

Förstudie

Rening av läkemedelsrester och andra
mikroföroreningar vid Nässjö ARV

Nässjö Affärsverk AB



Sammanfattning

Nässjö Affärsverk AB och Sweco har utfört en förstudie för läkemedelsrening på Nässjö avloppsreningsverk. Förstudien har till stor del finansierats genom bidrag från Naturvårdsverket.

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

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

Analys av mikroföroreningar och vattenmatrisen

Provtagning av mikroföroreningar på utgående renat avloppsvatten och nedströms i Nässjöån har utförts under fyra tillfällen mellan november 2022 och februari 2023. Proverna inkluderade analyser av mikroföroreningar, hormoner och PFAS-ämnen. Enligt analyserna uppskattas det årliga utsläppet av de uppmätta mikroföroreningar till ca 60 kg/år inklusive PFAS-ämnen och hormoner vilket motsvarar ca 2,7 g/pe, år. I de förstudier för rening av mikroföroreningar som Sweco tidigare utfört ligger motsvarande siffra mellan 0,9 och 2,0 g/pe, år. Nässjö ligger alltså högt i jämförelse. Angående PFAS-ämnen var halten av PFAS11 ca 290 ng/l i utgående avloppsvatten, en svensk studie med 16 ARV hade motsvarande halter mellan 11–101 ng/l, Nässjö ARV ligger således avsevärt högre än de ARV som medverkade i den studien.

Analys av vattenmatrisen har utförts på dygnsprover av utgående avloppsvatten vid fyra tillfällen från november 2022 till februari 2023. Vattenmatrisen har studerats med hänsyn till de kemiska parametrar som kan påverka val av reningsteknik (ozon eller aktivt kol), t.ex. bromid-, DOC och SS-halt. Analyserna visade att vattenmatrisen inte utgör något hinder för vare sig ozon eller GAK. Dock är bromidhalterna något förhöjda vilket medför att det är viktigt att designa processen för att stävja bromatbildningen. Detta kan göras bl. a. genom att använda dysor för inblandningen av ozon i reaktortanken för att undvika höga

koncentrationer av ozon. Rekommendation är att följa upp halterna bromid i avloppsvattnet vid verket.

Miljöriskbedömning

Miljöriskbedömningen utfördes genom att jämföra den beräknade koncentrationen av mikroföroreningar i recipienten (Predicted Environmental Concentration – PEC), alternativt den uppmätta koncentrationen (Measured Environmental Concentration – MEC), med den högsta koncentration av mikroföroreningarna som inte förväntas ha någon negativ effekt på organismerna i recipienten (Predicted No Effect Concentration – PNEC). Om kvoten PEC (MEC)/PNEC är större än 1 i recipienten föreligger en risk att organismerna i Nässjön kan skadas av mikroföroreningarna. Riskkvoterna baseras på provtagningar av utgående vatten från Nässjö ARV (med 1,1 (worst case scenario) respektive 2,5 gångers spädning (medelvärde) och uppmätta halter i Nässjön. Flödet i Nässjön varierar kraftigt och är väldigt lågt under vissa delar av året, främst sommarmånaderna. Detta gör att utspädningen i ån periodvis är låg, ibland är det i stort sett ingen spädning alls, vilket resulterar i höga halter av ett flertal mikroföroreningar i ån.

Miljöriskbedömningen visade att de nio mikroföroreningarna azitromycin, citalopram, diklofenak, oxazepam, sertralin, östron, PFOA, PFOS och bisfenol A (BPA) (2) kan utgöra en hög risk för vattenlevande organismer i Nässjön – vid båda utspädningsscenarierna och recipientprovtagningsspunkten. Av de mikroföroreningar som kan utgöra en hög risk i Nässjön finns det bedömningsgrunder/gränsvärden för diklofenak, östron och PFOS, som alltså överskrids i samtliga scenarier för alla ämnen. Det finns även en bedömningsgrund för BPA (1), men den överskrids inte. Däremot överskrids det föreslagna, ej antagna EU EQS-värdet för BPA (2), vilket innebär att ämnet kan utgöra en hög risk i Nässjön.

För att undersöka hur ett reningssteg med ozon eller GAK kan komma att påverka miljörisken för Nässjön har nya koncentrationer i Nässjön beräknats där reningen med ozon respektive GAK beaktats. Nya PEC/PNEC-värden har därefter beräknats. Resultaten visar att både ozon och GAK minskar antal ämnen som utgör hög risk eller måttlig. Dock är det fortfarande flertalet ämnen som även efter rening med ozon eller GAK utgör hög risk för recipienten, dessa inkluderar oxazepam, citalopram, hormonerna östron och östradiol, PFOA, PFAS samt bisfenol A, baserat på den nya föreslagna miljö kvalitetsnormen. Att dessa ämnen fortfarande utgör en risk beror dels på höga utkommande koncentrationen, dels på den låga utspädningen i Nässjön.

Effektbaserade analyser

Förutom kemiska analyser utfördes även effektbaserade analyser i celler på utgående avloppsvatten och recipienten. Effekter som kan mätas i celler är till exempel aktivering eller blockering av receptorer, oxidativ stress eller genotoxicitet. Uppmätt östrogen aktivitet (ER-aktivitet) i Nässjön visar värden som ligger långt över riktvärdet för ER-aktivitet (400 pg E2-ekv/L) och nuvarande bedömningsgrund för östradiol för inlandsytvatten (400 pg östradiol/L) vid alla provtagningar. Jämförelse mellan kemisk analys av ämnen med östrogen effekt och ER-aktivitet visar att endast 0–12 % av de uppmätta ER-aktiviteterna i utgående avloppsvatten från Nässjö ARV respektive 1–6 % i recipientproverna kan förklaras med kemisk analys. Detta visar att viktig information om toxisk effekt kan missas om endast kemisk analys används.

Dimensionering av läkemedelsrening och kostnads kalkyl

Dimensionering av ett reningssteg för läkemedel och andra mikroföroreningar har utgått från att någon av två etablerade teknikerna ozonering eller aktivt kol med GAK används.

Nässjö ARV håller etappvis på att byggas om för att klara ökad belastning och nya krav. Eftersom det ännu inte är bestämt exakt hur den nya processen kommer att se ut efter ombyggnationen är det svårt att avgöra vart i processen det är mest fördelaktigt att placera ett ozoneringssteg. Det kan antingen placeras direkt efter den biologiska reningen och innan lamellsedimenteringen, förutsatt att susp-halterna ut från det biologiska reningssteget är tillräckligt låga. Om ett efterpoleringssteg i form av ett filtersteg tillkommer föreslås ozoneringen placeras efter lamellsedimenteringen och innan flockning och filtersteg.

En GAK-anläggning placeras efter det sista partikelavskiljande steget, i detta fall lamellsedimenteringen så som anläggningen ser ut idag. Om ett filtersteg skulle tillkomma placeras GAK-filter efter filtersteget.

Ytbehovet för en ozonanläggning har uppskattats till ca 200 m² och för en GAK-anläggning till cirka 500 m². Båda alternativ bedöms få plats på tillgänglig yta på tomten.

Enligt utförda investeringskalkyler är den totala anläggningskostnaden ca 48 MSEK för en ozonanläggning och 87 MSEK för en GAK-anläggning.

Enligt utförda driftkostnads kalkyler är driftkostnaden 1,5 och 4,4 MSEK per år för en ozonanläggning respektive GAK-anläggning exklusive kapitalkostnader. Detta motsvarar en kostnad på 0,36 kr/m³ behandlat vatten för ozon och 1,03 kr/m³ behandlat vatten för GAK.

Ändringsförteckning

| Ver | Datum | Ändringsbeskrivning | Granskad | Godkänd av |
|-----|-------|---------------------|----------|------------|
| | | | | |
| | | | | |
| | | | | |
| | | | | |

Sweco Sverige AB 556767-9849
Uppdrag Nässjö ARV - Läkemedel
Uppdragsnummer 30048956

Upprättad av Maria Taoussi, Gisela Holm, Elin Salmonsson, Marco Kraus Schmitz, Dimitar Vasilev, Jakob Johansson och Gerly Hey
Datum 2023-10-10
Dokumentreferens rapport_läkemedelsutredning nässjö arv 2023-10-16

Innehållsförteckning

| | | |
|---|--|----|
| | Sammanfattning | 2 |
| 1 | Inledning | 8 |
| | 1.1 Bakgrund | 8 |
| | 1.2 Omvärldsbevakning | 8 |
| | 1.3 Rening av mikroföroreningar i Sverige | 9 |
| | 1.4 Mål och syfte med utredningen | 10 |
| | 1.5 Rapportinnehåll och begränsningar | 10 |
| | 1.6 Projektorganisation | 11 |
| 2 | Tillgängliga tekniker för avancerad rening – ett teoriavsnitt | 12 |
| | 2.1 Adsorption av mikroföroreningar med aktivt kol | 12 |
| | 2.1.1 GAK filter | 12 |
| | 2.1.2 PAK | 13 |
| | 2.2 Oxidation av mikroföroreningar med ozon följt av efterbehandling | 13 |
| | 2.2.1 Bildande av biprodukter och transformationsprodukter | 13 |
| | 2.2.2 Efterbehandling till ozonsteget: sandfilter, aktivt kol eller MBBR | 14 |
| | 2.3 PFAS-avskiljning i avloppsvatten med GAK och ozon | 14 |
| | 2.4 Finns det andra teknikalternativ än ozon och aktivt kol? | 14 |
| | 2.4.1 Enzymer | 15 |
| | 2.4.2 Membran | 15 |
| | 2.4.3 Oxidativa processer | 15 |
| | 2.5 Reningstekniker för PFAS | 16 |
| | 2.5.1 Membran | 16 |
| | 2.5.2 Adsorption med aktivt kol | 16 |
| | 2.5.3 Jonbyte | 16 |
| | 2.5.4 Skumfraktionering | 17 |
| | 2.5.5 Destruktion | 17 |
| 3 | Förutsättningar | 18 |
| | 3.1 Föreslagna EU-riktlinjer | 18 |
| | 3.2 Befintlig reningsprocess | 18 |
| | 3.2.1 Reningsprocess vid Nässjö ARV | 18 |
| | 3.2.2 Dimensionerande avloppsvattenflöde | 19 |
| 4 | Karaktärisering av vattnet | 21 |
| | 4.1 Vattenmatrisen spelar roll för reningstekniken | 21 |
| | 4.2 Analys av vattenmatrisen | 21 |
| | 4.2.1 Analys av mikroföroreningar | 24 |
| | 4.3 Jämförelse av mängd och halt av mikroföroreningar med andra studier | 26 |
| | 4.4 Effektbaserade analyser i celler | 27 |

| | | |
|-------|---|----|
| 4.5 | Analys av PFAS-ämnen genom PFAS11 i avloppsvatten | 27 |
| 5 | Miljöriskbedömning avseende recipientpåverkan vid Nässjö ARV | 29 |
| 5.1 | Metod | 29 |
| 5.1.1 | Miljöriskbedömning av mikroföroreningar | 29 |
| 5.1.2 | Effektbaserade analyser i celler | 31 |
| 5.2 | Resultat och diskussion | 32 |
| 5.2.1 | Miljöriskbedömning | 32 |
| 5.2.2 | Effektbaserad analys i celler | 36 |
| 6 | Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör risk i recipienten | 42 |
| 6.1 | Miljöriskbedömning med avancerat reningssteg | 44 |
| 7 | Dimensionering av reningssteg | 48 |
| 7.1 | Processmässig placering av ett kompletterande reningssteg | 48 |
| 7.2 | Antagande för dimensionering | 49 |
| 7.2.1 | Specifik ozondos | 49 |
| 7.2.2 | Uppehållstider i reaktorn | 50 |
| 7.2.3 | Kontaktid GAK | 50 |
| 7.3 | Ozonering | 50 |
| 7.3.1 | Reaktordesign | 50 |
| 7.3.2 | Ozonproduktion | 51 |
| 7.3.3 | Doseringsutrustning | 51 |
| 7.3.4 | Syrgasförsörjning | 51 |
| 7.3.5 | Kylning av ozongenerator | 52 |
| 7.3.6 | Styrning och instrument | 52 |
| 7.3.7 | Efterbehandling | 53 |
| 7.3.8 | Effektbehov | 53 |
| 7.3.9 | Layout och fysisk placering | 53 |
| 7.4 | Granulärt aktivt kol | 55 |
| 7.4.1 | Filterdesign | 56 |
| 7.4.2 | Backspolning | 57 |
| 7.4.3 | Utbyte av filtermedia | 57 |
| 7.4.4 | Styrning av instrument | 58 |
| 7.4.5 | Layout och fysisk placering | 58 |
| 8 | Kostnadsbedömning | 60 |
| 8.1 | Investeringskostnader | 60 |
| 8.2 | Driftkostnader | 61 |
| 9 | Klimatpåverkan | 63 |
| 10 | Diskussion och jämförelse av reningsteknikerna aktivt kol och ozon följt av MBBR | 64 |
| 11 | Slutsatser | 67 |
| 11.1 | Behov av avancerad rening | 67 |
| 11.2 | Val av reningsteknik | 67 |
| 12 | Litteraturlista | 69 |
| | Appendix 1 | 73 |
| | Appendix 2 | 76 |
| | Appendix 3 | 77 |
| | Appendix 4 | 78 |

1 Inledning

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

1.1 Bakgrund

Nässjö ARV är beläget nordöst om Nässjö. Efter en meandringsfåra (efterpoleringssteg) släpps det renade spillvattnet i Nässjöån som vidare rinner till Ryssbysjön. Avrinningsområdet är Motala ströms avrinningsområde och ingår i SRK Södra Vättern (Recipientkontroll). Nässjö ARV har idag en belastning om runt 23 000 pe och prognostiserad belastning om 30 000 pe i framtiden.

I oktober 2022 presenterade Europeiska kommissionen ett förslag till omarbetat avloppsdirektiv som del av EU:s gröna handlingsplan för nollförorening av luft, vatten och mark (Europeiska kommissionen, 2021). Förslaget innebär nya krav på rening av mikroföroreningar för reningsverk med en belastning över 100 000 pe samt för tätorter med en belastning på mellan 10 000 och 100 000 pe utgående från en lista med utpekade områden där skydd behövs för vattentäkt eller badvatten, eller där miljökvalitetsnormer inte kan nås. Förslaget är ute på remiss och hur det slutliga direktivet kommer att se ut vet vi troligen inte förrän efter årsskiftet 2023/2024.

Mellan 2017 och 2019 utförde Länsstyrelsen i Jönköpings län provtagningar på bland annat läkemedelsrester vid ett flertal reningsverk och tillhörande recipienter, däribland Nässjö ARV och Nässjöån. Resultaten visade att halterna läkemedelsrester i Nässjöån var bland de högsta bland de recipienter som provtogs (Länsstyrelsen i Jönköping, 2020).

Dessa resultat indikerar att Nässjö ARV kan komma att innefattas av ett krav på rening av mikroföroreningar i framtiden.

Nässjö Affärsverk planerar för närvarande en upprustning och ombyggnation av Nässjö ARV. Upprustningen är uppdelad i 8 etapper och planeras att genomföras under de kommande 8–10 åren, där etapp 8 innebär införande av ett reningssteg för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar, denna etapp är ej beslutad ännu.

1.2 Omvärldsbevakning

Rening av mikroföroreningar, så som läkemedelsrester, är ett område som det pågår mycket arbete kring i stora delar av Europa. Några länder som kan nämnas är Tyskland, Belgien, Holland och Schweiz. Schweiz, som inte ingår i

EU, har sedan 2016 valt en egen väg för att hantera mikroföroreningar i avloppsvatten. Detta beslut kom tio år efter att Schweiz initierade ett stort forskningsprojekt Strategy Micropoll, där man undersökte och utvecklade en strategi för att minska mängden mikroföroreningar från urbana vatten till schweiziska sjöar. Resultatet blev bland annat att en viktig plattform utformades: VSA – Platform process engineering micropollutants (VSA, 2022). På hemsidan kan man läsa om den pågående utvecklingen avseende rening av mikroföroreningar, så kallad avancerad rening, i landet.

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

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

I oktober 2022 presenterade Europeiska kommissionen ett förslag till omarbetat avloppsdirektiv som del av EU:s gröna handlingsplan för nollförorening av luft, vatten och mark (Europeiska kommissionen, 2021). Förslaget innebär nya krav på rening av mikroföroreningar för reningsverk med en belastning på över 100 000 pe samt för tätorter med mellan 10 000 och 100 000 pe utgående från en lista med utpekade områden där skydd behövs för vattentäkt eller badvatten, eller där miljö kvalitetsnormer inte kan nås. Förslaget är ute på remiss och hur det slutliga direktivet kommer att se ut vet vi troligen inte förrän efter årsskiftet 2023/2024.

1.3 Rening av mikroföroreningar i Sverige

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

Nykvarnsverket i Linköping var det första reningsverket i Sverige som implementerade ett avancerat reningssteg, detta gjordes 2017. Nykvarnsverket byggdes till med ett ozonsteg som följs av en Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) (Tekniska Verken, 2022). En MBBR är en bioreaktor där biofilm växer på suspenderat bärrmaterial. Stengårdens ARV i Simrishamn har tre separata linjer för läkemedelsrening, en linje med GAK, en linje med ozon följt av sandfilter och en linje med ozon följt av GAK. I Bräkne-Hoby finns en

anläggning med förfiltrering i sandfilter, följt av ozon och efterpolering med GAK. Fler exempel som kan nämnas är reningsverket i Tierp som har samma processuppställning som Bräckne-Hoby (Tierps Energi och Miljö, 2019).

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

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

1.4 Mål och syfte med utredningen

Syftet med denna förstudie är att avgöra vilket behov som finns att rena vatten från läkemedelsrester vid Nässjö ARV samt utreda vilken reningsteknik som är lämplig att implementera och vilken effekt reningssteget skulle ha på recipienten.

Målet med denna förstudie är att uppskatta miljörisk från läkemedelsrester i nuläget baserat på uppmätta halter i utgående vatten och recipient, även andra mikroföroreningar så som PFAS och hormoner har analyserats. Därtill kommer en miljöriskbedömning för framtiden att göras med utgångspunkt i att ett avancerat reningssteg implementeras.

Dessutom kommer två processlösningar för läkemedelsrening, som är möjliga utifrån platsspecifika egenskaper för vattnet att presenteras. Investering- och driftkalkyler för de båda förslagen tas fram samt det ytbehov som föreligger. Den kunskap som genereras inom projektet kommer att vara grunden för fortsatt arbete.

1.5 Rapportinnehåll och begränsningar

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

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

Därefter presenteras processutformning och dimensionering av två utvalda reningstekniker, följt av kostnads kalkyl för de båda alternativen. I det avslutande

kapitlet sammanfattas slutsatser både från miljöriskbedömningen och förslagen till processutformning.

1.6 Projektorganisation

Projektledare på Nässjö Affärsverk AB har varit Göran Ljungsell tillsammans med Åsa Stenvall och Kersti Danielsson, Kersti Danielsson har även ansvarat för provtagningen. Från Swecos sida har Maria Taoussi, Gisela Holm, Elin Salmonsson, Dimitar Vasilev, Marco Kraus Schmitz, Jakob Johansson och Gerly Hey arbetat med projektet.

2 Tillgängliga tekniker för avancerad rening – ett teoriavsnitt

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

2.1 Adsorption av mikroföroreningar med aktivt kol

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

2.1.1 GAK filter

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

2.1.1.1 Regenerering av GAK

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

2.1.2 PAK

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

2.2 Oxidation av mikroföroreningar med ozon följt av efterbehandling

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

2.2.1 Bildande av biprodukter och transformationsprodukter

Vid en ozonbehandling reagerar ozon med mikroföroreningen genom att attackera dess molekylstruktur där elektrontätheten/reaktiviteten är som högst; till exempel aktiverade aromater, dubbelbindningar, neutrala aminer och sulfider. Vid en attack bryts mikroföroreningen ner till mindre enheter när modern molekyl oxideras av ozon, varvid vi observerar en reduktion av mikroföroreningen i vattnet. Nedbrytningen ger inte någon fullständig nedbrytning av mikroföroreningar utan i stället bildas mindre transformationsprodukter. De bildade transformationsprodukterna kan förväntas vara kortlivade i vattenmiljön, detta beror på att de pga. sin instabilitet tenderar att reagera vidare till nya ännu mindre molekyler (von Sonntag & von Gunten, 2012). Det finns dock en risk att toxiska transformationsprodukter bildas, t.ex. kan kväveoxider bildas genom att ozon reagerar med tertiära aminer. Tramadol, citalopram och venlafaxin är exempel på läkemedel som kan bilda kväveoxider vid ozonering (Gulde, o.a., 2021). Kväveoxider bryts inte ner i ett biologiskt efterbehandlingssteg. För att säkerställa att ozoneringsprocessen fungerar med avseende på att förbättra kvalitén på det behandlade avloppsvattnet och att det blivit mindre skadligt för de organismer som lever i recipienten nedströms reningsverket räcker det inte att använda traditionella vattenanalyser, utan nya typer av analyser, så som effektbaserade analyser eller andra typer av toxicitetstest kan bli nödvändiga.

Ozonet reagerar även med ämnen som finns i vattenmatrisen vilket bildar biprodukter. Vissa biprodukter som bildas är toxiska, till exempel kan bromid oxideras till bromat, ett ämne som är cancerogent. NDMA (nitrosdimetylammin) är ett annat exempel på toxisk biprodukt, denna bildas vid reaktion mellan

dimetylamin och ozon när dimetylamin förekommer vid höga koncentrationer (Padhye, 2011).

2.2.2 Efterbehandling till ozonsteget: sandfilter, aktivt kol eller MBBR

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

2.3 PFAS-avskiljning i avloppsvatten med GAK och ozon

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

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

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

2.4 Finns det andra teknikalternativ än ozon och aktivt kol?

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

2.4.1 Enzymer

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

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

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

2.4.2 Membran

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

2.4.3 Oxidativa processer

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

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

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

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

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

2.5 Reningstekniker för PFAS

Som tidigare nämnt så har ozon mycket begränsat förmåga att bryta ner PFAS-ämnen och kan således inte användas som teknik för avskiljning av PFAS. Det finns ett antal tekniker som kan avskilja PFAS, däribland GAK. En sammanfattning av de dessa tekniker följer nedan. Vissa av teknikerna är redo för bred implementering medan andra är under teknikutveckling. Värt att notera är att det idag inte finns några exempel på installation av dessa tekniker avsedda för PFAS-rening vid svenska ARV, däremot används vissa tekniker vid vattenverk för att rena dricksvatten från PFAS. Följande är endast en kort sammanfattning av befintliga tekniker, för en mer detaljerad redogörelse se Svenskt vattens rapport om hur svenska avloppsreningsverk kan möta utmaningen med PFAS (Baresel, o.a., 2022).

2.5.1 Membran

Membranrening med nanofiltrering eller omvänd osmos används idag i produktion av dricksvatten och i industriella processer. Omvänd osmos släpper i princip endast igenom vatten och kan därför avlägsna alla PFAS-ämnen. Nanofiltermembran varierar i täthet och släpper igenom små joner och molekyler. Storleken på membranet kan anpassas efter storleken på molekylerna som ska avskiljas. Vid membranseparation genereras ett koncentrat innehållande föroreningar och salter som måste hanteras, PFAS bryts inte ner utan koncentreras endast upp. Ett ytterligare steg krävs, som till exempel kolfilter. Membranrening har relativt hög energiförbrukning.

2.5.2 Adsorption med aktivt kol

Aktivt kol är en beprövad teknik inom dricksvatten för att ta bort organiska kemikalier och andra föroreningar som påverka smak och lukt i dricksvatten. Avskiljning av PFAS-ämnen med aktivt kol fungerar bättre desto längre kolkedja, laddade grupper så som kboxyl- och sulfongrupper påverkar avskiljningen negativt, kombinationen av korta kolkedjor och laddade grupper bryter igenom ett kolfilter relativt snabbt, exempel på detta är PFOS som bryta igenom kolfilter långt före de flesta mikroföroreningar, troligtvis efter 5 000 bäddvolymer.

2.5.3 Jonbyte

Vid jonbyte används hartser, vilket är små porösa plastpärlor med laddade funktionella grupper. Vid varje funktionell grupp kan en laddad förorening bida och ersätta befintliga vätekatjoner eller hydroxidjoner, och på så sätt avskiljas. Som för aktivt kol fungerar detta olika bra för olika PFAS-ämnen, generellt ar

avskiljningen bättre för långa kolkedjor men även vissa korta kolkedjor så som PFOS har visat på hög avskiljningsgrad. Jonbye används idag inom t.ex. lakvattenrening och i dricksvatten.

