Nr C 810
September 2023

Kartläggning av organiska mikroföroreningar – Töreboda avloppsreningsverk

Kartläggning, miljöpåverkan och åtgärdsförslag

På uppdrag av VA-avdelningen i Mariestad, Töreboda och Gullspång

Linda Önnby, Fredrik Hedman, Linus Karlsson och Christian Baresel

ivl SVENSKA MILJÖINSTITUTET

TÖREBODA MARIESTAD GULLSPÅNG
Kommuner i samarbete

Författare: Linda Önnby, Fredrik Hedman, Linus Karlsson och Christian Baresel
På uppdrag av: VA-avdelningen i Mariestad, Töreboda och Gullspång
Rapportnummer C 810
INSB nummer 978-91-7883-559-1

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2023
IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm
Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

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

Innehållsförteckning

Sammanfattning 5

1 Inledning 7

1.1 Syfte och mål 8

2 Bakgrund och förutsättningar 8

2.1 Töreboda avloppsreningsverk 8
2.2 Mottagande recipient 10
2.3 Reningstekniker för mikroföroreningar på svenska avloppsreningsverk 10

2.3.1 Oxidation med ozon 11
2.3.2 Adsorption till aktivt kol 12

3 Metod för karaktärisering av avloppsvatten på Töreboda ARV, mottagande recipient och lakvatten 13

3.1 Provtagningsplan 13
3.2 Provtagning på Töreboda avloppsreningsverk 14
3.3 Recipientprovtagning och provtagning uppströms recipient 15

3.3.1 Recipientbedömning och utspädning i recipient 16

3.4 Provtagning av lakvatten 18
3.5 Organiska mikroföroreningar och östrogen effekt 18
3.6 Analys av vattenmatris 19
3.7 Hantering av analysdata 20
3.8 Recipientbedömning med befintliga bedömningsgrunder och tillgängliga PNEC-värden för utgående avloppsvatten och i recipient 21
3.9 Befintliga gränsvärden och bedömningsgrunder 22

4 Resultat och diskussion 24

4.1 Förhållanden i reningsverket 24
4.2 Analyser vid Töreboda ARV 25

4.2.1 Hormoner och läkemedelsrester 25
4.2.2 Fenoler och östrogen effekt 27
4.2.3 PFAS11 27

4.3 Analyser i recipienten 28

4.3.1 Val av provpunkt uppströms recipienten utifrån analysdata 28
4.3.2 Hormoner och läkemedelsrester 29
4.3.3 Fenoler och östrogen effekt 30
4.3.4 PFAS11 32

4.4 Bedömning av avloppsvattnets karaktär – vattenmatrisen 32
4.5 Analys av lakvattenprover 34

5 Bedömning recipientpåverkan 36

5.1 Recipientbedömning utifrån halter i utgående avlopp och i recipient och toxikologiska riskkvoter 36

5.1.1 Läkemedel och hormoner med hög miljörisk 37
5.1.2 Fenoler, östrogen effekt och PFAS-ämnen med hög miljörisk 39

5.1.3 Samlad bedömning av recipienten avseende mikroföroreningar 40
5.2 Nya avloppsdirektivet och EQS-direktivet 40
5.2.1 EQS-direktivet 40
5.2.2 Avloppsdirektivet 41
5.3 Behov av avancerad rening vid Töreboda ARV 41
6 Åtgärdsförslag 42
6.1 Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör hög risk 42
6.1.1 Sammanfattning av tekniker avseende riskämnen och vattenmatris 44
6.2 Möjlig utformning av ett avancerat reningssteg 44
6.2.1 Ozonbehandling 45
6.2.2 GAK-filtrering 45
6.3 Framtida utredningar 46
7 Slutsatser 46
8 Referenser 48
9 Bilagor 51

Sammanfattning

Töreboda avloppsreningsverk (ARV) är ett mindre reningsverk i Västra Götaland som tar emot avloppsvatten från Töreboda tätort, en livsmedelsindustri samt en liten andel från en nedlagd deponi i kommunen. Reningsverkets recipient är Friaån. Tidigare undersökningar av vattenkvalitén i Friaån har vid ett provtillfälle indikerat höga koncentrationer av mikroföroreningarna diklofenak, östradiol och perfluorooktansyra (PFOS), som är ett vanligt förekommande ämne inom ämnesgruppen perfluorerade alkylsubstanser (PFAS). Någon detektion av etinylöstradiol, ett ämne som har stark östrogen effekt i den akvatiska miljön, gjordes inte, utan detta ämne rapporterades under rapporteringsgränsen. För de kvantifierade ämnena gällde särskilt att de påträffats vid halter som överstiger bedömningsgrunder för godkänd ekologisk status för inlandsytvatten enligt Havs- och vattenmyndighetens författningssamling.

IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL) har genomfört en kartläggning av mikroföroreningar för att bedöma risker och åtgärder som kan bli aktuellt för Töreboda ARV i framtiden avseende avancerad rening av mikroföroreningar såsom antibiotika, läkemedel och hormoner. Riskbedömningen utgår från hur ARV påverkar recipienten.

Kartläggningen av mikroföroreningar har genomförts genom provtagning vid fyra tillfällen under ett års tid vid i) reningsverket och ii) i recipienten. Inkommande och utgående avloppsvatten vid reningsverket provtogs genom veckoprover. Recipientprover uppströms och nedströms reningsverkets utsläppspunkt togs som stickprover. Analyser inom projektet har avsett läkemedelsrester, hormoner, antibiotika, fenoler, östrogen effekt samt PFAS-ämnen. Utöver ARV och recipient, har analys av lakvattenprover också genomförts avseende PFAS-ämnen, som ett led i att utvärdera påverkan från källor uppströms ARV.

För att bedöma recipientpåverkan har två tillvägagångssätt använts. Dels har recipienthalten predikterats genom en beräknad utspädning av halten i utgående avloppsvatten, dels har uppmätta halter i recipienten nyttjats. Beräkning av utspädningen i recipienten gjordes med hjälp av aktuellt flöde ut från ARV och aktuellt flöde i recipienten. Det senare erhölls genom att använda flödesdata från SMHI:s flödesmodell S-hype. Recipientbedömning har genomförts genom att beräkna riskkvoter (PEC/PNEC-kvoter där PEC står för predicted environmental concentration och PNEC står för predicted no effect concentration). När kvoten överskrider 1 indikeras att det föreligger en risk i recipienten.

Kartläggningen av mikroföroreningar från Töreboda ARV samt upp- och nedströms i recipienten visade att halterna av mikroföroreningar, i tre fall av fyra, var högre nedströms jämfört med provpunkten uppströms reningsverkets utsläppspunkt. Halterna av PFAS-ämnen in och ut från reningsverket indikerade också att de låg relativt högt vid jämförelse med medelhalten för andra svenska reningsverk. Uppströmskällor till Töreboda ARV som kan bidra med PFAS-ämnen är den nedlagda deponin i Borreboda, som bidrar med lakvatten motsvarande ca 1 % av det årliga inflödet. PFAS-belastningen från lakvattnet visade sig motsvara ca 12,1 % av den totala årsbelastningen in till reningsverket.

Recipientbedömningen indikerade att det råder hög miljörisk för sex mikroföroreningar nedströms recipienten, inklusive PFOS och diklofenak som det finns nationella

bedömningsgrunder för god status för. PFOS återfanns dock både upp- och nedströms Töreboda ARV och det finns därmed uppströms källor för denna förekomst. Sammantaget, och sett till aktuella bedömningsgrunder, kan det därmed inte uteslutas att det finns ett behov av avancerad rening vid Töreboda ARV. PFOS-förekomsten bör dock åtgärdas vid källan och inte primärt vid Töreboda ARV.

När förslaget till nytt EQS-direktiv beaktas utgör även bisfenol A en risk för recipienten, samt PFAS24, uttryckt som PFOA-ekvivalenter, vilka observeras med hög risk både upp- och nedströms Töreboda ARV. Även diklofenak tillkommer som ett ämne som utgör hög risk eftersom det befintliga gränsvärdet föreslås att sänkas i nya EQS-direktivet.

Sett till befintliga och möjliga tekniker för Töreboda ARV fungerar både i) ozon efterföljt av efterbehandling i form av exempelvis GAK-filtrering, och ii) GAK som ett ensamt reningssteg. GAK står för Granulerat Aktivt Kol. För ozon är det ämnet oxazepam som kan verka begränsande och särskilt vid så låg utspädning som fem eller lägre. I detta fall resulterar det i att ozondosen behöver ligga inom intervallet 0,7 - 1,0 mg ozon/mg DOC. För GAK är det ämnena diklofenak, oxazepam och furosemid som kan verka begränsande vid låg utspädning i förhållande till högflöde, och eventuellt resultera i att ett filterbyte sker tidigare än 20 000 bäddvolymer. Avseende PFOS gäller för båda teknikerna att det är begränsande vid låg utspädning. Detta ämne, och PFAS11 i sin helhet, bör dock åtgärdas uppströms och därför har inget större fokus ägnats åt PFOS-åtgärd vid reningsverket.

Ett avancerat reningssteg föreslås placeras sist i den befintliga reningsprocessen och kan med fördel föregås av ett filtersteg såsom sandfilter och/eller mikrosil för att minska risken för att partiklar går in i det avancerade reningssteget. Om ozon efterföljs av GAK-filtrering kan fler mikroföroreningar avskiljas jämfört med när ozon efterföljs av sandfilter. Det behövs ca fyra GAK-filter om de dimensioneras med en volym på 50 m^3 och årligen uppskattas det att ca 52 ton aktivt kol förbrukas.

Framgent rekommenderas Töreboda ARV att genomföra en teknikutredning för att i detalj förstå teknikernas kostnad, möjlighet och eventuella miljövinst. PFAS-källor uppströms reningsverket bör också utredas. Det kan även vara av vikt att förstå hur reningsverkets flöde påverkar recipientflödet över ett helt år, när det både råder låg- respektive högflöde.

1 Inledning

I Sverige och inom EU saknas det idag både tydliga krav på rening och en lagstiftning som kräver att organiska mikroföroreningar, så som antibiotika, läkemedelsrester och hormoner, ska avskiljas på kommunala avloppsreningsverk. Miljöpåverkan från mikroföroreningar kan dock vara stor i vissa recipienter, vilket kan motivera att mikroföroreningar avskiljs från utgående avloppsvatten i dessa mottagande vattenmiljöer. En bedömning av eventuell negativ påverkan av recipienten kan göras utifrån uppsatta miljökvalitetsnormer för ett par enskilda mikroföroreningar.

I oktober 2022 presenterades ett ändringsförslag på det aktuella avloppsdirektivet (91/274/EEG). Förslaget inkluderar bl.a. ett ambitiöst mål för avskiljning av mikroföroreningar, så kallad avancerad eller kvartär rening av mikroföroreningar. Förslaget innebär att de stora avloppsreningsverken (>100 000 pe) ska införa kvartär rening innan 2035, medan de mindre avloppsreningsverken (>10 000 – 100 000 pe) kan få samma krav 2040 utifrån en individuell bedömning. Den individuella bedömningen baseras på recipientens känslighet för försämring avseende organiska mikroföroreningar. Särskilt känsliga recipienter är bland annat de som har låg omsättning, dvs att utspädningen av avloppsvatten i recipienten är låg. Även recipienter som nyttjas för dricksvattenproduktion kan avses.

I Sverige, och i flera andra länder inom EU, däribland Tyskland och Nederländerna, har avancerad rening redan implementerats vid några avloppsreningsverk på eget initiativ av VA-huvudmännen. Några svenska exempel på fullskaleanläggningar är Nykvarnsverket i Linköping (ozonering) och Stengården i Simrishamn (ozonering, aktivt kol och sandfilter i olika kombinationer), samt tre avloppsavloppsreningsverk i Skåne som har fullskaleverk med aktivt kol, däribland Degeberga och Kristianstad[1].

I Töreboda kommun finns totalt åtta kommunala avloppreningsanläggningar där Töreboda avloppsreningsverk är det största och det enda som är tillståndspliktigt enligt miljöbalken. På avloppsreningsverket behandlas avloppsvatten från ca 4 700 personer (2022) och en livsmedelsindustri som belastar avloppsreningsverket med motsvarande ca 5 700 personekvivalenter (pe) (årsmedelvärde 2020–2022). Den totala belastningen uppgår till ca 13 600 pe och årligen passerar ca 860 000 m^3 avloppsvatten genom reningsverket (årsmedelvärden 2020 – 2022). En mer utförlig beskrivning av reningsprocessen på Töreboda ARV finns att läsa i avsnitt 2.1.

Under 2021 genomförde IVL en studie för att kartlägga kunskapsläget om mikroföroreningar, särskilt de från läkemedel, i Västra Götaland på uppdrag av Västra Götalandsregionen. I projektet pekades Töreboda reningsverks recipient Friaån ut som en vattenförekomst där halterna av läkemedel och mikroföroreningar potentiellt skulle kunna vara höga på grund av den begränsade utspädningen i recipienten till reningsverket (Baresel *et al*., 2021a).

Höga halter av ett par mikroföroreningar uppmättes i Friaån under en mätkampanj som genomfördes av Länsstyrelsen 2018 (Jellinek & Niklasson Wrande, 2020). Två av mikroföroreningarna, diklofenak och PFOS, återfanns i halter över gällande miljökvalitetsnormer

[1] Svenskt Vatten; www.lakemedelsrening.se, besökt i maj 2023

enligt HVMFS 2019:25. Mätkampanjen omfattade dock endast ett stickprov i recipienten, vilket inte är tillräckligt för att utgöra beslutsunderlag för en eventuell investering i ett avancerat reningssteg. Sammantaget motiverar de redan genomförda studierna att en mer grundlig utredning avseende miljöpåverkan, förekomst och omfattning av mikroföroreningar på Töreboda avloppsreningsverk och i tillhörande recipient Friaån genomförs.

Genomförd utredning har finansierats med bidrag utfärdat av Naturvårdsverket enligt *Förordning 2018:495 om bidrag för rening av avloppsvatten från läkemedelsrester*.

1.1 Syfte och mål

Syfte och mål med föreliggande rapport är att bedöma och dokumentera recipientpåverkan från Töreboda avloppsreningsverk avseende organiska mikroföroreningar. För att utvärdera påverkan har en kartläggning av organiska mikoföroreningar i inkommande och utgående avloppsvatten vid avloppsreningsverket samt i recipienten genomförts. Denna kartläggning har sedan legat till grund för bedömning om ett avancerat reningssteg är motiverat. Vidare har möjlig utformning av ett framtida avancerat reningssteg utretts. Målet för utredningen är att ta fram ett underlag för hur VA-avdelningen i MTG (Mariestad, Töreboda och Gullspång) kan driva arbetet avseende avancerad rening vidare på ett kostnads- och resurseffektivt sätt för att reducera recipientpåverkan från avloppsreningsverket avseende mikroföroreningar. Exempel på ett framtida arbete kan vara att ange förslag till uppströmsarbete, eller vidare uppföljning av kartläggning för att spåra icke-identifierade föroreningskällor. Föreslagna framtida åtgärder har som ambition att anpassas till befintliga och lokala förutsättningar, och därmed vara kostnadseffektiva.

2 Bakgrund och förutsättningar

2.1 Töreboda avloppsreningsverk

Töreboda avloppsreningsverk stod klart 1977 och har sedan dess genomgått två större ombyggnationer, en tidigt 1990-tal då reningsprocessen kompletterades med förfällning, och en år 2018 då det biologiska reningssteget byggdes om för att förbättra kvävereningen. Avloppsreningsverket ligger ungefär 1,5 km från Töreboda tätort och tar emot avloppsvatten från Töreboda tätort, Sötåsen naturbruksgymnasium samt lakvatten från en nedlagd deponi i Borreboda. Antalet anslutna personer uppgår till ca 4 700 personer (2022). Avloppsreningsverket belastas även med processvatten från en större livsmedelsindustri som står för en belastning på ca 5 700 pe (årsmedelvärde för 2020 – 2022). Totalt uppgår inkommande belastning till ca 13 600 pe och årligen behandlas ungefär 860 000 m^3 avloppsvatten innan det släpps ut till Friaån (årsmedelvärden för 2020 – 2022). Dimensionerande parametrar för Töreboda avloppsreningsverk presenteras i Tabell 1 (Töreboda, 2022) tillsammans med utsläppvillkor och gällande föreskrift (NFS 2016:6). Notera att dimensionerande data kan avvika från den verkliga kapaciteten. Avloppsreningsverkets tillstånd är från 1992.

Tabell 1. Dimensionerande belastning för Töreboda avloppsreningsverk, samt reningskrav. Notera att vissa värden utgör ursprunglig dimensionering och kan således avvika från avloppsreningsverkets verkliga kapacitet.

Parameter	*Enhet*	*Mätvärde*
Dimensionerande belastning	pe	35 500
Q_{medel}	m^3/dygn	4 500
Q_{dim}	m^3/h	260
Fosforbelastning	kg/dygn	35
Riktvärde BOD_7 (månadsmedel)	mg/l	10
Riktvärde P-Tot (månadsmedel)	mg/l	0,4
Gränsvärde BOD_7 (medel kalenderkvartal)	mg/l	15
Gränsvärde P-Tot (medel kalenderkvartal)	mg/l	0,5
Begränsningsvärde N-Tot (årsmedel)	mg/l	15

Inkommande avloppsvatten pumpas in till avloppsreningsverkets mekaniska reningssteg som utgörs av två parallella rensgaller. Efter rensgallren tillsätts en aluminiumbaserad fällningskemikalie (Ekoflock 91) innan vattnet leds till försedimenteringen. Efter försedimenteringen pumpas avloppsvattnet till biosteget som består av två parallella linjer där vardera linje består av en aktivslamzon efterföljt av ett IFAS-steg. IFAS (Integrated fixed film activated sludge) är en kombinationsprocess med både aktivslam och bärare som det växer biofilm på. Biosteget är hydrauliskt begränsat till att ta emot 350 m^3/h och överstigande flöde bräddas efter försedimenteringen.

Efter biosteget avskiljs slammet i två parallella mellansedimenteringsbassänger. Returslammet pumpas via två seriekopplade oluftade returslambassänger. För att förstärka denitrifikationen tillsätts extern kolkälla (Brenntaplus) till den första returslambassängen. Efter mellansedimenteringen fördelas vattnet mellan två flockningsbassänger, där det är möjligt att dosera fällningskemikalie (har ej skett i samband med provtagning i projektet). Innan avloppsvattnet leds till Friaån går vattnet via två parallella slutsedimenteringsbassänger. Slam tas ut från vattenlinjen som blandslam via försedimenteringen. Slammet förtjockas och avvattnas i centrifug med tillsatts av polymer.

Inkommande och utgående provtagning sker flödesproportionerligt. Sedan årsskiftet 2022/23 sitter inkommande provtagare före rensgallret utan internbelastning från rejektvatten. Dessförinnan satt provtagaren efter rensgallret och belastades av rejektvatten. Utgående provtagare sitter i bassängen för utgående avloppsvatten.

