

Läkemedelsrening på Västra Stranden ARV

Förstudierapport

2022-10-31



I samarbete med:



Akvedikt

Miljö & Media på Kivik

Medins Havs och Vattenkonsulter

Innehållsförteckning

1.	Bakgrund och syfte	7
1.1	Bakgrund	7
1.2	Syfte	7
1.3	Genomförande	8
1.4	Beskrivning av nuvarande anläggning	9
2.	Kartläggning av målsättningar och relevanta tekniker	11
2.1	Målsättningar för projektet	11
2.2	Identifiering av relevanta tekniker	13
3.	Provtagning och analys av mikroföroreningar	15
3.1	Material och metoder	15
3.1.1	Provtagningsmetoder	15
3.1.2	Provtagningspunkter för recipientprovtagning	15
3.1.3	Analysmetod läkemedelsrester för vatten och slam	16
3.1.4	Analysmetod bromid	17
3.2	Provtagna mikroföroreningar	18
3.3	Halter, belastning och reduktion över Västra strandens avloppsreningsverk	19
3.3.1	Inkommande vatten	20
3.3.2	Utgående vatten	24
3.3.3	Slam	29
3.3.4	Reduktion	31
3.4	Halter i recipient	32
3.5	Sjukhusprover	35
3.6	Bromidhalter	37
4.	Spridning av läkemedelsrester i Laholmsbukten	38
4.1	Metodik för spridningsmodellering	38
4.2	Modelluppställning	38
4.3	Underlag till modelleringen	39
4.3.1	Meteorologiska och oceanografiska data	39
4.3.2	Data från Västra strandens avloppsreningsverk och recipientdata	39
4.4	Resultat från recipientmodellering	41
4.4.1	Modellering av de enskilda provtagningsstillfällena	41
4.4.2	Modellering av ett helår	42
4.5	Riskbedömning	46
5.	Teknikval för läkemedelsrening	51
5.1	Metodik och val av teknik	51

5.2	Förutsättningar på Västra strandens avloppsreningsverk.....	52
5.2.1	Dimensionerande data.....	52
5.2.2	Lokala förutsättningar.....	53
5.2.3	Reningsmål.....	55
5.3	Processutformning och dimensionering.....	55
5.3.1	Ozonering + sandfilter.....	57
5.3.2	GAK-filter.....	59
5.3.3	Ozonering + GAK-filter.....	61
5.3.4	Ozonering + sandfilter + GAK-filter.....	64
5.4	Koldioxidsutsläpp.....	64
6.	Kostnader.....	67
6.1	Investeringskostnader.....	67
6.2	Driftkostnader.....	68
7.	Utvärdering av tekniker.....	70
8.	Slutsats.....	73
9.	Kunskapsspridning/kommunikationsplan.....	74
	Referenser.....	75

Förteckning över bilagor

Bilaga 1	Teknikscreening
Bilaga 2	Analysresultat
Bilaga 3	Modellerad spridning av läkemedel från Västra strandens avloppsreningsverk

Förord

Laholmsbuktens VA:s uppdrag är att leverera hållbara vattentjänster vilket bland annat innebär att arbeta aktivt med information och dialog om förebyggande åtgärder och reningsmetoder i syfte att öka vattnets värde.

Denna rapport redovisar den förstudie kring läkemedelsrening som har utförts för Västra Strandens avloppsreningsverk i Halmstad under perioden augusti 2021 till och med oktober 2022. Projektet har genomförts som ett samarbete mellan Laholmsbuktens VA, Envidan, DHI Sverige, Akvedikt, Miljö och Media på Kivik samt Medins Havs och Vattenkonsulter med finansiering av Naturvårdsverket och har som mål att generera underlag för beslut om behov av läkemedelsrening samt teknikval.

Rapporten är skriven av projektgruppen med Envidan som huvudansvarig och har granskats av beställaren och övriga samarbetspartners.

Projektorganisationen har bestått av följande nyckelpersoner:

Namn	Organisation	Roll
Lars-Gunnar Johansson	Laholmsbuktens VA	Projektledare Laholmsbuktens VA
Maria Jonstrup / Carina Wetterborg Karlsson	Envidan AB	Projektledare / Uppdragsledare Envidan
Maria Schibli Lundahl	Laholmsbuktens VA	Kommunikatör
Michael Carlsson	Laholmsbuktens VA	Verksamhetskontroller
Anita Bengtsson	Laholmsbuktens VA	Provtagning
Delila Hasovic	Laholmsbuktens VA	Provtagning
Rubén Juárez Cámara	Envidan AB	Process
Elin Hermansson	Envidan AB	Recipientbedömning
Sofia Hjalmarsson	DHI Sverige AB	Projektledare DHI / Specialist vattenkvalitet
Hanna Corell	DHI Sverige AB	Specialist spridningsmodellering
Cecilia Gustafsson	DHI Sverige AB	Specialist spridningsmodellering
Ola Svahn	Miljö & Media på Kivik	Specialist analyser
Michael Cimbritz	Akvedikt	Specialist teknikval
Josefin Sefbom	Medins Havs och vattenkonsulter AB	Uppdragsledare recipientprovtagning
Per Anders Nilsson	Medins Havs och vattenkonsulter AB	Recipientprovtagning

Sammanfattning

Till Västra strandens avloppsreningsverk leds avloppsvatten från Halmstad tätort och ett antal mindre närliggande orter. Ungefär 80 000 personer är idag anslutna till Västra strandens avloppsreningsverk. Utöver det kommunala spillvattnet är ett antal verksamheter anslutna till reningsverket, däribland Hallands sjukhus Halmstad samt en av Försvarsmaktens brandövningsplatser, som inte längre används.

Recipienten, som tar emot renat avloppsvatten från Västra strandens avloppsreningsverk, är Nissans mynning som därefter rinner vidare ut i Laholmsbukten. Laholmsbukten har under lång tid visat tydliga tecken på mänsklig påverkan och har måttlig ekologisk status samt ej god kemisk status enligt VISS.

Syftet med denna förstudie är att, baserat på recipientens status och avloppsreningsverkets utsläpp av läkemedelsrester, generera underlag för beslut om behovet av läkemedelsrening på Västra strandens avloppsreningsverk samt lämplig teknik för ett eventuellt avancerat reningssteg.

Projektet har genomförts utifrån sex delprojekt där delprojekt 1 innehöll en kartläggning av LBVA:s målsättningar med projektet samt en teknikscrening där relevanta tekniker beskrevs och jämfördes med fördelar och nackdelar inom kategorierna arbetsmiljö, utsläppsvärden, koldioxidutsläpp, energiförbrukning, resurser, kostnader och ytbehov.

Inom delprojekt 2 utfördes månadsvis provtagning på inkommande och utgående avloppsvatten från Västra strandens avloppsreningsverk, samt kvartalsvis provtagning på slam och i recipienten för analys av 39 olika mikroföroreningar, där både läkemedelsrester och andra typer av ämnen ingick. Resultatet från analyserna visar att mellan tre och sex kilo mikroföroreningar når Västra strandens avloppsreningsverk varje dygn, varav 80 % utgörs av ämnena paracetamol och ibuprofen, som finns i vanliga värktabletter, samt bensotriazol, som används i disktabletter och som korrosionsinhibitor. Resultaten visade också att det från Västra strandens avloppsreningsverk varje dygn släpps ut mellan 0,2 och 0,5 kilo mikroföroreningar i Laholmsbukten. Dessa mikroföroreningar består av ämnen som sedan tidigare är kända som svårnedbrytbara i konventionella reningsverk, så som oxazepam, karbamazepin och diklofenak. Genom att utvärdera reduktionen av mikroföroreningar över reningsverket kan man konstatera att Västra strandens avloppsreningsverk har en begränsad kapacitet för att avlägsna läkemedelsrester och andra mikroföroreningar: av de 39 analyserade ämnena reducerades 18 ämnen som högst till 5 % och 15 av dem reducerades som högst till 20 %.

Ett stickprov på avloppsvatten från Hallands sjukhus i Halmstad har också tagits under projektet och analyserats för mikroföroreningar. Resultatet från den analysen visar att avloppsvattnet från sjukhuset den dagen bidrog med cirka 2,3 % av den samlade belastningen av mikroföroreningar till Västra strandens avloppsreningsverk, och att avloppsvattnet från sjukhuset innehåller höga halter av antibiotika som är kopplade till multiresistenta bakterier.

I delprojekt 3 har spridningen av läkemedelsrester från Västra strandens avloppsreningsverk i recipienten studerats genom modellering. Tillsammans med uppmätta halter i utgående vatten och i recipienten samt modellerad utspädning i recipienten har också en riskbedömning gjorts, genom beräkning av riskkvoter. Modelleringen av provtagningstillfällena visade att utsläppet från Västra strandens avloppsreningsverk står för en signifikant andel av mikroföroreningshalten i Nissans mynning. Modelleringen har också använts för att ta fram bakgrundshalterna som spelar en viktig roll för att skapa en helhetsbild av recipientpåverkan. Riskbedömningen visade att ämnena citalopram, oxazepam och diklofenak innebär hög risk (riskkvot högre än 1) vid provpunkt P1, medan ämnena sulfametoxazol, klaritromycin, erytromycin, sertralin och furosemid innebär måttlig risk (mellan 0,1 och 1).

Delprojekt 4 och 5 omfattade teknikval och kostnadsuppskattning för läkemedelsrening. De identifierade teknikerna för rening av mikroföroreningar och andra läkemedelsrester som kartlades i delprojekt 1 utvärderades och prioriterades utifrån satta projektmål. Utifrån en primär bedömning

ansågs ozon- och GAK-filter-baserade tekniker mest lämpliga för Västra strandens avloppsreningsverk och processdesign gjordes för tre teknikkombinationer; ozon följt av sandfilter, enbart GAK-filter och ozon följt av GAK-filter. Dessutom beräknades de kvantitativa utvärderingsparametrarna koldioxidutsläpp under driftfas, energiförbrukning, investerings- och driftkostnader samt ytbehov.

Resultatet från designen av de olika teknikkombinationerna visade att ozonering följt av GAK-filter kräver störst ytbehov, följt av enbart GAK-filter. Skillnaden mellan ozonering följt av sandfilter och ozonering följt av GAK-filter är inte så stor, på grund av ytbehovet för sandfiltret. När det gäller övriga utvärderingsparametrar så är den direkta energiförbrukningen högre för ozonering än för GAK-filter. Utifrån utsläpp av koldioxidekvivalenter är ozonering och GAK-filter jämförbara om nordisk residualmix används för beräkningarna. Vid kombination av ozonering och GAK-filter kan driftkostnaderna begränsas genom att inställningarna för de båda processtegen kan optimeras, vilket kan ge en längre gångtid för GAK-filtret. Det gör att driftkostnaderna för de tre alternativen är jämförbara, framför allt om elpriset antas till 1 kr/kWh. Investeringskostnaderna för ozonering och GAK-filter är högst (cirka 61 Mkr), följt av GAK-filter (cirka 45 Mkr) och ozonering och sandfilter (cirka 31 Mkr).

De olika teknikkombinationerna har poängsatts i en utvärderingsmatrisen utifrån det beräknade resultatet för respektive utvärderingsparameter. Där till har de olika utvärderingsparametrarna viktats utifrån betydelse för LBVA. Resultatet från denna multikriterieanalys visar att GAK-filter och ozon följt av GAK-filter är de två mest fördelaktiga teknikerna. Mellan de två alternativen finns det aspekter som att driften av anläggningen och eventuellt bromatbildning skiljer sig från varandra. GAK-filter har som fördel att tekniken är enkel att drifta, låg direkt energiförbrukning, ingen risk för bromatbildning samt något lägre investeringskostnad jämfört med ozonering och GAK-filter. Nackdelen för GAK-filter är att anläggning har mindre flexibilitet och färre möjligheter för driftoptimering. Ozonering följt av GAK-filter har som fördel den redundans och flexibilitet det medför att ha två tekniker för rening av mikroföroreningar från avloppsvatten. Risken för bromatbildning minimeras också på grund av att en lägre ozondos kan användas. Nackdelen blir en högre investeringskostnad och en mer komplex anläggning med fler komponenter som kan kräva större tillsyn och underhåll.

Delprojekt 6 har fokus på kunskapsspridning av förstudiens resultat och en kommunikationsplan har tagits fram inledningsvis. Arbetet inom detta delprojekt kommer att fortsätta efter att rapporten slutförts, för att sprida den kunskap som erhållits i detta projekt.

Förstudien utgör ett beslutsunderlag för LBVA inför ett eventuellt införande av avancerad rening av avloppsvatten för reduktion av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. Riskbedömningen för recipienten konstaterar att några av de analyserade ämnena kan utgöra höga och måttliga risker för recipienten och att ett eventuellt läkemedelsreningssteg kan bidra till ett minskat utsläpp av mikroföroreningar och risken för recipienten. Samtidigt bör beslutet om införande av ett läkemedelsreningssteg tas i relation till ett helhetsperspektiv inom och mellan VA-organisationer i Sverige för att prioritera investeringar för läkemedelsrening i lämpliga avloppsreningsverk och recipienter.

1. Bakgrund och syfte

1.1 Bakgrund

Västra strandens avloppsreningsverks upptagningsområde består av Halmstad tätort och mindre närliggande orter. Ungefär 80 000 personer är idag anslutna till Västra strandens avloppsreningsverk, men som ett led i verksamhetsförbättring har Laholmsbukten VA (LBVA) som mål att lägga ner ett par mindre avloppsreningsverk (Oskarström, Åled, Simlångsdalen, Slättåkra) och centralisera avloppsvattenrening vid Västra strandens avloppsreningsverk.

Utöver det kommunala spillvattnet är ett antal tillståndsprövade verksamheter anslutna till Västra strandens avloppsreningsverk. Bland de anslutna verksamheterna är Hallands sjukhus Halmstad, som årligen avleder cirka 85 000 m³ avloppsvatten, av särskilt intresse som utsläppskälla för läkemedelsrester. En av Försvarsmaktens brandövningsplatser avleder vattnet till avlopps nätet efter gravimetrisk avskiljning av eventuella bränsle- och släckmedelsrester och är särskilt intressant som utsläppskälla för PFAS-ämnen. Brandövningsplatsen har dock inte använts de senaste 3–4 åren och ett pilotförsök för rening av avloppsvattnet från brandövningsplatsen pågår. Därtill finns en ytbehandlingsindustri efter intern processrening släpper avloppsvatten med resthalter av metallerna krom, nickel och zink.

Recipienten, som tar emot renat avloppsvatten från Västra strandens avloppsreningsverk, är Nissans mynning som rinner vidare ut i Laholmsbukten. Laholmsbukten har under lång tid visat tydliga tecken på mänsklig påverkan. Redan på 1960-talet uppmärksammades övergödning, vilket därefter ledde till att syrebrist konstaterats i bottenvattnet (Fors 2011). Laholmsbukten har måttlig ekologisk status enligt VISS, baserat på bottenfauna, siktdjup och fosformängder vintertid som alla har måttlig status. Vattenförekomsten uppnår ej god kemisk status på grund av kvicksilver, förekomst av bromerad difenyleter (PBDE) och tributyltenn (TBT) (VISS 2021).

I anslutning till Laholmsbukten finns två Natura 2000-områden enligt habitat- och fågeldirektivet, Fylleån och Bjärekusten. Fokus för Fylleån är vildlaxen. Bjärekustens naturvärden rör främst kustlandet. Det föreslagna naturreservatet Alet, precis norr om utsläppspunkten, har grunda mjukbottnar som blottläggs vid lågvatten. Dessa är viktiga uppväxt- och födosöksområden för fisk och rastande fågel och är en viktig och prioriterad naturtyp (Bildande av naturreservatet Alet i Halmstads kommun 2020).

Söder om avloppsreningsverket ligger ett flertal skyddade områden: djur- och växtskyddsområdena Skäret och Bjärehalvöns kuster, naturreservaten Hagön, Gullbranna, Tönnersa, Hökafältet och Skummeslövs sanddynsreservat. Dessa har generellt fokus även på sandbottnar och livsmiljöer för fåglar som eventuellt kan påverkas av läkemedelsrester via deras föda. Nordvästra Skånes havsområde, i södra delarna av bukten, är ett område med en diverse bottenfauna och utgör ett viktigt lekområde för torsk. Det finns även en betydande andel av rastande/övervintrande fåglar. Tumlare och knobbsäl är vanligt förekommande, medan gråsäl syns till. (VISS 2021)

Vattenförekomsten Laholmsbukten inkluderar åtta badplatser som skyddas enligt badvatten-direktivet. Tre av dem är lokaliserade i nära anslutning till utsläppspunkten för Västra strandens avloppsreningsverk.

1.2 Syfte

Förstudien presenterad i denna rapport har som syfte att generera underlag för beslut om behovet av läkemedelsrening på Västra strandens avloppsreningsverk samt lämplig teknik för eventuell läkemedelsrening. Teknikvalet har utförts utifrån en utvärderingsmodell baserat på Laholmsbuktens VA:s verksamhetsmål.

Installation av ett nytt steg för läkemedelsrening på Västra strandens avloppsreningsverk har som huvudsakligt syfte att genom minskat utsläpp av läkemedelsrester och andra svårnedbrytbara ämnen till vattenmiljön bidra till miljö kvalitetsmålen *Giftfri miljö*, *Hav i balans* samt *Levande kust och skärgård*, *Levande sjöar och vattendrag* samt *Ett rikt växt- och djurliv*.

Projektet kommer utöver dessa även att bidra till målen Begränsad klimatpåverkan och God Bebyggd miljö då det vid utvärderingen av alternativ kommer att tas fram en utvärderingsmodell där klimatpåverkan ingår som en utvärderingsparameter. Det kommer även att beaktas vilken desinfektionseffekt som uppnås med respektive teknik då ett flertal badplatser och andra rekreatiomsområden finns i närliggande områden.

Baserat på recipientens status och avloppsreningsverkets utsläpp av läkemedelsrester görs en bedömning av miljönyttan och behovet av avancerad rening. Som underlag för detta analyseras förekomsten av läkemedelsrester och eventuella andra problematiska ämnen i det renade avloppsvattnet och recipienten.

Projektets syfte är även att bidra till ökad kunskap och erfarenhetsutbyte mellan VA-organisationer, högskola och övriga aktörer inom branschen kring avancerad rening och de frågeställningar som uppstår vid planering och beslut om läkemedelsrening.

1.3 Genomförande

Projektet har utförts genom sex delprojekt som beskrivs nedan.

Delprojekt 1 - Kartläggning av målsättningar och relevanta tekniker

I det första delprojektet identifieras vilka tekniker för reduktion av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar som bedöms vara aktuella för Västra strandens avloppsreningsverk. Urvalet görs baserat på tekniker som finns etablerade i fullskala och har visat hög effektivitet i tidigare undersökningar.

Målsättningarna med installationen sammanställs och prioriteras. Till exempel utifrån reningseffekt avseende läkemedelsrester och andra mikroföroreningar, uppkomst av eventuella restprodukter, energiförbrukning och kostnad. Dessa parametrar ska ligga till grund för utvärdering och teknikval.

Delprojekt 2 - Provtagning och analys av mikroföroreningar

Under ett år genomförs månadsvis provtagning och analys på inkommande och utgående avloppsvatten för karaktärisering av avloppsvattnet samt för att fastställa variationerna under året. Provtagning av läkemedelshalter i Laholmsbukten genomförs vid fyra tillfällen: sommar, höst, vinter respektive vår. Syftet med provtagningen i recipienten är att fastställa nuläget, samt ta fram data för långsiktig utvärdering av installationens miljönytta i mottagande vatten.

De parametrar som utvärderas omfattar ämnen som finns med på Naturvårdsverkets rekommenderade lista samt eventuella parametrar som identifieras och som har specifik relevans för reningsverket. Analyserna kommer att ligga till grund för att välja indikatorer för att utvärdera den framtida installationen. Det kommer även att utföras analys av utgående bromidhalter. Bromid kan vara problematiskt vid ozonering då det vid ozonering av bromid bildas bromat som är ett cancerogent ämne. Det finns särskild risk för höga bromidhalter vid kustnära reningsverk, då inträngande havsvatten kan bidra till förhöjda halter.

Provtagning av läkemedelsrester i slammet genomförs vid fyra tillfällen under året för att fastställa fördelning mellan vatten- och slamfas av de ämnen som passerar reningsverket.

Delprojekt 3 - Spridning av läkemedelsrester i Laholmsbukten

Fokus för delprojekt 3 är spridningen av läkemedelsrester i recipienten där en modellering görs för att se hur ämnena sprids från utsläppspunkten och särskilja reningsverkets påverkan från bakgrundshalten.

En riskbedömning genomförs baserat på en jämförelse av uppmätta halter i recipienten, modellerad spridning av utgående halter och de miljö kvalitetsnormer eller risknivåer (så kallade PNEC-värden, Predicted No Effect Concentration på engelska) som finns tillgängliga för de identifierade ämnena, för att bedöma hur utsläppen av läkemedelsrester kan påverka Laholmsbukten.

Delprojekt 4 - Teknikval för läkemedelsrening

I delprojekt 4 genomförs en utvärdering utifrån prioriterade parametrar för att välja teknik. Det genomförs en genomgång av befintlig infrastruktur och platsspecifika förutsättningar som underlag för processutformning och dimensionering. I detta delprojekt fastställs även vilka indikatorer och analyser som ska användas för att mäta installationens effektivitet både under uppstart och kontinuerlig drift. Urvalsparametrar och resultat sammanställs i en utvärderingsmatris.

Delprojekt 5 - Kostnader

En övergripande kostnadskalkyl för investerings- och driftskostnader för valt alternativ tas fram.

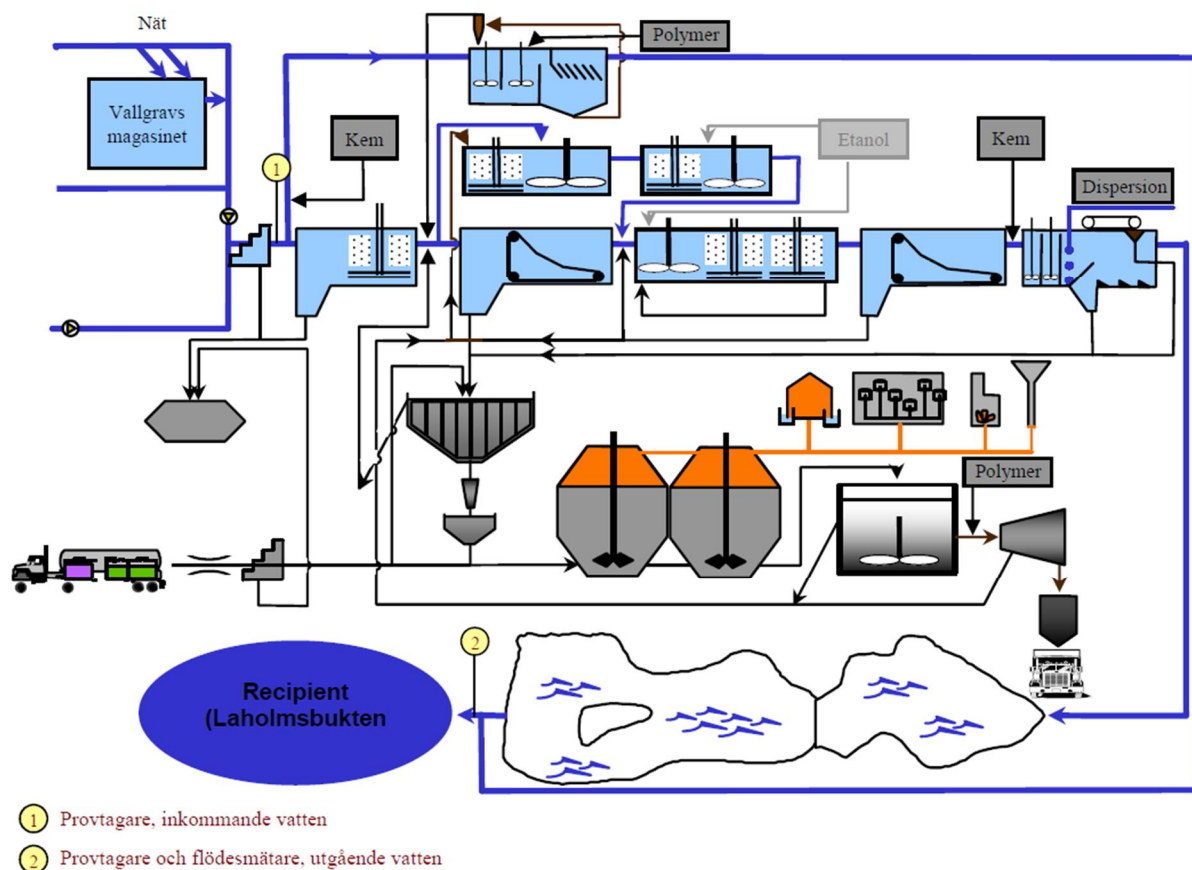
Delprojekt 6 - Kunskapsspridning/Kommunikationsplan

I det sista delprojektet är fokus på kunskapsspridning av förstudiens resultat. En slutrapport tas fram och sprids i relevanta kanaler. En vetenskaplig artikel skrivs för publikation i branschmedia.

1.4 Beskrivning av nuvarande anläggning

Reningen på Västra strandens avloppsreningsverk består av mekanisk, biologisk och kemisk rening (Figur 1). Avloppsvattnet på Västra strandens avloppsreningsverk genomgår mekanisk rening i form av galler, sandfång och försedimentering. Därefter renas det biologiskt i en aktivslamprocess (inklusive Bio-P) följt av sedimentering. Kemisk polering sker i ett efterföljande slutsteg utformat som ett flotationssteg. Vattnet slutpoleras i ett dammsystem. Rejektvatten leds tillsammans med returslam till en slamox/anoxisk bassäng.

När flödet överskrider biostegets kapacitet (3000 m³/h) avleds avloppsvattnet, innan det når sandfånget, till bräddvattenreningen. Bräddvattenreningen är utformad som en Actiflo® process som baseras på en injektionstank, en mognadstank följt av en lamelledimentering.



Figur 1. Förenklat flödesschema över Västra Strandens ARV.

Primärslam, biologiskt överskottsslam och slam från bräddvattenreningen plockas ut och pumpas till gravimetrisk förtjockning och sedan vidare till mekanisk förtjockning.

Slammet leds via en slambehållare, dit även yt slam från flotationsanläggningen kommer, till tre parallella rötkammare varpå det efterrotas i en gemensam fjärde rötkammare. Gasen som producerats lagras i en gasklocka och förbränns sedan i en gaspanna för att producera värme eller används till en gasmotor för att producera el och värme.

2. Kartläggning av målsättningar och relevanta tekniker

2.1 Målsättningar för projektet

Läkemedelsrening bidrar till ett minskat utsläpp av läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar till recipienten. Det finns ett antal beprövade och mogna tekniker som kan användas för detta ändamål. Valet av teknik kan göras utifrån olika utvärderingsparametrar så som reningseffektivitet, energiförbrukning, arbetsmiljö, investering- och driftkostnader.

Valet av reningsprocess för en eventuell framtida utbyggnad av läkemedelsrening på Västra strandens avloppsreningsverk bör inte bara grunda sig i teknikens lämplighet, utan också i LBVA:s målsättningar och kvalitetsparametrar utifrån verksamhetsplanen, för att säkerställa att rätt värden inkluderas i beslutet och bidrar till att LBVA uppnår sina verksamhetsmål.

LBVA har som ambition att "ligga i framkant" vad gäller ny teknik och innovativa lösningar. LBVA:s verksamhetsplan har tre övergripande mål; Vi förvaltar och utvecklar det hållbara samhället, Vi har aktiva och öppna samarbeten med vår omvärld och Vi driver vårt vattensmarta VA-system utifrån ett hållbarhetsperspektiv med hög kvalitet och effektivitet. Dessa mål är nedbrutna i ett antal delmål samt indikatorer och insatser som ska leda bolaget framåt. Till målsättningarna finns också sex kvalitetsparametrar för uppdraget Hållbara vattentjänster; *Klimatsmart, Medarbetare, Kunden, Resurser, Koldioxidutsläpp* och *Laholmsbukten*, som tillsammans med målen ligger till grund för LBVA:s verksamhet.

Utifrån LBVA:s verksamhetsmål, kvalitetsparametrar samt övriga faktorer har följande kriterier bedömts relevanta för val av teknik för läkemedelsrening:

Koldioxidutsläpp

LBVA har som målsättning att vara koldioxidneutrala år 2030 (delmål 1:4). Det innebär att man ska arbeta för att finna en balans mellan utsläppen av koldioxid från verksamheten och absorbering av koldioxid från atmosfären. Det kan exempelvis vara att:

1. Förhindra fossila utsläpp
2. Välja andra produkter, transporter och tekniker
3. Klimatkompensera

Att införa ett nytt reningssteg för läkemedelsrening kommer på grund av användningen av material och byggnationen totalt sett att innebära högre koldioxidutsläpp från Västra strandens avloppsreningsverk. För att LBVA ska nå sitt mål att vara koldioxidneutrala år 2030 kommer tekniker med lågt koldioxidavtryck ges fördel. Koldioxidavtryck kommer att beräknas och utvärderas för valda teknikalternativ.

Energiförbrukning

LBVA har som målsättning att VA-anläggningarna, i sin helhet, ska vara energipositiva år 2030 (delmål 1:5). Det innebär att det ska produceras mer energi än vad som används i anläggningarna.

Att införa ett nytt reningssteg för läkemedelsrening kommer totalt sett att innebära högre energiförbrukning på Västra strandens avloppsreningsverk. För att LBVA ska nå sitt mål att vara energipositiva år 2030 kommer tekniker med låg energiförbrukning ges fördel. Energiförbrukning kommer att beräknas och utvärderas för valda teknikalternativ.

Utsläppsvärden

LBVA har som målsättning att år 2023 ha kartlagt, tagit fram en målsättning och en plan för hur man aktivt förbättrar och skyddar recipienter för att nå miljö kvalitetsnormerna (delmål 3:3).

Att införa ett nytt reningssteg för läkemedelsrening på Västra strandens avloppsreningsverk kommer att medföra minskade utsläpp av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar till recipienten. Målsättningen för vad Västra strandens avloppsreningsverk behöver uppnå för att skydda recipienten är inte fastlagd när detta projekt utförs, men inom projektet ska hänsyn tas till att uppnå så god reduktionsgrad som möjligt av utvalda läkemedelsrester.

Arbetsmiljö

I LBVA:s kvalitetsparametrar definieras medarbetarna som verksamhetens viktigaste resurs för att säkerställa kontinuerlig leverans av hållbara vattentjänster, vilket innebär att medarbetare som mår bra och känner engagemang för sitt och organisationens arbete är ett krav. För att uppnå detta är en säker och god arbetsmiljö grundläggande.

Vid införandet av ett nytt reningssteg för läkemedelsrening på Västra strandens avloppsreningsverk är det viktigt att ta med arbetsmiljö- och säkerhetsaspekter i ett tidigt skede. Arbetsmiljö kommer därför att utvärderas för valda teknikalternativ.

Resurser

Enligt LBVA:s kvalitetsparametrar ska verksamheten arbeta för att skapa rena kretslopp och övergå till en cirkulär ekonomi som handlar om att ta hand om och återanvända det som redan producerats.

Idag återförs näringsämnen från Västra strandens avloppsreningsverk till jordbruket genom spridning av slam på åkermark. Vid införandet av ett nytt reningssteg för läkemedelsrening på Västra strandens avloppsreningsverk är det viktigt att framtida reningsprocess inte hindrar framtida användning av slammet som slutprodukt och på kort sikt fortsatt möjliggöra spridning av slam på åkermark. Det är därför satt som ett krav för valda teknikalternativ.

Platsbehov

Plats är en ändlig resurs på Västra strandens avloppsreningsverk och utbyggnad av läkemedelsrening är inte den enda förbättrande åtgärden som reningsverket står inför inom kommande år. För att säkerställa att alla nödvändiga åtgärder som krävs för att möta framtida krav är möjliga att implementera måste utrymmet på reningsverket användas med eftertänksamhet.

Vid införandet av ett nytt reningssteg för läkemedelsrening på Västra strandens avloppsreningsverk är det därför viktigt att ta hänsyn till platsbehov. Platsbehov kommer därför att beräknas och utvärderas för valda teknikalternativ.

Kostnader

Vid införandet av ett nytt reningssteg för läkemedelsrening på Västra strandens avloppsreningsverk är det viktigt att ta hänsyn till både investerings- och driftkostnader, då valt teknik ska vara ekonomiskt rimlig i förhållande till nyttan. Både investerings- och driftkostnader kommer därför att beräknas och utvärderas för valda teknikalternativ.

2.2 Identifiering av relevanta tekniker

I ett konventionellt avloppsreningsverk sker rening av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar genom adsorption till biomassa eller genom biologisk nedbrytning. De allra flesta tekniker baserade på biologisk rening är bara effektiva mot några läkemedelsrester och ett flertal ämnen passerar helt oförändrade igenom avloppsreningsverken. Det krävs därför kompletterade reningssteg för att avskilja eller bryta ner läkemedelsresterna. Kompletterande tekniker som avskiljer läkemedelsrester från vattenfasen kan baseras på följande metoder:

- Biologisk nedbrytning
- Oxidation
- Adsorption
- Fysikalisk avskiljning

Vid biologisk nedbrytning bryter mikroorganismer i aktivslam- och biofilmprocesser ner organiska mikroföroreningar. I aktivslamsystem kan vissa läkemedelsrester, till exempel ibuprofen och naproxen, brytas ner medan andra inte bryts ner, till exempel karbamazepin. Aktivslamsprocesser med kväverening visar bättre biologisk nedbrytning. Ett antal avloppsreningsverk har biofilmssystem med rörliga bärare (MBBR, Moving Bed Biofilm Reactor). Processer med rörliga bärare har visat högre reduktion av vissa ämnen, till exempel diklofenak, än med aktivslamsystem (Falås, Baillon-Dhumez, o.a. 2012). Optimering av befintliga biologiska reningsprocesser, så som aktivslam- och biofilmsprocesser, ger inte en förbättrad reduktion av läkemedelsrester i en betydande utsträckning (Falås, Wick, o.a. 2016). Detta blir tydligare om man jämför reduktionen med vad som kan uppnås för andra tekniker som ofta används för avancerad rening.

Oxidativa processer kan tillämpas med tekniker som bygger på olika principer, som fotokemiska, elektrokemiska, fysikaliska eller kemiska tekniker. De två tekniker med högst mognadsgrad är ozon och UV+väteperoxid (H_2O_2). Beroende på vilken oxidationsmetod som används kan olika för- eller efterbehandlingar krävas. Utöver oxidering av läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar har ozonering och behandling med UV också en desinficerande effekt som kan vara intressant om man har ambitionen att återvinna avloppsvatten i form av produktion av tekniskt vatten.

Adsorptiva processer bygger på att mikroföroreningar ackumuleras på en partikels yta. Denna mekanism kallas för adsorption. Det finns olika typer av adsorbenter men inom avancerad rening av avloppsvatten är aktivt kol den mest använda. Aktivt kol tillverkas från kolrikt material som till exempel stenkol, lignit, petroleumkoks, trä, torv eller kokosnötskal. De kolrika materialen pyrolyseras vid 400-600°C i syrefria förhållande och aktiveras därefter med ånga eller koldioxid vid hög temperatur. Aktivt kol, som har en hög specifik yta, kan användas i olika former så som pulveriserat aktivt kol (PAK) eller granulerat aktivt kol (GAK). PAK doseras i avloppsvattnet och separeras därefter med slammet, ofta med överskottslammet, medan GAK används som mediafilter på liknande sätt som ett sandfilter.

Fysikalisk avskiljning av läkemedelsrester kan genomföras via tekniker baserade på membranfiltrering som nanofiltrering (NF) och omvänd osmos (RO, reverse osmosis på engelska). NF och RO är tryckdrivna processer och avskiljer mikroföroreningar genom att tvinga vattnet genom membranet. Porstorleken på NF och RO membraner är tillräcklig liten för att möjliggöra avskiljningen av läkemedelsrester. Membranfiltrering med större porstorlekar som ultrafiltrering (UF) och mikrofiltrering (MF) är inte så effektiva för avskiljning av läkemedelsrester men kan användas som förbehandling i kombination med andra tekniker.

En sammanställning av tillgängliga tekniker och teknikkombinationer som kan vara aktuella som teknikval för implementering av läkemedelsrening på Västra strandens avloppsreningsverk presenteras i Bilaga 1. De metoder som har identifierats har klassificerats i tekniker som har som

grundprocess ozonering, GAK-filter, PAK, UV/H₂O₂ eller membranteknik. Varje teknik eller teknikkombination presenteras med en övergripande presentation om tekniken tillsammans med en processkonfiguration och därefter fördelar och nackdelar kopplat till de utvärderingsparametrar som presenteras i avsnitt 2.1 samt referensanläggningar i Europa och USA.

3. Provtagning och analys av mikroföroreningar

3.1 Material och metoder

Mellan augusti 2021 och juli 2022 genomfördes provtagning och analys på inkommande och utgående avloppsvatten en gång per månad för karaktärisering av avloppsvattnet samt för att fastställa variationerna under året. Provtagning av läkemedelshalter i Laholmsbukten genomfördes vid fyra tillfällen: sommar, höst, vinter respektive vår. Provtagning i recipient sker vid ett par punkter i en utåtgående gradient från utsläppet vid Nissans mynning ut mot Laholmsbukten.

3.1.1 Provtagningsmetoder

Inkommande och utgående

Provtagning av inkommande och utgående avloppsvatten till Västra strandens avloppsreningsverk utfördes en gång per månad under en ettårsperiod. Provtagning har skett genom automatisk flödesproportionell dygnsprovtagning. Provtagning av inkommande och utgående avloppsvatten har skett samtidigt och vid olika veckodagar (även helger).

Slam

Provtagning av slam har gjorts genom att primärprover har tagits ut varje vardag. I slutet av varje månad blandas/homogeniseras primärproverna till ett månadsprov som skickas för analys. Slamprov i läkemedelsprojektet har tagits som ett delprov av ordinarie uttaget månadsprov. Ett månadsprov per kvartal (september 2021, december 2021, mars 2022 och juni 2022) har skickats för analys av läkemedelsrester samt PFAS och PFOS.

Recipientprovtagning

Provtagning utfördes vid fyra tillfällen utspridda över en ettårsperiod, med tre månader mellan varje tillfälle (18 oktober 2021 samt 18 januari, 19 april och 19 juli 2022). Vid varje tillfälle hämtades ytvattenprover med hjälp av en Limnos vattenhämtare, på cirka 0,5 m djup på fem lokaler (Figur 2). Vattnet överfördes med detsamma till en 500 mL plastflaska, för varje lokal. Utöver vattenprovtagning så mättes temperatur, konduktivitet, samt strömriktning på fyra av de totalt fem lokalerna. Arbetet utfördes från båt på de fyra lokaler där fysikaliska mätningar gjordes. Strömriktning bestämdes med en gelatinströmmätare enligt (Haamer 1973). Vattenprofiler för salt och temperatur inhämtades med antingen en Minos X eller Plus X CTS-sond. Referenslokalen uppe i Nissan provtogs från slottsbron vid första provtagningstillfället (18/10/2021). Därefter flyttades Nissans referenslokal längre uppströms, till Gamletullsbron, för att ytterligare minska kontamineringsrisken från reningsverkets utlopp. Nissans referenslokal var den enda lokal där fysikaliska mätningar inte utfördes, på grund av att vattendjupet inte tillät för sond eller strömriktningsmätare. Vid referenslokalen utfördes arbetet från respektive bro.

3.1.2 Provtagningspunkter för recipientprovtagning

Utsläppspunkten för utgående vatten från Västra strandens avloppsreningsverk är vid Nissans mynning innan utloppet i Laholmsbukten. För utvärdering av hur halter av mikroföroreningar i Laholmsbukten påverkas av Västra strandens avloppsreningsverk har sex provtagningspunkter definierats i recipienten (Figur 2). En provtagningspunkt är lokaliserad uppströms reningsverket (Ref_ Nissan) och fem provtagningspunkter är lokaliserade nedströms reningsverket; P1, P2, P3, Ref_ Laholm och Ref_alt. Ref_alt används som provtagningspunkt i fallet där väderförhållande inte tillåter provtagning i

Ref_Laholm. Analys av mikroföroreningar utfördes på fem prover för varje provtagningsstillfälle och prov kunde tas från Ref_Laholm vid samtliga provtagningar och därför togs inga prover från Ref_alt.



Figur 2. Karta över Laholmsbukten med provtagningspunkter Ref_Nissan, P1, P2, P3, Ref_Laholm och Ref_alt.

3.1.3 Analysmetod läkemedelsrester för vatten och slam

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 mikroföroreningarna. Vidare avskiljs analysstörande bakgrundsämnen, som till exempel humus, från provet. Inom organisk spåranalys av polära till semipolära mikroföroreningar har det närmast blivit standard att använda SPE som upparbetningsteknik. När SPE används överförs (extraheras) mikroföroreningarna 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, ofta förkortad SPE-HPLC-MS/MS.

Den särskilda provupparbetningsteknik som har utvecklats och används på MoLab vid analys av prover möjliggör analys i hela vattenprovet, utan filtrering genom ett 0,45 µm filter som annars är brukligt. På EU:s 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.

Metoderna är validerade enligt standardmetoden, 1694, publicerad 2007 av det Amerikanska Naturvårdsverket (United States Environmental Protection Agency, US EPA), Method 1694 (EPA 2007).

I projektet har även slam från Västra strandens avloppsreningsverk analyserats med avseende på innehåll av mikroföroreningar. Vid provupparbetningen har en teknik baserad på ultraljud använts. Metoden har validerats mot den teknik som tidigare använts på MoLab för extraktion av mikroföroreningar - SHWE (Super Heated Water Extraction) (Svahn och Björklund, 2019)

3.1.4 Analysmetod bromid

Initiala bromidprover analyserades hos SGS, men detektionsgränsen var för hög (1 mg Br⁻/L) för att kunna göra en bedömning kring ozonering. Sedan 17 december 2021 har bromidprover analyserats hos Eurofins med ICP-MS-metoden med en detektionsgräns på 0,001 mg Br⁻/L. Dygnsprover skickades för analys veckovis fram till oktober 2022.

3.2 Provtagna mikroföroreningar

I Tabell 1 redovisas de ämnen som undersökts i projektet med tillhörande nedre detektionsgräns och standardavvikelser.

Tabell 1. Detektionsgräns (LOQ, limit of quantification) och relativ standardavvikelse (RSD, relative standard deviation) för analyserade mikroföroreningar.

Ämne	LOQ (ng/L)	RSD (%)	Ämne	LOQ (ng/L)	RSD (%)
Acetamidrid	0,1	1	Bensotriazol	1	2,5
Amisulprid	1	5	Ciprofloxacina	5	3,3
Atenolol	0,1	0,5	Citalopram	1	1,8
Karbamazepin	0,5	0,7	Irbesartan	2	4,8
Klaritromycin	1	3,6	Ketoconazol	5	10,2
Diklofenak	1	3	Paracetamol	1	6
Erytromycin	1	3,6	Propranolol	0,1	3,5
Flukonazol	0,6	1,2	Sulfametoxazol	0,1	2,4
Hydroklortiazid	10	15,3	Tiacloprid	1	5,5
Imidacloprid	0,1	2,5	Tramadol	2	2,5
Losartan	0,1	3,2	Venlafaxin	1	6,3
Metotrexat	5	5,4	Zolpidem	1	2,9
Metoprolol	0,1	1,6	Bisfenol A	10	3,4
Naproxen	25	3,9	Östron	0,05	1,2
Oxazepam	0,6	1,6	Östradiol (E2)	0,1	3,8
Sertralin	0,5	3,6	Etinylestradiol (EE2)	0,1	2,3
Tiametoxam	0,1	1,3	Furosemid	0,5	18
Trimetoprim	1	1,4	Ibuprofen	100	4,3
Azitromycin	1	2,7	PFOS	3	3,1
			PFOA	3	3,4

De flesta analyserade ämnena är läkemedel avsedda för olika behandlingar men det finns också några andra kemikalier med i listan som har andra användningsområden (Tabell 2).

Tabell 2. Användningsområde för de analyserade mikroföroeningarna.

Ämne	Användning	Ämne	Användning
Acetamidrid	Insekticid	Bensotriazol	Korrosionshämmare, disktabletter, biocider
Amisulprid	Insekticid	Ciprofloxacina	Antibiotikum
Atenolol	Högt blodtryck	Citalopram	Antidepressivt
Karbamazepin	Epilepsi	Irbesartan	Högt blodtryck
Klaritromycin	Antibiotikum	Ketoconazol	Svampdödande medel
Diklofenak	Antiinflammatoriskt	Paracetamol	Smärtstillande
Erytromycin	Antibiotikum	Propranolol	Högt blodtryck
Flukonazol	Svampdödande	Sulfametoxazol	Antibiotikum
Hydroklortiazid	Vätskedrivande	Tiacloprid	Insekticid
Imidacloprid	Insekticid	Tramadol	Morfinliknande analgesikum
Losartan	Högt blodtryck	Venlafaxin	Antidepressivt
Metotrexat	Cancerbehandling	Zolpidem	Kroniskt sömnbesvär
Metoprolol	Högt blodtryck	Bisfenol A	Tillverkning av plast
Naproxen	smärtstillande	Östron	Steroidhormon
Oxazepam	Ångestdämpande	Östradiol (E2)	Steroidhormon
Sertralin	Antidepressivt	Etinylestradiol (EE2)	Steroidhormon
Tiametoxam	Insekticid	Furosemid	Vätskedrivande
Trimetoprim	Antibiotikum	Ibuprofen	Antiinflammatoriskt
Azitromycin	Antibiotikum	PFOS och PFOA	Ytaktiva ämne

3.3 Halter, belastning och reduktion över Västra strandens avloppsreningsverk

I detta avsnitt redovisas inkommande och utgående koncentrationer samt belastningar av de analyserade mikroföroeningarna på Västra Strandens avloppsreningsverk. Beräknade reduktioner av mikroföroeningar sätts i samband med koncentrationer i slammet. Resultaten redovisas i stapeldiagram och obefintliga staplar motsvarar att ämnet ej detekterats, medan ämnen med koncentrationer under deras detektionsgräns (LOQ, Limit of quantification på engelska) visas i grafen med motsvarande LOQ-värde och reduktionen i procent har beräknats med LOQ-värden.

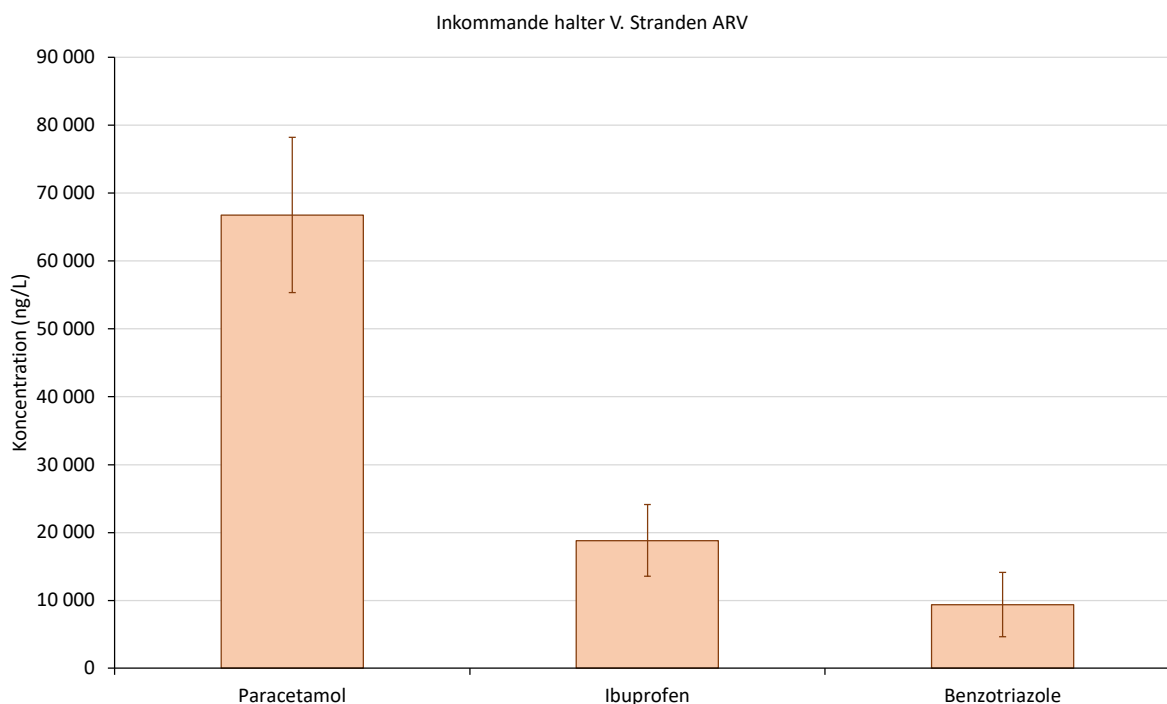
3.3.1 Inkommande vatten

Halter av olika läkemedelsrester och andra mikroföroreningar varierade kraftigt i inkommande avloppsvatten, mellan några ng/L och upp till cirka 90 000 ng/L, under provtagningsperioden. Ämnen som acetamiprid och amisulprid detekterades inte i vissa provtagningsstillfällena och neonikotinoiderna tiametoxam och tiacloprid samt hormonerna östradiol (E2) och etinylestradiol (EE2) detekterades vid något tillfälle. I figurerna i detta avsnitt visas medelkoncentration och standardavvikelse för respektive ämne, för koncentration av respektive ämne vid varje provtagningsstillfälle hänvisas till Bilaga 2.

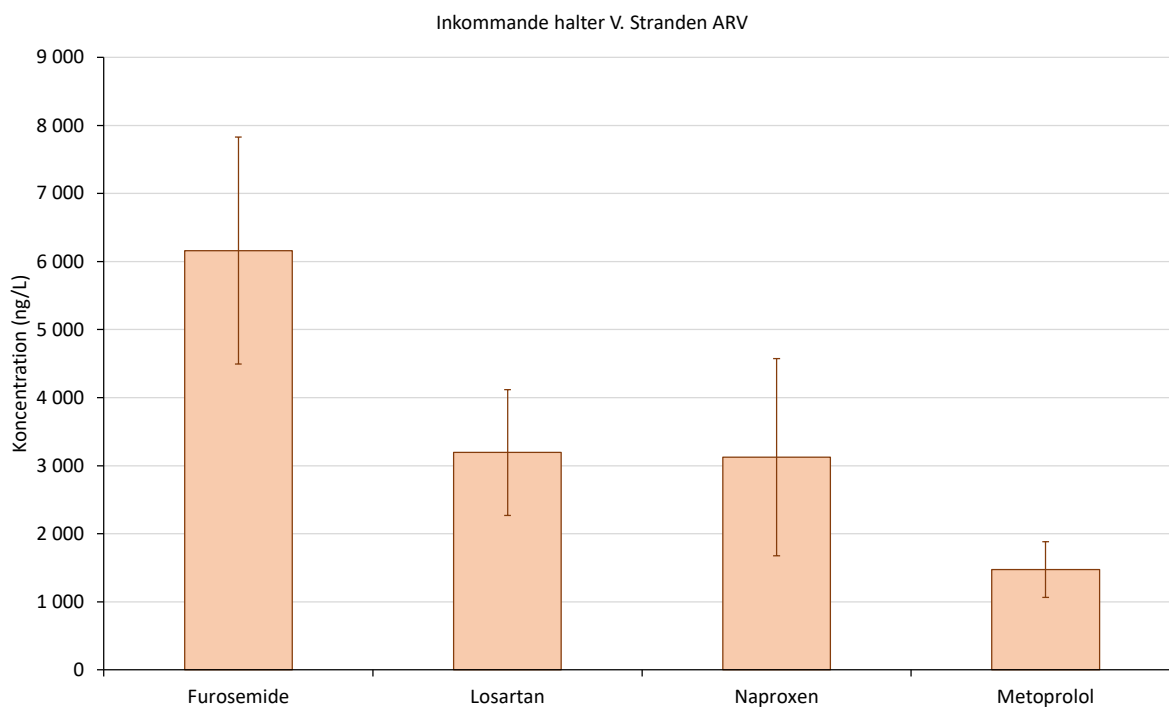
Paracetamol och ibuprofen förekom i de högsta koncentrationerna med en viss variation (Figur 3). Följd av dessa mikroföroreningar uppvisade bensotriazol en medelkoncentration på knappt 10 000 ng/L med en stor variation (cirka 50 %) i förhållande till medelvärdet. I minskande koncentration ner till cirka 1 500 ng/L förekommer furosemid, losartan, naproxen och metropolol (Figur 4).

De allra flesta mikroföroreningarna kvantifieras i koncentrationer <1 000 ng/L och ungefär hälften av dem har koncentrationer <150 ng/L (Figur 5). I de lägsta koncentrationerna hittar man bland annat PFAS-ämnena PFOS och PFOA som är ytaktiva ämnen och används inom många olika områden för deras vatten- och oljeavstötande egenskaper, till exempel inom textilindustri, brandbekämpning och som teflon i stekpannor (Figur 6). En brandövningsplats inom verksamhetsområdet kan uteslutas som källa till PFAS-ämnena till Västra strandens avloppsreningsverk, eftersom den inte har varit aktivt de senaste åren, och inget lakvatten från deponier är direkt kopplat till avloppsreningsverket. Största bidraget av PFAS-ämnena till Västra strandens avloppsreningsverk antas vara diffusa källor från användning av olika varor och produkter som innehåller PFAS, såsom textil (paraplyer, väskor, skor, mattor, impregneringsmedel), livsmedelsförpackningar (påsar och kartonger), kosmetiska produkter (smink, solkräm) och hushållsprodukter (rengöringsmedel, golvpols, bilvårdsprodukter, färg, stekpannor) (Kemikalieinspektionen 2015).

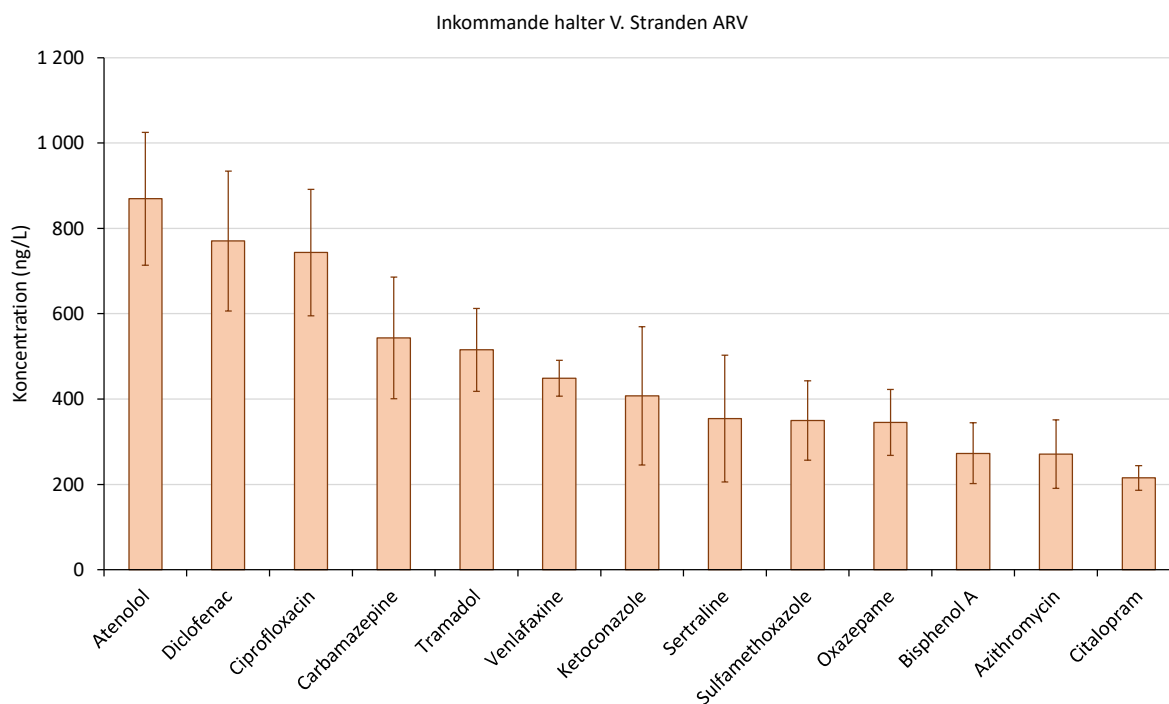
Spårkoncentrationer har också detekterats för insekticiderna acetamiprid och amisulprid (neonikotinoider) och zolpidem, som används vid behandling av kroniska sömnbesvär.



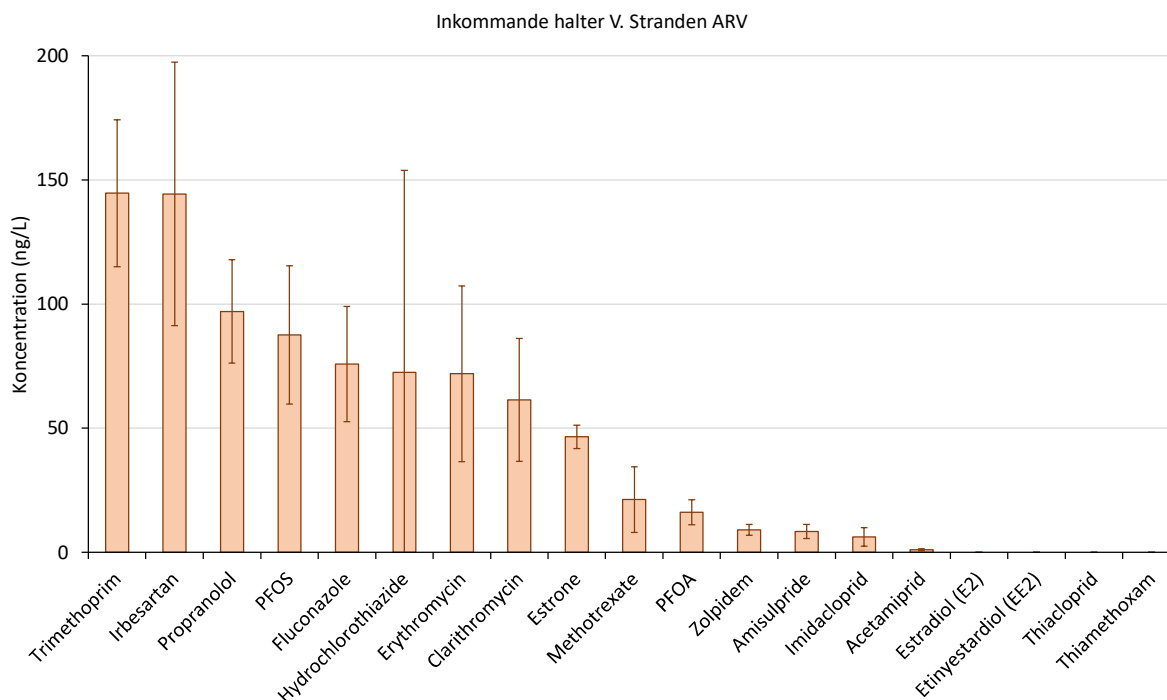
Figur 3. Inkommande medelkoncentration av mikroföroreningar (> 10 000 ng/L), felstaplarna visar standardavvikelse (n=12).



Figur 4. Inkommande medelkoncentration av mikroföroreningar (1 500-6 000 ng/L), felstaplarna visar standardavvikelse (n=12).

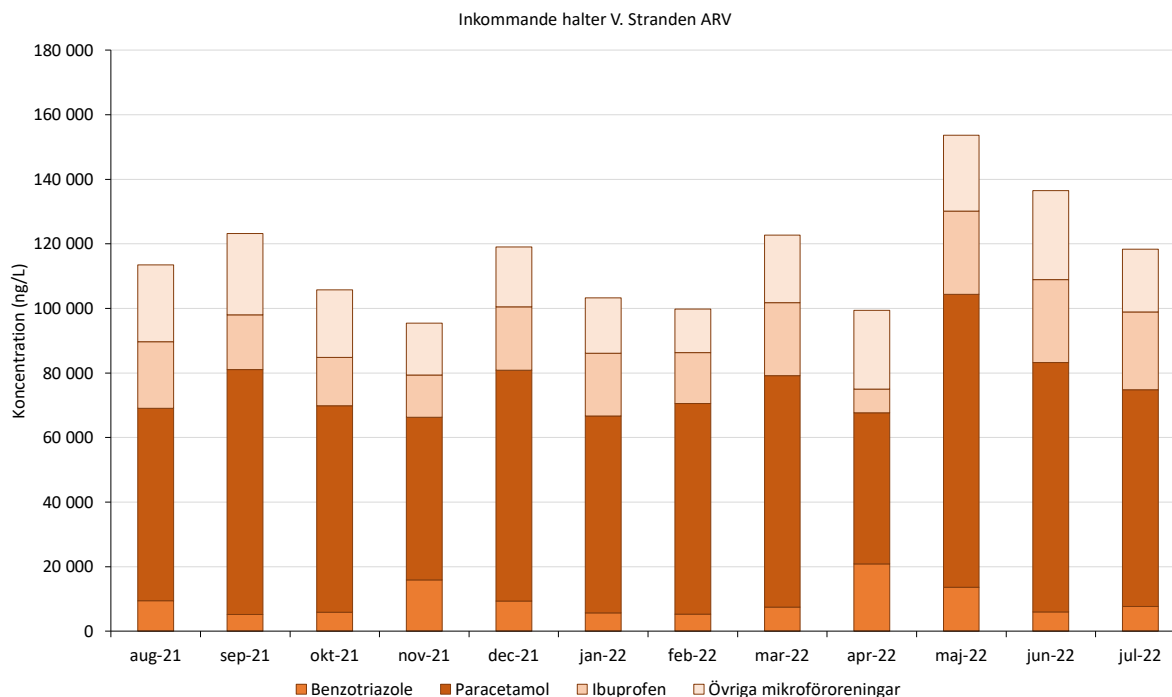


Figur 5. Inkommande medelkoncentration av mikroföroreningar (200-1 000 ng/L), felstaplarna visar standardavvikelse (n=12).



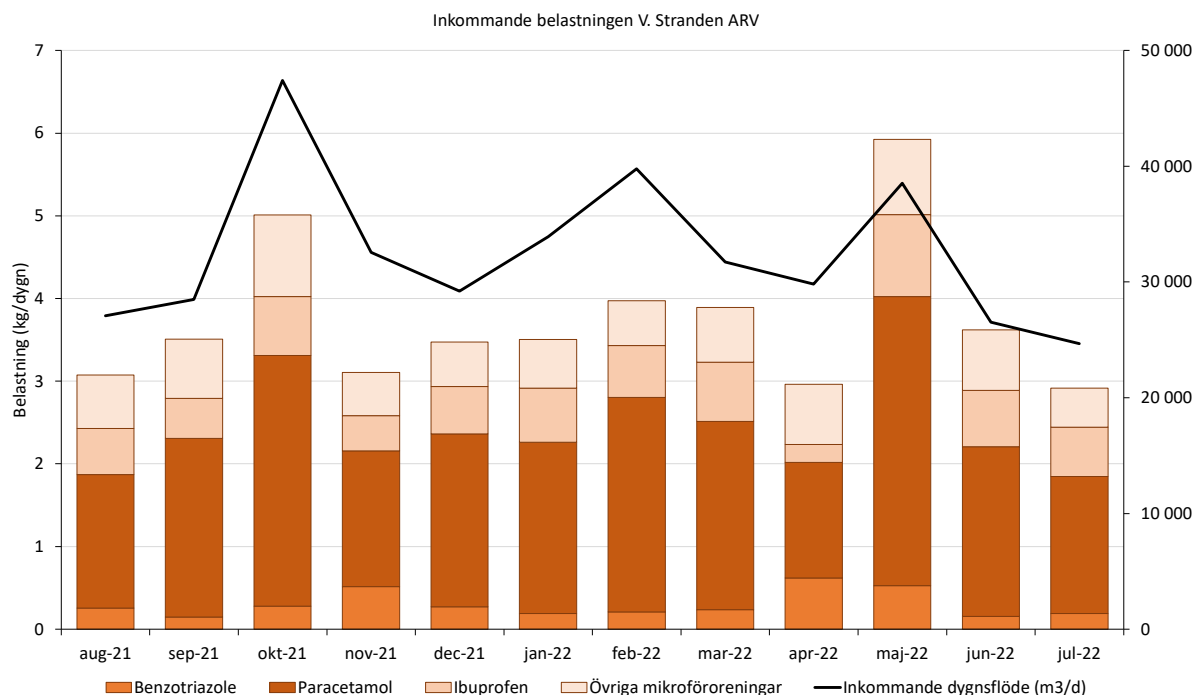
Figur 6. Inkommande medelkoncentration av mikroföroreningar (<150 ng/L), felstaplarna visar standardavvikelse (n=12).

