väntat sett till resultaten ovan, noteras en kraftig reduktion i aktiv slamprocessen. Något mindre, men påtaglig minskning, sker för både sulfametoxazol och sertralin. I sertralins fall kan förklaringen till reduktionen återfinnas i adsorption till slam, se ovan. Sulfametoxazol kunde inte kvantifieras i slammet varför reduktionen snarare kan tillskrivas biologisk aktivitet.



Figur 11 Halten av fem läkemedel i olika processteg i reningsverket.

5.1.6 Förekomst av mikroföroreningar i recipienten

Ursprungligen ingick fyra recipientprovpunkter i undersökningen, IP7, IP9, IP10 och IP 16. Vid samtliga provpunkter togs ett yt- och ett bottenprov, vilket gav totalt åtta individuella analysresultat i recipienten, fördelat på fyra provtillfällen, se Tabell 6. Vid de två sista provomgångarna infördes två

provpunkter belägna i naturreservatet RS, se Tabell 6b. I Tabell 6 presenteras resultaten för de ämnen som gav träff vid något av mätillfällena, med undantag för atenolol som detekterades <LOQ vid ett enstaka tillfälle, se Bilaga 3. Resultaten rangordnas och sorteras genomgående efter parametern högst halt i provet IP 7, kolumn 1. Av de ämnen som ingick i undersökningen kunde 19 ämnen detekteras i recipienten, och 10 av dessa kvantifieras vid något tillfälle. Inget ämnes halt översteg 5 ng/L, med undantag för Bisfenol A som visade 83,5 ng/L i punkt IP10 i bottenprovet i oktober 2020. Generellt återspeglar förekomsten av ämnena i recipienten de ämnen vars utsläppshalter är höga ut från reningsverket.

Tabell 6 Recipientanalyser utförda vid fyra olika tillfällen, a) oktober 2020, januari 2021, b) april 2021 och juli 2021. B=bottenprov, Y=ytprov. Endast de analyserade som detekterats vid något tillfälle har inkluderats i tabellen.

a)

Ämne	IP7 B	IP7 Y	IP9 B	IP9 Y	IP10 B	IP10 Y	IP7	IP7 Y	IP9 B3	IP9 Y	IP10	IP10 Y	IP16 B	IP16 Y
							B2	B2						
Bensotriazol	3,5	3,9	3,6	3,8	3,6	3,9	4,3	4,0	2,9	4,4	2,8	4,1	3,4	2,6
Karbamazepin	2,4	2,5	2,5	2,5	2,3	2,6	2,7	3,1	2,0	3,2	1,9	3,1	1,8	1,9
Sulfametoxazol	0,8	0,9	0,9	0,9	0,8	0,9	1,0	1,1	0,7	1,2	0,7	1,1	0,7	0,6
Tramadol	0,7	0,7	0,6	0,6	0,5	0,7	1,7	1,1	0,9	1,2	1,0	1,1	1,0	0,7
Flukonazol	0,6	0,5	0,5	0,6	0,5	0,6	0,6	0,7	0,5	0,7	0,4	0,7	0,4	0,4
Losartan	0,3	0,5	0,3	0,4	0,3	0,5	1,2	0,2	0,5	0,2	0,6	0,2	0,3	0,1
Metoprolol	0,3	0,4	0,2	0,3	0,2	0,5	1,3	0,3	0,5	0,2	0,7	0,2	0,3	0,1
Diklofenak	0,2	0,2	<LOQ	0,2	0,1	0,3	1,1	0,4	0,5	0,2	0,5	0,2	0,3	0,3
Östron (E1)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	<LOQ	0,1	<LOQ	0,1	<LOQ	0,1	<LOQ	<LOQ
Venlafaxin	<LOQ	nd	<LOQ	nd	nd	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
PFOS	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
PFOA	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Oxazepam	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Klaritromycin	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Citalopram	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Propranolol	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Paracetamol	nd	nd	nd	nd	nd	nd	3,0	2,8	2,2	3,1	1,8	2,7	2,0	1,7
Furosemid	nd	nd	nd	nd	nd	nd	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Bisfenol A	nd	nd	<LOQ	nd	nd	<LOQ	nd	nd	nd	nd	83,5	nd	nd	nd

b)

Ämne	R S Y	R N Y	IP7 B	IP7 Y	IP9 B	IP9 Y	IP10 N B	IP10 N Y	IP16 B	IP16 Y	R S Y	R N Y	IP7 B	IP7 Y	IP9 B	IP9 Y	IP10 N B	IP10 N Y	IP16 B	IP16 Y
Bensotriazol	5,6	5,7	5,7	5,2	5,9	5,9	5,7	5,8	5,3	5,7	2,0	1,5	4,1	4,2	4,4	4,6	3,6	6,5	3,5	3,7
Karbamazepin	2,7	2,6	2,8	2,6	2,7	2,7	2,7	2,8	2,6	2,6	1,1	1,0	2,5	2,4	2,4	3,4	2,5	5,8	2,4	2,3
Tramadol	0,9	0,8	1,2	0,9	0,8	0,8	0,8	0,0	0,8	0,9	0,5	0,0	1,1	1,0	1,1	2,2	0,9	5,5	0,7	0,6
Sulfametoxazol	1,1	1,1	1,1	1,0	1,1	1,1	1,1	1,2	1,0	1,1	0,2	0,3	0,9	0,8	0,8	0,9	0,7	1,3	0,7	0,8
Metoprolol	0,1	0,2	1,0	0,5	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	nd	nd	1,2	1,5	1,3	3,7	0,6	12,3	0,1	0,2
Losartan	0,1	0,2	0,9	0,5	0,2	0,2	0,3	0,1	0,2	0,2	<LOQ	<LOQ	0,9	0,8	1,0	2,6	0,5	9,0	0,2	0,2
Diklofenak	<LOQ	0,4	0,9	0,8	0,3	0,2	0,4	0,3	0,4	0,7	0,2	0,2	0,6	0,4	0,7	1,5	0,4	4,9	nd	0,2
Flukonazol	0,6	0,6	0,7	0,6	0,6	0,7	0,6	0,7	0,6	0,7	nd	<LOQ	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2	0,6	0,2	0,2
Oxazepam	0,1	0,1	0,3	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,7	<LOQ	2,5	<LOQ	<LOQ
Östron (E1)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,6	0,5	0,7	0,8	0,7	0,7	0,8	0,8	0,8	0,9
Venlafaxin	nd	nd	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	1,2	<LOQ	3,4	<LOQ	<LOQ
PFOS	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
PFOA	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Klaritromycin	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Citalopram	nd	nd	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	nd	nd	nd	nd	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	1,2	nd	nd
Propranolol	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,1	nd	0,4	nd	nd
Paracetamol	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Furosemid	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	nd
Bisfenol A	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	13,9	nd	nd	nd	nd

5.1.7 Östrogenicitet i avloppsvattnet (YES-test)

Följande bedömning gjordes av konsultföretaget NIRAS (2021) utifrån de erhållna analysresultaten. Analysresultaten i sin helhet kan ses i Bilaga 2.

Proverna på inkommande avloppsvatten uppvisade östrogenicitet medan ingen östrogenicitet noterades i proverna på utgående avloppsvatten från Klagshamns reningsverk (bilaga 2). I Tabell 7 är halten uttryckt som östrogenekvivalenter (EEQ) för ospätt prov, d v s för det inkommande respektive utgående avloppsvattnet. Halterna i inkommande vatten låg ungefär i nivå med vad man funnit i avloppsvatten tidigare (NIRAS, 2020; Svenson *et al.*, 2000 och Svenson & Allard, 2002). Östrogenicitet noterades i utgående avloppsvatten från Sjölanda reningsverk (NIRAS, 2020) men inte i föreliggande undersökning. De inkommande avloppsvattnen behövde uppkoncentreras för att en östrogen respons skulle kunna registreras (6,7 gångers uppkoncentrering behövdes).

Tabell 7 NOEC-värden (högsta uppkoncentrering av avloppsvattnet där ingen östrogen respons noterades), medelhalten av östrogenekvivalenter (EEQ) i avloppsvattnet samt om provet uppvisade östrogen respons eller ej. Ink=Inkommande och Utg=Utgående.

	Ink-1	Ink-2	Utg-1	Utg-2
NOEC (uppkonc.)	2,1	2,1	≥6,7	≥6,7
EEQ (ng/l)	7,0	3,4	-	-
Östrogen respons	JA	JA	NEJ	NEJ

I dagsläget finns inga svenska gränsvärden för halten av östrogenliknande ämnen (från YES-test) vare sig för avloppsvatten eller för halten i recipienten/miljön. De uppmätta östrogena responserna i proverna kan därför endast relateras till nyligen föreslagna ”tröskelvärden”.

Jarozova *et al.* (2014) har presenterat förslag på tröskelvärde/gränsvärde för ”safe estrogenic equivalents regarding steroid estrogens” (EEQ-SSE) i utgående avloppsvatten från ett flertal typer av *in vitro*-tester (såsom YES, ER-CALUX m fl). Medianvärdet för testerna låg på 0,3 ng EEQ/liter. Van der Oost *et al.* (2017a) har tagit fram ett EBT-värde (effect based trigger-value) på 0,5 ng EEQ/liter vid testning med ER-CALUX. Detta är paritet med det som angavs i Jarozova *et al* (2014) som medianvärde för de tester som utvärderades. Kunz *et al.* (2015) har föreslagit ett värde på 0,4 ng EEQ/l, baserat på EUs föreslagna gränsvärde för 17β-estradiol (HVMFS, 2019), men då tillämpat på samtliga

östrogensteroider. Ett framtaget tröskelvärde kan användas i övervaknings syfte av vattenkvalitén i en recipient (van der Oost *et al.*, 2017a).

Även med vetskapen om att responsen skiljer sig en del åt mellan de olika testerna för mätning av östrogen respons (ER-CALUX, YES m fl) så är överensstämmelsen relativt bra mellan resultaten. Ett värde på 0,4 ng/l skulle kunna användas som "tröskelvärde" för effekt på ekosystemet. Underskrids tröskelvärdet är risken sannolikt låg att finna östrogen påverkan. Tröskelvärdet kan då användas för att kunna "friklassa" utgående avloppsvatten från reningsverk (Jarzova *et al.*, 2014) vid att ta höjd för spädningen i recipienten med hjälp av spädningsfaktorer. Om avloppsvattnet t ex innehåller 3 ng östrogenliknande ämnen/liter och spädningen är 10 gånger i recipienten hamnar halten i recipienten precis under tröskelvärdet; 0,3 ng/l.

De föreslagna tröskelvärdena (Jarzova *et al.*, 2014; van der Oost *et al.*, 2017a och Kunz *et al.*, 2015) är framtagna för arbete med sötvattensrecipienter. Av försiktighets skäl skulle man därför kunna lägga en säkerhetsfaktor av 10 på tröskelvärdet 0,4 ng/l för att utvärdera eventuella effekter i en saltvattensrecipient. Detta är i enlighet med ECB (2003) och Naturvårdsverket (2011) för att ta höjd för att risken är större i havsvatten då det finns en större artrikedom i haven än i sötvattenssystem. Detta ger ett "marint" tröskelvärde på 0,04 ng/l.

Resultaten från YES-testerna visade att ingen östrogen respons fanns i det utgående avloppsvatten varför risken för östrogena effekter i recipienten får betraktas som låg.

För att få en bild av östrogen påverkan i orenat avloppsvatten i recipienten kan det räknas på halten av östrogenekvivalenter (EEQ) i de inkommande avloppsvattnen (3,4-7,0 ng/l) (bilaga 2). Tas en schablonmässig spädning på 100 gånger i beaktande, i enlighet med EUs riskbedömningsmodell för kustzoner (EU, 2003), hamnar halten östrogenekvivalenter på 0,034-0,07 ng/l i recipienten till följd av ett utsläpp av orenat avloppsvatten. Vid utsläpp av orenat avloppsvatten kan det därför, i motsats till utgående renat avloppsvatten, inte uteslutas att det kan finnas en risk för miljön med avseende på östrogen påverkan baserat på en spädning av orenat avloppsvatten med 100 gånger. Detta kan inträffa vid okontrollerat utsläpp av orenat avloppsvatten, t ex vid bräddning.

5.1.8 Mutagenicitet i avloppsvattnet (Ames test)

Följande bedömning gjordes av NIRAS (2021) utifrån de erhållna analysresultaten. Analysresultaten i sin helhet ses i Bilaga 1.

5.2 Mutagenicitet i avloppsvatten

Genotoxiska ämnen ger en toxisk effekt på arvs massan/DNA medan mutagena ämnen ger upphov till mutationer i DNA. Mutagena ämnen är med andra ord en form av genotoxiska ämnen. I resonemanget nedan likställs dessa termer för att förenkla det hela.

Varken inkommande vatten till reningsverket eller utgående vatten från reningsverket var mutagent med avseende på den utförda testen (bilaga 1 och Tabell 8) baserat på de prover som tog på inkommande och utgående vatten från Klagshamn. Mutagen respons testades både i frånvaro och närvaro av metabolisk vävnad, d v s både med och utan tillgång till biologisk vävnad som kan ge upphov till mutagena egenskaper som inte tidigare funnits. I inkommande avloppsvatten (Ink-1 och Ink-2) noterades en trolig mutagen respons i högsta koncentrationen (40X koncentrerat prov) i närvaro av metabolisk aktiv vävnad (+S9) med salmonellastam TA98 (bilaga 1 och Tabell 8). Detta skulle kunna tolkas som att icke-mutagena komponenter i inkommande vatten omvandlats till mutagena via

biologisk aktivering. Responsen är inte helt säker då inget dos-respons förhållande kunde ses varför den bedömdes som möjlig mutagen respons (bilaga 1).

Tabell 8 Mutagen respons i närvaro eller frånvaro av metabolisk vävnad ($\pm S9$) vid test av två Salmonellatyper (TA98 och TA100).

Salmonellatyp $\pm S9$	Ink-1	Ink-2	Utg-1	Utg-2
TA98	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ
TA98+S9	MÖJLIG	MÖJLIG	NEJ	NEJ
TA100	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ
TA100+S9	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ

I dagsläget finns inga svenska gränsvärden för mutagenicitet (från Ames test) vare sig för avloppsvatten eller för halten i recipienten/miljön. De uppmätta mutagena responserna i proverna har därför relaterats till nyligen föreslagna "tröskelvärden".

Ett tröskelvärde för påverkan i genotoxiska tester har satts till 0,005 genotoxiska enheter (Van der Oost *et al.*, 2017a). Detta motsvarar ett 200X (200 gånger) koncentrerat prov. Toxiska enheter räknas fram genom att ta 1/koncentrationsfaktor (i föreliggande fall blir det $1/200=0,005$). För att validera tröskelvärdet gjordes en studie av Van der Oost *et al.* (2017b) där vatten samlades in med passiva provtagare i åtta förmodat rena vattenområden och där proverna sedan testades med avseende på bl a genotoxicitet. Resultaten visade att överlag fanns ingen genotoxicitet i vattenprover som uppkoncentrerats 400X (endast ett prov hade en genotoxicitet som låg precis över 0,005 genotoxiska enheter). Tröskelvärdet på 0,005 genotoxiska enheter ansågs därmed ha validerats (Van der Oost *et al.*, 2017a).

Avloppsvattnen i föreliggande undersökning testades upp till en 80X koncentrerings. För att fastställa att halten mutagena ämnen i avloppsvattnet inte överskrider tröskelvärdet behöver man testa upp till en 200X koncentrerings, som nämnts ovan. Utgående avloppsvatten från föreliggande studie som späds 2,5 gånger i recipienten och därefter samlas in och uppkoncentreras med 200X kommer att ha en koncentration av avloppsvatten motsvarande en 80X koncentrerings.

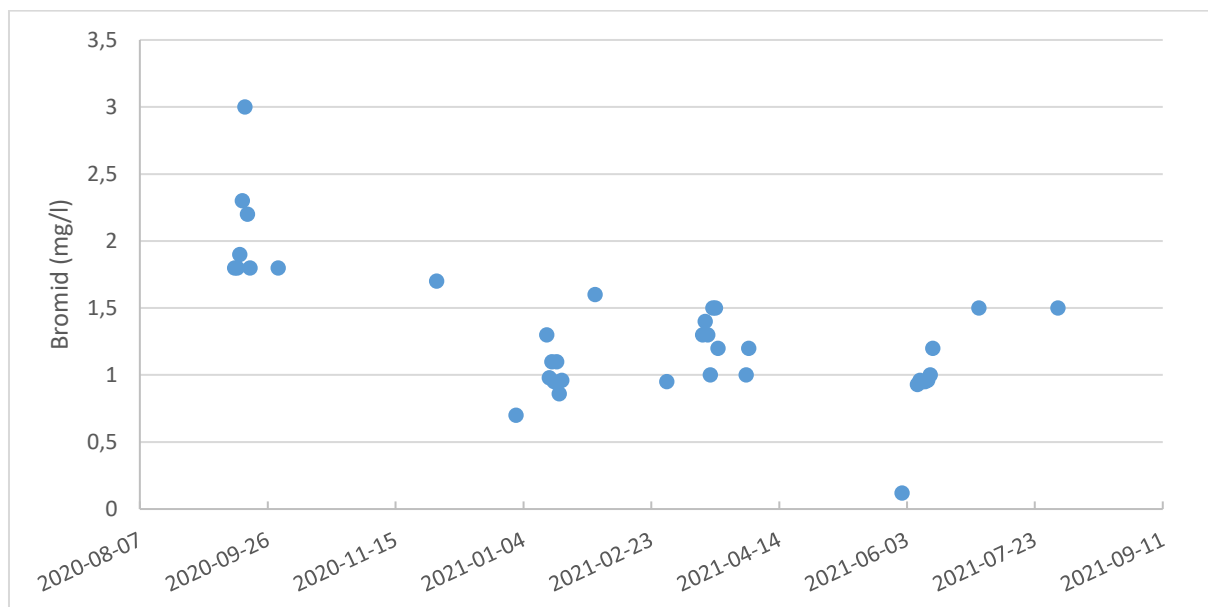
Utifrån ovanstående resonemang behöver spädningen av det utgående avloppsvattnet från Klagshamns reningsverk vara minst 2,5 gånger för att ingen mutagenicitet skall kunna uppmätas i recipienten. Detta bekräftas också i modelleringen av utspädningen i recipienten (se avsnitt 6.1.) Sammantaget kan det inte uteslutas att man tillför komponenter med mutagena egenskaper vid utsläpp av avloppsvattnet från verket då man endast testat upp till en 80X-koncentrerings av de utgående vattnen. Det får dock anses som mindre troligt att mutagenicitet kan uppmätas i anslutning till Klagshamns reningsverks utsläppstub då spädningen även initialt bör vara betydligt högre än 2,5 gånger. Risken bedöms därmed som låg att mutagena ämnen från Klagshamns reningsverk ger en negativ påverkan på recipientmiljön utifrån de utförda screeningtesterna på utgående avloppsvatten.

5.3 Analys av bromid och krom

5.3.1 Bromid- och bromathalter

Bromidhalter analyserades i dygnsprover på utgående avloppsvatten från Klagshamn ARV under perioden Aug 20- Aug 21, se Figur 12. Halterna varierade mellan 0,1-3,0 mg/l och medelvärdet hamnade på 1,2 mg/l. För att säkerställa att bromat inte tillförs med inkommande vatten togs även

prover (3 st) på inkommande vatten, samtliga visade att bromathalten var under detektionsgränsen (<0,002 mg/l).



