
Rening av hormoner vid avloppsreningsverk i kalla klimat

En kunskapssammanställning och lärdomar från
pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall



I samarbete med

Rapportnummer: C

I samarbete med: MittSverige Vatten och Avfall (MSVA)

Författare: Christian Baresel, Linda Önnby, Kerstin Winkens Pütz, Linus Karlsson, Bahare Esfahani, Gunnar Thorsén, Malin Tuveesson

Medel från: Naturvårdsverket (anslag 1:11, ap. 1) och Sundsvall Vatten AB

Granskare: [Klicka och ange text](#)

Godkännare: [Klicka och ange text](#)

ISBN: [Klicka och ange text](#)

Förord

En eventuell utbyggnad med kväverening vid avloppsreningsverk i norra Sverige där kväverening saknas, är en aktuell fråga som innebär att flera olika utmaningar och miljöaspekter behöver beaktas. Samtidigt är även frågan om avskiljning av läkemedelsrester från avloppsvatten av betydelse och något som diskuteras i samhället idag. Till skillnad från många avloppsreningsverk i södra Sverige, där den befintliga kvävereningen även kan avlägsna hormoner och hormonstörande effekter, kan inte samma observation göras vid anläggningarna i norr på grund av att en långtgående kväverening saknas. Beroende på hur framtida krav kring en implementering av kväverening kommer att se ut, kan därmed även behovet för avancerad rening att påverkas, åtminstone i de fall där endast hormoner och hormonstörande effekter utgör en miljörisk för det enskilda avloppsreningsverket.

Frågeställningen kring kvävereningens påverkan på hormonrening vid svenska avloppsreningsverk längs Östersjökusten norr om Norrtälje är fortfarande aktuell men saknar erfarenhet som bygger på långtgående utvärderingar i pilot- eller fullskala. Utifrån detta ansåg projektgruppen det som relevant att inhämta denna kunskap utifrån pilottester från minst ett helt års tester inklusive säsongvariationer. Förutom praktiska försök, var syftet med projektet att även göra en mer grundläggande kunskapsmanställning till stöd för svenska avloppsreningsverk.

Projektgruppen vill tacka Naturvårdsverket som varit huvudfinansiär till projektet. Vi vill också tacka huvudfinansiärer av Kall-N pilotprojektet (Kväverening vid kalla vatten) Baltic Sea Action Plan Fund genom Nefco och Nordic Investment Bank, Stiftelsen Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (SIVL), Svenskt Vatten Utveckling, Sundsvall Vatten, Vakin, Lumire och Miva. Vi vill även tacka alla involverade organisationer och personer som bidragit till driften av Kall-N-pilotanläggning och som därmed skapat förutsättningar för att projektet kunde genomföras.

Särskilt tack till Johan Fång vid Stockholm Vatten och Avfall (SVOA) för hans stöd som kunskapsbank och bollplank kring specifika frågeställningar och förståelse av hormoner och hormonstörande effekter.

Christian Baresel
Projektledare

Sammanfattning

Vid tre av de största avloppsreningsverken i Sundsvall kommun har IVL genomfört en förstudie med syftet att utreda förutsättningar för en fullskaleinstallation för rening av läkemedelsrester från avloppsvatten. Förstudien visade att det var framför allt hormoner som utgjorde den största risken för negativ påverkan på vattenförekomsten. Mot bakgrund av att Sundsvall kommun har planer för en framtida utbyggnad med kväverening vid Fillan ARV, föddes en tanke om huruvida en sådan utbyggnad även kunde bidra till att hormonhalterna i utgående avloppsvatten minskar till icke-detekterbara nivåer. Minskade hormonhalter observeras vid avloppsreningsverk med kväverening i södra Sverige. För Sundsvall kommun, och vid en observerad minskning av utgående hormonhalter från en utbyggd kväverening, skulle detta även innebära att observerade miljörisker i recipienten eliminerades.

Med ekonomiskt stöd från Naturvårdsverket, och med hjälp av en befintlig pilotanläggning för studier kring kväverening i kalla klimat via rörliga biofilmsreaktorer med bärare (MBBR), genomfördes under åren 2021 och 2023 en kompletterande förstudie och vars resultat presenteras i denna rapport. Projektet har fokuserat på rening av hormoner och hormonstörande effekter vid implementering av kväverening i kalla klimat. Det övergripande målet har varit att öka kunskapen om kväverening och nedbrytning av hormoner vid låga temperaturer och att identifiera kunskapsluckor. Denna kunskap ska stödja planering och implementering av reningsprocesser vid höga hormonhalter i avloppsvatten.

Föreliggande rapport sammanställer dels kunskap om rening av hormoner och hormonstörande ämnen vid avloppsreningsverk utifrån i huvudsak en svensk kontext, dels resultat från genomförda pilottester vid Fillan avloppsreningsverk i Sundsvall.

Genomgående under projektperioden observerades det att kväve kunde reduceras med mer än 70 % i genomsnitt. Veckovisa analyser av hormoner och hormonstörande effekter, samt månadsvisa analyser av läkemedelsrester, visade däremot på en stor variation av inkommande halter och reningrader. En genomgående, och förväntad trend, var att halterna av östrogena effekter följde detekterade halter av både östron och östradiol. Halten av etinylöstradiol, däremot, detekterades inte i något av de analyserade proverna under hela projektperioden.

Vid de tillfällen där en reduktionsgrad av hormonerna var närmare 80 %, var det fortfarande höga halter av hormoner i utgående avloppsvatten, vilket bland annat kunde förklaras med höga inkommande halter. Inga tydliga samband mellan höga reduktionshalter av hormoner och kväve eller andra processrelaterade aspekter kunde observeras. Detta resultat föreslår att reduktion av hormoner och

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
En kunskapsammansättning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

kväverening i huvudsak utförs av skilda grupper av mikroorganismer. En högre reduktion av hormoner kunde däremot observeras i filtrerade prover relativt ofiltrerade, något som delvis kan förklara en låg hormonreduktion efter MBBR-processen som vid dessa försök saknade en partikelavskiljning.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att hypotesen kring att kväverening effektivt kan rena bort hormoner i kalla klimat med en MBBR-teknik inte kan bekräftas vid de betingelser som utvärderats i denna rapport. Det kunde inte heller bekräftas när temperaturen ökade med 4 °C i processen eftersom ingen signifikant påverkan på reningsgraden för varken hormoner, hormonstörande effekter eller läkemedelsrester kunde observeras. Utifrån data från denna rapport kan det därför konstateras att vid anläggningar i norra Sverige, där höga hormonhalter utgör huvudproblemet avseende påverkan på recipient, kan en avancerad rening för att ta bort hormoner och deras effekter behövas, åtminstone i de fall där biofilmsprocesser såsom MBBR implementeras.

Innehållsförteckning

Förord	3
Sammanfattning	4
Förkortningar	7
1 Inledning	8
1.1 Bakgrund	8
1.2 Syfte och mål	9
1.3 Begränsningar i kunskapsammansättningen	9
2 Hormoner i avloppsvatten	10
2.1 Användning och egenskaper	10
2.2 Analysmetoder och -svårigheter	13
2.3 Analys av hormonstörande effekter	15
2.4 Miljöpåverkan och hälsorisker	17
2.4.1 Bedömning av miljörisker med rikt- och effektvärden	17
2.4.2 Rikt- och effektvärden för hormoner i Sverige och Europa	17
2.4.3 Hormonell effekt i akvatiska miljöer	20
2.4.4 Grundvattenpåverkan	21
2.4.5 Hälsorisker	21
2.5 Analys vid svenska avloppsreningsverk	21
2.5.1 Hormoner i utgående avloppsvatten	21
2.5.2 Östrogena effekter i utgående avloppsvatten	23
3 Rening av hormoner i dagens reningsverk	25
3.1 Aktivslambaserade reningsprocesser	25
3.2 Avskiljning med partiklar (sorption)	28
3.3 Biologisk reduktion	29
3.4 Avancerade reningsprocesser	33
4 Pilottester för rening av hormoner och hormonstörande effekter	34
4.1 Pilotanläggning	34
4.2 Metoder för provtagning och analys	37
4.3 Resultat och diskussion	39
4.3.1 Uppstart och drift av pilotanläggningen	39
4.3.2 Övergripande reningseffektivitet	39
4.3.3 Inkommande haltvariationer av hormoner och YES	40
4.3.4 Rening av hormoner	42
4.3.5 Rening av hormonstörande effekter (YES)	44
4.3.6 Extra profilering över pilotlinjerna	44
4.3.7 Rening av läkemedelsrester	46
4.3.8 Diskussion av resultaten	48
4.4 Nyckeltal och dimensionering	49
5 Slutsatser och rekommendationer	51
6 Referenser	52
7 Bilagor	63

Förkortningar

ARV	Avloppsreningsverk
BOD	Biochemical oxygen demand, biokemisk syreförbrukning
COD	Chemical oxygen demand, kemisk syreförbrukning
DDD	Definierad DygnsDos, genomsnittliga dygnsdosen av en vuxen
DOC	Dissolved organic carbon, löst organiskt kol
EC	Environmental Concentration, uppmätt halt
GAK	Granulerat Aktiv Kol
HVMFS	Havs- och vattenmyndighetens författningssamling
LOD	Level of detection, detektionsgräns
LOEC	Lowest observed effect concentration, lägsta observerade effektkoncentration
LOQ	Level of quantification, kvantifieringsgräns
MBR	MembranBioReaktor
MF	Mikrofiltrering
MKN	Miljö kvalitetsnorm
NO ₂ -N	Nitritkväve
NO ₃ -N	Nitratkväve
NOEC	No observed effect concentration, concentration med ingen observerad effekt
Pe	Personekvivalent, 70 g BOD/pe,d
PNEC	Predicted No Effect Concentration, förutspådd koncentration utan effekt
PO ₄ -P	Ortofosfat
PP	Provpunkt
SP	Stickprov
SS	Suspended Solids, suspenderade fasta ämnen
TCC	Total cell count, totalt cellantal
TF	Trumfilter
TMP	Trans membrane pressure, transmembrantryck
TOC	Total organic carbon, totalt organiskt kol
Total-P	Total fosfor
UF	Ultrafilter
VP	Veckoprover
WWTP	Wastewater treatment plant, avloppsreningsverk
YES	Yeast estrogen screen, östrogen effekttest

1 Inledning

I juni 2019 beviljades Sundsvall Vatten AB bidrag från Naturvårdsverket (NV-03670-19) för en förstudie med det huvudsakliga syftet att utreda förutsättningar för en teknikinstallation i fullskala. Teknikinstallationen ska avse rening läkemedelsrester från avloppsvatten vid de tre största reningsverken i kommunen. Slutsatsen från förstudien var att det framför allt är hormonerna som utgör den största risken för negativ påverkan på mottagande recipient. En utbyggnad med kväverening vid de befintliga avloppsreningsverken antogs även kunna leda till att hormoner renas bort till halter under detektionsgränser (1 ng/l) i utgående avloppsvatten. Detta skulle göra att påverkan från utgående avloppsvatten inte bedöms utgöra någon miljörisk för recipienten längre (Baresel et al., 2021a).

Biofilmsprocesser, såsom rörlig biofilmsreaktor med bärare (MBBR), var ett rekommenderat teknikalternativ eftersom tekniken allmänt anses vara mindre känslig för temperaturvariationer än andra processer och förväntas därmed även kunna reducera hormonhalter i avloppsvatten relativt oberoende av säsong. Idag saknas det dock kunskap om hur dessa reningsprocesser behöver dimensioneras vid olika temperaturer för att säkerställa en effektiv rening av hormoner.

1.1 Bakgrund

Avloppsreningsverk (ARV) i norra Sverige har generellt lägre temperatur på inkommande avloppsvatten, särskilt under vårens snösmältning när kombinerade ledningar och tillskottsvatten gör att inkommande avloppsvatten kan ha temperaturer under 7 grader 3 - 5 månader om året. Dessa låga vattentemperaturer, tillsammans med höga flöden och utspädda vatten, gör att det är svårare att få en fungerande kväverening. Idag saknar reningsverk norr om Norrtälje generella kvävereningskrav, då Bottenhavet och Bottenviken inte anses vara kvävebegränsade.

Nyutkomna studier visar att det finns en ökad tendens till kvävebegränsning i Bottenhavet, vilket kan komma att motivera kväverening även för reningsverk längs norrlandskusten (Gustafsson et al., 2017; Müller-Karulis et al., 2023; Olofsson et al., 2020, 2021; Rolff och Elfving, 2015). Kvävefrågan har tidigare diskuterats mellan EU och svenska myndigheter och i det nya föreslagna avloppsdirektivet som kom i oktober 2022, föreslås att kväverening även ska gälla för reningsverk norr om Norrtälje och att den totala reduktionsgraden som beräknas inte får inkludera naturlig retention som det är gjort tidigare. Det senare är dock kritiserat i flera remissvar till EU och kommer sannolikt att nyanseras vidare innan det slutliga avloppsdirektivet antas. Utöver detta ingår numera ammoniak i bedömningsgrunden vid framtagande av miljö kvalitetsnormer enligt HVMFS 2019:25, vilket gör att utsläpp av endast BOD-renat avloppsvatten riskerar att ha stor påverkan på miljö kvalitetsnormer (MKN) med avseende på oorganiskt kväve. En utbyggnad med kväverening kan därför vara aktuellt vid flera svenska

reningsverk. Med rätt kunskap och dimensioneringsunderlag skulle en sådan utbyggnad även kunna ge en effektiv rening av hormoner och hormonstörande effekter, utan att kostnaderna nödvändigtvis behöver öka.

IVL Svenska Miljöinstitutet leder ett samverkansprojekt där MittSverige Vatten & Avfall AB, som är VA-bolaget för Sundsvall, Timrå och Nordanstig kommun, och även andra VA-bolag ingår i projektet. Inom detta projekt uppfördes en pilotanläggning vid Fillan ARV i Sundsvall under 2021/22. Genom tester under ett helt år var syftet med projektet att öka kunskapen om kväverening av kallt avloppsvatten med MBBR-tekniken, för att kunna åstadkomma en kostnadseffektiv kväverening vid låga temperaturer. Projektet stöds finansiellt av både Svenskt Vatten utveckling (SVU), Stiftelsen Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (SIVL) samt Baltic Sea Action Plan (BSAP) Fund (NEFCO). Under 2021 har Sundsvall Vatten fått ytterligare bidrag från Naturvårdsverket (NV-21-006042) för en utvärdering av rening av hormoner och hormonstörande effekter kopplat till pilotanläggning vid Fillan ARV i Sundsvall.

1.2 Syfte och mål

Denna förstudie fokuserar på rening av hormoner och hormonstörande effekter med kväverening i MBBR vid kallt vatten som utvärderas genom pilottester. Utöver provtagning och analys kopplat till pilotanläggningen, syftar föreliggande rapport även på att ta fram en generell kunskapssammanställning inom området. Denna ska redovisa erfarenheter och resultat i vetenskapliga artiklar och tekniska rapporter avseende hur kväverening i kallt vatten med MBBR eller andra tekniker påverkar halter av hormoner och hormonstörande effekter.

Målet med projektet är att öka kunskapen kring kväverening och nedbrytning av hormoner och hormonstörande effekter vid kalla temperaturer och för att identifiera aktuella kunskapsluckor inom området. Kunskapen ska också kunna utgöra stöd vid planering och implementering av kväverening och andra processer i situationer när hormonhalter i utgående avloppsvatten riskerar att ge negativ recipientpåverkan.

1.3 Begränsningar i kunskapssammanställningen

Den begränsade kunskapen om hormoner och dess rening vid svenska ARV i kallt klimat handlar framför allt om att frågan inte har identifierats som en prioriterad utmaning att undersöka närmare. Först de senare årens ökade medvetenhet om läkemedels negativa miljöpåverkan, i kombination med att många av dessa inte renas bort i dagens reningsprocesser, har lett till att även hormoners förekomst på reningsverken har uppmärksammats. En läkemedelsrening, även kallad för avancerad rening, vid ett ARV anses dock generellt som ett fjärde reningssteg som först blir aktuellt efter en full utbyggnad av sekundär- och tertiärrening. Detta innebär alltså en utökad, ytterligare rening både av fosfor och kväve samt

suspenderade föroreningar. Eftersom inga svenska reningsverk norr om Norrtälje har krav på kväverening idag, har det inte funnits något tydligt fokus på en ännu mer långtgående rening. Med andra ord innebär detta att både data och erfarenheter kring denna problematik, utifrån en svensk kontext och från svenska ARV, är väldigt begränsade.

En annan utmaning som begränsar kunskapsunderlaget är att dagens analysmetoder för hormoner i vattenprover inte kan kvantifiera halter på de nivåer som anses kunna ge skadliga miljöeffekter. Resultatet blir att det är svårt att få tillgängliga och relevanta data för svenska reningsverk. Kunskapsammansättning har därför även tagit med kunskap om hormoner från andra reningsverk än de som hanterar övervägande kallt inkommande avloppsvatten.

Projektet är huvudsakligen begränsat till svenska erfarenheter och endast till viss del har erfarenheter och data från andra nordiska länder eller litteratur tagits med. Kunskapsammansättningen är således ingen helomfattande genomgång av all kunskap som kan finnas.

2 Hormoner i avloppsvatten

I detta avsnitt ges en generell beskrivning av hormonernas egenskaper, användning, miljöpåverkan och förekomst vid svenska ARV.

2.1 Användning och egenskaper

De hormoner som ligger i fokus för denna kunskapsammansättning är östron (E1), 17β -östradiol (E2, härefter östradiol eller E2) och 17α -etinylöstradiol (EE2, härefter etinylöstradiol eller EE2), vilka alla är östrogena hormoner. E1 och E2 är naturligt förekommande hormoner, medan EE2 är den syntetiskt framställda motsvarigheten till östradiol. Östrogena hormoner används framför allt i p-piller, men kan även användas för hormonell substitutionsbehandling, så kallad HRT, till kvinnor efter klimakteriet. Även östriol (E3) är ett könshormon. Detta hormon bildas dock endast i större mängder under graviditet. E3 utgör dessutom en metabolit till både E2 och E1. På grund av en mycket lägre östrogen aktivitet för E3, jämfört med E1, E2 och EE2, analyseras E3 vanligtvis inte i avloppsvatten. Även syntetiskt framtagna hormoner, s.k. gestagener, används som preventivmedel t.ex. i mini-, kombi- samt akut-p-piller. I gruppen för gestagener ingår progesteron och antropegena analoger därav, t.ex. levonorgestrel. Levonorgestrel och EE2 återfinns ofta i samma produkt. Kunskapen om levonorgestrel är dock kraftigt begränsad jämfört med EE2, bl.a. på grund av analys svårigheter.

En annan primär källa till östrogen är industriell djurhållning. Här är det speciellt avföring från nötkreatur och kycklingar som är en primär källa och

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
En kunskaps-sammanställning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

därmed bidrar med naturliga östrogener till miljön genom stallgödsel (Gaulke et al., 2009; Knight 1980; Lange et al., 2002). Mängden hormoner som emitteras från djurhållning bedömdes i undersökningar från Schweiz och Storbritannien vara minst fem gånger högre än för människor (Johnson et al., 2006; Schoenborn et al., 2015). På grund av att man i Sverige hanterar stallgödsel separat och inte blandar gödsel med avloppsvatten, finns det lite kunskap om hormoner i svensk stallgödsel. Risken för en direkt påverkan av kommunalt avloppsvatten bedöms däremot vara liten, eller nästintill utesluten, även om det via bidrag av ovidkommande vatten kan finnas potentiella transportvägar.

Djurhållningen påverkar också den mänskliga exponeringen av hormoner genom att vi konsumerar matvaror såsom kött och mejeriprodukter, vilka innehåller hormoner. Den totala konsumtionen av hormoner uppskattas till ca 0,1 µg östrogen/dag och är därmed signifikant lägre än den endogena östrogenproduktionen i människokroppen (Nazari och Suja, 2016).

Tabell 1 visar fysikalisk-kemiska egenskaper för könshormoner och läkemedelssubstanser som påverkar könsorganen. Det är små skillnader i den kemiska strukturen och molekylvikten ligger därför mer eller mindre inom samma intervall. Vattenlösligheten skiljer sig åt mellan de olika ämnena och det är främst levonorgestrel som avviker genom att inte vara löslig i vatten alls. Vid jämförelse av pKa, kan det konstateras att samtliga hormoner är neutralt laddade vid det pH som är aktuellt för avloppsvatten (pH <8) och det är återigen levonorgestrel som skiljer sig mest åt. Andra kemiska egenskaper såsom fördelningskoefficienten Kd, även beskriven som adsorption-desorptions-koefficienten (Tabell 1), kan användas för att förstå hur ämnen rör sig i miljön, d.v.s. hur de fördelas mellan exempelvis vatten, sediment och jord. Inom vattenrening har Kd på samma sätt varit vägledande för att förstå ämnens rörlighet mellan vatten och slam (OECD, 2000). Det bör dock påpekas att denna typ av generalisering ofta är svår att göra eftersom fördelningen mellan t.ex. vatten och slam påverkas av en rad andra effekter såsom vattenmatris, pH i lösningen och temperatur och nederbörd (Wauchope, o.a., 2002; OECD, 2000). Parametern log Kd är i storleksordning densamma för E1, E2 och EE3, medan E3 avviker med ett något lägre värde. De högre värdena av Kd för E1, E2 och EE2 relativt E3, indikerar att dessa ämnen har en högre tendens att sorbera till en fast matris. Något värde på log Kd för levonorgestrel har däremot inte identifierats men med hjälp av [EPI Suite](#) (verktyg för uppskattning av fysiska/kemiska egenskaper och beteenden utvecklade av amerikanska EPA) bedöms levonorgestrel sorbera mer till fasta matriser jämfört med E1, men mindre än EE2 och E2. För ARV innebär detta att dessa ämnen i högre utsträckning ansamlas i slammet relativt vatten och vid jämförelse med E3. Däremot finns det, som tidigare påtalats, andra faktorer som påverkar fördelningen, däribland pH.

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
 En kunskaps-sammanställning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

Tabell 1. Kemiska och fysikaliska egenskaper för hormoner (Lewis & Archer, 1979; Liu et al., 2009; Pinsuwan et al., 1997; Yalkowsky et al., 1992).

Substans	Molvikt g/mol	Vattenlöslighet mg/l	pKa	Log Ka
Östron (E1)	270,4	30	10,77	2,44 - 2,72
Östradiol (E2)	272,4	3,6	10,71	2,45 - 2,83
Etinylöstradiol (EE2)	296,4	11,3 ^a	10,33 ^b	2,65 - 2,86
Östriol (E3)	288,4	3,6 ^a	10,46 ^c	1,33 ^d
Levonorgestrel	312,4	1,73 ^e	17,91 ^f	Na

^a Gäller vid 27 °C

^b T3DB: <http://www.t3db.ca/toxins/T3D4743>, besökt juni 2023.

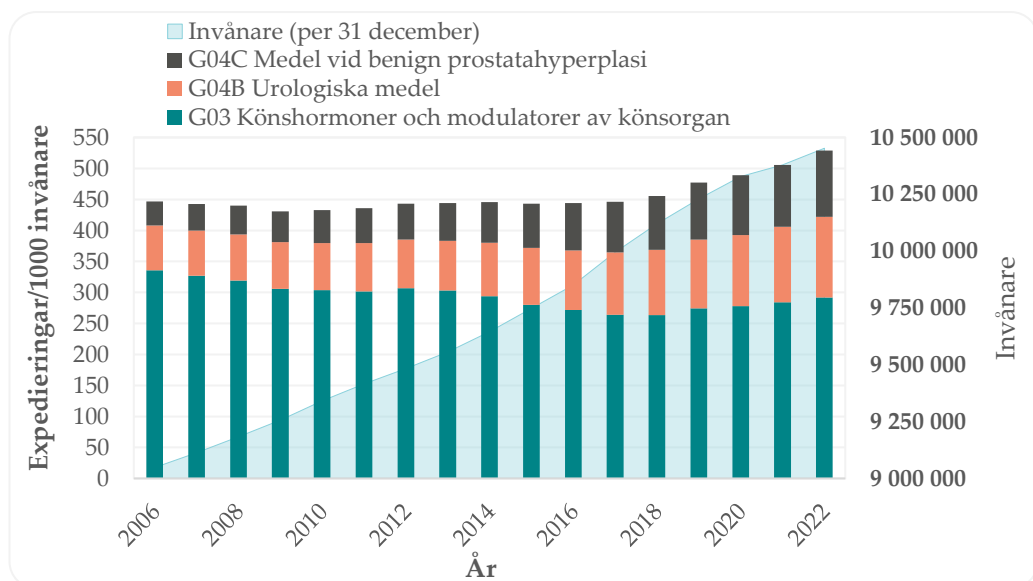
^c Pubchem; <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Estradiol#section=Caco2-Permeability>, besökt juni 2023.

^d Pubchem; <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/5756>, besökt juni 2023.

^e Olöslig i vatten enligt LKT Labs; <https://lktlabs.com/product/levonorgestrel/>, besökt juni 2023.

^f T3DB: <http://www.t3db.ca/toxins/T3D4749>, besökt juni 2023.

Den dominerande andelen av utskrivna recept på hormonmedel är könshormonmedel och här står p-piller för majoriteten. Den totala mängden hormoner som skrivits ut i Sverige av dessa läkemedel mellan åren 2006 och 2022 presenteras i Figur 1. Även om expedieringar/1000 invånare av könshormonmedel har minskat under denna tidsperiod med ca 15 % (blå staplar), så har den totala mängden expedieringar inte minskat, vilket kan förklaras med befolkningsökningen i Sverige som vägt upp nedgången i expedieringar/1000 invånare. Enligt Socialstyrelsens statistik ingår levonorgestrel och EE2 i tjugo av de största receptbelagda läkemedelssubstanserna. Samma läkemedel omfattar över 40 miljoner definierade dygnsdoser (DDD) varje år och den totala mängden som skrivs ut i Sverige ökar årligen med närmare 2 %.



