

21902 -Förstudie läkemedelsrening vid Rimbo ARV



**Slutrapport
Norrtälje Vatten och Avfall AB
VA-avdelningen**

Mars 2023



Recipientpåverkan, behov av avancerad rening och integrering i Rimbos framtida avloppsvattenhantering

Författare: Louise Ulveland, Anneli Andersson Chan, Matilda Jirblom, Sara Stemme

Fotograf: Ramboll

Upplaga: Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

Delrapporter

Andersson Chan, Jirblom, Ulveland, Stemme och Grim (2022).
Förstudie läkemedelsrening Rimbo ARV– Teknikutredning. Ramboll
Sweden AB

Andersson Chan, Jirblom och Stemme (2022). *Förstudie
läkemedelsrening Norrtälje Vatten och Avfall– Drifterfarenheter.*
Ramboll Sweden AB

Andersson Chan, Brogren, Jirblom, Ulveland, Juel och Stemme
(2023). *Förstudie läkemedelsrening – Principförslag.* Ramboll
Sweden AB

Andersson Chan, Ulveland, Jirblom, Stemme och Grim, (2022).
*Förstudie Läkemedelsrening Norrtälje Vatten och Avfall – PM
Dimensionerande förutsättningar.* Ramboll Sweden AB

Björleinius, (2023). *Rimbo ARV – Pilotförsök med läkemedelsrening
2022.* Björleinius Labs AB

IVL (2023). *Biologiska effekter av mikroföroreningar- Fallstudie
Rimbo reningsverk.* Svenska Miljöinstitutet AB & Sveriges
lantbruksuniversitet

van Aartsen, (2023). *Dutch experience with removal of
pharmaceuticals from wastewater – 2023 technology review.*
Ramboll Nederland BV & Ramboll Sweden AB

Innehållsförteckning

Delrapporter	2
Sammanfattning.....	5
1. Inledning.....	7
1.1. Syfte	7
1.2. Projektöversikt	7
1.3. Organisation	9
2. Genomförande	10
2.1. Beskrivning av delprojekt	10
2.1.1 Delprojekt 2.....	10
2.1.2 Delprojekt 3A- Insamling och sammanställning av data/analyser/erfarenheter	11
2.1.3 Delprojekt 3B- Sammanställning av drifterfarenheter och uppdatering av ny kunskap om teknik från Rambolls globala nätverk	12
2.1.4 Delprojekt 3C- Biologiska studier, recipientmätningar av mikroföroreningar, microcosmstudier samt ekotoxikologiska riskkvoter	13
2.1.5 Delprojekt 4-Pilotförsök.....	13
2.1.6 Delprojekt 5-Framtagande av principförslag.....	13
2.1.7 Delprojekt 6-Framtagande av slutrapport och beslutsunderlag.....	14
3. Teknisk lösning för läkemedelsrening på Rimbo ARV	15
3.1. Dimensionerande underlag.....	15
3.2. Teknikutredning	16
3.3. Beslut av tekniker för pilotstudier	17
4. Drifterfarenheter.....	19
5. Biologiska studier samt provtagning av analys av miljöpåverkan.....	22
5.1. Provtagning	22
5.2. Biologiska studier.....	22
5.3. Analys av miljöpåverkan	23
6. Pilotförsök.....	25
7. Principförslag ozon och sandfiltrering vid Rimbo ARV	27
7.1. Beslut av teknisk lösning.....	27
7.2. Designparametrar	27
7.2.1 Dimensionerande föroreningsbelastning	27
7.2.2 Processparametrar	28
7.3. Placering	29
7.4. Sammanfattning teknisk lösning	29

7.5. Kostnadsbedömning	30
7.5.1 Investeringskostnader	30
7.5.2 Driftkostnader	31
7.5.3 Årskostnader.....	31
8. Diskussion.....	32
8.1. Val av dimensionerande flöde.....	32
8.2. Val av teknisk lösning	32
8.3. Principförslag och kostnadskalkyl	33
8.4. Miljöriskbedömning	33
9. Slutsats.....	35

Sammanfattning

Rimbo avloppsreningsverk (ARV) har ett tillstånd för 13 200 pe., och är dimensionerat för 10 000 pe. vilket motsvarar 4 600 m³/d. Avloppsvatten tas emot från Rimbo i Norrtälje Vatten och Avfall. Ingående avloppsvatten består av hushållspillvatten, spillvatten från industrier i området samt vatten från ett större tvätteri. De renade avloppsvattnet leds ut till Vallbyåns strand som rinner ut till Kundbysjön. Norrtälje Vatten och Avfall AB (NVAA) har bedömt att det finns ett behov av att utreda kostnaden respektive nytta med att utöka befintliga reningsprocessen med rening av mikroföroreningar såsom läkemedel m.fl. vid Rimbo ARV då recipienten har ett stort naturvärde.

Avsikten med denna förstudie är att ta fram beslutsunderlag och en teknisk lösning inför en eventuell investering i rening av läkemedelsrester på Rimbo ARV. Beslutsunderlaget ska sedan kunna ligga till grund för ett investeringsbeslut för Norrtälje Vatten och Avfall om övriga förutsättningar är de rätta. Det finns även en önskan att generellt bidra till ökad kunskap om påverkan på recipient och det biologiska livet vad gäller mikroföroreningar såsom läkemedel med flera samt rening av dessa.

Projektet drivs som ett samarbete mellan Norrtälje Vatten och Avfall, Ramboll, IVL Svenska Miljöinstitutet, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) och Björleinius Labs AB, där Ramboll är den samordnande parten.

Projektet omfattade en utredning av reningstekniker för läkemedel och olika mikroföroreningar på en övergripande nivå för att få fram de tekniker som var mest intressanta för Rimbo ARV. Baserat på teknikutredningen genomfördes pilotförsök med olika tekniska lösningar där utgående avloppsvatten från Rimbo ARV användes som inkommande vatten till pilotanläggningarna. Pilotanläggningen fungerade bra och resultaten bedöms som relevanta som underlag för dimensionering och bedömning av resultat för en fullskaleanläggning.

I samband med pilotförsöken genomfördes även recipientundersökning och biologiska försök. Föroreningssituationen i recipienten studerades genom provtagningar på områden upp- och nedströms från Rimbo ARV med vattenprover samt att mäta halter mikroföroreningar i kräfta, abborre, gädda och sarv. De biologiska testerna baserades på

ekotoxilogiska tester på zebrafisk, större dammsnäcka samt exponeringsförsök med arter representerandes olika trofinivåer.

Baserat på resultaten från pilotförsöken samt mätning av biologiska effekter hölls en workshop mellan Ramboll, IVL, SLU, Björleinius Labs AB och Norrtälje Vatten och Avfall för att besluta om teknikval inför principförslaget. Under workshopen valdes ett antal parametrar ut och betygsattes baserat på resultaten från pilotförsöken, biologiska effekter samt tidigare utredningar inom projektet.

Ozonering med efterföljande sandfiltrering ansågs som mest passande alternativet bl.a. för det lägre klimatavtrycket och det lägre transportbehovet till och från Rimbo ARV (i jämförelse med aktiv kolhantering). Samt lägre specifik kostnad (kr/m³ behandlat vatten) i jämförelse med de andra teknikerna.

1. Inledning

Naturvårdsverket har i uppdrag att fram till 2023 årligen tilldela bidrag till åtgärder som syftar till att öka takten i arbetet med att minska samhällets utsläpp av mikroföroreningar till hav, sjöar och vattendrag.

Bidraget ges för:

- Investeringar i en teknik eller metod, som har till huvudsakligt syfte att avskilja läkemedelsrester från avloppsvatten i avloppsreningsverk.
- Förstudier och andra förberedande åtgärder inför investeringar i en sådan teknik eller metod.

Norrtälje Vatten och Avfall AB (NVAA) ansökte och fick under 2021 beviljat bidrag för ett förstudieprojekt inom rening av läkemedelsrester. Projektets budget var 7,4 Mkr varav Naturvårdsverket bidrog med 5,7 Mkr och IVL 1,7 Mkr och projektets slutrapportering skulle vara klart i början av 2023.

1.1. Syfte

Syftet med detta projekt är att ta fram beslutsunderlag och en teknisk lösning inför en eventuell investering i rening av läkemedelsrester på Rimbo ARV.

1.2. Projektöversikt

Rimbo avloppsreningsverk tar emot vatten ifrån Rimbo samhälle och har ett tillstånd för 13 200 pe, motsvarande 4 600 m³/d. Fysiska anslutna är för närvarande 5 000 pe, vilket för Rimbo motsvarar ett dygnsmedelflöde på ca 2 700 m³/d. Därutöver tas avloppsvatten emot från Sveriges största tvätterier som hanterar sjukhustextilier, samt externslam. Utsläppspunkten för renat avloppsvatten är Vallbyån som rinner vidare ut till Norrtäljeån och ett sjösystem för att slutligen nå Norrtäljeviken. Rimbo reningsverk är i en uppgraderingsprocess där bland annat en förbättrad kväverening nyligen slutförts (2021), vilket resulterar i mer gynnsamma miljöförhållanden i recipienten. Ytterligare flaskhalsar ska även tas bort för att kunna ta emot septitankvatten och externslam motsvarande 2 500-3 000 pe för att klara 13 200 pe (pågående projekt).

Avsikten med en förstudie är att i ett första steg ta fram ett beslutsunderlag, i vilket nyttan med och kostnaderna för rening av mikroföroreningar beskrivs. Beslutsunderlaget ska sedan kunna ligga till grund för ett investeringsbeslut för Norrtälje Vatten och Avfall. Det finns även en önskan att generellt bidra till ökad kunskap om påverkan på recipient och det biologiska livet vad gäller läkemedel samt läkemedelsrening. I detta projekt var fokus även att just utreda miljönyttan för ett mindre reningsverk och dess känsliga recipient.

Att utöka processen med läkemedelsrening skulle innebära en minskad mängd mikroföroreningar som följer med renat avloppsvatten ut till Vallbyån och därefter till Kundbysjön. Enligt Vatteninformationssystem Svergie (VISS) har Vallbyån och vattendrag nedströms måttlig till dålig ekologisk status. Kemisk status för Vallbyån anges som "uppnår ej god" till följd av höga halter av kvicksilver och polybromerade difenyletrar (PBDE). Det anges även att Rimbo reningsverk utgör en betydande påverkan på status. Organismer som lever vid och nedströms reningsverket kan påverkas av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar som finns kvar i utgående vatten.

Kunbysjön nedströms reningsverket har tidigare uppgetts som en av de 10 bästa fågelsjöarna i Stockholms län, med 56 rödlistade och 31 hotade arter enligt SLUs artdatabank. Sjön är även en viktig rastplats för flyttande fåglar pga det rinnande vattnet som gör Kundbysjön isfri tidigt på våren. Det finns även risk att det framtida septitankvattnet som ska till reningsverket koncentrerat kommer att öka halten av mikroföroreningar pga låg utspädning, vilket kan vara en ökad risk för recipienten. Även tvätteriets vatten bör säkerställas så att textilrelaterade ämnen såsom bromerade flamskyddmedel inte släpps till Kundbysjön.

Ett införande av rening för mikroföroreningar skulle kunna hjälpa till att förbättra miljöstatusen, samt även innebära att Rimbo bidrar till tre av de nationella miljö kvalitetsmålen: Hav i balans samt levande kust och skärgård, Giffri miljö samt till Levande sjöar och vattendrag. Även flera av FN:s Globala miljömål såsom t.ex. Hav och marina resurser och Ekosystem och biologisk mångfald påverkas på ett positivt sätt.

1.3. Organisation

Projektet drivs som ett samarbete mellan Norrtälje Vatten och Avfall, Ramboll, IVL Svenska Miljöinstitutet och Björleinius Labs AB, där Ramboll är den samordnande parten. Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) har ingått i projektet som stöd i uppstart och planering.

Beställarorganisation Norrtälje Vatten och Avfall

Cathrine Andersson	Beställarrepresentant
Emma Gunnerblad	Miljöingenjör/Provtagning
Per Hellström	Ombud
Christian Hinderesson	Driftchef Rimbo
Rickard Grähs	Processingenjör Rimbo
Christina Lundh	Drift och underhåll, process
Gunnar Fridén	Drift på plats
Jennie Åberg	Projektledare Lindholmen (samordning)

Konsultorganisation Ramboll

Sara Stemme	Projektledare
Keyvan Edrisi	Bitr. Projektledare
Annika Renheim	Ombud
Anneli Andersson Chan	Teknikansvarig Process
Henrik Juel	Projekteringsledare principförslag
Louise Ulveland	Handläggare
Matilda Jirblom	Handläggare
Felix Brogren	Handläggare
Gustav André	CAD-projektör
Fredrik Einarsson	Kalkyl
Stefan Fogelström	Kalkyl
Joakim Goncalves	Kalkyl

Konsultorganisation IVL

Magnus Karlsson	Ansvarig recipientstudier
Tomas Viktor	Senior expert
Hannes Waldetoft	Handläggare

Konsultorganisation Björleinius Labs AB

Berndt Björleinius	Ansvarig pilotförsök
--------------------	----------------------

Sveriges Lantbruksuniversitet

Stefan Örn	Ansvarig biologiska studier
------------	-----------------------------

2. Genomförande

Projektet har delats upp i ett antal delprojekt, vilka sammanfattas i tabell 1, samt i detta avsnitt.

2.1. Beskrivning av delprojekt

En kort beskrivning av delprojekt 3–5 presenteras i denna rapport, samt mer djupgående i respektive delrapport. Delprojekt 6 utgörs av denna rapport.

Tabell 1 Översikt på delprojekten.

Delprojekt	Aktiviteter inom delprojekt	Referens till avsnitt i denna rapport
1	Upphandling av konsult	-
2	Projektstart, projektadministration, möten, samordning, projektledning	2.1.1
3A	Insamling och sammanställning av data/analyser/erfarenheter	3
3B	Sammanställning av drifterfarenheter och uppdatering av ny kunskap om teknik från Rambolls globala nätverk	4
3C	Biologiska studier samt mätning av läkemedel i tre punkter vid tre tillfällen, samt spridningsmätningar	5
4	Baserat på analysresultat av delprojekt 3, driftsätts pilotanläggning på plats i 8 veckor	6
5	Framtagande av principförslag baserat på tidigare analyser	7
6	Färdigställande av slutrapport och beslutsunderlag samt material för kommunikation av projektet	Denna rapport

2.1.1 Delprojekt 2

Arbetet i delprojekt 2 pågick under oktober 2021-februari 2023 och bestod av projektledning, projektadministration och möten. I Bilaga

1 presenteras administrativa uppgifter avseende projektets genomförande.

Möten hölls enligt mötesplanen i tabell 2. Mötena hölls dels på Rimbo ARV och på kontoret för Norrtälje Vatten och Avlopp, dels online via Teams. I tillägg har teknikmöten hållits efter behov. Bland annat hölls en workshop den 2022-02-15 där val av tekniker för pilottester gjordes och en workshop den 2022-10-18 där teknisk lösning för vidare arbete i principförslaget beslutades.

Tabell 2 Mötesplan för projektet

Möte	Datum
Startmöte	2021-11-03
Projektmöte 2	2021-12-06
Projektmöte 3	2022-01-10
Projektmöte 4	2022-02-04
Projektmöte 5	2022-03-03
Projektmöte 6	2022-04-05
Projektmöte 7	2022-05-05
Projektmöte 8	2022-06-01
Projektmöte 9	2022-06-30
Projektmöte 10	2022-08-15
Projektmöte 11	2022-09-01
Projektmöte 12	2022-10-04
Projektmöte 13	2022-11-04
Projektmöte 14	2022-12-08
Projektmöte 15	2023-01-09

2.1.2 Delprojekt 3A- Insamling och sammanställning av data/analyser/erfarenheter

Delprojekt 3A innefattade en teknikutredning som genomfördes under november 2021-februari 2022 av Ramboll. Resultatet från detta arbete sammanställdes i rapporten *Förstudie Läkemedelsrening Rimbo ARV– Teknikutredning* (Andersson Chan, Jirblom, Ulveland, Stemme och Grim, 2022). En sammanfattning presenteras i avsnitt 3.2.

Utifrån teknikutredningen fattade projektgruppen beslut om att gå vidare med tekniker för pilotförsök enligt:

- Granulerat aktivt kol (GAK)
- Ultrafiltermembran (UF) med efterföljande GAK-filtrering

- Ozon med/utan efterföljande sandfiltrering
- Ozon med efterföljande GAK-filtrering

2.1.3 Delprojekt 3B- Sammanställning av drifterfarenheter och uppdatering av ny kunskap om teknik från Rambolls globala nätverk

Under delprojekt 3B sammanställdes erfarenheter från möten/studiebesök till avloppsreningsverk med läkemedelsreningsprocesser antingen i fullskala eller i piloter. Mötena/studiebesöken har genomförts i samband med Rimbos förstudie för läkemedelsrening samt tidigare projekt med Haninge kommun för läkemedelsrening vid Fors ARV. Denna information samlades in under år 2020 och ger en bredare insyn i drifterfarenheter från flera reningsverk med läkemedelsrening.

De anläggningar som Ramboll varit i kontakt med är:

- Nykvarnsverket, Linköping (möte 24 juni 2020)
- Simrishamn kommun (Stengården, Kivik och St. Olofs ARV) (möte 15 oktober 2020)
- Kalmar ARV (möte 20 augusti 2020)
- Knivsta ARV (möte 5 februari 2020)
- Degeberga ARV (möte 31 maj 2022)
- Tierp ARV (möte 7 juni 2022)
- Himmerfjärdsverket, Syvab (möte 5 oktober 2022)

Utöver intervjuer/studiebesök gjordes även en utblick mot Europa och Nederländerna, för att lära mer om tekniker under utveckling.

Erfarenheterna från dessa intervjuer/studiebesök samt från utblicken mot Nederländerna sammanställdes i *rapporten Förstudie Läkemedelsrening Norrtälje Vatten och Avfall – Drifterfarenheter* (Andersson Chan, Jirblom och Stemme, 2022). En sammanställning presenteras i avsnitt 4.

Uppdatering av kunskap om ny teknik utfördes dels i samband med delprojekt 3A (avsnitt 2.1.2 Delprojekt 3A- Insamling och sammanställning av data/analyser/erfarenheter samt avsnitt 3), dels som en genomgång av nya tekniker som i Nederländerna undersökts för läkemedelsrening (avsnitt 4).

2.1.4 Delprojekt 3C- Biologiska studier, recipientmätningar av mikroföroreningar, microcosmstudiersamt ekotoxikologiska riskkvoter

Delprojekt 3C var uppdelat i biologiska studier, recipientstudier, microcosmstudier, samt ekotoxikologiska riskkvoter. Prover togs vid fyra områden:

- Uppströms i recipient
- Uppströms Rimbo ARV
- Inkommande till Rimbo ARV
- Utgående från Rimbo ARV
- Nedströms Rimbo ARV
- Nedströms i recipient

Studierna genomfördes av IVL under våren och hösten 2022 och resultatet från detta arbete presenteras i rapporten *Biologiska effekter av mikroföroreningar- Fallstudie Rimbo reningsverk* (IVL, 2023).

En sammanfattning av resultat från ingående delar i detta delprojekt presenteras i avsnitt 5.

2.1.5 Delprojekt 4-Pilotförsök

Under delprojekt 4 genomfördes pilotförsök avseende olika tekniska lösningar på Rimbo ARV. Pilotförsöken genomfördes av Björleinius Labs AB under veckorna 10–33, 2022. Resultatet från pilotförsöken presenteras i rapporten *Rimbo ARV – Pilotförsök med läkemedelsrening 2022* (Björleinius Labs AB, 2023) och en sammanfattning presenteras i avsnitt 6.

Utifrån pilotförsöken, teknikutredningen och drifterfarenhetsrapporten fattade projektgruppen beslut om att gå vidare med att ta fram ett principförslag för ozonering med efterföljande sandfiltrering.

2.1.6 Delprojekt 5-Framtagande av principförslag

Under perioden november 2022-januari 2023 tog Ramboll fram ett principförslag för en ozoneringsanläggning med efterföljande sandfilter vid Rimbo ARV.

Principförslaget omfattar en teknisk lösning inkl. dimensionerande förutsättningar, process- och anläggningsdesign samt investerings-, drifts- och årskostnader. Detta sammanställdes i rapporten *Förstudie läkemedelsrening – Principförslag* (Andersson Chan, Brogren, Jirblom, Ulveland, Juel och Stemme, 2023). En sammanfattning av principförslaget presenteras i avsnitt 6.

2.1.7 Delprojekt 6-Framtagande av slutrapport och beslutsunderlag

Under projektet beslutades att slutrapport till Naturvårdsverket och beslutsunderlag för Norrtälje Vatten och Avlopp AB kommer att utgöras av samma rapport, vilket är föreliggande rapport. Under januari-februari 2023 sammanställdes resultaten i denna rapport. Rapporten levererades i mars 2023.

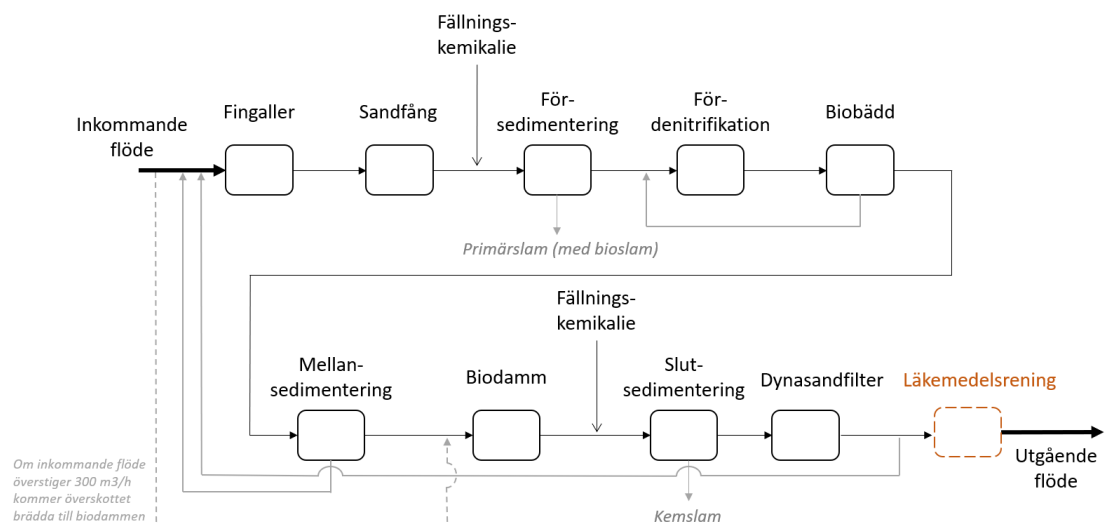
3. Teknisk lösning för läkemedelsrening på Rimbo ARV

Den tekniska lösningen som valdes att gå vidare med som principförslag är ozonering med efterföljande sandfiltrering.

3.1. Dimensionerande underlag

Inom projektet har ett dimensionerande PM tagits fram där dimensionerande flöde för den framtida läkemedelsreningen utretts, se rapport *Förstudie Läkemedelsrening Norrtälje Vatten och Avfall – PM Dimensionerande förutsättningar* (Andersson Chan, Ulveland, Jirblom, Stemme och Grim, 2022).

Val av dimensionerande maxflöde till läkemedelsreningen är baserad på en uppskalningsfaktor som tar höjd för framtida dimensionerande belastning (13 200 pe) och förutsätter att flödet är utjämnat genom biodammen som ligger före befintliga Dynasandfilter och läkemedelsrening. Det innebär att det dimensionerande flödet för läkemedelsreningen ($Q_{\max, LM}$) ska motsvara det maxflöde som ska kunna ledas genom processteget ($Q_{\max, LM} = Q_{dim}$). Läkemedelsreningen är tänkt att fungera som ett sista kompletterande processteg till befintlig process, därav placeras den efter Dynasandfilteranläggningen, se figur 1



Figur 1 Blockschema över befintlig process Rimbo ARV

Målet för läkemedelsreningen är satt att rena 95% av årsflödet. Biodammens placering mitt i processen har en utjämnande effekt vilket innebär att en stor del av flödet kommer att renas trots dimensionering för ett relativt lågt flöde..

Utifrån utredningen som presenteras i det dimensionerande PM:et valdes 300 m³/h som dimensionerande maxflöde, vilket också motsvarar nuvarande pumpkapacitet för Dynasandfiltren. Det innebär att 96 % av flödet kommer att behandlas vid en belastning på 13 200 pe., se tabell 3.

Tabell 3 Dimensionerande maxflöde för läkemedelsreningen

Parameter	Enhet	Värde
Q _{max} läkemedelsrening	m ³ /h	300
Q _{max} läkemedelsrening	m ³ /d	7 200
Andel av årsflödet som renas vid Q _{max} LM = 300 m ³ /h	%	96

3.2. Teknikutredning

Tidigt i teknikutredningen hölls en workshop med alla medverkande i projektet, där det bl.a. diskuterades vilka substanser som skulle analyseras i projektet. Grundidén var att mäta de substanser som finns med på Naturvårdsverkets lista över rekommenderade ämnen för analys, men att huvudfokus skulle ligga på läkemedelsrester och inte övriga mikroföroreningar (som t.ex. PFAS, ftalater och mikroplaster). RISE har även parallellt med Naturvårdsverkets studie haft en studie med fokus på mikroplaster från tvätteriet. Rimbos projekt har därför valt att ha ett litet fokus på mikroplaster. Listan från Naturvårdsverket kompletterades även med ytterligare några läkemedel för att bredda underlaget ytterligare.

I teknikutredningen studerades ett antal olika tekniker för läkemedelsrening, dels konventionella tekniker, dels ett antal tekniker som är under utveckling/med mindre drifterfarenheter. I projektet valdes att fokus i teknikutredningen skulle ligga på de konventionella teknikerna, då övriga tekniker inte implementerats i fullskala och/eller då det inte fanns tillräckliga driftserfarenheter från dessa. Valda tekniker jämfördes med avseende på bl.a. reningseffekt, miljöpåverkan, logistik, kostnad och komparabilitet med Rimbo ARV.

De tekniker som studerades var:

- Granulerat aktivt kol, GAK
- Ultrafiltrering med efterföljande granulerat aktivt kol, UF + GAK
- Pulvriserat aktivt kol med efterföljande sandfilter, PAK + SF
- Pulvriserat aktivt kol med efterföljande ultrafilter membran, PAK + UF
- Ozon med efterföljande sandfilter, Ozon +SF
- Ozon med efterföljande granulerat aktivt kol, ozon +GAK
- Väteperoxid med efterföljande Ultraviolettt ljus, H₂O₂ + UV

För att sammanfatta resultatet av teknikutredningen och för att kunna utvärdera de olika teknikerna togs en beslutsmatris fram som underlag. Detta för att underlätta beslut om vilka tekniker som skulle studeras vidare i pilotskala vid Rimbo ARV. Beslutsmatrisen grundades på de utvärderingsparametrar som studerades i teknikutredningen. Under en workshop tillsammans med Rimbo ARV, Norrtälje Vatten och Avfall och Björleinius Labs AB värderades dessa parametrar och jämfördes med granulerat aktivt kol (GAK) som valdes som referensfall.

För mer information avseende studerade tekniska lösningar och de aspekter som studerades under teknikutredningen hänvisas till rapporten *Förstudie Läkemedelsrening Norrtälje Vatten och Avfall – Teknikutredning* (Andersson Chan, Jirblom, Ulveland, Stemme och Grim 2022).

3.3. Beslut av tekniker för pilotstudier

Teknikerna GAK, UF-GAK, ozon-sandfilter samt ozon-GAK bedömdes vara de mest intressanta teknikerna att studera i pilotstudier vid Rimbo ARV. Huvudfokus var GAK samt ozon-sandfilter, men även UF-GAK samt ozon-GAK studerades. De tekniker som valdes bort var pulveriserat aktivt kol samt väteperoxid med UV-ljus. Aktivt kolpulver önskades att undvikas då Rimbo idag använder slammet till jordbruksmarker och det fanns oro för att slammet inte skulle kunna hanteras tillsammans med befintlig slamhantering. Väteperoxid + UV-ljus valdes bli bort då det fanns för få referensanläggningar.

Projektgruppen beslutade därmed att gå vidare med tekniker för pilotförsök enligt:

- Granulerat aktivt kol (GAK) som referens
- Ultrafiltermembran (UF) med efterföljande GAK-filtrering
- Ozon med/utan efterföljande sandfiltrering
- Ozon med efterföljande GAK-filtrering

4. Drifterfarenheter

Sammanställningen av drifterfarenheter baserades på sju olika reningsverk där aktuella tekniker för läkemedelsrening har implementerats. Erfarenheter från dessa reningsverk presenteras kort i detta avsnitt. För en mer detaljerad beskrivning hänvisas till rapporten *Läkemedelsrening Norrtälje Vatten och Avfall – Drifterfarenheter* (Andersson Chan, Jirblom och Stemme, 2021).

De anläggningar som Ramboll varit i kontakt med är:

- Nykvarnsverket, Linköping
- Simrishamn kommun (Stengården, Kivik och St. Olofs ARV)
- Kalmar ARV
- Knivsta ARV
- Degeberga ARV
- Tierp ARV
- Syvab (Himmerfjärdsverket)

Utöver ovannämnda reningsverk gjordes även en utblick mot Europa och Nederländerna, för att lära mer om tekniker under utveckling.

Vid Nykvarnsverket i Linköping finns en fullskalanläggning med avseende på läkemedelsrening i drift sen 2018.

Läkemedelsreningen utgörs av ozonering med efterföljande biologisk rening med MBBR. Dimensioneringen har gjorts så att läkemedelsreningens maxflöde är något lägre än Q_{dim} för reningsverket, vilket har resulterat i att ca 95 % av årsflödet renas i anläggningen. Nykvarnsverket är dimensionerat för ca 55 000 pe.

I Simrishamns kommun pågår utbyggnad av läkemedelsrening vid tre avloppsreningsverk, Stengården, Kivik och St. Olofs ARV. Läkemedelsreningen i Stengårdens ARV har varit i drift sedan 2019 och består av tre olika teknikkombinationer: granulerat aktivt kolfilter, ozonering med efterföljande kolfilter och ozonering med efterföljande sandfilter. Läkemedelsreningen vid Stengårdens ARV har dimensionerats så att ca 85 % av årsflödet passerar anläggningen. Stengårdens ARV är dimensionerad för 87 000 pe. men mottar en belastning på <10 000 pe. Kivik och St. Olofs reningsverk byggdes klart runt 2020 respektive 2021 för att kunna rena läkemedel med GAK-filter.

Vid Kalmar ARV har pilotförsök utförts med ultrafilter (UF) och efterföljande filtrering med granulerat aktivt kol (GAK). Baserat på

pilotförsöken har även dimensionering för en fullskaleanläggning avseende 90 000 pe tagits fram.

Vid Knivsta reningsverk testades 2015 den första fullskaleanläggningen i Sverige för rening av läkemedelsrester under ett år. Reningen bestod av ozonering, biobädd och med en efterföljande poleringsdamm samt utformades för att rena läkemedel för verkets hela flöde, motsvarande 12 000 pe. Anläggningen är idag ur drift och nedmonterad.

Vid Degeberga reningsverk driftsattes ett nytt processteg under 2020 för rening av läkemedelsrester. Anläggningen består av två parallella kolfilter. Ingen urvalsprocess gjordes för val av teknik för läkemedelsrening, utan tekniken föreslogs efter lyckade pilotskaleförsök med granulerat aktivt kol vid det centrala reningsverket i Kristianstad. Degeberga ARV är dimensionerad för 2 000 pe.

Vid Tierp reningsverk driftsattes 2022 en anläggning för läkemedelsrening. Den nya anläggningen placerades efter befintliga anläggningen. Läkemedelsreningen består av två trycksatta sandfilter, en kontakttank för ozon, två containrar med ozonaggregat samt två trycksatta kolfilter. Tierp ARV är dimensionerad för 15 000 pe.

Vid Himmerfjärdsverket som ägs av Syvab pågår en pilotstudie som ska spegla deras framtida verk. Pilotanläggningen är utformad med försedimentering, biologisk kaskadkväverening och membranfiltrering. Därefter finns fyra GAK-filter som kan drivas som antingen två filterpar med seriell drift eller fyra parallella filter. GAK-delen av piloten är avsedd för att rena mikroföroreningar som läkemedel.

I Europa undersöks nya tekniker för läkemedelsrening för att se om det finns tekniker som är mer kostnadseffektiva än dagens konventionella tekniker som aktivt kol och ozon. De tekniker som undersöks där är variationer av tekniker som adsorption av partikulärt aktivt kol med aktivt slam, adsorption till granulärt aktivt kol, andra absorptionsämnen och filtrering. Tyskland och Schweiz har mycket erfarenhet inom läkemedelsrening med ozon och efterföljande GAK i fullskala.

I Nederländerna undersöks tekniker med ozon och efterföljande filtrering genom nanomembran eller adsorption med Zeolite tillsammans med integrerad adsorption-oxidation (AdOx).

För mer information avseende nyare tekniker i Europa för läkemedelsrening hänvisas till rapporten *Dutch experience with removal of pharmaceuticals from wastewater – 2023 Technology review* (van Aartsen, 2023).

5. Biologiska studier samt provtagning av analys av miljöpåverkan

Mellan december 2021 och september 2022 genomfördes mätningar av mikroföroreningar i vatten och biota. Även biologiska tester med zebrafisk och större dammsnäcka, samt microcosmstudier (exponeringsförsök) med arter representerandes olika trofinivåer genomfördes. Det övergripande syftet var att utvärdera effekter av reningsverkets utsläpp av mikroföroreningar på akvatiska organismer och miljön i recipienten.

5.1. Provtagning

Provtagningar i vatten genomfördes i recipienterna Vallbyån och Kundbysjön, i den uppströms belägna sjön Syningen, samt i verkets inkommande och utgående avloppsvatten. Analyser i biota genomfördes i fisk från Kundbysjön och Syningen samt signalkräfta från Vallbyån.

Mikroföroreningarna innefattade läkemedel, hormoner, PFAS, bromerade flamskyddsmedel och fenoler. Som komplement till mätningar av enskilda substanser användes även en uppsättning effekttester för mätning av östrogen aktivitet, androgen aktivitet, anti-androgen aktivitet samt oxidativ stress och aktivering av arylhydrokarbonreceptorn (AhR). Den östrogena effekten mättes även via yeast estrogen screen (YES).

För mer information avseende den utförda provtagningen hänvisas till rapporten *Biologiska effekter av mikroföroreningar- Fallstudie Rimbo reningsverk* (IVL, 2023).

5.2. Biologiska studier

Bedömning av bioackumulering av sex utvalda läkemedel (karbamazepin, citalopram, diklofenak, metoprolol, sertralin och venflaxin) genomfördes i ett microcosmsystem innehållande maskar, insekter, kräddjur och grodor. Djuren exponerades i samma glaskärl för höga koncentrationer läkemedel som tillsattes som en engångsdos. Överlevnad, beteende och för kräddjuren även reproduktion, registrerades i de olika glasbägarna. Mängden läkemedel analyserades i ett samlingsprov av respektive organism efter 28 dygns exponering. Upptaget varierade betydligt mellan olika organismgrupper och specifika läkemedelssubstanser. Sertralin och citalopram är de mest fettlösliga av de undersökta

substanserna och koncentrationerna i grodyngel var 200 gånger högre för sertralin, respektive 40 gånger för citalopram, jämfört med omgivande medium. Övriga substanser ackumulerades i mindre omfattning och i vissa fall utsöndrades de under försöken så att de var lägre än i omgivande medium.

Biologiska tester på försöksorganismer visade generellt inga betydande negativa effekter. Försöksorganismer var zebrafisk, där mortalitet, äggläggning, kondition, simdistans och genuttryck mättes, samt dammsnäcka där överlevnad, äggproduktion och genuttryck mättes. Testet, som pågick under en knapp månad, ger dock inga svar på långtidseffekter av den kroniska exponering för läkemedel som akvatiska organismer i recipienten utsätts för, utan visar mer på att akuta toxiska effekter inte föreligger.

För mer information avseende den biologiska testerna hänvisas till rapporten *Biologiska effekter av mikroföroreningar- Fallstudie Rimbo reningsverk* (IVL, 2023).

5.3. Analys av miljöpåverkan

Mätningar av läkemedel i vatten visade på tydliga skillnader mellan referens- och recipientvatten, samt betydande variation mellan olika provtagningstillfällen både vad gäller vilka substanser som detekteras och i vilka koncentrationer läkemedel förekommer. Risk för negativ påverkan på organismer bedöms, via beräknade riskkvoter, kunna föreligga avseende exponering för framför allt citalopram och oxazepam. Dessa beräknade risker minskar om avancerad rening införs. Koncentrationerna av diklofenak och ciprofloxacin, vilka har bedömningsgrunder, låg dock under tillåtna max- och medelkoncentrationer.

I gädda, abborre och sarv från Kundbysjön och Syningen detekterades flertalet läkemedel. Resultaten visade på högre halter i fisken från Kundbysjön. Detta gällde dock inte entydigt alla organ eller arter. I njure av gädda från Kundbysjön detekterades flest läkemedel. 11 av 22 analyserade läkemedel fanns i detekterbara halter i något av dessa prover. Detta indikerar att njure av gädda är en lämplig matris för att undersöka förekomst av läkemedel i biota.

Mätningar av fenoler visade på ett obetydligt tillskott av dessa från Rimbo ARV till recipient. Avseende PFAS, låg summan av PFAS11 i snitt på 41 ng/L i utgående vatten, men det tillskottet resulterade endast i marginella skillnader mellan referens- och recipientvatten. I abborre och gädda från Kundbysjön och signalkräfta från Vallbyån underskreds gällande gränsvärden för PFAS med god marginal.

Mätningar av östrogena hormoner visade på koncentrationer av östron och 17 β -östradiol i utgående vatten mellan <2–48 ng/L respektive <2–16 ng/L, vilket innebar ett tillskott till recipienten i och med att uppströms lokaler hade lägre koncentrationer. Mellan referens- och recipientvatten syntes dock inga tydliga skillnader. Båda dessa hade koncentrationer under eller omkring analysmetodens detektionsgräns. Det innebär att koncentrationerna i flera fall är osäkra och därmed svåra att jämföra sinsemellan och jämföra mot bedömningsgrunder, vilka ligger under analysmetodens detektionsgränser. 17 α -etinylöstradiol låg till exempel under analysmetodens detektionsgräns på 2 ng/L i samtliga mätningar. Bedömningsgrunden ligger på 0,035 ng/L.

De effekttester som genomfördes visade inte på några skillnader mellan recipient- och referensvatten. Den östrogena aktiviteten, baserat på ER-aktiviteten och angivet som ekvivalenter av 17 β -östradiol, varierade mellan 0,15–1,6 ng/L i referensvatten och 0,32–1,8 ng/L i recipientvatten, vilket resulterade i likvärdig riskklassning. Överlag bedöms den uppsättning effekttester som använts vara ett effektivt verktyg vid undersökning av förekomst av miljöfarliga ämnen, till stor del med tanke på de låga detektionsgränser testen har. YES-testet, även det angivet som ekvivalenter av 17 β -östradiol, visade på effekter i Kundbysjön och Syningen under metodens detektionsgräns på 0,1 ng/L. Vid en mätning nedströms i Vallbyån var effekten 1,7 ng/L, vilket innebär risk för hormonstörande effekt. Detta motiverande uppföljande mätningar som dock visade på effekt <0,1 ng/L.

Resultaten påvisar också de stora variationer som kan förekomma mellan olika provtagningstillfällen. Särskilt för koncentrationer av läkemedel i vatten och fisk från recipienten förekom stor variation, vilket innebär att upprepade provtagningar representerande olika årstider och flödesållanden är nödvändiga för att teckna representativa medelvärden. Andra ämnen, exempelvis PFAS, förekom i stabilare koncentrationer.

För mer information avseende studerade läkemedelssubstanser, uppmätta och beräknade halter samt genomförd riskbedömning hänvisas till rapporten *Biologiska effekter av mikroföroreningar - Fallstudie Rimbo reningsverk* (IVL, 2023).

6. Pilotförsök

Utgående avloppsvatten från Rimbo ARV användes som inkommande vatten till pilotanläggningen. Nuvarande drift vid Rimbo har periodvis problem med höga utgående halter av suspenderat material. Utgångspunkten för framtida läkemedelsrening var att innehållet av partiklar i framtiden ligger <10 mg SS/l. För att skydda och få stabila förhållanden i pilotanläggningen ingick en förbehandling (sandfilter), följt av pilotlinjerna.

Pilotanläggningen fungerade bra under försöken och resultaten bedöms som relevanta som underlag för dimensionering av en fullskaleanläggning, samt som underlag för bedömning av reduktion för de olika mikroföroreningarna för de olika reningsalternativen.

Utvärderingen visar att avskiljningen av kvarvarande läkemedelsrester i dagens utgående vatten kunde uppgå till ca 95% med aktiverat kol och ca 90 % med ozonering.

Kombinationsprocesser UF + GAK och Ozon + GAK testades kontinuerlig i större labb-skala och visade att UF avlastade kolfiltret från suspenderat material och minskade TOC- respektive DOC-belastningen med ca 15%. Förbehandlingen innebar att GAK-filtret inte behövde backspolas under pilotstudien. Spolvolymen för UF-enheten var ca 60% lägre än spolvolymen för ett motsvarande kolfilter utan föregående UF. Avskiljningen av läkemedelsresterna var i samma höga storleksordning som GAK-filtret som inte föregicks av ultrafilter.

Kombinationen ozonering + GAK-filter avlastade GAK-filtret från läkemedelsrester och avskiljningen av läkemedelsrester ökade med i snitt ca 5% genom kombinationen ozonering + GAK jämfört med enbart GAK. Kombinationsprocessen hade en fördel gentemot enbart GAK-filtrering genom att avskiljningen av oxazepam, clarithromycin och flukonazol förbättrades märkbart, vilket kan vara en fördel om specifika ämnen måste tas bort eftersom t.ex. oxazepam är utpekad som hög riskfaktor.

Ett framtida reningskrav för läkemedelsrester kan formuleras på många sätt såsom att kräva att en grupp utvalda och relevanta läkemedelsrester avskiljs till 80%. Förbrukningen av GAK för att minst uppnå denna avskiljning uppgick till 39 g/m³, medan ozonering krävde en ozondos av 5,5–6 g O₃/m³ motsvarande 0,50–0,54 g O₃/g DOC.

Den specifika förbrukningen av GAK för kombinationen UF + GAK kol hann under försöken gå ned till 36 g GAK/m³ och medelavskiljningen låg kvar på 92% avskiljning.

Jämförelseavskiljningen vid 100 g GAK/m³ var 96% jämfört med 92% med enbart GAK, vilket visar att kombinationen UF och GAK kan ha en viss fördel över enbart rening med GAK.

På motsvarande sätt hann den specifika förbrukningen av GAK under försöken med Ozon + GAK gå ned till 53 g GAK/m³ och medelavskiljningen låg på 96% avskiljning. Jämförelseavskiljningen vid 100 g GAK/m³ var 97% jämfört med 92% med enbart GAK, vilket visar att kombinationen ozon och GAK har en fördel genom att förbättra avskiljningen något än med enbart GAK.

För mer information om de utförda pilotförsöken hänvisas till rapporten *Rimbo ARV – Pilotförsök med läkemedelsrening* (Björleinius, 2023).

7. Principförslag ozon och sandfiltrering vid Rimbo ARV

Principförslaget omfattar en teknisk lösning inkl. layout samt investerings-, drifts- och årskostnader. Detta sammanställdes i rapporten *Förstudie läkemedelsrening – Principförslag* (Andersson Chan, Brogren, Jirblom, Ulveland, Juel och Stemme, 2023).

7.1. Beslut av teknisk lösning

Inför påbörjandet av principförslaget hölls en workshop där Norrtälje Vatten och Avfall, Björleinius Labs AB, SLU, ILV och Ramboll deltog. Vid denna workshop utvärderades teknikerna från pilotförsöken utifrån reningsresultat, miljöpåverkan, logistik, kompatibilitet med Rimbo ARV, ytbehov, drifterfarenheter, teknikmognad, samt kostnad.

Beslutet togs att gå vidare med ozonering med efterföljande sandfiltrering för framtagande av principförslaget.

Utvärderingsmässigt hamnade Ozon-SF först och mycket nära följt av GAK-filtrering på andra plats, och därefter UF-GAK och sist Ozon-GAK. Rangordningen blev resultatet av att systematiskt gå igenom de olika teknikvalen och diskutera resultat på pilotstudien, litteraturvärden och drifterfarenheter. Påverkan på fauna och recipient bedömdes inte vara relevant i detta skede då IVL och SLU:s framtagna resultat inte fann någon enskild miljöpåverkande parameter som hade tydligt kunnat urskilja teknikval vid utvärderingen.

Ozon med efterföljande sandfiltrering bedömdes som mest passande alternativet bl.a. för det lägre klimatavtrycket och för färre transporter till och från Rimbo ARV (i jämförelse med kolhantering), samt relativt lägre kostnader (kr/m³ behandlat vatten) i jämförelse med de andra teknikerna.

7.2. Designparametrar

7.2.1 Dimensionerande föroreningsbelastning

Läkemedelsreningen kommer att föregås av rensgaller, sandfång, försedimentering, fördenitrifikation, biobädd, mellansedimentering, biodamm, slutsedimentering, samt slutpolering med Dynasandfilter, figur 1. Kvaliteten på utgående vatten efter Dynasandfiltren blir inkommande vatten till läkemedelsreningen. Föroreningshalterna för utgående vatten från Rimbos rening till läkemedelsreningen presenteras i tabell 4 (dvs mätpunkt innan extra insatt sandfiltreringssteg innan pilotlinjerna). Värdena är baserade på resultat från pilotförsök som utfördes våren och hösten 2022.

Tabell 4 Halter i inkommande vatten till läkemedelsreningen (utgående Rimbo)

Parameter	Min	Medel	Max
	mg/l	mg/l	mg/l
TSS	3,3	19	45
TOC	5	10	16
DOC	4	9,5	12

Det är viktigt att inkommande vatten har så god kvalitet som möjligt för att minska belastningen på läkemedelsreningen. Nuvarande drift vid Rimbo har periodvis problem med höga utgående halter av suspenderat material och ibland algblomning i biodammen. Utgångspunkten för principförslaget för framtida läkemedelsrening är att innehållet av partiklar i framtiden ligger <10 mg SS/l, vilket kräver optimering och ev. fällning på sandfiltren.

7.2.2 Processparametrar

Processparametrar (se tabell 5) togs fram i samråd med Björleinius Labs AB, som utförde pilotförsöken. Resultat från pilotförsöken sammanfattas i avsnitt 6. och återfinns i sin helhet i rapporten *Rimbo ARV – Pilotförsök med läkemedelsrening* (Björleinius, 2023).

Tabell 5 Slutgiltiga förslag till designdata

Parameter	Enhet	Värde
Ozon		
Ozondos	g O ₃ /m ³	6 - 9
Uppehållstid	min	20
Kapacitet ozonproduktion	g O ₃ /h	1 800 – 2 700

Pilotförsök visade att ozongeneratoren bör dimensioneras för att kunna dosera 6 – 9 g O₃/m³. Detta för att ha marginal för varierande kvalitet på inkommande vatten. Vid dosering av 9 mg/l kan en medelreduktion på 80% av läkemedelsrester nås, även vid högre halter suspenderat material i inkommande vatten.

Vidare bedömer projektet att det finns en flexibilitet i den föreslagna anläggningen, t.ex. kan ozondosen ökas och/eller sanden kan bytas ut mot aktivt kol i filtren. Detta gör att justeringar i anläggningen kan göras om behov finns vid ett eventuellt införande av krav i framtiden och behov av tillräcklig reduktion för specifika ämnen.

För vidare resonemang kring val av processparametrar hänvisas till rapporten *Förstudie läkemedelsrening – Principförslag* (Andersson Chan, Brogren, Jirblom, Ulveland, Juel och Stemme, 2023).

7.3. Placering

Läkemedelsreningen placeras efter sista processteget i befintlig process, dvs. efter Dynasandfilteranläggningen och innan utgående flöde rinner ut till Vallbyån. Anläggningen anläggs norr om Dynasandfiltren bredvid befintlig utloppsledning, se figur 2. Motiveringen för denna placering är bl.a. att p.g.a. det utjämnade flödet så går det att dimensionera en förhållandevis liten läkemedelsrening, se vidare diskussion avsnitt 8. Dessutom är det fördelaktigt om ingående vattnen till läkemedelsreningen är så rent som möjligt.



Figur 2 Placering läkemedelsrening

7.4. Sammanfattning teknisk lösning

I detta avsnitt sammanfattas den tekniska lösningen för att ge en övergripande förståelse för anläggningens uppbyggnad. Se kapitel 5 i redovisat Principförslag för mer djupgående beskrivning.

Läkemedelsreningen (LM) är tänkt att fungera som ett sista kompletterande processteg till befintlig process, därav placeras den efter Dynasandfilter-anläggningen. Utgående flöde från befintlig Dynasandfilteranläggning leds till läkemedelsreningen. På inloppsledningen installeras en givare för övervakning av halten suspenderat material. Om halten överstiger inställbart värde (10 mg SS/l) så stängs inloppsventilen till LM-anläggningen. Filtratet från Dynasandfiltren leds då istället direkt till utloppsledningen. Läkemedelsanläggningen återtas i drift efter att halten suspenderat material återgått till normal nivå.

Syrgasen som används vid ozonproduktion produceras genom Pressure Swing Adsorption (PSA-metoden). En kompressor trycker in luft via avfuktare och filter till en PSA-modul, i vilken syrgas produceras. Syrgasen leds sedan till en ozongenerator där ozon produceras. Från generatoren leds ozonet vidare till en statisk mixer placerad i inloppsledningen till kontaktkammaren. Ovanför kontakttankarna installeras ozon-destruktorer, för att inget ozon ska kunna släppas utanför systemet.

Kontaktkammaren för ozon utformas för pluggflöde med kanaler i två våningsplan, där de övre kanalerna har en fri vattenyta. I slutet av kontaktkammaren finns en avdragsränna som leder utgående vatten från kontaktkammaren vidare till sandfiltren. Varje sandfilter är utrustat med en automatisk inloppslucka.

Inloppsledning samt utloppsledning förses med UVA-mätare. Mätningen används inte för styrning av ozondos utan endast för online uppföljning av avskiljningsgrad av läkemedelsrester.

Utgående filtrat leds till en filtrattank, varifrån det sedan leds till en utlopps-pumpstation med självfall. Från filtrattanken tas även det vatten som behövs för backspolningen av sandfiltren. Backspolning sker både med luft och vatten och efter backspolning så leds spolavloppet till en spolavloppstank, varifrån det sedan pumpas tillbaka till ett tidigare processteg.

7.5. Kostnadsbedömning

7.5.1 Investeringskostnader

Investeringskostnaden har bedömts till ca 41 MSEK och innefattar mark- och byggarbeten, VVS, el och styr, maskininstallationer, samordning av maskinentreprenad samt projektering.

7.5.2 Driftkostnader

Beräknade driftskostnader uppgår till ca 0,64 MSEK per år och innefattar personalkostnader och energikostnader för maskinutrustning, se tabell 6.

Tabell 6 Beräknade driftkostnader för ozon-sandfilter

		Driftkostnad
Personal		
Personalkostnad	kKr/år	230
Energi		
Maskinutrustning	kKr/år	410
Total kostnad	kKr/år	640

7.5.3 Årskostnader

Den totala årskostnaden för en ozon-sandfilteranläggning vid Rimbo ARV har beräknats till 3,0 MSEK per år, vilket motsvarar ca 1,14–2,44 kr/behandlad mängd avloppsvatten, beroende på flöde, se tabell 7.

Tabell 7 Beräknade årskostnader

	Enhet	Kostnad
Driftkostnader	Mkr/år	0,64
Underhållskostnader	Mkr/år	0,36
Kapitalkostnader	Mkr/år	2,0
Total årskostnad	Mkr/år	3,0
Kostnad per behandlad mängd avloppsvatten baserat på medelflöde, 140 m ³ /h	kr/m ³	2,44
Kostnad per behandlad mängd avloppsvatten baserat på dimensionerande maxflöde, 300 m ³ /h	kr/m ³	1,14

8. Diskussion

8.1. Val av dimensionerande flöde

Val av dimensionerande maxflöde till läkemedelsreningen baseras delvis på tidigare studier som gjorts i Sverige samt inom Europa. Där har det konstaterats att dimensionering för att klara av att rena de högsta flödestopparna från läkemedelsrester blir inte kostnadseffektivt jämfört med mängden läkemedel som kan avskiljas. Med vald dimensionering kommer 96% årsflödet till Rimbo ARV att renas i läkemedelsreningen. Anledningen till att 300 m³/h valdes utöver att de ger ett högt procentuellt värde av årsflödet till läkemedelsrening är även att befintlig Dynasandfilteranläggning är designat för maxflöde 300 m³/h. Skulle ett högre maxflöde för läkemedelsreningen väljas så skulle det kräva ombyggnationer av befintliga processdelar.

8.2. Val av teknisk lösning

Val av teknik för läkemedelsreningen baserades på reningsresultat från pilotförsöken, miljöpåverkan, logistik (antal transporter), kompatibilitet med Rimbo ARV, ytbehov, drifterfarenheter, tekniskmognad, samt kostnad.

Beslutet togs att gå vidare med ozonering med efterföljande sandfiltrering. Den tekniska lösningen valdes för den har generellt ett lägre klimatavtryck och har färre transporter till och från Rimbo ARV (i jämförelse med kolhantering) samt relativt lägre kostnader (kr/m³ behandlat vatten) i jämförelse med dom andra teknikerna i pilotstudien.

Läkemedelsreningen valdes att placeras som sista processteg, för att säkerställa att ingående flöde är så rent som möjligt för att ge bästa möjliga förutsättningar för avskiljning av läkemedelsrester. Placeringen efter den utjämnande biodammen innebär även att installationen bli billigare då den inte behöver designas för fluktuationer på daglig basis. Det har även diskuterats inom projektet att ha biodammen som ett sista polerstep. Reningen är idag dock inte dimensionerad för det fluktuerande flödet som det skulle innebära och skulle därmed kräva en utbyggnad av befintlig rening, vilket därför inte bedömts vara ett alternativ.

Under pilotförsöken testades ozondoser mellan 5 och 9 g O₃/m³ med avskiljnings-grader på 72 till 91%. Baserat på detta valdes en ozongenerator som klarar av en dos på upp till 9 g O₃/m³, detta för att säkerställa en medelreduktion på 80% även vid höga halter av

organiskt material i inkommande vatten från Dynasandfiltren. Om sandfilteranläggningen kan åtgärdas så utgående halter blir lägre än dagens så kan dimensionerande ozondos sänkas. Detta skulle innebära en minskad investerings- och driftkostnad.

För ozonproduktionen har det valts att endast sätta in en ozongenerator då det enligt leverantör räcker med att köpa in extra reservdelar för kritiska komponenter för att säkerställa bra redundans.

8.3. Principförslag och kostnads kalkyl

Vid dimensionering för $Q_{dim} = 300 \text{ m}^3/\text{h}$ blir den totala investeringskostnaden ca 41 MSEK och totala årskostnaden blir ca 3,0 MSEK/år.

Den totala kostnaden per behandlad mängd avloppsvatten har beräknats till 1,14 kr/m³ baserat på maxflöde, om beräkningen görs för medelflöde hamnar årskostnaden högre på 2,44 kr/m³. Vid jämförelse med andra förstudie- och forskningsprojekt som gjorts i Sverige där kostnaden ligger mellan kostnaden mellan 0,5 – 1,4 kr/m³ så hamnar kostnaden för Rimbo mitt i spannet, baserat på maxflödesfallet. Då den verkliga framtida medelflödet inte är känt så ligger troligen den faktiska kostnaden någonstans i spannet mellan 1,14 och 2,44 kr/m³ och verkar således ligga i toppen av spannet jämfört med tidigare studier. Det är svårt att jämföra kostnader från tidigare studier då förutsättningar kan skilja sig väldigt mycket, det är även inte helt klart vad exakt som har inkluderats i tidigare kalkyler.

Idag finns inga krav kring läkemedelsrening i Sverige. Införandet av lagstiftning kring avskiljning av läkemedelsrester skulle kunna innebära t.ex. en förändring av ozondos eller uppehållstid i kontaktbassängen. Skulle lagstiftning med krav på väldigt höga avskiljningsgrader införas så skulle sandfiltren kunna bytas ut mot kolfilter för att få till en ännu bättre avskiljning. Sådana lagstiftningar skulle innebära förändringar i design och layout, vilket skulle påverka den investeringsbedömning som gjorts.

8.4. Miljöriskbedömning

Mätningarna av läkemedel i biota visade på ett varierande upptag. Det förekom stor skillnad mellan olika arter, olika tidpunkter och olika organ. Underlaget var inte stort nog för några mer genomgående statistiska analyser, men det framkom en indikation av att njure från gädda är en lämplig matris för att undersöka

förekomst av läkemedel i biota. I signalkräfta detekterades inga läkemedel, vilket indikerar att detta inte är en lämplig organism för att undersöka förekomst av läkemedel i biota.

Viss risk för hormonstörande effekt kan förekomma i recipienten, baserat på de tre sätt att mäta detta som användes: kemisk analys av östrogena hormoner, samt effekttesterna YES och ER-aktivitet. Det är dock inte entydig då de östrogena hormonerna och den östrogena effekten i flera fall var likartad i referens- och recipientvatten.

Sammanvägt visade resultaten av denna rapport inte på några tydliga negativa effekter. Det är, baserat på de kemiska mätningarna, entydigt att Rimbo ARV i varierande utsträckning bidrar med tillförsel av mikroföroreningar till recipienten. Däremot visar inte de effekttester och biologiska tester som användes inte på att utsläppen är stora nog för att leda till negativa effekter på akvatiska organismer. Beräkningarna av riskkvoter avseende läkemedel visade dock på att risk för negativa effekter föreligger avseende några läkemedel. Sammantaget ger utförda undersökningar och biologiska tester svagt stöd för att det är motiverat att införande mer avancerad rening vid Rimbo ARV avseende studerade mikroföroreningar. Den begränsade miljönytta med att införa avancerad rening vid Rimbo ARV som resultaten pekar mot bör även vägas mot annan miljö- och klimatpåverkan som implementering och drift av den avancerade reningen medför.

9. Slutsats

Sammanfattningsvis har följande slutsatser dragits från det utförda projektet:

- Nuvarande drift vid Rimbo har periodvis problem med höga utgående halter av suspenderat material och ibland algblomning i biodammen. Utgångspunkten för principförslag framtida läkemedelsrening är att innehållet av partiklar i framtiden ligger <10 mg SS/l, vilket kräver optimering och ev. fällning på sandfiltren.
- Resultatet från utförda pilotförsök bedöms som relevanta som underlag för dimensionering av en fullskaleanläggning.
- Både teknikerna GAK samt ozon + sandfilter visade i de utförda pilotförsöken på en god avskiljningsförmåga avseende läkemedelsrester. GAK visade aning högre avskiljningsförmåga, men beslutet att gå vidare med ozon + sandfilter för principförslag gjordes bland annat för att tekniken har lägre klimatpåverkan.
- Vid dimensionering för Q_{dim} blir den totala investeringskostnaden ca 41 Mkr och den totala årskostnaden blir ca 3,0 Mkr/år. Denna kostnad utgår från dimensionerande förutsättning där $Q_{dim} = 300 \text{ m}^3/\text{h}$. Det innebär om flödet är lägre blir det ett högre pris på behandlat vatten per kubikmeter.
- Idag finns det inga krav kring läkemedelsrening i Sverige. Införandet av lagstiftning kring avskiljning av läkemedelsrester skulle kunna innebära t.ex. en förändring av ozondos eller uppehållstid i kontakttankarna, vilket i sin tur skulle leda till förändringar i den investeringsbedömning som gjorts.
- Resultaten från uppmätta koncentrationer i recipient visade risk för negativ påverkan på vattenlevande organismer från exponering av citalopram, oxazepam och diklofenak föreligger. Dessa risker reduceras avsevärt om verkets utgående vatten slutpoleras med antingen ozon eller GAK, vilket är att förvänta i och med att avskiljningen med dessa extra reningssteg för de flesta läkemedel är åtminstone 90%.

- Det akvarieförsök som genomfördes med zebrafisk och dammsnäcka visade inte på negativ påverkan på de exponerade organismerna. Detta visar att ekotoxikologiska riskkvoter baserade på koncentrationer i utgående vatten och akvarietester med samma utgåendevatten kan ge olika resultat, vilket förefaller rimligt utifrån hur de olika metoderna är konstruerade.
- Sammantaget ger utförda undersökningar och biologiska tester svagt stöd för att det är motiverat att införande mer avancerad rening vid Rimbo ARV avseende studerade mikroföroreningar, enligt IVL. Ekotoxikologiska riskkvoter som beräknades visar på att det förekommer risk för negativ påverkan på exponerade organismer i recipienten för ett antal läkemedel. Den begränsade miljönytta med att införa avancerad rening vid Rimbo ARV som resultaten dock pekar mot bör även vägas mot annan miljö- och klimatpåverkan som implementering och drift av den avancerade reningen medför.

Förstudie Läkemedelsrening Norrtälje Vatten och Avfall AB

Norrtälje Vatten och Avfall AB

Teknikutredning

Stockholm 2022-02-07

Teknikutredning

sammanställning av aktuella tekniker för läkemedelsrening

Datum	2022-02-07
Uppdragsnummer	1320057872
Utgåva/Status	Slutlig

Sara Stemme	Anneli Andersson Chan/ Matilda Jirblom/Louise Ulveland	Sara Stemme/ Johanna Grim
Uppdragsledare	Handläggare	Granskare

Ramboll Sverige AB
Dragarbrunnsgatan 78B
753 20 Uppsala

Telefon 010-615 60 00

Unr 1320057872

Organisationsnummer 556133-0506

Innehållsförteckning

1.	Inledning	5
1.1	Bakgrund och syfte	5
1.2	Projektbeskrivning.....	6
1.3	Syfte	7
1.4	Organisation	7
2.	Omvärldsanalys.....	8
2.1	Sverige	8
2.2	Europa.....	10
2.3	Kostnader	11
3.	Tekniska lösningar för läkemedelsrening	12
3.1	Granulerat aktivt kol (GAK)	14
3.1.1	Allmänt.....	14
3.1.2	Reningseffekt	15
3.1.3	Designparametrar	18
3.1.4	Konceptuell design för Rimbo ARV	20
3.1.5	Miljöpåverkan	22
3.1.6	Logistik.....	23
3.1.7	Kostnad	23
3.1.8	Kompatibilitet med Rimbo ARV	24
3.2	Ultrafiltrering/Membranbioreaktor & Biologiskt Aktivt Filter (UF/MBR-BAF(GAK))	25
3.2.1	Allmänt.....	25
3.2.2	Reningseffekt	25
3.2.3	Designparametrar	27
3.2.4	Konceptuell design för Rimbo ARV.....	28
3.2.5	Miljöpåverkan	29
3.2.6	Logistik.....	30
3.2.7	Kostnad	30
3.2.8	Kompatibilitet	30
3.3	Pulveriserat Aktivt Kol (PAK).....	31
3.3.1	Allmänt.....	31
3.3.2	Reningseffekt	31
3.3.3	Designparameterar.....	33
3.3.4	Konceptuell design	34
3.3.5	Miljöpåverkan	34
3.3.6	Logistik.....	35

3.3.7	Kostnad	35
3.3.8	Kompatibilitet med Rimbo ARV.....	36
3.4	Ozon med/utan efterföljande filter.....	37
3.4.1	Allmänt.....	37
3.4.2	Reningseffekt	38
3.4.3	Designparameterar.....	41
3.4.4	Konceptuell design av ozonering med efterföljande filter	43
3.4.5	Miljöpåverkan	44
3.4.6	Logistik.....	46
3.4.7	Kostnad	46
3.4.8	Kompatibilitet med Rimbo ARV.....	47
3.5	Väteperoxid (H ₂ O ₂) och UV	49
3.5.1	Allmänt.....	49
3.5.2	Reningseffekt	50
3.5.3	Designparametrar	50
3.5.4	Konceptuell design	52
3.5.5	Miljöpåverkan	52
3.5.6	Kostnad	53
3.5.7	Logistik.....	53
3.5.8	Kompatibilitet med Rimbo ARV.....	53
4.	Övriga tekniker för läkemedelsrening	54
4.1	Nanofilter och omvänd osmos	54
4.2	Biologiska metoder.....	54
4.3	Ozon och MBBR.....	55
4.4	PAK-MBBR.....	55
4.5	PAK-MBR.....	56
4.6	PAK-Ozon.....	56
4.7	MAK	56
4.8	Hydrodynamisk kavitation	57
4.9	5.9 Metal-Organic Frameworks (MOFs)	57
4.10	Enzymer	57
4.11	Avancerad kemisk oxidation med elektroperoxon	57
5.	Diskussion.....	58
5.1	Reningseffekt	58
5.2	Miljö	59
5.3	Kostnad	60

5.4	Logistik.....	62
5.5	Kompabilitet med Rimbo ARV	62
5.6	Slutsats och rekommendationer för val av pilotkörning	64
5.6.1	Val av pilotkörning	64
5.6.2	Rekommendation	64
6.	Referenser	65

Bilagor:

Bilaga 1 Dim-PM

Bilaga 2 Beslutsmatris

Förkortningar

BV	Bäddvolym
BAF	Biologiskt Aktivt Filter
DOC	Dissolved Organic Carbon
CAS	Conventional Active Sludge
EBCT	Empty Bed Contact Time
GAK	Granulerat Aktivt Kol
H₂O₂	Väteperoxid
MAK	Magnetiskt Aktivt Kol
MBBR	Moving Bed Biofilm Reactor
MBR	Membran BioReaktor
MF	Mikrofilter
NF	Nanofilter
PAK	Pulvriserat aktivt kol
pe	Personekvivalenter
O₃	Ozon
UF	Ultrafilter
UV	Ultraviolettt strålning
UVA	Ljusabsorbansen med UV
UVT	UV transmittans

1. Inledning

Naturvårdsverket har i uppdrag att fram till 2023 årligen dela ut bidrag till åtgärder som syftar till att öka takten i arbetet med att minska samhällets utsläpp av läkemedelsrester till hav, sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 2022).

Bidraget ges för:

- Investeringar i en teknik eller metod, som har till huvudsakligt syfte att avskilja läkemedelsrester från avloppsvatten i avloppsreningsverk.
- Förstudier och andra förberedande åtgärder inför investeringar i en sådan teknik eller metod.

Norrtälje Vatten och Avfall AB ansökte och fick under 2021 beviljat bidrag för ett förstudieprojekt inom rening av läkemedelsrester. Bidraget omfattade 5,35 Mkr och projektet ska vara klart under 2022.

Denna teknikutredning sammanfattar förstudiens första del och utgör underlag för val av tekniker för vidare pilotstudier, samt inför upprättande av principförslag.

1.1 Bakgrund och syfte

Rimbo avloppsreningsverk tar emot vatten ifrån Rimbo samhälle och har ett tillstånd för 13 200 pe, motsvarande 4 600 m³/d. Fysiska anslutna är för närvarande 5 000 pe, vilket för Rimbo motsvarar ett dygnsmedelflöde på ca 2 700 m³/d. Därutöver tas avloppsvatten från ett tvättereri för arbetskläder emot och externslam. Utsläppspunkten för renat avloppsvatten är Vallbyån som rinner vidare ut till Norrtäljeån och ett sjösystem för att slutligen nå Norrtäljeviken. Rimbo är i en uppgraderingsprocess där bland annat en förbättrad kväverening nyligen slutförts, vilket resulterar i mer gynnsamma miljöförhållanden i recipienten. Ytterligare flaskhalsar ska även tas bort för att kunna ta emot septitankvatten och externslam motsvarande 2 500-3 000 pe. Avsikten med en förstudie är att i ett första steg ta fram ett beslutsunderlag, i vilket nyttan med och kostnaderna för läkemedelsrening beskrivs. Beslutsunderlaget ska sedan kunna ligga till grund för ett investeringsbeslut för Norrtälje kommun om övriga förutsättningar är de rätta. Det finns även en önskan att generellt bidra till ökad kunskap om påverkan på recipient och det biologiska livet vad gäller läkemedel samt läkemedelsrening.

Att utöka processen med läkemedelsrening skulle innebära en minskad mängd mikroföroreningar som följer med renat avloppsvatten ut till Vallbyån och därefter till Kundbysjön. Enligt VISS har Vallbyån och vattendrag nedströms måttlig till dålig ekologisk status. Kemisk status för Vallbyån anges som uppnår ej god till följd av höga halter av kvicksilver och polybromerade difenyletrar (PBDE). Det anges även att Rimbo reningsverk utgör en betydande påverkan på status.

Organismer som lever vid och nedströms reningsverket kan påverkas av läkemedelsrester och andra mikroföreningar som finns kvar i utgående vatten.

Kunbysjön nedströms reningsverket har tidigare uppgetts som en av de 10 bästa fågelsjöarna i Stockholms län, med 56 rödlistade och 31 hotade arter enligt SLUs artdatabank. Sjön är även en viktig rastplats för flyttande fåglar pga det rinnande vattnet som gör Kundbysjön isfri tidigt på våren. Det finns även risk att det framtida septitankvattnet som ska till reningsverket koncentrerat kommer att öka halten av mikroföreningar pga låg utspädning, vilket kan vara en ökad risk för recipienten. Även tvätteriets vatten bör säkerställas så att t.ex. bromerade flamskyddmedel inte släpps till Kundbysjön. Ett införande av läkemedelsrening skulle kunna hjälpa till att förbättra miljöstatusen samt även innebära att Rimbo bidrar till tre av de nationella miljö kvalitetsmålen: Hav i balans samt levande kust och skärgård, Giftfri miljö samt till Levande sjöar och vattendrag. Även flera av FN:s Globala miljömål såsom t.ex. Hav och marina resurser och Ekosystem och biologisk mångfald påverkas på positivt sätt.

1.2 Projektbeskrivning

Förstudien utförs i tre delar. I den första delen beskrivs olika reningstekniker övergripande för att säkerställa att projektet är uppdaterat vad gäller tekniker för läkemedelsrening, samt att data som förväntas påverka teknikval för just Rimbos del samlas in. En uppdatering av kostnadseffektiva tekniker som är under utveckling och installeras i övriga Europa redovisas. Slutligen görs en analys av kompatibilitet för Rimbos del vad gäller investering och driftskostnader samt förväntade reningsresultat för max fyra processkombinationer. Förstudiens första del redovisas i denna rapport.

Baserat på denna teknikutredning görs en bedömning om relevanta pilotkörningar för att med hjälp av dessa säkerställa miljönyttan, låg kostnad samt att kunna ta fram dimensioneringsunderlag till den tredje delen. Miljönyttan utvärderas bland annat med hjälp av biologiska studier och kemiska analyser.

Tredje delen innebär att ett lämpligt koncept väljs för framtagande av principförslag. Principförslaget ska vara basen i beslutsunderlaget som tas fram för en eventuell investering baserat på den valda processlösning som bedöms ha bäst förutsättningar för implementering på Rimbo reningsverk. I denna del ingår rekommendation av teknik, kostnadsbudget samt tidsplan. Redovisning till Naturvårdsverket samt kommunikationsplan kommer även att ingå i studien.

Detta projekt kommer att ge Norrtälje Vatten och Avfall mer insikt kring vilken av de befintliga tekniker för läkemedelsrening som bäst passar Rimbo reningsverk, samt vilka substanser som är mest attraktiva att rena för just Rimbos recipient.

Principförslaget ska ligga till grund för ett investeringsbeslut för Norrtälje kommun. Beslutsunderlaget ska innehålla relevanta delar av den information som tagits fram under förstudiens tidigare delar.

1.3 Syfte

Syftet med denna rapport är att översiktligt utreda de reningstekniker som finns tillgängliga för rening av läkemedelsrester. Dessa utreds med avseende på ett antal parametrar som påverkar reningseffekt och driftförutsättningar. Denna sammanställning ska utgöra underlag för vilka tekniker Norrtälje kommun ska gå vidare med för pilotkörningar på Rimbo ARV.

1.4 Organisation

Projektet drivs som ett samarbete mellan Norrtälje kommun, Ramboll, IVL Svenska Miljöinstitutet och B2 Processteknik där Ramboll är den samordnande parten. Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) har ingått i projektet som stöd i uppstart och planering.

Beställarorganisation Norrtälje Vatten och Avfall

Per Claesson	Projektansvarig
Mikael Söderström	Projektansvarig
Cathrine Andersson	Beställarrepresentant
Emma Gunnerblad	Miljöingenjör/Process
Per Hellström	Ombud
Christian Hinderesson	Driftchef Rimbo
Christina Lundh	Drift och underhåll, process
Gunnar Frid	Drift på plats
Jennie Åberg	Projektledare Lindholmen (samordning)

Konsultorganisation Ramboll

Sara Stemme	Projektledare
Keyvan Edrisi	Bitr. Projektledare
Anton Enqvist	Ombud
Anneli Andersson Chan	Teknikansvarig Process
Louise Ulveland	Handläggare
Matilda Jirblom	Handläggare
Jon Fritzon	Handläggare

Konsultorganisation IVL

Magnus Karlsson	Projektledare
Tomas Viktor	Senior expert
Hannes Waldetoft	Handläggare

Konsultorganisation B2 Processteknik

Berndt Björleinius	Ansvarig pilotförsök
--------------------	----------------------

Sveriges Lantbruksuniversitet

Stefan Örn	Rådgivare
------------	-----------

2. Omvärldsanalys

2.1 Sverige

Avloppsreningsverk med teknik för avskiljning av läkemedelsrester i fullskala finns idag i Linköping, Simrishamn, Kivik, Tierp, Ronneby och Kristianstad kommun (Naturvårdsverket, 2022). Med bidrag av Naturvårdsverket har också andra kommuner och reningsverk under de senaste åren genomfört pilotstudier där flertalet tekniker har testats.

Det största reningsverket i Sverige i drift idag med fullskalig avskiljning av läkemedelsrester är Nykvarns reningsverk i Linköping. Reningsverket är dimensionerat för 216 000 pe och läkemedelsreningen består av ozonering med efterföljande MBBR. Cirka 80 % av läkemedelsresterna avlägsnas (Ramboll, 2021b).

Vid Simrishamns reningsverk Stengården har IVL Svenska Miljöinstitutet bedrivit ett forskningsprojekt där avloppsvattnet behandlats med ozonering och därefter med antingen sandfilter eller GAK-filter (med biofilter). Anläggningen driftsattes under 2019 och har varit i drift sedan dess. Reduktionsgraderna var snarlika för de två olika linjerna men något bättre för ozon-kolfilter som uppnådde över 90 % för alla läkemedelsrester förutom två. På Simrishamns två andra reningsverk, St. Olof och Kivik ARV, har GAK-filter installerats för reduktion av läkemedelsrester (Blomqvist, 2020).

Tierps avloppsreningsverk har cirka 15 000 persona anslutna och driftsatte under 2020 en fullskalig läkemedelsrening bestående av ett sandfiltersteg med efterföljande ozon och GAK-filter. Utvärdering av processen visar på en medelreduktion på 90 % (Temab, 2020).

I Kristianstads kommun vid Degeberga avloppsreningsverk (2 000 pe) har en fullskalig läkemedelsrening varit i drift sedan april 2020. Reningen består av två GAK-filter som byggts i befintliga volymer vid verket efter dagens efterpolerande sandfiltrering. Efter 6 månader i drift uppgick reduktionen av läkemedelsrester till mer än 95 % (Wilhelmsson, 2020).

I Ronneby vid Bräkne-Hoby reningsverk (3 500 pe) finns en fullskaleanläggning för läkemedelsrening bestående av kontinuerliga sandfilter-ozon-GAK som driftsattes under slutet av 2020 (Svenskt Vatten, 2021).

Syvab (Himmerfjärdsverket), Kalmar, Ronneby, Haninge (Fors ARV) och Växjö (Sundets ARV) är kommuner som har genomfört större pilotförsök för läkemedelsrening. Vid Himmerfjärdsverket körs sedan hösten 2020 en pilotanläggning med en MBR-process och två efterföljande linjer med seriekopplade GAK-filter. Efter att filtren varit i drift i fyra månader, mellan 4 400-6 550 BV, beräknas 99 % av läkemedelsresterna kunna avskiljas i en

fullskaleanläggning. Med äldre kol förväntas avskiljningsgraden minska men resultat för detta finns ännu inte redovisade (Lemström et al, 2021).

På Kalmars avloppsreningsverk har en pilotstudie utförts med kombinerad UF- och GAK- teknik som placerades efter den kemiska reningen på verket. Försöken utfördes under 2017-2018 och reduktionsgraden låg över 90 % för samtliga läkemedelsrester förutom en (sulfametoxazol) upp till 10 000 BV. För bäddvolymen över 10 000-15 000 sjönk reduktionsgraden till i medel över 80 %, dock hade 7 av 17 substanser under 80 % reningsgrad (Ramboll, 2021a).

På Fors avloppsreningsverk genomfördes pilotstudier av olika tekniker för läkemedelsrening under 2020. Verket tar idag emot ett flöde motsvarande 19 000 anslutna personer och planerar för en utbyggnad till 37 000 personer år 2050. Teknikerna för läkemedelsrening som studerades var GAK-filter (med olika sorters kol), ozon med/utan efterföljande sandfilter samt PAK (med olika sorters kol). GAK gav 95 % reduktion av de utvalda läkemedelsresterna och Ozon med efterföljande sandfilter gav 90 % reduktion. PAK visades ge en reduktion på 81 % vilket till stor del berodde på varierande dos av PAK då olika sorter användes. Slutgiltigt valdes ozon-sandfilter som teknik på grund av ett lägre klimatavtryck samt att GAK behöver generas vilket innebär transporter till och från verket (Ramboll, 2021b).

Växjö kommuns största reningsverk, Sundet, är dimensionerat för 95 000 pe (Qdim 1500 m³/h). Vid Sundets ARV i Växjö utfördes under år 2019-2020 pilotförsök med ozonering, UV/väteperoxid (H₂O₂), samt kontinuerliga kolfilter (GAK). I försöken med ozon och UV/väteperoxid syntes ett tydligt samband mellan dos och reduktionsgrad. Det var inte möjligt att kombinera fosfor- och läkemedelsrening i kontinuerliga filter (genom att byta ut sanden mot GAK i DynaSandfilter), filtren satte igen, medan kolfiltrering efter DynaSand fungerade väl. Oxazepam och Diklofenac identifierades som prioriterade substanser utifrån riskanalysen. Med ozon uppnåddes 90% och med UV/väteperoxid 85% reduktion av de analyserade läkemedelsresterna. Energiförbrukningen för UV/väteperoxid var avsevärt högre jämfört med ozon, medan investeringskostnaden har beräknats bli lägre. Med GAK filtrering erhöles drygt 90% reduktion. Slutgiltigt val av teknik är inte gjort, utvärdering av olika kombinationslösningar har genomförts. En förstudie av anlagd spillvattenvåtmark har också genomförts, där viss reduktion av läkemedel kan förväntas.

Flertalet kommuner så som Alingsås, Vivab, Kungsbacka, Falun och Ronneby har utfört pilottester med ozon och efterföljande filter av antingen sand eller kol. Vid Ronneby uppnådde man över 80 % rening med ozonfilter och GAK-filter och de driftsatte sin fullskaleanläggning vid Bräkne-Hoby i slutet av 2021 (Andersson, 2021). Vid Ullared (Vivab) bedömdes att riskkvoten av läkemedelsrester till recipienten var för låg för att det skulle finnas ett incitament för implementering av fullskalig läkemedelsrening.

2.2 Europa

I Europa finns rening av mikroföroreningar implementerat på ett antal olika reningsverk, men för olika länder gäller olika lagstiftning. I Tyskland finns t.ex. inga lagstadgade krav på läkemedelsrening, men trots detta finns ett flertal reningsverk med efterpolerande steg för avlägsnande av läkemedelsrester. Vanligt förekommande reningstekniker på tyska reningsverk är ozonering, GAK och PAK.

Peak Q_{dry} är ett mått på flöde som ofta används i Tyskland för dimensionering av anläggningar för läkemedelsrening. Vid dimensionering av peak Q_{dry} dimensionerar man anläggningen för maxflödet under en torrvädersperiod vilket gör att bräddning sker vid perioder med höga flöden, exempelvis vid skyfall. Läkemedelsreningen blir då dimensionerad för lägre flöde jämfört med Q_{dim} . Måttet används som dimensionering eftersom regnvatten anses vara mindre förorenat med läkemedelssubstanser och att det därför inte är ekonomiskt att rena de högsta flödena. Metoden har applicerats på avloppsreningsverk i Tyskland där det inte finns fastställda krav eller riktlinjer på hur stor del av flödet i reningsverket som ska behandlas i det avancerade läkemedelsreningssteget. I Tyskland (Nordrhein-Westfalen) är läkemedelsrester, pesticider och PFAS-ämnen sammanfattade i en lista som används för uppföljning av funktionen för GAK-processer och ozonanläggningar. (Svenskt Vatten 2021).

I Schweiz, däremot, finns sedan 2014 en lag som reglerar mikroföroreningar (där läkemedelsrester är en del) i utgående vatten till recipient. Målet med reningen är att uppnå 80 % rening för de verk som är uppgraderade vilket bidrar till en 50 % reningsgrad av mikroföroreningar totalt inom landet. Krav på 80 % reningsgrad av mikroföroreningar ställs på reningsverk inom en 15 års-period och gäller för reningsverk som:

- 1) har en kapacitet på $>100\ 000$ pe
- 2) har utgående vatten som utgör $>10\ %$ av flödet i recipienten, och
- 3) har utsläpp till recipienter där ytvattnet används för produktion av dricksvatten

De reningstekniker som främst används i Schweiz är PAK med efterföljande sandfiltrering samt ozonering med biologiskt sandfilter (Furgal. K, 2017). I Schweiz används två olika strategier för dimensionering av läkemedelsreningen. Samtliga reningsverk i Schweiz som använder ozonering idag har dimensionerats för totalflödet till verket inklusive regnvädersflödet. Den andra metoden som används är att dimensioneringen utgår från $2 \cdot \text{peak } Q_{dry}$ (vilket oftast motsvarar dimensioneringen för den biologiska reningen) (Furgal. K, 2019).

I Schweiz släpper dock flera avloppsreningsverk renat avloppsvatten till dricksvattentäkter, och kravet på 80 % reduktion av mikroföroreningar på årsbasis ska uppfyllas vid alla väderförhållanden. Provtagningen som är flödesproportionell sker med 48 timmars blandningsprov som tas vid försedimenteringen samt efter läkemedelsreningen. Kontrollmyndigheten mäter

12 indikatorer. Kravet på 80 % reduktion av mikroföroreningar på årsbasis måste uppfyllas i minst 10 av årets 12 prover, och den schweiziska kontrollmyndigheten kan göra oanmälda besök på verken för provtagning (Furgal. K, 2019).

Ett forskningsprojekt i Schweiz, Strategy MicroPoll, 2006-2011, utvärderade möjligheter att avlägsna mikroföroreningar och således minska mängden som släpps ut till ytvatten. Detta ledde till utvärdering av både PAK och ozonering i pilotskala och för båda teknikerna uppnåddes en reningsgrad på 80 %. Senare installerades en kombination av ozonering och PAK, på grund av striktare reningskrav, på reningsverket i Lausanne, Schweiz, och verket har varit driftsatt sedan 2015.

Danmark är ett av de länder där rening av mikroföroreningar, så som läkemedelsrester, är högt prioriterad. Fokus har legat på att införa rening vid sjukhus istället för på reningsverk på grund av att ansvaret för rening av föroreningar ligger på de ansvariga för utsläppen. Detta trots att uppskattningsvis 96 % av läkemedelsresterna kommer från hushåll vilket gör att utbyggnad av rening av mikroföroreningar i Danmark idag både utförs på sjukhus och vid kommunala reningsverk. Många reningsverk är i planeringsfasen för att förbättra reningen av läkemedelsrester. Ett forskningsprojekt som bedrivs av Suez utvärderar reduktionen av läkemedelsrester där ozon doseras vid flera punkter i processen. Ozonet doseras innan luftningstankarna, i slamreturen till biologin och som ett efterpoleringssteg.

I Nederländerna finns inget direktiv som reglerar läkemedelsrester i avloppsvattnet. Detta trots att 35 % av dricksvattnet kommer från ytvattentäkter, vilket ökar risken för att läkemedelsrester återfinns där. En fullskalig anläggning planeras att bedrivas på Horstermeer reningsverk där potentialen av en kombinerad ozonering och GAK-filter ska utredas.

2.3 Kostnader

Kostnaden för att införa läkemedelsrening beror på förutsättningarna på det specifika reningsverket, både i form av lokala förutsättningar (befintlig process och infrastruktur) och vilka reningskrav som eftersträvas. Vid jämförelser måste anläggningens storlek framgå, generellt minskar kostnaden med storlek, men internationella jämförelser visar att kostnadsjämförelser kan vara stora mellan två anläggningar av samma storlek (Svenskt Vatten, 2021). Kostnad för efterbehandling kan vara i samma storleksordning som den avancerade reningen.

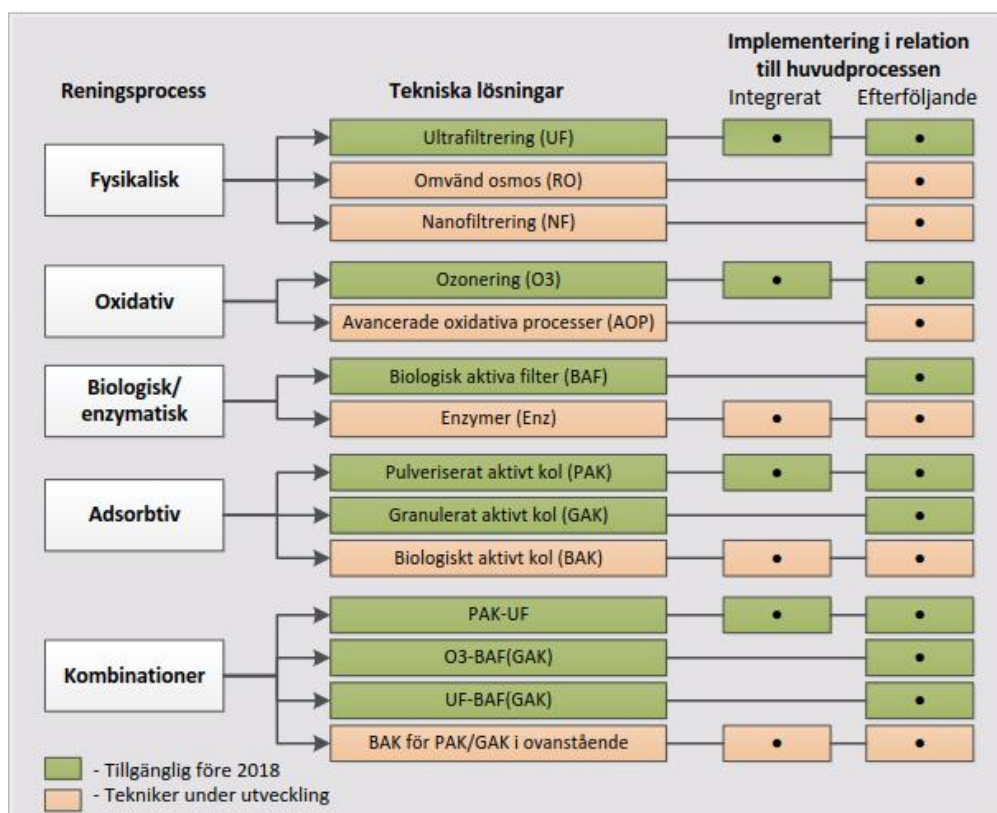
För de svenska anläggningar som tagits i drift ligger driftskostnaderna mellan 0,45 och 1,35 kr/m³ och kostnader för Tyskland, Nederländerna och Schweiz ligger <0,1 €/m³ för anläggningar >100 000 pe (utan efterbehandling). Flera osäkerheter finns, tex påverkar livslängden på kolet kostnadsbilden och lång drift krävs för att få fram det.

De specifika kostnaderna sjunker med stigande anläggningsstorlek och vid de mindre anläggningarna (<10 000 personer) kostar avancerad rening ungefär fem gånger mer per behandlad kubikmeter än vid de största anläggningarna (>200 000 personer).

2021 publicerades en studie (Mulder et.al., 2021) som adresserar svårigheterna i att överföra nyckeltal från en kontext till en annan och hur detta i praktiken begränsar möjligheterna att jämföra kostnads- och livscykelanalyser, både inom ett land och mellan länder.

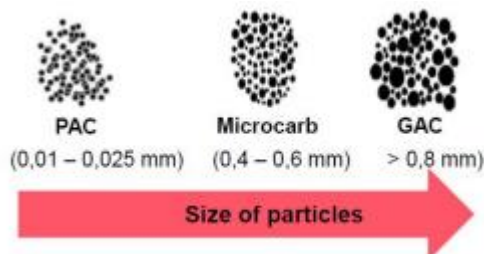
3. Tekniska lösningar för läkemedelsrening

De tekniska lösningar som finns för att rena läkemedelsrester i avloppsvatten inkluderar fysikaliska, kemiska, biologiska, oxidativa och adsorbtiva processer samt kombinationer av dessa. I figur 1 presenteras nuvarande använda tekniker från läkemedelsrening.



Figur 1 Schematiskt figur över olika tekniker för läkemedelsrening (Bild: Naturvårdsverket, 2017)

Adsorptionsprocesserna bygger på aktivt kol tillsätts i reningsprocessen eller i eget steg. Kålet kan antingen vara pulveriserat (PAK), granulerat (GAK) eller storleksmässigt där emellan, mikrogranulerat, se figur 2.



Figur 2 Storlekar för aktivt kol (Bild: Veolia, 2020)

För närvarande finns tre tekniska lösningar som appliceras för rening av läkemedelsrester i full skala. Dessa är ozonering och adsorption med pulveriserat aktivt kol (PAK) eller granulerat aktivt kol (GAK). Det finns även andra tekniker som har prövats i pilotskala och uppvisat goda reningsresultat. Dessa är olika kombinationer av tidigare nämnda tekniker, användning av membran (nano- och ultrafilter, väteperoxid i kombination med UV, omvänd osmos och biofilter.

De biologiska reningsprocesserna (BAF) innebär att det utvecklas en biofilm på ett medium som avlägsnar mikroföroreningar från avloppsvattnet. Det kan tex vara en MBBR (moving bed bio reactor) eller IFAS (integrated fixed-film activated sludge) process eller biologiskt aktivt kol (BAK). Att endast ha BAF som ett fristående reningssteg kan vara otillräckligt för rening av läkemedelsrester eftersom många läkemedel och andra mikroföroreningar inte reduceras tillräckligt av biologisk rening.

Vid implementering av ett reningssteg för läkemedelsrening är det viktigt att ta hänsyn till halten suspenderade partiklar i det utgående vattnet. Suspenderade partiklar kan bidra till igensättning på GAK-filter och därav leda till högre kostnader. Hög halt av fasta partiklar ökar även kostnaderna för rening med ozon och PAK. Vid avancerad oxidering med H_2O_2 -UV är hög transmittans i utgående vattnet viktigt för att begränsa energimängder som krävs, ju högre transmittans (UVT) vattnet har desto lägre UV-dos krävs eftersom mer UV-ljus kan absorberas av väteperoxiden.

3.1 Granulerat aktivt kol (GAK)

3.1.1 Allmänt

Granulerat aktivt kol (GAK) kan användas i filterbäddar som ett separat reningssteg och avskiljer mikroföroreningar genom adsorption. Med tiden kan en anpassad mikroflora etableras och är svårt att avstyra, så de flesta system blir ett kombinationssystem GAK/BAF (biologiskt aktivt filter) (Baresel, C., et.al., 2017b).

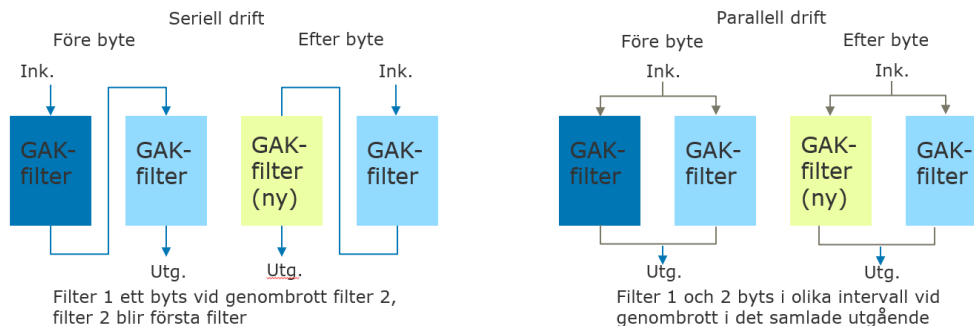
När kolet blir mättat behöver det bytas ut, det mättade kolet hanteras på två olika sätt. Antigen förbränns det i en förbränningsanläggning eller så kan det regenereras. Vid regenerering upphettas kolet till 900–1000 grader så att läkemedelsresterna förbränns och ca 10 % av det aktiva kolet förbrukas, vilket måste ersättas med nytt kol. Regenererat kol förväntas inte vara lika effektivt för att avlägsna mikroföroreningar i utgående vatten vilket bidrar till en hög kostnad för GAK (Baresel et al 2017a). Det finns idag ingen enkel metod för att avgöra när kolet behöver bytas och kolbytesintervaller påverkar i hög grad driftskostnaden.

GAK-filter har länge använts inom vattenreningsbranschen och det finns därför god erfarenhet av tekniken. Det finns inga begränsningar i storlek av GAK-filter, varvid det kan användas vid både stora och små reningsverk. Aktivt kol produceras som regel från stenkol eller andra kolrika råvaror och aktiveras sedan antingen termiskt eller kemiskt. Det är därmed en fossil resurs som även kräver mycket energi, för både tillverkning och eventuell regenerering. Det finns möjlighet att tillverka kol från andra organiska substitut, så som slam från anläggningen, men detta är ej ett utbrett förfarande. Det vanligaste förekommande förnybara kolet idag är tillverkat från kokosnötskal.

För en GAK-filteranläggning behöver filterbäddar och pumpar installeras, samt eventuellt uppsamlingsstankar för backspolnings- och spolavloppsvatten. Problem som kan uppkomma vid användning av GAK-filter är igensättning på grund av mikrobiell tillväxt och anpassning av hydraulik och kontakttid behöver justeras för varje anläggning. Det finns system som är trycksatta men det vanligast förekommande är öppna system (Baresel, C., et.al., 2017b).

GAK-filter fungerar bäst som ett efterpolerande steg där vattnet har låg partikelhalt. Vid höga halter suspenderat material rekommenderas en extra filtrering för att avlägsna partiklar större än 10 µm. Olika tillvägagångssätt som exempelvis flerfiltersystem samt vart i processen GAK-filtrering placeras kan få en väsentlig inverkan på GAK-filtrets livslängd och behovet av backspolning/byten.

Implementering av flerfiltersystem kan ske på två olika sätt, seriell drift eller parallell drift. Båda driftsätten förväntas öka filtrens livslängd men seriell drift anses bättre med avseende på att fånga upp ojämnheter i reningseffektivitet samt att maximalt utnyttja filtermaterialets kapacitet.



Figur 2 - Schematisk bild över seriell och parallell drift, bild från Baresel et.al 2017b

Seriell drift ger dock ett större tryckfall och därmed ett större behov av pumpning, via högre lyfthöjd till det första filtret eller via pumpning mellan filtren. Ifall vatten ska ledas med självfall genom de två seriekopplade filtren så krävs att vattennivån behöver vara högre i det första filtret.

Det finns alternativ till konventionella GAK-filtter som drivs kontinuerligt, dessa bygger på att flödet går nedifrån och upp. Veolia har två processlösningar: FiltrafloCarb och Opacarb FL som använder mikrogranulerat kol med högre specifik yta vilket innebär att kolförbrukningen kan minskas. Nordic Waters processlösning kallas DynaSand Carbon där sanden bytts ut mot aktivt kol. Smutsigt kol tvättas kontinuerligt vilket leder till ett tvättvatten som återcirkuleras i reningsprocessen.

3.1.2 Reningseffekt

Det aktiva kolets kapacitet beror på antalet behandlade bäddvolym, då reningseffekten med GAK-filtterteknik minskar i takt med att det aktiva kolets yta upptas av föroreningar. För att avlägsna biologisk påväxt kommer filtren att behöva backspolas med jämna mellanrum. Avskiljningsgraden av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar optimeras när avloppsvattnet innehåller låga halter suspenderat material. Vid traditionella kolfilter byts hela kolbädden när den är förbrukad vilket innebär att reningen är som mest effektiv i början och minskar efterhand. I slutet av en period före byte av kolbädd finns risk för förhöjda utsläppsvärden. Denna risk minskas genom att ha flera filter i serie. För vissa kontinuerliga kolfilter kan kolmängden justeras eller tvättas under drift vilket kan innebära att en jämnare reduktionsgrad erhålls (Veolia, 2021).

GAK-teknik resulterar i en generellt god avskiljningsgrad för samtliga läkemedelsrester (>80 %), men den kan variera mellan olika substanser. De pilottester som genomförts i Sverige har varierande etablerad mikrobiologi samt olika DOC-halter vilket påverkar den uppnådda reningsgraden (Baresel, C., et.al., 2017). Den förväntade reduktion för läkemedelsrester och några andra mikroföroreningar, som har uppnåtts i tidigare studier redovisas i tabell 1.

Tabell 1. Förväntad reduktion av läkemedelsrester, PFAS, triclosan, nonylfenol samt bisfenol A vid införande av GAK-filter (Baresel et al, 2017a).

Förorening	Avskiljningsgrad för GAK	Degeberga**	Syab***
Läkemedelsrester*	>80 %	95 %	99 %
PFAS (inkl. PFOS)	>70 %		>80 %
Triclosan	>70 %		
Nonylfenol	0-<20 %		
Bisfenol A	0-<20 %		
Ftalater (t.ex. DEPH)	>70 %		

*Gäller samtliga substanser prövade av Baresel et al (2017a).

** Efter 6 månader i drift. Kolets förmåga att avskilja läkemedelsrester avtar med tiden, och den totala avskiljningen beror på hur ofta byte av kol sker (antal BV).

*** Efter filterdrift i fyra månader (4 400-6 550 BV).

Degeberga har två kolfilter på 5,5 m³ för 11 m³/h vardera (Wilhelmsson, 2020). Efter 6 månader i drift uppnår de 95 % reduktion av uppmätta läkemedel, (däribland diklofenak). Deras målsättning är att ha över 90 % reduktion.

Vid pilotförsök vid Främby ARV i Falun (50 000 pe) reducerades minst 80 % och i många fall upp till 100 % av uppmätta läkemedelsrester. Ytbelastning varierade mellan 2-7,7 m/h och uppehållstid mellan 7,4-32 minuter. Efter 35 veckor i drift var avskiljningen fortsatt över 80 % för det kolfilter som hade 32 minuter uppehållstid. För de kolfilter med 16 respektive 14 minuter uppehållstid låg reningen under 80 % efter 25 veckor i drift. Beräknat som bäddvolymmer motsvarade detta 12 000-13 000 BV. I projektet togs riskvoter fram och beräknades för olika läkemedelsrester.

I Simrishamn utfördes pilotförsök i kontinuerliga kolfilter. Försöken utfördes under cirka fem månader under år 2019 (IVL, 2020).

I tabell 2 presenteras de läkemedelsresterna med högst riskkvot och i vilken utsträckning dessa kunde reduceras i Falun (Falu Energi & Vatten & IVL, 2020) samt reningsresultat från försök vid Simrishamn (IVL, 2020).

Tabell 2. Data över uppnått reningsresultat vid Främby reningsverk, Falun (Falu Energi & Vatten & IVL, 2020).

Läkemedel	Beräknad riskkvot*	Erforderlig reningsgrad för*:		Reduktionsgrad vid Främby ARV vid genombrott	Reduktionsgrad i Simrishamn	Reduktionsgrad vid Växjö
		Riskkvot <1	Riskkvot <0,1			
Citalopram	140	99,3 %	99,9 %	80 % vid 25 000 BV	77 %	92 %
Oxazepam	11	91 %	99,1%	80 % vid 10 000-15 000 BV	58 %	88 %
Ranitidin	3,3	70 %	97%	-	96 %	-
Diklofenak	0,49	-	80%	Substansen detekteras efter 5 000-8 000 BV. 80 % vid 10 000-15 000 BV	44 %	79 %
Furosemi	0,38	-	74%	Substansen detekteras efter 5 000-8 000 BV. 80 % vid 10 000-15 000 BV	59 %	85 %
Amlodipin	0,31	-	68%	80 %	-	100 %
Serttralinalin	0,29	-	65%	90 % vid 25 000 BV	83 %	97 %

*Gäller för Främby ARV

Vid pilotförsök på Växjö ARV med DynaSand Carbon reducerades 90% av uppmätta läkemedel (oxazepam 88% och diklofenac 78%) där målsättningen var att reducera 80% av oxazepam (Lindberg 2020).

Vid pilotförsök på Fors ARV reducerades i snitt 97 % av 23 detekterade läkemedel under försöksperioden inklusive diklofenac (Björleinius, 2021).

Även en viss reduktion av mikroplaster erhålls genom GAK-filtertechnik men sker i mindre skala. De mikroplaster som avskiljs i filtrerbädden följer med spolavloppsvattnet vid backspolning.

3.1.3 Designparametrar

Övergripande designparametrar för dimensionering av GAK-filter efter erfarenhet från implementering vid konventionella avloppsreningsverk i Schweiz och Tyskland samt Degeberga presenteras i tabell 3.

Tabell 3. Tabell över driftparametrar baserade på data från Schweiz och Tyskland samt Degeberga (Svenskt Vatten Utveckling, 2016; Furgal, 2017; Ramboll, 2019b; Svenskt Vatten, 2019)

Parameter	Enhet	Erfarenhet från Schweiz och Tyskland	Degeberga	Erfarenhet från svenska försök
Kontakttid (EBCT)	min	20-40	30	>10
Ytbelastning	m/h	6-10	-	5-10
Empty Bed Volumes	filtervolym	7 000-15 000	<u>>20 000-</u>	>20 000
Backspolsflöde	% av Q_{dim}	5-15	-	
Energikonsumtion	W/behandlad m^3	40**	-	22*

*Beräkningar från Himmerfjärdsverket

** Furgal. 2017

Studier gjorda av IVL från 2014 indikerar på att kontakttider på 12–14 minuter anses vara tillräckligt för att uppnå goda reningsresultat. Nyare studier visar på att kontakttider på 10 minuter kan säkerställa en jämförbar reningseffektivitet (Baresel, et.al., 2017).

Antalet bäddvolym som kan köras igenom ett kolfilter innan byte av kolmassa beror på vilken reningsgrad som man vill uppnå och kan acceptera. Desto fler bäddvolym ju lägre reningsgrad uppnås totalt. Utöver detta sker genombrott tidigare för vissa substanser än för andra vilket påverkar livslängden av kolet beroende på vilken substans som man bestämt är dimensionerande.

Antalet bäddvolym varierar mellan olika studier, i försök inom SystemLäk och FRAM har de uppgått till över 20 000 BV (Cimbritz & Mattsson, 2018). Kårelid et al (2017) visade att livslängden varierade mellan GAK-produkter, där vissa gav god avskiljning under hela försöksperioden (5 000 BV), medan man med andra fick genombrott redan vid 3 000–5 000 BV. Även genombrott för olika substanser skiljde sig åt mellan olika typer av kol, därför är det viktigt att välja rätt GAK-produkt som matchar det aktuella avloppsvattnets sammansättning. Mulder, 2015 uppger att filtermaterialet kan bytas efter 8 800 BV. Vid pilotförsöket med seriekopplade GAK-filter vid Himmerfjärdsverket är ett av målen att utvärdera livslängden på kolet. Förhoppningen är att kunna nå 25 000 BV innan genombrott

sker (Syvab, 2019). [Kolet vid Degerberga reningsverk är inte bytt och har körts över 20 000 BV efter två år.](#)

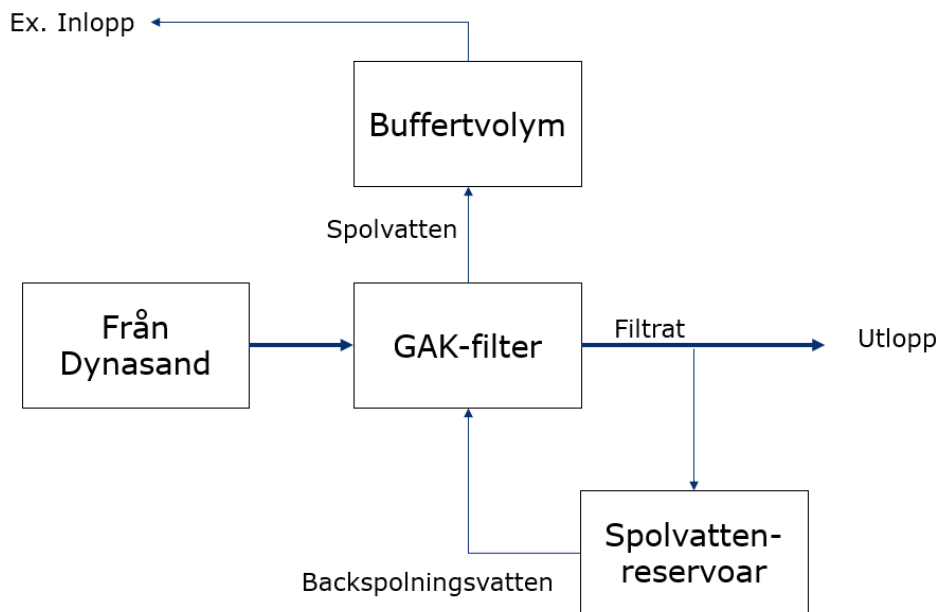
Mängden GAK som krävs anges antingen som mängd kol per behandlad vattenmängd (mg GAK/m³) eller uttryckt relaterat till halten DOC (mg GAK/mg DOC). Optimala mängden GAK per filterbädd behöver tas fram specifikt efter varje unik sammansättning av avloppsvattnen. Enligt Baresel et al 2017a behövs >20-25 mg GAK/l för traditionellt behandlat avloppsvatten, motsvarar >2-2,5 mg GAK/mg DOC vid en DOC-halt på 10 mg/l. Vid pilotförsöken på Fors ARV visade en kolmängd på <47 g/m³ på god reningseffekt.

Nytt kol måste blötläggas före användning, vilket kan ta flera dagar. På anläggningar med kontinuerliga GAK-filter har korrosion på stålkonstruktionen orsakad av galvaniska strömmar mellan kolet och stålet orsakat problem. Leverantörens rekommendation är att se till att det konstruktionsstål som ska vara i kontakt med vatten och GAK bör vara syrafast eller högre kvalitet (IVL, 2020). Hantering av aktivt kol kan leda till dammbildning och det finns en risk att en explosiv blandning uppstår. Detta måste riskvärderas och hanteras.

Vid konventionella avloppsreningsverk används vanligen 5–15 % av utgående filtrat till backspolflöde (Furgal, 2017). Vid Syvab har spolvattenmängder ned till 0,7 % testats (filtren matas med MBR-renat vatten). [Kolfiltren i Degerberga har inte behövt backspolas alls efter två års drift.](#)

3.1.4 Konceptuell design för Rimbo ARV

Föreslagna lösningen för läkemedelsrening med GAK-filtrer vid Rimbo presenteras i Figur 3.



Figur 3 - Blockschema för läkemedelsrening genom GAK-filtrer

Utgående vatten från Dynasandfiltren leds till en inloppskanal i filteranläggningen, från inloppskanalen fördelas vatten till respektive filter. Exempel kan anläggningen utformas med två filter med en yta på 13 m² samt bäddjup på 1,9 m. I detta fall erhålls en ytbelastning på 7,3 m³/h och en uppehållstid på 16 minuter.

Filtren kommer behöva backspolas med jämna mellanrum för att avlägsna biologisk påväxt som orsakar tryckfall och minskad flödeskapacitet. Filtrat från filteranläggningen föreslås att användas som backspolvatten, en andel av utgående filtrat kommer därför att ledas till en reservoar. Mängden suspenderat material kommer att påverka backspolbehovet, högre halter suspenderade ämnen innebär en högre frekvens på backspolning. Rimbo's relativt höga halter av suspenderat material i utgående vatten (i medel 22 mg SS/l) kan påverka spolfrekvensen.

Spolavloppet leds till en buffertvolym där flödet mellanlagras och kan sedan ledas tillbaka till processen. Exempelvis kan spolvattnet pumpas tillbaka till inloppet eller möjligen ledas till slamhanteringen. En liten andel kolpartiklar, som bildas vid söndernötning av filtermaterialet vid backspolning, förväntas följa med spolavloppet vid backspolning av filtren. Med en väl dimensionerad backspolning anses andelen kol som spolas ur vara liten (Baresel, C. et al, 2017a). Utöver

kolpartiklar kommer spolavloppet även innehålla biomassa och viss del organiska föroreningar (t.ex. nonylfenol och triclosan) som bundits till biomassan (Ramboll, 2019a).

Eventuellt kan spolavloppet pumpas tillbaka till tidigare processteg utan mellanlagring, behovet av mellanlagring beror på utformning av filteranläggningen. Med få och stora filter kommer momentanbelastningen till tidigare processteg bli stort, med flera och mindre filter blir momentanbelastningen mindre och behovet av buffertvolym kan då eventuellt utgå.

Utgående filtrat leds till verkets utlopp.

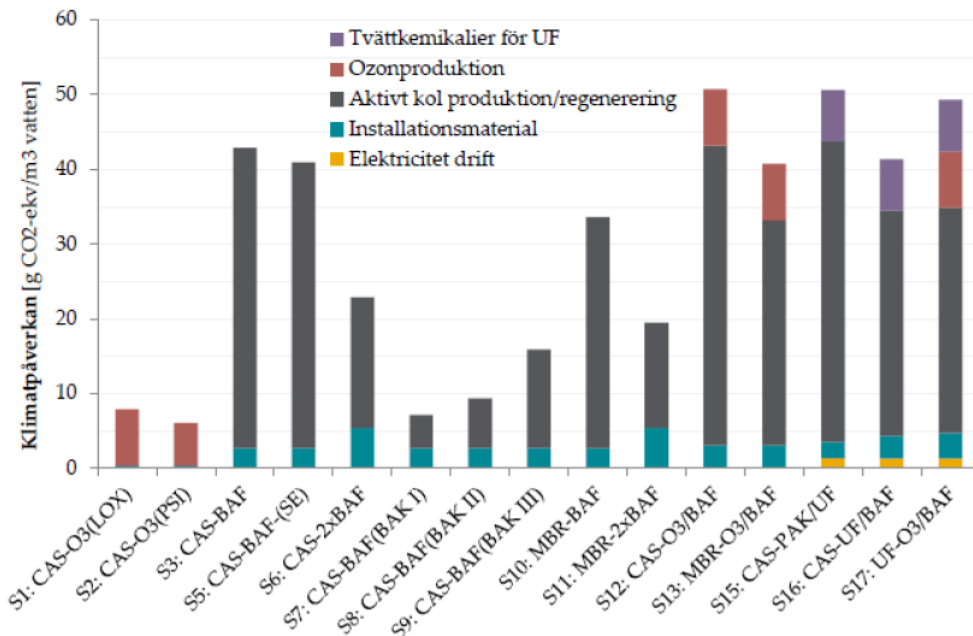
3.1.5 Miljöpåverkan

IVL gjorde 2017 en jämförelse mellan olika teknikers klimatpåverkan. Jämförelsen visar på att tekniker med aktivt kol har en stor påverkan, orsakad av tillverkning och regenerering av kolet.

Idag finns inga aktörer som tillverkar eller regenererar kol i Sverige vilket leder till långa transportsträckor vid leverans/byte av filtermaterial. Detta leder även till att omkostnader och miljöpåverkan för regenerering kan bli ohållbara både ur ett ekonomiskt och miljömässigt perspektiv. Den närmaste regenereringsanläggningen idag finns i Belgien. Regenerering i Sverige skulle minska klimatpåverkan, men det skulle ha en mindre effekt (se scenario 3 och 5 i figur 4).

Ifall biokol från producerat avloppsslam kan användas i framtiden istället för aktivt kol så skulle klimatpåverkan reduceras betydligt enligt Baresel et.al., 2017b, se scenario 7 till 9 i figur 4. I försök gjorda inom SystemLäk (2016) påvisades en stor potential avseende avskiljningsförmågan för biokol, men det konstaterades även att det behövs mer utveckling inom området.

Skillnader i klimatpåverkan mellan verk på 20 000 pe och 100 000 pe är marginell, eftersom lika mycket kol eller ozon går åt per m³ vatten oavsett anläggningsstorlek (Baresel, et.al., 2017b).



Figur 4 - Klimatpåverkan för undersökta scenarier för en anläggning på 100 000 pe. Scenario 3 & 5 jämför klimatpåverkan för om kol regenereras i Sverige eller utomlands. Scenario 7, 8, 9 visar hur klimatpåverkan skulle förändras ifall biokol kan användas. Scenario 3 & 6 jämför användande av en-stegsfilter kontra flerfiltersystem. Figur från Baresel et.al., 2017b

Tillämpning av flerfilterssystem halverar nästan klimatpåverkan trots en ökning av installationsmaterial, detta då kolkapaciteten förväntas öka mer än dubbelt, se scenario 5 jämfört med 7. Även påverkan från koltillverkan och regenerering minskar, s scenario 3 och 6 i figur 4.

Samtliga lösningar som innebär filtersteg ger ett ökat behov av betong, vilket medför en stor klimatpåverkan.

Viss dammbildning kan uppstå vid påfyllning av nytt kol.

3.1.6 Logistik

Byte av kolet sker vanligtvis genom en sugbil och kan liknas med hantering av sandfilter. Hänsyn behöver därför tas för till- och fråntransporter av GAK när val av placering utreds.

Vid grova överslagsräkningar så kommer 2 filter att behöva vara i drift (baserat på $Q_{dim}=191 \text{ m}^3/\text{h}$, filterarea= 13 m^2 (25 m^3 kol) och en bäddhöjd på 1,9 m). Detta indikerar att transporter och byte av kol kommer ske mellan var fjärde och var nionde månad vid antagande att kolet byts efter 10 000 - 25 000 BV.

Vid ett antagande om byte efter 10 000 respektive 25 000 BV, att ett filter byts i taget och att transport av GAK kan ske om 30 ton/lastbil behövs 3-7 transporter av kol till och från Rimbo varje år.

3.1.7 Kostnad

Totalkostnaden för GAK har beräknats för ett verk för framtidens kapacitet 0,7-1,1 kr/ m^3 för ett verk på 20 000 pe och 0,5-0,75 kr/ m^3 för ett verk på 100 000 pe (Naturvårdsverket, 2017).

I (Mulder, 2015) så anges en kostnad på €0,26 ± 0,04 per m^3 för verk på 20 000 pe och €0,27 ± 0,04 kr per m^3 för verk på 100 000 pe, baserat på byte av filtermaterial efter 8800 BV.

I Kalmar beräknades den specifika kostnaden för GAK-anläggningen till 1,2 kr/ m^3 (membran renat avloppsvatten in till kolfiltren) med byte av filtermaterial efter 18 000 BV (Svenskt Vatten, 2019).

Enligt (Wahlberg, C et.al., 2010) så skattas totalkostnaden för aktivt kol-filtrering i reningsverk för mer än 100 000 pe till 2,9 kr/ m^3 .

Vid Himmerfärdsverket bedömdes investeringskostnaden för seriekopplade GAK-filter till 433 MKR (6 600 m^3/h). Den totala årskostnaden bedöms till 58-89 MKR eller 1,0-1,5 kr/ m^3 (stort spann pga. osäkerhet kring livslängd för aktivt kol). Detta innebär en ökning med ca 20-30 % jämfört med Syvabs framtida kostnader med utbyggd MBR (5,0 kr/ m^3) (Ramboll, 2019a).

Totalkostnaden för investering vid Degeberga ARV för GAK uppgick till ca 10,5 Mkr specifika totalkostnaden 5,3 kr/m³ respektive 256 kr/pe (Svenskt Vatten 2021). Anläggningen dimensionerad för maxflöde 22 m³/h och 2000 pe.

Växjös beräkningar för en fullskaleanläggning för 800 m³/h visar på en investeringskostnad för DynaSand Carbon på ca 13 MKR och driftskostnad på 0,74 kr/m³ (Lindberg 2020).

3.1.8 Kompatibilitet med Rimbo ARV

Att använda GAK-filter som läkemedelsrening vid Rimbo ARV är en teknik som kan förväntas ge goda resultat. De relativt höga halterna suspenderat material i dagens utgående vatten (i medel 22 mg/l) kan påverka livslängden på kolet negativt. Mer efterforskning kring om halten suspenderat material går att reducera i processen behövs.

Eventuellt kan pumpning komma att krävas från Dynasandfiltren till kolfilteranläggningen beroende på lokalisering av läkemedelsreningen på anläggningen och de hydrauliska förutsättningarna. Filtrat från filteranläggningen bör kunna ledas med självfall till utloppet. Hydrauliken behöver utredas vidare i projektet. Det kommer även att behövas pumpar för backspolning samt transport av spolavloppet.

