

Pilotstudie läkemedelsrening på Kungsängsverket

Författare

Christian Baresel, Andriy Malovanyy, Linus Karlsson, Jesper Karlsson (IVL Svenska Miljöinstitutet)

Johanna Andersson, Anna Maria Sundin, Lovisa Olofsson, Martin Petersson, Oscar Götlind, Niklas Svanberg, Carl-Johan Högberg (Uppsala Vatten och Avfall AB)

Innehåll

Innehåll.....	2
Förord.....	4
Sammanfattning.....	5
Ordlista och förkortningar.....	7
1 Inledning.....	8
1.1 Projektbeskrivning.....	8
1.2 Syfte och mål.....	9
1.3 Avgränsningar.....	9
1.4 Bakgrund.....	10
1.4.1 Kungsängsverket, nu och i framtiden.....	10
1.4.2 Läkemedel och andra mikroföroreningar vid Kungsängsverket.....	10
1.4.3 Riskbedömningen av mottagande recipient.....	11
1.4.4 Effektbaserade analyser.....	12
2 Metodik och genomförande.....	12
2.1 Bänkskaletester för rening av mikroföroreningar.....	13
2.1.1 Labbskaletester med aktivt kol och jonbytare.....	13
2.2 Kolonnförsök med aktivt kol och jonbytare.....	13
2.2.1 Initiala kortvariga kolonnförsök.....	13
2.2.2 Långtids-kolonnförsök med aktivt kol och jonbytare.....	14
2.3 Containerförsök med aktivt kol och jonbytare.....	17
2.4 Förbehandlingspilot till pilotcontainern.....	19
2.5 Provtagning och analys.....	20
3 Resultat och diskussion.....	22
3.1 Bänkskaletester för rening av mikroföroreningar.....	22
3.1.1 Labbskaletester med aktivt kol och jonbytare.....	22
3.2 Kolonnförsök med aktivt kol och jonbytare.....	23
3.2.1 Initiala kortvariga kolonnförsök med aktivt kol och jonbytare.....	23
3.2.2 Långtids-kolonnförsök med aktivt kol och jonbytare.....	24
3.3 Containerförsök med aktivt kol och jonbytare.....	37
3.3.2 Förbehandlingspilot till pilotcontainern.....	47
3.4 Jämförelse av kolonn- och containerförsök.....	48
3.4.1 Jämförelse av reduktionsgrad mellan linjer i kolonnförsöken.....	49
3.4.2 Jämförelse av reduktionsgrad mellan kolonn- och containerförsöken.....	50
3.5 Rekommendation inför framtagandet av principförslaget.....	53
3.5.1 Ytbehovet för den avancerade reningen.....	53

3.5.2	Spolvattenhantering.....	54
3.5.3	Övervakning och styrning av reningseffektiviteten och behov för filterbyte	56
3.5.4	Driftkostnad och klimatpåverkan	56
3.5.5	Framtida reningsmål – styrande för dimensionering och design av det nya reningssteget.....	58
4	Slutsatser och rekommendationer för fortsatt arbete	59
5	Referenser	61
6	Bilagor.....	62
6.1	Analyserade mikroföroreningar	62

Förord

Pilotstudien om läkemedelsrening på Kungsängsverket i Uppsala är ett projekt som pågått sedan årsskiftet 2020/2021 och är en del av en läranderesor som Uppsala Vatten och Avfall nu genomför. Projektet finansieras av Uppsala Vatten och Avfall och har även erhållit bidrag från Naturvårdsverket enligt förordningen (2018:495) om bidrag för rening av avloppsvatten från läkemedelsrester.

Anna Maria Sundin, utvecklingsingenjör på Uppsala Vatten och Avfall, är projektledare och driver projektet som genomförs i tätt samarbete med kollegor på Uppsala Vatten och IVL Svenska Miljöinstitutet. Pilotstudien inleddes med försök i bänkskala som till stora delar genomfördes inom ramen för Monika Kalecinskas examensarbete. Niklas Svanberg och Philip McCleaf och kollegorna på Uppsala Vatten ordnade med byggnationen av kolonner och uppsättning av bägarförsök vilket möjliggjorde att vi kunde börja utvärdera och testa olika adsorbenter i form av aktivt kol (GAK) och anjonbytare (AIX). Hösten 2021 inleddes ett samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet där Christian Baresel, Andriy Malovanyy, Linus Karlsson och Jesper Karlsson har en stor roll i pilotstudien som expertkonsulter med stor erfarenhet av liknande projekt vilket varit en viktig del i genomförandet av pilotstudien, inte minst vid dimensionering och design av pilotcontainern och efterföljande drift och uppföljning. Christian Baresel har tillsammans med Uppsala vatten handlett flera examensarbeten som genomförts inom projektet. Lovisa Olofsson genomförde sitt examensarbete inom våren 2022 som sedan övergick till en anställning som processingenjör och är en klippa i projektet. Byggnationen av pilotcontainern genomfördes under ledning av Uppsala Vattens projektledare Martin Petersson med stort engagemang och deltagande från process- och instrumenttekniker som sedan driftsättningen hösten 2022 pysslar om såväl kolonner som pilotcontainer. Stor eloge till Lovisa Olofsson, Oscar Götlind, Sara Karlsson, Niklas Svanberg, Carl-Johan Högberg med flera för ert tålamod och engagemang som är en förutsättning för den långtidsutvärdering som nu pågår. Johanna Andersson, utredningsingenjör på Spillvattenavdelningen, har varit med på hela resan i projektgruppen och även handlett den tredje examensarbetaren inom projektet, Sofia Olsson, vårterminen 2023. Samtliga examensarbeten har genomförts i samarbete med SLU där Lutz Ahrens varit ämnesgranskare. Denna slutredovisning till Naturvårdsverket är ett delmål, och nu fortsätter pilotstudien med långtidsutvärdering och framtagande av principförslag för det framtida nya reningssteget för avskiljning av mikroförroreningar på Kungsängsverket som sammanställs i en slutrapport våren 2024.

Uppsala oktober 2023

Anna Maria Sundin
Lovisa Olofsson
Christian Baresel
Andriy Malovanyy
Johanna Andersson
Carl-Johan Högberg

Sammanfattning

Uppsala Vatten och Avfall AB har sedan förstudien om avancerad rening för avskiljning av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar (genomförd av Sweco 2020) fortsatt läranderesan inom ramen för en pilotstudie som delfinansierats av Naturvårdsverket. Pilotstudien har till stora delar genomförts i tätt samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet. Inom projektet har tre examensarbeten på masternivå genomförts, och ett fjärde planeras under vårterminen 2024. Pilotstudien syftar till att genom långtidsutvärdering av tekniker för avskiljning av läkemedelsrester och PFAS utgöra underlag för framtagandet av förslag till utformning av ett nytt reningssteg på Kungsängsverket. Kungsängsverket är Uppsalas största avloppsreningsverk och står inför omfattade om- och tillbyggnationer de kommande åren för att möta behovet av ökad reningskapacitet och mer långtgående reningskrav. Pilotstudien har utökats sedan bidragsansökan och detta i kombination med förseningar i projektet har medfört att denna rapport endast redovisar resultat fram till augusti 2023, de avslutande delarna kommer ingå i projektets slutrapport våren 2024.

Pilotstudien är fortsättningen på den förstudie som genomfördes av Sweco 2020 där granulerat aktivt kol (GAK) respektive ozonering i kombination med anjonbytare (AIX) lyftes fram som möjliga teknikkombinationer. I inledningen av pilotstudien fattades beslut om att inte gå vidare med ozonering i pilotstudien p.g.a. höga bromidhalter i vattnet och en begränsad avskiljning av PFAS samt ett behov av att prioritera och göra ett urval av tekniker inför byggnationen av pilotcontainer p.g.a. kostnads- och utrymmesskäl.

Pilotstudien inleddes med kolonnförsök med granulerat aktivt kol och anjonbytare under 2021. Målet med försöken var att utvärdera drift med olika typer av GAK, jonbytarmassa samt en kombination av GAK och jonbytarmassa i serie. Senare har det valts att fortsätta driva kolonnförsöken genom hela projektet och samtidigt bygga en pilotcontainer med mest gångbara teknikkombinationerna. Kolonnförsöken har efter de initiala tester anpassats för att så långt möjligt kunna användas för långtidsutvärdering med kontakttider och bäddjup som är rimliga vid såväl uppskalning till pilotskala som vid utformning av det framtida fullskaliga reningssteget. Baserat på de inledande kolonnförsöken, erfarenheter från tidigare projekt och Kungsängsverkets förutsättningar byggdes en pilotanläggning som togs i drift hösten 2022.

Såväl kolonndrift samt drift av pilotcontainer syftar till att utöver utvärdering av reningseffektivitet för läkemedelsrester och PFAS-ämnen även få ökad kunskap och drifterfarenhet av tänkbara driftuppställningar, t ex olika adsorbenter, singel- och seriedrift och uppströms- respektive nedströmsfilter. Anjonbytare (AIX) för rening av spillvatten är en obeprövad teknik och långtidsutvärderingen ger värdefull kunskap om drift av en kombination med GAK och AIX.

Kungsängsverkets framtida ombyggnation har medfört att pilotstudien har genomförts med ett antagande om vilken förbehandling som bäst representerar den framtida efterpoleringen för att få så representativa resultat som möjligt. Inledningsvis användes en trumsil som förbehandling vilket gav viktiga drifterfarenheter eftersom det var tydligt att användning av polymer i förbehandlingen ledde till ökad igensättning av både GAK-filter och anjonbytare med ett kraftigt ökat behov av backspolning. Vid årsskiftet 2022/2023 fattades inriktningsbeslut om val av efterpolering i projektet Kungsängsverket 2.0 där sandfilter bedömdes vara den bästa lösningen. Projektgruppen valde därför att byta ut trumsilen mot ett kontinuerligt spolat sandfilter för att så långt som möjligt drifva och utvärdera pilotcontainern utifrån ett troligt framtidsscenario.

Pilotstudien har gett värdefull kunskap och data som kommer användas i framtagandet av dimensionering och design av det framtida nya reningssteget på Kungsängsverket.