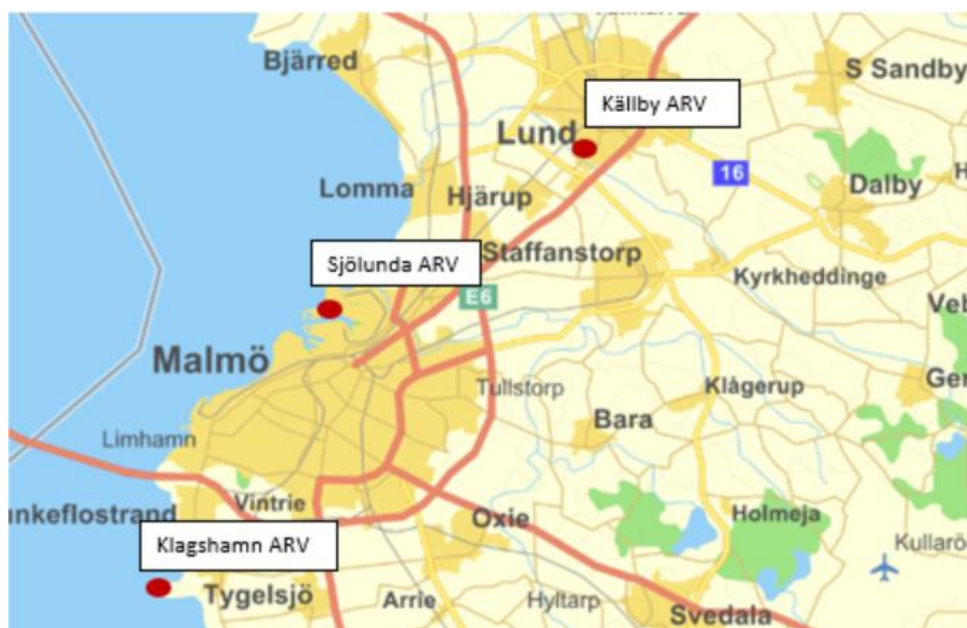
Figur 12 Utgående bromidhalter från Klagshamns avloppsreningsverk augusti 2020 fram till september 2021

2019 provtogs dricksvattnet i Malmö för att utesluta dricksvattnet som bromidkälla. Prover togs dels på VA SYDs eget vattenverk vid Bulltofta och dels av vatten från Ringsjöverket och Vombverket som är ytvattenverk tillhörande Sydsvatten. Resultatet indikerade låga nivåer jämfört med utgående avloppsvatten från Klagshamn och ses därför inte som en förklaring till de höga utgående bromidhalterna från Klagshamn.

Tabell 9 Bromidhalter i dricksvatten Bulltofta vattenverk, Malmö

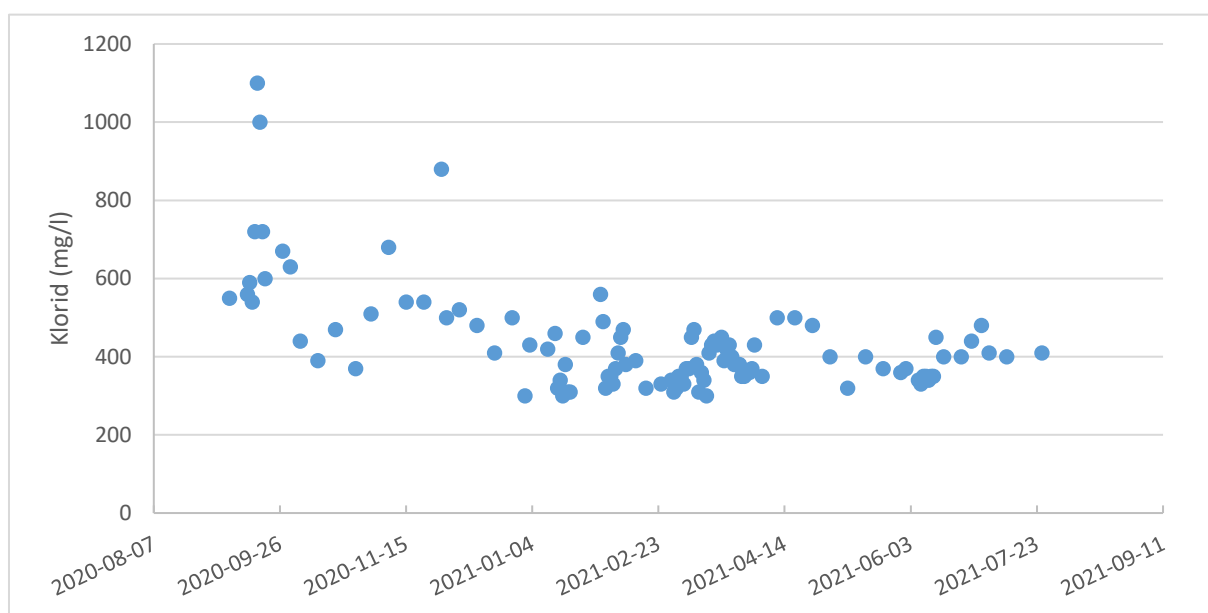
	Bromid mg/l, Bulltofta	Bromid mg/l, Bu+Ri+Vo
191008	0,34	0,045
191015	0,31	0,040

Bromidhalterna har även jämförts med analyser gjorda vid VA SYDs andra reningsverk, Sjölunda och Källby. Resultaten från Sjölunda uppvisar bromidhalter på samma nivå som Klagshamn. För Källby avloppsreningsverk i Lund ser man att bromidhalterna är 10 gånger lägre och ligger bara lite högre än dricksvattnet. Reningsverkens lokalisering visas i Figur 13.

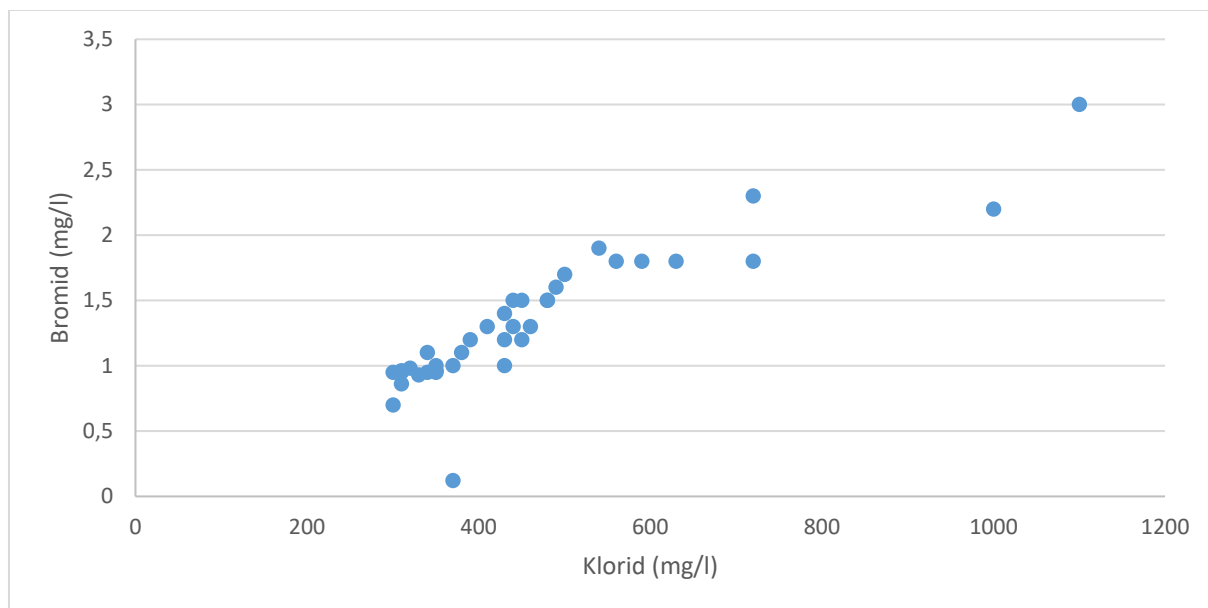


Figur 13 Lokalisering av Klagshamn, Sjölanda och Källby.

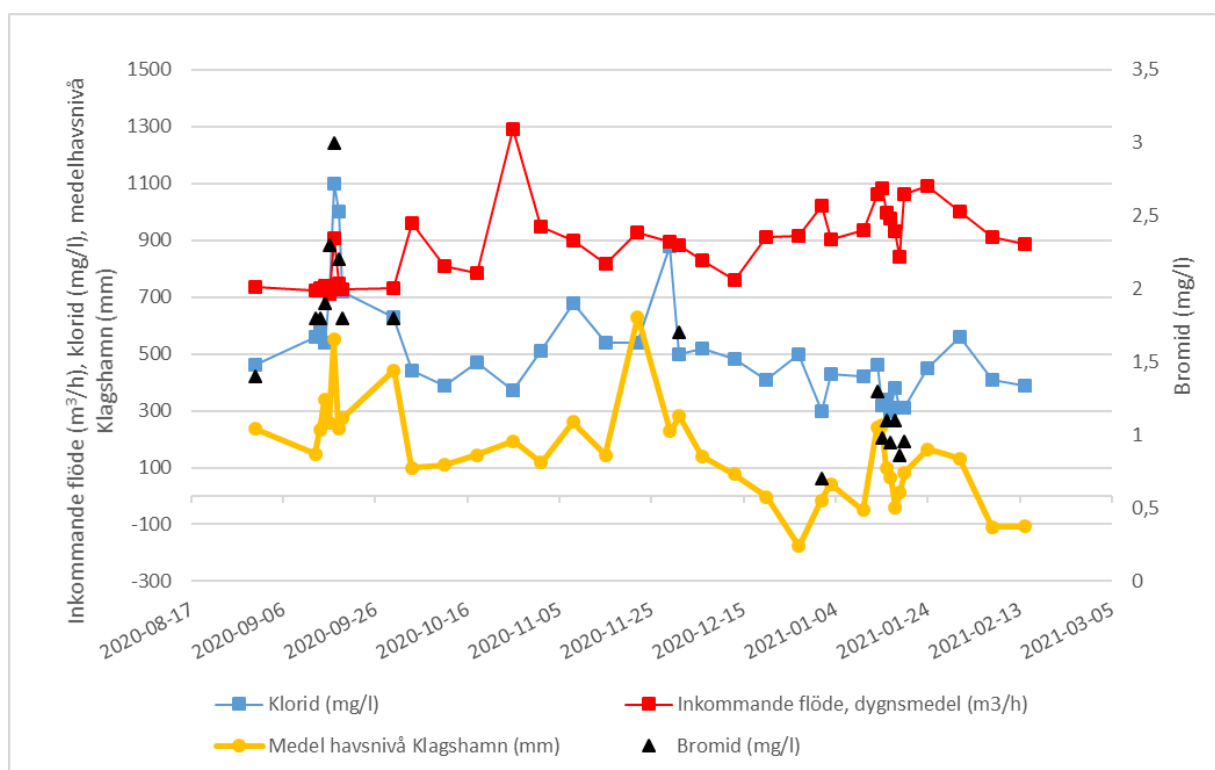
Vanliga källor till höga bromidhalter är till exempel rökgaskondensat från förbränningsanläggningar, lakvatten från deponier eller kemisk industri som tillverkar bromerade produkter. En annan möjlig källa skulle kunna vara inläckage av havsvatten. Motsvarande spekulationer pågår för Sjölanda ARV som också är ett kustverk. Kloridhalterna i inkommande vatten analyseras enligt schema och i Figur 14 visas variationer under aktuell period. Figur 15 visar sambandet mellan utgående bromid- och kloridhalter där det går att ana ett linjärt samband mellan klorider och bromider. Det har även noterats att bromid- och kloridhalterna stiger vid förhöjd havsvattennivå i sundet (Figur 16). Havsvattnets påverkan av bromidhalterna på verket bör undersökas närmare.



Figur 14 Utgående kloridhalter från Klagshamns avloppsreningsverk augusti 2020 fram till september 2021



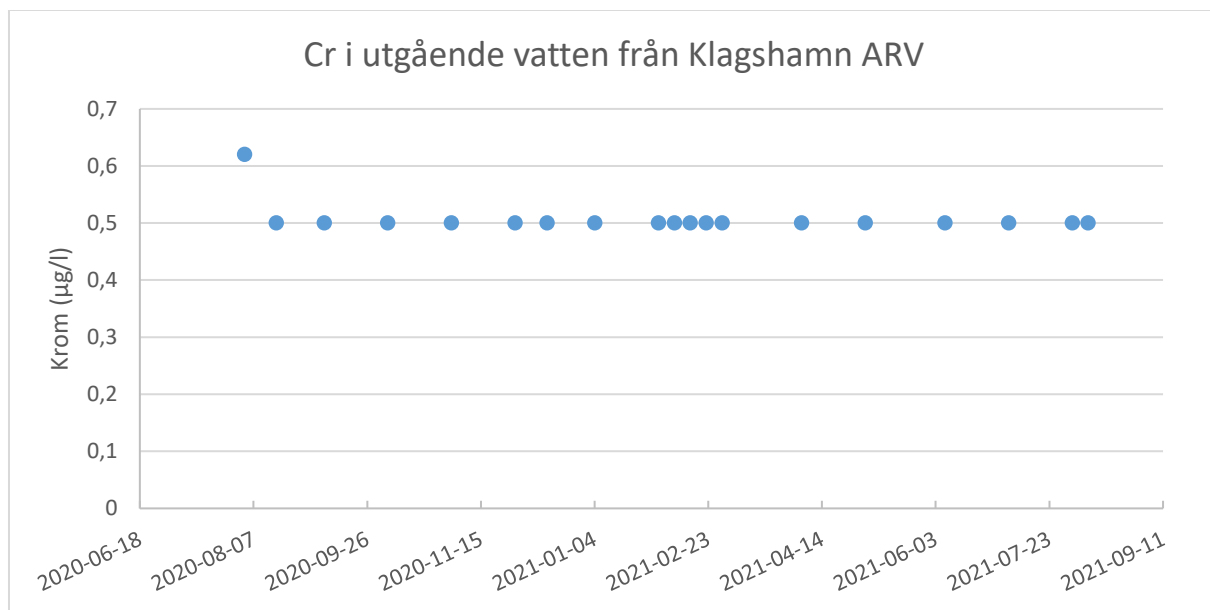
Figur 15 Samband mellan utgående klorid och bromidhalter från Klagshamns avloppsreningsverk



Figur 16 Klorid- och bromidhalter, inkommande flöde och havsnivå.

5.3.2 Kromhalter

I Figur 17 visas kromhalt i utgående avloppsvatten från Klagshamn ARV under aktuell provtagningsperiod. Vid de flesta mättillfällena var halten under detektionsgränsen <math><0,5 \mu\text{g/l}</math>.



Figur 17 Kromhalt i utgående avloppsvatten från Klagshamn ARV under provtagningsperioden

6 Recipientutredning

6.1 Spridningsmodell

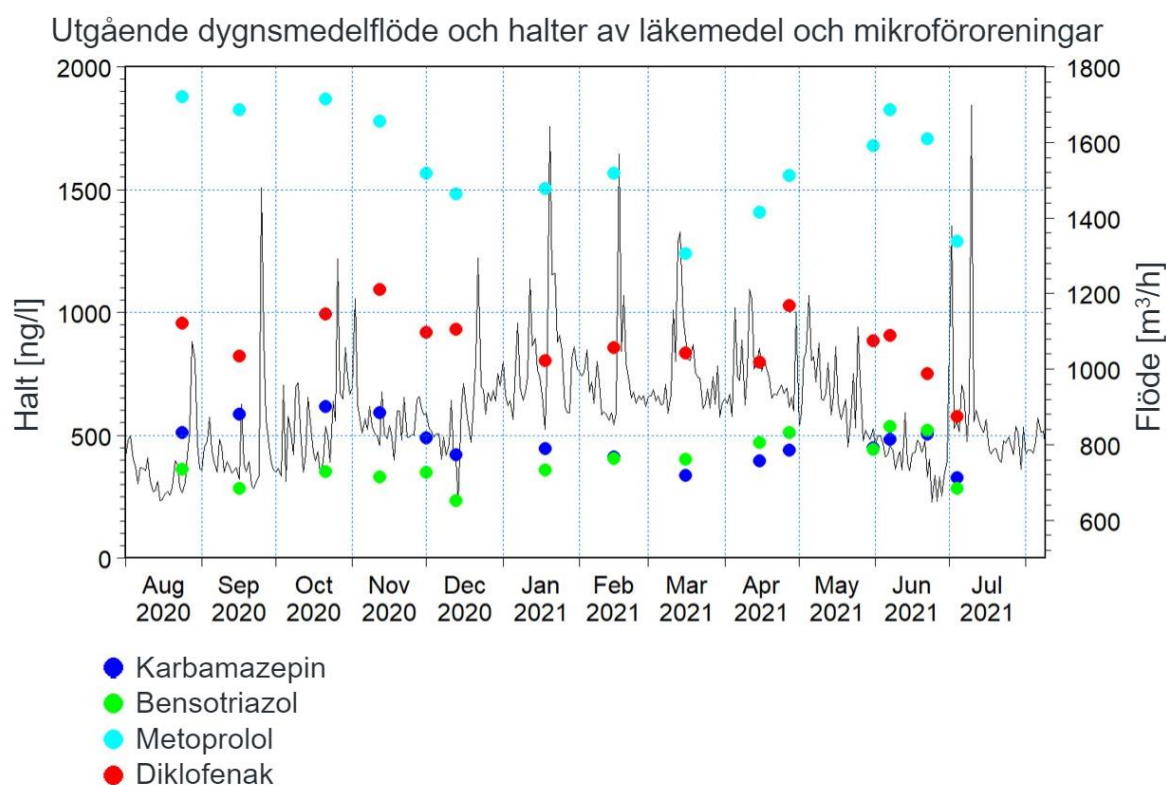
6.1.1 Metodik för spridningsmodell

För att kunna modellera hur det reade avloppsvattnet sprids från utloppspunkten från verket behövs en detaljerad beskrivning av hur vattnet i recipienten rör sig. Det innebär en beskrivning av temperaturskiktning och strömningsförhållanden i vattnet kring Klagshamnsverkets utsläppspunkt vid tiden för studien. För detta syfte har en beräkningsmodell för området Höllviken/S Öresunds kustvatten byggts upp med programvaran MIKE 3 by DHI. Utifrån data på flödet av reat avloppsvatten från Klagshamnsverket samt uppmätta halter av läkemedel och mikroföroreningar i utgående vatten har spridningen av det reade vattnet modellerats.

I studien är utbredningsområdena framtagna genom att beräkna den halt som avloppsreningsverket tillför recipienten. Det finns inga bakgrundshalter i modellen utan den simulerar endast utspädningen av ämnena som rör sig opåverkat i vattnet

6.1.2 Underlag

För att visa hur reat avloppsvatten och dess medföljande ämnen sprids och späds används data på volymflöden och halter. Flödet har uppmätts på utgående vatten från Klagshamns avloppsreningsverk och analyser har gjorts på dygnsprov på utgående vatten från verket, se figur 18.



Figur 18 Utgående vattenflöde och utsläppshalter från Klagshamns avloppsreningsverk

Vid de enskilda provtagningstillfällena i recipienten har proverna på utgående vatten från verket inte tagits samma dag vilket ger en viss osäkerhet i resultaten.

Utsläppspunkten för Klagshamns reningsverk modelleras från koordinaten (364369, 6156521 Sweref 99 TM). I verkligheten har ledningen, som är 100 m lång, 10 st dysor längs ledningen där utsläppet sker. Det är dock inte känt hur det utgående flödet fördelar sig mellan dysorna, det är också troligt att fördelningen varierar beroende på storleken på flödet. En effekt av att en punktkälla modelleras blir att de modellerade värdena precis vid utsläppspunkten blir för höga, men mindre än en kilometer från utsläppspunkten är denna effekt borta.

6.1.3 Syfte med modell

Den uppställda modellen har använts för två syften. Dels har varje enskilt provtagningstillfälle modellerats för att beskriva utspädningen vid respektive mättillfälle. Dels har utsläppen av utvalda läkemedel och mikroföroreningar modellerats under ett helt år för att ge en bild av hur halten kan variera i recipienten över tid.

För modelleringen av de enskilda provtagningstillfällena valdes ämnena karbamazepin, bensotriazol, diklofenak och metoprolol ut. Karbamazepin och bensotriazol valdes ut då de anses vara inerta ämnen som inte bryts ner i recipienten. Diklofenak valdes eftersom den släpps ut i hög halt och har gränsvärde enligt HVMFS 2019:25 och metoprolol valdes för att den är relativt stabil i recipienten.

För modelleringen av utsläpp under ett helt år valdes ämnena karbamazepin, bensotriazol och metoprolol ut. De modellerades med de uppmätta halterna och flödet av utgående vatten för ett helt år, se Figur 18 för flöde och halt.