Backspolning innebär ett behov av buffertvolym för backspolningsvatten och spolavlopp. Om kontinuerliga filter välj kommer en tvättvattenström att uppkomma som behöver hanteras.

Hänsyn till markförhållanden behövs vid design av anläggning, då djupa filter kan medföra höga investeringskostnader. Det finns ingen uppgift om att speciell hänsyn behöver tas angående markförhållanden i Rimbo i detta tidiga skede i projektet.

Eventuell potential är att i framtiden producera biokol från producerat slam och använda som filtermaterial istället för aktivt kol, vilket skulle sänka både kostnader och klimatpåverkan. Det behövs dock mer utveckling innan detta blir en tillämpbar teknik för Rimbo.

3.2 Ultrafiltrering/Membranbioreaktor & Biologiskt Aktivt Filter (UF/MBR-BAF(GAK))

3.2.1 Allmänt

Teknikkombinationerna går ut på en implementering av antingen ultrafilter eller MBR (membranbioreaktor) med ett efterföljande GAK-filter. Ultrafilter och MBR reducerar fosforutsläpp och avskiljer mikroorganismer och GAK-filtret adsorberar lösta organiska mikroföroreningar. Synergieffekter kan uppstå då membranfiltrerat vatten är fritt från partiklar och innehåller låga halter av organiska ämnen vilket i sin tur leder till mer effektivt utnyttjande av kolet, både genom att partiklar inte blockerar filtret och att halten DOC är lägre. Detta innebär en längre livslängd för kolet och att backspolningsfrekvensen för filtren minskar. Det efterföljande GAK-filtret bör därför kunna drivas på ett mer effektivt sätt jämfört med utan förbehandling med UF (Svenskt Vatten, 2019).

Ultrafiltrering och MBR innebär även ett kemikaliebehov för rengöring av membranen.

Erfarenheter från SystemLäk baseras på ett integrerat UF-system i huvudreningen, dvs en MBR som kompletteras med ett BAF(GAK), tekniken kallas då MBR-BAF (GAK). I övrigt finns erfarenheter av drift av UF som kompletterande reningssteg, och i Sverige har tester gjorts vid Kalmar reningsverk med UF och ett kompletterande GAK-filter (Baresel, C. et al. 2017b).

Vid Himmerfjärdsverket utförs ett långtgående pilotförsök med MBR och seriekopplade GAK-filter som startades upp fullt ut i oktober 2020 (Lemström et al, 2021). Baserat på tidigare pilottester förväntas kombination av MBR och en kolfilteranläggning i fullskala på Himmerfjärdsverket minska utsläppen av alla läkemedelsrester signifikant och i stort sett ta bort risker för recipienten. Anläggningen är utformad som gravitationsfilter i två steg med mellanpumpning.

Avloppsreningsverket i Kivik är uppbyggt kring en fördenitrifierande MBR och efterföljande GAK-filter.

Det finns ett flertal teknikleverantörer som erbjuder både membranfiltrering och filtersystem.

3.2.2 Reningseffekt

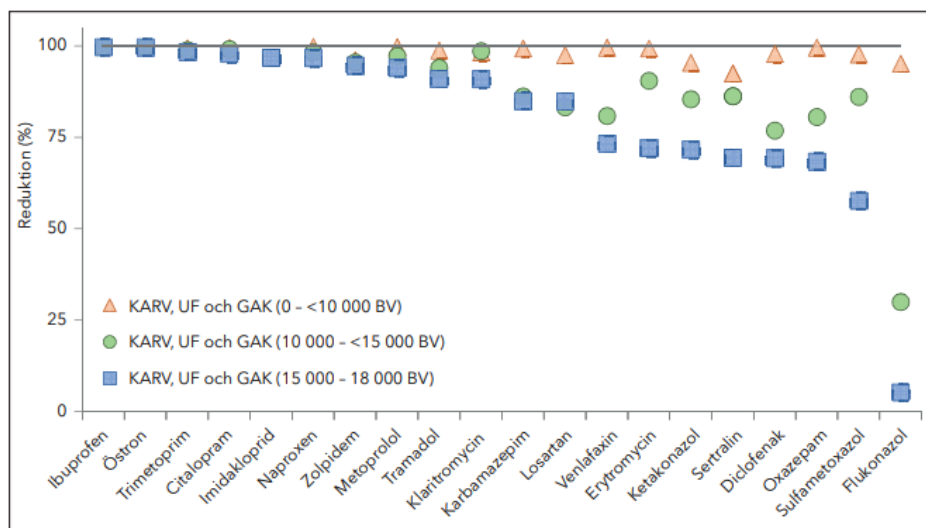
Reningseffekten för teknikkombinationen med UF-BAF(GAK) och MBR-BAF(GAK) förväntas ge god reduktion för ett brett spektrum av mikroföroreningar.

Ultrafiltreringen ger en nästintill komplett rening av partiklar, därmed även mikroplaster som annars går igenom verket och släpps ut. Spolvattnet till ett UF förtjockas och mikroplaster och andra partiklar hamnar i avloppsslammet. En

separat slamhantering kan installeras för att inte påverka slamkvaliteten från övriga verket negativt (Svenskt Vatten Utveckling, 2019).

BAF(GAK)-system leder även till en nedbrytning av organiskt material och avskiljning av närsalter, rening av tungmetaller och andra partikelbundna absorberbara föroreningar som kan förekomma. Multiresistenta bakterier renas via membranfiltreringen och antibiotika avlägsnas via BAF(GAK) vilket gör att eventuell multiresistens nedströms avvärjs med denna teknikkombination. Ett MBR-system kan bidra till en kraftfullare biologisk rening än med enbart UF-membran.

Resultat från pilotförsöken i Kalmar visade på god reningseffekt på samtliga studerade mikroförroreningar, vid 0–10 000 bäddvolymter så renades läkemedelsrester över 90 %, och vid 15–18 000 bäddvolymter så varierade reningensgraden mellan 50 – 95 %. Samtliga resultat från pilotförsöken presenteras i figur 5.



Figur 5 - Total reduktion av mikroförroreningar i pilotförsök med UF och GAK, bild från Svenskt Vatten, 2019

Enligt Baresel et al. (2017a) är avskiljningsgraden för teknikkombinationerna den samma som för endast GAK, se tabell 1, men med en tillkommande 99 % avskiljning av mikroplaster på grund av ultrafiltreringen.

För pilotstudierna på Himmerfjärdsverket med MBR och efterföljande seriekopplade kolfilter har initiala resultat visat att filtren, efter att ha varit i drift i fyra månader (4 400-6 550 BV), beräknats kunna reducera 99 % av läkemedelsresterna i en fullskaleanläggning. Med äldre kol förväntas avskiljningsgraden minska men resultat för detta finns ännu inte redovisade (Lemström et al, 2021).

3.2.3 Designparametrar

Övergripande designparametrar för dimensionering av anläggningar med UF/MBR-GAK presenteras i tabell 4, baserat på pilotförsöken i Kalmar och från Himmerfjärdsverket.

Tabell 4 - Dimensioneringsunderlag för fullskalanläggning, från Svenskt Vatten, 2019

Anläggning	Parameter	Enhet	Kalmar ARV	Syvaab (1 filter/2 filter)
GAK	Kontakttid	min	10-12	12,5/25
	Redundans	%	20	
	Höjd filterbädd	m	1,2	2
	Ytbelastning	m/h	5	10
	Backspolningsfrekvens	ggr/månad	1	8/2/1
	Hastighet backspolning	m/h	30	30
	Spolvattenflöde	%	< 1	2,5 % (0,4-1,7%)*
UF	Flux	lmh	30-45	
	Redundans	%	20	
	Spolvattenflöde	%	6-7	
MBR	Flux	lmh		21,4
	Filtreringstid	min		11
	Vila	s		45
	Backspolning	s		30 (efter var tredje vila)

*Initialt beräknades spolvatten förlusten till 2,5 %. Under pilotförsöket har spolvattnet reducerats ytterligare, se parentes.

I försök som gjordes på Hammarby Sjöstadsvverk med MBR och GAK så erhöles genombrott vid 25 000 bäddvolymmer (Baresel, C. et.al 2017c).

Vid tester vid Himmerfjärdsverket av IVL så erhöles goda resultat vid 17 000 bäddvolymmer för försök med MBR-GAK, men vid detta försök så erhöles inget

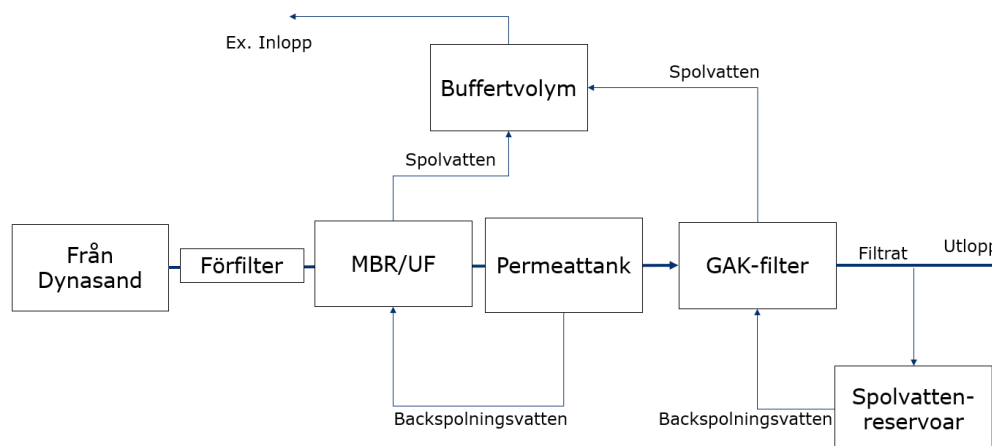
genombrott vilket gör det svårt att säga något om maxkapaciteten (Baresel, C. & Malovanyy, A. 2019).

Vid konventionella avloppsreningsverk används vanligen 5–15 % av utgående filtrat till backspolflöde. Då vatten från ultra-/MBB-filtrering är renare än utgående vatten från konventionella avloppsreningsverk så kan sannolikt ett lägre backspolflöde användas. Vid dimensionering av GAK-filter i dricksvattenanläggningar är det vanligt med ett backspolflöde på ca 2–4 %. IVL har i sina pilotförsök med MBR-GAK uppnått ett ännu lägre backspolningsbehov (ca 0,1 %) dessa värden kommer att testas i pilotförsöken på Himmerfjärdsverket (Ramboll, 2019b).

Enligt Baresel, et.al. (2017) så har tekniken UF-BAF(GAK) en elförbrukning i drift på 0,1–0,5 kWh/m³.

3.2.4 Konceptuell design för Rimbo ARV

Föreslagen lösning för läkemedelsrening med UF/MBR-BAF(GAK) presenteras i figur 6.



Figur 6 - Blockschema för läkemedelsrening genom UF-BAF(GAK)

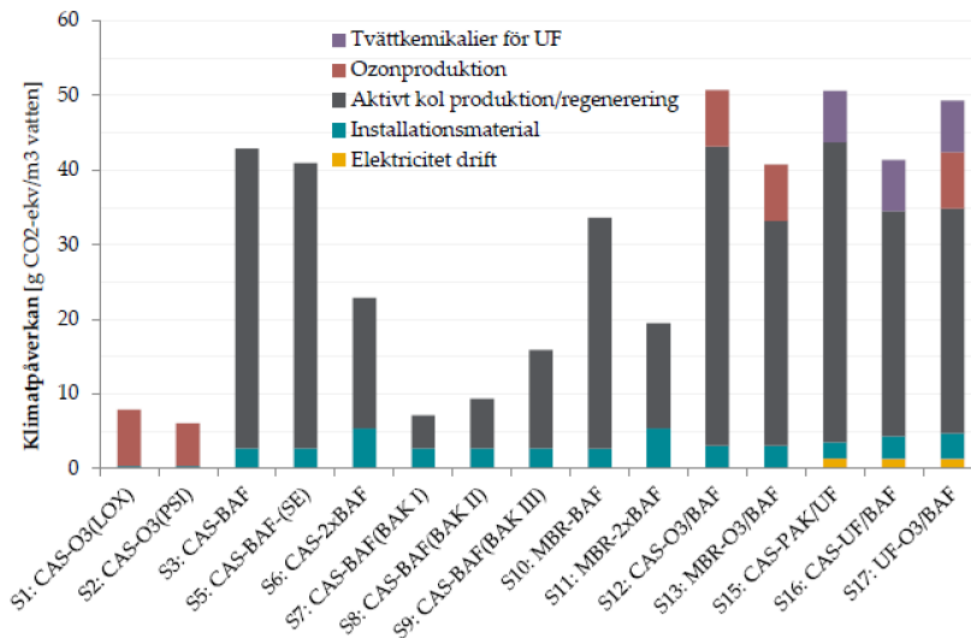
Utgående vatten från Dynasandfiltren vid Rimbo leds till UF/MBR-anläggningen. Någon sorts förfiltrering kan behövas för att skydda membranerna (leverantörer brukar uppge 200 μm) men möjligtvis kan funktionen på Dynasandfilter ge tillräcklig partikelavskiljning. Permeatet från membranerna leds sedan till en permeattank varifrån det pumpas till filter-anläggningen. Från permeattanken tas även backspolvatten till membranerna. Efter GAK-filtren samlas permeat upp som används som spolvatten för filter-anläggningen. Spolavloppet/slam från både UF/MBR och GAK-anläggningen leds till en gemensam buffertvolym, varifrån det

sedan föreslås ledas tillbaka till ett tidigare processteg, se även kapitel 3.1.4. Utgående filtrat från GAK-anläggningen leds till verkets utlopp.

3.2.5 Miljöpåverkan

Miljöpåverkan för detta system liknas med det som beskrivs i Miljöpåverkan för GAK avsnitt 3.1.5, men inkluderar även kemikaliepåverkan för rengöring av membranen, se även scenario 16 i figur 7.

Arbetsmiljöaspekter finns främst vid hantering av kemikalier vid rengöringsprocessen av membranen. Viss dammbildning kan uppstå vid påfyllning av nytt kol.



Figur 7 (samma bild som i avsnitt 3.1.5). Klimatpåverkan för undersökta scenarier för en anläggning på 100 000 pe. Scenario 16 visar klimatpåverkan för UF med efterföljande biologiskt filter. Figur från Baresel et al., 2017b.

3.2.6 Logistik

Liknande transportbehov gäller som för GAK i avsnitt 3.1.6 , men med ytterligare tillkommande transporter av kemikalier till UF-systemet.

3.2.7 Kostnad

I försöken på Kalmar ARV så uppskattas kostnaden för UF-BAF(GAK) till 2,8 kr/m³, för 90 000 pe (Svenskt Vatten, 2019).

I framtaget principförslag för läkemedelsreningen vid Himmelfjärdverket uppskattades investeringskostnaden för kolfilter till 433 Mkr och driftkostnader till 15-45 Mkr/ per år. Spannet beror på osäkerheten kring kolbyte eller eventuell regenerering som sattes till mellan 50 000-20 000 BV. Sammanfattningsvis uppskattas det motsvara en årskostnad på 1-1,5 kr/m³, men då innefattas inte investering av MBR. Detta innebär en ökning med ca 20-30 % jämfört med Syvabs framtida kostnader med utbyggd MBR på 5,0 kr/m³ (Ramboll, 2019a).

Erfarenheter från SystemLäk (2016) visar på kostnader på 2 kr/m³ för ett verk på 10 000 pe och 1 kr/m³ för ett verk på 100 000 pe (Baresel, C., 2017a).

Totalkostnaden för UF-BAF(GAK) har beräknats till 1,2-1,9 kr/m³ för ett verk på 20 000 pe och 0,8-1,4 kr/m³ för ett verk på 100 000 pe (Naturvårdsverket, 2017).

Totalkostnaden för investering vid Kivik ARV för MBR+GAK uppgick till 21 Mkr och den specifika totalkostnaden 5 kr/m³ respektive 234 kr/pe (Svenskt Vatten 2021).

3.2.8 Kompatibilitet

Att använda UF och GAK-filter som läkemedelsrening vid Rimbo ARV är en teknik som kan förväntas ge goda resultat. MBR-teknik är mindre aktuellt eftersom kväverening redan finns vid Rimbo. UF-tekniken ger goda förutsättningar att minska halten suspenderat material (exempelvis mikrofibrer från tvätteriet) och kan ge kolfiltren en lång livslängd.

Teknikkombinationen innebär ett relativt stort behov av pumpning. För UF-anläggning behövs troligen permeatpumpar, backspolpumpar, tömningspumpar och kemikaliepumpar. För GAK-anläggningen behövs backspolpumpar.

Installationen kräver utjämningstank för permeat och buffertvolym för spolavlopp. Även förfilter till membranen behövs i anläggningen. UF-steget kommer ge upphov till ett spolvatten som måste hanteras. Detta kan göras genom att leda spolvattnet till slambehandling eller tillbaka till inlopp.

Eventuell potential är att i framtiden producera biokol från producerat slam och använda som filtermaterial istället för aktivt kol, vilket skulle sänka både kostnader och klimatpåverkan.

3.3 Pulveriserat Aktivt Kol (PAK)

3.3.1 Allmänt

Behandling med PAK nyttjar likt GAK-filter det aktiva kolet som adsorptionsyta för föroreningar i avloppsvattnet. Det pulveriserade kolet har däremot en väsentligt mindre partikelstorlek (5-50 μm jämfört med 100-2 400 μm hos GAK), vilket resulterar i en större specifik area för föroreningarna att adsorbera till. Gynnsamma effekter som uppkommer vid användning av GAK så som etablering av biofilm eller filterfunktion uppnås inte för PAK (Baresel et.al., 2017).

Behandling med PAK har länge använts som reningsteknik inom dricksvattenproduktion och flera fullskaliga installationer finns upprättade i bland annat Tyskland och Schweiz. God inblandning av PAK med vatten före dosering är avgörande för att undvika driftproblem. Till skillnad mot GAK kan PAK tillsättas direkt i en kontaktbassäng och avskiljs därefter genom ett efterföljande filtreringssteg. PAK kan doseras i den biologiska reningen, innan eftersedimentationen eller som ett efterpolerande steg. PAK kan även tillsättas i en sidoström och recirkuleras till huvudströmmen. Fördelar med detta alternativ är platseffektiviteten och kontroll över hur stor del av flödet som behandlas, men däremot finns begränsning i att inte hela flödet kan renas. För att minska förbrukningen av kol är PAK som ett efterpolerande steg att föredra, eftersom kolet inte blandas med slammet från den biologiska reningen och därav kan återvinnas till viss del.

Ett effektivt efterföljande filtreringssteg krävs för att avskilja kolpartiklarna från det behandlade vattnet. Detta ger upphov till olika teknikkombinationer för PAK. Beroende på avskiljningssteg påverkas investeringskostnad och till viss del reningsgrad beroende på effektivitet av avskiljningen på kolet. PAK med efterföljande sandfilter samt PAK-UF beskrivs vidare i detta avsnitt medan PAK-MBBR och PAK-MBR återfinns i avsnitt 0.

3.3.2 Reningseffekt

Vilken reningseffekt som uppnås med PAK beror till stor del på vilken kvalitet och sammansättning det vatten som behandlas har. Liket GAK-filteknik ökar avskiljningsgraden för de avsedda föroreningarna om vattnet förbehandlats i så stor utsträckning som möjligt. Utöver vattnets sammansättning beror reningsgraden på mängden kol som används samt kontakttid.

Ingen effektiv avskiljning av mikroplaster erhålls med PAK. Däremot avlägsnas mikroplaster till viss del i det efterföljande filtreringssteget som krävs för att avskilja PAK från vattenfasen. Filtreringssteget kan utgöras av UF eller sandfilter. Mikrofilter kan användas som ett steg innan UF vid avskiljning av PAK. (Baresel. C et al, 2017a).

PAK-sandfilter:

Fullskaliga tester av PAK-dosering med efterföljande sandfiltrering på reningsverken i Baden-Württemberg och Mannheim i Tyskland uppnådde en 80 % avskiljningsgrad för några undersökta läkemedelssubstanser, se tabell 5

tabell 5 (Baresel et.al., 2017). För andra organiska läkemedel var reningsgraden lägre.

Tabell 5. Förväntad reduktion av mikroföroreningarna så som läkemedelsrester, PFAS, triclosan, nonylfenol samt bisfenol A vid införande av PAK (Baresel et al, 2017).

Förorening	Avskiljningsgrad för PAK
Läkemedelsrester*	>80 %
PFAS (inkl. PFOS)	>70 %
Triclosan	>70 %
Nonylfenol	0-<20 %
Bisfenol A	0-<20 %
Ftalater (t.ex. DEPH)	>70 %

*Gäller samtliga substanser enligt Baresel et al (2017) förutom Setralin(0<20%) och Trimetroprim(20>80%)

Vid pilotförsöken vid Fors ARV uppnåddes minst 81 % avskiljning av utvalda läkemedelsrester (Björleinius, 2021).

PAK- UF

PAK i kombination med UF har enligt IVL (Baresel, C., m fl., 2017a) samma avskiljningsgrad för läkemedelsrester som PAK. Dock ger kombinationen mycket bra avskiljning av mikroplaster.

3.3.3 Designparameterar

Övergripande designparameterar för dimensionering av PAK efter erfarenhet av implementering vid konventionella avloppsreningsverk i Schweiz och Tyskland presenteras i tabell 6.

Tabell 6. Driftparameterar från verk i Schweiz och Tyskland (Svenskt Vatten och Utveckling, 2016)

PAK	Enhet	Värde
Dos PAK	g PAK/g DOC	0,7-1,4
Dos koagulant*	mg/L	4-6
Dos polymer*	mg 100 % aktivt/ L	0,2- 0,3
Hydraulisk uppehållstid	min	30- 40
Ytbelastning	m/h	2
Återvinningsfaktor	-	0,5-1,0
Energikonsumtion	W/ behandlat m ³	45

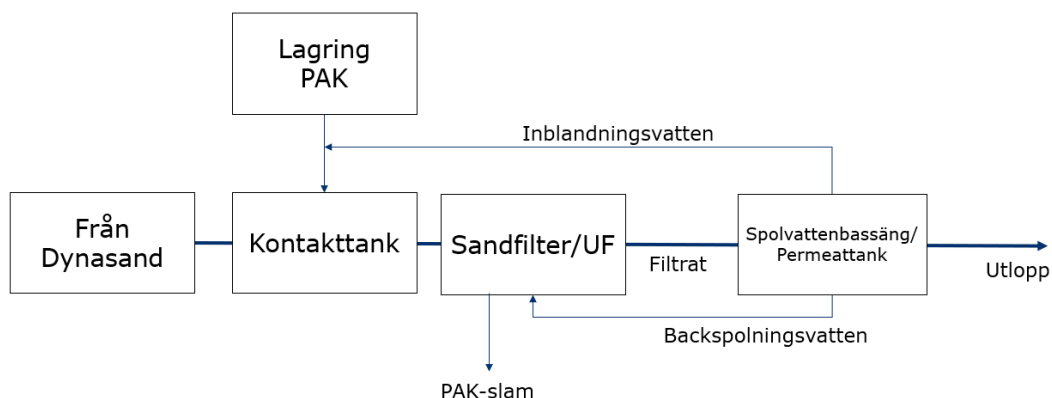
* Gäller om kemisk fällning/polymer används vid avskiljning av PAK.

En kontakttid kring 30 min har visats vara tillräcklig betraktat ur ett drifttekniskt och ytbehovsmässigt perspektiv. Optimala doseringsmängder av PAK behöver utredas för varje specifik anläggning efter att avloppsvattens sammansättning vid doseringspunkten kunnat fastställas (Baresel et.al., 2017).

Vid pilotförsöken vid Fors ARV användes under större delen av tiden en dos på mellan 15 och 25 g PAK/m³ med en uppehållstid på 20 minuter (Björleinius, 2021). Vid beräkning av dos-responskurva visades att en dos på 17 g/m³ erfordrades för en avskiljning på minst 80 % och en dos på 22 g/m³ för en avskiljning på 90 % av läkemedelsresterna. Detta uppges vara nästa dubbelt så höga doser som erfordrats vid andra pilotförsök i Sverige.

3.3.4 Konceptuell design

Föreslagen lösning för läkemedelsrening med PAK presenteras i figur 8.



Figur 8 - Blockschema för läkemedelsrening genom PAK-dosering

Utgående vatten från Dynasandfilter vid Rimbo leds till kontakttankar till vilka PAK doseras. PAK förvaras i en silo eller liknande och blandas med en liten andel vatten innan det doseras ner i kontakttankarna. Omrörning kan eventuellt komma att behövas i kontakttankarna.

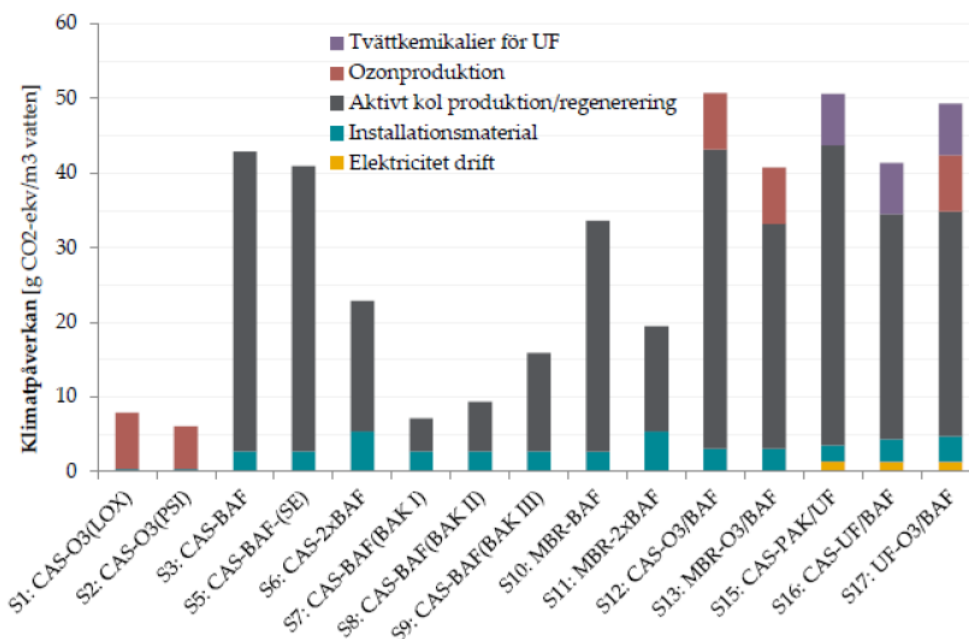
Från kontakttankarna leds flödet vidare till ett filtreringssteg (sandfilter eller UF) där PAK avskiljs. En del av filtratet leds till en spolvattenbassäng/permeattank för spolning av sandfilter/UF. Utgående flöde från filterssteget leds till utloppet.

3.3.5 Miljöpåverkan

Miljöpåverkan för PAK liknas med det som beskrivs i avsnitt 3.1.5, där den största påverkan kommer från produktion av kolet vilket är större än andra tekniker som inte baseras på kol. Energianvändningen för ett verk beräknas öka med 2–10 %.

Enligt Baresel et al. (2017b) så har teknikkombinationen UF-PAK en hög klimatpåverkan vilket beror på högt energibehov vid luftning av membranen, pumpning samt användning av kemikalier, se scenario 15 i figur 9. PAK-sandfilter kommer även den att ha en hög klimatpåverkan men något lägre än UF-PAK då kemikaliespekten försvinner.

Användningen av pulveriserat aktivt kol medför att en restprodukt bildas i och med att kolet är doseras direkt i vattnet och inte kan regenereras. Detta behöver hanteras antingen genom en separat hantering av det förorenade aktiva kolet i en PAK/slamhantering, eller genom att PAK hamnar i avloppsslammet. Detta hindrar möjligheten att använda det som gödningsmedel på åkermark (Baresel, 2017a).



Figur 9 (samma bild som i avsnitt 3.1.5).). Klimatpåverkan för undersökta scenarier för en anläggning på 100 000 pe. Scenario 15 visar klimatpåverkan för PAK med efterföljande UF. Figur från Baresel et.al., 2017b.

3.3.6 Logistik

Vid implementering av PAK behövs framkomlighet på fastigheten till ett lagringsutrymme av PAK för leveranser med lastbil.

Vid en grov överslagsräkning kommer transport av PAK behöva ske fyra gånger per år baserat på en PAK-mängd på 20 g PAK/m³ och transporter på 30 m³ åt gången.

3.3.7 Kostnad

Kostnader för PAK är inhämtat från studier och fullskaleanläggningar i Europa. I Sverige finns inga anläggningar idag där PAK används.

Totalkostnaden för PAK har beräknats till 0,6 kr/m³ för ett verk på 20 000 pe och 0,57 kr/m³ för ett verk på 100 000 pe (Naturvårdsverket, 2017).

Kostnaden för UF i kombination med PAK anges till 1,6 kr/m³ för ett verk på 20 000 pe och 1,3 kr/m³ för ett verk på 100 000 pe (Naturvårdsverket, 2017).

Kostnaden för PAK i kombination med sandfilter anges till €0,26 ± 0,04 per m³ för ett verk på 20 000 pe och €0,2 ± 0,03 per m³ för ett verk på 100 000 pe (Mulder, 2015).

3.3.8 Kompatibilitet med Rimbo ARV

En utbyggnad med PAK kräver generellt en mindre yta än GAK då endast lagringsutrymme för kolet samt plats för doserutrustning behövs. I fallet vid Rimbo ARV där läkemedelsreningen placeras efter Dynasandfiltren kommer även en kontakttank för kolet att krävas. Utöver detta behövs plats för sandfilter/UF samt för avskiljning av kolet.

Vid implementering av PAK kommer slamkvaliteten påverkas i det fall där slamströmmarna från läkemedelsreningen och övriga verket blandas. Detta kommer påverka möjligheten att avsätta slam på åkermark eftersom slammet då kommer vara förorenat av kol. För att kunna fortsätta avsätta slam på åkermark kommer en separat slamhantering för slammet från läkemedelsreningen att behövas vilket riskerar öka drift- och investeringskostnaden.

3.4 Ozon med/utan efterföljande filter

3.4.1 Allmänt

Ozonoxidation (ozonering) är en välkänd reningsteknik som det ofta refereras till när det gäller behandling av svårnedbrytbara föroreningar. Reningstekniken utnyttjar ozonmolekylens kemiska egenskaper för att oxidera och därmed bryta ned specifika föroreningar i avloppsvattnet. Flera fullskaleinstallationer finns etablerade och i Sverige har ett flertal pilottester samt mindre fullskaletester genomförts. Några reningsverk har även erfarenheter från ozonbehandling av slam för att förbättra dess egenskaper, som t.ex. erhållen slamvolym och sjunkhastighet. Ett flertal företag erbjuder tekniska lösningar för reningsverk i olika storlekar. På Nykvarnsverket i Linköping har ett fullskaleverk driftsatts med ozoneringsteknik för behandling av läkemedelsrester med efterföljande MBBR. Även för dricksvattenrening är ozonoxidation en etablerad teknik.

Ozoneringen kan läggas som ett efterpoleringssteg, men det finns då en risk för utsläpp av skadliga transformations- och biprodukter med ekotoxikologiska effekter, som t.ex. bromat, nitrosaminer och formaldehyd. För att minimera halterna av skadliga restprodukter i utgående avloppsvatten bör ozoneringen därför kompletteras med ett efterföljande biologiskt behandlingssteg såsom GAK (O_3 -GAK), sandfilter (O_3 -sandfilter), MBBR (O_3 -MBBR) eller del av aktivslam. Kombinationen O_3 -MBBR är ingen vanlig kombination om det inte redan finns en befintlig MBBR-process implementerad på verket, se även avsnitt 4.3 *Ozon och MBBR*.

En toxisk biprodukt som inte kan avskiljas eller brytas ned i ett efterföljande filter är exempelvis bromat. Ett bra sätt att avgöra lämpligheten av att införa ozon är att mäta halten av bromid i inkommande avloppsvatten och därigenom estimerar utgående halter av bromat. Provtagningar av både bromid och bromat planeras under projektet.

Ozon är toxiskt och giftigt vid inandning. I anläggningar med ozon behövs det därför installeras utrustning för ozondestruktion (destruerar vid uppvärmning) i utrymmen där ozon används (så som kontakttank).

Den vanligaste kombinationen av tekniker är ozonering följt av sandfilter, vilket är standardlösningen i Schweiz (Björleinius, B, Personlig kontakt, 2020-02-05). Kombinationen används både för läkemedelsrening samt som ett allmänt poleringssteg i Europa. Metoden är ett billigare alternativ än O_3 -GAK men förväntas inte ge lika bra reningsresultat på alla parametrar. I Knivsta utfördes under ett år pilotförsök i fullskala för ozonering med ett efterföljande kontaktfilter bestående av lecakulor (ett sätt att efterlikna sandfilter) (B, Björleinius, et.al. 2018).

Kombinationen med ozon och aktivt kol innebär en flerstegsbehandling som således nyttjar både oxidativ och biologisk nedbrytning tillsammans med adsorptionsverkan. Denna flerstegsbehandling är en mycket effektiv metod, men ett dyrare alternativ än sandfilter eller MBBR. I flera år har pilotförsök genomförts på Hammarby Sjöstadsverk med O₃-GAK och det finns ett flertal leverantörer som erbjuder lösningar för olika storlekar på O₃-GAK-system. För att uppnå biologisk aktivitet i filtret så behövs en längre uppehållstid jämfört med endast poleringsfilter. Enligt Baresel, C. (2017a) har uppehållstider på >10 min visats tillräckligt för BAF med GAK som filtermaterial. Det är även positivt för BAF att inkommande vatten har en hög syrehalt, från ozoneringen.

Ozonering kan även implementeras som mellanliggande reningssteg eller för ett recirkulationsflöde. Det finns flera installationer med ozonering som ett integrerat steg i biologin i Europa. Fördelen med denna placering är att en utbyggnad av den biologiska reningen inte behövs i form av ett extra biologiskt poleringssteg. Genom att skicka tillbaka det ozonerade vattnet till biologin utnyttjas biologin för att bryta ned eventuella restprodukter. Nackdelen är att mycket ozon förbrukas då det är en hög koncentration av suspenderade ämnen i vattnet jämfört med biologiskt färdigbehandlat vatten. De suspenderade ämnena förbrukar en del av ozonet utan att läkemedelsrester bryts ned och det kan bildas biprodukter vid ozonering av organiskt material.

Vid produktion av ozon används syre, vilken kan levereras som flytande syre eller produceras från luft. Energiförbrukningen vid ozonering är den högsta kostnaden för ozon och det är framförallt produktion av ozon som är energikrävande.

För att uppnå optimal reningseffekt krävs noggrann styrning av ozoneringen då höga restozon-halter kan hämma en eventuell efterföljande biologisk aktivitet. Höga syrehalter gynnar i det ozonerade vattnet gynnar de biologiska nedbrytningsprocessen i det efterföljande biologiska filtret (Baresel et al, 2017b).

3.4.2 Reningseffekt

Ozonbehandling bibehåller en jämn reningseffektivitet över lång tid, så länge tillhörande utrustning blir regelbundet underhållen. Den erhållna reningsgraden beror till stor del på vattnets kvalitet då förhållanden med höga partikel- och föroreningshalter minskar reduktionsgraden för de avsedda föroreningarna. Det åtgår också avsevärt mycket mer ozon. Vid försök i Växjö krävdes ungefär dubbel ozondos då eftersedimenterat vatten behandlades, jämfört med utgående vatten (efter DynaSandfilter) (Lindberg 2019).

Andra faktorer som kan påverka ozoneringen enligt Wahlberg, C et.al. (2010) är främst kontakttiden, desto längre kontakttid och större kontaktyta mellan vatten och gas desto bättre sker oxideringen. Med längre kontakttid kan all tillförd ozongas konsumeras och ge bättre ozoneringsresultat. Ytterligare en faktor som kan påverka är temperaturen, vid höga temperaturer går oxidationen snabbare.

Olika läkemedelssubstanser kräver olika doseringsmängder vilket innebär att ozons lämplighet som teknik kan bero på vilka substans som återfinns vid ett specifikt verk. Detta medför att om en substans som kräver en högre dos för bra rening identifieras som är viktigt att minska i recipienten blir detta dimensionerande för vilken ozondos som krävs. Vid Rimbo ARV kommer provtagning av läkemedelssubstanser att ske under projektets gång och därefter kommer en erforderlig dos att tas fram.

Vid Nykvarnsverket i Linköping (O₃-MBBR) uppnås en medelreduktion strax över 80 % av uppmätta läkemedel (Ramboll, 2021a).

Vid förekomst av höga nitrithalter i avloppsvattnet behöver ozondosen ökas för att kompensera för nitritoxidation. Ju kraftigare ozonbehandlingen är, desto högre är risken för bildandet av andra toxiska föroreningar. En kraftigare ozonbehandling ökad också miljöpåverkan i form av förbrukade resurser för reningen (Baresel, C. 2019a).

O₃-sandfilter:

Reningseffekten för O₃ med efterföljande sandfilter presenteras i tabell 7. Reduktion av transformations- och biprodukter bedöms preliminärt vara tillräcklig i och med biologisk rening i sandfiltren.

Tabell 7. Förväntad reduktion av mikroföroreningarna så som läkemedelsrester, PFAS, triclosan, nonylfenol samt bisfenol A vid införande av ozonering (Baresel et al, 2017a).

Förorening	Avskiljningsgrad för ozon
Läkemedelsrester (t.ex. Diklofenak, 17 α -ethinylestradiol)	>80 %
Läkemedelsrester (t.ex. Ibuprofen, Oxazepam och Setralin)	20-<80 %
Läkemedelsrester (Azitromycin)	0-<20 %
PFAS (inkl. PFOS)	0-<20 %
Triclosan	20-<70 %
Nonylfenol	20-<70 %
Bisfenol A	>70 %
Ftalater (t.ex. DEPH)	0-<20 %

I försöken i Knivsta kunde en medelreduktion på 77 % (vid en ozondos på 7 g O₃/m³ och 30 min uppehållstid) av samtliga studerade substanser uppnås. Den något låga avskiljningsgraden beror på en otillräcklig ozondos i relation till TOC-halten i avloppsvattnet (B, Björleinius et al. 2018).

Som tabell 7 visar är reningsgraden för PFAS låg vid ozonering. Detta beror på att oxidation inte är tillräckligt effektiv för att bryta de starka bindningarna mellan kol och fluor i PFAS.

Erfarenheter från Wahlberg, C et.al., 2010 visade att ozonering hade en tydlig effekt på den genomsnittliga reduktionen av läkemedelssubstanser. Vid en dos på 5 g O₃/m³ avlägsnades ca 80 % av läkemedelssubstanserna, för att uppnå 90 % behövdes en dos på 7 g O₃/m³.

Vid pilotförsök vid Fors ARV uppnåddes en avskiljning på i snitt 91 % vid användning av O₃-sandfilter (Björleinius, 2021).

O₃-GAK:

Alternativet med ozon och kolfilter antas ha en god reduktion för ett brett spektrum av mikroföroreningar förutom för mikroplaster. Kombinationen möjliggör att lägre ozondoser kan användas då hårt bundna föroreningar görs tillgängliga för nedbrytning i det efterföljande GAK-filtret. Förväntade avskiljningsgrader presenteras i tabell 8.

Tabell 8 - Förväntad reduktion av läkemedelsrester, PFAS, triclosan, nonylfenol samt bisfenol A vid införande av GAK-filter (Baresel et al, 2017a).

Förorening	Avskiljningsgrad för O ₃ -GAK
Läkemedelsrester	>80 %
PFAS (inkl. PFOS)	>70 %
Triclosan	>70 %
Nonylfenol	20-70 %
Bisfenol A	>70 %
Ftalater (t.ex. DEPH)	>70 %

Vid Simrishamn visade kombinationen av O₃-GAK på mycket goda reningsresultat efter ett år i drift. Kombination kördes med tre olika ozondoser under försöken 8, 6 och 4 mg O₃/l. Vid dosen 8 mg/l låg reduktionen för läkemedel över 90% för samtliga studerade substanser, förutom två, carbamazepine 88% och ketoprofen 87%. Reduktionsförmågan sjönk något i försöken med 6 och 4 mg/l. Provtagningar för dessa skedde dock efter driften med 8 mg/l, vilket kan ha minskat reduktionsförmågan för kolet i GAK-filtren pga. drifttiden mellan provtagningarna. Sand- och GAK-filter utgjordes av kontinuerliga filter (Ramboll, 2020a).

I tabell 9 redovisas reduktionsgraden av utvalda läkemedelsrester från pilotförsöken i Simrishamn.

Tabell 9. Reduktion av utvalda läkemedelsrester från pilotförsök i Simrishamn vid 8 mg O₃ /l).

	O ₃ -SF	O ₃ -GAK
Citalopram	97 %	>99 %
Oxazepam	78 %	95 %
Ranitidin	>99 %	>99 %
Diklofenak	100 %	100 %
Furosemi	>99 %	>99 %
Serttralin	>98 %	98 %

Vid Tierps Arv uppges att en medelreduktion på 90 % erhållits efter cirka 6 månader i drift (Temab, 2020). Pilotförsök i fullskala i Sorsele (för 30 m³/h) visade på en avskiljningsgrad på ca 90% för kombinationen sandfilter – ozon – GAK (Webinarium 2021).

3.4.3 Designparameterar

Övergripande designparametrar för dimensionering vid ozonering baserat på erfarenhet från konventionella avloppsreningsverk i Schweiz och Tyskland presenteras i tabell 10, samt erfarenheter från svenska fullskaleförsök.

Tabell 10. Driftparametrar baserade på data från Schweiz och Tyskland (Svenskt Vatten Utveckling, 2016 och Furgal, 2017 & CW Pharma, 2020)

Parameter	Enhet	Erfarenhets- värden (Schweiz & Tyskland)	Simrishamn	Linköping
Ozondos	g O ₃ /g DOC	0,6-0,9	-	0,5-0,6
	mg O ₃ /L	4-14*	4-8	-
Hydraulisk retentionstid	min	15-30**	30-40	12
Energi-förbrukning	kWh/kg O ₃ per h	10	-	11,72
	W/ behandlat m ³	45	-	4***

*vid en DOC-halt i utloppet på 7-15 mg/l

**reaktor 10-25 min och avskiljning av överblivet ozon 5 min

***Beräknat på 3825 kWh/d och ett flöde på 1700 m³/h.

Ozondoser mellan 0,3–1,2 mg O₃/mg DOC (motsvarar 3–12 g O₃/m³ vid 10 mg DOC/l) fungerar väl för de studerade läkemedelsresterna, med högre reningsresultat för högre ozondoser (Baresel et al, 2017b).

I Schweiz ligger vanligen ozondosen på 0,4–0,6 g O₃/g DOC, vilket är den dos som behövs för att nå reduktionskraven på 80 % (Furgal, K., 2019).

Ett sätt att styra bildandet av transformations- och biprodukter är att inte ha för hög ozondos. Om t.ex. bromid finns i inkommande vatten ger en ozondos på 0,4–0,6 g O₃/DOC en omvandling av ≤ 5 % av bromiden till bromat. Ifall en dos på 1,0 g O₃/DOC används så omvandlas istället 10–20 % av inkommande bromid till bromat. Eftersom bromat är en skadlig biprodukt är det viktigt att kontrollera ozondosen för att minimera uppkomsten av bromat. Det finns ingen efterbehandling som kan reducera bromathalter (Furgal, 2019).

Vid pilotförsöken på Fors ARV användes en ozondos på 4,5–5 g O₃/m³ (0,65–0,71 g O₃/g DOC) och en uppehållstid på 16–19 minuter (Björlenius, 2021).

Vid pilotförsöken i Växjö ARV användes en ozondos på 4 g O₃/m³ (0,5 g O₃/g DOC) och en uppehållstid på 11 minuter (Lindberg, 2019). Beräkningar för en fullskaleanläggning visar på 0,033 kWh/m³ energiförbrukning för endast ozon.

Pilotförsök i Sorsele uppgav en energiåtgång på 0,36 kWh/m³ för kombinationen sandfilter – ozon – GAK (Webinarium 2021).

Vid Nykvarnsverket har man valt att köra ozonanläggningen tills att halten suspenderade ämnen når 10 mg/l vid inloppet av reaktortanken. Vid högre halter så upplever driften att det blir problem med skumning i processen (R, Sehlén. Personlig kontakt 2020).

I tabell 11 presenteras designparametrar för ett sand- och kolfilter efter en ozonering. Övergripande designparametrar för GAK-filter som efterföljande biologisk rening kan troligen liknas med de som presenteras i avsnitt 3.1.3. Förmodligen kan GAK-filtret användas under fler bäddvolymmer jämfört med utan föregående ozonering.

Tabell 11. Designparametrar för filteranläggning (K, Furgal., 2017) och för GAK-filter (Ramboll, 2019a) som biologisk efterpolering.

Parameter	Enhet	GAK-filter	Sandfilter
Ytbelastning	m/h	6–10	12
Backspolflöde	% av utgående filtrat	5–15	5–10
Effektförbrukning	W/behandlat m ³	22* / 40**	15

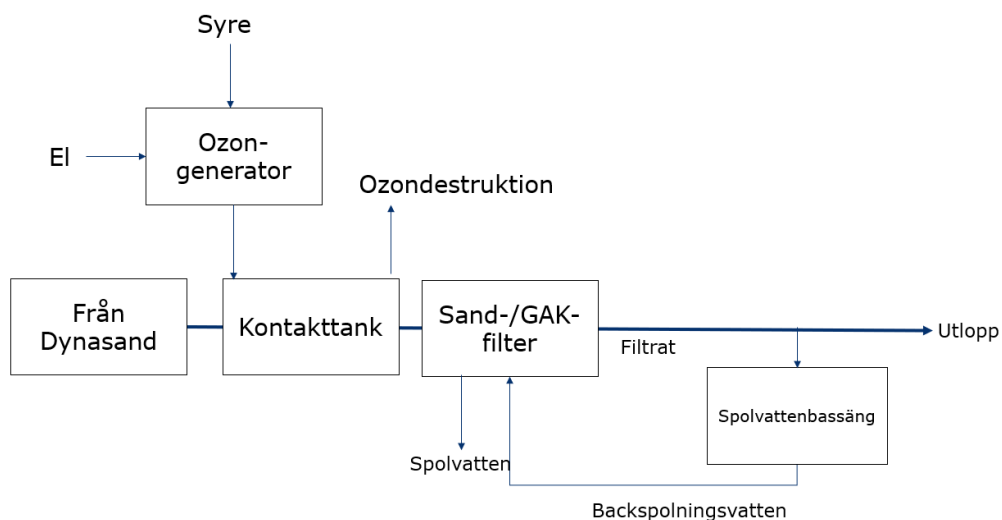
*Enligt beräkningar från Himmerfjärdsverket

**Enligt K, Furgal. 2017.

Vid pilotstudierna vid Fors reningsverk prövades att endast ha en förlängd kontakttid efter ozonet och inte ett filtreringssteg. Uppehållstiden i kontakttankarna varierade mellan 3-6 h. Resultatet visade en liten tendens till något bättre rening (baserat på 1 stickprov) men det bedömdes som ej kostnadseffektivt att implementera förlängda kontakttider på grund av kostnaden för erforderliga tankvolymen för den lilla effekt på reduktion av läkemedelsrester (Björleinius, 2021).

3.4.4 Konceptuell design av ozonering med efterföljande filter

Föreslagen lösning för läkemedelsrening med ozonering presenteras i figur 10.



Figur 10 – Blockschema för läkemedelsrening genom endast ozonering.

Utgående avloppsvatten från Dynasandfilter leds till en fördelningskanal varifrån vattnet sedan distribueras till ett antal kontakttankar.

Omgivande luft används för att producera syrgas i en syrgasgenerator som tillförs el, alternativt kan flytande syre köpas in. Syrgasen och el tillförs sedan till en ozongenerator i vilken ozon produceras. Det tillverkade ozonet distribueras till kontakttankarna.

Från kontakttankarna tas frånluft ut och kvarvarande ozon hanteras via en ozondestruktor. Alternativt kan avluftningstank efterfölja kontakttanken där frånluft tas från. Utgående vatten från kontakttankarna leds till en filteranläggning.

En andel av utgående filtrat kommer att ledas till en reservoar för att kunna användas vid backspolning. Vart spolavloppet skall pumpas är i nuläget inte bestämt. Filtratet leds till utloppet.

3.4.5 Miljöpåverkan

Problemet med endast ozonering som reningssteg är bildandet av transformations- och biprodukter såsom bromat, nitrosaminer, formaldehyd och andra toxiska ämnen. Ifall ett extra biologiskt steg efter ozonering implementeras kan effekterna av biprodukterna reduceras. Studier inom SystemLäk visar att det i vissa fall räcker med en förlängd uppehållstid efter ozonering för att minska de negativa effekterna av biprodukterna (Baresel, C. et.al 2017a).

Vissa transformations- och biprodukter kan inte avskiljas genom ett efterföljande biologiskt reningssteg, t.ex. bromat. Halten inkommande bromid bör därför mätas i inkommande vatten för att se huruvida ozonering är en rimlig lösning.

För att säkerställa att ozonbehandlingar inte ger toxiska effekter har Schweiz utvecklat ett 5 stegs-program. Stegen består av:

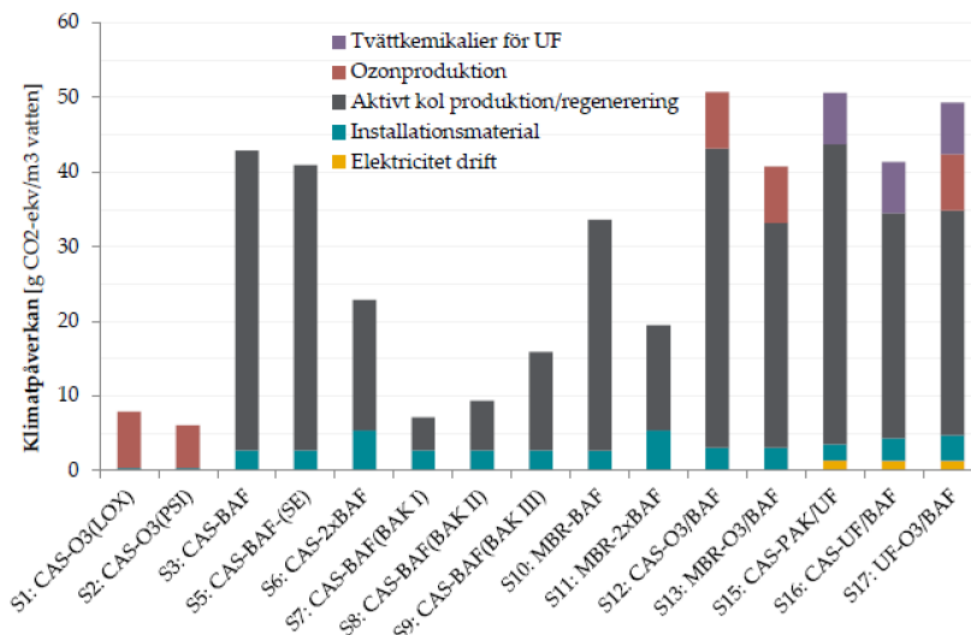
1. Bedömning av stabiliteten för ozon i avloppsvattnet. Detta innebär att avloppsvattnet på aktuellt reningsverk analyseras avseende halten av fria radikaler och resultatet jämförs med referensdata. Om stabiliteten skiljer sig jämfört med förväntat värde kan det innebära att toxiska komponenter bildats och ozonering bedöms att ej vara lämpligt. Mätningen används även som bas för verkningsgradsberäkning i steg 2.
2. Beräkning av reduktion av mikroföreningar beroende av ozondos.
3. Mätning av kända restprodukter från ozonoxidering som bromat, nitrosdimetylamine, mm.
4. Olika biologiska tester för att utvärdera toxiciteten.
5. Tester på plats för den byggda anläggningen.

Schweiz håller även på att ta fram en metod för att uppföljning av ozonanläggningar vid ändrad drift, tex då en ny industri läggs till en befintlig anläggningen (Furgal, K., 2019).

Ozon är en instabil gas och kan vid höga temperaturer orsaka brand. Ozonet kan orsaka ögon-, hud och luftvägsirritation. Vid lång exponering misstänks ozon kunna orsaka genetiska effekter. Ozon avger en kraftig lukt redan vid låga ofarliga halter vilket gör att ozonemissioner är lätta att upptäcka, om driftpersonal utrustas med gaslarm bör säkerhetsrisker kunna hanteras (Baresel, C. et.al 2017a).

Ifall flytande syre ska hanteras behöver hänsyn tas till framför allt brand- och explosionsrisk.

I figur 11 presenteras klimatpåverkan från alternativen med ozon.



Figur 11 (samma bild som figur 4). Klimatpåverkan för undersökta scenarier för en anläggning på 100 000 pe. Scenario 1 och 2 visar klimatpåverkan av olika tekniker för framställan av ozon. Scenario 12 visar klimatpåverkan av ozoneringen med efterföljande biologiskt filter. Figur från Baresel et.al., 2017b

Endast ozonering är en av teknikerna som innebär lägst klimatpåverkan. Ozonproduktion med flytande syre medför en liten ökning i klimatpåverkan jämfört med om ozonproduktion sker lokalt med PSI-teknik, se scenario 1 och 2 i figur 11. Framför allt är det energiförbrukningen i samband med tillverkning av ozon som står för den miljöpåverkande faktorn. Syregenerering medför också energiförbrukning, men mindre än ozontillverkningen. Energiförbrukningen är i samma storleksnivå som aktivt kol när tillverkning och regenerering medräknas (Baresel, C. et.al 2017b), men aktivt kol har en betydligt högre klimatpåverkan (p.g.a. sämre energimix där kolet tillverkas och regenereras).

Alternativen med ozon och kolfilter har betydligt högre klimatpåverkan (scenario 12) vilket beror på koltillverkning och regenerering.

Samtliga filteralternativ innebär ett ökat behov av betong, vilket medför en större miljöpåverkan.

3.4.6 Logistik

Ifall syrgas produceras lokalt på plats behövs ingen logistik förutom vid byte av maskindelar.

För en GAK-anläggning krävs samma typ av logistik som beskrivs i avsnitt 3.1.6 men med lägre frekvens på byte av filtermaterial.

3.4.7 Kostnad

O₃:

Nedan kostnader inkluderar endast kostnaden för ozoneringssteget och ej efterföljande behandlingssteg.

Erfarenheter från SystemLäk (2016) visar på kostnader på 0,5-0,8 kr/m³ för ett verk på 10 000 pe och 0,15-0,3 kr/m³ för verk på >500 000 pe (för en ozondos på 5 mg O₃/L och en kontaktid på minst 15 min) (Baresel, C., 2017a).

Totalkostnaden för ozonering har beräknats för ett verk för framtidens kapacitet 0,23-0,35 kr/m³ för ett verk på 20 000 pe och 0,19-0,20 kr/m³ för ett verk på 100 000 pe (Naturvårdsverket, 2017).

Enligt Mulder (2015) så ligger kostnaden för endast ozonering på 0,9-1,5 kr/m³ för anläggningsstorlek 20 000 – 300 000 pe.

Enligt Wahlberg, C et.al. (2010) så skattas totalkostnaden för ozonering i reningsverk för mer än 100 000 pe till 0,6 kr/m³.

Implementeringen av läkemedelsrening på Nykvarns ARV i Linköping kostade ca 25 Mkr och verket har kapacitet för 42 000 m³/dag. Kostnaden för MBBR är inte medtagen då detta processteg redan fanns på verket (Naturvårdsverket, 2017). I Specifik totalkostnad har beräknats till 0,62 kr/m³ respektive 61 kr/pe,år.

Totalkostnad för investering vid Knivsta reningsverk var 4,5 Mkr och specifik totalkostnad har beräknats till 0,96 kr/m³ respektive 80 kr/pe,år (Svenskt Vatten 2021). Dock utformades anläggningen på enklast möjliga sätt för en begränsad tid, så investeringskostnaden är inte helt relevant i de fall byggnader och bassänger anses ha en livslängd på 40 år eller längre.

Kostnaden för ozonering i fullskala vid Växjö's reningsverk (för 800 m³/h och med målet att reducera 80% av oxazepam) har beräknats till 24 Mkr, men inkluderar då inget efterbehandlingssteg för transformationsprodukter. Driftskostnaderna har uppskattats till 0,4-0,5 kr/m³ beroende på LOX kostnaden (för en ozondos på 4 g/m³ eller 0,5 g/g DOC). Skulle en ozondos på 12 g/m³ krävas stiger driftskostnaden till 0,5-0,85 kr/ m³ (Lindberg 2019).

O₃-GAK:

Totalkostnaden för ozonering med efterföljande GAK-filter har beräknats till 0,75 kr/m³ för ett verk på 20 000 pe och 0,5 kr/m³ för ett verk på 100 000 pe (Naturvårdsverket, 2017).

För Stengårdens ARV i Simrishamn beräknades den totala investeringskostnaden till 30 Mkr och specifik totalkostnad 2,14 kr/m³ respektive 180 kr/pe (Svenskt Vatten 2021). Detta inkluderar en förfiltrering med mikrosil samt tre efterföljande behandlingslinjer (ozonering följt av Dynasandfilter respektive GAK samt GAC).

Totalkostnaden för investering vid Tierps reningsverk var 12 Mkr och specifik totalkostnad 1,8 kr/m³ respektive 207 kr/pe (Svenskt Vatten 2021). Detta inkluderar sandfilter före ozonering och GAK-filter efter.

Vid Bräkne-Hoby ARV Ronneby beräknades totalkostnaden för investering till 3,5 Mkr och specifik totalkostnad 4,5 kr/m³ respektive 647 kr/pe (Svenskt Vatten 2021). Detta inkluderar sandfilter före ozonering och GAK-filter efter.

O₃-sandfilter:

Enligt (Mulder, 2015) så ligger kostnaden för O₃-sandfilter på €0,22 ± 0,04 kr per m³ för ett verk på 20 000 pe och €0,18 ± 0,03 per m³ för ett verk på 100 000 pe. Baserat på en DOC-halt på 7–15 mg/l.

Investeringskostnaden för läkemedelsrening för O₃-sandfilter på Fors bedöms till 56 Mkr med driftkostnad på 0,84 Mkr. Detta innebär en kostnad på cirka 1,4 kr/m³ behandlat vatten (baserat på 520 m³/h, 37 000 anslutna personer) (Ramboll, 2021).

3.4.8 Kompatibilitet med Rimbo ARV

En utbyggnation av ozonering är kompatibel med processen på Rimbo ARV. Problemet med transformations- och biprodukter betyder att endast ozonering inte anses som tillräcklig rening, utan bör kompletteras med ett efterföljande biologiskt reningssteg. Bromat har inte provtagits och ska följas upp senare i projektet, men inget tyder på höga halter bromat i vattnet så som saltvatteninträngning på ledningsnätet.

De höga suspenderade ämne (i medel 22 mg SS/l) kan innebära att höga ozondoser behövs. Det bör undersökas om driften av Dynasandfiltren kan förbättras annars kan ett förfilter av något slag vara aktuellt innan ozoneringen.

Troligen behövs pumpning av utgående vatten från Dynasandfilter till ozonanläggningen och till den biologiska reningen. Utgående vatten från den biologiska reningen bör kunna ledas med självfall till utloppet.

Både GAK- och sandfilter alternativen innebär behov av backspolning. Beroende på hur stor stöbelastning från backspolningsvatten och spolavlopp som den biologiska huvudprocessen klarar kan det bli aktuellt att bygga buffertvolymmer.

3.5 Väteperoxid (H₂O₂) och UV

Läkemedelsrening med väteperoxid, H₂O₂, i kombination med UV har visats fungera i flera pilotförsök. Hydroxylradikaler bildas när UV-ljuset träffar väteperoxiden vilka i sin tur bryter ned läkemedelsresterna. UV-ljuset kan doseras monokramiskt (d.v.s. med en bestämd våglängd) med våglängden 254 nm vilket gynnar desinfektion. Det kan även doseras i bredspektrum som är bra för att bryta ned läkemedelsrester (Wahlberg, C et.al., 2010).

3.5.1 Allmänt

UV/H₂O₂ tillhör de så kallade avancerade oxidationsprocesserna (AOP) som innebär produktion av högreaktiva hydroxylradikaler som i det här fallet genereras från väteperoxid (H₂O₂) med hjälp av ultraviolett (UV) strålning. Den nödvändiga intensiteten för UV-strålning beror på UV-ljusabsorbansen (UVA) eller transmittansen (UVT) i det behandlade vattnet. I vatten med hög transmittans kan mer UV-ljus absorberas av H₂O₂ och mindre energi krävs för att åstadkomma samma produktion av hydroxylradikaler jämfört med vatten med lägre transmittans. Hydroxylradikalerna som bildas är högreaktiva och oselektiva. Eftersom tekniken är beroende av transmittans i vattnet gör den sig bäst som ett extra reningssteg efter konventionell rening i reningsverken.

Liksom för ozonbehandling kan biprodukter bildas i processen, såsom ökade halter AOC, nitrat och andra oidentifierade produkter, men dessa kan minskas med efterbehandling. En fördel med UV/H₂O₂ är att bromatbildningen, som kan uppstå vid ozonering och utgöra ett problem, inte finns.

3.5.2 Reningseffekt

Förväntad reningseffekt för läkemedelssubstanser beror av dos väteperoxid och UV intensitet och följer liksom ozon ett tydligt dos-responsmönster. I tabell 11 presenteras resultat från pilotförsök från Växjö.

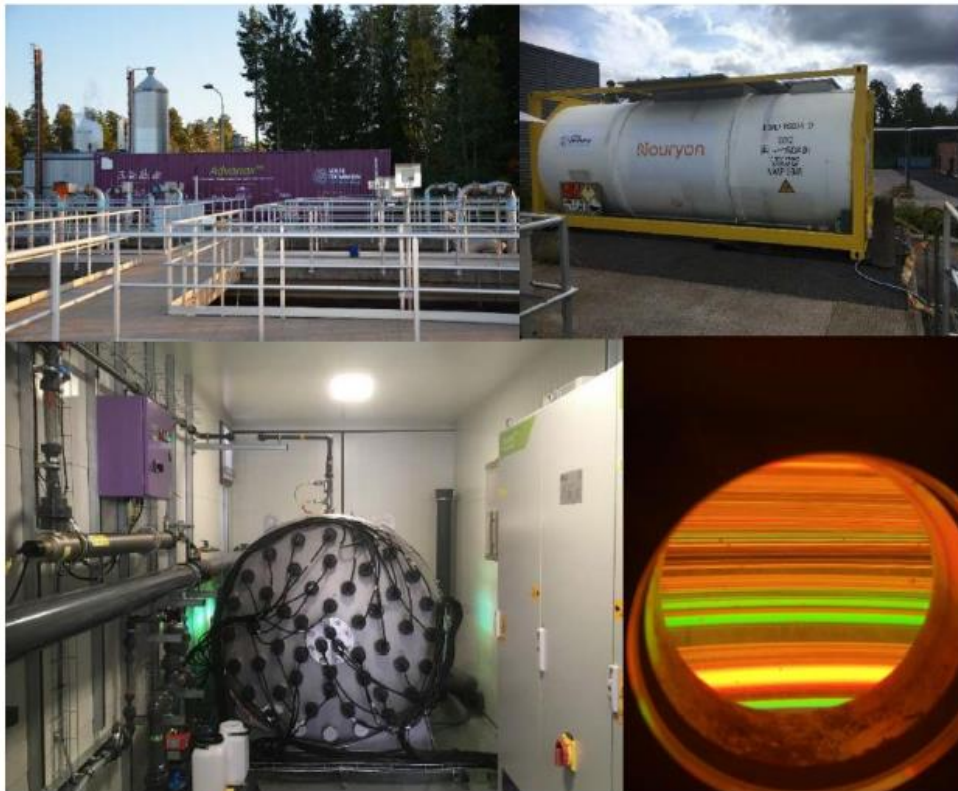
Tabell 11 - Förväntad reduktion av läkemedelsrester, PFAS, estron, nonylfenol samt bisfenol A vid införande av UV/H₂O₂ (Lindberg 2019)

Förorening	Avskiljningsgrad för UV/H₂O₂
Läkemedelsrester	>85 %
PFAS-11 (6FTS)	Upp till 57 %
Estron (E1)	65 %
Bisfenol F	Upp till 70 %
Bakterier	>99%

I försöken i Växjö uppnåddes >95% reduktion av analyserade läkemedels-substanser. Bakterier elimineras redan vid de lägsta doserna, vilket visar på god potential att ta bort även antibiotikaresistenta bakterier med tekniken. Inga potentiellt toxiska biprodukter kunde påvisas, varken bromat eller de som visas genom effekt på bakterie (Microtox), grönalg eller kräftdjur (Lindberg 2020).

3.5.3 Designparametrar

UV-reaktorn utgör den viktigaste anläggningsdelen och behöver bestå av UV-lampor (lågtransmittans) som i sin tur kan bestå av flera enheter i serie för att uppnå en önskad UV-dos på minst 10 000 J/m². Reaktordesignen spelar en viktig roll för effektiviteten av reaktorn och bör tas fram av lämplig teknikleverantör. Även reaktorns storlek bestäms av utförandet. Till exempel kan flera UV-lampor installeras i samma reaktor för att uppnå en högre UV-intensitet, som den som användes i Växjö 2019 med en kapacitet på 40–120 m³ /h (Figur 12). Utöver UV-reaktorn behövs ett katalytiskt filter för borttagning av restväteperoxid. En lagringstank för väteperoxid och dosering för att uppnå >40 mg/l behövs, samt lagringsvolym för citronsyra för rengöring av UV-reaktorn.

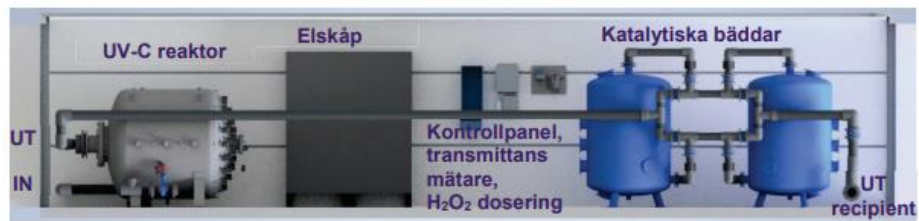


Figur 12. Bild från pilotförsök med UV/H₂O₂ vid Sundets ARV.

Den pilot som användes vid försöken i Växjö var anpassad för driftinställningar enligt tabell 12.

Tabell 12. Designparametrar för UV/H₂O₂ (Lindberg, 2019)(Baresel et al. 2019b)

Parameter	Enhet	Växjö	Baresel et al. 2019b
UV-C dos	J/m ²	5 000-12 500	
H ₂ O ₂ dos	mg/l	20-40	
Transmittans	%	30-70	
Kapacitet	m ³ /h	40-120	
Energiförbrukning	kWh/behandlat m ³	0,36 (6 300 J/m ²)	0,15 (3 000 J/m ²) 0,30 (5 000 J/m ²)

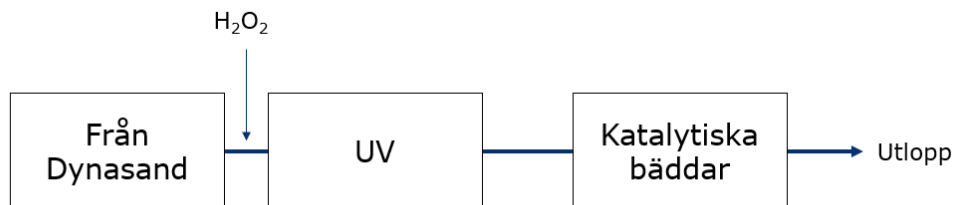


Figur 1. Schematisk översikt över Advanox™-piloten (bild från Van Remmen UV Technology).

Figur 13 – Illustration för läkemedelsrening genom UV/H₂O₂. (Lindberg 2019)

3.5.4 Konceptuell design

Föreslagen lösning för läkemedelsrening med UV/H₂O₂ presenteras i Figur 14.



Figur 14. Blockschema för läkemedelsrening genom UV/ H₂O₂.

Vatten från Dynasandfiltren och erforderlig dos väteperoxid tillsätts och belyses därefter med UV-ljus. Ju högre transmittans (UVT) som vattnet har desto lägre UV-dos krävs eftersom mer UV-ljus kan adsorberas av väteperoxiden. Därefter leds vatten till katalytiska bäddar varifrån vattnet led till utlopp.

3.5.5 Miljöpåverkan

För tekniken med UV/H₂O₂ är den största miljöpåverkan kemikalieförbrukning och energiförbrukning. Väteperoxid tillverkas genom Antrakinonprocessen där antrakinon blir omväxlande reducerat med vätgas (H₂) och oxiderat med luft/syre (O₂) varvid koncentrerad väteperoxid (H₂O₂) bildas. Nouryons (AkzoNobels) produktion finns bland annat i Sverige och produkten Eka HP säljs i koncentration 19–70 %. Energianvändningen för ett verk av Växjö's storlek beräknades att öka med 50%, medan jämförande ozonbehandling bara skulle öka förbrukningen med 5% (Lindberg 2019). Åtgärder för att sänka transmittansen krävs för att sänka energikostnaden och miljöpåverkan för tekniken.

Det katalytiska filtret som krävs för borttagning av restväteperoxid och biprodukter kommer att mättas och när detta är uttjänt behöver materialet omhändertas.

Det finns arbetsmiljöaspekter kring hantering av väteperoxid och rengöring av UV-lampor som behöver beaktas.

3.5.6 **Kostnad**

Kostnaden för UV/H₂O₂ i fullskala vid Växjös reningsverk (för 800 m³/h och med målet att reducera 80% av oxazepam) har beräknats till 15 Mkr, inklusive katalytisk bädd för omhändertagande av väteperoxid. Driftkostnaderna har uppskattats till 1,1 kr/m³ beroende på hög energiförbrukning (Lindberg 2019).

3.5.7 **Logistik**

Vid implementering av UV/H₂O₂ behövs framkomlighet på fastigheten till ett lagringsutrymme av H₂O₂ för leveranser med lastbil.

Mängden transporter beror på H₂O₂-koncentrationen, samt vilken dos som krävs för att erhålla det resultat som eftersträvas. Vid försöken i Växjö användes 19% H₂O₂ med anledning av att inget tillstånd behövs om koncentrationen understiger 20%. Denna låga koncentration är dock varken ekonomisk eller miljövänlig för en anläggning i fullskala då det genererar många onödiga transporter.

3.5.8 **Kompatibilitet med Rimbo ARV**

UV/väteperoxid är en teknik som kan vara kompatibel med Rimbo ARV.

Från Dynasandfiltren pumpas vatten till en UV-reaktor och väteperoxid doseras på vägen dit. Höga halter av suspenderade ämnen kan bidra till ett lågt UVT-värde och innebära att en hög dos UV behövs. För att UV/H₂O₂ tekniken ska vara intressant måste transmittansen på utgående vatten från Rimbo sannolikt förbättras. I annat fall är energikostnaden alltför hög jämfört med ozonering. Om Rimbos utgående vatten visar sig innehålla höga halter bromid med risk för bromatbildning kan UV/H₂O₂ tekniken vara intressant, då ozonering i sådana fall är olämplig.

4. Övriga tekniker för läkemedelsrening

Teknikerna nedan beskrivs kortfattat då dessa tekniker är under utveckling eller att enbart lite drifterfarenhet finns. Pilotstudier har utförts i tidigare studier men teknikerna bedöms inte vara aktuell för Rimbo ARV.

4.1 Nanofilter och omvänd osmos

Nanofiltrering och filtrering med omvänd osmos är en avskiljande teknik för läkemedelsrester. Tekniken fungerar genom att vatten pressas igenom täta membran under högt tryck. Nanofiltrering innebär filtrering ungefär i spannet 0,001-0,01 mm och en tryckskillnad över membranerna om 2-40 bar krävs. För omvänd osmos är porstorleken på membranet istället i intervallet 0,0001-0,001 och det krävs en tryckskillnad om 5-70 bar över membranerna. (Baresel et.al. 2017a). Ett stort antal lösta organiska föreningar (exempelvis läkemedelsrester) men även mindre substanser som salt avlägsnas. I pilotförsök på Hammarby Sjöstadsverk har en reduktion på över 95 % uppmätts vilket visar på att en viss del av läkemedelssubstanserna kan ta sig igenom membranet. Ingen destruktion av läkemedelsresterna fås genom denna teknik utan endast avskiljning som samlas i som ett koncentrat och måste hanteras vidare. Tekniken innebär en hög driftkostnad på grund av hög elförbrukning (Wahlberg, C et.al., 2010). Tekniken är främst intressant i de fall det är stor brist på vatten eftersom det behandlade vattnet blir mycket rent och lämpar sig för vattenåteranvändning.

4.2 Biologiska metoder

Stockholm Vatten har utvärderat ett antal olika biologiska metoder för rening av läkemedelsrester. Dessa har innefattat aktiv slam, MBR, MBBR och ett anaerobt biosteg. Försöken visade att ett aerobt steg i någon form krävdes för att reducera de flesta olika substanser. Hög slamålder bidrog även till ökad reduktion. Bäst resultat uppnåddes för MBR med en reduktionsgrad som mest på 80 % (Wahlberg, C et.al., 2010). Ett reningsverk med kväverening och höga slamåldrar kan uppnå god läkemedelsreduktion av vissa substanser (Falås et al. 2015), men vissa substanser går opåverkade genom reningsverket.

Processer med biofilm på bärare har visat högre avskiljning än traditionell aktivslam (Shreve et Brennan (2019), Tang et al. (2017)) tack vare högre slamålder och en gynnsammare miljö för långsamväxande mikroorganismer. I en pilotanläggning vid Kullaviks ARV (Kungsbacka) testades efterbehandling med MBBR-processen eXeno™ där utgående sedimenterat avloppsvatten behandlades huvuddelen av tiden. 11 av 23 substanser reducerades med i medeltal 8 – 62 % vid 2 timmars uppehållstid. Med förlängd uppehållstid ökade reduktionen signifikant. Processen är selektiv och begränsad, men resurseffektiv i jämförelse med andra tekniker.

På uppdrag av Växjö kommun utfördes ett aktivitetstest i laboratorieskala för potentiell reduktion av läkemedelssubstanser i aktivt slam respektive

bärrarprocessen IFAS/HYBAS (Lindberg 2019). IFAS/HYBAS uppvisade högre reduktionsresultat för samtliga substanser, men detta förklaras delvis med att HYBAS har högre biomassa än aktivt slam. Normaliserade resultaten mot biomassan kvarstår ändå ett högre resultat för 11 substanser, bland annat diklofenac och erythromycin. Anmärkningsvärt är också att det bara var för HYBAS som reduktion av kontrastmedel uppvisas. Slutsatsen var att det finns potential att med förbättrad biologisk rening öka reduktionsgraden för vissa substanser, men är långt ifrån tillräcklig för att på bred front reducera läkemedel.

Potentialen för läkemedelsrening i spillvattenvåtmarker har undersökts bl.a. av Yifei et al (2014) och i två svenska examensarbeten (Näslund 2010 och Randefelt 2019). Avskiljningen av läkemedelsrester varierade från 20 till 100%, med sämre reningsresultat vintertid. I våtmarker sker många processer som bidrar till att rena vatten. Växter bidrar till reningen genom att fungera som kontaktyta mellan mikroorganismer och föroreningar. Biologisk nedbrytning kan anses vara en av de viktigaste processerna och gynnas av varma förhållanden, ca 15–25 °C. Sorption är en annan mekanism som kan rena vatten genom att substanser binds till varandra och på så vis avskiljs från vattnet. Nedbrytning kan också ske med hjälp av solens UV-ljus.

4.3 Ozon och MBBR

Som nämns i kapitel 3.4 så finns teknikkombinationen O₃-MBBR. Detta teknikval är framför allt ett alternativ för verk där MBBR redan finns som befintligt process. Kombinationen finns delvis installerat i Tyskland (Furgal, 2019) och i full skala på Nykvarns reningsverk i Linköping (Sehlén, R m fl, 2015). Pilotförsök med denna teknikkombination pågick på Lundåkra avloppsreningsverk under april 2017 till mars 2020.

Erfarenheter från Tyskland (Duisburg-Vierlinden) tyder på en avskiljning >80 % av de flesta läkemedelsresterna. Efterpolering med MBBR tillför ingen väsentlig filtreringseffekt, vilket innebär att de positiva effekterna som fås med sand- och kolfilter (ytterligare reduktion av b.la. läkemedel, DOC, fosfor) som efterpolering är lägre. Erfarenheten för denna teknikkombination är fortfarande låg (Furgal, 2019).

4.4 PAK-MBBR

PAK har vid anläggningar och i pilotförsök kombinerats med biologisk rening där PAK doseras direkt i MBBR-tanken. PAK- MBBR (Moving Bed Bio Reactor) är ett exempel som utvärderats i pilotskala och reningen har visats på avskiljning upp till 80 % på utvalda substanser samtidigt som den befintliga reningen inte påverkades negativt (Högstrand, S. Ignell, M, 2018). Detta är framförallt ett alternativ för verk där MBBR redan finns som befintligt process.

4.5 PAK-MBR

PAK i kombination med efterföljande MBR har utvärderats av IVL som kommit fram till att avskiljningsgraden för denna är liknande som för GAK och ozonering. Tekniken finns också implementerad i på reningsverken i Nordkanal, Tyskland. En fördel med denna teknikkombination är att MBR ger ett bra partikelfritt vatten och att användning av PAK inte innebär några nya behandlingssteg vid införande av läkemedelsrening (Baresel, B., Malovanyy, A., 2019). Även detta alternativ med PAK är ett bra alternativ för reningsverk där tekniken redan är implementerad.

4.6 PAK-Ozon

PAK i kombination med en låg dos ozon direkt före PAK-tanken syftar till att delvis regenerera kolet och därigenom antingen öka reningseffekten eller minska förbrukningen av PAK. Resultat från Kullaviks reningsverk visar på 83% reduktion av mikroförureningar med en dosering av 1,5 mg O₃/l. Bromidhalten i ingående vatten var tillräckligt hög för att risk för bromatbildning skulle föreligga, men utgående koncentration av bromat var mycket låg vilket visar att processens uppbyggnad inte gynnar bromatbildning. Anpassning av en befintlig Actiflo® till en Actiflo® Carb beräknades till 16 MKR och driftskostnaden till 0,85 MKR/år. Utöver PAK och ozon behövs ett processteg för att avskilja kolet, så som sandfilter eller UF.

4.7 MAK

MAK (magnetiskt aktiverat kol) är ett pulveriserat aktivt kol som har magnetiska egenskaper. Kolet tillsätts i utgående vatten från reningsverket varpå läkemedelsresterna adsorberas till materialet. Kolet extraheras från vattnet med hjälp av en magnetisk separator som både ger låga tryckförluster och energiförbrukning. Merparten av det MAK som avskiljs recirkuleras för att återanvändas i processen. En viss del förbrukat kol tas ut ur systemet (ca 2–5%) och motsvarande mängd nytt MAK tillsätts. Försök utfördes i laboratorieskala där 50 ml av utgående vatten från Borlänge ARV behandlades. Försöken visade att MAK kan reducera ca 90 % av merparten av de substanser som undersökts vid en koncentration på 100 mg MAK/l och en kontakttid på 30–60 min. Efter laborieförsöken utfördes även pilotförsök i något större skala där 3 g MAK (koncentration 100 mg MAK/l) användes för att satsvis rena 5 x 30 liter av utgående vatten från Borlänge ARV. Upptaget av läkemedel i den första körningen överensstämmer väl med data från laborieförsöken och separationen av MAK från vattnet var visuellt 100 %. Reduktionsgraden avtog successivt mellan körningarna vilket kan förklaras av att en stor del av MAK (77 %) fastnade i magnetseparatorn och därför inte kunde recirkuleras för vidare rening. Pilotstudien visade att reningstekniken har potential men det var inte möjligt att avgöra vilka möjligheter till recirkulation av MAK som finns och vilken MAK-dosering som skulle behövas vid en fullskalig anläggning (Borlänge Energi 2020).

4.8 Hydrodynamisk kavitation

Tekniken går ut på att små kavitationsbubblor genereras i mikrokanaler med olika ytbeskaffenhet utan tillsats av kemikalier och endast flödesenergi och tryck. Läkemedelsresterna bryts ned genom oxidation med hydroxylradikaler som bildats när tryck släpps. IVL har en labbreaktor i samarbete med KTH vid deras MBR-pilot på Hammarby Sjöstadsvverk. Bra initiala reningsresultat har kunnat påvisats. Piloten är uppbyggd med flera modulära reaktorer med flera mikrokanaler i serie för anpassning mot olika reningsmål/målstanser (Svenskt Vatten, 2021).

4.9 Metal-Organic Frameworks (MOFs)

Tekniken går ut på att ett poröst växtbaserat material kombineras med metaller. Det porösa materialet tillverkas av en växtbaserad organisk molekyl genom en stabil, snabb och enkel syntes. Tester utförs i IVL:s MBR-pilot vid Hammarby Sjöstadsvverk i samarbete med Stockholms universitet. De initiala reningsresultaten för läkemedel visar på >99 % reningsgrad för de flesta undersökta substanser (NV-panel). Tekniken testas även för PFAS men där krävs mer utveckling (Svenskt Vatten, 2021).

4.10 Enzymer

Flera utvecklings- och tillämpningsprojekt med enzymer pågår både inom EU och Sverige. EU-projektet ENDETECH (2015) har t.ex. visat att enzymer/proteiner kan utvecklas för att neutralisera både läkemedel, antibiotika, hormoner och hormonstörande ämnen. Vinnovas test- och verifieringsprojekt System för rening av organiska miljögifter som leds av företaget Pharem Biotech AB i samarbete med IVL och SYVAB Himmerfjärdsverket har tagit tekniken längre och visat i både laboratorie- och pilotskala att specifika enzymer kan rena bort läkemedelsrester (Svenskt Vatten, 2021). Jämfört med GAK och ozon som renar ett brett spektrum av substanser, är rening med enzymer en mer specifik teknik där en stor reduktion av enskilda substanser kan uppnås.

4.11 Avancerad kemisk oxidation med elektroperoxon

Vid Lycksele ARV ska pilotstudier utföras under 2022 där en ny patenterad teknik med avancerad kemisk oxidation med elektroperoxon ska användas. Tekniken har utvecklats av Majid Mustafa och företaget Envix. Tekniken går ut på att en ozonanläggning uppgraderas till ett elektroperoxonsteg genom att man sätter in två elektroder i ozoneringsreaktorn. Befintliga ozoneringsystem vid reningsverk kan således uppgraderas till en elektroperoxonprocess. Mustafa har visat i sin doktorsavhandling att fler mikroföroreningar och svårnedbrytbara läkemedelsrester kan brytas ned med tekniken än vad endast ozon har visats kunna göra (Umeå universitet, 2020).

5. Diskussion

Nedan avsnitt i detta kapitel diskutera de punkter som utgör underlag för beslut av vilka pilotstudier som ska köras på Rimbo ARV.

5.1 Reningseffekt

Generellt för samtliga möjliga tekniker för läkemedelsrening vid Rimbo ARV kommer det krävas att susp-halterna ut från Dynasandfiltren reduceras. Detta kommer förlänga livslängden och minska spolvattenebehovet på kol (driftkostnader minskar) samt minska doser av UV, väteperoxid och ozon. En förbättrad reduktion av susp ger även förutsättningar för en bättre fosforavskiljning. Någon typ av förbehandling kan behövas vid Rimbo för att minska partikelinnehållet om inte funktionen över Dynasandfiltren kan förbättras. En teknik som framstår fördelaktig ur detta perspektiv är UF-GAK, där UF-filtret även kommer minska mängden mikrofibrer som kan komma från tvätterier. Som förbehandling kan även andra tekniker var aktuella så som skivfilter som har användes vid Simrishamn. Då Rimbo redan har en kväverening är ett MBR-steg mindre aktuellt att införa vid verket.

Beroende på vad riskanalys utifrån de provtagningar i recipient som sker inom projektet kommer fram till kan val av reningsteknik påverkas. Om det tex finns starka argument att ha effektiv desinfektion på vattnet, om effektiv avskiljning av mikrofibrer önskas eller om vissa substanser är särskilt prioriterade kan detta tala för eller emot olika tekniker.

Granulerat aktivt kol (GAK) ger en god reduktion av läkemedelsrester, medan reduktionen av mikroplaster är låg. Reningen av diklofenak är något sämre jämfört med andra tekniker och ingen desinfektion av virus/bakterier/parasiter sker på vattnet.

Pulvriserat aktivt kol (PAK) ger precis som GAK en god reduktion av läkemedelsrester, medan ingen reduktion av mikroplaster/mikrofibrer erhålls. Vid dosering av PAK efter Dynasandfilter kan kolet hanteras i en separat slamhantering och påverkar därmed inte slammet från reningsverket. För avskiljning av PAK kan ett filter användas för avskiljning av kolpartiklar, vilket även kan ge en reduktion av mikroplaster.

Ozon ger en god reduktion av ett flertal läkemedelssubstanser medan ingen reduktion av mikroplaster/-fibrer erhålls i själva ozoneringssteget. För att få bra rening behöver nuvarande susp-halt reduceras. Problem med skumning och höga ozondoser har erhållits när susp-halter varit <10 mg SS/l. Det behövs ett biologiskt efterbehandlingssteg (t.ex. sandfilter, GAK-filter eller MBBR) för att reducera utsläpp av transformations- och biprodukter. Vid kombination med GAK erhålls en högre reningsgrad för fler läkemedelsrester än endast ozonering.

UV/H₂O₂ ger en god reduktion av läkemedelsrester, en effektiv desinfektion och minskad risk för antibiotikaresistens i recipienten. Dock innebär tekniken en hög energiförbrukning om man jämför med de andra teknikerna så som ozon. UV/H₂O₂ framstår som ett bra alternativ om Rimbo uppmäter höga halter av bromid i inkommande vatten eftersom bromat inte bildas i reningen. Dock finns inget som tyder på höga bromidhalter vid Rimbo vilket hade varit fallet om reningsverket låg kustnära och det finns risk för saltvatteninträning.

En aspekt som uppkommit vid implementation av läkemedelsrening vid pilot och fullskala är att halterna av läkemedel varit högre än tidigare uppmätt. Vid Tierps avloppsreningsverk var halterna läkemedelsrester dubbel så höga som vid pilottesterna vilket innebär att anläggningen var tvungen att köra med högsta dimensionerade ozondoser med ozon från början. I Linköping ändrades karaktären på inkommande vatten från pilotförsök till uppstart i fullskala, vilket gjorde att högre doser ozon krävdes (CW Pharma, 2020).

5.2 Miljö

Avancerade reningstekniker har visat sig bidra med en negativ klimatpåverkan på grund av sitt stora energibehov.

Tekniker med aktivt kol använder stora mängder energi vid produktion och regenerering medan ozonering och UF har störst energiåtgång vid drift. Ytterligare en miljöaspekt från aktivt kol kommer från hanteringen när kolet är förbrukat och det behöver förbrännas, då det bildas fossil koldioxid. Eventuellt kan man använda förnybart kol (det vanligaste i nuläget är kol producerat från kokosnötskal) men få tester har utförts med förnybart kol, vilket innebär osäkerheter kring avskiljningsförmåga för läkemedelsrester. Försök gjorda inom SystemLänk visade att det finns en stor potential avseende avskiljningsförmågan, men även att det behövs mer utveckling inom området (Baresel et al 2017b).

På grund av en grönare energimix i Sverige har ozonering en mindre miljöpåverkan än vad energiförbrukningen för aktivt kol ger upphov till. Detta på grund av att tillverkning och regenerering av aktivt kol sker utomlands. Om biokol kunde användas skulle klimatpåverkan bli betydligt lägre. Idag ligger närmaste regenereringsanläggning i Belgien, vilket ger ett mycket stort transportbehov om kolet ska regenereras. Om det fanns en anläggning i Sverige skulle detta kunna minska klimatpåverkan för aktivt kol, men det finns dock inga planer på att bygga en sådan anläggning i Sverige (Baresel, C., et.al., 2017).

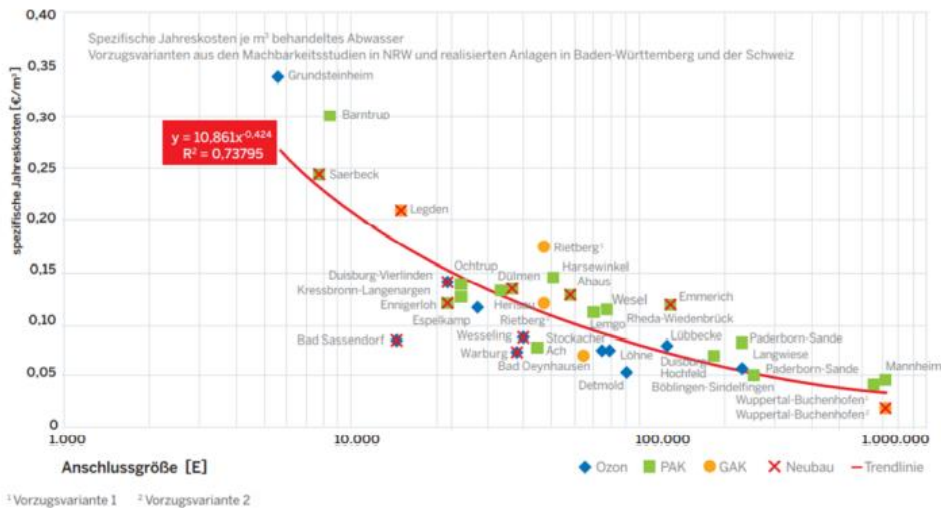
UV/H₂O₂ har en högre energiförbrukning än ozon vilket ger ett större klimatavtryck än denna teknik men väntas vara mindre än för tekniker med kol.

5.3 Kostnad

Det är framför allt önskad reningsgrad av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar som påverkar drift- och investeringskostnader för ett tillkommande reningssteg.

Implementering av samtliga reningstekniker på ett reningsverk medför både en större investering och ökade driftkostnader. Uppgifter vad respektive teknik kostar att implementera och driftsätta varierar i olika studier och dessa skillnader beror t.ex. på att personekvivalenter beräknas olika från land till land, vad som är inräknat i kalkyl vad gäller infrastruktur samt att byggkostnader varierar mellan exempelvis Tyskland och Schweiz. Även att designparametrarna skiljer sig mellan studierna bidrar.

För de svenska anläggningar som tagits i drift ger preliminära bedömningar driftkostnader i intervallet 0,45-1,35 KR/m³ och detta stämmer bra med kostnader rapporterat internationellt (Svenskt vatten, 2021). Kostnaderna antas öka med en faktor fyra för ett verk på <10 000 personer jämfört med > 100 000 personer. I figur 15 presenteras en sammanställning av specifika kostnader för fullskaleanläggningar med läkemedelsrening internationellt. Rimbo med 13 200 personer kan enligt sammanställningen förvänta sig att hamna på en kostnad på cirka 2,0 kr/m³ enligt det framtagna sambandet.



Figur 15. Specifika årskostnader för avancerad rening i form av ozonering, GAK-filtrering och dosering av PAK som funktion av antal anslutna. Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschad stoffelimination, 2016.

I tabell 13 presenteras en sammanställning för kostnader för läkemedelsrening i Schweiz som är det land där implementation och reglering av läkemedelsrening har kommit längst. Studier i Nederländerna visar på samma mönster vad gäller kostnader mellan teknikerna (Svenskt vatten, 2021).

Tabell 13. Kostnader för läkemedelsrening utifrån anläggningar i Schweiz (Svenskt vatten, 2021).

Teknik	Kostnad* [kr/m ³]
O ₃ + GAK-filter	2,43
GAK-filter	1,92
PAK + sandfilter	1,82
O ₃ + Sandfilter	1,62

*1 CHF=10,11 KR

Sammanfattningsvis framgår att den billigaste avancerade reningstekniken är ozonering med efterföljande sandfiltrering. Därefter följer alternativet PAK med sandfiltrering medan GAK-filter har visats vara den dyraste tekniken. GAK har en relativt låg installationskostnad men kostnader för kol, kemikalier och slambehandling vid GAK och PAK gör att dessa är dyrare än ozonering. GAK är dyrare än PAK på grund av större kolanvändning och elkostnader är som högst för ozonering. Investeringskostnad för UF förväntas ligga i samma kostnadsläge som ozon eller högre vilket gör teknikkombinationen till en av de dyraste. För UF och GAK i kombination kan dock driftkostnaderna minska i förhållande till om endast GAK körs, på grund av bättre utnyttjande av filtermaterialet.

Det finns även osäkerheter om framtida krav kring läkemedelsrening. I denna studie har dimensionerande flöde valts till att rena cirka 95 % av Rimbos framtida årsflöde. Troligen kommer en anläggning med dessa designparametrar att ha en god reningseffekt på majoriteten av substanser och klara >80 % reduktion. Skulle framtida krav sättas till högre än 80 % reduktion eller att 100 % av årsflödet ska renas så kommer det att påverka kostnaderna.

För tekniker som använder sig av aktivt kol så skulle en förändring i kolpriser ha en betydlig påverkan på kostnadsbilden, då priset för kol är den största kostnaden för tekniken. En kraftig prisökning för ozongeneratorer har noterats under senaste 5-7 årsperioden (Svenskt Vatten 2021). Prisnivåer för avancerad rening har ännu inte specialiserat sig på den svenska marknaden, vilket försvårar budgetberäkningar.

Samtliga reningstekniker/kombinationer kommer medföra en ökad energianvändning. PAK, GAK och BAF är de tekniker som medför den lägsta ökningen av energianvändning medan ozon, H₂O₂/UV och UF medför den största.

5.4 Logistik

De tekniker som kräver särskild hänsyn till logistik är GAK och PAK. Transporter och förvaringsutrymme på området för Rimbo ARV kommer krävas för påfyllning av kol. Även transporter för att bortforsla förbrukat kol kommer behövas.

För ozon, ifall det produceras lokalt, behövs ingen särskild logistik och annars är det transport av flytande syrgas som behövs.

För UF kommer transporter av kemikalier för rengöring av membran att tillkomma.

För UV/H₂O₂ kommer transporter och leverans av väteperoxid samt kemikalier för rengöring av UV lampor att behövas.

5.5 Kompatibilitet med Rimbo ARV

Samtliga reningstekniker som har utvärderats i denna rapport anses vara kompatibla med Rimbo ARV, då exempelvis ytbehov inte utgör någon begränsning. Samtliga tekniker har både positiva och negativa aspekter som gör dem mer eller mindre attraktiva för just Rimbo ARV.

För t.ex. GAK-filtrer så är det negativt att utgående vatten vid Rimbo ARV ibland har en relativt hög halt suspenderade ämnen (idag medel 22 mg/l). Baresel et al 2017b rekommenderar att vid höga halter suspenderat material ha en extra förfiltrering för att avlägsna av partiklar större än 10 µm. Eventuellt är det möjligt att förbättra driften av Dynasandfilter för att komma ned i lägre nivåer av susp. Det kan också vara aktuellt att införa ett förfilter av exempelvis skivdiskfilter eller liknande som inte förväntas vara lika dyrt och komplicerat som en membranläggning men som ändå avlastar GAK-filtren. Ifall kombinationen UF-GAK används så elimineras problemet med höga halter suspenderade ämnen, men då tillkommer ett relativt dyrt processteg.

Teknikerna som innefattar PAK kommer innebära en förändring av slamhanteringen vid Rimbo ARV. Eftersom PAK kommer doseras i slutet av processen kan slammet avskiljas separat från övrigt slam vid Rimbo ARV. Dock kommer en ny slamhantering att behöva byggas och avsättning/deponi för detta slam kan vara kostsamt. Om kolet skulle hanteras i den befintliga slamhanteringen kan avsättningsmöjligheterna för slam på åkermark riskeras då slam kontamineras med kol. Ingen möjlighet för regenerering av kolet finns för tekniker med PAK.

Ozonering är en effektiv reningsmetod men kan innebära att transformations- och biprodukter uppkommer, vilket betyder att man behöver en efterföljande biologisk rening t.ex. GAK eller sandfilter. Varken sand eller GAK-filtrer innebär ett

komplikerat processteg, och förväntas därför inte tillföra några större ändringar i personalomfattning eller drifrutiner. GAK-filter är dock en dyrare process men förväntas ha en bättre avskiljningsförmåga jämfört med sandfilter. Även för ozon gäller att susp-halterna minskar för att få en god reningseffekt samt för att hålla driftkostnaderna nere. Detta kan innebära att ett förfilter behöver installeras vilket kommer innebära en högre kostnad.

UV/H₂O₂ innebär liksom ozonering ett desinficeringssteg men förbrukar mer energi än ozon. De fördelar som finns med UV/H₂O₂ gällande mindre uppkomst av toxiska biprodukter är inte något som identifierat som en risk vid Rimbo varför det inte finns en fördel för tekniken.

6. Slutsats och rekommendationer för val av pilotkörning

6.1.1 Val av pilotkörning

I arbetet med att ta fram vilka tekniker som ska testas i pilotskala på Rimbo ARV har en beslutsmatris tagits fram som underlag. Beslutsmatrisen grundas på de utvärderingsparametrar som beskrivs i rapporten för varje teknik. Vid en workshop (15/2-2022) diskuterade och värderades samtliga utvärderingsparametrar tillsammans med Rimbo kommun, B2 Processteknik och Ramboll. Parametrarna viktades och jämfördes med referensfallet GAK. I bilaga 2 presenteras beslutsmatrisen i sin helhet.

Från beslutsmatrisen framstår att teknikerna GAK, UF-GAK, ozon-sandfilter samt ozon-GAK är intressanta tekniker att studera i pilotstudier vid Rimbo ARV. Detta motiveras med att tekniker är intressanta ur ett reningsperspektiv och att de kan vara kompatibla med Rimbo ARV i framtiden. Utvärdering av olika koltyper bör ingå i pilottester för att hitta den mest lämpliga typ av kol.

De tekniker som väljs bort och där pilotstudier ej kommer att genomföras är alternativen med PAK samt H₂O₂/UV. Detta motiveras med att pulverkol inte används i fullskala idag vid någon anläggning i Sverige och att det skulle innebära en förändrad hantering av framtida slam. H₂O₂/UV anses inte aktuellt eftersom halterna av bromat är låga i inkommande vatten samt en hög driftkostnad för energi jämfört med ozon.

De tekniker som idag inte finns i fullskalanläggningar och som tas upp i denna rapport är inte aktuella för pilotstudier på Rimbo ARV.

6.1.2 Rekommendation

Baserat på utredningen om vilka tekniker som finns tillgängliga för läkemedelsrening idag samt utvärderingar av dessa rekommenderar Ramboll att följande tekniker bör testas under pilotförsök på Rimbo ARV.

- GAK-filter. Olika kolprodukter bör testas i pilotförsöken för att hitta det mest lämpliga.
- UF-GAK
- Ozon- sandfilter.
- Ozon - GAK.

7. Referenser

- Andersson, Mattias. 2021. Presentation vid beställargruppens möte 28 oktober 2021. Ronneby Miljö & Teknik.
- Baresel, C. 2021. Presentation på Svenskt Vattens beställargrupps möte 28/10-2021. Online.
- Baresel, C., Ek, M., Hardin, M., Bergström, R. 2014. Behandling av biologiskt renat avloppsvatten med ozon eller aktivt kol. IVL rapport Nr B 2203.
- Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K., Olshammar, M. 2017a. Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten. IVL rapport Nr C 235.
- Baresel, C., Ek, M., Ejhed., Allard, A., Magnér, J., Dahlgren, L., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U., Söhr, S., 2017b. Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk. IVL rapport Nr B 2288.
- Baresel, C., Ek, M., Harding, M., Magnér, J., Allard, A., Karlsson, J. 2017c. Kompletterande tester för en resurseffektiv avancerad rening av avloppsvatten. IVL rapport Nr B 2287.
- Baresel, C. & Malovanyy, A. 2019a. Införande av läkemedelsrening vid Himmerfjärdsverket, sammanställning av tidigare undersökningar vid Himmerfjärdsverket. IVL Svenska Miljöinstitutet Rapport B 2339
- Baresel, C., Harding, M., Junestedt, C. 2019b. Removal of pharmaceutical residues from municipal wastewater using UV/H2O2. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2354
- Blomqvist, Stefan. 2020. Enhetschef projekt Simrishamn kommun. Platsbesök. 2020-10-15.
- Björlenius, B. 2021. Pilotförsök med läkemedelsrening 2020. Fors ARV. Björlenius Lab AB. Stockholm.
- Borlänge Energi, 2020 Förstudie och pilotförsök av läkemedelsrening vid Borlänge ARV
- Cimbritz, M., Tumlin, S., Hagman, M, Dimitrova, I., Hey, G., Mases, M., Åstrand, N. la Cour Jansen, J. 2016. Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. SVU-rapport 2016-04.
- Cimbritz, M., Mattsson, A. 2018. Reningstekniker för läkemedel och mikroföroreningar i avloppsvatten. Havs och vattenmyndighetens rapport 2018:7

CW Pharma. 2020. Evaluation and experiences of full-scale ozonation followed by MBBR post-treatment and comparison with previous pilot tests. GoA3.1. Pharmaceutical removal at full scale.

Falu Energi & Vatten & IVL. 2020. Förstudie av Läkemedelsrening vid Främby reningsverk. Melviana Hedén & Maria Silfwerin, Falu Energi & Vatten Christian Baresel & Andriy Malovanyy, IVL Svenska Miljöinstitutet.

Falås, P; Hörsing, M; Ledin, A; Jes la Cour Jansen; Eriksson, E; Olsson, M (2015) Utökad biologisk nedbrytning med rörliga bärare av läkemedel och ett urval av ramdirektivets prioriterade ämnen SVU Rapport Nr 2015-09

Furgal, Karolina. 2017. International experience with removal of Pharmaceuticals from wastewater general approach and technological Solutions. Ramboll 613T1356758-021.

Furgal, Karolina. 2019. Summary of international experience on transformation products, biological post-treatments, hydraulic capacity and efficiency of advanced treatment. Ramboll 613T1356758-025.

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 AB, Falun.

Högstrans, S., Ingell, M. 2018. Möjligheten att kombinera pulveriserat aktivt kol (PAK) och MBBR för avskiljning av organiska mikroföroreningar. Examensarbete. Institutionen för Kemiteknik. Lunds Universitet.

IVL, 2020. The municipal wastewater treatment plant of the future- A water reuse facility. IVL Swedish Environmental Research Institute. No C538.

Johnsen, Jörgen. VA-chef Tierps kommun. Mejlkontakt. 10-01-2020 & 22-06-2020.

Kårelid, V., Larsson, G., Björleinius, B. 2017. Pilot-scale removal of pharmaceuticals in municipal wastewater: Comparison of granular and powdered activated carbon treatment at three wastewater treatment plants. Journal of Environmental Management 193, 491-502

Veolia, 2021. Onlinemöte med Elin Lavonen 2021-08-23.
<https://www.veoliawatertechnologies.co.uk/products/opacarb>.

Lemström, H., Roberts, R., Grim, J., Baresel, C., Malovanyy, A. 2021. Uppförandet av en pilotanläggning med granulerat aktivt kol i kombination med Membran BioReaktor (MBR-GAK)

- Lindberg, J. (2019) Förstudie läkemedelsrening på Sundets reningsverk, Växjö kommun
- Lindberg, J. (2020) Komplettering till läkemedelsrening på Sundets reningsverk, Växjö kommun
- Mulder, M., 2015. Costs of Removal of Micropollutants from Effluents of Municipal Wastewater Treatment Plants.
- Naturvårdsverket, 2017. Avancerad rening av avloppsvatten för avskiljning av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen. Rapport 6766.
- Naturvårdsverket, 2022. Läkemedelsrening vid avloppsreningsverk. Hemsida. <https://www.naturvardsverket.se/bidrag/lakemedelsrening-vid-avloppsreningsverk/>
- Näslund, M., 2010 Behandlingsvåtmarkers reningseffekt på aktiva läkemedelssubstanser under vinterförhållanden. En studie av fyra svenska våtmarker för avloppsrening. Examensarbete Stockholms universitet
- Pohl, J., Björlenius, B., Brodin, T., Carlsson, G., Fick, J., Larsson, J., Norrgren, L., Örn, S. 2018. Effects of ozonated sewage effluent on reproduction and behavioral endpoints in zebrafish (*Danio rerio*). *Aquatic Toxicology* 200 93-101
- Ramboll, 2019a. Förstudie läkemedelsrening Syvab, Principförslag GAK-filter.
- Ramboll, 2019b. Bilaga 1 PM Designparametrar.
- Ramboll, 2021a. Förstudie Läkemedelsrening Haninge Kommun Drifterfarenheter.
- Ramboll, 2021b. Stemme. S, Brogren. F, Jirblom. M, Frid. S. Förstudie läkemedelsrening Fors avloppsreningsverk.
- Randefelt, J. 2019 Spillvattenvåtmarkers reningseffekt på aktiva läkemedelssubstanser. Examensarbete Uppsala Universitet
- Shreve et Brennan (2019) Trace organic contaminant removal in six full-scale integrated fixed-film activated sludge (IFAS) systems treating municipal wastewater *Water Research* 151 (318-331)
- Sehlén, R. Malmborg, J. Baresel, C. Ek, M. Magnér, J. Allard, A. Yang, J. 2015. Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten. Rapport Nr B 2218. <https://www.tekniskaverken.se/om-oss/innovation/innovativa-projekt/rening-av-lakemedelsrester/>. 2019-05-19.

Svenskt Vatten. 2021. Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar via avloppsreningsverk. Rapport R2021-05.
Svenskt Vatten Utveckling, 2016. Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar- En kunskapssammanställning. Rapport 2016-04.

Svenskt Vatten Utveckling, 2019. Ultrafilter och granulerat aktivt kol för avskiljning av mikroföroreningar. Rapport Nr 2019-1.

Svenskt Vatten, 2019. Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar via avloppsreningsverk. Redovisning 2018-19. Meddelande M147.

Svenskt Vatten Utveckling, 2020. Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar via avloppsreningsverk. Rapport 2020-04.

Svenskt Vatten, 2020. ReningsVÄRK Läkemedelsrester i vår gemensamma vattenmiljö. Rapport M149.

Svenskt Vatten, 2021 Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar via avloppsreningsverk. Rapport 2021-05.

Svensson, Per. 2020. Muntligt kontakt. Processingenjör Degerberga ARV. 09-01-2020 samt 20-03-2020.

Syvaab. 2019. Principförslag GAK-filter. Förstudie läkemedelsrening Syvaab. Frid, S. Brogren, F. Karlsson, M. Carlsson, J. Ramboll.

Tang et al. (2017) Removal of pharmaceuticals in conventionally treated wastewater by a polishing moving bed biofilm reactor (MBBR) with intermittent feeding *Bioresource Technology* 236 (77-86)

Tekniska verken, 2019. <https://www.tekniskaverken.se/om-oss/innovation/innovativa-projekt/rening-av-lakemedelsrester/>

Temab, 2020. Slutrapport Implementering av fullskalig läkemedelsrening vid Tierps reningsverk. Tierps Energi och Miljö.

Veolia, 2020. Reningsverket på Sobacken. Förstudie läkemedelsrening

Umeå Universitet, 2020. Ny avancerad reningsteknik förbättrar avloppsvattenkvalitet. Hemsida. https://www.umu.se/nyheter/ny-avancerad-reningsteknik-forbattrar-avloppsvattenkvalitet_9840180/

Wahlberg, C. Björleinius, B. Paxéus, N. 2010. Läkemedelsrester i Stockholms vattenmiljö. Stockholm Vatten. ISBN 978-91-633-6642-0.

Webinarium Mellifq 2021-11-30 Pilotförsök Sorsele ARV

Wilhelmsson, R. 2020-10-23. Slutrapport läkemedelsrening Degeberga ARV.
Kristianstad kommun.

Yifei Li a, Guibing Zhu, Wun Jern Ng, Soon Keat Tan. 2014. A review on removing
pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design,
performance and mechanism Science of the Total Environment

PM Dimensionerande förutsättningar

Datum 2022-10-06

Uppdrag Fördjupad förstudie läkemedelsrening Norrtälje Kommun,
Rimbo
Beställare Norrtälje kommun
Från Anneli Andersson Chan, Matilda Jirblom och Louise Ulveland
Till Rimbo ARV

Ramboll Sverige AB
Box 17009,
Krukmakargatan 21
104 62 Stockholm

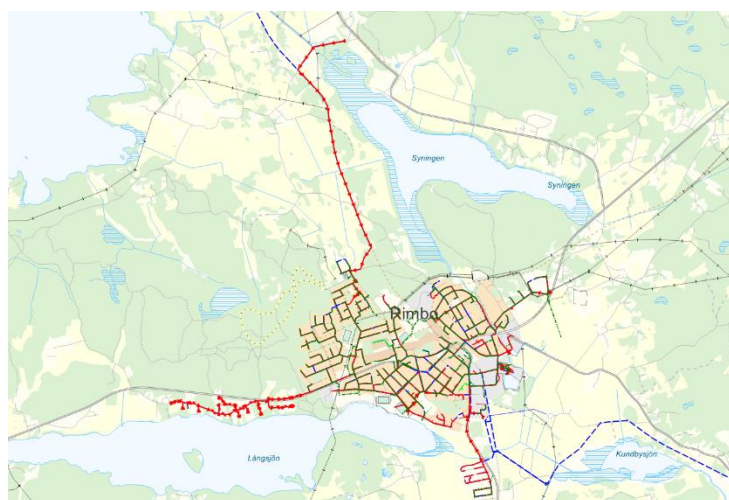
T: +46-10-615 60 00
D: +46 (0)10 615 66 36

Unr 1320057872
Ramboll Sverige AB
Org nr 556133-0506

1. Inledning

Rimbo avloppsreningsverk (ARV) renar vattnet från Rimbo i Norrtälje kommun. För karta över upptagningsområdet se figur 1. Ingående avloppsvatten består av hushållsspillvatten, spillvatten från industrier i området samt vatten från ett större tvätteri. De reade avloppsvattnet leds ut till Vallbyåns strand som rinner ut till Kundbysjön. Norrtälje Vatten och Avfall AB (NVAA) har bedömt att det finns ett behov av att utreda kostnaden respektive nyttan med att utöka befintliga reningsprocessen med en läkemedelsrening vid Rimbo ARV då recipienten har ett särskilt stort naturvärde.

Detta PM redogör för olika tillvägagångssätt för att dimensionera den hydrauliska kapaciteten i det nya processteget, samt att ta fram dimensionerande förutsättningar för läkemedelsreningen på Rimbo ARV.

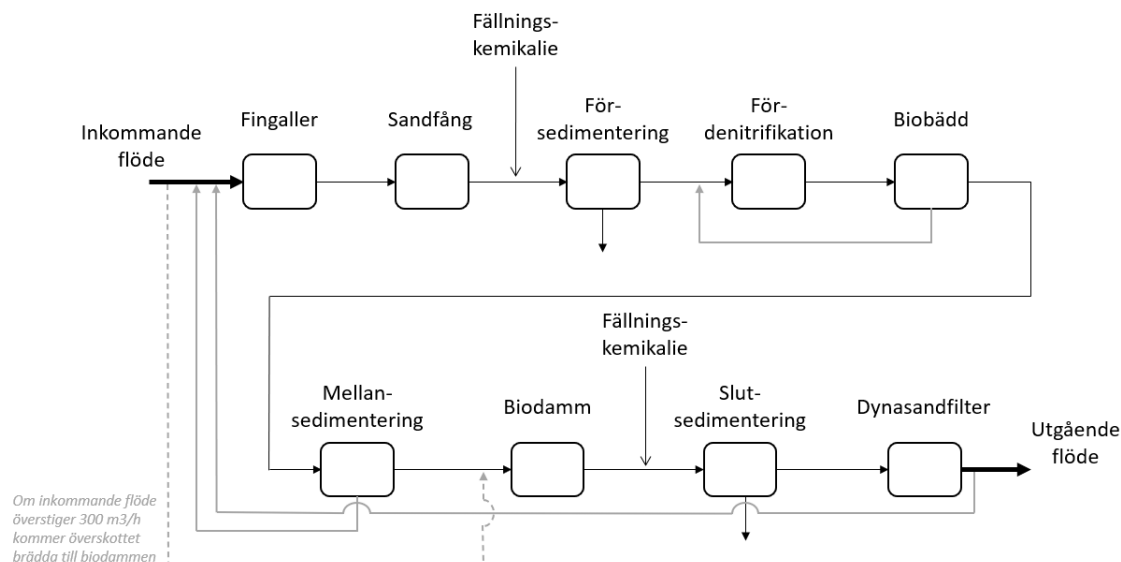


Figur 1. Upptagningsområde Rimbo, Norrtälje kommun.

1.1 Reningsprocessen vid Rimbo ARV

Den befintliga reningsprocessen vid Rimbo ARV består av mekanisk, biologisk och kemisk rening, se figur 22 för blockschema över anläggningen. Tyngre partiklar från inkommande flöde avskiljs med fingaller följt av ett luftat sandfång. Lättare partiklar och fosfor avskiljs sedan genom att tillsätta fällningskemikalien järnklorid (PIX-111) som får sedimentera.

Den biologiska reningen för BOD och kväve delas upp i tre processer; fördenitrifikation, biobädd och en biodamm. Fördenitrifikationen består av två seriekopplade MBBR-processer (Moving Bed Biofilm Reactor). Det är en process som bygger på att skapa en stor biofilmyta per volymenhet genom användning av fyllkroppar som hålls suspenderade med hjälp av två omrörare. Biobädden består av bäddmaterial i plast med stor yta för slamhud med mikroorganismer som renar passerande avloppsvatten.



Figur 2. Blockschema över Rimbo ARV.

En del av vattnet från biobädden går till en fördelningsbrunn placerad efter försedimenteringen för att förse fördenitrifikationen med nitratrikt vatten och en del går till mellansedimentering och sedan vidare till en biodamm på ca 18 000 m³. Dammens främsta funktion är att jämna ut flödet i verket. Från biodammen pumpas vattnet vidare för kemisk rening.

Den kemiska reningens främsta syfte är att reducera fosforhalten som är kvar, samt fälla ut eventuella restflockar från tidigare steg i processen. Järnklorid (PIX-111) tillsätts igen efter biodammen under omrörning för att bilda flockar som avskiljs med sedimentering och Dynasand-filter.

1.2 Nuvarande belastning och tillståndsnivå

I tabell 1 presenteras dimensionerande flöde för Rimbo ARV baserat på data från Norrtälje Kommun (2020) och Purac (2019).

Tabell 1. Dimensionerande flöde Rimbo ARV.

Parameter	Enhet	Värde
Q_{dim}	m ³ /h	191
Q_{max} , förbehandling	m ³ /h	573–764 (3–4 x Q_{dim})
Q_{max} , biologi	m ³ /h	382 (2 x Q_{dim})

Befintlig anläggning har en maximal genomsnittlig veckobelastning (GVB) på ca. 9 000 pe, se tabell 2, men anläggningen är dimensionerad för 13 200 pe vilket är tillståndsgiven mängd (Norrtälje Kommun, 2020).

Tabell 2. Maximal genomsnittlig veckobelastning för Rimbo ARV och maxkapacitet.

Parameter	Enhet	Värde	Kommentar
Anslutning	Fysiska personer	5 380	Privatpersoner med egna VA-abonnemang och samfälligheter
Anslutning	Industrier	3 600	Avrundat värde från tvätteriet, nyanslutningar och säkerhetsmarginal (+6%)
Anslutning	Max GVB (pe)	9 000	Avrundat
Dimensionerande anslutning	pe	13 200	Tillståndsgiven mängd som verket ska anpassas till att bemöta
Q_{max} , pumpar till sandfilter	m ³ /h	300	Är baserat på maxkapacitet på pumpar till Dynasand-filter.

Rimbo har idag inte möjlighet att rena ett flöde motsvarande 13 200 pe på grund av flaskhalsar i processen så som begränsningar i luckor m.m. i vissa reningssteg. Kommunen arbetar aktivt med att bygga bort dessa för att i en nära framtid kunna rena kapaciteten som tillståndet anger. Utsikten för framtida belastning är att 13 200 pe är en tillräcklig kapacitet på verket utifrån den tillväxt som planeras inom kommunen.

Rimbo ARV hanterar vatten från både privatpersoner och industrier, framför allt flöden från ett tvätterier som ägs av Textila. Det bedöms att Textilias

avloppsvatten kan komma att påverka utformningen av läkemedelsrening. Anledning för detta är betydande belastning av BOD och eventuellt andra tvätteritextil-specifika ämnen. I projektet har vattenkvaliteten från Textilia undersökts för att ta höjd för detta vid val av teknik.

Resultaten från dessa undersökningar presenteras separat PM *Provtagning under projektet inkommande Rimbo ARV*. Det kan konstateras att Textilia står för en hög andel av Rimbos inkommande belastning. Textilias flöde uppskattas till ca 10% vardagar, men belastningen av framförallt organiskt material betydligt högre. Vid provtagning i juni var total BOD-belastning in 3220 pe och av det stod Textilias belastning för nästan hälften (ca 1400 pe).

Analyserna av läkemedel i Textilias vatten visar på väldigt höga värden av inflammationshämmande substanser (Ibuprofen, Diklofenak, Naproxen och Paracetamol). Detta speglas också i inkommande avloppsvatten till Rimbo. Även för hormoner och östrogenliknande ämnen (YES-test) ligger halterna högt i Textilias vatten.

De villkor som gäller för Rimbo i nuvarande tillstånd framgår av tabell 3. Eftersom läkemedelsreningen planeras att placeras i slutet blir detta också dimensionerande för processen. Idag finns inga ställda reningskrav på en läkemedelsrening, men detta kan bli aktuellt i framtiden vilket gör att Rimbo då kan få nya reningskrav.