Ibuprofen, paracetamol och bensotriazol utgör i genomsnitt cirka 80 % av den totala koncentrationen av de uppmätta mikroföroreningarna (i koncentrationsintervallet 100 000-150 000 ng/L, där nästan hälften är paracetamol) och resterande trettioåtta ämnen utgör 20 % av koncentrationen (Figur 7). Den totala koncentrationen av mikroföroreningar varierar något under året kring medeltalet på dryga 100 000 ng/L, med betydande ökning under maj och juni 2022.



Figur 7. Sammanlagd koncentration av mikroföroreningar i inkommande vatten vid olika provtagningstillfällen.

Variationen av inkommande koncentrationer av olika ämnen kan bero på olika faktorer som användningsgrad i samhället, säsongsvariationer av vissa sjukdomar, vattenförbrukning, semesterperioder och skyfall bland annat. För att bättre bedöma den totala mängden av de uppmätta mikroföroreningarna till och från reningsverket, har belastning i kg/dygn tagits fram med dygnsflöde från provtagningsdagarna (Figur 8). Inkommande belastning varierade mellan 3-6 kg/dygn och de högsta belastningarna har tydliga kopplingar till provtagningstillfällen med toppar i flöden, till exempel i oktober 2021 och maj 2022.



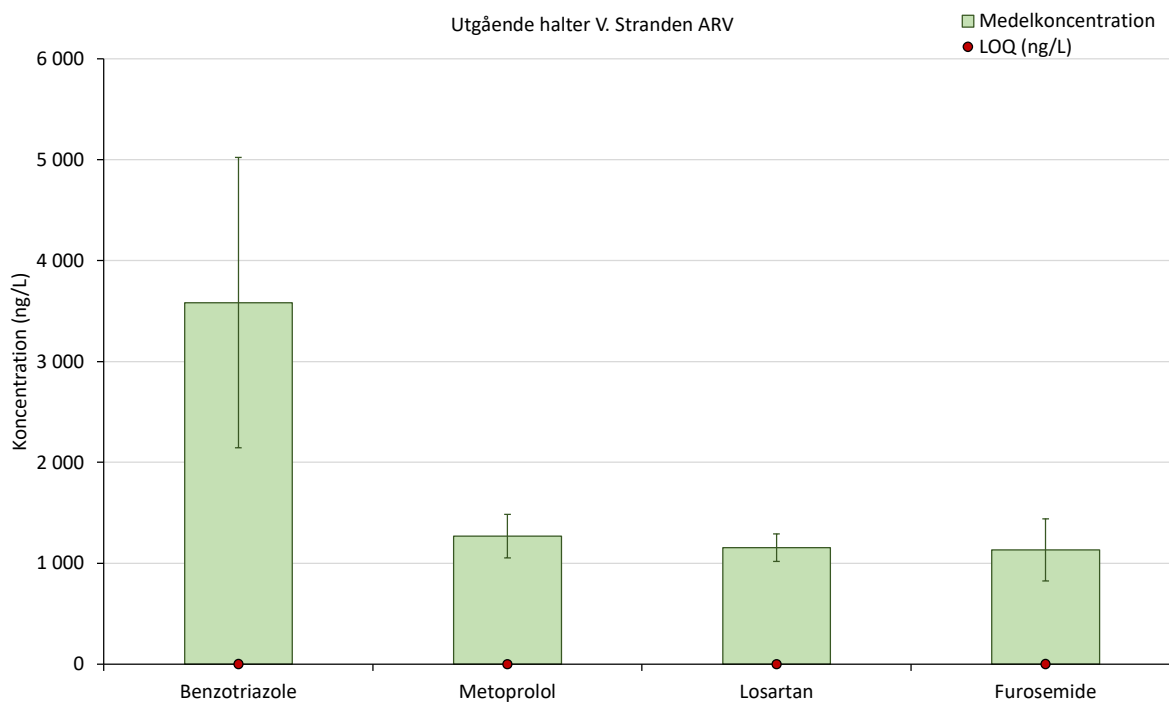
Figur 8. Sammanlagd inkommande belastning av mikroföroreningar och dygnsflöde vid olika provtagningstillfällen.

3.3.2 Utgående vatten

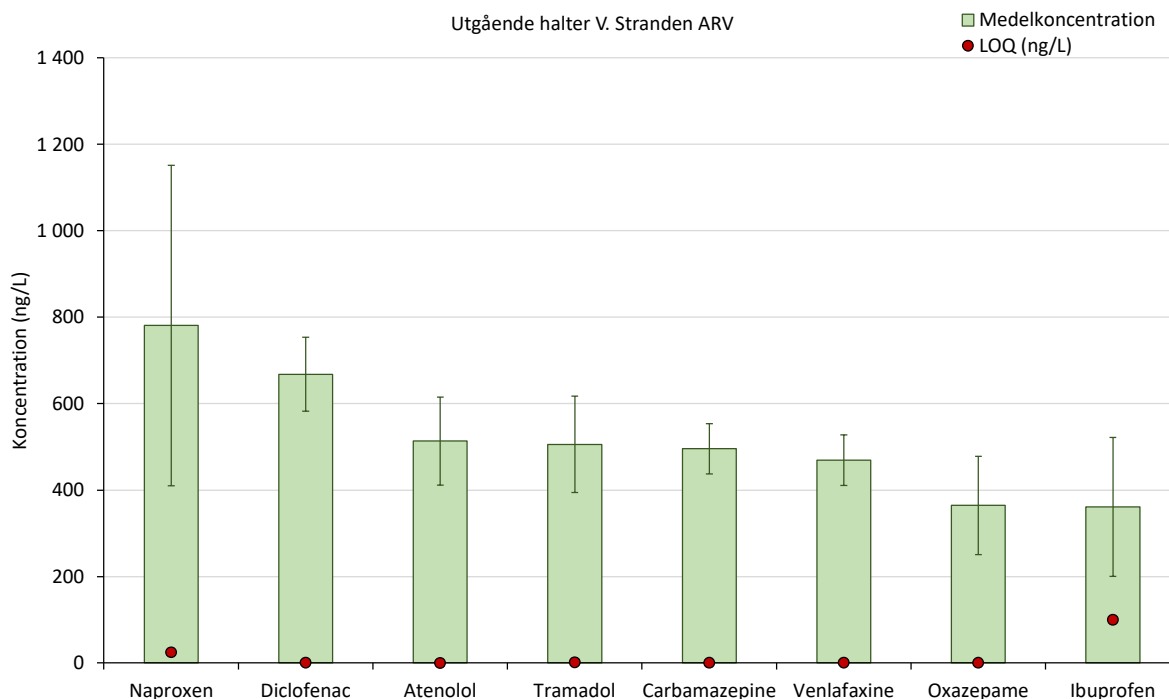
Efter reningen på Västra strandens avloppsreningsverk har halter av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar minskat och koncentrationerna i utgående avloppsvatten ligger för de flesta ämnen under 1 000 ng/L i genomsnitt. Ämnena som inte kunde detekteras i inkommande vatten (acetamidrid, amisulprid, tiametoxam, tiacloprid, östradiol (E2) och etinylestradiol) detekterades inte heller i utgående vatten. Utöver dessa ämnen detekterades inte heller metotrexat, som förekom i låga koncentrationer (cirka 20 ng/L i genomsnitt), och paracetamol som var den mikroförorening med högsta koncentration i genomsnitt (cirka 60 000 ng/L) i inkommande avloppsvatten. Paracetamol är känt som ett biologiskt nedbrytbart ämne som renas bort i välfungerande biologiska processer. På motsvarande sätt som i föregående avsnitt visas medelkoncentration och standardavvikelse för de utgående koncentrationerna i figurerna nedan. För koncentration av respektive ämne vid varje provtagningstillfälle hänvisas till Bilaga 2. Den enda skillnaden är att LOQ har lagts till som punkter i graferna eftersom koncentrationerna i utgående vatten ligger nära LOQ.

I utgående vatten är bensotriazol, metoprolol, furosemid och losartan de ämnen som förekommer i högst koncentration i genomsnitt (>1 000 ng/L) i förhållande till övriga ämnen (Figur 9). Dessa mikroföroreningar fanns även i höga koncentrationer i inkommande avloppsvatten, tillsammans med paracetamol och ibuprofen. De mikroföroreningar som uppvisar koncentrationer mellan 200-1 000 ng/L i utgående vatten har varierande inkommande halter (Figur 10). Till exempel så har ibuprofen minskat mycket kraftigt och naproxen har minskat till cirka en tredjedel av den ursprungliga genomsnittliga koncentrationen, medan de andra ämnena i detta intervall (diklofenak, atenolol, tramadol, karbamazepin, venlafaxin och oxazepam) bara har en marginell minskning av koncentrationen. Vid koncentrationer mellan 50-200 ng/L (Figur 11) och <50 ng/L (Figur 12) ser man ett liknande mönster som i tidigare koncentrationsintervall, där vissa ämnen reduceras något medan andra visar en marginell reduktion. Reduktionen i procent av de olika mikroföroreningarna presenteras i avsnitt 3.3.4). Även om koncentrationen av PFAS-ämnena, i förhållande till andra mikroföroreningar, är låg har utsläppet av PFAS-ämnena via reningsverken tidigare identifierats som

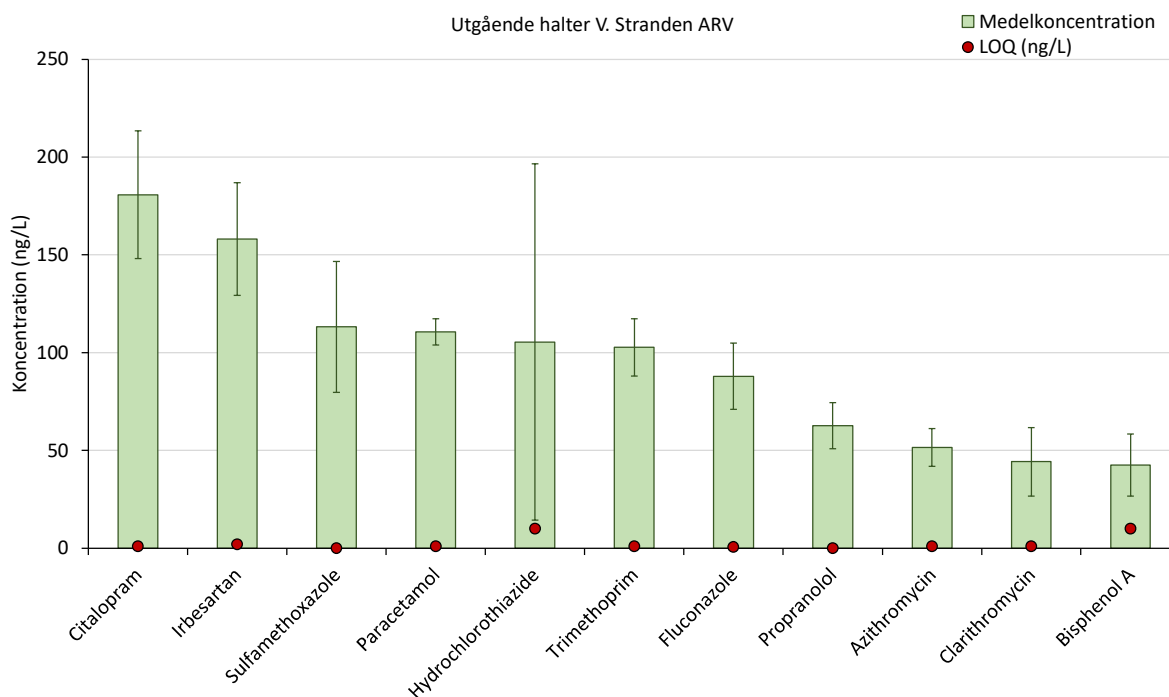
den viktigaste transportvägen för dem till miljön (Hansson, o.a. 2016) och det är därför viktigt att övervaka och följa upp koncentrationer av PFAS-ämnen över reningsverken.



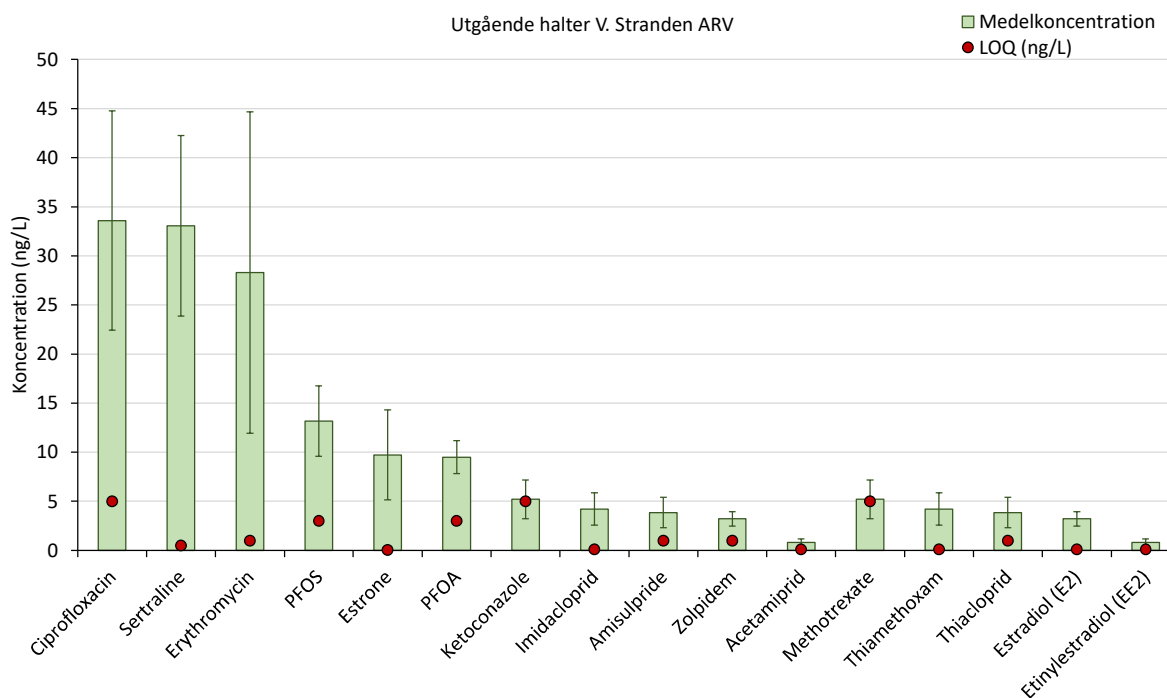
Figur 9. Utgående medelkoncentration av mikroföroreningar (>1 000 ng/L), felstaplarna visar standardavvikelse (n=12) och cirkeln visar LOQ.



Figur 10. Utgående medelkoncentration av mikroföroreningar (200-1 000 ng/L), felstaplarna visar standardavvikelse (n=12) och cirkeln visar LOQ.

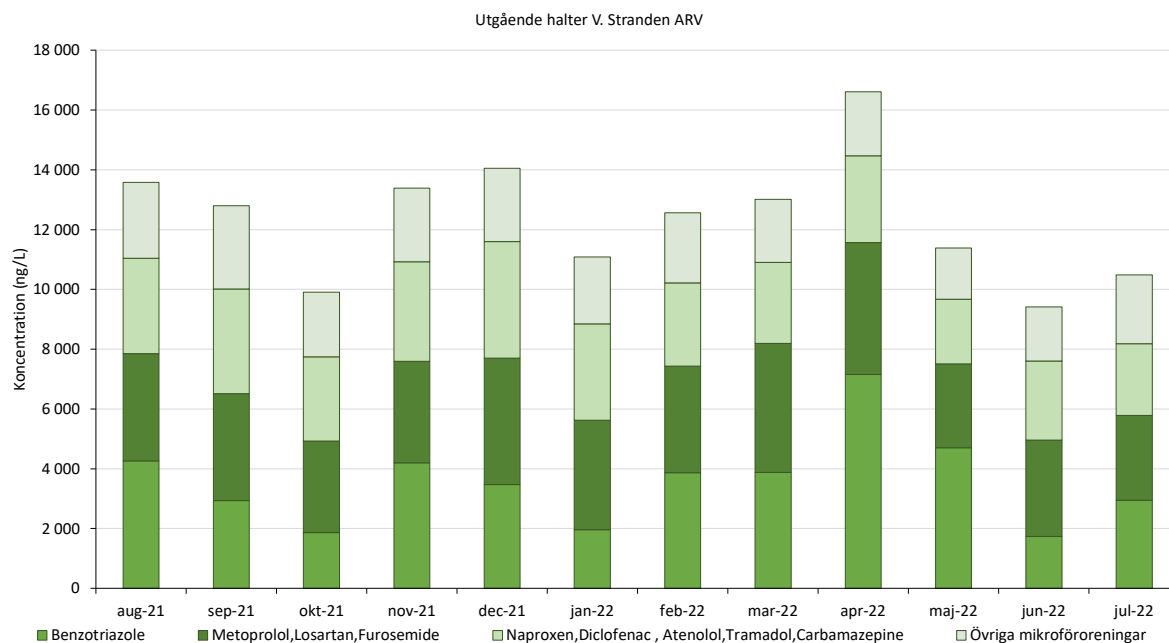


Figur 11. Utgående medelkoncentration av mikroföroreningar (50-200 ng/L), felstaplarna visar standardavvikelse (n=12) och cirkeln visar LOQ.



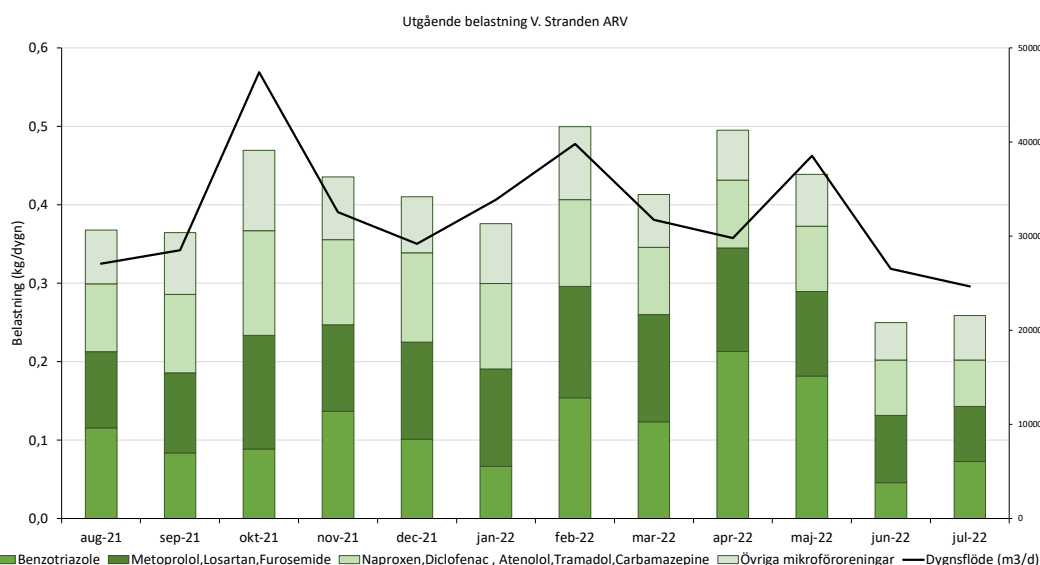
Figur 12. Utgående medelkoncentration av mikroföroreningar (<50 ng/L), felstaplarna visar standardavvikelse (n=12) och cirkeln visar LOQ.

Sammanställningen av mikroföroreningar är annorlunda i utgående vatten i jämförelse med inkommande vatten och den totala koncentrationen av de uppmätta mikroföroreningarna ligger mellan 10 000-16 000 ng/L (Figur 13). Det tydligaste tecknet är att paracetamol och ibuprofen inte längre är dominerande i koncentration och att bensotriazol motsvarar cirka 30 % av den totala koncentrationen (genomsnitt) i utgående vatten, jämfört med inkommande vatten där bensotriazol endast motsvarade cirka 10 %. En grupp av ämnen som består av metropolol, furosemid och losartan utgör cirka 30 % av den totala koncentrationen i genomsnitt (cirka 10 % av varje ämne) och en sista grupp av ämnen som består av naproxen, diklofenak, atenolol, tramadol och karbamazepin motsvarar cirka 24 % av den totala koncentrationen i genomsnitt (mellan 4-6 % av varje ämne). De resterande trettio mikroföroreningarna motsvarar cirka 20 % av den totala koncentrationen. Säsongsvariationen på utgående vatten uppvisar en annan trend än inkommande vatten, vilket dels beror på att paracetamol och ibuprofen har brutits ner till nästan 100 %, medan övriga ämnen uppvisar olika reduktionsförmåga över verket.



Figur 13. Sammanlagd koncentration av mikroföroreningar i utgående vatten vid olika provtagningstillfällena.

Utgående belastningar varierar i samband med flödet, men inte lika tydligt som för inkommande vatten, eftersom utgående koncentrationer också är beroende av inkommande koncentration och i vilken grad läkemedelsrester och andra mikroföroreningar kan brytas ned över reningsverket eller avskiljas med slammet (Figur 14). Utgående belastning varierar mellan 0,25-0,5 kg/dygn och är inte lika dominerad av enskilda ämnen som i inkommande vatten. Minskningen innebär 88-93 % reduktion av den totala mikroföroreningsbelastningen, vilket beror på den nästan totala nedbrytningen av paracetamol och ibuprofen. Ämnena som har högst belastning i utgående vatten utgörs av ämnen som förekommer i relativt höga koncentrationer i inkommande vatten och som inte bryts ner i reningsverket eller adsorberas till slammet i någon större utsträckning.



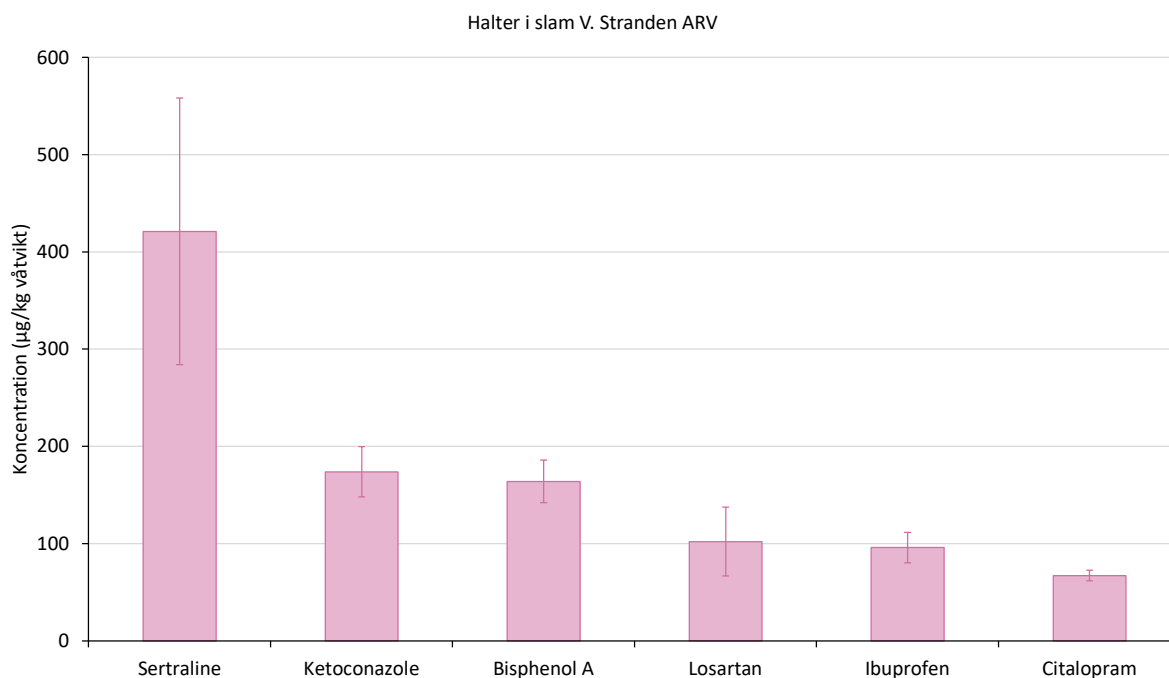
Figur 14. Sammanlagd utgående belastning av mikroföroreningar och dygnsflode vid olika provtagningstillfällena.

3.3.3 Slam

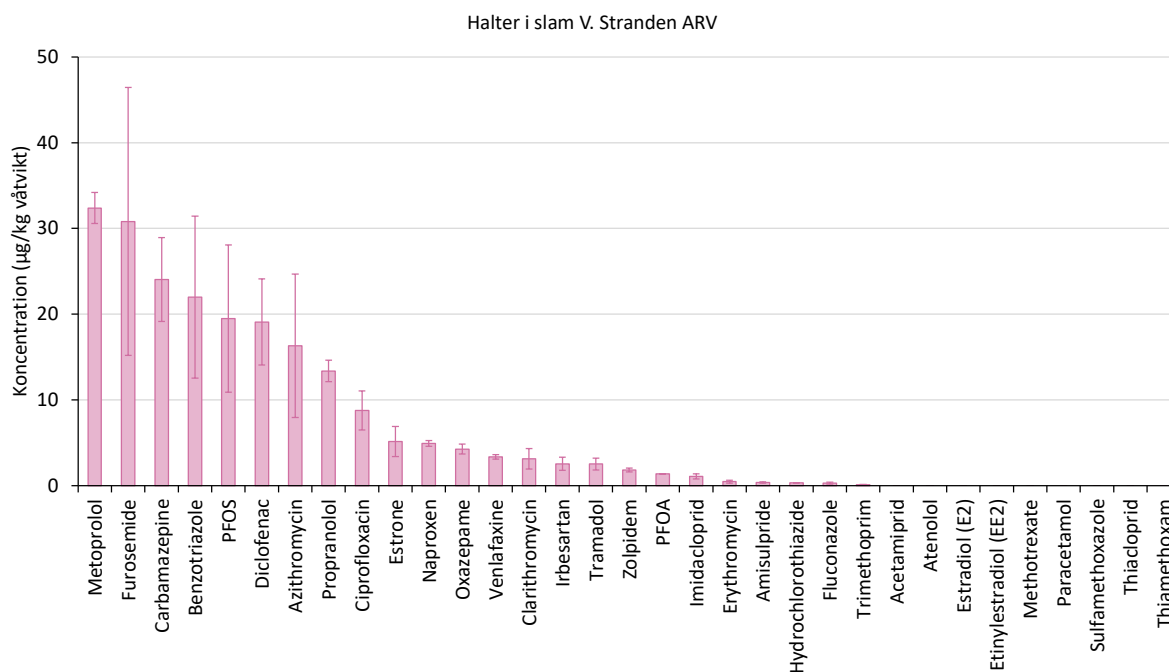
När ett ämne uppvisar mindre halter i utgående vatten än i inkommande vatten kan det antingen ha brutits ned eller adsorberats i slammet. Det är därför viktigt att inkludera analyser av slammet för att skapa en komplett bild av var läkemedelsrester och andra mikroföroreningar hamnar när de genomgår olika reningssteg i reningsverket. I Figur 15 visas koncentrationen av mikroföroreningarna i slammet som medelvärde och med standardavvikelse. För koncentration av respektive ämne vid varje provtagningstillfälle hänvisas till Bilaga 2.

Trots att sertralin, ketoconazol och bisfenol A inte förekommer i de högsta koncentrationerna i inkommande vatten, uppvisar ämnena de högsta halterna i slammet i genomsnitt (Figur 15). Detta beror på att olika ämnen har olika affinitet och sorptionsförmåga till slammet. Sertralin har högst kvot (1,2) när man jämför förhållandet mellan slam och inkommande koncentration, följd av bisfenol A (0,6) och ketoconazol (0,43). Några mikroföroreningar med lägre inkommande koncentrationer, som PFOS, kan passera obemärkta i Figur 15 på grund av deras låga koncentration i slammet i förhållande till andra ämnen. Däremot om man tittar på kvoten mellan halten av PFOS i slammet och inkommande koncentration av PFOS (0,22) konstaterar man att PFOS också har en viss förmåga att binda till slammet. Utsläppet av PFAS-ämnen via slammet utgör en mindre belastning till miljö än utsläppet via renat avloppsvatten enligt tidigare studier (Hansson, o.a. 2016) men bör också kontrolleras och övervakas för att säkerställa att den framtida användning av slam som slutprodukt sker under säkra förhållande när det gäller PFAS-halter.

a)



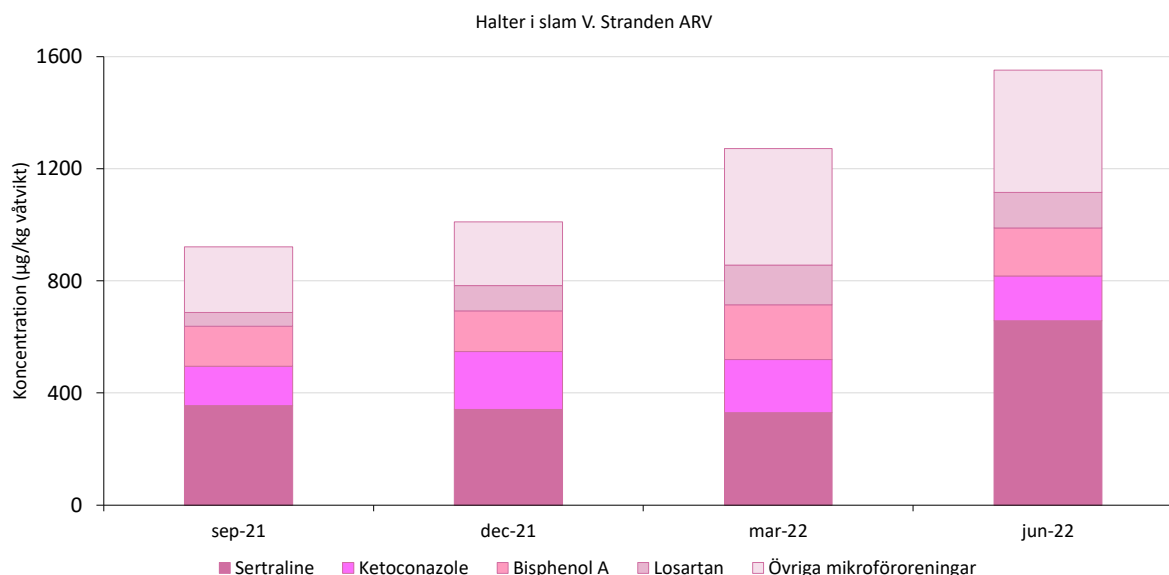
b)



Figur 15. Koncentration av mikroföroreningar i slammet (a. Alla, b. Ämne <math>< 50 \mu\text{g/kg}</math> våtvikt), felstaplarna visar standardavvikelse ($n=4$).

Den totala koncentrationen av mikroföroreningar per kilo slam ligger mellan 900 och 1 600 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt. Sertraline, ketoconazol, bisfenol A och losartan utgör cirka 80 % av koncentrationen i genomsnitt och övriga mikroföroreningar utgör de resterande 20 % (Figur 16). Under våren och

sommaren 2022 var den sammanlagda koncentrationen av mikroföroreningar i slammet högre än under höst och vinter 2021. Det finns en tydlig skillnad framför allt när det gäller koncentration av sertralin i slammet för juniprovet. Inkommande koncentration av sertralin var också mycket högre under maj 2022.



Figur 16. Sammanlagd koncentration av mikroföroreningar i slammet vid olika provtagningstillfällen.

3.3.4 Reduktion

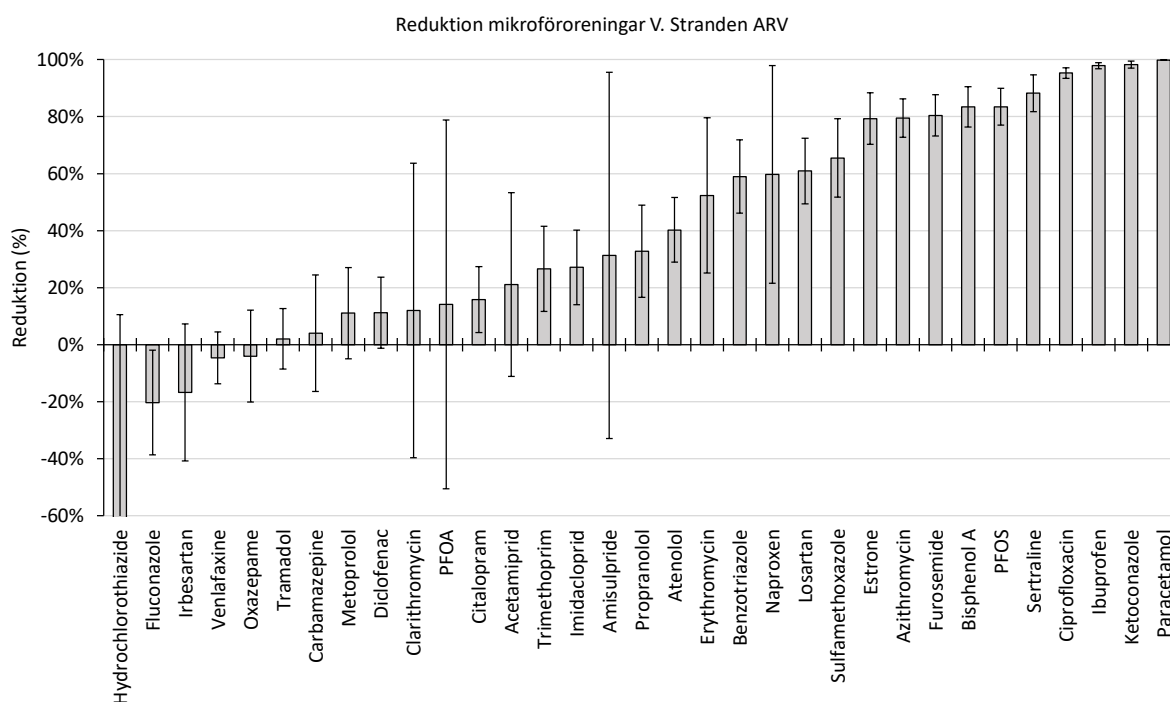
Genom att utvärdera reduktionen i procent av olika mikroföroreningar, och jämföra med halter i slammet kan man fastställa vilka ämnen som inte har påverkats, vilka som har brutits ner och vilka som har följt med slammet. På så sätt får man en tydligare bild av hur rening av avloppsvatten från mikroföroreningar ser ut över ett avloppsreningsverk. På motsvarande sätt som i tidigare avsnitt visas medelreduktion och standardavvikelse i figurerna. För koncentration av respektive ämne vid varje provtagningstillfälle hänvisas till Bilaga 2.

Reduktionen av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar över Västra strandens avloppsreningsverk varierar stort mellan olika ämnen, vilket är ett vanligt fenomen (Figur 17). Reduktionen sträcker sig från negativa reduktioner upp till nästan 100 % reduktion av vissa ämnen. Acetamidrid, amisulprid, tiametoxam, tiacloprid, östradiol och etinylestradiol visas inte i grafen eftersom de i de flesta fall var under detektionsgränsen (ibland visade acetamidrid några enstaka ng/L och amisulprid upp till 10 ng/L vid några tillfällen på inkommande vatten). Paracetamol var i de flesta fall ej detekterbart i utgående vatten och en reduktion i procent kunde inte beräknas, förutom under perioden maj till juli 2022 då utgående koncentration var drygt 100 ng/L. Detta gäller också metotrexat, fast med betydligt lägre koncentrationer på inkommande vatten än paracetamol.

Ett tiotal av de ämnen som bröts ned vid Västra strandens avloppsreningsverk uppvisade reduktionsgrader på mellan 40 och 80 % i genomsnitt, och cirka 15 ämnen uppvisade en reduktion lägre än 30 %. Bland dessa finns några svårt biologiskt nedbrytbara ämnen som uppvisade negativ reduktion eller en reduktionsgrad nära noll. I tidigare studier har detta redovisats gällande exempelvis oxazepam, karbamazepin och flukonazol (Svahn och Björklund 2017, Falås, Wick, o.a. 2016). Hydroklortiazid som uppvisade den högsta negativa reduktionen påvisades också vid många

provtagningstillfällena i koncentrationer nära LOQ, vilket delvis kan förklara den höga negativa reduktionen.

Vissa mikroföroreningar som visade hög reduktion (>85 %), som ketoconazol, sertraline, och bisfenol A, uppmättes också i höga halter i slammet. Det betyder att det inte handlar om nedbrytning utan avskiljning via sorption till slammet. Evighetskemikalien PFOS, bryts inte heller ner, men förekommer i slammet. Ciprofloxacin är ett ämne som binder in till slammet (Golet, o.a. 2003, Lindberg, o.a. 2006) men som inte uppvisade lika hög koncentration i slammet i samband med provtagningen. Detta kan bero på svårigheter att extrahera ciprofloxacin från slammet i samband med analys, just på grund av dess kraftiga adsorptionsförmåga.



Figur 17. Reduktion (%) av mikroföroreningar över Västra Strandens avloppsreningsverk.

3.4 Halter i recipient

Av de analyserade mikroföroreningar var tolv ämnen ej detekterbara i recipienten vid samtliga provtagningstillfällena; amisulprid, metotrexat, tiametoxam, azitromycin, ciprofloxacin, ketoconazol, paracetamol, tiacloprid, zolpidem, östradiol (E2), etinylestradiol (EE2) och ibuprofen. Av dessa ämnen var tiametoxam, tiacloprid, östradiol (E2) och etinylestradiol (EE2) ej detekterbara i inkommande vatten. Efter reningen på Västra strandens avloppsreningsverk uppvisade amisulprid, ketoconazol och zolpidem en medelkoncentration mellan 2-6 ng/L, ciprofloxacin en medelkoncentration på cirka 35 ng/L, azitromycin 50 ng/L och ibuprofen cirka 300 ng/L. Paracetamol och metotrexat var ej detekterbara i utgående vatten från Västra strandens avloppsreningsverk. I Tabell 3 visas de sex ämnen med den högsta uppmätta halten i recipienten (Nissan och Laholmsbukten) med stor variation inom enskilda ämnen som till exempel på bensotriazol eller bisfenol A. Övriga halter återfinns i Bilaga 2.

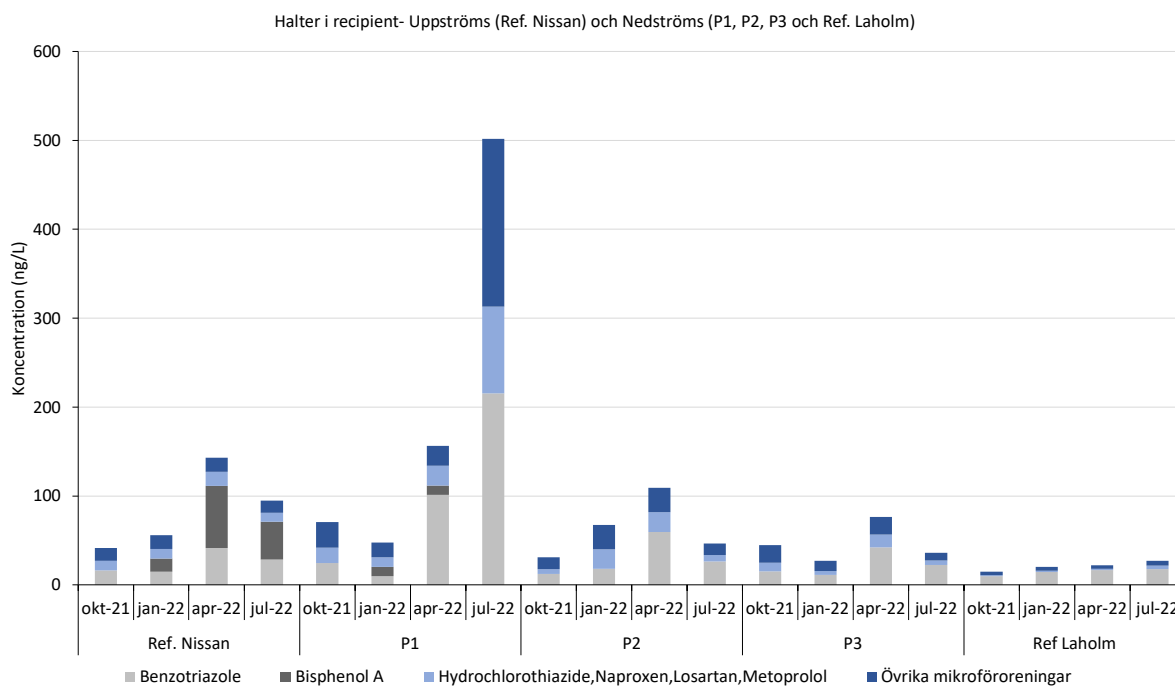
Tabell 3. Koncentration av mikroföroreningar i Nissan, uppströms Västra strandens avloppsreningsverk, samt provtagningspunkt P1, P2, P3 och Ref_Laholm i Laholmsbukten.

Ämne, Ref. Nissan	okt-21	jan-22	apr-22	jul-22
Bensotriazol	16,31	14,74	41,50	28,55
Bisfenol A	nd	14,93	69,80	42,75
Hydroklortiazid	<10	<10	nd	nd
Naproxen	nd	<10	6,63	nd
Losartan	6,89	6,32	5,31	7,32
Metoprolol	4,09	4,25	4,00	2,76
Ämne, P1	okt-21	jan-22	apr-22	jul-22
Bensotriazol	24,70	10,02	101,32	215,54
Bisfenol A	nd	10,28	10,35	<10
Hydroklortiazid	<10	<10	nd	<10
Naproxen	nd	<10	8,93	17,51
Losartan	9,64	6,45	7,60	27,08
Metoprolol	7,67	4,46	5,77	52,80
Ämne, P2	okt-21	jan-22	apr-22	jul-22
Bensotriazol	12,47	18,36	59,65	26,38
Bisfenol A	nd	<10	<10	nd
Hydroklortiazid	<10	<10	<10	nd
Naproxen	nd	7,03	7,49	nd
Losartan	2,76	7,64	7,79	3,80
Metoprolol	2,77	7,03	7,18	3,56
Ämne, P3	okt-21	jan-22	apr-22	jul-22
Bensotriazol	15,13	11,14	42,32	22,42
Bisfenol A	<10	<10	<10	nd
Hydroklortiazid	<10	<10	<10	nd
Naproxen	nd	<10	3,72	nd
Losartan	4,89	2,43	5,02	3,01
Metoprolol	4,95	2,16	5,57	2,17
Ämne, Ref. Laholm	okt-21	jan-22	apr-22	jul-22
Bensotriazol	9,87	14,57	16,65	18,01
Bisfenol A	nd	nd	<10	<10
Hydroklortiazid	nd	<10	nd	nd
Naproxen	nd	nd	nd	nd
Losartan	0,69	0,93	0,94	2,72
Metoprolol	0,56	0,59	0,56	0,89

De flesta mikroföroreningar uppvisade något högre halter i provtagningspunkt P1, efter Västra strandens avloppsreningsverk, i jämförelse med referenspunkten i Nissan och därefter avtar halterna längre ut mot Laholmsbukten. Det är dock troligt att vi inte lyckades få träff i plymen vid provtagningen. Ett undantag är bisfenol A, som uppvisar en högre koncentration uppströms reningsverket. Bensotriazol, en korrosionsinhibitor, uppvisade den högsta koncentrationen (i P1) av alla mikroföroreningar följt av bisfenol A. Mätbara halter av bensotriazol kunde detekteras längre in i Laholmsbukten (P2, P3 och Ref Laholm) medan bisfenol A var under LOQ från och med provtagningspunkt P2.

Bensotriazol är det dominanta ämnet i recipienten med högst andel av den totala koncentrationen i recipienten; 30-39 % Ref Nissan, 21-65 % P1, 27-57 % P2, 34-62 % P3 och 66-75 % Ref Laholm (ämnen <LOQ har inte räknats in i den totala koncentrationen). Den stora majoriteten av ämnen förekom i spårkoncentrationer lägre än 10 ng/L men den sammanlagda koncentrationen är mellan 50 och 150 ng/L (Figur 18) i de flesta provpunkter förutom i provtagningspunkt P1 under juli 2022 där den totala koncentrationen uppvisade cirka 500 ng/L.

Kopplingen mellan koncentration och effekt på recipient kommer att utvärderas genom en riskbedömning baserad på framtagning av riskkvoter för de ämnen som har tillgängliga ekotoxicitetsstudier.



Figur 18. Sammanlagd koncentration av mikroföroreningarna i recipient vid olika provtagningsstillfällen.

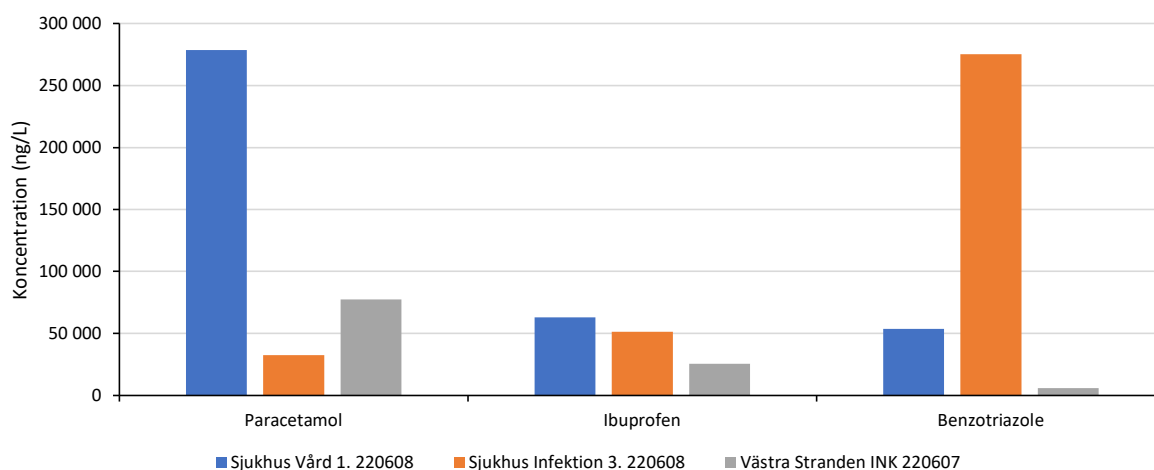
3.5 Sjukhusprover

Vid det sista provtagningstillfället, under juni 2022, togs också stickprover från sjukhuset i Halmstad i provpunkt Sjukhus Vård 1 och Sjukhus Infektion 3. Till provpunkt Sjukhus Vård 1 är avlopp från byggnad 191, där medicin-, ortopedi- och rehabiliteringsmedicinavdelningarna är placerade, anslutet. I aktuell byggnad inryms även städavdelningen som inkluderar tvättmaskiner. Till provpunkt Infektion 3 är avloppsledningar från byggnader som inrymmer två infektionsavdelningar samt infektionsmottagningen anslutna. Proverna togs den 8 juni 2022, dagen efter juniprovtagningen på inkommande avloppsvatten till Västra strandens avloppsreningsverk.

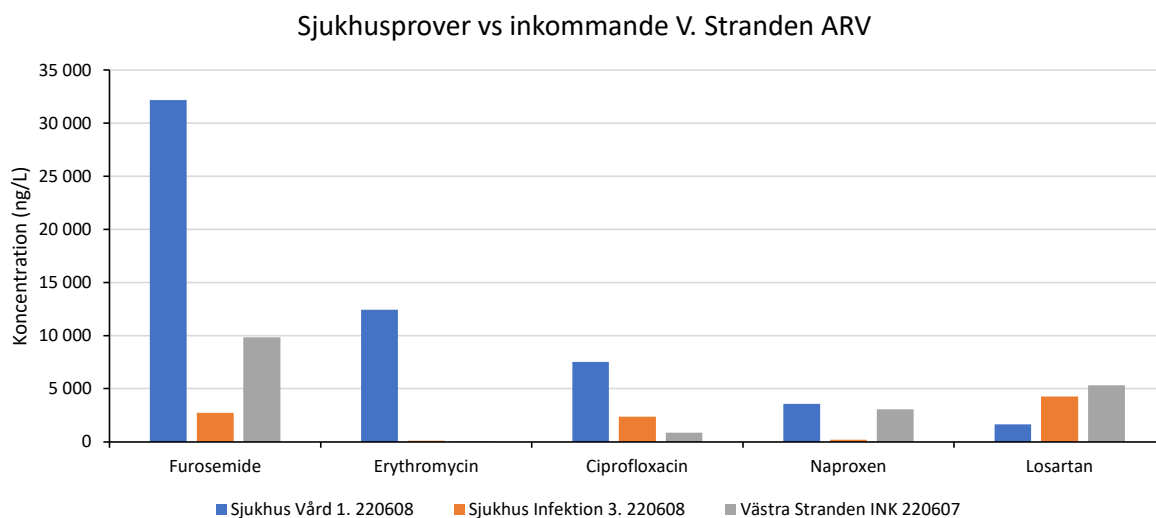
Paracetamol och bensotriazol utgjorde de högsta koncentrationerna i sjukhusavloppet och var väldigt höga i förhållande till halterna i inkommande avloppsvatten till reningsverket. Ibuprofen förekommer i en hög koncentration i sjukhusavloppsvattnet men inte i samma grad som paracetamol eller bensotriazol (Figur 19). Eftersom bensotriazol inte är ett läkemedel utreddes ursprunget genom att leta efter vilka produkter innehållande bensotriazol som används inom sjukhusets verksamhet. Det visade sig att två biocider som används innehåller bensotriazol, vilket delvis förklarar den höga halten av ämnet i sjukhusavloppsvattnet. Dessutom används bensotriazol som korrosionsinhibitor och det finns i preparat för disktabletter som används dagligen i hushåll och förmodligen även hos städ- och diskavdelningar på ett sjukhus.

Furosemid (vätskedrivande) uppvisade tre gånger högre halt i sjukhusavloppsvattnet än i inkommande avloppsvatten till Västra strandens avloppsreningsverk och de antibiotiska preparaten sulfametoxazol, trimetoprim, erytromycin och ciprofloxacin var tydligt mer koncentrerade i sjukhusavloppsvattnet än i det inkommande avloppsvattnet, vilket kan medföra en resistensproblematik (Figur 20). Resterande ämnen förekom i koncentrationer mellan 5 och 2 000 ng/L (Figur 21). Några ämnen som metoprolol (högt blodtryck) och bisfenol A (tillverkning av plast) uppvisade hög koncentration i jämförelse med i inkommande vatten. Övriga ämnen förekom i högre halter i inkommande avloppsvatten till Västra strandens avloppsreningsverk.

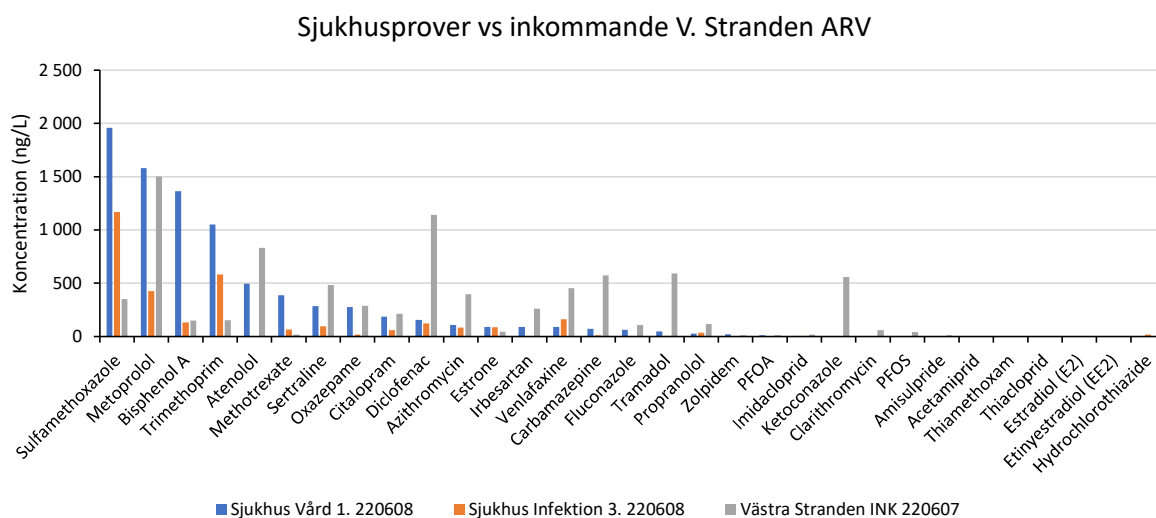
Sjukhusprover vs inkommande V. Stranden ARV



Figur 19. Halter i sjukhusavlopp och inkommande avloppsvatten till Västra stranden ARV (juni 2022). Figuren visar ämnen med en halt i sjukhusavlopp >50 000 ng/L.



Figur 20. Halter i sjukhusavlopp och inkommande avloppsvatten Västra stranden ARV (juni 2022). Figuren visar ämnen med en halt i sjukhusavlopp 5 000 - 30 000 ng/L.



Figur 21. Halter i sjukhusavlopp och inkommande avloppsvatten Västra Stranden ARV (juni 2022). Figuren visar ämnen med en halt i sjukhusavlopp <2 000 ng/L.

Utvärdering av belastningen från sjukhusavlopp i förhållande till hela mikroföroreningsbelastningen till reningsverket har osäkerheter på grund av att de exakta flödena för sjukhusavloppet inte var tillgängliga för aktuellt provtagningsdatum. För en preliminär uppskattning användes årsflödet 68 632 m³/år (2021) från sjukhuset (medelflöde på cirka 190 m³/d) och antagandet att Sjukhus Vård 1 är representativ för hela sjukhuset. Den totala belastningen till Västra strandens avloppsreningsverk under juni uppskattades med dygnsflödet cirka 26 500 m³/d och koncentrationen av mikroföroreningar från provtagningsdatum 2022-06-07. Belastningar från provtagningspunkt Sjukhus Vård 1 uppskattas därmed utgöra 2,3 % i förhållande till den totala belastningen av mikroföroreningar i inkommande vatten till Västra strandens avloppsreningsverk. En tydlig påverkan av sjukhuset på Västra strandens

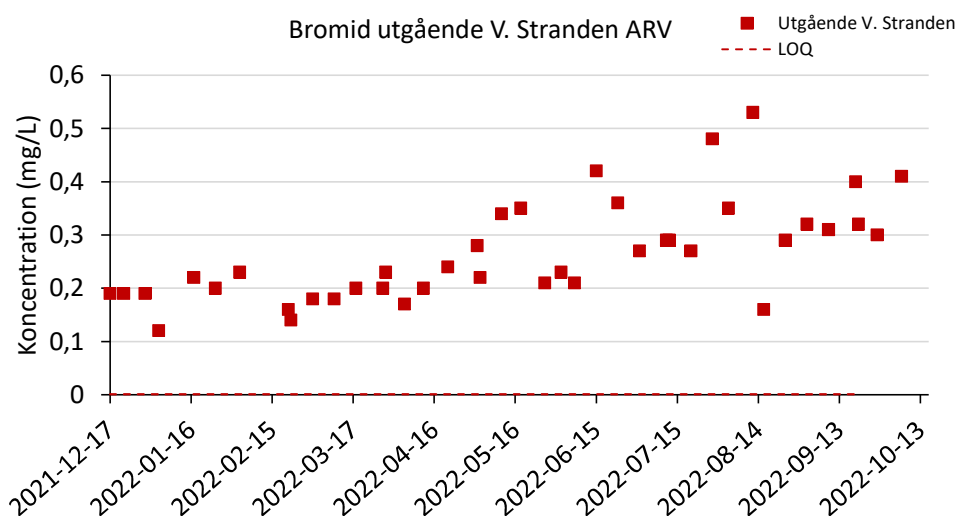
avloppsreningsverk finns för erytromycin, antibiotika (70 %), följt av methotrexat, immunosuppressiv (14 %), och något mindre påverkan av trimetoprim och ciprofloxacin (5-6 %). Belastningen av bensotriazol (ej läkemedel) motsvarade 5 % av bensotriazolbelastningen till Västra strandens avloppsreningsverk.

I en tidigare utredning har belastningen av läkemedelsrester från sjukhusavlopp till Sjölunda avloppsreningsverk i Malmö kvantifierats till cirka 4 % (Moberg 2019) av den totala belastningen av mikroföroreningar, men där skiljer sig listan över analyserade ämnen något jämfört med i denna förstudie. I en utredning från Gryaab bidrog belastningen från sjukhusavlopp för de flesta läkemedel med <5 % av den totala belastningen till reningsverket, medan belastningen av antibiotika uppvisade mellan 8–30 % av den samlade belastningen med undantag av ämnet metronidazol som visade en belastning på 130 % (Paxéus 2012).

3.6 Bromidhalter

Analyserna på utgående vatten uppvisade stabila bromidkoncentrationer kring 0,2 mg/L från hösten 2021 till april 2022 för att sedan uppvisa förhöjda halter upp till 0,53 mg/L under sommaren 2022. Dessa avtog sedan till halter på cirka 0,3 mg/L i slutet av augusti 2022 fram till hösten 2022 (Figur 22). I jämförelse med andra kustnära avloppsreningsverk i Sverige som har analyseras för bromid, ligger värdena från Västra strandens avloppsreningsverk i ett mellanliggande intervall (Falås, Juárez, o.a. 2022).

Vid ozonering av bromidhaltigt vatten finns det olika riktlinjer från Tyskland och Schweiz som man kan förhålla sig till. I de tyska riktlinjerna från Kompetenzzentrum anses ozonering som oproblematisk vid bromidkoncentrationer <0,1 mg/L (upp till 0,7 mg O₃/mg DOC), vid bromidkoncentrationer <0,15 mg /L (upp till 0,5 mg O₃/mg DOC) och att bromatbildning bör bedömas från fall till fall vid bromidkoncentrationer <0,15 mg bromid/L (Antakyali, o.a. 2016). I de schweiziska riktlinjerna anses ozonering oproblematisk för bromidkoncentrationer <0,1 mg/L, vid koncentrationer högre än 0,4 mg/L bör ozoneringen undvikas och mellan 0,1–0,4 mg/L bör bromatbildning studeras under olika ozondoser (Wunderlin 2017). Riktlinjer baserade på tyska och schweiziska förhållande, oftast med känsliga recipienter som används till dricksvattenproduktion (framför allt i Schweiz), behöver inte nödvändigtvis gälla vid svenska kustnära avloppsreningsverk.



Figur 22. Bromidhalter i utgående vatten från Västra strandens ARV.

4. Spridning av läkemedelsrester i Laholmsbukten

4.1 Metodik för spridningsmodellering

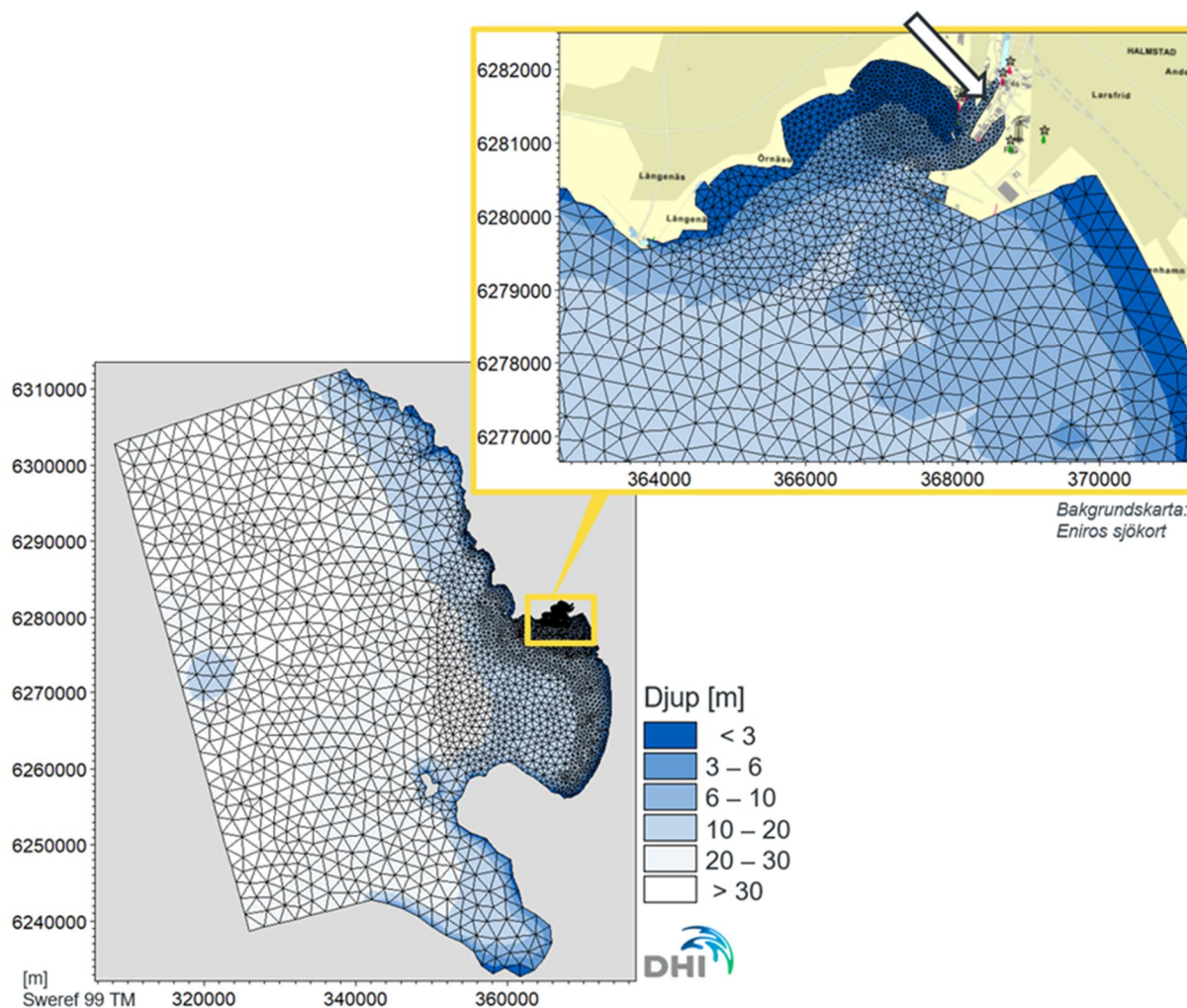
För att kunna modellera hur det renade avloppsvattnet sprids i recipienten behövs en detaljerad beskrivning av hur vattnet i närområdet rör sig. Det innebär en beskrivning av temperaturskiktning och strömningsförhållanden i Laholmsbukten vid tiden för studien. För detta syfte har en beräkningsmodell för området byggts upp med programvaran MIKE 3 by DHI. Utifrån data på flödet av renat avloppsvatten från Västra strandens avloppsreningsverk samt uppmätta halter av läkemedel och mikroföroreningar i utgående vatten har spridningen av det renade 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 från avloppsreningsverket.

4.2 Modelluppställning

Modellen är uppställd i MIKE 3FM som ingår i DHI:s svit av programvara för att modellera alla typer av vatten. MIKE 3FM är ett tredimensionellt numeriskt modellsystem för beräkning av strömning och transport i vatten. I var och en av modellens beräkningsceller beräknas; vattenströmmarna till riktning och styrka, temperatur och salt-halt, den turbulenta blandningen, lösta ämnens koncentrationer och andra parametrar som efterfrågas. Beräkningsnätet för vattnet i Laholmsbukten visas i Figur 23.

Beräkningsnätet sträcker sig från Olofsbo i norr till Skälderviken i söder (Figur 23). Koordinater anges i Sweref 99 TM. Den horisontella upplösningen är cirka 50 m runt utsläppspunkten, och sedan succesivt grövre mot ytterkanterna av beräkningsnätet.



Figur 23. Batymetri och beräkningsnät för modellområdet över Laholmsbukten/Laholmsbukten's kustvatten. Utsläppspunkten är markerad med pil i uppförstoringen till höger.

4.3 Underlag till modelleringen

4.3.1 Meteorologiska och oceanografiska data

Modellen drivs vid ytan av meteorologiska fält med vind, lufttryck och temperatur, och på de öppna ränderna med salthalt, vattentemperatur, strömmar och vattenstånd. Det meteorologiska datasetet (vind och lufttemperatur) härstammar från ERA5 och från SMHI (Hallands Väderö).

Efter varje provtagningstillfälle fick DHI uppgifter om utflöde och halter från reningsverket under den aktuella perioden. Därpå hämtades meteorologiska och oceanografiska drivdata beskrivna ovan. Sedan kördes spridningsmodellen retroaktivt för att simulera hur utsläppet spridits i recipienten vid tiden runt provtagningstillfället.

