



Nr U 6702  
Mars 2023

# Avancerad rening av mikroföroreningar på NSVA:s reningsverk

Kartläggning, miljöpåverkan och  
åtgärdsförslag

På uppdrag av Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp

Linus Karlsson, Christian Baresel & Linda Önnby



**Författare:** Linus Karlsson, Christian Baresel & Linda Önnby  
**På uppdrag av:** Nordvästra Skånes Vatten och Avfall (NSVA)  
**Rapportnummer** U 6702

© **IVL Svenska Miljöinstitutet 2021**  
IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm  
Tel 010-788 65 00 // [www.ivl.se](http://www.ivl.se)

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

## Innehåll

Sammanfattning.....	5
<b>1 Bakgrund.....</b>	<b>7</b>
1.1 Varför behövs en kartläggning? .....	7
1.2 Syfte och mål .....	8
1.3 Avgränsningar.....	8
1.4 Finansiering och organisation .....	8
1.5 Rapportupplägg och läshänvisning.....	9
<b>2 Angränsande arbete .....</b>	<b>10</b>
<b>3 Metodik och teori .....</b>	<b>11</b>
3.1 Provtagning .....	11
3.2 Kemisk analys .....	12
3.3 Databehandling och beräkningar .....	14
3.4 Bedömning miljöpåverkan .....	14
3.5 Vilka insatser är lämpliga?.....	22
3.6 Tekniska lösningar för avancerade rening.....	24
3.7 Dimensionering .....	26
3.8 Kostnadsbedömning.....	27
3.9 Miljöpåverkan.....	29
3.10 Prioritering .....	30
<b>4 NSVA:s reningsverk.....</b>	<b>30</b>
4.1 Generell genomgång .....	30
4.2 Reningsverken .....	32
<b>5 Recipientbedömning och åtgärdsförslag.....</b>	<b>47</b>
5.1 Förhållanden under provtagning.....	47
5.2 Bedömning av åtgärder .....	49
5.3 Torekovs reningsverk .....	50
5.4 Perstorps reningsverk.....	52
5.5 Oderljunga reningsverk .....	56
5.6 Örkelljunga reningsverk.....	57
5.7 Skånes Fagerhults reningsverk .....	59
5.8 Ekebro reningsverk.....	62
5.9 Ekeby reningsverk .....	66
5.10 Kågeröd reningsverk.....	71
5.11 Nyvångsverket .....	73
5.12 Lundåkraverket.....	77
5.13 Röstånga reningsverk .....	82
5.14 Svalövs reningsverk .....	84
5.15 Öresundsverket .....	87
5.16 Sammanfattning recipientbedömning .....	90
5.17 Sammanfattning kostnader och klimatpåverkan .....	91
5.18 Övriga åtgärder.....	92
<b>6 Strategiförslag.....</b>	<b>94</b>

6.1	Nuläge .....	94
6.2	Vision .....	95
6.3	Sluta glappet mellan nuläge och vision .....	95
7	Referenser.....	97
Appendix 1: Ämnen som ingått för analys av organiska mikroföroreningar och vattenmatris .....		100
Appendix 2: Bedömningsgrunder, gränsvärden och PNEC.....		102
Hormoner och hormonpåverkan .....		102
Läkemedel.....		102
Fenoler		
PFAS-ämnen.....		103

# Sammanfattning

NSVA driver 14 reningsverk som tar emot avloppsvatten från totalt 250 000 personer i nordvästra Skåne. Forskning visar att reningsverk som släpper ut avloppsvatten till en känslig recipient kan orsaka en negativ miljöpåverkan på grund av de mikroföroreningar som finns i det renade avloppsvattnet. Investeringar för att minska sådana utsläpp är dock kostsamma och leder i sig till en miljöpåverkan genom en stor energikonsumtion eller utsläpp av växthusgaser för produktion av förbrukningsmaterial såsom aktivt kol.

Detta projekt har initierats för att bedöma hur NSVA:s reningsverk påverkar recipienterna avseende utsläpp av mikroföroreningar, samt ta fram förslag på lämpliga åtgärder för att minska en negativ miljöpåverkan. Projektet inleddes med en kartläggning av belastning och avskiljning av mikroföroreningar på respektive reningsverk samt vilka halter som återfinns i tillhörande recipienter. Provtagning har genomförts på inkommande och utgående avloppsvatten, samt nedströms i recipienterna och vid behov uppströms. Vattenproven har analyserats för läkemedel, hormoner, fenoler, PFAS11 och östrogena effekter.

Utifrån kartläggningen har en riskbedömning gjorts som visar hur NSVA:s reningsverk påverkar recipienterna med utsläpp av mikroföroreningar. För de reningsverk där en stor risk för negativ recipientpåverkan har identifierats har insatser för att minska miljöpåverkan tagits fram. Dessa åtgärder består både av tekniska insatser, såsom tillbyggnad med avancerade reningssteg, uppströmsarbete och övriga åtgärder, t ex bevakning av den juridiska och vetenskapliga utvecklingen.

De reningsverk där risken för en negativ recipientpåverkan bedömdes som betydande är i fallande ordning (störst risk först): Nyvångsverket, Ekeby reningsverk, Perstorps reningsverk, Ekebro reningsverk, Svalövs reningsverk, Lundåkraverket och Öresundsverket. För dessa reningsverk har konceptuella förslag på avancerade reningssteg tagits fram tillsammans med schablonkostnader och klimatpåverkan. För reningsverken i Torekov, Örkelljunga, Skånes Fagerhult och Kågeröd har icke-tekniska åtgärder föreslagits på grund av ett ottydligt underlag eller för att icke-tekniska åtgärder, såsom uppströmsarbete, bedömdes som mer lämpliga.

Att genomföra samtliga av de föreslagna insatserna i närtid skulle kräva stora resurser. Kunskapsunderlaget för vissa avancerade reningssteg är också under utveckling, vilket kommer resultera i mer tillförlitliga underlag vad gäller olika teknikkombinationers reningseffektivitet och resursförbrukning. I skrivandets stund håller även den styrande lagstiftningen från EU på att uppdateras, vilket också ger incitament för att på vissa reningsverk avvakta med investeringar. För att prioritera och lägga insatser rätt i tiden i förhållande till utveckling av vetenskap och lagstiftning, presenteras sist i denna rapport (kapitel 7) ett förslag på en strategi för NSVA:s fortsatta arbete med att minska påverkan från mikroföroreningar i reningsverkens recipienter. I denna strategi har kostnadseffektiva åtgärder prioriterats, såsom uppströmsarbete på Skånes Fagerhults reningsverk. Även de reningsverk som från ett recipientperspektiv är i störst behov av en ombyggnad, t ex Nyvångsverket, har prioriterats. För de reningsverk där framtida lagstiftning kan påverka kraven, som för Öresundsverket och eventuellt Lundåkraverket, är bevakning av den juridiska utvecklingen en lämplig första insats. I strategiförslaget har även hänsyn tagits till planerade verksamhetsförändringar så att arbete med att minska utsläppen av mikroföroreningar tas med i urvalskriterierna när t ex ett reningsverk byggs om.

## Ordlista och förkortningar

AMES-test	Laborativt test för att påvisa om ett prov eller ämne är mutagent och således cancerframkallande.
BV	Bäddvolym. Ett mått på drifttid av ett GAK-filter. Antalet bäddvolymen anger hur mycket vatten som filtreras, angivet i antal filtervolymen.
EBT	Effect based trigger values: Den uppmätta halten i en effektbaserad analys som definierar huruvida en påverkan är acceptabel eller inte.
Effektbaserad analys	En laborativ analys där den sammanlagda effekten av en mängd ämnen testas t ex för östrogen påverkan. Kan jämföras med en riktad analys där koncentrationen av ett enskilt ämne kvantifieras.
ECHA	Europeiska kemikaliemyndigheten.
HaV	Havs- och vattenmyndigheten.
GAK	Granulerat aktivt kol.
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration: Den lägsta koncentrationen av ett ämne som ger en toxisk effekt på valda testorganismer i en toxikologisk studie.
MBBR	Moving Bed Biofilm Reactor -ett biologiskt reningssteg där mikroorganismerna växer på bärare av plast.
NSVA	Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp.
NOEC	No Observed Effect Concentration: Den högsta koncentrationen av ett ämne som inte ger en toxisk effekt på valda testorganismer i en toxikologisk studie.
PE	Personekvivalenter, ett mått på hur mycket organiskt material som belastar ett reningsverk. En PE motsvara 70 g BOD <sub>7</sub> /dag.
PNEC	Predicted No Effect Concentration: Den högsta koncentration av ett ämne som utifrån tillgängliga toxikologiska studier och specificerad säkerhetsfaktor inte anses kunna orsaka en negativ recipentpåverkan.
S-Hype	Hydrologisk modell framtagen av SMHI.
SFÄ	Särskilt Förorenande Ämnen – används nationellt för klassificering av den ekologiska statusen.
VISS	Vatteninformationssystem Sverige – en databas över status och klassning av Sveriges större sjöar, vattendrag, grundvatten och kustvatten.

# 1 Bakgrund

Rening av organiska mikroföroreningar och avancerad rening är ett område som blivit allt viktigare de senaste tjugo åren och arbete pågår kring frågorna i stora delar av Europa. Några länder som kan nämnas med olika aktiviteter inom området är Tyskland, Belgien, Holland och Schweiz, där alla har sina unika förutsättningar. Schweiz har sedan 2016 valt att gå sin egen väg och är enda landet i Europa som hittills fått ett regelverk för avancerad rening vid avloppsreningsverk. Som icke-EU-land åtgärdar de förekomsten av organiska mikroföroreningar i avloppsvatten, vilket var i samband med att ett stort forskningsprojekt initierades: Strategy Micropoll. Inom ramen för detta projekt undersöktes och utvecklades en strategi avseende åtgärder 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 (Micropollutants, 2023). På hemsidan kan man läsa om den pågående utvecklingen avseende avancerad rening. Den schweiziska lagstiftningen innebär att drygt 130 reningsverk ska uppgraderas, vilket omfattar närmare 70 % av landets befolkning. Satsningen har som målsättning att vara genomförd inom en 25-årsperiod.

I Tyskland har man också installerat avancerad rening på flera reningsverk. Motiven är framför allt att skydda dricksvattenkällor och känsliga recipienter med låg utspädning. I Sverige har vi påbörjat resan och Linköping blev det första reningsverket med att införa ett avancerat reningsteg. Sedan dess har en handfull mindre reningsverk kompletterats med avancerade reningsteg och ett stort antal förstudier och pilottester har genomförts på svenska reningsverk med finansiering av Naturvårdsverket.

## 1.1 Varför behövs en kartläggning?

Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp (NSVA) är ett kommunalägt bolag som producerar dricksvatten och behandlar avloppsvatten i nordvästra Skåne. Totalt driver NSVA 14 avloppsreningsverk som tar emot spillvatten från ca 250 000 personer. I linje med aktuell forskning och implementering av avancerad rening utomlands i framför allt Schweiz och Tyskland, ser NSVA ett potentiellt behov av avancerad rening för att skydda känsliga recipienter. NSVA har därför arbetat aktivt med frågan de senaste åren och bland annat genomfört förstudier för utbyggnad av avancerade reningsteg på två större reningsverk. Dessa förstudier visade att implementering av avancerade reningsteg är kostsamt och leder till en ökad förbrukning av insatsvaror. NSVA behöver därför utreda var behovet av avancerad rening är som störst och var investeringar är mest kostnadseffektiva. NSVA:s reningsverk är dock utspridda över ett stort område. Mottagande recipienter utgörs av sjöar, vattendrag med olika utspädning och kustvatten. Reningsverkens påverkan på vattenbalansen i respektive recipient skiljer sig därmed mycket åt. Den anslutna belastningen till respektive reningsverk skiljer sig även åt där några reningsverk tar emot spillvatten från mindre orter utan industrier, medan andra tar emot spillvatten från storstäder med akutsjukhus och en betydande industribelastning.

På grund av den stora variationen vad gäller anslutningar och recipienter inom NSVA:s verksamhetsområdet är det svårt att säga var investeringar i avancerad rening bör göras och prioriteras utan ett väl underbyggt kunskapsunderlag.

## 1.2 Syfte och mål

Denna förstudie syftar till att ta fram ett kunskapsunderlag som visar var framtida insatser för att minska påverkan av organiska mikroföroreningar bör göras för att uppnå största miljönytta till en realistisk kostnad. Förstudien kommer uppnå detta syfte genom att nå följande mål:

- Ta fram en kartläggning av belastning och reningseffektivitet av läkemedel och andra organiska mikroföroreningar på 13 av NSVA:s reningsverk. Detta görs genom provtagning på inkommande och utgående avloppsvatten, samt provtagning uppströms och nedströms reningsverket i respektive recipient.<sup>1</sup>
- Ta fram en bedömning av recipientpåverkan i mottagande recipienter från utsläpp av läkemedel och andra organiska mikroföroreningar och identifiera målsubstanser för respektive reningsverk som en avancerad rening eller andra åtgärder bör fokusera på.
- Ta fram en prioriteringslista av anläggningar som är i behov av avancerad rening eller andra insatser.
- Beskriva förutsättningar och risker med avancerad rening på de prioriterade anläggningarna genom att kartlägga vattenmatrisen och aktuell reningsprocess.
- Ta fram initiala konceptförslag och göra en översiktlig kostnadsbedömning av avancerade reningssteg på de prioriterade reningsverken. Även miljöpåverkan illustrerat med klimatavtryck från föreslagna avancerade processer finns inkluderade här.
- Utifrån ovan underlag ta fram ett förslag på hur NSVA kan prioritera framtida åtgärder för att minska reningsverkens påverkan avseende organiska mikroföroreningar.

## 1.3 Avgränsningar

I detta projekt har endast de organiska mikroföroreningar som föreslås analyseras i projekt finansierade av Naturvårdsverket inkluderats med ett undantag, AMES-test. AMES-test har utgått då denna effektbaserade analys är svårtolkad och främst är användbar om det redan finns ett reningssteg som kan framkalla mutagenicitet, som till exempel ozonering.

De åtgärdsförslag som har tagits fram i projektet presenteras på en konceptuell nivå och därför har ingen projektering genomförts. Detta innebär att tillhörande kostnader är beräknade med schablonvärden som således inte är anpassade efter anläggningsspecifika förutsättningar. Vi har heller inte genomfört några analyser på slam och således avgränsas projektet till att endast inkludera recipientpåverkan från utsläpp av renat avloppsvatten.

## 1.4 Finansiering och organisation

Detta projekt är finansierat av Naturvårdsverket och av NSVA. Från NSVA har Amanda Widén projektlett. Provtagning på reningsverken har genomförts av NSVA:s processingenjörer och drifttekniker. Provtagning i recipienterna har genomförts av Birgitta Bengtsson och Maja Holmström på Ekologigruppen i Lund. Ekologigruppen har även bidragit med god lokalkännedom och kunskap om tidigare arbete i de aktuella recipienterna. Planering av projektet,

---

<sup>1</sup> Ett reningsverk ska läggas ner inom kort och ingår därför inte i denna förstudie.



analys av organiska mikroföroreningar och databehandling, samt framtagande av åtgärdsförslag har genomförts av IVL Svenska Miljöinstitutet. Linus Karlsson har projektlett från IVL:s sida och stöttats av Christian Baresel, Linda Önnby och Andriy Malovanyy.

## 1.5 Rapportupplägg och läshänvisning

I kapitel 2 presenteras angränsande arbete som kompletterar detta projekt, vilket följs av kapitel 3 där projektmetodiken går igenom. Metodikkapitlet är omfattande och kan läsas översiktligt, förutom avsnitten om lämpliga åtgärder, kostnadsbedömning och recipientbedömning. Efter metodikavsnittet presenteras förutsättningarna på reningsverken och för provtagningen (kapitel 4). I nästkommande kapitel 5 ges en sammanställningen av provtagningsresultaten och recipientbedömningen avseende påverkan från mikroföroreningar. För de reningsverk som har prioriterats presenteras här även åtgärdsförslagen. I kapitel 6 återfinns strategin för hur NSVA kan prioritera framtida insatser. All bearbetad provtagningsdata presenteras i Bilaga 1 och 2. Genomförda analyser har sammanställts i Bilaga 3. Provtagningspunkter och utsläppspunkter för respektive reningsverk visas i Bilaga 4.

## 2 Angränsande arbete

Ett flertal studier har tidigare genomförts med liknande syften som detta projekt. Dessa har genomförts oberoende av detta projekt men sammanfattas här för att läsaren enkelt ska kunna få en överblick.

Under 2019 genomförde NSVA förprojekteringar på Lundåkraverket (Sweco, 2019a) och Öresundsverket (Sweco, 2019b) med syftet att bedöma kostnader och förutsättningar för ozonering på dessa två reningsverk. I projekten dimensionerades en anläggning med ett maxflöde på 4 000 m<sup>3</sup>/h för Öresundsverket som kostnadsuppskattades till 110 MSEK. I denna kostnad inkluderades en MBBR-anläggning för biologisk efterbehandling. Motsvarande anläggning för Lundåkraverket dimensionerades för ett maxflöde på 1 000 m<sup>3</sup>/h som kostnadsbedömdes till 45 MSEK.

Länsstyrelsens tillsammans med Region Skåne och Högskolan Kristianstad genomförde under 2020 en kartläggning av behovet av avancerad rening i Skåne (Pirzadeh et al., 2021). I projektet provtogs ett antal lokaler i recipienter i Skåne varav ett flertal även ingår i detta projekt. Gemensamma recipienter är de som tillhör Nyvångsverket, Ekebro, Ekeby och Svalöv. I projektet riskbedömdes reningsverken utifrån storlek och utspädning av avloppsvatten under lågflöden. Provtagning genomfördes vid fyra tillfällen under ett år på utgående avloppsvatten, samt uppströms och nedströms i respektive recipient. Utöver denna provtagning genomfördes extra provtagning för att identifiera källan till PFOS på Perstorps reningsverk och uppströms i recipienten. Källan spårades till samma område som har pekats ut som trolig föroreningskälla i detta projekt, nämligen de nedlagda industrideponier som finns söder om reningsverket. När projektet som avrapporteras med denna rapport initierades hade resultaten från Pirzadeh et al. (2021) inte publicerats.

Inom projektet RESVAV, *Reduktion av svårnedbrytbara föroreningar i avloppsvatten*, har avloppsvatten från ett flertal reningsverk ozonerats med syfte att bedöma avskiljningen av mikroföroreningar vid olika ozondoser. NSVA har deltagit i projektet genom att upplåta två av sina reningsverk till pilotförsök och kartläggning av inkommande och utgående halter av läkemedel. Analyserna i projektet genomfördes av IVL Svenska Miljöinstitutet. De reningsverk inom NSVA:s regi som har ingått i projektet är Nyvångsverket i Åstorp och Torekovs reningsverk (Ekblad et al., 2015).

Ett visst uppströmsarbete har tidigare genomförts för att kartlägga belastningen av PFAS på Nyvångsverket. I detta arbete har lakvatten från deponin som släpps till reningsverket analyserats. Vad vi känner till har PFAS-ämnen i lakvattnet analyserats vid två tillfällen under 2014 och då hittades höga halter av flera PFAS. I befintligt projekt har dock ingen massbalans över PFAS ställts upp för Nyvångsverket och det är därför osäkert om den påkopplade deponin ensam kan förklara de förhöjda halterna på Nyvångsverket.

## 3 Metodik och teori

### 3.1 Provtagning

#### 3.1.1 Provtagning i recipient

Generellt så har befintliga övervakningsstationer som finns listade i VISS för respektive vattenförekomst använts för recipientprovtagningen. I de fall där övervakningsstationerna låg långt nedströms reningsverken, eller långt från utsläppspunkterna i havsrecipienterna, användes provtagningslokaler närmare utsläppspunkten. Detta för att tillkommande biflöden inte ska påverka bedömningen av reningsverkets recipientpåverkan. Om det tillkommer biflöden mellan reningsverket och provtagningslokalen finns det en risk att andra föroreningskällor inkluderas i reningsverkets påverkan, vilket kan leda till att felaktiga åtgärdsförslag tas fram. En ökad utspädning från biflöden kan även leda till att halter av vissa läkemedelsrester hamnar under detektions- och kvantifieringsgränsen, vilket resulterar i att bedömningsunderlaget blir svårare att tolka för de ämnen där PNEC är lägre än detektionsgränserna.

I de fall där vi bedömde att övervakningsstationerna låg för långt bort tog vi prov relativt nära reningsverket, men minst 50 meter nedströms utsläppspunkten i en lokal med god omblandning. I ett par recipienter valdes lokalen ut av logistiska skäl, t ex där en vägbro korsade vattendraget vilket förenklade provtagningen. När övervakningsstationer användes har vi inte gjort skillnad på om stationerna är operativa, d v s används för statusklassning av recipienten, eller för kontrollerande övervakning.

Provtagningslokaler för respektive reningsverk presenteras i bilaga 4 och en motivering till hur provtagningsförfarandet har utformats finns i avsnitt 4.2.

Provtagning gjordes i recipienterna enlighet med gängse standarder. För havsrecipienterna låg övervakningsstationerna i regel långt bort från reningsverkens utsläppspunkter eller så medförde komplicerade strömningsförhållanden i Öresund att det var mycket svårt att koppla samman en utsläppt mängd mikroföroreningar med en halt i recipienten. I detta projekt bedömde vi därför att det extra arbete som provtagning med båt innebär inte var aktuellt. Provtagningen i havsrecipienterna skedde därför från land i anslutning till respektive utsläppspunkt.

Förhållanden under provtagning noterades i fält gällande eventuella synbara strömningsförhållanden och avvikelser. För de recipienter där vi inte hade någon flödesuppskattning från S-hype, gjordes en bedömning i fält.

För ett par av reningsverken misstänktes att andra föroreningskällor också belastade recipienten. För dessa togs ett prov även uppströms vid ett par av provtagningsstillfällena. De föroreningar som misstänktes finnas uppströms analyserades. Om föroreningar inte detekterades nedströms reningsverket, genomfördes inte heller analyser på prover som samlats in uppströms.

#### 3.1.2 Provtagning av avloppsvatten

I detta projekt har provtagning av (i) organiska mikroföroreningar och (ii) vattenmatrisen ingått. Med vattenmatris avses joner, löst organiskt kol och andra föreningar som finns i vattenprovet

utöver organiska mikroföroreningar. Provtagningen av mikroföroreningar används vidare för bedömning av recipientpåverkan, medan analys av vattenmatrisen används för att bedöma lämplig avancerad reningsteknik för det aktuella avloppsvattnet.

Totalt sett samlades det in fyra prover under olika årstider från respektive reningsverk för analys av mikroföroreningar, se Tabell 1 för detaljer om när provtagningen har skett. Provtagning på reningsverken gjordes med flödesproportionerliga veckoprov med reningsverkets ordinarie provtagningsförfarande. Uttag av prov gjordes således ordinarie provpunkter för inkommande och utgående avloppsvatten. Eventuella driftstörningar och flöde noterades under provtagningsveckorna.

**Tabell 1. Sammanfattning av när provtagningen har skett på de 13 reningsverk som har ingått i projektet, samt när provtagning i tillhörande recipienter har genomförts.**

	Provtagning 1		Provtagning 2		Provtagning 3		Provtagning 4	
	När	Typ av prov	När	Typ av prov	När	Typ av prov	När	Typ av prov
Reningsverk	v.45	Flödesprop veckoprov	v.5	Flödesprop veckoprov	v.18	Flödesprop veckoprov	v.30*	Flödesprop veckoprov
Recipient	10/11-2021	Stickprov	2/2-2022	Stickprov	3/5-2022	Stickprov	26/7-2022	Stickprov

\* Detta prov togs på Öresundsverket under v.33.

Analys för att dokumentera vattenmatrisen på utvalda reningsverk gjordes under hösten 2022.

## 3.2 Kemisk analys

### 3.2.1 Analys av organiska mikroföroreningar

Analys av organiska mikroföroreningar (främst läkemedelssubstanser) genomfördes på IVL:s laboratorium. Totalt 24 ämnen ingick i analysen och listas i Appendix 1. Utöver läkemedelssubstanserna har även analys av fenoler (bisfenol A, nonylfenol, oktylfenol, Tabell A2), hormoner (östron, östradiol, etinylöstradiol, Tabell A3) och per- och polyfluorerade alkylsyror (PFAS) ingått i form av summaparametern PFAS11 (Tabell A4). Kort sammanfattat har dessa prover upparbetats med fastfasextraktion på HLB-kolonner (Oasis SPE cartridges, Waters). Därefter har proverna analyserats med högupplösande vätskekromatografi (HPLC) följt av tandem masspektrometri (MS/MS).

### 3.2.2 Analys av vattenmatrisen

Vattenmatrisen analyserades avseende ett fåtal utvalda parametrar som är presenterade och samlade i Appendix 1, Tabell A5. Vattenmatrisen analyseras eftersom dess karaktär kan ha en stor inverkan på val av reningsteknik (Miehe et al., 2017; von Sonntag and von Gunten, 2012; Wunderlin and Grelot, 2021). Det är därmed fördelaktigt att vattenmatrisen studeras i ett tidigt skede och parallellt med att en utredning avseende teknikval av en avancerad reningsteknik görs. Inom detta projekt har analys av löst järn, krom och mangan uteblivit eftersom det vid flera andra förstudier har visat sig att dessa ämnen inte påvisas vid tillräckligt höga koncentrationer för att utgöra en stor påverkan (Sweco, 2022a; c). I fallet för ozon sker påverkan framförallt genom krom(III) (von Sonntag and von Gunten, 2012) medan det för filtrering genom aktivt kol (GAK) är

framförallt löst järn och mangan som påverkan genom att dessa joner kan fälla ut som oxider (partiklar) på ytan av kolfiltermaterialet.

Innan ozonering implementeras på ett reningsverk är det viktigt att undersöka bromidhalterna i det aktuella vattnet. Bromid kan reagera med ozon och bildar bromat som är ett oönskat och cancerogent ämne (von Gunten, 2003).

### 3.2.4 Analys av östrogena effekter

Med hjälp av cellbaserade tester kan även östrogena effekter (t ex härrörande från ämnen med östrogen effekt) kvantifieras i vatten. För detta ändamål finns det tester som är baserade på humana celler och jästceller och dessa diskuteras flitigt i litteraturen (Robitaille et al., 2022). Testet som är baserat på jästceller heter yeast estrogen screen (YES) och används bl a för bedömning av avloppsvatten och för bedömning av effektiviteten hos avancerade reningssteg, se t ex Schindler & Wildhaber et al. (2015) eller Stalter et al. (2011) medan nyligen publicerade studier nyttjar en annan typ av östrogentest som heter Calux (chemical activated luciferase gene expression), som är baserat på en genmodifierad human cellinje.

I detta projekt har vi valt att använda oss av YES-tester. Effekter från hormonella substanser kvantifieras som ng östradiolekvivalenter (E2 ekv)/l. Det bör nämnas att det idag finns tester kan vara mer lämpade än YES-testet för analys av avloppsvatten (Robitaille et al., 2022) vilket har identifierats av t ex amerikanska Naturvårdsverket (US EPA) och OECD (Organization for Economic Cooperation and Development).

Enskild kemisk analys kan till viss del, eller inte alls, förklara effekter som mäts med hjälp av cellbaserade tester (Robitaille et al., 2022). Olika ämnen ger olika utslag i YES-testet och i Tabell 2 visas de östrogena effekterna av några av hormonerna och fenolerna som har analyserats i detta projekt. I tabellen presenteras respektive ämnes relativa utslag angivet som östrogenekvivalenter (ng E2-ekv/l) (Murk et al., 2002).

**Tabell 2. Östrogen effekt från några av de hormoner och fenoler som har analyserats i projektet (Murk et al., 2002).**

Substans	Relativ östrogen aktivitet vid jämförelse med YES-testet, här angivet som nanogram östradiolekvivalenter per liter (ng E2-ekv/l)
Östron (E1)	0,1
17β-östradiol (E2)	1
17α-etinylöstradiol (EE2)	1,2
Östriol (E3) *	0,13
Levonorgestrel*	$1,0 \times 10^{-2}$
Bisfenol A	$1,0 \times 10^{-5}$
Nonylfenol (NP)	$5,7 \times 10^{-4}$
Oktylfenol (OP)	$1,0 \times 10^{-5}$

\* Dessa ämnen har inte analyserats i projektet men inkluderats i tabellen då de förekommer i avloppsvatten och har östrogena effekter.

## 3.3 Databehandling och beräkningar

### 3.3.1 Inkommande och utgående mängder på reningsverken

För att beräkna utsläppta mängder från reningsverken har flödesproportionerliga veckoprover tagits och halter multiplicerats med flödet under provtagningsperioden. Om reningsverket har flera flödesmätare har den som bedömts som mest korrekt använts.

### 3.3.2 Utspädning och halter i recipient

Utspädningen för att beräkna vilken halt i recipienten som en utsläppt mängd mikroföroreningar ger upphov till har beräknats med flödet nedströms reningsverket. Flöde nedströms reningsverket har i sin tur uppskattats i första utifrån det modellerade flödet från S-Hype, och sekundärt genom bedömning i fält. För att beräkna vattenföringen i ett par punkter har flöden från flera modellerade områden adderats. Uppströms belastning av ett ämne utifrån uppmätt halt i recipienten har beräknats med nedströms flöde.

Den modellerade vattenföringen stämmer i regler relativt bra för större avrinningsområden, men sämre för mindre avrinningsområden, speciellt i samband med nederbörd. Detta är en av anledningarna till att beräknad halt och uppmätt halt ibland inte överensstämmer vid denna typ av provtagningar. I detta projekt har vi inte gjort någon bedömning av årsmedelhalter baserat på medel- eller medianutspädningen i recipienten. Detta kan vara en bra metodik, men bygger på att flödena är någorlunda korrekta för att bedömningen ska överensstämma med en villkorsuppfyllning/statusklassning som görs med provtagning och således utifrån verkliga förhållanden.

## 3.4 Bedömning miljöpåverkan

Mikroföroreningar påverkar vattenmiljöer och uppmätta eller beräknade halter används för att bedöma miljöpåverkan från en verksamhet. I Sverige finns det olika verktyg för att bedöma en miljöpåverkan från utsläpp av mikroföroreningar. Notera att vi i detta projekt har beskrivet hur miljöpåverkan kan bedömas utifrån olika metodiker och tagit fram en sammanfattande bild. Att vi bedömer att ett reningsverks utsläpp utgör en risk för en negativ miljöpåverkan av recipienten är inte detsamma som att det finns tvingande lagrum för att införa de åtgärder vi har föreslagit. Det finns också osäkerheter i vår bedömning då den är baserad på fyra provtagningar över ett års tid vilket inte uppnår en hög tillförlitlighetsklassning för statusklassning av t ex kemisk status (Vattenmyndigheterna, 2013).

Detta avsnitt inleds med en genomgång av vanligt förekommande halter av mikroföroreningar i renat kommunalt avloppsvatten. Dessa halter använder vi för att bedöma om belastningen på ett reningsverk och dess funktion är förväntad, samt om uppströmsarbetet kan vara aktuellt. Avsnittet avslutas med hur vi har valt att sammanställa de olika metoderna för påverkansbedömning.

### 3.4.1 Organiska mikroföroreningar i renat kommunalt spillvatten

Kommunala reningsverk mottar årligen stora mängder av organiska mikroföroreningar i form av bl a läkemedelsrester och PFAS-ämnen som kan brytas ned i olika hög grad. I Sverige har arbetet med att mäta olika utvalda ämnen (motsvarande läkemedel, antibiotika och hormoner m fl) pågått under drygt ett decennium, vilket har lett till att vi nu har en relativt god bild över omfattningen och fördelningen av olika ämnen i avloppsvatten. För denna rapport har vi valt att summera och jämföra halter av en handfull ämnen som är vanligt förekommande på reningsverk. Vi har sammanfattat nio rapporter och studier genomförda på reningsverk från 2011 till 2022. Rapporterna inkluderar mätningar från flera delar i landet och även i Danmark. De ingående reningsverken drivs både med och utan kväverening. Anledningen till att detta nämns är att kvävereningen framför allt bidrar med en högre nedbrytningsgrad av t ex hormoner och antibiotika, vilket påpekas i en rad studier, bl a Fick et al. (2014).

Det finns ett stort antal organiska mikroföroreningar i renat kommunalt spillvatten. För detta projekt har vi valt att sammanfatta de ämnen som dels är svårnedbrytbara och därmed ofta överskrider aktuella bedömningsgrunder (t ex diklofenak eller karbamazepin), dels ämnen som är kända för att brytas ner väl (t ex ibuprofen eller paracetamol). I den mån det har varit möjligt har vi också inkluderat halter av per- och polyfluorerade substanser (PFAS), med fokus på perfluorooktansyra (PFOS), eftersom detta är ett ämne som analyserats på grund av sin toxicitet och också ingår i bedömningen av kemisk status. PFOS överskrider nationellt miljö kvalitetsnormen i mängder av recipienter.

Tabell 3 sammanfattar vår summering av vanligt förekommande och utmanande organiska mikroföroreningar från de ovan nämnda rapporterna. Vi har endast valt att inkludera detekterbara halter. De analyser som har rapporterats under kvantifieringsgränsen (LOQ) har exkluderats från beräknade värden i Tabell 3.

För ämnena ciprofloxacin, citalopram och diklofenak varierade de påträffade koncentrationerna med en faktor 10, medan andra ämnen hade en betydligt större variation. I Tabell 3 visas t ex ett koncentrationsintervall för erytromycin på mellan 3,9 ng/l och 1 600 ng/l. Medelhalten på 286 ng/l representerar ett rimligt medelvärde i renat avloppsvatten.

Som nämnts tidigare, är ibuprofen och paracetamol (inte inkluderad i Tabell 3) ämnen som bryts ned lätt av de biologiska processerna på ett reningsverk. Det är därmed förväntat att dessa ämnen observeras i mycket lägre koncentrationer utgående vatten än i inkommande vatten där koncentrationen kan överstiga 10 000 ng/l (Sweco, 2022c). Det är på samma gång vanligt att både ibuprofen och paracetamol används som en indikator för hur väl den biologiska processen fungerar. Det presenterade intervallet för ibuprofen i Tabell 3 visar att variationen inte är så stor, och i de fall där de högre halterna har påträffats kan de sannolikt förklaras med att den biologiska processen är i behov av en optimering och/eller att de inkommande halterna har varit så pass höga att nedbrytningen ändå inte varit tillräcklig.

För oxazepam visade vår sammanställning att variationen inte är så kraftig och det var en mätning som stack ut relativt de andra mätvärdena. Samma resonemang kan göras på sulfametoxazol, som även den uppmättes till en hög koncentration relativt de andra. Båda analyserna härrör från samma undersökning (Malnes et al., 2020) och bör ses som avvikande max-värden. Medelhalterna för de båda ämnena på 324 ng/l (oxazepam) och 597 ng/l (sulfametoxazol) bedöms däremot representativa.

Utöver ovan nämnda läkemedel har några PFOS-mätningar inkluderats (Tabell 3). Tillsammans med de mätningar som nyligen publicerades i en stor rapport från IVL (Baresel et al., 2022) är det vår bedömning att utgående halter av PFOS från reningsverk ligger inom ett intervall från 2-30 ng/l. Medelhalten i Tabell 3 hamnar högt på grund av ett avvikande max-värde. Vidare kan det nämnas att om PFOS påträffas vid >5 ng/l i utgående vatten, bör reningsverket göra en bedömning uppströms för att undersöka vilka möjliga förklaringar som finns till de påträffade halterna. Notera att denna bedömning är osäker då kunskapen om bakgrundshalter, och belastande verksamheter är under uppbyggnad i Sverige. I Danmark pågår en stor studie för att kvantifiera bakgrundshalten i hushållsvatten. En preliminär bedömning är att medelhalten i hushållsvatten är 2 ng/l av PFAS4.

