

Borås Energi och Miljö AB

BEM NVV-Förstudie Pilotstudie ozonering + Opacarb® FL

27. april 2023

Framtagen till:
Borås Energi och Miljö AB

Framtagen av:
VA Ingenjörerna AB och Envidan AB
Petter Lind & Rubén Juárez Cámara
E-mail: rjc@envidan.se
Telefonnr (direkt): +46730410400
Projektnamn: BEM NVV-Förstudie
Projektnr.: 6210032
Kvalitetssäkring: Marcus Larsson
Sida 1 av 86



Innehållsförteckning

Förord.....	4
Sammanfattning.....	5
1. Bakgrund och inledning	7
1.1 Sobacken avloppsreningsverk och recipient	8
1.2 Kommande lagstiftning	9
1.3 Syfte och målsättningar	10
2. Material och metoder	11
2.1 Nulägesanalys.....	11
2.2 Pilotstudie.....	13
2.2.1 Pilotanläggning	13
2.2.2 Provtagning	16
2.2.3 Laboratorieförsök	18
2.3 Riskbedömning.....	19
2.4 Analyserade ämnen och metoder	21
2.4.1 Läkemedel och andra mikroföroreningar (MoLab)	21
2.4.2 PFAS-11	23
2.4.3 Ftalater	25
2.4.4 Bromerade flamskyddsmedel	25
2.4.5 Halogenerade organiska föroreningar (AOX).....	27
2.4.6 Metaller.....	27
2.4.7 TOC.....	27
2.4.8 Bromid och bromat.....	28
2.4.9 Effektbaserade analyser.....	28
3. Resultat och diskussion	29
3.1 Nulägesanalys.....	29
3.1.1 Läkemedelsrester och andra mikroföroreningar	29
3.1.2 PFAS-11	37
3.1.3 Ftalater	40
3.1.4 Bromerade flamskyddsmedel	41
3.1.5 Halogenerade organiska föreningar (AOX)	41
3.1.6 Bromid	41
3.1.7 Effektbaserade analyser.....	42
3.2 Riskbedömning i recipient	44
3.2.1 Läkemedelsrester	44
3.2.2 PFOS och PFAS-11	47

3.3	Pilotstudie.....	49
3.3.1	Laboratorieförsök med aktivt kol	50
3.3.2	Driftövervakning av pilotanläggningen	51
3.3.3	Analysresultat pilotanläggningen	55
4.	Studiebesök.....	69
4.1	Stengårdens avloppsreningsverk, Österlen VA, Simrishamn.....	69
4.1.1	Generellt om Österlen VA.....	69
4.1.2	Läkemedelsrening hos Österlen VA	70
4.2	Nykvärnsverket, Tekniska verken, Linköping.....	72
4.2.1	Generellt om Tekniska Verken	72
4.2.2	Läkemedelsrening hos Tekniska Verken.....	72
5.	Design och kostnadsuppskattning fullskaleanläggning Opacarb® FL	73
5.1	Processbeskrivning	73
5.2	Driftskostnader	75
5.3	Investeringskostnader	76
5.3.1	Förutsättningar	76
5.4	Kalkyl	76
5.4.1	Bygg/Mark/VVS	77
5.4.2	Process/Maskin	77
5.4.3	El & Automation	78
5.4.4	Projektering.....	78
5.4.5	Projekt-/Byggledning	78
5.4.6	Oförutsett	78
6.	Utökad biologisk rening av läkemedelsrester på Sobacken ARV	79
6.1	Beskrivning av processförändring för utökad biologisk läkemedelsrening.....	79
6.2	Förväntad effekt	80
6.3	Bedömd kostnad	81
6.4	Diskussion	81
7.	Slutsatser	82
	Referenser	84

Förteckning över bilagor

Bilaga 1 **Analysresultat mikroföroreningar**

Bilaga 2 **Utlåtande från extern granskare**

Förord

I denna rapport redovisas projektet ”Pilotstudie ozonering + Opacarb® FL” som har genomförts under perioden september 2021 och april 2023 i samarbete mellan Borås Energi och Miljö, VA Ingenjörerna och Envidan. Projektet är genomfört med finansiering från Naturvårdsverket. Rapporten är skriven av projektgruppen med VA Ingenjörerna och Envidan AB som huvudansvariga och har granskats av beställaren och av Per Falås, forskare på Lunds Tekniska Högskola, som en extern granskningspartner.

Borås Energi och Miljö gick in i detta projekt för att få bättre kunskap om vilka mikroföroreningar som kommer in till Sobacken avloppsreningsverk och hur mycket dessa renas bort ur avloppsvattnet med befintlig rening på verket idag. Vidare skulle det utredas vilken ytterligare rening som kunde uppnås med en pilotanläggning som använder teknik från Veolia, Opacarb® FL som är en fluidiserad bädd med mikrogranulerat aktivt kol. Det pågår kunskapsuppbyggnad inom VA-Sverige inom området läkemedelsrening på avloppsvatten och där vill Borås Energi och Miljö vara med och bidra med kunskap. En annan viktig fråga som vi ville försöka besvara i projektet var om ytterligare rening vid verket kunde förväntas leda till förbättrade förutsättningar för uppfyllande av miljö kvalitetsnormerna i Viskan som mottagande recipient och vattenförekomst för utsläppet från reningsverket.

Vi ville även genom studiebesök få kunskap kring vilka lärdomar organisationer med installerade fullskaleanläggningar för läkemedelsrening har tagit efter installation och några års drift. Vi fick även möjlighet att diskutera vilka drivkrafter som har lett fram till att ytterligare rening installerats vid deras verk och hur de följer upp reningseffekten med avseende på mikroföroreningar. Borås Energi och Miljö vill passa på att tacka Tekniska verken i Linköping och Österlen VA för att de ville ta emot oss och var så frikostiga med sin kunskap. Det har även varit till stor hjälp att få in så kompetent personal från VA Ingenjörerna och Envidan i projektet samt att möjligheten funnits till projektfinansiering från Naturvårdsverket då sådana här projekt är ganska kostsamma. Sist men inte minst vill Borås Energi och Miljö även rikta ett stort tack till sina egna medarbetare, drift- och labbpersonalen, på Sobacken avloppsreningsverk för deras engagemang och uthållighet i projektet. Utan deras deltagande och stora problemlösningsförmåga hade inte detta projekt varit möjligt.

Namn	Organisation	Roll i projektet
Per Karlsson	Borås Energi och Miljö AB	Uppdragsgivare
Christine Berggren	Borås Energi och Miljö AB	Projektledare BEM
Mikael Herbertsson	Borås Energi och Miljö AB	Biträdande projektledare BEM
Jessica Larsson	Borås Energi och Miljö AB	Drift pilot
Simon Gustafsson	Borås Energi och Miljö AB	Drift pilot
Sara Jonsson	Borås Energi och Miljö AB	Laboratorieingenjör
Evelina Holmgren	Borås Energi och Miljö AB	Processingenjör
Nadia Hindér	Borås Energi och Miljö AB	Miljökemist
Henrik Held	VA Ingenjörerna	Ombud
Rickard Axelsson	RIAX konsult AB	Projektledare VAI
Rubén Juárez Cámara	Envidan AB	Process
Petter Lind	VA Ingenjörerna	Process
Peter Mulder	VA Ingenjörerna	Platschef

Sammanfattning

En förstudie gällande läkemedelsrester och andra mikroföroreningar har genomförts på Sobackens avloppsreningsverk (ARV) i Borås stad. Förstudien omfattade en nulägesanalys med provtagning på inkommande, utgående avloppsvatten och rejektflöden på reningsverket samt provtagningen i recipient. Vidare genomfördes ett pilotförsök med Opacarb® FL som är en fluidiserad bädd med mikrogranulerat aktivt kol. Pilotförsöket utfördes både med och utan tillsats av ozon. Inom ramen för förstudien utfördes även beräkning av riskkvoter för att undersöka om det föreligger risk för påverkan på vattenlevande organismer.

Mottagande recipient för utgående avloppsvatten från verket är Viskan och utloppspunkten från Sobacken ligger i sträckningen Borås-Svaneholm. Viskan är upptagen som en vattenförekomst i VISS och uppnår i den aktuella sträckningen vare sig god ekologisk eller kemisk status. Diklofenak är en av de mikroföroreningar som renas sämre i traditionella reningsverk och nulägesanalysen bekräftade att så även är fallet på Sobacken. Enligt VISS uppnår kvalitetsfaktorn diklofenak i Viskan i sträckningen Borås-Svaneholm endast måttlig status. Utifrån detta har Borås Energi och Miljö (BEM), inom ramen för förstudien, bidragit med egenfinansierad provtagning av recipient i projektet som ett ytterligare underlag för utvärdering av risker kopplat till pågående utsläpp från Sobacken med avseende på organiska mikroföroreningar.

Resultaten från 7 flödesproportionella dygnsprover tagna på inkommande och utgående avloppsvatten visade att reduktionen av läkemedelsrester var 15 ± 11 % som ett rakt medelvärde för perioden. Beräknat som total massreduktion var reduktionen 79 ± 4 %. Den stora skillnaden mellan rakt medelvärde och total massreduktion beror på att paracetamol och ibuprofen som var vanligast förekommande (mellan 60-80 % av den totala mikroföroreningsbelastning) även var två av de ämnen som reducerades mest effektivt i den befintliga reningsprocessen.

Provtagningen på rejektvattenflöden visade att vissa ämnen förekom i betydligt högre koncentration där jämfört med i inkommande avloppsvatten. Några av dessa var sertralin, bisfenol A och ciprofloxacin. En förklaring till de höga halterna kan vara att dessa ämnen adsorberar till slam och inte bröts ned i betydande grad i röt-kammaren.

Riskkvoter för recipienten beräknades för olika substanser och resultatet som både baserades på teoretiskt framräknade koncentrationer och faktiskt uppmätta koncentrationer i recipient visade att oxazepam, sertralin och diklofenak utgör högst risk med en riskkvot kring 1. Med 80 % reduktion av diklofenak i en framtida läkemedelsreningsprocess så beräknades att riskkvoten skulle kunna hållas under 1 i Viskan vid alla flöden under året.

Koncentrationen av PFOS i Viskan visade sig överskrida gränsvärdet för kemisk ytvattenstatus som finns angivet som ett årsmedelvärde (0,65 ng/l) i HVMFS 2019:25. Dock är bakgrundshalten så hög så att även om utsläppet från Sobacken skulle upphöra överskrids årsmedelvärdet.

Pilotförsök genomfördes från och med februari till och med december 2022 men på grund av tekniska problem med pilotanläggningen kunde inte provtagning påbörjas förrän i augusti. Provtagningen pågick från 10 000 till 37 000 bäddvolymeter. Resultaten visade att reduceringen över pilotanläggningen för de 6 utvalda substanser som ingår i förslaget till nytt avloppsdirektiv var 70 % när piloten drevs utan ozon och 78 % i kombination med ozon. Medelreduktion över pilotanläggningen för samtliga analyserade ämnen var 67 % utan ozon och 75 % med ozon.

Ett teoretiskt resonemang kring implementering av utökad biologisk läkemedelsrening genom ombyggnation av befintlig aktivslam-process till en IFAS-process presenterades. En viss förbättrad reningseffekt med avseende på mikroföroreningar kan förmodas men slutsatsen är att det bör finnas andra drivkrafter (exempelvis ett behov av ökad nitrifikationskapacitet) för att det ska vara motiverat med en ombyggnation.

Investeringskostnaden för en fullskalig reningsanläggning med Opacarb® FL beräknades till 230 MSEK. Driftkostnaden beräknades till 10,5 MSEK/år vilket motsvarar 0,84 SEK/m³ renat avloppsvatten. Eftersom inte 80 % reningseffekt kunde uppnås har driftkostnaden beräknats utifrån en högre ozondos. Dock är det inte osannolikt att en fullskalanläggning skulle prestera bättre än pilotanläggningen där resultaten kan ha påverkats av driftsstörningar, framförallt relaterat till den icke optimala fluidiseringen.

1. Bakgrund och inledning

VA Ingenjörerna genomförde, under 2020, på uppdrag av Borås Energi och Miljö AB (BEM) en förstudie (som var finansierad till 90 % av Naturvårdsverket) kring läkemedelsrening på Sobacken avloppsreningsverk (ARV). I förstudien presenterades och jämfördes flera olika tekniska lösningar för implementering av läkemedelsrening på Sobacken. Baserat på en förenklad utvärdering kom man gemensamt fram till att Opacarb® FL skulle vara en lämplig teknisk lösning för Sobacken. Opacarb® FL är en Veoliateknologi som är baserad på en fluidiserad bädd av aktivt kol. Ett viktigt argument för att välja Opacarb® FL var att tekniken dels skulle klara att reducera inkommande halter läkemedelsrester med 80 % i medeltal, dels att den skulle rymmas inom den yta som fanns tillgänglig och som var begränsande för processvalet.

Borås Energi och Miljö sökte därefter bidrag från Naturvårdsverket för att genomföra en förstudie omfattande nulägesanalys och genomförande av pilotförsök med Opacarb® FL. I juli 2021 beviljades ansökan om 90 % finansiering för att genomföra förstudien. Inom ramen för förstudien planerades flera olika aktiviteter:

- Nulägesanalys
Med provtagning på inkommande och utgående avlopp på Sobacken ARV skulle nuvarande belastning och reduktion av mikroföroreningar (läkemedelsrester och andra mikroföroreningar) utvärderas.
- Studiebesök
Genomförande av studiebesök på reningsverk som har implementerat läkemedelsrening för erfarenhetsåterföring och kunskapsutbyte.
- Pilotstudie Opacarb® FL
Genomförande av en pilotstudie med Opacarb® FL, med och utan kompletterande dosering av ozon.
- Pilotstudie eXeno™
Pilotstudie med biologisk rening av läkemedelsrester. Denna del utgick sedermera, se motivering i kapitel 6.
- Implementering
Förslag på implementering av Opacarb® FL på Sobacken inklusive uppdaterad kostnadsuppskattning med avseende på investerings- och driftskostnader
- Rapport
En rapport som beskriver resultaten av förstudien och som även verifierar resultaten från pilotstudien mot tidigare genomförda pilotstudier.

1.1 Sobacken avloppsreningsverk och recipient

Sobacken avloppsreningsverk är Borås största avloppsreningsverk och togs i drift maj 2018. Verket är dimensionerat för 150 000 pe (medelflöde år 2022 var 34 100 m³/d) och avloppsreningen består av följande huvudprocesser:

- Inloppsdel - rensgaller och sandfång
- Försedimentering
- Biologisk behandling med biologisk fosforering och kväverening
- Mellansedimenteringar
- Slutpolering i Actiflo® (två linjer) och skivfilter (två stycken)
- Anammox-anläggning för rejektvattenrening

Mottagande recipient för utgående avloppsvatten från verket är Viskan. Viskan är upptagen som en vattenförekomst i VISS och utloppspunkten från Sobacken ligger i sträckningen Borås-Svaneholm. Även det tidigare verket som låg på Gässlösa i Borås hade sin utloppspunkt till denna sträckning, men då högre upp i vattensystemet.

Viskan uppnår i denna sträckning vare sig god ekologisk eller kemisk status. Det finns flera skäl till detta, men kopplat till föroreningskällor är det gamla utsläpp av förorenat processvatten från Borås tidiga textilindustri som har lett till en förorening av sedimenten i Viskan. Det finns även pågående utsläpp av bland annat orenat dagvatten från staden, läckage från förorenad mark och utsläpp av renat avloppsvatten från de kommunala reningsverken. Diklofenak, ett SFÄ-ämne och kvalitetsfaktor som utgör bedömningsgrund för ekologisk status, är en av de mikroföroreningar som renas sämre i traditionella reningsverk, så är även fallet vid Sobacken, vilket den förstudie som omnämns ovan kring läkemedelsrening bekräftade. Enligt VISS uppnår kvalitetsfaktorn Diklofenak i Viskan i sträckningen Borås-Svaneholm, endast måttlig status. Detta utifrån provtagning utförd av Länsstyrelsen 2017 och 2018. Med anledning av detta har Länsstyrelsen i Västra Götaland tagit fram ett åtgärdsförslag på att Sobacken avloppsreningsverk bör förses med rening med avseende på läkemedelsrester. Detta är inte ett juridiskt bindande krav, men det är däremot EU's ramdirektiv för vatten och de miljökvalitetsnormer som ligger till grund för klassningen i VISS och Länsstyrelsens åtgärdsförslag.

Med anledning av detta har BEM bidragit med egenfinansierad provtagning av recipient i projektet som ett ytterligare underlag för utvärdering av risker med pågående utsläpp från Sobacken med avseende på organiska mikroföroreningar.

1.2 Kommande lagstiftning

EU:s avloppsdirektiv har inte uppdaterats sedan 1991, men under oktober 2022 offentliggjorde EU-kommissionen ett förslag till nytt direktiv. Förslaget innehåller ett antal nya åtgärder, varav en av dem berör mikroföroreningar och införande av så kallad kvartär rening, även kallad avancerad rening. Av den tillkommande kostnaden för kvartär rening föreslås 27 % att finansieras genom ett nytt system för producentansvar, enligt förslaget till nytt direktiv.

Eftersom läkemedel och kosmetiska produkter i nuläget är de viktigaste källorna till mikroföroreningar i avloppsvatten föreslås i nya direktivet att producentansvaret ska gälla för dessa produktgrupper. Förslaget är på remiss och har en politisk process framför sig i, bland annat, EU:s ministerråd och EU-parlamentet under uppskattningsvis ett år eller mer innan avloppsdirektivet beslutas. Efter det nya direktivet är beslutat ska de nya reglerna även implementeras i svensk lagstiftning.

Om det förslag som ligger nu leder till ett slutligt avloppsdirektiv, ska alla avloppsreningsverk över 100 000 personekvivalenter (pe) införa kvartär rening (försiktighetsprincipen) senast 2035. För verk dimensionerade för 10 000 - 100 000 pe ska en riskbedömning utföras. Om risk för miljö eller folkhälsa identifieras i den bedömningen ska även de reningsverken införa kvartär rening, senast 2040. Det här förslaget berör Sobacken avloppsreningsverk på grund av dess storlek (150 000 pe), men utifrån resultaten i avsnitt 3.2 kan införande av kvartär rening även motiveras utifrån ett riskbedömningsperspektiv.

Kravet på den kvartära reningen är utformat som en minimal reduktionsgrad på 80 % som genomsnitt. Den genomsnittliga reduktionsgraden ska beräknas som ett medelvärde av minst sex ämnen och antalet ämne i kategori 1 ska vara dubbelt så många som dem i kategori 2 (Tabell 1.1).

Tabell 1.1. Indikatorämne för utvärdering av den kvartära reningen.

Kategori 1		Kategori 2	
(i)	Amisulprid (CAS No 71675-85-9)	(i)	Bensotriazol (CAS No 95-14-7)
(ii)	Karbamazepin (CAS No 298-46-4)	(ii)	Kandesartan (CAS No 139481-59-7)
(iii)	Citalopram (CAS No 59729-33-8)	(iii)	Irbesartan (CAS No 138402-11-6)
(iv)	Klaritromycin (CAS No 81103-11-9)	(iv)	Blandning av 4-Metylbensotriazol (CAS No 29878-31-7) och 6-metylbensotriazol (CAS No 136-85-6)
(v)	Diklofenak (CAS No 15307-86-5)		
(vi)	Hydroklortiazid (CAS No 58-93-5)		
(vii)	Metoprolol (CAS No 37350-58-6)		
(viii)	Venlafaxin (CAS No 93413-69-5)		

1.3 Syfte och målsättningar

Det övergripande syftet med projektet var att generera underlag för beslut om behov, omfattning och kostnad för läkemedelsrening i avloppsvatten med en fullskaleanläggning på Sobacken ARV. Det övergripande syftet kan inom ramen för omfattningen av projektet brytas ner i följande delmål:

- Att genom analyser på inkommande och utgående avloppsvatten på Sobacken ARV få en bättre bild av hur mycket mikroföroreningar som belastar reningsverket samt få bättre förståelse för i vilken utsträckning dessa reduceras i befintlig process. Analyserna bidrar också till att få en bättre bild av hur reningsverket belastar recipient med mikroföroreningar och utgör underlag till riskbedömningar.
- Att utifrån pilotförsök med den föreslagna processlösningen (Opacarb® FL) skapa kunskap om hur den föreslagna processen fungerar, vilken reduktionsgrad den kan ge och vilka doseringar som krävs för att nå en viss reduktionsgrad.
- Att presentera en uppdaterad design av en fullskalig anläggning baserat på pilotförsöken samt beräkna driftskostnader och investeringskostnader.
- Att både från pilotförsöket och studiebesöken samla kunskap kring tekniska lösningar för läkemedelsrening.

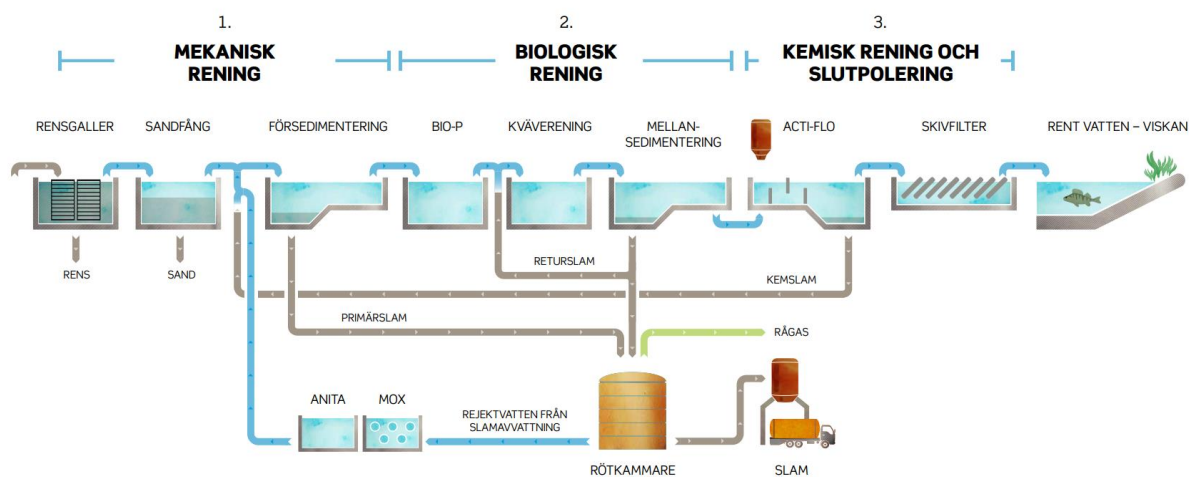
Ett delmål var även att bedöma eventuellt ökad reningsgrad genom komplettering av befintlig aktivslamanläggning med biofilmsteknologi (suspenderade bärare). Inom denna del skulle även pilotförsök genomföras vilket har utgått. En övergripande diskussion kring konceptet presenteras dock i kapitel 6.

Reningsmålet för piloten är satt till >80 % reduktion som medelvärde för de ämnen som Naturvårdsverket rekommenderar för analys. Dock utvärderas även pilotens prestanda med hänsyn till kraven gällande läkemedelsrening som presenterats i förslaget till nytt avloppsdirektiv.

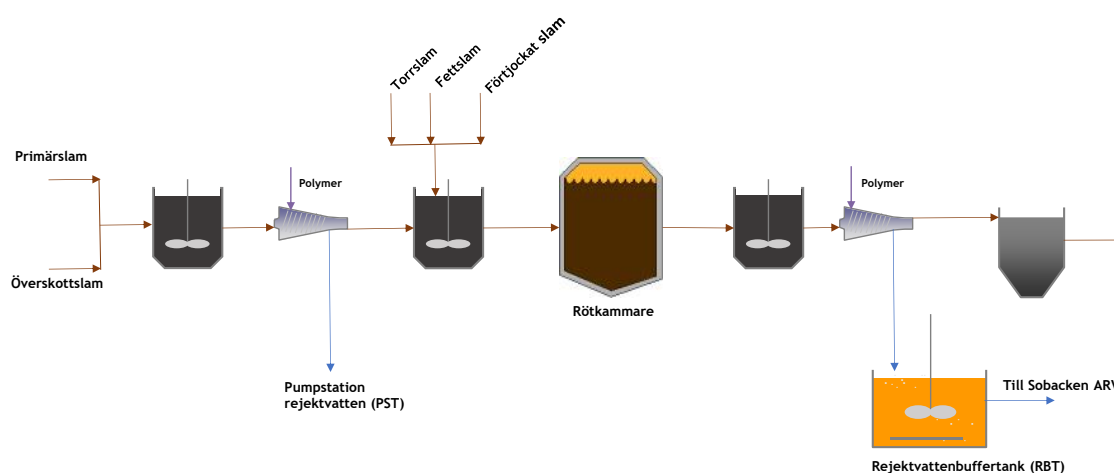
2. Material och metoder

2.1 Nulägesanalys

Nulägesanalysen på Sobacken ARV bestod av en två veckors provtagningskampanj under januari-februari 2022 som omfattade totalt 14 prover, 7 på inkommande avloppsvatten (efter sandfång innan rejektivattenflöden) och 7 på utgående renat avloppsvatten (Figur 2.1). Provtagningen utfördes med befintliga inkommande och utgående dygnsprovtagare. Nulägesanalysen kompletterades även med prover på rejektivatten (stickprover), i rejektivattenbufferttank (RBT) efter rötning och pumpstation rejektivatten (PST) innan rötning (Figur 2.2), för att utvärdera hur rejektivattnet belastar aktivslamprocessen med mikroföroreningar.



Figur 2.1. Processchema Sobacken ARV (Borås Energi och Miljö, 2022).



Figur 2.2. Översikt över slamlinjen på Sobacken ARV.

Stickprover togs även i recipient Viskan nedströms och uppströms Sobacken ARV. Antal prover visas i Tabell 2.1, där prover för ftalater och bromerade flamskyddsmedel togs som samlingsprover för respektive analys under 2-veckorsperiod under januari 2022. Provtagningen utökades även med 3 provtagningar i Viskan uppströms och nedströms utsläppspunkt för PFAS-11.

Tabell 2.1. Provtagningsplan för nulägesanalys.

	Mikroföroreningar (+ PFOA/PFOS)	PFAS-11	Ftalater	Bromerade flamskyddsmedel	Bromid	Effektbaserade analyser
Inkommande	7+1*	4+1	1	1	-	2
Utgående	7	4	1	1	4	2
Rejektvatten RBT	5	4	-	-	-	-
Rejektvatten PST	5	4	-	-	-	-
Viskan nedströms*	3	3				1
Viskan uppströms*	1	3	-	-	-	1

*Proverna togs i samband med pilotprovtagning.

2.2 Pilotstudie

En pilotanläggning baserad på en process som kombinerar ozonering och fluidiserad bädd med aktivt kol (Opacarb® FL, Patenterad process från Veolia patentreferens FR2014279) testades på en delström (2 m³/h) av utgående avloppsvatten på Sobacken ARV. Pilotanläggningen etablerades och togs i drift i slutet av februari 2022 och pilotförsöket pågick fram till december 2022. Det aktiva kolet som användes i pilotanläggningen testades i inledande laboratorieförsök. Resultat från laboratorieförsöken användes för att bedöma vilken förnyelsetakt av aktivt kol som skulle vara lämplig i pilotförsöken.

Efter uppstart av pilotanläggningen inleddes en stabiliseringsfas på 3 månader för att undvika provtagning med nytt kol eftersom det kunde ha lett till missvisande höga reduktionshalter. I slutet av stabiliseringsfasen i juni 2022, orsakade tekniska problem med en backventil att en relativt stor andel kol från kolonnen förlorades. Detta åtgärdades genom att fylla på med nytt kol för att ersätta kolet som hade förlorats och orsakade att provtagningen blev fördröjd tre månader. Det tekniska problemet med backventilen förväntas inte inträffa i en fullskaleanläggning. Provtagning på inkommande och utgående vatten på pilotanläggningen genomfördes mellan augusti och december 2022 vid alternerande perioder med och utan ozonering.

2.2.1 Pilotanläggning

Pilotanläggningen bestod av två separata delprocesser, ett ozonsystem och en aktivt kol-kolonn (Opacarb® FL). Flödet genom piloten justerades kontinuerligt med målsättningen att hålla ett flöde om 2 m³/h. Renat avloppsvatten från Sobacken ARV pumpades från en kanal med en dränkbar pump till pilotens interna pump för att därefter passera genom en sil (0,5 mm). Silen hade som funktion att skydda ozoninjektionssystemet från större partiklar. Efter silen kunde vattnet antingen ledas via ozoneringssystemet eller direkt till aktivt kol-kolonnen.

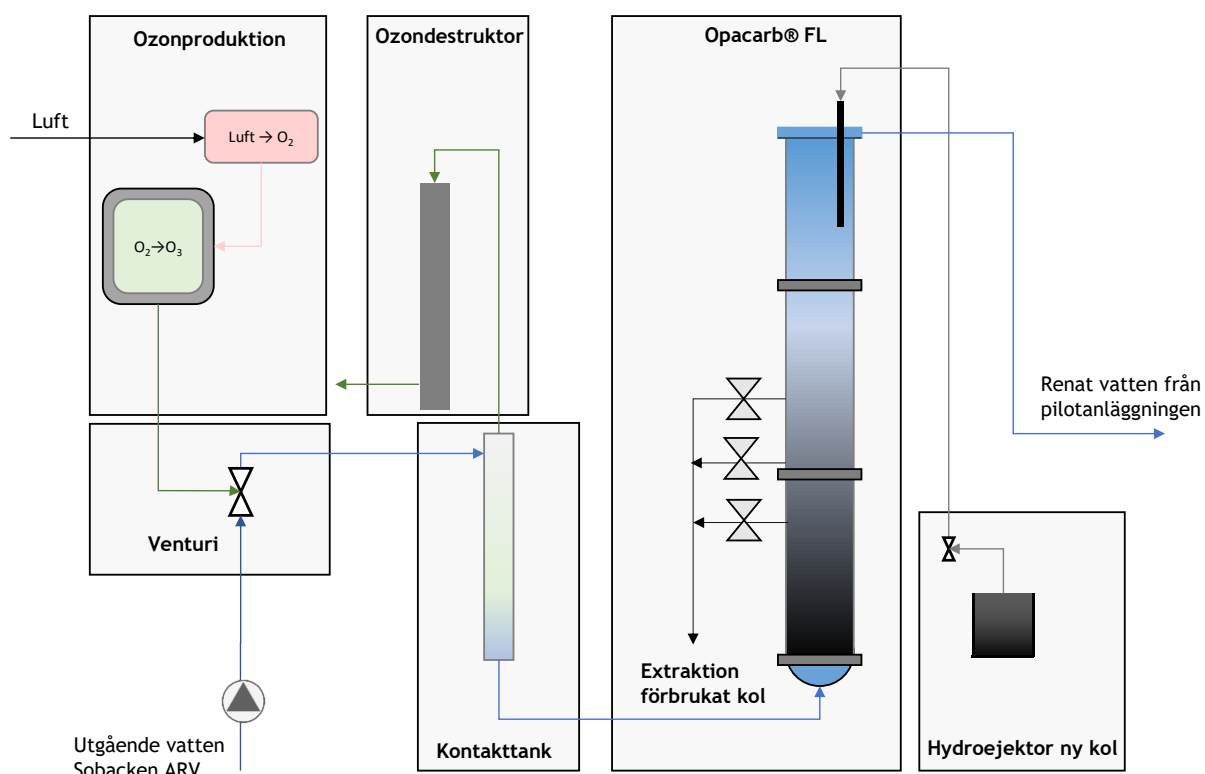
Ozonsystemet bestod av en syrgasgenerator (Onyx Ultra, AirSep) som matade ozongeneratoren (Ozone-Service) med en maximal kapacitet på ozonproduktion på 8 g ozon/h (vid 0,5 bar och 4 L syre/min). En Venturi-injektor (Mazzei) användes som ozoninlösningssmetod. Efter ozoninjektion passerade det ozonerade vattnet en kontakreaktor med en kontakttid på 20 till 30 s. Kontakreaktorn hade även en avgasningsfunktion för att förhindra att gasbubblor kom in i aktivt kol-kolonnen eftersom det annars hade kunnat störa fluidiseringen. Målsättningen var att koncentrationen av löst ozon ut från kontakreaktorn skulle vara i intervallet 0,2-0,8 mg/L. Detta förväntades kunna uppnås vid en dosering på 3,1 mg O₃/L (0,18-0,28 mg O₃/mg DOC) före kontakreaktorn. Löst ozon i vattnet ut från kontakreaktorn syftade till att förbättra det aktiva kolets adsorptionsförmåga samt minska risken för biofilmstillväxt i aktivt kol-steget (Figur 2.3). Gasen från kontakreaktorn (mestadels syrgas) gick till en kolonn fylld med vatten och aktivt kol för att destruera eventuellt kvarvarande ozon.