2.5.4 Skumfraktionering

Vid skumfraktionering avskiljer PFAS genom att luft bubblas genom vatten och bildar luftbubblor som PFAS-ämnena fastnar på, skummet kan sedan avskiljas från vattnet. Skumfraktionering har använts för att t.ex. avskilja proteiner och avfall från vatten i fiskodlingar. tekniken fungerar även på PFAS men har ännu inte provats i stor skala vid något reningsverk. Processen fungerar eftersom PFAS-molekyler är polära men en hydrofob ände och en hydrofil ände. Den hydrofoba änden fäster vid luftbubblan och följer med när bubblan stiger. PFAS molekylen avskiljs endast och ett koncentrat skapas, det går att koncentrera upp koncentratet i flera steg för att minimera volymen vatten innehållande PFAS som måste destrueras. Olika PFAS-ämnen avskiljs olika bra, PFAS-ämnen med många fullfluorerade kolatomer avskiljs väl medan ämnena med 4 eller färre fullfluorerade atomer avskiljs nästan inte alls. För att processen ska fungera måste vattnet ha en tendens att skumma lagom mycket, för vatten som inte skumma kan tensider tillsättas för att öka skumbildningen. Processen ger endast delvis rening av PFAS.

2.5.5 Destruktion

Ovan nämnda reningstekniker åstadkommer endast separation och uppkoncentrering av PFAS-ämnen och igen egentlig nedbrytning. För att undvika att PFAS åter hamnar i kretsloppen behöver de destrueras. PFAS kan destrueras antingen via termisk behandling, eller kemisk destruktion. Termisk behandling kan vara förbränning, pyrolys eller termisk hydrolys. Förbränning av PFAS vid 900°C anses ge en destruktion på 99 %, vid temperaturer mellan 760 och 870 °C är destruktionsgraden betydligt sämre.

3 Förutsättningar

3.1 Föreslagna EU-riktlinjer

I EU kommissionens nya avloppsdirektiv är förslag att anläggningar över 100 000 invånare ska införa läkemedelsrening till 2035 och anläggningar mellan 10 000 och 100 000 invånare med känslig recipient ska införa läkemedelsrening till 2040. Varje land ska senast 2030 ta fram en lista på områden där koncentrationer och ackumulering av mikroföroreningar utgör en risk för människors hälsa eller miljön. Enligt förslaget ska rening av minst 80 % av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar uppnås över verket. Avskiljningsgraden beräknas som ett procentuellt medelvärde av minst sex ämnen från två kategorier (Tabell 1) där antal ämnen i kategori 1 ska vara dubbelt så många som kategori 2. I de fall då färre än sex ämnen kan uppmätas i tillräcklig koncentration ska myndigheten välja ut andra ämnen.

Tabell 1. Ämnen som ingår i EU föreslagna riktlinjer.

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

3.2 Befintlig reningsprocess

3.2.1 Reningsprocess vid Nässjö ARV

Belastningen till Nässjö ARV är ca 23 000 pe. I reningsverket renas vattnet mekaniskt, biologiskt och kemiskt. Det mekaniska reningssteget består i rens-galler och sandfång. Efter sandfånget delas det inkommande flödet i två linjer, en biobäddslinje och en aktiv slamlinje.

Flödet över biobäddarna passerar en försedimentering och rinner därefter med självfall och fördelas över de två biobäddarna med stenmaterial. Vattnet som ska recirkuleras pumpas upp till utlopp försedimentering. Efter biobäddarna fördelas flödet vidare över två runda mellansedimenteringsbassänger.

Flödet över aktiv slamlinjen passerar en grovsedimentering, luftningsbassänger samt mellansedimenteringsbassänger.

Efter mellansedimenteringarna går vattenflödena ihop och passerar flockningsbassänger med efterföljande lamellsedimentering i två linjer för vidare ledning ut i recipienten Nässjöån.

I befintligt tillstånd har verket villkor på BOD₇ samt fosfor men inga för vare sig totalkväve eller ammoniumkväve (Tabell 2).

Nässjö som stad växer och belastningen på reningsverket förväntas öka i framtiden, dessutom förväntas krav på kvävereduktion komma i framtida tillstånd. Tabell 2 sammanfattar befintliga och förväntade framtida krav för Nässjö ARV. För att klara framtida belastning och krav behöver anläggningen byggas om processmässigt. Anläggningen är dessutom ålderstigen och behöver en allmän upprustning. Med detta som bakgrund gjorde år 2021 en utredning om Nässjö ARV i framtiden (Sweco, 2021), där en plan för ombyggnation av reningsverket togs fram. Planen är uppdelad i etapper, där arbetet med ett och två redan har påbörjats. Installation av läkemedelsrening finns med i planen som ett sista steg när verket är ombyggt, ifall det skulle komma krav på läkemedelsrening i framtiden. Övriga etapper innebär bl.a. ny försedimentering, ombyggnation av biobäddar, implementering av kväverening, samt nytt kem- och filtersteg. Exakt hur den framtida anläggningen kommer att se ut är inte beslutat.

Tabell 2. Befintliga och förväntade framtida krav för Nässjö ARV.

| | Enhet | Befintligt | Framtida |
|--------------------|-------|------------|-----------------|
| BOD | mg/l | 10 | 10 ¹ |
| N-tot | mg/l | - | 15 ² |
| NH ₄ -N | mg/l | - | 3 ³ |
| P-tot | mg/l | 0,3 | 0,3 |

¹Vid kvävekrav kommer BOD-krav att uppfyllas oavsett p g a kvävereningen

²EU-krav om retentionen inte får godkännas

³Beroende på recipientens MKN, beroende på recipientens status kan kravet komma att bli hårdare.

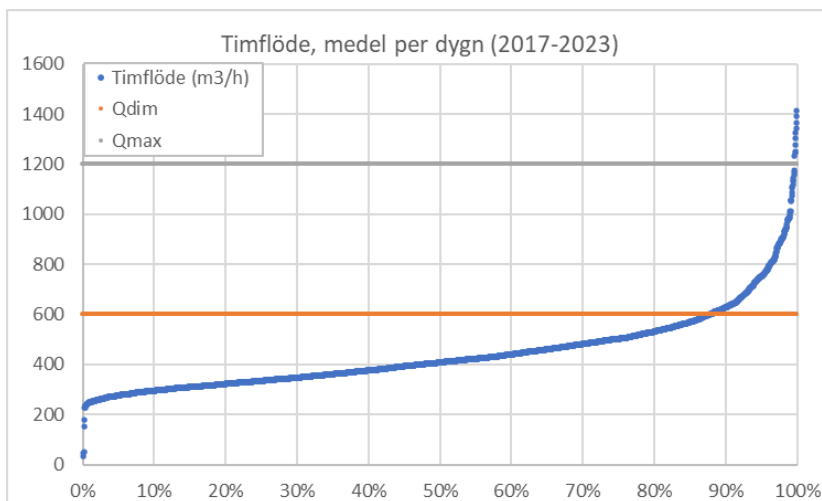
3.2.2 Dimensionerande avloppsvattenflöde

Enligt (Sweco, 2021) dimensioneras det ombyggda reningsverket för prognosåret 2050 och 30 000 pe, vilket är den dimensioneringen som denna rapport utgår ifrån. Dimensionerande belastning samt belastning för 2017 – 2021 redovisas i Tabell 3. Det avancerade reningssteget dimensioneras efter $Q_{\max \text{ bio}}$, alltså ska det avancerade reningssteget klara av att rena allt vatten som går igenom det biologiska reningssteget.

Tabell 3. Dimensionerande avloppsvattenflöde för Nässjö ARV.

| | Enhet | 2017 – 2021 | 2050 |
|--------------------------|---------|-------------|--------|
| Antal pe | Pe | 23 020 | 30 000 |
| Q_{medel} | m^3/d | 10 879 | 11 784 |
| Q_{dim} | m^3/h | 510 | 600 |
| $Q_{max\ bio}$ | m^3/h | 1 010 | 1 200 |
| $Q_{max, förbehandling}$ | m^3/h | 2 020 | 2 400 |

I Figur 1 ses dagens avloppsvattenflöde (timflöde) till Nässjö ARV mellan 2017-juni 2023. Med dagens flöde kommer det avancerade reningssteget att kunna rena över 99 % av det inkommande vattnet till reningsverket.



Figur 1. Histogram av inkommande flöde vid Nässjö ARV.

4 Karaktärisering av vattnet

4.1 Vattenmatrisen spelar roll för reningstekniken

Utöver mängder och typer av mikroföroreningar påverkar även det platsspecifika vattnet i vilket mikroföroreningarna befinner sig i hur väl ett avancerat reningssteg kommer att fungera. Vattenmatrisen omfattar joner, löst organiskt kol mm., för att nämna några exempel.

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

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

4.2 Analys av vattenmatrisen

Vattenmatrisen är av betydelse för alla typer av vattenreningstekniker och har inom denna utredning studerats med hänsyn till de kemiska parametrar som kan påverka ozonteknik och filtrering med granulerat aktivt kol (GAK). Analys av vattenmatrisen har utförts på dygnsprover vid fyra tillfällen från november 2022

till januari 2023. Prover har tagits på reningsverkets utgående vatten. Tabell 4 visar medelvärden och standardavvikelser.

Tabell 4. Vattenmatrisen för utgående vatten vid Nässjö ARV.

| Parameter | Enhet | Medelhalt | n ^a <LOQ ^b / n total |
|--|-------|-------------------|---|
| Suspenderade ämnen | mg/l | 14,1 ± 4,4 | 0/4 |
| TOC | mg/l | 12,6 ± 3,1 | 0/4 |
| DOC | mg/l | 11,3 ± 2,8 | 0/4 |
| Ammoniumkväve (NH ₄ -N) | mg/l | 11,0 ± 3,3 | 0/4 |
| Nitrit (NO ₂ ⁻) | mg/l | 1,2 ± 0,64 | 0/4 |
| Nitrit-kväve (NO ₂ -N) | mg/l | 0,34 ± 0,19 | 0/4 |
| Järn Fe (filtrerat) | mg/l | 0,031 ± 0,0073 | 0/4 |
| Krom Cr _{tot} (filtrerat) | µg/l | 0,13 ± 0,031 | 0/4 |
| Krom(VI) | µg/l | <0,2 ^c | 4/4 |
| Krom(III) (beräknat) ^d | µg/l | n.a. ^d | - |
| Bromid Br- | mg/l | 0,17 ± 0,093 | 0/4 |
| Dimetylamin | µg/l | <5 | 4/4 |

^an, antal mätningar

^bLOQ, beaktat som rapporteringsgräns i denna rapport.

^cAlla fyra mätvärden låg under detektionsgränsen för krom(VI).

^dEftersom koncentrationen av Krom(VI) var lägre än detektionsgränsen för alla fyra provtillfällen har Krom(III) inte kunnat beräknats.

GAK

För implementering av GAK-filtrering visar resultaten i Tabell 4 att dagens SS-halt är något hög för att kunna hanteras i ett kolfiltersteg, och ett förbehandlingssteg behövs innan ett kolfilter med aktuell SS-halt. Halter SS över 10 mg/l kan påverka kolfiltreringen genom att backspolning behöver ske mer frekvent. Men eftersom en omfattande ombyggnation av Nässjö ARV i olika etapper är planerad, där byggandet av en reningsanläggning för mikroföroreningar är planerad efter att det biologiska reningssteget har byggts om och ett filtersteg eventuellt har tillkommit så förväntas vattnet se annorlunda ut från idag. Det framtida verket kommer att ha en bättre renings- och avskiljningsgrad och halten SS, kommer troligtvis att vara betydligt lägre än idag och inte utgöra något hinder. Detsamma gäller för TOC och DOC, vilka kommer att se helt annorlunda ut efter ombyggnation. Prover på vattenmatrisen behöver därför tas igen efter att ombyggnationen är klar.

I övrigt kan även järn påverka ytan på GAK, genom att det sker en oxidutfällning på filterytan. Dock är de uppmätta halterna så pass låga (0,03 mg/l), att risken för en betydande fouling i form av järnoxidutfällning bedöms som liten.

Ozon

Avseende ett processteg med ozon, finns det ett flertal parametrar som kan påverka lämpligheten. Dessa parametrar påverkar ozonets effektivitet framför

allt genom att konsumera ozon, vilket blir en nackdel för reduktionen av de långsamt reagerande mikroföroreningarna. Skillnaden är dock relativt liten sett till samtliga mikroföroreningar och när SS-halterna ligger <25 mg/l (Juaréz, o.a., 2021). För Nässjö ARV var de uppmätta halterna under 25 mg/l (14 mg/l) och bedömningen är att SS-halter därmed inte påverkar ozonering av mikroföroreningar som så, däremot är SS-halterna något höga vilket kan påverka processen så till vida att högre ozondoser behövs, eller att man får problem med skumning eller igensättning av dysor. SS-halterna under 10 mg/l är att rekommendera. Nässjö ARV ska renoveras och ett filtersteg kommer eventuellt tillkomma, detta kommer sannolikt reducera SS-halterna så pass mycket att de inte kommer att störa processen.

Nitrit konsumerar ozon vid bildande av nitrat. Vid en sådan omvandling konsumeras med ca. 3,43 mg O₃ per mg nitritkväve. Halterna av nitrit indikerar att ozon behöver tillsättas ytterligare med en koncentration runt 1,7 mg O₃/l, vilket ökar driftkostnaden. En förbättrad biologisk rening innan det avancerade reningssteget minskar sannolikt denna ozonkonsumtion.

Halten av järn är låg och påverkar inte ozonkonsumtionen nämnvärt. Även halten av krom och framförallt fördelningen mellan krom(III) och krom(VI) har studerats. Detta på grund av att krom(VI) kan bildas vid ozonering av krom(III), där krom(VI) är toxiskt och kan orsaka både allergi och cancer. Analysen av den totala halten krom visar att halterna är låga, Cr_{tot} är 0,13 µg/L, medan halterna av krom(VI) är under rapporteringsgränsen, som är högre ställd än Cr_{tot}. Någon beräkning av krom(III) har därför inte kunnat göras. Eftersom de uppmätta halterna av krom var så pass låga, bedöms krom inte utgöra en stor risk för Nässjö ARV. Detta resultat stämmer väl överens med bedömningar som gjorts i tidigare studier (Wunderlin & Grelot, 2021), vilka pekar på att krom (framförallt krom(III)) sällan påträffas i höga koncentrationer på ARV runt om i Europa. Sweco ser samma trend för de analyser som utförts på andra reningsverk mellan åren 2020–2022. Mot bakgrund av analysresultatet från denna provtagning behöver därför inte krom följas upp med vidare provtagning.

De uppmätta halterna av bromid visar på en medelhalt av 0,17 mg/l (Tabell 3). Fyra nivåer av bromidhalter har tagits fram som grund för riskbedömning av bromatbildning (Wunderlin & Grelot, 2021) och (Miehe, Stapf, & Schuman, 2017):

- 1) Bromidkoncentration <100 µg/l: ingen begränsning vid ozondoser <0,7 mg O₃/mg DOC och vid
- 2) Bromidkoncentration 100 – 150 µg/l: ingen begränsning vid ozondoser <0,5 mg O₃/mg DOC. Vid högre dosering bör bromatbildningen utvärderas för den aktuella vattenmatrisen.
- 3) Bromidkoncentration <150 µg/l: en bedömning behöver göras för bromatbildningen i den aktuella vattenmatrisen
- 4) Bromidkoncentration >400 µg/l: märkbar bromatbildning, åtgärder uppströms bör undersökas och åtgärdas.

Bromidhalterna vid Nässjö ARV hamnar under nivå 2, under gränsen för när bromid inte utgör ett hinder för en eventuell ozonimplementering, men de är fortfarande något höga. Det är därför viktigt att följa upp detta om ett ozoneringssteg skulle bli aktuellt genom att genomföra ozontest på vattnet.

Det finns även sätt att designa ozonprocessen så att bromatbildningen kontrolleras och stävs. Detta hör ihop med hur bromat bildas vilket sker när bromid i kombination med fritt ozon reagerar. För en vattenlösning där ozon injiceras med endast en injektion, kommer allt fritt ozon att väldigt snabbt reagera med bromid och därmed bilda bromat. Däremot, om ozon injiceras över längre tid, kan bromatbildningen kontrolleras och stävjas eftersom det inte finns lika mycket momentant tillgängligt ozon (Jekel & Zietzschmann, 2018). Samma effekt får man om man använder dysor för att tillsätta ozon, ozonet sprids ut över hela tanken och man undviker höga halterna fritt ozon.

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

Sammanfattningsvis kan konstateras att vattenmatrisen inte utgör något hinder för vare sig ozon eller GAK som reningsteknik vid Nässjö ARV, dock bör hänsyn tas till bromidhalten om ozonering väljs som reningsteknik.

4.2.1 Analys av mikroföroreningar

Inom ramen för detta projekt har fyra provtagningar genomförts avseende mikroföroreningar. Provtagningen har skett på utgående vatten från avloppsreningsverket samt i recipient. Provtagningarna genomfördes mellan november 2022 och februari 2023. Provtagningarna har analyserats av MoLab och inkluderar 38 substanser. I Tabell 5 redovisas resultaten från analyserna i form av medelvärde, standardavvikelse och antal mätningar med resultat under rapporteringsgränsen, som vi i denna rapport har valt att likställa med rapporteringsgränsen. Antal mätningar under rapporteringsgränsen visas sedan i förhållande till antalet totala mätningar (n_{tot}).

Tabell 5. Analysresultat i form av medelhalt +/- standardavvikelse, i noggrannhet om en decimal, och mätningar (<LOQ) från provtagningarna av mikroföroreningar vid Nässjö ARV.

| | Utg avlopp | | Nässjöån nedströms | |
|-----------------------|-----------------|----------------------|--------------------|----------------------|
| | Medel | n < LOQ / n total | Medel | n < LOQ / n total |
| | ng/L | st | ng/L | st |
| Acetamidiprid | 0 ± 0 | 4/4 | 0 ± 0 | 4/4 |
| Amisulprid | 0 ± 0 | 4/4 | 0 ± 0 | 4/4 |
| Atenolol | 525,8 ± 189,9 | 0/4 | 123,05 ± 55,8 | 0/4 |
| Azitromycin | 260,4 ± 115,2 | 0/4 | 32,5 ± 19,4 | 0/4 |
| Bensotriazol | 232,8 ± 74,8 | 0/4 | 86,7 ± 48,7 | 0/4 |
| Bisfenol A | 323,9 ± 190,0 | 0/4 | 66,8 ± 34,4 | 0/4 |
| Ciprofloxacin | 27,6 ± 6,5 | 2/4 | 0 ± 0 | 4/4 |
| Citalopram | 184,6 ± 54, | 0/4 | 32,0 ± 15,1 | 0/4 |
| Diclofenak | 485,5 ± 191,0 | 0/4 | 133,3 ± 67,4 | 0/4 |
| Erytromycin | 15,6 ± 2,6 | 0/4 | 2,1 ± 1,9 | 2/4 |
| Etinylöstradiol (EE2) | 0 ± 0 | 4/4 | 0 ± 0 | 4/4 |
| Flukonazol | 48,2 ± 31,0 | 0/4 | 11,8 ± 8,3 | 0/4 |
| Furosemid | 271,5 ± 128,5 | 0/4 | 24,3 ± 20,9 | 0/4 |
| Hydroklortiazid | 128,2 ± 44,9 | 0/4 | 18,3 ± 12,9 | 0/4 |
| Ibuprofen | 2167,5± 1630,1 | 0/4 | 0 ± 0 | 4/4 |
| Imidaklopid | 4,0 ± 1,5 | 0/4 | 0,6 ± 0,2 | 0/4 |
| Irbesartan | 29,6± 11,4 | 0/4 | 9,2 ± 4,4 | 0/4 |
| Karbamazepin | 459,2 ± 185,3 | 0/4 | 128,3 ± 80,4 | 0/4 |
| Ketokonazol | 44,3 ± 22,6 | 0/4 | <5 ± 0 | 4/4 |
| Klaritromycin | 172,6 ± 99,7 | 0/4 | 31,4 ± 17,9 | 1/4 |
| Losartan | 1487,3 ± 600,4 | 0/4 | 479,5 ± 222,4 | 0/4 |
| Metoprolol | 988,5 ± 384,0 | 0/4 | 260,7 ± 140,6 | 4/4 |
| Metotrexat | <5 ± 0 | 4/4 | 0 ± 0 | 4/4 |
| Naproxen | 1891,1 ± 623,0 | 0/4 | 160,2 ± 70,4 | 0/4 |
| Oxazepam | 188,7 ± 80,4 | 0/4 | 58,5 ± 33,1 | 0/4 |
| Paracetamol | 1953,0 ± 1999,0 | 0/4 | 159,1 ± 168,0 | 1/4 |
| PFOA | 64,6 ± 19,9 | 0/4 | 6,0 ± 0,9 | 0/4 |
| PFOS | 96,2 ± 51,6 | 0/4 | 6,9± 2,0 | 0/4 |
| Propranolol | 47,2 ± 18,5 | 0/4 | 14,7 ± 7,9 | 0/4 |
| Sertralin | 131,9 ± 16,5 | 0/4 | 35,5 ± 14,1 | 0/4 |
| Sulfametoxazol | 88,9 ± 59,4 | 0/4 | 26,2 ± 21,0 | 0/4 |
| Tiaklopid | 0 ± 0 | 4/4 | 0 ± 0 | 4/4 |
| Tiametoxam | 0,1 ± 0,2 | 3/4 | 0,1 ± 0 | 3/4 |
| Tramadol | 575,7 ± 249,0 | 0/4 | 168,0 ± 96,8 | 0/4 |

| | | | | |
|----------------|---------------|-----|-------------|-----|
| Trimetoprim | 117,0 ± 52,0 | 0/4 | 35,3 ± 22,9 | 0/4 |
| Venlafaxin | 495,4 ± 176,1 | 0/4 | 87,3 ± 46,5 | 0/4 |
| Zolpidem | 0,7 ± 0,5 | 1/4 | 0,2 ± 0,2 | 3/4 |
| Östradiol (E2) | 6,9 ± 4,7 | 1/4 | 0 ± 0 | 4/4 |
| Östron (E1) | 68,5 ± 31,2 | 0/4 | 13,3 ± 5,8 | 0/4 |

4.3 Jämförelse av mängd och halt av mikroföroreningar med andra studier

För Nässjö ARV och för de ämnen som återfinns i utgående vatten, speglas halterna och omfattningen av de påträffade mikroföroreningarna relativt väl de ämnen som vanligen återfinns på svenska reningsverk.

Sweco har tidigare utfört liknande förstudier som denna för andra reningsverk runt om i Sverige där samma lista av ämnen analyserats som i denna förstudie. I jämförelse med provtagningar från 6 andra reningsverk ligger utgående halter från Nässjö ARV på ungefär samma koncentrationer för merparten av de analyserade ämnena. Några ämnen visade dock markant högre halter vid Nässjö ARV i jämförelse med de andra verken, nämligen azitromycin, klaritromycin, paracetamol, bisfenol A, PFOA, PFOS, östradiol och östron.

Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp tillsammans med IVL Svenska miljöinstitutet utförde provtagningar för läkemedelsrester, PFAS-ämnen och hormoner vid 13 reningsverk (NSVA, 2022) där 25 av de ämnen som analyserades i NSVA:s studien även har analyserats vid Nässjö ARV i denna förstudie. En jämförelse av utgående halter av dessa ämnen visar att för merparten av de analyserade ämnena ligger halterna vid Nässjö ARV i samma spann eller lägre än för de 13 reningsverken i Skåne. De ämnen som uppmättes i högre halter vid Nässjö ARV i jämförelse med NSVA studien var paracetamol, klaritromycin, PFOA, PFOS, bisfenol A, östradiol och östron, vilket är i stort sett är samma resultat som jämförelsen med Sweco-studierna.

En studie från Högskolan i Kristianstad har bland annat undersökt utgående koncentration av 21 olika läkemedel från åtta skånska reningsverk (Svahn, 2017). Bland de 21 ämnen som analyserades i studien uppmättes sju stycken högre för Nässjö ARV än de spann som uppmättes vid de åtta reningsverken som deltog i studien, dessa var ibuprofen, ketokonsanol, losartan, naproxen, sertralin, tramadol och trimetoprim.

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

Enligt provtagningarna som gjorts i avloppsvattnet från Nässjö ARV uppskattas det årliga utsläppet av de uppmätta mikroföroreningarna till ca 60 kg per år, inklusive PFAS-ämnen och hormoner. Detta motsvarar ca 2,7 g/pe per år. I de förstudier för rening av mikroföroreningar som Sweco har utfört ligger motsvarande siffra mellan 0,9 och 2,0 g/pe, år, Nässjö ARV ligger alltså högt i jämförelse.

4.4 Effektbaserade analyser i celler

Förutom kemiska analyser utfördes även effektbaserade analyser i celler på utgående avloppsvatten och recipienten vid alla fyra provtagningstillfällen. Effektbaserade metoder är biologiska metoder som mäter effekten av skadliga ämnen i hela organismer eller i celler (Brack, o.a., 2019). Effekter som kan mätas är till exempel aktivering eller blockering av receptorer, oxidativ stress eller genotoxicitet. De toxiska effekter som har studerats i denna studie beskrivs mer i detalj i avsnitt 5.1.2.

4.5 Analys av PFAS-ämnen genom PFAS11 i avloppsvatten

Som del av provtagningen analyserades även ett antal PFAS-ämnen enligt summaparametern PFAS11. Tabell 6 visar medelhalter med standardavvikelser av de ämnen som ingått i analysen (Eurofins).