Hormoner tillhör också ämnen som kan brytas ned av den biologiska processen i reningsverk. Hormoner är också ämnen som kan bedöms skadliga redan vid riktigt låga koncentrationer (<0,1 ng/l). Det senare ställer höga krav på analysen och detektionsgränsen. Att det är få analyser som sammanställts för hormonerna östron, östradiol och etinylöstradiol i Tabell 3 beror på att flertalet rapporterats under detektionsgränsen. Medelvärdena för östron (12 ng/l) och etinylöstradiol (11 ng/l) är i samma storleksordning medan östradiol påträffats vid något lägre halter (4 ng/l). Samtliga halter är dock betydligt högre än gällande miljö kvalitetsnormer, något som diskuteras närmare i nästa stycke.

**Tabell 3. Uppmätta halter i utgående avloppsvatten (lägsta, högsta, medel och median) för några vanligt förekommande organiska mikroföroreningar på svenska avloppsreningsverk, sammanfattade från nio rapporter från 2011 - 2022 (Baresel et al., 2015; Fick et al., 2014; Holm and Önnby, 2022; Malnes et al., 2020; Stapf et al., 2020; Svahn and Björklund, 2017; Sweco, 2022a; b; c).**

Ämne	Lägsta uppmätta koncentration	Högsta uppmätta koncentration	Beräknat medel för de uppmätta halterna	Median	Antal mätningar som jämförts
Enhet	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l
Ciprofloxacin	18	380	103	22	9
Citalopram	128	1 700	385	213	10
Diklofenak	200	2 400	805	680	12
Erytromycin	3,9	1 600	286	130	10
Furosemid	190	5 800	1 980	965	6
Ibuprofen	170	262	222	245	7
Karbamazepin	2,5	444	234	190	11
Oxazepam	50	1 100	324	215	12
Sulfametoxazol	9,3	5 000	597	130	12
PFOS	0,78	98	45	41,5	6
Östron (E1)	1,6	25	12	12,3	8
Östradiol (E2)	0,76	5	4	5	6
Etinylöstradiol (EE2)	5	23	11	5	6

### 3.4.2 Miljö kvalitetsnormer

En miljö kvalitetsnorm beskriver vad miljöarbetet kopplat till en vattenförekomst ska uppnå. Varje miljö kvalitetsnorm består av en kravnivå samt en tidsram för när kravnivån ska vara uppfylld. För reningsverk finns det två olika miljö kvalitetsnormer som påverkar verksamheten: kemisk ytvattenstatus och ekologisk ytvattenstatus. För att ytvattenkvaliteten ska bedömas som god i en vattenförekomst ska både den kemiska och den ekologiska statusen bedömas som god. Alla



verksamhetsutövare är skyldiga att bedriva sin verksamhet så att miljökvalitetsnormerna följs. Detta gäller t ex när ett reningsverk söker tillstånd eller vid tillsyn. Det är prövnings- och tillsynsmyndigheten som fattar beslut som resulterar i att en verksamhetsutövare behöver vidta åtgärder för att fylla gapet mellan aktuell status och miljökvalitetsnormens statuskrav (Svenskt Vatten, 2021).

### 3.4.2.1 Kemisk status

Kemisk status bedöms för de ämnen som är upptagna i Havs- och Vattenmyndighetens (HaV) föreskrifter, HVMFS 2019:25. Listan på de ämnen som är listade är baserad på EU-direktivet om prioriterade ämnen, 2008/105/EG. Utöver denna har HaV kompletterat med några ytterligare gränsvärden för biota och sediment (Havs- och Vattenmyndigheten, 2022). De prioriterade ämnena är 45 till antalet. Utöver dessa finns ytterligare 8 ämnen som betecknas andra ämnen och där EU-gemensamma gränsvärden finns, däremot utgör de inte formellt ämnen som betecknas som prioriterade ämnen. Respektive ämne (prioriterade-, prioriterade farliga och andra ämnen, 53 stycken) bedöms enligt en tvågradig skala: *God* eller *Uppnår ej god*. Det räcker med att ett ämne inte uppnår god status för att den övergripande kemiska ytvattenstatusen ska klassas som *Uppnår ej god* (Miljösamverkan, 2022a). I HVMFS 2019:25 finns gränsvärden för samtliga ämnen definierade avseende årsmedelvärden och maximal tillåten koncentration avseende halter i inlandsvatten, andra ytvatten, biota och sediment. Listan gör gällande vilka ämnen som klassas som prioriterade, prioriterade farliga och andra ämnen, där det senare betecknas med en bokstav efter dess numrering (t ex 6a, koltetraklorid) (Miljösamverkan, 2022a).

De prioriterade ämnen som berörs i detta projekt är nonylfenoler, oktylfenoler och perfluoroktansulfonsyra (PFOS). Halterna som anges för ytvatten avser den totala koncentrationen.

### 3.4.2.2 Ekologisk status

Den ekologiska statusen i en vattenförekomst är en sammanvägd och komplex bedömning av tre olika typer av kvalitetsfaktorer: biologiska kvalitetsfaktorer, fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Respektive kvalitetsfaktor bedöms i fallande ordning från hög, god, måttlig, otillfredsställande till dålig och kan bestå av en eller flera parametrar. Kvalitetsfaktorn med sämst status i recipienten bestämmer den ekologiska statusen.

I de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna ingår kvalitetsfaktorn särskilt förorenande ämnen (SFÄ) bland vilka två hormoner, två läkemedel, bisfenol A och PFAS11 återfinns. Kvalitetsfaktorn för SFÄ klassificeras från god till måttlig och bedöms utifrån bedömningsgrunder för respektive ämne (HVMFS 2019:25). Det räcker med att ett ämne överstiger bedömningsgrunden för att kvalitetsfaktorn ska klassas som måttlig (Havs- och Vattenmyndigheten, 2019). Tolkningen av när en verksamhet ska tillåtas har förändrats med Weserdomen<sup>2</sup>. Före Weserdomen kunde ett utökad utsläpp av en SFÄ tillåtas även om detta innebar att statusen på denna kvalitetsfaktor sänktes (t ex från måttlig till otillfredsställande). Efter Weserdomen får ingen verksamhet tillåtas om en enskild kvalitetsfaktor sänks minst en statusklass, oberoende av hur andra statusklasser påverkas (Svenskt Vatten, 2021).

Det är inte helt tydligt hur bedömningsgrunderna ska användas för klassificering av kvalitetsfaktorn för SFÄ:er. Dock är det mest troligt att bedömningsgrunderna ska tolkas som gränsvärden som för de prioriterade ämnena (Miljösamverkan, 2022b). Kraven som ställs på en verksamhet ska vara sådana att god status uppnås på sikt om befintlig status är sämre än god. Var

---

<sup>2</sup> Ett mål i EU-domstolen rörande muddring i floden Weser (därav Weserdomen) har blivit vägledande för hur myndigheter tillämpar miljökvalitetsnormer för vatten.

en statusklassning görs i recipient får mycket stor påverkan på utfallet av vad gäller kemisk och ekologisk status. Statusklassningen görs i regel i så kallade operativa övervakningsstationer (Vattenmyndigheterna, 2013).

### 3.4.2.3 Provtagning och utspädning

I enligt med direktivet 2008/105/EG finns det möjlighet att införa blandningszoner i vattenförekomsten för prioriterade ämnen. Med blandningszoner menas den zon från punktutsläppet av föroreningen där miljökoncentrationen kan bedömas. Blandningszonen innebär ofta en lägre koncentration än vid punkten för utsläppet. Användningen av blandningszon får inte hindra att miljö kvalitetsnormer uppfylls i de övriga delarna av ytvattenförekomsten. För SFÄ-ämnen saknas denna möjlighet. Blandningszoner har inte heller använts i Sverige. För den kemiska statusen gäller därför att gränsvärdena ska uppfyllas i hela vattenmassan (Miljösamverkan Sverige, 2022c).

Det finns inga krav på provtagningsfrekvens eller var provtagning ska ske avseende prioriterade ämnen eller SFÄ:er. Provtagningspunkten ska väljas så att både påverkan från en verksamhets utsläpp på miljöförhållandena i vattenförekomsten kan bedömas och lokal påverkan kan identifieras. Vid utspädning bör provtagning ske så att påverkansgradienten kan bedömas. Provtagningsfrekvensen behöver väljas utifrån variationer i utsläpp, recipienten och mätsäkerheter vid analys (Havs- och Vattenmyndigheten, 2022). Det finns dock kriterier för hur säker en bedömning är där provtagningsfrekvens ingår som en av aspekterna vid bedömningen.

## 3.4.3 PNEC-värden

Det är bara ett fåtal läkemedel och hormoner som är inkluderade i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25). Det är därför lämpligt att bedöma miljörisker även för andra läkemedel som man vet finns i ytvatten. För detta kan kunskap om effektkoncentrationer, så kallad Predicted No Effect Concentration (PNEC) som tagits fram genom effektstudier användas. PNEC baseras på NOEC (No Observed Effect Concentration) som motsvarar den koncentration som är gränsen för när toxiska effekter på den akvatiska miljön börjar enligt litteraturen, samt en säkerhetsfaktor som tar hänsyn till osäkerheten i de ekotoxikologiska studier som har definierat NOEC-värdet. Säkerhetsfaktorn är ett sätt att ta hänsyn till skillnaden mellan en kontrollerad labb-miljö där en organism utsatts för en enstaka substans jämfört med ett naturligt system. Säkerhetsfaktorn beror således på antal genomförda tester och för vilka toxiska nivåer som de toxikologiska försöken har genomförts på. För PNEC-värdena i detta projekt har den Europeiska Kemikaliemyndighetens (ECHAs) rekommenderade säkerhetsfaktorer använts.

Enligt riskbedömningsreglerna i REACH-förordningen (ECHA guidance on chemical risk assessment; echa.europa.eu) ska säkerhetsfaktorn vid 2 akuta tester samt ett kroniskt test vid tre olika trofinivåer vara 100. Säkerhetsfaktorn vid ett akut test samt två kroniska tester vid tre olika trofinivåer är 50. Säkerhetsfaktorn vid 3 kroniska test vid tre olika trofinivåer är 10. Saknas kroniska tester har en säkerhetsfaktor på 1 000 användas. I vissa fall finns endast LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) tillgängligt för PNEC-bestämning och då tillkommer en faktor på 2 för att kompensera för osäkerheten. Som underlag i den aktuella bedömningen används data från Sehlén et al. (2015) som uppdaterades under 2019 inom förstudieprojektet vid Syvab Himmerfjärdsverket (Ågerstrand, 2019). Nya effektstudier som presenteras i Hoyer et al. (2022) indikerar att PNEC för citalopram skulle kunna höjas med en faktor 100 (1 000 för kustrecipienter) från 0,075 ng/L till 7,5 ng/L.

När man använder PNEC brukar man prata om riskkvoter vilket är kvoten mellan uppmätt halt (EC – environmental concentration) eller beräknad halt (PEC – predicted environmental concentration) av ett ämne dividerat med PNEC-värdet. Hög risk för oönskade effekter anses föreligga om riskkvoten är 1 eller högre. I intervallet 0,1–1 är risken måttlig (viss risk), och en riskkvot <0,1 medför en låg risk. Beräkningen görs enligt Ekvation 1.

$$\text{Riskkvot} = \left( \frac{EC \text{ eller } PEC}{PNEC} \right) = \frac{ARV \text{ UT eller uppmätt konc i recipient}}{PNEC * \text{Utspädning}} \quad (\text{Ekv. 1})$$

När det gäller bedömning avseende östrogena ämnen, finns det en bedömningsgrund för östradiol (årsmedel) i Sverige som motsvarar 0,4 ng östradiol/l för inlandsvatten och 0,08 ng östradiol/l för kustvatten (årsmedel) (Vattenmyndigheten, 2019). I den vetenskapliga litteraturen diskuteras effektbaserade riktvärden (EBT, effect-based trigger values), det vill säga till vilken nivå (halt) som ämnet kan anses vara acceptabel för akvatiska organismer uttryckt som östrogen effekt i östradiolekvivalenter (E2ekv/l) (Escher et al., 2018; Jarošová et al., 2014; Kunz et al., 2015). I en översiktsartikel beräknade Jarošová et al. (2014) ett EBT-värde utifrån ett framtaget intervall från 0,1 till 0,4 ng E2ekv/l, när en rad olika biotester som ger utslag för östradiol jämfördes. I samma studie presenterades ett värde för den akuta toxiciteten på 1,4 ng E2ekv/L. I en senare studie publicerad av Simon et al. (2022), likställs PNEC med EQS (environmental quality standard) och här är PNEC för östradiol ansatt till 0,4 ng E2ekv/L.

Använda bedömningsgrunder, PNEC-värden och gränsvärden återfinns i Appendix 2.

### 3.4.4 Nya förutsättningar i direktivförslag

Den 26 oktober 2022 presenterade EU-kommissionen ett nytt förslag på avloppsdirektiv och ett förslag till ändring av direktivet för prioriterade ämnen under vattendirektivet<sup>3</sup>. Dessa två förslag kommer nu förhandlas i ministerrådet innan beslut. De två direktivförslagen förväntas få stora konsekvenser för avloppsvattenrening och recipientbedömning.

I förslaget för avloppsdirektiv föreslås att samtliga reningsverk över 100 000 pe och reningsverk större än 10 000 pe med känsliga recipienter ska utrustas med avancerad rening. I direktivförslaget för de prioriterade ämnena har ett flertal läkemedel och hormoner tagits med och gränser för redan inkluderade ämnen som är relevanta för kommunala reningsverk har sänkts. I Tabell 4 presenteras gällande gränsvärden och bedömningsgrunder för de ämnen som övervakas i detta projekt tillsammans med föreslagna ämnen och halter från direktivförslaget. Notera att gränsvärdet för vissa ämnen såsom fenoler föreslås att sänkas kraftigt.

Belastningsgränsen 10 000 pe refererar till den maximala genomsnittliga veckobelastningen, som i det gällande avloppsdirektivet benämns "agglomeration load". I det nuvarande direktivet kan belastningen förändras över tid, men det är upp till varje enskilt land att bestämma om en sådan förändring leder till att reningskraven förändras. Belastningen ska beräknas som den som uppgår i tätbebyggelsen och kan skilja sig från uppmätt inkommande belastning (UWWTD-REP 2007). I Sverige har avloppsdirektivet implementerats genom föreskrifter och det som styr utsläpps- och reningskrav är den maximala genomsnittliga veckobelastningen (max gvb). Denna kallas också max gvb-tätbebyggelse och ska inte förväxlas med max gvb-inkommande. Den senare är ett EU-krav för att mäta den genomsnittliga maximala veckobelastningen (Naturvårdsverket 2019). Om

<sup>3</sup> <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A01991L0271-20140101> EUR-lex, samlingsida för det nya föreslagna avloppsdirektivet, besökt den 1 mars 2023

Sverige väljer samma metod för att implementera det kommande avloppsdirektivet är osäkert. Om samma förfarande används som idag är det max gvb-tätbebyggelse som kommer styra huruvida ett reningsverk bedöms större eller mindre än 10 000 pe.

I förslaget till avloppsdirektiv föreslås att samtliga medlemsländer ska rapportera in vilka områden som kan anses känsliga för påverkan av mikroföroreningar innan 2030 är slut. Det finns otydligheter hur kriterierna för känsliga områden ska tolkas och därmed vilka recipienter som ska inkluderas, men Artikel 8 i direktivförslaget kan tolkas som att samtliga sjöar, samt floder med en lägre utspädning än 10 gånger ska ingå om en riskbedömning inte utesluter dem.

**Tabell 4. Befintliga gränsvärden och bedömningsgrunder för god kemisk och ekologisk status visas till vänster i tabellen. Gränsvärden för god kemisk status enligt ändringsförslaget av ämnesdirektivet för prioriterade ämnen visas till höger.**

Ämne (ng/l)	HVMFS 2019:25				Nya direktivförslaget			
	Årsmedel		Max		Årsmedel		Max	
	Kust- vatten	Inlands- vatten	Kust- vatten	Inlands- vatten	Kust- vatten	Inlands- vatten	Kust- vatten	Inlands- vatten
Hormoner								
Östron (E1)					0,018	0,36		
Östradiol (E2)	0,08	0,4			0,009	0,18		
Etinylöstradiol (EE2)	0,007	0,035			0,0016	0,017		
Läkemedel*								
Karbamazepin					250	2500	160 000	1 600 000
Ciprofloxacin			100	100				
Klaritromycin					130	130	13	13
Diclofenac	10	100			4	40	25 000	250 000
Erytromycin					50	500	100	1 000
Ibuprofen					22	220		
Fenoler								
BPA Bisfenol A	110	1 600		2 700	0,034	0,034		130 000
NP Nonylfenol	300	300	2 000	2 000	0,0018	0,037	0,17	2,1
OP Oktylfenol	10	100			0,01	0,1		
PFAS-11			90	90				
PFOA-ekv (PFAS-24)					4,4	4,4		
PFOS	0,13	0,65	7 200	36 000				

\* Utöver listade läkemedel har även Azitromycin inkluderats i direktivförslaget, men då ämnet inte har analyserats i projektet presenteras det inte här.

### 3.4.5 Sammanvägd bedömning

Inom projektet har vi bedömt miljöpåverkan för respektive definierad substansgrupp: läkemedel, PFAS-ämnen, hormoner, fenoler och östrogena effekter. Påverkan har därefter delats in i tre olika nivåer (grönt, gult och rött) och varje substansgrupp är bedömd efter denna modell. Övergripande innebär de olika indelningarna följande:

- Grönt – reningsverkets utsläpp av ämnena bedöms *inte* utgöra en risk för recipienten.
- Gult – viss risk orsakas av reningsverkets utsläpp.
- Rött – reningsverkets utsläpp utgör stor risk för negativ miljöpåverkan i recipienten.

I Tabell 5 följer en beskrivning av hur vi har gjort dessa värderingar. Utöver miljöpåverkan har vi också noterat om utgående halter avviker från vad som kan förväntas på kommunala reningsverk. I första hand tittar vi på uppmätt halt i recipienten, och i andra hand beräknad halt utifrån uppmätt halt i renat avloppsvatten dividerat med utspädningen. När vi inte har detekterat ämnen, har vi valt att inte göra en bedömning.

Då ett par ämnen på grund av höga säkerhetsfaktorer (Appendix 2) har mycket låga PNEC-värden används även alternativa PNEC-värden för att ge en nyanserad bild. Detta gäller framför allt citalopram och vi har då även jämfört med ett PNEC-värde på 7,5 ng/l enligt Hoyer et al. (2022). I de fall där citalopram som ensamt ämne överstiger PNEC enligt Ågerstrand (2019) har reningsverkets utsläpp inte bedömts utgöra en stor risk för recipienten. Samma resonemang har förts för att göra en "gul" bedömning.

**Tabell 5. Bedömning av recipientpåverkan avseende utsläpp av mikroföroreningar från NSVA:s reningsverk.**

<b>Rött</b>	<p>Ett eller flera ämnen förekommer i halter som överstiger PNEC-värdet på årsbasis eller vid 2 eller fler tillfällen.</p> <p>Ett eller fler ämnen som bedöms enligt ekologisk respektive kemisk status överskrider på årsbasis eller vid två eller fler tillfällen MKN i recipienten.</p> <p>Gällande hormoner har vi framför allt utgått från beräknade halter i recipienten då analysmetodernas detektions- och kvantifieringsgränser ligger långt över bedömningsgrunderna.</p>
<b>Gult</b>	<p>Halter av något av ämne i en ämnesgrupp överskrider PNEC-värdet eller MKN vid något tillfälle, eller så ligger den beräknade riskkvoten på årsbasis i recipienten för ämnen med PNEC-värden på mellan 0,1 - 1. För de ämnen som inte detekteras har vi inte gjort en bedömning.</p>
<b>Grönt</b>	<p>Inget ämne återfinns i recipienten med halter som överskrider MKN vid något tillfälle. Inga ämnen återfinns med årsmedelhalter med högre riskkvoter än 0,1 baserat på uppmätta halter. Baserat på beräknade halter har endast ett par ämnen en riskkvot över 0,1.</p>

Vad gäller PFOS så återfinns halter över gränsvärdet i de flesta recipienter på grund av diffusa källor eller punktkällor uppströms reningsverken. I flera recipienter utgör reningsverket inte en av de betydande källorna av PFOS, men på grund av andra källor bidrar reningsverket till att miljökvalitetsnormen inte uppfylls. Vid en tillståndsansökan kan då reningsverket enligt Weserdomen nekas tillstånd. Vi har dock valt att klassificera reningsverkets utsläpp att utgöra en stor risk (röd) endast om utsläppet tar upp ca en tredjedel av miljökvalitetsnormen och denna överskrids vid minst ett tillfälle i recipienten. Denna diskussion kring PFOS och Weserdomens effekter kommer troligtvis aktualiseras i Sverige och Europa när kunskapsläget hos

tillståndsgivande instanser ökar. Det ska dock poängteras att även utan Weserdomen kan de utsläpp av mikroföroreningar som vissa reningsverk bidrar med att resultera i att god ekologisk eller kemisk status inte uppnås och således föranleder åtgärder.

## 3.5 Vilka insatser är lämpliga?

IVL bedömer vad som kan vara ett lämpligt åtgärdsförslag utifrån många olika aspekter såsom vilka målsubstanser som identifieras utgöra en miljöpåverkan, grad av rening för att minska miljöpåverkan, vattenmatrisens sammansättning och reningsverkets befintliga utformning. I detta avsnitt presenteras respektive aspekt och hur denna påverkar val av insats.

Det finns även andra aspekter som kan vara styrande för val av avancerade reningssteg såsom behov av vattenåteranvändning. Då kan dessa behov bli dimensionerande och kräva en mer långtgående rening än vad recipientbehovet motiverar.

### 3.5.1 Målsubstanser

Vilka målsubstanser som behöver avskiljas är en viktig parameter för att bedöma om uppströmsarbete eller ett avancerat reningssteg är lämpligt samt hur ett sådant ska utformas. Målsubstanserna som vi tar upp för diskussion är de substanser som kan resultera i en risk för recipienten utifrån bedömningen i kapitel 5.

För de identifierade riskämnena är det viktigt att undersöka huruvida de observerade ämnena härstammar från (i) punktutsläpp eller om det rör sig om (ii) ett diffust ursprung. Ett punktutsläpp kan vara utsläpp kopplat till en särskild industri och omfattar vanligen ett utsläpp av en sorts förorening. Inom gruppen hormonstörande ämnen kan ett punktutsläpp utgöras av nonylfenoler. Andra ämnen inom samma grupp (t ex p-piller eller humana hormoner) förväntas släppas ut i mycket lägre grad och omfattning. De ämnen som härrör från ett mer diffust ursprung kan vara aktiva substanser i värktabletter där diklofenak utgör ett exempel. Bedömningen avseende utsläppets karaktär (punkt eller diffust) ligger till grund för huruvida det är aktuellt med åtgärder uppströms eller om åtgärder bör ske på plats på reningsverket.

Om åtgärd på reningsverket är mest lämpligt påverkar också målsubstanserna och behov av reduktion val av teknik och dimensionering. Vissa ämnen oxideras inte med ozon, eller så kräver de höga ozondoser. På samma sätt kan inte heller alla ämnen avskiljas effektivt med aktivt kol. Vissa ämnen kan också brytas ned väl utan avancerad rening om den befintliga biologiska processen förbättras. Detta gäller särskilt antibiotika och antiinflammatoriska läkemedel såsom ibuprofen och paracetamol samt vissa hormoner. För vissa substanser kan det också vara aktuellt att avvakta om ämnena är på väg att fasa ut, även om ämnena idag orsakar en miljöpåverkan. Det ska dock påpekas att trots förbud och utfasning kan det vara så att vissa ämnen ändå påträffas i recipienter på grund av gamla synder om ämnena är persistenta. Ett exempel här är PFOS som har en extremt lång halveringstid.

Huruvida ozonering eller kol är lämpliga tekniker för att avskilja organiska mikroföroreningar och vilken resursförbrukning som krävs för en avskiljning avgörs av målsubstansernas egenskaper. I fallet med ozon är det hur väl målsubstansen reagerar med ozon (dess reaktivitet), för aktiv kol handlar det om hur väl substansen adsorberas till kol. I vårt fall har vi valt att dela in reaktiviteten i tre kategorier (långsamreagerande, mellanreagerande och snabbreagerande substanser. För aktivt kol delas ämnena in i okej, bra, god och mycket god adsorption, där mycket god adsorption

innebär en avskiljning på mer än 80 % för upp till 20 000 bäddvolymeter. I Tabell 6 presenteras generella erfarenheter och etablerad teori för de ämnen som återfinns i renat avloppsvatten och som vanligtvis kan påverka en recipient negativt (von Sonntag & von Gunten, 2012). Siffrorna som presenteras ska dock användas med försiktighet då konsumtionen av ozon eller kol beror på lokala förutsättningar och kan variera mycket.

**Tabell 6. Lämplighet gällande behandling med tekniker som använder ozon eller kol för avskiljning av mikroföroreningar.**

Ämne	Ozon	Kol
Citalopram	Mellanreagerande, fullständig oxidation (>80 % avskiljning) vid ozondos på ca 1 g O <sub>3</sub> /g DOC.	Mycket god adsorption (>80 % avskiljning) även efter långtidsdrift av kolfilter.
Diklofenak	Snabbreagerande, fullständig oxidation vid ozondos >0,4 g O <sub>3</sub> /g DOC.	Okej till bra adsorption, vilket innebär att avskiljning kan minska till under 80 % efter 10 000 BV. Omfattningen av adsorptionen är dock alltid beroende av vattenmatrisen.
Metoprolol	Mellanreagerande, fullständig oxidation (>80 % avskiljning) vid ozondos på ca 1 g O <sub>3</sub> /g DOC.	God adsorption (80 % avskiljning) även vid långtgående drift utan byte av kolfilter.
PFOS	Oxideras inte av ozon, d v s PFOS avskiljs inte.	Okej till bra adsorption men påverkas starkt av vattenmatrisen. Genombrott kan ske (avskiljning minskar till under 80 %) före 10 000 BV vatten har behandlats. *
Oxazepam	Långsamreagerande, ca 50 - 80 % oxidation (avskiljning) vid ozondos på ca 1 g O <sub>3</sub> /g DOC.	Okej till bra adsorption. Avskiljning kan minska till under 80 % efter 10 000 BV.
Sertralin	Långsamreagerande, ca 50 - 80 % oxidation (avskiljning) vid ozondos på ca 1 g O <sub>3</sub> /g DOC.	Mycket god till god adsorption (>80 % avskiljning) även vid långtgående drift utan byte av kolfilter.
Östron	Snabbreagerande, fullständig oxidation vid ozondos >0,4 g O <sub>3</sub> /g DOC.	Okej till bra adsorption, vilket innebär att avskiljning kan minska till under 80 % efter 10 000 BV. Kunskapsläget är relativt tunt för denna substans.

\* Det saknas idag underlag avseende fullskalestudier på kommunalt avloppsvatten där PFOS avskiljs.

### 3.5.2 Vattenmatrisen

Här är det framför allt förekomsten av bromid som kan göra att ozonering inte är lämpligt och förekomst av ämnen från industriella processer som kan göra vattnet olämpligt för ozonering. Industriellt spillvatten kan nämligen leda till att ozon förbrukas snabbare än i hushållsavlopp med effekten att målsubstanserna inte oxideras. Industrispillvatten kan också innehålla ämnen som tillsammans med ozon bildar farliga bi- eller nedbrytningsprodukter (Schindler Wildhaber et al., 2015). För reningsverk som mottar mycket industriellt spillvatten är det särskilt viktigt att undersöka hur ozon reagerar med vattnet före ett avancerat reningssteg projekteras.

Tidigare bedömningar av bromid har angett att halter över 100 µg/l kan vara problematiska vid högre ozondoser för att bromat då bildas (KOM-M.NRW, 2016; Miehe et al., 2017). Dessa bedömningar har dock baserats på gamla effekthalter för bromat eller riktlinjer för dricksvatten. I Hoyer et al. (2022) presenteras ett nytt PNEC-värde för bromat och en diskussion om risk i förhållande till utspädning förs som är mycket mindre konservativ än tidigare bedömningar, d v s indikerar att risken att bilda bromat i skadliga mängder på ett reningsverk kan vara överskattade i tidigare riskbedömningar.

Vattenmatrisen visar också huruvida det behövs insatser i den befintliga reningen före ett avancerat reningssteg för att reducera halten partiklar i det renade avloppsvattnet eller koncentrationen av DOC och nitrit. En tumregel är att ett avancerat reningssteg behöver föregås av ett väl fungerande reningsverk med kväverening, där halterna av både DOC och nitrit är låga, för att vara kostnadseffektivt och driftsäkert (McArdell, 2022).

### 3.5.3 Reningsverkets processlösning

Reningsverkets utformning kan också påverka val av teknik. Till exempel kan ozonering vara ett kostnadseffektivt alternativ om det finns ett biologiskt reningssteg som kan användas i kombination med ozonering. Ozonering kräver nämligen ett efterföljande biosteg för att reducera förekomsten av eventuella transformations- eller biprodukter från oxidationen av mikroföroreningar respektive oxidationen av löst organiskt kol. Det vetenskapliga underlaget för vilken efterbehandlingsteknik som är lämplig och hur denna ska dimensioneras är inte helt entydigt. Vår bedömning är att kunskapsläget för olika teknikers lämplighet är bäst underbyggt i fallande ordning för följande tekniker: biologiskt aktivt kol, sandfilter, MBBR, följt av våtmarker och dammsystem.

Mer detaljerade platsspecifika förutsättningar såsom problematiska markförhållanden och höga grundvattennivåer kan också påverka teknikval. Sådana mer detaljerade aspekter har vi inte tagit hänsyn till i detta projekt.

## 3.6 Tekniska lösningar för avancerade rening

Det finns flera olika tekniska lösningar för avancerad rening vid avloppsreningsverk och vi hänvisar t ex till Baresel et al. (2017) för en översikt och detaljerade beskrivningar. Eftersom teknikerna ozonering och filtrering genom aktiv kol bedöms som de mest relevanta teknikerna för de flesta svenska avloppsreningsverk, tas endast dessa två tekniker med som huvudalternativ i detta vägledande projekt. Nedan ges en övergripande beskrivning av dessa tekniker med fokus på vad som är relevant för NSVA:s reningsverk. För respektive avloppsreningsverk anges sedan en mer anläggningsspecifik beskrivning i kapitel 5.

### 3.6.1 Ozonering

En ozoneringsanläggning består av ett syrgassystem, en ozongenerator, kontakttank och efterföljande biologisk behandling. Ozongeneratoren behöver också kylas vilket antingen sker med en värmepump eller med utgående avloppsvatten efter det har filtrerats för att inte sätta igen tillhörande värmeväxlare. Off-gasen från kontakttanken samlas in och leds genom en ozondestruktör.



Volymen på kontakttanken beror på hur snabbt ozon reagerar med ämnen i vattnet och kan variera. För vissa vattenmatriser kan ozonering vara olämpligt eller en längre uppehållstid under ozoneringssteget kan behövas. Detta bekräftas med dos-respons-test, vilket är särskilt viktigt på reningsverk med en stor industribelastning.

På mindre reningsverken kan volymen på kontakttanken bli så pass liten att platsgjutna bassänger inte är lämpligt. Som alternativ till platsgjutna bassänger finns modulära system som placeras på en gjuten platta. En fördel med modulära system är att volymer enkelt kan utvidgas efterhand och att utrustning kan hyras vilket minskar investeringskostnader. Serviceavtal kan också tecknas med leverantörer om kompetens eller tid inte finns inom organisationen för att hantera ett avancerat reningssteg.

För syrgas kan både lokal produktion med PSA eller leverans av extern aktör vara relevant. För de flesta reningsverk är det troligen billigare med leverans av flytande syre från extern aktör. Om ett sådant system väljs behövs en platta för uppställning av syrgastank som hyres av leverantör, en förgasare av flytande syrgas, tryckreducering, massflödesmätare och påkoppling av tryckluft för att tillsätta kväve. Nödvändig utrustning före ett ozoneringssteg är onlineövervakning av turbiditeten i vattnet för att kunna förbikoppla ozoneringssteget när avloppsvattnet innehåller mycket partiklar. På större reningsverk är det även relevant att styra ozondosen med en mer avancerad styrning. Då tillkommer det mätare för exempelvis UV254 före och efter ozoneringssteget.

Gällande arbetsmiljö kräver ozonering övervakning av ozongas i luften i byggnad med ozongeneratorer samt personliga gaslarm för de personer som vistas i närheten av byggnaden. Syrgasproduktion eller lagring kräver EX-klassning.

### 3.6.2 Aktivt kol

För en filtreringsprocess med aktivt kol som filtermaterial behövs bassänger eller behållare som rymmer det aktiva kolet, volymer för spolvatten, samt rörgalleri för fördelning av vatten mellan filter och för backspolning. Det behövs pumpar för att lyfta vattnet och pumpar för backspolning, samt automatventiler, luckor, och nivå- och flödesmätare. Utöver detta behövs ett enklare system för avvattning av blött kol innan transport till destruktion eller regenerering, samt ett system för påfyllnad och tömning av GAK. Tömning sker vanligtvis med sugbil eller platsbyggt pneumatiskt system. Påfyllnad sker med ejektor och blött kol spolat in i filtren med vatten.

Liksom för ozonering är platsgjutna bassänger inte alltid ett alternativ på små reningsverk då de blir dyra och behovet av volymer för spolvatten och förbrukat spolvatten blir stora i relation till det totala bassängbehovet. I dessa fall kan modulära system (Figur 1) vara mer lämpliga än platsgjutna lösningar.



**Figur 1. Modulbaserad filterlösning där tankar levereras komplett med kol. För detta system behövs minimal infrastruktur på reningsverket och dimensioneringen kan utvidgas vid behov. Från Baresel et al. (2021).**

GAK levereras antingen i storsäck eller bulkbil med egen avvattning, eller komplett med filterhus. Vilken den optimala lösningen för fyllning varierar med reningsverkets storlek. Transport med bulkbil är dyrare, men påfyllnad är enklare om filterstorleken är anpassade efter bulkbilens storlek. Påfyllnad från storsäck kräver lite mer arbete, men kan vara mer praktiskt om filtren är små.

Aktivt kol är antingen jungfruligt eller reaktiverat. Ett reaktiverat kol är ett återanvänt kol och priset är därför lägre. Klimatpåverkan är också mycket lägre för reaktiverat GAK och uppskattas av Chemviron till 20 % av klimatpåverkan från jungfruligt GAK. Detta bekräftas även i en nyligen publicerad miljöpåverkansanalys där klimatpåverkan från regenererat kol uppskattades till 20 – 28 % av klimatpåverkan från jungfruligt kol (Vilén, 2021). Flera kolleverantörer erbjuder reaktiverat aktivt kol via en så kallad köppool. Detta innebär att kolet skickas på reaktivering vid behov och leverantören skickar då tillbaka ett reaktiverat likvärdigt kol, vilket inte behöver vara just ditt "ursprungskol". För att ingå i en köppool behöver ditt kol "certifieras" av leverantören. Det finns en viss osäkerhet i huruvida det är realistiskt att ingå i en köppool som mindre reningsverk vilket skulle kunna innebära att mindre reningsverk därför kan behöva köpa jungfruligt kol som efter användning skickas till förbränning, alternativt ett reaktiverat kol med sämre kvalitet.

För filtreringsprocesser med aktivt kol kan det behövas ytterligare filter för ökad redundans vid underhåll och backspolning. Att sprida ut kolvolymen på fler filter ger också en jämnare reningsgrad över processen om kolet i respektive filter byts ut vid olika tillfällen. Om en viss reningsgrad ska uppnås vid samtliga tillfällen, t ex som det är föreslagit i avloppsdirektivet, kan färre filter innebära att konsumtionen av kol ökar, då en sämre reningsgrad i ett filter inte kan kompenseras av en högre reningsgrad i ett flertal andra filter.