Figur 1. Expedieringar/1000 invånare för hormoner i hela riket (Socialstyrelsens statistikdatabas 2023-07-25).

För att människokroppen ska inaktivera och utsöndra östrogena ämnen via njurarna, måste de hydrofoba hormonerna omvandlas till mer vattenlösliga former. Detta medför också att naturliga östrogena hormoner till största del förekommer i sin konjugerade form när de återfinns i urin. Dessa konjugerade former kan dock omvandlas tillbaka till modersubstansen genom biologisk aktivitet av mikroorganismer och enzymer, vilket t.ex. sker vid avloppsvattenrening. Wan et al. (2022) visade t.ex. att det endast är mindre än 10 % av modersubstansen EE2 som återfinns i hushållspillvatten, medan övrig mängd, upp till 95 %, utgjordes av två konjugater, d.v.s. EE2-3S (17-ethinylestradiol-3-sulfate) och EE2-3G (ethinylestradiol-3-glucuronide) i avloppsvattnet.

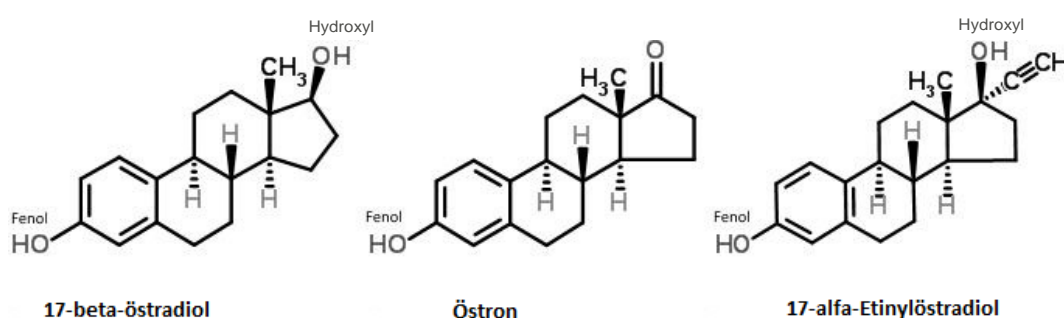
Vid bildning av lösliga konjugerade former genom kroppens metabola system förlorar hormonerna också sin östrogena aktivitet, aktiviteten återfås igen när hormonerna återgår till sin ursprungliga form, vid s.k. dekonjugering.

2.2 Analyismetoder och -svårigheter

Detektionsgränserna för hormoner påverkas starkt av hur provet i övrigt ser ut. Det senare benämner man inom analytisk kemi för matriseffekt. Vid analys av hormoner i avloppsvatten, har matriseffekten stor inverkan. Med detta sagt är det med dagens metoder svårt att detektera östrogena hormoner i avloppsvatten och därmed också svårt att kommentera och bestämma dess förekomst på svenska ARV. Koncentrationerna av östrogena hormoner i avloppsvatten är därför ofta lägre än vad som kan detekteras med befintliga metoder. Vid jämförelse mellan de analytiska detektionsgränserna och aktuella gränsvärdena från Havs- och vattenmyndighetens författningssamling år 2019 (HVMFS 2019:25), är de högre än gränsvärdena för hormonerna östradiol och etinylöstradiol. Skillnaderna kan vara större än en faktor 10 vid jämförelse med vissa ackrediterade laboratorier i Sverige.

Utvecklingen av en känsligare metod för kvantifiering av östrogena hormoner i utgående avloppsvatten som gjordes inom SystemLäk-projektet (Magnér et al., 2017) resulterade i haltbestämningar under ng/l. Ett mått på hur väl kvantifieringen är kan vara att jämföra kvantifieringen med aktuell bakgrundssignal, där målet är att det inte ska anta för stora skillnader. Beräkningen av kvantifieringsgränsen som gjordes inom Systemlänk visade att olika och låga kvantifieringsgränser (LOQ – Level of Quantification) för hormonerna kunde erhållas när $S/N = 10$ (signal relativ bakgrundssignal, i enlighet med standardförfarande). Gränserna som erhöles då var för E2 0,6 ng/l och 0,4 ng/l för både E1 och EE2. Enligt det i studien utvecklade protokollet för bestämning av östrogena hormoner på gaskromatograf kopplad till en massdetektor (GC-MS) utfördes två derivatiseringar för att öka detekterbarheten. Den första, där pentafluorobenzoyl klorid (PFBzCl) används, omvandlas fenolgrupper, d.v.s. OH-grupper kopplat till den aromatiska ringen, till pentafluorbensoylestrar. Fenolgrupper ingår i konjugerade/aromatiska system och återfinns hos alla tre

studerade hormoner (Figur 2). Den andra derivatiseringen, med N-Metyl-N-(trimetylsilyl)trifluoroacetamid (MSTFA), kan även derivatisera alkoholgrupper som återfinns i strukturen hos östradiol och etinylöstradiol (Figur 2). Det dubbla derivatiseringsförfarandet med olika derivat gav en förbättrad detektion av de studerade hormonerna (Magnér et al., 2017).



Figur 2. De studerade östrogena hormonerna med deras tillhörande fenol- och hydroxylgrupper.

Ett alternativ till att derivatisera och kvantifiera dessa hormoner med hjälp av GC-MS är att använda vätskekromatografi för separationen kopplat till en högupplösande massdetektor, typ fourier transform (Orbitrap™) eller time-of-flight (ToF). Tester inom SystemLäk-projektet med denna typ av analysinstrument har visat på likvärdiga detektions- (LOD) och kvantifieringsgränser (LOQ) för de studerade hormonerna (data ej presenterade).

Tabell 2. Detektions- och kvantifieringsgränser som kan uppnås för bestämning av östrogena hormoner i utgående avloppsvatten (Magnér et al., 2007).

Substans	Detektionsgräns LOD, ng/l	Kvantifieringsgräns LOQ, ng/l
Östron (E1)	0,1	0,4
Östradiol (E2)	0,2	0,6
Etinylöstradiol (EE2)	0,1	0,4

Nya framsteg för detektion av hormoner i haltområden enligt kraven i EU:s ramdirektiv för vatten har nyligen rapporterats med hjälp av en online-SPE-HPLC-MS/MS (Itzel et al., 2020). Metoden som även utvecklas vid IVL för förbättrade hormonanalyser inkluderar en förbättrad upparbetning av provet för avlägsnande av störande matrisföreningar och anrikning av provet genom fastfasextraktion för att uppnå en hög selektivitet och signalstyrka. Med detta kunde detektionsgränser på 0,0003 ng/l för östron, 0,0004 ng/l för östradiol och 0,0007 ng/l för etinylöstradiol uppnås vid användning av standardlösningar. Vid tester med riktiga ytvattenprover erhöles detektionsgränser på 0,01 ng/l för östron, 0,03 ng/l för östradiol och 0,03 ng/l för etinylöstradiol.

2.3 Analys av hormonstörande effekter

Östrogena effekter kan också kvantifieras med hjälp av biologiska metoder, så kallade effektbaserade metoder. Dessa kan t.ex. mäta östrogena effekter i hela provet och dessa tester, så kallade *in-vitro*-tester, baseras på celler eller receptorer (Robitaille et al., 2022). Inom detta projekt har kvantifiering av östrogen effekt utförts med hjälp av YES, som baseras på jästceller. YES-test visar den totala östrogena aktiviteten i avloppsvattnet och mäts som östradiolekvivalenter per liter (ng E₂-eq/l eller ng E₂_{ekv}/l). Analysen utfördes i 96 hål mikrotiterplattor med modifierade jästcellstammar som innehåller gener för östrogenreceptor respektive androgenreceptor enligt beskrivningar i Routledge och Sumpter (1996) och Svensson och Allard (2002). Ett vattenprov innehåller en stor mix av olika ämnen och kan därmed innehålla östrogener och anti-östrogener, där östrogen effekt kan dämpas av anti-östrogener. Genom ett *in-vitro*-test såsom YES, erhålls en sammantagen östrogen effekt för hela provet.

Utöver YES-testet finns det även andra cellbaserade tester som kan kvantifiera östrogen effekt. Ett sådant exempel är t.ex. ER-Calux-testet (chemically activated luciferase gene expression), som innehåller en östrogenkänslig luciferasreportergen som innehåller tre östrogenkänsliga element. ER-Calux är baserad på humanceller. Andra exempel på cellbaserade tester som mäter östrogen effekt är MELN, T47D-KBluc m.fl. (Holm och Önnby, 2022). För tester baserade på jäst- och humanceller finns det också standarder.

Värt att nämna är att litteraturen diskuterar för- och nackdelar med YES-testet, som är det som förekommer mest frekvent i undersökningar avseende vattenkvalitet (dos Santos et al., 2021). De stora fördelarna med YES är att det är enkelt att använda, medan nackdelen framför allt är att känsligheten i jästcellen är lägre relativt responsen som erhålls från östrogentester med däggdjursceller såsom ER-Calux eller MELN-test. Jästceller kan inte heller skilja på agonister eller antagonister (aktiverar eller blockerar östrogenreceptorn) i ett vattenprov och därmed kan det misstänkas att responsen eventuellt kan påverkas (Robitaille et al., 2022). Det bör också påpekas att användandet av effektbaserade metoder inkluderas i det nya direktivförslaget för prioriterade ämnen (2008/105/EC, annex 1-6). Effektbaserade metoder nämns där som ett tillvägagångssätt för passiv provtagning, d.v.s. provtagning som sker med hjälp av utsatta provtagare som samlar in prov under några dagar eller veckor. Effektbaserade metoder kan också nyttjas i syfte att kartlägga status för ett visst vattendrag.

För detta projekt har projektgruppen ändå valt att använda YES-testet eftersom dess detektionsgräns fortfarande ligger inom ett intervall som är rimligt för vår utvärdering. Däremot kan det vara värt att jämföra vilken detektionsgräns som är aktuell för östrogen effekt för att försäkra sig om att den ligger under uppsatta gränsvärden för inlandsvatten och kustvatten som föreslås gälla framgent,

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
 En kunskapsammansättning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

eftersom gränsvärdena för flera östrogena ämnen ställs allt lägre (se detaljer i avsnitt 2.4 nedan).

Både YES-testet ovan och andra tester för östrogen effekt mäter den totala östrogena effekten i ett prov vilket innebär att exempelvis följande ämnen kan ge utslag:

- Naturliga steroidhormoner, östrogener
- Syntetiska hormoner, läkemedel, p-piller
- Industrikemikalier, bisfenol A, alkylfenoler
- Fytoöstrogener (ämnen ur växtriket)

Tabell 3 ger en översikt över östrogena effekter i förhållande till östradiol i ett ER-Calux respektive ett YES-test för ett antal hormoner och industrikemikalier (Gutendorf och Westendorf, 2001; Murk et al., 2002 och referenser däri; Santillán et al., 2001). Tabellen visar framför allt två skillnader. Den första gäller den relativa toxiciteten mellan de olika hormonerna där några har en stor östrogen effekt, såsom etinylöstradiol och östradiol, medan andra har en avsevärt mindre effekt. Skillnaden observeras till exempel för fenolerna, vars östrogena effekt i förhållande till östradiol är 1 000 - 10 000 ggr lägre. Andra industrikemikalier som t.ex. ftalater ligger på samma eller ännu lägre effektbidrag än alkylfenolerna i tabellen (bisfenol A, oktyl- och nonylfenol). Detta innebär att endast om dessa fenoler, eller andra industrikemikalier med hormonstörande effekter förekommer i koncentrationer som ligger minst 1000 gånger högre än östrogena hormoner, uppstår ett relevant bidrag till effekten som mäts i ett YES-test. Den andra skillnaden är den mellan den relativa toxiciteten för de olika testerna YES och ER-Calux. Vissa ämnen har liknande relativ toxicitet, såsom östradiol och etinylöstradiol medan alkylfenolerna har en större respons i ER-Calux-testet relativt YES-testet. Detta betyder att om alkylfenolerna bisfenol A och oktylfenol är närvarande i vattenprovet, så kommer en högre östrogen effekt påvisas i ER-Calux jämfört med YES.

Tabell 3. Relativ östrogen aktivitet av naturliga och syntetiska östrogener samt hormonstörande industrikemikalier mätt i förhållande till östradiol för YES-testet och ER-Calux (Gutendorf och Westendorf, 2001; Murk et al., 2002 och referenser däri; Santillán et al., 2001).

Substans	Relativ östrogen aktivitet som östradiolekvivalenter (mol E ₂ ekv/l)	
	ER-Calux	YES
Östron (E1)	0,01 - 0,056	0,1
Östradiol (E2)	1	1
Etinylöstradiol (EE2)	1,25	1,2
Östriol (E3)	0,083	0,01 - 0,1
Levonorgestrel (LNG)		6,3 × 10 ⁻⁴ (3α5α LNG) 1,3 × 10 ⁻³ (3β5α LNG)
Bisfenol A	2,5 × 10 ⁻⁵	1,0 × 10 ⁻⁵
Nonylfenol (NP)	1,25 × 10 ⁻⁵	5,7 × 10 ⁻⁴
Oktylfenol (OP)	8,33 × 10 ⁻⁵	1,0 × 10 ⁻⁵

2.4 Miljöpåverkan och hälsorisker

2.4.1 Bedömning av miljörisker med rikt- och effektvärden

För denna rapport har det valts att presentera riktvärden för de hormoner som utvärderingen baseras på. I de fall där det saknas ett riktvärde, har det i stället används ett värde för Predicted No Effect Concentration (PNEC). Dessa värden behöver inte alltid vara desamma, i många fall är de riktvärden som tillämpas inom miljöövervakningen lägre än PNEC-värdena. PNEC-värdet indikerar den koncentration av ämnet som inte förväntas ha någon inverkan på organismerna i recipienten. PNEC-värdet jämförs ofta med uppmätta halter i recipienten, Predicted Environmental Concentration (PEC) eller Measured Environmental Concentration (MEC), beroende på om halten avser en utspädd halt eller den direkt uppmätta. I denna rapport kommer begreppet PEC användas för båda fallen. Om kvoten PEC/PNEC är större än 1 i recipienten, föreligger det en risk att organismerna i recipienten kan skadas. Utöver begreppen PEC, PNEC, finns även begreppen NOEC och LOEC (No respektive Lowest Observed Effect Concentration), som indikerar den högsta koncentrationen som inte resulterar i en signifikant skillnad på effekt vid jämförelse med kontrollgruppen. På samma sätt är LOEC den lägsta koncentrationen för vilken det finns någon observerad effekt som är signifikant annorlunda i jämförelse med kontrollgruppen.

För bedömda effektvärden i litteraturen förekommer det också en säkerhetsfaktor som är en indikation på hur säker PNEC-värdet är, sett till vilka tester, eller nivåer av organismer som har ingått för den toxikologiska bedömningen. Säkerhetsfaktorn för varje substans beror på tillgängliga toxikologiska data. Enligt riskbedömningsreglerna i REACH-förordningen (ECHA guidance on chemical risk assessment; echa.europa.eu) ska t.ex. säkerhetsfaktorn vid två akuta tester och 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 tester vid tre olika trofinivåer är 10. Saknas kroniska tester används en säkerhetsfaktor på 1000. I vissa fall finns endast LOEC tillgängligt för PNEC-bestämning, och då tillkommer en säkerhetsfaktor på två för att kompensera för osäkerheten.

2.4.2 Rikt- och effektvärden för hormoner i Sverige och Europa

Den miljöpåverkan som hormoner orsakar är välkänd och östrogena hormoner är de läkemedel som uppvisar hög risk i miljöklassificeringen på www.fass.se (Ågerstrand och Rudén, 2010). Det har t.ex. visats att p-piller orsakar feminisering av manliga fiskar och grodor (Kidd et al., 2007; Park och Kidd, 2005; Pettersson och Berg, 2007). Även syntetiska östrogena hormoner påverkar, bland annat har könsfeminisering hos fiskar vid naturligt relevanta koncentrationer observerats (Hinfray et al., 2010; Liang et al., 2014; Sanchez et al., 2011; Tetreault et al., 2011).

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
 En kunskapsammansättning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

Östradiol och etinylöstradiol ingår båda som särskilt förorenande ämnena (SFÄ) i statusklassningen av de fysikaliska-kemiska kvalitetsfaktorerna för bedömning av den ekologiska statusen i vattenförekomster (HVMFS 2019:25) samt i direktivförslag för prioriterade ämnen (2008/105/EC) som presenterades under hösten 2022 (Tabell 4). Östradiol bedöms inte som bioackumulerande och kan biologiskt brytas ned. Dock finns en risk för kronisk toxicitet vid förhöjda halter enligt Tabell 4.

Flera gränsvärden föreslås sänkas i det nya direktivförslaget och ett gränsvärde för östron föreslås att införas. Gränsvärden för de två befintliga hormoner östradiol och etinylöstradiol kommer sänkas kraftigt om förslaget om ändring av prioämnen antas. Det kan dessutom noteras att jämfört med många andra prioämnen där gränsvärdet i kustvatten ofta ligger en faktor ≤ 10 lägre än för inlandsvatten, så ligger bedömda maxhalter för hormonerna på mycket lägre nivåer i kustvatten än i inlandsvatten (Tabell 4).

Tabell 4. Bedömningsgrunder för de särskilda förorenande ämnen i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) och eventuella krav enligt direktivförslag för prioriterade ämnen (2008/105/EC).

Ämne	Inlandsvatten	Kustvatten	Kommentar
Bedömningsgrund HVMFS 2019:25			
Östradiol (E2)	0,4 ng/l	0,08 ng/l	Årsmedelvärde
Etinylöstradiol (EE2)	0,035 ng/l	0,007 ng/l	Årsmedelvärde
Direktivförslag för prioriterade ämnen (2008/105/EC)			
Östron (E1)	0,36 ng/l	0,018 ng/l	Årsmedelvärde
Östradiol (E2)	0,18 ng/l	0,009 ng/l	Årsmedelvärde
Etinylöstradiol (EE2)	0,015 ng/l	0,0016 ng/l	Årsmedelvärde

Östradiol finns också med i Region Stockholms förteckning över läkemedel med risk för miljöpåverkan enligt miljöprogrammet 2017–2021. Östradiol bryts ned lättare än etinylöstradiol både i den mänskliga kroppen, i ARV och i miljön. Miljörisken bedöms därmed lägre än t.ex. för etinylöstradiol trots den ofta högre doseringen. En oral dos östradiol på 1,5 mg ger t.ex. endast en utsöndrad dos i urin på 100 µg.

Etinylöstradiol, däremot, bryts ned långsamt i miljön, har en hög potential att bioackumuleras och en mycket hög kronisk toxicitet¹. Även etinylöstradiol finns med i Region Stockholms förteckning över läkemedel med risk för miljöpåverkan enligt miljöprogrammet 2017–2021 grundat på lägsta effektnivå, LOEC = 0,32 ng/l, och uppmätta halter i renat avloppsvatten. Studier har visat att koncentrationer under 1 ng/l räcker för att påverka flera olika östrogenstyrda proteiner redan efter några dagars exponering (Thorpe et al., 2003).

¹ Janusinfo, Region Stockholm; www.janusinfo.se, besökt den 30 juni 2023.

Även för levonorgestrel har en negativ effekt på t.ex. fortplantningsframgången hos fisk påvisats redan vid en halt på 0,8 ng/l, vilket motsvarar den lägsta koncentrationen som testades (Zeilinger et al., 2009). Fick et al. (2010) visade att regnbågslax som exponerats för utgående avloppsvatten från reningsverken Ön i Umeå och Henriksdal i Stockholm uppvisade halter av levonorgestrel i blodplasman som översteg den humana terapeutiska dosen. Detta skulle således hämma fortplantningen hos fisk och därmed vara en mycket relevant negativ effekt. Det finns dessutom en rad andra läkemedel som verkar via samma receptor som levonorgestrel, och det är sannolikt att dessa kan samverka och förstärka effekten. Negativa effekter har även påvisats för marina fiskarter (Johnston et al., 2018). Vid relevanta miljökoncentrationer orsakade levonorgestrel en signifikant minskning av kumulativ äggproduktion över tid, såväl som minskningar i fertilitet och livsduglighet. Enligt Fass.se är den högsta halten som inte orsakar kroniska effekter (NOEC) hos fisk 0,1 ng/l.

Tabell 5 visar bedömda PNEC-värden och osäkerhetsfaktorer. PNEC baseras på NOEC, som motsvarar den koncentration som är gränsen för när toxiska effekter i den akvatiska miljön föreligger, och en säkerhetsfaktor som tar hänsyn till osäkerheten i de ekotoxikologiska studier som ligger till grund för NOEC.

Tabell 5. Bedömda effektkoncentrationer (PNEC) och osäkerhetsfaktorer (Ågerstrand 2019; FASS.se).

Ämne	Effektkoncentration PNEC, ng/l	Säkerhetsfaktor -	Referens
Östron (E1)	0,08	100	Ågerstrand et al., 2019
Östradiol (E2)	0,04	10	Ågerstrand et al., 2019
Etinylöstradiol (EE2)	0,016	2×10	Ågerstrand et al., 2019
Östriol (E3)	0,75		Läkemedelsverket, 2004 ^a
Levonorgestrel	0,01	10	FASS.se

^a Oklart om den framtagna effektkoncentrationen är ett PNEC-värde

För hormoner är det svårt att göra en effektbedömning då dagens begränsningar i analysmetoden dessvärre inte tillåter detektionsgränser till haltnivåer som ligger i närheten av PNEC (se Tabell 5). Mot denna bakgrund kan det vara fördelaktigt att använda sig av effekttester i stället, som tar hänsyn till den totala östrogena effekten i provet. Effektbaserad analys kan också detektera östrogena ämnen vid lägre halter jämfört med riktad kemisk analys av ett ämne. Vid en miljöriskbedömning finns det alltså stora fördelar att analysera för östrogen aktivitet med hjälp av effekttester såsom YES eller liknande. I litteraturen föreslås olika EBT-värden (s.k. effect-based trigger values) för när östradiol leder till en risk i den akvatiska miljön. Kunz et al (2017) och Simon et al. (2022) föreslår att EBT bör ligga på 0,4 ng/l för östrogen aktivitet mätt som E2_{ekv}/l, vilket är analogt med det riktvärde för östradiol som anges i den föreslagna lista över ämnen som ska övervakas och som medföljer direktiv (2008/105/EC) (EU-kommissionen, 2015). En rad studier har valt olika tillvägagångssätt för att bestämma EBT-värden (Jarosava et al., 2014; Kunz et al., 2017; van der Oost et al., 2017) och dessa studier har kommit fram till närliggande, och delvis överlappande värden, vilka delvis

varierar beroende av vilket test som används (YES eller ER-Calux). Kunz et al. (2017) kom fram till slutsatsen att EBT-värdet skulle ligga på 0,4 - 0,5 ng E_{2ekv}/l oberoende av vilket test som användes, medan van der Oost respektive Jarosava föreslog 0,5 ng E_{2ekv}/l för ER-Calux respektive 0,1 - 0,4 ng E_{2ekv}/l för YES. I en senare översiktsartikel föreslås EBT-värdet för YES att ligga mellan 0,2 - 0,4, medan ER-Calux ska ligga på 0,1 ng E_{2ekv}/l (Escher et al., 2018).

Utifrån ovan nämnda artiklar har IVL valt att ta fram ett genomsnittligt EBT-värde som gäller för YES-testet utifrån studien av Jarosava et al. (2014) och detta presenteras i Tabell 6. Det genomsnittliga värdet för akut toxicitet är i därmed paritet med ovan angivna intervaller för effektvärden och värdet i Tabell 6 visas dels som ett akut värde (EBT) och ett kroniskt värde. Med en detektionsgräns på ca 0,1 ng E_{2ekv}/l för YES kan således en bedömning av eventuella negativa effekter på miljön göras genom YES-analysen.

Sammantaget kan det konstateras att om effektbaserad analys, såsom YES-analyser, kombineras med kemisk analys av östrogena hormoner och hormonstörande industrikemikalier (t.ex. bisfenol A, nonylfenol och oktylfenol) i samma prov, kan även den bidragande hormonstörande substansen identifieras, även om viss osäkerhet kan kvarstå pga. analysvarigheter för hormoner.

Tabell 6. Föreslagna effektkoncentrationer för akut och kronisk toxicitet för YES (baserat på Jarošová et al., 2014).

	Effekthalter/toxicitet		Referens
	akut	kronisk	
YES (ng E _{2ekv} /l)	1,4	0,3	Jarosava et al., 2014

2.4.3 Hormonell effekt i akvatiska miljöer

Waldetoft et al. (2021) som undersökte röding och abborre i Vänern, Vättern och Mälaren observerade förekomst av östrogena hormoner medan varken läkemedel eller antibiotika kunde detekteras. Däremot påträffades östron i samtliga prover från Mälaren. Östradiol detekterades i fisk vid flera platser med högst halter i abborre från Västeråsfjärden (49 ng/g samt 37 ng/g vv, östron respektive östradiol). Dessa observationer kan däremot inte relateras till ytvattenkoncentrationer av hormoner i dessa vatten som rapporteras i Malnes et al. (2021). Att finna tydliga samband mellan halter av hormoner i fisk och uppmätta koncentrationer i ytvatten kan inte alltid förväntas, vilket delvis kan bero på att halveringstiden för hormoner i naturliga vatten är relativt låg, och att dessa ämnen hellre fördelar sig till sediment relativt vatten, enligt tidigare diskussion i avsnitt 2.4.3. Resultaten från Malnes et al. (2021) indikerar också att hormonernas öde i miljön är svårtolkad, vilket gör att en bedömning av spridning och miljöeffekter av utsläppta hormoner blir utmanande. Det går inte heller att bedöma om observerade halter i fisk är tillräckliga för att leda till negativa effekter i omgivande akvatisk miljö. Frågan om endokrina störningar är komplex pga. att det förekommer såväl naturliga som syntetiska hormoner och hormonliknande ämnen som är olika potenta och som kan metaboliseras till en mängd olika strukturer. Det är därför vanskligt att uttala

sig om vilken halt av ett specifikt hormon som leder till en störning (Waldetoft et al., 2021).

