
Svenskt Vatten

UTVECKLING

Rapport

Nr 2025-19

Toxiska effekter från organiska mikroföroreningar i avloppsvatten och recipienter

Tillämpning av biologiska effektbaserade metoder på svenska
avloppsreningsverk

Elin Lavonen

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	Toxiska effekter från organiska mikroföroreningar i avloppsvatten och recipienter. Tillämpning av biologiska effektbaserade metoder på svenska avloppsreningsverk
TITLE OF THE REPORT	Toxic effects from organic micropollutants in wastewater and recipients. Application of biological effect-based methods at Swedish wastewater treatment plants
FÖRFATTARE	Elin Lavonen, BioCell Analytica
RAPPORTNUMMER	64
ANTAL SIDOR	2025-19
SAMMANDRAG	Tiotusentals kemikalier och läkemedel används dagligen, och många hamnar i avloppsvatten som inte renas effektivt från mikroföroreningar i konventionella reningsverk. Traditionell kemisk analys fångar bara en bråkdel av dessa ämnen och räcker därför inte för att bedöma miljörisker. Biologiska effektbaserade metoder har utvecklats som ett kostnadseffektivt komplement för att mäta effekter från både kända och okända ämnen samt blandningseffekter.
SUMMARY	Tens of thousands of chemicals and pharmaceuticals are used every day, and many end up in wastewater, where conventional treatment does not target micropollutants. Traditional chemical analysis captures only a fraction of these substances and is therefore insufficient for assessing environmental risks. Biological effect-based methods have been developed as a cost-effective complement for measuring effects from both known and unknown substances, as well as mixture effects.
SÖKORD	Avloppsreningsverk, mikroföroreningar, blandningseffekter, effektbaserad analys, effektbaserade metoder
KEYWORDS	Wastewater treatment plants, micropollutants, mixture effects, effect-based analysis, effect-based methods
MÅLGRUPPER	Kommunala VA-organisationer, vattenvårdsförbund, länsstyrelser, myndigheter, konsulter, forskare
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGSÅR	2025
UTGIVARE	© Svenskt Vatten AB
REFERENS	Lavonen E. (2025). <i>Toxiska effekter från organiska mikroföroreningar i avloppsvatten och recipienter. Tillämpning av biologiska effektbaserade metoder på svenska avloppsreningsverk</i> . SVU-rapport 2025-19. Stockholm: Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER	23-110
PROJEKTETS NAMN	Toxiska effekter från organiska mikroföroreningar i avloppsvatten och recipienter
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling, deltagande VA-organisationer, BioCell Analytica

Förord

Förekomsten av mikroföroreningar i vatten, inklusive avloppsvatten, är komplex och varierande, och enskilda ämnen kan förekomma i låga koncentrationer men ändå bidra till signifikanta blandningseffekter. Det är inte tekniskt och ekonomiskt hållbart att övervaka alla potentiella föroreningar med riktad kemisk analys, och även om det vore möjligt så skulle det inte ge någon information om den komplexa blandningens toxicitet. Ett värdefullt komplement till kemisk analys är effektbaserad analys i odlade celler där man mäter biologiska totaleffekter, t.ex. hormonstörande eller genotoxiska effekter. På så sätt kan man i ett prov fånga effekter från alla ämnen som orsakar den effekt som studeras. För att skydda människor och miljö från hälso- och miljöfarliga föroreningar behöver vi veta vad som verkligen finns i våra vatten, så att tillräcklig rening och rätt åtgärder kan vidtas.

Inom detta projekt har effektbaserade metoder använts för att mäta bland annat effekter från hormonstörande och genotoxiska ämnen i avloppsreningsverk och recipienter. Projektet har varit ett samarbete mellan BioCell Analytica som utfört de effektbaserade analyserna genom projektledare Elin Lavonen, sju VA-organisationer som deltagit med prover, tidigare data och information om deras respektive reningsverk och recipienter, samt konsulter från Envidan och Sweco. Projektledaren vill rikta ett stort tack till samtliga deltagare som tillsammans med BioCell Analytica har medfinansierat projektet och bidragit med värdefull kunskap.

Förhoppningen med denna rapport är att bidra med ny kunskap om hur man kan mäta förekomsten av organiska mikroföroreningar i avloppsvatten på ett mer heltäckande sätt genom effektbaserad analys. Metoderna omnämns både i det nya avloppsdirektivet och föreslås bli ett krav för mätning av östrogena ämnen i en föreslagen ändring av prioämnesdirektivet för att kunna få en mer heltäckande bild av förekomsten av miljö- och hälsofarliga mikroföroreningar och deras biologiska effekter. Genom att tillämpa effektbaserade metoder på avloppsreningsverk och i recipienter i detta projekt hoppas vi kunna ge praktisk vägledning om tillämpning av analyserna och tolkning av resultaten som kan komma till nytta för hela den svenska VA-branschen.

Elin Lavonen

Innehåll

Förord	2
Sammanfattning	4
Summary	5
Begrepp och förkortningar	6
1 Introduktion	7
1.1 Bakgrund	7
1.2 En ny strategi: biologiska effektbaserade metoder	7
1.3 Syfte, mål och metod	8
1.4 Projektorganisation	9
2 Metoder – provtagningar och analyser	10
2.1 Deltagande avloppsreningsverk och provpunkter	10
2.2 Biologiska effektbaserade analyser	12
2.3 Hur resultaten redovisas	13
2.4 Tolkning av resultaten	14
2.5 Beräkningar	15
2.6 Kvalitetskontroll	16
3 Resultat och diskussion	17
3.1 Översiktliga resultat	17
3.2 Hormonstörande effekter	18
3.3 Miljösensorer – allmän föroreningsbelastning	31
3.4 Genotoxicitet	47
3.5 Akut toxicitet i fiskceller	52
4 Sammanfattning, slutsatser och råd	53
4.1 Sammanfattning av resultat	53
4.2 Slutsatser	56
4.3 Råd till avloppsreningsverken	57
Referenser	59
Bilaga A Resultat från analys av akut toxicitet	63

Sammanfattning

Tiotusentals kemikalier och läkemedel används dagligen, och många hamnar i avloppsvatten som inte renas effektivt från mikroföroreningar i konventionella reningsverk. Traditionell kemisk analys fångar bara en bråkdel av dessa ämnen och räcker därför inte för att bedöma miljörisker. Biologiska effektbaserade metoder har utvecklats som ett kostnadseffektivt komplement för att mäta effekter från både kända och okända ämnen samt blandningseffekter.

Projektet har utfört effektbaserade analyser på inkommande och utgående vatten från sju svenska reningsverk samt i deras recipienter. Följande biologiska effekter har mätts i odlade celler: hormonstörande effekter (östrogena och androgena effekter), genotoxisk aktivitet med risk för DNA-skador, samt allmän föroreningsbelastning som visar sig som oxidativ stress i cellerna, som blockering av androgenreceptorn (anti-androgen effekt) eller som aktivering av en receptor som kallas arylhydrokarbonreceptorn (AhR). Det fanns inga tydliga samband mellan de olika effekterna, vilket visar att det handlar om effekter från olika ämnen. I recipienterna kunde ingen systematisk ökning kopplas till utsläpp av renat avloppsvatten, men höga aktiviteter i flera prov tydde på allmän föroreningsbelastning.

Östrogena effekter var utbredda och överskred ofta de av BioCell Analytica föreslagna riktvärdena. Androgena effekter var vanliga i inkommande avloppsvatten, men majoriteten av prov på utgående vatten var under detektionsgränsen. Det föreslagna riktvärdet för androgena effekter överskreds i utgående vatten från tre avloppsreningsverk. Anti-androgena effekter påträffades i majoriteten av prov på inkommande vatten och i ca 60 % av utgående, med lägre reningseffektivitet än för östrogena och androgena effekter. Oxidativ stress och AhR-aktivitet uppmättes i de flesta prov, men nivåerna var överlag låga med undantag för AhR-aktivitet i Nässjö reningsverks recipient som hade högre värden än det utgående vattnet vilket indikerar en okänd källa för AhR-aktiva ämnen.

På Henriksdals avloppsreningsverk i Stockholm finns två olika parallella reningsprocesser – en med konventionell rening (aktivt slam) och en med membranbioreaktor (MBR). MBR-processen visade genomgående bättre rening av både östrogena och androgena effekter än aktivslamprocessen. Samtliga prov på utgående vatten överskred ändå riktvärdet för östrogena effekter. Kiviks reningsverks MBR-rening följt av filtrering genom granulerat aktivt kol (GAK) var särskilt effektiv, för vissa parametrar redan i MBR-steget. Ozon och GAK i pilotskala på Nollhaga reningsverk i Alingsås var överlag mer effektivt än filtrering med biologiskt aktivt kol (BAK) för samtliga parametrar utom androgena effekter.

Genotoxicitet kunde påvisas i både inkommande och utgående vatten vid de flesta reningsverk. På Henriksdalsverket kvarstod hög genotoxisk aktivitet även efter MBR, medan Kiviks MBR effektivt reducerade den effekten. Förekomst i utgående vatten är en varningssignal för potentiell DNA-skada och bör följas upp med källspårning eller kompletterande rening.

Projektets resultat visar att effektbaserade analyser ger ett mer heltäckande underlag för att bedöma reningseffektivitet och miljöpåverkan än kemisk analys, eftersom metoden fångar både kända och okända ämnen samt blandningseffekter som kemisk analys missar. Analyserna kan användas som utvärderande parametrar vid optimering av reningsprocesser och vid undersökningar av nya reningstekniker.

Summary

Tens of thousands of chemicals and pharmaceuticals are used daily, and many end up in wastewater, where conventional treatment does not target micropollutants. Traditional chemical analysis captures only a fraction of these substances and is therefore insufficient for assessing environmental risks. Biological effect-based methods have been developed as a cost-effective complement for measuring effects from both known and unknown substances, as well as mixture effects.

The project conducted effect-based analyses on influent and effluent water from seven Swedish wastewater treatment plants (WWTPs) and in their receiving waters. Biological effects were measured in cultured cells and include endocrine-disrupting effects from substances activating estrogen and androgen receptors, genotoxic activity indicating a risk of DNA damage, and general pollution burden manifested as oxidative stress in the cells, as blocking of the androgen receptor (anti-androgenic effect), or as activation of a receptor called the aryl hydrocarbon receptor (AhR). No clear correlations were found between the different effects, indicating that they are caused by different compounds. In the receiving waters, no systematic increase could be linked to discharges of treated wastewater, but high activities in several samples suggested a general pollution load.

Estrogenic effects were widespread and often above, by BioCell Analytica suggested, guideline values in both treated wastewater and receiving waters. Androgenic effects were common in influent wastewater, but most effluent samples were below the detection limit. The proposed guideline value was exceeded in effluent samples from three WWTPs. Anti-androgenic effects were detected in most influent samples and in about 60 % of effluent samples, with lower removal efficiency compared to estrogenic and androgenic effects. Oxidative stress and AhR activity were detected in most samples, but levels were generally low, except for AhR activity in the receiving water of Nässjö WWTP, which had higher levels than the effluent, indicating an unknown source of AhR-active substances.

At the Henriksdal WWTP in Stockholm, membrane bioreactor (MBR) treatment consistently showed better removal of both estrogenic and androgenic effects compared to activated sludge, but the proposed guideline value for estrogenic effects was still exceeded. At the Kivik treatment plant, MBR treatment followed by filtration through granular activated carbon (GAC) was particularly effective, for some parameters already at the MBR stage. Pilot-scale ozone and GAC treatment at the Nollhaga treatment plant in Alingsås were generally more effective than filtration with biologically activated carbon (BAC), except for androgenic effects.

Genotoxicity was detected in both influent and effluent at most WWTPs. At Henriksdal, high genotoxic activity remained after MBR treatment, while the MBR process in Kivik effectively reduced this effect. Genotoxicity is a warning sign for potential DNA damage and should be followed up with source tracking or additional treatment.

The results of the project show that effect-based methods provide a more comprehensive basis for evaluating treatment efficiency and environmental impact than chemical analysis, as they capture both known and unknown substances as well as mixture effects missed by chemical analysis. These methods support optimisation of current treatment processes or when evaluating new treatment options.

Begrepp och förkortningar

Antagonistisk aktivitet	När ett ämne blockerar en cellreceptor och hindrar den från att aktiveras vilket dämpar eller stoppar den biologiska responsen.
Agonistisk aktivitet	När ett ämne aktiverar en cellreceptor och utlöser en biologisk respons, liknande kroppens egna signalämnen.
AhR	Arylhydrokarbonreceptor
AhR-aktivitet	Aktivering av Ah-receptorn genom att främmande ämnen (t.ex. miljögifter) binder till receptorn.
Androgen effekt	Biologisk effekt orsakad av ämnen som efterliknar manliga könshormoner och kan binda till androgenreceptorn.
Anti-androgen effekt	Biologisk effekt orsakad av ämnen som kan blockera androgenreceptorn.
AOP	Avancerad oxidation
AR	Androgenreceptor
BEQ	Bioekvivalent koncentration
DHT	Dihydrotestosteron
E1	Östron
E2	17- β -östradiol
EE2	17- α -etinylostradiol
EBT	Effektbaserat riktvärde, från eng. <i>effect-based trigger value</i>
ER	Östrogenreceptor, från eng. <i>estrogen receptor</i>
Genotoxicitet	Förmågan hos ett ämne eller en blandning av ämnen att skada cellers DNA vilket kan leda till mutationer eller andra genetiska förändringar. I effektbaserad analys mäts genotoxicitet för att upptäcka förekomst av ämnen som kan orsaka DNA-skador.
ISO	International Organization for Standardization
LOD	Detektionsgräns, från eng. <i>limit of detection</i>
MBR	Membranbioreaktor
MIE	<i>Molecular initiating event</i> – tidig biologisk effekt på cellnivå
Nrf2	<i>Nuclear transcription factor erythroid 2-related factor 2</i>
OECD	<i>Organisation for Economic Co-operation and Development</i>
OHF	Hydroxyflutamid
OMP	Organiska mikroföroreningar, från eng. <i>organic micropollutants</i>
Oxidativ stress	Biologisk effekt som uppkommer vid överskott av reaktiva syreradikaler.
REF	Relativ koncentreringsgrad, från eng. <i>relative enrichment factor</i>
tBHQ	Tert-butylhydrokinon
TCDD	2,3,7,8-tetraklordibenso-p-dioxin
Östrogen effekt	Biologisk effekt orsakad av ämnen som efterliknar kvinnliga könshormoner och kan binda till östrogenreceptorn.

1 Introduktion

1.1 Bakgrund

Tiotusentals kemikalier är i dagligt bruk och det finns t.ex. mer än tusen olika aktiva läkemedelssubstanser som används i Sverige. Många av dessa ämnen hamnar i våra avloppsvatten, och eftersom konventionella avloppsreningsverk främst är designade för att ta bort näringsämnen och mikroorganismer behöver många kompletteras med nya reningsprocesser för att även kunna ta bort mikroföroreningar.

Organiska mikroföroreningar (på engelska *organic micropollutants*, OMP) är till exempel läkemedelsrester, industrikemikalier och kemikalier i hygienprodukter och kosmetika. De är ett alltmer uppmärksammat problem i avloppsvatten. I det nyligen uppdaterade avloppsdirektivet (EU 2024/3019) finns omfattande krav på mätning och rening av mikroföroreningar. Under framtagandet av det reviderade direktivet påpekade många remissinstanser att mätningarna borde inriktas på de mest relevanta ämnena och problemen. I direktivet omnämns biologiska effektbaserade metoder som ett lämpligt verktyg för att identifiera och bedöma risker i avloppsvatten:

”För att skydda miljön och människors hälsa bör medlemsstaterna identifiera och bedöma de risker som uppstår i samband med förvaltning av avloppsvatten. Riskbedömningen skulle kunna inbegripa en bred kemisk screening, inbegripet kemiska blandningar, biologiska effektbaserade metoder, eller båda, för att identifiera ämnen som ger anledning till oro för bland annat vattenlevande organismer eller för kvaliteten på dricksvatten eller badvatten.” (EU 2024/3019)

I ett förslag till revidering av ramdirektivet för vatten, prioämnesdirektivet (miljökvalitetsnormsdirektivet) och grundvattendirektivet (COM (2022) 540 final) föreslår man dessutom att det ska bli ett krav att använda effektbaserade metoder för att mäta förekomsten av östrogena ämnen i ytvatten. Revideringen inkluderar även en rekommendation om att effektbaserade metoder ska användas för att få en bättre riskhantering av blandningar av kemiska ämnen.

I artikel 8 i det nya avloppsdirektivet finns ett generellt krav att kvartär/avancerad rening ska införas på reningsverk i tätbebyggelser med $\geq 150\,000$ pe och reningsverk i tätbebyggelser med $\geq 10\,000$ pe där mikroföroreningar från reningsverk utgör en risk. De processer som främst är aktuella för rening av mikroföroreningar är oxidation (ozonering eller avancerade oxidationsprocesser, AOP) och aktivt kol. Men då dessa reningssteg förbrukar mycket energi under drift eller vid produktion eller regenerering av aktivt kol så kan klimatavtrycket minskas om de endast används där det blir av nytta för mottagande recipient. Det är också viktigt att säkerställa att toxiska omvandlingsprodukter eller metaboliter inte bildas under reningen. För att kunna bedöma påverkan på recipienter från avloppsreningsverk och behovet av kompletterande rening behövs det heltäckande och känsliga analysmetoder för att komplettera de riktade kemiska analyser som i dag utförs på ett fåtal kända ämnen.

1.2 En ny strategi: biologiska effektbaserade metoder

Inom forskning har man under senare år utvecklat en ny strategi för att mäta förekomsten av hälso- och miljöfarliga kemiska ämnen i vatten. Strategin baseras på mätning av skadliga biologiska effekter med så kallade effektbaserade metoder i odlade celler (*in vitro*) (Escher et al. 2014; Rosenmai et al. 2018; Brack et al. 2019; Escher et al. 2021;

Robitaille et al. 2022; Enault et al. 2023; Lundqvist et al. 2024). Biologiska effekter av organiska mikroföroreningar kan vara bland annat hormonstörande effekter som kan påverka t.ex. reproduktionen, DNA-skador och akut giftighet i exempelvis fiskceller.

Dessa metoder utgör ett resurseffektivt komplement till traditionell kemisk analys för att mäta t.ex. hormonstörande eller genotoxiska effekter från *hela den komplexa blandningen av kemiska föroreningar i vatten* – såväl kända som okända ämnen, och blandningseffekter. Metoderna har använts inom forskning under de senaste decennierna och applikationen för regelmässig övervakning av effekter från organiska mikroföroreningar ökar alltmer (Global Water Research Coalition 2023), bland annat i Kalifornien vid återanvändning av avloppsvatten för dricksvattenproduktion (California EPA 2019).

Det har visats i ett flertal studier att de kemiska föroreningar vi vanligtvis mäter bara står för en liten del av de toxiska effekter som kan uppmätas med biologisk effektbaserad analys och att upp till 99 % kommer från okända ämnen, ämnen som är under den kemiska detektionsgränsen eller från blandningseffekter (t.ex. Escher et al. 2013; Tang et al. 2014; Neale et al. 2017; Touseva et al. 2017; Neale et al. 2020; Holm & Önnby 2022; Hommel et al. 2025). Undantaget är östrogena effekter, där en stor del troligen kan förklaras av naturliga östrogena ämnen. Östrogena ämnen påverkar vattenlevande organismer genom t.ex. feminisering av hanfisk och reproduktionsstörningar. Dock så är detektionsgränserna vid kemisk analys ofta inte tillräckligt låga för att mäta de östrogena ämnena. Man riskerar alltså att missa den största delen av de skadliga ämnena och effekterna om man bara förlitar sig på kemisk analys.

För att få en heltäckande bild av förekomsten av miljö- och hälsofarliga kemiska ämnen i avloppsvatten, bedöma påverkan på recipienter och behov av ytterligare rening behöver den kemiska analys som görs i dag kompletteras med biologiska effektbaserade metoder.

1.3 Syfte, mål och metod

Inom detta projekt har effektbaserade metoder använts för att mäta olika biologiska effekter från organiska mikroföroreningar på avloppsreningsverk och i recipienter. Vattenprover samlades in från fyra avloppsreningsverk vid fyra tillfällen under år 2024 och analyserades med olika effektbaserade metoder, relevanta för miljö och hälsa. För ett ytterligare avloppsreningsverk togs de flesta proverna under våren 2025. Därutöver har data från tidigare mätningar på två av avloppsreningsverken samt mätningar från ytterligare två reningsverk inkluderats i projektet där analyserna genomförts under 2021–2023.

Syfte: Att tillämpa biologiska effektbaserade metoder för en mer heltäckande vattenkvalitetsanalys genom att mäta olika specifika totaleffekter av organiska mikroföroreningar i inkommande avloppsvatten, reningseffektiviteten i avloppsreningsverk, samt eventuell påverkan från det renade avloppsvattnet på mottagande sjöar, vattendrag eller kustvatten.

Mål: Att identifiera om det förekommer tidigare okända kemiska risker i avloppsvatten och recipienter.

Metod: Ett års studie med kvartalsvis provtagning och effektbaserad analys av inkommande avloppsvatten, utgående renat avloppsvatten samt uppströms och nedströms utsläppspunkt i recipient.