6.1.4 Hydrografi i området

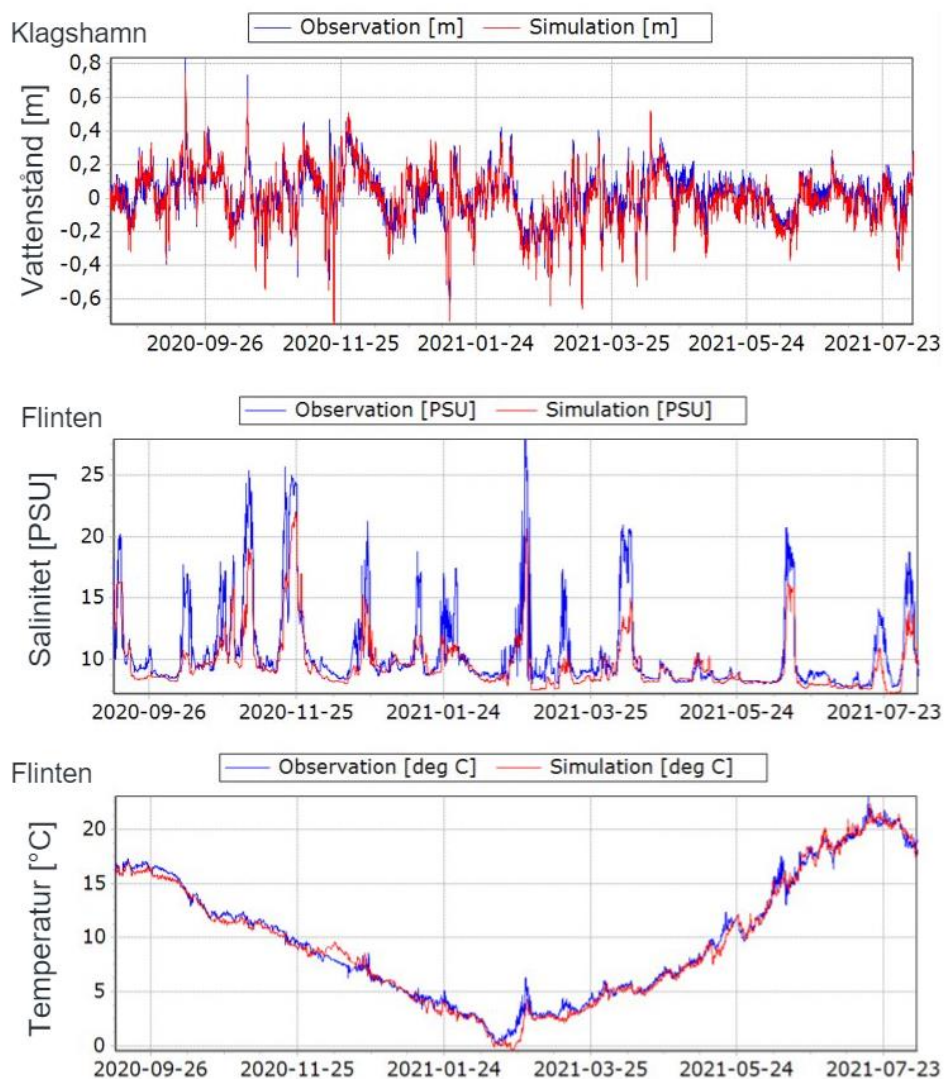
Strömmarna i Öresund styrs till stor del av skillnaden i vattenstånd mellan Kattegatt och Östersjön. Förenklat kan man säga att när vattenståndet är högre i Kattegatt än i Östersjön strömmar vattnet söderut genom Öresund och vid omvänt förhållande strömmar vattnet norrut. Lokalt nära kusten varierar dock strömmarna mer eftersom flödet påverkas av kustlinjen och grundområden. Nära kusten skapas virvlar och återcirkulation kring uddar och bukter.

Strömmarna drivs också av vinden. I det grunda Öresund kan vinden driva ett flöde i hela vattenpelaren, dvs att vattnet påverkas av vinden hela vägen från ytan ned till botten.

Det saltare och djupare vattnet i Kattegatt hindras att flöda genom Öresund av Limhamnströskeln, vilket begränsar inflödet av nytt bottenvatten till Östersjön.

Modelluppställningen är validerad med mycket god överensstämmelse mot SMHIs observationsdata för vattenstånd vid Klagshamn och för temperatur och saltobservationer vid Flinten, Figur 19. Topparna i salthalt fångas inte helt av modellen (vattnet i modellen blir inte alltid tillräckligt salt) men tidpunkten för topparna fångas vilket innebär att förhållandena i recipienten såsom strömriktning och omblandning återges korrekt i modellen och ger en mycket bra beskrivning av cirkulationen.

Eftersom det är ett grunt område utan språngskikt kommer Klagshamns utsläpp stiga till ytan på grund av den stora densitetsskillnaden mellan det lättare, utsläppta färskvattnet och omgivande havsvatten.



Figur 19 Mätserie från SMHI (blå linje) och modellerade värden (röd linje) av vattenstånd vid SMHI's station utanför Klagshamn (överst), samt salthalt (mitten) och temperatur (nederst) vid stationen Flinten nära Öresundsbron.

6.1.5 Resultat från modellering och provtagning

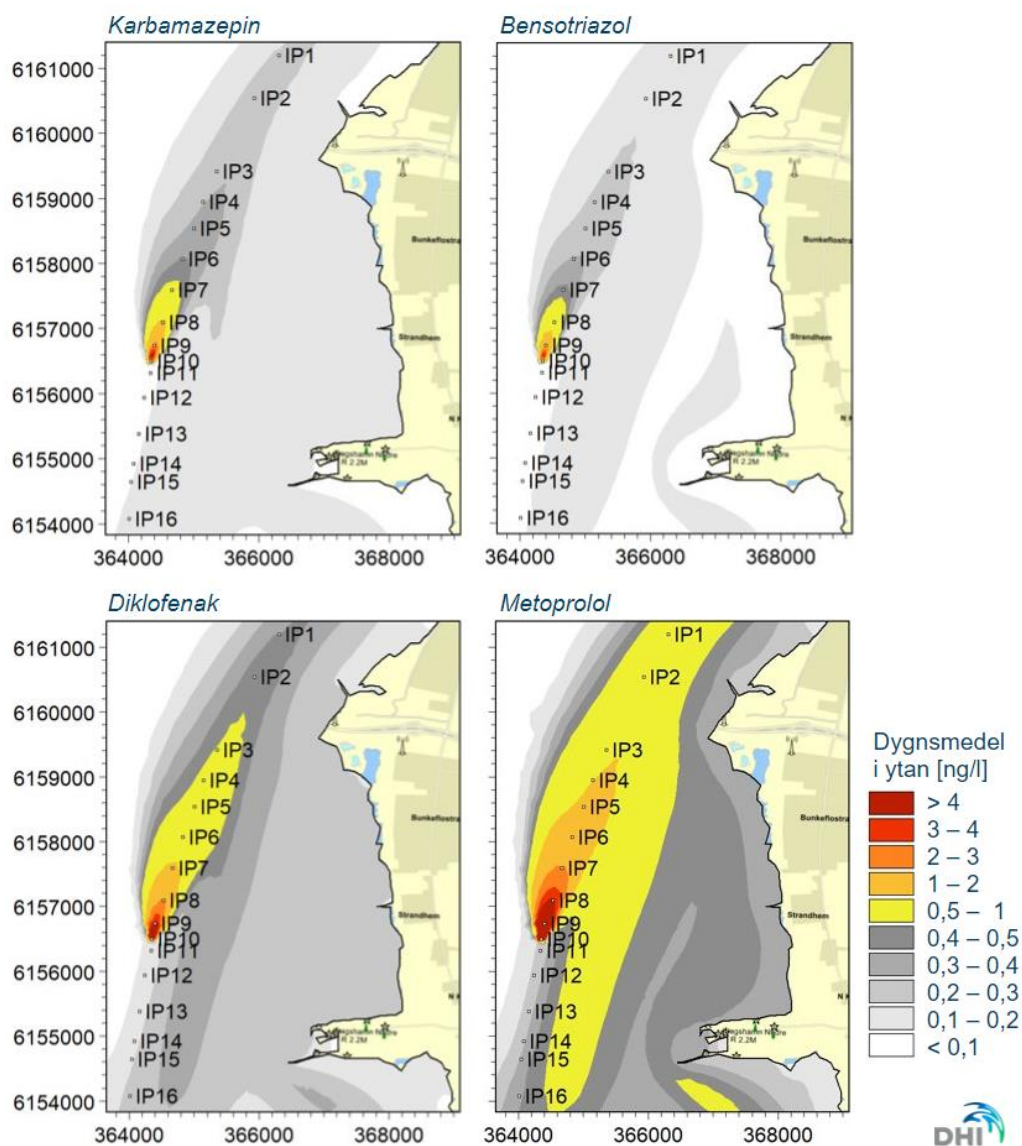
Nedan presenterar resultat från mätningar och modellering vid tre olika tillfällen. Resterande mätningar presenteras i Bilaga 5.

6.1.5.1 Januari

Mättdygnen 27 januari präglades av nordgående strömriktning, men föregicks av östlig och sydgående riktning. Vid tidpunkten för provtagningen mättes rakt nordgående ström i ytan, med en hastighet på 0,3 m/s. Den modellerade strömmen stämde väl överens med den observerade.

Vid mätningen i januari är utspädningen av flödet från Klagshamnsverket sämre än vid de andra tillfällena. Det beror främst på det höga flödet ut från verket under januari. Det innebär att förhållandena i recipienten inte avviker från vad som kan anses normalt, men eftersom det kommer ut mer vatten blir den resulterande utspädningen sämre.

Utspädningen har räknats om till halt av karbamazepin, bensotriazol, diklofenak och metoprolol, se Figur 20.



Figur 20 Modellerade medelhalter dygnet 27-28 januari i ytan (0-1 meter) av karbamazepin, bensotriazol, diklofenak och metoprolol

Under det modellerade dygnet tillförde man halter från 0,7 ng/l karbamazepin och 0,5 ng/l bensotriazol i området runt utsläppspunkten. Medlet är beräknat över de två översta, ytföljande lagren, ca 0-1 m djup. Den modellerade halten är något lägre än vad en jämförelse mellan mätvärdena i området och referensstationen ger.

Vid denna provtagning provtogs även IP16 som används som referenspunkt.

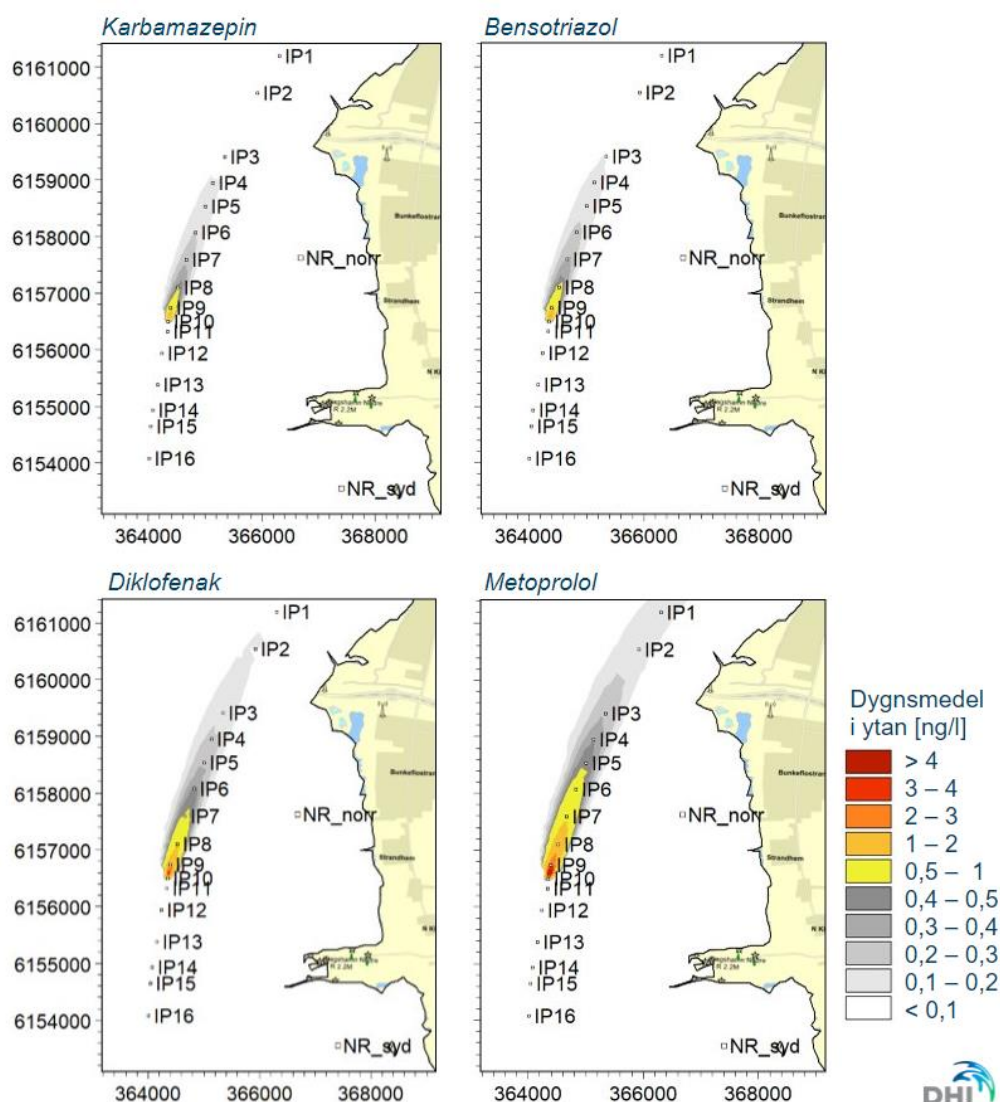
6.1.5.2 April

Mät dygnet 20 april inleddes med nordgående strömriktning. Vid provtagningen i recipienten mättes strömmen vid tre av stationerna. Samtliga strömmätningar i ytan visade nordgående riktning med en

hastighet på 0,2 m/s (IP10 och IP16) samt 0,3 m/s (IP7). Strömmätningen vid botten visade också nordgående, med hastigheter på 0,1 m/s (IP10 och IP16) och 0,2 m/s (IP7). Den modellerade strömmen stämde väl överens med den observerade.

Vid mätningen i april späds det renade avloppsvattnet från Klagshamnsverket ut fort. Även i april har man ett relativt högt flöde ut från verket, men på grund av starkare strömmar både under provtagning i recipient och föregående dygn har utsläppet späts ut i hög grad. De utsläppta ämnena transporteras snabbt bort från utsläppspunkten.

Utspädningen har räknats om till halt av karbamazepin, bensotriazol, diklofenak och metoprolol, se Figur 21.



Figur 21 Modellerade medelhalter dygnet 19-20 april i ytan (0-1 meter) av karbamazepin, bensotriazol, diklofenak och metoprolol

Vid denna provtagning provtogs förutom IP 16 (referens) även två landnära punkter i naturreservaten runt Klagshamnshalvön, där verket ligger. Dessa punkter är troligtvis främst påverkade av landavrinning och halterna i dessa punkter är väldigt låga.

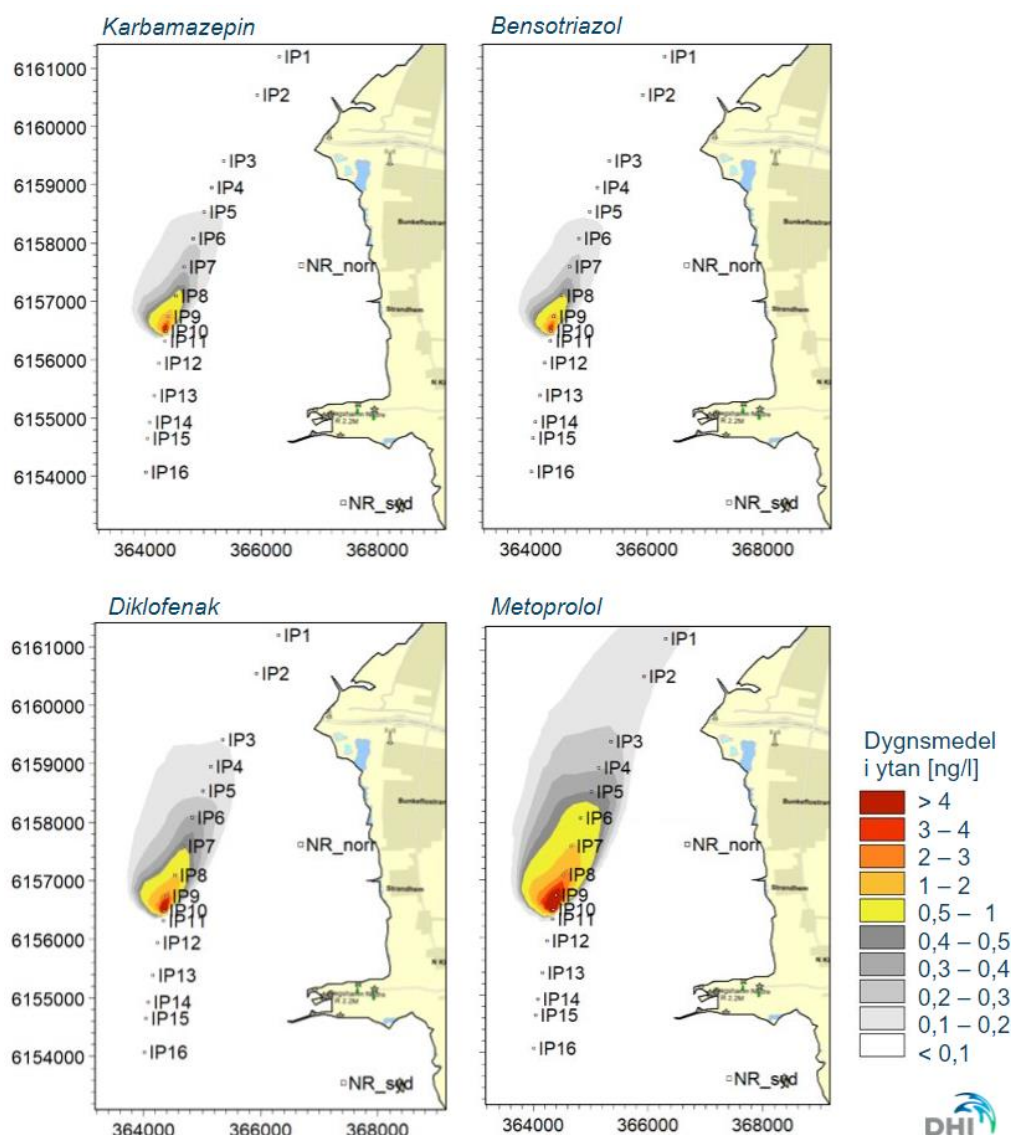
Mätningarna av karbamazepin och bensotriazol visar att det inte är någon haltskillnad mellan stationerna eller mellan yt- och bottenvattnet.

Halten bensotriazol i utgående vatten är högre än vid något av de andra tillfällena, vilket också visar sig i att halten i recipienten är den högsta som mättes upp.

Under det modellerade dygnet tillfördes halter från 0,3 ng/l karbamazepin och 0,3 ng/l bensotriazol i området runt utsläppspunkten. Medlet är beräknat över de två översta ytföljande lagren, ca 0-1 m djup. Den modellerade halten är något högre än vad en jämförelse mellan mätvärdena i området och referensstationen ger.

6.1.5.3 Juli

6 juli präglades av nordgående strömriktning med en vridning västerut i början av dagen. Vid provtagningen i recipienten mättes strömmen vid tre av stationerna. Strömmätningarna i ytan visade västnordväst till nordvästgående riktning med strömhastighet 0,1 m/s. Strömmätningen vid botten visade riktning väst till västnordväst, med hastighet 0,1 m/s. Den modellerade ytströmmen stämde väl överens med den observerade.



Figur 22 Modellerade medelhalter dygnet 6 juli i ytan (0-1 meter) av karbamazepin, bensotriazol, diklofenak och metoprolol

Även denna gång provtogs stationerna IP16 och naturreservatet. Halten i naturreservatet är låga även i dessa mätningar, lägre än referensstationen vilket indikerar att det är en annan vattenmassa närmast land.

Både halten karbamazepin och bensotriazol i utgående vatten är lägst av samtliga provtagningar. Trots detta ser man en tydlig gradient i mätningarna och halten vid mätningen bekräftar att utsläppet ligger samlat vid utsläppspunkten, halten vid IP 10 är den högsta av alla provtagningar vid stationen.

Under det modellerade dygnet tillfördes halter på 0,3-5,1 ng/l karbamazepin och 0,3-4,6 ng/l bensotriazol till området runt utsläppspunkten. Medlet är beräknat över de två översta ytföljande lagren, ca 0-1 m djup. Vid detta tillfälle stämmer den modellerade halten bra med skillnaden mellan referenspunkt och mätvärdet norr om utsläppspunkten. Vid IP10 blir den modellerade halten högre vilket kan vara en effekt av att modellen saknar dysor samt osäkerheten i flödet.