Alla analyserade PFAS-ämnen kunde detekteras i utgående avloppsvatten, och alla ämnen kunde även detekteras i recipienten, men i lägre halter jämfört med utgående halter.

Tabell 6. Medelhalt +/- standardavvikelse (med noggrannhet om en decimal) samt totalt antal mätningar som utfördes och hur många av dessa som varit under rapporteringsgränsen av analyserande PFAS11 i utgående ARV och recipient.

| Enhet | Utgående | | Recipient | |
|------------------------------------|---------------|--------------------|---------------|--------------------|
| | Medel ng/l | n<LOQ / n st | Medel ng/l | n<LOQ / n st |
| PFBA (Perfluorbutansyra) | 24,0 ± 7,2 | 0/4 | 9,2 ± 2,7 | 0/4 |
| PFPeA (Perfluorpentansyra) | 34,5 ± 9,7 | 0/4 | 11,0 ± 3,4 | 0/4 |
| PFHxA (Perfluorhexansyra) | 40,3 ± 14,8 | 0/4 | 12,4 ± 3,9 | 0/4 |
| PFHpA (Perfluorheptansyra) | 15,0 ± 4,9 | 0/4 | 4,5 ± 1,5 | 0/4 |
| PFOA (Perfluoroktansyra) | 43,8 ± 14,3 | 0/4 | 5,15 ± 1,2 | 0/4 |
| PFNA (Perfluornonansyra) | 3,6 ± 1,4 | 0/4 | 0,41 ± 0,1 | 0/4 |
| PFDA (Perfluordekansyra) | 1,8 ± 0,6 | 0/4 | <0,3 | 4/4 |
| PFBS (Perfluorbutansulfonsyra) | 72,3 ± 28,3 | 0/4 | 20,0 ± 8,1 | 0/4 |
| PFHxS (Perfluorhexansulfonsyra) | 7,7 ± 1,5 | 0/4 | 1,2 ± 0,2 | 0/4 |
| PFOS (Perfluoroktansulfonsyra) | 33,3 ± 8,8 | 0/4 | 2,6 ± 0,7 | 0/4 |
| 6:2 FTS (Fluortelomer sulfonat) | 14 ± 3,7 | 0/4 | 1,9 ± 0,5 | 0/4 |
| Summa PFAS SLV 11 | 287,5 ± 85,8 | | 9,6 ± 2,0 | |

Analyserna av PFAS i utgående avloppsvatten vid Nässjö ARV och i Nässjöån visar både på höga halter PFAS. Summa av PFAS11 var i medel 287,5 ng/l i utgående avloppsvatten och 9.6 ng/l i Nässjöån. De PFAS ämnen som rapporterades i högsta halter var PFBS, PFOA, PFHxA, PFPeA, PFOS och PFBA. PFOA, PFHxA och PFPeA uppmättes alla i höga halter i lakvatten vid Boda avfallsanläggning (Sandström, Långkvist, Sandström, & Svensson, 2022) vilket kan vara en källa till de höga halterna PFAS in till reningsverket.

I en rapport från Svenskt Vatten (Baresel, o.a., 2022) sammanställs uppmätta halter av PFAS11 i inkommande avloppsvatten vid 16 reningsverk i Sverige, medelhalterna för de olika reningsverken varierade mellan 11 – 101 ng/l. Medelhalten för Nässjö ARV ligger avsevärt högre än alla verken som listades i rapporten.

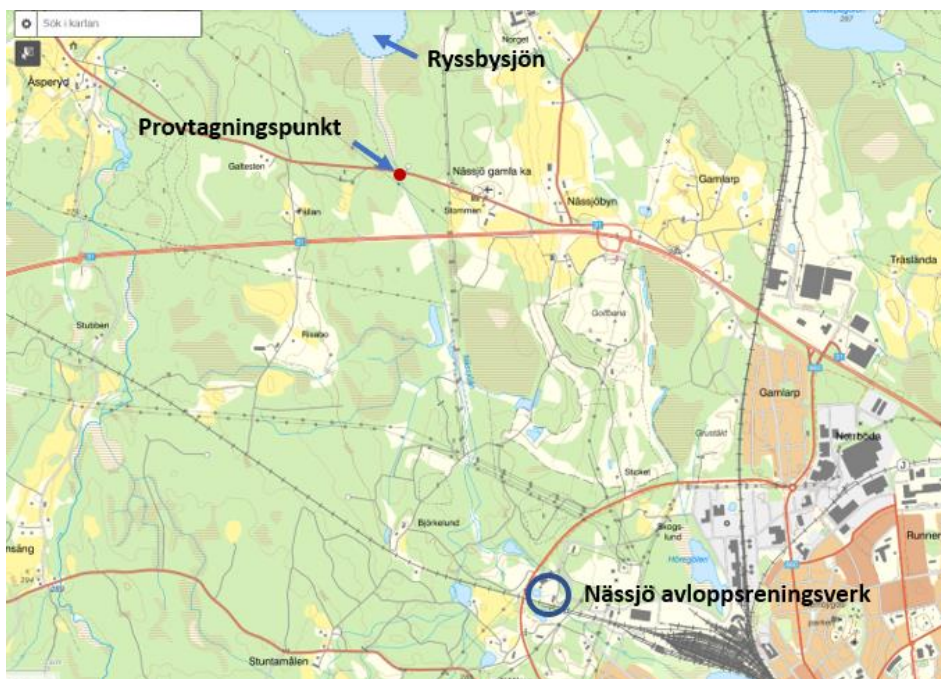
Att Nässjö ARV har höga halter av PFAS i inkommande avloppsvatten är känt sedan tidigare. År 2021 utfördes ett utförligt provtagningsprogram av spillvattennätet och Nässjö ARV för att få en bättre bild av källan/källorna av PFAS. Provtagningen visade att Boda avfallsanläggning, som ligger söder om Nässjö ARV, var en relativt stor punktkälla till inkommande mängd PFAS11, men den förklarar inte helt de höga halterna. Vid ett tillfälle uppmättes höga halter PFOS ifrån norr. Källan är okänd men vidare utredning pågår. Nässjö Affärsverk AB har även utrett om det kommer in prekursorer in till verket som ombildas till PFOS då det är högre halter ut än in på verket, men resultaten gick inte att förklara med de prekursorer som det togs prover på.

5 Miljöriskbedömning avseende recipientpåverkan vid Nässjö ARV

5.1 Metod

5.1.1 Miljöriskbedömning av mikroföroreningar

En miljöriskbedömning utfördes för att bedöma om några av de analyserade mikroföroreningarna i utgående avloppsvatten från Nässjö ARV riskerar att påverka organismerna i recipienten Nässjöån (Figur 2) negativt.



Figur 2 Recipienten Nässjöån med Nässjö ARV, provtagningspunkt i Nässjöån och Ryssbysjön markerade. Avståndet mellan ARV och provtagningspunkt uppskattas till ca 3 km och mellan provtagningspunkt och Ryssbysjön till ca 600–700 meter. (Skala 1:30 236).

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

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

PEC baseras på:

- uppmätta halter av mikroföroreningar i utgående vatten från Nässjö ARV till Nässjön där en spädningfaktor lagts till (spädningfaktor 1,1 och 2,5) (fyra tillfällen).

MEC baseras på:

- uppmätta halter av mikroföroreningar vid recipientprovtagning i Nässjön (fyra tillfällen) (Figur 2).

Spädningfaktorerna 1,1 och 2,5 är baserade på en konceptuell spädningmodell (Sweco, 2023) som baseras på beräknade spädningstal för perioden december 2021 t.o.m. mars 2023. Modellen bygger på att vattnet från avloppsreningsverket späds ut i Nässjön och spädningstal har beräknats genom att jämföra uppmätt utgående halt från reningsverket från cirka 30 olika ämnen med uppmätt halt i recipienten. I modellen kan även utläsas hur stor del av tiden ett specifikt spädningstal underskrids. Exempelvis underskrids spädningstalet 2 cirka 50% av tiden. Modellen förväntas ge mer representativa spädningstal/halter än de uppmätta halterna, då de endast representerar fyra provtagningstillfällen under perioden 16 nov 2022–31 jan 2023. Resultat från dessa provtagningar användes som underlag för att verifiera den konceptuella modellen. Spädningsfaktorn 1,1 representerar ett worst case (värsta fall) - scenario och 2,5 är medelvärdet för spädningen under perioden december 2021 t.o.m. mars 2023.

PNEC-värdena baseras på information från rapporter, vetenskapliga artiklar och bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (HaV, 2019) och förutsätts vara rätt beräknade (se Appendix 1 *PEC(MEC)/PNEC-beräkningar för studerade mikroföroreningar* för fullständig information). Bedömningsgrunderna anger värden som inte ska överskridas i en vattenförekomst för att statusen ska bedömas som god. Värdena i bedömningsgrunderna är effektbaserade och om värdet överskrids finns det risk för påverkan på akvatiska organismer i vattenområdet. I de fall det finns en bedömningsgrund för mikroföroreningen har värdet betraktats som ett PNEC.

I utvärderingen har även föreslagna, ej antagna EU EQS tagits med (EU, 2022) i de fall de är lägre än nuvarande PNEC. Detta eftersom det är troligt att de kommer att antas under 2023 och att det är viktigt att få med kommande gränsvärden vid kommande ombyggnad av Nässjö ARV.

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

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

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

1. Svenska bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen (SFÄ) och kemisk ytvattenstatus samt förslag på kommande EQS på EU-nivå.
2. Det lägsta värdet av tyskt (UBA, 2015) och schweiziskt (EkotoxCentre, 2023) EQS (Environmental Quality Standard) i de fall båda värdena finns, alternativt det värde som finns av dessa två. Årtal kan också spela roll för prioriteringen.
3. (Ågerstrand, 2019) - *Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances*. I denna publikation har författaren tagit fram PNEC-värden för 39 olika läkemedel, baserat på litteratordata.
4. Övriga referenser

För antibiotika har en studie av Tell och medarbetare använts (Tell, o.a., 2019), utom för ciprofloxacin som har en bedömningsgrund i HVMFS 2019:25. Tell o.a. hämtar i många fall data från en annan studie som genomfördes några år tidigare (Bengtsson-Palme & Larsson, 2016), men är i vissa fall striktare, d.v.s. PNEC är lägre, vilket motiverar användningen.

För vissa mikroföroreningar kan det alltså finnas ett lägre (eller högre) PNEC-värde som inte används i bedömningen eftersom det befinner sig längre ner i prioriteringsordningen. PEC(MEC)/PNEC-beräkningarna baseras på modersubstansen, medan metaboliter (nedbrytningsprodukter) inte ingår.

5.1.2 Effektbaserade analyser i celler

I miljöriskbedömningen användes kemisk analysdata för mikroföroreningar som jämfördes med data om ämnenas potentiellt miljöstörande effekter. Detta ger en bra bild av effekten av dessa specifika ämnen, men det finns alltid en risk att toxiska (giftiga) ämnen, som kan vara okända för oss, missas. Flera studier har visat att upp till 99 % av de toxiska effekterna i vattenmiljön orsakas av okända ämnen, se t.ex. (Escher, Stapleton, & Schymanski, 2020) (Neale, o.a., 2020) och även om det skulle finnas information om varje enskilt ämnes miljörisk är den totala effekten som dessa kemikalier tillsammans ger (så kallad blandningseffekt) okänd.

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

är ett förslag som inte tagits på EU-nivå utan tagits fram av forskarna i dessa vetenskapliga rapporter.

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

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

Prover för effektbaserad analys togs på utgående avloppsvatten från Nässjö ARV samt i recipientprovtagningspunkten i Nässjöån (Figur 2).

5.2 Resultat och diskussion

5.2.1 Miljöriskbedömning

Alla beräkningar av miljörisken (PEC(MEC)/PNEC) för mikroföroreningarna redovisas i Appendix 1. Detta innefattar provtagningarna av utgående vatten från Nässjö ARV (båda spädningarna; 1,1 och 2,5) och uppmätta halter i Nässjöån. I Tabell 7 redovisas de mikroföroreningar där PEC(MEC)/PNEC-kvoterna tyder på att det finns en risk för organismerna som lever i det aktuella vattenområdet (rött – hög risk), alternativt att ämnena kan närma sig en halt som kan komma att utgöra en risk (orange – måttlig risk) vid någon eller båda provpunkterna.

Tabell 7. PEC/PNEC-beräkningar för mikroföroreningar i Nässjöån och recipientprovtagningpunkten redovisade med två decimaler. $PEC(MEC)/PNEC \leq 0,1$ (låg risk); $0,1 < PEC(MEC)/PNEC \leq 1$ (måttlig risk); $PEC(MEC)/PNEC > 1$ (hög risk).

| Mikro-förorening | Användning | Beräknad riskkvot – PEC/PNEC i Nässjöån (baserat på utspädning utlopp ARV x1,1) | Beräknad riskkvot – PEC/PNEC i Nässjöån (baserat på utspädning utlopp ARV x2,5) | Riskkvot – MEC/PNEC i recipientprovtagningpunkt i Nässjöån (baserat på uppmätta halter) |
|------------------|---------------------|---|---|---|
| Läkemedel | | | | |
| Azitromycin | Antibiotikum | 12,46 | 5,48 | 1,71 |
| Ciprofloxacin | Antibiotikum | 0,25 | 0,11 | 0,00 |
| Citalopram | Antidepressivt | 22,38 | 9,85 | 4,26 |
| Diklofenak | Antiinflammatoriskt | 11,03 | 4,86 | 3,33 |
| Flukonazol | Svampdödande | 0,18 | 0,08 | 0,05 |
| Furosemid | Urindrivande | 1,58 | 0,70 | 0,16 |
| Hydroklortiazid | Urindrivande | 0,12 | 0,05 | 0,02 |
| Ibuprofen | Antiinflammatoriskt | 179,13 | 78,82 | 0,00 |
| Karbamazepin | Antiepilektikum | 0,83 | 0,37 | 0,01 |
| Klaritromycin | Antibiotikum | 1,96 | 0,86 | 0,39 |
| Metoprolol | Blodtrycks-sänkande | 0,10 | 0,05 | 0,03 |
| Naproxen | Antiinflammatoriskt | 1,01 | 0,44 | 0,09 |
| Oxazepam | Lugnande | 17,16 | 7,55 | 5,85 |
| Propranolol | Blodtrycks-sänkande | 0,27 | 0,12 | 0,09 |
| Sertralin | Antidepressivt | 12,76 | 5,61 | 3,77 |
| Sulfametoxazol | Antibiotikum | 0,13 | 0,06 | 0,04 |
| Tramadol | Smärtstillande | 0,55 | 0,24 | 0,18 |
| Trimetoprim (1) | Antibiotikum | 1,05 | 0,09 | 0,07 |
| Trimetoprim (2) | Antibiotikum | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Venlafaxin | Antidepressivt | 4,90 | 2,16 | 0,95 |
| Hormoner | | | | |

| Mikro-förorening | Användning | Beräknad riskkvot – PEC/PNEC i Nässjöån (baserat på utspädning utlopp ARV x1,1) | Beräknad riskkvot – PEC/PNEC i Nässjöån (baserat på utspädning utlopp ARV x2,5) | Riskkvot – MEC/PNEC i recipientprovtagningsspunkt i Nässjöån (baserat på uppmätta halter) |
|---------------------------------|----------------------------|---|---|---|
| 17β-östradiol (E2) | Könshormon | 34,95 | 15,38 | 0,00 |
| Östron (E1) | Könshormon | 172,93 | 76,09 | 37,03 |
| Andra mikro-föroreningar | | | | |
| PFOA | Högfluorerat ämne | 13,35 | 5,87 | 1,37 |
| PFOS | Högfluorerat ämne | 134,55 | 59,20 | 10,55 |
| Bisfenol A (1) | Plastkemikalie | 0,18 | 0,08 | 0,04 |
| Bisfenol A (2) | Plastkemikalie | 8661,50 | 3811,06 | 1964,71 |
| Imidakloprid | Insekticid (neonikotinoid) | 0,72 | 0,32 | 0,11 |

Miljöriskbedömningen visar att ett antal mikro-föroreningar kan utgöra en hög risk för vattenlevande organismer i Nässjöån – vid båda utspädningsscenarierna och även vid recipientprovtagningsspunkten. De nio mikro-föroreningarna azitromycin, citalopram, diklofenak, oxazepam, sertralin, östron, PFOA, PFOS och bisfenol (2) utgör alla en hög risk i dessa tre kategorier. Ibuprofen, venlafaxin och 17β-östradiol utgör en hög risk vid båda spädningsscenarierna, men inte vid recipientprovtagningsspunkten. Furosemid, klaritromycin och trimetoprim (1) utgör en hög risk när den lägsta utspädningen; 1,1 gånger använts. Utvärderingen visar alltså att det inte spelar någon större roll för utfallet vilken av de två spädningfaktorerna (1,1 respektive 2,5) som används. Även den högre spädningen resulterar i PEC/PNEC >1. Provtagningspunkten ligger ca 3 km från utsläppspunkten för ARV, men trots detta avstånd visar provtagningen att nio mikro-föroreningar kan utgöra en hög risk för vattenlevande organismer vid denna punkt. Troligen minskar inte miljörisken förrän mikro-föroreningarna når Ryssbysjön där de späds ut i högre grad.

Av de mikro-föroreningar som kan utgöra en hög risk i Nässjöån finns det bedömningsgrunder/gränsvärden i HVMFS 2019:25 för diklofenak, östron och PFOS (HaV, 2019), som alltså överskrids i samtliga scenarier för alla ämnen. Det finns även en bedömningsgrund för BPA (1) i HVMFS 2019:25, men den överskrids inte. Däremot överskrids det föreslagna, ej antagna EU EQS-värdet för BPA (2) (EU, 2022), vilket innebär att ämnet kan utgöra en hög risk i Nässjöån. Bedömningsgrunden för 17β-östradiol överskrids i de båda spädningsscenarierna men inte vid recipientprovtagningsspunkten. Bedömningsgrunden för klaritromycin överskrids vid det lägsta

spädningsscenario (1,1 gånger) men inte vid det högre utspädningsscenario eller i recipienten.

Det är värt att notera att flera mikroföroreningar hamnar i kategorin måttlig risk i flera av kategorierna. Furosemid, klaritromycin, tramadol, trimetoprim (1), venlafaxin och imidakloprid utgör alla en måttlig risk vid recipientprovtagningssjukpunkten.

Generellt sett är riskkvoterna högre nära utsläppspunkten vid Nässjö ARV jämfört med i recipientprovtagningssjukpunkten, vilket tyder på att mikroföroreningarna i huvudsak härstammar från det renade avloppsvattnet från ARV.

För bisfenol A (BPA) har PEC(MEC)/PNEC-värden beräknats baserat på två olika PNEC-värden (1600 respektive 0,034 ng/L). Det beror på att det föreslagna EQS-värdet är ca 50 000 gånger lägre än nuvarande bedömningsgrund, vilket kommer att innebära en dramatisk sänkning av gränsvärdet när/om det antas. Detta ligger i linje med att den europeiska livsmedelssäkerhetsmyndigheten EFSA kraftigt skärpt bedömningen av hur mycket BPA man kan få i sig utan att riskera påverkan på hälsan (Livsmedelsverket, 2023). Det nya värdet (tolerabelt dagligt intag) är ca 20 000 gånger lägre än det tidigare.

Även för trimetoprim har två riskkvoter beräknats. Den första riskkvoten (trimetoprim (1)) bygger på PNEC-data från Tell o.a. (Tell, o.a., 2019), vilket är i linje med vår princip för beräkning av riskkvoter för antibiotika. Dock har även riskkvoter tagits fram som baseras på det schweiziska EQS-värdet (trimetoprim (2)), vilket gjorts för att belysa den stora skillnaden i riskkvoter beroende på vilka underliggande data som används för PNEC-bestämning.

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

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

Avsaknad av gemensamma bedömningsgrunder/gränsvärden för vissa mikroföroreningar innebär att litteraturen kan innehålla olika PNEC-värden för samma ämne. Ett exempel är att det PNEC-värde som använts för ibuprofen (i enlighet med prioriteringsordningen för PNEC – se 5.1.1) är ett schweiziskt EQS på 11 ng/L medan vissa andra studier, t.ex. (Länsstyrelsen, 2021) har använt ett PNEC-värde på 120 ng/L som baseras på (Ågerstrand, 2019). Skillnaden betyder att PEC/PNEC-kvoten blir ungefär en faktor 10 högre vid användning av det schweiziska värdet jämfört med värdet baserat på (Ågerstrand, 2019). Detta kan vara en förklaring till eventuella skillnader i utfall av miljörisk för ibuprofen i olika studier. Ett exempel är det motsatta hållet är östron, där prioriteringsordningen gör att ett PNEC baserat på det föreslagna EQS-värdet 0,36 ng/L använts i föreliggande studie, men där det finns en annan studie baserad på fisk (Metcalf, Metcalf, Kiparissis, Koenig, & Khan, 2001) som enligt IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL, 2015) innebär att PNEC blir 0,08

ng/L. Det senare värdet skulle ge en högre PEC/PNEC-kvot än kvoten för östron som anges i Tabell 7.

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

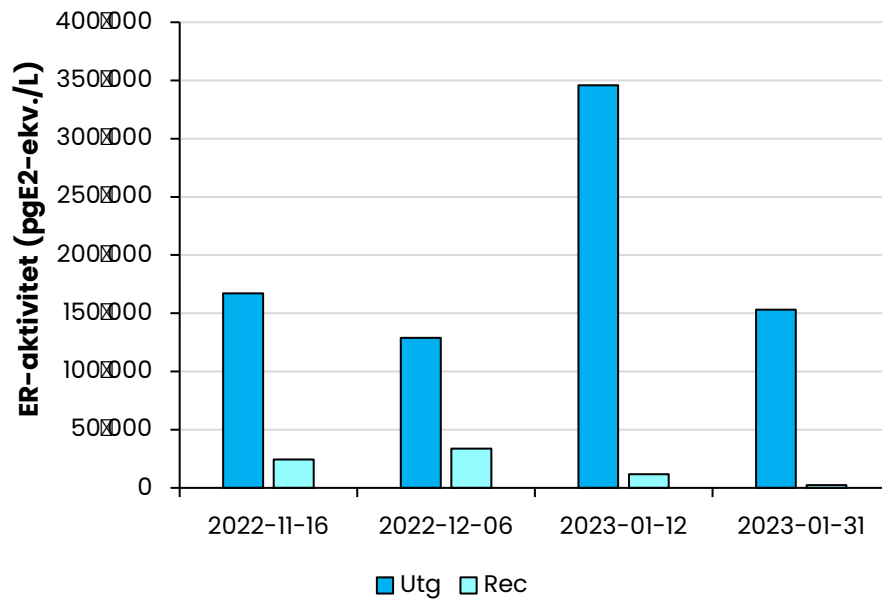
Det är också troligt att vissa läkemedel (t.ex. ibuprofen) kommer att brytas ned i recipienten (och normalt sett även i avloppsreningsverket, se t.ex. Appendix 1) eftersom de är biologiskt nedbrytbara. Ibuprofen påvisades i båda spädningsscenarierna, men inte i recipienten i denna förstudie. Det indikerar att ämnet brutits ned innan det nått recipientprovtagningsspunkten. Ibuprofen är ett läkemedel som väldigt många människor konsumerar och användningen är därmed mycket hög.

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

5.2.2 Effektbaserad analys i celler

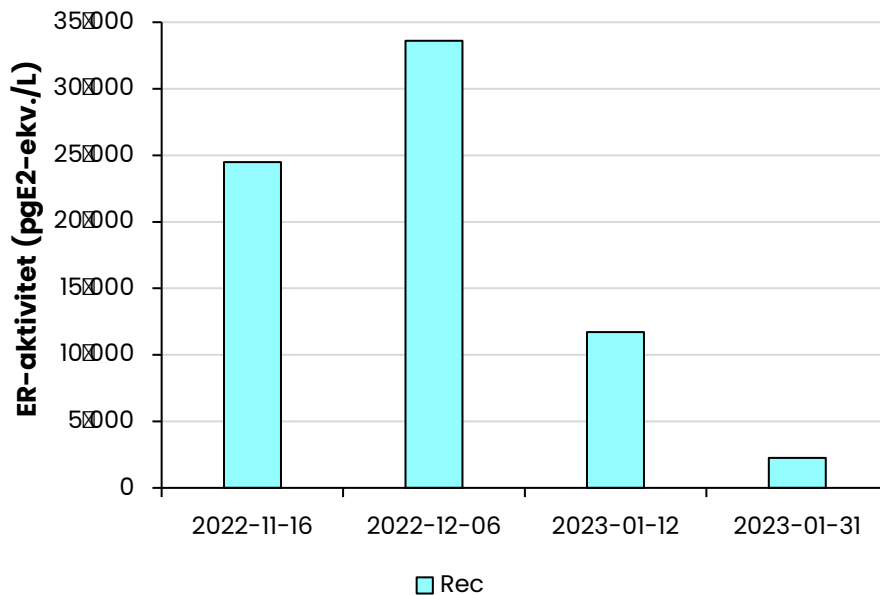
5.2.2.1 *Hormonstörande effekter – östrogen aktivitet*

Figur 3 visar östrogen (ER) aktivitet i utgående avloppsvatten från Nässjö ARV samt vid recipientprovtagningsspunkten i Nässjöån. ER-aktiviteten i utgående avloppsvatten ligger mellan 129 000-346 000 pg E2-ekv/L för båda ARV, vilket är betydligt högre än ER-aktivitet som uppmätts i utgående avloppsvatten i tidigare studier i svenska avloppsreningsverk; 2300-23000 (Sweco, 2022) respektive 1000-8000 pg E2-ekv/L (Lundqvist, Mandava, Lungu-Mitea, Yin Lai, & Ahrens, 2019), och en annan svensk studie (Golovko, O., Lundqvist, J., Öhrn, S. och Ahrens, L., 2020) som visade ER-aktiviteter på 545-ca 37 000 pg E2-ekv./L. Eftersom analyser inte gjordes på inkommande avloppsvatten i Nässjö ARV är det svårt att avgöra om de höga ER-halterna beror på mycket höga halter i inkommande avloppsvatten eller om den konventionella reningen inte klarar av att bryta ner ämnena med hormonstörande effekter.