1.4 Projektorganisation

Arbetsgrupp

Projektledare: Elin Lavonen, BioCell Analytica

Käppalaförbundet: Sofia Bramstedt och Jonas Grundestam

Stockholm Vatten och Avfall (SVOA): Katja Närhi och Sara Nilsson

Alingsås kommun, VA-avdelningen: Staffan Kaltin och Amanda Carlund

Österlen VA: Mathilda Busck och Erika Wikdahl samt Petter Lind, Envidan

Nässjö Affärsverk AB: Åsa Stenvall samt Victor Kårelid, Sweco

Västvatten: Linda Nilsson samt Victor Kårelid, Sweco

Kungsbacka kommun: Sebastian Engström och Olivia Larsson samt Jonatan Flodin, Envidan

Referensgrupp

Anna Wemming, miljöanalytiker miljögifter, Länsstyrelsen Dalarna

Susanne Tumlin, utvecklingsansvarig, Gryaab AB

Ulrika Lindberg, projektchef VA, Vakin

Fredrik Davidsson, avdelningschef och uppströmsansvarig, Gryaab AB

Agneta Oskarsson, professor emerita i livsmedelstoxikologi, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU)

2 Metoder – provtagningar och analyser

2.1 Deltagande avloppsreningsverk och provpunkter

En översikt för reningsprocesser, typ av inkommande avloppsvatten, storleken på reningsverken m.m. finns i Tabell 2.1 medan provtagningspunkter beskrivs i texten nedan.

De VA-organisationer och reningsverk som deltog i projektet var:

- Alingsås kommun – Nolhaga reningsverk
- Käppalaförbundet – Käppalaverket
- Stockholm Vatten och Avfall (SVOA) – Henriksdals reningsverk
- Kungsbacka kommun – Hammargårds reningsverk
- Österlen VA – Kivik reningsverk
- Uddevalla kommun/Västvatten – Skansverket
- Nässjö Affärsverk AB (NAV) – Nässjö avloppsreningsverk

På Nolhaga reningsverk, Käppalaverket, Henriksdals reningsverk och Hammargårds reningsverk gjordes provtagning på inkommande avloppsvatten, utgående renat avloppsvatten samt uppströms och nedströms i recipient vid fyra tillfällen under 2024. Prov från avloppsreningsverken togs i regel som dygnsprov medan stickprov samlades in från recipienterna. Även data från tidigare utförda analyser togs med i projektet vilket inkluderar pilotförsök med ozon och filtrering med granulerat och biologiskt aktivt kol (GAK och BAK) för läkemedelsrening (Alingsås 2021) samt mätningar i det fullskaliga Käppalaverket (2022–2023).

Pilotförsöken på Nolhaga reningsverk utfördes i två olika behandlingslinjer som matades med utgående renat avloppsvatten från det fullskaliga verket. Pilotlinjerna var designade med olika förutsättningar som gör att det inte går att jämföra de två alternativen direkt. Behandlingslinjen med ozon och GAK-filtrering föregicks av ett sandfilter medan BAK-filtret inte hade någon förbehandling. Flödet genom ozon- och GAK-linjen var dessutom hälften jämfört med BAK-filtret vilket innebär att kontakttiden i GAK-filtret var dubbelt så hög som för BAK-filtret.

På Henriksdals avloppsreningsverk (ARV) finns två olika typer av parallella reningsprocesser – en med konventionell rening (aktivt slam) och en med membranbioreaktor (MBR). Båda dessa har provtagits för att kunna jämföra reningseffektiviteten med de olika teknikerna.

Provtagning på Kivik reningsverk gjordes på inkommande avloppsvatten, efter rening med MBR (inkommande till GAK) samt efter GAK-filtrering. Österlen VA har applicerat fullskalig avancerad rening på tre avloppsreningsverk sedan 2015 och har som målsättning att det renade vattnet ska kunna återanvändas vid t.ex. bevattning. Inom detta projekt används resultaten från Kivik reningsverk för att demonstrera hur avancerad rening kan förbättra kvaliteten på renat avloppsvatten.

Uddevalla och Nässjö deltog i projektet med data från tidigare utförda analyser av inkommande (endast för Uddevalla) och utgående renat avloppsvatten, samt nedströms i recipient vid fyra tillfällen 2022–2023.

Organisation:	Stockholm Vatten och Avfall (SVOA)	Kungsbacka kommun	Käppala-förbundet	Alingsås kommun	Österlen VA	Nässjö affärsverk AB	Västvatten (Uddevalla)
Avloppsreningsverk, namn	Henriksdalsverket	Hammargårds reningsverk	Käppalaverket	Nolhaga reningsverk	Kivik reningsverk	Nässjö avloppsverk	Skansverket
Storlek (pe)	921 000	52 000	507 000 (år 2023)	Ca 30 000, men tillstånd för 77 000	7500	25 000	52 857
Typ av inkommande avloppsvatten	Domineras av hushållsspillvatten och tillskottsvatten med en låg industribelastning	Främst hushållsspillvatten, endast mindre industrier anslutna	Kommunalt avloppsvatten	60–65 % hushåll el. motsvarande 5–7 % verksamheter 3 % lakvatten från deponi 25–30 % tillskottsvatten	100 % hushållsavlopp	Hushållsavlopp, några industrier samt ett lakvatten	Kommunalt avloppsvatten
Reningsprocess	Konventionell aktivslam med järnfällning av fosfor (grovrening, försedimentering, aktivslam, eftersedimentering, sandfilter) och MBR i en linje (grovrening, försedimentering, MBR)	Aktivslam med biologisk fosforrening	Konventionell aktivslam med järnfällning av fosfor	Konventionell rening av BOD, fosfor och kväve: Rensgaller, sandfång, försedimentering, fördenitrifiering i MBBR, nitrifikation i biobäddar, efterdenitrifiering i MBBR, kemisk fosforavskiljning, slutsedimentering	Mekanisk grovrens + primärslamsuttag, MBR + aktiva kolfilter	Två linjer, varav en biobädd och en aktivslam. Avslutande lamellsedimentering med fällning/flockning.	Aktivslamprocess med biologisk fosforrening. Efterfällning av fosfor med aluminium vid behov.
Recipient, namn	Saltsjön	Kungsbackaån	Askrikefjärden	Säveån (strax innan dess utlopp i Mjörn)	Hanöbukten, Östersjön	Nässjöån	Bäveån (som mynnar ut i Byfjorden)
Typ av recipient (inland/kust)	Kust	Inland, nära åns mynning till Kungsbackafjorden	Kust	Inland	Kust	Inland	Inland
Spädningsfaktor i recipient	Uppgift saknas	Medel 2010–2022: 38 ggr	Ca 166	Medelvärde ca 85 ggr	Uppgift saknas	Ca 0,7 ggr vid medelvattenföring	Medelvärde: 16,7 ggr
Används recipienten för dricksvattenproduktion?	Nej	Nej	Nej	Nej (Mjörn utreds dock som framtida dricksvattentäkt för regionen)	Nej	Nej	Nej
Eventuella övriga upplysningar		Reningsverket ska inom de närmsta åren byggas ut till 70 000 pe. En läkemedelsrening finns med som en option, förmodligen kommer en yta att lämnas för en ev. framtida anläggning.		En total om- och nybyggnation av reningsverket har påbörjats med preliminärt färdigställande år 2032. Det nya reningsverket dimensioneras för 57 000 pe och förbereds för att kunna införa extra reningssteg för avancerad rening.	Planering för avledande till vattenkiosk för återanvändning pågår		

Tabell 2.1

Deltagande VA-organisationer och avloppsreningsverk, deras storlek, reningsprocess och typ av avloppsvatten som renas samt information om recipienterna som mottar de olika renade avloppsvatten.

2.2 Biologiska effektbaserade analyser

Genom att använda ett testbatteri av olika effektbaserade parametrar så möjliggörs mätningar av biologiska effekter från olika typer av ämnen och blandningar.

Hormonstörande effekter kan ha negativ påverkan på bland annat reproduktion. De mäts genom mätning av:

- Aktivering av cellernas östrogenreceptor (ER)
- Aktivering eller hämning av cellernas androgenreceptor (AR).

Den allmänna föroreningsbelastningen kan mätas genom så kallade miljösensorer. Dessa utgörs av receptorer eller markörer som aktiveras av många olika toxiska ämnen. I detta projekt representeras dessa av följande effekter:

- Blockering av androgenreceptorn (anti-AR)
- Aktivering av arylhydrokarbonreceptorn (AhR)
- Oxidativ stress (aktivering av Nrf2).

Ytterligare två toxiska effekter har mätts:

- Genotoxicitet (mätning med mikrokärntest)
- Akut toxicitet i fiskceller.

De biologiska effekter som har analyserats inom detta projekt beskrivs i mer detalj nedan medan tekniska detaljer kring analyserna finns sammanfattade i Tabell 2.2.

Hormonstörande effekter

Ämnen kan aktivera (agonistisk aktivitet) eller blockera (antagonistisk aktivitet) östrogen- och androgenreceptorn (ER och AR). Könshormoner, såsom östrogener och androgener, har många viktiga fysiologiska funktioner förutom för reproduktionen också för hjärt-kärlsystemet, immunsystemet, muskulära systemet och nervsystemet. Dessa viktiga fysiologiska funktioner kan påverkas av ämnen med hormonstörande effekt. Exempel på kemiska föroreningar i vatten som påverkar könshormonreceptorer är naturliga könshormoner, p-piller, läkemedel vid bröst- och prostatacancer, men även t.ex. växtbaserade isoflavoner (så kallade fytoöstrogener) och vissa plastkemikalier.

Anti-androgen aktivitet är en hormonstörande effekt men då den aktiveras av många olika ämnen klassas den som en miljösensor.

Miljösensorer – mått på allmän föroreningsbelastning

AhR-aktivitet

Arylhydrokarbon-receptorn (AhR) är en bra miljösensor därför att den aktiveras av många toxiska ämnen, såsom halogenerade organiska miljöföroreningar, polycykliska aromatiska kolväten, vissa pesticider och läkemedel, och naturligt förekommande ämnen som indoler, stilbener och metaboliter av tryptofan. AhR kallas även för dioxin-receptorn. Vid aktivering induceras metaboliserande enzym (bl.a. cytokrom P450-enzym) och effekten av AhR-aktivering kallas ofta metabolisk aktivering. AhR har många olika fysiologiska funktioner och aktiveras av både kroppsegna och främmande kemiska ämnen. Viktiga funktioner där AhR ingår är vid utveckling av olika organsystem och vid reglering av inflammatoriska reaktioner.

Oxidativ stress (aktivering av Nrf2)

Liksom AhR-aktivitet är oxidativ stress en bra miljösensor, som aktiveras av många toxiska ämnen, till exempel organiska miljögifter, pesticider och naturliga ämnen. Oxidativ stress beror på att reaktiva syreradikaler bildats i överskott. Det är en vanlig mekanism bakom olika typer av toxiska effekter, t.ex. inflammatoriska effekter, fosterskador och

cancer. En viktig faktor som reglerar cellernas försvarssystem vid oxidativ stress är Nrf2 (nuclear transcription factor erythroid 2-related factor 2). Vid induktion av oxidativ stress uppregleras Nrf2, vilket kan användas som markör vid bioanalys av vattenprovers innehåll av ämnen som orsakar oxidativ stress. Nrf2 induceras även av desinfektionsbiprodukter, som kan bildas vid vattenrening. Epidemiologiska studier har visat ett samband mellan exponering för desinfektionsbiprodukter och förekomst av vissa cancerformer (Villanueva et al.).

Ytterligare toxiska effekter
Genotoxisk aktivitet – mikrokärntest

Genotoxicitet eller DNA-skadande effekt är en allvarlig effekt som kräver omfattande testning och utredning vid registrering av till exempel bekämpningsmedel, livsmedelstillsatser och aromämnen. DNA-skada i kroppsceller kan leda till cancer och andra sjukdomar och till reproduktionsstörningar om det drabbar könsceller. Mätning av genotoxicitet har gjorts med mikrokärntest.

Akut toxicitet i odlade fiskceller

Akut toxicitet i fiskceller analyseras i icke koncentrerade vattenprover, vilket innebär att alla typer av föroreningar, inklusive oorganiska, ingår i provet. Akut toxicitet mäts i gälceller från regnbåge med tre olika parametrar. Akut toxicitet i cellerna har visat god överensstämmelse med toxicitet i fisk.

Tabell 2.2
Information om de
effektbaserade parametrar
som använts i detta projekt.

Parameter	Cellinje	Stimulant	Referenssubstans	Test för cytotoxicitet	Internationella riktlinjer*
Aktivering av östrogen-receptorn (ER)	T47D-ER	-	17β-östradiol (E2)	MTS	OECD 455
Aktivering av androgen-receptorn (AR)	AR-EcoScreen GR-KO M1	-	Dihydrotestosteron (DHT)	MTS	OECD 458
Blockering av androgen-receptorn (anti-AR)		DHT	Hydroxyflutamid (OHF)	MTS	OECD 458
Aktivering av arylhydro-karbonreceptorn (AhR)	DR-EcoScreen	-	2,3,7,8-tetraklor-dibenso- <i>p</i> -dioxin (TCDD)	MTS	
Oxidativ stress (aktivering av Nrf2)	MCF7 AREc32	-	Tert-butylhydrokinon (tBHQ)	MTS	
Genotoxicitet (mikrokärntest)	TK-6	-	Mitomycin C	EMA+	OECD 487
Akut toxicitet i fiskceller	RTgill_W1		3,4-dikloranilin	resazurin, CFDA-AM, neutralrött	ISO:21115

*Testerna har utförts med mindre modifikationer från de angivna internationella riktlinjerna. Utförliga beskrivningar finns i Supporting Information till Lundqvist et al. 2024.

2.3 Hur resultaten redovisas

För de flesta effektparametrar redovisas resultaten som bioekvivalenta koncentrationer av en referenssubstans t.ex. nanogram (ng) östradiol(E2)-ekvivalenter/liter (ng E2-ekv/liter). Den bioekvivalenta koncentrationen är den koncentration av en referenssubstans (t.ex. E2), som skulle ge samma biologiska effekt som provet. Samtliga referenssubstanser finns angivna i Tabell 2.2.

Akut toxicitet utvärderas främst binärt; är provet akut toxiskt eller inte, och redovisas som JA (akut toxiskt) eller NEJ (ej akut toxiskt).

Vid det mikrokärntest som använts för att analysera genotoxicitet har proverna analyserats i olika relativa koncentreringsfaktorer (REF; från eng. *relative enrichment factor*)

där REF1 motsvarar ett ospätt prov. Prov analyseras vanligtvis upp till REF50 men om cytotoxicitet förekommer vid denna eller andra koncentreringsgrader utesluts dessa. Eftersom det både finns genotoxiska ämnen som är direktverkande och inte har en högsta säker dos, och de som har en indirekt mekanism (har en högsta säker dos) och man inte kan veta vilken typ av ämnen som har orsakat genotoxisk aktivitet i ett prov där komplexa blandningar förekommer utvärderas analysen oftast binärt som genotoxiskt (JA) eller ej genotoxiskt (NEJ). I analysen kan man dock även få ut andelen bildade mikrokärnor (MK) jämfört med den negativa kontroll som används i analysen. Prov som har mer än tre gånger fler bildade mikrokärnor jämfört med den negativa kontrollen klassas som genotoxiska. Detta indikerar DNA-skada, och ett högt positivt gensvar (särskilt vid låg REF) är en indikation på förekomsten av mer potenta genotoxiska ämnen. Man kan utgå från att en positiv mikrokärnrespons innebär en genotoxisk risk. I den akvatiska miljön riskerar DNA-skador främst leda till reproduktionsstörningar för fisk.

2.4 Tolkning av resultaten

Resultaten från effektbaserade analyser av hormonstörande effekter och miljösensorer kan tolkas genom jämförelser med riktvärden eller med tidigare analyserade vattenprover (historiska data).

Hormonstörande effekter orsakas främst av potenta naturliga hormoner och vissa läkemedel. Den tidiga effekt på cellnivå som mäts med effektbaserad analys är direkt relaterad till sluteffekten i olika organismer och därför finns föreslagna effektbaserade riktvärden.

Eftersom lagstiftande gränsvärden för effektbaserade parametrar inte har implementerats i Sverige ännu har riktvärden för östrogena effekter i inlands- respektive kustvatten tagits fram av BioCell Analytica, ett företag som har grundats av forskare på Sveriges lantbruksuniversitet (publicering planeras ske under 2026). Riktvärdena är baserade på miljökvalitetsnormerna (MKN) (HVMFS 2019:25) för de östrogena ämnena östradiol (E2) och etinylöstradiol (EE2) och det nya förslaget till MKN för östron (E1) i vattendirektivet. Värdena för E1 och EE2 har räknats om till östradiolekvivalenter baserat från deras potens relativt E2 och sedan summerats med MKN för E2 vilket resulterar i riktvärden på 0,7 ng E2-ekv/liter för inlandsvatten och 0,1 ng E2-ekv/liter för kustvatten.

BioCell Analytica har även tagit fram ett riktvärde för androgena effekter i ytvatten på 0,4 ng DHT-ekv/liter (publicering planeras ske under 2026) genom att kombinera toxicitetsdata för androgena ämnen i fisk och samma ämnens androgena aktivitet i den effektbaserade metod som används.

Effekter som mäts med *miljösensorer* orsakas av ett stort antal och olika typer av ämnen med olika toxikologiska mekanismer som kan ge olika sluteffekter på organismer men som har en gemensam tidig effekt på cellnivå. Toxikologiskt grundade riktvärden kan därför inte fastställas, utan resultat från dessa parametrar används för att mäta den allmänna föroreningsbelastningen och om denna förändras över tid samt för att identifiera tidpunkter med hög belastning som kan kopplas till särskilda händelser.

För de parametrar och vattentyper där det finns riktvärden delas resultaten in i fem klasser från under detektionsgräns (<LOD, *limit of detection*) upp till överskridande av ett riktvärde (Tabell 2.3).

Jämförelse med historiska data visar hur effekten i de egna vattenproverna förhåller sig till andra motsvarande prover i Sverige, analyserade på samma sätt. För de parametrar och vattentyper som jämförs med historiska data delas resultaten in i fem klasser från under detektionsgräns (<LOD) upp till högre än 90:e percentilen i historiska data för vattentypen (Tabell 2.3).

Klass	Historiska data	Riktvärde
1	<LOD	<LOD
2	>LOD till 25-percentil	>LOD till 25 % av riktvärde
3	25- till 75-percentil	25-75 % av riktvärde
4	75- till 90-percentil	75 % av riktvärde upp till riktvärde
5	>90-percentil	>riktvärde

Tabell 2.3

Klassificeringssystem som används vid tolkning av vattenprover.

Historiska data

Mätningar som utförts av BioCell Analytica i prov från svenska avloppsreningsverk på inkommande orenat avloppsvatten och utgående renat vatten, samt prov tagna nedströms i recipienter till avloppsreningsverk har sammanställts som historiska data och används som jämförelse med uppmätta värden i denna rapport. I historiska data som används i denna rapport ingår ca 70 prov på inkommande orenat avloppsvatten, ca 100 prov på utgående renat vatten och ca 60 prov i recipienter.

Punkter för bedömning av resultaten från effektbaserad analys

Nedan följer en sammanställning kring hur man kan bedöma uppmätta värden från effektbaserad analys.

1. Kan vi detektera några effekter, vilka och hur frekvent?
2. För avloppsreningsverk där prov på inkommande och utgående vatten finns eller mellan specifika reningsprocesser: Vad är den övergripande eller processspecifika reningseffektiviteten? Är det några effekter som ökar vid reningen?
3. I avloppsrecipienter: Ökar några effekter vid jämförelse av mätningar uppströms och nedströms utsläppspunkten i recipient?
4. Jämför med historiska data - för samtliga parametrar men i synnerhet miljösensorer:
 - a. Detektionsfrekvens – andel aktiva prov (är det vanligt eller ovanligt att uppmäta effekten?)
 - b. Klassificering av uppmätta värden jämfört med historiska data enligt Tabell 2.3
5. Östrogenreceptor (ER) aktivitet:
 - a. Utgående renat vatten samt inlandsrecipienter: klassificering av uppmätta värden jämfört med riktvärde (Tabell 2.3) i inlandsvatten på 0,7 ng E2-ekv/liter (BioCell Analytica, 2025)
 - b. Utgående renat vatten samt kustvattenrecipienter: klassificering av uppmätta värden jämfört med riktvärde (Tabell 2.3) i kustvatten på 0,1 ng E2-ekv/liter (BioCell Analytica, 2025)
6. Androgenreceptor (AR) aktivitet:
 - a. Riktvärde för miljö: 0,4 ng DHT-ekv/liter (BioCell Analytica, 2025)
7. Genotoxicitet: Bedöms främst binärt, som JA/NEJ. Genotoxicitet är en potentiellt väldigt allvarlig effekt. För människa kan DNA-skada i kroppsceller leda till cancer. I den akvatiska miljön riskerar DNA-skador främst leda till reproduktionsstörningar för fisk.
8. Akut toxicitet i fiskceller: Bedöms binärt, som JA/NEJ. Om någon av de tre analyserade parametrarna indikerar akut toxicitet så klassas provet som akuttoxiskt. Akut toxicitet i fiskceller har visats ha god överensstämmelse med toxicitet i fisk.

2.5 Beräkningar

Medel- och medianvärden har beräknats från prov där aktivitet har uppmätts; prov under detektionsgräns har ej inkluderats.