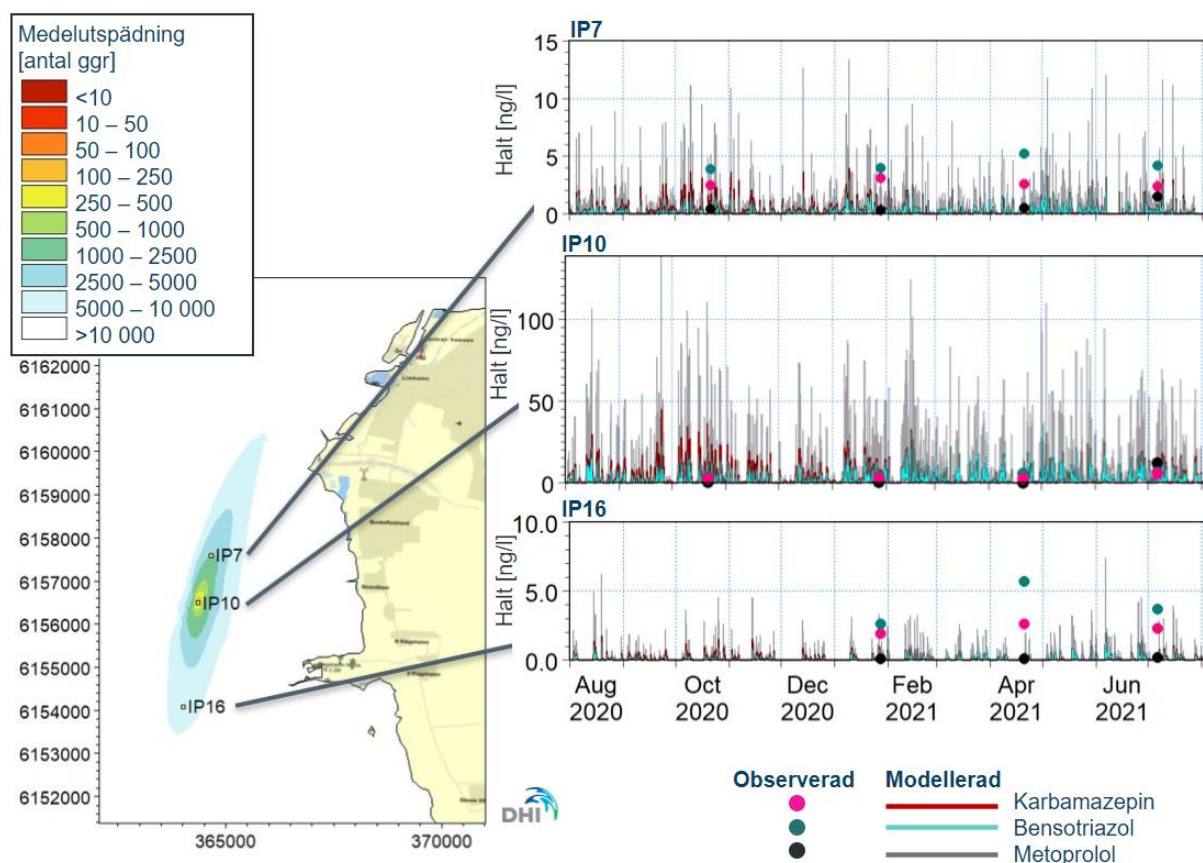
6.1.6 Slutsatser från modellering av mättillfällena

Mätningar och halter korrelerar väl sett till hur utsläppet fördelar sig i recipienten under de aktuella dagarna. I januari när det utgående flödet är stort och utspädningen i recipienten sämst, uppmätts den största skillnaden mellan referensmätningen och plymen, medan i april när flödet också är stort med utspädningen är bättre är det liten eller ingen skillnad mellan de uppmätta halterna vid utsläppspunkten och referenspunkten. I juli är det också ett relativt stort flöde och modelleringen av utspädningen visar att man har ett samlat påverkansområde nära utsläppspunkten som även sträcker sig söder om utsläppspunkten. Detta är också det tillfälle där IP10 har betydligt högre halter än IP7 i norr.

Det är tydligt från modelleringen av provtagningstillfällena att både halt och påverkan beror på hur plymen rör sig kring utsläppspunkten. Eftersom halten i recipienten styrs av flera parametrar: utgående flöde, utgående halt och strömförhållandena i havet, är det svårt att jämföra tillfällena då ingen av dessa parametrar är densamma vid någon av mätningarna. För att få en helhetsbild över året av den halt som Klagshamns ARV kan tillför recipienten har DHI även modellerat ett helår.

6.1.7 Modellering av ett helår

Medelutspädningen under året samt tidsserier på 0-1 m av halten i IP7, IP10 och IP16 (referenspunkten) visas i Figur 23 för ämnena karbamazepin och bensotriazol. Dessa var de ämnen där halten tydligast styrs av utspädning och finns i detekterbara halter i recipienten. Eftersom modellen inte har dysor, vilket visat sig vara en felkälla nära den koordinat som utsläppet modelleras från, visas inte halten i IP9. Mätningarna visar att modellen överskattar påverkan i denna punkt. Halterna i naturreservaten visas inte då det enligt mätningarna var väldigt låga halter.



Figur 23 Karta över modellerat årsmedel av utspädningen i ytan (vänster) och tidsserier över modellerade tillförda halter karbamazepin, bensotriazol, metoprolol (höger) vid tre punkter (IP7, 10 och 16). Notera att den uppmätta halten även innehåller bakgrundshalt

Punkten IP7 ligger ca 1 km norr om utsläppspunkten, IP10 precis söder om utsläppspunkten och IP16 ligger ca 2,5 km söder om utsläppspunkten.

Tidsserierna visar tydligt att halten varierar under året och man kan få tillfälliga toppar med kraftigt förhöjda halter. Det finns dock osäkerheter kring tillfälliga toppar som sammanfaller med att flödet från verket är högre än vanligt för att man tagit emot större mängder tillskottsvatten till exempel vid kraftiga regn. Läkemedel tillförs verket främst via spillvattnet som i de fallen kommer spädas ut av tillskottsvattnet som inte innehåller motsvarande halter av läkemedel. Men det går inte att säga säkert att så är fallet eftersom stora mängder tillskottsvatten också kan innebära att man förbiler några reningssteg på verket. Halten i utgående vatten beror då också av vilka reningssteg som leds förbi vid tillfället.

Medelvärdet över året för halten av bensotriazol och karbamazepin vid IP10, ligger på ca 2 ng/l. Vid IP7 som ligger längre bort men i den dominerande strömriktningen tillför Klagshamnsverket i medel över året 0,2 ng/l. Längre bort från verket, i referenspunkten IP16 har den tillförda halten minskat till ca 0,05 ng/l.

I naturreservaten både norr och söder om verket tillför Klagshamnsverket runt 0,01 ng/l av bägge ämnen.

En generell uppskattning av utspädningen under året, som grovt kan användas för att uppskatta halt på fler av de analyserade, inerta ämnena än de vi redovisat här anges nedan.

- IP10 ca 200 gångers utspädning

- IP7 ca 2 500 gångers utspädning
- IP16 ca 10 000 gångers utspädning
- I naturreservaten, både norra och södra provpunkten är utspädningen ca 30 000 gånger.

6.2 Bedömning av framtida utsläpp av diklofenak

Diklofenak är det ämne med bedömningsgrunder enligt Havs och vattenmyndighetens föreskrift om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25) som släpps ut i störst mängd från Klagshamnsverket.

Gränsvärdet (årsmedelvärde) för god kemisk status ligger på 0,01 µg/l eller 10 ng/l.

Medelhalten i det utgående vattnet låg under det provtagna året på 877 ng/l. För 2050 ger en översiktlig beräkning att den utgående halten av diklofenak från reningsverket blir ca 1 000 ng/l. Beräkningen utgår från att belastningen av diklofenak är densamma per person år 2050 som idag. Det är ett konservativt antagande då diklofenak är ett ämne vars miljöeffekter har lett till att tillgången på preparat där diklofenak ingår har begränsats och det är inte orimligt att anta att användningen kommer minska fram till 2050.

Medelflödet ut från Klagshamn under det modellerade året var ca 875 m³/timme vilket bedöms öka till 1 400 m³/timme 2050.

Baserat på detta har halten av diklofenak som Klagshamn skulle tillföra provpunkterna modellerats om utspädning skulle vara den enda processen som påverkar halten.

Medelhalten över året som Klagshamn beräknas tillföra mätpunkterna IP10, IP7, IP16 samt naturreservaten i nuläget samt år 2050 visas i Tabell 10.

Tabell 10 Modellerade årsmedelvärden av halterna diklofenak som Klagshamn tillför mätpunkterna i nuläget och år 2050 om endast utspädningen styr halten i recipienten.

Ytan		
	Nuläget 2020-2021 [ng/l]	År 2050 [ng/l]
Diklofenak		
NR norr	0,03	0,05
IP7	0,33	0,61
IP10	4,02	7,35
IP16	0,11	0,20
NR syd	0,02	0,03

Från provtagningarna som utfördes fyra gånger under 2020 och 2021 är det dock tydligt att det inte bara är utspädningen som påverkar halten diklofenak i recipienten. Det finns fler processer i havsvatten som gör att halten i recipienten blir märkbart lägre än vad endast utspädningen visar på. På stationen IP7 ligger medlet av mätningarna minus referensstationen på 0,1 ng/l vilket är lägre än medlet av den modellerade utspädningen vid måttillfällena som låg på 0,7 ng/l. Vid måttillfället i juli som var det enda med påverkan vid IP10 låg halten i punkten minus referensstationen på 4,7 ng/l medan modelleringen gav ett värde på 6,8 ng/l.

Detta innebär att den mätbara haltökning i IP 7 som Klagshamns ökade utsläpp medför år 2050 sannolikt kommer bli mindre än den modellerade halten på 7,35 ng/l. Tillsammans med en osäker men möjlig minskning i den framtida konsumtionen av diklofenak medför detta att sannolikheten för att gränsvärdet på 10 ng/l (årsmedelvärde) för kemisk status överskrids år 2050 är mycket liten.

En generell uppskattning av utspädningen år 2050, som grovt kan användas för att uppskatta halt på fler inerta ämnen anges nedan.

- IP10 ca 150 gångers utspädning
- IP7 ca 1 500 gångers utspädning
- IP16 ca 5 000 gångers utspädning
- I naturreservaten, både norra och södra provpunkten är utspädningen ca 20 000 gånger.

7 Riskbedömning

Riskbedömningen bygger på riskkvoten, den s.k. EC/PNEC -kvoten i recipienten. Uträkningen görs enligt ekvation 1

$$\text{Riskkvot} \frac{EC}{PNEC} = \frac{\text{Uppmätt koncentration i recipienten}}{\text{Uppskattad nolleffektskoncentration i miljö}} \quad \text{ekvation 1}$$

där EC (Environmental Concentration) är koncentrationen i recipienten. PNEC-värdet för en specifik substans erhålls genom att multiplicera det lägsta relevanta NOEC-värdet med en säkerhetsfaktor. Vilken säkerhetsfaktor som väljs styrs av dataunderlaget (ju mer bristfälligt dataunderlag avseende NOEC-värden desto högre säkerhetsfaktor och omvänt). NOEC är den lägsta koncentration av en substans där toxiska effekter inte kan ses i laboriestudier.

En riskbedömning görs för de enskilda substanserna där både uppmätta halter och PNEC-värde finns tillgängligt. I miljön förekommer en mängd olika substanser och eventuella samverkans effekter (t ex antagonistiska, eller synergistiska effekter) mellan dessa substanser beaktas inte i den utförda riskbedömningen. Eventuella "cocktaileffekter" i recipienten beaktas således inte. Ett modernare synsätt hade därför varit att riskbedöma substanser med samma verkningsmekanism tillsammans.

7.1.1 Riskkvoter för sötvatten

För de enskilda substanserna som detekterades kan en EC/PNEC-kvot, dvs kvoten mellan uppmätt koncentration och förväntad nolleffektskoncentration i miljön, räknas fram. EC-värden erhålls från utförda analysdata medan PNEC-värden tas från Ågerstrand (2019), i vilken PNEC-värden för 19 av de 33 analyserade substanserna finns tillgängliga för sötvattensmiljöer (PNEC_{sötvatten}). Denna rapport är det mest uppdaterade underlagsmaterialet för att utvärdera läkemedelsresters miljörisker utifrån PNEC-värden. Miljörisken har i föreliggande rapport klassats på samma sätt som i Sehlén *et al.* (2015), där en riskkvot (EC/PNEC-kvot) över 1 klassas som hög risk, en kvot mellan 0,1 och 1 som måttlig risk och en kvot <0,1 som låg risk.

I bilaga 4 har klassning gjorts för respektive substans, prov och tidpunkt med avseende på PNEC_{sötvatten}. Med undantag för oxazepam, citalopram, estradiol och etinylestradiol kan det summeras att substanserna i samtliga punkter vid samtliga provtagningstillfällen låg mer än 10 gånger under PNEC_{sötvatten}. Detta innebär att substanserna inte bedöms utgöra en miljörisk med avseende på en sötvattensmiljö då de vid samtliga provtagningstillfällen har halter av låg risk (bilaga 4). Citalopram låg tydligt över PNEC-värdet vid ett tillfälle medan det vid övriga tillfällen i likhet med estradiol och etinylestradiol inte detekterades. Överskridandet av PNEC för citalopram resulterade i en riskkvot på 16 vilken indikerar en hög risk för negativ påverkan på miljön. Oxazepam förelåg i en halt i sista provtagningstillfället som klassas som måttlig risk. Detta då riskkvoten var mer än 0,1 men lägre än 1. Då rapporteringsgränsen för citalopram, estradiol och etinylestradiol ligger över PNEC_{sötvatten} går det inte att ta reda på om halterna av substanserna föreligger i en halt som innebär en miljörisk eller ej vid de tillfällen då de inte detekterades (samtliga tillfällen för estradiol och etinylestradiol samt vid samtliga tillfällen utom ett för citalopram).

7.1.2 Riskkvoter för marin miljö

Det är ett generellt förhållningssätt att vid tillämpandet av säkerhetsfaktorer på PNEC-värden i saltvattnsmiljö jämfört med sötvattensmiljö (EU, 2003) läggs en säkerhetsfaktor av 10 på substansernas PNEC-värden för sötvatten. Detta har här också gjorts för att få en riskklassning med avseende på marin miljö (det marina PNEC-värdet, benämnt $PNEC_{\text{saltvatten}}$, blir således 10 gånger lägre än det $PNEC_{\text{sötvatten}}$ som är angivet i Ågerstrand, 2019). Recipienten till Klagshamns reningsverk är dock brackvatten, med en salthalt på ca 7-10‰ jämfört med marint vatten som har en salthalt på ca 33 ‰. Då risken kan undervärderas om man använder $PNEC_{\text{sötvatten}}$ i föreliggande brackvattensrecipient bör $PNEC_{\text{saltvatten}}$ användas för att räkna fram riskkvoterna. Dock kan detta sätt att utvärdera riskerna att överskatta riskerna.

Då riskkvot räknades fram baserat på $PNEC_{\text{saltvatten}}$ erhöles att både citalopram och oxasepam utgör en hög miljörisk (riskkvoten överskrider 1) i de halter som noterades i juli 2021 i anslutning till Klagshamns reningsverks utsläppspunkt (IP10) (Tabell 11 och bilaga 4). Halten oxasepam var på punkt IP9 (en bit från IP10) i juli 2021 dessutom i en halt att risken bedömdes som måttlig (en riskkvot mellan 0,1 och 1) (bilaga 4). Halten diklofenak och sulfametoxazol var på punkt IP10 i juli 2021 också i en halt som bedömdes som måttlig riskklass (en riskkvot mellan 0,1 och 1) (bilaga 4). Halten diklofenak låg på gränsen till att överskrida riskkvoten 1 medan sulfametoxazol precis hamnade i måttlig riskklass (Tabell 11). Diklofenak hade halter även i riskklass måttlig norr om IP10 (på IP9 och IP7) i juli.

Vid provtagningen i april 2021 låg halten oxasepam och diklofenak i flertalet punkter, en bit från själva utsläppspunkten, också i halter som innebar en måttlig risk för miljön (Tabell 11 och bilaga 4). Precis som i juliprovtagningen låg halten sulfametoxazol precis i anslutning till utsläppspunkten i måttlig riskklass. Halten av diklofenak och sulfametoxazol i provtagningen i januari 2021 hamnade i måttlig riskklass (utifrån halten på IP7 respektive på IP9) (bilaga 4). Samtliga substanser med detekterbara halter i oktober 2020 klassades som låg risk.

Överskridandet som gav måttlig risk i april för de tre substanserna noterades dock både i anslutning till utsläppspunkten och på referenspunkten (IP16) varför det skulle kunna röra sig om bakgrundshalter av läkemedelsrester. Ett undantag var oxasepam där halten var högre på punkt IP7 (botten) jämfört med på referenspunkten (IP16) (bilaga 4). De förhöjda halterna av diklofenak, oxasepam och citalopram i området norr om utsläppspunkten (IP10, IP9 och IP7) från reningsverket i juli 2021 (Tabell 11 och bilaga 1) anses däremot troligen bero på utsläpp från Klagshamns reningsverk. Vid de tillfällen rapporteringsgränsen ligger över PNEC-värdet går det inte att ta reda på om halterna av substanserna föreligger i en halt som innebär en miljörisk eller ej (Tabell 11 och bilaga 4). Detta är aktuellt för flertalet substanser vid flera tillfällen.

Tabell 11. EC/PNEC-kvoter med avseende på marin miljö för läkemedelsrester som hamnar i låg (riskkvot under 0,1; grön färg), måttlig (riskkvot mellan 0,1 och 1; gul färg) eller hög riskklass (riskkvot över 1; röd färg). För de substanser som inte detekterades och som har en rapporteringsgräns (LOQ) över PNEC och ner till 10 gånger under över PNEC-värdet är angivna med grå färg (går inte att fastställa som låg risk) (bilaga 4). EC-halterna till beräkningen är baserade på den högsta registrerade halten (från IP7, IP9, IP10, IP16 och/eller Reservat Syd/Reservat Norr) vid respektive tillfälle. $PNEC_{\text{saltvatten}}$ är framtaget utifrån att lägga på en säkerhetsfaktor av 10 på $PNEC_{\text{sötvatten}}$ ($PNEC_{\text{sötvatten}}$ är från Ågerstrand, 2019).

Punkt	Oktober-2020	Januari-2021	April-2021	Juli-2021
Atenolol	<0,00003	<0,00003	<0,00003	<0,00003
Karbamazepin	0,010	0,013	0,011	0,023
Klaritromycin	-	-	-	-
Diklofenak	-	0,21	0,18	0,97

Erytromycin	-	-	-	-
Furosemid	-	-	-	-
Metoprolol	0,002	0,005	0,004	0,048
Naproxen	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017
Oxasepam	-	-	0,25	2,5
Sertralin	-	-	-	-
Trimetoprim	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Ciproflaxin	-	-	-	-
Citalopram	-	-	-	160
Paracetamol	<0,0002	0,0007	<0,0002	<0,0002
Propranolol	<0,004	<0,004	<0,004	0,017
Sulfametoxazol	0,07	0,11	0,10	0,11
Estradiol	-	-	-	-
Etinylestradiol	-	-	-	-
Ibuprofen	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

7.1.3 Jämförelser mot vattendirektivet

Bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen i kustvatten och vatten i övergångszonen finns framtaget av EU (och fastställt i HVMFS, 2019) för diklofenak och ciprofloxacin samt för bisfenol-A. Diklofenak och ciprofloxacin är läkemedel men det är inte bisfenol-A. För diklofenak och bisfenol-A är bedömningsgrunderna årsmedelvärden: 10 ng/l respektive 110 ng/l. Inte vid något tillfälle överskreds bedömningsgrunderna för dessa ämnen. Diklofenak hade halter som generellt sett låg under 1 ng/l i vatten från provtagningarna. Vid ett tillfälle (juli 2021) noterades dock en halt på 4,9 ng/l. Bisfenol-A detekterades generellt sett inte men vid två tillfällen noterades halter (14 ng/l respektive 84 ng/l) något under årsmedelvärdet. Ingen gräns för maximalt tillåten halt finns angiven för substanserna (HVMFS, 2019). För ciprofloxacin är bedömningsgrunden däremot satt som maximal halt (100 ng/l). Substansen kunde inte detekteras (rapporteringsgränsen är 5 ng/l) varför bedömningsgrunden underskreds i samtliga fall.