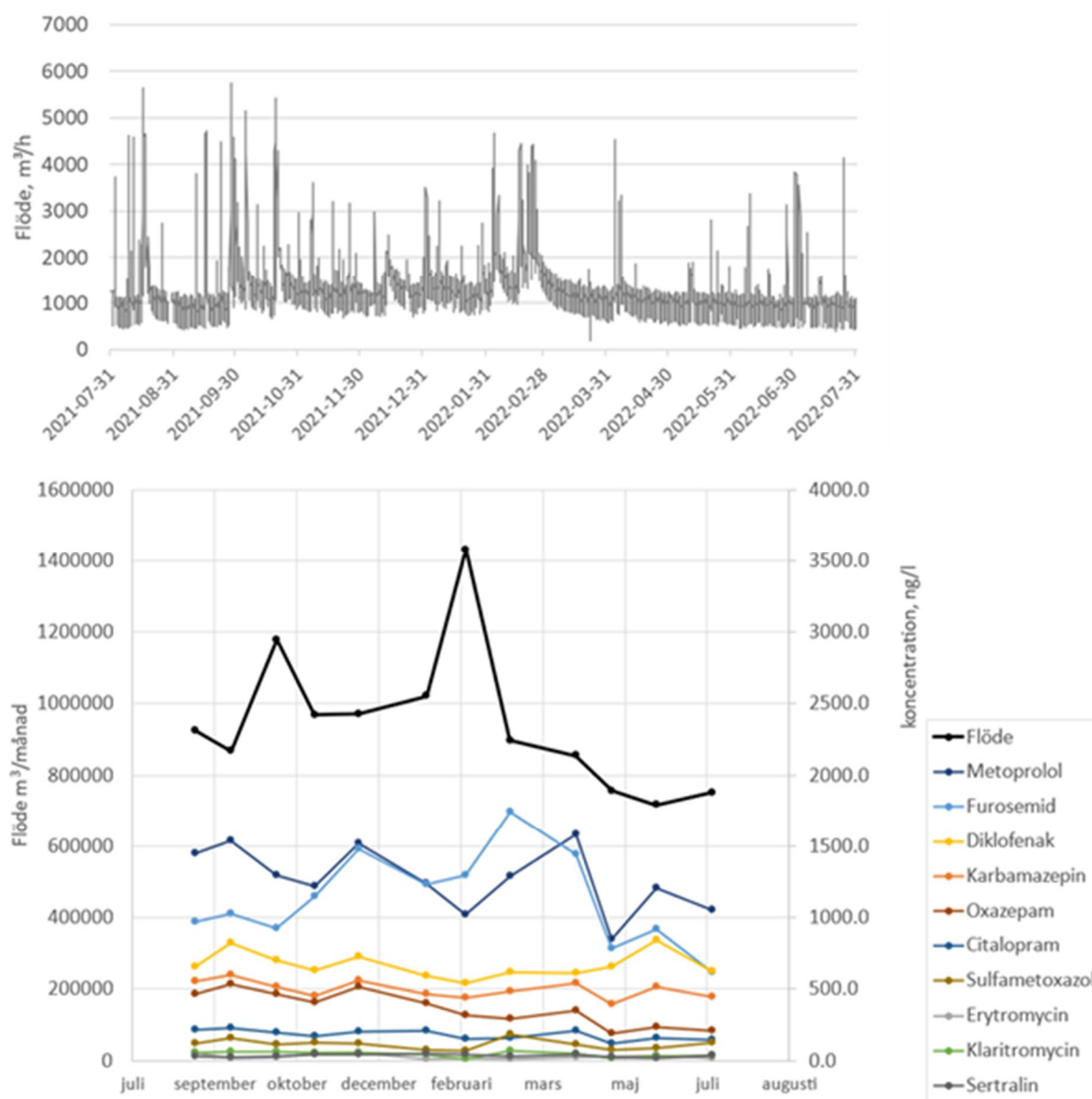
4.3.2 Data från Västra strandens avloppsreningsverk och recipientdata

För att visa hur renat avloppsvatten och dess medföljande ämnen sprids och späds används data på volymflöden levererade av LBVA och de av Ola Svahn på MoLab i Kristanstad analyserade halterna av läkemedel och mikroföroreningar i utgående vatten (Figur 24).

Prover på utgående vatten från verket har tagits samma dag som recipientprovtagningen genomfördes förutom vid provtagningstillfället i juli 2022.

Utsläppspunkten för Västra strandens avloppsreningsverk ligger precis vid kajkanten på ett grunt djup, innan botten släntar ner mot Nissans strömfåra. Plymen vid utsläppet kan ses från flygbild. För att säkerställa att utsläppet når ytan även i modellen sattes det simulerade utsläppet i översta halvmetern under vattenytan, vilket är något ytligare än i verkligheten.

Nissan blandar in utsläppet i ett färskvattenflöde som transporteras ut i en passage som är begränsad av pir och kajkanter samt av uppgrundning kring den utstickande piren. Modellens rumsliga upplösning är något grov för att fånga de exakta blandningsprocesserna som sker där havsvattnet möter Nissans mynning. Den rumsliga upplösningen i modellen är en beräkningsmässig avvägning för att kunna beskriva dels den spatiala spridningen i recipienten runt enstaka mättillfällen, dels för att fånga variationen under ett helt år. Denna avvägning innebär att utspädningen av reningsverkets utsläpp är något grovt representerad momentant vid varje tillfälle i varje punkt, men över recipientens spatiala skala och över tid representeras utspädning och blandning väl.



Figur 24. Översta bilden: det modellerade flödet, timvärden. Nederst: Månadsmedel av flödet, svart kurva och uppmätta halter i utgående vatten från Västra strandens ARV. Halten minskar med ökande flöden.

4.4 Resultat från recipientmodellering

4.4.1 Modellering av de enskilda provtagningstillfällena

Ett av DHI:s syfte med projektet var att undersöka om spridningsmodeller kan återge halterna i recipienten väl, även när det gäller så låga halter som läkemedelsresterna har i recipienten. För att undersöka detta modellerades inte bara helåret utan också varje mättillfälle.

Resultaten från dessa fyra modelleringar redovisas endast översiktligt här, för en mer omfattande redovisning se Bilaga 3.

Slutsatsen är att modellen kan återge halterna som man ser i provtagningarna. I mätningarna i oktober 2021 och april 2022 skiljer det mindre än 1 ng/L efter att mätvärdena justerats med en grovt uppskattad bakgrundshalt. Mätningen i januari 2022 är svårtolkad och i juli 2022 togs inte mätningar i utgående vatten samma dag som provtagningen i recipienten. Det är en viktig slutsats att det idag finns så bra randdata tillgänglig från EU att man kan simulera ett utsläpp på denna tidsskala. Det är också en viktig slutsats i vidare arbete att modeller är ett pålitligt verktyg för att ge en helhetsbild av hur utsläpp av läkemedelsrester påverkar halterna i havet, trots att det rör sig om enstaka ng/L.

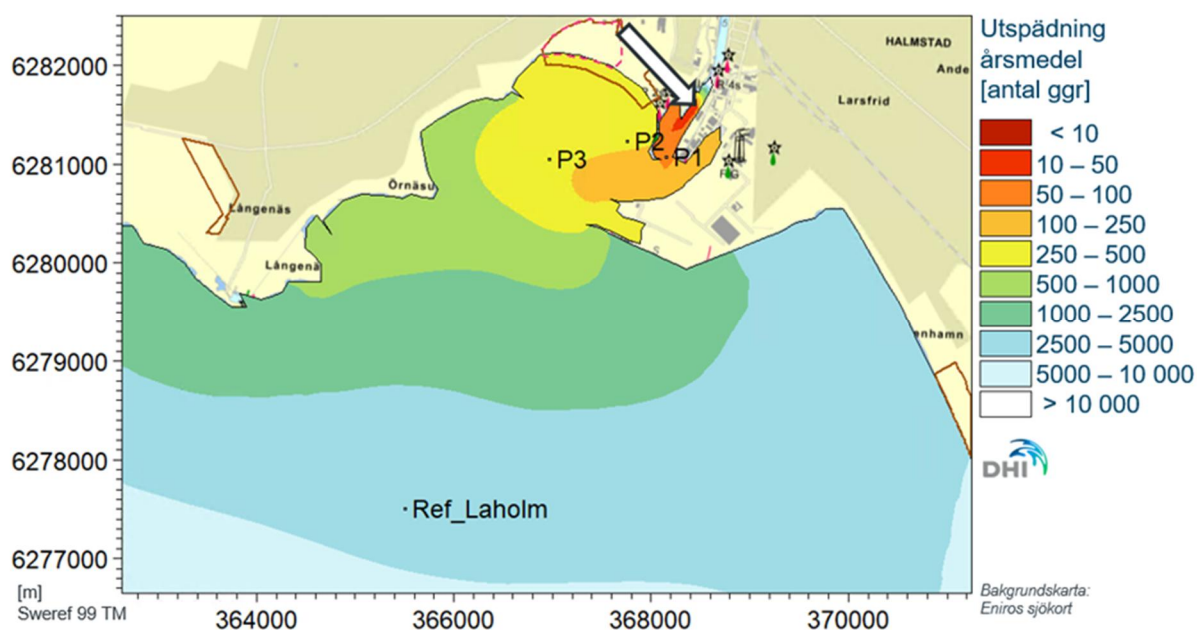
Det är tydligt från modelleringen av provtagningstillfällena att Västra strandens avloppsreningsverk står för en signifikant andel av mikroföroreningshalterna i Nissans mynning

4.4.2 Modellering av ett helår

Det största syftet med modelleringen var att ge en bild över påverkan under ett helt år och vilka halter som utsläppet från Västra strandens avloppsreningsverk skulle kunna ge i recipienten.

För att modellera recipienten under ett helt år användes de flöden och halter som visas i Figur 24.

Medelutspädningen under året samt provpunkternas placering visas i Figur 25. För ytterligare information om hur provpunkterna valdes se Bilaga 3.



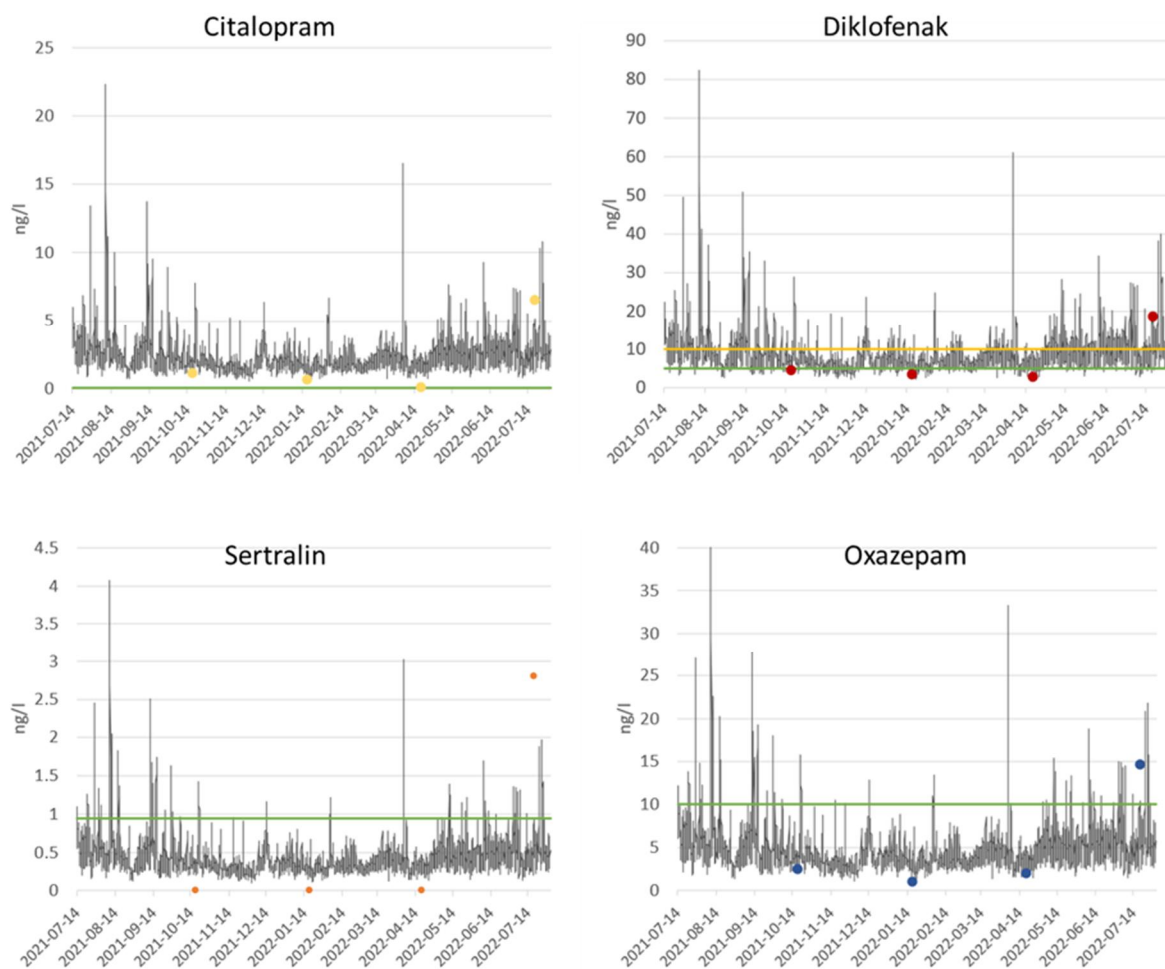
Figur 25. Karta över modellerat årsmedel av utspädningen i ytan (0-0,5 m). Natura 2000-området är markerat med röd streckad linje, naturreservat med brun heldragen linje.

I Tabell 4 visas halten som avloppsreningsverket står för i de fyra mätpunkterna för tio utvalda ämnen. Dels redovisas halten som 97-percentil under året, dels som medelhalt över året. I tabellen anges också medelvärdet av utgående halt under året samt PNEC och gränsvärdet enligt Havs och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25 2019). Här används halva PNEC för färskvatten från litteraturen (Ågerstrand 2019) för att representera havsvatten, även om det i praktiken är färskvatten vid P1 och bräckt vatten vid P2 och P3. De fetmarkerade värdena ligger över eller nära gränsvärdet

enligt HVMFS 2019:25 eller PNEC och för de ämnen redovisas tidsserier för P1, P2, P3 och referenspunkten i Figur 26 till Figur 28.

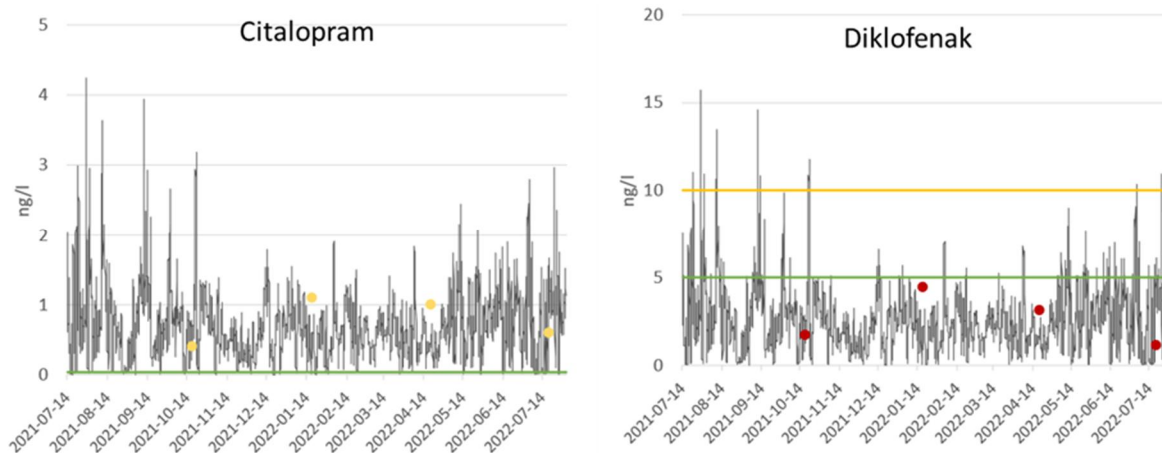
Tabell 4. Modellerade halter av tio utvalda läkemedel sorterade efter PNEC från Ågerstrand (Halva PNEC för färskvatten används i studien). Understruken halter ligger nära eller över PNEC eller gränsvärden.

	Metoprolol	Karbamazepin	Furosemid	Sulfametoxazol	Diklofenak	Klaritromycin	Oxazepam	Erytromycin	Sertralin	Citalopram
PNEC	259	250	78	59	5	5	5	2	0,94	0,04
HVMFS 2019:25					10					
Utsläppt halt (årsmedel)	1270	496	1131	113	668	44	365	28	33	181
97-percentil										
P1	32,8	12,8	29,1	2,9	17,2	1,1	<u>9,4</u>	0,7	<u>0,9</u>	<u>4,7</u>
P2	11,6	4,5	10,3	1,0	<u>6,1</u>	0,4	<u>3,3</u>	0,3	<u>0,3</u>	<u>1,7</u>
P3	8,8	3,4	7,9	0,8	<u>4,6</u>	0,3	2,5	0,2	0,2	<u>1,3</u>
Referens Laholm	1,7	0,6	1,5	0,1	0,9	<0,1	0,5	<0,1	<0,1	<u>0,2</u>
Medel under året										
P1	15,7	6,1	14,0	1,4	8,2	0,6	4,5	0,3	0,4	<u>2,2</u>
P2	4,7	1,8	4,2	0,4	2,5	0,2	1,3	4,2	0,1	<u>0,7</u>
P3	3,9	1,5	3,5	0,4	2,1	0,1	1,1	3,5	0,1	<u>0,6</u>
Referens Laholm	0,3	0,1	0,3	<0,1	0,2	<0,1	<0,1	0,3	<0,1	<u>0,04</u>



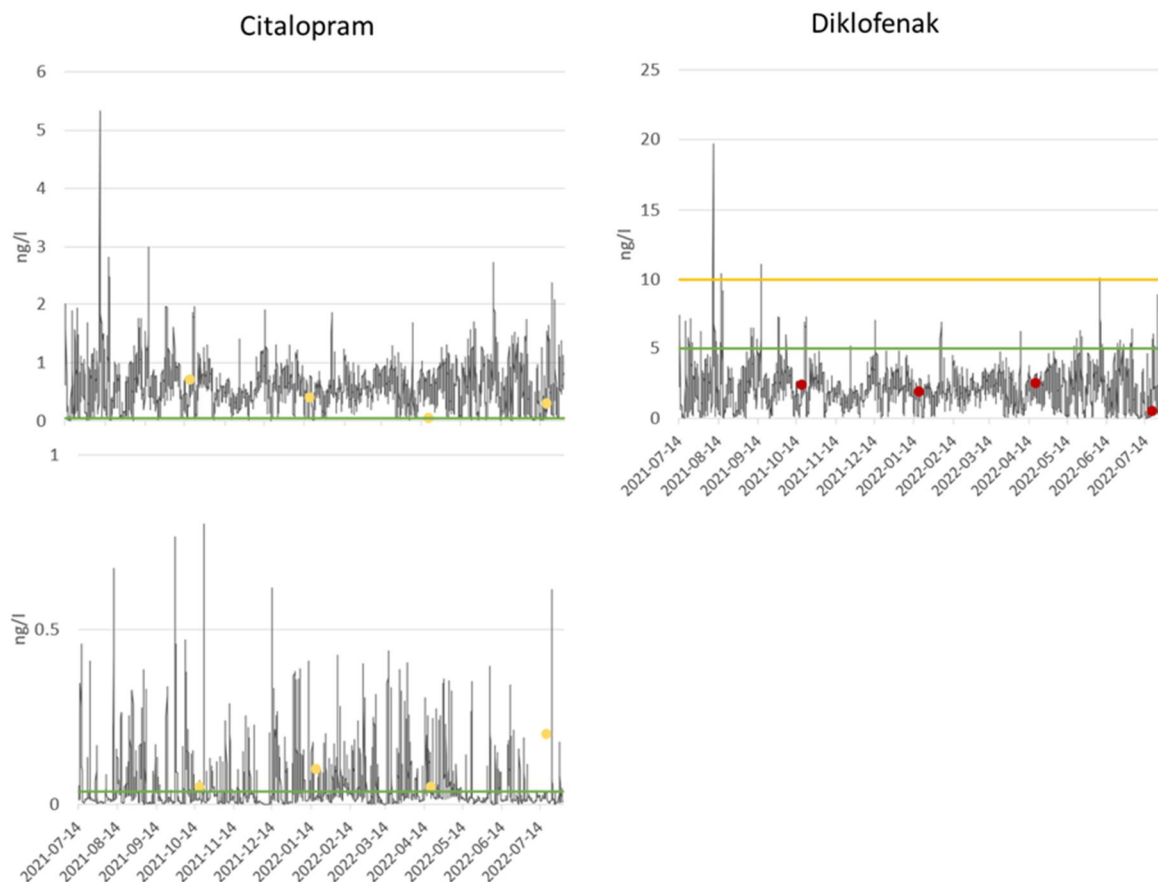
Figur 26. Halten av diklofenak, oxazepam, sertralin och citalopram, som var de ämnen som översteg PNEC i P1 sett till 97-percentil. Grön linje visar PNEC och gul linje gränsvärdet enligt HVMFS 2019:25, (årsmedel-värde).

I P1 kan man se att den modellerade halten vid de tre första provtagningstillfällena signifikant överstiger den uppmätta halten. Den uppmätta halten vid dessa tillfällen motsvarar i princip den uppmätta halten uppströms i Nissan. Det tyder på att man sannolikt inte lyckats provta i plymen som tränger ihop sig även i den smala öppningen mellan pirarmarna. I juli provtogs plymen och då kan man se att halterna som modellen ger sannolikt underskattar påverkan i P1 något.



Figur 27. Halten av diklofenak, och citalopram, som var de ämnen som översteg PNEC i P2 sett till 97-percentil. Grön linje PNEC och gul linje gränsvärdet enligt HVMFS 2019:25 (årsmedelvärde).

För P2 visar modellen att det är Västra strandens avloppsreningsverk som står för huvuddelen av den uppmätta halten i mätpunkten av dessa ämnen. Gränsvärdet för diklofenak enligt HVMFS 2019:25, som gäller årsmedelvärde, överstigs endast vid tillfälliga toppar medan PNEC överskrids oftare.



Figur 28. Halten av diklofenak, och citalopram, som var de ämnen som översteg PNEC i P3 sett till 97-percentil. För citalopram visas även halten i referenspunkten. Grön linje visar PNEC och gul linje gränsvärdet enligt HVMFS 2019:25 (årsmedelvärde).

Även i P3 står Västra strandens avloppsreningsverk för den huvudsakliga halten. I referenspunkten är det svårare att avgöra, men reningsverket bidrar med halter över PNEC för citalopram. Dock är PNEC för citalopram osäkert och baseras endast på ett fåtal studier.

Tidsserierna visar hur halten varierar under året och man kan få tillfälliga toppar med kraftigt förhöjda halter. Det finns dock osäkerheter kring de 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 flöden över en viss storlek förbileds några reningssteg på verket. Halten i utgående vatten beror då också på vilka reningssteg som leds förbi vid tillfället.

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.

- P1, 97-percentil cirka 40 gångers utspädning, i medel cirka 80 gångers utspädning.
- P2, 97-percentil cirka 110 gångers utspädning, i medel cirka 270 gångers utspädning.
- P3, 97-percentil cirka 150 gångers utspädning, i medel cirka 320 gångers utspädning
- Referenspunkten, 97-percentil cirka 760 gångers utspädning, cirka 4080 gångers utspädning.

4.5 Riskbedömning

Riskbedömningen görs genom att utvärdera riskkvoter mellan den uppmätta eller modellerade koncentrationen i recipient och PNEC-värde. PNEC bygger i sin tur på NOEC-värde (No Observed Effect Concentration), LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) och EC50 (Half maximal effective concentration) med respektive säkerhetsfaktor som tas fram med hjälp av olika ekotoxikologiska tester. De flesta ekotoxikologiska tester utförs i sötvatten och för användning i saltvatten används ytterligare en säkerhetsfaktor på 10.

I följande ekvation visas beräkningen av riskkvot för utsläpp i saltvattenrecipient med antingen modellerad koncentration (utgående halt/utspädningsfaktor) eller den uppmätta koncentrationen i recipient (EC):

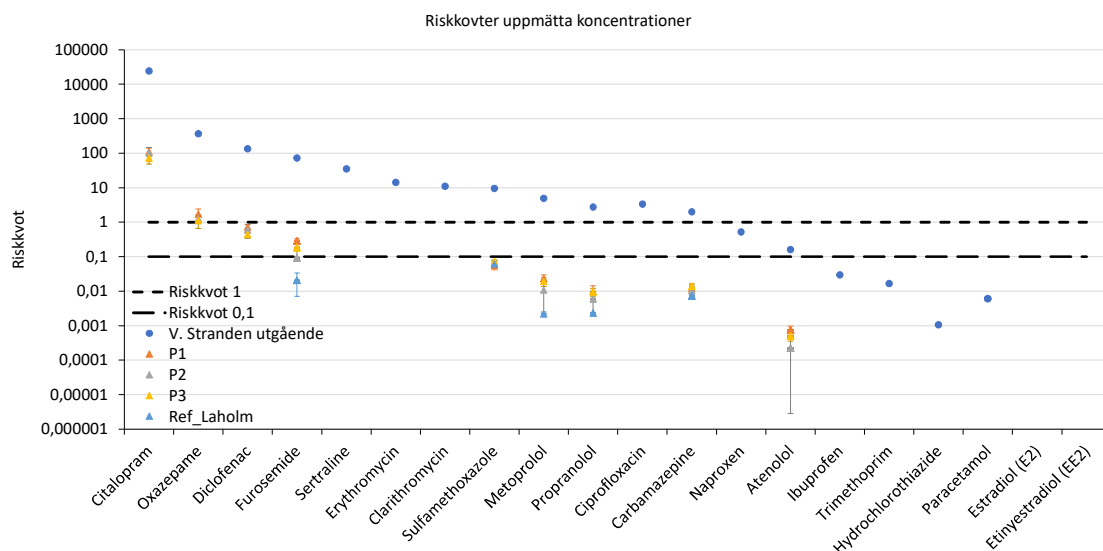
$$\text{Riskkvot} = \frac{EC}{PNEC} = \frac{EC \text{ eller } \frac{\text{Utgående halt}}{\text{Utspädningsfaktor}}}{\frac{PNEC}{10}}$$

Riskkvoter högre än 1 utgör hög risk, riskkvoter mellan 0,1 och 1 utgör måttlig risk och mindre än 0,1 utgör låg risk. PNEC var tillgängliga i litteraturen för 20 av de 39 analyserade mikroföroreningar, som visas i Tabell 5.

Tabell 5. PNEC-värden för 20 läkemedelsrester (Ågerstrand 2019). PNEC utanför parentes gäller sötvatten och inom parentes gäller saltvatten.

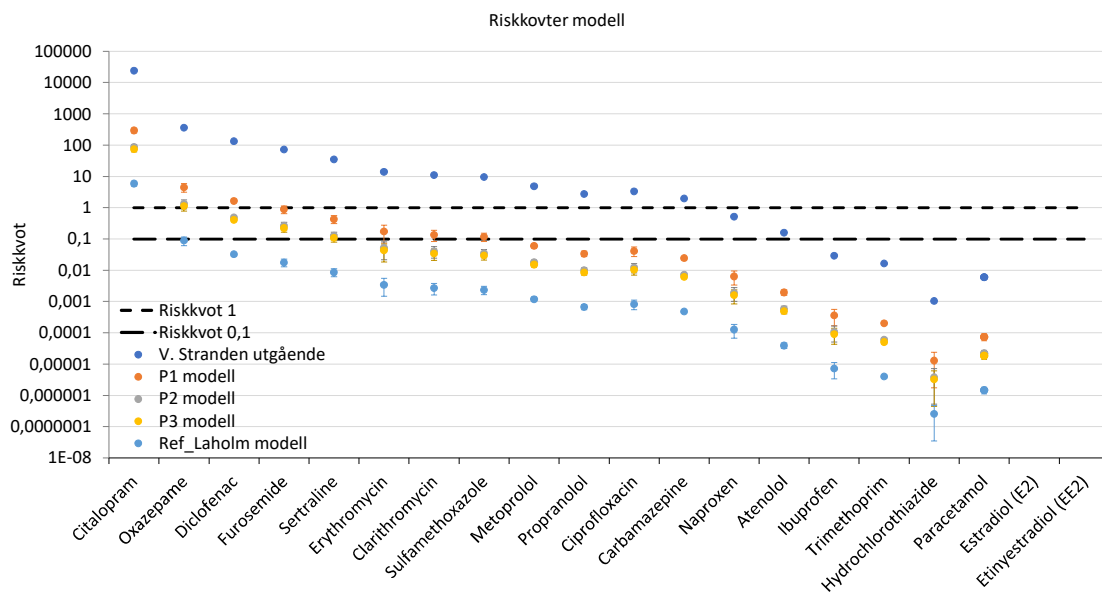
Läkemedel	PNEC (ng/L)
Atenolol	32 000 (3 200)
Karbamazepin	2 500 (250)
Klaritromycin	40 (4)
Diklofenak	50 (5)
Erytromycin	20 (2)
Hydroklortiazid	1 000 000 (100 000)
Metoprolol	2 590 (259)
Naproxen	15 000 (1 500)
Oxazepam	10 (1)
Sertralin	9,4 (0,94)
Trimetoprim	62 000 (6 200)
Ciprofloxacin	100 (10)
Citalopram	0,075 (0,0075)
Paracetamol	46 000 (4 600)
Propranolol	228 (22,8)
Sulfametoxazol	118 (11,8)
Östradiol	0,04 (0,004)
Etinylestradiol	0,016 (0,0016)
Furosemid	156 (15,6)
Ibuprofen	102 000 (10 200)

Risikkvot beräknad med medelvärdekoncentration och standardavvikelse presenteras i Figur 29. Riskkvoter är högre än 1 för de flesta ämnen i utgående vatten från Västra strandens avloppsreningsverk (utan utspädning i recipient) och ämnen som ibuprofen, trimetoprim, hydroklortiazid, paracetamol och hormonerna östradiol och etinylestradiol uppvisar redan låga riskkvoter (<0,1). Efter utspädningen i recipient utgör fortfarande furosemid, diklofenak, oxazepam och citalopram en måttlig och hög risk (>0,1) till recipientens provtagningspunkt P3. Halterna är ej mätbara i provtagningspunkt Ref_Laholm.



Figur 29. Riskkvoter för uppmätta koncentrationer i utgående vatten från Västra stranden ARV och i Laholmsbukten (P1, P2, P3 och Ref_Laholm).

Med helårsmodelleringen har utspädningsgrader för helår i recipienten (avsnitt 4.4.2) tagits fram som kan användas för att beräkna riskkvoter av mikroföroreningar från Västra strandens avloppsreningsverk (Figur 30). Som tidigare diskuterats i avsnitt 4.4.2 (och mer utförligt i Bilaga 3) ger modellen signifikant högre värden i P1 än vad som uppmätts vid provtagningen. Därmed ger riskkvoten beräknad från utspädning (modellen) också högre riskkvoter i P1 för alla ämnen som mätts över detektionsgränsen. Riskkvoter från uppmätta värden och beräknade värden från utspädning går inte att jämföra rakt av eftersom den modellerade utspädningen bara visar bidraget från avloppsreningsverket medan de uppmätta halterna även har med en eventuell bakgrundskoncentration. Riskkvoten från modellerade värden visar därmed inte den totala riskkvoten i recipienten. Detta gäller även för de ämnen som kan utgöra en viss risk (riskkvot >0,1), men inte kunde detekteras vid analys, och där utspädningsfaktorn användes för att beräkna riskkvoten. Detta gäller sertraline, erytromycin och klaritromycin.

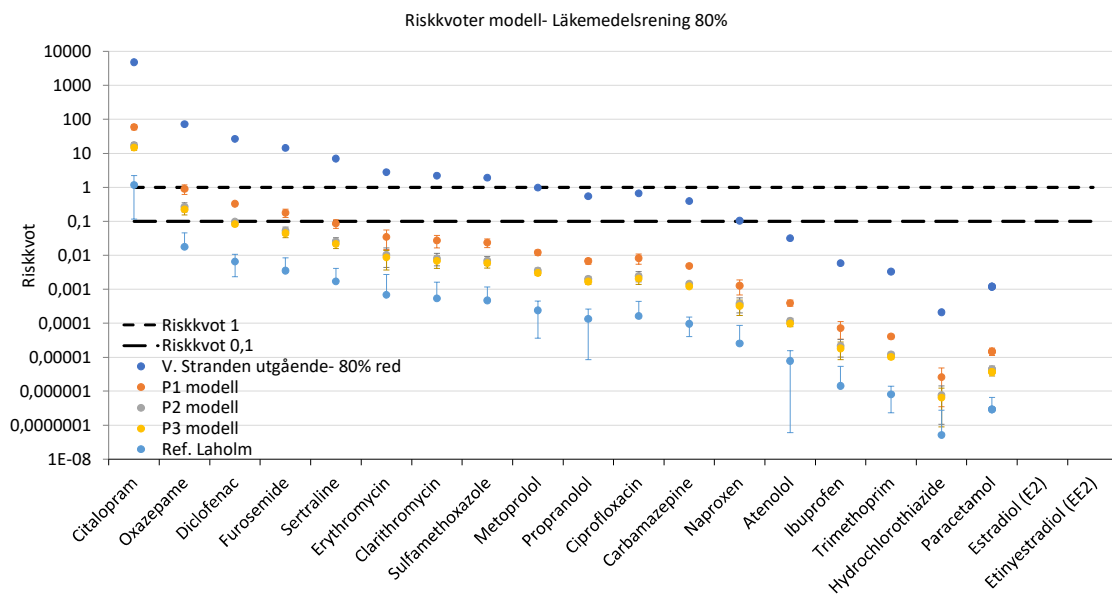


Figur 30. Riskkvoter för utgående vatten från Västra stranden ARV och modellerade recipientkoncentrationer i Laholmsbukten (P1, P2, P3 och Ref_Laholm).

Vid införande av avancerad rening kan utsläppen av mikroföroreningar minskas och därmed riskkvoterna. Med målet 80 % reduktion av mikroföroreningar i ett avancerat reningssteg kan riskkvoter av några ämnen minskas betydligt på utgående avloppsvatten från Västra strandens avloppsreningsverk (Figur 31).

Ämnena med riskkvoter mellan 2–5 utan läkemedelsrening (metoprolol, propranolol, ciprofloxacin och karbamazepin) genomgår en minskning av riskkvoter vid läkemedelsrening till värden mellan 1–0,1 (måttlig risk). Detta har dock ingen större effekt på riskkvoter i recipient på grund av utspädning vid utsläppet till Laholmsbukten.

Ämnena med riskkvoter mellan 10–360 utan läkemedelsrening (sulfametroxazol, klaritromycin, erytromycin, sertralin, furosemid, diklofenak och oxazepam) genomgår en minskning av riskkvoter men landar fortfarande på riskkvoter >1 (hög risk) som gör att riskkvoter i recipient minskar till nivåer för måttlig och låg risk. Ämnena sertralin, erytromycin, klaritromycin och sulfametroxazol uppnår riskkvoter <0,1 (låg risk) redan vid P1 och ämnena diklofenak och furosemid vid P2. Oxazepam utgår från en mycket högre riskkvot och uppnår inte låg riskkvot (<0,1) till punkten Ref_Laholm. Riskkvoten för citalopram är vid alla punkter väldigt hög vilket delvis beror på det låga PNEC-värdet. Detta beror också på att PNEC-värdet från citalopram endast bygger på studier för akut toxicitet. I en förstudie av VA SYD på Sjölunda avloppsreningsverk i samma utlysning från Naturvårdsverket uppdateras PNEC-värdet för citalopram till 7,5 ng/L genom att minska säkerhetsfaktorn med kompletterande ekotoxicitetsstudier. Det skulle innebära att riskkvoten för citalopram i Laholmsbukten blir mindre än 1 och till och med mindre än 0,1 vid vissa punkter.



Figur 31. Riskkvoter för utgående vatten från Västra stranden ARV (80 % reduktion mikroföroreningar) och modellerade recipientkoncentrationer i Laholmsbukten (P1, P2, P3 och Ref_Laholm).

5. Teknikval för läkemedelsrening

5.1 Metodik och val av teknik

Initialt i projektet kartlades möjliga tekniker för läkemedelsrening och beskrevs med olika processkonfigurationer, referensanläggningar samt för- och nackdelar (Bilaga 2). Utifrån LBVA:s målsättningar med projektet (avsnitt 2.1) valdes tekniker baserade på pulveriserat aktivt kol (PAK) bort, då de hindrar spridning av slam på åkermark vilket är ett krav för LBVA att i närtid kunna fortsätta göra. Övriga identifierade tekniker och teknikkombinationer bedömdes kunna uppnå en reduktionsgrad på 80 % av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar, baserat på tidigare studier, och uppfyllde därmed uppsatta krav för att fortsatt vara intressanta att utvärdera.

Reduktionsgraden på 80 % anses som en rimlig utgångspunkt eftersom det uppnås en betydande reduktion av belastningen följt av en minskad påverkan på recipienten Laholmsbukten till en rimlig driftkostnad. Exempelvis har det i Schweiz funnits lagstiftning kring rening av mikroföroreningar från avloppsvatten sedan 2016 och där siktar man på 80 % reduktion över hela reningsverket.

Rening av mikroföroreningar från avloppsvatten är huvudsakligen inriktad mot icke biologiskt nedbrytbara mikroföroreningar, där ingen betydande reduktion uppnås över ett konventionellt avloppsreningsverk, men där 80 % reduktion över det avancerade steget är en bra utgångspunkt.

De tekniker som uppfyllde de initiala målsättningarna presenterades på en workshop den 28 juni 2022 med deltagare från LBVA, Envidan AB och Miljö & Media på Kivik/MoLab.

Följande teknikkonfigurationer diskuterades:

- Ozonering + sandfilter
- Ozonering + MBBR
- Ozonering + GAK-filter
- (Sandfilter) + GAK-filter
- Ozonering + sandfilter + GAK-filter
- Membranfiltrering (MF/UF) + GAK-filter
- UV+ väteperoxid
- Membranfiltrering (NF/RO)

Under workshopen gjordes en översiktlig bedömning av de olika teknikkombinationerna i relation till LBVA:s verksamhetsmål och mål för projektet, avsnitt 2.1.

I diskussionen fastställdes att de viktigaste parametrarna i utvärderingen handlar om recipienten Laholmsbukten och arbetsmiljö. En säker arbetsmiljö är prioriterad och bedömningen gjordes att arbetsmiljön för samtliga teknikkombinationer är likvärdig efter att relevanta säkerhetsåtgärder implementerats. I kategorin Laholmsbukten inkluderas att minska spridningen av både miljöfarliga ämnen och mikroplaster. PFOS- och PFOA-halter i utgående vatten är relevanta för LBVA (PFOS 13 ± 4 ng/L, PFOA 10 ± 2 ng/L) och tekniker som medger reduktion av dessa ämnen kan vara fördelaktigt men är inte primärt för teknikval och detsamma gäller för mikroplaster.

UV-oxidering av avloppsvatten i kombination med väteperoxid är en teknik som kan minska koncentration av mikroföroreningar till en tillfredställande nivå men som inte har så många referenser i fullskaleanläggningar där syftet är minskning av mikroföroreningar. Tekniken har också en hög energiförbrukning i jämförelse med ozonering, därför valdes den bort. Membrantekniker baserade på NF och RO valdes också bort på grund av den höga energi- och kemikalieförbrukningen. Hanteringen av koncentrat i samband med membranfiltrering kan också vara problematisk. Tekniken kan vara intressant om utgående vatten från reningsverket behöver ha en hög kvalitet för att återanvändas i

olika typer av applikationer. Inom detta projekt är det dock inte nödvändigt att säkerställa produktion av vatten med så hög kvalitet.

Utifrån resultatet från workshopen beslutades därmed att gå vidare med processdesign för ozon- och GAK-baserade tekniker.

Efter att processdesign gjorts för valda teknikkombinationer beräknades de kvantitativa utvärderingsparametrarna; energiförbrukning, koldioxidavtryck, investerings- och driftskostnad samt ytbehov, och inkluderades i den slutliga utvärderingen av tekniker i avsnitt 7.

Designberäkningar har utförts för följande konfigurationer:

- Ozon + sandfilter
- GAK-filter
- Ozon + GAK-filter
- Ozon + SF + GAK

5.2 Förutsättningar på Västra strandens avloppsreningsverk

I detta avsnitt beskrivs de förutsättningar som dimensionering av ett läkemedelsreningssteg baseras på, så som prognostiserade flöden för 2040, lokala förutsättningar kring tillgängliga ytor och vilka reningsmål vill man uppnå.

5.2.1 Dimensionerande data

För dimensionering av ett eventuellt steg för avancerad rening för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar har uppskattade framtida flöden år 2040 och datahistorik mellan åren 2013–2022 för COD och SS använts. Det är möjligt att föroreningsbelastningar- och koncentrationer varierar fram till år 2040 och även huvudprocessen på Västra strandens avloppsreningsverk. Därför görs antagandet om att framtida Västra strandens avloppsreningsverk kommer att släppa ut renat avloppsvatten med minst lika bra kvalitet som i nuläget. Detta gör att dimensionering med datahistorik 2013-2022 innebär ett värsta fall-scenario för Västra strandens avloppsreningsverk.

DOC är en viktig kvalitetsparameter för design av ozon- och aktivt kol-processer som tyvärr saknas som datahistorik för avloppsreningsverket. Det har därför uppskattats genom att likställa DOC med TOC som är fallet vid renat avloppsvatten med lågt partikelinnehåll och en COD/DOC kvot på 3 enligt tillgänglig litteratur (Balmér 2015). Vid ozonering är nitrit och bromid också viktiga parametrar. Å ena sidan är nitrit en kvävefraktion som påverkar ozonering eftersom den förbrukar 3,43 mg O₃/mg NO₂-N och bromid är föregångaren av det misstänkta karcinogena ämnet bromat (gränsvärde dricksvatten 10 µg/L; föreslaget miljögränsvärde i Schweiz 50 µg/L). Nitrit har uppskattats till 0,1 mg NO₂-N /L från tidigare mätningar på Västra strandens avloppsreningsverk (Ekblad, o.a. 2015) men kommer förmodligen att ha en viss fluktuation i processen och kan variera med framtida processutformning. Bromidhalter har mätts under projektet enligt beskrivning i avsnitt 3.6.

Framtida flöden för år 2040 presenteras i Tabell 6, där 95 % fraktilflöde används som Q_{dim} , och föroreningar i Tabell 7, där medelvärde används för designberäkningar.

Tabell 6. Framtida flöden för Västra stranden ARV år 2040.

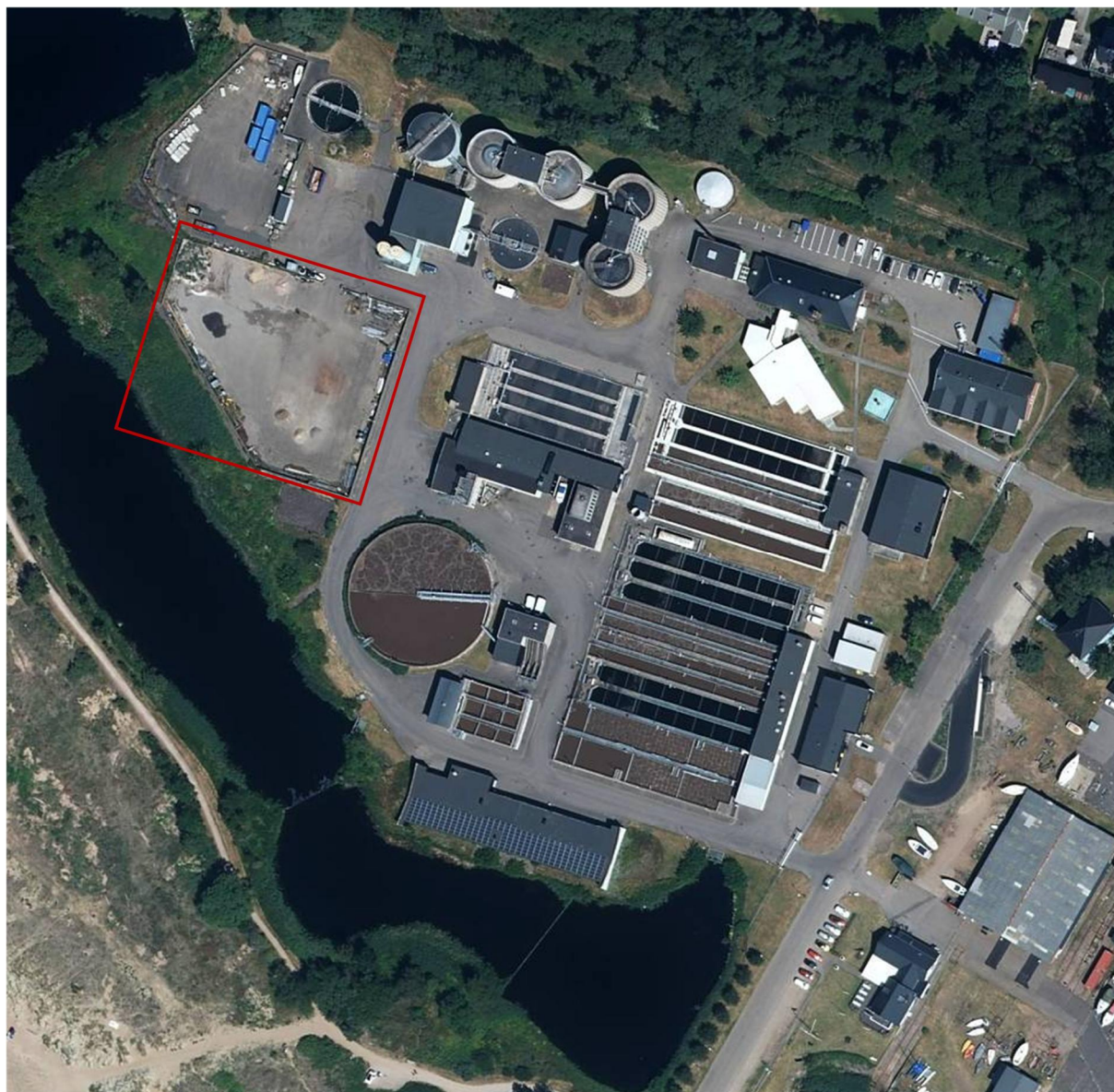
Parameter	Flöde (m ³ /h)
Q (60 % fraktil)	1 650
Q _{max, torrväder} (80 % fraktil)	2 100
Q _{dim} (95 % fraktil)	2 800
Q _{max}	7 600

Tabell 7. Föroreningsbelastningar för dimensionering av läkemedelsreningssteg.

Parameter	Min	Medel	Fraktil-99	Max
COD (g/m ³)	15,0	40,7	64,3	207,0
TOC beräknat (g/m ³)	5,0	13,6	21,4	69,0
SS (g/m ³)	0,5	6,0	24,8	49,5
NO ₂ -N (g/m ³)	-	0,1	-	-
Bromid (g/m ³)	0,12	0,26	-	0,53

5.2.2 Lokala förutsättningar

Yta som tidigare använts som ett öppet slamlager för rötat avvattnat slam (rödmarkerat fält i Figur 32) kan nyttjas för ett eventuellt läkemedelsreningssteg. Om denna yta skulle behövas för kapacitetsutbyggnad av Västra strandens avloppsreningsverk finns det möjlighet att i stället använda de ytor där dammarna i dagsläget är belägna.



Figur 32. Situationsplan över Västra strandens ARV (Eniro)

5.2.3 Reningsmål

Elva mikroföroreningar används som indikatorparametrar för att säkerställa reningsmålet 80 % reduktion av koncentrationen:

- Karbamazepin
- Diklofenak
- Metoprolol
- Oxazepam
- Citalopram
- Furosemid
- Sulfametoxazol
- Bensotriazol
- Klaritromycin
- Erytromycin
- Sertralin

Indikatorparametrarna förekommer i olika koncentrationer i inkommande vatten till Västra strandens avloppsreningsverk och bryts ner i olika grad över reningsverket. Furosemid och oxazepam är tillsammans med diklofenac och citalopram de fyra identifierade ämnena med de högsta riskkvoterna. För ämnena karbamazepin, citalopram, diklofenak och metoprolol är nedbrytningen i den biologiska processen väldigt begränsat (10-20 %) men vid avancerad rening kan en mycket god reduktion uppnås med både ozon och aktivt kol (Bourgin, o.a. 2018). Dessa ämnen är inkluderade i den schweiziska indikatorlistan (Grupp 1) för rening av mikroföroreningar från avloppsvatten.

Bensotriazol och sulfametoxazole uppnår en bättre reduktion över Västra strandens avloppsreningsverk (cirka 60 %) och en god reduktion kan uppnås med avancerad rening men något mer begränsad i jämförelse med tidigare diskuterade ämnen (Bourgin, o.a. 2018). Bensotriazol förekommer dessutom också i den schweiziska indikatorlistan (Grupp 2).

Furosemid, oxazepam och sulfametoxazol förekommer inte i den schweiziska listan men det finns några skäl som gör att de är intressanta att använda som indikatorämne. Furosemid har en bra reduktion över reningsverket (cirka 80 %) och halter i utgående vatten utgör måttliga riskkvoter (0,1–1) för recipienten i P1. Reduktion av furosemid uppnås i en mycket god grad med både ozon och GAK-filter (Lee, o.a. 2014, Baresel och Malovanyy, 2019). Oxazepam reduceras inte över reningsverket och utgör höga riskkvoter (>1) för recipienten och är ett utmanande ämne att behandla med både ozon (Bourgin, o.a. 2018, Edefell, Falås, o.a. 2021) och GAK (Edefell, Ullman, o.a. 2019, Gidstedt, o.a. 2021). Sulfametoxazol är ett antibiotikum och har en relativt tidig genombrottskurva i GAK-filter i jämförelse med andra ämnen (Edefell, Ullman, o.a. 2019, Gidstedt, o.a. 2021), medan den kan brytas ned till >80 % med ozon vid doser på cirka 0,35 mg O₃/mg DOC (Bourgin, o.a. 2018, Edefell, Falås, o.a. 2021). Citalopram och diklofenak har en väldigt begränsad reduktion över verket (<20 %) men däremot kan en mycket god reduktion uppnås med ozon (Ekblad, o.a. 2021, Bourgin, o.a. 2018) och god reduktion med GAK (Edefell, Ullman, o.a. 2019, Gidstedt, o.a. 2021, Taudien, o.a. 2020).

5.3 Processutformning och dimensionering

En viktig förutsättning för läkemedelsrening är en välfungerande tertiär rening på Västra strandens avloppsreningsverk med en låg halt suspenderat material (Pistocchi, o.a. 2022). Det antas därför att vatten som leds in till läkemedelsreningssteget har genomgått tillfredställande BOD-, kväve och fosforrening samt har en låg halt suspenderat material som inte påverkar ozonering eller GAK-filter negativt.

Det avancerade reningssteget för rening av mikroföroreningar från avloppsvatten har dimensionerats för 95 %-fraktillöde, 2 800 m³/h. Nyckeltal för design av ozonering och GAK-filter har tagits fram med

hjälp av tidigare design och studier som finns i litteraturen för att säkerställa att en 80 %-ig reduktion för de olika indikatorämnena uppnås (Böhler, Joss och McArdell 2022, Mulder, Antakyali och Ante 2015, Antakyali, o.a. 2016, Cimbritz, o.a. 2016). För varje teknikkombination kommer dimensioneringstal, energi- och materialförbrukning samt layout att presenteras.

Nyckeltal för dimensionering av ozonering och GAK-filter visas i Tabell 8. Uppehållstiden på 15 minuter vid Q_{dim} säkerställer att allt ozon reagerar (vid pH 7–8 är allt nedbrutet efter 4–5 minuter (Stapf och Miehe 2019, Cséfalvay 2007, Hansen 2016)) och inget restozon följer med utgående vatten från ozonering. Den högsta ozondosen på 0,75 mg O_3 /mg DOC säkerställer 80 % rening av oxazepam, en av de svårast oxiderbara ämnena i föreslagen indikatorlista. EBCT för GAK-filter vid Q_{dim} säkerställer tillräcklig kontakttid med det aktiva kolet och EBCT lägre än 20 minuter har redovisats ha stor negativ effekt på reduktionsgrad (Böhler, Joss och McArdell 2022). Föreslagna bäddvolymen är dokumenterade i litteraturen (Böhler, Joss och McArdell 2022, Benstoem, o.a. 2017) men variationer och osäkerheter för föreslagna bäddvolymen kan förekomma beroende på hur kravutformningen ser ut.

Tabell 8. Nyckeltal för dimensionering av ozonering, GAK-filter och sandfilter.

Ozonering	Värde
Uppehållstid, Q_{dim} (min)	15
Vattennivå (m)	6
Ozondos (mg O_3 /mg DOC)	0,5–0,75 (0,3–0,5)*
GAK-filter	
EBCT, Q_{dim} (min)	25
Ytbelastning (m/h)	4–7
Bäddjup (m)	2
Bäddvolymen till regenerering, (m ³ vatten/m ³ GAK-bädd)	15 000–20 000 (20 000–30 000)*
Sandfilter	
Ytbelastning, Q_{max} (m/h)	10

*Vid ozon i kombination med GAK-filter

I utformningen av ozoneringsprocessen ingår ozongeneratoren, kylsystem och ozondestruktion. I denna förstudie har det valts att designa med ett öppet kylsystem med renat avloppsvatten som kylmedel till ozongeneratorer eftersom det är en mer hållbar lösning med mindre elförbrukning. Det finns även möjlighet att kyla ner ozongeneratoren med ett slutet kylsystem med ett industriellt kylsystem.

För matning av ozongeneratoren har det antagits inköp av flytande syre (LOX, Liquefied oxygen på engelska) i stället för tillverkning av syrgas från luft på plats. LOX behöver värmas upp så att det blir gasformigt och kan användas för att kyla ner det renade avloppsvatten som används som kylmedel till ozongeneratoren. Beroende på tillgång till LOX i Halmstadsområdet, logistik, tillstånd och

säkerhetsaspekter kring LOX-lagring och livscykelanalys kan det i ett senare skede studeras om tillverkning av syrgas på plats är mer fördelaktigt.

Ozoninlösningssmetoden i förslaget består av att man installerar ett keramisk diffusor i botten av bassängen. Det finns också möjlighet att dosera ozon i en sidoström med en statisk mixer eller en venturi injektor. Sidoströmsinjektion kräver mer energi för pumpning, men är värd att överväga eftersom det underlättar underhåll av bassängen. En viktig aspekt att överväga är att utforma ozoneringsprocessen med flerpunktsinjektion av ozon för att minska risken för bromatbildning.

I GAK-filtret inkluderas filter och kolbehov, både initialt och vid förnyelse efter ett visst antal bäddvolymer, samt plats för backspolningsmagasin. I layoutförslagen är alla byggnader förlagda i marknivå men det finns möjlighet att delvis gräva ner byggnaderna i marken. Elförbrukning av pumpar för lyft av vatten ingår inte i driftkostnaderna men kan uppskattas till 0,06–0,07 kWh/m³ (Pistocchi, o.a. 2022). Beslutet att utelägna pumpningen är baserat på att hydrauliken på Västra strandens avloppsreningsverk kan ändras efter en eventuell utbyggnad av befintliga reningssteg och då bör hydrauliken utvärderas som en helhet.

I layoutritningen för ozonering inkluderas en yta för en överbyggnad för ozongeneratoren, gassystemet, värmeväxlaren och eventuella pumpar samt en yta för ozoneringsbassängen. Ozondestruktorn kan eventuell placeras på taket av ozoneringsbassängen. För GAK- och sandfilter inkluderas de olika filtercellerna och backspolningsmagasin.

5.3.1 Ozonering + sandfilter

Ozoneringen har dimensionerats för en uppehållstid på mellan 15 och 25 min för Q_{dim} respektive Q-60 % fraktil och en installerad ozonkapacitet på 530 kg ozon/dygn. Den maximala ozonkapaciteten har tagits fram för den lägsta dosen vid Q_{max} eftersom den högsta dosen vid det högsta flödet inte anses som ett realistiskt scenario. Sandfiltret dimensionerades med sex filterceller (fyra filterceller i drift vid Q-60 % fraktil) och för en ytbelastning på 10 m/h för Q_{dim}. El- och LOX-behov beräknades utifrån den lägsta och högsta resursförbrukningen vid Q-60 %. Dimensioneringstal för ozonering följd av sandfilter presenteras i Tabell 9, energi- och resursbehov i Tabell 10 och layout för processförslag i Figur 33. I designen anges ett intervall men i vanlig drift bör siktas till en dos på 0,75 mg O₃/mg DOC för att säkerställa en tillfredställande reduktionsgrad för de svårast oxiderbara ämnena som oxazepam, och det är ozondosen som kommer att användas för den slutliga utvärderingen av teknikerna.

Specifik bromatbildning (mg bromat/mg bromid) är beroende av ozonmängden som tillsätts och har rapporterats till cirka 0,1 mg bromat/mg bromid vid doser på 0,75 mg O₃/mg DOC (Falås, Juárez, o.a. 2022, Soltermann, Abegglen och Götz, o.a. 2016). Det skulle innebära att det bildas drygt 50 µg bromat/L i fallet med högsta bromidkoncentration och högsta ozondos i det behandlade avloppsvattnet utan någon utspädning i recipienten. Denna koncentration motsvarar det föreslagna miljögränsvärdet från Schweiz (Oekotoxzentrum 2015). För att kontrollera bromatproduktionen kan man övervaka bromidkoncentrationen och därefter justera ozondosen för att inte överstiga miljögränsvärdet. Riktlinjer för ozonering och miljögränsvärden i recipient för bromat behövs för svenska förhållanden eftersom det endast finns värde för dricksvatten (10 µg bromat/L) att förhålla sig till. Bromatbildning kan minskas genom att tackla olika parametrar som påverkar bromatbildningen. En åtgärd är att identifiera och minska bromidkällor till spillvattenledningsnätet (Soltermann, Abegglen och Tschui, o.a. 2017) och som har kopplats till kustnära reningsverk i Sverige (Falås, Juárez, o.a. 2022). En annan möjlighet är att dosera väteperoxid i ozoneringsprocessen för att minska bromatbildning (Soltermann, Abegglen och Tschui, o.a. 2017).

Tabell 9. Dimensioneringstal för ozonering + sandfilter.

Ozonering	Q-60 %, 0,5 mg O ₃ /mg DOC	Qdim, 0,75 mg O ₃ /mg DOC
Uppehållstid (min)	25	15
Volymbehov ozonreaktor (m ³)	700	
Ytbehov ozonreaktor (m ²)	120	
Ozonbehov (kg O ₃ /d)	280	420*
Installerat ozonkapacitet (kg O ₃ /d)	530	
Sandfilter	Q-60 %	Qdim
Yta per filter (m ²)	70	
Antal filter (-)	6 (4 normal drift)	
Yta filter total (m ²)	420	
Backspolningsmagasin (m ³)	400	
Yta backspolningsmagasin (m ²)	90	
Yta total konstruktion (m ²)	710	
Ytbelastning (n filter)	5,9	6,7
Ytbelastning (n -1 filter)	7,9	8,0
Ytbelastning (n -2 filter)	11,8	10,0

*Vid 0,5 mg O₃/mg DOC och Qdim, pga 0,75 mg O₃/mg DOC är inte aktuell hög vid Qdim.

Tabell 10. Energi- och resursbehov vid ozonering + sandfilter

Ozonering	Q-60 %, 0,5 mg O ₃ /mg DOC	Qdim, 0,75 mg O ₃ /mg DOC
El ozongeneratorn+ ozondestruktor (MWh/år)	1 025	1 725
El pumpar kylsystem (MWh/år)	35	79
LOX behov (ton /år)	1 029	1 746
Sandfilter	Q-60 %	Qdim
El backspolning (MWh/år)	22	22
Elbehov, ozonering + sandfilter (kWh/m ³)*	0,075	0,126

*Pumpning ej inkluderat.



Figur 33. Layout ozonering + sandfilter.

5.3.2 GAK-filter

GAK-filtret har dimensionerats för minst 25 min EBCT, 15 000 till 20 000 bäddvolym och en ytbelastning på 4 till 7 m/h. Under normal drift (Q_{medel} cirka $Q-60\%$) är fem filter i bruk och vid Q_{dim} är tio filter i bruk. Kolbehovet har beräknats för varje bäddvolym på årlig basis och 10 % av kolet bör tillsättas som nytt kol efter regenereringsförluster. I designen anges ett intervall för bäddvolymen och ett medelvärde för intervallet kommer att användas för den slutliga utvärderingen av teknikerna. Dimensioneringstal för GAK-filter presenteras i Tabell 11, energi- och resursbehov i Tabell 12 och layout för processförslag i Figur 35.

Tabell 11. Dimensioneringstal för GAK-filter.

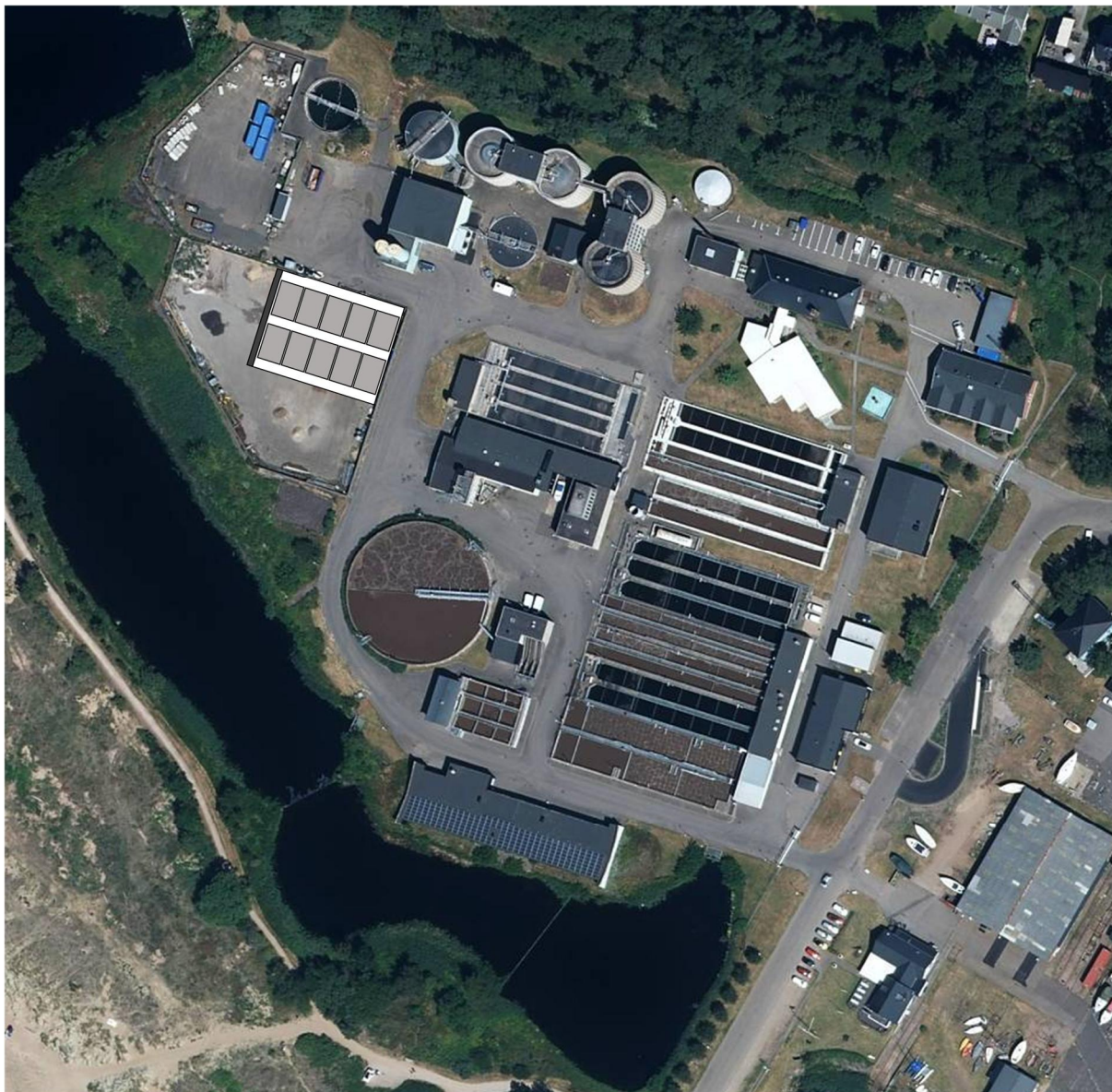
GAK-filter	Q-60 %	Qdim
Antal bäddvolymmer (m ³ vatten/m ³ bädd)	20 000	15 000
EBCT, Q _{dim} (min)	25	
Yta per filter (m ²)	70	
Antal filter (-)	10 (5 normal drift)	
Yta filter total (m ²)	700	
Backspolningsmagasin (m ³)	200	
Yta backspolningsmagasin (m ²)	50	
Yta total konstruktion (m ²)	1 100	
Ytbelastning (n filter)	4,7	4,0
EBCT (n filter)	25,5	30,0
Ytbelastning (n -2 filter)*	n.a.	5,0
EBCT (n-2 filter)*	n.a.	24,0

*Vid Q-60 % anses inte som ett realistiskt scenario att bara 3 filter är i bruk (n-2, där n=5).

Tabell 12. Energi- och resursbehov vid GAK-filter.

GAK-filter	Q-60 %, 20 000 BV	Qdim, 15 000 BV
El backspolning GAK-filter (kWh/d)	n.a.	n.a.
Kolbehov (ton/år)	429	322
Nytt kol, 10 % (ton/år)	43	32
Regenererat kol (ton/år)	386	290
Elbehov, GAK-filter (kWh/m ³)*	n.a.	n.a.