2.2 Mottagande recipient

Behandlat avloppsvatten från Töreboda avloppsreningsverk släpps ut i vattenförekomsten Friaån – Horsklippan till Björkulla. Friaån ingår i Göta Älvs avrinningsområde som ligger i Västerhavets vattendistrikt. Gällande vattenförvaltningsplan för Västerhavets vattendistrikt avser förvaltningscykeln 2022 – 2027. Åtgärdsprogrammet tas fram av Länsstyrelsen Västra Götaland som är utsedd som vattenmyndighet för vattendistriktet. I förvaltningsplanen för 2022 – 2027 beskrivs Friaåns kemiska och ekologiska status samt hur arbetet bör bedrivas för att uppnå en god status.

Friaån börjar i Töreboda kommun och mynnar i sydöstra Vänern i Mariestads kommun. Miljöpåverkan av vattendraget utgörs framför allt av fysisk påverkan såsom vandringshinder och andra morfologiska förändringar samt övergödning. Den ekologiska statusen i hela Friaån klassas av dessa miljöproblem som måttlig. Inom avrinningsområdet finns också flera pågående och nedlagda verksamheter som påverkar Friaån med miljögifter. Friaån har tidigare haft lekande bestånd av asp och öring som tros ha slagits ut av dålig vattenkvalitet orsakad av ammonium och miljögifter. I Töreboda finns ett MIFO-område klass 1 från vilket risken är hög att miljögifter läcker från en lackeringsverksamhet. Förorenade områden finns också vid nedlagda kemtvättar och områden där träimpregnering har genomförts, samt verkstadsindustrier (Vattenmyndigheten Västerhavet, 2016).

För ett flertal av de ämnen som ligger till grund för klassificeringen av kemisk status i ytvatten saknas det underlag för bedömning. Under 2017 - 2018 genomförde Länsstyrelsen Västra Götaland en regional mätkampanj för att kartlägga miljögifter i ytvatten och biota i länet (Jellinek, J, 2018; Jellinek & Niklasson Wrande, 2020). Fokus i mätkampanjen var att screena förekomst av PRIO-ämnen och utsläpp av läkemedelsrester från avloppsreningsverken med fokus på de läkemedel som är upptagna som Särskilt Förorenande Ämnen i HVMFS 2019:25. Under provtagningskampanjen provtogs en lokal nedströms Töreboda avloppsreningsverk. Den valda provtagningslokalen ligger ungefär 2,5 km nedströms avloppsreningsverket och är inte en övervakningsstation som används i förvaltningsarbetet för Friaån. Halterna i denna lokal bedöms dock kunna överstämma med halterna i den övervakningsstation som återfinns ca 500 m nedströms avloppsreningsverket och som tillämpats i genomförd kartering (PP4). Denna bedömning görs eftersom det inte finns några stora tillkommande flöden mellan de två lokalerna och få identifierade förorenade områden. Under mätkampanjen togs endast ett vattenprov daterat 2018-09-03. Analysen visade följande halter av mikroföroreningar: 218 ng/l diklofenak, 0,083 ng/l östradiol (E2), <0,03 ng/l etinylöstradiol (EE2), samt 3,05 ng/l PFOS (Jellinek & Niklasson Wrande, 2020). Den modellerade vattenföringen enligt S-Hype var under provtagningsdagen 0,044 m^3/s (158,4 m^3/h), vilket indikerar att vattenföringen i vattendraget var mycket låg vid tillfället.

2.3 Reningstekniker för mikroföroreningar på svenska avloppsreningsverk

Det finns i huvudsak två reningstekniker för avskiljning av organiska mikroföroreningar på avloppsreningsverk: oxidation med ozon eller adsorption till aktivt kol. Att dessa tekniker främst

nämns beror på att de finns demonstrerade i fullskala på reningsverk i Sverige och Europa idag. Det är även dessa tekniker som ges fokus i denna rapport när åtgärder diskuteras. För att underlätta för läsaren presenteras dessa olika reningstekniker i korthet här nedan. Önskas en mer fördjupad förståelse, hänvisas läsaren till tidigare rapporter, såsom Baresel *et al.* (2017a), Baresel *et al*., (2017b) eller Hey *et al*. (2022).

2.3.1 Oxidation med ozon

Mikroföroreningar kan avskiljas från avloppsvatten med hjälp av ozon som bubblas ner i vattenlösningen. Ozon reagerar med mikroföroreningarna främst genom att attackera särskilda delar av molekylen som därmed oxiderar, vilket i de flesta fall leder till att molekylen bryts upp till mer syrerika och mindre föreningar. Ozon används också i syfte att desinficera och/eller att avlägsna lukt och färg från vattnet (von Sonntag och von Gunten, 2012).

De flesta organiska mikroföroreningarna är reaktiva med ozon, men graden av reaktivitet kan variera. För de ämnen som reagerar mindre reaktivt, kan det behövas en större ozondos för att ämnet ska brytas ned (oxideras). Utöver att justera ozondos för ozonprocessen, kan även reaktionstiden, dvs kontakttiden justeras och designas så att fler ämnen tillåts oxideras i vattenlösningen, vilket resulterar i en högre avskiljningsgrad. Det finns en rad kemiska och fysikaliska betingelser som kan påverka hur ozonprocessen fungerar i en vattenlösning, utöver vilka mikroföroreningar som förekommer. Alla typer av vatten behöver till exempel inte lämpa sig för ozontekniken och här blir karaktären på vattenmatrisen, dvs förekomst av joner, organiskt material eller suspenderade ämnen i vattnet, en viktig faktor. Vattenmatrisen diskuteras närmare i avsnitt 3.5.

När ozon reagerar med mikroföroreningar i vattnet uppstår det transformationsprodukter, dvs mindre enheter av mikroföroreningen. Vid reaktion mellan ozon och andra ämnen i vattnets matris, skapas biprodukter, t.ex. bildas bromat när ozon reagerar med bromid (mer detaljer i avsnitt 3.5), men även organiskt löst kol i vattnet bildar mer biologiskt tillgängligt löst kol vid reaktion med ozon. Sammantaget betyder det att ozonprocessen gärna ska efterföljas av ett biologiskt polersteg, som kan omhänderta både biprodukter och transformationsprodukter.

2.3.1.1 Efterföljande poleringssteg till ozonprocessen

Ozonprocessen rekommenderas efterföljas av ett polersteg som helt eller delvis är biologiskt. Hur dessa efterbehandlingssteg skiljer sig åt avseende faktorer såsom nedbrytning av toxicitet, avskiljning av transformationsprodukter, biprodukter mm, finns det idag inte fullständiga underlag på. Detta är ett ämnesområde som det fortfarande bedrivs forskning på. I litteraturen är det främst sandfilter och aktivt kol (granulerat aktivt kol, GAK) som studerats avseende efterbehandling till ozon, även om det också förekommer studier på efterbehandling med MBBR (moving bed biofilm reactor) som är en biologisk processteknik med biologiska reaktorer där biofilm växer på suspenderade bärare.

I korthet finns det dock vissa skillnader i prestation mellan de olika efterbehandlingsteknikerna som kan tas upp:

- Kombinationen ozon och GAK har visat sig resultera i en högre total avskiljning av mikroföroreningar vid jämförelse med ozon respektive aktiv kol som ensamma steg (Bourgin *et al*., 2018).

- Sandfilter har visat sig vara bättre på att reducera DOC, AOC (lättillgängligt kol såsom aldehyder och ketoner som bildas när ozon oxiderar DOC i avloppsvattnet), och suspenderade ämnen (SS) vid jämförelse med GAK och MBBR (Bourgin *et al.*, 2018).
- GAK presterar bättre avseende reduktion av en känd, oönskad biprodukt som heter NDMA (nitrosodimetylamin), vid jämförelse med sandfilter och MBBR (Bourgin *et al.*, 2018).

2.3.2 Adsorption till aktivt kol

Ett annat sätt att avskilja mikroföroreningar är det genom adsorption till aktivt kol. Mikroföroreningarna är organiska föreningar som är av hydrofobisk karaktär (vattenavvisande) och kan attrahera till ytan på aktivt kol. Ytan är hydrofobisk och innehåller flera syreatomer, vilket också innebär att ytan blir negativt laddad. Adsorptionen sker därmed genom att ämnen som är organiska och hydrofobiska dras till ytan på aktivt kol. Utöver hydrofobicitet är mikroföroreningar olika laddade i avloppsvattnet, några är negativt laddade, andra är neutrala medan vissa är positivt laddade. För en god adsorption förutspås det att de positivt laddade ämnena adsorberas i högre utsträckning till aktivt kol jämfört med de ämnen som är negativt laddade. De negativt laddade ämnena tenderar i större utsträckning att repelleras vid ytan.

Aktivt kol kan exponeras på olika sätt i en reningsprocess. För ARV är det mest vanligt att aktivt kol används i form av öppna filter med granulerat aktivt kol (GAK). Vattnet leds då igenom filtret och vidare i processen. Ett GAK-filter placeras vanligen sist i reningsprocessen och föregås fördelaktigt av ett sandfilter eller ett keramiskt filter så att halten av suspenderade ämnen är låg och inte medverkar till att filtret sätts igen. Aktivt kol kan även förekomma i pulverform, s.k. pulveriserat aktivt kol (PAK). PAK tillsätts vanligen reningsprocessen som en slurry, dvs vatten och kol har mixats och tillsätts processen för att sedan avskiljas från avloppsvattnet innan det når recipient. PAK kan tillsättas tidigt i processen, dvs redan i den biologiska reningen. PAK-slam som bildas i denna process kräver därefter en särskild efterbehandling i form av förbränning. Detta har för den svenska VA-branschen inneburit att PAK-användandet inte har fått så stor utbredning, om än alls, eftersom VA-Sverige strävar efter en cirkulär slamhantering där slam bl.a. sprids på åkermark, vilket blir kontroversiellt när PAK är rikt på mikroföroreningar. En utvärdering av PAK-processen kommer därför inte att ingå för denna rapport, utan fokus läggs på GAK.

Ett GAK-filter bedöms uttjänt eller mättat när adsorptionen avtar. När detta sker kan variera, men vanligt är att ange att det inträffar runt 20 000 bäddvolymer, men kan också vara upp till 30 000 bäddvolymer. Med en bäddvolym avses den volym som filtret motsvarar. När GAK-filtret är uttjänt kan det antingen destrueras genom förbränning eller reaktiveras i en pyrolytisk process där kolets yta återfår sin ursprungliga reaktivitet och porositet. I Sverige idag finns betydande erfarenhet kring hur uttjänt GAK ska hanteras men ambitionen är att GAK ska reaktiveras i så stor utsträckning som möjligt.

3 Metod för karaktärisering av avloppsvatten på Töreboda ARV, mottagande recipient och lakvatten

3.1 Provtagningsplan

Avloppsvatten från Töreboda avloppsreningsverk har provtagits vid fyra tillfällen. Provtagning i recipienten Friaån har genomförts parallellt. Prov på lakvatten togs först vid omgång 2, 3 och 4 mot bakgrund av att uppströmskällor behövde undersökas mer ingående, vilket kommenteras mer utförligt under avsnitt 4.5. Provtagningarna genomfördes var tredje månad över en 12-månadersperiod med start i september 2022 till och med juni 2023

Aktuella flöden i samband med provtagning visas i Tabell 2 med aktuellt flöde.

Tabell 2. Aktuella flöden vid provtagning för omgång 1 – 4 på Töreboda ARV, i recipienten Friaån och på Borreboda deponi (lakvatten)

	ARV	*ARV*	*Recipient Friaån*	*Borreboda deponi, lakvatten*
Prov-omgång	*Provtagningsdatum*	*Flöde, m³/h (ink/utg)[a]*	*Flöde, m³/h[b]*	*Dygnsflöde (m³/h) /månadsflöde (m³ totalt)*
1	2022-09-14 – 2022-09-21	89/79	418	na[c]
2	2022-12-14 – 2022-12-21	102/86	1 102	1,12/1 322
3	2023-03-15 – 2023-03-22	172/151	6 210	1,67/1 720
4	2023-06-14 – 2023-06-21	86/83	160	0,42/273

[a] ink, inkommande, utg, utgående
[b] Beräkning av utspädning i recipient diskuteras i detalj under avsnitt 3.2.1
[c] na, not applicable, provtagning har inte ägt rum.

Tabell 3 visar vilka olika grupper av ämnen som har ingått för respektive provtagningsplats under den aktuella provtagningsperioden. I de fall där någon analysparameter indikerat på att detektion inte påträffats, har denna analysparameter utgått vid nästa provtagningstillfälle. Detta förklarar varför det inte vid alla provplatser har genomförts fyra provtagningar (Tabell 3). Samtliga analyser har genomförts av IVL i Stockholm. En mer ingående beskrivning av de olika analysparametrarna finns att läsa under 3.5.

Tabell 3. Provplats och antal provomgångar från 1 till 4 där provtagning ägt rum (x) eller uteblivit (0), här redovisat för respektive parameter inom ramen för projektet.

Analysparameter	*Läkemedel och antibiotika*				*Fenoler*				*Hormoner*				*Östrogen effekt (YES)*				*PFAS11*			
Provomgång	*1*	*2*	*3*	*4*	*1*	*2*	*3*	*4*	*1*	*2*	*3*	*4*	*1*	*2*	*3*	*4*	*1*	*2*	*3*	*4*
Inkommande ARV, PP1	x	x	x	x	x	0	0	x	x	0	0	x	x	0	0	x	x	x	x	x
Utgående ARV, PP2	x	x	x	x	x	x	0	x	x	x	0	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Uppströms ARV[a], PP3	x	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0
Uppströms ARV[a], PP3-ny	0	0	x	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0	x	x
Uppströms ARV[b], PP3-S	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	x
Uppströms ARV[b], PP3-K	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	x
Nedströms ARV, PP4	x	x	x	x	x	0	0	x	0	0	0	0	x	x	x	x	x	x	x	x
Lakvatten	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	x	x

[a] Provpunkten uppströms PP3 blev förflyttad under provperioden och ersattes med PP3-ny för provomgång 3 och 4. Mer detaljer återfinns under avsnitt 3.2.1
[b] Denna provpunkt kompletterade uppströmspunkten PP3-ny under provomgång 4. Mer detaljer återfinns under avsnitt 3.2.1

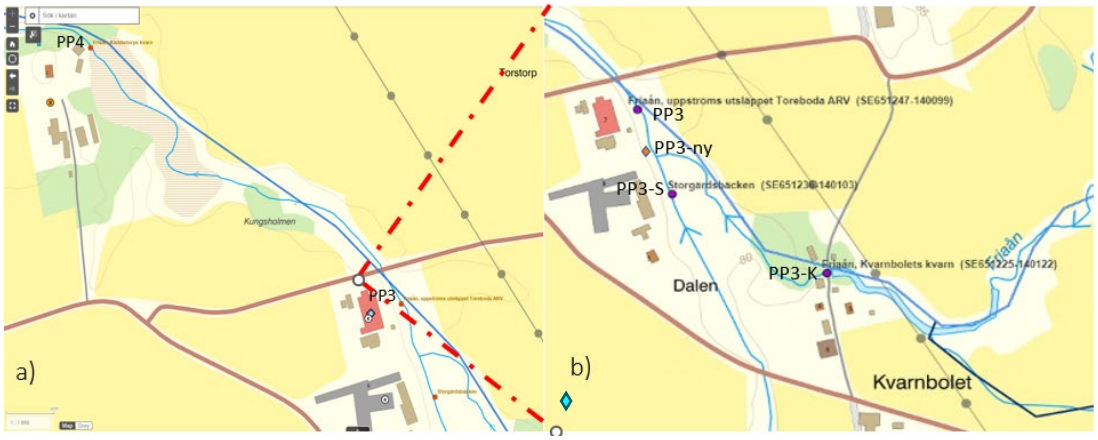
3.2 Provtagning på Töreboda avloppsreningsverk

På avloppsreningsverket har provtagningen genomförts med flödesproportionerliga veckoprov i samband med ordinarie provuttag. Provtagning har skett i ordinarie provpunkter för inkommande och utgående avloppsvatten. Veckoproverna har beretts av fyra dygnsprover och ett helgprov som förvarats i frysen och blandats flödesproportionellt. För respektive provtagningstillfälle har flödet liksom eventuella avvikelser såsom driftstörningar noterats.

3.3 Recipientprovtagning och provtagning uppströms recipient

Provtagning i recipient har delvis skett i befintliga övervakningsstationer. Vattenförekomsten som mottar utgående avloppsvatten från Töreboda avloppsreningsverk heter Friaån – Horsklippan till Björkulla. I anslutning till avloppsreningsverket finns två övervakningsstationer; *Friaån, uppströms utsläppet Töreboda ARV* (PP3 i Figur 1a), *och Friaån, Klubbetorps kvarn* som ligger nedströms Töreboda ARV (PP4 i Figur 1a). Provtagning i övervakningsstationen nedströms reningsverket bedöms som lämplig för att bedöma reningsverkets påverkan på recipienten. Provpunkten uppströms Töreboda ARV fick förändras under projektperioden beroende på att vattenföringen i recipienten var särskilt låg vid några provtillfällen. Resultaten från provtagning uppströms ARV (PP3) vid provomgång 1 visade till exempel att halterna var starkt påverkade av utgående avloppsvatten från reningsverket och vid provomgång 2 kunde provtagningen genomföras först efter att den bildade isen hackats igenom. Vid provomgång 3 och 4 användes provpunkter längre uppströms reningsverket, vilka är markerade i Figur 1b tillsammans med ordinarie provpunkter. I Tabell B1, Bilaga 1, visas koordinater för provpunkterna i recipienten.

Avståndet från Törebodas utsläppspunkt till nedströms provtagningspunkt är strax över 500 m och denna förväntas motsvara en väl omblandad zon. Inga andra tillflöden mellan reningsverkets utsläppspunkt och övervakningsstationen har kunnat identifieras förutom ytavrinning och dräneringar från omgivande jordbruksmark. Proverna togs ca 0,5 m under vattenytan i recipienten. Provtagningen gjordes i samband med veckoprovtagningen vid verket. Under respektive provtagningsvecka togs stickprov på tisdag och fredag, som blandades till ett samlingsprov. Recipientproverna förvarades i frys.



Figur 1. Övervakningsstationer i Friaån uppströms (PP3) och nedströms (PP4) Töreboda avloppsreningsverk. I a) visas PP3 och PP4 medan b) illustrerar en närbild av provpunkter uppströms Töreboda ARV: PP3, PP3-ny, PP3-K och PP3-S.

Tabell 4 förklarar hur provpunkterna har använts under projektets gång. För redovisningen har provpunkten uppströms bedömts som en gemensam punkt och vid stora avvikelser i halter mellan de olika punkterna, så har dessa kommenterats och provpunkten har uteslutits (mer detaljer under avsnitt 4.3.1.