Bedömningsgrunderna för

Bedömningsgrunder finns också framtaget för 17-beta-estradiol (E2) och 17-alfa-etinylestradiol (EE2) (som årsmedelhalt) i kustvatten och vatten i övergångszonen (HVMFS, 2019). E2 är ett naturligt könshormon medan EE2 är ett syntetiskt hormon. För E2 och EE2 är bedömningsgrunderna för god miljöstatus (årsmedelvärden) 0,08 ng/l respektive 0,007 ng/l. Dessa ämnen kunde inte detekteras vid något av provtagningstillfällena. Rapporteringsgränsen för ämnena är dock 0,1 ng/l varför det inte går att fastställa huruvida respektive bedömningsgrund underskreds eller ej.

Det kan vara bra att här nämna lite om skillnaden mellan årsmedelvärde och maximal halt, som anges i EUs vattendirektiv. Årsmedelvärdet är framtaget som gräns för att långtidseffekter inte skall ske. Det är här tal om en exponering för relativt låga koncentrationer som kan ge upphov till kroniska effekter såsom nedsatt tillväxt och fortplantning. Maximal halt är framtagen utifrån korttidsexponering. Det innebär att halten inte får överskridas vid något tillfälle för då kan akut toxiska effekter inte uteslutas.

7.1.4 Riskkvot för antibiotikaresistens

I Ågerstrand (2019) redovisas också $PNEC_{RES}$ som är nolleffektsvärdet med avseende på antibiotikaresistens. Det innebär alltså en koncentration varöver en risk finns för att antibiotikaresistens kan utvecklas. I Ågerstrand (2019) föreslås att $PNEC_{RES}$ kan användas istället för $PNEC_{sötvatten}$ om $PNEC_{RES}$ är lägst. Detta är inte något som har tillämpats i föreliggande rapport. Det är dock så att av de 14 substanser som det angivits $PNEC_{RES}$ för (Ågerstrand, 2019), så ingår endast fyra av dem i de utförda analyserna och bara ett av dem har detekterats (bilaga 1). För den detekterbara substansen (sulfametoxazol) låg halterna i recipienten långt under både $PNEC_{sötvatten}$ och $PNEC_{RES}$.

7.1.5 Riskkvot - fiskplasmamodellen

Ett annat sätt för att bedöma riskerna med läkemedel i miljön är att använda något som heter fiskplasmamodellen. Modellen förutsätter att den maximala koncentrationen av läkemedel i fiskars plasma är samma som i människan. Dessutom antas att upptaget av läkemedel sker utifrån ämnets fettlöslighet och att halten i fisk är linjärt proportionell mot halten i vatten. En stor fördel med modellen är att data för fettlöslighet finns för alla läkemedel och maximal blodplasmakoncentration i människa under behandling finns för de flesta läkemedel (Larsson, 2015). Man kan då räkna fram en risk för fisk utifrån en viss halt i vatten av de flesta läkemedel. Omvänt kan man också räkna fram den halt av läkemedlet i vatten som ger upphov till maximal blodplasmakoncentration. Denna koncentration benämns CEC (Critical Environmental Concentration) (Fick *et al.*, 2010 cit i Larsson, 2015). Data på CECs har varit tillgängliga från Larsson (2015) för sertralin, citalopram och tramadol samt de naturliga hormonerna estron och estradiol (Tabell 12).

Tabell 12 Läkemedelshalt i miljön (EC), högsta noterade halt, CEC (Critical Environmental Concentration) (från Larsson, 2015) och EC/CEC-kvot för ämnen där CEC varit tillgängligt. Grön färg indikerar låg risk (kvot under 0,1). Gul färg indikerar måttlig risk (kvot på mellan 0,1 och 1) och röd färg indikerar hög risk (kvot över 1) (för samtliga data se bilaga 4). ud=under detektionsgränsen. Grå färg anger att klassning inte kan göras då substansen inte detekterades (detektionsgräns=0,1 ng/l).

Ämne	CEC (ng/l)	EC (ng/l)	EC/CEC (kvot)
Sertralin	71	Ud (<0,5)	<0,007
Citalopram	82	1,2	0,014
Tramadol	4 836	5,5	0,001
Estron	4,6	0,9	0,19
Estradiol	0,4	Ud (<0,1)	<0,25

Vid tillämpandet av CEC istället för PNEC för att ta fram en riskkvot (EC/CEC-kvot) (bilaga 4) framkom att risken är låg i recipienten med avseende på halterna av sertralin, citalopram och tramadol. Risken bedöms som måttlig för estron medan risken inte kan bedömas för estradiol då rapporteringsgränsen ligger något under CEC för estradiol (Tabell 12).

Det kan tilläggas att användandet av fiskplasmamodellen har vissa nackdelar såsom att andra faktorer än fettlösligheten påverkar upptaget av läkemedel i fisk. Det är därför bättre att analysera halten i fiskens blod istället. På detta sätt undgår man osäkerheten avseende hur upptaget påverkas. Det man bör ta hänsyn till vid användandet av modellen är att man inte vet vid vilken koncentration i blodet som läkemedlet ger effekt i fisk. Man bör utgå från att effekter i fisk kan fås under den maximala blodplasmakoncentrationen (Larsson, 2015).

För att få en bättre bild av vilka möjliga miljöeffekter som kan tänkas föreligga till följd av utsläpp av läkemedel i Öresund kan en studie göras för att undersöka vad halterna av de analyserade läkemedlen är i fisk från Öresund.

8 Sammanfattning resultat

8.1 Badvattenkvalite

Modellering visar att utgående vatten inte sträcker sig in mot skyddade områden eller badplatser. Med detta som bakgrund finns det anledning att anta att hygienisering av utgående vatten inte är nödvändigt. Detta behöver undersökas närmare vid en närmare recipientutredning i samband med tillståndsprövning av Klagshamns ARV.

8.2 Särskilt förorenande ämnen

Vattenmyndigheten ska bl.a. vid klassificering av ekologisk status utgå från angivna värdena för särskilda förorenande ämnen i HVFMS 2019:25. Om dessa värden överskrids kan det innebära att den ekologiska statusen försämras alternativt äventyrar möjligheten att uppnå god ekologisk status. Idag finns bedömningsgrunder för följande mikroföroreningar.

Tabell 13 presenterar bedömningsgrunder för särskilt förorenade ämnen enligt HVFMS 2019:25 samt uppmätta halter i recipienten som ett medelvärde av punkter IP7, IP9 och IP10.

Tabell 13 Särskilt förorenande ämnen samt uppmätta halter i recipienten.

Ämne	Bedömningsgrunder som årsmedelvärde (ng/l)	Bedömningsgrunder som maximalt tillåten koncentration (ng/l)	Medelkoncentration i recipient (IP7, IP9 och IP10)
Diklofenak	10		0,6
Bisfenol A	110		Maximalt uppmätt 13,0
17-alfa-etinylöstradiol	0,007		Ej detekterat
17-alfa-etinylöstradiol	0,08		Ej detekterat
Poly- och perfluorerade alkylsubstanter, PFAS11		90	Ej detekterat

För de ämnen som ej har detekterats i recipient har en bedömning av halterna i recipienten utifrån utgående halter (om de har detekterats) och utspädningsgraden utifrån spridningsmodellen. För PFAS, med en utspädning 100 ggr bedöms maximalt uppmätta utgående halter då landa på en halt på 0,1 ng/l. Det vill säga långt under bedömningsgrunder för PFAS11. 17-alfa-etinylöstradiol och 17-alfa-etinylöstradiol kunde detekteras i utgående vatten.

8.3 Beräknade riskkvoter

Vid tre av de fyra provtagningstillfällena uppvisade halterna av läkemedelsrester i recipienten ett relativt likartat mönster såväl över tid som spatialt. Halterna i närheten av utsläppspunkten (IP10) skilde sig endast lite från referenspunkten (IP16).

Tydligt förhöjda halter relativt bakgrundshalterna uppmätta i referenspunkten noterades för flera läkemedelsrester (citalopram, oxazepam m fl) vid ytan i anslutning till utsläppspunkten (IP10) vid provtagningen i juli 2021.

Halterna av läkemedelsresterna citalopram och oxazepam i recipienten var vid ett tillfälle (juli 2021) på en nivå som innebär att det fanns en hög risk för att en miljöpåverkan kan förekomma i marin miljö.

Det utgående avloppsvattnet innehöll varken östrogenliknande ämnen eller ämnen med mutagena egenskaper. Det anses därför vara en låg risk att effekter av dessa substanser skulle förekomma i recipienten till följd av det kontinuerliga utsläppet av avloppsvatten från Klagshamns reningsverk. Detta baseras på resultaten från de utförda screeningtesterna med avseende på östrogenicitet och mutagenicitet.

8.3.1 Kommentarer till bedömda riskkvoter

Riskbedömning av läkemedelsrester i recipienten utgår från att om en substans förväntade nolleffektshalt i recipienten (PNEC) överskrids kan toxiska effekter förväntas. Riskkvoten ligger då på mer än 1 (riskkvoten=halt i recipienten/nolleffektshalt), och miljörisken kan beskrivas som hög. För att kunna göra någon form av rangordning av riskkvoter under 1 har ett klassningssystem från Sehlén *et al* (2016) använts i föreliggande rapport. För riskkvoter lägre än 0,1 bedöms sannolikheten låg att toxiska effekter förekommer (låg risk för toxiska effekter). Riskkvoter mellan 0,1 och 1 hamnar i det intermediära intervallet och miljörisken sätts till måttlig.

Nedan listas ämnen som från riskbedömningen sticker ut från övriga substanser som kan komma att behöva hanteras i en framtida läkemedelsrening (Tabell 14) samt ämnen vars miljörisk inte kan bedömas (till följd av att rapporteringsgränsen för ämnena är högre än respektive ämnes PNEC_{saltvatten}) (Tabell 15).

Tabell 14 Sammanställning av de substanser som har bedömts uppvisa hög (riskkvot>1) eller måttlig miljörisk (riskkvot över 0,1 men ≤ 1) vid minst ett tillfälle.

Parameter	Kommentar
Diklofenak	Måttlig risk i januari, april och juli 2021
Oxasepam	Uppvisade en hög miljörisk i juli och en måttlig miljörisk i april 2021
Citalopram	Hög miljörisk i juli 2021
Sulfametaxozol	Måttlig miljörisk i januari, april och juli 2021

Tabell 15 Sammanställning av de ämnen som inte kunde detekteras men vars rapporteringsgräns är högre än ämnets PNEC-värde. Det går med andra ord inte att fastställa om ämnet underskrider PNEC eller ej.

Parameter	Kommentar
Klaritromycin, Erytromycin, Furosemid, Sertralin, Ciprofloxacin, Estradiol och Etinylestradiol	Ej detekterbara vid de fyra tillfällena. Rapporteringsgränserna var dock högre än PNEC _{saltvatten} . Därför osäkert om PNEC _{saltvatten} överskrids eller ej.
Oxasepam * och Citalopram **	Ej detekterbara vid två (*) respektive tre (**) tillfällen. Rapporteringsgränserna var dock högre

än $PNEC_{\text{saltvatten}}$. Därför osäkert om $PNEC_{\text{saltvatten}}$ överskrids eller ej
--

8.3.1.1 Ämnen med måttlig/hög miljörisk i recipienten

Halterna på IP16 får anses vara ett uttryck för bakgrundshalter vid nordgående ström. Denna punkt kan därmed användas att relatera halterna i recipienten till då provtagningarna skedde vid nordgående ström.

Diklofenak förelåg i måttlig riskklass i januari, april och juli 2021. Halten var tydligt högre jämfört med referenslokalen i en gradient från utsläppspunkten och låg som högst på gränsen till hög miljörisk. I april 2021 är halten i recipienten i nivå med den på referenslokalen vilket indikerar en bakgrundsnivå. En viss förhöjning, relativt referenslokalen, noterades för diklofenak i recipienten i oktober 2021. Utifrån recipientmätningarna får det anses som troligt att halter av diklofenak, som kan innebära en hög miljörisk, kan förekomma i anslutning till utsläppspunkten.

Oxasepam detekterades inte i de två första provtagningarna, men det kan trots detta inte fastställas att ämnet förelåg i en halt som ger klassningen låg miljörisk. Detta då rapporteringsgränsen för ämnet är högre än $PNEC_{\text{saltvatten}}$ för ämnet. Detsamma gäller för citalopram vid samtliga utom ett tillfälle (Tabell 15). Oxasepam kan hittas i halter som klassas som måttlig risk även på referenslokalen. Det som avviker tydligt är däremot vid provtagningen i juli då halterna klassades som hög miljörisk. Här överskrids bakgrundshalterna ca 2,5 gånger. Bakgrundhalten i recipienten kan för oxasepam (och sulfametoxazol, se nedan) ligga mindre än 10 gånger under $PNEC_{\text{saltvatten}}$ för ämnena. Detta är anledningen till att substanserna på referenslokalen kan ha halter som ger måttlig risk.

Citalopram detekterades endast i juliprovtagningen, men då i en halt som låg mer än 100 gånger över $PNEC_{\text{saltvatten}}$ för substansen. Vid de tillfällen då citalopram inte detekterades kan det inte fastställas att substansen förelåg i en halt som ger klassningen låg miljörisk. Till följd av substansens mycket låga $PNEC_{\text{saltvatten}}$ (0,0075 ng/l) ger även en halt som precis överskrider rapporteringsgränsen (1 ng/l) upphov till att riskkvoten blir mer än 100 och att citalopram hamnar i riskklass hög.

Sulfametoxazol hamnade i måttlig riskklass i januari, april och juli 2021. Halterna låg dock i nivå eller något över vad halten var på referenslokalen vid de olika tillfällena. Riskkvoterna var runt 0,1 varför de låg på gränsen till låg risk. Även om ämnet hamnade i riskklass måttlig så är det, med undantag för en viss förhöjning i halt vid utsläppspunkten (i likhet med flera andra ämnen), halter i nivå med bakgrundshalterna i recipienten.

8.3.1.2 Ej detekterbara ämnen vars miljörisk är osäker

I likhet med för oxasepam går det inte att fastställa att ämnena klaritromycin, erytromycin, furosemid, sertralin och ciprofloxacin utgör en låg miljörisk även om de inte kunde detekteras. Detta då substansernas rapporteringsgränser ligger ca två till fyra gånger under respektive substans $PNEC_{\text{saltvatten}}$. Det kan således inte klargöras om substanserna hamnar i låg eller måttlig riskklass. Med undantag för oxasepam erhöles inte substanserna i någon punkt i recipienten vid något tillfälle.

Hormonerna 17 β -estradiol (E2) och 17-etinylestradiol (EE2) låg i samtliga punkter vid samtliga tillfällen under rapporteringsgränsen. Rapporteringsgränsen för ämnena är dock betydligt högre än ämnenas $PNEC_{\text{saltvatten}}$ varför det inte går att ge substanserna en låg miljöriskklass.

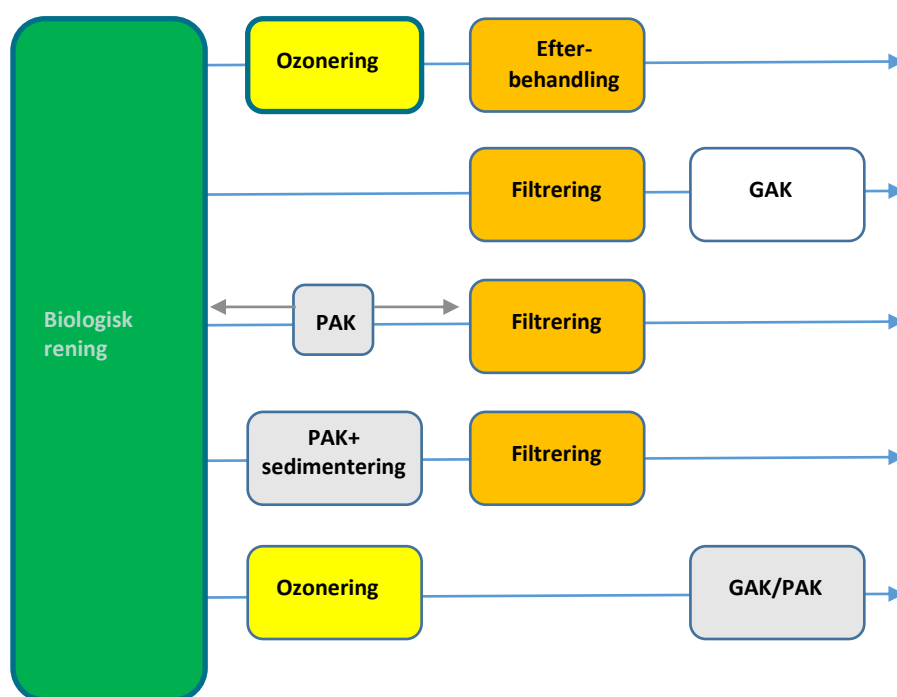
Prover från inkommande avloppsvatten uppvisade östrogenicitet, dvs utslag i genomförda YES-test. YES-testet är baserat på hormonet (E2s) respons. I undersökningen kunde inte E2, eller EE2, varken detekteras eller kvantifieras i inkommande eller utgående avloppsvatten vid de tillfällen när YES-testet genomfördes. Däremot kunde halten E1, och de därav beräknade E2 ekvivalenterna, ensamt förklara östrogeniciteten i inkommande avloppsvatten. I utgående vatten var YES-testets detektionsgräns inte tillräckligt låg för att kunna jämföras med halten E1. Ingen respons erhöles i det utgående vattnet.

9 Teknikval

I följande avsnitt redogörs för principiella möjligheter för rening från läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar. Därefter beskrivs de alternativ som bedömts rimliga för en framtida utbyggnad av Klagshamns ARV med tillhörande dimensionering och kostnadsbedömning.

9.1 Principiella möjligheter för rening från läkemedelsrester

Sverige tillhör de länder där avancerad rening införts på kommunala avloppsreningsverk för rening från läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar. Flest anläggningar finns i Schweiz och Tyskland men det finns även exempel på utbyggnader i Frankrike och i andra länder. I Schweiz finns sedan 2016 en lagstiftning som tagits fram för att skydda känsliga recipienter och råvattenkällor. I Tyskland återfinns de flesta anläggningarna i Baden-Württemberg och i Nordrhein-Westfalen, regioner där hög befolkningstäthet och industriverksamhet motiverat införande av avancerad rening. Mer om denna utveckling finns att läsa i den omvärldsbevakning som Svenskt Vatten tagit fram (Cimbritz m.fl., 2016). Figur 24 visar de processkonfigurationer som tillämpas i full skala och som i skrivande stund kan betraktas som "state-of-the-art" för tillämpning vid kommunala avloppsreningsverk. Processlösningarna resulterar i avskiljning motsvarande 80-90 % av ett brett spektrum av ämnen.



Figur 24 Möjliga konfigurationer för avancerad rening för avskiljning av olika organiska mikroföroreningar. PAK = Pulveriserat Aktivt Kol, GAK = Granulerat Aktivt Kol.

9.1.1 Biologisk rening

Med biologisk rening avses en konventionell aktivslamprocess eller motsvarande, exempelvis i form av ett biofilmssystem, i syfte att avskilja BOD, kväve och fosfor. Biologisk rening utgör en förutsättning för kostnadseffektiv avancerad rening, eftersom både ozondos och kolåtgång bestäms av mängden organiskt material, ofta uttryckt som löst organiskt kol (DOC), i vattnet. Låga halter av

organiskt kol kommer att medföra lägre ozon- och kolbehov. Kväve- och fosforavskiljning är i strikt mening inte nödvändiga men utgör i praktiken naturliga steg på vägen mot avancerad rening eller ett fjärde reningssteg. Höga slamåldrar och långa uppehållstider liksom filtrering för att uppnå låga partikelhalter kommer att vara fördelaktiga även vid införande av avancerad rening.

9.1.2 Ozonering

Ozonering har länge använts inom dricksvattenrening. Med ozon bryts ämnen ner. Nedbrytningen motsvaras i regel inte av mineralisering utan av ofullständig nedbrytning till olika *transformationsprodukter* som i regel betraktas som mindre toxiska än sina modersubstanser. I vattnet finns dock andra ämnen som ofrånkomligen också kommer att reagera med ozon. Dessa kommer att ge upphov till olika *biprodukter*. Biprodukterna utgörs av en rad olika ämnen, kända och okända. Vissa ämnen (aldehyder, ketoner och organiska syror) bedöms i regel kunna brytas ner i en biologisk efterbehandling. Några biprodukter har särskilt uppmärksammats som problematiska och potentiellt toxiska, däribland bromat och nitrosaminer vilka båda kan detekteras och kvantifieras. För okända biprodukter får istället olika biotester användas för att bedöma toxiciteten. Studier har visat att biologisk efterbehandling alltid bör kopplas till ozonering för att sänka toxiciteten (Prasse m.fl., 2015). Nitrosaminer är, liksom bromat, cancerframkallande. N-nitrosodimetylamin (NDMA) utgör en viktig indikator. Till skillnad från bromat kan NDMA brytas ner under aeroba förhållanden.