## 3.7 Dimensionering

### 3.7.1 Flöden

Avancerade reningssystem dimensioneras utifrån andra förutsättningar än konventionella reningssystem då mer avloppsvatten generellt kan förbiledas en avancerad rening jämfört med t ex ett biologiskt steg. Ett avancerat reningssteg kan i regel dimensioneras att hantera ett maxflöde som ligger relativt nära medelflödet på ett reningsverk. Hur stor kapacitet reningssteg bör ha för

att klara en viss reduktionsgrad beror dock på många parametrar där flödesvariationerna på reningsverket spelar stor roll. Om dagvattenpåverkan är stor kan anläggningen t ex behöva hantera ett större maxflöde i relation till medelflödet för att uppnå en viss reduktion. I detta projekt har vi utgått från tidigare detaljerade dimensioneringar för att ta fram ett samband mellan dimensionerade maxflöde som ett avancerat reningssteg ska klara av och medelflödet på reningsverken.

Vi har dimensionerat utifrån uppskattningarna i Tabell 7. I en fördjupad förstudie föreslår vi att timflöden analyseras för att ge en platsspecifik bedömning för respektive reningsverk.

**Tabell 7. Uppskattning av hur det dimensionerande maxflödet för ett avancerat reningssteg påverkar det behandlade årsflödet.**

	Qmax avancerad rening	Andel av årsflödet som renas
Litet reningsverk, <10 000 pe	1,2*Qmedel reningsverk	90 %
	1,4*Qmedel reningsverk	95 %
Stort reningsverk, >30 000 pe	1,1*Qmedel reningsverk	90 %
	1,2*Qmedel reningsverk	95 %

## 3.8 Kostnadsbedömning

### 3.8.1 Investeringskostnader

Att använda schablonkostnader är ett enkelt sätt att få en bild av kostnader för föreslagna åtgärder men kommer med vissa nackdelar vad gäller osäkerhet i uppskattningen. Björleinius & Cimbritz (2021) har sammanställt kostnader för svenska och internationella projekt och analyserat vad som är kostnadsdrivande. Deras sammanställning visar att det finns stora skalfördelar vid byggande av avancerade reningsystem och att de specifika kostnaderna, såsom kr/m<sup>3</sup> och kr/pe och år, minskar med ökande anläggningsstorlek. Kostnader för anläggningar av samma storlek varierar också och beror till viss del på teknikval, men framför allt på lokala förutsättningar såsom huruvida det avancerade reningssteget kan integreras med och utnyttja befintliga anläggningsdelar eller om den befintliga reningsprocessen behöver kompletteras. I Björleinius & Cimbritz (2021) har två modeller för att uppskatta investeringskostnaden på svenska reningsverk tagits fram. Den ena modellen bygger på data för de investeringar som har gjorts. Dessa projekt har i regel dock varit profilerade och reningsprocesser med ambitiösa mål har resulterat i dyra projekt. Eftersom vi i detta projekt föreslår processlösningar med olika ambitionsnivåer utifrån den recipientbedömning som vi har gjort avseende mikroföroreningar, ser vi ett behov av att differentiera kostnaderna och föreslår därför en liknande kostnadsmodell som användes i Baresel et al. (2021). Modellen har korrigerats för att andra dimensionerande förutsättningar har använts i detta projekt. I kostnadsbedömningen ingår ett påslag för oförutsedda utgifter på 20 % och för byggherrekostnader på 20 %.

Vi har även noterat när det finns fördyrande omständigheter som vi känner till men som vi inte har tagit hänsyn till i. Sådana omständigheter kan vara:

- Ombyggnationer i befintlig process för att nå fullständig nitrifikation.

- Uppgradering av elförsörjning för att driva en ozongenerator.
- Behov av pålning p g a dåliga markförhållanden. I dessa fall kan stora bassängvolymmer öka kostnaden kraftigt.

Priserna för investeringar på reningsverk har också ökat betydligt den senaste tiden vilket medför en osäkerhet i kostnadsbedömningen. Vi har inte tagit höjd för prisutveckling den senaste tiden när vi beräknats investeringskostnaderna. Detta har dock gjorts för driftskostnaderna.

### 3.8.2 Driftskostnader

Driftskostnaden för implementering av tekniska åtgärder såsom komplettering av den ordinarie reningsprocessen med ett ozoneringssteg eller ett GAK-filter har beräknats med följande antagande och priser:

**Underhåll:** 1,5% av investeringskostnaden per år.

**Personal:** Timpris 600 kr/h. Antal timmar per reningsverket har uppskattats i relation till reningsverkets storlek och processens komplexitet, se Tabell 8.

**El:** Elförbrukning beräknas utifrån lyfthöjd där en uppskattning anges för respektive reningsverk. Pumpeffektiviteten antas vara 50 % och elkostnaden 1,5 kr/kWh. Ozongeneratoren med tillhörande kringutrustning antas konsumera 10 kWh/kg O<sub>3</sub> vid produktion av ozon från syrgas. Det antas att syrgasen levereras som förvätskad gas (LOX) och att ozonhalten efter ozongeneratoren är 10 %, det vill säga det krävs 10 kg syrgas för att producera 1 kg ozon. Vidare antas att ozonutnyttjandet är 100 %, det vill säga eventuella förluster genom nedbrytning av ozon innan doseringspunkten samt förluster i off-gas försummas.

**Syrgas:** Kostnaden för syrgas har uppskattats till 2,5 kr/kg för LOX. Hyra av tank för flytande syrgas mellan 5 000 – 20 000 kr/månad beroende på reningsverkets storlek, se Tabell 8.

**GAK:** Pris för nytt kol (Filtrisorb 400) uppgår till 51,7 kr/kg för torrt GAK. Kostnaden för reaktiverat kol (Cyclecarb) uppgår till 25,9 kr/kg för torrt GAK. Utöver detta tillkommer en transportkostnad som uppgår till 5 kr/kg för GAK levererat med bulkbil och 1 kr/kg för GAK levererat i bigbags. För större anläggningar är bulktransport att föredra då detta underlättar påfyllnad av filtren. Att bulktransporten är mycket dyrare beror på att en speciallastbil måste användas och bokas för en specifik transport, det vill säga man betalar både för leveransen samt retur av en tom bil. En bulkbil levererar 20 - 24 ton torrt GAK. Vilket tillvägagångssätt, bulk eller bigbags, som är mest lämpligt och billigast behöver utredas närmare i en mer detaljerad förstudie.

**Destruktion:** Förbränning av GAK uppskattas kosta 1 000 – 1 500 kr per ton blött GAK (densitet ca 1 ton/m<sup>3</sup>). Priset avser förbränning av icke-farligt avfall och har tagits fram i tidigare projekt genomförda av IVL. Vi har antagit ett pris på 1 250 kr/kg i detta projekt, vilket motsvarar ca 2 500 kr/kg omräknat för torrt GAK.

**Provtagning:** Frekvensen för uppföljning av en anläggning anges i Tabell 8. Kostnaden för en analys har uppskattats till 4 000 kr. Denna kan troligen minska när fler och fler aktörer kommer genomföra dessa typer av analyser. Provtagningsfrekvensen har anpassats till vad som krävs i förslaget till nytt avloppsdirektiv.

För GAK-anläggningar ligger osäkerheterna framför allt i drifttider innan kolet behöver bytas ut, alternativt regenereras.

**Tabell 8. Uppskattade timmar för tillsyn och underhåll av ett avancerat reningssteg, hyra för tank för flytande syre, samt frekvens av provtagning för uppföljning av en anläggning.**

Personalkostnad - Timmar i veckan	Ozon	Kol	Ozon plus kol
Litet reningsverk <10 000 pe	4	4	6
Mellan 10 000 - 50 000 pe	6	6	10
Stort >50 000 pe	8	8	12
<b>Kostnad hyra av tank för flytande syre</b>			
Litet reningsverk <10 000 pe	5 000	kr/mån	
Mellan 10 000 - 50 000 pe	10 000	kr/mån	
Stort >50 000 pe	20 000	kr/mån	
<b>Provtagning för uppföljning</b>			
	Frekvens	Antal prov	
Litet reningsverk <10 000 pe	Ett/månad	24	
Mellan 10 000 - 50 000 pe	Ett/månad	24	
Stort >50 000 pe	Två/vecka	208	

### 3.8.3 Kostnader per år och vattenmängd

**Avskrivning:** Kapitalkostnad är framtagen med en kalkylränta på 4 % och en avskrivningstid på 15 år för utrustning och 30 år för mark/bygg. Årsvolymen behandlat flöde har uppskattats utifrån ett antagande för hur stor andel av årsflödet som renas, se Tabell 7.

## 3.9 Miljöpåverkan

Miljöpåverkan från avancerade reningssteg uppkommer till stor del från driften av en sådan anläggning. Byggnation kan därför försummas. Om klimatpåverkan används för att exemplifiera miljöpåverkan är det tillverkning av ozon eller konsumtion av aktivt kol som orsakar en stor miljöpåverkan (Baresel et al., 2017).

Uppdaterade siffror för klimatpåverkan från aktivt kol finns i Hoyer et al. (2022) som vi använder i detta projekt för att uppskatta klimatpåverkan för föreslagna processlösningar:

- Produktion av jungfruligt GAK – 7 kg CO<sub>2</sub>eq/kg GAK.
- Reaktivering inklusive tillsättning av jungfruligt kol för att kompensera förluster - 2 kg CO<sub>2</sub>eq/kg GAK.
- Emissionsfaktor för lastbilstransport: 8,2 kg CO<sub>2</sub>eq/mil. Med antagande att en bulkbil går full en väg och tom en väg till Belgien för reaktivering blir klimatpåverkan per kg torrt GAK 0,075 kg CO<sub>2</sub>eq/kg GAK.
- Elektricitet – svensk elmix - 8,8 g CO<sub>2</sub>eq/kWh. Detta ger dock en underskattning av det verkliga klimatavtrycket med hänsyn till export och import. En mer rättvis siffra för en nordisk elmix korrigerad för import och export är 90,4 g CO<sub>2</sub>eq/kWh enligt Sandgren & Nilsson (2021). Vi presenterar båda siffrorna i rapporten.

- För produktion av syrgas har inga siffror för svenska förhållanden hittats. För produktion inom EU är klimatavtrycket 0,26 kg CO<sub>2</sub>eq/kg syrgas, men denna siffra antas inte kunna användas för svenska förhållanden. Vi använder i stället klimatavtrycket för elkonsumtionen för att producera syrgas med en PSA-process som konsumerar ca 0,5 kWh/Nm<sup>3</sup>, vilket ger ett klimatavtryck på 3,4 g CO<sub>2</sub>eq/kg O<sub>2</sub>. Detta dubblar vi för att ta hänsyn till t ex förbrukning av adsorbent. Således 6,8 g CO<sub>2</sub>eq /kg O<sub>2</sub>. Med nordisk elmix blir motsvarande klimatavtryck 70 g CO<sub>2</sub>eq /kg O<sub>2</sub>.

## 3.10 Prioritering

För att på ett översiktligt plan bedöma vilka reningsverk som bör prioriteras har vi gett ett förslag på vision som presenteras i kapitel 6. Prioriteringen av i vilken ordning vi bedömer att insatser ska göras utgår från reningsverkens recipientpåverkan, om det är realistiskt att investera i avancerad rening på respektive reningsverk, hur kostnadseffektiv en investering eller en åtgärd är och hur en förändrad lagstiftning kan påverka behovet av avancerad rening.

# 4 NSVA:s reningsverk

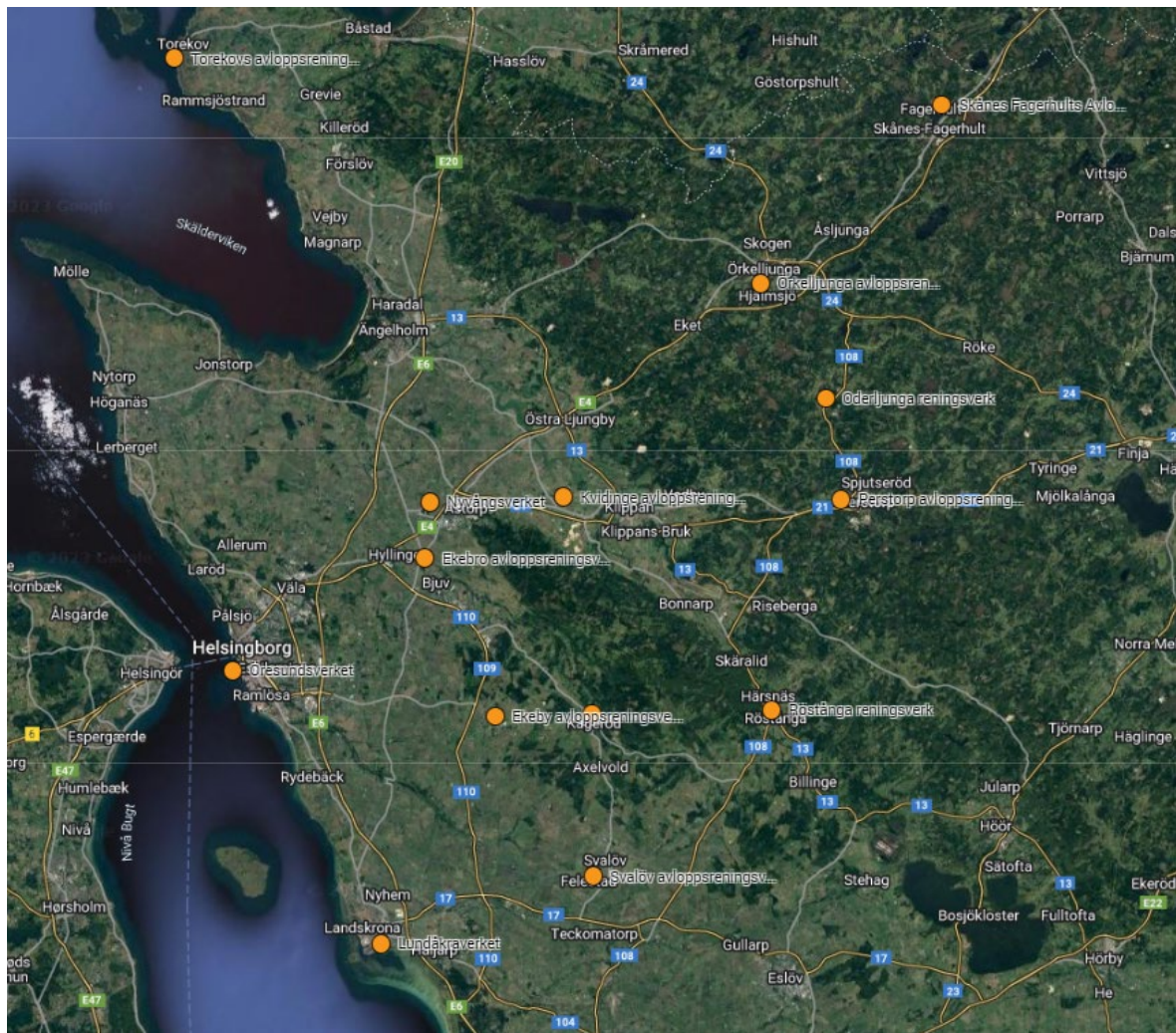
## 4.1 Generell genomgång

Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp behandlar avloppsvatten i nordvästra Skåne och driver totalt 14 avloppsreningsverk som tar emot spillvatten från ca 250 000 personer. Ett av dessa reningsverk kommer läggas ner inom kort och således ingår 13 reningsverk i denna studie. En sammanfattning över reningsverken vad gäller tillståndsgiven och faktiskt belastning år 2020, samt typ av recipient visas i Tabell 9. Deras lokalisering i Skåne visas i Figur 2.

**Tabell 9. Sammanfattning över de 13 reningsverk som har ingått i denna studie. I tabellen presenteras typ av recipient samt tillståndsgiven och faktiskt belastning år 2020.**

Reningsverk	Recipient	Tillståndsgiven belastning (pe)	Faktiskt belastning 2020 (pe)
Torekovs avloppsreningsverk	Kustvatten	14 100	5 159
Perstorp avloppsreningsverk	Vattendrag	10 000	6 362
Oderljunga avloppsreningsverk	Vattendrag	499	400
Örkelljunga avloppsreningsverk	Vattendrag	8 570	4 716
Skånes Fagerhults avloppsreningsverk	Inlandsvatten	1 999	522
Ekebro avloppsreningsverk	Vattendrag	14 300	5 914
Ekeby avloppsreningsverk	Vattendrag	3 200	2 074

Nyvångsverket	Vattendrag	28 000	7 745
Kågeröd avloppsreningsverk	Vattendrag	8 600	883
Lundåkraverket	Kustvatten	62 000	38 121
Röstånga avloppsreningsverk	Vattendrag	1 900	357
Svalöv avloppsreningsverk	Vattendrag	3 600	2 114
Öresundsverket	Kustvatten	214 286	177 388



Figur 2. Lokalisering av NSVA:s 14 reningsverk. På kartan är även Kvidinge reningsverk med även om detta kommer läggas ner.

## 4.2 Reningsverken

I detta avsnitt beskrivs reningsprocessen för respektive reningsverk samt förutsättningarna för avancerad rening på reningsverken. Beskrivningarna är mer utförliga för en handfull av reningsverken beroende på att dessa har prioriterats utifrån att deras utsläpp av mikroföroreningar bedöms kunna orsaka en stor risk för negativ miljöpåverkan, alternativt kan kommande lagstiftning medföra att de behöver installera avancerad rening. Dessa reningsverk är Perstorp, Ekebro, Ekeby, Nyvångsverket, Lundåkraverket, Svalöv, och Öresundsverket.

### 4.2.1 Torekovs reningsverk

#### 4.2.1.1 Beskrivning reningsverk och utsläppspunkt

Torekovs reningsverk är beläget i södra delen av Torekovs tätort och tar emot spillvatten från motsvarande 5 200 pe (2020) från hushåll och industri. Turism gör att reningsverket belastas hårdare under sommartid. Reningsverkets process består av rens-galler och sandfång följt av det biologiska steget med aktivslamprocessen och fördenitrifikation. Efter biosteget avskiljs fosfor i ett kemsteg med slutsedimentering.

Utsläpp av renat avloppsvatten sker till vattenförekomsten Laholmsbukts kustvatten genom en utloppsledning som mynnar i en punkt ca 300 m från stranden. Här släpps det renade avloppsvattnet ut på 7 meters djup. Strömningsförhållanden i området har bedömts ge en god utspädning. Dock ligger utsläppspunkten inom naturreservatet Södra Bjärekusten samt inom ett djurskyddsområde. Skiktning på grund av att vatten med hög salthalt från Kattegatt möter vatten med låg salthalt från Östersjön är vanligt i området. Språngskiktet brukar återfinnas på ca 10 m djup med hög salthalt i bottenvattnet och lägre salthalt i ytvattnet.

#### 4.2.1.2 Provtagningspunkt och förfarande

På grund av de komplexa spädningförhållandena som råder i recipienten är det mycket svårt att koppla ett utsläpp till halt i recipienten från en provtagning med stickprov. Vi ser därför inte att det är motiverat att åka ut med båt och provta, dels för att befintliga övervakningsstationer ligger långt från reningsverkets utsläpp och dels för att vattenförekomsten saknar övervakningsstationer för kontrollerande och operativ övervakning av prioriterade eller särskilt förorenande ämnen. Ett prov tas i stället från stranden med teleskåpprovtagare. Detta prov används för att bekräfta att reningsverkets utsläpp späds ut i stor omfattning i recipienten.

Inget behov av eller möjlighet till uppströms provtagning finns för Torekovs reningsverk.

#### 4.2.1.3 Utspädning

Baserat på strömningsförhållandena i vattenförekomsten utloppspunkten bedöms utspädningen av avloppsvatten som mycket god (Wennström et al., 2021). Vi har därför inte vidare kvantifierat spädningen av utsläppt avloppsvatten i vattenförekomsten.

### 4.2.2 Perstorp avloppsreningsverk

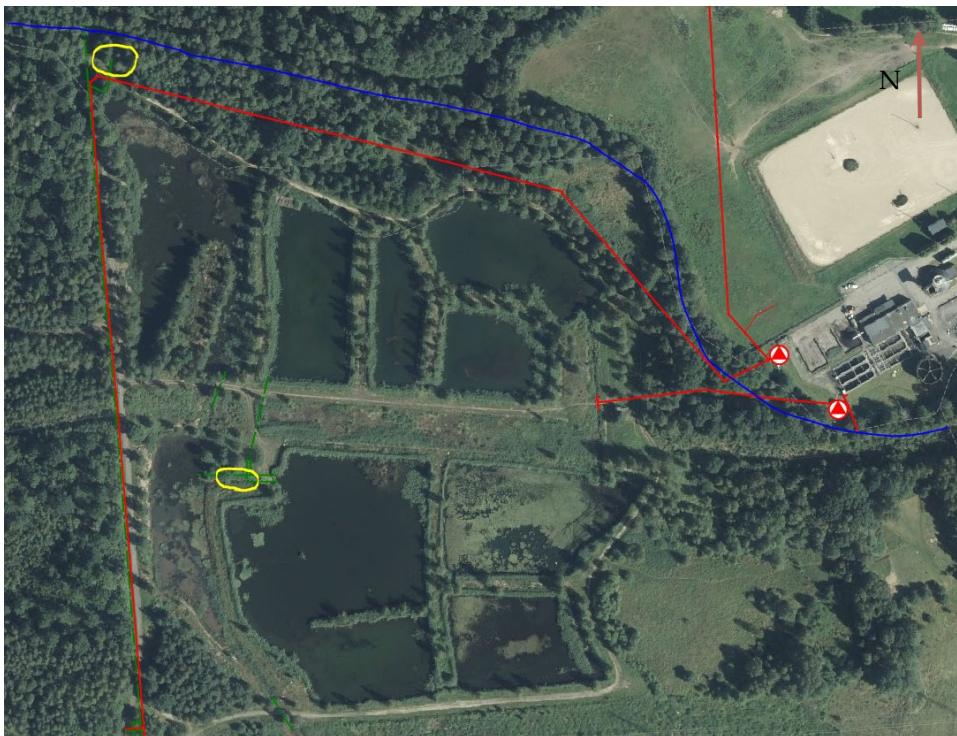
#### 4.2.2.1 Beskrivning reningsverk och utsläppspunkt

Perstorps avloppsreningsverk tar emot huvudsakligen hushållsvatten från Perstorps tätort. Runt 20 % av inkommande vatten kommer dock från verksamheter i området. Belastningen



uppgick år 2020 till 6 400 pe och reningsprocessen består av rens-galler, sandfång, försedimentering, biobädd följt av ett kemsteg med sedimentering. Efter sedimenteringen behandlas avloppsvattnet i en våtmarksanläggning som också tar emot dagvatten från kringliggande industrier. Reningsverket har både villkor före och efter dammarna med lite olika krav. Ut från reningsverket får BOD- och fosforhalten inte överskrida 10 mg/l respektive 0,3 mg Tot-P/l som riktvärde per kvartal och gränsvärde för året. Ammoniumhalten från inte överskrida 6 mg NH<sub>4</sub>-N/l över året som riktvärde. Under åren 2018 – 2021 uppgick medelflödet till 3 200 m<sup>3</sup>/d, alltså 130 m<sup>3</sup>/h.

För en djupare förståelse av vald provtagningsstrategi följer här en mer detaljerad beskrivning av hur dammarna, se Figur 3, används och följs upp.



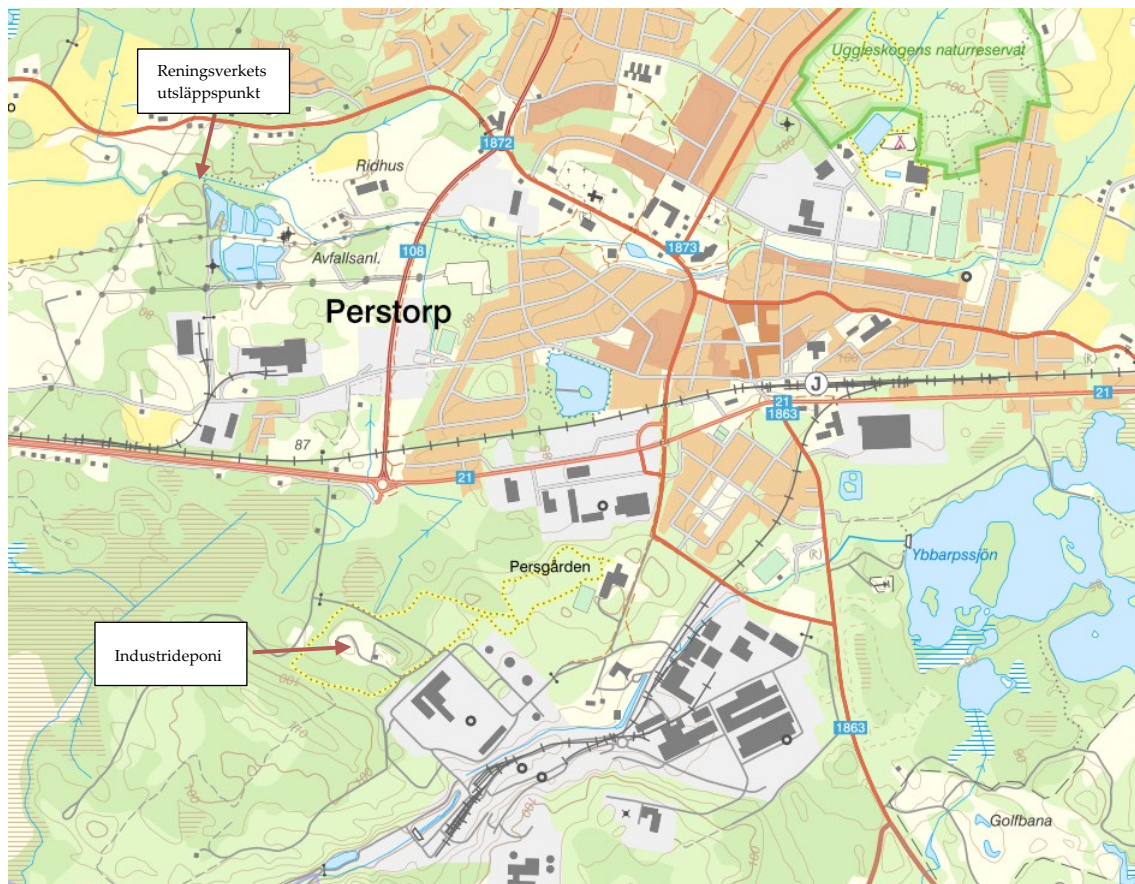
**Figur 3. Våtmarkssystemet som tillhör Perstorps reningsverk. Den norr gula ringen visar utsläppspunkten och den södra visar var renat avloppsvatten sammanstrålar med dagvatten från de två västra dammarna.**

Från reningsverket pumpas renat avloppsvatten i en ledning till våtmarkssystemet. Flödet fördelas på de två linjerna med våtmarker (norr och söder). Renat avloppsvatten behandlas sedan succesivt i dammsystemet och når slutligen den södra gula markeringen. Notera att de två dammarna som ligger väster om denna behandlar dagvatten från närbelägna industrier. I den södra gula markeringen möts dagvatten och renat avloppsvatten innan det rinner ut i Perstorpsbäcken i den norra gula markeringen. Dammarnas funktion följs i regel upp med stickprov. Under 2020 användes dock en automatisk provtagare eftersom utgående kvävehalter översteg riktvärdena. Reningsverket har inte krav på totalkväve ut från verket, men har ett kvävekrav ut från dammarna och detta krav ingår i tillståndet. Under 2020 låg utgående halt totalkväve på runt 15 mg Tot-N/l.

Reningsprocessen är stabil med god avskiljning av BOD, fosfor och partiklar. Vattenkvaliteten före dammarna varierar inte så mycket. Både BOD-reduktionen och nitrifikationen fungerar bra på reningsverket med utgående årsmedelhalter på ett par mg/l för både BOD och ammoniumkväve. Totalkvävehalten reduceras främst med denitrifikation i dammarna.

En översiktlig bedömning av vattenmatrisen har gjorts på Perstorps reningsverk. Halten suspenderade ämnen ligger mellan 2,5 – 6 mg SS/l, nitritkväve under 0,35 mg NO<sub>2</sub>-N/l, krom under detektionsgränsen på 0,5 mg/l och DOC runt 5 mg/l. Provtagning har skett i befintlig utgående provtagningspunkt efter kemstegets slutsedimentering och således före dammarna.

Vid tidigare provtagning i recipienten (Perstorpsbäcken) har höga halter PFOS uppmätts och avloppsreningsverket har angivits som trolig punktkälla. I VISS står det: *”I en dagvattenstudie uppmättes en PFOS-halt på 3,9 ng/l vilket överskrider gränsvärdet 0,65 ng/l. Den enda kända möjliga källan till föroreningen är Perstorps avloppsreningsverk”* (VISS, 2022). Söder om Perstorps tätort ligger ett stort industriområde med flera förorenade områden och en brandövningsplats. Industriområdet har en egen reningsanläggning som släpper renat avloppsvatten till Ybbarpsån. Även Ybbarpsån är kraftigt påverkad av PFAS-ämnen. I anslutning till industriområdet finns flera nedlagda deponier varav några avvattnar till Perstorpsbäcken, se Figur 4.



**Figur 4. Karta från VISS som visar hur Perstorpsbäcken och Ybbarpsån, båda förenade med PFAS, rinner i området.**

Renat avloppsvatten från Perstorps reningsverk används delvis till bevattning av en närliggande ridbana, men denna volym är marginell. Perstorpsbäcken är klassad som en vattenförekomst.

Det finns inga ombyggnadsplaner för Perstorps reningsverk i dagsläget men ett intresse för att producera återvunnet vatten för tekniska ändamål. Reningsverket sköts av tre drifttekniker som också har andra ansvarsområden utöver reningsverket. I snitt är det två personer som bemannar verket.

#### 4.2.2.1 Provtagningspunkt och förfarande

Provtagning sker nedströms utsläppspunkten från dammarna då dammarna ingår i reningsverkets verksamhet och tillstånd. Eftersom den aktuella övervakningsstationen ligger ca 2 km nedströms reningsverket med många anslutande diken mellan reningsverket och övervakningslokalen genomförs provtagningen närmare reningsverkets utsläppspunkt i Perstorpsbäcken. En punkt ca 120 m efter utsläppspunkten väljs då tillgängligheten här är bra.

Provtagning ut från reningsverket görs med automatisk provtagare placerad före dammarna. Således kommer våtmarkens eventuella reduktion av mikroföroreningar inte räknas in i reningsverkets effektivitet. Denna punkt väljs eftersom vi inte ser någon möjlighet att organisera en representativ provtagning ut från ett dammsystem. Vidare så är reningseffektiviteten i dammar svår att kontrollera varpå det kan bli aktuellt att exkludera dessa i ett framtida miljötillstånd för verksamheten.

Recipientprovtagningen påverkas av dagvattentillskottet från närliggande industrier. Troligtvis bidrar dessa inte med någon förorening som analyseras i detta projekt och ingen kompletterande provtagning har gjorts för att kontrollera vattenkvaliteten i dagvattendammarna.

Eftersom det kan finnas utsläpp uppströms reningsverket av t ex PFAS-ämnen genomförs uppströms provtagning i anslutning till reningsverket.

#### 4.2.2.2 Utspädning

Utspädningen beräknas med data från HYPE-modellen med avrinningsområdet som mynnar ut i Bäljande å. Avrinningsområdet är 49 km<sup>2</sup> stort och beräkningspunkten ligger ca 3 km nedströms Perstorps reningsverk som ligger i den västra delen av Perstorp. Det modellerade flödet i denna punkt bedöms vara i paritet, om än något större, än flödet vid reningsverkets utsläppspunkt.

### 4.2.3 Oderljunga avloppsreningsverk

#### 4.2.3.1 Beskrivning reningsverk och utsläppspunkt

Oderljunga avloppsreningsverk tar emot avloppsvatten från Oderljunga och Häljalt. Belastningen uppgick år 2020 till 400 pe och reningsprocessen består av rens-galler och biologisk rening genom aktivslamprocessen följt av sedimentering. Fosfor avskiljs kemiskt genom simultanfällning. Efter sedimenteringen leds vattnet genom tre infiltrationsbäddar innan det släpps ut i Oderbäck som sedan övergår till Bäljane å. Vattenförekomsten heter Bäljane å nr 1: Perstorpsån-Källa (Oderbäck).

Reningsverkets funktion följs upp av provtagare som är placerad före infiltrationsbädden.

#### 4.2.3.1 Provtagningspunkt och förfarande

En stor andel av flödet i Oderbäck utgörs av renat avloppsvatten. Närmaste övervakningsstation ligger långt nedströms reningsverket (ca 1 mil) och bedöms därför inte kunna användas för en bedömning av reningsverkets miljöpåverkan i närområdet. Inga andra föroreningskällor bedöms påverka recipienten och uppströms provtagning sker därför inte. En punkt med god omblandning ca 60 meter nedströms reningsverkets utsläppspunkt väljs ut som provtagningslokal.

Provtagning på reningsverkets utgående vatten sker i befintlig provtagningspunkt som ligger mellan sedimenteringen och infiltrationsbäddarna då reningsverkets villkor följs upp i denna punkt. Detta innebär att infiltrationsbäddarnas reningseffekt inte tas med i

påverkansbedömningen utifrån läkemedelshalter i det renade avloppsvattnet. Provtagningspunkten väljs dock för att den är den mest representativa utan stora arbetsinsatser.

#### 4.2.3.2 Utspädning

Modellerad vattenföring från S-Hype modellen ger ett flöde långt nedströms Oderljunga reningsverk för ett stort avrinningsområde på 87 km<sup>2</sup>. Detta flöde kan inte ses som representativt för att bedöma reningsverkets miljöpåverkan i Oderbäck.

Tyvärre finns ingen annan flödesuppskattning gjord för Oderbäck. Ekologigruppen, som har stor erfarenhet av provtagning och recipientuppföljning, gör därför göra en översiktlig bedömning av flödet under provtagningsstillfället.

### 4.2.4 Örkelljunga avloppsreningsverk

#### 4.2.4.1 Beskrivning reningsverk och utsläppspunkt

Örkelljunga reningsverk tar emot spillvatten från Örkelljunga tätort samt några närliggande orter och slam från närliggande mindre reningsverk och trekammarbrunnar. Belastningen uppgick under 2020 till 4 700 pe varav ett fågelslakteri fram till slutet på 2020 stod för ca 30 % av belastningen. Slakteriet är numera nedlagt. Reningsprocessen består av ett mekaniskt, biologiskt och slutligen ett kemsteg för avskiljning av fosfor. Fällningskemikalier tillsätts även före försedimenteringen och före biobäddarna. Reningsverket är även utrustat med sandfilter för slutpolering innan det renade avloppsvattnet släpps ut i Pinnån.

Det finns mycket industri i området varpå påverkan på Pinnån från andra föroreningskällor via dagvatten kan föreligga.

#### 4.2.4.1 Provtagningspunkt och förfarande

Ca 1,5 km nedströms reningsverket finns en övervakningsstation som bedöms representativ för att bedöma reningsverkets miljöpåverkan då inga stora tillskottsflöden ser ut ansluta mellan denna punkt och reningsverket och inga förorenade områden finns utmärkta i VISS på sträckan. I detta fall är det även aktuellt med provtagning uppströms reningsverket och för detta väljs en väl omblandad punkt uppströms reningsverkets utsläppspunkt. Denna punkt lokaliserar mellan reningsverkets utsläpp och Smärtingabäckens anslutning till recipienten.

#### 4.2.4.2 Utspädning

Reningsverkets utsläppspunkt ligger i början av avrinningsområdet för modellerade flöde i S-Hype, se Figur 5. Vi bedömer därför att det är mer lämpligt att använda flödet från uppströms avrinningsområde för att beräkna utspädningen vid utsläppspunkten även om detta underskattar utspädningen något.



Figur 5. Skärmbild från avrinningsområdet i S-Hype.