De viktigaste resultaten och slutsatserna från pilotstudien sammanfattas nedan:

- Såväl kolonndrift som drift av pilotcontainern har varit stabil och en avgörande faktor har varit att ha en väl fungerande förbehandling för att undvika driftstörningar och igensättning av GAK-filtren. Polymer i förbehandlingen har visat sig medföra ett ökat behov av backspolning av GAK-filtren varför det är rekommenderat att använda förbehandling utan polymer.
- I pilotstudien har analyser av 21 läkemedel och 32 PFAS- och andra mikroföroreningar genomförts. I utvärderingen av analysdata och reningseffektivitet har fokus legat på de prioriterade substanser som identifierats vid riskbedömning av Fyrisån. Dessa ämnen är citalopram, diklofenak, oxazepam, metoprolol och PFOS.
- Kolonnförsöken visar på att den största försämringen av reduktion över tid observeras för oxazepam som efter ca 31 000 behandlade bäddvolymter hade en momentan avskiljningsgrad under 50 % i samtliga kolonner. Även för PFOS och andra PFAS-ämnen hade GAK en snabbt avtagande reningseffektivitet som dock kompenseras av den efterföljande anjonbytare vilket resulterade i en hög, stabil reningsgrad. Utvärderingen av PFAS-avskiljningen med anjonbytare har pågått sedan februari 2022 i kolonnförsöken och ännu, efter ca 180 000 behandlade bäddvolymter för AIX, upprätthålls en reningseffektivitet avseende PFOS på över 90 % i samtliga reningslinjerna med GAK följt av AIX. Även för andra PFAS med lång kolkedja sker en avskiljning med de polerande jonbytarfiltren.
- Pilotcontainern har inte driftats tillräckligt länge för att kunna dra några långtgående slutsatser men resultaten ser ut att följa de från kolonnförsöken med snabbast avtagande reningseffektivitet för oxazepam och PFOS över GAK-filtren. De efterföljande anjonbytarna fångar även här upp PFAS-ämnen som inte avskilts i GAK-filtren. De preliminära resultaten pekar på att tvåstegs GAK-filtre är mer effektivt än enstegs GAK-filtre vid samma kontakttid.
- En preliminär förenklad scenarioanalys genomfördes våren 2023 (Olsson, S., 2023). Analysen visade att den lägsta driftkostnaden för samtliga tänkbara reningsmål som undersöktes uppnåddes med 2-stegsfilter av reaktiverat aktivt kol (Cyclecarb). Kombinationen av 2-stegsfilter med reaktiverat aktivt kol och anjonbytare gav också den lägsta klimatpåverkan om reningsscenariot inkluderade reduktion av PFOS eller både PFOS och diklofenak. För övriga reningsscenariot resulterade 2-stegsfilter med reaktiverat aktivt kol utan efterföljande jonbytare i den lägsta klimatpåverkan. Dessa resultat kommer att följas upp och verifieras genom den fortsatta pilotstudien för att säkerställa att de valda processutformningarna ger de mest kostnadseffektiva och miljömässigt motiverade alternativen för det avancerade reningssteget.

Den pågående långtidsutvärderingen kommer ge värdefull kunskap kring reningseffektivitet och de utvärderade teknikernas möjlighet att bidra till en ökad avskiljning av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. Effektiviteten av kombinationen av GAK och efterföljande AIX för att ta bort olika mikroföroreningar kommer undersökas vidare. De slutgiltiga reningsmålen som ska tas hänsyn till i utvärderingen behöver beakta såväl gällande som framtida reningskrav där förslaget till nytt avloppsdirektiv kommer vara drivande då det gäller rening av läkemedelsrester. När det gäller PFAS och andra mikroföroreningar är situationen mer komplex. Uppföljning av reningseffektivitet och teknikutvärdering är en viktig aspekt i den kostnads-nyttoanalys som behöver komplettera den kartläggning av PFAS-källor och spridningsvägar för PFAS i Uppsala där Kungsängsverket är en mindre spridningsväg till Fyrisån och behöver vägas mot de stora kostnader och resurser en PFAS-rening skulle innebära.

Ordlista och förkortningar

Adsorbent	Fast material till vilket ett löst eller fast ämne adsorberas.
AIX	Anjonbytare (Anion exchange resin).
BV	Bäddvolym. Volym adsorbent, inklusive porvolym. (EBV – Empty bed volume)
Desorption	När ämnen avlägsnas från den yta till vilken de adsorberats.
DOC	Löst organiskt kol (Dissolved organic content).
EBCT	Kontakttid (Empty Bed Contact Time). Den tid det tar för vattnet att passera genom filtermaterialet.
Fluidisera	Att fördela fasta partiklar i vätska eller gas, här genom ett uppströms flöde.
GAK	Granulerat aktivt kol.
Genombrott	Uppnås när föroreningar tar sig igenom filtren till den grad att reningsmålet inte längre upprätthålls.
GWP	Global uppvärmningspotential (Global Warming Potential), klimatpåverkan.
Hydrofil	Vattenlöslig.
Hydrofob	Vattenavvisande (fettlöslig).
Metabolit	Nedbrytningsprodukt.
Mikroföroreningar	Organiska och oorganiska föroreningar med antropogent ursprung. Dessa kan orsaka negativa effekter i miljön redan vid mycket låga koncentrationer.
MKN	Miljö kvalitetsnorm. Redogör för den kvalitet som en vattenförekomst ska ha uppnått vid en viss tidpunkt. (EQS – Environmental quality standard)
PEC	Beräknad koncentration av ämne i miljön (Predicted environmental concentration)
PFAS	Per- och polyfluorerade alkylsubstanser.
PFAS11	PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFBS, PFHxS, PFOS, 6:2 FTSA
PFCA	Perfluorerade karboxylsyror.
PFOA	Perfluoroktansyra.
PFOA _{ekv}	PFAS ämnets toxicitet i relation till PFOAs toxicitet (RPF, relative potency factor).
\sum PFOA _{ekv}	Summa av utvalda PFAS ämnets PFOA _{ekv} .
PFOS	Perfluoroktansulfonat.
PFSA	Perfluorerade sulfonsyror.
PNEC	Gräns för den bedömda koncentration av ämne i miljön utan negativa miljöeffekter (Predicted No-Effect Concentration)
Recipient	Vattendrag som är mottagare för det renade avloppsvattnet.
UVA	Ultraviolett absorptions, mäts vid våglängd 254 nanometer.
Vattenmatris	Innehåll i vattnet exkluderat de målsubstanser som avses avskiljas.
Ytbelastning	Mått på förhållandet mellan flöde och bassängyta

1 Inledning

I juni 2020 beviljades Uppsala Vatten och Avfall AB bidrag från Naturvårdsverket (NV-02959-20) enligt förordningen (2018:495) om bidrag för rening av avloppsvatten från läkemedelsrester. Bidraget delfinansierar en förstudie med huvudsakligt syfte att utreda förutsättningar för en fullskalig installation av avancerad reningsteknik för rening av läkemedelsrester från avloppsvatten vid Kungsängsverket i Uppsala.

Pilotstudien genomfördes av Uppsala Vatten och Avfall AB i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet och omfattade planering och genomförande av kolonn- och pilotförsök. Projekttiden varade från november 2020 till 31:e oktober 2023 efter tidigare ändringsbeslut om utökad pilotprojekt och förlängning av projektperioden.

Denna rapport utgör slutleveransen till Naturvårdsverket i oktober 2023 och sammanställer resultaten från pilotstudien och utvärdering till och med augusti 2023. Projektet kommer fortsätta långtidsutvärderingen i pilotstudien och baserat på detta ta fram ett principförslag för utformning av det nya reningssteget och sammanställa detta i en slutrapport för pilotprojektet som helhet.

1.1 Projektbeskrivning

Uppsala Vatten har sökt och beviljats bidrag från Naturvårdsverket för en pilotstudie avseende läkemedelsrening vid Kungsängsverket. Pilotstudien föregicks av en förstudie som även den finansierades av Naturvårdsverket. Den inledande förstudien (Fas A) som färdigställdes av Sweco i januari 2021 (Chen et al, 2021) omfattade en riskbedömning för recipienten, en översikt över tekniker för avancerad rening av läkemedelsrester och PFOS, samt förslag på tekniska lösningar. Riskbedömningen som baserades på litteratordata identifierade vissa ämnen i utgående vatten från Kungsängsverket, såsom citalopram, diklofenak, flukonazol, ibuprofen, metoprolol och PFOS, som utgjorde eller potentiellt kunde utgöra en risk för recipienten (Fyrisån). Baserat på dessa prioriterade ämnen valdes följande tekniker ut som mest lämpliga för avskiljning av läkemedelsrester och PFOS vid Kungsängsverket:

- Granulerat aktivt kol (GAK).
- Ozon + anjonbytare (AIX) + efterbehandling i sandfilter.
- En kombination av GAK och anjonbytare identifierades som en möjlig lösning om det visar sig att PFOS inte avskiljs effektivt med aktivt kol.

Anjonbytare är en oprövad teknik för avloppsvatten, men det finns referenser från storskaliga tillämpningar vid dricksvattenverk (Chen et al., 2021). Trots detta har tekniken valts ut som intressant eftersom ozonering inte avskiljer PFOS och det finns farhågor om att avskiljning av PFOS med GAK kan vara problematiskt. Användning av jonbytare kan ge en mer fokuserad rening av PFOS. Vidare undersökningar bedömdes behövas kring möjligheten att tillämpa denna teknik vid reningsverket varför den inkluderades i pilotstudien.

Pilotstudien (förstudie Fas B) inleddes med kolonnförsök med aktivt kol och anjonbytare under 2021. Målet med kolonnförsöken var att utvärdera drift med olika typer av granulerat aktivt kol (GAK), jonbytarmassa samt en kombination av GAK och jonbytarmassa i serie. I inledningen av Fas B fattades beslut om att inte gå vidare med ozonering i pilotstudien p.g.a. höga bromidhalter i vattnet och en begränsad avskiljning av PFOS samt ett behov av att prioritera och göra ett urval av tekniker inför byggnationen av pilotcontainer p.g.a. kostnads- och utrymmesskäl. Vid ozonering omvandlas bromid till bromat som är cancerogen varför ozonering generellt inte rekommenderas vid bromidhalter > 0,4 mg/l p.g.a. risken för bromatbildning (Wunderlin 2017). Tester med ozonering i

kombination med aktivt kol och anjonbytare i laboratorieskala genomförs istället i ett parallellt projekt i samarbete med SLU under 2023.

Kolonnförsöken kompletterades med en uppskalning till pilotförsök i en containerlösning som driftsattes hösten 2022. De uppskalade pilotförsöken benämns fortsatt som containerförsök. Resultat från kolonn- och containerförsök kommer långtidsutvärderas under minst 1,5 år och ligga till grund för framtagandet av principförslag för avancerad rening inklusive besluts- och dimensioneringsunderlag. Framtagandet av principförslag kommer dock inte ingå i denna slutrapport till Naturvårdverket.

Fas B består av följande delmoment:

- 1) Bänkskaleförsök med kolonndrift inklusive utvärdering
- 2) Design av pilotanläggning för upphandling och byggnation
- 3) Containerförsök på Kungsängsverket inklusive utvärdering
- 4) Framtagande av principförslag för avancerad rening på Kungsängsverket inklusive dimensionering och ekonomisk kalkyl

1.2 Syfte och mål

Bänkskale- och containerförsöken på Kungsängsverket syftar till att ge viktig kunskap och information för beslut om utformning av framtida läkemedelsrening på Kungsängsverket för en effektiv avskiljning av läkemedelsrester och PFAS. Förutom reningseffektivitet behöver avvägningar kring resursförbrukning, ytbehov, drift- och investeringskostnader och driftsäkerhet göras. En viktig faktor är också att den valda tekniken ska vara beprövad i liknande tillämpningar tidigare eller testats i projektet i tillräcklig grad för implementering i full skala inom några år.

Syftet med containerförsöken är att erhålla ytterligare svar på hur avskiljningen kan förväntas fungera i fullskala. Pilotanläggningen kommer kunna användas för fortsatta forsknings- och utvecklingsprojekt inom området.

1.3 Avgränsningar

Framtagandet av principförslag inklusive besluts- och dimensioneringsunderlag kommer inte ingå i denna slutrapport enligt överenskommelse med Naturvårdverket. Detta då förseningar i pilotprojektet orsakat att nödvändiga underlag för detta moment inte fanns tillgängligt vid tidpunkten för rapporteringen.

De genomförda kolonn- och containerförsöken pågår fortfarande vid tidpunkten för rapporteringen och ny kunskap kan således påverka några av de slutsatser och rekommendationer som ges i denna rapport.