Figur 3. Östrogen (ER) aktivitet (pg E2-ekv/L) i utgående avloppsvatten från Nässjö ARV och i recipienten Nässjön vid tre provtagningsstillfällen.

Figur 4 visar ER-aktiviteten i recipienten Nässjön i större skala än i Figur 3, och den ligger mellan 2250 och 33 600 pg E2-ekv/L. ER-aktiviteten i Nässjön ligger långt över riktvärdet för ER-aktivitet (400 pg E2-ekv/L) (Kunz, Kienle, Carere, Homazava, & Kasea, 2015; Simon, o.a., 2022) och nuvarande bedömningsgrund för östradiol för inlandsytvatten (400 pg östradiol/L) (HaV, 2019) vid alla provtagningar, vilket kan jämföras med i den tidigare studien för sex ARV där fem av sju mätningar i sötvattensrecipienter visade halter över riktvärdet/bedömningsgrunden (Sweco, 2022). Den högsta ER-aktiviteten i den tidigare studien var 2460 pg E2-ekv/L, d.v.s. betydligt lägre än i föreliggande studie. Det är också värt att notera att bedömningsgrunden för östradiol föreslås sänkas till 180 pg östradiol/L (EU, 2022).



Figur 4. ER-aktivitet (pg E2-ekv/L) i recipientprovtagningsspunkten i Nässjöån.

5.2.2.2 Jämförelse av östradiolekvivalenter för östrogen aktivitet och analyserade mikroföroreningar

Fyra mikroföroreningar med östrogen effekt som analyserats kemiskt räknades om till östradiolekvivalenter för att se hur mycket av den östrogena (ER) aktiviteten som kan förklaras med förekomst av dessa mikroföroreningar. De fyra ämnena; bisfenol A, 17 α -etinylostradiol, 17 β -östradiol och östron, har i litteraturen identifierats som östrogena (Gutendorf & Westendorf, 2001) och ämnenas relativa östrogenicitet användes för att beräkna deras bidrag till den östrogena effekten som påvisades med hjälp av ER-analysen (se 5.2.2.1).

I föreliggande studie uppmättes inga detekterbara halter av etinylostradiol (LOQ=0,1 ng/L) men av bisfenol A, östradiol och östron (se Tabell 5).

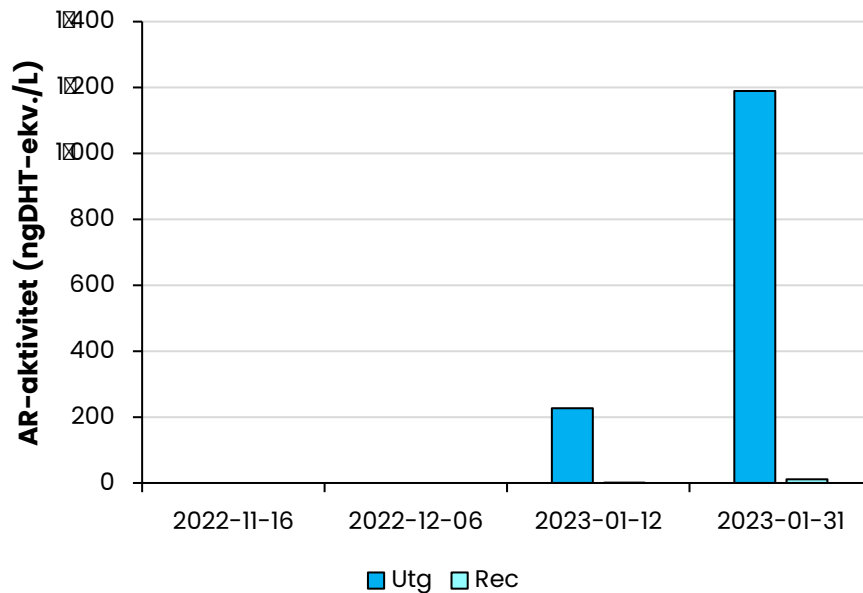
Sammantaget visade jämförelsen att 0-12 % av de uppmätta ER-aktiviteterna i utgående avloppsvatten från Nässjö ARV kan förklaras med kemisk analys av de östrogena ämnena. Motsvarande siffror för recipientproverna var 1-6 %. Resultaten överensstämmer med resultat från tidigare studier (Robitaille, o.a., 2022) som visar att viktig information om toxisk effekt kan missas om endast kemisk analys används.

5.2.2.3 Hormonstörande effekter – androgen och antiandrogen aktivitet

Androgen aktivitet – aktivering av androgenreceptorn (AR)

Androgen aktivitet uppmättes i två av fyra prover på utgående avloppsvatten, där aktiviteten var 227 respektive 1190 ng DHT-ekv./L (Figur 5). Aktiviteten var betydligt högre än i studien på sex ARV där AR-aktiviteten i utgående avloppsvatten antingen var mycket låg eller under detektionsgräns (limit of detection - LOD) (Sweco, 2022). Två av fyra prover i recipienten visade låg AR-

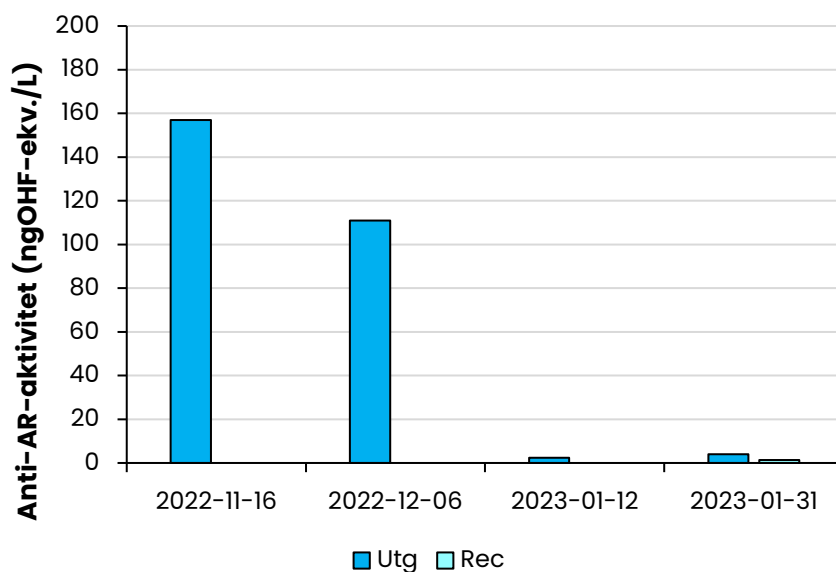
aktivitet (0,42 respektive 11,2 ng DHT-ekv./L) medan övriga prover var under LOD.



Figur 5. AhR-aktivitet (ng TCDD-ekv./L) i utgående avloppsvatten från Nässjö ARV och i recipienten Nässjön vid fyra provtagningstillfällen.

Anti-androgen aktivitet (anti-AR)

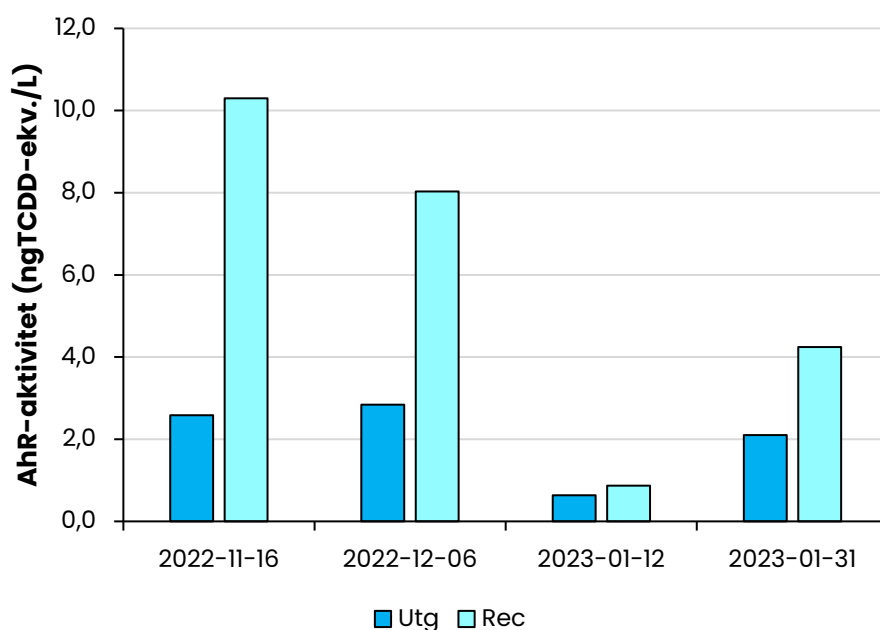
Anti-AR-aktiviteten i de undersökta proverna i utgående avloppsvatten (Figur 6) ligger i linje med de som tidigare påvisats i undersökningen av sex avloppsreningsverk (Sweco, 2022). Ett av fyra recipientprov uppvisade AR-aktivitet (Figur 6).



Figur 6. Anti-AR-aktivitet (ng OHF-ekv./L) i utgående avloppsvatten från Nässjö ARV och recipienten Nässjöån.

5.2.2.4 AhR-aktivitet ("dioxinreceptorn")

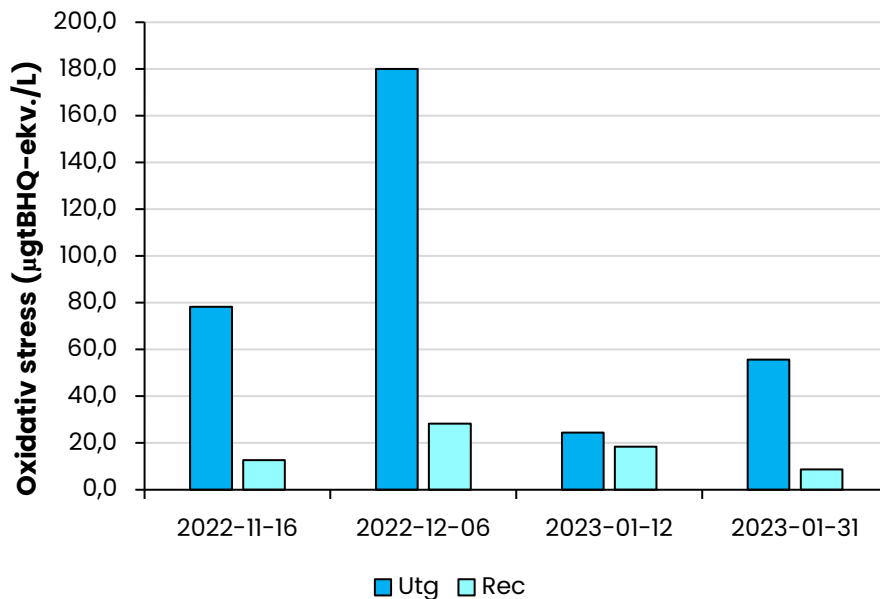
Alla fyra prover visar högre AhR-aktivitet i recipienten jämfört med i utgående avloppsvatten (Figur 7). Detta tyder på att recipienten Nässjöån påverkas av ämnen som påverkar denna receptor, som inte är relaterad till utsläpp från Nässjö ARV. Det avspeglas även vid en jämförelse med studien på sex ARV (Sweco, 2022) där AhR-aktiviteten i utgående avloppsvatten är jämförbar, medan aktiviteten i Nässjöån ligger betydligt högre.



Figur 7. AhR-aktivitet (ng TCDD-ekv./L) i utgående avloppsvatten från Nässjö ARV och i Nässjöån.

5.2.2.5 Oxidativ stress (Nrf2)

Oxidativ stress (Nrf2) uppmättes i samtliga prover (Figur 8) och figuren visar hur aktiviteten minskar från utgående avloppsvatten till recipienten. Aktiviteten i utgående avloppsvatten och recipienten är jämförbar med studien på sex ARV, förutom provet på utgående avloppsvatten som uppvisade en Nrf2-aktivitet på 180 µg tBHQ.ekv./L, vilket är ett högre värde.



Figur 8. Oxidativ stress (Nrf2) ($\mu\text{gtBHQ-ekv./L}$) i utgående avloppsvatten från Nässjö ARV och i recipienten Nässjöån.

5.2.2.6 Genotoxisk effekt (skador på arvsmassan)

Analys av genotoxisk effekt ger ett svar där utslaget antingen är positivt ("ja, det finns genotoxisk effekt"), eller negativt ("nej, det finns ingen genotoxisk effekt"). Tabell 8 visar resultaten för genotoxicitet i proverna från utgående avloppsvatten från Nässjö ARV samt i recipienten Nässjöån. Genotoxicitet indikeras med rött i tabellen, medan avsaknad av genotoxicitet är markerat med grönt.

Resultaten visar att två av fyra prover på utgående avloppsvatten och tre av fyra recipientprover från Nässjöån inte var genotoxiska, d.v.s. hälften av proverna på utgående avloppsvatten och ett av fyra recipientprover var genotoxiska.

Tabell 8. Genotoxisk effekt för utgående avloppsvatten vid Nässjö ARV och nedströms ARV i recipienten Nässjöån.

| Datum | Utgående avloppsvatten | Recipient - Nässjöån |
|------------|------------------------|----------------------|
| 2022-11-16 | JA | JA |
| 2022-12-06 | JA | NEJ |
| 2023-01-12 | NEJ | NEJ |
| 2023-01-31 | NEJ | NEJ |

Dessa resultat skiljer sig något från studien på de sex ARV som visade att nästan alla analyserade prover på utgående avloppsvatten var genotoxiska. Däremot var nästan alla prover tagna nedströms i recipienten i den studien inte genotoxiska, vilket överensstämmer med föreliggande studie.

6 Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör risk i recipienten

PEC/PNEC -beräkningarna som gjordes i tidigare kapitel påvisade att flera mikroföroreningar utgör en risk för Nässjöån. De ämnen som medför måttlig eller hög risk sammanfattas i Tabell 9. Bedömningen är gjord på uppmätta halter i Nässjöån. Sex ämnen identifieras som måttlig risk medan nio ämnen identifieras som hög risk för recipienten. Vissa mikroföroreningar utgör inte någon risk utifrån provtagningarna i Nässjöån, men däremot när riskkvoten beräknas utifrån utgående halter från reningsverket och i förhållande till utspädningen utgjorde ytterligare ett antal mikroföroreningar risk för Nässjöån, dessa är med i tabellen under rubriken "Risk (beräknad)".

Varje ämne i tabellen är även bedömts efter hur väl GAK-filtrering och ozonering adsorberar respektive bryter ner det aktuella ämnet. Reduktionen är angiven i % och kommer från två olika studier (Björleinius, 2018) och (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017).

Tabell 9. Mikroföroreningar som utgör låg, måttlig respektive hög risk i Nässjöån, samt respektive teknisk möjlighet att reducera mikroföroreningen (%).

| | Uppmätta halter i Nässjöån (ng/l) | Reduktion (%) | |
|------------------------|--------------------------------------|------------------------|------------------------|
| | | GAK | ozon |
| Måttlig risk | | | |
| Furosemid | 24,32 | | |
| Imidaklopid | 0,6 | | |
| Klaritromycin | 31,43 | | |
| Tramadol | 167,85 | 88 ⁽¹⁾ | 98 ⁽¹⁾ |
| Trimetoprim | 35,33 | 90 ^(1,2) | 90–97 ^(1,2) |
| Venlafaxin | 87,25 | 84 ⁽¹⁾ | |
| Hög risk | | | |
| Azitromycin | 32,51 | 90 ⁽²⁾ | 10 ⁽²⁾ |
| Bisfenol (2) | 66,8 | 10 ⁽²⁾ | 85 ⁽²⁾ |
| Citalopram | 31,97 | 82 ⁽¹⁾ | 97 ⁽¹⁾ |
| Diklofenak | 31,6 | 72–90 ^(1,2) | 90–96 ^(1,2) |
| Oxazepam | 58,54 | 85–90 ^(1,2) | 50–71 ^(1,2) |
| PFOA ³ | 6,86 | 85 ⁽²⁾ | 10 ⁽²⁾ |
| PFOS ³ | 6,86 | 85 ⁽²⁾ | 10 ⁽²⁾ |
| Sertralin | 35,46 | 90 ⁽²⁾ | 50 ⁽²⁾ |
| Östron ⁴ | 13,33 | 0 ⁽²⁾ | 85 ⁽²⁾ |
| Risk (beräknad) | | | |
| 17β-östradiol (E2) | 0 | 90 ⁽²⁾ | 90 ⁽²⁾ |
| Ciprofloxacin | 0 | 90 ⁽²⁾ | 50 ⁽²⁾ |
| Flukonazol | 11,8 | | |
| Hydroklortiazid | 18,3 | | |
| Ibuprofen | 0 | 90 ⁽²⁾ | 50 ⁽²⁾ |
| Karbamazepin | 128,3 | 85–90 ^(1,2) | 90–98 ^(1,2) |
| Metoprolol | 260,7 | 90–92 ^(1,2) | 91 ^(1,2) |
| Naproxen | 160,2 | | |
| Propranolol | 14,7 | 90 ⁽²⁾ | 90 ⁽²⁾ |
| Sulfametoxazol | 26,2 | 90 ⁽²⁾ | 90 ⁽²⁾ |

¹ (Björleinius, 2018)

² (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017)

³ Källan avser reduktion av PFAS-ämnena, ej specifikt PFOA respektive PFOS.

⁴ Källan avser reduktion av östrogena effekter.

För vissa av de mikroföroreningar som utgör hög eller måttlig risk passar GAK bättre som reningsmetod, bland annat sertralin och oxazepam. För andra mikroföroreningar, som t.ex. diklofenak, furosemid, bisfenol A, östron och trimetoprim, lämpar sig ozon bättre som metod.

Av de ämnen som är med på listan i EU:s föreslagna riktlinjer provtogs citalopram, diklofenak, venlafaxin, klaritromycin, karbamazepin, metoprolol och bensotriazol i den här studien. Förutom bensotriazol, utgör alla dessa ämnen potentiell risk för Nässjöån, antingen baserat på uppmätta halter i Nässjöån eller uträknade PEC/PNEC-kvoter baserat på utgående halter från reningsverket och spädningen i Nässjöån. Enligt Tabell 8 har både GAK och ozon god förmåga att avskilja dessa ämnen, dock kan ozon vara något mer effektivt totalt. Data för klaritromycin och data för ozons förmåga att avskilja venlafaxin saknas dock. Oxazepam och sertralin, vilka ozon avskiljer mindre effektivt än GAK, finns inte

med i EU:s föreslagna riktlinjer och kommer därför inte att behöva följas upp vid ett eventuellt krav. Inte heller bisfenol A finns med på EU:s lista.

6.1 Miljöriskbedömning med avancerat reningssteg

För att undersöka hur ett reningssteg med ozon eller GAK kan komma att påverka miljörisken för Nässjöån har nya koncentrationer i Nässjöån beräknats där reningen med ozon respektive GAK beaktats. Nya PEC/PNEC-värden har därefter beräknats. Reningsgraden för varje ämne baseras på Tabell 9

Tabell 10 jämför PEC/PNEC beräkningar för Nässjöån utan rening av mikroföroreningar med PEC/PNEC beräkningar för Nässjöån med rening med ozon. Tabellen syftar alltså på att visa hur miljörisken för Nässjöån skulle påverkas av ett ozoneringssteg, förutsatt att de aktuella ämnena reduceras enligt Tabell 8.

Tabell 10. PEC/PNEC-beräkningar för mikroföroreningar i Nässjöån redovisade med två decimaler före respektive efter rening med ozon. **PEC/PNEC ≤ 0,1** (låg risk); **0,1 < PEC/PNEC ≤ 1** (måttlig risk); **PEC/PNEC > 1** (hög risk).

| Mikro-förorening | PEC/PNEC i Nässjöån (baserat på utspädning utlopp ARV x 1,1) | | PEC/PNEC i Nässjöån (baserat på utspädning utlopp ARV x 2,5) | |
|------------------|--|----------|--|----------|
| | Utan ozon | Med ozon | Utan ozon | Med ozon |
| Läkemedel | | | | |
| Azitromycin | 12,46 | 1,25 | 5,48 | 0,55 |
| Ciprofloxacin | 0,25 | 0,03 | 0,11 | 0,01 |
| Citalopram | 22,38 | 6,71 | 9,85 | 2,95 |
| Diklofenak | 11,03 | 1,1 | 4,86 | 0,49 |
| Flukonazol | 0,18 | 0,09 | 0,08 | 0,04 |
| Furosemid | 1,58 | 0,16 | 0,70 | 0,07 |
| Hydroklortiazid | 0,12 | | 0,05 | |
| Ibuprofen | 179,13 | | 78,82 | |
| Karbamazepin | 0,83 | 0,08 | 0,37 | 0,04 |
| Klaritromycin | 1,96 | 0,2 | 0,86 | 0,09 |
| Metoprolol | 0,10 | 0,01 | 0,05 | 0,00 |
| Naproxen | 1,01 | | 0,44 | |
| Oxazepam | 17,16 | 8,58 | 7,55 | 3,77 |
| Propranolol | 0,27 | 0,03 | 0,12 | 0,01 |
| Sertralin | 12,76 | 6,38 | 5,61 | 2,81 |
| Sulfametoxazol | 0,13 | 0,01 | 0,06 | 0,01 |
| Tramadol | 0,55 | 0,05 | 0,24 | 0,02 |

| Mikro-förorening | PEC/PNEC i Nässjöån (baserat på utspädning utlopp ARV x 1,1) | | PEC/PNEC i Nässjöån (baserat på utspädning utlopp ARV x 2,5) | |
|---------------------------------|---|----------|---|----------|
| | Utan ozon | Med ozon | Utan ozon | Med ozon |
| Trimetoprim (1) | 1,05 | 0,02 | 0,09 | 0,01 |
| Venlafaxin | 4,90 | | 2,16 | |
| Hormoner | | | | |
| 17β-östradiol (E2) | 34,95 | 3,49 | 15,38 | 1,54 |
| Östron (E1) | 172,93 | 25,9 | 76,09 | 11,4 |
| Andra mikro-föroreningar | | | | |
| PFOA | 13,35 | 13,35 | 5,87 | 5,87 |
| PFOS | 134,55 | 134 | 59,20 | 59,20 |
| Bisfenol A (1) | 0,18 | 0,03 | 0,08 | 0,01 |
| Bisfenol A (2) | 8661,50 | 1300 | 3811,06 | 570 |
| Imidakloprid | 0,72 | | 0,32 | |

Tabell 10 visar att rening med ozon ger en avsevärd förbättring av antal ämnen som går från hög till måttlig risk och ämnen som går från måttlig risk till låg risk. Dock är det fortfarande ett flertal ämnen som även efter rening med ozon har PEC/PNEC värden över 1 och därför utgör hög risk. Ozon är till exempel mindre effektiv mot oxazepam och sertralin. Även om ozon är effektiv mot azitromycin (90%), citalopram (90%), diklofenak (90%) utgör de fortfarande hög risk efter ozonering vid låg utspädning i Nässjöån. Detta beror dels på att det är höga koncentrationer av dessa ämnen ut från reningsverket, dels att spädningen i Nässjöån är väldigt låg. Vid utspädning x 2,5, vilket representerar medelutspädningen under året ligger PEC/PNEC kvoterna under 1. Däremot ligger PEC/PNEC kvoterna för hormonerna Östron och 17β-östradiol över 1 även efter ozonering både vid låg- och medelutspädning i Nässjöån.

Ozon har en begränsad förmåga att bryta ner PFAS-ämnen som bl.a. PFOS och PFOA, och tabellen visar att både PFOS och PFOA kommer att utgöra hög risk för recipienten efter ozonering. Även bisfenol A utgör hög risk efter ozonering baserat på det nya förslaget för miljö kvalitetsnormen för bisfenol A.