Tabell 3. Gränsvärde för resthalter i utgående flöde (Rimbo Avloppsreningsverk, 2020).

Parameter	Gränsvärde	Kommentar
BOD ₇	5 mg/l	Begränsningsvärde som årsmedelvärde
Tot-P	0,25 mg/l	Begränsningsvärde som årsmedelvärde
Tot-N	15 mg/l	Begränsningsvärde som årsmedelvärde
NH ₄ -N	3 mg/l	Begränsningsvärde för perioden fr.o.m. juni t.o.m. oktober som periodmedelvärde.

1.3 Kvalitet utgående avloppsvatten

Utgående vatten från Rimbo ARV kommer att vara inkommande vatten till en framtida läkemedelsrening. För att få rätt förutsättningar och indata för val av lämplig teknik för läkemedelsrening har kvaliteten på utgående avloppsvatten studerats.

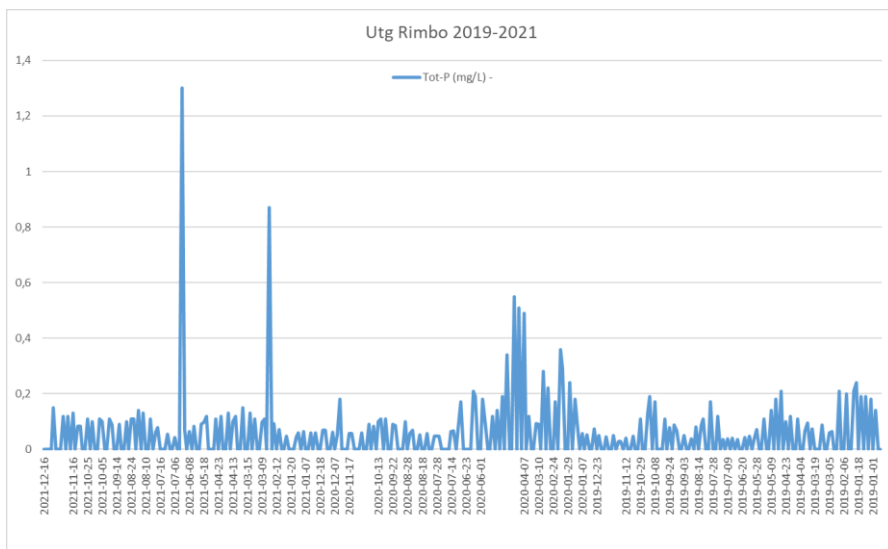
I tabell 4 redovisas mätningar som utförts på renat avloppsvatten från befintlig rening under åren 2019–2021 baserat på både dygns- och veckoprov. Värderna från januari till juni 2022 har lagts till för några parametrar.

Värdet på pH är något högt, liksom halterna för suspenderade ämnen och även ibland total fosfor. Andelen löst fosfor är okänt då inga analyser på det har genomförts. För mätresultat på total fosfor i utgående vatten se figur 3. Nitrit har inte mätts separat men enstaka analyser visar att det mesta är nitrat (av NO₂-N).

Tabell 4. Resultat av mätningar på utgående vatten av andra parametrar under 2019–2021, samt medel på några parametrar jan-juni 2022.

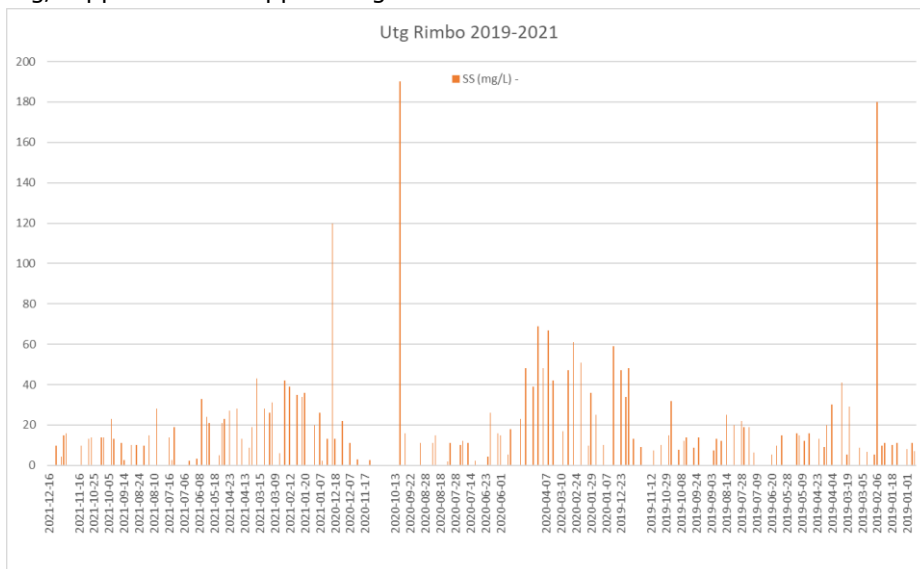
Parameter	Enhet	Min	Max	Medel	Medel 2022**
pH vid 20°C		6,9	8,0	7,5	7,4
Suspenderade ämnen	mg/l	2,1	190,0	22,2	18,9
Ammoniumkväve, NH ₄ -N	mg/l	0,0	20,0	2,6	1,5
Fosfor total, P	mg/l	0,03	1,3	0,1	0,17
Kväve total, N	mg/l	2,6	60,0	10,3	7,1
Nitrat + nitritkväve, NO ₂ -N	mg/l	0,0	30,0	7,2	
Järn, Fe	mg/l	0,2	8,5	1,3	5,4
Bly, Pb	µg/l	0,2	3,8	1,3	
Kadmium, Cd	µg/l	0,03	0,1	0,1	
Koppar, Cu	µg/l	2,4	94,0	13,9	
Krom, Cr	µg/l	0,5	4,0	1,3	
Nickel, Ni	µg/l	2,5	5,2	3,7	
Zink, Zn	µg/l	6,1	130,0	32,9	
Kvicksilver, Hg	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	
BOD ₇ (ATU)*	mg/l	3,0	47	7,8	3,0
COD(Cr)	mg/l	30,0	120,0	41,6	

*Extremvärde har tagits bort i data set. ** medelvärden för januari-juni



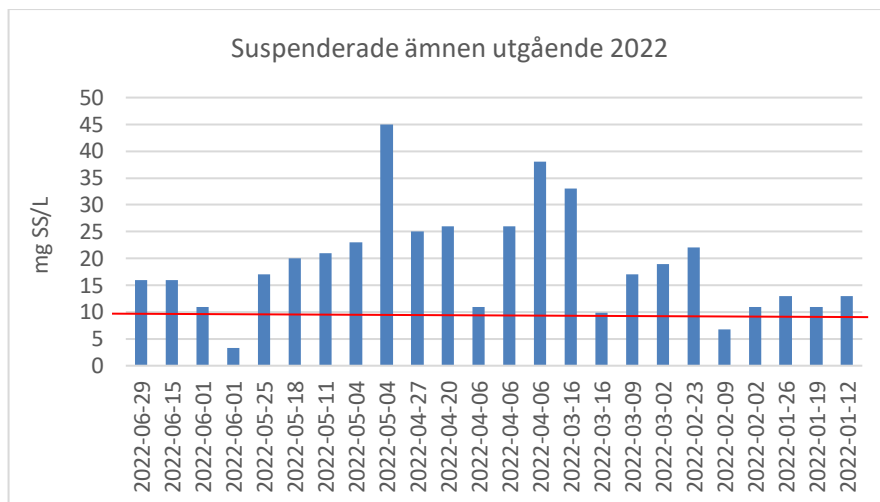
Figur 3. Utgående totalfosfor (mg/L) från 2019–2021

Halterna för utgående suspenderade ämnen efter DynaSand-filter har noterats som ovanligt höga, se figur 44. För en läkemedelsrening bör halter under 10 mg/l uppnås för att uppnå en god och ekonomisk drift.



Figur 4. Utgående suspenderade ämnen (mg/l) 2019–2021.

Halterna av suspenderat material i utgående vatten från Rimbo har även under 2022 varit höga, se figur 5, där de flesta överstiger 10 mg SS/l.



Figur 5. Utgående suspenderade ämnen (mg/l) jan-juni 2022.

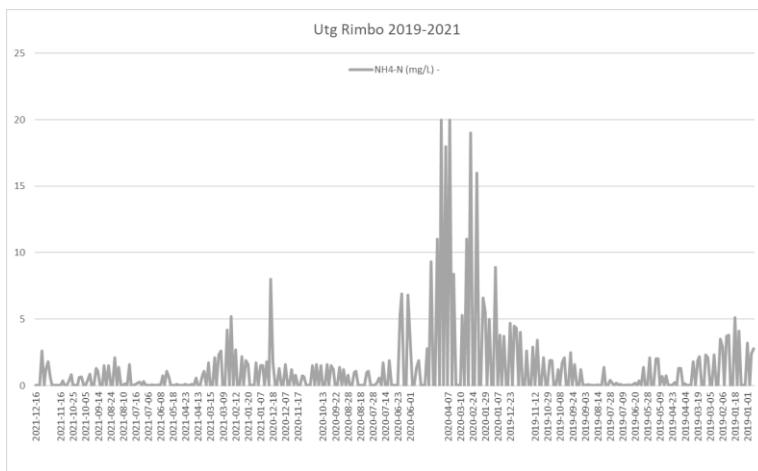
I tabell 5 presenteras resultat av profilprovtagning på verket där halten av suspenderat material analyserades i olika steg. I början av juni stördes inkommande provtagning av polymer och et avbrott av PIX dosering i mitten av juni gjorde att vissa prover uteslöts. Periodvis har det varit mycket algblomning i biodammen, vilket syns på utgående vatten och in till pilotanläggningen. Dock ligger utgående halt av suspenderat material vid dessa två provtagningar betydligt under halterna i figur 5.

Tabell 5. Halt suspenderat material genom biosteget (mg SS/l)

	v. 26 (14-17 juni)	v. 24 (10-14 juni)
Rimbo INK	230	160
Rimbo FS	75	81
Rimbo efter biosteg	16	24
Rimbo i damm	2,2	24
Rimbo efter fällning	9,8	8,8
Rimbo Utg	2,1	<2

Vid de pilotförsök som genomförts har ett extra förfilter använts för att få lägre partikelhalt till läkemedelsreningen. Optimering av Dynasand-filtrens funktion kommer att krävas för att nå under 10 mg SS/l.

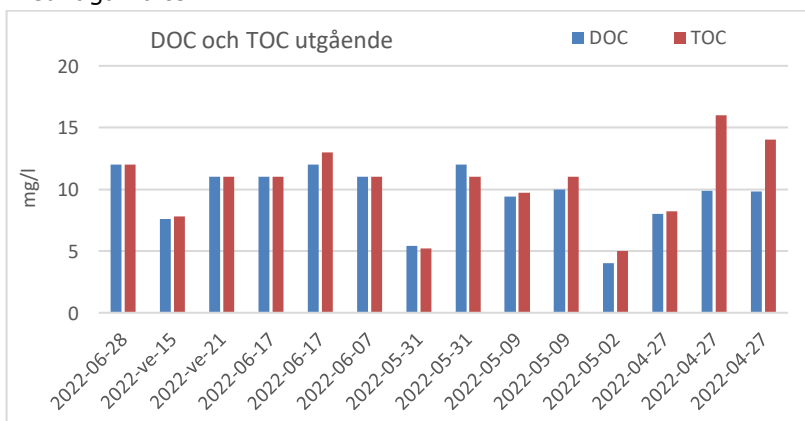
Utgående ammoniumhalter (figur 6), samt nitrit-nitratkväve har under perioden emellanåt varit höga, vilket kan vara problematiskt för en efterföljande läkemedelsrening. Kvävereningen vid Rimbo har byggts om i början på 2021 och sedan dess har både halter av ammonium och nitrit varit låga vilket tyder på att reningen har förbättrats. Utgående ammoniumhalter från januari till juni 2022 ligger under 3 mg NH₄-N/l.



Figur 6. Utgående ammonium (mg/L) från 2019-2021.

Under pilotförsöken har utgående vatten analyserats med avseende på bromid vid fyra tillfällen (vecka 16-18). Samtliga prover låg under detektionsgräns (<1 mg/l). Riktlinjerna enligt en modell från Schweiz säger att för bromidhalter <0,001 mg/l inte innebär risker vid ozonering. Det gör att detektionsgränsen i analyserade prover ligger för högt för att kunna säkerställa att bromatbildning inte är något problem. Dock finns inte några kända källor till bromid i Rimbo och dricksvattnet i Rimbo kommer från Görvålverket. Analyser av bromat gjorda under pilotförsöken med på ozon visar på halter <20 µg/l (0,002 mg/l) efter behandling. Det visar att bromatbildning inte tycks vara ett problem med de doser ozon som testats.

Andra parametrar som analyserats under pilotförsöken är TOC och DOC, på utgående vatten från Rimbo samt i pilotanläggningen. TOC varierade mellan 5 och 16 mg/l (medel 10,4 mg/l) och DOC varierade mellan 4 och 12 (medel 9,5 mg/l) i utgående vatten, se figur 7. Innehållet av organiskt material påverkar tex ozondoseringen för att få effektiv läkemedelsrening varför det är en fördel med låga halter.



Figur 7. Utgående DOC och TOC (mg/L) från april till juni 2022

Temperaturen på utgående avloppsvatten kan variera relativt mycket p.g.a. biodammen. Från 1–2 grader vintertid till >20 grader sommartid. Det kan komma att påverka val av teknik för läkemedelsrening.

1.4 Placering av läkemedelsrening

Placering av eventuell läkemedelsrening blir förslagsvis i slutet av befintliga reningsprocessen, dvs. efter Dynasand-filtret och innan utgående flöde rinner ut till Vallbyån. Motiveringen för denna placering är att få så rent vatten som möjligt med låg koncentration av suspenderande ämnen till läkemedelsreningen. Dessutom blir flödet lägre pga biodammens utjämnande effekt.

Det har diskuterats att nyttja biodammen som ett polersteg efter läkemedelsreningen, vilket skulle vara fördelaktigt för tex ozontekniken som kräver någon form av efterbehandling. Detta har dock inte ansetts aktuellt då det skulle kräva utbyggnad av reningsstegen före biodammen för att kunna hantera fluktuerande flöden.

2. Dimensionerande flöde för läkemedelsrening

2.1 Bakgrund för dimensionering

Det finns olika strategier för hur en dimensionering av ett processteg för läkemedelsrening har gjorts vid anläggningar i Europa och Sverige.

Torrsvattenflöde, peak Q_{dry} , är ett mått på flöde som ofta används i Tyskland för dimensionering av anläggningar för läkemedelsrening. Då dimensioneras anläggningen för maxflödet under en torrvädersperiod vilket gör att bräddning sker vid perioder med höga flöden, exempelvis vid skyfall. Läkemedelsreningen blir då ofta dimensionerad för ett lägre flöde jämfört med verkets biologiska steg eftersom regnvatten anses vara mindre förorenat med läkemedelssubstanser och att det därför inte är ekonomiskt att rena de högsta flödena.

Schweiz är det land i Europa som har tydligast riktlinjer och krav kring dimensionering av läkemedelsrening. Dimensioneringen där utgår ifrån att antingen behandla det totala årsflödet eller att dimensionera för att motsvara kapaciteten i verkets biologiska steg. Det biologiska steget är ofta dimensionerat för $2 \cdot Q_{dry}$. Detta innebär vanligen att 90% av det totala årsflödet renas i läkemedelsreningen. Ett av motiven för att behandla hela flödet är att även pesticider kan reduceras, vilka antas öka vid regnväder.

Ett vanligt krav i Schweiz är en reduktion på 80% för 10 av 12 indikatorsubstanser som gäller för samtliga avloppsreningsverk i Schweiz. Reduktionen

beräknas från ingående till biologin jämfört med utgående till recipient (Furgal, 2019).

I Sverige som har färre anläggningar för läkemedelsrening har det valts att dimensionera på olika sätt.

Vid Nykvarns reningsverk i Linköping är medelflödet i processen 1 700 m³/h och läkemedelsreningen dimensionerad för 3 000 m³/h, vilket betyder att läkemedelsreningen inte hanterar maxtopparna. Linköping renar ca. 95 % av årsflödet i läkemedelsreningen. Anledning till att man valt att inte dimensionera för att klara topparna är för att det kräver för mycket energi vilket inte är kostnadseffektivt.

Vid Tierps reningsverk varierar flödet mellan 100–300 m³/h beroende på dagvattenflöden och årstider. Flödestopparna sker främst under ismältning och verket har cirka 150–200 m³/h i medelflöde. Läkemedelsreningen är dimensionerad för 150 m³/h vilket motsvarar Q_{medel} .

Stengårdens avloppsreningsverk i Simrishamn har utgått från dimensionerade flöde på 300 m³/h vilket motsvarar att ca. 85% av årsflödet.

Vid Himmerfjärdsverket planeras läkemedelsreningen att dimensioneras för Q_{dim} . Detta är på grund av att högre flöden inte har bedömts som kostnadseffektivt att rena då investeringen blir för stor jämfört med det förbättrade reningsresultatet.

2.2 Dimensionerande flöde för Rimbo ARV

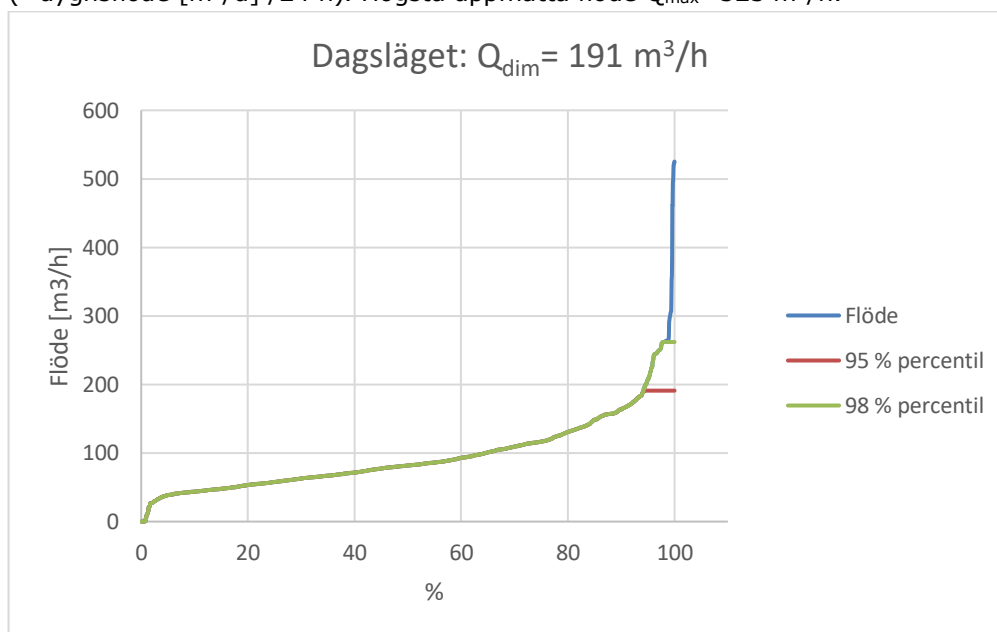
De utgående flödena under de senaste åren från Rimbo ARV har analyserats för att hitta en lämplig dimensionering för en läkemedelsrening. Det dimensionerande flödet för läkemedelsreningen kallas $Q_{max, LM}$ och motsvarar det maxflöde som ska kunna ledas genom processteget.

Eftersom den nuvarande belastningen (tabell 2) är lägre än den som planeras i framtiden (13 200 pe.), behöver det dimensionerande maxflödet för läkemedelsrening ($Q_{max, LM}$) reflektera framtidens belastning.

2.2.1 Analys av dimensionerande flöde i dagsläget

Enligt Rimbo's egenkontrollprogram är det dimensionerande avloppsflödet (Q_{dim}) för verket 191 m³/h (Norrtälje Kommun, 2020). Detta flöde tar inte hänsyn till planerade anslutningar i framtiden, men används som en grund för att få en överblick av hur variationen av flödet över tid ser ut.

För att få en överblick har ett varaktighetsdiagram tagits fram där $Q_{dim} = 191$ m³/h, se figur 8. Flödesdata är baserad på uppmätta dygnsflöden på utgående vatten från 2016–2021. Dygnsflödena har anpassats för att uttryckas i timflöden (=dygnsflöde [m³/d] /24 h). Högsta uppmätta flöde $Q_{max} = 525$ m³/h.



Figur 8. Varaktighetsdiagram baserat på utgående dygnsflöden från åren 2016–2021 där $Q_{dim} = 191$ m³/h jämförs med högsta uppmätta flöde, $Q_{max} = 525$ m³/h.

Figur visar att den 95:e percentilen matchar dagens Q_{dim} vid Rimbo (191 m³/h) vilket visar att flödestopparna utgör en liten del av det totala flödet vid verket. Detta beror till stor del beror på att Rimbo får en utjämnande effekt av sin biodamm. Om en läkemedelsrening redan var på plats med ett dimensionerade flöde på 191 m³/h skulle 95% av flödet renas om det blir flödestoppar som visat i diagrammet. Det beskrivs vidare i tabell .

Tabell 6. Summa av flöden och andel som skulle renas i läkemedelsrening i dagsläget.

Överblick av dagsläget	Flöde
Summa av uppmätt flöde	208 050 m ³
Flödet som skulle renas i läkemedelsrening	198 445 m ³
Andel som skulle renas	95%

Varaktighetsdiagrammet (figur 7) visar flödet på utgående dygnsflöde baserat på dygnsflöden från 2016–2021. Detta diagram presenteras för att få en historisk överblick på flödet. Dock tar inte dygnsflöden hänsyn till flödestoppar samt lågflödesperioder under kortare tid. För att få en bättre överblick på hur utgående flöde kan variera har Rimbo delat timflödet från utvalda månader ¹. Tabell 7 presenterar min-, medel- och maxflödena under dessa månader.

Tabell 7. Timflöden från enskilda månader från 2019 och 2021.

Månad-År	Min (m ³ /h)	Medel (m ³ /h)	Max(m ³ /h)
Mar-19	0,0	156,5	312,5
Feb-21	0,0	128,2	332,0
Maj-21	63,5	122,2	321,3
Sep-21	0,0	65,1	234,9
Dec-21	0,0	82,0	327,2

Utifrån ovan data och resonemang anses det motiverat att rena 95 % av årsflödet vid Rimbo ARV. Detta eftersom flödesvariationen visar att huvuddelen av flödet då renas genom läkemedelsreningen, men att de högsta flödes-topparna då kan förbiledas vilket ger förutsättning för ett kostnadseffektivt processteg.

Varaktighetsdiagrammet visar också att 98:e percentilen kan vara ett intressant flöde att titta på om man önskar rena en högre andel. Då renas nästa hela flödet, förutom de flöden som kan misstänkas vara felmätningar i dagsläget.

¹ Mars 2019 samt februari, maj, sep, dec 2021.

2.2.2 Anpassning av Q_{dim} för framtida flöden

En utredning har genomförts av Purac (2019) där estimerade dimensionerande inkommande flöden för verket (Q_{dim}) har tagit fram för framtida belastningar. I tabell 8 presenteras de flöden som tagits fram baserat på att Rimbo ARV ska kunna ta emot en belastning motsvarande 13 200 pe.

Tabell 8. Förslag på framtida dimensionerande inkommande flöden för Rimbo ARV (Purac, 2019).

	Enhet	Nuläge	10 000 pe	13 200 pe
Medeldygnsfloede torrvaeder	m ³ /d	1 750	2 850	3 500
Dimensionerande dygnsfloede	m ³ /d	3 450	4 550	5 200
Dimensionerande dygnsfloede	m ³ /h	144	190	217
Dimensionerande timfloede, Q_{dim}	m ³ /h	290	350	380
Dimensionerande max timfloede	m ³ /h	1 150	1 400	1 500

Baserat på förhållandena beskrivet ovan presenteras och utvärderas ett framtida fall då belastningen är 13 200 pe.

För att få framtida förväntade flöden till en läkemedelsrening har en uppskalningsfaktor utifrån belastningen i pe använts. Utgångspunkten har varit dagens maxbelastning (9 000 pe) som skalas upp till framtida belastning (13 200 pe), vilket är en ökning på 47 %. En flödesökning på 47 % utifrån dagsläget blir då ett dimensionerande flöde på 280 m³/h (191 m³/h * 1,47 = 280 m³/h).

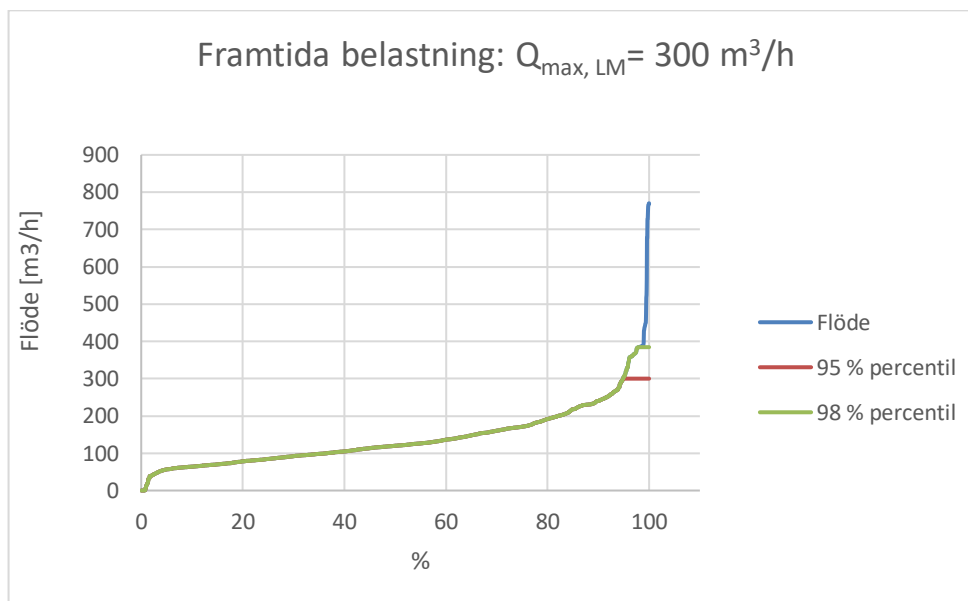
Anpassningen till framtida förhållanden är beskrivet med en uppräkningsfaktor baserad på pe-belastning. Om uppräkningsfaktorn istället hade gjorts baserad på Puracs flödesuppräkningsfaktor i tabell 8 hade ett lägre flöde erhållits. Detta innebär att vi räknat för en större design på detta sätt. Samtidigt har vi inte detaljräknat hur mycket lägre utjämnande effekt biodammen kommer att ha i framtiden pga ett högre flöde.

Maxflödet på pumparna till Dynasandfiltren är 300 m³/h (Personlig kommunikation med Rimbo ARV, 2022) och ingen utbyggnad av dessa planeras. Det dimensionerande flödet för läkemedelsreningen ($Q_{max, LM}$) ska motsvara det maxflöde som ska kunna ledas genom processteget.

Utgångspunkten för fortsatta beräkningar är därför ett dimensionerande flöde på 300 m³/h för läkemedelsreningen.

2.2.3 Framtida flöden för läkemedelsrening

Ett varaktighetsdiagram har tagits fram där $Q_{\max, LM} = 300 \text{ m}^3/\text{h}$, se figur 9. Detta diagram är baserat på flödesdata från 2016–2021 med uppskalningsfaktorn på 1,46 applicerad. Uppmätt data är dygnsflöden som har anpassats till timflöden (dygnsflöde $[\text{m}^3/\text{d}] / 24 \text{ h}$) där högsta uppmätta flöde är Q_{\max} .



Figur 9. Varaktighetsdiagram över utgående flöde vid Rimbo ARV baserat på dygnsflöden från åren 2016–2021 med uppskalningsfaktor för att reflektera större flöden i framtiden. Dimensionerande maxflöde för läkemedelsrening ($Q_{\max, LM}$) jämförs med Q_{\max} för framtiden.

Varaktighetsdiagrammet visar att flödet ligger på $300 \text{ m}^3/\text{h}$ vid den 95:e percentilen och $385 \text{ m}^3/\text{h}$ vid 98:de percentilen. Det överstigande flödet representerar de flödet flöde som inte kommer renas av läkemedelsrening om man utgår från $300 \text{ m}^3/\text{h}$.

2.3 Jämförelse mellan olika $Q_{dim, LM}$

Utifrån tidigare erfarenheter har målet för läkemedelsreningen ansatt till att klara av 95% av årsflödet. Anledningen för detta är att vi ser utifrån dagens flöde ($Q_{dim}=191 \text{ m}^3/\text{h}$) att det är vid detta flöde är kostnadseffektivt att rena.

Dagens flöde är ej representativt som $Q_{max, LM}$ för ett framtida scenario där belastningen på verket kommer att vara högre. Dock ger den en bra beskrivning hur det ser ut i dagsläget och hur det skulle se ut om en läkemedelsrening redan var på plats. Utifrån de historiska flödena representerar 95 percentilen ett flöde på $191 \text{ m}^3/\text{h}$ vilket stödjer att det är ett bra flöde att dimensionera utifrån.

Tabell 9 visar de dimensionerade maxflöden för läkemedelsrening i framtiden när belastningen är 13 200 pe samt hur stor andel av årsflödet som kommer att renas i den läkemedelsreningen.

Tabell 9. Andel av flödet som renas i läkemedelsrening.

Summa på årsflöde	305 141 m^3
Summa vid Q_{max} 95:e percentil	293 427 m^3
Summa vid Q_{max} 98:e percentil	300 498 m^3
Andel som renas vid $Q_{max, LM} = 300 \text{ m}^3/\text{h}$	96 %
Andel som renas vid $Q_{max, LM} = 385 \text{ m}^3/\text{h}$	98 %

Om utgångspunkten är att rena minst 95 % av årsflödet bör $Q_{max, LM}$ ligga på $300 \text{ m}^3/\text{h}$. Dessa fall beror dock på i vilken utsträckning som Rimbo planerar att bygga ut och vilken framtida belastning som förväntas. Om mer än 96 % ska renas behövs en utökning av pumpkapacitet.

2.4 Rekommendation

Framtida läkemedelsrening vid Rimbo dimensioneras för $300 \text{ m}^3/\text{h}$. Biodammens placering mitt i processen har en utjämnande effekt och därför anses det inte rimligt att dimensionera läkemedelsreningen för högre flöden. Det innebär att drygt 95% av framtida flöden kommer att renas i anläggningen vid full belastning (13 200 pe). Det är också ett flöde som stämmer med maxkapaciteten för Dynasandfiltren. En utbyggnad av dessa har inte förutsatts.

En möjlighet att använda biodammen som efterpolering har diskuterats, vilket hade varit bra för läkemedelsrening med ozon som kräver efterbehandling. Det skulle dock innebära att förväntade flöden till läkemedelsreningen skulle bli förändrade jämfört med idag, då biodammens utjämnande effekt skulle utebli. I andra pågående projekt på Rimbo för utbyggnad till 13 200 pe har inte detta alternativ utretts. Därför tas det inte heller upp som ett alternativ för framtida läkemedelsrening vid Rimbo.

Kvaliteten på utgående vatten efter Dynasandfiltren blir inkommande vatten till läkemedelsreningen. Det är viktigt att detta vatten har så god kvalitet som möjligt för att minska belastningen på läkemedelsreningen av organiskt material och partiklar. Nuvarande drift vid Rimbo har periodvis problem med höga utgående susp. halter och ibland algbloomning i biodammen.

Utgångspunkten för principförslag framtida läkemedelsrening är att innehållet av partiklar i framtiden ligger <10 mg SS/l, vilket kräver optimering och ev. fällning på sandfiltren.

Vidare har det under provtagning visat sig att Textilia står för en stor andel av inkommande belastning till Rimbo ARV, samt med höga halter läkemedelsrester och hormoner. Anledningen till detta bör undersökas vidare och krav på förbättrad rening och kontroll föreslås som uppströmsåtgärder för Rimbo.

3. Referenser

Furgal, K., 2019. *International experience with removal of pharmaceuticals from wastewater – general approach and technological solutions*, Köpenhamn: Ramboll .

Norrtälje Kommun, 2020. *Egenkontrollprogram-Rimbo avloppsreningsverk*, Norrtälje : Norrtälje Kommun.

Personlig kommunikation med Rimbo ARV, 2022. *Arbetsmöte mellan Rimbo ARV och Ramboll 2022-01-18*. Microsoft Teams möte: u.n.

Purac, 2019. *Dimensionerande flöde och belastning, Rimbo ARV*, u.o.: u.n.

Rimbo Avloppsreningsverk, 2020. *Mijörappport 2020*, Norrtälje: Rimbo avloppsreningsverk.

Svenskt Vatten, 2021. *Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar via avloppsreningsverk*. , u.o.: Svenskt Vatten.

Teknik	Viktning, %	-2 --		-1 -		0 0		1 +		2 ++		Kommentarer											
		Mycket sämre än jämförande teknik		Sämre än jämförande teknik		Lika med jämförande teknik		Bättre än jämförande teknik		Mycket bättre än jämförande teknik													
		GAK- Referens	Max	Min	UF-GAK	Max	Min	PAK-sandfilter	Max	Min	PAK-UF	Max	Min	Ozon-sandfilter	Max	Min	Ozon-GAK	Max	Min	H202- UV	Max	Min	
Reningseffekt	30																						
Läkemedelsrester	20	Beror på antal bäddvolymer och byte av kol. Diklofenak: 44-80 % Svenska anläggningar: Degerberga 95 %, 6 månader drift Fråmjö: > 80%, 12 000 BV Växjö > 80 % Fors: > 97 % Tidiga studier: > 80 %.	0	0	Liknande resultat som för endast GAK. Kalmars: < 10 000 BV 95 % <15 000-18 000 BV 50-95 % Syvab: 6500 BV: 99% Ger eventuellt längre livstid på kol. Beror TOC-halt.	1	0	Tidiga studier: >80 % Beror på dos. Svårigheter att dosera jämn dos. Påverkar reningsresultat	0	-1	Tidiga studier: >80 % (förutom 2 substanser) Beror på dos. Svårigheter att dosera jämn dos. Påverkar reningsresultat	0	-1	Reningsgrad beror på ozondos: Tidiga studier: >80 % Knivsta: 77 % (otillräcklig ozondos) Fors ARV: 91 % Simrishamn: >90 % Risk för biprodukter/"molekyfförändringar" vid överdoseringar.	0	-1	Reningsgrad beror på ozondos: Tidiga studier: >80 % Simrishamn: 90 % (förutom 2 substanser) Fors ARV: 91 % Tierp ARV: 90 % (SF-O3-GAK) Sorsele ARV: 90 % (SF-O3-GAK) Kan potentiellt ta det bredaste spektrumet av substanser. Avskiljning av biprodukter bättre i GAK än i sandfilter.	2	1	Reningsgrad beror på väteperoxid & UV-intensitet: Växjö: >85 % (95 % med hög dos)	0	-1	Enstaka substanser möjligtvis sämre för GAK, men detta måste visas i pilotförsöken vid Rimbo.
Mikroplaster [1 mikrom-5mm]	10	0-70 %	0	0	> 99 %	1	1	Ingen uppgift. Partiklar avskiljs i sandfilter. Troligtvis liknande som GAK.	0	0	> 99 %	1	1	Ingen uppgift. Partiklar avskiljs i sandfilter. Troligtvis liknande som GAK.	0	0	0-70 %	0	0	Inget avskiljande steg.	-1	-1	
Andra mikroföroreningar	0	Visar god avskiljning PFAS	0	0	Visar god avskiljning PFAS	0	0	Visar god avskiljning PFAS	0	0	Visar god avskiljning PFAS	0	0	Relativt låg avskiljning av PFAS	0	0	Visar god avskiljning PFAS	0	0	Ingen slutsats kunde dras vid Växjö	0	0	Inväntar provtagning vid Rimbo ARV för att se om det finns enskilda substanser som är aktuella att reducera. Potentiellt väga in desinfektion
Miljöpåverkan	25																						
Total klimatpåverkan [CO2-ekv/m3]	25	ca 43 CO2-ekv/m3 Energi vid drift [kWh/m3]: <0,01 Låg driftkostnad	0	0	ca 42 CO2-ekv/m3 Energi vid drift [kWh/m3]: <0,01 vid GAK-filter Energi för UF motsvara 1-2 CO2-ekv/m3. Antal kunna köras med fler bäddvolymer än endast GAK-vilket ger en liknande klimatpåverkan.	0	0	ca 41 CO2-ekv/m3 Energi vid drift [kWh/m3]: Bedöms som låg (likt GAK). Krävs omrörning. Något högre än GAK	-1	-1	ca 51 CO2-ekv/m3 Energi vid drift [kWh/m3]: 0,1-0,55	0	-1	ca 6 CO2-ekv/m3 Energi vid drift [kWh/m3]: 0,1-0,3 Hög driftkostnad	2	2	ca 51 CO2-ekv/m3 Energi vid drift [kWh/m3]: 0,1-0,3	0	-1	Högre energiproduktion än ozon. Bedöms som något högre än ozon, men inom samma intervall. Energiförbrukning vid Växjö skulle öka med 50 % med H202/UV jämfört med ozon.	2	1	
Logistik	5																						
Antal transporter	5	3-7 transporter per år beroende på antal BV.	0	0	3-7 transporter per år beroende på antal BV. Ger förutsättning för att fler BV kan användas. Transport för kemikalier till UF. Antas försvarbart jämfört med kol.	1	0	Ca 4 leveranser av PAK per år Transporter av ökad slam ej medräknat (dubbel vikt = ca 8 per år).	0	-1	Ca 4 ggr per år Transporter av ökad slam ej medräknat (dubbel vikt = ca 8 per år). Transport för kemikalier till UF. Antas försvarbart jämfört med kol.	0	-1	Ingen transport ifall syrgas och ozon produceras på plats. I annat fall hyrs utrustning och syrgas av leverantör. Ingen transport ifall syrgas och ozon produceras på plats. I annat fall hyrs utrustning och syrgas av leverantör. Leveranser av syrgas ifall LDX-system väljs bedöms som liknande som leveranser av kol.	2	0	3-7 transporter av GAK per år beroende på antal BV.	0	-2	Leveranser av H202. Beror på koncentration av H202. Vid 30 %-ig lösning 3-7 leveranser per år (20-40 ppm). Byte av UV-ljus & tvätt av UV-ljus bedöms som mindre.	0	-1	
Kompabilitet med Rimbo	20																						
	20	God potential. Höga susp-halter riskerar få BV	0	0	God potential. Kan hantera höga susp-halter, ger förutsättning för långa BV för GAK. Två processteg som behöver skötas/underhållas.	1	-1	Slamkvaliteten påverkas. Antingen behövs en kompletterande slamhantering eller ny avsättning av slam (förbränning). Eventuellt viss kolflykt i sandfilter (IVL). Berndt har inte sett det i sina studier.	-2	-2	Slamkvaliteten påverkas. Antingen behövs en kompletterande slamhantering eller ny avsättning av slam (deponi).	-2	-2	'God potential. Höga susp-halter indikerar att hög dos kommer krävas. Susphalten behöver minska. Bromat behöver provtas, och bekräftas med låga halter. Dubbla reningssteg. Arbetsmiljö för ozon behöver särskilda rutiner. Produktion av syre/hantering av syre innebär brandrisker.	-1	-2	'God potential. Höga susp-halter indikerar att hög dos kommer krävas. Susphalten behöver minska. Bromat behöver provtas, och bekräftas med låga halter. Dubbla reningssteg. Arbetsmiljö för ozon behöver särskilda rutiner. Produktion av syre/hantering av syre innebär brandrisker.	-1	-2	Ifall bromat provtas i höga halter, är H202/UV fördelaktigt framför ozon. Transmittans i utfäende vatten måste förbättras jämfört idag. Kommer behöva förfärdigt oavsett för att säkerställa låga susp-halter och funktion i reningssteget. Sannolikt UF-steg. Finns inte vid något verk i Sverige idag. Hantering av väteperoxid kräver tillstånd och rutiner för arbetsmiljö. UV-lampor innebär också särskild arbetsmiljö.	-2	-2	Ytbehov är inte begränsande vid val.
Kostnad	20																						
Totalkostnad [kr/m3] för verk på 20 000 pe	20	Degeberga: 5,3 kr/m3 Syvab: 1-1,5 kr/m3 (beroende på BV) Kalmars: 1,2 kr/m3 (GAK) 18 000 BV Tidiga studier: 0,7-1,1 kr/m3 Studier i Europa: 1,92 kr/m3	0	0	Kalmars: 2,8 kr/m3 18 000 BV (UF+GAK) Syvab: 1-1,5 + 5,0 kr/m3 (MBR+GAK) Kivik: 5 kr/m3 (MBR+GAK) Tidiga studier: 1,2-1,9 kr/m3 Bedöms som det lika/dyraste alternativet utifrån den europeiska sammanställningen.	-1	-2	Tidiga studier: 0,6 kr/m3 (endast PAK) ca 2,7 kr/m3 (PAK+SF) Studier i Europa: 1,82 kr/m3 Ökänd kostnad för förbränning av slam, större än i Europa.	1	-2	Tidiga studier: 1,6 kr/m3 Bedöms som dyrare än PAK+SF	0	-2	Fors ARV: 1,4 kr/m3 Tidiga studier: 2,3 kr/m3 Studier i Europa: 1,62 kr/m3	1	1	Studier i Europa: 2,43 kr/m3	-1	-1	Kostnad vid Växjö: 15 Mkr (800 m3/h) + 1,1 kr/m3 i driftkostnad. Motsvarar: 0,82-2,63 kr/m3 Kommer vara dyrare än GAK, eftersom tekniken erldrar typ UF- innan. Katalytisk filter.	-1	-2	Utifrån kostnadsammanställning hamnar Rimbo en förväntad kostnad på ca 2,0 kr/m3.
Totat	100																						
Slutkommentarer																							
Summa	100		0	0		3	-2		-2	-7		-1	-6		4	0		0	-5		-2	-6	
Viktad bedömning			0	0		35	-50		-45	-130		-30	-120		60	10		0	-75		-20	-90	

Förstudie Läkemedelsrening Norrtälje Kommun

Norrtälje kommun

Drifterfarenheter

Version 1

Stockholm 2022-10-07

Drifterfarenheter

Erfarenheter från anläggningar

Datum	2022-07-11
Uppdragsnummer	1320057872
Utgåva/Status	Version 1

Sara Stemme

Uppdragsledare

Anneli Andersson Chan/
Matilda Jirblom
Handläggare

Anneli Andersson Chan

Granskare

Ramboll Sverige AB
Dragarbrunnsgatan 78B
753 20 Uppsala

Telefon 010-615 60 00

Unr 1320044425 Organisationsnummer 556133-0506

Innehållsförteckning

1.	Inledning	3
2.	Nykvärnsverket.....	4
2.1	Kontaktperson	4
2.2	Övergripande beskrivning.....	4
2.3	Beskrivning läkemedelsrening	5
2.4	Dimensionerande flöde	6
2.5	Designparametrar	7
2.6	Reningsresultat.....	7
2.7	Drifterfarenheter	8
2.8	Ekonomi.....	8
3.	Kalmar ARV, pilotförsök	9
3.1	Kontaktperson	9
3.2	Övergripande beskrivning.....	9
3.3	Beskrivning pilotförsök.....	9
3.4	Dimensionerande flöde	10
3.5	Designparametrar	10
3.6	Reningsresultat.....	10
3.7	Drifterfarenheter	11
3.8	Ekonomi.....	13
4.	Knivsta reningsverk	14
4.1	Kontaktperson	14
4.2	Övergripande beskrivning.....	14
4.3	Beskrivning läkemedelsrening	15
4.4	Dimensionerande flöde	15
4.5	Designparametrar	15
4.6	Reningsresultat.....	15
4.7	Drifterfarenheter	16
4.8	Ekonomi.....	16
5.	Simrishamns kommun (Stengården, Kivik & St. Olof ARV).....	17
5.1	Kontaktperson	17
5.2	Övergripande beskrivning.....	17
5.3	Beskrivning läkemedelsrening	18
5.4	Dimensionerande flöde	19
5.5	Designparametrar	19
5.6	Reningsresultat.....	19

5.7	Drifterfarenheter	20
5.7.1	GAK-filter	20
5.7.2	Ozon:	20
5.8	Ekonomi.....	21
6.	Degeberga.....	22
6.1	Kontaktpersoner	22
6.2	Övergripande beskrivning.....	22
6.3	Beskrivning läkemedelsrening	23
6.4	Dimensionerande flöde	24
6.5	Designparametrar	25
6.6	Reningsresultat.....	25
6.7	Drifterfarenheter	25
6.8	Ekonomi.....	26
7.	Tierp.....	27
7.1	Kontaktpersoner	27
7.2	Övergripande beskrivning.....	27
7.3	Beskrivning läkemedelsrening	27
7.4	Dimensionerande flöde	28
7.5	Designparametrar	28
7.6	Reningsresultat.....	29
7.7	Drifterfarenheter	30
7.7.1	Allmänt.....	30
7.7.2	Sandfilter	31
7.7.3	Ozonanläggningen.....	31
7.7.4	Kolfilter.....	32
7.8	Ekonomi.....	32
8.	Syvab	33
8.1	Kontaktpersoner	33
8.2	Övergripande beskrivning.....	33
8.3	Beskrivning pilotanläggning	34
8.4	Dimensionerande flöde	35
8.5	Designparametrar	35
8.6	Reningsresultat.....	36
8.7	Drifterfarenheter	37
9.	Referenser	38
	Bilaga 1_ Bilaga 1_Overview of NL Experience 2023	

1. Inledning

Denna rapport sammanfattar erfarenheter från möten/studiebesök till svenska avloppsreningsverk med läkemedelsreningsprocesser antingen i fullskala eller i piloter samt erfarenheter från Nederländerna (Bilaga 1).

Mötena/studiebesöken har genomförts i samband med Rimbos förstudie för läkemedelsrening samt tidigare projekt med Haninge kommun för läkemedelsrening vid Fors ARV. Denna information samlades in under år 2020 och ger en bredare insyn i drifterfarenheter från fler reningsverk mer läkemedelsrening. Syftet med denna rapport är att hämta in erfarenheter kring dimensionering, designparametrar, val av teknik, reningsresultat och drift.

De anläggningar som Ramboll varit i kontakt med är:

- Nykvarnsverket (möte 24 juni 2020)
- Simrishamn (möte 15 oktober 2020)
- Kalmar ARV (möte 20 augusti 2020)
- Knivsta (möte 5 februari 2020)
- Degeberga (möte 31 maj 2022)
- Tierp (7 juni 2022)
- Syvab (oktober 2022)

2. Nykvarnsverket

2.1 Kontaktperson

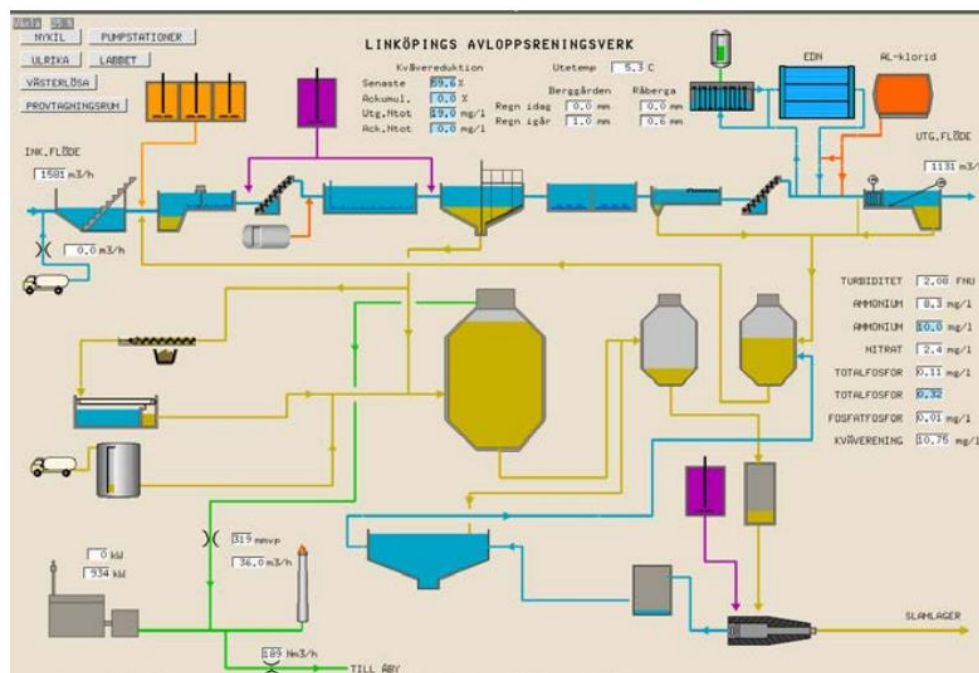
Robert Sehlén, Tekniska verken i Linköping

2.2 Övergripande beskrivning

Nykvarnsverket är dimensionerat för 216 000 pe, varav cirka 55 000 pe är från industrier. Recipient för verket är Stångån.

Nykvarnsverket är en del av Tekniska verken i Linköping som ägs av Linköpings kommun. Koncernen Tekniska verken består av moderbolaget samt ett antal hel- och delägda dotterbolag.

Nykvarnsverkets process kan ses nedan i Figur 1.



Figur 1 Översiktlig processbild av Nykvarnsverket

Inkommande vatten förbehandlas genom ett maskinrensande galler och sandfång. I inloppet till sandfånget tillsätts fällningskemikalie (järnsulfat). Tvättat och pressat rens skickas till förbränning, tvättat och avvattnad sand går till deponi. Efter sandfånget pumpas avloppsvattnet till förlufts-bassänger och sedan vidare till försedimenteringen.

Den biologiska reningen sker i tre parallella aktivslamanläggningar, bioslammet från sedimenteringsbassängerna cirkuleras som returslam tillbaka till luftningsbassängerna.

Utgående flöde från biosteget leds till läkemedelsreningen, biologiskt reat vatten pumpas in i botten av reaktortanken, en sidoström av inloppet används för att blanda in ozonet i via en ejektor (se mer detaljerat i kapitel 2.3).

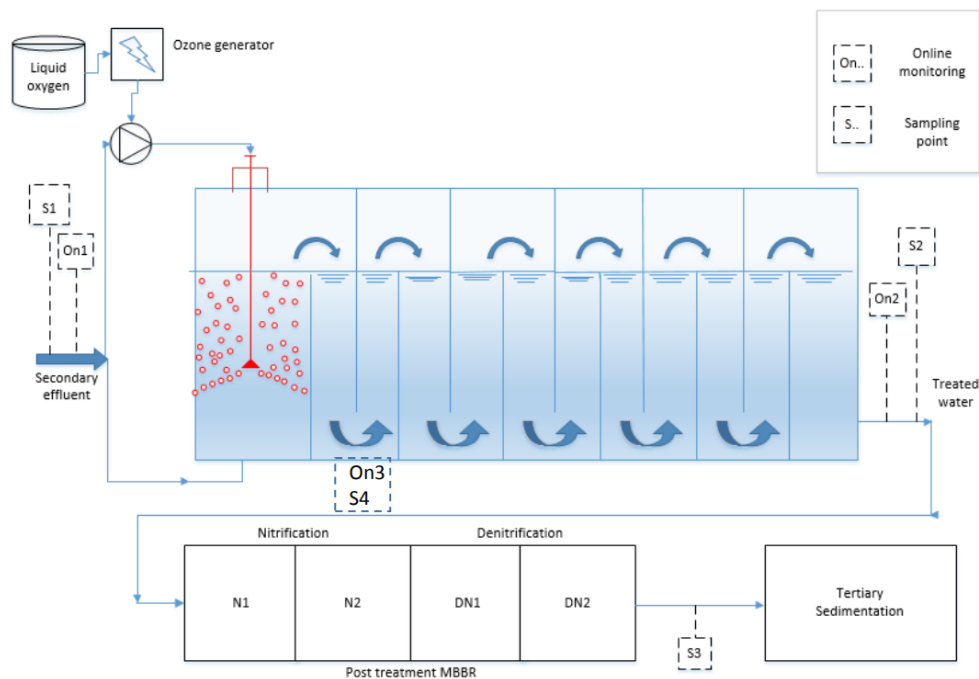
Utgående vatten går till en efterdenitrifikationsanläggning (MBBR), i MBBR:en tillsätts etanol och fosforsyra för att optimera processen. Slutligen leds vattnet genom kemisk rening bestående av flockning och sedimentering innan det leds till recipienten, i detta steg tillsätts aluminiumklorid.

Verket är dimensionerat för 3 140 m³/h och under 2018 var medelflödet 1 700 m³/h.

2.3 Beskrivning läkemedelsrening

Fullskaleanläggningen för läkemedelsrening var färdigbyggd under 2018 och har varit i drift sedan dess. Anledning till att ozon valdes som teknik är till stor del pga. av ytbehovet, samt att verket redan hade en befintlig MBBR som kunde användas som efterpolering.

I Figur 2 presenteras en översiktlig processbild över läkemedelsreningen.



Figur 2 Översiktlig process för läkemedelsreningen

Biologiskt renat avloppsvatten leds in i ena änden av reaktortanken, en sidoström tas från inloppet och leds till en venturiinjektor där det producerade ozonet blandas in. Sidoströmmen återförs sedan till reaktortanken genom en diffusor (ozonia radial diffuser) som sprider ozonet i vattnet. Anledningen till att denna lösning används istället för dosering med t.ex. dysor i reaktorbotten är för att vattnet i Nykvarnsverket är rikt på järn, vilket ger problem med oxidbeläggningar på dysorna och därmed en sämre verkningsgrad för massöverföringen (krävs mer ozon för samma resultat).

Reaktortanken har en volym på 600 m³ och är indelad med mellanväggar för att få ett jämnt pluggflöde och därmed ge ozonet tillräckligt med tid för att reagera med läkemedelsresterna. CFD-analys utfördes på olika utformningar av reaktortanken för att hitta optimal utformning, som sedan kunde användas som underlag vid byggupphandlingen.

Utgående vatten går sedan till en MBBR för biologisk efterpolering av eventuella transformations- och biprodukter.

Ozon produceras i ozongenerator som matas med flytande syrgas, syrgasen går igenom ett kraftigt spänningsfält där vissa syremolekyler bryts ner till syreatomer som i sin tur reagerar med syremolekyler och bildar ozonmolekyler.

Flytande syre köps in och lagras i silo, leverantören har koll på samtliga givare i silon och hanterar påfyllningsleveranser därefter. Eftersom syret är flytande och kallt så behöver det förvärmas innan ozongeneratoren och värmväxlas då mot uteluften.

Flytande syre valdes istället för swing-pressure metoden eftersom swing-pressure innebär en högre energiförbrukning samt att det är svårare att uppnå samma koncentration på ozonet.

Ozondestruktion på frånluften från ozonreaktorn.

Läkemedelsreningen har 4 provtagningspunkter och 3 punkter för onlinemätning, se även figur 2.

2.4 Dimensionerande flöde

Max flödet för läkemedelsreningen är 3 000 m³/h, vilket betyder att läkemedelsreningen inte hanterar maxtopparna. Anledning till att man inte valt att dimensionera för att klara topparna är för att det kostar väldigt mycket extra energi.

Medelflödet i processen är 1 700 m³/h.

Verket renar ca 95% av årsflödet i läkemedelsreningen.

Sidoströmmen har ett konstant flöde på 130–140 m³/h, pumpas med ett konstant varvtal.

2.5 Designparametrar

Total reaktorvolym är 600 m³. Vid maxflöde är uppehållstiden 12 min. Upphållstiden i MBBR vid maxbelastning (3 000 m³/h) 45 min, vid 500 m³/h ca 4,5 h.

Önskad ozondos 0,5–0,6 mg O₃/mg DOC, vid denna dos når man riskkvoter under 1 för samtliga substanser. Dosen styrs mot inkommande DOC-halt, men korrigeras mot inkommande mängd nitrit eftersom nitrit konsumerar ozon (1 gram nitrit = 3,3 g ozon).

Ozongeneratoren producerar 10 – 14vikt% O₃ (14% är på gränsen av vad generatoren klarar av, blir ostabilt vid höga procent).

MBBR-anläggningen har en uppehållstid på 45 min till 4,5h för efterbehandlingen (denitrifikationen).

2.6 Reningsresultat

42 läkemedelssubstanser analyserades av IVL vid pilotstudien under 20XX (2014/15??). Riskkvoter (EC/PNEC) beräknades för samtliga 42 substanserna och de som hade en riskkvot >0,01 redovisades. Totalt redovisades 28 av de 42 substanserna hade en riskkvot på >0,01.

Reduktionsmålet med läkemedelsreningen är att samtliga prioriterade ämnen skall komma under riskkvoten 1, vilket uppnås vid en ozondos på 0,5–0,6 mg O₃/mg DOC. Totalt ligger medelreduktionen för läkemedelsrester strax över 80% för Nykvarnsverket.

Spektraladsorptionskoefficienten, SAK, UVA) mäts online före samt efter reaktortanken, första mätpunkten är innan ozondoseringen, se även Figur 2.

Provtagningspunkter finns i in- och utlopp av reaktortanken, efter MBBR samt efter första mellanväggen i reaktorn.

En rapport angående reduktionsgränser och ekotoxikologiska påverkningar kommer att släppas under hösten (troligtvis i början av september 2020) där sammanställningar från fullskaledriften kommer sammanfattas och redovisas.

Verket har inte noterat några problem med uppkomst av transformations- eller biprodukter från ozoneringen.

2.7 Drifterfarenheter

Ozoneringen fungerar i dagsläget bra, och körs utan större problem. Vid höga susp-halter förbileds flödet läkemedelsrening då ozonering inte fungerar bra eftersom ozonet förbrukas på andra ämnen än läkemedel. En turbiditetsmätare sitter på utgående flöde från biologin, vid susp-halt på mer än 10 mg/l så förbileds flödet och återgår till normal drift vid 8 mg/l. Sker per automatik via styrsystemet. Vid problem med turbiditetsmätaren körs inte systemet.

Utgående vatten från reaktortanken är väldigt syrerikt (15–20 mg/l), vilket måste förbrukas i MBBR. Hög syrehalt gynnar dock efterkommande MBBR, luftningen till MBBR har kunnat utgå pga. detta.

Vid höga flöden och kalla temperaturer (under 15 grader) går nitrifikationen långsammare. Det finns möjlighet för verket att dosera rejektvatten med höga ammoniumhalter till MBBR för att minska syrehalten vid behov.

Har mätt halten bromid i inkommande vatten, inga höga halter har uppmärksammats.

I pilotförsöken uppmärksammades att en överdosering av ozon innebär en risk för skumbildning och residualt ozon i utloppet. I dagsläget så påverkas driften inte av problem med skumning.

Verket hade inte tillräckligt med strömkapacitet, utan behövde köpa in ett nytt ställverk på 300 kW (baserat på att 20 kg ozon/h ska kunna produceras).

Kylning av ozonreaktorn sker idag via värmeväxlare med utgående vatten från avloppsreningsverket. Från början användes processvatten för kylning, vilket innebar att värmeväxlarna satte igen pga. suspenderade ämnen och näringsämnen.

Inget större personalbehov behövs nu när driften är igång, lite behov för rengöring av instrument samt rengöring av filter på sidoströmsflödet en till två gånger per vecka.

Personal som jobbar i maskinrummet behöver bära gaslarm. Sitter även ozondetektorer i varsin ända av maskinrummet, lågt placerade. Dessa larmar till det övergripande styrsystemet först, därefter siren ljud och blyxtljus. Personal med pacemaker bör ej vistas i maskinhus pga. magnetfält.

2.8 Ekonomi

Linköping köper in flytande syrgas till en kostnad av 0,85 kr/kg och inkluderar då transporten.

Övrig ozonutrustning är hyrd till en kostnad på 12 000 kr/månad.

3. Kalmar ARV, pilotförsök

3.1 Kontaktperson

Regine Ullman, Kalmar ARV.

Referens: Svenskt Vatten Utveckling, 2019. *Ultrafilter och granulerat aktivt kol för avskiljning av mikroföroreningar*. Rapportnummer 2019-1

3.2 Övergripande beskrivning

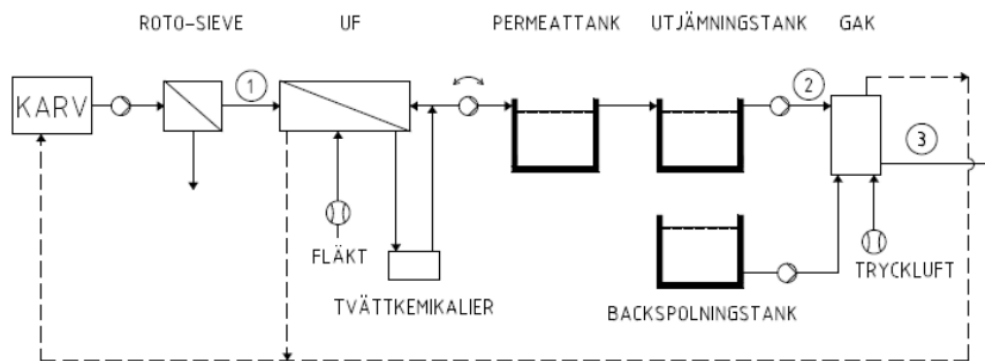
Pilotförsöket startades som ett projekt för att undersöka framtida reningstekniker för det framtida Kalmarsundsverket. Valet av UF som framtida poleringssteg valdes då membranrening tros vara standard i framtiden på reningsverk. Under pilotförsöken med UF diskuterades läkemedelsrening i kommunen och då togs beslutet att lägga till GAK som teknik för avskiljning av läkemedelsrester.

Pilotförsöket med UF-GAK pågick under ett år från februari 2017 till januari 2018.

Utöver pilotkörning gjordes också en dimensionering för en potentiell fullskaleanläggning för 90 000 pe, som användes som bas för kostnadsbedömning.

3.3 Beskrivning pilotförsök

Pilotanläggningen placerades efter den kemiska reningen på Kalmar ARV, pilotuppställningen kan ses i Figur 3.



Figur 3 Processchema av pilotuppställning på Kalmar ARV

Inkommande flöde till pilotanläggningen förfiltrerades i en roterande sil med 0,8 mm perforering, innan det gick vidare till ultrafiltreringen. UF-anläggningen bestod av dränkta UF-membran i öppen membrantank. Membranen var horisontellt anordnade hålfibermembran av modellen ut/in, med 0,02 µm porstorlek. Membranen hade 0,8 mm ytterdiameter och tätt packade, packningstätheten

innebar att membranmodellen endast tålde relativt låga koncentrationer av suspenderat material. Anläggningen bestod av tre membrankassetter.

GAK-filtret innehöll kol av typen AquaSorb 5000 8x30 mesh från Jacobi, granulernas medelstorlek var 1,4 mm. Filtret kunde drivas som öppet eller trycksatt.

Mellan UF och GAK-anläggningen fanns utjämningstankar och matarpump för att säkerställa kontinuerligt flöde till GAK-filtret trots frekvent backspolning av UF.

3.4 Dimensionerande flöde

I pilotanläggning varierade flödet till membrankassetterna mellan 4,9–6,3 m³/h.

Den potentiella anläggningen i fullskala har ett dimensionerande flöde på 900 m³/h.

3.5 Designparametrar

Driften för ultrafiltreringen bestod av regelbundna cykler, en driftcykel under piloten bestod av:

- 30 min filtreringstid, flux 30–45 l/mh
- 15–30 sek luftning, luftningen kördes efter halva filtreringstiden för att lösa upp filterkakan
- 2 minuters backspolning

Utöver de tätt återkommande backspolningarna så genomfördes även underhållsvätt 3–7 ggr/veckan och återhämtningstvätt 1 gång i månaden.

GAK-filtret hade en diameter på 1,3 m och en bäddhöjd på ca 1,3 m. Totalt användes ca 1,7 m³ kol. Dimensionerande flöde för GAK-filtret under piloten var upp till 12 m³/h, kontakttiden varierade mellan 16–21 min. Backspolning av filtret skedde var 5:de vecka.

Designparametrar för ett potentiellt verk i fullskala finns tillgängligt i rapporten: Svenskt Vatten Utveckling, 2019. *Ultrafilter och granulerat aktivt kol för avskiljning av mikroföroreningar*

3.6 Reningsresultat

Avskiljningsförmågan för mikroföroreningar i GAK-filtret var mycket god för majoriteten av mikroföroreningar, särskilt när kolet var nytt. Reduktionen minskade i takt med att kolet blev mättat.

För antalet behandlade bäddvolymeter 0 – >10 000 låg avskiljningsgraden för samtliga substanser över 90% förutom Sulfametoxazol som låg på 82%.

I intervallet 10 000 - <15 000 bäddvolymeter så sjönk reduktionen för majoriteten av substanserna. 10 av 17 substanser hade en reduktion på över 80% medan 7 av 17 substanser låg under 80%.

I slutskedet av försöken under intervallet 15 000 – 18 000 bäddvolymeter så låg fortfarande 12 av 17 substanser på en medelreduktion på över 80%. Två av substanserna, ibuprofen och losartan visar en något ökad reduktionskapacitet i filtret efter 15 000 bäddvolymeter.

Adsorptionskapaciteten för flukonazol och sulfametoxazol sjönk tidigt i försöken.

Förutom fokus på reduktion av läkemedelsrester låg även fokus på reduktion av fosfor. Under försöken reducerade fosfor med 81% över UF och ytterligare med 50% över GAK-filtret, totalt med 90% över hela piloten.

Även reduktion av ammonium, TOC, DOC och turbiditet konstaterades under försöken. I GAK-filtret ökade dock halten nitrat med 19%.

Resultaten i sin helhet från försöken kan ses i rapporten:
<http://vav.griffel.net/filer/svu-rapport-2019-01.pdf>

Ingen kontinuerlig onlinemätning för reduktion av läkemedelsrester användes under försöken. Provtagningar togs som blandprov under en dag, 3 prover/dag, togs ej flödesproportionellt.

3.7 Drifterfarenheter

GAK

I starten av försöken så var filtret utformat som ett öppet filter med självfall. Med denna lösning krävdes korta backspolningsintervaller, då tryckförlusten över filtret ökade relativt fort och då den tillgängliga statiska tryckhöjden var liten. För att lösa detta skulle driftpersonalen behövt backspola filtret med ett orimligt intervall, därför byttes driftstrategin till stängt trycksatt filter.

Kolet blev hårt eftersom bädden trycks ihop av vattenflödet, och det bildas kortslutningsströmmar. Detta löstes genom att trycka in "luftpuffar" i filterbotten för att bryta upp kolet, detta gjordes ca 1 gång i veckan. Med denna strategi behövdes fullständigt backspolning endast ske var 5:e vecka. Tidigare backspolades filtret var 10:e dag.

Backspolningen kontrollerades visuellt, en person stod över filtret för att följa bäddexpansionen. I en fullskaleanläggning behöver detta automatiseras till en viss grad, Kalmar tror dock inte på en helt automatiserad backspolning, då kolet är väldigt poröst och lättflyktigt och kan enkelt spolas ur filtret.

Problematiskt att driftsätta nytt kol, i Kalmar behövdes nytt kol blötläggas i 120 h, och sedan backspolas innan filtret kunde tas i drift. I första försöket blötlades kolet i 96 h för att sedan backspolas, vilket inte var tillräckligt och då försvann 20% av kolet. En första backspolning behövs för att avlägsna restprodukter från produktionen. Eventuellt skulle användning av tryckluft under blötlaggnen kunnat hjälpa.

Spolavloppet från backspolning av filtret innehöll inga läkemedelsrester, dock innehöll det susp och en liten andel kolpartiklar som spolats ur. Andelen kolpartiklar bör dock kunna minimeras med en väldimensionerad backspolning.

Under försöken testades olika kontakttider, vid 11 000 BV testades kontakttider mellan 10–28 min och vid 18 000 BV testades kontakttider mellan 14–28 min. De olika tiderna påvisade ingen förändring i reduktionskapacitet för filtret, vilket tyder på att filtrets maximala adsorptionsförmåga kan uppnås vid 10–14 min eventuellt ännu lägre.

UF

Under uppstarten av försöken hade Suez en person på plats under 3–4 dagar för utbildning där 2 drifttekniker deltog. Under försöken skede även kontinuerlig driftuppföljning av Suez och Kalmar, vilket beskrevs som väldigt givande.

Kalmar ARV hade några problem med igensättningar i UF vid starten, vilket berodde på att förfiltret inte avskilde partiklar effektivt nog. Förfiltret byttes mot en roterande trumsil med 0,8 mm perforering, vilket underlättade.

Membrankassetterna behöver lyftas ur med jämna mellanrum för service/underhåll, vilket innebär att lyftanordning som telferbalk behövs.

I samband med byte till roterande trumsil så kom det in partiklar till kassetterna i form av slaggmaterial från rörsvetsning. Detta resulterade i att membranfiltren behövde bytas efter 3 månader.

UF krävde en del tillsyn av driftpersonal, daglig övervakning under försöken som bestod av dokumentation av driftdata, trendkurvor för membrantrycket, rengöring av mätinstrument och påfyllning av tvättkemikalier.

Kalmars uppskattning är att en fullskaleanläggning skulle innebära en 50% tjänst.

Under försöken så leddes koncentratet från UF-anläggningen tillbaka till verkets inlopp, innan det återfördes till inloppet så neutraliserades flödet av rejektvatten från slamavvattningen. I en framtida fullskaleanläggning så planeras koncentratet att ledas till en lamellsedimentering. Vattenfasen återförs därefter antingen till UF-anläggning eller till recipienten och slammet kan pumpas till verkets gemensamma slamhantering.

3.8 Ekonomi

Investeringskostnaden för 90 000 pe bedömdes till ca 100 Mkr för UF-steget och ca 85 Mkr för en GAK-anläggning till.

Driftkostnaden per år bedömdes till 6,1 Mkr/år, varav 2,6 Mkr/år kommer från UF och 3,5 Mkr/år kommer från GAK-anläggningen.

Kostnaden för GAK i beräkningarna sattes till 24 000 kr/ton, Kalmar har dock fått muntliga uppgifter på att samma typ av GAK kan köpas för endast 8 000 kr/ton, vilket skulle minska driftkostnaderna för GAK med 1,7 Mkr/år.

I rapporten anges beräknade kostnader för ett potentiellt verk i fullskala, där totalkostnaden på årsbasis uppgår till 18,5 Mkr/år (baserat på en livscykel på 30 år). För beräkningarna användes en kalkylränta på 2,5% och KPI 1,5%.

Kostnad för behandlad mängd avloppsvatten uppskattades till 2,8 kr/m³, varav 1,2 kr/m³ är kostnaden för GAK och 1,6 kr/m³ är kostnaden för UF.

Det finns planer på att ta fram en mer detaljerad teknisk lösning med kostnadsförslag som ska kunna ligga till grund till en eventuell framtida investering.

4. Knivsta reningsverk



4.1 Kontaktperson

Berndt Björlenius, B2processteknik

4.2 Övergripande beskrivning

Vid Knivsta reningsverk testades 2015 och 2016 den första fullskalanläggningen i Sverige för rening av läkemedelsrester. Reningen bestod av ozonering och utformades för att rena bort läkemedelsrester från verkets hela flöde, motsvarande 12 000 pe. Det var viktigt för projektet att rena hela avloppsvattenflödet för att kunna utvärdera effekten av läkemedelsrening på recipienten Knivstaån. Anläggningen för läkemedelsrening är idag ur drift och nedmonterad.

Knivsta ARV står för i medeltal cirka hälften av flödet i recipienten Knivstaån, men andelen avloppsvatten i ån varierar mycket, mellan 10 och 95%.

I Knivsta reningsverk behandlas avloppsvattnet inledningsvis mekaniskt genom ett fingaller och ett sandfång. Reduktion av organiskt material sker i en aktivslamprocess med fördenitrifikation. Biologiskt slam avskiljs i en mellansedimentering innan vattnet går vidare till ett nitrifikationssteg som består av två parallella linjer med rörligt bärmaterial (MBBR) och luftningsbassänger följt av deoxbassänger. En del av det nitratrika vattnet från deoxbassängerna recirkuleras till fördenitrifikationen i aktivslamsteget. Resterande del går vidare till en kemisk rening med tillsats av järnklorid samt flockning och slutsedimentering.

Vattnets uppehållstid i verket är i medeltal ca 38 h och utgående vatten har sammansättningen 3 mg/l BOD_7, 9 mg/l tot-N, 0,11 mg/l fosfor och 0,09 mg/l ammoniumkväve.

4.3 Beskrivning läkemedelsrening

Reningssteget för läkemedelsrester installerades efter den befintliga reningen och innan en befintlig "poleringsdamm" som allt vatten från verket passerar innan det leds ut till recipienten Knivstaån.

Ozoneringssteget bestod av två parallella linjer. Linjerna hade en gemensam produktion av ozon (ozongenerator från Primozone.) Varje linje bestod av lyftpumpar, injektion av ozon, statisk mixer, kontakttank (50 m³) med två eller fyra zoner och därefter kontaktfilter på ca 28 m³, uppdelade på två sektioner à ca 14m³ per volym. Efter detta leddes vattnet till poleringsdammen med en uppehållstid på ca 14 h.

Upphållstiden i kontakttanken var i genomsnitt ca 30 minuter och tankarna var utrustade med ozondestrukturer från Primozon. Ozonet producerades från flytande syre med en ozongenerator från Primozon med maxkapacitet på 2,4 kg O₃/h.

Vardera kontaktfilter hade en area på 12,7 m² och bestod av 1 m lecakulor. Filtret var biologiskt aktivt, vilket visades med mikrobiell analys (odling på plattor).

4.4 Dimensionerande flöde

Vardera linjen för läkemedelsrening var dimensionerad för en maxkapacitet på 260 m³/h.

4.5 Designparametrar

Tillsatsen av ozon skedde flödeslinjärt upp till 340 m³/h med en dos på 7 g O₃/m³. Därefter doserades maxkapaciteten från ozongeneratoren på 2,4 kg ozon/h, vilket innebar en minskad dos när flödet ökade. Dosen på 7 g O₃/m³ motsvarade 0,65 g O₃/g TOC.

TOC var i medel 13,2 mg C/l i ingående vatten till ozoneringen och 12,0 mg C/l i det ozonerade vattnet. Detta motsvarade 8,6 % minskning av TOC.

4.6 Reningsresultat

Studien vid Knivsta ARV utgjordes av analyser på läkemedelssubstanser i ingående och utgående avloppsvatten under ett år, analys av virus i avloppsvatten i reningsverket och läkemedelsreningen samt ett fiskförsök med zebrafiskar under 21 dagar i november 2015.

Av 105 analyserade substanser hittades 24 läkemedelssubstanser i det utgående vattnet från Knivsta ARV och dessa var de som utvärderades i studien. 13 av dessa substanser minskades till koncentrationer under detektionsgränsen under

den period som läkemedelsreningen kördes. I medeltal minskade innehållet av läkemedelsrester med 77 %.

Inga biprodukter av ozon analyserades.

4.7 Drifterfarenheter

Målet med projektet var att nå i medeltal 80 % reduktion av läkemedelsrester men detta lyckades inte helt, medelvärdet blev 77%. En förklaring till detta var att TOC-halten i vattnet ökade under försökens gång, men dosen ozon justerades inte direkt utan dröjde. Detta ledde till att en lägre dos ozon än planerat tillsattes vattnet, vilket troligen ledde till lägre reningsgrad än planerat. Avloppsvattenflödet genom läkemedelsreningen var också högre än 2 Qdim under nästan två månader.

4.8 Ekonomi

Projektet finansierades av Naturvårdsverket via Havs- och Vattenmyndigheten och MistraPharma och hade en för projektet tigt budget på 3,5 miljoner svenska kronor.

5. Simrishamns kommun (Stengården, Kivik & St. Olof ARV)

5.1 Kontaktperson

Stefan Blomqvist, Österlen VA AB

5.2 Övergripande beskrivning

Simrishamn kommun tog år 2014 ett initiativ för att genomföra konkreta åtgärder för vattenmiljön. Simrishamn började att driva ett projekt för att designa, implementera samt utvärdera en fullskalig anläggning på Stengårdens ARV för avlägsnande av mikroföroreningar som läkemedelsrester och hormonstörande ämnen ur det kommunala avloppsvattnet.

Eftersom Simrishamn kommun har upplevt vattenbrist de senaste åren beslutades att även utvärdera möjligheten att återanvända det behandlade vattnet genom infiltration till grundvattnet.

Målet med kommunens projekt är att bygga reningsverk som produktionsanläggningar, att bygga/ställa om verk till vad som behövs i den aktuella kommunen och inte bara sikta på att klara utsläppskrav. Om kommunen till exempel är i behov av bevattningsvatten så vill man inte rena bort fosfor och kväve. En idé som finns är att på reningsverken ha olika linjer för olika ändamål/slutprodukt.

Utöver åtgärder för olika slutprodukter för det renade avloppsvattnet så vill kommunen även hitta en ny väg för hantering av det bildade slammet. I dagsläget rötas inte slammet på Stengården ARV utan det avvattnas och skickas till Malmö för förbränning. Vilket är både dyrt och kan riskera att vara slöseri med energi/råvaror.

Österlen VA AB håller för närvarande på med en förstudie kring produktion av biokol från slam. Slammet innehåller idag höga halter kadmium, men via pyrolys förväntas halterna kunna reduceras med 50% i den fasta fasen. Processen för framställning av biokol är inte bestämd för närvarande.

Uppsatta mål för Österlen VA AB att fortsatt utreda.

Vatten:

- Återföra vatten till grundvatten
- Bevattning
- Tekniskt vatten

Slam:

- Biokol

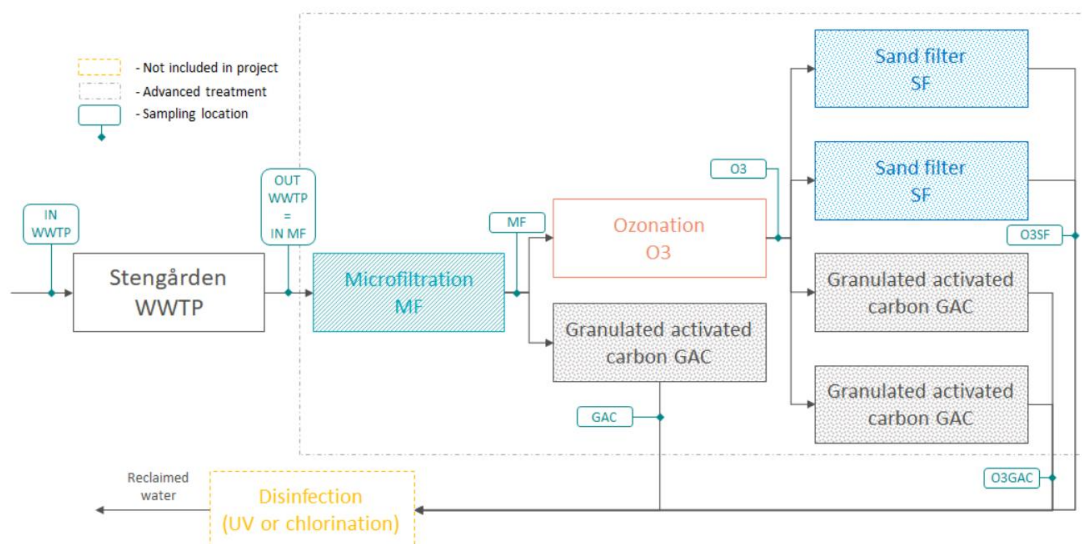
5.3 Beskrivning läkemedelsrening

Simrishamn håller på att bygga ut för att få läkemedelsrening på alla de tre verken Stengården, Kivik och St.Olof. Läkemedelsreningen i Stengården består av tre olika teknikkombinationer,

- Mikrofilter, granulerat aktivt kolfilter,
- Mikrofilter, ozonering med efterföljande kolfilter och
- Mikrofilter, ozonering med efterföljande sandfilter.

Kivik och St.Olofs reningverk håller på att byggas för att kunna rena läkemedel med GAK-filter. För Kivik så placeras GAK-filtret efter ett MBR steg och för St. Olof så är placeringen efter sandfilter.

Anläggningen på Stengårdens avloppsreningsverk är byggd som en fullskalig demonstrationsanläggning. Anläggningen kördes först som en forskningsanläggning under 1 år för att utvärdera de tre olika teknikerna.



Figur 4 Uppställning av läkemedelsreningen på Stengården ARV (Desinficeringssteget på utgående finns dock inte)

Avloppsvattnet pumpas från verkets klorkontaktbassäng in till filterhuset via ett skivfilter (Dynadisc) med porstorlek 10 µm. Filtret vatten rinner ned till en pumpsump varifrån 80% av flödet pumpas till ozonkontaktbassäng och 20% av flödet pumpas direkt till ett GAK-filter. Utgående flöde från ozonkontaktbassängen fördelas mellan 4 filter (2 sand- och 2 GAK-filter).

Syrgas produceras på plats vid verket via PSA-metoden. Syrehalten i gasen som går in i ozongeneratoren ligger på ca 95%. Syrgasen leds in i ozongeneratoren och genom ett högspänningsfält där vissa syremolekyler bryts ner och bildar

ozonmolekyler. PSA-enheten går kontinuerligt för att få en tillräcklig renhet i syrgasen.

Ozonet doseras in i reaktortanken via 7 bottendysor i linje i första facket av reaktorn. Dysorna är installerade motströms flödet i reaktorn. Överskottsvärmen från kompressorn som gör tryckluft tas tillvara via kylmaskin för uppvärmning av lokalen.

Både GAK- och sandfiltren är utförda som kontinuerliga filter (Dynasandfilter). Anledningen till att Dynasandfilter användes var för att filtertypen ingick i innovationslösningen som togs fram långt innan projektet hamnade i Simrishamn.

Kolet som används i GAK-filtren är Aquasorb 6100 12x40 från Jacobi.

5.4 Dimensionerande flöde

Dimensionerande flöde för läkemedelsreningen är 300 m³/h, varav 10% avgår som tvättvatten och rejekt. Med detta flöde renades ca 85% av årsflödet till Stengårdens ARV i läkemedelsreningen.

5.5 Designparametrar

Volym i ozonkontaktbassängen är ca 150 m³. Kontakttiden är minst 30 min. Kontakttiden ökas vid lägre flöden och ligger oftast mellan 30–40 min.

Ozonproduktion är 1915 g/h.

Under det år som reningen kördes som forskningsanläggning så testades 3 olika ozondoser; 4 mg/l, 6 mg/l och 8 mg/l.

5.6 Reningsresultat

Provtagningar togs vid fyra olika tillfällen, vid varje tillfälle testades olika ozondoser.

Av de tre tekniker som testades under ett år visade O₃-GAK kombination på mycket goda reningsresultat. Kombination kördes med tre olika ozondoser under försöken 8, 6 och 4 mg O₃/l. Vid dosen 8 mg/l låg reduktionen för läkemedel över 90% för samtliga studerade substanser, förutom två, carbamazepine 88% och ketoprofen 87%. Reduktionsförmågan sjönk något i försöken med 6 och 4 mg/l. Provtagningar för dessa skedde dock efter driften med 8 mg/l, vilket kan ha minskat reduktionsförmågan för kolet i GAK-filtren pga. drifttiden mellan provtagningarna.

Det teknik som visade på lägst reduktionsförmåga var enbart GAK. Provtagning skedde vid två tillfällen, med ca 2,5 månads mellanrum. Vid det första

provtagningstillfället visade filtret på en signifikant lägre reduktionsförmåga jämfört med tidigare studier. De substanser som sticker ut är b.l.a. ibuprofen som reduceras med endast 32% och erythromycin som reduceras med 1%. Men många av substanserna ligger lägre jämfört med tidigare studier. Vid det andra provtagningstillfället så ökar halten av läkemedelsrester för många substanser, till exempel ibuprofen ökar med 735%. Vilket tyder på en desorption av tidigare adsorberade ämnen.

O₃-sandfilter provtogs vid två tillfällen med 2,5 månaders mellanrum. Första provtagningen som var vid en ozondos på 8 mg/l visade på bra reduktionsförmåga, reduktionen var likt den som uppnåddes med O₃-GAK men något lägre reduktion för enstaka substanser (ketoprofen och oxazepam). Vid andra provtagningstillfället användes en ozondos på 4 mg/l. Då var reduktionsförmågan betydligt lägre och halten läkemedel ökade för en stor del av substanserna. Detta berodde troligen på att ozondosen var för låg för att oxidera de mesta av substanserna.

5.7 Drifterfarenheter

5.7.1 GAK-filter

Efter en viss tids drift så hade filtren med aktivt kol rostat igenom, detta då de är konstruerade i rostfritt stål och det har uppstått galvaniska strömmar i filterbädden. Även utgående ledning har rostat igenom. Filter och ledning skulle behövt vara i syrafast stål.

Filtertypen som har använts (kontinuerliga filter) tros inte ha varit den mest effektiva lösning som kolfilter. Resultaten indikerar att adsorptionen till aktivt kol inte har fungerat optimalt och därför gett dålig reduktion. Det gjordes försök med intermitterent backspolning, men mammutpumpen orkade inte bryta upp den filterkaka som bildats vid intermitterent backspolning.

Tvättvattnet (ca 10% av flödet) från filtren går tillbaka till verkets inlopp, tvättvattenflödet minskades något eftersom kolet enkelt kan spolas bort med tvättvattenflödet.

Det var mycket viktigt att kolet fick svälla innan det togs i drift för att inte förlora kolet vid driftsättning. Enligt leverantören ska kolet svälla i 24 timmar, vilket bedömningen var att det inte räcker utan det behövs flera dagar och upp till två veckor har nämnts som blötläggningstid.

5.7.2 Ozon:

Har fungerat bra under drifttiden, har ibland sett små mängder skumning från kontakttanken vid inloppen till efterföljande filter, detta har dock inte haft någon vidare inverkan på driften.

Stengården har återvunnit värme från kompressorn som tar in luft till PSA, vilket har använts för uppvärmning av filteranläggningen. Överskottsvärmen från ozontillverkningen på 35–40 gradigt vatten har inte tagits till vara, vilket fanns som en önskan från projektet, men fokus prioriterades för andra områden under projekteringstiden.

I nuläget körs ozonanläggningen med konstant dosering 6 mg/l. Det har inte lagts resurser på att styra ozondoseringen mot annan parameter såsom DOC, då andra installationer har behövt prioriteras i Simrishamn.

Under hösten 2020 fick reningsverket in något toxiskt som resulterade i höga nivåer av suspenderade ämnen till skivfiltret innan ozoneringen och läkemedelsreningen behövde stängdes av. Även höga halter av nitrat upptäcktes ut från reningen. Läkemedelsreningen hade fortfarande inte återstartats ca 3 månader senare, utan reningsverkets resurser behövdes i första hand för andra projekt. Innan denna incident har ozoneringen fungerat utan driftproblem.

5.8 Ekonomi

Kostnader för Stengårdens reningsverk beräknat som helårsdrift:

Totala kostnader per producerad volym vatten	Kostnad per m3 SEK/m³
Investeringskostnader	0,46
Driftkostnad (förutom energi)	0,21
Energikostnad	0,19
Totala kostnader:	0,86

6. Degeberga

6.1 Kontaktpersoner

Stefan Borg, Drifttekniker på tekniska förvaltningen, Kristianstad kommun

Inger Hansson, Utvecklingsstrateg på tekniska förvaltningen, Kristianstad kommun

Ola Svahn, Forskare på Högskolan Kristianstad

6.2 Övergripande beskrivning

Kristianstads kommun ansökte och beviljades investeringsbidrag för läkemedelsrening från Naturvårdsverket år 2018. Kommunen hade, baserat på ett pilotprojekt som genomförts av högskolan i Kristianstad, valt granulerat aktivt kol som teknisk lösning. Den mest lämpliga utformningen av denna tekniska lösning var att filteranläggning placerades i ett separat reningssteg efter det befintliga reningsverket, i en ny byggnadsdel. Anläggningen har beställts som ett tillägg till pågående entreprenad (NCC) vid CRV (det centrala reningsverket i Kristianstad) som i sitt miljötillstånd har fått utdelningskrav på läkemedelsrening.

En fördel med att Degerberga reningsverk är att betrakta som C-anläggning (< 2000 p.e) är att miljöprövningen av anläggningen kan hanteras som ett anmälningsärende, vilket möjliggjort för kommunen att hålla tidplanen för ett investeringsbidrag från Naturvårdsverket (3 år). En ansökan om nytt miljötillstånd hade inte varit möjligt inom tidsramen.

Under år 2020 driftsattes anläggningen bestående av två parallella kolfilter. Anläggningen designades och togs fram tillsammans med en totalentreprenör och i samarbete med Högskolan i Kristianstad. Ingen urvalsprocess gjordes för val av teknik för läkemedelsrening utan tekniken föreslogs efter lyckade pilotskaleförsök med granulerat aktivt kol vid det centrala reningsverket i Kristianstad. Kristianstad kommun och bla Degerberga har varit i EU projekt Morpheus som syftar till att identifiera och prioritera var insatser för läkemedelsrening bör göras.

Recipienten Segesholmsån är känslig och ån rinner inte genom några andra större samhällen förutom Degerberga varför det kommunala reningsverket där utgör en inte obetydlig andel av flödet i ån. Syftet med projektet att genomföra läkemedelsrening vid Degeberga ARV är dels att förbättra miljön, och därmed dramatiskt minska den ekologiska stress som läkemedelsrester orsakar, i Segesholmsån nedströms reningsverket och i havet där ån rinner ut i Hanöbukten på den skånska Östkusten. Dels är syftet att vinna erfarenheter för branschen i stort om läkemedelsrening vid mindre reningsverk. Men även i någon mån för att för Kristianstads kommuns egen del vinna egna erfarenheter av investering i och

drift av en sådan anläggning inför en utredning om eventuell läkemedelsrening vid Kristianstads centrala reningsverk (CRV).

Degerberga reningsverk är dimensionerat för 2000 pe, men dagens belastning ligger på ungefär 950 pe (motsvarande 1300 personer). Verket är dimensionerat för 23 m³/h och under 2021 var medelflödet ca 11,4 m³/h.

Degeberga reningsverk består av galler, luftat sandfång följt av en traditionell aktivslamanläggning med kemisk fällning och sedimentering. Efterpolering sker med efterfällning och filtrering genom sandfilter.

Läkemedelsreningen, som är placerad sist i processen, består av två parallella, trycksatta kolfilter med två olika sorters kol (stenkol och kokoskol). Vattnet pumpas från sandfilter upp till kolfiltren.

Kolfilterläggningen har byggts i eget hus efter befintligt reningsverk. Översikt kan ses nedan i Figur 1.



Figure 3. Overview of the full-scale advanced treatment with a combined Sand-GAC-filter at Degeberga WWTP in the summer of 2020.

Figur 5 Översiktlig processbild av Degerberga ARV med GAK filterhall (från projektredovisning Moreus projekt)

6.3 Beskrivning läkemedelsrening

Fullskaleanläggningen för läkemedelsrening var färdigbyggd under 2020 och har varit i drift sedan dess. Anledning till att kol valdes som teknik var att utgående vatten efter sandfilter håller bra kvalitet och att kolfilter ansågs vara en lättskött process. Samarbetet med Högskolan i Kristianstad bidrog med mycket erfarenheter från tidigare pilotförsök. Då det är ett litet verk med liten driftorganisation önskades en enkel process. Strömförsörjningen hade behövts

byggas ut vid läkemedelsrening med ozon, det är en mer energikrävande process än kol och det ansågs också vara en betydligt mer komplex process.

Genom samarbetet med Högskolan i Kristianstad har Degerberga varit med i flera forskningsprojekt, bla MORPHEUS, för uppföljning av läkemedelsrening och miljöeffekter.

Filterhallen består av två GAK-filter med två olika typer av kol: Stenkol AquaSorb 5000 och Kokoskol AquaSorb CS.

I Figur 6 presenteras en bild på kolfiltren från ovan.



Figur 6 Översiktlig bild GAK läkemedelsrening. Foto: Erland Björklund

6.4 Dimensionerande flöde

Maxflödet för läkemedelsreningen är 22 m³/h (11 m³/h per filter), vilket betyder att läkemedelsreningen inte hanterar maxtopparna. Dessa inträffar tex vid spolning av sandfilter eller vid höga inflöden till verket (t ex vid kraftiga skyfall sommartid, och längre regnperioder och snösmältning under höst/vinter) och då förbileds GAK-filtren så att vattnet efter sandfilter leds till utgående. Filtren har aldrig behövts förbiledas pga för hög susp.halt.

Medelflödet i processen är 10-12 m³/h, vilket innebär att endast ett filter inte riktigt räcker, men med två filter i drift finns god marginal.

Verket renar ca 75-80% av årsflödet i läkemedelsreningen.

6.5 Designparametrar

Total reaktorvolym är 11 m³. Vid maxflöde är uppehållstiden 30 min, vid medelflöde ca 1 h. Anläggningen har hittills körts till >20 000 bäddvolymeter och ännu inte backspolats. Tidigare pilotanläggning kördes till 40 000 bäddvolymeter så tanken är att se hur långt filtren kan gå.

Tabell 1. Anläggningsinformation över läkemedelsreningen vid Degerberga ARV.

Anläggningsdel	Antal	Storlek	Maxkapacitet
Kolfilter	2	5,5 m ³	11 m ³ /h/filter

6.6 Reningsresultat

Provtagning och analys av 35 läkemedel har under första två åren gjorts månadsvis. Efter två år tas nu prover ut var tredje månad.

Avskiljningsförmågan för mikroföroreningar i GAK-filtret är mycket god. Efter ett år (upp till 10 000 bäddvolymeter) var det 27 av det totala analysmaterialet på 35 ämnen som nådde kolfiltret. Av dessa 27 läkemedel uppmättes 95% avskiljningsgrad. Efter två år (10 000 – 20 000 bäddvolymeter) var motsvarande avskiljningsgrad 84% (medel av 27 substanser).

Diklofenak har varit prioriterad och valts som "indikator" och den avskiljs med >90 % efter två år. Avskiljningsgraden för vissa substanser hade efter två år sjunkit till 60-70%. Först att bryta igenom var fluconazole och sulfamethoxazole.

Olika föroreningar fastnar på olika djup, det finns vissa indikationer som tyder på att utgående värden kan öka om kolet blandas runt. Därför har en driftstrategi varit att inte backspola för ofta/i onödan. Då trycket inte byggts upp och flödet har kunnat hanteras har backspolning hittills inte skett.

Kokoskolet har visat sig börja släppa igenom ämnen lite tidigare än stenkolet. Flödesmässigt har ca 60% gått genom stenkolet och ca 40% genom kokoskolet. Eftersom kolen har olika densitet blir också kokoskolet lite dyrare. Kolets ursprung är oklart.

Utloppet från kolfiltret går till en renvattentank där som också är en resurs för eventuell backspolning av filtren.

6.7 Drifterfarenheter

Inga problem med driftsättning, detta skedde tillsammans med leverantör. Kolet behöver blötläggas vilket gjordes under 2-3 veckor. Kokoskolet krävde längre tid att blötlägga jämfört med stenkolet.

Tillsyn sker ca 1 h per vecka. Efter två års drift har filtren ännu inte backspolats. Filtermotståndet mäts över tid men ingen förändring av tryckfall har skett. Inget beslut om när backspolning ska ske har tagits, men vid genomslag (minskad reduktion av läkemedel) och ev. kanalbildning bör det ske. Detta har hittills inte skett. Backspolningen kommer att ske manuellt, en person får starta och stå över filtret för att följa bäddexpansionen.

Kontakttiden är relativt lång, 30-60 min. och ännu har inget kol bytts ut (>20 000 bäddvolymeter efter två år).

6.8 Ekonomi

Kostnaden för läkemedelsreningen uppgick till 10,7 miljoner vilket motsvarar 5,3 kr/m³. 80 % av kostnaden täcktes av Naturvårdsverkets bidrag. Den ursprungliga kalkylen låg på 12,5 miljoner kronor.

Investeringskostnads-kalkylen utgick från pilotförsök som utfördes vid det centrala reningsverket i Kristianstad (CRV) och skalades upp 11 gånger för att motsvara behovet av rening vid Degerberga reningsverk. Pilotförsöken utfördes i container, med sand- och kolfilter och uppgick till 900 000 kr. En lösning med 11 containrar var inte aktuell och sandfilter fanns redan på plats, men en tillbyggnad av lokal krävdes vilket stod för en stor del av investeringskostnaden.

Jämfört med andra anläggningar är investeringskostnaden hög, vilket till största delen beror på att det är fråga om en liten anläggning. Tekniken med granulerat aktivt kol har en annan fördelning mellan investeringskostnader och driftkostnader jämfört med ozonering; investeringskostnaderna blir högre men driftkostnaderna blir lägre. För att få bättre beslutsunderlag inför framtida investeringar i läkemedelsrening kring vilken teknik som är mest kostnadseffektiv totalt sett, med hänsyn till både kapital- och driftkostnader, behöver den här avsedda tekniken med granulerat aktivt kol testas i en fullskalanläggning, vilket just är det som kommunen ansöker om bidrag för.

Driftkostnaden för kolet har uppskattats till 32 000 kr/år (2 euro per kg), men är fortfarande osäkert då kolet ännu inte har behövts bytas ut. Därtill kommer elkostnad för pumpning och några elektriskt styrda ventiler ca 10 000 kW/år och personalkostnader för tillsyn uppskattas till ca 1 h/vecka.

7. Tierp

7.1 Kontaktpersoner

Jørgen Johnsen & Klas Jakobsson

7.2 Övergripande beskrivning

Tierps Energi och Miljö ansökte och beviljades investeringsbidrag för läkemedelsrening från Naturvårdsverket år 2019. Under år 2020 driftsattes anläggningen bestående av sandfilter, ozon och kolfilter. Anläggningen designades och togs fram tillsammans med en totalentreprenör. Ingen urvalsprocess gjordes för val av teknik för läkemedelsrening utan tekniken som totalentreprenören levererade valdes.

Tierps reningsverk består av försedimentering, aktiv slam, fällning och sedimentering. Läkemedelsreningen är placerad sist i processen. Tierp har inga krav på kväverening då det ligger norr om gränsen för krav på kväverening.

Läkemedelsreningen består av två trycksatta sandfilter, en kontakttank för ozon, två containrar med ozonaggregat samt två trycksatta kolfilter.

Anläggningen har i sin helhet byggts inomhus för att förbättra arbetsmiljön.

7.3 Beskrivning läkemedelsrening

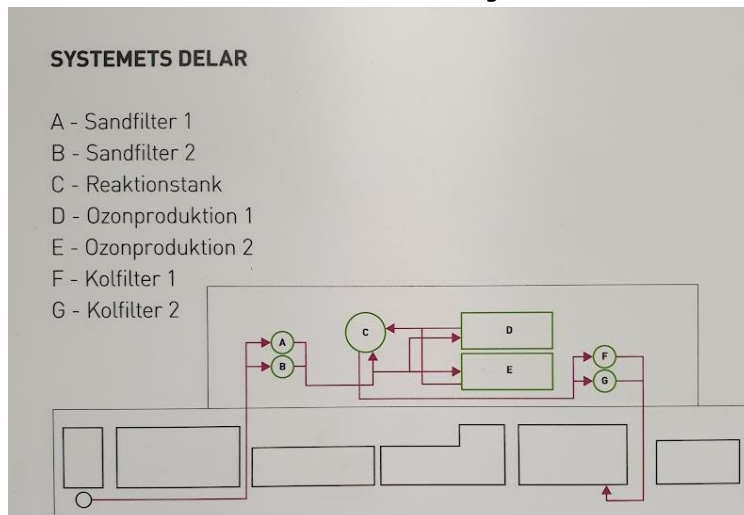
Flödet till läkemedelsreningen leds från pumpsumpen för utgående vatten. Vattnet filtreras genom sandfiltren och leds till kontakttanken för ozon. Ett biflöde från sandfiltren leds till ozonaggregaten i containrarna och leds tillbaka till kontakttanken för ozon. Syrgasen till ozonanläggningen produceras på plats i containrarna. Från kontakttanken filtreras vattnet i kolfilter.

Backspolning av sand- och kolfilter styrs på diff. tryck. Spolvattnet är filtrerat från det korresponderande filter som inte spolas. När flödet genom anläggningen är lågt räcker inte detta vatten och då tas vatten från utgående vatten. Både sand- och kolfilter ska kunna spolas med en blandning av luft- och vatten. Blåsmaskinerna för luftspolningen är placerade i containrarna tillsammans med ozonanläggningen.

Ozonanläggningen kyls med filtrat från sandfiltren.

Vid ett framtida kolflöde bedömer Tierps kommun att de troligen kommer att köpas in nytt kol eftersom det inte finns någon regenereringsanläggning i Sverige och volymen är så pass liten (12 m³) för att det ska vara ekonomiskt att skicka det utomlands för regenerering.

Vid planering av anläggningen var andra parametrar så som reduktion som fosfor eller reduktion av mikroorganismer inte i fokus. Halten bromid har inte provtagits i inkommande vattentill läkemedelsreningen.



Figur 7. Schematisk bild över läkemedelsreningen vid Tierps ARV.

7.4 Dimensionerande flöde

Tierps ARV är dimensionerat för 15 000 pe.

Flödet vid Tierps reningsverk varierar mellan cirka 100–300 m³/h beroende på dagvattenflöden och årstider. Flödestopparna sker främst under ismältning och verket har cirka 150–200 m³/h i medelflöde. Läkemedelsreningen är dimensionerad för 150 m³/h vilket motsvarar Q_{medel} . Vid högre flöde än så förbiles läkemedelsreningen.

7.5 Designparametrar

I Tabell 2 presenteras storleken på processtegen vid Tierps ARV.

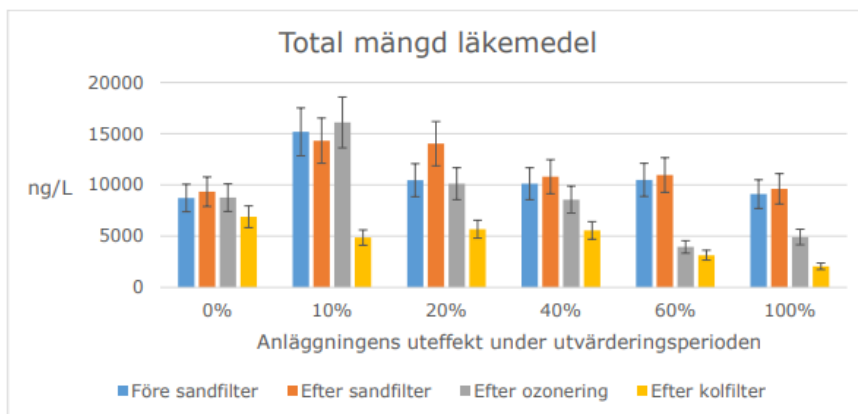
Tabell 2. Anläggningsinformation över läkemedelsreningen vid Tierps ARV.

Anläggningsdel	Antal	Storlek	Maxkapacitet
Sandfilter	2	6 m ³	40 m ³ /h/filter
Kontakttank ozon	1	27 m ³	-
Kolfilter	2	6 m ³	40 m ³ /h/filter

Kontakttiden för ozon uppgår till cirka 10 min vid full kapacitet i läkemedelsreningen.

7.6 Reningsresultat

Efter uppstart av anläggningen har uppföljning av reningsgraden av läkemedel utförts, se Figur 8. Vid dessa provtagningar visades det att den totala halten av läkemedel var mer än dubbelt så höga (i medel 12 µg/l) än vid provtagningarna för labbförsöken (5-6 µg/l). Detta har lett till att anläggningen måste köras på maxeffekt för att få en bra reningsgrad.



Figur 8. Uppmätta totalhalter av läkemedel vid olika effekter på ozongeneratorerna (TEMAB, 2020).

30 typer av läkemedelsrester uppmättes över detektionsgränsen i det inkommande avloppsvattnet. Sju typer av läkemedelsrester stod för 66 % av den totala halten. Av läkemedelsverket rekommenderade 22 läkemedel som miljöindikatorer var nio över detektionsgränsen. Reduktionsgraden för de nio läkemedelsrester visas i Figur 9 och varierade mellan 25-94 %. Den totala reduktionsgraden var 93 % för samtliga indikatorläkemedelsresterna.

Substans	Ingående halt	Utgående halt	Borttagning
Diklofenak	441	27	94 %
Trimetroprim	46	4	92 %
Karbamazepin	111	11	90 %
Metoprolol	1168	190	84 %
Citalopram	583	102	82 %
Tramadol	533	127	76 %
Oxazepam	137	47	65 %
Ciprofloxacin	137	97	30 %
Flukonazol	15	11	25 %

Figur 9. Reduktion av 9 läkemedel av de 22 läkemedel som läkemedelsverket rekommenderar som miljöindikatorer vid 100 % effekt på ozongeneratorerna (TEMAB, 2020)

Uppföljning av reningen har görs cirka 2 gånger per år. Prov tas så ut från efter varje processteg; inkommande vatten, efter sandfilter, efter ozonering och på utgående vatten.

Kolet har efter två års drift (inklusive längre perioder då anläggningen varit avställd) inte bytts ut. Ingen uppföljning av reningsresultatet har gjort vilket gör det svårt att bedöma dess livslängd.

7.7 Drifterfarenheter

7.7.1 Allmänt

Anläggningen har varit avställd en ansevärd tid sedan uppstart. Detta har bland annat berott på luft-och vattenspolningen inte fungerat på grund av att en backventil till luftspolningen är för lågt placerat jämfört med blåsmaskinerna, vilket gör att vid backspolning går vattnet bakvägen och hamnar i blåsmaskinerna och dessa har gått sönder. Detta har fått som konsekvens att kolfiltrena inte kan luftspolas vilket har gjort att de satt igen. När luftspolningen är ur funktion bildas en hård kaka i toppen av kolfiltren som gör att inget vatten kan passera och de måste förbilesas. Detta gör att ozonerat vatten släpps ut i recipient utan biologisk rening. Tierp undersöker nu om luft kan ledas från blåsmaskinen i avloppsreningsverket för att kunna börja med att luftspola filtren igen.

Varje maskindel styrs manuell i dagen anläggning. Exempelvis finns ingen start och stopp på ozonanläggningen vilket gör att vid låga flöden stannar anläggningen och ställs i larmläge utan att kunna starta när flödet startar. Detta gör att luft dras in i systemet som bidrar till underhållsbehov. Tierps uppger att det hade varit fördelaktigt med att ha ett gemensamt driftskåp för anläggningen och driftbild för att driften ska få en helhetsbild av anläggningen.

7.7.2 Sandfilter

Anläggningen saknar backspolstankar till sand-och kolfiltren. Detta gör att det uppstår problem när anläggningen har låga flöden, då det korresponderande filtret inte filtrerar tillräckligt stort flöde för att räcka till en hel backspolning. Då tar anläggningen vatten från utgående vatten från anläggningen, men även det kan vara för lite under tider med låga flöden (exempelvis nätter). Tierp Energi och Miljö tycker att antingen skulle backspolstankar installerats för spolning av filter alternativt att ha tre filter i stället för två för att få tillräckligt med flöde till backspolningarna.

Problem med att sandfiltren är också att när ett sandfilter spolat så förbileds vatten det filtret och leds direkt till ozontanken. Detta gör att sämre vattenkvalitet ozoneras samt att kolfiltren sätter igen snabbare. Filtret för kylvattnet sätter då igen och behöver bytas ofta (ca 1 ggr/månad i stället för 1 gång/halvår). Tierp uppger att en bra sandfiltrering hade bidragit till ett mycket lågt underhållsbehov i anläggningen och att detta steg bör dimensioneras på ett robust sätt. Tierp vill försöka bygga bort att vattenförbileds ett filter när det backspolats, och att det då i stället endast ska filtreras genom 1 filter.

Sand- och kolfilter spolas på tid. Tierp uppger att det hade varit fördelaktigt att kunna spola på tryck. Sandfilter spolas cirka 1 ggr/dag och kolfilter 2 ggr/vecka. Om sandfiltreringen fungerat bättre och släppt igenom mindre partiklar hade kolfilter endast behövt spola 1 ggr/vecka.

7.7.3 Ozonanläggningen

Tierps Energi och Miljö har god erfarenhet av ozonanläggningen i drift. Vid uppstart av anläggningen visade det sig dock att kontakttanken för ozon läckte. Detta innebar förseningar i driftstart då den behövde skickas tillbaka till leverantör för kompletterande svetsning.

Ozonanläggningen är dimensionerad för 150 m³/h och att en container skulle klara ozoneringen för det flödet. Vid driftstart upptäcktes dock att halterna av läkemedel i inkommande vatten var högre än under pilotförsöken. Detta innebär att Tierp behöver köra båda containrarna (på cirka 70-80 % av maxeffekt) för att producera tillräckligt hög ozondos.

Redundansen i ozonanläggningen ligger i att det finns 6 ozongeneratorer per container. Om en går sönder finns fortfarande fem sjättedelars kapacitet kvar.

Ozondosen kan styras på två sätt. Antingen kan ozongeneratorerna ställas på en fast effekt eller så kan en sensor känna av halten ozon på vattnet ut från ozongeneratorerna. Tierp föredrar att styra ozondosen mot sensorn. I

reaktionstanken finns en avluftare (med ozondestruktör) och vid för hög ozondosering pyser ozon ut där vilket föranleder att dra ned doseringen. Det finns ingen mätare på faktiskt ozondos och ingen modell mellan reningsgrad och dosering av ozon. Underhåll som skulle kunna byggas bort är att exempelvis kondensvatten från kompressorerna behöver tömmas cirka 1 ggr/månad manuellt.

7.7.4 Kolfilter

Vid uppstart av kolfilter fylldes dessa på manuellt. Kolet fick stå och dra i några dagar innan drifttagning. I början ströps backspolsvattnet för att kontrollera tt inget kol spolades ut filtren. På backspolspumpen finns en reglerventil för att kunna minska/öka spolflödet vid behov. Tierp uppger att det är viktigt att kunna ha denna möjlighet till visuell kontroll av backspolvattnet. De har aldrig bytt kol men när detta sker planerar de att använda en sugbil.

Insidan på kolfiltren är keramiskt lackerade för att inte riskera rost i tanken.

7.8 Ekonomi

Kostnaden för läkemedelsreningen uppgick till 12 miljoner vilket motsvarar 1,8 kr/m³. 90 % av kostnaden täcktes av Naturvårdsverkets bidrag. Utöver kostnaden för maskinutrustningen kostade byggnaden för läkemedelsreningen 4 miljoner kronor vilket finansierades av Tierps Energi och Miljö.

Tierps Energi och Miljö överväger att ingå ett serviceavtal med entreprenören som byggde anläggningen. I denna service ingår service av anläggningen, uppföljning av reningsgraden och byte av kol. Ungefärligt kostnad för detta bedömer Tierp är 700 000 kr/år.

Införande av det nya reningssteget på Tierps kommun har inte inneburit ökade personalkostnader då övervakning av anläggningen ingår i den vanliga rutinen vid verket.

Tierp har ingen uppskattning på hur mycket energi som verket drar. Anläggningen stängs dock av under perioder med höga elpriser för att spara pengar. Tierp ska anlägg solceller på taket på avloppsreningsverket för att producera egen el. Detta gör att det skulle bli billigare att driva avloppsreningsverket och däribland läkemedelreningen.

8. Syvab

8.1 Kontaktpersoner

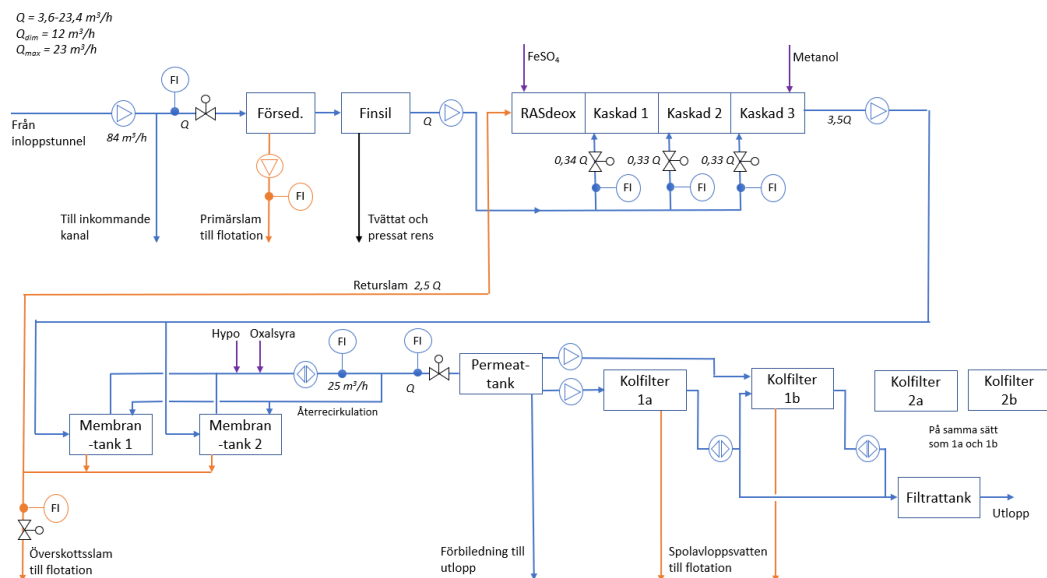
Ross Roberts, ansvarig för Syvabs pilotanläggning MBR-GAK.
Ross.Roberts@syvab.se

8.2 Övergripande beskrivning

Syvab (Sydvästra Stockholmsregionens VA-verksaktiebolag) fick bidrag från Naturvårdsverket 2019 att bygga och driva en pilotanläggning för MBR-GAK. Syftet är att utreda förutsättningar för en fullskalig installation av MBR-GAK för rening av läkemedelsrester från avloppsvatten.

Vid Syvab finns en pilotlinje som speglar framtida utbyggda verket. Denna pilotanläggning är utformad med försedimentering, biologisk kaskadkvävering och membran i en linje. Därefter finns två linjer GAK-filter med tvåstegsfilter av aktivt kol.

Pilotanläggningen är en direkt nedskalning av den kommande fullskaleanläggningen och skalfaktor är 0,18 %. Övergripande blockschema för pilotanläggningen visas i Figur 10.



Figur 10 Övergripande blockschema för pilotanläggningen.

8.3 Beskrivning pilotanläggning

Syftet med tvåstegsfiltrering är att försöka få en längre livslängd på kolet. I och med pumpuppställningen är det möjligt att byta ordning på filtren. Tanken är att kolbyte ska ske i ett filter i taget när kolet i ett filterpar når genombrott, d.v.s. då man ser en kraftig ökning av läkemedelssubstanser i utgående vatten från det andra filtret i filterparet, se Figur 11. Då byts kolet i det första filtret i filterparet. Efter påfyllnad av nytt kol vänds ordningen på filtren, så att filtret med det nya kolet hamnar sist i filterparet. Detta för att det filtret med mest använt kol ska vara först i ordningen och avskilja merparten av innehållet i avloppsvattnet.

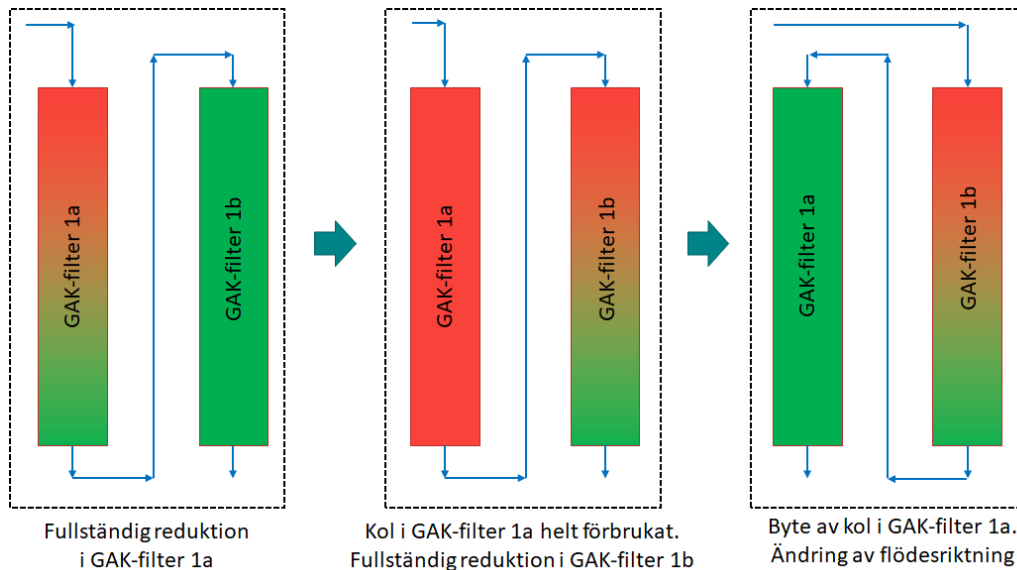
Pilotanläggningen är byggd i en avställd sandfilterbassäng. GAK-filteranläggningen implementerades efter membran-filtreringssteget så att det partikelfria UF-permeatet behandlas i denna. Pilotanläggningen är en avspeglning av principförslaget för läkemedelsrening vid Syvab. Det aktiva kolet som används är av typ Chemviron Filtrasorb 400 i samtliga filter.

I pilotanläggningen pumpas vattnet från permeattanken till kolfiltren. Det finns fyra identiska filter som antingen kan köras parallellt var för sig (singeldrift) eller som två linjer med två filter i serie. Den senare processutformningen testas inom projektet.