2.4.4 Grundvattenpåverkan

Risken för östrogen kontaminering av grundvatten p.g.a. användning av hormonhaltig gödsel från djurhållning bedöms som minimal eftersom hormonerna snarare binds till det övre jordlagret än att fördela sig i vattenfasen (se Tabell 1), (Shore et al., 1992) och denna frågeställning är därför inte vidare studerad inom detta projekt.

2.4.5 Hälsorisker

Även om det är främst negativa miljöeffekter som behöver beaktas avseende de diskuterade hormonerna, så finns även vissa hälsorisker relaterade med för höga hormonhalter. Vissa studier på människor har visat att exponering av etinylöstradiol hos barn före puberteten, och under puberteten, kan leda till överdriven snabb tillväxt. För flickor har en tidigare pubertet observerats, medan den blir fördröjd för pojkar (ATSDR 2007). Dessutom kan etinylöstradiol, i särskilt höga koncentrationer och vid exponering direkt efter puberteten, bidra till flera sjukdomar. Exempel är testikel- och äggstockscancer, stimulerad endometriosis, osteoporos, hjärt-kärlsjukdomar, neurodegenerativa sjukdomar, kognitiva och beteendemässiga förändringar, högt blodtryck, immunsjukdomar och metabola störningar såsom fetma och diabetes (Prossnitz och Barton, 2011; Wright-Walters et al., 2007).

2.5 Analys vid svenska avloppsreningsverk

2.5.1 Hormoner i utgående avloppsvatten

Generellt har renat avloppsvatten från ARV redan tidigt ansetts vara den viktigaste transportväg/källa för hormoner i miljön (Snyder et al., 2001). Förekomsten av hormoner vid ARV kan, som tidigare diskuterats, härledas till mänsklig utsöndring till avloppsvatten. Hormoner har analyserats i avloppsvatten vid ett antal tillfällen under den senaste 10 årsperioden, men framför allt har data tillkommit under de senaste tre åren genom flertalet förstudier avseende läkemedelsrening, som har haft finansiellt stöd från Naturvårdsverket. För denna sammantällning har projektgruppen valt att endast inkludera studier som är max 10 år gamla förutom en studie som ansågs relevant. Detta är ett medvetet val, och beror på att det skett en stor utveckling på analysområdet under de senaste fem åren, vilket bland annat har lett till att detektionsgränserna har sjunkit.

Tabell 7 visar hur halter av östron, östradiol och etinylöstradiol varierar i utgående avloppsvatten för en rad reningsverk i södra Sverige och för Duvbackens reningsverk i Gävle. För merparten av de reningsverk som presenteras ingår också

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
En kunskapsammanställning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

kväverening som en del av reningsprocessen. Ett tydligt mönster för dessa är att endast östron detekteras med några få ng/l i utgående avloppsvatten, medan halter för östradiol och etinylöstradiol i stor utsträckning observeras under detektionsgränsen, vilken varierar från ca 0,5 till 1 ng/l (Tabell 7).

För en del reningsverk som saknar kväverening blir halterna av östron däremot betydligt högre. Det bör understrykas att presenterade värden är genomsnittsvärden som inte tar hänsyn till provtagningsperiod, antal analyserade prover eller säsongvariation. Avseende belastningen till kväverening, är den signifikant annorlunda vid sommar och vinter. I Skåne har östronhalter från 6,23 ng/l (Örkelljunga ARV) och 7,25 ng/l (Perstorp) observerats, men även så höga halter som 21,00 ng/l (Ekebro) och 31,02 ng/l (Torekov) har påträffats. Riktigt höga halter av östron observerades vid Skånes Fagerhults reningsverk och här misstänks det finnas en uppströms källa för denna höga belastning. När halterna östron påträffas vid dessa nivåer, detekteras också östradiol och etinylöstradiol i utgående vatten. Mönstret för höga östronhalter och avsaknad av kväverening stämmer väl för de sista reningsverken i tabellen: både Enköping, Alvesta, Gävle och Ekeby har relativt höga halter östron, medan de reningsverk som har kväverening uppvisar relativt låga östronhalter, så är t.ex. fallet för Lucerna ARV och Övestatorp ARV (Tabell 7). Inget av dessa reningsverk hade dock halter av östradiol och etinylöstradiol i utgående avloppsvatten, vilket även gällde för de reningsverk som saknade kväverening (se t.ex. Gävle och Enköping i Tabell 7). Trots att de genomförda analyserna rapporterats med en kvantifieringsgräns på 0,1 ng/L, har dessa hormoner ändå inte kunnat detekteras.

Wahlberg et al. (2021) analyserade hormonerna östron, östradiol och etinylöstradiol i utgående avloppsvatten vid Henriksdal och Bromma reningsverk i Stockholm. Endast östron i Henriksdalsprovet var mätbart. Brommas avloppsvatten är mer uppblandat med dag- och dränvatten, jämfört med avloppsvattnet i Henriksdal, vilket kan förklara de lägre observerade halterna i Bromma (Tabell 7).

Fick et al. (2014) påträffade östron, östradiol och etinylöstradiol i utgående avloppsvatten (Tabell 7) samt i slam vid Kungsängsverket i Uppsala, Ön ARV i Umeå och vid Henriksdal i Stockholm. Koncentrationerna var högre i avloppsvatten från Ön ARV vid jämförelse med koncentrationerna från Kungsängsverket och Henriksdal. Den stora skillnaden mellan dessa reningsverk avseende reningsprocessen är att Ön ARV saknar ett dedikerat reningssteg för kvävereduktion, vilket också ger en kortare total uppehållstid. Även levonorgestrel uppmättes i avloppsvatten, slam och i fisk i en annan studie (Fick et al., 2011, 2014).

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
 En kunskaps-sammanställning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

Tabell 7. Halter för hormoner i utgående avloppsvatten från svenska ARV.

Avloppsreningsverk	Östron (E1), ng/l	Östradiol (E2), ng/l	Etinylöstradiol (EE2), ng/l	Referens
Henriksdal, Stockholm	4,2	0,4	<0,1	Wahlberg et al., 2010
Bromma, Stockholm	0,5	4,3	<0,1	
Kungsängsverket Uppsala	1,6 – 2,7	<LOD	1 – 1,2	Fick et al., 2015
Ön ARV, Umeå*	16 – 25	0,45 – 0,76	20 – 23	
Henriksdal, Stockholm	<LOD – 0,34	<LOD	<LOD – 0,96	Baresel et al., 2021a
Tivoli ARV*	4,6 – 6	<1 – 3	<1 – 6,4	
Fillan ARV*	<1 – 129	<1	<1 – 45	Baresel et al., 2021a
Essvik ARV*	<1 – 5	<1 – 3	<1 – 11	
Henriksdal, Stockholm	3,4 (medel)	<LOD	<LOD	Närhi et al., 2021
Ullared ARV	3,8 (medel)	<LOD	<LOD	Habagil et al., 2020
Främby ARV, Falun*	<LOD	<LOD	<LOD	Hedén et al., 2020
Himmerfjärdsverket AS	<LOD – 26	<LOD	<LOD	Baresel et al., 2023
Himmerfjärdsverket MBR	<LOD	<LOD	<LOD	
Getteröverket, Varberg	3	<LOD	<LOD	Baresel et al., 2021b
Torekovs ARV*	31,02	2,26	1,27	Karlsson et al., 2023
Perstorp ARV	7,25	2,62	1,26	
Oderljunga ARV*	2,91	1,26	1,26	
Örkelljunga ARV	6,23	1,86	1,86	
Skåne Fagerhults ARV*	95,34	35,18	1,53	
Ekebro ARV*	21,0	2,51	1,25	
Enköping ARV*	23,2	<LOQ ^a	<LOQ ^a	Hey et al., 2022a
Duvbackens ARV, Gävle*	12,0	<LOQ ^a	<LOQ ^a	Chen et al., 2022a
Käppalaverket	<LOD	<LOD	<LOD	Bramstedt et al., 2022
Alvesta ARV*	10,7	<LOQ ^a	<LOQ ^a	Chen et al., 2022b
Överstorp ARV, Nybro	2,7	<LOQ ^a	<LOQ ^a	Chen et al., 2022c
Lucerna ARV, Västervik	6,0	<LOQ ^a	<LOQ ^a	Chen et al., 2022d
Ekeby ARV, Eskilstuna*	12,6	<LOQ ^a	<LOQ ^a	Hey et al., 2022b

* Saknar eller oklar status avseende kväverening

^a LOQ för dessa analyser låg på 0,1 ng/l för östradiol respektive etinylöstradiol

2.5.2 Östrogena effekter i utgående avloppsvatten

Parallellt med att hormonhalter har kvantifierats för flera reningsverk med och utan kväverening, har det också förekommit analys av östrogen effekt i utgående avloppsvatten och i närliggande recipient. Mot denna bakgrund har det sammanställts data över östrogen effekt i utgående avloppsvatten, kvantifierade med (i) YES eller (ii) östrogentest baserat på mänsklig bröstcancer cellinje och reportergentest med luciferas (Oskarsson et al., 2021). Om samma referenssubstans används, såsom östradiol, i olika cellmodeller, så är resultaten från metoderna jämförbara. Data upptagen från effekttester visas i Tabell 8.

De kvantifierade östradiolekvivalenterna ($E2_{ekv}$) med YES-testet visar att majoriteten av analyserna påvisar halter >0,1 ng $E2_{ekv}/l$, medan en handfull påvisar halter <0,1 ng $E2_{ekv}/l$. Gemensamt för den senare gruppen är att det finns kväverening på dessa reningsverk. Vid jämförelse med uppmätta $E2_{ekv}$ -halter upptagna av östrogentester med reportergenen luciferas (Holm och Önnby, 2022), observeras det att halterna är högre relativt halterna upptagna av YES-testet med en faktorskillnad på ca 10 för flertalet av de reningsverk som studerats av Baresel et al., (2021a och b), Allard och Wahlberg (2017) och Haglund 2019. För de skånska

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
 En kunskapsammanställning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

reningsverken, däremot, är E₂_{ekv}-halterna med YES i samma storleksordning som för data erhållen från reportergentestet.

Tabell 8. Halter för hormonstörande effekter (YES respektive reportergentest med mänsklig cellinje^a) i utgående avloppsvatten från svenska ARV.

Avloppsreningsverk	Hormonstörande effekter	Referens	
YES (ng E₂_{ekv}/l)			
Getteröverket	<0,1 - 1,4	Baresel et al., 2021b	
Främby ARV	0,6 - 1,5	Hedén et al., 2020	
Tivoli ARV*	6,3 - 7,2	Baresel et al., 2021a	
Fillan ARV*	23 - 105		
Essvik ARV*	2 - 5,7		
Himmerfjärdsverket	<0,1	Allard och Wahlberg, 2017	
Henriksdal	0,5		
Hammarby Sjöstadsverk (MBR)	0,4		
Öns ARV*	8,7		
Ryaverket	1,1 - 3,1	Haglund 2019	
Nolhaga ARV	0,23 - 2,2		
Öns ARV	1,3 - 11		
Henriksdal	<0,1		
Gässlösa ARV	0,25 - 1,3		
Ellinge ARV	<0,1 - 1,2		
Bollebygd ARV	3,3		
Borlänge ARV	<0,1 - 0,1		
Bergkvara ARV	<0,1	Sehlén et al., 2015	
Nykvarnsverket	0,9	Bramstedt et al., 2022	
Käppalaverket	<0,1	Karlsson et al., 2023	
Torekovs ARV	4,76		
Perstorp ARV	6,10		
Oderljunga ARV**	0,63		
Örkelljunga ARV	9,95		
Skåne Fagerhults ARV**	252,03		
Ekebro ARV	9,55	Holm och Önnby, 2022	
Reportergentest med luciferas^a (ng E₂_{ekv}/l)			
Duvbackens ARV**	3,58		
Ekeby ARV**	5,82		
Lucerna ARV	10,0		
Kungsängsverket	2,90		
Sobacken ARV	7,61		
Lidköpings ARV	8,42		

^a Östrogen effekt är uppmätt med reportergentest i en transgen mänsklig cellinje (mänsklig bröstbröstcancer cellinje, MCF7), (Oskarsson et al., 2021),

* - utan kväverening, kall T

** - utan kväverening

3 Rening av hormoner i dagens reningsverk

Biologisk nedbrytning och sorption följt av avlägsnande av överskottsslam, betraktas som två huvudprocesser för avskiljning av östrogena hormoner vid avloppsvattenreningsverk. Strippning, d.v.s. avgång med processluft, som kan vara en annan process för avlägsnande av föroreningar i en reningsprocess, är inte relevant för hormoner på grund av deras höga molekylvikt (> 250 g/mol), och därmed låga flyktighet.

Generellt sker en mycket kraftig reduktion på >90 - 95 % för östron, östradiol och etinylöstradiol i ARV där det råder en lång uppehållstid, vilket ofta uppfylls vid anläggningar med en fullständig kväverening (Koh et al., 2008; Wahlberg et al., 2010). Detta stämmer väl överens med vad som observeras även för andra läkemedel som till exempel antiinflammatoriska ämnen (Andersson et al., 2005), samt data från flera kartläggningar vid flera svenska reningsverk där IVL har medverkat. Även om den relativt låga detektionsgränsen i utgående avloppsvatten tas i betraktning, så uppgår reduktionsgraden av de olika östrogena hormonerna i dagens reningsverk med kväverening vanligtvis till >95 %, vilket bl.a. har visats i en rad tidigare studier (Baresel et al., 2019; Baresel 2021; Baresel et al., 2021b; Ekblad et al., 2015; Ekengren et al., 2020; Falås et al., 2012; Habagil et al., 2020; Lindberg 2020; Närhi et al., 2021). Denna observation har också gjorts på reningsverk utan komplett kväverening, men där det rådde en lång kontakttid (Hedén et al., 2020).

Vid reningsverk norr om Gävle, där det inte råder krav på kväverening, och där lägre temperaturer i inkommande avloppsvatten förekommer i högre utsträckning, kan det förväntas att det sker en lägre reduktion av hormoner och andra lättnedbrytbara läkemedelsrester i de befintliga reningsprocesserna (se Tabell 7). Vid Tivoli ARV i Sundsvall observerades det en kraftig ökning av hormonhalter, särskilt i form av etinylöstradiol över reningsverket (Baresel et al., 2021a). Även vid Fillan ARV och Essvik ARV, båda i Sundsvall, kunde liknande observationer göras. Fick et al. (2014) rapporterade en låg reduktion av inkommande hormonhalter vid Ön ARV i Umeå.

3.1 Aktivslambaserade reningsprocesser

Reningsprocesser vid svenska ARV är ofta baserade på aktivslamprocessen (AS-processen), som med hjälp av luftning och mikroorganismer, oxiderar organiska föroreningar biologiskt. Överskottsslammet som bildas genom tillväxt av mikroorganismer avskiljs under processens gång och behandlas. Vid rening av kväve och fosfor kompletteras AS-processen med anoxiska zoner och vid behov tillsätts kemikalier för en effektiv nitrifikation/denitrifikation och

fosforupptag/fällning. Kallt avloppsvatten medför generellt långsammare biologiska processer vilket också påverkar den biologisk nedbrytning av hormoner. Förutom detta finns även vissa andra designaspekter att ta hänsyn till (Ødegaard och Rusten, 2023), så påverkar olika aktivslamprocesstyper vid kalla temperaturer hur bra en rening av olika föroreningar kan ske generellt.

Den **konventionella AS-processen** som består av luftningsbassänger och efterföljande eftersedimentering är den vanligaste processutformning vid svenska ARV oberoende av reningskrav och storlek. Aktivslamanläggningarna tar dock relativt stor plats eftersom biologin är beroende av att hålla kvar det aktiva slammet. Vid låga temperaturer avtar reaktionshastigheten för mikroorganismerna och vid bibehållen reningseffektivitet behöver reaktionen öka i omfattning. De flesta ARV i Tabell 7 och i Tabell 8 representerar konventionella AS-processer, med eller utan utökad kväverening. Slamåldern kan således variera kraftigt mellan 0,5 (högbelastade anläggningar) till 15 dygn (vid hela kväveavskiljningen direkt i aktivslamprocessen).

MBBR-processen (Moving bed biofilm reactor) är en hybridprocess med mikroorganismer som finns både i form av slamflockar och som biofilm fäst på rörligt bärrmaterial. MBBR-processen är en volymeffektiv process och används därför ofta för att utöka reningskapaciteten i befintliga konventionella aktivslamanläggningar. MBBR-tekniken kräver också ett slamavskiljande reningssteg, vilket oftast sker i form av flotation eftersom MBBR-slam inte har samma sjunkegenskaper som slam i AS-processer. Slamåldern i en MBBR-process är ofta mycket högre jämfört med AS-processer, vilket generellt innebär en mycket högre diversitet i sammansättningen av mikroorganismer, och därmed en robustare reningsprocess. Den höga slamåldern avser dock endast biofilmen medan slamåldern i slamflockarna är väsentligt kortare än i en AS-process. Det finns idag många MBBR-anläggningar på kommunala ARV i Sverige, varav de flesta främst används för avskiljning av organiskt material. Käppalaverket är dock ett exempel på en stor anläggning som använder sig av MBBR-processen för en ökad reningskapacitet vid bibehållna procesvolym. Även Margretelund ARV i Åkersberga byggdes om till MBBR-process för att öka reningskapaciteten. För båda anläggningar indikerar pågående mätningar att processen renar bort även höga inkommande hormonhalter till låga halter eller halter under detektions- eller kvantifieringsgränsen.

Biobäddar används framför allt på mindre ARV och utgörs av en luftad biobädd. Likt MBBR-processen, finns mikroorganismer som biofilm på bärare som är fixerade i en biobädd. Det finns däremot ingen etablering av mikroorganismer i slamflockar, eftersom biobädden inte är fylld med vatten utan avloppsvattnet fördelas över biobädden med hjälp av spridare och rinner genom bädden. Slamåldern i biobäddar bestäms således endast av biofilmen, medan den hydrauliska uppehållstiden är kort jämfört med andra aktivslamprocesser. Vid låga temperaturer i biobädden reduceras eller avstannar aktiviteten i biofilmen.

Det finns inga rapporter om hormonrening i biobäddar från svenska anläggningar, men Nazari och Suja (2016) rapporterar ingen eller låg reningseffekt i biobäddar, vilket förklaras med den väldig korta kontakttiden.

MBR-processen (membranbioreaktor) är en typ av aktivslamprocess där biologisk nedbrytning av organiskt material kombineras med membranteknik för att separera renat vatten från mikroorganismer och partiklar. Med hjälp av mikro- eller ultrafiltrering (porstorlek 0,03 - 0,4 μm), i stället för sedimentering, kan slamhalten i processen ökas kraftigt (3 - 5 ggr jämfört med AS-processen). Den ökade slamhalten gör att MBR-processen bli ännu mer volymeffektiv än MBBR-processen, dessutom skapas ett partikelfritt vatten. Slamåldern kan variera mycket, men är oftast högre än i AS-processen, vilket innebär en robust process med varierande belastning och bra reningskapacitet även vid kallt vatten. Rening av hormoner sker effektivt i de MBR-processer som undersökts i Sverige (Baresel et al., 2022a, b; Takman et al., 2022). MBR-processen är relativt ny i Sverige och finns för närvarande endast vid några få mindre anläggningar (Häckla ARV, Åtvidaberg och Kivik, Österlen), och är under uppbyggnad vid Henriksdals ARV, Himmerfjärdsverket (Syvab) och Kristianstad ARV (Andersson et al., 2023).

AGS-processen (aerob granulärt slam) baseras på aerob granulärt aktivt slam som sedimenterar betydligt snabbare än aktivslamflockar, och som inte behöver bärare som MBBR-processen för biofilmetablering. Processer med granulärt slam körs vanligtvis med relativt hög slamålder (> 20 d), vilket underlättar vid låga temperaturer. Dock kan det finnas en utmaning att selektivt behålla granuler i systemet vid låga temperaturer. Kunskap om rening av hormoner i AGS-processen finns, men antal anläggningar är få. Wilén et al. (2022) observerade dock att östronhalter i utgående renat vatten var avsevärt högre i AGS-processen än i motsvarande konventionell AS-process. AGS-processen innebär vanligtvis även en reaktorutformning med höga tankar och sekventiella satsvisa reaktorer (SBR), vilket kan ge ett mindre ytbehov än AS-processen. Kunskapen om AGS-processen är fortfarande begränsad och Nordens första och enda AGS-anläggning finns sedan 2019 vid Österröds ARV i Strömstad.

Utöver de ovan diskuterade aktivslamprocesser finns det ett flertal olika specifika processutformningar och -varianter av de olika processerna som i princip uppvisar samma grundläggande karakteristika som de beskrivna processerna. De olika processtyperna kan även användas i kombination med AS-processen, t.ex. för efterdenitrifikation.

3.2 Avskiljning med partiklar (sorption)

Hur effektivt läkemedelsrester och andra mikroföroreningar binder till partiklar i avloppsvatten och därmed avskiljs på ett reningsverk beror dels på ämnens fysikalisk-kemiska egenskaper, dels på de partiklar som finns i avloppsvatten. För att uppskatta avskiljningen med slampartiklar kan ämnens fördelningskoefficient mellan oktanol och vatten (K_{ow}) användas. Som beskrivet i avsnitt 2.1 varierar dock ett ämnes laddning (och därmed hydrofilicitet) med parametrar såsom pH och temperatur. Av denna anledning används ofta koefficienten K_d för att bedöma huruvida ett ämne binder till slamfasen på ett reningsverk. K_d definieras av hur ett ämne fördelas mellan fast fas och vätska under jämviktsförhållanden.

K_d kan uppskattas med bägarförsök och litteraturen visar att det finns en stor variation vad gäller värden för hormoner. Utöver parametrar såsom pH och temperatur, som är relativt konstanta i avloppsvatten, beror sorptionen bl.a. på syreförhållande, det vill säga redoxpotentialen, samt slamåldern (Tang et al., 2021). Alvarino et al. (2018) visade att sorptionen av etinylöstradiol till slam minskar med en högre temperatur, vilket innebär att kalla temperaturer ger en bättre avskiljning. I Tang et al. (2021) presenteras data som visar att sorption av etinylöstradiol varierar med syreförhållanden, där den ökar under syrefria förhållanden jämfört med under aeroba eller anoxiska förhållanden. I samma studie föreslogs en teoretisk modell för att beräkna avskiljningen via adsorption till slam i en AS-process där avskiljningen beror av K_d och slamhalten. Denna modell visade att avskiljning med slam för etinylöstradiol kan uppgå till runt 50 % i en AS-process. Andra studier har presenterat lägre avskiljningsgrader via sorption för hormonerna östron, östradiol och etinylöstradiol. Alvarino et al. (2018) och Nguyen et al. (2021) drar båda slutsatsen att hormoner inte generellt avskiljs med partiklar på kommunala reningsverk. Avskiljningen på reningsverken har uppskattats till under 10 %, och är därmed försumbar jämfört med den biologiska nedbrytningen i reningsverkens biosteg.

Luo et al. (2014) rapporterade att östron till stor del avskiljs med bioslam, då ämnets log K_d uppgår till över 3,2. Dessa siffror gäller dock för AS-processen där avskiljningen med sorption förbättras med ökad slamhalt. Avskiljningen med primärslam kan därför förväntas vara relativt begränsad. Detta bekräftades av både Luo et al. (2014) och Ting et al. (2017) för flera läkemedel inklusive hormoner. Hörising et al. (2014) visade en sammanställning av den beräknade fraktionen av olika läkemedel i vattenfasen efter sorption till primär- och sekundärslam. Östron angavs i den studien förekomma till 100 % i vattenfasen, och att ingen sorption kunde påvisas i vare sig primär- eller sekundärslam. För östradiol och levonorgestrel anges en förekomst till ca 95 % respektive ca 90 % i vattenfasen, och att sorption endast kunde påvisas till sekundärslam. Vissa studier har visat högre halter av östron efter förbehandling. Detta förklaras med att dekonjugering eller oxidering av östradiol till östron har skett (Ting et al., 2017; Hamid och Eskicioglu., 2012). Avskiljningen av hormoner i försedimentering verkar inte heller förbättras

med dosering av fällningskemikalier såsom järn- eller aluminiumsalt (Bhandari et al. 2009).

Avskiljning av hormoner med hjälp av slam i MBBR-processen verkar vara relativt utforskat och komplext. Biofilmens uppbyggnad av mikroorganismer i en struktur av extracellulära polymera substanser (EPS) påverkar sorptionen av mikroföroreningar, vilket beror på EPS-molekylernas karaktär och funktionella grupper hos mikroföroreningar (Alvarino et al., 2018).