Opacarb® FL är en uppströmsreaktor (ca 16 m/h) som består av en fluidiserad bädd med mikrogranulerat aktivt kol (Microsorb 400R, Chemviron) med en kornstorlek på cirka 0,5–0,8 mm. En viktig skillnad mellan en fluidiserad bädd med granulerat aktivt kol och ett konventionellt granulerat aktivt kol (GAK)-filter är att kolet kan förnyas under drift, vilket gör det möjligt att upprätthålla en jämn prestanda för reduktion av mikroföroreningar samt att anpassa förnyelsetakten av kol beroende på olika driftsituationer. Det uttagna kolet kan regenereras och användas igen i processen. I den fluidiserade bädden fanns en medelkoncentration på cirka 300 g aktivt kol/L (ca 240 L kolbädd vid nollflöde och ca 340 L kolbädd vid 40 % expansion). Vid 40 % expansion är kontakttiden ca 10 min.

Möjligheten att påverka kontakttiden under drift är begränsad eftersom den beror både på expansionen av bädden och flödes hastigheten genom reaktorn. Sänker man flödet så minskar flödes hastigheten samtidigt som expansionen minskar. Resultatet blir att den sänkta flödes hastigheten ökar kontakttiden samtidigt som den minskade fluidiseringen minskar kontakttiden. Genom att höja koncentrationen av kol så skulle kontakttiden kunna höjas, beroende på hur mycket

koncentrationen höjs skulle det dock kunna leda till att processen behöver designas med ett större vätskedjup.

Det aktiva kolet byttes ut med en förnyelsetakt på 30 g aktivt kol/behandlad m^3 (cirka 10 kg nytt aktivt kol per vecka). Målet var att behålla samma koncentration och volym av kol i systemet under hela försöket. Inställningarna bestämdes i samråd med Veolia utifrån deras tidigare erfarenhet vid användning av Opacarb® FL för applikation avloppsvatten samt utifrån lokala förutsättningar. Ett förenklat processschema av pilotanläggningen visas i Figur 2.3 och bilder efter etableringen i Figur 2.4.



Figur 2.3. Processchema pilotanläggning (2 m^3/h).



Figur 2.4. Översiktsbild av pilotanläggningen.

2.2.2 Provtagning

Tidsproportionella dygnsprover av inkommande och utgående vatten på pilotanläggningen togs enligt ett provtagningsschema (Tabell 2.2) med hjälp av två automatiska provtagare (MAXX, stationär TP5 W) (Figur 2.5). Ett stickprov på utgående vatten från piloten togs även för effektbaserad analys (BioCell Analytica) i slutet av pilotförsöket vid ca 37 000 bäddvolym. I samband med det togs även prov på inkommande och utgående vatten från Sobacken ARV (utgående från Sobacken likställdes med inkommande till pilot) och prover i recipient Viskan, både uppströms och nedströms Sobacken ARV enligt beskrivning i 2.1. Sedan skickades proverna för analys till respektive laboratorie förutom UVA₂₅₄, som analyserades på Sobacken ARVs laboratorium.



Figur 2.5. Vattenprovtagare och kylskåp vid pilotanläggning.

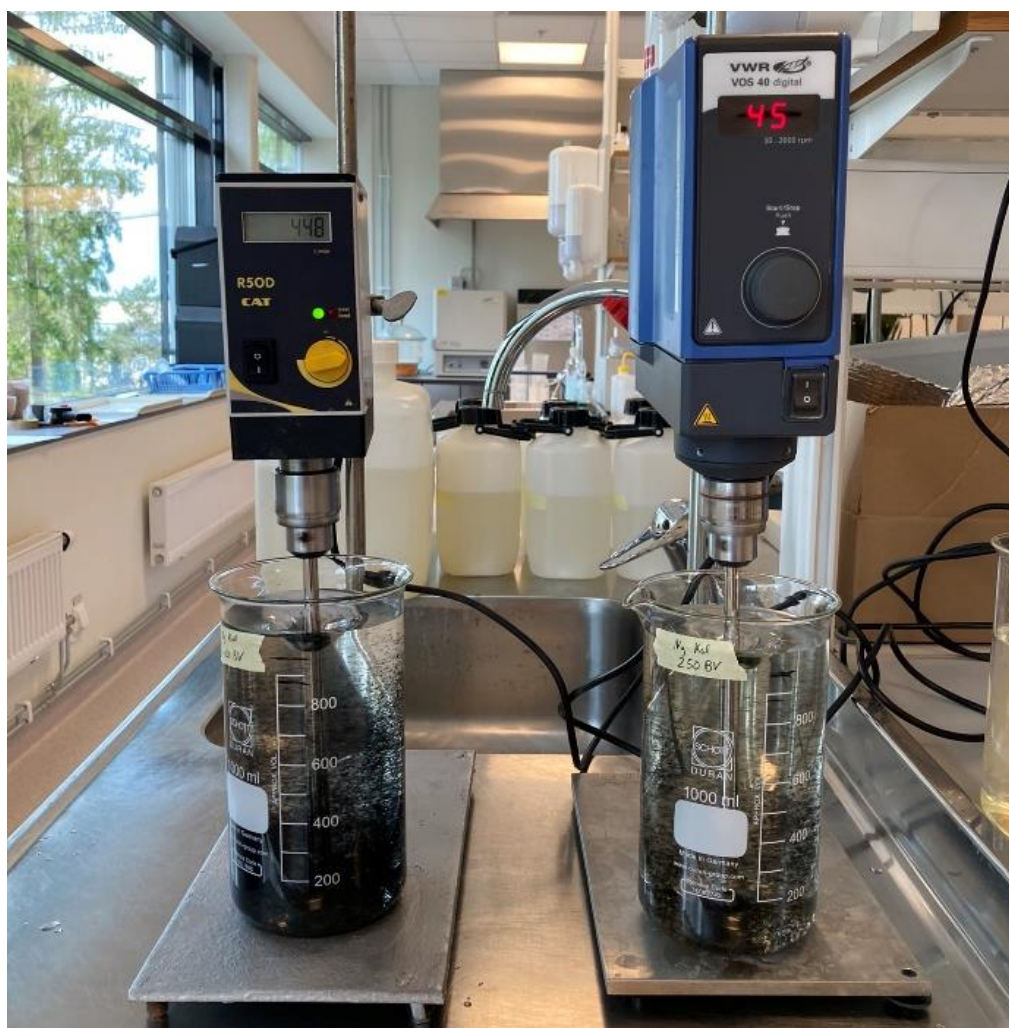
Tabell 2.2. Provtagningschema för pilotanläggning (ozonering + Opacarb® FL). Grönmarkerade rader motsvarar driftperiod med ozon. 1 innebär ett provtagningsstillfälle den aktuella veckan. 2 innebär två provtagningsstillfällen den aktuella veckan.

	TOC + UVA ₂₅₄	Bromid /Bromat	Mikroföroreningar (+ PFOA/PFOS)	PFAS-11	Metaller	Ftalater	Bromerade flamskyddsmedel
v. 23	1	-	1	1	1	1	1
v. 32	1	-	1	-	1	-	-
v. 33	2	-	2	1	2	1	1
v. 34	1	-	1	1	1	1	1
v. 35	1	-	1	-	1	-	-
v. 36	1	1	1	-	1	-	-
v. 37	1	1	1	1	1	1	1
v. 38	1	-	1	-	1	-	-
v. 39	2	1	2	-	2	1	1
v. 40	1	1	1	1	1	1	1
v. 41	1	-	1	1	1	-	-
v. 42	2	2	2	2	2	1	1
v. 43	2	2	2	1	2	-	-
v. 44	2	2	2	1	2	-	-
v. 45	2	2	2	1	2	-	-
v. 46a	1	1	1	-	1	-	-
v. 46b	1	-	1	-	1	-	-
v. 47	2	-	2	-	2	-	-
v. 48a	1	-	1	-	1	-	-
v. 48b	1	1	1	-	1	-	-

2.2.3 Laborieförsök

Det aktiva kolet som användes i pilotanläggningen (Microsorb 400R) utvärderades i satsförsök i laboratorieskala enligt följande:

1. Blötläggning av kolet 24 timmar innan försöket.
2. Sköljning av kolet med MilliQ-vatten för att ta bort de fina partiklarna.
3. Dränera och låt kolet torka under ytterligare 24 timmar, då kommer kolet ha en våt densitet (eftersom porerna är blöta) på cirka 1,1 kg/dm³ (enligt uppgift från Veolia).
4. Registrera vattnets temperatur och pH innan adsorptionsförsöket.
5. Lägg till olika volymer av Microsorb 400R (våtvikt kombinerad med densitet) för att uppnå en dosering som motsvarar ett visst antal önskade bäddvolymer. I detta fall testades kolkoncentrationerna 11 000 mg/L, 4 400 mg/L, 2 200 mg/L, 1 100 mg/L, 550 mg/L, 360 mg/L, 215 mg/L och 110 mg/L som motsvarar bäddvolymerna 100, 250, 500, 1 000, 2 000, 3 000, 5 000 och 10 000.
6. Låt adsorption pågå under omrörning (450 rpm) och en kontakttid på 10 minuter.
7. Stäng av omrörning, vänta tills allt kolet sedimenterar, ta ett prov av klarfasen och filtrera med glasfiberfilter (Whatman GF/C™, Cytiva) med porstorlek 1,2 µm.
8. Analysera UV absorption vid 254 nm för varje prov.



Figur 2.6. Uppställning adsorptionsförsök i laboratorieskala på Sobacken ARVs laboratorium.

2.3 Riskbedömning

En riskbedömning för vattenlevande organismer gjordes genom att utvärdera riskkvoter mellan koncentrationen i recipienten Viskan och "predicted no effect concentration" (PNEC)-värden. Koncentrationen i recipienten uppskattades genom att kombinera utsläppsflöde från Sobacken ARV, Viskan och uppmätta halter av läkemedel och andra mikroföroreningar i utgående vatten för respektive provtagningsdatum. Total omblandning i recipienten antogs.

Vissa föroreningar kan redan förekomma i recipienten, före utsläppspunkten, vilket kan leda till att riskkvoterna som beräknas underskattas. I en av totalt två provtagningar i Viskan togs dock prover för analys av läkemedelsrester uppströms och nedströms utsläppspunkten i Viskan vilket gjorde att en indikation av bakgrundshalterna i recipienten kunde erhållas. Gällande PFAS-21 togs prover ut uppströms och nedströms utsläppspunkten vid bägge tillfällena. Endast PFAS-11 har utvärderats eftersom det är ämnena som analyserades i samband med nulägesanalys och pilotförsök. Riskkvoterna beräknades även baserat på koncentrationsmätningar i recipienten nedströms reningsverket.

PNEC bygger i sin tur på "no observed effect concentration" (NOEC)-värde, "lowest observed effect concentration" (LOEC)-värde, "half maximal effective concentration" (EC₅₀)-värde med respektive säkerhetsfaktor som tas fram med hjälp av olika ekotoxikologiska tester. PNEC-värden hämtades från litteratur och presenteras i Tabell 2.3.

I Ekvation 1 visas beräkningen av riskkvot för utsläpp i sötvattenrecipient med den uppskattade koncentrationen i recipient (EC) genom beräkning enligt total omblandning. Riskkvoter högre än 1 utgör hög risk, riskkvoter mellan 0,1 och 1 utgör måttlig risk och mindre än 0,1 utgör låg risk.

$$\text{Riskkvot} = \frac{EC}{PNEC} = \frac{C_{\text{utgående}} \cdot Q_{\text{Sobacken ARV}} + C_{\text{Viskan uppströms}} \cdot Q_{\text{Viskan}}}{Q_{\text{Sobacken ARV}} + Q_{\text{Viskan}}} \quad \text{Ekvation 1}$$

Där:

$C_{\text{utgående}}$: halt av mikroföroreningar i utgående avloppsvatten från Sobacken ARV.

$Q_{\text{Sobacken ARV}}$: utgående flöde Sobacken ARV.

Q_{Viskan} : flöde i recipienten Viskan.

$C_{\text{Viskan uppströms}}$: halt av mikroföroreningar i recipient Viskan uppströms Sobacken ARV.

Tabell 2.3. PNEC-värden för 20 läkemedel i sötvatten (Ågerstrand, 2019). *PNEC-värde Citalopram saltvatten, justerat till sötvatten (Hoyer, o.a., 2022).

Mikroföroreningar	PNEC (ng/L)
Atenolol	32 000
Karbamazepin	2 500
Klaritromycin	40
Diklofenak	50
Erytromycin	20
Hydroklortiazid	1 000 000
Metoprolol	2 590
Naproxen	15 000
Oxazepam	10
Sertralin	9,4
Trimetoprim	62 000
Ciprofloxacin	100
Citalopram*	75
Paracetamol	46 000
Propranolol	228
Sulfametoxazol	118
Östradiol	0,04
Etinylestradiol	0,016
Furosemid	156
Ibuprofen	102 000

2.4 Analyserade ämnen och metoder

Prover från både nulägesanalys och pilotförsök skickades till olika laboratorier för analyser med avseende på läkemedel och andra mikroföroreningar, PFAS 11, ftalater, bromerade flamskyddsmedel, halogenerade organiska föreningar (AOX), metaller, bromid, bromat, TOC och effektbaserade analyser. Läkemedel och andra mikroföroreningar analyserades på MoLab vid Högskolan Kristianstad, effektbaserade analyser utfördes av BioCell Analytica och övriga analyser av Eurofins.

2.4.1 Läkemedel och andra mikroföroreningar (MoLab)

För analys av läkemedel och andra mikroföroreningar i vattenprover, vilka ofta förekommer i låga till mycket låga koncentrationer i avloppsvattnet, krävs speciellt utvecklad provupparbetnings- och analysteknik. Vid provupparbetningen separeras och koncentreras mikroföroreningarna. Vidare avskiljs analysstörande bakgrundsämnen, som till exempel humus, från provet. Inom organisk spåranalys av polära till semipolära mikroföroreningar har det närmast blivit standard att använda SPE (Solid Phase Extraction) som upparbetningsteknik och masspektrometri för slutanalysen. När SPE används överförs (extraheras) mikroföroreningarna till en adsorbent som utgörs av en polymer innesluten i en provpatron. Efter extraktionen sköljs proverna ut med ett lämpligt organiskt lösningsmedel. Därefter indunstas proverna och överförs till särskilda provvialer i väntan på slutanalys. Slutanalysen sker med kromatografi i kombination med masspektrometri, ofta förkortad HPLC-MS/MS (Svahn & Björklund, 2019; Svahn & Björklund, 2016). På MoLab används tre separata kromatografiska metoder, till vilka de olika ämnena sorterats beroende på ämnenas egenskaper. Metoderna har visat sig mycket lämpliga för analys av mikroföroreningar tack vare sin höga känslighet, goda precision och robusthet.

Den särskilda provupparbetningsteknik som har utvecklats och används på MoLab vid analys av prover möjliggör analys i hela vattenprovet utan filtrering genom ett 0,45 µm filter som annars är brukligt. På EU:s bevakningslista anges att "För att säkerställa jämförbara resultat från olika medlemsstater ska alla ämnen övervakas i hela vattenprover (EU, 2015)". Även i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS, 2019) nämns totala koncentrationer i hela vattenprover för de aktuella ämnena.

Analysmetoderna är validerade enligt standardmetoden, 1694, publicerad 2007 av det Amerikanska Naturvårdsverket (United States Environmental Protection Agency, US EPA), Method 1694 (EPA, 2007).

De flesta analyserade mikroföroreningarna var läkemedel med olika typer av användning men även insekticider tillhörande gruppen neonikotinoider, benzotriazol som används som korrosionshämmare bland annat, samt två per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS), perfluoroktansulfonsyra (PFOA) och perfluoroktansyra (PFOS) har analyserats (Tabell 2.4). För några av de analyserade mikroföroreningarna anges bedömningsgrunder för särskilda förorenande ämnen i kustvatten och vatten i övergångszon, (HVMFS, 2019): ciprofloxacin 0,1 µg/L (maximal tillåten koncentration), bisfenol A 0,11 µg/L, diklofenak 0,01 µg/L, östradiol (E2) 0,00008 µg/L (årsmedelvärden).

Tabell 2.4. Ämnen som analyserats av MoLab samt dess användningsområden.

Ämne	Användning	Ämne	Användning
Acetamiprid	Insekticid	Bensotriazol	Korrosionshämmare, disktabletter, biocider
Amisulprid	Antipsykotiskt	Ciprofloxacina	Antibiotikum
Atenolol	Högt blodtryck	Citalopram	Antidepressivt
Karbamazepin	Epilepsi	Irbesartan	Högt blodtryck
Klaritromycin	Antibiotikum	Ketokonazol	Svampdödande medel
Diklofenak	Antiinflammatoriskt	Paracetamol	Smärtstillande
Erytromycin	Antibiotikum	Propranolol	Högt blodtryck
Flukonazol	Svampdödande	Sulfametoxazol	Antibiotikum
Hydroklortiazid	Vätskedrivande	Tiakloprid	Insekticid
Imidacloprid	Insekticid	Tramadol	Morfinliknande analgesikum
Losartan	Högt blodtryck	Venlafaxin	Antidepressivt
Metotrexat	Cancerbehandling	Zolpidem	Kroniskt sömnbesvär
Metoprolol	Högt blodtryck	Bisfenol A	Tillverkning av plast
Naproxen	Smärtstillande	Östron	Steroidhormon
Oxazepam	Ångestdämpande	Östradiol (E2)	Steroidhormon
Sertralin	Antidepressivt	Etinylestradiol (EE2)	Steroidhormon
Tiametoxam	Insekticid	Furosemid	Vätskedrivande
Trimetoprim	Antibiotikum	Ibuprofen	Antiinflammatoriskt
Azitromycin	Antibiotikum	PFOS och PFOA	Ytaktiva ämnen

2.4.2 PFAS-11

Vid analys av läkemedelsrester på MoLab analyserades även PFOS och PFOA. Även PFAS-11 analyserades på Eurofins (UPLC-MS/MS enligt DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.) för att få en mer komplett bild av PFAS-ämnen. Alla prover analyseras först med direktinjektion enligt principen att prov skakas med metanol, isopropylalkohol och internstandard i ett eppendorfrör. Därefter centrifugeras provet. Supernatanten förs sedan över till en plastvial för att injiceras på UPLC-MS-MS. Om halten för varje enskild PFAS understiger 1000 ng/L uppkoncentreras provet på SPE kolonn. PFAS-11 analyspaket bestod av de ämnen som visas i Tabell 2.5.

Tabell 2.5. Analyserade PFAS-ämnen.

Förkortning	Ämne
6:2 FTS	Fluortelomer sulfonat
PFBA	Perfluorbutansyra
PFBS	Perfluorbutansulfonsyra
PFDA	Perfluordekansyra
PFHpA	Perfluorhexansyra
PFHxS	Perfluorhexansulfonsyra
PFNA	Perfluornonansyra
PFOA	Perfluoroktansyra
PFOS	Perfluoroktansulfonsyra
PFPeA	Perfluorpentansyra
ΣPFAS-11	Summa PFAS-11

PFAS-ämnen används i många olika områden och funktioner: ytaktivt medel, synteskemikalie, elektronikprodukter, tryckeriprodukter, kosmetikaproducter, textil och läderimpregnering, läkemedel, växtskydd, biocider, färg och lim-råvara, pappersimpregnering och skumbaserade brandsläckningsmedel. Nästan hälften av PFAS-användningen är okänd (Kemikalieinspektionen, 2015), men två av de mest uppmärksammade PFAS-ämnena är PFOA och PFOS.

PFOS har ett gränsvärde för kemisk ytvattenstatus för inlandsytvatten, andra ytvatten och biota i Havs- och vattenmyndighetens författningssamling kring miljökvalitetsnormer, HVMFS 2019:25. För inlandsytvatten är gränsvärdena 0,65 ng/L som årsmedelvärde och 36 000 ng/L som maximal tillåten koncentration. Gränsvärdet för biota är 9,1 µg/kg våtvikt. Summan av PFAS-11 har enligt särskilda förorenande ämnen i miljökvalitetsnormer enligt HVMFS 2019:25 en maximal tillåten koncentration på 90 ng/L i inlandsytvatten, kustvatten och vatten i övergångszon (HVMFS, 2019).

Bidraget av PFAS-ämnen till Sobacken ARV antas vara lakvatten från deponianläggningar, utsläpp av processvatten från anslutna verksamheter, samt diffusa källor från användning av olika varor och produkter i samhället, bland annat i textilier, livsmedelsförpackningar, kosmetiska produkter, rengöringsmedel, stekpannor och andra hushållsprodukter.

2.4.3 Ftalater

Ftalater utgör en grupp av ämnen som används framförallt som mjukgörare i PVC-plast och andra polymerer och kemiska produkter som har ett brett spektrum av användningsområden (Kemikalieinspektionen, 2014). Vid användning av dessa produkter i hushåll och industrier hamnar ftalaterna i avloppsvatten via olika vägar. Tio ftalater är klassade som reproduktionstoxiska och finns med i EU:s kandidatförteckning över ämnen som inger mycket stora betänkligheter (SVHC, "substances of very high concern" på engelska) och fem av dem är bedömda som potentiellt hormonstörande ämnen (ECHA, 2022). Därutöver har DEHP, DBP, BBP och DIBP som är reproduktionstoxiska för människor förbjudits i produkter (i koncentrationer större än 0,1 %) som leksaker och andra artiklar inom barnomsorg genom förordning 2018/2005 (EU, 2018). Däremot kan dessa ftalater fortfarande användas inom byggmaterial, livsmedelsförpackningar, förpackningar för läkemedel, medicinska produkter och förordningen berör inte mätinstrument för laboratoriebruk eller artiklar som har släppts ut på marknaden före förordningen började gälla. Ftalater kan spridas från ovannämnda varor och från avfallsupplag och därmed finns det risk att de hamnar i avloppsvattnet. Människor exponeras för ftalater genom hudkontakt, inandning, från föda och dricksvatten (Karolinska Institutet, 2023).

Ftalater (Tabell 2.6) analyserades hos Eurofins enligt deras interna metod med GC-MS. Bland de analyserade ftalaterna är BBP, DBP och DEHP inkluderade i kandidatförteckningen över SVHC-ämnen för godkännande på grund av reproduktionstoxicitet samt hormonstörande (ECHA, 2022). Dessutom, ett gränsvärde i inlandsytvatten på 1,3 µg/L är satt för DEHP i miljö kvalitetsnormerna HVMFS 2019:25 (HVMFS, 2019).

Tabell 2.6. Analyserade ftalater.

Förkortning	Ämne
DEHP	Di-2-etylhexylftalat
BBP	Butylbenzylftalat
DBP	Dibutylftalat
DEP	Dietylftalat
DIDP	Di-iso-decylftalat
DINP	Di-iso-nonylftalat
DMP	Dimetylftalat
DNOP	Di-n-oktylftalat

2.4.4 Bromerade flamskyddsmedel

Polybromerade difenyletrar (PBDE), polybromerade difenylter (PBB) och hexabromocyklohexan (HBCD) är olika klasser av bromorganiska föreningar som används som flamskyddsmedel till olika användningsområden inom elektrisk och elektronisk utrustning, byggnadsmaterial och transportmedel bland annat (Kemikalieinspektionen, 2003). Eftersom bromerade flamskyddsmedel frisätts från olika

produkter är dessa ämnen vanligt förekommande i luft, inomhusdamm, vatten och havsbotten (Livsmedelsverket, 2023). Flamskyddsmedel kan även hamna i recipient exempelvis via dagvatten från avrinning av byggnader vid skyfall. Eftersom människor utsätts för dessa ämnen i sin närmiljö kan upptag i människokroppen ske varpå bromerade flamskyddsmedel och deras metaboliter kan utsöndras (Genuis, Birkholz, & Genuis, 2017) och hamna i avloppsvatten. PBDE och PBB kan grupperas beroende på hur många bromidatomer föreningen innehåller. Bromerade flamskyddsmedel (Tabell 2.7) analyserades hos Eurofins enligt deras interna metod med LC-MS/MS. Bromerade difenyletrar PBDE (kongener av pentabromdifenyleter med nummer 28, 47, 99, 100, 153 och 154) har gränsvärden i HVMFS 2019:25 som maximal tillåten koncentration för inlandsytvatten (0,14 µg/L), för andra ytvatten (0,014 µg/L) och för biota (0,0085 µg/kg våtvikt). HBDD presenterar även gränsvärdet i HVMFS 2019:25 för inlandsvatten (årsmedelvärde 0,0016 µg/L, maximal tillåten koncentration 0,5 µg/L), andra ytvatten (årsmedelvärde 0,008 µg/L, maximal tillåten koncentration 0,05 µg/L) och biota (167 µg/kg våtvikt).

Tabell 2.7. Analyserade bromerade flamskyddsmedel.

Grupp	Ämne
TriBDEer	PBDE 17, 28
TetraBDEer	PBDE 47, 49, 66, 71, 77
PentaBDEer	PBDE 85, 99, 100, 119, 126
HexaBDEer	PBDE 138, 153, 154, 156
HeptaBDEer	PBDE 183, 184, 191
OktaBDEer	PBDE 196, 197
NonBDEer	PBDE 206, 207
DekaBDEer	PBDE 209
ΣBDEer	Summa av PBDE
ΣHBCDer	Summa av Alfa-, beta- och gamma-HBCD
PBB	PBB 52, 101, 153
HeptaBB	BB 180
OktaBB	BB 194
NonBB	BB 206
DecaBB	PBB 209
ΣBBER	Summa av BBER

2.4.5 Halogenerade organiska föreningar (AOX)

Halogenerade organiska föreningar (AOX på engelska, adsorbable organic halides) kan bildas naturligt i miljön eller syntetiskt. Dessa bildas i industriella processer inom pappersmassa (från användning av klorin), textilindustri, tillverkning av herbicider och pesticider, tillverkning av rengöringsmedel och kan också komma från sjukhus (kontrastmedel) samt lakvatten från deponier (Xu, Xie, & Tian, 2020). Summan av halogenerade organiska föreningar (AOX) analyserades hos Eurofins med kolorimetri enligt DIN EN ISO 9562 (H 14): 2005-02

2.4.6 Metaller

Som del av handlingsplanen för uppströmsarbete 2020-2024 identifierade Borås Energi och Miljö ett antal metaller som Sobacken ARV renar i hög grad (bly, zink, koppar, krom och tenn), genom bioackumulation och/eller biosorption i det aktiva slammet (Pagnanelli, Mainelli, Bornoroni, Dionisi, & Toro, 2009), och några andra som inte renas bort i tillräckligt hög grad (nickel, antimon, arsenik samt ev. kadmium). Därför beslutades att inkludera metallanalyser i pilotstudien för att utvärdera om piloten kan minska utsläppet av metaller. Metaller som analyserades i projektet presenteras i Tabell 2.8 och analyserades hos Eurofins med ICP-MS enligt SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016.

Tabell 2.8. Analyserade metaller.

Beteckning	Metall
As	Arsenik
Ba	Barium
Pb	Bly
Cd	Kadmium
Co	Kobolt
Cu	Koppar
Cr	Krom
Ni	Nickel
V	Vanadin
Zn	Zink

2.4.7 TOC

”Total organic carbon” (TOC) analyserades hos Eurofins enligt SS EN 1484:1997 med spektrofotometri (NDIR, ”nondispersive infrared sensor”). Prover filtrerades med ett mikrofiberfilter (Whatman GF/C™, Cytiva) med porstorlek 1,2 µm och analysresultatet har behandlats som ”dissolved organic carbon” (DOC).

2.4.8 Bromid och bromat

Vid ozonering av bromidhaltigt avloppsvatten finns det risk för bildning av bromat som har klassificerats som sannolikt cancerframkallande för människor (WHO, 2005). Bildning av bromat beror framförallt på den initiala bromidhalten och det finns olika riktlinjer från Tyskland och Schweiz som man kan förhålla sig till. I riktlinjerna från Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW vilket är ett konsortium som utgörs av företag och forskningsinstitut i Nordrhein-Westfalen (Tyskland), anses ozonering som oproblematisk vid bromidkoncentrationer lägre än 0,1 mg/L (upp till 0,7 mg O₃/mg DOC) eller lägre än 0,15 mg/L (upp till 0,5 mg O₃/mg DOC). Vid bromidkoncentrationer >0,15 mg/L alternativt vid koncentrationer >0,1 mg/L i kombination med ozondoser högre än 0,5 mg O₃/mg DOC bör en bedömning göras från fall till fall vid (Antakyali, o.a., 2016). I riktlinjerna från det schweiziska avloppsvattenförbundet (VSA) anses ozonering oproblematisk för bromidkoncentrationer lägre än 0,1 mg/L, vid bromidkoncentrationer mellan 0,1–0,4 mg/L bör bromatbildning studeras under olika ozondoser och ozonering avråds vid koncentrationer högre än 0,4 mg/L (Wunderlin, 2017). Riktlinjerna baseras på tyska och schweiziska förhållanden, oftast med känsliga recipienter som används till dricksvattenproduktion (framför allt i Schweiz) och därför används dricksvattengräns på 10 µg/L (EU, 2020) som referens. Det finns även ett föreslaget miljögränsvärde på 50 µg/L (Oekotoxzentrum, 2015). Bromid och bromat analyserades hos Eurofins enligt deras interna metod med ICP-MS.

2.4.9 Effektbaserade analyser

I denna förstudie har, i samarbete med ett parallellt projekt som Sweco ledde, olika prover tagits för att bedöma reduktionen av giftverkan genom pilotanläggningen samt eventuell giftverkan i avloppsvatten efter reningen på Sobacken ARV. Detta gjordes genom att utföra effektbaserade analyser hos BioCell Analytica, för att studera aktiveringen av olika receptorer som östrogenreceptorn (ER) och arylhydrokarbonreceptorn (AhR, dioxinreceptorn), aktivering och blockering av androgenreceptorn (AR). Även andra effekter studerades som oxidativ stress, Nrf2-aktivitet (nuclear factor erythroid 2-related factor 2) eller genotoxicitet (skada av genetisk information i en cell som orsakar mutationer och kan leda till cancer).

3. Resultat och diskussion

3.1 Nulägesanalys

I nulägesanalysen utvärderades halter av ett antal läkemedelsrester och andra mikroföroreningar i inkommande vatten till Sobacken ARV, utgående vatten från Sobacken ARV till Viskan och även i rejektvattenströmmar: 1) från pumpstationen (PST) av rejektvatten, innan rötning, från primär- och överskottslam som pumpas tillbaka till processen innan försedimentering och 2) rejektvatten, efter rötning av både primär-, överskott- och externslam (RBT) som pumpas till rejektvattenrening (anammox) och därefter tillbaka in i processen på biosteget. Reduktion över reningsverket beräknades för att bedöma Sobacken ARV:s kapacitet att avlägsna olika mikroföroreningar. Utgående belastning av mikroföroreningar från Sobacken ARV till Viskan används för att ta fram en riskbedömning med avseende på läkemedelsrester utifrån tillgängliga PNEC-värden och miljökvalitetsnormer. Flödesförhållande på Sobacken ARV under provtagningsdygn visas i Tabell 3.1.

Tabell 3.1. Dygnsflöde på Sobacken ARV vid provtagningsdatum.