Tabell 11 jämför PEC/PNEC beräkningar för Nässjöån utan rening av mikro-föroreningar med PEC/PNEC beräkningar för Nässjöån med rening med GAK. Tabellen syftar alltså på att visa hur miljörisken för Nässjöån skulle påverkas av ett reningssteg med GAK, förutsatt att de aktuella ämnena reduceras enligt Tabell 9.

Tabell 11 PEC/PNEC-beräkningar för mikroföroreningar i Nässjön före respektive efter rening med GAK. **PEC/PNEC ≤ 0,1** (låg risk); **0,1 < PEC/PNEC ≤ 1** (måttlig risk); **PEC/PNEC > 1** (hög risk).

| Mikroförorening | PEC/PNEC i Nässjön (baserat på utspädning utlopp ARV x1,1) | | PEC/PNEC i Nässjön (baserat på utspädning utlopp ARV x2,5) | |
|--------------------------------------|--|---------|--|---------|
| | Utan GAK | Med GAK | Utan GAK | Med GAK |
| Läkemedel | | | | |
| Azitromycin | 12,46 | 11,21 | 5,48 | 4,93 |
| Ciprofloxacin | 0,25 | 0,13 | 0,11 | 0,06 |
| Citalopram | 22,38 | 4,48 | 9,85 | 1,97 |
| Diklofenak | 11,03 | 1,1 | 4,86 | 0,49 |
| Flukonazol | 0,18 | 0,05 | 0,08 | 0,02 |
| Furosemid | 1,58 | 1,58 | 0,70 | 0,70 |
| Hydroklortiazid | 0,12 | | 0,05 | |
| Ibuprofen | 179,13 | | 78,82 | |
| Karbamazepin | 0,83 | 0,08 | 0,37 | 0,04 |
| Klaritromycin | 1,96 | 0,2 | 0,86 | 0,09 |
| Metoprolol | 0,10 | 0,01 | 0,05 | 0,00 |
| Naproxen | 1,01 | | 0,44 | |
| Oxazepam | 17,16 | 2,06 | 7,55 | 0,91 |
| Propranolol | 0,27 | 0,03 | 0,12 | 0,01 |
| Sertralin | 12,76 | 1,28 | 5,61 | 0,56 |
| Sulfametoxazol | 0,13 | 0,01 | 0,06 | 0,01 |
| Tramadol | 0,55 | 0,07 | 0,24 | 0,03 |
| Trimetoprim (1) | 1,05 | 0,02 | 0,09 | 0,01 |
| Venlafaxin | 4,90 | 0,98 | 2,16 | 0,43 |
| Hormoner | | | | |
| 17β-östradiol (E2) | 34,95 | 34,95 | 15,38 | 15,38 |
| Östron (E1) | 172,93 | 172,93 | 76,09 | 76,9 |
| Andra mikro- föroreningar | | | | |
| PFOA | 13,35 | 2,0 | 5,87 | 0,88 |
| PFOS | 134,55 | 2,08 | 59,20 | 8,88 |
| Bisfenol A (1) | 0,18 | 0,17 | 0,08 | 0,07 |
| Bisfenol A (2) | 8661,50 | 7795 | 3811,06 | 3430 |
| Imidakloprid | 0,72 | | 0,32 | |

Tabell 11 visar att behandling med GAK avsevärt reducerar antal ämnen som utgör hög risk i recipienten, främst vid utspädning x 2,5. Dock utgör flertalet ämnen fortfarande hög risk efter rening med GAK. GAK är till exempel relativt dålig på att avskilja azitromycin och furosemid vilket gör att de fortfarande överstiger PEC/PNEC 1. Däremot har GAK visat god avskiljning av sertralin, diklofenak och oxazepam men eftersom koncentrationerna av dessa ämnen ut från reningsverket är höga och spädningen i Nässjöån är låg förblir PEC/PNEC kvoten hög. GAK har inte förmåga att avskilja hormonerna östron och 17 β -östradiol och PEC/PNEC kvoterna för dessa förblir därför höga.

GAK har förmåga att till viss del rena PFAS- ämnen, men halterna PFOS och PFOA är så pass höga ut från reningsverket att även efter reningen med GAK bedöms de utgöra en hög risk i recipienten. Dessutom mätas GAK-filtren snabbt för PFAS-ämnen och filterbyten kommer att behövas utföras mycket oftare jämfört med rening av många andra ämnen.

Även bisfenol A utgör hög risk efter behandling med GAK baserat på föreslagna miljö kvalitetsnormen.

Viss nedbrytning av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar sker redan i processen vid reningsverket. För Nässjö ARV är det inte möjligt att uppskatta hur mycket mikroföroreningar som avskiljs i befintlig process eftersom vi inte har halter av mikroföroreningar i inkommande avloppsvatten. Studier har visat att reningsverk med kväverening visar upp mot 20 % högre avskiljning av mikroföroreningar i jämförelse med reningsverk utan kväverening (Wahlberg, Björleinius, Ek, Paxeus, & Gärdstam, 2008). Exempel på mikroföroreningar som har en relativt hög reduktionsgrad vid kvävereningsverk inkluderar paracetamol, ibuprofen och östron. Nässjö ARV planerar att införa kväverening och i och med det kan en ökad avskiljning av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar förväntas. Hur mycket är dock inte möjligt att resonera om.

7 Dimensionering av reningssteg

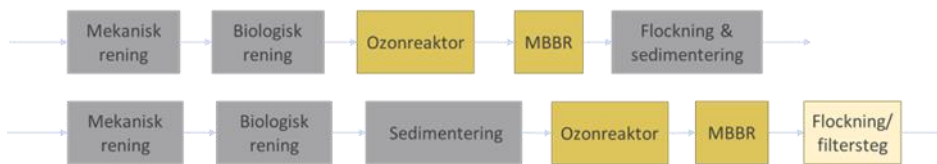
7.1 Processmässig placering av ett kompletterande reningssteg

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

Efter ozoneringen behövs en biologisk efterbehandling för nedbrytning av bi- och transformationsprodukter. För detta kan till exempel MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) eller sandfilter användas. Sandfilter är en betydligt mer platskrävande och dyrare lösning än MBBR, men kan vara aktuellt till exempel om det finns befintliga sandfilter tillgängliga, vid nybyggnation eller om det finns behov av ett nytt partikelavskiljande slutpoleringssteg (på grund av till exempel hårdare fosforkrav). Vid Nässjö ARV finns idag inga sandfilter och det planeras heller inte för några. Därför föreslås MBBR som efterbehandlingssteg. Om sandfilter skulle installeras i framtiden kan man använda dessa som efterbehandling.

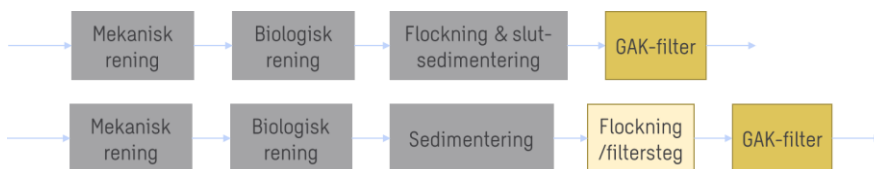
En stor ombyggnation av Nässjö ARV är planerad men det är inte ännu bestämt exakt hur processen kommer att se ut, därför går det heller inte att avgöra vart i processen det är mest fördelaktigt att placera ett reningssteg för mikroföroreningar. Reningssteget skulle kunna läggas direkt efter det biologiska reningssteget, med flockning och lamellsedimentering efter. Detta förutsätter att vattnet ut från det biologiska reningssteget är tillräckligt rent (har tillräckligt låg susphalt), vilket behöver följas upp efter ombyggnationen. Ett alternativ är att lägga reningssteget för mikroföroreningar senare i processen, efter lamellsedimenteringen men innan efterföljande flockning och filtersteg. Figur 9 visar förslagen på placering för ett ozoneringssteg.

Det är att föredra att ha den kemiska reningen efter ozoneringssteget, för att undvika fosforbrist i det biologiska efterbehandlingsteget.



Figur 9. Blockschema över olika möjliga placeringar av ett reningssteg för mikroföroreningar beroende på hur framtida process vid Nässjö ser ut.

Ett GAK-filter placeras efter det sista partikelavskiljande steget, i detta fall lamellsedimenteringen (Figur 10) så som anläggningen ser ut idag. Om ett skivfilter skulle tillkomma placeras GAK-filter efter skivfiltret. I vissa fall är det önskvärt med ett förfiltreringssteg innan GAK-filter för att minimera mängden partiklar och organiskt material i det inkommande vattnet. För dagens vatten är SS-halten (14 mg/l) så pass hög att ett förfilter rekommenderas men detta kan ändras beroende på hur vattnet ser ut i framtiden. Om ett skivfilterstag tillkommer kommer det inte att vara nödvändigt med ytterligare förfiltrering.



Figur 10 Blockschema över föreslagen processmässig placering av GAK-filter vid Nässjö ARV.

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

7.2 Antagande för dimensionering

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

7.2.1 Specifik ozondos

Doseringen av ozon beräknas normalt med avseende på vattnets halt av DOC och ibland även nitrit. Nitrit-kväve påverkar ozondosen med 3,4 g O_3 /g NO_2-N , där nitrit oxideras till nitrat. För DOC är en vanlig dimensionering 0,3–0,9 g O_3 /g DOC (Stapf, Miede, Bester, & Lukas, 2020). Vilken ozondos som krävs varierar dock för olika substanser. Reduktionen kommer att vara olika för olika läkemedel – vissa bryts lätt ned och kommer reduceras med närmare 100%, medan andra kommer att ha en långt lägre reduktion (ca 50%).

Vald dosering är 0,7 O_3 /g DOC. Det bästa sättet att avgöra vilken dos som krävs är att utföra pilotstudier/bänkskalletester på det vatten som ska behandlas, alternativt kan modellering användas. Så som kunskapsläget är idag rekommenderas därför någon typ av ozoneringstester innan den slutgiltiga doseringen bestäms.

7.2.2 Uppehållstider i reaktorn

Inkommande vatten till ozoneringen leds genom en sluten kontakttank med tillräcklig uppehållstid för att allt ozon ska reagera. Rekommenderad hydraulisk uppehållstid är 10–25 minuter (Cimbritz, 2019). Vald volym på kontakttanken är 240 m³. Uppehållstid vid $Q_{\max \text{ bio}}$ (1 200 m³/h) blir med denna dimensionering 12 minuter. Uppehållstiden vid Q_{dim} blir 24 minuter.

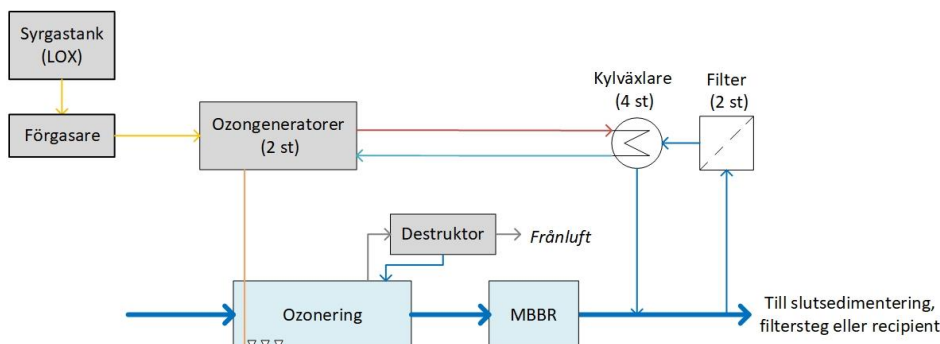
7.2.3 Kontaktid GAK

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

Vald kontaktid är 20 minuter vid Q_{\max} vilket innebär 40 minuter vid Q_{dim} , och 49 minuter vid Q_{medel} (framtida flöde).

7.3 Ozonering

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



Figur 11. Blockschemat över föreslagna ozoneringsprocessen för rening av mikro-föroreningar vid Nässjö ARV.

7.3.1 Reaktordesign

Kontakttanken konstrueras som en lång, slingrande kanal för att säkerställa uppehållstiden. Vald volym på kontakttanken är 240 m³. Vattendjupet sätts till minst 6 meter (detaljer finns att läsa i kapitel 7.3.3). Nödvändig yta för kontakttanken är därmed ca 40 m².

Provtagning av vattnet ska vara möjligt innan och efter ozonreaktorn.

Frånluften från kontakttanken leds genom en ozondestruitor för att eventuella ozonrester inte ska släppas till atmosfären. Destruktionen sker genom att frånluften värms upp och därefter leds genom en katalysatorbädd som omvandlar ozon till syrgas. Kondensatet från ozondestrukturen leds tillbaka till kontakttanken.

7.3.2 Ozonproduktion

Nödvändig ozondos har beräknats utifrån DOC- och nitritkvävehalten i vattnet. Uppmätt DOC-halt i utgående vatten vid Nässjö ARV är i genomsnitt 11,3 mg/l och nitritkvävehalten är i genomsnitt 0,037 mg/l enligt utförd provtagning. Med antaganden enligt kapitel 7.2.1 har den nödvändiga dosen beräknats till 9,2 mg O₃/l. Detta kan dock förändras vid en framtida processändring. Nya prover bör då tas i den punkt som ozoneringen ska placeras.

I Tabell 12 sammanställs förväntat flöde genom ozonreaktorn samt ozonbehov vid de olika flödesbelastningarna.

Tabell 12. Vattenflöden och ozonbehov vid max, medel- och minbelastning.

| Behandlat flöde och ozonbehov | Enhet | Värde |
|-------------------------------------|-------------------|-------|
| Maximalt behandlat flöde | m ³ /h | 1 200 |
| Genomsnittligt behandlat flöde idag | m ³ /h | 504 |
| Minimalt behandlat flöde | m ³ /h | 216 |
| Ozonbehov, max | kg/h | 11,0 |
| Ozonbehov, medel | kg/h | 4,5 |
| Ozonbehov, min | kg/h | 1,8 |

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

7.3.3 Doseringsutrustning

Inblandning av ozon i vattnet kan ske på olika sätt; med statiska mixers, injektorer eller keramiska diffusorer. Fördelen med en injektorlösning är att all utrustning är tillgänglig utanför kontakttanken. Diffusorer är en billigare och mer yteffektiv lösning än statiska mixers och mer energieffektivt än en injektorlösning. De erbjuder också en mer flexibel design för att minska risken för bromatbildning. Vid Nässjö är bromidhalterna i vattnet något förhöjda och det finns en liten risk för bromatbildning. Användningen av diffusorer skulle således minska denna risk.

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

7.3.4 Syrgasförsörjning

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

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

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

Medelförbrukning av syrgas beräknas vara ca 45 kg/h (10 Nm³/h) (Tabell 13). Beräkningarna baseras på en ozonkoncentration på 10wt% (148 g O₃/Nm³) i levererad gas från generatorerna. Denna koncentration kan behöva justeras ned vid minflöde för att kunna upprätthålla ett tillräckligt högt flöde genom diffusorerna.

Tabell 13. Syrebehov för ozonproduktion vid max-, medel- och minbelastning, baserat på en ozonkoncentration på 10wt%.

| Beräknat syrebehov | Enhet | Värde |
|--------------------|-------|-------|
| Syrebehov, max | kg/h | 110 |
| Syrebehov, medel | kg/h | 45 |
| Syrebehov, min | kg/h | 18 |

7.3.5 Kylning av ozongenerator

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

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

7.3.6 Styrning och instrument

Ozondoseringen sker flödesproportionellt (vald dos är 9,2 mg O₃/l). Så länge halten DOC inte varierar alltför mycket är det fullt tillräckligt att styra ozondoseringen baserat på flöde. Om variationen är stor, till exempel på grund av mycket tillskottsvatten, kan det vara av intresse att installera en mer avancerad styrning baserad på mätning av UV-absorbans. UV-absorbansen ger en indikation på mängden organiskt material i vattnet, eller mer precis – organiskt material som innehåller dubbelbindningar i molekylstrukturen. Studier har visat att UVA₂₅₄ inte direkt korrelerar med halten av mikroföroreningar, men

skillnaden i UVA₂₅₄ i inkommande och utgående vatten från ozonreaktorn korrelerar med reduktionen av summan av mikroföroreningarna.

Instrumenteringen i ozoneringsanläggningen föreslås bestå av:

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

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

7.3.7 Efterbehandling

Efter ozoneringen föreslås ett steg med rörligt bärrmaterial (MBBR) där oxidations- och transformationsprodukter som bildas vid ozoneringen ska brytas ned. Denna typ av efterbehandling används i Nykvarnsverket i Linköping. En typisk dimensionering (i Tyskland) av en MBBR för efterbehandling efter ozonering är idag att volymen ska vara 50% av kontakttankens volym. Itzel (2020) har undersökt reduktionen av transformationsprodukter i reningsverket i Warburg där MBBR:en har 50% volym av ozonreaktorn och funnit att 95% av transformationsprodukterna elimineras.

Vid Nässjö ARV innebär det en MBBR-volym på 120 m³. Fyllnadsgrad antas vara 50% och den specifika ytan på bärrmaterialet 500 m²/m³. Omblandning sker med hjälp av omrörare.

7.3.8 Effektbehov

Ozongeneratorerna beräknas ha ett maximalt effektbehov på ungefär 110 kW (baserat på en energiförbrukning på 10 kWh/kg O₃). Vid framtida medelflöde kommer effektbehovet vara ca 45 kW, vilket kan jämföras med Nässjö ARV:s effektbehov för verksamhetsprocessen som 2019 var 74 kW i medel.

7.3.9 Layout och fysisk placering

Nödändig yta för ozonreaktor och MBBR har beräknats till 60 m². Ozongeneratorerna och övrig maskinell utrustning placeras i ett maskinrum som kan stå antingen bredvid eller (delvis) ovanpå ozonreaktorn (som är 40 m²). Nödändig yta på maskinrummet bedöms till 90 m². I denna yta inkluderas också utrymme för el och VVS.

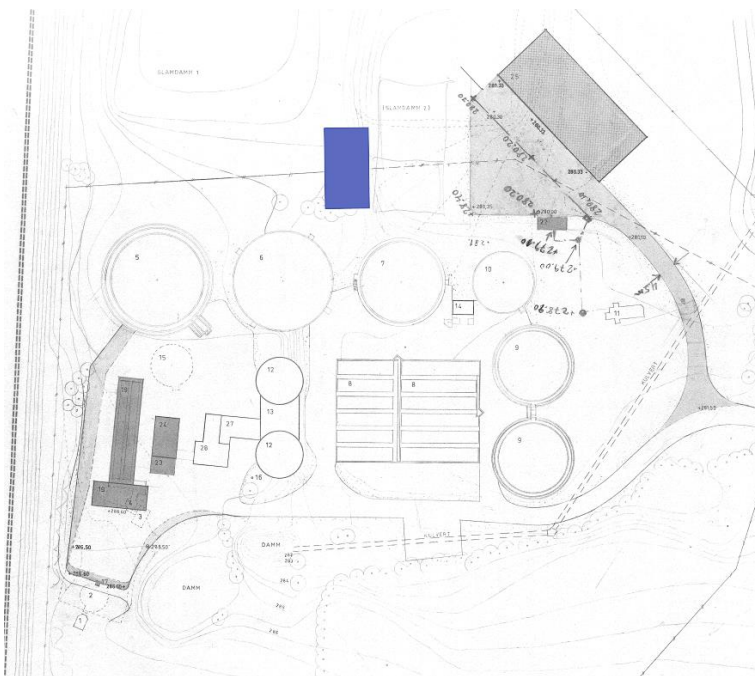
Det behöver även finnas plats för lastbil att fylla på LOX. Ytbehov för LOX-tank och förgasare bedöms till ca 35 m² och denna utrustning placeras i anslutning till maskinrum och reaktortank. Dock finns det krav på att LOX-tankar inte får

placeras närmare än 6 meter från andra byggnader och 10 m från el-rum. Med dessa kriterier finns det flera möjliga placeringar av LOX-tanken, i Appendix 2 ges två exempel men exakt var den ska placeras beslutas i nästa skede.

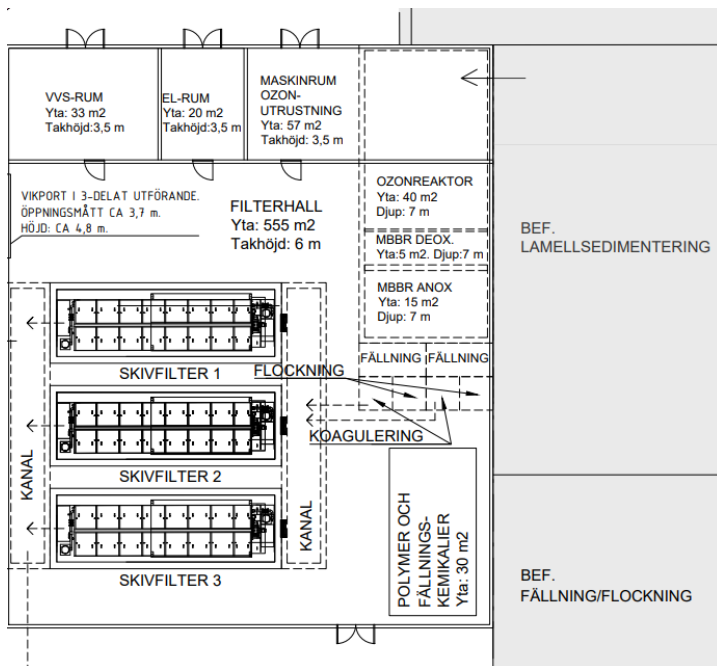
Med ett tillägg på 10% för betongkonstruktioner etc. blir den totala ytan ca 220 m².

Förstudien för utformningen av Nässjö reningsverk i framtiden (Sweco, 2021) föreslog installation av en skivfilteranläggning i etapp 7, om skivfilter installeras är förslag att anlägga ozoneringssteget i samma byggnad.

Förslag på var en byggnad för filtersteg och ozonanläggning kan placeras på området visas i Figur 12. Förslag till layout för denna byggnad presenteras i Figur 13. Ritningarna återfinns i sin helhet som Appendix 2.



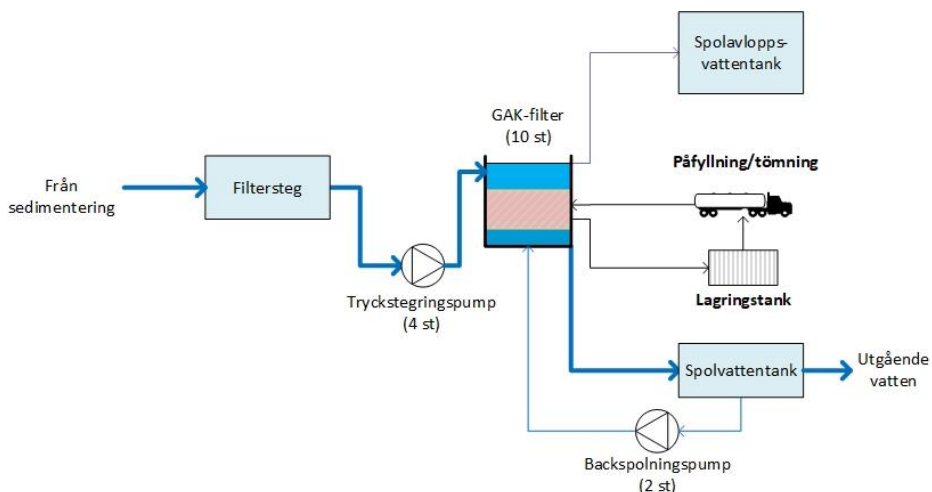
Figur 12. Föreslagen placering av en framtida ozonanläggning vid Nässjö ARV.



Figur 13. Exempel på layout för filterhall/ozonanläggning.

7.4 Granulärt aktivt kol

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



Figur 14. Blockschema över föreslagen GAK-anläggning för rening av läkemedel och andra mikroföroreningar vid Nässjö ARV.

7.4.1 Filterdesign

Tryckfallet över en kolfilteranläggning kan grovt uppskattas till 1–2 mvp. Denna siffra beror på ett flertal faktorer där filtermassans tjocklek och kolets kornstorleksfördelning är de viktigaste parametrarna. Enligt den hydrauliska profilen för Nässjö ARV kommer det inte att vara möjligt att leda vattnet med självfall till GAK-anläggningen och därefter vidare till recipient, en pumpstation har därför inkluderats i processdesignen. Pumpstation föreslås utrustas med fyra pumpar med kapacitet 400 m³/h vardera, detta betyder att en pump kan vara avställd med fortsatt kapacitet för $Q_{\max \text{ bio}}$.

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

För att förenkla påfyllnad och tömning av GAK från lastbil dimensioneras varje filter till 40 m³ vilket är i samma storleksordning som en bulkbil rymmer enligt leverantör. Filterbädden består av granulerat aktivt kol. Föreslagen processlösning är 10 identiska filter som kan drivas helt parallellt eller två och två i serie. Att driva filtren i serie om två har förordats vid ett par anläggningar. När genombrott detekteras i det första filtret ändras styrningen så att det blir det andra i paret. Detta filter fungerar då som polersteg. Att köra filtren i serie är med nuvarande dimensionering endast möjlig upp till ett inkommande flöde på cirka 700 m³/h, därefter blir ytbelastningen för stor. Att dimensionera för seriedrift vid maxflöde skulle ge en dubbelt så stor anläggning, vilket inte bedöms vara rimligt.