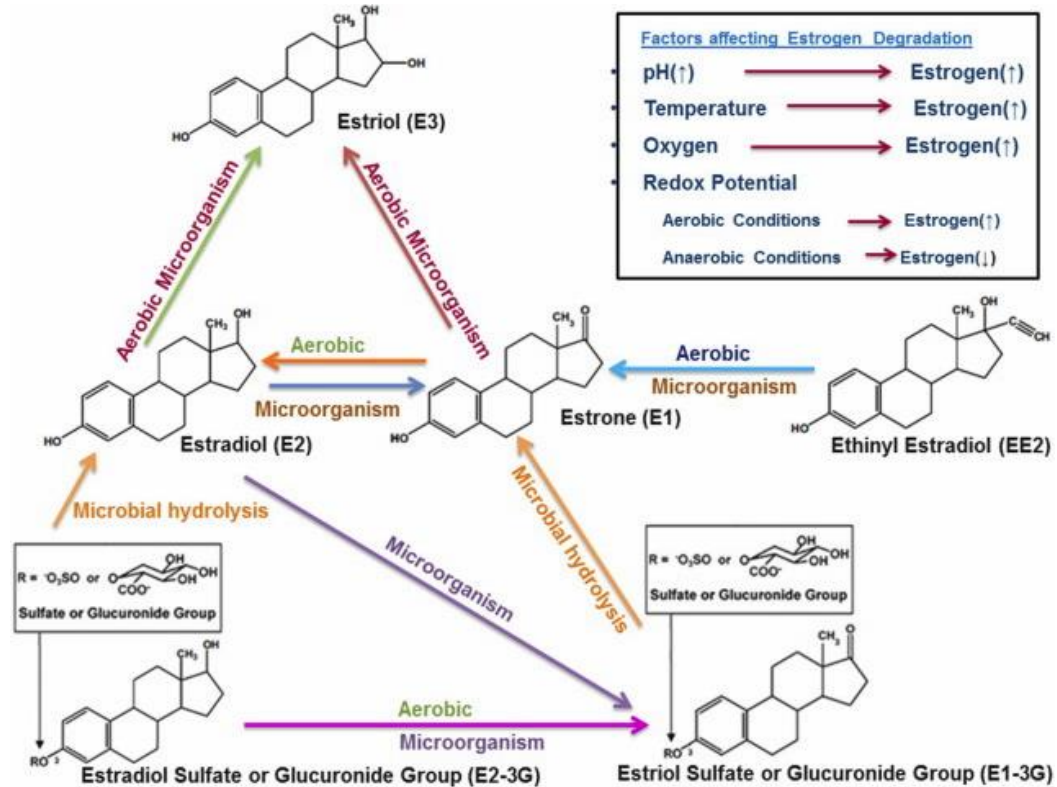
En begränsad avskiljning av hormoner till slamfasen på <5 % har visats i ett fåtal kartläggningar som även inkluderat analyser av slam och massbalanser (Andersson et al., 2005; Närhi et al., 2021; Wahlberg et al., 2010). Hänsyn har dock inte tagits till att omvandlade hormoner också kan adsorberas och undersökningar fokuserade vanligen endast på modersubstanser.

3.3 Biologisk reduktion

Hormonerna östron, östradiol och etinylöstradiol har visat sig relativt lättnedbrytbara i reningsverk med en långtgående kväverening. Nedbrytning av hormoner beror dock på vilka redoxförhållanden som förekommer. Både östron och östradiol har visat sig vara lättnedbrytbara under aeroba och anoxiska förhållanden, medan etinylöstradiol reduceras bäst under syrerika (aeroba) förhållanden. Etinylöstradiol är dock något mer svårnedbrytbart än andra hormoner i biologiska processer (Nguyen et al., 2021; Tang et al., 2021). Vidare så har studier visat att, i likhet med andra biologiska processer, så är nedbrytningshastigheten beroende av temperaturen och ökar därmed med en ökad temperatur. För etinylöstradiol har ett linjärt förhållande påvisats (Tang et al., 2021). Ternes et al. (1999) visade för högre temperaturer att reningen av hormoner ökar i avloppsvatten vid en jämförelse mellan reningsverk i Tyskland (låg temperatur) och Brasilien (hög temperatur).

Östrogena ämnen, och särskilt hormoner, är icke-stabila föreningar som kan omvandlas fram och tillbaka till mer eller mindre aktiva former. Det sker även en omvandling mellan olika "former" av testosteron och östradiol. Om effekten från ett hormon avtar, eller försvinner efter ett reningssteg, kan den öka eller återkomma efter nästa. Olika redoxförhållanden i vattnet påverkar denna omvandling i hög grad, men också rent mikrobiella omvandlingar. Figur 3 ger en överblick över de viktigaste ombildningsvägarna och visar att östron, östradiol och östriol ligger på relaterade metaboliska vägar. Det visas också att aeroba mikroorganismer kan omvandla en östrogen form till en annan. Till exempel kan några mikroorganismer såsom de nitrifierande, omvandla östron till östriol. Andra bakterier bryter ner östron, östradiol och etinylöstradiol. Dessutom kan etinylöstradiol konverteras till östron av *Sphingobacterium sp.* Det finns också en mångfald av anaeroba bakterier, som kan omvandla en östrogen till en annan.

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
En kunskapsammansättning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall



Figur 3. Transformationsvägar och mekanismer för hormoner (Grdulska och Kowalik, 2020).

Som tidigare diskuterats så anger litteraturen att en lång uppehållstid och en högre slamålder ger en bättre reduktion av vissa läkemedelsrester och framför allt för hormoner. Höga slamåldrar kan t.ex. uppnås i en membranbioreaktor (MBR), eller i ett biofilmsystem (MBBR) som vid rätt betingelser kan hålla en hög "biofilmålder".

En genomgång av studier där reduktion av hormoner i konventionella reningsverk och avancerade reningsprocesser studerats visar att hormoner vanligtvis reduceras effektivt i reningsverk som bygger på användning av AS-processer med eller utan dedikerad kväverening, under förutsättning att det tillämpas lång uppehållstid och/eller hög slamålder (Koh et al., 2008; Nazari och Suja, 2016). Detta kan förklaras med att nedbrytningen av hormoner har en långsam till måttlig kinetik, och kräver längre kontakttider. Processer med lång uppehållstid och/eller hög slamålder kan också ge bättre förutsättningar för långsamt växande mikrober som därmed kan ge en mer effektiv biologisk nedbrytning. Dessa slutsatser stämmer också bra överens med IVL:s erfarenhet från andra projekt. Reningsverk som använder en AS-process uppvisar vanligtvis mycket högre reduktionsgrader för hormoner i de fall där reningsprocessen är designad för både nitrifikation och denitrifikation, jämfört med reningsverk som endast är konstruerade för avskiljning av BOD.

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
En kunskapsammansättning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

Clara et al. (2005) visade att kritisk slamålder för bra reduktion av hormoner är mellan 5 och 10 dygn vid en temperatur av 10 °C, vilket också är den aeroba slamålder som behövs för en väl fungerande nitrifikationsprocess. I en annan studie har den minsta slamåldern som behövs för bra reduktion av hormoner fastställts till 10–12,5 dygn (Saino et al., 2004). Studier har visat att införandet av nitrifikation har en positiv effekt på nedbrytning av hormoner. Den ökade nedbrytningen förklaras inte enbart med den mer långtgående reningen, utan även med att nitrifierarna bidrar med ett metaboliskt steg som förbättrar nedbrytningen (Alvarino et al., 2018). En nyligen genomförd studie fann dock inget samband mellan nitrifikationshastigheten och nedbrytningen av etinylöstradiol och det kvarstår oklart varför denna skillnad observerades (Tang et al., 2021).

Redan i Stockholm Vattens projekt med pilottester vid Hammarby Sjöstadsvverk (Wahlberg et al., 2010), testades effekten av mycket högre slamålder både i konventionella aktivslamprocesser och en membranbioreaktor (MBR). En slamålder på 75 dygn visade sig ge en förbättrad rening på ca 10 % jämfört med vanliga slamåldrar med MBR-processen med högst reduktion för de läkemedelsrester (tyvärr inga hormoner) som ingick i studien. Att höja slamåldern ytterligare, verkade dock inte ge en bättre effekt. Den extremt höga slamåldern kräver dock stora volymer, och en betydligt större energiförbrukning än dagens teknik.

Nitrifikationens betydelse för reduktion av läkemedel i aktivt slam grundas på att ammoniumoxidationen katalyseras av ett specifikt enzym hos nitrifierarna, och att detta enzym skall kunna oxidera vissa läkemedel. Falås et al. (2012) utvärderade slamålderns (2–14 dygn) och nitrifikationens betydelse för reduktionshastigheten av olika vanligt förekommande läkemedel (dock inte hormoner) i flera svenska ARV. Genom att bestämma reduktionshastigheten kunde studien kvantifiera slammets förmåga att reducera läkemedel. Med detta kunde man också beräkna den reduktionsgrad som kan förväntas med en specifik processuppbyggnad och vid en hydraulisk uppehållstid vid ett givet ARV. Skillnaderna i ammoniumoxidationen mellan de undersökta verken var stor. Genom tillsats av en selektiv hämmare av ammoniumoxiderande bakteriers aktivitet, kunde reduktionshastigheten av slammets heterotrofa och autotrofa bakterier utvärderas.

Nedbrytningen i olika biofilmsprocesser varierar och generellt är nedbrytningen av mikroföroreningar inklusive hormoner sämre i biobäddar jämfört med AS-processen (Gomez et al., 2007; Koh et al., 2008). Även Servos et al. (2005) och Svenson et al. (2003) som undersökte hormonrening vid 20 svenska ARV visade att biobäddar inte resulterar i en bra reduktion av hormoner. Till och med kemisk utfällning var effektivare. Detta tros även här bero på en mycket kort HRT i biobäddar jämfört med andra tekniker.

Nedbrytningen i MBBR-processen bedöms däremot allmänt som bättre för svårnedbrytbara läkemedel än aktivslamprocessen. Detta förklaras med att

biofilmsprocessen tillåter en större diversitet och specificitet hos mikroorganismerna som kompenserar för den korta HRT. Gällande hormonerna så finns det väldigt begränsad kunskap. Enligt Nguyen et al. (2021) verkar dock inte MBBR-processen ha några fördelar jämfört med AS-processen.

Amin et al. (2018a) undersökte reduktionsgraden av östron, östradiol och etinylöstradiol i flera ARV i Iran med olika reningsprocesser inklusive konventionellt aktivt slam (AS), luftad lagun (AL), biofilmreaktor med rörlig bädd (MBBR) och aktivt slam med våtmark (AS + WL). Den högsta reduktionsgraden erhöles i MBBR följt av AS + WL, CAS och AL. Luo et al. (2014) rapporterar höga reduktionsgrader i MBR-system och medium till höga reduktionsgrader i konventionella aktivslam system och bärarprocesser.

Amin et al. (2018b) visade också att reningseffektiviteten i en MBBR korrelerade linjärt med nitrifikationshastigheten, med störst korrelation ($R^2 = 0,9988$) för etinylöstradiol. För både östron och etinylöstradiol visade en ökad HRT mellan 4 och 16 timmar en avsevärt bättre rening (från ca 80 % till 95 %). För östradiol påverkades reningseffektiviteten inte med ändrad HRT, dock låg avskiljningen konstant på en hög nivå på ca 97 %. För samtliga hormoner utgjorde den biologiska reduktionen den största delen av reningseffekten. Författarna till studien konkluderar att den höga förekomsten av anpassade nedbrytande mikroorganismer i biofilmen i en MBBR (heterotrofa och autotrofa), ger en högre reningseffektivitet av östrogena föreningar jämfört med andra biologiska reningsprocesser för avloppsvatten. Studien rapporterar dock inte om hur reningseffektiviteten ändras med temperaturen av avloppsvatten som ska renas.

Det är välkänt att den biologiska nedbrytningshastigheten är temperaturberoende, d.v.s. en hög temperatur är gynnsam för biologisk nedbrytning av föroreningar, medan låg temperatur kraftigt sänker den biologiska nedbrytningshastigheten. Detta gäller sannolikt även för den biologiska nedbrytningen av hormoner i ett reningsverk som också har bekräftats i tidigare studier (Tang et al., 2021). Till viss del kan slamsorptionen, som t.ex. för etinylöstradiol ökar med sjunkande temperatur, kompensera för den avtagande nedbrytningen vid lägre processtemperaturer. Att använda biofilmprocesser, såsom en MBBR, i stället för en process med suspenderad biomassa som konventionella AS-processer anses generellt vara en gynnsam process att drivas vid lägre temperatur, eftersom slamåldern inte längre är en designparameter. En undersökande studie för temperaturberoende och reningseffektivitet för hormoner i en MBBR har dock inte kunnat identifieras.

3.4 Avancerade reningsprocesser

I de flesta genomförda pilotprojekt i Sverige som inkluderar test av avancerade reningstekniker för borttagning av läkemedelsrester har en utvärdering avseende hormoner varit svår, då halterna ofta ligger nära eller under detektionsgräns i utgående avloppsvatten från ARV. Det finns dock relativt bra kunskap om olika avancerade reningsteknikers förmåga att rena bort hormoner som t.ex. i Nazari och Suja (2016). Reningseffekten och resursbehovet för samtliga tekniker påverkas av hur många andra konkurrerande föroreningar som finns i vattnet som ska renas från hormoner.

Aktivt kol kan effektivt ta bort östrogena föreningar från avloppsvattnet, men reningseffekten avtar över tid när tillgängliga adsorptionsytor minskar. Kolet behöver då ersättas med nytt kol. GAK-filter blir över tid även biologiskt aktiva GAK-filter, i takt med att en biofilm etableras och bidrar till nedbrytning av bl.a. hormoner. Med det sagt blir dessa äldre GAK-filter mer effektivare än nyinsatta och unga GAK-filter. Den biologiska nedbrytningar av hormoner beror till stor grad på hur anpassad mikrofloran är till hormonbelastningen, vilket påverkas mycket av andelen andra föroreningar i vattenmatrisen.

En annan reningsteknik som är effektiv för avlägsnandet av hormoner är **ozonering**. Effekten av nedbrytningen påverkas av hur stor ozondos som appliceras. Jämfört med andra svårnedbrytbara läkemedel som t.ex. oxazepam, kräver hormoner endast en mindre ozondos då de är snabbreagerande med ozon. Detta innebär att en dos på ca 0,5 mg O₃/mg DOC kan åstadkomma >90 % avskiljning (von Sonntag och von Gunten, 2012).

Membranfiltreringens effektivitet för att avlägsna hormoner beror på membranstorlek och -material, vilket innebär att mycket täta membran med små porstorlekar som nanofilter (NF) och omvänd osmos (RO) ger en mycket bra reningseffekt. Däremot ger ultra- eller mikrofiltermembran endast en viss reningseffekt som baseras på hydrofobisk adsorption. Eftersom ingen filterverkan finns för dessa membran med avseende för hormoner, så kan dessa adsorberade hormoner även desorberas igen.

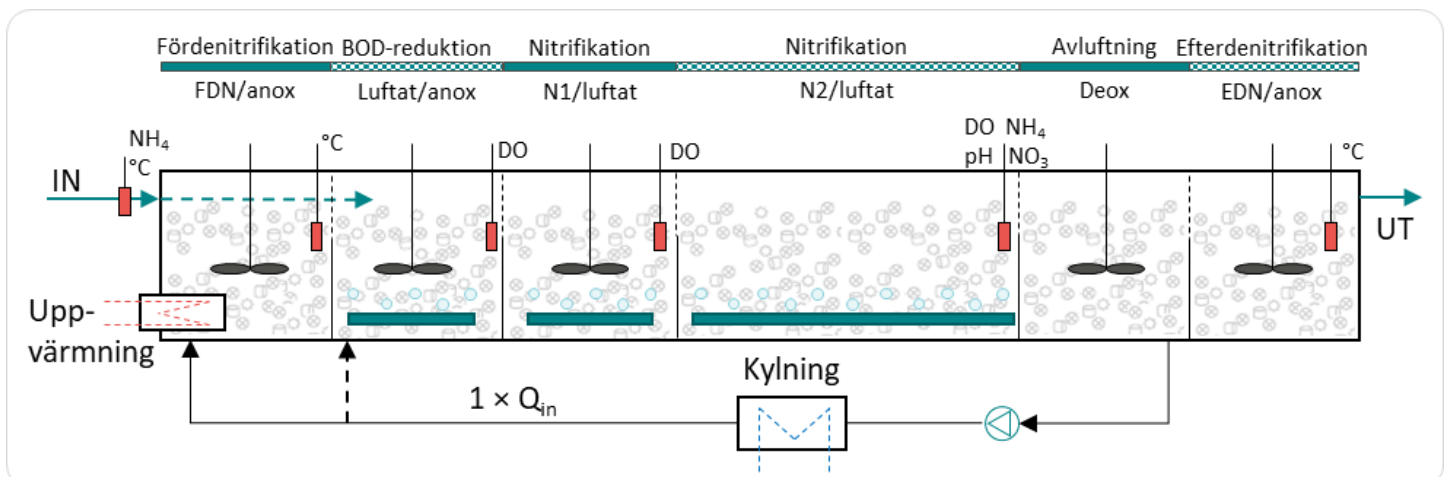
Även andra avancerade reningstekniker som framför allt inkluderar avancerade oxidationstekniker såsom UV-ljus, sonolysis, fotokatalysatorer (TiO₂, fenton) har visat sig kunna rena bort hormoner (t.ex. Nazari och Suja, 2016).

4 Pilottester för rening av hormoner och hormonstörande effekter

I nedanstående avsnitt beskrivs de praktiska tester och utvärderingar som gjorts kopplat till pilottester för kväverening i kalla klimat som genomfördes vid Fillan ARV i Sundsvall.

4.1 Pilotanläggning

Tester utfördes i en pilotanläggning med två identiska linjer med MBBR-processer, som syftade till att minska BOD och kväve genom för- och efterdenitrifikation (Figur 4). Figuren visar en schematisk utformning av processen med en fördenitrifikation (FDN), tre luftade zoner för BOD-reduktion och nitrifikation (N1 och N2), efterföljd av en avluftningszon (Deox) och slutligen efterdenitrifikationen (EDN). Kolkälla (Brenntapplus) doserades till EDN proportionellt mot nitrat halt i N2 (6 - 12 g COD/g N). Även en nitratretur från Deox-zonen till fördenitrifikationen fanns. Piloten startades upp i mars 2022, provtagning för hormoner och YES-analys startade efter uppstarten, i maj 2022. Reningsprocessen kördes med fast syrehalt till mitten av september 2022. I N2 kördes en automatisk reglering av syrehalter mot ammoniumhalter på 1 - 2 mg NH₄-N/l under september 2022 till februari 2023, och ammoniumhalter i N2 på 2 - 3 mg NH₄-N/l från mars 2023 till piloten stängdes av i slutet på maj 2023.



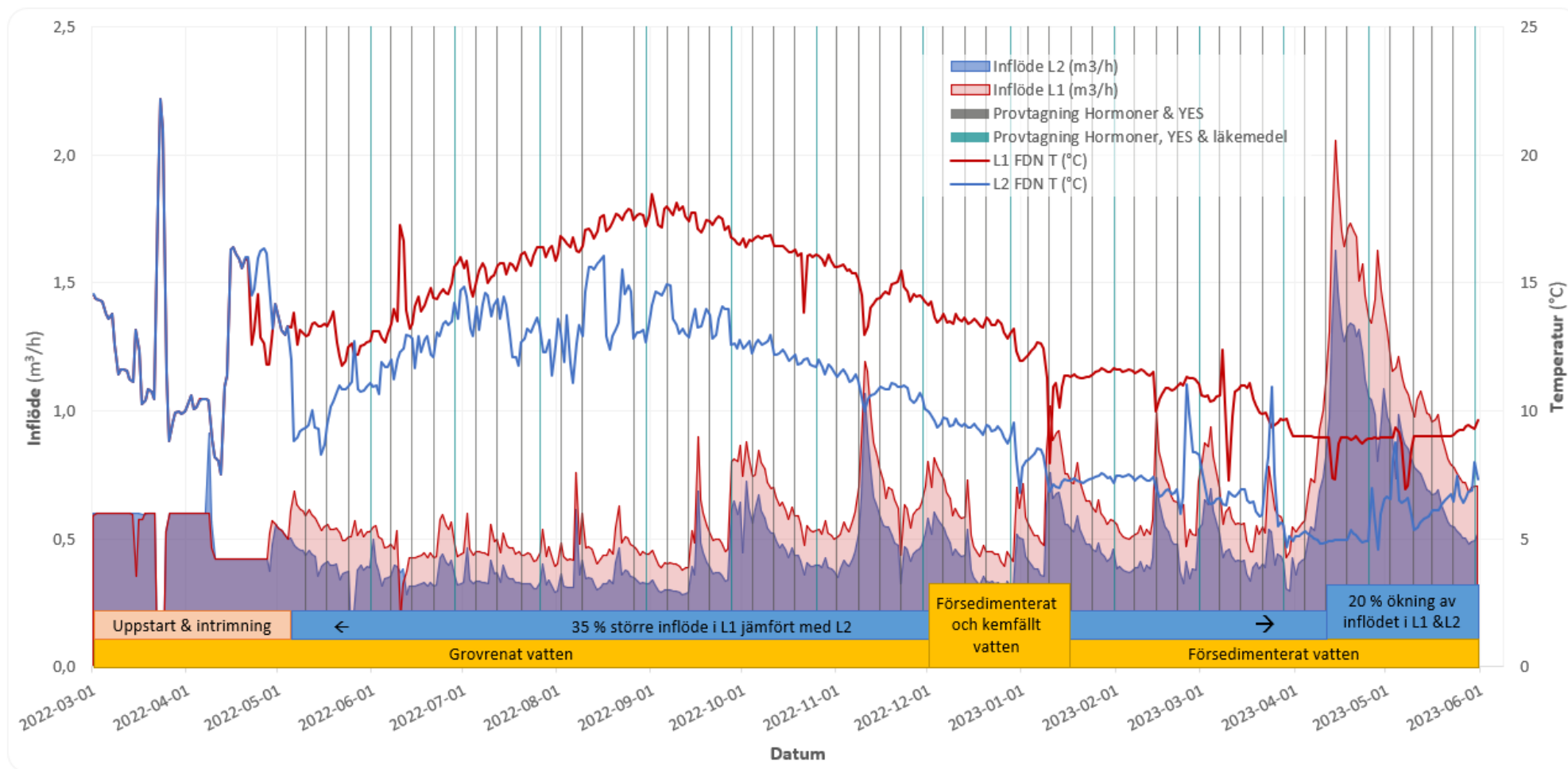
Figur 4. Schematisk utformning av pilotprocessen.

Anläggningen var placerad vid Fillan ARV i Sundsvall och den ena pilotlinjen (L2) höll samma vattentemperatur som vid Fillan ARV, medan den andra pilotlinjen (L1) värmdes upp med +4 °C. Linje 1 hade dessutom en ca 35 % högre belastning än Linje 2 under den största delen av projektiden.

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
En kunskapsammansättning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

Inkommande vatten till piloten var inledningsvis endast grovrenat fram till december 2022. Senare kördes piloten en kort period under december 2022 med förfällt vatten, och slutligen kördes piloten på försedimenterat avloppsvatten, d.v.s. utan kemfällning (Figur 5). Det bör noteras att pilotanläggningen inte utrustades med et polerande efterluftningssteg som är vanlig vid efterdenitrifikation samt eftersedimentering framför allt p.g.a. ekonomiska begränsningar i projektet. Det resulterade i att eventuellt överskott av extern kolkälla samt det bioslam som bildats i processen inte avskildes.

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
 En kunskaps-sammansättning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall



Figur 5. Olika driftsperioder, flödet och temperatur i båda pilotlinjer, samt olika provtagningar för hormoner, YES och läkemedel.

4.2 Metoder för provtagning och analys

Det har skett två typer av analyser för piloten, dels rutinmässiga, dels mer pilot-specifika. Rutinmässiga analyser inkluderade inkommande och utgående avloppsvatten, som ägde rum 2 ggr/vecka, och en online-övervakning av de parametrar som visas för olika zoner enligt Figur 4. De mer pilotspecifika analyserna har inkluderat genomförandet av regelbundna provtagningar i olika zoner av processen för att undersöka kvävet omvandling i dessa zoner, samt för att undersöka andelen kväve som reduceras genom för- och efterdenitrifikation. Stickprover samlades in varje vecka under projektiden för analys från olika punkter i processen från respektive linje. Utgående vattenprover sedimenterades före provtagning för att kompensera för den obefintliga eftersedimenteringen.

Dygnsproverna från inkommande obehandlat avloppsvatten samt utgående vatten från de två parallella pilotlinjerna analyserades för hormoner (östron, östradiol, etinylöstradiol och hormonstörande effekter (YES); markerat i grått i Figur 5). Denna upplösning bedömdes inför projektet behövas för att kunna utvärdera samband mellan bl.a. belastning, driftsätt, temperaturer och reningseffekt, vilket behövs för att etablera dimensioneringskriterier. Dessutom skulle proverna ge ett unikt dataunderlag för årsvariationer av både belastning, reningseffektivitet samt samband med andra parametrar som analyseras i det andra projektet avseende kväverening i kalla klimat.

Kompletterande stickprover har också tagits från de olika zonerna i varje pilotlinje och analyserats avseende hormoner och hormonstörande effekter. Även andra läkemedel analyserades, dock endast en gång per månad för att fånga in belastnings- och reningsvariationer under ett år (markerat i grönt i Figur 5).

Hantering av det stora antalet prover har varit en logistisk utmaning i projektet och p.g.a. platsbrist har inga backupprover kunnat sparas för varje provtagning. Dessvärre har det vid transport av proverna via extern aktör mellan Sundsvall och analyslaboratoriet i Stockholm förekommit att vissa prover tappades bort, eller förstördes, vilket medförde att vissa analyser inte kunde göras. För läkemedelsprover blev detta aktuellt för inkommande månadsprover för februari och mars 2023. För hormoner och hormonstörande effekter blev detta aktuellt för inkommande prov för den 28 februari 2023, samt inkommande prov den 14 mars 2023.

Läkemedel- och antibiotikarester i avloppsvatten analyserades med LC-MS/MS enligt en metod beskriven av Gros et al. (2006) med vissa avvikelser. Den första avvikelserna är att 200 mg av EDTA (etylendiamintetraättiksyra) tillsattes vattenprovet för att bryta eventuella interaktioner mellan analyterna och eventuellt förekommande metalljoner i provet. Den andra metodavvikelsen innefattade elueringen av substanserna från extraktionskolonnerna: detta utfördes med metanol och aceton. Separationskolonnen som användes var en Kinetix™ bifenyyl

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
En kunskaps-sammanställning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

core-shell kolonn med dimensionerna 100 mm × 3 mm med 2,6 µm partikelstorlek (Phenomenex) och elueringsbuffertarna som användes vid jonisering i positiv ESI var 0,1 % myrsyra i vatten och 0,1 % myrsyra i metanol. Vattenproverna har extraherats med hjälp av fastfaskolonner (SPE-kolonner, Oasis HLB, Waters). ¹³C¹⁵N-carbamazepine, ¹³C⁶-diclofenac, ¹³C⁶-hydrochlorothiazide, d7-atenolol, d7-metoprolol och d3-ibuprofen användes som internstandarder för kvantifiering.