Varje linje har kapaciteten att klara hälften av inkommande flöde till pilotanläggningen var, dvs 12 m³/h. Dock kan flödesfördelningen varieras beroende på driftstrategi.

Backspolning av GAK-filtren initieras efter att en viss volym vatten har passerat genom filtret (summeras från flödesmätare), med överreglering på vattennivån i GAK-filtren. Vid backspolning spolas filtren med tryckluft och vatten från backspolningspumpar för att rengöra filtren.

Utgående vatten från GAK-filtren pumpas till en bufferttank efter GAK-filter, som används för att säkerställa en tillräcklig volym för backspolning. Från bufferttanken leds behandlat avloppsvatten till utlopp.



Figur 11 Princip för drift av två kolonner i serie (s.k. "Lead-lag" drift).

8.4 Dimensionerande flöde

Dimensionerande flöde för pilotanläggningen är 0,18 % av dimensionerande flöde för det framtida Himmerfjärdsverket, dvs flöden enligt Tabell 3.

Tabell 3 Dimensionerande flöde för pilotanläggning MBR-GAK.

	Flöde (m ³ /h)
Q _{min}	3,6
Q _{dim}	12
Q _{max}	23,4

8.5 Designparametrar

Enligt förstudien har GAK-filtren i pilot-anläggningen dimensionerats för:

- 2 linjer med två filter i serie
- 10 m/h ytbelastning
- 2 m kolbädd
- EBCT: 12,5 min per filter (25 min per linje)
- Linje 1: kontinuerlig backspolning efter 400 EBV
- Linje 2: behovsbaserad backspolning efter differens i tryck (mer sällan)

Enligt principförslaget ska samtliga filter backspolas två gånger per vecka i 15 min. Förbrukat spolvatten har uppskattats till 5-15% av inkommande flöde.

8.6 Reningsresultat

Reningen av mikroföroreningar i GAK-piloten har visat bra reningseffekt med avseende på läkemedelsrester och PFAS. Över MBR-GAK är reduktionen 95% efter 25 000 EBV på alla läkemedel. I jämförelse mellan MBR piloten och CAS (konventionell aktiv slam) i Himmerfjärdsverket, visar resultat att läkemedelsreningseffekten är likvärdiga. Resultat från september 2022 visar att det är först i GAK-filtren som läkemedelsrester tas bort. Det är dock för tidigt att avgöra när kolet behöver bytas ut i de första filtren eftersom inget genombrott har skett än.

Under förstudie 2018/19 undersöktes och bedömdes läkemedelssubstanser utifrån deras risk för Himmerfjärden och fyra läkemedel prioriterades; Citalopram, Diclofenac, Oxazepam och Ranitidine på grund av måttlig till hög risk. I samma förstudie identifierades två substanser (PFOS och Diclofenac) med risk att överskrida gränsvärde för utgående recipient. Vid provtagning provtas 25 st läkemedelssubstanser, 11 st PFAS (varannan gång), 3 st hormoner, UVA, DOC, fosfor & kväve.

Efter att piloten har varit i drift under cirka två år estimeras att kolet behöver bytas efter cirka 150 000 bäddvolymeter för att uppnå mer än 80% årlig medelreduktion för samtliga testade läkemedel. För att uppnå 80% reduktion av prioriterade substanserna (Citalopram, Diclofenac, Oxazepam och Ranitidine) beräknas kolet behöva bytas efter 120 000 bäddvolymeter. Och om Syvab ska byta kol baserat på diklofenac och PFOS bör kolet bytas efter 50 000 BV. Att antalet bäddvolymeter uppges i stort antal är på grund av att vattnet passerar dubbelt så många bäddvolymeter i en tvåsteg-konfiguration jämfört med en-steps-filter.

Syvab fortsätter med analyser för att tolka hur olika tidsfaktorer som årligen eller distinkta värden ska användas för indikation på kolbyte. En intern frågeställning för Syvab är om analyser baseras på samtliga läkemedelsrester i utgående vatten, eller om utvalda indikatorsubstanser ska ligga till grund för ett kolbyte. Syvab tror att de kommer att byta kol i ett filter efter 20 000 – 40 000 bäddvolymeter utifrån vad deras försök visat hittills.

Halter av hormoner har förutom östradiol (200 ng/l) i inkommande avloppsvatten legat under detektionsgränsen i samtliga prover efter nio månader drift i pilotanläggningen (MBR och efter GAK).

Även om GAK-piloten är avsedd för att rena bort mikroföroreningar så påverkas även andra föroreningar av det extra filtersteget. Totalt sker en extra rening i GAK-piloten på >60 % för ammonium. För nitrat sker först en negativ reduktion vilket betyder att nitrat bildas i första filtret då ammonium ombildas till nitrat i det syrerika MBR-vattnet. I andra filtret sker sedan en marginell eller ingen reduktion av nitrat. Detta betyder att nitralhalten ökar något över GAK-piloten. För fosfat sker en reduktion över hela GAK-piloten med ca 20-30 %. Medan första filtret

minskar fosfathalten avsevärt med >35 % så sker en negativ reduktion i andra filtret.

8.7 Drifterfarenheter

Uppstart och driftsättning av GAK-piloten gjordes utan problem. Syvab uppger att det kan bli dammigt vid påfyllning av kolet i början och personal bör ha adekvat personlig skyddsutrustning. Syvab har ännu ingen plan på hur hantering av gammal kol ska utföras och om reaktivering ska genomföras eller ej.

Efter frekventa belastningstester har Syvab kunnat visa på att GAK-filtren kan ha en högre ytbelastning än vad som dimensionerats (10 m/h) och ligga i medel på 14 m/h.

Inledningsvis gjordes backspolning med vatten i kombination med en luftspolning men detta gav upphov till kolflykt och vissa pilotdelar fick startas om. Sedan dess har Syvab enbart utfört vatten- och luftspolning var för sig och uppger att de nöjda med denna backspolningsstrategi.

Den nya backspolningsstrategin visade sig effektivt kunna bryta upp slamkakan som formas i övre delen av filtret och samtidigt undvika förlust av kol. Längst ut på kolet sker en biotillväxt, vilket anses var till fördel för att göra kolet mer homogent, medan backspolning tar bort biotillväxten. Om en för stor slamkaka bildas och byggs upp kan det ge sämre reningseffekt. Syvab kan övervaka påbyggnad av biotillväxt genom visuell kontroll via siktglas i GAK-piloten.

För GAK L1 kan ett backspolvattenbehov på 1,7 % av totalflödet genom GAK-linjen konstateras, vilket är nära de 2,5 % som beräknats enligt principförslaget. Detta betyder att för varje kubikmeter renat vatten returneras ca 17 liter till reningsprocessen och behöver behandlas. Backspolningsstrategin för GAK L2 innebär att endast 0,7 % av det behandlade vatten behöver användas för backspolning, vilket är mindre än hälften jämfört med behovet i linje L1. Mindre backspolning betyder också en viss energibesparing samt att filtret kan uppnå ett högre antal drifttimmar då det inte behöver ställas av lika frekvent för backspolning.

Övriga drifterfarenheter från Syvab GAK-piloten är att bygga tankarna så att det är enkelt att byta kol rent praktiskt. Samt att testa alla funktioner med backspolning av vatten och andra vatten funktioner innan kol tillsätts.

9. Referenser

Björlenius, B., 2018. Pharmaceuticals – improved removal from municipal wastewater and their occurrence in the Baltic Sea (Doctoral thesis). KTH Royal Institute of Technology, Stockholm.

Cimbritz, M., Mattsson, A., 2018. Reningstekniker för läkemedel och mikroföroreningar i avloppsvatten (No. 2018:7). Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.

Karlsson-Ottosson, U., 2015a. De renar bort medicinrester från avloppet. Ny Teknik.

Karlsson-Ottosson, U., 2015b. Första svenska reningssteget för läkemedel installerat. Ny Teknik.

Pohl, J., Björlenius, B., Brodin, T., Carlsson, G., Fick, J., Larsson, D.G.J., Norrgren, L., Örn, S., 2018. Effects of ozonated sewage effluent on reproduction and behavioral endpoints in zebrafish (*Danio rerio*). *Aquat. Toxicol.* 200, 93–101. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.04.014>

Stigzelius, U., 2016. Vattnet renas från 95 procent av läkemedelsrester. KTH Magazine.

Wang, H., Sikora, P., Rutgersson, C., Lindh, M., Brodin, T., Björlenius, B., Larsson, D.G.J., Norder, H., 2018. Differential removal of human pathogenic viruses from sewage by conventional and ozone treatments. *Int. J. Hyg. Environ. Health.* <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2018.01.012>

Temab, 2020. Slutrapport- Implementering av fullskalig läkemedelsrening vid Tierps reningsverk.

DUTCH EXPERIENCE WITH REMOVAL OF PHARMACEUTICALS FROM WASTEWATER – 2023 TECHNOLOGY REVIEW

CONTENTS

1.	Overview of Current Status	1
2.	Alternative Adsorbents	3
2.1	Cyclodextrin Adsorbents	3
2.2	Zeolite Adsorbents	5
3.	References	8

1. Overview of Current Status

Similar to other European countries, pharmaceuticals in the environment has been the subject of extensive research in the Netherlands over the last number of years. Research into removal of pharmaceuticals from wastewater in the Netherlands is primarily directed by STOWA ('Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer'¹) with involvement of a large number of academic, commercial and governmental organisations. Research is also carried out by other institutions, for example KWR, which focuses primarily on removal of micropollutants in drinking water treatment plants.

An initial review by STOWA in 2017 confirmed that the most promising technologies for removal of pharmaceuticals that are sufficiently proven to be implemented in the short term in the Netherlands includes:

- Ozone oxidation
- Powdered activated carbon dosing into activated sludge (PACAS)
- Granular activated carbon (GAC) filtration
- Combination of ozone oxidation with GAC filtration or biological post-treatment.

This conclusion was in line with the extensive experience that has been gained on this topic in Germany and Switzerland, who have been at the forefront of implementing ozonation and activated carbon tertiary treatment technologies at full scale in Europe.

A number of quantitative benchmark criteria have been developed for the proven treatment technologies in the Dutch context. These criteria are used to evaluate and compare alternative technologies or process optimisation techniques and include removal efficiency, cost, CO₂ footprint and reduction of ecotoxicological risks in the discharge of the WWTP effluent into the aquatic environment (refer to Table 1 below).

The 2017 STOWA study identified a number of other technologies that could be used for removal of pharmaceuticals, but that had to be tested in more detail to determine the feasibility of these technologies in a large wastewater treatment plant environment in the Netherlands. These technologies included:

- Advanced oxidation processes (AOP) such as ultra-violet (UV) and/or ozone in combination with hydrogen peroxide
- Fixed film bio-processes
- Slow sand filtration or natural treatment systems (for example wetlands)

¹ Dutch Foundation for Applied Research in Water Management

- Electro-chemical oxidation
- Alternative adsorption media
- Membrane technology

Table 1: Dutch Benchmarks of Wastewater Treatment Technologies for Removal of Micropollutants

Criteria	Unit ¹	Ozone + Sand Filter	PACAS	GAC
Micropollutant Removal Efficiency ²	%	80-85	70-75	80-85
Treatment Cost (Capex & Opex)	EUR/m ³	0,17	0,05	0,26
CO ₂ Footprint ³	kg CO ₂ /m ³	0,119	0,116	0,325
Reduction in Ecotoxicity	%	>50	>50	>50

1 – Based on m³ treated wastewater

2 – Removal efficiency for at least 7 of 11 guide substances

3 – Calculated using STOWA model, electricity from mainly non-renewable sources. GAC excludes transport for off-site regeneration. As electricity generation moves towards renewable sources, treatment processes that use large amounts of electrical energy will have a relatively lower CO₂ footprint. Similarly, if activated carbon is used that is manufactured from renewable resources (e.g. coconut shell) the footprint could also be reduced.

As a continuation of the research into pharmaceuticals, STOWA launched an Innovation Program in 2019 aimed at building on the conclusions of the 2017 study. This program will last up to 2023 with a total investment of about EUR 11,5 million. The focus of this program is on the development of new or improved technologies for the removal of pharmaceuticals that can be applied within a period of 5-7 years in the Netherlands. In addition, the technologies must have added value compared to the existing available techniques (ozone, activated carbon), such as a better treatment efficiency, lower costs, more sustainable or a reduction of the ecotoxicological risks of the treated effluent in the environment. The program is divided in five themes:

1. Theme Oxidative Techniques
2. Theme Adsorption on Powdered Activated Carbon
3. Theme Adsorption on Granular Activated Carbon
4. Theme Other Adsorbents
5. Theme Filtration

The first three themes are related to optimisation of the existing available techniques (ozone, activated carbon or variations of these technologies). Technologies from Themes 4 and 5 have often not been implemented or tested at full-scale at a WWTP and are considered more 'innovative' in this context. Example of technologies from these themes include combined adsorption/electro-oxidation and nanofiltration, which have been described in a previous summary report.

Some of the recent feasibility studies and pilot tests that have been completed include:

- Ozone followed by attached growth bioreactor (MBBR) – feasibility study
- Powdered activated carbon dosing in combination with cloth filtration – pilot test
- Biological filtration followed by ozone – feasibility study
- Filtration using an alternative adsorbent (DEXSORB[®]) – feasibility study
- Zeolite and ozone integrated adsorption-oxidation (AdOx) – feasibility study, pilot test ongoing
- Removal of micropollutants using natural treatment system – literature survey

Conventional adsorption processes based on activated carbon are characterized by a relatively large environmental impact (e.g. regeneration, off-site transport) and limited selectivity for pharmaceuticals. The use of alternative adsorbents could overcome these limitations. Two processes based on alternative adsorbents (DEXSORB® and AdOx) will be described in more detail below.

2. Alternative Adsorbents

2.1 Cyclodextrin Adsorbents

Cyclodextrins are cyclic organic compounds based on glucose. They are produced from corn starch, which is a biobased, renewable feedstock. Cyclodextrins were initially used in the air-freshener industry to adsorb odour compounds from air, but recently research has focused on its application in the water industry. Research at Cornell University in 2016 has indicated that, due to the large internal surface area of cyclodextrins, the compounds are suitable for adsorption of various organic micro-pollutants from an aqueous stream.

Polymerised cyclodextrin used in water treatment are manufactured and marketed by CycloPure, under the brand name DEXSORB®. The initial focus for the use of DEXSORB® has been on PFAS removal, but recent work in the Netherlands has shown that modified polymers have the potential to remove a high percentage of other micropollutants, including pharmaceuticals. This is due to the fact that the competition for adsorption sites with other organics (e.g. dissolved organics in the WWTP effluent) are lower than in the case of activated carbon. The DEXSORB® can also be regenerated on site at room temperature using methanol.

A graphical representation is given below (Figure 1), where the polymerised cyclodextrin has the form of a cup that has a non-polar internal surface and a polar external shell. The cup acts as the host that can bind organic micropollutants. Organic molecules larger than micropollutants do not physically fit within the cup, thereby reducing competition for adsorbent sites as is the case with activated carbon. This could result in longer run times than what is normally achieved with activated carbon.

Proprietary crosslinking chemicals are used to form the polymers and this forms a rigid porous polymeric structure. By adjusting the crosslinking polymer, the adsorption properties can be modified and enhanced depending on the type of compounds to be removed. Research has indicated that the following factors have the largest impact on the removal efficiency of DEXSORB® media (in order of importance):

- Molecular size
- Polarity (hydrophobicity)
- Ionic charge

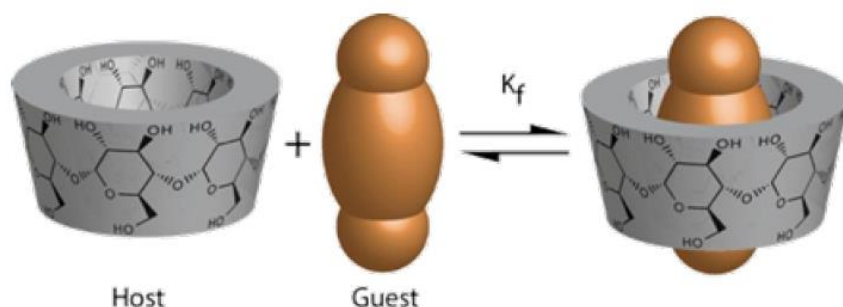


Figure 1: Removal of Micropollutants with Cyclodextrin (Image credit: TU Delft)

In order to assess the feasibility of using DEXSORB® media to remove pharmaceutical micropollutants from the effluent of a WWTP, a conceptual design was prepared. The proposed system (called the DEXfilter) utilises an up-flow contact tank with a contact time of about 15 mins. The media is separated from the treated water and returned to the main contact tank via an external regeneration facility.

Regeneration of the media is done with methanol and the organic micropollutants are transferred to the methanol. The methanol can be recovered with specialised NF membranes and clean methanol is re-used in the process, thereby reducing the overall chemical requirements of the process. The concentrate from the NF filtration step contains high concentrations of micropollutants and methanol and has to be disposed offsite.

A simplified schematic of the process is shown below.

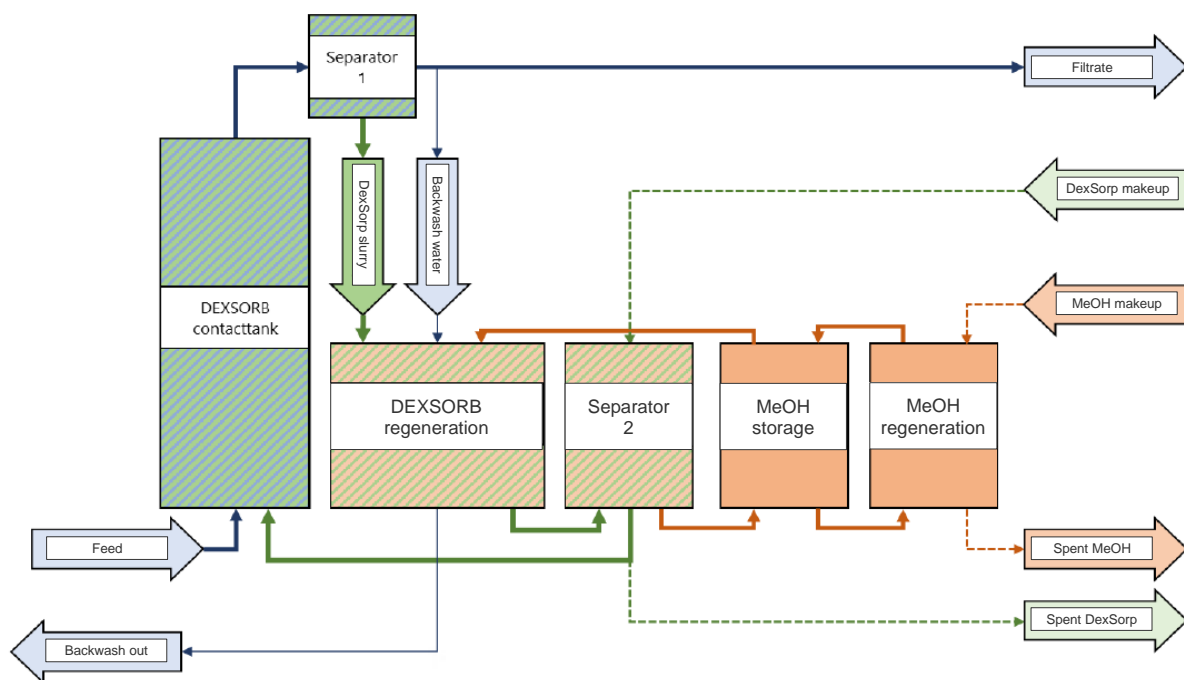


Figure 2: Schematic of DEXfilter process (image from STOWA)

Typical utilities and consumables required are:

- Make-up DEXSORB® to compensate for losses in the system
- Make-up methanol to compensate for losses in the system
- Power supply (mainly for pumping)
- NF membranes (methanol recovery)

Waste products generated by the process include:

- Saturated DEXSORB® media
- Concentrated spent methanol containing high concentration of organic micropollutants
- Fouled NF membranes (used in methanol recovery)
- Backwash water (can be recycled to the WWTP inlet)

Based on the feasibility study performed by STOWA, the following quantitative benchmark criteria have been developed:

Table 2: DEXfilter Technology Benchmark Comparison

Criteria	Unit ¹	DEXfilter
Micropollutant Removal Efficiency ²	%	70 – 75
Treatment Cost	EUR/m ³	0,12 – 0,16
CO ₂ Footprint ³	kg CO ₂ /m ³	0,023 – 0,049
Reduction in Ecotoxicity	%	>50

1 – Based on m³ treated wastewater

2 – Removal efficiency for at least 7 of 11 guide substances

3 – Calculated using STOWA model, electricity from mainly non-renewable sources.

The expected treatment cost is higher than the reference PACAS case, but lower than both the ozone and GAG options. This, together with the low carbon footprint of the technology and good removal efficiencies has made this technology compelling enough that further pilot studies have been commissioned. During the pilot study the performance of the system on actual WWTP effluent will be tested in order to verify the feasibility study assumptions and provide additional cost and pollutant removal data. Various other pilot tests are also currently being conducted in the USA to test different filter configurations (up-flow vs fixed bed) and improve the regeneration efficiency. Furthermore there is continuous development by the supplier to improve the properties of the granular media (strength, abrasion resistance) whilst maintaining a high surface area.



Overall, the use of alternative bio-based raw materials to remove micropollutants is seen as an interesting development and could be a strong competitor to activated carbon in future.

2.2 Zeolite Adsorbents

Zeolites are aluminosilicate minerals and consists of a wide range of compounds that could either occur naturally occurring or are manufactured synthetically. Zeolites have been shown to preferentially adsorb pharmaceutical compounds from treated wastewater. A research project is currently underway in the Netherlands to investigate the adsorption of pharmaceuticals with zeolites. In this process (called the AdOx process), the zeolite media is used in combination with ozone to cost-effectively and sustainably regenerate the exhausted media.



Laboratory experiments have indicated that using zeolites with a high silica content resulted in a higher removal efficiency. In addition, due to their smaller pore size, zeolites have a higher selectivity than activated carbon for small organic compounds such as micropollutants. Studies have shown that zeolites remove up to 18% of the dissolved organic carbon, compared to more than 90% removal with activated carbon.

The charge and hydrophobicity of the pollutants are the two most important parameters that affect the adsorption capacity of the zeolites. Positively charged micropollutants and pollutants with a higher

hydrophobicity appear to be adsorbed better. The relative size difference between different micropollutants had a smaller effect on the removal efficiency in the case of zeolites.

The zeolite media could be installed as final polishing filter to selectively remove the pharmaceuticals from the WWTP effluent. After a period of time the zeolite filter will become saturated and will have to be regenerated. This is done by regenerating the filter bed with ozone gas, which oxidizes the adsorbed compounds and restoring the adsorption sites. This has a number of advantages:

- Since the pharmaceuticals are absorbed preferentially, ozone is only required for the destruction of these compounds during the regeneration process and is not consumed by competing organic compounds in the wastewater matrix. This reduces the ozone requirements.
- Oxidation does not take place continuously in the main water flow but in a side stream during regeneration. This reduces the risk of bromate formation when using ozone.
- On-site regeneration minimises off-site impact due to transport of activated carbon to/from regeneration facilities.

In order to assess the feasibility of using zeolite media to remove pharmaceutical micropollutants from the effluent of a WWTP, a conceptual design was prepared. The proposed AdOx system uses (synthetic) high-silica zeolite granules as the adsorbent for the OMPs. The granules are filled in a packed-bed filtration column which is regenerated in-situ using ozone to oxidize the adsorbed OMPs. This process enables long term utilization of the adsorbent. The regeneration is conducted without the presence of wastewater in the column, ensuring no presence of bromate formation in AdOx-effluent and no discharge of bromate into the receiving water body. The conceptual design is based on an empty bed contact time (EBCT) between 5 and 10 minutes, a flow rate between 6 – 12 BV/h and a running time between 5 and 7 days before the regeneration process starts. The ozone gas used for regeneration is applied at a concentration of 90 mg/L and the regeneration takes about 3 hours. Prior to the regeneration, the granules are dried inside the column by blowing air heated to 60°C through the column.

A simplified schematic of the process is shown below.

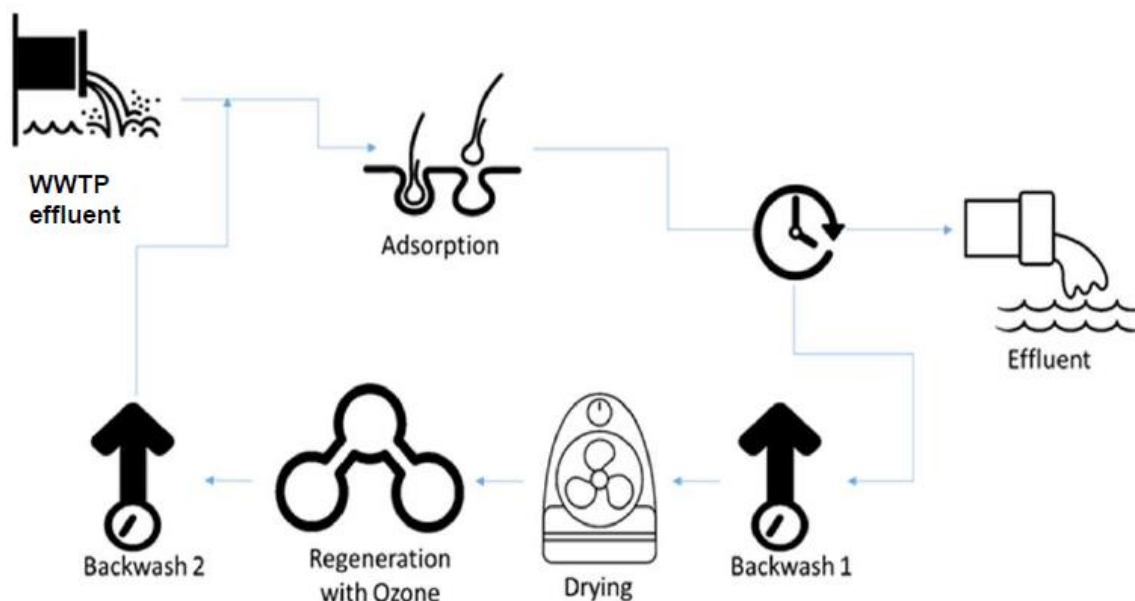


Figure 3: Visualisation of the AdOx Process (Image credit: TU Delft)

Typical utilities and consumables required are:

- Make-up zeolite to compensate for losses in the system (minimum losses expected)
- Oxygen for ozone generation
- Power supply (mainly for pumping and ozone generation)
- (Waste) heat for drying of media

Waste products generated by the process include:

- Ozone off-gas
- Water vapour (from drying process)
- Backwash water (can be recycled to the WWTP inlet)

Based on a desktop review of the AdOx technology, the following quantitative benchmark criteria have been developed:

Table 3: AdOx Technology Benchmark Comparison

Criteria	Unit ¹	AdOx
Micropollutant Removal Efficiency ²	%	80-85
Treatment Cost	EUR/m ³	0,13 – 0,24
CO ₂ Footprint ³	kg CO ₂ /m ³	0,065 – 0,124
Reduction in Ecotoxicity	%	>50

1 – Based on m³ treated wastewater

2 – Removal efficiency for at least 7 of 11 guide substances

3 – Calculated using STOWA model, electricity from mainly non-renewable sources

4 – Range based on variations in EBCT of 5 – 10 minutes. Full scale system expected to operate at lower end of range (5 min EBCT)

Compared to other existing technologies, such as the reference technologies PACAS, combined ozone/rapid sand filtration and GAC, AdOx can become the next generation of adsorbent technologies for the removal of organic micropollutants. AdOx has been assessed to move to the next level of technology development after three years of lab-scale experiments and a pilot scale investigation is currently underway to verify the outcomes of the feasibility study, with results expected this year (2023).

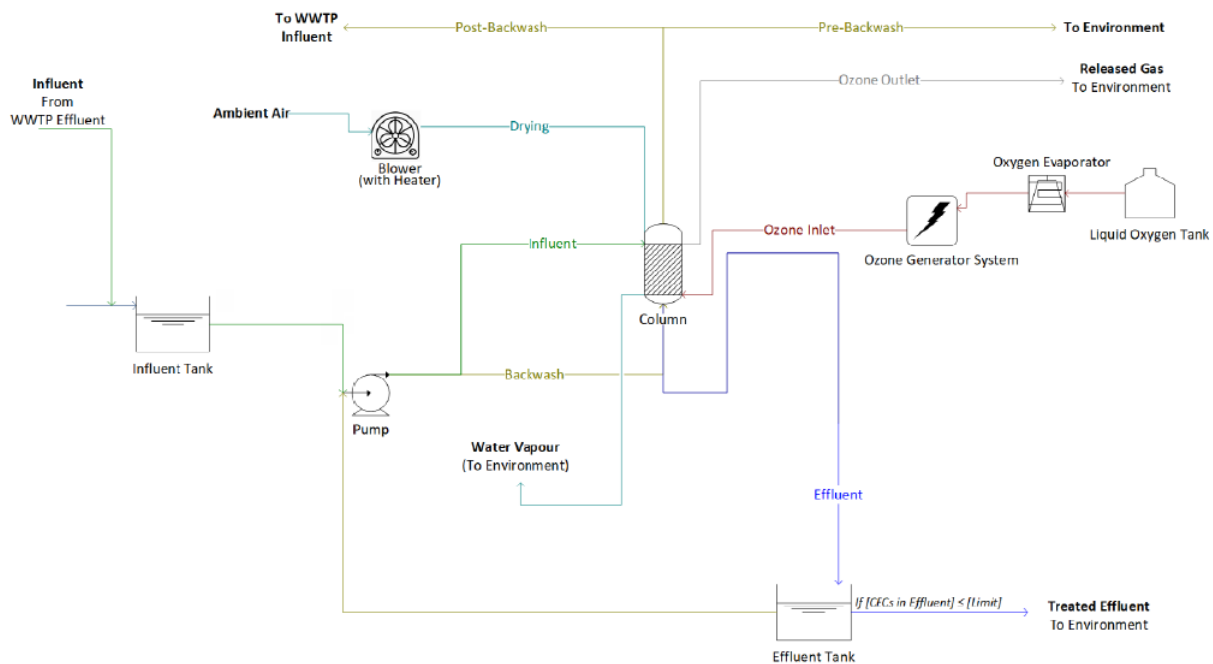


Figure 4: Proposed Pilot Scale AdOx Process

3. References

This overview has been based on research performed under direction of STOWA. The following reports and on-line resources have been used:

1. STOWA 2019-12: Innovation program – Removal of micropollutants at WWTPs
2. STOWA 2020-06: Removal of organic micropollutants – Criteria for selection of treatment technology in combination with required hydraulic capacity
3. STOWA 2021-38: Feasibility study DEXfilter – Innovation in Adsorbents
4. <https://cyclopure.com/>
5. STOWA 2022-10: Feasibility study AdOx – A next generation Adsorption-Oxidation process for the removal of organic micropollutants from municipal wastewater
6. TU Delft AdOx – Proof of Principle Pitch



Februari 2023

Biologiska effekter av mikroföroreningar

Fallstudie Rimbo reningsverk

Hannes Waldetoft, Joakim Hållén, Bahare Esfahani, Tomas Viktor, Stefan Örn, Gunnar Carlsson,
Emma Gunnerblad & Magnus Karlsson



I **samarbete med** Institutionen för biomedicin och veterinär
folkhälsövetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet

Författare: Hannes Waldetoft, Joakim Hållén, Bahare Esfahani, Tomas Viktor och Magnus Karlsson, samtliga IVL, samt Stefan Örn och Gunnar Carlsson, SLU och Emma Gunnerblad, Norrtälje Vatten och Avfall

Medel från: Norrtälje Vatten & Avfall & Stiftelsen Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning

Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© **IVL Svenska Miljöinstitutet 2023**

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats i enlighet med IVL:s ledningssystem

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	5
Summary	7
Inledning	9
Delstudie 1 – Recipientundersökning	11
Rimbo ARV	11
Recipientförhållanden	12
Kemisk analysmetodik	15
Läkemedel	15
Hormoner	16
PFAS	16
Fenoler	16
Effekttester	17
Föroreningsituationen i recipienten.....	18
Provtagningsmetodik	18
Resultat och diskussion – mätningar i vatten	22
Resultat och diskussion – mätningar i biota	39
Ekotoxikologiska riskkvoter	44
Delstudie 2 – utvärdering av avancerad läkemedelsrening med biologiska tester vid Rimbo ARV	48
Inledning	48
Material och metoder	48
Zebrafisk.....	48
Dammsnäcka.....	51
Statistiska analyser.....	52
Resultat	53
Zebrafisk.....	53
Dammsnäckor	56
Humanceller.....	58
Ekotoxikologiska riskkvoter med OZ och GAC.....	58
Diskussion	59
Reproduktion	60
Simbeteende zebrafisk.....	60
Genuttryck zebrafisk och dammsnäcka	61
Sammanfattande bedömning	62
Delstudie 3 – Läkemedelsexponering i Microcosmer	64
Inledning	64
Metod	64
Försöksuppställning	65
Undersökta läkemedel	65
Försöksbetingelser	66

Resultat	66
Exponeringens påverkan på de akvatiska organismerna	66
Reproduktion hos kräftdjur	67
Fytotoxicitet	68
Analyser av läkemedel	69
Biokoncentrationsfaktorer	71
Sammanfattande diskussion och slutsatser	75
Referenser	79
Appendix A	82
Appendix B	90
Appendix C	95

Sammanfattning

Mellan december 2021 och september 2022 genomfördes i anslutning till Rimbo avloppsreningsverk (ARV) i Norrtälje kommun, mätningar av mikroföroreningar i vatten och biota. Även biologiska tester med zebrafisk och dammsnäcka, samt exponeringsförsök med arter representerandes olika trofnivåer genomfördes. Det övergripande syftet var att utvärdera effekter av reningsverkets utsläpp av mikroföroreningar på akvatiska organismer i recipienten. Bakgrunden är att planering för att införa avancerad rening i syfte att avskilja mikroföroreningar pågår.

Provtagningar i vatten genomfördes i recipienterna Vallbyån och Kundbysjön, i den uppströms belägna sjön Syningen, samt i verkets utgående avloppsvatten. Analyser i biota genomfördes i fisk från Kundbysjön och Syningen samt signalkräfta från Vallbyån. Mikroföroreningarna innefattade läkemedel, hormoner, PFAS och fenoler. Som komplement till mätningar av enskilda substanser användes även en uppsättning effekttester för mätning av östrogen aktivitet, androgen aktivitet, anti-androgen aktivitet samt oxidativ stress och aktivering av arylhydrokarbonreceptorn (AhR). Den östrogena effekten mättes även via *yeast estrogen screen* (YES).

Mätningar av läkemedel i vatten visade på tydliga skillnader mellan provpunkter uppströms respektive nedströms reningsverket, samt betydande variation mellan olika provtagningstillfällen både vad gäller vilka läkemedel som detekterades och i vilka koncentrationer dessa förekom. Risk för negativ påverkan på organismer bedöms, via beräknade riskkvoter, kunna föreligga avseende exponering för framför allt citalopram och oxazepam. Dessa beräknade risker minskar om avancerad rening införs. Koncentrationerna av diklofenak och ciprofloxacin, vilka har bedömningsgrunder, låg dock under tillåtna max- och medelkoncentrationer. I gädda, abborre och sarv från Kundbysjön och Syningen detekterades flertalet läkemedel. Resultaten visade på högre halter i fisk från Kundbysjön. Detta gällde dock inte entydigt alla organ eller arter. I njure av gädda från Kundbysjön detekterades flest läkemedel. 11 av 22 analyserade läkemedel fanns i detekterbara halter i något av dessa prover. Detta indikerar att njure av gädda är en lämplig matris för att undersöka förekomst av läkemedel i biota.

Mätningar av fenoler visade på ett obetydligt tillskott av dessa från Rimbo ARV till recipient. Avseende PFAS, låg summan av PFAS₁₁ i snitt på 41 ng/L i utgående vatten, men det tillskottet resulterade endast i marginella skillnader mellan referens- och recipientvatten. I abborre och gädda från Kundbysjön och signalkräfta från Vallbyån underskreds gällande gränsvärden för PFAS med god marginal.

Mätningar av östrogena hormoner visade på koncentrationer av östron och 17 β -östradiol i utgående vatten från Rimbo ARV mellan <2-48 ng/L respektive <2-16 ng/L, vilket innebar ett tillskott till recipienten i och med att uppströms lokaler hade lägre koncentrationer. Mellan referens- och recipientvatten syntes dock inga tydliga skillnader. Båda dessa hade koncentrationer under eller omkring analysmetodens detektionsgräns. Det innebär att koncentrationerna i flera fall är osäkra och därmed svåra att jämföra sinsemellan och gentemot bedömningsgrunder.

De effekttester som genomfördes visade inte på några skillnader mellan recipient- och referensvatten. Den östrogena aktiviteten, baserat på ER-aktiviteten och angivet som ekvivalenter

av 17 β -östradiol, varierade mellan 0,15-1,6 ng/L i referensvatten och 0,32-1,8 ng/L i recipientvatten, vilket resulterade i likvärdig riskklassning. Överlag bedöms den uppsättning effekttester som använts vara ett effektivt verktyg vid undersökning av förekomst av miljöfarliga ämnen, till stor del med tanke på de låga detektionsgränser testen har. YES-testet, även det angivet som ekvivalenter av 17 β -östradiol, visade på effekter i nedströms provpunkter under metodens detektionsgräns på 0,1 ng/L i fem av sex prover. Vid en mätning nedströms i Vallbyån var effekten 1,7 ng/L, vilket påvisar risk för hormonstörande effekt.

Resultaten påvisar också de stora variationer som kan förekomma mellan olika provtagningstillfällen. Särskilt för koncentrationer av läkemedel i vatten och fisk från recipienten förekom stor variation, vilket innebär att upprepade provtagningar representerande olika årstider och flödesållanden är nödvändiga för att teckna representativa medelvärden. Andra ämnen, exempelvis PFAS, förekom i stabilare koncentrationer.

De biologiska tester som genomfördes visade i allt väsentligt inte på några negativa effekter. Försöksorganismerna var zebrafisk, där mortalitet, äggläggning, kondition, simdistans och genuttryck mättes, samt dammsnäcka där överlevnad, äggproduktion och genuttryck mättes. Testet, som pågick under en knapp månad, ger dock inga svar på långtidseffekter av den kroniska exponering för läkemedel som akvatiska organismer i recipienten utsätts för, utan visar mer på att akuta toxiska effekter inte föreligger.

Studier för bedömning av bioackumulering av sex utvalda läkemedel (karbamazepin, citalopram, diklofenak, metoprolol, sertralin och venflaxin) genomfördes i ett microcosmsystem innehållande maskar, insekter, kräftdjur och grodor. Djuren exponerades i samma glaskärl för höga koncentrationer läkemedel som tillsattes som en engångsdos till omgivande vatten. Överlevnad, beetende och för kräftdjuren även reproduktion, registrerades. Mängden läkemedel analyserades i ett samlingsprov av respektive organism efter 28 dygns exponering. Upptaget varierade betydligt mellan olika organismgrupper och specifika läkemedelssubstanser. Sertralin och citalopram är de mest fettlösliga av de undersökta substanserna och koncentrationerna i grodyngel var 200 gånger högre för sertralin, respektive 40 gånger för citalopram, än i omgivande medium. Övriga substanser ackumulerades i mindre omfattning och i vissa fall utsöndrades de under försöken så att de var lägre i de biologiska proverna än i omgivande medium.

Sammanvägt visade resultaten av denna rapport inte på några tydliga negativa effekter. Det är, baserat på de kemiska mätningarna, entydigt att Rimbo ARV i varierande utsträckning bidrar med tillförsel av mikroföroreningar till recipienten. Däremot visar inte de effekttester och biologiska tester som användes inte på att utsläppen är stora nog för att leda till negativa effekter på akvatiska organismer. Beräkningarna av riskkvoter avseende läkemedel visade dock på att risk för negativa effekter kan föreligga avseende några läkemedel. Sammantaget ger utförda undersökningar och biologiska tester svagt stöd för att det är motiverat att införa mer avancerad rening vid Rimbo ARV avseende studerade mikroföroreningar. Den begränsade miljönytta med att införa avancerad rening vid Rimbo ARV som resultaten pekar mot bör även vägas mot annan miljö- och klimatpåverkan som implementering och drift av den avancerade reningen medför.

Summary

Between December 2021 and September 2022, measurements in water and biota of micropollutants were conducted at Rimbo wastewater treatment plant (WWTP), located in Norrtälje municipality. Also, an in-vivo experiment using zebrafish (*danio rerio*) and great pond snail (*Lymnaea stagnalis*) was conducted, as well as an experiment assessing pharmaceutical uptake in different trophic levels of aquatic fauna. The main purpose was to evaluate the effects of the emitted micropollutants from the WWTP on aquatic organisms in the effluent receiving area. At Rimbo WWTP, there are plans to implement advanced wastewater treatment with the purpose of removing micropollutants.

Water sampling was conducted in the effluent receiving Vallbyån Creek and Lake Kundbysjön, in Lake Syningen located upstream of Vallbyån Creek, and in the WWTP effluent. Micropollutants included pharmaceuticals, estrogenic hormones, PFAS and phenols. In addition to chemical analyses of specific substances, bioassays of estrogenic activity, androgen activity, anti-androgen activity as well as oxidative stress and activation of the aryl hydrocarbon receptor (AhR) were conducted. Estrogenic effects were also assessed using *yeast estrogen screen* (YES).

Measurements of pharmaceuticals in water demonstrated clear differences between upstream and downstream areas, with higher pharmaceutical load downstream. There was however substantial variability between the different sampling occasions, both regarding which substances that were detected and at which concentrations. Risks of negative effects, calculated as risk ratios, were present, mainly from exposure to diclofenac and oxazepam. These risks were shown to be reduced if advanced wastewater treatment is implemented. In northern pike, European perch and common rudd, several pharmaceuticals were detected. This was however not the case for all species and analyzed tissues (muscle, kidney, liver, and bile). Most pharmaceuticals were detected in kidney of pike, with 11 of 22 substances above the detection limits. This indicates that pike kidney is a suitable tissue for investigating the presence of pharmaceuticals in biota.

Measurements of phenols showed an insignificant addition of these from Rimbo WWTP to the receiving waters. Regarding PFAS, the sum of PFAS₁₁ was on average 41 ng/L in the effluent, but that addition resulted in only marginal differences between the upstream and downstream sites. In perch and pike from Lake Kundbysjön and crayfish from Vallbyån Creek, the PFAS levels were well below the current limit values.

Measurements of estrogenic hormones showed concentrations of estrone and 17 β -estradiol in the effluent between <2-48 ng/L and <2-16 ng/L respectively, which indicated an addition to the receiving waters since the upstream sampling points had concentrations lower than this. Despite this, no clear differences were noted between upstream and downstream sites. Both had concentrations below or close to the detection limit at 2 ng/L. This means that they are uncertain and difficult to compare to limit values. For example, 17 α -ethinylestradiol was below the detection limit of 2 ng/L in all samples, and its limit value is at 0,035 ng/L.

The bioassays that were conducted showed no differences in activities/effects between upstream and downstream sites. The estrogenic activity ranged between 0.15-1.16 ng/L E2-equivalents upstream and 0.32-1.8 ng/L E2-equivalents downstream, resulting in the same risk assessment. In general, the bioassays used are regarded as a useful tool when examining the presence of environmental pollutants, to which the low detection limits are a contributing factor. The YES-

test showed estrogenic effects in the downstream sites below the detection limit at <0.1 ng/L E2-equivalents in five of six samples. One sample had 1.7 ng/L E2-equivalents, showing a risk for estrogenic effects.

The results also put emphasis on the significant variability that can be present between different sampling occasions. Especially for pharmaceuticals in water and fish, the variability was large, stressing the need for multiple samples representing different seasons and flow rates to obtain representative averages. Other substances, such as PFAS, were present in more stable concentrations.

The tests performed on zebrafish and great pond snail showed no clear negative effects. In zebrafish, the mortality, egg count, condition, swimming distance and gene expression were assessed. In great pond snail, mortality, egg production and gene expression were assessed. The test, going on for about a month, cannot give any answers regarding long term chronic effects, but rather shows that there are no acute toxic effects.

Studies for the assessment of bioaccumulation of six different drugs (carbamazepine, citalopram, diclofenac, metoprolol, sertraline and venflaxine) were conducted in a microcosm system containing worms, insects, crustaceans, and frogs. The animals were exposed in the same glass vessel to high concentrations of drugs that were added as a single dose. Survival, behavior and for the crustaceans also reproduction, were recorded in the various glass vessels. The amount of the drugs was analyzed in a pooled sample of each organism after 28 days of exposure. The uptake varied substantially between the different organism groups and the specific drug substance. The drugs sertraline and citalopram are the most fat-soluble of the substances examined and the concentrations in tadpoles were 200 times higher for sertraline, and 40 times for citalopram, respectively, than the surrounding medium. Other substances accumulated to a lesser extent and in some cases, they were excreted during the experiments so that they were lower than in the surrounding medium.

In summary, the results from this report show no clear negative effects. It is, based on the chemical analyses, evident that Rimbo WWTP contributes with micropollutants to the receiving waters, but the biological tests and assays indicated that the magnitude is not large enough to induce negative effects in the aquatic organisms. Calculations of risk ratios of pharmaceuticals however indicated risks from a few substances. Overall, the investigations and biological tests carried out give weak support that it is justified to introduce more advanced purification at Rimbo WWTP regarding the studied micropollutants. The limited environmental benefit of introducing advanced treatment at Rimbo WWTP that the results point towards should also be weighed against other environmental and climate impacts that implementation and operation of the advanced treatment entails.

Inledning

De flesta läkemedel vi använder utsöndras via urin och avföring i oförändrad form eller som metaboliter och hamnar till slut i avloppet, och med undantag för antibiotika ökar läkemedelsanvändningen för varje år (Socialstyrelsen, 2022), varför även utsläppen av läkemedelsrester från avloppsreningsverken ökar. Läkemedelsresterna kan sedan nå våra vattendrag efter att ha passerat genom reningsverken eftersom dagens reningsverk inte är byggda för att rena bort läkemedel. Dessutom är läkemedel framtagna för att vara kemiskt stabila och för att påverka biologiska processer inom human- och veterinärmedicin. Många läkemedel är verksamma även i andra djur som de inte är avsedda för eftersom många fysiologiska funktioner är evolutionärt stabila. Eftersom reningsverken kontinuerligt släpper igenom läkemedelsrester ut i recipienten kan vattenlevande organismer konstant vara exponerade för en läkemedelscocktail.

Effekterna på vilda vattenlevande organismer i recipienter till reningsverk är relativt okända. Ett av de mest kända exemplen är feminisering av könsorgan och andra könshormonella effekter hos hanfisk från vattendrag utanför reningsverk, som sammankopplats med utsläpp av östrogena kemikalier, framförallt östrogena hormonläkemedel (Folmar et al., 2001; Folmar et al., 1996; Jobling et al., 2002; Jobling et al., 1998; Van Aerle et al., 2001). Senare studier sammankopplar, förutom östrogener, även dessa könsutvecklingsstörningar till exponering för anti-androgena kemikalier i avloppsvatten (Jobling et al., 2009; Jobling et al., 2006; Katsiadaki et al., 2012). Många studier i labmiljö har visat att miljörelevanta koncentrationer av läkemedel kan påverka viktiga funktioner i vattenlevande organismer. Fisk exponerad för naturliga och syntetiska östrogener kan feminiseras och utveckla dubbelkönighet (Kidd et al., 2007; Örn et al., 2016). Njurskador hos fisk har observerats efter exponering för det smärtstillande antiinflammatoriska läkemedlet diklofenak (Näslund et al., 2017). Psykoaktiva läkemedel har rapporterats påverka fiskens beteende med effekter på populationsnivå (Brodin et al., 2013; Klaminder et al., 2016). Beroende på de kemiska egenskaperna hos olika läkemedel uppför de sig olika när de nått våra vattendrag. Vissa läkemedel bioackumuleras i vävnad hos organismer, medan andra är långlivade och kan transporteras långa sträckor - exempelvis det anti epilektiska läkemedlet karbamazepin som har påvisats i alla delar av Östersjön (Björklenius et al., 2018).

Utifrån risken för långsiktiga negativa effekter hos vattenlevande organismer av konstant exponering av läkemedelsrester ökar behovet att införa avancerad rening på reningsverken. För att bedöma och validera behandlingseffektivitet för olika avancerade reningssteg utgör en kombination av kemiska mätningar och biologiska tester en god bas för att identifiera eventuella utsläpp från filterbehandlingen. Utvärdering med biologiska tester möjliggör identifiering av effekter från eventuella kemiska transformationsprodukter som kan skapas vid nedbrytning av läkemedel och som normalt inte identifieras via standardiserade kemiska analyser. De biologiska testerna fångar samtidigt upp den sammanlagda effekten av alla ingående kemikalier som avloppsvatten innehåller. Utöver biologiska tester kan risken för negativa effekter på akvatiska organismer i recipient också undersökas via så kallade effekttester, vilka bygger på att genmodifierade celler exponeras för ett testvatten. Dessa tester har fördelen att de inkluderar påverkan från alla enskilda ämnen eller ämnesgrupper som kan ha en viss negativ påverkan, exempelvis hormonstörande effekt. Det går också att genomföra mätningar av enskilda ämnen och sedan jämföra koncentrationen i recipient mot bedömningsgrunder eller gränsvärden. Att enbart välja ett sådant tillvägagångssätt kan dock vara vanskligt, framför allt för östrogena hormoner, där de lägsta koncentrationer som laboratorerna kan detektera oftast är högre än gränsvärdet (Holm & Önnby, 2022). Ett resultat under detekterbar nivå innebär alltså inte nödvändigtvis att gränsvärdet underskrids. Den problematiken kan undvikas genom

användande av just östrogena effekttester. Ytterligare en metod för bedömning av påverkan från läkemedel är att jämföra uppmätta koncentrationer, antingen i recipient eller utgående renat avloppsvatten, mot effektkoncentrationer framtagna från en sammanvägning av genomförda studier (Ågerstrand, 2019).

EU-kommissionen har nyligen lämnat ett förslag till ett nytt så kallat avloppsdirektiv med höga ambitioner gällande avskiljning av olika ämnen i avloppsvatten från tätorter (Regeringskansliet Faktapromemoria 2022/23:FPM21). Vid många svenska kommunala reningsverk utreds förutsättningarna för avskiljning av läkemedelsrester och andra svårnedbrytbara organiska ämnen - ofta benämnda mikroföroreningar. Planerad eller redan implementerad kompletterande rening fanns år 2021 vid ett tiotal svenska reningsverk. Vid fyra av dessa består den extra reningen av aktiverat kol, vid en står tillsättning av ozon för den extra reningen, och vid resterande sex används både aktiverat kol och ozon. Införandet av extra reningssteg medför kostnader som i slutändan hamnar på vattenkonsumenterna, och det estimeras att kostnadsökningen motsvarar 10-15 procent av dagens taxa (FORMAS, 2022). Dessutom medför driften av de extra reningsstegen ökad energi- och materialförbrukning, varför det är viktigt att nyttan med den extra reningen vägs mot ökade kostnader och annan negativ miljöpåverkan.

Kunskapsläget vad gäller mikroföroreningars förekomst i kommunala avloppsvatten är förhållandevis gott. Ett antal studier har genomförts där koncentrationer av olika substanser har mätts i utgående avloppsvatten (Baresel et al., 2015). För många ämnen finns också studier som belyst deras toxicitet gentemot olika organismer (Ågerstrand, 2019; FORMAS, 2022) vilket legat till grund för att olika bedömningsgrunder och gränsvärden införts som stöd i vattenvårdsarbetet (HVMFS, 2019). Huvuddelen av dessa studier är emellertid utförda i laboratoriemiljö där organismer under kontrollerade förhållanden exponerats för enskilda substanser.

Även fast det finns en uppsättning tillgängliga tester och metoder för effektbedömning samt att flera reningsverk redan implementerat extra rening är det otillräckligt känt i vilka koncentrationer mikroföroreningar förekommer i olika recipienter till kommunala reningsverk, i vilken mån de tas upp av förekommande organismer och vilka effekter de eventuellt ger upphov till (FORMAS, 2022). Att förbättra kunskapsläget avseende dessa frågeställningar har varit utgångspunkt för föreliggande studie som omfattar mätningar i recipientvatten och organismer samt biologiska tester med exponering av fisk och ryggradslösa djur för mikroföroreningar. Underlaget till studien emanerar från Rimbo avloppsreningsverk (ARV) och dess recipient Norrtäljeån, vars delsträcka som passerar Rimbo ARV heter Vallbyån. Norrtälje kommun genom det kommunala VA-bolaget Norrtälje Vatten och Avfall utreder för närvarande förutsättningarna och behovet av att uppgradera reningsverket.

Delstudie 1 – Recipientundersökning

Rimbo ARV

Rimbo ARV byggdes liksom många andra svenska reningsverk i slutet av 1960-talet och reningen bestod då av mekanisk rening, kemisk rening med förfällning samt en biobädd. För att skydda recipienten, Vallbyån, anlade man även en damm för uppsamling och syresättning av vattnet. Under åren har utsläppskraven skärpts och man har lagt till en efterfällning med sedimentering samt sandfilter för slutpolering av det utgående vattnet. Det senaste tillägget är en fördenitrifikation med biofilmsbärare. Idag är verkets biologiska rening (fördenitrifikation och biobädd) dimensionerad för 10 000 pe. Planering pågår för att uppgradera dessa anläggningsdelar till det tillståndsgivna 13 200 pe.

Idag tar Rimbo ARV emot vatten från Rimbo samhälle samt delar av Ekebyholm, en mindre ort norr om Rimbo. En stor del av belastningen kommer från Textilia Tvätt & Textilservice AB där man bland annat tvättar Region Stockholms tvättgods från sjukhus och vårdinrättningar.

Den beräknade maxbelastningen på verket är (exklusive extern belastning) ca 7 300 pe (5 300 boende och 2 000 pe från Textilia) men det är sällan den uppmätta belastningen överstiger 5 000 pe, mycket på grund av att många boende arbetspendlar och att belastningen från Textilia oftast ligger runt 1 000 pe förutom under belastningstoppar.

Man håller idag på med renoveringsarbeten där bland annat rötammare och slamhantering renoveras och moderniseras samt arbeten som avser att förbättra provtagning och flödesmätning i verket. När detta arbete är färdigt kommer verket även att återigen ta emot externslam från ytterverk för rötning och avvattning samt behandla septiskt slam från enskilda avlopp.

Verkets process består idag av mekanisk, biologisk och kemisk rening. Den mekaniska reningen består av rensgaller, luftat sandfång med en liten dosering av fällningskemikalie samt en försedimentering. Efter försedimenteringen fördelas vattnet till fördenitrifikation och biobädd där huvuddelen av vattnet först passerar fördenitrifikationen. Här finns även en biopumpsump samt fördelningar så att vattenflödet passerar biobädd och denitrifikationssteg flera gånger. Efter biosteget finns en mellansedimentering med två parallella linjer där slam från den biologiska reningen avskiljs. Här efter kommer vattnet till oxidations-dammen vilken nu inte längre har som syfte att syresätta vatten innan det släpps ut i recipient utan endast tjänar som en buffertvolym. Från dammen pumpas vattnet till ett kemiskt reningssteg där man doserar PIX 111 (järnklorid) som fällningskemikalie varpå flockarna avskiljs genom sedimentering. Reningsverkets sista steg är ett poleringssteg med kontinuerligt spolade sandfilter av typen Dynasand. Det färdigbehandlade vattnet släpps sedan ut i Vallbyån. På grund av att Vallbyån är liten med tidvis låg vattenföring och att man nedströms gjort restaurering av en fågelsjö så har verket de hårdaste utsläppskraven i Norrtälje kommun (**Tabell 1**).

Tabell 1 Utsläppskrav för Rimbo ARV. Riktvärdena för organiskt material, fosfor och totalkväve är per kvartal och gränsvärdena är per kalenderår. Kraven för utsläpp av ammoniumkväve föreligger endast under juni till oktober för både rikt- och gränsvärde.

	Organiskt material (BOD 7) mg/L	Totalfosfor mg/L	Ammoniumkväve mg/L	Totalkväve mg/L
Riktvärde	0,5	0,25	3	15
Gränsvärde	0,5	0,25	5	-

Recipientförhållanden

Rimbo ARV är beläget inom Norrtäljeåns avrinningsområde (**Figur 1**). Norrtäljeåns avrinningsområde är 350 km² stort och domineras av skogsmark (55 %). Andelen jordbruksmark är förhållandevis hög och uppgår till ca 25 procent medan andelen sjöar och vattendrag till ca sju procent (källa: SMHI). Norrtäljeån består av fyra huvudgrenar - Vallbyån som passerar Rimbo, Vretaån från Rö i sydväst, Kyrksjöån i syd och Malstaån i norr. Vallbyån och Vretaån sammanflödar strax innan utloppet i Lommaren vid Husby-Sjuhundra. Även Malstaån och Kyrksjöån har sina utlopp i Lommaren. Efter Lommarens utlopp fortsätter ån genom Norrtälje stad för att slutligen mynna ut i Östersjön i Norrtäljeviken.

De sjöar som primärt studerats i föreliggande studie är Syningen, belägen uppströms Rimbo samt Kundbysjön, som är belägen nedströms. Vallbyån förbinder de två sjöarna och rinner genom Rimbo tätort, där även utsläppspunkten för renat avloppsvatten från Rimbo ARV är belägen (**Figur 1**). Förutom Vallbyån mynnar Långsjöns utlopp ut i Kundbysjön. I **Tabell 2** redovisas ett antal hydromorfologiska mått för sjöarna Syningen och Kundbysjön.

Tabell 2 Medeldjup, maxdjup, area, volym, omsättningstid, medelvattenföring (MQ) och medellågvattenföring (MLQ) i respektive sjöutlopp (källa: SMHI).

Sjö	Medeldjup (m)	Maxdjup (m)	Area (km ²)	Volym (Mm ³)	Omsättningstid (dagar)	MQ (m ³ /s)	MLQ (m ³ /s)
Syningen	2,4	2,5	1,22	2,9	57	0,59	0,20
Kundbysjön	1,0	2	0,245	0,25	4	0,76	0,21



Figur 1 Översiktskarta som visar Norrtäljeans avrinningsområde och Rimbo ARV. Orange cirkel visar utsläppspunktens läge i Vallbyån.

Kundbysjön kan karaktäriseras som en grund slättlandssjö med hög förekomst av makrofyttisk vegetation. Närområdet runt sjön domineras av våtmarksområden och jordbruksmark. Sjön har en ungefärlig yta på 24,5 ha, medeldjup på ca 1,0 meter. Räknat på medelvattenföringen i Kundbysjöns utlopp är omsättningstiden i sjön ca 4 dagar. Nedströms Kundbysjön rinner Vallbyån in i sjön Björkarn, som även den är grund och även den kraftigt igenväxt. Båda sjöarna fungerar således mer eller mindre som våtmarker och står sannolikt för ett betydande närsaltsupptag, åtminstone under sommarhalvåret.

Vallbyån rinner vidare in i Husbyån som i sin tur rinner in i sjön Lommaren (med volym ca 5,5 Mm³ och omsättningstid på ca 30 dagar) och vidare till Norrtäljeviken i Östersjön. Det är en liten höjdskillnad mellan reningsverkets utläppspunkt i Vallbyån och Husbyån nedströms Björkarn, varvid vattnet rinner långsamt och någon mekanisk syresättning ej är att vänta på denna sträcka. Både uppströms Rimbo ARV i Vallbyån till Syningen och nedströms Björkarn är nivåskillnaderna större och vattnet strömmar med betydligt större vattenhastigheter.

Syningen, som är belägen uppströms reningsverket i Vallbyån, har ett medeldjup på ca 2,4 meter och en längre omsättningstid på ca 57 dagar. Sjöns inlopp och utlopp utgörs av våtmarksområden.

Recipientkontroll

I Norrtälje kommun finns 20 kommunala avloppsreningsverk av varierande storlek, varav Rimbo ARV är ett av dessa. Effekter av reningsverkens påverkan på vattenmiljön övervakas genom ett recipientkontrollprogram (Lindqvist, 2022). Programmet omfattar såväl biologiska som fysikalisk-kemiska undersökningar av de sjöar, vattendrag och kustområden som utgör direkta eller indirekta recipienter för reningsverken. Recipientkontrollprogrammet har utformats för att möta de krav som ställs genom EU:s vattendirektiv.

I **Tabell 3** redovisas uppmätta nivåer av ett antal fysikalisk-kemiska parametrar i Syningen och Kundbysjön. Data avser perioden 2019–2020 och är hämtat från den samordnade recipientkontrollen.

Tabell 3 Nivåer av ett antal fysikalisk-kemiska parametrar i Syningen och Kundbysjön. Data från perioden 2019–2020, hämtat från den samordnade recipientkontrollen.

Lokal	Syrgashalt (mg/l O ₂)*	Syrgasmättnad (%)*	Siktdjup (m)	Tot-N (µg/L N)	Tot-P (µg/L P)	TOC (mg/L C)
Syningen	9,5	80,7	1,6	1387	36,4	18,2
Kundbysjön	10,0	89,5	1,8	2599**	51,5	

*avser bottenvatten

**1 686 µg/l exkluderat februari 2019, då 7 020 resp. 7 315 µg/l uppmättes i Kundbysjön

Ekologisk och kemisk status

De två i huvudsak berörda vattenförekomsterna som omfattas av Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om god ekologisk och kemisk status, är i föreliggande studie "Norrtäljeån-Vallbyån" och "Norrtäljeån-Balkensån". Norrtäljeån-Vallbyån sträcker sig från Syningens utlopp tills att Vallbyån grenar ihop sig med Långsjöns utlopp och går då över i Norrtäljeån-Balkensån som sträcker sig genom Kundbysjön och Björkarn tills att ån grenas ihop med Husbyån ("Norrtäljeån-Husbyån").

Både Norrtäljeån-Vallbyån och Norrtäljeån-Balkensån klassas i VISS (Vatteninformationssystem Sverige) till måttlig ekologisk status, med övergödning och fysisk påverkan som utslagsgivande faktorer för bedömningen. Med avseende på övergödning anges i VISS för Norrtäljeån-Vallbyån:

”Kvalitetsfaktorn näringsämnen är utslagsgivande med avseende på miljökonsekvenstyp övergödning och resulterar i måttlig status. Bedömningen har låg tillförlitlighet utifrån miljökonsekvenstyp övergödning eftersom: 1) Klassningen av näringsämnen är osäker i förhållande till klassgränsen god/måttlig status. 2) Klassning av relevant biologisk parameter saknas. 3) Betydande påverkan har konstaterats med avseende på miljökonsekvenstyp övergödning.”

Och för Norrtäljeån-Balkensån:

”Kvalitetsfaktorn kiselalger (IPS) är utslagsgivande med avseende på miljökonsekvenstyp övergödning och resulterar i måttlig status. Bedömningen har låg tillförlitlighet utifrån miljökonsekvenstyp övergödning eftersom: 1) Klassningen av kiselalger är osäker i förhållande till klassgränsen god/måttlig status. 2) Klassning av relevant stödjande parameter saknas. 3) Betydande påverkan har konstaterats med avseende på miljökonsekvenstyp övergödning.”

Kemisk status klassas till ”Uppnår ej god” för båda vattenförekomsterna. Detta på grund av att gränsvärdena för de prioriterade ämnena kvicksilver (Hg) och polybromerade difenyleterar (PBDE) överskrids. Havs- och vattenmyndigheten har utifrån en nationell analys gjort bedömningen att gränsvärdena för Hg och PBDE överskrids i Sveriges alla vattenförekomster. Orsaken till detta är att långväga atmosfärisk deposition av Hg och PBDE till mark och vatten resulterat i en belastning av dessa ämnen så att halterna i vatten överskrider sina respektive gränsvärden.

Kemisk analysmetodik

Kemiska analyser utfördes vid IVL Svenska Miljöinstitutets laboratorium i Stockholm för haltbestämning av läkemedel, östrogena hormoner, poly- och perflourerade ämnen (PFAS) samt alkylfenoler och bisfenol A i både vattenprover och biologiska prover. Östrogena effekttester (YES-test) utfördes vid IVLs laboratorium i Stockholm för bestämning av effektkoncentrationen av hormonstörande ämnen i vattenprover. Övriga effekttester genomfördes av Biocell Analytica AB i Uppsala.

Läkemedel

Vattenprover spikades med isotopmärkta standarder innan de extraherades med HLB fastfaskolonner och eluerades med 5ml metanol följt av 5ml aceton. Extraktet indunstades till torrhet och återlöstes i 1ml metanol: vatten (1:1) och filtrerades in i LC vialer.

Hela organismer från ekotoxikologiska tester (se Delstudie 3 för samtliga arter) frystorkades och homogeniserades samt spikades med isotopmärkta standarder innan de extraherades med vätskeextraktion. Fiskmuskelprover homogeniserades och spikades med internstandard innan de extraherades med vätskeextraktion. Extraktionen skedde i 3 omgångar, först med surgjord metanol:vatten lösning (7:3) följt av två gånger med acetonitril. Extraktet indunstades till torrhet och återlöstes i 1ml metanol: vatten (1:1) och filtrerades in i LC vialer.

Njure, lever och hepatopankreas från fisk och kräfta homogeniserades och spikades med isotopmärkta standarder innan de extraherades med 10ml acetonitril. Fettet extraherades med hexan och avlägsnades. Provextraktet indunstades till torrhet och återlöstes i 1ml metanol: vatten (1:1) och filtrerades in i LC vialer.

Gallvätskeprover från fisk spikades med isotopmärkta standarder innan de extraherades med vätske-vätskeextraktion i diklormetan och mättad saltlösning. Vattenfasen avlägsnades och den återstående organfasen indunstades till torrhet. Extraktet återlöstes sedan i 1ml metanol: vatten (1:1) och filtrerades in i LC vialer.

Proverna analyserades på HPLC-MS/MS med en bifenylnkolonn. Halten av läkemedel i proverna uppskattades mot en kalibreringskurva och justerades för återvinning för varje ämne.

Hormoner

Vattenprover spikades med isotopmärkta standarder och surgjordes till pH <4 innan de extraherades med ENV+ fastfaskolonner och eluerades med 12ml metanol: metyl-tert-butyleter (1:9). Extraktet indunstades till torrhet och återlöstes i 4ml metanol: etylacetat (2:8) och renades sedan på PSA fastfaskolonner. Extraktet indunstades till torrhet igen och återlöstes i 1,5 ml metanol: vatten (1:1) och filtrerades in i LC vialer.

Proverna analyserades på HPLC-MS/MS med en C18 kolonn. Halten av hormoner i proverna uppskattades mot en kalibreringskurva och justerades för återvinning för varje ämne.

PFAS

Vattenprover spikades med isotopmärkta standarder innan de extraherades med WAX fastfaskolonner och eluerades med 4ml metanol följt av 4ml 0,1% ammonium: metanol-lösning. Extraktet indunstades tills 1ml återstod och överfördes till vial varpå volymetrisk standard tillsattes.

Muskelprover av fisk och kräfta homogeniserades och spikades med isotopmärkta standarder innan de extraherades med 2 X 5ml metanol. Extraktet indunstades till 1ml och renades med 25mg tillsatt aktivt kol som sedan avlägsnades med centrifugering. Till extraktet tillsattes sedan ammoniumacetatlösning för utfällning av ytterligare orenligheter som avlägsnades genom centrifugering. Det renade extraktet överfördes sedan till LC vial.

Proverna analyserades på HPLC-MS/MS med en C8 kolonn. Halten av PFAS i proverna uppskattades mot en kalibreringskurva och justerades för återvinning som beräknats från den volymetriska standarden.

Fenoler

Vattenprover spikades med isotopmärkta standarder och surgjordes till pH <4 innan de extraherades med metyl-tert-butyleter följt av pentan i separertratt. Extraktet indunstades till torrhet och återlöstes i 1ml metanol: vatten (1:1) och filtrerades in i LC vialer.

Proverna analyserades på HPLC-HRMS med en C18 kolonn. Halten av fenoler i proverna uppskattades mot en kalibreringskurva och justerades för återvinning för varje ämne.

Effekttester

Jästceller (YES-test)

YES, eller *yeast estrogen screen* är ett in-vitro screeningtest baserat på modifierade jästceller som undersöker östrogen aktivitet (se exempelvis Svenson et al. (2003)). Testet påvisar den totala östrogena aktiviteten i ett vattenprov, angivet som ekvivalenter av 17β -östradiol. Till skillnad från att direkt mäta koncentrationen av 17β -östradiol i ett vattenprov ger YES-testet en sammanvägd bild av den östrogena aktiviteten - det väger alltså in påverkan från samtliga ämnen i provet med östrogen aktivitet. De modifierade jästcellerna innehåller en human östrogenreceptor kopplat till en reporter gen som producerar ett enzym som omvandlar den tillsatta färgindikatorn då östrogenliknande ämnen binder till receptorn.

Vattenprover surgjordes med HCl till pH $3\pm 0,1$ innan de extraherades med ENV+ fastfaskolonner och eluerades med 8ml aceton. Dimetylsulfoxid tillsattes till extraktet som sedan indunstades tills all aceton evaporerats. Extraktet pytsades ut på plattor med modifierade jästceller samt tillväxtmedium och färgindikator som inkuberades vid $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ i 3 dygn.

Plattorna analyserades med en spektrofotometer vid 540nm samt 620nm och effektkoncentrationen av östradiolekvivalenter uppskattades mot en kalibreringskurva samt en positiv kontroll.

Humanceller

Provvatten koncentrerades 5000 ggr via fastfasextraktion och späddes sedan minst 100 gånger under analysen. Den slutliga koncentrationsfaktorn var därmed som högst 50 ggr högre jämfört med ett okoncentrerat vattenprov.

Initialt testades proverna för cytotoxicitet för att utesluta sådan stor allmäntoxisk påverkan att det inte går att mäta specifika toxiska effekter i proverna. Därefter analyserades proverna i spädningsserier om minst fyra koncentrationer, för varje analys.

Testerna genomförs på odlade celler som modifierats för att medge mätning av specifika toxiska effekter. Det som mäts är i vilken utsträckning en viss receptor i cellen aktiveras. Storleken på aktiveringen motsvarar effekten från samtliga ämnen i ett prov som kan ge utslag för just den specifika receptorn. De receptorer som undersökts är östrogenreceptorn (ER), androgenreceptorn (AR) arylhydrokarbonreceptorn (AhR) samt oxidativ stress (Nrf2).

Effekten anges som en ekvivalent av en referenssubstans. För AhR-aktivitet är referenssubstanten *2,3,7,8-tetraklorodibenzodioxin (TCDD)*, för ER-aktivitet *17 β -östradiol*, för AR-aktivitet *dihydrotestosteron (DHT)*, för anti-AR-aktivitet *hydroxyflutamid (OHF)* och för Nrf2-aktivitet *tertiär butylhydrokinon (tBHQ)*.

För att avgöra om ett prov innehöll ämnen som kan ge toxisk effekt undersöktes först om någon av de analyserade koncentrationerna hade aktiviteter högre än en på förhand bestämd detektionsgräns. Prover med aktivitet över denna gräns klassades som aktiva, och en aktivitet angivet som ekvivalenter av referenssubstanten beräknades.

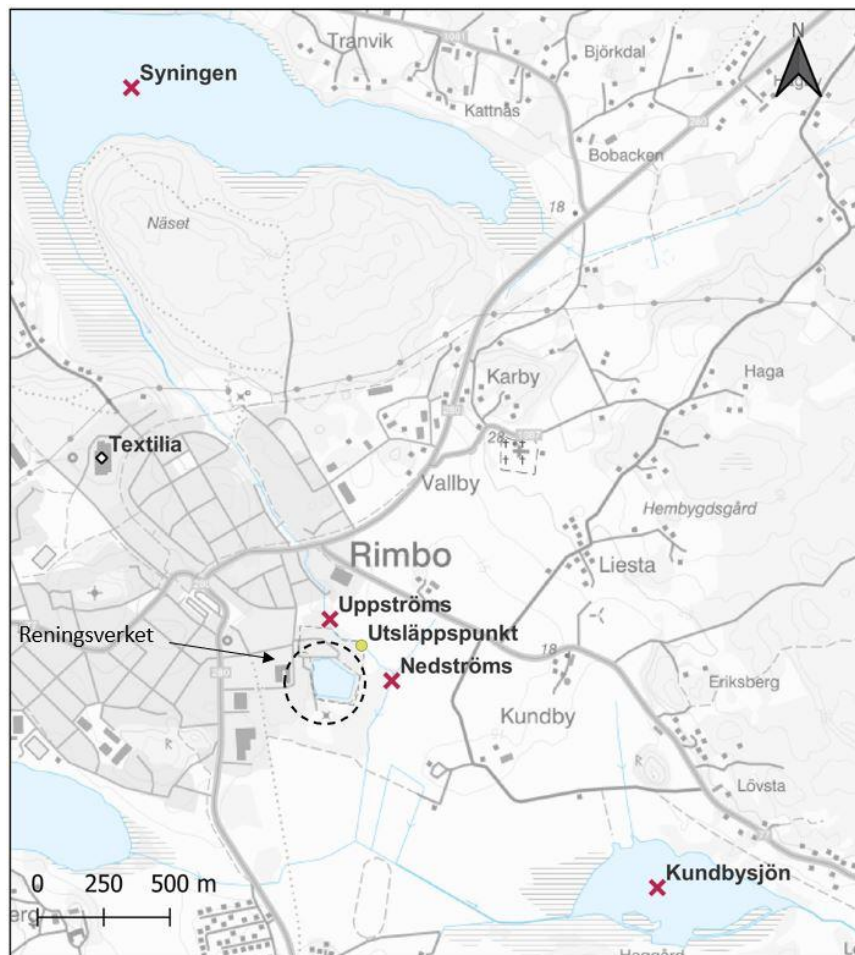
Dessa tester genomfördes av Biocell Analytica AB.

Föroreningsituationen i recipienten

Provtagningsmetodik

Vattenprover

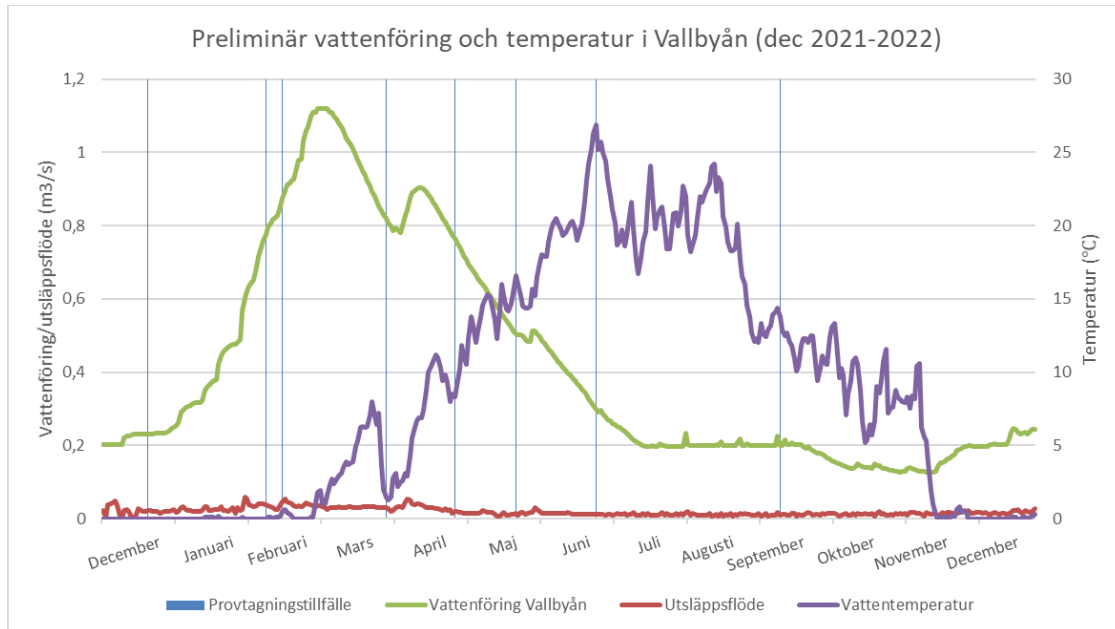
Analys av mikroföroreningar i vattenprover genomfördes från totalt sju provpunkter: inkommande avloppsvatten, utgående avloppsvatten, uppströms i Vallbyån, nedströms i Vallbyån, i sjöarna Syningen och Kundbysjön, samt i tvätteriet Textilias utgående avloppsvatten (**Figur 2**). Provpunkten uppströms i Vallbyån valdes som referens till provpunkten strax nedströms reningsverkets utsläppspunkt. Syningen valdes som referenssjö till Kundbysjön. Denna rapport fokuserar på provpunkterna utgående, uppströms, nedströms, Syningen och Kundbysjön.



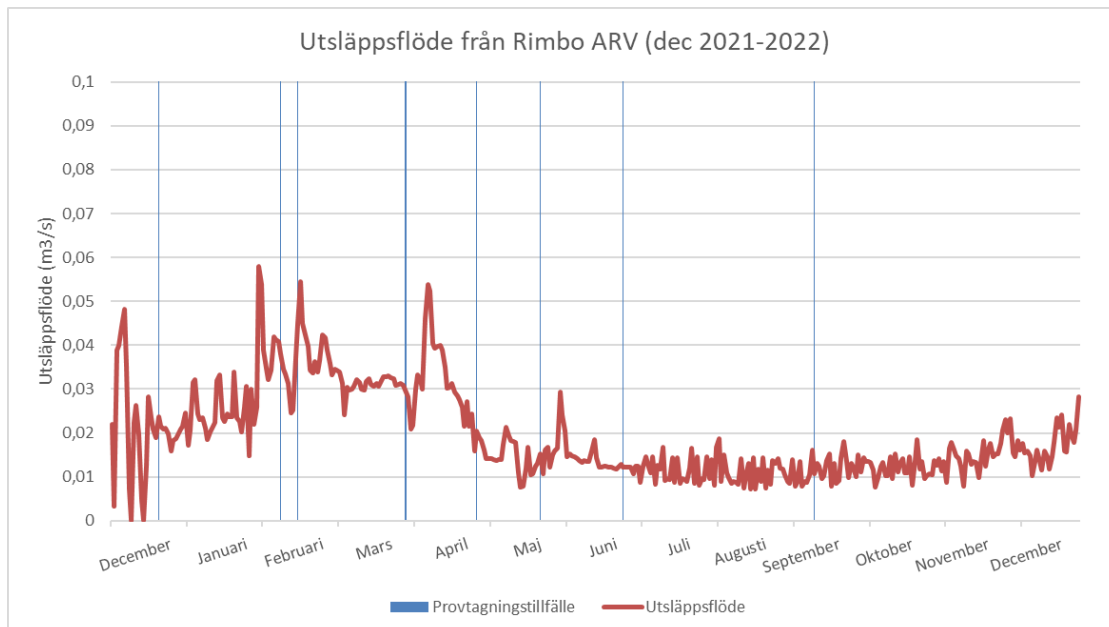
Figur 2

Områdeskarta med Rimbo ARVs utsläppspunkt, tvätteriet (Textilia), uppströms- och nedströms provpunkter samt sjöarna Kundbysjön och Syningen. Vattenytan inom reningsverkets område är en sedimentationsdamm. Inkommande och utgående vatten provtaget inne på reningsverkets område.

Vattenprover i utgående vatten, uppströms och nedströms provpunkter togs på månadsbasis mellan december 2021 och september 2022, med undantag för januari, juli och augusti (**Tabell 4**). Vid varje provtagning analyserades läkemedel. I övrigt förekom viss variation i analyserna, mot bakgrund av att genomgång av delresultat visat på att mindre frekvent provtagning gett tillräcklig underlag, samt av budgetmässiga skäl. Under provtagningsperioden varierade flödet i Vallbyån enligt **Figur 3**, och verkets utgående flöde **Figur 4**. Flödet i Vallbyån är reglerat, med ett minimum på 0,2 m³/s, vilket syns i **Figur 3**.



Figur 3 Provtagningsstillfällena (vatten) i relation till vattenföring och temperatur i Vallbyån (data: SMHI vattenwebb).



Figur 4 Provtagningsstillfällena (vatten) i relation till utsläppsflöde från Rimbo (data från reningsverkets egna mätningar).

Tabell 4 Provtagningsmatris för vattenprovtagningen. Uppdelat per provpunkt och ämnesgrupp.
*december 2021. Övriga månader under 2022.

Provpunkt	Ämnesgrupp	dec*	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep
Nedströms	Läkemedel	x		x	x	x	x	x			x
	Hormoner	x		x	x	x	x				
	YES-test			x	x		x	x			
	Fenoler				x		x	x			
	PFAS			x	x	x		x			
	Celltester				x		x	x			
Uppströms	Läkemedel	x		x	x	x	x	x			x
	Hormoner	x		x	x	x	x				
	YES-test			x	x		x				
	Fenoler				x		x	x			
	PFAS			x	x	x		x			
	Celltester				x		x	x			
Utgående	Läkemedel	x		x	x	x		x			x
	Hormoner	x		x	x	x					
	YES-test			x	x			x			
	Fenoler				x			x			
	PFAS			x	x	x		x			
	Celltester				x			x			
Inkommande	Läkemedel			x	x	x					
	Hormoner			x	x	x					
	YES-test			x	x						
	Fenoler				x						
	PFAS			x	x						
	Celltester				x						
Textilia	Läkemedel			x		x					
	Hormoner			x		x					
	YES-test			x							
	Fenoler					x					
	PFAS			x		x					
Kundbysjön	Läkemedel	x		x			x	x			
	Hormoner	x		x			x				
	YES-test						x	x			
	Fenoler						x	x			
	PFAS							x			
	Celltester						x	x			
Syningen	Läkemedel			x			x	x			
	Hormoner			x			x				
	YES-test						x				
	Fenoler						x	x			
	PFAS							x			
	Celltester						x	x			

Vatten för analys av läkemedel, hormoner, YES-test och PFAS uttogs i 1-liters plastflaskor. Fenolproverna uttogs i brända glasflaskor om 250-500 ml, alternativt teflonflaskor om 1 liter. Stickprov i ytvatten togs för provpunkterna uppströms, nedströms, Kundbysjön och Syningen. För inkommande avloppsvatten, utgående avloppsvatten och Textilias utgående vatten uttogs samlingsprover på veckobasis (veckoprover). I de fall större variationer i inkommande flöden förelåg under provtagningsveckan flödesviktades provmängderna för respektive dygn innan samlingsprov blandades. Analyspaketet inkluderade 24 läkemedel (**Tabell 5**), tre hormoner, 19 olika PFAS, tre fenoler och sex effekttester (**Tabell 6**).

Tabell 5 Undersökta läkemedel och deras terapeutiska effekt.

Substans	Terapeutisk effekt
Atenolol	Blodtryckssänkande
Karbamazepin	Antiepileptika
Ciprofloxacin	Antibiotika
Citalopram	Antidepressiv
Klaritromycin	Antibiotika
Diklofenak	Anti-inflammatorisk
Erytromycin	Antibiotika
Flukonazol	Antimykotika
Furosemid	Diuretika
Ibuprofen	Anti-inflammatorisk
Ketokonazol	Antimykotika
Losartan	Blodtryckssänkande
Metotrexat	Cytostatika
Metoprolol	Blodtryckssänkande
Naproxen	Anti-inflammatorisk
Oxazepam	Ångstdämpande/lugnande
Paracetamol	Smärtstillande
Propranolol	Blodtryckssänkande
Sertralin	Antidepressiv
Sulfametoxazol	Antibiotika
Tramadol	Smärtstillande
Trimetoprim	Antibiotika
Venlafaxin	Antidepressiv
Zolpidem	Sömnmedel

Tabell 6 Ingående ämnen i varje ämnesgrupp/kategori som undersökts, exklusive läkemedel.

Analyter			
Hormoner	Östron (E1)	17 β -Östradiol (E2)	17 α -Etinylöstradiol (EE2)
PFAS	PFBA	PFUnDA	PFNS
	PFPeA	PFD \circ DA	PFDS
	PFHxA	PFBS	PFUnDS
	PFHpA	PFPeS	6:2 FTS
	PFOA	PFHxS	8:2 FTS
	PFNA	PFHpS	
	PFDA	PFOS	
	Fenoler	Bisfenol A	4-n-nynolfenol
Effekttester	YES-test	AR-aktivitet	Anti-AR-aktivitet
	Nrf-aktivitet	ER-aktivitet	AhR-aktivitet

Biotaprover

Utöver vatten undersöktes också fisk från Kundbysjön och Syningen, samt signalkräfta från Vallbyån. Fisken analyserades för läkemedel i muskel, njure, lever och galla. Kräftorna analyserades för läkemedel i stjärtmuskeln och för PFAS i hepatopancreas, vilket är ett organ som kombinerar de funktioner som i människa sköts av lever och bukspottkörtel.

Fiskeinsatser genomfördes i mitten av februari 2022 och i slutet av maj 2022. Fisket i februari bedrevs från isen med angeldon medan det i maj bedrevs med bottenstående nät. Av den fångade fisken preparerades individprover av muskel, lever, galla och njure. Undantaget är sarv, där njuren analyserades som ett samlingsprov (Tabell 7). Kräftfisket genomfördes i september ca 200 m uppströms respektive ca 200 nedströms reningsverkets uppsläppspunkt i Vallbyån. Ett samlingsprov från uppströms provpunkt bildades av fyra kräftor och två samlingsprover från nedströms provpunkt bildades av fem kräftor vardera.

Tabell 7 Provmatrix för analyser av läkemedel i fisk från Syningen och Kundbysjön. Visar arter, organ, fångstplats och antal individer/prover som analyserades.

		Syningen	Kundbysjön		
		Gädda	Gädda	Abborre	Sarv
Feb	Organ	Muskel, lever, galla och njure	Muskel, lever, galla och njure	Muskel, lever, galla och njure	
	Antal analyser	3	2	1	
Maj	Organ	Njure	Njure		Njure
	Antal analyser	1	1		1*

*analyserades som samlingsprov av njure från fem individer. Övriga prover var individprover.

Resultat och diskussion – mätningar i vatten

Läkemedel

Resultaten avseende läkemedel redovisas som skillnader mellan Kundbysjön-Syningen och uppströms-nedströms i Vallbyån, samt som jämförelse mot miljö kvalitetsnormer för de läkemedel där sådana finns framtagna. Om en koncentration varit lägre än analysmetodens detektionsgräns

(LOD) har koncentrationen satts till noll, för att i figurerna ge en tydligare bild av vilka läkemedel som detekterats. Samtliga primärdata redovisas i **Appendix A**.

Baserat på mätningarna i utgående vatten presenteras inledningsvis en skattning av vilka mängder av varje substans som årligen tillförs Vallbyån (**Tabell 8**). Mängderna beräknades genom att multiplicera medelkoncentrationer i utgående vatten med medelflödet av utgående vatten på 800 000 m³/år. Resultaten visar att som mest 1000 gram av en enskild substans (losartan) släpps ut från Rimbo ARV. Totalt skattas 6 500 gram av dessa 24 substanser nå recipienten per år. Osäkerhetsintervallet är dock relativt brett (1 500 g, 12 000 g). Det bör också nämnas att totalmängderna endast inkluderar de 24 substanser som inkluderats i dessa analyspaket. I verkets utgående vatten finns naturligtvis flertalet andra läkemedel som bidrar till totalhalten. Mängderna av ciprofloxacin och ketokonazol är högst osäkra på grund av litet antal mätningar. Inget konfidensintervall beräknades för metotrexat eftersom fyra mätningar var <2 ng/L och ett förekom som spårvärde, mellan 1-3 ng/L.

Tabell 8 Beräknade mängder (gram) läkemedel som släpps ut i Vallbyån per år från Rimbo ARV. Redovisat som snittmängd samt nedre och övre gräns baserat på 95% konfidensintervall. Om konfidensintervallets nedre gräns varit negativ (<0) anges denna som noll i tabellen. *endast baserad på två, respektive ett mätvärde.

Substans	Medel (g)	Nedre gräns (g)	Övre gräns (g)	Antal mätningar
Atenolol	47	17	76	6
Karbamazepin	110	62	160	6
Citalopram	100	23	180	6
Klaritromycin	43	6,4	79	6
Diklofenak	610	65	1200	6
Erytromycin	9,6	0	33	6
Flukonazol	84	23	140	6
Furosemid	810	160	1400	6
Ibuprofen	990	0	2500	6
Losartan	1000	350	1700	6
Metoprolol	810	350	1300	6
Naproxen	540	85	1000	6
Oxazepam	260	110	410	6
Paracetamol	36	0	110	6
Propranolol	43	9	78	6
Sertralin	22	6,5	38	6
Sulfametoxazol	290	95	490	6
Tramadol	200	90	300	5
Trimetoprim	46	18	73	6
Venlafaxin	300	26	580	6
Zolpidem	1	0	2,3	6
Ciprofloxacin*	110	0	1000	2
Ketokonazol*	60			1
Metotrexat	0,16			5
<i>Totalt</i>	6500	1500	12000	

Uppströms och nedströms provpunkt i Vallbyån

Koncentrationerna uppströms i samtliga mätningar var under LOQ, men förekom i vissa fall som spårvärden (se **Appendix A-Tabell A:32**). Nedströms däremot detekterades olika läkemedel frekvent (**Appendix A-Tabell A:33**). Beräkningar av variationskoefficient (CV) genomfördes för de läkemedel som kunde detekteras i minst hälften av de åtta mätningarna (**Tabell 7**). Resultaten visade på CV-värden mellan 63 och 169%, vilket tolkas som generellt stor spridning i koncentrationer. CV=100% innebär att den genomsnittliga spridningen (standardavvikelsen) är lika stor som medelvärdet. Max- och minvärdena visar också tydligt på att spridningen är stor. Exempelvis var maximal koncentration ibuprofen 610 ng/L medan minimum var <4 ng/L.

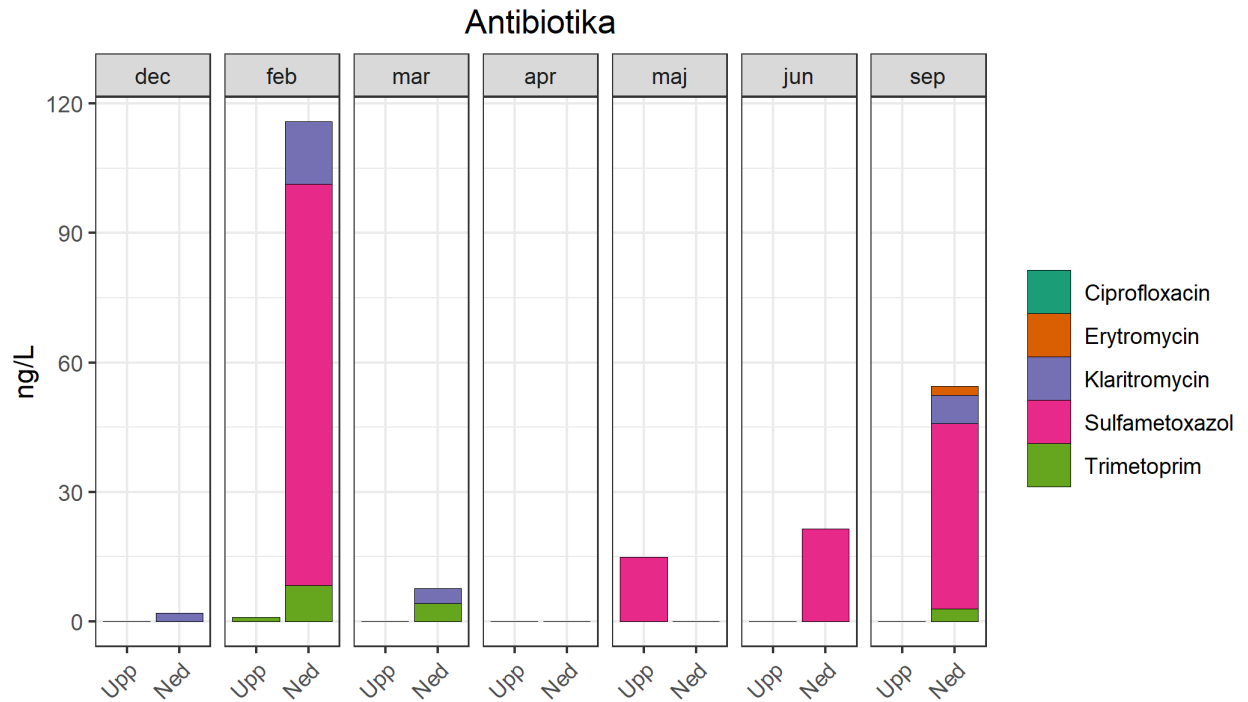
Tabell 9 Medelvärde och spridningsmått för de läkemedel som detekterades i minst hälften av de åtta proverna från nedströms provpunkt i Vallbyån.
CV(variationskoefficient)=100*stdev/medel.

Substans	Medel (ng/L)	Min (ng/L)	Max (ng/L)	Stdev (ng/L)	CV (%)
Atenolol	4,2	<2	10	3,2	75
Citalopram	9,9	<2	21	7,6	77
Diklofenak	65,8	11,7	210	76,2	116
Ibuprofen	159,5	<4	610	269,1	169
Losartan	95,8	22,1	330	100,8	105
Metoprolol	76,6	<6	170	73,4	96
Naproxen	43,9	11,0	88	27,0	62
Oxazepam	20,2	6,9	47	14,6	73
Sertralin	2,0	<2	4,1	1,2	63
Sulfametoxazole	34,1	<4	130	43,5	127
Trimetoprim	3,9	<2	10	3,0	77
Venlafaxin	27,6	<2	110	37,2	135

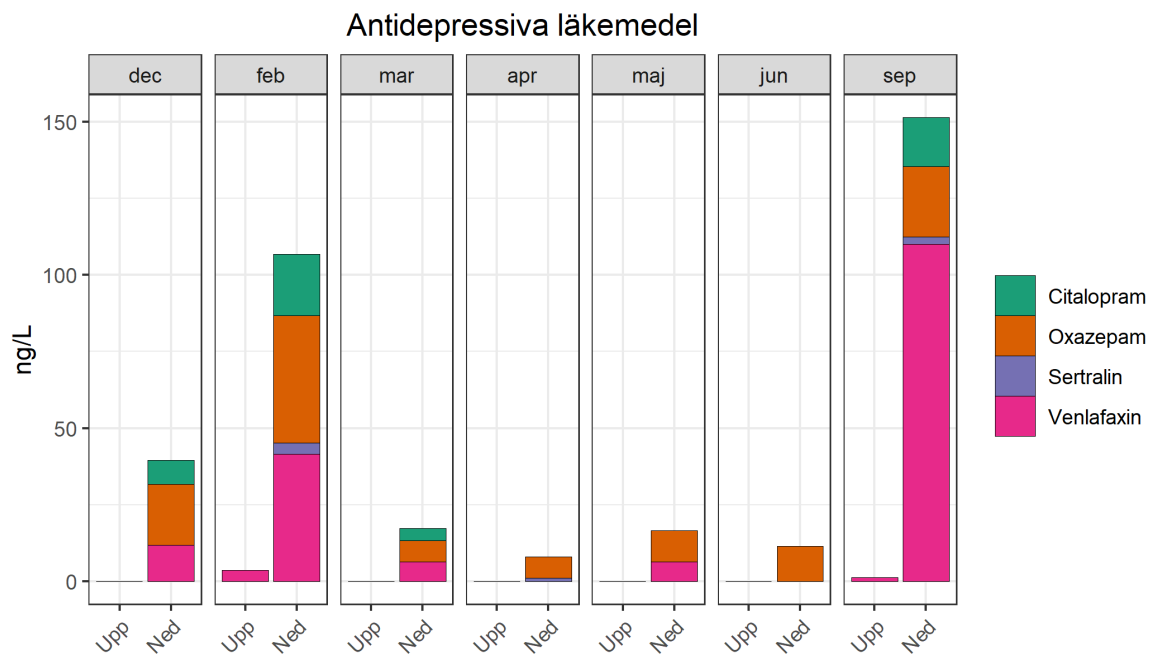
Det noteras, oavsett terapeutisk effekt (smärtstillande, antibiotika etc), en tydlig koncentrationsökning av läkemedel i Vallbyån när vattnet passerar reningsverkets utsläppspunkt (**Figur 5-Figur 9**). Det förelåg en stor säsongsmässig variation, vilket till stor del förklaras av hur vattenföringen och därmed den initiala utspädningen i Vallbyån varierar. Därutöver förekommer också skillnader i flöde och läkemedelskoncentration i verkets utgående vatten och även en slumpvis variation kopplat till provtagning och kemisk analys.

Högst koncentrationer nedströms i Vallbyån uppmättes i februari och september. Figurerna visar tydligt att det inom varje funktionell grupp är det vissa läkemedel som dominerar i recipienten: den totala koncentrationen antibiotika består till största del av sulfametoxazol, de antidepressiva domineras av venlafaxin och oxazepam och blodtrycksmedicinerna av losartan och metoprolol. I gruppen smärtstillande detekterades diklofenak och naproxen vid varje tillfälle. Paracetamol och tramadol detekterades bara i februari i nedströms provpunkt. Av de läkemedel som undersöktes men inte tillhör någon av de ovan beskrivna terapeutiska grupperna detekterades furosemid i högst koncentrationer (**Figur 9**).

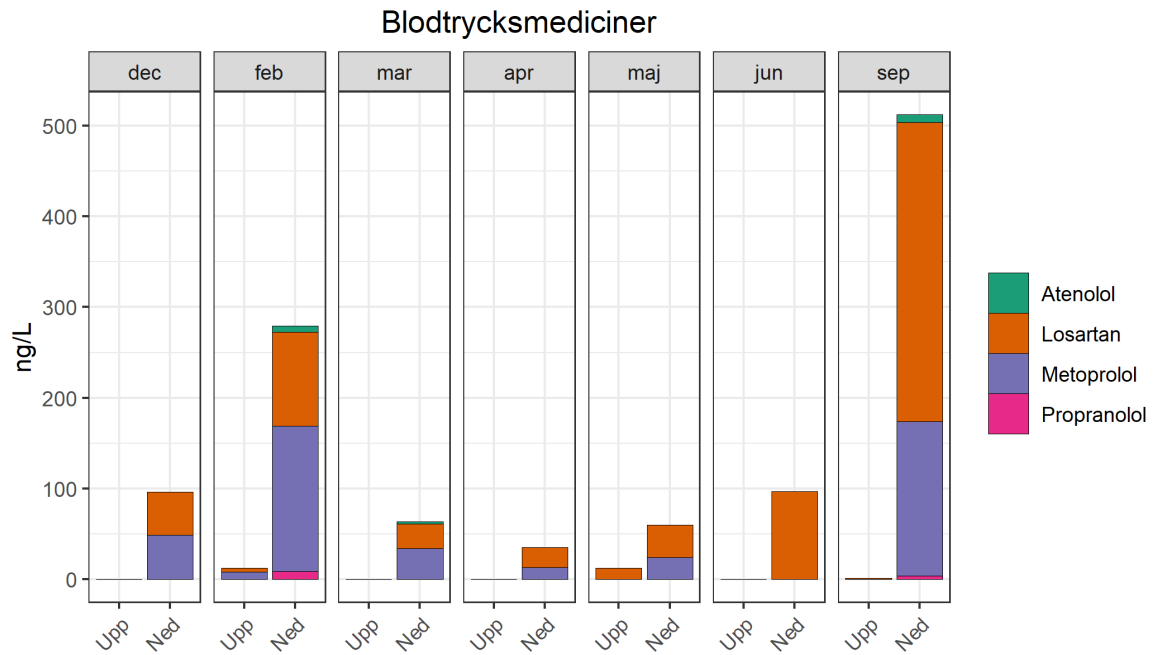
Summan av alla 24 undersökta läkemedel gav, angivet som *medel (min-max)*, baserat på de sju mätningar som gjordes i respektive punkt: 10 (0-31) ng/L uppströms och 502 (113-1500) ng/L nedströms. I snitt var alltså koncentrationen av läkemedel ca 50 gånger högre nedströms jämfört med uppströms. Skillnaden mellan minimum (113 ng/L) och maximum (1500 ng/L) nedströms visar på att koncentrationsskillnaderna nedströms i Vallbyån kan skilja 13-faldigt över året.



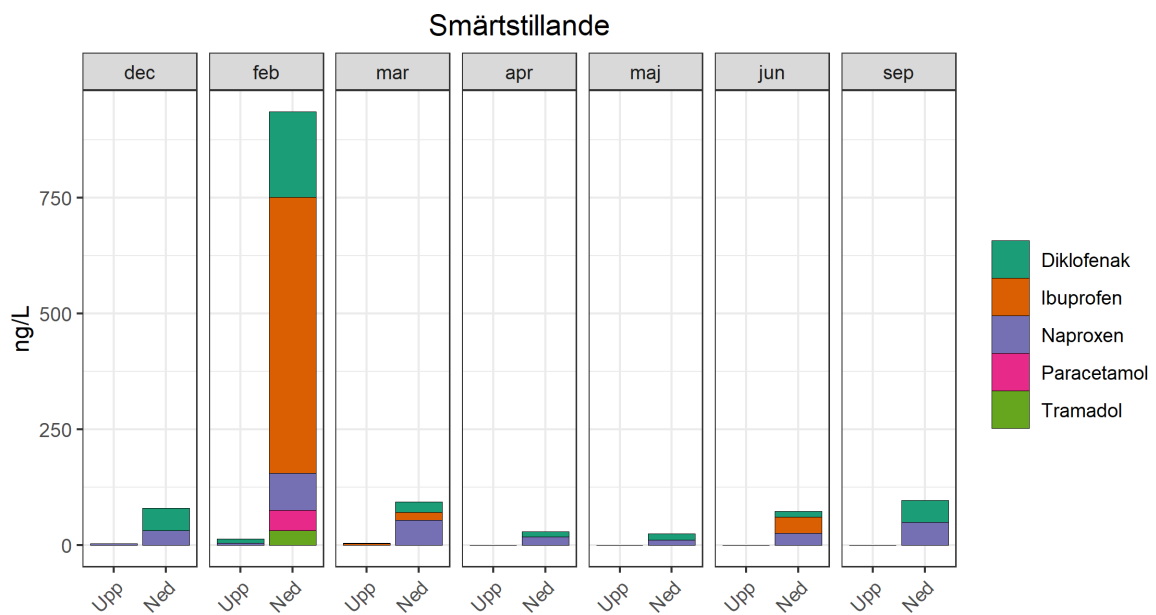
Figur 5 Skillnad i antibiotika (ng/L) mellan uppströms och nedströms provtagningspunkt.



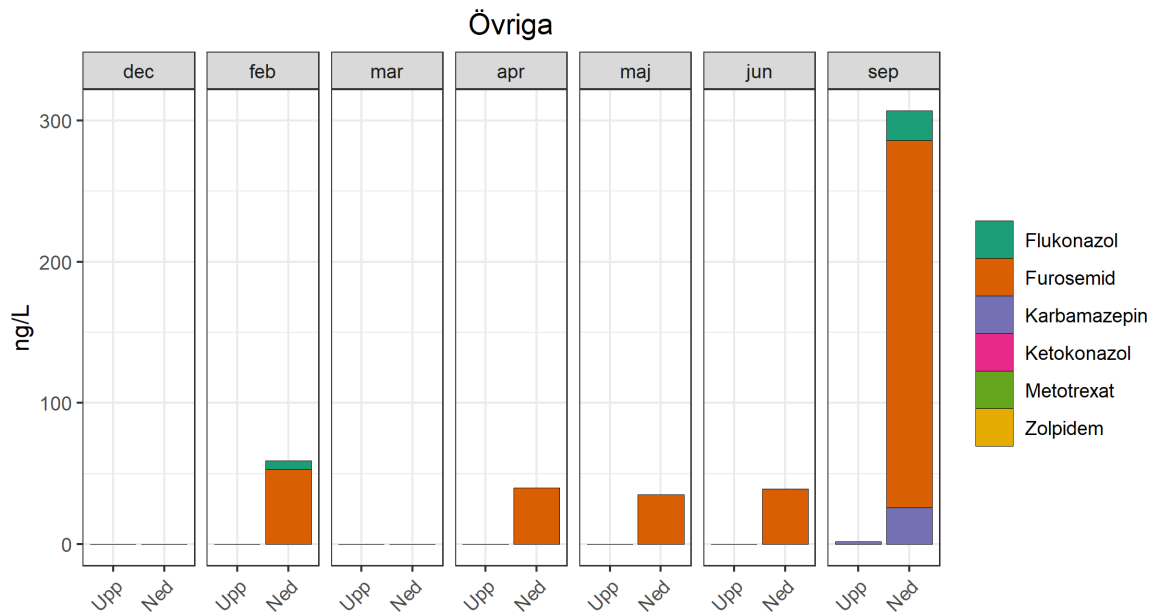
Figur 6 Skillnad i antidepressiva läkemedel (ng/L) mellan uppströms och nedströms provtagningspunkt.



Figur 7 Skillnad i blodtryckssänkande läkemedel (ng/L) mellan uppströms och nedströms provtagningspunkt.



Figur 8 Skillnad i smärtstillande läkemedel (ng/L) mellan uppströms och nedströms provtagningspunkt.



Figur 9 Skillnad mellan uppströms och nedströms provtagningspunkt avseende de undersökta läkemedel som inte tillhör de terapeutiska grupperna i Figur 5-Figur 8.

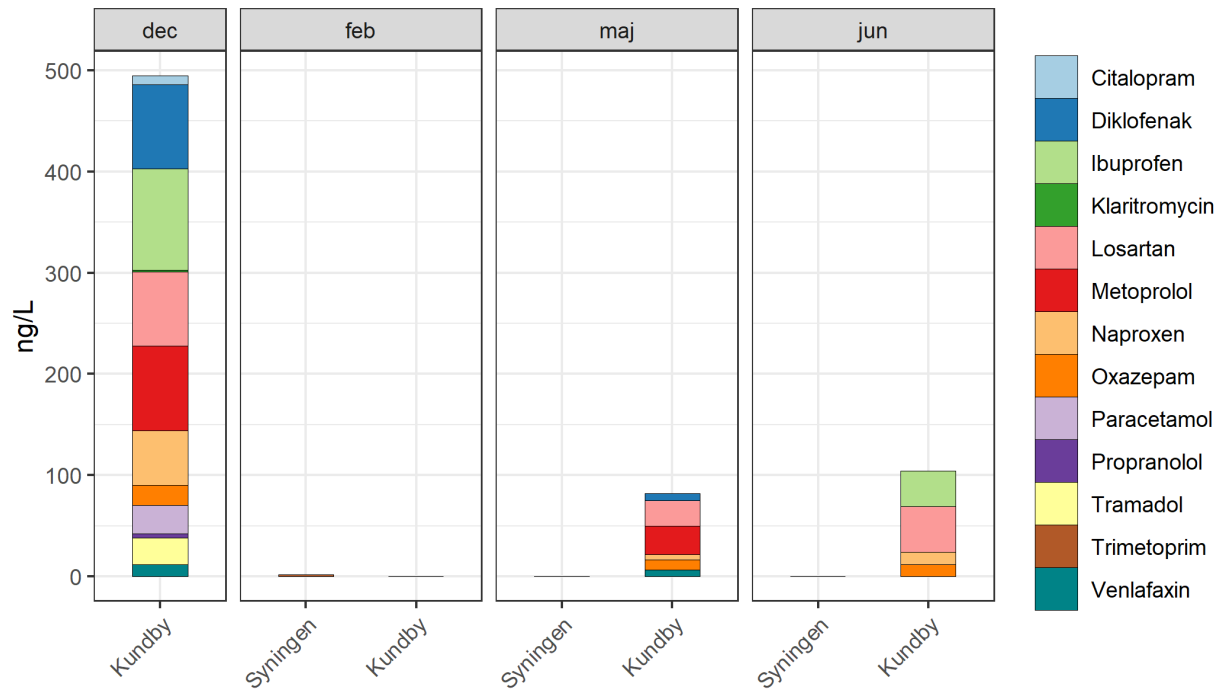
Kundbysjön och Syningen

Koncentrationerna i Syningen var, i alla tre prover som undersöktes, under LOD, med undantag för trimethoprim vilken förekom som spårvärde (mellan LOD och LOQ) vid ett tillfälle (**Figur 10**). I Kundbysjön förekom dock att läkemedel detekterades i kvantifierbara koncentrationer.

I Kundbysjön var det dock stor variation i de fyra prover som togs, och koncentrationernas storlek kunde inte heller med enkelhet förklaras av de i Vallbyån. Totalkoncentrationerna av de 24 undersökta läkemedlen, angivet som medel (min-max), var 170 (0-500) ng/L i Kundbysjön, vilket jämfört med motsvarande nedströms i Vallbyån på 502 (113-1500) ng/L visar på att koncentrationer i Kundbysjön i snitt är ca 3 gånger lägre än i Vallbyån.

Vid provtagningen i februari var det låga koncentrationer i Kundbysjön, samtidigt som koncentrationerna nedströms i Vallbyån var höga (**Figur 5-Figur 9**). I december, då högst koncentrationer uppmättes i Kundbysjön, var inte koncentrationerna nedströms i Vallbyån särskilt höga. Dessa resultat antyder att det mellan stickprov i olika provpunkter i samma recipientsystem samma dag kan förekomma stor variation i vilka läkemedelskoncentrationer, som inte enbart kan förklaras av spädning.

Resultaten visar också att vilka enskilda substanser som detekteras varierar. I Kundbysjön i maj och juni, när totalkoncentrationerna var likartade, detekterades metoprolol, venlafaxin och diklofenak i maj men inte i juni. I juni detekterades ibuprofen, men så var inte fallet i maj.



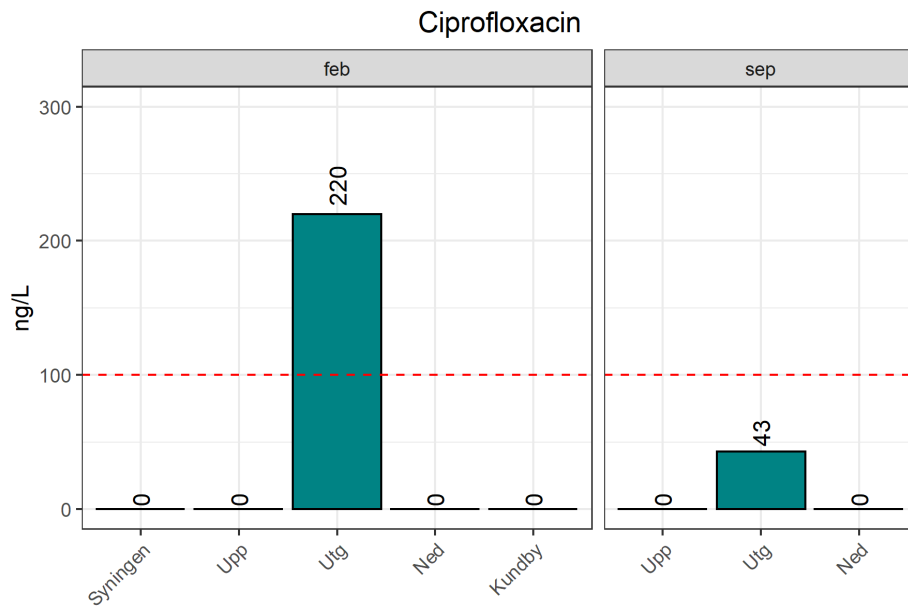
Figur 10 Detekterade läkemedel i Syningen och Kundbysjön. Båda sjöarna provtogs samtidigt i februari, maj och juni. I december provtogs endast Kundbysjön. Koncentrationer <LOD satta till noll. Sammantaget tre prover från Syningen och fyra från Kundbysjön.

Koncentrationer i relation till kemisk och ekologisk status

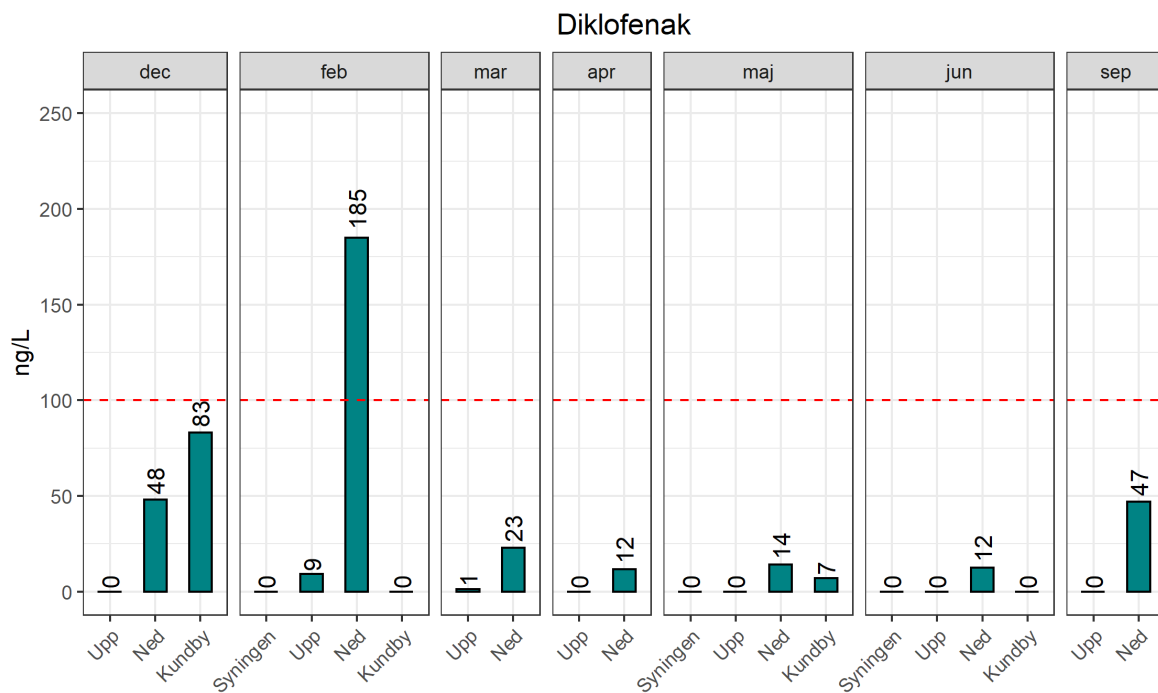
Maximalt tillåtet årsmedelvärde för inlandsytvatten finns framtaget för diklofenak, och maximal tillåten koncentration för ciprofloxacin (HVMFS, 2019). Båda dessa ligger på 100 ng/L.

En viktig kommentar är att ciprofloxacin endast kunde mätas i februari och september på grund av dålig återvinning i den kemiska analysen. I nedströms och uppströms provpunkt genomfördes två mätningar i februari (2022-02-08 och 2022-02-15), samtliga med koncentrationer under detektionsgränsen (<20-<23 ng/L). Det innebär att det finns tre mätvärden för ciprofloxacin nedströms och ett för Kundbysjön. Maximal tillåten koncentration överskreds inte i någon av dessa mätningar (**Figur 11**).

Bedömningsgrunden för årsmedelvärde för diklofenak underskreds i Vallbyån och Kundbysjön. Medel var 66 ng/L nedströms i Vallbyån och 23 ng/L i Kundbysjön vilka underskrider gränsvärdet. Medelvärdesberäkningen antog halva LOD om koncentrationen var mindre än LOD. Maximal uppmätt koncentration i dessa provpunkter var 83 ng/L i Kundbysjön och 210 ng/L nedströms i Vallbyån (**Figur 12**).



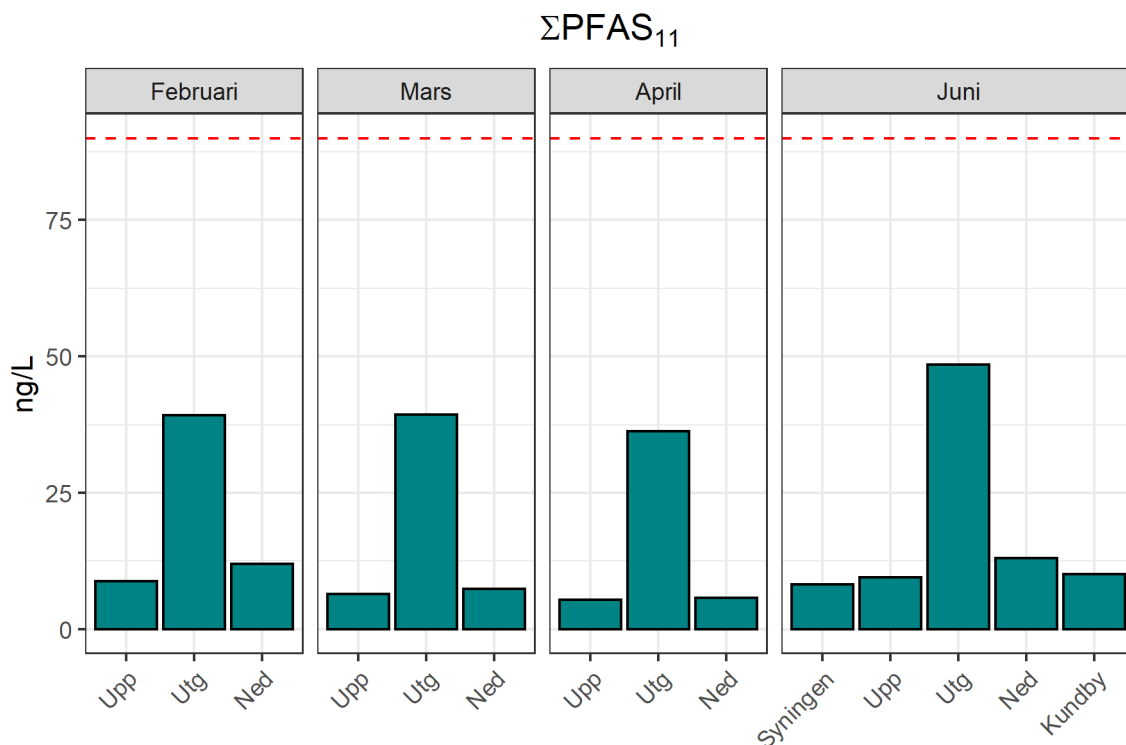
Figur 11 Koncentrationer av ciprofloxacin i vattenprover. Bedömningsgrund avseende maximal tillåten koncentration på 100 ng/L (HVMFS, 2019) markerat med röd streckad linje. Staplarna märkta med mätvärdet. Koncentrationer under LOD satta till noll.