Med 10 filter á 40 m³ blir den totala filtervolymen 400 m³. Vid $Q_{\max \text{ bio}}$ är kontakttiden 20 minuter. Om ett filter är ur drift (för spolning eller utbyte av filtermedia) och det samtidigt är maximalt flöde genom anläggningen kommer kontakttiden vara 18 minuter.

Ytbelastningen på filtret rekommenderas att vara 5–15 m/h i en rapport från Svenskt Vatten (Cimbritz, 2019), medan tyska och schweiziska riktlinjer anger 4–7 m/h (Stapf, Miehe, Bester, & Lukas, 2020). Med en filterbädd på 2 m blir den totala filterytan 200 m² och ytbelastningen 6 m/h vid $Q_{\max \text{ bio}}$. Dimensioneringsparametrar sammanfattas i Tabell 14.

Tabell 14. Sammanfattning av dimensioneringsparametrar som använts för design av kolfilteranläggning för läkemedelsrening vid Nässjö ARV.

| Dimensioneringsparameter | Enhet | Värde |
|---|----------------|-------|
| Antal filter | st | 10 |
| Total filtervolym | m ³ | 400 |
| Total filteryta | m ² | 200 |
| Bäddhöjd | m | 2 |
| Kontaktid vid $Q_{\max \text{ bio}}$ | min | 20 |
| Kontaktid vid Q_{medel} | min | 49 |
| Ytbelastning vid $Q_{\max \text{ bio}}$ | m/h | 6 |
| Ytbelastning vid Q_{medel} | m/h | 2,7 |

Med hänsyn till bäddexpansion vid backspolning, säkerhetsmarginaler och utloppshöjd blir varje filterenhet ungefär 3 m djup vilket ger en total volym på 600 m³.

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

7.4.2 Backspolning

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

Backspolning antas ske med en hastighet på 30 m/h vilket ger ett spolvattenflöde på 600 m³/h. Med en backspolning som varar i 15 min åtgår 150 m³ spolvatten per spolning. Backspolning sker för ett filter i taget. Efter GAK-filtren finns en utjämningsstank från vilken spolvatten pumpas tillbaka. Volymen på denna sätts med 50% större volym än backspolningsbehovet, dvs 225 m³. En utjämningsstank för spolavloppsvatten anläggs med samma storlek. Spolavloppsvattnet leds förslagsvis till sandfång, mikroföroreningar släppa inte det aktiva kolet och följer således inte med spolvattnet in till verket igen.

Två spolvattenpumpar, vardera med kapacitet för hela spolvattenflödet, installeras, dvs 2 st á 600 m³/h.

I sandfilter sker renspolning även med luft. För kolfilter kan luften orsaka problem eftersom den riskerar att mala sönder granulerna. Om det uppstår problem med mycket slam i filtret kan det i vissa fall ändå behövas. Här har ingen utrustning för renspolning med luft tagits med.

7.4.3 Utbyte av filtermedia

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

Vid framtida medelflöde och ett antagande att genombrott sker efter 20 000 bäddvolymen kommer utbyte av filtermedia att behövas ungefär vart tredje år.

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

För att förenkla hanteringen av kol vid utbyte av filtermedia förordas att ett platsbyggt system utformas på anläggningen. I detta system transporteras granulerat aktivt kol direkt från lastbil till respektive filter genom ett vattenbaserat system med interna ledningar. På så vis behöver inte torrt kol hanteras vilket medför stora fördelar ur arbetsmiljösynpunkt. Observera att fyllning ska göras uppifrån så att det inte blir ett mottryck av vatten och kol. Transport in till filter sköts vanligtvis med vattenejektorer där leverantören av kol

har själva ejektorerna. Till ejektorerna behövs vatten med tillräckligt tryck och flöde, förslagsvis används utgående, renat vatten från spolvattentanken. Enligt en leverantör handlar det storleksmässigt om ca 5 bars tryck och ett flöde på 20 m³/h. Med de förutsättningarna kan de transportera ca 6 m³ kol per timme.

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

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

7.4.4 Styrning av instrument

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

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

En mer avancerad styrning, eller övervakning, kan uppnås genom att regelbundet mäta UV-absorbans i inkommande respektive utgående vatten. Övervakningen kan användas för att bedöma när genombrott i filtret uppstått. UV-absorbansen ger en indikation på mängden organiskt material i vattnet, eller mer precis – organiskt material som innehåller en ringstruktur (aromatiska föreningar) i molekystrukturen. Studier har visat att UVA₂₅₄ inte direkt korrelerar med halten av mikroföroreningar, men skillnaden i UVA₂₅₄ i inkommande och utgående vatten från GAK-filtret korrelerar med reduktionen av summan av mikroföroreningarna.

Här föreslås att det ska finnas möjlighet att leda en provtagningsström före och efter varje filterenhet, med hjälp av en provtagningspump och ett ventilsystem, till ett provtagningskärl med en UV-absorbansmätare installerad. På så vis behövs endast två givare i stället för 20.

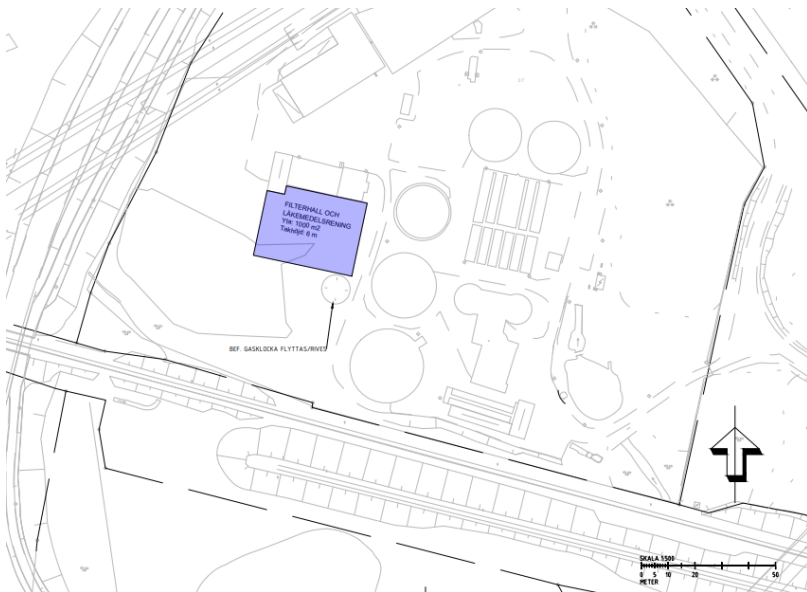
7.4.5 Layout och fysisk placering

Nödvändig filteryta har uppskattats till 200 m². Yta för utjämningsstank för spolvatten och spolavloppsvatten blir 45 m² vardera om djupet är 5 m. Till detta kommer utrymme för en pumpstation, rörgalleri, spolvattenspumpar, lagertank samt el- och fläktrum. Nödvändig yta för detta uppskattas till runt 200 m². Med ett tillägg på 10% för betongkonstruktioner etc. blir den totala ytan cirka 500 m² för delar som avser GAK-anläggning.

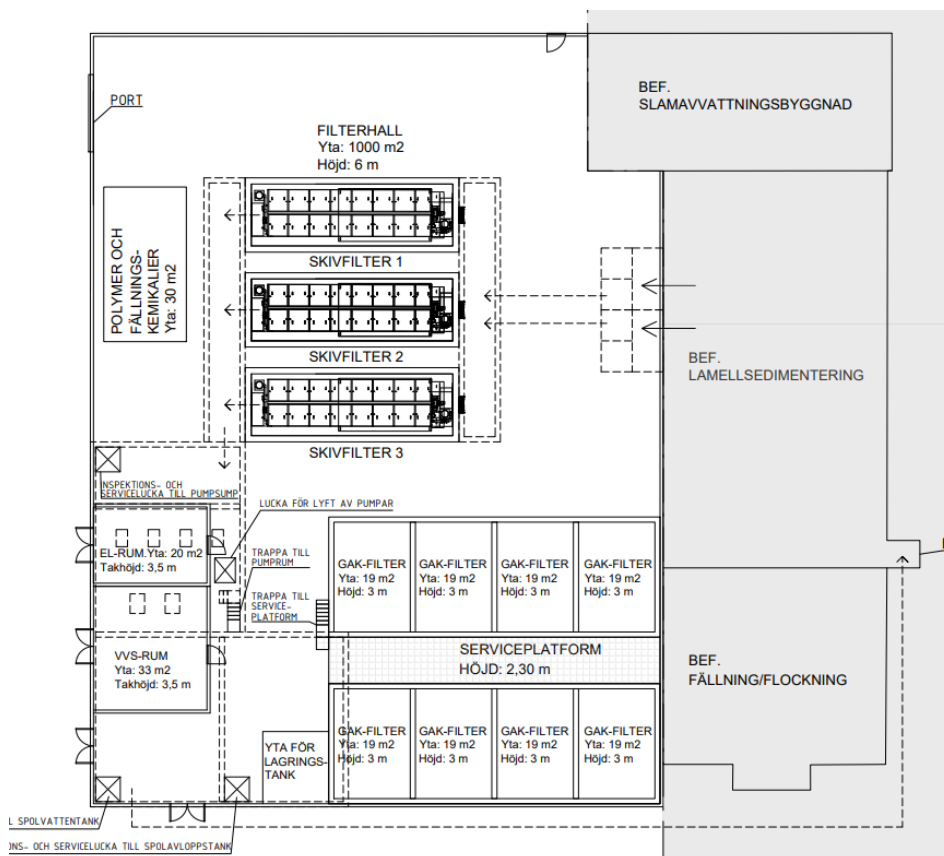
Precis som för ozonalternativet föreslås GAK-anläggningen anläggas i samma byggnad som ett eventuellt framtida filtersteg, förslag på placering av denna byggnad visas i figur 16, den sammanlagda ytan för filterhall + GAK-anläggning uppskattas till ca 1 000 m².

Runt byggnaden behöver det finnas plats för lastbil att komma åt för att fylla på och hämta kol.

Föreslagen layout av filterhall/GAK-anläggning presenteras i Figur 16.



Figur 15. Föreslagen placering av filterhall/GAK-anläggning.



Figur 16. Förslag på layout för filterhall/GAK-anläggning.

8 Kostnadsbedömning

8.1 Investeringskostnader

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

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

Kostnaden för den maskinella utrustningen är baserad på priser inhämtade från leverantörer samt erfarenheter från kalkyler från liknande anläggningar. Kalkylen för GAK har beräknats med jungfruligt kol och ett enhetspris på 47 kr/kg.

Tabell 15 sammanfattar den övergripande kalkylen för avancerad rening där den totala anläggningskostnaden landar på knappt 48 MSEK för ozonering följt av MBBR och 87 MSEK för GAK.

Kostnadsnivån är från augusti 2023. Moms ingår ej.

Tabell 15. Övergripande investeringskostnader för ozon + MBBR- respektive GAK-anläggning vid Nässjö ARV.

| Kalkylpost | Kostnad ozon + MBBR (MSEK) | Kostnad GAK (MSEK) |
|---|----------------------------|--------------------|
| Mark- & betongarbeten | 5,0 | 10,3 |
| Bygg | 3,0 | 5,1 |
| VVS | 0,8 | 1,2 |
| Maskininstallationer | 18,5 | 33,5 |
| El och automation | 5,6 | 7,6 |
| Oförutsett (20%) | 6,6 | 11,5 |
| Summa entreprenader – Entreprenadkostnad | 39,4 | 69,2 |
| Byggherrekostnad | 8,3 | 17,3 |
| Total anläggningskostnad | 47,7 | 86,5 |

8.2 Driftkostnader

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

| | |
|-------------------|---------------------------------------|
| El | 1,18 kr/kWh |
| Personal | 1,0 MSEK/år heltid |
| GAK, regenererat | 34 300 kr/ton |
| GAK, nytt | 47 000 kr/ton |
| Underhållskostnad | 1 % av investering maskin, VVS och el |

För uppskattning av kapitalkostnader har kostnader för oförutsett och entreprenadkostnader fördelats mellan mark, bygg, maskin, el och VVS. Kapitalkostnaden är beräknad enligt annuitetsmetoden och antagna avskrivningstider och kalkylräntor presenteras i Tabell 16.

Tabell 16. Kapitalkostnader, läkemedelsrening

| | Avskrivningstid (år) | Kalkylränta | Kapitalkostnad Ozon + MBBR (SEK) | Kapitalkostnad GAK (SEK) |
|-----------------------|----------------------|-------------|----------------------------------|--------------------------|
| Mark och betongarbete | 50 | 3,3% | 304 000 | 632 500 |
| Bygg | 30 | 3,3% | 234 000 | 406 000 |
| Maskin | 15 | 3,3% | 2 328 000 | 4 301 500 |
| El och automation | 15 | 3,3% | 698 500 | 973 500 |
| VVS | 15 | 3,3% | 94 500 | 154 500 |
| Summa | | | 3 659 000 | 6 468 000 |

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

I Tabell 17 och Tabell 18 presenteras sammanställda driftskostnader för läkemedelsrening. Den årliga driftkostnaden har beräknats till 5,2 MSEK för ozonering och 10,9 MSEK för GAK.

Tabell 17. Årliga driftkostnader för rening av läkemedel och andra mikroföroreningar med ozonering inkl. MBBR.

| Kalkylpost | Kostnad (MSEK) |
|-----------------------------|----------------|
| Kapitalkostnader | 3,66 |
| Elförbrukning ozongenerator | 0,46 |
| LOX: inköp och hyrkostnad | 0,70 |
| Personal | 0,10 |
| Underhåll | 0,31 |
| Summa | 5,2 |

Tabell 18. Årliga driftkostnader för rening av läkemedel och andra mikroföroreningar med GAK.

| Kalkylpost | Kostnad (MSEK) |
|--------------------------------------|-----------------------|
| Kapitalkostnader | 6,47 |
| Elförbrukning pumpning, backspolning | 0,05 |
| Aktivt kol | 3,70 |
| Personal | 0,10 |
| Underhåll | 0,59 |
| Summa | 10,9 |

9 Klimatpåverkan

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

Klimatpåverkan var från ozonering avsevärt lägre klimatpåverkan än för GAK. I en jämförelse där el från förnybara källor används är klimatpåverkan runt 2 g CO₂-ekv/m³ behandlat vatten för ozon jämfört med nästan 200 g CO₂-ekv/m³ (Sweco, 2022b) (Sweco, 2022c) (Sweco, 2022d). Om nordisk residualmix används som elproduktionsmix blir klimatavtrycket i stället runt 50 g CO₂-ekv/m³ för ozonering medan GAK endast ökar med enstaka gram, detta eftersom energibehovet för en GAK-anläggning är mycket lågt, däremot är framställningen av GAK väldigt energikrävande.

Vilken typ av kol som används har stor påverkan på resultatet. Möjligheten att regenerera det aktiva kolet i stället för att använda primärt kol minskar klimatpåverkan avsevärt, i studierna var emissionsfaktorn för regenererat kol 2 kg CO₂/kg jämfört med 11 kg CO₂/kg per primärt aktivt kol. Men så länge kolet härstammar från fossilt material är det svårt att minska klimatavtrycket från GAK-alternativet till jämförbar nivå med ozonering.

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

Val av teknik för en framtida anläggning för rening av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar beror på flera olika parametrar, i denna förstudie har bland annat parametrar så som lämplighet beroende på det specifika vattnet, vilken typ av föroreningar som utgör en risk, kostnad och platsspecifika förutsättningar beaktats. Resultat från denna förstudie sammanfattas i Tabell 19.

Utvärderingen av vattenmatrisen och den påverkan som är aktuell från ozonering och behandling med GAK visade att det inte fanns några ämnen som utgör ett hinder för vare sig ozon eller GAK att användas vid Nässjö ARV, dock var halten bromid något förhöjd och det är därför viktigt att följa upp detta om man väljer att gå vidare med ozon. Det finns metoder man kan använda för att stävja bromatbildningen, t.ex. att använda dysor för att tillföra ozon till reaktortanken, vilket är den föreslagna tekniken i denna förstudie.

Gällande riskämnen utgjorde ett antal ämnen hög (9 stycken) eller måttlig (6 stycken) risk för recipienten idag, baserat på uppmätta halter i Nässjöån. För vissa av dessa ämnen, som t.ex. azitromycin, diklofenak, citalopram, bisfenol A, östron och 17 β -östradiol är ozon mer effektivt medan för andra så som oxazepam, sertralin, PFAS och PFOA är GAK mer effektiv. Av de ämnen som utgör hög risk finns citalopram och diklofenak med på EU:s föreslagna krav.

För att få en uppskattning av hur ett reningssteg för mikroföroreningar kommer att påverka miljörisken för Nässjöån utfördes PEC/PNEC beräkningar för uppskattade utgående halter av analyserade mikroföroreningar efter ett ozoneringssteg respektive GAK-steg. Detta gjordes endast för mikroföroreningar där data för avskiljningsgrad finns tillgänglig i litteraturen. Beräkningarna visade att de flesta mikroföroreningar med hög eller medelhög risk ändrades till medelhög respektive låg risk. Dock utgjorde citalopram, diklofenac, oxazepam, sertralin och även hormonerna östron och 17 β -östradiol fortfarande hög risk. Detsamma gällde för PFOS och PFOA.

För GAK utgjorde läkemedlen azitromycin, citalopram, hög risk, även efter ett GAK-steg, detsamma gäller även diklofenak, furosemid, oxazepam, sertralin och venlafaxin vid utspädning x1,1. Hormonerna östron och 17 β -östradiol avskiljs i stort sett inte alls med GAK och utgör fortfarande hög risk. Anledningen till att nämnda mikroföroreningar utgör fortsatt hög- eller medelhög

risk efter rening med ozon eller GAK är att halterna ut från Nässjö ARV av dessa ämnen är relativt höga och att utspädningen i Nässjön är låg, ibland är det nästan ingen utspädning alls.

Om det blir aktuellt med krav på rening av PFOA och PFOS är ozonering för sig självt inte ett alternativ eftersom dessa inte reagerar med ozonet. PFOS och PFOA avskiljs till viss del med GAK men inte tillräckligt för att inte utgöra någon risk. Kolet mätas också snabbare för dessa föroreningar jämfört med andra mikroföroreningar och måste därför bytas ut oftare vilket medför en ökad kostnad. Det är troligtvis så att enbart GAK inte skulle vara tillräckligt för att avskilja PFOS och PFOA, utan GAK kan behövas kombineras med ytterligare reningssteg.

Ytbehovet för ozon och GAK skiljer sig, ozon är mer yteffektiv än GAK men båda får plats på området. Layout har tagits fram där anläggningarna placeras i en gemensam hall med en framtida skivfilteranläggning för att effektivisera och spara yta.

Ett ozoneringssteg är billigare än GAK-filter enligt utförda kalkyler, både ur investerings- och driftsynpunkt. En stor del av driftkostnaden för GAK utgörs av kostnaden för utbyte av filtermedia och här finns en stor osäkerhet i både pris och med vilken frekvens detta kommer att göras.

I ett ozoneringssteg bildas ett överskott av syre i utgående vatten från kontakttanken, vilket gör att man kan förvänta sig att få nitrifikation i den efterföljande MBBR:en (om det finns ammonium kvar i vattnet in till ozoneringen). Detta är en fördel om det skulle komma striktare kvävekrav eller krav på låg ammoniumhalt i utgående vatten.

Klimatpåverkan från både reningsteknikerna har inte ingått i denna förstudie, däremot har tidigare förstudier som Sweco utför visat att ozon har lägre klimatpåverkan jämfört med GAK. Det är framställningen och regenereringen av aktivt kol som står för den största påverkan. Driften för ozonering är energiintensiv och kommer att stå för en signifikant del av anläggningens totala energiförbrukning, därför spelar ursprunget av elen stor roll för klimatpåverkan.

Tabell 19. Jämförelse av de ingående reningsteknikerna GAK och ozon följt av MBBR utifrån olika aspekter och för Nässjö ARV.

| Beskrivning | Ozon + MBBR | GAK | Kommentar |
|---|--|---|--|
| Påverkan på vattenmatris? | Nej | Nej | Viktigt att hålla koll på bromidhalter och att designa ozonprocessen för att minimera risken för bromatbildning. |
| Lämplig teknik utifrån identifierade riskämnen (azitromycin, furosemid, venlafaxin, diklofenak, citalopram, sertralin och oxazepam, östron) | Ja | Ja | Om PFOS (PFOA) behöver avskiljas framgent ska inte ozon utgöra huvudteknik. GAK avskiljer inte Östron. |
| Ytbehov, m ² (ca) | 200 | 500 | Anläggningarna placeras i samma hall som skivfilter för att effektivisera och spara yta. |
| Processmässig placering | Innan eller efter lamelledimenteringen | Efter lamelledimentering eller skivfilter | - |
| Investeringskostnad, MSEK | 47,7 | 86,5 | - |
| Driftkostnad/år, MSEK | 5,2 | 10,9 | Inklusive kapitalkostnader |

11 Slutsatser

11.1 Behov av avancerad rening

Nässjö ARV kan komma att innefattas av framtida krav på rening av läkemedelsrester enligt EU:s förslag på nytt avloppsdirektiv, detta på grund av att i förslaget ska anläggningar med pe över 10 000 där mikroföroreningar utgör en risk för människors hälsa eller miljö innefattas. Miljöriskbedömningen visade att Nässjö ARV har relativt många mikroföroreningar som utgör hög- eller medelhög risk för recipienten Nässjöån. Flödet i Nässjöån varierar kraftigt och är väldigt lågt under vissa delar av året, främst sommarmånaderna. Detta gör att utspädningen i ån periodvis är låg, ibland är det i stort sett ingen spädning alls, vilket resulterar i höga halter av ett flertal mikroföroreningar i ån.

Uppmätt östrogen aktivitet (ER-aktivitet) i Nässjöån visar värden som ligger långt över riktvärdet för ER-aktivitet (400 pg E2-ekv/L) och nuvarande bedömningsgrund för östradiol för inlandsytvatten (400 pg östradiol/L) vid alla provtagningar. Jämförelse mellan kemisk analys av ämnen med östrogen effekt och ER-aktivitet visar att endast 0–12 % av de uppmätta ER-aktiviteterna i utgående avloppsvatten från Nässjö ARV respektive 1–6 % i recipientproverna kan förklaras med kemisk analys. Detta visar att viktig information om toxisk effekt kan missas om endast kemisk analys används.

Enligt provtagningarna som gjorts i avloppsvattnet från Nässjö ARV uppskattas det årliga utsläppet av de uppmätta mikroföroreningarna till ca 60 kg per år, inklusive PFAS-ämnen och hormoner. Detta motsvarar ca 2,7 g/pe, år. I de förstudier för rening av mikroföroreningar som Sweco har utfört ligger motsvarande siffra mellan 0,9 och 2,0 g/pe, år. Nässjö ARV ligger alltså högt i jämförelse.

11.2 Val av reningsteknik

Vattenmatrisen indikerade att det inte finns någon risk med att använda sig av GAK eller ozonering som reningsteknik, dock uppmättes något förhöjda halter av bromid i utgående avloppsvattnet. Rekommendationen är därför att om ozon väljs som teknik, bör nya provtagningar av vattnet utföras vid det stället i processen där reningssteget placeras. Användning av dysor för att tillsätta ozon är också att rekommendera, eftersom detta minskar risken för bromatbildning.

Både en ozonanläggning och GAK-filter är tekniker som skulle fungera väl för att avskilja mikroföroreningar vid Nässjö ARV, dock kommer ingen av teknikerna att avskilja alla mikroföroreningar till 100 %. För vissa mikroföroreningar fungerar ozon bättre medan GAK är mer effektivt mot andra. Det är svårt att säga att av alternativen kommer att fungera bättre totalt, men

om man fokuserar på de ämnen som finns med på EU:s förslag för nytt avloppsdirektiv kan ozon vara något mer effektiv.

För en GAK-anläggningen är det relativt lätt att följa reningen av avloppsvattnet och att upptäcka när genombrott sker genom att analysera vissa utvalda ämnen. Det är svårare att följa reningsprocessen för en ozonanläggning eftersom ämnena bryts ned till mindre molekyler vilka är svåra att analysera. För att säkerställa kvaliteten på det behandlade avloppsvattnet kan det bli nödvändigt att använda nya typer av analyser som t.ex. effektbaserade analyser.

Reningsverk med kväverening har visat sig vara mer effektiva för avskiljning av mikroföroreningar och studier har visat upp till 20 % bättre avskiljning än reningsverk utan kväverening. Nässjö ARV har idag ingen kväverening men planerar att införa det i framtiden. Detta kommer troligen att bidra till ökad avskiljning av mikroföroreningar.

Ytbehovet för en ozonanläggning har uppskattats till ca 200 m² och för en GAK-anläggning till cirka 500 m². Båda alternative bedöms få plats på tillgänglig yta på tomten.