För bestämning av halter av östron (E1), östradiol (E2) samt etinylöstradiol (EE2) har vattenprover extraherats med hjälp av SPE-kolonner (ENV+, PSA och Biotage). Analys har skett med HPLC-HRMS (Orbitrap). ¹³C²-E2 och ¹³C²-EE2 användes som internstandarder för kvantifiering.

Test av östrogena effekter (YES = yeast estrogen screen) utfördes med en modifierad jästcellstam, som innehåller en human östrogenreceptor kopplad till en reporter-gen. Om östrogen-liknande substanser binder till östrogenreceptorn, produceras ett enzym som omvandlar en tillsatt färgindikator i testet. Effekttesterna utförs på extrakt från de aktuella proverna. En volym av 500 ml av varje prov upprenas med hjälp av SPE-kolonner. Därefter delades extraktet, och indunstades nästan till torrhet och förvarades därefter i frys fram till teststarten. På varje 96-håls mikrotiterplatta applicerades blankprov med tillväxtmedium, en positiv kontrollserie av 17β-östradiol, en negativ kontrollserie av ultrarent membranbehandlat och avjonat vatten (Milli-Q, Millipore), samt spädningsserier av provextrakten. I varje serie testades tolv olika koncentrationer och varje upplägg på platta utfördes i triplikat. Efter tre dagar avlästes färgomslag vid 540 nm (Multiskan FC, Thermo Scientific). EC₅₀ (effekt-koncentration vid 50 % av den maximala effekten) beräknades både för den positiva kontrollen och för vattenprover. Genom omräkning och relatering till den positiva kontrollen kan därefter en slutlig effekt av varje prov presenteras som östradiol-ekvivalenter (dvs. ng 17β-östradiol per liter prov, ng E_{2ekv}/l). Ett högre värde av E_{2ekv}/l innebär starkare östrogena effekter. För detaljer angående metoden hänvisas till Svenson et al. (2000) och Svenson och Allard (2002), samt Svenson et al. (2009) för beräkningsdetaljer.

Bestämning av alkylfenoler gjordes genom extrahering av proven med vätske-vätske-extraktion (LLE). Analys har skett med HPLC-HRMS (Orbitrap). ¹³C⁶-tertiär-oktylfenol, och d₁₆-bisfenol A användes som internstandarder för kvantifiering.

4.3 Resultat och diskussion

Nedan redovisas endast resultat från pilottesterna som är relaterade till detta projekt. De övergripande pilottesterna med fokus på kväverening i kalla klimat kommer avrapporteras i en separat SVU-rapport.

4.3.1 Uppstart och drift av pilotanläggningen

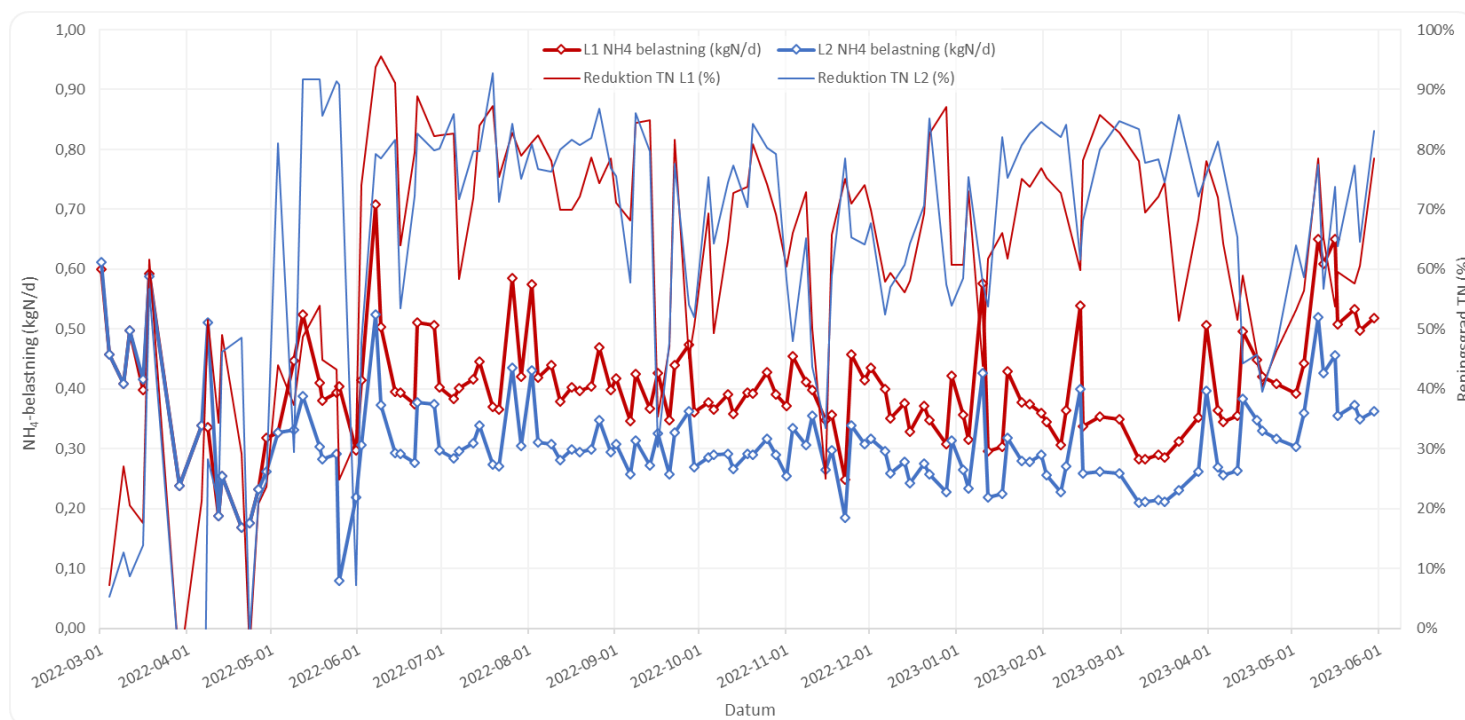
Eftersom piloten var helt nybyggd har det inneburit ett flertal tekniska problem som även påverkat det aktuella projektet. T.ex. var de första månaderna av driften (april – augusti 2022) inte stabila, och tekniska problem under pilotdriften ledde i vissa fall till sämre reningseffekt. Igensättningar av värmepåväxlare och recirkulationsrör, feldimensionerade kompressorer, problem med bärarmaterialet, och beläggningar på sensorer var bara några problem under uppstarts- och intrimningsfasen.

Även oväntade processmässiga utmaningar fick hanteras. Till dessa räknas t.ex. en hög inkommande syrehalt, vilket resulterade i lägre fördenitrifikation än förväntat.

Under vissa perioder ledde även resursbrist till att uppkomna problem inte kunde åtgärdas omedelbart.

4.3.2 Övergripande reningseffektivitet

Generellt sett fungerade reningen bra med en hög reduktion av kväve på >70 % i hela processen (se Figur 6). Trots att flexzonerna inte luftades under större delen av tiden kunde en fullständig nitrifikation bibehållas även under de kallaste perioderna under mars och maj 2023 (se Figur 5). Efter att ha konstaterat att en bra rening uppnåddes vid de kallaste temperaturerna, ökades belastningen gradvis på båda linjerna för att testa processens kapacitetsgräns. Resultaten indikerar att vid flödesförhållanden och vid en vattensammansättning liknande Fillan ARV, kan processens kapacitet vara cirka 35 % högre vid en vattentemperatur som är 4 °C högre (Figur 5 och Figur 6).



Figur 6. Inkommande kvävebelastning och reningsgrad för de två pilotlinjerna L1 och L2 under projektperioden.

4.3.3 Inkommande haltvariationer av hormoner och YES

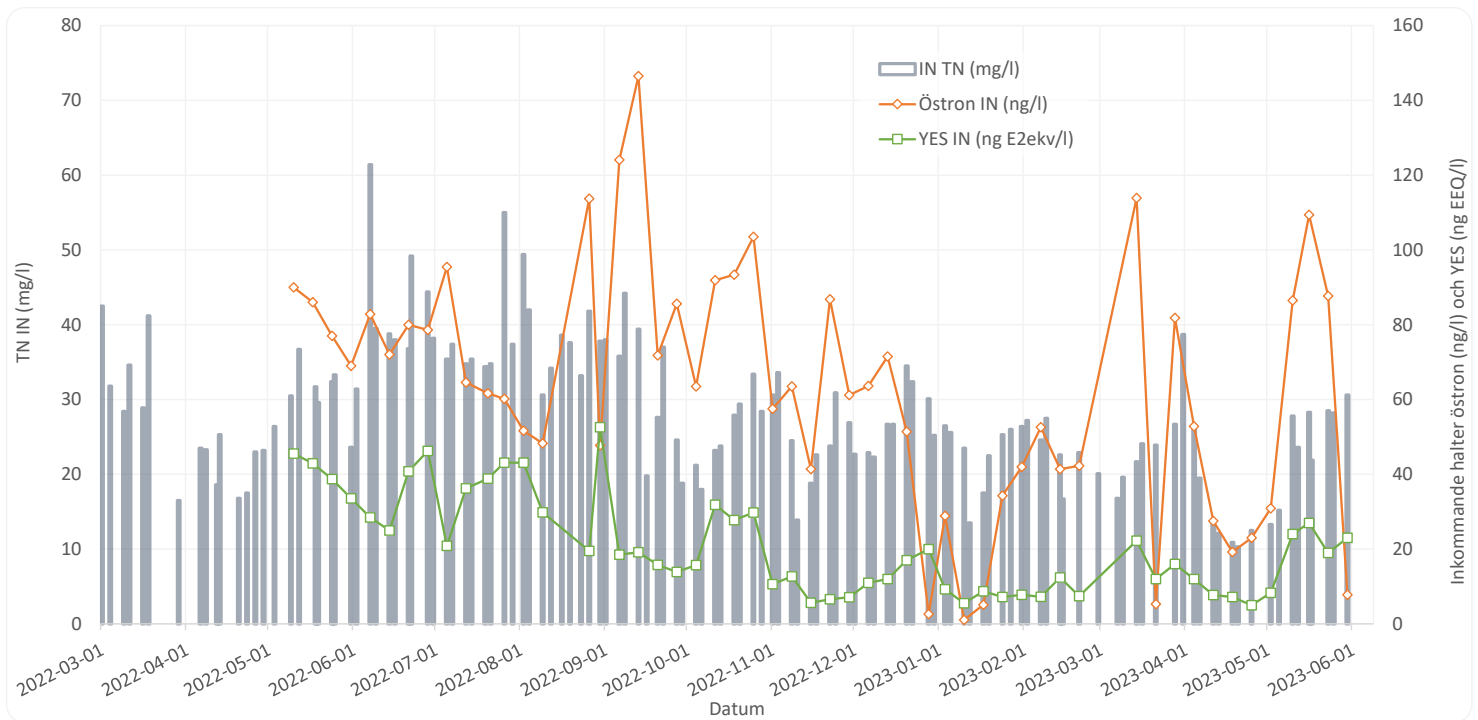
Figur 7 visar inkommande halter för östron och hormonstörande effekter (YES) som kvantifierats i piloten. Inkommande östronhalter och hormonstörande effekter varierade kraftigt mellan 1 – 150 ng östron/l respektive 5 – 53 ng E₂ekv/l. De högre observerade inkommande halter under sommaren 2022 bedöms bero på den torra sommaren med låga inkommande flöden och låg andel ovidkommande vatten och därmed utspädning. Månadsmedel för juni, juli och augusti 2022 låg under 300 m³/h medan motsvarande medel för september 2022 till maj 2023 låg på över 500 m³/h. Lågst halter observerades vid årsskiftet 2022/2023. Dessa resultat illustrerar tydligt att en bedömning av en process baserat på få prover, trots att de motsvarar samlingsprover, kan ge fel bedömningsunderlag. Samlingsprover som skickades för östronanalys under mars 2023 visade t.ex. att halten kunde variera med >21 ggr mellan olika provveckor för den lägsta och högsta östronhalten (5,3 respektive 113,9 ng/l, Figur 7). För tolkning av processens förmåga att ta hand om östron blir ett bra och brett dataunderlag således avgörande.

Det kan också läsas ur Figur 7 att halter för östron och YES följer varandra, även om det finns några avvikelser. Sambandet mellan halter för östron och YES är förväntat, eftersom östrogena effekter är direkt påverkade av hormonhalter (se avsnitt 2). Med en östronekvivalent på endast 0,1 ng/l för östron (Tabell 3), blir det dock också uppenbart att inte bara östron står för den observerade YES-halten. Analysresultaten visar dock att vid de tillfällen som mycket höga YES-halter

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT

En kunskapsammansättning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

observeras, sammanfaller det även med de tillfällen som höga halter av östradiol, som motsvarar en östronekvivalent på 1 (Tabell B-1). Fillan ARV tar förutom hushållspillvatten även emot spillvatten från Sundsvalls sjukhus. Det finns dock varken slakterier eller mejerier anslutet till Fillan ARV, som annars kan bidra med en extra hormonbelastning. I en tidigare undersökning identifierades även höga östronhalter i avloppsvatten från Alnö (Baresel et al., 2021a). Överstämmande trender för inkommande totalkväve och östron respektive YES behöver däremot inte betyda att det finns ett samband, utan kan även förklaras med påverkan av en övergripande utspädningsgrad och belastning, som påverkar dessa parametrar på liknande sätt.



Figur 7. Inkommande halter östron och YES samt inkommande totalkväve över projektperioden.

Östradiol (E2) kunde endast kvantifieras i några prover fram till augusti 2022 (Tabell B-1 i bilagan), vilket följer samma trend med högre halter östron som observeras för augusti i Figur 7. Vid flera tillfällen när östradiol kvantifierades i inkommande vatten, observerades det att halter i utgående vatten var under detektions- eller kvantifieringsgränsen.

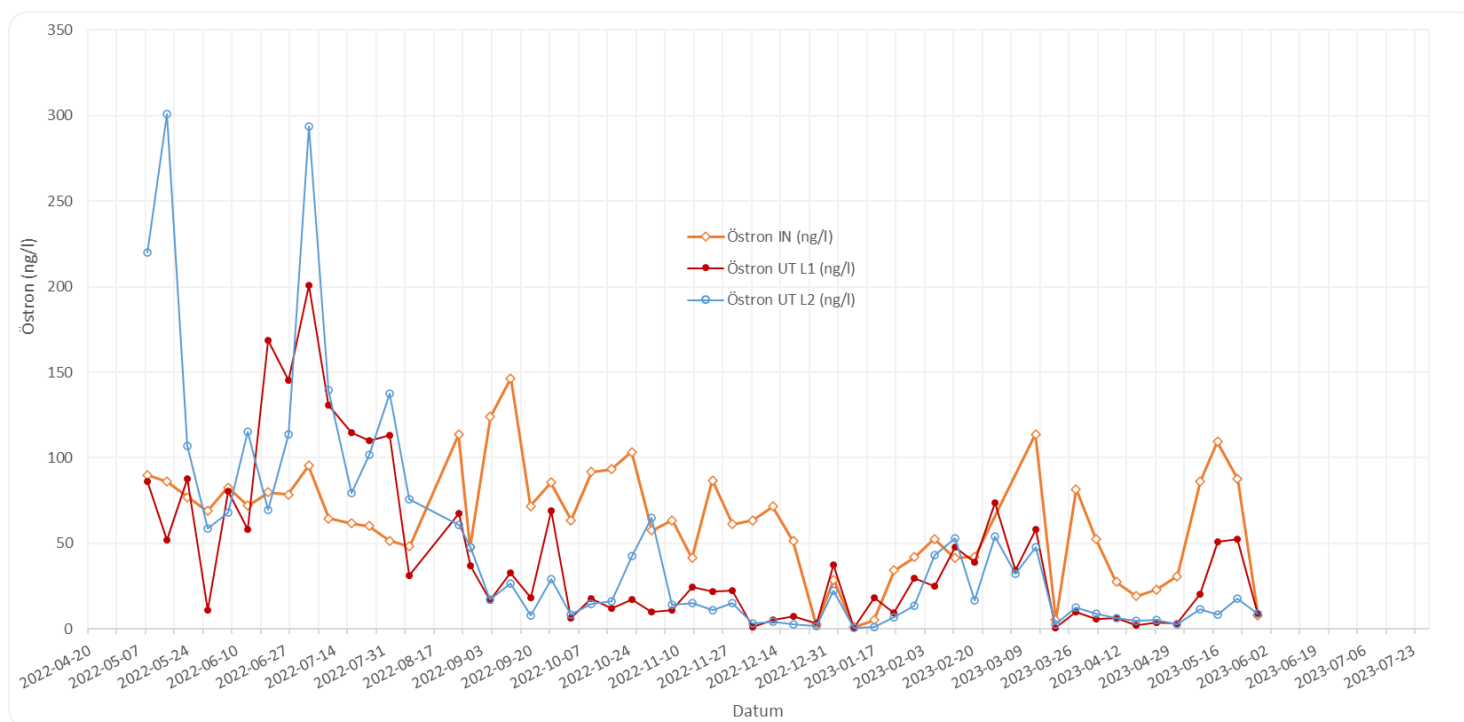
Etinylöstradiol (EE2) kunde inte kvantifieras i ett enda prov under projektperioden. Samtliga analysresultat redovisas i Tabell B-1 i bilagan.

4.3.4 Rening av hormoner

Figur 8 visar både inkommande och utgående östronhalter över de två pilotlinjerna. Det kan observeras att utgående halter i de två linjerna följer varandra bra genom hela projektperioden förutom för vissa kortare perioder. Trender för östron i utgående vatten följer dessutom trenden för inkommande östron, det vill säga att när ökande halterna av östron observeras i utgående avloppsvatten, observeras det även ökande halter av östron i inkommande avloppsvatten. Fram till augusti 2022 kan en periodvis kraftig negativ reduktion av östron i båda linjerna observeras, alltså att lägre koncentrationer uppmäts i inkommande avloppsvatten än i utgående avloppsvatten, utan att någon belastnings- eller processspecifik förklaring kan ges till detta.

En möjlig förklaring till den negativa reduktionen kan dock vara en varierande sammansättning av den inkommande vattenmatrisen till Fillan ARV med avseende för hormoner och dess olika konjugat under projektperioden. En negativ reduktion kan t.ex. förklaras med att substanserna utsöndras som konjugat (t.ex. glukoronidkonjugat) från kroppen till avloppet, eller att den väldigt komplexa kemiska miljön i inkommande avloppsvatten gör att signalerna undertrycks vid analysen. Båda dessa mekanismer resulterar i att ett lägre värde än det verkliga erhålls i analysen. Detta har undersökts bl.a. av IVL inom SystemLäk-projektet (Magnér et al., 2017), även om just hormoner inte ingått i studien p.g.a. detektionsgränserna för analysmetoden inte var tillräckligt låga. Detta hindrade därmed en sådan utvärdering. Resultatet visade att undertryckning av signalen i masspektrometern (jonsuppression), som är ett av stegen för analys av mikroföroreningar, hade den största påverkan. Alltför låga signalnivåer kan därmed leda till att detta ser anmärkningsvärt ut, när resultat ska presenteras som ett procentuellt värde av förändringen över reningsprocessen.

Även om det uppstod vissa driftproblem med t.ex. styrning av luftningen under perioden fram till augusti 2022, fungerade kvävereduktionen bra under denna period i båda pilotlinjerna. Driftrilaterade orsaker tros därför inte vara en del av förklaringen. Däremot kan den dåliga och periodvis negativa reduktionen i början av pilottesterna även bero på att biofilmen på bärarmaterialet inte hade utvecklats fullt ut.

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
 En kunskapsammansättning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall


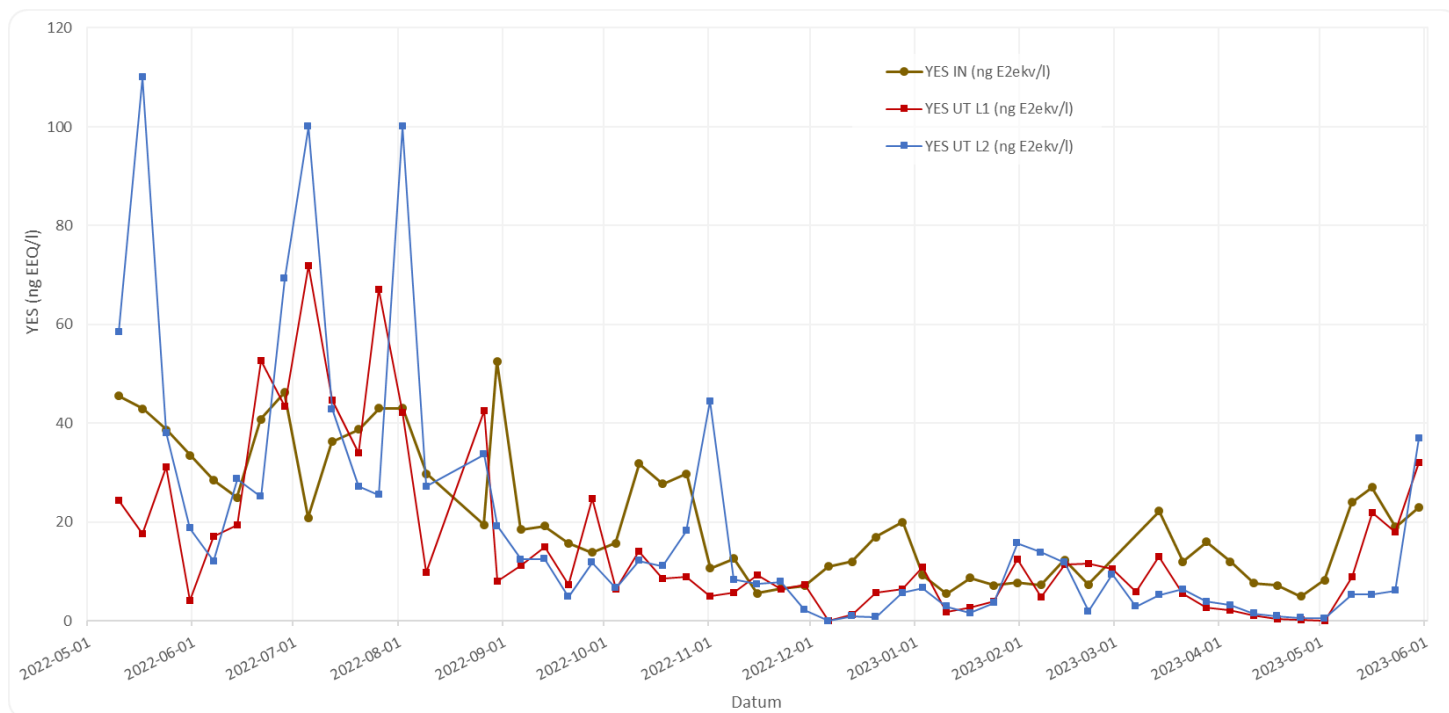
Figur 8. Analyserade östronhalter i inkommande och utgående avloppsvatten för pilotlinje L1 och L2 under projektperioden.

Från figuren går det också att utläsa att en bra och likvärdig reduktion av östron på > 80 % kunde uppnås i båda pilotlinjerna under perioden september – december 2022 och för april – maj 2023. Ingen av dessa perioder sammanfaller med något specifikt driftsätt av pilotlinjen, eller någon särskild karaktär på förbehandlingen (se Figur 5). Under perioden september – december 2022 har möjligen processtemperaturen i båda linjerna varit som högst, dock har liknande temperaturer även observerats i perioden innan. Under perioden april – maj 2023 har dock flödet till båda pilotlinjer ökat med 20 % (Figur 5) vilket med någorlunda samma östronhalter som under perioden innan (Figur 8) innebär en högre östronbelastning på båda processlinjer. Samtidigt har processtemperaturen under denna period varit som lägst i båda pilotlinjer under hela projektperioden (Figur 5). Ingen koppling av östronreningen i pilotlinjerna kan observeras till kvävereduktion (Figur 6).

Utgående östronhalter ligger mellan 2 – 75 ng/l, vilket är mycket över eventuella riktvärden för ytvatten på 0,36 ng/l för inlandsvatten och 0,018 ng/l för kustvatten. Det senare är relevant för Fillan ARV som årsmedelvärde enligt direktivförslag för prioriterade ämnen (2008/105/EC; Tabell 4). Dessa värden är dock angivna utan att ta hänsyn till en utspädning av avloppsvatten vid utsläpp till recipienten.

4.3.5 Rening av hormonstörande effekter (YES)

Figur 9 visar motsvarande halter för hormonstörande effekter uttryckt som östronekvivalenter i inkommande och utgående vatten för de två pilotlinjerna. Även här följer utgående halter i de två linjerna varandra bra genom hela projektperioden, förutom för vissa kortare perioder. YES-trender i utgående vatten följer dessutom trenden för inkommande avloppsvatten. Samma perioder med delvis negativ reduktion (maj – augusti 2022) och en bra och likvärdig reduktion av YES på >80 % i båda pilotlinjer (september – december 2022 och april – maj 2023) som för östron kan observeras. Även detta är förväntat, vilket beror på kopplingen mellan hormonstörande effekter och östron, samt för östradiol som kunde kvantifieras vid några tillfällen med höga YES-halter (Tabell B-1).



Figur 9. Analyserade YES-halter i inkommande och utgående avloppsvatten för pilotlinje L1 och L2 under projektperioden.

Utgående YES-halter ligger mellan ca 0,5 – 15 ng E_{2ekv}/l, vilket är mycket över föreslagna riktvärden på 0,3 – 1,4 ng E_{2ekv}/l enligt diskussioner i avsnitt 2.4.1. Dessa halter tar dock ingen hänsyn till en utspädning av avloppsvatten vid utsläpp till recipienten.