Den övergripande reningseffektiviteten beräknades för de avloppsreningsverk där både inkommande orenat och utgående renat avloppsvatten provtogs och processspecifik

reningseffektivitet där prover tagits före och efter specifika reningsprocesser enligt:

$$\text{Reningseffektivitet (\%)} = \frac{(\text{Effekt i inkommande} - \text{effekt i utgående})}{\text{Effekt i inkommande}} \times 100$$

Positiv reningseffektivitet visar således borttagning medan negativ indikerar ökning under rening. Om inkommande vatten haft en mätbar effekt medan motsvarande utgående vatten var under detektionsgräns har detektionsgränsen använts vid beräkningen och reningseffektiviteten anges då som "≥".

Eventuella öknings i uppmätta effekter nedströms utsläppspunkten för renat avloppsvatten i recipient beräknades enligt:

$$\text{Skillnad (\%)} = \frac{(\text{Effekt nedströms} - \text{effekt uppströms})}{\text{Effekt uppströms}} \times 100$$

Positiv skillnad visar således ökning nedströms utsläppspunkten medan negativ indikerar minskning jämfört med provtagningsspunkten uppströms. För de fall där ett av proven i ett uppströms/nedströms par varit under detektionsgräns har detektionsgränsen använts vid beräkningen och ökningen eller minskningen anges som "≥" eller "≤".

2.6 Kvalitetskontroll

Effektbaserad analys i odlade celler genomförs enligt standardiserade analysprotokoll. Där det finns analysprotokoll fastställda av t.ex. OECD eller ISO genomförs analyserna i enlighet med dessa protokoll, med vissa mindre tekniska justeringar. Ett vattenprov analyseras alltid vid flera olika koncentrationer och varje koncentration i flera tekniska replikat. Vid varje analystillfälle analyseras även en negativ kontroll (ett prov som säkert inte innehåller substanser som kan aktivera den aktuella toxicitetsparametern som analyseras) samt en referenssubstans (ett prov med bestämt innehåll av ett ämne som aktiverar den aktuella toxicitetsparametern). Dessa kontroller används för att säkerställa kvaliteten och tillförlitligheten i analysen.

Ett mått på analysnoggrannheten i effektbaserade analyser är hur exakt en bestämd koncentration av referenssubstansen kan beräknas i form av en bioekvivalent koncentration. För en acceptabel noggrannhet ska den uppmätta/beräknade koncentrationen vara ±30 % av den nominella (tillsatta) koncentrationen (Escher et al. 2021, kapitel 11). De reportergentester som används i denna studie har i representativa analyser kunnat fastställa en tillsatt koncentration av referenssubstansen med en avvikelse i spannet 8–20 %, det vill säga en hög analysnoggrannhet (accuracy).

Precisionen i analysen kan bedömas genom att utvärdera avvikelsen (CV) mellan mätvärdena för de tekniska replikaten i en analys (intra-assay precision) respektive avvikelsen mellan mätvärdena för referenssubstansen vid flera olika analystillfällen (inter-assay precision). CV för inter-assay precision och intra-assay precision bör båda vara <20 %. De analysmetoder som använts i denna studie har i representativa analyser uppvisat CV <20 % för såväl intra-assay precision som inter-assay precision.

3 Resultat och diskussion

Resultaten från mätningar med effektbaserad analys i inkommande orenat och utgående renat avloppsvatten, samt uppströms och nedströms i recipient redovisas först översiktligt och därefter enskilt för varje effektparameter. I sektionerna för de enskilda parametrarna diskuteras även reningseffektivitet för de två linjerna (aktivslam och MBR) vid Henriksdals reningsverk samt specifika processer vid pilotförsök på Nollhaga reningsverk (parallella linjer med ozon följt av GAK-filtrering jämfört med BAK-filtrering), och MBR följt av GAK-filtrering på Kiviks reningsverk.

3.1 Översiktliga resultat

I inkommande orenat avloppsvatten uppmättes östrogena effekter, AhR-aktivitet och oxidativ stress i samtliga prov medan effekter från androgena och anti-androgena ämnen detekterades i ca 90 % av proven (Tabell 3.1). Detta överensstämmer generellt väl med detektionsfrekvensen i historiska data förutom för anti-androgena ämnen där endast 67 % av de historiska proven haft mätbar aktivitet. Effekter från genotoxiska ämnen detekterades i nära 80 % av inkommande orenade avloppsvattenprov. Akuttoxicitet uppmättes endast i ett enskilt prov (Bilaga A, Tabell A.1).

Detektionsfrekvensen var lägre i utgående renat avloppsvatten jämfört med inkommande vatten för samtliga parametrar och visar på flera fall av rening till under detektionsgräns. Det var dock stora skillnader mellan de olika effekterna som analyserats. För östrogena effekter och AhR-aktivitet renades endast 5 respektive 8 % av proverna till under detektionsgräns vilket innebär att mätbara aktiviteter kvarstod i de allra flesta utgående vatten. Detta stämmer väl överens med historiska data där båda effekterna uppmätts i 97 % av utgående renade avloppsvatten. AR-aktivitet (från androgena ämnen) renades betydligt mer effektivt och endast en femtedel av de utgående renade avloppsvattenproverna hade mätbar aktivitet vilket är något lägre jämfört med historiska data där 27 % haft mätbara androgena effekter. Oxidativ stress och effekter från anti-androgena ämnen kunde uppmätas i 70 % respektive 58 % av de utgående vattenproverna vilket är jämförbart med historiska data. Genotoxicitet kvarstod i en majoritet av de analyserade renade avloppsvattnen medan ingen akuttoxicitet uppmättes.

I recipientproverna var AhR-aktivitet den vanligaste att uppmäta där detektionsfrekvensen var respektive 90 % och 86 % för proverna tagna upp- och nedströms utsläppspunkten av det utgående renade avloppsvattnet. Detta stämmer väl överens med historiska data. Även östrogena effekter uppmättes i en majoritet av recipientproverna (71 % totalt), dock betydligt fler uppströms (86 %) än nedströms (61 %). Detta är överlag lägre än historiska data för recipienter där 91 % av proverna haft mätbar ER-aktivitet och mer i linje med kategorin ytvatten där 63 % av proverna uppvisat östrogena effekter. Den högre detektionsfrekvensen för ER-aktivitet i prover uppströms avviker från övriga effekter som analyserats där prover tagna nedströms utsläppspunkterna hade högre andel aktiva prov. AR-aktivitet uppmättes endast i tre recipientprover, samtliga nedströms, vilket är i linje med historiska data. Oxidativ stress detekterades i ca en tredjedel av recipientproverna vilket är lägre än i historiska data där detektionsfrekvensen är närmare 50 % och mer i linje med ytvattenkategorin som har en detektionsfrekvens på 37 %. Anti-androgena effekter kunde uppmätas i ca en fjärdedel av uppströmsproverna och en tredjedel av de som togs nedströms utsläppspunkterna vilket är högre än historiska data för recipienter där 22 % av proverna haft mätbara anti-androgena effekter och betydligt högre än i den totala ytvattenkategorin där endast 14 % av analyserade prov haft anti-androgen aktivitet.

Typ av vatten	Antal prov (n)	ER-aktivitet	AR-aktivitet	Anti-AR	AhR-aktivitet	Oxidativ stress	Genotoxicitet	Akuttotoxicitet
Inkommande orenat avloppsvatten	28	100 % (28)	93 % (26)	89 % (25)	100 % (28)	100 % (28)	78 % (22)	4 % (1) n = 25
Utgående renat avloppsvatten	40	95 % (38)	20 % (8)	58 % (23)	93 % (37)	70 % (28)	73 % (27) n = 37	0 % (0) n = 25
Uppströms i recipient	21	86 % (18)	0 % (0)	24 % (5)	90 % (19)	33 % (7)	24 % (5)	24 % (5) n = 21
Nedströms i recipient	28	61 % (17)	11 % (3)	32 % (9)	86 % (24)	36 % (10)	36 % (10)	48 % (11) n = 23

3.2 Hormonstörande effekter

Östrogena effekter

Effekter från östrogena ämnen uppmättes i samtliga prov på inkommande orenat avloppsvatten, och de högsta enskilda nivåerna (klass 5, >90:e percentilen i historiska data) var i prov från Käppalaverket och Henriksdals reningsverk i mars 2024 (Tabell 3.2). De högsta median- och medeleffekterna var från Kiviks och Hammargårds reningsverk där medelvärdena var i klass 4. Lägst nivåer uppmättes på Skansverket i Uddevalla där det inkommande vattnet vid alla tre provtagningarna var i klass 3, dvs. <75:e percentilen jämfört med historiska data.

Tabell 3.1

Översiktlig detektionsfrekvens, dvs. andel aktiva prover, samt antal aktiva prover angivna inom parentes för olika effektbaserade parametrar i inkommande orenat avloppsvatten, utgående renat avloppsvatten samt i prover tagna i recipienter uppströms och nedströms utsläppspunkterna för de renade avloppsvattnen.

Inkommande orenat avloppsvatten								
ER-aktivitet (ng E2-ekv/liter)								
	ARV:	Henriksdal	Käppala	Nolhaga	Hammargård	Kivik	Uddevalla	Nässjö
2021	Juni			ea				
	Juli			ea				
	Aug			ea				
2022	Sept						125	
	Okt		35,8				103	
	Nov		68,2				71,9	ea
	Dec							ea
2023	Jan							ea
	Jan							ea
	Feb						ea	
	Mar		98,2					
	Maj		191					
2024	Mars	853	1 070	541	658			
	Juni	32,8	230	1,12	419			
	Sep	453	438	608	354			
	Okt					164		
	Dec	199	24,2	33,8	248			
2025	Feb					471		
	Mars					636		
	April					254		
	Maj					610		
	median	326	145	287	387	471	103	ea
	medel	384	269	296	420	427	100	ea
	n	4	8	4	4	5	3	0

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
---------	---------	---------	---------	---------

De utgående renade avloppsvatten har klassificerats mot riktvärdena för östrogena ämnen i inlands- och kustvatten på respektive 0,7 och 0,1 ng E2-ekv/liter, och i 86 % av proverna överskrids dessa riktvärden vilket innebär att dessa vatten riskerar påverka akvatiskt liv i recipienterna negativt. Detta till trots är det stora skillnader mellan de olika avloppsreningsverken där de lägsta effekterna uppmättes i renat vatten från Kiviks avloppsreningsverk där avancerad rening används (Tabell 3.3). Även i Uddevalla var effekter från östrogena ämnen relativt låga i det utgående vattnet jämfört med de andra avloppsreningsverken och i medeltal nära Kiviks reningsverk. De högsta effekterna uppmättes vid Nässjö reningsverk där det utgående vattnet hade nivåer som var upp till nästan 500 gånger högre än riktvärdet i recipient (inlandsvatten) vilket således motsvarar den teoretiska spädning som behövs i en opåverkad recipient för att riktvärdet inte ska överskridas. En lokal påverkan vid utsläppspunkten kan dock förekomma i samtliga fall där riktvärdet överskrids i det utgående vattnet, oavsett spädning nedströms.

Tabell 3.2

Östrogena effekter (östrogenreceptor(ER)-aktivitet) i inkommande orenat avloppsvatten. ea= ej analyserat. Klassning har gjorts mot historiska data för inkommande avloppsvatten till svenska avloppsreningsverk.

Utgående renat avloppsvatten									
ER-aktivitet (ng E2-ekv/liter)									
	ARV:	Henriksdal AS	Henriksdal MBR	Käppala	Nolhaga	Hammargård	Kivik	Uddevallå	Nässjö
2021	Jun				8,83				
	Jul				2,75				
	Aug				1,75				
2022	Sept							4,41	
	Okt			0,841				1,18	
	Nov			1,16				0,821	167
	Dec								129
2023	Jan								346
	Jan								153
	Feb							0,361	
	Mar			0,573					
	Maj			1,37					
2024	Mar	18,0	3,10	2,92	273	215			
	Jun	3,05	56,2	3,25	1,19	40,5			
	Sep	100	2,20	8,55	84,2	53,4			
	Okt						1,34		
	Dec	157	9,63	28,0	118	38,9			
2025	Feb						0,0991		
	Mars						0,889		
	April						<LOD		
	Maj						<LOD		
	median	69,5	17,8	5,83	70,0	87,0	0,776	1,69	199
	medel	59,0	6,37	2,15	8,83	47,0	0,889	1,00	160
	n	4	4	8	7	4	5	4	4
	Recipient	Kust	Kust	Kust	Inland	Inland	Kust	Inland	Inland
	Riktvärde (ng E2-ekv/liter)	0,1			0,7		0,1	0,7	
	Minsta teoretiska spädning för att ej överskrida riktvärde	1570	562	280	390	307	13	6	494

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
---------	---------	---------	---------	---------

Tabell 3.3

Östrogena effekter (östrogenreceptor(ER)-aktivitet) i utgående renat avloppsvatten. <LOD = under detektionsgräns. Klassning har gjorts mot riktvärde för östrogena effekter i ytvatten. Den minsta spädningen som krävs för att ej överskrida riktvärdet har beräknats genom att dela det högsta uppmätta värdet med riktvärdet.

Östrogena effekter är vanligt att uppmäta i kommunala avloppsvatten, främst på grund av förekomsten av naturliga könshormoner (17 β -östradiol och östron) och syntetiska hormoner såsom 17 α -etinylostradiol som används i p-pillar. Det finns även kända industrikemikalier med östrogena egenskaper, t.ex. nonylfenol och bisfenol A, som dock har betydligt lägre östrogen potens. Östrogena ämnen påverkar vattenlevande organismer genom t.ex. feminisering av hanfisk och reproduktionsstörningar och på en större skala ekosystemeffekter som förändrade art- och könssammansättningar i fiskpopulationer och påverkan på näringsvävar och ekologisk balans genom att reproduktionen störs i nyckelarter (t.ex. OECD 2023).

Det är vanligt att effekter från östrogena ämnen renas relativt väl redan med konventionell avloppsrening vilket exemplifieras i en studie av Holm och Önnby (2022) där sex

avloppsreningsverk studerades och den genomsnittliga reningseffektiviteten var $84 \pm 23 \%$ ($n = 13$) och i en tidigare studie av fem avloppsreningsverk i Sverige (Lundqvist et al. 2019) där reduktionen av östrogena effekter var $>75 \%$ på samtliga verk och $>90 \%$ för fyra av fem. Inom detta projekt var spridningen i reningseffektivitet större än i de tidigare studierna med en medelrening på $68 \pm 70 \%$ ($n = 32$). Som median var reningen betydligt högre på 98% .

De högsta och jämnaste reningseffektiviteterna beräknades för Kiviks reningsverk (Tabell 3.4) och i Uddevalla som även hade de lägsta aktiviteterna i utgående vatten (Tabell 3.3). Även på Käppalaverket var reningen överlag god med $\geq 98 \%$ reduktion vid sju av åtta provtagningstillfällen samt i Henriksdalsverkets MBR-linje med $\geq 95 \%$ reduktion vid tre av fyra provtagningar. På Henriksdalsverket gav MBR-linjen högre renings-effektivitet än aktivslam-linjen vid tre av fyra provtagningstillfällen. På Hammargårds reningsverk i Kungsbacka var den procentuella minskningen av östrogena effekter något lägre, $67\text{--}90 \%$. Den lägsta reningseffektiviteten och största variationen var vid Nollhaga reningsverk med ökning på upp till ca 250% till som mest 86% rening vid ett enskilt tillfälle. Skillnader i reningseffektivitet mellan (och i vissa fall inom samma) reningsverk kan uppkomma från olika reningsprocesser, olika uppehållstider eller doser eller från skillnader eller variationer i vilka östrogena ämnen som förekommer i det inkommande avloppsvattnet. En förklaring till högre östrogena effekter efter rening kan vara förekomst av inaktiva östrogen-konjugat, som utsöndras med urin, och som kan dekonjugeras, och därmed aktiveras, av bakterier vid avloppsrening (Griffith et al. 2014).

Tabell 3.4

Procentuell borttagning (positiva siffror) eller ökning (negativa siffror/negativ borttagning) av östrogena effekter (östrogenreceptor(ER)-aktivitet) från inkommande orenat till utgående renat avloppsvatten. Minskningen har färggraderats från 0% (orange) till 100% (mörkgrön). I de fall endast utgående vatten provtagits har ingen reningseffektivitet beräknats (ink. ea = inkommande vatten ej analyserat).

ER-aktivitet, % minskning									
	ARV:	Henriksdal AS	Henriksdal MBR	Käppala	Nollhaga	Hammargård	Kivik	Uddevalla	Nässjö
2021	Jun				ink. ea				
	Jul				ink. ea				
	Aug				ink. ea				
2022	Sept							96 %	
	Okt			98 %				99 %	
	Nov			98 %				99 %	ink. ea
	Dec								ink. ea
2023	Jan								ink. ea
	Jan								ink. ea
	Feb							ink. ea	
	Mar			99 %					
	Maj			99 %					
2024	Mar	98 %	100 %	100 %	50 %	67 %			
	Jun	91 %	-71 %	99 %	-6 %	90 %			
	Sep	78 %	100 %	98 %	86 %	85 %			
	Okt						99 %		
	Dec	21 %	95 %	-16 %	-249 %	84 %			
2025	Feb						100 %		
	Mars						100 %		
	April						$\geq 100 \%^*$		
	Maj						$\geq 99,99 \%^*$		
	median	84 %	97 %	98 %	22 %	85 %	100 %	99 %	-
	medel	72 %	56 %	84 %	-30 %	82 %	100 %	98 %	-
	n (par)	4	4	8	4	4	5	3	0

*Minskningen har beräknats med detektionsgränsen för utgående vatten

På Kiviks reningsverk där prover togs både efter MBR och efter GAK-filtrering (utgående) kunde dessa två reningsprocesser utvärderas separat och redan med MBR minskade östrogena effekter med 97–99,8 % och med GAK ytterligare 74 % till ≥99 % (Tabell 3.5). Detta indikerar att MBR kan ge en hög och stabil reduktion av östrogena ämnen och att GAK ytterligare kan förbättra reningen avsevärt. Detta till trots så över-skred östrogena effekter i det renade vattnet det föreslagna riktvärdet i kustvatten på 0,1 ng E2-ekv/liter vid två av fem provtagningar.

De pilotförsök som utfördes i Alingsås 2021 gör det möjligt att undersöka två olika alternativ för ytterligare rening av det utgående vattnet från Nohaga avloppsreningsverk: BAK-filtrering samt kombinationen ozonering och GAK-filtrering (Tabell 3.6). Det bör dock noteras att en direkt jämförelse mellan de två alternativen inte är möjlig till följd av de olika förutsättningarna i de två linjerna som beskrivs i avsnitt 2.1. Med BAK minskade östrogena effekter vid samtliga provtagningar, med 51–87 %. Dock var nivåerna i det BAK-filtrerade vattnet fortsatt över det föreslagna riktvärdet för inlandsvatten på 0,7 ng E2-ekv/liter. Ozon och GAK-filtrering producerade ett vatten med lägre östrogena effekter än vid BAK-filtrering vid samtliga tre provtagningar, och minskningen från det utgående renade vattnet från Nohaga var 88–99 %. Vid två av tre provtagningstillfällen var de östrogena effekterna i det renade vattnet lägre än det föreslagna riktvärdet för inlandsvatten på 0,7 ng E2-ekv/liter.

ER-aktivitet (ng E2-ekv/liter)	2024				
	Okt	Feb	Mars	April	Maj
Inkommande	164	471	636	254	610
MBR	5,19	2,23	6,12	0,750	0,979
Utg (GAK)	1,34	0,0991	0,889	<LOD	<LOD
% minskning					
MBR	97 %	99,5 %	99,0 %	99,7 %	99,8 %
GAK	74 %	96 %	85 %	≥99 %*	≥94 %*

*Minskningen har beräknats med detektionsgränsen för utgående vatten

ER-aktivitet (ng E2-ekv/liter)	2021		
	Juni	Juli	Aug
Ink. pilot (utg. ARV)	8,83	2,75	1,75
Linje 1: BAK	1,16	0,706	0,849
Linje 2: Ozon + GAK	1,02	0,0193	0,00450
% minskning			
BAK	87 %	74 %	51 %
Ozon + GAK	88 %	99 %	99,7 %

I recipienterna hade vattnen uppströms utsläppspunkterna i de allra flesta fall redan så höga nivåer av östrogena effekter att riktvärdena för kust- och inlandsvatten överskreds (Tabell 3.7). Även nedströms utsläppspunkterna överskreds riktvärdena, dock gick det inte att se någon systematisk ökning som går att härleda till utsläpp av det renade avloppsvattnet. Den enda recipient som hade östrogena effekter som var under riktvärdet vid samtliga provtagningar var i Uddevalla. Särskilt nämnvärt är de höga nivåer som uppmättes i Nässjös recipient där riktvärdet för inlandsvatten överskreds upp till 48 gånger. I Nässjö togs inga uppströmsprover och det går därför inte att säkert koppla de höga nivåerna i recipienten till utsläpp av renat avloppsvatten, dock så är de avvikande höga ER-aktiviteterna i Nässjös utgående renade avloppsvatten en indikation

Tabell 3.5

Östrogena effekter (östrogenreceptor(ER)-aktivitet) i prov tagna från Kiviks reningsverk samt stegvis procentuell borttagning beräknad från inkommande orenat avloppsvatten, efter rening med membranbioreaktor (MBR) samt i utgående renat vatten, efter GAK-filtrering (Utg (GAK)). Det inkommande vattnet har klassificerats mot historiska data för inkommande avloppsvatten till svenska avloppsreningsverk och det utgående (GAK) mot riktvärdet för kustvatten på 0,1 ng E2-ekv/liter.