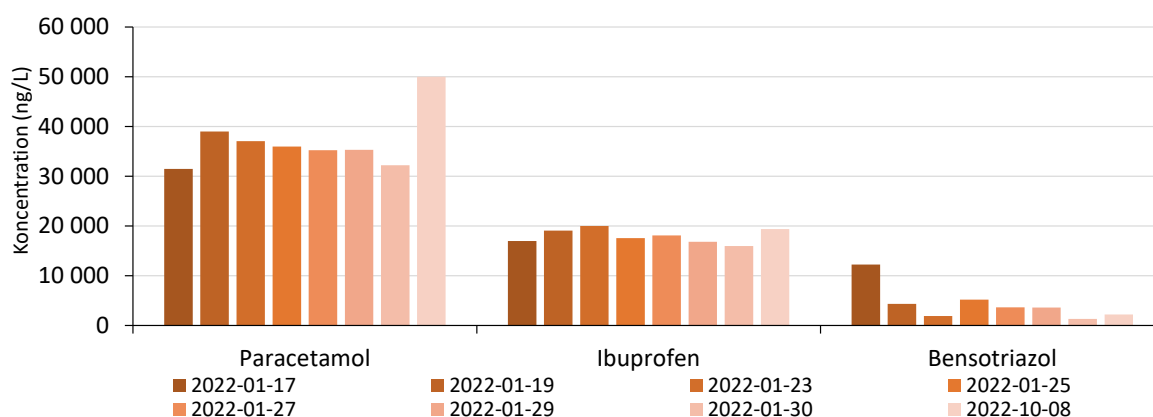
Datum	Dygnsflöde (m ³ /d)
2022-01-17	45 943
2022-01-19	50 559
2022-01-23	42 575
2022-01-25	41 274
2022-01-27	48 429
2022-01-29	53 532
2022-01-30	44 595
2022-10-18	36 305

3.1.1 Läkemedelsrester och andra mikroföroreningar

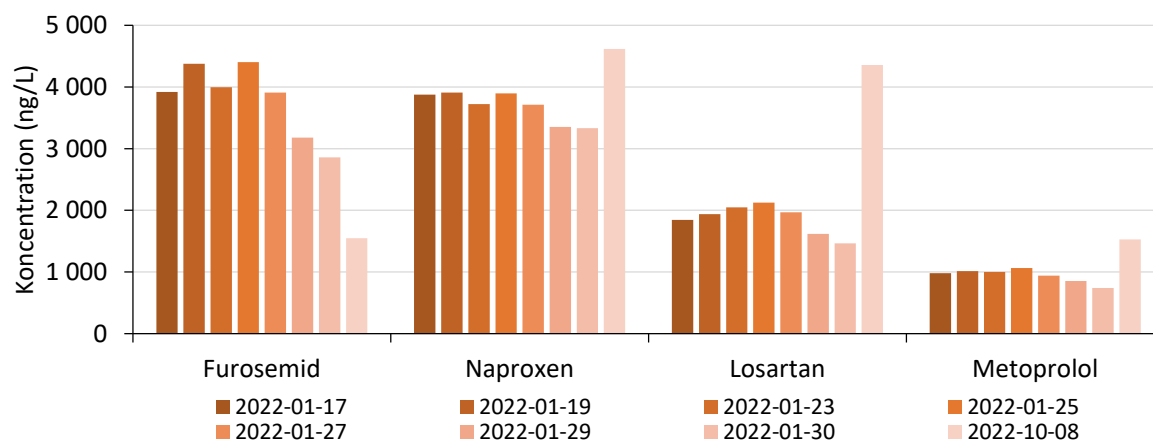
3.1.1.1 Inkommande koncentrationer

Den uppmätta koncentrationen av mikroföroreningar varierade mellan provtagningsstillfällena. För vissa ämnen var variationen liten medan den för andra ämnen var betydande. Paracetamol, ibuprofen och bensotriazol var de ämnena som förekom i högst koncentration i inkommande avloppsvatten till reningsverket, högre än 5 000 ng/L. Den uppmätta koncentrationen varierade något för paracetamol och ibuprofen (relativ standardavvikelse 7-15 %) medan den varierade kraftigare för bensotriazol med en relativ standardavvikelse på ca 76 % (Figur 3.1). Ämnena furosemid, naproxen, losartan och metoprolol uppmättes i koncentrationer mellan 1 000 och 4 000 ng/L med en variation mellan ca 10 och 40 % (Figur 3.2). Åtta ämnen förekom i koncentrationer mellan 200 och 1 000 ng/L (Figur 3.3) och den här gruppen av ämnen uppvisade en viss variation där de flesta uppvisade den högsta

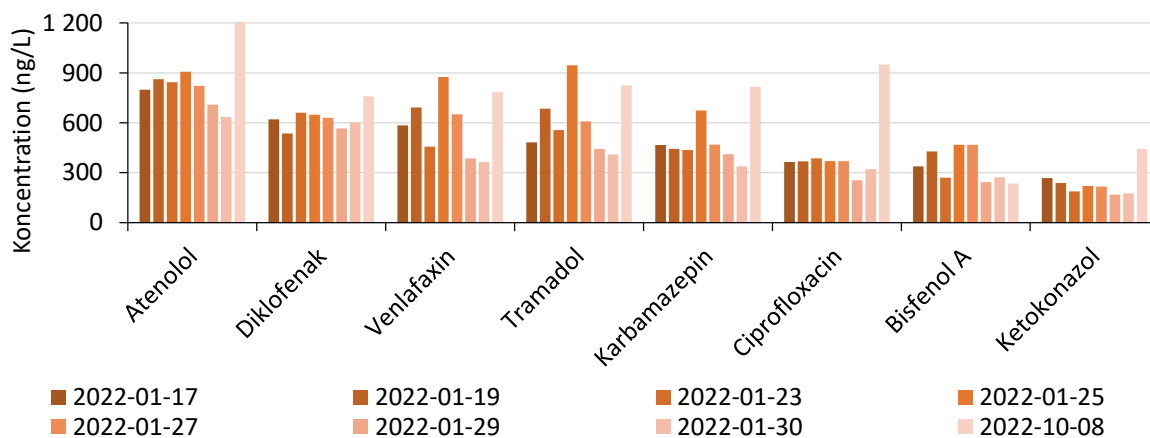
koncentrationen på proverna från 2022-10-08 och 2022-01-25 (provet från oktober 2022 hade högst koncentration av de flesta ämnena). Ungefär hälften av de analyserade ämnena förekom i koncentrationer lägre än 200 ng/L (Figur 3.5). Tialoprid, östradiol och etinylestradiol detekterades inte vid något tillfälle och acetamidiprid detekterades endast vid några tillfällen. Amisulprid, zolpidem och imidacloprid detekterades i väldigt låga koncentrationer (<5 ng/L). För flera ämnen uppmättes högre koncentrationer i provet från oktober jämfört med proverna från januari, vilket kan förklaras av det lägre flödet i oktober som kan ha lett till ett mer koncentrerat avloppsvatten. Inkommande koncentration av PFOA och PFAS ligger i högre nivåer än andra svenska avloppsreningsverk (Baresel, o.a., 2022) vilket kan kopplas till lakvatten från deponianläggningar som emissionskälla.



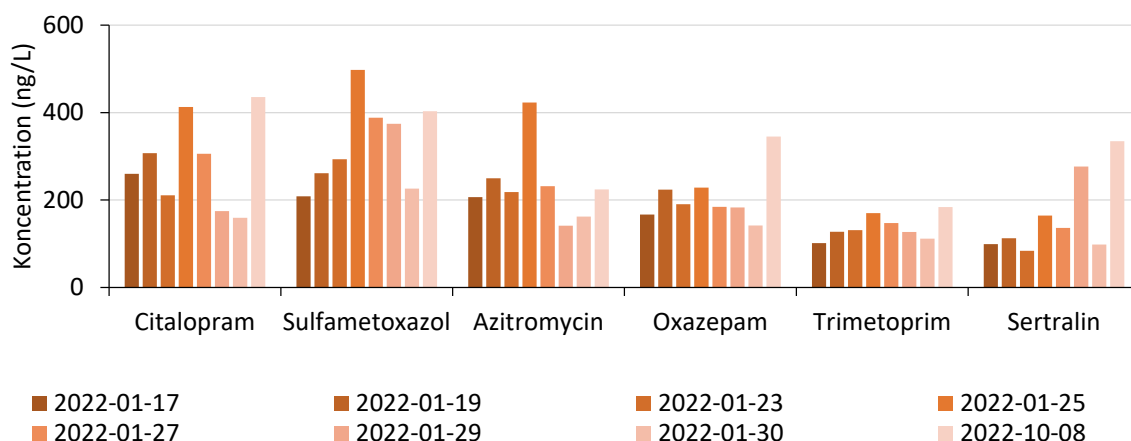
Figur 3.1. Inkommande koncentration av mikroföroreningar (> 5 000 ng/L) till Sobacken ARV.



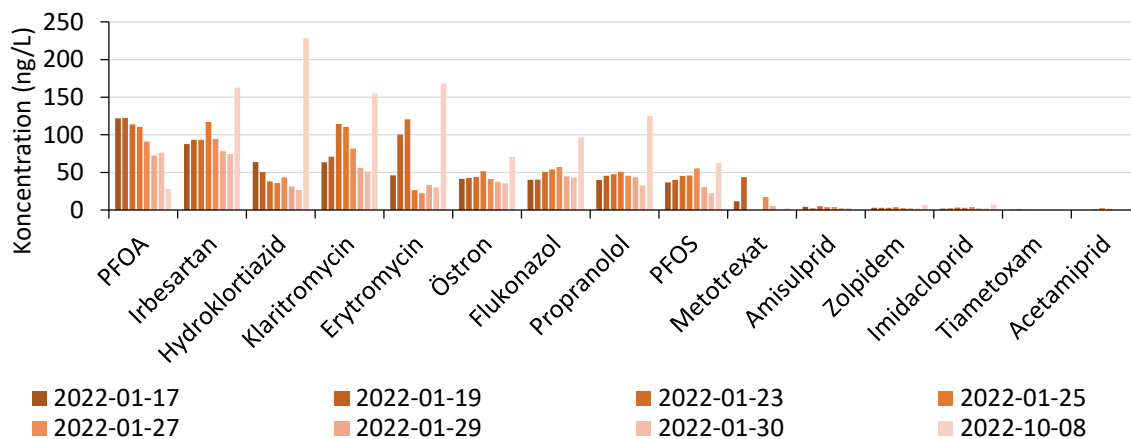
Figur 3.2. Inkommande koncentration av mikroföroreningar (4 000 - 1 000 ng/L) till Sobacken ARV.



Figur 3.3. Inkommande koncentration av mikroföroreningar (1 000 - 200 ng/L) till Sobacken ARV.



Figur 3.4. Inkommande koncentration av mikroföroreningar (400-100 ng/L) till Sobacken ARV.

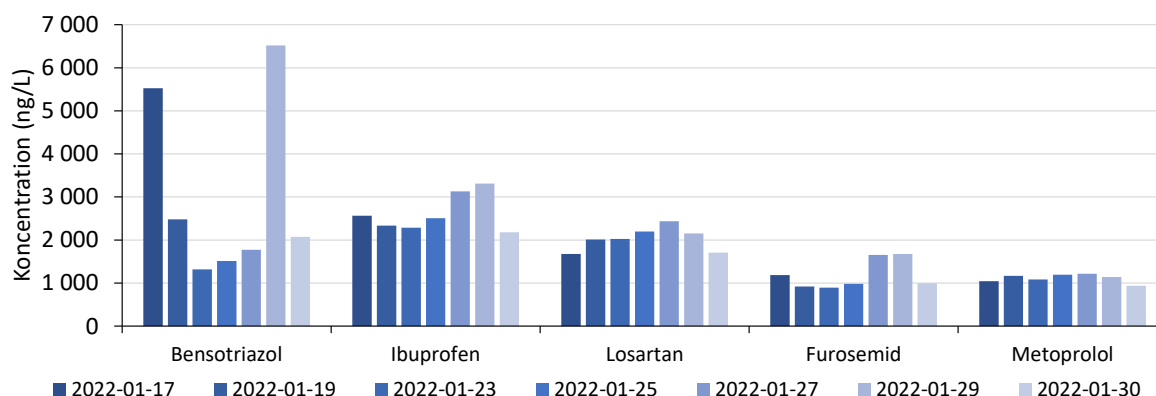


Figur 3.5. Inkommande koncentration av mikroföroreningar (<100 ng/L) till Sobacken ARV.

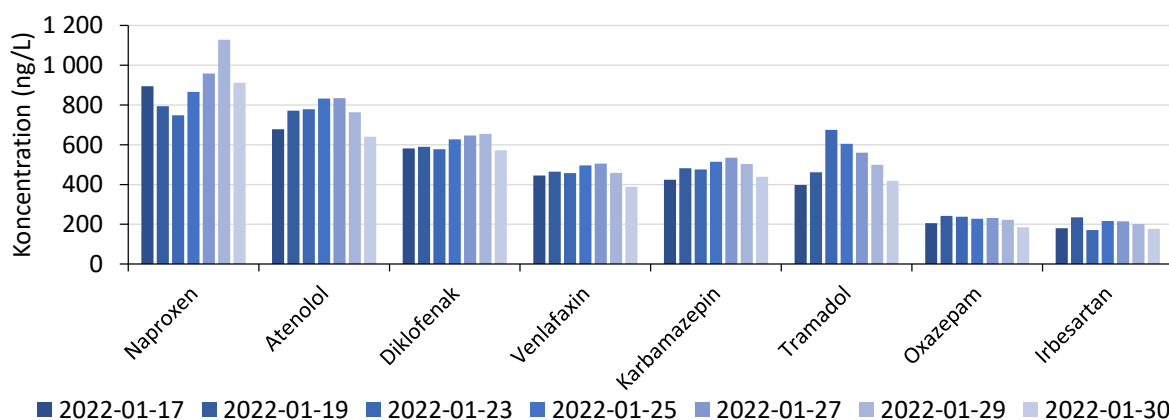
Uppmätta koncentrationer kombinerade med mängden spillvatten till Sobacken ARV vid provtagningstillfällena motsvarar en årlig belastning av mikroföroreningar till Sobacken ARV på $1\,254 \pm 139$ kg mikroföroreningar/år. Paracetamol utgör ca 50 % av den totala koncentrationen av de analyserade mikroföroreningarna och tillsammans med ibuprofen och benzotriazol har man ca 80 % av den totala koncentrationen. Den resterande 20 % utgörs av de övriga 36 analyserade ämnen.

3.1.1.2 Utgående koncentrationer

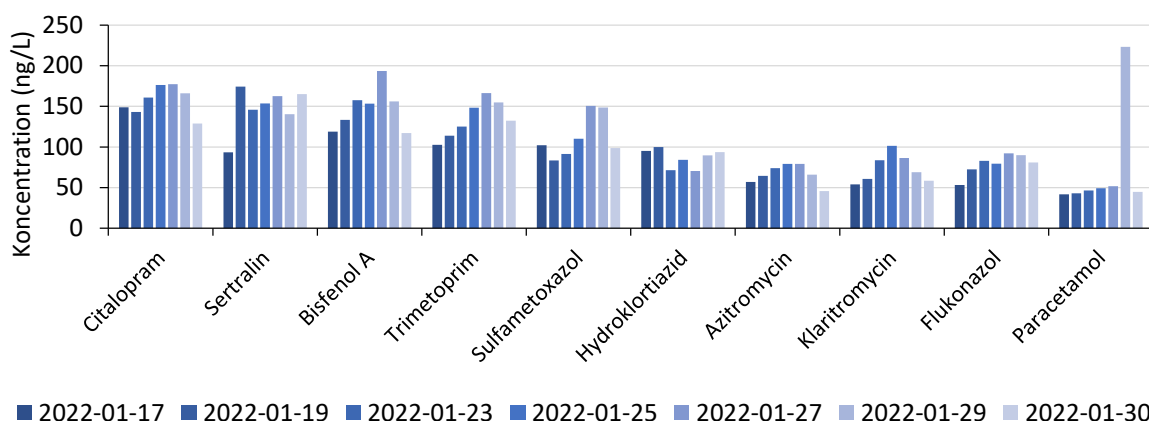
Efter reningen på Sobacken ARV minskade den totala halten av mikroföroreningar och koncentrationen var för de flesta ämnen och tillfällena under 2 000 ng/L. Benzotriazol uppvisade högst koncentration (upp till >6 000 ng/L), följd av ibuprofen, losartan, furosemid och metoprolol (Figur 3.6). Ibuprofen uppvisade högre koncentrationer jämfört med vad som är typiskt förekommande halter i renat avloppsvatten (Laholmsbukten VA, 2022; Lindberg, 2020; Syvab, 2019). Åtta ämnen förekom i koncentrationer mellan 200-1 000 ng/L, med en relativ låg variation mellan provtagningstillfällena för de flesta ämnen (Figur 3.7). Ett tiotal ämnen förekom i ännu lägre koncentrationer - mellan 50-200 ng/L (Figur 3.8). PFOS och PFOA mättes upp i koncentrationer som var högre än vad som är typiskt för svenska avloppsreningsverk (Baresel, o.a., 2022). Amisulprid, imidacloprid, zolpidem, östron och tiametoxam förekom i koncentrationer lägre än 3 ng/L, utan stora skillnader från inkommande halter.



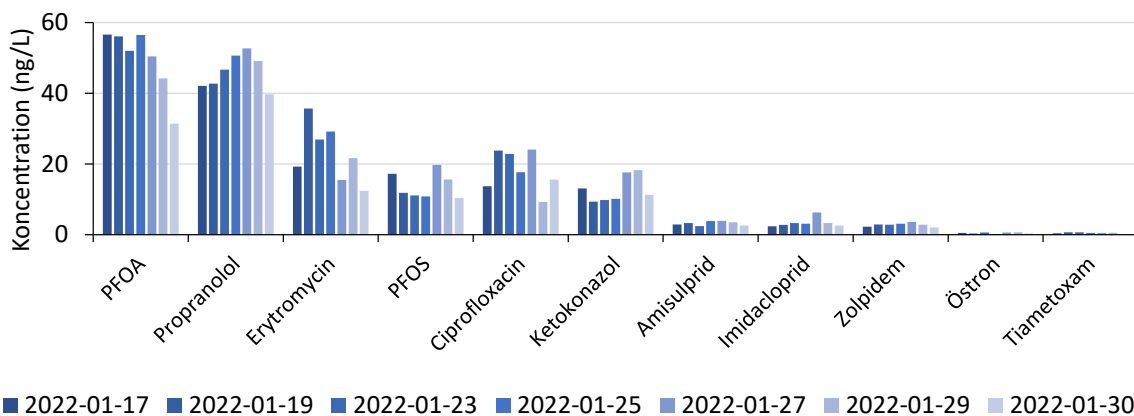
Figur 3.6. Utgående koncentration av mikroföroreningar (> 1 000 ng/L) från Sobacken ARV.



Figur 3.7. Utgående koncentration av mikroföroreningar (1 000-200 ng/L) från Sobacken ARV.



Figur 3.8. Utgående koncentration av mikroföroreningar (200-50 ng/L) från Sobacken ARV.



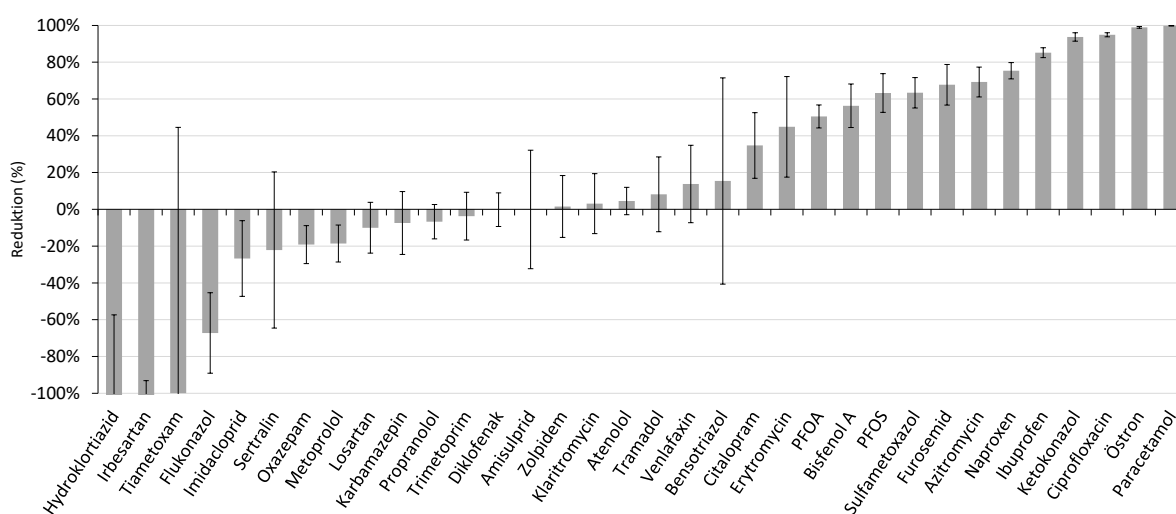
Figur 3.9. Utgående koncentration av mikroföroreningar (<60 ng/L) från Sobacken ARV.

Baserat på uppmätta koncentrationer av mikroföroreningar och mängden utgående avloppsvatten från Sobacken ARV vid provtagningstillfällena kan belastningen av mikroföroreningar till Viskan beräknas. Om man förutsätter att provtagningskampanjen var representativ för utsläppen under ett år med de årliga variationer som förekommer så kan utsläppet av mikroföroreningar beräknas till 265 ± 66 kg mikroföroreningar/år, som motsvarar 79 ± 4 % reduktion av summan av massan av de analyserade mikroföroreningarna. Detta resultat påverkas kraftigt av att paracetamol och ibuprofen, som är två av de ämnen som förekommer i högst koncentration, renas i hög grad genom reningsverket. Om man istället beräknar ett rakt medelvärde av alla de analyserade ämnena, inklusive de som påvisade negativ reduktion, så blir reduktionen 15 ± 11 %. Fördelningen mellan olika substanser är mer jämn i utgående avloppsvatten jämfört med inkommande avloppsvatten, som var starkt påverkat av paracetamol och ibuprofen. I utgående avloppsvatten från Sobacken utgör ibuprofen, benzotriazol och losartan tillsammans mellan ca 40-60 % av belastningen till recipienten. Resterande ämnen förekommer i mindre koncentrationer men kan fortfarande vara betydande vid en riskbedömning (se vidare kapitel 2.3).

3.1.1.3 Reduktion av mikroföroreningar

Utifrån inkommande och utgående halter av mikroföroreningar beräknades reduktionen i procent (%) över Sobacken ARV (Figur 3.10). Genom att utvärdera reduktionen kan man avgöra vilka ämnen som har passerat reningsverket oförändrade och vilka som har brutits ner eller avskilts och följt med slammet. I denna förstudie har inte prover från slammet tagits men med hjälp av litteratur och tidigare genomförda förstudier kan man identifiera vilka ämnen som har affinitet till slam. Ett antal ämnen reducerades mer än 80 %, därav paracetamol, östron och ibuprofen vilket kan kopplas till nedbrytning medan ciprofloxacin och ketokonazol har en förmåga att adsorbera till slammet (Laholmsbukten VA, 2022; Fick, Lindberg, Fång, Kaj, & Brorström-Lundén, 2015). Bland de ämnen som reduceras mellan 30 % och 80 % återfinns ytterligare några substanser som adsorberar till slammet (bisfenol A, sertraline och PFOS) medan andra reduceras genom en biologisk nedbrytning i en begränsad utsträckning, till exempel sulfametoxazol och furosemid (Lindberg, 2020). Några ämnen som ofta förekommer i avloppsvatten och normalt sett inte bryts ner i aktivslamprocesser och därmed inte reduceras är exempelvis diklofenak, venlafaxin och karbamazepin.

För en del ämnen visar analysresultaten på en negativ reduktion vilket kan bero på olika orsaker. En förklaring handlar om matriseffekter som innebär att analysen påverkas av andra ämnen som förekommer i vattnet. Eftersom inkommande vatten har en mer koncentrerad och komplex sammansättning kan det leda till att halterna på inkommande vatten underskattas jämfört med de uppmätta halterna i utgående vatten. En annan förklaring är att ämnen kan återbildas från metaboliter i reningsverken, det vill säga att ämnet kommer in till reningsverket i en viss struktur (metabolit som har bildats från modersubstansen genom nedbrytning i kroppen) och genom reningsverket återbildas till modersubstansen, som leder till högre halter på utgående vatten än på inkommande vatten. I Figur 3.10 har y-axeln begränsats till -100 % för att bibehålla en bra upplösning i grafen för övriga ämnen, men lägre reduktionsgrader har mätts upp i genomsnitt för hydroklortiazid (-124 %), irbesartan (-121 %) och tiametoxam (-100 %). Acetamipirid, metotrexat, tiaklopid, östradiol och etinylestradiol presenteras inte i grafen eftersom analys av dessa ämnen vid de flesta tillfällena visade ej detekterbar halt eller halter under kvantifieringsgränsen (LOQ) både på inkommande och utgående vatten på Sobacken ARV.



Figur 3.10. Reduktion av mikroföroreningar över Sobacken ARV.

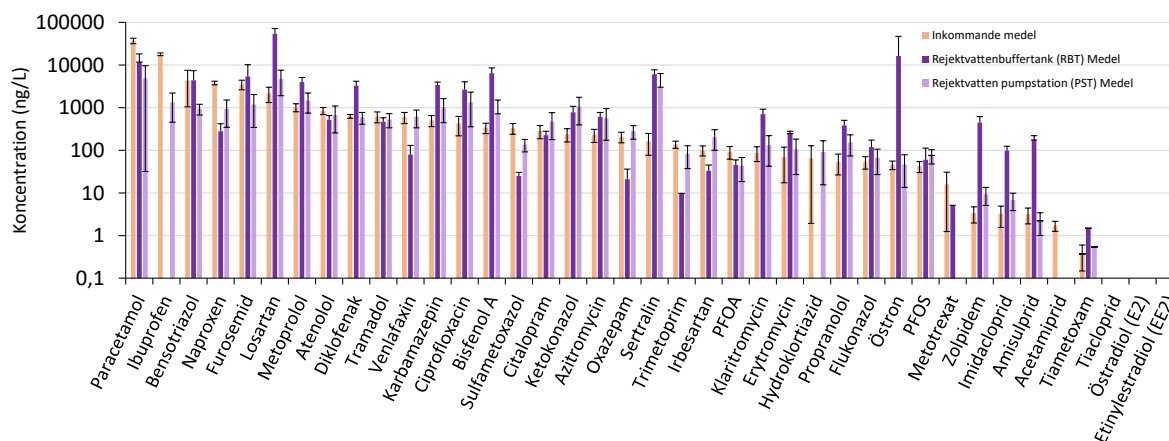
3.1.1.4 Koncentrationer i rejektivatten

Rejektivattenprover analyserades för att utvärdera hur interna flöden belastar biologin med avseende på mikroföroreningar. Prover togs ut från rejektivattenbufferttank (RBT), efter rötning, och pumpstation rejektivatten (PST), innan rötning. Analys av vattnet från RBT uppvisade hög matriseffekt, vilket innebär att dessa resultat bör tolkas med försiktighet.

Medelkoncentration av mikroföroreningar i rejektivattnet från RBT (efter rötning) och PST (före rötning och inblandning av externt slam) jämfördes med inkommande medelkoncentration till Sobacken ARV. Flera substanser i vattnet från RBT förekom i betydligt högre koncentration än till verket i inkommande avloppsvatten (Figur 3.11). Mest påtagligt var detta för östron som förekom i 356 ggr så hög koncentration som i inkommande. En trend som uppmärksammades var att ämnen som adsorberar till slam (till exempel sertralín, bisfenol A, ciprofloxacín) uppvisade högre koncentrationer i rejektivattnet från RBT än i till verket inkommande avloppsvatten. Analyser visade också att ämnen med låga koncentrationer i inkommande (1-7 ng/L) som zolpidem, imidacloprid och amisulprid förekommer i mycket högre koncentration i rejektivattnet från RBT.

Generellt var halterna av mikroföroreningar lägre i rejektivattnet från PST (innan rötning) jämfört med från RBT (efter rötning) vilket kan indikera antingen att mikroföroreningar tillförs via externslam (eftersom rejektivatten från externslam inte ingår i PST) eller att mikroföroreningar som har ackumulerats i slammet frigörs från slamfasen till vattenfasen i samband med rötningprocessen.

Det är också viktigt att nämna att anammoxprocessen för rejektivattenbehandling (ANITA™ Mox) befann sig i en uppstartsfas under provtagningsperioden. Den biologiska processen i anammoxen kan eventuellt hjälpa till att minska belastningen av mikroföroreningar från rejektivatten till huvudprocessen när den biologiska processen är fullt etablerad.



Figur 3.11. Koncentration av mikroföroreningar i rejektivattenbufferttank (RBT) och rejektivatten pumpstation (PST). Den lodräta axeln med koncentration är i logaritmisk skala.

3.1.2 PFAS-11

PFAS-11 analyserades vid fyra tillfällen både på inkommande och utgående vatten från Sobacken ARV (Tabell 3.2). Under provtagningsperioden var en lakvattenpump som pumpar lakvatten från en deponi i drift mellan 2022-01-05 och 2022-01-25 för att sedan vara avstängd vid de två sista provtagningsstillfällena. Vid de två tillfällen när lakvattenpumpen var i drift ser man en påverkan i form av förhöjda halter av Σ PFAS-11 på inkommande vatten och största skillnader ser man på några enskilda PFAS-ämnen som PFBS och PFPeA.

Vid alla analystillfällena uppmättes högre koncentration på utgående vatten än inkommande vatten för mer än hälften av de analyserade PFAS-ämnena (Eurofins), vilket kan bero på matriseffekter som försvårar analysen på inkommande vatten.

Tabell 3.2. PFAS-11 inkommande (In) och utgående (Ut) vatten Sobacken ARV (Eurofins).

	2022-01-17		2022-01-23		2022-01-27		2022-01-29	
	In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut
6:2 FTS	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	3,9	<1,0	<1,0
PFBA	9,4	11	10	14	5,4	8,6	4,3	5,7
PFBS	7,8	13	9,7	14	1	4	1,1	1,4
PFDA	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFHpA	12	12	14	14	8,5	11	7	11
PFHxA	19	24	20	26	8,8	17	7,5	14
PFHxS	4,5	3,6	3,7	4	3,7	4,7	2,7	3,1
PFNA	1,7	2,2	1,6	2,3	1,2	2,2	<1,0	1,4
PFOA	27	26	27	30	22	25	17	21
PFOS	6,4	11	5,1	11	7,2	17	4,8	11
PFPeA	14	15	16	20	6,5	9,9	4,2	6,6
Σ PFAS-11	100	120	110	140	64	100	49	75

Vid analys av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar på MoLab, erhöles också analysresultat för PFOA och PFOS. Det råder god samstämmighet mellan de båda laboratorierna för utgående PFOS-halter (Tabell 3.3). Noterbart är dock att i Eurofins resultat så är halterna PFOS ca dubbelt så höga i utgående jämfört med inkommande vatten, medan MoLabs resultat visar det omvända. Sedan tidigare är det konstaterat att PFOS binder in till slam, och PFOS kan rimligen därmed också anlända till verket partikelbundet. Vid MoLab utförs så kallad "whole water analysis", det vill säga ingen filtrering av proverna sker och hela provet inklusive partikelbundna ämnen, upparbetas därmed i analyskedjan. I Eurofins metod centrifugeras provet, vilket kan innebära att eventuellt innehåll i den fasta fasen åsidosätts. PFOA har däremot inte lika stor benägenhet att binda in till slam. I Eurofins resultat är halten PFOA i inkommande och utgående prover lika, medan MoLab har mätt upp dubbelt så höga halter i inkommande vatten jämfört med utgående, och upp till två gånger högre halter i utgående vatten jämfört med Eurofins. I ett inkommande vatten finns det många lösta ämnen som kan påverka analysresultaten, och ge så kallade matriseffekter. I ett utgående vatten är matriseffekterna generellt sett lägre. Vid jämförelse av Eurofins och MoLabs resultat konstaterades en 4 till 9 gånger högre koncentrationer av PFOA och PFOS på inkommande vatten av MoLab. Rejektvatten är känt för att vara svårt att analysera. Matriseffekterna kompenseras i olika grad beroende på vilken internstandard som använts på respektive laboratorium, vilket kan vara en förklaring till skillnaderna.