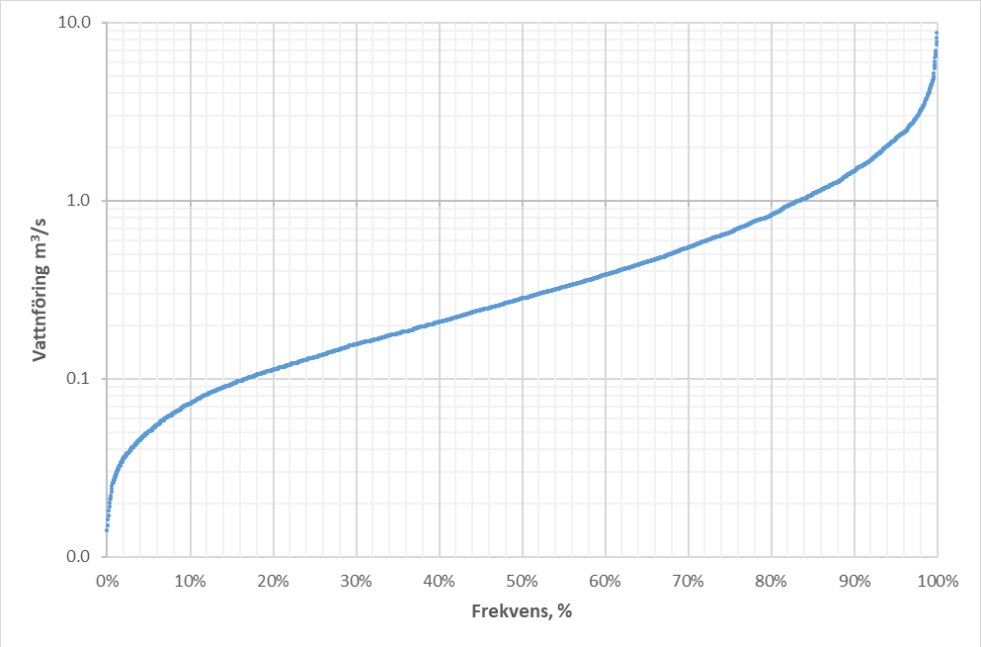
Tabell 4. Förändring i provtagning i recipienten uppströms reningsverket vid de olika provomgångarna.

Provomgång	*Provpunkt uppströms*	*Kommentar*
1	PP3	Provpunkt 25 m uppströms ARV, påverkad av utgående flöde från ARV
2	PP3	Provpunkt 25 m uppströms ARV, påverkad av låg vattenföring vid provtillfället. På grund av isbildning fick den hackas igenom för att provet skulle kunna tas. Ny provpunkt väljs till omgång 3 och 4
3	PP3-ny	Provpunkt 65 m uppströms ARV, förhöjda flöden pga snösmältning
4	PP3-ny + PP3-S + PP3-K	Mycket låga flöden, alla tre provpunkter provtogs

3.3.1 Recipientbedömning och utspädning i recipient

För att genomföra en recipientbedömning av avloppsreningsverkets påverkan på mottagande recipient behöver det undersökas hur mycket vatten som tillförs recipienten. Det som är av vikt är att förstå vilken utspädning som gäller. I detta projekt har recipientens flöde undersökts genom modellering enligt särskilda antaganden. Flödet vid respektive provtagningstillfälle har antagits motsvara modellerat flöde från S-Hype, SMHIs nationella hydrologiska modell. Med S-Hype modelleras flöde i utloppet av ett definierat avrinningsområde. Utloppet för det avrinningsområde (Ovan Lutabyttan) som Töreboda avloppsreningsverk släpper ut renat avloppsvatten till, är definierat att vara ungefär 3,6 km nedströms avloppsreningsverket. Detta innebär att flödet kommer vara något större i denna punkt än vid avloppsreningsverkets utsläpp. Markområdet som omfattas av avrinningsområdet har dock en yta på 73 km^2, och en grov uppskattning på området nedströms avloppsreningsverket är att detta utgör ca 6,7 km^2. Det finns därmed risk att flödet överskattas om S-Hype används, men överskattningen antas inte vara betydande. Sammantaget innebär detta att beräknade halter, där koncentrationer av mikroföroreningar i renat avloppsvatten divideras med utspädningsfaktorn, kan bli något lägre än den faktiska halten i recipienten. Ett alternativ hade varit att provta i samma punkt som flödet modelleras i, men IVL bedömer att det är bättre att provtagningslokalen ligger nära avloppsreningsverket, än att flödesuppskattningen blir exakt. Med en provtagningslokal långt från avloppsreningsverket, blir det svårare att koppla samman trender som observeras i recipienten med avloppsreningsverkets utsläpp av mikroföroreningar.

Medelflödet (MQ) i Friaån uppgår till 0,62 m^3/s för 2010-2021 och ett frekvensdiagram för den modellerade vattenföringen mellan 2010 – 2021 visas i Figur 2.



Figur 2. Modellerad vattenföring i Friaån (S-Hype) för åren 2010 - 2021 nedströms Töreboda avloppsreningsverk. Data är presenterade i ett frekvensdiagram.

För att beräkna utspädning vid de aktuella provtagningstillfällena har utgående flöde ut från avloppsreningsverket och flödet i recipienten noterats och visas i Tabell 4 tillsammans med beräknad aktuell utspädning. För vidare bedömning av analysdata relativ utspädning har medelhalten dividerats med medelspädningen för samtliga provtagningar.

Tabell 5 visar att det förekommit en stor variation på utspädningen i recipienten. Särskilt i mars var utgående flöde från avloppsreningsverket långt högre än normalt och även i recipienten syns att flödet är högre relativt de andra provtagningarna. Det förekom också en variation på en faktor 2 mellan provomgång 1 och 2 i recipienten. Vid sista provtagningen var det däremot en väldigt låg vattenföring, vilket visar sig tydligt i Tabell 5, och som resulterar i en utspädningsfaktor under 2. För denna utredning har vi valt att genomföra bedömningen av miljörisk med medelutspädningsfaktorn 17.

Tabell 5. Utgående flöde från Töreboda ARV, aktuellt flöde i Friaån och beräknad utspädning vid respektive provtagningstillfälle. Utspädningsfaktorn är presenterad med två värdesiffror.

Provomgång, (månad, år)	*Utgående flöde från Töreboda ARV, m³/h*	*Aktuellt flöde i Friaån, m³/h*	*Beräknad utspädning, $Q_{recipient}/Q_{ARVut}$*	*Medelutspädning för samtliga provtagningstillfällen*
1 (september -22)	79	418	5,3	17
2 (december -22)	86	1 102	13	
3 (mars- 23)	151	6 210	41	
4 (juni – 23)	83	160	1,9	

3.4 Provtagning av lakvatten

Borreboda deponi var i drift fram till december 2008 och hade tillstånd att deponera 7 200 ton avfall per år (hushållsavfall, handels- och industriavfall, slam från kommunala reningsverk och grovavfall). Enligt verksamhetens miljörapport för 2022 har 3,96 ha av deponins yta försetts med tätskikt. Totalt omfattar deponin en yta på ca 7,6 ha. Lakvatten från deponin samlas i en lakvattendamm med en volym på 450 m^3 och från vilken lakvattnet pumpas till avloppsreningsverket. En grov definition av lakvatten är det vatten som lakas ur från en deponi, vilket exempelvis sker vid nederbörd.

Länsstyrelsen har under 2021 beviljat förlängning av deponins sluttäckning och enligt denna ska tätskiktet vara klart senast i december 2026. Deponin ska till december 2028 genomföra en utredning som undersöker hur lakvatten ska hanteras i framtiden. Enligt Länsstyrelsens beslut ska avloppsreningsverket/lakvattendammen inte belastas med vatten från ytavrinning från ytor försedda med tätskikt.

Mot bakgrund av att avloppsreningsverket mottar lakvatten från deponin i Borreboda, har detta vatten analyserats avseende PFAS-ämnen och jämförts med förekomsten av PFAS i inkommande och utgående avloppsvatten. Detta gjordes först när relativt höga halter av PFAS-ämnen påvisades i inkommande vatten på Töreboda ARV efter den första genomförda provomgången. För lakvattenanalyser har även lakvattenflödet noterats vid aktuellt provtagningstillfälle och visas i Tabell 2 tillsammans med totalflödet för den aktuella månaden när provtagningarna genomfördes för omgång 2, 3 och 4. Prover på lakvattnet togs som stickprover i pumpstationen som pumpar lakvattnet till Töreboda reningsverk. Proverna togs följande datum: 2022-12-15 (omgång 2), 2023-03-16 (omgång 3) samt 2023-06-16 (omgång 4).

3.5 Organiska mikroföroreningar och östrogen effekt

Inom ramen för kartläggningen av organiska mikroföroreningar på Töreboda avloppsreningsverk har olika analyspaket använts. Ett paket omfattar främst läkemedelsrester och antibiotika som återfinns i Naturvårdsverkets rekommenderade lista[2]. Därefter har även hormoner, såsom östron, östradiol och etinylöstradiol analyserats. Avseende fenoler har halter av bisfenol A, NP-4-iso-nonylfenol, och OP-tertiär-oktylfenol ingått. Även analys av per- och polyfluorerade substanser (PFAS) har ingått utifrån summaparametern PFAS11.

Utöver ovanstående kategorier rekommenderar Naturvårdsverket att östrogena effekter och mutagenicitet även ska analyseras. För detta projekt utvärderas östrogen effekt genom en jästbaserad analys som heter YES (yeast estrogen screen), vilken beskrivs ingående i flera vetenskapliga publikationer, se t.ex. Stalter *et al*. (2010) eller IVL:s rapport i Sundsvall gällande recipientbedömning och kartläggning av mikroföroreningar (Baresel *et al*., 2021b). Någon analys

[2] Naturvårdsverket, rekommenderade ämnen för analys: https://www.naturvardsverket.se/bidrag/lakemedelsrening-vid-avloppsavloppsreningsverk/rekommenderade-amnen-for-analys/, besökt maj 2023.

av mutagen aktivitet med Ames test ingick inte. Det senare beslutades då Ames test i tidigare utredningar har varit svårtolkat (Jonstrup *et al.*, 2020).

3.6 Analys av vattenmatris

När det gäller reningstekniker som är aktuella för en avancerad rening av mikroföroreningar, är det olika parametrar som påverkar reningsteknikens prestation. Vissa reningstekniker kan t.ex. interagera med vattenmatrisen och därmed ge upphov till reaktioner som både stör och/eller påverkar reningsteknikens effektivitet. De kan också ge oönskade biprodukter. Mot bakgrund av detta är det av vikt att undersöka vattenmatrisen genom analys, och ta med det resultatet för bedömningen av lämplig reningsteknik för det specifika avloppsreningsverket.

En analys av vattenmatrisen, eller karaktären på avloppsvattnet avseende löst organiskt material och förekomst av joner, har genomförts vid fyra enskilda tillfällen (tre dygnsprov och ett helgprov) på utgående avloppsvatten. Analyserna genomfördes av Eurofins. Vattenmatrisen karaktäriserades för att undersöka om det är någon av de tilltänkta reningsteknikerna såsom ozon eller aktivt kol, som är olämpliga för Töreboda ARV. Analys av vattenmatrisen och slutsatser kring denna presenteras i avsnitt 4.4.

Generellt sett innehar avloppsvatten en vattenmatris som innehåller flertalet joner, partiklar och även naturligt löst organiskt kol (s.k. dissolved organic matter, DOM), vilka alla är parametrar som kan påverka en avancerad reningsteknik. Exempel på påverkande parametrar för ozon och/eller aktivt kol visas i Tabell 6. En påverkande parameter i vattnet kan vara DOM, som ingår i parametern DOC (dissolved organic carbon, mg C/l). Även TOC (total organic carbon, mg C/l), suspenderade ämnen (SS) och metaller såsom järn påverkar. Andra exempel är bromid och nitrit som påverkar vid ozonbehandling. Ozon oxiderar bromid till toxiskt bromat, och förekomsten av nitrit i avloppsvatten ökar ozonkonsumtionen eftersom ozon oxiderar nitrit till nitrat. Utöver rekommenderade gränsdragningar för bromid (och ev. krom), saknas det generella gränser och rekommendationer för när en teknik är mer lämplig än en annan. Det kan dock sägas vilka konsekvenserna blir när ett visst vatten behandlas med en särskild teknik och kommer därför att tas med som ett led i teknikbedömningen.

Tabell 6. Analysparametrar som har ingått för karaktärisering av vattenmatrisen och en motivering till varför denna är relevant för ozon respektive aktivt kol. Gråmarkerade rader är analysparametrar som ingår i Törebodas rutinmässiga kontrollprogram medan övriga parametrar har analyserats i extraprover.

Parameter	*Enhet*	*Påverkan på aktivt kol och ozon*
DOC	mg/l	DOC upptar adsorptionsytor på aktivt kol och kan därmed bidra till att kolfiltret mättas tidigare Ozon reagerar starkt med DOC och ozon konsumeras därmed till nackdel för avskiljningen av mikroföroreningar
TOC	mg/l	Vid större partikulärt material kan ozons stabilitet i vattnet påverkas
Bromid	mg/l	Bromid och ozon bildar bromat som är skadligt. Vid halter högre än 0,15 mg bromid/L i inkommande vatten rekommenderas det att bromatbildning vid ozonering undersöks.

Parameter	*Enhet*	*Påverkan på aktivt kol och ozon*
SS	mg/l	Suspenderade ämnen kan sätta igen filtret på GAK Suspenderade ämnen kan bidra till att ozon blir mindre stabilt i vattenlösningen
Nitritkväve, NO_2^-N	mg/l	Ozon konsumeras av nitrit och dosen behöver därför justeras uppåt
Ammonium-kväve	mg/l	Ammonium kan motverka0 bildningen av bromat
Fe, filtrerat	mg/l	Löst järn kan fälla ut som järnoxider på kolfiltret och därmed påverka adsorptionen till filtrets yta Löst Fe^{2+} konsumerar ozon men omfattningen av Fe^{2+} är förhållandevis låg på ett avloppsreningsverk
Cr, filtrerat	mg/l	Löst krom konsumeras av ozon
Cr^{3+}, a	-	Ozon kan bidra till att Cr^{6+} bildas, vilket är skadligt
Cr^{6+}	mg/l	Se ovan

[a] Cr^{3+} beräknas genom ekvationen: $Cr_{tot} = Cr^{6+} + Cr^{3+}$

3.7 Hantering av analysdata

Analysdata som är insamlade inom ramen för detta projekt kan presenteras som halter av olika ämnen som är bestämda över eller under en kvantifieringsgräns. Den senare betecknas även LOQ (limit of quantification) och motsvarar den halt som en analysmetod på ett tillförlitligt sätt kan *kvantifiera*. Utöver denna gräns förekommer också rapportering av analysdata med beteckningen LOD, dvs limit of detection. Detta motsvarar den halt som analysmetoden kan *detektera*, men alltså inte med tillförlitlighet *kvantifiera.*

För de resultat som presenteras i rapporten visas halter motsvarande <LOD som röda siffror. Halter rapporterade som <LOQ presenteras som <LOQ/2 i orange. Vid beräkning av medelhalter har värden för LOD respektive LOQ/2 ingått i beräkningen, men bara i de fall där sådana värden uppmätts vid färre än 50 % av provtagningstillfällena. I övriga fall presenteras medelhalten som ett mindre än ”<” värde, och någon vidare bedömning av halten har utelämnats på grund av att halten inte motsvarar ett tillförlitligt dataunderlag. Denna datahantering används för samtliga analyser och kommenteras därför inte vidare under respektive analysavsnitt om det inte förekommit någon ändring.

3.8 Recipientbedömning med befintliga bedömningsgrunder och tillgängliga PNEC-värden för utgående avloppsvatten och i recipient

För den här rapporten kommer en bedömning av recipientpåverkan med avseende på mikroföroreningar göras baserat på befintliga bedömningsgrunder för särskilt förorenade ämnen (SFÄ) enligt HVMFS 2019:25. För övriga ämnen bedöms recipientpåverkan med hjälp av tillgängliga riskkvoter, den s.k. PEC/PNEC-kvoten. Här motsvarar PEC den uppmätta koncentrationen i utgående avloppsvatten eller i recipienten. Avseende halten i utgående avloppsvatten kommer den att divideras med den utspädningsfaktor som råder mellan flödet för utgående avlopp och flödet i recipienten. För beräkning av PEC/PNEC-kvoten gäller att en hög risk för oönskade effekter anses föreligga om riskkvoten är 1 eller högre. I intervallet 0,1–1 är risken måttlig, och en riskkvot <0,1 medför en låg risk. Beräkningen görs enligt ekvation 1.

$$\text{Riskkvot } \left(\frac{PEC}{PNEC}\right) = \frac{ARV\ UT}{PNEC * Utspädning} \qquad \text{(Ekv. 1)}$$

PEC (Predicted Environmental Concentration) är den uppmätta koncentrationen i recipienten eller halten i utgående avloppsvatten från Töreboda reningsverk delat med utspädningen i recipienten. Uppmätta halter i recipienten antas direkt i ekvation 1 utan utspädning. PNEC (Predicted No Effect Concentration) baseras på NOEC (No Observed Effect Concentration), som motsvarar den koncentration som är gränsen för när toxiska effekter i den akvatiska miljön har observerats och en säkerhetsfaktor som tar hänsyn till osäkerheten i de ekotoxikologiska studier som ligger till grund för NOEC. Säkerhetsfaktorn för varje substans beror på tillgängliga toxikologiska data. Enligt riskbedömningsreglerna i REACH-förordningen (ECHA guidance on chemical risk assessment; echa.europa.eu) ska säkerhetsfaktorn vid två akuta tester samt ett kroniskt test vid tre olika trofinivåer vara 100. Säkerhetsfaktorn vid ett akut test samt två kroniska tester vid tre olika trofinivåer är 50. Säkerhetsfaktorn vid tre kroniska tester vid tre olika trofinivåer är 10. Saknas kroniska tester har en säkerhetsfaktor på 1 000 använts. I vissa fall finns endast LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) tillgängligt för PNEC-bestämning och då tillkommer en faktor på 2 för att kompensera för osäkerheten.

PNEC-värdena baseras på information från rapporter, vetenskapliga artiklar medan befintliga bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (HaV, 2019) motsvarar SFÄ:er. Nyttjade värden för denna rapport förutsätts vara rätt beräknade. Bedömningsgrunderna motsvarar nationella värden för SFÄ:er och används för att bedöma om en sjö, ett vattendrag, kust eller vatten i övergångszon uppnår god ekologisk status. Antalet ämnen på denna lista är olika för olika länder och i Sverige är 32 ämnen listade. I de fall det finns en bedömningsgrund för en specifik mikroförorening har detta värde betraktats som ett PNEC-värde, men redovisningen av resultaten från recipientbedömningen kommer att visa huruvida ämnet klassas som SFÄ eller ej. Avseende övriga PNEC-värden i den aktuella bedömningen har olika källor använts men företrädesvis har data från Sehlén *et al*. (2015), som uppdaterades under 2019 inom förstudieprojektet vid Himmerfjärdsverket (Ågerstrand, 2019), utnyttjats. I enstaka fall har andra referenser använts där detta varit nödvändigt. Användningen av PNEC-värden och

genomförandet av recipientbedömningen av Friaån och för utgående avloppsvatten presenteras vidare under avsnitt 5.1

För bedömning av recipientpåverkan har IVL använt befintliga gränsvärden och bedömningsgrunder för god kemisk och ekologisk status som gäller för inlandsvatten. För en rad ämnen saknas denna typ av gränsvärden och i dessa fall har PNEC-data utnyttjats. Tabell 11 sammanfattar befintliga gränsvärden, dels de som gäller idag, dels de som föreslås i förslaget till nytt EQS-direktiv. För bedömningen i den här rapporten har de nya föreslagna bedömningsgrunderna för inlandsvatten utnyttjats i ett separat avsnitt. Det bör understrykas att direktivförslaget omfattar betydligt lägre gränsvärden för flera ämnen jämfört med dagens gränsvärden.