4.3.6 Extra profilering över pilotlinjerna

Reningseffektiviteten i pilotlinjerna för hormoner och YES motsvarade inte projektgruppens erfarenhetsmässiga förväntningar för hur dessa ämnen tidigare har brutits ned vid en implementering av en avancerad kväverening (t.ex. Baresel et al., 2021a). Mot bakgrund av detta genomfördes en kompletterande utvärdering

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
 En kunskapsammansättning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

över piloterna. För detta togs stickprover den 28/03/2023 i inkommande avloppsvatten, flexzonen, i andra nitrifikationszonen samt i efterdenitrifikationen, vilken visas i Figur 4. Även prov av den tillsatta externa kolkällan togs med i utvärderingen för att utesluta en eventuell påverkan från den. Vissa prover analyserades både ofiltrerat och filtrerat för hormoner och YES, för att undersöka fördelningen mellan vattenfas och partiklar.

Tabell 9 visar resultat för östron och YES som kunde kvantifieras i samtliga prover (övriga resultat visas i bilagan i Tabell B-3). Resultaten visar tydligt att en reduktion av både östron och hormonstörande effekter sker över båda pilotlinjerna. Medan östron renas bort bättre i L1 jämfört med L2, baserat på data från ofiltrerade prover, så är det tvärtom för YES. Baserat på utvärderingen däremot på filtrerade prover, kan det observeras en mycket kraftig reduktion av både östron och YES i båda pilotlinjerna, även om reduktionen för östron i L1 är något högre relativt L2.

Halter för östron och YES i det filtrerade provet ligger på ca 30 - 50 % av respektive halter i det ofiltrerade provet. Detta innebär att pilotanläggningens utformning med avsaknad av en bra dimensionerad eftersedimentering kan därför till viss del vara en förklaring till de delvis låga reningsgraderna för östron och hormonstörande effekter. Samtidigt har dock personal vid provtagningen försökt att ta hänsyn till detta genom att låta utgående vattenprover sedimentera innan provtagningen.

Tabell 9. Analyserade östron- och YES-halter i olika zoner, inkommande, flexzonen, N2, efterdenitrifikationen (EDN) i de två pilotlinjerna samt för några filtrerade prover (N2 filtrerat, EDN filtrerat) (TN-reduktionen samma dag var 68 % och 72 % för L1 respektive L2).

Zon	Östron (ng/l)			
	Linje 1		Linje 2	
	Halt (ng/l)	Reduktion	Halt (ng/l)	Reduktion
IN	81,8		81,8	
Flex	76,6	6%	49,3	40%
N2	42,3	45%	61,1	-24%
N2 (filtrerat)	15,4	80%	38,8	21%
EDN	36,3	14%	53,7	12%
EDN (filtrerat)	11,4	26%	24,6	37%

Zon	YES (ng E2 _{equiv} /l)			
	Linje 1		Linje 2	
	Halt (ng/l)	Reduktion	Halt (ng/l)	Reduktion
IN	16		16	
Flex	17	-6%	7,4	54%
N2	5	71%	5,9	20%
N2 (filtrerat)	1,9	89%	2,7	64%
EDN	5,3	-6%	2	66%
EDN (filtrerat)	1	47%	1,4	48%

Analysen av den externa kolkällan visade inte innehålla några detekterbara halter av vare sig hormoner eller hormonstörande effekter, vilket var förväntat. Tillsats av

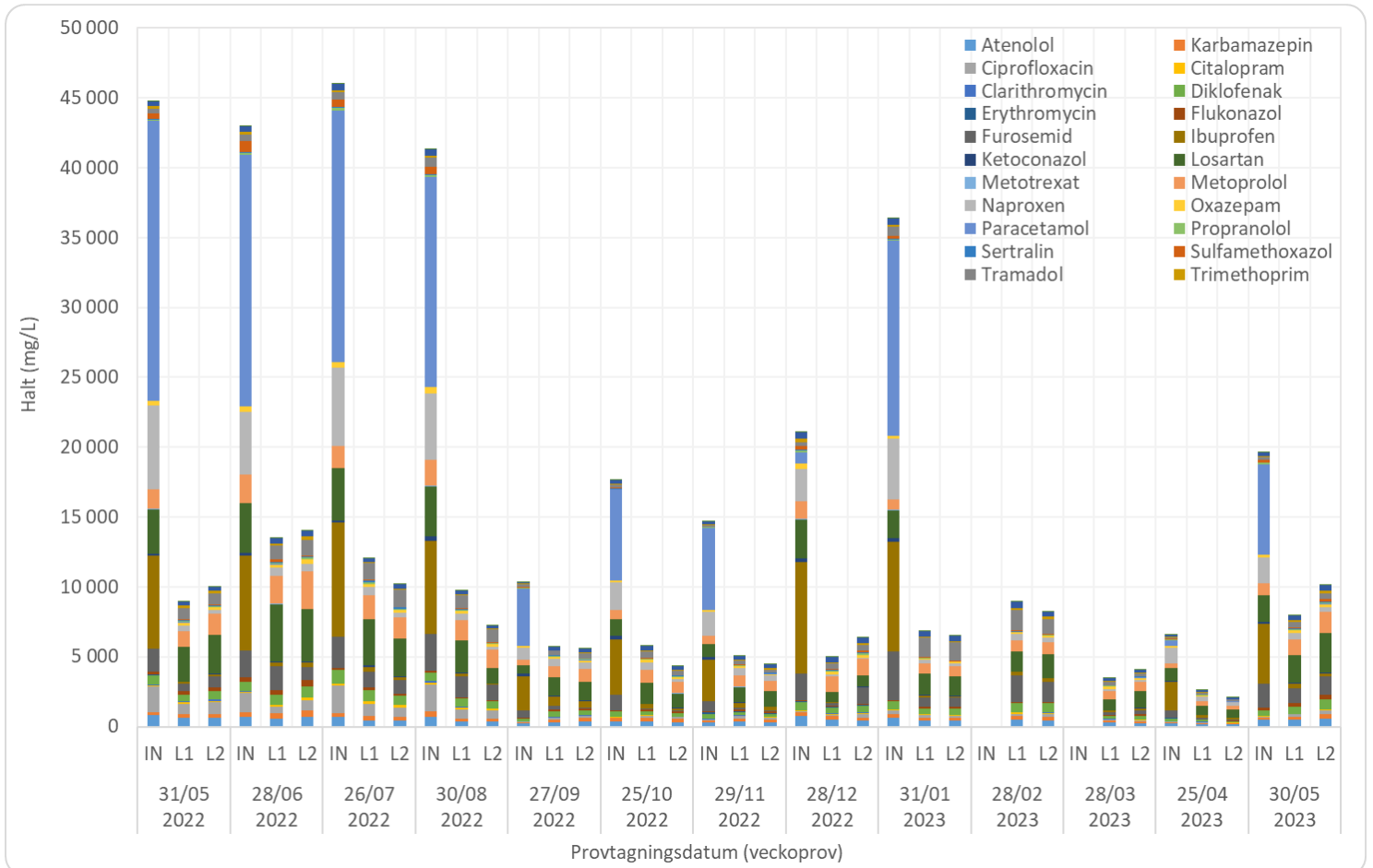
kolkällan kan därmed uteslutas som en möjlig förklarande faktor till de delvis negativa eller låga reduktionsgarderna som observeras för östron och YES.

Även en kompletterande analys av alkylfenoler över pilotlinjerna (data inte redovisade), som gjordes för att finna ett samband mellan höga fenolhalter och bidraget till observerade hormonstörande effekter (se Tabell 3), var inte heller förklarande för de uppmätta haltnivåerna av YES-analysen.

4.3.7 Rening av läkemedelsrester

Figur 10 visar halter för analyserade läkemedel för månadsprover som togs under 13 månader över projektperioden. Som tidigare nämnts så har inkommande prover den 28/02/2023 och 28/03/2023 inte kunnat analyseras, men motsvarande halter för utgående prover visas i figuren. Även för läkemedel kan de högsta halter i inkommande vatten observeras fram till augusti 2022, vilket bekräftar tidigare trender för östron och YES. Den torra sommaren med låga inkommande flöden och låg andel ovidkommande vatten och därmed hög utspädning, är en trolig förklaring även här. De läkemedlen med högst halter i inkommande vatten är, liksom för andra ARV, ibuprofen, losartan, naproxen och paracetamol. Tillsammans utgör de upp till 80 % av den totala massan för alla 24 analyserade läkemedel.

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
En kunskaps-sammanställning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

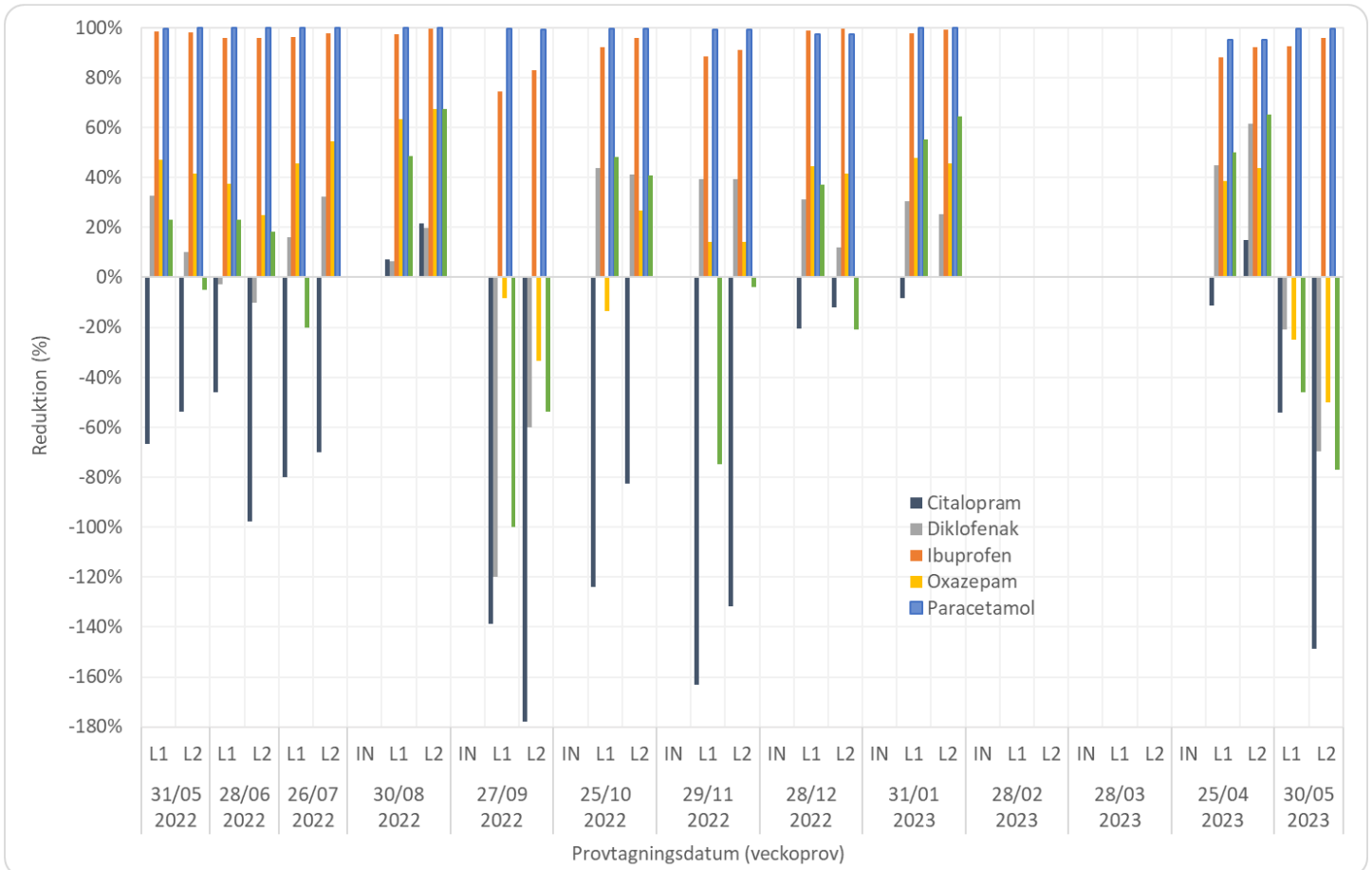


Figur 10. Analyserade läkemedshalter i inkommande och utgående avloppsvatten för pilotlinje L1 och L2 under projektperioden.

Figuren indikerar också att det sker en rening av läkemedlen över båda pilotlinjerna utan att någon av de två linjerna visar signifikant skillnad mellan vad som är en tydligt bättre, eller sämre, reduktionsförmåga. Reduktionen beror, liksom vid andra svenska ARV, framför allt på borttagning av de ovannämnda läkemedelssubstanserna. Efter de två pilotlinjerna utgör ibuprofen, losartan, naproxen och paracetamol tillsammans mindre än ca 30 % av totalhalten. Övriga mängder motsvaras av svårnedbrytbara läkemedelssubstanser.

Figur 11 visar tillhörande reduktionsgrader för olika läkemedel över de två pilotlinjerna vid de olika provomgångarna. Ibuprofen och paracetamol renas bort med mycket hög reningseffekt, medan citalopram, i de flesta fall, uppvisar en kraftig negativ reduktion över reningsprocessen. Dessa resultat är i linje med tidigare erfarenheter för hur läkemedel förändras i halt över reningsprocessen i ARV. Även de två persistenta läkemedlen diklofenak och oxazepam uppvisar endast en måttlig eller negativ reduktion över reningsprocessen. Ingen tydlig skillnad i reningseffektivitet kan observeras mellan de två pilotlinjerna.

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
En kunskaps-sammanställning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall



Figur 11. Reduktionsgraden för olika läkemedel i inkommande och utgående avloppsvatten för pilotlinje L1 och L2 under projektperioden.

4.3.8 Diskussion av resultaten

Resultaten som presenterats är något överraskande, då projektgruppen hade förväntat att en utökad kväverening även skulle resultera i en avsevärt bättre reduktion av hormoner och hormonstörande effekter. Denna bedömning gjordes även i den tidigare förstudien kring behov för en avancerad rening vid ARV i Sundsvall (Baresel et al., 2021a). Analysresultaten som togs fram inom projektet, tillsammans med kunskapen kring hormoner och hormonstörande effekter som projektet har sammanställt, ger dock en förståelse att detta inte kan förväntas på en generell basis.

Även om det är svårt att identifiera specifika mekanismer som styr reduktionen av hormoner och hormonstörande effekter, så kan MBBR-processen, med sin relativt låga slamålder utöver själva biofilmen som bildas på bärarna, vara en bidragande orsak. Att det inte kunde observeras några tydliga samband mellan höga reduktionshalter av hormoner och kväve antyder att reduktion av hormoner och kväverening eventuell utförs av skilda grupper av mikroorganismer. Ingen

påverkan av processtemperaturen kunde däremot fastställas, utöver de resultat som har visat att den uppvärmda processen kan åstadkomma samma reningseffekt vid 35 % högre belastning som den icke-uppvärmda processen.

Den delvis kraftiga negativa reduktionen av hormoner och även hormonstörande effekter kunde tyvärr inte redas ut vidare inom detta projekt. En utökad undersökning av jonsuppression (se 4.3.4) hade eventuellt kunnat hjälpa att bättre förstå de olika mekanismerna.

Även möjligheten att hormonerna kan föreligga i någon annan form än glukorinid eller sulfat, kunde var en möjlig förklaring. Chen et al. (2007) diskuterar t.ex. att dimerer (två hormoner som reagerar med varandra) kan bildas i vissa processer. Men huruvida detta sker just i de undersökta reningsprocesserna, eller varför en eventuellt bildad dimer skulle dela på sig igen är oklart. Projektgruppen kan således inte säga om det är dimer eller annan transformation, eller om det är någon sorption/desorption som sker i den undersökta processen.

Även de relativt höga halterna av både östron och YES i inkommande vatten till Fillan ARV är en extra faktor som påverkat utvärderingen. Medan dessa höga halter redan kunde observeras i en tidigare provtagning (Baresel et al., 2021a), så antogs dessa halter vid det provtillfället att utgöra en avvikelse, utan att utvärdera dessa halter vidare. Hur pass mycket en minskning av inkommande halter skulle påverka reningseffektiviteten är svårt att säga. Men utifrån resultaten i detta projekt, hittades det ingen tydlig koppling mellan reningseffektiviteten och inkommande halter för vare sig östron eller YES.

4.4 Nyckeltal och dimensionering

Ett av målet med projektet var att den framtagna kunskapen också skulle kunna utgöra stöd vid planering och implementering av kväverening och andra processer, i situationer när hormonhalter i utgående avloppsvatten riskerar att ge negativ recipientpåverkan.

Utifrån resultaten från piloten och kunskapssammanställningen framgår det att konkreta nyckeltal och dimensioneringsgrunder för kvävereningen för att åstadkomma även en tillräcklig bra reduktion av hormoner och hormonstörande effekter inte kan tas fram med tillgängliga data. De övergripande pilottesterna med fokus på kväverening i kalla klimat kommer avrapporteras i en separat SVU-rapport.

Att MBBR-processer används just för kväverening i kalla klimat är en fördel eftersom tekniken allmänt anses vara mindre känslig för temperaturvariationer än andra processer, men som pilottesterna visade, föreslår dessa resultat att en effektiv reduktion av hormoner och hormonstörande effekter vid kalla temperaturer inte kan förväntas, även om en effektiv kvävereduktion åstadkoms.

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
En kunskapsammanställning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

När hormoner och hormonstörande effekter vanligtvis kan reduceras mycket effektivt med >90 % i konventionella aktivslamanläggningar i södra Sverige, så ger biofilmsprocessen med MBBR i dessa pilotförsök, sannolikt inte tillräckligt bra förutsättningar. Till exempel är det en låg slamålder utanför själva biofilmen som kan vara orsaken till att en effektiv reduktion av hormoner och hormonstörande effekter inte kan nås på samma nivå. Dock är en effektiv partikelavskiljning efter MBBR-processen en viktig del även för reningseffekten för hormoner och hormonstörande effekter, som behöver tas med i planeringen av reningsprocessen, något som även visades i dessa pilotförsök (4.3.6).

Beroende på recipientförhållanden med t.ex. utspädningsgrad av utgående vatten, andra bidragande källor och känslighet, kan det således krävas ett extra avancerat reningssteg för avskiljning av hormoner och hormonstörande effekter vid rening av kalla vatten, även efter en komplettering med kväverening med hjälp av en MBBR-process.

5 Slutsatser och rekommendationer

Projektet har både sammanställt kunskapsläget kring rening av hormoner och hormonstörande effekter vid ARV, och utfört egna analyser med hjälp av prover uttagna från pågående pilottester vid Fillan ARV i Sundsvalls kommun. Syftet var att undersöka rening av hormoner och hormonstörande effekter med kväverening i MBBR vid kalla klimat. Även utmaningar med utsläpp av hormoner och hormonstörande effekter och deras negativa miljöpåverkan har redogjorts för. Existerande, och kommande krav, som kommer öka reningskrav på svenska ARV har presenterats, och mekanismer vid rening av hormoner och hormonstörande effekter har diskuterats.

En viktig slutsats från detta arbete, och utifrån genomförda analyser, är att en utbyggd kväverening i form av en MBBR-process som drivs i kalla klimat, inte nödvändigtvis innebär en effektiv rening av hormoner och hormonstörande effekter. I denna studie observerades en relativt god kväverening genomgående på drygt 70 %, parallellt med en väldigt varierande reduktion av hormoner. Detta kan betyda att det i huvudsak är helt skilda grupper av mikroorganismer som står för kväverening respektive reduktion av hormoner.

Tydliga, förväntade samband mellan särskilda hormoner, såsom östron och östradiol, och halter av östrogena effekter kunde påvisas. Även om reduktionsgraden för hormonerna i vissa fall var upp till 80 %, var utgående halter fortfarande höga, vilket delvis berodde på höga inkommande halter av hormoner. Effekten från en effektiv partikelavskiljning kan eventuellt ha påverkat reduktionsgraden negativt för denna studie och bör undersökas närmare vid implementering av MBBR-tekniken.

Föreliggande utvärdering av rening av hormoner och hormonstörande effekter vid ARV i kalla klimat är den första av sitt slag, och flera undersökningar behöver genomföras för att säkerhetsställa observerade resultat från denna rapport. I pilotförsöken kunde det dessutom inte observeras någon skillnad i reningseffekt när temperaturen i det kalla avloppsvattnet höjdes med 4 °C eller förblev vid samma låga temperatur.

I förlängningen, och vid ARV där hormoner och hormonstörande effekter utgör en miljörisk för den mottagande recipienten, kan det därmed innebära att ytterligare ett reningssteg i form av en avancerad rening kan behövas utöver en utbyggd kväverening.

6 Referenser

ATSDR 2007. Sunnyside area groundwater contamination. US department of health and human services. Public Health Service: Division of Health Assessment and Consultation. Atlanta, Georgia 30333.

Allard, A.S., Wahlberg, C. 2017. [Förekomst och reduktion av fokusämnen i fyra reningsverk. Delrapport SystemLäk projekt.](#) IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2279.

Alvarino, T., Suarez, S., Lema, J. & Omil, F. 2018. Understanding the sorption and biotransformation of organic micropollutants in innovative biological wastewatertreatment technologies. *Science of the Total Environment*. 615: 297 – 306.

Amin, M.M., Bina, B., Ebrahimi, A., Yavari, Z., Mohammadi, F., Rahimi, S. 2018a. The occurrence, fate, and distribution of natural and synthetic hormones in different types of wastewater treatment plants in Iran. *Chinese Journal of Chemical Engineering* 26, 1132–1139. <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2017.09.005>

Amin, M.M., Bina, B., Ebrahim, K., Yavari, Z., Mohammadi, F. 2018b. Biodegradation of natural and synthetic estrogens in moving bed bioreactor. *Chinese Journal of Chemical Engineering* 26, 393–399. <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2017.06.006>

Andersson, S.L., Andersson, S., Baresel, C. 2023. [MBR-tekniken – utmaningar och möjligheter för svenska avloppsreningsverk; Praktiska erfarenheter och framtidsutsikter baserat på nio år av pilotverksamhet och en fullskaleimplementering.](#) SVU-rapport 2023-8, Svenskt Vatten, , IVL Svenska Miljöinstitutet B2468, Stockholm.

Andersson, J., Woldegiorgis, A., Remberger, M., Kaj, L., Ekheden, Y., Dusan, B., Svenson, A., Brorström-Lundén, E., Dye, Ch. och Schlabach, M. 2005. Results from the Swedish National Screening Programme 2005. Subreport 1: Antibiotics, Antiinflammatory substances and Hormones”, IVL Report B1689.

Baresel, C., Bornold, N., Malovanyy, A., Rahmberg, M., Lundwall, T., Lindblom, E., Carranza Munoz, A. 2023. [Resultat från FoU-samarbete Syvab-IVL - Årsredovisning för 2022.](#) IVL Svenska Miljöinstitutet B2469.

Baresel, C. 2021. Utredning av läkemedelsrester på Stadskvarns avloppsreningsverk. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, U6478.

Baresel, C., Malovanyy, A., Tuveson, M., Schröder, J., Roos, M., Holmlund, P. 2021a. [Förstudie läkemedelsrening Sundsvall - Recipientpåverkan, behov av avancerad rening och integrering i Sundsvalls framtida avloppsvattenhantering.](#) IVL Svenska Miljöinstitutet, i samarbete med MittSverige Vatten & Avfall och WSP. Rapport C565.

Baresel, C., Malovanyy, A., Karlsson, L., Bornold, N., Habagil, M., Keucken, A. 2021b. [Förstudie - Läkemedelsrening vid Getteröverket i Varberg: Utredning om behov och möjligheter för en utökad rening av avloppsvatten från mikroföroreningar.](#) IVL Svenska Miljöinstitutet AB, U6531.

Baresel, C., Narongin-Fujikawa, M., Lundwall, T., Karlsson, J., Björk, A., Bornold, N., Söhr, S. 2022a. [Pulveriserat aktivt kol i kombination med MembranBioReaktor \(PAK-MBR\) - Etablering och tester med en pilotanläggning vid Hammarby Sjöstadsverk.](#) IVL Svenska Miljöinstitutet C713.

Baresel, C., Andersson, S.L., Yang, J.J., Bornold, N., Malovanyy, A., Rahmberg, M., Lindblom, E., Karlsson, L. 2022b. [Resultat från FoU-samarbete Syvab-IVL - Årsredovisning för 2020 - 2021.](#) IVL Svenska Miljöinstitutet B2444.

Baresel, C., Malovanyy, A., Walve, J. Kårelid, V. 2019. [Förstudie inför implementering av läkemedelsrening vid Himmerfjärdsverket: Provtagning, analys och bedömning av reningsbehov.](#) IVL Svenska Miljöinstitutet AB, U6194.

Bhandari, A., Surampalli, R.Y., Adams, C.D., Champagne, P., Ong, S.K. Tyagi, R.D. & Zhang, T.C. (eds). 2009. Contaminants of emerging concern. American Society of Civil Engineers. ISBN 978-0-7844-1014-1.

Bramstedt, S., Baresel, C., Karlsson, M. 2022. Slutrapport - Läkemedelsrening på Käppalaförbundet - Fas 0, Riskbedömning. Käppalaförbundet och IVL Svenska Miljöinstitutet.

Chen, A.Y., Lee, A.J., Jiang, X.R., Zhu, B-T. 2007. Chemical Synthesis of Six Novel 17 β -Estradiol and Estrone Dimers and Study of Their Formation Catalyzed by Human Cytochrome P450 Isoforms. Journal of Medicinal Chemistry 2007 50 (22), 5372-5381. <https://doi.org/10.1021/jm0707323>

Chen, Y., Holm, G., Kamp, M., Mikusinska, M., Salmonsson, E., Taoussi, M. och Önnby, L. 2022a. Avancerad rening av mikroföroreningar vid Duvbackens avloppsreningsverk – en förstudie, Sweco.

Chen, Y., Hey, G. Holm, G., Kamp, M., Salmonsson, E. och Önnby, L. 2022b. Förstudie - Rening av läkemedel och andra mikroföroreningar vid Alvesta avloppsreningsverk, Sweco.