Tabell 3.3. Jämförelse analys av PFOA och PFOS vid olika laboratorier.

	2022-01-17		2022-01-23		2022-01-27		2022-01-29	
	Eurofins	MoLab	Eurofins	MoLab	Eurofins	MoLab	Eurofins	MoLab
PFOA inkommande	27	121,9	27	113,9	22	91	17	72,6
PFOA utgående	26	56,6	30	52	25	50,4	21	44,2
PFOS inkommande	6,4	36,6	5,1	45,4	7,2	55,2	4,8	30,6
PFOS utgående	11	17,2	11	11,1	17	19,7	11	15,6

Även rejektvattenprov från RBT och PST analyserades med avseende på PFAS-ämnen enligt PFAS-11. På motsvarande sätt som för läkemedelsresterna, visade analysresultaten på högre koncentrationer för provtagningspunkt RBT, efter rötning, jämfört med PST (Tabell 3.4). Lakvattenpumpen var i drift vid samtliga provtagningsstillfällena för rejektvatten. Störst skillnad mellan RBT och PST var det för ämnena PFBA och PFHxA. För dessa ämnen mättes koncentrationer högre än 120 ng/L respektive 240 ng/L upp i RBT. Precis som vid analys av mikroföroreningar, kan matriseffekterna vara betydande och resultat bör därför tolkas med en viss försiktighet.

Tabell 3.4. PFAS-11 i rejektivatten i provpunkter pumpstation rejektivatten (PST) och rejektivatten buffertank (RBT).

	2022-08-16		2022-10-10		2022-10-25		2022-11-16		2022-11-22	
	PST	RBT	PST	RBT	PST	RBT	PST	RBT	PST	RBT
6:2 FTS	<1,0	4,6	<1,0	2,7	<1,0	<10	<1,0	<10	<1,0	3,6
PFBA	4,3	120	11	89	13	140	5,9	120	11	150
PFBS	<1,0	<1,0	11	6,5	12	8,3	5,1	<10	12	25
PFDA	<1,0	8,5	<1,0	2,4	<1,0	4,2	1,7	5,9	2,9	7,5
PFHpA	5,7	15	9,6	9,8	11	13	6,9	14	12	15
PFHxA	7,4	380	24	150	28	240	14	210	23	230
PFHxS	3,6	<1,0	3,8	14	3,6	9,9	2,4	<50	4,4	16
PFNA	1,4	12	1,5	5,1	1,8	6,9	3,1	12	2,6	13
PFOA	17	95	19	50	27	66	19	61	26	94
PFOS	7,5	66	9,1	18	6,8	37	16	39	16	44
PFPeA	4,3	21	19	17	20	18	9,1	<20	18	26
ΣPFAS-11	51	720	110	360	120	540	83	460	130	620

3.1.3 Ftalater

Ftalater analyserade på ett samlingsprov under ett 2-veckorsperiod. Resultatet visade på en relativ stor skillnad i koncentration mellan de olika analyserade ftalaterna (Tabell 3.5). Av de reproduktionstoxiska ftalaterna, visade DEHP högst koncentration på inkommande vatten men den reducerades i hög grad över reningsverket. DEHP har tidigare påvisats adsorbera till slam vilket kan vara förklaringen till reduktionen (Haglund, 2019). DINP, som har uppvisat levertoxicitet för barn (ECHA, 2013), förekom i högst koncentration i inkommande vatten och reducerades i begränsad omfattning genom reningsverket. En förklaring till den höga koncentrationen kan vara att DINP kan användas för att ersätta DEHP vars användning har blivit begränsad. Koncentrationerna ligger i liknande halter som tidigare rapporterats. DINP är den ftalat som förekommer i högst koncentration, följt av DEHP och DIDP (Allard & Wahlberg, 2017). DEHP har ett gränsvärde för kemisk status för inlandsytvatten som årsmedelvärde (1,3 µg/L) enligt HVMFS 2019:25 som inte uppnås vid utgående vatten vid detta provtagningstillfälle.

Tabell 3.5. Ftalater inkommande och utgående vatten Sobacken ARV.

	Inkommande samlingsprov(µg/L)	Utgående samlingsprov (µg/L)
DEHP (Di-2-etylhexylftalat)	4,5	0,1
BBP (Butylbenzylftalat)	0,19	<0,1
DBP (Dibutylftalat)	0,25	<0,1
DEP (Dietylftalat)	1,5	0,86
DIDP (Di-iso-decylftalat)	2	<0,4
DINP (Di-iso-nonylftalat)	14	8,7
DMP (Dimetylftalat)	<0,1	<0,1
DNOP (Di-n-oktylftalat)	<0,1	<0,2

3.1.4 Bromerade flamskyddsmedel

De flesta bromerade flamskyddsmedel uppmättes till koncentrationer under kvantifieringsgränsen i samlingsproverna, förutom PBDE 47 och PBDE 99 i inkommande vatten (Tabell 3.6). Den kommersiella tekniska blandningen pentaBDE är en teknisk blandning av olika PBDE, framförallt PBDE 47 och PBDE vilket förklarar att båda förekommer simultant. Koncentrationen av PBDE 47 och 99 i inkommande vatten till reningsverket är betydligt högre än vad tidigare undersökningar har uppvisat, 2-5 ng/L (Allard & Wahlberg, 2017) och upp till 20-30 ng/L (Baresel, o.a., 2015)). På utgående vatten är koncentrationen under detektionsgränsen och reduktionen kan kopplas till adsorption till slam som tidigare har redovisats (Haglund, 2019).

Tabell 3.6. Bromerade flamskyddsmedel över detektionsgränsen på inkommande och utgående vatten Sobacken ARV.

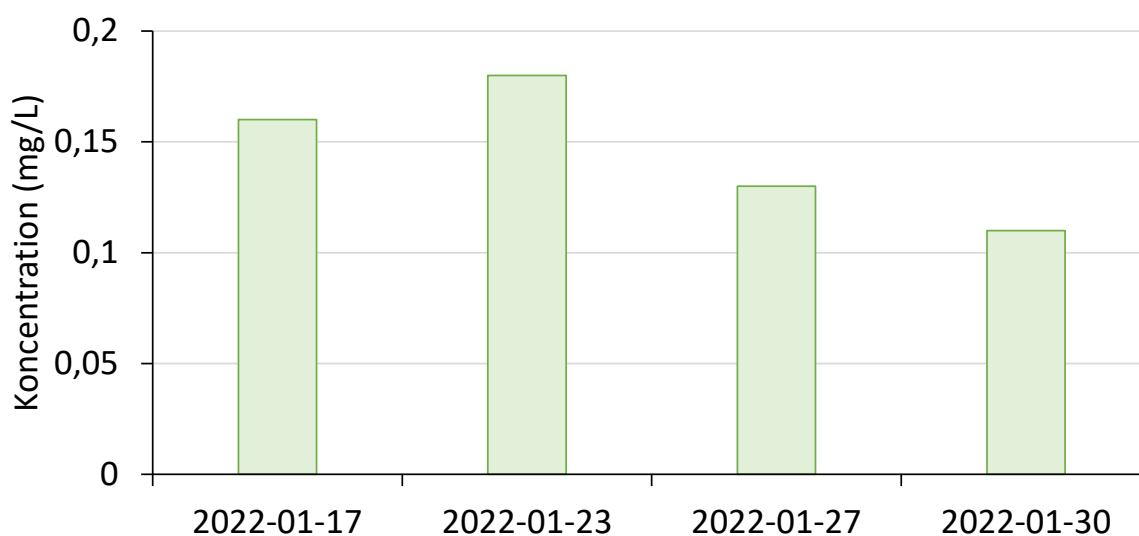
Ämne	Inkommande samlingsprov (µg/L)	Utgående samlingsprov (µg/L)
PBDE 47	0,423	<0,194
PBDE 99	0,483	<0,383

3.1.5 Halogenerade organiska föreningar (AOX)

Analysresultaten för halogenerade organiska föreningar visade på koncentrationer under kvantifieringsgränsen (0,15 mg/L) för samlingsprover, både på inkommande och utgående vatten.

3.1.6 Bromid

Bromidhalten var lägre än 0,2 mg/L vid alla fyra provtagningstillfällena (Figur 3.12). Vid ozonering av avloppsvatten med de uppmätta halterna av bromid på Sobacken rekommenderas att bedöma risken för bromatbildning för olika ozondoser enligt riktlinjerna som diskuterades i avsnitt 2.4.8.. För att kunna göra en bedömning av risken för bromatbildning har både bromid och bromat även analyserats i samband med pilotförsöken när ozonering har använts.



Figur 3.12. Bromidhalter utgående vatten Sobacken ARV.

3.1.7 Effektbaserade analyser

En kraftig reduktion av alla aktiviteter mättes upp vid provtagningsstillfället då inkommande och utgående avloppsvatten analyserades. Ytterligare reduktion skedde i recipienten för alla uppmätta aktiviteter förutom Anti-AR, som ökade ca 50 % mellan utgående vatten och recipient (Tabell 3.7). Fler effektbaserade analyser utfördes för Sobacken ARV och recipient i samband med provtagning vid pilot (Tabell 3.8).

Vid jämförelse av båda provtagningsstillfällena kan man konstatera en relativ stor variation av de uppmätta aktiviteterna Nrf2, AR och Anti-AR på inkommande vatten. Vilka aktiviteter som ökar i Viskan nedströms jämfört med utgående vatten på Sobacken ARV varierade också mellan tillfällena. Anti-AR ökade i provet taget i recipient i juni medan provet taget i december visade ökad ER-aktivitet i Viskan nedströms. Dock överskreds inte riktvärdet och bedömningsgrunden för särskilda förorenande ämnen i inlandsytvatten 400 pg/L (HVMFS, 2019). Reduktionen över Sobacken ARV var jämförbara för Anti-AR, AR, ER och Ah-R-aktivitet medan reduktionen av Nrf2 var högre under juni (Figur 3.13).

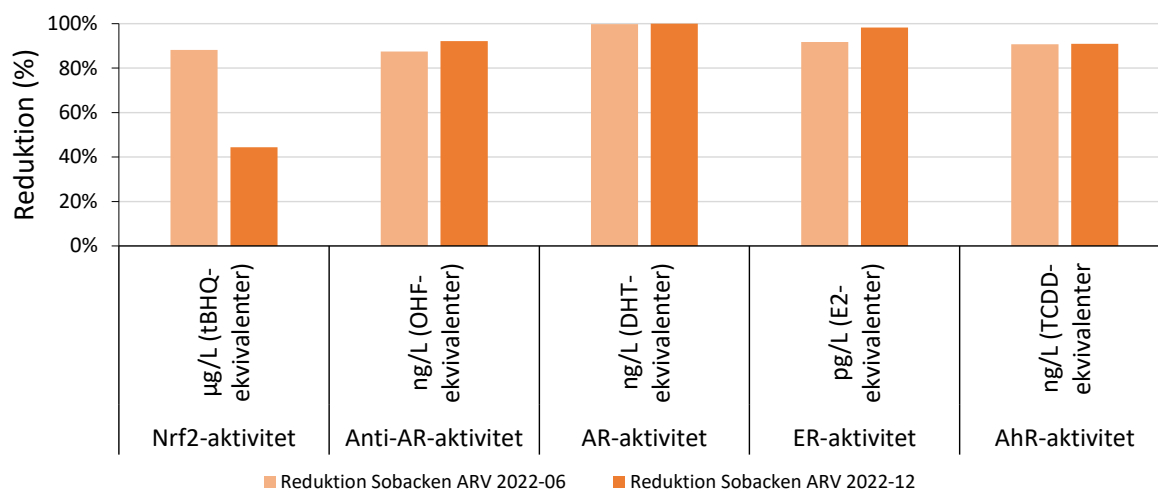
Tabell 3.7. Uppmätta aktiviteter nulägesanalys (2022-06-01).

Provtagningspunkt	AhR (ng/L)	Nrf2 (µg/L)	ER (pg/L)	AR (ng/L)	Anti-AR (ng/L)	Gentox
Inkommande Sobacken ARV	13,4	746	91 700	55,9	583	Ja
Utgående Sobacken ARV	0,726	88,3	7 610	0,114	73,4	Ja
Viskan nedströms	0,162	41,1	inaktivt	inaktivt	109	Nej
LOD (ng/L)	0,0688	6,41	114	0,0131	72,5	-

Tabell 3.8. Uppmätta aktiviteter i samband med pilotförsök (2022-12-01).

Provtagningspunkt	AhR (ng/L)	Nrf2 (µg/L)	ER (pg/L)	AR (ng/L)	Anti-AR (ng/L)	Gentox
Inkommande Sobacken ARV	7,85	18,9	76 100	232*	3 470*	Nej
Utgående Sobacken ARV	0,712	10,5	1 340	<LOD	<LOD	Ja
Viskan uppströms	0,144	10,6	14,6	<LOD	<LOD	Ja
Viskan nedströms	0,104	10,7	199	<LOD	<LOD	Ja
LOD (ng/L)	0,104	1,61	14,6	0,136 1,5*	273 2 190*	-

LOD = Limit of detection.



Figur 3.13. Reduktion av aktivitet (effektbaserade analyser) över Sobacken ARV. Reduktion av Anti-AR och AR-aktivitet för december tolkas som "större än" eftersom det visade lägre än detektionsgräns och reduktionen beräknades med koncentrationen för detektionsgränsen.

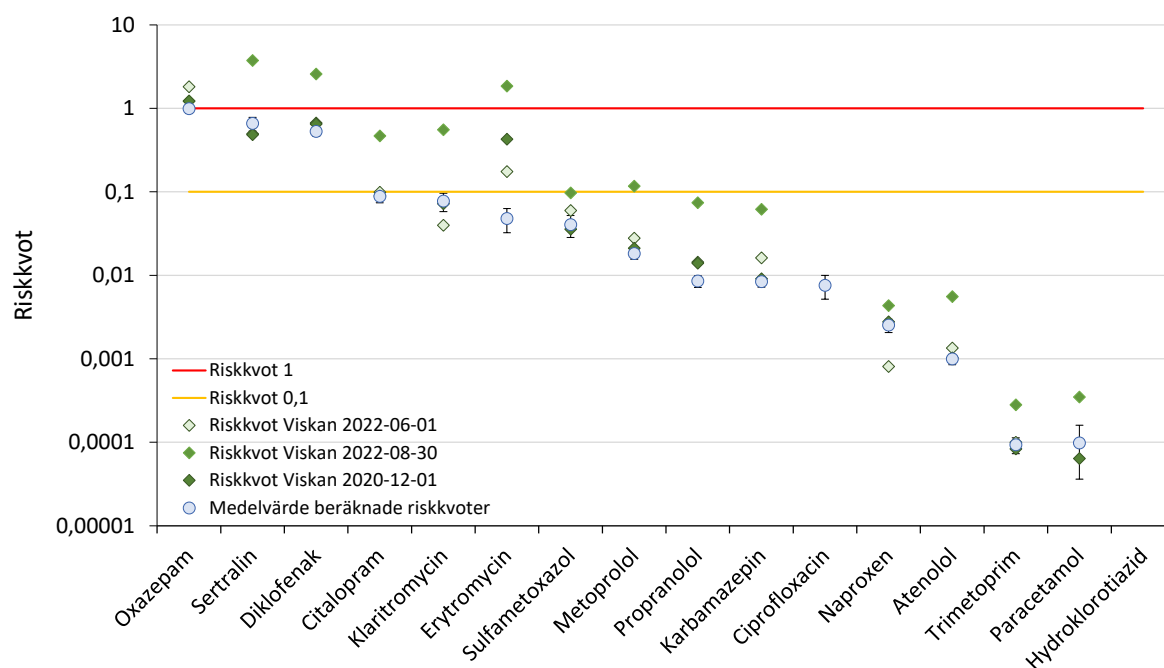
3.2 Riskbedömning i recipient

I detta avsnitt presenteras beräknade och uppmätta riskkvoter för recipienten Viskan och samt vilken effekt ett eventuellt framtida steg för läkemedelsrening skulle ha på riskkvoterna. Beräknade koncentrationer av PFAS-ämnen i recipient Viskan presenteras i förhållande till angivna halter i HVMF 2019:25 samt förväntad effekt av den avancerade reningen för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar.

3.2.1 Läkemedelsrester

Riskkvoter beräknades enligt metoden som beskrivs i avsnitt 2.3 utifrån de utgående halter som mättes upp under nulägesanalysen samt uppmätta flöden ut från Sobacken ARV och i Viskan under provtagningsdygnen, förutom Viskan uppströms som endast provtogs i december 2022 men det resultatet har ändå använts för att inkludera eventuella bakgrundshalter. Riskkvoter med beräknade halter i recipient jämfördes med riskkvoter baserade på uppmätta halter i Viskan i juni, augusti och december 2022 (Figur 3.14).

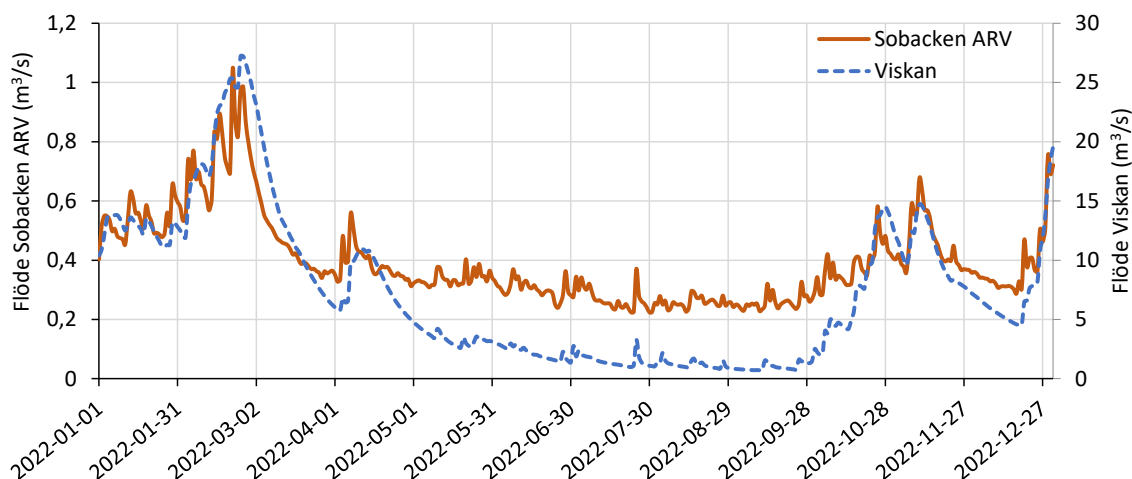
Oxazepam, sertralin och diklofenak, utgör högst risk med en riskkvot kring 1 (hög risk) och resterande ämnen är i princip oproblematiska med en riskkvot lägre än 0,1 (låg risk). Beräknade halter i recipienten stämmer väl överens med uppmätta halter i Viskan i juni och december. Däremot, uppvisar provet från Viskan i augusti riskkvoter kring 1 även för citalopram, klaritromycin och erytromycin. Vidare överskred diklofenak i augustiprovet gränsvärdet om 100 ng/L (ca 130 ng/L). Gränsvärdet är definierat som årsmedelvärde och inte som en maximal tillåten koncentration men det är ändå en indikation på hög halt i recipienten. Detta kan bero på en kombination av olika faktorer som högre utgående halter, högre bakgrundshalter uppströms Sobacken ARV och lägre utspädning. Vid den aktuella tidpunkten var flödet i Viskan historiskt lågt, lägre än medel-lågflöde.



Figur 3.14. Riskkvoter för olika läkemedel i recipient Viskan nedströms utsläppspunkten.

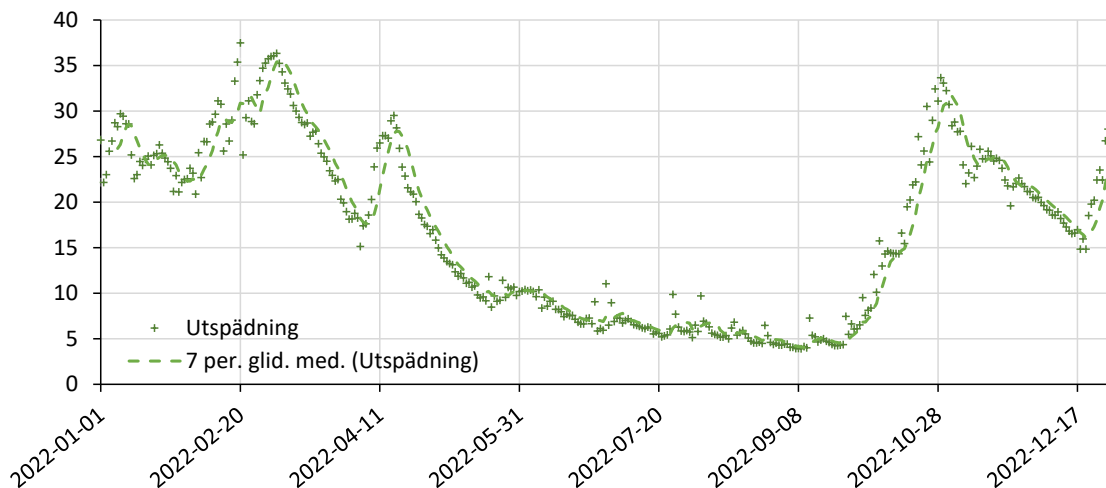
Som framgår av riskkvoterna från prover tagna i augusti så kan utspädningen i Viskan ha en avgörande betydelse för riskkvoterna. För att identifiera potentiellt högre riskkvoter vid olika

utspädningsförhållanden har flödena från Viskan och Sobacken från året 2022 utvärderats (Figur 3.15) och utspädningen efter perfekt omblandning har beräknats (Figur 3.16).



Figur 3.15. Flöden Sobacken ARV och Viskan under året 2022.

Utspädningen är högre fram till april 2022 och varierar då i intervallet 20-35. Under våren minskar både Sobacken och Viskans flöden som gör att utspädningen minskar och ligger under 10 under sommarperioden för att sedan öka igen upp till omkring 30 under hösten. Detta betyder att under sommaren finns det störst risk för höga riskkvoter om det inte finns en motsvarande minskning av koncentration av mikroföroreningar i utgående vatten.



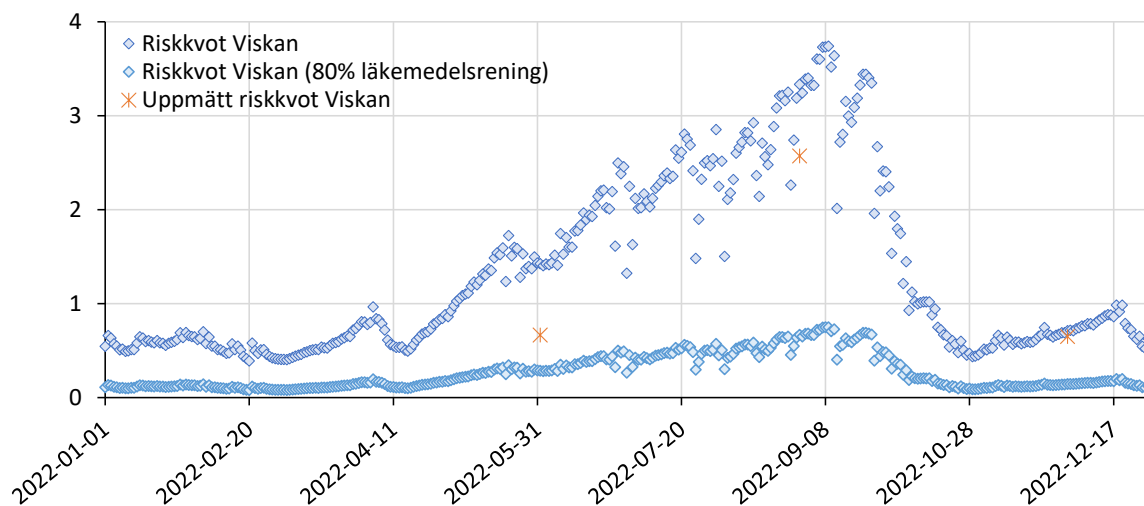
Figur 3.16. Utspädning i Viskan under året 2022.

För att illustrera effekten av utspädning på riskkvoterna och vilken effekt man kan förvänta sig vid införande av läkemedelsrening, kan man beräkna riskkvoter under hela året för ett visst ämne. I detta fall har som exempel valts diklofenak eftersom den substansen uppvisar riskkvoter omkring 1.

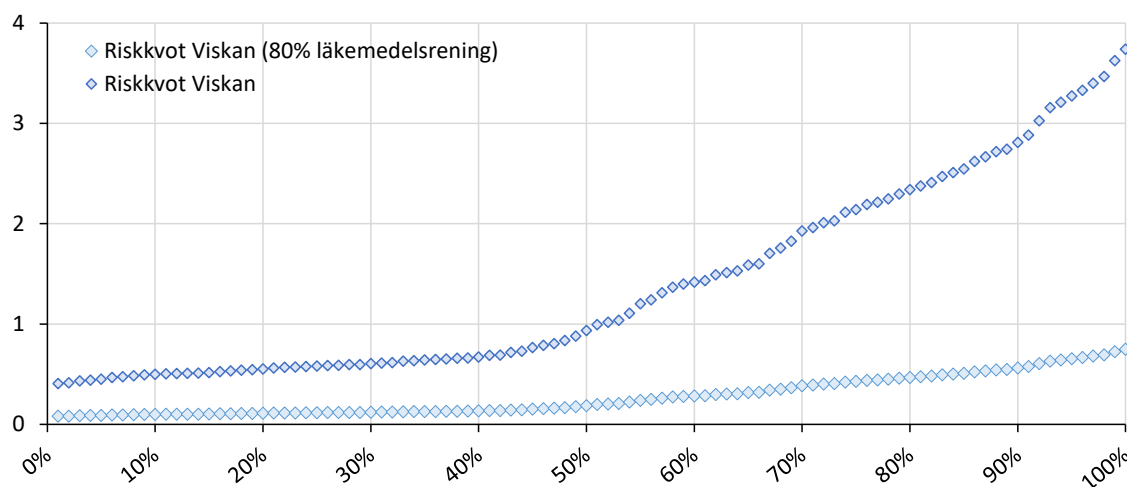
Riskkvoterna har beräknats med en medelkoncentration \pm standardavvikelse av diklofenak vid olika utspädningsgrader över året. Medelkoncentrationen har beräknats baserat på analysdata från

nulägesanalysen (januari 2022) och inkommande vatten till pilot, som i princip motsvarar utgående vatten från Sobacken ARV (juni, augusti, september, oktober, november och december 2022). Effekten av läkemedelsreningen har uppskattats för en reduktionsgrad om 80 %. Vid fraktillanalys av riskkvoterna under perioden kan man konstatera att den beräknade riskkvoten är högre än 1 mer än hälften av tiden. Med läkemedelsrening som ger 80 % reduktionsgrad skulle riskkvot vara under 1 hela tiden (Figur 3.18).

Beräkningen är baserad på en medelkoncentration som inte tar hänsyn till variationen av koncentrationer av mikroföroreningar vid olika flödesförhållanden. Detta kan göra att koncentrationerna är något underskattade vid perioder med lägre flöden på grund av mer koncentrerat vatten och att koncentrationer är överskattade vid perioder med högre flöden på grund av mindre koncentrerat avloppsvatten.



Figur 3.17. Beräknade riskkvoter av diklofenak i Viskan nedströms utsläppspunkten med och utan läkemedelsrening vid 80 % reduktionsgrad.



Figur 3.18. Varaktighetsdiagram beräknade riskkvoter av diklofenak i Viskan nedströms utsläppspunkten med och utan läkemedelsrening vid 80 % reduktionsgrad.

3.2.2 PFOS och PFAS-11

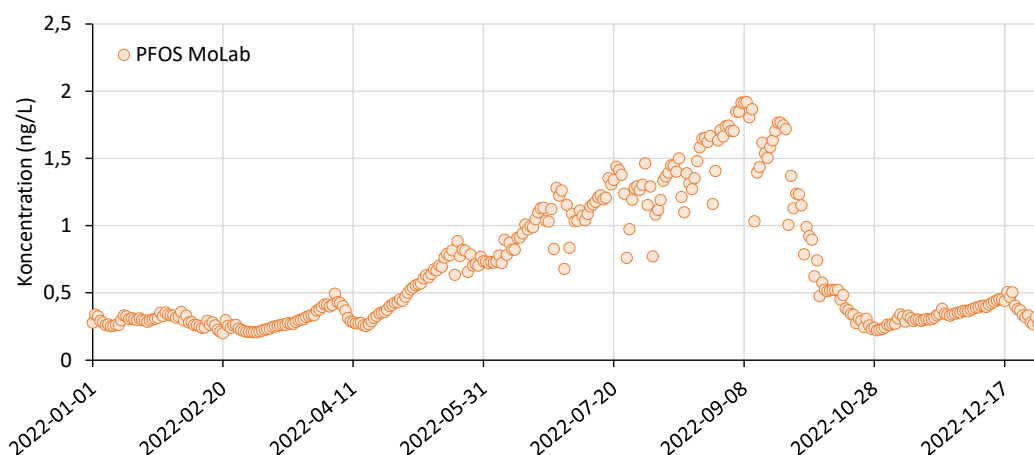
Medelkoncentrationer har beräknats vid olika utspädningsgrader över året utifrån analysdata från nulägesanalysen (januari 2022) samt analysdata från inkommande vatten till pilot, vilket i princip kan anses motsvara utgående vatten från Sobacken ARV (juni, augusti, september, oktober, november och december 2022). Koncentrationer av PFOS i Viskan beräknades baserat på analysresultat från både MoLab och Eurofins (Figur 3.19 och Figur 3.20). Medelvärdena kan beräknas för MoLab till $7,5 \pm 4,0$ ng/L och för Eurofins $6,6 \pm 4,5$ ng/L. För Σ PFAS-11 som endast analyserades på Eurofins beräknas medelvärdet till 103 ± 28 ng/L. Koncentrationer av PFAS-11 i Viskan beräknades utifrån Eurofins analysresultat (Figur 3.21).

De beräknade koncentrationerna översteg inte vid några tillfällen maxhalten enligt miljö kvalitetsnormerna i HVMFS 2019:25 med avseende på PFOS (gränsvärde kemisk ytvattenstatus, 36 000 ng/L) eller Σ PFAS-11 (bedömningsgrunder för särskilda förorenande ämnen i inlandsytvatten, 90 ng/L). Vid jämförelse med uppmätta halter kunde bekräftas att en viss bakgrundshalt av PFOS finns eftersom de beräknade koncentrationerna ligger något lägre än de uppmätta koncentrationerna (Figur 3.20). Samma fenomen kunde inte observeras för Σ PFAS-11 där de uppmätta halterna är lägre än de beräknade halterna (Figur 3.21).

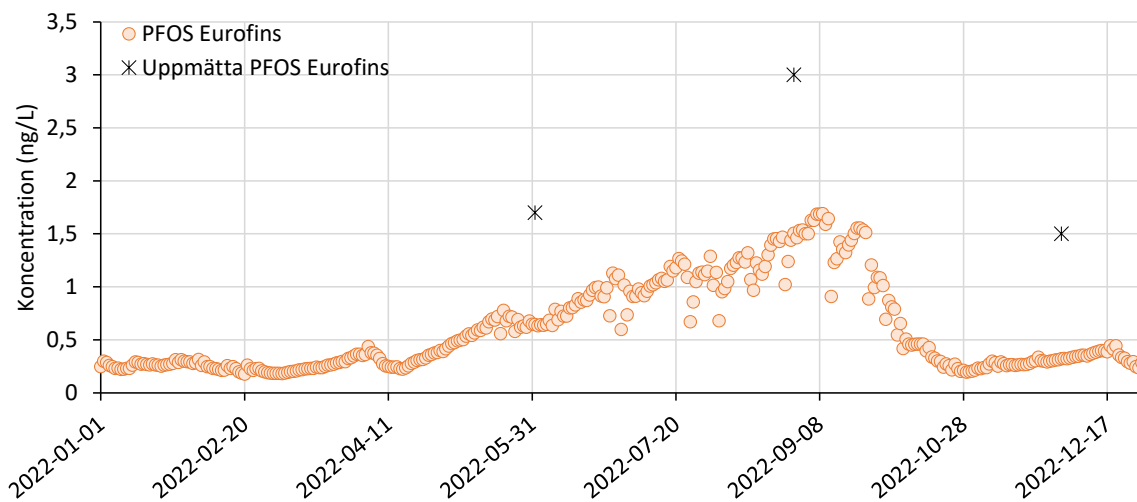
För PFOS finns även ett gränsvärde i form av årsmedelvärde på 0,65 ng/L vilket är en låg koncentration som ligger under kvantifieringsgräns för flera laboratorier, bland annat de som har använts i denna förstudie. Baserat på de koncentrationer i recipient som har beräknats utifrån analysresultaten från MoLab respektive Eurofins kan årsmedelvärdet beräknas till ca 0,71 ng/L respektive ca 0,62 ng/L.