## 4.2.5 Skånes Fagerhults avloppsreningsverk

### 4.2.5.1 Beskrivning reningsverk och utsläppspunkt

Skånes Fagerhults avloppsreningsverk tar emot avloppsvatten från Skånes Fagerhult med omnejd. Belastningen låg under 2020 på 520 pe och reningsprocessen består av rens-galler och ett biologiskt reningssteg med aktivslam följt av ett kemsteg med sedimentering innan det renade avloppsvattnet pumpas ut i Fedingsjöns östra del.

Enligt VISS har Fedingsjön en yta på 0,91 km<sup>2</sup> och ett medeldjup på 3,4 m och således en vattenvolym på 3,1 miljoner m<sup>3</sup>. Den stationskorrigerade medelvattenföringen i sjöns utlopp uppgår till 0,23 m<sup>3</sup>/s (modellerat värde) vilket innebär att vattnet i sjön omsätts på 160 dagar.

### 4.2.5.1 Provtagningspunkt och förfarande

Provtagning sker i övervakningsstationen i sjöns utlopp och denna punkt får ses som representativ då den ligger relativt nära utsläppspunkten, ca 500 m. Det finns även en övervakningsstation i sjöns inlopp men inga föroreningskällor utöver enskilda avlopp bedöms påverka sjön till en grad att en uppströms provtagning är aktuellt. En del förorenade områden finns dock utmärkta i VISS.

Under projektets gång togs även prov i en av de bäckar som försörjer Fedingsjön, i bäcken mellan Fagerhultsjön och Fedingsjön. Denna lokal valdes då PFAS-halterna i Fedingsjön indikerar att det finns någon källa uppströms reningsverket. I området finns det även en del enskilda avlopp som belastar sjön. Vi har dock ingen information om hur många det rör sig om.

### 4.2.5.1 Utspädning

Avrinningsområdet slutpunkt sammanfaller med provtagningspunkten varpå det modellerade flödet i S-Hype bedöms som lämpligt för att beräkna en miljöpåverkan av reningsverket.

## 4.2.6 Ekebro reningsverk

### 4.2.6.1 Beskrivning reningsverk och utsläppspunkt

Ekebro reningsverk behandlar avloppsvatten från Bjuvs tätort och ett par närliggande mindre samhällen. Belastningen under 2020 låg på 5 900 pe varav en del kommer från industrier. Reningsprocessen består av rens-galler och sandfång, följt av försedimentering med förfällning och därefter ett biologiskt reningssteg med biobäddar och en MBBR-anläggning för efterdenitrifikation. Avloppsvattnet renas därefter från kvarvarande fosfor i ett kemsteg och slutsedimentering innan det leds ut till Bjuvbäcken via två seriekopplade poleringsdammar. I inloppet till respektive damm luftas avloppsvattnet.

Reningsverkets funktion och villkorsefterlevnad följs upp med provtagning på renat avloppsvatten efter dammarna. På Ekebro reningsverk ser kvävereningen ut att fungera relativt bra med en årsmedelhalt på 10 mg Tot-N /l i utgående avloppsvatten under 2020, vilket efterföljde kraven på 12 mg Tot-N/l. Partikelhalten före dammarna kan bitvis vara hög eftersom doseringen av fällningskemikalier i kemsteget inte sker optimalt. Under åren 2018 – 2021 uppgick medelflödet till 3 500 m<sup>3</sup>/d, alltså 150 m<sup>3</sup>/h.

Ca 20 meter efter reningsverkets utlopp ansluter Bjuvbäcken till Vegeå.

Uppströms reningsverket belastar också Ekeby och Kågeröd reningsverk recipienten. Även Foodhills reningsverk släpper ut sitt renade spillvatten uppströms Ekebro reningsverk, men detta reningsverk bedöms inte bidra med några mikroföroreningar som ingår i denna kartläggning. Bjuvbäcken passerar bland annat Bjuvs tätort innan reningsverkets utsläpp. Ett par förorenade områden är utmärkt i VISS längs dess sträckning. I upptagningsområdet finns också nedlagda deponier, men det är inte känt om lakvatten från dessa släpps till reningsverket.

De senaste åter har det planerats för att leda avloppsvattnet från Ekebro till ett nytt reningsverk i Nyvång som då skulle få namnet Ekevång. Utvecklingen av Ekebro har därför begränsats till nödvändigt underhåll. Reningsverket sköts av två drifttekniker som dagligen är på plats, men som också driftar Ekeby reningsverk.

#### 4.2.6.2 Provtagningspunkt och förfarande

Ca 300 m nedströms reningsverket i Vegeån finns det en övervakningsstation som är väl lämpad för att bedöma reningsverkets miljöpåverkan. Denna punkt användes också i Pirzadeh et al. (2021). Uppströms provtagning är även aktuellt för Ekebro reningsverk då flera verksamheter belastar recipienten. Precis före reningsverkets utsläppspunkt ansluter också Bjuvbäcken. Det finns en lämplig övervakningsstation för uppströms provtagning i Vegeån och denna kompletteras med provtagningar i Bjuvbäcken vid de första provtagningstillfällena för att utesluta att även detta tillflöde innehåller mikroföroreningar. I Figur 6 är reningsverket utmärkt samt Vegeån och Bjuvbäcken.

Provtagning på renat avloppsvatten har skett efter dammarna.



Figur 6. Skärmbild från VISS som visar reningsverket i Ekebro samt uppströms vattendrag.

#### 4.2.6.3 Utspädning

Avrinningsområdet som används i S-Hype för att modellera flödet i området i Vegeån definieras i en punkt fem kilometer nedströms reningsverket. Den del av avrinningsområdet som ligger

nedströms bidrar dock inte med några stora ytor varpå det modellerade flödet kan anses representativt för att bedöma miljöpåverkan i recipienten.

## 4.2.7 Ekeby avloppsreningsverk

### 4.2.7.1 Beskrivning reningsverk och utsläppspunkt

Ekeby reningsverk tar emot avloppsvatten från Ekeby samt från närliggande bebyggelse. Den faktiska belastningen uppgick år 2020 till 2 100 pe och reningsprocessen består av ett mekaniskt steg med rensgaller, sandfång och försedimentering följt av ett biologiskt reningssteg med biobäddar och mellansedimentering. Därefter genomgår avloppsvattnet en kemisk behandling med slutsedimentering för att avskilja löst fosfor. Renat avloppsvatten leds ut i Bökebergsbäcken som sedan övergår till Möllebäcken innan den ansluter till Vegeå. Bökebergsbäcken är inte klassad som vattenförekomst och dess flöde består till stor del av renat avloppsvatten.

Ekeby reningsverk har inga kvävekrav men fick under 2019 tuffare krav på BOD och fosfor. NSVA har ansökt om mer tid för att kunna genomföra de förändringar som krävs för att efterleva det nya tillståndet. Reningsverket är relativt slitet och i behov av investeringar för att t ex klara ammoniumkraven sommartid. Att reningsverket är fullbelastat resulterar i dagsläget att inga fler hushåll eller verksamheter kan ansluta sig. Förutom kväve fungerar reningsprocessen önskvärt i relation till reduktionskrav på BOD och fosfor.

En översiktlig bedömning av vattenmatrisen har gjorts på Ekeby reningsverk. Halten nitrit i utgående avloppsvatten på Ekeby reningsverk ligger på runt 1,5 mg NO<sub>2</sub>-N/l vilket är högt och avspeglar att reningsverket inte har kväverening. Partikelhalten ligger på ca 2 – 4 mg SS/l, krom under detektionsnivån på 0,5 µg/l och DOC mellan 6 – 8 mg/l.

Det finns utvecklingsplaner för att kunna klara krav i det nya tillståndet med en utökad biologisk rening samt ombyggnation av eftersedimentering till sandfilter. En ny slamhantering byggs i detta nu med avvattning och nytt slamlager. På reningsverket finns en avställd biobädd och tillgängliga ytor som dock kan tas i anspråk för att klara ammoniumkraven när det nya tillståndet tas i bruk.

Ekeby följs upp och driftas av två drifttekniker som utgår från Ekebro. Daglig tillsyn görs.

### 4.2.7.2 Provtagningspunkt och förfarande

Närmaste övervakningsstation ligger ca 15 km från reningsverket i Vegeån och kan inte ses som representativ för att bedöma reningsverkets recipientpåverkan. I länsstyrelsens kampanj har en provtagningslokal nära reningsverkets utsläpp använts. Här tas även prov på närsalter fyra gånger per år på uppmaning av Söderåsens miljöförbund. Denna lokal används även i detta projekt eftersom den kan användas för att bedöma reningsverkets miljöpåverkan i den närmaste recipienten samt resultatet kan jämföras med andra studier. Denna provtagningslokal har kompletterats under projektets gång med en lokal längre nedströms för att skapa en bild av hur stort påverkansområdet är. Denna ligger i strax norr om Billesholm och ca 10 km nedström reningsverkets utsläpp om en följer dikessträckningen.

Eftersom reningsverket utgör en stor del av flödet i recipienten bedöms inte uppströms provtagning vara aktuellt.

### 4.2.7.3 Utspädning

Avrinningsområde som är definierat för Ekebys recipient har sin början där reningsverket är placerat. Avrinningsområdet är totalt 24 km<sup>2</sup> stort och det modellerade flödet från S-Hype kommer därför inte vara representativt för förutsättningarna i Ekebys utsläppspunkt.

Tyvärr finns ingen flödesuppskattning genomförd närmare reningsverket och därför kommer det modellerade flödet framtaget i S-Hype användas för att bedöma den minsta påverkan i recipienten. Uppströms punkten för det modellerade flödet blir miljöpåverkan således större, vilket bekräftas genom provtagning nära reningsverket. Vid provtagningen uppskattas dock flödet i provtagningspunkten vilket kan användas för att göra en approximativ spädningsberäkning som kompletterar beräkningen med det modellerade flödet.

## 4.2.8 Kågeröd avloppsreningsverk

### 4.2.8.1 Beskrivning reningsverk och utsläppspunkt

Verksamhetsområdet för Kågeröds reningsverk omfattar Kågeröds tätort där även en industri ingår som står för en stor del av den faktiska belastningen på 880 pe. Industrivattnet förbehandlas innan det anländer till reningsverket vars process består av galler och sandfång före biosteget med aktivslam. Efter biosteget behandlas avloppsvattnet kemiskt för att sedan avskilja fosfor i slutsedimenteringen innan det renade avloppsvattnet rinner ut i Vegeå.

### 4.2.8.2 Provtagningspunkt och förfarande

I VISS finns flera förorenade områden utpekade som ligger i anslutning till recipienten som också passerar Kågeröds tätort. Uppströms provtagning tas därför och lämplig övervakningslokal finns direkt uppströms reningsverket. Hundra meter nedströms reningsverket finns en övervakningsstation som bedöms vara representativ för att bedöma reningsverkets miljöpåverkan.

### 4.2.8.3 Utspädning

Kågeröds reningsverk ligger alldeles i början av ett avrinningsområde i S-Hype. Således är det modellerade flödet för detta område inte representativt för reningsverkets utsläppspunkt. Eftersom reningsverket ligger alldeles i början av området används i stället summan av flödet från uppströms avrinningsområden plus reningsverkets flöde för att beräkna utspädningen. Detta flöde uppgår till 0.62 m<sup>3</sup>/s jämfört med 0.99 m<sup>3</sup>/s som är flödet ut från avrinningsområdet där Kågeröds reningsverk ingår.

## 4.2.9 Nyvångsverket

### 4.2.9.1 Beskrivning reningsverk och utsläppspunkt

Avloppsreningsverket i Nyvång tar emot avloppsvatten från ett flertal orter där Åstorp står för den största andelen av belastningen utöver mindre orter runtomkring såsom Björnstorp och Nyvång. Den faktiska belastningen år 2020 uppgick till 7 700 pe. Reningprocessen består av rengaller och sandfång följt av försedimentering med förfällning. Därefter behandlas avloppsvattnet biologiskt i biobäddar med tillhörande sedimentering före en aktivslamanläggning med efterdenitrifikation där etanol doseras. Aktivslamsteget följs av sedimentering från vilken en del av slammet återförs för att upprätthålla en hög koncentration av slam i aktivslamprocessen. Efter den biologiska processen poleras avloppsvattnet i sandfilter. Det renade avloppsvattnet leds sedan ut i Humlebäcken.



Nyvängsverket har krav på att utgående totalkvävehalt inte får överstiga 15 mg Tot-N/l på årsbasis, samt att ammoniumhalten i utgående avloppsvatten inte får överstiga 3 mg NH<sub>4</sub>-N/l som medelvärde under perioden maj t o m oktober. Årsmedelhalten totalkväve uppgick under 2020 till 8,8 mg Tot-N/l.

Kvaliteten på det renade avloppsvattnet varierar över året då slamflykt sker från slutsedimenteringen vid nederbörd som resulterar i höga flöden. Sandfiltren är i behov av renovering med konsekvens att slamhalten i utgående vatten tidvis är förhöjd. Generellt varierar inkommande flöde mycket med nederbörden och brädd sker efter försedimenteringen. En översiktlig bedömning av vattenmatrisen har gjorts på Nyvängsverket. Halten nitrit i utgående avloppsvatten ligger på runt 0,2 mg NO<sub>2</sub>-N/l. Partikelhalten ligger på mellan 2 – 7,5 mg SS/l, krom under detektionsnivån på 0,5 µg/l förutom vid ett tillfälle då halten uppgår till 0,57 µg/l. Halten DOC är mellan 7 – 9 mg/l.

Idag finns det två drifttekniker som utgår från Nyvängsverket, men som också har ansvar för Kvidinge reningsverk.

En deponi är ansluten till det kommunala spillvattennätet. PFAS-ämnen har detekterats i lakvattnet från deponin och miljökontoret planerar för fler provtagningar. Baserat på intervjuer misstänks det att det finns ett flertal nedlagda deponier för farligt och icke-farligt avfall inom reningsverkets upptagningsområde. Huruvida lakvatten från dessa deponier belastar reningsverket eller släpps till recipient är osäkert.

Det finns utvecklingsplaner för Nyvängsverket. En plan är att överföra Kvidinges avloppsvatten till reningsverket vilket ryms inom befintligt tillstånd och kapacitet. Detta skulle medföra att belastningen ökar med ca 1 000 pe. En annan plan är att också lägga ner Ekebro och att Nyvängsverket byggs om för att också hantera detta avloppsvatten. Ett politiskt beslut är inte fattat för denna förändring. Utöver dessa utvecklingsplaner finns det intresse från kommunens sida att använda renat avloppsvatten till bevattning och att i framtiden kunna erbjuda vatten till t ex spolbilar.

#### 4.2.9.2 Provtagningspunkt och förfarande

Närmaste övervakningsstation ligger 50 meter nedströms reningsverket och är väl lämpad för att bedöma reningsverkets miljöpåverkan. I denna punkt har även mikroföroreningar provtagits i Länsstyrelsens (Pirzadeh et al., 2021) kampanj vilket ytterligare motiverar denna provtagningslokal.

I VISS finns flera förorenade områden utpekade som ligger i anslutning till recipienten som också passerar Åstorps tätort. Vidare är utspädningen låg i recipienten varpå halter nära eller över effektkoncentrationen kan förväntas. Uppströms provtagning tas därför och lämplig övervakningslokal finns direkt uppströms reningsverket.

#### 4.2.9.3 Utspädning

Direkt uppströms reningsverket finns ett avrinningsområde definierat i S-Hype. Detta bedöms som mest representativt för att beräkna utspädningen i reningsverkets utsläppspunkt. För att beräkna utspädningen inkluderas även reningsverkets tillskott till vattenföringen.

## 4.2.10 Lundåkraverket

### 4.2.10.1 Beskrivning reningsverk och utsläppspunkt

Upptagningsområdet för Lundåkraverket utgörs av Landskrona och närliggande tätorter. Belastningen uppgick under 2020 till 38 000 pe. Oatly har tidigare utgjort en stor andel av belastningen men har kopplades bort från det kommunala reningsverket i december 2021 och renar nu sitt processpillvatten i egen regi. Reningprocessen på Lundåkraverket består av rengaller och sandfång följt av sedimentering innan den biologiska processen. I biosteget tillämpas biologisk fosforavskiljning och kväverening med bideniphotekniken. Reningsverket har också en biobädd som används vid höga flöden. Efter den biologiska processen renas avloppsvattnet kemiskt och fosfor avskiljs i en lamelledimentering. Det renade avloppsvattnet leds ut i en hamnbassäng som ansluter till recipienten Lundåkrabukten. Via utloppsledningen leds också dagvatten ut i recipienten. Utsläppet sker i det nordvästra hörnet av Landskronas södra hamnbassäng.

Lundåkraverket har krav på att utgående totalkvävehalt inte får överstiga 8 mg Tot-N/l på årsbasis sedan 1 januari 2021. Kravet under 2020 var 12 mg N-Tot /l som årsmedelvärde. Årsmedelhalten totalkväve uppgick under 2020 till 9,4 mg Tot-N/l och 6,6 mg/l under 2021. Reningsverket har bra möjligheter att styra den biologiska reningprocessen med realtidsuppföljning av flera parametrar såsom ammonium och nitrat. Kemsteget med tillhörande lamelledimentering fungerar bra.

En översiktlig bedömning av vattenmatrisen har gjorts på Lundåkraverket. Halten nitrit i utgående avloppsvatten ligger på runt 0,2 mg NO<sub>2</sub>-N/l. Partikelhalten ligger på mellan 2 – 3,5 mg SS/l, krom under detektionsnivån på 0,5 µg/l. Halten DOC är mellan 6 – 8 mg/l. Bromid har analyserats i ett par föregående projekt på Lundåkraverket. Under 2019 togs 28 dygnsprov varav resultat erhöles för 26 av proverna. Halten varierade mellan 0,19 mg/l – 1,8 mg/l med ett medelvärde på 0,44 mg/l. Under en provtagningskampanj under mars samma år var medelhalten 0,39 mg/l.

I Landskrona finns flera tunga industrier etablerade och stora områden utgörs av utfylld mark som består av industriavfall som deponerats. Undersökningar har visat att både grundvattnet och marken är förorenade. Reningsverket har historiskt haft problem med att den biologiska reningprocessen och framför allt nitrifikationen slås ut p g a utsläpp av giftiga ämnen från vissa anslutna verksamheter.

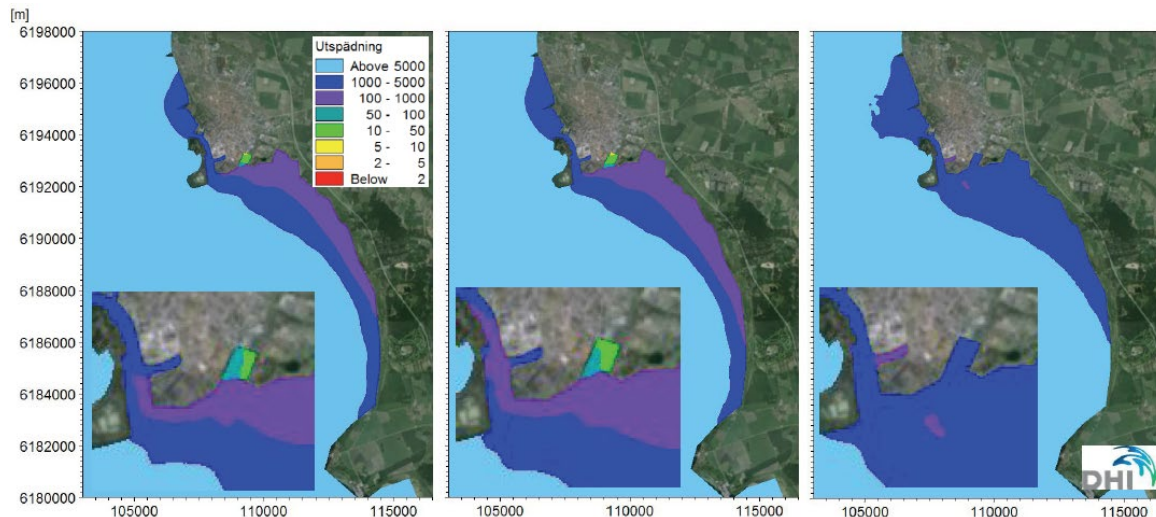
Det finns inga större förändringar planerade på reningsverket och tillståndet är relativt nytt. Reningsverket driftas av fyra drifttekniker som är på plats dagtid.

### 4.2.10.2 Provtagningspunkt och förfarande

Lundåkrabukten är ett komplicerat område då ett flertal industrier historiskt har förorenat området. Hur dessa föroreningar breder ut sig beror på vind, havsnivå och strömningsförhållanden. Övervakningsstationen som används för provtagning i recipienten benämns ÖVF 3:7 och ligger ca 6,7 km från reningsverket. Utifrån provtagning i denna punkt är det svårt att bedöma miljöpåverkan från reningsverket och därför används en provtagningslokal som ligger i hamnbassängen. Med spädningskartor kan sedan halter i den övriga recipienten indikeras utifrån resultatet från denna provtagning. Även om det är svårt att se en koppling mellan utsläpp och halt i recipient även i hamnbassängen då strömningsförhållanden kan vara komplexa, bedöms denna punkt som mest lämpad då provtagning längre ut i recipienten kan resultera i att samtliga halter av mikroföroreningar hamnar under detektionsgränsen. En sådan provtagningen ger då ingen information och är också mycket mer komplicerad att genomföra då det kräver båt.

### 4.2.10.3 Utspädning

Påverkansområde utanför reningsverkets utsläpp bedöms utifrån modellerade spädningsberäkningar. En modellering som beskrivs i NSVA (2015), se Figur 7, visar på stor utspädning utanför hamnbassängen. Direkt utanför bedöms utspädningen uppgå till 100 – 1 000 som övergår till 1 000 – 5 000 ca en kilometer från land.



Figur 7. Spädningsmodellering (NSVA, 2015) för Lundåkraverkets utsläpp. Figuren till vänster visar spädning med dagens utsläpp, figuren i mitten visar spädning med ett framtida flöde och figuren till höger visar spädning med en alternativ utsläppspunkt.

## 4.2.11 Röstånga reningsverk

### 4.2.11.1 Beskrivning reningsverk och utsläppspunkt

Röstånga reningsverk tar emot avloppsvatten från Röstånga tätort och belastningen uppgick år 2020 till 360 pe. Reningsverkets process består av ett rensgaller följt av en ringkanal där mikroorganismer reducerar halterna av organiska material och ammonium. Efter mellansedimenteringen reduceras fosforhalten i avloppsvattnet genom kemfällning och slutsedimentering. Det rena avloppsvattnet släpps ut i recipienten Lilla Bäljande å.

Uppströms reningsverkets utsläppspunkt i recipienten ligger ett par industrier som bland annat sysslar med återvinning. Dagvatten från dessa industrier kan bidra med föroreningar och uppströms provtagning genomförs därför.

### 4.2.11.2 Provtagningspunkt och förfarande

Närmaste övervakningsstation ligger ca 4 km från reningsverkets utsläpp och efter att ett antal diken har anslutit till ån. Denna lokal är därför inte representativ för att bedöma reningsverkets miljöpåverkan. Provtagning sker istället i en punkt ca 100 m nedströms reningsverket.

Eftersom det finns flera förorenade områden och industrier uppströms reningsverket tas även prov före reningsverket. Denna provtagningspunkt förläggs i anslutning till reningsverket då en tillverkningsindustri ligger ca 300 m uppströms.

### 4.2.11.3 Utspädning

Reningsverkets utsläppspunkt ligger ungefär mitt i avrinningsområdet som är definierat i S-Hype. Det modellerade flödet ut från detta avrinningsområde är således troligen betydligt större än flödet vid reningsverkets utsläppspunkt.

Eftersom det saknas en mer exakt uppskattning på flödet vid reningsverkets utsläpp kommer vattenföringen uppskattas under provtagningstillfället. Området uppströms Röstånga reningsverk utgör också ungefär halva det modellerade avrinningsområdet. Således kan flödet grovt uppskattas till hälften av det som är angivet i S-Hype. I vidare arbete kan hälften av det modellerade flödet kunnat användas som jämförelse med det uppskattade flödet.

## 4.2.12 Svalövs reningsverk

### 4.2.12.1 Beskrivning reningsverk och utsläppspunkt

Svalövs reningsverk tar emot avloppsvatten från Svalövs tätort och Torrlösa samhälle. Belastningen uppgick 2020 till 2 100 pe. Reningsprocessen består av ett rensfilter och sandfång följt av försedimentering. Efter förbehandlingen behandlas avloppsvattnet biologiskt i en biobädd innan det leds till kemsteget där fällningskemikalier tillsätts och bildade partiklar avskiljs med sedimentering. Avloppsvattnet passerar slutligen ett sandfilter innan det leds ut i recipienten Svalövsbäcken. Svalövsbäcken är inte klassad som vattenförekomst. Bäcken ansluter till Braån ungefär 3,6 km nedströms reningsverket.

Svalövs reningsverk har inte kvävekrav utöver att halten ammonium i utgående vatten inte får överstiga 5 mg NH<sub>4</sub>-N/l som medelvärde under maj till oktober. Enligt miljörapporten för 2020 är villkoret uppfyllt, men reningsverket har idag svårt att uppnå optimal nitrifikation. En översiktlig bedömning av vattenmatrisen har gjorts på Svalövs reningsverk. Halten nitrit i utgående avloppsvatten på Svalövs reningsverk ligger på runt 0,2 mg NO<sub>2</sub>-N/l. Partikelhalten ligger på mellan 2 – 3 mg SS/l, krom under detektionsnivån på 0,5 µg/l. Halten DOC är mellan 7 – 8 mg/l.

Ett nytt tillstånd för verksamheten har meddelats med tuffa ammoniumkrav. Detta har överklagats av NSVA. I samband med att ett nytt tillstånd erhålls vill NSVA uppgradera reningsverket för att klara en dimensionerande belastning på 4 900 pe jämfört med dagens kapacitet på 3 600 pe. Underhållet begränsas fram till detta till det nödvändigaste trots att t ex befintliga sandfilter är i dåligt skick och behöver renoveras.

Två drifttekniker och en arbetsledare har ansvar för reningsverken i Svalöv, Kågeröd, Röstånga, Axelvold (minireningsverk) samt pumpstationerna i Svalöv. En av dessa utgår alltid från Svalövs reningsverk.

### 4.2.12.2 Provtagningspunkt och förfarande

Ca 2 km nedströms reningsverkets utsläppspunkt ligger en övervakningsstation för recipienten. I länsstyrelsens kampanj togs prov ca 50 m nedströms reningsverkets utsläppspunkt. I länsstyrelsen underlag har inte valet av provtagningspunkt motiverats, men enligt VISS ligger en nedlagd deponi mellan reningsverket och övervakningsstationen varpå det är lämpligt att provta nära reningsverket.

Även om det inte finns så många förorenade områden eller källor till föroreningar direkt i anslutning till recipienten, så tas uppströmsprov under den första provtagningsomgången för att kunna bedöma reningsverkets miljöpåverkan då utspädningen i Svalövsbäcken är relativt liten.

### 4.2.12.3 Utspädning

Reningsverket ligger relativt långt nedströms i det definierade avrinningsområdet i S-Hype även om ett visst tillskott till flödet kan förväntas efter reningsverket. Att använda detta flöde kommer således undervärdera reningsverkets miljöpåverkan till viss del, men ses ändå som det bästa alternativet i detta fall.

## 4.2.13 Öresundsverket

### 4.2.13.1 Beskrivning reningsverk och utsläppspunkt

Öresundsverket är NSVA:s största reningsverk och tar emot avloppsvatten från Helsingborgs stad och närliggande tätorter. Belastningen uppgick år 2020 till 180 000 pe. Avloppsvattnet renas med galler och avskiljning av partiklar i sandfång. Därefter följer försedimentering med extra djupa bassänger för intern produktion av lättillgänglig kolkälla som används för den biologiska fosforavskiljningen. Det biologiska steget drivs med aktivslam, men saknar nitratretur. Dock tillsätts ingen kolkälla för avskiljning av kväve. Efter biosedimenteringen filtreras avloppsvattnet i sandfilter innan det leds ut i Öresund till vattenförekomsten Helsingborgsområdet. Reningsverket har också en stor utjämningsvolym som används vid höga flöden. Tidvis fungerar fosforavskiljningen sämre på Öresundsverket. Slamflykt från aktivslamprocessen är också vanligt då slammets sedimentationsegenskaper är tidvis sämre än vad som kan förväntas på ett reningsverk med en liknande process.

Öresundsverket har krav på att kvävehalten i utgående avloppsvatten inte får överskrida 10 mg Tot-N/l som årsmedelvärde. Under 2020 uppgick utgående halt till 7,8 mg Tot-N/l. En översiktlig bedömning av vattenmatrisen har gjorts på Öresundsverket. Halten nitrit i utgående avloppsvatten på Öresundsverket är väldigt låg och under 0,1 mg NO<sub>2</sub>-N/l. Partikelhalten ligger på mellan 2 – 7 mg SS/l, krom under detektionsnivån på 0,5 µg/l förutom under ett tillfälle då halten uppgår till 4.6 µg/l. Halten DOC ligger på runt 7 mg/l. Bromid har analyserats i ett par föregående projekt på Öresundsverket. Under 2019 togs 28 dygnsprov varav resultat erhöles för 23 av proverna. Halten varierande mellan 0,25 mg/l – 3,1 mg/l med ett medelvärde på 0,58 mg/l.

Utsläpp av renat avloppsvatten sker ca 450 m från kusten på 20 meters djup. Det finns även en bräddvattenledning vars utsläpp når recipienten 150 meter från stranden men bräddning är ovanligt på reningsverket.

Öresundsverket planerar renovering av försedimenteringen och sandfiltren. Det finns ett intresse från kommunen att bevattna med renat avloppsvatten och erbjuda vatten till t ex spolbilar.

### 4.2.13.2 Provtagningspunkt och förfarande

Övervakningsstationen som används benämns RES och ligger ca 240 m från reningsverkets utsläppspunkt. Att koppla resultaten från en recipientprovtagning till ett utsläpp med en stickprovtagning är mycket svårt med så komplexa strömningsförhållanden som det råder i området. Vi ser det därför inte som motiverat att åka ut med båt och provta i recipienten. I stället tas prov från stranden. Provet tas där spädningskartorna visar på minst utspädning av det renade avloppsvattnet.

### 4.2.13.3 Utspädning

Påverkansområde utanför reningsverkets utsläpp bedöms utifrån modellerade spädningsberäkningar. Inför tillståndsansökan som lämnades in under 2020 modellerades reningsverkets utsläpp av närsalter och metaller (Sweco, 2019c). Denna modellering visade på

komplexa strömningsförhållanden och stor utspädning av det renade avloppsvattnet redan i utsläppspunkten. Ett par olika scenarier har modellerats där spädning i ytan, sommar och vinter, samt spädning i modellens bottenlager, sommar och vinter, har angetts. I ytvattnet så är spädningen av utgående avloppsvatten minst 1 000 – 5 000 gånger i recipienten. I bottenlagret är spädningen något mindre och det finns ett område där spädningen uppgår till mellan 100 – 500 i recipienten.

## 5 Recipientbedömning och åtgärdsförslag

I detta kapitel presenteras bedömningen för hur NSVA:s reningsverk påverkar sina recipienter avseende mikroföroreningar, samt åtgärdsförslag för att minska denna påverkan på prioriterade reningsverk. Bedömningen baseras på fyra provtagningar och bör därför ses som en första indikation på var vidare undersökningar och insatser bör genomföras. Åtgärdsförslag har tagits fram för de reningsverk med störst miljöpåverkan, eller där små insatser kan minska en måttlig miljöpåverkan. Miljöpåverkan som har bedömts utifrån de halter som föreslås i förslaget till ändring av ämnesdirektivet för prioriterade ämnen har markets i kursivt. På de reningsverk där en avancerad rening kan bli aktuellt enligt förslaget på nytt avloppsdirektiv har även detta noterats i kursivt.

### 5.1 Förhållanden under provtagning

I Tabell 10 presenteras flödesförhållandena under de fyra provtagningsveckorna tillsammans med ett medelvärde. I Tabell 11 visar vi flödet i recipienten under den aktuella provtagningsdagen tillsammans med ett medelvärde i projektet och medelvattenföringen under perioden 1990 – 2020. I Tabell 12 presenteras en beskrivning av hur vattenföringen i recipienten har uppskattats samt den beräknade utspädningen under provtagningsstillfällena. Tabell 12 innehåller även en medelutspädning för respektive reningsverk beräknat utifrån årsflödet 2020 och medelvattenföringen under perioden 1990 – 2020.

**Tabell 10. Medeldygnslöde på reningsverken under de fyra provtagningsveckorna tillsammans med ett medelvärde.**

Reningsverk	Medeldygnslöde under provtagning (m <sup>3</sup> /d)				
	1	2	3	4	Medel
Provtagningsomgång					
Torekovs avloppsreningsverk	3 623	5 674	2 875	2 956	3 782
Perstorp avloppsreningsverk	3 468	4 963	2 783	2 434	3 412
Oderljunga avloppsreningsverk	99	178	53	34	91
Örkelljunga avloppsreningsverk	2 930	4 154	2 216	1 857	2 789
Skånes Fagerhults avloppsreningsverk	522	712	317	276	457
Ekebro avloppsreningsverk	3 319	8 829	2 540	2 471	4 290
Ekeby avloppsreningsverk	1 093	2 817	907	671	1 372
Nyvångverket	4 283	8 125	3 398	3 205	4 753
Kågeröd avloppsreningsverk	1 142	2 743	1 181	793	1 465
Lundåkraverket	13 964	21 811	12 158	10 321	14 564
Röstånga avloppsreningsverk	484	1 511	306	241	635
Svalöv avloppsreningsverk	1 422	4 041	1 011	970	1 861
Öresundsverket	48 438	65 705	44 958	40 150	49 813

**Tabell 11. Vattenföring i recipienten under provtagning tillsammans med ett medelvärde för de fyra provtagningstillfällena, samt för perioden 1990 – 2020.**

Reningsverk	Flöde recipient under provtagning (m <sup>3</sup> /d)					1990 - 2020
	1	2	3	4	Medel	Medel
Provtagningsomgång	1	2	3	4	Medel	Medel
Torekavs avloppsreningsverk	-	-	-	-	-	-
Perstorp avloppsreningsverk	65 405	93 312	12 010	6 083	44 202	57 888
Oderljunga avloppsreningsverk	5 616	5 616	5 616	5 616	5 616	-
Örkelljunga avloppsreningsverk	140 306	138 938	61 659	16 199	89 276	104 889
Skånes Fagerhults avloppsreningsverk	25 488	27 475	5 884	2 298	15 286	19 872
Ekebro avloppsreningsverk	154 656	497 664	40 262	17 021	177 401	187 488
Ekeby avloppsreningsverk	1 093	2 817	907	671	1 372	-
Nyvångsverket	20 785	97 117	6 231	5 814	32 487	32 726
Kågeröd avloppsreningsverk	34 898	154 894	10 624	3 561	50 994	53 633
Lundåkraverket	-	-	-	-	-	-
Röstånga avloppsreningsverk	4 320	8 640	-	-	6 480	-
Svalöv avloppsreningsverk	73 699	86 141	2 989	1 728	41 139	29 376
Öresundsverket	-	-	-	-	-	-

**Tabell 12. Beskrivning av hur vattenföringen i respektive recipient har uppskattats samt beräknad utspädning under provtagning, och medelutspädning 1990 – 2020 baserat på årsflödet 2020.**

Reningsverk	Beskrivning av flödesuppskattning	Spädningsfaktor					Medel total*
		1	2	3	4	Medel	
Provtagningsomgång		1	2	3	4	Medel	Medel total*
Torekavs avloppsreningsverk	Ej uppskattat	-	-	-	-	-	-
Perstorp avloppsreningsverk	Flöde nedströms från S-Hype	19	19	4.3	2.5	11	19
Oderljunga avloppsreningsverk	Uppskattning nedströms i fält	57	32	106	167	90	-
Örkelljunga avloppsreningsverk	Flöde uppströms S-Hype + ARV	48	33	28	8.7	29	36
Skånes Fagerhults avloppsreningsverk	Flöde nedströms från S-Hype	49	39	19	8.3	29	44
Ekebro avloppsreningsverk	Flöde nedströms från S-Hype	47	56	16	6.9	31	52



Ekeby avloppsreningsverk	Nedströms uppskattat som ARVs flöde	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	-
Nyvångsverket	Flöde uppströms S-Hype + ARV	4.9	12	1.8	1.8	5.1	7.8
Kågeröd avloppsreningsverk	Två uppströms flöden från S-Hype + ARV	31	56	9.0	4.5	25	58
Lundåkraverket	Ej uppskattat	-	-	-	-	-	-
Röstånga avloppsreningsverk	Uppskattning nedströms i fält	8.9	5.7	-	-	7.3	-
Svalöv avloppsreningsverk	Nedströms S-Hype	52	21	3.0	1.8	19	20
Öresundsverket	Ej uppskattat	-	-	-	-	-	-

\* Beräknat utifrån modellerad medelvattenföring 1990 – 2020 jämfört med årsflödet 2020 på respektive reningsverk.