Figur 12 Koncentrationer av diklofenak i vattenprover. Bedömningsgrund avseende maximalt tillåtet årsmedelvärde på 100 ng/L (HVMFS, 2019) markerat med röd streckad linje. Staplarna märkta med mätvärdet. Koncentrationer under LOD satta till noll. Staplar för uppströms och nedströms i februari avser medelvärde av två mätningar (2022-02-08 och 2022-02-15). Se Appendix A för primärdata.

PFAS

Summamåttet PFAS₁₁ låg under bedömningsgrunden på 90 ng/L (HVMFS, 2019) i samtliga mätningar i recipienten men även redan i utgående vatten (**Figur 13**). Däremot syns att koncentrationen i utgående vatten är betydligt högre än uppströms i Vallbyån, vilket innebär att det sker ett påslag av PFAS till Vallbyån från reningsverket. Detta återspeglas i att koncentrationerna i snitt var något högre nedströms än uppströms. Koncentrationen i utgående vatten var 41 (36-49) ng/L, nedströms 10 (6-13) ng/L och uppströms 8 (5-10). Ett t-test av skillnader mellan nedströms och uppströms gav icke-signifikant resultat ($p > 0,05$), men det är utifrån koncentrationerna i utgående vatten tydligt att ett visst tillskott sker.



Figur 13 Summa PFAS₁₁ (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFBS, PFHxS, PFOS, 6:2 FTS) i vattenprover. Röd linje markerar bedömningsgrund enligt HVMFS (2019).

Fenoler

Samtliga fenoler var med marginal under respektive bedömningsgrund för årsmedel och totalkoncentration i recipientvatten (**Tabell 11**). Koncentrationen nonylfenol låg omkring 32 ng/L i utgående vatten, och enstaka ng/L uppströms, vilket indikerar ett visst tillskott från verket. Kundbysjön hade dock inte högre koncentrationer av någon fenol i jämförelse med Syningen, vilket tyder på låg belastning av dessa ämnen från Rimbo ARV. Koncentrationerna Kundbysjön var i samtliga mätningar under LOD eller som spårvärden, mellan LOD och LOQ.

Tabell 10 Fenoler (ng/l). "<" avser <LOD. Spårvärden redovisas som LOD-LOQ. I utgående anges de datum mellan vilka veckoprov uttogs.

Provpunkt	Datum	Bisfenol A (ng/L)	Nonylfenol [ng/L]	Oktylfenol [ng/L]
Utgående	21 mar – 27 mar	16	36	1-3
	20 jun – 26 jun	17	28	7
Uppströms	2022-03-31	<4	3-10	<1
	2022-05-25	2-5	1-5	1-3
	2022-06-28	2	<1	<1
Nedströms	2022-03-31	25	10	<1
	2022-05-25	<2	7	<1
	2022-06-28	1-2	2,6	1-2
Syningen	2022-05-25	14	1-5	1-3
	2022-06-28	2	<1	<1
Kundbysjön	2022-05-25	2-5	1-5	<1
	2022-06-28	1-2	1-2	<1
Gränsvärde årsmedel (HVMFS, 2019)		1600	300	100
Gränsvärde maximal konc. (HVMFS, 2019)		2700	2000	

Hormoner

E1 och E2 detekterades i flera fall i det utgående vattnet (**Tabell 12**). Däremot syns inga tydliga skillnader mellan uppströms och nedströms provpunkter. E1 och E2 uppmättes den 15e februari som spårvärde respektive 6 ng/L uppströms samtidigt som koncentrationer nedströms var 7 respektive 6 ng/L. I övrigt låg koncentrationerna nära LOD och LOQ varför de anses de som relativt osäkra, varför de inte jämförs mot gällande bedömningsgrund enligt HVMFS (2019). I Kundbysjön och Syningen detekterades aldrig E2, men E1 fanns som spårvärde vid ett tillfälle.

EE2 var lägre än LOD i samtliga mätningar vid samtliga provpunkter. Däremot utesluter inte det att gränsvärdet på 0,035 ng/L överskrids, i och med att LOD är högre än detta. Notera att mätningarna av E2 till viss del även förekommer i kommande avsnitt om effekttester.

Tabell 11 Koncentrationer (ng/L) av hormonerna östron (E1), 17 β -östradiol (E2) och 17 α -etinylostradiol (EE2) för varje provpunkt och provtagningstillfälle. *ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen. ** ämnet kan detekteras men ej kvantifieras, halten är mellan detektionsgränsen (LOD) och kvantifieringsgränsen (LOQ). I utgående anges de datum mellan vilka veckoprov uttogs. Decemberprovet är från 2021, övriga 2022. I decemberprovtagningen analyserades triplikat i utgående. Dessa redovisas som *medel (min-max)*.

Provpunkt	Provdatum	E1 (ng/L)	E2 (ng/L)	EE2 (ng/L)	LOD	LOQ
Utgående	13 dec – 19 dec	21 (18-23)	16 (12-18)	*	2	6
	31 jan – 6 feb	48	13	*	2	5
	21 mar – 27 mar	16	**	*	2	6
	18 apr – 24 apr	**	*	*	2	6
Uppströms	2021-12-20	*	*	*	2	6
	2022-02-08	*	*	*	2	6
	2022-02-15	**	6	*	2	5
	2022-03-31	*	*	*	2	6
	2022-04-29	**	*	*	2	6
	2022-05-25	**	*	*	2	6
Nedströms	2021-12-20	*	*	*	2	6
	2022-02-08	**	**	*	2	5
	2022-02-15	7	6	*	2	5
	2022-03-31	**	*	*	2	6
	2022-04-29	**	*	*	2	6
	2022-05-25	**	**	*	2	6
Syningen	2022-02-15	*	*	*	2	6
	2022-05-25	*	*	*	2	6
Kundbysjön	2021-12-20	**	*	*	2	6
	2022-02-15	*	*	*	2	6
	2022-05-25	*	*	*	2	6
Bedömningsgrund inlandsytvatten (ng/L) (HVMFS, 2019)			0,4	0,035		

Sammanfattning

Mätningarna av mikroföroreningar i recipient- och referensvatten visade på ett tydligt tillskott av flertalet läkemedel från Rimbo ARV till Vallbyån och Kundbysjön samt ett mindre tydligt tillskott av PFAS. Det var stor variation i läkemedelskoncentration mellan de olika provtagningarna – de enskilda läkemedlen förekom i koncentrationer mellan under detektionsgräns och några hundratal ng/L i recipienten, vilket i en recipient med förhållandevis låg spädning av utgående vatten är att förvänta, se exempelvis Viktor et al. (2021) där koncentrationerna i recipienten är högre, på grund av allmänt högre koncentrationer i utgående vatten och lägre spädning i recipienten.

Totalkoncentrationen av de 24 analyserade läkemedlen var snitt 170 ng/L i Kundbysjön, 510 ng/L nedströms i Vallbyån och 10 ng/L uppströms i Vallbyån. Det totala tillskottet från Rimbo ARV till

recipienten av de 24 läkemedlen beräknades till 6 500 gram per år. De högsta koncentrationerna nedströms i Vallbyån uppmättes i prover från vinter och höst och de lägsta under vår och sommar. Koncentrationerna av diklofenak och ciprofloxacin, för vilka det finns bedömningsgrunder, låg under sina respektive maximala tillåtna medel- och maxkoncentrationer på 100 ng/L. Diklofenak var i snitt 66 ng/L och som mest 185 ng/L nedströms i Vallbyån. Ciprofloxacin kunde endast mätas vid tre tillfällen nedströms i Vallbyån på grund av analystekniska skäl. Koncentrationen var i samtliga tre mätningar under detektionsgränsen, som varierade mellan 23 och 5 ng/L.

Rimbo ARV förefaller ha minimal påverkan på koncentrationer av fenoler i recipienten och fenolkoncentrationerna var allmänt låga, i en storleksordning omkring analysmetodens detektionsgräns. Hormonerna E1 och E2 detekterades i utgående vatten mellan 2-48 respektive <2-16 ng/L, men inga tydliga skillnader i koncentration syntes mellan referens- och recipientvatten. Som högst uppmättes 7 ng/L E2 nedströms i Vallbyån, men motsvarande prov uppströms låg på 6 ng/L. E2 kunde inte detekteras i något prov (<2 ng/L). Den östrogena påverkan bedöms dessutom bäst via komplettering med effekttester (se avsnitt "Effekttester").

Sammantaget framkommer att Rimbo ARV inte bidrar betydande med fenoler och PFAS till recipienten. Tillskottet av läkemedel från verket är däremot tydligt. Koncentrationerna fluktuerade dock mycket under året i recipienten vilket innebär varierande exponering för akvatiska organismer. I relation till bedömningsgrunder för diklofenak och ciprofloxacin var koncentrationerna inte att anse oroväckande höga.

Effekttester

Östrogen effekt

Risken för hormonstörande effekter i recipienten kan utifrån YES-testen och ER-aktiviteten (analyserad av Biocell Analytica) bedömas enligt metod beskriven i NORMAN network & Water Europe (2019). Metoden kategoriserar kvoten av uppmätt värde och ett effektbaserat triggervärde (EBT) i någon av kategorierna enligt **Tabell 12**. Denna kategorisering utgör färgkodningen i

Tabell 13. EBT har hämtats från Neale et al. (2021) och anges ligga mellan 0,2-0,4 ng/L. Här har medelvärdet (0,3 ng/L) använts.

Tabell 12 Rekommenderade åtgärder vid olika grader av hormonstörande effekt i recipient. Översatt från engelska i originalkällan (NORMAN network & Water Europe, 2019).

Status	Rekommenderad åtgärd*
Uppmätt/EBT<1	Ingen åtgärd behövs
1 < Uppmätt/EBT < 3	Kontrollera data, mät var tredje månad i ett år och tills uppmätt/EBT<1
3 < Uppmätt/EBT < 10	Kontrollera data, omedelbar ny provtagning, kvantifiera vilka ämnen som leder till störningen. Mät var tredje månad i ett år och tills uppmätt/EBT<1
10 < Uppmätt/EBT < 100	Allt ovanstående plus utökad källspårning. Även mätningar i inkommande avloppsvatten för att säkerställa säkerhetsfaktorernas osäkerhetsintervall kopplat till reduktion i verket och spädning i recipient

Uppmätt/EBT > 100

Allt ovanstående plus omedelbar myndighetskontakt för att bestämma åtgärder. Bekräfta verkets åtgärder genom ytterligare provtagning fastställande att uppmätt/EBT < 100.

Resultaten visar på att vattnet nedströms i Vallbyån kan ha hormonstörande effekt, då YES-testet i februari resulterade i en effekt knappt sex gånger större än EBT. Detta skulle då enligt de rekommenderade åtgärderna motivera uppföljande provtagning och kvantifiering av specifika ämnen. Efterföljande prover visade genomgående på effekter under EBT. Vattnet i Kundbysjön förefaller inte ha någon hormonstörande effekt enligt YES-testen. Dock återspeglar provtagningarna i Kundbysjön vår- och sommarförhållanden. Mätningen uppströms antyder att högre effekter kan förekomma under andra tidpunkter, men med tanke på den ytterligare spädning som sker när Vallbyån når Kundbysjön är det högst troligt att ett februariprof i Kundbysjön hade visat på lägre effekt. Uppströms vatten i Vallbyån och Syningen hade ingen hormonstörande effekt i något prov. Notera att metoden ska användas på recipientvatten. Utgående vatten från reningsverket har tagits med i tabellen endast för att ge en uppfattning om effekten i det renade avloppsvattnet som släpps ut i Vallbyån. De rekommenderade åtgärderna för klassningen i utgående vatten behöver alltså inte genomföras.

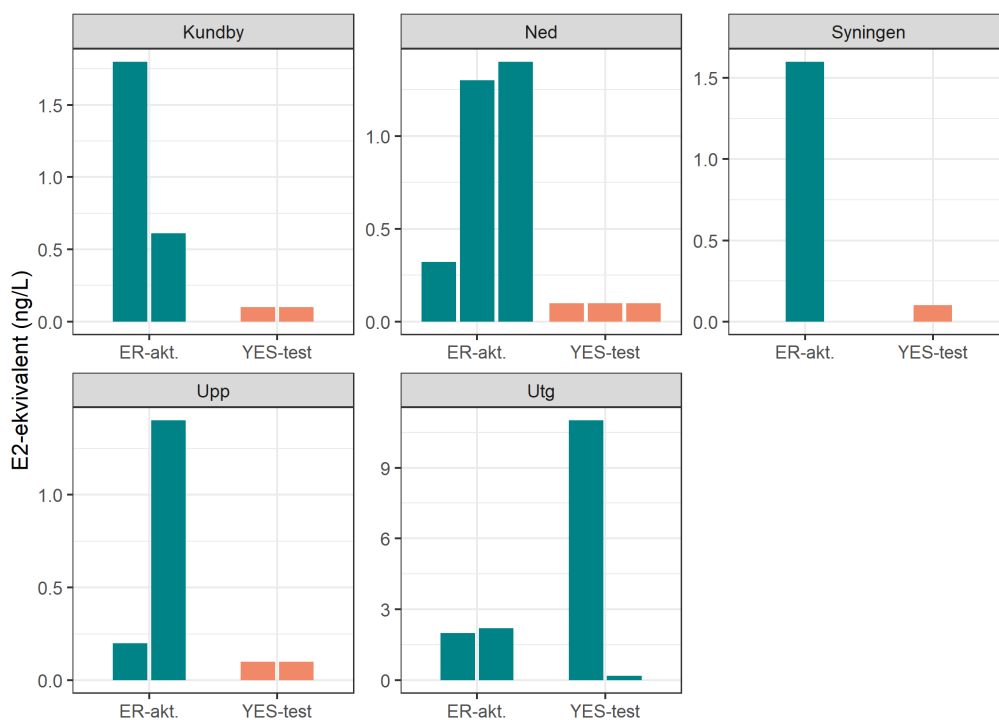
ER-aktiviteten däremot visade i flera fall på 4-5 gånger högre aktivitet än EBT i Kundbysjön och nedströms Vallbyån, vilket är högre än motsvarande YES-test. Dock var aktiviteterna i Syningen och uppströms i Vallbyån i samma storleksordning, vilket indikerar att Rimbo reningsverk inte markant ökar vattnets ER-aktivitet. Mönstret, med generellt högre resultat för den östrogena effekten när det mäts som ER-aktivitet jämfört med YES-test, framkommer tydligt i **Figur 14**, som visar att ER-aktivitet i samtliga prover från uppströms och nedströms provpunkter var högre än motsvarande YES-test. Den östrogena aktiviteten var i flera fall minst 15 gånger högre i testet av ER-aktivitet jämfört med YES-testet. Däremot syntes inte det mönstret i mätningarna av utgående vatten, där YES-testet i ena mätningen gav högre resultat än motsvarande test av ER-aktivitet.

Tabell 13 visar också på fördelen med att använda effekttester som komplement eller ersättning till kemiskt uppmätta koncentrationer av E2. I referens- och recipientvatten kunde koncentrationerna bara fastställas vara <2 ng/L eller som osäkra spårvärden, någonstans mellan detektions- och kvantifieringsgräns, medan ER-aktivitet och YES-test gav högre precision. I en sammanställning om in-vivo och in-vitro tester för hormonstörande effekter (Robitaille et al., 2022) nämns dock ett antal svagheter med YES-testen, varav ett är att det har en betydligt högre detektionsgräns än tester baserade på däggdjursceller. Just det argumentet var dock inte relevant vid mätningarna vid Rimbo ARV, eftersom testet utfört på humanceller konsekvent gav högre resultat än YES-testets detektionsgräns i de fall YES-testen inte kunde detektera någon aktivitet. Andra argument mot YES-testen är att de har ett lägre upptag av substanser jämfört med däggdjursceller och att det inte kan skilja på antagonister och agonister (förstärkande och hämmande effekter).

Tabell 13 Resultat av YES-test och åtgärdsklassning av eventuellt hormonstörande effekt, beräknad som kvoten av uppmätt effekt (E2 ekvivalenter) av YES-test och effektbaserat triggervärde (EBT) på 0,3 E2-ekvivalenter (ng/L). Färgkodning enligt Tabell 12. *Om <0,1 har 0,05 antagits.

Lokal	Månad	Uppmätt E2 (ng/L)	YES-test (E2-ekv. ng/L)	YES-test Uppmätt*/EBT	ER-aktivitet (E2-ekv. ng/L)	ER-aktivitet Uppmätt/EBT
Utgående	Februari	13	10,5	35,0		

	Mars	2-6	11,0	37	2,0	6,6
	Juni		0,19	0,6	2,2	7,3
Uppströms	Februari	<2	<0,1	0,2		
	Mars	<2	<0,1	0,2	0,20	0,7
	Maj	<2	<0,1	0,2	1,4	4,5
	Juni				0,73	2,4
Nedströms	Februari	2-5	1,7	5,7		
	Mars	<2	<0,1	0,2	0,32	1,1
	Maj	2-5	<0,1	0,2	1,3	4,3
	Juni		<0,1	0,2	1,4	4,6
Syningen	Maj	<2	<0,1	0,2	1,6	5,4
	Juni				0,15	0,5
Kundbysjön	Maj	<2	<0,1	0,2	1,8	5,9
	Juni		<0,1	0,2	0,61	2,0



Figur 14 Jämförelse mellan två celltester för östrogen effekt: ER-aktivitet och YES-test, vid de mätillfällen båda mätts samtidigt. Orangea staplar avser resultat under YES-testets detektionsgräns på 0,1 ng/L. ER-aktiviteten var aldrig under detektionsgränsen.

Nrf2-, AR-, Anti-AR- och AhR-aktivitet

Inledningsvis kan nämnas att de tester som Biocell Analytica genomfört (även ER-aktiviteten i föregående avsnitt) är relativt nya och därmed inte lika beprövade som andra metoder, exempelvis YES-test eller biologiska tester på zebrafisk, för att utvärdera effekter från avlopps- eller recipientvatten. I en nyligen publicerad rapport utvärderades denna uppsättning tester, genomförda av samma företag, och slutsatsen var att de är ett värdefullt verktyg för att undersöka

förekomsten av miljöfarliga ämnen i vatten och reningseffektivitet i konventionella reningsverk eller pilotanläggningar (Holm & Önnby, 2022).

Resultaten för denna uppsättning tester, exklusive ER-aktivitet som redovisades i föregående avsnitt, visas i **Tabell 14**. Ur tabellen görs följande observationer:

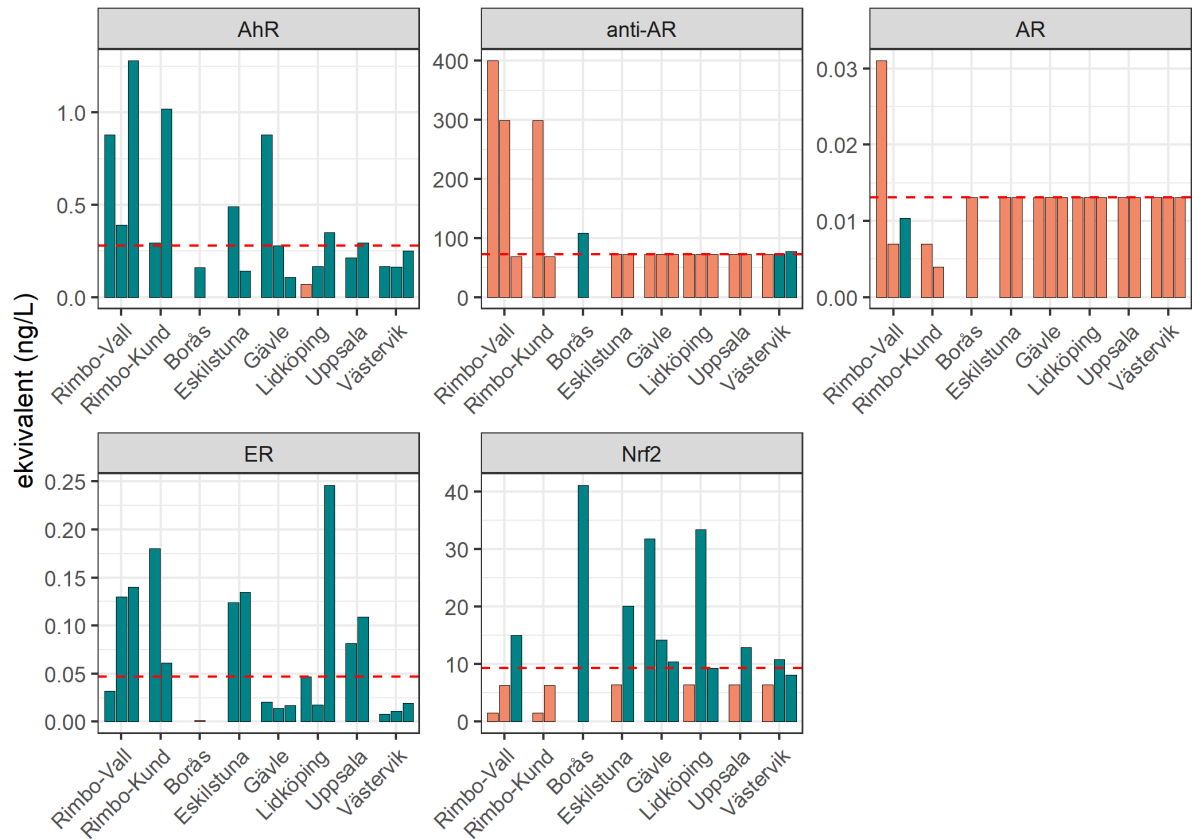
- Nrf2-aktiviteten var inte generellt högre i recipientvatten jämfört med referensvatten.
- Anti-Ar-aktiviteten var konstant under detektionsgräns i referens- och recipientvatten.
- AR-aktiviteten var generell sett under detektionsgräns, med undantag för en mätning i nedströms provpunkt.
- AhR-aktiviteten var i samma storleksordning i referens- och recipientvatten.

Tabell 14 Resultat av effekttester samt åtgärdsklassning av östrogen effekt (ER-aktivitet). Beräknad som kvoten av uppmätt effekt (E2 ekivalenter) och effektbaserat triggervärde (EBT) på 0,3 ng/L. Färgkodning enligt Tabell 12. I utgående anges de datum mellan vilka veckoprov uttogs.

Provpunkt	Provdatum	Nrf2-aktivitet (ug/L)	Anti-AR aktivitet (ng/L)	AR-aktivitet (ng/L)	AhR-aktivitet (ng/L)
Utgående	21 mar – 27 mar	32	900	<0,031	5,8
	20 jun – 26 jun	27	72	<0,004	1,1
Uppströms	2022-03-31	15	<400	<0,031	1,1
	2022-05-25	2,1	<300	<0,007	1,9
	2022-06-28	<6,3	<69	<0,004	0,95
Nedströms	2022-03-31	15	<400	<0,031	0,88
	2022-05-25	<1,5	<300	<0,007	0,39
	2022-06-28	<6,3	<69	0,0104	1,3
Syningen	2022-05-25	3,9	<300	<0,007	0,29
	2022-06-28	<6,3	<69	<0,004	0,97
Kundbysjön	2022-05-25	<1,5	<300	<0,007	0,29
	2022-06-28	<6,3	<69	<0,004	1,0

I den nyligen nämnda undersökningen (Holm & Önnby, 2022) undersöktes sex svenska avloppsreningsverk med samma uppsättning tester. En jämförelse av aktiviteter i recipientvatten vid den studien och föreliggande rapportens mätningar vid Rimbo ARV visas i **Figur 15**. Figuren visar att AhR-aktiviteten vid Rimbo ARV låg något över medianvärdet för samtliga övriga verk. AR- och anti-AR går inte att jämföra på grund av stora skillnader i detektionsgräns samt att aktiviteterna generellt var under detektionsgränsen. ER-aktiviteten var i nivå med Eskilstuna och Uppsala, vars recipienter också är vattendrag eller våtmarksområden, men högre än Gävle och Västervik vars recipienter är kustområden. Även Nrf2-aktiviteten var likartad mellan Rimbo, Eskilstuna och Uppsala.

Sammantaget verkar recipienten till Rimbo ARV avvika något vad gäller AhR-aktivitet, men i övrigt ha likartade aktiviteter som övriga. För mer detaljerad beskrivning av samtliga ARV i jämförelsen och deras respektive recipient hänvisas till originalpublikationen (Holm & Önnby, 2022).



Figur 15 Aktiviteter i mätningar vid Rimbo ARV, från denna rapport, samt sex andra ARVs från (Holm & Önnby, 2022). Röd streckad linje markerar median. Orangea staplar anger aktivitet under LOD. Aktiviteten är då satt lika med LOD. "Rimbo-Vall" =nedströms provpunkt i Vallbyån, "Rimbo-Kund" = Kundbysjön.

Sammanfattning

Den övergripande tolkningen är att Rimbo ARV inte tydligt ökar Nrf2-, ER-, AR-, anti-AR- eller Ahr-aktivitet i och med att aktiviteterna var likartade i referens- och recipientvatten. I Vallbyån var aktiviteterna följande: Nrf2-aktiviteten låg mellan <1,5-15 ng/L nedströms och 2,1-15 ng/L uppströms. Anti-AR aktiviteten var genomgående under detektionsgräns i både referens-och referensvatten. AR-aktiviteten låg mellan <0,007-0,01 ng/L nedströms och <0,004-<0,031 ng/L. Ahr-aktiviteten låg mellan 0,88-1,3 ng/L nedströms och 0,95-1,9 ng/L uppströms. ER-aktiviteten låg mellan 0,32-1,4 ng/L nedströms och 0,2-1,4 ng/L uppströms.

Undantaget från de likartade koncentrationerna nedströms/uppströms i Vallbyån YES-testet i februari där provet nedströms hade flerfaldigt högre östrogen effekt på 1,7 ng/L, jämfört med provet uppströms på <0,1 ng/L E2-ekv. Detta var dock inget genomgående mönster utan noterades bara vid ett provtagningsstillfälle.

Resultat och diskussion – mätningar i biota

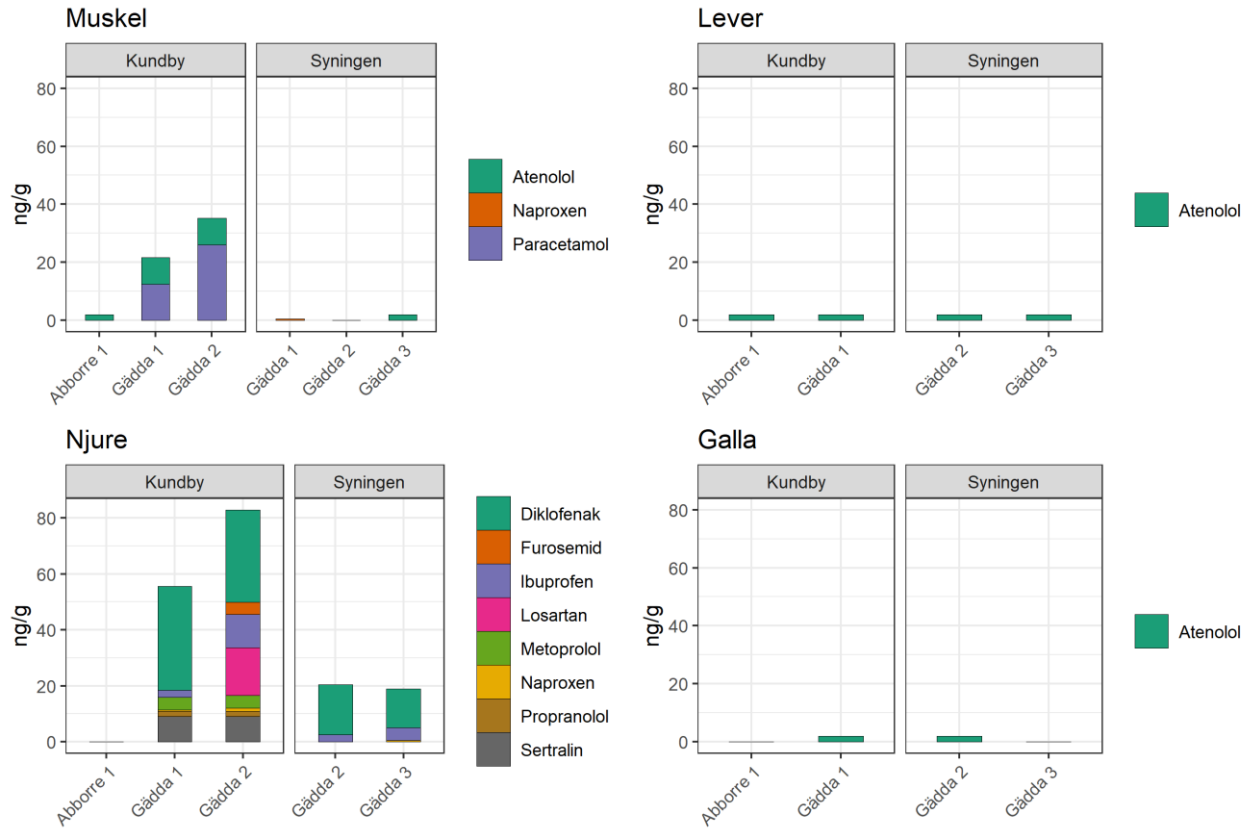
Läkemedel

I den första analysomgången av fisk, där läkemedel analyserades i muskel, njure, lever och galla från gädda och abborre, detekterades läkemedel i prover från både Kundbysjön och Syningen (**Figur 16**). Resultaten visade på att flest läkemedel detekterades i njure av gädda. Av den anledningen analyserades bara njure i den fisk som fångades i det uppföljande fisket i maj (**Figur 17**). Sammantaget detekterades 11 av de 22 läkemedel som analyserad i njure av gädda, vid någon av de två provtagningarna. Dessa var citalopram, metoprolol, propranolol, sertralin, tramadol, venlafaxin, diklofenak, furosemid, ibuprofen, losartan och naproxen. Högst koncentration var av diklofenak (37 ng/g vv) i njure följt av paracetamol i muskel (26 ng/g vv) och propranolol i njure (20 ng/g vv). Samtliga dessa var i gädda från Kundbysjön.

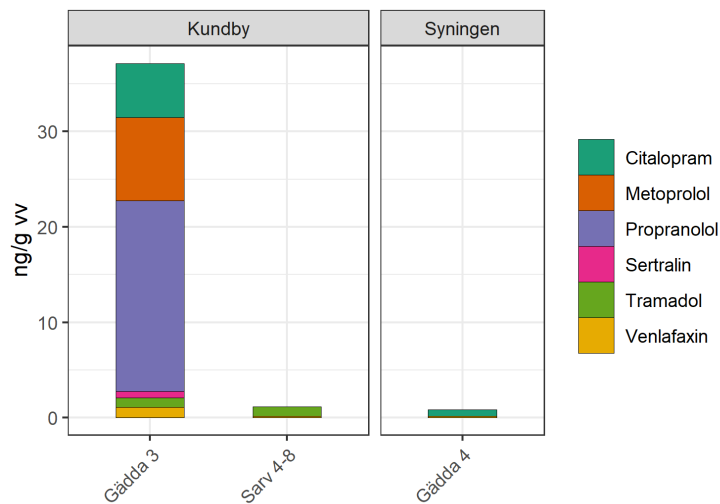
I fisken från Syningen detekterades naproxen, atenolol och ibuprofen (**Figur 16**) samt citalopram och venlafaxin (**Figur 17**). Citalopram venlafaxin, naproxen och atenolol som uppmättes som spårvärde. Därav är halterna osäkra.

Resultaten visar tydligt på att läkemedelshalterna är generellt sett högre i fisken från Kundbysjön jämfört med fisk från Syningen. Detta syns främst vid jämförelse av halter i njure av gädda. Resultaten pekar mot att njure av gädda har högre halter i relation till andra organ och arterna abborre och sarv. Dock analyserades bara ett prov av abborre respektive sarv vilket gör att den slutsatsen är högst osäker.

I övrigt detekterades de inflammationshämmande/smärtstillande läkemedlen diklofenak, naproxen, paracetamol och ibuprofen. Utöver detta uppmättes även furosemid och sertralin. I kräftorna från Vallbyån däremot detekterades inga läkemedel - samtliga undersökta ämnen hade halter under detektionsgränsen, se **Appendix A-Tabell A:41**.



Figur 16 Detekterade läkemedel (ng/g våtvikt) i muskel, lever, njure och galla, i två gäddor och en abborre från Kundbysjön, samt i tre gäddor och en abborre från Syningen. Av de tre gäddorna från Syningen analyserades alla i muskel, men endast två i lever, njure och galla. Från fisket i februari 2022.



Figur 17 Detekterade läkemedel (ng/g våtvikt) i njure från en gädda och ett samlingsprov av fem sarvar från Kundbysjön, samt en gädda från Syningen. Från fisket i maj 2022. I sarvprovet utgörs stapeln av tramadol och venlafaxin (spårvärde). Stapeln av gädda från Syningen utgörs av citalopram och venlafaxin (spårvärde).

Att läkemedel återfinns i fisk från vattenområden som i varierande grad mottar renat avloppsvatten från recipient är inte ovanligt. I åar, floder och flodmynningar som är recipienter till ARVs har läkemedel detekterats i fisk (Álvarez-Muñoz et al., 2015; Brooks et al., 2005; Du et al., 2014; Huerta et al., 2018; Ramirez et al., 2007; Schultz et al., 2010), men även i kust- och havsområden med hög spädning av avloppsvattnet har läkemedel detekterats (Karlsson & Viktor, 2014; Vieno et al., 2017). I Vänern, Vättern och Mälaren undersöktes lever av abborre, och endast från Vättern galla av röding (Waldetoft et al., 2021). I totalt 10 prover kunde inga läkemedel detekteras. Enskilda substanser som detekterats i ovan nämnda studier innefattar bland annat diklofenak, citalopram, sertralin, oxazepam, karbamazepin, ciprofloxacin, ibuprofen och fluoxetin. Storleksordningen på halter av läkemedel i fisk brukar vara mellan <LOD och enstaka ng/g.

Ofta analyseras fiskens muskel, plasma, lever eller hjärna. Njure är inte lika vanligt förekommande, och mätningar i gädda har inte hittats varför mätningarna till denna rapport är svåra att jämföra mot litteraturen. Resultaten framstår dock varken som avvikande höga eller avvikande låga, eftersom några läkemedel detekterades i storleksordningen ng/g samtidigt som flertalet var under detektionsgränsen.



Figur 18 Isfiske med angeldon efter gädda i Syningen. Foto: Joakim Hållén, 2022-02-15.

PFAS

PFAS mättes i stjärtmuskel i kräfta från Vallbyån och i muskel av gädda och abborre från Kundbysjön (Tabell 15). Totalt analyserades 20 enskilda PFAS-ämnen, varav de som inte redovisas i tabellen finns i **Appendix A – Tabell A:11**. Resultaten visar på låga halter sett till gränsvärdet för PFOS på 9,1 ng/g vv (HVMFS, 2019) och de artspecifika gränsvärden som gäller från och med 1 januari 2023 (European Commission, 2022). Dessa artspecifika gränsvärden gäller för de enskilda varianterna och summan av PFAS₄. Mest informativt är dock att jämföra mot antingen gränsvärden för ΣPFAS₄ eller PFOS, eftersom PFOS vanligtvis utgör majoriteten av ΣPFAS₄ i biota (Augustsson et al., 2021). I kräftorna var den högsta uppmätta halten ΣPFAS₄ 0,54 ng/vv medan gränsvärdet

ligger på 5,0 ng/g vv. Abborren och gäddan hade halter av Σ PFAS₄ strax under 1,0 ng/g vv medan gränsvärdet ligger på 45 respektive 8,0 ng/g vv.

Halterna var något högre i kräftorna nedströms reningsverket, vilket förefaller rimligt utifrån den tillförsel av PFAS som sker via verkets utgående vatten (**Figur 13**), men det är svårt att fastställa med tanke på det låga antalet prover. I fisken var halten PFOS 0,84-0,85 ng/g vv.

Tabell 15 PFAS (ng/g vv) i samlingsprover av stjärtmuskel av signalkräfta från Vallbyån och i gädda och abborre från Kundbysjön. PFAS₄ innefattar PFHxS, PFOS, PFOA och PFNA.

Prov	Organ	PFOS	PFOA	PFNA	PFHxS	Σ PFAS ₄
Kräfta uppströms	stjärtmuskel	0,10	<0,13	0,09	<0,03	0,19
Kräfta nedströms (A)	stjärtmuskel	0,34	<0,13	0,05	0,16	0,54
Kräfta nedströms (B)	stjärtmuskel	0,23	<0,13	<0,04	0,09	0,32
Kundby abborre	muskel	0,85	<0,13	0,05	<0,03	0,90
Kundby gädda	muskel	0,84	<0,13	<0,04	<0,03	0,84
Gränsvärde ¹		9,1				
Gränsvärde ² kräfta		3,0	0,7	1,0	1,5	5,0
Gränsvärde ² abborre		35	8,0	8,0	1,5	45
Gränsvärde ² gädda		7,0	1,0	2,5	0,2	8,0

¹(HVMFS, 2019). ²(European Commission, 2022)

Den Europeiska livsmedelssäkerhetsmyndigheten (EFSA) fastställde år 2020 ett tolerabelt veckointag (TVI) för Σ PFAS₄, på 4,4 ng/kg kroppsvikt (EFSA, 2020). Utifrån uppmätta halter av PFAS₄ går det därmed att beräkna hur mycket fisk/kräfta som går att äta innan TVI överskrids.

Beräkningen som här genomförts har antagit att personen som konsumerar fisken/kräftan väger 70 kg och att en portion består av 150 gram fisk/kräfta. Dessutom har det kompenserats för den mängd PFAS som intas via dricksvattnet. Det har antagits att dricksvattnet innehåller 4,2 ng/L PFAS₄ (Norrsvatten, 2022) och att en person intar två liter dricksvatten per dygn. Halten Σ PFAS₄ har antagits till medelvärdet i abborren och gäddan, respektive medelvärdet i kräftproverna nedströms reningsverket.

Resultaten (**Tabell 16**, **Tabell 17**) visar på att konsumtion två gånger i veckan av fisk från Kundbysjön leder till ett intag motsvarande 104% av TVI, alltså att det maximala intaget överskrids marginellt. För kräftorna medges en större konsumtionsmängd innan TVI överskrids, på ca 4 portioner per vecka. Den generella riktlinjen från Livsmedelsverket, satt med avseende på förekomst av kvicksilver, är att egenfångad insjöfisk konsumeras högst en gång per vecka. För den som försöker bli gravid, är gravid eller ammar gäller högst 2-3 gånger per år.

Det kan också nämnas att två fiskportioner i veckan från av fisk från Kundbysjön är betydligt större mängder än vad motsvarande beräkning i många svenska vatten skulle ge, i och med att PFAS-halterna i fisk är högre på många håll, framför allt i urbana områden och andra områden påverkade av punktkällor. I Väneren, Vättern och Mälaren låg PFOS-halterna mellan 1,5-17 ng/g vv i muskel från abborre (Barthel Svedén & Olsson, 2021). I flertalet sjöar i Stockholmsområdet överskrider halterna ofta gränsvärdet för kemisk status på 9,1 ng/g vv (Pettersson, 2022) och intagsberäkningar av sådana halter resulterar i betydligt striktare kostrekommendationer.

Gränsvärdet för PFOS i abborre på 35 ng/g vv överskrids endast i tydligt förorenade vatten, varför det i många fall inte är ett lämpligt jämförvärde för att konstatera om halterna i abborre är höga eller låga. Konsumtion av fisk med PFOS-halter över 35 ng/g vv bör undvikas helt.

Tabell 16 Intagsberäkning avseende PFAS från konsumtion av fisk från Kundbysjön.

Antal fiskportioner per vecka	PFAS ₄ från fisk (ng per vecka)	PFAS ₄ från dricksvatten (ng per vecka)	Totalt intag (ng)	TVI för person à 70 kg (ng)	% av TVI
0,25	33	59	91	308	30
0,5	65	59	124	308	40
1	131	59	189	308	61
2	261	59	320	308	104

Tabell 17 Intagsberäkning avseende PFAS från konsumtion av signalkräfta från Vallbyån, nedströms Rimbo ARV.

Antal portioner kräfta per vecka	PFAS ₄ från kräfta (ng per vecka)	PFAS ₄ från dricksvatten (ng per vecka)	Totalt intag (ng)	TVI för person à 70 kg (ng)	% av TVI
0,25	16	59	75	308	24
0,5	32	59	91	308	30
1	65	59	123	308	40
2	129	59	188	308	61
4	258	59	317	308	103

Sammanfattning

Mätningarna i fisk visade på att läkemedel förekommer i högre halter i fisk från Kundbysjön jämfört med Syningen. Av de arter som undersöktes var halterna högst i gädda. Av de organ som undersöktes (muskel, lever, galla och njure) var halterna högst i njure. I njure av gädda detekterades sammanlagt 11 av de 22 undersökta läkemedlen vid minst ett av fisketillfällena. Detta indikerar att njure av gädda är en bra matris för undersökning av förekomst av läkemedel i fisk.

Högst halt av ett enskilt läkemedel var diklofenak som detekterades i som mest 37 ng/g vv, följt av paracetamol (26 ng/g vv) och propranolol (20 ng/g vv). Litteraturen på området gav stöd för att man kan förvänta sig att detektera läkemedel i fisk från recipienter till ARVs i ungefär de storleksordningar som förekom här. Den bästa jämförelsen skulle dock göras mot njure av gädda men några sådana mätningar hittades inte i litteraturen.

I hepatopancreas av signalkräfta från Vallbyån detekterades inga läkemedel. PFAS-halterna var att betrakta som generellt låga, med PFOS på 0,84-0,85 ng/g vv i abborre och gädda och 0,19-0,54 ng/g vv i kräfta. Intagsberäkning baserat på summan av PFAS₄ i fisk från Kundbysjön och kräfta från Vallbyån visade att de kan ätas mer än en gång i veckan utan att tolerabelt veckointag (TVI) för PFAS överskrids. De nyligen antagna gränsvärden som finns avseende PFAS i fisk och kräfta underskreds (European Commission, 2022). Gränsvärdena för PFOS ligger på 7, 35 och 3 ng/g vv i abborre, gädda respektive kräfta.

Ekotoxikologiska riskkvoter

Ett sätt att bedöma risken för påverkan av läkemedelsrester och andra ämnen på vattenlevande organismer är att beräkna så kallade riskkvoter, mellan antingen beräknad eller uppmätt läkemedelskoncentration i vattnet och den maximala koncentration av samma substans där inga effekter påvisats vid ekotoxikologiska studier. Riskkvoterna kan alltså beräknas på två olika sätt:

- **PEC/PNEC:** Den beräknade kvoten betecknas PEC/PNEC i det fall en beräknad läkemedelskoncentration har använts. PEC (Predicted Environmental Concentration) beräknas utifrån uppmätt koncentration i utsläppspunkten, i det här fallet från Rimbo ARV, samt förväntad utspädning av respektive substans i recipienten. PNEC (Predicted No Effect Concentration) beskrivs senare i detta stycke.
- **EC/PNEC:** EC/PNEC kan användas i det fall uppmätt koncentration funnits tillgänglig för det aktuella vattnet. EC (Environmental Concentration) är den uppmätta koncentrationen i recipienten. En säkrare bedömning av den toxikologiska risken i vatten kan göras om analysresultat av ämnet finns tillgängligt så att riskkvoten EC/PNEC kan beräknas.

PNEC (Predicted No Effect Concentration) baseras på NOEC (No Observed Effect Concentration), som motsvarar den koncentration som är gränsen för när toxiska effekter i den akvatiska miljön har observerats. Till dessa värden tillämpas även en säkerhetsfaktor som tar hänsyn till osäkerheten i de ekotoxikologiska studier som ligger till grund för NOEC. Säkerhetsfaktorn för varje substans beror på tillgängliga toxikologiska data. Enligt riskbedömningsreglerna i REACH-förordningen (ECHA guidance on chemical risk assessment; echa.europa.eu) ska säkerhetsfaktorer tillämpas enligt:

- Säkerhetsfaktor 10: vid tre kroniska test vid tre olika trofinivåer.
- Säkerhetsfaktor 50: vid ett akut test samt två kroniska tester vid tre olika trofinivåer.
- Säkerhetsfaktor 100: två akuta tester samt ett kroniskt test vid tre olika trofinivåer.
- Säkerhetsfaktor 1000: tillämpas i det fall kroniska tester saknas.
- I vissa fall finns endast LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) tillgängligt för PNEC-bestämning och då tillkommer en faktor 2 för att kompensera för osäkerheten.

Som underlag i den aktuella bedömningen används data från Sehlén et al. (2015) som uppdaterades under 2019 inom förstudieprojektet vid Himmerfjärdsverket (Ågerstrand, 2019).

Riskkvoten EC/PNEC beräknas genom att dividera den uppmätta koncentrationen med PNEC. Riskkvoten PEC/PNEC beräknas enligt:

$$\text{Riskkvot} \left(\frac{PEC}{PNEC} \right) = \frac{ARV \text{ UT}}{PNEC * \text{Utspädning}}$$

I beräkningen av PEC har även hänsyn tagits till "bakgrundskoncentrationer" av de läkemedel som detekterats uppströms i Vallbyån.

Hög risk för oönskade effekter anses föreligga om riskkvoten är 1 eller högre. I intervallet 0,1–1 är risken måttlig, och en riskkvot <0,1 medför en låg risk. Riskkvoterna har givits en färgkodning enligt **Tabell 18**.

Tabell 18 Riskklassning av PEC/PNEC och EC/PNEC.

Risikkvot (PEC/PNEC e.l. EC/PNEC)	Risk
<0,1	Låg risk
0,1-1	Måttlig risk
>1	Hög risk

Tabell 19 visar effektkoncentrationer (PNEC), relaterade osäkerhetsfaktorer, koncentrationer i utgående avloppsvatten från Rimbo ARV samt beräknade PEC och PEC/PNEC riskkvoter. I **Tabell 20** redovisas motsvarande tabell men med uppmätta koncentrationer (EC). Alla uppmätta och beräknade koncentrationer presenteras som medelvärden för samtliga provtagningstillfällen under studien. PEC är beräknat utifrån medelvattenföring i den nedre delen av Vallbyån och Kundbysjöns utlopp (se avsnitt "Recipientförhållanden" tidigare i rapporten). Observera att för zolpidem, ketoconazole och metotrexat finns inga tillgängliga PNEC-värden som bedömts vara nog tillförlitliga. EC/PNEC redovisas inte för hormonerna på grund av att dessa i hög utsträckning underskridit analysmetodens detektions- och kvantifieringsgräns i recipientvattnet. PEC/PNEC redovisas inte för EE2 på grund av samma anledning.

Av resultaten framgår att fyra substanser överskrider riskkvoten (1,0) i Vallbyån (nedströms) samt Kundbysjön: citalopram, oxazepam, östron och östradiol (**Tabell 19**). Diklofenak, furosemide, sertraline (endast Vallbyån) och sulfametoxazol ligger inom den måttliga riskkvoten (0,1–1). Beräknade kvoter är lägre i Kundbysjön på grund av en större utspädning jämfört med Vallbyån. Intressant är att även riskkvoterna för uppmätta koncentrationer (**Tabell 20**) till stor del följer detta, det vill säga lägre kvoter i Kundbysjön jämfört med Vallbyån nedströms. Av **Tabell 20** framgår att uppströms i Vallbyån, det vill säga innan Rimbo ARV, är samtliga riskkvoter låga för de substanser som detekterats. Nedströms reningsverket ger de uppmätta koncentrationerna höga riskkvoter för citalopram (110 i Vallbyån och 29 i Kundbysjön), diklofenak (1,3 i Vallbyån) och oxazepam (2,0 i Vallbyån och 1,0 i Kundbysjön). Den högsta uppmätta riskkvoten erhöles för citalopram med 110 i Vallbyån. NOEC-värdet för citalopram baseras dock på få effektstudier och det beräknade PNEC-värdet kommer därmed med en hög osäkerhetsfaktor (2000).

Resultaten för de predikterade kvoterna (PEC/PNEC) och de uppmätta (EC/PNEC) var i hög grad samstämmiga gällande vilken riskkategori kvoten inföll i. Av de 20 substanser som kategoriserades både som predikterade och uppmätta kvoter i Vallbyån, överensstämde riskklassningen i 18 fall. De två som inte matchade var klaritromycin och diklofenak. I båda fallen var klassningen en risknivå högre i uppmätt jämfört med predikterad. Klaritromycin hade "låg risk" som predikterad men måttlig risk som uppmätt. Diklofenak hade måttlig risk som predikterad men hög risk som uppmätt. Av de 12 substanser som kategoriserades både som predikterade och uppmätta kvoter i Kundbysjön överensstämde riskklassningen i samtliga fall.

För hormonerna baseras beräknade PEC till stor del på mätningar som varit under analysmetodens detektions-/kvantifieringsgräns. Här kan det därför finnas motiv att även utgå från riskbedömning kopplat till genomförda effekttester av östrogen påverkan (se avsnitt "Effekttester" tidigare i rapporten).

Tabell 19 Tabellen visar PNEC (Predicted No Effect Concentration) med tillhörande säkerhetsfaktorer (Sehlén et al., 2015; Ågerstrand, 2019), utgående koncentrationer från Rimbo, beräknade koncentrationer (PEC) nedströms i Vallbyån (Vallbyån N) och Kundbysjön samt beräknade riskkvoter för respektive substans och lokal (PEC/PNEC). Grön färgkodning tolkas som låg risk, gul som måttlig risk och orange som hög risk. "n" är antalet mätningar som medelvärdet baseras på.

Substans	PNEC (ng/l)	Säkerhetsfaktor	Utgående Rimbo (ng/l)	n	PEC Vallbyån N (ng/l)	PEC Kundbysjön (ng/l)	PEC/PNEC Vallbyån N	PEC/PNEC Kundbysjön
Läkemedelsrester								
Atenolol	32 000	100	58,6	6	2,4	1,9	0,000076	0,000061
Karbamazepin	2 500	10	140	6	6,1	4,9	0,0024	0,002
Citalopram	0,075	2x1000	126	6	5,3	4,2	70	56
Klaritromycin	40	50	53,3	6	2,2	1,8	0,056	0,044
Diklofenac	50	2x10	762	6	34	28	0,68	0,55
Erytromycin	20	1000	12,1	6	0,5	0,4	0,025	0,02
Flukonazol*	15 000	SSD*	104	6	4,4	3,5	0,00029	0,00023
Furosemid	156	1000	1007	6	42	33	0,27	0,21
Ibuprofen	102 000	10	1239	6	52	41	0,00051	0,00041
Losartan*	7 800	100	1259	6	55	44	0,0071	0,0057
Metoprolol	2590	100	1014	6	44	35	0,017	0,014
Naproxen	15000	10	676	6	30	24	0,002	0,0016
Oxazepam	10	2x50	326	6	14	11	1,4	1,1
Paracetamol	46 000	10	45	6	1,9	1,5	0,000041	0,000032
Propranolol	228	10	54,1	6	2,3	1,8	0,0099	0,0079
Sertralin	9,4	50	27,8	6	1,2	0,9	0,12	0,098
Sulfametoxazole	118	50	368	6	17	14	0,15	0,12
Tramadol*	170 000	1000	244	5	10	8,1	0,00006	0,000048
Trimetoprim	500	50	56,9	6	2,6	2,1	0,0052	0,0042
Venlafaxin*	3220	1000	377	6	17	14	0,0052	0,0042
Zolpidem	***	-	1,26	6	0,053	0,042	-	-
Ciprofloxacin	64	50	132	2	5,5	4,4	0,086	0,068
Ketokonazol	***	-	75,0	1	3,1	2,5	-	-
Metotrexat	***	-	0,40	5	0,017	0,013	-	-
Hormoner								
Östron (E1)	0,08	100	21,5		1,7	1,6	22	20
Östradiol (E2)	0,04	10	7,63		1,9	1,9	48	47

*Data från CWPharma (inte kontrollerat).

**SSD (Species Sensitivity Distribution), det vill säga ingen säkerhetsfaktor.

***Ingen aktuell bedömning av PNEC tillgänglig.

Tabell 20 Tabellen visar uppmätta koncentrationer (EC) i Vallbyån uppströms Rimbo (Vallbyån U), nedströms i Vallbyån (Vallbyån N) och Kundbysjön samt beräknade riskkvoter för respektive substans och lokal (EC/PNEC). Grön färgkodning tolkas som låg risk, gul som måttlig risk och orange som hög risk. Beräkningarna utgår från samma PNEC-värden som redovisas i föregående tabell. "n" är antalet mätningar som medelvärdet baseras på, för nedströms provpunkt i Vallbyån respektive Kundbysjön.

Substans	n Vallby	n Kundby	EC Vallbyån U (ng/l)	EC Vallbyån N (ng/l)	EC Kundbysjön (ng/l)	EC/PNEC Vallbyån U	EC/PNEC Vallbyån N	EC/PNEC Kundbysjön
Atenolol	8	4	*	3,13	*	-	0,000098	-
Karbamazepin	8	4	0,250	3,25	*	0,00010	0,0013	-
Citalopram	8	4	*	8,48	2,18	-	110	29
Klaritromycin	8	4	*	5,13	0,495	-	0,13	0,012
Diklofenac	8	4	2,44	65,8	22,5	0,049	1,3	0,45
Erytromycin	8	4	*	0,250	*	-	0,013	-
Flukonazol	8	4	*	4,18	*	-	0,00028	-
Furosemid	8	4	*	60,0	*	-	0,38	-
Ibuprofen	8	4	0,375	155	33,8	0,0000037	0,0015	0,00033
Losartan	8	4	2,87	95,8	35,8	0,00037	0,012	0,0046
Metoprolol	8	4	1,95	76,3	28,0	0,00075	0,029	0,011
Naproxen	8	4	1,57	43,9	17,9	0,0001	0,0029	0,0012
Oxazepam	8	4	*	20,2	10,4	-	2,0	1,0
Paracetamol	8	4	*	10,9	7,00	-	0,00024	0,00015
Propranolol	8	4	*	2,70	1,00	-	0,012	0,0044
Sertralin	8	4	*	1,38	*	-	0,15	-
Sulfametoxazole	8	4	1,86	31,3	*	0,016	0,27	-
Tramadol	7	4	*	9,14	6,55	-	0,000054	0,000039
Trimetoprim	8	4	0,244	2,96	*	0,00049	0,0059	-
Venlafaxin	8	4	1,06	27,2	4,56	0,00033	0,0084	0,0014
Zolpidem	8	4	*	*	*	-	-	-
Ciprofloxacin	3	1	*	*	*	-	-	-
Ketokonazol	2	1	*	*	*	-	-	-
Metotrexat	7	3	*	*	*	-	-	-

*Substans under analysmetodens detektionsgräns vid samtliga mätillfällen.

Delstudie 2 – utvärdering av avancerad läkemedelsrening med biologiska tester vid Rimbo ARV

Inledning

Syftet med denna studie var att med biologiska tester utvärdera två olika reningsmetoder för läkemedelsrening vid Rimbo ARV. De biologiska tester som ingick i denna studie baserades på ekotoxikologiska tester från två olika trofiska nivåer för att representera vattenlevande organismer i det mottagande akvatiska ekosystemet. De ekotoxikologiska testerna bestod av in vivo-tester med zebrafisk och dammsnäcka, där effekter på gen-, organism- och populationsnivå utvärderades. Zebrafisk (*Danio rerio*) är en av de vanligaste arterna av fiskar som används för toxikologiska tester. Till skillnad från inhemska svenska fiskarter som reproducerar sig en gång per år reproducerar sig zebrafisk flera gånger i veckan. Från grupper av lekande zebrafisk kan därmed reproduktionsutfallet studeras dagligen. Större dammsnäcka (*Lymnaea stagnalis*) är ett ryggradslöst blötdjur (mollusk) som är vanligt förekommande i vattensystem i Europa, Asien och Amerika, dvs en väldigt relevant ekologisk art för svenska vattenmiljöer, där större dammsnäcka ofta återfinns i hela landet, dock vanligast i Syd- och Mellansverige. In vivo-testerna med zebrafisk och dammsnäcka utfördes på plats vid Rimbo ARV i en labutrustad försökscontainer.

Material och metoder

Fisk- och snäckexponeringar utfördes i en inredd 10 fots container. Fyra parallella linjer förbereddes och belastades kontinuerligt med fyra olika försöksvatten: Referensvatten utgjordes av dagens utgående avloppsvatten från Rimbo ARV (UT); UT-vatten behandlat med granulerat aktivt kol (GAC), respektive UT-vatten behandlat med ozon + sandfiltrering (OZ), samt aktivkolfiltrerat kranvatten (KV) som utgjorde kontrollvatten. Provtagning av försöksvatten skedde även för analys av cellaktivitet utförd av BioCell Analytica AB (se metod Humanceller s.19). Alla försöksvatten tillfördes var sin 100-L fördelningstunna som fungerade som utjämningsstankar i containern (**Figur 19**). Luft tillfördes de behandlade vattnen i fördelningstunnorna för att dels driva av eventuellt restozon och övermättnad av syrgas, dels för att lufta upp utgående respektive kolfiltrerat avloppsvatten för att säkerställa att syrebrist inte påverkade organismer i försöken. Anläggningen var värmeisolerad och möjlighet fanns till uppvärmning, kylning och hög luftomsättning. Temperaturen loggades i inom- och utomhusluft, i fördelningstankarna för akvarierna och i varje enskilt akvarium.

Zebrafisk

Försöksdesign

Den experimentella designen utgjordes av fyra försöksvatten med tre replikat vardera. För varje försöksvatten användes tre separata 60-liters akvarier där grupper av vuxen zebrafisk exponerades kontinuerligt under tre veckor i april-maj 2022. Sammanlagt bestod försöksuppställningen av 12

akvarier med 10 zebrafiskar vardera vid start. Försöksvatten från de fyra fördelningstunnorna leddes via ansluten PEM-slang, rostfria rör och silikon slang till vardera av de tre 60-litersakvarierna. Flödet skedde genom självtryck från tunnorna och reglerades med kulventiler och slangklämmor till ett flöde av ca. 0,1 L/min vilket gav en omsättning av totalvolymen i akvarierna av 2,5-3 ggr/dygn. I överkant av akvarierna fanns borrade utloppshål med anslutet PEM-rör för att leda vattnet via bräddavlopp till utgående avlopp i containern. I utloppen användes silplattor för att förhindra att fiskarna skulle rymma. Varje akvarium var utrustat med termostatstyrd doppvärmare för att hålla temperaturen konstant vid ca. 25 °C och syresättning av vattnet skedde genom externa luftpumpar (JBL Pro Air) som pumpade luft via silikon slang till keramiska luftstenar nedsänkta i vattnet. Drift av försöksuppställningen skedde genom kontinuerlig pumpning under en vecka innan försöksstart för att säkerställa systemfunktion.

Vattenkvalitetsparametrar (temperatur, pH, konduktivitet, syrehalt) mättes som stickprov men temperaturen loggades kontinuerligt i försöksakvarierna under försöket. Daglig tillsyn skedde av teknisk utrustning och fiskhälsa. Matning av fiskar skedde dagligen med kommersiellt flingfoder (SeraVipan). Studien utfördes i enlighet med etiskt tillstånd beviljat av Uppsala djurförsöksetiska nämnd (Dnr 5.8.18-02613/2022).



Figur 19 Försökscontainer visande fördelningstunnor och försöksakvarier för zebrafiskstudier.

Utförande

Zebrafisk köptes genom Djurhobby Uppsala och hölls under 1 månad på akvatiska avdelningen på institutionen för biomedicin och veterinär folkhälsovetenskap, SLU, Uppsala, för att säkerställa god fiskhälsa och god reproduktiv status innan försöksstart. Vid försöksstart könssorterades fiskarna baserat på fenotypiska karaktäristika genom okulär besiktning. Grupper om fem presumtiva honor och fem presumtiva hanar placerades sedan tillsammans i sammanlagt 12 plastpåsar för transport till Rimbo ARV. Påsarna med zebrafiskar placerades i försöksakvarierna för aklimatisering av fiskarna till rådande vattenförhållanden. Fiskarna exponerades därefter under sammanlagt tre veckor. Vid start av den tredje exponeringsveckan placerades zebrafiskarna i vardera akvarie i rostfria nätburar (18x20x20 cm) för studier av reproduktionsutfall. Under nätburarna placerades glasformar i passande storlek för att samla upp äggen som sjönk genom nätet vid reproduktion. Reproduktionsutfallet studerades dagligen under en vecka i alla akvarier

genom att skjuta den rostfria nätburen åt sidan och sifonera ut äggen från glasformen. Äggen placerades i 50-ml petriskålar av plast varefter de räknades och undersöktes i stereomikroskop (Leica). Äggen klassificerades sedan som befruktade eller obefruktade. Reproduktionsförsöket med zebrafisk utfördes med utgångspunkt från en standardiserad metod (OECD, 2012). Reproduktionsutfallet normaliserades och beräknades per antal ingående honor i varje försöksvattens replikat.

Beteendestudier och provtagning

Efter tre veckors exponering i försöksvatten videofilmades fiskarna för studier av simbeteende innan de provtogs. Beteendestudier utfördes genom att häva upp en fisk från vardera försöksvatten och placera dem enskilt i 400-mL glasbägare innehållande tempererat kranvatten. Glasbägarnas sidor hade svarta manschetter för att förhindra påverkan av yttre faktorer på beteende hos fiskarna. Glasbägarna med fiskar placerades på ljust underlag och videofilmades under tio minuter med datoransluten webbkamera. Videofilmerna lagrades på dator. Beteendevärdering skedde med fisk från varje försöksvatten samtidigt, dvs fyra fiskar filmades samtidigt. Beteendestudier och påföljande provtagning skedde i ordning av replikat, dvs fisk från replikat 1 från alla försöksvatten provtogs först och därefter replikat 2 följt av replikat 3. Videofilmer av zebrafisk utvärderades avseende beteendeanalys av uppmätt simaktivitet, där total simdistans hos alla enskilda fiskar uppmättes under 10 minuter. Filmerna analyserades med mjukvaran Noldus DanioVision avsedd för utvärdering av simbeteende hos fisk (Noldus, Wageningen, Nederländerna).

Efter videofilmning sövdes fiskarna i separata bägare innehållande narkosmedel MS222 (Tricaine methanesulfonate-250 mg/l). Avlivning skedde sedan genom dekapitering och hjärndestruktion, varefter vikt och längd mättes. Kroppsindex (Body Condition Factor; BCF) beräknades som $\text{vikt (g)} / (\text{längd (cm)}^3) * 100$. Fiskarna klipptes därefter upp i buken och levern dissekerades fram under arbete i stereomikroskop (Leica EZ4D). Levern placerades i RNA-later (Invitrogen) för framtida analys av genuttryck. Resterande fiskkropp placerades i 2-ml Eppendorfrör innehållande vävnadsfixativ (4% formalin) för histologiska studier av gonader. Provtagningen skedde under två på följande dagar. Zebrafiskar fixerade i formalin genomgick rutinmässig upparbetning för histologiska studier. Fiskarna inbäddades i paraffin, paraffinblocken snittades med mikrotom och snitt innehållande representativ översikt av gonader färgades med hematoxylin-eosin (HE-färgning). Snitt av gonaderna undersöktes sedan genom ljusmikroskopi. Genom undersökningarna gjordes histologisk könsbestämning till hane eller hona. Gonaderna utvärderades avseende reproduktiv könsmognad enligt Örn et al. (2016). Testiklar graderades subjektivt efter mängden innehåll av spermier, där avsaknad av spermier, låg andel spermier och hög andel spermier klassificerades som omogen, under utmognad respektive fullmogen. För honor graderades mognadsgraden baserat på ovariets innehåll av andel ägg med inkorporering av vitellogenin-vesiklar enligt standardiserad metod av Selman et al. (1993). Ovarier med avsaknad av ägg innehållande vitellogenin-vesiklar, samt låg och hög andel ägg med vitellogenin-vesiklar klassificerades som omogen, under utmognad respektive fullmogen.

Dammsnäcka

Försöksdesign och utförande

Reproduktionsförsöket med snäckor utfördes med utgångspunkt från en standardiserad metod (OECD TG 243) med vuxna snäckor av arten stor dammsnäcka (*Lymnaea stagnalis*). Snäckorna kom från en laboratoriepopulation som hållits i flera generationer på institutionen för biomedicin och veterinär folkhälsovetenskap, SLU. I varje av 20 glasburkar (IKEA; 1,1 l) borrades ett 6 mm hål i sidan så burkarna höll en vattenvolym på 0,7 l och resterande vatten kunde rinna ut. Vatten pumpades kontinuerligt in i burkarna med en peristaltisk slangpump (Ismatec) med 20 separata slangar (en slang till vardera burk) från de respektive fördelningstunnorna. Pumphastigheten var 0,2 l/timme vilket motsvarar ca 6 byten av totala vattenvolymen i burkarna varje dygn. För varje exponeringsgrupp (KV, UT, OZ och GAC) pumpades vatten till fem burkar (**Figur 20**). Fem snäckor fördelades slumpvis till varje burk. Under försöket matades snäckorna med ekologisk bladsallad.



Figur 20 Försöksupställning för dammsnäcka.

Reproduktion och provtagning

Snäckorna exponerades för de olika försöksvattnen under tre veckor. Dag 7, 14 och 21 samlades alla äggkokonger in i Petriskålar. Antal äggkokonger i varje burk samt antal bra och defekta ägg i varje äggkokong räknades med hjälp av en stereolupp. Reproduktionsutfallet normaliserades och uttrycktes per antal levande individer vid lektillfället. Förekomst av döda snäckor kontrollerades regelbundet och plockades bort från försöket snarast. Vid dag 21 sövdes snäckorna i MS222 varpå de vägdes och mättes. Kroppsindex (Body Condition Factor; BCF) beräknades som vikt (mg)/(längd (cm)³) *100. Snäckorna dissekerades och de översta 4 mm av levern (ca 30-40 mg) klipptes bort och sparades i RNA-later enligt tillverkarens anvisningar för vidare genuttrycksanalyser.

Mätning av genuttryck hos zebrafisk och dammsnäcka

RNA isolerades från leverprover med olika metoder för fisk och snäckor. På prover från snäckor användes NucleoSpin® RNA Plus-kit (Macherey Nagel) enligt tillverkarens protokoll. Efter RNA-isolering behandlades proverna med rDNase (Macherey Nagel) följt av NucleoSpin RNA Clean up XS (Macherey Nagel) kit. En total volym på 30 µl RNA-lösning erhöles och sparades i -80°C-frys. På prover från fisk löstes leverprovet först upp i Trizol/kloroform innan användning av NucleoSpin® RNA Plus-kit (Macherey Nagel) enligt tillverkarens protokoll. En total volym på 60 µl RNA-lösning erhöles och sparades i -80°C-frys. Från RNA-lösningarna togs 2 µl för att bestämma RNA-

integritet (RIN) och koncentration genom RNA ScreenTape-analys (Agilent Technologies, USA). Prover som valts ut för studien hade ett RIN-värde mellan 8,1 och 9,9.

För en-steps RTqPCR användes QuantiTect SYBR® Green PCR-kit (Qiagen) enligt tillverkarens anvisningar till en total volym av 20 µl. Prover preparerades på 96-hålsplattor (BioRad) med 5 µl RNA utspädd till 1 ng/µl per brunn och hölls på is. Alla prover analyserades i duplikat. qPCR-reaktionerna utfördes på BioRad CFX Opus 96 (BioRad) enligt följande protokoll: omvänd transkription 50°C (30 min), denaturering 95°C (15 min) och 37 cykler av omväxlande 94°C (15s), 54°-60°C beroende på primer (30s) och 72°C (30s). Vid slutet av varje körning utfördes en slutlig bestämning av smältkurvor för varje PCR-produkt för att säkerställa specifik produktamplifiering och kontrollera primer-dimerbildning. De genuttryck som undersöktes finns beskrivna i **Tabell 21**. Uttrycken för varje gen beräknades enligt Pfaffl (2001) som relativt KV-gruppens medelvärde.

Tabell 21 Gener som analyserades på zebrafiskar och snäckor samt de fysiologiska mekanismer som dessa är involverade i.

Fysiologi	Mekanism	Gen zebrafisk	Gen snäcka
Oxidativ stress	Nuclear factor erythroid 2-related factor 2	Nrf2	
	Katalas		Cat
	Glutationperoxidase		Gpx
Hormonreceptorer	Nuclear hormone receptor		Nr3d
	Androgenreceptor	Ar	
	Östrogenreceptor	Era	
Fas-1 metabolism	Cytochrome p450 1	Cyp1a1	
	Cytochrome p450 3	Cyp3a65	Cyp3a
Äggprotein	Vitellogenin	Vtg1	
	Yolk ferritin		YF
Metallmetabolism	Metallothionein	MT	MT
Referensgener	Ribosomal Protein L13a	Rpl13a	
	Elongation factor		EF

Statistiska analyser

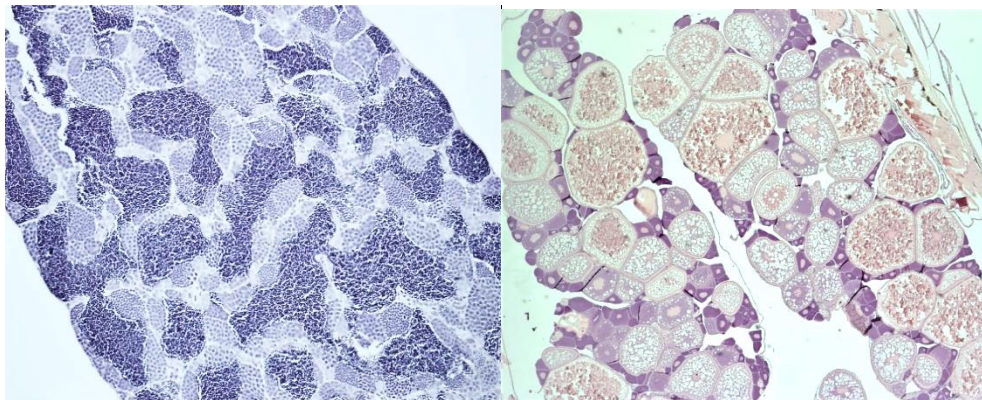
Statistiska uträkningar gjordes med programmet Minitab® version 19.2. I de flesta fall användes funktionen "general linear model" (GLM). För snäckorna testades varje mätrespon mot faktorn "behandling" (KV, UT, OZ och GAC) och för reproduktionen även faktorn "vecka" samt interaktionen "behandling*vecka". För de flesta mätresponserna på fiskarna testades könen separat för varje mätrespon mot faktorn "behandling". För genuttrycken i fiskarna testades varje respon mot faktorerna "behandling" och "kön" samt även interaktionen däremellan: "behandling*kön". Signifikansnivån sattes till $p < 0,05$ och i de fall där signifikans erhöles i faktorn "behandling" användes Fisher LSD-metoden som post-hoc test för att avgöra vilka behandlingar som skilde sig mot varandra. Fishers exact test användes för att utvärdera lekutfall samt totalantal befruktade kontra obefruktade ägg hos zebrafisk.

Resultat

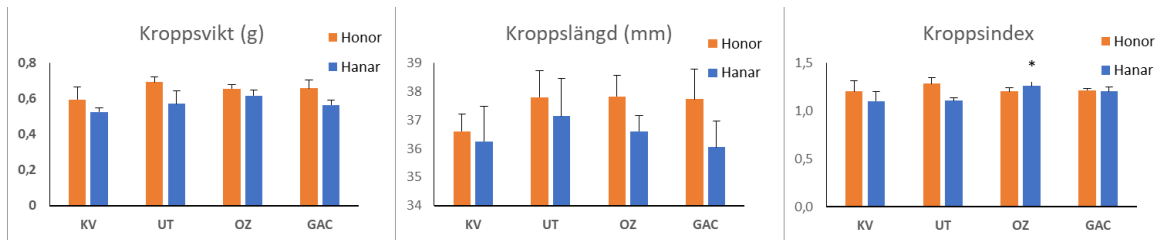
Uppmätta vattenkemiska parametrar under försöksperioden för zebrafisk och dammsnäckor visas i **Appendix B – Tabell B:43**. Utetemperaturens medelvärde varierade under försökets genomförande 19 april-10 maj 2022 mellan +2 och +12°C.

Zebrafisk

Ingen mortalitet av zebrafiskar förekom under exponeringsperioden (**Appendix B- TabellB:44**). Histologiska undersökningar av gonader visade att alla hanar och honor var fullt köns mogna, dvs hanar uppvisade hög förekomst av spermier i testiklar och honor hög förekomst av fullmogna ägg (**Figur 21**). Den histologiska könsbestämningen visade sammanlagt 65 honor och 55 hanar, dvs fem honor fler än vad som okulärt valdes från start. Förändrade könskvoter mot planerad försöksdesign återfanns i alla försöksvatten, med två fler honor i KV och en i vardera UT, OZ och GAC. Ingen statistisk skillnad förelåg mellan de fyra försöksvattnen gällande uppmätt kroppsvikt, kroppslängd eller kroppsindex för honor (**Figur 22**). För hanar var kroppsindex högre i hanar i OZ jämfört med UT och KV, men inga skillnader förelåg för kroppsvikt eller kroppslängd (**Figur 22**).

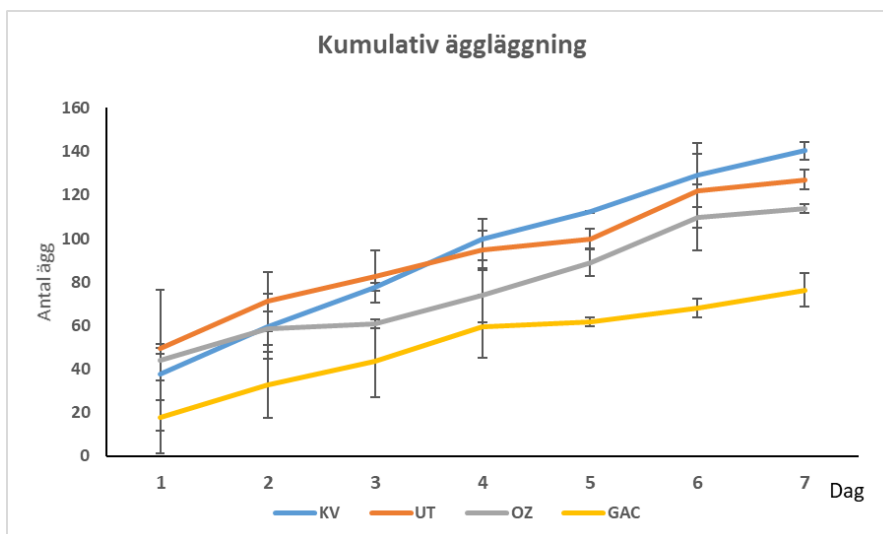


Figur 21 Ljasmikroskopiska foton av histologiska snitt visande representativ testikelvävnad från hane (vänster) innehållande fullmogna spermier (mörkblå områden), samt ovarie från hona (höger) innehållande ägg i olika mognadsgrad inklusive fullmogna ägg (rosafärgade). Haematoxylin-eosin-färgning (HE).

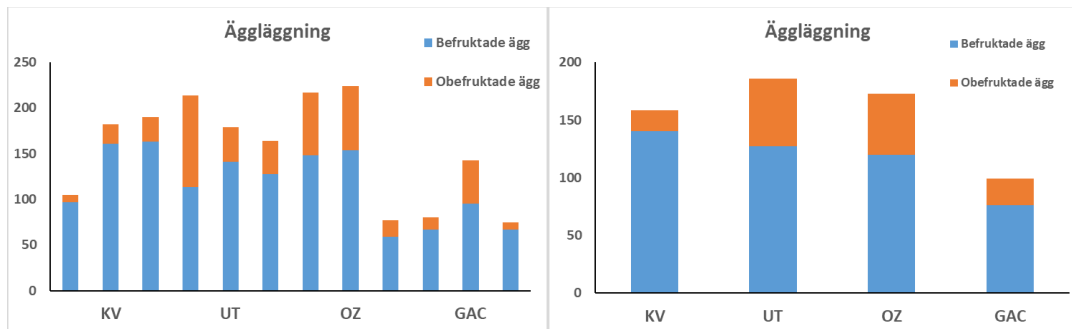


Figur 22 Kroppslängd, kroppsvikt och kroppsindex hos zebrafisk kontinuerligt exponerade för olika försöksvatten under tre veckor. Data visar medelvärde + standardavvikelse av tre replikat per försöksvatten. KV=kranvatten, UT=utgående avloppsvatten, OZ=ozonbehandlat UT, GAC= UT filtrerat genom granulerat aktivt kol.

Studier av reproduktionsutfall under tredje exponeringsveckan visade ingen skillnad i antal dagar med äggläggning för de olika försöksvattnen (**Appendix B-TabellB:44**). Av 21 möjliga dagar för reproduktion (3 replikat a' 7 dagar) skedde äggläggning hos KV vid sammanlagt 21 dagar, UT 19 dagar, OZ 20 dagar, samt GAC 19 dagar. Antal lagda ägg per dag per hona uppvisade stor variation oavsett försöksvatten och replikat och varierade mellan 0 och 90 ägg. I genomsnitt lades 21-23 ägg per hona och dag i KV, UT och OZ, men i GAC var genomsnittet per dag lägre med 14 lagda ägg per hona. Den kumulativa äggläggningen visade att GAC producerade färre ägg än KV, UT och OZ, men utan statistisk skillnad (**Figur 23 & Figur 24**). Befruktningsfrekvensen var relativt lika i alla försöksvatten och inga skillnader uppmättes.

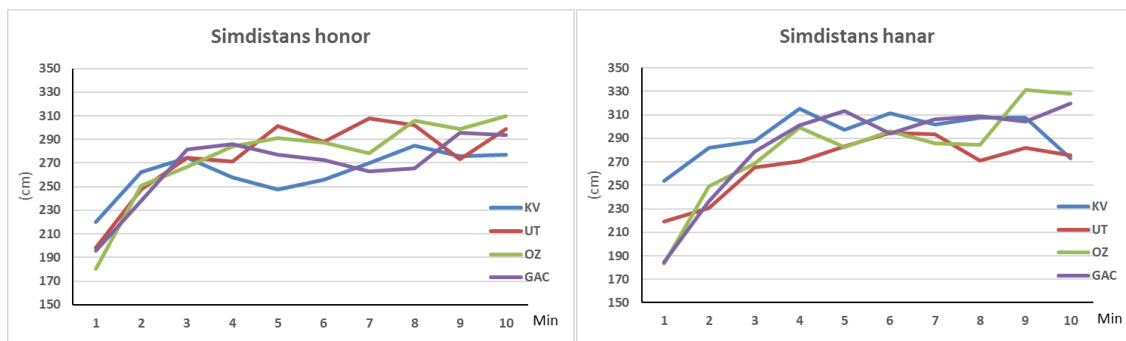


Figur 23 Kumulativ äggläggning av befruktade ägg hos zebrafisk kontinuerligt exponerade för olika försöksvatten under tre veckor. Data visar medelvärde + standardavvikelse av kumulativt befruktade ägg per hona hos tre replikat av varje försöksvatten över sju dagars reproduktion. KV=kranvatten, UT=utgående avloppsvatten, OZ=ozonbehandlat UT, GAC= UT filtrerat genom granulerat aktivt kol.



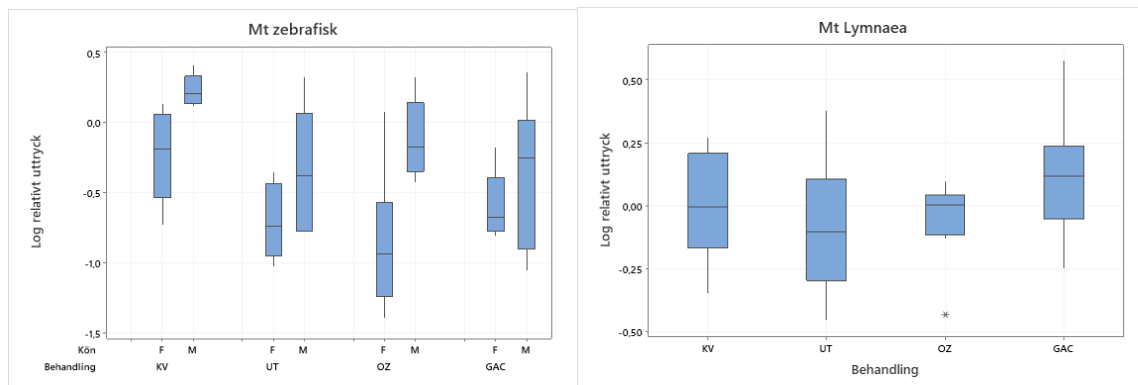
Figur 24 Äggläggning hos zebrafisk kontinuerligt exponerade för olika försöksvatten under tre veckor. Data visar antal befruktade och obefruktade ägg hos de tre replikaten av försöksvatten (vänster), samt medelvärde hos olika försöksvattnen (höger), beräknat per antal ingående honor under sammanlagt sju dagars reproduktion. KV=kranvatten, UT=utgående avloppsvatten, OZ=ozonbehandlat UT, GAC= UT filtrerat genom granulerat aktivt kol.

Ingen skillnad förelåg mellan försöksvatten i uppmätt total simdistans under försökets tio minuter, vare sig för honor eller hanar (**Figur 25**). Den totala simdistansen hos både honor och hanar i alla försöksvatten var relativt lika där genomsnittlig total simdistans under tio minuter varierade mellan 27-29 meter. Statistisk analys av riktningskoefficienten (k-värdet), dvs förändring av simaktiviteten över tid, visade ingen skillnad mellan försöksvattnen. Både honor och hanar uppvisade generellt låg simaktivitet vid beteendeförsökets start, vilken sedan kontinuerligt ökade under de första minuterna för att sedan nå en relativt jämn simdistans över tid hos alla försöksvatten (**Figur 25**).



Figur 25 Simbeteende hos honor (vänster) och hanar (höger) av zebrafisk exponerade för olika försöksvatten. Data visar uppmätt simdistans under tio minuter efter tre veckors kontinuerlig exponering. KV=kranvatten, UT=utgående avloppsvatten, OZ=ozonbehandlat UT, GAC= UT filtrerat genom granulerat aktivt kol.

Totalt analyserades genuttryck från två hanar och två honor per replikat, dvs sex hanar och sex honor per försöksvatten. För alla genuttryck utom Ar samt referensgenen Rpl13 förelåg en skillnad mellan honor och hanar. Det var få skillnader i genuttryck efter försöksvattenexponering, både hos hanar och honor. Ett undantag var uttrycket av metallotionein (MT), där KV hade högre uttryck i jämförelse med de andra försöksgrupperna, både för honor och hanar (**Figur 26, Appendix B-Tabell B:45**). Dessutom var det lägre uttryck av Ar i GAC-gruppen jämfört med UT- och KV-grupperna, dock ej jämfört med OZ-gruppen (**Figur 26**).

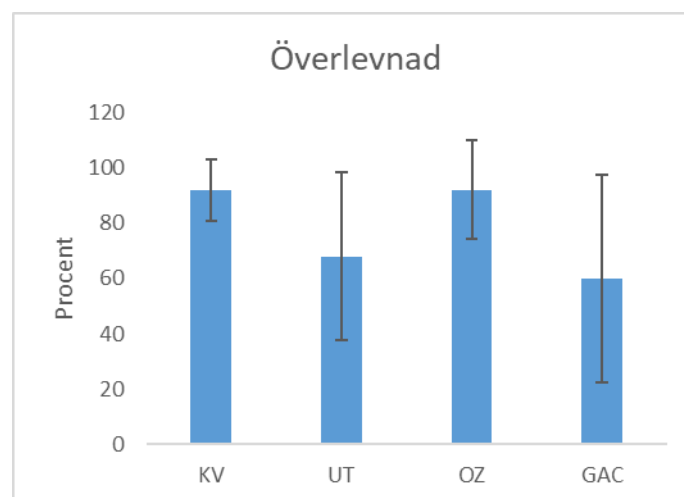


Figur 26 Genuttryck relativt medelvärdet för respektive kontrollgrupp för zebrafisk respektive dammsnäcka exponerade för de olika försöksvattnen (KV, UT, OZ och GAC). Till vänster: Zebrafisk, metallotionein (Mt) i honor (F) och hanar (M). Till höger dammsnäckor, metallotionein (Mt). Skalan för genuttryck är logaritmerad.

Dammsnäckor

Temperaturerna på vattnet i burkarna med snäckor höll sig i stort på samma temperatur som i ineluften i containern. Detta innebar att temperaturerna i vattnet påverkades till viss del av den varierande temperaturen utomhus. Medeltemperaturerna i snäckornas vatten var dock relativt lika mellan veckorna: 20,0; 19,8 och 20,7 °C under respektive vecka 1, 2 och 3. Temperaturerna mellan de olika försöksvattnen var lika.

Det förekom mortalitet i alla exponeringsgrupper (Figur 27). Även om UT- och GAC-grupperna hade färre överlevande än de andra var detta ingen statistiskt säkerställd skillnad. Totalt överlevde 60% av snäckorna i GAC-gruppen medan 92% överlevde i KV- och OZ-grupperna. Överlevnaden i UT-gruppen låg på 68%.

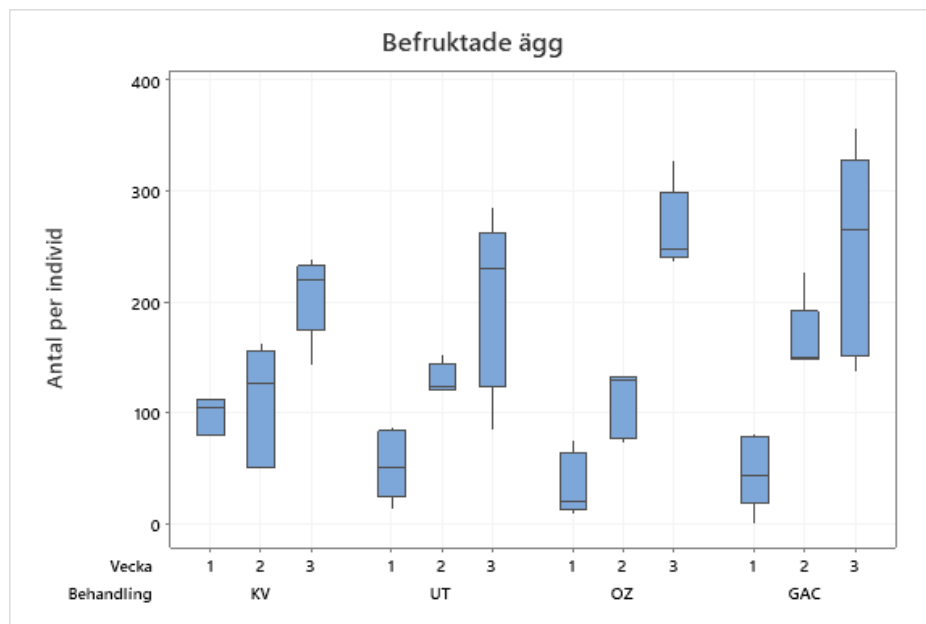


Figur 27 Överlevnaden hos dammsnäckor kontinuerligt exponerade för olika försöksvattnen under tre veckor. Data visar medel och standardavvikelse av överlevnaden i fem replikat av vardera behandlingsgrupp. KV=kranvatten, UT=utgående avloppsvatten, OZ=ozonbehandlat UT, GAC= UT filtrerat genom granulerat aktivt kol.

Ingen skillnad förekom i vikt, längd eller BCF mellan de överlevande snäckorna i de olika vattnen (**Appendix B-Tabell B:44**).

Äggproduktionen visade generellt stor spridning. Det var inga skillnader i antalet lagda ägg, antal befruktade ägg (**Figur 28**) eller antalet lagda kokonger mellan grupperna. Det var heller ingen skillnad i andel defekta ägg mellan de olika grupperna. Däremot ökade äggläggningen generellt ju längre försöket pågick.

Ingen av de undersökta genuttrycken uppvisade någon skillnad mellan snäckor från de olika vattnen (**Appendix B-Tabell B:45**).



Figur 28 Antal befruktade ägg/individ per vecka hos dammsnäckor under tre veckors kontinuerlig exponering för olika försöksvatten. Data visar spridningen inom fem replikat av vardera behandlingsgrupp. KV=kranvatten, UT=utgående avloppsvatten, OZ=ozonbehandlat UT, GAC= UT filtrerat genom granulerat aktivt kol.

Humanceller

Vid undersökningar med humanceller av vattenprover tagna under försöksperioden för fisk och snäckor detekterades generellt låga nivåer av samtliga aktiviteter i utgående vatten (UT). I OZ uppmättes ingen cellaktivitet och i GAC enbart låga aktiviteter av ER och AhR. Inget av proverna uppvisade AR-aktivitet. För KV uppmättes aktivitet för Nrf2 och anti-AR i liknande aktiviteter som i UT, samt även viss aktivitet av AhR.

Tabell 22 Uppmätta aktiviteter i humana celltester av olika försöksvatten.

Provpunkt	Nrf2-aktivitet (ug/L)	Anti-AR-aktivitet (ng/L)	AR-aktivitet (ng/L)	ER-aktivitet (ng/L)	AhR-aktivitet (ng/L)
KV	11,3	105	<LOD	<LOD	0,15
UT	8,59	121	<LOD	0,67	0,73
OZ	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
GAC	<LOD	<LOD	<LOD	0,13	0,12

Ekotoxikologiska riskkvoter med OZ och GAC

Enligt samma metod som i avsnittet "Ekotoxikologiska riskkvoter" beräknades kvoten PEC/PNEC, likt **Tabell 19**, men med kompensation för den avskiljning av läkemedel som noterats vid jämförelse av läkemedelskoncentrationer i utgående samt efter extra behandling med OZ och GAC (**Tabell 23**). Reningsgraderna erhöles från Björleinius (in prep.) pilotstudie av olika reningsalternativ. Observera att tabellen endast inkluderar de substanser där en reduktionsgrad har rapporterats. Reduktion rapporterades inte för paracetamol och ciprofloxacin. Av resultaten framgår att beräknade riskkvoter efter rening inte visar "hög risk" för någon substans för båda reningsmetoderna. Endast citalopram (OZ och GAC) och oxazepam (OZ) visar måttlig risk, övriga substanser visar låg risk efter applicerad rening på utgående avloppsvatten från Rimbo ARV. Samtliga substanser som hade måttlig eller hög risk med den konventionella reningen fick en lägre riskklassning med OZ eller GAC. Citalopram sjönk från hög till måttlig risk. Diklofenak, furosemid, sertralin och sulfametoxazol (endast Vallbyån) sjönk från måttlig till låg. Oxazepam sjönk från hög risk till måttlig risk med OZ och till låg risk med GAC.

Tabell 23 Beräknade riskkvoter för nedströms i Vallbyån (Vallbyån N) och Kundbysjön för respektive substans (PEC/PNEC), med hänsyn till reduktion av utgående koncentrationer från Rimbo efter rening med ozon (O3) samt aktivt kol (GAC). KONV (konventionell) redovisar riskkvot utan extra rening, alltså samma siffror som i Tabell 19. Grön färgkodning tolkas som låg risk, gul som måttlig risk och orange som hög risk. Beräkningarna utgår från samma PNEC-värden som redovisas i Tabell 19.

Substans	OZ			GAC			KONV	
	Reningsgrad (%)	PEC/PNEC Vallbyån N	PEC/PNEC Kundbysjön	Reningsgrad (%)	PEC/PNEC Vallbyån N	PEC/PNEC Kundbysjön	PEC/PNEC Vallbyån N	PEC/PNEC Kundbysjön
Atenolol	97,0	0,0000023	0,0000018	97,0	0,0000023	0,0000018	0,000076	0,000061
Karbamazepin	98	0,00015	0,00014	98	0,00015	0,00014	0,0024	0,002
Citalopram	99,3	0,49	0,39	99,3	0,49	0,39	70	56
Klaritromycin	89	0,0062	0,0049	89	0,0062	0,0049	0,056	0,044
Diklofenak	99,3	0,051	0,051	99,8	0,048	0,048	0,68	0,55
Erytromycin	-	-	-	58	0,01	0,0083	0,025	0,02
Flukonazol	71	0,000086	0,000068	98	0,0000065	0,0000052	0,00029	0,00023
Furosemid	99	0,0031	0,0025	99	0,0031	0,0025	0,27	0,21
Ibuprofen	68	0,00017	0,00013	97	0,00002	0,000017	0,00051	0,00041
Losartan	97	0,00058	0,00054	95	0,00068	0,00061	0,0071	0,0057
Metoprolol	98	0,0010	0,00097	100	0,00078	0,00077	0,017	0,014
Naproxen	97,3	0,00015	0,00014	96,5	0,00017	0,00015	0,002	0,0016
Oxazepam	85,0	0,20	0,16	99,7	0,0046	0,0036	1,4	1,1
Propranolol	98	0,00019	0,00015	98	0,00019	0,00015	0,0099	0,0079
Sertralin	96,2	0,0047	0,0038	96,0	0,005	0,004	0,12	0,098
Sulfametoxazol	99	0,016	0,016	94	0,023	0,021	0,15	0,12
Tramadol	98,76	0,00000075	0,00000059	98,86	0,00000069	0,00000054	0,00006	0,000048
Trimetoprim	99	0,00051	0,00050	99	0,00051	0,00050	0,0052	0,0042
Venlafaxin	99,5	0,00034	0,00034	99,6	0,00034	0,00033	0,0052	0,0042

Diskussion

Syftet med denna studie var främst att utvärdera om avancerad avloppsrening baserat på ozonering eller kolfiltrering jämfört med konventionell rening förbättrar biologiska funktioner i de valda testorganismerna fisk och snäcka. Kranvattnet (KV) ska ses som en referens till att metodiken fungerar optimalt snarare än som en traditionell kontrollgrupp. Generellt sågs inte några betydande negativa effekter av utgående avloppsvatten i någon av testorganismerna. Med mer omfattande negativ påverkan av UT hade förändringar av de uppmätta hälsoparametrarna troligen kunnat observeras tydligare efter avancerad rening med OZ och GAC.

Efter tre veckors kontinuerlig exponering sågs inga betydande skillnader i kroppslängd, kroppsvikt eller kroppsvikt (BCF) vare sig hos zebrafisk eller dammsnäcka. Undantaget var kroppsvikt hos hanar exponerade för OZ där något högre kroppsvikt uppmättes jämfört med KV och UT, men ej jämfört med GAC. Resultaten indikerar en något förbättrad tillväxt av hanar under försöksperioden i OZ, vilket kan bero på olika faktorer, ex. bättre närings- och kemisk hälsostatus i OZ. Sammantaget visar de morfologiska måtten hos fisk och snäckor att försöksdesign och vattenkemin i de olika försöksvattnen hade tillräckligt god status för att inte

orsaka en negativ påverkan på tillväxt. Överlevnaden hos zebrafiskar var 100% där ingen av de 120 fiskar som ingick i studien dog. För dammsnäckorna observerades en sämre överlevnad i GAC än i KV. Det var dock ingen statistisk skillnad mellan de tre olika avloppsvattengrupperna UT, OZ, och GAC, även om överlevnaden hos GAC var lägst. Samtidigt som överlevnaden i GAC var relativt låg så var alla andra kroppsmått hos dammsnäckorna opåverkade i jämförelse med alla andra grupper. När snäckor dör försämras vattenkvaliteten i burken ganska snabbt om inte den döda snäckan tas bort. Sannolikt påverkas vattnet mer negativt i de olika avloppsvattengrupperna i jämförelse med det helt rena kranvattnet och detta skulle kunna förklara skillnaden i överlevnad mellan KV och GAC. Möjligen skulle detta ha kunnat avhjälpas med ett högre genomflöde av exponeringsvattnet.

Reproduktion

Reproduktion är en viktig endpoint för att studera eventuell påverkan både på den enskilda organismen och på populationsnivå. I avloppsvatten finns uppskattningsvis många tusen olika kemikalier. Många av dessa kan ha en direkt påverkan på hormonella system hos djur, så kallade endokrinstörande kemikalier, och därmed påverka både könsutveckling och könsmognad hos individen och därmed även reproduktion. Andra kemikalier i avloppsvatten kan genom negativ hälsopåverkan indirekt påverka reproduktionen eller avkommans kvalitet. I denna studie skedde lek med äggläggning hos zebrafiskar i stort sett alla dagar hos alla ingående försöksvattnets replikat. Reproduktionen hos GAC beräknat på total äggläggning per hona över hela försöksperioden var ca. 40% lägre hos honor i GAC jämfört med UT, men ingen statistisk skillnad förelåg. Äggläggningen per dag varierade stort och stor variation förekom även mellan olika replikat, varför statistiska skillnader är svåra att påvisa. I en tidigare studie vid Lindholmens reningsverk (Norrtälje) med samma försöksupplägg som i denna studie sågs att OZ och GAC lade sammanlagt fler ägg än UT (NVAA, 2022). Även i en liknande studie från Knivsta reningsverk observerades förhöjd äggläggning i OZ jämfört med KV och UT (GAC utvärderades ej) (Pohl et al., 2018). Resultaten från denna studie med färre lagda ägg hos GAC överensstämmer därför inte med tidigare studier. En minskad äggproduktion kan vara svar på en försämrad vattenkvalitet och därmed försämrad levnadsmiljö för fiskarna. Resultaten efter avancerad rening med GAC i denna studie kan bero på en relativ suboptimal miljö för fisken, vilken resulterar i en försämrad reproduktion, jämfört med mer optimal vattenmiljö i de andra försöksvattnen. I studierna med dammsnäckor sågs inga skillnader i reproduktionsframgång mellan de olika grupperna. En effekt som noterades var att snäckorna i alla grupper reproducerade sig bättre och bättre för varje vecka. Möjligen kan detta till viss del bero på att vattentemperaturen var något högre den sista veckan, vilket skulle kunna påverka denna typ av respons.

Simbeteende zebrafisk

I denna studie observerades inga skillnader i uppmätt simdistans eller simbeteende hos fiskar i de olika försöksvattnen. I tidigare studier från Lindholmens reningsverk (NVAA, 2022) uppvisade både honor och hanar hos zebrafisk exponerade för OZ påverkan på simaktivitet. Honor och hanar skiljde sig i beteende över tid, där hanar genom hela analysperioden simmade kortare sträcka per tid än de andra försöksvattnen. Honor simmade kortare i början av perioden för att sedan simma längre vid slutet av perioden. Liknande effekter observerades även i zebrafisk exponerad för OZ vid studie som utfördes vid Knivsta reningsverk, där fiskar simmade kortare i början av försöksperioden (Pohl et al., 2018). Orsaken till det avvikande simbeteendet efter OZ-behandling i de två tidigare studierna är okänd. I denna studie uppvisade inte fisk i OZ någon skillnad i simbeteende jämfört med de andra försöksvattnen. Många kemikalier som finns i avloppsvatten,

inklusive läkemedel, har i labbförsök enskilt visat sig påverka beteende hos fisk. I huvudsak observeras dessa beteendeeffekter vid högre koncentrationer än de som är uppmätta för läkemedel i denna studie. I ett avloppsvatten förekommer däremot kemikalier samtidigt i en blandning varför den totala summan av alla ingående kemikalier skulle kunna påverka beteendet. I denna studie uppmättes en medelnedbrytning av analyserade läkemedel till ca. 95% för OZ, jämfört med ca. 70% för OZ vid studien från Lindholmens reningsverk och 77% vid Knivsta reningsverk. Vid jämförelse av totalhalt läkemedel efter OZ-behandling uppmättes i Rimbo 120 ng/L jämfört med 1421 ng/L i Knivsta- och 2858 ng/L i Lindholmen-studien. Ozon bygger på sönderbrytning av kemikalier till skillnad från uppfångst av kemikalier som GAC. Vid sönderbrytning av enstaka kemikalier kan det skapas nedbrytningsprodukter som är mer toxiska än själva modersubstansen. Kemiska analyser visar minskningen av modersubstansen men säger inget om vilka nedbrytningsprodukter som bildas. I OZ-behandlat vatten finns troligen rester av nedbrytningsprodukter av kemikalier, där det även finns risk för att vissa av dessa är giftiga och därmed skulle kunna påverka beteende hos organismer. Vår forskargrupp har i tidigare labbförsök visat att giftigheten av läkemedlet karbamazepin ökar efter ozonbehandling beroende på bildning av specifika nedbrytningsprodukter av modersubstansen (Pohl et al., 2019). Den effektivare nedbrytningen av modersubstanser och dess nedbrytningsprodukter, samt den lägre uppmätta totalhalten av läkemedel i OZ i denna studie jämfört med de två tidigare studierna vid Lindholmen och Knivsta är en trolig förklaring till skillnaden i påverkan på beteende hos zebrafisk mellan studierna. Kemisk karakterisering av nedbrytningsprodukter vid ozon-behandling av vatten är viktigt för att säkerställa en icke-giftig miljö i recipienten till reningsverk. Framtida labbförsök bör undersöka effekten av ozonering på både vanligt förekommande kemikalier i avloppsvatten och även ozon i sig, för att utröna ozonering som reningsmetod av kemikalier och därmed möjlig orsak till beteendeförändringar och även för dess möjliga miljöpåverkan.

Genuttryck zebrafisk och dammsnäcka

Mätning av genuttryck är en relativt effektiv metod som kan ge god förståelse för hur organismernas fysiologi har påverkats av en viss behandling. Metoden innebär att mätningar av ett stort antal fysiologiska mekanismer kan fås från varje individ och av ett väldigt litet vävnadsprov. Användandet av genuttryck förutsätter dock att metoden är ordentligt utprovad så att man säkerställer att det är rätt produkt som mäts och att mätningen av denna kan kopplas till en fysiologisk mekanism. Zebrafisken är en mycket vanlig testorganism inom forskningsvärlden och dess genuppsättning är helt kartlagd (sekvenserad). Vidare har ett mycket stort antal gener relevanta för toxisk påverkan undersökts både i zebrafisk och i närbesläktade arter. Detta gör att vi kan anse att resultaten för genuttryck på zebrafisk i denna rapport kan vara trovärdiga och kan ge en bra vägledning om eventuell påverkan. Dammsnäckorna har inte samma bakomliggande förutsättningar. Flera av generna i undersökningen är tidigare relativt etablerade medan andra har tagits fram för denna undersökning baserat på jämförelser av likheter med andra närbesläktade arter. Alla de undersökta generna har klarat de grundläggande kriterierna för säkerställande vid utveckling av denna typ av metod. Däremot är inte kunskapen om fysiologin lika välstuderad hos denna art. Det är därmed svårare att säkert bedöma betydelsen dessa mätningar har i denna studie. Alltför stor vikt ska därför inte fästas i eventuella skillnader i genuttryck mellan snäckorna i de olika vattengrupperna utan de ska ses som en indikation på att en förändring skett.

Vad gäller zebrafiskarna i denna studie så var det skillnader i uttryck mellan honor och hanar för alla de undersökta generna utom för Ar och referensgenen Rpl13. Detta är inte konstigt då fysiologin mellan könen skiljer sig. Exempelvis sågs ca 5 000 gånger högre uttryck av vtg1 i honor jämfört med hanar i KV-gruppen. Det är vanligt att man ser stora könsskillnader i vtg1, eller motsvarande protein vitellogenin, då detta behövs för normal äggproduktion och därmed inte

normalt finns i stora mängder hos hanar. Det var däremot inga skillnader i uttryck av de flesta analyserade genuttryck i jämförelser mellan fiskarna från de olika vattengrupperna. Detta ger en bild av att alla de olika avloppsvattnen har en bra kvalitet för fiskhälsa. Det enda genuttryck där skillnader sågs mellan de testade behandlade avloppsvattnen var för androgenreceptorn (Ar) där uttrycket var lägre i GAC-gruppen i jämförelse med UT- och KV-grupperna, dock inte jämfört med OZ gruppen. Denna effekt är svår att förklara och relatera till uppmätta läkemedelshalter, speciellt då KV har lägre halter och UT har högre halter än GAC i denna studie. Ett annat genuttryck där statistiska skillnader sågs var för metallothionein (MT), som var högre uttryckt i KV-gruppen jämfört med de andra grupperna. Detta har ingen påverkan i tolkningen av kvaliteten i de olika avloppsvattnen men ger upphov till funderingar för innehållet av metaller i kranvattnet. MT är ett protein som är inblandat i regleringen av metaller i kroppen. I regel kan man se högre koncentrationer av detta protein eller ett högre uttryck av genen för detta, MT, vid exponering av höga koncentrationer metaller. Vi har i en liknande studie med motsvarande experimentell design i Lindholmens reningsverk också sett detta mönster med högre uttryck av MT i fiskar som exponerats för kranvatten (NVAA, 2022). För snäckorna sågs inga skillnader i uttryck mellan vattengrupperna. Vi kunde således inte se samma höga uttryck av MT hos snäckorna i KV-gruppen som sågs hos zebrafiskarna. Det var heller inga skillnader i uttrycket av EF mellan snäckor i de olika vattengrupperna och därmed kunde det visas att denna gen var lämplig som referensgen.

Sammanfattande bedömning

För miljöriskbedömning avseende eventuell påverkan av läkemedel på vattenlevande organismer i recipienten förekommer flera olika bedömningsmetoder. Dessa grundas i huvudsak på uppmätta eller beräknade halter för enskilda ämnen i recipienten i relation till rapporterad toxicitet, t ex riskkvoter där uppmätt halt divideras med den uppsatta gränsvärden för ämnet eller den uppskattade nolleffekt-koncentrationen (PNEC). Olika aktörer använder olika modeller för prioriteringar inom miljöriskbedömning av läkemedel. Inom EU:s Vattendirektiv finns ett fåtal läkemedel med föreslagna gränsvärden upptagna på bevakningslistan för övervakning. Bedömningsgrunderna enligt vattendirektivet som är införda i Havs- och vattenmyndighetens författningssamling (HVMFS 2019) har juridisk tyngd varför överskridande av halter kräver åtgärder. De läkemedel som är upptagna som särskilt förorenande ämnen (SFÄ) i nuvarande HVMFS (HVMFS, 2019) är antibiotikum ciprofloxacin och smärtstillande diklofenak, samt östrogenhormonerna 17- α -etinylostradiol (EE2) och 17- β -östradiol (E2). Gränsvärdena för ciprofloxacin och diklofenak i inlandsytvatten är 100 ng/L. I denna studie uppmättes låga ng/L-halter för ciprofloxacin oavsett reningsmetod. För diklofenak uppmättes halter i UT vid en medelkoncentration av 373 ng/L. Inberäknat en utspädningsgrad av ca. 10-50 gånger till recipienten finns det risk att diklofenak kan överskrida gränsvärdet i recipienten och uppföljande analyser bör kontinuerligt göras för att säkerställa koncentrationen i utloppsvatten och recipient. I denna studie uppvisar både OZ och GAC hög reningseffektivitet av läkemedel (>95%) och endast ett fåtal läkemedel uppmättes i relativt låg halt efter avancerad rening. Inget av dessa läkemedel överskred föreslagna PNEC-värden (**Appendix B**). För vissa läkemedel uppmätta i UT i denna studie indikerar PNEC-värdet inberäknat utspädningsfaktorn att det kan föreligga en risk för negativ påverkan på organismer i recipienten, av ex. citalopram, diklofenak, furosemid, karbamazepin, sertralin, sulfametoxazol och venlafaxin. Flertalet av de läkemedel som uppmätts i denna studie tillhör samma terapeutiska ATC-grupp och har i vissa fall samma verkningsmekanism. Av de ovan nämnda läkemedlen är exempelvis citalopram, sertralin och venlafaxin alla s.k. antidepressiva SSRI-preparat (selective serotonin re-uptake inhibitors) som ökar halten av serotonin i hjärnan. Riskbedömning för recipienten bör då baseras på summa-koncentration av verkningslika substanser snarare än på halter av individuella läkemedel.

Sammantaget ses generellt vaga resultat avseende biologiska effekter i denna studie, både gällande negativa effekter av konventionell rening och positiva effekter av avancerad rening med OZ och GAC. Vid de tidigare studierna på Lindholmens och Knivsta reningsverk observerades effekter av ozon-behandlat avloppsvatten på simbeteende hos zebrafisk vilket inte gjordes i denna studie. Förklaringen är troligen den effektivare ozon-reningen och lägre totalhalten av läkemedel i OZ i denna studie. Totalhalten av läkemedel i OZ i denna studie var 10-20 gånger lägre än i Lindholmen och Knivsta under försöksperioden för fisk och snäckor. Även totalhalten av läkemedel i UT var lägre i Rimbo jämfört med Lindholmen och Knivsta, med uppmätta halter av respektive 3 000, 8 000 och 6 400 ng/L. Vid jämförelse av utförda humana cellaktivitetstester vid Rimbo och Lindholmens reningsverk visar resultaten att cellaktiviteter är generellt betydligt lägre i Rimbo. I vissa fall uppmättes 100 gånger högre cellaktivitet vid Lindholmen, vilket kan bero på de generellt högre koncentrationerna av läkemedel som uppmättes, samt även av andra ingående kemikalier i vattnen. Sammantaget är den effektiva reningen med lägre totalhalterna en trolig förklaring till att inga betydande biologiska effekter kunde påvisas i fisk och snäckor i denna studie, vilket även stöds av lägre aktivitet i de utförda celltesterna. Givet utspädningsfaktor till recipienten i Rimbo kan det antas att den akuta miljörisken för vattenlevande organismer är låg, med undantag för specifika läkemedel.

Med den kontinuerliga ökningen av läkemedelskonsumtion i samhället och därmed den kontinuerliga tillförseln av läkemedel till miljön är framförallt den kroniska exponeringen av hög betydelse. De kemiska analyserna under fisk- och snäckstudien baseras på mätning av 24 läkemedel av de mer än 1 000 aktiva läkemedelssubstanser som används i Sverige. I denna studie ges inga svar på långtidseffekter av kronisk exponering för blandningar av läkemedel och andra kemikalier i avloppsvatten. Populationer av vattenlevande organismer som lever hela eller delar av sitt liv i recipienten till reningsverk är kroniskt exponerade varför långtidseffekter är högst relevanta att studera. Vissa läkemedel och andra kemikalier kan dessutom bioackumuleras i vävnad hos organismer vilket kan ge negativa hälsoeffekter senare i livet. Återkommande studier av läkemedelsinnehåll, både i vatten och vattenlevande organismer, tillsammans med mätning av hälsoparametrar i vattenlevande organismer är av hög relevans. Detta är av speciell vikt vid införande av avancerade reningstekniker för läkemedelsreducering vid Rimbo ARV för att kunna följa upp vattenförbättrande åtgärder.

Slutsatser:

- De biologiska undersökningarna visade att både fiskar och snäckor hade god hälsa och normal reproduktion i UT och att detta inte förändrades med avancerad rening i form av OZ eller GAC. Det fanns dock indikationer på försämrad reproduktion hos zebrafiskar i GAC-behandlat utgående avloppsvatten.
- De uppmätta läkemedlen under försöksperioden med fisk och snäckor reduceras i stor grad av avancerad rening med både OZ och GAC.
- Hos zebrafisk påvisades ett högre uttryck av metallmetabolism i KV. Samma resultat erhöles vid studierna på Lindholmens reningsverk där samma ursprung av vatten används. Fortsatta undersökningar av kranvatten rekommenderas för att säkerställa orsaksämnen.
- För flertalet läkemedel uppmätta i nuvarande utgående avloppsvatten (UT) indikerar PNEC-värdet inberäknat utspädningsfaktorn att det kan föreligga risk för långsiktig negativ påverkan på vattenlevande organismer i recipienten. Denna risk minskar dock betydligt med tillägg av avancerad rening i form av OZ eller GAC.

Delstudie 3 – Läkemedelsexponering i Microcosmer

Inledning

Denna delstudie syftar till att studera upptag av några vanligt förekommande läkemedel och deras eventuella akuta effekter vid exponering för höga koncentrationer. Läkemedlen valdes för att få ett spektrum av de som oftast analyserats i utsläppet från Rimbo ARV och representerar olika typer av humana terapier. Karbamazepin (antiepileptisk), citalopram (antidepressiv), diklofenak (inflammationshämmande), metoprolol (blodtryckssänkande), sertralin (antidepressiv) och venflaxin (antidepressiv) doserades i två orealistiskt höga engångsdoser i olika kärl för att få en bild av hur olika läkemedel ackumuleras och påverkar de vattenlevande organismerna i ett akvatiskt system under en månad. I en sådan studie är det önskvärt att flera olika organismgrupper representerande olika delar av det akvatiska ekosystemet studeras. Djur som normalt finns i Vallbyån och sjöarna nedströms representerade ordningarna ringmask (tubifex), insekter (fjädermygglarv), kräftdjur (hoppkräfta och sötvattengräsugga) och amfibie (yngel av vanlig groda) ingick i försöken. De variabler som studerades var överlevnad, beteendeförändringar och för kräftdjuren även en indikation på hur väl de två arterna reproducerat sig alternativt klonat sig i de olika lösningarna.

Metod

Följande akvatiska sötvattenorganismer representerande djurgrupper som finns i Vallbyån har nyttjats för studier av upptag och akuta effekter av sju olika läkemedel. Försöken har genomförts under 28 dygn. (Tabell 24).

Tabell 24 Undersökta organismer i microcosmsystem.

Organism	Födoval
Tubifex, släkte ringmask (Oligochaeta), art (<i>Tubifex</i> sp)	Rörbyggande vattenfilterare
Chironomid släkte fjädermygglarv (Chironomid) art (<i>Chironomus</i> sp)	Växtdelar och ej nedbrutet organiskt material (Herbivor/detrivor)
Snäcka (<i>Lymnea stagnalis</i>)	Herbivor/betare
Hoppkräfta (<i>Daphnia magna</i>)	Herbivor
Sötvattengräsugga (<i>Asellus aquaticus</i>)	Detrivor
Yngel av vanlig groda (<i>Rana temporaria</i>)	Herbivor/detrivor/carnivor
Husbyggande sländlarver (<i>Trichoptera</i> sp)	Carnivor

Insamling av grodyngel, vattengräsuggor, snäckor och sländlarver från bäckar och skogsvatten utan tillförsel av enskilda avlopp skedde 15-16/5 2022. Samarbetspartner GS Ekotox bistod med startkulturer av kräftdjur (*Daphnia magna*). Tubifex och chironomider köptes i zooaffär som levande foder för akvariefiskar.

Försöksuppställning

De olika organismerna fördelades på olika 3 liters glasbägare med spädvatten för kontroll innan försöksstart. Spädvattnet bestod av 50% naturvatten från den lokal djuren var insamlade vid och 50% av det spädmedium som används i ekotoxikologiska försök i enlighet med OECD guideline 229 (OECD, 2012). Försöken genomfördes i ett tempererat utrymme med 13 °C från start som succesivt höjdes till 19 °C efter 4 veckors exponering. För att efterlikna dagsljus nyttjades Grolux® och Flora® lysrör med 12:12 h ljusregim som ljuskällor. 20 små plantor av flytbladsväxten *Lemna minor* tillsattes till varje bägare för att ge betare som lever på fastsittande alger lite extra mat samt bidra till syresättningen och NH₄/NO₂/NO₃ reduktion. Växternas tillväxt ger även en indikation om någon fytotoxisk påverkan av läkemedel kan detekteras. Lösningarna luftades konstant via glaskapillärer och de abiotiska variablerna pH, NH₄ och NO₂ mättes regelbundet. När organismerna aklimatiserats under en vecka startade exponeringen för läkemedel i två bägare: Hög dos och Låg dos samt en kontroll som bestod av rent spädvatten med dimetylsulfoxid (DMSO) motsvarande den högsta totala koncentrationen tillsatt till varje bägare samt en kontroll med rent vatten. De exakta mängderna framgår av **Tabell 25**. Försöken startade den 30 maj och avslutades 27-28 juni 2022. De olika läkemedlen löstes i dimetylsulfoxid (DMSO) och doserades vid ett tillfälle till respektive glasbägare. Sammanlagt bestod försöksdesignen av 4 olika försöksbägare. DMSO bedöms vara det skonsammaste lösningsmedlet för akvatiska organismer.

Till varje glasbägare tillsattes 3 snäckor, 5 sländlarver, 15 grodyngel, 20 större exemplar av sötvattengråsuggor och 8 vuxna dafniehonor tillsammans med 20 nyfödda avkommor. För att få en viss reduktion av kvävehaltiga exkretionsprodukter från djuren tillsattes 10 plantor av flytbladsväxten liten andmat (*Lemna minor*) vilken även fungerar som en fytotoxisk indikator om läkemedel i de tillsatta koncentrationerna påverkar tillväxten hos en flytbladsväxt.