Detta innebär att en reduktion av PFOS på ca 8 % skulle vara nödvändig för att inte överstiga ett årsmedelvärde på 0,65 ng/L. Om man inkluderar bakgrundshalterna av PFOS på ca $1,8 \pm 5$ ng/L (baserat på 3 stickprover uppströms i Viskan) överskrids gränsvärdet 0,65 ng/L på årsmedelvärdet (2,2 ng/L) och även vid 100 % PFOS-reduktion.

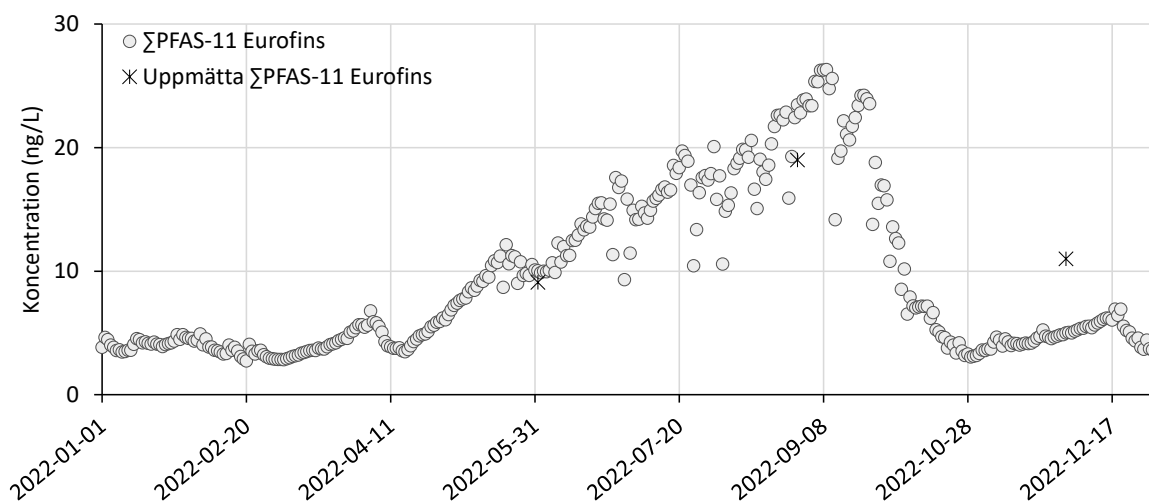
Utifrån analysresultat av PFOS hämtade från VISS Viskan Borås-Svaneholm så har sex vattenprover tagna under 2015–2018 visat på halter mellan 0,7 och 4,3 ng/L. Även under juni 2019 uppmättes en PFOS-halt i fisk på 4,4 µg/kg våtvikt, där gränsvärdet är 9,1 µg/kg våtvikt (VISS Viskan Borås-Svaneholm). Eftersom biotaprover väger tyngre än vattenprover vid statusbedömning, även om vattenprover eventuellt skulle överskrida gränsvärdet på årsmedelvärdet erhöles vid klassningen av vattenförekomsten, en god kemisk ytvattenstatus på grund av mätresultatet från biota.



Figur 3.19. Beräknad koncentration av PFOS (MoLab) i Viskan nedströms utsläppspunkten.



Figur 3.20. Beräknade och uppmätta koncentrationer av PFOS (Eurofins) i Viskan nedströms utsläppspunkten.



Figur 3.21. Beräknade och uppmätta halter av summa PFAS-11 (Eurofins) i Viskan nedströms utsläppspunkten.

3.3 Pilotstudie

Piloten togs i drift 2022-02-28 och enligt försöksplaneringen skulle pilotförsöket inledas med en stabiliseringsperiod då det aktiva kolet inte skulle förnyas. Inledningsvis när allt aktivt kol är nytt så är reduktionen hög och efterhand som kolet mätts så minskar reduktionen av mikroföroreningar. Vid normal drift så kommer reduktionsgraden av mikroföroreningar att stabilisera sig i förhållande till förnyelsetakten av aktivt kol. Detta ger en fördel gentemot GAK-filter där reduktionsgraden förändras över tid. Syftet med stabiliseringsperioden var att genom att inte förnya det aktiva kolet under en period i början av pilotförsöket snabbare nå stabil reduktion av mikroföroreningar. Stabiliseringsperioden var planerad att pågå under ca 3 månader.

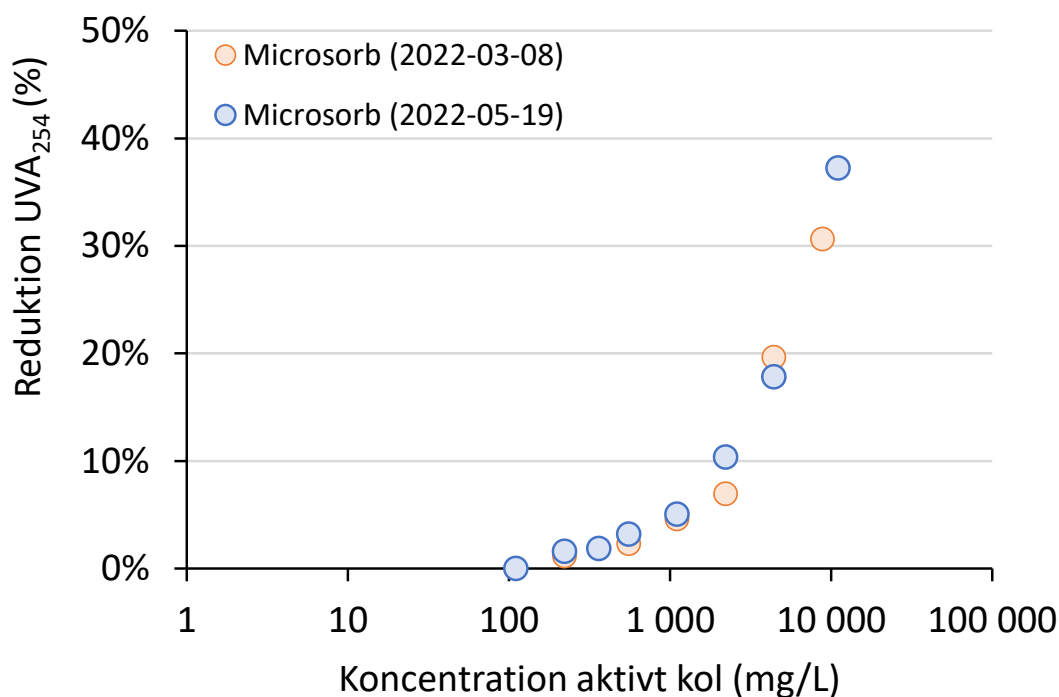
I början av juni när stabiliseringsperioden hade avslutats och kontinuerlig förnyelse av det aktiva kolet i kolonnen hade påbörjats så uppstod problem med en backventil som gjorde att en stor del av det aktiva kolet i kolonnen förlorades. Det förlorade aktiva kolet ersattes med nytt aktivt kol och en ny stabiliseringsperiod påbörjades. Den nya stabiliseringsperioden varade till början av augusti. Provtagning skedde därefter under perioden 2022-08-08 - 2022-12-01. Perioder med och utan dosering av ozon varvades.

I samband med ovan beskriven driftstörning upptäcktes även att några av dysorna i botten av Opacarb® FL-kolonnen var skadade vilket gjorde att flödet inte fördelades jämt. Detta ledde till att kolbädden inte fluidiserade och en stor del av det aktiva kolet låg stilla i en del av kolonnen. Detta kan ha påverkat kontaktförhållandena i reaktorn och lett till en minskad reduktionsgrad genom pilotanläggningen. De trasiga dysorna reparerades och därefter fylldes ett lager med grovt grus (35 kg) ovanpå dysorna för att ytterligare hjälpa till att fördela flödet jämt i kolonnen. Efter denna åtgärd förbättrades fluidiseringen avsevärt men den var dock fortfarande inte helt jämn vilket potentiellt kan ha påverkat resultaten från pilotförsöken.

I detta kapitel presenteras först ett avsnitt med resultat från ett inledande laboratorieförsök följt av ett avsnitt med redovisning av driftdata från pilotförsöken. Driftdata redovisas från hela försöksperioden, 2022-02-28 till 2022-12-01. I det sista avsnittet med analysresultat redovisas däremot endast resultaten från perioden 2022-08-08 - 2022-12-01.

3.3.1 Laboratorieförsök med aktivt kol

Inledande satsvisa laboratorieförsök utfördes vid två tillfällen med nytt aktivt kol för att utvärdera adsorptionskapaciteten hos det utvalda kolet (som hade valts baserat på rekommendation av Veolia). Reduktionsgraden av UVA₂₅₄ var jämförbar mellan de två försökstillfällena och visade en exponentiell ökning i förhållande till dosering av aktivt kol (Figur 3.22).



Figur 3.22. UVA₂₅₄ reduktion vid labbförsök.

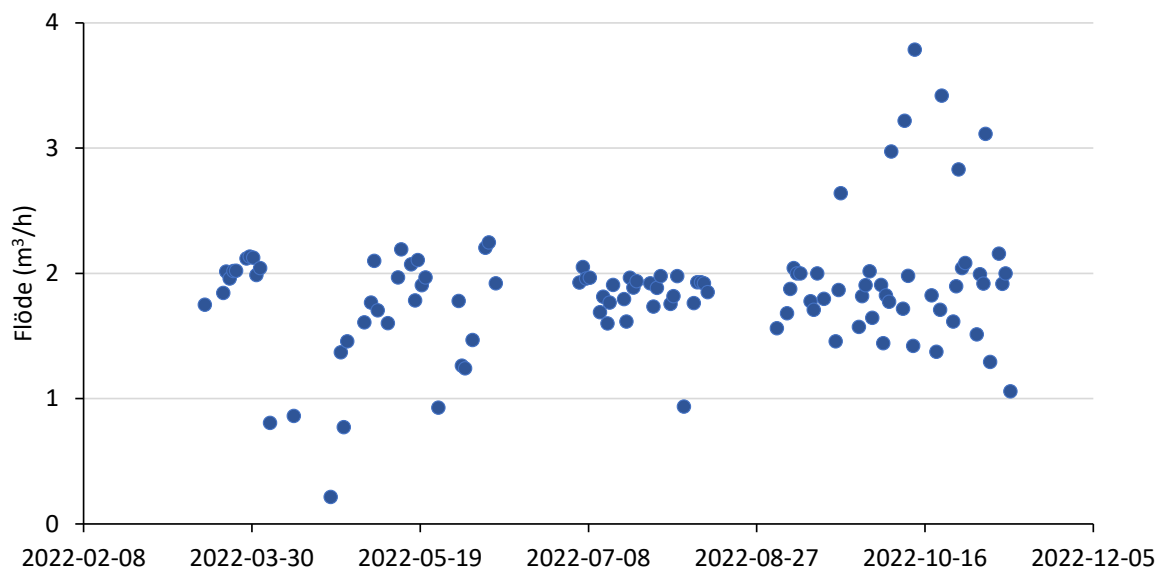
Resultaten från laboratorieförsöken användes för att uppskatta förnyelsetakten av kol som skulle användas i pilotstudien. Den doserade mängd kol som krävdes i laboratorieförsök för att uppnå 25 % reduktion av UVA₂₅₄ (erfarenhetstal från Veolia vid drift av Opacarb® FL) vid en kontakttid av 10 min användes som indikation för vilken dosering som skulle användas i piloten. För att nå 25 % reduktion krävdes en dos om ca 7 000 mg/L. I piloten används en koncentration om ca 300 g aktivt kol/L och det aktiva kolet har en uppehållstid som beror på förnyelsetakten av aktivt kol. Eftersom de två systemen har olika driftsbetingelser så kan inte resultatet vid en viss dosering i labbförsöken direkt översättas till en viss förnyelsetakt i piloten. Däremot kan resultaten från labbförsöken användas för att göra en bedömning om vilken förnyelsetakt som krävs i pilotskala. Baserat på resultaten från laboratorieförsöken och utifrån Veolias erfarenheter från tidigare pilotförsök beslutades att pilotanläggningen skulle drivas med en förnyelsetakt på 30 mg/L. Detta motsvarar ungefär 140 dygns uppehållstid, motsvarande ca 20 000 bäddvolym, för det aktiva kolet i pilotanläggningen.

3.3.2 Driftövervakning av pilotanläggningen

I detta kapitel redovisas driftdata från hela försöksperioden, från 2022-02-28 till 2022-12-01. I det följande kapitlet med analysresultat redovisas däremot endast resultaten från perioden 2022-08-08 - 2022-12-01. Ett antal parametrar registrerades för driftövervakning och uppföljning av drift. Parametrarna som registrerades inkluderade flöde, temperatur, tryck, expansion av bädden, kontakttid, bäddvolym och DOC-normerad koldosering.

Flöde genom pilotanläggningen mättes upp av en flödesmätare som även registrerade totalt ackumulerad volym. Figur 3.23 visar medelflödet genom anläggningen under genomförandeperioden. Justering av flödet till 2 m³/h gjordes dagligen, på vardagar. Fram till juni var flödet något ostabilt och från och med juli blev flödet mer stabilt, med ett medelflöde omkring 2 m³/h vilket ger en medelkontakttid på ca 9 min.

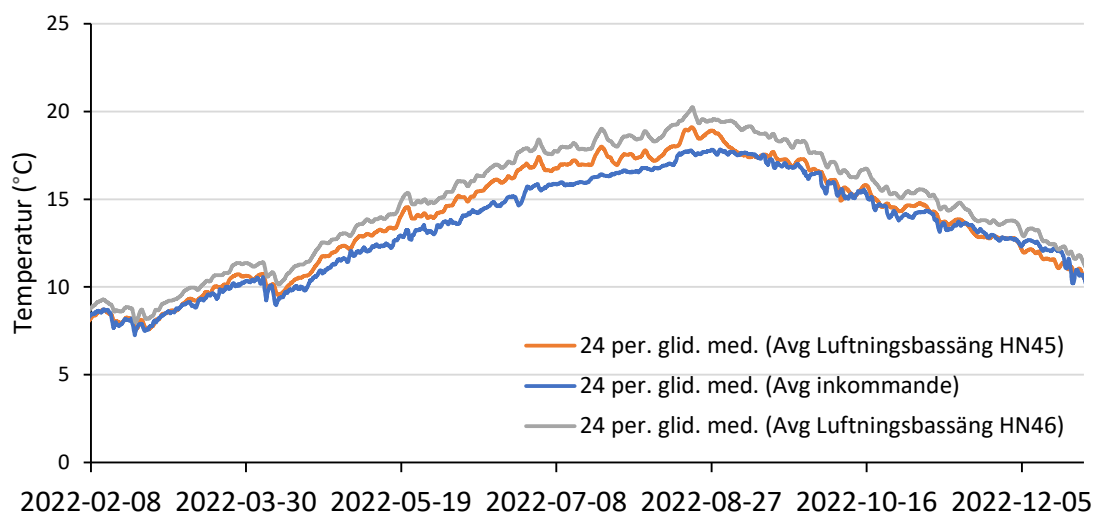
Flödet justerades dels genom varvtalsreglering av en pump, dels genom justering av en reglerventil. Det är inte klarlagt vad som är orsaken till dels de tillfällen när medelflödet avviker (kraftigt) och dels varför baslinjen är lite lägre än målflödet 2 m³/h. Dock beror det sannolikt till viss del på svårigheter att göra en bra injustering med kombinationen av den varvtalsstyrda pumpen och reglerventilen.



Figur 3.23. Medelflöde genom pilotanläggning Opacarb® FL.

Temperaturen registrerades inte direkt på pilotanläggningen. Däremot registrerades temperaturen på flera olika positioner på Sobacken ARV (Figur 3.24).

Temperaturen har betydelse för en fluidiserad bädd eftersom den påverkar viskositeten på vattnet och därmed även hur mycket bädden expanderar vid ett givet flöde.

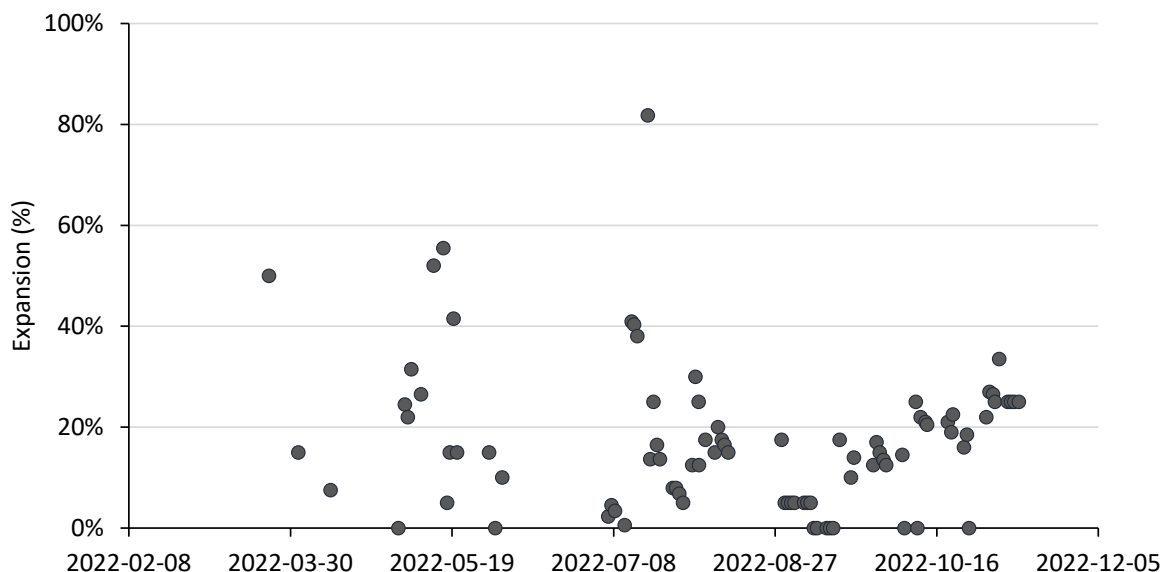


Figur 3.24. Glidande medelvärde (1 dag) av temperatur i avloppsvattnet på Sobacken ARV.

Nivån av μ GAK i kolonnen under drift avlästes regelbundet. Den procentuella bäddexpansionen beräknades baserat på förhållandet mellan den avlästa nivån under drift och den nivå av μ GAK som var avsedd att hållas när flödet i kolonnen var stoppat (d v s utan expansion).

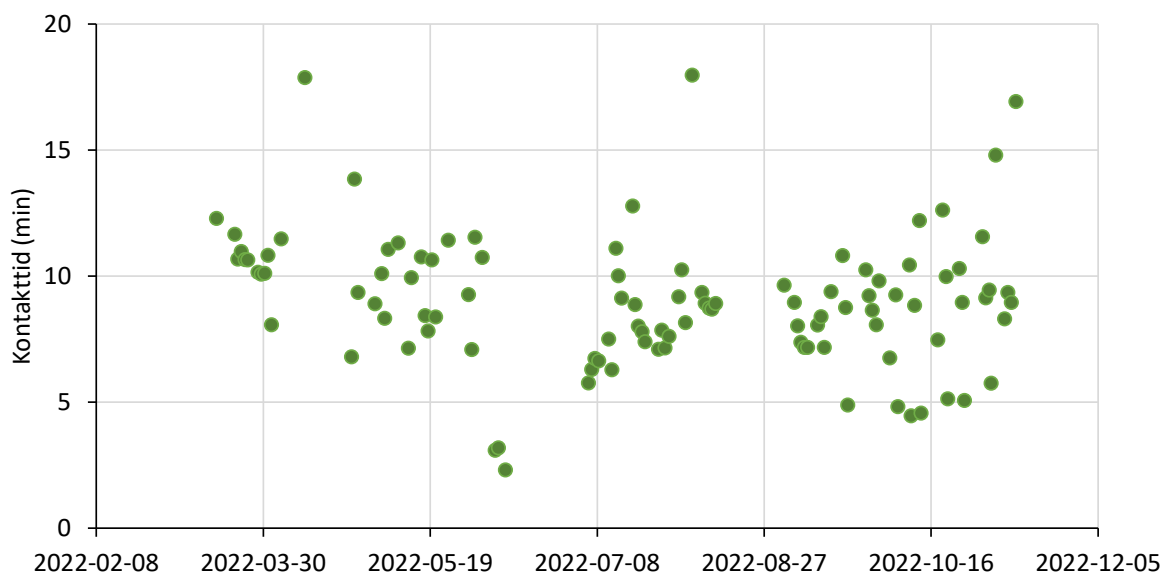
En förklaring till varierande bäddexpansion skulle kunna vara varierande temperatur på avloppsvattnet men det är svårt att se ett tydligt samband mellan de två parametrarna.

Initialt var det svårt att läsa av bäddexpansionen på grund av att små kolpartiklar bildade slamflockar som expanderade betydligt högre upp än själva kolbädden i Opacarb® FL-kolonnen. En möjlig förklaring till flockbildningen ansågs vara restpolymer i vattnet och efter minskad dosering av polymer till Actiflo-anläggningen så upphörde problemet med flockbildning. Problemet med flockbildning började direkt när piloten hade tagits i drift och upphörde under maj månad. Svårigheten att läsa av nivån på bädden under drift är sannolikt till viss del en förklaring till den stora spridningen av de värden som lästes av till och med maj.



Figur 3.25. Bäddexpansion i pilotanläggningen Opacarb® FL.

Kontakttiden i kolonnen beräknades och redovisas i Figur 3.26. Kontakttiden i Opacarb® FL är lägre jämfört med uppehållstiden som ofta appliceras i andra aktivt kol processer så som pulveriserat aktivt kol (PAK): 30-50 min (Mulder, Antakyali, & Ante, 2015; VSA Plattform Verfahrenstechnik Mikroverunreinigung, 2023) och GAK: minst 20 min (VSA och Eawag, 2019).



Figur 3.26. Medelkontaktid i pilotanläggningen Opacarb® FL.

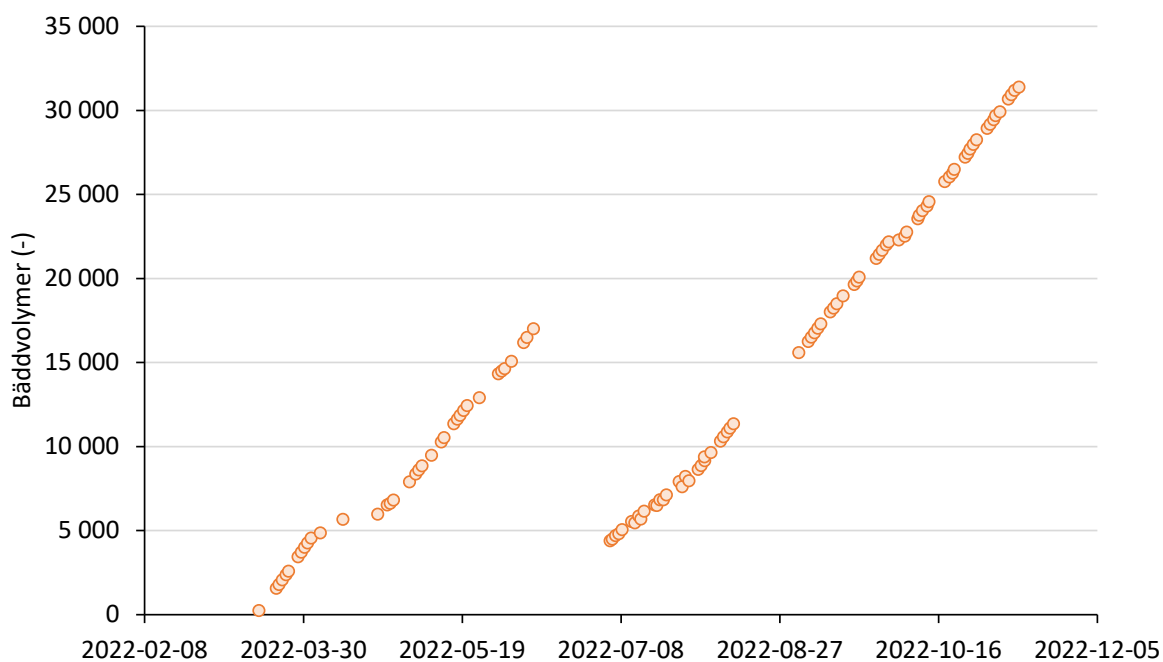
Ozonkoncentrationen mättes upp på utgående vatten från ozonkontaktreaktorn. När ozon doserades till piloten genomfördes enstaka mätningar under september och regelbundna mätningar från och med oktober.

Om man exkluderar 2 mätningar som man kan förmoda är felaktiga (2,7 och 1,1 mg löst ozon/L), så kan medelhalten av löst ozon efter kontaktreaktorn beräknas till $0,23 \pm 0,16$ mg/L. Vid några tillfälle visade analysen resultat under mätområdet vilket kan bero på högre halter av ozonförbrukande ämnen som nitrit eller organiskt material.

Målsättningen var att hålla ett flöde av gas från ozongeneratoren om ca 2,5 L/min. Detta motsvarar enligt uppgift från leverantören av ozongeneratoren en ozondosering om ca 6,2 g/h, det vill säga ca 3,1 mg O₃/L (mellan 0,18-0,28 mg O₃/mg DOC) vid ett flöde om 2 m³/h. Sannolikt förlorades en liten del ozon via gasutsläppet från kontaktreaktorn men hur stor den mängden är går inte att beräkna.

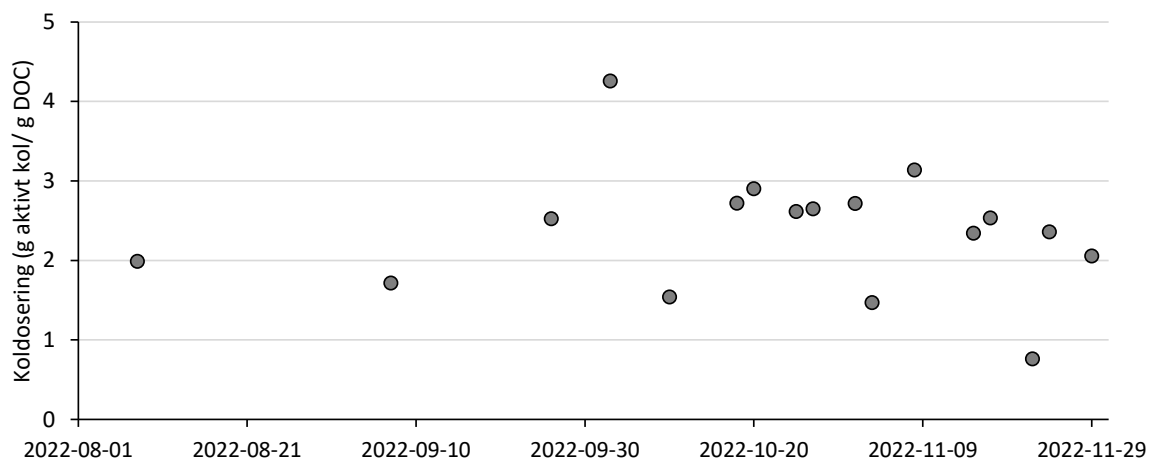
Vid ett tillfälle (2022-12-01) analyserades UVA₂₅₄ direkt efter kontaktreaktorn. Reduktionen mättes då upp till ca 10 %, vilket motsvarar den reduktion som kan förväntas vid en ungefärlig dos om ca 0,1 mg O₃/mg DOC (Altmann, Ruhl, Zietzschmann, & Jekel, 2014; Hoyer, o.a., 2022)

I Figur 3.27 visas antal bäddvolymeter som har behandlats i pilotanläggningen som funktion av tiden.



Figur 3.27. Antal bäddvolymeter behandlade genom pilotanläggningen Opacarb® FL.

Den specifika koldoseringen i förhållande till DOC-halten i vattnet beräknades och redovisas i Figur 3.28. I medeltal var den specifika koldoseringen $2,4 \pm 0,75$ g GAK/g DOC, som är högre än doseringen som rekommenderas vid PAK ,0,7-1,7 g PAK/g DOC (Mulder, Antakyali, & Ante, 2015; VSA Plattform Verfahrenstechnik Mikroverunreinigung, 2023) och inom intervallet som ofta används inom GAK, 10-40 g GAK/m³(1-4 g GAK/ g DOC vid 10 mg DOC/L).

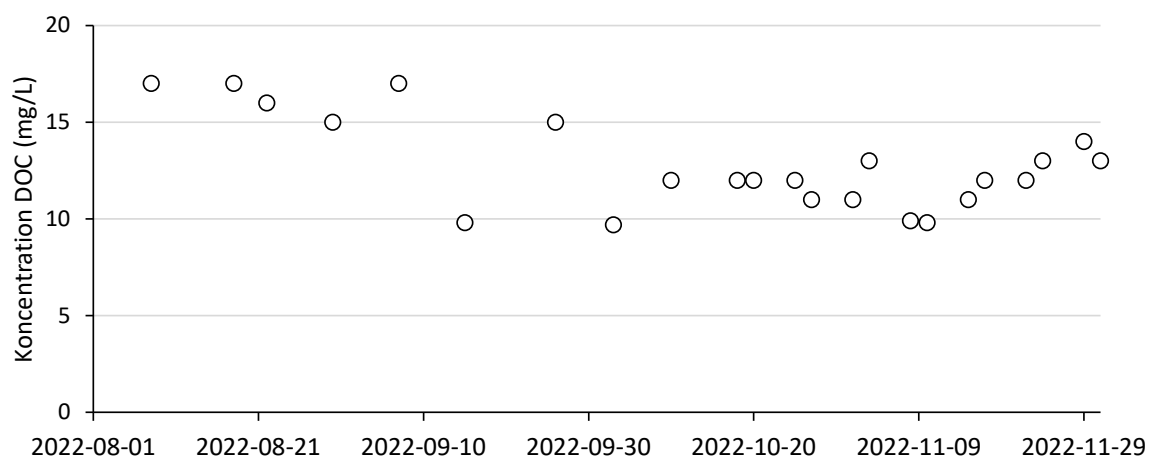


Figur 3.28. DOC-normerad koldosering.

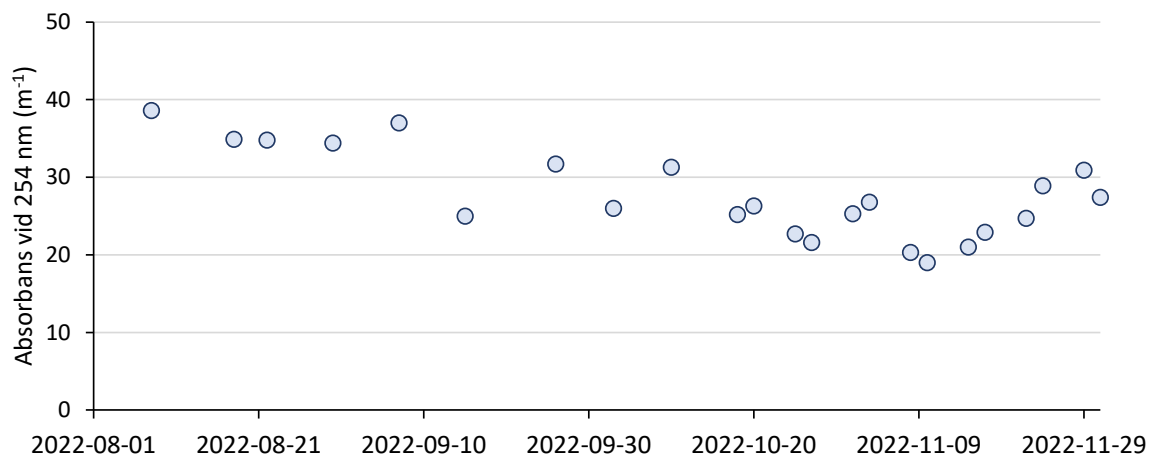
3.3.3 Analysresultat pilotanläggningen

3.3.3.1 Inkommande DOC, UVA₂₅₄ och bromid

DOC-halterna i inkommande vatten till piloten var något högre under sommaren och mättes då upp till omkring 15 mg/L. Under hösten var halten DOC något lägre och mättes upp till omkring 12 mg/L (Figur 3.29). UVA₂₅₄ visade ett liknande trend som DOC, med halter mellan 30-40 m⁻¹ under sommaren och omkring 20-30 m⁻¹ under hösten (Figur 3.30). Detta innebär att den specifika UVA₂₅₄ normerat mot DOC (SUVA), vilket är en indikator för den aromatiska karaktären av det organiska materialet, var konstant under hela perioden på $2,2 \pm 0,2$ L/(mg·m).