Tabell 3.6

Östrogena effekter (östrogenreceptor(ER)-aktivitet) och procentuell borttagning vid pilotskalig rening av utgående renat avloppsvatten från Nohaga reningsverk i två olika parallella behandlingslinjer: en med biologiskt aktivt kolfilter (BAK) och en med ozonering och filtrering med granulerat aktivt kol (GAK). Klassning har gjorts mot riktvärdet för inlandsvatten på 0,7 ng E2-ekv/liter.

på att så ändå är fallet. För att minska de höga nivåerna av östrogena ämnen i Nässjös recipient bör man utreda bidraget från avloppsreningsverket till recipienten, möjligheter till optimering av nuvarande rening och eventuellt behov av nya reningstekniker genom fortsatt provtagning av inkommande och utgående vatten samt uppströms och nedströms i recipient.

Recipient ER-aktivitet (ng E2-ekv/liter)																	
	ARV:	Henriksdal			Käppala			Nolhaga			Hammargård			Uddevalla			Nässjö
	Recipient:	Upp	Ned	%	Upp	Ned	%	Upp	Ned	%	Upp	Ned	%	Upp	Ned	%	Ned
2022	Sept														0,181		
	Okt				0,125	0,179	43%							0,129	0,353	174%	
	Nov				0,305	0,327	7%								0,279		
	Nov														0,137		24,5
	Dec																33,6
2023	Jan																11,7
	Jan																2,25
	Mar				0,211	0,0347	-84%										
	April				0,454	0,471	4%										
2024	Mar	2,270	1,340	-41%	3,06	2,15	-30%	1,71	1,93	13%	1,54	2,18	42%				
	Jun	0,659	1,299	97%	0,465	0,855	84%	1,53	0,135	-91%	2,61	2,38	-9%				
	Sep	1,280	0,559	-56%	0,446	0,306	-31%	1,12	0,826	-26%	0,128	0,178	39%				
	Dec	0,400	<LOD		<LOD	<LOD		<LOD	<LOD		<LOD	<LOD					
	median	0,970	1,299		0,446	0,327		1,53	0,826		1,54	2,18		0,129	0,230		18,1
	medel	1,152	1,066		0,724	0,618		1,45	0,964		1,43	1,58		0,129	0,238		18,0
	n	4	4		8	8		4	4		4	4		1	4		4
	Recipient	Kust			Kust			Inland			Inland			Inland			Inland
	Riktvärde	0,1 ngE2-ekv/liter							0,7 ngE2-ekv/liter								

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
---------	---------	---------	---------	---------

Tabell 3.7

Östrogena effekter (östrogenreceptor(ER)-aktivitet) uppströms och nedströms i recipienterna till de sex studerade avloppsreningsverken (ARV). Den procentuella ökningen (positiva siffror) eller minskningen (negativa siffror) till provtagningsplatsen nedströms utsläppspunkten redovisas i kolumnerna ”%”. Proverna har klassificerats mot riktvärden för inlands- respektive kustvatten.

Jämförelse av kemisk analys av östrogena ämnen och ER-aktivitet

Kemisk analys, som inkluderade flera östrogena ämnen, gjordes för inkommande och utgående vatten från Hammargårds reningsverk. De östrogena ämnen som analyserades kemiskt var de naturliga hormonerna 17 β -östradiol (E2), östriol (E3) och östron (E1) samt det syntetiska hormonet 17 α -etinylostradiol (EE2). Uppmätta halter av dessa ämnen kan omvandlas till östradiolekvivalenter med hjälp av ämnens potenser relativt östradiol i den cellinje som används. Genom att jämföra östradiolekvivalenter från kemisk analys och effektbaserad analys kan man beräkna hur stor andel av den totala östrogena effekten som kan förklaras från uppmätta koncentrationer från kemisk analys.

I det inkommande orenade avloppsvattnet kunde 26–61 % av den östrogena aktiviteten förklaras från uppmätta kemiska halter av östradiol, östriol och/eller östron medan etinylostradiol var under detektionsgräns i samtliga prov (Tabell 3.8). I det utgående renade avloppsvattnet kunde endast upp till 3 % av den östrogena effekten beräknas från kemisk analys av enskilda ämnen (Tabell 3.9) vilket är i linje med vad som observerades i Holm och Önnby (2022). Effektbaserad analys är en känslig metod för att detektera östrogenlika ämnen och det är troligt att den låga förklaringsgraden från uppmätta koncentrationer beror på för höga detektionsgränser vid de kemiska analyserna. Detta har även observerats i Könemann et al. (2018) där detekterade halter E1, E2 och EE2 stämde väl överens med den bioekvivalenta koncentrationen från effektbaserad analys när halterna var höga men sambandet var dåligt vid lägre koncentrationer då halterna vid kemisk analys var under detektionsgräns. I Simon et al. (2022) visade en jämförelse mellan effektbaserad och kemisk analys av östrogena ämnen att inga halter kunde uppmätas med kemisk analys i 76 % av proverna medan endast 28 % av proverna var under detektionsgräns vid mätning med effektbaserad analys.

Sammantaget är det tydligt att kemisk analys inte räcker för att mäta halter av östrogena ämnen som kan leda till negativa konsekvenser för akvatiska ekosystem och att man riskerar att missa en stor del av den östrogena aktivitet som kan uppmätas med effektbaserad analys. I ett förslag till en revidering av ramdirektivet för vatten, miljö kvalitetsnorms direktivet och grundvattendirektivet (COM (2022) 540 final) föreslår man därför att det ska bli ett krav att använda effektbaserade metoder för att mäta förekomsten av östrogena ämnen i ytvatten.

Tabell 3.8

Halter av östradiol, etinylostradiol, östriol och östron uppmätta med kemisk analys i inkommande orenat avloppsvatten till Hammargårds avloppsreningsverk. Bioekvivalent koncentration från effektbaserad analys redovisas i kolumnen "EBM (ng E2-ekv/liter)" och den andel av totaleffekten, som uppmätts med effektbaserad analys, som kan förklaras av halter från kemisk analys i kolumnen "% kem/EBM".

	E2 (µg/liter)	EE2 (µg/liter)	E3 (µg/liter)	E1 (µg/liter)	Kemisk analys (ng E2-ekv/liter)	EBM (ng E2-ekv/liter)	% kem/EBM
Inkommande	Östradiol	Etinylostradiol	Östriol	Östron			
Relativ potens	1	1,3	0,1	0,7			
mars -24	ea	ea	ea	ea	-	658	-
juni -24	0,052	<LOD	0,60	<LOD	109	419	26 %
sep-24	<LOD	<LOD	0,62	0,06	101	354	28 %
dec-24	<LOD	<LOD	0,56	0,14	152	248	61 %

	E2 (µg/liter)	EE2 (µg/liter)	E3 (µg/liter)	E1 (µg/liter)	Kemisk analys (ng E2-ekv/liter)	EBM (ng E2-ekv/liter)	% kem/EBM
Utgående	Östradiol	Etinylöstradiol	Östriol	Östron			
Relativ potens	1	1,3	0,1	0,7			
mars -24	<LOD	<LOD	<LOD	0,008	5,64	215	3 %
juni -24	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,00	40,5	0 %
sep-24	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,00	53,4	0 %
dec-24	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,00	38,9	0 %

Androgena effekter

Effekter från androgena ämnen uppmättes i alla inkommande avloppsvatten utom ett prov vardera från Hammargårds och Kiviks reningsverk (Tabell 3.10). Jämfört med historiska data så var de uppmätta aktiviteterna relativt höga och ca 35 % av alla prov hade nivåer i klass 5 (högre än 90:e percentilen i historiska data) eller klass 4 (högre än 75:e percentilen). De enskilt högsta nivåerna uppmättes vid Hammargårds avloppsreningsverk, Henriksdalsverket och Käppalaverket i december 2024. Lägst aktiviteter var vid Kiviks reningsverk, Nohaga reningsverk samt i Uddevalla; dock uppmättes även på Skansverket i Uddevalla ett enskilt värde som överskred 90:e percentilen.

Tabell 3.9

Halter av östradiol, etinylöstradiol, östriol och östron uppmätta med kemisk analys i utgående renat avloppsvatten från Hammargårds avloppsreningsverk. Bioekvivalent koncentration från effektbaserad analys redovisas i kolumnen "EBM (ng E2-ekv/liter)" och den andel av totaleffekten, som uppmätts med effektbaserad analys, som kan förklaras av halter från kemisk analys i kolumnen "% kem/EBM".

Inkommande orenat avloppsvatten								
AR-aktivitet (ng DHT-ekv/liter)								
	ARV:	Henriksdal	Käppala	Nolhaga	Hammargård	Kivik	Uddevalla	Nässjö
2021	Juni			ea				
	Juli			ea				
	Aug			ea				
2022	Sept						21,5	
	Okt		112				1,77	
	Nov		28,2				501	ea
	Dec							ea
2023	Jan							ea
	Jan							ea
	Feb						ea	
	Mars		558					
	Maj		149					
2024	Mars	242	363	75,3	81,7			
	Juni	212	26,9	82,6	57,3			
	Sep	103	203	162	216			
	Okt					<LOD		
	Dec	2840	2640	<LOD	4080			
2025	Feb					6,55		
	Mars					27,1		
	April					121		
	Maj					18,3		
	median	227	176	82,6	149	22,7	21,5	ea
	medel	849	510	107	1109	43	175	ea
	n	4	8	4	4	5	3	0

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
---------	---------	---------	---------	---------

I utgående renat avloppsvatten uppmättes androgena effekter endast i 8 av 40 prov, två vardera i Nässjö och Henriksdalsverket AS-linje, samt vid fyra tillfällen i Nolhaga reningsverk (Tabell 3.11). Samtliga värden i de utgående renade vattnen överskred riktvärdet för AR-aktivitet i miljön på 0,4 ng DHT-ekv/liter med undantag för ett prov från Henriksdal och ett från Nolhaga ARV. I Nässjö var AR-aktiviteten vid de två tillfällen den var över detektionsgräns väldigt hög och överskred riktvärdet för miljö med 568 till 2 975 gånger.

Tabell 3.10

Androgena effekter (androgenreceptor(AR)-aktivitet) i inkommande orenat avloppsvatten. <LOD = under detektionsgräns, ea= ej analyserat. Klassning har gjorts mot historiska data för inkommande avloppsvatten till svenska avloppsreningsverk.

Utgående renat avloppsvatten									
AR-aktivitet (ng DHT-ekv/liter)									
	ARV:	Henriksdal AS	Henriksdal MBR	Käppala	Nolhaga	Hammargård	Kivik	Uddevalla	Nässjö
2021	Jun				1,3				
	Jul				0,61				
	Aug				0,91				
2022	Sept							<LOD	
	Okt			<LOD				<LOD	
	Nov			<LOD				<LOD	<LOD
	Dec								<LOD
2023	Jan								227
	Jan								1190
	Feb							<LOD	
	Mar			<LOD					
	Maj			<LOD					
2024	Mar	0,12	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD			
	Jun	<LOD	<LOD	<LOD	0,03	<LOD			
	Sep	2,7	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD			
	Okt						<LOD		
	Dec	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD			
2025	Feb						<LOD		
	Mars						<LOD		
	April						<LOD		
	Maj						<LOD		
	median	1,4	<LOD	<LOD	0,76	<LOD	<LOD	<LOD	709
	medel	1,4	<LOD	<LOD	0,71	<LOD	<LOD	<LOD	709
	n	4	4	8	7	4	5	4	4
	Recipient	Kust	Kust	Kust	Inland	Inland	Kust	Inland	Inland
	Riktvärde	0,4 ng DHT-ekv./liter							
	Minsta teoretiska spädning för att ej överskrida riktvärde	6,8	-	-	3,3	-	-	-	2975

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
---------	---------	---------	---------	---------

Både naturliga och syntetiska hormoner, t.ex. testosteron och stanozolol, kan spridas via avloppsvatten och bidra till förekomsten av androgena ämnen i ytvatten vilket kan orsaka t.ex. maskulinisering av fisk (Hotchkiss et al. 2008; Hyanuy et al. 2022).

Androgena effekter är vanligt att uppmäta i inkommande orenat avloppsvatten som demonstreras av en detektionsfrekvens på 91 % i historiska data. AR-aktivitet från androgena ämnen renas vanligtvis mycket effektivt vid konventionell avloppsrening, ofta till under detektionsgräns, och endast 27 % av utgående renade avloppsvatten i historiska data har mätbar androgen aktivitet. I denna studie var reduktionen av androgena effekter procentuellt väldigt hög (Tabell 3.12) med en minskning på, i medeltal, 99,8±0,5 %. Detta överensstämmer väl med studien av Holm och Önnby (2022) där utgående renade avloppsvatten var under detektionsgräns eller hade väldigt låga aktiviteter och reningseffektiviteten i medeltal var 99,9±0,1 %, samt med studien av Lundqvist et al.

Tabell 3.11

Androgena effekter (androgenreceptor(AR)-aktivitet) i utgående renat avloppsvatten. <LOD = under detektionsgräns, ea= ej analyserat. Klassning har gjorts mot riktvärde för androgena effekter i miljön. Den minsta spädningen som krävs för att ej överskrida riktvärdet har beräknats genom att dela det högsta uppmätta värdet med riktvärdet.

(2019) där reningseffektiviteten var >99 % för de avloppsreningsverk där inkommande avloppsvatten hade höga androgena aktiviteter. Det är värt att notera att ingen reduktion kunde beräknas för Nässjö reningsverk där AR-aktiviteten i utgående vatten var väldigt hög (Tabell 3.11), då inga prov på inkommande vatten togs. För att utreda om de höga nivåerna i det renade vattnet beror på höga aktiviteter i det inkommande orenade vattnet, låg reningseffektivitet eller en kombination rekommenderas att både inkommande och utgående vatten provtas och analyseras framgent. På Henriksdalsverket reducerade MBR-linjen AR-aktiviteten till under detektionsgräns vid samtliga provtagningar medan prov från AS-linjen hade mätbar aktivitet vid två tillfällen även om reningseffektiviteten även vid dessa tillfällen var hög (>97 %). Det bör dock noteras att en hög reduktionsgrad inte garanterar att vattnet är tillräckligt rent då riktvärdet för miljö överskreds i ett prov från Henriksdals AS-linje (Tabell 3.11, Tabell 3.12).

Tabell 3.12

Procentuell borttagning (positiva siffror) eller ökning (negativa siffror/negativ borttagning) av androgena effekter (androgenreceptor(AR)-aktivitet) från inkommande orenat till utgående renat avloppsvatten. Minskningen har färggraderats från 0 % (orange) till 100 % (mörkgrön). I de fall endast utgående vatten provtagits har ingen reningseffektivitet beräknats (ink. ea = inkommande vatten ej analyserat). <LOD indikerar att både inkommande orenat och utgående renat vatten var under detektionsgräns.

AR-aktivitet, % minskning									
	ARV:	Henriksdal AS	Henriksdal MBR	Käppala	Nolhaga	Hammargård	Kivik	Uddevalla	Nässjö
2021	Jun				ink. ea				
	Jul				ink. ea				
	Aug				ink. ea				
2022	Sept							≥99,93 %*	
	Okt			≥99,99 %*				≥99,81 %*	
	Nov			≥99,99 %*				≥100,00 %*	ink. ea
	Dec								ink. ea
2023	Jan								ink. ea
	Jan								ink. ea
	Feb							ink. ea	
	Mar			≥99,93 %*					
	Maj			≥99,94 %*					
2024	Mar	99,95 %	≥99,99 %*	≥99,99 %*	≥99,85 %*	≥99,98 %*			
	Jun	≥99,65 %*	≥99,82 %*	≥99,93 %*	≥99,96 %	<LOD			
	Sep	97,40 %	≥99,91 %*	≥99,85 %*	≥99,81 %*	≥99,96 %*			
	Okt						<LOD		
	Dec	≥99,99 %*	≥100,00 %*	≥100,00 %*	<LOD	≥100,00 %*			
2025	Feb						≥99,53 %*		
	Mars						≥99,10 %*		
	April						<LOD		
	Maj						99,60 %*		
	median	99,80 %	99,95 %	99,96 %	99,99 %	99,91 %	99,85 %	99,93 %	-
	medel	99,25 %	99,93 %	99,95 %	99,99 %	99,93 %	99,80 %	99,91 %	-
	n (par)	4	4	8	4	4	5	3	0

*Minskningen har beräknats med detektionsgränsen för utgående vatten

På Kiviks reningsverk renades AR-aktiviteterna som uppmättes i det inkommande ore-nade avloppsvattnet till under detektionsgräns redan i MBR-steget vilket motsvarade ≥ 99 % minskning vid samtliga tillfällen (Tabell 3.13). GAK-filtreringen kunde därmed inte utvärderas för denna parameter då effekter från androgena ämnen var under detek-tionsgräns både före och efter reningssteget. I Nollhaga reningsverks pilotanläggning renade både BAK och ozon/GAK androgena effekter till under detektionsgräns med ≥ 77 % till ≥ 89 % reduktion (Tabell 3.14).

AR-aktivitet (ng DHT-ekv/liter)	2024				
	Okt	Feb	Mars	April	Maj
Inkommande	<LOD	6,55	27,1	121	18,3
MBR	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Utg (GAK)	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
% minskning					
MBR	<LOD	$\geq 99,5$ %*	$\geq 99,1$ %*	$\geq 99,9$ %*	$\geq 99,6$ %*
GAK	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD

*Minskningen har beräknats med detektionsgränsen för MBR-provet

AR-aktivitet (ng DHT-ekv/liter)	2021		
	Juni	Juli	Aug
Ink. pilot (utg. ARV)	1,3	0,61	0,91
Linje 1: BAK	<LOD	<LOD	<LOD
Linje 2: Ozon + GAK	<LOD	<LOD	<LOD
% minskning			
BAK	≥ 89 %*	≥ 77 %*	≥ 85 %*
Ozon + GAK	≥ 89 %*	≥ 77 %*	≥ 85 %*

*Minskningen har beräknats med detektionsgränsen för det, i pilotlinjerna, renade vattnet

I recipienterna uppmättes androgena effekter endast i 3 av de 49 analyserade proven (Tabell 3.15). Ett av de aktiva proverna var taget nedströms Henriksdalsverket och hade en nivå som var avsevärt lägre än riktvärdet på 0,4 ng DHT-ekv/liter. De andra två aktiva proven härstammade nedströms Nässjö avloppsreningsverk där båda var högre än riktvärdet och därmed visar på androgena effekter som kan leda till negativa effekter för akvatiska organismer. Recipientproverna i Nässjö hade AR-aktiviteter som var res-pektive 540 och 106 gånger lägre än motsvarande prov på utgående renat avloppsvatten vilket antyder att nedbrytning sker i recipienten då spädningfaktorn vid medelvatten-föring är 0,7 ggr (Tabell 2.1), dock ej tillräckligt för att nå nivåer under riktvärdet.

Tabell 3.13

Androgena effekter (androgenreceptor(AR)-aktivitet) i prov tagna från Kiviks reningsverk samt stegvis procentuell borttagning beräknad från inkommande orenat avloppsvatten, efter rening med membranbioreaktor (MBR) samt i utgående renat vatten, efter GAK-filtrering (Utg (GAK)). Det inkommande vattnet har klassificerats mot historiska data för inkommande avloppsvatten till svenska avloppsreningsverk och det utgående (GAK) mot riktvärdet för miljö på 0,4 ng DHT-ekv/liter.

Tabell 3.14

Androgena effekter (androgenreceptor(AR)-aktivitet) och procentuell borttagning vid pilotskalig rening av utgående renat avloppsvatten från Nollhaga reningsverk i två olika parallella behandlingslinjer: en med biologiskt aktivt kolfilter (BAK) och en med ozonering och filtrering med granulerat aktivt kol (GAK). Klassning har gjorts mot riktvärdet för miljö på 0,4 ng DHT-ekv./liter.

Recipient												
AR-aktivitet (ng DHT-ekv/liter)												
	ARV:	Henriksdal		Käppala		Nolhaga		Hammargård		Uddevalla		Nässjö
	Recipient:	Upp	Ned	Upp	Ned	Upp	Ned	Upp	Ned	Upp	Ned	Ned
2022	Sept										<LOD	
	Okt			<LOD	<LOD					<LOD	<LOD	
	Nov			<LOD	<LOD						<LOD	
	Nov										<LOD	<LOD
	Dec											<LOD
2023	Jan											0,42
	Jan											11,2
	Mar			<LOD	<LOD							
	April			<LOD	<LOD							
2024	Mar	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD			
	Jun	<LOD	0,01	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD			
	Sep	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD			
	Dec	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD			
	median	<LOD	0,01	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	5,8
	medel	<LOD	0,01	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	5,8
	n	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	Recipient	Kust		Kust		Inland		Inland		Inland		Inland
	Riktvärde	0,4 ng DHT-ekv/liter										

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
---------	---------	---------	---------	---------

3.3 Miljösensorer – allmän föroreningsbelastning

Anti-androgena effekter

Anti-androgena effekter var frekvent förekommande i inkommande avloppsvatten med endast tre enskilda prov under detektionsgräns (Tabell 3.16). Detta avviker från historiska data där ca 1/3 av inkommande avloppsprover är under detektionsgräns. Nivåer i klass 5, över 90:e percentilen i historiska data, uppmättes i två prov från Käppalaverket och ett från Henriksdalsverket. På tre avloppsreningsverk var medelvärdet för anti-androgena effekter i klass 4 (högre än 75:e percentilen i historiska data), Henriksdalsverket, Käppalaverket och Nolhaga reningsverk, medan lägsta effekter (medel i klass 2, under 25:e percentilen) uppmättes vid Kiviks reningsverk samt i Uddevalla.