Organismerna påverkar varandra och en viss predation kan uppstå när så många djur vistas i en relativt liten volym som 3 liter. Grodynglen visade en god aptit på att konsumera både tubifex och chironomider, så grodynglen lyftes ur och placerades tillsammans i 4 egna mindre glasbägare med samma exponeringsförhållanden som tidigare. Grodynglen betade även på snäckornas skal och på husbyggarnas rörbyggen vilket skadade vissa individer.

Undersökta läkemedel

Stamlösningar bereddades genom att läkemedel av p.a. kvalitet tillsattes till koncentrerad DMSO. Doserna valdes med utgångspunkt från de koncentrationer som tidigare uppmätts i recipienten och räknades upp med 10 och 100 gånger. De orealistiskt höga doserna valdes för att erhålla en snabb kraftig bioackumulering och för att kompensera för den relativt korta exponeringstiden (28 dygn). Dosering av läkemedel skedde endast en gång för att få en indikation hur en engångsdos fördelas mellan olika organismer och möjlighet att bestämma bioackumuleringsfaktorn av en given mängd läkemedel.

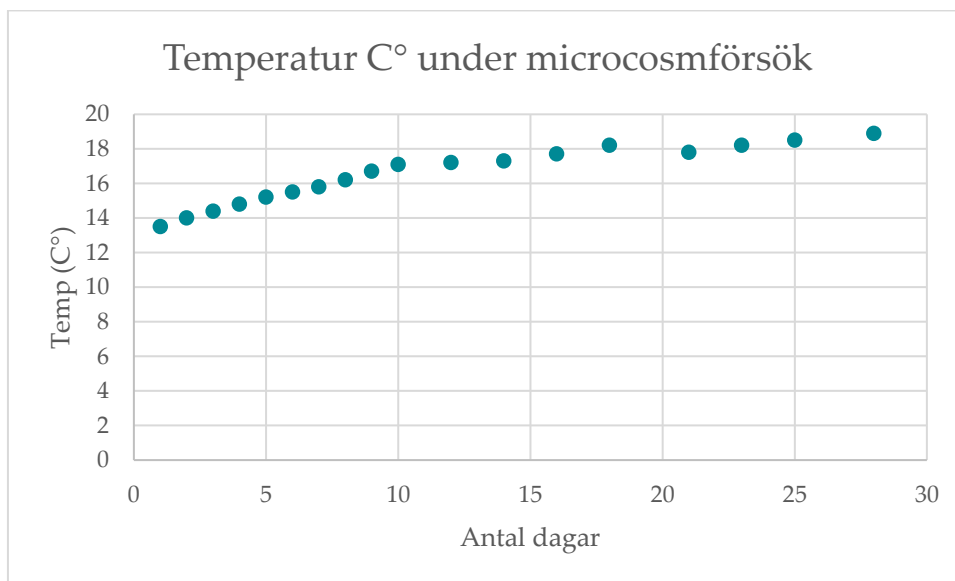
Tabell 25 Undersökta läkemedel och de nominella koncentrationerna i bägarna vid försöksstart.

Substans	Stamlösning (µg/µl)	Låg dos (µg/L)	Hög dos (µg/L)	Tillsatt mängd, Låg (µg)	Tillsatt mängd, Hög (µg)
Karbamazepin	2,1	10	100	30	300
Citalopram	2,2	22	220	66	660

Diklofenak	4,1	150	1500	450	4500
Metoprolol	4,1	150	1500	540	5400
Sertralin	0,6	6	60	18	180
Venflaxin	0,64	19	190	57	570

Försöksbetingelser

Dagliga kontroller av djurens status och regelbundna mätningar av vattenkemi utfördes i de olika glasbägarna med läkemedel och kontroller. Temperaturen under försöksperioden framgår av **Figur 29**. Glasbägarna genomluftades under försöksperioden där de uppmätta syrekoncentrationerna översteg 70% i alla bägare vid alla mättillfällen. Uppmätning av pH-värdet visade 7,6-7,8 vid försöksstart. På grund av koldioxiden som frigörs vid andningen sjunker pH-värdet sakta ned mot 5,8 som är kolsyrans pKa-värde där jämvikt sker. Ingen lösning uppvisade ett pH-värde under 7 vid någon mätning. Exkretionsprodukterna analyserat som NH₄ och NO₂ steg sakta under försökets gång. Under försökens 3 första veckor uppmättes 0,1-0,25 mg/l NH₄ i testlösningarna och NO₂ i intervallet 0,025-0,1 mg/l. I slutfasen av försöket steg NH₄ till 1,0 mg/l och NO₂ till 0,6 mg/l. Ingen dödlighet eller avvikande beteende registrerades hos någon försöksgrupp så organismerna tycks inte akut påverkade av de något förhöjda NH₄/NO₂-värdena.



Figur 29 Temperatur (C°) under försöket.

Resultat

Exponeringens påverkan på de akvatiska organismerna

Ringmaskarna (Tubifex) utvecklades väl när de flyttats till egen glasbägare och slapp predation av grodyngel. Efter 28 dygn samlades de in och placerades omedelbart i frys. Detta gällde även fjädermygglarverna (Chironomider) vars numerär minskade rätt markant på grund av predation

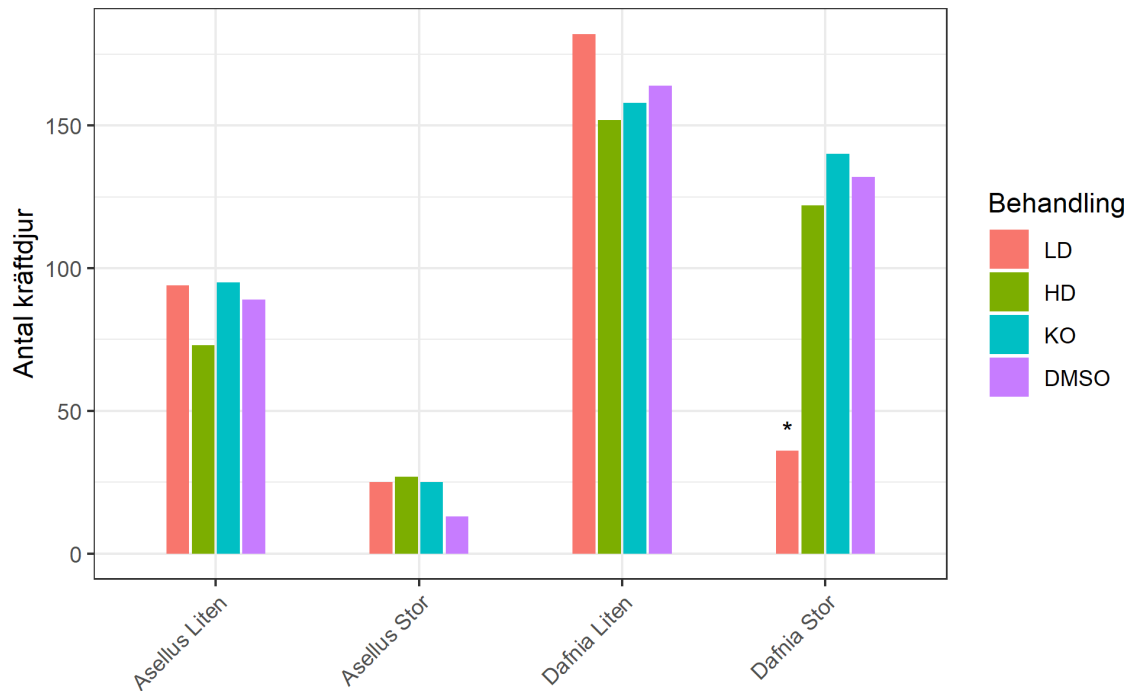
innan de flyttades till samma glasbägare som tubifex. Grodynglen växte och utvecklade benanlag under försökets gång. Alla tillsatta yngel överlevde 28 dagar och samlades in och lades i fryskåp för de kommande analyserna. Ingen individ av grodyngel uppvisade någon avvikande morfologi eller beteendeförändring. Hoppkräftorna (*Dafnia*) tillväxte och förökade sig väl i alla undersökta doser. Djur för analys filtrerades av efter 14 och 28 dygn. Alla filtrerade dafnier räknades och samlades ihop till ett prov/koncentration som frystes ned omedelbart för kommande analyser. Sötvattengråsuggor (*Asellus*), uppvisade en positiv tillväxt liksom en god produktion av nauplier (avkomma) i alla glasbägare. Grodynglen prederade även på snäckor och rörbyggande sländlarver så vid försökens avslutande var det så få individer kvar att det var en otillräcklig mängd för analyser av läkemedel.

Reproduktion hos kräftdjur

I **Figur 30** redovisas antalet kräftdjur som räknats vid exponeringens slut. Dafnierna är uppdelade i två grupper med stora och små individer. De stora representerar avkomma från de första 20 individerna som tillsattes vid försöksstart, vilka benämns generation F1. Gruppen små dafnier representerar den andra generationen som betecknas F2 vilka fötts under försökets gång. I renvattenkontrollen och kontrollen med den högsta dosen DMSO producerades 140 respektive 132 ungar i generation F1. I högdosen med läkemedel producerades 122 ungar under försöket, vilket är i paritet med de undersökta kontrollerna. Det försöksfel som uppstod när en liten vattensalamander av misstag kom med i lågdosbägaren gör att reproduktionsvariabeln inte är relevant för jämförelser av antalet dafnieungar i lågdos.

Sötvattengråsuggorna växer inte lika fort som dafnier men de fortplantar sig relativt snabbt och de små representerar den första generationen (F1) som fötts under försöken. De har en längre generationscykel än *dafnia* så ingen andra generationens djur hade fötts vid försöken avslutande efter 28 dygn.

Av de 25 halvstora sötvattengråsuggorna som tillsattes till de olika bägarna vid försöksstart kunde i stort sett alla återfinnas vid brytningen av försöket. De producerade i snitt 81 avkomma per grupp där djur som exponerats för blandningar eller kontroller bedömdes producera likvärdiga antal avkommor.

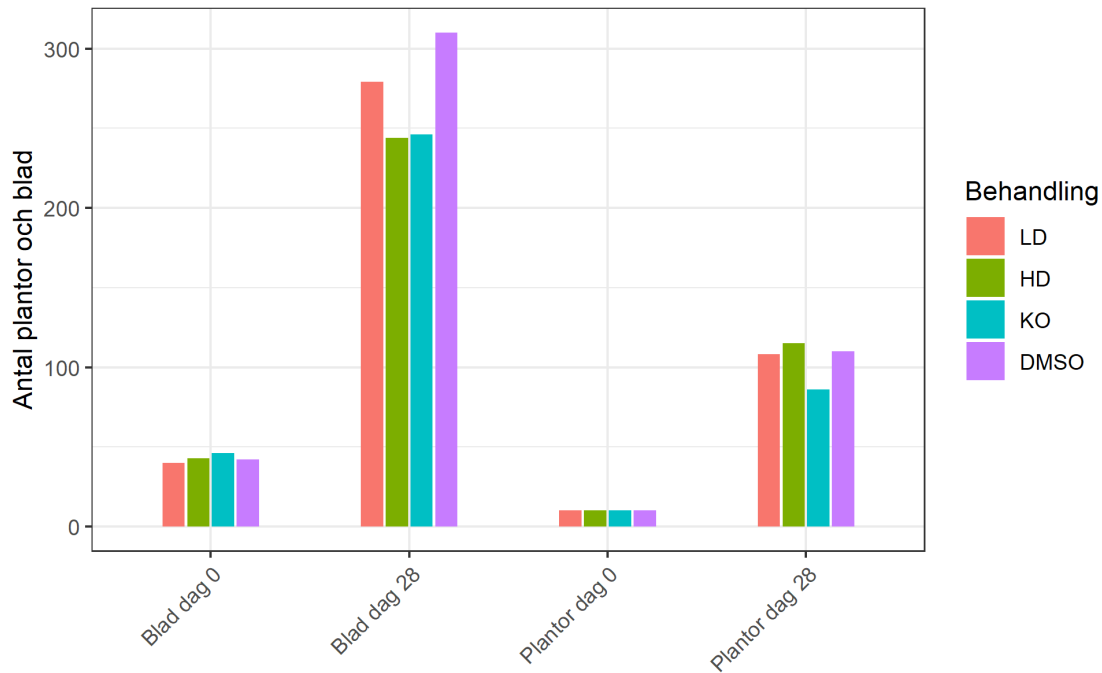


Figur 30 Antal kräftdjur vid exponeringens slut. HD=hög dos, LD=låg dos, DMSO=endast lösningsmedel, KO=kontroll. *lågt antal pga predation av vattensalamander.

Fytotoxicitet

Tillväxten hos de planter av andmat (*Lemna minor*) som tillsattes vid försöksstarten framgår av **Figur 33**. Plantorna gör att mängden exkretionsprodukter, främst ammoniak, reduceras i systemen och minskar risken för försöksfel orsakade av abiotiska faktorer.

De 10 planter som försöken startade med hade delat sig och i snitt utvecklade 105 planter per bägare. Tillsatsen av lösningsmedlet DMSO med eller utan läkemedel stimulerade tillväxten och mellan 108-115 planter nybildades mot 86 planter i rent vatten. Antalet blad per bägare var i medeltal 43 vid försökstart. Vid försökens slut efter 28 dygn uppgick antalet i medeltal till 254 blad per bägare. Även för denna variabel stimulerades tillväxten av DMSO, och kontrollen och Hög dosen det lägsta antalet nybildade planter och blad som räknas vid exponeringens slut.



Figur 31 Tillväxt hos Lemna minor. HD=hög dos, LD=låg dos. DMSO=endast lösningsmedel, KO=kontroll.

Analys av läkemedel

Grodorna uppvisade en jämn tillväxt, lågdosen (LD) avviker något från medelvärdet på 2,4 g (Tabell 26). Sötvattengräsuggorna uppvisar god tillväxt och endast i DMSO-kontrollen fanns färre djur. Med undantag för LD så var det god tillväxt på dafnierna och det syns även i avsnittet om reproduktion under försöksperioden. Tillväxten hos exponerad tubifex var god och nära nog likvärdig eller något bättre än för kontrollgruppen.

Tabell 26 Mängden organismer g vv /glasbägare (% av kontroll inom parentes) som samlades in för läkemedelsanalyser vid exponeringens slut efter 28 dygn. HD=hög dos, LD=låg dos, DMSO=endast lösningsmedel, KO=kontroll. KI= konfidensintervall, beräknat för medelvärdet.

Art	HD	LD	DMSO	KO	Medel (g)	95% KI
Groda	2,49 (104)	2,09 (87)	2,65 (111)	2,39	2,40	0,38
Asellus	2,15 (139)	1,57 (101)	0,85 (55)	1,55	1,53	0,85
Dafnia	0,69 (164)	(0,11)*	0,54 (129)	0,42	0,55	0,21
Tubifex	2,22 (88)	3,27 (129)	2,32 (92)	2,53	2,58	0,75

*av misstag samlades en liten vattensalamander in med de andra djuren. Denna individ gömde sig väldigt effektivt och upptäcktes först vid försökens avslutning. Salamandrar är väldigt förtjusta i zooplankton, vilket är förklaringen till de relativt få dafnier som kunde provtas från denna dos.

I **Tabell 27** och **Tabell 28** redovisas koncentrationen av läkemedel som analyserades i respektive organismgrupp efter 28 dygns exponering. De tillsatta mängderna till vattenfasen skiljer sig mellan läkemedlen, så mängderna visar mer på skillnaden i upptag av olika läkemedel i olika organismgrupper än skillnader mellan olika läkemedel.

Tabell 27 Analyserade koncentrationer (ng/g vv) av läkemedel i akvatiska organismer som vistats 28 dygn i Hög dos.

Art	Karbamazepin	Citalopram	Diklofenak	Metoprolol	Sertralin	Venlafaxin
Chironomid	256	1170	9920	464	1104	110
Tubifex	184	411	627	196	1960	104
Dafnia	285	3310	2450	3774	2527	649
Asellus	263	1050	1140	1315	1403	324
Groda	147	2480	930	4573	7674	775

Tabell 28 Analyserade koncentrationer (ng/g vv) av läkemedel i akvatiska organismer som vistats 28 dygn i Låg dos 1/10 del av Hög dosen

Art	Karbamazepin	Citalopram	Diklofenak	Metoprolol	Sertralin	Venlafaxin
Chironomid	122	141	704	150	25	26
Tubifex	28	30	24	16	280	2.8
Dafnia	42	216	163	96	145	1,1
Asellus	106	327	120	448	240	142
Groda	55	930	71	2480	1162	302

Alla de undersökta läkemedlen kunde återfinnas i detekterbara koncentrationer i de olika akvatiska organismerna som exponerats för läkemedel i både hög och låg dos. Eftersom vattenkoncentrationen varierade för de studerade läkemedlen hänvisas till **Tabell 30** och **Tabell 31** där bioackumuleringsfaktorerna (BCF) för de olika läkemedlen redovisas.

Några läkemedel var detekterbara i väldigt låga koncentrationer i djuren som ingick i kontrollgruppen (**Tabell 29**). Citalopram och metoprolol detekteras i *Dafnia*, *Asellus* och grodyngel. De sistnämnda arterna är insamlade i naturen där spårämngder kan finnas i vattensamlingarna. De högsta detekterade mängderna av citalopram och metoprolol i grodyngel utgör 1,3 respektive 0,9% av mängden analyserad i djuren som vistats i lågdosgruppen. Inget tydligt samband eller mönster som indikerar bakgrundskontaminering syns för övriga läkemedel eller organismgrupper.

Tabell 29 Bakgrundskoncentrationer (ng/g våtvikt) av läkemedel analyserade i djuren som ingick i kontrollgruppen

Art	Karbamazepin	Citalopram	Diklofenak	Metoprolol	Sertralin	Venlafaxin
Chironomid	<	<	<	<	<	<
Tubifex	<	<	<	<	4,6	<
Dafnia	<	6,7	3,3	5,9	<	1
Asellus	<	11	<	4,9	<	<
Groda	<	12	<	23	4,3	3,2

< ej detekterbara koncentrationer

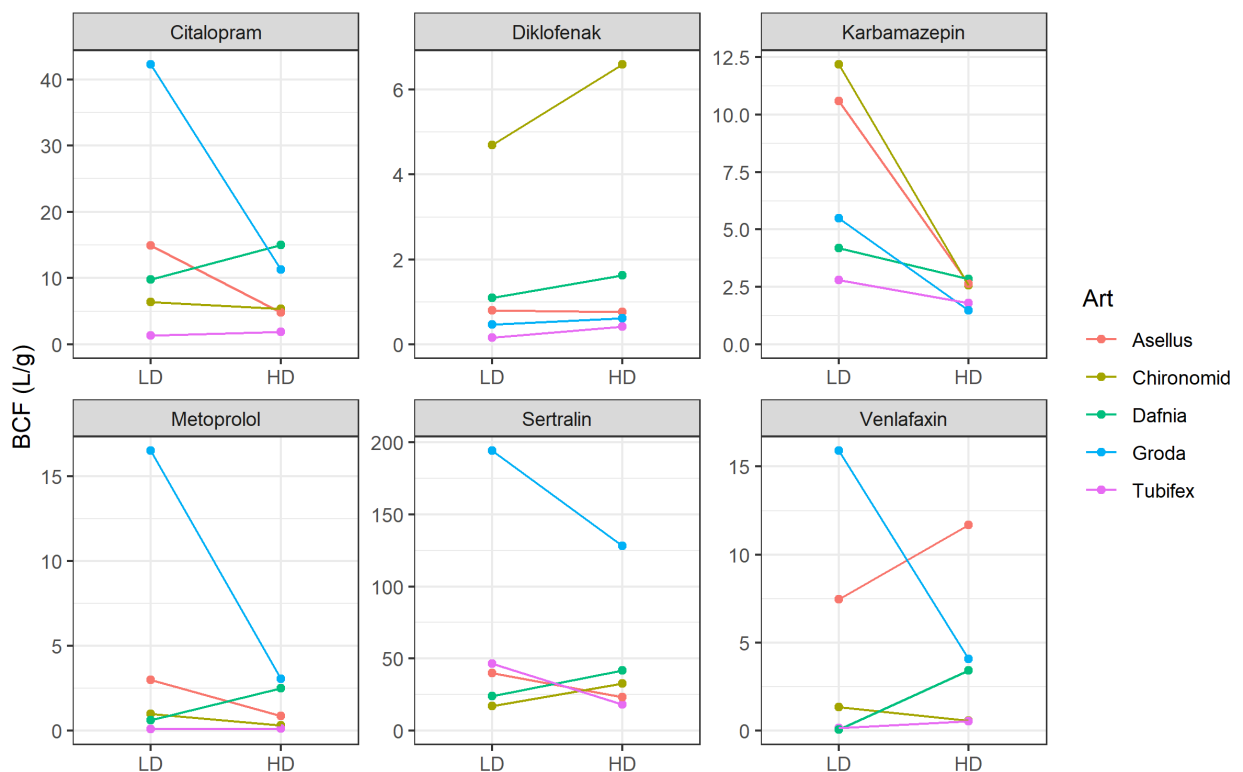
Biokoncentrationsfaktorer

Biokoncentrationsfaktorer för upptag av läkemedel i de olika organismerna exponerade för hög dos och låg dos beräknades på analyserad mängd i samlingsprov (ng/g vv) av respektive art dividerat med ursprungskoncentrationen tillsatt som engångsdos i vattenfasen (ng/L) (**Figur 32**).

Eftersom alla analyserade organismer exponerats under 28 dygn i samma glasbägare så är koncentrationen av läkemedel de utsatts för densamma för alla olika djur i försöket. Beroende på olika kemisk-fysikaliska egenskaper hos läkemedel anrikas de i olika mängd i de undersökta akvatiska organismerna. Den faktor som bedöms styra upptaget mest är fettlöslighet (lipofilitet) mätt som $\log K_{ow}$ (fördelningen mellan vatten/oktanol) av respektive läkemedel. Även pK_a -värdet kan vara av betydelse när det gäller substanser som är syror alternativt baser. Siffrorna till grund för **Figur 32** och $\log K_{ow}$ -värden finns i **Appendix C – Tabell C:47**.

Om man studerar ovanstående tabeller med utgångspunkt på specifika läkemedel så visar de två doserna av karbamazepin en spridning i BCF-värden på mellan 1,5 och 12 ggr högre koncentration i organismer jämfört med omgivande medium. Chironomider, Dafnia och Asellus uppvisar likvärdiga BCF-värden, i spannet 2,56-2,85 i högdosen. Spridningen är större i den lägre dosen där BCF på 12 respektive 10 beräknades för Asellus och Dafnia. Eftersom mängden dafnia som kunde analyseras var liten i förhållande till andra djurgrupper beroende på trolig predation av salamander bör värdet tolkas med försiktighet. Substansen har lågt $\log K_{ow}$ -värde vilket indikerar att den inte är speciellt fettlös och binds i mindre utsträckning till feta strukturer. Övriga egenskaper hos läkemedlet indikerar ett lågt upptag i de vattenlevande organismer som ingått i denna studie. Citalopram har betydligt högre $\log K_{ow}$ (3,74) och där biokoncentrationsfaktorn i kräftdjur och grodyngel i låg dos varierar mellan 1,8 för tubifex och 15 för dafnier. BCF i lågdosen visade på ett annat mönster med högre ackumulering i fyra av fem organismgrupper jämfört med högdosen, upp till 42 gånger för grodynglen jämfört med 11 i högdosen. I högdosen har troligen inte steady-state inträtt än pga den korta exponeringstiden. Detta läkemedel kan befaras anrikas i groddjur och kräftdjur om det utgående avloppsvattnet innehåller detekterbara koncentrationer. Diklofenak anrikas i mindre mängd i de olika organismerna och endast chironomider (fjädermyggslarver) och kräftdjuret Dafnia uppvisar högre BCF-värden mellan 1,6 och 6,6. I resterande grupper beräknades BCF <1, dvs ingen bioackumulering sker. Eftersom diklofenak är en syra så är pH-värdet i recipienten en viktig faktor att mäta eftersom det avgör hur molekylens betar sig. Detta är jämförbart med ammonium/ammoniak jämvikten där jonformen avgör hur giftig molekyl är för det akvatiska livet. Metoprolol anrikas inte i tubifex (ringmaskar), chironomider eller i Aselleus (sötvattengräsugga) där lägre koncentration analyseras i djuren än i

omgivande medium. För övriga organismer dafnia och groda i högdosen och Asellus och groda i låg-dosen anrikas metoprolol i intermediär utsträckning mellan 2,5-3 gånger. Undantaget är grodynglen som vistats i låg dos där hela 16 gånger högre koncentration analyserades i organismerna jämfört med koncentrationen i vattenfasen. Sertralin som är en kraftigt lipofil substans anrikades i högst utsträckning av alla undersökta läkemedel. Detta var förväntat och här doserades låga doser till vattenfasen jämfört med tex. diklofenak och metoprolol. BCF-värden för tubifex, chironomider, dafnier och Asellus visade mellan 17-47 gångers anrikning i båda koncentrationerna. För grodynglen översteg BCF 100 gångers anrikning i båda testade läkemedelskoncentrationerna, med 128 och 194 gånger högre anrikning jämfört med omgivande medium. Venflaxin uppvisar en låg till intermediär anrikning i de akvatiska organismerna chironomid, tubifex och dafnia exponerade för låg dos. Grodyngel och Asellus i båda doserna ackumulerar mest substans och BCF-värden beräknades till mellan 4 och 16.



Figur 32 Beräknade biokonzentrationsfaktorer (BCF) baserat på den analyserade mängden i organismerna (ng/g våtvikt) dividerat med dosen läkemedel tillsatt till vattenfasen (ng/L), efter 28 dygns exponering för hög och låg dos.

Biokonzentrationsfaktorerna varierar en del mellan hög dos och låg dos. Generellt är biokonzentrationsfaktorn lägre än förväntat i högdosen eftersom läkemedelskoncentrationerna i vattenfasen är 10 gånger högre i denna dos. Detta kan ha flera förklaringar men troligt är att koncentrationen läkemedel sjunkit i försökskärnen under försöksperioden samt att ett stabilt jämviktsförhållande (Steady-state) inte har inträtt i högdosen efter den relativt korta exponeringstiden på 28 dygn.

I ett försök att bedöma vilka mängder läkemedel de undersökta organismerna anrikas, har en ranking genomförts för att få en bild av hur fördelningen ser ut mellan olika grupper (**Tabell 30**).

Tabell 30 Upptagsmönster hos de olika organismerna genom en ranking av BCF-värdena (Hög dos, HD och Låg dos, LD) där siffran 1 är den organism med lägsta anrikningen av aktuell substans och siffran 5 är den organism där högst koncentration har analyserats.

Art	Karbamazepin	Citalopram	Diklofenak	Metoprolol	Sertralin	Venlafaxin
Chironomid	HD=3, LD=3	HD=2, LD=2	HD=5, LD=4	HD=2, LD=2	HD=1, LD=1	HD=2, LD=3
Tubifex	HD=1, LD=1	HD=1, LD=1	HD=1, LD=1	HD=1, LD=1	HD=2, LD=2	HD=1, LD=1
Dafnia	HD=5, LD=5	HD=5, LD=4	HD=4, LD=5	HD=4, LD=3	HD=4, LD=4	HD=4, LD=2
Asellus	HD=4, LD=4	HD=3, LD=3	HD=3, LD=3	HD=3, LD=4	HD=3, LD=3	HD=3, LD=4
Groda	HD=2, LD=2	HD=4, LD=5	HD=2, LD=2	HD=5, LD=5	HD=5, LD=5	HD=5, LD=5

Ringmasken tubifex är den undersökta organism som anrikas minst läkemedel av de testade organismerna vilket gäller för båda doserna. Maskarna innehåller mest vatten och har lite feta strukturer. Chironomiderna (fjädermygglarver) uppvisar ett högre upptag av läkemedel jämfört med maskarna, framför allt diklofenak där den högsta eller näst högsta mängden kunde detekteras för den djurgruppen. För övriga läkemedel hamnar mängderna på en intermediär nivå för denna djurgrupp. De två undersökta kräftdjuren dafnia och sötvattengråsugga skiljer sig när man studerar rankingen av BCF-värdena. Asellus hamnar i snitt på 3,33 poäng jämfört med 4,08 för dafnia. Dafnian får den högsta poängen (5) vid fyra fall och det näst högsta poängen 4 i 6 fall. I grodynglen analyseras de högsta koncentrationerna av metoprolol, sertralin och venlafaxin, det gäller för de båda undersökta doserna. Även citalopram anrikas till höga koncentrationer i de båda undersökta doserna. Däremot karbamazepin och diklofenak koncentreras i betydligt lägre mängd än i tex. Dafnia och chironomider.

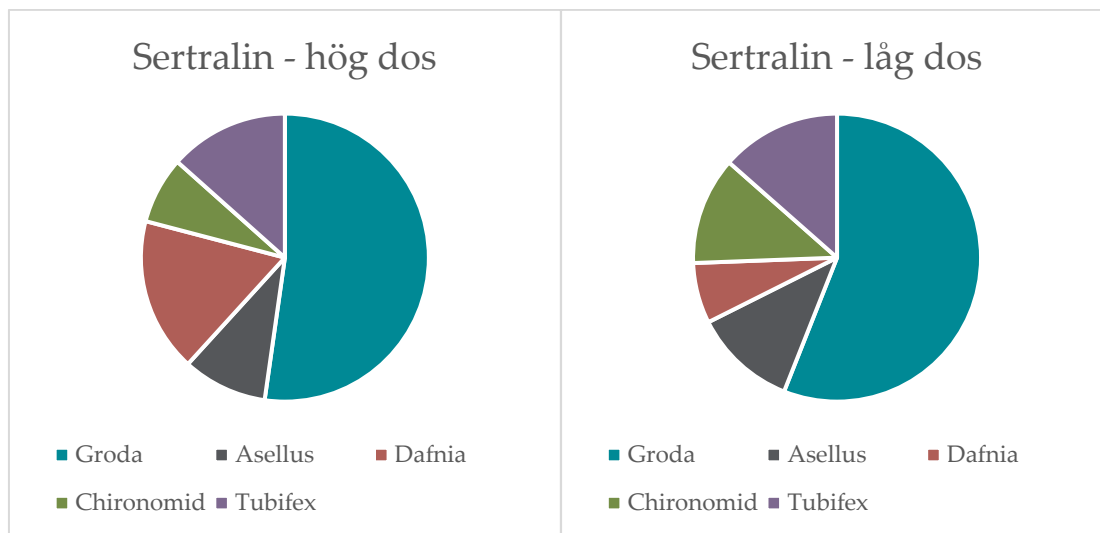
Doseringen av läkemedel skedde som en engångsdos till glasbägarna. Den ackumulerade mängden i djuren kan därmed jämföras med den totala mängden som tillsatts av respektive läkemedel. I **Tabell 31** redovisas den procentuella fördelningen av de sex olika läkemedlen baserat på mängden återfunnen i respektive prov som analyserats.

Tabell 31 Upptag i organismer % av tillsatt mängd läkemedel i Hög dos under 28 dygn.

Substans	Dafnia	Tubifex	Groda	Asellus	Chironomid	Mängd μg	% av tillsatt dos
Karbamazepin	0,65	1,3	1,22	1,88	0,20	300	5,25
Citalopram	3,2	0,4	2,4	1,05	1,14	660	8,19
Diklofenak	1,93	0,5	0,73	0,88	0,72	4500	4,76
Metoprolol	2,8	0,14	3,41	0,96	0,34	4500	0,17
Sertralin	12,1	9,4	36,5	6,65	5,25	180	70
Venlafaxin	2,67	0,42	3,1	1,32	0,45	570	1,39

Mängden substans som ackumulerades i de olika organismerna i förhållande till tillsatt mängd varierade stort. Vissa läkemedel är vattenlösliga tex karbamazepin, diklofenak, metoprolol och

venflaxin vilket ger en låg bioackumuleringspotential. I detta försök kunde mellan 1,39-5,25 % av tillsatt mängd av de fyra läkemedlen återfinnas vid analys av organismerna. Sertralin som är fettlöslig har hög fördelningskoefficient (log Kow) och binds lätt till feta strukturer. För citalopram med en intermediär fettlöslighet analyserades 8,19% av tillsatt mängd i organismerna efter 28 dygns exponering. 70% av tillsatt mängd av den fettlösliga substansen sertralin kunde återfinnas i de olika organismerna. Vidare var groda den organismgrupp som tog upp mest sertralin (**Figur 33**). Detta gällde både i hög- och lågdos. Man bör ha i minnet att analyserna har genomförts för att spåra de ursprungliga läkemedelsmolekylerna och inte nedbrytnings- eller omvandlingsprodukter.



Figur 33 Fördelning av sertralin i olika akvatiska organismer exponerade i microcosm för hög och låg dos.

Sammanfattande diskussion och slutsatser

I recipienten till Rimbo ARV mättes mellan december 2021 och september 2022 ett antal mikroföroreningar i vatten och biota. Det genomfördes också effekttester för bland annat östrogen aktivitet, biologiska tester med zebrafisk och dammsnäcka, samt ett microcosmförsök där arter representerandes olika trofnivåer exponerades för en blandning av olika läkemedel.

Mätningar av koncentrationer i vatten, såväl i utgående renat avloppsvatten som recipientvatten i Vallbyån och Kundbysjön, visar tydligt att verket bidrar med en tillförsel av läkemedel, hormoner och PFAS, men samtidigt att det, särskilt för läkemedel och hormoner, är stor variation i hur höga koncentrationerna är i utgående vatten och i recipientvatten. I nedströms provpunkt varierade totalkoncentrationen av de 24 analyserade läkemedlen mellan 110 och 1500 ng/L. I Kundbysjön var motsvarande <LOD och 500 ng/L. Att variationen är stor är att förvänta i och med att koncentrationerna i utgående vatten av enskilda läkemedel kan variera åtminstone 10-faldigt mellan olika tillfällen, samtidigt som flödet i Vallbyån varierar ungefärligen mellan 0,2 – 1,0 m³/s mellan olika tider på året. Baserat på koncentrationer i utgående vatten uppskattades att Rimbo ARV årligen tillför totalt 6 500 gram av de läkemedel som analyserats. Störst del av detta utgörs av losartan (1 000 g), ibuprofen (990 g), furosemid (810 g) och metoprolol (810).

Tillförseln av PFAS var marginell, och koncentrationerna Σ PFAS₁₁ i recipientvattnet var med marginal under bedömningsgrunden på 90 ng/L. Medelkoncentrationen uppströms i Vallbyån var 8 ng/L. Nedströms var den 10 ng/L. Även koncentrationerna av fenoler var med marginal under gränsvärdet för kemisk ytvattenstatus. För ciprofloxacin och diklofenak, de två läkemedel som har bedömningsgrund enligt HVMFS (2019), var koncentrationerna under maximala tillåtna max- och medelkoncentrationer.

Koncentrationen av 17 β -östradiol var vid en mätning på 7 ng/L nedströms, men vid samma tillfälle 6 ng/L uppströms, vilket antyder att huvuddelen av det som uppmättes nedströms Rimbo ARV redan fanns uppströms om verket. I övrigt var koncentrationerna av denna substans lägre än eller omkring detektionsgränsen på 2 ng/L. I Kundbysjön var alla prover under detektionsgränsen vilket innebär att det inte går att uttala sig om huruvida bedömningsgrunden för årsmedelvärde på 0,4 ng/L överskrids, eftersom detektionsgränsen är högre än denna. Samma resonemang gäller för 17 α -etinylostradiol som var under detektionsgränsen på 2 ng/L vid alla mätningar i alla provpunkter, men där bedömningsgrunden ligger på 0,035 ng/L. I sammanhanget kan nämnas att det är vanligt förekommande att laboratoriernas detektionsgränser är högre än respektive bedömningsgrund.

Risk för hormonstörande effekt i recipient avseende östron och 17 β -östradiol skattades via ekotoxikologiska riskkvoter, utifrån uppmätta koncentrationer i utgående vatten. Resultaten visade på att risk för hormonstörande effekt finns i Vallbyån och Kundbysjön. Detta motsägs dock till viss del av de östrogena effekttest baserat på jästceller (YES) som genomfördes på recipientvatten. Vid ett av fyra mättillfällen nedströms Rimbo ARV var koncentrationen sådan att negativ påverkan kan föreligga, i övrigt var de under testets detektionsgräns på 0,1 ng/L östradiolekvivalenter/L. De två mätningarna i Kundbysjön visade på lägre effekt än detektionsgränsen. Möjligen skulle effekten kunna vara högre vid vinter- eller höstförhållanden – endast vår och sommar mättes. Utöver YES-testet genomfördes ett annat celltest av östrogen påverkan av Biocell Analytica. Det testet visade i snitt på högre östrogen aktivitet än YES-testet.

Det var dock fallet att resultaten blev likvärda i Kundbysjön och i referenssjön Syningen, samt i nedströms och uppströms i Vallbyån, vilket indikerar att Rimbo ARV inte nämnvärt ökar vattnets östrogena effekt. De kemiska mätningarna i utgående vatten visar dock att ett tillskott sker (17 β -östradiol mellan <2–16 ng/L i utgående), men det förefaller inte stort nog för att resultera i skillnader i östrogen effekt mellan referens- och recipientvatten.

Risikovoter i recipientvatten beräknades även för läkemedel, både som skattade utifrån koncentrationer i utgående vatten och utifrån uppmätta koncentrationer i recipient. Resultaten visade på att risk för negativ påverkan på vattenlevande organismer från exponering av citalopram, oxazepam och diklofenak föreligger. Dessa risker reduceras dock avsevärt om verkets utgående vatten slutpoleras med antingen ozon eller GAC, vilket är att förvänta i och med att avskiljningen med dessa extra reningssteg för de flesta läkemedel är åtminstone 90%.

Mätningar genomfördes också i biota från recipient- och referensvatten. Mätningarna i fisk, här gädda, abborre och sarv, visade på förekomst av läkemedel, framförallt i gädda från Kundbysjön. Flest läkemedel detekterades i njure från denna art. De läkemedel som detekterades förekom i storleksordningen enstaka till något tiotal ng/g vv, vilket stämmer väl överens med tidigare mätningar i fisk från recipienter till reningsverk (Viktor et al., 2021). Däremot hittades inga mätningar i njure av gädda i litteraturen, vilket försvårar jämförelser. Halterna i fisk varierade också avsevärt mellan de olika provtagningstillfällena, vilket rimligtvis återspeglar att det även i vattnet i Kundbysjön förekom stora skillnader mellan de olika proverna. Exempelvis var diklofenak den substans som noterades i högst koncentrationer i gäddans njure vid fisket i februari (som mest 37 ng/g vv), samtidigt som diklofenak inte detekterades i gäddan fångad i maj (<0,1 ng/g vv). I fisk från Kundbysjön mätas också PFAS i muskel från gädda och abborre. Resultaten visade på generellt låga halter i relation till gränsvärdet för PFOS på 9,1 ng/g vv i biota (HVMFS, 2019) samt nyligen antagna artspecifika gränsvärden (European Commission, 2022). Halten PFOS i abborren och gäddan låg mellan 0,84-0,85 ng/g vv. Gränsvärdet för abborre ligger dock högt, på 35 ng/g vv PFOS, vilket gör att det i denna typ av utredningar inte anses som ett relevant jämförvärde för att utröna vilka halter som är höga respektive låga. I gädda ligger gränsen på 7,0 ng/g vv PFOS. Läkemedels- och PFAS-analys i signalkräfta från Vallbyån genomfördes också. Ingen läkemedelssubstans kunde detekteras i kräftans hepatopancreas och PFOS halten i dess stjärtmuskel var 0,19-0,23 ng/g vv. Gränsvärdet ligger på 3,0 ng/g vv (European Commission, 2022). Sammantaget visar genomförda mätningar av läkemedel i biota att njure av gädda är en lämplig matris för undersökning av läkemedel. Denna slutsats försvagas dock av att endast ett prov av sarv respektive abborre analyserats och det inte hittats litteraturvärden som bekräftar eller falsifierar detta. Resultaten pekar också mot att halter av läkemedel i kräfta kan förväntas vara under vanligt förekommande detektionsgränser även om de levit i en recipient till ett reningsverk med endast måttlig utspädning av det utgående vattnet.

Det microcosmförsök som genomfördes, där ett antal organismer exponerades för två olika doser av sex utvalda läkemedelssubstanser visade inte på några akuta toxiska effekter i form av påverkan på reproduktion och tillväxt. Försöket visade dock att olika organismer kan ha en stor skillnad i upptag av läkemedel från omgivande vatten, samt att vissa läkemedel tenderar att tas upp i olika omfattning. Det bör nämnas att koncentrationerna i det vatten som försöksorganismerna exponerats för var betydligt högre jämfört med vad som anses ekologiskt relevant. Lågdosen hade koncentrationer i storleksordningen 6-150 μ g/L, och högdosen 10 gånger högre än det. Även i försöket med sebrafisk och dammsnäcka, som exponerats för utgående avloppsvatten samt utgående behandlat med GAC och ozon, noterades inga tydliga negativa effekter på tillväxt, reproduktion eller genuttryck hos de organismer som exponerats för det utgående vattnet.

Vid jämförelse mellan genomförda delstudier framträder en bild med i viss mån motstridiga resultat, där beräknade riskkvoter visade att risk för negativa effekter på akvatiska organismer i recipienten kan förekomma på grund av förhöjda koncentrationer av östrogena hormoner och läkemedel, medan de genomförda akvarieförsöken inte gav stöd för att negativa effekter förekommer. Inte heller de östrogena effekttester som genomfördes gav stöd för att det förekommer skillnader i östrogen effekt mellan referens- och recipientvatten. Att riskkvoterna, som utgår från *predicted no effect concentration* (PNEC), skiljer i förhållande till utförda tester med exempelvis zebrafisk eller bottenlevande fauna är dock i sig inte förvånande. Framtagandet av PNEC (Ågerstrand, 2019) baseras på studier av olika typer av akvatiska organismer som beräknat *no observed effect concentration* (NOEC). PNEC beräknas sedan utifrån NOEC och en sammanvägd osäkerhetsfaktor (vanligtvis mellan 10-1000) som leder till att PNEC ofta blir betydligt lägre än ett NOEC från en enskild studie. I sin tur betyder det att även om negativa effekter inte noterats i en studie vid koncentration X av läkemedel Y på en akvatisk organism så kan PNEC för just det läkemedlet ändå vara flera tiopotenser under koncentrationen där inga negativa effekter noterades. De akvarieförsök som genomförts till grund för denna rapport är dessutom korttidsstudier undersökande akut toxicitet, medan de studier som föredras vid beräkning av PNEC är långtidsstudier undersökande kronisk toxicitet.

Slutsatser:

- De provtagningar som genomfördes mellan december 2021 och september 2022 visar att organismer i Vallbyån och Kundbysjön exponeras för flertalet läkemedel, i nivåer varierande mellan <LOD och några hundratal ng/L. Sådana nivåer bedöms vara vanligt förekommande i recipienter till ARVs med låg till måttlig spädning.
- Mätningarna av läkemedel i biota visade på ett varierande upptag. Det förekom stor skillnad mellan olika arter, olika tidpunkter och olika organ. Underlaget var inte stort nog för några mer genomgående statistiska analyser, men det framkom en indikation av att njure av gädda är en lämplig matris för att undersöka förekomst av läkemedel i biota. I signalkräfta detekterades inga läkemedel, vilket indikerar att detta inte är en lämplig organism för att undersöka förekomst av läkemedel i biota.
- Tillskottet av fenoler och PFAS från Rimbo ARV till recipienten bedöms som lågt eller måttligt. PFAS-halter i fisk och kräfta ligger långt under gällande saluföringsgränsvärden
- De ekotoxikologiska riskkvoter som beräknades visar på att det förekommer risk för negativ påverkan på organismer i recipienten från ett antal läkemedel. Denna risk reduceras med tillägg av avancerad rening i form av antingen ozon eller granulerat aktiverat kol (GAC).
- Det akvarieförsök som genomfördes med zebrafisk och dammsnäcka visade inte på negativ påverkan på de exponerade organismerna. Detta visar att ekotoxikologiska riskkvoter baserade på koncentrationer i utgående vatten och akvarietester med samma utgående vatten kan ge olika resultat, vilket förefaller rimligt utifrån hur de olika metoderna är konstruerade.
- Det microcosmförsök som genomfördes visade på stor variation i upptag av läkemedel i olika organismgrupper och av olika läkemedel.
- Viss risk för hormonstörande effekt i recipient kan förekomma i recipienten, baserat på de tre sätt att mäta detta som användes: kemisk analys av östrogena hormoner, samt effekttesterna YES och ER-aktivitet. Bilden är dock inte på något sätt entydig, då de östrogena hormonerna och den östrogena effekten i flera fall var likartad i referens- och recipientvatten.
- I relation till effekttester av östrogen effekt framstår kemisk analys som ett trubbigt instrument, på grund av att detektionsgränserna ofta är högre än både bedömningsgrunder och vanligt förekommande koncentrationer, vilket är känt sedan

tidigare. Effektesterna å andra sidan visade på i viss mån olika resultat, med högre östrogen effekt i ER-test jämfört med YES-test.

- Den uppsättning effekttester baserade på humanceller som användes (däribland ER-aktivitet) är en relativt ny och obeprövad metod som bedöms bidra med användbar information vid utvärdering av ett vattens potentiellt negativa effekter på akvatiska organismer.
- Sammantaget ger utförda undersökningar och biologiska tester svagt stöd för att det är motiverat att införa mer avancerad rening vid Rimbo ARV avseende studerade mikroföroreningar. Den begränsade miljönyttan med att införa avancerad rening vid Rimbo ARV som resultaten pekar mot bör även vägas mot annan miljö- och klimatpåverkan som implementering och drift av den avancerade reningen medför.

Referenser

- Álvarez-Muñoz, D., Rodríguez-Mozaz, S., Maulvault, A. L., Tediosi, A., Fernández-Tejedor, M., Van den Heuvel, F., Kotterman, M., Marques, A., & Barceló, D. (2015). Occurrence of pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds in macroalgae, bivalves, and fish from coastal areas in Europe. *Environmental research*, 143, 56-64.
- Augustsson, A., Lennqvist, T., Osbeck, C. M., Tibblin, P., Glynn, A., Nguyen, M., Westberg, E., & Vestergren, R. (2021). Consumption of freshwater fish: A variable but significant risk factor for PFOS exposure. *Environmental research*, 192, 110284.
- Barthel Svedén, J., & Olsson, T. (2021). Miljögifter i fisk från Vänern, Vättern och Mälaren 2021 – utökad miljöövervakning i de Stora sjöarna. *Vänerns vattenvårdsförbunds rapport 135, Vätternvårdsförbundets rapport 152, Mälarens vattenvårdsförbunds rapport 2022:2*.
- Björlenius, B., Ripszám, M., Haglund, P., Lindberg, R. H., Tysklind, M., & Fick, J. (2018). Pharmaceutical residues are widespread in Baltic Sea coastal and offshore waters—Screening for pharmaceuticals and modelling of environmental concentrations of carbamazepine. *Science of The Total Environment*, 633, 1496-1509.
- Brodin, T., Fick, J., Jonsson, M., & Klaminder, J. (2013). Dilute concentrations of a psychiatric drug alter behavior of fish from natural populations. *Science*, 339(6121), 814-815.
- Brooks, B. W., Chambliss, C. K., Stanley, J. K., Ramirez, A., Banks, K. E., Johnson, R. D., & Lewis, R. J. (2005). Determination of select antidepressants in fish from an effluent-dominated stream. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 24(2), 464-469.
- Du, B., Haddad, S. P., Luek, A., Scott, W. C., Saari, G. N., Kristofco, L. A., Connors, K. A., Rash, C., Rasmussen, J. B., & Chambliss, C. K. (2014). Bioaccumulation and trophic dilution of human pharmaceuticals across trophic positions of an effluent-dependent Wadeable stream. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 369(1656), 20140058.
- EFSA. (2020). Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain. Efsa Journal*, 18(9), e06223.
- European Commission. (2022). COMMISSION REGULATION (EU) 2022/2388 of 7 December 2022 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels of perfluoroalkyl substances in certain foodstuffs.
- Folmar, L., Denslow, N., Kroll, K., Orlando, E., Enblom, J., Marcino, J., Metcalfe, C., & Guillet Jr, L. (2001). Altered serum sex steroids and vitellogenin induction in walleye (*Stizostedion vitreum*) collected near a metropolitan sewage treatment plant. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 40(3), 392-398.
- Folmar, L. C., Denslow, N. D., Rao, V., Chow, M., Crain, D. A., Enblom, J., Marcino, J., & Guillet Jr, L. J. (1996). Vitellogenin induction and reduced serum testosterone concentrations in feral male carp (*Cyprinus carpio*) captured near a major metropolitan sewage treatment plant. *Environmental Health Perspectives*, 104(10), 1096-1101.
- FORMAS. (2022). Svenskt kommunalt avloppsvatten och dess påverkan på vattenlevande organismer. *Formas, Rapport F1:2022. ISBN: 978-91-540-6162-4*.
- 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*
- Huerta, B., Rodríguez-Mozaz, S., Lazorchak, J., Barcelo, D., Batt, A., Wathen, J., & Stahl, L. (2018). Presence of pharmaceuticals in fish collected from urban rivers in the US EPA 2008–2009 National Rivers and Streams Assessment. *Science of The Total Environment*, 634, 542-549.
- HVMFS. (2019). *HVMFS 2019:25*. In Swedish: Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Swedish Agency for Marine and Water Management.
- Jobling, S., Burn, R. W., Thorpe, K., Williams, R., & Tyler, C. (2009). Statistical modeling suggests that antiandrogens in effluents from wastewater treatment works contribute to widespread sexual disruption in fish living in English rivers. *Environmental Health Perspectives*, 117(5), 797-802.
- Jobling, S., Coey, S., Whitmore, J., Kime, D., Van Look, K., McAllister, B., Beresford, N., Henshaw, A., Brighty, G., & Tyler, C. (2002). Wild intersex roach (*Rutilus rutilus*) have reduced fertility. *Biology of reproduction*, 67(2), 515-524.

- Jobling, S., Nolan, M., Tyler, C. R., Brighty, G., & Sumpter, J. P. (1998). Widespread sexual disruption in wild fish. *Environmental science & technology*, 32(17), 2498-2506.
- Jobling, S., Williams, R., Johnson, A., Taylor, A., Gross-Sorokin, M., Nolan, M., Tyler, C. R., van Aerle, R., Santos, E., & Brighty, G. (2006). Predicted exposures to steroid estrogens in UK rivers correlate with widespread sexual disruption in wild fish populations. *Environmental Health Perspectives*, 114(Suppl 1), 32-39.
- Karlsson, M., & Viktor, T. (2014). Miljöstörande ämnen i fisk från Stockholmsregionen 2013. *IVL rapport B2214*.
- Katsiadaki, I., Sanders, M. B., Henrys, P. A., Scott, A. P., Matthiessen, P., & Pottinger, T. G. (2012). Field surveys reveal the presence of anti-androgens in an effluent-receiving river using stickleback-specific biomarkers. *Aquatic Toxicology*, 122, 75-85.
- Kidd, K. A., Blanchfield, 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. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(21), 8897-8901.
- Klaminder, J., Hellström, G., Fahlman, J., Jonsson, M., Fick, J., Lagesson, A., Bergman, E., & Brodin, T. (2016). Drug-induced behavioral changes: using laboratory observations to predict field observations. *Frontiers in Environmental Science*, 4, 81.
- Lindqvist, U. (2022). Recipientkontroll för avloppsreningsverk i Norrtälje kommun år 2021. *Naturvatten i Roslagen AB, Rapport 2022:12*.
- Neale, P., Leusch, F., & Escher, B. (2021). *Bioanalytical tools in water quality assessment*. IWA publishing.
- NORMAN network, & Water Europe. (2019). Contaminants of Emerging Concern in Urban Wastewater - Joint NORMAN and Water Europe Position Paper. *Final version 10 sept 2019*.
- Norrsvatten. (2022). *Nytt gränsvärde för PFAS*. Retrieved 2022-12-02 from
- NVAA. (2022). Förstudie läkemedelsrening vid Lindholmens avloppsreningsverk i Norrtälje. Slutrapport Norrtälje vatten och avfall AB Oktober 2022.
- Näslund, J., Fick, J., Asker, N., Ekman, E., Larsson, D. J., & Norrgren, L. (2017). Diclofenac affects kidney histology in the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) at low µg/L concentrations. *Aquatic Toxicology*, 189, 87-96.
- OECD. (2012). *OECD Guidelines for the testing of chemicals Test No. 229: Fish Short Term Reproduction Assay*.
- Pettersson, M. (2022). PFAS i konsumtionsfisk från Stockholms sjöar och vikar. *Stockholms stad, Miljöförvaltningen, Dnr: 2022-10772*.
- Pfaffl, M. W. (2001). A new mathematical model for relative quantification in real-time RT-PCR. *Nucleic acids research*, 29(9), e45-e45.
- Pohl, J., Ahrens, L., Carlsson, G., Golovko, O., Norrgren, L., Weiss, J., & Örn, S. (2019). Embryotoxicity of ozonated diclofenac, carbamazepine, and oxazepam in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere*, 225, 191-199.
- Pohl, J., Björlenius, B., Brodin, T., Carlsson, G., Fick, J., Larsson, D. J., Norrgren, L., & Örn, S. (2018). Effects of ozonated sewage effluent on reproduction and behavioral endpoints in zebrafish (*Danio rerio*). *Aquatic Toxicology*, 200, 93-101.
- Ramirez, A. J., Mottaleb, M. A., Brooks, B. W., & Chambliss, C. K. (2007). Analysis of pharmaceuticals in fish using liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Analytical chemistry*, 79(8), 3155-3163.
- Robitaille, J., Denslow, N. D., Escher, B. I., Kurita-Oyamada, H. G., Marlatt, V., Martyniuk, C. J., Navarro-Martín, L., Prosser, R., Sanderson, T., & Yargeau, V. (2022). Towards regulation of Endocrine Disrupting chemicals (EDCs) in water resources using bioassays—A guide to developing a testing strategy. *Environmental research*, 205, 112483.
- Schultz, M. M., Furlong, E. T., Kolpin, D. W., Werner, S. L., Schoenfuss, H. L., Barber, L. B., Blazer, V. S., Norris, D. O., & Vajda, A. M. (2010). Antidepressant pharmaceuticals in two US effluent-impacted streams: occurrence and fate in water and sediment, and selective uptake in fish neural tissue. *Environmental science & technology*, 44(6), 1918-1925.
- Sehlén, R., Malmberg, J., Baresel, C., Ek, M., Magnér, J., Allard, A.-S., & Yang, J. (2015). Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten. *IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2218*.
- Selman, K., Wallace, R. A., Sarka, A., & Qi, X. (1993). Stages of oocyte development in the zebrafish, *Brachydanio rerio*. *Journal of morphology*, 218(2), 203-224.
- Socialstyrelsen. (2022). *Bilaga – Tabeller – Statistik om läkemedel 2021 – Uppdaterad 2022-08-10*.
- Svenson, A., Allard, A.-S., & Ek, M. (2003). Removal of estrogenicity in Swedish municipal sewage treatment plants. *Water research*, 37(18), 4433-4443.

- Van Aerle, R., Nolanusan, M., Jobling, S., Christiansen, L. B., Sumpter, J. P., & Tyler, C. R. (2001). Sexual disruption in a second species of wild cyprinid fish (the gudgeon, *Gobio gobio*) in United Kingdom freshwaters. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 20(12), 2841-2847.
- Vieno, N., Hallgren, P., Wallberg, P., Pyhälä, M., Zandaryaa, S., & Commission, B. M. E. P. (2017). *Pharmaceuticals in the aquatic environment of the Baltic Sea region: a status report* (Vol. 1). UNESCO Publishing.
- Viktor, T., Andersson, L., Adeoye Bello, M., Esfahane, B., Waldetoft, H., & Karlsson, M. (2021). Läkemedel i Vistån - Undersökning av koncentrationer i recipient och fiskförsök med avloppsvatten från Fors reningsverk. *IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport C578*.
- Waldetoft, H., Esfahane, B., & Karlsson, M. (2021). Läkemedelsrester i fisk från Vänern, Vättern och Mälaren. *Mälarens vattenvårdsförbund rapport 2021:2, Vänerens vattenvårdsförbund rapport 122, Vätternvårdsförbundets rapport 141*.
- Ågerstrand, M. (2019). Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances. *Department of Environmental Science and Analytical Chemistry (ACES) Stockholm University, ACES report 36*.
- Örn, S., Holbech, H., & Norrgren, L. (2016). Sexual disruption in zebrafish (*Danio rerio*) exposed to mixtures of 17 α -ethinylestradiol and 17 β -trenbolone. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 41, 225-231.

Appendix A

Detta appendix redovisar kompletterande information till Delstudie 1.

Tabell A:32 Läkemedelskoncentrationer (ng/L) vid uppströms provtagningspunkt i Vallbyån. Två mätningar genomfördes i februari (8e och 14e).

	dec 2021	feb 2022 A	feb 2022 B	mar 2022	apr 2022	maj 2022	juni 2022	sep 2022
Atenolol	<3	<2	<2	<1	<5	<5	<5	<1
Karbamazepin	<14	<23	<23	<21	<17	<17	<20	1-3
Ciprofloxacin	---	<20	<20	--	--	---	--	<5
Citalopram	<2	<4	<4	<1	<3	<10	<10	<1
Klaritromycin	<1	<2	<2	<2	<10	<10	<10	<3
Diklofenak	<6	4-14	4-14	1-2	<5	<3	<5	<5
Erytromycin	<4	<10	<10	<0.3	<10	<10	<10	<1
Flukonazol	<7	<6	<6	<7	<8	<9	<9	<1
Furosemid	<44	<12	<12	<13	<20	<9	<4	<12
Ibuprofen	<22	<40	<40	3	<29	<4	<16	<13
Ketokonazol	---	<30	<30	--	--	---	--	---
Losartan	<7	<4	4-14	<4	<10	6-19	<10	1-2
Metotrexat	---	<4	<4	<2	<2	<2	<10	<1
Metoprolol	<6	4-12	4-12	<4	<3	<3	<5	<2
Naproxen	1-6	2-7	2-7	<3	<8	<2	<5	<7
Oxazepam	<9	<8	<8	<2	<3	<5	<5	<1
Paracetamol	<26	<13	<13	<11	<7	<7	<5	<3
Propranolol	<2	<0.5	<0.5	<5	<5	<5	<5	<1
Sertralin	<2	<1	<1	<1	<1	<4	<3	<1
Sulfametoxazol	<28	<26	<26	<5	<5	7-23	<10	<13
Tramadol	<10	<15	<15	<15	<11	<11	<18	---
Trimetoprim	<3	1-3	1-3	<2	<5	<5	<2	<1
Venlafaxin	<4	3-11	<3	<3	<3	<3	<4	1-2
Zolpidem	<2	<1	<1	<3	<5	<5	<5	<1

Tabell A:33 Läkemedelskoncentrationer (ng/L) vid nedströms provtagningspunkt i Vallbyån. Två mätningar genomfördes i februari (8e och 14e).

	dec 2021	feb 2022 A	feb 2022 B	mar 2022	apr 2022	maj 2022	juni 2022	sep 2022
Atenolol	<3	10	2-7	1-4	<5	<5	<5	8
Karbamazepin	<14	<23	<23	<21	<17	<17	<20	26
Ciprofloxacin	---	<23	<23	--	--	---	--	<5
Citalopram	8	21	19	4	<3	<10	<10	16
Klaritromycin	1-3	14	15	2-5	<10	<10	<10	3-10
Diklofenak	48	210	160	23	5-18	14	5-20	47

Erytromycin	<4	<10	<10	<0.3	<10	<10	<10	1-3
Flukonazol	<7	6-19	<6	<7	<8	<9	<9	21
Furosemid	<44	60	46	<13	20-60	35	39	260
Ibuprofen	<22	580	610	17	<29	<4	16-54	<13
Ketokonazol	---	<30	<30	--	--	---	--	---
Losartan	47	110	97	27	10-34	36	97	330
Metotrexat	---	<4	<4	<2	<2	<2	<10	<1
Metoprolol	49	150	170	34	13	24	<5	170
Naproxen	32	88	72	54	8-28	11	26	50
Oxazepam	9-30	47	36	7	3-11	5-16	5-18	23
Paracetamol	<26	59	13-44	<11	<7	<7	<10	<3
Propranolol	<2	10	8	<5	<5	<5	<5	4
Sertralin	<2	3	4	<1	1-2	<4	<3	1-4
Sulfametoxazol	<28	26-86	130	<5	<5	<7	10-33	43
Tramadol	<10	15-49	15-49	<15	<11	<11	<18	---
Trimetoprim	<3	7	10	2-6	<5	<5	<2	3
Venlafaxin	4-20	45	38	3-10	<3	3-10	<4	110
Zolpidem	<2	<1	<1	<3	<5	<5	<5	<1

Tabell A:334 Läkemedelskoncentrationer (ng/L) i Rimbo ARVs utgående vatten. Triplikat av samma veckoprover i december.

	dec 2021 A	dec 2021 B	dec 2021 C	feb 2022	mar 2022	apr 2022	juni 2022	sept 2022
Atenolol	99	85	99	96	66	13	22	60
Karbamazepin	160	150	150	110	150	17-58	210	180
Ciprofloxacin	---	---	---	220	--	--	--	43
Citalopram	300	280	240	200	110	56	29	88
Klaritromycin	25	26	29	100	47	<10	36	110
Diklofenak	1700	1700	1800	1400	580	120	400	340
Erytromycin	77	63	65	<10	<0.3	2	<10	1-3
Flukonazol	100	100	110	61	65	8-27	200	180
Furosemid	1900	2100	2100	690	370	150	1000	1800
Ibuprofen	2300	2100	2100	4500	370	29-96	370	13-44
Ketokonazol	---	---	---	30-120	--	--	--	---
Losartan	1400	1300	1400	850	890	250	1700	2500^
Metotrexat	---	---	---	<4	<2	<2	<10	1-3
Metoprolol	1500	1600	1600	1400	840	270	510	1500
Naproxen	960	870	1100	590	1600	180	540	170
Oxazepam	640	550	540	470	200	70	340	300
Paracetamol	200	220	220	<13	11-36	<7	33	<3
Propranolol	110	130	110	75	70	5-20	5-20	38
Sertralin	53	52	44	50	28	22	3-9	11
Sulfametoxazol	730	710	690	560	200	69	270	400

Tramadol	340	370	340	210	260	81	320	---
Trimetoprim	79	71	82	84	97	27	23	33
Venlafaxin	440	580	460	320	180	77	210	980
Zolpidem	2-5	2-5	2-5	1-4	<3	<5	<5	1-2

Tabell A:35 Läkemedelskoncentrationer (ng/L) i Syningen.

	feb 2022	maj 2022	juni 2022
Atenolol	<2	<5	<5
Karbamazepin	<23	<17	<20
Ciprofloxacina	<20	---	--
Citalopram	<4	<10	<10
Klaritromycin	<2	<10	<10
Diklofenak	<4	<3	<5
Erytromycin	<10	<10	<10
Flukonazol	<6	<9	<9
Furosemid	<12	<9	<4
Ibuprofen	<40	<4	<16
Ketokonazol	<30	---	--
Losartan	<4	<6	<10
Metotrexat	<4	<2	<10
Metoprolol	<4	<3	<5
Naproxen	<2	<2	<5
Oxazepam	<8	<5	<5
Paracetamol	<13	<7	<10
Propranolol	<1	<5	<5
Sertralin	<1	<4	<3
Sulfametoxazol	<26	<7	<10
Tramadol	<15	<11	<18
Trimetoprim	1-3	<5	<2
Venlafaxin	<3	<3	<4
Zolpidem	<1	<5	<5

Tabell A:36 Läkemedelskoncentrationer (ng/L) i Kundbysjön.

	December (2021)	Februari	Maj	Juni
Atenolol	<3	<2	<5	<5
Karbamazepin	<14	<23	<17	<20
Ciprofloxacina	---	<20	---	--
Citalopram	9	<4	<10	<10
Klaritromycin	1-3	<2	<10	<10
Diklofenak	83	<4	3-11	<5
Erytromycin	<4	<10	10-40	<10

Flukonazol	<7	<6	<9	<9
Furosemid	<44	<12	<9	<4
Ibuprofen	100	<40	<4	16-54
Ketokonazol	---	<30	---	--
Losartan	73	<4	25	45
Metotrexat	---	<4	<2	<10
Metoprolol	84	<4	28	<5
Naproxen	54	<2	2-8	5-20
Oxazepam	9-30	<8	5-16	5-18
Paracetamol	26-30	<13	<7	<10
Propranolol	2-6	<0.5	<5	<5
Sertralin	<2	<1	<4	<3
Sulfametoxazol	<28	<26	<7	<10
Tramadol	10-42	<15	<11	<18
Trimetoprim	<3	<1	<5	<2
Venlafaxin	4-20	<3	3-10	<4
Zolpidem	<2	<1	<5	<5

Tabell A:37 Läkemedel (ng/g vv) i muskel i fisk från Syningen och Kundbysjön. Fångad den 14-15 februari 2022. *halt under detektionsgräns (LOD). **halten är mellan detektionsgränsen och kvantifieringsgränsen (LOQ).

Substans	Syningen Gädda 1 Muskel	Syningen Gädda 2 Muskel	Kundby Gädda 1 Muskel	Kundby Gädda 2 Muskel	Syningen Gädda 3 Muskel	Kundby Abborre 1 Muskel	LOD	LOQ
Atenolol	*	*	9.2	9.2	**	**	1	3
Karbamazepin	*	*	*	*	*	*	13	44
Citalopram	*	*	*	*	*	*	5	16
Klaritromycin	*	*	*	*	*	*	2	7
Diklofenak	*	*	*	*	*	*	3	9
Erytromycin	*	*	*	*	*	*	7	22
Fluconazol	*	*	*	*	*	*	4	15
Furosemid	*	*	*	*	*	*	1	3
Ibuprofen	*	*	*	*	*	*	1	4
Losartan	*	*	*	*	*	*	8	26
Metotrexat	*	*	*	*	*	*	5	16
Metoprolol	*	*	*	*	*	*	2	7
Naproxen	**	*	*	*	*	*	0	1
Oxazepam	*	*	*	*	*	*	3	10
Paracetamol	*	*	**	26	*	*	6	19
Propranolol	*	*	*	*	*	*	1	3
Sertralin	*	*	*	*	*	*	4	14
Sulfametoxazol	*	*	*	*	*	*	4	13

Tramadol	*	*	*	*	*	*	8	27
Trimetoprim	*	*	*	*	*	*	1	4
Venlafaxin	*	*	*	*	*	*	2	7
Zolpidem	*	*	*	*	*	*	1	4

Tabell A:38 Läkemedel (ng/g vv) i lever i fisk från Syningen och Kundbysjön. Fångad den 14-15 februari 2022. *halt under detektionsgräns (LOD). **halten är mellan detektionsgränsen och kvantifieringsgränsen (LOQ).

Substans	Syningen Gädda 3 Lever	Syningen Gädda 2 Lever	Kundby Gädda 1 Lever	Kundby Abborre 1 Lever	LOD	LOQ
Atenolol	**	**	**	**	1	3
Karbamazepin	*	*	*	*	13	44
Citalopram	*	*	*	*	5	16
Klaritromycin	*	*	*	*	2	7
Diklofenak	*	*	*	*	3	9
Erytromycin	*	*	*	*	7	22
Fluconazol	*	*	*	*	4	15
Furosemid	*	*	*	*	1	3
Ibuprofen	*	*	*	*	1	4
Losartan	*	*	*	*	8	26
Metotrexat	*	*	*	*	5	16
Metoprolol	*	*	*	*	2	7
Naproxen	*	*	*	*	0	1
Oxazepam	*	*	*	*	3	10
Paracetamol	*	*	*	*	6	19
Propranolol	*	*	*	*	1	3
Sertralin	*	*	*	*	4	14
Sulfametoxazol	*	*	*	*	4	13
Tramadol	*	*	*	*	8	27
Trimetoprim	*	*	*	*	1	4
Venlafaxin	*	*	*	*	2	7
Zolpidem	*	*	*	*	1	4

Tabell A:39 Läkemedel (ng/g vv) i njure i fisk från Syningen och Kundbysjön. Fångad den 14-15 februari 2022. *halt under detektionsgräns (LOD). **halten är mellan detektionsgränsen och kvantifieringsgränsen (LOQ).

Substans	Syningen Gädda 2 Njure	Syningen Gädda 3 Njure	Kundby Gädda 1 Njure	Kundby Gädda 2 Njure	Kundby Abborre 1 Njure	LOD	LOQ
Atenolol	*	*	*	*	*	1	3
Karbamazepin	*	*	*	*	*	13	44
Citalopram	*	*	*	*	*	5	16

Klaritromycin	*	*	*	*	*	2	7
Diklofenak	18	14	37	33	*	3	9
Erytromycin	*	*	*	*	*	7	22
Fluconazol	*	*	*	*	*	4	15
Furosemid	*	*	*	4.3	*	1	3
Ibuprofen	**	4.5	**	12	*	1	4
Losartan	*	*	*	**	*	8	26
Metotrexat	*	*	*	*	*	5	16
Metoprolol	*	*	**	**	*	2	7
Naproxen	*	**	**	1.1	*	0	1
Oxazepam	*	*	*	*	*	3	10
Paracetamol	*	*	*	*	*	6	19
Propranolol	*	*	**	**	*	1	3
Sertralin	*	*	**	**	*	4	14
Sulfametoxazol	*	*	*	*	*	4	13
Tramadol	*	*	*	*	*	8	27
Trimetoprim	*	*	*	*	*	1	4
Venlafaxin	*	*	*	*	*	2	7
Zolpidem	*	*	*	*	*	1	4

Tabell A:40 Läkemedel (ng/g vv) i galla i fisk från Syningen och Kundbysjön. Fångad den 14-15 februari 2022. *halt under detektionsgräns (LOD). **halten är mellan detektionsgränsen och kvantifieringsgränsen (LOQ).

Substans	Kundby Gädda 1 galla	Syningen Gädda 2 galla	Kundby abborre 1 galla	Syningen gädda 3 galla	LOD	LOQ
Atenolol	**	**	*	*	1	3
Karbamazepin	*	*	*	*	13	44
Citalopram	*	*	*	*	5	16
Klaritromycin	*	*	*	*	2	7
Diklofenak	*	*	*	*	3	9
Erytromycin	*	*	*	*	7	22
Fluconazol	*	*	*	*	4	15
Furosemid	*	*	*	*	1	3
Ibuprofen	*	*	*	*	1	4
Losartan	*	*	*	*	8	26
Metotrexat	*	*	*	*	5	16
Metoprolol	*	*	*	*	2	7
Naproxen	*	*	*	*	0	1
Oxazepam	*	*	*	*	3	10
Paracetamol	*	*	*	*	6	19
Propranolol	*	*	*	*	1	3
Sertralin	*	*	*	*	4	14

Sulfametoxazol	*	*	*	*	4	13
Tramadol	*	*	*	*	8	27
Trimetoprim	*	*	*	*	1	4
Venlafaxin	*	*	*	*	2	7
Zolpidem	*	*	*	*	1	4

Tabell A:41 Läkemedel (ng/g vv) i gädda från Syningen, gädda och sarv från Kundbysjön och samlingsprov (4-5 individer) av hepatopankreas i kräfta från Vallbyån. Ett prov uppströms och två nedströms.

	Syningen gädda njure	Kundby Gädda njure	Kundby Sarv njure	Upp Kräfta (hepato)	Ned A Kräfta (hepato)	Ned B Kräfta (hepato)	LOD	LOQ
Atenolol	*	*	*	*	*	*	0,2	0,5
Karbamazepin	*	*	*	*	*	*	0,2	0,7
Citalopram	*	*	*	*	*	*	0,3	1,1
Klaritromycin	**	5,7	*	*	*	*	0,3	1,0
Diklofenak	*	*	*	*	*	*	0,3	1,1
Erytromycin	*	*	*	*	*	*	0,1	0,3
Fluconazol	*	*	*	*	*	*	0,1	0,3
Furosemid	*	*	*	*	*	*	0,2	0,5
Ibuprofen	*	*	*	*	*	*	0,5	1,5
Losartan	*	*	*	*	*	*	1,1	3,6
Metotrexat	---	---	---	---	---	---	---	---
Metoprolol	*	*	*	*	*	*	0,2	0,8
Naproxen	*	*	*	*	*	*	0,3	1,0
Oxazepam	*	8,7	*	*	*	*	0,5	1,7
Paracetamol	*	*	*	*	*	*	0,3	1,0
Propranolol	*	*	*	*	*	*	0,2	0,7
Sertralin	*	*	*	*	*	*	0,4	1,3
Sulfametoxazol	*	20,0	*	*	*	*	1,5	5,0
Tramadol	*	**	*	*	*	*	0,3	1,0
Trimetoprim	*	*	*	*	*	*	0,3	1,0
Venlafaxin	*	1,0	1,0	*	*	*	0,3	0,9
Zolpidem	*	*	*	*	*	*	0,2	0,5
Venlafaxine	**	1,1	**	*	*	*	0,1	0,3
Zolpidem	*	*	*	*	*	*	0,2	0,5

Tabell A:42 PFAS i stjärtmuskel av kräfta i Vallbyån, ett prov uppströms och ett prov nedströms, samt i muskel av abborre och gädda från Kundbysjön. Abborren är samlingsprov av tre individer. *Halt lägre än detektionsgränsen (LOD).

Substans	Kräfta uppströms	Kräfta nedströms (A)	Kräfta nedströms (B)	Kundby y abborre	Kundby gädda	LOD	LOQ
PFPeS	*	*		*	*	0,02	0,06
PFHxS	*	0,16	0,09	*	*	0,03	0,11
PFHpS	*	*	*	*	*	0,06	0,19
PFOS	0,10	0,34	0,23	0,85	0,84	0,02	0,06
PFNS	*	*	*	*	*	0,04	0,12
PFDS	*	*	*	*	*	0,11	0,38
PFUnDS	*	*	*	*	*	0,02	0,06
PFDoDS	*	*	*	*	*	0,07	0,23
6:2 FTS	*	*	*	*	*	0,04	0,15
8:2 FTS	*	*	*	*	*	0,09	0,29
PFOSA	*	*	*	*	0,35	0,01	0,04
PFHxA	*	*	*	*	*	0,05	0,18
PFHpA	*	*	*	*	*	0,07	0,23
PFOA	*	*	*	*	*	0,13	0,44
PFNA	0,09	0,05	*	0,05	*	0,04	0,14
PFDA	0,09	0,23	0,14	0,33	0,26	0,08	0,27
PFUnDA	0,18	0,16	0,19	0,17	0,12	0,03	0,10
PFDoDA	*	*	0,17	*	*	0,04	0,14
PFTTrDA	*	*	*	*	*	0,03	0,10
PFTTeDA	*	*	*	*	*	0,03	0,09

Appendix B

Detta appendix redovisar kompletterande information till Delstudie 2.

Tabell B:43 Vattenkemiska parametrar och läkemedelshalter uppmätta under försöksperioden. Uppskattade nolleffektkoncentrationer (PNEC) baseras på rekommenderade värden för sötvattensrecipient. För kustnära recipient bör tio gånger lägre PNEC-värden beaktas.

Vattenkemi	Enhet	KV	UT	OZ	GAC		
		Medel±SD	Medel±SD	Medel±SD	Medel±SD		
Temperatur	°C	26,4±1,0	25,9±0,2	26,4±0,7	26,6±0,4		
Zebrafisk							
Temperatur	°C	20,2±0,51	20,2±0,51	20,2±0,38	20,2±0,38		
Dammsnäcka							
Surhet	pH	8,18±0,07	7,85±0,1	7,90±0,0	7,82±0,13		
Konduktivitet	µS/cm	282±2,3	749±38	745±31	737±31		
TOC (Totalt organiskt kol)	mg C/L	4,3*	8,1±3,0	8,5±0,6	7,4±5,8		
Läkemedel						PNEC**	PNEC***
Atenolol	ng/l	<5	29±5,4	<5	<5	32000	150000
Ciprofloxacin	ng/l	<10	-	-	-	64	89
Citalopram	ng/l	<5	120±14	<3	<3	0,075	16000
Diklofenak	ng/l	<10	373±101	<5	<5	50	50
Erytromycin	ng/l	<20	2,4±1,1	<10	<10	20	200
Flukonazol	ng/l	<1	70±24	<8	<8		
Furosemid	ng/l	-	303±116	<20	<20	156	
Ibuprofen	ng/l	-	8,6±4,5	7,9±4,3	4,4±3,1	102000	
Karbamazepin	ng/l	4	125±28	<17	<17		50
Ketoconazol	ng/l	<10	-	-	-		
Klaritromycin	ng/l	<1	<30	<10	<10		120
Losartan	ng/l	<5	597±120	19±4,5	26±10,8		78000

Metoprolol	ng/l	<5	463±76	8,3±2,6	1,5±1,4	2590	8600
Metotrexat	ng/l	-	1,3±0,5	0,6± 0,2	0,9±0,2		
Naproxen	ng/l	-	137±82	2,6±1,7	4,2±2,1	15000	1700
Oxazepam	ng/l	<5	223±66	27±11,7	<3	10	
Paracetamol	ng/l	<10	1,5±0,2	<7	<7	46000	134000
Propranolol	ng/l	<50	45±9	<5	<5	228	410
Sertralin	ng/l	<10	18±6,8	<3	<3	9,4	91
Sulfametoxazol	ng/l	<5	164±85	<5	<5	118	600
Tramadol	ng/l	8	157±37	<11	<11		
Trimetoprim	ng/l	1	102±26	<5	<5	500	100000
Venlafaxin	ng/l	<0,5	110±22	<3	<3		38, 42000
Zolpidem	ng/l	<0,5	<10	<5	<5		
Summa läkemedel	ng/L	90	3067	120	61		
Reningsgrad****	%			95	97		

*Data från Norrvatten

** Rekommenderade PNEC-värden Ågerstrand 2019

*** NORMAN Ecotoxicology Database – Lowest PNECs based on experimental data

****Medelreningsgrad beräknat per enskilt ämne

Tabell B:44 Resultat för zebrafisk exponerad under tre veckor för olika försöksvatten. För mätresponser där skillnader finns mellan grupper visas detta genom att grupper där data ej skiljer sig delar samma bokstav (^{A, B}).

Respon	Enhet	KV	UT	OZ	GAC
		Medel±SD	Medel±SD	Medel±SD	Medel±SD
Storlek/överlevnad					
Överlevnad	%	100	100	100	100
Vikt honor	mg	595 ±72	693 ±27	655 ±24	657 ±47
Vikt hanar	mg	525 ±22	571 ±75	617 ±33	565 ±26
Längd honor	mm	36,6 ±0,6	37,8 ±0,9	37,8 ±0,7	37,8 ±1,0
Längd hanar	mm	36,3 ±1,2	37,1 ±1,3	36,6 ±0,5	36,0 ±0,9
BCF honor	g*cm ⁻³ *100	1,20 ±0,11	1,29 ±0,06	1,20 ±0,04	1,22 ±0,02
BCF hanar	g*cm ⁻³ *100	1,10 ^A ±0,06	1,11 ^A ±0,10	1,26 ^B ±0,11	1,20 ^{AB} ±0,08
Reproduktion					
Lektillfällen	Antal/21 lekdagar	21	19	20	19
Äggläggning dag	Antal ägg/hona/dag	22 ±9	23 ±16	21 ±18	14 ±5
Äggläggning vecka -Total	Antal ägg/hona/vecka	151 ±41	159 ±38	145 ±34	95 ±27
-Befruktade ägg	Antal ägg/hona/vecka	140 ±37	127 ±28	114 ±27	76 ±21
-Obefruktade ägg	Antal ägg/hona/vecka	11 ±4	32 ±10	31 ±8	19 ±7
Simbeteende					
Simdistans honor	m/10min	27 ±10	28 ±7	28 ±5	27 ±11
Simbeteende honor	k-värde	4,3 ±4,7	8,0 ±6,4	10,1 ±14,0	6,9 ±1,4
Simdistans hanar	m/10min	29 ±9	27 ±9	28 ±11	28 ±10
Simbeteende hanar	k-värde	2,5 ±5,5	5,9 ±3,2	11,7 ±7,0	11,1 ±6,7

Tabell B:45 Resultat för genuttryck hos honor och hanar av zebrafisk exponerade för olika försöksvatten. För mätresponser där skillnader finns mellan grupper visas detta genom att grupper där data ej skiljer sig delar samma bokstav (^{A, B}).

Log rel. genuttryck	KV	UT	OZ	GAC
	Medel±SD	Medel±SD	Medel±SD	Medel±SD
<i>Honor</i>				
Rpl13a	-0,057±0,35	0,056±0,26	0,012±0,27	0,12±0,090
Nrf2	-0,16±0,21	-0,25±0,15	-0,066±0,21	-0,11±0,14
Ar	-0,093±0,42 ^A	-0,14±0,28 ^A	-0,37±0,19 ^{AB}	-0,36±0,24 ^B
Era	1,0±0,15	0,95±0,24	0,75±0,34	0,87±0,38
Cyp1a1	-0,20±0,20	-0,21±0,23	-0,21±0,22	-0,22±0,16
Cyp3a65	-0,40±0,12	-0,66±0,41	-0,55±0,39	-0,97±0,54
Vtg1	1,7±0,21	1,8±0,18	1,6±0,14	1,63±0,11
Mt	-0,23±0,34 ^A	-0,70±0,26 ^B	-0,86±0,51 ^B	-0,60±0,25 ^B
<i>Hanar</i>				
Rpl13a	0,057±0,16	0,12±0,18	0,083±0,070	-0,011±0,22
Nrf2	0,18±0,21	0,14±0,10	0,15±0,12	0,034±0,28
Ar	-0,18±0,34 ^A	-0,10±0,18 ^A	0,34±0,22 ^{AB}	-0,56±0,56 ^B
Era	-0,77±0,13	-0,97±0,24	-0,75±0,11	-0,84±0,29
Cyp1a1	0,20±0,19	0,18±0,22	0,16±0,24	0,008±0,31
Cyp3a65	0,38±0,24	0,34±0,16	0,20±0,23	0,32±0,44
Vtg1	-2,0±0,96	-1,9±0,45	-1,8±0,57	-1,6±0,11
Mt	0,23±0,11 ^A	-0,33±0,47 ^B	-0,12±0,28 ^B	-0,36±0,52 ^B

Tabell B:46 Resultat för dammsnäckor exponerad under tre veckor för olika försöksvatten. För mätresponser där skillnader finns mellan grupper visas detta genom att grupper där data ej skiljer sig delar samma bokstav (^{A, B}).

Respons	Enhet	KV	UT	OZ	GAC
		Medel±SD	Medel±SD	Medel±SD	Medel±SD
Storlek/överlevnad					
Överlevnad	%	92±11	68±30	92±18	60±37
Vikt	g	2,08±0,11	2,10±0,29	2,10±0,29	1,86±0,19
Längd	mm	30,9±1,1	32,2±0,44	32,6±1,7	31,0±1,1
BCF	g*cm ⁻³ *100	7,22±1,02	6,41±0,81	6,17±0,94	6,26±0,72
Reproduktion					
Kokonger					
Vecka 1 ^A	Antal/individ	1,8±0,20	0,80±0,40	0,64±0,43	0,87±0,56
Vecka 2 ^B	Antal/individ	1,4±0,69	1,9±0,23	1,5±0,51	2,4±0,57
Vecka 3 ^C	Antal/individ	2,9±0,67	2,9±0,95	3,6±0,53	3,6±1,1
Ägg					
Vecka 1 ^A	Antal/individ	98,1±17	53,3±31	35,0±28	47,7±33
Vecka 2 ^B	Antal/individ	108±54	131±14	110±30	166±34
Vecka 3 ^C	Antal/individ	207±38	200±78	265±37	245±92
Dåliga ägg					
Vecka 1	Antal/individ	0,66±0,27	0,16±0,17	0,20±0,20	0,21±0,24
Vecka 2	Antal/individ	0,27±0,31	0,24±0,17	0,16±0,36	1,5±2,6
Vecka 3	Antal/individ	0,73±0,50	0,27±0,36	0,39±0,19	0,32±0,35
Log rel. genuttryck					
EF		0±0,24	0,014±0,31	0,016±0,20	0,031±0,34
Cat		0±0,11	0,010±0,12	0,076±0,13	0,14±0,19
Gpx		0,011±0,30	-0,021±0,29	0,14±0,23	0,051±0,26
Nr3d		0,0022±0,11	0,11±0,088	0,11±0,13	0,048±0,17
Cyp3a		0,023±0,91	0,18±0,81	0,24±0,85	0,48±0,70
YF		0±0,20	-0,013±0,12	-0,027±0,12	-0,0006±0,12
MT		0±0,22	-0,081±0,26	-0,059±0,16	0,11±0,24

Appendix C

Kompletterande tabell till Delstudie 3.

Tabell C:47 Beräknade biokonzentrationsfaktorer baserat på dosen läkemedel tillsatt till vattenfasen (ng/L) dividerat med den analyserade mängden i organismerna (ng/g våtvikt) efter 28 dygns exponering för hög och låg dos. Fördelningskoefficienten mellan oktanol/vatten (Log Kow) anges som jämförelse.

Art	Dos	Karbamazepin	Citalopram	Diklofenak	Metoprolol	Sertralin	Venlafaxin
Chironomid	Hög	2,56	5.32	6.6	0.31	32.7	0.58
Tubifex		1.8	1.87	0.42	0.13	18.4	0.55
Dafnia		2.85	15	1.63	2.52	42	3.42
Asellus		2.63	4.77	0.76	0.88	23.4	11.7
Groda		1.47	11.3	0.62	3.05	128	4.08
Chironomid	Låg	12,2	6.41	4.69	1	17	1.35
Tubifex		2.8	1.36	0.16	0.11	46.7	0.15
Dafnia		4.2	9.82	1.09	0.64	24.2	0.06
Asellus		10.6	14.9	0.8	2.99	40	7.47
Groda		5.5	42.3	0.47	16.5	194	15.9
Log Kow		2.45	3.74	4.51	1.88	5.51	3.20



Norrtälje kommun, Norrtälje Vatten och Avfall AB

Rimbo ARV

Pilotförsök med läkemedelsrening 2022

2023-01-10



Berndt Björlenius
Uppdragsnr: 2022-001

Björlenius Labs AB
Eva Bonniers Gata 8
129 54 Hägersten
070-736 67 50

Innehållsförteckning

Sammanfattning	5
Beskrivning av pilotanläggningen	6
Sammanfattning av det dagliga arbetet i pilotanläggningen	8
Behandlingsenheter – schematiskt	8
Förbehandling.....	9
Pilotlinjer läkemedelavskiljning – Granulerat aktiverat kol - GAC.....	10
Pilotlinjer läkemedelavskiljning – Ozonering	11
Lablinjer läkemedelavskiljning – Ozonering + Granulerat aktiverat kol (GAC)	12
Lablinjer läkemedelavskiljning – Ultrafilter + Granulerat aktiverat kol (GAC)	12
Ultrafilter	13
Akvariecontainer för fisk- och snäckexponering i avloppsvatten	14
Analysmetodik mm.....	15
Bromid	15
Bromat.....	15
Läkemedelsrester	15
PFAS-ämnen och speciellt PFOA och PFOS.....	16
TOC- totalt organiskt kol och DOC – löst organiskt kol	16
UV och VIS spektroskopi/absorption.....	16
Effektbaserad analys av avloppsvattenprover	16
Försökskörningar och resultat.....	17
Allmän beskrivning av försöksdriften.....	17
Övergripande statistik om försöken.....	18
Inpumpning till pilotanläggningen	19



Förbehandling med grovfilter och sandfilter	19
Interna och externa analyser – resultat för pilotlinjerna	19
Totalt Organiskt kol - TOC	19
Konduktivitet	22
pH	23
UV254 nm - absorptions	24
Förbehandlingen – drift och process.....	24
GAC-filtret i pilotskala – drift och process.....	25
Ozoneringslinjen – drift och process.....	26
Driftobservationer	26
Ozonerings dos - respons.....	27
Ultrafilter följt av GAC-filter – drift och process	28
Resultat - Läkemedelsrester	29
Rimbo reningsverk.....	30
Pilotlinjer	34
Ozonerings dos/respons-bestämningar.....	37
Läkemedelsavskiljning över kontakttankarna U0-U3 i ozoneringslinjen	40
Fler jämförelser mellan behandlingsmetoderna avseende läkemedelsrester.....	42
Kemiska analyser	42
Kombinationsprocesser - kontinuerliga labbskaleförsök med – ultrafilter + GAC respektive ozonerat + GAC	44
Jämförelse av analysresultaten för läkemedelsrester från tre lab för samma provvatten.....	49
Resultat - Externa analyser - förutom läkemedelsrester	52
Bromid och bromat i utgående avloppsvatten och ozonerat vatten	52
Hormoner	53

Bromerade flamskyddsmedel	53
Nonylfenol	54
PFOS och PFOA	55
Celltester för analys av vattenprover - bestämning av östrogena m fl effekter	57
Övriga observationer under försöken	58
Pilotdata under biologiska tester – zebrafisk och dammsnäckor	58
Multikriterieanalys - processval	61
Diskussion och slutsatser av pilotförsöken	62
Tack.....	63
Bilagor.....	64
Bilaga 1 Sammanställning av läkemedelsanalyser - UTG Rimbo ARV	64
Bilaga 2 Sammanställning av läkemedelsanalyser - O3+SF Rimbo ARV	65
Bilaga 3 Sammanställning av läkemedelsanalyser – GAC Rimbo ARV.....	66
Bilaga 4 Sammanställning av läkemedelsanalyser – UF + GAC Rimbo ARV	67
Bilaga 5 Sammanställning av läkemedelsanalyser - ozonering + GAC Rimbo ARV	68
Bilaga 6 Pilotförsök Förfilter Absorbans UV254nm.....	69
Bilaga 7 Pilotförsök O3+SF respektive GAC - Absorbans UV254nm.....	70
Bilaga 8 Pilotförsök O3 + Uppehållsvolymer U0-U3 Absorbans UV254nm	71
Bilaga 9 Kombinationsprocesser labförsök UF+GAC resp O3+GAC Absorbans UV254nm.....	72

Norrtälje kommun – Norrtälje Vatten och Avfall AB

Pilotförsök med läkemedelsrening 2022 vid Rimbo reningsverk

Sammanfattning

Pilotförsök med läkemedelsrening och tillhörande fiskeexponering genomfördes på Rimbo reningsverk under första halvåret 2022. Försöken förlöpte bra efter det att ordinarie driftorganisation kommit till rätta med slamflykt från efterfällningssteget och efterföljande sandfilter. De första veckornas pilotförsök stördes av slamflykten, vilket gjorde att den planerade försöksperioden sköts fram i tiden tre veckor. Resultaten av pilotförsöken bedöms som relevanta för ett principförslag för läkemedelsrening och senare dimensionering av ett läkemedelsreningssteg för Rimbo reningsverk.

Utvärderingen visar att avskiljningen av kvarvarande läkemedelsrester i dagens utgående vatten kunde uppgå till 95% med aktiverat kol och 90 % med ozonering. Kombinationsprocesser UF+GAC och Ozon+GAC testades i kontinuerlig större labbskala och visade att ultrafilter avlastade kolfiltret från suspenderad substans och minskade TOC- respektive DOC- belastningen med 15%. GAC-filtret behövde inte backspolas. Spolvolymen för UF-enheten var 60% lägre än spolvolymen för ett motsvarande kolfiltret utan föregående UF. Avskiljningen av läkemedelsresterna var i samma höga storleksordning som GAC-filtret som inte föregicks av ultrafilter.

Kombinationen ozonering + GAC-filter avlastade GAC-filtret från läkemedelsrester och avskiljningen av läkemedelsrester ökade med runt 5% genom kombinationen ozonering + GAC jämfört med enbart aktivt kolfiltrering (GAC). Kombinationsprocessen hade en fördel gentemot enbart GAC-filtrering genom att avskiljningen av oxazepam, clarithromycin och flukonazol förbättrades märkbart, vilket kan vara en fördel om specifika ämnen måste tas bort.

Ett framtida reningskrav för läkemedelsrester kan formuleras på många sätt såsom att kräva att en grupp utvalda och relevanta läkemedelsrester avskiljs till 80%. Förbrukningen av GAC för att minst uppnå denna avskiljning uppgick till 39 g/m³, medan ozonering kräver en ozondos av 5,5-6 g O₃/m³ motsvarande 0,50-0,54 g O₃/g DOC.

Den specifika förbrukning av GAC för kombinationen UF+GAC kol hann under försöken gå ned till 36 g GAC/m³ och medelavskiljningen låg ändå kvar på 92% avskiljning. Jämförelseavskiljningen vid 100 g GAC/m³ var 96% jämfört med 92% med enbart GAC, vilket visar att kombinationen UF och GAC kan ha en viss fördel över enbart rening med GAC.

På motsvarande sätt hann den specifika förbrukning av GAC under försöken med Ozon+GAC gå ned till 53 g GAC/m³ och medelavskiljningen låg på 96% avskiljning. Jämförelseavskiljningen vid 100 g GAC/m³ var 97% jämfört med 92% med enbart GAC, vilket visar att kombinationen ozon och GAC har en fördel genom att förbättra avskiljningen något än med enbart GAC.

Utvärderingen av ozoneringen med sina två olika parallella efterbehandlingssteg visade att förlängd efterreaktionstid i uppehållsvolymer med 5 timmar, gav en något förbättrad rening av ett fåtal läkemedelsrester än sandfiltrering. Tvåmediasandfiltret efter ozoneringen bakades in i de flesta ozoneringsprover.

Pilotförsöken utfördes och avrapporterades av Björlenius Labs AB på uppdrag av NVAA via Ramboll. Rapporten är i första hand ett underlag till principförslaget för läkemedelsreningen vid Rimbo reningsverk men utgör även kunskapsuppbyggnad om läkemedelsrester på reningsverket och hur de kan behandlas.

Beskrivning av pilotanläggningen

En pilotanläggning med behandlingsenheter i form av förbehandling, läkemedelavskiljning med aktiverat kol respektive ozonering, samt olika för- och efterbehandlingssteg för aktivkolfiltrering respektive ozonerat vatten sattes upp på Rimbo reningsverk i början av mars 2022 varefter försöken pågick i olika omfattningar t. o. m. 19 augusti 2022. Pilotanläggningen beskickades med ordinarie utgående efterfällt och dynasand-filtrerat avloppsvatten från reningsverket. Det i pilotanläggningen behandlade avloppsvattnet återfördes till pumpstationen före dynasandfiltren.

Pilotanläggningen kompletterades med ultrafilter för att utvärdera betydelsen av avlastning på GAC-filtrer. Två labfilter med granulerade aktiverade kol (GAC) installerades för att kunna utvärdera ultrafiltrens respektive enbart ozonerat avloppsvattens betydelse på läkemedelsreningen. Slutligen innehöll pilotanläggningen kylar och frysbox för att möjliggöra provinsamling och provförvaring i väntan på analys, figur 1 och figur 2. Pilotanläggningen var inrymd i en isolerad 20 fots container, men vissa delar av ozoneringen placerades utomhus av plats- och säkerhetsskäl, figur 1 och figur 2.



Figur 1. Pilotanläggningen med 5 m höga ozonkontaktkolonner.
Akvariecontainern för fiskexponering i förgrunden och byggnaden med dynasandfilter i bakgrunden.



Figur 2. Interiör av pilotanläggningen. Ultrafilter och pilotlinjer till vänster, labkolfilter till höger.

Sammanfattning av det dagliga arbetet i pilotanläggningen

Pilotförsök med läkemedelsrening och tillhörande fiskeexponering genomfördes på Rimbo reningsverk under första halvåret 2022. Försöken förlöpte bra efter det att ordinarie driftorganisation kommit till rätta med slamflykt från efterfällningssteget och efterföljande sandfilter. De första veckorna pilotförsök stördes av slamflykten vilket gjorde att den planerade försöksperioden sköts fram i tiden tre veckor. Pilotlinjerna drevs kontinuerligt med samma inställningar för hela kalenderveckor eller längre. Kontinuerlig insamling av provvatten gjordes med slangpump, till förvaring i kylskåp. Ett urval från de insamlade veckoproven sändes till externt laboratorium för analys av huvudsakligen läkemedelsrester, TOC och DOC. Utöver detta gjordes interna mätningar av temperatur, konduktivitet, pH och UV-ljusabsorbans vid 254 nm, de tre första parametrarna registrerades i många fall kontinuerligt med loggar. Under försöksveckorna tog också i medeltal tre stickprov per behandling för bestämning av konduktivitet, pH och UV-ljusabsorbans. Hydrauliska flöden och nivåer mättes och registrerades för att bestämma uppehållstider, belastningar, doser och igensättningshastigheter mm.

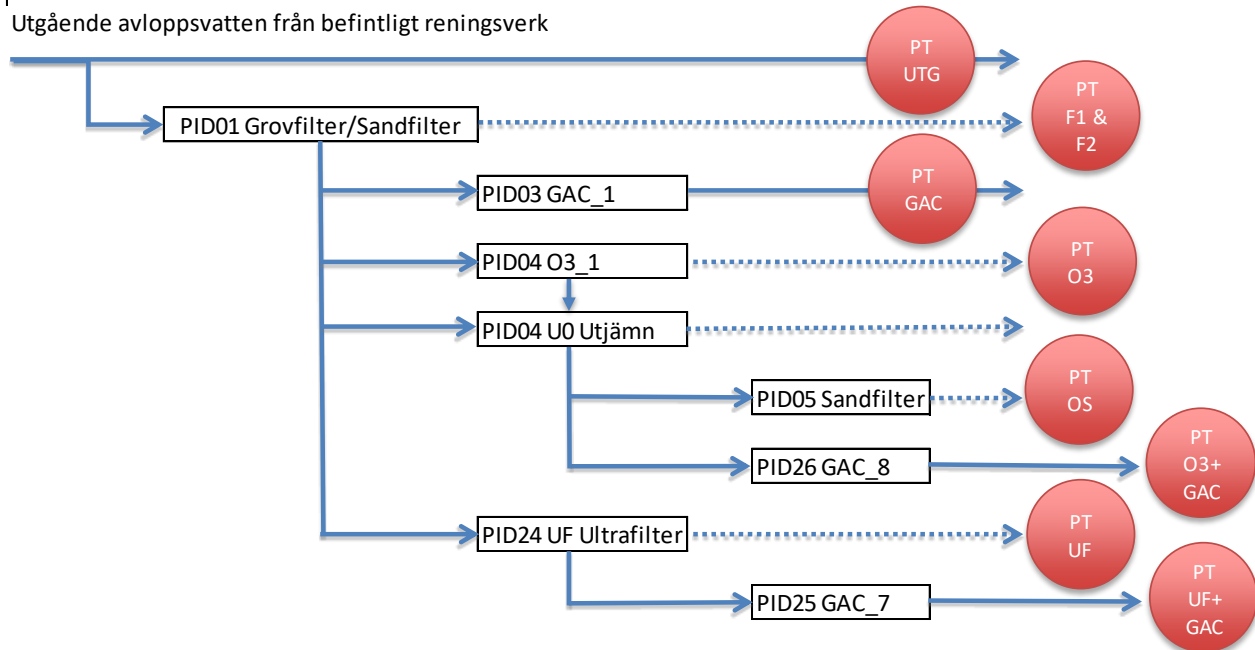
Behandlingsenheter – schematiskt

Pilotanläggningen innehöll förbehandling, pilotlinjer med olika delar och reningstekniker samt labkolfilter. Anläggningen matades med utgående, efterfällt och sandfiltrerat avloppsvatten från Rimbo reningsverk som sedan behandlades på olika sätt, varefter vattnets provtogs med stickprover eller med kontinuerligt insamlade veckosamlingsprov, figur 3.

Reningsteknikerna kan delas in i klasser som representerar biologiska, separerande och oxidativa processer, tabell 1.

Tabell 1 Gruppering av de använda lab- och pilotanläggningarna. Labskala med mindre textstorlek

Separationsprocesser	Oxidativa processer
Granulerat kol GAC1	Ozonering, O3
Ultrafilter	Ozonering, O3 + Sandfilter, SF OS
Ultrafilter+ Granulerat kol, GAC_7	Ozonering, O3 + GAC_8



Figur 3. Schematisk uppbyggnad av pilotanläggningen (PID avser ritning) samt provtagningstyper (— samlingsprov, ---stickprov). PT avser provtagningspunkt.

Förbehandling

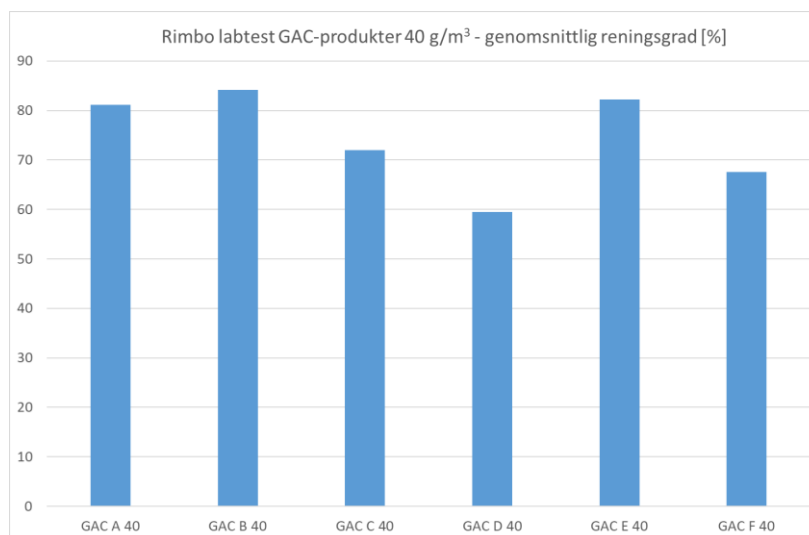
Pilotanläggningens första behandling av inpumpat avloppsvatten bestod av en förbehandling med två grovfilter i serie, utjämnings tank och två seriekopplade sandfilter med var sin filtrat-tank, figur 4. De två grovfiltren hade håll med 3 mm respektive 1,5 mm diameter, varefter det filtrerade vattnet trycktes vidare till en utjämnings tank från vilket det första sandfiltret, F1, hämtade sitt vatten. Sandfiltret F1 innehöll lite grövre sand (1,2–2,0 mm) än det efterföljande sandfiltret F2 (0,4–0,6 mm). Sandfilter F2 hämtade sitt vatten från sandfilter F1s filtrattank och levererade filtrat till sin efterföljande filtrattank. Filtrattankarna användes som reservoar för backspolning av respektive sandfilter. Filtrattanken för sandfilter F2 fungerade också utjämnings tank av inkommande avloppsvatten till pilot- och labenheter. Sandfiltren backspolades två till tre gånger i veckan vid behov, typiskt efter att tryckfallet ökat från 0,5–0,6 till 1,5–1,6 bar.



Figur 4. Förbehandling med grovfilter, förfilter och filtrattankar

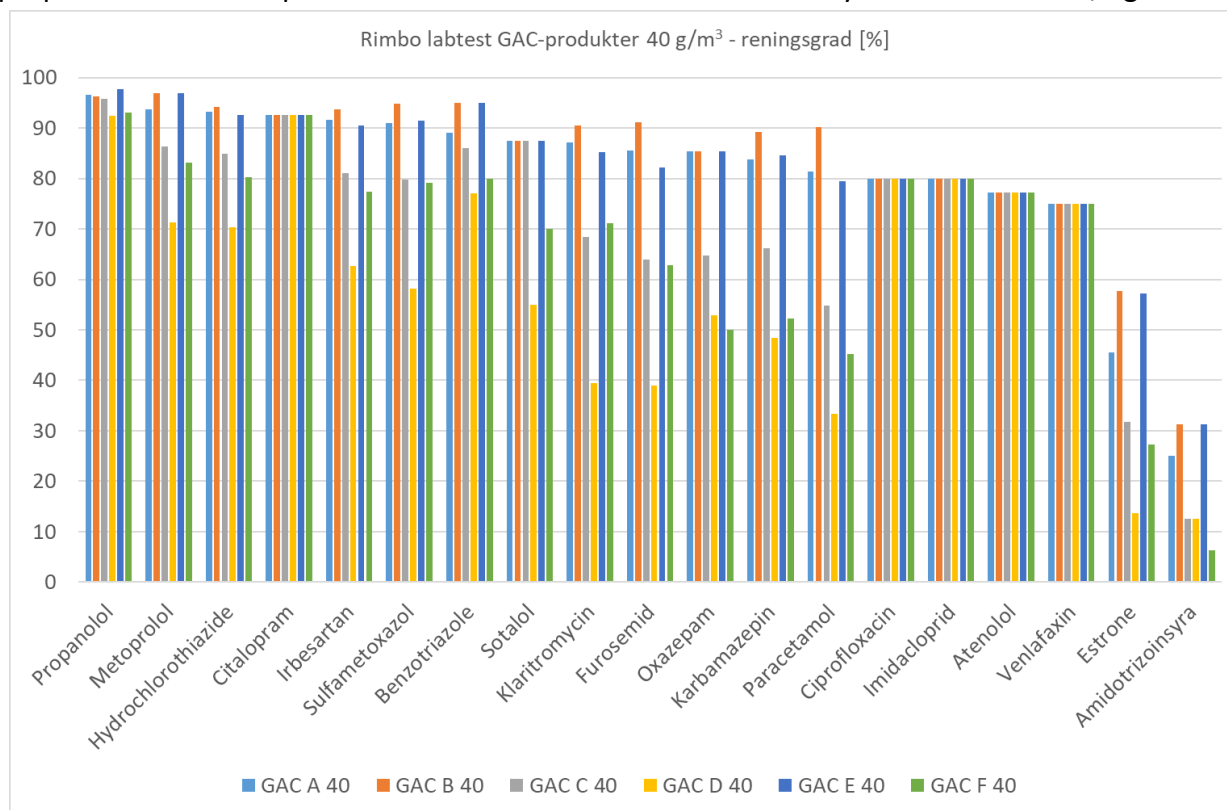
Pilotlinjer läkemedelavskiljning – Granulerat aktiverat kol - GAC

GAC-enheten/linjen bestod av ett nedströmsfilter fyllt med 1 m Jacobi Aquasorb 5000, med kolvolymen 17,6 l. Valet av Aquasorb 5000 baserades dels på tidigare pilottester på sju olika reningsverk, dels på labtester som utfördes på veckoprov på utgående vatten från Rimbo reningsverk. Även här låg Aquasorb 5000 i relativ topp bland de kol som hade hög genomsnittlig avskiljning av läkemedelsrester och dessutom kunde levereras i tid till försöken, figur 5.



Figur 5. Labförsök: Genomsnittlig avskiljningsgrad av 30 läkemedelsrester hos sex olika produkter varav GAC A o GAC B är Aquasorb 5000 i två olika sorteringar av kornstorlek.

De kolsorter som användes i labtesterna var i nämnd ordning, GAC A: Aquasorb 5000 8x30, GAC B: Aquasorb 5000 12x40, GAC C: Aquasorb 6400 12x40, GAC D: Chemviron F400, GAC E: Chemviron Cyclecarb 401 samt GAC Fpp: BG09. Avskiljningen av individuella läkemedelssubstanser varierade mellan substanser och mellan olika kol. Bäst avskildes propranolol och metoprolol medan och östron och amidotrizoinsyra avskildes sämst, figur 6.



Figur 6. Reningsgrad vid labtester av olika GAC-produkter.

GAC-linjen i pilotskala drevs kontinuerligt med ett tillflöde av 50 l/h med förbehandlat, utgående avloppsvatten motsvarande en uppehållstid av ca 21 minuter (Empty Bed Contact Time, EBCT). Filtratet från GAC-filtret samlades upp i en efterföljande utjämningstank för att vid behov kunna pumpas till en exponeringslinje med zebrafisk och dammsnäckor. GAC-filtret backspolades rent från ansamlade partiklar med vatten med en linjär hastighet av 12-13 m/h vatten under 15-30 minuter. Gångtiden beräknades dimensioneringsmässigt till minst två dygn mellan erforderliga backspolningar.

Pilotlinjer läkemedelavskiljning – Ozonering

Sammanfattningsvis drevs ozoneringslinjen kontinuerligt med ett flöde av 250-275 l/h och det ozonerade vattnet leddes efter kontaktkolonnen till ett avslutande sandfilter.

Den ordinarie ozoneringslinjen inleddes med en excenterskruvpump som tryckte förbehandlat, utgående, avloppsvatten genom ett venturidysa som skapade ett undertryck för den i venturidysan tillförda syre- och gasblandningen så att gaserna kan lösas in i avloppsvattnet. Ozonet producerades lokalt i en ozongenerator med maxkapaciteten 10 g O₃/h. Syre koncentrerades lokalt ur luft och trycktes in i den vattenkylda ozongeneratorn. Avloppsvattnet passerade därefter en 5 m höga kontaktkolonn med 15 till 30 minuters uppehållstid (medel 20 minuter) vid de typiska flöden som kördes under pilotförsöken. Utloppet från kolonnen var kopplat till en utjämningstank (U0) varefter det ozonerade vattnet fördelades på tre strömmar: 1) sandfilter, 2) aktivt kol (GAC)-filter i labskala, se nedan 3) provtagning och 4) bräddning. Efterbehandlingsalternativen 1) sandfiltret respektive 2) GAC-filtret installerades för att om möjligt förbättra läkemedelsreningen eller minska den potentiella toxiska effekten av ozoneringen.

Sandfiltret i ozoneringslinjen bestod av ett nedströms tvåmediasandfilter som innehöll 0,5 m Filtralite 2,4–4 mm ovanpå 0,5 m Rådasand 1,2–2,0 mm. Filtret spolades rent från ansamlade partiklar med en luft- och vattenblandning med flödena 10 L/h luft respektive 20 m/h vatten. Gångtiden beräknades dimensioneringsmässigt till minst två dygn mellan erforderliga backspolningar. Filtratet från 1) sandfiltret efter ozoneringen samlades upp i en efterföljande utjämningstank för att vid behov kunna pumpas till en exponeringslinje med fisk och snäckor.

Lablinjer läkemedelavskiljning – Ozonering + Granulerat aktiverat kol (GAC)

Den kontinuerligt drivna linjen med inledande ozonering, följt av ett GAC-filter, kördes parallellt med pilotlinjerna. Det ozonerade vattnet hämtades från utgående utjämningstank (U0) enligt ovan. GAC-filtret drev således parallellt med sandfiltret i pilotskalan. Automatisk backspolning av GAC-filtret gjordes med vatten med flödet 2 L vatten/min under 15 minuter för att i möjligaste mån spola rent GAC-filtret från ansamlade partiklar och järnflockar. Gångtiden mellan erforderliga backspolningar bedömdes vara ett dygn, varför backspolningsautomatiken sattes på en backspolning per dygn.

Lablinjer läkemedelavskiljning – Ultrafilter + Granulerat aktiverat kol (GAC)

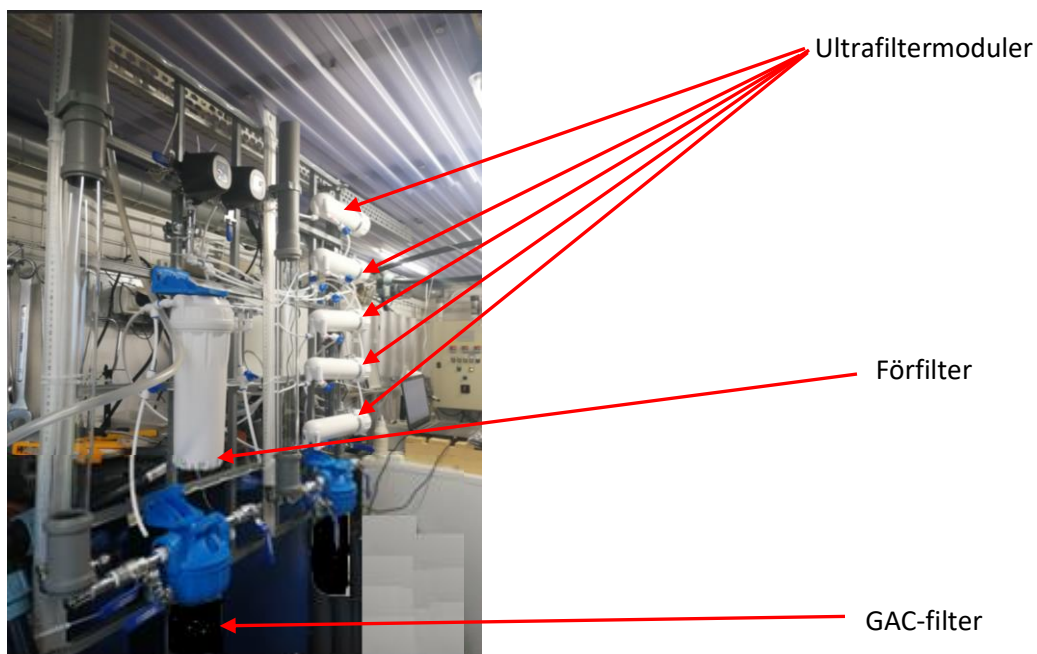
Partikelavskiljande ultrafilter för att avlasta GAC-filter testades i en kontinuerligt driven lablinje med inledande förfilter (60µm) och ultrafilter följt av ett avslutande GAC-filter. Linjen kördes parallellt med de större pilotlinjerna. Filtret spolades rent från ansamlade partiklar och järnflockar

med 2 L vatten under en minut. Gångtiden mellan de erforderliga automatiska backspolningarna bedömdes vara fyra timmar.

Ultrafilter

En mindre ultrafilterenhet sattes upp för kontinuerlig drift med kapaciteten 10-20 l/h beroende på var i driftperioden mellan kemiska rengöringar som filtren befann sig i. Filterelementen var av "spagettityp" dvs bestod av många parallellt monterade tunna ihåliga fibrer som låter partikelfritt avloppsvatten, transporteras, vinkelrätt mot den dominerande strömningsriktningen, in genom den yttre trådmembranytan och samlas i fibrernas inre för vidare transport ut ur filtret som ett filtrat. Denna så kallade "cross-flow" filtrering håller fibrerna rena från större beläggningar av partiklar så de transporteras ut på den "smutsiga sidan", med vatten som inte filtrerats.

Filterelementen hade en cut-off av 0,22 μm vilket innebär att i princip alla bakterier ($>1 \mu\text{m}$) inte kan passera filterelementen, vilket dock de betydligt mindre viruspartiklarna kan. En spolningssekvens för ultrafiltren kördes var fjärde timme, vilken genererade en backspolavloppsvattenvolym av 2 l, vilket motsvarar 2,5% - 5% av flödet.



Figur 7. Ultrafilter och GAC-linjen: Förfilter, fem parallella ultrafilter och ett GAC-filter.

Akvariecontainer för fisk- och snäckexponering i avloppsvatten

Undersökning av hur vattenlevande organismer reagerar på dagens avloppsvatten i jämförelse med avancerat renat avloppsvatten utfördes i en inredd 10 fots container, figur 8 och figur 9. Fyra parallella linjer med tre akvarier i varje linje förbereddes och belastades kontinuerligt med fyra olika vatten. Behandlat vatten från granulerade aktiverade kol, GAC-linjen, respektive behandlat vatten från ozoneringslinjen med ozon + sandfiltrering, tillfördes via var sin utjämningskammare till tre parallella akvarier vardera. Aktivkolfiltrerat kranvatten utgjorde kontrollvatten som tillfördes tre andra parallella akvarier. Referensvatten utgjordes av dagens utgående avloppsvatten från Rimbos reningsverk och tillfördes den fjärde linjen via en utjämningskammare till de tre parallella akvarierna.

Luft tillfördes de behandlade vattnen i fördelningstunnorna för att dels driva av eventuellt restozon och övermättnad av syrgas, dels för att lufta upp utgående respektive kolfiltrerat avloppsvatten för att säkerställa att syrebrist inte stör försöken.

Anläggningen var värmeisolerad och möjlighet fanns till uppvärmning, kylning och hög luftomsättning. Temperaturen loggades i inom- och utomhusluft, i fördelningstankarna för akvarierna och i varje enskilt akvarium.



Figur 8. Akvariecontainern exteriör



Figur 9. Akvariecontainern interiör

Analysmetodik mm

Bromid

Analyserades av SGS Analytics Sweden enligt metod DS/EN 10304-1

Bromat

Analyserades av SGS Analytics Sweden enligt metod SS-EN ISO 11206:2013.

Läkemedelsrester

IVL analyserade läkemedelsrester genom att först extrahera vattenproverna med hjälp av fastfaskolonner (HLB). Analys har skett med HPLC-MS/MS på IVL:s laboratorium i Stockholm. Carbamazepine-13C15N, Diclofenac-13C6, Hydrochlorothiazide-13C6, Atenolol-d7, Metoprolol-d7 och Ibuprofen-d3, Ciprofloxacin-d8, Fluconazole-d4, Sulfamethoxazole-13C6, Clarithromycin-N-methyl-d3, Trimetoprim-d3 har använts som internstandarder för kvantifiering.

Eurofins analyserade medan Miljö och Media på Kivik AB (MoLab) körde med metoder som är validerade enligt standardmetoden, 1694, publicerad 2007 av det Amerikanska Naturvårdsverket (United States Environmental Protection Agency, US EPA), Method 1694: Pharmaceuticals and Personal Care Products in Water, Soil, Sediment, and Biosolids by HPLC/ MS/MS (EPA, 2007). Eurofins analyserade proverna enligt metodreferens EPA 539 och EPA1639.