Den framtida processlösningen för Kungsängsverkets efterpolering som föregår det nya reningssteget för avskiljning av mikroförroreningar är en del av den om- och tillbyggnation som planeras. Under en stor del av pilotprojektet fanns osäkerheter kring teknikval för efterpoleringen. Även om projektgruppen har försökt att ta höjd för olika tänkbara processlösningar har inte alla eventuella utfall kunnat tas hänsyn till. Detta har även medfört att förbehandlingen till containerpiloten har justerats under projektperioden från trumsil till sandfilter.

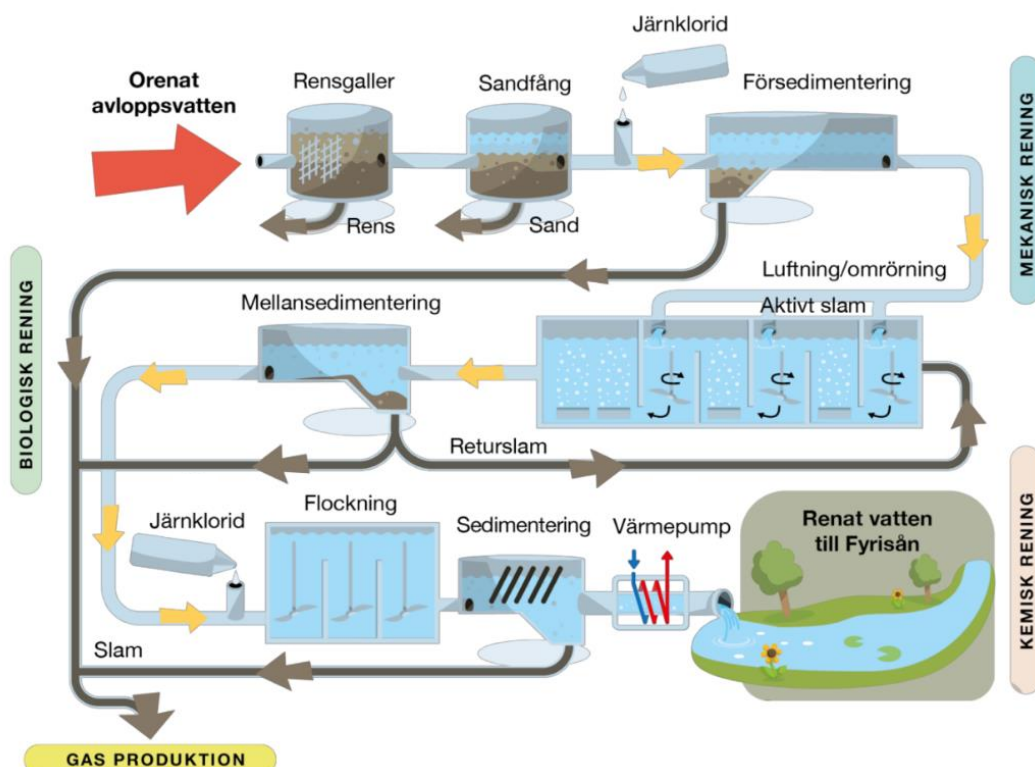
Det parallella projektet som genomförs i samarbete med SLU för utvärdering av ozonering i kombination med aktivt kol och anjonbytare i laboratorieskala redovisas inte i denna slutrapport. IVL har varit behjälpliga för att SLU ska utvärdera en realistisk försökupställning som förutom ozonering även inkluderar en filtrering av ozonerat vatten genom kolfilter och jonbytare. Försöken i laboratorieskala inkluderar samma adsorbenter som testas i pilotskalan på Kungsängsverket.

Spillvatten har hämtats från Kungsängsverket och analys av läkemedelsrester genomförs på SLU inom projektet. Dessa försök genomförs under 2023 inom ramen för ett doktorandsprojekt och kommer avrapporteras separat.

1.4 Bakgrund

1.4.1 Kungsängsverket, nu och i framtiden

Kungsängsverket är Uppsala vattens största reningsverk och renar vatten från ca 200 000 personer i de centrala delarna av Uppsala och närliggande tätorter. Reningsverket har en konventionell rening med mekanisk, biologisk och kemisk rening, se Figur 1. Vid reningen bildas slam som rötas och sedan avvattnas med centrifuger. Vid rötningen produceras biogas som sedan uppgraderas till fordonsgas. Kungsängsverket är Revaq-certifierat och rötresten (slammet) används som gödningsmedel på åkermark efter minst 6 månaders mellanlagring som syftar till att hygienisera slammet innan användning.



Figur 1. Kungsängsverkets avloppsvattenrening. Inkommande vatten genomgår mekanisk-, biologisk och kemiskrening innan det släpps ut till recipienten Fyrisån (Uppsala Vatten 2020).

Kungsängsverket står inför en omfattande om- och tillbyggnation med en utökning av kapaciteten till 330 000 pe. Flera nya anläggningsdelar planeras för att möta behovet av spillvattenrening i en växande stad samt de förväntade ökade kraven på rening. Bland annat nytt biosteg, efterpolering och ett nytt reningssteg för avskiljning av mikroföroreningar såsom till exempel läkemedelsrester ingår i ett projektprogram som planeras att genomföras under en tioårsperiod med start då ett nytt miljötillstånd är på plats.

1.4.2 Läkemedel och andra mikroföroreningar vid Kungsängsverket

Uppsalas spillvatten innehåller precis som allt kommunalt spillvatten mikroföroreningar, däribland läkemedelsrester och PFAS, från punktkällor och diffusa utsläppskällor. Läkemedelsrester kommer till största delen från hushåll men en del kommer även från Akademiska sjukhuset i Uppsala. För PFAS är kommunalt och industriellt avloppsvatten endast en av många transportvägar till miljön. Att det finns

många andra PFAS-källor som atmosfärisk deposition, förorenade områden från t.ex. brandövningar m. fl., är en av utmaningarna i arbetet med att minska PFAS i miljön (Baresel et al., 2022).

Trots rening med mekanisk, biologisk och kemisk rening i Kungsängsverket finns fortfarande en del av dessa mikroföroreningar i utgående vatten eftersom avloppsreningsverket är dimensionerat för att avskilja fosfor, kväve och organiskt material, för vilka det finns reningskrav idag. De mikroföroreningar som inte avskiljs avleds till recipienten, Fyrisån. Fyrisån mynnar sedan i Ekoln som är en delbassäng av Mälaren som utgör råvattentäkt för en stor del av Stockholms produktion av dricksvatten vid bland annat Görvälnverket som drivs av Norrvatten. Den största enskilda spridningsvägen för läkemedelsrester till Fyrisån och Ekoln utgörs av Kungsängsverket. När det gäller PFAS visar en kartläggning som Norrvatten genomfört med syfte att identifiera de största källorna till PFAS till Mälaren att de största mängderna kommer från förorenad mark på flygplatserna i Ärna samt Arlanda (Ekman och Ejhed, 2022). Om dessa punktkällor kunde åtgärdas skulle tillförseln av PFOS till Görväln minska med 30 % enligt Norrvattens uppskattning. I kartläggningen kunde en kraftig ökning av PFAS i Fyrisån ses nedströms Ärna jämfört med provpunkten uppströms.

Inkommande spillvatten till Kungsängsverket innehåller PFOS och andra perfluorerade alkylsyror (PFAS) som till stor del kommer från hushåll, från punktkällor samt via tillskottsvatten. Uppströmsarbete och åtgärder som vidtagits vid anslutna verksamheter har bidragit till att inkommande PFAS-mängder minskat markant mellan 2018 och 2022. För PFOS var minskningen 80% i inkommande vatten, och för PFAS11 drygt 70 %. På samma sätt som för en del av läkemedelsresterna avskiljs PFAS endast delvis i reningsverket. Till skillnad från läkemedelsrester där avloppsreningsverk är den huvudsakliga spridningsvägen till mottagande vatten är det bara en av flera spridningsvägar av PFAS till Fyrisån. En massbalans som genomförts av Uppsala vatten under 2021–2022 indikerar att spridningen via Kungsängsverket endast utgör en mindre del av PFOS i Fyrisån, mellan 8–30 % vid de aktuella provtagningstillfällena. Detta förstärker Norrvattens slutsats om behovet av att åtgärda spridningen av PFAS vid källan.

1.4.3 Riskbedömningen av mottagande recipient

I riskbedömningen som gjordes i förstudien Fas A beräknades förväntade koncentrationer i recipienten (PEC - predicted environmental concentration) utifrån utgående halter från Kungsängsverket och en utspädningsfaktor på 16 (nuläge) respektive 11 (2050). Dataunderlaget för utgående halter av läkemedelsrester baserades på två studier (Golovko et al., 2020 och Söregård et al., 2019) medan halter avseende PFAS baserades på Uppsala Vattens egna mätningar (2014–2020).

Den beräknade koncentrationen (PEC) jämfördes med den högsta koncentrationen som inte förväntas ha någon negativ effekt på organismerna i recipienten (PNEC – predicted no effect concentration). Om kvoten PEC/PNEC är större än 1 finns en reell risk för negativ effekt som kan medföra att organismerna kan skadas av mikroföroreningarna. För ämnen med riskkvot mellan 0,1–1 finns en måttlig risk för negativ effekt varför de ämnen som hade en riskkvot >0,1 ansågs prioriterade att utreda vidare utifrån förstudien och inkluderade citalopram, diklofenak, flukonazol, ibuprofen, metoprolol, PFOS samt 4-nonylfenol. Endast PFOS hade en riskkvot som översteg 1. Ytterligare provtagning rekommenderades för att kunna bekräfta resultaten.

För att få en bättre bild över recipientens behov och ett mer omfattande underlag för riskbedömning startade därför under hösten 2021 en utökad provtagning i Fyrisån och utgående vatten från Kungsängsverket för analys av PFAS och läkemedelsrester.

Slutsatser från den uppdaterade riskbedömning av Fyrisån är:

- Citalopram, diklofenak och oxazepam kan samtliga utgöra en reell risk för negativa effekter på recipienten enligt beräknade riskkvoter och anses vara prioriterade för fortsatt uppföljning och utvärdering med avseende på avancerad rening.
- Furosemid, sertralin och sulfametoxazol kan utgöra en risk och bör också finnas med i fortsatt uppföljning men dessa ämnen bedöms inte vara lika prioriterade eftersom riskkvoterna är lägre.
- Erythromycin, klaritromycin, östron och 4-nonylfenoler kan utgöra risk baserat på riskkvoter och östradiol och etinylöstradiol omfattas av gränsvärden i föreskrifterna HVMFS:2019:25, men går inte att på ett tillfredsställande sätt bedöma utifrån de underlag som finns idag (huvudsakligen på grund av att rapporterings-gränserna är för höga). Dessa ämnen bör finnas med för bevakning men här behövs bättre analysmetoder för att kunna göra en mer relevant bedömning.
- När det gäller PFAS-ämnen överskrider visserligen gränsvärdet för PFOS och det föreslagna gränsvärdet för PFOA-ekvivalenter nedströms Kungsängsverket i punkten Vindbron, men utredningen visar tydligt att bidraget via renat avloppsvatten från Kungsängsverket utgör en begränsad andel av den totala belastningen till Fyrisån. En betydande andel av masstransporten observeras redan vid Klastorp, varför åtgärder för att minska belastningen av PFAS till Fyrisån i huvudsak bedöms vara nödvändiga att vidta uppströms Uppsala stad. Även mellan Klastorp och Kungsängsverket sker en ökning vilket tyder på spridning från staden genom dagvattnet. Andelen PFOS från Kungsängsverket varierar men låg vid den utökade recipientprovtagningen mellan 8–30 % av beräknade mängder vid Vindbron och har en liten påverkan på koncentrationen i ån. Rening av PFAS-ämnen vid Kungsängsverket skulle endast leda till marginella effekter på halterna i recipient och behöver vägas mot de kostnader och resurser en PFAS-rening skulle innebära.