Anti-androgena effekter orsakas främst av antropogena kemikalier (Urbatzka et al 2007) och på grund av det stora antalet ämnen som kan orsaka anti-androgen aktivitet är det svårt att härleda effekten till specifika ämnen, liksom för samtliga parametrar som klassas som miljösensorer. I en studie av Muschket et al. (2018) kunde man dock visa att en stor del av uppmätt anti-androgen aktivitet i floden Holtemme i Tyskland kunde kopplas till förekomst av ämnet 4-metyl-7-dietylkumarin (även kallat C47). C47 används i konsumtionsprodukter såsom doftspray för badrum och har ca 50 gånger högre anti-androgen potens än läkemedlet bicalutamid som används kliniskt som anti-androgen och även högre potens än flutamid som är en vanlig referenssubstans i effektbaserad analys av anti-androgen aktivitet (Muschket et al. 2018). Urbatzka et al. (2007) analyserade anti-androgen aktivitet i vatten och sediment i floden Lambro som är det mest förorenade tillflödet till floden Po i norra Italien med industrialiserade områden. Floden Lambro misstänktes vara kontaminerad av hormonstörande ämnen då intersex i fisk

Tabell 3.15

Androgena effekter (androgenreceptor(AR)-aktivitet) uppströms och nedströms i recipienterna till de sex studerade avloppsreningsverken. Den procentuella ökningen (positiva siffror) eller minskningen (negativa siffror) till provtagningsplatsen nedströms utsläppspunkten redovisas i kolumnerna "%". <LOD = under detektionsgräns. Klassning har gjorts mot riktvärde för androgena effekter i miljön.

påvisats. Kemisk analys visade på förekomst av ämnen med misstänkta anti-androgena egenskaper i hela extrakt och fraktioner vilka inkluderade bisfenol A, nonylfenol, tert-oktylfenol, p,p'-DDE och fungiciden iprodion, men man konstaterade att majoriteten av den anti-androgena aktiviteten härstammade från andra, okända ämnen.

Inkommande orenat avloppsvatten								
Anti-AR (ng OHF-ekv/liter)								
	ARV:	Henriksdal	Käppala	Nolhaga	Hammargård	Kivik	Uddevalla	Nässjö
2021	Jun			ea				
	Jul			ea				
	Aug			ea				
2022	Sept						112	
	Okt		2,41				77	
	Nov		1530				181	ea
	Dec							ea
2023	Jan							ea
	Jan							ea
	Feb						ea	
	Mar		483					
	Maj		514					
2024	Mar	3300	3470	1410	1310			
	Jun	96,1	2200	256	<LOD			
	Sep	112	958	1130	109			
	Okt					213		
	Dec	<LOD	848	1370	128			
2025	Feb					32,1		
	Mars					122		
	April					<LOD		
	Maj					231		
	median	112	903	1250	128	168	112	ea
	medel	1169	1251	1042	516	150	123	ea
	n	4	8	4	4	5	3	0

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
---------	---------	---------	---------	---------

I de utgående renade avloppsvattnen från båda linjerna på Henriksdalsverket samt i Kiviks reningsverk var samtliga prov under detektionsgräns vilket visar på jämn och effektiv rening av anti-androgena effekter på dessa reningsverk (Tabell 3.17). I Uddevalla och Nässjö uppmättes anti-androgena effekter i de flesta prov på utgående vatten, dock i relativt låga nivåer som motsvarade klass 2 (<25:e percentilen i historiska data). På Käppalaverket och Hammargårds reningsverk var variationerna större med varsitt enskilt värde som var i klass 5 (högre än 90:e percentilen i historiska data) medan medel- och medianvärden var mellan 25:e och 75:e percentilen (klass 3). Högst anti-androgen aktivitet uppmättes i det utgående vattnet från Nolhaga reningsverk där fem av sex mätvärden var i klass 4 (högre än 75:e percentilen) varav två även överskred 90:e percentilen i historiska data och därmed var i klass 5.

Tabell 3.16

Anti-androgena effekter (anti-AR) i inkommande orenat avloppsvatten. <LOD = under detektionsgräns, ea= ej analyserat. Klassning har gjorts mot historiska data för inkommande avloppsvatten till svenska avloppsreningsverk.

Utgående renat avloppsvatten Anti-AR (ng OHF-ekv/liter)									
	ARV:	Henriksdal AS	Henriksdal MBR	Käppala	Nolhaga	Hammargård	Kivik	Uddevalla	Nässjö
2021	Jun				710				
	Jul				610				
	Aug				490				
2022	Sept							51,8	
	Okt			0,66				36,1	
	Nov			<LOD				54,6	157
	Dec								111
2023	Jan								2,37
	Jan								3,97
	Feb							<LOD	
	Mar			72,9					
	Maj			<LOD					
2024	Mar	<LOD	<LOD	568	448	566			
	Jun	<LOD	<LOD	<LOD	25,3	126			
	Sep	<LOD	<LOD	269	359	40,6			
	Okt						<LOD		
	Dec	<LOD	<LOD	358	403	74			
2025	Feb						<LOD		
	Mars						<LOD		
	April						<LOD		
	Maj						<LOD		
	median	<LOD	<LOD	269	448	100	<LOD	51,8	57,5
	medel	<LOD	<LOD	254	435	202	<LOD	47,5	68,6
	n	4	4	8	7	4	5	4	4
	Recipient	Kust	Kust	Kust	Inland	Inland	Kust	Inland	Inland

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
---------	---------	---------	---------	---------

Reningseffektiviteten för anti-androgena effekter (Tabell 3.18) var överlag lägre jämfört med östrogena (Tabell 3.4) och androgena effekter (Tabell 3.12). Det bör dock noteras att reningen i flertalet fall var till under detektionsgräns, t.ex. för samtliga prov från Henriksdalsverket (både i aktivslam- och MBR-linjerna) och Kiviks reningsverk och därmed kan vara högre än vad som kan beräknas från detektionsgränsen i det utgående vattnet. Det blir också tydligt från denna parameter att den procentuella reduktionen inte visar hela bilden då den t.ex. var lägre i Uddevalla jämfört med Nolhaga reningsverk men det utgående vattnet ändå hade betydligt högre aktiviteter till följd av de höga nivåerna i det inkommande avloppsvattnet. Det är därför viktigt att analysera både inkommande och utgående vatten för att kunna fastställa om höga effekter i det utgående vattnet beror på höga effekter i det inkommande vattnet, låg reningseffektivitet eller en kombination av dessa då olika åtgärder kan vara lämpliga. Sett till samtliga reningsverk i denna studie minskade anti-androgena effekter med 66 ± 19 % från inkommande till utgående vatten vilket stämmer väl överens med de sex reningsverk som studerades av Holm och Önnby (2022) där motsvarande reningseffektivitet var 68 ± 28 %.

Tabell 3.17

Anti-androgena effekter (anti-AR) i utgående renat avloppsvatten. <LOD = under detektionsgräns, ea= ej analyserat. Klassning har gjorts mot historiska data för utgående renade avloppsvatten från svenska avloppsreningsverk.

Anti-AR, % minskning									
	ARV:	Henriksdal AS	Henriksdal MBR	Käppala	Nolhaga	Hammargård	Kivik	Uddevalla	Nässjö
2021	Jun				ink. e.a.				
	Jul				ink. e.a.				
	Aug				ink. e.a.				
2022	Sept							54 %	
	Okt			73 %				53 %	
	Nov			≥89 %*				70 %	ink. e.a.
	Dec								ink. e.a.
2023	Jan								ink. e.a.
	Jan								ink. e.a.
	Feb							ink. e.a.	
	Mar			85 %					
	Maj			≥88 %*					
2024	Mar	≥64 %*	≥82 %*	84 %	68 %	57 %			
	Jun	≥29 %*	≥65 %*	≥82 %*	90 %	≤55 %*			
	Sep	≥61 %*	≥81 %*	72 %	68 %	63 %			
	Okt						≥83 %*		
	Dec	<LOD	<LOD	58 %	71 %	42 %			
2025	Feb						≥1 %*		
	Mars						≥71 %*		
	April						<LOD		
	Maj						≥69 %*		
	median	61 %	81 %	83 %	69 %	56 %	70 %	54 %	
	medel	51 %	76 %	79 %	74 %	54 %	56 %	59 %	
	n (par)	4	4	8	4	4	5	3	0

*Minskningen har beräknats med detektionsgränsen för utgående vatten

I Kiviks reningsverk renades anti-androgena effekter väldigt väl, till under detektionsgräns, redan i MBR-steget, vilket gör att GAK-filtreringen inte kunde utvärderas separat (Tabell 3.19). Pilotförsöken på Nolhaga reningsverk visade stora skillnader mellan de två pilotlinjerna där BAK-filtrering vid två av tre provtagningar inte gav någon rening alls och endast begränsad (ca 20 %) reduktion vid den tredje provtagningen, medan ozon och GAK var väldigt effektivt och vid samtliga tillfällen renade anti-androgena effekter till under detektionsgräns (Tabell 3.20). Det ska dock noteras att linjerna inte är direkt jämförbara till följd av olika driftförhållanden (se avsnitt 2.1).

Tabell 3.18

Procentuell borttagning (positiva siffror) eller ökning (negativa siffror/negativ borttagning) av anti-androgena effekter (anti-AR) från inkommande orenat till utgående renat avloppsvatten. Minskningen har färggraderats från 0 % (orange) till 100 % (mörkgrön). I de fall endast utgående vatten provtagits har ingen reningseffektivitet beräknats (ink. ea = inkommande vatten ej analyserat).

Anti-AR (ng OHF-ekv/liter)	2024	2025			
	Okt	Feb	Mars	April	Maj
Inkommande	213	32,1	122	<LOD	231
MBR	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Utg (GAK)	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
% minskning					
MBR	≥83 %*	≥1,2 %*	≥71,2 %*	<LOD	≥68,8 %*
GAK	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD

*Minskningen har beräknats med detektionsgränsen för MBR-provet

Tabell 3.19

Anti-androgena effekter (anti-AR) i prov tagna från Kiviks reningsverk samt stegvis procentuell borttagning beräknad från inkommande orenat avloppsvatten, efter rening med membranbioreaktor (MBR) samt i utgående renat vatten, efter GAK-filtrering (Utg (GAK)). Det inkommande vattnet har klassificerats mot historiska data för inkommande avloppsvatten och det utgående vattnet (GAK) mot historiska data för utgående renade avloppsvatten från svenska avloppsreningsverk.

Anti-AR (ng OHF-ekv/liter)	2021		
	Juni	Juli	Aug
Ink. pilot (utg. ARV)	710	610	490
Linje 1: BAK	740	480	480
Linje 2: Ozon + GAK	<LOD	<LOD	<LOD
% minskning			
BAK	-4 %	21 %	2 %
Ozon + GAK	≥99,5 %*	≥99,5 %*	≥99,3 %*

*Minskningen har beräknats med detektionsgränsen för vattnet som behandlats med ozon och GAK

Tabell 3.20

Anti-androgena effekter (anti-AR) och procentuell borttagning vid pilotskalig rening av utgående renat avloppsvatten från Nohaga reningsverk i två olika parallella behandlingslinjer: en med biologiskt aktivt kolfilter (BAK) och en med ozonering och filtrering med granulerat aktivt kol (GAK). Proverna har klassificerats mot historiska data för utgående renade avloppsvatten från svenska avloppsreningsverk.

Precis som för ER-aktivitet sågs ingen systematisk ökning i anti-androgena effekter i recipienterna nedströms utsläppspunkterna för de renade avloppsvattnen (Tabell 3.21). I tre prov uppmättes anti-androgena effekter som överskred 90:e percentilen för historiska data (klass 5) av nedströms recipientprov; ett uppströms och ett nedströms Käppalaverket, samt ett nedströms Hammargårds reningsverk.

Recipient																	
Anti-AR (ng OHF-ekv/liter)																	
	ARV:	Henriksdal			Käppala			Nolhaga			Hammargård			Uddevallå			Nässjö
	Recipient:	Upp	Ned	%	Upp	Ned	%	Upp	Ned	%	Upp	Ned	%	Upp	Ned	%	Ned
2022	Sept														<LOD		
	Okt				0,78	0,63	-19%							<LOD	35,7	≤-24%*	
	Nov				<LOD	<LOD									<LOD		
	Nov														<LOD		<LOD
	Dec																<LOD
2023	Jan																<LOD
	Jan																1,35
	Mar				<LOD	<LOD											
	April				<LOD	<LOD											
2024	Mar	497	418	-16%	<LOD	<LOD		<LOD	<LOD		<LOD	532	≥81%*				
	Jun	<LOD	<LOD		<LOD	<LOD		<LOD	<LOD		<LOD	<LOD					
	Sep	55,5	84,8	53%	772	1130	46%	220	209	-5%	<LOD	31,6	≥46%*				
	Dec	<LOD	<LOD		<LOD	<LOD		<LOD	<LOD		<LOD	<LOD					
	median	276	251		386	565		220	209		<LOD	282		<LOD	35,7		1,35
	medel	276	251		386	565		220	209		<LOD	282		<LOD	35,7		1,35
	n	4	4		8	8		4	4		4	4		1	4		4
	Recipient	Kust			Kust			Inland			Inland			Inland			Inland

*Förändringen har beräknats från detektionsgränsen i provet uppströms

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
---------	---------	---------	---------	---------

Tabell 3.21

Anti-androgena effekter (anti-AR) uppströms och nedströms i recipienterna till de sex studerade avloppsreningsverken (ARV). Den procentuella ökningen (positiva siffror) eller minskningen (negativa siffror) till provtagningsplatsen nedströms utsläppspunkten redovisas i kolumnerna "%". <LOD = under detektionsgräns. Proverna har klassificerats mot historiska data för recipientprov nedströms svenska avloppsreningsverk.

Arylhydrokarbonreceptor(AhR)-aktivitet

AhR-aktivitet uppmättes i samtliga analyserade prov av inkommande orenat avloppsvatten men nivåerna var generellt låga och i endast två prov uppmättes nivåer i klass 4 (över 75:e percentilen i historiska data), i Henriksdalsverket i mars 2024 och vid Nohaga reningsverk i december 2024. Medel- och medianvärden var i klass 3 (mellan 25:e och 75:e percentilen i historiska data) för samtliga reningsverk utom Nohaga som var i klass 2 (<25:e percentilen). Sett till samtliga reningsverk i denna studie var AhR-aktiviteten i inkommande orenat vatten $4,17 \pm 6,14$ ng TCDD-ekv/liter vilket är betydligt lägre än vad som uppmättes på sex reningsverk i Holm och Önnby (2022) där den var $26,6 \pm 23,9$ ng TCDD-ekv/liter.

AhR-aktivitet kan orsakas av ett stort antal ämnen inklusive t.ex. många PAH:er och dioxiner vilket gör att Ah-receptorn ibland benämns dioxinreceptorn. I en studie av Tang et al. (2013) var AhR-aktiviteten särskilt hög i dagvatten jämfört med renat och orenat avloppsvatten. I Lavonen och Pedersen (2024) varierade AhR-aktiviteten i orenat lakvatten från Brudaremossens lakvattenverk från 0,31 till 10,2 ng TCDD-ekv/liter, motsvarande klass 3 för inkommande avloppsvatten i historiska data.

Tabell 3.22

Arylhydrokarbonreceptor (AhR)-aktivitet i inkommande orenat avloppsvatten. ea= ej analyserat. Klassning har gjorts mot historiska data för inkommande avloppsvatten till svenska avloppsreningsverk.

Inkommande orenat avloppsvatten AhR-aktivitet (ng TCDD-ekv/liter)								
	ARV:	Henriksdal	Käppala	Nohaga	Hamngård	Kivik	Uddevalle	Nässjö
2021	Jun			ea				
	Jul			ea				
	Aug			ea				
2022	Sept						5,61	
	Okt		7,83				4,63	
	Nov		1,14				3,07	ea
	Dec							ea
2023	Jan							ea
	Jan							ea
	Feb						ea	
	Mar		1,54					
	Maj		1,38					
2024	Mar	24,6	11,4	0,68	1,26			
	Jun	12,1	0,98	2,14	6,18			
	Sep	0,08	0,12	0,10	0,10			
	Okt					0,52		
	Dec	0,67	0,55	0,65	21,5			
2025	Feb					0,13		
	Mars					1,91		
	April					1,99		
	Maj					4,01		
	median	6,38	1,26	0,67	3,72	1,91	4,63	ea
	medel	9,36	3,12	0,89	7,26	1,71	4,44	ea
	n	4	8	4	4	5	3	0

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
---------	---------	---------	---------	---------

I utgående renat avloppsvatten var AhR-aktiviteten särskilt låg i prov från Kiviks reningsverk där tre prov var under detektionsgräns och övriga i klass 4 (<25:e percentilen) jämfört med historiska data (Tabell 3.23). I renat vatten från Henriksdalsverkets båda linjer, Käppalaverket och Nohaga reningsverk var median och medel i klass 3 medan medelaktiviteten var något högre i Hammargårds reningsverk till följd av ett mätvärde i klass 5. I Nässjö reningsverk uppmättes också förhållandevis höga aktiviteter där tre av fyra mätvärden var i klass 4 och så även median- och medelvärden. På Henriksdalsverket observerades inga stora skillnader mellan AS- och MBR-linjerna.

Tabell 3.23

Arylhydrokarbonreceptor(AhR)-aktivitet utgående renat avloppsvatten. <LOD = under detektionsgräns, ea= ej analyserat. Klassning har gjorts mot historiska data för utgående renade avloppsvatten från svenska avloppsreningsverk.

Utgående renat avloppsvatten AhR-aktivitet (ng TCDD-ekv/liter)									
	ARV:	Henriksdal AS	Henriksdal MBR	Käppala	Nohaga	Hammar- gård	Kivik	Uddevalla	Nässjö
2021	Jun				1,30				
	Jul				0,90				
	Aug				1,40				
2022	Sept							1,82	
	Okt			1,32				1,09	
	Nov			0,40				0,58	2,58
	Dec								2,84
2023	Jan								0,64
	Jan								2,10
	Feb							0,73	
	Mar			1,07					
	Maj			0,51					
2024	Mar	1,30	0,51	3,37	3,29	0,33			
	Jun	0,90	0,56	2,30	1,09	0,79			
	Sep	0,38	0,45	0,60	0,28	1,24			
	Okt						0,01		
	Dec	0,28	0,34	0,57	1,07	5,92			
2025	Feb						<LOD		
	Mars						<LOD		
	April						<LOD		
	Maj						0,05		
	median	0,64	0,48	0,83	1,09	1,01	0,03	0,91	2,34
	medel	0,71	0,46	1,27	1,33	2,07	0,03	1,06	2,04
	n	4	4	8	7	4	5	4	4
	Recipient	Kust	Kust	Kust	Inland	Inland	Kust	Inland	Inland

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
---------	---------	---------	---------	---------

Reningseffektiviteten för AhR-aktivitet varierade mycket på de flesta studerade avloppsreningsverken men var hög och jämn vid Kiviks reningsverk ($\geq 96\%$, $n = 5$) och relativt hög även i Uddevalla (Tabell 3.24). I nio provpar ökade AhR-aktiviteten vid rening vilket skulle kunna bero på bildning av toxiska biprodukter vid rening eller desorption av AhR-aktiva ämnen som bundit till partiklar eller slam. I studien av Holm och Önnby (2022) var reningseffektiviteten för AhR-aktiva ämnen vid konventionell rening

i svenska avloppsreningsverk betydligt högre, 84 ± 15 %, och för de fem reningsverk som undersöktes i Lundqvist et al. (2019) 48 ± 16 %. I de två tidigare studierna observerades inga fall av ökande AhR-aktivitet vid rening (Holm & Önnby 2022; Lundqvist et al. 2019).

AhR-aktivitet, %minskning									
	ARV:	Henriksdal AS	Henriksdal MBR	Käppala	Nolhaga	Hammargård	Kivik	Uddevalla	Nässjö
2021	Jun				ink. e.a.				
	Jul				ink. e.a.				
	Aug				ink. e.a.				
2022	Sept							68 %	
	Okt			83 %				76 %	
	Nov			65 %				81 %	ink. e.a.
	Dec								ink. e.a.
2023	Jan								ink. e.a.
	Jan								ink. e.a.
	Feb							ink. e.a.	
	Mar			31 %					
	Maj			63 %					
2024	Mar	95 %	98 %	70 %	-383 %	74 %			
	Jun	93 %	95 %	-134 %	49 %	87 %			
	Sep	-388 %	-479 %	-388 %	-181 %	-1116 %			
	Okt						98 %		
	Dec	58 %	49 %	-3 %	-64 %	72 %			
2025	Feb						96 %		
	Mars						99 %		
	April						98 %		
	Maj						99 %		
	median	75 %	72 %	47 %	-122 %	73 %	98 %	76 %	-
	medel	-36 %	-59 %	-27 %	-145 %	-221 %	98 %	75 %	-
	n	4	4	8	4	4	5	3	0

På Kiviks reningsverk minskade AhR-aktiviteten med 84–89 % i MBR-steget vid fyra av fem provtagningar och 59 % vid den femte (Tabell 3.25). Det renade vattnet hade redan efter MBR AhR-aktivitet motsvarande klass 2; <25:e percentilen för utgående vatten i historiska data. Ytterligare rening med GAK-filtrering minskade AhR-aktiviteten till under eller mycket nära detektionsgräns.