*Elbehov för GAK-filter gäller endast pumpning vilket inte har beaktats. En liten andel kommer också i form av backspolning men det har inte heller beaktats eftersom det inträffar väldigt sällan vid behandling av vatten med lågt partikelinnehåll.



Figur 34. Layout GAK-filtrer.

5.3.3 Ozonering + GAK-filtrer

Ozoneringen har dimensionerats för en uppehållstid på mellan 15 och 25 min för Q_{dim} respektive Q_{60} % fraktil och en installerad ozonkapacitet på 530 kg ozon/dygn (samma kapacitet som bara ozon för att ge redundans ifall problem uppstår vid GAK-filtrering). På samma sätt som vid ozonering följt av sandfilter har den maximala ozonkapaciteten tagits fram för den lägsta dosen vid Q_{max} . I denna konfiguration kan en lägre dos av ozon doseras 0,3–0,5 mg O_3 /mg DOC på grund av den ytterligare reningen av mikroföroreningar genom GAK-filtret. I design anges ett intervall för ozondos, men vid normal drift utgör 0,3 mg O_3 /mg DOC en tillräckligt ozondos för att förlänga gångtiden på GAK-filtret och är den ozondos som kommer att användas för den slutliga utvärderingen av teknikerna.

GAK-filtret har dimensionerats för minst 25 min EBCT, 20 000 till 30 000 bäddvolym och en ytbelastning på 4 till 7 m/h. I denna konfiguration är antalet bäddvolym högre än i konfigurationen med endast GAK-filtrer. Detta beror på att matrisen förändras och DOC kommer att adsorbera sämre

till det aktiva kolet, som gör att konkurrensen mellan organiskt material (DOC) och mikroföroreningar sänks och därför kan mikroföroreningar lättare adsorbera till kolet (Zietzschmann, Mitchell och Jekel 2015, Betsholtz, o.a. 2022). Under normal drift (Qmedel cirka Q-60 %) är fem filter i bruk och vid Qdim är tio filter i bruk. Kolbehovet har beräknats för varje bäddvolym på årlig basis och 10 % av kolet bör tillsättas som nytt kol efter regenereringsförluster. Dimensioneringstal för ozonering följd av sandfilter presenteras i Tabell 13, energi- och resursbehov i Tabell 14 och layout för processförslag i Figur 35.

Specifik bromatbildning (mg bromat/mg bromid) vid doser på 0,5 mg O₃/mg DOC är som högst 0,05 mg bromat/mg bromid (Falås, Juárez, o.a. 2022, Soltermann, Abegglen och Götz, o.a. 2016). Det skulle innebära cirka 20-30 µg bromat/L i fallet med den högsta bromidkoncentrationen och den högsta ozondosen i det behandlade avloppsvatten utan någon utspädning i recipienten. Denna koncentration är lägre än det föreslagna miljögränsvärdet från Schweiz (Oekotoxzentrum 2015). Samtidigt behövs fler ekotoxicitetstudier och miljögränsvärden för svenska förhållanden för att säkerställa vilken bromatkoncentrationen som kan tillåtas i recipienten.

Tabell 13. Dimensioneringstal för ozonering + GAK-filter.

Ozonering	Q-60 %, 0,3 mg O ₃ /mg DOC	Qdim, 0,5 mg O ₃ /mg DOC
Uppehållstid (min)	25	15
Volymbehov ozonreaktor (m ³)	700	
Ytbehov ozonreaktor (m ²)	120	
Ozonbehov (kg O ₃ /d)	170	280*
Installerat ozonkapacitet (kg O ₃ /d)	530	
GAK-filter	Q-60 %	Qdim
Antal bäddvolym (m ³ vatten/m ³ bädd)	30 000	20 000
EBCT, Q _{dim} (min)	25	
Yta per filter (m ²)	70	
Antal filter (-)	10 (5 normal drift)	
Yta filter total (m ²)	700	
Backspolningsmagasin (m ³)	200	
Yta backspolningsmagasin (m ²)	50	
Yta total konstruktion (m ²)	1 100	
Ytbelastning (n filter)	4,7	4,0
EBCT (n filter)	25,5	30,0
Ytbelastning (n -2 filter)**	n.a.	5,0
EBCT (n-2 filter)**	n.a.	24,0

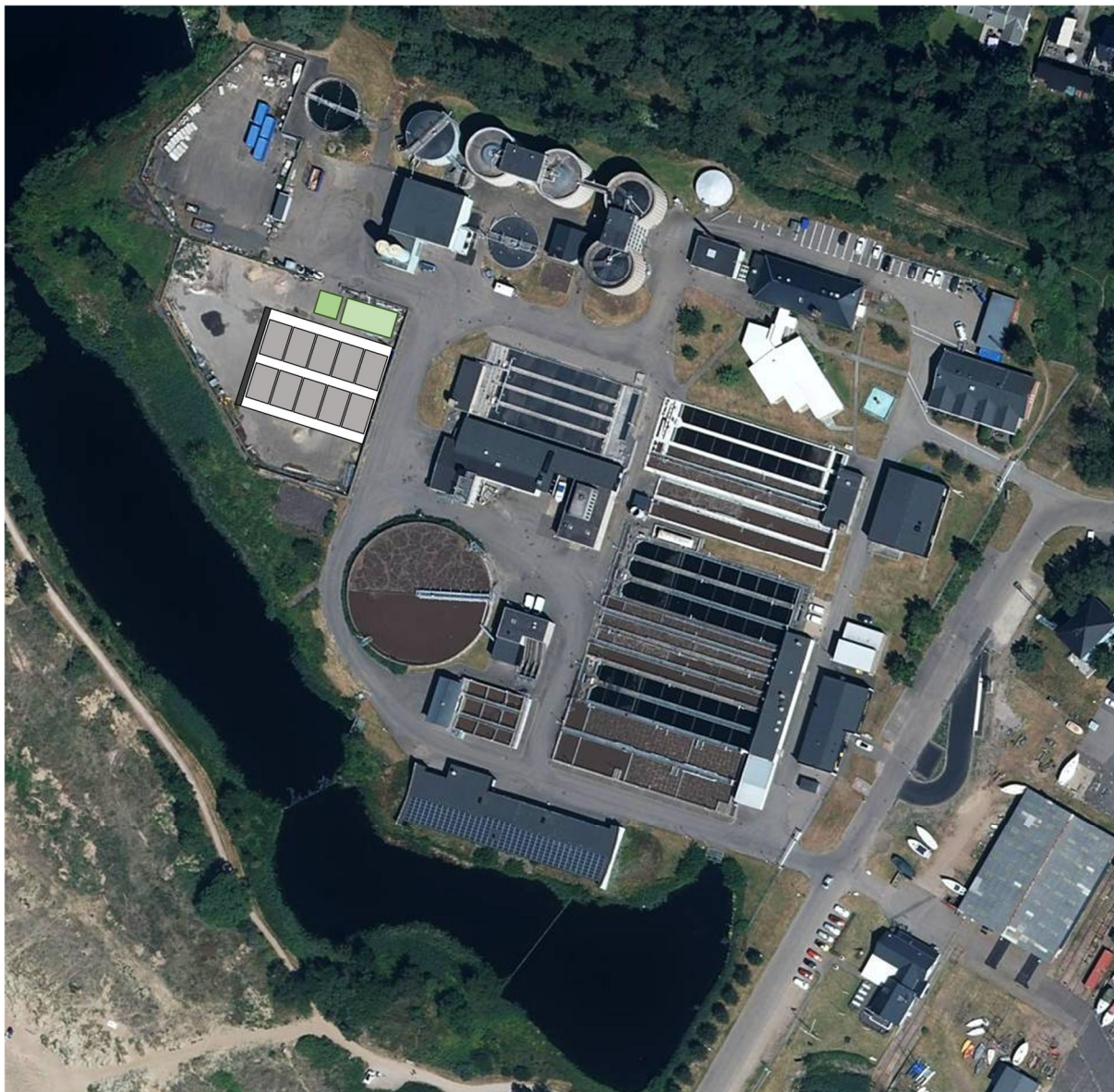
*Vid 0,3 mg O₃/mg DOC och Qdim, pga 0,75 mg O₃/mg DOC är inte aktuell hög vid Qdim.

**Vid Q-60 % anses inte som ett realistiskt scenario att bara 3 filter är i bruk (n-2, där n=5).

Tabell 14. Energi- och resursbehov vid ozonering + GAK-filter

Ozonering	Q-60 %, 0,3 mg O₃/mg DOC	Qdim, 0,5 mg O₃/mg DOC
El ozongeneratorn+ ozondestruktor (MWh/år)	642	1 076
El pumpar kylsystem (MWh/år)	35	79
LOX behov (ton /år)	637	1 081
GAK-filter	Q-60 %, 30 000 BV	Qdim, 20 000 BV
El backspolning GAK-filter (kWh/d)	n.a.	n.a.
Kolbehov (ton/år)	214	322
Nytt kol, 10 % (ton/år)	21	32
Regenererat kol (ton/år)	193	290
Elbehov, ozonering + GAK-filter (kWh/m ³)*	0,047	0,080

*Pumpning ej inkluderat. Backspolning av GAK-filter bedöms inte avgöra elbehov eftersom den inträffar väldigt sällan vid behandling av vatten med lågt partikelinnehåll.



Figur 35. Layout ozonering + GAK-filter.

5.3.4 Ozonering + sandfilter + GAK-filter

En fjärde möjlig konfiguration innehåller sandfiltrering mellan ozonering och GAK-filter. Denna konfiguration är lämplig om ett extra filtreringssteg krävs inför GAK-filtrering. Det ger också en viss reduktion av organiskt material. Eftersom en förutsättning för läkemedelsrening är en välfungerande tertiär rening bedöms det inte som en aktuell konfiguration. Vid en bristande partikelavskiljning vid tertiärrening kan sandfilter mellan ozonering och GAK-filter övervägas, men även mikrosilning för en mer yteffektiv lösning.

5.4 Koldioxidutsläpp

Klimatpåverkan i form av utsläpp av koldioxidekvivalenter har beräknats för driftfasen utifrån elanvändning, LOX-produktion, regenerering och produktion av aktivt kol. Emissionsfaktorn för LOX-produktion relateras till elanvändning. Använda emissionsfaktorer redovisas i Tabell 15. Svensk elmix

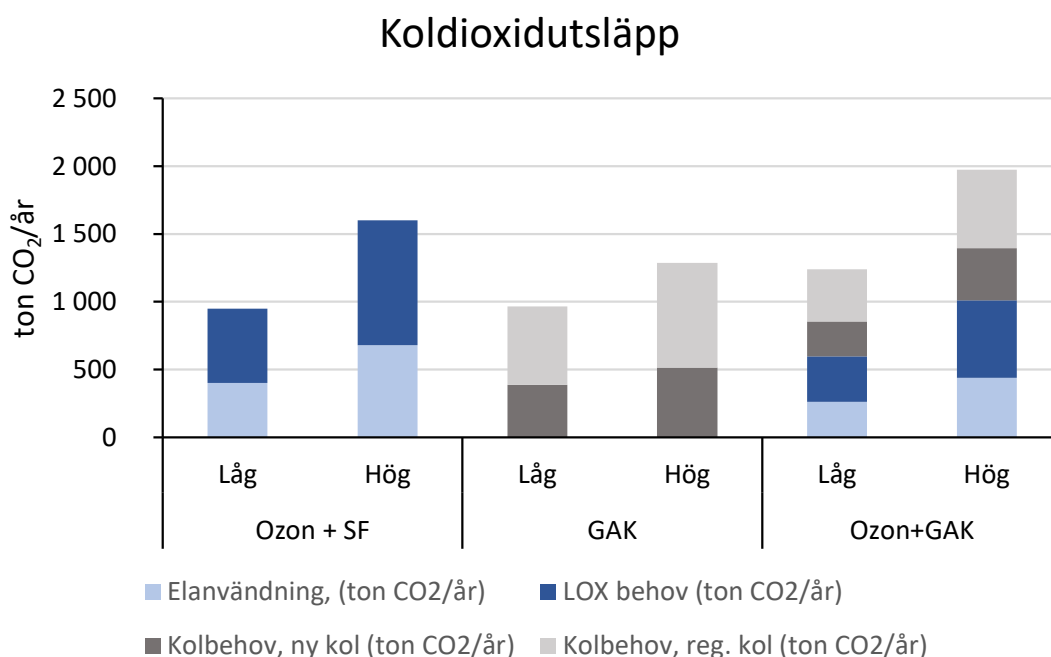
har den lägsta emissionsfaktorn, 26 kg CO₂e/MWh (Energimyndigheten 2022) i hela Europeiska unionen (European Environment Agency 2022), men för att titta på det större perspektivet och att elproduktion, import och export påverkas mellan de olika nordiska länderna har den nordiska residualmixen använts, 372 kg CO₂e/MWh (Energimarknadsinspektionen 2022). Den nordiska residualmixen är något högre än EU-27 medel för året 2020 (229 kg CO₂e/MWh; (European Environment Agency 2022)).

Tabell 15. Emissionsfaktorer för utvärdering av koldioxidutsläpp.

Emissionsfaktorer	Värde	Enhet	Referens
Nordisk residualmix	372	kg CO ₂ /MWh	(Energimarknadsinspektionen 2022)
LOX produktion	1,42	kWh/kg LOX	(Äystö och Stapf 2020)
Produktion ny aktiv kol	12* (7–18)	kg CO ₂ /kg aktivt kol	(Vilén 2021, Büeler, Wunderlin och Müller 2018)
Regenerering aktiv kol	2* (1,2–3)	kg CO ₂ /kg aktivt kol	(Vilén 2021, Büeler, Wunderlin och Müller 2018)

*Medelvärde av redovisade emissionsfaktorer. För produktion av nytt kol redovisar de flesta studier värden mellan 11 och 13 kg CO₂/kg aktivt kol.

Beräkning av utsläpp av koldioxidekvivalenter med förbrukningstal vid låg och hög förbrukning av resurser resulterar i antal ton av koldioxid som släpps ut vid drift av anläggningen (Figur 36). Ozonering följt av sandfilter är relativt jämförbar med GAK-filter vid lågt resursbehov men de båda alternativen skiljer sig åt vid hög energiförbrukning. Beroende på den faktiska förbrukningen av kol kan koldioxidutsläppet från GAK-filter variera. Ozonering följt av GAK-filter genererar det högsta koldioxidutsläppet, vilket är relativt jämnt fördelat mellan elförbrukning hos ozongeneratoren, tillverkning av LOX och emissioner relaterade till tillverkning och regenerering av kol.



Figur 36. Koldioxidutsläpp för ozonering + sandfilter, GAK-filter och ozonering + GAK-filter, vid låg- och hög förbrukning av resurser.

Ett specifikt koldioxidutsläpp har tagits fram för eventuell jämförelse med andra reningsverk med samma processer men i mindre eller större skala (Tabell 16). Ozonering följt av sandfilter och GAK-filter har jämförbara specifika koldioxidutsläpp, men koldioxidutsläpp är något högre för ozonering följt av sandfilter vid hög användning av resurser. Alternativet ozonering följt av GAK-filter innebär det högsta specifika koldioxidutsläppet men med processoptimering, för minskning av ozondos och förlängning av GAK-filtrets gångtid, kan emissioner minska till lägre nivåer beräknat över tid.

Det specifika koldioxidutsläppet för ozonering följt av sandfilter är betydligt högre än i studier som har gjorts tidigare (Baresel, Ek, o.a. 2017) vilket beror på att svensk elmix har använts för beräkning av koldioxidutsläpp kopplad till elförbrukningen i stället för nordisk elmix som i denna studie. Teknikerna som inkluderar aktivt kol i denna studie (kolanvändning GAK-filter 15–22 g GAK/m³; ozonering+GAK-filter 22–30 g GAK/m³) har också resulterat i högre koldioxidutsläpp än tidigare studier (kolanvändning 20 g GAK/m³) och det är troligen kopplat till den emissionsfaktor som använts.

Tabell 16. Specifikt koldioxidutsläpp för de utvärderade teknikkombinationerna; ozonering + sandfilter, GAK-filter och ozonering + GAK-filter.

Teknik	Specifikt koldioxidutsläpp (g CO ₂ /m ³)
Ozonering+sandfilter	65–111
GAK-filter	67–89
Ozonering+GAK-filter	86–137

6. Kostnader

En förenklad kostnadsanalys av de olika teknikkombinationerna presenterade i avsnitt 5, med investerings- och driftkostnader, har räknats fram. Investeringskostnader inkluderar ozongeneratoren och byggkostnader medan andra delar har utelämnats. I driftkostnaderna inkluderas kostnader för elanvändning, inköp av LOX, och inköp och regenerering av aktivt kol. En uppskattning av kostnader för analys av mikroföroreningar och personal inkluderas också.

6.1 Investeringskostnader

Investeringskostnader för ozonering inkluderar byggkostnader för kontaktreaktor, ozongeneratoren med ozonproduktion från flytande syrgas (LOX), system för inlösning av ozon, ozondestruktor, standardkontrollsystem, ozondetektion (i tillverkad ozongas, omgivande luft, överskottsozon), UV-absorbans i vatten och gaslarm.

Sandfilter och GAK-filter inkluderar kostnader för byggnation av betongbassänger och för GAK-filter inkluderas också kostnad för inköp av aktivt kol för första fyllnad av filter.

Till dessa kostnader läggs ett påslag på 15 % av anläggningskostnaden för projektering och 20 % för oförutsett. I denna förstudie har inte inkluderat investeringskostnader för ledningar, automation, el & styr och övriga maskinkomponenter (inklusive pumpning) förutom komponenter till ozonering, och är därför investeringskostnaderna något underskattade. Eftersom projektet är en förstudie och inte en detaljprojektering förekommer det osäkerheter som kan beröra bygganpassning och markförberedelse samt andra aspekter som kan påverka investeringskostnaden. Denna osäkerhet påverkas också av den rådande situationen som kraftfullt påverkar dagens priser.

Avskrivningskostnad har beräknats med 1,5 % ränta och 15 år avskrivningstid för maskinkomponent för ozonering och 50 år för bassänger för sandfilter och GAK-filter. Räntekostnader är inte inkluderade och kostnaden för aktivt kol har lagts till som engångskostnad för första året av investeringen.

Tabell 17. Investeringskostnader för ozonering + sandfilter, GAK-filter och ozonering + GAK-filter.

Kostnadspost	Ozonering + sandfilter	GAK-filter	Ozonering + GAK-filter
Ozongeneratoren + tillbehör (Mkr)	8,2	0,0	8,2
Bygg ozoneringsbassäng (Mkr)	4	0	4
Bygg sandfilterbyggnad (Mkr)	11	0	0
Bygg GAK-filterbyggnad (Mkr)	0	14	14
Initial aktivt kol (Mkr)	0	19	19
Anläggningskostnad (Mkr)	23,2	33,0	45,2
Projektering, 15 % av anläggningskostnad (Mkr)	3,5	5,0	6,8
Oförutsett, 20 % av anläggningskostnad (Mkr)	4,6	6,6	9,0
Total investeringskostnad (Mkr)	31,3	44,6	61,1
Avskrivningskostnad, år 1 (Mkr/år)	1,0	19,5	20,3
Avskrivningskostnad, följande år* (Mkr/år)	1,0	0,5	1,2

*Kostnaden för ozonkomponenter betalas av efter 15 år.

Kombinationen av ozonering följt av GAK-filter utgör den högsta investeringskostnaden vilket inte är oväntat då man måste investera i både ozoneringsanläggning, byggnation av filter och fyllnad av kol. Den högsta posten är den initiala fyllnaden av kol, följt av byggkostnader och slutligen ozoneringsanläggning med tillbehör. Uppskattade investeringskostnader med kostnadsmodellen för svenska fullskaleanläggningar som har tagits fram inom ett konsultuppdrag för beställargruppen (Svenskt Vatten 2021) resulterar i cirka 57 Mkr för prognostiserad år 2040. Modellen är baserad på sju fullskaleanläggningar där bara en av dem (Nykvarnsverket i Linköping, ozonering följt av MBBR) har ett liknande dimensionerande belastning (149 700 pe) med en investeringskostnad på cirka 25 Mkr. Däremot byggdes inget sandfilter i samband med ozoneringsanläggningen vilket delvis kan förklara skillnaden med investeringskostnaden som har tagits fram i denna förstudie för ozonering + sandfilter. Resterande verk som har använts för uppbyggnad av modellen har en dimensionerande belastning på mindre än 23 000 pe och uppvisar högre investeringskostnader per pe.

6.2 Driftkostnader

För beräkning av driftkostnader har enhetspriser som presenteras i Tabell 18 använts. På grund av osäkerheter kring elpriser i dagsläget har elkostnaderna beräknats inom ett intervall av två rimliga kostnader per kWh.

Tabell 18. Enhetspriser för driftkostnader.

Kostnadspost	Enhetspris
Elkostnad (SEK/kWh)	1–2
LOX kostnad (SEK/ton)	2 000
Aktivt kol, ny (SEK/ton)	30 000
Aktivt kol, regenererat (SEK/ton)**	12 000
Analys mikroföroreningar (SEK/analys)	5 000
Personalkostnad (SEK/h)	700

*Transport till regenereringsanläggning inkluderat i kostnaden.

Driftkostnader presenteras i ett intervall som avser två olika elkostnader (1 och 2 kr/kWh) och låga och höga driftkostnaderna beroende på ozondosering och bäddvolym för GAK-filtret. Kostnaderna inkluderar inte pumpning men kan uppskattas som tidigare nämnts till cirka 0,065–0,13 kr/m³ enligt ett nyckeltal på 0,06–0,07 kWh/m³. Antagandet av en 10 % förlust av aktivt kol under regenerering som måste ersättas med nytt kol har använts. För analyser har antagits en provtagning per månad och personalkostnader i form av tillsyn har uppskattats till 10 timmar/arbetsvecka för ozon + sandfilter, 8 timmar/arbetsvecka för GAK-filter och 12 timmar/arbetsvecka för ozon + GAK-filter. Driftkostnaden för de tre olika teknikkombinationerna visas i Tabell 19.

Tabell 19. Driftkostnader för ozonering + sandfilter, GAK-filter och ozonering + GAK-filter för låg och hög resursförbrukning.

Kostnadspost	Ozonering+ sandfilter	GAK-filter	Ozonering+ GAK-filter
Elkostnader, 1 kr/kWh (Mkr/år)	1,1–1,8	0–0	0,7–1,2
Elkostnader, 2 kr/kWh (Mkr/år)	2,2–3,7	0–0	1,4–2,3
Inköp av LOX (Mkr/år)	2,1–3,5	0–0	1,3–2,2
Inköp av ny kol, 10 % (Mkr/år)	0–0	1–1,3	0,6–1
Regenerering av kol (Mkr/år)	0–0	3,5–4,6	2,3–3,5
Analyser (Mkr/år)	0,06	0,06	0,06
Personalkostnader (Mkr/år)	0,36	0,44	0,29
Totala driftkostnader, 1 kr/kWh (Mkr/år)	3,6–5,7	4,8–6,3	5,4–8,3
Specifika kostnader (kr/m ³)	0,25–0,4	0,33–0,43	0,37–0,57
Totala driftkostnader, 2 kr/kWh (Mkr/år)	4,6–7,6	4,8–6,3	6,1–9,4
Specifika kostnader, 2 kr/kWh (kr/m ³)	0,32–0,52	0,33–0,43	0,42–0,65

Ozonering följt av sandfilter presenterar den lägsta driftkostnaden där inköp av LOX och elkostnader är jämförbara vid 2 kr/kWh. GAK-filter har liknande driftkostnader i genomsnitt som ozonering + sandfilter där den högsta kostnaden utgörs av regenerering av det aktiva kolet. Ozonering + GAK-filter har den högsta kostnaden i genomsnitt där regenerering av det aktiva kolet är den högsta posten men för ozoneringen följt av sandfilter är de olika poster för driftkostnaden mer jämnt fördelade. Vid optimering av ozon + GAK-filter-processen med en tillräcklig låg ozondos och längre bäddvolymmer kan en specifik kostnad per m³ uppnås som kan vara jämförbar med alternativet med bara ozon eller bara GAK.

7. Utvärdering av tekniker

För utvärdering av de olika teknikerna har de kvantitativa parametrarna sammanställts i Tabell 20. Processalternativet med ozonering följt av sandfilter är tekniken som har de lägsta kostnaderna och är även tekniken som tar lägst yta i anspråk. Ozonering är den teknik som är mest energikrävande när det gäller direkt energianvändning och med ökande elkostnader kan det bli högre driftkostnader än med endast GAK-filter. Klimatpåverkan i form av koldioxidutsläpp ligger på det lägre intervallet vid låg resursanvändning men kan öka kraftigt vid hög energi- och resursanvändning.

Alternativet med endast GAK-filter har de lägsta driftkostnaderna men har lite högre investeringskostnad på grund av byggnation av GAK-filtret samt kostnad av aktivt kol. Direkt energiförbrukning är endast kopplad till pumpning och eventuella backspolningar men det finns också en indirekt energiförbrukning för produktion av det aktiva kolet som inte har räknats in i denna förstudie. Det specifika koldioxidutsläppet är jämförbart med alternativet med ozonering + sandfilter och till och med något lägre vid hög resursanvändning. Ytbehov för GAK-filtret är större om man jämför med ozonering + sandfilter och något mindre än alternativ med ozonering + GAK-filter.

Alternativet med ozonering + GAK-filter är det alternativet med högst investeringskostnader och störst koldioxidavtryck framför allt vid hög resursanvändning. Däremot ligger energiförbrukning per m³ lägre än bara ozonering och med en optimering av kombination av processer kan man uppnå liknande driftkostnader som för alternativet med endast ozon eller endast GAK-filter. Dessutom har man en redundans för rening av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar från avloppsvatten och kan uppnå bättre reningsresultat. Ytbehov blir också högre än för bara ozonering följt av sandfilter på grund av den ytkrävande GAK-filter-processen.

Tabell 20. Utvärdering av tekniker med kvantitativa parametrar.

Parameter	Ozonering + sandfilter	GAK-filter	Ozonering + GAK-filter
Energiförbrukning* (kWh/m ³)	0,075–0,126	n.a.	0,047–0,08
CO ₂ -avtryck (g CO ₂ e/m ³)	65–111	67–89	86–137
Investeringskostnad (Mkr)	27,1	39,6	53,5
Driftkostnad, 1 kr/kWh (kr/m ³)	0,25–0,4	0,34–0,44	0,37–0,57
Driftkostnad, 2 kr/kWh (kr/m ³)	0,32–0,52	0,34–0,44	0,42–0,65
Ytbehov total (m ²)	830	1 100	1 270

*Direkt energiförbrukning, dvs energi för framställning av aktivt kol är ej inkluderat. Energi för pumpning ej inkluderat.

För att underlätta en jämförelse av de olika teknikkombinationerna har ett poängsystem skapats där tekniken som får bäst resultat på en given parameter får fem poäng och resterande teknikers poäng beräknas proportionellt mot den bästa tekniken (Tabell 21). Energiförbrukning för pumpning har kompletterats med nyckeltalet 0,065 kWh/m³ som har använts vid beräkning av energiförbrukning och två resultat visas för driftkostnad beroende på vilket enhetspris för el som använts.

Parametern utsläppsvärden är den parameter som bedömts vara av störst vikt i den här förstudien, då recipientens status är den primära målsättningen för LBVA. Denna parameter har uppskattats kvalitativt utifrån förväntad reningsgrad för de olika teknikkombinationerna. Ozonering följt av GAK-filter har poängsatts till 5, utifrån att teknikkombinationen innehåller två processteg som behandlar

mikroföroreningar och därmed har större flexibilitet vid olika förhållanden och reningskrav. Teknikkombinationerna ozonering följt av sandfilter samt enbart GAK-filter får 3 poäng var, utifrån att de endast består av ett reningssteg som behandlar mikroföroreningar.

Total poäng har beräknats utifrån de viktningsfaktorer som visas i Tabell 21 för respektive parameter. För de olika teknikkombinationerna har utvärderingen gjorts vid följande scenarier:

- Ozon + sandfilter: ozondos 0,75 mg O₃/mg DOC för (enligt beskrivning i 5.3.1),
- GAK-filter: medelvärde av intervallet mellan bäddvolym (enligt beskrivning i 5.3.2),
- Ozon + GAK-filter: ozondos 0,3 mg O₃/mg DOC och 30 000 bäddvolym (enligt beskrivning i 5.3.3).

Viktningsfaktorerna har bestämts utifrån LBVA:s verksamhetsmål och kan påverka resultatet i utvärdering kraftigt beroende på vilken parameter som prioriteras i målsättningen.

Tabell 21. Poängvärdering av kvantitativa parametrar för de olika teknikkombinationerna.

Parameter	Ozonering + sandfilter	GAK-filter	Ozonering + GAK-filter
Utsläppsvärden (30 % viktning)	3,0	3,0	5,0
Energiförbrukning (15 % viktning)	1,7	5,0	2,9
CO ₂ -avtryck (15 % viktning)	3,5	5,0	4,5
Investeringskostnad (20 % viktning)	5,0	3,5	2,6
Driftkostnad, 1 kr/kWh (10 % viktning)	4,7	4,9	5,0
Driftkostnad, 2 kr/kWh (10 % viktning)	3,7	5,0	4,5
Ytbehov total (5 % viktning)	5,0	3,8	3,3
Total poäng, 1 kr/kWh	3,6	4,0	4,0
Total poäng, 2 kr/kWh	3,5	4,0	4,0

Ozonering följt av sandfilter får minst poäng enligt denna utvärderingsmetod. Resultat beror starkt på att ozonering + sandfilter har högst direkt energiförbrukning och högst koldioxidavtryck om man använder den nordiska residualmixen. Den låga viktningen av ytbehov och den höga viktningen av utsläppsvärden bidrar också att ozonering + sandfilter får minst poäng. GAK-filter och ozonering följt av GAK-filter resulterade i lika många poäng som beror på olika faktorer. Först har ozonering + GAK-filter högre poäng på utsläppsvärden än GAK-filter. Dessutom har GAK-filter mycket lägre direkt energiförbrukning och lägre investeringskostnad, medan driftkostnaderna är likartade för båda teknikkombinationerna, framför allt vid enhetspris 1 kr/kWh.

Vid val av antingen GAK-filter eller ozonering följt av GAK-filter finns det några fördelar och nackdelar som blir avgörande för teknikval beroende på vad man prioriterar. GAK-filter har som fördel att tekniken är enkel att drifta, låg direkt energiförbrukning, ingen risk för bromatbildning samt något lägre investeringskostnad jämfört med ozonering + GAK-filter. Nackdelen för GAK-filter är att anläggning har mindre flexibilitet och färre möjligheter för driftoptimering.

Ozonering följt av GAK-filter har som fördel den redundans och flexibilitet det medför att ha två tekniker för rening av mikroföroreningar från avloppsvatten. Kombinationen av ozonering och GAK-filter gör att vid tillämpning av en låg ozondos (0,3 mg O₃/mg DOC) kan gångtiden av GAK-filtret förlängas och driftkostnaden därmed minska. Risken för bromatbildning minimerar också på grund av den låga ozondosen som används. Nackdelen blir en högre investeringskostnad och en mer komplex anläggning med fler komponenter som kan kräva större tillsyn och underhåll.

8. Slutsats

I denna förstudie har förekomsten av mikroföroreningar på Västra strandens avloppsreningsverk studerats och påverkan på recipienten Laholmsbukten utretts. Majoriteten av mikroföroreningarna (80 %) som tas emot på Västra strandens avloppsreningsverk består av paracetamol, ibuprofen och bensotriazol. Av de mikroföroreningar som finns i avloppsvattnet in till reningsverket kommer endast en liten andel från Hallands sjukhus i Halmstad. Halter av antibiotika, som gynnamultiresistenta bakterier, kvantifierades i höga halter i avloppsvattnet från sjukhuset.

Efter reningen på Västra strandens avloppsreningsverk minskar den totala mängden av mikroföroreningar kraftigt, vilket beror på att stor andel av de inkommande mikroföroreningarna består av de biologiska nedbrytbara läkemedlen ibuprofen och paracetamol. De ämnen som släpps ut från reningsverket är framför allt persistenta ämnen inte reduceras särskilt bra över avloppsreningsverket. Västra strandens avloppsreningsverk har en begränsad kapacitet för reduktion av mikroföroreningar, där 18 av de 39 analyserade ämnena reducerades som högst till i genomsnitt 50 % i genomsnitt och 15 av dem reducerades som högst till cirka 20 % i genomsnitt.

Modelleringen av provtagningstillfällena visade att utsläppet från Västra strandens avloppsreningsverk står för en signifikant andel av mikroföroreninghalten i Nissans mynning. Riskbedömningen visade att ämnena citalopram, oxazepam och diklofenak presenterar hög risk vid provpunkt P1 medan ämnena sulfametoxazol, klaritromycin, erytromycin, sertralin och furosemid presenterar måttlig risk (mellan 0,1 och 1).

Tekniker för rening av mikroföroreningar och andra läkemedelsrester som valdes utifrån verksamhetsmål för LBVA består av ozon- och GAK-filter-baserade tekniker i tre olika kombinationer; ozon följd av sandfilter, enbart GAK-filter och ozon följd av GAK-filter. Utvärderingen baserat på ett viktat poängsystem utifrån LBVAs verksamhetsmål resulterade i att GAK-filter och ozon följd av GAK-filter är de mest fördelaktiga teknikerna. Uppmätta bromidhalter på utgående vatten från Västra strandens avloppsreningsverk kan medföra en viss risk till bromatbildning vid ozonering som bör kontrolleras med anpassning av ozondosen beroende på bromidhalter.

Förstudien utgör ett beslutsunderlag för LBVA inför ett eventuellt införande av avancerad rening av avloppsvatten för reduktion av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. I riskbedömningen för recipienten konstateras att några av de analyserade ämnena kan utgöra höga och måttliga risker för recipienten och att ett eventuellt läkemedelsreningssteg kan bidra till ett minskat utsläpp av mikroföroreningar och därmed en minskning av risken för recipienten. Samtidigt bör beslutet om införande av ett läkemedelsreningssteg tas i relation till ett helhetsperspektiv inom och mellan VA-organisationer i Sverige för att prioritera investeringar för läkemedelsrening i lämpliga avloppsreningsverk och recipienter. Enligt förslaget till revidering av EU:s avloppsdirektiv som publicerades den 26 oktober 2022 bör alla reningsverk med belastning över 100 000 pe, vilket inkluderar Västra strandens avloppsreningsverk, installera avancerad rening av mikroföroreningar i avloppsvattnet.

9. Kunskapsspridning/kommunikationsplan

Ett viktigt syfte med kommunikationen kring förstudien är att bidra till en ökad kunskap om avancerad rening av vatten och erfarenhetsutbyte mellan VA-organisationer, högskola/universitet och övriga aktörer inom branschen. I början av projektet utarbetades därför en kommunikationsplan som beskriver hur information om förstudien sprids på ett systematiskt sätt både internt och externt. På grund av den pågående pandemin utfördes inga fysiska träffar men information spreds via webbaserade möten och digitala samt sociala kanaler.

Intern kommunikation

Intern information om syfte och mål med förstudien kring läkemedelsrening har spridits via interna informationskanaler som exempelvis intranät, stormöte och digitala TV-skärmar ute på olika anläggningar. En förenklad version av rapporten kommer att göras tillgänglig för LBVAs personal.

Extern kommunikation

Information om förstudien gällande läkemedelsrening har spridits i LBVAs digitala och sociala kanaler.

Hemsida: [Avancerad rening av läkemedelsrester i avlopp - Laholmsbukts VA \(lbva.se\)](https://www.lbva.se/avancerad-rening-av-lakemedelsrester-i-avlopp-laholmsbukts-va)

LinkedIn: https://www.linkedin.com/posts/lbva_vattensmart-activity-6929340276981272576-jKh6?utm_source=share&utm_medium=member_desktop

En populärvetenskaplig artikel kommer att skrivas utifrån resultatet av rapporten för publicering i branschmedier. Denna artikel kommer att anpassas till allmänna kanaler i syfte att nå så många aktuella målgrupper som möjligt.

Exempel på målgrupper:

- bolag och förvaltningar inom branschen,
- branschorganisationer
- myndigheter som exempelvis Länsstyrelsen
- universitet och högskolor
- medier, t ex Hallands posten och tidningen Cirkulation

Kanaler:

- Hemsida
- LinkedIn
- MyNewsDesk

Forum:

- Svenskt Vattens ”Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och föroreningar via avloppsreningsverk”

Referenser

- Antakyali, D, H Herbst, A Boekels, A Börgers, T aus der Beek, och J Türk. *Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination*. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2016.
- Balmér, P. *Parametrar för organiskt material i avloppsvatten och sla och något om deras användning. Rapport Nr 2015-11*. Bromma: Svensk Vatten Utveckling (SVU), 2015.
- Baresel, C, o.a. *Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk. Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar*. IVL Svenska Miljöinstitutet, 2017.
- Baresel, C, och A Malovanyy. *Införande av läkemedelsrening vid Himmerfjärdsverket*. Rapport Nr B 2339, IVL Svenska Miljöinstitutet, 2019.
- Benstoem, F, o.a. "Performance of a granular activated carbon to remove micropollutants from municipal wastewater- A meta-analysis of pilot- and large-scale studies." *Chemosphere*, 2017: 105-118.
- Betsholtz, A, R Juárez, O Svahn, Å Davidsson, M Cimbritz, och P Falås. "Ozonation of 14C-labeled micropollutants - mineralization of labeled moieties and adsorption of transformation products to activated carbon." *Water Research*, 2022: 118738.
- Bildande av naturreservatet Alet i Halmstads kommun*. Dnr: KS 2014/00243 (Kommunfullmäktige. sammanträdesprotokoll, den 13 02 2020).
- Bourgin, M, o.a. "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*, 2018: 486-498.
- Büeler, A, P Wunderlin, och E.A Müller. *Energieeffizienz in Anlagen zur MV-Elimination. Ergänzung des Leitfadens <Energie in ARA>*. Fachartikel, Aqua & Gas Nr 11, 2018.
- Böhler, M.A, A Joss, och C.S McArdeall. *GAK-filter für die Spurenstoffentfernung. Erfahrungen und Betriebsergebnisse der Pilotstudien ARA Furt/Bülauch und Glarnerland*. Fachartikel, AQUA & GAS Nr 1, 2022.
- Cimbritz, M, o.a. *Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. En kunskapssammanställning. Rapport Nr 2016-04*. Svenskt Vatten Utveckling, 2016.
- Cséfalvay, E, Nöthe, T, Mizsey, P. "Modelling of wastewater ozonation - determination of reaction kinetic constants and effect of temperature." *Periodica Polytechnica Chemical Engineering*, 2007: 13-17.
- Edefell, E, o.a. "MBBRs as post-treatment to ozonation: Degradation of transformation products and ozone-resistant micropollutants." *Science of the Total Environment*, 2021: 142103.
- Edefell, E, R Ullman, Bengtsson, och E. *Ultrafilter och granulerat aktivt kol för avskiljning av mikroföroreningar. Rapport Nr 2019-1*. Svensk Vatten AB, 2019.
- Ekblad, M, R Juárez, P Falås, K Bester, M Hagman, och M Cimbritz. "Influence of operational conditions and wastewater properties on the removal of organic micropollutants through ozonation." *Journal of Environmental Management*, 2021: 112205.
- Ekblad, Maja, o.a. *Ozonerig för nedbrytning av organiska mikroföroreningar - pilottester i södra Sverige. Rapport Nr 04/2015*. VA Teknik Södra, 2015.

- Energimarknadsinspektionen. *Energimarknadsinspektionen*. 2022.
<https://www.ei.se/bransch/ursprungsmarkning-av-el/residualmix> (använd Oktober 2022).
- Energimyndigheten. *Energimyndigheten*. 2022.
<http://www.energimyndigheten.se/fornybart/hallbarhetskriterier/hallbarhetslagen/fragor-och-svar/vaxthusgasberakning/> (använd den 3 Oktober 2022).
- EPA. "Method 1694: Pharmaceuticals and Personal Care Products in Water, Soil, Sediment, and Biosolids by HPLC/ MS/MS." 2007.
- EU. "Kommissionens genomförandebeslut (EU) 2015/495 av den 20 mars 2015 om upprättande av en bevakningslista över ämnen för unionsomfattande övervakning inom vattenpolitikens område i enlighet med Europaparlamentet och rådets direktiv 2008/105/EG." 2015.
- Europaparlamentets och rådets förordning (EU) 2020/741. *Europaparlamentets och rådets förordning (EU) 2020/741 av den 25 maj 2020 om minimikrav för återanvändning av vatten*. Bryssel: Europeiska unionens officiella tidning, 2020.
- European Environment Agency. *Greenhouse gas emission intensity of electricity generation*. 2022.
https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/co2-emission-intensity-10/#tab-googlechartid_googlechartid_googlechartid_chart_1111 (använd Oktober 2022).
- Falås, P, A Baillon-Dhumez, H Andersen, A Ledin, och J la Cour Jansen. "Suspended biofilm carrier and activated sludge removal of acidic pharmaceuticals." *Water Research*, 2012: 1167-1175.
- Falås, P, A Wick, S Castronovo, J Habermacher, T Ternes, och A Joss. "Tracing the limits of organic micropollutant removal in biological wastewater treatment." *Water Research*, 2016: 240-249.
- Falås, P, R Juárez, L. A Dell, S Fransson, S Karlsson, och M Cimbritz. "Microbial bromate reduction following ozonation of bromide-rich wastewater in coastal areas." *Science of the Total Environment*, 2022: 156694.
- Fors, Jonas. *Övergödning i Laholmsbukten*. Stockholm: Stockholm Universtet, Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi, 2011.
- Gidstedt, S, o.a. "A comparison of adsorption of organic micropollutants onto activated carbon following chemically enhanced primary treatment with microsieving, direct membrane filtration and tertiary treatment of municipal wastewater." *Science of the Total Environment*, 2021: 152225.
- Golet, E. M, I Xifra, H Siegrist, A. C Alder, och W Giger. "Environmental Exposure Assessment of Fluoroquinolone Antibacterial Agents from Sewage to Soil." *Environmental Science & Technology*, 2003: Vol. 37, NO. 15.
- Haamer, J. *Current measurements with gelatin pendulums*. 1973.
- Hansen, K M S, Spiliotopoulou, A, Chhetri, R. K, Escolà Casas, M, Bester, K, Andersen, H.R.,. "Ozonation for source treatment of pharmaceuticals in hospital wastewater - ozone lifetime and required ozone dose." *Chemical Engineering Journal*, 2016: 507-514.
- Hansson, K, A Palm Cousins, K Norström, L Graae, och Å Stenmarck. *Sammanställning av befintlig kunskap om föroreningskällor till PFAS-ämnen i svensk miljö*. NR C 182. IVL Svenska Miljöinstitutet, 2016.
- HVMFS 2019:25. "Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten." 2019.

- Kemikalieinspektionen. "Förekomst och användning av högfluorerade ämnen och alternativ. Rapport 6/15." Rapport från ett regeringsuppdrag, 2015.
- Lindberg, R. H, U Olofsson, P Rendahl, M. I Johansson, M Tysklind, och B. A. V Amdersspm. "Behavior of Fluoroquinolones and Trimethoprim during Mechanical, Chemical, and Active Sludge Treatment of Sewage Water and Digestion of Sludge." *Environmental Science & Technology*, 2006: 1042-1048.
- Moberg, J. *Utredning av förekomsten av läkemedelsrester i Malmö stad. Källor, spridningsvägar och förslag till åtgärder för att skydda Malmö stads vattenförekomster*. ÅF, 2019.
- Mulder, M, D Antakyali, och S Ante. "Costs of Removal of Micropollutants from Effluents of Municipal Wastewater Treatment Plants- General Cost Estimates for the Netherlands based on Implemented Full Scale Post Treatments of Effluents of Wastewater Treatment Plants in Germany and Switzerland ." STOWA and Waterboard the Dommel, The Netherlands, 2015.
- Oekotoxentrum. "Environmental Quality Standard (EQS). Vorschlag des Oekotoxentrum für: Bromat." 2015.
- Paxéus, Nicklas. *Tillförsel av läkemedelsrester från sjukhus. Gryaab rapport 2012:2*. Gryaab, 2012.
- Pistocchi, A, o.a. "Treatment of micropollutants in wastewater: balancing effectiveness, costs and implications." *SSRN*, 2022.
- Soltermann, F, C Abegglen, C Götz, och U von Gunten. "Bromide Sources and Loads in Swiss Surface Waters and Their Relevance for Bromate Formation during Wastewater Ozonation." *Environmental Science & Technology*, 2016: 9828-9834.
- Soltermann, F, C Abegglen, M Tschui, S Stahel, och U von Gunten. "Options and limitations for bromate control during ozonation of wastewater." *Water Research*, 2017: 76-85.
- Stapf, M, och U Miehe. "Aspects to be considered for design of ozonation." *Joint Technical Workshop on "Ozonation for advanced wastewater treatment"*. Linköping: Kompetenzzentrum Wasser Berlin, 2019.
- Svahn, O, och E Björklund. "Extraction Efficiency of a Commercial Espresso Machine Compared to a Stainless-Steel Column Pressurized Hot Water Extraction (PHWE). System Determination of 23 Pharmaceuticals, Antibiotics and Hormones in Sewage Sludge." 2019: 9 (7).
- Svenskt Vatten. "Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar via avloppsreningsverk. Rapport R2021-05." Redovisning 2021, 2021.
- Taudien, Y, G Kolisch, C Bornemann, Nahrsted, och A. *Langzeiterfahrungen zum Einsatz von GAK-Filtern bei der Spurenstoffelimination*. Fachbeitrag, VSA, 2020.
- Vilén, Anna. *Environmental impact of activated carbon production from various raw*. Master Thesis, Aalto: Aalto University. School of Engineering, 2021.
- VISS. *Vattenkartan*. den 04 03 2021. <https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=1589fd5a099a4e309035beb900d12399>.
- Wunderlin, P. *Abklärungen Verfahrenseignung Ozonung*. VSA, 2017.
- Zietzschmann, F, R-L Mitchell, och Jekel. "Impacts of ozonation on the competition between organic micro-pollutants and effluent organic matter in powdered activated carbon adsorption." *Water Research*, 2015: 153-160.
- Ågerstrand, M. *Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances, ACES report 36*. Stockholm: Department of Environmental Science (ACES), Stockholm University, 2019.

Äystö, L, och M Stapf. *Scenarios for reducing pharmaceutical emissions- Estimated load reductions, greenhouse emissions & costs*. Project report, Project CWPharma Activity 5.1+5.2 report, 2020.

Laholmsbuktens VA

Läkemedelsrening på Västra stranden ARV Bilaga 1, Teknikscreening

31 oktober 2022

Framtagen till:
Laholmsbuktens VA

Framtagen av:
Envidan AB
Rubén Juárez Cámara
E-mail: rjc@envidan.se
Telefonnr (direkt):
Projektnamn: Förstudie läkemedelsrening
Projektnr.: 2210334-02
Kvalitetssäkring: Michael Cimbritz, Petter Svan
Sida 1 av 27



Innehållsförteckning

1. Inledning	3
2. Ozonbaserade tekniker	4
2.1 Ozonering + sandfilter	4
2.2 Ozonering + MBBR	5
2.3 Ozonering + GAK-filter	7
3. GAK-baserade tekniker	9
3.1 GAK-filter	9
3.2 Sandfilter + GAK filter	11
3.3 Membranfiltrering (MF, UF) + GAK filter	12
3.4 Aktivt kol i fluidiserad bädd	13
4. PAK-baserade tekniker	16
4.1 PAK i biologin	16
4.2 PAK + sandfilter	17
4.3 PAK + membranfiltrering (MF, UF)	19
5. UV/väteperoxid-baserade tekniker	21
5.1 UV/väteperoxid	21
5.2 Membranfiltrering (UF + UV/väteperoxid)	22
6. Membranbaserade tekniker (NF/RO)	24
6.1 Membranfiltrering (UF)+ Membranfiltrering (NF/RO) + UV/väteperoxid	25
7. Referenser	27

1. Inledning

Syftet med denna bilaga är att sammanfatta och förse projektet med översiktlig information om aktuella tekniker och teknikkombinationer för rening av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar från avloppsvatten som kan vara lämpliga på Västra strandens ARV.

Urvalet av tekniker är baserat på erfarenheter i fullskala och tidigare undersökningar i pilotskala. De utvalda teknikerna ska kunna rena bort läkemedelsrester till en tillfredställande nivå enligt den målsättning för utbyggnad av läkemedelsrening som är fastställd och eventuellt möjliggöra desinficering och produktion av tekniskt vatten.

För varje teknik och teknikkombination ges en övergripande beskrivning av tekniklösningen tillsammans med referenser samt fördelar och nackdelar i förhållande till LBVA:s mål för projektet.

Dokumentet har använts som underlag för att ta beslut kring vilka teknikkombinationer som varit relevanta att arbeta vidare med i projektet.

2. Ozonbaserade tekniker

Ozonering tillhör gruppen så kallade avancerade oxidationsprocesser (AOP). Ozonering är en kemisk process där både ozon och hydroxylradikaler ($\cdot\text{OH}$) är involverade. Hydroxylradikaler bildas när ozon reagerar med olika ämnen som finns i vatten. Ozon är ett selektivt oxideringsmedel som effektivt oxiderar vissa ämnen, medan hydroxylradikaler inte är selektiva och reagerar med i princip alla ämnen. Ämnen som oxideras under ozonering består inte bara av organiska och oorganiska (mikro)föroreningar men också mikroorganismer, framför allt bakterier. Koncentrationen i avloppsvatten av dessa ämne bestämmer vilken ozonmängd som bör doseras. Generellt används parametern Löst organiskt kol (DOC) som ett mått på organiskt material och kemisk syreförbrukning (COD) kan användas som ett mått på oxiderbart material i vatten, både organiskt och oorganiskt. Nitrit (NO_2^-) konsumerar 3,43 mg O_3 per mg N-NO_2^- och bör tas i beaktande vid uppskattning av ozonbehov. Ozon är en ostabil gas och tillverkas därför på plats från syre med hjälp av en ozongenerator. Temperaturen på ozongeneratoren kontrolleras med ett kylsystem och överblivet ozon skickas till en destruktör som omvandlar ozonet tillbaka till syre.

Ozonering kan ge upphov till bildning av oönskade ämnen, så som biprodukter från oxidering av övriga ämnen i vattenmatrisen (t.ex bromat, NDMA, aldehyder eller ketoner) och transformationsprodukter från oxidering av mikroföroreningar. Därför rekommenderas en biologisk efterbehandling, till exempel sandfilter eller filter med granulerat aktivt kol (GAK-filter) för att ta hand om potentiella toxiska ämnen som kan bildas under ozonering.

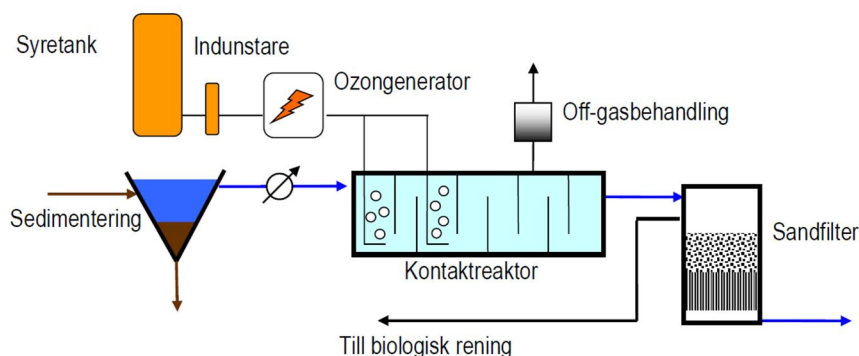
De viktigaste designparametrarna för en ozoneringsanläggning är den specifika ozondosen (g O_3 /g DOC), som helst bör justeras efter nitrithalter, och den hydrauliska uppehållstiden. Nyckeltal till designparameter är:

- Ozondos: 0,3 och 0,9 g O_3 /g DOC
- Hydraulisk uppehållstiden: 10-25 min.

2.1 Ozonering + sandfilter

I denna teknikkombination efterbehandlas det ozonerade vattnet i ett sandfilter (Figur 1). Efter ozoneringen oxideras en fraktion av organiskt material till lättare nedbrytbart organiskt material. Mikroorganismer som utvecklas i sandfiltret kan använda det organiska materialet som substrat. Ämnen som bryts ner vidare i sandfiltret kan bestå av bi- och transformationsprodukter från ozonering. Vanligtvis är det nedbrytning av lättnedbrytbara biprodukter som aldehyder och ketoner det gäller.

Referensanläggningar med denna processkonfiguration hittar man exempelvis i Schweiz: Neugut, 150 000 pe och Werdhölzli (Zurich), 670 000 pe (Stapf & Miehe, 2019) och även i Sverige på Stengårdens avloppsreningsverk i Simrishamn, 87 000 pe.



Figur 1. Ozonering av biologisk behandlat vatten + sandfilter (Abbeglen & Siegrist, 2012). På Västra strandens avloppsreningsverk skulle processen även kunna installeras efter flotationen.

Efterbehandling av ozonering med sandfilter innebär en enkel drift, men sandfilter har ett större ytbehov än ozonering. En sammanställning av fördelar och nackdelar avseende denna konfiguration visas i Tabell 1.

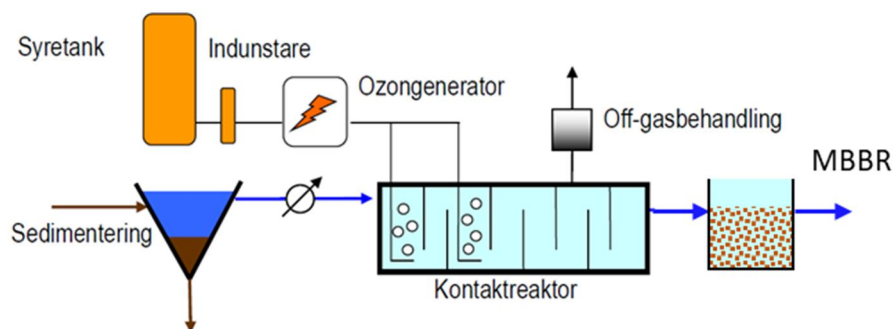
Tabell 1. För- och nackdelar med ozonering + sandfilter.

Kategori	Fördelar	Nackdelar
Arbetsmiljö		-Lagring av syre och kontroll av ozonläckage
Utsläppsvärden	-God avskiljning av mikroföroreningar -Viss desinfektion med ozonering	-Bildning av biprodukter. Vissa kan renas i efterbehandlingen
Koldioxidutsläpp		-Utsläpp från elproduktion
Energiförbrukning		-Energikrävande process (ozongenerator)
Resurser	-Ozondos kan justeras vid behov	-Flytande syre -Kylsystem
Kostnader	-Lägre driftkostnader jämfört med aktivt kol	
Ytbehov	-Ozonreaktorer: lågt	-Sandfilter: högt

2.2 Ozonering + MBBR

Den biologiska efterbehandling av det ozonerade vattnet kan också genomföras med hjälp av en biofilmprocess med bärare, MBBR (Figur 2). På motsvarande sätt som i sandfiltret, tas lättnedbrytbara ämnen som har bildats under ozonering (bi- och transformationsprodukter) upp av mikroorganismer som växer i en biofilm på bärarnas yta.

Referensanläggningar med denna processkonfiguration hittar man exempelvis i Tyskland: Duisburg-Vierlinden, 30 000 pe och Warburg (Zurich), 70 000 pe (Stapf & Mieke, 2019), i Danmark: Kalundborg, 200 000 pe och i Sverige: Nykvarnsverket (Linköping), 340 000 pe.



Figur 2. Ozonering av biologisk behandlat vatten + MBBR. Modifierad från (Abbeglen & Siegrist, 2012)). På Västra strandens avloppsreningsverk skulle processen kunna installeras efter flotationen, men efterföljande partikelseparationssteg efter MBBR krävs.

Ytbehovet för en MBBR är jämförbart med sandfilter, men kan variera på grund av djupet på MBBR-reaktorer och sandfilter. Vanligtvis är uppehållstider i en MBBR och ett sandfilter i ungefär samma storleksordning. MBBR-processen behöver enbart lite luftning för omrörning av bärarna. Vattnet är syremättat från ozoneringen, eftersom gasen som injiceras i avloppsvattnet innehåller ozon och en större andel syre. MBBR kräver däremot någon form av efterföljande partikelseparation. Det är därför just denna kombination passar bra för verk med tertiär rening, då steget kan placeras efter den biologiska behandlingen och utnyttja den befintliga tertiära reningen för partikelseparation efter MBBR (t.ex. Nykvarnsverket i Linköping). En sammanställning av fördelar och nackdelar avseende denna konfiguration visas i Tabell 2.

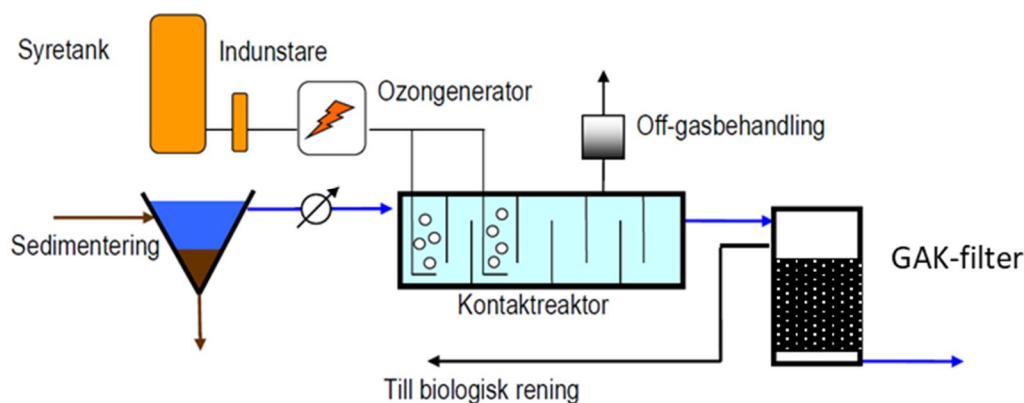
Tabell 2. För- och nackdelar med ozonering + MBBR.

Kategori	Fördelar	Nackdelar
Arbetsmiljö		-Lagring av syre och kontroll av ozonläckage
Utsläppsvärden	-God avskiljning av mikroföroreningar -Viss desinfektion med ozonering	-Bildning av biprodukter. Vissa kan renas i efterbehandling
Koldioxidutsläpp		-Utsläpp från elproduktion
Energiförbrukning		-Energikrävande process (ozongenerator)
Resurser	-Ozondos kan justeras vid behov	-Flytande syre -Kylsystem
Kostnader	-Lägre driftkostnader jämfört med GAK/PAK	
Ytbehov	-Ozonreaktorer: lågt -MBBR: liknande som sandfilter	

2.3 Ozonering + GAK-filter

En möjlig kombination med ozonering är ett efterföljande filter med granulerat aktivt kol (GAK-filter) (Figur 2). En av fördelarna med denna kombination är att en reduktion av ett brett spektrum av ämnen erhålls, på grund av att ozonering och aktivt kol är olika effektiva för reduktion av olika ämnen. Ozoneringen minskar konkurrensen mellan DOC och mikroföroreningar om adsorptionsplatserna på GAK genom att modifiera de lösta organiska ämnena (DOC). Detta gör att reduktion av modersubstanser (ämne i sin ursprungliga form innan den genomgår nedbrytning) förbättras vilket i sin tur ger längre gångtider i GAK-filtret (antal bäddvolymeter till regenerering). Under tiden kan en biofilm utvecklas på kolets yta som bidrar med en biologisk rening av adsorberade ämnen, detta kallas även för biologiskt aktivt kol (BAK).

Denna kombination används i olika avloppsreningsverk i Schweiz: Alternhein avloppsreningsverk, i Sverige: Ronneby-Bräkne- Hoby, 3500 pe och är en delprocess vid olika vattenåtervinningsverk runt om i världen: Windhoek i Namibia (O_3 +BAK+GAK), Gwinett County i USA (UF+ O_3 +GAK), Virginia i USA (O_3 +BAK+GAK) och San Diego i USA (O_3 +BAK).



Figur 3. Ozonering av biologisk behandlat vatten + GAK filter. Modifierad från (Abbeglen & Siegrist, 2012). På Västra strandens avloppsreningsverk skulle processen även kunna installeras efter flotationen.

Kombinationen av ozonering och GAK-filtrering ger över lag mer komplexitet på anläggningen eftersom den innehåller två nya processteg. Samtidigt ger denna teknikkombination mer flexibilitet i drift, är mer robust och ger en sammanlagd högre reduktion av organiska mikroföroreningar. Ytbehovet är liknande den för kombinationen av ozon och sandfiltrering. Driftkostnaderna kan minskas jämfört med bara GAK om en tillräckligt lågt ozondos används. Detta beror på att matrisen förändras och DOC kommer att adsorbera sämre till det aktiva kolet, vilket gör att konkurrensen mellan organiskt material (DOC) och mikroföroreningar sänks och därför kan mikroföroreningar lättare adsorbera till kolet (Zietzschmann, Mitchell, & Jekel, 2015; Betsholtz, o.a., 2022). En sammanställning av fördelar och nackdelar avseende denna konfiguration visas i Tabell 3.

Tabell 3. För- och nackdelar med ozonering + GAK-filter.

Kategori	Fördelar	Nackdelar
Arbetsmiljö	-Enkel drift av GAK	-Lagring av syre och kontroll av ozonläckage
Utsläppsvärden	-God avskiljning av mikroföroreningar -Viss desinfektion -Kombinerad effekt O3+GAK	-Bildning av biprodukter. Vissa kan renas i efterbehandling
Koldioxidutsläpp		-Tillverkning av aktivt kol -Transport för regenerering (då de närmsta anläggningarna idag finns i Belgien och Tyskland) -Regenerering: hög energiförbrukning
Energiförbrukning		-Hög energiförbrukning vid regenerering
Resurser	-Ozondos kan justeras vid behov	-Flytande syre -Kylsystem -Nytt aktivt kol + regenerering
Kostnader	-Ozonering kan förlänga gångtid av GAK-filter (bäddvolym) och minska driftkostnaden vid en låg ozondos.	-Höga driftkostnader (kolbyte), men mindre än bara GAK.
Ytbehov	-Lågt (ozonreaktorer)	-Högt ytbehov GAK. Storleksordning som sandfilter (möjligtvis högre beroende på dimensionerande kriterier)

3. GAK-baserade tekniker

GAK har en partikelstorlek mellan ca 0,8-1,2 mm och det gör att GAK kan användas som media i filterkonfiguration med en låg tryckförlust. Driften av ett GAK-filter fungerar i princip som ett sandfilter och om belastningen av suspenderade ämnen är hög kan backspolning behövas oftare. Alternativt kan partiklar, SS, avskiljas med förfiltrering i form av sandfilter eller membranfiltrering. Vid tillämpning av GAK-filter för avloppsvattenrening, kan en biofilm som tillför en biologisk nedbrytning på adsorberade ämnen växa på kolets yta, BAK, och kan ge en positiv effekt på den samlade reduktionen av mikroföroreningar över filtret. Samtidigt är det viktigt att kontrollera biofilmen, då biofilmen ökar tryckförlusten genom GAK-filtret. Det aktiva kolets adsorptionskapacitet avtar med tiden och efter ett antal bäddvolymmer måste kolet bytas ut, detta görs via regenerering kombinerat med tillsats av nytt kol.

En av de mest avgörande designparametrarna för GAK-filter är uppehållstiden av vatten i GAK-filtret beräknad på tombäddsvolymen (EBCT, Empty Bed Contact Time) som teoretiskt talar om hur lång tid vattnet är i kontakt med det aktiva kolet. Ju längre EBCT är desto mer tid har organiska mikroföroreningar för att adsorbera till kolets yta.

Bäddvolym till regenerering (volym behandlat vatten/ volym aktivt kol bädd) definierar hur mycket vatten som kan behandlas innan genombrott av organiska mikroföroreningar sker. Genombrottet sker vid olika bäddvolym beroende på vilket ämne man diskuterar. Antal bäddvolym, tillsammans med det aktiva kolets densitet, bestämmer massan av aktivt kol som används per volym behandlat vatten, g GAK/m³ behandlat vatten (carbon usage rate, CUR, på engelska).

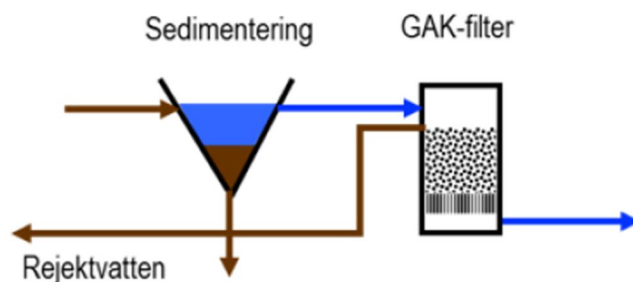
Olika sorters kol, med olika egenskaper (bland annat specifik yta, partikelstorleksfördelning och densitet), finns på marknaden. Vilket aktivt kol som passar bäst till avloppsvattnet bestäms ofta efter laboratorieförsök. Dissolved organic carbon (DOC) har också betydelse vid GAK-filtrering eftersom DOC konkurrerar med organiska mikroföroreningar om adsorptionsplatser. Ju högre DOC halt vattnet innehåller, desto färre antal bäddvolymmer kan GAK filtret vara i drift.