9.1.3 Filtrering och efterbehandling

Filtrering motsvaras i denna typ av beskrivningar ofta av konventionella sandfilter eftersom befintliga sandfilter kunnat integreras med avancerade rening på de anläggningar där exempelvis dosering av pulveriserat aktivt kol (PAK) införts. Detta gäller även vid efterbehandling till ozonering, där det förutsätts att den biofilm som utvecklas i ett sandfilter klarar nedbrytning av biologiskt nedbrytbara och toxiska biprodukter som bildas vid ozoneringen (Hollender m.fl., 2009). Efterbehandling till ozonering kan dock klaras med andra processer och teknologier, exempelvis rörliga biofilmsbärare (Edefell m.fl., 2021). I Sverige finns exempel på efterbehandling i en denitrifierande MBBR i Linköping (Baresel m.fl., 2016) och efterbehandling i sandfilter finns vid Stengårdens avloppsreningsverk i Simrishamn (Baresel m.fl., 2020).

9.1.4 PAK

Med aktivt kol separeras ämnen genom adsorption. PAK kan doseras direkt till en aktivslamprocess eller till en kontaktreaktor med efterföljande separation av PAK och adsorberade mikroföroreningar. Direkt dosering till en aktivslamprocess kan vara platsbesparande eftersom separata kontaktreaktorer och nya separationssteg kan undvikas. Det har nyligen utförts försök som tyder på att PAK även skulle kunna integreras med biofilmsprocesser (Cimbritz m.fl., 2019). Den vanligast förekommande processvarianten är den som ibland benämns *Ulmer-Verfahren* där PAK doseras till en kontaktreaktor och där PAK-suspensionen med adsorberade mikroföroreningar avskiljs i en efterföljande sedimenteringsbassäng (Abegglen & Siegrist, 2012). Vattnet poleras sedan i ett efterföljande filter. Veolias Actiflo Carb™ är en närliggande och platsbesparande variant där mikrosand används för flockuppbyggnad och där sedimenteringsenheten utrustats med lameller. Dosering av PAK, antingen direkt till den biologiska reningen eller med recirkulation till den biologiska reningen medför svårigheter att sprida slammet på åkermark. De fullskaleanläggningar som idag tillämpar dosering av PAK blandar PAK-slam med det överskottsslam som sedan går till förbränning.

9.1.5 GAK

Anläggningar med PAK finns inte i Sverige men däremot några med granulerat aktivt kol (GAK). God förbehandling är viktigt vid GAK-filtrering. Förbehandlingen börjar redan med den biologiska reningen och reduktion av organiskt material som vid adsorptionen i GAK-filtret kommer att konkurrera med mikroförroreningar om adsorptionsplatser. Förbehandling i form av filtrering direkt före GAK-filtret är att rekommendera för stabil och effektiv drift (Fundneider m.fl., 2018). Fullskaleanläggningen i Degeberga i Skåne drivs med sandfilter som förbehandling. GAK-anläggningen i Kivik föregås av en membranbioreaktor med ultrafilter. Det är således fullt möjligt att kombinera GAK med olika typer av förfilter för att begränsa partikelinnehållet i vattnet. Låga partikelhalter kommer framför allt att underlätta driften av filtret och reducera antalet backspolningar. Ett GAK-filter kommer med tiden utvecklas till ett biologiskt aktivt filter som medger både adsorption och nedbrytning. Sådana filter benämns ibland som BAK-filter (Biologiskt Aktiva Kolfilter). Dessa har i olika studier (Fundneider m.fl., 2021; Gulde m.fl., 2021; Schollée m.fl., 2018) visat sig lovande i kombination med föregående ozonering, vilket motsvarar alternativet längst ner i Figur 24.

9.1.6 Teknikutveckling

Det pågår en intressant teknikutveckling inom området där många aktörer förväntar sig en växande marknad som följd av allt strängare krav på rening och förväntningar om och behov av återanvändning av renat avloppsvatten. Det dyker därför upp nya varianter och kombinationer av avancerade oxidationsprocesser (AOP), nya adsorbenter och nya metoder för avskiljning av organiska mikroförroreningar. Inte minst inom AOP framförs allt fler olika tekniker och teknikkombinationer för nedbrytning av organiska mikroförroreningar, både i dricks- och avloppsvatten (von Gunten, 2018). Ett sådant exempel är kombinationen UV-ljus och väteperoxid (UV/H₂O₂) som nyligen och framgångsrikt testats för nedbrytning av läkemedelsrester (Baresel m.fl., 2019). Kombinationen tillämpas dock ännu inte i stor skala för nedbrytning av organiska mikroförroreningar på kommunala avloppsreningsverk.

9.2 Avskiljning av olika ämnen

Tabell 16 visar en sammanställning över vilken avskiljning som kan förväntas med ozon respektive aktivt kol för de ämnen som ingår i denna förstudie. Med ozon och PAK finns möjligheter att öka doseringen för att förbättra avskiljningen. I ett GAK-filter kommer avskiljningen att variera med tiden och för de flesta ämnen att avta med antalet behandlade bäddvolym. Vissa ämnen (exempelvis sulfametoxazol och diklofenak) uppvisar god avskiljning i ett GAK-filter men tillhör de ämnen som kan förväntas gå till genombrott före de flesta andra ämnen på listan. För en mer ingående bedömning av enskilda ämnen hänvisas till de källor som anges under figuren. För en samlad bedömning bör även rening av olika ämnen i den biologiska reningen studeras.

Tabell 16 Avskiljning av olika substanser. I kolumnen Biologisk nedbrytning har de substanser som typiskt uppvisar hög nedbrytning (>75%) markerats med grönt. Fler substanser kan uppvisa relativt hög nedbrytning. Substanser markerade med brunt i kolumnen Till slam kan förväntas binda till överskottsslammet. I kolumnen Avancerad rening avser "hög" >80%. Fetmarkerade ämnen är de som har pekats ut att ha en måttlig eller hög miljörisk i denna studie eller är upptagna i Havs och vattenmyndighetens föreskrift om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25) .

Substans	Typ	Avskiljning
----------	-----	-------------

		Biologisk nedbrytning	Till slam	Avancerad rening*
Bensotriazol	Korrosionsinhibitor			Hög med både aktivt kol och ozon
Metoprolol	Blodtryckssänkande			Hög med både aktivt kol och ozon
Tramadol	Smärtstillande			Hög med både aktivt kol och ozon
Losartan	Blodtryckssänkande			Hög med både aktivt kol och ozon
Diklofenak	Inflammationshämmande			Hög med både aktivt kol och ozon
Naproxen	Inflammationshämmande			Hög med både aktivt kol och ozon
Furosemid	Diuretika			Hög med aktivt kol
Atenolol	Blodtryckssänkande			Hög med både aktivt kol och ozon
Oxasepam	Lugnande			Hög med både aktivt kol och ozon
Karbamazepin	Lugnande			Hög med både aktivt kol och ozon
Venlafaxin	Antidepressiv			Högre med ozon
Ibuprofen	Inflammationshämmande			Högre med aktivt kol
Citalopram	Antidepressiva			Hög med både aktivt kol och ozon
Erytromycin	Antibiotika			Hög med aktivt kol. Låg med ozon
Sulfametoxazol	Antibiotika			Hög med både aktivt kol och ozon
Ciprofloxacin	Antibiotika			Högre med aktivt kol
Azitromycin	Antibiotika			Högre med aktivt kol
Flukonazol	Biocid			Varierande uppgifter. Hög med aktivt kol
Bisfenol A	Kemikalie (plast)			Hög med ozon. Låg med aktivt kol
Trimetoprim	Antibiotika			Hög med både aktivt kol och ozon
Klaritromycin	Antibiotika			Hög med aktivt kol. Låg med ozon
Paracetamol	Smärtstillande			Hög med ozon
Propranolol	Blodtryckssänkande			Hög med både aktivt kol och ozon
Sertralin	Antidepressiva			Högre med aktivt kol
PFOS (PFOA)				Hög med aktivt kol. Låg med ozon
Östron (E1)	Könshormon			Hög med både aktivt kol och ozon
Ketokonazol	Biocid			Hög med aktivt kol.
Zolpidem	Sömnmedel			Hög med aktivt kol

*Altmann m.fl., (2014), Baresel m.fl., (2017), Bourgin m.fl., (2018), Edefell m.fl., (2019), Hollender m.fl., (2009), Margot m.fl., (2013)

Det stora flertalet ämnen kan avskiljas med antingen ozon eller aktivt kol. Flera ämnen kan avskiljas med båda teknikerna, men det finns vissa ämnen som uppvisar skillnader. Tabell 17 visar en sammanställning och jämförelse mellan aktivt kol och ozonering för ett antal organiska mikroföroreningar. Av tabellen framgår att vissa ämnen visar högre respons för aktivt kol medan andra enklare avskiljs med ozon.

Tabell 17 Avskiljning med ozon (0,07 mg O₃/mgDOC) och aktivt kol (1mg PAK/mg DOC) för ett antal olika ämnen. Stapf m.fl. (2020)

API / micropollutant	Activated carbon	Ozonation
Amisulpride Carbamazepine Citalopram Clarithromycin Diclofenac Hydrochlorothiazide Metoprolol Tramadol Venlafaxine	good – very good (> 70%)	
Benzotriazole Irbesartan Oxipurinol*	good – very good (> 70%)	moderate – average (≈ 30 – 70 %)
Candesartan Formylaminoantipyrine* Olmesartan Sulfamethoxazole	moderate – average (≈ 30 – 70 %)	good – very good (> 70%)
Valsartan Valsartan acid*	moderate – average (≈ 30 – 70 %)	
Gabapentin	none – low (< 30 %)	moderate – average (≈ 30 – 70 %)

Jämförelsen visar att ett flertal ämnen kan avskiljas med antingen aktivt kol eller ozon men också att det kan vara en god idé att kombinera metoderna beroende på vilka ämnen som står i fokus.

9.3 Teknikval

Kostnads- och livscykelanalyser är viktiga verktyg vid val av teknik. Kostnadsbedömningar för tillämpningar med GAK och ozonering, för svenska förhållanden, finns sammanfattade av Cimbritz & Mattsson (2019). Specifika kostnader (per m³ och per PE) är oftast lägre för ozonering än för GAK, men kostnadsanalysen är känslig för antalet bäddvolymmer mellan regenereringar av det aktiva kolet. Det finns fortfarande osäkerheter kopplade till utbytestiden, liksom det faktum att målet med reningen kan se olika ut i olika studier. Livscykelanalyser visar att ozonering har en förhållandevis låg miljöpåverkan jämfört med tillämpningar med aktivt kol (Baresel m.fl., 2017). Värdering av transformationsprodukter och toxicitet är dock svåra att göra och ingår därför inte i livscykelanalyser av avancerad rening (Rahman m.fl., 2018).

Tabell 18 visar en jämförelse och kvalitativ utvärdering av olika tekniker där även andra faktorer än kostnader och miljöpåverkan tagits i beaktande.

Tabell 18 Utvärdering av olika tekniker för avskiljning av läkemedelsrester. ++ = mycket bra, + = bra, 0 = medel och - = negativ/dålig. Det bör noteras att kostnader kan variera med lokala förhållanden. Stapf m.fl. (2020)

Category	Ozone	GAC	PAC	MBBR	
API removal	++	++	++	0	+
Technology maturity for API elimination	++	++	++	-	
Process complexity	+	++	0	+	
Reaction products from the water matrix	-	++	++	++	
Transformation products or metabolites	-	++	++	-	
Costs [#]	+	+	+	0	
Operational energy required	-	+	0	+	+
Carbon footprint	0	0	-		+
Space requirement	++	+	-	++	-
Subsequent sludge application in agriculture	++	++	-		++

Bedömningen är generell och kan påverkas av lokala faktorer, men ger en bild av för- respektive nackdelar. Vissa frågor kan även läggas till bedömningen. Det kan exempelvis röra sig om arbetsmiljöfrågor. Grundläggande frågor kopplade till de olika metoderna och lämpliga åtgärder finns upptagna i Beställargruppens rapport från 2019 (Olsson, J., 2019). Det finns fler arbetsmiljöåtgärder kopplade till användning av ozon och PAK än till GAK.

Effekter på andra parametrar, såsom mikroplast och patogener, har bedömts av IVL (Baresel m.fl., 2017). För en fullständig avskiljning av mikroplast krävs en barriär, exempelvis i form av membran. Ozon kan inte förväntas ge någon effekt medan GAK-filtrering kan ge viss avskiljning. För virus och bakterier kan en viss effekt uppnås med GAK men sannolikt fås en högre effekt med ozonering. De doser och kontakttider som tillämpas för avskiljning av mikroföroreningar är emellertid för låga för att uppnå desinfektion av det renade vattnet.

9.4 Möjliga tekniska lösningar för Klagshamns ARV

De principiella reningsmöjligheterna har diskuterats i projektgruppen i arbetet med förstudien. En förutsättning för tänkbara tekniska lösningar är att det ska vara en beprövad process där det finns fullskalanläggningar i drift eller erfarenheter från omfattande och storskaliga pilotförsök. Teknikvalet vid Klagshamns avloppsreningsverk hänger också samman med den utbyggnad av den biologiska reningen som kommer att göras under kommande år. Vid verket finns även en problematik kopplad till höga bromidhalter i inkommande avloppsvatten.

9.4.1 Utbyggnad av biologisk rening

Följande processer utreds som alternativ för utbyggnad av Klagshamns biologiska reningssteg:

- Komplettering av befintlig aktivslamprocess
- Ut- och ombyggnad till en hybridprocess (IFAS)
- Komplettering av befintlig aktivslamprocess med MBR (membranbioreaktor)
- Komplettering av befintlig aktivslam med AGS (aerobt granulärt slam)

Sandfiltrering kommer att ingå i alla processvarianter utom i den där membran används för separation av biomassan (MBR). Alla föreslagna processlösningar kan fungera i kombination med

avancerad rening baserad på antingen aktivt kol eller ozon. Viktigt är att den biologiska reningen ger en låg DOC-halt, eftersom både ozonering och kolåtgång styrs av denna. Låg SS-halt är viktig för problemfri drift av både kolfilter och ozonanläggning. Adsorption fungerar i närvaro av partiklar men låg eller ingen SS-halt kommer att medföra enklare drift och färre backspolningar av GAK-filtren. Vid låga SS-halter, exempelvis efter en välfungerande sedimentering, störs inte en ozoneringsprocess men med ökande SS-halt kommer ozonbehovet att öka (Juaréz m.fl., 2021). Sandfilter och ultrafilter (MBR) är två utmärkta förbehandlingssteg till såväl ozonering som GAK-filtrering.

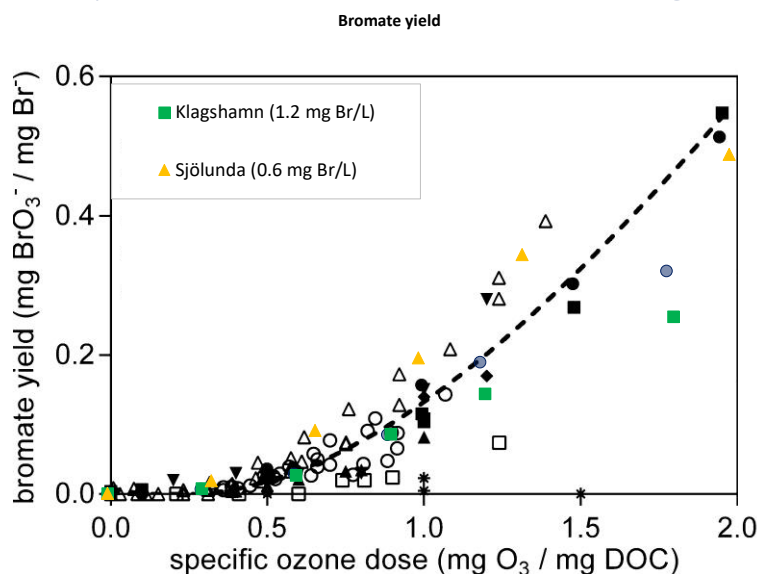
9.4.2 Bromid – en lokal begränsning?

Bromat är potentiellt cancerframkallande och bildas från bromid. Bromid förekommer bland annat i olika industriella spillvatten och i vatten från avfallsförbränningsanläggningar. Med ökande ozondos ökar bromatbildningen (Soltermann m.fl., 2016). 50 µg/l har föreslagits som miljö kvalitetsstandard för sötvatten (Oekotoxzentrum, 2015). Bromat bryts normalt inte ner i en (aerob) biologisk efterbehandling, men forskning pågår för att undersöka möjligheterna till nedbrytning i en efterdenitrifierande process (Dell, 2020).

Olika riktvärden har framförts i tyska och schweiziska studier. I princip rekommenderas närmare undersökningar vid bromidhalter överstigande 100 µg/l och vid halter över 400 µg/l avråds från ozonering (Schindler-Wildhaber m.fl., 2015). Det bör dock noteras att riktlinjerna tagits fram mot bakgrund av sötvattenrecipienter.

Analyser från både Sjölanda och Klagshamn visar att bromidhalterna är betydligt högre än de haltgränser som rekommenderas för ozonering i Tyskland och Schweiz. Sannolikt kommer bromid via från inträngande havsvatten och via läckande ledningar. Figur 24 visar bromatbildning som funktion av ozondos där ozonering av vatten från Sjölanda respektive Klagshamn jämförts med en schweizisk studie.

Hur mycket bromat bildas vid ozonering?



Figur 25 Bromatbildning som funktion av ozondos

Figuren visar att bromatbildningen vid olika ozondoser i vattnen från Malmö är av samma storleksordning som de schweiziska. Vidare kan det konstateras att bromatbildningen är mycket låg vid låga ozondoser för att sedan öka och ge upphov till en mer betydande bromatbildning vid de doser som normalt tillämpas vid ozonering av kommunalt avloppsvatten (0,5–1,0 mg O₃/mg DOC).

Höga bromidhalter kan bli problematiska vid ozonering. Detta kommer att undersökas närmare i framtiden, bland annat i form av vilka bromathalter som kan accepteras i en marin miljö. Möjligheter att göra åtgärden på ledningsnätet för att minska bromidhalterna i inkommande vatten utreds separat.

9.4.3 Teknikval vid Klagshamn

Då PAK i regel kombineras med slamförbränning bedöms det i dagsläget inte vara ett alternativ. Slammet från Klagshamn uppvisar relativt god slamkvalitet och VA SYD har som mål att sprida slam på åkermark i så stor utsträckning som möjligt.

Bromatfrågan kommer att utredas vidare och ozonering, som är ett kostnadseffektivt alternativ, kommer därför att tillsvidare ingå som ett möjligt alternativ. Efterbehandling kan tillgodoses i MBBR-anläggningen på samma sätt som man gjort i Linköping. Det kan dock komma att kräva vissa förändringar i detta steg, t.ex. genom en avluftningsbassäng eller en efternitrifikation, eftersom vattnet är syremättat efter ozonering. Ozonering vid eller på vatten från Klagshamn har dessutom testats inom ramen för olika FoU-projekt, både i pilot- (Ekblad m.fl., 2019) och i laboratorieskala (Juarez m.fl., 2021).

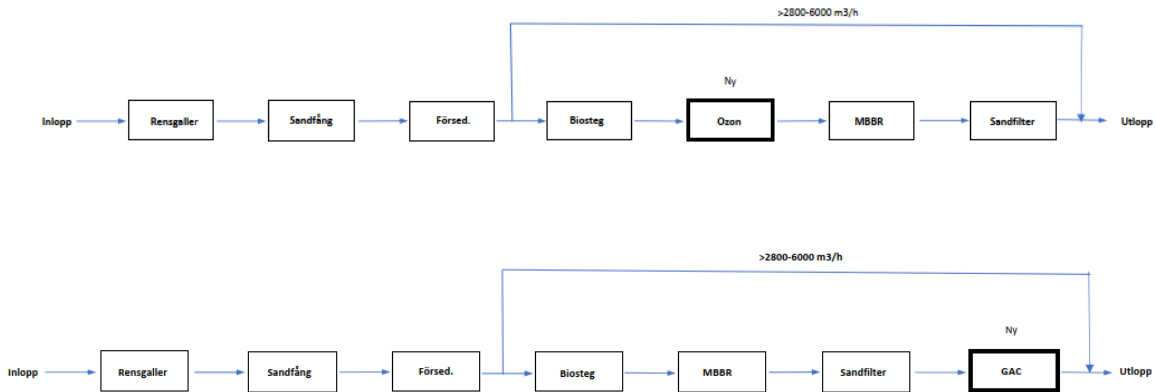
Befintliga sandfilter kan fungera som förbehandling till GAK-filtrering (och som efterbehandling till en ozoneringsanläggning).