1.4.4 Effektbaserade analyser

Inom ett parallellt projekt har användandet av effektbaserade analyser som ett komplement till kemiska analyser undersökts (Holm & Önnby, 2022). Effektbaserade analyser skiljer sig från kemiska analyser, där specifika ämnen analyseras, genom att man i stället analyserar vilken effekt (t.ex. hormonstörande effekter) det samlade vattnet har. Totalt analyserades avloppsvatten från sex reningsverk med hjälp av effektbaserade metoder. Uppsala var ett av avloppsreningsverken som deltog i studien och prover samlades in vid ett tillfälle i juni 2022 för analys. Dygnsprov togs från inkommande och utgående från reningsverket, efter piloten (kolonner i bänkskala), och ett stickprov i recipient. Erhållna analysvar var dock svårtolkade bl.a. på grund av att gränsvärdet låg under rapporteringsgränsen. Fler provtagningar skulle behövas för att tydliggöra effekten av hormonstörande ämnen där det sannolikt varierar över året och beror av bland annat utspädning i Fyrisån. Resultaten från projektet pekade dock på att en rening med GAK minskade effekten av hormonstörande effekter mätt som östrogen aktivitet (ER-aktivitet).

2 Metodik och genomförande

I efterföljande avsnitt presenteras kort de olika tester i bänk-, kolonn- och containerskala som genomförts, samt relaterade provtagnings- och analysmetoder. Bänk-, kolonn- och containerförsök genomfördes delvis som en del av olika examensarbeten som rapporterats i Kalecinska (2021), Olofsson (2022) och Olsson (2023). De inledande bänkskaletesterna och initiala kolonnförsök har genomförts i inledningen av Fas B av projektet och därmed utan medverkan av IVL Svenska

Miljöinstitutet. Dock har IVL hjälpt till med en bedömning av dessa tester och använt utvärderingen vid planering av långtidstesterna med kolonn- och containerförsök.

2.1 Bänkskaletester för rening av mikroföroreningar

2.1.1 Labbskaletester med aktivt kol och jonbytare

Inför projektering och utformning av kolonn- och containeranläggningen genomfördes inledande tester i bänkskala. Dessa har undersökt hur olika GAK och en anjonbytare avskiljer läkemedelssubstanser och PFAS. Syftet med de inledande studierna har varit att ge underlag till hur kolonn- och containerförsök ska utformas och vilka adsorbenter som ska testas.

2.1.1.1 Inledande bägarförsök

De inledande försöken utfördes för att testa lämplig dosering, följt av bägarförsök där fem olika GAK och en anjonbytare (AIX) utvärderades. Vid genomförandet av bägarförsöken blandades GAK eller AIX med utgående avloppsvatten från Kungsängsverket. De koladsorbenter som testades var Filtrasorb 400, Cyclecarb 401, Brennsorb 1240, Aquasorb 5000, Aquasorb 2000, samt jonbytaren Purolite PFA694E. Målet med försöket var att välja ut det bästa och det sämsta kolet för avskiljning av 13 PFAS-ämnen. Försöket pågick i 8 timmar och under denna tid blandades adsorbent- och vattenblandningen med hjälp av en magnetomrörare. Prover togs vid 5 min, 10 min, 20 min, 60 min och 8 timmar.

I varje bägare användes en startvolym på 4 liter. Vid varje provtagning togs 250 ml prover, vilket resulterade i en vattenvolym på 2,75 liter vid avslutat försök. En dos på 1,2 gram adsorbent tillsattes till varje bägare, vilket motsvarar en initial dosering på 300 mg/l och en dosering på 400 mg/l inför den sista provtagningen.

2.1.1.2 Kompletterande bägarförsök

I kompletterade tester utvärderades avskiljningen av 12 PFAS-ämnen och 18 läkemedel. Utvärderingen utfördes med två olika koladsorbenter, Brennsorb 1240 och Cyclecarb 401, samt anjonbytaren Purolite PFA694E. Försöket genomfördes med filtrerat utgående avloppsvatten från Kungsängsverket, som hade passerat ett 80 µm filter följt av ett 20 µm filter. Dessutom utfördes försöket med en referens för varje adsorbent, där kranvatten användes istället för filtrerat utgående avloppsvatten. Prover togs vid 10 min, 20 min, 1 timme, 4 timmar, 8 timmar, 24 timmar och 48 timmar.

I varje bägare användes en startvolym på 4,5 liter. Vid varje provtagning togs 2 × 200 ml prover från bägarna med renat avloppsvatten, vilket resulterade i en vattenvolym på 1,7 liter vid avslutat försök i bägarna med avloppsvatten. En dos på 1,3 gram adsorbent tillsattes till varje bägare, vilket motsvarade en initial dosering på 300 mg/l och en dosering på 620 mg/l inför den sista provtagningen.

2.2 Kolonnförsök med aktivt kol och jonbytare

Försök med olika filtermaterial i bänkskala genomfördes först med mer kortvariga kolonnförsök under 2021 (Kalecinska 2021). Dessa efterföljdes av långtidstester (Olofsson 2022; Olsson 2023) som fortfarande pågår.

2.2.1 Initiala kortvariga kolonnförsök

Kalecinska (2021) genomförde första kortvariga (7 veckor) kolonnförsök med olika adsorbenter. Dessa försök fortsattes sedan av Uppsala Vatten och Avfall efter exjobbet var slutfört i flera veckor till. De inledande kolonnförsöken genomfördes med en kort kontakttid (5 minuter) för att kunna

snabbare få genombrott och möjlighet att utvärdera reningseffektiviteten för de olika adsorbenterna.

För kolonnförsöket togs renat avloppsvatten från Kungsängsverket som filtrerades (80 µm följt av 20 µm filter). Filtren installerades efter ett par dagars drift (2 000 bäddvolym). Efter filtreringen mellanlagrades vattnet i en tank där kvarvarande partiklar kunde sedimentera. Att sedimentering skedde i volymen var en bieffekt av den stora volymen, vilken valdes för att det alltid skulle finnas vatten att försörja filtren med. Avloppsvattnet pumpades därefter till 6 kolonner inklusive en referenskolonn (utan adsorbent), Brennsorb 1240, Purolite 694E, Cyclecarb 401 och Purolite PFA694E som följde efter kolonnen med Cyclecarb.

Backspolning av kolonnen skedde manuellt och genomfördes vid behov med vatten från mellanlagringstanken. Den maximala backspolningshastigheten testades initialt och sattes till 24 l/h för kolbäddarna och 14 l/h för jonbytare. Detta motsvarade en ytbelastning på 10 respektive 6,1 m/h. Tryckfall över adsorbentbädden mättes genom att mäta vattennivå i kolonnerna. Innan 20 µm-filtret installerades blev det mycket igensättning i adsorbentmaterialet, förmodligen p.g.a. ansamling av järnhydroxid (kemslam) som fanns i utgående vatten från avloppsreningsverket. Jonbytare behövde något mer frekvent backspolning än kolfiltren.

Tekniska data för de initiala kolonnförsöken:

- Tvärsnittsarea kolonn: 54 mm innerdiameter ger 22,90 cm².
- Bäddjup: Ca 22 cm.
- EBCT: 5 min för respektive kolonn.
- Flöde: 6 l/h per kolonn.
- Ytbelastning: 2,6 m/h

Vattenprover analyserades med avseende på läkemedel och PFAS-ämnen på SLU. Vattenprover samlades in under vecka 1, 3, 4, 8, 14 och 18 efter start. Analyser gjordes när 12, 3 700, 5 700, 14 000, 26 000, 34 000 bäddvolym vatten hade renats. Av dessa finns analyser fram till 14 000 BV redovisat i Kalecinska (2021). DOC analyserades på filtrerat vatten under vecka 2 – 8, samt efter kolonnerna.

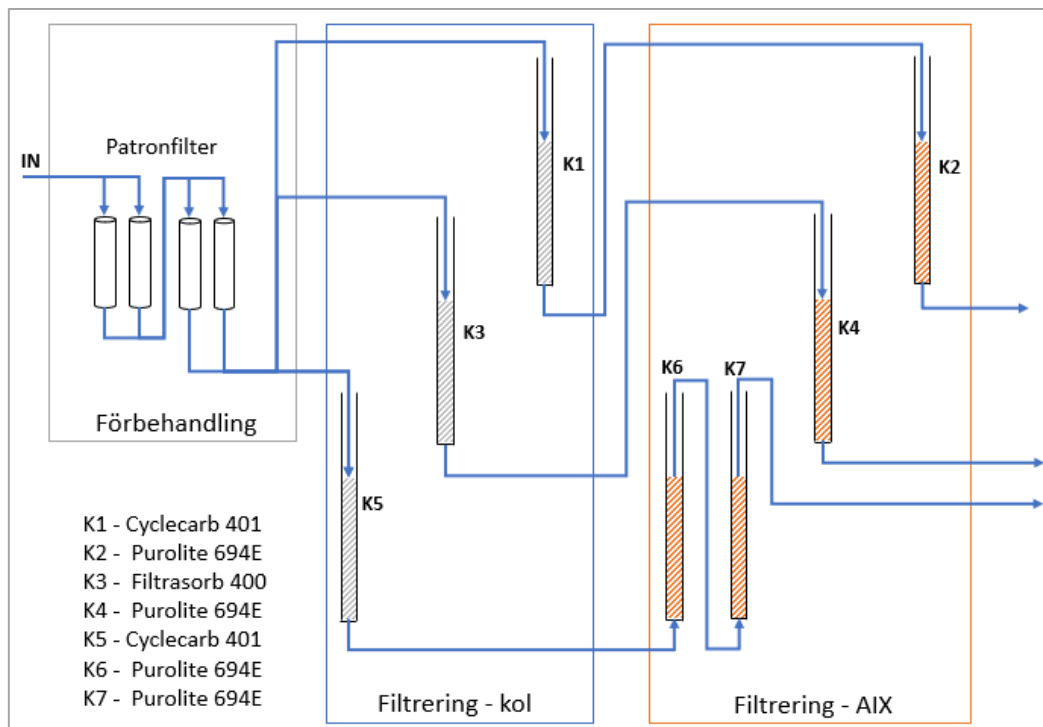
2.2.2 Långtids-kolonnförsök med aktivt kol och jonbytare

Kolonnförsöken utfördes med en liknande försökupställning som den inledande korttidsutvärderingen med sju plexiglaskolonner (höjd 200 cm, innerdiameter 5,5 cm). Dock modifierades denna efter de initiala försöken (Figur 2). Nedan en kort beskrivning av uppsättningen, för fler detaljer hänvisas till Olofsson (2022) och Olsson (2023).



Figur 2. Kolonnuppställning numrerade från höger till vänster.