Flamskyddsmedel - PBDE

SGS analyserade ett urval av åtta bromerade flamskyddsmedel som paket PBDE (V) med GC-MS-MS, enligt en egen metod med rapporteringsgränsen 1 ng/l.

Nonyl- och oktylfenol samt etoxylater

Analyserades av SGS Analytics Sweden som paketet ETOXYL (V) enligt deras egen interna metod baserad på GC-MS.

PFAS-ämnen och speciellt PFOA och PFOS

Analyserades av SGS Analytics Sweden som paket PFAS12 (V) med 12 olika PFAS-ämnen, enligt ISO 21675:2019, och två PFAS-ämnen, PFOA och PFOS, av Miljö och Media på Kivik AB enligt MoLabs analysmetoder.

TOC- totalt organiskt kol och DOC – löst organiskt kol

TOC och DOC analyserades huvudsakligen av SGS som TOC (V) och DOC (V) enligt SS-EN ISO 20236:2021 respektive SS-EN ISO 20236:2021 inklusive provberedning i form av membranfiltrering. Dessutom mättes ett antal driftprover med kyvett-test från HACH med kit-nummer LCK385, vilken inbegriper fysisk koldioxidavdrivning.

UV och VIS spektroskopi/absorption

Analyserades med dubbelstrålig spektrofotometer UV-1800 av märke Shimadzu med 5 cm kvartskyvetter för referensvatten (avjonat vatten) respektive provvatten.

Effektbaserad analys av avloppsvattenprover

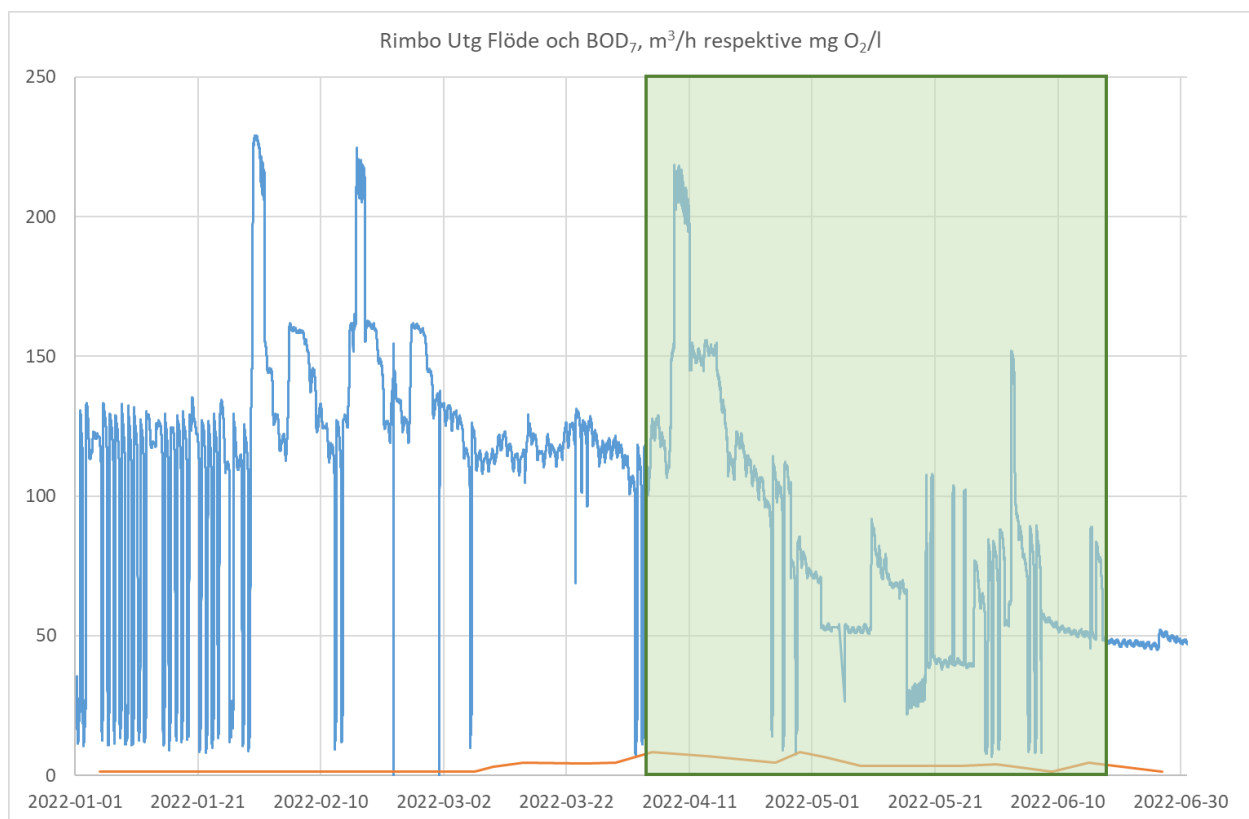
Testen utfördes av Biocell Analytica som studerat förekomsten av ämnen som kan aktivera östrogenreceptorn (ER), androgenreceptorn (AR), arylhydrokarbonreceptorn (AhR) samt orsaka oxidativ stress (Nrf2). Resultaten användes för att beräkna bioekvivalenta koncentrationer (bioequivalent concentrations, BEQ). BEQ-värdet beskriver den observerade effekten uttryckt som en koncentration av en referenssubstans, som är analyserad samtidigt. Referenssubstanserna var 2,3,7,8-tetrachlorodibenzodioxin (TCDD) för AhR-aktivitet, 17 β -estradiol (E2) för ER-aktivitet, dihydrotestosteron (DHT) för AR-aktivitet, hydroxyflutamid (OHF) för anti-AR-aktivitet och tertiär butylhydrokinon (tBHQ) för Nrf2 (oxidativ stress).

Försökskörningar och resultat

Pilotförsöken utfördes på plats på Rimbo reningsverk och kördes första halvåret 2022. Mät- och analysresultat samlades in löpande under försöken och externa analysresultat inkom t.o.m. november 2022. Utvärdering och rapportskrivning utfördes under juni t.o.m. december 2022.

Allmän beskrivning av försöksdriften

Pilotanläggningen installerades i Rimbo och togs i drift under mars 2022 och drevs med omfattande provtagning och analys. Försöken utfördes med olika inriktningar och kom att omfatta de skarpa veckorna fr o m 2022_14 till vecka 2022_25. Försöksperioden kan sägas representera typiska driftveckor vid Rimbo reningsverk, med en period med lite högre flöden, vilken inföll i början av försöken, figur 10.



Figur 10. BOD₇ (orange) och utgående flöde (blå) i Rimbo under 2022 samt pilotförsöksveckor i grönt.

Medelvärdet för flöde; BOD₇ och COD under hela den i figur 10 redovisade perioden var 98 m³/h; 3,5 mg/l respektive 24 mg/L. Under försöksperioden var motsvarande värden för flöde; BOD₇ och COD 80 m³/h, 4,6 och 28 mg/l. Beräkningarna av medelvärdena för BOD₇ och COD baseras på halva LOQ i det fall analysresultatet ligger under LOQ.

Försöken inleddes med inställning av adekvata hydrauliska flöden och backspolningsstrategier i de olika linjerna med aktiverat kol baserat på ytbelastning och uppehållstid. Problem med slamflykt från efterfällningen under vecka 11, 12 och 13 försköt de skarpa pilotkörningarna till vecka 14-24. Anläggningen kördes med erfarenhetsbaserade förutsättningar och inställningar för att nå konstant hög läkemedelsrening och på så sätt producera representativa utgående vatten som underlag till dimensionering och för exponeringsförsöken med zebrafisk och dammsnäcka. Provtagning med veckovisa samlingsprov och uttag av frekventa stickprover utfördes löpande under hela försöksperioden. Proverna skickades till externt lab för analys av läkemedelsrester, andra organiska mikroföroreningar, TOC, DOC, bromid och bromat. Driftparametrar mättes och analyserades internt för att ställa in och följa processen i stort.

Biotesterna genomfördes under veckorna 16, 17 och 18, då samtliga linjer bedömdes intrimmade och linjerna kördes så stabil som möjligt för att ge konstanta betingelser i framförallt reningsgrad.

Totalt kördes pilotanläggningen under 15 veckor, varav 11 veckor räknas som skarpa, med löpande veckovisa uttag av samlingsprov. Analys- och reningsresultat redovisas översiktligt och sammanfattningsvis i detta resultatkapitel och resultaten återfinns mer i detalj i bilaga 1–9.

Veckoprover togs ut genom att provvatten samlades in med kontinuerlig pumpning till provkärl som förvarades i kylskåp fram till dess fyra eller tre dagar förflutit. Efter respektive delvecko-period frystes delveckoprovet in i -20°C och utvalda delprover tinades efter det att försöken avslutats. Delproverna flödesproportionerades till hela veckoprover som skickades i kylväskor till externt laboratorium, eller analyserades omgående på det interna labbet.

Övergripande statistik om försöken

Totalt behandlades drygt 880 m³ avloppsvatten i de olika pilot- och labenheterna i pilotanläggningen. Under försöken samlades 55 veckoprover in och de flesta skickades till olika externa lab för att analyseras på läkemedelsrester, medan ett mindre urval skickades för analys av PFAS-ämnen, nonylfenoler, bromerade flamskyddsmedel, bromid och bromat.

Stickprover för analys av bl.a. TOC/DOC, konduktivitet, pH och UV/VIS-absorbans samlades in löpande under försöken och antalet stickprover uppgick till drygt 1400 stycken för mätning och analys på lokalt laboratorium, därtill sändes 17 stickprover från dos-responsförsök till externt laboratorium för läkemedelsanalys mm.

Inpumpning till pilotanläggningen

Pilotanläggningen matades genom en hävert från mätrännan i utloppskanalen efter dynasandfiltren som utgör sista reningssteget i verket. Häverten gick kontinuerligt från 10 mars till 9 december 2022, då den sista loggningen stängdes av.

Förbehandling med grovfilter och sandfilter

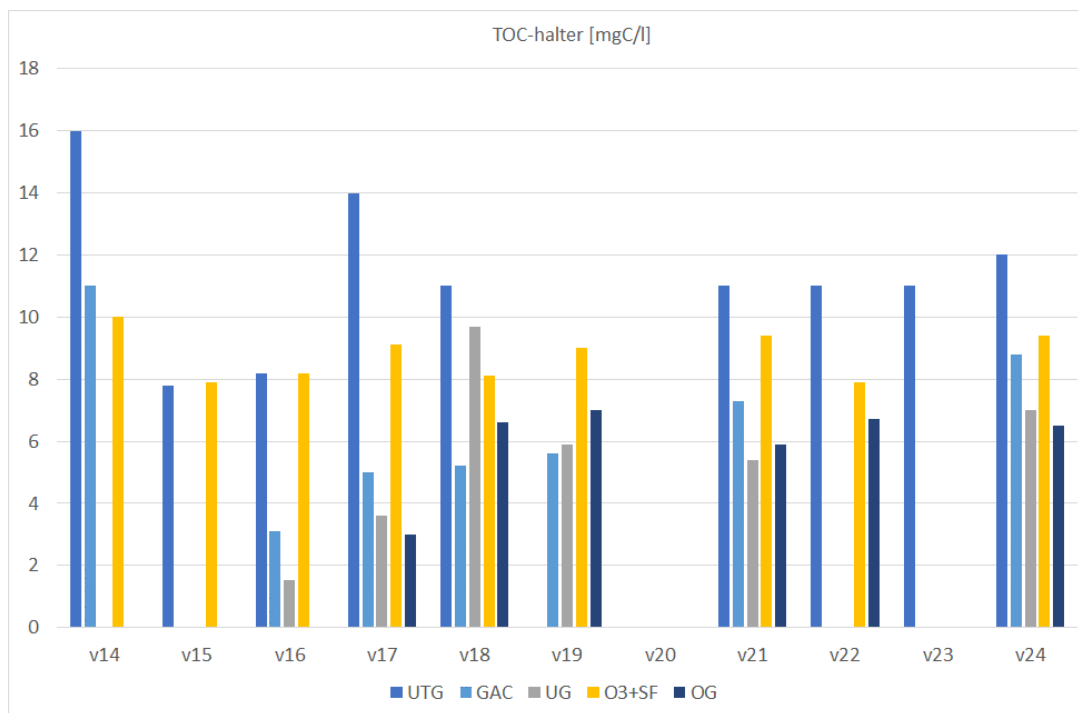
Behandlingens inledande två grovfiltren, med först 3 mm och sedan 1,5 mm håll, i respektive rengjordes manuellt i snitt tre gånger i veckan för att avlägsna brunt, finflockigt material. Sandfiltren backspolades vid behov en till två gånger per vecka, typiskt efter att tryckfallet ökat från 0,6–0,7 bar till 1,5–1,7 bar. Tryckfallet ökade något snabbare med högre susphalt i utgående avloppsvatten, men suspen verkade tidvis vara relativt finpartikulär och därmed svårfångad i såväl reningsverkets dynasandfilter som i pilotanläggningens sandfilter. Däremot föll partiklar ut ovan och i GAC-filtren, kanske beroende på längre uppehållstid, uppluftning i samband med överfall och finare partikelfraktion i GAC-materialet.

Interna och externa analyser – resultat för pilotlinjerna

Kontinuerlig uppföljning gjordes genom mätningar och analyser på insamlade stick- och vecko-samlingsprover. Uppföljningen var nödvändig för dokumentation och beskrivning av försöken, samt viktiga för att kontrollera och vid behov justera driftparametrar såsom ozondos. De interna analyserna omfattade konduktivitet, pH och UV-absorbans vid 254 nm. Till detta utfördes stickprovsmätningar av syre i vatten- och gasfas, ozon i gasfas samt vattentemperatur. I Rimbo sändes prover till externt laboratorium för analys av partikulärt och löst organiskt material rapporterat som TOC (Total Organic Carbon) respektive DOC (Dissolved Organic Carbon)

Totalt Organiskt kol - TOC

Rimbo reningsverk avskiljer organiskt kol (TOC) till mycket stor del, drygt 90 %. Resthalten i ordinarie utgående avloppsvatten är normal till något förhöjd, medel ca 10 mg C/l, jämfört med andra reningsverk, som har avslutande sandfilter där TOC-halten ligger runt 8 mg/l. I samband med försöken följdes TOC-halten, i första hand genom analys av veckoprover insamlade på avloppsvatten, före och efter de olika pilotlinjerna för läkemedelsrening. Analysresultaten visar att TOC in till läkemedelsreningen varierar något under försöksperioderna, figur 11 och tabell 2.

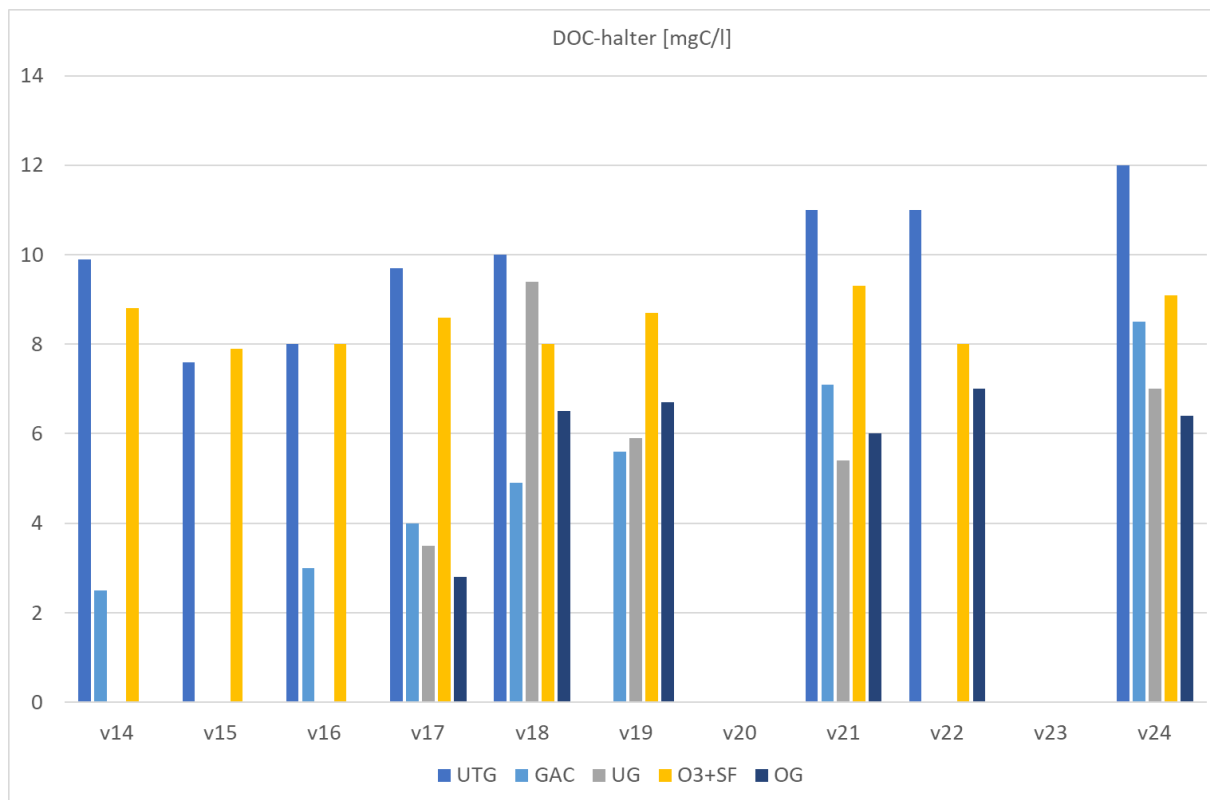


Figur 11. TOC i veckoprover från pilot- och lablinjerna tagna under höstens försök. X-axelns siffror är veckonummer. Beteckningar: UTG – ordinarie utgående avloppsvatten, GAC – aktivt kol filtrerat, UG – ultrafiltrerat och GAC-filtrerat, O3+SF – ozonerat och sandfiltrerat samt OG – ozonerat och GAC-filtrerat.

Ozoneringens påverkan på TOC-halten varierade, men minskningen låg under alla veckor i genomsnitt på 1,7 mg C/l. GAC-linjen i pilotskala avskilde mer TOC än ozoneringen, avskiljningen varierade mellan 3 och 9 mg C/l med i snitt mg 5,3 C/L. Störst avskiljning sker efter ett kolbyte, vilket gjordes vecka 13 den 29 mars, precis innan de skarpa veckorna med pilotanläggningen i Rimbo. Då var avskiljningen av TOC 5 mg/l, vilken sjönk till 3 mg/l efter elva veckors drift, vilket motsvarade nästan 6900 bäddvolymer (BV).

Ultrafiltren sänkte TOC-halten med en tredjedel, vilket borde bero på avskiljningen av partiklar större än 0,22 µm. Kombinationen av ultrafilter och GAC-filter sänkte TOC-halten ytterligare till i genomsnitt 50%. Genom att kombinera ozonering och GAC-filtrering sjönk den genomsnittliga avskiljningen till knappt 60%.

Ett delvis liknande mönster kunde noteras för det lösta organiska materialet mätt som DOC, figur 12 och tabell 3.



Figur 12. DOC i veckoprover från pilot- och labblinjerna tagna under höstens försök. X-axelns siffror är veckonummer. Beteckningar: UTG – ordinarie utgående avloppsvatten, GAC – aktivt kol filtrerat, UG – ultrafiltrerat och GAC-filtrerat, O3+SF – ozonerat och sandfiltrerat samt OG – ozonerat och GAC-filtrerat.

Pilotfiltret med GAC gav de lägsta utgående halterna av DOC tätt följt av kombinationen ozonering och aktiverat kol och därefter ultrafilter i kombination med GAC-filter. Den något sämre avskiljningen av TOC i labkolfiltren kan förmodligen förklaras av en lägre bäddhöjd, uppehållstiden var den samma.

Sandfiltret efter ozoneringen avskiljer i snitt 1 mg DOC/l vilket borde förklaras av bakteriell nedbrytning. Andelen DOC av TOC i utgående uppgår till i snitt 90 %.

Tabell 2. TOC [mg C/l] i veckoprover från pilotlinjerna

Vecka 2022	TOC [mg/l]	UTG	GAC	UF	UG	O3	O3+SF	OG
v14		16	11				10	
v15		7,8					7,9	
v16		8,2	3,1		1,52		8,2	
v17		14	5	9,8	3,6	12	9,1	3
v18		11	5,2	5,6	9,7	9,8	8,1	6,6
v19			5,6	10	5,9	11	9	7
v20						9,8		
v21		11	7,3		5,4	10	9,4	5,9
v22		11				9,4	7,9	6,7
v23		11				8,9		
v24		12	8,8	9,3	7	9,7	9,4	6,5
Medel		11,3	6,6	8,7	5,5	10,1	8,8	6,0

Tabell 3. DOC [mg C/l] i veckoprover från pilotlinjerna

Vecka 2022	DOC [mg/l]	UTG	GAC	UF	UG	O3	O3+SF	OG
v14		9,9	2,5				8,8	
v15		7,6					7,9	
v16		8	3				8	
v17		9,7	4	9,2	3,5	10	8,6	2,8
v18		10	4,9	5,5	9,4	9,8	8	6,5
v19			5,6	9,9	5,9	10	8,7	6,7
v20						9,6		
v21		11	7,1		5,4	10	9,3	6
v22		11				9,5	8	7
v23						8,7		
v24		12	8,5	9,1	7	9,5	9,1	6,4
Medel		9,9	5,1	8,4	6,2	9,6	8,5	5,9

Konduktivitet

Mätningarna av konduktivitet (elektrisk ledningsförmåga p.g.a. joner i avloppsvattnet) visar att utgående vatten håller en typisk konduktivitet för kommunalt avloppsvatten under försöken och att möjligen GAC-linjen och kombinationen ultrafilter och GAC-filter sänker konduktiviteten något, tabell 4.

Tabell 4. Konduktivitet [$\mu\text{S}/\text{cm}$] i prover från pilotlinjerna (kursiva värden baseras på flera stickprover)..

Vecka 2022	Konduktivitet [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	UTG	GAC	UF	UG	O3	O3+SF	OG
	v14	723	678	-	-	727	819	-
	v15	746	748	-	-	744	748	-
	v16	763	756	676	666	749	765	769
	v17	706	701	680	676	693	709	683
	v18	778	753	727	768	736	761	750
	v19	779	773	735	702	788	779	772
	v20	800	798	724	738	801	791	794
	v21	799	806	804	783	794	805	798
	v22	765	768	762	727	759	764	749
	v23	773	765	745	762	767	766	762
	v24	772	747	723	719	775	771	765
	Medel	764	754	731	727	758	771	760

Förklaringen till den något lägre konduktiviteten kan vara utfällning av kemisk flock i GAC-linjen och rester av backspolningsvatten i systemet med ultrafilter och GAC-filter.

pH

Mätningarna av pH visar att utgående vatten är neutralt och i samband med ozoneringen ökar pH något sannolikt p.g.a. gasflödet som strippar bort koldioxid ur avloppsvattnet, tabell 5. En höjning av pH över linjer med GAC-filter kan ofta noteras när kolet är nytt, men efter kolbytet i GAC-linjen vecka 13 kunde detta inte noteras efterföljande veckor, däremot steg pH efter lablinjerna ultrafilter+GAC (UG) respektive ozonering+GAC (OG).

Tabell 5. pH i prover från pilotlinjerna (kursiva värden baseras på flera stickprover).

Vecka 2022	pH	UTG	GAC	UF	UG	O3	O3+SF	OG
	v14	7,22	7,65	-	-	7,61	7,66	-
	v15	7,54	7,74	-	-	7,75	7,54	-
	v16	7,53	7,54	7,77	7,85	7,78	7,61	7,87
	v17	7,87	7,91	7,67	7,91	7,71	7,9	7,99
	v18	7,83	7,73	7,94	8,09	7,76	7,9	8,22
	v19	7,88	7,93	8,39	7,74	8,32	7,76	8,64
	v20	7,95	7,5	8,11	8,25	7,95	7,55	7,78
	v21	7,24	7,77	7,46	7,88	8,02	7,78	7,74
	v22	7,69	7,57	7,56	8,61	8,05	7,84	7,78
	v23	7,44	7,55	7,9	8,02	7,9	7,94	7,87
	v24	8,11	8,18	8,04	8,02	8,28	8,1	8,09
	Medel	7,66	7,73	7,87	8,04	7,92	7,78	8,00

UV254 nm - absorbans

Mätningarna av absorbans visar att kombinationsprocesserna ozonering+GAC (OG) respektive ultrafilter+GAC (UG) avskiljer överlägset mest av ämnen som absorberar UV ljus, följt av effekten av GAC-filtrering, ozonering+sandfilter, ultrafilter och sist enbart ozonering, tabell 6.

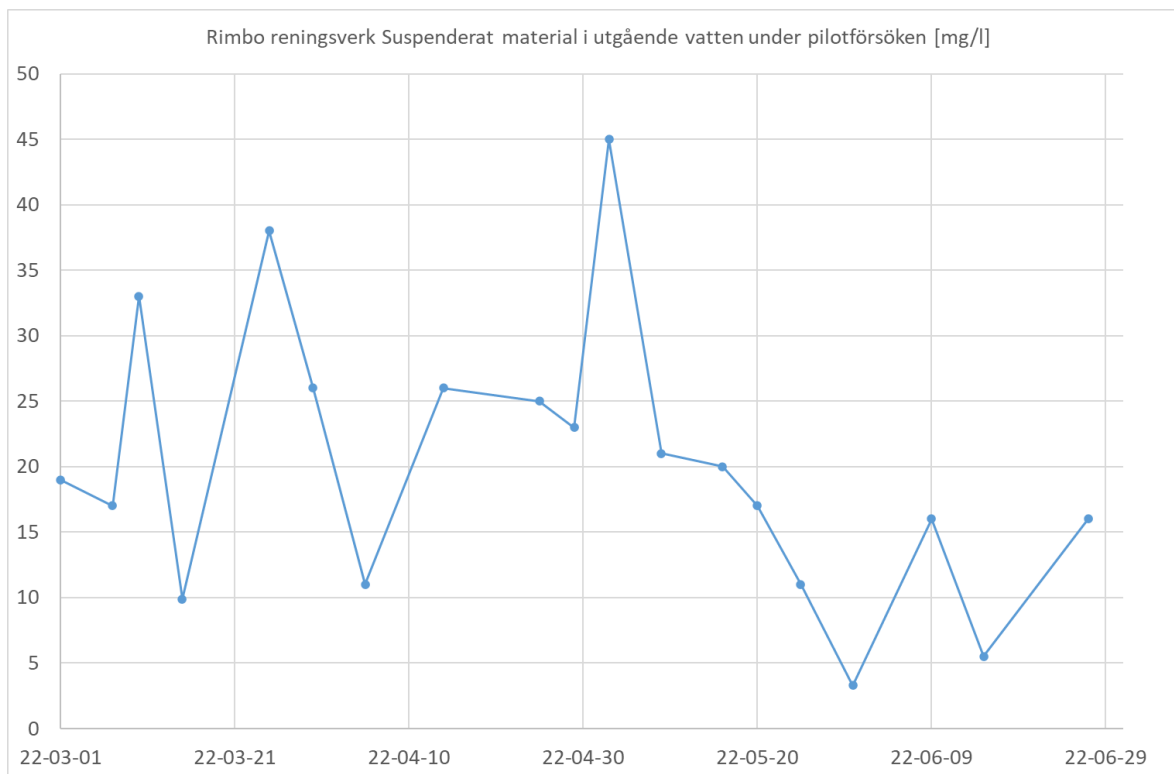
Tabell 6. UV absorbans [cm^{-1}] i prover från pilotlinjerna (kursiva värden baseras på flera stickprover).

Vecka 2022	UV-absorbans [cm^{-1}]	UTG	GAC	UF	UG	O3	O3+SF	OG
	v14	<i>0,978</i>	<i>0,310</i>	-	-	<i>1,103</i>	<i>0,581</i>	-
	v15	<i>1,285</i>	<i>0,278</i>	-	-	<i>0,827</i>	<i>0,461</i>	-
	v16	<i>0,776</i>	<i>0,124</i>	<i>0,369</i>	<i>0,031</i>	<i>0,642</i>	<i>0,473</i>	-
	v17	<i>0,401</i>	<i>1,447</i>	<i>0,733</i>	<i>0,165</i>	<i>1,267</i>	<i>0,688</i>	<i>0,326</i>
	v18	<i>0,999</i>	<i>0,291</i>	<i>0,328</i>	<i>0,636</i>	<i>0,803</i>	<i>0,370</i>	<i>0,370</i>
	v19	<i>0,973</i>	<i>0,362</i>	<i>0,902</i>	<i>0,41</i>	<i>0,659</i>	<i>0,514</i>	<i>0,339</i>
	v20	<i>0,951</i>	<i>0,376</i>	<i>0,796</i>	<i>0,349</i>	<i>0,865</i>	<i>0,508</i>	<i>0,405</i>
	v21	<i>0,973</i>	<i>0,470</i>	<i>0,862</i>	<i>0,352</i>	<i>0,618</i>	<i>0,646</i>	<i>0,262</i>
	v22	<i>0,979</i>	<i>0,527</i>	<i>0,801</i>	<i>0,478</i>	<i>0,483</i>	<i>0,455</i>	<i>0,283</i>
	v23	<i>1,020</i>	<i>0,531</i>	<i>0,823</i>	<i>0,442</i>	<i>0,467</i>	<i>0,419</i>	<i>0,262</i>
	v24	<i>1,032</i>	<i>0,712</i>	<i>0,874</i>	<i>0,578</i>	<i>0,594</i>	<i>0,612</i>	<i>0,330</i>
	Medel	<i>0,94</i>	<i>0,49</i>	<i>0,72</i>	<i>0,38</i>	<i>0,76</i>	<i>0,52</i>	<i>0,32</i>

Förbehandlingsfiltren F1 och F2 avskilde ämnen och partiklar som absorberar UV-ljus vid 254 nm till i medeltal $10 \pm 5\%$, se nästa delkapitel om förbehandlingen. Mätningarna av UV-absorbans hade stor betydelse under försöken för att momentant och direkt i fält kunna ställa in erforderlig ozondos för att uppnå hög läkemedelsoxidation. Vidare användes UV-resultaten för att följa läkemedelsreningen med kombinationsprocesserna.

Förbehandlingen – drift och process

Suspenderat material kan påverka läkemedelsreningen negativt p.g.a. igensättningar och ökad resursåtgång i ozoneringssteget. Rimbo reningsverk avslutas med ett Dynasandfiltersteg. Trots detta, speciellt efter att suspbelastningen var hög när pilotanläggningen körts i gång i mars 2022, kördes pilotanläggningens inledande sandfilter. Effekten av pilotanläggningens förbehandling, i form av två seriekopplade sandfilter, utvärderades med hjälp av UV/VIS-absorbans vid 254 nm mätt på stickprover från pilotanläggningen. Utgående avloppsvatten från Rimbo reningsverk höll i medeltal halter av suspenderade substans på 20 mg/l, men med variationer mellan 3 och 45 mg/l, figur 13. Susphalten är förvånande hög med tanke på de avslutande dynasandfiltren. Enligt uppgift skulle de tvättas extra manuellt under våren men tvätten sköts upp med hänsyn till försöken med läkemedelsrening.



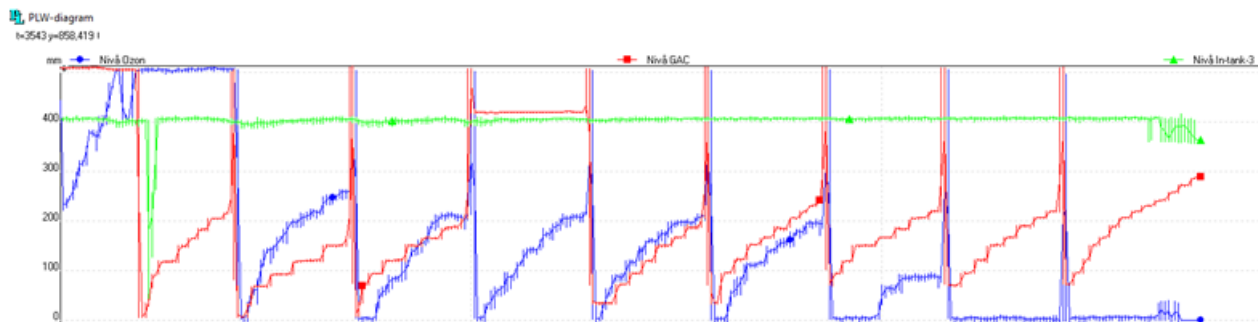
Figur 13 Suspenderad substans i utgående avloppsvatten från Rimbo reningsverk under försöken

Förbehandlingsfiltren F1 och F2 avskilde ämnen och partiklar som absorberar UV-ljus vid 254 nm med i medeltal 5 % och med min- och maxvärden på 3 % respektive 12%. Två tredjedelar, 67%, av avskiljning skedde redan i det första sandfiltret F1 som innehöll lite grövre sand (1,2–2,0 mm) än sandfilter F2 som innehöll finare sand (0,4 - 0,6 mm). Omräknat till suspenderad substans för provtagningsdagarna i pilotanläggningen sänktes susphalten från drygt 21 mg/l till 19 mg/l i medeltal, motsvarande knappt 10 % reduktion.

GAC-filtret i pilotskala – drift och process

GAC-linjen kördes kontinuerligt under totalt 15 veckor. GAC-filtret backspolades med vatten under 30 minuter varje dag för att bli fritt från ansamlade partiklar och säkerställa hög hydraulisk kapacitet, ca 50 l/h. Backspolhastigheten var låg, motsvarande 13 m/h vatten, för att undvika förlust av GAC-korn till spolavloppet. Gångtiden var relativt lång mellan erforderliga backspolningar och kunde i GAC-filtret uppgå till två till tre dagar, varunder tryckfallet successivt ökade med ca 650 mm H₂O. Under en period i Rimbo backspolades filtret automatiskt och

förebyggande en gång per dygn, figur 14. Ytbelastningen på filtret under nedströmsdrift var i snitt 2,5 m/h.



Figur 14. Nivåer, mm, i pilotfiltren på Rimbo reningsverk i maj 2022, trendlängd 10 d. Röd trend är nivån i GAC-filtret.

GAC-filtret backspolades under 30 minuter som ett standardförfarande varvid tydliga flockar kunde observeras i spolvattenavloppet, speciellt under de första fem till sju minuterna.

Ozoneringslinjen – drift och process

Ozoneringslinjen drevs kontinuerligt under försöksveckorna med en ozondos som beräknades ge mellan 80 % och 90 % oxidation eller nedbrytning av läkemedelsresterna. Ozoneringslinjen var därefter i drift i elva veckor.

Tre större dos/respons-försök med ozon gjordes i Rimbo och prover för läkemedelsanalys skickades in från försöken i pilotlinjen. Ozoneringslinjen innehöll, förutom själva ozonbehandlingen, två olika efterbehandlingsalternativ: sandfilter respektive ett GAC-filter (granulerat aktiverat kol). Under försöken kördes sandfiltret kontinuerligt och veckosamlingsprover togs ut från kombinationen ozonering och sandfilter respektive ozonering och GAC-filter. Stickprover togs ut för löpande kontroll av processen. Analysresultat för läkemedelsrester återfinns i detalj i bilaga 1-5.

Driftobservationer

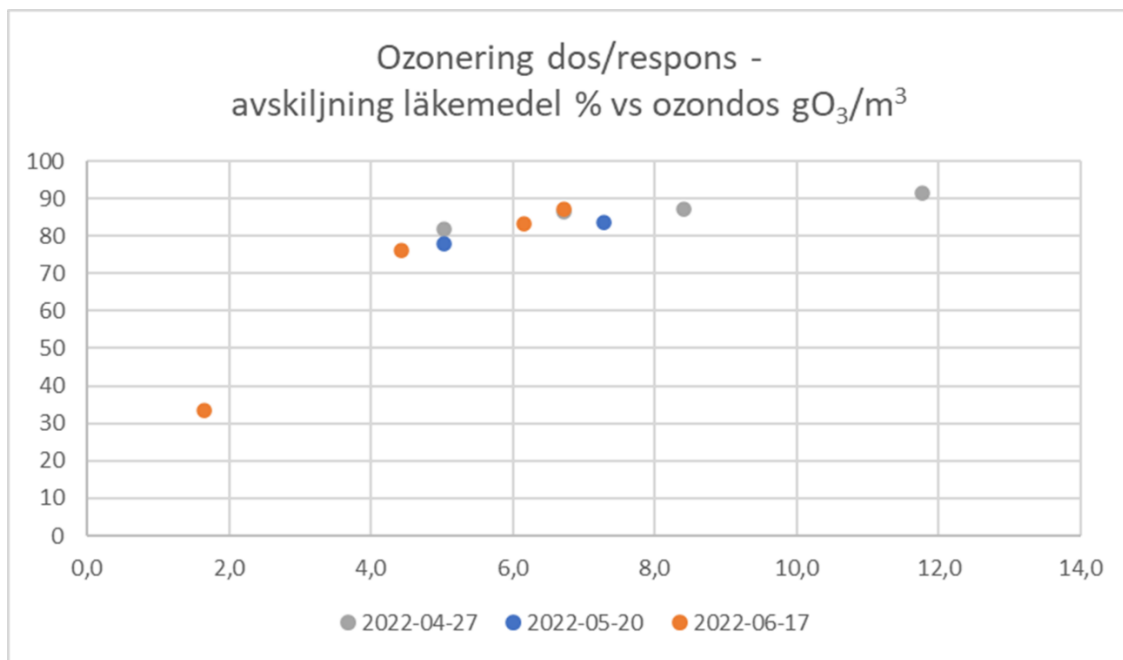
Ozoneringslinjen rullade på kontinuerligt under hela försöksperioden med undantag för en timmes planerat avbrott då kylvattnet föll bort p.g.a. ledningsarbete. Inga ozonläckor noterades och anläggningen slogs inte heller av automatiskt av ozondetektorerna i anläggningen. Ingen nämnvärd skumning förekom i ozoneringen, vare sig i gasuttaget i toppen av kontaktkolonnen eller i utgående vatten. Begränsad skumning noterades dock i samband med dos-responsförsöken och då i testerna med höga doser, 12 g O₃/m³.

Ozonering dos - respons

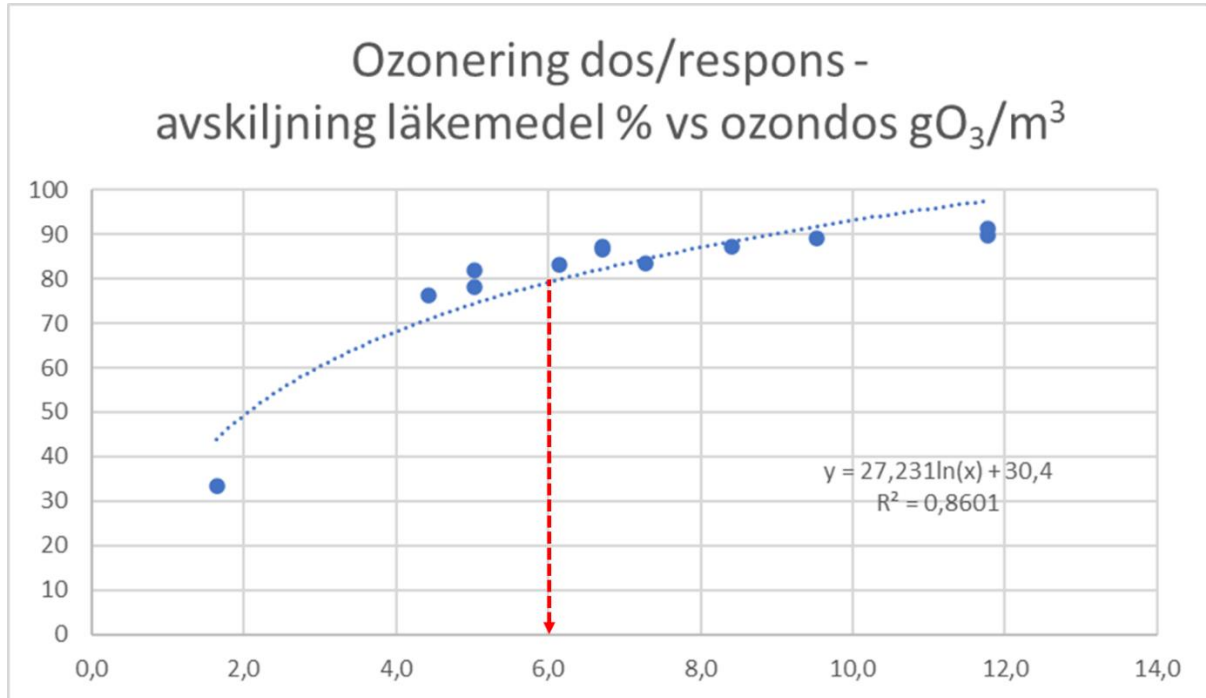
Dos - responsförsök med ozon utfördes tre gånger under försöken med pilotkolonnen: 2022-04-27, 2022-05-20 och 2022-06-17, tabell 7, varefter prover för analys av läkemedelsrester skickades till externt laboratorium. Vattenvolymen i ozoneringslinjen omsattes sex gånger efter det att en ny dos ställts in innan prover togs ut.

Tabell 7. Data för dos/responsförsöken med ozon

Datum	Avloppsflöde [L/h]	Uppehållstid [min]	TOC [mg/L]	DOC [mg/L]
2022-04-27	267	20	14	9,8
2022-05-20	267	20	13	12
2022-06-17	267	20	11	11



Figur 15. Genomsnittlig avskiljning av läkemedelsrester som funktion av ozondosen.



Figur 16. Genomsnittlig avskiljning av läkemedelsrester som funktion av ozondosen med trend.

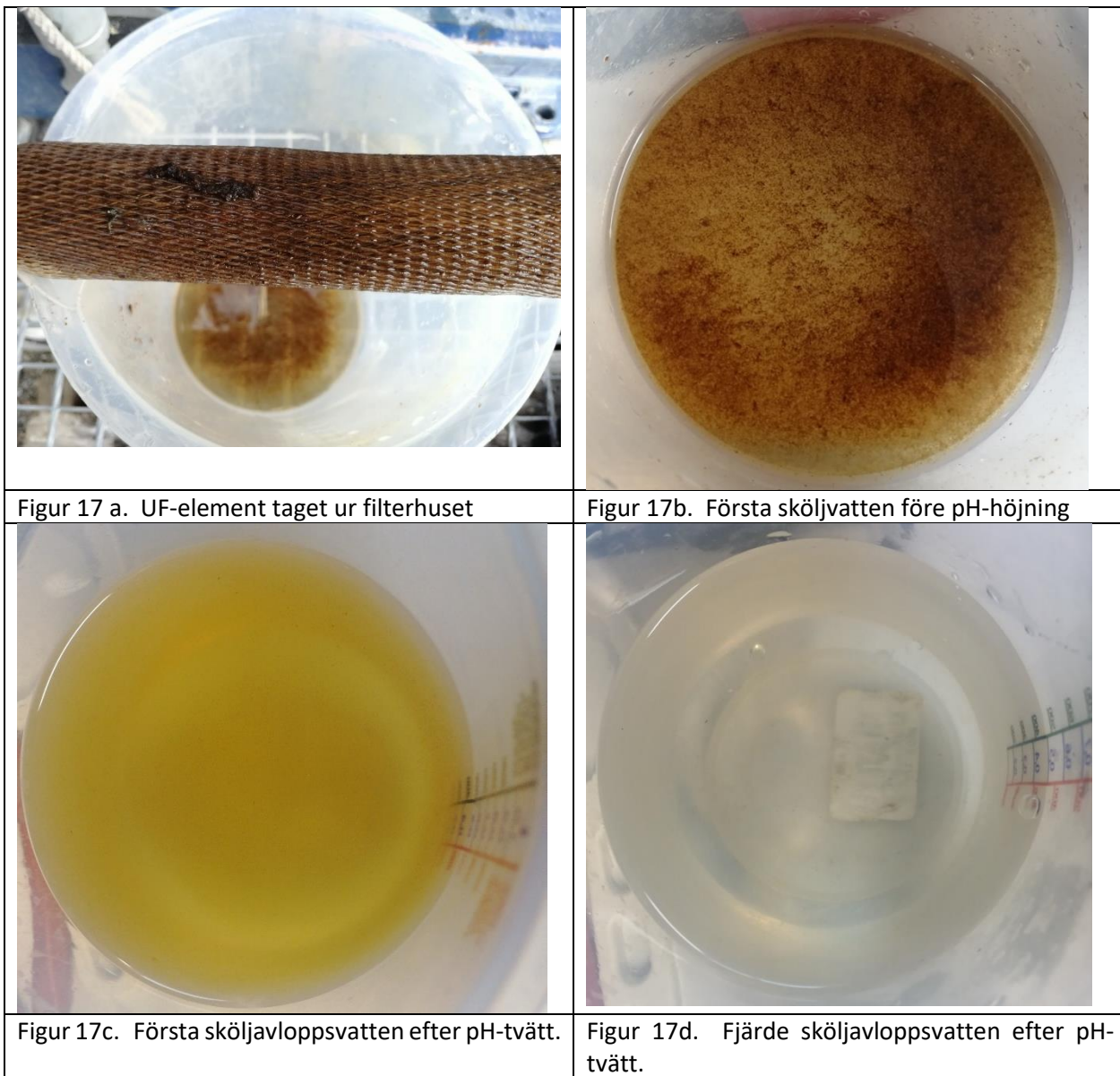
Dos/responsförsöken visade att erforderlig ozondos var $6,0 \text{ g/m}^3$ för att uppnå 80% avskiljning. De veckovisa kontinuerliga körningarna visade att ozondosen behöver vara i samma storleksordning, motsvarande $5,5\text{-}6,0 \text{ g/m}^3$ för att säkert uppnå minst 80 % avskiljning av läkemedelsrester.

Absorbansmätningar vid UV-254 nm användes under försöken som en snabb indikation på anläggningens funktion och mätningarna gav underlag till inställningar av driften av bl.a. ozoneringslinjen som fick sin dos/respons relation snabbt fastställd före och under de skarpa försöksveckorna.

Ultrafilter följt av GAC-filter – drift och process

De fem ultrafiltren med efterföljande GAC-filter kördes kontinuerligt under totalt 11 veckor. Ultrafiltren backspolades med automatik var fjärde timme. Kolfiltret behövde aldrig backspolas under försökstiden på 11 veckor.

Ultrafiltren tvättades tre gånger under försöken genom pH-höjning till $\text{pH} > 12,5$, ultrafiltret före tvätt var fullt av utfälld järnflock, liksom första sköljvatten före pH-höjningen. Tvättlösningen sköljes ur filtret med brutet dricksvatten innan filtret togs i drift. Sköljvattnet blev allt klarare samtidigt som pH-värdet sjönk efter varje sköljning, figur 17 a-d.



GAC-filtret som följde UF-filtren såg opåverkat ut och utan järnutfällningar som noterats i andra motsvarande GAC-filter men som inte föregåtts av ett så tätt filter som ultrafilter utgör.

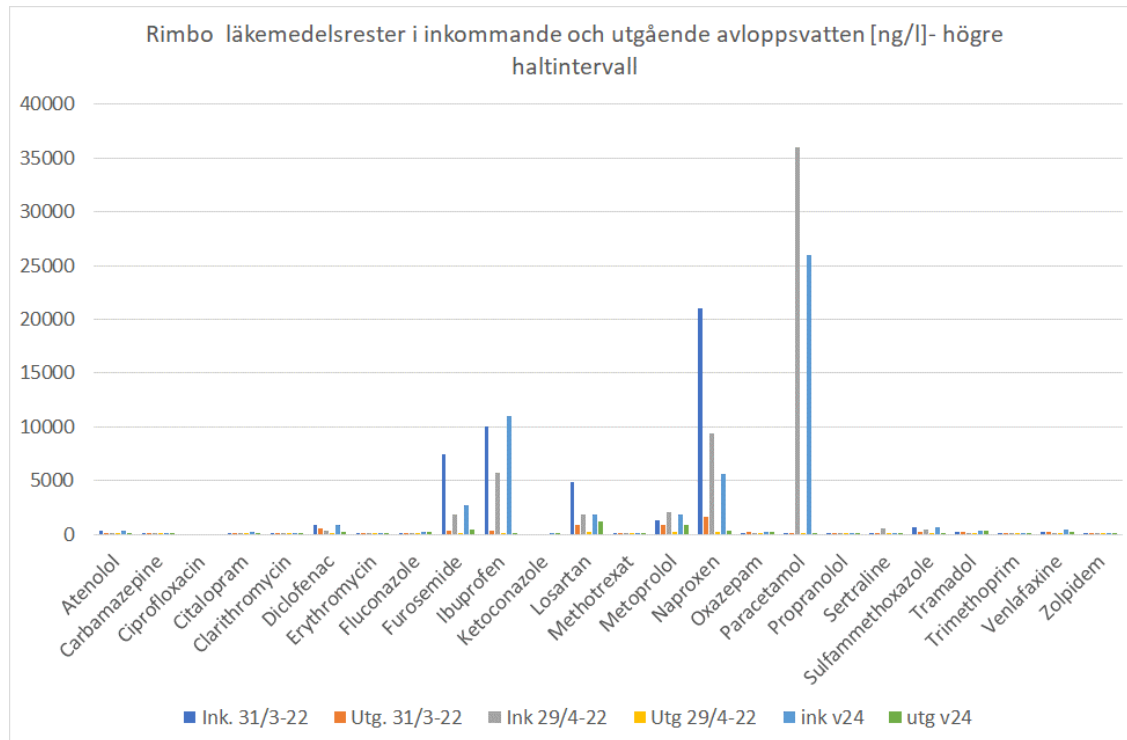
Resultat - Läkemedelsrester

Utvärderingen av pilotförsöken gjordes huvudsakligen baserat på interna analyser av fysikalisk/kemiska parametrar och externa läkemedelsanalyser. De flesta prover för läkemedelsanalyser, 72 st, analyserades av IVL som rapporterade resultaten för de 24 utvalda

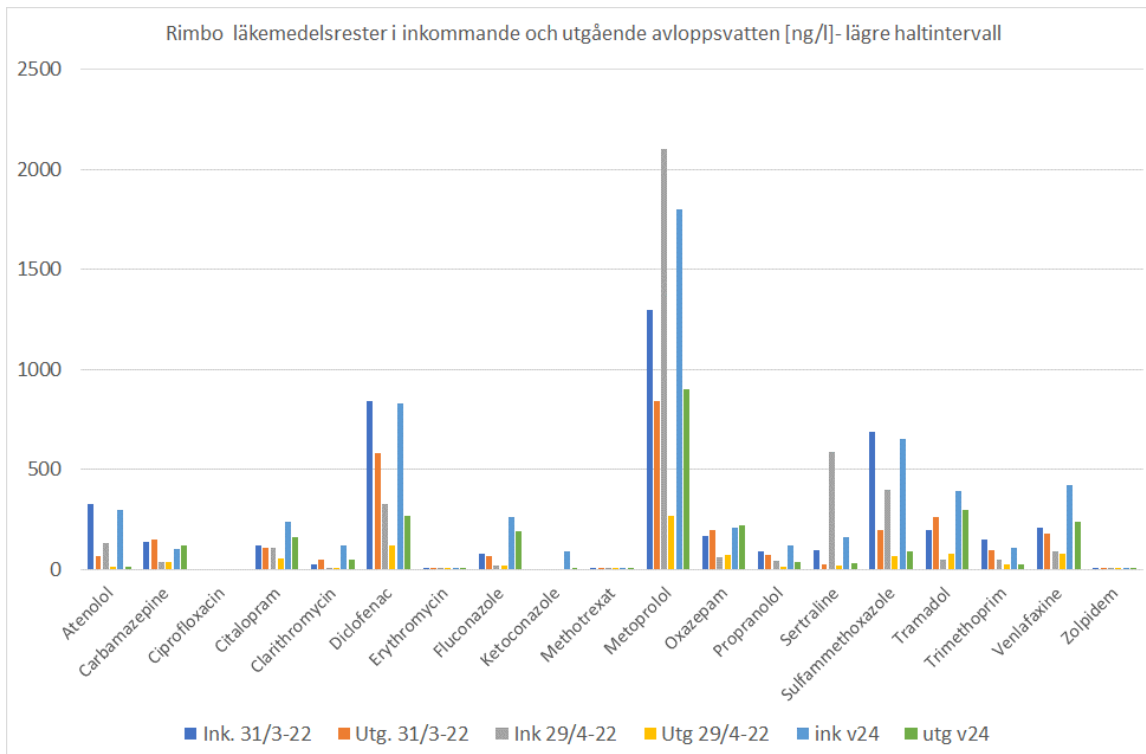
substanser som projektet valt ut. Miljö och Media på Kivik AB (MoLab) analyserade totalt 34 prover varav runt nio prover överlappade båda laboratorierna.

Rimbo reningsverk

Provtagning utfördes på det befintliga Rimbo reningsverk dels genom tre omgångar med enbart inkommande och utgående avloppsvatten, dels med utvidgad provtagning till att omfatta även försedimenterat och biorenat avloppsvatten, figur 18 och figur 21. De genomsnittliga koncentrationerna i inkommande och utgående vatten vid Rimbo reningsverk tillsammans med min- och maxvärden återfinns i tabell 8. Genom att ta hänsyn till avloppsflödet under respektive provtagningsdag kunde även de specifika läkemedelsmängderna per person och dygn beräknas, tabell 9.



Figur 18. Halter av läkemedelsrester i inkommande och utgående från Rimbo reningsverk – högre haltintervall



Figur 19. Halter av läkemedelsrester i inkommande och utgående från Rimbo reningsverk – lägre haltintervall

Koncentrationsminskningen mellan inlopp och utlopp är högst för de ämnen som förekommer i högst koncentrationer i inkommande avloppsvatten dvs ämnena furosemid, losartan, paracetamol, ibuprofen och naproxen, som alla är alla smärtlindrande och inflammationsdämpande. I Rimbo reningsverk var den genomsnittliga reningsgraden av analyserade ämnen 45% över befintligt reningsverk, med variationer mellan 99,97 % och minus (-) 44%, figur 20.

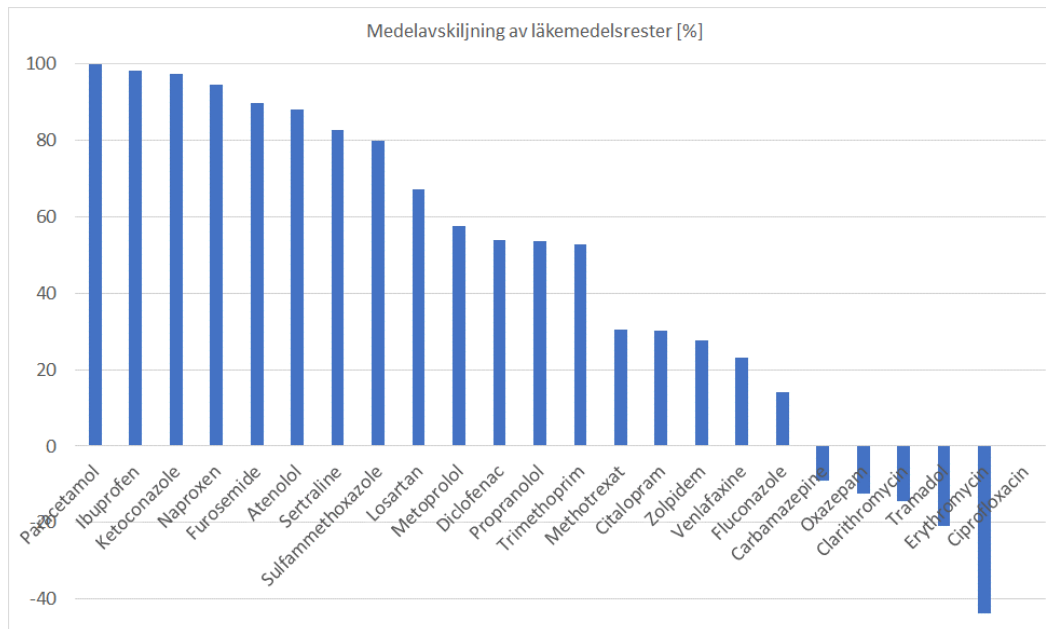
Tabell 8. Koncentrationer av analyserade läkemedelsrester i inkommande och utgående avloppsvatten på Rimbo reningsverk

Halter	Halter Ink [ng/L]	Medel (min-max)	Halter Utg Medel (min-max)
Atenolol	253	(130-330)	32 (13-66)
Carbamazepine	93	(38-140)	103 (38-150)
Ciprofloxacin			
Citalopram	157	(110-240)	109 (56-160)
Clarithromycin	49	(3,3-120)	32 (3,3-47)
Diclofenac	667	(330-840)	323 (120-580)
Erythromycin	1,3	(0,11-2,0)	2,2 (0,11-4,4)
Fluconazole	118	(18-260)	91 (18-190)
Furosemide	4000	(1900-7400)	333 (150-480)
Ibuprofen	8900	(5700-11000)	163 (10-370)
Ketoconazole	88		2,3
Losartan	2833	(1800-4900)	780 (250-1200)
Methotrexat	1,5	(0,17-3,6)	0,36 (0,17-0,61)
Metoprolol	1733	(1300-2100)	670 (270-900)
Naproxen	12000	(5600-21000)	717 (180-1600)
Oxazepam	147	(61-210)	163 (70-220)
Paracetamol	20667	(1,8-36000)	13 (2,2-24)
Propranolol	83	(41-120)	40 (13-70)
Sertraline	283	(99-590)	27 (22-31)
Sulfamethoxazole	580	(400-690)	121 (69-200)
Tramadol	214	(52-390)	214 (81-300)
Trimethoprim	103	(48-150)	49 (23-97)
Venlafaxine	239	(88-420)	166 (77-240)
Zolpidem	1,6	(1,0-2,0)	1,0 (0,33-1,7)
Summa alla	53212	(47741-58813)	4151 (1472-6148)
Summa exkl 3 största	11644	(7713-16739)	3258 (1280-4333)

Tabell 9. Medelvärde för specifika mängder av analyserade läkemedelsrester i inkommande och utgående avloppsvatten på Rimbo reningsverk

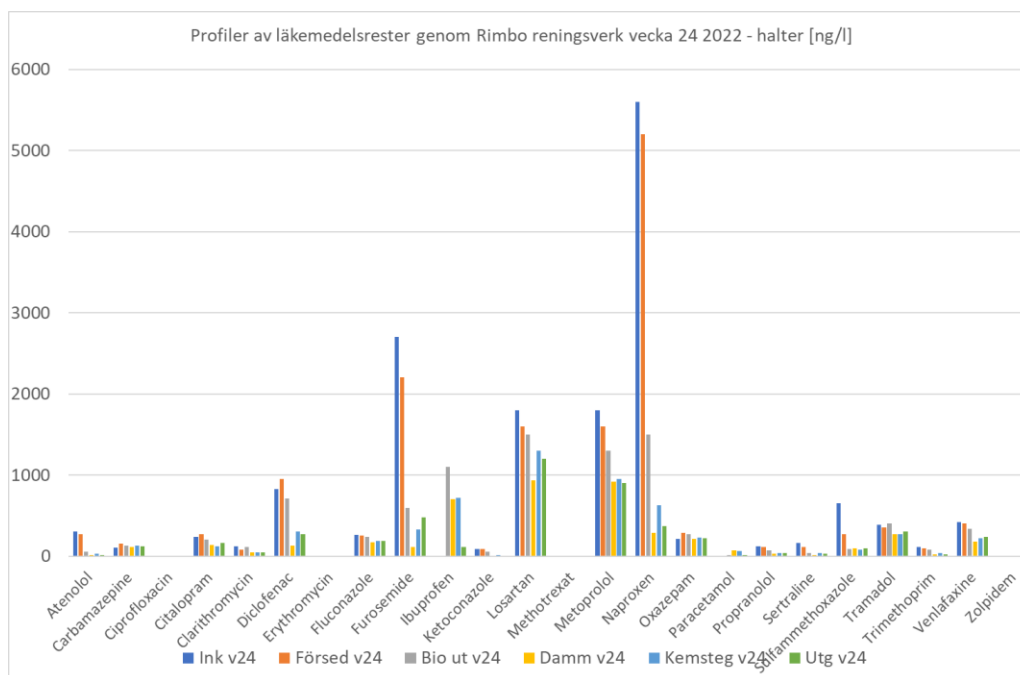
Dygnsmängder	INK Mängd ng/pe, d	UTG Mängd ng/pe, d
Atenolol	410	68
Carbamazepine	163	177
Ciprofloxacin	0	0
Citalopram	195	154
Clarithromycin	50	55
Diclofenac	1058	633
Erythromycin	1	2
Fluconazole	137	109
Furosemide	7990	494
Ibuprofen	13303	372
Ketoconazole	20	1
Losartan	5431	1170
Methotrexat	1	0
Metoprolol	2160	1059
Naproxen	23212	1619
Oxazepam	222	255
Paracetamol	15185	26
Propranolol	121	77
Sertraline	279	39
Sulfamethoxazole	894	225
Tramadol	290	332
Trimethoprim	177	102
Venlafaxine	315	243
Zolpidem	2	1
Summa alla	71618	7213
Summa exkl 3 största	19918	5195

Erfarenhetsmässigt är koncentrationerna av läkemedelsrester flera fall lägre i Rimbo jämfört med några andra verk i regionen, speciellt när utgående vatten jämförs. I inkommande avloppsvatten förefaller koncentrationerna av antiinflammatoriska läkemedel vara lite högre än i några andra reningsverk i regionen. Mer om tolkningen senare i rapporten.



Figur 20. Genomsnittlig reningsgrad över Rimbo reningsverk baserat på tre provtagningar på inkommande och utgående halter i korresponderande dygns- och veckoprover.

Vid ett par tillfällen togs veckoprover från de olika huvudprocesserna i reningsverket, inkommande efter galler, efter försedimentering, efter biosteg, efter damm, efter efterfällning och utgående efter dynasandfiltren, Figur 21.



Figur 21. Profil av summan av läkemedelsrester efter olika reningssteg på Rimbo reningsverk

Pilotlinjer

En sammanställning av medel-, min- och maxvärden samt standardavvikelser för läkemedels-halterna i inkommande till och utgående avloppsvatten från pilotlinjerna visar att GAC-linjen uppvisade de lägsta koncentrationerna, tätt följd av ozoneringslinjen, tabell 10.

Tabell 10. Läkemedelskoncentrationer i inkommande till och utgående vatten från pilotlinjerna.

Prov	UTG 2022 V14-V24	Ozon+SF 2022 V14-V24	GAC 2022 V14-V24
Substans [ng/l]	Medel (min-max) ±std avv.	Medel (min-max) ±std avv.	Medel (min-max) ±std avv.
Atenolol	23 (11-66) ± 14	2,3 (<5-12,5) ± 3,9	<5
Carbamazepine	109 (38-154) ± 33	3,0 (2,8-3,3) ± 0,23	3,0 (2,8-3,3) ± 0,21
Ciprofloxacin	-	-	-
Citalopram	96 (38-160) ± 38	3,0 (<3-15) ± 4,6	1,0 (<3-1,7) ± 0,58
Clarithromycin	23 (3,3-56) ± 16	1,4 (0,93-1,67) ± ,36	2,2 (0,93-6) ± 1,6
Diclofenac	247 (57-580) ± 136	7,4 (0,20-49) ± 15,9	11,8 (<3-58) ± 19,4
Erythromycin	6,3 (<1-17) ± 4,8	5,1 (1-25) ± 7,6	5,1 (1,7-25) ± 8,0
Fluconazole	76 (18-190) ± 46	42,6 (17,5-97) ± 23,4	7,5 (1,3-44) ± 14,9
Furosemide	194 (5,0-480) ± 160	6,4 (0,45-40) ± 12,8	13,7 (1,5-71) ± 23,5
Ibuprofen	46 (<1-370) ± 91	12,4 (<1-62,5) ± 19,4	4,6 (<3-12) ± 3,9
Ketoconazole	-	-	-
Losartan	400 (61-1200) ± 310	15,6 (0,93-83) ± 25,6	45 (12,5-160) ± 47,5
Metotrexat	1,2 (<2-5,0) ± 1,5	0,65 (0,33-1,67) ± 0,4	0,87 (0,33-1,67) ± 0,52
Metoprolol	557 (47-923) ± 254	16,3 (3,5-65) ± 18,9	14,4 (<3-85) ± 29
Naproxen	258 (19-1600) ± 376	7,8 (0,33-51) ± 16,4	15,2 (<5-85) ± 28,6
Oxazepam	186 (70-280) ± 61	40,8 (10,5-78) ± 19,4	7,1 (<3-42) ± 14,3
Paracetamol	100 (<7-347) ± 136	1,6 (<7-2,2) ± 0,39	1,7 (<7-2,2) ± 0,37
Propranolol	29 (6,0-70) ± 16	2,3 (<5-12,5) ± 3,9	<5
Sertraline	15 (<1-41) ± 12	1,0 (<5-1,7) ± 0,65	1,3 (<1-1,7) ± 0,57
Sulfamethoxazole	112 (23-250) ± 68	2,6 (<5-13) ± 3,9	13,2 (1-39) ± 11,9
Tramadol	207 (81-310) ± 82	4,3 (1,8-19,5) ± 5,8	6,1 (1,5-32) ± 10,6
Trimethoprim	57 (21-120) ± 34	1,9 (<5-9) ± 2,7	0,79 (0,67-<5) ± 0,08
Venlafaxine	158 (65-247) ± 60	2,4 (<3-15) ± 4,8	5,1 (0,33-33) ± 11,4
Zolpidem	1,4 (<1-2,5) ± 0,62	<5	<5
Summa av medel	2904	181	163

Summan av läkemedelsrester, amidotrizoinssyra ej medräknat, minskade markant över aktivt kol och ozoneringslinjen. I de fall analysvärdet var lägre än kvantifierings- eller detektionsgränsen (halten) användes halva värdet i summering, medelvärdesbildning etc.

Avskiljningsgraden (eller reningsgraden) beräknades för varje substans och för korresponderande datapar av inkommande och utgående vatten från pilotlinjerna. I de fall ämnet var detekterat eller kvantifierat i inkommande vatten, men att ämnet låg under detektions- eller kvantifieringsgränsen i utgående, behandlat vatten, användes halva kvantifierings- eller detektionsvärdet i beräkningarna av avskiljningsgraden.

Beräkningarna visar att de högst avskiljningsgraderna av läkemedelsrester för samtliga substanser uppnåddes med aktiverat granulerat kol (GAC), tätt följt av ozoneringslinjen (med genomsnittlig ozondos ca 8 g O₃/m³), tabell 11 och tabell 12. Den fiktiva kolåtgången sjönk successivt ned till 39 g/m³ när försöket avbröts, då hade avskiljningen sjunkit under 80 % (77%). Kolförbrukningen i Rimbo är högre än den typiska måldosen 25 g/m³. Orsaken kan vara den relativt höga DOC-halten som konkurrerar med läkemedelsresterna om avskiljning. Resultatet stämmer bra överens med labmätningar.

Avskiljningsgraden för de 21 detekterade läkemedelsresterna i utgående avloppsvatten var i snitt 92 % med GAC och 89 % med ozonering, tabell 12. Ozondosen var 8,0 g/m³ för att uppnå 91 % rening i genomsnitt baserat på veckomedelvärden av reningsgrader för varje ämne, tabell 11.

Tabell 11. Ozondosen för olika veckor och genomsnittlig reningsgrad.

Medeldos vecka	gO ₃ /m ³	gO ₃ /gDOC	Medelavskiljning %
14	7,8	0,79	89,4
15	7,8	1,03	90,1
16	7,8	0,97	
17	7,8	0,80	
18	7,8	0,78	91,1
19	7,8	0,78	95,6
20	8,3	0,79	
21	7,4	0,68	89,5
22	8,2	0,75	93,6
23	8,6	0,78	
24	9,1	0,76	90,6
25	9,1	0,76	
Medel v 14-24	8,0	0,81	91,4
Medel v 14-25	8,1	0,81	

En förklaring till den relativt höga ozondosen som hölls under försöken var att TOC- och DOC-halterna var relativt höga, 11,2 respektive 10,1 g/m³ i utgående vatten från Rimbo ARV. Den specifika ozondosen var i genomsnitt 0,81 g O₃/g DOC. Ozonbehovet för att nå 80%, hade varit ca

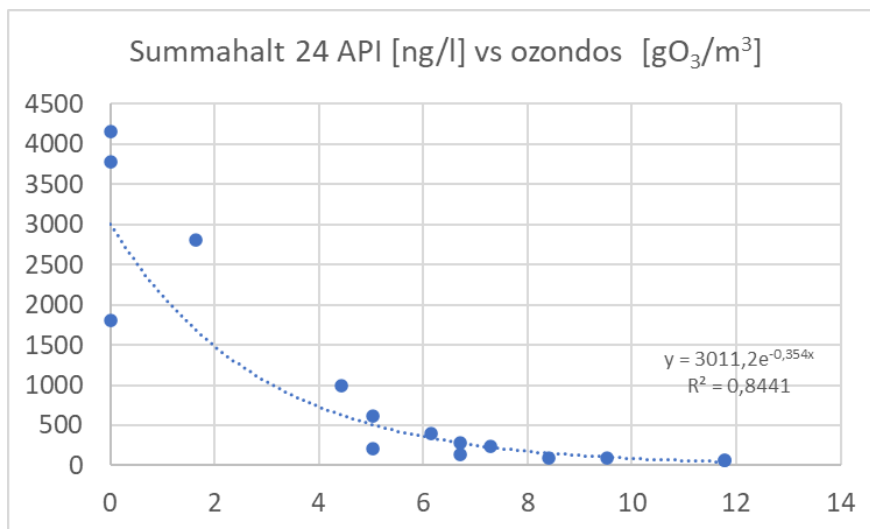
0,50-0,60 gO₃/g DOC, baserat på både veckoproverna och dos-responsförsök samt urval av substanser, figur 27. Den specifika ozondosen varierade under de kontinuerliga pilotförsöken mellan 0,68–1,03 g O₃/g DOC med standardavvikelsen ±0,1.

Tabell 12. Avskiljningsgrader för läkemedelsrester under de skarpa försöksveckorna med ozonering följt av sandfilter respektive aktiverat granulerat kol (GAC).

Prov	Ozon+SF 2022 V14-V24	GAC 2022 V14-V24
Substans [ng/l]	Avskiljning [%]	Avskiljning [%]
Atenolol	96,0	96,0
Carbamazepine	97,0	97,2
Ciprofloxacine		
Citalopram	98,8	99,2
Clarithromycin	93,4	90,9
Diclofenac	99,5	95,5
Erythromycin	29,0	41,3
Fluconazole	49,7	94,7
Furosemide	98,6	95,4
Ibuprofen	98,3	89,1
Ketoconazole		
Losartan	98,9	92,4
Metotrexat		
Metoprolol	98,1	98,3
Naproxen	98,0	94,1
Oxazepam	78,2	96,6
Paracetamol	51,3	91,0
Propranolol	97,5	97,5
Sertraline	92,9	91,3
Sulfamethoxazole	98,9	85,5
Tramadol	99,0	97,6
Trimethoprim	98,4	98,4
Venlafaxine	99,6	97,7
Zolpidem		
Medel	88,6	92,0
Median	98	95,4
Min	29	41,3
Max	99,6	99,2

Ozonering - dos/respons-bestämningar

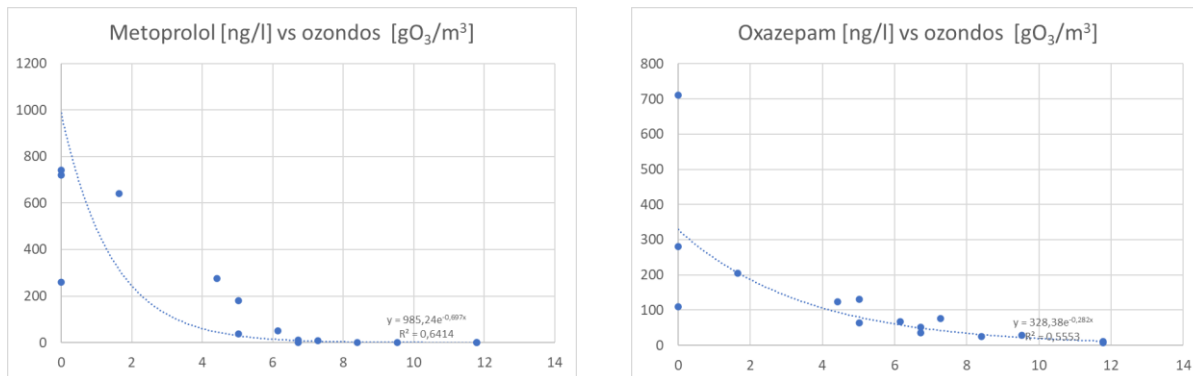
Dos/responsförsöken med ozon visade att summan av de 24 utvalda läkemedelsresterna, "APIerna", minskade med ökande ozondos, figur 22. I de fall analysvärdet var lägre än kvantifierings- eller detektionsgränsen (halten) användes halva värdet i summeringen.



Figur 22. Summa [$\mu\text{g/l}$] av de utvalda 24 läkemedelsrester (APIer - Active Pharmaceutical Ingredient) som funktion av ozondosen [gO_3/m^3] vid tre tillfällen 2022 på Rimbo reningsverk.

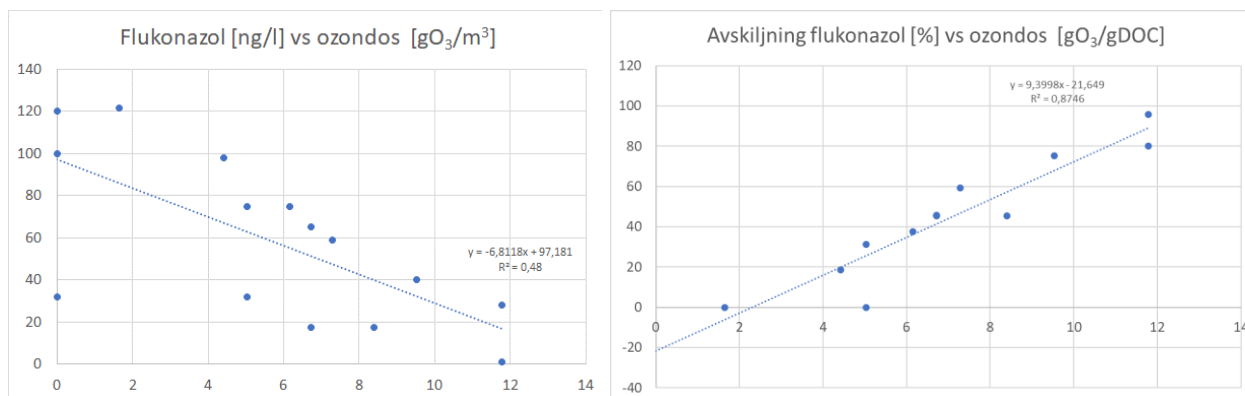
Dos responskurvan visar att erforderlig ozondos ligger runt $5\text{-}6 \text{ g/m}^3$ för att uppnå 80% avskiljning av läkemedelsrester från utgående avloppsvatten från Rimbo reningsverk.

Ett urval gjordes av två representanter för de 24 läkemedelsrester som analyserats i ozonerat vatten, metoprolol (en betablockerare) och oxazepam (lugnande medel). Minskningen i metoprolol- respektive oxazepamhalt som funktion av ozondosen var tydlig, figur 23 och liknar mönstret för summan av de 24 utvalda, figur 22.



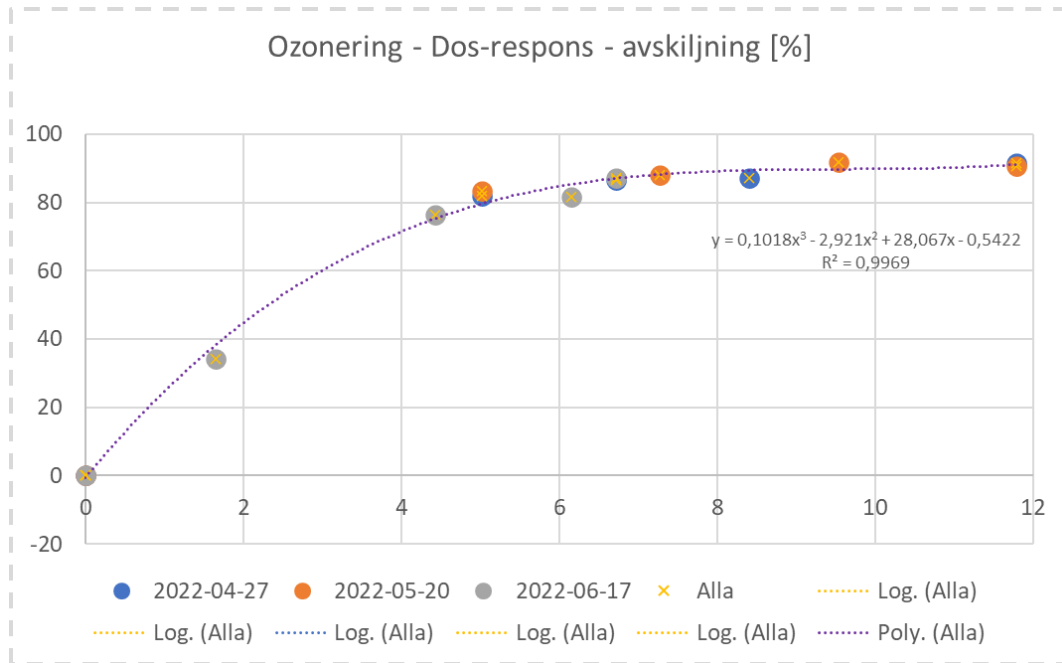
Figur 23. Halten av metoprolol respektive oxazepam som funktion av ozondosen på Rimbo ARV.

Flukonazol är det läkemedel som brukar vara svårt att bryta ned med ozon och så även på Rimbo reningsverk, även om halten trycks ned under kvantifieringsgränsen med mycket höga ozondoser som 16 g/m³. För att nå 80% avskiljning av flukonazol krävs 11 g/m³, figur 24.



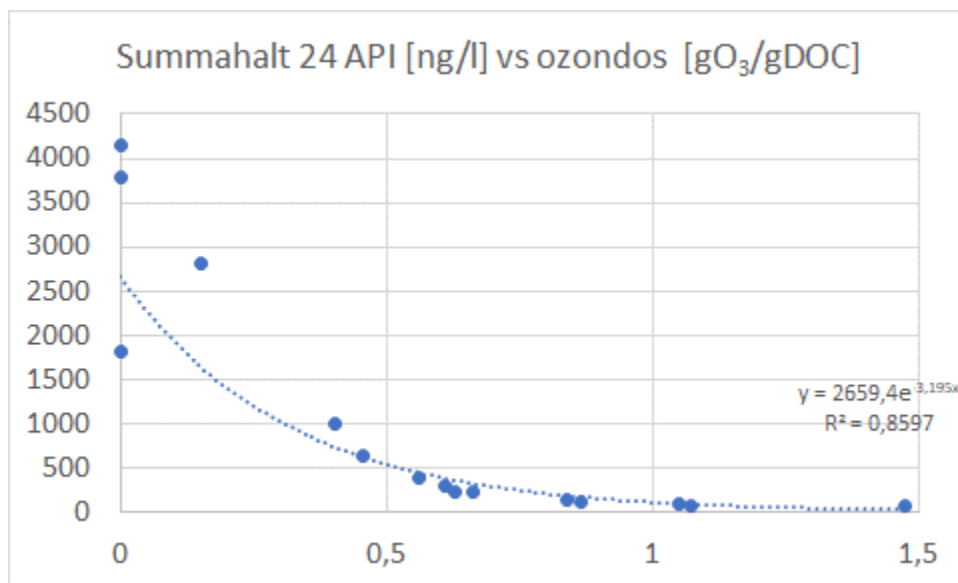
Figur 24. Halten av flukonazol och dess avskiljningsgrad som funktion av ozondosen.

Den genomsnittliga avskiljningsgraden för de 24 utvalda läkemedelsresterna ökade med ökande ozondos enligt ett typiskt mönster, figur 25. I de fall analysvärdet var lägre än kvantifierings- eller detektionsgränsen (halten) användes halva värdet vid beräkningen av avskiljningsgraden. Den erforderliga ozondosen för att nå 80 % avskiljning (ca 6 g/m³) var normal i jämförelse med några andra pilotförsök runt Mälardalen (ca 5-7 g/m³).

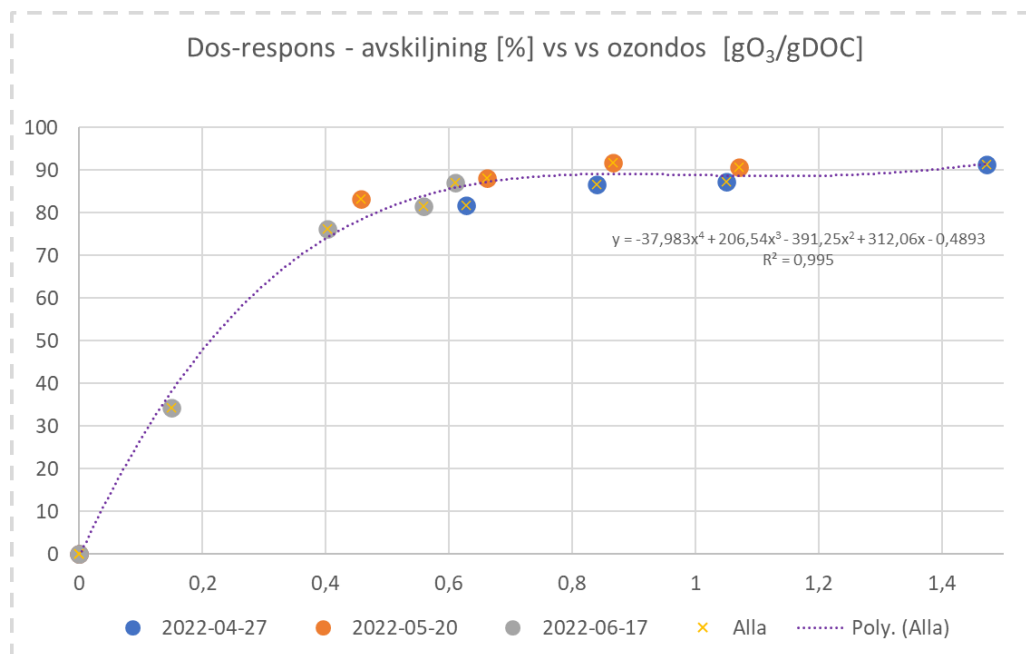


Figur 25. Dos-responsförsök genomsnittlig avskiljningsgrad vid olika ozondoser på Rimbo ARV.

Normering av ozondosen mot halten löst organiskt kol, DOC, i avloppsvattnet görs för att lättare kunna jämföra resultat och bedöma designer och dessas rimlighet mellan olika försök och olika reningsverk. Figur 22 och figur 25 ovan kan jämföras med följande två figurer där ozondosen normerats med DOC för att bestämma den så kallade specifika ozondosen, figur 25 - 26.



Figur 26. Summa [ng/l] av de utvalda 24 läkemedelsresterna som funktion av ozondosen [gO₃/gDOC] vid tre tillfällen år 2022.



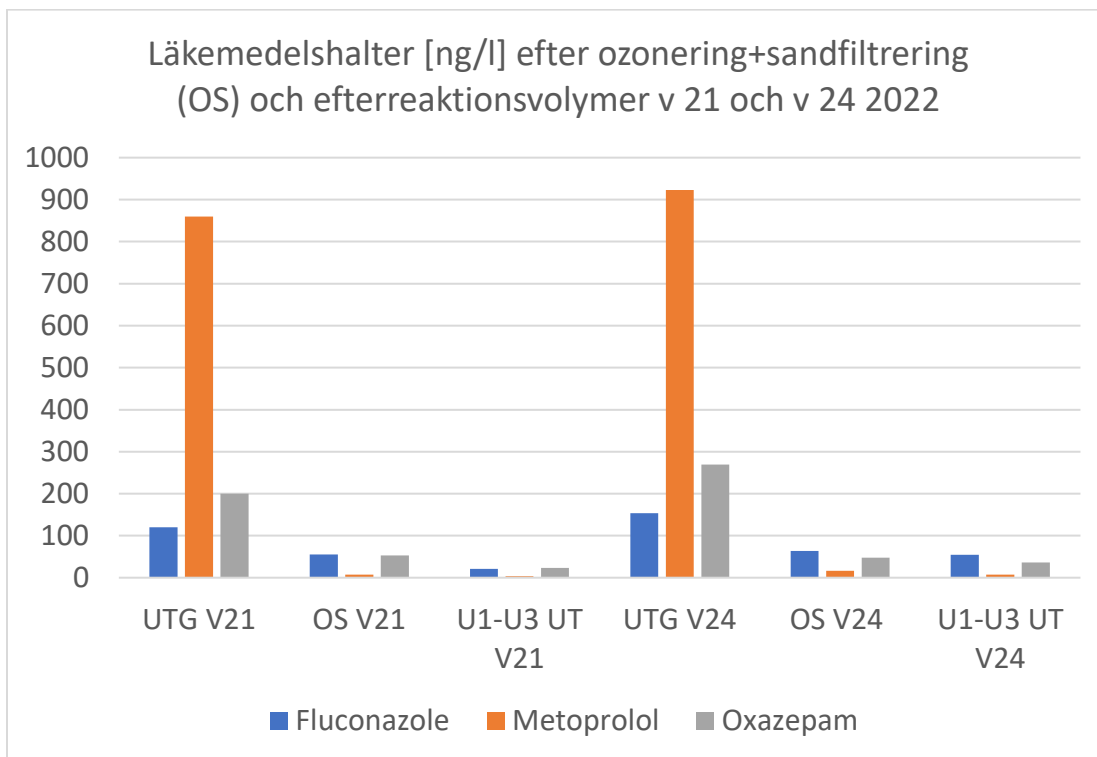
Figur 27. Genomsnittlig avskiljningsgrad för 24 läkemedelsrester vid olika specifika ozondoser.

Den genomsnittliga avskiljningsgrad för de olika specifika ozondoserna beräknades genom att använda värdet för halva detektionsgränsen i det fall halten sjönk nedanför detektionsgränsen vid ozoneringen. Kurvorna har ett typisk utseende. För att uppnå minst 80% genomsnittlig avskiljning fordras ca 0,5-0,6 gO₃/g DOC.

Läkemedelsavskiljning över kontakttankarna U0-U3 i ozoneringslinjen

I projektet undersöks möjligheten att förlänga den kontrollerade efterreaktionstiden för ozonerat vatten som ett alternativ till sandfiltrering. Prover från utloppet av den tredje av de tre sekventiella tankarna utvärderades framförallt med UV-absorbans, men också med läkemedelsanalyser vid två tillfällen, bilaga 8. Samlingsprover för analys av läkemedelsrester samlades in med kontinuerlig pumpning från utgående avloppsvatten, efter ozoneringens sandfilter och utloppet från den i serien tredje extra kontakttanken.

En jämförelse mellan effekten av att ha ett sandfilter med att inrätta en förlängd reaktionstid efter själva ozoneringskolonnen visar att kvarvarande läkemedelsrester efter ozoneringen minskade i åtta respektive fyra fall successivt genom den förlängda kontakttiden i kontakttankarna U1+U2+U3 jämför med att ha ett sandfilter. Antalet som minskar beror på vilket lab som analyserat proverna. Labbet i Kivik redovisade 27 olika ämnen efter ozoneringskolonnen varav åtta minskade tack vare den förlängda uppehållstiden. På motsvarande sätt visade resultaten från IVLs lab att av de 17 kvarvarande substanserna minskade fyra mer i upphållsvolymer än i sandfiltret. Resultaten för de tre läkemedelsrester som minskat enligt båda labben redovisas i figur 28.



Figur 28. Koncentrationen av fyra utvalda substanser genom serien av efterreaktionstankar.

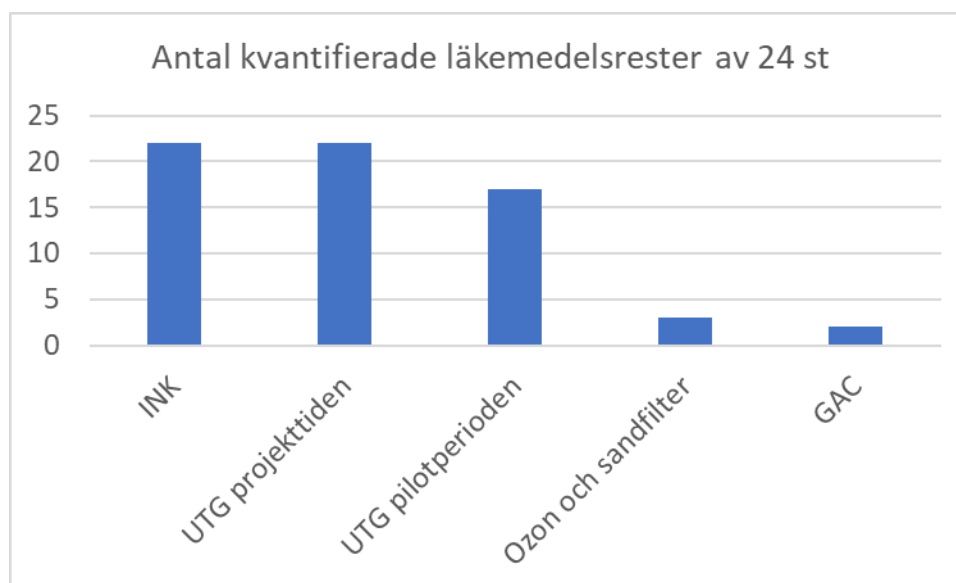
Den förlängda reaktionstiden har således viss effekt, vilket visar hur låga reaktionshastigheterna med ozon kan vara för vissa ämnen, åtminstone när ozonet är förbrukat och inte mätbart (<0,01 mg/l) i efterreaktionsvolymerna. Reaktionerna antas ske med radikaler, men det resonemanget utvecklas inte här.

Kostnaden för reaktionsvolymerna kan bli stora, speciellt om de skall byggas nya. I Rimbo reningsverk finns inga begagnade bassänger tillgängliga för förlängd reaktionstid, men nyttan av efterreaktionsbassängerna bedömdes som begränsade för att väga upp kostnaden för att bygga nya bassänger som alternativ till sandfilter. Baserat på dessa begränsade mätningar kommer efterreaktionsvolymerna i nuläget inte förberedas i reningsverket, utan möjliga efterreaktioner får ske i recipienten. Ytterligare ett alternativ är att placera hela eller delar av den stora dammen i reningsverket efter ett läkemedelsreningssteg för att putsa lite extra på avskiljningen.

Fler jämförelser mellan behandlingsmetoderna avseende läkemedelsrester

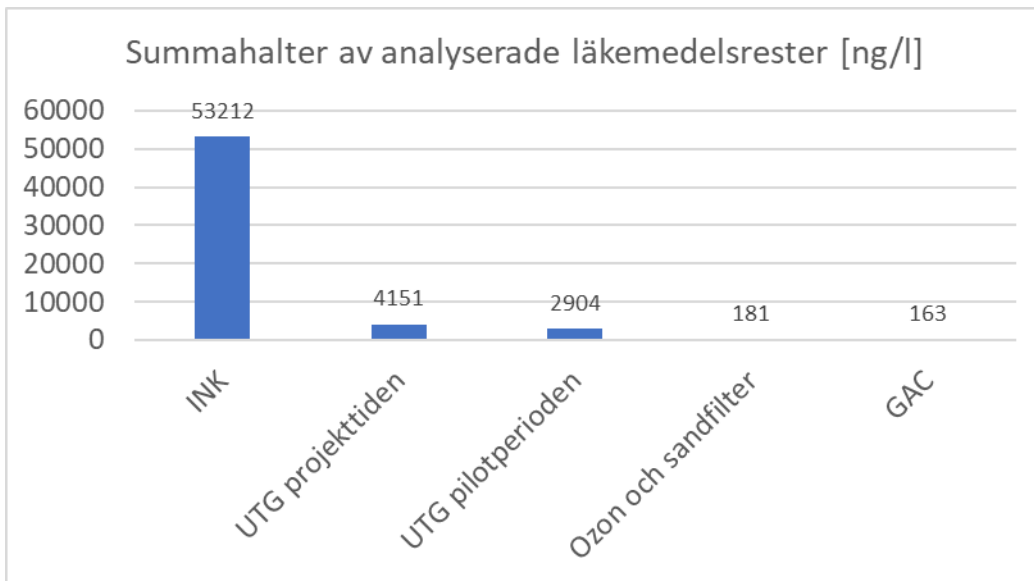
Kemiska analyser

Antalet detekterade läkemedelssubstanser kan vara ett enkelt, men grovt, sätt att undersöka olika behandlingars effekt på läkemedelskoncentrationerna. Analyser av proverna från försöken visar att av de 24 utvalda läkemedelsresterna detekterades i genomsnitt 22 i dagens inkommande och utgående avloppsvatten. Ozonering och GAC sänkte antal detekterade ämnen till tre respektive två detekterade substanser, vilket är ett bra och eftersträvansvärt resultat, figur 29.



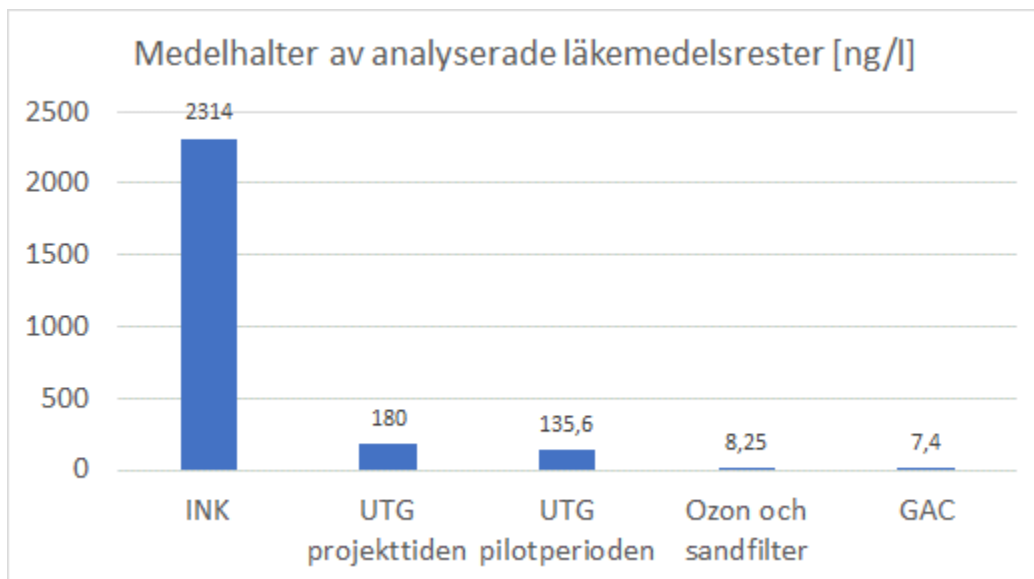
Figur 29. Antal detekterade läkemedelsrester i Rimbo reningsverk och efter pilotlinjerna.

En annan översiktlig jämförelse mellan de undersökta metoderna är att beräkna summahalter av de 24 utvalda läkemedelsresterna vilket visar att aktiverat kol hade den lägsta summan följt av ozonerat och sandfiltrerat med en något högre summa därefter ett tydligt steg upp till utgående och med ett rejält hopp upp till summahalten för inkommande avloppsvatten, figur 30.



Figur 30. Summahalter [ng/l] av läkemedelsrester i Rimbo reningsverk och i behandlat vatten från pilotlinjerna.

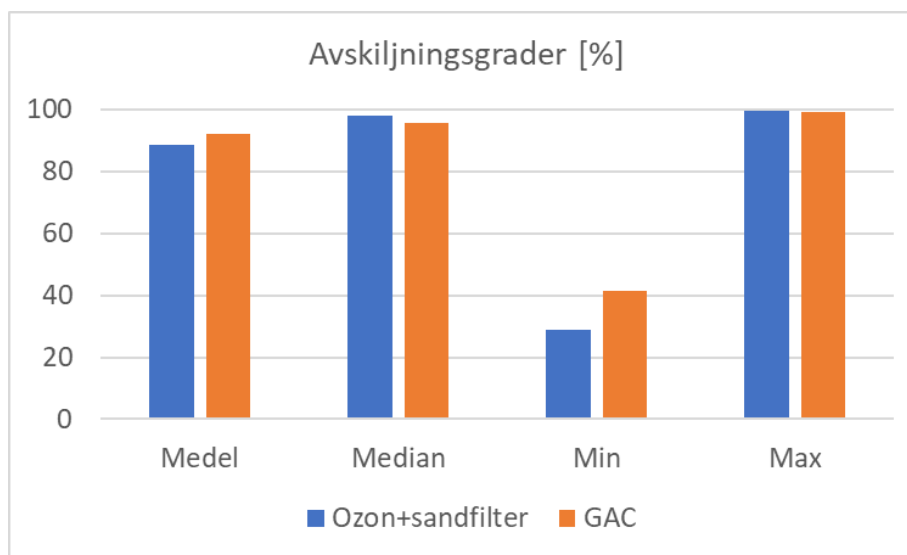
Medelhalten av läkemedelsresterna är en till summahalten snarlik parameter som kan beräknas för de olika vatten in till och ut från pilotlinjerna. Mönstret av summahalterna från pilotstudien på Rimbo reningsverk upprepas i medelhalterna av de 24 ämnena, figur 31.



Figur 31. Medelhalt [ng/l] av de 24 läkemedelsresterna i Rimbo reningsverk och i behandlat vatten från pilotlinjerna.

Medelhalterna av de undersökta 24 läkemedelsresterna sjönk markant över dagens reningsverk, men medelhalterna var 16 respektive 18 gånger lägre med ozonering och respektive GAC, jämfört med dagens utgående halter.

Medelvärdet av de beräknade avskiljningsgraderna av läkemedelsrester med de olika pilotlinjerna, jämfört med dagens utgående vatten, uppgick till 89 % och 92 % för ozonering och sandfilter respektive aktiverat kol (GAC) för pilotperioden vecka 14-vecka 24 2022, figur 32.

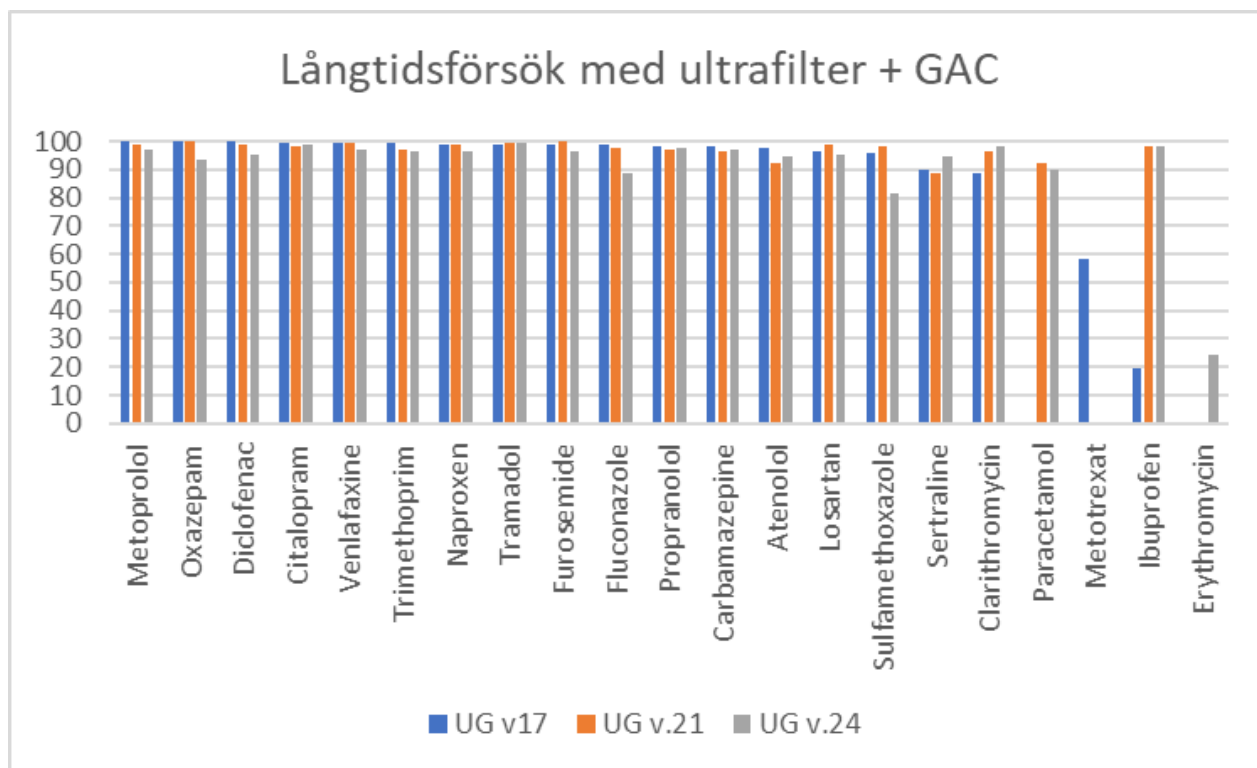


Figur 32. Avskiljningsgrader [%] i pilotlinjerna.

Variationen i avskiljningsgrad är stor, men genomsnittlig och speciellt medianavskiljningsgraden är hög. De genomsnittliga avskiljningsgraderna för läkemedelsrester i pilotanläggningarna var som förväntat större än 80%.

Kombinationsprocesser - kontinuerliga labskaleförsök med – ultrafilter + GAC respektive ozonerat + GAC

Två olika labanläggningar (mycket små pilotanläggningar) med ultrafilter plus GAC-filter respektive ozonering plus GAC-filter drevs kontinuerligt och parallellt med de större pilotanläggningarna. Kombinationen ultrafilter + GAC drevs för att se hur en avlastning av suspenderat material påverkade driften och reningsresultatet med avseende på läkemedelsrester. GAC-filtret behövde inte backspolas någon gång under hela försöksperioden, tryckfallet över bädden var oförändrat under försöksperioden. Däremot backspolades den föregående UF-enheten regelbundet sex gånger per dygn. Spolvolymen för UF-enheten var 60% lägre än spolvolymen för ett motsvarande kolfilter utan föregående UF. Avskiljningen av läkemedelsresterna var hög och minskade marginellt under försökstiden, figur 33.



Figur 33. Avskilningsgrader [%] i linjen med ultrafilter + GAC.

Avskiljningen var i samma storleksordning som GAC-filtret som inte föregicks av ultrafilter, tabell 13 och 14. Några ämnen avskildes dock marginellt bättre, vilket kan vara en effekt av lägre DOC- och TOC-halt efter ultrafiltrering jämfört med sandfiltrerat utgående avloppsvatten.

Den specifika förbrukningen av GAC i kombinationsprocessen hann under försöken gå ned till 36 g GAC/m³ och medelavskiljningen låg ändå kvar på 92% avskiljning. En från analysdata beräknad jämförelseavskiljning vid 100 g GAC/m³ gav medeltal 96% avskiljning, jämfört med 92% med enbart GAC, vilket visar att kombinationen UF och GAC kan ha en viss fördel över enbart rening med GAC, tabell 13.

Tabell 13 Avskilningsgrad vid 100 g/m³ för GAC, ultrafilter+GAC respektive ozon+GAC

Grupp eller ämne	Avskilningsgrad vid 100 g/m ³		
	GAC	UF+GAC	Ozon+GAC
Alla 20 kvantade	92,4	95,6	97,2
Flukonazol	91,9	93,7	93,5
Oxazepam	95,0	97,0	97,2

Tabell 14. Avskiljningsgrader för kombinationsprocesser – sorterade i fallande ordning

Kombinationen ultrafilter och GAC

Ämne \ Dos g/m ³	UG v17	UG v.21	UG v.24
Metoprolol	99,9	98,9	97,1
Oxazepam	99,8	99,8	93,2
Diclofenac	99,8	98,6	95,2
Citalopram	99,6	98,5	99,0
Venlafaxine	99,6	99,7	96,8
Trimethoprim	99,4	96,9	96,4
Naproxen	99,1	99,1	96,6
Tramadol	99,1	99,2	99,2
Furosemide	99,0	99,8	96,3
Fluconazole	98,6	97,7	88,7
Propranolol	98,5	96,9	97,7
Carbamazepine	98,1	96,5	97,2
Atenolol	97,5	92,4	94,8
Losartan	96,6	98,8	95,3
Sulfamethoxazole	96,1	98,2	81,8
Sertraline	90,0	88,9	94,6
Clarithromycin	88,9	96,7	98,0
Paracetamol		92,3	89,6
Metotrexat	58,0		
Ibuprofen	19,4	98,1	98,5
Erythromycin	0,0	0,0	24,2
Medel	86,9	92,3	91,5

Kombinationen ozonerat och GAC

Ämne	OG v17	OG v22	OG V24
Diclofenac	99,8	99,7	99,8
Citalopram	99,5	99,7	99,4
Sulfamethoxazole	99,5	88,7	99,9
Naproxen	99,4	99,6	98,1
Venlafaxine	99,4	99,8	99,8
Trimethoprim	99,2	96,4	98,2
Furosemide	99,2	99,3	93,8
Metoprolol	98,4	99,9	99,8
Tramadol	98,3	99,4	99,7
Propranolol	98,3	97,7	99,8
Carbamazepine	98,0	97,6	99,8
Atenolol	97,4	94,8	98,5
Losartan	96,9	96,9	99,8
Sertraline	94,4	99,5	96,8
Oxazepam	88,1	99,8	98,9
Clarithromycin	77,8	96,5	98,1
Fluconazole	75,7	99,3	96,4
Ibuprofen	35,9	95,6	
Ciprofloxacin			96,3
Erythromycin			95,5
Paracetamol		84,2	91,5
Zolpidem			87,2
Medel	92,0	97,1	97,5

Kombinationen ozonering + GAC drevs för att se hur en avlastning av läkemedelsrester med ozonering påverkade reningsresultatet med avseende på läkemedelsrester efter ett efterföljande GAC-filter. Avskiljningen av läkemedelsresterna var hög och minskade marginellt under försökstiden, figur 34 och tabell 14.

Avskiljningen ökade med i genomsnitt runt 5% genom kombinationen ozonering + GAC jämfört med enbart aktivt kolfiltrering (GAC). Ozoneringen var först i kombinationsprocessen och tog därför lejonparten av läkemedelsresterna, 83-93%, figur 34.

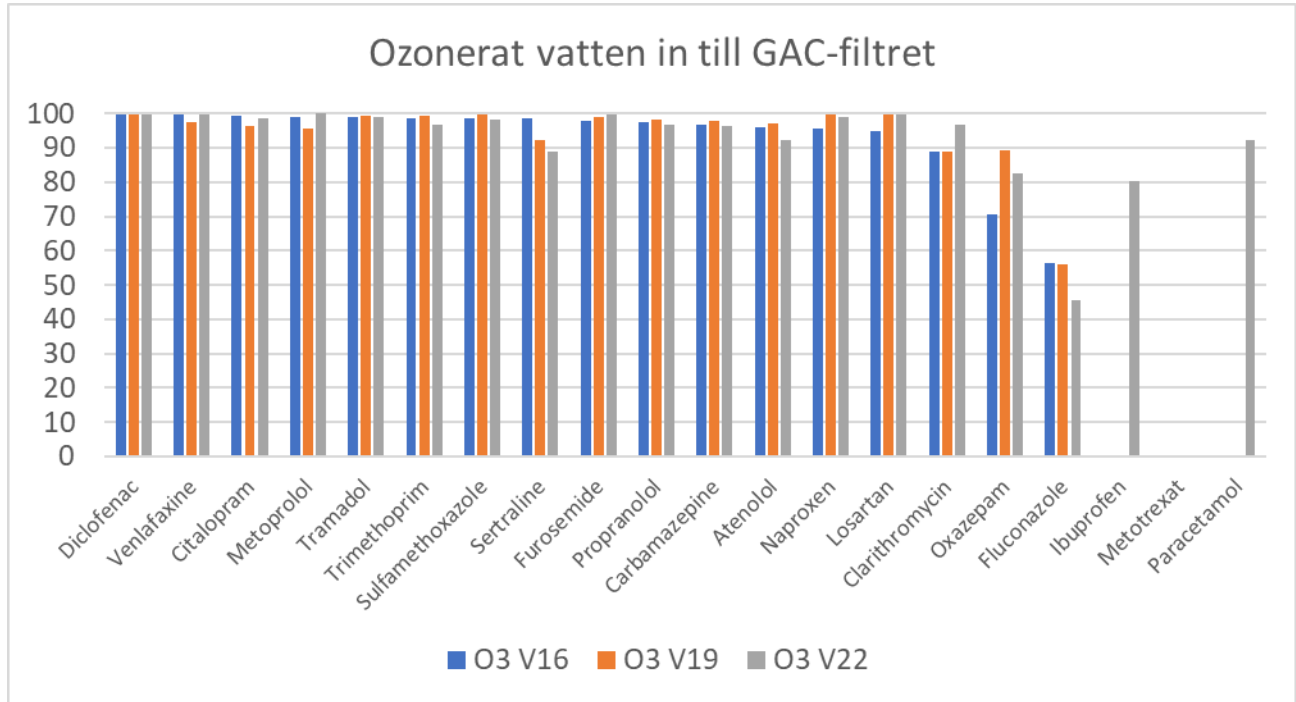
Den beräknade specifika förbrukning av GAC under försöken med Ozon+GAC hann gå ned till 53 g GAC/m³ och medelavskiljningen låg på 96% avskiljning. Jämförelseavskiljningen vid 100 g GAC/m³ var 97% jämfört med 92% med enbart GAC, vilket visar att kombinationen ozon och GAC har en fördel genom att förbättra avskiljningen än med enbart GAC, tabell 13 ovan.

En jämförelse mellan enbart ozonerat med ozonerat plus sandfiltrerat visar att avskiljningsgraden endast ökade med 1-3 % genom att låta ozonerat vatten passera ett sandfilter, tabell 15.

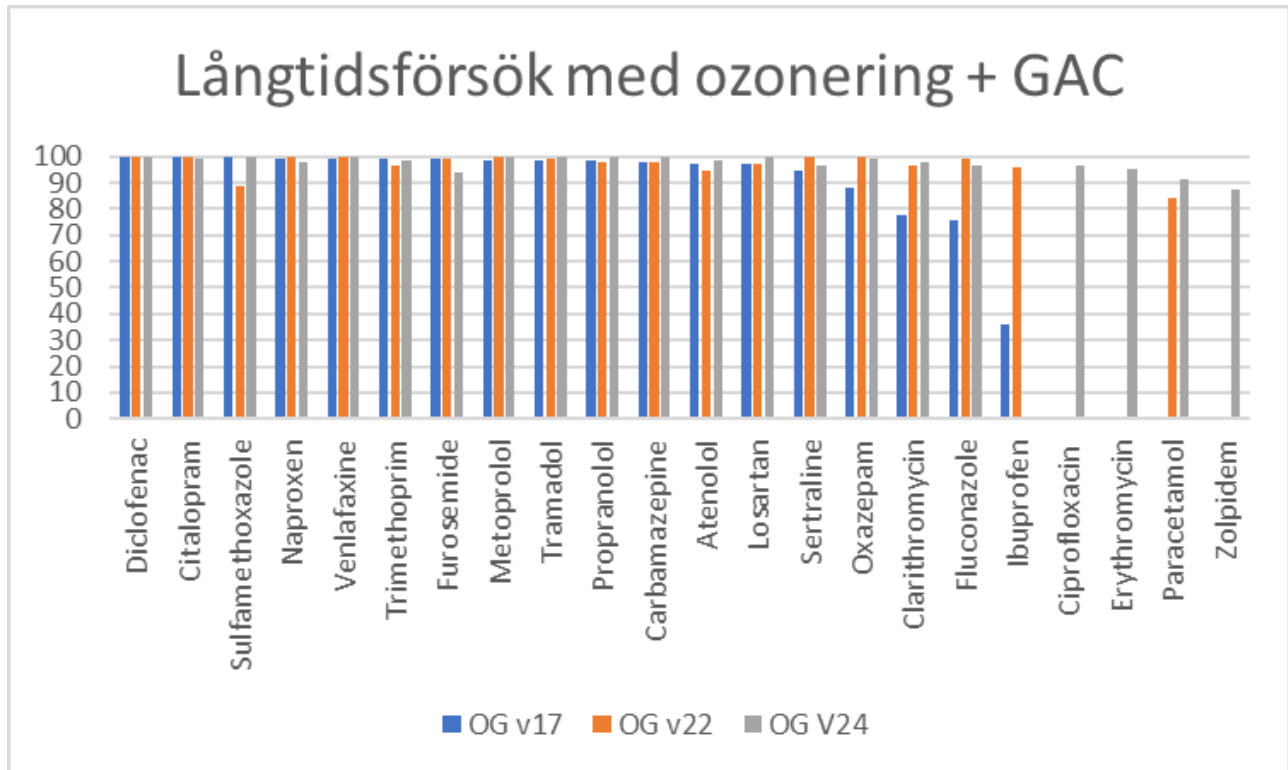
Tabell 15. Avskiljningsgrader för ozonerat avloppsvatten utan eller med efterföljande sandfiltrering. Avskiljningsgraderna är sorterade i fallande ordning.

Avskiljningsgrader ozonerat				Avskiljningsgrader ozonerat + sandfiltrerat			
Ämne\veckoprov	O3 V16	O3 V19	O3 V22	Ämne\veckoprov	OS v15	OS v19	OS v.22
Diclofenac	99,6	99,8	99,9	Diclofenac	99,9	99,9	99,9
Venlafaxine	99,6	97,6	99,7	Venlafaxine	99,5	99,7	99,7
Citalopram	99,5	96,3	98,5	Citalopram	98,5	99,0	98,5
Metoprolol	98,9	95,7	100,0	Metoprolol	96,7	99,0	99,4
Tramadol	98,9	99,5	99,2	Tramadol	98,4	99,4	99,2
Trimethoprim	98,8	99,4	96,9	Trimethoprim	98,8	99,3	96,9
Sulfamethoxazole	98,7	99,6	98,2	Sulfamethoxazole	97,9	99,5	98,2
Sertraline	98,5	92,4	88,9	Sertraline	84,8	97,0	88,9
Furosemide	97,8	99,1	99,8	Furosemide	99,7	99,6	99,8
Propranolol	97,5	98,1	96,9	Propranolol	97,5	98,1	96,9
Carbamazepine	96,7	97,7	96,5	Carbamazepine	96,1	97,8	96,5
Atenolol	96,0	97,1	92,4	Atenolol	96,0	97,1	92,4
Naproxen	95,7	99,8	99,1	Naproxen	94,6	99,8	99,1
Losartan	94,9	99,7	99,8	Losartan	99,8	97,7	98,8
Clarithromycin	88,9	88,9	96,7	Clarithromycin	93,8	88,9	96,7
Oxazepam	70,8	89,3	82,5	Oxazepam	62,3	91,1	82,5
Fluconazole	56,3	56,0	45,7	Fluconazole		62,0	42,9
Ibuprofen	0,0	0,0	80,2	Ibuprofen	64,8	-33,3	98,1
Metotrexat				Metotrexat	28,6	80,0	
Paracetamol	0,0	0,0	92,3	Paracetamol	34,6	30,0	92,3
Medel	83,5	84,5	92,8	Medel	86,4	85,1	93,5

GAC-filtret kunde således något förbättra den genomsnittliga läkemedelsreningen än vad ett sandfilter gjorde, jämför tabell 15 med tabell 14. När det gäller enskilda ämnen förbättrades avskiljningen av t.ex. oxazepam och flukonazol med kombinationsprocessen i motsvarande grad, tabell 13. I det fall specifika substanser måste avskiljas med hänsyn till recipienten och att de är svåra att avskilja med antingen ozonering eller aktiverat kol kan kombinationsprocessen bäst komma till sin rätt. Kostnaden blir dock betydligt högre med två processer.



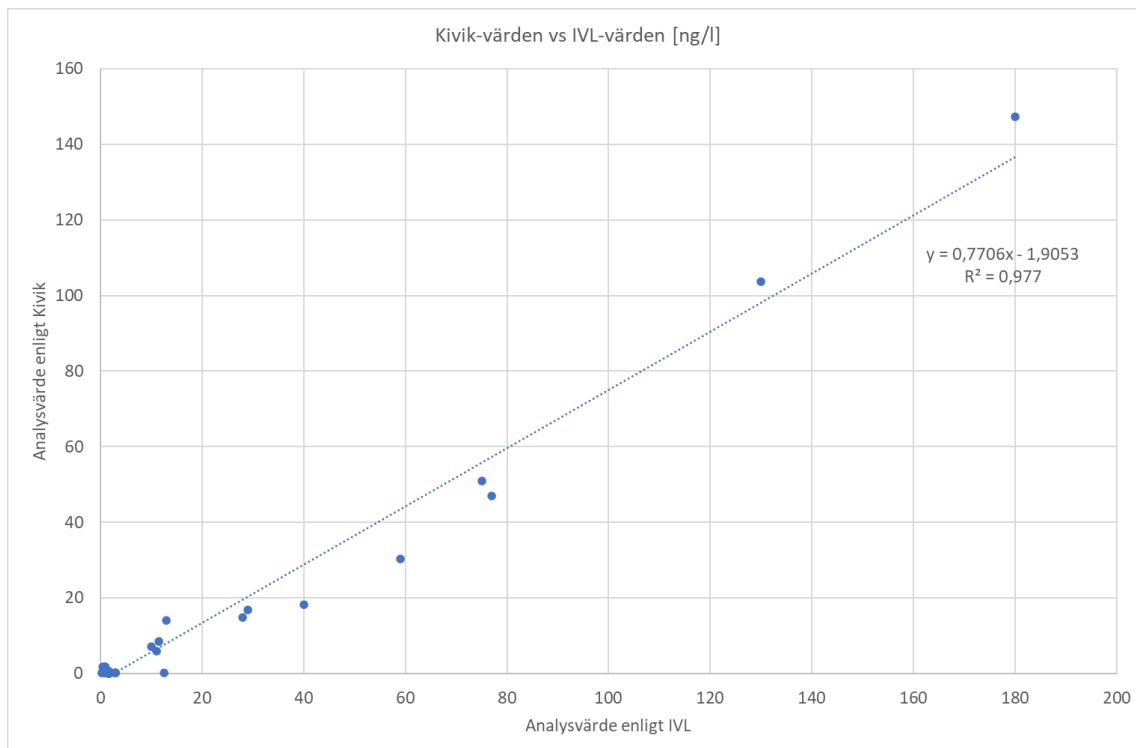
Figur 34. Avskilningsgrader efter enbart ozonering (men ej sandfiltrerat).