Chen, Y., Hey, G. Holm, G., Kamp, M., Salmonsson, E. och Önnby, L. 2022c. Förstudie - Rening av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar vid Överstatorp Avloppsreningsverk. Sweco

Chen, Y., Hey, G. Holm, G., Kamp, M., Mikusinska, M., Salmonsson, E. och Önnby, L. 2022d. Förstudie - Rening av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar vid Lucerna Avloppsreningsverk. Sweco

Clara, M., Strenn, B., Gans, O., Martinez, E., Kreuzinger, N., Kroiss, H. 2005. Removal of selected pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in a membrane bioreactor and conventional wastewater treatment plants. *Water Res.*, 39, 4797-4807.

dos Santos Argolo, A., Gomes, G., Maia Bila, D. 2021. Insights into total estrogenic activity in a sewage-impacted urban stream assessed via ER transcriptional activation assay: Distribution between. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208.

Ekblad, M., Cimbritz, M., Nilsson, F., Ernst, G., El-taliawy, H., Tumlin, S., Bester, K., Hagman, M., Mattsson, A., Blom, L., Stålhandske, L., Jansen, J. la C. 2015. Ozonering för nedbrytning av organiska mikroföroreningar - Pilottester i Södra Sverige (RESVAV delprojekt 1 No. Rapport Nr 04-2015), VA-teknik Södra.

Ekgren, Ö., Filipsson, S., Baresel, C., Karlsson, J., Winberg von Friesen, L., Blomqvist, S., Hasselgren, M., Grosch, J., Lazic, A., Stapel, H., Fassbender, M., Feldthusen, M., Hellman, J. Nordin, A. 2020. [The municipal wastewater treatment plant of the future – A water reuse facility. Evaluation of a full-scale tertiary treatment system for removal of pharmaceuticals and recovery of water at the WWTP Stengården in Simrishamn, Sweden.](#) IVL Swedish Environmental Research Institute, Report C538.

EU, Commission Implementing Decision (EU). 2018. 2018/840 of 5 June 2018 establishing a watch list of substances for Union-wide monitoring in the field of water policy pursuant to Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council and repealing Commission Implementing Decision (EU) 2015/495.

Fick, J., Lindberg, R., Parkkonen J., Arvidsson, G., Tysklind M. och Larsson, D.G.J. 2010. Therapeutic Levels of Levonorgestrel Detected in Blood Plasma of Fish:

Results from Screening Rainbow Trout Exposed to Treated Sewage Effluents. Environ. Sci. Techn. 44, 2661-2666.

Fick, J., Lindberg, R.H., Kaj, L., Brorström-Lundén, E. 2011. Result from the Swedish National Screening Programme 2010 Pharmaceuticals. IVL report B2014.

Fick, J., Richard, H., Lindberg, R.H., Fång, J., Magnér, J., Kaj, L., Brorström-Lundén, E. 2014. Screening 2014 - Analysis of pharmaceuticals and hormones in samples from WWTPs and receiving waters. IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd, IVL-report C135.

Falås P., d H.R., Ledin A. och la Cour Jansen J. 2012. Impact of solid retention time and nitrification capacity on the ability of activated sludge to remove pharmaceuticals. Environmental Technology 33(8), 865–872.

Gaulke, L.S., Strand, S.E., Kalthorn, T.F., Stensel, H.D. 2009. Estrogen biodegradation kinetics and estrogenic activity reduction for two biological wastewater treatment methods. Environ Sci Technol 43(18):7111–6.

Gómez Monsalve, M 2023. Nitrogen removal in MBBRs - The effect of low temperatures. Master's thesis in Infrastructure and Environmental Engineering, Chalmers University of Technology.

Gomez, E., Wang, X., Dagnino, S., Leclercq, M., Escande, A., Casellas, C., Picot, B., Fenet, H. 2007. Fate of endocrine disrupters in waste stabilization pond systems. Water Science and Technology 55, 157–163. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.350>

Grdulska, A., Kowalik, R. 2020. Estrogen removal from wastewater. SAE 12, 133–141. <https://doi.org/10.30540/sae-2020-014>

Gros, M., Petrović, M. and Barceló, D. 2006. Development of a multi-residue analytical methodology based on liquid chromatography-tandem mass spectrometry (LC-MS/MS) for screening and trace level determination of pharmaceuticals in surface and wastewaters. Talanta, 70(4), pp. 678–690. doi: 10.1016/j.talanta.2006.05.024.

Gustafsson, E.O., Savchuk, O.P., Gustafsson, B.G., Müller-Karulis, B., 2017. Key processes in the coupled carbon, nitrogen, and phosphorus cycling of the Baltic Sea. Biogeochemistry 134, 301–317. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0361-6>

Gutendorf, B. and J. Westendorf, Comparison of an array of in vitro assays for the assessment of the estrogenic potential of natural and synthetic estrogens, phytoestrogens and xenoestrogens. Toxicology, 2001. 166(1-2): p. 79-89.

Habagil, M., Petersén, A., Gunnarsson, A., Svedberg, S., Keucken, A., Baresel, C., Malovanyy, A. 2020. [Läkemedelsrening vid Ullared reningsverk - Utredning om behov och möjligheter för utökad rening av avloppsvatten från mikroföroreningar.](#) Vatten & Miljö i Väst AB (VIVAB), IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport C468.

Haglund, P. 2019. Miljöövervakning av utgående vatten och slam från svenska avloppsreningsverk: Resultat från år 2016-2017 och en sammanfattning av slamresultaten för åren 2004-2017. Naturvårdsverket.

Hamid, H. & Eskicioglu, C. 2012. Fate of estrogenic hormones in wastewater and sludge treatment: A review of properties and analytical detection techniques in sludge matrix. Water Research. 46: 5813 – 5833.

Hedén, M., Silfwerin, M., Baresel, C., Malovanyy, A. 2020. [Förstudie av läkemedelsrening vid Främby reningsverk - Inklusive pilotförsök med filtrering av utgående avloppsvatten genom granulerat aktivt kol \(GAK\).](#) Falu Energi & Vatten i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet.

Hey, G. Holm, G., Kamp, M., Mikusinska, M., Salmonsson, E., Taoussi, M. och Önnby, L. 2022a. Avancerad rening av mikroföroreningar vid Enköpings avloppsreningsverk – en förstudie, Sweco.

Hey, G. Holm, G., Mikusinska, M., Salmonsson, E., Taoussi, M. och Önnby, L. 2022b, Fördjupad utredning om avancerad rening av mikroföroreningar, Ekeby avloppsreningsverk- Från bänkskaletest med ozon och aktivt kol till pilotstudier med ozon följt av MBBR, Sweco

Hinfray, N., Palluel, O., Piccini, B., Sanchez, W., Aït-Aïssa, S., Noury, P., Gomez, E., Geraudie, P., Minier, C., Brion, F., Porcher, J-M. 2010. Endocrine disruption in wild populations of chub (*Leuciscus cephalus*) in contaminated French streams. Sci Total Environ. 408:2146-2154.

Holm, G., Önnby, L. 2022. Effektbaserade analyser för att utvärdera reningseffektivitet och miljörisker i avloppsvatten - Lärdomar från sex avloppsreningsverk med konventionell respektive avancerad rening. Sweco.

Hörsing, M., Wahlberg, C., Falås, P., Hey, G., Ledin, A., Jansen, J. la C. 2014. Reduktion av läkemedel i svenska avloppsreningsverk – Kunskapsammansättning. SVU-rapport No. 2014–16.

Itzel, F., Kerstein, J., Teutenberg, T., Stenzler, J., Moreau, S., Tuerk, J. 2020. Detection of hormones (E1, E2, EE2) according to the requirements of the EU Water Framework Directive using an online-SPE-HPLC-MS/MS. Proceedings of the 68th ASMS Conference on Mass Spectrometry and Allied Topics, June 1-12, 2020.

Jarošová, B., Bláha, L., Giesy, J.P., 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.

<https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.12.009>.

Johnson, A.C., Williams, R.J., Matthiessen, P. 2006. The potential steroid hormone contribution of farm animals to freshwaters, the United Kingdom as a case study. *Sci Total Environ* 362(1–3): 166–78.

Johnston, T., L. Mills, Saro Jayaraman, G. Zaroogian, D. Borsay Horowitz, Laws, S. 2018. Effects of Norethindrone and Levonorgestrel on reproductive parameters in a marine fish. *Midwest Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) 26th Annual Meeting, Chicago, Illinois, April 10, 2018*.

Karlsson, L., Baresel, C., Önnby, L. 2023. Avancerad rening hos NSVA – kartläggning, miljöpåverkan och åtgärd. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport U6502.

Knight, W.M. 1980. Estrogens administered to food-producing animals: environmental considerations. In: McLachlan JA, editor. *Estrogens in the environment. Developments in toxicology and environmental science*, New York: Elsevier/North Holland, 5, 391–401.

Koh, Y.K.K., Chiu, T.Y., Boobis, A., Cartmell, E., Scrimshaw, M.D., Lester, J.N. 2008. Treatment and removal strategies for estrogens from wastewater. *Environmental Technology* 29, 245–267. <https://doi.org/10.1080/09593330802099122>

Kidd, K.A., Blanchfi eld, P.J., Mills, K.H., Palace, V.P., Evans, R.E., Lazorchak, J.M., Flick, R.W. 2007. Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. *PNAS*.104, 8897–8901.

Kunz, P.Y., et al., Effect-based tools for monitoring estrogenic mixtures: Evaluation of five in vitro bioassays. *Water Research*, 2017. 110: p. 378-388.

Lange, I.G., Daxenberger, A., Schiffer, B., Witters, H., Ibarreta, D. 2002. Sex hormones originating from different livestock production systems: fate and potential disrupting activity in the environment. *Anal Chim Acta* 473(1–2):27–37.

Lemström, H., Roberts, R., Grim, J., Baresel, C., Malovanyy, A. 2021. [Förstudie läkemedelsrening Syvab - Uppförandet av en pilotanläggning med granulerat aktivt kol i kombination med Membran BioReaktor \(MBR-GAK\)](#). SYVAB, Grödinge.

Lewis, K., Archer, R. 1979. pKa values of estrone, 17 β -estradiol and 2-methoxyestrone. *Steroids*, 485-499.

Liang, Y.-Q., Huang, G.-Y., Liu, S.-S., Zhao, J.-L., Yang, Y.-Y., Chen, X.-W., Tian, F., Jiang, Y.-X., Ying, G.-G. 2015. Long-term exposure to environmentally relevant concentrations of progesterone and norgestrel affects sex differentiation in zebrafish (*Danio rerio*). *Aquatic Toxicology* 160(0), 172-179.

Lindberg, J. 2020. Förstudie läkemedelsrening på Sundets reningsverk, Växjö. Växjö kommun.

Liu, Z.H., Kanjo, Y., Mizutani, S. 2009. Removal mechanisms for endocrine disrupting compounds (EDCs) in wastewater treatment - physical means, biodegradation, and chemical advanced oxidation: a review. *Science of the Total Environment* 407 (2), 731 - 748.

Luo, Y., Guo, W., Ngo, H.H., Nghiem, L.D., Hai, F.I., Zhang, J., Liang, S., Wang, X.C. 2014. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of The Total Environment* 473-474, 619-641.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.065>

Magnér, J., Fång, J., Sandberg, J., Örtlund, L. 2017. [Utveckling av analysmetoder inklusive detektionsgränser](#). Delrapport inom SystemLäk - Systemförslag för rening av läkemedelsrester och andra prioriterade svårnedbrytbara ämnen. IVL Rapport B2286.

Malnes, D., Golovko, O., Köhler, S., Ahrens, L. 2021. Förekomst av organiska miljöföroreningar i svenska ytvatten: Kartläggning av Sveriges tre största sjöar, tillrinnande vattendrag och utlopp. Mälarens vattenvårdsförbund rapport 2021:1.

Murk, A.J., Legler, J., van Lipzig, M.M.H., Meerman, J.H.N., Belfroid, A.C., Spenkeliink, A., van der Burg, B., Rijs, G.B.J., Vethaak, D. 2002. Detection of estrogenic potency in wastewater and surface water with three in vitro assays. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 21 no. 1, pp. 16-23.

Müller-Karulis, B., Sundh, J., Berg, C., Pinhassi, J., Hagström, Å., Gustafsson, B., Humborg, C. 2023. A stoichiometric energy budget model for bacterial growth in estuarine systems In prep.

Nazari, E., Suja, F. 2016. Effects of 17 β -estradiol (E2) on aqueous organisms and its treatment problem: a review. *Reviews on Environmental Health* 31, 465-491.
<https://doi.org/10.1515/reveh-2016-0040>

Nguyen, P.Y., Carvalho, G., Reis, M.A.M. & Oehmen, A. 2021. A review of the biotransformations of priority pharmaceuticals in biological wastewater treatment processes. *Water Research*. 188: 116446.

Närhi, K., Westling, K., Andersson, S., Baresel, C., Wahlberg, C. 2021. [Mikroföroreningar i avloppsreningsverk med membranteknik - Jämförelse med konventionellt reningsverk och bedömning av recipientpåverkan](#). SVU-report 2021-2.

Oskarsson, A., Kjerstine Rosenmai, A., Mandava, G., Johannisson, A., Holmes, A., Tröger, R. och Lundqvist, J. 2021. Assessment of source and treated water quality in seven drinking water treatment plants by in vitro bioassays – Oxidative stress and antiandrogenic effects after artificial infiltration. *Science of The Total Environment*. 758: p. 144001.

OECD 2000. Adsorption - desorption using a batch equilibrium method. OECD Guideline for the testing of chemicals 106. Paris, Frankrike: Organisation for Economic Cooperation and Development.

Olofsson, M., Suikkanen, S., Kobos, J., Wasmund, N., Karlson, B. 2020. Basin specific changes in filamentous cyanobacteria community composition across four decades in the Baltic Sea. *Harmful Algae* 91, 101685. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.101685>

Olofsson, M., Klawonn, I., Karlson, B. 2021. Nitrogen fixation estimates for the Baltic Sea indicate high rates for the previously overlooked Bothnian Sea. *Ambio* 50, 203–214. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01331-x>

Park, B.J., Kidd, K. 2005. Effects of the synthetic estrogen ethinylestradiol on early life stages of mink frogs and green frogs in the wild and in situ. *Environ. Toxicol. Chem.* 24(8) 2027-2036.

Pinsuwan, S., Myrdal, P.B., Lee, Y.-C., Yalkowsky, S.H. 1997. AQUAFAC 5 : AQUeous Functional group Activity Coefficients; application to alcohols and acids. *Chemosphere* 35, 2503–2513. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(97\)00318-4](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)00318-4)

Prossnitz, E.R., Barton, M. 2011. The G protein-coupled estrogen receptor GPER in health and disease, HHS, PMC3474542. *Nat Rev Endocrinol* 7(12):715–26.

Robitaille, J., et al., Towards regulation of Endocrine Disrupting chemicals (EDCs) in water resources using bioassays – A guide to developing a testing strategy. *Environmental Research*, 2022. 205: p. 112483.

Rolff, C., Elfving, T. 2015. Increasing nitrogen limitation in the Bothnian Sea, potentially caused by inflow of phosphate-rich water from the Baltic Proper. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 44, 601–611. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0675-3>

Saino, H., Jamagata, H., Nakajima, H., Shigemura, H. and Suzuki, Y. 2004. Removal of endocrine disrupting chemicals in wastewater by SRT control. *J. Japan Soc. Water Environ.*, 27, 61-68.

Sanchez, W., Sremski, W., Piccini, B., Palluel, O., Maillot-Maréchal, E., Betoulle, S., Jaffal, A., Aït-Aïssa, S., Brion, F., Thybaud, E., Hinfrey, N., Porcher, J-M. 2011. Adverse effects in wild fish living downstream from pharmaceutical manufacture discharges. *Environ Intern.* 37:1342-1348.

Santillán, R., Pérez-Palacios, G., Reyes, M., Damián-Matsumura, P., García, G.A., Grillasca, I., Lemus, A.E. 2001. Assessment of the oestrogenic activity of the contraceptive progestin levonorgestrel and its non-phenolic metabolites. *European Journal of Pharmacology* 427, 167–174. [https://doi.org/10.1016/S0014-2999\(01\)01263-8](https://doi.org/10.1016/S0014-2999(01)01263-8)

Schoenborn, A., Kunz, P., Koster, M. 2015. Estrogenic activity in drainage water: a field study on a Swiss cattle pasture. *Env Sci Eur* 27:17.

Sehlén, R., Malmborg, J., Baresel, C., Ek, M., Magnér, J., Allard, A.-S., Yang, J. 2015. [Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten vid tekniska verken i Linköping AB](#). IVL Rapport B 2218.

Servos, M.R., Bennie, D.T., Burnison, B.K., Jurkovic, A., McInnis, R., Neheli, T., Schnell, A., Seto, P., Smyth, S.A., Ternes, T.A. 2005. Distribution of estrogens, 17 beta-estradiol and estrone, in canadian municipal wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment* 336 (1-3), 155-170.

Shore, L.S., Kapulnik, Y., Ben-Dov, B., Fridman, Y., Wininger, S., 1992. Effects of estrone and 17 β - estradiol on vegetative growth of *Medicago sativa*. *Physiol Plant* 84(2):217–22.

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., 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. *Environment International* 159, 107033. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.107033>.

Snyder, S.A., Villeneuve, D.L., Snyder, E.M., Giesy, J.P. 2001. Identification and quantification of estrogen receptor agonists in wastewater effluents. *Environ Sci Technol* 35:3620–3625.

Santillán, R., Pérez-Palacios, G., Reyes, M., Damián-Matsumura, P., García, G.A., Grillasca, I., Lemus, A.E. 2001. Assessment of the oestrogenic activity of the contraceptive progestin levonorgestrel and its non-phenolic metabolites. *European Journal of Pharmacology* 427, 167–174. [https://doi.org/10.1016/S0014-2999\(01\)01263-8](https://doi.org/10.1016/S0014-2999(01)01263-8)

Svenson, A., Allard, A.-S., Ek, M. 2003. Removal of estrogenicity in Swedish municipal sewage treatment plants. *Water Research* 37, 4433–4443.
[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00395-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00395-6).

Svenson, A., Allard, A.S., Viktor, T., Örn, S., Parkkonen, J., Förlin, L., Norrgren, L. 2000. Östrogena effekter av kommunala och industriella avloppsvatten i Sverige. IVL-publ. B 1352.

Svenson, A., Allard, A.S. 2002. Östrogena och androgena effekter i lakvatten och kommunalt avloppsvatten i Fornby reningsverk, Siljansnäs, Leksands kommun. IVL-publ B 1483:1-9.

Svenson, A., Sjöholm, S., Allard, A.S., Kaj, L. 2009. Antiestrogenicity and estrogenicity in leachates from solid waste deposits. *Environ Toxicol* 26(3): 233-239.

Takman, M., Cimbritz, M., Davidsson, Å., Paul, C., Svahn, O., Blomqvist, S. 2022. Återanvändning av renat avloppsvatten - Potential efter rening med en membranbioreaktor följt av granulerat aktivt kol. SVU-rapport 2022-14. Stockholm, Svenskt Vatten.

Ternes, T.A., Stumpf, M., Mueller, J., Haberer, K., Wilken, R.D., Servos, M. 1999. Behavior and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants—I. Investigations in Germany, Canada and Brazil. *Sci Total Environ* 225(1–2):81–90.

Tetreault, G.R., Bennett, C.J., Shires, K., Knight, B., Servos, M.R., McMaster, M.E. 2011. Intersex and reproductive impairment of wild fish exposed to multiple municipal wastewater discharges. *Aquatic Toxicology*. 104:278-290.

Ting, Y.F. & Mangala, S. 2017. Sources, mechanisms, and fate of steroid estrogens in wastewater treatment plants: a mini review. *Environ. Monit. Assess.* 189: 178.

Tang, Z., Liu, Z., Wang, H., Dang, Z. & Liu, Y. 2021. Occurrence and removal of 17 α -ethynylestradiol (EE2) in municipal wastewater treatment plants: Current status and challenges. *Chemosphere*. 271: 129551.

Thorpe, K.L., Cummings, R.I., Hutchinson, T.H., Schoize, M., Brighty, G.C., Sumpter, J.P., Tyler, C.R. 2003. Relative potencies and combination effects of steroidal estrogens in fish. *Environ. Sci. Technol.* 37, 1142–1149.

von Sonntag, C., von Gunten, U. 2012. *Chemistry of Ozone in Water and Wastewater Treatment From Basic Principles to Applications*. 2012, IWA: London. p. 306.

Wahlberg, C., Björleinius, B., Paxéus, N. 2010. Läkemedelsrester i Stockholms vattenmiljö - Förekomst, förebyggande åtgärder och rening av avloppsvatten (No. ISBN 978-91-633-6642-0). Stockholm Vatten AB.

Waldetoft, H., Esfahani, B., Karlsson, M. 2021. Läkemedelsrester i fisk från Vänern, Vättern och Mälaren. IVL Svenska Miljöinstitutet, Mälarens vattenvårdsförbund rapport 2021:2.

Wan, Y., Chai, B., Wei, Q., Hayat, W., Dang, Z., Liu, Z. 2022. 17α -ethynylestradiol and its two main conjugates in seven municipal wastewater treatment plants: Analytical method, their occurrence, removal and risk evaluation. *Science of The Total Environment* 812, 152489. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152489>.

Wauchope, R., Yeh, S., Linders, J., Kloskowski, R., Tanaka, K., Rubin, B., . . . Unsworth, J. 2002. Pesticide soil sorption parameters: theory, measurement, uses, limitations and reliability. *Pesticide Management Science*, 419-445.

Wilén, B-M., Burzio, C., Ekholm, J., Svahn, O., Persson, F., Modin, O., de Blois, M., Gustavsson, D. 2022. Biologisk rening av organiska mikroföroreningar. En jämförande studie i fullskala av aerobt granulärt och aktivt slam. SVU-rapport 2022-8. Stockholm, Svenskt Vatten.

Wright-Walters, M., Volz, C., Assessment, E. 2007. Municipal wastewater concentrations of pharmaceutical and xeno-estrogens: Wildlife and human health implications. In *Proceedings of the 2007 national conference on environmental science and technology* 3, 103–13. doi:10.1007/978-0-387-88483-7_15.

Yalkowsky, S., He, Y., Parijat, J. 1992. *Handbook of aqueous solubility data - second edition*. Boca Raton, USA: CRC Press.

Zeilinger, J., Steger-Hartmann, T., Maser, E., Goller, S., Vonk, R., Länge, R. 2009. Effects of synthetic gestagens on fish reproduction. *Environ. Toxicol. Chem.* 28, 2663-2670.

Ågerstrand, M., Rudén, C. 2010. Evaluation of the accuracy and consistency of the Swedish Environmental Classification and Information System for pharmaceuticals. *Science of the total environment*, 408(11), 2327-2339.

Ågerstrand, M. 2019. Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances. Department of Environmental Science and Analytical Chemistry (ACES), Stockholm University, ACES report 36.

Ødegaard, H. och Rusten, B. 2023. En kunskapssammanställning: avloppsvattenrening för att reducera kväve i kalla avloppsvatten med MBBR-processen. IVL Svenska Miljöinstitutet rapport B2464

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
 En kunskaps-sammanställning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

7 Bilagor

Tabell B-1. Analysresultat för samtliga hormoner och YES-analyser samt reningsgrad.