Nyckeltal till designparameter är:

- EBCT: 20-30 min
- Bäddvolym till regenerering: 20 000- 30 000
- Filterdjup: 1,5-2,5 m
- Ytbelastning: 4-7 m/h

3.1 GAK-filter

GAK-filter kan tillämpas direkt efter mellansedimentering om en tillfredställande partikelhalt säkerställs (Figur 4). Ett förfilter av något slag rekommenderas vanligtvis (förfiltrering med sandfilter och membran diskuteras i kommande GAK-baserade tekniker, förfiltrering med en mikrosil kan även tillämpas). På Västra Strandens avloppsreningsverk kan GAK-filter även installeras efter flotationssteget. Anläggningar med GAK-filter finns i Schweiz: Moos avloppsreningsverk (42 000 pe), som har GAK-filter efter en flotationsanläggning, och i Tyskland: Obere Lutter (300 000 pe).



Figur 4. GAK-filtrering av biologisk behandlat vatten (Abbeglen & Siegrist, 2012). På Västra strandens avloppsreningsverk skulle processen även kunna installeras efter flotationen.

Driften av GAK-filter är i stort sett som driften av sandfilter. Risk för igensättning på grund av hög SS-belastning kan kräva att filtret backspolas oftare. Med ett förfiltreringssteg kan man minska backspolningsfrekvensen. Till skillnad från enbart ozonering bildas inga biprodukter (ämnen som bildas när ozon reagerar med övriga ämnen i vattnet förutom mikroföroreningarna) som bromat, men däremot kan vissa biologiska transformationsprodukter (ämnen som bildas utifrån nedbrytning av mikroföroreningar) bildas. GAK-filtrering har ett större klimatavtryck på grund av tillverkning och regenerering av kolet. Byte av kolet gör också att driftkostnader vanligtvis är något högre än vid ozonering. Det är viktigt att påpeka att utbyte av kolet beror av antalet bäddvolymen vilket i sin tur beror av vilket krav som ställs till reningssteget och vilka ämnen som är aktuella. Detta kan göra att ett GAK-filter med lång gångtid kan ha lägre driftkostnader än ozonering. Ytbehovet kan likställas med sandfiltrering, med kanske något högre ytbehov på grund av den lägre ytbelastningen av GAK-filtret. En sammanställning av fördelar och nackdelar avseende denna konfiguration visas i Tabell 4.

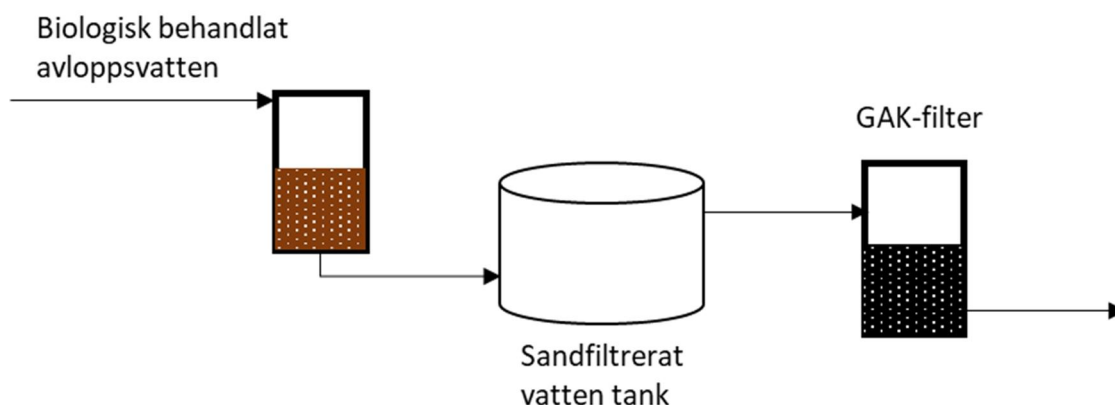
Tabell 4. För- och nackdelar med GAK-filter.

Kategori	Fördelar	Nackdelar
Arbetsmiljö	-Enkel drift	
Utsläppsvärden	-God avskiljning av mikroföroreningar -Ingen bildning av biprodukter	-Kan behövas förfiltrering (igensättning vid höga SS)
Koldioxidutsläpp		-Tillverkning av aktivt kol och regenerering -Transport för regenerering (då de närmsta anläggningarna idag finns i Belgien och Tyskland)
Energiförbrukning	-Drift: låg energiförbrukning	
Resurser		-Nytt aktivt kol + regenerering
Kostnader		-Högre driftkostnader än ozon (kolbyte)
Ytbehov		-Högt ytbehov (ungefär som sandfilter)

3.2 Sandfilter + GAK filter

Med syftet att minska risken för igensättning och behov av backspolning till följd av ökad belastning av partiklar till GAK-filtret, kan en förfiltrering i form av sandfilter användas (Figur 5). Om befintligt flotationssteg på Västra Stranden ger tillräcklig SS-reduktion, kan sandfiltret ersättas av flotationen. Alternativt kan sandfiltret installeras som ett sista poleringssteg innan GAK-filter för reduktion av mikroföroreningar.

I Sverige finns två små avloppsreningsverk med sandfilter följt av GAK-filer: Degeberga (2 000 pe) och St. Olof (1 000 pe). Mediafilter i form av sandfilter har använts i fullskalanläggningar som förbehandling för GAK vid indirekt vattenåtervinning (Regional Water Reclamation Plant, Upper Occoquan Service Authority, USA).



Figur 5. Sandfiltrering av biologisk behandlat vatten + GAK-filter. På Västra strandens avloppsreningsverk skulle flotationen kunna ersätta sandfilter.

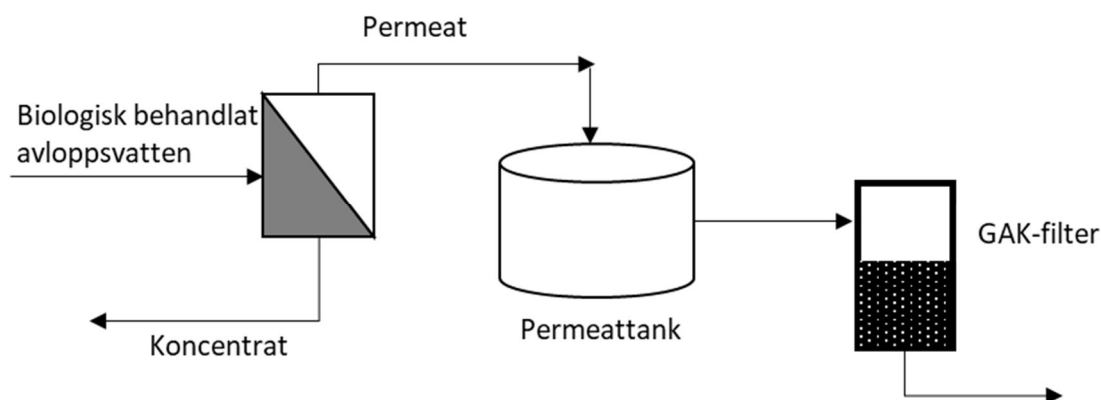
Processkonfigurationen med sandfilter och efterföljande GAK-filter har en relativt enkel drift. Förutom partikelavskiljning, kan den biologiska aktiviteten i sandfiltret bidra med en viss reduktion av DOC. Detta leder till en minskad organisk belastning av GAK och kan därför öka GAK-filtrets gångtid (antal bäddvolym). Denna processkonfiguration har högt ytbehov och högre driftkostnader än ozonering (på grund av byte av aktivt kol) och koldioxidutsläpp (på grund av tillverkning och regenerering av det aktiva kolet). En sammanställning av fördelar och nackdelar avseende denna konfiguration visas i Tabell 5.

Tabell 5. För- och nackdelar med sandfilter + GAK-filter.

Kategori	Fördelar	Nackdelar
Arbetsmiljö	-Enkel drift (lite mer komplexitet på grund av förfiltrering)	
Utsläppsvärden	-God avskiljning av mikroföroreningar -Ingen bildning av biprodukter	
Koldioxidutsläpp		-Tillverkning av aktivt kol och regenerering -Transport för regenerering (då de närmsta anläggningarna idag finns i Belgien och Tyskland)
Energiförbrukning	-Drift: låg energiförbrukning	
Resurser	-Sandfilter kan tillföra en viss DOC-reduktion som kan förlänga GAK-filters gångtid (bäddvolym)	-Nytt aktivt kol + regenerering
Kostnader		-Generellt högre driftkostnader än ozonering (kolbyte)
Ytbehov		-Högt (GAK + sandfilter)

3.3 Membranfiltrering (MF, UF) + GAK filter

Förfiltrering av avloppsvatten före GAK-filtret kan också genomföras med membranfiltrering, antingen med mikrofiltrering (MF) eller ultrafiltrering (UF) (Figur 6). På detta vis kan en mer kompakt lösning uppnås och med högre utsläppskvalitet. I Sverige har Kivik avloppsreningsverk (7 500 pe) under 2020 infört en MBR (Membranbioreaktor) som avskiljer det aktiva slammet i ett UF-processteg följt av GAK-filtrering. Pilotförsök har också utförts på Kalmar avloppsreningsverk under 2019 med en UF+GAK-kombination (Edefell, Ullman, Bengtsson, & E, 2019) och under 2021 har pilotförsök utförts på Getteröverket (VIVAB) med en MF+UF+GAK-kombination.



Figur 6. Membranfiltrering av biologiskt behandlat vatten + GAK filter. På Västra strandens avloppsreningsverk kan det installeras efter flotation, alternativt kan membranerna ersätta flotationen (MBR-konfiguration).

Ett automatiserat membranfiltreringssystem och GAK-filter är av relativ enkel drift men behöver mer övervakning än bara GAK-filter. Några tillfällen, tex vid backspolning med kemikalier (CEB, Chemically enhanced backwash på engelska och CIP, Cleaning in place), kan kräva mer övervakning och personal. Förutom avskiljning av mikroföroreningar med GAK-filter kan en desinfektion från bakterier

och andra encelliga organismer uppnås till olika grad med MF och UF, även virus kan avskiljas med UF. Membran producerar ett i princip partikelfritt vatten (ibland kan små kolpartiklar eller biofilm släppas igenom från GAK-filtret). Införande av membranfiltrering innebär lagring av kemikalier för rengöring samt hantering av rejektströmmar från bakspolningar, som vanligtvis leds tillbaka tidigare i reningsprocessen alternativt hanteras separat. En sammanställning av fördelar och nackdelar avseende denna konfiguration visas i Tabell 6.

Tabell 6. För- och nackdelar med membranfiltrering + GAK-filter.

Kategori	Fördelar	Nackdelar
Arbetsmiljö	-Enkel drift av GAK-filter (lite mer komplexitet på grund av förfiltrering)	-Lagring och hantering av kemikalier för membranrengöring -Mer komplexitet på grund av styrning och reglering av membranfiltrering
Utsläppsvärden	-God avskiljning av mikroföroreningar -Ingen bildning av biprodukter -Partikelfritt vatten (SS) -Desinfektion	-Hantering av rejektström från bakspolning
Koldioxidutsläpp		-Tillverkning av aktivt kol och regenerering -Transport för regenerering (då de närmsta anläggningarna idag finns i Belgien och Tyskland) -Elförbrukning (pumpning membran och luftning av membran högre än sandfilter) -Tillverkning av kemikalier
Energiförbrukning		-Elförbrukning (pumpning membran och luftning av membran högre än sandfilter)
Resurser		-Nytt aktivt kol + regenerering -Kemikalier membrantvätt
Kostnader		-Höga driftkostnader (kolbyte+membran)
Ytbehov	-Kompakt förfiltrering	-Hög ytbehov (GAK)

3.4 Aktivt kol i fluidiserad bädd

Adsorption med aktivt kol kan också tillämpas i form av fluidiserad bädd. Den fluidiserade bädden är en uppströms reaktor med hög ytbelastning (20-40 m/h), till skillnad från GAK-filter som är en nedströms reaktor med lägre ytbelastning (4-7 m/h). Det behandlade vattnet rinner över rännor eller går genom lamellpaket utan att några kolpartiklar följer med vattnet. Under driften kan det både doseras nytt kol och tas ut förbrukat aktivt kol som sedan kan skickas till regenerering. Mindre partikelstorlekar än GAK (<0,8 mm) används i sådana konfigurationer från olika leverantörer (Figur 7).



Figur 7. Aktivt kol i fluidiserad bädd från a) Veolia, Opacarb™ och b) Stereau, CarboPlus®.

I Penthaz avloppsreningsverk (Schweiz) finns en anläggning med aktivt kol i fluidiserad bädd med Carbo-Plus® processen i drift sedan 2018 och ett flertal är under planering (VSA Plattform Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen, 2022). I skrivande stund testas en pilotanläggning med fluidiserad aktivt kol bädd (Opacarb™) på Sobacken ARV (Borås Energi och Miljö) inom en läkemedelsreningsförstudie. De flesta referensanläggningar finns inom dricksvattenproduktion, där tekniken har tillämpats mest hittills.

Driften av den fluidiserade bädden är enkel, men kräver pumpning och ventiler för reglering av flödet. I den fluidiserade bädden är det viktigt att ha rätt och stabil hastighet för fluidisering av det aktiva kolet. Risk för igensättning på grund av hög SS-belastning kan kräva att filtret backspolas oftare. Den fluidiserade bädden tillför ingen filtrering till skillnad från GAK-filter. Den fluidiserade bädden är en mer kompakt lösning än GAK-filter (reaktordjup ca 5 m för en bra fluidisering) men kräver mer energi för pumpning. En fördel med denna konfiguration är att kolet kan förnyas kontinuerligt under driften och reduktionen av mikroföroreningarna kan behållas, men den fluidiserade bädden behöver lite mer tillsyn än GAK-filter. På liknande sätt som GAK-filter kan den fluidiserade bädden kombineras med olika förbehandlingsmetoder som ozon, sand- eller membranfiltrering. En sammanställning av fördelar och nackdelar avseende denna konfiguration visas i Tabell 7.

Tabell 7. För- och nackdelar med aktivt kol i fluidiserad bädd.

Kategori	Fördelar	Nackdelar
Arbetsmiljö	-Enkel drift	
Utsläppsvärden	-God avskiljning av mikroföroreningar -Ingen bildning av biprodukter -Reduktion av mikroföroreningar kan behållas vid dosering av nytt kol	-Kan behövas förfiltrering (igensättning vid höga SS) samt ingen direkt filtreringskapacitet.
Koldioxidutsläpp		-Tillverkning av aktivt kol och regenerering -Transport för regenerering (då de närmsta anläggningarna idag finns i Belgien och Tyskland) -Drift: högre energiförbrukning än GAK-filter för pumpning
Energiförbrukning		-Drift: högre energiförbrukning än GAK-filter för pumpning
Resurser	-Förnyelse av kolet kan göras kontinuerligt och kan anpassas under drift	-Nytt aktivt kol + regenerering
Kostnader		-Högre driftkostnader än ozon (kolbyte)
Ytbehov	-Mer kompakt än GAK-filter, liknande storleksordning som kontaktreaktor vid ozonering	

4. PAK-baserade tekniker

PAK har en liten partikelstorlek, mellan ca 0,01-0,025 mm. Detta gör att PAK inte används som filtermedia, eftersom tryckförlusten skulle bli för hög. I stället doseras PAK kontinuerlig i kontaktreaktorer för att sedan separeras från vätskefasen med, till exempel, sedimentering, sandfiltrering eller membranfiltrering. Adsorptionskinetik är snabbare med PAK än med GAK, eftersom mindre partiklar i PAK medför högre yta per gram aktivt kol vid jämförelse med GAK. PAK lagras i EX-klassade silos och blandas med vatten före dosering för att minska damning och explosionsrisk. Det krävs hög stålqualität för vissa utrustningsdelar som är i kontakt med PAK, eftersom torr PAK medför högt slitage. En del av kolet recirkuleras i processen för att dosera mindre mängder av nytt kol. Om det aktiva kolet återförs i den biologiska reningen och blandas med slammet, är förbränning det bästa alternativet för slamhantering.

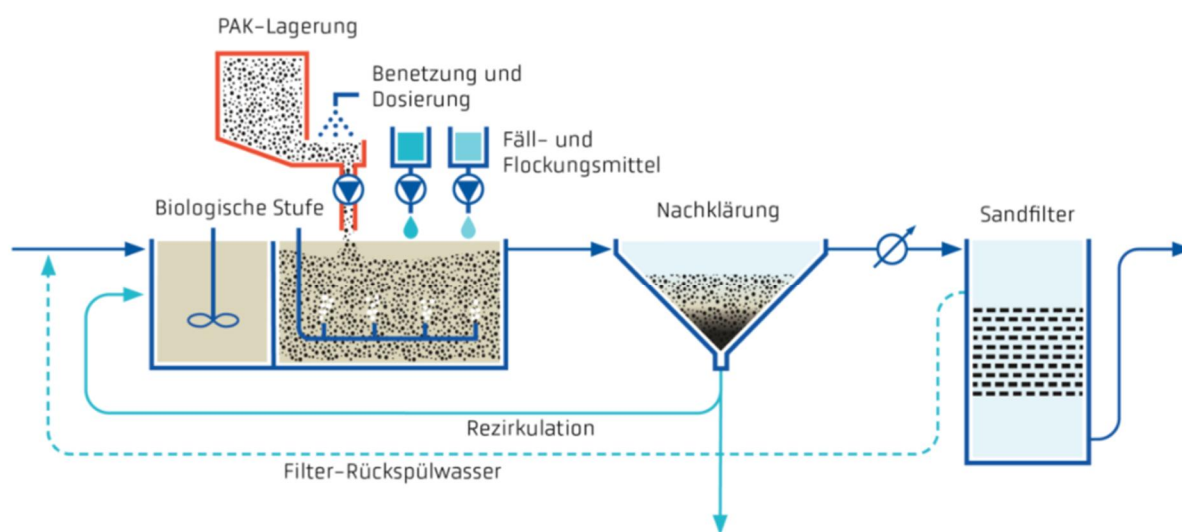
Nyckeltal till designparameter är:

- Koldosering: 10-20 mg PAK/L
- Hydraulisk uppehållstid: ca 30 min

4.1 PAK i biologin

PAK kan tillsättas i olika biologiska processer. Dosering av PAK direkt i aktivslamprocessen möjliggör uppgradering för läkemedelsrening i befintliga biobassänger (Figur 8). Ett ytterligare filtreringsteg rekommenderas för att avskilja eventuellt mindre PAK-partiklar som passerar mellansedimenteringen. I denna konfiguration bildas slam som också innehåller PAK, vilket medför ökad slamhalt i den biologiska reningen, ökad slambildning och partikelbelastning på mellansedimenteringen. Lösningen blir ännu mer kompakt om PAK doseras i en MBR.

Referensanläggningar finns i drift sedan 2019 i Schweiz och på Flos-Wetzikon avloppsreningsverk (37 000 pe) och ytterligare två avloppsreningsverk är under planering samt några pilotstudier. I Sverige har inte några pilotstudier genomförts med PAK i aktivslamsprocesser, däremot har dosering av PAK i MBBR (Cimbritz, o.a., 2019) undersökts med resultat som visar att nitrifikation kan bibehållas under PAK-dosering och att adsorptionen fungerar samtidigt med andra processer i en MBBR- reaktor.



Figur 8. Dosering av PAK i biologin (VSA Plattform Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen, 2022).

Fördelen med dosering av PAK i aktivslamprocessen är att användning av befintliga biobassänger tillåter en lång kontakttid med PAK och mikroföroreningar, och därmed en ökad reduktion jämfört med bara den biologiska processen. Däremot kan högre doser behövas på grund av högre halter organiskt material, jämfört med biologisk behandlat vatten, som konkurrerar med mikroföroreningar om adsorptionsplatser. Eftersom kol blandas med bioslammet, återfinns kol med adsorberade mikroföroreningar i slammet och därför är inte spridning på åkermark en lämplig lösning. I sådana konfigurationer skickas slammet till förbränning. En sammanställning av fördelar och nackdelar avseende denna konfiguration visas i Tabell 8.

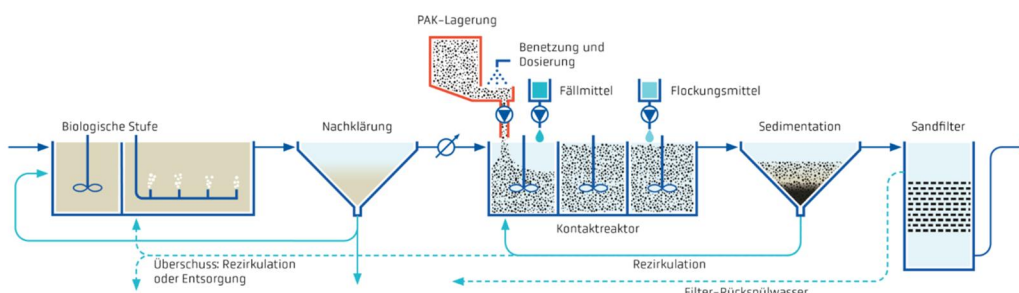
Tabell 8. För- och nackdelar med PAK-dosering i biologi.

Kategori	Fördelar	Nackdelar
Arbetsmiljö		-Ex-klassning vid PAK-lagring -Högre underhållsbehov än GAK: hantering, vägning och beredning av en PAK-slurry som ska doseras
Utsläppsvärden	-God avskiljning av mikroföroreningar -Ingen bildning av biprodukter	-Hantering av slam med PAK
Koldioxidutsläpp		-Tillverkning av aktivt kol
Energiförbrukning	-Låg energiförbrukning	
Resurser	-PAK-dosering kan justeras vid behov	-Nytt aktivt kol -Aktivt kol kan inte regenereras -Spridning av slam på åkermark ej möjligt
Kostnader	-Lägre driftkostnader än GAK	
Ytbehov	-Mycket kompakt lösning, än mer kompakt med MBR	-Filtreringsteg krävs alltid

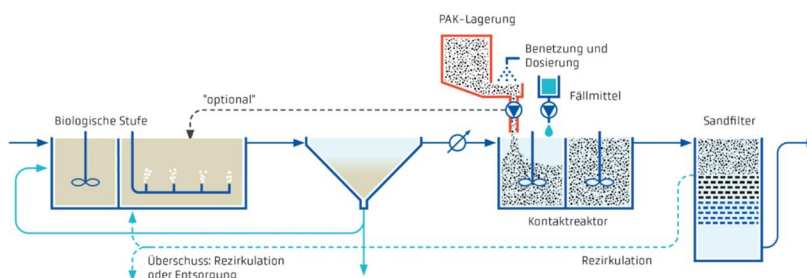
4.2 PAK + sandfilter

En annan möjlig konfiguration med PAK är att dosera kol efter mellansedimenteringen i en separat kontaktreaktor för att sedan avskilja det aktiva kolet med hjälp av sandfilter. En sedimentering kan också installeras mellan kontaktreaktor och sandfiltret för att minska belastningen i sandfiltret (Figur 9). Genom att ha en separat slambehandling till slammet från sedimentering och sandfilter (slam+ kol) kan man undvika att kolet hamnar i bioslammet. Fullskalanläggningar finns i Schweiz med a) Ulmer-process (sedimentering+sandfilter): Bachwis avloppsreningsverk (34 000 pe) och Thunersee avloppsreningsverk (150 000 pe) och med b) direkt sandfiltrering: Schönau avloppsreningsverk (245 000 pe) och Esslingen avloppsreningsverk (17 000 pe).

a)



b)



Figur 9. Dosering av PAK i biologiskt behandlat vatten + sandfilter. a) sedimentering innan filtration (Ulmer-process), b) direkt sandfiltrering (VSA Plattform Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen, 2022)

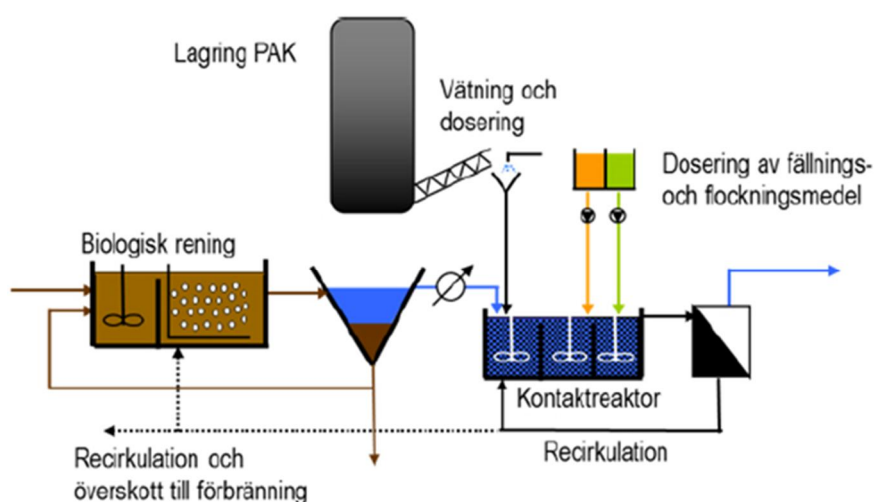
Liksom vid dosering av PAK i biologisk behandling, tillsätts nytt kol kontinuerligt då en del av kolet recirkuleras och en del transporteras till slambehandlingen. På grund av PAKs begränsade partikelstorlek, är regenerering inte möjligt då kolförlusten vid regenerering blir för hög för att kolet ska kunna återanvändas. Vid optimering av kolrecirkulering till biosteget kan kolet utnyttjas effektivt och minska användningen av nytt kol. Ytbehovet är högt på grund av sandfilter och eventuell sedimentering innan filtret, där sedimenteringen har absolut störst betydelse för ytbehovet. Detta kan ha mindre påverkan om anläggningsdelarna finns tillgängliga på reningsverket som ska uppgraderas. Driftkostnaderna är något högre än kombinationen av ozonering följt av sandfilter och lägre än GAK-filter (Mulder, Antakyali, & Ante, 2015). En sammanställning av fördelar och nackdelar avseende denna konfiguration visas i Tabell 9.

Tabell 9. För- och nackdelar med PAK + sandfilter.

Kategori	Fördelar	Nackdelar
Arbetsmiljö		-Ex-klassning vid PAK-lagring -Högre underhållsbehov än GAK: hantering, vägning och beredning av en PAK-slurry som ska doseras
Utsläppsvärden	-God avskiljning av mikroföroreningar -Ingen bildning av biprodukter	
Koldioxidutsläpp		-Tillverkning av aktivt kol
Energiförbrukning	-Låg energiförbrukning	
Resurser	-PAK-dosering kan justeras vid behov	-Nytt aktivt kol -Hantering av slam med PAK
Kostnader	-Lägre driftkostnader än GAK	
Ytbehov	-Låg för PAK-delen, kompakt lösning	-Högt ytbehov (sandfilter)

4.3 PAK + membranfiltrering (MF, UF)

Vid dosering av PAK i en separat kontaktreaktor, kan efterföljande avskiljning av PAK genomföras med membranfiltrering, antingen med MF eller UF (Figur 10). Val av MF eller UF görs bland annat beroende på PAKs partikelstorleksfördelning och kvalitetskravet på det filtrerade vattnet. Utformningen är i princip den samma som för PAK + sandfilter, med skillnad att PAK istället recirkuleras i rejektflödet från membranet, ofta kallat för koncentrat. Tillgängliga referenser från denna teknik finns i form av pilotstudier i Schweiz (PAK+UF på Châteauneuf och Birsfelden avloppsreningsverk) och i laboratorieskala, pilotskala och några få fullskaliga försök i olika kombinationer runt om i världen (Gutiérrez, Grillini, Mutavdžić Pavlović, Verlicchi, & P, 2021).



Figur 10. PAK-dosering i biologiskt behandlat vatten följt av membranfiltrering för separation av PAK (Abbeglen & Siegrist, 2012)

Membranfiltrering producerar ett partikelfritt vatten och desinfektion till olika grad kan uppnås beroende på om man använder MF eller UF. Den höga kvalitetsgraden på vattnet kommer på bekostnad

av energi som går till pumpning genom membran och förbrukning av kemikalier (membrantvätt). En sammanställning av fördelar och nackdelar avseende denna konfiguration visas i Tabell 10.

Tabell 10. För- och nackdelar med PAK-dosering + membranfiltrering.

Kategori	Fördelar	Nackdelar
Arbetsmiljö		-Ex-klassning vid PAK-lagring -Högre underhållsbehov än GAK: hantering, vägning och beredning av en PAK-slurry som ska doseras -Lagring av kemikalier för membrantvätt
Utsläppsvärden	-God avskiljning av mikroföroreningar -Ingen bildning av biprodukter -Partikelfri vatten (SS) -Desinfektion	-Hantering av slam med PAK -Hantering av koncentrat från membran
Koldioxidutsläpp		-Tillverkning av aktivt kol -Elförbrukning (pumpning membran)
Energiförbrukning		
Resurser	-PAK-dosering kan justeras vid behov	-Nytt aktivt kol -Kemikalieförbrukning membrantvätt
Kostnader		-Högre driftkostnader (membran)
Ytbehov	-Låg, kompakt lösning	

5. UV/väteperoxid-baserade tekniker

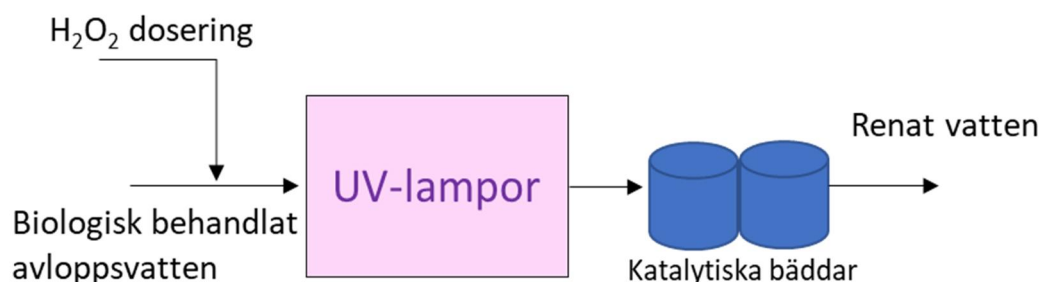
UV-strålning i kombination med dosering av väteperoxid, H_2O_2 , tillhör gruppen av så kallade AOP-processer. Processens grunden ligger i att den doserade väteperoxiden bryts ner till hydroxylradikaler med hjälp av UV-strålningen. De bildade hydroxylradikalerna är icke-selektiva oxideringsmedel och kan bryta ner organiska mikroföroreningar och desinficerar vattnet genom att skada mikroorganismer. Det finns även en effekt från direkt fotonedbrytning av organiska mikroföroreningar som varierar mellan olika ämnen (Kim, Yamashita, & Tanaka, 2009b). Vid UV/ H_2O_2 -behandlingen är det viktigt att vattnet som ska behandlas har ett lågt partikelinnehåll för att möjliggöra att UV-ljus kan absorberas av vätskefasen, där väteperoxid finns. UV-transmittans är en parameter som kan användas för att bestämma vilken dos (J/m^2) som skall tillämpas, ju högre transmittans desto lägre dos krävs. Om UV-ljus bara används för desinfektionssyfte, utan tillsats av väteperoxid, agerar strålningen genom att skada DNA av mikroorganismer och kan ge bättre effekt mot virus och protozoa.

Vid oxideringsprocesser med UV/ H_2O_2 kan bromatbildning undvikas, eftersom bromat bildas i en reaktionskedja som kräver både oxidering med ozon och hydroxylradikaler. Processen kräver tillsats av kemikalier och UV-lamporna måste rengöras ofta för att minimera tillväxt av biofilm som reducerar effektiviteten av UV-strålningen. Med förbehandling för avskiljning av partiklar kan UV-dosen minskas på grund av en bättre UV-transmittans som förbättrar reaktionen mellan UV-strålning och H_2O_2 . Vid UV/ H_2O_2 -behandling krävs generellt en högre UV-dos (J/m^2) vid oxidering av mikroföroreningar (UV/ H_2O_2) än vid desinfektion (UV). Krav på turbiditet och UV-transmittans ställs på vatten som ska behandlas med UV för desinfektion, riktlinjer hittas bland annat i (National Water Research Institute, 2012). Nyckeltal för designparametrar är:

- UV-dos:
 - Desinfektion: 300 till 1 000 J/m^2 beroende på vattenkvalitet hos vattnet som ska behandlas (National Water Research Institute, 2012)
 - Oxidering av mikroföroreningar: mellan 3 000 och 12 500-15000 J/m^2 (Kim, Yamashita, & Tanaka, 2009a; Kim, Yamashita, & Tanaka, 2009b; Lindberg, 2020)
- H_2O_2 -dos: 6 - 40 mg H_2O_2/L (vid AOP processer)
- Hydraulisk uppehållstid: Ligger generellt mellan 5-20 min

5.1 UV/väteperoxid

I denna UV-baserade process, doseras väteperoxid, H_2O_2 , i det biologiskt behandlade eller utgående vattnet. Väteperoxid kan lagras eller tillverkas på plats. Efter doseringen leds vattnet till UV-reaktorer där UV-strålar accelererar väteperoxidens nedbrytning till hydroxylradikaler som icke-selektivt oxiderar olika ämnen i vattenmatrisen, inklusive läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. Efter UV-reaktorn leds vattnet genom katalytiska bäddar för att ta hand om eventuell restväteperoxid (Figur 11). Pilotförsök med UV/ H_2O_2 har utförts i Sverige, på Sundets avloppsreningsverk i Växjö (Lindberg, 2020) och i Nederländerna på Aarle-Rixtel avloppsreningsverk med bra resultat avseende mikroföroreningar.



Figur 11. UV/H₂O₂-behandling av biologisk behandlat vatten. På Västra strandens avloppsreningsverk skulle processen kunna installeras efter flotationen.

UV/H₂O₂ kan effektivt bryta ner läkemedelsrester och andra mikroföroreningar, men har en högre energiförbrukning än ozon- och kolbaserade tekniker. En fördel med oxidering med hjälp av UV/H₂O₂ är att bromatbildning undviks i jämförelse med ozonering. Detta beror på att bromat bildas i en reaktionskedja som kräver både oxidering med ozon och hydroxylradikaler. Processen kräver tillsats av kemikalier och UV-lamporna måste rengöras ofta för att minimera biofilmtillväxt som reducerar effektiviteten av UV-strålningen. Med förbehandling för avskiljning av partiklar kan UV-dosen minskas på grund av en bättre UV-transmittans som förbättrar reaktionen mellan UV-strålning och H₂O₂. UV-baserade tekniker tar relativt låg yta i anspråk. En sammanställning av fördelar och nackdelar avseende denna konfiguration visas i Tabell 11.

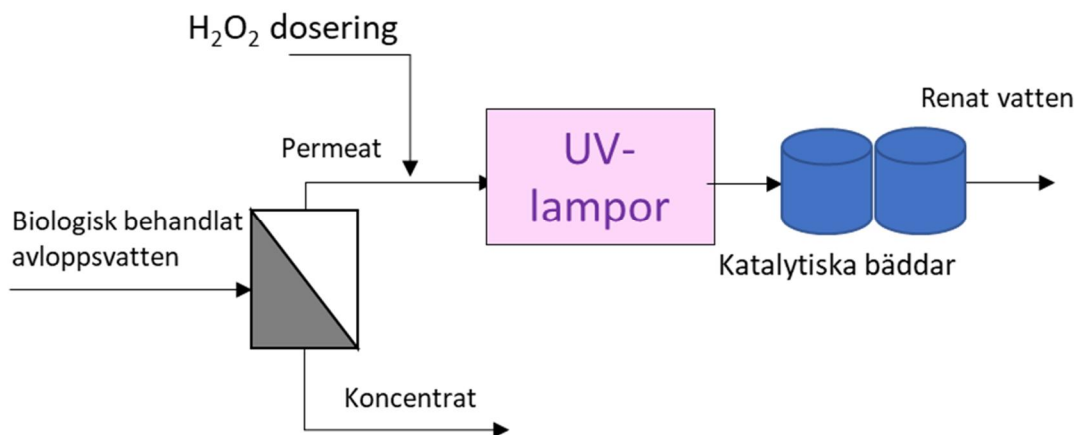
Tabell 11. För- och nackdelar med UV/H₂O₂.

Kategori	Fördelar	Nackdelar
Arbetsmiljö		-Lagring/produktion av väteperoxid
Utsläppsvärden	-God avskiljning av mikroföroreningar -Ingen bildning av bromat -Desinfektion	-Kan behöva förfiltrering
Koldioxidutsläpp		
Energiförbrukning		-Hög elförbrukning hos UV-lampor
Resurser	-UV-lampornas effekt kan justeras vid behov	-Väteperoxid måste köpas in/tillverkas på plats
Kostnader		-Höga driftkostnader (elförbrukning UV-lampor)
Ytbehov	-Lågt	

5.2 Membranfiltrering (UF + UV/väteperoxid)

Med syfte att öka UV-transmittansen och därmed minska UV-dosbehovet, kan det biologiskt behandlade vattnet eller utgående vatten filtreras med hjälp av MF- eller UF-membran (Figur 12). Denna konfiguration medför ett kompakt filtreringssteg som producerar vatten med högre kvalitet. Fullskaleanläggningar för direkt och indirekt vattenåtervinning i USA har UV-processer efter omvänd osmos som till exempel på Orange County, West Basin, Vander Lans AWTF (Advanced Wastewater Treatment Facility) och Big Spring. I dessa processer kan syftet med UV-behandlingen handla antingen

om desinfektion eller avancerad oxidation. Vid avancerad oxidation kombineras UV-strålning med dosering av väteperoxid för att ta hand om de ämnen som är svåra att avskilja med RO.



Figur 12. Membranfiltrering + UV/H₂O₂ behandling av biologiskt behandlat vatten. På Västra strandens avloppsreningsverk kan det installeras efter flotation, alternativt kan membran ersätta flotationen (MBR-konfiguration).

Införandet av membranfiltrering ökar anläggningens komplexitet och antalet processdelar som ska övervakas, men det innebär också en högre kvalitet på det producerade vatten och en minskning av UV-dosering på grund av lägre UV-transmittans. I jämförelse med enbart UV/H₂O₂, tillkommer förbrukning av kemikalier i form av membrantvätt och högre energiförbrukning i form av el för pumpning genom membranet. Rejektströmmen från backspolningar leds ofta till den primära eller sekundära reningen vid MF- eller UF-filtrering. En sammanställning av fördelar och nackdelar avseende denna konfiguration visas i Tabell 12.

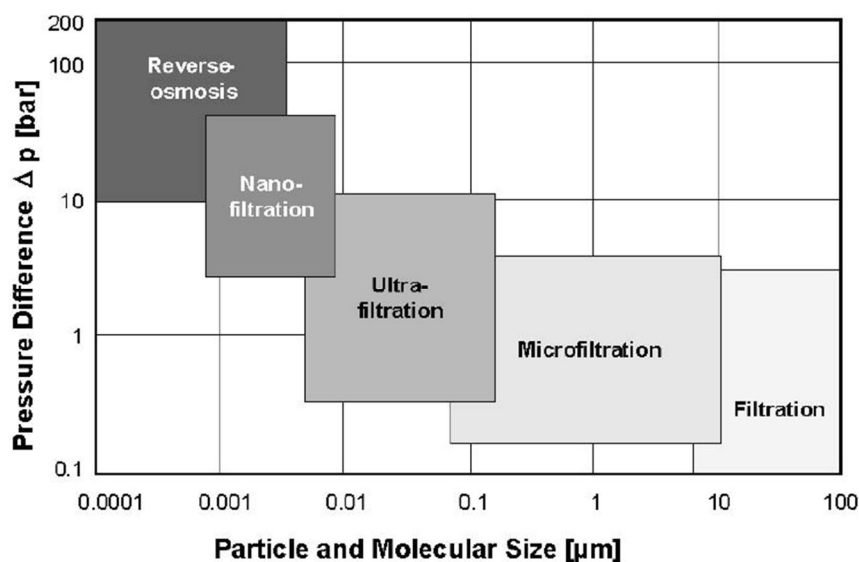
Tabell 12. För- och nackdelar med membranfiltrering + UV/H₂O₂ behandling.

Kategori	Fördelar	Nackdelar
Arbetsmiljö		-Lagring/produktion av väteperoxid
Utsläppsvärden	-God avskiljning av mikroföroreningar -Ingen bildning av bromat -Partikelfritt vatten (SS) -Desinfektion (UF+ UV)	-Hantering av rejektström från backspolning
Koldioxidutsläpp		-Tillverkning av kemikalier
Energiförbrukning		-Hög elförbrukning (membran + UV-lampor)
Resurser	-UV-lampornas effekt kan justeras vid behov	-Väteperoxid måste köpas in/tillverkas på plats -Kemikalieförbrukning membrantvätt
Kostnader		-Höga kostnader (elförbrukning UV-lampor+membran)
Ytbehov	-Lågt, kompakt lösning	

6. Membranbaserade tekniker (NF/RO)

Membranfiltrering med omvänd osmos (RO) eller nanofiltrering (NF) kan avskilja mikroföroreningar på grund av porstorleken av membranen (Figur 13). Till skillnad från RO, kan NF inte filtrera bort några envärda joner.

Fysikalisk avskiljning av mikroföroreningar med hjälp av membranfiltrering sker genom steriska, elektrostatiska och hydrofobiska interaktioner. Steriska interaktioner baseras på retention av de större molekylerna och låter de mindre molekylerna passera, beroende på vilken porstorlek membranet har. Membran är generellt negativt laddade vilket gör att de flesta negativt laddade joner stöts bort genom elektrostatiska interaktioner. En del av de positivt laddade jonerna fastnar på ytan på grund av elektrostatiska interaktioner medan andra passerar genom membranet för att följa med negativt laddade joner för att bibehålla elektrisk neutralitet i vattnet. Kommerciella membran tillverkas generellt av polymer, som är hydrofob. Hydrofobiska molekyler som har affinitet med membranens material kommer att transporteras genom membranet, medan de hydrofila molekylerna kommer att avskiljas.



Figur 13. Porstorlek och tryckförlust för olika membranfiltreringsprocesser (Fritzmann, Löwenberg, & Wintgens, 2007).

Kombinationen av membranens och mikroföroreningarnas egenskaper samt andra parametrar i vattnet, som pH, organiskt material och jonstyrka, bestämmer vilken avskiljning som uppnås. Sammanfattningsvis, uppnås en god avskiljning av mikroföroreningar med NF- och RO-membranfiltrering, men små hydrofila ämnen och hydrofobiska ämnen med små till mellanstor storlek kan utgöra problem för membranfiltrering för att de passerar igenom membranet. En viktig aspekt kring membranfiltrering och som påverkar prestandan på processen är igensättning av membranet, s.k. fouling. Foulingen minskar flux genom membranet som kan orsakas av fyra olika typer av fenomen:

- **Scaling:** fällning av oorganiska ämnen på grund av för höga saltkoncentrationer i närheten av membranets yta.
- **Organisk fouling:** ackumulering av kolbaserade ämnen på membranets yta. Det organiska materialet förekommer naturligt i vatten från nedbrytning av olika växt- och djurmaterial.
- **Partikulär fouling:** suspenderade ämne eller kolloidalt material igensätter membranets porer eller ackumuleras på membranets yta.

- Biofouling: mikroorganismer kan växa på membranens yta i områden med låga flöde. Mikroorganismerna utvecklar en biofilm som är resistent mot backspolning och kemikalietvätt.

Olika strategier kan användas för att minska olika typer av fouling. Strategierna kan innebära förbehandling, optimering av processförhållanden eller kemikalietvätt. Förutom fouling, minskar också membranens integritet med tiden, vanligtvis på grund av för lågt eller högt pH samt oxidering av membran på grund av kemikalier som används under förbehandling eller kemikalietvätt av membran.

Hantering av koncentrat skiljer sig åt och beror mycket på de lokala förutsättningarna och lagstiftningen på plats. Några av lösningarna är utsläpp i sötvattenrecipient, utsläpp i havet, injektion i djup akvifär, utsläpp i avloppsreningsverk och förångningsdammar samt andra mer avancerade tekniker för hantering av koncentrat (tekniker inom zero liquid discharge) vid skarpare krav.

Viktiga designparametrar är flux och transmembrantryck (TMP, från engelska Transmembrane pressure) och flöde uttryckt i L/m²·h. Typiska värden för TMP med RO är 4,5-7 bar för bräckt vatten (10-15 bar matningstryck) och 27-32 bar (55-65 bar matningstryck) för havsvatten (Fritzmann, Löwenberg, & Wintgens, 2007). Rekommenderade flux kan variera något mellan leverantörer, i

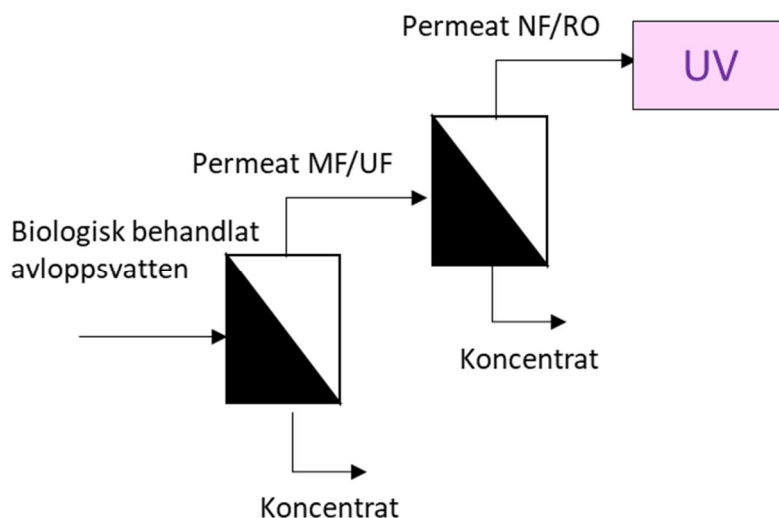
Tabell 13 visas ett exempel för 8” FilmTec™ membraner.

Tabell 13. Design flux för 8 tum FilmTec™ membraner (DuPont, 2021).

	RO permeat	Grundvatten	Ytvatten	Avloppsvatten (tertiär rening)	Havsvatten
Design Flux (L/m ² ·h)	36-43	27-34	20-36	14-27	12-21

6.1 Membranfiltrering (UF)+ Membranfiltrering (NF/RO) + UV/väteperoxid

Membranfiltrering med NF eller RO kräver generellt sett en förbehandling med MF eller UF, framför allt vid applikationer inom avloppsvatten (Figur 14). Denna konfiguration är mycket vanlig vid indirekt och direkt vattenåtervinning: NEWater (Singapore, 2010); Beenyup Advanced Water Recycling Plant (Australien 2011); Orange County California (USA 2008); EPWU El Paso (USA 2021). UV-desinfektion brukar också tillämpas på permeatet från RO.



Figur 14. Membranfiltrering (2 steg) + UV desinfektion av biologisk behandlat vatten. På Västra strandens avloppsreningsverk kan det installeras efter flotation, alternativt kan membran ersätta flotationen (MBR-konfiguration).

Med denna kombination kan en mycket god avskiljning av de flesta föroreningar och mikroföroreningar samt desinfektion uppnås. Producerat vattnet har i princip dricksvattenkvalitet, ibland till och med högre, och kan användas för direkt och indirekt återvinning. Produktionen av vatten med så hög kvalitet innebär hög elförbrukning för membran och kemikalieförbrukning för membrantvätt. Dessutom bör koncentratströmmen från membranerna hanteras på lämpligt sätt. En sammanställning av fördelar och nackdelar avseende denna konfiguration visas i Tabell 14.

Tabell 14. För- och nackdelar med MF/UF+ NF/RO+ desinfektion

Kategori	Fördelar	Nackdelar
Arbetsmiljö		-Lagring av kemikalier för membrantvätt
Utsläppsvärden	-Mycket god avskiljning av mikroföroreningar -I princip dricksvattenkvalitet -Desinfektion (++ UV)	-Hantering av koncentrat från membran
Koldioxidutsläpp		
Energiförbrukning		-Mycket hög elförbrukning (membran + UV-lampor)
Resurser	-UV-lampornas effekt kan justeras vid behov	-Kemikalieförbrukning membrantvätt
Kostnader		-Höga kostnader (elförbrukning UV-lampor+membran)
Ytbehov	-Lågt, kompakt lösning	

7. Referenser

- Abbeglen, C., & Siegrist, H. (2012). *Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser - Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen*. Bern: Schweizerische Eidgenossenschaft, Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Betsholtz, A., Juárez, R., Svahn, O., Davidsson, Å., Cimbritz, M., & Falås, P. (2022). Ozonation of ¹⁴C-labeled micropollutants - mineralization of labeled moieties and adsorption of transformation products to activated carbon. *Water Research*, 118738.
- DuPont. (2021). *FilmTec™ Reverse Osmosis Membranes Technical Manual*.
- Edefell, E., Ullman, R., Bengtsson, & E. (2019). *Ultrafilter och granulerat aktivt kol för avskiljning av mikroföroreningar. Rapport Nr 2019-1*. Svensk Vatten AB.
- Fritzmann, C., Löwenberg, J., & Wintgens, T. (2007). State-of-the-art of reverse osmosis desalination. *Desalination*, 216, ss. 1-76.
- Kim, I., Yamashita, N., & Tanaka, H. (2009). Performance of UV and UV/H₂O₂ processes for the removal of pharmaceuticals detected in secondary effluent of a sewage treatment plant in Japan. *Journal of Hazardous Materials*, 166, ss. 1134-1140.
- Kim, I., Yamashita, N., & Tanaka, H. (2009). Photodegradation of pharmaceuticals and personal care products during UV and UV/H₂O₂ treatments. *Chemosphere*, 77, ss. 518-525.
- Lindberg, J. (2020). *Förstudie läkemedelsrening på Sundets renomningsverk, Växjö*. Växjö kommun.
- National Water Research Institute. (2012). *Ultraviolet Disinfection. Guidelines for Drinking Water and Water Reuse*. Fountain Valley, California: National Water Research Institute in collaboration with Water Research Foundation.
- Stapf, M., & Miehe, U. (2019). Aspects to be considered for design of ozonation. *Joint Technical Workshop on "Ozonation for advanced wastewater treatment"*. Linköping: Kompetenzzentrum Wasser Berlin.
- VSA Plattform Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen. (2022). Hämtat från VSA Micropoll: <https://micropoll.ch> 2022
- Zietzschmann, F., Mitchell, R.-L., & Jekel. (2015). Impacts of ozonation on the competition between organic micro-pollutants and effluent organic matter in powdered activated carbon adsorption. *Water Research*, 153-160.

Laholmsbuktens VA

Läkemedelsrening på Västra Stranden ARV Bilaga 2, Analysresultat

31 oktober 2022

Framtagen till:
Laholmsbuktens VA

Framtagen av:
Envidan AB
Rubén Juárez Cámara E-mail: rjc@envidan.se
Telefonnr (direkt):
Projektnamn: Förstudie läkemedelsrening
Projektnr.: 2210334-02
Kvalitetssäkring: Carina Wetterborg Karlsson
Sida 1 av 52

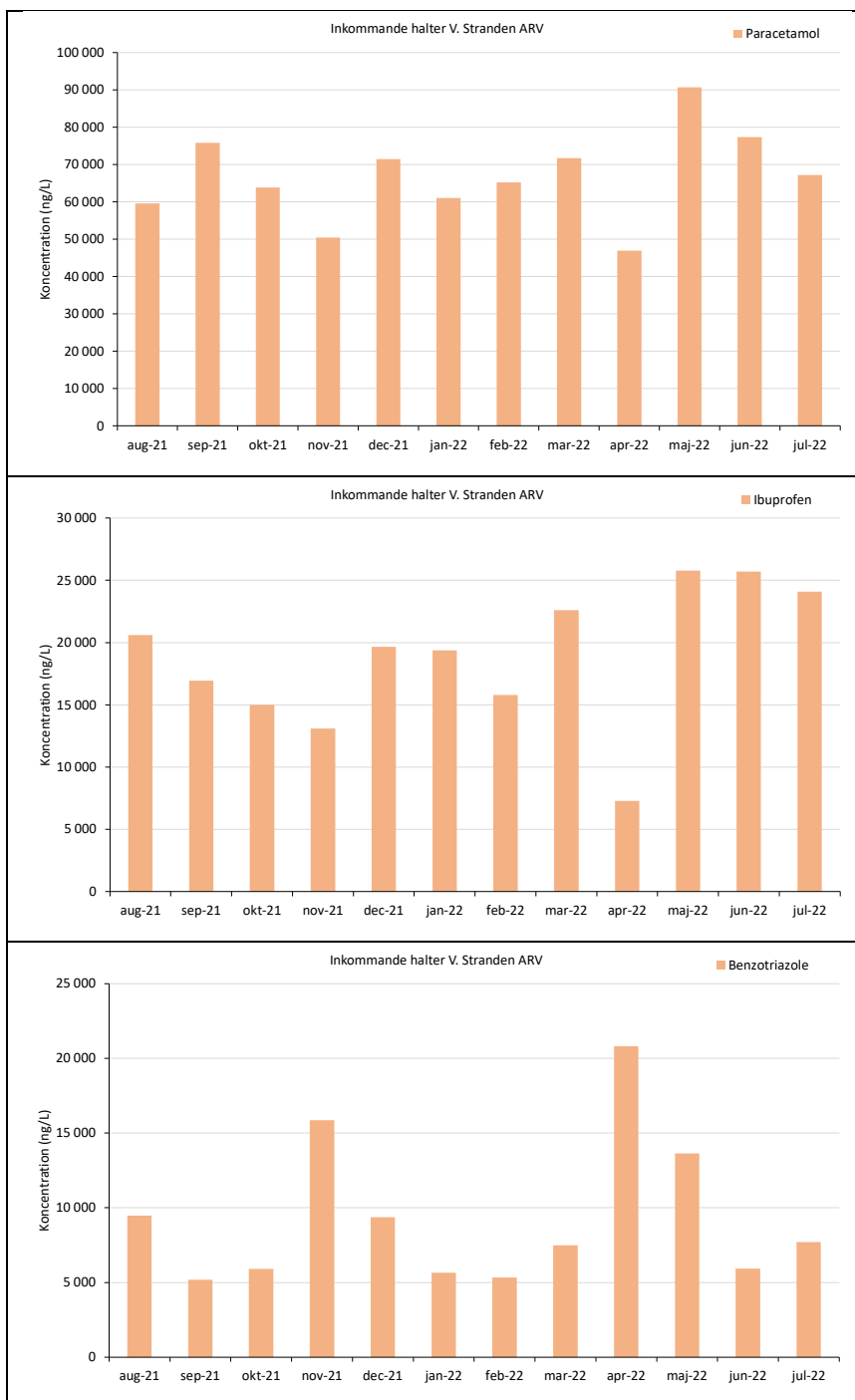


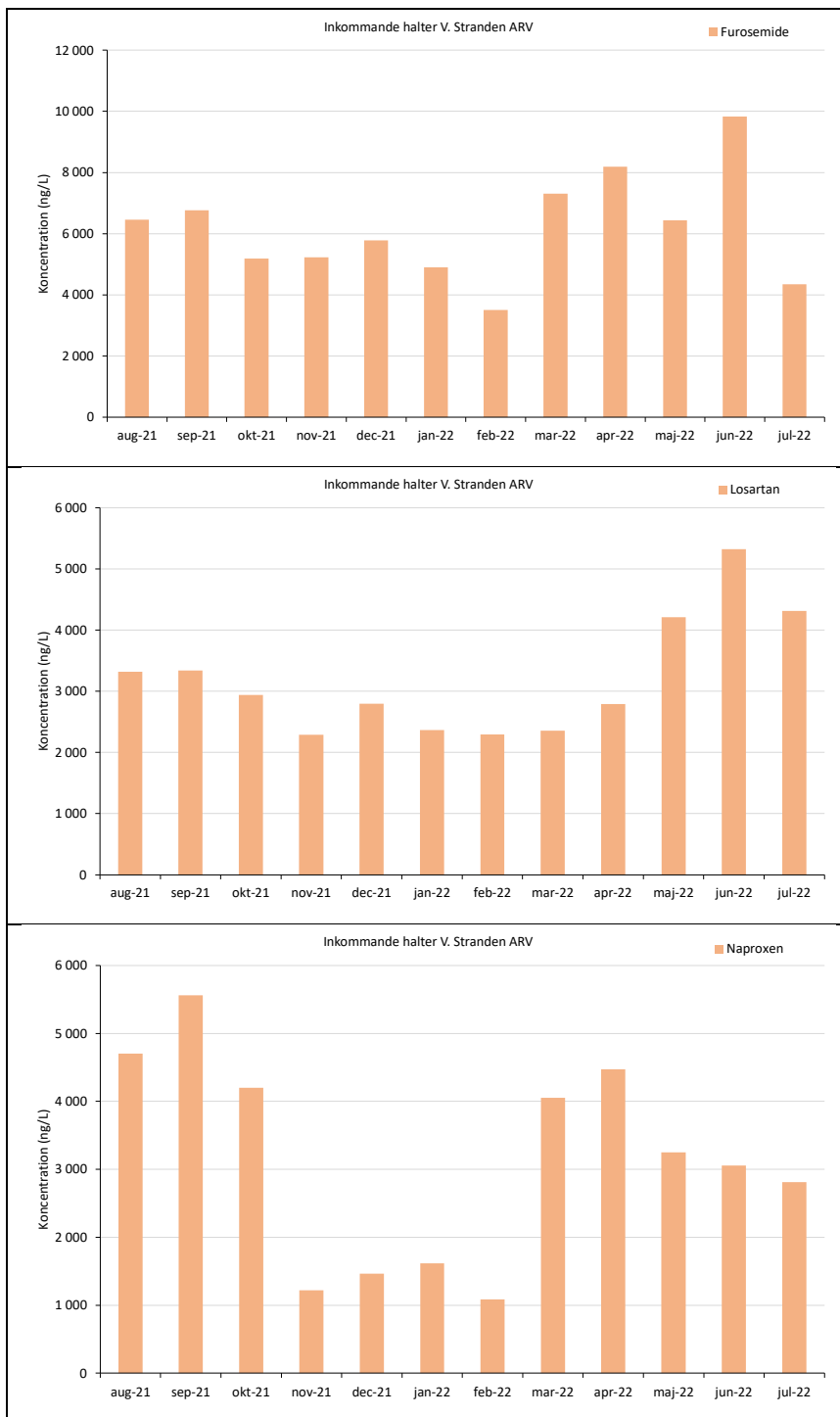
Innehållsförteckning

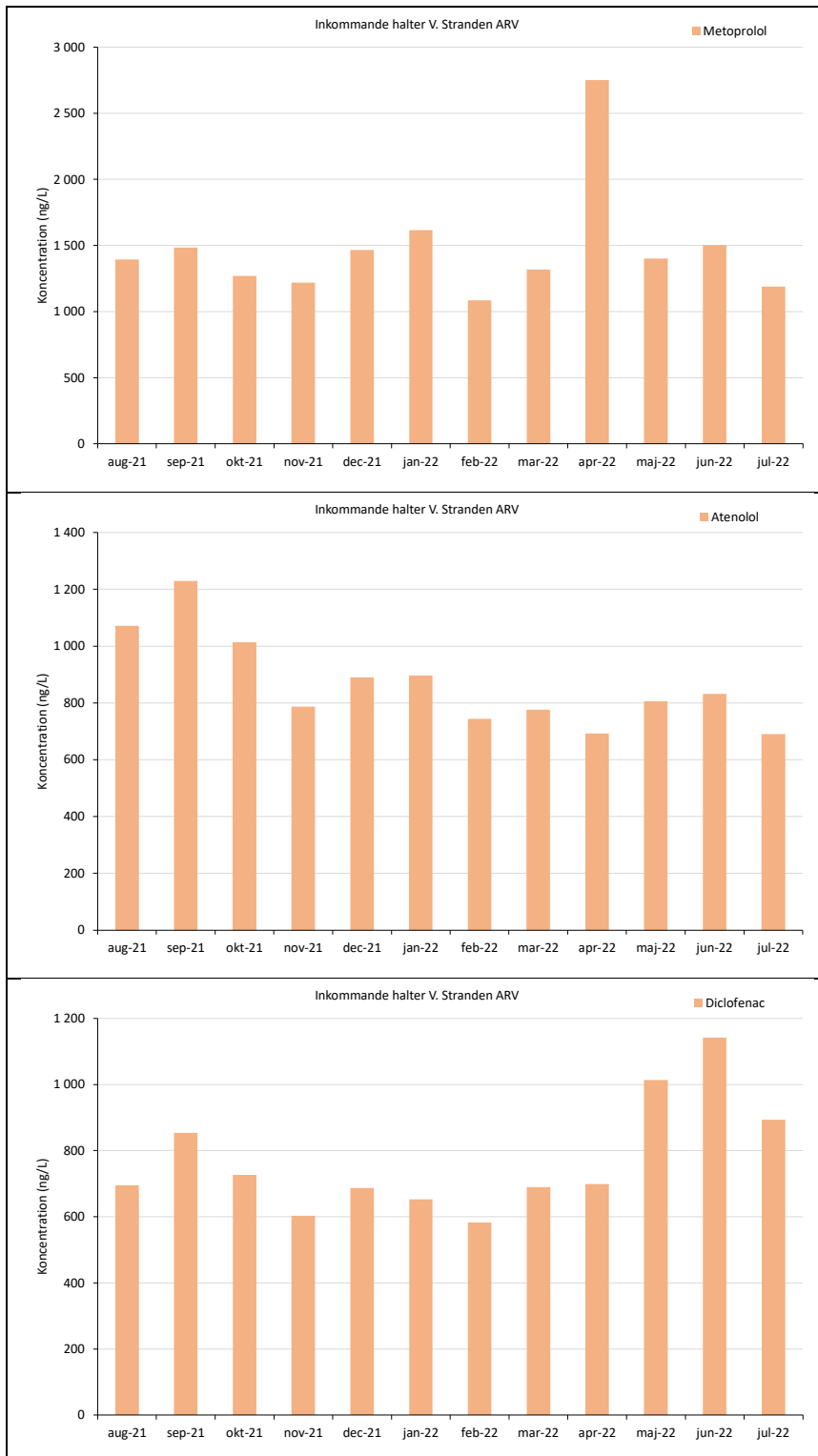
1. Inkommande halter V. Stranden ARV	3
2. Utgående halter V. Stranden ARV	15
3. Halter i slam V. Stranden ARV	27
4. Reduktion (%) över V. Stranden ARV	37
5. Halter i recipient	48

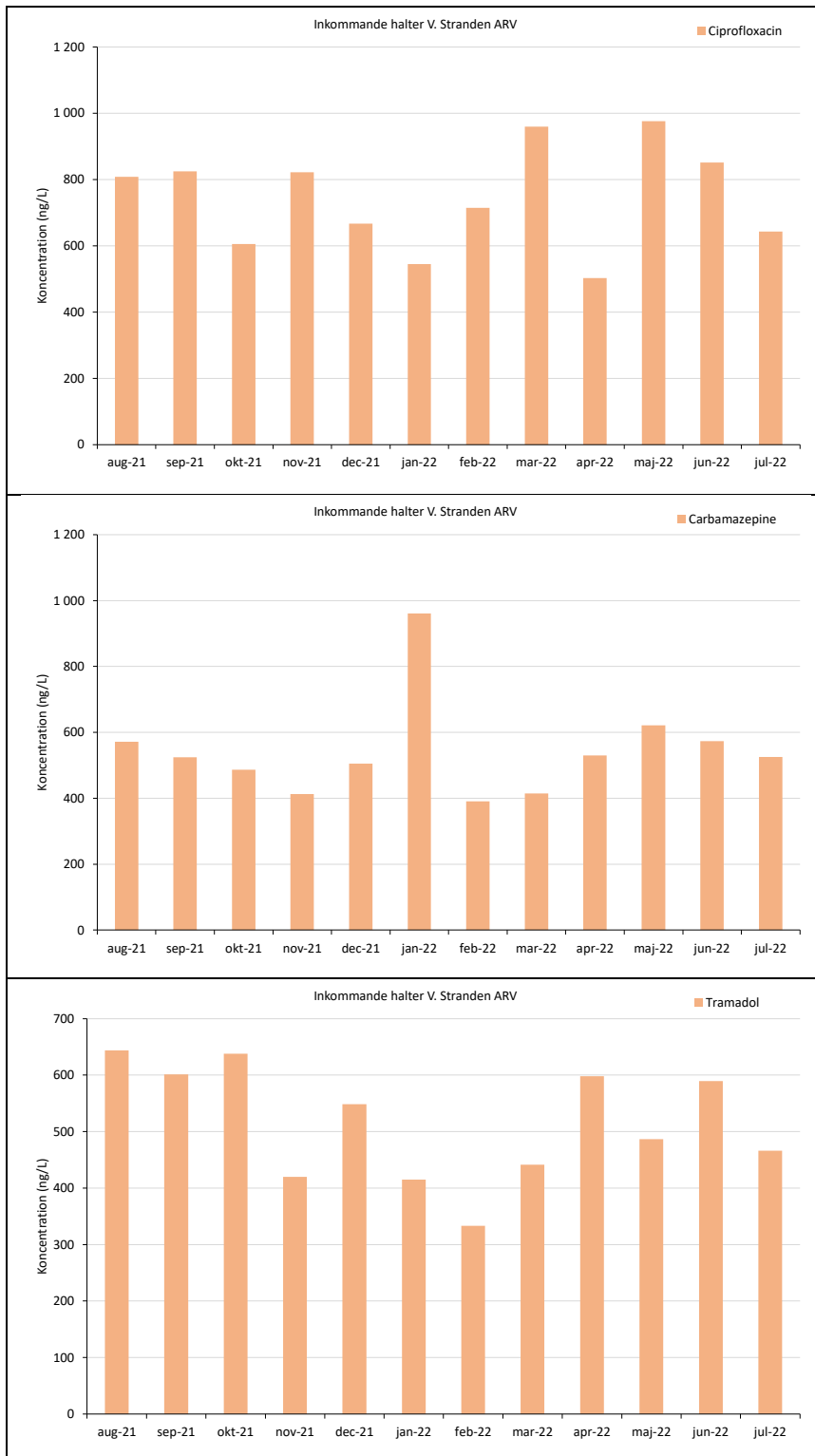
1. Inkommande halter V. Stranden ARV

I följande figurer redovisas inkommande halter av mikroföroreningar till Västra strandens avloppsreningsverk för samtliga analyserade ämnen vid varje provtagningsstillfälle. Ämnen eller staplar som saknas innebär att ämnet ej har kunnat detekteras.