Figur 35. Avskilningsgrader efter ozonering plus GAC-filtrerat.

Jämförelse av analysresultaten för läkemedelsrester från tre lab för samma provvatten

Tre olika laboratorier har varit involverade i analyserna av läkemedelsrester i avloppsvatten. IVL analyserade flertalet av proverna. Miljö och Media på Kivik AB /MoLab (Kivik) analyserade 34 prover, medan SGS Analytics Sweden AB (SGS) analyserade ett prov från Rimbo.



Figur 36. Jämförelse mellan IVL och Kivik av analysresultat från ozonerat avloppsvatten från dos-respons, halter av olika substanser i prover analyserade parallellt av de två labben.

Summan av halterna i de analyserade proverna i figur 36 uppgick till 707 och 476 ng/l för IVLs respektive Kiviks analyserade prover.

I form av en marginell interkalibrering, analyserades ett prov på samma avloppsvatten av alla de tre laboratorierna för att jämföra analysernas rimlighet och halternas nivå samt att ge data för några fler substanser än de 24 substanser som IVL analyserade. En jämförelse mellan resultaten visar att halterna grovt sett ligger i samma härad/inom samma tiopotens, men att halterna i något fall kan skilja sig upp till 100 %, tabell 16. IVLs uppmätta halter är i flera fall högre än Kiviks och SGSs rapporterade halter.

Tabell 16. Jämförelse mellan analysresultat från SGS, Kivik och IVL halter, ng/l.

Substans	Rapporterade halter				Avvikelse mot medel [%]		
	SGS	Kivik	IVL	Medel	SGS	Kivik	IVL
Atenolol	22	20	16	19,3	13,8	3,5	-17,2
Ciprofloxacin	25	22	--	23,7	5,7	-5,7	
Citalopram	68	84	160	104	-34,6	-19,3	53,9
Clopidol	<10						
Crotamiton	<10						
Diklofenak	180	232	270	227	-20,9	2,2	18,7
Erytromycin	<10	11	4,4	7,8		43,5	-43,5
Flukonazol	130	154	190	158	-17,7	-2,6	20,3
Furosemid	380	81	480	314	21,2	-74,2	53,1
Ibuprofen	<30	17	110	63,3		-73,7	73,7
Karbamazepin	160	154	120	145	10,5	6,6	-17,1
Ketoconazol	<10	0,8	2,3	1,6		-47,4	47,4
Klaritromycin	34	27	47	35,9	-5,3	-25,7	30,9
Losartan	420	209	1200	610	-31,1	-65,7	96,8
Metoprolol	840	923	900	888	-5,4	4,0	1,4
Metotrexat	<10	<0,1	0,31	0,3			0,0
Naproxen	120	257	370	249	-51,8	3,3	48,5
Oxazepam	430	269	220	306	40,4	-12,2	-28,2
Paracetamol	<10	94	14	53,9		74,0	-74,0
Primidon	<10						
Propanolol	20	24	36	26,8	-25,4	-8,9	34,3
Sertralin	<10	2,6	31	16,8		-84,6	84,6
Sotalol	100						
Sulfadiazin	<10						
Sulfametoxazol	220	56	93	123	78,7	-54,2	-24,5
Tramadol	310	288	300	299	3,6	-3,8	0,2
Trimetoprim	25	28	23	25,5	-1,8	11,5	-9,7
Venlafaxin	190	223	240	218	-12,7	2,4	10,3
Zolpidem	<10	1,3	0,33	0,8		59,2	-59,2
Summa	3674	3179	4827	3916	-6,2	-18,8	23,3
Medel	204	138	210	163	-1,9	-11,6	13,1
Median	145,0	80,8	110,0	83,7	-5,3	-3,8	10,3

Beräkning av avskiljningsgrader vid ozonering – dos responsförsök – jämförelser mellan lab

Fem av proverna som analyserades av två lab kom från ett dos-responsförsök på Rimbo den 20 maj 2022. Kivik analyserade flest ämnen och deras resultat användes för att beräkna avskiljningsgraderna, vilka sedan sorterades i fallande effekt dvs från mest till minst avskilt. Beräkningar av avskiljningsgrad för den bland de testade doserna mest realistiska ozondosen för fullskala, 5 g/m³, redovisas, med 7,5 g/m³ som jämförelse, tabell 17.

Tabell 17. Jämförelse mellan avskiljningsgrad vid ozondosen 5 g/m³ respektive 7,5 g/m³, beräknade på analysvar från Kivik och IVL.

Dos-responsförsök 2022-05-20 – 5 g/m ³			Dos-responsförsök 2022-05-20 – 7,5 g/m ³		
Substans	MoLab (Kivik)	IVL	Substans	MoLab (Kivik)	IVL
Losartan	99,99	99,7	Losartan	99,99	99,7
Carbamazepine	99,9	97,7	Carbamazepine	99,9	97,7
Propranolol	99,9	98,1	Venlafaxine	99,9	99,8
Diclofenac	99,8	99,8	Propranolol	99,9	98,1
Trimethoprim	99,6	99,4	Diclofenac	99,8	99,8
Furosemide	99,6	99,1	Tramadol	99,7	99,5
Sertraline	99,5	92,4	Trimethoprim	99,6	99,4
Citalopram	99,1	99,7	Citalopram	99,6	99,7
Erythromycin	99,0	66,7	Furosemide	99,6	99,1
Azithromycin	98,9		Sertraline	99,5	92,4
Tramadol	97,5	99,5	Paracetamol	99,3	66,7
Sulfamethoxazole	97,2	99,6	Metoprolol	99,1	98,6
Paracetamol	96,9	66,7	Erythromycin	99,0	66,7
Clarithromycin	96,6	88,9	Azithromycin	98,9	
Venlafaxine	94,3	93,2	Atenolol	98,7	97,1
Ciprofloxacin	91,7		Hydrochlorothiazide	98,4	
Naproxen	91,4	99,8	Sulfamethoxazole	98,2	99,6
Hydrochlorothiazide	85,7		Clarithromycin	96,6	88,9
Metoprolol	80,1	75,0	Ciprofloxacin	91,7	
Irbesartan	79,1		Naproxen	91,4	99,8
Atenolol	75,1	62,1	Irbesartan	91,3	
Oxazepam	57,2	53,6	Oxazepam	80,6	72,5
Imidacloprid	39,0		Imidacloprid	72,2	
Fluconazole	31,2	25,0	Fluconazole	59,1	41,0
Medel	87,85	85,05	Medel	94,67	90,32

Samstämmigheten i avskiljningsgrad är stor för många substanser oavsett vilket lab som analyserade proverna, men generellt ger mätdata från IVL något lägre avskiljningsgrader, delvis beroende på högre kvantifieringsgränser (LOQ). Det finns en risk att avskiljningsgraden något underskattats i pilotförsöken på Rimbo reningsverk eftersom de flesta beräkningar baseras på IVL-data.

Enligt beräkningarna av avskiljningsgrader var sertralin, paracetamol, erytromycin, clarithromycin, naproxen, oxacepam och flukonazol de tydligaste exemplen på behovet av interkalibreringar, förbättrade analyser eller kvalitetssäkringsrutiner.

Resultat - Externa analyser - förutom läkemedelsrester

Bromid och bromat i utgående avloppsvatten och ozonerat vatten

En risk med ozonering är att bromat bildas genom oxidation av bromid som kan finnas i avloppsvattnet. Bromat är giftigt och är rapporterat att vara mutagent och cancerogent. LC50-värdet (dödlig koncentration för halva fiskbesättningen) är 100 mg/l efter 96 h exponering. Det finns en rekommendation och föreslag till miljökvalitetsnormen som är satt till 0,050 mg bromat/l. Utvalda prover under perioden för pilotkörningar sändes in till laboratorium för att analysera förekomsten av bromid och bromat i avloppsvattnet, före och efter ozonering, Tabell 18.

Tabell 18. Bromid och bromathalter under pilotförsöken i utgående avloppsvatten från Rimbo ARV och i ozonerat utgående vatten.

Prov	Vecka nr	Ozondos g/m ³	Bromid, Br mg/l	Bromat mg/l
Rimbo Utg v16	V16	0	<1,0	-
Rimbo UTG 2022-04-27	V17	0	-	<0,003
Rimbo OZ 2 2022-04-27	V17	11,8	-	<0,004
Rimbo OZ 4 2022-04-27	V17	5,0	-	<0,003
Rimbo Utg v18	V18	0	<1,0	-
Rimbo OS v18	V18	7,8	-	<0,020
Rimbo Utg v21	V21	0	<1,0	-
Rimbo Utg v24	V24	0	<1,0	-
Rimbo Ozon 4 22-06-17	V24	6,2	-	<0,020

Halterna av bromid och bromat låg alla under respektive kvantifieringsgränser, även för de direktozonerade proverna OZ2 och OZ4 (prover efter ozoneringskolonn, men före tillhörande

sandfilter). Ett stresstest i samband med ett dos-responsförsök den 27 april, där ozondosen var så hög som 11,8 gO₃/m³ (OZ 2 i tabellen ovan), visade en marginellt högre kvantifieringsgräns, men inget kvantifierat värde. Gränsvärdet för bromat är lågt, 50 µg/l och samtliga provresultat under gränsvärden och bromatkoncentrationerna diskvalificerar därför inte ozonering som behandlingsmetod. Vidare är bromidkoncentrationerna som förväntat låga, vilket även det talar för att ozonering är möjlig att välja som process för läkemedelsrening på Rimbo reningsverk.

Hormoner

Prover på utgående vatten från dagens reningsverk och pilotanläggningen analyserades med avseende på östrogener av Kivik och IVL. Estron/östron "E1" detekterades i fyra prover på utgående vatten och medelhalten var 1,7 ng/l i dessa fyra prover, tabell 19. Medräknas alla utgående provresultat, där även ej detekterade halter medräknas, var medelhalten 0,34 ng E1/l. Den enda detekterade halten av E1 i IVLs bestämning kunde dock inte kvantifieras. Kivik kunde detektera E1 i tre prover på utgående avloppsvatten, tack vara lägre detektionsgränser än IVL. Inte i något prov på utgående vatten från pilotlinjerna kunde något hormon detekteras, vilket indikerar att både ozonering och aktiverat kol tar bort de analyserade hormonresterna mer än vad dagens reningsverk gör.

Tabell 19. IVLs och ett urval av Kiviks hormonanalyser

Provnamn	IVL	IVL	IVL	Kivik	Kivik	Kivik
	E1	E2	EE2	E1	E2	EE2
	Estrone	Estradiol	Ethinylestradiol	Estrone	Estradiol	Etinyestradiol
UTG v.17	2-6	<1	<1	<0,02	<0,02	<0,02
GAC v.17	<1	<2	<1	<0,02	<0,02	<0,02
OS v.17	<1	<1	<1	<0,02	<0,02	<0,02
UTG v.24	<1	<1	<1	<0,02	<0,02	<0,02
GAC v.24	<1	<1	<1	<0,02	<0,02	<0,02
Ozonerat v.24	<1	<1	<1	<0,02	<0,02	<0,02
UTG v21	-	-	-	0,5	<0,02	<0,02
UTG v25	-	-	-	1,2	<0,02	<0,02
UTG 22-06-17	-	-	-	0,9	<0,02	<0,02

Bromerade flamskyddsmedel

Med flamskyddsmedel avses oftast bromerade ämnen som ökar brandsäkerheten i många produkter såsom elektronisk utrustning, plaströr, textilier och mjuka möbler. De i runda tal 70-talet olika ämnena är i de flesta fall svårnedbrytbara och därmed långlivade i miljön.

Sex prover analyserades på utgående, ozonerat och aktivt kol-filtrerat avloppsvatten. Samtliga halter av de åtta ämnena låg under kvantifieringsgränsen 1 ng/l, tabell 20.

Tabell 20. SGS analysresultat av bromerade flamskyddsmedel.

Flamskyddsmedel		Rimbo Utg v24	Rimbo Utg v26	Rimbo GAC1, v24	Rimbo OS V24	Rimbo OS v22	Rimbo GAC v22
DekaBDE #209	ng/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1
2,2',4,4',5,5'-HxBDE #153	ng/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1
2,2',4,4',5,6'-HxBDE #154	ng/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1
2,2',4,4',6-PnBDE #100	ng/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1
2,2',4,4',5-PnBDE #99	ng/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1
2,2',4,4'-TeBDE #47	ng/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1
2,4,4'-TrBDE #28	ng/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1
2,2',3,4,4',5',6'-HpBDE #183	ng/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1

I Rimbo projektet analyserades även inkommande avloppsvatten, där låga halter av flamskyddsmedel kunde kvantifieras och prover från det anslutna tvätteriet, där högre halter rapporterades.

Nonylfenol

Nonylfenoletoxilat ger vid nedbrytning i reningsverk upphov till det hormonstörande ämnet nonylfenol. Tidigare har nonylfenoletoxilat funnits i importerade textilier, men innehållet har minskat sedan problemet uppmärksammades i början av 2000-talet. Veckoprover från pilotlinjerna för vecka 22, 24 och 26 2022 analyserades med avseende på nonylfenol i vatten av SGS enligt deras egen interna metod baserad på GC-MS, tabell 21.

Tabell 21. Nonylfenol i utgående, aktivkolfiltrerat och ozonerat avloppsvatten.

Fenoler		Rimbo Utg v24	Rimbo Utg v26	Rimbo GAC1, v24	Rimbo OS V24	Rimbo OS v22	Rimbo GAC v22
4-nonylfenol	µg/l	24	11	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
4-tert-oktylfenol	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Nonylfenoletoxylater	µg/l	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Nonylfenol(di)etoxylat	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Nonylfenol(mono)etoxylat	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Nonylfenol(tri)etoxylat	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Oktylfenol(di)etoxylat	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Oktylfenoletoxylater	µg/l	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Oktylfenol(mono)etoxylat	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Oktylfenol(tri)etoxylat	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5

Proverna från vecka 24 och 26 på utgående avloppsvatten hade relativt höga halter 4-nonylfenol, 24 respektive 11 µg/l, vilket är betydligt högre än ut från t.ex. Henriksdal och Bromma ARV, som i tidigare undersökningar hade halter lägre än 0,1 µg/l i sina utgående vatten. Förklaringen av de höga 4-nonylfenolvärdena kan möjligen hänföras till tvätterivattnet som leds till Rimbo ARV. Avskiljningen av nonylfenol över kolfiltret och ozonering var mycket god. Normalt sett brukar en begränsad avskiljning av nonylfenol ske över ett kolfilter. Avskiljningen över ozoneringen var också bättre än förväntat.

Oktylfenol kunde inte detekteras och inte heller några etoxylater i vare sig utgående avloppsvatten eller efter pilotlinjerna.

PFOS och PFOA

PFAS är ett samlingsnamn för tusentals olika syntetiserade substanser som innehåller kolväten med framförallt flera eller många utbytta väteatomer mot fluoratomer. Vissa PFAS substanser är cancerframkallande, andra kan orsaka leverskador eller påverka reproduktionsförmågan och immunsystemet. Substanserna är mycket svårnedbrytbara och kan finnas i vanliga produkter som smink, kläder och möbler.

Några utvalda veckoprover från pilotlinjerna för vecka 24 och vecka 26 2022 analyserades av SGS med avseende på 14 olika PFAS i avloppsvatten. Detektionsgränsen var mellan 0,3 och 2 ng/l för respektive ämne. En sammanställning av analysresultaten visar att flera former av de 11 PFAS föreningarna fanns i avloppsvattnen och kunde detekteras i alla prov, tabell 22.

Tabell 22. Halter av olika PFAS i några veckoprover från pilotkörningarna

PFAS		Rimbo Utg v24	Rimbo Utg v26	Rimbo GAC1, v24	Rimbo OS V24
PFBA	ng/l	4,1	0,64	8,7	9,3
PFPeA	ng/l	5,8	<2	7	8,5
PFHxA	ng/l	5,9	4,7	8	9,5
PFHpA	ng/l	2,7	2,3	2,8	3,9
PFOA, grenad	ng/l	0,48	0,36	<0,3	0,84
PFOA, linjär	ng/l	5,5	4,8	3,4	8,8
PFNA	ng/l	1,1	3,8	0,55	1,9
PFDA	ng/l	1,9	0,82	0,6	6,1
PFBS	ng/l	1,4	0,9	1,4	1,5
PFHxS	ng/l	1,7	2,2	1,1	1,9
PFOS, grenad	ng/l	2,4	4,4	8,1	8
PFOS, linjär	ng/l	3,1	11	11	11
PFOSA	ng/l	0,52	1,3	<0,3	3,9
6:2 FTS	ng/l	2,3	7,8	1,3	2,4
PFOA, total	ng/l	6	5,2	3,4	9,6
PFOS, total	ng/l	5,5	15	19	19
Summa 4 PFAS	ng/l	14	26	24	32
Summa 11 PFAS	ng/l	38	43	54	74

Halterna var relativt låga, t.ex. underskrids det tidigare gränsvärdet 90 ng/l för PFAS i dricksvatten. Däremot kommer det nya, kraftigt sänkta, gränsvärdet för dricksvatten och vissa livsmedel, 4 ng/l, som träder i kraft 1 januari 2023 inte att underskridas, även om en jämförelse med dricksvatten haltar för avloppsvatten.

Generellt sett visar försöken att granulerat aktiverat kol (GAC) tog bort en del PFAS-ämnen medan ozoneringen inte fungerar bra, alternativt ökar koncentrationerna av enskilda substanser. Sammanfattningsvis är reningen sämre både med GAC och ozon än i våra tidigare undersökningar. GAC funderar dock betydligt bättre än ozon, om ej tillfredsställande, tabell 23.

Summa 4 PFAS utgörs av PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS och dessa fyra substanser bidra med knappt hälften av de PFAS som vi får i oss med dricksvatten, mat och luft. Därför är det intressant att se hur mycket som tillförs miljön med avloppsvatten

Tabell 23. Avskiljningsgrader PFAS-föreningar i pilotförsöken på Rimbo ARV 2022

Ämne	Avskiljning, % Rimbo GAC1, v24	Avskiljning, % Rimbo OS V24
PFBA	-112	-127
PFPeA	-21	-47
PFHxA	-36	-61
PFHpA	-4	-44
PFOA, grenad	69	-75
PFOA, linjär	38	-60
PFNA	50	-73
PFDA	68	-221
PFBS	0	-7
PFHxS	35	-12
PFOS, grenad	-238	-233
PFOS, linjär	-255	-255
PFOSA	71	-650
6:2 FTS	43	-4
PFOA, total	43	-60
PFOS, total	-245	-245
Summa 4 PFAS	-71	-129
Summa 11 PFAS	-42	-95

Avskiljningen av PFAS-föreningar har beräknats på korresponderande prov. I det fall en PFAS-förening har kvantifierats i ordinarie utgående avloppsvatten från Rimbo ARV och inte efter en pilotlinje har halva värdet för detektionsgränsen använts i beräkningarna av avskiljningsgrad, tabell 23.

Högst avskiljning stod GAC-linjen för, även om nivån och spridningen var stor. Avskiljningen av PFOS, både grenad och linjär var relativt hög till måttlig, runt 69% respektive 38%. Avskiljningen över ozoneringen var obefintligt dvs för alla ämnen var avskiljningen negativ, vilket skulle kunna tolkas som att PFAS-ämnen frigörs från partiklar som delvis bryts ned av ozon. Ozondosen var relativt hög i Rimbo vilket kan ha förvärrat situationen för PFAS-ämnen. Ozoneringen ger också stor spridning i avskiljningsgrader, vilket även tidigare försök på andra reningsverk visat, t.ex. på Lindholmens reningsverk.

Celltester för analys av vattenprover - bestämning av östrogena m fl effekter

Förutom Microtox användes celltester - effektbaserade metoder baserade på odlade celler som modifierats för att mäta specifika toxiska effekter i avloppsvattnen. Med metoden studerades förekomsten av ämnen som kan aktivera cellernas östrogenreceptor (ER), androgenreceptorn (AR), arylhydrokarbonreceptor (AhR) samt orsaka oxidativ stress (Nrf2), vilka alla återspeglar förändringar i den normala vattenmiljön.

Med celltesterna beräknas så kallade bioekvivalenta koncentrationer, bioequivalent concentrations, (BEQ), vilka beskriver den observerade effekten uttryckt som en koncentration motsvarande ett referensämne, som analyserades samtidigt. Referensämnena som användes var 2,3,7,8-tetrachlorodibenzodioxin (TCDD) för att mäta AhR-aktivitet, 17 β -estradiol (E2) för ER-aktivitet, dihydrotestosteron (DHT) för AR-aktivitet, hydroxyflutamid (OHF) för anti-AR-aktivitet och tertiär butylhydrokinon (tBHQ) för Nrf2 (oxidativ stress).

Samlingsprov från utgående avloppsvatten, ozonerat och sandfiltrerat, granulerat aktiverat kol (GAC) samt ett kontrollvatten (KV) i form av ett aktivt kolfiltrerat kranvatten analyserades med celltesterna. Resultaten från celltesterna visade på relativt låg aktivitet i samtliga prover och med filtrering genom aktiverat kol hamnade alla aktiviteter under detektionsgränsen, tabell 24.

Tabell 24. Uppmätta aktiviteter i celltester av olika försöksvatten.

Receptor	Referensämne	Enhet	LOD	Kontrollvatten (KV)	UTG	Ozon+ sandfilter	GAC
AR	Dihydrotestosteron	[pg DHT/l]	4,05	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
anti-AR	Hydroxyflutamid	[pg OHF/l]	0,0689	0,105	0,121	<LOD	<LOD
ER	17 β -estradiol	[pg E2/l]	16,8	<LOD	674	<LOD	132
Nrf2	tertiär-butylhydrokinon	[μ g BHQ/l]	6,3	11,3	8,59	<LOD	<LOD
AhR	2,3,7,8-tetrachlorodibenzodioxin	[pg TCDD/l]	119	150	732	<LOD	119

Aktivitetsnivåerna var lägre på Rimbo ARV än på Lindholmens ARV där samma typ av analys utfördes i närtid. En förklaring kan vara mer omfattande biologisk rening med flera steg på Rimbo ARV än på Lindholmens ARV.

Övriga observationer under försöken

Driftstörningar i efterfällningssteget på Rimbo ARV ledde till hög belastning på reningsverkets sandfilter, vilket i sin tur resulterade i hög suspbelastning på pilotanläggningens inloppsfilter och kolfilter samt ozoneringen. Pilotförsöken försenades och senarelades för att få mer realistiska förhållanden.

Inga fjädermygg eller dess larver observerades i Rimbo, vilket annars ofta förekommer vid pilotförsök på reningsverk.

Pilotdata under biologiska tester – zebrafisk och dammsnäckor

Effekten av läkemedelsreningen testades även biologiskt under ledning av Stefan Örn och Gunnar Carlsson på SLU: Under vecka 16 – vecka 18 2022 hölls tolv besättningar med zebrafisk, i lika många akvarier. Behandlat vatten från granulerade aktiverade kol, GAC-linjen, respektive behandlat vatten från ozoneringslinjen, ozon + sand-filtrering, tillfördes tre parallella akvarier vardera. Aktivkolfiltrerat kranvatten utgjorde kontrollvatten som tillfördes tre andra parallella akvarier. Referensvatten utgjordes av dagens utgående avloppsvatten från Rimbo reningsverk.

Pilotlinjerna för läkemedelsrening och som producerade behandlat avloppsvatten för den biologiska testning drevs kontinuerligt och med största möjliga stabilitet och konstanta inställningar för att efterlikna en framtida drift där justeringar endast görs när driften hamnat utanför aktuellt driftfönster.

Statistisk bearbetning av analysresultaten för veckoproverna som samlades in under fiskexponeringen visar att dagens utgående avloppsvatten från Rimbo reningsverk innehåller relativt låga halter läkemedelsrester med relativt liten spridning mellan försöksveckorna, tabell 25. Behandlat vatten från granulerade aktiverade kol, GAC-linjen, respektive behandlat vatten från ozoneringslinjen, ozon + sandfiltrering, innehöll dock betydligt lägre halter.

Tabell 25. Läkemedelsrester i kranvatten, utgående avloppsvatten från Rimbo reningsverk samt innehåll i behandlat vatten från ozon + sandfiltrering respektive granulerade aktiverade kol i samband med biostesterna.

Prov	Kranvatten 2022 V16-V18	UTG 2022 V16-V18	Ozon+SF 2022 V16-V18	GAC 2022 V16-V18
Substans [ng/l]	Medel	Medel (min-max) ±std avv.	Medel (min-max) ±std avv.	Medel (min-max) ±std avv.
Atenolol	<5	29 (21-33) ± 5,4	<5	<5
Carbamazepine	4	125 (86-150) ± 28	<17	<17
Ciprofloxacin	<10	-	-	-
Citalopram	<5	120 (110-140) ± 14	<3	<3
Clarithromycin	<1	<30	<10	<10
Diclofenac	<10	373 (230-450) ± 101	<5	<5
Erythromycin	<20	2,4 (1,7-4) ± 1,1	<10	<10
Fluconazole	<1	70 (40-98) ± 24	<8	<8
Furosemide	-	303 (150-430) ± 116	<20	<20
Ibuprofen	-	8,6 (4,8-15) ± 4,5	7,9 (4,8-14) ± 4,3	4,4 (0,5-8) ± 3,1
Ketoconazole	<10	-	-	-
Losartan	<5	597 (430-710) ± 120	19 (12,5-22) ± 4,5	26 (12,5-39) ± 10,8
Metotrexat	-	1,3 (0,7-1,7) ± 0,5	0,6 (0,33-0,7) ± 0,2	0,9 (0,33-0,7) ± 0,2
Metoprolol	<5	463 (400-570) ± 76	8,3 (6,5-12) ± 2,6	1,5 (0,5-3,5) ± 1,4
Naproxen	-	137 (31-230) ± 82	2,6 (1,3-5) ± 1,7	4,2 (1,3-6,4) ± 2,1
Oxazepam	<5	223 (130-280) ± 66	27 (10,5-38) ± 11,7	<3
Paracetamol	<10	1,5 (1,1-1,7) ± 0,2	<7	<7
Propranolol	<50	45 (33-54) ± 9	<5	<5
Sertraline	<10	18 (11-27) ± 6,8	<3	<3
Sulfamethoxazole	<5	164 (62-270) ± 85	<5	<5
Tramadol	8	157 (110-200) ± 37	<11	<11
Trimethoprim	1	102 (67-130) ± 26	<5	<5
Venlafaxine	<0,5	110 (80-130) ± 22	<3	<3
Zolpidem	<0,5	<10	<5	<5

Analysresultaten visade på relativt låga koncentrationer av läkemedelsrester i utgående avloppsvatten från Rimbo ARV, jämfört med Lindholmens och Henriksdals reningsverk från ungefär samma tid 2021 ("Janusinfo.se," 2021), tabell 26.

Tabell 26. Jämförelse av läkemedelshalter i utgående avloppsvatten från Rimbo, Lindholmen, Fors och Henriksdals reningsverk.

Ämne	Rimbo Utg Medel ng/l	Lindholmen Utg Medel ng/l	Fors Utg Medel ng/l	Henriksdal Utg Medel ng/l
Atenolol	23	348	346	108
Ciprofloxacin		48		
Citalopram	96	241	568	124
Clopidol		35		
Crotamiton		35		
Diklofenak	247	511	1480	717
Erytromycin	6	46	136	<20
Flukonazol	76	128	156	39
Furosemid	194	1909	2580	
Ibuprofen	46	320	270	
Karbamazepin	109	377	640	
Ketoconazol	2	31		<10
Klaritromycin	23	82	163	
Losartan	400	1573		
Metoprolol	557	1667	3220	846
Metotrexat	1	35		
Naproxen	258	511	119	
Oxazepam	186	436	312	56
Paracetamol	100	45	1800	105
Primidon		66		
Propanolol	29	85	220	125
Sertralin	15	73	131	34
Sotalol		39		
Sulfadiazin		50		
Sulfametoxazol	112	275	182	56
Tramadol	207	391	1200	600
Trimetoprim	57	125	82	22
Venlafaxin	158	504	742	604
Zolpidem	1	35		8
Summa	2904	10021	14347	3444

Läkemedelskoncentrationerna var i medeltal två-tre gånger lägre i Rimbo reningsverk än i Lindholmens och Henriksdals reningsverk. En förklaring till skillnaderna kan vara att analyserna är utförda av olika laboratorier och med några månaders tidsskillnad, men detta borde endast förklara en del. Förklaringen till de lägre koncentrationerna i utgående renat avloppsvatten kan sammanfattningsvis vara resultatskillnader mellan laboratorier, att konsumtionen i

upptagningsområdet skiljer sig, utpendling till andra orter under vardagar och att uppehållstiden i den biologiska reningen är längre i Rimbo än i Lindholmen reningsverk.

Pilotlinjerna fungerade mycket bra under exponeringsförsöken som utfördes under vecka 16-18, vilket återspeglas i avskiljningsgraderna av läkemedelsrester, tabell 27.

Tabell 27. Avskiljningsgrader för läkemedelsrester under fiskexponeringen med ozonering följt av sandfilter alternativt aktiverat kol (GAC).

Avskiljning %	Pilot O3 V16	Pilot O3 V17	Pilot OS v18	Avskiljning %	Pilot GAC v16	GAC v.17 R	Pilot GAC v18
Atenolol	96,0	97,4	97,5	Atenolol	96,0	97,4	97,5
Karbamazepin	96,7	98,0	98,1	Karbamazepin	96,7	97,9	98,1
Ciprofloxacin				Ciprofloxacin			
Citalopram	99,5	99,5	98,8	Citalopram	99,5	99,5	98,8
Klaritromycin	88,9	88,9	88,9	Klaritromycin	88,9	88,9	88,9
Diklofenak	99,6	99,8	98,4	Diklofenak	99,6	99,8	99,9
Erytromycin				Erytromycin	58,3		
Flukonazol	56,3	75,7	79,6	Flukonazol	96,7	98,1	98,5
Furosemid	97,8	99,2	99,5	Furosemid	97,8	99,2	99,5
Ibuprofen		67,8		Ibuprofen		96,7	
Ketoconazol				Ketoconazol			
Losartan	94,9	96,9	98,1	Losartan	90,9	96,5	98,1
Metotrexat				Metotrexat			
Metoprolol	98,9	98,4	97,1	Metoprolol	99,9	99,1	99,9
Naproxen	95,7	99,4	96,7	Naproxen	95,7	97,2	96,7
Oxazepam	70,8	88,1	96,3	Oxazepam	99,6	99,7	99,7
Paracetamol				Paracetamol			
Propanolol	97,5	98,3	98,5	Propanolol	97,5	98,3	98,5
Sertralin	98,5	94,4	95,6	Sertralin	98,5	93,8	95,6
Sulfametoxazol	98,7	99,5	99,6	Sulfametoxazol	83,1	99,4	99,6
Tramadol	98,9	98,3	99,1	Tramadol	98,9	98,6	99,1
Trimetoprim	98,8	99,2	99,4	Trimetoprim	98,8	99,4	99,4
Venlafaxin	99,6	99,4	99,6	Venlafaxin	99,6	99,6	99,6
Zolpidem				Zolpidem			
Medel	93,3	94,3	96,5		94,2	97,7	98,1

Multikriterieanalys - processval

I syfte att utröna vilken läkemedelsreningsteknik som är den mest optimala lösningen för Rimbo reningsverk genomfördes en multikriterieanalys där resultaten av pilotförsöken, biologiska tester inklusive biocellanalyser och microcosmer mm samt platsens och organisationens förutsättningar vägdes in. Resultatet av multikriterieanalysen blev att ozonering följt av sandfilter (OS), bedömdes som mest relevant för implementering som läkemedelsreningsssteg vid Rimbo reningsverk.

Diskussion och slutsatser av pilotförsöken

Dagens utgående avloppsvatten från Rimbo reningsverk har normala till tidvis något höga TOC-halter för en anläggning med avslutande sandfilter, vilket något påverkar resursförbrukningen för ett avslutande läkemedelsreningssteg. Med lägre TOC-halter minskar den onödiga förbrukning av ozon eller aktiverat kol. Försöken kördes i huvudsak under perioder med TOC-halter i utgående avloppsvatten på ca 8–16, med i medeltal 11,3 mg C/l.

Pilotanläggningen fungerade mycket bra under försöken och resultaten bedöms som relevanta som underlag för en dimensionering av en fullskaleanläggning. Valet av teknik för läkemedelsreningen vid Rimbo reningsverk gjordes av projektgruppen baserat bl.a. på pilotförsöken.

Filtrering genom granulerat aktiverat kol (GAC) eller ozonering följt av sandfilter uppvisade mycket goda resultat under pilotförsöken vid Rimbo reningsverk, både med möjlighet att nå 80-90% genomsnittlig avskiljning av 24 studerade läkemedelssubstanserna.

Granulerat aktiverat kol gav den högsta avskiljningen av läkemedelsrester, mellan 80-90% av de för studien utvalda 24 läkemedelsresterna. Pilotförsökens längd anpassades så att den specifika kolförbrukningen för minst 80% avskiljning av utvalda läkemedelsrester skulle kunna bestämmas. Kolförbrukningen blev 39 g/m³ för 80% avskiljning. Parallella försök i labbskala visade att i stor sett samma kolförbrukning. Kolförbrukningen i Rimbo är högre än den typiska måldosen 25 g/m³. Orsaken kan vara den relativt höga DOC-halten som konkurrerar med läkemedelsresterna om avskiljning.

Ozonering i kombination med sandfilter gav den näst högsta avskiljningen av läkemedelsrester, över 80% av de för studien utvalda 24 läkemedelsresterna med en ozondos av 5,5-6,0 g O₃/m³ eller motsvarande 0,50–0,54 g O₃/g DOC.

Kombinationen ultrafilter + GAC-filter avlastade kolfiltret från suspenderad substans och minskade TOC- respektive DOC- belastningen med 15% respektive 9%. GAC-filtret behövde inte backspolas någon gång under försöken. Spolvolymen för UF-enheten var 60% lägre än spolvolymen för ett motsvarande kolfilter utan föregående UF. Avskiljningen av läkemedelsresterna var hög och i samma storleksordning, ca 4%, lägre som GAC-filtret, som inte föregicks av ultrafilter. Några läkemedelsrester avskildes marginellt bättre, vilket kan vara en effekt av lägre DOC- och TOC-halt efter ultrafiltrering jämfört med sandfiltrerat utgående avloppsvatten.

Kombinationen ozonering + GAC-filter avlastade GAC-filtret från läkemedelsrester men marginellt från TOC. Avskiljningen av läkemedelsrester ökade med i genomsnitt runt 5% genom kombinationen ozonering + GAC jämfört med enbart aktivt kolfiltrering (GAC).

Kombinationsprocessen hade en fördel gentemot enbart GAC-filtrering genom att avskiljningen av oxazepam, clarithromycin och flukonazol förbättrades märkbart, vilket kan vara en fördel om specifika ämnen måste tas bort enligt platsens utsläppsvillkor.

Tack

Ett stort tack till NVAA:s Emma Gunnerblad, Gunnar Fridén, Christian Hindersson, Ola och Elliot för hjälp, assistens och trevligt sällskap under försökskörningarna på Rimbo reningsverk.

Tack också till Stefan Örn och Gunnar Carlsson på SLU för trevligt samarbete och sällskap på Rimbo reningsverk samt Anneli Andersson Chan och Sara Stemme för intressanta diskussioner under projekttiden.

Hägersten den 10 januari 2023



Berndt Björlenius
Björlenius Labs AB

Bilagor

Bilaga 1 Sammanställning av läkemedelsanalyser - UTG Rimbo ARV

Rimbo ARV	Utg. 31/3-22	Rimbo ARV UTG V14	Rimbo RV V15 UTG	Pilot utg v16	UTG V17 R	Pilot utg 2022-04-27	Utg 29/4- 22	Rimbo RV V18 UTG	UTG V19	Rimbo RV 22-05-20 UTG	UTG v21	UTG v.22	utg v24	Rimbo RV V24 UTG	Rimbo RV 22-06-17 UTG	UTG v25	Utgående (28/6-22)	Medel	LOD [ng/L]	LOQ [ng/L]
Medeldatum	2022-03-31	2022-03-30	2022-04-14	2022-04-20	2022-04-27	2022-04-27	2022-04-29	2022-05-04	2022-05-11	2022-05-20	2022-05-25	2022-06-01	2022-06-15	2022-06-15	2022-06-17	2022-06-22	2022-06-28			
Substance	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]		
Atenolol	66	26	36,4	21	32	17	13	10,6	29	24,2	11,2	11	16	20,0	16,0	36,7	22	24,0	5	10
Carbamazepine	150	70	98,5	86	140	63	**	135,5	130	137,5	99,3	96	120	154,4	114,7	284,0	210	130,6	17	58
Ciprofloxacin	--	--	*	--	---	--	--	*	---	10,1	*	--	--	22,3	9,4	17,2	--	14,7	--	--
Citalopram	110	57	136,3	110	110	57	56	37,6	160	126,3	63,1	110	160	83,9	64,4	123,8	29	93,8	3	9
Clarithromycin	47	56	35,3	**	**	*	*	11,0	**	14,7	13,5	28	47	26,7	20,4	15,7	36	29,3	10	20
Diclofenac	580	57	214,0	230	450	190	120	98,2	430	281,1	168,3	190	270	232,4	199,4	337,9	400	261,7	5	18
Erythromycin	*	4	13,3	4	*	2	2	6,0	*	17,5	4,1	*	4	11,2	12,9	13,3	*	7,9	10	40
Fluconazole	65	41	44,1	40	72	32	**	64,1	100	74,0	51,2	70	190	153,8	120,3	241,6	200	97,4	8	27
Furosemide	370	**	18,1	150	430	140	150	*	370	377,0	30,8	200	480	80,8	65,9	335,4	1000	279,9	20	60
Ibuprofen	370	**	*	*	15	*	*	*	**	*	*	9	110	*	*	*	370	174,7	29	96
Ketoconazole	--	--	*	--	---	--	--	*	---	*	*	--	*	*	*	*	--		--	--
Losartan	890	160	91,0	430	710	260	250	60,9	540	282,5	155,4	490	1200	208,9	266,3	1455,0	1700	538,2	10	34
Metotrexat	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	6
Metoprolol	840	370	661,2	570	400	260	270	46,8	720	741,3	346,1	600	900	923,3	711,5	1480,4	510	608,9	3	10
Naproxen	1600	48	60,0	31	230	290	180	62,2	140	19,3	133,1	91	370	257,2	365,1	629,7	540	296,9	8	28
Oxazepam	200	110	171,2	130	260	110	70	209,6	280	242,1	150,9	160	220	269,1	199,8	525,1	340	214,6	3	11
Paracetamol	**	*	41,0	*	*	**	*	343,5	*	347,4	275,5	**	14	93,9	317,3	830,9	33	255,2	7	22
Propranolol	70	20	30,8	33	49	28	**	6,0	45	22,2	12,1	27	36	24,4	18,5	49,0	**	31,4	5	20
Sertraline	28	6	3,3	11	27	41	22	*	22	15,2	2,3	**	31	2,6	1,5	4,7	**	15,5	1	2
Sulfamethoxazole	200	76	101,6	62	160	95	69	249,5	250	103,6	22,5	74	93	56,3	66,7	133,3	270	122,5	5	16
Tramadol	260	130	224,0	160	110	84	81	153,2	310	297,8	162,2	300	300	287,9	238,4	400,4	320	224,6	11	36
Trimethoprim	97	54	103,4	67	110	37	27	71,3	120	45,5	22,5	27	23	28,4	21,2	57,6	23	55,0	5	10
Venlafaxine	180	96	210,5	130	80	65	77	112,0	190	247,0	134,4	210	240	222,7	173,1	341,2	210	171,7	3	10
Zolpidem	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1,3	1,0	*	*	1,2	5	10

* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).
 ** ämnet kan detekteras men ej kvantifieras, halten är mellan detektionsgränsen (LOD) och kvantifieringsgränsen (LOQ S/N=10).
 "---" Ämnet kan inte utvärderas pga dålig återvinning, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst av denna analyt.



Bilaga 2 Sammanställning av läkemedelsanalyser - O3+SF Rimbo ARV

Ämne	OS v14 [ng/L]	OS v15 [ng/L]	OS v17 R [ng/L]	OS v18 [ng/L]	OS v19 [ng/L]	OS v21 [ng/L]	OS v22 [ng/L]	OS v24 [ng/L]	LOD [ng/L]	LOQ [ng/L]
Atenolol	*	*	**	*	*	*	*	*	5	10
Carbamazepine	*	*	*	*	*	*	*	*	17	58
Ciprofloxacin	--	--	---	---	---	--	--	--	--	--
Citalopram	*	*	15	*	*	*	*	*	3	9
Clarithromycin	*	*	*	*	*	*	*	*	10	20
Diclofenac	*	*	49	**	*	*	*	*	5	18
Erythromycin	1	**	*	*	*	*	*	*	10	40
Fluconazole	33	**	40	**	38	55	40	97	8	27
Furosemide	*	*	**	*	*	*	*	*	20	60
Ibuprofen	**	*	**	14	**	**	*	**	29	96
Ketoconazole	--	--	---	---	---	--	--	--	--	--
Losartan	*	*	83	**	**	**	**	*	10	34
Metotrexat	*	*	*	*	*	*	*	*	2	6
Metoprolol	10	**	65	12	**	7	**	19	3	10
Naproxen	*	*	51	**	*	*	*	*	8	28
Oxazepam	48	35	78	**	25	53	28	49	3	11
Paracetamol	*	*	*	*	*	*	*	*	7	22
Propranolol	*	*	**	*	*	*	*	*	5	20
Sertraline	*	*	*	*	*	*	*	*	1	2
Sulfamethoxazole	*	*	**	*	*	*	*	*	5	16
Tramadol	*	*	**	*	*	*	*	*	11	36
Trimethoprim	*	*	**	*	*	*	*	*	5	10
Venlafaxine	*	*	15	*	*	*	*	*	3	10
Zolpidem	*	*	*	*	*	*	*	*	5	10
* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).										
** ämnet kan detekteras men ej kvantifieras, halten är mellan detektionsgränsen (LOD) och kvantifieringsgränsen (LOQ S/N=10).										
"---" Ämnet kan inte utvärderas pga dålig återvinning, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst av denna analyt.										

Bilaga 3 Sammanställning av läkemedelsanalyser – GAC Rimbo ARV

	GAC v14 [ng/L]	GAC v16 [ng/L]	GAC v17 R [ng/L]	GAC v18 [ng/L]	GAC v19 [ng/L]	GAC v21 [ng/L]	GAC v24 [ng/L]	LOD [ng/L]	LOQ [ng/L]
Atenolol	*	*	*	*	*	*	*	5	10
Carbamazepine	*	*	*	*	*	*	*	17	58
Ciprofloxacin	--	--	---	---	---	--	--	--	--
Citalopram	*	*	*	*	*	*	*	3	9
Clarithromycin	*	*	*	*	*	*	**	10	20
Diclofenac	*	*	*	*	**	9	58	5	18
Erythromycin	**	*	*	*	*	*	*	10	40
Fluconazole	*	*	*	*	*	*	44	8	27
Furosemide	*	*	*	*	*	10	71	20	60
Ibuprofen	*	*	*	**	*	**	12	29	96
Ketoconazole	--	--	---	---	---	--	--	--	--
Losartan	**	39	**	**	**	34	160	10	34
Metotrexat	*	*	*	*	*	*	*	2	6
Metoprolol	*	*	**	*	**	6	85	3	10
Naproxen	*	*	6	**	6	**	85	8	28
Oxazepam	*	*	*	*	*	**	42	3	11
Paracetamol	*	*	*	*	*	*	*	7	22
Propranolol	*	*	*	*	*	*	*	5	20
Sertraline	**	*	*	*	*	*	*	1	2
Sulfamethoxazole	**	**	*	*	**	**	39	5	16
Tramadol	*	*	*	*	*	*	**	11	36
Trimethoprim	*	*	*	*	*	*	*	5	10
Venlafaxine	*	*	*	*	*	*	33	3	10
Zolpidem	*	*	*	*	*	*	*	5	10
* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).									
** ämnet kan detekteras men ej kvantifieras, halten är mellan detektionsgränsen (LOD) och kvantifieringsgränsen (LOQ S/N=10).									
"---" Ämnet kan inte utvärderas pga dålig återvinning, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst av denna analyt.									

Bilaga 4 Sammanställning av läkemedelsanalyser – UF + GAC Rimbo ARV

Ämne	UG v17 [ng/L]	UG v21 [ng/L]	UG v24 [ng/L]	LOD [ng/L]	LOQ [ng/L]
Atenolol	*	*	*	5	10
Carbamazepine	*	*	*	17	58
Ciprofloxacin	--	--	--	--	--
Citalopram	*	*	*	3	9
Clarithromycin	*	*	*	10	20
Diclofenac	*	**	13	5	18
Erythromycin	*	*	*	10	40
Fluconazole	*	*	**	8	27
Furosemide	*	*	18	20	60
Ibuprofen	*	*	**	29	96
Ketoconazole	--	--	--	--	--
Losartan	**	**	56	10	34
Metotrexat	*	*	*	2	6
Metoprolol	*	7	26	3	10
Naproxen	*	*	**	8	28
Oxazepam	*	*	15	3	11
Paracetamol	*	*	*	7	22
Propranolol	*	*	*	5	20
Sertraline	**	*	*	1	2
Sulfamethoxazole	**	*	**	5	16
Tramadol	*	*	*	11	36
Trimethoprim	*	*	*	5	10
Venlafaxine	*	*	**	3	10
Zolpidem	*	*	*	5	10
* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).					
** ämnet kan detekteras men ej kvantifieras, halten är mellan detektionsgränsen (LOD) och kvantifieringsgränsen (LOQ S/N=10).					
"---" Ämnet kan inte utvärderas pga dålig återvinning, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst av denna analyt.					

Bilaga 5 Sammanställning av läkemedelsanalyser - ozonering + GAC Rimbo ARV

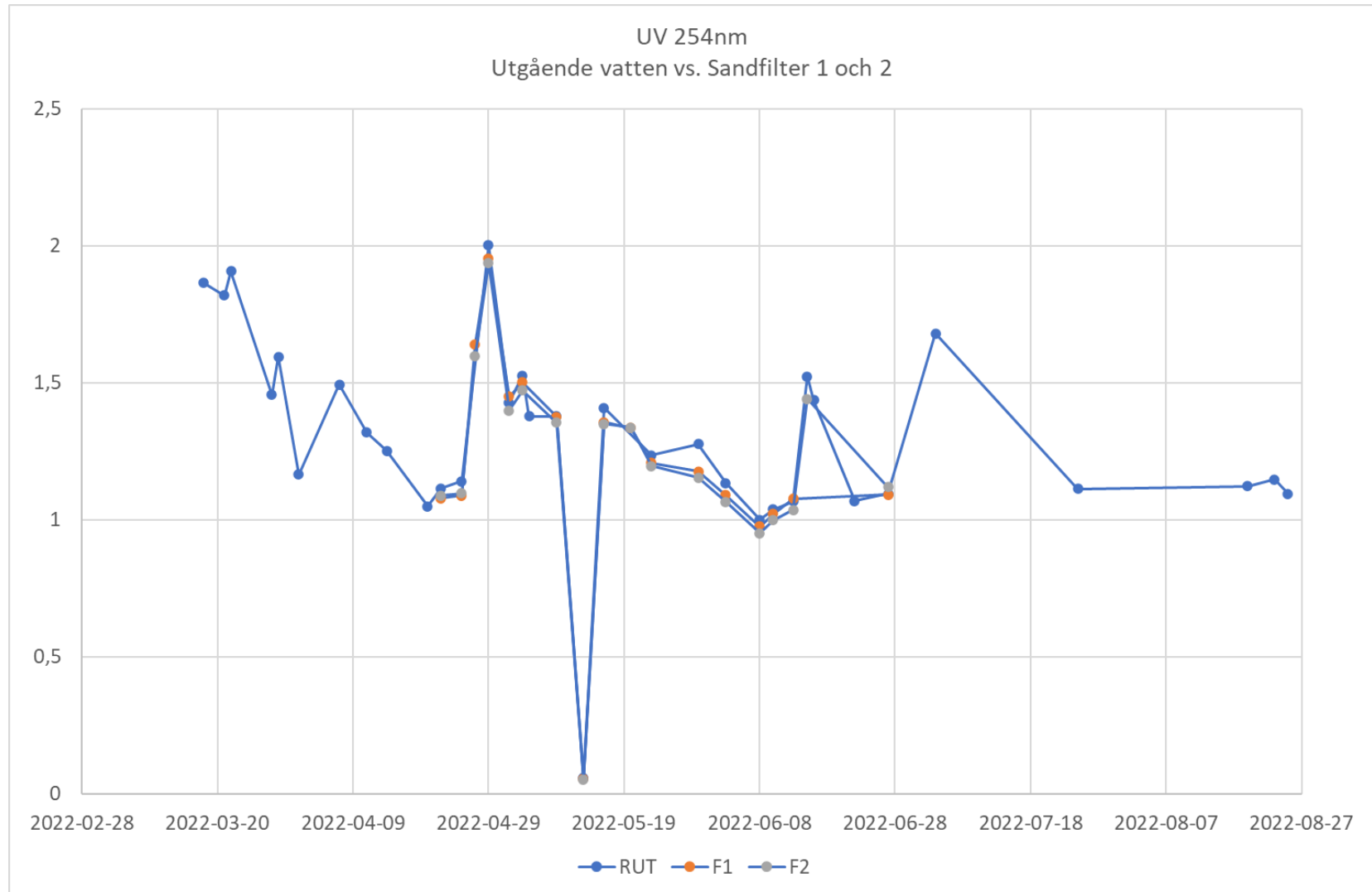
Ämne	OG v17 [ng/L]	OG v22 [ng/L]	OG v24 [ng/L]	LOD [ng/L]	LOQ [ng/L]
Atenolol	*	*	0,3	5	10
Carbamazepine	*	*	*	17	58
Ciprofloxacin	--	--	*	--	--
Citalopram	*	*	*	3	9
Clarithromycin	*	*	*	10	20
Diclofenac	*	*	<LOQ	5	18
Erythromycin	**	*	*	10	40
Fluconazole	*	*	5,5	8	27
Furosemide	*	*	*	20	60
Ibuprofen	*	**	*	29	96
Ketoconazole	--	--	*	--	--
Losartan	37	*	0,4	10	34
Metotrexat	*	*	*	2	6
Metoprolol	*	*	1,5	3	10
Naproxen	*	*	*	8	28
Oxazepam	*	*	3,0	3	11
Paracetamol	*	*	8,0	7	22
Propranolol	*	*	*	5	20
Sertraline	*	*	*	1	2
Sulfamethoxazole	**	*	*	5	16
Tramadol	*	*	*	11	36
Trimethoprim	*	*	*	5	10
Venlafaxine	*	*	*	3	10
Zolpidem	*	*	*	5	10

* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

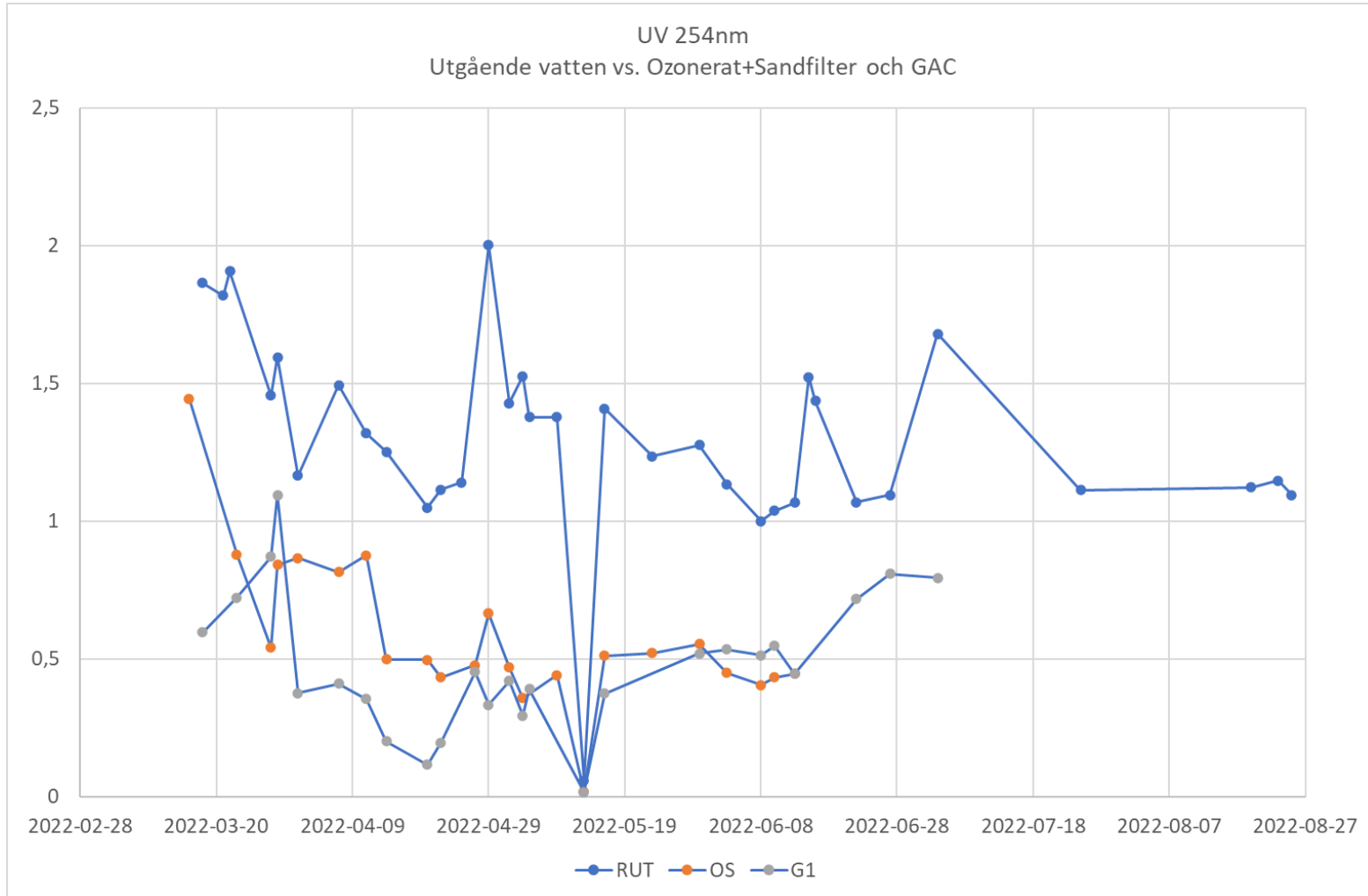
** ämnet kan detekteras men ej kvantifieras, halten är mellan detektionsgränsen (LOD) och kvantifieringsgränsen (LOQ S/N=10).

"--" Ämnet kan inte utvärderas pga dålig återvinning, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst av denna analyt.

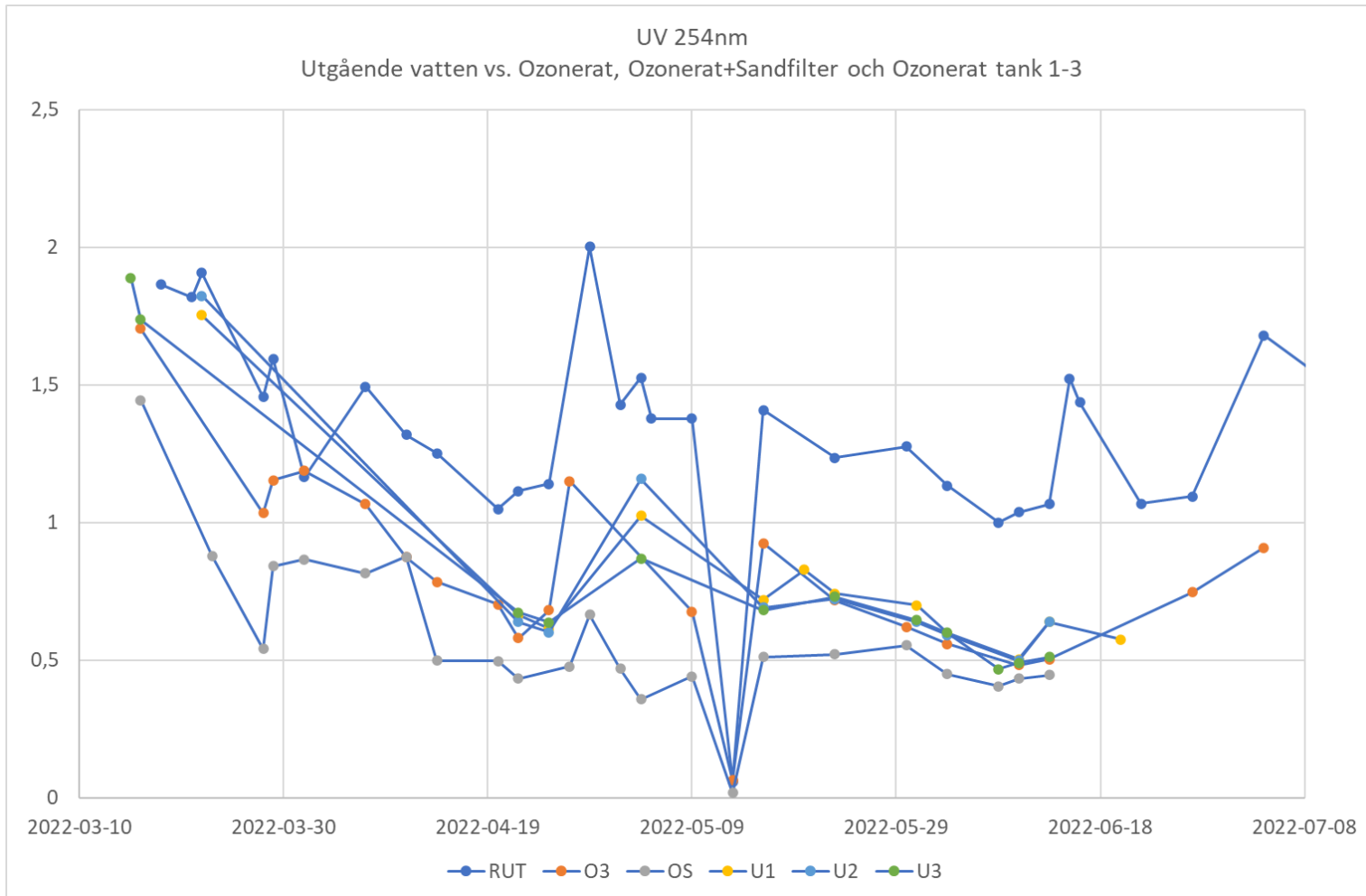
Bilaga 6 Pilotförsök Förfilter Absorbans UV254nm



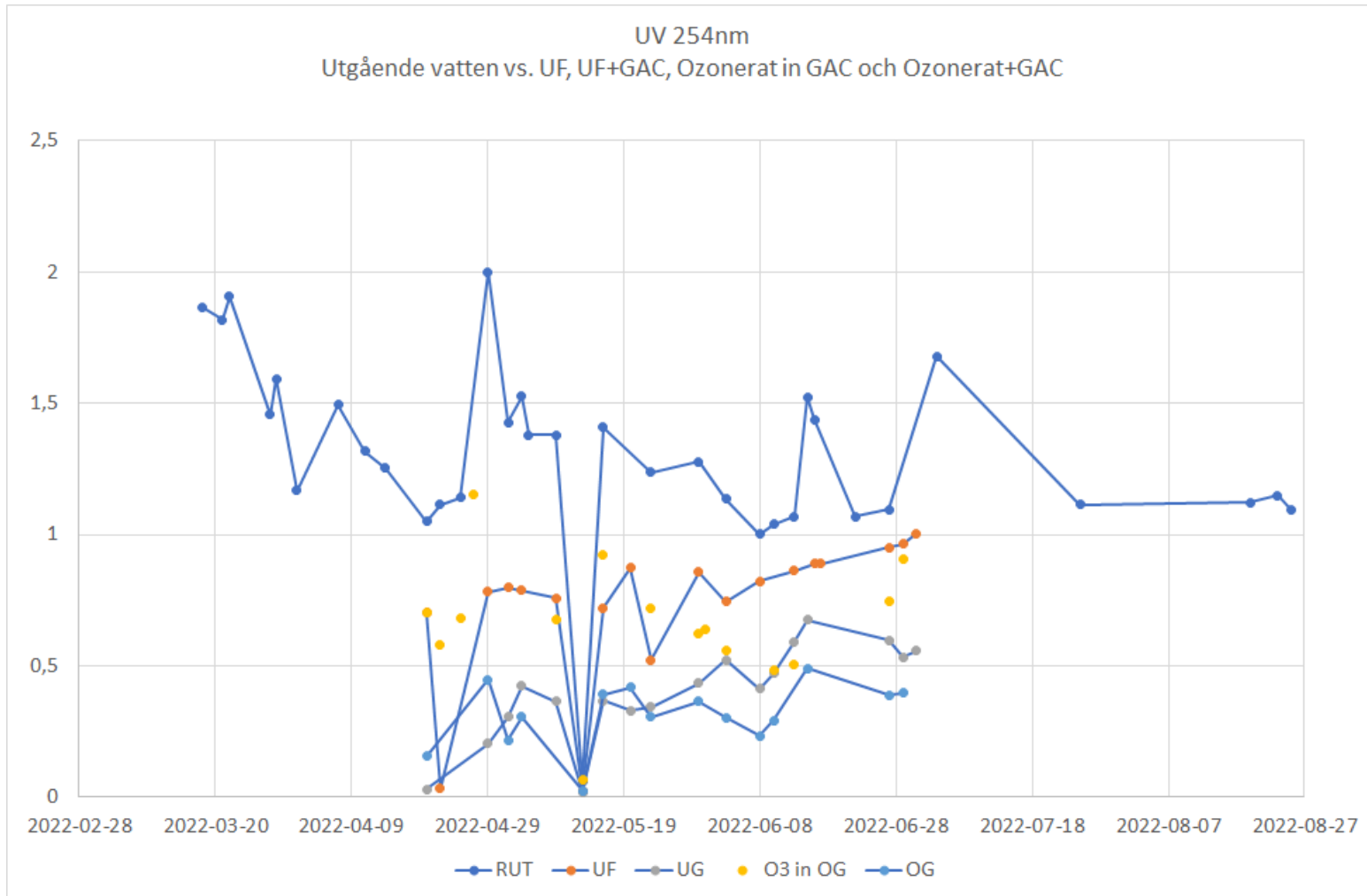
Bilaga 7 Pilotförsök O3+SF respektive GAC - Absorbans UV254nm



Bilaga 8 Pilotförsök O3 + Uppehållsvolymer U0-U3 Absorbans UV254nm



Bilaga 9 Kombinationsprocesser labförsök UF+GAC resp O3+GAC Absorbans UV254nm



Förstudie Läkemedelsrening Norrtälje Vatten och Avfall AB

Norrtälje Vatten och Avfall AB

Principförslag

Stockholm 2023-01-23

Principförslag

Läkemedelsrening med ozon och sandfilter

Datum	2023-01-23
Uppdragsnummer	1320057872
Utgåva/Status	Granskningshandling

Sara Stemme	Anneli Andersson Chan/ Matilda Jirblom/Louise Ulveland/Felix Brogren	Sara Stemme/Henrik Juel
Uppdragsledare	Handläggare	Granskare

Innehållsförteckning

1.	Inledning	3
1.1	Bakgrund	3
1.2	Projektbeskrivning	4
1.3	Syfte	4
1.4	Organisation	5
2.	Dimensionerande förutsättningar.....	6
2.1	Dimensionerande föroreningsbelastning	7
2.2	Dimensionerande processparametrar	8
3.	Principlösning läkemedelsrening	9
4.	Process och maskin	10
4.1	Gränssnitt mot befintlig anläggning	10
4.2	Höjdförutsättningar, markförutsättningar, hydraulik	10
4.3	Redundans	10
4.4	Anläggningsdata och processparametrar	11
5.	Process- och funktionsbeskrivning	12
5.1	Inlopp läkemedelsrening	12
5.2	Ozonproduktion	12
5.3	Ozondosering	13
5.4	Kontaktkammare.....	14
5.5	Sandfilter	15
5.5.1	Styrning av sandfilter	15
5.5.2	Backspolning och spolavlopp	15
5.6	Utlopp	16
6.	Placering.....	17
7.	Layout.....	18
8.	Konstruktion	21
9.	VVS.....	21
10.	El och styr	21
11.	Genomförandeplan	21
12.	Kalkyl.....	22
12.1	Kalkylförutsättningar.....	Fel! Bokmärket är inte definierat.
12.2	Driftkostnader.....	24
12.3	Årskostnad	25
13.	Diskussion.....	26

1. Inledning

Naturvårdsverket har i uppdrag att fram till 2023 årligen dela ut bidrag till åtgärder som syftar till att öka takten i arbetet med att minska samhällets utsläpp av läkemedelsrester till hav, sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 2022).

Bidraget ges för:

- Investeringar i en teknik eller metod, som har till huvudsakligt syfte att avskilja läkemedelsrester från avloppsvatten i avloppsreningsverk.
- Förstudier och andra förberedande åtgärder inför investeringar i en sådan teknik eller metod.

Norrtälje Vatten och Avfall AB ansökte och fick under 2021 beviljat bidrag för ett förstudieprojekt inom rening av läkemedelsrester. Bidraget omfattade 5,68Mkr och projektet ska vara klart under 2022.

Detta principförslag har tagits fram under november 2022 – januari 2023, som en del av projektet.

1.1 Bakgrund

Rimbo ARV tar emot avloppsvatten från Rimbo samhälle och har ett tillstånd för 13 200 pe, motsvarande 4 600 m³/d. För närvarande är ca 5 000 pe anslutna till verket, vilket motsvarar ett dygnsmedelflöde på ca 2 700 m³/d, utöver detta tar Rimbo även emot avloppsvatten från ett tvätteri för arbetskläder.

Utsläppspunkten för renat avloppsvatten är Vallbyån som rinner vidare ut till Norrtäljeån och ett sjösystem för att slutligen nå Norrtäljeviken. Rimbo är i en uppgraderingsprocess där bland annat en förbättrad kväverening nyligen slutförts, vilket resulterar i mer gynnsamma miljöförhållanden i recipienten. Syftet med projektet är att ta fram ett underlag som ska ligga till grund för ett investeringsbeslut för Norrtälje kommun avseende upprättande av läkemedelsrening.

Att utöka befintlig process med läkemedelsrening skulle innebära en minskad mängd mikroföroreningar som följer med renat avloppsvatten ut till Vallbyån och därefter till Kundbysjön. Enligt VISS har Vallbyån och vattendrag nedströms måttlig till dålig ekologisk status. Kemisk status för Vallbyån anges som ej god till följd av höga halter av kvicksilver och polybromerade difenyletrar (PBDE). Det anges även att Rimbo reningsverk utgör en betydande påverkan på status. Organismer som lever vid och nedströms reningsverket kan påverkas av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar som finns kvar i utgående vatten.

Kundbysjön nedströms reningsverket har tidigare uppgetts som en av de 10 bästa fågelsjöarna i Stockholms län, med 56 rödlistade och 31 hotade arter enligt SLUs artdatabank. Sjön är även en viktig rastplats för flyttande fåglar pga det rinnande vattnet som gör Kundbysjön isfri tidigt på våren. Det finns även risk att det framtida septitankvattnet som ska till reningsverket koncentrerat kommer att öka halten av mikroföreningar pga låg utspädning, vilket kan vara en ökad risk för recipienten. Även tvätteriets vatten bör säkerställas så att t.ex. bromerade flamskyddmedel inte släpps till Kundbysjön.

1.2 Projektbeskrivning

Projektet har utförts i tre delar, där den första delen infattade utredning av olika reningstekniker för läkemedelsrening på en övergripande nivå för att få fram de tekniker som var mest intressanta för Rimbo ARV. Resultatet av detta arbete är sammanställt i rapport *Teknikutredning – Sammanställning av aktuella tekniker för läkemedelsrening* (Andersson Chan, Jirblom, Ulveland och Stemme, 2022).

I samband med Teknikutredning gjordes även en utredning kring dimensionerande flöde för implementering av en läkemedelsreningsanläggning på Rimbo ARV. Utredningen är sammanställd i *PM Dimensionerande Förutsättningar* (Andersson Chan, Jirblom, Ulveland och Stemme, 2022).

I del två utfördes pilotkörningar med ett antal tekniker och provtagningar för att kunna ta fram dimensioneringsunderlag till principförslaget. Miljönyttan utvärderades bland annat med hjälp av biologiska studier och kemiska analyser. Resultatet för pilotförsöken är sammanställt i rapporten *Rimbo ARV – Pilotförsök med läkemedelsrening 2022* (Björleinius Labs AB, 2023).

I samband med pilotförsöken så gjordes även provtagningar och biologiska försök. Provtagningar gjordes uppströms verket, på inkommande och utgående flöde från verket samt i recipienten. Resultaten från provtagningarna och de biologiska studierna är sammanställda i rapporten *Biologiska effekter av mikroföroreningar - Fallstudie Rimbo reningsverk* (IVL, 2023).

Baserat på resultaten från pilotförsöken samt de biologiska försöken så valdes det att göra principförslag för ozon sandfilter.

1.3 Syfte

Syftet med principförslaget är att ta fram en teknisk lösning för läkemedelsrening med ozonering samt efterföljande sandfilter. Principförslaget innehåller dimensionerande förutsättningar, process- och anläggningsdesign, genomförande samt kostnadsbedömning.

1.4 Organisation

Projektet drivs som ett samarbete mellan Norrtälje kommun, Ramboll, IVL Svenska Miljöinstitutet, SLU och B2 Processteknik där Ramboll är den samordnande parten.

Beställarorganisation Norrtälje Vatten och Avfall

Cathrine Andersson	Beställarrepresentant
Emma Gunnerblad	Miljöingenjör/Process
Per Hellström	Ombud
Christian Hinderesson	Driftchef Rimbo
Rickard Grähs	Drift Rimbo
Christina Lundh	Drift och underhåll, process
Gunnar Frid	Drift på plats
Jennie Åberg	Projektledare Lindholmen (samordning)

Konsultorganisation Ramboll

Sara Stemme	Projektledare
Keyvan Edrisi	Bitr. Projektledare
Henrik Juel	Projekteringsledare principförslag
Anton Enqvist	Ombud
Anneli Andersson Chan	Teknikansvarig Process
Louise Ulveland	Handläggare
Matilda Jirblom	Handläggare
Felix Brogren	Handläggare
Gustav André	CAD
Fredrik Einarsson	Kalkyl
Stefan Fogelström	Kalkyl
Joakim Goncalves	Kalkyl

Konsultorganisation IVL

Magnus Karlsson	Projektledare
Tomas Viktor	Senior expert
Hannes Waldetoft	Handläggare

Konsultorganisation B2 Processteknik

Berndt Björleinius	Ansvarig pilotförsök
--------------------	----------------------

Sveriges Lantbruksuniversitet

Stefan Örn	Ansvarig biologiska försök med zebrafisk och större dammsnäcka
------------	--

2. Dimensionerande förutsättningar

Inom projektet har ett dimensionerande PM tagits fram där dimensionerande flöde för den framtida läkemedelsreningen utretts, se *PM Dimensionerande Förutsättningar (Andersson Chan, Jirblom, Ulveland och Stemme, 2022)*.

Val av dimensionerande maxflöde till läkemedelsreningen är baserad på en uppskalningsfaktor som tar höjd för framtida dimensionerande belastning (13 200 pe) och förutsätter att flödet är utjämnat genom biodammen som ligger före befintligt dynasandfilter och läkemedelsrening. Det innebär att $Q_{\max, LM} = Q_{dim}$. Det dimensionerande flödet för läkemedelsreningen ($Q_{\max, LM}$) ska motsvara det maxflöde som ska kunna ledas genom processteget.

Målet för läkemedelsreningen är satt att rena 95% av årsflödet. Biodammens placering mitt i processen har en utjämnande effekt och därför anses det inte rimligt att dimensionera läkemedelsreningen för högre flöden.

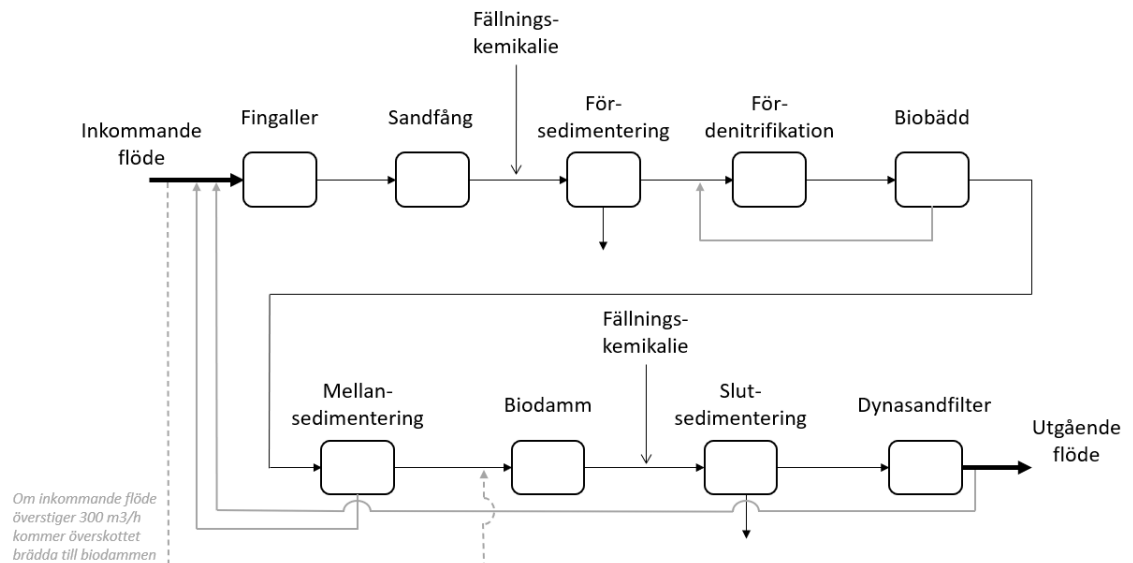
Utifrån utredningen som presenteras i det dimensionerande PM:et valdes 300 m³/h som dimensionerande maxflöde, vilket också motsvarar nuvarande pumpkapacitet för Dynasandfiltren. Det innebär att 96 % av flödet kommer att behandlas vid en belastning på 13 200 pe, se Tabell 1.

Tabell 1 Dimensionerande maxflöde för läkemedelsreningen

Parameter	Enhet	Värde
Q_{\max} läkemedelsrening	m ³ /h	300
Q_{\max} läkemedelsrening	m ³ /d	7 200
Andel av årsflödet som renas vid $Q_{\max, LM} = 300$ m ³ /h	%	96

2.1 Dimensionerande föroreningsbelastning

Den befintliga reningsprocessen vid Rimbo ARV består av mekanisk, biologisk och kemisk rening, se figur 1 för blockschema över anläggningen. Den framtida läkemedelsreningen planeras att installeras i slutet av befintlig reningsprocess, dvs. efter Dynasandfilter.



Figur 1. Blockschema över befintlig process Rimbo ARV

Kvaliteten på utgående vatten efter Dynasandfiltren blir inkommande vatten till läkemedelsreningen. Det är viktigt att detta vatten har så god kvalitet som möjligt för att minska belastningen på läkemedelsreningen av organiskt material och partiklar. Nuvarande drift vid Rimbo har periodvis problem med höga utgående halter av suspenderat material och ibland algblomning i biodammen.

Föroreningshalterna för inkommande vatten till läkemedelsreningen presenteras i tabell 2 **Fel! Hittar inte referenskälla..** Värdena är baserade på resultat från pilotförsök som utfördes våren och hösten 2022.

Tabell 2 Halter i inkommande vatten till läkemedelsreningen (utgående Rimbo)

Parameter	Min	Medel	Max
	mg/l	mg/l	mg/l
TSS	3,3	19	45
TOC	5	10	16
DOC	4	9,5	12

Utgångspunkten för principförslag framtida läkemedelsrening är att innehållet av partiklar i framtiden ligger <10 mg SS/l, vilket kräver optimering och ev. fällning på sandfiltren.

2.2 Dimensionerande processparametrar

Relevanta processparametrar har tagits fram i samråd med B²-Processteknik, som utförde pilotförsöken. Under pilotförsöken testades olika doser samt uppehållstider för ozonering. I försöken framgick att vid en ozondos på 6 g O₃/m³ uppnåddes en medelreduktion på ca 80% av läkemedelsrester. Under pilotkörningen användes förfilter, dvs låg halt av partiklar och suspenderade ämnen i inkommande vatten till pilotanläggningen.

Resultaten från pilotförsöken i sin helhet redovisas i Björlenius Labs AB rapport, *Rimbo ARV Pilotförsök med läkemedelsrening*.

Ozongeneratorer har valts för att kunna dosera 6 – 9 g O₃/m³. Detta för att ha marginal för varierande kvalitet på inkommande vatten. Tidigare erfarenheter tex från Linköping har visat att höjd ozondos kan krävas för att upprätthålla önskad avskiljning. Det har tagits höjd för att Rimbo ARV haft problem med mängden partiklar och suspenderat material ut från Dynasandfilteranläggningen. Därav har det valts att det ska vara möjligt att dosera 9 g O₃/m³ för att kunna nå en medelreduktion på 80% av läkemedelsrester även vid högre halter suspenderat material i inkommande vatten.

Tabell 3 Valda dimensionerande processparametrar

Parameter	Enhet	Värde
Ozon		
Ozondos	g O ₃ /m ³	6 - 9
Upphållstid	min	20
Kapacitet ozonproduktion	g O ₃ /h	1 800 - 2 700

3. Principlösning läkemedelsrening

I detta kapitel sammanfattas den tekniska lösningen för att ge en övergripande förståelse för anläggningens uppbyggnad. Se kapitel 5 för mer djupgående beskrivning.

Läkemedelsreningen är tänkt att fungera som ett sista kompletterande processteg till befintlig process, därav placeras den efter Dynasandfilteranläggningen.

Utgående flöde från befintlig Dynasandfilteranläggning leds till läkemedelsreningen. På inloppsledningen installeras en SS-givare för övervakning av halten suspenderat material. Om halten överstiger inställbart värde (10 mg/l) så stängs inloppsventilen till LM-anläggningen. Filtratet från Dynasandfiltren leds då istället direkt till utloppsledningen. Läkemedelsanläggningen återtas i drift efter att halten suspenderat material återgått till normal nivå.

Syrgasen som används vid ozonproduktion produceras genom Pressure Swing Adsorption (PSA-metoden). En kompressor trycker in luft via avfuktare och filter till en PSA-modul, i vilken syrgas produceras. Syrgasen leds sedan till en ozongenerator där ozon produceras. Från generatorm leds ozonet vidare till en statisk mixer placerad i inloppsledningen till kontaktkammaren. Ovanför kontakttankarna installeras ozon-destruktorer, för att inget ozon ska kunna släppas utanför systemet.

Kontaktkammaren för ozon utformas för pluggflöde med kanaler i två våningsplan, där de övre kanalerna har en fri vattenyta. I slutet av kontaktkammaren finns en avdragsränna som leder utgående vatten från kontaktkammaren vidare till sandfiltren. Varje sandfilter är utrustat med en automatisk inloppslucka.

Inloppsledning samt utloppsledning förses med UVA-mätare. Mätningen används inte för styrning av ozondos utan endast för online uppföljning av avskiljningsgrad av läkemedelsrester.

Utgående filtrat leds till en filtrattank, varifrån det sedan leds till en utloppspumpstation med självfall. Från filtrattanken tas även det vatten som behövs för backspolningen av sandfiltren. Backspolning sker både med luft och vatten och efter backspolning så leds spolavloppet till en spolavloppstank, varifrån det sedan pumpas tillbaka till ett tidigare processteg.

4. Process och maskin

4.1 Gränssnitt mot befintlig anläggning

Gränssnitt mot befintlig anläggning är vid mätlådan i Dynasandfilteranläggningen. Befintlig utloppsledning behöver kopplas ihop direkt med mätlådan för att ha tillräckligt med tryck för att kunna leda flödet genom LM-anläggningen utan extra pumpsteg.

Befintlig lösning för bräddningen i Dynasandfilteranläggningen kommer att försvinna då utloppsledningen kopplas ihop med mätlådan. Ny bräddning föreslås anläggas direkt från filtrens pumpvolym ut till utjämningsdammen. Ny bräddledning ingår inte i principförslaget.

Spolavloppsvattnet från läkemedelsreningen pumpas tillbaka i processen till kanal innan sandfång. Ledningsdragning från läkemedelsanläggningen till kanal innan sandfång ingår inte i principförslaget.

4.2 Höjdförutsättningar, markförutsättningar, hydraulik

Höjdförutsättningar för självfall genom läkemedelsanläggningen har tagits fram inom projektet. En komplett hydraulisk profil behöver göras vid senare skede.

4.3 Redundans

Sandfiltren dimensioneras för att klara av maxflöde med ett filter avställt, dvs dimensionering görs för Q_{\max} 300 m³/h vid N-1.

För backspolnings- och spolavloppspumpar samt blåsmaskiner installeras en extra enhet för redundans.

Redundans för ozonproduktionen löses genom inköp och lagerhållning av kritiska reservdelar. En ozongenerator installeras och kritiska reservdelar köps in och förvaras på hyllan för att möjliggöra snabbt skifte av delar vid haveri.

Planerat underhåll av utrustning bör planeras under perioder med lägre flöden, vid akuta underhåll kommer kapaciteten vara något lägre än den dimensionerade.

4.4 Anläggningsdata och processparametrar

Dimensionerande flöden för läkemedelsreningen är sammanställd i tabeller nedan.

Tabell 4 Dimensionerande flöde läkemedelsrening

	Flöde, m ³ /h
Q _{max} läkemedelsrening	300
Q _{max} per sandfilter	100

Tabell 5 Anläggningsdata för läkemedelsreningen

	Parameter	Enhet	Värde
Kontakttank ozon	Antal linjer	st	1
	Dimensioner (B x L)	m	5,6 x 5,4
	Djup	m	3,5
	Flöde per linje	m ³ /h	300
	Volym kontaktkant	m ³	100
	Kontakttid	min	20
Sandfilter	Antal filter	st	4
	Filterarea	m ²	10
	Höjd filterbädd	m	1,5
	Flöde per filter	m ³ /h	100
	Ytbelastning, vid Q _{max}	m/h	7,5
	Ytbelastning, vid Q _{max} N-1	m/h	10
	Uppehållstid, vid Q _{max}	min	12
	Uppehållstid, vid Q _{max} N-1	min	9
	Expansion vid backspolning	%	30
	Typ av sand i filtren	-	Filtralite
	Typ av dysor	-	KSH-K1
	Antal dysor	st/m ²	50
Backspolning	Spolvattenhastighet	m/h	35
	Backspolflöde, per filter	m ³ /h	350
	Spoltid	min	10
	Luftflöde	Nm ³ /h	550
	Blåsmaskiner	st	2
	Tryck	mvp	5
Reservoar backspolning	Volym	m ³	150
	Antal pumpar	st	2
	Enskild kapacitet	m ³ /h	350
	Tryck	mvp	7

Reservoar spolavloppsvatten	Volym	m ³	150
	Antal pumpar	st	2
	Enskild kapacitet	m ³ /h	100
	Tryck	mvp	12

5. Process- och funktionsbeskrivning

5.1 Inlopp läkemedelsrening

Befintlig utloppsledning från Dynasandfilteranläggningen går idag ut till Rimbos recipient, Vallbyån. Befintlig utloppsledning byts mot en ny markförlagd ledning som leder till läkemedelsreningens inloppskammare.

Utloppet från Dynasandfiltren förses med en SS-givare som vid höga halter suspenderade ämnen (>10 mg/l) stänger inloppsventil till läkemedelsreningen. När halten suspenderat material har återgått till normal nivå öppnas ventiler igen och läkemedelsanläggningen tas åter i drift.

Inloppskammaren är konstruerad med två fack. Ena facket är inloppet till läkemedelsreningen och det andra är utloppet. Mellan facken finns en bräddkant, så vid stängd inloppsventil till läkemedelsreningen höjs vattennivån i inloppsfacket och vattnet bräddar över till utloppsfacket och rinner vidare mot recipienten.

5.2 Ozonproduktion

Principförslaget är baserat på produktion av syrgas lokalt på plats med Pressure Swing Adsorption (PSA). Alternativt kan flytande syrgas köpas in via leverantör och lagras i lagringstank, men inom projektet har de valts att producera lokalt på plats för att minska behovet av transporter till verket. Med PSA produceras en syrgas med 90 - 93% syrehalt.

PSA-systemet består av ett flertal komponenter:

- Kompressor
- Avfuktare
- Luftfilter
- Torrluftstank
- PSA-generator
- Lagringstank för syrgas

Kompressorn tar in luft, antingen från rummet eller uteluft via kanalanslutning, och trycker luften via avfuktare och luftfilter in i en lagringstank för torkad luft.

PSA-generatorn består av två kolonner för att säkerställa kontinuerlig produktion. När en kolonn producerar syrgas står den andra i standby-läge. Den torkade luften från torrluftstanken går in i den aktiva kolonnen i vilken ett tryck byggs upp och kvävgas binds till ett molekylskikt under tryckuppbyggnaden, medan syrgasen tillåts passera till lagringstankar för syrgas. En liten del av den producerade syrgasen används till att regenerera molekylsilen i standby-kolonnen.

Producerad syrgas leds till ozongeneratorn, i generatorn går syrgasen genom ett högspänningsfält där vissa syrgasmolekyler klyvs och bildar syreatomer. Syreatomerna reagerar i sin tur med kvarvarande syremolekyler och bildar ozonmolekyler.

Vid produktion blir ozongeneratorn varm och behöver kylas för klara av att ge förväntad produktion, undermålig kylning reducerar generatorns kapacitet. Kylning sker via en sluten vattenloop, efter att vattnet kylt generatorn leds vattnet till en värmeväxlare. Vattnet som används för kylning bör vara av dricksvattenkvalitet, användning av renat avloppsvatten kan leda till igensättningar då det fortfarande innehåller näringsämnen.

5.3 Ozondosering

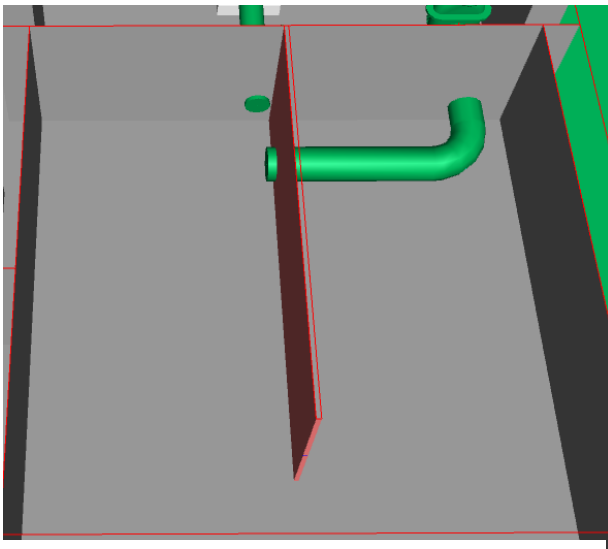
Ozon leds från generatorn till doserpunkt på inloppsledning till kontaktbassäng. Direkt efter doserpunkten finns en statisk mixer för att säkerställa turbulent flöde för bra inblandning.

Ozondosen sätts manuellt av driftoperatören.

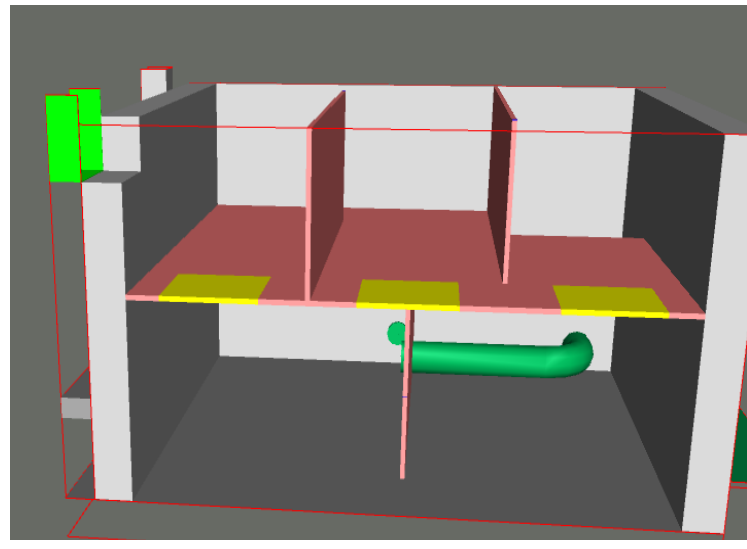
5.4 Kontaktkammare

Kontaktkammaren utformas för pluggflöde med kanaler i två våningsplan, där övre kanaler har en fri vattenyta. Kontaktkammaren är utformad för att vid maxflöde ha en kontakttid på 20 minuter. Kontaktkammaren är utformad med två våningsplan för att hålla det nedre planet trycksatt och således säkerställa att allt ozon blandas in med vattnet. Se figur 2 och 3. Övre våningsplan har fri vattenyta. Ovanför kontaktbassängen installeras en ozondestruktör för hantering av eventuella gasbubblor (oinlöst gas).

Bottenplan av kontaktkammaren består av två zoner. Inloppsledningen släpper vattnet i ena änden av kontaktkammaren och leds sedan runt mellanväggen, och upp till den övre våningen via en öppning i bjälklaget i sydvästra hörnet av kontaktkammaren. Övervåningen har två mellanväggar som vattnet leds mellan innan det leds ut via en utloppsränna som leder till sandfiltren.



Figur 3 - Kontaktkammare botten



Figur 2 - Kontaktkammare sektion

Mellanväggen i bottenvåningen är gjord i betong. Mellanbjälklaget och väggarna i övervåningen är gjorda i plåt.

Innan tömning av kontakttanken får ske ska ozondoseringen stängas av. Inloppet ska fortsatt vara öppet under inställbar tid (20 min) för att säkerställa att allt ozonerat vatten har gått vidare till sandfiltren. Därefter töms kontakttanken via tömningspumpen, tömning sker till spolavloppstanken.

5.5 Sandfilter

Utgående vatten från kontaktkammaren leds via en inloppsränna in till sandfilteranläggningen. Varje filter samt inloppsrännan förses med en nivågivare. Utgående filtratledning från varje filter förses med flödesmätare och reglerventil.

Utgående filtrat från sandfiltren leds till en filtrattank placerad utanför läkemedelsreningen. Utgående filtratledning från varje filter förses med manuella provtagningsventiler för uppföljning av filtrens drift.

5.5.1 Styrning av sandfilter

Från inloppsrännan släpps vattnet in till filtren via automatiska inloppsluckor. Inkommande flöde ska fördelas jämnt över samtliga filter i drift, för att erhålla en jämn ytbelastning över anläggningen.

Utloppet från varje filter utrustas med flödesmätare samt reglerventil. Flödesmätare installeras för att enklare kunna följa upp varje enskilt filters kapacitet.

Flödet ut från alla filter i drift ska vara samma. Detta styrs av nivågivaren i inloppsrännan som ger ett börvärde på utgående filtrat från respektive filter i drift baserat på aktuell nivå i inloppsrännan, samt antal filter i drift. Eftersom alla filter är kommunicerande via inloppsrännan kommer nivån alltid vara snarlik i samtliga filter i drift. Reglerventilen på filtratledning regleras efter nivågivarens börvärde och mängden utgående filtrat registreras i flödesmätaren.

5.5.2 Backspolning och spolavlopp

Backspolning initieras av att inställd mängd avloppsvatten har filtrerats, reglerventilens öppningsgrad, alternativt att inställd gångtid har löpt ut. En backspolsekvens för ett filter initieras när en av dessa parametrar når startvärde.

Backspolningssekvensen startar med att inloppsluckan till aktuellt filter stängs och nivån i filtret sjunker, när filtret är tömt stänger filtratventilen på utloppet. Backspolning sker sedan i två sekvenser, först en kombinerad luft-vattenspolning (alternativt endast med luft) för att luckra upp sandbädden. Efter luft-vattenspolningen sker backspolning endast med vatten. Spolavloppet leds via en avdragsränna i filtret till spolavloppstanken. Det finns en gemensam avdragsränna för alla fyra filter.

Efter avslutad backspolning öppnar inloppsluckan och filtret fylls, vid inställbar nivå öppnar filtratventilen och filtret återgår till normal drift.

Utgående filtrat från sandfiltren leds till filteranläggningens gemensamma filtratledning, som leder till en filtrattank. Vatten som används för backspolning tas från filtrattanken. I tanken installeras en överfallsränna som leder till

utloppskammaren. Överfallsrännan placeras så att det alltid finns tillräcklig volym i filtrattanken för att utföra en backspolning.

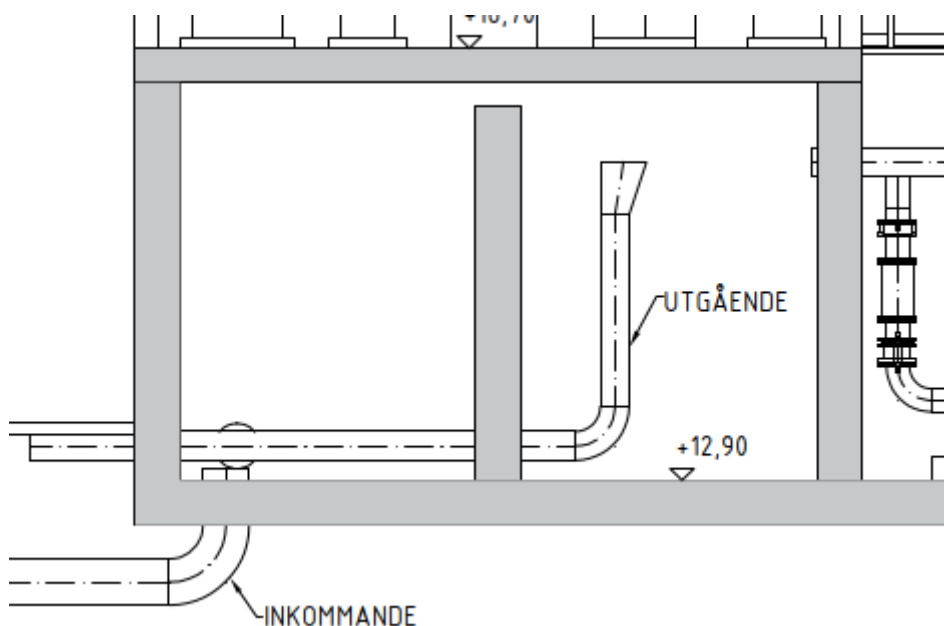
Spolavloppet från en backspolning leds till en spolavloppstank. Till spolavloppstanken kopplas två spolavloppspumpar som pumpar spolavloppet tillbaka till kanal innan sandfång tidigare i processen.

Backspolnings- och spolavloppspumparna är torruppställda och tryckledningar förses med tryckgivare, ventiler och flödesmätare.

Två blåsmaskiner installeras för luftförsörjning till backspolning. Blåsmaskinerna är redundanta, en behövs till en backspolningssekvens.

5.6 Utlopp

Utloppet från läkemedelsreningen leds till verkets recipient via självfall från utloppskammaren. Utloppsledning är försedd med en utloppstratt placerad över golv för att säkerställa att det går att leda vattnet med självfall till recipienten, se bild Figur 4.



Figur 4 Sektion inlopps- och utloppskammare

6. Placering

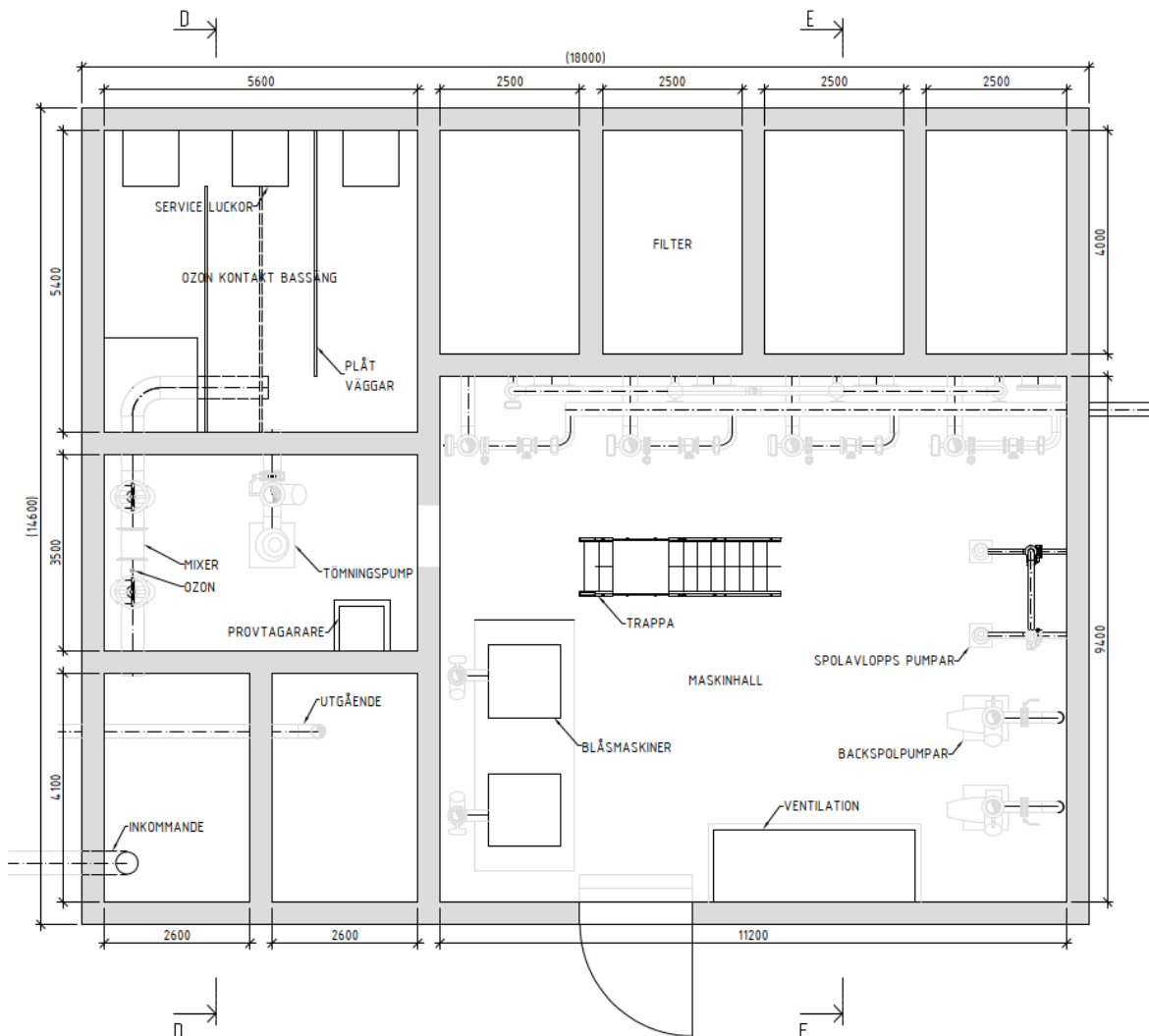
Läkemedelsreningen placeras efter sista processteg i befintlig process, dvs efter Dynasandfilteranläggningen. LM-anläggningen anläggs norr om Dynasandfiltren bredvid befintlig utloppsledning, se Figur 5.



Figur 5 - Placering läkemedelsrening

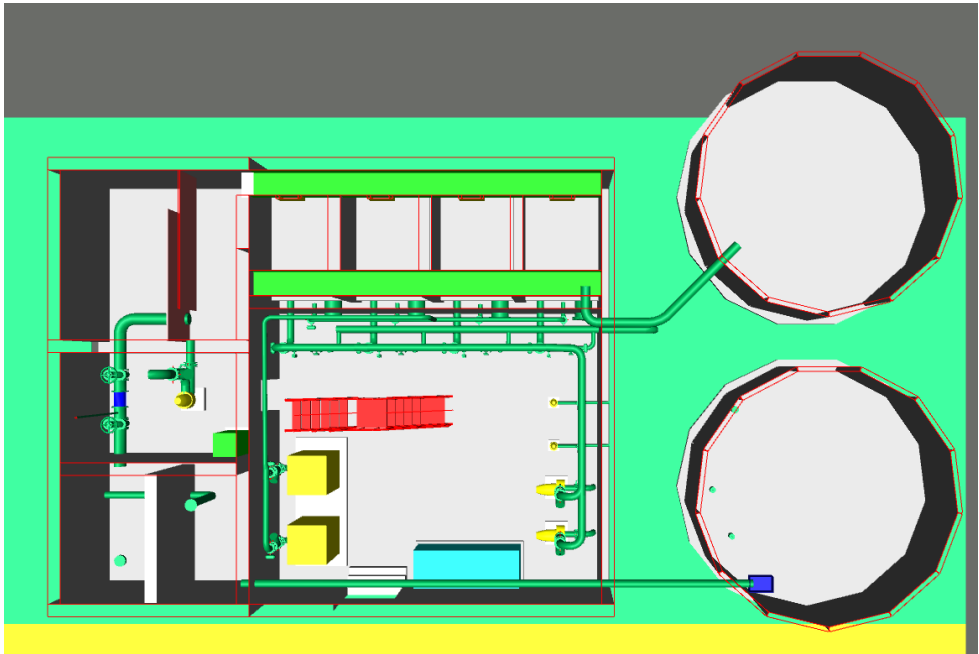
7. Layout

Byggnaden byggs med två våningsplan, layout visas i Figur 6 och Figur 8.



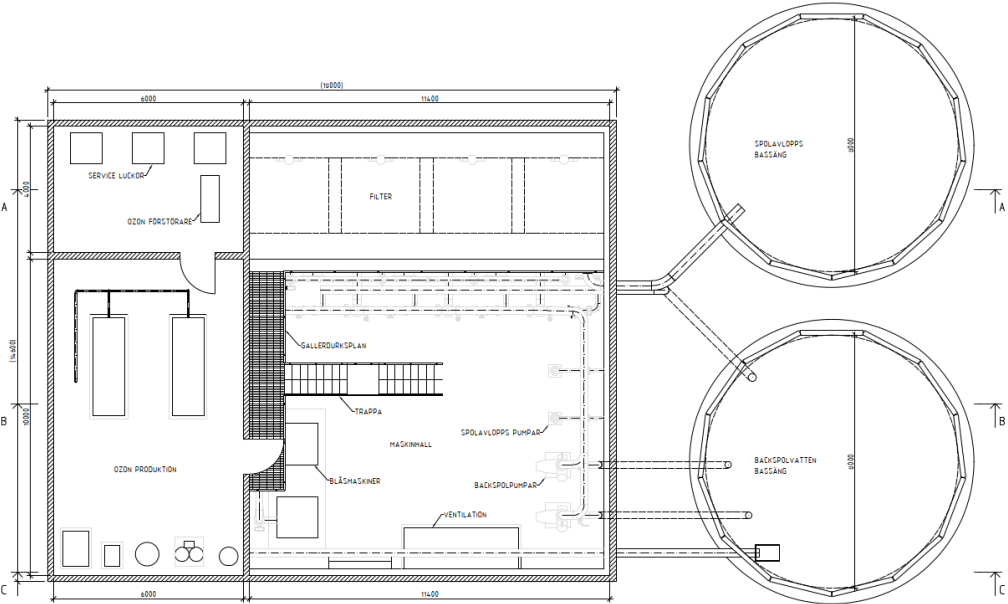
Figur 6 Layout läkemedelsrening underplan

På underplan installeras pumpar samt blåsmaskiner tillhörande sandfiltren i ett gemensamt rum tillsammans med rörgalleri för sandfiltren. I samma rum installeras även ett avfuktungs-aggregat för att säkerställa bra förhållanden i byggnaden. Mellan inlopps/utloppskammare och kontaktkammare installeras en tömningspump till kontaktkammaren, samt en provtagare för provtagning av utgående RAV. För sandfiltren installeras en gemensam längsgående spolränna som leder spolavloppet till spolavloppstanken.



Figur 7 Layout underplan modellvy

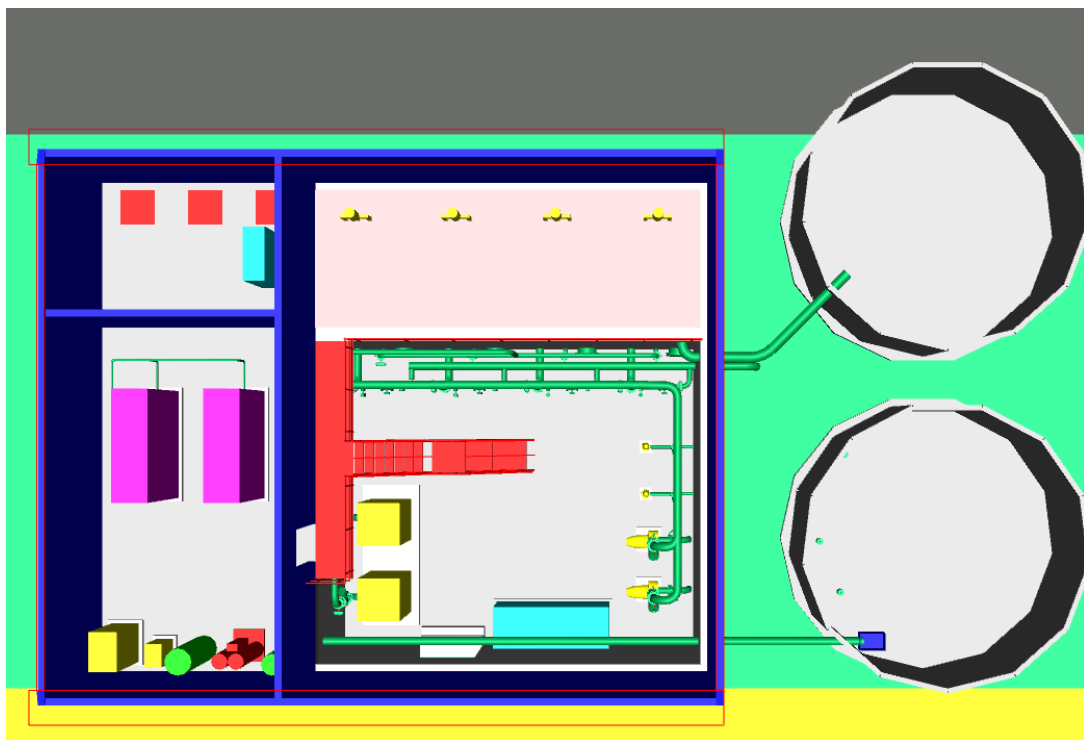
Ovanplan byggs ovanför inlopps/utloppskammare där utrustning för ozonproduktion installeras. Ovanför kontaktkammaren installeras en ozon-destruktör för hantering av kvarvarande oinlösta gasbubblor. I rummet finns även serviceluckor för åtkomst till kontaktbassängen.



Figur 8 Layout läkemedelsrening ovanplan

Ovanför sandfiltren byggs ett tätt gallerdurksplan för åtkomst till inloppsluckor, samt till sandfiltren.

Bassängerna för filtrat och spolavlopp byggs som fristående bassänger placerade bredvid huset. I tanken för backspolvatten installeras en överfallsränna som leder vatten till utloppskammaren, rännan installeras på en höjd så att det alltid finns tillräcklig volym i tanken för att genomföra en backspolningssekvens.



Figur 9 Layout ovanplan modellvy

8. Konstruktion

Bottenplatta, kontaktbassäng och filtervolym utförs i platsgjuten betong. Mellanvägg i underplanet i kontaktkammaren görs i betong, mellanväggar i övreplan samt mellanbjälklaget görs i plåt.

Byggnaden utrustas med telferbalkar för åtkomst/lyft av maskinutrustning.

Fasad utgörs av fasadelement (typ Paroc Sandwich) med vertikal montering.

9. VVS

Läkemedelsreningen förses med system för värme, tappvatten, tryckluft, spillvatten och allmän ventilation. På underplan installeras en avfuktare.

Ingen luktrensning installeras.

10. El och styr

För läkemedelsrening blir total installerad effekt ca 80 kW. Kompletta styr- och övervakningssystem ska finnas i ny byggnad och ansluts till överordnat styrsystem.

Belysning utförs generellt med LED-armatur, belysning ska vara närvarostyrd. Utomhus förses byggnaden med armatur vid ytterdörr. Nödbelysning ska installeras i samtliga teknikutrymmen samt utrymningsvägar.

11. Genomförandeplan

Läkemedelsreningen kan byggas utan att påverka befintlig drift. Utloppsledningen behöver läggas om, alternativt byggs en förbindelseledning mellan Dynasandfilteranläggningen och läkemedelsreningen. Utloppet från nya anläggningen kopplar sedan på befintlig utloppsledning.

Innan arbete med sammankoppling av förbindelseledning till mätlådan bör nivån i utjämningsdammen sänkas. Under arbetet så stängs matarpumparna till Dynasandfiltren av och inkommande flöde bräddas till dammen.

Total tid för projektering och upphandling bedöms till ca 12 månader, byggtid ca 18 månader.

12. Kalkyl

Tabellen nedan visar investeringskostnaderna för de olika entreprenaderna.

Kostnader är baserade på leverantörsoffert, listpriser samt uppgifter från liknande projekt. Antal och typ av maskinobjekt framgår av kapitel 4 samt från flödesschema.

Kostnader för projektering, samordning och montage är inkluderat i entreprenadkostnaderna.

Entreprenadkostnader, kr	Summa
Byggnadsarbeten Överbyggnad 252m ²	3 500 000
Betong 389m ³ Schakter, tillförda massor, armering, btg-plattor	3 900 000
Markarbeten 1000m ² Asfaltytor, Gångytor, Grönytor, yttre VA, schakter för rör och el	500 000
El + styr	1 100 000
VVS	2 200 000
Maskin	9 100 000
Material	7 000 000
Montage	2 100 000
Entreprenörarvode 12 %	2 400 000
Summa entreprenadkostnader, kr	21 000 000
Arbetsplatsomkostnader 15%	3 100 000
Projektering 12%	2 200 000
Produktionskostnad	26 000 000

Tabellen nedan visar den totala projektkostnaden. Den totala kostnaden inkluderar oförutsedda kostnader, myndighetsavgifter samt besiktning. Kostnader kring inredningar utöver maskininstallationer (arbetsbänkar, verktyg mm), räntor och anslutningsavgifter kompletteras i ett senare skede då dessa ej kan uppskattas inom principförslaget.

KOSTNADSSAMMANSTÄLLNING

Prisläge december-22

1. BYGGHERRE-KOSTNADER	Myndighetsavgift och bygglov 0,1%	26 000
	Anslutningsavgifter, VA, el och tele	Tillkommer
2. PROJEKTERING	Ingår i TE Projektorganisation, besiktning, 6%	1 600 000
3. ENTREPRENADER	Totalentreprenad	26 000 000
4. UTRUSTNING, INREDNING	Lös inredning, utrustning och dylikt	Tillkommer
5. RÄNTOR	Räntor och kreditivkostnader	Tillkommer
6. RESERVERADE BELOPP	Oförutsett 20%	5 200 000
7. MERVÄRDESSKATT	25%	Tillkommer
PROJEKTKOSTNAD	SEK exkl moms	33 000 000

12.1 Driftkostnader

I tabell x presenteras uppgifter för maskinutrustningar som har använts för driftkostnadsberäkningarna.

Tabell 6 Effektbehov och drifttider

	Antal	Effekt/st	Kommentar
Backspolpump	2	11 kW	En pump går ca 1 h per dag
Spolavloppspump	2	5,5 kW	En pump går ca 5 h per dag
Blåsmaskin	2	15 kW	En blåsmaskin går ca 0,5 h per dag
Ozonproduktion	1	45 kW	Kontinuerlig drift

I driftkostnaderna har det antagits att det krävs en kvarttidstjänst i personalbehov, som elpris har 1 kr/kWh använts.

Tabell 7 Driftkostnader

		Driftkostnad
Personal		
Personalkostnad	kr/år	231 250
Energikostnad		
Maskinutrustning	Kr/år	408 314
Total kostnad	Kr/år	639 564

12.2 Årskostnad

Årskostnaden för ozon-sandfilteranläggningen har beräknats med följande antaganden:

- Kalkylränta 3%
- Avskrivningstider:
 - o Maskin – 10 år
 - o El och styr – 10 år
 - o VVS – 10 år
 - o Bygg – 33 år
 - o Mark – 20 år
- Underhållskostnader
 - o Byggnader – 1 % av entreprenadkostnaden
 - o Maskiner och allmänt – 2 % av entreprenadkostnaden

Tabell 8 Årskostnader

	Enhet	Kostnad
Driftkostnader	Mkr/år	0,64
Underhållskostnader	Mkr/år	0,33
Kapitalkostnader	Mkr/år	1,84
Total årskostnad	Mkr/år	2,81
Kostnad per behandlad mängd avloppsvatten*	kr/m ³	1,07

*Beräknat på dimensionerande maxflöde för läkemedelsrening, 300 m³/h

13. Diskussion

Val av dimensionerande maxflöde till läkemedelsreningen baseras delvis på tidigare studier som gjorts i Sverige samt inom Europa. Där har det konstaterats att dimensionering för att klara av att rena de högsta flödestopparna från läkemedelsrester blir oekonomiskt jämfört med mängden läkemedel som kan avskiljas. Med vald dimensionering kommer 96% årsflödet till Rimbo ARV att renas i läkemedelsreningen. Anledningen till att 300 m³/h valdes utöver att de ger ett högt procentuellt värde av årsflödet till läkemedelsrening är även att befintlig dynasandfilteranläggning är designat för maxflöde 300 m³/h. Skulle ett högre maxflöde för läkemedelsreningen väljas så skulle det kräva ombyggnationer av befintliga processdelar.

Läkemedelsreningen valdes att placera som sista processteg, för att säkerställa att ingående flöde är så rent som möjligt för att ge bästa möjliga förutsättningar för avskiljning av läkemedelsrester. Det har även diskuterats inom projektet att ha biodammen som ett sista polerstep. Reningen är idag inte dimensionerad för det fluktuerande flöde som det skulle innebära och skulle därmed kräva en utbyggnad av befintlig rening, vilket därför inte bedömts vara ett alternativ.

Under pilotförsöken testades ozondoser mellan 7 och 9 g O₃/m³ med avskiljningsgrader på 72 – 88%. Baserat på detta valdes en ozongenerator som klarar av en dos på upp till 9 g O₃/m³, detta för att säkerställa en medelreduktion på 80% även vid höga halter av organiskt material i inkommande vatten från Dynasandfiltren. Om sandfilteranläggningen kan åtgärdas så utgående TSS-halter blir lägre än dagens så kan dimensionerande ozondos sänkas, vilket skulle innebära en minskad investerings- och driftkostnad.

För ozonproduktionen har det valts att endast sätta in en ozongenerator då det enligt leverantör räcker med att köpa in extra reservdelar för kritiska komponenter för att säkerställa bra redundans.

Den totala kostnaden per behandlad mängd avloppsvatten har beräknats till 1,07 kr/m³. Vid jämförelse med andra förstudie- och forskningsprojekt som gjorts i Sverige där kostnaden ligger mellan kostnaden mellan 0,5 – 1,4 kr/m³ så hamnar kostnaden för Rimbo mitt i spannet. Anledning till att kostnaden inte hamnar i övre siktet av spannet kan dels bero på att endast 1 ozongenerator köps in, vilket är en dyr maskinutrustning. Även att överbyggnad inte byggs för hela byggnaden, är drivande för att hålla nere konstruktionskostnaderna.

Idag finns inga krav kring läkemedelsrening i Sverige. Införandet av lagstiftning kring avskiljning av läkemedelsrester skulle kunna innebära t.ex. en förändring av ozondos eller uppehållstid i kontaktbassängen. Skulle lagstiftning kring väldigt tuffa avskiljningsgrader införas så skulle sandfiltren kunna bytas ut mot kolfilter för att få till en ännu bättre avskiljning. Sådana lagstiftningar skulle innebära

förändringar i design och layout vilket skulle påverka den investeringsbedömning som gjorts.