I Nolhaga reningsverks pilotanläggning ökade AhR-aktiviteten vid BAK-filtrering vid två av tre provtagningar och gav endast en begränsad reduktion vid den tredje (ca 30 %) (Tabell 3.26). Rening med ozon och GAK var mer effektivt än BAK med 64 % till ≥ 97 % reningseffektivitet, dock kvarstod AhR-aktivitet vid två av tre provtagningar i nivåer motsvarande klass 2 eller klass 3 för utgående renade avloppsvatten.

För dricksvatten har tidigare studier visat på mer effektiv borttagning av AhR-aktivitet med GAK-filtrering jämfört med BAK. På dricksvattenverket Görväln (Lundqvist et al. 2024) provtogs effluenter från 3–5 olika GAK-filter i pilotskala (totalt elva prov) och i nio av proverna var AhR-aktiviteten under detektionsgräns och i de resterande två proverna hade AhR-aktiviteten i matarvattnet minskats med 80 % vid GAK-filtreringen. I två biofilter (ett i fullskala och ett i pilotskala) från samma studie var borttagningen av AhR-aktivitet mer begränsad även om de reducerade eller eliminerade aktiviteten i

Tabell 3.24

Procentuell borttagning (positiva siffror) eller ökning (negativa siffror/negativ borttagning) av arylhydrokarbonreceptor(AhR)-aktivitet från inkommande orenat till utgående renat avloppsvatten. Minsningen har färggraderats från 0 % (orange) till 100 % (mörkgrön). I de fall endast utgående vatten provtagits har ingen reningseffektivitet beräknats (ink. ea = inkommande vatten ej analyserat).

matarvattnet vid enskilda tillfällen. Skillnader i reningseffektivitet med GAK kan bero både dels på drifttiden för GAK, typen av GAK som används, uppehållstid i GAK-filtren och skillnader i vilka ämnen som orsakat AhR-aktiviteten.

AhR-aktivitet (ng TCDD-ekv/liter)	2024	2025			
	Okt	Feb	Mars	April	Maj
Ink	0,52	0,13	1,91	1,99	4,01
MBR	0,22	0,02	0,22	0,32	0,44
Utg (GAK)	0,01	<LOD	<LOD	<LOD	0,05
% minskning					
MBR	59 %	88 %	88 %	84 %	89 %
GAK	94 %	≥70 %*	≥89 %*	≥91 %*	88 %

*Minskningen har beräknats med detektionsgränsen för GAK-provet

Tabell 3.25

Arylhydrokarbonreceptor(AhR)-aktivitet i prov tagna från Kiviks reningsverk samt stegvis procentuell borttagning beräknad från inkommande orenat avloppsvatten, efter rening med membranbioreaktor (MBR) samt i utgående renat vatten, efter GAK-filtrering (Utg (GAK)). Det inkommande vattnet har klassificerats mot historiska data för inkommande avloppsvatten och det utgående vatten (GAK) mot historiska data för utgående renade avloppsvatten från svenska avloppsreningsverk.

AhR-aktivitet (ng TCDD-ekv/liter)	2021		
	Juni	Juli	Aug
Ink. pilot (utg. ARV)	1,3	0,9	1,4
Linje 1: BAK	0,9	1,3	3,2
Linje 2: Ozon + GAK	<LOD	0,2	0,5
% minskning			
BAK	31 %	-44 %	-129 %
Ozon + GAK	≥97 %*	78 %	64 %

*Minskningen har beräknats med detektionsgränsen för vattnet som behandlats med ozon och GAK

Tabell 3.26

Arylhydrokarbonreceptor(AhR)-aktivitet och procentuell borttagning vid pilotskalig rening av utgående renat avloppsvatten från Nohaga reningsverk i två olika parallella behandlingslinjer: en med biologiskt aktivt kolfilter (BAK) och en med ozonering och filtrering med granulerat aktivt kol (GAK). Proverna har klassificerats mot historiska data för utgående renade avloppsvatten från svenska avloppsreningsverk.

I recipienterna var AhR-aktivitet vanligt redan i proverna tagna uppströms reningsverkens utsläppspunkter (Tabell 3.27), något som också är tydligt i historiska data för ytvatten där ca 85 % av alla analyserade prov uppvisat AhR-aktivitet. Ingen systematisk ökning i AhR-aktivitet observerades nedströms utsläppspunkterna. Dock uppmättes väldigt höga effekter nedströms i Nässjö som vid samtliga provtagningar var högre än i det utgående renade avloppsvattnet (Tabell 3.23) och nivåerna var i klass 5 (överskred 90:e percentilen) jämfört både med recipienter och även med utgående renade avloppsvatten. Detta indikerar att det här finns en annan, för närvarande okänd källa för AhR-aktiva ämnen som bör utredas genom vidare provtagning och källspårning i recipienten.

Recipient																	
AhR-aktivitet (ng TCDD-ekv/liter)																	
	ARV:	Henriksdal			Käppala			Nolhaga			Hammargård			Uddevalla			Nässjö
	Recipient:	Upp	Ned	%	Upp	Ned	%	Upp	Ned	%	Upp	Ned	%	Upp	Ned	%	Ned
2022	Sept														0,081		
	Okt				<LOD	<LOD								0,409	0,602	47%	
	Nov				0,026	0,021	-18%								<LOD		
	Nov														0,635		10,30
	Dec																8,03
2023	Jan																0,868
	Jan																4,24
	Mar				0,122	0,130	7%										
	April				0,116	0,089	-24%										
2024	Mar	1,10	1,06	-4%	1,320	1,090	-17%	0,126	0,165	31%	2,54	2,03	-20%				
	Jun	0,094	0,138	47%	0,037	0,125	240%	0,133	0,136	2%	0,159	0,116	-27%				
	Sep	0,135	<LOD	≤1%*	<LOD	<LOD		0,025	0,030	20%	0,072	0,075	5%				
	Dec	0,505	0,888	76%	0,599	0,049	-92%	0,261	0,109	-58%	0,062	0,112	81%				
	median	0,320	0,888		0,119	0,107		0,130	0,123		0,115	0,114		0,409	0,602		6,14
	medel	0,458	0,695		0,370	0,251		0,136	0,110		0,708	0,583		0,409	0,439		5,86
	n	4	4		8	8		4	4		4	4		1	4		4
	Recipient	Kust			Kust			Inland			Inland			Inland			Inland

*Förändringen har beräknats från detektionsgränsen i provet nedströms

Tabell 3.27

Arylhydrokarbonreceptor(AhR)-aktivitet uppströms och nedströms i recipienterna till de sex studerade avloppsreningsverken. Den procentuella ökningen (positiva siffror) eller minskningen (negativa siffror) till provtagningsplatsen nedströms utsläppspunkten redovisas i kolumnerna ”%”. <LOD = under detektionsgräns. Proverna har klassificerats mot historiska data för recipientprov nedströms svenska avloppsreningsverk.

Oxidativ stress (aktivering av Nrf2)

Oxidativ stress uppmättes i samtliga analyserade inkommande avloppsvatten (Tabell 3.28) men effekterna var generellt låga, i klass 2 eller 3, jämfört med historiska data. Lågst aktiviteter uppmättes i Uddevalla och i prov från Kiviks reningsverk.

Oxidativ stress kan leda till olika toxiska effekter i vävnader och indirekta effekter som DNA-skador. Då det, likt anti-AR- och AhR-aktivitet, finns många ämnen som kan leda till oxidativ stress är det generellt svårt att härleda effekten till specifika ämnen. I Escher et al (2013) jämfördes beräknad oxidativ stress från mätningar av 269 kemikalier med uppmätt oxidativ stress in vitro där effekterna från kemikalierna kunde förklara mindre än 0,1 % av den observerade induceringen av oxidativ stress. Lewis et al (2025) visade att kemisk analys av 600 ämnen inte kunde förklara mer än 0,05 % av oxidativ stress som uppmättes i avloppsvatten och endast 0,01 % för ytvattenprover.

Inkommande orenat avloppsvatten Oxidativ stress (µg tBHQ-ekv/liter)								
	ARV:	Henriksdal	Käppala	Nolhaga	Hammargård	Kivik	Uddevalla	Nässjö
2021	Jun			ea				
	Jul			ea				
	Aug			ea				
2022	Sept						84,9	
	Okt		154				46,7	
	Nov		101				86,9	ea
	Dec							ea
2023	Jan							ea
	Jan							ea
	Feb						ea	
	Mar		103					
	Maj		296					
2024	Mar	34,9	58,8	248	129			
	Jun	206	237	99,0	242			
	Sep	100	88,0	179	165			
	Okt					184		
	Dec	167	166	317	152			
2025	Feb					52,0		
	Mars					50,4		
	April					48,5		
	Maj					231		
	median	134	129	214	159	52,0	84,9	ea
	medel	127	150	211	172	113	72,8	ea
	n	4	8	4	4	5	3	0

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
---------	---------	---------	---------	---------

I de utgående renade avloppsvattnen var oxidativ stress särskilt hög i Nässjö reningsverk där tre av fyra prov var högre än 75:e percentilen i historiska data varav ett prov var i klass 5 (överskred 90:e percentilen) (Tabell 3.29). I det utgående vattnet från Nolhaga reningsverk överskred ett enskilt prov 75:e percentilen i historiska data (klass 4). På Henriksdalsverket var aktivslam-linjen särskilt effektiv och reducerade oxidativ stress

Tabell 3.28

Oxidativ stress i inkommande orenat avloppsvatten. ea= ej analyserat. Klassning har gjorts mot historiska data för inkommande avloppsvatten till svenska avloppsreningsverk.

till under detektionsgräns vid samtliga provtagningar medan två prov från MBR-linjen hade mätbar effekt, dock motsvarade värdena endast klass 2. Även på Kiviks reningsverk var majoriteten av proven under detektionsgräns och de resterande hade endast låg oxidativ stress (klass 2).

Utgående renat avloppsvatten Oxidativ stress (µg tBHQ-ekv/liter)									
	ARV:	Henriksdal AS	Henriksdal MBR	Käppala	Nolhaga	Hammar- gård	Kivik	Uddevalla	Nässjö
2021	Jun				33,9				
	Jul				30,8				
	Aug				30,8				
2022	Sept							16,3	
	Okt			<LOD				18,7	
	Nov			11,9				11,2	78,3
	Dec								180
2023	Jan								24,4
	Jan								55,6
	Feb							36,9	
	Mar			9,8					
	Maj			31,3					
2024	Mar	<LOD	<LOD	14,2	62,4	13,1			
	Jun	<LOD	15,4	32,4	19,7	12,3			
	Sep	<LOD	14,4	<LOD	21,5	<LOD			
	Okt						4,6		
	Dec	<LOD	<LOD	32,8	42,2	27,1			
2025	Feb						<LOD		
	Mars						<LOD		
	April						5,7		
	Maj						<LOD		
	median	<LOD	14,9	22,8	30,8	13,1	5,2	17,5	67,0
	medel	<LOD	14,9	22,1	34,5	17,5	5,2	20,8	84,6
	n	4	4	8	7	4	5	4	4
	Recipient	Kust	Kust	Kust	Inland	Inland	Kust	Inland	Inland

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
---------	---------	---------	---------	---------

Reningseffektiviteten för oxidativ stress i de fullskaliga avloppsreningsverken var generellt hög och jämn och sett till samtliga verk 85 ± 11 % (Tabell 3.30) vilket stämmer väl överens med Holm och Önnby (2022) där oxidativ stress minskade med 90 ± 9 %. I Lundqvist et al. (2019) kunde reningseffektivitet beräknas vid två av fem reningsverk och var där lägre än i denna studie med 56 % och 25 %.

Tabell 3.29

Oxidativ stress utgående renat avloppsvatten. <LOD = under detektionsgräns, ea= ej analyserat. Klassning har gjorts mot historiska data för utgående renade avloppsvatten från svenska avloppsreningsverk.

Oxidativ stress, %minskning									
	ARV	Henriksdal AS	Henriksdal MBR	Käppala	Nolhaga	Hammargård	Kivik	Uddevalla	Nässjö
2021	Jun				ink. e.a.				
	Jul				ink. e.a.				
	Aug				ink. e.a.				
2022	Sept							81 %	
	Okt			≥95 %*				60 %	
	Nov			88 %				87 %	ink. e.a.
	Dec								ink. e.a.
2023	Jan								ink. e.a.
	Jan								ink. e.a.
	Feb							ink. e.a.	
	Mar			90 %					
	Maj			89 %					
2024	Mar	≥89 %*	≥89 %*	76 %	75 %	90 %			
	Jun	≥98 %*	93 %	86 %	80 %	95 %			
	Sep	≥39 %*	86 %	87 %*	88 %	≥81 %*			
	Okt						97 %		
	Dec	≥74 %*	≥87 %*	80 %	87 %	82 %			
2025	Feb						≥87 %*		
	Mars						≥86 %*		
	April						88 %		
	Maj						≥98 %*		
	median	81 %	88 %	88 %	83 %	86 %	88 %	81 %	-
	medel	75 %	88 %	87 %	82 %	87 %	91 %	76 %	-
	n	4	4	8	4	4	5	3	0

*Minskningen har beräknats med detektionsgränsen för utgående vatten

Rening med MBR vid Kiviks reningsverk reducerade oxidativ stress i det inkommande vattnet i relativt stor utsträckning; vid två av fem provtagningar till under detektionsgräns och vid de resterande tre till nivåer motsvarande klass 2 för utgående avloppsvatten (Tabell 3.31). Den efterföljande GAK-filtreringen minskade uppmätt oxidativ stress i det MBR-behandlade vattnet ytterligare till nivåer under eller nära detektionsgräns. På Nolhaga reningsverk minskade den pilotskaliga BAK-filtreringen oxidativ stress i det utgående renade avloppsvattnet med 24–38 % medan ozon och GAK var betydligt mer effektivt med minskning från 78 % till ≥89 % (Tabell 3.32).

Tabell 3.30

Procentuell borttagning (positiva siffror) eller ökning (negativa siffror/negativ borttagning) av oxidativ stress från inkommande orenat till utgående renat avloppsvatten. Minskningen har färggraderats från 0 % (orange) till 100 % (mörkgrön). I de fall endast utgående vatten provtagits har ingen reningseffektivitet beräknats (ink. ea = inkommande vatten ej analyserat).

Oxidativ stress ($\mu\text{g tBHQ-ekv/liter}$)	2024	2025			
	Okt	Feb	Mars	April	Maj
Ink	184	52,0	50,4	48,5	231
MBR	11,9	<LOD	8,1	9,2	<LOD
Utg (GAK)	4,6	<LOD	<LOD	5,7	<LOD
% minskning					
MBR	94 %	$\geq 87 \%^*$	84 %	81 %	$\geq 98 \%^*$
GAK	61 %	-	$\geq 13 \%^*$	37 %	-

*Minskningen har beräknats med detektionsgränsen för MBR- eller GAK-provet

Tabell 3.31

Oxidativ stress i prov tagna från Kiviks reningsverk samt stegvis procentuell borttagning beräknad från inkommande orenat avloppsvatten (Ink), efter rening med membranbioreaktor (MBR) samt i utgående renat vatten, efter GAK-filtrering (Utg (GAK)). Det inkommande vattnet har klassificerats mot historiska data för inkommande avloppsvatten och det utgående vattnet (GAK) mot historiska data för utgående renade avloppsvatten från svenska avloppsreningsverk.

Oxidativ stress ($\mu\text{g tBHQ-ekv/liter}$)	2021		
	Juni	Juli	Aug
Ink. pilot (utg. ARV)	33,9	30,8	30,8
Linje 1: BAK	21,3	19,1	23,4
Linje 2: Ozon + GAK	7,4	<LOD	4,2
% minskning			
BAK	37 %	38 %	24 %
Ozon + GAK	78 %	$\geq 89 \%^*$	86 %

*Minskningen har beräknats med detektionsgränsen för vattnet som behandlats med ozon och GAK

Tabell 3.32

Oxidativ stress och procentuell borttagning vid pilotskalig rening av utgående renat avloppsvatten från Nohaga reningsverk i två olika parallella behandlingslinjer: en med biologiskt aktivt kolfilter (BAK) och en med ozonering och filtrering med granulerat aktivt kol (GAK). Proverna har klassificerats mot historiska data för utgående renade avloppsvatten från svenska avloppsreningsverk.

Oxidativ stress som uppmättes i recipientprover var förhållandevis låg jämfört med andra recipientprov och ingen systematisk ökning nedströms utsläppspunkterna av renat avloppsvatten observerades (Tabell 3.33). I recipienterna till Henriksdal, Käppala, Hammargård och Nohaga var de flesta proverna under detektionsgräns medan samtliga prov i Uddevalla och Nässjös recipienter hade mätbar oxidativ stress. Högst aktiviteter uppmättes nedströms Nässjö reningsverk där två av fyra mätvärden var i klass 4 (högre än 75:e percentilen i historiska data).

Recipient																	
Oxidativ stress (µg tBHQ-ekv/liter)																	
	ARV	Henriksdal			Käppala			Nolhaga			Hammargård			Uddevalla			Nässjö
	Recipient:	Upp	Ned	%	Upp	Ned	%	Upp	Ned	%	Upp	Ned	%	Upp	Ned	%	Ned
2022	Sept														2,3		
	Okt				<LOD	<LOD								16,0	16,8	5,0%	
	Nov				<LOD	<LOD									8,9		
	Nov														7,5		12,6
	Dec																28,3
2023	Jan																18,4
	Jan																8,7
	Mar				<LOD	<LOD											
	April				<LOD	<LOD											
2024	Mar	4,9	<LOD	≥-19%	5,0	<LOD	≥-20%	17,7	<LOD	≥-56%*	<LOD	<LOD					
	Jun	<LOD	<LOD		<LOD	<LOD		4,6	4,0	-14%	<LOD	<LOD					
	Sep	<LOD	<LOD		<LOD	<LOD		<LOD	<LOD		<LOD	<LOD					
	Dec	5,5	<LOD	≥-1%	<LOD	<LOD		<LOD	<LOD		4,7	4,7	0%				
	median	5,2	<LOD		5,0	<LOD		11,1	4,0		4,7	4,7		16,0	8,2		15,5
	medel	5,2	<LOD		5,0	<LOD		11,1	4,0		4,7	4,7		16,0	8,9		17,0
	n	4	4		8	8		4	4		4	4		1	4		4
	Recipient	Kust			Kust			Inland			Inland			Inland			Inland

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
---------	---------	---------	---------	---------

Tabell 3.33

Oxidativ stress uppströms och nedströms i recipienterna till de sex studerade avloppsreningsverken. Den procentuella ökningen (positiva siffror) eller minskningen (negativa siffror) till provtagningsplatsen nedströms utsläppspunkten redovisas i kolumnerna "%". <LOD = under detektionsgräns. Proverna har klassificerats mot historiska data för recipientprov nedströms svenska avloppsreningsverk.

3.4 Genotoxicitet

De inkommande avloppsvattnen till Henriksdalsverket och Hammargårds reningsverk var genotoxiska vid samtliga fyra provtagningar och särskilt hög andel bildade mikrokärnor observerades för decemberproven (Tabell 3.34). Vid Käppalaverket var sju av åtta prov genotoxiska med högst andel mikrokärnor i proven tagna i oktober 2022 (REF3,125) och september 2024 (REF6,25). Provet som ej klassades som genotoxiskt kunde endast analyseras vid REF3,125 då det var cytotoxiskt vid högre koncentrationer vilket minskar känsligheten i analysen. På Nollhaga reningsverk var proverna från mars och juni 2024 inte genotoxiska medan de från september och december visade på förekomst av genotoxiska ämnen vilket visar variation över tid. Prov från Kiviks reningsverk kunde vid två tillfällen analyseras upp till REF12,5 och de resterande tre i REF6,25 och även i Uddevalla kunde två prov analyseras vid REF12,5 vilket kan indikera en mindre förekomst av cytotoxiska ämnen jämfört med de andra reningsverken. Båda reningsverken hade dessutom negativa analyssvar vid REF12,5.

Inkommande orenat avloppsvatten																			
Genotoxicitet		2022			2023		2024									2025			
ARV:		Sept	Okt	Nov	Dec	Jan	Jan	Feb	Mar	Maj	Mar	Jun	Sep	Okt	Dec	Feb	Mars	April	Maj
Henriksdal	Gentox										JA	JA	JA		JA				
	REF										6,25	6,25	6,25		6,25				
	MK										4,8	4,7	6,4		14,5				
Käppala	Gentox		JA	JA					JA	NEJ	JA	JA	JA		JA				
	REF		3,125	12,5					12,5	3,125	6,25	6,25	6,25		6,25				
	MK		11,8	4,8					6,2	2,1	3,2	4,5	13,3		5,4				
Hammar-gård	Gentox										JA	JA	JA		JA				
	REF										6,25	6,25	6,25		6,25				
	MK										5,6	4,1	6,9		11,0				
Nolhaga	Gentox										NEJ	NEJ	JA		JA				
	REF										6,25	3,125	6,25		6,25				
	MK										2,6	1,4	11,1		13,1				
Kivik	Gentox													JA		NEJ	JA	JA	NEJ
	REF													6,25		12,5	12,5	6,25	6,25
	MK													9,4		2,3	3,9	5,8	2,9
Uddevalla	Gentox	JA	NEJ	JA				ea											
	REF	6,25	12,5	12,5															
	MK	6,2	2,3	7,3															
Nässjö	Gentox			ea	ea	ea	ea												

Tabell 3.34

Genotoxicitet i inkommande orenat avloppsvatten. JA/NEJ visar om provet är klassat som genotoxiskt, REF = relativ koncentreringsgrad, MK = andel mikrokärnor jämfört med negativ kontroll.