3.9 Befintliga gränsvärden och bedömningsgrunder

Tabell 7 visar hur befintliga bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 ser ut avseende årsmedel och maximal koncentration. Till vänster visas SFÄ-ämnen medan nya bedömningsgrunder enligt föreslaget till nytt prioämnesdirektiv visas till höger. För en rad ämnen har bedömningsgrunderna sänkts. Detta gäller till exempel för östradiol (E2) och etinylöstradiol (EE2) som för inlandsvatten har sänkts från 0,4 till 0,18 ng/L respektive från 0,035 till 0,017 ng/L. Bisfenol A har sänkts betydligt: från 1 600 till 0,034 ng/L. Utöver kraftiga haltsänkningar i det nya direktivförslaget, finns det även ämnen som har tillkommit: se till exempel karbamazepin och clarithromycin i Tabell 7.

Idag tas PFOS upp som ett ämne med bedömningsgrund. För inlandsvatten gäller att halten ska understiga 0,65 ng/L. I det nya förslaget, däremot, har man haft som ambition att inkludera fler PFAS-ämnen. För att bättre kunna veta hur respektive ämne påverkar den akvatiska miljön, har de räknats om efter PFOA-ekvivalenter på summaparametern PFAS24, som omfattar 24 olika PFAS-ämnen. När samtliga påträffade ämnen inom PFAS24-parametern uttrycks som PFOA-ekvivalenter, så ska halten inte överstiga 4,4 ng/L för inlandsytvatten enligt det nya direktivförslaget.

Beräkningen av PFOA-ekvivalenter görs genom att multiplicera respektive ämnes halt med dess toxikologiska riskkvot som visas i Tabell 8 för PFAS11.

Tabell 7 Befintliga gränsvärden och bedömningsgrunder för god kemisk och ekologisk status visas till vänster i tabellen. Till höger visas gränsvärden enligt ändringsförslaget av direktivet för prioriterade ämnen

	HVMFS 2019:25				*Nya direktivförslaget*			
Ämne, ng/L	**Årsmedel**		**Max**		**Årsmedel**		**Max**	
	Kust-vatten	Inlands-vatten	Kust-vatten	Inlands-vatten	Kust-vatten	Inlands-vatten	Kust-vatten	Inlands-vatten
Hormoner								
Östron (E1)					0,018	0,36		
Östradiol (E2)	0,08	0,4			0,009	0,18		
Etinylöstradiol (EE2)	0,007	0,035			0,0016	0,017		
Läkemedel*								
Karbamazepin					250	2500	160 000	1 600 000
Ciprofloxacin			100	100				
Clarithromycin					130	130	13	13
Diklofenak	10	100			4	40	25 000	250 000
Erythromycin					50	500	100	1 000
Ibuprofen					22	220		
Fenoler								
BPA Bisfenol A	110	1 600		2 700	0,034	0,034		130 000
NP Nonylfenol	300	300	2 000	2 000	0,0018	0,037	0,17	2,1
OP Oktylfenol	10	100			0,01	0,1		
PFAS11			90	90				
∑PFOA-ekv (PFAS-24)					4,4	4,4		
PFOS	0,13	0,65	7 200	36 000				

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

Tabell 8. Toxikologiska PFOA-ekvivalenter för respektive PFAS-ämne inom PFAS11-parametern.

Ämne	*Riskkvot PFOA ekv/L*
PFAS11	
PFBA	*0,05*
PFPeA	*0,03*
PFHxA	*0,01*
PFHpA	*0,505*
PFOA	*1*
PFNA	*10*

Ämne	Riskkvot PFOA ekv/L
PFDA	7
PFBS	0,001
PFHxS	0,6
PFOS[a]	2
6:2 FTS	0,02

4 Resultat och diskussion

4.1 Förhållanden i reningsverket

För att kunna värdera genomförda provtagningar har även en genomgång av driftförhållanden i reningsverket i samband med provuttag skett. Provtagningsförhållanden framgår av Tabell 9. Samtliga prover i avloppsreningsverket uttogs som flödesproportionella veckosamlingsprover under sju dygn.

Vid provtagningstillfälle 1 var flödet genom anläggningen normalt, under dygnet före provtagningsstart förekom dock bräddning före biosteget på grund av förhöjda inkommande flöden. Under 16/9 släppte ansluten livsmedelsindustri för högt timflöde i förhållande till avtal under 5 timmar. Bedömningen är att driften var normal i verket under provtagningsveckan med goda behandlingsresultat.

Tabell 9. Provtagningsförhållanden i reningsverket vid provtagning avseende mikroföroreningar.

Prov-omgång	Provtagningsdatum	Fosfor Utgående halt mg/l	Fosfor Reduktion (%)	Kväve Utgående halt mg/l	Kväve Reduktion (%)
1	2022-09-14 – 2022-09-21	0,097	98	14	71
2	2022-12-14 – 2022-12-21	0,077	98	13	70
3	2023-03-15 – 2023-03-22	0,16	93	11	45
4	2023-06-14 – 2023-06-21	0,58	93	14	75

4.2 Analyser vid Töreboda ARV

4.2.1 Hormoner och läkemedelsrester

Tabell 10 visar analysresultaten för hormoner, läkemedelsrester och antibiotika i inkommande och utgående avloppsvatten (inkl. medelvärden för alla genomförda provtagningar) tillsammans med den genomsnittliga reduktionsgraden. Hantering av analysdata beskrivs under avsnitt 3.6.1.

I Tabell 10 visas en väldigt bra reningseffektivitet för de kvantifierbara hormonerna östron (E1) och östradiol (E2). Utgående halter ligger under LOD eller LOQ. För etinylöstradiol (EE2) kan ingen reduktion beräknas, då både inkommande och utgående halt rapporterats under kvantifierings- respektive detektionsgräns.

Data för analyserade läkemedel visar att reningseffektiviteten varierar kraftigt. Endast för ciprofloxacin, ibuprofen, ketokonazol, naproxen och paracetamol uppnås en reduktion över 80 % i nuvarande reningsprocess. Detta stämmer bra överens med förväntningar och erfarenheter från andra svenska reningsverk. För de flesta substanser ligger reningseffektiviteten under 40 % och för några substanser kan en delvis kraftig negativ reduktion konstateras, t.ex. för karbamazepin och klarithromycin.

De vanligaste förklaringarna till en negativ reduktion, alltså att lägre koncentrationer uppmäts i inkommande avloppsvatten än i utgående avloppsvatten, är att substanserna utsöndras som konjugat (t.ex. glukorunidkonjugat) från kroppen till avloppet, eller att den väldigt komplexa kemiska miljön i inkommande avloppsvatten gör att signalerna undertrycks vid analysen. Båda dessa mekanismer resulterar i att ett lägre värde än det verkliga erhålls i analysen. Detta har undersökts tidigare, bl.a. av IVL inom SystemLäk-projektet (Magnér *et al*., 2017). Resultatet i den studien visade att undertryckning av signalen i masspektrometern, som är ett av stegen i analys av mikroföroreningar, hade den största påverkan.

Sammantaget, och vid jämförelse med läkemedelshalter på andra svenska avloppsreningsverk som IVL har genomfört utredningar för, är det inga stora avvikelser i inkommande respektive utgående avloppsvatten från Töreboda avloppsreningsverk.

Tabell 10. Halter av hormoner, läkemedelsrester och antibiotika samt beräknad medelhalt i inkommande och utgående avloppsvatten vid de olika provtillfällena samt beräknad medelreduktion vid Töreboda reningsverk.

Substans (ng/l)	Omgång 1		Omgång 2		Omgång 3		Omgång 4		Medel omgång 1-4		
	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	Red (%)
Hormoner											
Östron (E1)	43	6,8	na	6,1	*na*	*na*	*52*	*3,4*	*43*	*6,5*	85
Östradiol (E2)	12	0,5	na	0,8	*na*	*na*	*10*	*0,7*	*12*	*0,6*	95
Etinylöstradiol (EE2)	1,05	0,5	na	0,8	*na*	*na*	*1*	*0,7*	*1,1*	*0,6*	-
Läkemedelsrester (*antibiotika)											
Atenolol	2000	800	3100	840	1000	740	*1300*	*370*	*1850*	*688*	63
Karbamazepin	510	810	810	660	280	410	*620*	*740*	*555*	*655*	-18
Ciprofloxacin*	190	11	610	11	140	11	*63*	*12*	*251*	*11*	96
Citalopram	350	360	140	100	91	110	*250*	*280*	*208*	*213*	-2
Klarithromycin*	1,7	1,7	7	11,5	100	110	*6*	*9*	*29*	*33*	-15
Diklofenak	800	750	1200	790	670	590	*630*	*520*	*825*	*663*	20
Erythromycin*	1	1	7	4	2	2	*4*	*1,5*	*4*	*2*	39
Flukonazol	120	110	62	51	59	81	*57*	*54*	*75*	*74*	0,7
Furosemid	3100	2300	5300	2600	3500	3300	*1800*	*1400*	*3425*	*2400*	30
Ibuprofen	10000^	5,8	22000^	140	6800^	130	*4100*	*31*	*10725*	*77*	99
Ketokonazol	200	2,4	---	---	8	8	2	2	*70*	*4*	94
Losartan	2700	890	7100	1700	1400	1000	*2600*	*1300*	*3450*	*1223*	65
Metotrexat	17	3,3	5,5	3	13	13	---	---	*12*	*6*	-
Metoprolol	1100	1200	950	560	310	300	*760*	*680*	*780*	*685*	12
Naproxen	7200	140	8800^	390	2200	570	*2300*	*77*	*5125*	*294*	94
Oxazepam	1300	640	410	210	200	180	*120*	*140*	*508*	*293*	42
Paracetamol	19000^	5,4	43000^	6	25000^	11	*20000^*	*7*	*26750*	*7*	100
Propranolol	130	83	43	41	17	21	*39*	*54*	*57*	*50*	13
Sertralin	86	35	58	45	48	78	*180*	*69*	*93*	*57*	39
Sulfamethoxazol*	650	110	360	42	350	150	*150*	*29*	*378*	*83*	78
Tramadol	450	480^	1500	1200	180	490	*1400*	*1400*	*883*	*893*	-1
Trimethoprim*	220	160	120	64	250	240	*70*	*78*	*165*	*136*	18
Venlafaxin	910	640	920	630	330	390	*700*	*870*	*715*	*633*	12
Zolpidem	3,2	1,5	2	3	6	5	*3*	*3*	*4*	*3*	-

XX - < LOD (Level of Detection)	≥80 %
XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)	>40 %
^ Risk för ökad osäkerhet vid kvantifiering då halten vid analysen överstiger kalibreringskurvans högsta punkt. Visas i blått	≤40 %
--- Ämnet kan inte utvärderas pga. störning i analysen, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst.	
na, not applicable, analys har inte utförts	

Reningseffektivitet

4.2.2 Fenoler och östrogen effekt

Tabell 11 visar analysresultat för fenoler, östrogen effekt (YES) och PFAS11 (se avsnitt 4.2.3 för diskussion) i inkommande och utgående avloppsvatten för de fyra provtagningarna samt medelvärden.

Bisfenol A renades bort effektivt vid första provtagningen och för provtagning två och tre saknas provtagning på inkommande halt. Vid hög inkommande halt och hög reduktion, påträffas det dock även bisfenol A i utgående vatten, vilket är att förvänta sett till den höga inkommande halten av bisfenol A på 380 ng/L (Tabell 11). Nonylfenol visar olika resultat, men har vid första och sista provtagningstillfället renats bort relativt väl (>40% respektive >97%). Medelhalten i inkommande avloppsvatten är påverkad av utebliven analys vid omgång 2 och 3, varför någon mer utförlig kommentar inte kan lämnas. För oktylfenol saknas detektion i närmare samtliga fall och någon kommentar om rening lämnas inte.

Östrogena effekter reduceras väldigt effektivt över reningsverket. Den höga observerade reduktionen kan med stor sannolikhet kopplas samman med graden av reduktion för hormonerna östron (E1) och östradiol (E2) och bisfenol A över samma provpunkter, eftersom dessa ämnen ger utslag i YES-analysen.

Tabell 11. Halter för fenoler, PFAS11 och östrogena effekter (YES), beräknad medelhalt i inkommande och utgående avloppsvatten vid de olika provtillfällena samt beräknad medelreduktion över avloppsreningsverket.

	Omgång 1		Omgång 2		Omgång 3		Omgång 4		Medel omgång 1-4		
Substans (ng/L)	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	Red (%)
Fenoler, ng/L											
BPA - bisfenol A	380	9	na	26	na	na	420	100,00	240	45	81
NP - 4-iso-nonylfenol	10	6	na	3	na	na	100	3,00	6	4	36
OP - -tertiär-oktylfenol	3	3	na	58	na	na	32	6,00	5	22	-
PFAS11, ng/L											
PFBA	0,9	2,8	5,4	4,4	2,4	3,5	2,4	3,4	2,8	3,5	-28
PFPeA	7,9	12,2	33,8	7,3	3,1	4,3	5,7	8,6	12,6	8,1	36
PFHxA	12,6	13,5	4,0	7,7	5,7	8,9	6,9	11,0	7,3	10,3	-41
PFHpA	1,0	5,3	0,7	1,6	2,4	2,2	2,2	3,2	1,6	3,1	-94
PFOA	3,7	3,0	2,2	2,2	3,9	3,3	4,3	4,4	3,5	3,2	8
PFNA	0,4	0,7	0,4	0,4	0,5	0,5	0,7	0,7	0,5	0,6	-18
PFDA	0,1	0,2	0,3	0,1	0,1	0,4	0,2	0,5	0,2	0,3	-90
PFBS	1,0	1,5	1,7	1,2	1,3	1,3	2,4	1,1	1,6	1,2	21
PFHxS	8,1	6,3	9,9	7,1	7,9	6,7	11,9	8,6	9,5	7,2	24
PFOS	12,1	8,2	13,4	4,8	16,4	7,9	15,3	10,0	14,3	7,7	46
6:2 FTS	184,6	65,8	22,4	9,5	1,1	1,7	3,4	3,0	52,9	20,0	62
∑PFAS11	232,2	119,4	94,1	46,1	44,8	40,8	55,3	54,5	106,6	65,2	39
Östrogena effekter, ng E2ekv/L											
YES	29	0,3	na	2,7	na	0,6	14	1	*22*	*0,5*	98
XX - < LOD (Level of Detection)											≥80 %
XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)											>40 %
^ Risk för ökad osäkerhet vid kvantifiering då halten vid analysen överstiger kalibreringskurvans högsta punkt. Visas i blått											≤40 %
--- Ämnet kan inte utvärderas pga. störning i analysen, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst.											
na, not applicable, analys har inte utförts											

Reningseffektivitet

4.2.3 PFAS11

Tabell 11 visar att de flesta ämnen inom PFAS11-gruppen, samt summan av PFAS11, uppvisar en låg eller negativ reduktion över nuvarande reningsprocess med undantag för 6:2 FTS. En förklaring till att vissa ämnen observeras vid högre halt i utgående vatten än i inkommande

vatten kan förklaras med att flera okända PFAS-ämnen, s.k. föregångsämnen, kan förändras och bilda mer stabila, kända ämnen under reningsprocessen. De mer stabila föreningarna är de som ofta ingår i PFAS11-parametern såsom PFBS. Avskiljningen som observeras för PFOS har i tidigare utredningar kunnat förklaras med att PFOS anrikas i slammet (IVL, data ej publicerade).

Ett PFAS-ämne som särskilt vid första provtagningstillfället förekom vid hög halt är 6:2 FTS (184,6 ng/L, Tabell 11) och detta resultat påverkar starkt medelhalten för 6:2 FTS över provperioden. Typiska källor till detta ämne är områden där brandsläckningsskum har använts eller lakvatten från förorenad mark. 6:2 FTS är ett ämne som ersatt flera andra PFAS-ämnen såsom PFOS och PFOA (Baduel *et al.*, 2017). Sammantaget visar analyserna för PFAS11 att Töreboda ARV är ett reningsverk med relativt höga inkommande halter då de i medelhalt landar på ca 100 ng/L, att jämföra med ca 20-40 ng/L, vilket är en ungefärlig medelhalt utifrån tidigare rapporter på reningsverk avseende PFAS-ämnen (Chen *et al.*, 2022; Hey *et al.*, 2022; Baresel *et al.*, 2022). Kungsängsverket i Uppsala, däremot, ligger i ett intervall som liknar det för Töreboda, eventuellt något högre (Baresel *et al.*, 2022).

4.3 Analyser i recipienten

4.3.1 Val av provpunkt uppströms recipienten utifrån analysdata

För att bedöma vilken uppströms provpunkt som kan användas vid provomgång 4 har resultaten från de tre olika provpunkterna jämförts inbördes och med resultat för provomgång 3 för en handfull olika organiska mikroföroreningar. Tabell 12 visar hur halterna skiljde sig åt. För vidare bearbetning av data från provomgång 4 valdes provpunkt PP3-ny eftersom den, relativt de andra provpunkterna uppströms, bedöms ligga i bättre paritet med resultaten vid PP3-ny från provomgång 3. Majoriteten av övriga analysparametrar återfanns under LOD eller LOQ, vilket förklarar antalet ämnen som presenteras i tabellen. Provresultatet i sin helhet återfinns i Tabell B2, bilaga 1.

Tabell 12. Halter av mikroföroreningar (ng/L) uppströms Töreboda ARV, för provomgång 3 i jämförelse med provomgång 4 då tre olika uppströmsprovpunkter användes. Siffror i rött respektive orange indikerar halter motsvarande detektionsgräns (LOD) respektive hälften av kvantifieringsgränsen (LOQ/2).

	Provomgång 3	*Provomgång 4*		
Parameter, ng/L	*PP3-ny*	*PP3-ny*	*PP3-S*	*PP3-K*
PFOS	3,7	2,4	7,5	0,24
PFAS11	18,4	13	29,5	3
Diklofenak	4	5	5	5
Paracetamol	46	6	11	1,5

	Provomgång 3	*Provomgång 4*		
Parameter, ng/L	*PP3-ny*	*PP3-ny*	*PP3-S*	*PP3-K*
Karbamazepin	3,5	80	1	92
Oxazepam	1	1	1	1

4.3.2 Hormoner och läkemedelsrester

Tabell 13 visar halter av hormoner och läkemedelsrester i recipienten uppströms (PP3 och PP3-ny) och nedströms (PP4) reningsverkets utsläppspunkt. Vid några provtagningar observerades det att vissa enskilda substanser rapporterades under kvantifieringsgränsen respektive detektionsgränsen. Detta var genomgående aktuellt för klarithromycin, erythromycin, ketokonazol, metotrexat, zolpidem och sulfamethoxazol, där sulfamethoxazol dock detekterades vid sista provomgången.