Kolonnerna delades in i tre driftlinjer (Figur 3). Driftlinje ett bestod av två nedströmskolonner, där den första innehöll granulerat aktivt kol(K1) och den andra innehöll adsorberande jonbytare (K2). Driftlinje två bestod också av två nedströmskolonner, med GAK i den första (K3) och AIX i den andra (K4). Skillnaden mellan driftlinje ett och två var typen av GAK-material. Driftlinje tre bestod av tre kolonner, med en nedströmskolonn med GAK (K5) följt av två uppströmskolonner med AIX (K6-K7). Valet av Cyclecarb 401 baserades på de goda resultaten avseende reduktionen av mikroföroreningar i de inledande bägarförsöken (se kapitel 2.1.1 och Kalecinska (2021)). Å andra sidan valdes Filtrasorb 400 på grund av att det redan används vid Uppsala Vattens dricksvattenrening och bra erfarenheter från andra försök med rening av avloppsvatten från mikroföroreningar. Cyclecarb 401 är en regenererad form av GAK, medan Filtrasorb 400 är en jungfrulig GAK. Anjonbytaren (Purolite 694E) valdes eftersom den används vid Uppsala vattens dricksvattenrening med goda resultat.



Figur 3. Schematisk beskrivning av kolonnförsöken.

Vattnet som användes i studien var det kemiskt reade utgående vattnet från Kungsängsverket. Innan vattnet pumpades till GAK-kolonnerna genomgick det en förbehandling bestående av seriekopplade patronfilter, där fyra patronfilter var kopplade två och två. Det första patronfiltret hade en filterstorlek på 50 μm , följt av ett filter med en filterstorlek på 5 μm . I inledande kolonnförsöken filtrerades vattnet med 20 μm filter. Valet av ett tätare filter i fortsatta försök grundades på att 5 μm bättre representerar den efterpolering som avloppsvatten kommer passera igenom i ombyggda Kungsängsverket. Syftet med förbehandlingen var att minska koncentrationen av suspenderat material i det inkommande vattnet till kolonnerna. Detta gjordes för att minska risken för igensättning och behov av backspolning samt för att simulera den förväntade vattenkvaliteten vid framtida avancerade reningssteg.

Ett vattenflöde på 7,4 l/h användes för att uppnå den önskade kontakttiden på 15 min för GAK och 5 min för nedströmskolonnerna med AIX, och 2 min för uppströmskolonnerna med AIX. För varje kolonn och adsorbent beräknades (l/h) enligt föreslagen kontakttid. Flödet kontrollerades regelbundet och justerades vid behov.

Kolonnerna fylldes med de olika adsorbenterna med hänsyn till den förväntade expansionen vid backspolning. Den faktiska kontakttiden (EBCT) beräknades vid varje provtagning baserat på bäddvolymen och de uppmätta flödena.

Backspolning utfördes på de fem nedströmskolonnerna (K1 - K5) för att förhindra bräddning av vattnet på grund av igensättning. Backspolningen utfördes när vattennivån översteg 170 cm eller när nivån översteg 150 cm på fredagar för att undvika bräddning under helgen. GAK-kolonnerna och AIX-kolonnerna backspolades initialt med ett flöde på 30 l/h respektive 15 l/h vilket motsvarade en ytbelastning på 12,6 m/h respektive 6,3 m/h. Senare ökades flödet för att uppnå en effektivare rening av filtren genom att sätta flödet till 50 l/h (21 m/h) respektive 30 l/h (12,6 m/h) i GAK- och AIX-kolonnerna. Det senare använt flöde för spolning av GAK-filter ger ca 30 % expansion av bädden, vilket är den rekommenderade expansionen för kolfilter i fullskaliga filter. Det finns ännu inga rekommenderade backspolflöden för anjonbytare i avloppsvattenapplikation. Spolflödet valdes

därför till ett flöde som gav > 100 % expansion av bädden vilket behövdes för att spola bort partiklar som ansamlats i bädden. Backspolningen fortsatte tills en tydlig klarvattenfas kunde observeras, vilket vanligtvis tog cirka 10 - 15 minuter. För att blanda materialet och undvika förlust av material användes luftpumpning med korta intervall. Om luftpumpningen inte var tillräcklig för att blanda materialet användes en slang för att omröra materialet från toppen av kolonnen. Datum och tid för varje backspolning antecknades för utvärdering av behovet av backspolning. Belastningstester utfördes på de två uppströmskolonnerna (K6 och K7) för att undersöka hur expansionen av AIX-bäddarna förändrades över tid. Genom att variera flödena i kolonnerna kunde expansionen av adsorbenten utvärderas. De tre första belastningstesterna utfördes vid flöden på 3,7 l/h, 5 l/h, 11 l/h och 15 l/h, vilket motsvarade en ytbelastning på 1,6 m/h, 2,1 m/h, 4,6 m/h, 6,3 m/h i kolonnerna. Senare belastningstester utfördes vid högre ytbelastningar på 6,3 m/h, 8,4 m/h och 10,5 m/h genom att använda en kraftigare pump. Materialhöjden i kolonnerna mättes vid olika flöden, inklusive utan flöde, för att utvärdera expansionen av adsorbenten.

2.3 Containerförsök med aktivt kol och jonbytare

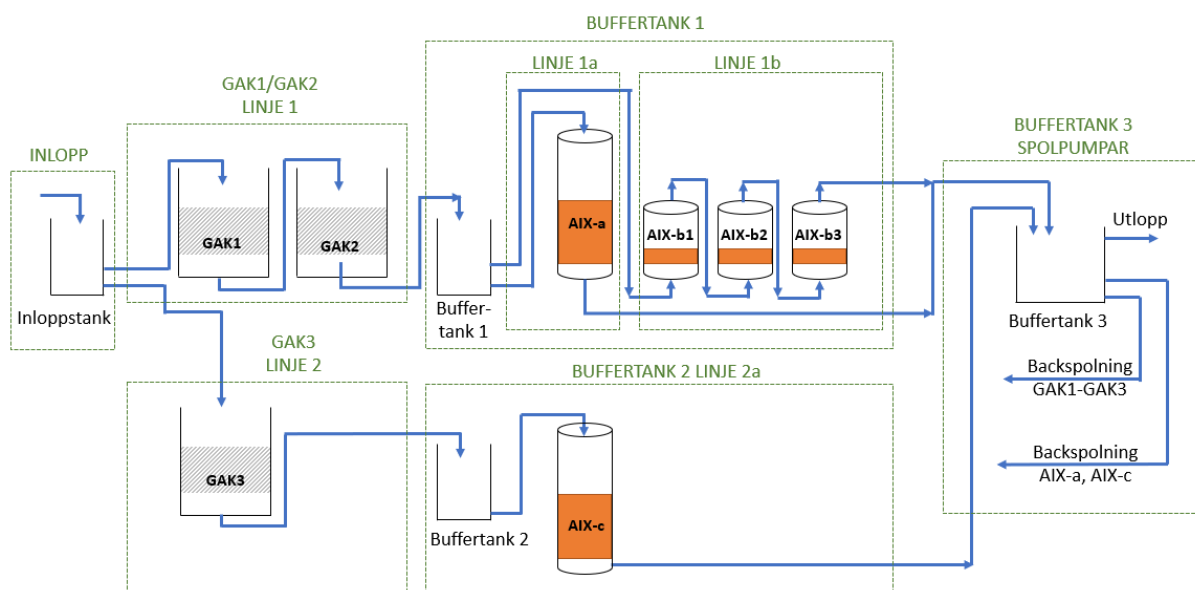
Pilotanläggningen med aktivt kol och jonbytare är inbyggd i en container med eget styrsystem och består av två parallella linjer med reningssteg för filtrering genom kolfilter och jonbytarfilter. Ett principiellt schema över pilotcontainern visas i Figur 4. Pilotcontainern föregås av en förbehandlingspilot som beskrivs närmare i avsnitt 2.4.

Linje 1 består av följande steg:

1. Två seriekopplade GAK-filter (GAK1 och GAK2) med en yta på 0,33 m² vardera
2. En buffertank för vatten renat i GAK-filter (Buffertank 1)
3. Två parallella linjer med jonbytarfilter (varje med en yta på 0,07 m²):
 - a. Ett 180 liter jonbytarfilter för nedströmsdrift (AIX-a).
 - b. Tre seriekopplade 80 liter jonbytarfilter för uppströmsdrift (AIX-b1 – AIX-b3)

Linje 2 består av följande steg:

1. Ett GAK-filter (GAK3) med en yta på 0,33 m².
2. En buffertank för vatten renat i GAK-filter (Buffertank 2)
3. Ett 180 liter jonbytarfilter för nedströmsdrift (AIX-c) med en yta på 0,07 m².



Figur 4. Schematisk beskrivning av tcontainerförsöken.

De seriekopplade filtren GAK1 och GAK2 är byggda så att seriedrift kan ske åt båda håll. Försöksperioden har inletts och körs fortsatt med att GAK1 är första filtret i serien. Ordning av filter byts när genombrott av mikroföroreningar uppnås och adsorbent i GAK1 behöver bytas ut. Genombrott av mikroföroreningar kan definieras på olika sätt beroende på reningsmål och andra syften med containerförsöken. När ett byte av ett filter ska ske bestäms i projektgruppen. Kontakttiden (EBCT) är satt till 20 min över båda filter vilket innebär en EBCT på 10 min i varje filter. GAK3 har samma EBCT som GAK1 och GAK2 tillsammans (20 min) för att kunna utvärdera och jämföra 1-mot 2-stegsdrift. Detta innebär att flödet till GAK3 ligger på 50 % av flödet till GAK1. Under perioden från idrifttagning (september 2022) och fram till byte av förbehandling från trumsil till sandfilter (april – juni 2023) var flödet in till pilotcontainern något lägre än det dimensionerade vilket medförde en längre EBCT där GAK1 och GAK2 tillsammans samt GAK3 hade en EBCT på ca 28 minuter.

Pilotcontainern är utrustad med flera nivå- och tryckgivare för kontinuerlig övervakning av piloten. Inloppspumpen ger ett konstant flöde till GAK-filtren och en boosterpump håller en konstant vattennivå i GAK1 (1,80 m) och pumpar vidare vattnet till GAK2. Vid igensättning av första filtret i serie kompenserar boosterpumpen för ett högre tryckfall genom att öka frekvensen. Från GAK2 och GAK3 leds vattnet med självfall vidare till Buffertank 1 respektive 2. Med hjälp av reglerventiler hålls en konstant vattennivå i GAK2 och GAK3 (1,80 m).

Jonbytarfilter AIX-a och AIX-c är nedströmsfilter och matas med vatten från Buffertank 1 respektive 2. Filtren är fyllda med ca 85 liter jonbytarmassa (Purolite 694E) och totala volymen av varje filter är ca 180 liter. I övre delen av filtret finns två inlopp/utlopp – det ena med dysa och det andra utan för en anpassad backspolning. Utgående vatten från jonbytarfiltret leds från botten av kolonnen till Buffertank 3. I bottendelen av kolonnen finns dysor med fin spaltvidd som håller jonbytare kvar i kolonnen. Jämfört med AIX-a har bottendysorna i AIX-c större spaltvidd men det ligger en lager av kis (grus) ovan dysorna för att förhindra att jonbytarmassa kommer ut. Den större spaltvidden i kombination med kis i AIX-a är den rekommenderade lösningen av jonbytesfilterleverantörer. De finare dysorna testades i AIX-c för att utvärdera om de kommer hålla massan lika bra och ge ett homogent flöde vid backspolning. Detta eftersom det sågs fördelen med att undvika ha kis på botten av filtret, vilket underlättar vid byte av jonbytesmassa. Fyllnadsgraden är samma i AIX-c som AIX-a men eftersom det ligger 12 liter kis på botten är volymen av jonbytare i AIX-c mindre med motsvarande andel. AIX-c körs också med ett högre flöde som ger en kortare kontakttid på ca 3 min jämfört med 10 min i AIX-a. Likt GAK-filtren var flödet något lägre än dimensionerat tills bytet av förbehandling vilket resulterade i att AIX-c under denna period hade EBCT på 4 minuter. Även driftsätten skiljer sig något av AIX-c mot AIX-a då filtret, i första hand, backspolas genom bottendysor och inte "mellandysan" som i AIX-a. På grund av problem med igensättningar har dock båda filtren spolats genom bottendysorna det mesta av försöksperioden. Eftersom AIX-c belastas mer och vattnet filtreras genom bara ett GAK-filter, förväntas att tryckfallet kommer vara högre och igensättning kommer komma snabbare än i AIX-a.