## 5.2 Bedömning av åtgärder

Åtgärdsförslagen har tagits fram utifrån recipientbedömningen avseende påverkan från mikroföroreningar och baseras således på ambitionen att underskrida PNEC och befintliga MKN i recipienten. Målbilden kan dock förändras beroende på hur förslagen för nya direktiv för avloppsvattenrening och för prioriterade ämnen implementeras. Angivna reduktionsgrader för identifierade målsubstanser gäller för reduktion över ett avancerat reningssteg, således hur mycket halten i det renade avloppsvattnet behöver reduceras.

En av de analyserade läkemedelssubstanserna sticker ut som drivande vad gäller resursförbrukning i föreslagna avancerade processer. Ämnet i fråga är oxazepam och för att underskrida en riskkvot på 1 i recipienten krävs ofta en reduktion på över 80 - 90 % av de halter som återfinns i det renade avloppsvattnet. En så långtgående reduktion av oxazepam kräver högre ozondoser eller en större konsumtion av aktivt kol jämfört med motsvarande rening av andra läkemedel som t ex diklofenak. För några av de mindre reningsverken har vi resonerat att det inte är realistiskt att nå en halt av oxazepam i recipienten under effekthalten och därför inte använt detta ämne som styrande för dimensioneringen. Dimensioneringen blir en avvägning mellan resursförbrukning och indirekt miljöpåverkan från det avancerade reningssteget, och de vinster som uppnås med en förbättrad vattenmiljö. Således kan föreslagna lösningar resultera i att effektkoncentrationen (PNEC) för oxazepam tidvis överskrids vilket kommenteras i aktuella fall.

När vi tagit fram tekniska lösningar har vi försökt utgå från vilken infrastruktur som finns tillgänglig i så stor utsträckning som möjligt, även om detta har resulterat i processkombinationer som idag inte är vetenskapligt helt bekräftade som lämpliga. Eftersom en utbyggnad på några av reningsverken troligtvis inte kommer ske före 2030, kan dock kunskapsläget förbättras innan ett slutgiltigt beslut tas. Om beslut behöver tas idag, kan dessa förslag på avancerade reningsystem modifieras och baseras på dagens kunskapsläge. Framtagna förslag ska ses som en utgångspunkt för framtida arbete och före beslut om byggnation tas behövs ett mer omfattande beslutsunderlag.

## 5.3 Torekavs reningsverk

### 5.3.1 Recipientbedömning

- Vattenmatrisen har inte analyserats på Torekavs reningsverk, då reningsverket efter hälften av provtagningarna inte ansågs i behov av ett avancerat reningssteg.
- Utöver östron bedöms inga ämnen utgöra substanser som kan orsaka en negativ recipientpåverkan utifrån befintliga MKN och PNEC. Östron påträffades i mycket hög halt i utgående vatten vid provtagning 4.
- *Östron föreslås inkluderas i ämnesdirektivet för prioriterade ämnen vilket i så fall innebär att Torekavs utsläpp kan resultera i att MKN överskrids inom ett relativt stort påverkansområde. För att underskrida föreslagen MKN behövs en utspädning på ca 1 700 ggr. Denna bedömning är baserad på två analyser av hormonerna i utgående avloppsvatten.*
- *MKN för fenoler föreslås sänkas kraftigt i föreslagen ändring av ämnesdirektivet, vilket kan innebära att MKN i framtiden överskrids i ett relativt stort påverkansområde p g a Torekavs utsläpp. För att underskrida föreslagen MKN för bisfenol A krävs en utspädning på ca 700 ggr. Denna bedömning är baserad på två analyser av fenoler i utgående avloppsvatten.*

I Tabell 13 presenteras IVL:s bedömning av reningsverkets miljöpåverkan avseende mikroföroreningar.

**Tabell 13. Bedömning av miljöpåverkan för ämnesgrupperna läkemedel, hormoner, östrogena effekter, PFAS-ämnena och fenoler i recipienten till Torekavs reningsverk.**

Ämnesgrupp	Beskrivning
<b>Läkemedel:</b>	Inget läkemedel har uppmätts i halter över kvantifieringsgränsen i recipienten vid något tillfälle, tre läkemedel har detekterats vid två tillfällen. Halter i recipienten har inte kunnat beräknas utifrån utgående halter på reningsverket då detta är en kustrecipient. Då utspädningen är mycket god och reningsverket relativt litet bedöms reningsverkets utsläpp inte utgöra en risk för recipienten. I denna bedömning används det högre PNEC (7,5 ng/l) för citalopram som är framtaget för saltvatten. För att nå under PNEC för samtliga läkemedel behövs en utspädning på ca 150 ggr, vilket i denna typ av kustrecipient sker i nära anslutning till utsläppspunkten.
<b>Hormoner:</b>	Hormoner har inte analyserats i recipienten då halterna förväntas vara långt under detektionsgränsen. Utgående halt av östron var mycket hög under provtagning 4 och för att hamna under PNEC på 0,008 ng/l krävs en utspädning på 7 500 ggr. För att hamna under föreslagen miljökvalitetsnorm behövs en utspädning på 3 300 ggr vid detta tillfälle, och i medel 1 700 ggr för de två tillfällena som analysen har genomförts.
<b>Östrogena effekter:</b>	Östrogena effekter har inte detekterats i recipienten. Dock var utgående YES-halt hög under provtagning 4 och skulle kräva en utspädning på 40 ggr för att hamna under bedömningsgrunden på 0,3 ng E2-ekv/l. Denna utspädning förväntas dock ske inom ett väldigt begränsat

	påverkansområde och är i paritet med vad som krävs för att nå under PNEC för flera läkemedel.
<b>PFAS-ämnen:</b>	Endast ett PFAS-ämne detekteras i recipient vid första provtagningen. Vid den sista provtagningen detekteras dock flera PFAS i recipienten och PFOS-halten överskrider MKN med en faktor 10. Halten i utgående vatten är dock låg och bedöms inte utgöra en betydande orsak till att MKN överskrids.
<b>Fenoler:</b>	Har endast analyserats i recipient vid provtagning 1, då detekterades inga fenoler. Halten fenoler i utgående vatten underskrider MKN vid de tillfällen ämnena har analyserats.

### 5.3.2 Åtgärdsförslag

För Torekovs reningsverk föreslås ingen kompletterade avancerad rening för att ta bort organiska mikroföroreningar eftersom reningsverkets påverkan på recipienten bedöms som liten utifrån de genomförda provtagningarna. Utgående halter av hormoner vid ett av två analystillfällen var dock mycket höga. Eftersom effekthalterna för negativ påverkan från hormoner är mycket låga liksom gränsvärdena i förslagen ändring av direktivet för miljö kvalitetsnormer från EU-kommissionen, så rekommenderar vi att NSVA genomför fler hormonanalyser i framtiden för att få ett bättre bedömningsunderlag.

Att höga halter hormoner släpps ut under juli kan eventuellt sammankopplas med att belastningen på reningsverket av organiskt material ökar kraftigt under sommaren då Torekov mottar många sommargäster. Den höga belastningen kan leda till att kvävereningen försämras och reduktion av hormoner hänger ofta samman med en god kväverening. På reningsverket har inkommande halter av hormonerna varit normal i jämförelse med NSVA:s andra reningsverk.

De grunder (PNEC och MKN) som vi i detta projekt har använt för miljöbedömningen utvärderas dock mot årsmedelhalter, och vi ser ingen risk att reningsverket påverkar recipienten negativt utöver under någon enstaka sommarmånad.

Mot denna bakgrund föreslår vi att NSVA:

1. Genomför fler analyser på hormoner i utgående avloppsvatten under framför allt sommarmånaderna. Provtagningen kompletteras med någon enstaka provtagning under vår, höst och vinter.
2. Ser över om det är något processmässigt som kan göras för att förbättra kväveavskiljningen under sommarmånaderna. Möjliga åtgärder kan vara att öka slamhalten, förbättra luftarsystemets kapacitet eller fördela internbelastningen till timmar med låg inkommande belastning.
3. Tar med påverkan från hormoner under sommartid vid framtida utredningar av förändringar i processen. Lämpliga åtgärder som skulle kunna beaktas i framtida ombyggnationer är införande av försedimentering med möjlighet till förfällning under perioder med hög belastning, eller utökad kapacitet hos blåsmaskinerna och tillhörande system för luftning.

## 5.4 Perstorps reningsverk

### 5.4.1 Recipientbedömning

- Bedömningen indikerar att de mikroföroreningar som kan orsaka en negativ miljöpåverkan i recipienten är diklofenak, oxazepam, sertralin, citalopram, hormonerna östron och östradiol samt PFOS.
- En jämförelse av beräknade och uppmätta halter i recipient av de läkemedel som generellt inte bryts ner indikerar att utspädningen underskattas under provtagning 3 och 4, vilket innebär att den modellerande vattenföringen underskattas. Vid provtagning 1 och 2 är överensstämmelsen bättre. Detta kan även bero på att dammarna uppehåller renat avloppsvatten innan det släpps till recipient. Dammarna kan också bidra med en avskiljande effekt av ämnen som generellt bryts ner i naturliga vatten. Detta har vi inte tagit hänsyn till när vi har beräknat halter i recipienten.
- *Hormonerna, och då framför allt östron och östradiol, kommer troligtvis överskrida MKN i förslaget ämnesdirektiv. Detta gäller även bisfenol A vars beräknade halt i recipienten kraftigt överskrider föreslagen MKN. För de andra fenolerna har ingen bedömning kunnat göras då de inte har detekterats i utgående vatten. Om halten i utgående avloppsvatten sätts till detektionsgränsen som ett värsta scenario kommer beräknad halt överskrida föreslagen MKN.*
- *Enligt förslaget avloppsdirektiv kan Perstorps reningsverk vara aktuellt för ett avancerat reningssteg då reningsverkets max gov- tätbebyggelse i framtiden kan komma att överstiga 10 000 pe och utspädningen i recipienten kan medföra att recipienten bedöms som känslig.*

I Tabell 14 presenteras IVL:s bedömning av reningsverkets miljöpåverkan avseende mikroföroreningar samt reduktionsmål för att minska denna.

**Tabell 14. Bedömning av miljöpåverkan för ämnesgrupperna läkemedel, hormoner, östrogena effekter, PFAS-ämnen och fenoler i recipienten till Perstorps reningsverk.**

Ämnesgrupp	Beskrivning miljöpåverkan
	Krav på reduktion
Läkemedel:	Baserat på recipientprovtagningen upptar diklofenak en stor andel av MKN vid ett par mätningar. För oxazepam överskrider PNEC i recipienten och citalopram överskrider PNEC (7,5 ng/l) vid ett tillfälle. På årsbasis och utifrån beräknad halt i recipienten överskrider PNEC för sertralin och citalopram. Furosemid, klaritromycin, erytromycin och sulfametoxazol förekommer med riskkvoter mellan 0,1 – 1.
	För att reducera riskkvoterna under 1 för identifierade målsubstanter krävs en reduktion på mellan 80 – 90 % i ett avancerat reningssteg. Den substans som ställer högst krav på den sammantagna avskiljningen är oxazepam. Därefter är diklofenak, sertralin och citalopram som behöver avskiljas med mellan 50 – 80 %.
Hormoner:	Hormonerna har inte analyserats i recipienten eftersom det inte är troligt att de detekteras. Den beräknade halten av östron i recipienten överstiger PNEC med ca 10 ggr. Denna bedömning baseras på att östron detekteras vid det

	första och kvantifieras vid det andra av de två tillfällena som ämnet analyserats i utgående avloppsvatten. Östradiol detekteras i utgående avloppsvatten under provtagning 4. För att den beräknade halten ska hamna under MKN vid detta tillfälle krävs en utspädning på ca 10 ggr, Utspädningen under de fyra provtagningarna varierade mellan 2,5 – 19 ggr.
	För att nå en riskkvot under 1 för östron krävs en reduktion på ca 95 % i ett avancerat reningssteg. Avseende östradiol krävs att ämnet avskiljs med ca 80 % för att nå under MKN.
<b>Östrogena effekter:</b>	Uppmätt östrogen aktivitet i recipienten understiger bedömningsgrunden på 0,3 ng E2-ekv/l, men beräknad halt överstiger 0,3 ng E2-ekv/l vid samtliga provtagningar då utgående halt är relativt hög. Således motsäger uppmätt halt och den beräknade halten varandra, vilket kan bero på att dammarna minskar de östrogena effekterna i utgående avloppsvatten.
	Uppföljning rekommenderas i samband med labb- eller pilotstudier.
<b>PFAS-ämnen:</b>	MKN för PFOS överskrids kraftigt i recipientproverna vid samtliga tillfällen. Vid provtagning 4 uppmäts en halt i recipienten på 85 ng/l nedströms reningsverket. Reningsverket står för en mycket liten andel av den totala påverkan i recipienten, men ändå en betydande andel av MKN.
	Recipienten är kraftigt påverkad av PFOS, vilket ställer höga krav på åtgärder. Insatser på reningsverket bör jämföras med uppströms insatser, både gällande påkopplade industrier och uppströms i recipienten, så att investeringar görs där de gör mest nytta.  PFOS-halten i inkommande avloppsvatten är högre än vad vi bedömer som normalt för kommunalt spillvatten, vilket indikerar att uppströmsarbete kan vara relevant.
<b>Fenoler:</b>	Har endast analyserats vid provtagning 1 och 4 i utgående vatten och endast bisfenol A har kvantifieras vid provtagning 4.

## 5.4.2 Åtgärdsförslag

För att avskilja de identifierade målsubstanser diklofenak, oxazepam, sertralin, citalopram, samt östron och östradiol kan både avancerad rening med aktivt kol eller ozonering vara lämpligt, men med en hög ozondos (>1 g O<sub>3</sub>/g DOC) eller en hög kolkonsumtion för reduktion av oxazepam. Både ozon och aktivt kol är också lämpliga tekniker för att även uppnå en hög reduktion av östrogena effekter, även om kunskapsunderlaget gällande kol är mindre för teknikens effektivitet än för ozon.

Perstorps reningsverk belastas också med relativt mycket industriellt spillvatten, vilket enligt avsnitt 3.5 gör att det blir extra viktigt att undersöka hur ozon interagerar med vattnet. På Perstorps reningsverk finns inget lämpligt befintligt processteg för en biologisk efterbehandling efter ozonering. Dock skulle våtmarkssystemet kunna fungera för efterbehandling, men det vetenskapliga underlaget för detta är inte tillräckligt för att detta kan rekommenderas att

implementeras, vilket innebär att en sådan processlöning behöver föregås av en vidare utredning avseende eventuella konsekvenser. I detta skede har vi dock föreslagit en ozoneringsprocess, se Tabell 15, då en sådan skulle kunna bli kostnadseffektiv.

För att även avskilja PFOS för att underskrida befintligt gränsvärde är tekniska lösningar som inkluderar aktivt kol lämpliga alternativ, som dock resulterar i en hög kolkonsumtion enligt avsnitt 3.5. Idag resulterar reningsverkets utsläpp av PFOS troligtvis till att gränsvärdet för god kemisk status överskrids i provtagningspunkten nedströms reningsverket. Bidraget ligger på ca en eller ett par ng/l angiven som beräknad halt i recipienten, vilket kan jämföras med medelhalten under projektet som uppgick till över 30 ng/l i recipienten nedströms reningsverket. Att avskilja PFOS på reningsverket kommer således endast marginellt minska påverkan i Perstorpsbäcken. Även vid en fullständig avskiljning av PFOS från utgående avloppsvatten kommer gränsvärdet för god kemisk status med största sannolikhet överskridas i provtagningspunkten nedströms reningsverket. Flera kompletterande åtgärder behövs således för att minska den totala PFOS-belastningen på Perstorpsbäcken.

Det mest resurseffektiva avseende PFOS är att åtgärda utsläpp uppströms i ledningsnätet och uppströms i avrinningsområdet. Vi rekommenderar därför att en kartläggning över verksamheter eller andra potentiella källor som belastar reningsverket och recipienten genomförs. En källa till PFOS kan vara de industrieponier, förorenade marker och brandövningsplatser som eventuellt finns på Perstorps industriområde. Industrieponin söder om industriområdet kan vara av särskilt intresse då denna ser ut att avvattna till Perstorpsbäcken, medan resterande yta ser ut att avvattna till Ybbarpsån. En relativt begränsad provtagningskampanj i diken som avvattnar deponierna och uppströms i Perstorpsbäcken kan bekräfta eller förkasta denna teori. En liknande studie presenteras i Pirzadeh et al. (2021).

Enligt NSVA kan det finnas behov av återvunnet vatten i området. Före ett avancerat reningssteg byggs bör efterfrågan på återvunnet vatten undersökas då kvalitetskraven på återvunnet vatten ser olika ut beroende på användningsområde och därför kan bli styrande i val av process.

Mot denna bakgrund föreslår vi att NSVA vid Perstorp:

1. Genomför en kartläggning över potentiella PFOS-källor som belastar reningsverket, samt initierar ett koordinerande arbete med vattenvårdsförbundet för att kartlägga belastningen på den kraftigt förorenade Perstorpsbäcken. Observera att en del av detta arbete redan har påbörjats så första steget är att koordinera insatserna mellan NSVA, miljöförbundet och länsstyrelsen.
2. Bevakar utvecklingen av nytt avloppsdirektiv och huruvida Perstorps reningsverk utifrån detta kan behöva installera ett avancerat reningssteg.
3. Genomför en utökad förstudie för att kartlägga behov i recipienten och möjligheter på reningsverket för avancerad rening. En sådan förstudie bör inkludera en utökad provtagning av mikroföroreningar som pågår minst ett år för ett mer komplett beslutsunderlag.
4. Går vidare med tillståndsansökan/ändringsanmälan och därefter labbtest eller pilotförsök följt av projektering och ombyggnation. Beroende på förstudiens slutsatser kan labb- och pilotförsök behöva genomföras före tillståndsansökan.

**Tabell 15. Tänkbar teknisk lösning vid Perstorps reningsverk.**

<b>Teknisk lösning</b>
Ozonering med tillhörande kontakttank placeras mellan befintligt kemsteg och våtmark. Ozongenerator med tillhörande utrustning placeras i byggnad intill kontakttank.
<b>Dimensionering</b>
Q <sub>max</sub> ozonering: 160 m <sup>3</sup> /h. Antar vi kommer kunna hantera 90 % av årsflödet.  Ozondos: >1 mg O <sub>3</sub> /mg DOC ger >5 g/m <sup>3</sup> . Med föreslagen ozondos är det inte säkert att oxazepam kommer underskrida PNEC i recipienten. Notera att DOC-halten är lägre än halter som brukar förekomma på reningsverk med en liknande process.  Kontakttid ozonreaktor på 15 min, inklusive volym för off-gas. Kan behöva en längre kontakttid, p g a industribelastningen. Föreslagen kontakttid ger en volym på 40 m <sup>3</sup> , djup 6 m ger ett ytbehov på ca 7 m <sup>2</sup> .
<b>Resursförbrukning</b>
Syrebehov baserat på en ozonkoncentration om 10 wt%: 59 ton/år.  Pumpning av vattnet med lyfthöjd 1,5 m: 8 500 kWh, ozonproduktion 59 000 kWh. Totalt 68 000 kWh/år.  För syrgas kan både lokal produktion med PSA eller leverans av extern aktör vara relevant. Troligen billigare med leverans av extern aktör.
<b>Förändringar i befintlig process</b>
Om det partikelavskiljande steget fungerar bra och den biologiska processen resulterar i långtgående nitrifikation behöver inga förändringar genomföras i befintlig process.
<b>Integrering med befintlig process</b>
Ett delflöde pumpas från uppsamlingskanal efter slutsedimentering alternativt från en ny pumpsump på ledning mellan slutsedimentering och våtmarken. Åtgärder görs för att undvika bakflöde vid låga flöden.
<b>Miljöpåverkan</b>
Klimatpåverkan för elkonsumention och syrgaskonsumention uppskattas till 1,2 ton CO <sub>2</sub> ,eq/år eller 10 ton CO <sub>2</sub> ,eq/år beräknat utifrån en svensk respektive nordisk elmix.
<b>Kostnader</b>
Investeringskostnaderna har uppskattats till 6,1 MSEK. Driftkostnaderna har uppskattats till 0,62 MSEK. CAPEX + OPEX uppgår till 1,0 MSEK vilket ger en kostnad på 1,0 kr /m <sup>3</sup> behandlat avloppsvatten.

## 5.5 Oderljunga reningsverk

### 5.5.1 Recipientbedömning

- Vattenmatrisen har inte analyserats på Oderljunga reningsverk, då reningsverket efter hälften av provtagningarna inte ansågs i behov av ett avancerat reningssteg.
- Bedömningen indikerar att inga substanser har bedömts som problematiska för recipienten.
- Beräknad utspädning utgår från en flödesuppskattning som troligtvis är underskattad då en jämförelse mellan uppmätta och beräknade halter tyder på en större utspädning än den beräknade. Uppskattad utspädning utifrån halter uppgår till över 100 ggr.
- *Med kraftigt sänkta MKN för fenolerna enligt förslaget för ändring av ämnesdirektivet, skulle det behövas en utspädning på ca 500 ggr för att nå halter under MKN, vilket kan jämföras med den uppskattade utspädningen som uppgår till ca 100 ggr. Om föreslagna ändringar implementeras är det därför troligt att utgående halt av fenoler behöver minska för att MKN ska underskridas i recipienten.*

I Tabell 16 presenteras IVL:s bedömning av reningsverkets miljöpåverkan avseende mikroföroreningar.

**Tabell 16. Bedömning av miljöpåverkan för ämnesgrupperna läkemedel, hormoner, östrogena effekter, PFAS-ämnen och fenoler i recipienten till Oderljunga reningsverk.**

Ämnesgrupp	Beskrivning
<b>Läkemedel:</b>	Inga läkemedel har detekterats i recipienten vid något tillfälle. Utifrån beräknade halter har sertralin, citalopram (PNEC = 7,5 ng/l) och diklofenak en riskkvot på 0,1 – 1. Notera att dessa halter troligtvis är överskattade p g a en underskattad utspädning.
<b>Hormoner:</b>	Östron detekteras vid ett provtagningstillfälle i utgående avloppsvatten. Den beräknade halten kan då ge en riskkvot på 0,1 – 1 beroende på utspädning. Eftersom detta endast sker vid ett tillfälle och vi utgår från en beräknad halt sätts bedömningen som grön.
<b>Östrogena effekter:</b>	Östrogen effekt har inte detekterats i recipienten och är också relativt låg i utgående vatten varpå ingen påverkan av recipienten förväntas.
<b>PFAS-ämnen:</b>	MKN för PFOS överskrids vid samtliga provtagningar i recipienten, men reningsverkets andel bedöms som mycket liten.
<b>Fenoler:</b>	Beräknade halter ligger långt under MKN även om både bisfenol A och nonylfenol kvantifieras i utgående vatten under provtagning 4.

### 5.5.2 Åtgärdsförslag

Ingen åtgärds bedöms behövas på Oderljunga reningsverk.



## 5.6 Örkelljunga reningsverk

### 5.6.1 Recipientbedömning

- Vattenmatrisen har inte analyserats på Örkelljunga reningsverk, då reningsverket efter hälften av provtagningarna inte ansågs i behov av ett avancerat reningssteg.
- Bedömningen indikerar att de mikroföroreningar där viss risk finns för en negativ miljöpåverkan i recipienten är sertralin, oxazepam, diklofenak, citalopram, furosemid, sulfametoxazol, samt östron.
- Beräknade halter i recipienten är konsekvent högre än uppmätta varpå vi misstänker att det modellerade flödet är underskattat. Med en mer korrekt flödesuppskattning är det möjligt att recipientbedömningen för hormoner och östrogen påverkan blir grön.
- *Med kraftigt sänkta MKN för fenolerna enligt ändringsförslaget av ämnesdirektivet kommer det krävas en mycket stor utspädning för att nå dessa halter. I projektet var halterna av bisfenol A ut från reningsverket så pass höga att det är troligt att MKN överskrids på årsbasis med föreslaget direktiv.*

I Tabell 17 presenteras IVL:s bedömning av reningsverkets miljöpåverkan avseende mikroföroreningar.

**Tabell 17. Bedömning av miljöpåverkan för ämnesgrupperna läkemedel, hormoner, östrogena effekter, PFAS-ämnen och fenoler i recipienten till Örkelljunga reningsverk.**

Ämnesgrupp	Beskrivning
<b>Läkemedel:</b>	Få läkemedel detekteras i recipienten. För flera läkemedel: sertralin, oxazepam, diklofenak, citalopram (PNEC 7,5 ng/l) ligger dock riskkvoter baserade på beräknade recipienthalter runt 1, vilket troligtvis är en överskattning p g a en underskattning av flödet.
<b>Hormoner:</b>	Hormoner har inte analyserats i recipienten då det inte är troligt att de hade detekterats. Endast östron detekteras i utgående vatten vid provtagning 1, men i relativt höga halter, vilket gör att den beräknade halten överskrider PNEC vid detta tillfälle.
<b>Östrogena effekter:</b>	Halter över bedömningsgrunden har inte uppmätts i recipienten vid något tillfälle. Den beräknade halten baserat på analyser av utgående avloppsvatten överskrider bedömningsgrunden vid två av fyra tillfällen, vilket troligtvis är en överskattning då flödet underskattades.
<b>PFAS-ämnen:</b>	MKN för PFOS överskrids vid tre av fyra provtagningar i recipientvattnet nedströms reningsverket. Reningsverkets tillskott beräknas till en mindre men inte obetydlig andel av MKN vid de två tillfällen PFAS har analyserats i utgående vatten. Då detta bidrag troligtvis överskattas p g a underskattad utspädning, bedöms reningsverkets utsläpp här inte utgöra någon risk för recipienten.
<b>Fenoler:</b>	Endast bisfenol A har detekterats i utgående avloppsvatten vilket resulterar i beräknade halter långt under MKN.

## 5.6.2 Åtgärdsförslag

För Örkelljunga ligger ett par riskkvoter baserade på beräknade recipienthalter nära 1 (hög risk för negativ påverkan) vid några mättillfällen. I detta projekt har vi inte prioriterat reningsverket men vidare utredning kan vara aktuellt för att bedöma vilken recipientpåverkan reningsverkets utsläpp orsakar avseende mikroföroreningar. Detta gäller framför allt läkemedel, hormoner och östrogena effekter.

Mot denna bakgrund föreslår vi att NSVA vid Örkelljunga:

1. Vid ombyggnation eller andra större förändringar i verksamheten genomför en utökad recipientbedömning med provtagning under minst ett för att bedöma behov och lagkrav för ombyggnation.
2. Går vidare med en förstudie, labb/pilotförsök, tillståndsansökan/ändringsanmälan, projektering och ombyggnation om den utökade recipientbedömningen visar ett behov av att reducera påverkan från mikroföroreningar.

## 5.7 Skånes Fagerhults reningsverk

### 5.7.1 Recipientbedömning

- Vattenmatrisen har inte analyserats på Skånes Fagerhults reningsverk, då reningsverket efter hälften av provtagningarna inte ansågs i behov av ett avancerat reningssteg.
- Bedömningen indikerar att de ämnen som kan orsaka en negativ recipientpåverkan är östron och östradiol samt hormonstörande ämnen som inte har analyserats i projektet, men som kvantifieras med YES-analysen.
- Reningsverket släpper sitt vatten till en sjö med en uppehållstid på ca 160 dagar varpå nedbrytning i recipienten av många ämnen kan förväntas och en koppling mellan utsläppt halt och uppmätt halt i recipienten kan vara svår att se.
- Vid ett av provtillfällena uppmättes en östrogen effekt som var högre än vi någon gång tidigare har sett vid ett svenskt ARV.
- *Med kraftigt sänkta MKN för fenolerna kommer det krävas en mycket stor utspädning för att nå dessa halter. Vid provtagning var samtidigt halterna av bisfenol A ut från reningsverket så pass höga att det är mycket troligt att MKN överskrids på årsbasis. Även för hormonerna krävs en mycket stor utspädning av utgående vatten för att förslaget till MKN ska underskridas.*

I Tabell 18 presenteras IVL:s bedömning av reningsverkets miljöpåverkan avseende mikroföroreningar.

**Tabell 18. Bedömning av miljöpåverkan för ämnesgrupperna läkemedel, hormoner, östrogena effekter, PFAS-ämnena och fenoler i recipienten till Skånes Fagerhults reningsverk.**

Ämnesgrupp	Beskrivning
<b>Läkemedel:</b>	Få läkemedel detekteras i recipienten och inget läkemedel som detekteras ger upphov till ett en riskkvot (EC/PNEC) på över 0,1. Beräknade riskkvoter för flera ämnen ligger mellan 0,1 – 1, men kan antas överskattade då beräkningen inte tar hänsyn till nedbrytning i recipienten. Generellt är beräknade halter långt större än uppmätta.
<b>Hormoner:</b>	Utgående halter av östron och östradiol är mycket höga vid flera tillfällen vilket orsakar mycket höga riskkvoter baserade på beräknade halter i recipienten.
<b>Östrogena effekter:</b>	Den östrogena effekten i utgående avloppsvatten är vid flera tillfällen extremt hög. Under provtagning 3 uppmättes en östrogen effekt på 830 ng E2-ekv/l i utgående avloppsvatten, vilket kan jämföras med ett medelvärde som togs fram för tyska reningsverk på 2,1 ng E2-ekv/l. Den beräknade halten i recipienten överstiger bedömningsgrunden för akut toxicitet med en faktor 30 vid ett tillfälle. Dock detekteras inte YES i recipienten vid någon av de fyra provtagningarna. Detta kan bero på att utsläppta ämnen bryts ner i recipienten eller att den långa uppehållstiden i sjön gör att en korrelation mellan utsläppt mängd och halt i provtagningspunkten uteblir. Notera att provtagningen har skett i sjöns utlopp.
<b>PFAS-ämnena:</b>	MKN för PFOS överskrids vid samtliga provtagningar, dock bedöms reningsverkets tillskott vara relativt litet. De två extra provtagningarna uppströms sjön under provtagning 3 och 4 visar på höga inkommande PFOS- halter från detta flöde.
<b>Fenoler:</b>	Endast bisfenol A har detekterats i utgående vatten men beräknade halter i recipienten är långt under MKN. Notera dock att utgående halter är höga jämfört med vad som brukar finnas i renat avloppsvatten.

## 5.7.2 Åtgärdsförslag

Baserat på kartläggningen bedömer vi att det inte finns behov för rening av organiska mikroföroreningar men vi föreslår en vidare utredning för att förklara och åtgärda de höga halterna av hormoner och östrogena effekter (YES) i inkommande och utgående avloppsvatten. Även de höga halterna av hormoner kan inte förklara de östrogena effekterna som uppmätts, se Tabell 2, och det finns därför mest troligt även andra östrogenpåverkande ämnen i avloppsvattnet som inte har analyserats inom projektet.

Vanliga hormonpåverkande substanser som återfinns i avloppsvatten är ytbehandlingsmedel såsom alkylfenolerna nonylfenol och oktylfenol, bekämpningsmedel (pesticider, herbicider och fungicider), polyaromatiska kolväten såsom PAHer, PCBer och bromerade flamskyddsmedel, samt ftalater och bisfenoler. Flera av dessa ämnen används vid plasttillverkning. Ftalater används som

mjukgörare i plast. Alkylfenoler används vid tillverkning av insatsvaror som används vidare i tillverkning av rengöringsmedel, smörjolja, färger samt vid härdning av epoxiplaster. Hormoner har tidigare också använts inom djurindustrin, men ska vara förbjudet i Europa sedan ett antal år tillbaka. Organotennföroreningar har också hormonpåverkande effekter och används, eller har använts inom framför allt plastindustrin och vid tillverkning av silikon. Organotennföroreningar har också använts inom jordbruk och för impregnering av trä (Birkett & Lester, 2003).

Det som är förvånande i Skånes Fagerhult är att det verkar vara flera substanser som härstammar från olika verksamheter som orsakar det höga utslaget i YES-analysen. Det ser alltså ut som det kan vara fler än en verksamhet som orsakar den höga östrogena påverkan.

Flera av ovan nämnda ämnen är hydrofoba och hamnar därför i slammet. I detta projekt har provtagning och analys av slam inte ingått, men vi kan misstänka att slammet från Skånes Fagerhults reningsverk innehåller höga koncentrationer av hormonpåverkande ämnen.

Mot denna bakgrund föreslår vi att NSVA för Skånes Fagerhults reningsverk:

1. Initierar en provtagningskampanj där prover tas på reningsverket samtidigt som en genomlysning av påkopplade industrier genomförs avseende användning av kemikalier och hur de internt hanterar spillvatten. I provtagningen bör YES analyseras tillsammans med utvalda ämnen som kan misstänkas förekomma på de påkopplade industrierna.

## 5.8 Ekebro reningsverk

### 5.8.1 Recipientbedömning

- Vattenmatrisen har inte analyserats på Ekebro reningsverk, då reningsverket efter hälften av provtagningarna inte ansågs i behov av ett avancerat reningssteg.
- Bedömningen indikerar att de ämnen som kan vara problematiska är oxazepam, diklofenak och citalopram samt östron, östradiol och PFOS.
- Underlaget för en bedömning av reningsverkets påverkan på recipienten avseende PFOS är litet då två recipient- och reningsverksprover analyserades och förslagsvis görs analyser på sparade prover eller så genomförs fler mätningar för en mer underbyggd bedömning.
- *Utgående halter av bisfenol A var höga på Perstorps reningsverk. För att nå under föreslagen MKN skulle utgående avloppsvatten behöva spädas 1 400 ggr vilket kan jämföras med utspädningen under projektet som uppgick till mellan 7 - 56 ggr. Implementeras förslaget behöver en mycket ambitiös rening implementeras på reningsverket.*
- *Även för östron kan förslaget till sänkta MKN innebära en förändrad kravbild. Beräknad utspädning av renat avloppsvatten för att underskrida MKN uppskattas till ca 50 ggr vilket är i paritet med dagens utspädning.*
- *Enligt förslaget avloppsdirektiv kan Ekebro reningsverk vara aktuellt för ett avancerat reningssteg då reningsverkets max gob- tätbebyggelse överstiger 10 000 pe och utspädningen i recipienten kan medföra att recipienten bedöms som känslig, även om den i enligt de flödesuppskattningar som har gjorts i detta projekt inte faller i inom kategorin känslig.*

I Tabell 19 presenteras IVL:s bedömning av reningsverkets miljöpåverkan avseende mikroföroreningar samt reduktionsmål för att minska denna.