I utgående renat avloppsvatten kunde de flesta prov analyseras vid den högsta koncentrationen som används, REF50 (Tabell 3.35). Det största undantaget var proverna från Nässjö reningsverk där två endast kunde analyseras vid REF12,5 och två vid REF25. Proverna från Henriksdalsverket var konsekvent genotoxiska i både aktivslam- och MBR-linjerna, även i mars 2024 då den högsta koncentration som kunde analyseras var REF12,5. Flera prov hade mycket hög andel bildade mikrokärnor och även om värdena var systematiskt högre i AS-linjen är det anmärkningsvärt att tydlig genotoxicitet kvarstår även efter rening med MBR, i synnerhet i december 2024.

Även samtliga prov från Uddevalla, Nollhaga och Hammargårds reningsverk var genotoxiska, dock var andelen bildade mikrokärnor lägre än i Henriksdalsverkets renade vatten. På Käppalaverket var tre av fem prover på utgående renat vatten genotoxiska och i Nässjö affärsverk hälften vilket tyder på variationer i reningseffektivitet. I Nässjö affärsverk kan dock de relativt låga REF-värdena ha påverkat möjligheten att detektera genotoxisk effekt. Särskild hög andel bildade mikrokärnor uppmättes på Käppalaverket i mars 2024, dock lägre än de högsta värdena i Henriksdalsverkets båda linjer.

Endast ett prov från Kiviks reningsverk var genotoxiskt vilket antyder särskilt hög reningseffektivitet, det ska dock beaktas att endast tre av fem prov på inkommande orenat vatten hade mätbar genotoxisk effekt. Genotoxisk aktivitet *in vitro* är en viktig varningssignal om miljörisk. Den innebär potentiell DNA-skada som kan påverka organismer och populationer. Om det observeras i utgående vatten bör källor identifieras och åtgärder övervägas såsom källspårning (t.ex. sjukhus eller industrier) eller komplettering av reningsprocessen med avancerad rening (t.ex. aktivt kol eller ozon).

Utgående renat avloppsvatten																			
Genotoxicitet		2022				2023					2024					2025			
ARV		Sept	Okt	Nov	Dec	Jan	Jan	Feb	Mar	Maj	Mar	Jun	Sep	Okt	Dec	Feb	Mars	April	Maj
Henriksdal-AS	Gentox										JA	JA	JA		JA				
	REF										12,5	50	50		50				
	MK										12,3	107	38		123				
Henriksdal-MBR	Gentox										JA	JA	JA		JA				
	REF										12,5	50	50		50				
	MK										5,8	14	16		56				
Käppala	Gentox		NEJ	JA					JA	NEJ	JA	NEJ	JA		JA				
	REF		50	50					50	50	50	50	50		50				
	MK		2,4	4,6					5,4	1,4	31,8	2,9	9,1		5,5				
Hammargård	Gentox										JA	JA	JA		JA				
	REF										50	50	50		50				
	MK										12,2	11	3,1		8,2				
Nolhaga	Gentox										JA	JA	JA		JA				
	REF										25	50	50		50				
	MK										3,3	3,1	3,7		7,9				
Kivik	Gentox													NEJ		NEJ	NEJ	JA	NEJ
	REF													50		50	50	50	50
	MK													1,2		1,0	2,0	3,3	1,6
Uddevalla	Gentox	JA	JA	JA				JA											
	REF	50	50	50				50											
	MK	5,9	4,2	6,3				6,2											
Nässjö	Gentox			JA	JA	NEJ	NEJ												
	REF			12,5	25	25	12,5												
	MK			3,2	4,8	1,8	1,5												

Tabell 3.35

Genotoxicitet i utgående renat avloppsvatten. JA/NEJ visar om provet är klassat som genotoxiskt, REF = relativ koncentreringsgrad, MK = andel mikrokärnor jämfört med negativ kontroll.

På Kiviks reningsverk renades den genotoxiska effekt som kunde uppmätas i det inkommande avloppsvattnet effektivt redan med MBR (Tabell 3.36), i kontrast till Henriksdalsverkets MBR-linje där genotoxicitet uppmättes i samtliga prov (Tabell 3.35). I april 2025 detekterades genotoxisk aktivitet i det utgående vattnet från Kiviks reningsverk, trots att provet efter MBR ej uppvisade genotoxicitet. Orsaken till detta går ej att fastställa men det är möjligt att genotoxiska ämnen som tidigare adsorberat till GAK har desorberat, vilket kan inträffa t.ex. vid ändrad vattenkvalitet eller mättnad av GAK. Kolet togs i drift årsskiftet 2019/2020 och i april 2025 var antalet bäddvolymmer ca 57 000. Kolets mättnadsgrad har analyserats kontinuerligt genom kemisk analys sedan det togs i drift och uppvisar inga tecken på mättnad.

	Genotoxicitet		Ink	MBR	Utg (GAK)
2024	Okt	Gentox	JA	NEJ	NEJ
		REF	6,25	50	50
		MK	9,4	2,1	1,2
2025	Feb	Gentox	NEJ	NEJ	NEJ
		REF	12,5	50	50
		MK	2,3	1,6	1,0
	Mars	Gentox	JA	NEJ	NEJ
		REF	12,5	50	50
		MK	3,9	1,2	2,0
	April	Gentox	JA	NEJ	JA
		REF	6,25	50	50
		MK	5,8	2,3	3,3
	Maj	Gentox	NEJ	NEJ	NEJ
		REF	6,25	50	50
		MK	2,9	2,1	1,6

Tabell 3.36

Genotoxicitet i prov tagna från Kiviks reningsverk inkommande orenat avloppsvatten (Ink), efter rening med membranbioreaktor (MBR) samt i utgående renat vatten, efter GAK-filtrering (Utg (GAK)). JA/NEJ visar om provet är klassat som genotoxiskt, REF = relativ koncentreringsgrad, MK = andel mikrokärnor jämfört med negativ kontroll.

Samtliga recipientprover kunde analyseras vid REF50 (Tabell 3.37). I fem fall där genotoxisk effekt kunde uppmätas nedströms var denna även mätbar uppströms utsläppspunkterna för renat avloppsvatten. Däremot fanns det fyra fall där genotoxisk aktivitet inte kunde uppmätas uppströms men detekterades nedströms; i recipienterna till Henriksdal och Hammargård i mars 2024, Nohaga december 2024 samt Uddevalla oktober 2022. I samtliga av dessa fyra fall uppmättes genotoxisk aktivitet i de utgående renade avloppsvattnen vilket gör att bidrag från dessa inte kan uteslutas.

Genotoxicitet			2022								2023		2024			
ARV	Recipient		Sept	Okt	Nov	Nov	Dec	Jan	Jan	Mar	April	Mar	Jun	Sep	Dec	
Henriksdal	Upp	Gentox										NEJ	NEJ	JA	NEJ	
		REF										50	50	50	50	
		MK										1,5	2,8	20,7	2,2	
	Ned	Gentox										JA	NEJ	JA	NEJ	
		REF										50	50	50	50	
		MK										3,0	2,3	7,4	2,2	
Käppala	Upp	Gentox		JA	NEJ					NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	JA	NEJ	
		REF		50	50					50	50	50	50	50	50	
		MK		7,1	1,7					1,5	1,3	2,5	1,3	17,6	2,1	
	Ned	Gentox		JA	NEJ					NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	JA	NEJ	
		REF		50	50					50	50	50	50	50	50	
		MK		7,8	2,5					1,1	0,5	2	1,3	9,1	1,7	
Nolhaga	Upp	Gentox										NEJ	NEJ	JA	NEJ	
		REF										50	50	50	50	
		MK										2,1	1,9	3,4	2,4	
	Ned	Gentox										NEJ	NEJ	JA	JA	
		REF										50	50	50	50	
		MK										2,4	2,2	5,0	3,1	
Hammargård	Upp	Gentox										NEJ	JA	NEJ	NEJ	
		REF										50	50	50	50	
		MK										2,4	4,3	2,0	2,1	
	Ned	Gentox										JA	JA	NEJ	NEJ	
		REF										50	50	50	50	
		MK										3,5	3,1	1,4	2,2	
Uddevalla	Upp	Gentox		NEJ												
		REF		50												
		MK		2,3												
	Ned	Gentox	JA	JA	JA	JA										
		REF	50	50	50	50										
		MK	10,6	4,1	4,0	14,2										
Nässjö	Ned	Gentox				JA	NEJ	NEJ	NEJ							
		REF				50	50	50	50							
		MK				5,2	2,6	2,7	2,1							

3.5 Akut toxicitet i fiskceller

Akut toxicitet i fiskceller indikerar föroreningsnivåer med risk för dödlighet hos fisk och är en viktig tidig varningssignal för ekotoxikologisk påverkan. Inom detta projekt uppmättes akut toxicitet endast i ett prov, inkommande orenat avloppsvatten till Käppalaverket i september 2024 (Bilaga A, Tabell A.1). Dock så kunde reningsprocessen hantera denna och ingen effekt uppmättes i det utgående vattnet eller i recipienten.

Tabell 3.37

Genotoxicitet i de olika reningsverkens recipienter. JA/NEJ visar om provet är klassat som genotoxiskt, REF = relativ koncentreringsgrad, MK = andel mikrokärnor jämfört med negativ kontroll.

4 Sammanfattning, slutsatser och råd

4.1 Sammanfattning av resultat

Hormonstörande effekter

Östrogena effekter (östrogenreceptor(ER)-aktivitet) uppmättes i samtliga prov på inkommande avloppsvatten och i majoriteten av prov på utgående renade vatten, i linje med vad som observerats i historiska data. I de flesta prov på utgående vatten samt upp- och nedströms i recipienterna överskreds de effektbaserade riktvärden som föreslagits av BioCell Analytica för östrogena effekter (se avsnitt 2.4).

- De högsta enskilda nivåerna (klass 5, motsvarande högre än 90:e percentilen jämfört med historiska data) i inkommande orenat avloppsvatten uppmättes i Henriksdalsverket och Käppalaverket medan högst medel- och medianvärden (motsvarande klass 4) beräknades för Kiviks reningsverk.
- Reningseffektiviteten var som median hög (98 %) men hade en större spridning jämfört med tidigare studier i Sverige, särskilt vid Nohaga reningsverk men även vid enskilda tillfällen från Henriksdalsverket och Käppalaverket.
- De utgående renade avloppsvattnen hade i de flesta fall högre nivåer än föreslagna riktvärden för östrogena effekter i inlands- och kustvatten på respektive 0,7 och 0,1 ng E2-ekv/liter. Vid Nässjö reningsverk uppmättes genomgående väldigt höga aktiviteter som var ca 200–500 gånger högre än riktvärdet i inlandsvatten, men även i enskilda prov från Henriksdalsverkets AS-linje, Hammargårds reningsverk och Nohaga reningsverk var de östrogena effekterna ca 100–300 ng E2-ekv/liter. Lägst ER-aktiviteter (av östrogena ämnen) uppmättes i utgående vatten från Kiviks reningsverk och Skansverket i Uddevalla men trots detta överskreds föreslagna riktvärden för ytvatten i två av fem respektive tre av fyra prov.
- Henriksdalsverkets MBR-linje var generellt mer effektiv att rena östrogena effekter än aktivslamlinjen.
- Vid Kiviks reningsverk renade MBR-steget ≥ 97 % av östrogena effekter i inkommande orenat vatten, och ytterligare ≥ 74 % med filtrering genom granulerat aktivt kol (GAK). De två fall när det föreslagna riktvärdet i recipient överskreds i det utgående GAK-filtrerade vattnet överlappade med högst nivåer efter MBR och lägst renings-effektivitet med GAK.
- I pilotförsöken vid Nohaga reningsverk gav ozon följt av GAK-filtrering en effektivare rening än filtrering med biologiskt aktivt kol (BAK), dock överskreds ändå det föreslagna riktvärdet för östrogena effekter i det renade vattnet vid ett av tre provtagningstillfällen.
- I recipienterna kunde ingen systematisk ökning ses nedströms avloppsreningsverkens utsläppspunkter, dock så var nivåerna i de flesta prov högre än föreslagna riktvärden för östrogena effekter i inlands- och kustvatten vilket visar på halter som kan vara skadliga för akvatiska ekosystem. Endast i recipienten till Skansverket var samtliga prov under riktvärdet. I recipienten till Nässjö reningsverk uppmättes väldigt höga östrogena effekter som var ca 6–85 gånger högre än riktvärdet i inlandsvatten. I Nässjö bör bidraget från utsläpp av renat avloppsvatten till recipient utredas vidare.
- Kemisk analys av östrogena ämnen kunde förklara 26–61 % av den östrogena effekten som uppmättes i inkommande orenat avloppsvatten till Hammargårds reningsverk medan endast 0–3 % av totaleffekten i utgående renat avloppsvatten kunde härledas till uppmätta kemiska koncentrationer trots att den östrogena effekten var långt

över det föreslagna riktvärdet i inlandsvatten (ca 55–300 gånger). Detta visar att effektbaserad analys behövs för att kunna mäta förekomsten av östrogena ämnen i nivåer som kan vara skadliga för akvatiska ekosystem.

Androgena effekter (androgenreceptor(AR)-aktivitet) kunde uppmätas i de allra flesta prov på inkommande avloppsvatten vilket överensstämmer väl med historiska data, medan endast en femtedel av prov på utgående renade avloppsvatten var över detektionsgräns vilket är något lägre än vad som observerats historiskt. Reningseffektiviteten var överlag mycket hög men detta till trots kunde nivåer över det föreslagna riktvärdet i miljö uppmätas i enstaka prov på både utgående renat vatten och i recipient.

- Medelvärden för androgena effekter i inkommande vatten var höga, i klass 5, för tre avloppsreningsverk, Henriksdal, Käppalaverket och Hammargårds reningsverk, medan lägre aktiviteter (klass 2 och 3) uppmättes i prov från Nohaga reningsverk, Kiviks reningsverk samt Skansverket.
- I utgående renade vatten var samtliga prov under detektionsgränsen för Henriksdalsverkets MBR-linje, Käppalaverket, Hammargårds reningsverk, Kiviks reningsverk och Skansverket och reningseffektiviteten var mycket hög ($\geq 99\%$).
- Androgena effekter över det föreslagna riktvärdet för miljö uppmättes i ett prov från Henriksdalsverkets aktivslamlinje, tre från Nohaga reningsverk samt två från Nässjö reningsverk. På Henriksdalsverket var reningseffektiviteten fortfarande hög vid detta tillfälle (97 %) medan prov på inkommande vatten saknas för Nohaga och Nässjö reningsverk. Detta indikerar att hög reningseffektivitet inte garanterar att man når nivåer under riktvärdet. De androgena effekterna var särskilt höga vid Nässjö reningsverk där riktvärdet för miljö överskreds med upp till nära 3 000 gånger. För att utreda om de höga nivåerna vid Nässjö reningsverk kommer från höga nivåer i det inkommande vattnet och/eller låg reningseffektivitet bör även inkommande vatten analyseras framgent.
- Henriksdalsverkets MBR-linje renade androgena effekter i högre utsträckning jämfört med AS-linjen.
- På Kiviks reningsverk reducerades de androgena effekterna till under detektionsgränsen redan i MBR-steget och därför kunde inte den efterföljande GAK-filtreringen utvärderas.
- I de två pilotlinjerna på Nohaga reningsverk var samtliga prov under detektionsgränsen. Detta indikerar att de AR-aktiva (androgena) ämnen som förekommer kan renas lika väl med en biologisk filtrering som vid mer avancerad rening med ozon och GAK-filtrering, något som inte observerades för de andra studerade biologiska effekterna vilka BAK-filtreringen inte kunde rena i samma grad som ozon och GAK.
- I recipienterna var endast tre prov över detektionsgränsen, samtliga tagna nedströms utsläppspunkterna för renat avloppsvatten; två i Nässjö och ett från Henriksdal. Båda proven från Nässjö var över riktvärdet för androgena effekter i miljön och överlappade med de tillfällen höga aktiviteter uppmättes i det utgående renade vattnet från reningsverket.

Miljösensorer

Anti-androgena effekter (blockering av androgenreceptorn, anti-AR) detekterades i ca 80 % av inkommande avloppsvatten och ca 60 % av utgående renade avloppsvatten vilket är jämförbart med historiska data. Reningseffektiviteten var lägre än för ER- och AR-aktivitet och stämde väl överens med en tidigare studie på svenska avloppsreningsverk (Holm & Önnby 2022).

- I inkommande orenat avloppsvatten uppmättes de högsta anti-androgena effekterna i prov från Käppalaverket, Nohaga reningsverk och Henriksdalsverket. Tre prov, två från Käppala och ett från Henriksdal, var högre än 90:e percentilen i historiska

data (klass 5). Lägst aktiviteter (klass 1–3 för samtliga prov) uppmättes i prov från Kiviks reningsverk och Skansverket i Uddevalla.

- I utgående renat avloppsvatten var samtliga prov från Henriksdalsverkets båda linjer samt Kiviks reningsverk under detektionsgräns vilket indikerar en god och jämn rening av anti-androgena ämnen. De högsta anti-androgena effekterna uppmättes i prov från Nollhaga reningsverk där fem av sex prov var högre än 75:e percentilen i historiska data varav två var i klass 5 (över 90:e percentilen).
- På Kiviks reningsverk reducerades de anti-androgena effekterna till under detektionsgränsen redan i MBR-steget, precis som för androgena effekter, och därför kunde inte den efterföljande GAK-filtreringen utvärderas separat.
- I pilotförsöken på Nollhaga reningsverk var det stor skillnad mellan de två parallella linjerna där BAK-filtreringen inte gav någon eller mycket liten rening av anti-androgena effekter medan samtliga prov från ozon- och GAK-linjen var under detektionsgräns.
- I recipientproverna var ca en fjärdedel av de tagna uppströms över detektionsgräns och ca en tredjedel av nedströmsproverna. Däremot kunde ingen systematisk ökning nedströms observeras. Tre prov var i klass 5 (högre än 90:e percentilen i historiska data) varav två från Käppalaverket (ett uppströms och vid samma tillfälle nedströms) samt ett prov nedströms Hammargårds reningsverks utsläppspunkt.

Arylhydrokarbonreceptor (AhR)-aktivitet uppmättes i samtliga prov på inkommande orenat avloppsvatten och >90 % av proven på utgående renat vatten vilket stämmer väl överens med vad som observerats i historiska data. Reningseffektiviteten varierade mycket och var överlag lägre än i tidigare studier på svenska avloppsreningsverk (Holm & Önnby 2022; Lundqvist et al. 2019).

- I inkommande orenat avloppsvatten var de flesta uppmätta värden i klass 2 eller 3 och endast två prov, ett från Henriksdalsverket och ett från Hammargårds reningsverk, i klass 4.
- I utgående renat avloppsvatten var AhR-aktiviteten särskilt låg i prov från Kiviks reningsverken relativt låga aktiviteter uppmättes även i prov från Henriksdalsverkets båda linjer och Skansverket. I prov från Nässjö reningsverk var tre av fyra i klass 4 och även vid Nollhaga reningsverk och Käppalaverket uppmättes nivåer i klass 4 i respektive ett och två prov. Det högsta enskilda värdet var i klass 5 vilket uppmättes i decemberprovet från Hammargårds reningsverk.
- Reningseffektiviteten för AhR-aktivitet varierade mycket på de flesta studerade avloppsreningsverken men var hög och jämn vid Kiviks reningsverk (≥ 96 %) och relativt hög även i Uddevalla.
- I Henriksdalsverket var det ingen större skillnad i reningseffektivitet mellan AS och MBR och samtliga prov var i klass 2 eller 3.
- AhR-aktiviteten minskade med ca 60–90 % i MBR-steget på Kiviks reningsverk medan den efterföljande GAK-filtreringen renade aktiviteten ytterligare till under detektionsgräns (klass 1) eller klass 2.
- Den pilotskaliga BAK-filtreringen på Nollhaga reningsverk ledde till ökning eller begränsad rening av AhR-aktivitet medan ozon och GAK-filtrering var betydligt mer effektivt.
- AhR-aktivitet kunde uppmätas i de flesta recipientprover, något som även observerats i historiska data. Likt övriga parametrar kunde ingen systematisk ökning ses nedströms utsläppspunkterna.
- I Nässjö reningsverks recipient uppmättes mycket hög AhR-aktivitet med tre av fyra prov i klass 5. De uppmätta nivåerna var vid samtliga provtagningstillfällen högre i recipient än i det utgående vattnet vilket var en unik observation för denna parameter jämfört med övriga studerade biologiska effekter. Detta indikerar att det finns en annan okänd källa för AhR-aktiva ämnen som bör utredas vidare genom källspårning i recipienten eller dess tillrinningsområde.