De seriekopplade uppströms jonbytarfiltren AIX-b 1–3 försörjs med vatten från Buffertank 1 som tillförs filtren via dysor med fin spaltvidd installerade på filterbotten. Varje filter har en totalvolym på 80 liter varav ca 11 liter är fyllda med jonbytarmassa och ca 16 l består av kis. Vid det valda flödet på ca 0,2 m³/h fluidiserar jonbytarmassan med ca 50 %. Nivån av den fluidiserade jonbytarbädden ligger på ca 60 % av jonbytarens totalhöjd. Eftersom jonbytarena inte har siktönster går det dock inte att se hur jonbytare är fluidiserade och var nivån ligger. Utgående vatten kan ledas antingen genom toppdysan eller förbi toppdysan. Utloppet förbi dysan är bara till för att spola bort eventuellt

ansamlat suspenderat material. Normalt tryckfall över jonbytarfilter med ett flöde på 0,2 m³/h är ca 0,02 bar i varje filter. Om tryckfallet överstiger 0,1 bar eller om pumpen har svårt att hålla det inställda flödet trots att vattennivån i tanken är hög, kan utloppsdysorna i jonbytarfiltren spolas genom att leda utgående vatten förbi dysorna.

Även kolfilter och nedströmsjonbytare AIX-a och AIX-c behöver backspolas och backspolningen kan initieras av 3 alternativa villkor:

- 1) För högt tryckfall över filtret
- 2) När vattennivån nått något under bräddnivån
- 3) Efter att viss volym av vatten renats i filtret

När backspolning initieras kan den antingen startas automatiskt eller efter att linjen stoppas och backspolningen startats manuellt av driftpersonal för att möjliggöra övervakning. Jämfört med GAK1 och GAK3 behöver GAK2 backspolas mer sällan eftersom det vatten som leds in i GAK2 redan genomgått rening med avskiljning av suspenderat material i GAK1. Backspolningen initieras på samma villkor och kan också startas antingen manuellt eller automatiskt. Backspolning av filtren sker med en sekvens med tryckluft och vatten. Backspolning av jonbytare kördes inledningsvis endast manuellt och senare initierades automatiskt vid för högt tryckfall över filtret. Backspolning av jonbytarfilter görs enligt samma strategi som för GAK-filter dock kan antingen hela filterbädden backspolas med hjälp av bottendysan eller endast översta delen backspola, genom mittendysan.

Figur 5 visar hur GAK- och jonbytarfiltren är placerade i pilotcontainern.



Figur 5. Pilotanläggningen med kolfilter (vänster) och jonbytarfilter (höger, de tre mindre filter är uppströmsfilter).

2.4 Förbehandlingspilot till pilotcontainern

Trumsil och sandfilter är de två tekniker som har använts för att rena vatten från suspenderade partiklar innan användning i pilotanläggningen för avancerad rening. För att även minska fosforhalten kan fällningskemikalie och polymer användas där sandfilter till skillnad från trumsilen inte kräver tillsatts av polymer för fosforavskiljning. Användning av filterduk med filterstorlek 10 µm i trumsilen bedöms enligt IVLs erfarenheter från andra pilotförsök motsvara samma filterförmåga som filtrering med sandfilter.

utförts av det ackrediterade laboratoriet på Uppsala Vatten och Avfall AB. Kompletterade prover för fenoler, läkemedel och PFAS under sista delen av projektet har utförts av IVL Svenska Miljöinstitutet. IVLs analyser är inte ackrediterade men följer motsvarande kvalitetsrutiner och samtliga analyser följer standardmetoder som inte återges i denna rapport. För de inledande korttidsförsöken under 2021 genomfördes analyser av mikroföroreningar på SLU. För en övergripande beskrivning av analysmetoder hänvisas t.ex. till Kalecinska (2021).

3 Resultat och diskussion

I detta kapitel sammanfattas resultat för bänkskale- och containerförsök såhär långt inom pilotstudien inklusive diskussion.

3.1 Bänkskaleförsök för rening av mikroföroreningar

Bänkskaletester inkluderar dels bägarförsök som genomfördes 2021 för urval av adsorbenter, dels kolonnförsök för utvärdering av drift av kolonner med GAK och AIX där de inledande kolonnförsöken utvecklades till långtidsförsök som påbörjades i januari 2022 och fortfarande pågår.

3.1.1 Labbskaletester med aktivt kol och jonbytare

3.1.1.1 Inledande bägarförsök

Från de inledande försöken bedömdes Cyclecarb 401 som den mest effektiva koladsorbenten vad gäller avskiljning av PFAS11. Det minst effektiva kolet har bedömts vara Brennsorb 1240. Den procentuella avskiljningen av t.ex. PFOS rapporterades med ca 90 % för Cyclecarb 401 och ca 50 % för Brennsorb 1240. Överförbarhet från bägarförsök till pilot- och fullskala är dock relativt liten då endast en hög dos användes i försöken.

De inledande och kompletterande bägarförsöken (se nedan) användes mest för att jämföra olika adsorbenter och inte för att beräkna en faktisk förbrukning av adsorbenter. Detta delvis då viss data saknas för att beräkna förbrukning från adsorptionsisotermen men även p.g.a. att avskiljningen beräknats utan hänsyn till att volymen minskar med provuttagen. Avskiljningen har således underskattats.

3.1.1.2 Kompletterande bägarförsök

I det kompletterande bägarförsöket undersöktes även avskiljningen av läkemedel, men resultaten för diklofenak och propranolol exkluderades på grund av hög standardavvikelse. För utvärderingen var diklofenak det mest betydelsefulla ämnet eftersom halter i recipienten regleras av miljö kvalitetsnormerna. Bland de ämnen som Sweco identifierade som störst risk för miljöpåverkan presenterades citalopram, PFOS, flukonazol och metoprolol. För dessa ämnen visade de två testade koladsorbenterna ingen större skillnad i avskiljning. Cyclecarb 401 var något mer effektivt än Brennsorb 1240 vid avskiljning av PFOS men resultaten var osäkra.

Det var överraskande att Purolite PFA694E, som är en jonbytare specifikt utvecklad för att avskilja PFAS-ämnen, visade en sämre reduktion än koladsorbenterna, särskilt med tanke på att doseringen av jonbytaren vanligtvis är en bråkdel av doseringen av koladsorbenten. Dessa resultat stämmer inte heller överens med resultaten från kolonnförsök där Purolite 694E visade mycket bättre adsorption av PFOS än båda koladsorbenterna (se avsnitt 3.2). Dock kan resultaten delvis bero på analysosäkerheter i försöken och svårigheter med provtagningen vilket kan ha resulterat i att partiklar med jonbytare som innehåller mycket PFAS följde med provvattnet och resulterade i för höga halter i vattnet. Denna felkälla kan ha resulterat i att adsorptionskapaciteten har underskattats.

Både Brennsorb 1240 och Filtrasorb 400 är kol av samma fraktion (12 × 40, det vill säga 0,4 - 1,7 mm). Cyclecarb har en något bredare partikelstorleksfördelning (0,4 - 2,4 mm). Generellt sett är adsorptionsförmågan högre för kol med mindre partiklar. Cyclecarb 401 har dock enligt leverantören något större andel av mindre partiklar, vilket förklarar varför Cyclecarb 401 visade bättre reduktion jämfört med Brennsorb 1240 och Filtrasorb 400.

Även om det fanns flera osäkerheter i bägarförsöken indikerade försöken ändå att Cyclecarb 401 verkar vara en relativt effektiv adsorbent som borde tas med i vidare tester. Extra intressant med

tanke på att det är ett reaktiverat kol med mindre miljöpåverkan och lägre kostnad jämfört med jungfrulig GAK.

3.2 Kolonnförsök med aktivt kol och jonbytare

3.2.1 Initiala kortvariga kolonnförsök med aktivt kol och jonbytare

Resultaten från de initiala kolonnförsöken som genomfördes med kortare kontakttid (5 min att jämföra med 15 min i långtidsutvärderingen) visade att anjonbytaren var den mest effektiva adsorbenten för avskiljning av PFAS från avloppsvattnet, med en på 40–50 % högre avskiljningsgrad jämfört med de aktiva koladsorbenterna. Den visade även god förmåga att avlägsna negativt laddade läkemedelssubstanser över tid. Adsorptionsförmågan påverkades av adsorbenternas specifika egenskaper, såsom närvaron av sulfonatgrupper och andra faktorer som påverkade adsorptionen. Substanser som inte var negativt laddade och därmed hade låg adsorption till anjonbytaren avlägsnades i korttidsförsöken effektivt av de aktiva koladsorbenterna, särskilt Cyclecarb 401 som visade sig vara mest effektiv i samtliga försök.

Användning av anjonbytare efter de aktiva koladsorbenterna visade sig således vara särskilt intressant för att förbättra reduktionen av läkemedelssubstansen diklofenak och PFOS i avloppsvattnet från Kungsängsverket. Användningen av anjonbytaren var också fördelaktig för att minska andra specifika PFAS-ämnen och negativt laddade läkemedelssubstanser.

Kolonnförsöken har drivits med en låg ytbelastning (2,6 m/h) och en kort kontakttid (5 min) för koladsorbenter jämfört med det som rekommenderas för dimensionering av kolfilter (upp till 10 m/h ytbelastning och 15 - 20 min kontakttid). Även det rekommenderade djupet för kolbädden för fullskaleanläggningar är minst 1 m, ofta upp mot 2 m. Detta har förmodligen påverkat effektiviteten av kolutnyttjande, vilket innebär att genombrottet observerades snabbare och att det blev mer markant minskning av reningseffektiviteten än vad som kunde nås annars.