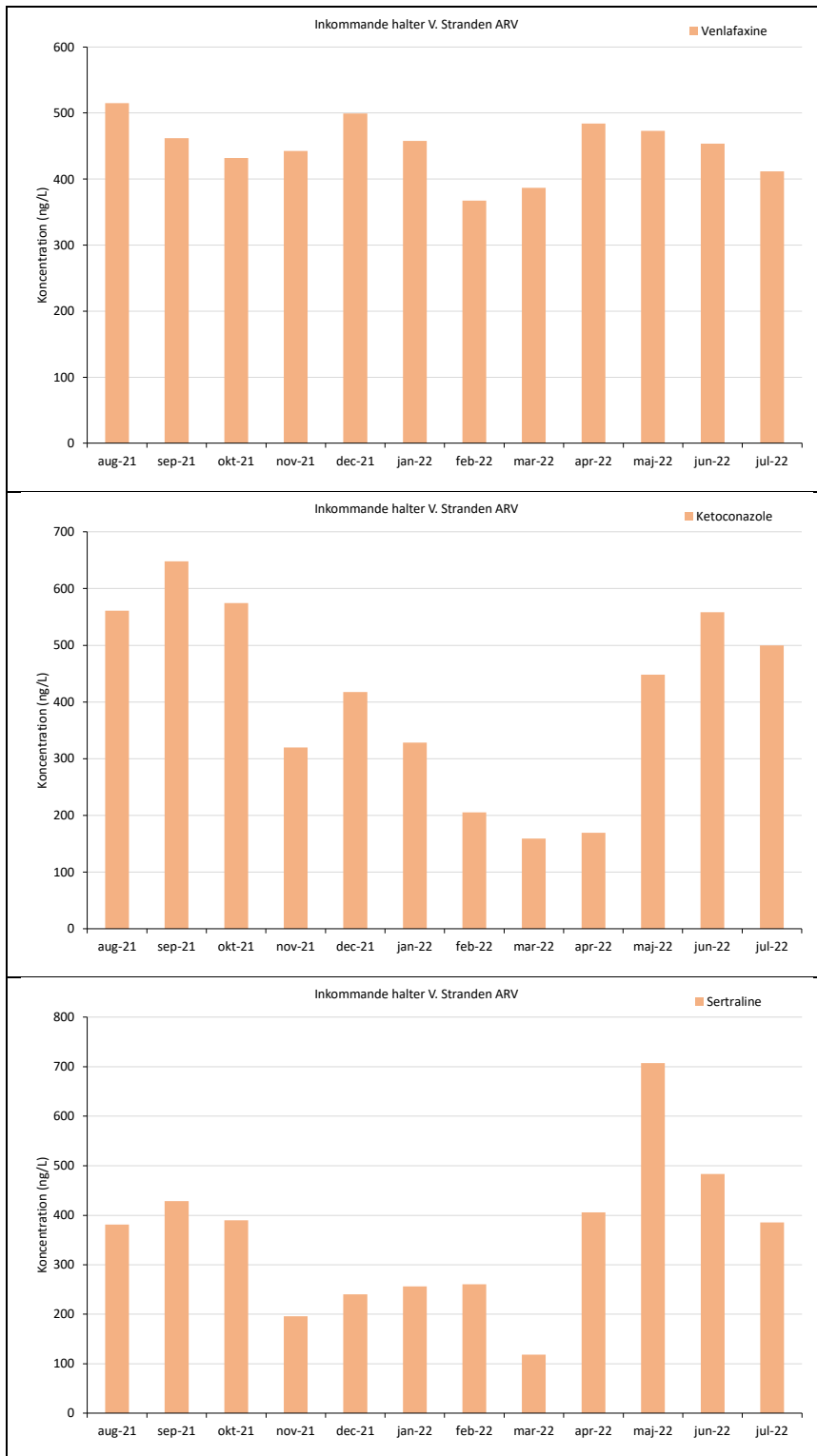


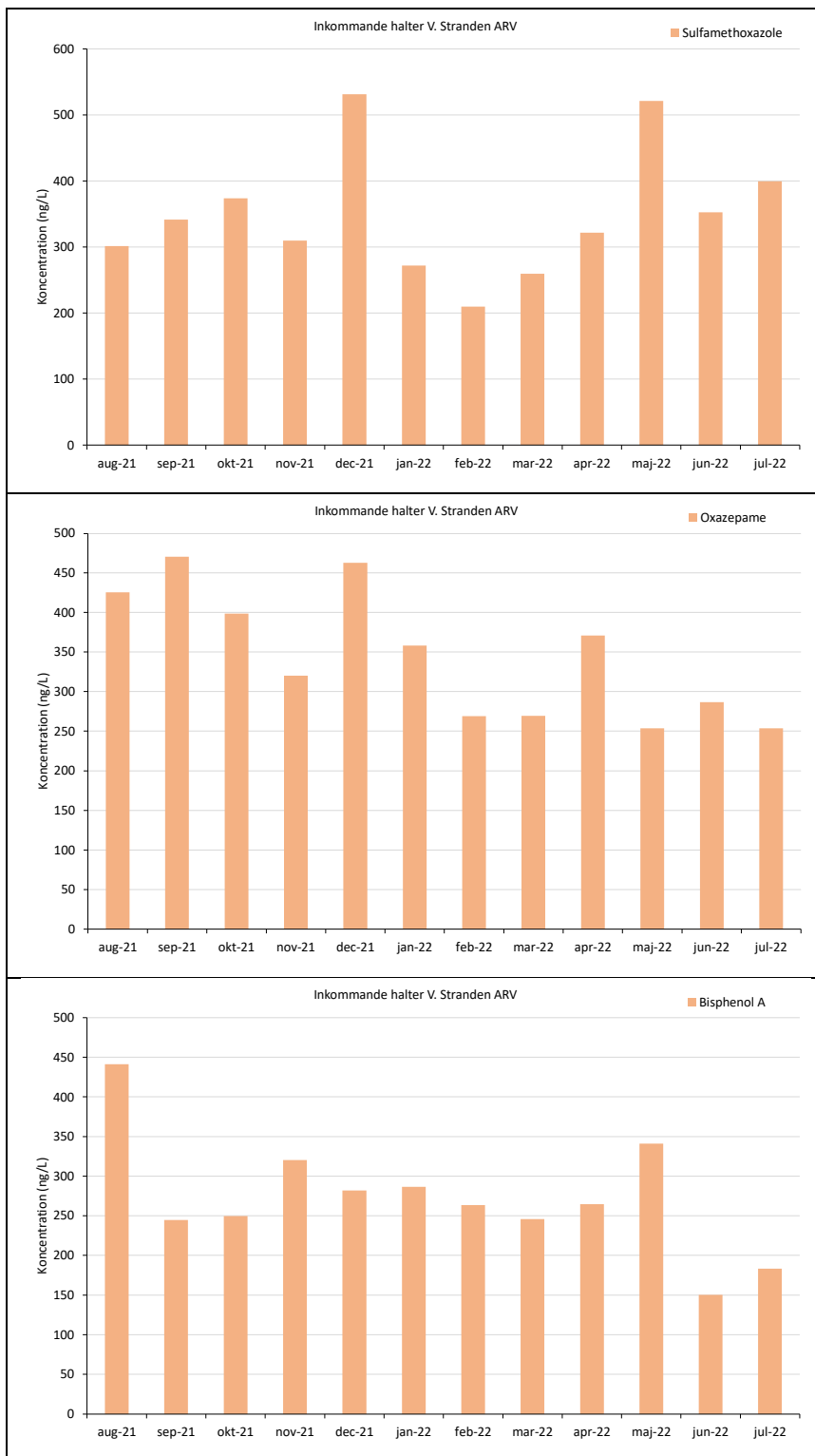


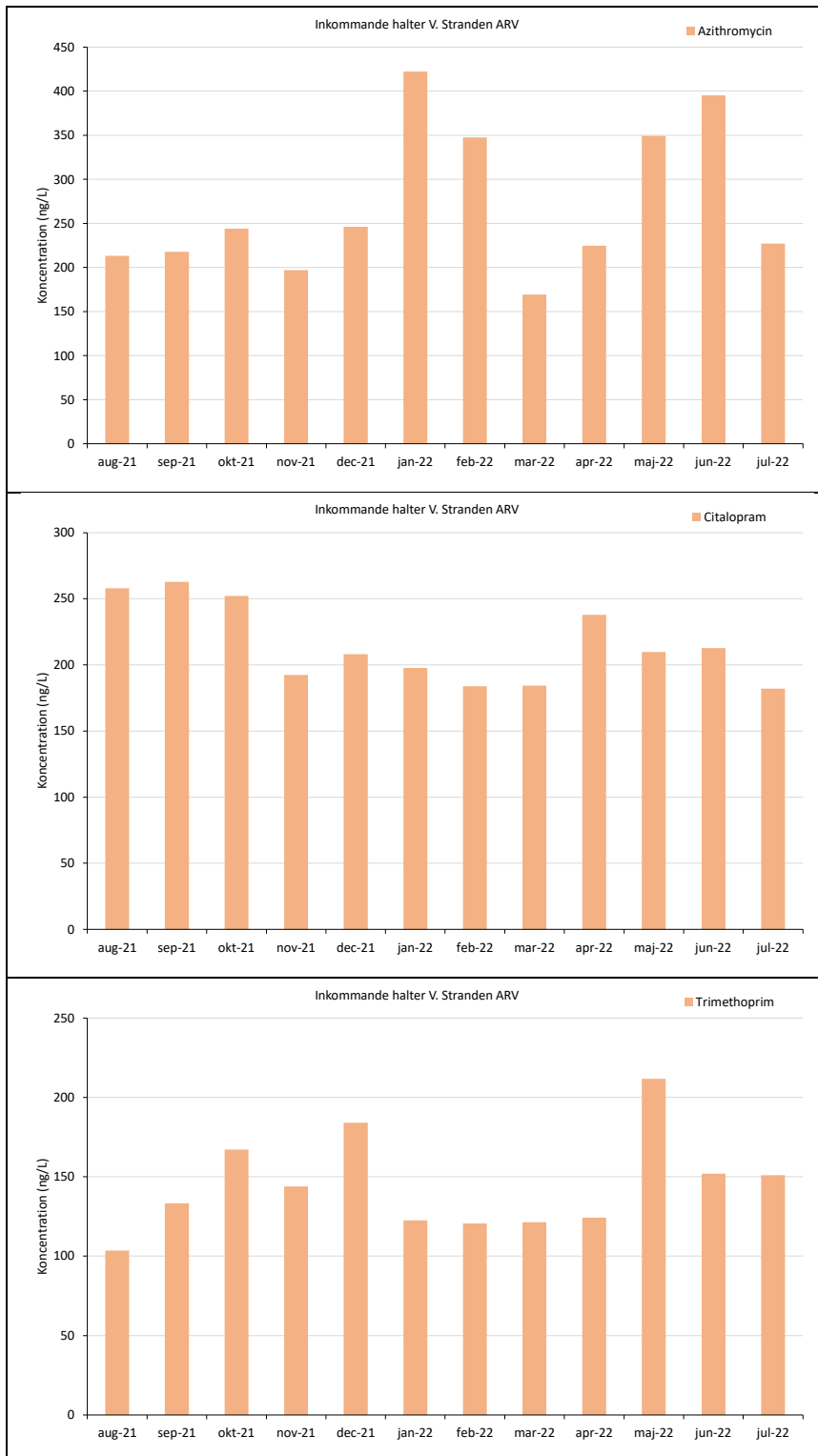




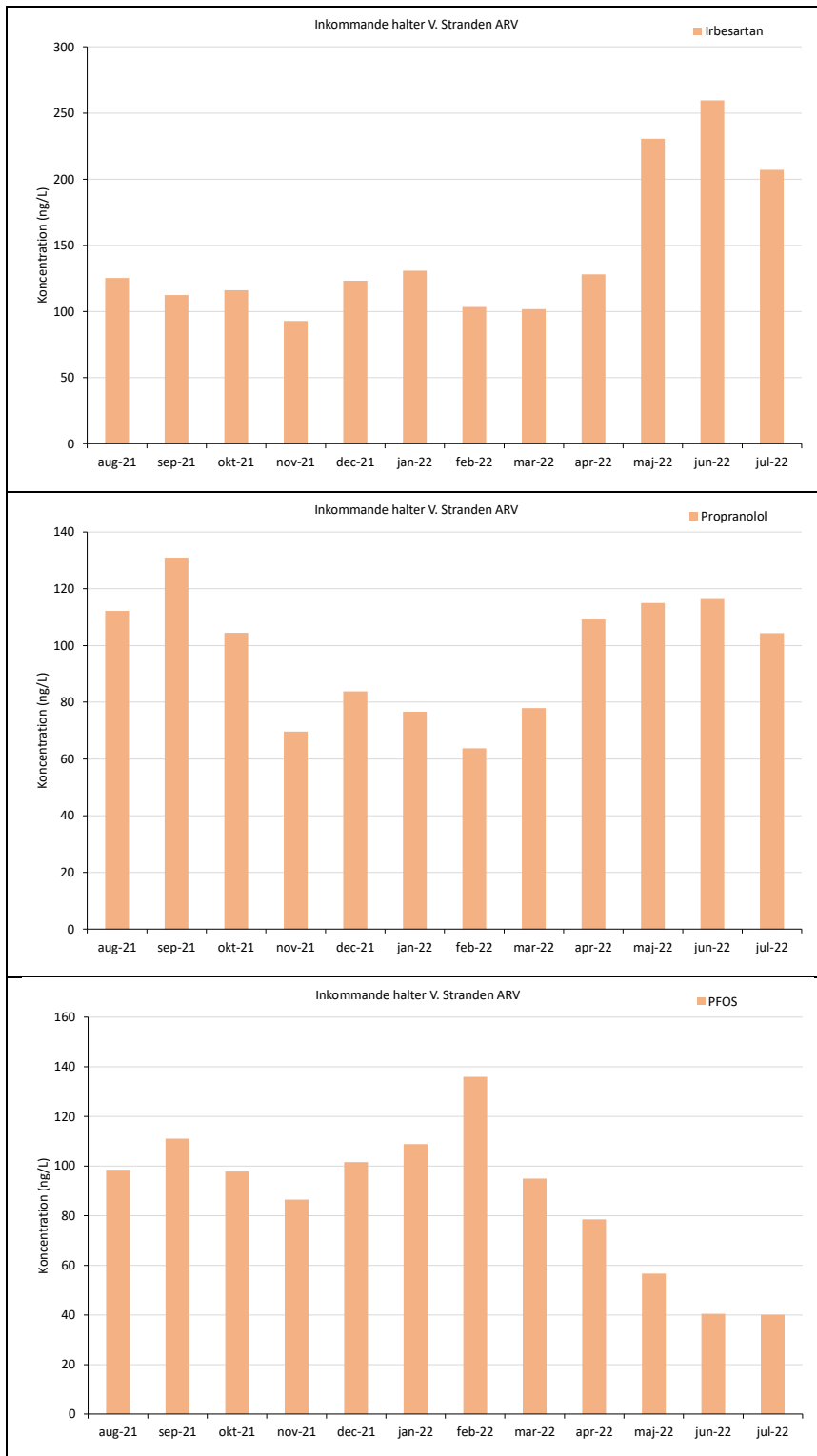
2210334-02_RJC_Bilaga 2, Analysresultat_v01.docx

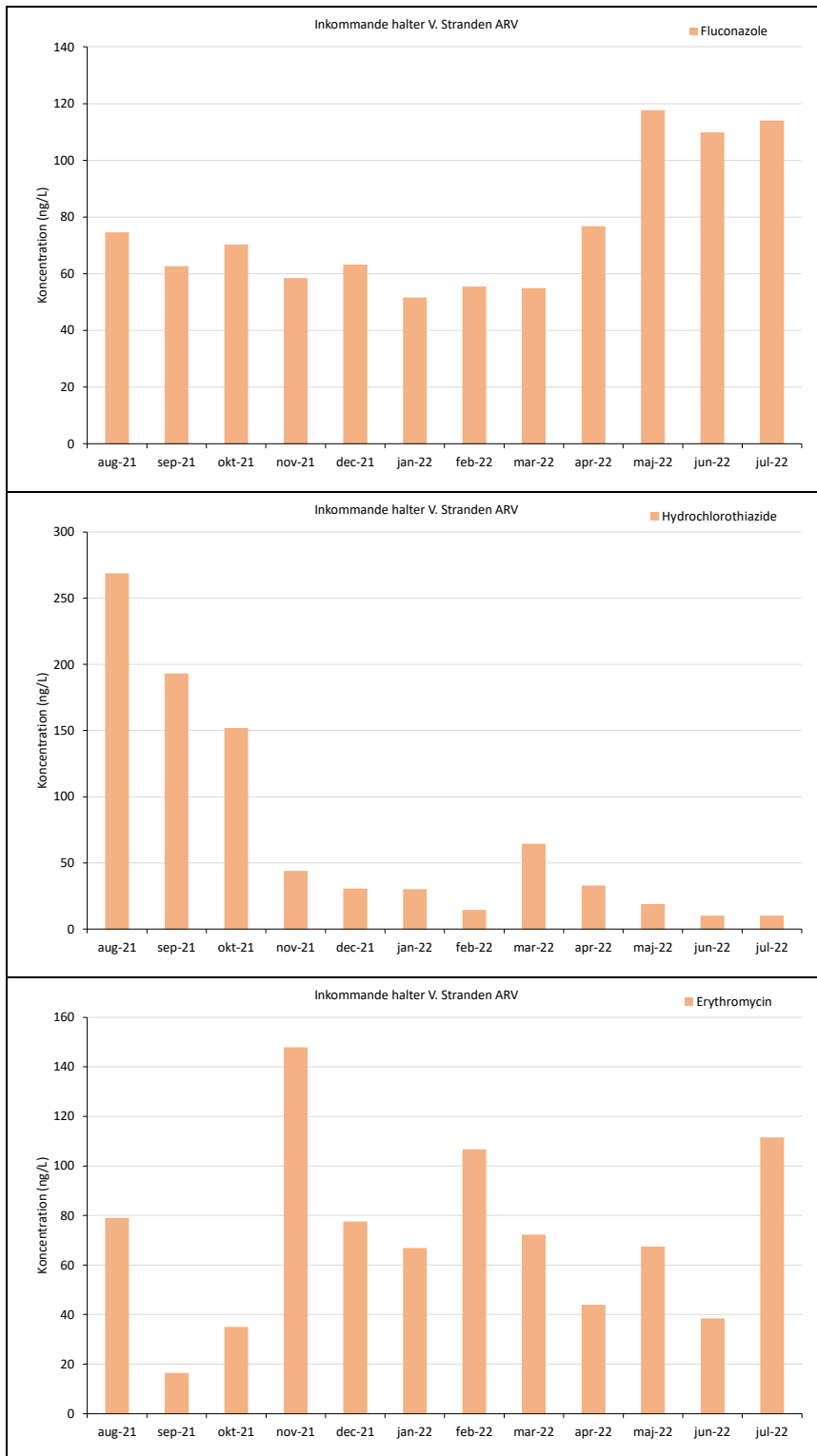


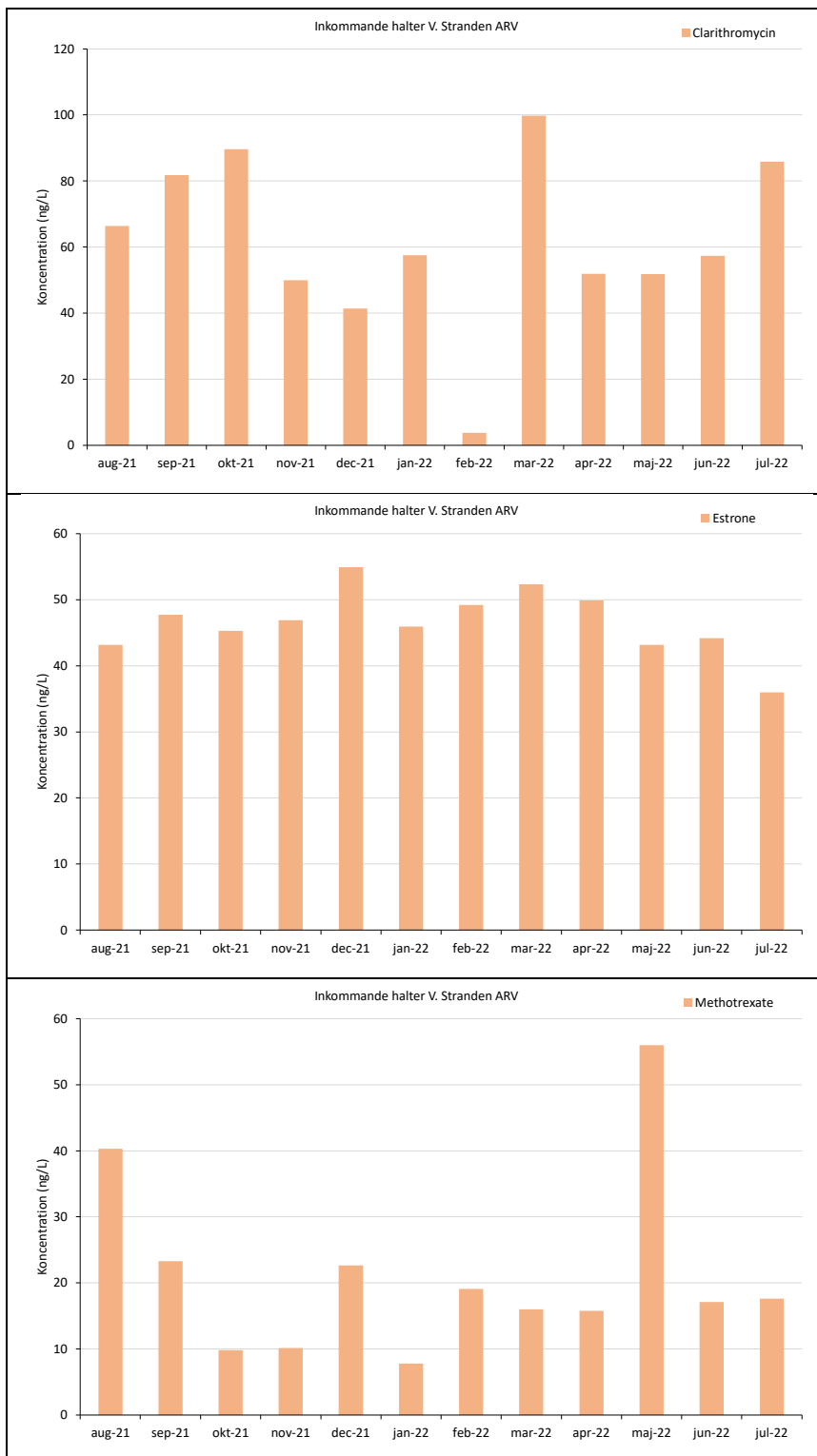




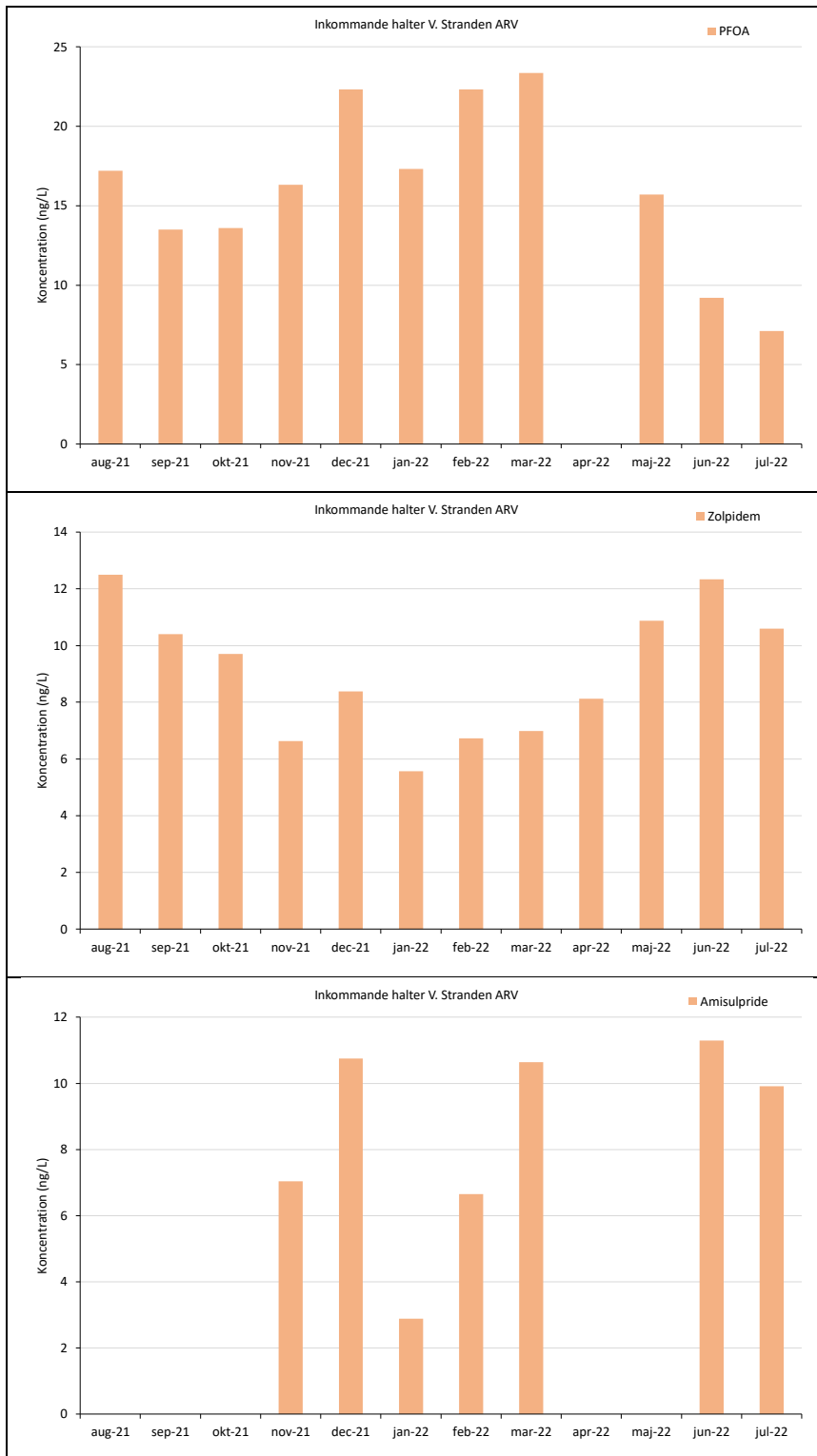
2210334-02_RJC_Bilaga 2, Analysresultat_v01.docx



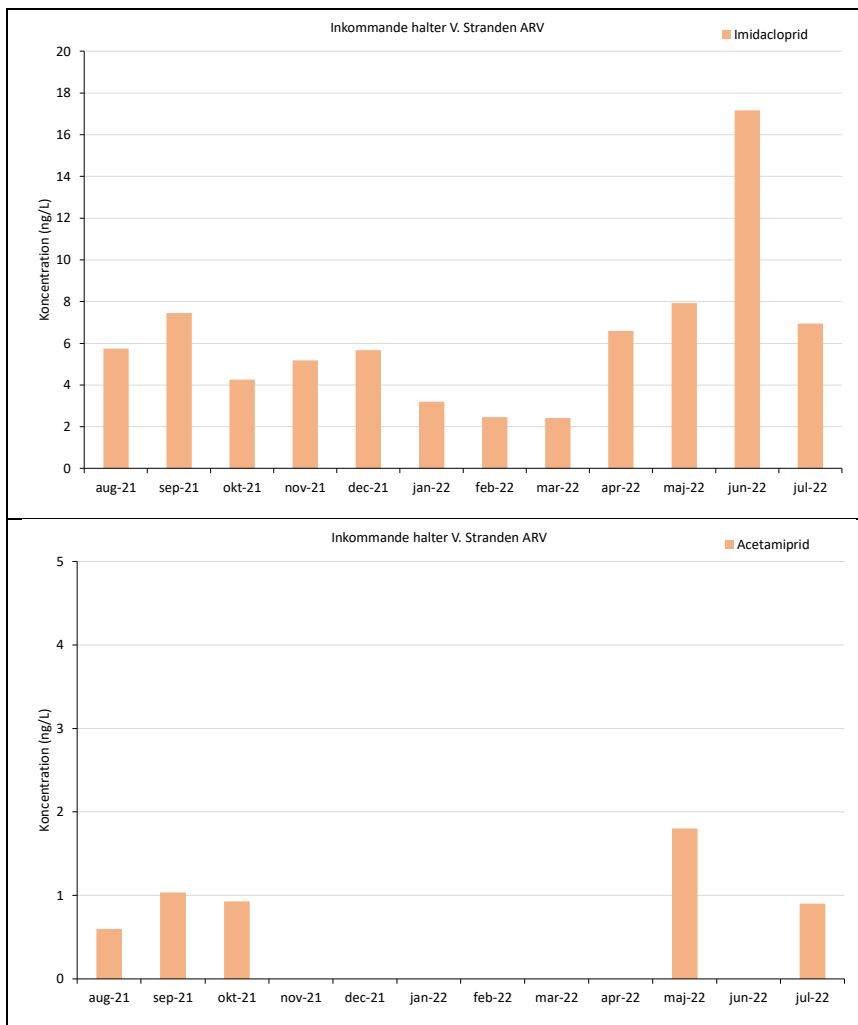




2210334-02_RJC_Bilaga 2, Analysresultat_v01.docx



2210334-02_RJC_Bilaga 2, Analysresultat_v01.docx



2. Utgående halter V. Stranden ARV

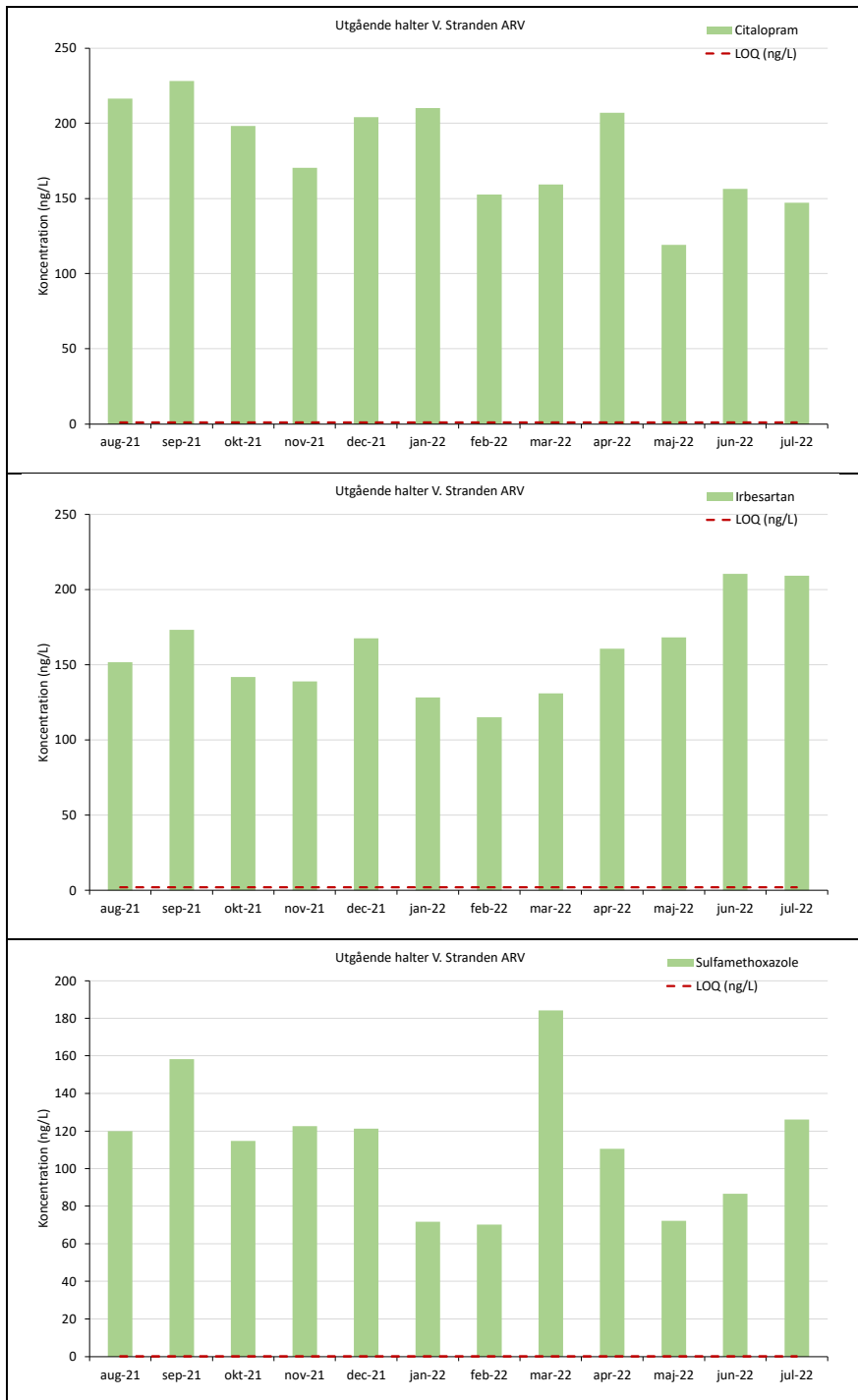
I följande figurer redovisas utgående halter av mikroföroreningar från Västra strandens avloppsreningsverk för samtliga 39 analyserade ämnen vid varje provtagningstillfälle. Ämnen och staplar som saknas innebär att ämnet ej har kunnat detekteras. Detektionsgränsen (LOQ) för respektive ämne anges med röd streckad linje i respektive figur.

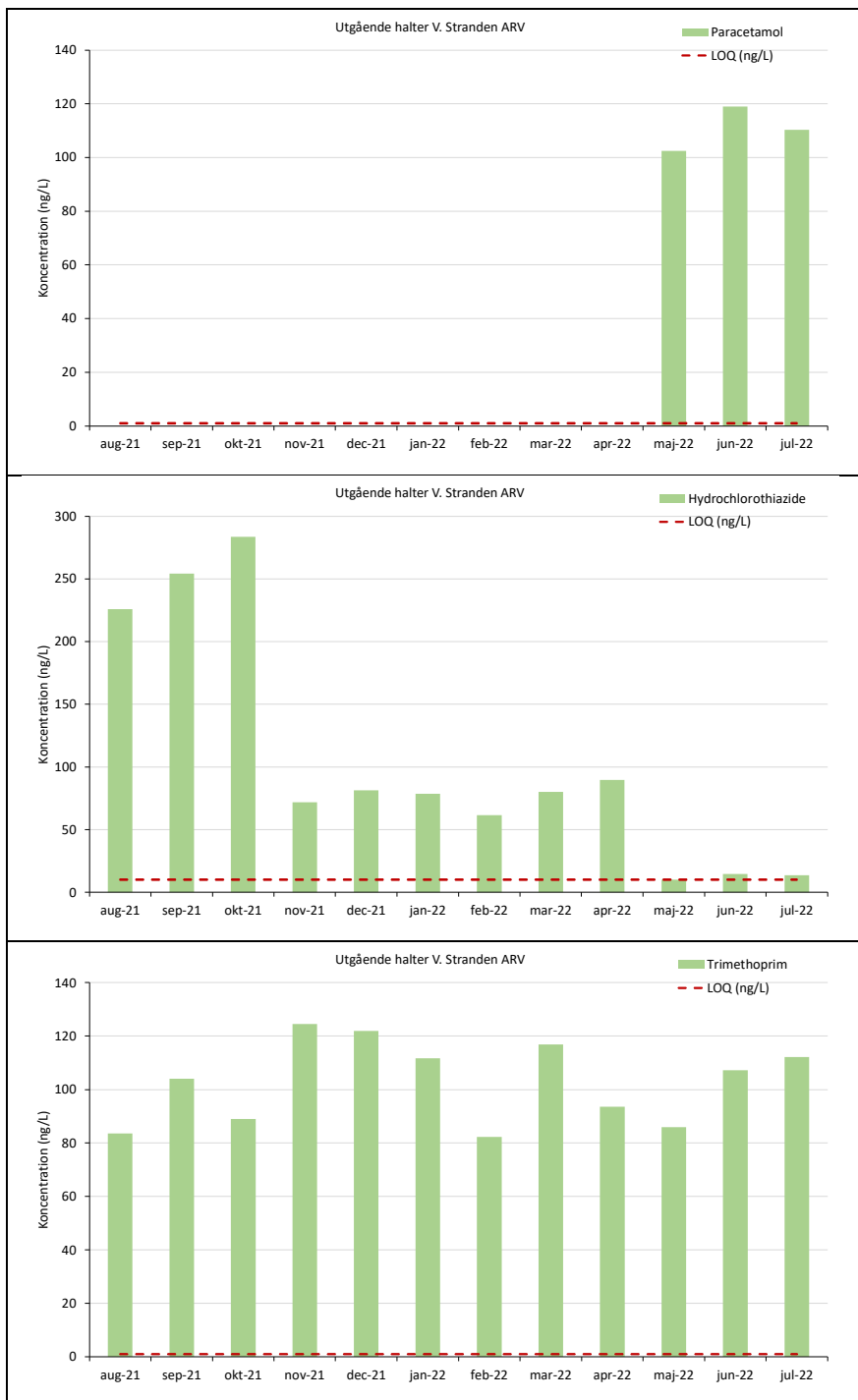


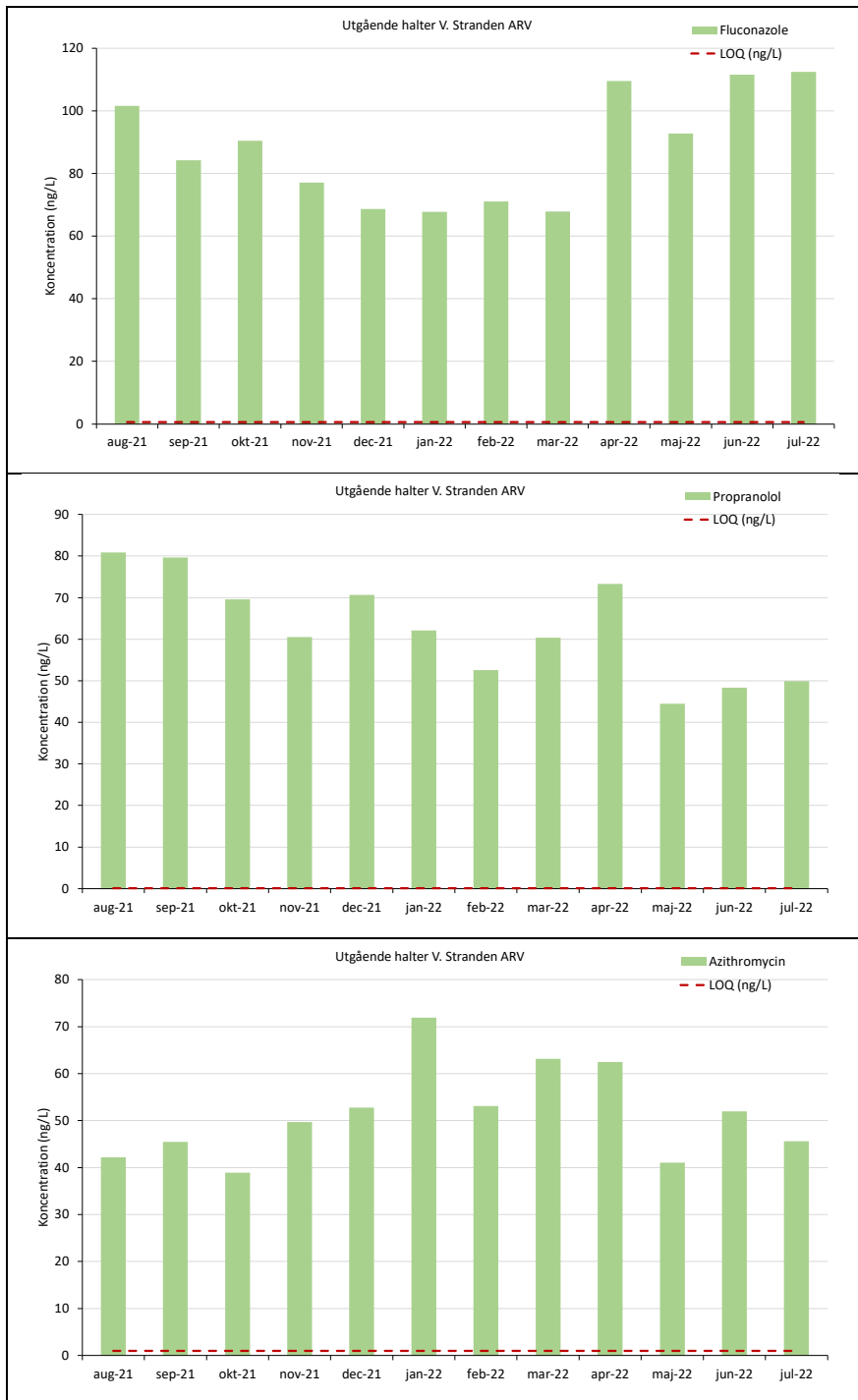










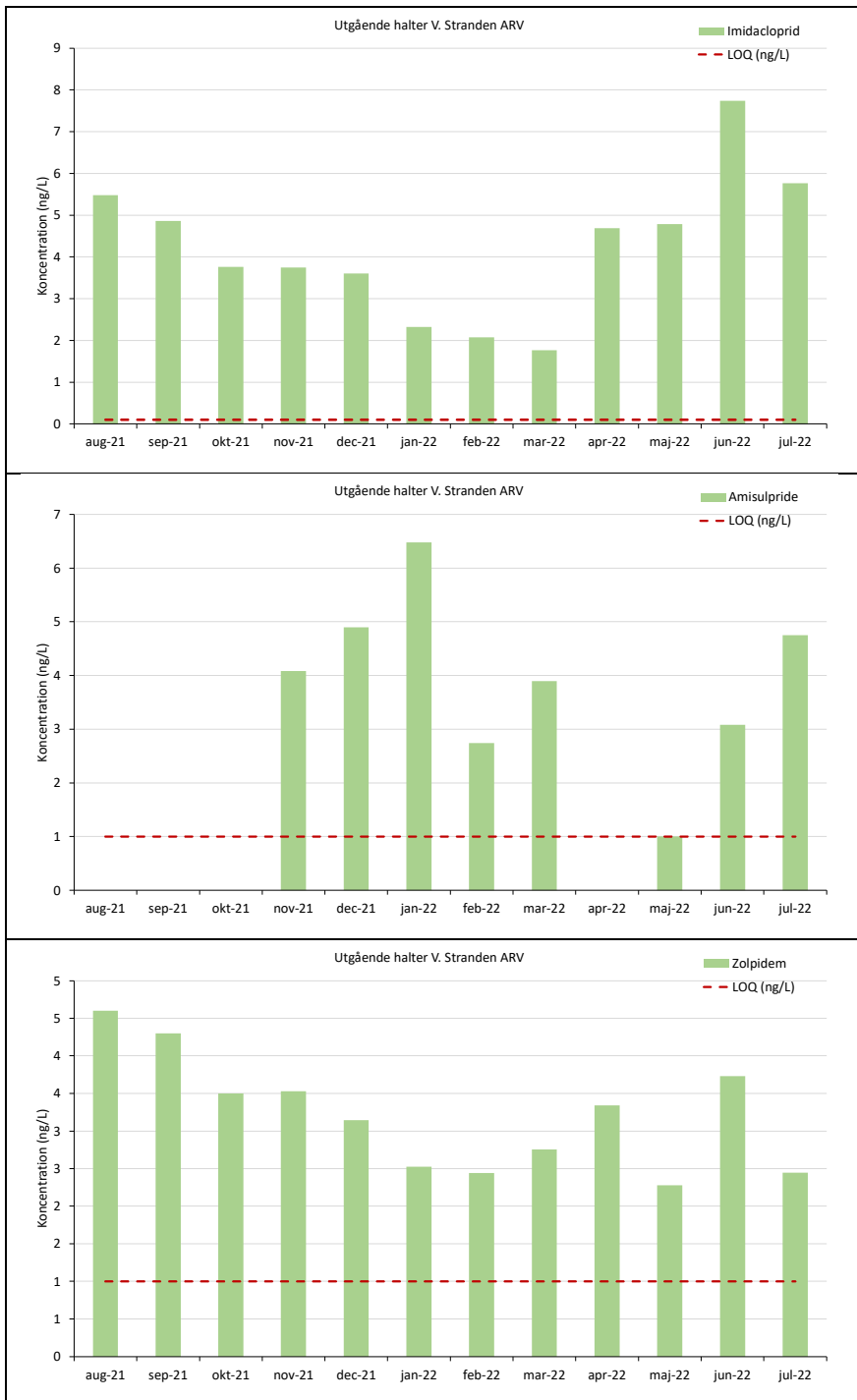


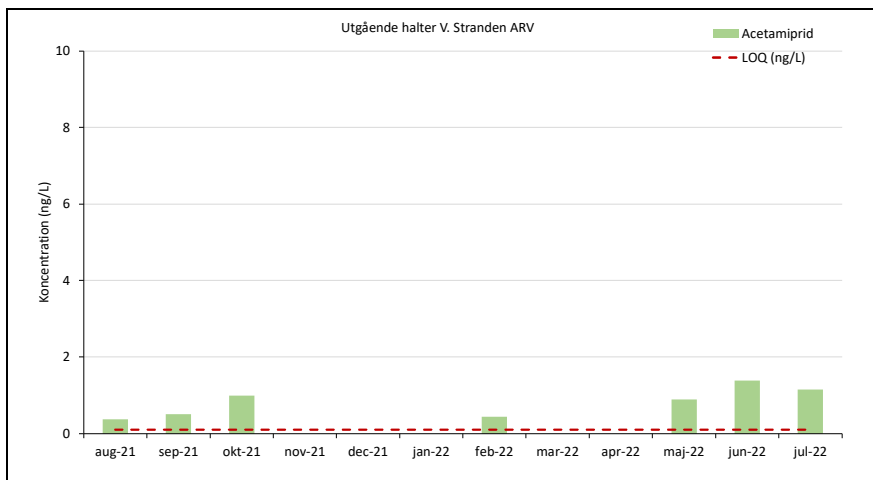






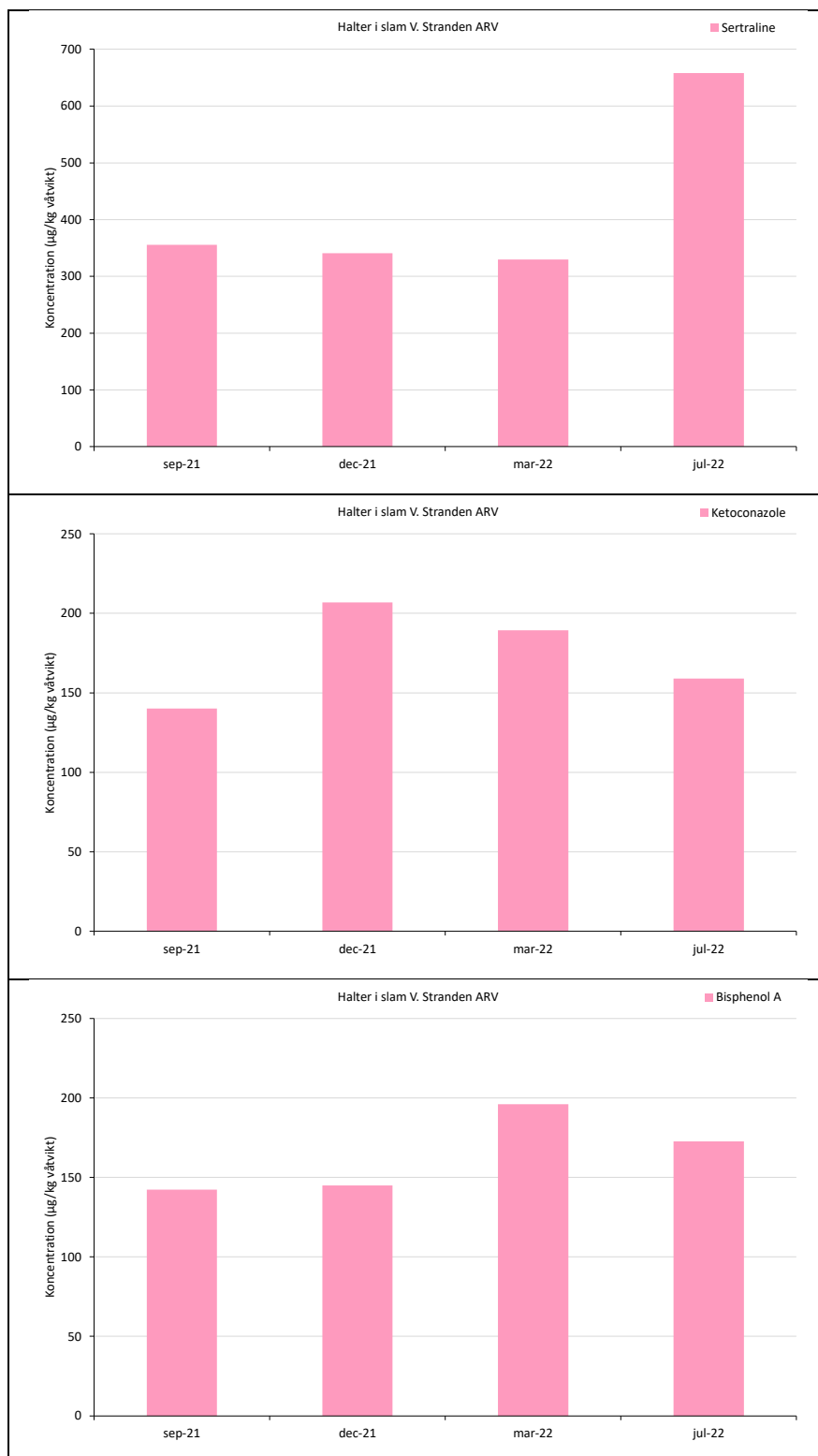
2210334-02_RJC_Bilaga 2, Analysresultat_v01.docx

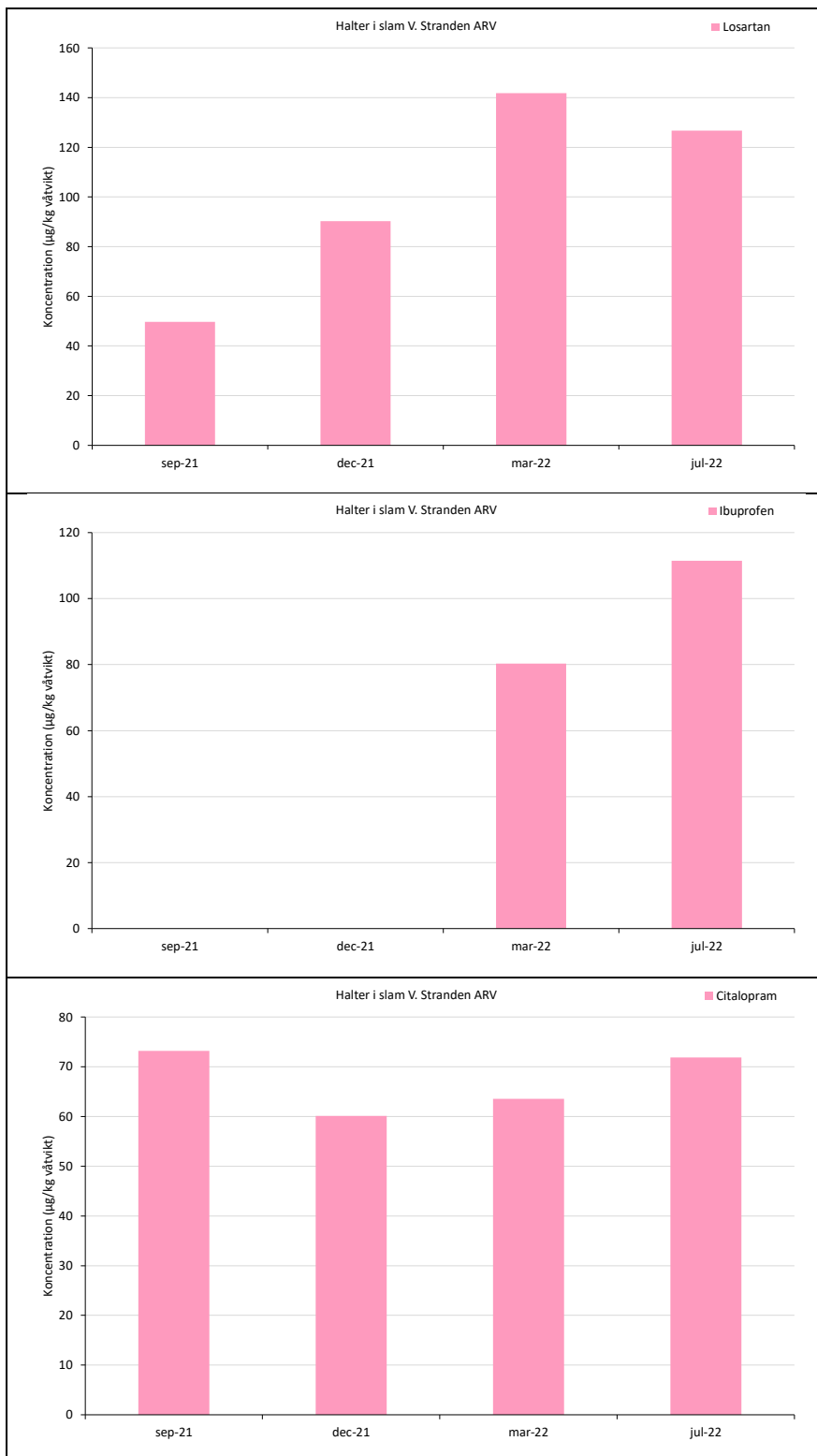


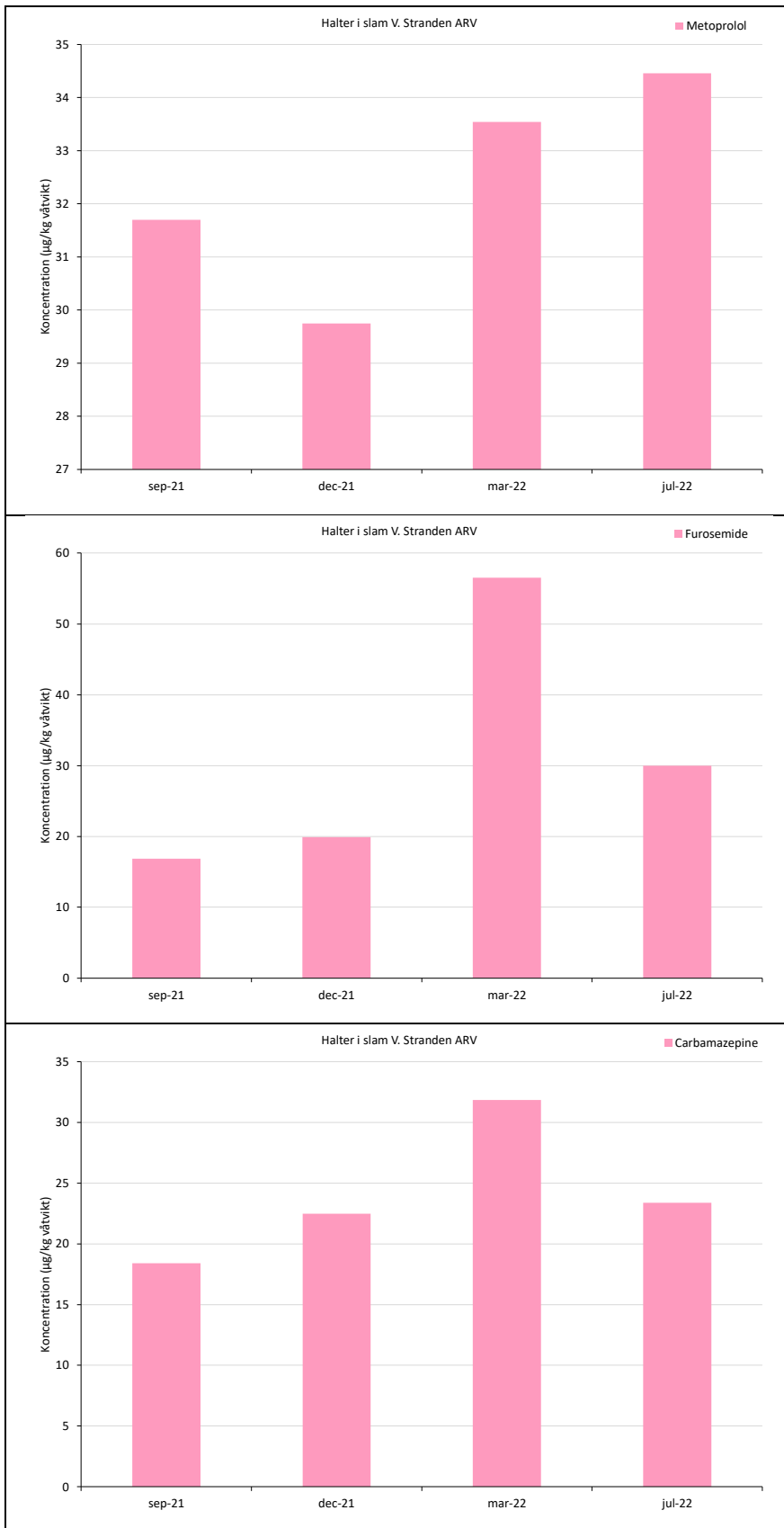


3. Halter i slam V. Stranden ARV

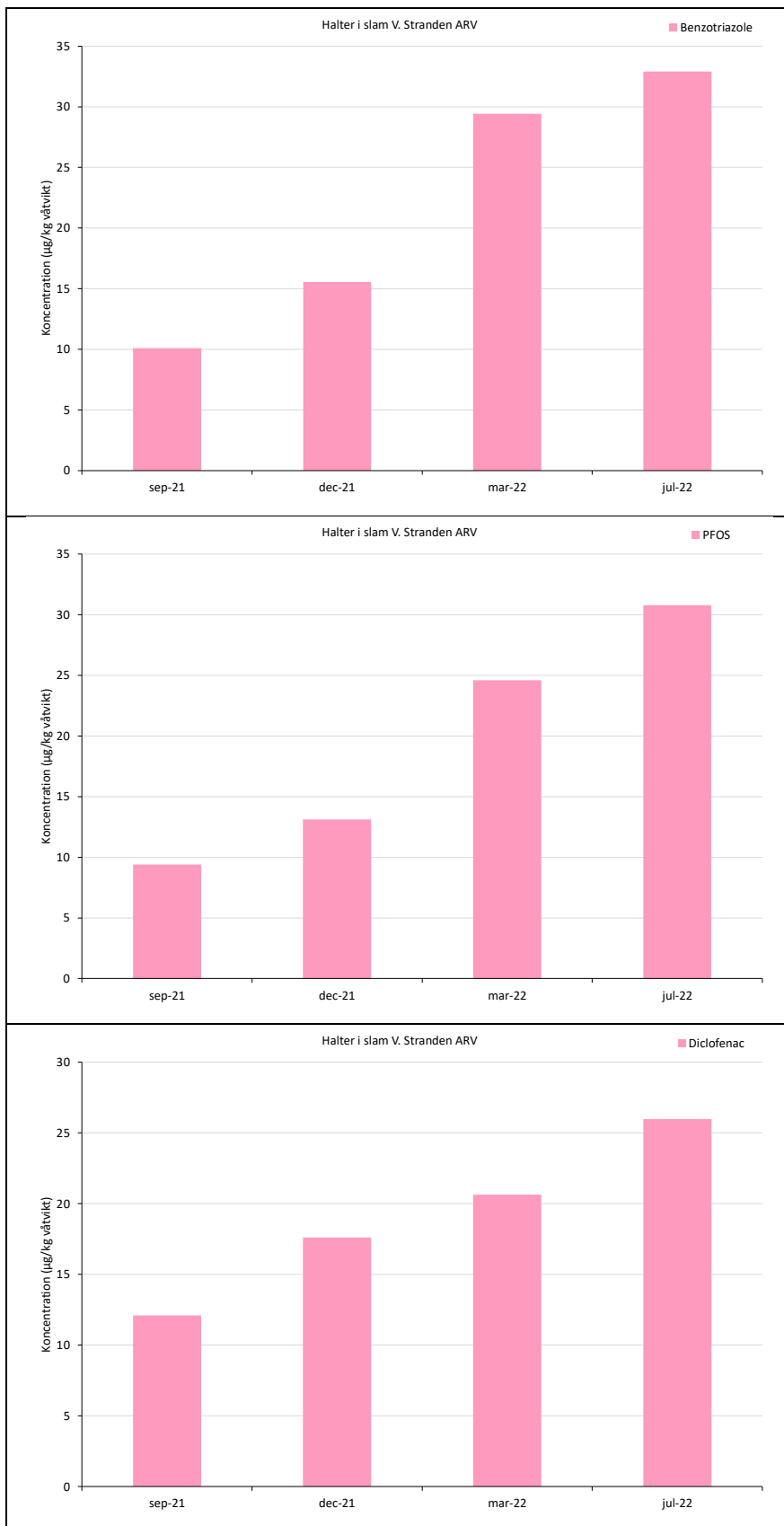
I följande figurer redovisas utgående halter av mikroföroreningar i slammet från Västra strandens avloppsreningsverk för samtliga analyserade ämnen vid varje provtagningstillfälle. Ämnen och staplar som saknas innebär att ämnet ej har kunnat detekteras.