Vid jämförelse mellan upp- och nedströms recipienten varierar det i halt nedströms relativt uppströms. Det kan förväntas att halterna nedströms ARV borde uppträda som högre halter relativt uppströms ARV, men vid provtagningstillfälle 1 kan denna observation inte göras och det beror på att provpunkten uppströms var påverkad av utgående avloppsflöde, vilket är särskilt markant vid låga flöden enligt diskussionen i avsnitt 4.3.1. För övriga provomgångar är den dominerande trenden att halterna nedströms ARV är högre än halterna uppströms ARV.

Avseende hormonerna har ingen analys av dessa genomförts i recipienten då detektionsgränsen oftast är så låg att dessa ämnen inte kan detekteras. För kartläggningen kommer vi därför att förlita oss på utgående avloppsvattenhalter och analys av östrogen effekt.

När medelhalterna studeras är det en grupp ämnen som påträffas vid högre koncentrationer nedströms avloppsreningsverket vid jämförelse med halterna som påträffats uppströms. De ämnen där haltskillnaden överstiger 100 ng/L är diklofenak, karbamazepin, atenolol, venlafaxin, metoprolol, tramadol, losartan och furosemid. Diklofenak är det av dessa ämnen där haltskillnaden är lägst, och furosemid är det ämne där skillnaden är störst. Denna observation indikerar att avloppsreningsverket sannolikt bidrar med en haltökning av dessa ämnen till Friaån.

Tabell 13. Halter av hormoner och läkemedelsrester i uppströms och nedströms recipientprovpunkter vid provomgång 1-4 samt medelhalter. För medelhalt i PP3 har provomgång 1 inte inkluderats (se detaljer i avsnitt 4.3.1).

	Omgång 1		Omgång 2		Omgång 3		Omgång 4		Medel omgång 1-4	
Substans (ng/l)	PP3	PP4	PP3	PP4	PP3-ny	PP4	PP3-ny	PP4	PP3	PP4
Hormoner										
Östron (E1)	na	na	na	na	na	na	na	na	-	-
Östradiol (E2)	na	na	na	na	na	na	na	na	-	-
Etinylöstradiol (EE2)	na	na	na	na	na	na	na	na	-	-
Läkemedelsrester (*antibiotika)										
Atenolol	390	240	9	250	1	33	1	230	*3,7*	*188,3*
Karbamazepin	400	240	26	220	3,5	19	92	410	*40,5*	*222,3*
Ciprofloxacin*	6,7	6,7	11	11	7	7	3	3	*7,0*	*6,9*
Citalopram	150	97	7	37	3	5	4	120	*l*	*64,8*
Klarithromycin*	1,7	1,7	7	7	4	6	1	7	*4,0*	*5,4*
Diklofenak	380	230	12	230	4	31	5	240	*7,0*	*182,8*
Erythromycin*	1	1	4	4	2	2	1	2	*2,3*	*2,1*
Fluconazol	39	12,5	3	12	2	2,5	1	21	*2,0*	*12,0*
Furosemid	1300	760	6	650	9	91	5	560	*6,7*	*515,3*
Ibuprofen	5,8	5,8	93	100	5	23	10	10	*36,0*	*34,7*
Ketoconazol	2,4	2,4	---	---	8	8	2	2	*5,0*	*4,1*
Losartan	450	300	9	580	4	44	2	580	*5,0*	*376,0*
Metotrexat	3,3	3,3	3	3	13	13	---	---	*8,0*	*6,4*
Metoprolol	500	340	10	170	1	16	15	310	*8,7*	*209,0*
Naproxen	13,5	52	16	150	14	14	10	34	*13,3*	*62,5*
Oxazepam	240	130	3	58	1	6	1	69	*1,7*	*65,8*
Paracetamol	5	9	110	35	46	59	2	5	*52,5*	*26,9*
Propranolol	34	17	3	13	1	1	1	27	*1,7*	*14,5*
Sertralin	3,35	7,7	4	6	4	4	2	23	*3,3*	*10,2*
Sulfamethoxazol*	14	14	5	5	3	4,5	4	18	*4,0*	*10,4*
Tramadol	400^	280	17	310	12,5	69	34	610	*21,2*	*317,3*
Trimethoprim*	69	41	2	15	1	11	1	35	*1,3*	*25,5*
Venlafaxin	290	190	8	180	3	17	10	420	*6,8*	*201,8*
Zolpidem	1	1	2	2	1	1	1	1	*1,3*	*1,3*
XX - < LOD (Level of Detection)										
XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)										
— Ämnet kan inte utvärderas pga. störning i analysen, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst.										
na, not applicable, analys har inte utförts										

4.3.3 Fenoler och östrogen effekt

Tabell 14 visar analysresultat för fenoler, PFAS11 och östrogen effekt i recipientpunkterna. Avseende fenoler är det endast bisfenol A som detekteras nedströms recipienten medan övriga fenoler rapporteras under detektionsgränsen. På grund av detta resultat följdes fenolerna endast upp ytterligare en gång, vid fjärde provomgången. Utifrån dessa analyser kan det finnas en påverkan från Töreboda ARV på recipienten avseende bisfenol A. Avseende de andra fenolerna kan inte samma slutsats dras eftersom dessa halter inte kunde detekteras nedströms avloppsreningsverket.

Nedströms recipienten observeras liknande halter av östrogena ämnen som observerats i tidigare genomförda utredningar (se t.ex. Karlsson *et al*. (2023) eller Holm och Önnby (2022)), här redovisat som östrogen effekt och kvantifierat som ng östradiolekvivalenter (E2ekv) per liter. Vid tredje provtagningstillfället var halten under kvantifieringsgränsen.

Tabell 14. Halter av fenoler, PFAS och östrogen effekt i uppströms och nedströms provpunkter i Friaån.

	Omgång 1		Omgång 2		Omgång 3		Omgång 4		Medel omgång 1-4	
Substans, ng/L	PP3	PP4	PP3	PP4	PP3-ny	PP4	PP3-ny	PP4	PP3	PP4
Fenoler										
BPA - bisfenol A	na	4,40	na	na	na	na	na	28	-	*4*
NP - 4-iso-nonylfenol	na	6,00	na	na	na	na	na	3	-	*6*
OP - -tertiär-oktylfenol	na	3,00	na	na	na	na	na	2	.	*3*
PFAS11										
PFBA	na	2,25	na	3,44	8,52	9,53	0,95	1,18	*4,7*	*4,1*
PFPeA	na	7,57	na	1,72	0,79	0,93	2,82	5,77	*1,8*	*4,0*
PFHxA	na	7,68	na	2,20	1,09	1,21	2,42	6,77	*1,8*	*4,5*
PFHpA	na	2,46	na	0,93	0,41	0,49	1,06	1,69	*0,7*	*1,4*
PFOA	na	1,60	na	0,94	0,63	0,66	1,17	2,59	*0,9*	*1,4*
PFNA	na	0,34	na	0,30	0,11	0,11	0,29	0,42	*0,2*	*0,3*
PFDA	na	0,08	na	0,15	0,15	0,21	0,31	0,28	*0,2*	*0,2*
PFBS	na	0,81	na	0,33	0,51	0,53	0,21	0,71	*0,4*	*0,6*
PFHxS	na	3,06	na	1,75	2,38	2,85	0,40	4,80	*1,4*	*3,1*
PFOS	na	2,62	na	2,44	3,73	2,77	2,39	5,66	*3,1*	*3,4*
6:2 FTS	na	44,91	na	1,54	0,04	0,07	1,03	1,90	*0,5*	*12,1*
PFAS11	na	73,35	na	15,74	18,36	19,36	13,04	31,78	*15,7*	*35,1*
Östrogen effekt, ng E2ekv/L										
YES	0,05	1,6	na	0,5	na	0,05	0,20	1,7	-	*2*
XX - < LOD (Level of Detection)										
XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)										
na, not applicable, analys har inte utförts										

4.3.4 PFAS11

Halter av PFAS ligger i medelhalt generellt på liknande nivåer uppströms och nedströms reningsverkets utsläppspunkt, även om några halter eller summan avviker för några enstaka provtillfällen. Sammantaget indikerar detta att Töreboda avloppsreningsverk inte nödvändigtvis har en signifikant påverkan på Friaån avseende PFAS-ämnen. Detta liknar observationer som görs för PFAS-ämnen i andra recipienter, eftersom ämnena sprids från flera källor i samhället utöver spillvatten från hushåll. Det ska också tilläggas att med få provtagningar, små variationer mellan provpunkterna och en analysosäkerhet kan inga större tolkningar göras. Oberoende av Töreboda ARV, observeras utifrån analysdata att recipienten redan är påverkad av PFAS-ämnen. Ett ämne som dock sticker ut vid första provomgången är 6:2 FTS nedströms recipienten och kan förklaras med att utgående halt av 6:2 FTS från ARV vid detta provtillfälle också var markant hög. Halten är betydligt lägre både vid andra och tredje provtagningen och den första provtagningen påverkar medelvärdet för 6:2 FTS. Det kan vara klokt att följa upp 6:2 FTS över tid för att se om den påträffade höga halten sker vid fler tillfällen över året.

Vid provomgång 4 provtogs flera provpunkter uppströms: PP3-ny, PP3-S, och PP3-K. Inbördes pekar dessa på att halterna för PP3-S är något högre relativt de andra provpunkterna och kan eventuellt vara av betydelse för framtida utredningar. Analysdata för detta provtillfälle visas i Tabell B2, Bilaga 1.

4.4 Bedömning av avloppsvattnets karaktär – vattenmatrisen

Som nämnts tidigare är vattenmatrisen av betydelse för alla typer av vattenreningstekniker. Inom denna utredning studerades vattenmatrisen med hänsyn till de kemiska parametrar som kan påverka ozonteknik och filtrering med GAK. Analys av vattenmatrisen har utförts på tre dygnsprover och ett helgprov under maj och juni 2023: 16–17 maj, 22–23 maj, 9–12 juni och 15–16 juni. Tabell 15 visar medelvärden av analysresultaten för denna provtagning. Prover har tagits i ordinarie provtagningspunkt på utgående vatten på Töreboda ARV.

GAK

För implementering av GAK-filtrering visar resultaten i Tabell 15 att DOC ligger inom ett intervall som är vanligt för avloppsreningsverk och motsvarar halter som kan hanteras av GAK. Denna parameter, tillsammans med TOC, har främst en inverkan på den totala kostnaden av GAK då den påverkar hur snabbt GAK-filtret blir mättat och därför måste bytas ut.

Halten suspenderade ämnen (SS) som uppmätts i proverna på vattenmatrisen är på nivåer som är vanligt förekommande för avloppsreningsverk. Att det observeras en stor variation beror på att det förekom bräddning vid provomgång 3 då snösmältning och höga flöden rådde, vilket delvis resulterade i bräddning. Halten SS beräknades i medel till 11,1 mg/L och är ett medeltal för två provtagningar med stor variation, vilket beror på att bräddning ägde rum vid ett av provtillfällena. Alltför höga halter av SS, t.ex. över 10 mg/L, kan påverka GAK-filtreringen genom att backspolning behöver ske mer frekvent. Suspenderade ämnen ingår i ordinarie

provtagningsprogram vid Töreboda ARV. Sett över ett helt år varierar utgående halter en del. Utgående årsmedelhalt 2021 – 2022 låg på 8 mg/l.

Halterna av järn är inom ett intervall som är vanligt förekommande för avloppsreningsverk och löst järn kan fällas ut på aktivt kolfilter, men bedöms inte utgöra en stor risk i det här fallet.

Ozon

Avseende ett processteg med ozon, finns det ett flertal parametrar som kan påverka lämpligheten. En parameter är suspenderade ämnen och DOC som påverkar ozonets stabilitet respektive konsumtion (von Sonntag och von Gunten (2012). Nitrit konsumerar ozon vid bildande av nitrat, vid en sådan omvandling konsumeras ca 3,43 mg ozon per mg nitritkväve (Stapf *et al.*, 2020). Nitrithalterna som uppmätts i de fyra proverna på vattenmatrisen i Töreboda reningsverk indikerar att ozon behöver tillsättas med en ytterligare koncentration av ca 0,6 mg ozon/l. Nitrit ingår också i det ordinarie provtagningsprogrammet. Sett över ett helt år varierar utgående halter en del. Årsmedelhalterna 2021 och 2022 låg på 0,12 respektive 0,13 mg NO_2-N/l.

De uppmätta halterna av bromid visar på en medelhalt av 0,1 mg/l med en väldigt liten variation mellan provtagningarna (avvikelsen var 0,01 mg/l, Tabell 3). Ju högre bromidkoncentrationen är och ju mer ozon som behöver tillsättas, desto mer ökar bildandet av bromat. Bildningen av bromat anses inte vara kritisk när bromidhalterna är under 0,10 mg/l i kombination med ozondosering upp till 0,7 mg ozon/mg DOC. Vid Töreboda ligger bromidhalten under denna gräns, men rekommenderas ändå att vid eventuell implementering av ett ozonsteg inkludera fortsatt bevakning av bromid över ett helt år så att säsongsvariationen blir känd (ca 4-6 provtagningar per år). Ammoniumkväve kan motverka bromatbildningen och halterna som observerats för denna utredning skulle kunna bidra till att mindre bromat bildas (Pinkernell & von Gunten, 2001).

Avseende krom, som kan konsumera ozon i form av Cr3+ och vid denna reaktion bilda giftig Cr6+, påvisas inga höga koncentrationer i vattnet på Töreboda ARV. Det bedöms därför inte nödvändigt att krom analyseras mer på avloppsreningsverket. Denna slutsats överensstämmer väl med tidigare undersökningar både på svenska och schweiziska avloppsreningsverk (Hey *et al.*, (2022); Chen *et al.*, (2022); Wunderlin och Grelot, 2021).

Tabell 15. Medelvärden med standardavvikelse för kemiska parametrar i vattenmatrisen på utgående vatten från Töreboda ARV. Provtagning ägde rum vid fyra tillfällen under maj och juni 2023.

Parameter	*Enhet*	*Medelhalt*
Suspenderade ämnen (SS)[a]	mg/l	11,1 ±9,9
TOC	mg/l	10,5 ± 0,50
DOC	mg/l	10,2 ± 0,80
Ammoniumkväve (NH_4-N)[a]	mg/l	5,4 ± 2,3
Nitrit (NO_2-N)[a]	mg/l	0,19 ± 0,0
Krom tot	mg/l	0,000145
Krom Cr6+	mg/l	<0,0002
Krom Cr3+[b]	mg/l	na[b,c]
Bromid Br-	mg/l	0,10 ± 0,01

[a] Analyser utförda inom rutinmässigt kontrollprogram
[b] Beräknas enligt $Cr_{tot} = Cr^{6+} + Cr^{3+}$

[c] Not applicable, halten kan ej beräknas då halten för Cr^{6+} inte kan rapporteras

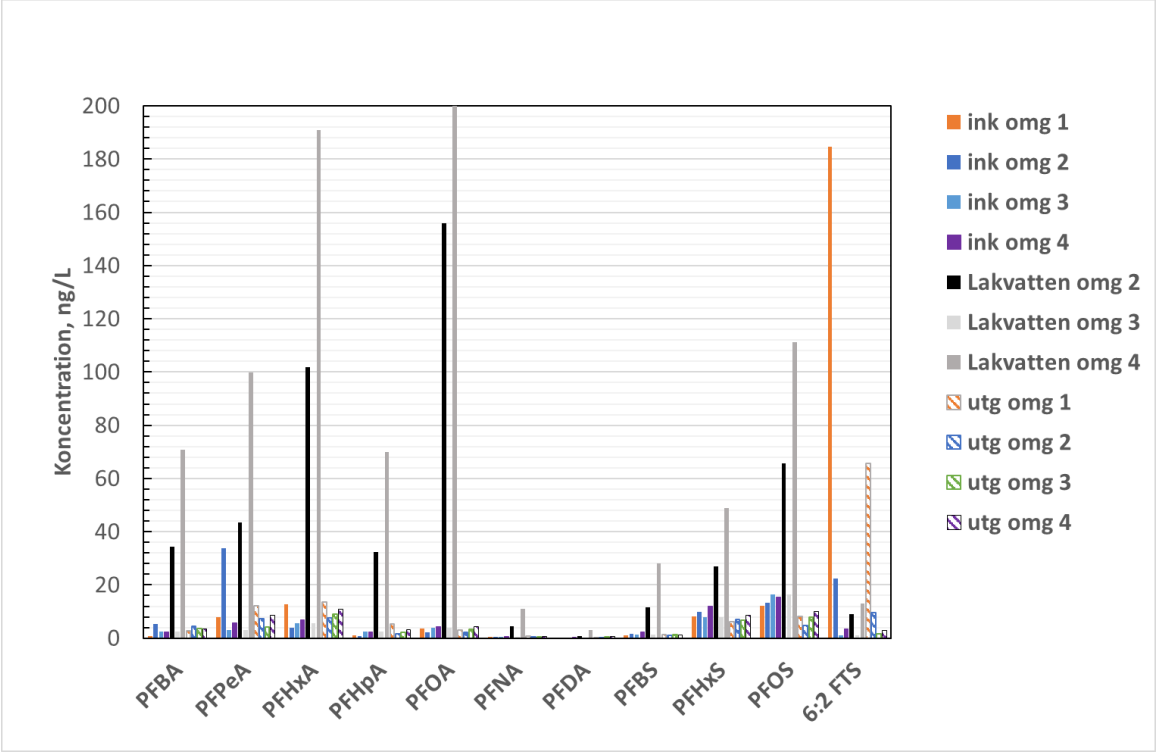
Befintlig reningsprocess på Töreboda ARV

Vid en genomgång av befintlig process kan det konstateras att ytterligare slamseparation kan krävas för stabil drift i en kompletterande ”avancerad rening”. Ett sådant steg skulle kunna utgöras av sandfilter eller mikrosil. Det är även troligt att ytterligare krav gällande kväverening kommer att kräva åtgärder i processen. Sådana åtgärder skulle kunna vara fördelaktiga för ozonförbrukningen om nitrithalterna minskar och den avancerade reningen baseras på ozon.