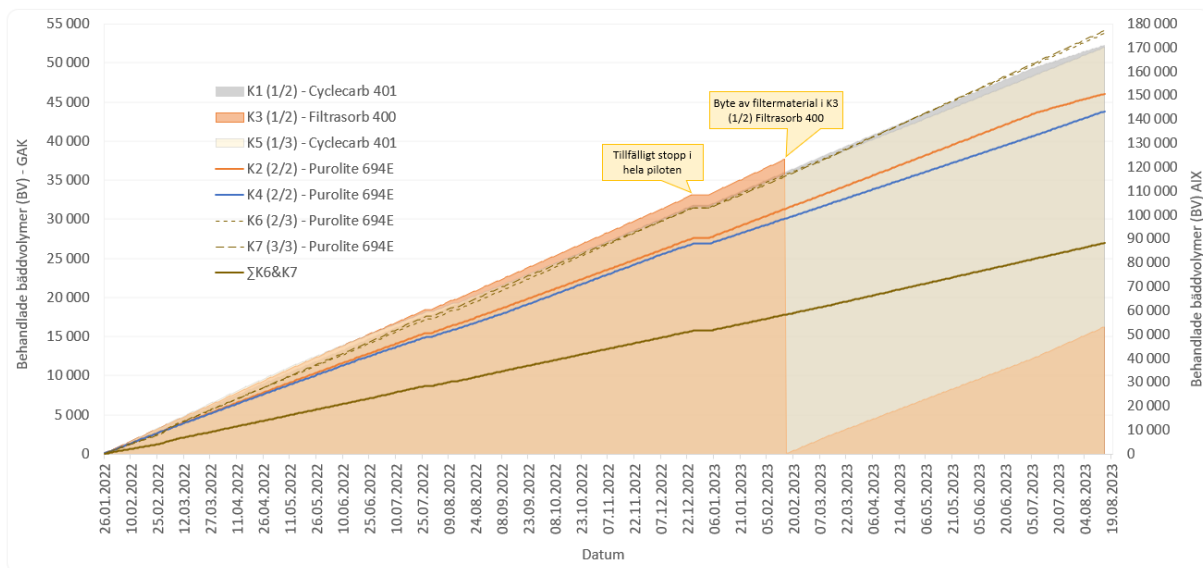
För anjonbytaren rekommenderar Purolite användning av 1,5 - 2,5 min kontakttid, bäddjup på minst 0,9 m och ytbelastning 15 - 45 m/h vid användning av trycksatta filter och vid rening av dricksvatten. Dessutom anger leverantören att vid 5 - 15 m/h kan kanalbildning uppstå och vid ytbelastning <5 m/h kommer kanalbildning uppstå, vilket leder till snabbare genombrott. Dessa rekommendationer gäller dock för dricksvatten och kan inte alltid direkt överföras för rening av avloppsvatten. Under försöken observerades att jonbytaren behövde mycket oftare backspolning än kolfiltren och det var svårt att backspola alla partiklar som ackumulerades i filtret. Leverantören rekommenderar inte backspolning av filtren, vilket dock inte är realistiskt vid applikation med avloppsvatten, även om bra förbehandling finns.

De kraftigt varierande halterna och sammansättningen av PFAS11 som observerats i de inledande kolonnförsöken gör att en tolkning av kolonnförsöken endast blev indikativt då det verkar finnas okända osäkerheter i uppsättningen, vattenmatrisen och analyserna som inte kunde kvantifieras.

Trots osäkerheter i dessa initiala kolonnförsök, delvis på grund av försöksuppsättningen visade försöken att Brennsorb 1240 inte framstår som ett relevant alternativ för pilotcontainerförsöken. Även i dessa försök framstod Cyclecarb 401 som en bra adsorbent även i kombination med jonbytare. Förstudien visade också att det finns ett behov av en förbehandling för filtreringen genom adsorbenter då vattnet innehåller löst eller utfälld koagulant (järn, Fe) vilken sätter igen filtren. Denna filtrering implementerades i senare försök. Även en eventuell överdosering av järn i huvudprocessen rekommenderades att följa upp.

3.2.2 Långtids-kolonnförsök med aktivt kol och jonbytare

Långtidsförsöken med kolonnförsöken har pågått sedan januari 2022 och Figur 6 visar behandlade bäddvolymen fram till sista provtagningsdatum den 15 augusti 2023 som omfattats av denna resultatredovisning. Figuren visar bäddvolymen för de 7 kolonnerna samt antal bäddvolymen som de seriekopplade kolonnerna K6 och K7 behandlade sammanlagt. Det framgår från figuren att GAK-kolonner K1 och K5 har renat ungefär lika många bäddvolymen. Även K3 har följt samma trend fram till ca 37 700 BV där filtermaterialet byttes ut mot ny GAK av samma typ. För jonbytare kan det observeras att de två nedströmskolonner K2 och K4 har behandlat lika många bäddvolymen. K6 och K7, som har en något kortare kontakttid var, har behandlat ca 15 % fler antal bäddvolymen än K2 och K4. Sammanlagt för K6 och K7 ligger siffran dock på ca 60 % av antal bäddvolymen för K2 och K4. För samtliga kolonner indikeras också några få kortare perioder med avvikande trender som förklaras med korta driftstopp i kolonnförsöken.



Figur 6. Behandlade bäddvolymen i de olika kolonner i försöken fram till sist provtagning den 15/08/2023.

3.2.2.1 Drifterfarenheter

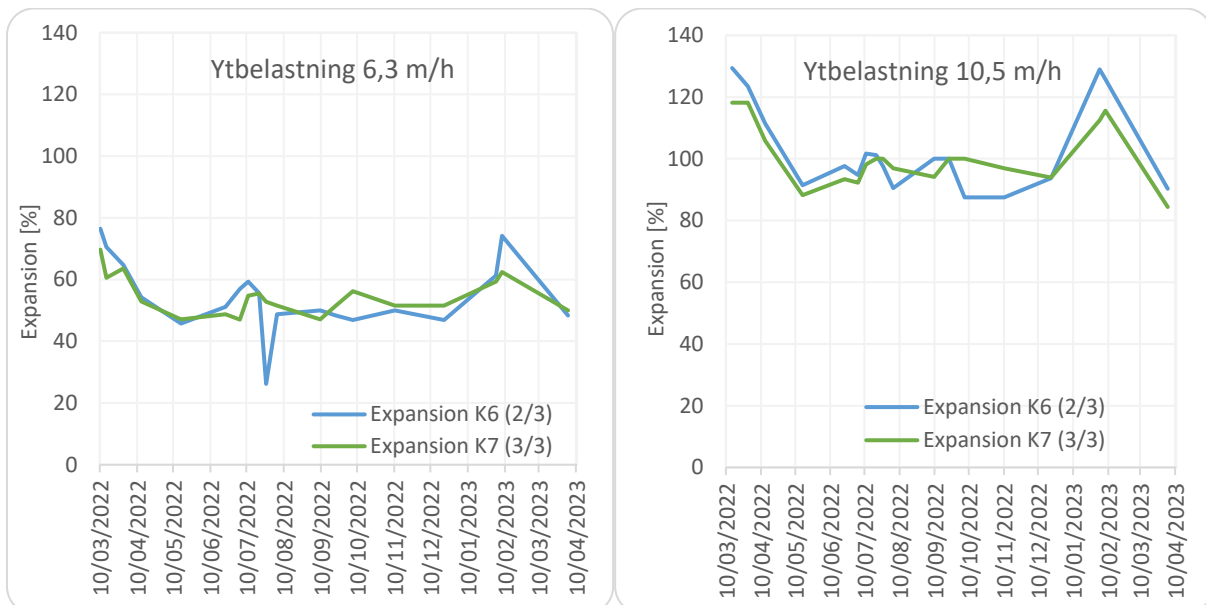
Under försöken observerades igensättningar av de seriekopplade patronfiltren som används som förbehandling innan kolonnerna. Det noterades att igensättningen inträffade tidigare i det första filtret med en filterstorlek på 50 µm jämfört med det efterföljande filtret med en filterstorlek på 5 µm. Trots användningen av förbehandling i form av patronfilter kunde variationer i koncentrationen av suspenderat material observeras i mellanlagringstanken. Dessa variationer kan ha påverkat frekvensen av backspolning av kolonnerna, eftersom ökad halt av suspenderat material kan leda till ökad igensättning av adsorbenten och därmed ökat behov av backspolning.

Förutom för någon enstaka gång har driften av kolonnerna varit stabil även efter driftstopp p.g.a. stop i inflödet eller bräddningar. Dessa stop medförde också att det tappades en viss mängd jonbytarmaterial i början av försöken. Efter installation av en bättre övervakning och anpassad tillsyn har liknande problem dock inte observerats.

Backspolningsbehovet var högre för GAK-kolonnerna än för efterföljande AIX-kolonner men stora variationer i backspolfrekvensen kunde observeras. Under vissa perioder som t.ex. sommaren 2022 minskades backspolningsbehovet avsevärt utan att analyserade parametrar eller andra omständigheter kunde förklara detta. Ett minsta intervall för manuellt initierade backspolningar på två veckor har definierats för att minska risken för kanalbildning och flakformation, alltså att filtermaterialet kompakteras och kan vara svårare att bryta upp vid bakspolning.

3.2.2.2 Belastningstester för uppströmskolonner

Figur 7 (a och b) visar expansion av AIX-uppströmskolonner vid ytbelastning 6,3 m/h och 10,5 m/h över tid. Expansionen avser ökning av djupet av filterbädden i procent vid fluidisering i jämförelse med en stationär bädd utan något flöde igenom. Expansionen är viktigt att följa eftersom en för låg expansion kan ge en högre risk av ansamling av suspenderat material i bädden och en för hög expansion ger en högre risk för förlust av jonbytarmassa. Ju högre flöde desto högre expansion av bädden och även temperaturen påverkar expansionen något eftersom vattnets viskositet ökar vid lägre temperatur, vilket leder till en högre expansion. Expansion av bädden begränsar även det maximala ytbelastningen/flödet genom kolonnen och är därför en viktig parameter för dimensionering av en eventuell fullskaleinstallation. Det kan observeras att båda kolonnerna (K6 och K7) följer varandra väldigt bra men att expansionen initialt minskade för att sedan ligga på en relativt konstant nivå. De högre värden vid test i februari 2023 kan relateras till ett annorlunda genomfört belastningstest vid byte av utförande person. Expansionen var som förväntat större vid en högre ytbelastning/flöde. Variationerna kan bero på många olika faktorer som inkluderar tidpunkt för senaste backspolning i föregående GAK-kolonn K5 samt vattentemperaturen. Utifrån dessa tester under mer än ett år har det konkluderats att den fluidiserande bädden i uppströmskolonner är relativt stabil över tid och verkar inte påverkas av sorption av föroreningar till jonbytarmassan.

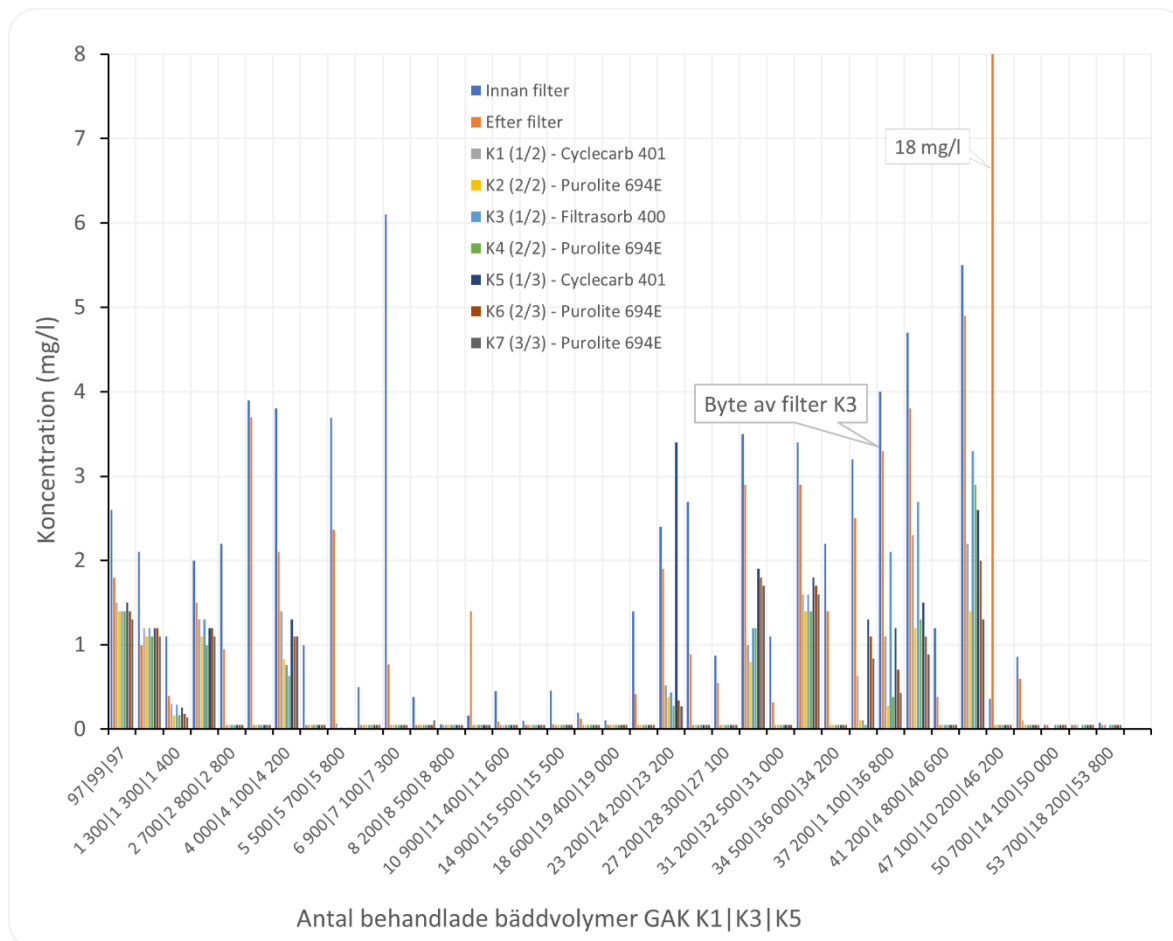


Figur 7. Expansion av två AIX-uppströmskolonner vid ytbelastning 6,3 m/h och 10,5 m/h.