IVL-nr	Datum		Hormoner						17 β -östradiol-ekvivalenter			
			E1 [ng/l]	E2 [ng/l]	EE2 [ng/l]	LOD [ng/l]	LOQ [ng/l]	Rening E1	Medel [ng/l]	lägre limit [ng/l]	högre limit [ng/l]	Rening YES
283697	10/05/2022	IN	90,2	1,35	0,8	0,8	2,7		45,5	42,3	49,3	
283698		L1	85,6	0,4	0,4	0,4	1,4	5%	24,4	22,6	26,4	46%
283699		L2	220,3	2,2	1,3	1,3	4,2	-144%	58,5	55,5	62,0	-29%
283700	17/05/2022	IN	85,9	1,25	0,8	0,8	2,5		42,9	40,1	46,2	
283701		L1	50,7	0,4	0,4	0,4	1,3	41%	17,7	16,7	18,8	59%
283702		L2	301,3	5,6	0,4	0,4	1,4	-251%	110,0	99,4	110,0	-156%
283703	24/05/2022	IN	77,3	4,3	0,8	0,8	2,6		38,7	37,0	40,5	
283704		L1	88,2	0,4	0,4	0,4	1,5	-14%	31,2	29,8	32,7	19%
283705		L2	107,4	0,5	0,5	0,5	1,5	-39%	38,0	36,0	40,4	2%
283706	31/05/2022	IN	69,3	3,3	0,7	0,7	2,5		33,5	30,7	37,0	
283707		L1	10,6	0,4	0,4	0,4	1,5	85%	4,2	4,0	4,4	87%
283708		L2	58,7	0,6	0,6	0,6	2,0	15%	18,7	16,9	21,1	44%
283709	07/06/2022	IN	82,8	3,6	0,7	0,7	2,4		28,5	26,6	30,7	
283710		L1	80,5	6,3	0,6	0,6	1,8	3%	17,1	15,1	19,7	40%
283711		L2	67,8	0,75	0,5	0,5	1,5	18%	12,1	10,7	13,9	57%
283712	14/06/2022	IN	72,1	15,1	0,7	0,7	2,5		25,0	22,9	27,5	
283713		L1	58,3	23,0	0,6	0,4	1,2	19%	19,5	18,6	20,5	22%
283714		L2	115,1	7,3	0,4	0,4	1,2	-60%	28,7	26,4	31,5	-15%
283715	21/06/2022	IN	80,0	12,2	0,8	0,8	2,5		40,8	39,0	42,8	
283716		L1	168,6	0,9	0,5	0,5	1,8	-111%	52,7	46,5	60,9	-29%
283717		L2	69,5	0,9	0,5	0,5	1,8	13%	25,1	22,4	28,7	38%
283718	28/06/2022	IN	78,6	11,6	0,8	0,8	2,5		46,2	43,2	49,7	
283719		L1	145,2	1,35	0,8	0,8	2,7	-85%	43,4	41,1	45,9	6%
283720		L2	113,7	0,8	0,5	0,5	1,6	-45%	69,3	66,1	72,9	-50%
283721	05/07/2022	IN	95,4	7,1	0,7	0,7	2,5		20,9	19,8	22,1	
283722		L1	200,7	8,4	0,6	0,4	1,2	-110%	71,9	66,1	78,7	-244%
283723		L2	293,7	5,8	0,4	0,4	1,3	-208%	100,0	92,9	110,0	-379%
283724	12/07/2022	IN	64,6	5,1	0,8	0,8	2,5		36,3	34,5	38,2	
283725		L1	131,1	3,0	0,4	0,4	1,3	-103%	44,6	41,4	48,4	-23%
283726		L2	139,8	3,5	0,4	0,4	1,3	-116%	42,8	39,0	47,4	-18%
283727	20/07/2022	IN	61,7	16,0	0,7	0,7	2,5		38,8	36,6	41,3	
283728		L1	114,9	0,8	0,8	0,8	2,7	-86%	34,0	31,9	36,4	12%
283729		L2	79,6	0,8	0,8	0,8	2,7	-29%	27,2	25,0	29,9	30%
283788	26/07/2022	IN	60,2	28,0	0,8	0,8	2,5		43,1	40,7	45,8	
283789		L1	110,1	36,9	0,4	0,4	1,4	-83%	67,2	64,3	70,3	-56%
283790		L2	101,6	0,4	0,4	0,4	1,3	-69%	25,6	24,3	27,0	41%
283791	02/08/2022	IN	51,7	51,3	0,7	0,7	2,5		43,1	41,3	45,1	
283792		L1	113,2	0,4	0,4	0,4	1,3	-119%	42,2	39,2	45,6	2%
283793		L2	137,3	0,4	0,4	0,4	1,3	-166%	100,0	91,8	110,0	-132%
283730	09/08/2022	IN	48,3	13,6	0,7	0,7	2,5		29,8	28,6	31,2	
283731		L1	31,3	0,4	0,4	0,4	1,3	35%	9,8	8,7	11,2	67%
283732		L2	75,8	0,5	0,5	0,5	1,5	-57%	27,2	24,8	30,2	9%
300508	26/08/2022	IN	113,7	1,0	1,0	1,0	3,3		20	18	21	
300509		L1	67,7	4,8	0,7	0,7	2,5	40%	43	40	45	-118%
300510		L2	60,6	3,7	0,7	0,7	2,4	47%	34	31	36	-73%
283794	30/08/2022	IN	47,7	28,3	0,7	0,7	2,5		52,6	50,5	54,9	
283795		L1	37,0	0,4	0,4	0,4	1,3	23%	8,1	6,8	10,0	85%
283796		L2	47,8	0,4	0,4	0,4	1,3	0%	19,2	17,1	21,9	64%

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
 En kunskapsammansättning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

IVL-nr	Datum		Hormoner						17 β -östradiol-ekvivalenter			
			E1	E2	EE2	LOD	LOQ	Rening	Medel	lägre limit	högre limit	Rening
			[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	E1	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	YES
300511	06/09/2022	IN	124,1	1,0	1,0	1,0	3,3		19	17	20	
300512		L1	16,9	1,25	0,7	0,7	2,5	86%	11	11	12	39%
300513		L2	17,3	1,25	0,7	0,7	2,5	86%	12	12	13	33%
300514	13/09/2022	IN	146,5	5,5	1,0	1,0	3,3		19	18	21	
300515		L1	32,8	0,7*	0,7	0,7	2,3	78%	15	14	16	22%
300516		L2	26,5	1,2	0,7	0,7	2,4	82%	13	12	14	35%
300517	20/09/2022	IN	71,8	3,4	1,0	1,0	3,3		16	14	17	
300518		L1	18,3	1,25	0,7	0,7	2,5	75%	7,3	6,7	7,9	54%
300519		L2	7,9	1,25	0,7	0,7	2,5	89%	4,9	4,6	5,2	69%
300520	27/09/2022	IN	85,6	1,0	1,0	1,0	3,3		14	12	16	
300521		L1	69,3	3,2	0,7	0,7	2,4	19%	25	23	28	-79%
300522		L2	29,3	1,25	0,7	0,7	2,5	66%	12	11	13	15%
300523	04/10/2022	IN	63,5	1,65	1,0	1,0	3,3		16	15	17	
300524		L1	6,5	1,25	0,7	0,7	2,5	90%	6,5	6,2	7,0	58%
300525		L2	8,2	1,25	0,7	0,7	2,5	87%	6,6	6,3	7,0	58%
300526	11/10/2022	IN	91,9	3,8	1,0	1,0	3,3		32	30	34	
300527		L1	17,9	1,25	0,7	0,7	2,5	81%	14	13	15	56%
300528		L2	14,5	1,15	0,7	0,7	2,3	84%	12	12	13	62%
300529	18/10/2022	IN	93,4	3,9	1,0	1,0	3,3		28	26	30	
300530		L1	11,9	1,25	0,7	0,7	2,5	87%	8,6	8,1	9,1	69%
300531		L2	16,1	1,25	0,7	0,7	2,5	83%	11	10	12	60%
300532	25/10/2022	IN	103,5	5,5	1,0	1,0	3,3		30	28	31	
300533		L1	17,1	1,2	0,7	0,7	2,4	83%	8,9	8,5	9,4	70%
300534		L2	42,8	3,8	0,7	0,7	2,4	59%	18	16	20	39%
300535	01/11/2022	IN	57,5	3,6	1,0	1,0	3,3		11	9,7	12	
300536		L1	9,9	0,7	0,7	0,7	2,5	83%	5,0	4,7	5,3	53%
300537		L2	64,8	4,2	0,7	0,7	2,5	-13%	44	39	53	-318%
300538	08/11/2022	IN	63,5	1,6	1,0	1,0	3,2		13	11	15	
300539		L1	11,2	0,7	0,7	0,7	2,5	82%	5,8	5,1	6,8	54%
300540		L2	14,4	2,9	0,7	0,7	2,4	77%	8,4	7,3	9,9	34%
300541	15/11/2022	IN	41,4	1,65	1,0	1,0	3,3		5,6	5,2	6,1	
300542		L1	24,7	0,7	0,7	0,7	2,5	40%	9,3	8,4	10	-65%
300543		L2	15,0	1,2	0,7	0,7	2,4	64%	7,5	6,5	8,8	-32%
300544	22/11/2022	IN	86,8	3,6	1,0	1,0	3,3		6,9	6,2	7,8	
300545		L1	22,1	1,2	0,7	0,7	2,4	75%	6,4	5,9	7,1	7%
300546		L2	10,8	0,7	0,7	0,7	2,3	88%	7,9	7,3	8,7	-15%
300547	29/11/2022	IN	61,2	5,1	1,0	1,0	3,3		7,1	5,8	9,1	
300548		L1	22,7	4,2	0,7	0,7	2,5	63%	7,4	6,7	8,4	-5%
300549		L2	15,4	1,2	0,7	0,7	2,4	75%	2,2	2,0	2,4	69%
300550	06/12/2022	IN	63,6	0,9	0,9	0,9	2,9		11	10	12	
300551		L1	1,25	0,7	0,7	0,7	2,5	98%	0,5			>95%
300552		L2	3,1	0,7	0,7	0,7	2,5	95%	0,5			>95%
300553	13/12/2022	IN	71,5	4,8	1,0	1,0	3,2		12	11	14	
300554		L1	5,6	0,7	0,7	0,7	2,4	92%	1,3	1,2	1,5	89%
300555		L2	4,4	0,7	0,7	0,7	2,4	94%	1,0	0,9	1,2	92%
300556	20/12/2022	IN	51,4	1,0	1,0	1,0	3,3		17	15	18	
300557		L1	7,3	0,7	0,7	0,7	2,5	86%	5,8	5,0	6,8	65%
300558		L2	2,5	0,7	0,7	0,7	2,4	95%	0,8	0,7	0,9	95%
300559	28/12/2022	IN	41,3	2,6	0,7	0,7	2,4		20	18	21	
300560		L1	19,7	3,2	0,5	0,5	1,6	52%	6,5	5,6	7,7	67%
300561		L2	23,3	1,8	0,5	0,5	1,7	44%	5,7	4,8	7,0	71%

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
 En kunskapsammansättning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

IVL-nr	Datum		Hormoner						17 β -östradiol-ekvivalenter					
			E1	E2	EE2	LOD	LOQ	Rening	Medel	lägre limit	högre limit	Rening		
			[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	E1	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	YES		
300562	03/01/2023	IN	28,9	1,6	1,0	1,0	3,2		9,3	8,2	11			
300563		L1	37,3	1,25	0,7	0,7	2,5	-29%	11	10	12	-17%		
300564		L2	22,2	1,25	0,7	0,7	2,5	23%	6,7	6,0	7,5	28%		
300565	10/01/2023	IN	21,1	1,05	0,6	0,6	2,1		5,5	4,6	6,9			
300566		L1	7,1	0,5	0,5	0,5	1,7	66%	1,9	1,3	3,2	66%		
300567		L2	8,6	0,8	0,5	0,5	1,6	59%	3,0	2,7	3,3	46%		
300568	17/01/2023	IN	37,3	5,1	0,7	0,7	2,4		8,7	8,0	9,5			
300569		L1	18,2	0,7	0,7	0,7	2,5	51%	2,7	2,5	2,9	69%		
300570		L2	5,3	1,35	0,8	0,8	2,7	86%	1,6	1,3	2,0	82%		
309199	24/01/2023	IN	34,3	0,5	0,5	0,5	1,7		7,2	6,5	8,0			
309200		L1	9,4	0,5	0,5	0,5	1,7	73%	3,9	3,2	5,1	45%		
309201		L2	6,8	0,5	0,5	0,5	1,7	80%	3,6	3,2	4,1	50%		
309202	31/01/2023	IN	42,0	3,9	1,1	1,1	3,5		7,8	7,1	8,6			
309203		L1	29,6	1,65	0,9	0,9	3,1	30%	13	12	14	-61%		
309204		L2	13,9	1,65	0,9	0,9	3,1	67%	16	14	17	-103%		
309205	07/02/2023	IN	52,6	4,0	1,0	1,0	3,3		7,3	6,7	7,9			
309206		L1	24,8	1,55	0,9	0,9	3,1	53%	4,9	4,6	5,2	33%		
309207		L2	43,1	4,6	0,9	0,9	3,1	18%	14	12	16	-91%		
309208	14/02/2023	IN	41,4	1,65	1,0	1,0	3,3		12	10	16			
309209		L1	48,1	6,1	0,5	0,5	1,6	-16%	11	9,4	15	8%		
309210		L2	52,9	8,1	0,5	0,5	1,6	-28%	12	9,4	16	4%		
309211	21/02/2023	IN	42,3	1,75	1,1	1,1	3,5		7,4	5,9	10			
309212		L1	39,0	10,9	0,5	0,5	1,6	8%	12	9,5	15	-56%		
309213		L2	16,9	1,55	0,9	0,9	3,1	60%	1,9	1,7	2,3	74%		
	28/02/2023	IN	Prov saknas						Prov saknas					
309214		L1	73,7	7,8	0,7	0,7	2,4	-	11	9,5	12	-		
309215		L2	54,1	6,3	0,7	0,7	2,5	-	9,4	8,9	10	-		
	07/03/2023	IN	Prov saknas						Prov saknas					
309216		L1	34,4	1,25	0,7	0,7	2,5	-	5,8	5,4	6,3	-		
309217		L2	32,4	4,1	0,7	0,7	2,4	-	2,9	2,5	3,4	-		
309218	14/03/2023	IN	113,9	9,2	0,7	0,7	2,5		22	21	24			
309219		L1	58,4	12,3	0,7	0,7	2,3	49%	13	12	14	41%		
309220		L2	47,8	5,5	0,7	0,7	2,3	58%	5,3	4,8	5,9	76%		
321916	21/03/2023	IN	72,9	5,3	0,8	0,8	2,6		12	10	14			
321914		L1	13,3	0,5	0,5	0,5	1,7	82%	5,6	5,3	6,0	52%		
321915		L2	12,3	2,8	0,5	0,5	1,7	83%	6,4	6,1	6,7	45%		
309221	28/03/2023	IN	81,8	5,0	0,8	0,8	2,6		16	15	18			
321906		L1	10,1	0,7	0,7	0,7	2,5	88%	2,8	2,7	2,9	83%		
321907		L2	12,5	0,7	0,7	0,7	2,4	85%	3,9	3,6	4,2	76%		
321919	04/04/2023	IN	52,8	0,85	0,5	0,5	1,7		12	11	13			
321917		L1	5,7	0,4	0,4	0,4	1,2	89%	2,1	1,8	2,4	83%		
321918		L2	9,1	0,65	0,4	0,4	1,3	83%	3,2	2,9	3,6	74%		
321922	11/04/2023	IN	27,5	1,5	0,9	0,9	3,0		7,7	7,1	8,5			
321920		L1	6,6	0,7	0,7	0,7	2,5	76%	1,1	0,9	1,5	85%		
321921		L2	6,5	1,2	0,7	0,7	2,4	76%	1,5	1,3	1,9	80%		
321925	18/04/2023	IN	19,2	0,85	0,5	0,5	1,7		7,2	6,6	7,8			
321923		L1	2,1	0,5	0,5	0,5	1,5	89%	0,4	0,2	3,8	94%		
321924		L2	4,7	0,5	0,5	0,5	1,5	76%	1,0	0,6	2,7	87%		
321910	25/04/2023	IN	23,0	1,0	1,0	1,0	3,3		5,0	4,7	5,3			
321908		L1	3,8	0,7	0,7	0,7	2,5	83%	0,2	0,1	0,7	97%		
321909		L2	5,5	1,2	0,7	0,7	2,4	76%	0,6	0,6	0,6	88%		

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
 En kunskaps-sammansättning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

IVL-nr	Datum		Hormoner						17 β -östradiol-ekvivalenter			
			E1	E2	EE2	LOD	LOQ	Rening	Medel	lägre limit	högre limit	Rening
			[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	E1	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	YES
321928	02/05/2023	IN	30,9	0,5	0,5	0,5	1,5		8,3	7,4	9,5	
321926		L1	3,4	0,7	0,7	0,7	2,3	89%	0,5			>94%
321927		L2	2,9	0,5	0,5	0,5	1,5	91%	0,5	0,5	0,6	>94%
321931	10/05/2023	IN	86,5	1,2	0,7	0,7	2,4		24	21	27	
321929		L1	20,6	0,75	0,4	0,4	1,5	76%	8,9	8,2	9,7	62%
321930		L2	11,7	0,5	0,5	0,5	1,6	86%	5,3	4,7	5,9	78%
321934	16/05/2023	IN	109,4	2,8	0,7	0,7	2,2		27	24	31	
321932		L1	50,9	2,1	0,5	0,5	1,6	53%	22	20	23	19%
321933		L2	8,6	0,8	0,5	0,5	1,6	92%	5,3	4,8	5,9	80%
321937	23/05/2023	IN	87,7	4,8	1,0	1,0	3,3		19	17	22	
321935		L1	42,7	7,1	0,7	0,7	2,5	51%	18	16	19	10%
321936		L2	17,8	6,0	0,7	0,7	2,5	80%	6,1	5,2	7,3	69%
321913	30/05/2023	IN	84,8	7,8	0,7	0,7	2,4		23	21	26	
321911		L1	45,1	8,9	0,5	0,5	1,7	47%	32	29	34	-38%
321912		L2	46,8	9,0	0,5	0,5	1,7	45%	37	33	40	-60%

* - < LOD (Level of Detection),

** - < LOQ/2 (Level of Quantification)

Tabell B-2. Analyserade halter för läkemedel i inkommande, L1 och L2 under projektperioden

IVL-provnr: è	283706	283707	283708	283718	283719	283720	283788	283789	283790	283794	283795	283796	300520	300521	300522
Datum è	31/05/2022			28/06/2022			26/07/2022			30/08/2022			27/09/2022		
Substans	IN	L1	L2	IN	L1	L2	IN	L1	L2	IN	L1	L2	IN	L1	L2
Atenolol	810	610	650	690	570	690	700	450	410	720	350	380	210	310	380
Karbamazepin	240	270	250	320	360	470	260	310	270	350	200	180	82	200	230
Ciprofloxacin	1800	740	820	1400	490	750	2000	860	680	1900	680	600	55	100	120
Citalopram	78	130	120	96	140	190	100	180	170	140	130	110	18	43	50
Clarithromycin	62	71	78	10	5	12	10	5	11	170	64	42	7,7	20	28
Diklofenak	700	470	630	690	710	760	990	830	670	610	570	490	200	440	320
Erythromycin	10	5	7	2	2	2	2	2	6	2	2	2	1	1,5	1,5
Flukonazol	250	250	260	310	350	450	160	180	150	130	100	97	42	110	130
Furosemid	1600	530	800	1900	1700	960	2200	1100	950	2600	1500	1100	510	290	110
Ibuprofen	6700	110	130	6800	290	280	8200	320	190	6700	190	40	2500	640	430
Ketoconazol	110	5,5	22	190	55	71	150	130	77	290	56	40	150	69	110
Losartan	3200	2500	2800	3600	4100	3800	3700	3300	2700	3600	2300	1100	610	1300	1300
Metotrexat	17	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	10	10	10
Metoprolol	1400	1100	1500	2000	2000	2700	1600	1700	1500	1900	1500	1300	380	760	910
Naproxen	6000	450	260	4500	580	500	5600	590	340	4700	430	240	890	560	440
Oxazepam	360	190	210	400	250	300	440	240	200	520	190	170	120	130	160
Paracetamol	20000	81	10	18000	10	10	18000	10	10	15000	10	10	4100	22	37,5
Propranolol	120	57	88	140	110	130	140	100	86	130	77	66	18	54	53
Sertralin	61	47	64	99	76	81	100	120	100	80	41	26	13	26	20
Sulfamethoxazol	350	54	67	770	160	94	540	65	45	500	55	31	95	38	17
Tramadol	350	820	770	460	1000	1100	500	1200	1200	670	950	930	160	300	400
Trimethoprim	210	180	190	190	160	240	170	94	100	150	53	39	54	45	56
Venlafaxin	330	250	240	420	350	410	430	270	290	480	250	200	130	230	280
Zolpidem	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,0	1,5	1,5

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
 En kunskapsammansättning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

Tabell B-2 (fortsättning). Analyserade halter för läkemedel i inkommande, L1 och L2 under projektperioden.

IVL-provnr: è	300532	300533	300534	300547	300548	300549	300559	300560	300561	309202	309203	309204		309214	309215
Datum è	25/10/2022			29/11/2022			28/12/2022			31/01/2023			28/02/2023		
Substans	IN	L1	L2	IN	L1	L2	IN	L1	L2	IN	L1	L2	IN	L1	L2
Atenolol	370	390	330	330	340	280	730	490	450	640	430	400		490	450
Karbamazepin	230	270	220	120	230	220	310	250	210	220	200	200		250	250
Ciprofloxacin	47	120	120	55	160	120	46	110	250	280	170	130		170	180
Citalopram	29	65	53	19	50	44	59	71	66	86	93	86		110	91
Clarithromycin	1,5	4	4	11	24	23	37	37	31	9	14	15		26	25
Diklofenak	390	220	230	330	200	200	580	400	510	590	410	440		640	670
Erythromycin	25	25	17	160	88	78	26	32	4	2,5	2,5	2,5		11	10
Flukonazol	66	120	98	56	120	100	79	75	85	70	68	140		49	52
Furosemid	1100	68	79	720	140	85	1900	190	1200	3500	660	680		1900	1500
Ibuprofen	4000	310	170	3000	350	270	8000	81	21	7800	170	77		290	220
Ketoconazol	230	22	49	150	29	30	270	15	64	300	56	12,5		12,5	49
Losartan	1200	1500	1000	940	1100	1100	2800	740	770	2000	1500	1400		1400	1700
Metotrexat	10	10	10	10	10	10	10	10	10	13	3	13		13	13
Metoprolol	620	960	810	590	850	710	1300	1100	1200	720	720	740		810	810
Naproxen	2000	500	240	1700	500	370	2300	95	26	4400	270	190		440	370
Oxazepam	150	170	110	140	120	120	360	200	210	180	94	98		120	120
Paracetamol	6500	37,5	22	5900	37,5	37,5	840	22	22	14000	2	2		2	2
Propranolol	47	60	58	28	44	29	120	83	98	50	39	35		44	43
Sertralin	27	14	16	8	14	8,3	43	27	52	56	25	20		27	17
Sulfamethoxazol	93	29	12	44	31	4,2	250	94	160	210	37	48		120	86
Tramadol	180	470	350	100	270	240	260	400	430	630	1400	1300		1400	1000
Trimethoprim	72	46	38	74	74	78	260	88	91	140	89	100		170	230
Venlafaxin	260	360	260	210	260	270	520	350	410	490	400	350		420	350
Zolpidem	1,5	1,5	1,5	1,0	1,5	1,5	1,5	1,5	3,1	1,5	1,0	1,0		1,0	1,0

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
 En kunskaps-sammanställning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

Tabell B-2 (fortsättning). Analyserade halter för läkemedel i inkommande, L1 och L2 under projektperioden.

IVL-provnr: è	283706	283707	283708	283718	283719	283720	283788	283789	283790
Datum è	28/03/2023			25/04/2023			30/05/2023		
Substans	IN	L1	L2	IN	L1	L2	IN	L1	L2
Atenolol		290	260	220	190	160	470	490	590
Karbamazepin		130	130	79	70	59	170	230	330
Ciprofloxacin		50	48	49	41	42	72	140	220
Citalopram		54	52	27	30	23	37	57	92
Clarithromycin		24	20	16	25	20	1	5,5	6,8
Diklofenak		200	270	200	110	77	430	520	730
Erythromycin		11	13	6	13	7	8	8,8	3
Flukonazol		94	95	27	29	26	160	220	330
Furosemid		190	260	550	110	53	1700	1100	1300
Ibuprofen		130	110	2000	240	160	4300	320	170
Ketoconazol		13	83	120	1,5	23	120	35	100
Losartan		750	1200	870	640	550	1900	2000	2800
Metotrexat		10	10	10	10	10	16	10	10
Metoprolol		590	660	370	320	270	850	1100	1500
Naproxen		170	140	1100	330	240	1900	440	350
Oxazepam		140	140	96	59	54	160	200	240
Paracetamol		22	22	450	22	22	6500	22	22
Propranolol		37	46	38	18	16	75	87	110
Sertralin		22	23	28	14	9,7	26	38	46
Sulfamethoxazol		33	13	47	12	11	220	100	170
Tramadol		250	200	73	140	110	170	380	440
Trimethoprim		36	53	60	38	31	93	96	150
Venlafaxin		220	200	140	120	98	240	320	440
Zolpidem		1,5	1,5	1,0	1,0	1,0	1,5	1,5	4,2

* - < LOD (Level of Detection)

** - < LOQ/2 (Level of Quantification)

 Risk för ökad osäkerhet vid kvantifiering då halten överstiger kalibreringskurvan

RENING AV HORMONER VID AVLOPPSRENINGSVERK I KALLA KLIMAT
 En kunskaps-sammanställning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall

Tabell B-3. Kompletterande YES-analyser 28/03/2023.

Provnamn	Provnamn	17 β -östradiol-ekvivalenter i prov		
		Medel-värdet	lägre limit	högre limit
		[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]
309221	Fillan 28/3	16	15	18
309222	FLEX L1 28/3	17	15	18
309223	FLEX L2 28/3	7,4	6,7	8,2
309224	EDN L1 Filt 28/3	1,0	0,9	1,0
309225	EDN L2 Filt 28/3	1,4	1,3	1,5
309226	EDN L1 28/3	5,3	4,6	6,3
309227	EDN L2 28/3	2,0	1,9	2,2
309228	N2 L1 Filt 28/3	1,9	1,5	2,4
309229	N2 L2 Filt 28/3	2,7	2,3	3,3
309230	N2 L1 28/3	5,0	4,2	6,2
309231	N2 L2 28/3	5,9	5,2	6,9
309232	Brennta 28/3	<LOQ		

Tabell B-4. Kompletterande hormonanalyser 28/03/2023.

Provnamn	Provnamn	Hormoner				
		E1	E2	EE2	LOD	LOQ
		[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]
309221	Fillan 28/3	81,8	5	*	0,8	2,6
309222	FLEX L1 28/3	76,6	3,9	*	0,8	2,7
309223	FLEX L2 28/3	49,3	**	*	0,7	2,5
309224	EDN L1 Filt 28/3	11,4	*	*	0,5	1,6
309225	EDN L2 Filt 28/3	24,6	*	*	0,5	1,7
309226	EDN L1 28/3	36,3	2,6	*	0,5	1,7
309227	EDN L2 28/3	53,7	**	*	0,7	2,2
309228	N2 L1 Filt 28/3	15,4	**	*	0,4	1,2
309229	N2 L2 Filt 28/3	38,8	**	*	0,3	1,1
309230	N2 L1 28/3	42,3	**	*	0,6	2,1
309231	N2 L2 28/3	61,1	**	*	0,7	2,4
309232	Brennta 28/3	**	*	*	0,6	2,1



STOCKHOLM

Box 21060, 100 31 Stockholm

GÖTEBORG

Box 53021, 400 14 Göteborg

MALMÖ

Nordenskiöldsgatan 24
211 19 Malmö

KRISTINEBERG

**(Center för marin forskning
och innovation)**

Kristineberg 566
451 78 Fiskebäckskil

SKELLEFTEÅ

Kanalgatan 59
931 32 Skellefteå

BEIJING, CHINA

Room 612A
InterChina Commercial Building No.33
Dengshikou Dajie
Dongcheng District
Beijing 100006
China

© IVL SVENSKA MILJÖINSTITUTET AB | Tel: 010-788 65 00 | www.ivl.se