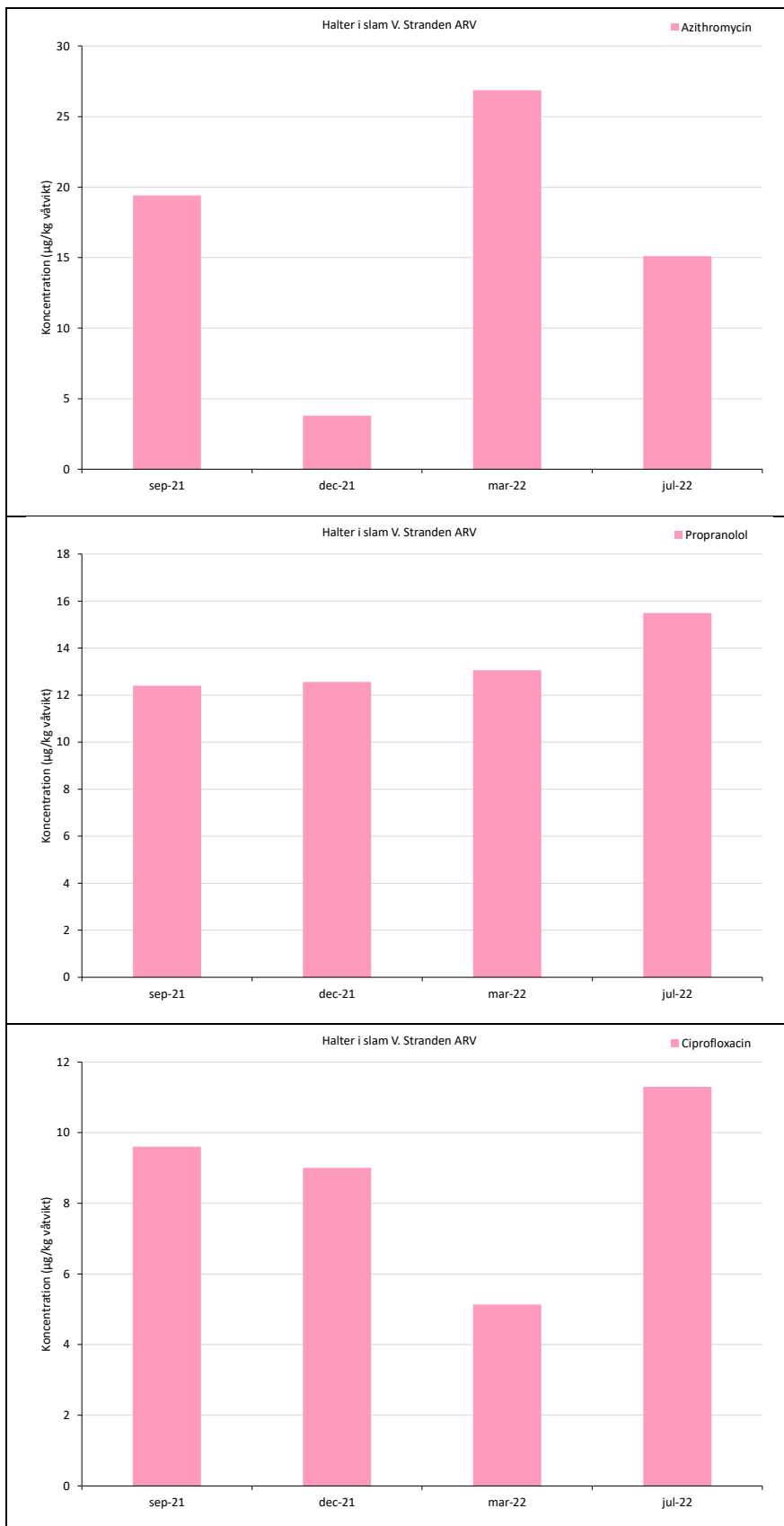




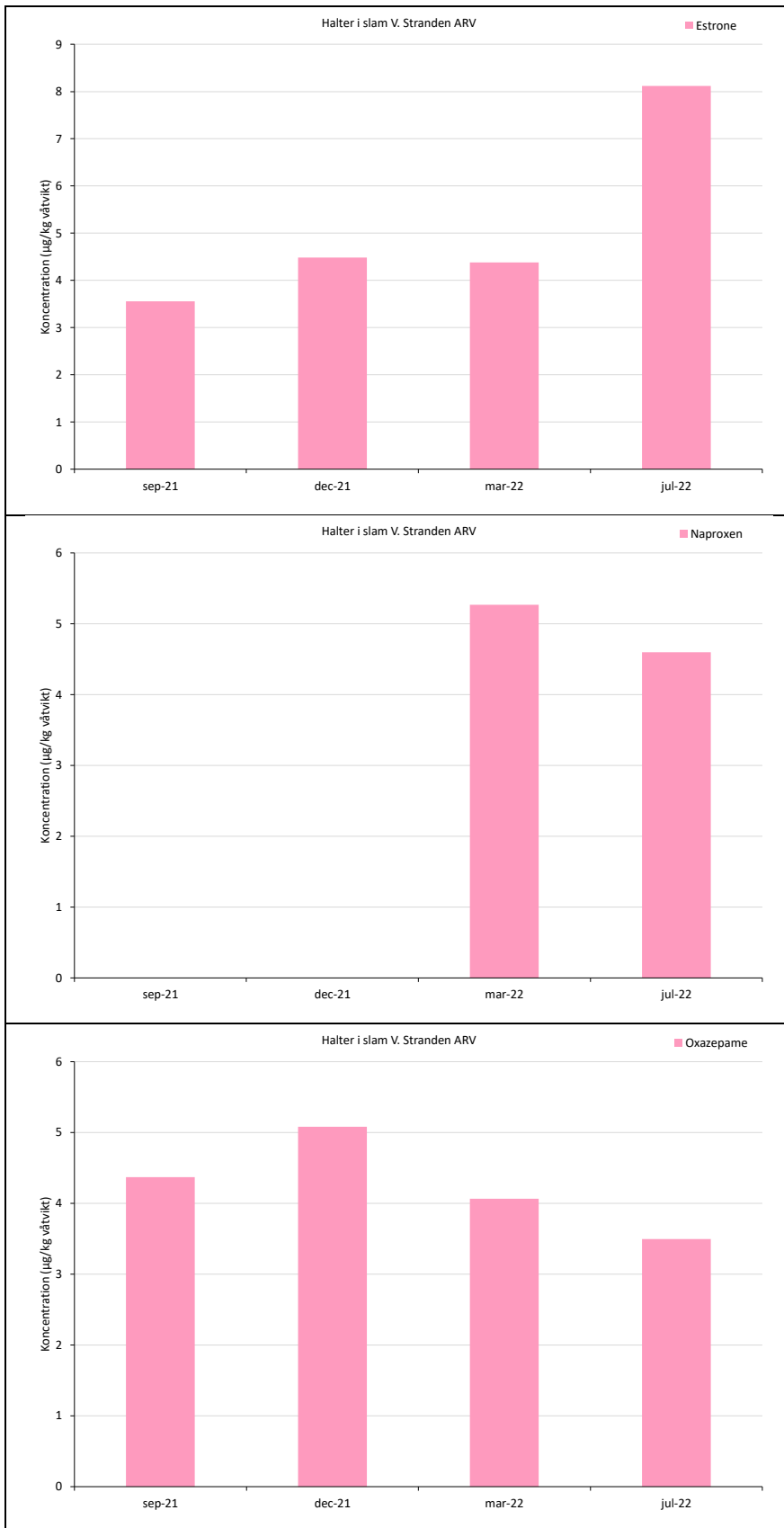


2210334-02_RJC_Bilaga 2, Analysresultat_v01.docx

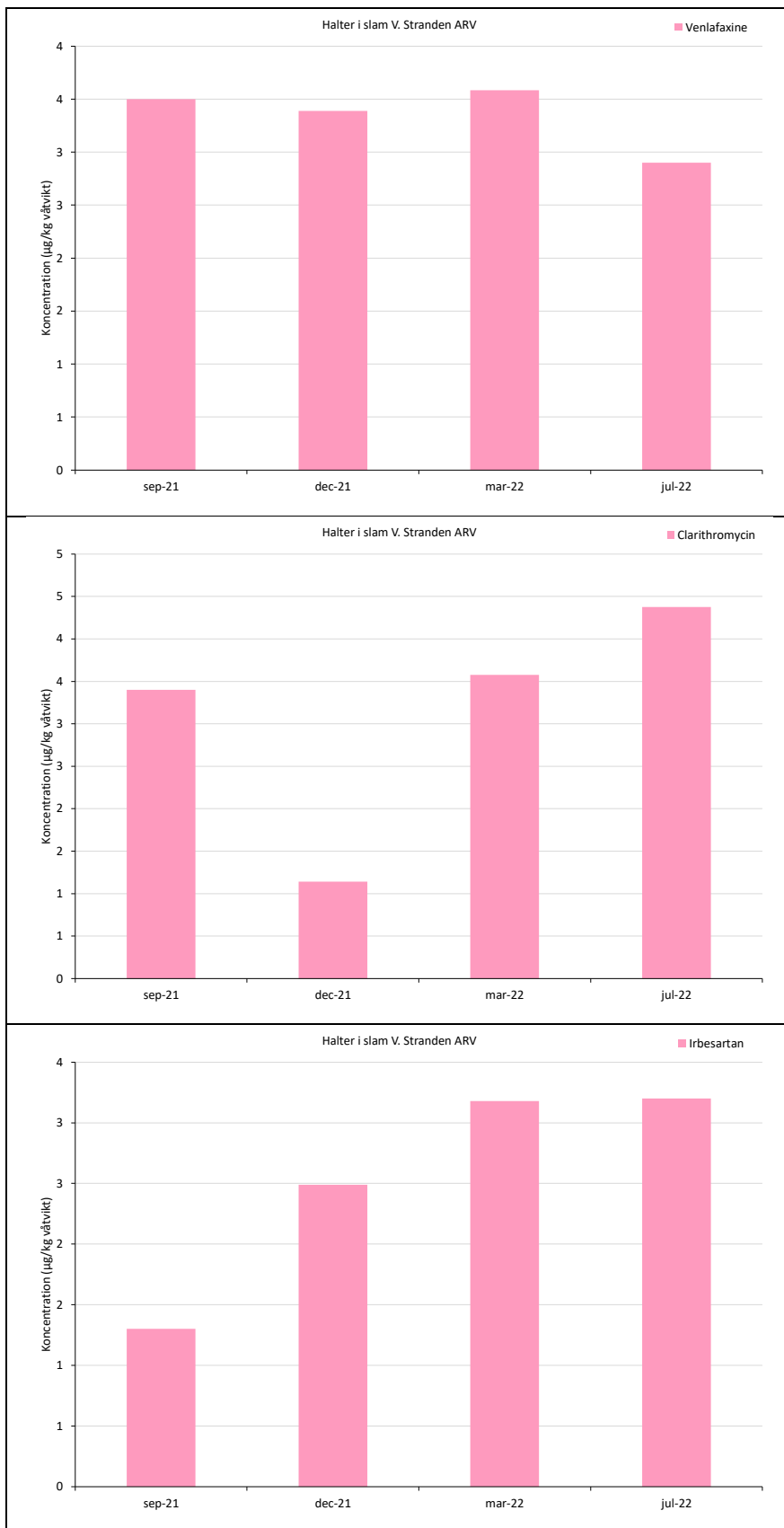




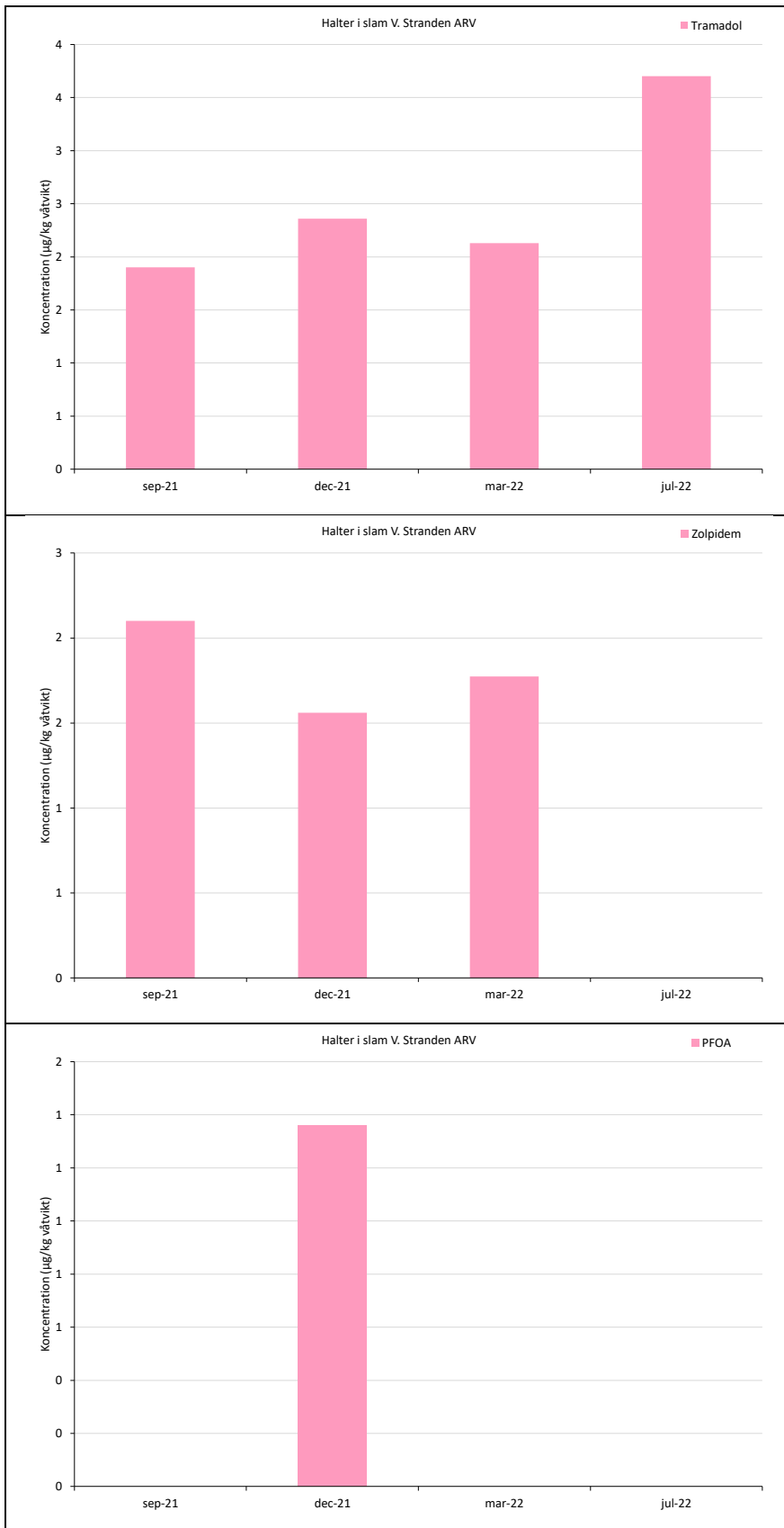
2210334-02_RJC_Bilaga 2, Analysresultat_v01.docx



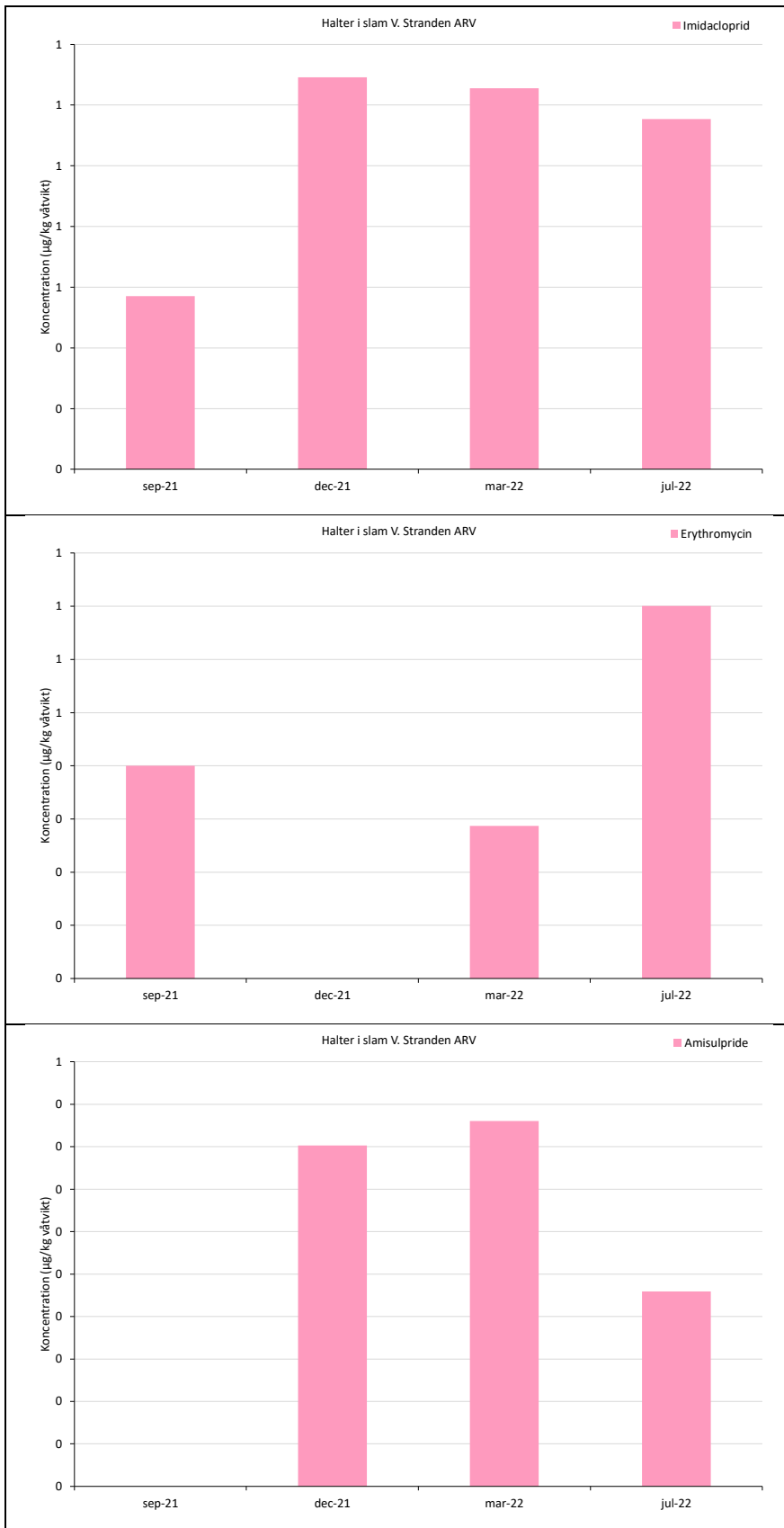
2210334-02_RJC_Bilaga 2, Analysresultat_v01.docx



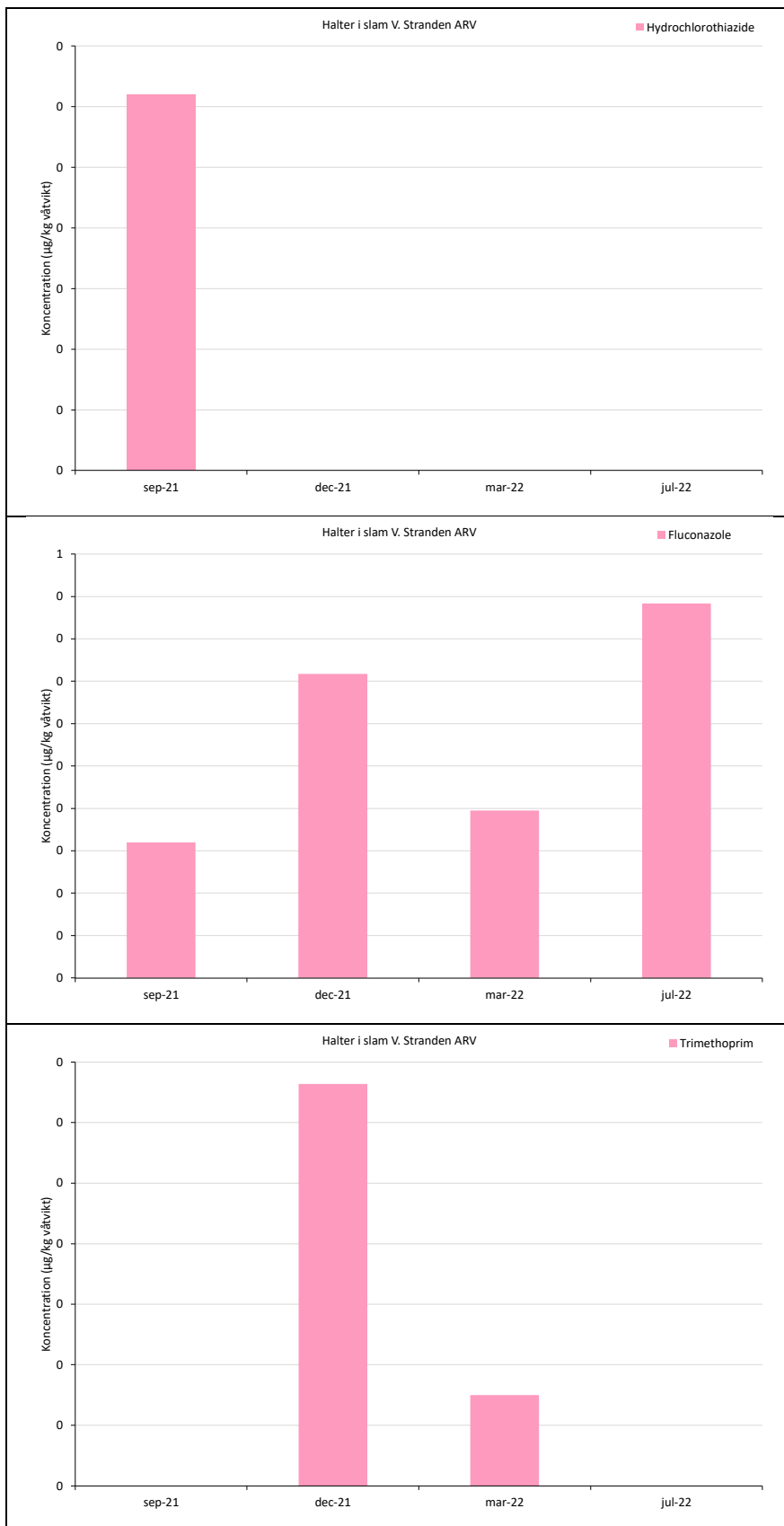
2210334-02_RJC_Bilaga 2, Analysresultat_v01.docx



2210334-02_RJC_Bilaga 2, Analysresultat_v01.docx



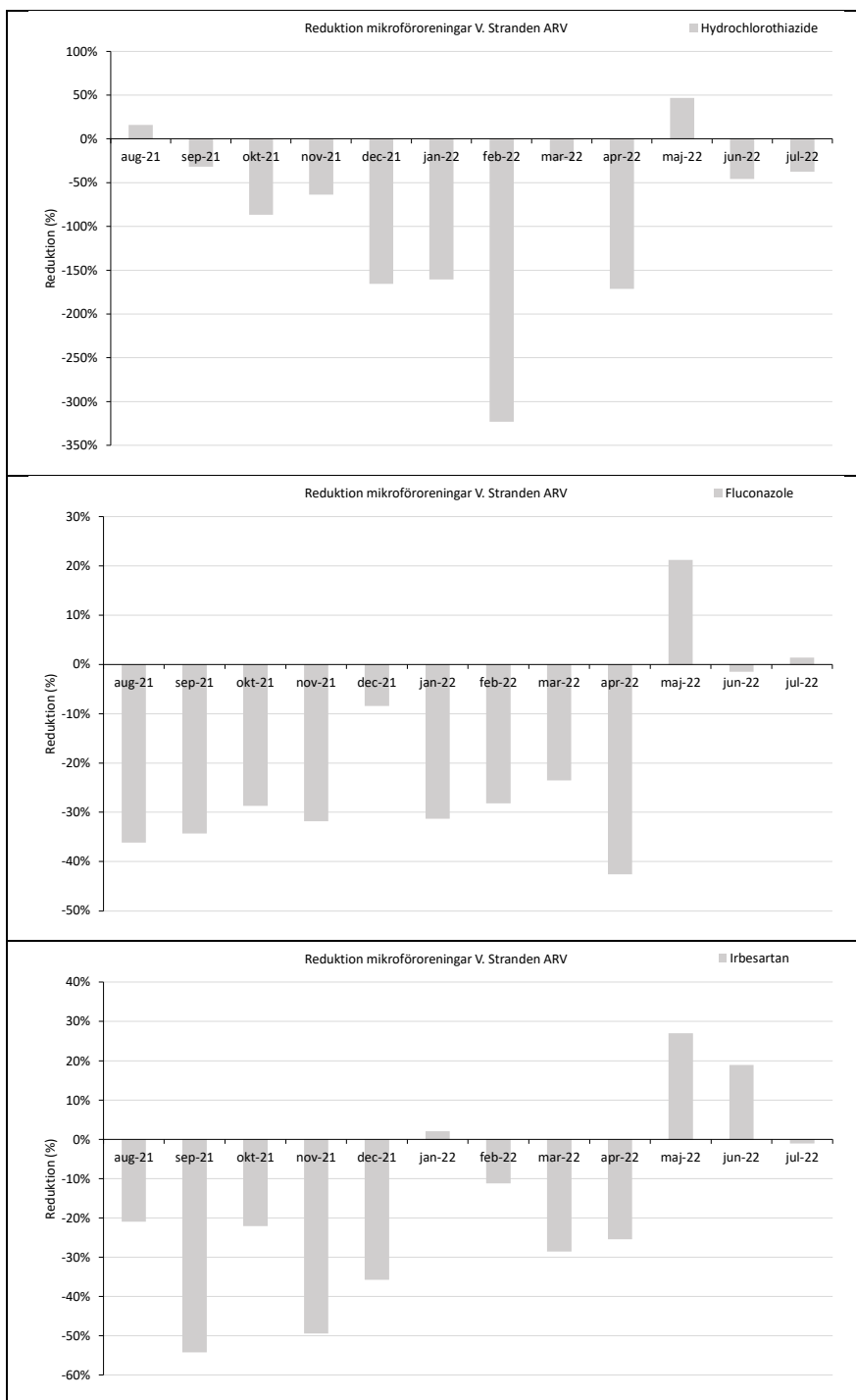
2210334-02_RJC_Bilaga 2, Analysresultat_v01.docx

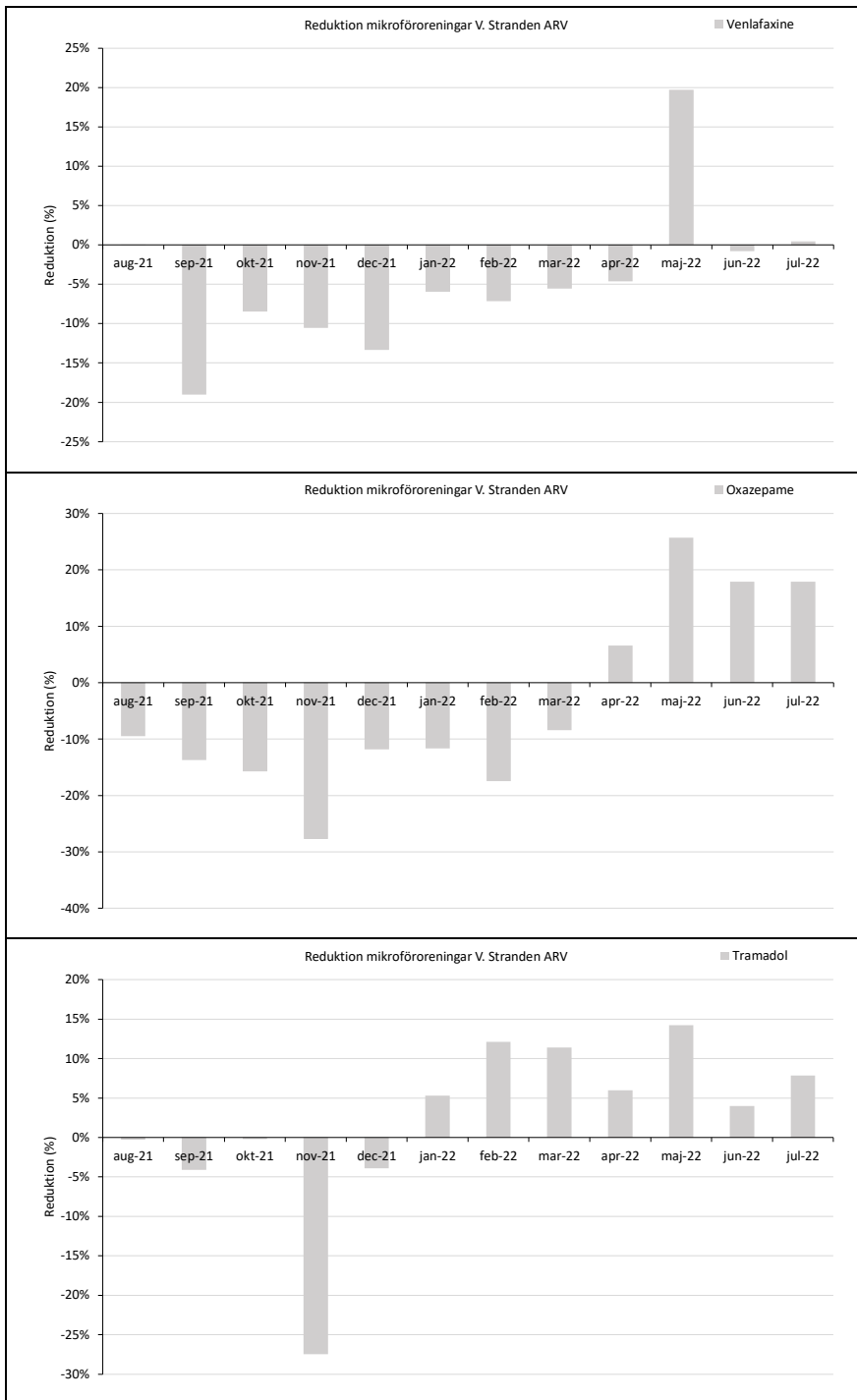


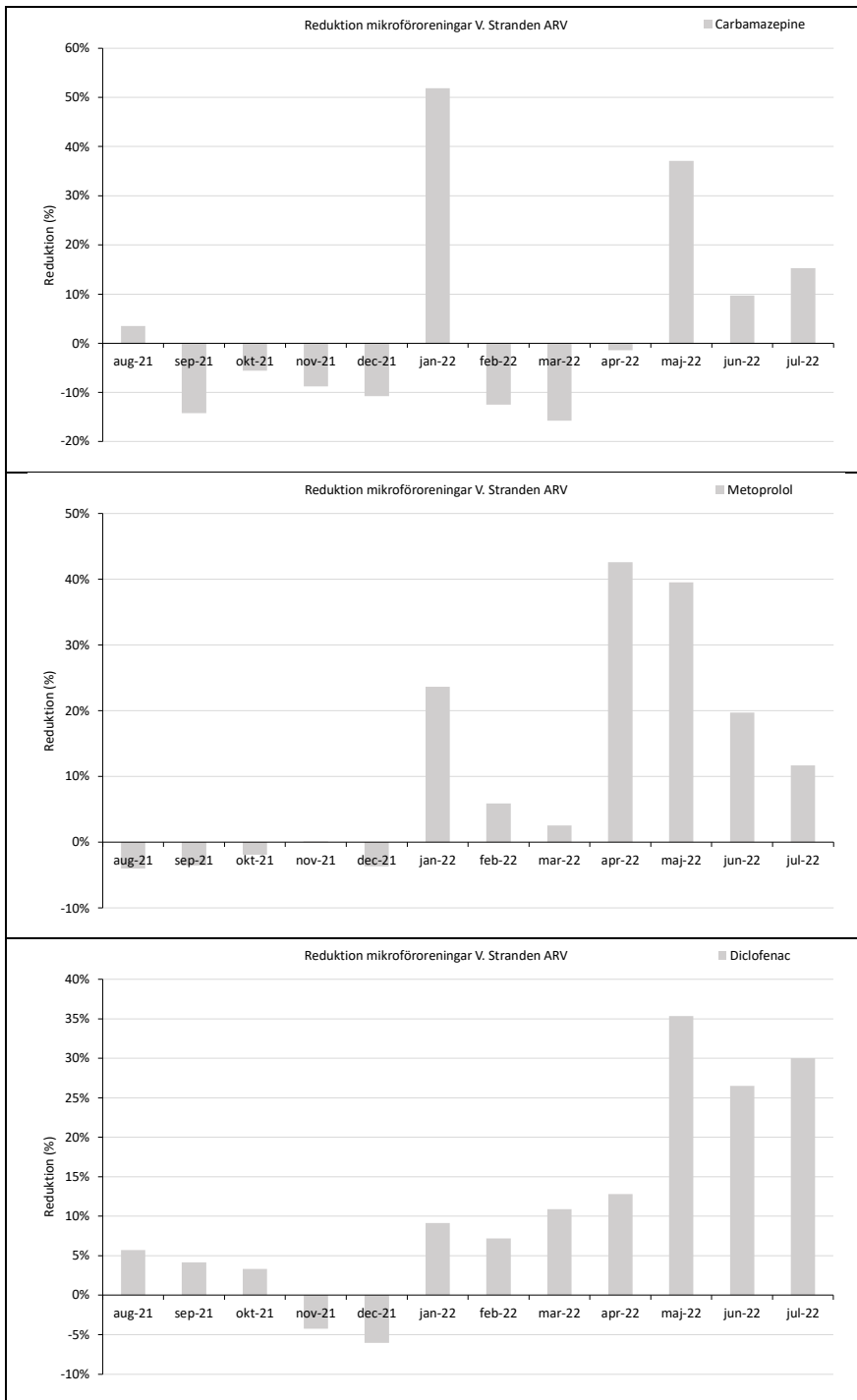
2210334-02_RJC_Bilaga 2, Analysresultat_v01.docx

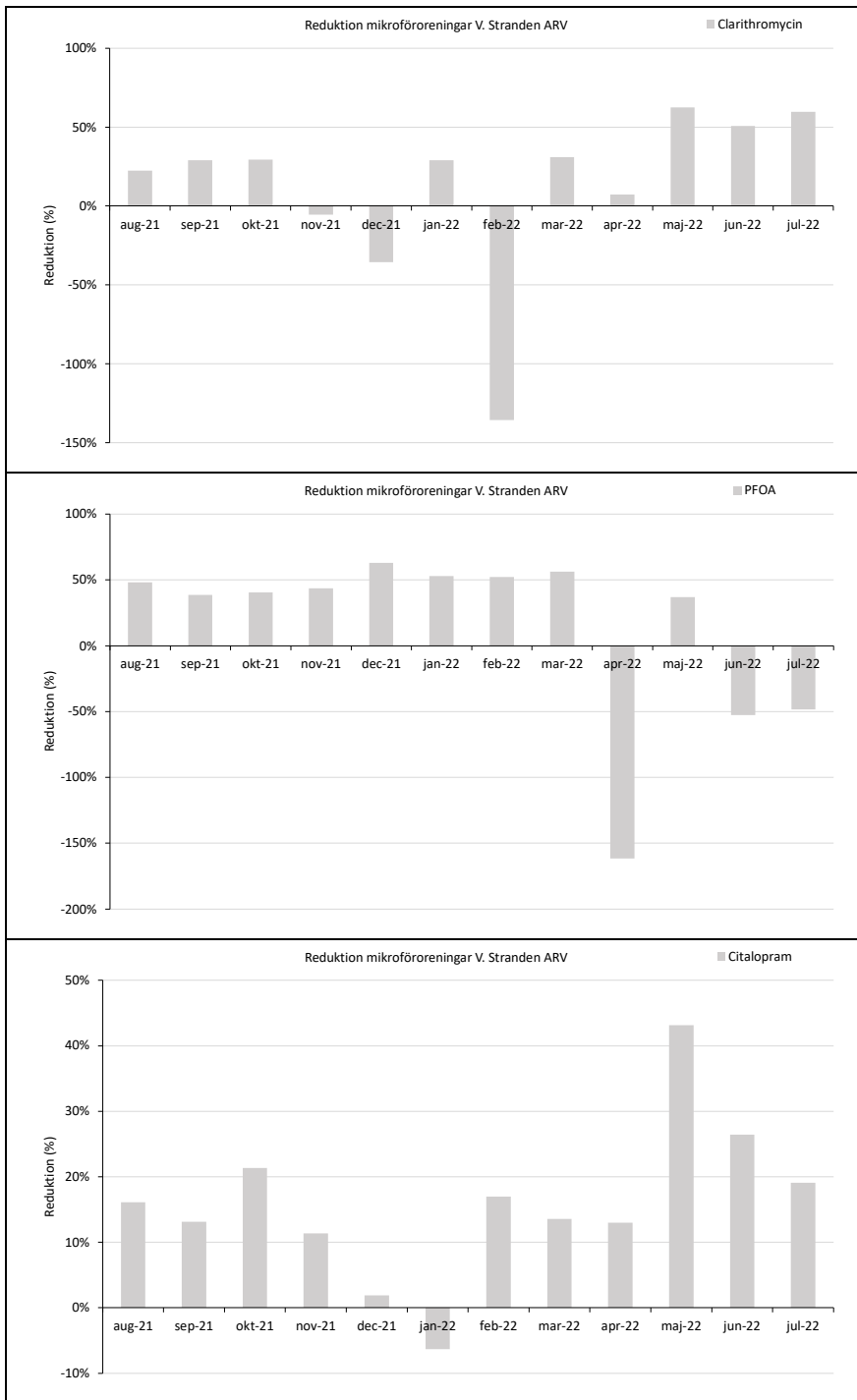
4. Reduktion (%) över V. Stranden ARV

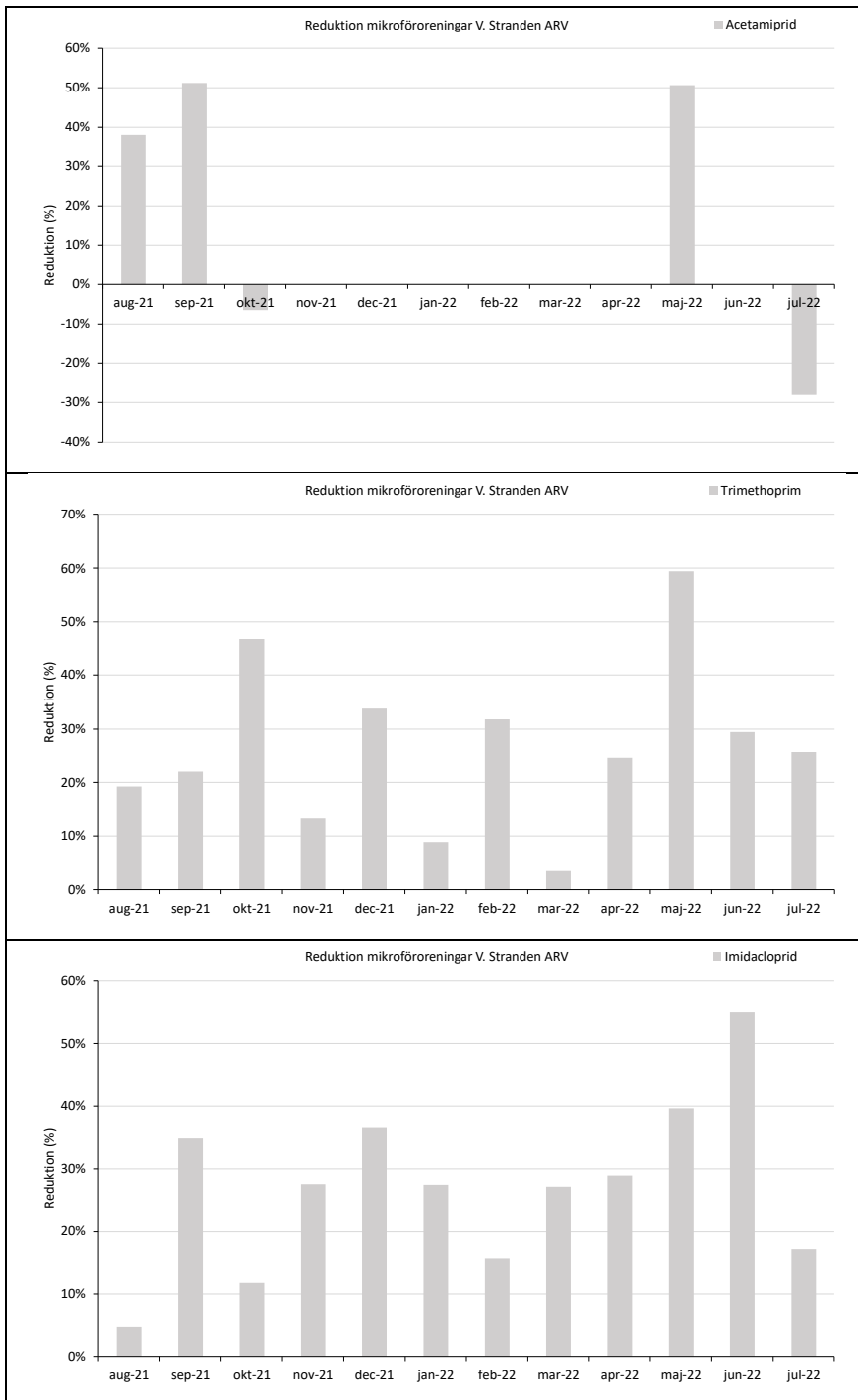
I följande figurer redovisas beräknad reduktion av mikroföroreningar över Västra strandens avloppsreningsverk för samtliga analyserade ämnen vid varje provtagningstillfälle. Ämnen och staplar som saknas innebär att ämnet ej har kunnat detekteras och reduktionen därmed inte kunnat beräknas.

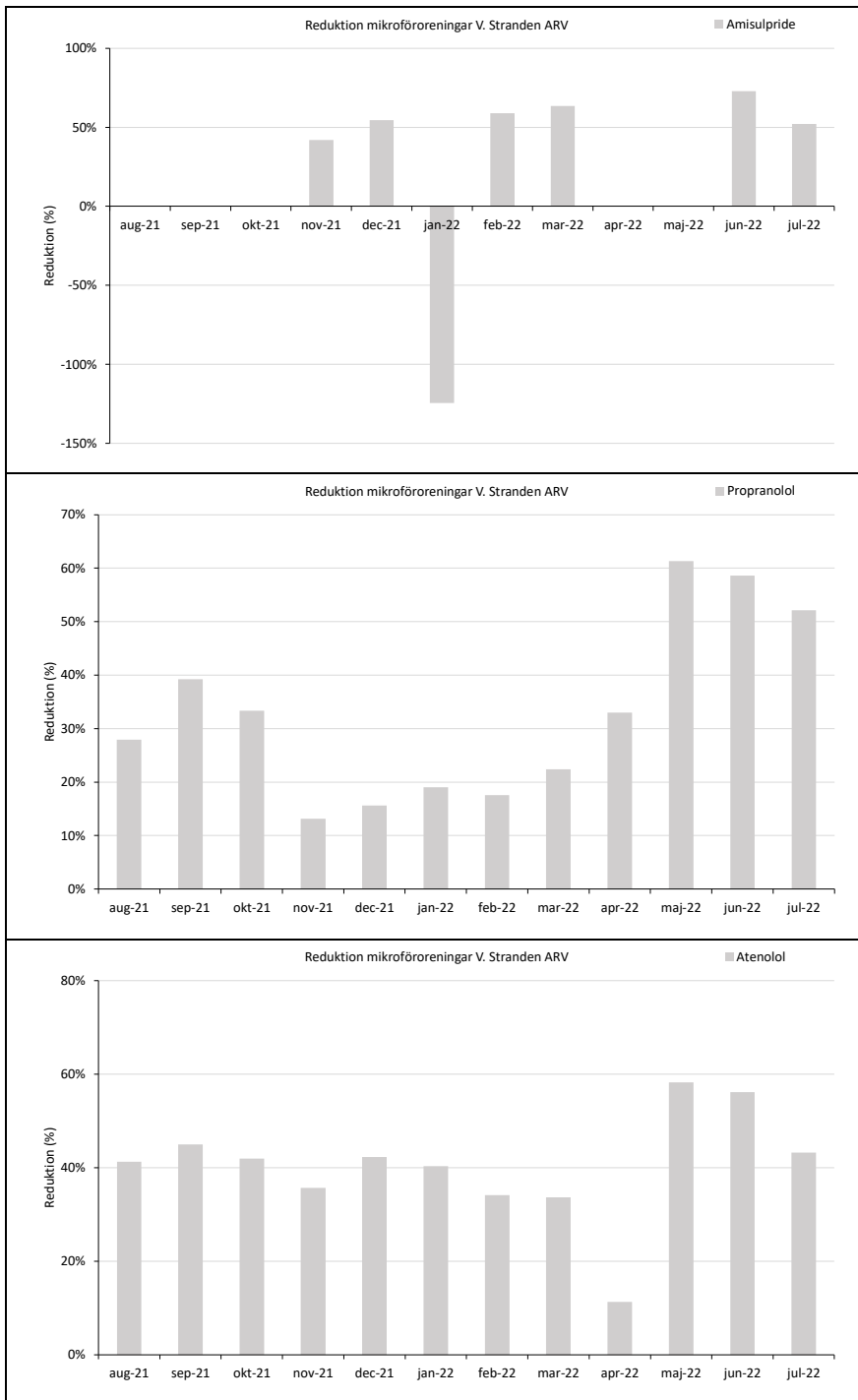


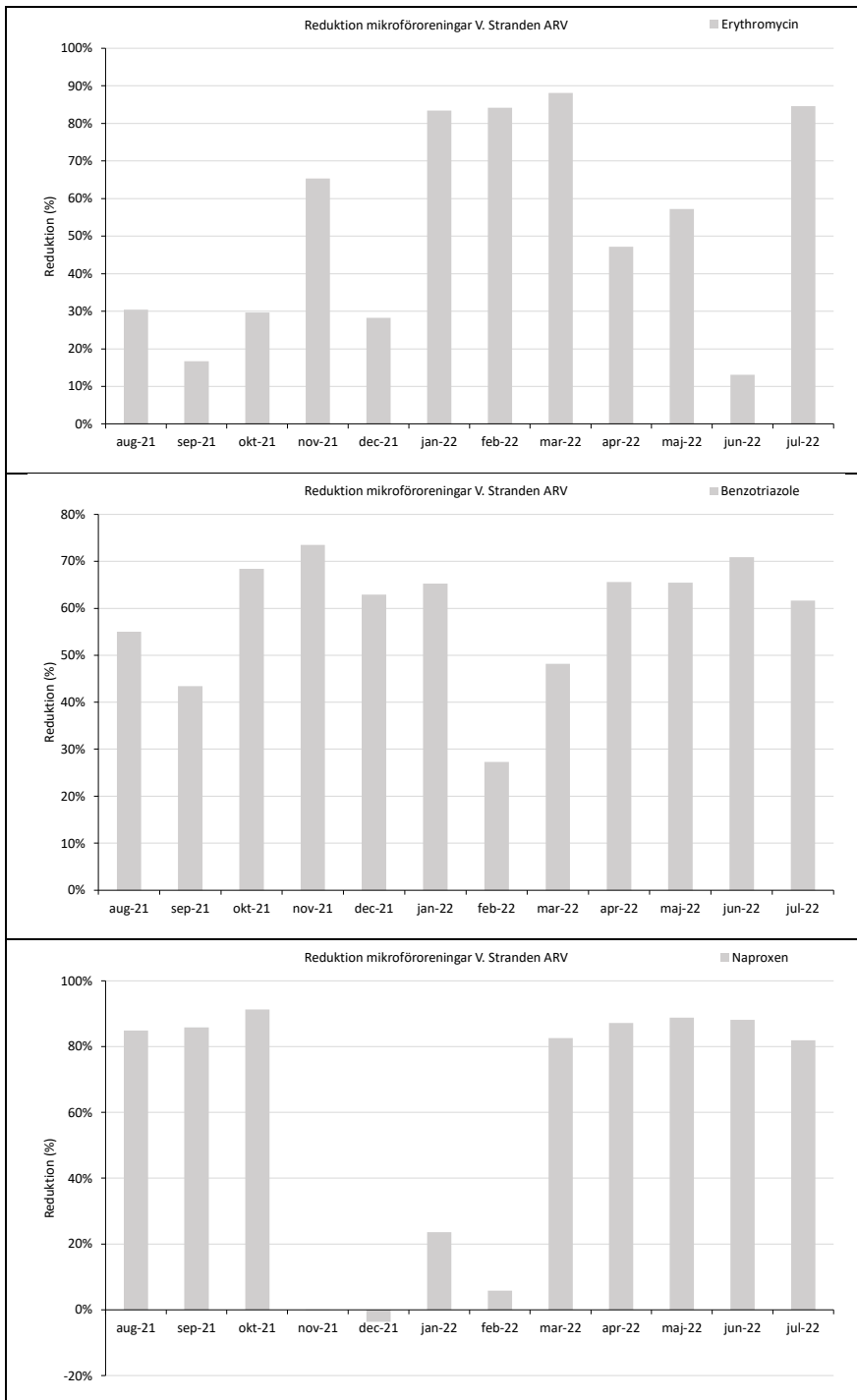




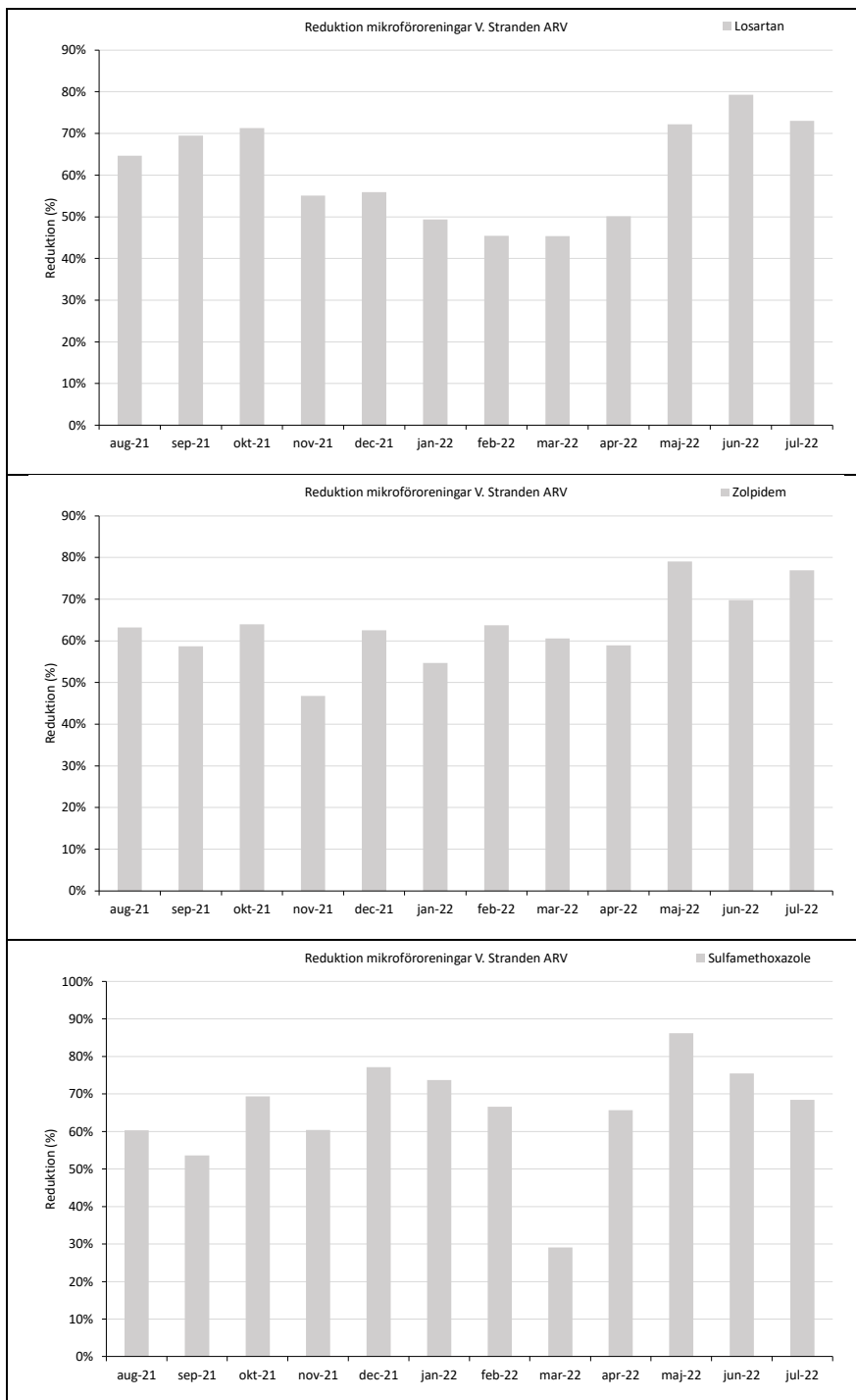


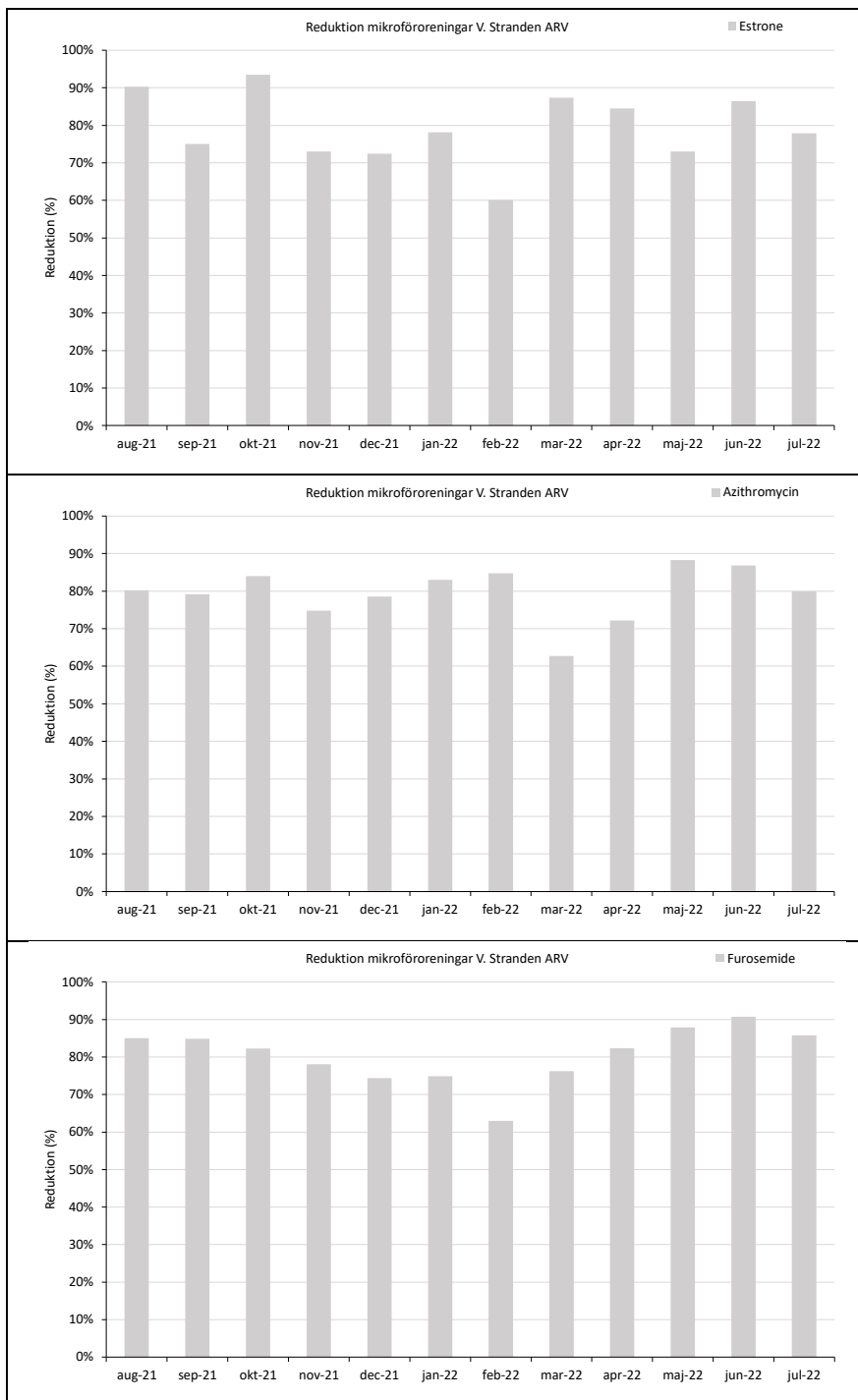


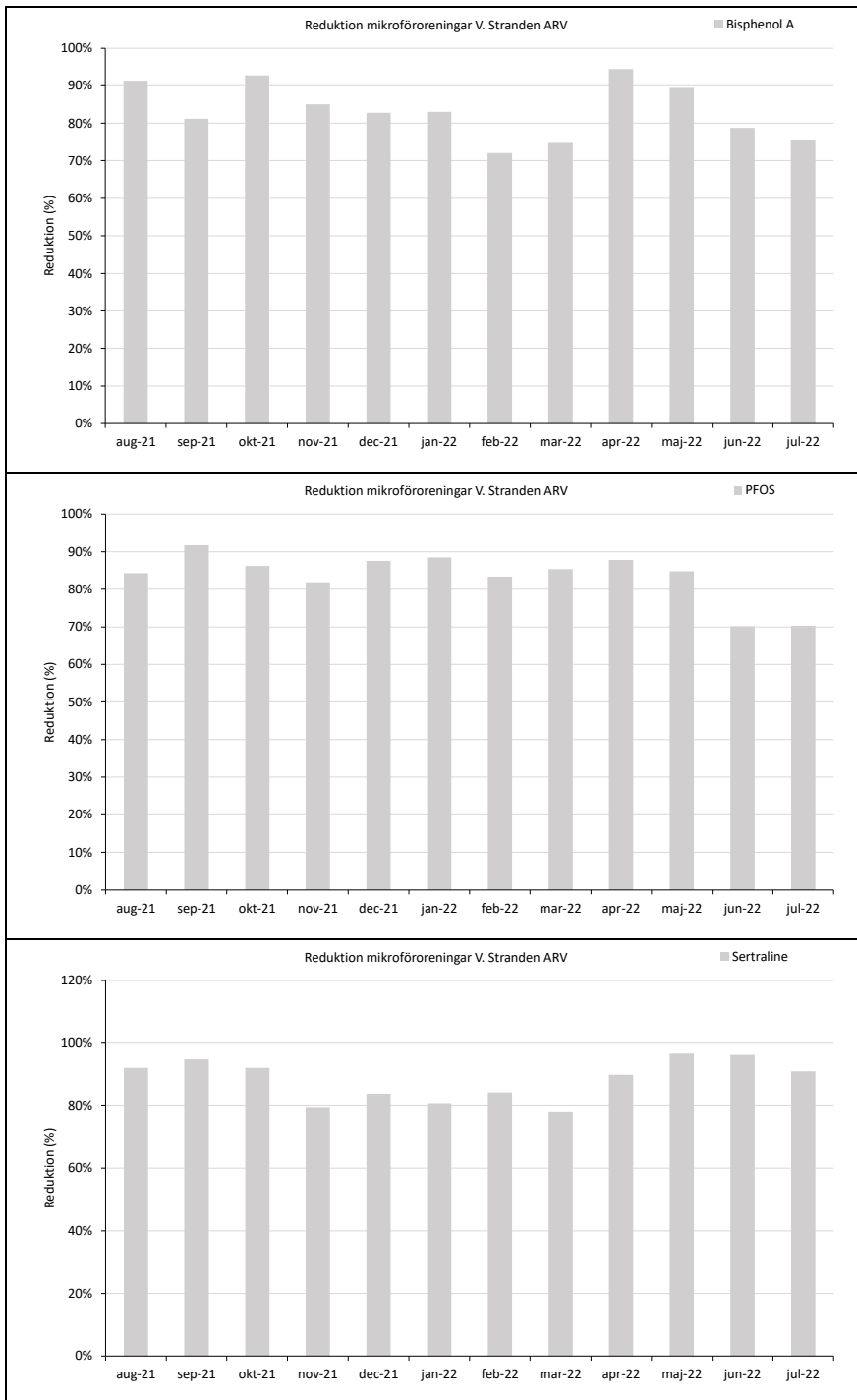




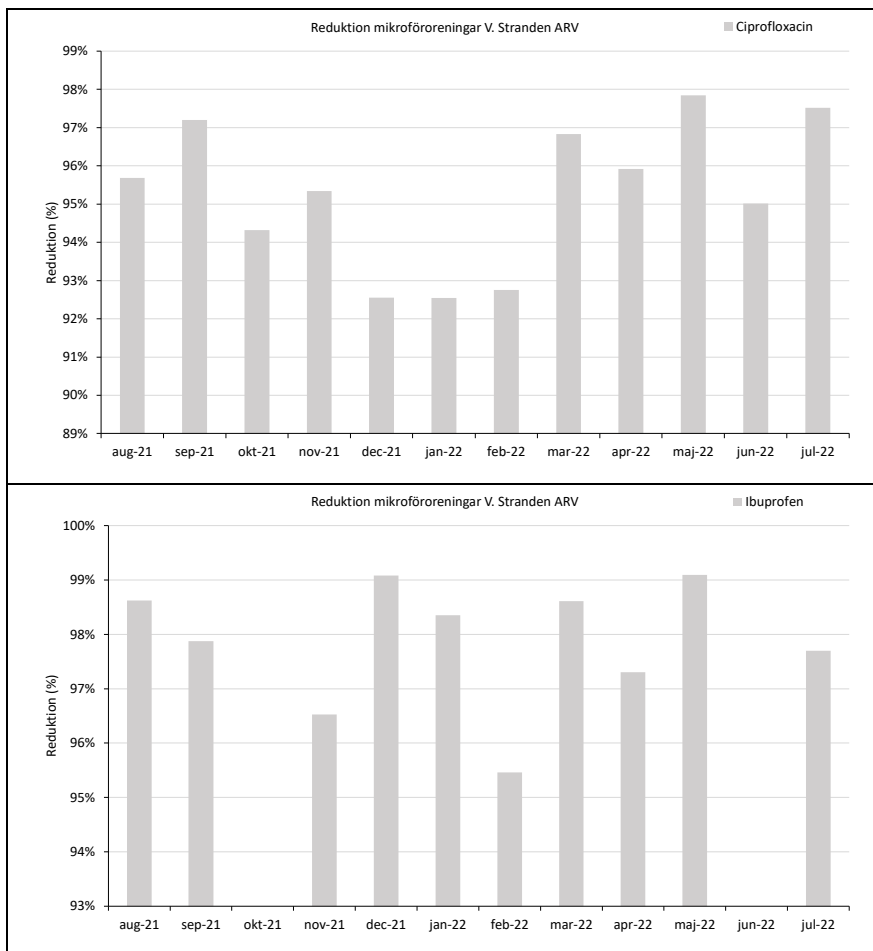
2210334-02_RJC_Bilaga 2, Analysresultat_v01.docx







2210334-02_RJC_Bilaga 2, Analysresultat_v01.docx



5. Halter i recipient

I följande tabeller redovisas halter av mikroföroreningar i recipienten Laholmsbukten för 30 av de 39 analyserade ämnena vid varje provtagningstillfälle. Ämnen som saknas innebär att ämnet ej har kunnat detekteras.