**Tabell 19. Bedömning av miljöpåverkan för ämnesgrupperna läkemedel, hormoner, östrogena effekter, PFAS-ämnen och fenoler i recipienten till Ekebro reningsverk.**

Ämnesgrupp	Beskrivning miljöpåverkan
	Krav på reduktion
Läkemedel:	Baserat på uppmätta halter i recipienten har ett par ämnen såsom oxazepam, diklofenak och citalopram (PNEC 7,5 ng/l) riskkvoter runt 1. Ett par ämnen, såsom diklofenak återfinns även uppströms reningsverket. Baserat på beräknade halter har furosemid och sertralin en riskkvot på strax över 0,1 respektive 0,2 på årsbasis
	För att reducera riskkvoterna under 1 för identifierade målsubstanser krävs ytterligare en reduktion på mellan 50 - 70 %. Här är oxazepam drivande vad gäller behov av reduktion.

<b>Hormoner:</b>	<p>Hormoner analyserades vid två provtagningstillfällen. Östron har detekterades i recipienten under båda tillfällena vilket resulterar i en riskkvot långt över 1. Östradiol har detekterats vid ett tillfälle i recipientvatten och vid ett tillfälle i utgående avloppsvatten. För att vid detta tillfälle understiga MKN krävs en utspädning på ca 10 ggr vilket kan jämföras med utspädningen under de fyra provtagningstillfällena som uppgick till mellan 7 – 56 ggr.</p>
	<p>För att nå en riskkvot under 1 för östron krävs en reduktion på över 95 %. För att nå under MKN för östradiol krävs en reduktion med ca 50 %. Den beräknade reduktionen avser över ett avancerat reningssteg. Det är något förvånande att hormoner detekteras i utgående avloppsvatten då dammar brukar ha en avskiljande effekt.</p>
<b>Östrogena effekter:</b>	<p>YES överstiger bedömningsgrunden för kronisk toxicitet vid två av fyra tillfällen i recipienten. Utgående östrogena effekter är höga relativt vad som vanligtvis återfinns i renat avloppsvatten.</p>
	<p>Östrogena effekter rekommenderas att följas upp.</p>
<b>PFAS-ämnen:</b>	<p>Uppmätt PFOS-halt överskrider MKN vid ett av två tillfällen som analysen har genomförts i recipienten. Vid detta tillfälle resulterar också den utsläppta mängden att MKN överskrids. Underlaget för bedömning är lite för litet och PFAS-ämnen bör analyseras på sparade prover eller i framtida provtagningar.</p>
	<p>Fler analyser på utgående avloppsvatten och recipientvatten föreslås för att kunna uppskatta en reduktion på reningsverket för att underskrida MKN i recipienten.</p>
<b>Fenoler:</b>	<p>Bisfenol A kvantifieras vid de två tillfällen som analysen har genomförts på utgående avloppsvatten och även nonylfenol och oktylfenol detekteras vid den sista analysen. Dock leder inte utgående halter till att MKN överskrids.</p>

## 5.8.2 Åtgärdsförslag

De målsubstanser som ett avancerat reningssteg avser att avskilja är oxazepam, diklofenak och citalopram samt hormonerna östron och östradiol. Även PFOS kan vara aktuellt, men underlaget i provtagningen är för litet då ämnet enbart har analyserats vid två tillfällen, för att sätta en avskiljningsgrad.

Om vi bortser från PFOS kan ozonering vara en lämplig teknisk lösning på Ekebro reningsverk följt av biologisk efterbehandling i dammarna. Det behövs dock vidare studier och ett mer underbyggt vetenskapligt underlag för att bedöma att dammar är en tillräcklig biologisk efterbehandling. Eftersom en ombyggnation först blir aktuell om ett antal år, kan detta kunskapsunderlag vara framtaget till dess. Görs en ombyggnation i närtid rekommenderar vi en annan lösning.

Reduktion av oxazepam blir drivande i dimensionering och resursförbrukning i både ett ozoneringssteg och ett reningssteg med aktivt kol. Om en utökad recipientbedömning visar att även PFOS ska avskiljas behöver aktivt kol användas som teknisk lösning, se Tabell 20.

Reningsverket belastas med en del industrispillvatten, men omfattningen och typ av industrier är inte kartlagd inom detta projekt. Vi bedömer därför att en kartläggning över industribelastning och dos-responstest följt av pilot- eller labbtester är nödvändigt före ett slutgiltigt teknikval görs.

Mot denna bakgrund föreslår vi att NSVA för Ekebros reningsverk:

1. Tar ett helhetsgrepp kring sammanslagningen med Nyvångsverket.
2. Bevakar utvecklingen av nytt avloppsdirektiv och huruvida Ekebro utifrån detta kan behöva installera ett avancerat reningssteg.
3. Beroende på resultatet från ovan punkt går vidare med en förstudie av behov för och möjligheter med ett avancerat reningssteg utifrån en utökad recipientbedömning.
4. Beroende på ovan resultat går vidare med labbtest eller pilotförsök, tillståndsansökan/ändringsanmälan, projektering och byggnation.

**Tabell 20. Konceptuell beskrivningen och dimensionering av ett ozoneringssteg på Ekebro reningsverk.**

<b>Teknisk lösning</b>
Ozonering följt av dammar för biologisk efterbehandling. Ozondoseringen föregås av ett partikelavskiljande steg för en driftsäker process. Förslagsvis löses detta med skivfilter. Ozonutrustning och skivfilter placeras i byggnad intill kontakttank.
<b>Dimensionering</b>
Q <sub>max</sub> ozonering 180 m <sup>3</sup> /h.
Ozondos 1 mg O <sub>3</sub> / mg DOC med vilken tillräcklig reduktion av oxazepam förväntas ske. Tidvis kan dock PNEC överskridas beroende på hur stor andel av flödet som behandlas. Med antagandet att vattnet innehåller 8 mg DOC/l och 0,1 mg nitritkväve blir dosen 8,3 g O <sub>3</sub> /m <sup>3</sup> . Kapacitet ozonreaktor 1,5 kg O <sub>3</sub> /h.
Kontakttid ozonreaktor 15 min ger volym 45 m <sup>3</sup> med ett djup på 6 m en yta på ca 8 m <sup>2</sup>
<b>Resursförbrukning</b>
Syrebehov baserat på en ozonkoncentration om 10 wt%: 101 ton/år.
Elektricitet baserat på att det behandlande vattnet lyfts 2 m och att ozongeneratoren förbrukar 10 kWh/kg O <sub>3</sub> . 13 000 + 100 000 kWh. Totalt 113 000 kWh.
<b>Förändringar i befintlig process</b>
Förbättrad partikelavskiljande process för att minska inkommande suspalt till ozoneringssteget. Förslagsvis skivfilter som placeras efter slutsedimenteringen, alternativt ersätter slutsedimenteringen.
<b>Integrering med befintlig process</b>
Ett delflöde tas från samlingskanal efter slutsedimentering alternativt från ny pumpgrop på ledning mellan sedimentering och dammar. Delflödet pumpas till nya skivfilter och rinner med självfall eller lyfts på nytt till kontakttanken där ozon tillsätts.
<b>Miljöpåverkan</b>
Klimatpåverkan för elkonsumtion och syrgaskonsumtion uppskattas till 1,7 ton CO <sub>2,eq</sub> /år eller 17 ton CO <sub>2,eq</sub> /år beräknat utifrån en svensk respektive nordisk elmix.
<b>Kostnader</b>





Investeringskostnaderna har uppskattats till 11 MSEK. Driftkostnaderna har uppskattats till 0,87 MSEK. CAPEX + OPEX uppgår till 1,6 MSEK vilket ger en kostnad på 1,4 kr /m<sup>3</sup> behandlat avloppsvatten.

## 5.9 Ekeby reningsverk

### 5.9.1 Recipientbedömning

- Bedömningen indikerar att problematiska ämnen är diklofenak, citalopram, furosemid, oxazepam, sertralin, östron, östradiol samt PFOS. Denna bedömning gäller i recipientpunkten alldeles nedströms reningsverket. Utifrån provtagningen i den tillkommande provtagningslokalen längre ner i recipienten bedöms oxazepam och östron vara problematiska, men då provtagningen har skett under sommarmånaderna med låg utspädning är denna bedömning osäker.
- En extra provtagningspunkt har lagts till i recipienten innan den ansluter till vattenförekomsten Vegeå. De två nedströmspunkterna täcker in hela bäcken som klassas som övrigt vatten. Flödesuppskattningen från S-Hype ser ut att vara kraftigt underskattad i den andra provtagningspunkten. Denna bedömning baseras på en jämförelse mellan utsläppta mängder läkemedel, och uppmätta mängder läkemedel i provtagningslokalen längre nedströms i recipienten.
- *Med de sänkningar som föreslås i ämnesdirektivet hade bisfenol A, hormonerna och ibuprofen överstigit MKN. För bisfenol hade det krävts en praktiskt taget fullständig reduktion för att underskrida föreslagna MKN.*

I Tabell 21 presenteras IVL:s bedömning av reningsverkets miljöpåverkan avseende mikroföroreningar samt reduktionsmål för att minska denna.

**Tabell 21. Bedömning av miljöpåverkan för ämnesgrupperna läkemedel, hormoner, östrogena effekter, PFAS-ämnena och fenoler i recipienten till Ekeby reningsverk.**

Ämnesgrupp	Beskrivning miljöpåverkan
	Krav på reduktion
Läkemedel:	I provtagningspunkten direkt nedströms reningsverket uppmäts halter i recipienten av diklofenak långt över MKN vid samtliga tillfällen. Och många ämnen: citalopram (PNEC = 7,5 ng/l) furosemid, oxazepam, sertralin, återfinns med riskkvoter större än 1.
	I provtagningspunkten längre nedströms detekteras få läkemedel. Diklofenak kvantifieras vid ett tillfälle och detekteras vid ett annat vilket ger riskkvoter på ca 0,3. Oxazepam detekteras också vilket ger riskkvoter över 1. Notera att flödet generellt har varit mindre under provtagning 3 och 4 när dessa kompletterande provtagningar gjordes jämfört med provtagning 1 och 2. Risken i den andra punkten bedöms som gul.
	För att nå riskkvoter under 1 direkt nedströms reningsverket krävs en mycket långtgående avskiljning av läkemedel. En avskiljning med över 95 % är nödvändigt där oxazepam och citalopram (PNEC = 7,5 ng/l) är drivande. För att underskrida MKN för diklofenak skulle det behövas

	<p>en reduktion på 80 – 90 %. För att nå under PNEC-värden i den andra provtagningspunkten behövs en reduktion av framför allt oxazepam med ca 50 %. Denna bedömning är dock mer osäker då endast två provtagningar har genomförts under sommarmånaderna. Samtliga reduktioner avser över ett avancerat reningssteg.</p>
<b>Hormoner:</b>	<p>Uppmätt halt av östron överstiger PNEC flera hundra gånger. Den uppmätta halten ut från reningsverket är också väldigt hög jämfört med vad som vanligtvis återfinns i renat avloppsvatten. Östradiol detekteras vid ett av två tillfällen i utgående avloppsvatten vilket gör att den beräknade halten i recipienten överskrider MKN vid detta tillfälle. Hormoner har inte analyserats i den andra nedströmspunkten. För att nå en riskkvot under 1 avseende östron krävs en utspädning på ca 500 ggr, för att nå under MKN för östradiol när ämnet detekteras krävs en utspädning på ca 10 ggr. I den andra provtagningslokalen är det troligt att utspädningen ligger på runt 10 och uppåt. Bedömningen i den andra provtagningspunkten görs även röd.</p>
	<p>För att nå en riskkvot under 1 för östron i anslutning till reningsverket krävs en nästintill fullständig reduktion över ett avancerat reningssteg. Östradiol detekteras i utgående avloppsvatten vid ett tillfälle. För att hamna under det MKN vid detta tillfälle hade det krävts en reduktion på ca 90 %.</p>
<b>Östrogena effekter:</b>	<p>I den första nedströmspunkten närmast reningsverket visar YES-analysen på extremt höga nivåer av östrogenpåverkande ämnen jämfört med bedömningsgrunden för akut toxicitet. I den andra provtagningslokalen nedströms har östrogena effekter inte kunnat detekteras. Notera också att de östrogena effekterna i renat avloppsvatten på Ekeby reningsverk är ovanligt höga jämfört med vad som vanligtvis förekommer i renat avloppsvatten. I den andra provtagningspunkten bedöms påverkan som grön.</p>
	<p>Östrogena effekter rekommenderas att följas upp.</p>
<b>PFAS-ämnen:</b>	<p>MKN för PFOS överskrids vid samtliga provtagningar i den första provtagningspunkten närmast reningsverket. I den andra provtagningspunkten överskrids MKN vid ett av två tillfällen. Det är svårt att beräkna reningsverkets andel av påverkan då det modellerade flödet verkar underskattat i den andra provtagningspunkten. Utgående halter av PFOS från reningsverket är låga till normala.</p>
	<p>För att hamna under MKN i recipientpunkten direkt nedströms reningsverket krävs en avskiljning av PFOS med ca 80 % över ett avancerat reningssteg. Utgående halter är heller inte så höga jämfört med andra reningsverk, så det är inte säkert att uppströmsarbete skulle ge något resultat. PFOS ligger över MKN vid ett tillfälle i den andra provtagningspunkten och en reduktion på reningsverket med 50 % hade kunnat resultera i att MKN underskrids. Dock är det svårt att</p>

	bedöma om även andra källor har bidragit till att MKN överskrids i denna punkt.
<b>Fenoler:</b>	Utgående halter från reningsverket är relativt höga av bisfenol A och nonylfenol. Den senare kvantifieras vid ett tillfälle i utgående avloppsvatten. Utgående halter leder dock inte till att beräknade halter i recipienten överskrider MKN.

## 5.9.2 Åtgärdsförslag

Att nå under effekthalter och bedömningsgrunder i recipienten (målsubstanser: diklofenak, citalopram, furosemid, oxazepam, sertralin, östron och östradiol och eventuellt PFOS) på ett litet reningsverk som Ekeby kommer vara mycket kostsamt i förhållande till antalet anslutna PE och också kräva att den befintliga reningen behöver förbättras för en driftsäker process. Ett alternativ kan i stället vara att flytta utsläppspunkten till Vegeå, men även det kan vara kostsamt och ta mycket tid om det är många markägare som behöver involveras. Påverkansområdet i anslutning till reningsverket är dessutom relativt begränsat, vilket den kompletterande provtagningen längre nedströms visar.

I detta arbete föreslår vi en teknisk lösning som ger en långtgående rening, men som samtidigt är realistiskt att implementera på ett mindre reningsverk med en relativt driftsäker process. Eftersom ett avancerat reningssteg kräver en ombyggnation av befintlig process utgår vi från att halterna av nitrit är lägre än de som mätts upp under projektet. Föreslagen process består av skivfilter följt av ett ozoneringssteg och sedan filtrering genom aktivt kol, se Tabell 22. Denna processkombination förväntas reducera halter av diklofenak, citalopram, furosemid, sertralin och sulfametoxazol med mellan 95 – 100 % även med lägre ozondoser (0,4 mg O<sub>3</sub>/mg DOC) och lägre kolkonsumtion (>20 000 BV, d v s >25 mg GAK/l). För att oxazepam ska understiga PNEC i utgående avloppsvatten, behöver en mycket stor andel av årsflödet renas med höga ozondoser och en stor kolkonsumtion. Detta bedöms inte som realistiskt ur ett hållbarhetsperspektiv och vi antar därför en något kompromissad design där 95 % av årsflödet behandlas med en ozondos på mg 1 O<sub>3</sub>/mg DOC och kol bytes efter 15 000 BV. Med denna design nås en långtgående rening av oxazepam med det är inte säkert att halten underskrider PNEC i det renade avloppsvattnet. Denna lösning förväntas också reducera mängden PFOS i vattnet med i genomsnitt ca 60 %. Notera att dessa uppskattningar är relativt osäkra. En mer ambitiös anläggning hade t ex kunnat föregås av ett ultrafilter och med en mycket högre flödeskapacitet.

Underlaget för att bedöma påverkan i den andra provtagningspunkten baseras endast på två provtagningar och behöver utökas. En initial bedömning är att både ozon och kol efter en förbättrad filtreringsprocess är lämpligt om PFOS inte inkluderas som målsubstans. För ozonering behöver ytterligare ett biologiskt reningssteg byggas för efterbehandling.

Mot denna bakgrund föreslår vi att NSVA för Ekebys reningsverk:

1. I samband med andra ombyggnationer eller större förändringar i verksamheten utreder behov för och möjligheter med ett avancerat reningssteg utifrån en utökad recipientbedömning. I detta arbete kan flytt av utsläppspunkten inkluderas.
2. Beroende på ovan resultat går vidare med en labb/pilottester, tillståndsansökan, projektering och byggnation.

**Tabell 22. Konceptuell beskrivningen och dimensionering av ett avancerat reningssteg på Ekeby reningsverk**

<p><b>Teknisk lösning</b></p> <p>Ozonering följt av filtrering genom aktivt kol. Ett skivfiltersteg byggs före ozoneringssteget. Det behöver även ske en ombyggnation av befintligt verk där en fullständig nitrifikation erhålls före ett avancerat reningssteg är aktuellt att implementera.</p>
<p><b>Dimensionering</b></p> <p>Skivfilter 10 µm – Qmax 73 m<sup>3</sup>/h, max slambelastning 50 mg SS/l.</p> <p>Qmax ozonering 73 m<sup>3</sup>/h.</p> <p>Ozondos 1 mg O<sub>3</sub>/DOC för långtgående reduktion av oxazepam förväntas ske. Antagandet att vattnet efter ombyggnad innehåller 8 mg DOC/l och 0,1 mg nitritkväve ger dosen 8,3 mg O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>. Kapacitet ozonreaktor 0,61 kg O<sub>3</sub>/h.</p> <p>Kontaktid ozonreaktor 15 min ger volym 20 m<sup>3</sup> med ett djup på 6 m en yta på ca 3,5 m<sup>2</sup>.</p> <p>Kolfilter EBCT 20 min vid Qmax fördelat på två filter ger en filtervolym på 2*14 m<sup>3</sup>. Total bassängvolym ca 40 m<sup>3</sup>. Tillkommande bassäng för spolvatten och utjämningsbassäng för använt spolvatten ca 75 m<sup>3</sup> + 75 m<sup>3</sup>. Modulära ej platsgjutna tankar är troligtvis ett mer realistiskt alternativ för att minska bassängvolymerna för spolvatten och ge ökad redundans med fler mindre filter i stället för två stora.</p>
<p><b>Resursförbrukning</b></p> <p>Syrebehov baserat på en ozonkoncentration om 10 wt%: 36 ton/år.</p> <p>Elektricitet baserat på att det behandlande vattnet lyfts 4 m och att ozongeneratoren förbrukar 10 kWh/kg O<sub>3</sub>. 9 400 + 36 000 kWh. Totalt 46 000 kWh.</p> <p>Kolkonsumtion ca 14 ton/år (torrvikt, kol bytes efter att 15 000 BV vatten har behandlats). Osäkert om reaktivering är realistiskt med dessa små mängder då volymerna inte räcker för att fylla en lastbil.</p>
<p><b>Förändringar i befintlig process</b></p> <p>Utbyggnad av det biologiska steget för att uppnå fullständig nitrifikation och därmed låga halter nitrit och DOC i det biologiskt behandlade avloppsvattnet. Partikelavskiljande steg före det avancerade reningssteget för att garantera en driftsäker filtreringsprocess. Onlineövervakning av susphalter vid detta steg. Eventuellt kan filtreringssteget ersätta slutsedimenteringen, men kan då inte utgöras av skivfilter om detta innebär att polymer tillsätts. Polymer påverkar filtreringsprocessen genom kol och fällning på skivfilter är beroende av att polymer används.</p> <p>Spolvatten från kolfilter och skivfilter ökar den hydrauliska belastningen på reningsverket.</p>
<p><b>Integrering med befintlig process</b></p> <p>Avloppsvatten tas från samlingskanal eller pumpgröp efter slutsedimentering och leds till ny byggnad med skivfilter. Antingen leds vatten med självfall genom filtreringen för att sedan lyftas till kontakttank för ozonering, eller så lyfts vattnet initialt och rinner sedan med självfall genom processen. Detaljerad bedömning av ledningsdragning behövs för att ta provtagning i beaktning och bedöma hur bakflöde undviks.</p>
<p><b>Miljöpåverkan</b></p> <p>Klimatpåverkan för konsumtion av el och syrgas uppskattas till 0,65 ton CO<sub>2,eq</sub>/år eller 6,7 ton CO<sub>2,eq</sub>/år beräknat utifrån en svensk respektive nordisk elmix.</p>

Klimatpåverkan för kol uppskattas till 28 och 101 ton CO<sub>2,eq</sub>/år med regenererat respektive jungfruligt kol.

**Kostnader**

Investeringskostnaderna har uppskattats till 15 MSEK. Driftkostnaderna har uppskattats till 1,1 och 1,5 MSEK för regenererat respektive jungfruligt kol. CAPEX + OPEX uppgår till 2,1 MSEK och 2,6 MSEK vilket ger en kostnad på 5,0 respektive 5,9 kr /m<sup>3</sup> behandlat avloppsvatten.

Investeringskostnaden inkluderar inte nödvändiga investeringar i befintligt reningsverk för att nå fullständig nitrifikation.

## 5.10 Kågeröd reningsverk

### 5.10.1 Recipientbedömning

- Vattenmatrisen har inte analyserats på Kågeröd reningsverk, då reningsverket efter hälften av provtagningarna inte ansågs i behov av ett avancerat reningssteg.
- Bedömningen indikerar att de ämnen som riskerar att orsaka en negativ recipientpåverkan är östron. Viss risk kan även föreligga för diklofenak, furosemid, oxazepam, och citalopram.
- *Med föreslagen miljökvalitetsnorm för östron är det troligt att reningsverkets utsläpp resulterat i att MKN överskrids eller tangeras i recipienten. För bisfenol A är det troligt att föreslagen MKN överskrids.*

I Tabell 23 presenteras IVL:s bedömning av reningsverkets miljöpåverkan avseende mikroföroreningar.

**Tabell 23. Bedömning av miljöpåverkan för ämnesgrupperna läkemedel, hormoner, östrogena effekter, PFAS-ämnena och fenoler i recipienten till Kågeröds reningsverk.**

Ämnesgrupp	Beskrivning miljöpåverkan
<b>Läkemedel:</b>	Ett fåtal läkemedel detekteras och kvantifieras i recipienten och inget ämne som detekteras har en uppmätt recipienthalt där riskkvoten överstiger 1. Flera ämnen som detekteras i recipienten vid något tillfälle ger upphov till en riskkvot mellan 0,1 – 1: diklofenak, citalopram (PNEC 7,5 ng/l), oxazepam, och furosemid. Sertralin har inte detekterats i recipienten, men den beräknade recipienthalten utifrån utgående avloppsvatten ger en riskkvot på mellan 0,1 – 1.
<b>Hormoner:</b>	Hormoner har inte analyserats i recipientvatten då halterna har förutspått ligga långt under detektionsnivån. Vid de två tillfällen när hormoner har analyserats i utgående avloppsvatten har höga halter av östron uppmätts vilket ger en beräknad riskkvot på ca 20. De två andra hormonerna har inte detekterats.
<b>Östrogena effekter:</b>	Uppmätt halt i recipienten understiger detektionsgränsen vid två av tre tillfällen. Vid den första provtagningen överstiger den uppmätta halten bedömningsgrunden, vilket föranleder den "gula klassningen". Utgående halt är väldigt hög vid detta tillfälle. Beräknad halt överstiger bedömningsgrunden vid tre av fyra tillfällen.
<b>PFAS-ämnena:</b>	Uppmätt halt av PFOS överstiger MKN vid ett av två tillfällen, men reningsverkets tillskott bedöms som litet vid denna tidpunkt.
<b>Fenoler:</b>	Endast bisfenol A har detekterats vid ett tillfälle av de två analyser på utgående avloppsvatten som har genomförts. Den beräknade halten i recipienten hamnar långt under MKN.

## 5.10.2 Åtgärdsförslag

För Kågeröd har höga halter östron hittats i utgående vatten. Även de östrogena effekterna (YES) i utgående avloppsvatten är höga. I detta projekt har vi inte prioriterat reningsverket eftersom Kågeröd för litet för att det ska vara realistiskt att genomföra en åtgärd.

Mot denna bakgrund föreslår vi att NSVA för Kågeröds reningsverk:

1. Inkluderar reduktion av hormoner och östrogena effekter i behovsbedömningen vid en framtida ombyggnation. Fler prov på utgående avloppsvatten och eventuellt i recipienten bör då tas för att förbättra underlaget.



## 5.11 Nyvångsverket

### 5.11.1 Recipientbedömning

- Bedömningen indikerar att problematiska ämnen som kan orsaka en negativ recipientpåverkan är diklofenak, citalopram, oxazepam och sertralin, samt östron, östradiol och PFOS.
- Nedströms provtagningspunkt lokaliserades av misstag uppströms reningsverkets utsläpp under de två första provtagningarna. Därför finns inte uppmätta halter nedströms reningsverket för dessa tillfällen.
- *Med föreslagna MKN i ämnesdirektivet är det troligt att halter av östron, östradiol, bisfenol A och nonylfenol överstiger gränsvärdet på årsbasis. Då etinylöstradiol och oktylfenol inte har detekterats i någon av de genomförda analyserna på utgående avloppsvatten kan en bedömning för dessa substanser inte göras.*
- *Enligt förslaget avloppsdirektiv kan Nyvångsverket vara aktuellt för ett avancerat reningssteg då reningsverkets max gvb- tätbebyggelse överstiger 10 000 pe och utspädningen i recipienten medför att den bedöms som känslig.*

I Tabell 24 presenteras IVL:s bedömning av reningsverkets miljöpåverkan avseende mikroföroreningar samt reduktionsmål för att minska denna.

**Tabell 24. Bedömning av miljöpåverkan för ämnesgrupperna läkemedel, hormoner, östrogena effekter, PFAS-ämnena och fenoler i recipienten till Nyvångsverket**

Ämnesgrupp	Beskrivning miljöpåverkan
	Krav på reduktion
Läkemedel:	MKN överskrids för diklofenak på årsbasis, både utifrån uppmätt i recipienten och beräknad halt. Riskkvoter för citalopram (PNEC = 7,5 ng/l), oxazepam och sertralin ligger långt över 1 och för ämnena klaritromycin, erytromycin, metoprolol, propranolol, sulfametoxazol ligger riskkvoterna mellan 0,1 – 1 baserat på uppmätta och beräknade halter.
	För att underskrida MKN behöver halten av diklofenak reduceras med ungefär 80 % i utgående avloppsvatten. För att nå riskkvoter under 1 för citalopram (PNEC = 7,5 ng/l) krävs ca 90 % reduktion och för oxazepam strax över 90 %, för sertralin och furosemid krävs reduktioner på ca 70 %.
Hormoner:	Östron kan kvantifieras i utgående avloppsvatten vid de två tillfällen som hormonanalysen har genomförts. Östradiol detekteras vid ett av

	<p>två tillfällen. Detta resulterar i att båda ämnena får riskkvoter strax under 30.</p>
	<p>För att hamna under en riskkvot på 1 för östron behövs en reduktion på över 95 %. För att hamna under MKN på årsbasis för östradiol krävs en reduktion på ca 80 % över ett avancerat reningssteg.</p>
<b>Östrogena effekter:</b>	<p>I recipienten har en hög östrogen påverkan uppmätts som ligger över bedömningsgrunden för akut toxicitet (1,4 ng E2-ekv/l). Även den beräknade halten överstiger eller ligger över denna bedömningsgrund vid tre av fyra provtagningar. Vid den sista provtagningen är utgående halt under detektionsgränsen, men halten i recipient uppgår till 4,8 ng E2-ekv/l. Detta resultat är alltså något avvikande från förväntat.</p>
	<p>Östrogena effekter rekommenderas att följas upp.</p>
<b>PFAS-ämnen:</b>	<p>Halten PFOS överskrider MKN både uppströms och nedströms vid samtliga tillfällen som ämnet har analyserats. Halten av PFAS-ämnen är också hög i det renade avloppsvattnet vilket gör att enbart reningsverkets utsläpp upptar hela MKN.</p>
	<p>Halterna av PFOS och andra PFAS-ämnen indikerar att det finns uppströmskällor utöver hushåll som belastar reningsverket med dessa ämnen. För att hamna under MKN skulle en reduktion behövas av PFOS på ca 85 – 95 %. Även om uppströmsåtgärder för att minska belastningen på reningsverket skulle reducera utgående PFOS-halt från 10 till 2 ng/l är det möjligt att MKN överskrids i recipienten på grund av den begränsade utspädningen. Halten 2 ng/l är en uppskattning på vad hushållspillvatten innehåller, och därmed vad uppströmsåtgärder kan åstadkomma.</p>
<b>Fenoler:</b>	<p>Bisfenol A har kvantifierats vid ett tillfälle och detekterats vid ett tillfälle i de två analyser på utgående avloppsvatten som har genomförts. Den beräknade halten i recipienten hamnar långt under MKN.</p>

## 5.11.2 Åtgärdsförslag

Följande målsubstanser har identifierats på Nyvångsverket: citalopram, sertralin, diklofenak, furosemid, oxazepam, samt östron och PFOS. För PFOS är det aktuellt med både uppströmsåtgärder för att minska belastningen på reningsverket, samt uppströmsåtgärder i avrinningsområdet. Att avskilja all PFOS i avloppsvattnet bedöms inte ensamt kunna resultera i att gränsvärdet i recipienten underskrivs. Med uppströmsåtgärder på ledningsnätet samt en teknisk åtgärd på reningsverket kan halten PFOS i utgående avloppsvatten uppskattningsvis minska från uppmätta 10 ng/l till runt 1 ng/l, vilket kommer resultera i att reningsverkets upptag av miljökvalitetsnormen blir litet. Adsorptionen till kol av citalopram och sertralin är mycket god, bra för diklofenak och furosemid och okey för oxazepam. Östron kan adsorbera bra eller okey till aktivt kol.

För att nå en långtgående rening av så pass många målsubstanser och även avskilja oxazepam och PFOS i högre grad föreslås ett ozoneringssteg före ett filtersteg med aktivt kol på Nyvångsverket, se Tabell 25. Notera att om Nyvångsverket utökas till Ekevång med en inkommande belastning över 10 000 pe, så innebär nuvarande förslag till nytt avloppsdirektiv att reningsverket skulle behöva installera ett avancerat reningssteg.

Då befintliga sandfilter är i dåligt skick kan en möjlig processlösning för Nyvångsverket vara att skivfilter installeras efter slutsedimenteringen och att sandfiltren byggs om till kolfilter. Mellan skivfiltren och kolfiltren anläggs ozoneringssteget med tillhörande kontakttank. Denna processlösning förväntas kunna reducera samtliga målsubstanser då ozoneringen kompletterar GAK med långtgående reduktion av diklofenak, furosemid och östron, även vid låga doser. Vi är dock osäkra på om halter under PNEC nås för oxazepam med beräknad resursförbrukning. Det finns också forskningsindikationer på att teknikkombinationen ozon och GAK kan minska resursförbrukningen av aktivt kol då ozonering bryter ner organiska ämnen så att dessa adsorberas sämre av aktivt kol och därmed konkurrerar mindre med de mikroföroreningar som ska avskiljas.

Mot denna bakgrund föreslår vi att NSVA för Nyvångsverket:

1. Genomför ett uppströmsarbete för att minska belastningen av PFOS på Nyvångsverket, samt initierar kontakt med vattenvårdsförbundet/miljöförbundet för att på sikt identifiera och åtgärda andra källor som belastar reningsverket.
2. Tar ett helhetsgrepp kring sammanslagningen med Ekebro. Även utan sammanslagningen bedömer vi att en förstudie bör initieras för Nyvångsverket i närtid för att tydliggöra behovet och förutsättningar för ett avancerat reningssteg. I denna förstudie bör belastningen från Kvidinge inkluderas med kompletterande provtagning på detta reningsverk.
3. Bevakar utvecklingen av nytt avloppsdirektiv och huruvida Nyvångsverket reningsverk utifrån detta kan behöva installera ett avancerat reningssteg.
4. Beroende på ovan punkt går vidare med tillståndsansökan och arbete för flytt av utsläppspunkt, alternativt labb/pilottest, tillståndsansökan, projektering och ombyggnation.

**Tabell 25. Konceptuell beskrivningen och dimensionering av ett avancerat reningssteg på Nyvångsverket.**

<b>Teknisk lösning</b>
Ozonering följt av filtrering genom aktivt kol. Ett skivfiltersteg byggs före ozoneringssteget. Utöver detta föreslås ett uppströmsarbete för att minska belastningen av PFOS och andra PFAS-ämnen på reningsverket.
<b>Dimensionering</b>
Skivfilter 10 µm – Qmax 250 eller för hela flödet från slutsedimenteringen, max slambelastning 100 mg SS/l.
Qmax ozonering 250 m <sup>3</sup> /h. Även med en mer tilltagen dimensionering antas inte mer än 90 % av årsflödet kunna behandlas p g a bräddning på verket vid höga flöden.
Ozondos 1 mg O <sub>3</sub> / mg DOC för långtgående reduktion av oxazepam. Om en mindre reduktion kan tolereras kan denna sänkas rejält. Antagandet baserat på provtagning som visar att vattnet innehåller 8 mg DOC/l och 0,2 mg nitritkväve vilket ger dosen 8,7 g O <sub>3</sub> /m <sup>3</sup> . Kapacitet ozonreaktor 2,2 kg O <sub>3</sub> /h.
Kontakttid ozonreaktor 15 min ger volym 65 m <sup>3</sup> med ett djup på 6 m en yta på ca 11 m <sup>2</sup> .

Kolfilter EBCT 20 min vid Q<sub>max</sub> fördelat på två filter ger en filtervolym på 2\*42m<sup>3</sup> med ett filterdjup på 1,5 m. Volymen anpassad efter kapacitet hos bulkbil för leverans av kol. Total bassängvolym ca 120 m<sup>3</sup>. Tillkommande bassäng för spolvatten och utjämningsbassäng för använt spolvatten ca 210 m<sup>3</sup> + 210 m<sup>3</sup>. Att använda befintliga sandfilter ger troligtvis en tillräcklig EBCT men filterbädden minskas till befintlig sandfilterbädd minus någon decimeter för att ge plats för bäddexpansion vid backspolning.

#### Resursförbrukning

Syrebehov baserat på en ozonkoncentration om 10 wt%: 120 ton/år.

Elektricitet baserat på att det behandlande vattnet lyfts 4 m och att ozongeneratoren förbrukar 10 kWh/kg O<sub>3</sub> blir 32 000 + 120 000 kWh. Totalt 154 000 kWh. Denna lyfthöjd kan vara överskattad om befintliga sandfilter används

Kolkonsumtion ca 37 ton/år (torrvikt, kol bytes efter 20 000 BV vatten har behandlats). Reaktivering troligen ett möjligt alternativ då en full bulkbil rymmer ca 20 - 25 ton material.

#### Förändringar i befintlig process

Befintliga sandfilter byggs om till kolfilter. Spolvatten från kolfilter och skivfilter kan öka den hydrauliska belastningen på reningsverket men bör vara ungefär samma som befintlig spolvattenbelastning.

#### Integrering med befintlig process

Avloppsvatten tas från befintlig pumpgrop efter slutsedimentering. Beroende på hur mycket hydrauliskt utrymme som finns tillgängligt kan eventuellt befintliga pumpar användas. Skivfilter, och ozoneringssteget placeras i anslutning till sandfilterbyggnad. Möjlighet till förbiledning vid höga flöden eller höga susphalter.

Behov av övervakning av turbiditet på utgående vatten från skivfiltren för att möjliggöra förbiledning.

#### Miljöpåverkan

Klimatpåverkan för konsumtion av el och syrgas uppskattas till 2,2 ton CO<sub>2,eq</sub>/år eller 22 ton CO<sub>2,eq</sub>/år beräknat utifrån en svensk respektive nordisk elmix.

Klimatpåverkan för kol uppskattas till 74 och 260 ton CO<sub>2,eq</sub>/år med regenererat respektive jungfruligt kol.