4.5 Analys av lakvattenprover

Töreboda avloppsreningsverk mottar lakvatten från Borreboda deponi motsvarande ca 1,2 % i vattenmängd relativt inkommande vatten (medelvärde för 2020 – 2022). För att veta mer om PFAS-belastningen till avloppsreningsverket har lakvattenprover tagits vid tre av fyra provomgångar och jämförts med uppmätta PFAS-halter i inkommande och utgående avloppsvatten. Figur 3 och Tabell 16 visar hur halterna (ng/L) inom PFAS11-parametern har varierat vid dessa provtillfällen. Det framgår tydligt i Figur 3 att PFAS-halterna i lakvatten är signifikant högre relativt inkommande avloppsvatten. Det syns också att ämnet 6:2 FTS sticker ut. Även PFOA påträffades vid höga halter (270 ng/L, utanför y-axel i Figur 3). Avseende 6:2 FTS var halten i inkommande avloppsvatten vid första provomgången signifikant högre än både lakvatten och inkommande avloppsvatten vid de andra provomgångarna. Även vid provomgång 2 påträffades denna substans vid hög halt i inkommande avloppsvatten, liksom i lakvattnet. Vid en snabb jämförelse avseende massbalans på inkommande avloppsvatten och inkommande lakvatten för provomgång 2, 3 och 4, kan det konstateras att inkommande mängd PFAS11 för lakvattnet motsvarar ca 12,1 % av totalt inflöde av PFAS till reningsverket, vilket är närmare tolv gånger högre än när flödena jämförs. När samma jämförelse görs för 6:2 FTS för provomgång 2, 3 och 4, konstateras att lakvattnets halter endast motsvarar 2 % av halten in till avloppsreningsverket, och övrig mängd påträffas därmed i inkommande avloppsvatten exklusive lakvattnet. Eftersom det rör sig om relativt få provtagningar kan några större resonemang inte föras kring 6:2 FTS, eller PFOA som vid provomgång 4 sticker ut med en hög halt relativt de andra provtagningarna i lakvattnet. De höga flödena vid provomgång 3 påverkar också provresultatet.

Utöver 6:2 FTS och PFOA är PFHxA och PFOS påfallande höga i lakvattnet, vilket sammantaget antyder att det rör sig om ett historiskt avfall såsom brandskum eller liknande.



Figur 3. Inkommande (fyllda staplar) och utgående (randiga staplar) halter av PFAS-ämnen inom PFAS11 till Töreboda avloppsreningsverk vid fyra provomgångar (omgång 1, 2, 3 och 4), samt halter för inkommande lakvatten (svart och gråa staplar) vid omgång 2, 3 och 4.

Tabell 16. PFAS-halter i inkommande lakvatten till Töreboda ARV för provomgång 2, 3 och 4. Vid provomgång 1 provtogs inte lakvattnet.

Substans, ng/L	Omgång 1	Omgång 2	Omgång 3	Omgång 4	Medel, omgång 2-4
PFAS11					
PFBA	na[a]	34,46	37,39	70,92	*47,6*
PFPeA	na[a]	43,41	51,23	99,69	*64,8*
PFHxA	na[a]	101,69	109,32	190,90	*134,0*
PFHpA	na[a]	32,47	35,30	69,82	*45,9*
PFOA	na[a]	155,81	163,46	270,36	*196,5*
PFNA	na[a]	4,47	4,69	11,08	*6,7*
PFDA	na[a]	0,74	0,61	3,01	*1,5*
PFBS	na[a]	11,65	11,16	28,21	*17,0*
PFHxS	na[a]	26,96	26,51	48,96	*34,1*
PFOS	na[a]	65,77	81,18	111,14	*86,0*
6:2 FTS	na[a]	9,03	13,15	12,90	*11,7*
PFAS11	na[a]	486,46	534,00	917,00	*645,8*

[a]na, not applicable, provtagning har inte ägt rum

Framgent rekommenderas Töreboda ARV att följa upp PFAS-belastningen uppströms för att bättre förstå den totala PFAS-belastningen in till ARV.

5 Bedömning recipientpåverkan

För bedömning av recipientpåverkan har befintliga bedömningsgrunder och toxikologiska riskkvoter (5.1) samt bedömningsgrunder utifrån förslagna förändringar i EQS-direktivet (prioämneslista med nya ämnen och ämnen med lägre halter) använts (5.2). Bedömningen omfattar, likt tidigare, läkemedel och hormoner samt fenoler, östrogen effekt och PFAS-ämnen. Förslaget till nytt avloppsdirektiv kommenteras också i avsnitt 5.2.

5.1 Recipientbedömning utifrån halter i utgående avlopp och i recipient och toxikologiska riskkvoter

Beräkning av riskkvoten (RK) med PEC/PNEC för recipienten har gjorts på två olika sätt. Dels har utgående avloppsvatten inklusive utspädning använts för att illustrera halten i recipienten, dels har beräkningarna baserats på uppmätta halter i recipienten vid PP4. Ämnen som utgör hög risk (RK >1) har därefter kommenterats i ett separat avsnitt.

Tabell 17 visar halter för utgående avloppsvatten och uppmätta halter i recipient avseende läkemedel och hormoner medan Tabell 18 visar samma typ av data avseende fenoler, östrogena effekter och de PFAS-ämnen som det finns bedömningsgrunder för.

Samtliga analyserade halter i utgående avloppsvatten har dividerats med rådande utspädningsfaktor för det aktuella provtagningstillfället, varefter en riskkvot enligt metodbeskrivningen i avsnitt 3.8 har beräknats för att spegla recipientens halter. Utöver detta har riskkvoter även beräknats för uppmätt halt direkt i recipient (MEC, recipienthalt). För den beräknade riskkvoten (RK) gäller att röda celler indikerar när det föreligger hög risk, gul färg innebär måttlig risk, medan grön färg är låg risk. Utöver beräknade RK för respektive provtillfälle, är även ett medelvärde beräknat. Halter rapporterade som <LOD respektive <LOQ/2 redovisas som siffror i rött respektive orange.

Det finns två olika PNEC-värden dokumenterade för citalopram. Båda har använts och benämnts citalopram 1 respektive citalopram 2. Citalopram 1 är sannolikt en överskattning av risken, medan citalopram 2 eventuellt är en underskattning. För recipientbedömning har citalopram 2 tillämpats, vilket gjorts även i andra recipientbedömningar, se t.ex. Chen *et al*. (2022).

I de fall där resultaten rapporterats under detektionsgräns respektive kvantifieringsgräns, har ingen vidare kommentering gjorts. Detta är aktuellt för hormonerna i utgående avloppsvatten (Tabell 17). Avseende PFAS-ämnen ingår i detta avsnitt en bedömning med hjälp av befintliga bedömningsgrunder och toxikologiska data, vilket innebär att PFOS och PFOA omfattas i Tabell 18. PFAS11 som helhet bedöms vidare i avsnitt 5.1.2. Data som används som underlag för recipientbedömningen kommer från (Ågerstrand, 2019) om ingen annan referens anges. För de ämnen där miljökvalitetsnormer finns (Tabell 7), används dessa.

5.1.1 Läkemedel och hormoner med hög miljörisk

Beräknade riskkvoter visar på hög risk för läkemedlen diklofenak och oxazepam när utgående medelhalter i avloppsvattnet vid en utspädning motsvarande en faktor 17 bedöms relativt PNEC-värden (Tabell 17). För diklofenak finns nationella bedömningsgrunder för god status som överskrids i recipienten.

För respektive provomgång visas det också tydligt att det är särskilt vid provomgång 1 och 4 som det råder högre risk för ett flertal andra ämnen relativt provomgång 2 och 3 eftersom utspädningen var betydligt högre i december 2022 och mars 2023 jämfört med september 2022 och juni 2023. Skillnaden på utspädningsfaktorn var så stor som en faktor 20 mellan provomgång 2 och 4. Det är särskilt furosemid och citalopram 2 som överskrider PNEC vid enskilda provomgångar, men som vid jämförandet av medelhalt och medelutspädning för samtliga provomgångar, inte påvisas vid hög risk. Avseende furosemid har både utgående halt och utspädning varierat, varför det sannolikt också bör tillskrivas vara ett ämne med sannolik hög risk och det kommer därför att utvärderas vidare i denna rapport som ett sådant. Avseende citalopram 2, blir det tydligt att för att underskrida risk i recipienten, behöver utgående avloppsvatten spädas mer än 10,6 (11 gånger) för att underskrida riskvärdet när medelhalten ut från ARV beaktas.

När beräkningen av riskkvoter baseras på uppmätta halter i recipienten påvisas flera ämnen med riskkvoter större än 1. Det är närmare bestämt fem ämnen; citalopram 2, diklofenak, furosemid, venlafaxin och oxazepam. Av dessa ämnen finns det nationella värden för god status (MKN-ämnen) för diklofenak som överskrids i recipienten.

Eftersom etinylöstradiol inte kan detekteras i recipienten kommer detta ämne inte att kommenteras vidare.

Resultaten visar att de beräknade eller predikterade riskkvoterna inte överensstämmer med observerad recipientpåverkan utifrån uppmätta halter i recipienten, vilket sannolikt beror på att utspädningsfaktorn är underskattad. Liknande observationer har gjorts i tidigare utredningar där flödet från utgående avlopp har jämförts med modellerade flöden i S-hype och där ARV har en stor inverkan på flödet i recipienten (låg utspädning) (Lindbäck *et al*., 2023). Att förlita sig på uppmätta halter i recipienten kommer därmed med högre säkerhet.

Att Töreboda ARV påverkar Friaån med tillskott av mikroföroreningar indikerades utifrån presenterade data i Tabell 13 och Tabell 14, där halter i recipienten upp- och nedströms ARV jämfördes. I avsnitt 4.3.2. konstaterades att flera ämnen ökade i halt nedströms ARV jämfört med uppströms. De fem ämnena citalopram 2, diklofenak, furosemid, venlafaxin och oxazepam är några av dessa ämnen. Mot bakgrund av detta kommer recipientbedömningen baseras på riskkvoter på halter direkt uppmätta i recipienten.

Tabell 17. Effektkoncentrationer (PNEC), osäkerhetsfaktorer, uppmätta halter i utgående avlopp (EC) och i recipienten (MEC) samt beräknade riskkvoter baserade på utspädning (för utgående avlopp) respektive uppmätta halter i recipient (MEC). Siffror i rött och orange indikerar värden <LOD respektive <LOQ/2. Gråa celler motsvarar SFÄ med bedömningsgrund, röda celler påvisar ämnen med hög risk, gula celler innebär måttlig risk medan gröna celler innebär låg risk.

	PNEC	*Säkerhets- faktor*	Omgång 1		Omgång 2		Omgång 3		Omgång 4		*Medel 1-4*		*Recipient, PP4*	
Substans	*ng/L*	-	EC	Beräknad riskkvot i Friaån (utspäd-ning avlopp x5,3)	EC	Beräknad riskkvot i Friaån (utspäd-ning avlopp x12,8)	EC	Beräknad riskkvot i Friaån (utspäd-ning utlopp ARV x41,3)	EC	Beräknad riskkvot i Friaån (utspäd-ning utlopp ARV x1,9)	*EC*	Beräknad riskkvot i Friaån (utspäd-ning utlopp ARV x17)	*MEC*	*Riskkvot - MEC/PNEC i Friaån (uppmätta halter)*
			ng/L	-	ng/L	-	ng/L	-	ng/L	-	*ng/L*	-	*ng/L*	-
Hormoner														
Östron (E1)[a]	*3,6*		6,80	*1,28*	6,10	*0,132*	na	na	3,40	*0,5*	*5,43*	*0,09*	na	*na*
Östradiol (E2)	*0,08*	*10*	0,49	*0,09*	0,80	*0,78*	na	na	0,70	*4,6*	*0,66*	*0,49*	na	*na*
Etinylöst. (EE2)	*0,007*	*2×10*	0,49	*0,09*	0,80	*8,93*	na	na	0,70	*52,6*	*0,66*	*5,58*	na	*na*
Läkemedelsrester (*antibiotika)														
Atenolol	*32 000*	*100*	800	*0,00*	840,0	*0,00*	740	*0,00*	370	*0,01*	*688*	*,*	188	*0,01*
Karbamazepin	*2500*	*10*	810	*0,06*	660,0	*0,02*	410	*0,00*	740	*0,16*	*655*	*0,02*	222	*0,09*
Ciprofloxacin*	*100*		11	*0,02*	11,0	*0,01*	11	*0,00*	12	*0,06*	*11*	*0,01*	7	*0,07*
Citalopram 1	*0,075*	*2×1000*	360	*905,66*	100	*78,43*	110	*86,27*	280	*1965*	*213*	*166,67*	46	*618*
Citalopram 2[a]	*20*	*50*	360	*3,40*	100	*0,29*	110	*0,32*	280	*7,37*	*213*	*0,63*	46	*2,32*
Klarithromycin*	*40*	*50*	2	*0,01*	11,5	*0,02*	110	*0,16*	9	*0,12*	*33*	*0,05*	5	*0,12*
Diklofenak	*10*		750	*14,15*	790,0	*4,65*	590	*3,47*	520	*27,37*	*533*	*3,13*	164	*16,4*
Erythromycin*	*20*	*1000*	1	*0,01*	4,0	*0,01*	2	*0,01*	1,5	*0,04*	*15*	*0,04*	2	*0,12*
Fluconazol[b]	*250*	*10*	110	*0,08*	51,0	*0,000*	81	*0,000*	54	*0,11*	*411*	*0,10*	9	*0,001*
Furosemid	*156*	*1000*	2300	*2,78*	2600,0	*0,98*	3300	*1,24*	1400	*4,72*	*2058*	*0,78*	500	*3,2*
Ibuprofen	*102 000*	*10*	6	*0,00*	140,0	*0,00*	130	*0,00*	31	*0,00*	*69*	*0,00*	43	*0,00*
Ketoconazol	*4000*	-	2	*0,00*	---	-	8	*0,00*	2	*0,00*	*437*	*0,01*	5	*0,00*
Losartan[c]	*63700*	*1000*	890	*0,00*	1700,0	*0,01*	1000	*0,01*	1300	*0,01*	*1197*	*0,01*	308	*0,04*
Metotrexat	*85000*		3	*0,00*	3,0	*0,00*	13	*0,00*	---	-	*175*	*0,00*	6	*0,00*
Metoprolol	*2590*	*1000*	1200	*0,09*	560,0	*0,01*	300	*0,01*	680	*0,14*	*534*	*0,01*	175	*0,07*
Naproxen	*15 000*	*10*	140	*0,00*	390,0	*0,00*	570	*0,00*	77	*0,00*	*310*	*0,00*	72	*0,00*
Oxazepam	*10*	*2×50*	640	*12,08*	210,0	*1,24*	180	*1,06*	140	*7,37*	*259*	*1,53*	65	*6,5*
Paracetamol	*46 000*	*10*	5	*0,00*	6,0	*0,00*	11	*0,00*	7	*0,00*	*19*	*0,00*	34	*0,00*
Propranolol	*228*	*10*	83	*0,07*	41,0	*0,01*	21	*0,01*	54	*0,12*	*54*	*0,01*	10	*0,05*
Sertralin	*9,4*	*50*	35	*0,70*	45,0	*0,28*	78	*0,49*	69	*3,86*	*47*	*0,29*	6	*0,63*
Sulfamethoxazol*	*118*	*50*	110	*0,18*	42,0	*0,02*	150	*0,07*	29	*0,13*	*426*	*0,21*	8	*0,07*
Tramadol[d]	*959*		480^	*0,09*	1200,0	*0,00*	490	*0,00*	1400	*0,77*	*589*	*0,04*	220	*0,23*
Trimethoprim*	*500*	*50*	160	*0,06*	64,0	*0,01*	240	*0,03*	78	*0,08*	*334*	*0,04*	22	*0,04*
Venlafaxin[e]	*91,9*		640	*0,41*	630,0	*0,40*	390	*0,25*	870	*4,98*	*416*	*0,27*	129	*1,40*
Zolpidem	*940*	-	1,5	*0,00*	3,0	*<0.00*	5	*0,00*	3	*0,00*	3	*0,00*	1	*0,00*

--- - Ämnet kan inte utvärderas pga. störning i analysen, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst av denna analyt

na, not applcable, analys har inte genomförts

a) Schweiziskt EQS, 2011; b) Fernandéz-Rubio et al., 2019; c) Tell et al, 2019; d) Godoy et al., 2015; e) Fick et al., 2010; f) Zhou et al., 2019

5.1.2 Fenoler, östrogen effekt och PFAS-ämnen med hög miljörisk

Avseende fenoler, östrogen effekt och PFAS-ämnena PFOS och PFOA i Tabell 18 uppträder några ämnen med hög risk. För de beräknade riskkvoterna för utspätt utgående avloppsvatten observeras det däremot inga ämnen med hög risk. Om riskkvoterna istället baseras på uppmätta halter i recipienten visar kvoterna att recipienten är påverkad av **östrogena effekter** och **PFOS**. Detta resultat innebär att recipienten är starkt påverkad av **PFOS** som det finns en nationell bedömningsgrund för. Påverkan av östrogena effekter kan ofta härledas till hormoner, men eftersom dessa ofta påträffades vid låg halt eller under detektionsgränsen i framförallt utgående avloppsvatten, kan denna förklaring inte användas okomplicerat. Även fenoler kan ge östrogen effekt, men likt resonemanget för hormoner, kan inte dessa utgöra en förklaring heller eftersom de föreligger vid låg risk (Tabell 18).

Avseende källor och möjliga förklaringar kan ett resonemang kring PFOS föras. PFOS, som har en bedömningsgrund på 0,65 ng/L, visar en beräknad medelhalt i avloppsvatten på 7,6/17 = 0,45 ng/L, vilket inte överskrider bedömningsgrunden. Recipienten uppströms ARV har en medelhalt på 3,1 ng/L observerats jämfört med 3,4 ng/L i punkten nedströms ARV. Detta resultat kan tolkas som att det finns uppströms källor för PFOS till Friaån, medan avloppsreningsverket dessutom tillför vissa PFAS-ämnen som sannolikt ökar halten i recipienten vid jämförelse mellan provpunkt upp- och nedströms ARV. Bidraget är dock inte signifikant när medelhalterna för denna utredning beaktas (se vidare under avsnitt 5.2 för mer detaljer avseende PFAS11).

Slutligen, kan det konstateras att de ämnen som observerats med hög risk i utredningen genomförd av Västra Götaland (2017 – 2018), där diklofenak, östradiol och PFOS påträffats vid halter överskridande gränsvärden, kan vi i denna utredning konstatera att samma slutsats kan göras med undantag för östradiol.

Tabell 18. Effektkoncentrationer (PNEC), säkerhetsfaktorer, uppmätta halter i utgående avlopp (EC) och i recipienten (MEC) samt beräknade riskkvoter med utspädning (för utgående avlopp) och för direkt uppmätta halter (recipienthalter). Siffror i rött och orange indikerar värden <LOD respektive <LOQ/2. Gråa celler indikerar ämnen som har nationella bedömningsgrunder, röda celler påvisar ämnen med hög risk, gula celler innebär måttlig risk medan gröna celler innebär låg risk.