Efter diskussion beslutades det att preliminär dimensionering och kostnadsbedömning skulle göras för följande processlösningar:

1. Ozonering med efterföljande GAK-filtrering
2. Ozonering
3. GAK-filtrering

Utgångspunkten är att alternativ 1 drivs med en förhållandevis låg ozondos vilket förlänger driftsperioderna mellan utbytena av GAK-media. I en sådan lösning begränsas bromatbildningen och det finns möjlighet att utnyttja kombinationseffekter av oxidation och adsorption (Bourgin m.fl., 2018). Om ozonering vid högre doser och utan efterföljande GAK (BAK) kan tillämpas återstår att se efter närmare kartläggning och undersökning av bromatproblematiken. Enbart GAK, utan kompletterande ozonering, bedöms i nuläget vara ett fullgott alternativ för avancerad rening. Figur 26 illustrerar de olika alternativen.





Figur 26 Blockschema för olika reningsalternativ vid Klagshamn ARV

9.5 Dimensioneringsförutsättningar

Den avancerade reningen dimensioneras för ett framtida flöde motsvarande:

- Q_{\max} : 2 800 m³/h
- Q_{medel} : 1 400 m³/h

Flödena baseras på den processutredning som genomförts på reningsverket. I samband med detta gjordes en analys för att bestämma dimensionerande flöde för att undvika risker för stora mängder förbilett vatten utan att överdimensionera biologin.

Maxflödet används för dimensionering av de olika anläggningsdelarna och medelflödet för bedömning av driftskostnader. DOC uppgår idag till ca 10 mg/L i utgående vatten. SS-halterna förutsätts vara låga efter sedimentering (<10 mg/l) och sandfiltrering (<5 mg/l). Utgående nitrithalter förutsätts försumbara efter den utbyggda biologiska reningen.

9.6 Dimensionering

Dimensionering av anläggningarna för GAK- och ozonering har gjorts utifrån gängse riktlinjer (Abegglen & Siegrist, 2012; VSA 2020; Baresel m.fl., 2017; Stapf m.fl., 2020). För kombinationen av ozon och GAK återfinns skillnaderna på driftsidan. Anläggningen blir större och dyrare eftersom de båda anläggningsdelarna kombineras, men driftskostnaderna för de olika delarna blir lägre än när de tillämpas var för sig, eftersom ozondosen är lägre och kolet inte behöver bytas lika ofta.

9.6.1 GAK

GAK-filtren har dimensionerats utifrån en kontakttid (EBCT – Empty Bed Contact Time) motsvarande 20 minuter vid maxflöde. Ytbelastningen kommer att uppgå till 3–5 m/h beroende på flöde. Bäddjupet har satts till 1,5 m och därtill kommer 2 meter för bäddexpansion och frihöjd. Kolfiltren utformas som öppna betongkonstruktioner. Total filterarea uppgår till 640 m² fördelat på 7 filter. Rörgalleriet delas på två våningar och kräver en yta på 80 m². Totalt ytbehov uppgår till ca 720 m². Med förbehandling i sandfilter eller med membran kommer spolbehovet sannolikt att bli lågt. Anläggningen utformas med spolvattenmagasin under filtren och spolpumpar för backspolning. Till anläggningen hör även pumpar för att lyfta in vatten i anläggningen. Lyftbehovet får bestämmas i en detaljerad projektering med hydraulisk profilering men bedöms schablonmässigt till 4 m.

9.6.2 Ozon

Ozonanläggningen har dimensionerats för en minsta kontakttid motsvarande 10 minuter vid maxflöde, vilket ger en volym på 467 m³. Bassängdjupet har satts till 5,5 m. Arealen uppgår därmed till 85 m². Maskinhall på 125 m² byggs intill kontaktbassängen. Det totala ytbehovet uppgår till ca 210 m². Utanför byggnaden tillkommer en platta (10 m²) för lagring av flytande syre (LOX) för ozonproduktion. Till anläggningen hör förutom kontaktreaktor med inlösningsystem även ozongeneratorer, kylsystem och utrustning för ozondestruktion (off-gas).

9.6.3 Ytbehov

Ytbehovet för GAK-filter och ozonanläggning kommer att uppgå till ca 900 m². Figur 27 visar var den avancerade reningen skulle kunna placeras.



Figur 27 Möjlig placering och ytbehov för avancerad rening vid Klagshamns avloppsreningsverk.

10 Kostnads kalkyl

Sweco har anlåtats för bedömning av investerings- och driftkostnader för respektive alternativ. Specifika årskostnader (per m³ och ansluten person) bedöms även för de olika alternativen.

10.1.1 Investeringskostnader

Investeringskostnaden bedöms till ca 160 MSEK för ozonanläggning och efterföljande GAK-filtrering, ca 70 MSEK för en ozonanläggning samt ca 90 MSEK för en GAK-filteranläggning.

Kostnadsberäkningen sammanfattas i Tabell 19.

Tabell 19 Kostnadsuppskattning för de tre alternativen, ozon+GAK, ozon respektive GAK

Kostnadsdel (MSEK)	Ozon+GAK	Ozon	GAK
Mark och betongarbete	26,0	4,3	21,7
Bygg	4,4	4,4	0
VVS	1,4	1,1	0,3
Maskin	61,0	30,0	31,0
El & Automation	21,3	10,5	10,8
Oförutsett (20%)	22,8	10,0	12,8
Summa entreprenadkostnad	136,9	60,3	76,6
Byggherrekostnad	27,4	12,1	15,3
Anläggningskostnad	164,3	72,4	91,9

Investeringskostnaderna baseras främst på Swecos erfarenhet från olika projekt. Vissa kostnader har inhämtats från leverantörer främst på maskinell utrustning.

Investeringsbehoven omfattar kostnader för mark- och betongarbete, byggnadstekniska arbeten (ventilation och VS-installation ingår), maskinell utrustning, el & automationsarbeten. I markarbeten ingår en uppskattning schaktning, fyllning och läggning av nya ledningar i mark. En geundersökning på den aktuella platsen kan behövas i ett senare skede för att ge en bättre kostnadsuppskattning.

Kostnadsbedömningarna för maskiner omfattar kostnader för frakt, montage samt entreprenörsarvoden med 40 %. I entreprenörsarvodet ingår kostnader för etablering, städning, bodar, ställningar, bygg el, försäkringar och bankgaranti. Vidare ingår installationsentreprenörens arbeten med konstruktion och monteritningar. I entreprenörsarvodena ingår även projektledning, tester, provningar, besiktningar, centraladministration och vinst.

20 % påslag för oförutsedda utgifter finns med i entreprenadkostnaden.

Byggherrekostnader för projektledning, projektering, upphandling, byggledning, kontroll, CE märkning, slutdokumentation och igångkörning ingår. Byggherrekostnaderna har beräknats som ett schablonpåslag på entreprenadkostnaderna, med 20 %.

Kostnadsnivån är från juni 2021. Moms ingår ej.

10.1.2 Kapitalkostnader

Kapitalkostnader har beräknats avseende bygg och mark samt för maskin, el, och automation i förhållande till investeringskostnader. För mark sätts en avskrivningstid på 50 år, för bygg 30 år och för maskin, el och automation 15 år. Enligt uppgift från VA SYD används en kalkylränta på 2 %. Kapitalkostnaderna sammanfattas i Tabell 20.

Tabell 20 Kapitalkostnader (annuitetsmetoden) för de olika reningsalternativen.

	Avskrivningstid	Ozon + GAK	Ozon	GAK
Grundläggning och betongarbete	50	1 194 027	198 699	995 328
Bygg	30	284 509	284 509	0
VVS	15	151 405	122 575	28 830
Maskin	15	6 824 983	3 350 854	3 474 129
El & Automation	15	2 388 744	1 172 799	1 215 945
Summa årlig kapitalkostnad		10 840 000	5 130 000	5 710 000

10.1.3 Driftkostnader

Följande poster har inkluderats i driftkostnads kalkylen:

- Syreförbrukning (ozon)
- Energiförbrukning (ozon)
- Byte av aktivt kol
- Pumpning till kolfilter (lyftning)
- Underhållskostnader
- Personalkostnader
- Analyskostnader

Driftkostnaderna redovisas i Tabell 21.

Tabell 21 Driftkostnader för de olika alternativen

	Förbrukning/antal	Enhet	Specifik kostnad	Enhet	Årskostnad (SEK)
Ozonering					
Syre ¹	588 672	kg/år	1,25	SEK/kg	735 840
Ozonproduktion ²	735 840	kWh/år	1	SEK/kWh	735 840
Underhåll ³					251 500
Personal	1350	h/år	500	SEK/h	675 000
Analys	24	antal/år	7 500	SEK/analys	180 000
Totalt					2 580 000
GAK					
Utbyte av kol ⁴	307	ton/år	20 000	SEK/ton	6 132 000
Pumpning ⁵	190 968	kWh/år	1	SEK/kWh	190 968
Underhåll					319 000
Personal	450	h/år	500	SEK/h	225 000
Analys	24	antal/år	7 500	SEK/analys	180 000
Totalt					7 050 000
Ozonering+GAK³					
Syre	196 224	kg/år	1,25	SEK/kg	245 280
Ozonproduktion ⁶	245 280	kWh/år	1	SEK/kWh	245 280
Utbyte av kol ⁷	153	ton/år	20 000	SEK/ton	3 060 000

Pumpning	190 968	kWh/år	1	SEK/kWh	190 968
Underhåll					570 500
Personal	1800	h/år	500	SEK/h	900 000
Analys	24	antal/år	7 500	SEK/analys	180 000
Totalt					5 390 000

¹Syrebehovet beräknas utifrån 8 kg O₂/kg/O₃, där ozondosen antagits till 0,6 mg O₃/mg DOC

²Energiförbrukningen beräknas utifrån 10 kWh/kg O₃

³0,5% av investeringskostnaden (ej oförutsett och byggherrekostnad)

⁴Byte av kol efter 20 000 bäddvolymeter – regenerering och transport

⁵Beräknat utifrån ett lyft om 4 m

⁶0,2 mg O₃/mg DOC och byte av kol efter 40 000 bäddvolymeter

⁷Byte av kol efter 20 000 bäddvolymeter – regenerering och transport

10.1.4 Årskostnader

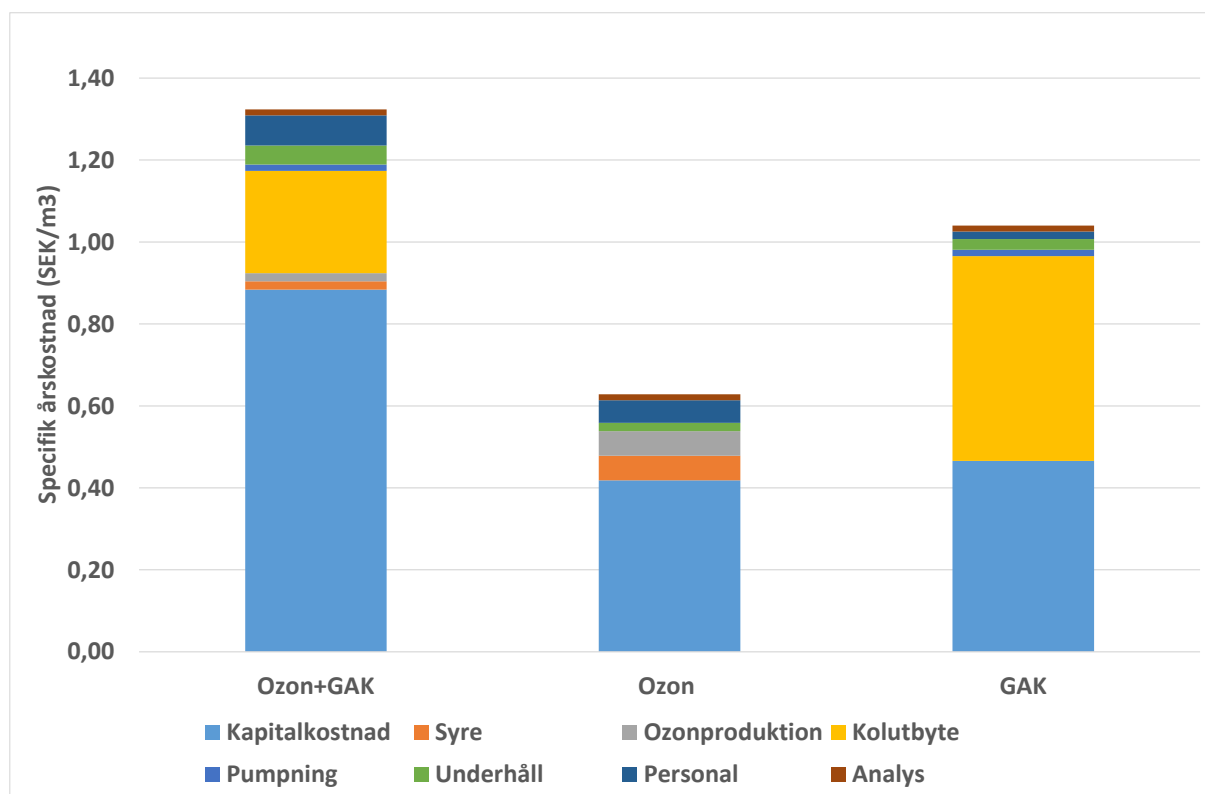
Kapitalkostnader och driftkostnader har summerats för att generera totalkostnader för de olika alternativen. Dessa och specifika årskostnader, uttryckta per m³ och ansluten person, sammanfattas i Tabell 22.

Tabell 22 Årskostnader för avancerad rening vid Klagshamn ARV

	Ozon + GAK	Ozon	GAK
Kapitalkostnader (SEK/år)	10 840 000	5 130 000	5 710 000
Driftkostnader (SEK/år)	5 390 000	2 580 000	7 050 000
Totalkostnad (SEK/år)	16 230 000	7 710 000	12 760 000
Specifik årskostnad (SEK/m³)	1,3	0,6	1,0
Specifik årskostnad (SEK/person)	115	55	91

De specifika årskostnaderna ligger i paritet med vad som rapporterats både nationellt (Cimbritz & Mattsson, 2019) och internationellt (Rizzo m.fl., 2019).

Figur 28 illustrerar de olika kostnadsdelarna för de tre alternativen.



Figur 28 Specifik årskostnad fördelad på kapitalkostnad samt olika driftkostnadslag

Figur 28 illustrerar det faktum att kapitalkostnaden är betydande för alla processlösningar och utgör i princip åtminstone hälften av årskostnaden. Kostnaden för lösningarna med aktivt kol är känsliga för utbytestiden. Det bör noteras att antalet bäddvolymeter som kan köras innan kolet måste tas ut för regenerering kommer att vara beroende av vilka ämnen som används som indikatorer för genombrott och vilken avskiljning som kommer att krävas. Olika studier i litteraturen har baserats på olika koltyper och även olika mål med reningen. De 20 000 bäddvolymeter (40 000 efter ozonering) som använts för GAK i denna studie är gängse utifrån de dimensioneringsråd som finns tillgängliga men antagandet får stor betydelse för kostnadsbedömningen.

10.2 Diskussion kring teknisk lösning

Till vilken grad ska vad renas från vattnet? I dagsläget finns inga direkta myndighetskrav att förhålla sig till, mer än de som är upptagna i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer för ytvatten. Några av dessa ämnen, både läkemedel och andra organiska mikroföroreningar, har analyserats och riskbedömts (måttlig och hög risk) i denna studie. Bakom Havs- och vattenmyndighetens föreskrift finns EU:s lista med prioriterade och arbetet med tillhörande bevakningslistor. För att kunna välja teknik och göra bedömningar av reningsgrad och förväntade kostnader krävs en målbild. Är det en viss halt i utgående vatten eller i recipienten eller viss reningsgrad som eftersträvas? Hur ska reningen följas upp? För vilka ämnen? Är det månads- eller årsmedelvärden som ska ligga till grund för bedömningen? Hur dessa frågor ska besvaras regleras inte idag, men utifrån vissa antaganden och den lista på ämnen som Naturvårdsverket rekommenderar för denna typ av förstudier, vilken i allt väsentligt överensstämmer med de ämnen som studerats, kan en tänkt utbyggnad trots allt beskrivas och dimensioneras. Utgångspunkten för denna studie har varit att ta fram tekniska lösningar för avskiljning motsvarande minst 80 % av ett brett spektrum av organiska mikroföroreningar.

Reningskrav kan formuleras på olika sätt. Schweiz är det enda land som hittills drivit fram en lagstiftning. Lagstiftningen innebär att en avskiljning motsvarande minst 80 % förväntas för ett mindre antal indikatorsubstanser. Utvalda ämnen är frekvent förekommande i förhållandevis höga halter i inkommande avloppsvatten, de påverkas i låg utsträckning av biologisk rening och reduktionsgraden som kan uppnås är ungefär likvärdig vid användning av aktivt kol och ozon. Fördelarna med detta system är enkelheten och det pragmatiska i att förhålla sig till ett mindre antal ämnen och en procentuell reduktion. Direkt koppling till en enskild recipient saknas emellertid. Ett förfarande med riskbedömning utifrån riskkvoter är ett sätt att koppla reningsbehovet till lokala förutsättningar och belysa behovet av rening för den aktuella recipienten. Oavsett utformning av kommande krav och modell för att utvärdera reningen är det viktigt att komma ihåg att endast en bråkdel av de ämnen som återfinns i ett avloppsvatten normalt analyseras i olika förstudier. Med klokt valda ämnen, med olika kemiska egenskaper, kan vi dock förvänta oss att många andra ämnen kommer att avskiljas på liknande vis som de valda nyckelsubstanserna. Analys av andra ämnen och kompletterande toxicitetstester utgör viktiga pusselbitar i ett framtida arbete. En komplicerande faktor är att förekomst av olika organiska ämnen förändras över tid. Vissa ämnen fasas ut och användning av olika läkemedel kan förändras genom ökad eller minskad konsumtion. Vi kan således inte med säkerhet säga vilka ämnen som kommer att prioriteras och regleras vid en eventuell utbyggnad av Klagshamns avloppsreningsverk.

Ozonering, filtrering genom aktivt kol alternativt en kombination av ozonering och filtrering genom aktivt kol bedöms, utifrån flera nationella och internationella studier, kunna ge en långtgående rening motsvarande minst 80 % (i flera fall betydligt högre) för det stora flertalet organiska mikroföroreningar. De ämnen som identifierats som potentiellt problematiska i riskbedömningen för Klagshamns ARV (diklofenak, oxazepam, citalopram, sulfamethoxazol) kan avskiljas med både ozon och aktivt kol. En kombinationsprocess medger större flexibilitet inför en förändrad målbild. Höga bromidhalter i inkommande vatten kan emellertid medföra att ozonering inte utgör ett framtida alternativ. Forskning pågår och första resultat visar att det är möjligt att minska bromatbildningen med låga ozondoser. Dock behöver avskiljningen av läkemedelsrester vid låga ozondoser undersökas. Detta kommer VA SYD bland annat undersöka i en förstudie med stöd från Naturvårdsverket under 2021 och 2022.

De olika alternativen för avancerad rening har dimensionerats för samma maximala flöde (2 800 m³/h) som den planerade biologiska reningen i den framtida utbyggnaden. Flöden överstigande 2 800 m³/h kommer att förbiledas den biologiska reningen. Denna andel förväntas dock vara mycket låg vilket är centralt för den totala reduktion som kan förväntas. Dels bygger dimensioneringen av den avancerade reningen på ett biologiskt behandlat vatten och dels förutsätter långtgående reduktion att inte betydande andelar bräddas förbi biologisk rening och efterföljande avancerad rening.

Även om ovanstående ämnen har identifierats som potentiellt problematiska är ämnena relativt få och bedömningarna innefattar osäkerheter kring PNEC-värden bör behovet av avancerad rening utredas närmare för att ta fram en lösning med störst nytta. Inga bedömningsgrunder för särskilt förorenade ämnen överstegs för de analyser som gjordes i recipienten.

11 Slutsatser

Förstudien visar på en belastning av läkemedelsrester från Klagshamn ARV då diklofenak, oxazepam, citalopram, sulfamethoxazol uppvisar hög till måttlig risk för negativ påverkan i recipienten.