#### Kostnader

Investeringskostnaderna har uppskattats till 30 MSEK. Driftkostnaderna har uppskattats till 2,3 och 3,4 MSEK för regenererat respektive jungfruligt kol. CAPEX + OPEX uppgår till 4,4 MSEK och 5,4 MSEK vilket ger en kostnad på 3,0 respektive 3,7 kr /m<sup>3</sup> behandlat avloppsvatten.

Investeringskostnaderna kan eventuellt reduceras om befintliga sandfilter byggs om till kolfilter.

## 5.12 Lundåkraverket

### 5.12.1 Recipientbedömning

- Bedömningen indikerar att problematiska ämnen är diklofenak, klaritromycin, furosemid, oxazepam, sertralin och sulfametoxazol. Även östron och östradiol bedöms kunna utgöra en risk för en negativ miljöpåverkan i recipienten. Vilka ämnen som är aktuella beror på i vilken recipientpunkt som målbilden sätts. Med ett påverkansområde där utspädningen antas uppgå till 100 ggr blir målsubstanserna: diklofenak, furosemid, oxazepam, sertralin och östron.
- En jämförelse av halterna diklofenak i utgående avloppsvatten, hamnbassängen och provpunkten utanför hamnbassängen indikerar en utspädning på mellan 50 och 700 ggr i provpunkten utanför hamnbassängen. Om vi jämför utgående halter och beräknat behov av utspädning för att nå riskkvoter under 1 med spädningsskattorna i (NSVA 2015) ser vi att påverkansområdet är stort för framför allt hormonerna, men också vissa läkemedel.
- *Även om fenolerna inte detekteras i utgående vatten vid mer än något tillfälle innebär ett sänkt MKN enligt förslaget ämnesdirektiv att en betydande utspädning (1 500 ggr) kommer behövas innan halten understiger gränsvärdet. Detsamma gäller för östron som kräver en utspädning på i medel 760 ggr.*
- *Enligt förslaget avloppsdirektiv kan Lundåkraverket vara aktuellt för ett avancerat reningssteg då reningsverkets max gvb-tätbebyggelse överstiger 10 000 pe och recipienten kan komma att bedömas som känslig. Notera en viss osäkerhet i denna bedömning.*

I Tabell 26 presenteras IVL:s bedömning av reningsverkets miljöpåverkan avseende mikroföroreningar samt reduktionsmål för att minska denna.

**Tabell 26. Bedömning av miljöpåverkan för ämnesgrupperna läkemedel, hormoner, östrogena effekter, PFAS-ämnen och fenoler i recipienten till Lundåkraverket.**

Ämnesgrupp	Beskrivning miljöpåverkan
	Krav på reduktion
Läkemedel:	I provpunkten i hamnbassängen har halten diklofenak överstigit MKN vid samtliga provtagningar. Riskkvoter för citalopram (PNEC=7,5 ng/l), klaritromycin, furosemid, oxazepam, sertralin och sulfametoxazol överstiger 1. Generellt är utgående halter av läkemedel höga på Lundåkraverket. Ytterligare ämnen kvantifieras med riskkvoter mellan 0,1 – 1. För de ämnen med störst riskkvot: diklofenak, furosemid, oxazepam och sertralin krävs en utspädning på 250 ggr, 150 ggr, 440 ggr respektive 140 ggr för att nå en riskkvot under 1. I provtagningspunkten strax utanför hamnbassängen detekteras ett par

	<p>läkemedel vid ett något tillfälle. Av de ämnen som vanligtvis orsakar höga riskkvoter är det endast diklofenak som detekteras vid ett tillfälle av tre.</p>
<p><b>Hormoner:</b></p>	<p>Reduktionsbehovet beräknas med antagandet att halten i utgående avloppsvatten ska underskrida MKN och PNEC efter att det späts 100 ggr Reduktionen som krävs över ett avancerat reningssteg blir då som följer: diklofenak (60 %), furosemid (30–40 %), oxazepam (75 %) och sertralin (30–40 %). Ett mer detaljerat resonemang förs under åtgärdsförslaget.</p> <p>Hormoner har inte provtagits i recipienten. Östron kvantifieras i utgående avloppsvatten vid båda provtagningstillfällena och för att nå under PNEC behövs en utspädning på 1 700 ggr som medel för de två tillfällena. Detta är många gånger större än den utspädning som krävs för att nå riskkvoter under 1 för läkemedlen. Halterna av östron i utgående avloppsvatten är höga jämfört med vad som förväntas på ett reningsverk med långtgående kväverening. Denna bedömning är dock baserad på endast 2 provtagningar.</p> <p>För östron kan en långtgående reduktion på runt 95 % vara nödvändigt för att nå halter under PNEC utanför ett visst område som motsvaras om ett område där PNEC för läkemedel underskrids.</p>
<p><b>Östrogena effekter:</b></p>	<p>YES detekteras endast vid den första provtagningen i hamnbassängen, men då med en halt strax över bedömningsgrunden för akut toxicitet (1,4 ng E2-ekv/l). Vid de två tillfällen som analysen har gjorts i den andra nedströmspunkten utanför hamnbassängen har ingen östrogen aktivitet detekterats. YES-halten i utgående vatten är relativt hög och ligger mellan 2 – 9,5 ng E2-ekv/l.</p> <p>Östrogena effekter rekommenderas att följas upp.</p>
<p><b>PFAS-ämnen:</b></p>	<p>MKN för PFOS överskrids i recipientpunkten hamnbassängen vid samtliga provtagningstillfällen och i två av tre provtagningstillfällen i den andra recipientpunkten utanför hamnbassängen. För att utgående halter ska nå under MKN krävs en utspädning runt 30 ggr. Tidigare uppskattning av avloppsvatten utanför hamnbassängen indikerar en utspädning på över 30 ggr. Detta innebär att reningsverket troligen upptar en mindre andel MKN utanför hamnbassängen.</p> <p>PFOS behöver eventuellt inte reduceras, då miljöbedömningen indikerar att reningsverkets påverkan är relativt liten. Utgående halter är också i paritet eller strax över vad som förväntas i kommunalt avloppsvatten. Uppströmsarbete kan således minska belastningen något.</p>
<p><b>Fenoler:</b></p>	<p>Fenoler har endast analyserats i recipienten vid första tillfället och i utgående avloppsvatten vid första och fjärde provtagningen. Inga fenoler detekterades i recipienten och endast bisfenol A kunde</p>

	<p>kvantifieras vid fjärde provtagningen i utgående avloppsvatten. Halterna i recipienten är således långt under MKN.</p> <p>Halterna av bisfenol A är dock relativt höga i utgående vatten jämfört med vad som kan förväntas på ett reningsverk i denna storlek och med inkommande belastning.</p>
--	---

## 5.12.2 Åtgärdsförslag

Lokaliseringen av Lundåkraverkets utsläppspunkt medför att koncentrationen av mikroföroreningar i framför allt hamnbassängen kraftigt överstiger MKN och effekthalter. Enligt spädningskartorna i NSVA (2015) kan också halten av följande mikroföroreningar överstiga effekthalter längs med kusten: diklofenak (MKN och PNEC), furosemid, oxazepam, sertralin och östron. I NSVA (2015) är utspädningen satt till 100 – 1 000 ggr och angivna målsubstanser har beräknats med en antagen utspädning på 100 ggr. Detta är således ett värsta scenario baserat på ett litet kunskapsunderlag. Kustområden är dock oftast känsliga naturområden med en stor biodiversitet och i påverkansområdet ligger både naturreservatet Lundåkrabukten och ett Natura 2000-område.

I detta avsnitt presenterar vi en möjlig teknisk lösning som medför att halterna av utsläppta mikroföroreningar behöver spädas under 100 ggr för att effekthalter i recipient ska underskridas. För detta behöver följande ämnen reduceras: diklofenak (60 %), furosemid (30–40 %), oxazepam (75 %), sertralin (30–40 %), östron (95 % för PNEC, 80–90 % för gränsvärde i direktivförslag). Reduktionsbehovet av östron baseras på relativt höga halter i utgående vatten.

För de målsubstanser som vi har identifierat kan ozon avskilja diklofenak, furosemid och östron till låga halter genom oxidation redan vid låga doser. Sertraline kan först vid en högre dos avskiljas i större utsträckning men eftersom reduktionsbehovet är litet borde en låg dos (0,5 g O<sub>3</sub>/g DOC) vara tillräckligt. Oxazepam kräver höga doser för en genomsnittlig reduktion på 75 %. Diklofenak, furosemid och troligtvis östron adsorberar sämre till kol, men eftersom reduktionsbehovet för diklofenak och furosemid är så pass lågt bör ett kolfilter ändå kunna drivas med låg resursförbrukning (låg kolkonsumtion). För östron (med viss osäkerhet) och oxazepam är så inte fallet. Om vi inte tar med oxazepam som målsubstans, räcker det således med ett ozoneringssteg med låg dos, men med oxazepam kan det krävas höga doser ozon vilket kan vara olämpligt för Lundåkraverkets avloppsvatten p g a en stor industribelastning och förekomst av bromid.

Med enbart kol är det osäkert om tillräckligt med oxazepam och östron kommer avskiljas. Den tekniklösning som således blir lämplig blir ett ozoneringssteg med låg ozondos följt av ett kolfilter, Tabell 27. Denna lösning minimerar risken för bildande av biprodukter och kommer leda till en långtgående rening av alla målsubstanser förutom möjligtvis oxazepam. Notera att det finns flera osäkerheter och antagande i denna bedömning.

Mot denna bakgrund rekommenderar vi att NSVA för Lundåkraverket:

1. Följer implementeringen av avloppsdirektivet och då specifikt med fokus på om Lundåkraverket kan få krav på avancerad rening enligt Artikel 8.
2. Vidare utreder påverkansområdet i Lundåkrabukten, förslagsvis med utökad provtagning i recipienten och en mer detaljerad hydraulisk modellering. Med ett utökat kunskapsläge kan en bedömning göras om vilken åtgärd som är lämpligast. Med underlaget från

befintlig utredning, där bedömningen är gjord enligt ett värsta scenario, bedömer vi att prioriteringsordningen bör vara: flytt av utsläppspunkten om detta är billigare än ett avancerat reningssteg, implementering av avancerad rening, och sist ingen åtgärd.

3. Beroende på resultat från ovan utredning går vidare med en förstudie, labb/pilottest tillståndsansökan, projektering och byggnation.

**Tabell 27. Konceptuell beskrivningen och dimensionering av ett avancerat reningssteg på Lundåkraverket.**

<b>Teknisk lösning</b>
Ozonering följt av filtrering genom aktivt kol. Utgående kvalitet i renat avloppsvatten från befintligt kemsteg är troligtvis tillräcklig god för en driftsäker efterföljande filtertrereringsprocess.
<b>Dimensionering</b>
Qmax ozonering 710 m <sup>3</sup> /h, antas resultera i att mer än 90 % av årsflödet behandlas.
Ozondos 0,5 mg O <sub>3</sub> / mg DOC eller lägre. Antagandet baserat på genomförd provtagning som visar att vattnet innehåller 8 mg DOC/l och 0,2 mg nitritkväve, vilket ger dosen 4,7 g O <sub>3</sub> /m <sup>3</sup> . Kapacitet ozonreaktor 3,3 kg O <sub>3</sub> /h.
Kontaktid ozonreaktor 15 min ger volym 180 m <sup>3</sup> med ett djup på 6 m en yta på ca 30 m <sup>2</sup> .
Kolfilter EBCT 20 min vid Qmax fördelat på sex filter ger en filtervolym på 6*42m <sup>3</sup> med ett filterdjup på 1,5 m. Volymen anpassad efter kapacitet hos bulkbil för leverans av kol. Total bassängvolym ca 360 m <sup>3</sup> . Tillkommande bassäng för spolvatten och utjämningsbassäng för använt spolvatten ca 210 m <sup>3</sup> + 210 m <sup>3</sup> .
<b>Resursförbrukning</b>
Syrebehov baserat på en ozonkoncentration om 10 wt%: 220 ton/år.
Elektricitet baserat på att det behandlande vattnet lyfts 4 m och att ozongeneratorm förbrukar 10 kWh/kg O <sub>3</sub> blir 100 000 + 220 000 kWh. Totalt 320 000 kWh. Denna lyfthöjd kan vara något överskattad då tryckfallet över reningssteget inte uppgår till 4 mvp.
Kolkonsumtion ca 93 ton/år (torrvikt, kol bytes efter 25 000 BV vatten har behandlats). Reaktivering troligen ett möjligt alternativ.
Syrgas levereras med tankbil av extern aktör.
<b>Förändringar i befintlig process</b>
Ingen förändring i befintlig process är nödvändig. Den hydrauliska belastningen på reningsverket kommer dock öka p g a spolvatten från kolfiltren.
<b>Integrering med befintlig process</b>
Ny ledning ansluts från kemsteget som försörjer en ny pumpsump i anslutning till ozoneringssteget. Vattnet lyfts till kontaktbassängen och rinner sen med självfall vidare till kolfiltren innan det leds i en ny ledning till utloppet. Provtagning tas i beaktning vid projektering.
Befintliga online-mätare för övervakning av turbiditeten kan användas som vakt för att undvika att höga slamhalter når det avancerade reningssteget.
<b>Miljöpåverkan</b>
Klimatpåverkan för konsumtion av el och syrgas uppskattas till 4,3 ton CO <sub>2</sub> ,eq/år eller 44 ton CO <sub>2</sub> ,eq/år beräknat utifrån en svensk respektive nordisk elmix.
Klimatpåverkan för kol uppskattas till 190 ton CO <sub>2</sub> ,eq/år med regenererat kol.



**Kostnader**

Investeringskostnaderna har uppskattats till 50 MSEK. Driftkostnaderna har uppskattats till 4,8 MSEK med regenererat kol. CAPEX + OPEX uppgår till 8,3 MSEK vilket ger en kostnad på 1,8 kr/m<sup>3</sup> behandlat avloppsvatten.

Investeringskostnaden kan vara underskattad då pålning kan behövas för nya bassänger.

## 5.13 Röstånga reningsverk

### 5.13.1 Recipientbedömning

- Vattenmatrisen har inte analyserats på Röstånga reningsverk, då reningsverket efter hälften av provtagningarna inte ansågs i behov av ett avancerat reningssteg.
- Bedömningen indikerar att viss risk för negativ miljöpåverkan kan orsakas av utsläpp av diklofenak, erytromycin, oxazepam, och sertralin samt östron.
- Vattenföringen har uppskattats på plats vid provtagning och är troligtvis kraftigt underskattad. En jämförelse mellan utgående halter läkemedel och uppmätta halter nedströms reningsverket tyder på en långt större vattenföring i recipienten, iallafall vid först provtagningstillfället. Utspädningen verkar dock variera mellan provtagningstillfällena och har uppskattats till mellan minst 7 och över 100 ggr under de fyra provtagningstillfällena baserat på halten diklofenak i recipient och utgående avloppsvatten.
- *Enligt föreslagna förändringar av ämnesdirektivet kan MKN för fenoler sänkas kraftigt och MKN för hormoner sänkas något. Med utsläppta halter av bisfenol A från reningsverket är det troligt att föreslaget MKN kommer överskridas i recipienten. Utsläppta halter av hormoner bedöms inte resultera i att MKN överskrids.*

I Tabell 28 presenteras IVL:s bedömning av reningsverkets miljöpåverkan avseende mikroföroreningar.

**Tabell 28. Bedömning av miljöpåverkan för ämnesgrupperna läkemedel, hormoner, östrogena effekter, PFAS-ämnena och fenoler i recipienten till Röstånga reningsverk.**

Ämnesgrupp	Beskrivning
<b>Läkemedel:</b>	Nästan inga läkemedel detekteras i recipient vid de tre första provtagningarna. Av de som vanligtvis brukar orsaka höga riskkvoter (citalopram, diklofenak, oxazepam, sertralin och furosemid) detekteras/kvantifieras endast diklofenak vid provtagning 3 och 4, samt citalopram och furosemid vid vardera ett tillfälle. Eftersom så få läkemedel har detekterats i recipienten och vi saknar en bra flödesuppskattning är det svårt att göra en slutgiltig bedömning av reningsverkets påverkan, då beräknade halter i recipienten troligen överskattas. Baserat på utspädning av utgående halter för att nå under MKN eller PNEC bedöms diklofenak, erytromycin, oxazepam, och sertralin som mest problematiska och en utspädning runt 10 ggr behövs för att nå riskkvoter under 1. Utspädningen i recipienten är troligtvis mycket större än detta.
<b>Hormoner:</b>	Hormoner har endast analyserats vid två tillfällen i utgående avloppsvatten. Östron detekteras och kvantifieras vid första respektive sista provtagningen. Östradiol detekteras vid sista provtagningen. För

	att reducera halterna av östron under PNEC krävs en utspänning på i medel 60 ggr. Siffran för östradiol när ämnet detekteras är något högre. Det är troligt att utspädningen är i paritet med detta.
<b>Östrogena effekter:</b>	YES har analyserats vid två tillfällen i recipienten. Vid ena tillfället detekterades ingen östrogen effekt, vid andra tillfället uppmättes en halt långt över bedömningsgrunden för akut toxicitet. Vid detta tillfälle var halten i utgående avloppsvatten låg och bör inte ha orsakat den höga östrogena effekten i recipienten.
<b>PFAS-ämnen:</b>	PFOS överskrider MKN vid ett av två tillfällen som ämnet har analyserats. Halterna i utgående avloppsvatten är dock låga varpå påverkan från reningsverket bedöms vara liten.
<b>Fenoler:</b>	Bisfenol A detekteras i utgående vatten vid de två tillfällen som fenoler har analyserats. Beräknad halten i recipienten ligger dock långt under MKN.

### 5.13.2 Åtgärdsförslag

Ingen åtgärds bedöms behövas på Röstånga reningsverk.

## 5.14 Svalövs reningsverk

### 5.14.1 Recipientbedömning

- Bedömningen indikerar att problematiska ämnen som riskerar att orsaka en negativ miljöpåverkan är diklofenak, citalopram, oxazepam, sertralin och furosemid, samt östron.
- Den modellerade vattenföringen varierar mycket och beräknade halter skiljer sig mycket från uppmätta i recipienten. Variationen över året är också betydande i recipienten. Generellt är uppmätta halter lägre än beräknade vilket kan bero på att vattenföringen underskattas eller vara en konsekvens av naturliga variationers påverkan vid stickprovtagning. Uppmätta halter av diklofenak i utgående vatten och recipient tyder på en utspädning på mellan 6 – 60 ggr.
- Föreslagna MKN i ämnesdirektivet för östron och östradiol skulle troligen underskridas beräknat utifrån de halter som förekommer i utgående avloppsvatten och utspädningen i recipienten. Föreslagna MKN för fenolerna har sänkts kraftigt i ämnesdirektivet. Reningsverkets utsläpp av bisfenol A kommer troligen leda till att MKN för detta ämne överskrids i recipienten.

I Tabell 29 presenteras IVL:s bedömning av reningsverkets miljöpåverkan avseende mikroföroreningar samt reduktionsmål för att minska denna.

**Tabell 29. Bedömning av miljöpåverkan för ämnesgrupperna läkemedel, hormoner, östrogena effekter, PFAS-ämnena och fenoler i recipienten till Svalövs reningsverk.**

Ämnesgrupp	Beskrivning miljöpåverkan
	Krav på reduktion
Läkemedel:	Uppmätt halt diklofenak i recipienten ligger vid ett tillfälle långt över MKN och vid ett tillfälle nära. Diklofenak kvantifieras även uppströms reningsverket under den första provtagningen. Citalopram detekteras vid två tillfällen och kvantifieras vid ett tillfälle i recipienten vilket ger en riskkvot över 1 (PNEC = 7,5 ng/l). Även oxazepam och sertralin detekteras vid två tillfällen i recipienten vilket också indikerar en riskkvot över 1. Utöver dessa substanser uppmätts relativt höga halter av furosemid i recipienten vilket ger en riskkvot på 0,5 på årsbasis.
	Beräknade och uppmätta halter skiljer sig mycket åt för Svalövs reningsverk. För att hamna under PNEC för uppmätta halter behöver citalopram reduceras med minst 50 % och oxazepam runt 50 %. För att reducera den beräknade halten oxazepam under PNEC krävs en

	reduktion på 75 %. Den genomsnittliga uppmätta halten av diklofenak indikerar att MKN underskrids, den beräknade överstiger MKN. Med en 50 % reduktion av diklofenak skulle även beräknad halt underskrida MKN. Motsvarande gäller för furosemid (50 %) och sertralin (60–70 %). Angivna reduktionsgrader gäller över ett avancerat reningssteg,
<b>Hormoner:</b>	<p>Östron detekteras och kvantifieras i utgående vatten vid första respektive sista provtagningstillfället. Inga analyser har gjorts på recipientvatten. För att nå under PNEC krävs en utspädning av östron med 30 respektive 80 gånger. Troligtvis är den verkliga utspädningen lägre än detta. Notera att bedömningen är osäker.</p> <p>Bedömningen av hormoner är svår och spekulativ. En reduktion på 50 % av östron leder troligen till att PNEC underskrids i recipienten.</p>
<b>Östrogena effekter:</b>	Östrogena effekter har varken detekterats i recipient eller i utgående avloppsvatten vid något av de två tillfällen som analysen har genomförts.
<b>PFAS-ämnen:</b>	PFOS överskrider MKN vid ett tillfälle av tre när ämnet har analyserats i recipienten. Utgående halter är relativt låga och ligger i medel på 1,6 ng/l. Med uppskattad utspädning är reningsverkets påverkan avseende PFOS troligen liten.
<b>Fenoler:</b>	Bisfenol A detekteras i utgående vatten vid de två tillfällen som fenoler analyserats. Halten i recipienten kommer dock ligga långt under MKN.

## 5.14.2 Åtgärdsförslag

Påverkansbedömningen för Svalövs reningsverk visade på ett inkonsekvent resultat då beräknade och uppmätta halter inte överensstämmer. Generellt är beräknade halter högre än uppmätta. Utspädningen i bäcken ser också ut att variera kraftigt över året vilket gör att en påverkansanalys som görs med medelutspädningen inte ger en bild av de faktiska förhållandena. För detta åtgärdsförslag utgår vi från att det är nödvändigt med en reduktion av 50 % för de utpekade målsubstanserna diklofenak, citalopram, oxazepam, sertralin och furosemid, samt östron. Detta skulle kunna resultera i att halter av oxazepam överskrider PNEC på årsbasis. Behovsbedömningen tar hänsyn till att Svalöv har ett litet reningsverk med ett relativt litet påverkansområde innan bäcken når en större recipient.

För att uppnå reduktionen kan både ozon och kol vara lämpliga alternativ. Reduktionsbehovet av oxazepam kommer driva ozonförbrukningen och kolkonsumtionen. Med uppskattat reduktionsbehov är det ingen teknik som ter sig mer lämplig än någon annan utan förutsättningarna på plats kan avgöra. Den befintliga reningsprocessen bedöms inte producera ett vatten som kan behandlas driftsäkert i vare sig en ozon- eller en kolfilteranläggning. För en ozonanläggning före sandfiltren är det troligt att DOC- och nitrithalterna kommer driva upp ozonkonsumtionen och att partikelhalten kan störa processen. För ett kolfilter efter sandfiltren är det troligt att partikelhalten kan medföra frekvent behov av backspolning och igensättning från biologisk tillväxt. Om reningsverket byggs om med utökad biologi kan ozonering före sandfiltren vara ett kostnadseffektivt alternativ, förutsatt att avskiljningen av partiklar i slutsedimenteringen

är god. Om biologin inte byggs ut men sandfiltren renoveras kan ett kolfilter efter befintlig process vara mer lämpligt. I denna konceptuella design utgår vi från alternativet med ett ozoneringssteg före sandfiltren, Tabell 30.

Mot denna bakgrund rekommenderar vi att NSVA för Svalövs reningsverk:

1. I samband med ombyggnationer eller annan större förändring i verksamheten genomför en förstudie av behov för och möjligheter med ett avancerat reningssteg. Före en slutgiltig lösning väljs behöver vattenmatrisen utvärderas över längre tid för att se om slutsedimenteringen avskiljer tillräckligt mycket partiklar och att nitrit- och DOC-halterna är låga över hela året.
2. Beroende på resultat från ovan går vidare med labb/pilottest, tillståndsansökan/ändringsanmälan, projektering och ombyggnation.

**Tabell 30. Konceptuell beskrivningen och dimensionering av ett avancerat reningssteg på Svalövs reningsverk.**

<b>Teknisk lösning</b>
Ozoneringsanläggning före sandfilter.
<b>Dimensionering</b>
Q <sub>max</sub> ozonering 46 m <sup>3</sup> /h.
Ozondos 1 mg O <sub>3</sub> /mg DOC för reduktion av oxazepam som når 50 % i totalflödet. Antagandet baserat på genomförd provtagning att vattnet innehåller 8 mg DOC/l och 0,2 mg nitritkväve, ger dosen 8,7 g O <sub>3</sub> /m <sup>3</sup> . Kapacitet ozonreaktor 0,40 kg O <sub>3</sub> /h.
Kontakttid ozonreaktor 15 min ger volym 12 m <sup>3</sup> . Volymen fördelas på modulära kontakttankar som inte platsgjuts.
<b>Resursförbrukning</b>
Syrebehov baserat på en ozonkoncentration om 10 wt%: 21 ton/år.
Elektricitet baserat på att det behandlande vattnet lyfts 3 m och att ozongeneratoren förbrukar 10 kWh/kg O <sub>3</sub> blir 5 000 + 26 000 kWh. Totalt 31 000 kWh. Denna lyfthöjd kan vara överskattad, men beror på de modulära enheternas utförande.
<b>Förändringar i befintlig process</b>
Före ett ozoneringssteg byggs på Svalövs reningsverk är det viktigt att nitrifikationen är fullständig för att halterna av nitrit och DOC ska vara låga i avloppsvattnet.
Utgående slamhalter behöver övervakas efter slutsedimenteringen.
<b>Integrering med befintlig process</b>
Vatten tas från samlingskanal efter slutsedimentering och leds till ozoneringssteget via ny pumpgröp. Efter kontakttanken leds vattnet till inloppet till sandfiltren. Bedömning görs i projektering för att undvika bakflöde.
<b>Miljöpåverkan</b>
Klimatpåverkan för konsumtion av el och syrgas uppskattas till 0,42 ton CO <sub>2,eq</sub> /år eller 4,3 ton CO <sub>2,eq</sub> /år beräknat utifrån en svensk respektive nordisk elmix..
<b>Kostnader</b>
Investeringskostnaderna har uppskattats till 3,8 MSEK. Driftkostnaderna har uppskattats till 0,44 MSEK. CAPEX + OPEX uppgår till 0,70 MSEK vilket ger en kostnad på 2,35 kr /m <sup>3</sup> behandlat avloppsvatten.

## 5.15 Öresundsverket

### 5.15.1 Recipientbedömning

- Bedömningen indikerar att en viss risk för negativ miljöpåverkan kan förekomma från diklofenak, oxazepam, citalopram, furosemid, sertralin, östron och östradiol.
- Bedömningen av recipientpåverkan beror på hur stort påverkansområde som kan accepteras, d v s inom vilket område som halter över PNEC och MKN kan tillåtas.
- *Av de ämnen som detekteras i utgående avloppsvatten och vars gränsvärden föreslås sänkas eller introduceras i ämnesdirektivet är det reningsverkets utsläpp av bisfenol A och östradiol som kan resultera i att MKN överskrids. Utspädningen som krävs för att de ska hamna under MKN är dock i paritet med utspädningen som krävs för att diklofenak ska hamna under föreslagen MKN. Denna ligger på runt 200 – 400 ggr. Utspädningen av avloppsvatten kan underskrida denna i bottenvattnet i ett område som uppgår till mindre än 0,5 km<sup>2</sup>. I ytvattnet bedöms spädningen alltid överstiga 500 ggr (Sweco, 2019c).*
- *Enligt förslaget avloppsdirektiv kan Öresundsverket vara aktuellt för ett avancerat reningssteg då reningsverkets max gvb-tätbebyggelse överstiger 100 000 pe.*

I Tabell 31 presenteras IVL:s bedömning av reningsverkets miljöpåverkan avseende mikroföroreningar samt reduktionsmål för att minska denna.

**Tabell 31. Bedömning av miljöpåverkan för ämnesgrupperna läkemedel, hormoner, östrogena effekter, PFAS-ämnena och fenoler i recipienten till Öresundsverket.**

Ämnesgrupp	Beskrivning miljöpåverkan
	Krav på reduktion
Läkemedel:	Inget läkemedel med en riskkvot över 0,1 detekteras i recipienten. För att nå en riskkvot under 1 baserad på beräknade recipienthalter för diklofenak, citalopram (PNEC 7,5 ng/l), furosemid, oxazepam, och sertralin krävs det en utspädning av renat avloppsvatten på 190 ggr, 40 ggr, 43 ggr, 380 ggr respektive 93 ggr. Spädningen i ytvatten från Öresundsverkets utsläpp ligger generellt över 1 000 ggr, men i bottenvattnet mellan 100 – 500 för ett område i anslutning till utsläppspunkten. I detta område kan den beräknade riskkvoten för något ämne överskrida 1, men påverkansområdet är relativt begränsat och uppgår till som mest 0,5 km <sup>2</sup> under sommaren med dagens utsläppsvolym. Påverkansområdet bedöms vara mindre vintertid.
	En bedömning av nödvändig reduktion är svår att göra och Öresundsverket är framför allt inkluderat bland de prioriterade reningsverken i detta projekt då det utifrån sin storlek kan få krav på avancerad rening utifrån förslaget avloppsdirektiv. Ur ett

	recipientperspektiv är oxazepam drivande vad gäller behov av reduktion. En reduktion på 80 % minskar avsevärt det område där PNEC kan överskridas.
<b>Hormoner:</b>	<p>Hormoner har provtagits vid tre tillfällen i utgående avloppsvatten. Vid ett tillfälle har östron detekterats och vid ett tillfälle har östradiol detekterats. För att reducera riskkvoterna under 1 vid dessa tillfällen krävs en utspädning på 420 respektive 890 ggr. För att reducera halten östradiol till under MKN krävs en utspädning på ca 44 ggr.</p> <p>Med en reduktion på 80 - 90 % överstigs PNEC i recipienten för östron uppskattningsvis i ett lika stort område som oxazepam om detta ämne reduceras med 80 %.</p>
<b>Östrogena effekter:</b>	YES har analyserats vid två tillfällen i utgående vatten och i recipienten. Östrogena effekter har inte detekterats vid något av dessa tillfällen.
<b>PFAS-ämnen:</b>	PFOS har analyserats i recipientvatten vid två tillfällen. Vid ett av dessa uppmättes halter över MKN, och vid det andra tillfället låg detektionsgränsen över gränsvärdet. Halterna i renat avloppsvattnet är dock låga och för att nå under MKN krävs en utspädning på ca 17 ggr vilket innebär att reningsverkets utsläpp mest troligt inte bidrar till att MKN överskrids i någon större utsträckning.
<b>Fenoler:</b>	Endast bisfenol A har detekterats vid ett tillfälle av två i utgående avloppsvatten. Denna halt ligger långt under MKN.

## 5.15.2 Åtgärdsförslag

Utifrån utpekade målsubstanser (diklofenak och oxazepam, citalopram, furosemid och sertralin, samt östron och östradiol) är det oxazepam som är drivande vad gäller dimensioneringen och resursförbrukning i ett avancerat reningssteg. Att designa ett avancerat reningssteg för att uppnå 80 % reduktion av oxazepam för hela vattenflödet ser vi dock inte som realistiskt för Öresundsverket då påverkansområdet är relativt litet och ett avancerat reningssteg med detta produktionsmål blir kostsamt. Därför utgår dimensioneringen för Öresundsverket ifrån de mer generella krav som finns i förslaget till nytt avloppsdirektiv, där i genomsnitt 80 % av en handfull substanser ska reduceras. För att uppnå detta föreslår vi en schablondimensionering. Vad gäller teknikval på Öresundsverket finns det ett antal aspekter att ta hänsyn till. En ozoneringsanläggning före sandfiltren hade varit en mycket kostnadseffektiv lösning, men kräver att partikelavskiljningen i biosedimenteringen är god och att slamflykt sällan inträffar. Bromidhalterna i avloppsvattnet på Öresundsverket kan också tala mot ett ozoneringssteg, och kan förväntas öka med en havsnivåhöjning p g a klimatförändringarna. Utöver risken för bromat kan en stor industribelastning innebära att ozonering är olämpligt. Ett annat alternativ är en kolfilteranläggning efter befintliga sandfilter. Riskerna med en sådan anläggning är mindre än med en ozonanläggning. En kolfilteranläggning är dock kostsam och det finns också vissa frågetecken kring huruvida hormoner adsorberar till den aktiva kolytan eller bryts ner biologiskt i ett filter. En kolfilteranläggning har också ett stort ytbehov, men den tillgängliga ytan på 1 000 m<sup>2</sup> bör kunna



räcka för en kolfilteranläggning dimensionerad för dagens utsläpp. Om flödet till Öresundsverket ökar kan platsbrist bli ett problem.

För en driftsäker lösning föreslår vi här en kolfilteranläggning, Tabell 32. En ozoneringsanläggning kan också vara lämpad för reningsverket om tillfällena med slamflykt blir färre och dos-responstester visar att vattnet är lämpligt att ozonera.

Mot denna bakgrund rekommenderar vi att NSVA för Öresundsverket:

1. Följer utvecklingen och implementeringen av ett nytt avloppsdirektiv vad gäller hur kraven i Artikel 8 kan påverka Öresundsverket.
2. Beroende på resultat från ovan går vidare med en förstudie om lämpligt avancerat reningssteg, samt genomför labb/pilottest, tillståndsansökan/ändringsanmälan, projektering och byggnation.

**Tabell 32. Konceptuell beskrivningen och dimensionering av ett avancerat reningssteg på Öresundsverket.**

<b>Teknisk lösning</b>
Filteranläggning med aktivt kol som placeras efter befintliga sandfilter.
<b>Dimensionering</b>
Kolfilter EBCT 20 min vid Q <sub>max</sub> fördelat på tio filter ger en filtervolym på 10*84m <sup>3</sup> med ett filterdjup på 1,5 m. Total bassängvolym ca 1 200 m <sup>3</sup> . Tillkommande bassäng för spolvatten och utjämningsbassäng för använt spolvatten ca 420 m <sup>3</sup> + 420 m <sup>3</sup> . Troligtvis kan behov av volym för spolvattenbassänger reduceras om utloppskanal används för backspolvatten då Q <sub>medel</sub> genom filtren är i paritet med spolvattenflödet.
<b>Resursförbrukning</b>
Elektricitet baserat på att det behandlande vattnet lyfts 2,5 m blir 240 000 kWh/år.  Kolkonsumtion ca 450 ton/år (torrvikt, kol byts efter 20 000 BV vatten har behandlats). Reaktivering ett möjligt alternativ.
<b>Förändringar i befintlig process</b>
Ingen förändring i befintlig process är nödvändig. Den hydrauliska belastningen på reningsverket kommer dock öka p g a spolvatten från kolfiltren.
<b>Integrering med befintlig process</b>
Ny ledning dras från spolvattenkanalen för befintliga sandfilter som försörjer en ny pumpsump från vilket vattnet lyfts till kolfilteranläggningen. Behov av övervakning av turbiditeten efter sandfiltren.
<b>Miljöpåverkan</b>
Klimatpåverkan för konsumtion av el och syrgas uppskattas till 2,1 ton CO <sub>2,eq</sub> /år eller 22 ton CO <sub>2,eq</sub> /år beräknat utifrån en svensk respektive nordisk elmix.  Klimatpåverkan för kol uppskattas till 890 ton CO <sub>2,eq</sub> /år med regenererat kol.
<b>Kostnader</b>
Investeringskostnaderna har uppskattats till 92 MSEK. Driftkostnaderna har uppskattats till 14 MSEK med regenererat kol. CAPEX + OPEX uppgår till 21 MSEK vilket ger en kostnad på 1,2 kr/m <sup>3</sup> behandlat avloppsvatten.  Investeringen kan vara underskattad då pålning troligtvis kommer behövas för bassängerna.