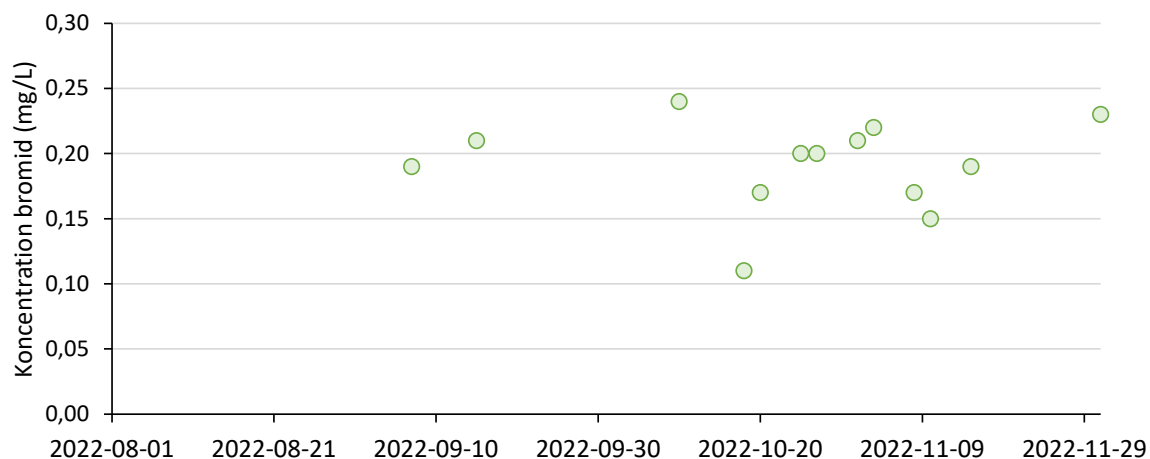


Figur 3.29. Halter DOC på inkommande vatten till pilotanläggningen Opacarb® FL.



Figur 3.30. UV absorption vid 254 nm på inkommande vatten till pilotanläggningen Opacarb ® FL.

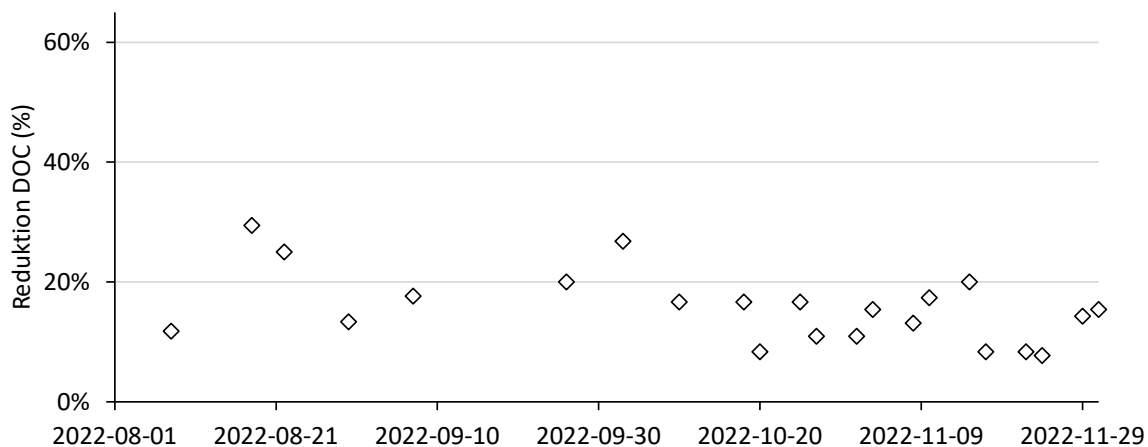
Bromidhalter varierade mellan 0,1 och 0,2 mg/L under perioden (Figur 3.31) som är jämförbart med halterna uppmätta under nulägesanalys.



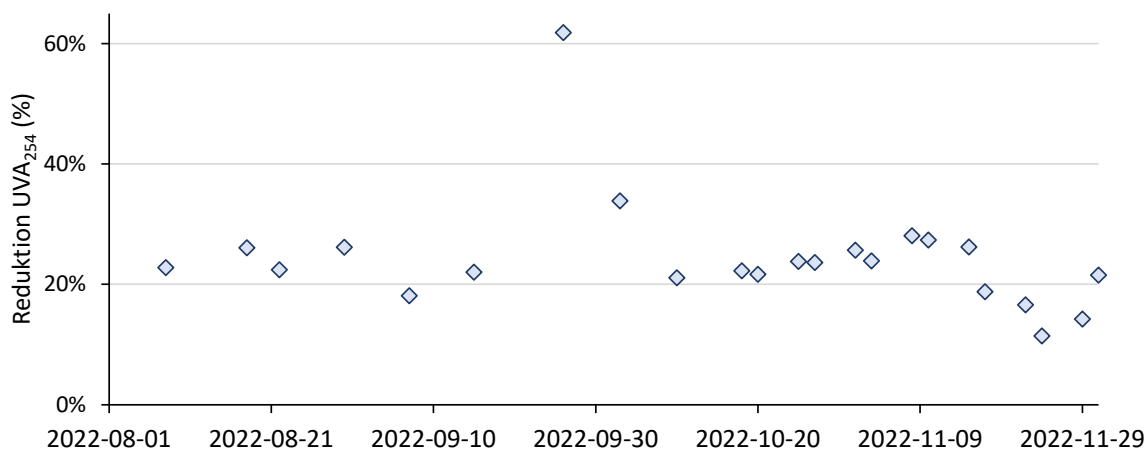
Figur 3.31. Bromidhalter i inkommande vatten till pilotanläggningen Opacarb ® FL.

3.3.3.2 Reduktion av DOC, UVA₂₅₄

I Figur 3.32 och Figur 3.33 redovisas reduktionen av DOC respektive UVA₂₅₄.



Figur 3.32. Reduktion av DOC genom pilotanläggning Opacarb® FL.



Figur 3.33. Reduktion av UV absorption vid 254 nm genom pilotanläggning Opacarb® FL.

3.3.3.3 Bromat

Bromatanalyserna visade på resultat under rapporteringsgräns (0,002 mg/L) för alla analystillfällen vilket innebär att ingen bromat bildades under ozoneringen.

3.3.3.4 Läkemedelsrester och andra mikroföroreningar

Inkommande koncentration av läkemedelsrester till piloten beräknat som medelvärde på samtliga prover som togs ut under pilotförsöket redovisas i Tabell 3.9.

Tabell 3.9. Koncentration mikroföroreningar inkommande vatten till pilotanläggningen.

Ämne	Koncentration ± st. avvikelse (ng/L)	Ämne	Koncentration ± st. avvikelse (ng/L)
ΣMikroföroreningar	11 678 ± 1245	Flukonazol	89 ± 18
Losartan	2 424 ± 409	Trimetoprim	94 ± 18
Metoprolol	1 348 ± 194	Klaritromycin	71 ± 20
Furosemid	785 ± 406	Propranolol	68 ± 12
Atenolol	831 ± 132	Sertralin	64 ± 21
Diklofenak	764 ± 95	Azitromycin	55 ± 20
Ibuprofen ¹	750 ± 479	PFOA	44 ± 12
Bensotriazol	654 ± 355	Ciprofloxacin	32 ± 17
Tramadol	717 ± 118	Ketoconazol ²	13 ± 3,2
Karbamazepin	660 ± 104	Imidacloprid	8,4 ± 2,2
Venlafaxin	641 ± 99	PFOS ³	6,0 ± 1,5
Naproxen	888 ± 524	Zolpidem	4,9 ± 1,4
Oxazepam	296 ± 53	Acetamidrid ⁴	1,5 ± 1,2
Hydroklortiazid	166 ± 105	Östron ⁵	2,2 ± 1,5
Citalopram	209 ± 34	Amisulprid ⁶	1 ± 0,5
Irbesartan	144 ± 24	Tiametoxam ⁷	0,6 ± 0,3
Bisfenol A	175 ± 56	Metotrexat	n.d.
Sulfametoxazol	121 ± 47	Tiakloprid	n.d.
Paracetamol	78 ± 43	Östradiol (E2)	n.d.
Erytromycin	108 ± 65	Etinyestradiol (EE2)	n.d.

¹Detekterat i 4 av 25 inkommande prover

²Halt över kvantifieringsgränsen uppmätt i 24 av 25 inkommande prover. Endast prover med halt över kvantifieringsgränsen ingår i medelvärdesberäkningen.

³Halt över kvantifieringsgränsen uppmätt i 23 av 25 inkommande prover. Endast prover med halt över kvantifieringsgränsen ingår i medelvärdesberäkningen

⁴Detekterat i 11 av 25 inkommande prover

⁵Detekterat i 24 av 25 inkommande prover

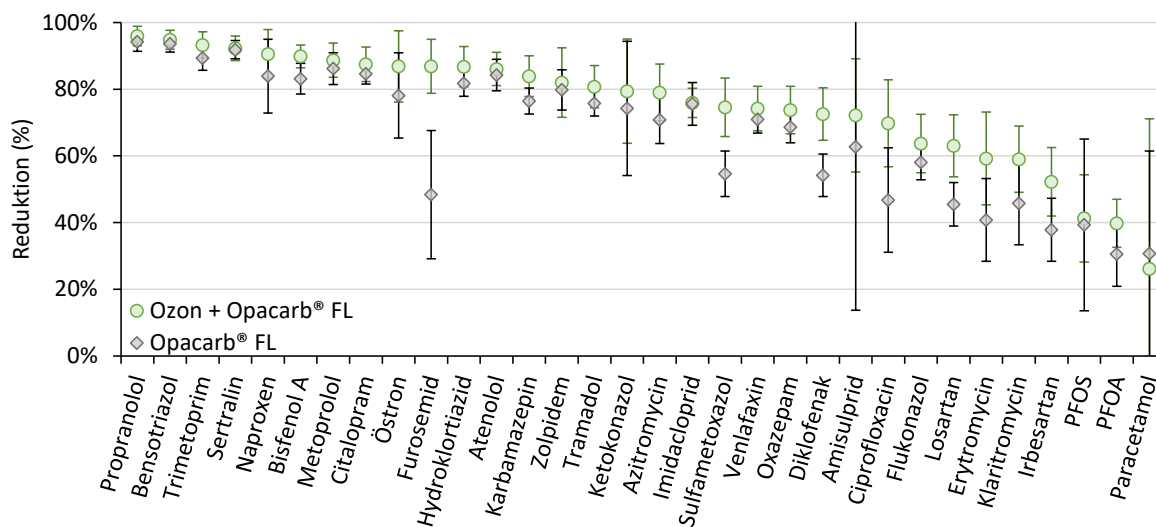
⁶Halt över kvantifieringsgränsen uppmätt i 18 av 25 inkommande prover. Endast prover med halt över kvantifieringsgränsen ingår i medelvärdesberäkningen.

⁷Detekterat i 21 av 25 prover. Halt över kvantifieringsgränsen uppmätt i 20 av 25 inkommande prover. Endast prover med halt över kvantifieringsgränsen ingår i medelvärdesberäkningen.

Totalt genomfördes 25 provtagningar. Två av dessa exkluderas i utvärderingen av reduktionen av läkemedelsrester. Provet från v. 23 bedöms ha påverkats av de störningar som beskrivs i kapitel 3.3 och exkluderas därför. Provet från v. 33 exkluderas på grund av att resultaten anses avvika alltför mycket. För provet från v. 33 beräknas DOC- och UVA₂₅₄-reduktionen till 60 % att jämföra med 16 % respektive 24 %. Detta avspeglade sig även på reduktionen av läkemedelsrester som var orimligt hög. Därmed anses inte detta prov representativt och utelämnas från utvärderingen. Nedan redovisade resultat baseras därmed på 23 provtagningstillfällen varav 12 genomfördes med dosering av ozon.

I Figur 3.34 nedan redovisas reduktionen av analyserade mikroföroreningar som medelvärden för de olika provtagningstillfällena (grafer för enskilda ämnen finns i Bilaga 1). Provtagningar med ozon respektive utan ozon har beräknats separat så att ett medelvärde vid drift med ozon och ett medelvärde vid drift utan ozon har erhållits för respektive ämne. Standardavvikelsen för respektive medelvärde redovisas som felstaplar i diagrammet. Utan ozon reducerades 10 av de analyserade ämnena >80 % i genomsnitt, 13 av ämnena mellan 80-50 % och 9 mellan 50-30 %. Med dosering av ozon reducerades 15 av de analyserade ämnena >80 % i genomsnitt, 14 av ämnena mellan 80-50 % och 3 mellan 50-25 %. I sista grupperingen av ämnen, med lägst resultat, återfinns PFOS och PFOA. Några ämnen visade en marginell förbättring med ozon medan andra ämne som furosemid, sulfametoxazol, diklofenak, losartan och makroliderna ciprofloxacin, erytromycin och klaritromycin visade en signifikant förbättring.

Medelreduktionen för provtagningstillfällena med ozondosering (samtliga substanser) kan beräknas till 75 % och för provtagningstillfällena utan ozondosering till 67 %. Det vill säga 13 % högre reduktionsgrad i samband med dosering av ozon. Även den totala massan av mikroföroreningar in till piloten och ut från piloten beräknades och den totala massreduktionen kunde därmed beräknas. Massreduktionen utan respektive med dosering av ozon kunde beräknas till 69 % respektive 79 %, det vill säga 15 % förbättring med ozon.

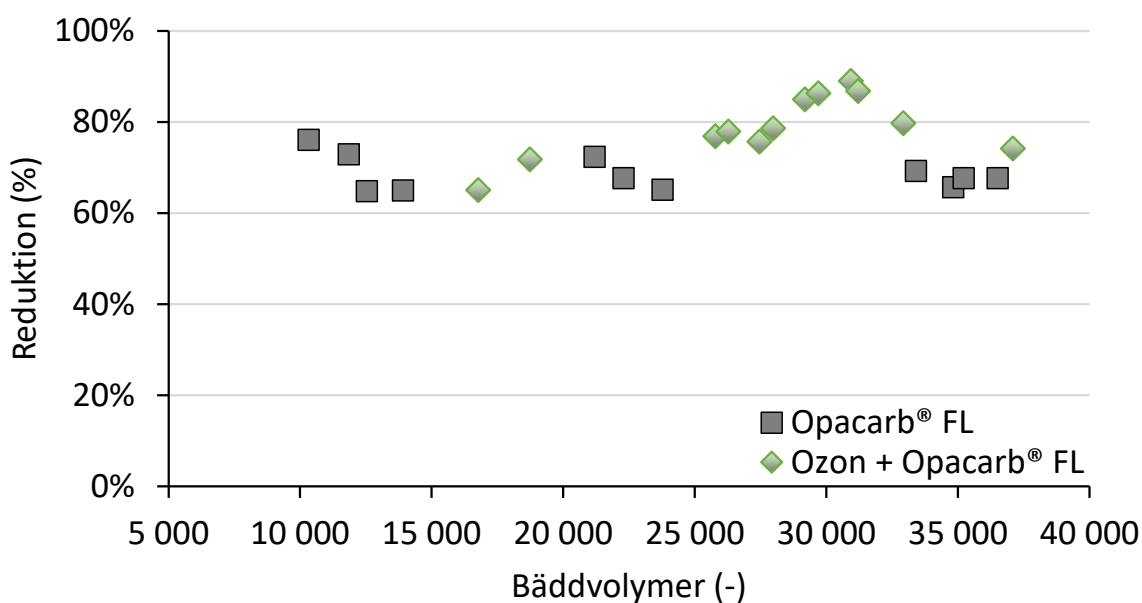


Figur 3.34. Reduktion av mikroföroreningar med och utan ozon genom pilotanläggningen Opacarb® FL.

Ett annat sätt att redovisa reduktionsgraden av mikroföroreningar är som funktion av antal bäddvolymeter (Figur 3.35). I figuren visas resultatet från provtagningstillfällena med ozondosering som gröna punkter medan provtagningstillfällena utan ozondosering visas som svarta punkter. Om man jämför provtagningstillfällena med och utan ozondosering så kan man konstatera att de två första

provtagningarna med ozon som genomfördes i september mellan 15 000 och 20 000 bäddvolymmer inte visade på någon mätbar förbättring med tillförsel av ozon. Skillnaden blev däremot tydlig vid nästa period med ozon, i oktober, efter 25 000 bäddvolymmer. En möjlig förklaring till att resultatet med ozon vid 15 000-20 000 bäddvolymmer inte var lika bra som vid 25 000-30 000 bäddvolymmer kan vara tekniska störningar kopplat till ozoninjektionen. Under den förstnämnda perioden var det periodvis problem med ozonläckage som gjorde att säkerhetssystemet på piloten aktiverades och stängde av ozonproduktionen. Det har dock inte kunnat fastställas om detta skedde de aktuella provtagningsdygnen.

Under perioden med bäddvolymmer högre än 25 000 uppmättes en lägre UV absorption vid 254 nm än tidigare period vilket kan tolkas som en minskad konkurrens av organiskt material för ozon och därmed kan man förvänta sig ett bättre reningsresultat för mikroföroreningar. En eventuellt förhöjd nitrithalt, (som förbrukar ozon på 3,43 mg ozon/mg nitrit) kan också ha minskat den förväntade förbättringen med ozon (denna mätning har dock inte utförts under försöket). Medelreduktion för den sammanhängande perioden som bestod av 9 provtagningsstillfällen kan beräknas till 82 %.



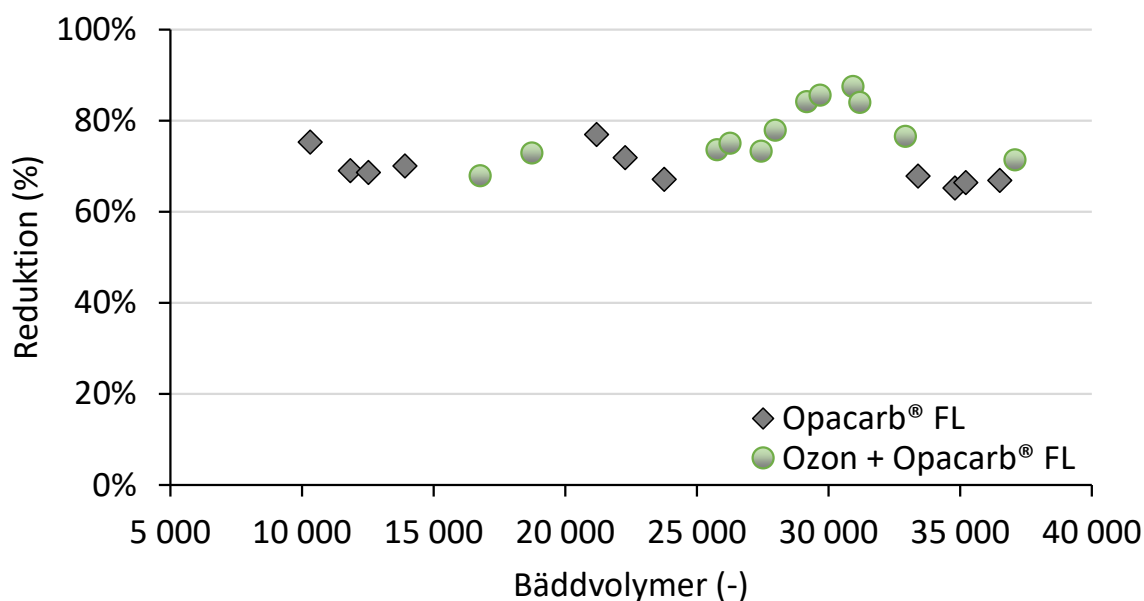
Figur 3.35. Reduktionsgrad summa av mikroföroreningar vid olika bäddvolymmer.

Eftersom ett förslag till nytt avloppsdirektiv publicerades under tiden som pilotprojektet pågick så är det intressant att utvärdera pilotförsöket utifrån de krav som föreslås i direktivet. Det är inte helt tydligt om direktivet avser reduktion över hela avloppsreningsverket eller bara över ett kvartärt reningssteg för läkemedelsrester och mikroföroreningar men det förutsätts att förslaget gäller reduktion över hela reningsverket.

I Tabell 3.10 nedan visas ett antal ämnen som har analyserats inom ramen för denna studie och som väljs ut för att utvärdera kravuppfyllelsen utifrån resultaten från pilotförsöket. I Figur 3.36 visas medelreduktionen av dessa ämnen i pilotanläggningen som funktion av antal behandlade bäddvolymer.

Tabell 3.10: Utvalda indikatorämnen (understrukna) för utvärdering av den kvartära reningen.

Kategori 1		Kategori 2	
(ix)	Amisulprid (CAS No 71675-85-9)	(v)	<u>Bensotriazol</u> (CAS No 95-14-7)
(x)	<u>Karbamazepin</u> (CAS No 298-46-4)	(vi)	Kandesartan (CAS No 139481-59-7)
(xi)	<u>Citalopram</u> (CAS No 59729-33-8)	(vii)	<u>Irbesartan</u> (CAS No 138402-11-6)
(xii)	Klaritromycin (CAS No 81103-11-9)	(viii)	Blandning av 4-metylbensotriazol (CAS No 29878-31-7) och 6-metylbensotriazol (CAS No 136-85-6)
(xiii)	<u>Diklofenak</u> (CAS No 15307-86-5)		
(xiv)	Hydroklortiazid (CAS No 58-93-5)		
(xv)	Metoprolol (CAS No 37350-58-6)		
(xvi)	<u>Venlafaxin</u> (CAS No 93413-69-5)		



Figur 3.36. Reduktion av utvalda mikroföroreningar i enlighet med avsnitt 1.2, med och utan ozon genom pilotanläggningen Opacarb® FL vid olika bäddvolymer.

I Tabell 3.11 redovisas den medelreduktion som uppnåddes för de utvalda substanserna under nulägesanalysen. Vidare redovisas medelreduktionen som uppnåddes under pilotförsöket (i samband med dosering av ozon) samt den totala reduktion som skulle bli resultatet av reduktionen i reningsverket och i pilotanläggningen tillsammans. Medelreduktionen för samtliga 6 substanser över reningsverket, pilotanläggningen samt totalt beräknas till -11 %, 78 % samt 69 %. Irbesartan är problematisk eftersom den substansen uppvisade en negativ reduktion i avloppsreningsverket om -121 %. I litteraturen har reduktion av irbesartan om ca 40 % i aktivslamprocesser rapporterats (Boix, o.a., 2016), vilket avviker kraftigt från projektets resultat. Den negativa reduktionen av irbesartan påverkar kraftigt den totala reduktionen, vilken blir -6 % trots att reduktionen över pilotanläggningen

är 52 %. Skulle man utesluta irbesartan så blir medelreduktionen, över reningsverket och pilotanläggningen, 84 % istället. För att nå 80 % reduktion totalt så skulle irbesartan behöva reduceras med 82 % i pilotanläggningen alternativt (och kanske mer realistiskt) så behöver reduktionen av samtliga ämnen vara bättre.

Eftersom kandesartan, 4-Metylbensotriazol och 6-metyl-bensotriazol inte har analyserats inom ramen för projektet så är det inte möjligt att utvärdera vilket resultatet skulle bli om man valde något av dessa alternativ istället för irbesartan.

Tabell 3.11: Reduktion av utvalda substanser, i Sobacken ARV, i pilotanläggningen (med ozon) samt totalt.

Ämne	Reduktion ARV	Reduktion pilot	Total reduktion
Karbamazepin	-7 %	84 %	83 %
Citalopram	35 %	87 %	92 %
Diklofenak	0 %	73 %	73 %
Venlafaxin	14 %	74 %	78 %
Bensotriazol	15 %	95 %	96 %
Irbesartan	-121 %	52 %	-6 %
Medel	-11 %	78 %	69 %

Jämförelse med andra studier och reningsprocesser

En Opacarb® FL pilotanläggning testades även av Veolia under 2022 i Lausanne (Schweiz) vid ett medelflöde på 2 m³/h (11,3 min kontakttid) och en förnysetakt av kol på 10 mg/L. Förnysetakten var således lägre än den som använts i denna studie (30 mg/L). Dock var halten organiskt material lägre (6-8 mg DOC/L vilket motsvarar 1,25-1,67 mg aktiv kol/mg DOC) och UV absorption mättes upp till 254 nm på 10-15 m⁻¹. Detta gör att konkurrensen av organiskt material är mindre jämfört med avloppsvattnet från Sobacken ARV. Proverna från piloten i Schweiz togs vid bäddvolymerna mellan 28 000 och 32 000 (prover vid 1 600 BV togs också men anses inte representativa för normal drift av Opacarb® FL). Proverna för Opacarb® FL i Borås togs mellan 10 000 och 37 000 BV.

En jämförelse av beräknad minimal och maximal reduktion för båda pilotanläggningar visas i Tabell 3.12. Reningsresultatet är jämförbart för båda pilotanläggningarna men piloten i Borås krävde högre förnysetakt för att uppnå samma resultat. En anledning kan vara på grund av mer konkurrerande organiskt material i avloppsvattnet på Sobacken ARV.

Tabell 3.12. Jämförelse av reduktion för utvalda ämnen för Opacarb® FL pilotanläggningar i Lausanne (Veolia, 2022) och Borås.

Ämne	Opacarb® FL		Ozon + Opacarb® FL
	Lausanne	Borås	Borås
Citalopram	66-85 %	70-84 %	79-95 %
Karbamazepin	62- 80 %	70-84 %	74-93 %
Venlafaxin	61-73 %	66-79%	66-85 %
Klaritromycin	32-44 %	45-64 %	44-76 %
Metoprolol	85-100 %	75-92 %	80-96 %
Bensotriazol	84-100 %	89-96 %	90-99 %
Diklofenak	43-66 %	22-61 %	57-85 %
Irbesartan	29- 46%	25-51 %	40-70 %

Resultaten från pilotförsöket på Sobacken kan även jämföras mot andra aktivt kolbaserade reningsprocesser. I samarbete med Veolia genomfördes pilotförsök med Actiflo® Carb (som är baserad på PAK) på Kullavik avloppsreningsverk (Veolia Water Technologies AB- VA-Ingenjörerna, 2020). Testerna utfördes med olika doseringar av PAK och ozon. I Actiflo® Carb-piloten doserades 1,5 mg ozon/L vid 10,1 mg DOC/L medan det i denna studie doserades 3,1 mg ozon/L vid 13 mg DOC/L i genomsnitt. Båda systemen hade en kort kontakttid för ozon. På piloten i Kullavik skedde ozoninlösningen med hjälp av 2 statiska mixers i serie för att sedan ledas vidare till en PAK-tank. På piloten på Sobacken doserades ozon med hjälp av en Venturi-injektor och det ozonerade vattnet passerade en kontakttank med cirka 20-30 s kontakttid.

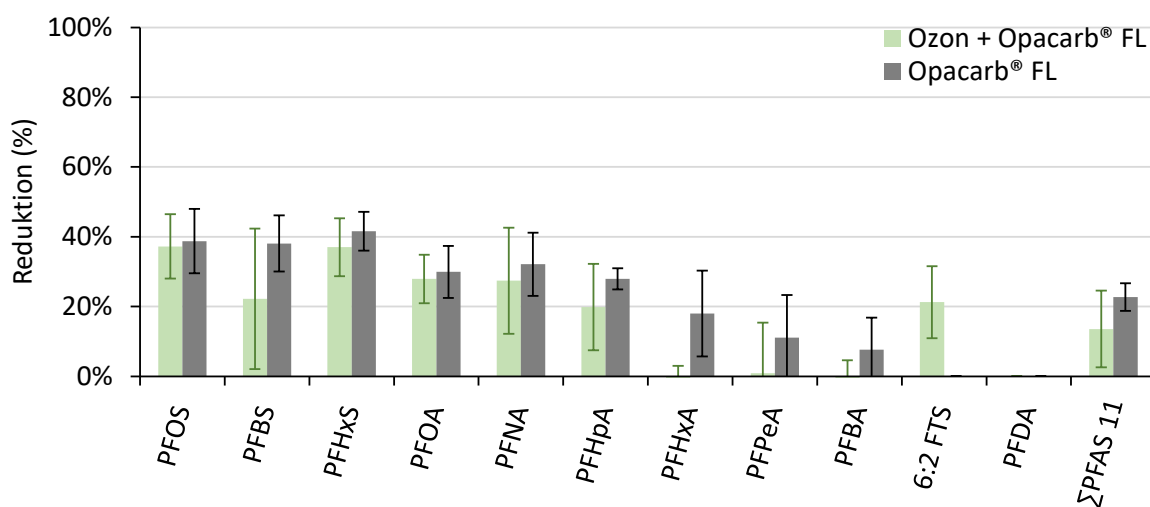
Vid en PAK-dosering som motsvarar förnyelsetakten på piloten i Borås (30 mg aktivt kol/L) var reduktionen bättre med Actiflo® Carb för de flesta ämnen (Tabell 3.13) förutom propranolol och bensotriazol som uppvisade mycket bättre reduktion med Opacarb® FL (94 % för båda ämnen i genomsnitt) jämfört med 65 % respektive 58 % med Actiflo® Carb. Det bättre resultat som erhöles med Actiflo® Carb kan bero på mindre storlek på kolpartiklarna (PAK) jämfört med Opacarb® FL där µGAK används. Skillnaden på kornstorlek på kolet kan ha möjliggjort att en bättre adsorptionsförmåga uppnåddes med PAK. En längre kontakttid i Actiflo® Carb (ca 25 min totalt inklusive fällningssteg och flockningssteg) än i Opacarb® FL (ca 10 min) kan också ha bidragit till bättre resultat med Actiflo® Carb. I Kullaviks-studien visade det sig att det bästa alternativet var att köra med 15 mg/L kombinerat med ozon. Vid en dosering om 30 mg PAK/L så gav inte ozon någon påtaglig förbättring. I denna studie kan en förbättring på ca 15 % reduktion observeras i genomsnitt vid dosering med ozon. I andra pilot- och laboratoriestudier med PAK har resultat som är jämförbara med de från Actiflo® Carb-försöken i Kullavik redovisats (Altmann, Ruhl, Zietzschmann, & Jekel, 2014; Gidstedt, o.a., 2021; Baresel, o.a., 2022; Löwenberg, o.a., 2014; Echevarría, o.a., 2019).

Tabell 3.13. Jämförelse av reduktion för utvalda ämnen för Opacarb® FL (denna studie) och Actiflo® Carb (Kullavik).