Uppmätta halter i recipienten understeg bedömningsgrunderna enligt HVMFS 2019:25 för diklofenak, Bisfenol A, 17-alfa-etinylöstradiol, 17 beta-östradiol. PFAS kunde inte detekteras i recipienten vid provtagningstillfällena men uppskattningar utifrån utspädningsgrad i recipienten och uppmätta halter i utgående vatten visar att bedömningsgrunden för maximal tillåten koncentration inte överstigs.

En del ämnen avskiljs i olika uträkning på reningsverket idag. Andra ämnen går helt opåverkade genom anläggningen och vissa ämnens reduktion kunde förklaras av att de adsorberas till slammet. Provtagning på delsteg på Klagshamns ARV visar en reduktion över aktiv slamsteget för vissa ämnen.

Spridningsmodellen för recipienten, jämfört med uppmätta halter, visar på möjligheten att modellera olika ämnens spridning i recipienten. Modellen visade att utspädningsgraden varierade beroende på utgående flöde från avloppsreningsverket. Spridningsmodellen ger ett bra verktyg att bedöma påverkansområden där analyserade parametrar av recipientprover inte kunde detekteras genom att använda utgående uppmätta halter. Spridningsmodellen kan även användas för att bedöma årsmedelvärde och maximal koncentration i recipient vilken kan vara värdefullt för att vidare bedöma behov av avancerad rening.

Både modellberäkningar och provtagning i recipienten visar en relativt god utspädning av utgående vatten. Trots detta tyder olika sätt att beräkna riskfaktorer för de analyserade ämnena på att det för vissa ämnen finns en risk för påverkan i recipienten från utsläpp från Klagshamn ARV. Det har dock vid något provtagningstillfälle noterats halter vid referenspunkten (IP 16) på samma nivåer som uppmätts i nära anslutning till Klagshamns ARV. Detta tyder på påverkan av läkemedelsrester från andra källor än bara Klagshamn ARV i recipienten.

Riskklassningen visade att en hög miljörisk i första hand fanns för halten av citalopram och oxazepam samt måttlig miljörisk för diklofenak och sulfametoxazol. Detta gällde vid ett eller flera tillfällen under provtagningsperioden och på en eller flera av provpunkterna, men främst vid provpunkten precis vid utsläppspunkten. Högst risk noterades enbart för provtagningen i juni och gäller oxazepam och citalopram vid provpunkten precis i anslutning till utsläppspunkten. Sex ämnen låg under rapporteringsgränsen, men denna gräns var över PNEC-värdet för respektive ämne. Det går därför inte att uttala sig om miljörisken för dessa ämnen. Detta gäller också för oxazepam och citalopram vid de tillfällen då de låg under rapporteringsgränsen. Vid provtagningen i april bedömdes risken för påverkan till måttlig både i anslutning till utsläppspunkten och i referenspunkten. Det finns därför anledning att tro att det skulle röra sig om bakgrundshalter av läkemedelsrester då det utifrån spridningsmodellen bedömts att plymen från verket inte når referenspunkten. Motsvarande bedömningar genom att använda PNEC sötvatten erhöll enbart måttlig risk för oxazepam och hög risk för citalopram vid utsläppspunkten. Detta visar på skillnaden i risker beroende på vilket PNEC-värde som används.

Det finns olika tekniska lösningar för avskiljning av läkemedelsrester, men samtliga innebär en betydande investerings- och driftkostnad. Ozon kombinerat med aktivkol ses som en tänkbar lösning om Klagshamn ARV skulle kompletteras med läkemedelsrening vid en framtida utbyggnad. Dock behöver problematiken med bromatbildning som följd av ozoneringen undersökas närmare. Skulle det längre fram bedömas att enbart ozonering är tillräcklig och bromatbildningen hanterbar skulle

detta också kunna vara ett möjligt alternativ. Detta bör dock utformas på ett sådant sätt att inte efterdenitrifikationen på anläggningen störs.

Kostnaderna för tre alternativ för avskiljning av läkemedelrester har uppskattats och uppgår, uttryckt som specifik årskostnad, till: 115 SEK/person för ozon+GAK, 55 SEK/person för enbart ozon, samt 91 SEK/person för enbart GAK.

De framtagna alternativen för utbyggnad av den biologiska processen på Klagshamn ARV är kompatibla med en efterföljande läkemedelsrening. I den övergripande förstudien över de föreslagna anläggningarnas placering tas hänsyn till att en läkemedelsrening ska rymmas inom anläggningen om det skulle vara aktuellt längre fram.

På grund av osäkerheten i riskbedömningen av effekten och påverkansområdet i recipienten utifrån vald metod bör närmare studier göras för att bedöma påverkan på miljö kopplat den specifika recipienten. Desto mer underlag som tas fram kring PNEC-värden kommer mer säkra riskklassning av recipienten kunna göras vilket kommer ge ett bättre underlag kring behovet av läkemedelsrening på Klagshamn. Därefter kan behov av teknisk lösning bedömas närmare. Behovet av rening måste definieras och vidare kopplas till val av teknik för att få så god nytta av investeringen i förhållande till kostnad.

Det kan finnas andra skäl att införa läkemedelsrening på Klagshamn även om inte påverkan i recipienten motiverar det, t.ex. ambitionsnivå, försiktighetsprincipen eller risk för ackumulation. En viktig aspekt är att en installation av avancerad rening är den miljöbelastning som reningen kan innebära, t.ex. ökad energianvändning och klimatpåverkan.

12 Fortsatt arbete

Efter 2021 kommer reningsverkets framtida utbyggnad definieras tydligare och processval för utbyggnaden kommer göras. I samband med detta kommer en tillståndsprövning inledas och då bör frågan om avancerad rening på Klagshamn utredas närmare.

VA SYD har även fått stöd från Naturvårdsverket för bland annat studier kring avskiljningsgrad och bromatbildning vid olika ozondos vid Sjölunda avloppsreningsverk. I studien kommer PNEC-värden för bromat och Citalopram undersökas. Studiens resultat kommer vara högst relevant för Klagshamns avloppsreningsverk då problematiken kring bromider i utgående vatten och bromatbildning är gemensam för de båda avloppsreningsverken.

En utredning kopplat till spillvattennätet planeras också för att bedöma möjligheterna att minska havsvatteninläckaget till Klagshamn ARV och på så sätt eventuellt minska bromidhalterna som följer med havsvattnet i inkommande flöde. Även andra källor till bromid i inkommande avloppsvatten bör undersökas.

Ovanstående utredningar kommer ge svar på om ozon kan ses som ett lämpligt komplement till GAK vid en eventuell framtida läkemedelsrening på reningsverket. Även möjligheter till efterrening av bromat bör undersökas.

För att vidare bedöma påverkan av ämnen som inte kunnat detekteras i recipienten skulle spridningsmodellen kunna användas för att få en uppfattning om påverkansområden där medelhalten av olika föroreningar riskerar att överstiga MKN eller PNEC-värden.

13 Referenser

- European Chemicals Bureau, 2003. *Technical guidance document on Risk assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part II.* EUR 20418 EN/2.
- Fick J, Lindberg RH, Tysklind M, Larsson DGJ. (2010). Predicted Critical Environmental Concentrations for 500 Pharmaceuticals. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*. 58: 516- 523.
- HVMFS (2019). Havs-vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseendeytvatten. HVMFS 2019:25.
- Jarosová B, Bláha L, Giesy JP, Hilscherová K. (2014). What level of estrogenic activity determined by in vitro assays in municipal waste waters can be considered as safe? *Environ. Int.* 64:98–109.
- Kunz PY, Kienle C, Carere M, Homazava N, Kase R. (2015). In vitro bioassays to screen for endocrine active pharmaceuticals in surface and waste waters. *J. Pharmaceut. Biomed.* 106:107–115.
- Körner, W., Hanf, V., Schuller, W., Kempter, C, Metzger, J. Hagenmaier, H. (1999). Development of a sensitive E-screen assay for quantitative analysis of estrogenic activity in municipal sewage plant effluents. *Science Total Environment*. 225: 33-48.
- Larsson, DGJ. (2015). Läkemedelsrester i Ryaverkets avloppsvatten och effekter på fisk: riskbild och kunskapsluckor. Rapport 2015-08-24. På uppdrag av Gryaab.
- Leusch FDL, Khan SJ, Gagnon MM, Quayle P, Trinh T, Coleman H, Rawson C, Chapman HF, Blair P, Nice H, Reitsema T. (2014). Assessment of wastewater and recycled water quality: A comparison of lines of evidence from in vitro, in vivo and chemical analyses. *Water Research* 50:420–431.
- NIRAS (2020). Utvärdering av VASYDs utsläpp av avloppsvatten. Författare: Anders Sjölin. NIRAS-rapport till VASYD. Projektnummer: 32400308-001. 11 sidor.
- Sehlén R, Malmberg J, Baresel C, Ek M, Magnér J, Allard A-S, Yang J. (2015). Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten. IVL rapport B2218. 60 s.
- Svenson, A., Allard, A-S. (2002). Östrogena och androgena effekter i lakvatten och kommunalt avloppsvatten i Formby reningsverk, Siljansnäs, Leksands kommun. IVL Rapport B 1483, 9 s.
- Svenson, A., Allard, A-S., Viktor, T., Örn, S., Parkkonen, J., Förllin, L. och L. Norrgren (2000). Östrogena effekter av kommunala och industriella avloppsvatten i Sverige. IVL rapport B 1352.
- Van der Oost, R., Sileno, G., Suárez-Munoz, M., Nguyen, M.T., Besselink, H. and A. Brouwer. (2017a). SIMONI (Smart Integrated Monitoring) as a novel bioanalytical strategy for water quality assessment: Part I. Model design and effect-based trigger values. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 9999: 1-15.
- Van der Oost, R., Sileno, G., Janse, T., Nguyen, M.T., Besselink, H. and A. Brouwer. (2017b). SIMONI (Smart Integrated Monitoring) as a novel bioanalytical strategy for water quality assessment: Part II. Field Feasibility Survey. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 9999: 1-17.

- Ågerstrand, M. (2019). Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances. ACES report 36.
- EPA (2007). Method 1694: Pharmaceuticals and Personal Care Products in Water, Soil, Sediment, and Biosolids by HPLC/ MS/MS.
- Hernandez-Maldonado, A. J., & Blaney, L. (2015). Advances in analysis, treatment technologies, and environmental fate of emerging contaminants. *Journal of hazardous materials*, 282, 1.
- Jarosová B, Bláha L, Giesy JP, Hilscherová K. (2014). What level of estrogenic activity determined by in vitro assays in municipal waste waters can be considered as safe? *Environ. Int* 64:98–109.
- Läkemedelsverket, (2015) Rapport från CBL-kansliet,– Miljöindikatorer inom ramen för nationella läkemedelsstrategin (NLS); 7 sidor, 2015-09-07.
- Noguera-Oviedo, K., & Aga, D. S. (2016). Lessons learned from more than two decades of research on emerging contaminants in the environment. *Journal of hazardous materials*, 316, 242-251.
- Petrie, B., Youdan, J., Barden, R., & Kasprzyk-Hordern, B. (2016). Multi-residue analysis of 90 emerging contaminants in liquid and solid environmental matrices by ultra-high-performance liquid chromatography tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1431, 64-78.
- Richardson, S. D., & Ternes, T. A. (2017). Water analysis: emerging contaminants and current issues. *Analytical chemistry*, 90(1), 398-428.
- Svahn, O. (2016), Tillämpad miljöanalytisk kemi för monitorering och åtgärder av antibiotika- och läkemedelsrester i Vattenriket, Lund University.
- Svahn, O., & Björklund, E. (2016). Increased electrospray ionization intensities and expanded chromatographic possibilities for emerging contaminants using mobile phases of different pH. *Journal of Chromatography B*, 1033, 128-137.
- Svahn, O., & Björklund, E. (2017). Läkemedelsutsläpp från Skånska avloppsreningsverk 2017: ett utvecklings och samarbetsprojekt på Högskolan Kristianstad i samarbete med Region Skåne och 6 skånska reningsverksaktörer. Högskolan Kristianstad.
- Svahn, O., & Björklund, E. (2019). Simple, fast and inexpensive large “whole water” volume sample SPE-loading using compressed air and finely ground sand. *Analytical methods*, 11(7), 894-896.
- Svahn, O., & Björklund, E. (2019a). High Flow-Rate Sample Loading in Large Volume Whole Water Organic Trace Analysis Using Positive Pressure and Finely Ground Sand as a SPE-Column In-Line Filter. *Molecules*, 24(7), 1426.
- Svahn, O., & Björklund, E. (2019b). Extraction Efficiency of a Commercial Espresso Machine Compared to a Stainless-Steel Column Pressurized Hot Water Extraction (PHWE) System for the Determination of 23 Pharmaceuticals, Antibiotics and Hormones in Sewage Sludge. *Applied Sciences*, 9(7), 1509.
- Abegglen, C. & Siegrist, H. (2012). *Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser – Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen*. Schweizerische Eidgenossenschaft, Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern 2012.

- Baresel, C., Malmborg, J., Ek, M., Sehlén, R. (2016). Removal of pharmaceutical residues using ozonation as intermediate process step at Linköping WWTP, Sweden. *Water Science & Technology*, 73, 8, 2017-2024.
- Baresel, C., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.-S., Magnér, J., Dahlgren, L., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U., Søhr, S. (2017). *Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk - Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar*. Slutrapport SystemLäk projekt. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2288.
- Baresel, C., Harding, M., Junestedt, C. (2019). Removal of pharmaceutical residues from municipal wastewater using UV/H₂O₂. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2354.
- Baresel, C., Ekengren, Ö., Filipsson, S., Karlsson, J., Winberg von Friesen, L. (2020). The municipal wastewater treatment plant of the future – A water reuse facility. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport C538.
- Bourgin, M, Beck, B, Boehler, M, Borowska, E, Fleiner, J, Salhi, E, Teichler, R, von Gunten, U, Siegrist, H & Mc Ardell, CS. (2018). Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant upgraded with ozonation and biological post-treatments: Abatement of micropollutants, formation of transformation products and oxidation by-products, *Water Research*, vol. 129, pp. 486–498.
- Cimbritz, M., Tumlin, S., Hagman, M., Dimitrova, I., Hey, G., Mases, M., Åstrand, N., Jansen, J. la Cour (2016). *Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar – En kunskapssammanställning*. Svenskt Vatten Utveckling, Rapport 2016-04.
- Cimbritz, M., Edefell, E., Thörnqvist, E., El-taliawy, H., Ekenberg, M., Burzio, C., Modin, O., Persson, F., Wilén, B-M., Bester, K., Falås, P. (2019), PAC dosing to an MBBR – Effects on adsorption of micropollutants, nitrification and microbial community, *Science of the Total Environment*, 677, pp. 571-579.
- Cimbritz, M., Mattsson, A. (2018). Havs- och vattenmyndigheten (2018). *Reningsteknik för läkemedel och mikroföroreningar i avloppsvatten. Redovisning av åtta projekt som fått medel från Havs- och vattenmiljöanslaget 2014-2017*. Rapport 2018:7.
- Dell, L. (2020). Yield of Bromate from Ozonated Wastewater and the Potential for Biological Reduction of Bromate in Wastewater in Sweden, Examensarbete VA-teknik, Institutionen för Kemiteknik, Lunds Universitet.
- Edefell, E., Ullman, R., Bengtsson, E. (2019). *Ultrafilter och granulerat aktivt kol för avskiljning av mikroföroreningar*. Svenskt Vatten utveckling. Rapport 2019-1.
- Edefell, E., Falås, P., Kharel, S., Hagman, M., Christensson, M., Cimbritz, M., & Bester, K. (2021), MBBRs as post-treatment to ozonation: Degradation of transformation products and ozone-resistant micropollutants. *Science of the Total Environment*, 754. 142103
- Ekblad, M., Falås, P., El-taliawy, H., Nilsson, F., Bester, K., Hagman, M., Cimbritz, M. (2019), Is dissolved COD a suitable design parameter for ozone oxidation of organic micropollutants in wastewater? *Science of the Total Environment*, 658, pp. 449-456.
- Fundneider, T., Herrling, M.P., Kahl, S., Lackner, S. (2018). Identifying technical synergy effects for organic micro-pollutants removal. *Water Practice and Technology*, 2018, 13 (2): 346–354.

- Fundneider, T., Acevedo Alonso, V., Wick, A., Albrecht, D., & Lackner, S. (2021b). Implications of biological activated carbon filters for micropollutant removal in wastewater treatment. *Water Research*, 189.
- Gulde, R, Rutsch, M, Clerc, B, Schollée, JE, von Gunten, U & McArdell, CS. (2021). Formation of transformation products during ozonation of secondary wastewater effluent and their fate in post-treatment: From laboratory- to full-scale, *Water Research*, vol. 200
- Hollender, J., Zimmermann, S., Koepke, S., Krauss, M., McArdell, C., Ort, C., Singer, H., von Gunten, U., Siegrist, H. (2009). Elimination of Organic Micropollutants in a Municipal Wastewater Treatment Plant Upgraded with a Full-Scale Post-Ozonation Followed by Sand Filtration, *Environmental Science & Technology*, 43, 20, pp. 7862-7869.
- Juárez, 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*, vol. 795. 14871.
- Margot, J., Kienle, C., Magnet, A., Weil, M., Rossi, L., de Alencastro, L., Abegglen, C., Thonney, D., Chèvre, N., Schärer, M., Barry, D. (2013) Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon, *Science Of The Total Environment*, 461-462, pp. 480-498.
- Oekotoxzentrum (2015). Environmental Quality Standard (EQS) – Vorschlag des Oe-kotoxzentrums für Bromat. Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie.
- Olsson, J. (2019), Kunskapsläget beträffande avancerad rening av mikroföroreningar. Del av rapporten av Cimbritz, M: Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester och andra föroreningar via avloppsreningsverk. Redovisning 2018-2019. Meddelande M147, Svenskt Vatten.
- Prasse, C., Stalter, D., Schulte-Oehlmann, U., Oehlmann, J., Ternes, T. (2015). Review: Spoilt for choice: A critical review on the chemical and biological assessment of current wastewater treatment technologies, *Water Research*, 87, pp. 237-270.
- Rahman, S. M., Eckelman, M. J., Onnis-Hayden, A., & Gu, A. Z. (2018). Comparative life cycle assessment of advanced wastewater treatment processes for removal of chemicals of emerging concern. *Environmental science & technology*, 52(19), 11346-11358.
- Rizzo, L., Malato, S., Antakyali, D., Beretsou, V. G., Đolić, M. B., Gernjak, W., Heath, E., Ivancev-Tumbas, I., Karaolia, P., Lado Ribeiro, A. R., Mascolo, G., McArdell, C. S., Schaar, H., Silva, A. M. T., & Fatta-Kassinos, D. (2019). Consolidated vs new advanced treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern from urban wastewater. *Science of the Total Environment*, 655, 986–1008
- Schindler Wildhaber, Y., Mestankova, H., Schärer, M., Schirmer, K., Salhi, E., von Gunten, U. (2015). Novel test procedure to evaluate the treatability of wastewater with ozone, *Water Research*, 75, s. 324-335.
- Schollée, JE, Bourgin, M, von Gunten, U, McArdell, CS & Hollender, J. (2018). Non-target screening to trace ozonation transformation products in a wastewater treatment train including different post-treatments, *Water Research*, vol. 142, pp. 267–278.

Soltermann, F., Abegglen, Ch., Götz, Ch., von Gunten U. (2016). Bromide sources and loads in Swiss surface waters and their relevance for bromate formation during wastewater ozonation. *Environmental Science and Technology*, 50: 9825-9834.

Stapf, M., Miehe, U., Bester, K., Marcus, L. (2020). Guideline for advanced API removal. GoA3.4: Optimization and control of advanced treatment. Project report of the CWPharma project.

von Gunten U. Oxidation Processes in Water Treatment: Are We on Track? *Environmental Science & Technology*. 2018; 52(9):5062-5075.

VSA (2020). *Hinweise zur Planung und Auslegung von diskontinuierlich gespülten GAK-Filtern zur Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser*. Konsenspapier zum Ergebnis des Workshops vom 9.12.2019 an der Eawag.



VA SYD levererar friskt dricksvatten, hanterar dagvatten, renar avloppsvatten och tar hand om hushållsavfall på ett ansvarsfullt sätt. Vi uppmuntrar dig att dricka kranvatten, tänka på vad du spolar ner i avloppet och sortera dina sopor. Tillsammans bidrar vi aktivt till en hållbar samhällsutveckling. För miljön nära dig.