Enligt utförda investeringskalkyler är den totala anläggningskostnaden cirka 47,7 miljoner kr för en ozonanläggning och 86,5 miljoner kr för en GAK-anläggning. Enligt utförda driftkostnads-kalkyler är driftkostnaden 1,5 och 4,4 miljoner kr per år för en ozonanläggning respektive GAK-anläggning exklusive kapitalkostnader. Detta motsvarar en kostnad på 0,36 kr/m³ behandlat vatten för ozon och 1,03 kr/m³ behandlat vatten för GAK.

Om Nässjö ARV kommer att innefattas av krav på rening av mikroföroreningar enligt förslaget i avloppsdirektivet skulle det innebära att en anläggning ska finnas på plats år 2040. Fram till dess kan mycket hända inom området, nuvarande tekniker utvecklas och nya tekniken kommer. Några exempel som har diskuterats i denna rapport är användningen av enzymer och oxidativa processer, dessa tekniker kan visa sig bli effektiva och mer kostnadseffektiva alternativ, men de är fortfarande relativt oprövade.

12 Litteraturförteckning

- Baresel, C., Karlsson, L., Malovanyy, A., Thorsén, G., Goicoechea Feldtmann, M., Holmquist, H., . . . Putz, W. (2022). *PFAS- hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen?* Svenskt Vatten AB.
- Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K., & Olshammar, M. (2017). *Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten*. Stockholm: IVL.
- Bengtsson-Palme, J., & Larsson, J. (2016). Concentrations of antibiotics predicted to select for resistant bacteria: proposed limits for environmental regulation. *Environmental International*, ss. 140-149.
- Betsholtz, A., Karlsson, S., Svahn, O., Davidsson, Å., Cimbritz, M., & Falås, P. (2021). Tracking 14C-Labeled Organic Micropollutants to Differentiate between Adsorption and Degradation in GAC and Biofilm Processes. *Environmental Science and Technology*, 11318–11327 .
- Björleinius, B. (2018). *Pharmaceuticals – improved removal from municipal wastewater and their occurrence in the Baltic Sea*. Stockholm: KTH Royal Institute of Technology.
- Brack, W., Aissa, S., Backhaus, T., Dulio, V., Escher, B., Faust, M., & Altenbu. (2019). Effect-based methods are key. The European Collaborative Projekt SOLUTION recommends integrating effekt-based methods for diagnosis and monitoring of water quality. . *Environmental Sciences Europe*, 31(10).
- Cimbritz. (2019). *Konsultrapport, kunskapslägget beträffande avancerad rening av mikroföroreningar*. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Cimbritz, M., & Mattsson, A. (2018). *Reningstekniker för läkemedel och mikroföroreningar i avloppsvatten - Redovisning av åtta projekt som fått medel från Havs- och Vattenmyndigheten*. Göteborg: Havs- och Vattenmyndigheten.
- EkotoxCentre. (den 30 Maj 2023). www.ecotoxcentre.ch. Hämtat från Ecotox Centre (Oekotoxzentrum) Schweiz: <https://www.ecotoxcentre.ch/expert-service/quality-criteria/quality-criteria-for-surface-waters>
- Escher, B., Stapleton, H., & Schymanski, E. (2020). Tracking complex mixtures of chemicals in our changing environment. *Science*, 367, 388-392.
- EU. (2022). *Annexes Proposal for a Directive... amending Directive 2000/60/EC establishing... Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against pollution standards in the field of water policy*. Brussels: European Commission.
- EU. (2022). *Annexes Proposal for a Directive... amending Directive 2000/60/EC establishing... Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against pollution... standards in the field of water policy*. Brussels: European Commission.
- Europeiska kommissionen. (2021). *Reviderat avloppsdirektiv (91/271/EEG)*. Europeiska kommissionen.

- Golovko, O., Lundqvist, J., Öhrn, S. och Ahrens, L. (2020). *Kemiska och biologiska analyser i anslutning till reningsverk för att följa upp de beräkningar som gjordes i regeringsuppdraget om avancerad rening*. Naturvårdsverket.
- Green, D., & Perry, R. (2008). *Perry's chemical engineers' handbook*. McGraw Hill.
- Gulde, R., Rutsch, M., Clerc, B., Schollée, J., von Gunten, U., & McArdell, C. (2021). Formation of transformation products during ozonation of secondary wastewater effluent and their fate in post-treatment: from laboratory- to fullscale. *Water research*.
- Gutendorf, B., & Westendorf, J. (2001). Comparison of an array of in vitro assays for the assessment of the estrogenic potential of natural and synthetic estrogens, phytoestrogens and xenoestrogens. *Toxicology*, 79-89.
- HaV. (2019). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten, HVMFS 2019:25*. Stockholm: HaV.
- Hoyer, K., Höglind, L., Sjölin, A., Cimbritz, M., Falås, P., Juárez Cámara, R., . . . Berg Olesen, C. (2022). *Kvartär rening vid Sjölunda ARV, Ozonering vid höga bromidhalter och regenerering av aktivt kol*.
- Itzel, F., Baetz, N., Hohrenk, L. L., Gehrmann, L., & Antakyali, D. (2020). Evaluation of a biological post-treatment after full-scale ozonation at a. *Water Research*.
- IVL. (2015). *Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten*. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Jekel, & Zietzschmann, &. (2018). *TestTools - Entwicklung und Validierung von schnellen estmethod zum Spurenstoffverhalten in technishen und naturlichen Barrieren des Urbanen Wasserkreislaufs*. . Berlin: Technische Universität Berlin.
- Juaréz, R., Karlsson, S., Falås, P., Davidsson, Å., Bester, K., & Cimbritz, M. (2021). Integrating dissolved and particulate matter into a prediction tool for ozonation of organic micropollutants in wastewater. *Science of the total environment*.
- Kemikalieinspektionen. (2020). *Hazard and risk assessment of chemicals - an introduction, Article number 511 380, guidance 7*. Stockholm: Kemikalieinspektionen.
- Kunz, P., Kienle, C., Carere, M., Homazava, N., & Kasea, R. (2015). In vitro bioassays to screen for endocrine active pharmaceuticals in surface and waste waters. *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis*, 106, 107-115.
- Livsmedelsverket. (den 28 Juni 2023). www.livsmedelsverket.se. Hämtat från Livsmedelsverket: <https://www.livsmedelsverket.se/om-oss/press/nyheter/pressmeddelanden/efsa-skarper-bedomningen-av-bisfenol-a>
- Lundqvist, J., Mandava, G., Lungu-Mitea, S., Yin Lai, F., & Ahrens, L. (2019). In vitro bioanalytical evaluation of removal efficiency for bioactive chemicals in Swedish wastewater treatment plants. *Scientific reports*, 9(7166). doi:<https://doi.org/10.1038/s41598-019-43671-z>
- län, L. i. (2020). *Miljögiftsundersökningar i Jönköpings län 2017-2019*. Jönköping: Länsstyrelsen i Jönköpings län.
- Länsstyrelsen i Jönköping. (2020). *Miljögiftsundersökningar i Jönköpings län 2017-2019*. Jönköping: Länsstyrelsen i Jönköpings län.

- Länsstyrelsen, S. (2021). *Läkemedel i vattenrecipient, hur prioriterar vi framtidens rening? En studie om läkemedels påverkan på vattenmiljön nedströms reningsverk som grund för prioritering för avancerad rening och återvinning av vatten*. Malmö: Länsstyrelsen i Skåne, rapport 2021:13.
- McArdell, C. (den 5 april 2022). *Stowa*. Hämtat från Stowa: www.stowa.nl
- Metcalfe, C. D., Metcalfe, T. L., Kiparissis, Y., Koenig, B. G., & Khan, C. (2001). Estrogenic potency of chemicals detected in sewage treatment plant effluents as determined by in vivo assays with japanese medaka (*oryzias latipes*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 297-308.
- Miehe, Stapf, & Schuman, &. (2017). *Studie uber Effekte und Nebeneffekte bei der Behandlung con kommunalem Abwasser mit Ozon*. Berlin: Kompetenzzentrum Wasser Berlin.
- Naturvårdsverket. (2016). *Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel. En sammantagen bild av förekomsten i miljön. Redovisning av ett regeringsuppdrag*. Stockholm: Naturvårdsverket, rapport 6709.
- Neale, P., O'Brien, J., Glauch, L., König, M., Krauss, M., Mueller, J., . . . Escher, B. (2020). Wastewater treatment efficacy evaluated with in vitro bioassays. *Water Research*, X(9).
doi:<https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100072>
- NSVA. (2022). Resultat från provtagningar vid NSVA reningsverk. NSVA.
- Padhye, L. L.-H.-H. (2011). PolyDADMAC and Dimethylamine as Precursors of N-Nitrosodimethylamine during ozonation: reaction kinetics and mechanisms. *environmental Science and Technology*, 4353-4359.
- Ragnvaldsson, M. M. (2023). *removal of pharmaceuticals at Strömsunds sewage treatment plant by E-peroxone process*. Umeå: Naturvårdsverket.
- Robitaille, J. D., Kurita-Oyamada, H.-G., Marlatt, V., Martyniuk, C., Navarro-Martín, L., Prosser, R., . . . Langlois, V. (2022). Towards regulation of Endocrine Disrupting chemicals (EDCs) in water resources using bioassays – A guide to developing a testing strategy. *Environmental Research*, 205. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112483>
- Sandström, M., Långkvist, I., Sandström, P., & Svensson, J. (2022). *Undersökning av PFAS i mark och vatten, Boda Avfallsanläggning, Nässjö*. Jönköping: Vatten och Samhällsteknik AB.
- Simon, E., Duffek, A., Stahl, C., Frey, M., Scheurer, M., Tuerk, J., . . . m.fl. (2022). Biological effect and chemical monitoring of Watch List substances in European surface waters: Steroidal estrogens and diclofenac - Effect-based methods for monitoring frameworks. *Environment International*, 159.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.107033>
- Stapf, M., Miehe, U., Bester, K., & Lukas, M. (2020). *Guideline for advanced API removal*. CWPharma.
- Svahn, O. &. (2017). *LUSKA Läkemedel från Skånska Avloppsreningsverk 2017*. Kristianstad: Högskolan Kristianstad.
- Svenskt Vatten. (den 4 april 2022). *Läkemedelsrening*. Hämtat från Läkemedelsrening: www.lakemedelsrening.se
- Svenskt Vatten. (den 10 08 2023). *Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplast och andra föroreningar via avloppsreningsverk*. Hämtat från www.svensktvatten.se:
<https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och->

miljö/reningsverk-och-reningsprocesser/bestallargrupp-lakemedelsrester-mikroplaster-och-andra-fororeningar/

- Sweco. (2017). *Resvav läkemedelsrening - kostnadsbedömningar för införande av tekniker för avskiljning av svårnedbrytbara ämnen*. Malmö: Swedish Water Research.
- Sweco. (2021). *Förstudie Nässjö ARV*.
- Sweco. (2022). *Effektbaserade analyser för att urvärdera reningseffektivitet och miljörisker i avloppsvatten. Lärdomar från sex avloppsreningsverk med konventionell respektive avancerad rening*. Sweco.
- Sweco. (2022b). *Fördjupad utredning om avancerad rening av mikroföroreningar, Ekeby avloppsreningsverk*. Sweco.
- Sweco. (2022c). *Avancerad rening av mikroföroreningar vid Duvbackens avloppsreningsverk - en förstudie*. Sweco.
- Sweco. (2022d). *Förstudie Rening av läkemedel och andra mikroföroreningar vid Lucerna avloppsreningsverk*.
- Sweco. (2023). *PM - Spädningsberäkningar Nässjö avloppsreningsverk*.
- Tekniska Verken. (den 5 april 2022). *Tekniska Verken*. Hämtat från Tekniska Verken, Linköping: <https://www.tekniskaverken.se/om-oss/anlaggningar/avloppsreningsverk/>
- Tell, J., Caldwell, D., Häner, A., Hellstern, J., Hoeger, B., Journal, B., . . . Vestel, J. (2019). *Science-based Targets for Antibiotics in Receiving Waters from pharmaceutical manufacturing operations*.
- Tierps Energi och Miljö. (2019). *Implementering av fullskalig läkemedelsrening vid Tierps reningsverk*. Tierp.
- UBA. (2015). *Revision der Umweltqualitätsnormen der Bundes-Oberflächengewässerverordnung nach Ende der Übergangsfrist für Richtlinie 2006/11/EG und Fortschreibung der europäischen Umweltqualitätsziele für prioritäre Stoffe*. Tyskland: Umweltbundesamt (UBA).
- von Sonntag, C., & von Gunten, U. (2012). *Chemistry of ozone in wastewater and water treatment - from basic principles to applications*. London: IWA publishing.
- VSA. (den 5 april 2022). *VSA - Platform process engineering micropollutants*. Hämtat från VSA: www.micropoll.ch/en/home
- Wahlberg, C., Björleinius, B., Ek, M., Paxeus, N., & Gärdstam, L. (2008). *Avloppsreningsverkens förmåga att ta hand om läkemedelsrester och andra farliga ämnen: redovisning av regeringsuppdrag: 512-386-06 Rm*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Wunderlin, & Grelot. (2021). *Abklärungen Verfahrenseignung Ozonung*. Glattbrugg, Schweiz: VSA.
- Ågerstrand, M. (2019). *Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances*. Stockholm: ACES Report.

Appendix 1

PM – Spädningsberäkningar Nässjö avloppsreningsverk

Inledning

Avloppsreningsverket i Nässjö utreder behovet av läkemedelsrening. För att öka förståelsen för spridning av läkemedelsrester i recipienten Nässjöån har en konceptuell modell för spädnings tagits fram.

Inom ramen för detta projekt har dessutom vattenprovtagning utförts vid fyra tillfällen under perioden från november 2022 till januari 2023. Resultat från denna provtagning nyttjats som underlag för att verifiera den konceptuella modellen.

Konceptuell modell

Spädningen i Nässjöån har uppskattats med hjälp av enklare beräkningsmodell. Den konceptuella modellen bygger på att vattnet från avloppsreningsverket späds ut i Nässjöån och vid utloppet till Ryssbysjön är avloppsvattnet utblandat i hela flödet i ån. I sjön kommer mer komplexa blandningsmekanismer att präglade utspädningen.

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

Spädningstal

Uppmätta spädningsstal har beräknats genom att jämföra uppmätt utgående halt från reningsverket från cirka 30 olika ämnen med uppmätt halt i recipienten. En stor variation i de uppmätta spädningsstalen föreligger, denna beror sannolikt på mätosäkerheter och de olika ämnenas egenskaper (exempelvis diffusivitet). Vid jämförelse av de beräknade spädningsstalen och uppmätta halter framgår att spädningsstalen ligger på runt 40-50 % av de uppmätta spädningsstalen genomsnitt, se Tabell 20. I tabellen ges ett mått på spridningen av spädningsstal för respektive provtagning, där minimum visar den minimala kvoten mellan utgående halt och uppmätt halt i provtagningspunkten (sämst spädnings) och maximum den maximala kvoten (bäst spädnings).

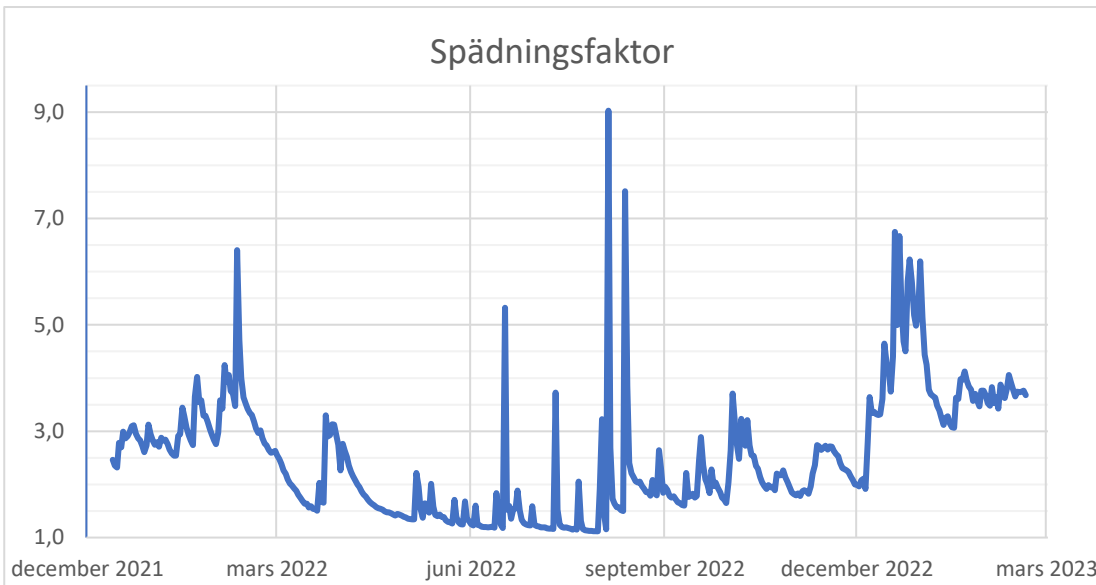
Halterna i det utgående vattnet från avloppsreningsverket är uppmätta genom veckoprovtagning, dvs ett genomsnitt av flera provtagningar under veckan, medan recipienten endast provtagits vid fyra tillfällen.

Tabell 20 Jämförelse av uppmätta och beräknade spädningsstal.

| | Provtagning 1 2022-11-16 | Provtagning 2 2022-12-06 | Provtagning 3 2023-01-12 | Provtagning 4 2023-01-31 |
|---------------------------------------|---|---|---|---|
| Uppmätt spädningsstal, minimum | 1.72 | 2.57 | 3.68 | 2.29 |
| Uppmätt spädningsstal, medel | 4.33 | 6.22 | 10.37 | 8.36 |
| Uppmätt spädningsstal, maximum | 12.29 | 26.50 | 34.97 | 39.98 |

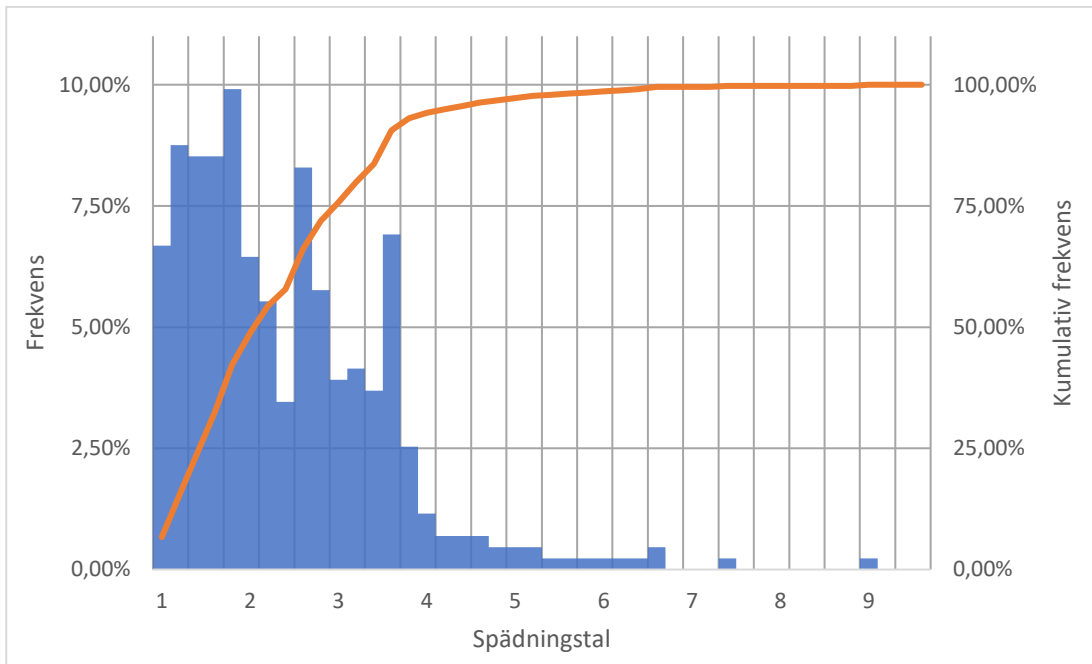
| | | | | |
|------------------------------|------|------|------|------|
| Beräknat spädningstal | 1.79 | 2.53 | 4.98 | 3.63 |
|------------------------------|------|------|------|------|

Den beräknade spädningfaktorns variation under 2022 visas nedan i Figur 17. I grafen syns att spädningfaktorn sjunker under sommarmånaderna till följd av låga flöden i Nässjöån och stiger kortvarigt vid nederbördshändelser. Som lägst är spädningfaktorn 1.1 och som högst 9.0. Medelvärdet för perioden är 2.5.



Figur 17. Beräknad spädningfaktor utifrån flödesdata (dygnsvärden) från S-HYPE och Nässjö ARV för perioden 2021-12-27 till 2023-03-05.

Utifrån flödesdata har spädningstalen sammanställts i ett histogram, Figur 18. Figuren visar på spädningstalets variabilitet, och ur diagrammet kan det utläsas hur stor andel av tiden ett visst spädningförhållande råder. Genom linjen som visar kumulativ frekvens (sekundär y-axel) kan det även utläsas hur stor del av tiden ett gränsvärde underskrids. Exempelvis underskrids spädningstalet 2 cirka 50% av tiden.



Figur 18. Histogram över spädningstalet i Nässjöån under perioden 2021-11-27 - 2023-03-05. De blå staplarna visar hur frekvent förekommande ett specifikt spädningstal är och läses av mot den vänstra y-axeln. Den heldragna linjen visar kumulativ frekvens av spädningstalen och läses av mot den högra y-axeln.