Ref. Nissan				
Ämne	okt-21	jan-22	apr-22	jul-22
Bensotriazol	16,31	14,74	41,50	28,55
Bisfenol A	nd	14,93	69,80	42,75
Hydroklortiazid	<10	<10	nd	nd
Naproxen	nd	<10	6,63	nd
Losartan	6,89	6,32	5,31	7,32
Metoprolol	4,09	4,25	4,00	2,76
PFOA	<3	<3	<3	<3
PFOS	<3	<3	<3	<3
Furosemid	2,03	4,49	3,43	<0,5
Diklofenak	2,26	3,38	2,00	2,60
Karbamazepin	2,45	2,18	2,57	3,00
Tramadol	3,26	2,18	2,21	<2
Irbesartan	<2	<2	<2	<2
Venlafaxin	1,46	1,31	1,10	1,36
Atenolol	nd	0,30	2,10	nd
Oxazepam	1,29	0,79	1,25	0,89
Flukonazol	<0,6	<0,6	<0,6	2,22
Klaritromycin	<1	<1	<1	<1
Erytromycin	nd	nd	<1	<1
Trimetoprim	<1	<1	<1	nd
Sertralin	nd	nd	nd	0,80
Sulfametoxazol	0,40	0,46	0,46	1,64
Citalopram	0,54	0,57	<1	0,58
Acetamidiprid	nd	nd	0,38	nd
Östron	0,14	0,15	0,19	0,31
Imidacloprid	0,16	nd	0,10	nd
Propranolol	0,12	nd	0,08	0,16
Amisulprid	nd	nd	nd	nd
Azitromycin	nd	nd	nd	nd
Ciprofloxacin	nd	nd	nd	nd

P1				
Ämne	okt-21	jan-22	apr-22	jul-22
Bensotriazol	24,70	10,02	101,32	215,54
Bisfenol A	nd	10,28	10,35	<10
Hydroklortiazid	<10	<10	nd	<10
Naproxen	nd	<10	8,93	17,51
Losartan	9,64	6,45	7,60	27,08
Metoprolol	7,67	4,46	5,77	52,80
PFOA	<3	<3	<3	<3
PFOS	<3	<3	<3	3,00
Furosemid	5,20	3,66	6,12	28,20
Diklofenak	4,29	3,08	2,60	18,52
Karbamazepin	4,02	2,04	3,10	27,90
Tramadol	4,83	2,22	3,11	23,99
Irbesartan	<2	<2	<2	6,70
Venlafaxin	2,55	1,36	1,73	19,91
Atenolol	3,03	1,60	2,60	9,15
Oxazepam	2,40	1,03	2,01	14,64
Flukonazol	<0,6	<0,6	<0,6	2,57
Klaritromycin	<1	<1	<1	1,76
Erytromycin	nd	nd	<1	2,90
Trimetoprim	<1	<1	<1	4,66
Sertralin	nd	nd	nd	2,83
Sulfametoxazol	0,83	0,49	0,62	9,13
Citalopram	1,06	0,61	<1	6,48
Acetamidiprid	nd	nd	nd	nd
Östron	0,18	0,15	0,25	0,57
Imidacloprid	0,12	0,13	0,14	0,53
Propranolol	0,33	0,12	0,17	2,43
Amisulprid	nd	nd	nd	<1
Azitromycin	nd	nd	nd	2,64
Ciprofloxacin	nd	nd	nd	<5

P2				
Ämne	okt-21	jan-22	apr-22	jul-22
Bensotriazol	12,47	18,36	59,65	26,38
Bisfenol A	nd	<10	<10	nd
Hydroklortiazid	<10	<10	<10	nd
Naproxen	nd	7,03	7,49	nd
Losartan	2,76	7,64	7,79	3,80
Metoprolol	2,77	7,03	7,18	3,56
PFOA	<3	<3	<3	<3
PFOS	<3	<3	<3	<3
Furosemid	1,44	6,41	4,24	<0,5
Diklofenak	1,69	4,36	3,10	1,10
Karbamazepin	2,60	3,90	4,53	3,30
Tramadol	2,22	2,81	3,51	2,13
Irbesartan	<2	<2	<2	<2
Venlafaxin	1,40	2,65	2,36	1,53
Atenolol	0,71	2,10	2,97	nd
Oxazepam	0,90	1,57	2,96	1,02
Flukonazol	0,67	0,65	0,69	1,14
Klaritromycin	<1	<1	<1	<1
Erytromycin	nd	nd	<1	<1
Trimetoprim	nd	<1	<1	nd
Sertralin	nd	<0,5	nd	nd
Sulfametoxazol	0,80	1,08	1,10	1,55
Citalopram	0,44	1,10	1,03	0,55
Acetamidiprid	nd	nd	nd	nd
Östron	0,18	0,11	0,18	0,27
Imidacloprid	0,09	0,12	0,11	0,10
Propranolol	0,14	0,31	0,33	0,17
Amisulprid	nd	nd	nd	<1
Azitromycin	nd	nd	nd	<1
Ciprofloxacin	nd	nd	nd	nd

P3				
Ämne	okt-21	jan-22	apr-22	jul-22
Bensotriazol	15,13	11,14	42,32	22,42
Bisfenol A	<10	<10	<10	nd
Hydroklortiazid	<10	<10	<10	nd
Naproxen	nd	<10	3,72	nd
Losartan	4,89	2,43	5,02	3,01
Metoprolol	4,95	2,16	5,57	2,17
PFOA	<3	<3	<3	<3
PFOS	<3	<3	<3	<3
Furosemid	2,84	3,06	4,18	nd
Diklofenak	2,44	1,90	2,50	<1
Karbamazepin	3,47	2,30	3,32	2,58
Tramadol	3,36	<2	2,45	<2
Irbesartan	<2	<2	<2	<2
Venlafaxin	1,65	0,98	1,75	1,07
Atenolol	1,58	0,70	1,85	nd
Oxazepam	1,59	0,65	1,61	0,56
Flukonazol	0,64	0,59	0,59	1,01
Klaritromycin	<1	<1	<1	<1
Erytromycin	nd	nd	<1	1,22
Trimetoprim	nd	nd	<1	nd
Sertralin	nd	nd	nd	nd
Sulfametoxazol	0,85	0,67	0,98	1,32
Citalopram	0,73	0,36	<1	0,30
Acetamidiprid	nd	nd	nd	nd
Östron	0,22	0,07	0,13	0,32
Imidacloprid	0,18	nd	0,20	0,06
Propranolol	0,22	0,10	0,17	0,07
Amisulprid	nd	nd	nd	<1
Azitromycin	nd	nd	nd	nd
Ciprofloxacin	nd	nd	nd	nd

Ref Laholm				
Ämne	okt-21	jan-22	apr-22	jul-22
Bensotriazol	9,87	14,57	16,65	18,01
Bisfenol A	nd	nd	<10	<10
Hydroklortiazid	nd	<10	nd	nd
Naproxen	nd	nd	nd	nd
Losartan	0,69	0,93	0,94	2,72
Metoprolol	0,56	0,59	0,56	0,89
PFOA	<3	<3	<3	<3
PFOS	<3	<3	<3	<3
Furosemid	0,32	0,73	nd	nd
Diklofenak	nd	nd	<1	nd
Karbamazepin	1,79	2,01	2,37	1,80
Tramadol	<2	<2	<2	<2
Irbesartan	nd	<2	<2	<2
Venlafaxin	<1	<1	<1	<1
Atenolol	nd	nd	nd	nd
Oxazepam	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
Flukonazol	0,67	0,64	0,66	2,30
Klaritromycin	nd	nd	<1	<1
Erytromycin	nd	nd	<1	<1
Trimetoprim	nd	nd	nd	nd
Sertralin	nd	nd	nd	nd
Sulfametoxazol	0,72	0,66	0,94	0,98
Citalopram	<1	0,14	<1	0,15
Acetamidiprid	nd	nd	nd	nd
Östron	0,34	0,05	0,07	0,43
Imidacloprid	nd	nd	<0,1	nd
Propranolol	0,05	nd	<0,1	nd
Amisulprid	nd	nd	nd	nd
Azitromycin	nd	nd	nd	nd
Ciprofloxacin	nd	nd	nd	nd

Modellerad spridning av läkemedel från Västra strandens avloppsreningsverk

Projekt nr: 12804992. .

Datum 2022-10-18

Beställare: Carina Wetterborg Karlsson, Envidan





Modellerad spridning av läkemedel från Västra strandens avloppsreningsverk

Projekt nr: 12804992

Beställare: Carina Wetterborg Karlsson, Envidan

Kontaktperson: Sofia Hjalmarsson
Projektansvarig: Sofia Hjalmarsson
Kvalitetsansvarig: Hanna Corell (Corell consulting)
Författare: Sofia Hjalmarsson, Cecilia Gustafsson
12804992-> 12804992
Datum för godkännande: 2022-10-18
Revision: Final 1.0
Klassifikation: **Restricted:** This document may be shared within DHI whereas sharing it outside the DHI Group entities is subject to the client's prior approval.

Innehållsförteckning

1	Metodik för spridningsmodellering	2
1.1	Modelleringsverktyget MIKE 3.....	2
1.2	Beräkningsnätet.....	3
1.3	Underlag till modelleringen	4
1.3.1	Meteorologiska och oceanografiska data.....	4
1.3.2	Underlag från avloppsreningsverket och mätningar i recipient.....	4
2	Beskrivning av recipienten.....	6
2.1	Hydrografin i området	6
2.2	Provtagningspunkterna.....	7
3	Spridningsmodellering	8
3.1	Modellering av ett helår	9
3.2	Modellering av provtillfällen	14
3.2.1	Mätning i oktober	14
3.2.2	Mätning i januari	16
3.2.3	Mätning i april	18
3.2.4	Mätning i juli.....	20
3.2.5	Slutsatser från modellering av mättillfällen.....	22

1 Metodik för spridningsmodellering

För att kunna modellera hur det renade avloppsvattnet sprids i recipienten behövs en detaljerad beskrivning av hur vattnet i närområdet rör sig. Det innebär en beskrivning av temperaturskiktning och strömningsförhållanden i Laholmsbukten vid tiden för studien. För detta syfte har en beräkningsmodell för området byggts upp med programvaran MIKE 3 by DHI. Utifrån data på flödet av renat avloppsvatten från Västra strandens reningsverk samt uppmätta halter av läkemedel och mikroföroreningar i utgående vatten har spridningen av det renade 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 från avloppsreningsverket som rör sig opåverkat i vattnet.

1.1 Modelleringsverktyget MIKE 3

MIKE 3FM är ett tredimensionellt numeriskt modellsystem för beräkning av strömning och transport i vatten. Beteckningen FM står för Flexible Mesh, vilket betyder att modelleringsverktyget använder ett flexibelt beräkningsnät som kan anpassas till detaljer i strandlinjen och batymetrien, så som konstruktioner mm. Beräkningsnätets upplösning kan varieras så att områden av särskilt intresse kan beskrivas med hög noggrannhet. I varje element i nätet beräknas strömmarna till riktning och styrka, temperatur och salthalt, den turbulenta blandningen, lösta ämnens koncentrationer och andra parametrar som efterfrågas. Beräkningsnätet för vattnet i Laholmsbukten visas i Figur 1-1.

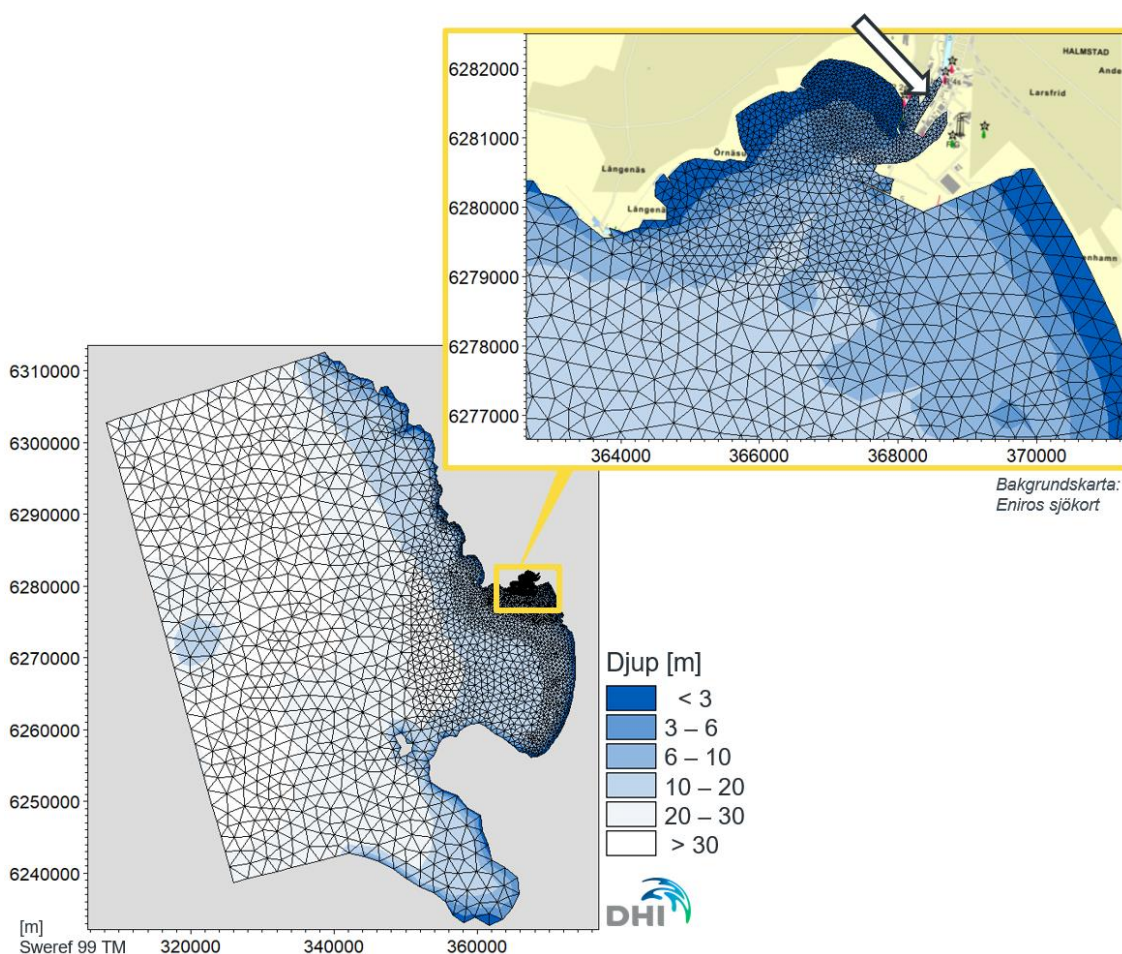
MIKE 3 utgör grunden i DHIs svit av programvaror för marina och kustnära områden och används vid projekt världen över. MIKE 3 består av flera delmoduler. Den grundläggande modulen är den som beräknar de hydrodynamiska processerna, d.v.s. hur vattnet rör sig utifrån de drivande krafterna. Denna modul bygger på välkända hydrodynamiska ekvationer som löses så exakt som beräkningsnätets upplösning, noggrannheten i de drivande krafterna och andra indata tillåter. MIKE 3 kan ta hänsyn till alla de viktigaste processerna, vilka är:

- Transport av salt och värme
- Drivning på grund av variationer i densitet
- Bottenfriktion
- Vindens drivning på ytan
- Drivning på grund av vattenståndsvariationer
- Tillflöden och utsläpp från land
- Värmeutbyte med atmosfären
- Turbulens
- Corioliseffekten

1.2 Beräkningsnätet

Beräkningsnätet sträcker sig från Olofsbo i norr till Skälderviken i söder (Figur 1-1). Koordinater anges i Sweref 99 TM. Den horisontella upplösningen är ca 50 m runt utsläppspunkten, och sedan succesivt grövre mot ytterkanterna av beräkningsnätet.

Vertikalt har modellen 27 lager, varav de översta 4 är ytföljande ned till 2 m djup, dvs. från ytan och till alla djup ned till 2 m finns alltid fyra vertikala lager, därefter 1-meters-lager och längre ned under språngskiktet 2–3 meter tjocka lager. Tjockleken på de översta lagren varierar beroende på bottendjupet och vattenståndet, och är därmed tunnare i områden som är grundare än 2 m. Batymetri-data som använts för att bygga beräkningsnätet kommer från CMAP (c-map.com).



Figur 1-1 Batymetri och beräkningsnät för modellområdet över Laholmsbukten/Laholmsbukten's kustvatten. Utsläppspunkten är markerad med pil i uppförstoringen till höger.

1.3 Underlag till modelleringen

1.3.1 Meteorologiska och oceanografiska data

Modellen drivs vid ytan av meteorologiska fält med vind, lufttryck och temperatur, och på de öppna ränderna med salthalt, vattentemperatur, strömmar och vattenstånd. Det meteorologiska datasetet (vind och lufttemperatur) härstammar från ERA5¹ och från SMHI (Hallands Väderö).

Tredimensionell rand-data med temperatur, salthalt och strömmar kommer från CMEMS².

Flödena i vattendragen som mynnar i modelldomänen kommer från SMHI:s modell S-HYPE, som kan laddas ned på vattenweb.smhi.se.

Modellens batymetri har tagits fram baserat på sjökortsdata (CMAP).

Efter varje provtagningstillfälle fick DHI uppgifter om utflöde och halter från reningsverket under den aktuella perioden. Därpå hämtades meteorologiska och oceanografiska drivdata beskrivna ovan. Sedan kördes spridningsmodellen retroaktivt för att simulera hur utsläppet spridits i recipienten vid tiden runt provtagningstillfället.

1.3.2 Underlag från avloppsreningsverket och mätningar i recipient

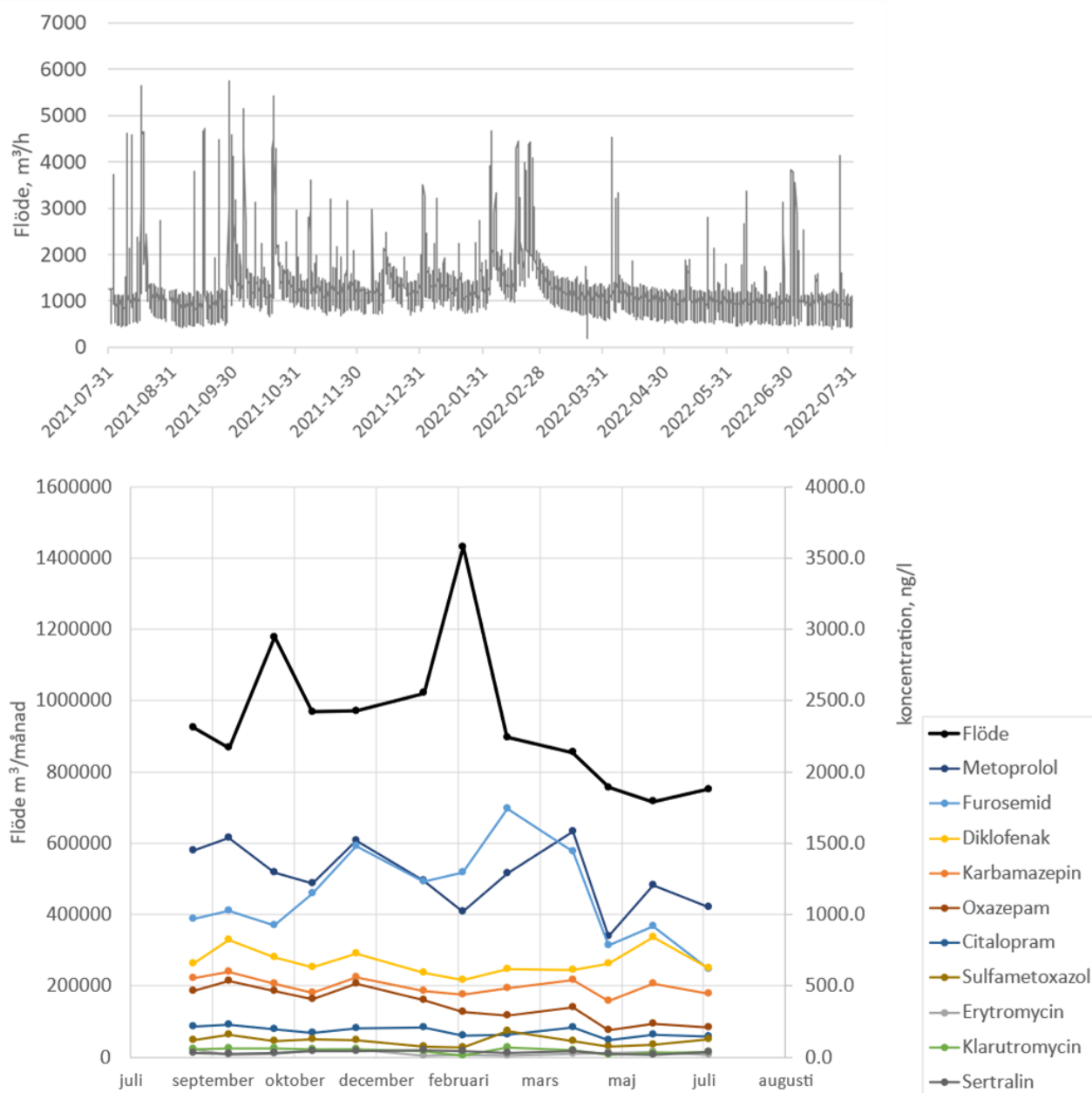
För att visa hur renat avloppsvatten och dess medföljande ämnen sprids och späds används data på volymflöden och utgående halter. Flöden levererades av LBVA och Ola Svahn på Miljömedia och Högskolan i Kristianstad har analyserat prover på utgående vatten för halter av läkemedel och mikroföroreningar. Det modellerade flödet samt månadsmedel och resultaten av provtagningar visas i Figur 1-2.

Prover på utgående vatten från verket har tagits samma dag som recipientprovtagningen genomfördes.

Utsläppspunkten för Västra strandens reningsverk modelleras från koordinaten (x,y = 368420, 6281626 Sweref 99 TM). Utsläppspunkten ligger precis vid kajkanten på ett grunt djup, innan botten släntar ner mot Nissans strömfåra. Plymen vid utsläppet kan ses från flygbild. För att säkerställa att plymen når ytan även i modellen sattes det simulerade utsläppet i översta halvmetern under vattenytan, vilket är något ytligare än i verkligheten.

¹ <https://cds.climate.copernicus.eu/cdsapp#!/dataset/reanalysis-era5-single-levels?tab=overview>

² <https://marine.copernicus.eu/>.



Figur 1-2 Översta bilden: det modellerade flödet, timvärden. Nederst: Månadsmedel av flödet, svart kurva och uppmätta halter i utgående vatten från Västra strandens reningsverk.

2 Beskrivning av recipienten

2.1 Hydrografin i området

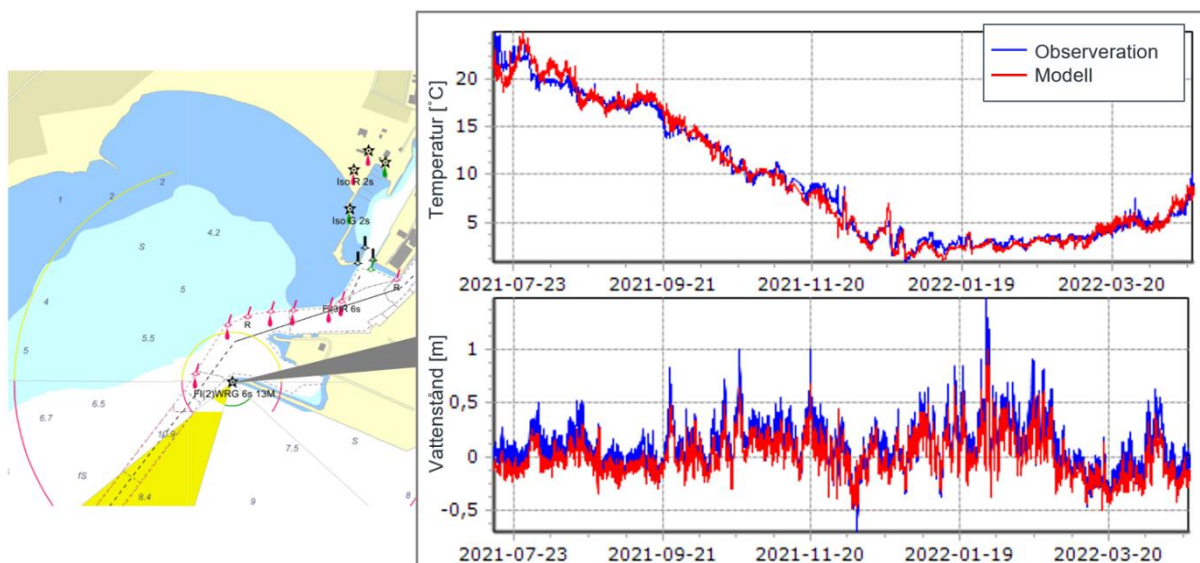
Strömmarna i Kattegatt styrs till stor del av skillnaden i vattenstånd mellan Kattegatt och Östersjön. Förenklat kan man säga att när vattenståndet är högre i Kattegatt än i Östersjön strömmar vattnet söderut och vid omvänt förhållande strömmar vattnet norrut. Lokalt nära kusten varierar dock strömmarna mer eftersom flödet påverkas av kustlinjen och grundområden. Nära kusten skapas virvlar och återcirkulation kring uddar och bukter. I Laholmsbukten innebär detta låga strömhastigheter till följd av att det grundar upp inne i bukten, samt att strömriktningen varierar mer jämfört med utanför bukten.

Vattenståndet varierar till följd av tidvatten och skillnaden mellan Kattegatt och Östersjön som nämnts ovan. Även lufttryck och vindar påverkar vattenståndet. I Laholmsbukten kan vattenståndet höjas temporärt vid vinduppstuvning, när kraftigare vindar ligger på från omkring väst.

I Kattegatt ligger språngskiktet kring 10–15 m djup. Området utanför Nissans mynning är grundare än 10 m bortsett från farleden som ger en smal passage med drygt 10 m djup in mot delar av hamnområdet. Blandningsprocesserna mellan havsvattnet och Nissans utflöde, som bär med sig utsläppet från reningsverket, sker på ett litet område relativt ett beräkningsnät som anpassats för att modellen ska kunna beskriva påverkan i recipienten över tid. Detta innebär att modellen är något grov för att till fullo återge blandning och utspädning momentant vid varje tillfälle i varje punkt nära reningsverkets utlopp och i den trånga passagen där Nissan mynnar ut mellan pir och kaj och möter hamninloppet.

Modelluppställningen är validerad med mycket god överensstämmelse mot SMHIs observationsdata för vattenstånd och temperatur vid station HALMSTAD SJÖV utanför Västra stranden, Figur 2-1. Här syns också den smala passagen som nämnts där Nissans utflöde passerar pir och kaj och möter rännan där hamninloppet stryker längs med grundområden in mot delar av hamnområdet, i sjökort till vänster.

Nissan blandar in utsläppet från avloppsreningsverket i ett färskvattenflöde som transporteras ut i en passage som är begränsad av pir och kajkanter samt av uppgrundning kring den utstickande piren. Modellens rumsliga upplösning är något grov för att fånga de exakta blandningsprocesserna som sker där havsvattnet möter Nissans mynning. Den rumsliga upplösningen i modellen är en beräkningsmässig avvägning för att kunna beskriva dels den spatiala spridningen i recipienten runt enstaka mättillfällen, dels för att fånga variationen under ett helt år. Denna avvägning innebär att utspädningen av reningsverkets utsläpp är något grovt representerad momentant vid varje tillfälle i varje punkt, men över recipientens spatiala skala och över tid representeras utspädning och blandning väl.



Figur 2-1. Mätserie från SMHI (blå linje) och modellerade värden (röd linje) av temperatur (överst) och vattenstånd (underst) vid station HALMSTAD SJÖV utanför Västra stranden. Vattenstånd visas relativt medelvattenstånd. Eniros sjökort till vänster.

2.2 Provtagningspunkterna

DHI hade innan projektstart en grov modell över området som var uppsatt för en kortare period i väderåret 2006. Denna modell tillsammans med dagens flöde användes för att ta fram en medelutspädning för perioden och utifrån den sattes de tre punkterna P1, P2 och P3. P1 placerades där piren är som smalast, med en förhoppning om att kunna fånga utsläppet från reningsverket när vattnet från Nissan trängs ihop. P2 placerades norr om piren eftersom vattnet från Nissan och därmed även från avloppsreningsverket tenderar att följa kustlinjen norrut. P3 placerades så en bit ut där utspädningen är bättre, för att se hur stor påverkan som avloppsreningsverket har på halterna inne i Laholmsbukten. Slutligen togs även en referenspunkt längre ut där reningsverkets vatten är så pass utspädd att halten kan antas representera en bakgrundshalt i recipienten. Det togs också en referenspunkt uppströms i Nissan, för att få bakgrundshalten där.

Om man antar att det bara finns två vattenmassor, Nissans färskvatten och vattnet vid referenspunkten och det i punkterna P1, P2 och P3 finns en blandning av dessa kan man använda salthalten för att göra en grov bedömning av bakgrundshalten i provpunkterna.

3 Spridningsmodellering

Syftet med modelleringen var framförallt att ge en bild över påverkan under ett helt år och vilka halter som utsläppet från Västra strandens avloppsreningsverk skulle kunna ge i recipienten. Ett annat syfte var att undersöka om spridningsmodeller kan återge halterna i recipienten även för så låga halter som läkemedlen har i recipienten. För att undersöka detta modellerades inte bara helåret utan också varje mättillfälle.

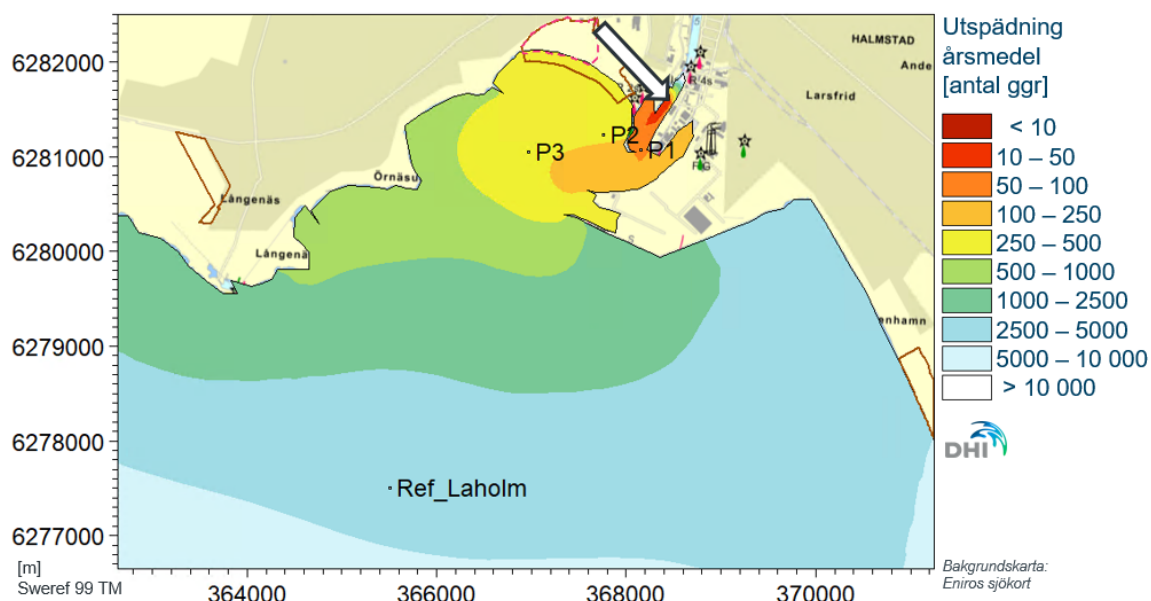
För varje mättillfälle modellerades hur spridningen av ämnen från utloppspunkten var vid den aktuella dagen. Eftersom strömmönster och utspädning varierar över tid ger modelleringen en bild av plymens riktning samt utspädning vid det aktuella tillfället. Resultaten från modelleringen blir därmed ett stöd för att tolka och förstå halternas variabilitet i recipienten. Ämnena Metoprolol, Karbamazepin, Diklofenak och Oxazepam valdes ut för att illustrera hur väl modellresultaten kunde återge halten i recipienten. Ämnena är de som släpps ut i högst halt av de ämnen som projektgruppen valt att fokusera på i redovisningen av resultaten.

Eftersom avloppsreningsverket släpper sitt vatten till Nissan består recipienten av en blandning mellan färskvatten och havsvatten. Eftersom dessa vattenmassor har olika bakgrundshalter har vi gjort en grov uppskattning på bakgrundshalten i provpunkterna utifrån att det bara är de två vattenmassor (Nissan och Ref_Laholm) som finns representerade i P1, P2 och P3.

3.1 Modellering av ett helår

För att modellera recipienten under ett helt år användes de flöden och halter som visas i Figur 1-2.

Medelutspädningen under året samt provpunkternas placering visas i Figur 3-1.



Figur 3-1. Karta över modellerat årsmedel av utspädningen i ytan (0-0,5 m) och provpunkterna i projektet. Natura 2000-området är markerat med röd streckad linje, naturreservat med brun heldragen linje.

I Tabell 3-1 visas halten som avloppsreningsverket bidrar med i de fyra provpunkterna för de 10 utvalda ämnena. Dels redovisas halten som 97-percentil under året, dels som medelhalt över året. I tabellen anges också medelvärdet av utgående halt under året samt PNEC och gränsvärdet enligt Havs och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25³). Här används halva PNEC för färskvatten från Ågestrand (2019)⁴ för att representera havsvatten även om det i praktiken är färskvatten vid P1 och bräckt vatten vid P2 och P3. De fetmarkerade värdena ligger över eller nära gränsvärdet enligt HVMFS 2019:25 eller PNEC och för de ämnena redovisas tidsserier för P1, P2, P3 och referenspunkten i Figur 3-2 till Figur 3-4.

³ Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25).

⁴ Ågestrand, M., 2019, Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances

Tabell 3-1 Modellerade halter av 10 utvalda läkemedel sorterade efter PNEC från Ågestrand (Halva PNEC för färskvatten används i studien). Fetmarkerade halter ligger nära eller över PNEC eller gränsvärden.

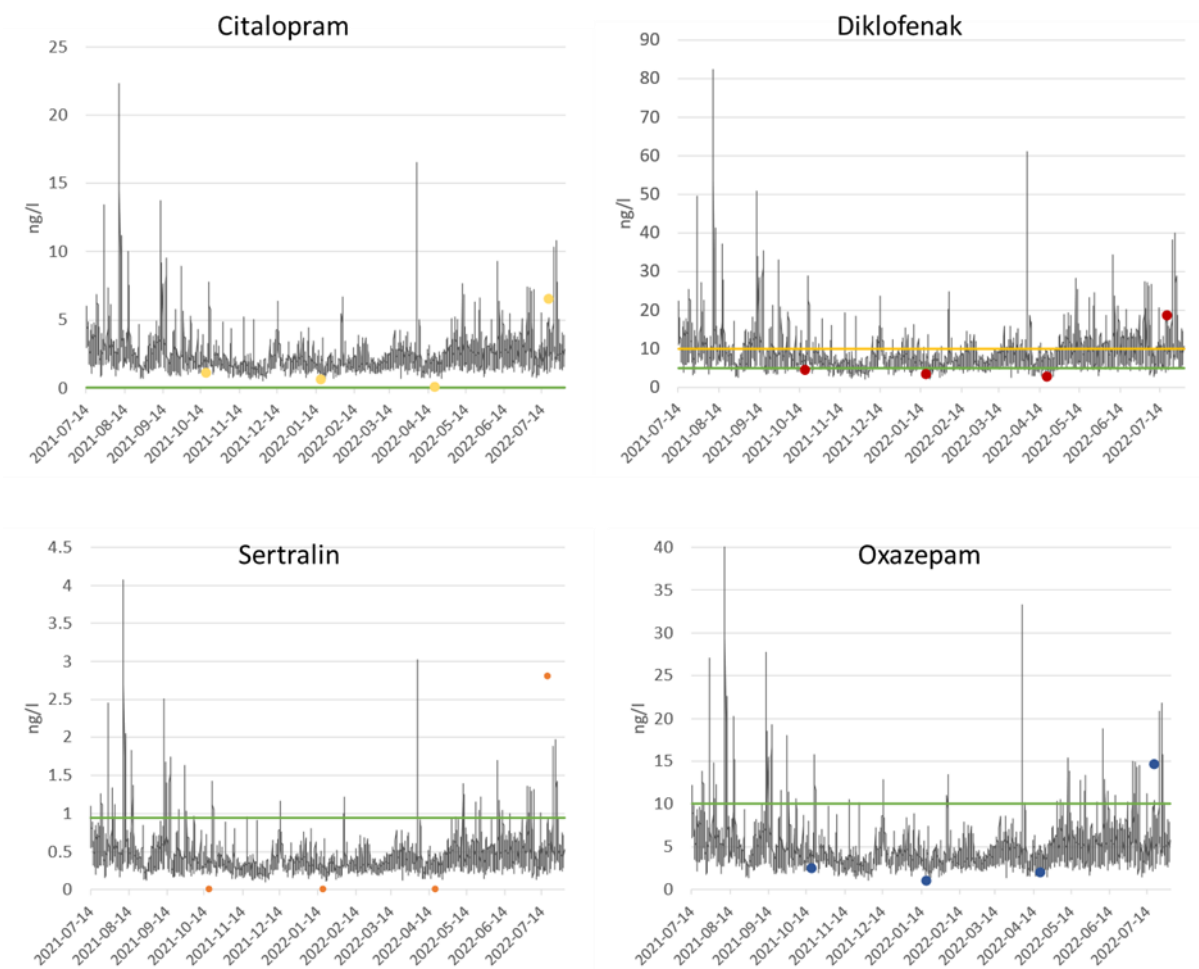
	Metoprolol	Karbamazepin	Furosemid	Sulfametoxazol	Diklofenak	Klarutromycin	Oxazepam	Erytromycin	Sertralin	Citalopram
PNEC	259	250	78	59	5	5	5	2	0,94	0,04
HVMFS 2019:25					10					
Utsläppt halt (årsmedel)	1270	496	1131	113	668	44	365	28	33	181

97-percentil

P1	32,8	12,8	29,1	2,9	17,2	1,1	9,4	0,7	0,9	4,7
P2	11,6	4,5	10,3	1,0	6,1	0,4	3,3	0,3	0,3	1,7
P3	8,8	3,4	7,9	0,8	4,6	0,3	2,5	0,2	0,2	1,3
Referens Laholm	1,7	0,6	1,5	0,1	0,9	<0,1	0,5	<0,1	<0,1	0,2

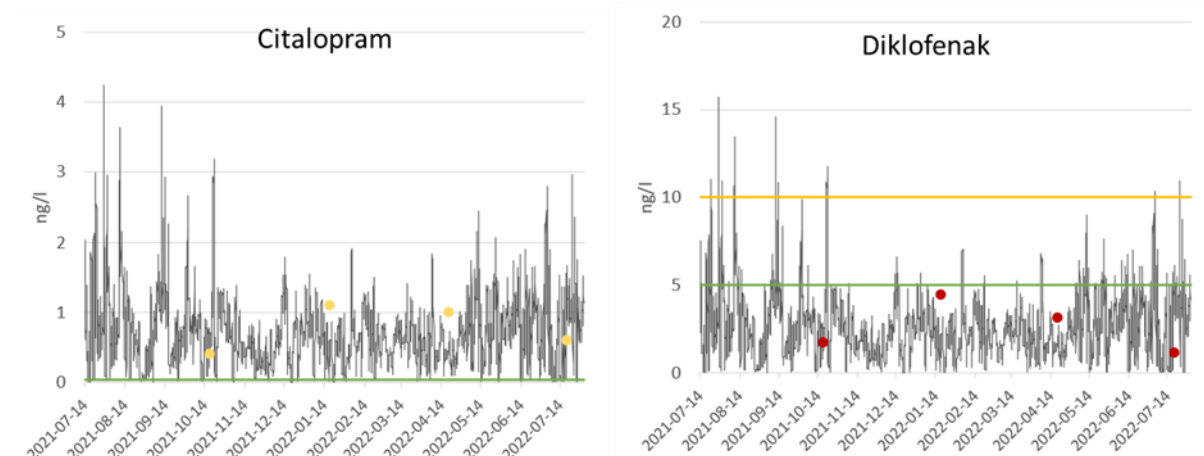
Medel under året

P1	15,7	6,1	14,0	1,4	8,2	0,6	4,5	0,3	0,4	2,2
P2	4,7	1,8	4,2	0,4	2,5	0,2	1,3	4,2	0,1	0,7
P3	3,9	1,5	3,5	0,4	2,1	0,1	1,1	3,5	0,1	0,6
Referens Laholm	0,3	0,1	0,3	<0,1	0,2	<0,1	<0,1	0,3	<0,1	0,04



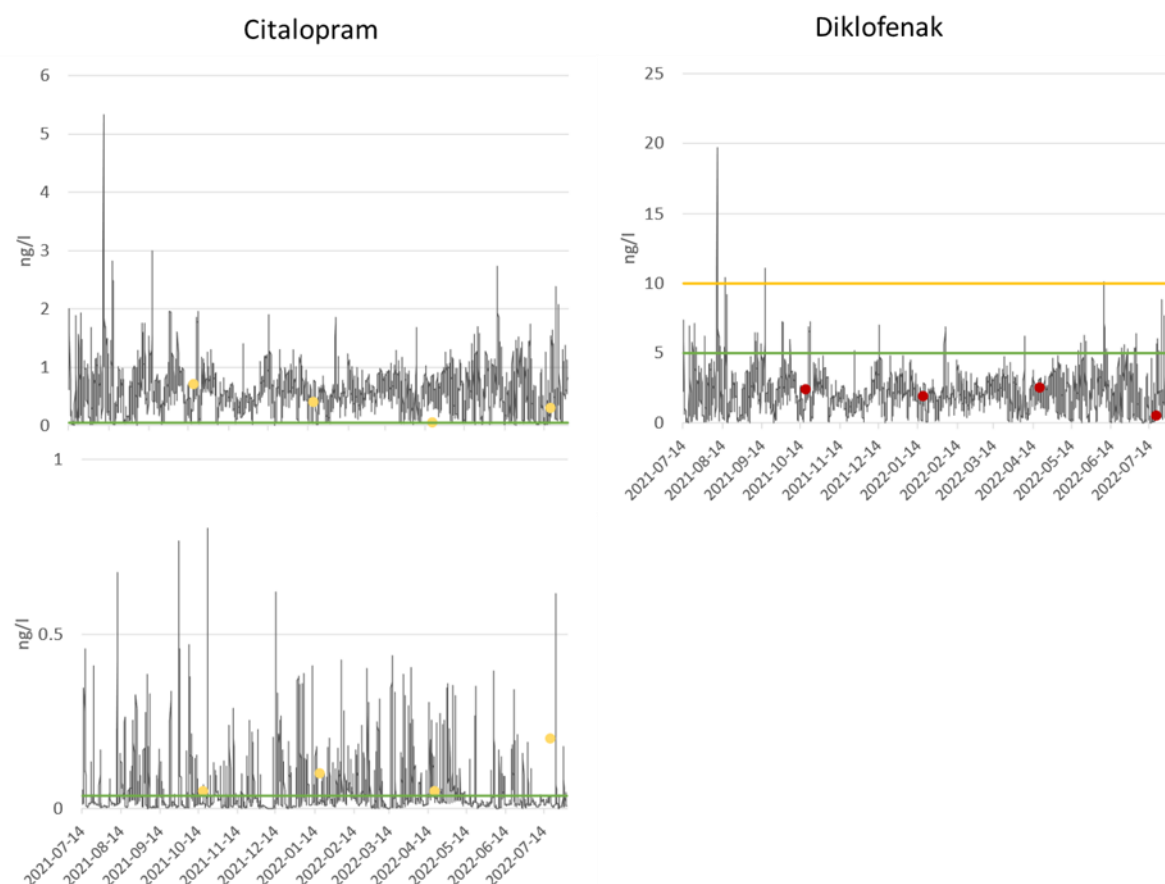
Figur 3-2 Halten av Diklofenak, Oxazepam, Sertralin och Citalopram, som var de ämnen som översteg PNEC i P1 sett till 97-percentil. Grön linje visar PNEC och gul linje gränsvärdet enligt HVMFS 2019:25, (årsmedelvärde).

I P1 kan man se att den modellerade halten vid de 3 första provtagningstillfällena signifikant överstiger den uppmätta halten. Den uppmätta halten vid dessa tillfällen motsvarar i princip den uppmätta halten uppströms i Nissan. Det tyder på att man sannolikt inte lyckats provta i plymen som tränger ihop sig tillräckligt även i den smala öppningen mellan pirarmarna. I juli provtogs plymen och då kan man se att halterna som modellen ger sannolikt underskattar påverkan i P1 något.



Figur 3-3 Halten av Diklofenak, och Citalopram, som var de ämnen som översteg PNEC i P2 sett till 97-percentil. Grön linje PNEC och gul linje gränsvärdet enligt HVMFS 2019:25 (årsmedelvärde).

För P2 visar modellen att det är Västra strandens reningsverk som står för huvuddelen av den uppmätta halten i provpunkten av dessa ämnen. Gränsvärdet för Diklofenak enligt HVMFS 2019:25, som gäller årsmedelvärde, överstigs endast vid tillfälliga toppar medan PNEC överskrids oftare.



Figur 3-4 Halten av Diklofenak, och Citalopram, som var de ämnen som översteg PNEC i P3 sett till 97-percentil. För Citalopram visas även halten i referenspunkten. Grön linje visar PNEC och gul linje gränsvärdet enligt HVMFS 2019:25 (årsmedelvärde).

Även i P3 står Västra stranden för den huvudsakliga halten. I referenspunkten är det svårare att avgöra, men Västra stranden bidrar med halter över PNEC för Citalopram. Dock är PNEC för Citalopram osäkert och baseras endast på ett fåtal studier.

Tidsserierna visar hur halten varierar under året och man kan få tillfälliga toppar med kraftigt förhöjda halter. Det finns dock osäkerheter kring de tillfälliga toppar som sammanfaller med att flödet från verket är högre än vanligt för att man tagit emot större mängder tillskottsvatten t ex 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 förbiledar några reningssteg på verket. Halten i utgående vatten beror då också av vilka reningssteg som leds förbi vid tillfället.

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.

- P1, 97-percentil ca 40 gångers utspädning, i medel ca 80 gångers utspädning.
- P2, 97-percentil ca 110 gångers utspädning, i medel ca 270 gångers utspädning.
- P3, 97-percentil ca 150 gångers utspädning, i medel ca 320 gångers utspädning
- Referenspunkten, 97-percentil ca 760 gångers utspädning, ca 4080 gångers utspädning.

3.2 Modellering av provtillfällen

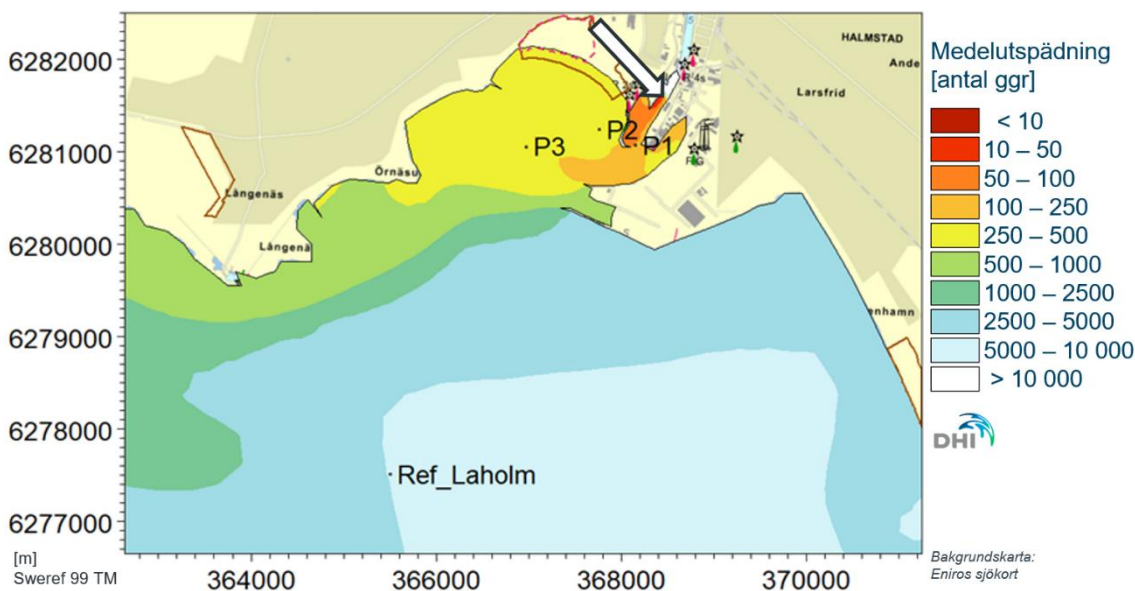
Totalt genomfördes 4 provtagningar i recipienten. Nedan redovisas utspädning för samtliga tillfällen samt hur väl modellen kan återge ämnena Metoprolol, Karbamazepin, Diklofenak och Oxazepam. Dessa ämnen släpps ut i hög halt samt återfinns i mätbara halter i recipienten.

3.2.1 Mätning i oktober

Recipientprovtagningen inleddes i oktober 2021. Provtagningen utfördes den 18 oktober och prov på utgående vatten togs samma dag.

Vid den första provtagningen i recipienten mättes inte strömhastighet. Modellen visar strömmönster åt nord-nordväst under tiden då provtagningarna gjordes.

Figur 3-5 visar medelutspädning i ytan under tiden för provtagningen den 18 oktober.



Figur 3-5. Medelutspädning i ytan 18 oktober 2022. Natura 2000-området är markerat med röd streckad linje, naturreservat med brun heldragen linje.

Utspädningen har räknats om till halt av 4 ämnen, se Tabell 3-2.

Tabell 3-2. Mätvärden 21 oktober, skillnaden mellan mätvärdet vid stationen och beräknad bakgrundshalt utifrån salthalt och modellerad tillförd halt från avloppsreningsverket

	Uppmätt halt [ng/l]	Referens uträknad från salthalt	Skillnad mellan stationen och referens	Modellerat bidrag från ARV [ng/l]
Metoprolol				
Referens Nissan	4,1	-	-	-
Referens Laholm	0,6	-	-	0,2
P1	7,7	4	4	13,7
P2	2,8	2	1	3,2
P3	5,0	2	3	4,3
Diklofenak				
Referens Nissan	2,3	-	-	-
Referens Laholm	Nd	-	-	0,1
P1	4,3	2	2	7,5
P2	1,7	1	1	1,7
P3	2,4	1	2	2,4
Karbamazepin				
Referens Nissan	2,5	-	-	-
Referens Laholm	1,8	-	-	0,1
P1	4,0	2	2	5,5
P2	2,6	2	1	1,3
P3	3,5	2	1	1,7
Oxazepam				
Referens Nissan	1,3	-	-	-
Referens Laholm	LOQ	-	-	0,1
P1	2,4	1	1	5,7
P2	0,9	1	0	1,3
P3	1,6	1	1	1,8

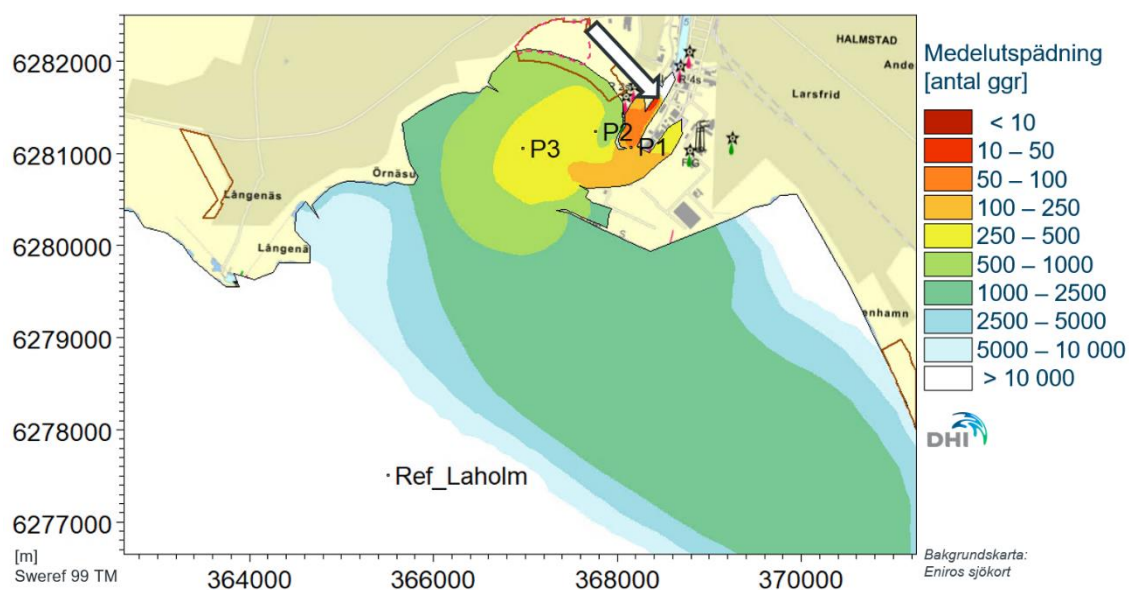
Provtagningen, både med och utan borträknad bakgrundshalt, ger lägre halter vid P1 än den modellerade halten vilket sannolikt beror på att man vid provtagningen inte träffat plymen. I P2 och P3 stämmer modellen bra med provtagningsresultaten efter att den uppskattade bakgrunden räknats bort.

3.2.2 Mätning i januari

Provtagning nummer två utfördes den 18 januari 2022.

Vid provtagningen i januari mättes strömmen som nord-nordväst-gående vid P3 och nord-nordost-gående vid referenspunkten. Modellen har fångat strömmönstret vid tiden för provtagningen med strömhastigheter nära de uppmätta.

Figur 3-6 visar medelutspädning i ytan vid tiden för provtagningarna i recipienten 18 januari.



Figur 3-6. Medelutspädning i ytan dygnet 18 januari 2022. Natura 2000-området är markerat med röd streckad linje, naturreservat med brun heldragen linje

Utspädningen har räknats om till halt av 4 ämnen, se Tabell 3-3.

Tabell 3-3. Mätvärden 18 januari, skillnaden mellan mätvärdet vid stationen och beräknad bakgrundshalt utifrån salthalt och modellerad tillförd halt från avloppsreningsverket. Negativa skillnader är satt till 0.

	Uppmätt halt [ng/l]	Referens uträknad från salthalt	Skillnad mellan stationen och referens	Modellerat medelvärde [ng/l]
Metoprolol				
Referens Nissan	4,3	-	-	-
Referens Laholm	0,6	-	-	0,1
P1	4,5	4	0	13,0
P2	7,0	2	5	2,5
P3	2,2	3	0	3,2
Diklofenak				
Referens Nissan	3,4	-	-	-
Referens Laholm	nd	-	-	<0,1
P1	3,1	3	0	6,3
P2	4,4	2	3	1,2
P3	1,9	2	0	1,6
Karbamazepin				
Referens Nissan	2,2	-	-	-
Referens Laholm	2,0	-	-	<0,1
P1	2,0	2	0	4,9
P2	3,9	2	2	0,9
P3	2,3	2	0	1,2
Oxazepam				
Referens Nissan	0,3	-	-	-
Referens Laholm	LOQ	-	-	<0,1
P1	1,0	1	0	4,2
P2	1,6	1	1	0,8
P3	0,7	1	0	1,0

Provtagningen i januari är svår att utvärdera. Precis som i oktober ger provtagningen lägre halter vid P1 än vad modellen ger. Provtagningarna i P1 är liknande som bakgrundshalten i Nissan och beror sannolikt på att man vid provtagningen inte träffat plymen som ligger uppträckt mot norra åkanten/piren.

Både mätningarna av salthalt och modellen visar att salthalten är lägre i P3 än i P2, dvs P3 är mer påverkad av Nissans vatten. Det borde, med tanke på bakgrundshalterna i Nissan samt påverkan från avloppsreningsverket jämfört med halten i referensstationen, ge högre halter i P3 än i P2, men mätningarna visar det motsatta. P2 är väldigt grund och svår att få bra upplösning på i modellen och att utspädningen i modellen blir för stor, men det är framförallt ett problem när salthalten är lägre i P2. Eftersom modellen körs för en längre

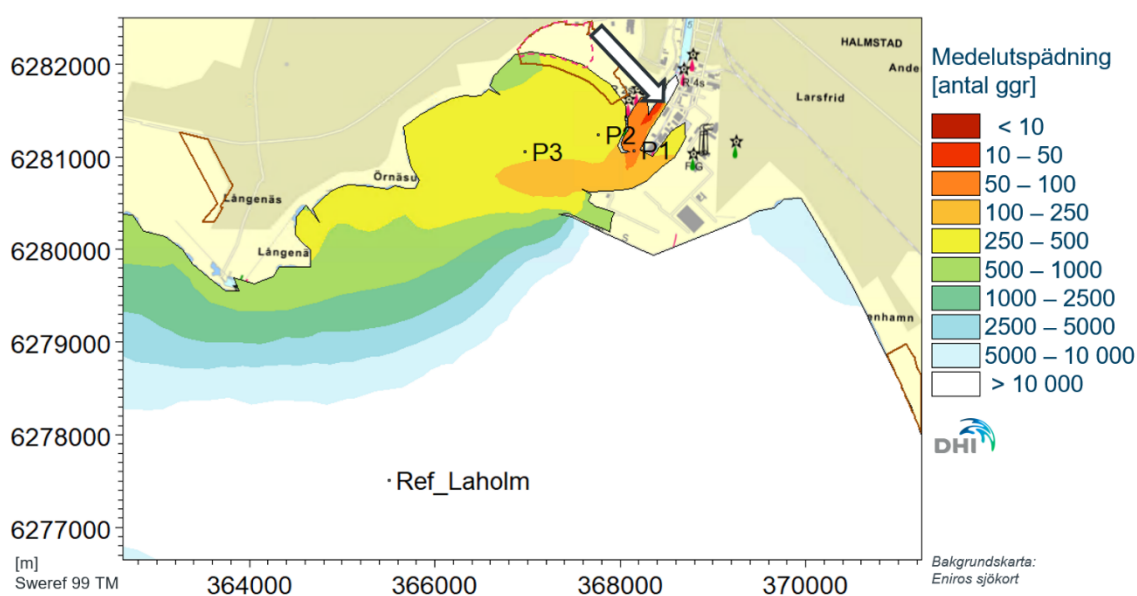
period än vad som visas i utspädningsfiguren är det sannolikt inte avloppsreningsverket som är källan till halterna i P2. Det finns också felkällor kopplat till provtagningen. Slutsatsen är dock att det är svårt att utvärdera resultaten för januari.

3.2.3 Mätning i april

Den tredje provtagningen utfördes den 19 april 2022.

Vid provtagningen var strömriktningen nord-nordostgående i P3 och nordvästgående i referenspunkten.

Figur 3-7 visar medelutspädning i ytan vid tiden för provtagningarna i recipienten 19 april.



Figur 3-7. Medelutspädning i ytan 19 april. Natura 2000-området är markerat med röd streckad linje, naturreservat med brun heldragen linje.

Utspädningen har räknats om till halt av 4 ämnen, se Tabell 3-4.

Tabell 3-4. Mätvärden 19 april, skillnaden mellan mätvärdet vid stationen och beräknad bakgrundshalt utifrån salthalt och modellerad tillförd halt från avloppsreningsverket. Negativa skillnader är satt till 0.

	Uppmätt halt [ng/l]	Referens uträknad från salthalt	Skillnad mellan stationen och referens	Modellerat medelvärde [ng/l]
Metoprolol				
Referens Nissan	4,0	-	-	-
Referens Laholm	0,6	-	-	0,1
P1	5,8	4	2	22,1
P2	7,2	2	5	3,9
P3	5,6	2	4	4,5
Diklofenak				
Referens Nissan	2,0	-	-	
Referens Laholm	LOQ	-		0,1
P1	2,6	2	1	8,6
P2	3,1	1	2	1,5
P3	2,5	1	1	1,7
Karbamazepin				
Referens Nissan	2,6	-	-	-
Referens Laholm	2,4	-	-	<0,1
P1	3,1	3	1	7,5
P2	4,5	2	2	1,3
P3	3,3	2	1	1,5
Oxazepam				
Referens Nissan	1,2	-	-	-
Referens Laholm	LOQ	-	-	<0,1
P1	2,0	1	0	4,9
P2	3,0	1	1	0,9
P3	1,6	0	0	1,0

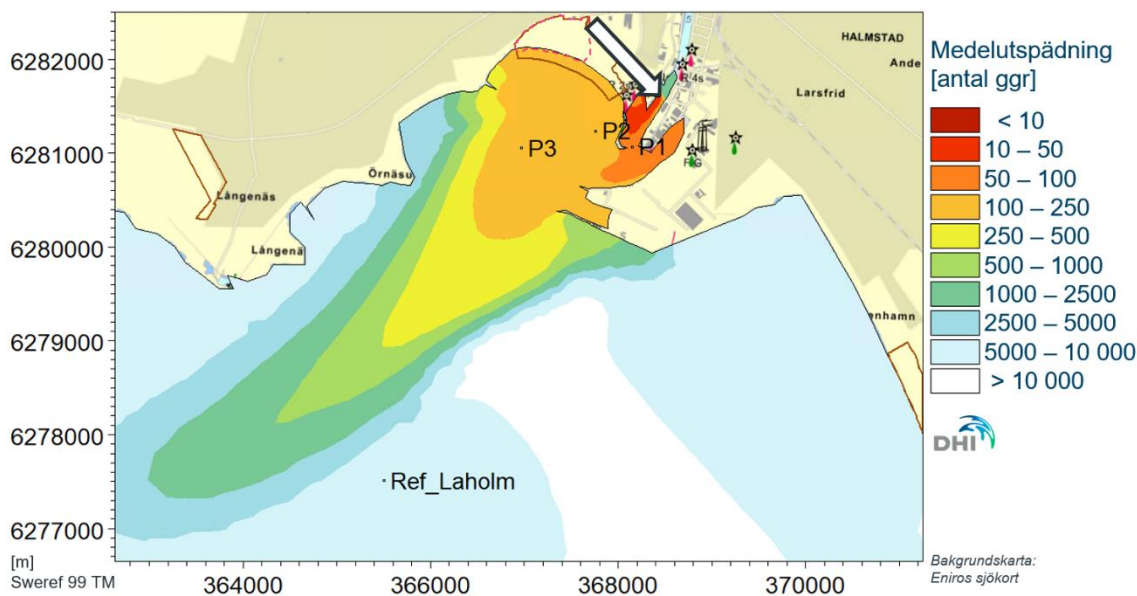
I april har man den hittills sämsta utspädningen av samtliga provtagningstillfällen. Även denna gång ger modellen högre halter i P1 än provtagningen vilket återigen visar att plymen ligger upptryckt mot åkanten och inte fångats i provtagningen. Hade man fångat plymen hade man troligtvis uppmätt högre halter eftersom modellen sprider utsläppet i hela beräkningscellen. Provtagningen är högre i P2 än i P3 men modellen ger likvärdiga värden i dessa två. Det är sannolikt en effekt av att det är grunt (1,5 m) vilket är svårt att lösa upp i modellen. Det leder till att modellen överskattar utspädningen i P2. Det stämmer också med resonemanget om att plymen ligger mot norra åkanten.

3.2.4 Mätning i juli

Den avslutande provtagningen utfördes i juli 2022. Provtagningen i recipienten skedde den 19 juli, närmsta provtagning i utgående vatten var den 11 juli. Högre halter än i recipienten.

Modellen visar sydvästgående ström vid referenspunkten. Vid P2 och P3 visar modellen en virvel som trycker in en del av plymen mot Västra stranden, Natura 2000 och naturreservatet.

Figur 3-8 visar medelutspädning i ytan under tiden för provtagningarna i recipienten 19 juli.



Figur 3-8. Medelutspädning i ytan 19 juli. Natura 2000-området är markerat med röd streckad linje, naturreservat med brun heldragen linje.

Utspädningen har räknats om till halt av 4 ämnen, se Tabell 3-5.

Tabell 3-5. Mätvärden 19 juli, skillnaden mellan mätvärdet vid stationen och beräknad bakgrundshalt utifrån salthalt och modellerad tillförd halt från avloppsreningsverket. Negativa skillnader är satt till 0.

	Uppmätt halt [ng/l]	Referens uträknad från salthalt	Skillnad mellan stationen och referens	Modellerat medelvärde [ng/l]
Metoprolol				
Referens Nissan	2,8	-	-	-
Referens Laholm	0,9	-	-	0,1
P1	52,8	2	51	16,9
P2	3,6	2	2	8,0
P3	2,2	1	1	6,6
Diklofenak				
Referens Nissan	2,6	-	-	-
Referens Laholm	nd	-	-	0,1
P1	18,5	1	18	13,5
P2	1,1	1	0	6,4
P3	LOQ	0	0	5,3
Karbamazepin				
Referens Nissan	3,0	-	-	-
Referens Laholm	1,8	-	-	0,1
P1	27,9	2	26	7,2
P2	3,3	2	1	3,4
P3	2,6	2	1	2,8
Oxazepam				
Referens Nissan	0,9	-	-	-
Referens Laholm	LOQ	-	-	<0,1
P1	14,6	1	14	3,4
P2	1,0	1	0	1,6
P3	0,6	0	0	1,3

I juli har provtagningen träffat plymen och de uppmätta halterna är högre än de modellerade, dock togs inte provet i utgående vatten samma dag som recipientproverna så det är svårt att utvärdera hur mycket det skiljer. Det är dock sannolikt att halten underskattas eftersom modellen har högre salthalt i P1 än provtagningen, vilket visar på att inblandningen av havsvatten överskattas. Dessutom kan plymen i verkligheten tryckas ihop mer medan den i modellen fördelas jämnt i hela beräkningscellen. Det som dessutom visat sig vid övriga provtagningar är att plymen från västra stranden kan smita förbi provtagningspunkten trots att det är trångt mellan pirarna vid P1, detsamma gäller även för modelleringen som också är utplockad i en punkt. Både modellen och de uppmätta halterna visar att halten är ungefär densamma i P2 och P3 vid dagen för provtagningen

även om modellen ger högre halter, men som redan nämnt skedde inte provtagningen samma dag i utgående vatten som i recipient.

3.2.5 Slutsatser från modellering av mätfällena

Modellen återger bra halterna som man ser i provtagningarna, i mätningarna i oktober och april skiljer det mindre än 1 ng/l efter att mätvärdena justerats med en grovt uppskattad bakgrundshalt. Mätningen i januari är svårtolkad och i juli togs inte mätningar i utgående vatten samma dag som provtagningen i recipienten. Det är en viktig slutsats att det idag finns så bra randdata tillgänglig från EUs Copernicus att man kan simulera ett utsläpp på denna tidsskala. Det är också en viktig slutsats i vidare arbete att modeller är ett pålitligt verktyg för att ge en helhetsbild av hur utsläpp av läkemedelsrester påverkar halterna i havet, trots att det rör sig om enstaka ng/l.

Modellering är en avvägning mellan hur högupplöst modellen behöver vara för att ge bra resultat och samtidigt ha en rimlig beräkningstid. I detta projekt när vi körde modellen fyra gånger var det relativt viktigt att den var snabb. Men man skulle med fördel kunna ha ett större högupplöst område för att få bättre precision på blandningen av färsk- och havsvatten i Nissans mynning. Modellen har lite för snabb inblandning vid mynningen, dvs modellen ger en för hög salthalt vid P1 vilket kan leda till att de modellerade halterna blir för låga. Det märks tydligast i juli när provtagningen ger träff i plymen Å andra sidan är det svårt att fånga plymen och trots att det är smalt mellan pirarna vid P1 kan plymen från avloppsverket smita bredvid, detta gäller både för provtagningen och i modellen.

Det är tydligt från modelleringen av provtagningstillfällena att Västra strandens avloppsreningsverk har en signifikant påverkan i Nissans mynning.