	PNEC	Osäker-hetsfaktor	Omgång 1		Omgång 2		Omgång 3		Omgång 4		Medel 1-4		Recipient, PP4	
Substans	ng/L	-	EC	Beräknad riskkvot i Friaån (utspäd-ning avlopp x5,3)	EC	Beräknad riskkvot i Friaån (utspäd-ning avlopp x12,8)	EC	Beräknad riskkvot i Friaån (utspäd-ning avlopp x41,3)	EC	Beräknad riskkvot i Friaån (utspäd-ning avlopp x1,9)	EC	Riskkvot - PEC/PNEC vid utsläppspunkt inkl utspädning 17	MEC	Riskkvot - MEC/PNEC i Friaån (uppmätta halter)
			ng/L	-	ng/L	-	ng/L	-	ng/L	-	ng/L	-	ng/L	-
Fenoler														
BPA - bisfenol A	1600		9,00	0,001	26,00	0,001	na	na	100,00	0,03	45,00	0,002	na	*na*
NP - 4-iso-nonylfenol	300		6,00	0,00	3,00	0,00	na	na	3,00	0,01	4,00	0,00	na	*na*
OP - -tertiär-oktylfenol	100		3,00	0,01	58,00	0,05	na	na	6,00	0,03	22,33	0,01	na	*na*
Östrogen effekt														
YES[a]	0,3	10	0,30	0,19	2,70	0,70	0,60	0,05	1,6	2,81	1,3	0,25	1,65	5,5
PFAS-ämnen														
PFOS	0,65		4,8	1,40	7,9	0,95	10,0	0,37	7,74	6,27	7,6	0,69	3,4	5,19
PFOA[b]	3		2,2	0,04	3,3	0,07	4,4	0,09	3,24	0,57	3,3	0,06	1,4	0,48
--- - Ämnet kan inte utvärderas pga. störning i analysen, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst av denna analyt														
na, not applcable, analys har inte genomförts														
a Jarošová *et al* , 2014.														
[b] Kalifornien, EPA, 2021														

5.1.3 Samlad bedömning av recipienten avseende mikroföroreningar

Sammantaget kan recipientbedömningen som baserats på beräknade riskkvoter av utspätt utgående avloppsvatten och på uppmätta halter i recipienten nedströms Töreboda ARV kommenteras enligt följande:

- De beräknade och predikterade riskkvoterna i recipienten utifrån utspätt utgående avloppsvatten, visade inte på samma riskkvoter som de som baserades på direkt uppmätta halter i recipienten, vilket sannolikt beror på att utspädningen var överskattad. Följaktligen beaktas de riskkvoter som baseras på direkt uppmätta halter i Friaån nedströms Töreboda ARV.
- Ämnena citalopram 2[3], diklofenak, furosemid, oxazepam, venlafaxin, PFOS och östrogena effekter påvisas alla vid hög risk i recipientprovpunkten nedströms reningsverket. För diklofenak och PFOS finns det nationella bedömningsgrunder (SFÄ-ämnen) som alltså överskrider god status i recipienten. För PFOS överskrids bedömningsgrunden både uppströms och nedströms reningsverkets utsläppspunkt.
- Avseende PFOS finns det indikationer på att detta ämne tillförs recipienten uppströms Töreboda ARV och dess förekomst beror alltså inte enbart på utsläpp av avloppsvatten.
- Vid låg utspädning (<5) blir det tydligt att utgående halter från ARV utgör en risk för recipienten.

5.2 Nya avloppsdirektivet och EQS-direktivet

5.2.1 EQS-direktivet

Hösten 2022 föreslogs ett nytt avloppsdirektiv (se detaljer nedan och i avsnitt 1) jämte ett nytt förslag till EQS (prioämnen) direktivet (länk). Flera nya substanser finns med och för några ämnen har gränsvärdena sänkts betydligt. Hur de föreslagna gränsvärdena skulle uppfyllas baserat på uppmätta medelhalter i recipienten visas i Tabell 19.

Återigen kan det konstateras att gränsvärdet för diklofenak överskrids i recipienten nedströms ARV. Även utan en PFAS24 analys kan existerande analyser av PFAS11 visa att de nya gränsvärdena för PFOA-ekvivalenter överskrids med minst 3 gånger. Detta sker både upp- och nedströms ARV. Nya gränsvärdet för bisfenol A är lågt satt och indikerar att provpunkten nedströms ARV överskrider gränsvärdet med drygt 100 gånger. Vid provpunkten uppströms ARV kunde bisfenol A inte detekteras. Analysresultaten för recipienten upp- och nedströms ARV baseras på få mätningar och bör följas upp med fler provtagningar.

[3] Citalopram 2 baseras på ett PNEC-värde som är 20 ng/L och är använt för riskbedömningen.

Tabell 19. Medelhalter nedströms och uppströms utsläppspunkten och prioriterade ämne enligt förslaget till nytt EQS-direktiv.

Ämne	Medelvärde recipient, uppströms (PP3), ng/L	Medelvärde recipient, nedströms (PP4), ng/L	EQS direktivet (ng/L) Inlandsvatten	EQS direktivet (ng/L) Inlandsvatten
Karbamazepin	40,5	222	2500	Gränsvärdet underskrids
Diklofenak	7	183	40	Gränsvärdet överskrids nedströms avloppsreningsverket
Erythromycin	<2	<2	500	Gränsvärdet underskrids
Ibuprofen	36	35	220	Gränsvärdet underskrids
Klarithromycin	<4	<4	130	Gränsvärdet underskrids
Östron (E1)	na	na	0,36	Analys inte genomförd pga <LOD i utgående avloppsvatten
Östradiol (17beta-) E2	na	na	0,18	Analys inte genomförd pga <LOD i utgående avloppsvatten
Etinylöstradiol (17alfa-) EE2	na	na	0,017	Analys inte genomförd pga <LOD i utgående avloppsvatten
∑PFAS24$_{PFOAekv}$	12,1	15,6	4,4	Gränsvärdet överskrids baserat på ∑PFAS11$_{PFOAekv}$
Bisfenol A	na	4	0,034	Gränsvärdet överskrids nedströms avloppsreningsverket
Nonylfenol	<4,7	<6	37	Gränsvärdet underskrids
Oktylfenol	<2	<3	100	Gränsvärdet underskrids

5.2.2 Avloppsdirektivet

Förslag till nytt avloppsdirektiv från EU (länk) innebär att en handfull utvalda mikroföroreningar ska minska med 80 % från inkommande till utgående avloppsvatten på verk >10 000 pe efter individuell bedömning (se avsnitt 1 för mer utförlig beskrivning). Hur den individuella bedömningen ska genomföras finns det däremot inga tydliga beskrivningar på. Om förslaget godkänns kommer det att träda i kraft först under 2040.

Gällande avloppsdirektivet och de ämnen som ska följas upp avseende rening, bör de tolkas som driftsparametrar snarare än mikroföroreningar som är direkt kopplade till risk för den specifika recipienten. För driften förväntas att den avancerade reningen ska resultera i minst 80 % avskiljning från halter i inkommande avloppsvatten till halter efter det specifika reningssteget. Av de tjugotal ämnen som är listade i förslaget, motsvarar en grupp ämnen (1) mikroföroreningar som är svårnedbrytbara, medan den andra gruppen (2) representerar ämnen som är enklare att bryta ned. Förslaget innebär att fyra ämnen från grupp 1 och två ämnen från grupp 2 ska avskiljas till 80 %. De aktuella ämnena från förslaget presenteras i sin helhet under länken angiven ovan. En del av de parametrar som förslaget anger har omfattats av föreliggande kartläggning.

5.3 Behov av avancerad rening vid Töreboda ARV

Utifrån miljöbedömningen i avsnitt 5.1 kan det konstateras att Friaån är påverkad av sex mikroföroreningar; citalopram 2, diklofenak, furosemid, oxazepam, venlafaxin och PFOS samt östrogen effekt, när uppmätta halter i recipienten nedströms Töreboda ARV beaktas. För PFOS och

diklofenak finns det nationella bedömningsgrunder (HVMFS 2019:25) avseende god status som överskrids i recipientprovpunkten nedströms Töreboda ARV. Avseende PFOS, överskrids bedömningsgrunden för god status redan uppströms ARV och det förekommer därmed föroreningskällor uppströms ARV som bidrar med denna föroreningskälla. Även om PFOS-förekomsten utesluts från bedömningen, visar analysdata att Töreboda avloppsreningsverk påverkar Friaån med fem mikroföroreningar samt bidrar till östrogena effekter nedströms avloppsreningsverket. Mot bakgrund av dessa resultat kan det inte uteslutas att det finns ett behov av avancerad rening vid Töreboda ARV.

Slutligen behöver det påpekas att PFOS-förekomsten i Friaån finns oberoende av Töreboda ARV och denna föroreningskälla behöver därför främst åtgärdas uppströms och inte med ett implementerat reningssteg. Det rekommenderas på samma gång att källor uppströms Töreboda ARV undersöks, särskilt avseende PFOS och andra PFAS-ämnen.

6 Åtgärdsförslag

När det gäller tekniker för hur mikroföroreningar kan avskiljas på avloppsreningsverket har vi för denna rapport utgått ifrån två principiella reningstekniker som är aktivt kol (GAK-filtrering) och ozonbehandling med ett efterföljande reningssteg.

Genomgången av recipientpåverkan, i kapitel 5, har sammanställts i Tabell 20 avseende de ämnen som utgör en hög risk och visar att det är sex ämnen som utgör en hög risk för recipienten. Utöver dessa är även östrogen effekt påvisad som risk i recipienten.

För att bedöma en tekniks förmåga att reducera dessa ämnen har en metodik utnyttjats från tidigare genomförda projekt, där en gradering mellan 1-4 är satt för GAK respektive ozon. Gradering 1 och 2 innebär att en avskiljning kan genomföras till >90 % respektive 80-90 %, medan gradering 3 och 4 innebär att avskiljningen är något sämre (50-80 % respektive <50 %). Metoden för prediktion av teknikerna lutar sig på kemiska parametrar och kännedom kring ozons reaktionshastighet samt erfarenhet inhämtad från större pilotkörningar. Det bör dock nämnas att prediktionen är mer en fingervisning än exakta resultat och varje reningsverk bör därmed säkerhetsställa sina egna data vid installation, vilket kan göras i olika typer av testförfaranden, såsom modellering, bänkskaleförsök med exempelvis ozon, eller som pilotkörning. Prediktionen är dock bra att utnyttja i ett initialt skede eftersom den kan antyda vad som kan förväntas av respektive teknik och vid reningsprocessen. Den intresserade läsaren hänvisas bland annat till följande rapporter och referenser för att inhämta en djupare förståelse (Böhler *et al.*, 2020; Hey *et al.*, 2022; von Sonntag & von Gunten, 2012).

6.1 Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör hög risk

För varje mikroförorening är respektive tekniks förmåga graderad i Tabell 19. Jämte gradering presenteras också erforderlig avskiljning vid fyra olika spädningsscenarion av utgående avlopp från ARV, när medelhalten beaktats (Tabell 19). Här nedan presenteras först teknikernas förmåga, följt av ett resonemang kopplat till avskiljning och utspädning.

Gällande teknikförmågan för ozon är graderingen 3 för oxazepam och 2 för venlafaxin, vilket innebär att dessa ämnen kräver en ozondos närmare 1,0 mg ozon/mg DOC för att nå 50 - 90 %

avskiljning. Ämnena diklofenak och furosemid, däremot, är snabbreagerande med ozon och avskiljs väl redan vid en ozondos på 0,5 mg ozon/mg DOC. För östrogen effekt erhålls samma effekt vid denna dos. PFOS, som överskrids redan uppströms Töreboda ARV, kommer inte att avskiljas nämnvärt av ozon och tillskrivs därmed gradering 4.

Avseende GAK är graderingen 3 för diklofenak, oxazepam och PFOS och detta innebär att en avskiljning närmare 80 % kan erhållas upp till ca 15 000 bäddvolymer, men att det därefter kan förväntas att dessa ämnen bryts igenom. För PFOS kan detta däremot ske betydligt snabbare (Baresel *et al.*, 2022). Citalopram och venlafaxin bedöms med gradering 1 respektive 2 och kan förväntas avskiljas relativt väl (ca 90 %) upp till 20 000 bäddvolymer. Furosemid bedöms med gradering 4 och är ett ämne som därmed kan förväntas bryta igenom relativt tidigt (innan 15 000 bäddvolymer) om 80 % reduktion ska upprätthållas vid låg utspädning, se Tabell 20.

Parallellt med en gradering presenteras det krav på avskiljning (%) som råder när riskkvoten ska underskrida en beräknad riskkvot av 1, när utspätt utgående avlopp beaktas vid utspädning från 2, 5, 10 till 20. Varje spädningsscenario presenteras med erforderlig avskiljning (%). Avseende de presenterade kraven på avskiljning är det främst vid utspädning från 2 - 5 (gråa celler, Tabell 20) som det blir en utmaning för en reningsprocess och särskilt för de ämnen där erforderlig rening ska överstiga 90 % (fetmarkerade siffror, Tabell 20). Bedömningen av PFOS har ingått för detta avsnitt, men som påpekats tidigare, bör denna mikroförorening primärt åtgärdas uppströms reningsverket.

För att bättre relatera teknikbedömningen till Törebodas avloppsvatten har teknikernas förmåga vägts samman med erforderlig avskiljning som krävs. För de situationer som kräver att t.ex. ozondos ökar, eller att GAK-filter byts mer frekvent, vilket är en kombination av hög avskiljning som sker vid låg utspädning och en låg gradering för tekniken. Dessa situationer är markerade med gråa celler under GAK respektive ozon. Det är framför allt utmanande för GAK med diklofenak, furosemid och oxazepam i kombination av låg utspädning (≤ 5), medan det för ozon framför allt är oxazepam som kan kräva en högre ozondos (1,0 mg ozon/mg DOC) vid liknande utspädning. Gällande PFOS, är denna avskiljning särskilt utmanande vid låg utspädning om det sker över lång tid.

Tabell 20. Mikroföroreningar som utgör hög risk i Friaån, erforderlig avskiljningsgrad (%) vid olika utspädning (x2- x20) från avlopp till recipient, samt respektive tekniks möjlighet att avskilja mikroföroreningen. Gråa celler indikerar situationer som är begränsande för respektive teknik. För GAK är bedömningen graderad från 1 till 4, där 1 anses vara mycket god reduceringsförmåga och 3 - 4 motsvarar måttlig till sämre. För ozon är bedömningen gjord efter hur väl mikroföroreningar kan oxideras, där 1 är mycket god, 3 är dålig och 4 innebär ingen oxidation alls.

	Erforderlig avskiljning (%) för att nå PEC/PNEC <1 för olika utspädning av utgående avlopp i recipienten				*Gradering av teknikens förmåga, 1 = god avskiljning (>90 %), 4 = sämre förmåga (<50 %)*	
Utspädningsfaktor	*x2*	*x5*	*x10*	*x20*	*GAK*	*Ozon*
Diklofenak	**96**	**91**	81	63	3	1
Citalopram	89	72	44	-	1	2
Venlafaxin	56	-	-	-	2	2
Furosemid	85	62	24	-	4	1
Oxazepam	**92**	81	61	23	3	3
PFOS	83	57	15	-	3	4
Östrogen effekt	54	-	-	-	1	1

[a] Graderingen är baserad på en bedömning av den kemiska strukturen och ozons reaktivitet med funktionella grupper enligt tidigare studier (Lee & von Gunten, 2010)
[b] Det sker ingen signifikant reaktion mellan PFOS och ozon eller mellan PFOA och ozon (von Sonntag & von Gunten, 2012)

6.1.1 Sammanfattning av tekniker avseende riskämnen och vattenmatris

Sammanfattningsvis för Töreboda ARV, och vid ett eventuellt framtida krav avseende mikroföroreningar, kan följande konstateras relativt de upptagna riskämnena som utgör hög risk och respektive tekniks förmåga till rening för utspätt utgående avloppsvatten:

1. Båda teknikerna (ozon och GAK) kan hantera de riskämnen som observerats i recipienten nedströms Töreboda ARV. Några ämnen kräver sannolikt att en högre ozondos används och att GAK-filtret behöver bytas ut tidigare än vid 20 000 bäddvolymer när låg utspädning (≤5) råder. PFAS-ämnen såsom PFOS bör primärt åtgärdas uppströms reningsverket vid föroreningskällan.

2. För bedömning av teknik är det även viktigt att hänsyn tas till vattnets kemi, det vill säga vattenmatrisen och dess karaktär. För Töreboda avloppsreningsverk fanns det inga risker i vattnet för varken en ozon- eller en GAK-implementering utifrån den kemiska analys som genomfördes på vattenmatrisen inom denna utredning.

6.2 Möjlig utformning av ett avancerat reningssteg

Rapporten visar att befintlig rening i Töreboda avloppsreningsverk kan behöva kompletteras med ytterligare steg för att leva upp till krav, både enligt förslag till nytt avloppsdirektiv men framför allt med avseende möjligheten att uppnå god status i recipienten. Nedan beskrivs översiktligt vad ett ytterligare reningssteg skulle kunna innebära för Töreboda ARV.

Framför allt är det reduktion av utgående halter av läkemedelssubstanser och hormoner där behovet är som störst utifrån föreliggande undersökning. För att klara både krav i kommande lagstiftning, samt för att uppnå god status i recipienten avseende dessa ämnen görs bedömningen att GAK eller ozon med efterföljande GAK-filter är lämpliga behandlingsalternativ. För PFAS, som också kan behöva reduceras för att uppnå god status i recipienten, är ozon dock inte i sig tillräckligt utan kan behöva kombineras med GAK. En sådan kombination ger generellt en högre total reduktion av mikroföroreningar. Resultaten från undersökningen visar dock på att påverkan avseende PFAS från Töreboda reningsverk dock är begränsad i recipienten. Behovet av kompletterande rening med avseende på PFAS kan således inte uteslutas vid Töreboda reningsverk, men teknikgenomgången fokuserar på lösningar baserade på ozon och GAK.

För att säkerställa jämn kvalitet på utgående vatten rekommenderas ett filtreringssteg som förbehandling inför reningen med avseende på mikroföroreningar. Filtersteget kan utgöras av sandfilter eller mikrosil (MS) i form av tex trumfilter eller skivfilter. Filtersteget placeras direkt efter befintlig slutsedimentering.

6.2.1 Ozonbehandling

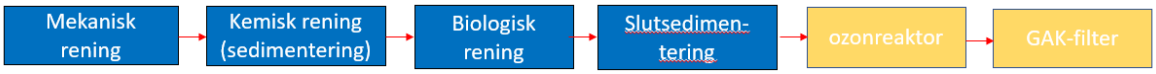
Tekniklösning med ozon utformas vanligen med en kontakttank och rekommenderad uppehållstid för denna är mellan 10 – 20 minuter. För att få en uppfattning om storleken kan 15 minuter kontakttid användas, vilket ger ett behov, vid maximalt dygnsflöde, av en tank på ca 25 m^3 vid $Qmedel_{2022}$ eller ca 75 m^3 vid $Qmax_{2022}$.

Efter reaktionstanken placeras ett biologiskt steg för vidare nedbrytning av de restprodukter som skapas vid ozonbehandlingen. Behandlingen kan utformas som ett GAK-filter och det är vad som beskrivs vidare i denna rapport. Ansätts en filterhastighet på 10 m/h erfordras en filteryta på ca 10 m^2, och med ett bäddjup på 2 meter erhålls en uppehållstid på ca 12,5 minuter.

En ozondos på mellan 0,7 – 1,0 mg ozon/mg DOC bedöms rimlig för att nå låga halter för samtliga ämnen som bedöms utgöra hög risk. Denna ozondos innebär att det krävs ca 7 – 10 mg/L ozon i avloppsvattnet utifrån en DOC-halt på ca 10 mg/L.

Flera mikroföroreningar såsom karbamazepin, klarithromycin, diklofenak, citalopram, metropolol, och venlafaxin reagerar alla snabbt med ozon och kan oxideras till minst 80 %, i enlighet med förslaget till avloppsdirektivet, och kan utifrån litteraturdata förutsättas nås vid en dos om 0,7 mg ozon/mg DOC.