Appendix 2

Appendix 2: PEC(MEC)/PNEC-beräkningar för studerade mikroföroreningar Nässjö ARV

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

| Mikroföroreningar (Naturvårdsverkets rekommenderade ämnen för analys https://www.naturvardsverket.se/bidrag/lakemedelsrening-vid-avloppsreningsverk/rekommenderade-amnen-for-analys/ + etinylöstradiol och östradiol och PFOA/PFOS) | PEC (utspädning 1,1) (ng/L) | PEC (utspädning 2,5) (ng/L) | MEC (recipient) (ng/L) | PNEC - effektnivå (ng/L) | Säkerhets-faktor | Källa PNEC och säkerhetsfaktor (fullständiga referenser för källor som refereras i huvudrapporten återfinns i litteraturlistan) | PEC (utspädning 1,1) /PNEC | PEC (utspädning 2,5) /PNEC | MEC (recipient)/PNEC |
|--|--------------------------------|--------------------------------|---------------------------|-----------------------------|------------------|---|-------------------------------|-------------------------------|----------------------|
| 17α-etinylöstradiol (EE2) | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,017 | | Föreslaget nytt EQS - EU 2022 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 17β-östradiol (E2) | 6,3 | 2,8 | 0,0 | 0,18 | | Föreslaget nytt EQS - EU 2022 | 34,95 | 15,38 | 0,00 |
| Acetamidrid | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 37 | | Föreslaget nytt EQS - EU 2022 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Atenolol | 478,0 | 210,3 | 123,1 | 150000 | | Schweiziskt EQS 2015 - https://www.ecotoxcentre.ch/expert-service/quality-criteria/quality-criteria-for-surface-waters | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Azitromycin | 236,7 | 104,2 | 32,5 | 19 | | Schweiziskt EQS 2015 | 12,46 | 5,48 | 1,71 |
| Bensotriazol | 211,6 | 93,1 | 86,7 | 19000 | | Schweiziskt EQS 2015 | 0,01 | 0,00 | 0,00 |
| Bisfenol A (1) | 294,5 | 129,6 | 66,8 | 1600 | | HaV 2019 Bedömningsgrund "God status" inlandsytvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25 | 0,18 | 0,08 | 0,04 |
| Bisfenol A (2) | 294,5 | 129,6 | 66,8 | 0,034 | | Föreslaget nytt EQS - EU 2022 | 8661,50 | 3811,06 | 1964,71 |
| Ciprofloxacin | 25,1 | 11,0 | 0,0 | 100 | | HaV 2019 Bedömningsgrund SFÄ "God status" inlandsytvatten max tillåten koncentration HVMFS 2019:25 | 0,25 | 0,11 | 0,00 |
| Citalopram | 167,9 | 73,9 | 32,0 | 7,5 | 10 | Hoyer et al. 2022 | 22,38 | 9,85 | 4,26 |
| Diklofenak | 441,4 | 194,2 | 133,3 | 40 | | Föreslaget nytt EQS - EU 2022 | 11,03 | 4,86 | 3,33 |
| Erytromycin | 14,2 | 6,2 | 2,1 | 200 | | Tyskt EQS, UBA 2015, Revision der Umweltqualitätsnormen... | 0,07 | 0,03 | 0,01 |
| Flukonazol | 43,8 | 19,3 | 11,8 | 250 | 10 | Tell et al. 2019 | 0,18 | 0,08 | 0,05 |
| Furosemid | 246,8 | 108,6 | 24,3 | 156 | 1000 | Ågerstrand 2019 | 1,58 | 0,70 | 0,16 |
| Hydroklortiazid | 116,5 | 51,3 | 18,3 | 1000 | 10 | Ågerstrand 2019 | 0,12 | 0,05 | 0,02 |
| Ibuprofen | 1970,4 | 867,0 | 0,0 | 11 | | Schweiziskt EQS 2016 - https://www.ecotoxcentre.ch/expert-service/quality-criteria/quality-criteria-for-surface-waters | 179,13 | 78,82 | 0,00 |
| Imidakloprid | 3,6 | 1,6 | 0,6 | 5 | | HaV 2019 Bedömningsgrund SFÄ "God status" inlandsytvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25 | 0,72 | 0,32 | 0,11 |

| Mikroföroreningar (Naturvårdsverkets rekommenderade ämnen för analys https://www.naturvardsverket.se/bi drag/lakemedelsrening-vid- avloppsreningsverk/rekommenderad e-amnen-for-analys/ + etinylöstradiol och östradiol och PFOA/PFOS) | PEC (utspädning 1,1) (ng/L) | PEC (utspädning 2,5) (ng/L) | MEC (recipient) (ng/L) | PNEC - effektnivå (ng/L) | Säkerhetsfaktor | Källa PNEC och säkerhetsfaktor (fullständiga referenser för källor som refereras i huvudrapporten återfinns i litteraturförteckningen) | PEC (utspädning 1,1)/PNEC | PEC (utspädning 2,5)/PNEC | MEC (recipient)/PNEC |
|---|-----------------------------------|-----------------------------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------|--|---------------------------|---------------------------|----------------------|
| Irbesartan | 26,9 | 11,8 | 9,2 | 704000 | 10 | Miljöinfo i FASS för Aprovel (Sanofi) 9 juli 2023 https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplId=20040302000012&docType=78&scrollPosition=0 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Karbamazepin | 417,5 | 183,7 | 128,3 | 500 | 50 | Tyskt EQS 2015 | 0,83 | 0,37 | 0,01 |
| Ketokonazol | 40,2 | 17,7 | <5,0 | 4000 | | Bengtsson-Palme & Larsson (2016) (MIC används som PNEC) | 0,01 | 0,00 | <0,01 |
| Klaritromycin | 156,9 | 69,0 | 31,4 | 80 | 10 | Tell et al. 2019 | 1,96 | 0,86 | 0,39 |
| Losartan | 1352,1 | 594,9 | 479,5 | 63700 | 1000 | Godoy et al. 2015 - Ecotoxicological evaluation of propranolol hydrochloride and losartan potassium to Lemna minor L. (1753) individually and in binary mixtures. Ecotoxicology 24:1112-1123, DOI 10.1007/s10646- 015-1455-3. | 0,02 | 0,01 | 0,01 |
| Metoprolol | 898,7 | 395,4 | 260,7 | 8600 | | Schweiziskt EQS 2016 | 0,10 | 0,05 | 0,03 |
| Metotrexat | <4,5 | 2,0 | 0,0 | 85000 | | Simon Webb 2001 | <0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Naproxen | 1719,2 | 756,4 | 160,2 | 1700 | | Schweiziskt EQS 2015 | 1,01 | 0,44 | 0,09 |
| Oxazepam | 171,6 | 75,5 | 58,5 | 10 | 100 (50*2) | Ågerstrand 2019 | 17,16 | 7,55 | 5,85 |
| Paracetamol | 1775,4 | 781,2 | 159,1 | 46000 | 10 | Ågerstrand 2019 | 0,04 | 0,02 | 0,00 |
| PFOA | 58,7 | 25,8 | 6,0 | 4,4 | | Preliminärt QS-värde - Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks SCHEER Scientific Opinion on "Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive" PFAS 18 Aug 2022 | 13,35 | 5,87 | 1,37 |
| PFOS | 87,5 | 38,5 | 6,9 | 0,65 | | HaV 2019 Kemisk ytvattenstatus - inlandsvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25 | 134,55 | 59,20 | 10,55 |

| Mikroföroreningar (Naturvårdsverkets rekommenderade ämnen för analys https://www.naturvardsverket.se/bi-drag/lakemedelsrening-vid-avloppsreningsverk/rekommenderad-e-amnen-for-analys/ + etinylöstradiol och östradiol och PFOA/PFOS) | PEC (utspädning 1,1) (ng/L) | PEC (utspädning 2,5) (ng/L) | MEC (recipient) (ng/L) | PNEC - effektnivå (ng/L) | Säkerhetsfaktor | Källa PNEC och säkerhetsfaktor (fullständiga referenser för källor som refereras i huvudrapporten återfinns i litteraturlistan) | PEC (utspädning 1,1)/PNEC | PEC (utspädning 2,5)/PNEC | MEC (recipient)/PNEC |
|--|--------------------------------|--------------------------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------|---|---------------------------|---------------------------|----------------------|
| Propranolol | 42,9 | 18,9 | 14,7 | 160 | | Schweiziskt EQS 2013 - https://www.ecotoxcentre.ch/expert-service/quality-criteria/quality-criteria-for-surface-waters | 0,27 | 0,12 | 0,09 |
| Sertralin | 119,9 | 52,8 | 35,5 | 9,4 | 50 | Ågerstrand 2019 | 12,76 | 5,61 | 3,77 |
| Sulfametoxazol | 80,8 | 35,5 | 26,2 | 600 | | Tyskt och schweiziskt EQS (2016) | 0,13 | 0,06 | 0,04 |
| Tiaklopid | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 10 | | Föreslaget EQS - EU 2022 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Tiametoxam | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 40 | | Föreslaget EQS - EU 2022 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Tramadol | 523,3 | 230,3 | 167,9 | 959 | | Zhou et al. 2019 | 0,55 | 0,24 | 0,18 |
| Trimetoprim (1) | 523,3 | 46,8 | 35,3 | 100 | 10 | Tell et al. 2019 | 1,05 | 0,09 | 0,07 |
| Trimetoprim (2) | 523,3 | 46,8 | 35,3 | 120000 | | Schweiziskt EQS 2015 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Venlafaxin | 450,4 | 198,2 | 87,3 | 91,9 | | Zhou et al. 2019 - Optimization of screening-level risk assessment and priority selection of emerging pollutants - The case of pharmaceuticals in European surface waters. Environment International 128: 1-10. | 4,90 | 2,16 | 0,95 |
| Zolpidem | 0,7 | 0,3 | 0,2 | 5060 | | FASS-info för Stilnoct (Sanofi AB) 9 juli 2023 https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplId=19940128000064&docType=78&scrollPosition=981.3333129882812 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Östron (E1) | 62,3 | 27,4 | 13,3 | 0,36 | | Föreslaget nytt EQS - EU 2022 | 172,93 | 76,09 | 37,03 |

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

Appendix 3

RITNINGSFÖRTECKNING

NY TILLBYGGNAD FÖR
LÄKEMEDELSRENING



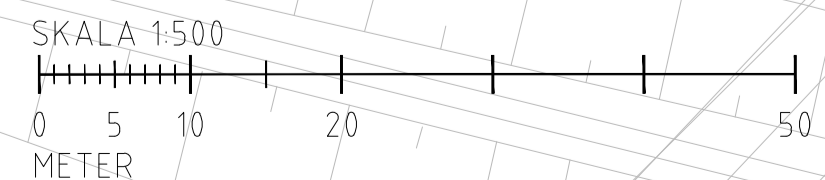
FÖR GRANSKNING 230908

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

FÖRSTUDIE
NÄSSJÖ AFFÄRSVERK AB



| | | |
|--|---------------------------|-----------------------|
| Sweco Sverige AB - Telefon 08-695 60 00 - www.sweco.se | | |
| UPPDRAG NR 30048956 | RITAD/KONSTR AV SEDIMT | GRANSKAD AV SEKAMP |
| DATUM 2023-09-30 | ANSVARIG MARIA TAOUSSI | |
| FÖRSTUDIE | | |
| NÄSSJÖ AVLOPPSRENINGSVÄRK-NY TILLBYGGNAD LÄKEMEDELSRENING - ALTERNATIV 1 MED OZON | | |
| SKALA A1 1:500 A3 1:1000 | NUMMER BILAGA 3 | BET |

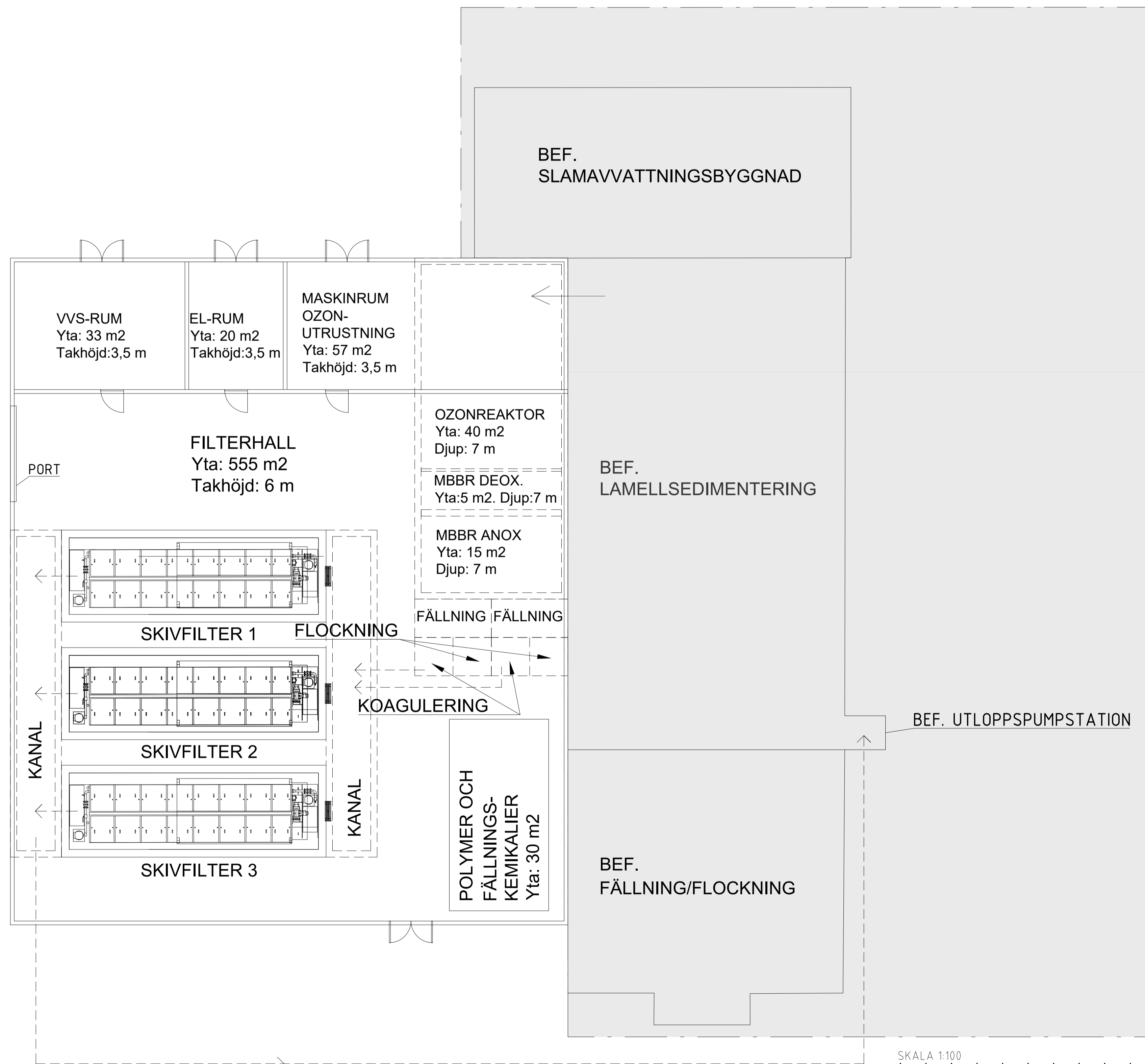


RITNINGSFÖRTECKNING

INGÅR EJ I FÖRSTUDIE

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

LOX-TANK



PLAN



FÖR GRANSKNING 230908

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

FÖRSTUDIE

NÄSSJÖ AFFÄRSVERK AB



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

| | | |
|------------------------|----------------------------|-----------------------|
| UPPDRAG NR 30048956 | RITAD/KONSTR. AV SEDIMT | GRANSKAD AV SEKAMP |
| DATUM 2023-09-30 | ANSVARIG MARIA TAOUSSI | |

FÖRSTUDIE
 NÄSSJÖ AVLOPPSRENINGSVÄRK-NY TILLBYGGNAD
 LÄKEMEDELSRENING-ALTERNATIV 1 MED OZON
 PLAN

| | | |
|-------------------------------|--------------------|-----|
| SKALA A1 1:100 A3 1:200 | NUMMER BILAGA 2 | BET |
|-------------------------------|--------------------|-----|

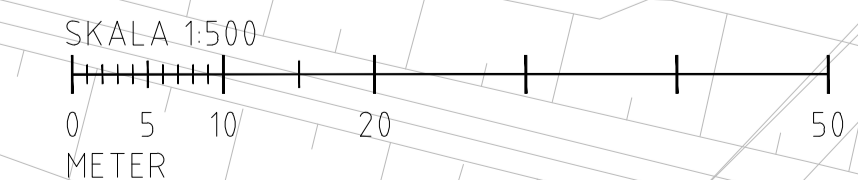
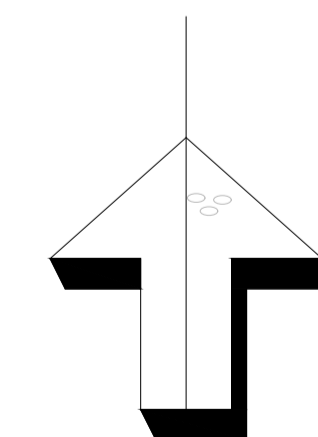
Appendix 4

RITNINGSFÖRTECKNING

NY TILLBYGGNAD FÖR
LÄKEMEDELSRENING

FILTERHALL OCH
LÄKEMEDELSRENING
Yta: 1000 m²
Takhöjd: 6 m

BEF. GASKLOCKA FLYTTAS/RIVES



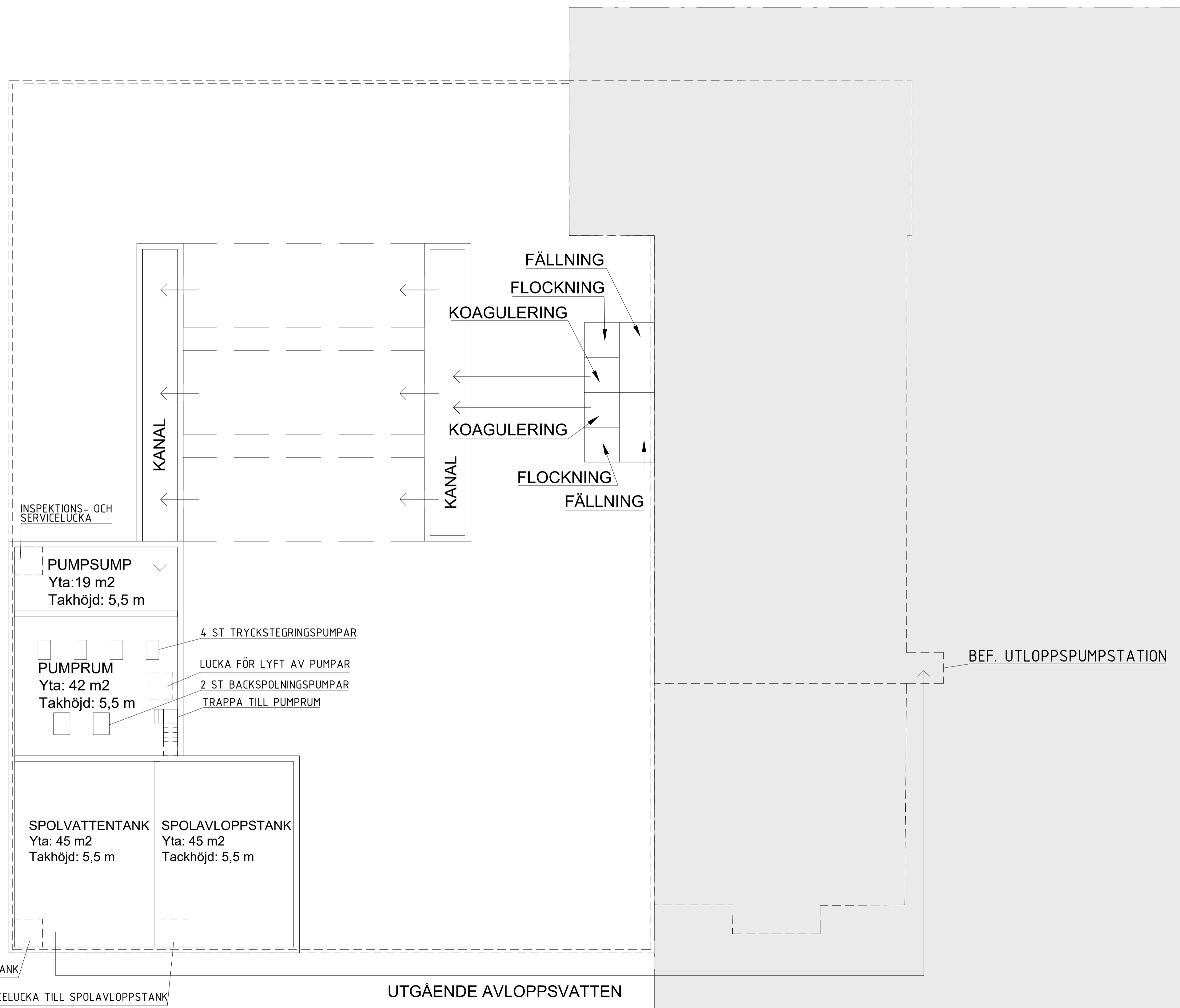
FÖR GRANSKNING 230908

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

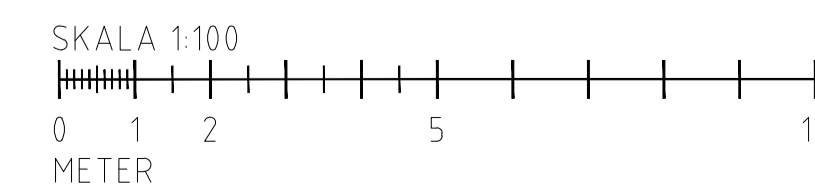
FÖRSTUDIE
NÄSSJÖ AFFÄRSVERK AB



| | |
|--|---------------------------------|
| Sweco Sverige AB - Telefon 08-695 60 00 - www.sweco.se | |
| UPPDRAG NR 30048956 | GRANSKAD AV SEDIMT SEKAMP |
| DATUM 2023-09-30 | ANSVARIG MARIA TAOUSSI |
| FÖRSTUDIE NÄSSJÖ AVLOPPSRENINGSVÄRK-NY TILLBYGGNAD LÄKEMEDELSRENING-ALTERNATIV 2 MED GAK SITUATIONSPLAN | |
| SKALA A1 1:500 A3 1:1000 | NUMMER BILAGA 3 |



PLAN 1



FÖR GRANSKNING 230908

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

FÖRSTUDIE

NÄSSJÖ AFFÄRSVERK AB

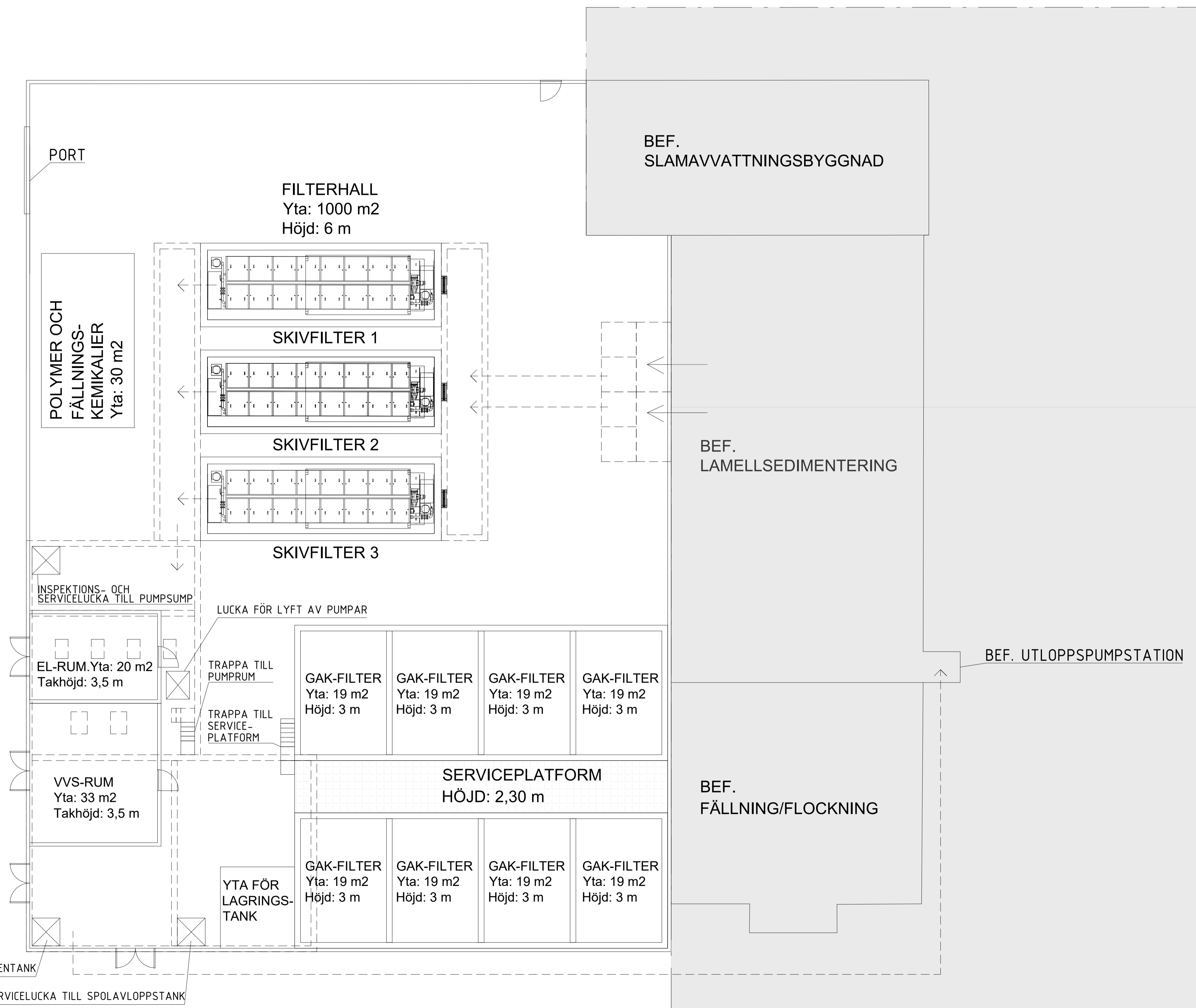


Sweco Sverige AB - Telefon 08-695 60 00 - www.sweco.se

| | | |
|------------------------|----------------------------|-----------------------|
| UPPDRAG NR 30048956 | RITAD/KONSTR. AV SEDIMT | GRANSKAD AV SEKAMP |
| DATUM 2023-09-30 | ANSVARIG MARIA TAOUSSI | |

FÖRSTUDIE
NÄSSJÖ AVLOPPSRENINGSVÄRK-NY TILLBYGGNAD
LÄKEMEDELSRENING-ALTERNATIV 2 MED GAK
PLAN 1 - KÄLLARPLAN

| | | |
|-------------------------------|--------------------|-----|
| SKALA A1 1:100 A3 1:200 | NUMMER BILAGA 4 | BET |
|-------------------------------|--------------------|-----|



PLAN 2



FÖR GRANSKNING 230908

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

FÖRSTUDIE

NÄSSJÖ AFFÄRSVERK AB



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

| | | |
|------------|-----------------|-------------|
| UPPDRAG NR | RITAD/KONSTR AV | GRANSKAD AV |
|------------|-----------------|-------------|

| | | |
|----------|--------|--------|
| 30048956 | SEDIMT | SEKAMP |
|----------|--------|--------|

| | |
|-------|----------|
| DATUM | ANSVARIG |
|-------|----------|

| | |
|------------|---------------|
| 2023-09-30 | MARIA TAOUSSI |
|------------|---------------|

FÖRSTUDIE

NÄSSJÖ AVLOPPSRENINGSVÄRK-NY TILLBYGGNAD

LÄKEMEDELSRENING-ALTERNATIV 2 MED GAK

PLAN 2 - MARKPLAN

| | | | |
|-------|----------|--------|-----|
| SKALA | A1 1:100 | NUMMER | BET |
|-------|----------|--------|-----|

| | | | |
|----------|----------|--|--|
| A3 1:200 | BILAGA 5 | | |
|----------|----------|--|--|

Together with our clients and the collective knowledge of our 18,500 architects, engineers and other specialists, we co-create solutions that address urbanisation, capture the power of digitalisation, and make our societies more sustainable.

Sweco – Transforming society together