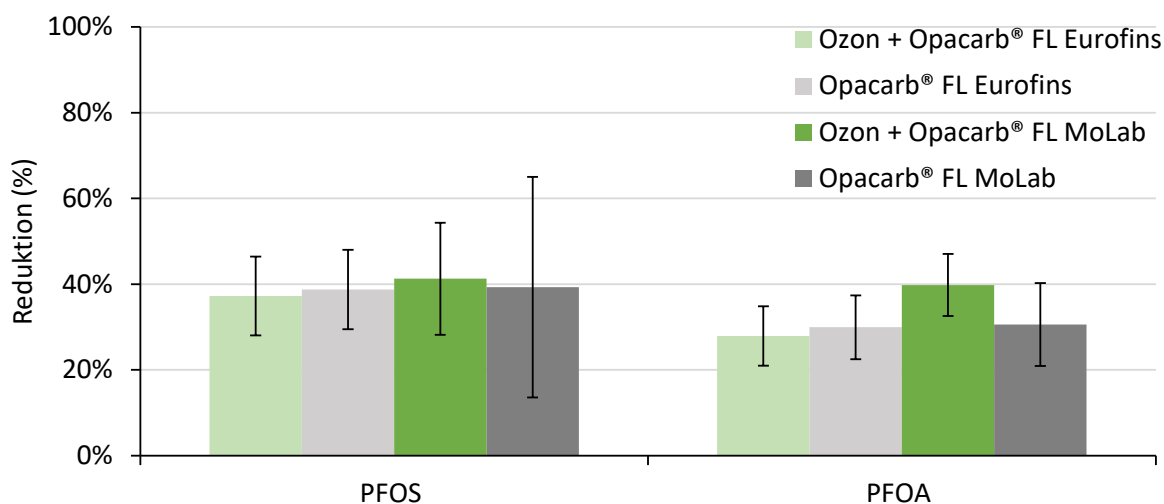
Ämne	Utan ozon		Med ozon	
	Actiflo® Carb (15 mg PAK/L/ 30 mg PAK/L)	Opacarb® FL (Förnyelsetakt 30 mg/L)	Actiflo® Carb (15 mg PAK/L/ 30 mg PAK/L)	Opacarb® FL (Förnyelsetakt 30 mg/L)
Atenolol	>75 %/82 %	84 %	>76 %/81 %	86 %
Bensotriazol	67 %/58 %	94 %	55 %/45 %	95 %
Klaritromycin	>59 %/-	46 %	>82 %/-	59 %
Diklofenak	>66 %/86 %	54 %	88 %/ 98 %	73 %
Erytromycin	>59 %/78 %	41 %	>82 %/81 %	59 %
Furosemid	8 %/74 %	48 %	75 %/ 68 %	87 %
Hydroklortiazid	77 %/95 %	82 %	86 %/96 %	87 %
Karbamazepin	91 %/92 %	76 %	>96 %/93 %	84 %
Metoprolol	>94 %/93 %	86 %	>94 %/>92 %	89 %
Naproxen	74 %/90 %	84 %	87 %/88 %	91 %
Oxazepam	85 %/95 %	69 %	92 %/95 %	74 %
Propranolol	>65 %/66 %	94 %	>64 %/62 %	96 %
Tramadol	>32 %/-	76 %	>37 %/-	81 %
Trimetoprim	>46 %/-	89 %	>53 %/-	93 %
Venlafaxin	85 %/94 %	71 %	91 %/95 %	74 %

3.3.3.5 PFAS

I Figur 3.37 nedan redovisas reduktionen av PFAS-ämnen i pilotanläggningen baserat på analys av PFAS-11 på Eurofins. Generellt uppnåddes en högre reduktion av samtliga PFAS-ämnen vid pilotförsök utan ozontillsats. Dock analyserades även PFAS och PFOA på MoLab och de resultaten visar det omvända - det vill säga bättre reduktion med ozontillsats. En jämförelse mellan den beräknade reduktionen baserat på resultat från Eurofins och MoLab visas i Figur 3.38. Även om det är lite varierande reduktionsgrad så är standardavvikelsen större än variationen mellan de olika resultaten.



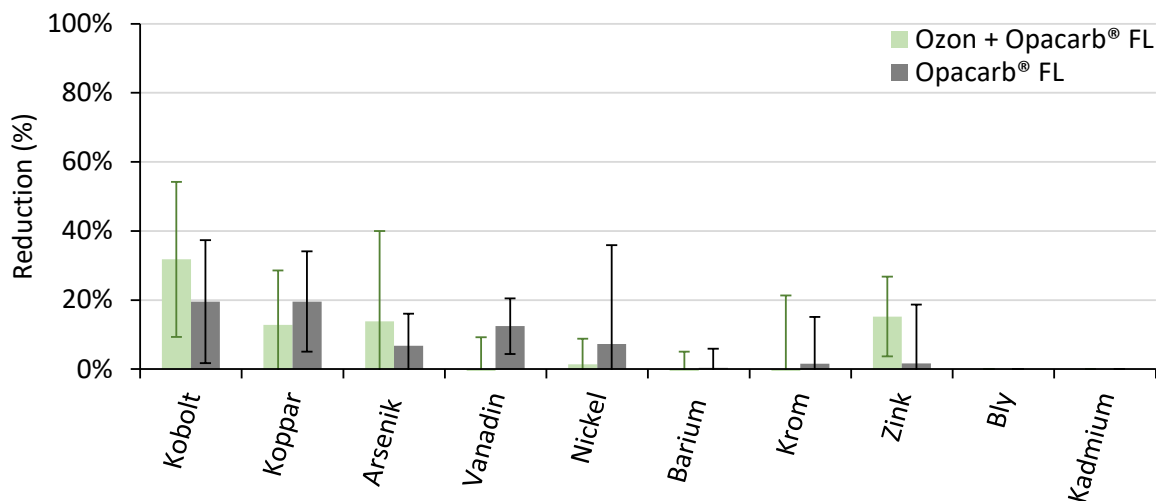
Figur 3.37. Reduktion av PFAS-11 med och utan ozon genom pilotanläggningen Opacarb® FL.



Figur 3.38: Reduktion av PFOS och PFOA, jämförelse mellan Eurofins och MoLab.

3.3.3.6 Metaller

I Figur 3.39 visas reduktionen av metaller, i medeltal, med och utan tillsats av ozon. Resultaten visar att kobolt, arsenik och zink reduceras mer effektivt i samband med dosering av ozon medan koppar, vanadin och nickel reduceras mer effektivt utan ozon. Variationen är dock stor mellan de olika provtagningstillfällena och resultaten bör därför tolkas med försiktighet. Reduktionen av samtliga metaller är mycket begränsad (<20 %) genom Opacarb® FL, både med och utan ozon.



Figur 3.39. Reduktion av metaller med och utan ozon genom pilotanläggningen Opacarb® FL.

3.3.3.7 Ftalater

De flesta analysresultat för ftalater visade att de var under detektionsgränsen redan i inkommande avloppsvatten in till pilotanläggningen. Dock finns några tillfällen när ftalater detekterades så att en reduktionsgrad kan beräknas.

Vid tre tillfällen mättes inkommande halter av DEHP upp i inkommande vatten så att en reduktionsgrad kunde beräknas. Två av tillfällena var i samband med provtagning utan dosering av ozon och medelreduktionen var för dessa två tillfällen 57 % och 76 %. Reduktionen vid det tredje tillfället som var i samband med dosering av ozon beräknas till 82 %.

DEP mättes upp i inkommande vatten vid två tillfällen, ett med ozon och ett utan. Vid tillfället utan ozondosering beräknas reduktionen till -6 % och vid tillfället med ozondosering beräknas reduktionen till 45 %.

Vid tre tillfällen mättes inkommande halter av DIDP upp i inkommande vatten (samma tillfällen som när DEHP detekterades) så att en reduktionsgrad kunde beräknas. Vid provtagning utan dosering av ozon var medelreduktionen 56 % och 85 %. Reduktionen vid det tredje tillfället som var i samband med dosering av ozon beräknas till 58 %.

Vid två tillfällen detekterades DINP. Vid ena tillfället, utan dosering av ozon mättes reduktionen upp till 96 % och vid det andra tillfället, i samband med dosering av ozon mättes reduktionen upp till 94 %.

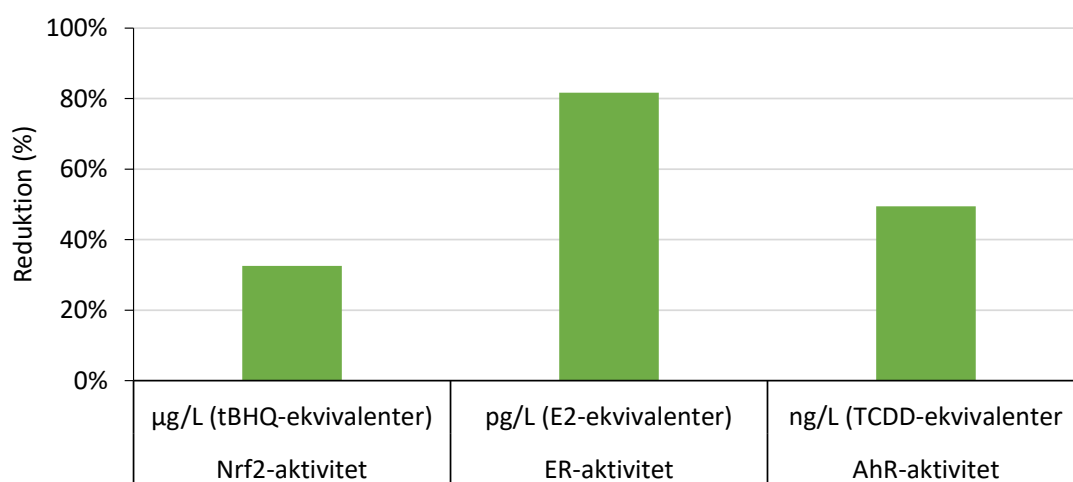
Sammanfattningsvis visar resultaten att ftalater sällan förekommer i halter över detektionsgränsen i utgående avloppsvatten på Sobacken ARV. När det förekommer visar resultaten att en god reduktion skedde i pilotanläggningen.

3.3.3.8 Bromerade flamskyddsmedel

Det fanns inga provtagningstillfällen där halten av de analyserade substanserna överskred detektionsgränsen vilket gör att ingen reduktion kan beräknas.

3.3.3.9 Effektbaserade analyser

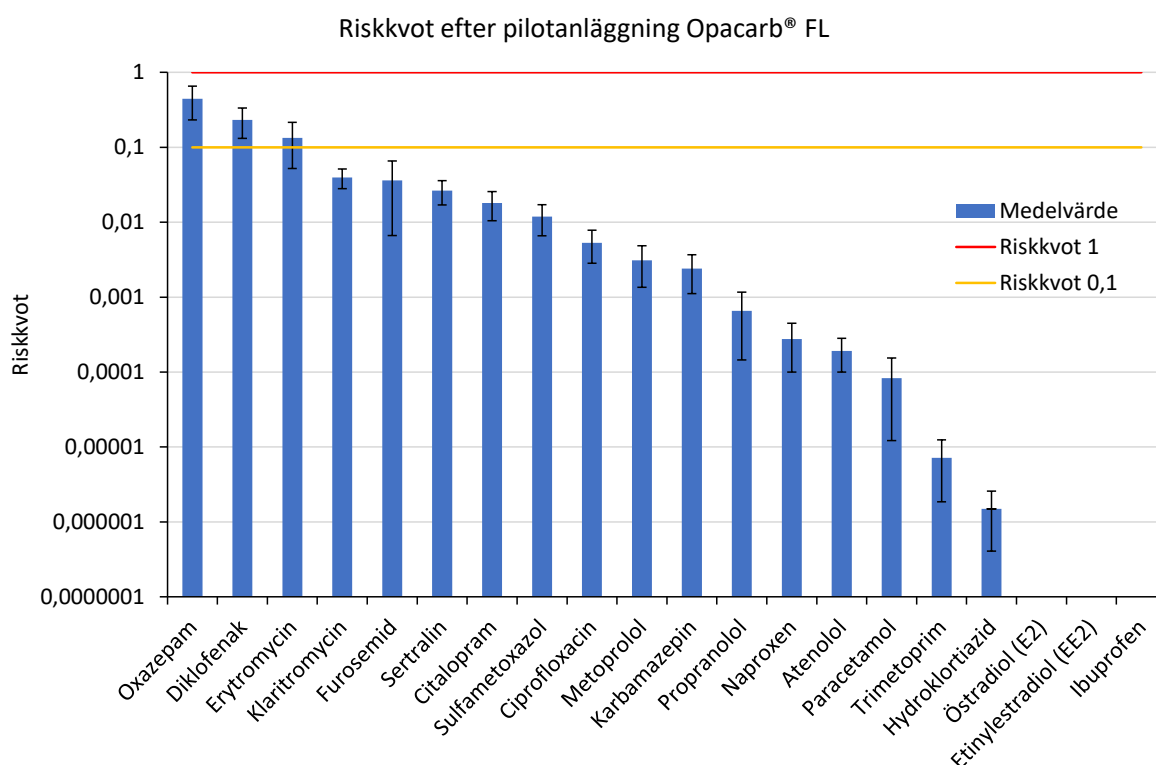
Högst reduktion erhöles för ER medan reduktionen för Nrf2 och AhR var lägre (Figur 3.40). Fler provtagningar för effektbaserade analyser skulle kunna ge en bättre bild av hur de olika aktiviteterna påverkas vid behandling i Opacarb® FL med och utan ozon.



Figur 3.40. Reduktion av aktiviteter genom pilotanläggningen ozon+ Opacarb® FL.

3.3.3.10 Riskbedömning vid införande av avancerad rening

En riskbedömning genom beräkning av riskkvoter utfördes baserat på genomsnittliga utgående koncentrationer från piloten, koncentrationen från en provtagning i Viskan uppströms Sobacken och utifrån genomsnittliga flöden från Viskan och Sobacken ARV under 2022 (Figur 3.41). En förbättring av genomsnittliga riskkvoter kan observeras jämfört med de som beräknades i nulägesanalysen, där oxazepam var högre än 1 och sertralin samt diklofenak var 0,65 respektive 0,5, samt uppmätta riskkvoter högre än 1 vid alla tillfällen för oxazepam och sommarperiod för sertralin och diklofenak (även för erytromycin som presenterade en beräknad riskkvot lägre än 0,1). En bättre bild av potentiella riskkvoter i Viskan nedströms reningsverket skulle kunna uppnås med kompletterande provtagningar Viskan uppströms.



Figur 3.41. Genomsnittliga riskkvoter efter avancerad rening genom pilotanläggningen Opacarb® FL.

4. Studiebesök

Två studiebesök på fullskaleanläggningar med avancerad rening för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar genomfördes för att ta del av erfarenheter kring drift av anläggningarna och service- och underhållsbehov. Även utmaningar i projekten och vilka drivkrafterna har varit för implementering av läkemedelsrening diskuterades. Det ena studiebesöket genomfördes hos Österlen VA. Det omfattade ett besök på Stengårdens ARV (Simrishamn) med visning av reningsverket samt en presentation av Österlens andra VA-anläggningar för läkemedelsrening. Det andra studiebesöket ägde rum i Linköping hos Tekniska Verken på Nykvarnsverket där både en teoretisk genomgång och en rundvandring genomfördes.

Rapporter för internt bruk upprättades från studiebesöken för att dokumentera de erfarenheter som man fick ta del av. Nedan följer en kortare beskrivning av studiebesöken och anläggningarna som besöktes.

4.1 Stengårdens avloppsreningsverk, Österlen VA, Simrishamn

Följande personer deltog i studiebesöket på Stengårdens avloppsreningsverk:

- Christine Berggren (Borås Energi och Miljö AB)
- Mikael Herbertsson (Borås Energi och Miljö AB)
- Sara Jonsson (Borås Energi och Miljö AB)
- Simon Gustafsson (Borås Energi och Miljö AB)
- Rubén Juárez Cámara (Envidan AB)
- Stefan Blomqvist (Österlen VA)

4.1.1 Generellt om Österlen VA

Österlen VA är ett gemensamt VA-bolag för Simrishamn och Tomelilla kommun där Stefan Blomqvist är avdelningschef för teknik och projekt. Ett av målen som är antagna i kommunfullmäktige är att Österlen VA ska jobba mot cirkulär vattenhantering. Kommunerna är i en vattenbristsituation, med hög andel inläckage under vintertid (kan gå upp till 95 %) och hög belastning under sommartid på grund av att det är ett attraktivt turistområde. Det arbetas mycket med ledningsnätssanering för att minska mängden tillskottsvatten.

Österlen VA har som målsättning att producera återvunnet vatten för olika användningsområden och det område där man ser störst potential är bevattning inom jordbruket. Det finns en ambition om att kunna sälja återvunnet vatten. Det ultimata målet är att producera dricksvatten från avloppsvatten och distribuera direkt i ledningsnätet (direkt återanvändning av vatten). Österlen VA samarbetar med Ola Svahn (MoLab, Högskolan Kristianstad) för analys av läkemedelsrester. Även metaller, PFAS och bromid analyseras och följs upp.

4.1.2 Läkemedelsrening hos Österlen VA

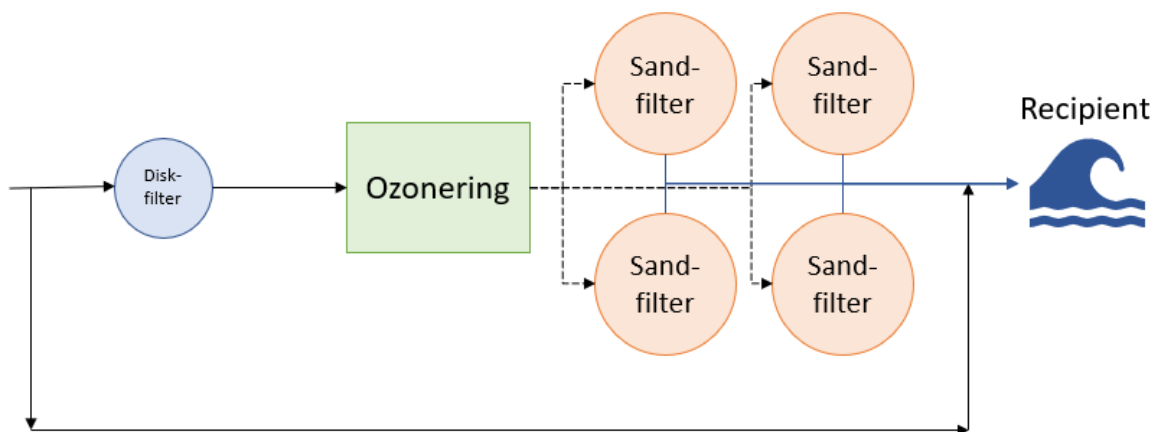
Österlen VA har läkemedelsrening på 3 av sina reningsverk: Stengården ARV, Kivik ARV och S:t Olof ARV.

4.1.2.1 Stengårdens avloppsreningsverk

Stengårdens avloppsreningsverk har tillstånd för 87 000 pe. Tillståndet bygger på att Stengårdens avloppsreningsverk tidigare hade en hög industribelastning men i dagsläget är det enbart belastat med kommunalt avlopp som enligt beräkningar motsvarar en belastning på 15 000-20 000 pe.

Efter den konventionella reningen, leds vattnet vidare till reningsprocessen för mikroföroreningar som består av mikrofiltrering med 10 µm diskfilter som förbehandling, följt av ozonering och parallella linjer med sandfilter (Figur 4.1). I framtiden avser Österlen VA att ha aktivt kol i sandfiltren, vilket dock för tillfället stoppas på grund av att det uppstår galvaniska strömmar i filtren om de fylls med aktivt kol (utredning och åtgärd pågår). Syrgas till ozonproduktion tillverkas på plats genom att separera syre från luften med hjälp av PSA (Pressure Swing Adsorption). Syrgas matas in i ozongeneratoren som tillverkar ozongas. Ozon injiceras i botten av en kontaktreaktor som har en kontakttid på ca 30-40 min. Ozongas som inte har reagerat omvandlas till syrgas genom att utgående gas från kontaktreaktorn passerar en ozondestruktor. Efter kontaktreaktorn leds vattnet genom sandfiltrena.

Dosering av ozon kan styras baserat på TOC, UV-absorbans eller ozonrest i gasen, bland annat. Detta görs inte i nuläget utan det doseras konstant en ozondos på ca 5 g ozon/m³ avloppsvatten. En spektrofotometer är förberedd för att kunna mäta TOC, COD, UV, nitrit och nitrat.

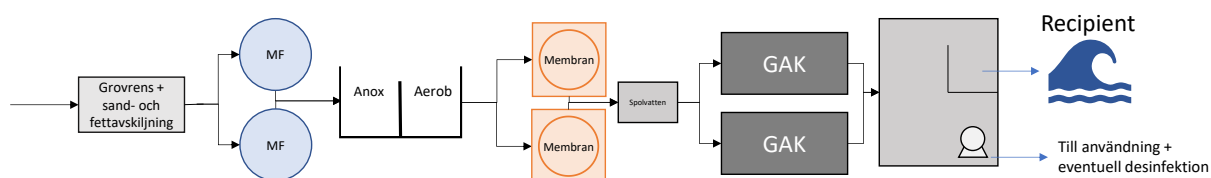


Figur 4.1. Processchema läkemedelsrening Stengårdens avloppsreningsverk.

4.1.2.2 Kivik avloppsreningsverk

Kivik avloppsreningsverk är designat för 7 500 pe med ett maxflöde på 180 m³/h. Reningsverket tar endast emot kommunalt avlopp och har sedan 2020 även reningssteg för läkemedelsrening. På grund av utrymnesbrist krävdes en mer kompakt lösning och därför valdes membranbioreaktor i kombination med GAK-filtrer.

Avloppsvattnet behandlas första med en ROTAMAT®Ro5 (Huber) som består av silning (3 mm) samt sand- och fettavskiljning. Efter förbehandlingen genomgår vattnet mikrofiltrering med en porstorlek på 40 µm. Därefter leds vattnet till biosteget som består av en anoxisk (fördenitrifiering) och en aerob bassäng med nitratretur och med returslam från membransteg. Efter biosteget filtreras vattnet i två membranbassänger, porstorlek 38 nm. Det filtrerade vattnet samlas i en spolvattentank och leds därifrån vidare till 2 parallella GAK-filtrer. Utgående vatten samlas i en utlopps-bassäng med möjlighet för pumpning till alternativ användning.



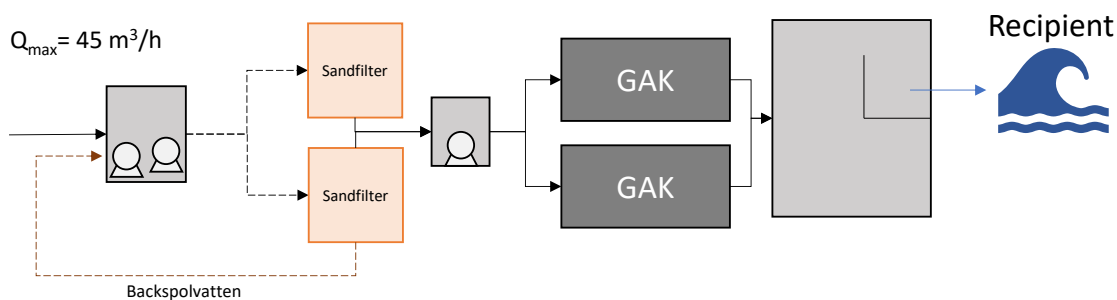
Figur 4.2. Processchema Kivik ARV.

Reningsverket har i sitt miljötillstånd villkor att reduktionen i GAK-filtren ska följas upp för att kontrollera att reduktionen av läkemedelsrester är normal. Läkemedelsrester analyseras 6 gånger per år. Utöver läkemedelsrester, har utgående vatten också testats för olika parametrar kopplat till dricksvattenkvalitet så som bakterier och metaller.

4.1.2.3 S:t Olofs avloppsreningsverk

S:t Olofs ARV är dimensionerat för ca 1 000 pe och har ett Q_{dim} på 45 m³/h. Det reade avloppsvattnet släpps ut i Rörums Södra å, där avloppsvattnet utgör en stor andel av åns flöde. Sedan november 2021 är en avancerad rening för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar i drift på S:t Olofs ARV.

Inkommande vatten pumpas från en pumpsump till sandfilter (3 m x 3 m) byggda i betongbassänger. Utgående vatten från sandfiltren pumpas vidare till två parallella GAK-filtrer. Det reade avloppsvattnet samlas i ett backspolningsmagasin för att sedan släppas ut till recipienten (Figur 4.3).



Figur 4.3. Processchema S:t Olof ARV.

4.2 Nykvarnsverket, Tekniska verken, Linköping

Följande personer deltog i studiebesöket på Nykvarnsverket:

- Christine Berggren (Borås Energi och Miljö AB)
- Mikael Herbertsson (Borås Energi och Miljö AB)
- Rubén Juárez Cámara (Envidan AB)
- Petter Lind (VA Ingenjörerna)
- Robert Sehlén (Tekniska Verken)

4.2.1 Generellt om Tekniska Verken

Tekniska Verken i Linköping AB är en regional koncern som är verksam inom energi, el, belysning, vatten, fjärrvärme, fjärrkyla, hantering av avfall, bredband och biogas. Robert Sehlén arbetar som processingenjör på Nykvarnsverket som är den första fullskaleanläggningen i Sverige avsedd för rening av läkemedelsrester i avloppsvatten, där delprocessen för läkemedelsrening togs i drift i 2017.

4.2.2 Läkemedelsrening hos Tekniska Verken

Avloppsvattnet på Nykvarnsverket genomgår mekanisk rening (galler och sandfång med dosering av järnsulfat) som är dimensionerat för 10 000 m³/h, biologisk rening dimensionerat för 3 500 m³/h, läkemedelsrening och kemisk rening. Den biologiska reningen är utformad som en konventionell aktivslamprocess där det sedimenterade vattnet leds till den kvartära reningen (läkemedelsreningen). Den kvartära reningen som är dimensionerad för 3 000 m³/h består av ozonering följt av ett efternitritifikationssteg som använder syret från ozonering, följt av ett denitrifikationssteg i form av en MBBR-process. Efter den kvartära reningen, genomgår vattnet kemisk rening för fällning av fosfor.

Ozongeneratoren har en kapacitet på 20 kg ozon/h och ozon tillverkas från flytande syre. En dosering på 8 g ozon/m³ vatten motsvarar en ozonförbrukning på ca 14 kg ozon/h (vid 1 700 m³/h). Doseringen motsvarar en DOC- och nitritkorrigerad dos på 0,55 mg O₃/mg DOC (12,1 mg DOC/L och ca 0,4 mg nitrit/L), där ozon tillverkas från flytande syre. Ozongeneratoren kyls med renat avloppsvattnet med hjälp av en värmepump. Innan ozoneringen finns en sil på 7 mm för att skydda injektor och pump. Vid suspenderade ämnen högre än 10 mg/L förbileds vattnet till kemsteget. Ozon tillförs via sidoströmsinjektion.

Sidoströmmen återförs till kontaktbassängen och det ozonerade vattnet cirkulerar upp och ner genom kontaktbassängen (6 m vattenpelare, 600 m³) för att säkerställa att allt ozon reagerar. Kontakttiden är som minst 12 min.

5. Design och kostnadsuppskattning fullskaleanläggning Opacarb® FL

5.1 Processbeskrivning

Om Borås Energi och Miljö beslutar att installera en fullskaleanläggning med Opacarb FL på Sobacken ARV, föreslås den framtida läkemedelsreningen att utformas som fem parallella Opacarb® FL-reaktorer. Anläggningen utformas med möjlighet till dosering av ozon. Kombinationen av ozon och aktivt kol medför en reduktion av ett brett spektrum av ämnen på grund av att teknikerna är olika effektiva för att reducera olika mikroföroreningar. Nedan följer en beskrivning av den föreslagna processen.

Utgående vatten från skivfilter-steget på Sobacken ARV leds till en ny pumpstation. Pumpstationen utformas så att vattnet kan rinna genom den och vidare till utgående avloppsledning. Detta innebär att om ingen pumpning sker från pumpstationen så rinner allt utgående avloppsvatten genom den, utan att passera läkemedelsreningen, till utloppsledningen och vidare till recipient.

I den nya pumpstationen installeras fem pumpar. Varje pump förser en Opacarb® FL-reaktor med avloppsvatten. Pumparna är frekvensstyrda så att flödet kan regleras. För att Opacarb® FL-reaktorerna ska arbeta inom sitt optimala flödesområde så kommer olika många reaktorer att vara i drift beroende på hur högt flödet är. Vid min-flöde är bara en reaktor igång och vid maxflöde krävs det att alla fem reaktorer är i drift. Normalt pumpas allt vatten som kommer till pumpstationen vidare till läkemedelsreningen men om flödet in till pumpstationen är högre än flödet som pumpas till läkemedelsreningen så kommer skillnaden mellan inflödet till pumpstationen och det pumpade flödet att bräddas till utloppsledningen. Pumpstationen är försedd med nivåmätare som används för att reglera pumparna.

Ozon tillverkas från flytande syre (LOX, liquid oxygen på engelska), som förångas innan den leds in i ozongeneratoren. Ozongeneratoren omvandlar syre till ozon genom en koronauraddning och den producerade gasen består av en blandning av syre och ozon, där ozonkoncentrationen är 10-20 %. Ozongeneratoren är försedd med skydd mot backflöde för att undvika att vatten går in i ozongeneratoren samt ozon och syredetektorer med larm för säkerhet och arbetsmiljö. Produktion av ozon genererar värme och därför måste ozongeneratoren kylas. Denna design baseras på kylning med utgående vatten från läkemedelsreningen med hjälp av en plattvärmeväxlare.

Flödet från respektive pump passerar via flödesmätare och tryckgivare vidare till ozoninjektion. Dosering av ozon sker genom sidoströmsinjektion. Det innebär att ozon injiceras i avloppsvattnet i en sidoström som sedan blandas in i huvudströmmen igen. Vardera sidoströmmen utgörs av 1 boosterpump (för att säkerställa flödet genom den efterföljande Venturiinjektorn, som har ett högt tryckfall) och 1 Venturiinjektor. Sidoströmsflödet återförs till huvudströmmen via en speciell inblandningsreaktor som monteras på röret och som säkerställer en effektiv inblandning av sidoströmmen. Ozongenerator, injektionssystem och värmeväxlare är placerade i maskinbyggnaden.

Det ozonerade vattnet leds till en avgasnings-kontaktreaktor för att undvika att gasbubblor leds till den fluidiserade bädden. Gasen från kontaktreaktorerna leds till en ozondestruktor, för att ta hand om eventuellt restozon, medan vattnet leds vidare till inloppet till varsin Opacarb® FL-reaktor. Vattnet leds in i botten på respektive reaktor och strömmar genom en bädd av aktivt kol. Processen är designad så att de flöden som varje reaktor tillåts arbeta inom gör att bädden hålls fluidiserad. När vattnet har passerat genom den fluidiserade kolbädden och ett lamellpaket så rinner det ut ur reaktorn via avdragsrännor. Vattnet rinner vidare till utgående ledning.

Aktivt kol lagras i en silo och doseras in till processen periodiskt. Eftersom uppehållstiden för det aktiva kolet är flera månader så behöver inte dosering ske kontinuerligt. Dosering av nytt kol kan till

exempel ske en gång om dagen utan att det har någon påverkan på processens prestanda. Motsvarande mängd kol som doseras måste också tas ut från processen. Detta sker med hjälp av mammutpumpar som installeras i respektive reaktor. Det använda kolet samlas upp i en container där det avvattnas. Inga kemikalier eller någon speciell process för att avvattna kolet krävs. Det avvattnade kolet kan skickas iväg för regenerering så att behovet av nyttillverkat aktivt kol minskas.

Tabell 5.1. Teknisk- och processdata för ozonering följt av Opacarb® FL.