Ozonbehandling placeras efter slutsedimenteringen, och kan behöva föregås av ett filter såsom sandfilter eller MS för att säkerhetsställa att partiklar inte går in i ozonbehandlingen. Både GAK-filtrering och ozonbehandling efterföljt av GAK-filter är möjliga alternativ för Töreboda avloppsreningsverk. Figur 5 visar hur processen med ozon efterföljt av GAK kan placeras i den befintliga reningsprocessen. Avseende alternativet med GAK-filter visas upplägget av processen i Figur 6.



Figur 4. Föreslagen processmässig placering av ozonreaktor efterföljt av GAK-filter för Töreboda avloppsreningsverk.

6.2.2 GAK-filtrering

Avseende GAK-filtrering föreslås dessa utformas i parallella linjer och med vatten som pumpas i nedåtgående flöde. Om vi utgår från att kolfilter behöver bytas efter 20 000 bäddvolymer och varje filter dimensioneras till 50 m^3 i storlek, kommer det att behövas ca 4 filter och årligen uppgår kolkonsumtionen till ca 57 ton. Det bör nämnas att kolfilterbyte kan behöva ske mer frekvent än efter 20 000 bäddvolymer, då några substanser som utgör hög risk kan bryta igenom kolfiltret tidigare. Töreboda avloppsreningsverk bör därför följa upp detta i en framtida teknikutredning.

Figur 5. Föreslagen processmässig placering av GAK-filter för Töreboda avloppsreningsverk.

6.3 Framtida utredningar

Efter genomförd kartläggning kan följande rekommendationer för framtida utredningar nämnas

- Töreboda ARV rekommenderas att genomföra en vidare teknikutredning för att i detalj utvärdera vad ett nytt reningssteg kan innebära för verksamheten, både avseende platsbehov, kostnader och förbättrad vattenkvalité.
- Töreboda ARV kan med fördel utreda hur utloppet från ARV påverkar flödet och därmed utspädningen i Friaån sett över ett helt år, då både låg- och högflöde råder. En utredning av denna karaktär kan t.ex. påvisa i vilken omfattning (%) över ett år som riskkvoter överskrids för vissa ämnen i recipienten.
- Töreboda ARV rekommenderas genomföra fler provtagningar över året för att fastställa resultaten från denna rapport.
- PFAS-förekomsten uppströms reningsverkets utsläppspunkt bör utredas för att förstå vilka fler källor det är som påverkar recipienten. Likaså bör källor till utsläpp av PFAS till Töreboda ARV utredas.

7 Slutsatser

Efter genomförd kartläggning och utredning för Töreboda avloppsreningsverk (ARV) med syfte att kartlägga mikroföroreningar, utreda dess miljöpåverkan och därefter föreslå åtgärder, kan en rad slutsatser formuleras.

Gällande kartläggningen av mikroföroreningar har halter av mikroföroreningar uppströms Töreboda ARV observerats vara lägre relativt observerade halter nedströms ARV med undantag av PFOS, som påträffades vid liknande halter både upp- och nedströms ARV. När hela summaparametern PFAS11 beaktades, observeras stora skillnader vid provtagningen i juni, då låg vattenföring ägde rum, medan skillnaden i princip var obefintlig vid provtagningen i mars när vattenföringen var hög. Med detta sagt är det sannolikt att PFAS-föroreningarna kommer från källor uppströms reningsverket och Töreboda ARV bidrar därmed inte signifikant till en PFAS-ökning i Friaån utifrån befintliga data i denna utredning.

En närmare undersökning av lakvatten från den nedlagda deponin, en potentiell uppströmskälla av PFAS-ämnen, indikerade att ca 12,1 % av den årliga PFAS-belastningen till ARV kunde länkas till PFAS-förekomsten i lakvattnet. Detta resultat ska jämföras med att tillflödet från deponin endast utgör 1 % av det totala årsflödet till ARV.

Uppmätta inkommande PFAS-halter vid Töreboda ARV, ca 100 ng PFAS11/L, är ungefär 2–4 gånger högre jämfört med vad som i medel påträffats på andra svenska reningsverk. Enstaka mätningar av höga halter av 6:2 FTS påverkade medelhalten av PFAS11 avsevärt, men kunde inte påträffas vid efterföljande provtagningar. Utöver 6:2 FTS, förekom PFOS, PFHxS och PFHpA vid

relativt höga halter i jämförelse med övriga PFAS-ämnen, vilket indikerar på en historisk föroreningskälla såsom en deponi.

Vid beräkning av riskkvoter, dels för utspätt avloppsvatten, dels för uppmätta halter i recipienten, visade resultaten att den beräknade utspädningsfaktorn överskattade aktuell utspädning, då de direkt uppmätta halterna i recipienten var högre. Att genomföra en recipientbedömning på direkt uppmätta halter i recipienten är egentligen att föredra jämfört med att beräkna halter från utgående avlopp och denna recipientbedömning har därför vilat på riskkvoter beräknade utifrån direkt uppmätta halter i recipient. Att beräkningen är svår att göra för utgående avlopp kan bero på att flödet i Friaån är lågt och väldigt varierande och liknande slutsatser har observerats för tidigare utredningar i recipient med låg vattenföring där modellerade SMHI-flöden utnyttjats (S-Hype).

I Friaån nedströms Töreboda ARV observerades sex mikroföroreningar vid hög miljörisk; citalopram 2, diklofenak, furosemid, oxazepam, venlafaxin och PFOS samt östrogen effekt, varav PFOS och diklofenak har nationella bedömningsgrunder för god status som överskrids i recipienten. Avseende PFOS, uppvisar den hög risk även uppströms Töreboda ARV och dess förekomst antas därför ha andra föroreningskällor än Töreboda ARV.

När recipientbedömningen ska relateras till det nya EQS-direktivet, var det ytterligare några ämnen som observeras vid hög risk, och några ämnen som i det nya direktivet har fått betydligt lägre gränsvärden. De observerade ämnena var diklofenak (överskreds nedströms med en faktor 4,5), bisfenol A samt $\sum$PFAS24$_{PFOAekv}$, både upp- och nedströms Töreboda ARV och redan när endast PFAS11-parametern inkluderades.

Utifrån den genomförda recipientbedömningen kan det inte uteslutas att det finns ett behov av avancerad rening för Töreboda ARV men PFAS-förekomsten bör åtgärdas primärt uppströms Töreboda ARV eftersom dess förekomst finns i Friaån oberoende av reningsverkets verksamhet.

Både ozon med efterföljande slutpolering och filtrering genom granulärt aktivt kol (GAK) kan vara lämpliga avancerade reningstekniker för Töreboda ARV. Karaktären på avloppsvattnet indikerade inte på att någon teknik kunde vara olämplig att implementera. Avseende ozon och lämplig efterbehandling kan sandfilter eller GAK-filter vara aktuellt, där det sistnämnda kan resultera i högre total avskiljning av mikroföroreningar. Om PFOS ska avskiljas vid ARV, vilket inte har varit huvudsyftet för denna utredning, bör ozon kombineras med GAK och inte efterföljas av sandfilter då ozon inte oxiderar PFOS.

Varje tekniks förmåga att avskilja de uppkomna riskämnena har utvärderats relativt erforderligt krav på avskiljning när utspädningsfaktorn varierade från 2, 5, 10 och 20 till recipienten. Det var särskilt vid utspädning ≤ 5 från Töreboda ARV till Friaån, som det ställdes särskilt höga krav på avskiljning för en avancerad reningsteknik för bibehållen riskkvot PEC/PNEC <1. För tekniken med GAK, är det framför allt avskiljning av diklofenak, furosemid och oxazepam som blir begränsande vid låg utspädning, medan det var oxazepam som är begränsande för ozon. Eftersom PFOS förekommer även uppströms Töreboda ARV, är denna mikroförorening inte nämnd som en primär målsubstans för avskiljning.

Både ozon efterföljt av GAK eller GAK bör placeras sist i Törebodas befintliga reningsprocess. De avancerade reningsteknikerna kan med fördel föregås av sandfilter eller mikrosil som ger ett partikelfritt vatten in i det sista reningssteget. När det råder särskilt låg utspädning till recipient bör ozon doseras med en högre ozondos (från 0,7 – 1,0 mg ozon/mg DOC) och kan medföra att

GAK-filter behöver bytas mer frekvent än vid 20 000 bäddvolymer som annars anges som standard.

Framgent bör Töreboda ARV fokusera på att finna PFAS-förekomst uppströms reningsverket, genomföra en teknikutredning i detalj som anger möjligheter, kostnader och eventuella miljövinster ett reningssteg innebär. Parallellt med det sistnämnda kan det vara av värde att undersöka hur utloppet från ARV späds i recipienten Friaån under ett års tid när både låg- och högflöde råder.

8 Referenser

Baduel, C., et al., Discovery of novel per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) at a fire fighting training ground and preliminary investigation of their fate and mobility. Chemosphere, 2017. 185: p. 1030-1038.

Baresel, C. Magnér, J., Magnusson, K., Olshammar, M. (2017a) Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten, Nr C 235, IVL, Stockholm.

Baresel, C., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A-S., Magnér, J., Dahlgren, L., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U., Söhr, S., (2017b), Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar, Nr B2288, IVL, Stockholm.

Baresel, C., Karlsson, L., Thorsén, G., Esfahan, B. (2021a). Kartläggning av läkemedelföroreningar i Västra Götalandsregionen. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport U 6521.

Baresel, C., Malovanny, A., Tuvesson, M., Schröder, J., och Roos, M., (2021b) Förstudie läkemedelsrening i Sundsvall – Recipientpåverkan, behov av avancerad rening och integrering i Sundsvalls framtida avloppsvattenhantering, IVL rapport Nr C 565.

Baresel, C., Karlsson, L., Malovanyy, A., Thorsén, G., Goicoechea Feldtmann, M., Holmqvist, H., Pûtz, K. (2022). PFAS - hur kan svenska avloppsavloppsreningsverk möta utmaningen? Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling.

Bourgin, M., et al., Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant upgraded with ozonation and biological post-treatments: Abatement of micropollutants, formation of transformation products and oxidation by-products. Water Research, 2018. 129: p. 486-498.

Böhler, M., Hernandez, A., Baggenstos, M., McArdell, C.S., Siegrist, H., Joss, A. (2020): Elimination von Spurenstoffen durch granulierte Aktivkohle-Filtration (GAK): Grosstechnische Untersuchungen auf der ARA Furt, Bülach, Schlussbericht Eawag, Dübendorf, Schweiz

Chen, Y., Holm, G., Kamp, M., Mikusinska, M., Salomonsson, E., Taoussi, M., & Önnby, L. (2022). Avancerad rening av mikroföroreningar vid Duvbackens ARV - en förstudie. Malmö: Sweco.

Fernandez-Rubio, J., Rodríguez-Gil, J. L., Postigo, C., Mastroianni, N., López de Alda, M., Barceló, D., & Valcárcel, Y. (2019). Psychoactive pharmaceuticals and illicit drugs in coastal waters of. Chemosphere, 379-389.

Fick, J., Lindberg, R. H., Tysklind, M., & Larsson, J. D. (2010). Predicted critical environmental concentrations for 500 pharmaceuticals. Regulatory Toxicology and Pharmacology 58, 516-523.

Godoy, A. A., Kummrow, F., & Pamplin, P. A. (2015, April 7). Ecotoxicological evaluation of propranolol hydrochloride and losartan potassium to Lemna minor L. (1753) individually and in binary mixtures. Ecotoxicology, pp. 1112-1123.

HaV (2019), Klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25), pdf, hämtad https://www.havochvatten.se/download/18.67e0eb431695d8639337366a/1668419175885/2013-19-keu-2019-01-01-ersatt-av-2019-25-201925.pdf, 2023-08-09

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

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

Karlsson, L., Baresel, C och Önnby, L, 2023, Avancerad rening hos NSVA – kartläggning, miljöpåverkan och åtgärd. IVL, rapport nr U6502.

Lindbäck, H., Pirzadeh, P., Svahn, O., Milenkovski, S., (2023) Läkemedel i vattenrecipienter: Del 2 En fortsättningsstudie om läkemedels påverkan på vattenmiljön nedströms reningsverk som grund för prioritering för avancerad rening och återvinning av vatten, Länsstyrelsen Skåne, rapportnummer2023:17.

Jekel, & Zietzschmann. (2018). TestTools – Entwicklung und Validierung von schnellen estmethoden zum Spurenstoffverhalten in technischen und natürlichen Barrieren des Urbanen Wasserkreislaufs. Berlin: Technische Universitet Berlin.

Jellinek J. 2018. Mätkampanj 2017 – Miljögifter i ytvatten, Länsstyrelsen i Västra Götalands Län, Rapport 2018:44.

Jellinek, J., & Niklasson Wrande, C. (2020). Mätkampanj och regional miljöövervakning 2018 - Miljögifter i ytvatten och biota. Länsstyrelsen Västra Götaland. Rapport 2020:12.

Jonstrup, M., Höglind, L., Cimbritz, M., Svahn, O. och Björklund, E, 2020, Avancerad rening vid Sjölunda ARV – en förstudie, VA Syd.

Juaréz, R., Karlsson, S., Falås, P., Davidsson, Å., Bester, K., & Cimbritz, M. (2021). Integrating dissolved and particulate matter into a prediction tool for ozonation of organic micropollutants in wastewater. Science of the total environment.

Miljörapport 2022 - Töreboda avloppsreningsverk.

Padhye, L., Luzinova, Y., Cho, M., Mizaikoff, B., Kim, J.-H., & Huang, C.-H. (2011). PolyDADMAC and Dimethylamine as Precursors of N-Nitrosodimethylamine during ozonation: reaction kinetics and mechanisms. Environmental Science and Technology, 4353-4359.

Pinkernell, & Gunten, v. (2001). Bromate minimization during ozonation: mechanistic considerations. Environmental Science and Technology, 2525-2531.

Sehlén, R., Malmborg, J., Baresel, C., Ek, M. Magnér, J., Allard,A-S., Yang, J. 2015. Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2218.

Stalter, D., et al., Ozonation and activated carbon treatment of sewage effluents: removal of endocrine activity and cytotoxicity. Water Res, 2011. **45**(3): p. 1015-24.

Stapf, M., Miehe, U., Bester, K., & Lukas, M. (2020). Guideline for advanced API removal. CWPharma.

Tell, J., Caldwell, D. J., Häner, A., Hellstern, J., Hoeger, B., Journel, R., . . . Vestel, J. 2019. Science-based Targets for Antibiotics in Receiving Waters from Pharmaceutical Manufacturing Operations. Integrated Environmental Assessment and Management Vol 15, pp. 312-319.

Vattenmyndigheten, Västerhavet, Kontaktgrupp Hav, ISSN: 1104-3458, 2016.

von Sonntag, C., & von Gunten, U. (2012). Chemistry of ozone in water and wastewater treatment: from basic principles to applications. London: IWA.

Wunderlin, & Grelot. (2021). Abklärungen Verfahrenseignung Ozonung. Glattbrugg, Schweiz: VSA.

Zhou, S., Di Paolo, C., Wu, X., Shao, Y., Seiler, T.-B., & Hollert, H. (2019). Optimization of screening-level risk assessment and priority selection of emerging pollutants – The case of pharmaceuticals in European surface waters. Environment International 128, 1-10.

Ågerstrand, M. (2019). Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances. Stockholm: ACES resport.

9 Bilagor

Koordinater för provpunkter i recipienten.

Tabell B1. Koordinater för Töreboda reningsverks utsläppspunkt samt för provpunkter i recipienten.

	Koordinater (Sweref99 13 30)
Utsläppspunkt ARV	184530, 6512009
Uppströms ARV, PP3	184545, 6511989
Uppströms ARV, PP3-ny	184556, 6511952
Uppströms ARV, PP3-K	184770, 6511784
Uppströms ARV, PP3-S	184586, 6511884
Nedströms ARV, PP4	184146, 6512289

Provresultat för provtagning uppströms och nedströms Töreboda avloppsreningsverk (ARV) vid provomgång 4, juni 2023.

Tabell B2. Provtagning i Friaån vid olika provpunkter uppströms och nedströms Töreboda ARV, provomgång 4.

	Uppströms, provomgång 4			*Nedströms, provomgång 4*
Parameter	*PP3-ny, ng/L*	*PP3-S, ng/L*	*PP3-K, ng/L*	*PP4, ng/L*
PFBA	0,9450	1,1633	0,3553	1,1764
PFPeA	2,8164	6,1479	0,4305	5,7677
PFHxA	2,4193	5,6914	0,3179	6,7659
PFHpA	1,0591	2,0670	0,3599	1,6907
PFOA	1,1696	2,4636	0,6193	2,5912
PFNA	0,2910	0,4389	0,1308	0,4222
PFDA	0,3110	0,6008	0,3287	0,2821
PFBS	0,2097	0,4202	0,0807	0,7122
PFHxS	0,3998	1,1283	0,1702	4,8034
PFOS	2,3862	7,5142	0,2386	5,6649
6:2 FTS	1,0318	1,8490	-	1,9003
PFAS11	13,0	29,5	3,0	31,8
8:2 FTS	-	-	-	-
FPePA	-	-	-	0,4894
Et-FOSAA	-	-	-	0,0708

Tabell B3. Provresultat för provpunkt uppströms Töreboda ARV, provomgång 4.

	Provpunkt				
	PP 3	*PP 3-S*	*PP 3-K*	*LOD*	*LOQ*
Substans, ng/L	*[ng/L]*	*[ng/L]*	*[ng/L]*	*[ng/L]*	*[ng/L]*
Atenolol	*	**	*	1	2
Karbamazepin	80	**	92	1	2
Ciprofloxacin	*	*	*	3	10
Citalopram	**	**	*	4	12
Klaritromycin	*	*	*	1	4
Diklofenak	*	*	*	5	17
Erytromycin	*	*	*	1	3
Flukonazol	*	*	*	1	3
Furosemid	**	**	**	5	15
Ibuprofen	*	*	*	10	30
Ketokonazol	*	*	*	2	7
Losartan	**	**	*	2	7
Metotrexat	---	---	---	---	---
Metoprolol	*	*	*	15	52
Naproxen	*	*	*	10	30
Oxazepam	*	*	*	1	3
Paracetamol	6	11	**	1	3
Propranolol	*	*	*	1	3
Sertralin	*	*	*	2	6
Sulfametoxazol	**	*	4	1	3
Tramadol	**	*	34	5	15
Trimethoprim	*	*	*	1	4
Venlafaxin	*	*	**	6	19
Zolpidem	*	*	*	1	2

** Ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).*

*** Ämnet kan detekteras men ej kvantifieras, halten är mellan detektionsgränsen (LOD) och kvantifieringsgränsen (LOQ).*

"---" Ämnet kan inte utvärderas pga dålig återvinning, det går alltså inte att påvisa/utesluta förekomst av denna analyt.

^ Risk för ökad osäkerhet vid kvantifiering då halten vid analysen överstiger kalibreringskurvans högsta punkt.

IVL Svenska Miljöinstitutet AB // Box 210 60 // 100 31 Stockholm
Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se