## 5.16 Sammanfattning recipientbedömning

En samlad bedömning av recipientpåverkan från NSVA:s reningsverk ses i Tabell 33.

Åtgärdsförslagen har tagits fram utifrån miljöbedömningen och baseras således på ambitionen att underskrida PNEC och MKN i recipienten.

För ett par reningsverk kan en recipientpåverkan föreligga men underlaget är osäkert eller halter av en eller flera mikroföroreningar avvikande på reningsverket. Vi har för dessa verk föreslagit vidare utredning och markerat dem i kursivt. För dessa reningsverk har vi enbart presenterat ett vidare arbete, utan tekniska förutsättningar. Dessa är reningsverken i *Torekov*, *Örkelljunga*, *Skånes Fagerhult* och *Kågeröd*.

**Tabell 33. En samlad bedömning av påverkan från NSVA:s reningsverk avseende de organiska föroreningar som har analyserats i projektet. En motivering till bedömningen finns under respektive reningsverk i detta kapitel.**

	Läke- medel	Horm- oner	YES	PFAS	Fenol- er	Prio- ritering
1 <i>Torekovs avloppsreningsverk</i>	Green	Red	Green	Green	Green	-
2 <i>Perstorp avloppsreningsverk</i>	Red	Red	Yellow	Red	Green	3
3 Oderljunga reningsverk	Green	Green	Green	Green	Green	-
4 <i>Örkelljunga avloppsreningsverk</i>	Yellow	Yellow	Yellow	Green	Green	-
5 <i>Skånes Fagerhults Avloppsreningsverk</i>	Green	Red	Red	Green	Green	-
6 Ekebro avloppsreningsverk	Red	Red	Red	Yellow	Green	4
7 <i>Ekeby avloppsreningsverk</i>	Orange	Red	Orange	Orange	Green	2
8 <i>Nyvångsverket</i>	Red	Red	Red	Red	Green	1
9 <i>Kågeröd avloppsreningsverk</i>	Yellow	Red	Yellow	Green	Green	-
10 <i>Lundåkraverket</i>	Yellow	Red	Yellow	Yellow	Green	6
11 Röstånga reningsverk	Yellow	Yellow	Yellow	Green	Green	-
12 <i>Svalöv avloppsreningsverk</i>	Red	Red	Green	Yellow	Green	5
13 <i>Öresundsverket</i>	Yellow	Yellow	Green	Green	Green	7

## 5.17 Sammanfattning kostnader och klimatpåverkan

I Tabell 34 finns de kostnader som har tagits fram inom projektet. Under respektive reningsverk i detta kapitel finns det noteringar om respektive kostnadspost. I Tabell 35 presenteras klimatpåverkan från driften av de avancerade reningsstegen beräknat utifrån konsumtionen av elektricitet, syrgas och kol. Motsvarande siffror per behandlad volym vatten presenteras i Tabell 36.

**Tabell 34. Kostnadsuppskattning för investering och drift av avancerade reningssteg på sju av NSVA:s reningsverk. När två kostnader för drift har angivits för ett reningsverk står den minsta kostnaden för regenererat kol och den högsta för användandet av jungfruligt kol.**

Reningsverk	Investering (kr)	Drift (kr/år)		kr/m <sup>3</sup>	
		Regenererat	Jungfruligt	Regenererat	Jungfruligt
Perstorp	6 000 000	620 000		1,0	
Ekebro	11 000 000	870 000		1,4	
Ekeby	15 000 000	1 100 000	1 500 000	5,0	5,9
Nyvångsverket	30 000 000	2 300 000	3 400 000	3,0	3,7
Lundåkraverket	50 000 000	4 800 000		1,8	
Svalöv	3 900 000	440 000		2,4	
Öresundsverket	92 000 000	14 000 000		1,2	

**Tabell 35. Uppskattning av klimatpåverkan från driften av de avancerade reningssteg som har designats i detta projekt. Två klimatavtryck för el har använts: svensk respektive nordisk elmix kompenserad för import och export av el. För kol har klimatavtrycket för regenererat och jungfruligt kol angivits.**

Reningsverk	El, syrgas och ozon (ton CO <sub>2</sub> ,eq/år)		Aktivt kol (ton CO <sub>2</sub> ,eq/år)	
	Svensk elmix	Nordisk elmix	Regenererat	Jungfruligt
Perstorp	1,0	10		
Ekebro	1,7	17		
Ekeby	0,65	6,7	29	101
Nyvångsverket	2,2	22	74	260
Lundåkraverket	4,3	44	190	
Svalöv	0,42	4,3		
Öresundsverket	2,1	22	890	

**Tabell 36. Klimatpåverkan beräknat per behandlad volym vatten. Beräknat för driften av de avancerade reningssteg som har designats i projektet utifrån förbrukning av el, syrgas och aktivt kol.**

Reningsverk	El, syrgas och ozon (g CO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> )		Aktivt kol (g CO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> )	
	Svensk elmix	Nordisk elmix	Regenererat	Jungfruligt
Perstorp	0,96	9,9		
Ekebro	1,5	15		
Ekeby	1,5	15	67	232
Nyvångsverket	1,5	15	51	180

Lundåkraverket	0,93	9,5	40
Svalöv	1,4	14	
Öresundsverket	2,1	22	50

## 5.18 Övriga åtgärder

### 5.18.1 Bevakning av vetenskapen

Höga bromidhalter i avloppsvatten vid kustverk kan vara ett problem vid ozonering. I många fall är ozonering ett billigare alternativ än aktivt kol, men avskrivs ofta på kustverk, vilket kanske är i onödan, se 3.5 för ett resonemang kring detta. Vi rekommenderar därför NSVA att följa utvecklingen kring riskbedömning för bromatbildning.

På flera av NSVA:s reningsverk finns det infrastruktur såsom biobäddar, våtmarker eller luftade dammar. Dessa kan potentiellt användas för efterbehandling av ozonerat avloppsvatten, men idag saknas det tillräckligt med vetenskapligt underlag kring hur dessa tekniker fungerar över tid och avseende nedbrytning av oönskade bi- och transformationsprodukter bildade under ozonering. Eftersom eventuella investeringar på NSVA:s reningsverk först kommer ske om ett flertal år rekommenderar vi NSVA att följa den vetenskapliga utvecklingen om vad som bedöms vara en tillräcklig biologisk efterbehandling.

De föreslagna teknikerna är resurskrävande och samtidigt resulterar ökande energipriser i att priset på aktivt kol, flytande syrgas och elektricitet för ozonering kraftigt stiger. Flera processkombinationer som tidigare har bedömts som för dyra kan resultera i lägre driftskostnader och således vara aktuella idag. Exempel på sådana lösningar är kolfilter som föregås av ett ozoneringssteg med en låg dos eller tvåstegsfilter med aktivt kol. Vi rekommenderar NSVA att följa utvecklingen av resurseffektiva system för design av framtida anläggningar.

Även PFAS-frågan är aktuell att bevaka då den vetenskapliga och praktiska förståelsen av hur PFAS-ämnen, och då framför allt de korta och laddade molekylerna, avskiljs på reningsverk är begränsad. Här kan det även vara av vikt att följa hur andra länder arbetar uppströms med frågan. I Danmark pågår stora projekt för att fastställa PFAS-koncentration i hushållspillvatten för att bedöma när uppströmsarbete är rimligt. Danmark håller även på att ta fram gränsvärden för PFAS-ämnen i slam och i motsvarande ABVA. I Luleå pågår ett projekt för att spåra uppströmskällor som också kan vara värt att följa för att få bättre kunskap om vilka PFAS-ämnen som härstammar från vilka verksamheter.

Ett par ämnen sticker ut i vår recipientbedömning och där vi ser att det finns en spridning vad gäller bedömning av effekthalter. Citalopram och östron är två sådana ämnen och vi rekommenderar NSVA att följa framtagandet av nya effekthalter för dessa ämnen. Oxazepam är ett ämne som teoretiskt kan kräva stora resurser att reducera i form av höga ozondoser och en betydande kolkonsumtion. Det finns skillnader mellan teori och praktik för hur väl oxazepam avskiljs i ett avancerat reningssteg och utvecklingen bör följas för en korrekt dimensionering.

### 5.18.2 Bevakning av den juridiska utvecklingen

Idag påverkar den så kallade Weserdomen tillståndprocessen och om den tillämpas på PFOS hade flertalet reningsverk inte fått tillstånd då bakgrundshalterna av PFOS i många fall ligger nära, eller

överskrider gränsvärdet för god kemisk status. Eftersom det inte kan ses som ett troligt scenario att en majoritet av svenska reningsverk inte skulle få tillstånd vid en prövning tror vi att en praxis med undantag för PFOS kommer utvecklas.

I oktober 2022 kom ett nytt förslag till avloppsdirektiv och ändring av prioriterade-ämnesdirektivet. Avloppsdirektivet har såklart stor påverkan på NSVA:s verksamhet då ett par befintliga eller framtida verk kan bli aktuella för tillbyggnad med avancerad rening. Detta kan förändra målbilden som vi presenterar i detta projekt. I förslaget till avloppsdirektiv finns även mål som kan stå emot varandra, såsom utbyggnad av avancerad rening (Artikel 8) och krav på energineutralitet inom sektorn för reningsverk större än 10 000 pe (Artikel 11). Införandet av avloppsdirektivet kan således även förändra designförutsättningarna för att t ex minska energiförbrukningen på reningsverken.

Vilka renings- och utsläppskrav ett reningsverk efterföljer regleras i EU-direktivet genom den anslutna tätbebyggelsens storlek. NSVA har ett två reningsverk med utsläpp till åar där max gvb-tätbebyggelse överstiger 10 000 pe och ett reningsverk där belastningen ligger nära 10 000 pe. Dessa tre, Nyvångsverket, Ekebro och Perstorp, kan således bli aktuella för avancerad rening utifrån sin storlek om recipienterna bedöms som känsliga. I fallande ordning bedömer vi risken som störst på Nyvångsverket, Perstorps reningsverk och Ekebro reningsverk. Vi rekommenderar således NSVA att följa implementeringen av avloppsdirektivet för att kunna förutspå konsekvenserna för dessa tre mindre reningsverk och planera verksamheten i enlighet med kommande lagstiftning. Detta gäller även för Öresundsverket och Lundåkraverket.

Även ändringsförslaget av prioriterade-ämnesdirektivet påverkar då ett flertal ämnen har lyfts in med gränsvärden för bedömning av kemisk status. För hormonerna är gränsvärdena också sänkta jämfört med de bedömningsgrunder som idag finns för god ekologisk status. Även gränsvärdena för fenoler har sänkts kraftigt. Vidare har gränsvärdet för PFOS utgått och ersatts av PFOA-ekvivalenter som beräknas med 24 PFAS-ämnen. Det vi bedömer ha störst påverkan på NSVA:s verksamhet är sänkningen av gränsvärdena för fenolerna. Med föreslagna gränsvärden skulle inga eller få reningsverk få förnyade tillstånd.

Slamdirektivet är under omarbetning och snart kommer en tidsplan för det framtida arbetet publiceras. Inom detta projekt har vi inte berört slam, vare sig under provtagningen eller i processförslagen. Eftersom en del av mikroföroreningar i avloppsvatten avskiljs med slam kan direktivförslaget påverka hur reningsverket ska hantera frågan. Gränsvärden för organiska mikroföroreningar i slammet kan resultera i att slamspridning inte blir aktuellt på vissa reningsverk. Ett förbud mot slamspridning på åkermark kan även resultera i att PAK-dosering blir aktuellt som avancerat reningssteg. PAK-dosering, där förbrukat PAK hamnar i reningsverkets bioslam, bedöms inte som ett alternativ i Sverige idag om slammet sprids på åkermark.

## 6 Strategiförslag

I detta kapitel presenteras ett förslag till strategi för hur NSVA går vidare i frågan avseende reduktion av mikroföroreningar på sina reningsverk. Detta förslag är IVL:s bedömning på hur NSVA mest effektivt kan arbeta med mikroföroreningar framöver. Under en workshop samlade IVL in synpunkter och reflektioner från NSVA:s personal som input till strategin. Den återkoppling vi fick ta emot har för IVL varit vägledande och utifrån denna har vi formulerat en vision som ger ett förslag på var organisationen kan vara 2050. I strategin föreslår vi när åtgärderna som presenteras i kapitel 5 genomförs.

### 6.1 Nuläge

Recipientbedömningen som har genomförts inom detta projekt baserades på fyra provtagningstillfällen och samtliga ämnen har inte analyserats vid alla tillfällen. Detta underlag är inte tillräckligt för att inleda en byggnation av ett avancerat reningssteg, men utgör en tillräckligt god indikation för att bedöma när vidare studier bör göras, t ex med förstudier, labb- eller pilottester och projektering.

Med befintlig belastning och utformning av reningsverken finns det en betydande risk att utsläpp av mikroföroreningar från flera av NSVA:s reningsverk orsakar en negativ miljöpåverkan. De ämnen som ofta är problematiska är diklofenak, oxazepam, citalopram, sertralin och hormonstörande ämnen. Från ett par reningsverk släpps även PFOS ut i en omfattning som innebär att gränsvärdet överskrids i recipienten. Några av de reningsverk som kan orsaka en betydande miljöpåverkan släpper ut renat avloppsvatten till små recipienter som inte är klassade som vattenförekomster eller övrigt vatten i VISS, medan andra släpper till större recipienter där definierade övervakningsstationer finns för uppföljning av påverkan och klassificering av kemisk och ekologisk status. För Öresundsverket, Lundåkraverket, Nyvångsverket, och reningsverken i Ekebro och Perstorp, kan det komma juridiska skäl enligt förslaget till nytt avloppsdirektiv utöver miljömässiga vinster för att investera i ett avancerat reningssteg som avskiljer mikroföroreningar.

Den bedömda recipientpåverkan är i linje med vad som kan förväntas utifrån reningsverkens storlek och utspädning i recipienterna, förutom för ett par reningsverk som släpper ut höga och till och med signifikant höga halter av ämnen som vanligtvis förekommer i mycket lägre koncentrationer i kommunalt avloppsvatten. Ett exempel är halterna av hormoner och ämnen med östrogena effekter i Skånes Fagerhults renade avloppsvatten. På de reningsverk där inkommande avloppsvatten innehåller höga koncentrationer av PFOS förekommer ämnet ofta i höga koncentrationer i recipienten även uppströms reningsverken.

De flesta av de reningsverk där vi bedömer att det finns en risk för betydande miljöpåverkan är små (befintlig belastning under 10 000 pe) och några har begränsad kväverening med ofullständig nitrifikation. Före ett avancerat reningssteg kan byggas på dessa reningsverk behöver deras befintliga reningsprocesser förbättras för att garantera låga halter nitrit, DOC och till viss del partiklar i det renade avloppsvattnet. För några av reningsverken krävs det förhållandevis stora investeringar i relation till anläggningens storlek för en effektiv avskiljning av utpekade målsubstanter.

Kunskapsläget om hur mikroföroreningar avskiljs effektivt och vilka processkombinationer som är lämpliga, är idag under snabb utveckling. Vi bedömer att underlag för recipientbedömning,

uppströmsarbete och design av avancerade reningssteg kommer förbättras avsevärt de kommande åren. Samtidigt pågår ett par juridiska processer i EU samt i Sverige vad gäller tolkning av befintlig EU-lagstiftning. Dessa kan förändra kravbilderna för avancerade reningssteg på svenska reningsverk.

## 6.2 Vision

För att planera var resurser bör läggas har IVL formulerat en målbild utifrån egna erfarenheter och bedömningar från NSVA:s personal. Denna målbild berättar vad som är en acceptabel miljöpåverkan, hur miljöpåverkan kan bedömas utifrån olika perspektiv och med olika verktyg som jämförs med varandra, när insatser för att minska miljöpåverkan bör ske, och hur organisationen kan planera för att bygga resurseffektiva avancerade reningssteg som inte resulterar i att andra miljömål, såsom klimatneutralitet, äventyras.

**Recipient:** Utifrån dagens kunskapsläge om hur mikroföroreningar påverkar recipienter strävar NSVA efter att utsläppen från reningsverken inte riskerar att orsaka en betydande miljöpåverkan i någon recipient. Miljöpåverkan bedöms med bästa tillgängliga kunskap för att täcka in så många ämnen som möjligt, men fokus ligger på de ämnen som kan påverka den kemiska eller den ekologiska statusen.

**Prioritering:** De reningsverk som bör prioriteras är där god ekologisk eller kemisk status inte uppnås så länge insatser på reningsverket kan leda till miljöförbättringar i relation till utsläpp från andra källor. Utöver dessa så kan reningsverk som släpper ut till skyddade områden och dricksvattentäkter prioriteras. Reningsverkets storlek bör inte vara avgörande för hur insatser prioriteras utan dess påverkan. Dock kan små reningsverk med mindre recipienter, där en investering i avancerad rening blir mycket kostsam i relation till miljövinsten, prioriteras lägre.

**När:** Med rådande osäkerheter i lagstiftning och vetenskap gällande processkombinationer och resurseffektiva lösningar görs vidare utredningar för investering i avancerade reningssteg i samband med ombyggnationer. Om en negativ miljöpåverkan är utom tvivel, bör en vidare utredning i stället initiera en ombyggnation och tillståndprocess. Andra incitament kan också driva fram arbete, såsom behov av återvunnet vatten. Beslut för att genomföra åtgärder som bedöms miljöförbättrande, men där målsubstanser som inte används för statusklassning riskerar att orsaka en negativ miljöpåverkan, tas enligt befintliga processer med ägandekommunerna.

**Resurseffektivitet:** För att bygga resurseffektiva anläggningar följer organisationen utvecklingen av kunskapsläget så att behovsanpassade och effektiva avancerade reningssteg kan byggas. Eftersom utbyggnaden av avancerad rening till viss del står i motsats till andra mål såsom energi- och klimatneutralitet, bör dessa aspekter vara styrande vid val av teknik.

## 6.3 Sluta glappet mellan nuläge och vision

Insatser (kapitel 5) som vi föreslår ske i ett tidigt skede är åtgärder som är kostnadseffektiva, såsom uppströmsåtgärder för att reducera PFOS-belastningen. Vi föreslår även att en utredning för Nyvångsverket startar omgående då detta reningsverk bedömdes stå för den mest negativa recipientpåverkan av alla NSVA:s reningsverk. De ombyggnadsplaner och en eventuell sammanslagning med Ekebro motiverar ytterligare att ta ett helhetsperspektiv så snart som möjligt

för hur recipients status kan förbättras. Även Perstorps reningsverk ser ut att ha stor negativ påverkan på recipienten och bör prioriteras.

För ett par reningsverk har vi föreslagit att vidare utredning görs i samband med att andra större förändringar genomförs inom verksamheten. Dessa reningsverk är Ekeby, Svalöv, Kågeröd och Örkelljunga. Övriga åtgärder, såsom bevakning av kunskapsläget och lagstiftningen, föreslår vi ska ske kontinuerligt.

För de reningsverk där en teknisk åtgärd är relevant följer det vidare arbetet ungefär samma mönster, där en inledande förstudie ger en mer detaljerad uppfattning av recipientbehovet än detta projekt. En förstudie bör även innehålla en mer detaljerad design och kostnadsbedömning av ett avancerat reningssteg som i högre grad baseras på förutsättningarna på reningsverket. I detta arbete kan vid behov labb- eller pilottest genomföras. Nästa steg är en tillståndsansökan, alternativt en ändringsanmälan om det avancerade reningssteget innebär en mindre förändring av verksamheten. Kompletterande pilotstudier kan köras under denna process om förstudien visar att det finns behov av sådana vidare studier. Sen projekteras en anläggning, upphandlas och byggs. Projektering och upphandling kan samköras beroende på val av entreprenadform: funktionsupphandling, utförandeentreprenad eller samverkansavtal.



## 7 Referenser

- Baresel, C., Ek, M., Ejhed, M., Allard, A.-N., Magnér, J., Dahlgren, L., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, O. and Söhr, S. 2017. Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk - Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. Rapportnummer B 2288.
- Baresel, C., Karlsson, L., Malovanyy, A., Thorsén, G., Goicoechea Feldtmann, M., Holmquist, H., Dalahmeh, S., Ahrens, L. and Winkens Pütz, K. 2022. PFAS – hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen? Svenskt Vatten Utveckling Rapport 2022-7.
- Baresel, C., Malovanyy, A., Tuveesson, M., Schröder, J., Roos, M. and Holmlund, P. 2021. Förstudie läkemedelsrening i Sundsvall – Recipientpåverkan, behov av avancerad rening och integrering i Sundsvalls framtida avloppsvattenhantering. Rapportnummer C 565.
- Baresel, C., Palm Cousins, A., Hörsing, M., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.-S., Magnér, J., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U. and Söhr, S. 2015. Pharmaceutical residues and other emerging substances in the effluent of sewage treatment plants - review on concentrations, quantification, behaviour and removal options IVL, Svenska Miljöinstitutet.
- Birkett, J.W. and Lester, J.N. 2003. Endocrine Disrupters in Wastewater and Sludge Treatment Processes, IWA Publishing.
- Björlenius, B. and Cimbritz, M. 2021. Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar via avloppsreningsverk. Redovisning 2021. Svenskt Vatten. Rapport R2021-05.
- Ekblad, M., Cimbritz, M., Nilsson, F., Ernst, G., El-taliawy, H., Tumlin, S., Bester, K., Hagman, M., Mattsson, A., Blom, L., Stålhandske, L. and la Cour Jansen, J. 2015. Ozonering för nedbrytning av organiska mikroföroreningar. VA-teknik Södra. Rapport Nr. 04.
- Escher, B.I., Aït-Aïssa, S., Behnisch, P.A., Brack, W., Brion, F., Brouwer, A., Buchinger, S., Crawford, S.E., Du Pasquier, D., Hamers, T., Hettwer, K., Hilscherová, K., Hollert, H., Kase, R., Kienle, C., Tindall, A.J., Tuerk, J., van der Oost, R., Vermeirssen, E. and Neale, P.A. 2018. Effect-based trigger values for in vitro and in vivo bioassays performed on surface water extracts supporting the environmental quality standards (EQS) of the European Water Framework Directive. Science of The Total Environment 628-629, 748-765.
- Fick, J., Lindberg, R.H., Fång, J. and Magnér, J. 2014. Screening 2014: Analysis of pharmaceuticals and hormones in samples from WWTPs and receiving waters.
- Havs- och Vattenmyndigheten. 2019. Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus. Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19.
- Havs- och Vattenmyndigheten. 2022. Att klassificera ett vattens status, HaV.
- Holm, G. and Önnby, L. 2022. Effektbaserade analyser för att utvärdera reningseffektivitet och miljörisker i avloppsvatten - Lärdomar från sex avloppsreningsverk med konventionell respektive avancerad rening, Sweco.
- Hoyer, K., Höglind, L., Sjölin, A., Cimbritz, M., Falås, P., Juárez Cámara, J., Svahn, O., Kragh Andersen, J. and Berg Olesen, C. 2022. Kvartär rening vid Sjölanda ARV - Ozonering vid höga bromidhalter och regenerering av aktivt kol.
- Jarošová, B., Bláha, L., Giesy, J.P. and Hilscherová, K. 2014. What level of estrogenic activity determined by in vitro assays in municipal waste waters can be considered as safe? Environment International 64, 98-109.
- KOM-M.NRW. 2016. Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. 2. überarbeitete und erweiterte Auflage, Germany.
- Kunz, P.Y., Kienle, C., Carere, M., Homazava, N. and Kase, 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.
- Malnes, D., Golovko, O., Köhler, S. and Ahrens, L.. 2020. FÖREKOMST AV ORGANISKA MILJÖFÖRORENINGAR I SVENSKA YTVATTEN - Kartläggning av Sveriges tre största sjöar, tillrinnande vattendrag och utlopp, SLU - Sveriges Lantbruksuniversitet.
- McArdell, C.S. 2022. The Swiss approach in reducing micropollutants in wastewater, Stowa, [www.stowa.nl](http://www.stowa.nl).
- Micropollutants, V.-P.P.e. 2023, <http://micropoll.ch/en/home/>.
- Miehe, U., Stapf, M. and Schuman, P. 2017. Studie über Effekte und Nebeneffekte bei der Behandlung von kommunalem Abwasser mit Ozon, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH, Frankfurt.
- Miljösamverkan Sverige, 2022a. Miljögifter i tillsynen. <https://www.miljosamverkansverige.se/miljoskydd/mkn-vatten-och-tillsyn-miljofarlig-verksamhet/grunder-om-mkn-vatten/miljogifter-i-tillsynen/> Hämtad: 2022-05-09.

- Miljösamverkan Sverige, 2022b. Ekologisk och kemisk status. <https://www.miljosamverkansverige.se/miljoskydd/mkn-vatten-och-tillsyn-miljofarlig-verksamhet/grunder-om-mkn-vatten/ekologisk-och-kemisk-status/> Hämtad: 2022-05-09.
- Miljösamverkan Sverige, 2022c. Provtagningspunkter och provtagningsfrekvens, Miljösamverkan Sverige, <https://www.miljosamverkansverige.se/miljoskydd/mkn-vatten-och-tillsyn-miljofarlig-verksamhet/provtagningsguide/miljogifter/provtagningspunkter-och-provtagningsfrekvens/> Hämtad: 2022-05-09.
- Murk, A.J., Legler, J., van Lipzig, M.M., Meerman, J.H., Belfroid, A.C., Spengelink, A., van der Burg, B., Rijs, G.B. and Vethaak, D. 2002. Detection of estrogenic potency in wastewater and surface water with three in vitro bioassays. *Environ Toxicol Chem* 21(1), 16-23.
- Naturvårdsverket. 2019. Vägledning om Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2016:6) om rening och kontroll av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse.
- Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp (NSVA). 2015. Spridning och spädning av renat avloppsvatten från Lundåkraverket. DHI rapport 2015.
- Pirzadeh, P., Svahn, O. and Milenkovski, S. 2021. Läkemedel i vattenrecipienter. 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, Länsstyrelsen, Skåne. Rapportnummer 2021:13
- Robitaille, J., Denslow, N.D., Escher, B.I., Kurita-Oyamada, H.G., Marlatt, V., Martyniuk, C.J., Navarro-Martín, L., Prosser, R., Sanderson, T., Yargeau, V. and Langlois, V.S. 2022. Towards regulation of Endocrine Disrupting chemicals (EDCs) in water resources using bioassays – A guide to developing a testing strategy. *Environmental Research* 205, 112483.
- Sandgren, A. and Nilsson, J. 2021. Emissionsfaktor för nordisk elmix med hänsyn till import och export – Utredning av lämplig systemgräns för elmix samt beräkning av det nordiska elsystemets klimatpåverkan. Rapportnummer C 619.
- Schindler Wildhaber, Y., Mestankova, H., Schärer, M., Schirmer, K., Salhi, E. and von Gunten, U. 2015. Novel test procedure to evaluate the treatability of wastewater with ozone. *Water Research* 75, 324-335.
- Sehlén, R., Malmborg, J., Baresel, C., Ek, M., Magnér, J., Allard, A.-S. and Yang, J. 2015. Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten, IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Simon, E., Duffek, A., Stahl, C., Frey, M., Scheurer, M., Tuerk, J., Gehrmann, L., Könemann, S., Swart, K., Behnisch, P., Olbrich, D., Brion, F., Aït-Aïssa, S., Pasanen-Kase, R., Werner, I. and Vermeirssen, E.L.M. 2022. Biological effect and chemical monitoring of Watch List substances in European surface waters: Steroidal estrogens and diclofenac - Effect-based methods for monitoring frameworks. *Environ Int* 159, 107033.
- Stalter, D., Magdeburg, A., Wagner, M. and Oehlmann, J. 2011. Ozonation and activated carbon treatment of sewage effluents: removal of endocrine activity and cytotoxicity. *Water Res* 45(3), 1015-1024.
- Stapf, M., Miehe, U., Bester, K. and Lukas, M. 2020. Guideline for advanced API removal. CWPharma.
- Svahn, O. and Björklund, E. 2017. LUSKA - läkemedelsutsläpp från skånska avloppsreningsverk, Region Skåne, Kristianstad, Skåne.
- Sweco. 2019a. Läkemedelsrening Lundåkraverket. Uppdragsnummer 13008018.
- Sweco. 2019b. Läkemedelsrening Öresundsverket. Uppdragsnummer 13008017.
- Sweco. 2019c. Bilaga B1 Effekter av Öresundsverkets utsläpp i Öresunds – Påverkansanalys av befintligt och ansökt utökat tillstånd. Uppdragsnummer: 13008570.
- Sweco. 2022a. Avancerad rening av mikroföroreningar på Enköping ARV - en förstudie, Malmö.
- Sweco. 2022b. Avancerad rening av mikroföroreningar vid Duvbackens avloppsreningsverk – en förstudie, Malmö.
- Sweco. 2022c. Fördjupad utredning om avancerad rening av mikroföroreningar, Ekeby avloppsreningsverk, Malmö.
- Svenskt Vatten. 2021. Miljö kvalitetsnormer påverkar VA-verksamheter.
- UWWTD-REP. 2007. Terms and Definitions of the Urban Waste Water Treatment Directive 91/271/EEC.
- Vattenmyndigheterna 2013. Kokbok för kartläggning och analys 2013-2014. Hjälprea för klassificering av kemisk status i ytvatten.
- Vilén, A. 2021. Environmental impact of activated carbon production from various raw materials. Master's thesis ENG29, Aalto University.
- VISS. 2022. Perstorpsbäcken, <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA86308354>. Hämtad: 2023-01-18.
- von Gunten, U. 2003. Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation in presence of bromide, iodide or chlorine. *Water Research* 37(7), 1469-1487.
- von Sonntag, C. and von Gunten, U. 2012. Chemistry of Ozone in Water and Wastewater Treatment From Basic Principles to Applications, p. 306, IWA, London.

- Wennström, N., Larsson, U. and I, A. 2021. Tillståndsansökan Torekovs avloppsreningsverk – Miljökonsekvensbeskrivning.
- Wunderlin, P. and Grelot, J. 2021. Abkärungen verfahrenseignung ozonung, VSA - Verband Schweizer Abwasser, Glattbrugg.
- Ågerstrand, M. 2019. Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances. ACES report nr 36. Baresel, Christian; Malovanyy, A. (2019) Införande av läkemedelsrening vid Himmerfjärdsverket Sammanställning av tidigare.

# Appendix 1: Ämnen som ingått för analys av organiska mikroföroreningar och vattenmatris

Tabell A1. Organiska mikroföroreningar som ingått för analys. LOD och LOQ har inte angivits här då dessa varierar med vattenmatrisen och mellan analystillfällen.

Analyt
Amlodipin
Atenolol
Bisoprolol
Kaffein
Karbamazepin
Citalopram
Diklofenak
Fluoxetin
Furosemid
Hydroklorothiazid
Ibuprofen
Ketoprofen
Metoprolol
Naproxen
Oxazepam
Paracetamol
Propranolol
Ramipril
Ranitidin
Risperidon
Sertralin
Simvastatin
Terbutalin
Warfarin

\*LOQ, limit of detection, detektionsgräns

Tabell A2. Ämnen som ingått för analys av fenoler.

Analyt
Bisfenol A
Nonylfenol
Oktylfenol

Tabell A3. Ämnen som ingått för analys av hormoner.

Analyt
Östron (E1)
Östradiol (E2)
Etinylöstradiol (EE2)

Tabell A4. Ämnen som ingått för analys av PFAS (PFAS11).

Analyt
PFBA*
PFPeA*
PFHxA
PFHpA
PFOA
PFNA
PFDA
PFBS
PFHxS
PFOS
6:2 FTS
PFAS11

\*Analyter som detekterats med enbart en produktjon i MS/MS

Tabell A5. Ämnen som ingått för analys av vattenmatrisen.

Ämne	LOQ, mg/l
DOC	< 1
Krom	< 0,001
Suspenderade ämnen	< 1
Nitrit-kväve	< 0,1
Järn/Aluminium, syrauppslutet	<0,5

# Appendix 2: Bedömningsgrunder, gränsvärden och PNEC

## Hormoner och hormonpåverkan

Tabell A6. Bedömningsgrunder och effekthalter (PNEC-värden) för analyserade hormoner i projektet.

	Kustvatten	Inlandsvatten	Kustvatten	Inlandsvatten	
Hormoner	Årsmedel (ng/l) HVMFS 2019:25		PNEC (ng/l)		SF
Östron (E1)			0,008	0,08	1 000/100
Östradiol (E2)	0,08	0,4	0,004	0,04	100/10
Etinylöstradiol (EE2)	0,007	0,035	0,0016	0,016	200/20
* SF - säkerhetsfaktor för framtagande av PNEC.					

Tabell A7. Bedömningsgrunder för östrogen påverkan i projektet.

	Kustvatten och inlandsvatten*	
Hormonpåverkan	Årsmedel – kronisk toxicitet (ng E2ekv/l)	Max – akut toxicitet (ng E2ekv/l)
YES-analys	0,3	1,4
* IVL:s bedömning som baseras på en sammanställning av EBT-halter i Jarošová et al. (2014).		

## Läkemedel

Tabell A8. PNEC-värden för analyserade läkemedel i projektet. Längst ner i tabellen anges av bedömningsgrunderna för ciprofloxacin och diklofenak.

Läkemedel	Kustvatten		Inlandsvatten	
	PNEC års-medel (ng/l)	SF*	PNEC års-medel (ng/l)	SF*
Atenolol	3 200	1 000	3 2000	100
Carbamazepine	250	100	2 500	10
Ciprofloxacin**	6.4	500	64	50
Citalopram****	0,0075	20 000	0,075	2×1 000
Clarithromycin	4	500	40	50
Diclofenac***	5	200	50	2×10
Erytromycin	2	10 000	20	1000
Fluconazole	1 500	15 000	15 000	SSD
Furosemide	15,6	10 000	156	1 000
Ibuprofen	10 200	100	10 2000	10
Ketoconazole				
Losartan	780	1 000	7 800	100 <sup>#</sup>

Metotrexat				
Metoprolol	259	10 000	2 590	1000
Naproxen	1 500	100	15 000	10
Oxazepam	1	1 000	10	2×50
Paracetamol	4 600	100	46 000	10
Propranolol	22.8	100	228	10
Sertraline	0.94	500	9.4	50
Sulfamethoxazole	11.8	500	118	50
Tramadol	17 000	10 000	170 000	1000 <sup>#</sup>
Trimethoprim	50	500	500	50
Venlafaxine	322	10 000	3 220	1 000 <sup>#</sup>
Zolpidem				

\* SF - säkerhetsfaktor för framtagande av PNEC.  
 \*\* Bedömningsgrunden för ciprofloxacin är 100 ng/l för akut toxicitet.  
 \*\*\* Bedömningsgrunden för diklofenak är 10 ng/l och 100 ng/l som årsmedel för kust- respektive inlandsvatten.  
 \*\*\*\* Enligt Ågerstrand (2019). I projektet har även ett PNEC-värde på 7,5 ng/l använts från Hoyer et al. (2022). I den slutgiltiga miljöbedömningen används det högre värdet i större utsträckning.

## Fenoler

Tabell A9. Bedömningsgrunder och gränsvärden för de fenoler som har analyserats i projektet.

Fenoler	Kustvatten HVMFS 2019:25		Inlandsvatten HVMFS 2019:25	
	Årsmedel (ng/l)	Max (ng/l)	Årsmedel (ng/l)	Max (ng/l)
BPA Bisfenol A	110		1 600	2 700
NP Nonylfenol	300	2 000	300	2 000
OP Oktylfenol	10		100	

## PFAS-ämnen

Tabell A10. Gränsvärde för PFOS. En av de PFAS-ämnena som har analyserats i projektet och som är upptaget som ett prioriterat-ämne.

	Kustvatten HVMFS 2019:25		Inlandsvatten HVMFS 2019:25	
	Årsmedel (ng/l)	Max (ng/l)	Årsmedel (ng/l)	Max (ng/l)
PFOS	0,13	7 200	0,65	36 000