Oxidativ stress detekterades i samtliga prov på inkommande orenat avloppsvatten och 70 % av de utgående renade avloppsvattenproverna vilket är i linje med historiska data. Reningseffektiviteten var relativt hög (medel 85 ± 11 %) vilket överensstämmer väl med studien av Holm och Önnby 2022.

- Samtliga mätvärden i inkommande orenat avloppsvatten var i klass 2 eller klass 3 och lägst oxidativ stress uppmättes på Kiviks reningsverk och Skansverket.
- Reningseffektiviteten var generellt god, i synnerhet i Henriksdalsverkets AS-linje där samtliga prov var under detektionsgränsen. I det utgående vattnet från Nässjö reningsverk var oxidativ stress däremot hög med två av fyra prov i klass 4 och ett i klass 5. För att utreda om detta är orsakat av hög oxidativ stress i den inkommande orenade vattnet och/eller låg reningseffektivitet behöver även prov på inkommande vatten analyseras framöver.
- På Kiviks reningsverk minskade oxidativ stress i MBR-steget med >80 % vid samtliga provtagningstillfällen medan efterföljande GAK-filtrering minskade all mätbar aktivitet ytterligare.
- Från pilotförsöken på Nohaga reningsverk kan konstateras att BAK-filtreringen hade begränsad men kvantifierbar reningseffektivitet (kring 30 %) medan ozon och GAK-filtreringen var mer effektiv.
- I recipienterna var ca 2/3 av proverna under detektionsgränsen vilket är fler än vad som tidigare observerats i historiska data för recipientprover nedströms utsläpp av renat avloppsvatten. Som för övriga parametrar kunde ingen systematisk ökning uppmätas nedströms utsläppspunkterna. I Uddevalla och Nässjös recipienter var samtliga prov över detektionsgränsen, varav ett nedströms i Uddevalla och två nedströms i Nässjö som var i klass 4. I de övriga recipienterna var de flesta prov under detektionsgränsen (dvs. i klass 1).

DNA-skada

Genotoxicitet kunde uppmätas i de flesta prov på inkommande och utgående vatten från reningsverken. Proverna från Henriksdalsverket var konsekvent genotoxiska i både aktivslam- och MBR-linjerna. Flera prov från Henriksdalsverket hade mycket hög andel bildade mikrokärnor och även om värdena var systematiskt högre i AS-linjen är det anmärkningsvärt att tydlig genotoxicitet kvarstår även efter rening med MBR. På Kiviks reningsverk renades den genotoxiska effekt som kunde uppmätas i det inkommande avloppsvattnet effektivt redan med MBR. Även samtliga prov från Uddevalla, Nohaga och Hammargårds reningsverk var genotoxiska, dock var andelen bildade mikrokärnor lägre än i Henriksdalsverkets renade vatten. På Käppalaverket var tre av fem prover på utgående renat vatten genotoxiska och i Nässjö reningsverk hälften vilket tyder på variationer i reningseffektivitet.

Genotoxisk aktivitet *in vitro* är en viktig varningssignal om miljörisk. Den innebär potentiell DNA-skada som kan påverka organismer och populationer. Om det observeras i utgående vatten bör källor identifieras och åtgärder övervägas såsom källspårning eller komplettering av reningsprocessen.

4.2 Slutsatser

Inom detta projekt har vi kunnat uppmäta samtliga toxiska effekter som studerats i inkommande orenat avloppsvatten, utgående renat avloppsvatten samt i recipient. Tidigare okända risker har identifierats i form av t.ex. generellt höga östrogena effekter i renat avloppsvatten samt recipienter, men även lokal problematik med bl.a. hög AhR-aktivitet har identifierats, vilket kan motivera ytterligare rening.

Utbredda mätbara toxiska effekter: Östrogena effekter överskred ofta föreslagna riktvärden i både renat vatten och recipienter, och androgena effekter i vissa fall. Detta visar att det finns risk för negativa effekter på akvatiska ekosystem.

Teknikskillnader: MBR var generellt mer effektiv jämfört med rening med den konventionella aktivslamprocessen på Henriksdals reningsverk. I Nollhaga reningsverks pilotförsök gav ozonering följt av GAK-filtrering högre reduktion av de flesta studerade toxiska effekterna än BAK-filtrering. Trots detta kunde vare sig MBR eller ozon i kombination med GAK-filtrering säkerställa nivåer under föreslagna effektbaserade riktvärden i ytvatten, vilket kan ge en påverkan på akvatiskt liv, åtminstone lokalt vid utsläppspunkterna.

Lokal problematik: Nässjö reningsverk framstår som en spridningsväg för flera biologiska effekter, inklusive östrogena, androgena och AhR-aktiva ämnen. För att utreda om höga aktiviteter i utgående renat vatten beror på höga aktiviteter i det inkommande vattnet och/eller låg reningseffektivitet bör framtida provtagningar kompletteras med prov på inkommande orenat avloppsvatten. Om höga effekter uppmäts i det inkommande orenade vattnet kan provtagning uppströms och en bred screening med både effektbaserad och kemisk analys ge viktig information om potentiella källor.

Kemisk analys räcker inte till: Traditionell kemisk analys av ämnen med östrogena egenskaper kan inte förklara den totala biologiska effekten, särskilt i utgående vatten där effekterna är lägre men fortfarande betydligt högre än föreslagna effektbaserade riktvärden för ytvatten. Detta visar att effektbaserad analys fångar en bredare toxicitet.

Recipientpåverkan: Trots att de studerade effekterna generellt inte ökade i recipienterna nedströms utsläppspunkterna jämfört med uppströms reningsverken ligger många recipientprover över föreslagna riktvärden vilket pekar på kumulativa belastningar från flera källor.

Genotoxicitet: Förekomst i renat vatten, med särskilt hög andel mikrokärnor vid Henriksdalsverket, utgör en allvarlig varningssignal om risk för DNA-skador hos vattenlevande organismer.

4.3 Råd till avloppsreningsverken

Generellt för användning av effektbaserad analys på avloppsreningsverk och i recipient:

- Effektbaserad analys bör integreras som komplement till kemiska analyser vid övervakning av avloppsreningsverk eftersom den fångar biologiska effekter som inte kan förklaras av enskilda kemikalier.
- Riktvärden, till exempel de som tagits fram av BioCell Analytica, samt historiska data från effektbaserad analys bör användas aktivt vid utvärdering av reningseffektivitet och recipientpåverkan.
- Reningsverk bör regelbundet utvärdera biologiska effekter i både inkommande vatten, utgående vatten och recipienter för att identifiera variationer över tid och plats.

Utifrån resultaten i detta projekt:

- Nässjö reningsverk bör prioriteras för vidare utredning av källor till östrogena, androgena och AhR-aktiva ämnen samt behov av processförbättringar.
- Nya reningstekniker kan vara motiverat för att minska toxiska effekter i utgående renat avloppsvatten och recipienter.
- Reningsverk där genotoxiska effekter påvisas i utgående vatten bör genomföra

källspårning och utvärdera åtgärder för att reducera riskerna, exempelvis genom processoptimering eller kompletterande rening.

- Vid höga och svårförklarade effekter (som i Nässjös recipient för AhR-aktivitet) bör även externa källor eller spridningsvägar i tillrinningsområdet kartläggas.

Förslag på framtida arbete:

- Systematiskt jämföra olika reningsprocesser och kombinationer som kan utgöra kvartär rening på avloppsreningsverk, t.ex. ozon + GAK jämfört med endast GAK och ozon + BAK.
- Jämföra reduktion av specifika ämnen vid kvartär rening med reningseffektiviteten för olika toxiska effekter från effektbaserad analys.

Referenser

- Brack W., Ait Aissa S., Backhaus T. et al. (2019). Effect-based methods are key. The European Collaborative Project SOLUTIONS recommends integrating effect-based methods for diagnosis and monitoring of water quality. *Environ. Sci. Eur.*, 31:10.
- California Environmental Protection Agency (2019). *Water Quality Control Policy for Recycled Water*. https://www.waterboards.ca.gov/board_decisions/adopted_orders/resolutions/2018/121118_7_final_amendment_oal.pdf
- COM (2022)540 final. *Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy, Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against standards and deterioration and Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy*. Brussels: European Commission.
- Dingemans M. L., Baken K. A., van der Oost R., Schriks M. och van Wezel A. P. (2018). Risk-Based Approach in the Revised European Union Drinking Water Legislation: Opportunities for Bioanalytical Tools. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 999, 1-9
- Dopp E., Pannekens H., Gottschlich A., Schertzinger G. et al. (2021). Effect-based evaluation of ozone treatment for removal of micropollutants and their transformation products in waste water. *J. Toxicol., Environ. Health, Part A.*, 84, 418-439.
- Enault J., Loret J.-F., Neale P. A., de Baat M. L., Escher B. I., Belhadj F., Kools S. A. E., Pronk G. J. och Leusch F. D. L. (2023). How effective are water treatment processes in removing toxic effects of micropollutants? A literature review of effect-based monitoring data. *J Water Health*, 21 (2):235-250.
- Escher B.I., van Daele C., Dutt M. et al. (2013). Most oxidative stress response in water samples comes from unknown chemicals: The need for effect-based water quality trigger values. *Environ. Sci. Technol.*, 47, 7002-7011.
- Escher B.I., Allinson M., Altenburger R. et al. (2014). Benchmarking organic micropollutants in wastewater, recycled water and drinking water with in vitro bioassays. *Environ. Sci. Technol.*, 48, 1940-1956.
- Escher B.I. och Neale P.A. (2021). Effect-based trigger values for mixtures of chemicals in surface water detected with in vitro bioassays. *Environ. Toxicol. Chem.* 40, 487-499.
- Escher B., Neale P. och Leusch F. (2021). *Bioanalytical Tools in Water Quality Assessment*. Second edition. IWA Publishing. doi: 10.2166/9781789061987_0001 <https://iwaponline.com/ebooks/book/832/Bioanalytical-Tools-in-Water-Quality-Assessment>
- Europeiska unionen, 2024. *Europaparlamentets och rådets direktiv (EU) 2024/3019 av den 31 januari 2024 om avloppsvatten från tätbebyggelse (omarbetning)*. 2024/3019. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2024/3019/oj/eng>
- Global Water Research Coalition (2023). *Effect Based Monitoring in Water safety Planning – Factsheet for legislators*. <https://edepot.wur.nl/629691>
- Griffith D. R., Kido Soule M. C., Matsufuji H., Eglinton T. I., Kujawinski E. B. och Gschwend P. M (2014). Measuring Free, Conjugated, and Halogenated Estrogens in Secondary Treated Wastewater Effluent. *Environ. Sci. Technol.*, 48, 5, 2569–257
- Havs- och vattenmyndigheten (2019). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25, ursprunglig utgåva 2019-12-17)*.

-
- Hommel E., König M., Braun G., Krauss M., Kamjunke N., Brack W., Matousu A., Sanders T., Nussmann I., Achterberg E- P., Raupers B. och Escher B. (2025). Following the Mixtures of Organic Micropollutants with *In Vitro* Bioassays in a Large Lowland River from Source to Sea. *ACS Environmental Au*, 5, 4, 363-375
- Holm G. och Önnby L. (2022). *Effektbaserade analyser för att utvärdera reningseffektivitet och miljörisker i avloppsvatten*. Stockholm: Sweco. https://www.svensktvatten.se/globalassets/dokument/avlopp-och-miljo/bestallargrupp/rapport_effekt-baserad-analys_221107.pdf
- Hotchkiss A., Ankley G. T., Wilson V. S. och Hartig P. C. (2008). Of Mice and Men (and Mosquitofish): Antiandrogens and Androgens in the Environment. *BioScience*. 58. 1037-1050.
- Huanyu T., Jianghong S., Wei G., Jiawei Z., Hui G. och Yunhe W. (2022). Environmental fate and toxicity of androgens: A critical review. *Environmental Research*, Volume 214, Part 2, 113849, ISSN 0013-9351,
- Könemann S., Kase R., Simon E., Swart K., Buchinger S., Schlüssener M., Hollert H., Escher B.I., Werner I., Ait-Assa S., Vermeirssen E., Dulio V., Valsecchi S., Polesello S., Behnisch P., Javurkova B., Perceval O., di Paolo C., Olbrich D., Sychrova E., Schlichting R., Leborgne L., Clara M., Scheffknecht C., Marneffe Y., Chalon C., Tusil P., Soldan P., von Danwitz B., Schwaiger J., San Martin Becares M.I., Bersani F., Hilscherova K., Reifferscheid G., Ternes T. och Carere M. (2018). Effect-based and chemical analytical methods to monitor estrogens under the European Water Framework Directive. *Trends Anal. Chem.* 102, 225–235.
- Lavonen E. och Pedersen K. (2024). *Mikrobiologiska och kemiska risker vid dricksvattenproduktion*. SVU-rapport 2024-20. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Lewis P., Neale P. A., Tan H., Leeder J., O'Malley E., Taylor M. P., Leusch F. D. L. och Saaristo M. (2025). A bioanalytical and chemical approach for wastewater discharge: Beyond detected chemicals for water quality assessment. *Environmental Pollution*, 338, 126807
- Lundqvist J., Lavonen E., Mandava G., Selin E., Ejhed H. och Oskarsson A. (2024). Effect-based monitoring of chemical hazards in drinking water from source to tap: seasonal trends over 2 years of sampling. *Environmental Sciences Europe* 36:45
- Lundqvist J., Mandava G., Lungu-Mitea S. Yin Lai F. och Ahrens, L. (2019). In vitro bioanalytical evaluation of removal efficiency for bioactive chemicals in Swedish wastewater treatment plants. *Sci. Rep.* 9, 7166
- Muschket M., Di Paolo C., Tindall A. J., Touak G., Phan A., Krauss M., Kirchner K., Seiler T.-B., Hollert, H. och Brack W. (2018). Identification of Unknown Antiandrogenic Compounds in Surface Waters by Effect-Directed Analysis (EDA) Using a Parallel Fractionation Approach. *Environ. Sci. Technol.*, 52, 288-297
- Neale P.A., Munz N.A., Ait-Aissa S. et al. (2017). Integrating chemical analysis and bioanalysis to evaluate the contribution of wastewater effluent on the micropollutant burden in small streams. *Sci. Total Environ.* 576, 785-795.
- Neale P.A., O'Brien J. W., Glauch L., König M., Krauss M., Mueller J. F., Tschärke B. och Escher B. (2020). Wastewater treatment efficacy evaluated with *in vitro* bioassays. *Water Research*, 9, 100072
- OECD (2023). *Endocrine Disrupting Chemicals in Freshwater: Monitoring and Regulating Water Quality*, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/5696d960-en>
- Robitaille J., Denslow N.D., Escher B.I. et al. (2022). Towards regulation of Endocrine Disrupting Chemicals (EDCs) in water resources using bioassays – A guide to developing a testing strategy. *Environ. Res.* 205, 112483.
-

-
- Rosenmai A. K., Lundqvist J., Gago-Ferrero P., Mandava G., Ahrens L., Wiberg K. och Oskarsson O. (2018). Effect-based assessment of recipient waters impacted by onsite, small scale, and large scale wastewater treatment facilities – combining passive sampling with *in vitro* bioassays and chemical analysis. *Nature Scientific Reports*, 8, 17200
- Simon E., Duffek A., Stahl C., Frey M., Scheurer M., Tuerk J., Gehrmann L., Könemann S., Swart K., Benisch P., Olbrich D., Brion F., Aït-Aïssa S., Pasanen-Kase R., Werner I. och Vermeirsem E.L.M. (2022). Biological effect and chemical monitoring of Watch List substances in European surface waters: Steroidal estrogens and diclofenac - Effect-based methods for monitoring frameworks. *Environment International*, 159.
- Tang J.Y.M., Buseti F., Charrois J.W.A. et al. (2014). Which chemicals drive biological effects in wastewater and recycled water? *Water Res.*, 60, 289-299.
- Tousova Z., Oswald P., Slobodnik J. et al. (2017). European demonstration program on the effect-based and chemical identification and monitoring of organic pollutants in European surface waters. *Sci. Total Environ.* 601-602, 1849-1868.
- Urbatzka R., van Cauwenberge A., Maggioni S., Viganò L., Mandich A., Benfenati E., Lutz I. och Kloas W. (2007). Androgenic and antiandrogenic activities in water and sediment samples from the river Lambro, Italy, detected by yeast androgen screen and chemical analyses. *Chemosphere*, 67(6):1080-7
- Villanueva C. M., Cordier S., Font-Ribera L., Salas L. A. och Levallois P. (2015). Overview of Disinfection By-products and Associated Health Effects, *Curr. Environ. Health Rep.*, 2015, 2(1),107–115.
- Völker J., Stapf M., Miehe U. och Wagner M. (2019). Systematic review of toxicity removal by advanced wastewater treatment technologies via ozonation and activated carbon. *Environ. Sci. Technol.*, 53, 7215-7233.

Bilaga

Bilaga A Resultat från analys av akut toxicitet

Här redovisas resultat från analys av akut toxicitet i fiskceller som indikerar föroreningsnivåer med risk för dödlighet hos fisk vilket är en viktig tidig varningssignal för ekotoxikologisk påverkan.

Tabell A.1

Resultat från analys av akut toxicitet i fiskceller.

VA-organisation	Provtagningspunkt	Provtagningsmånad	Metabolisk aktivitet	Integritet cellmembran	Integritet lysosomernas membran	Akuttoxicitet, sammantagen bedömning
Käppala	Uppströms	jun-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Käppala	Nedströms	jun-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Käppala	Inkommande	jun-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Käppala	Utgående	jun-24	Nej	Nej	Nej	Nej
SVOA	Uppströms	jun-24	Nej	Nej	Nej	Nej
SVOA	Nedströms	jun-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Alingsås Kommun	Inkommande	jun-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Alingsås Kommun	Utgående	jun-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Alingsås Kommun	Uppströms	jun-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Alingsås Kommun	Nedströms	jun-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Kungsbacka	Inkommande	jun-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Kungsbacka	Utgående	jun-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Kungsbacka	Uppströms	jun-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Kungsbacka	Nedströms	jun-24	Nej	Nej	Nej	Nej
SVOA	Inkommande	jun-24	Nej	Nej	Nej	Nej
SVOA	Utgående-AS	jun-24	Nej	Nej	Nej	Nej
SVOA	Utgående-MBR	jun-24	Nej	Nej	Nej	Nej
SVOA	Uppströms	sep-24	Nej	Nej	Nej	Nej
SVOA	Nedströms	sep-24	Nej	Nej	Nej	Nej
SVOA	Inkommande	sep-24	Nej	Nej	Nej	Nej
SVOA	Utgående-AS	sep-24	Nej	Nej	Nej	Nej
SVOA	Utgående-MBR	sep-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Käppala	Uppströms	sep-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Käppala	Nedströms	sep-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Käppala	Inkommande	sep-24	Nej	Ja	Ja	Ja
Käppala	Utgående	sep-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Kungsbacka	Uppströms	sep-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Kungsbacka	Nedströms	sep-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Kungsbacka	Uppströms	sep-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Kungsbacka	Inkommande	sep-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Alingsås Kommun	Utgående	sep-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Alingsås Kommun	Utgående	sep-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Alingsås Kommun	Uppströms	sep-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Alingsås Kommun	Nedströms	sep-24	Nej	Nej	Nej	Nej

VA-organisation	Provtagnings-punkt	Provtagnings-månad	Metabolisk aktivitet	Integritet cellmembran	Integritet lysosomernas membran	Akuttoxicitet, sammantagen bedömning
Österlen VA	Inkommande	okt-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Österlen VA	MBR	okt-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Österlen VA	GAK	okt-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Alingsås	Inkommande	dec-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Alingsås	Utgående	dec-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Alingsås	Uppströms	dec-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Alingsås	Nedströms	dec-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Käppala	Inkommande	dec-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Käppala	Utgående	dec-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Käppala	Uppströms	dec-24	Prov sparades ej till denna analys			
Käppala	Nedströms	dec-24	Prov sparades ej till denna analys			
SVOA	Uppströms	dec-24	Nej	Nej	Nej	Nej
SVOA	Nedströms	dec-24	Nej	Nej	Nej	Nej
SVOA	Inkommande	dec-24	Nej	Nej	Nej	Nej
SVOA	Utgående-AS	dec-24	Nej	Nej	Nej	Nej
SVOA	Utgående-MBR	dec-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Kungsbacka	Inkommande	dec-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Kungsbacka	Utgående	dec-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Kungsbacka	Uppströms	dec-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Kungsbacka	Nedströms	dec-24	Nej	Nej	Nej	Nej
Österlen VA	Inkommande	feb-25	Nej	Nej	Nej	Nej
Österlen VA	MBR	feb-25	Nej	Nej	Nej	Nej
Österlen VA	GAK	feb-25	Nej	Nej	Nej	Nej
Österlen VA	Inkommande	mar-25	Nej	Nej	Nej	Nej
Österlen VA	MBR	mar-25	Nej	Nej	Nej	Nej
Österlen VA	GAK	mar-25	Nej	Nej	Nej	Nej
Österlen VA	Inkommande	apr-25	Nej	Nej	Nej	Nej
Österlen VA	MBR	apr-25	Nej	Nej	Nej	Nej
Österlen VA	GAK	apr-25	Nej	Nej	Nej	Nej
Österlen VA	Inkommande	maj-25	Nej	Nej	Nej	Nej
Österlen VA	MBR	maj-25	Nej	Nej	Nej	Nej
Österlen VA	GAK	maj-25	Nej	Nej	Nej	Nej

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se