Tekniska data	
Antal linjer	5
Antal injektionspunkter per linje (sidoström)	1
Flöde per linje	$Q_{medel}=474 \text{ m}^3/\text{h}$ (endast 3 reaktorer i drift) $Q_{dim}= 800 \text{ m}^3/\text{h}$ (5 reaktorer i drift)
Flöde per Venturi-injektor	80-130 m^3/h
Antal Venturi-injektorer	5
Processdata	
Ozonering	
Ozondoseringskapacitet per linje	80 kg O_3/d
Total ozondoseringskapacitet	400 kg O_3/d (7 st. GM48)
Specifik ozondoseringskapacitet	4,2 g/ m^3
Kapacitet lyftpump	5 à 800 m^3/h
Boosterpump ozoninjektion	5 à 80-130 m^3/h
Pumpning kylvatten	2 à 35 m^3/h
Opacarb® FL	
Antal reaktorer	5
Ytbehov	28 m^2 per reaktor
Antal reaktorer i drift, Q_{dim}	5
Antal reaktorer i drift, Q_{medel}	3
Ytbelastning, Q_{dim}	28 m/h
Ytbelastning, Q_{medel}	17 m/h
Förnyelsetakt aktivt kol	30 g/ m^3

5.2 Driftskostnader

Driftkostnaderna för en fullskaleanläggning med ozonering följt av Opacarb® FL har tagits fram med angivna enhetspriser i Tabell 5.2 samt följande förutsättningarna:

- Elförbrukningen inkluderar ozongenerator, ozondestruktor, boosterpump för injektion av ozon, kylning av ozongenerator och pumpning av vatten genom anläggningen.
- Kostnaden för det aktiva kolet har beräknats baserat på kostnaden för regenererat kol.
- Driftkostnaderna är beräknade för medelflödet år 2022: 1 421 m³/h.
- Antal analyser är baserade på förslaget i det nya EU avloppsdirektivet, 2 prover per vecka för reningsverk som behandlar > 50 000 pe.
- Personalkostnader är baserade på 25 % av en fulltidstjänst för 3 medarbetare: 1 drifttekniker, 1 labbtekniker och 1 processingenjör.

Tabell 5.2. Enhetspriser för driftkostnaderna.

Kostnad	Enhetspris
Elkostnad (SEK/MWh)	1 000
LOX kostnad (SEK/ton)*	3 000
Aktivt kol, regenererat (SEK/ton)	16 400
Analys mikroföroreningar (SEK/analys)	5 000
Personalkostnad (SEK/h)	700

*Hyra av LOX tanken, 15 000 SEK/månad, inkluderas också i denna kostnad.

Driftkostnader presenteras i Tabell 5.3 och bestäms till stor del (>60 %) av användningen av kol under de givna förutsättningarna. Utveckling av elpriser kan leda till att elförbrukningen utgör en större andel av driftkostnaderna. En optimering av dosering av ozon och förnysetakt av kolet kan kraftigt minska driftkostnaderna.

Tabell 5.3. Driftkostnader för ozonering följt av Opacarb® FL.

	Driftkostnad (SEK/år)
Elförbrukning	1 400 000
Inköp av LOX + hyra tanken	1 500 000
Regenerering av kol	6 100 000
Analys	500 000
Personalkostnader	1 000 000
Totala driftkostnader	10 500 000
Specifik kostnad (SEK/m ³)	0,84

5.3 Investeringskostnader

5.3.1 Förutsättningar

Följande förutsättningar har använts vid investeringskostnadsberäkningarna:

Antaganden:

- Utloppskanalen efter skivfilteranläggningen förlängs med ca 15 m till en ny pumpstation (självfäll ej hydrauliskt möjligt).
- Markförhållanden med 2 m fyllnadsmassa därefter bergschakt med grundvattennivå 1 m under schaktbotten.
- Bräddning för begränsning av flöden över 4 000 m³/h till anläggningen sker vid brunn där utloppet från avloppsreningsverket mynnar i utloppsledning.
- Överbyggnad för hela ytan inklusive pumpstation.
- Maskinbyggnad med betongsockel och i övrigt beklädnad med sandwich-element.
- Totalentreprenad.

Ingår ej:

- Finplanering av ytorna
- Ledningar till och från anläggningen för
 - El
 - Kommunikation
 - Färskvatten
 - Rejektvatten
 - Internt avlopp

5.4 Kalkyl

Investeringskostnader för anläggningen består av entreprenadkostnader och påslag för entreprenörsarvode samt projektering och oförutsedda kostnader (Tabell 5.4).

Tabell 5.4. Investeringskostnader för Opacarb® FL inklusive ozongenerator med kapacitet för 4000 m³/h, placerad på Sobacken i Borås.

Typ av kostnad	Investeringskostnad (SEK)
Bygg	45 000 000
Mark	10 000 000
VVS	5 000 000
Maskin	100 000 000
El & automation	15 000 000
Entreprenadkostnad	175 000 000
Projekt-/byggledning (ca 10 %)	18 000 000
Oförutsett (ca 20 %)	35 000 000
Anläggningskostnad	228 000 000

Med en osäkerhet på 20 %, vilket det är rimligt att utgå ifrån under detta skede, bedöms en ny anläggning med Opacarb® FL inklusive pumpsteg samt ozonering enligt förslag i denna rapport kommer att medföra en investering om ca 230 MSEK. Inflationen är för närvarande hög, marknaden är fortsatt mycket rörlig och förändringar av prisbilden av olika material och entreprenader är mycket sannolika även den kommande tiden.

5.4.1 Bygg/Mark/VVS

I kostnaden ingår schakt, återfyllning med befintliga massor, betongarbeten, enklare byggplatsetablering. Ej spontning eller pumpning för grundvattensänkning.

Byggpriser är uppskattade efter schablonkostnader för liknande anläggningar erhållna från entreprenörer verksamma i VA-branschen. Kostnader för platsgjuten i betong är räknad efter aktuella å-priser. Mark- och anläggningskostnader har bedömts av lokal entreprenör.

Byggkostnader för nedanstående är medräknade:

- Inkoppling av läkemedelsreningssteget vid utlopp på befintligt avloppsreningsverk
- Schakt och betong för inloppsränna/pumpstation
- Maskinbyggnad
 - Kontaktvolym i platsgjuten betong
 - Ozongenerator och kontakttankar
 - Kemikaliehall
- Schakt och betong för utloppsränna och inkoppling vid utlopp på befintligt avloppsreningsverk.
- Allmänventilation
- Vatten, Sanitet.
- Fastighetsautomation.
- Projektering

Finplanering av området inklusive eventuell asfaltering är inte inkluderat i kostnadskalkylen.

5.4.2 Process/Maskin

Omfattningen av maskininstallationer härstammar från tänkt processleverantörs processförslag inklusive pris för maskinutrustning och maskinmontage. Pumpstation är kalkylerad från separat pumpleverantör och erfarenhetskostnader för rör och rörmontage. Rörledningar i syrafast rostfritt stål eller plastmaterial inkl. armaturer och upphängningsanordningar.

Investeringskostnader för nedanstående utrustning är medräknat:

- Pumpstation med 5 st pumpar inklusive tillbehör för respektive pump:
 - Frekvensomformare
 - Rörledning till respektive volym
 - Automatisk avstängningsventil
 - Backventil
 - Flödesmätare
 - Tryckmätare
- Aktiv kolanläggning, Opacarb® FL
 - 5 reaktorvolym
 - Aktivt koldoseringsystem
 - Silos för förvaring av aktivt kol
 - Aktivt kol för initial fyllning av anläggningen, 225 ton
 - Dosersystem inklusive erforderligt rörsystem och instrumentering

- System för hantering av förbrukat aktivt kol
- Ozongeneratorsystem
 - Ozongenerator, kontakttankar
 - Luftfilter, backflow protection, LOX-booster och ozondestruktor, värmväxlare samt gasledning
 - Gaslarm, syre och ozondetektorer vid arbetsplatsen
- Instrumentering
 - Flödesmätning inlopp
 - Flödesmätning och tryckgivare sidostrom
 - UV-sensorer ozonstyrning
 - Tryckgivare och nivågivare

5.4.3 El & Automation

Kostnader för el- och styr har uppskattats som schablonkostnad per anslutning för "maskin" (400V) resp. "instrument" (24 V / 230 V). Samt pris för nytt apparatskåp (I/O, PLC).

Kostnad för nedanstående är medräknat:

- Systemkontroll, kanalisation och installation, programmering, frekvensomformare samt elskåp för pumpar, ventiler och instrument.
- Allmän-el, belysning.

5.4.4 Projektering

Projektering har kalkylerats utifrån processförslagets storlek och förmodade komplexitet inom respektive disciplin. Kostnader för projektering ingår under respektive post i Tabell 5.4.

5.4.5 Projekt-/Byggledning

Erfarenhetsvärde från liknande projekt för beställarens kostnader.

5.4.6 Oförutsett

Osäkerheten för kostnader i industriprojekt är fortsatt hög och en relativt hög summa har reserverats för oförutsedda kostnader och prishöjningar.

6. Utökad biologisk rening av läkemedelsrester på Sobacken ARV

Inlämnad och godkänd budgetkalkyl för ansökan om medel för att genomföra denna studie omfattade även pilotförsök med biologisk läkemedelsrening. Det som omnämndes i ansökan var eXeno™ vilket är ett varumärke från Veolia som syftar på biologisk läkemedelsrening med MBBR-teknologi. Av orsaker som har redovisats gentemot Naturvårdsverket så beslutades att pilotförsöken med läkemedelsrening skulle utgå. Istället beslutades att en förenklad bedömning av vilken effekt man skulle kunna uppnå med utökad biologisk läkemedelsrening ska genomföras samt en grov kostnadsuppskattning för att implementera utökad biologisk läkemedelsrening. I samråd med BEM beslutades att denna bedömning skulle fokusera på en ombyggnation av befintlig aktivslamprocess till en IFAS-process (Integrated fixed film activated sludge på engelska) som inkluderar MBBR-teknologi vilket skulle kunna ge en utökad reningseffekt av läkemedelsrester.

6.1 Beskrivning av processförändring för utökad biologisk läkemedelsrening

Det finns tidigare studier som indikerat att en biofilmsprocess kan ha bättre förmåga att bryta ner komplexa substanser som till exempel läkemedelsrester (Hörsing, o.a., 2014), (Veolia Water Technologies AB- VA-Ingenjörerna, 2020) och utifrån detta föreslogs en ombyggnation av befintlig biologisk reningsprocess (som är baserad på aktivslam-processen) till en så kallad IFAS-process. IFAS-processen är baserad på en kombination av aktivslam-processen och en biofilmsprocess med rörligt bärrmaterial. Syftet med en sådan ombyggnation skulle vara att uppnå en högre reduktionsgrad av mikroföroreningar i avloppsreningsverket för att på så vis kunna nå en totalt sett högre reduktion vid en lägre förbrukning av ozon och/eller aktivt kol.

För att bygga om Sobackens biologiska reningsprocess till en IFAS-process så skulle man behöva tillsätta rörligt bärrmaterial i luftningsbassängerna. Idag drivs luftningsbassängerna växelvis luftat och oluftat för att åstadkomma både nitrifikation och denitrifikation. Luftningscykeln styrs av det centrala styrsystemet baserat på mätvärden från processen. För att kunna dels bibehålla denna styrning, dels kunna implementera IFAS-processen i bassängerna så behöver bassängerna sektioneras av så att en del av dem förses med bärrmaterial och drivs kontinuerligt luftade och en del fortsatt drivs med samma styrstrategi som idag.

För att kunna göra en grov kostnadsuppskattning så antas här att 25 % av bassängvolymen skulle tas i anspråk för att byggas om till IFAS. Utöver den tänkta effekten att nå en ökad reduktion av läkemedelsrester så skulle detta även öka nitrifikationskapaciteten i anläggningen.

Ombyggnationen omfattar i huvudsak:

- Processdesign
- Projektering
- Sektionering av luftningsbassängerna med nya betongväggar
- Bärrmaterial
- Silkonstruktion för att hålla bärrmaterialet kvar i bassängerna
- Instrumentering (utökad antal syremätare)
- Ombyggnation av luftarsystem och omrörning i luftningsbassängerna
- Omprogrammering styrsystem

6.2 Förväntad effekt

I en tidigare studie kring läkemedelsrening som utfördes på Kullaviks ARV (Veolia Water Technologies AB- VA-Ingenjörerna, 2020) studerades reduktionen av läkemedelsrester i IFAS-processen som där används för biologisk BOD-, kväve- och fosforrening.

För att få en indikation om vilken effekten av en ombyggnation till IFAS skulle kunna bli används resultaten från nulägesanalysen i Kullavik och nulägesanalysen från Sobacken till en jämförelse. Eftersom det nu finns ett förslag till nytt ramdirektiv för vatten från EU där vissa substanser är föreslagna att användas för villkorsuppföljning så kan det vara lämpligt att utgå från dessa substanser vid jämförelsen. I Tabell 6.1 redovisas reduktionen för de ämnen i förslaget som har analyserats på båda reningsverken. I tabellen redovisas även medelreduktionen för alla ämnen på respektive reningsverk, som ett rakt medelvärde. Man kan konstatera att reduktionen på Kullavik var marginellt bättre jämfört med på Sobacken. För de aktuella ämnena var reduktionen på Sobacken -10 % medan den på Kullavik var 6 %. För de aktuella ämnena var reduktionen på Sobacken -10 % medan den på Kullavik var 6 %. Störst skillnad är det för hydroklortiazid där reduktionen på Sobacken mättes upp till -124 % medan den på Kullavik mättes upp till -23 %. Utesluter man hydroklortiazid från jämförelsen så blir medelvärdena istället 6 % respektive 11 % för Sobacken och Kullavik.

Om man utgår från de beräknade medelvärdena så kan man beräkna hur mycket mindre reduktionsgrad som skulle krävas i ett framtida kvartärt reningssteg. Skillnaden i reduktion mellan de två anläggningarna, givet att utvärderingen görs på de listade substanserna (Tabell 6.1), gör att en framtida läkemedelsrening skulle kunna drivas med 79 % reduktion istället för 82 % reduktion vid den bättre reduktionen som uppnåddes i Kullavik.

Tabell 6.1: jämförelse av reduktionen av utvalda substanser på Sobacken ARV och Kullavik ARV.

Ämne	Reduktion Sobacken	Reduktion Kullavik
Karbamazepin	-7 %	- 9 %
Citalopram	35 %	7 %
Diklofenak	0 %	25 %
Venlafaxin	14 %	6 %
Bensotriazol	15 %	4 %
Klaritromycin	3 %	38 %
Hydroklortiazid	-124 %	-23 %
Metoprolol	-19 %	3 %
Medel	-10 %	6 %

Jämför man istället de två reningsverken med avseende på alla de substanser som analyserades i respektive förstudie så kan man konstatera att skillnaden blir större. Reduktionen av alla de substanser som analyserades i Kullavik var 37 % som ett rakt medelvärde medan massreduktionen var 89 %. Detta kan jämföras med motsvarande värden för Sobacken som har beräknats till 15 % respektive 79 %. Det är möjligt att den betydligt bättre reduktionen av mikroföroreningar på Kullavik gör att ett kvartärt framtida reningssteg blir mindre belastat. Även minskad belastning av DOC på ett kvartärt reningssteg är positivt då det minskar den totala belastningen vilket ger en mer effektiv

läkemedelsrening. Om den bättre reduktionen av mikroföroreningar även är en indikation på bättre reduktion av övrigt organiskt material (DOC) så skulle det därmed vara positivt även ur den aspekten. Detta skulle då potentiellt kunna leda till ett minskat behov av aktivt kol och ozon som är mer signifikant än vad som indikeras av jämförelsen i Tabell 6.1. En osäkerhet i jämförelsen är dock att analyserna gjorts på olika laboratorier och inte omfattade samma substanser.

6.3 Bedömd kostnad

Kostnaden för en ombyggnation av aktivslamprocessen på Sobacken till en IFAS-process har bedömts till 40 MSEK.

6.4 Diskussion

Vid en jämförelse mellan Kullavik och Sobacken ARV och de nulägesanalyser som har genomförts på de respektive reningsverken så konstaterades att reningen, med avseende på de substanser som listas i Tabell 6.1, var något bättre på Kullavik ARV jämfört med Sobacken ARV, men skillnaden är för liten för att det ska vara möjligt att dra några slutsatser. Här ska påpekas att det inte är klart om det är IFAS-processen i sig som gör att resultatet vad gäller reduktion av de aktuella ämnena är bättre i Kullavik. Det kan även finnas andra faktorer som gör att skillnaden uppstår. Man ska även beakta att analyserna genomfördes på olika laboratorier vilket kan ha haft inverkan på kvantifieringen av ett eller flera av ämnena.

Att beräkna vilken besparing detta skulle leda till med avseende på driftskostnader kräver att man även beaktar hur driftskostnaden för den biologiska reningen påverkas. Ett högre syrebehov i IFAS-steget kan leda till förhöjda driftskostnader men å andra sidan kan den utökade kapaciteten för nitrifikation göra att processen kan drivas mer effektivt. Besparingen i form av minskade driftskostnader i en framtida kvartär rening kan förväntas bli små eftersom skillnaden mellan 79 % reduktion och 82 % reduktion är liten.

Vidare visade en jämförelse av den totala massreduktionen av mikroföroreningar att den var mer effektiv på Kullavik ARV. En mer effektiv biologisk reningsprocess som ger en minskad total belastning av organiska föroreningar totalt sett borde resultera i lägre driftskostnader för den kvartära reningen. Detta skulle kunna ha en större betydelse än reduktionen specifikt av de ämnen som listas i Tabell 6.1.

Utifrån kostnaden som det innebär att bygga om den biologiska reningen till en IFAS-process så bedöms det inte som motiverat enbart för att nå en utökad läkemedelsrening. Om man däremot ser till andra positiva effekter, så som ökad kapacitet för nitrifikation, så kan det vara intressant att göra en mer fördjupad utredning.

7. Slutsatser

Inom ramen för denna förstudie genomfördes en nulägesanalys som omfattade provtagning och analys på inkommande och utgående avloppsvatten på Sobacken ARV. Resultaten visade att paracetamol, ibuprofen och bensotriazol förekommer i högst koncentration på inkommande vatten och utgör ca 80 % av den totala årliga mängden mikroföroreningar som tillförs Sobacken ARV, 1254 ± 139 kg/år. Efter reningen på Sobacken ARV minskade mängden mikroföroreningar till 265 ± 66 kg/år. Benzotriazol, ibuprofen och losartan var de substanser som förekom i högst koncentration i utgående avloppsvatten.

Resultaten från nulägesanalysen visade att Sobacken ARV har en begränsad kapacitet att reducera olika mikroföroreningar. Endast 12 av de ca 40 analyserade mikroföroreningarna reducerades till mer än 50 % i genomsnitt. Vid analys hos MoLab beräknades reduktionen av PFOA och PFOS till 51 ± 6 % respektive 63 ± 11 %. Vid analys hos Eurofins beräknades reduktionen av PFOA och PFOS till -11 ± 113 % respektive 10 ± 25 % samt reduktion av ΣPFAS-11 till -39 ± 16 %.

Olika ämne inom grupperna ftalater och bromerade flamskyddsmedel reducerades i olika grad, och reduktion är förmodligen kopplat till adsorption till slammet. Effektbaserade analyser som utfördes visade en reduktion av Anti-AR-, AR-, ER- och AhR-aktivitet som var högre än 80 %, medan Nrf2-aktivitet reducerades med 40 %.

Vid beräkning av riskkvoter konstaterades att oxazepam och sertralin (150-200 ng/L) samt diklofenak (600 ng/L) är de som utgör störst risk för vattenlevande organismer (riskkvot > 1). Riskkvoten för diklofenak i Viskan nedströms utsläppspunkten beräknades utifrån uppmätta värden och visade sig överstiga 1 sommartid. Under samma period utförde Länsstyrelsen en provtagning i Viskan, där halten av diklofenak överskred gränsvärdet (bedömningsgrunder för särskilda förorenande ämnen i inlandsytvatten) och som ligger till grund på klassningen måttlig av recipient. Riskkvoter efter en teoretisk 80 % läkemedelsrening beräknades och visade att en riskkvot under 1 för diklofenak skulle kunna uppnås över hela året baserat på data från 2022. Genom beräkning av PFAS-halter i Viskan nedströms Sobacken ARV och i jämförelse med uppmätta halter, identifierades det att bakgrundshalter av PFOS i Viskan uppströms reningsverket har en betydande påverkan. Bakgrundshalterna som har uppmäts tyder på att gränsvärdet i form av årsmedelvärdet för kemisk ytvattenstatus skulle överskridas även vid 100 % reduktion av PFAS genom Sobacken ARV.

Resultaten från pilotförsök med Opacarb® FL visade på en god genomsnittlig reduktion av 6 utvalda mikroföroreningar, enligt förslaget till nytt avloppsdirektiv. Utan ozonering uppnåddes en genomsnittlig reduktion om 70 ± 4% och i kombination med ozonering 78 ± 6% (medelvärde av 6 utvalda mikroföroreningar). Reningsresultatet är beroende av flera olika faktorer. Exempelvis påverkas resultatet av hur mycket organiskt material det finns i avloppsvattnet som konkurrerar med mikroföroreningarna om adsorptionsplatserna på det aktiva kolet. Resultaten i denna pilotstudie kan även ha påverkats av driftstörningar som kan ha påverkat fluidiseringen i reaktorn. Resultatet beror även direkt på doseringen av aktivt kol samt dosering och inlösning av ozon. Hade en eller båda dessa driftparameterar justerats till högre doseringar så hade man kunnat förvänta sig högre reduktion. Reduktionen av PFOS och PFOA i pilotanläggningen mättes upp till 30-40 % i genomsnitt och ozonering hade ingen betydande effekt på reduktionen av PFOS och PFOA.

Resultatet från effektbaserade analyser visade olika reduktionsgrad för olika uppmätta aktiviteter. Reduktionen av ER-aktivitet var högst med 80 % reduktion och Nrf2-aktivitet var lägst med ca 30 % reduktion. En riskbedömning i recipient vid eventuellt läkemedelsrening för hela flödet av Sobacken ARV utfördes med uppmätta halter efter pilotanläggning. Riskbedömning visade en minskad risk, beräknat som riskkvoter med hjälp av PNEC, för vattenlevande organismer efter behandling med Opacarb® FL.

Anläggningskostnaden för en fullskalig Opacarb® FL kombinerad med ozonering beräknades till ca 230 MSEK och driftkostnaden för eftersträvade driftförhållanden är 10,5 MSEK vilket motsvarar 0,84 SEK/m³. En stor andel av driftkostnaden utgörs av aktivt kol.

Resultat från pilotanläggningen med en förnyelsetakt på 30 mg kol/L visade ett bra reningsresultat (70 ± 4 % utan ozon och 78 ± 6 % med ozon) som medel av de 6 ämnen som är listade i förslaget till EU:s avloppsdirektiv. Resultatet visade också att man kan förvänta sig en minskning av riskkvoterna för de problematiska ämnen (oxazepam, sertralin och diklofenak) som identifierades under nulägesanalysen om en fullskalig anläggning skulle installeras. Dock är reningsresultat inte tillräckligt för att möta kravet på 80 % rening och därför rekommenderas att designa för en ozondos på 5 mg/L (max tillsatt ozon 3,1 mg/L i denna studie). Detta förväntas inte ge en betydande ökning av risk för bromatbildning så att den blir problematisk vid de bromidkoncentrationer som har mätts upp under projektet.

Utan påverkan av driftstörningar är det troligt att reduktionen av mikroföroreningar i kolbädden skulle bli bättre. Detta skulle då kunna leda till effektivare rening i en fullskalig Opacarb® FL eftersom de störningar som uppstod var kopplade till pilotutrustningen snarare än processen. Ozondoseringen kan då anpassas och även om anläggningen designas för möjlighet att dosera 5 mg ozon/L så kan den sänkas om kolbädden visar sig fungera mer effektivt. Optimeringsmöjligheter för processen inkluderar också kontroll av ozondosering, som inte har varit möjligt under pilotförsök, kombinerad med eventuella justeringar av koldosering beroende på belastningen av organiskt material i form av DOC och UV absorption vid 254 nm.

Referenser

- Allard, A.-S., & Wahlberg, C. (2017). *Förekomst och reduktion av fokusämnen i fyra reningsverk. Delrapport inom SystemLäk - Systemförslag för rening av läkemedelsrester och andra prioriterade svårnedbrytbara ämnen. Rapport Nr B 2279*. IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Altmann, J., Ruhl, A. S., Zietzschmann, F., & Jekel, M. (2014). Direct comparison of ozonation and adsorption onto powdered activated carbon for micropollutant removal in advanced wastewater treatment. *Water Research*, 185-193.
- Antakyali, D., Herbst, H., Boekels, A., Börgers, A., aus der Beek, T., & Türk, J. (2016). *Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination*. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW.
- Baresel, C., A, P. C., Hörsing, M., Ek, M. E., Allard, A.-S., Magnér, J., . . . Söhr, S. (2015). *Pharmaceutical residues and other emerging substances in the effluent of sewage treatment plants. Review on concentrations, quantification behaviour, and removal options. Report Number B 2226*. IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Baresel, C., Karlsson, L., Malovanyy, A., Thorsén, G., Goicoechea Feldtmann, M., Holmquist, H., . . . Winkens Pütz, K. (2022). *PFAS- hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen?. Rapport Nr 2022*. Svenskt Vatten Utveckling.
- Baresel, C., Narongin-Fujikawa, M., Lundwall, T., Karlsson, J., Björk, A., Bornold, N., & Söhr, S. (2022). *Pulveriserat aktivt kol i kombination med MembranBioReaktor (PAK-MBR)*. IVL Svenska Miljöinstitutet AB.
- Boix, C., Ibañez, M., Sancho, J., Parsons, J. R., de Voogt, P., & Hernández, F. (2016). Biotransformation of pharmaceuticals in surface water and during waste water treatment: Identification and occurrence of transformation products. *Jornal of Hazardous Materials*, 175-187.
- Borås Energi och Miljö. (2022). *Borås Energi och Miljö*. Hämtat från https://www.borasem.se/download/18.f47e2a116657c00f43bfd/1539084227586/EMC-avloppsrening_hela_fl%C3%B6det.pdf November 2022
- ECHA. (2013). *Evaluation of new scientific evidence concerning DINP and DIDP. In relation to entry 52 of Annex XVII to REACH Regulation (EC) No 1907/2006*. European Chemicals Agency (ECHA).
- ECHA. (2022). *Kandidatförteckning över SVHC-ämnen för godkännande*. Hämtat från ECHA, European Chemical Agency. November 2022
- Echevarría, C., Valderrama, C., Cortina, J. M., Arnaldos, M., Bernat, X., De la Cal, A., . . . E. (2019). Techno-economic evaluation and comparison of PAC-MBR and ozonation-UV revamping for organic micro-pollutants removal from urban reclaimed wastewater. *Science of the Total Environment*, ss. 288-298.
- EPA. (2007). *Method 1694: Pharmaceuticals and Personal Care Products in Water, Soil, Sediment and Biosolids by HPLC/ MS/MS*. U.S. Environmental Protection Agency.
- EU. (2015). *Kommissionens genomförande beslut (EU) 2015/495 av den 20 mars 2015 om upprättande av en bevakningslista över ämnen för unionsomfattande övervakning inom vattenpolitikens område i enlighet med Europaparlamentet och rådets direktiv 2008/ 105/EG*.
- EU. (2018). *Commission Regulation (EU) 2018/2005 amending Annex XVII to Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council concerning the Registration,*

Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals as regards DEHP, DBP, BBP, DIBP. Official Journal of the European Union.

- EU. (2020). *Europaparlamentets och rådets direktiv 2020/2184 av den 16 december 2020 om kvaliteten på dricksvatten.*
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG. (2000). *Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.* Luxemburg: Europeiska gemenskapernas officiella tidning.
- Fick, J., Lindberg, R. H., Fång, J. M., Kaj, L., & Brorström-Lundén, E. (2015). *Screening 2014. Analysis of pharmaceuticals and hormones in samples from WWTPs and receiving waters.* IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Genuis, S. K., Birkholz, D., & Genuis, S. (2017). Human Excretion of Polybrominated Diphenyl Ether Flame Retardants: Blood, Urine and Sweat Study. *BioMed Research International*.
- Gidstedt, S., Betsholtz, A., Falås, P., Cimbritz, M., Davidsson, Å., Micolucci, F., & Svahn, O. (2021). A comparison of adsorption of organic micropollutants onto activated carbon following chemically enhanced primary treatment with microsieving, direct membrane filtration and tertiary treatment of municipal wastewater. *Science of the Total Environment*, 152225.
- Haglund, P. (2019). *Miljöövervakning av utgående vatten & slam från svenska avloppsreningsverk. Resultat från år 2016-2017 och en sammanfattning av slamresultaten för åren 2004-2017.* Umeå universitet.
- Hoyer, K., Höglind, L., Sjölin, A., Cimbritz, M., Juárez Cámara, R., Svahn, O., . . . Berg Olesen, C. (2022). *Kvartär rening vid Sjölunda ARV. Ozonering vid höga bromidhalter och regenerering av aktivt kol.* VA SYD.
- HVMFS. (2019). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.* HVMFS 2019:25.
- Hörsing, M., Wahlberg, C., Falås, P., Hey, G., Ledin, A., & la Cour Jansen, J. (2014). *Reduktion av läkemedel i svenska avloppsreningsverk- kunskapssammanställning.* SVU-rapport 2014-16.
- Karolinska Institutet. (2023). *Institutet för Miljömedicin.* Hämtat April 2023
- Kemikalieinspektionen. (2003). *Bromerade flamskyddsmedel-förutsättningar för ett nationellt förbud.*
- Kemikalieinspektionen. (2014). *Kartläggning av ftalater i varor i Sverige.* PM 2/14.
- Kemikalieinspektionen. (2015). *Förekomst och användning av högfluorerade ämnen och alternativ. Rapport 6/15. Rapport från ett regeringsuppdrag. Hämtat från <https://www.kemi.se/kemiska-amnen-och-material/hogfluorerade-amnen---pfas> Oktober 2022*
- Laholmsbukten VA. (2022). *Läkemedelsrening på Västra Stranden ARV. Förstudierapport.*
- Lindberg, J. (2020). *Förstudie läkemedelsrening på Sundets reningsverk, Växjö.* Växjö kommun.
- Livsmedelsverket. (2023). *Livsmedelsverket.* Hämtat April 2023
- Löwenberg, J., Zenker, A., Baggenstos, M., Koch, G., Kazner, C., & Wintgens, T. (2014). Comparison of two PAC/UF processes for the removal of micropollutants from wastewater treatment plant effluent: Process performance and removal efficiency. *Water Research*, ss. 26-36.

- Mulder, M., Antakyali, D., & Ante, S. (2015). *Costs of Removal of Micropollutants from Effluents of Municipal Wastewater Treatment Plants- General Cost Estimates for the Netherlands based on Implemented Full Scale Post Treatments of Effluents of Wastewater Treatment Plants in Germany and Switzerland*. STOWA and Waterboard the Dommel, The Netherlands.
- Oekotoxzentrum. (2015). *Environmental Quality Standard (EQS). Vorschlag des Oekotoxzentrum für: Bromat*.
- Pagnanelli, F., Mainelli, S., Bornoroni, L., Dionisi, D., & Toro, L. (2009). Mechanisms of heavy-metal removal by activated sludge. *Chemosphere*, 75, 1028-1034.
- Svahn, O., & Björklund, E. (2016). Increased electrospray ionization intensities and expanded chromatographic possibilities for emerging contaminants using mobile phases of different pH. *Journal of Chromatography B*, ss. 128-137.
- Svahn, O., & Björklund, E. (2019). High Flow-Rate Sample Loading in Large Volume Whole Water Organic Trace Analysis Using Positive Pressure and Finely Ground Sand as a SPE-Column In-Line Filter. *Molecules*, 24(7), s. 1426.
- Syvab. (2019). *Förstudie läkemedelsrening*.
- Veolia. (2022). *Personlig kommunikation med Philippe Sauvignet*.
- Veolia Water Technologies AB- VA-Ingenjörerna. (2020). *Kullavik läkemedelsförstudie*.
- VSA och Eawag. (2019). *Hinweise zur Planung und Auslegung vod diskontinuerlich gespülten GAK-Filtern zur Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser*. Konsenspapier zum Ergebnis des Workshops vom 9.12.2019 an der Eawag.
- VSA Plattform Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen. (2023). Hämtat från VSA Micropoll: <https://micropoll.ch> Mars 2022
- WHO. (2005). Bromate in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality.
- Wunderlin, P. (2017). *Abklärungen Verfahrenseignung Ozonung*. VSA.
- Xu, R., Xie, Y., & Tian, J. C. (2020). Adsorbable organic halogens in contaminated water environment: A review of sources and removal technologies. *Jorunal of Cleaner Production*.
- Ågerstrand, M. (2019). *Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances, ACES report 36*. Stockholm: Department of Environmental Science (ACES), Stockholm University.