3.2.2.3 Reningseffekt på näringsämne

Halter av näringsämnen in och ut från kolonnförsöken varierade en del under studien. Eftersom halter för total- och fosfatfosfor mestadels låg under rapporteringsgränsen (0,02 mg/l) stoppades dessa analyser och endast ammonium har analyserats vid samtliga provpunkter, om även med en lägre frekvens. I Figur 8 visas koncentrationen av ammonium både i inkommande vatten, efter förbehandling samt efter kolonn 1 - 7. Generellt kan det observeras att det sker en polerande rening av ammonium över förbehandlingen och kolonnerna. Halter i inkommande vatten varierar dock kraftigt. Detta beror främst på en varierande reningseffekt i Kungsängsverket med en sämre rening t.ex. under vinter-vår 2023. Vissa analysresultat som t.ex. den avvikande och orimligt höga halten ammonium på 18 mg/l efter filtret vid 49 000 BV, misstänks dock bero på fel vid provtagning och/eller analys. Reduktion av ammonium i förbehandlingen kan förklaras av att det filtrerade vattnet samlades i en buffertank med en uppehållstid på 20 timmar innan det pumpades till kolonnerna. Reduktionen över förbehandlingen beror därför troligast på biologisk aktivitet i

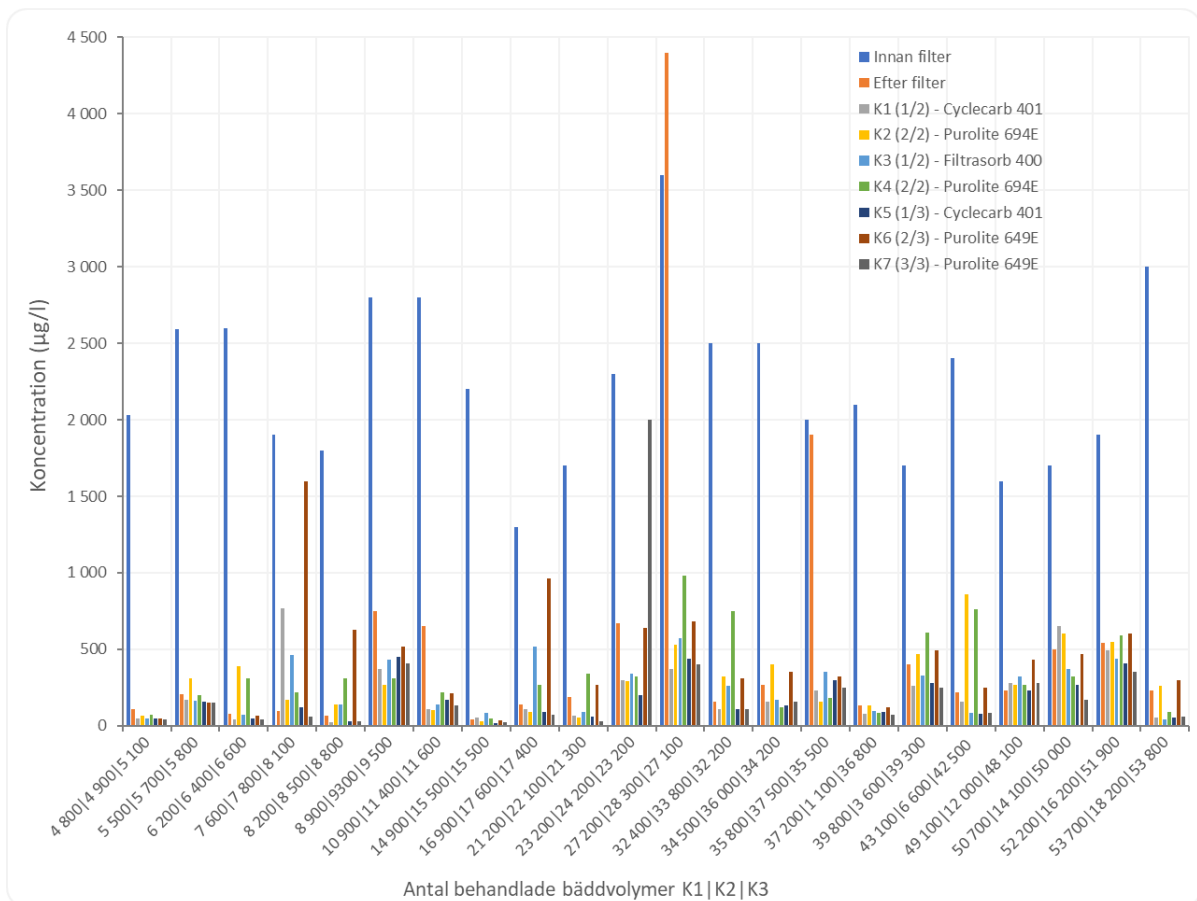
bufferttanken. Även reduktion i kolonnerna kan förklaras av biologisk tillväxt i kolonnerna. Även om en polerande rening av ammonium i filterkolonnerna är intressant, medför den en biologisk påväxt på filtermaterialet och tätare backspolning, vilket inte är önskvärt för rening av mikroföroreningar. I det framtida ombyggda Kungsängsverket förväntas dock ammoniumhalterna i utgående vatten vara lägre än observerat här.



Figur 8. Halter ammonium innan filter, efter filter samt efter kolonn 1–7 (halter under rapporteringsgräns (LOR) visas som LOR).

3.2.2.4 Påverkan av järn från huvudreningen

De höga järnhalterna i utgående vatten från Kungsängsverket har redan tidigt i projektet diskuterats med avseende för risk för en ökad igensättning av filtren i kolonnförsöken. Figur 9 visar järnhalter i inkommande vatten, efter förbehandling och efter kolonn 1 - 7. Järnanalyser initierades först efter några veckors drift och det kan ses att förfiltrering i de flesta fall har en mycket bra reningseffekt avseende järn. Det kan även observeras att halterna ökar efter kolonnerna vid några provtagningar vilket indikerar släpp av tidigare adsorberat eller ackumulerat järn i filtren.

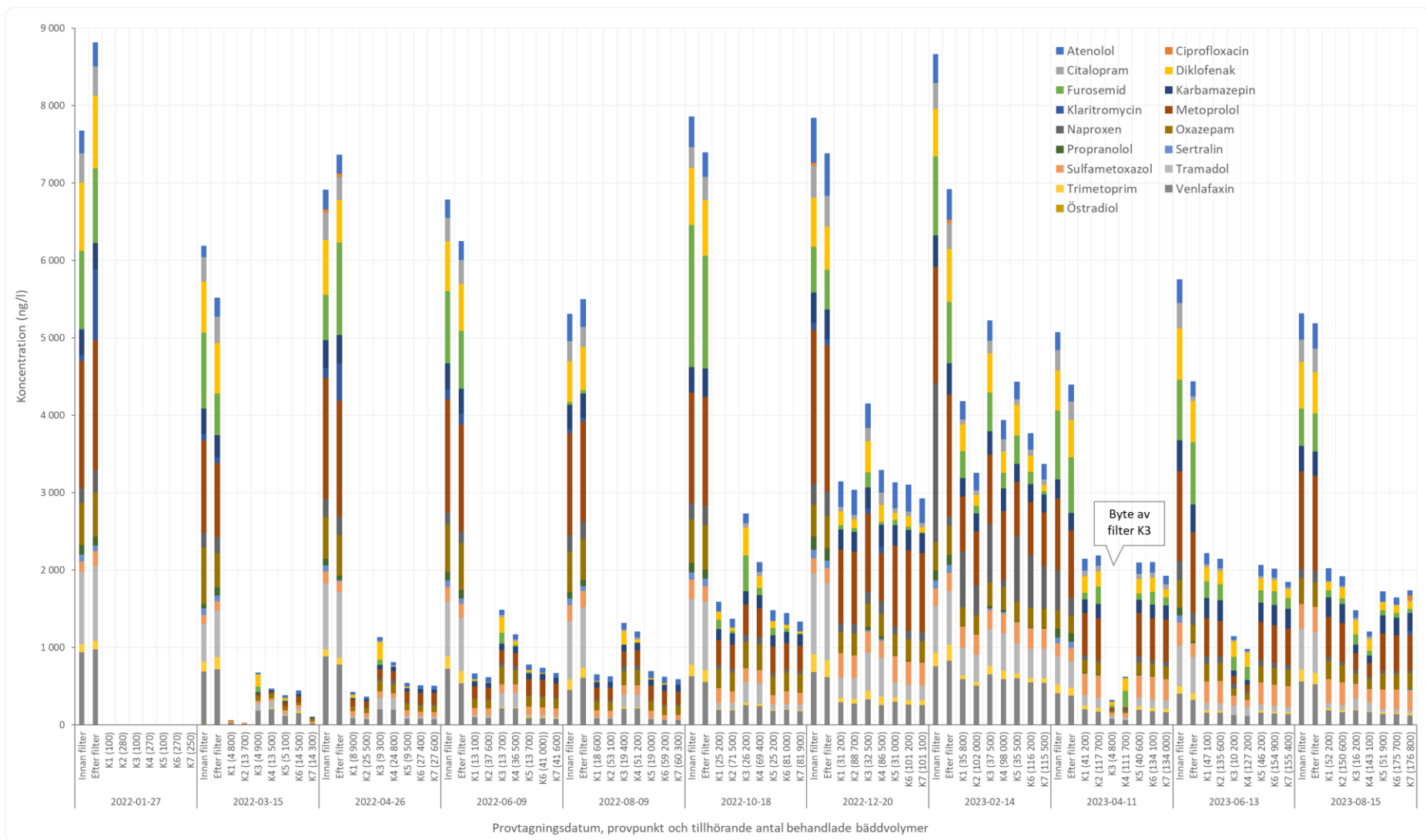


Figur 9. Koncentration av järn utan uppslutning innan filter, efter filter samt efter kolonn 1 – 7.

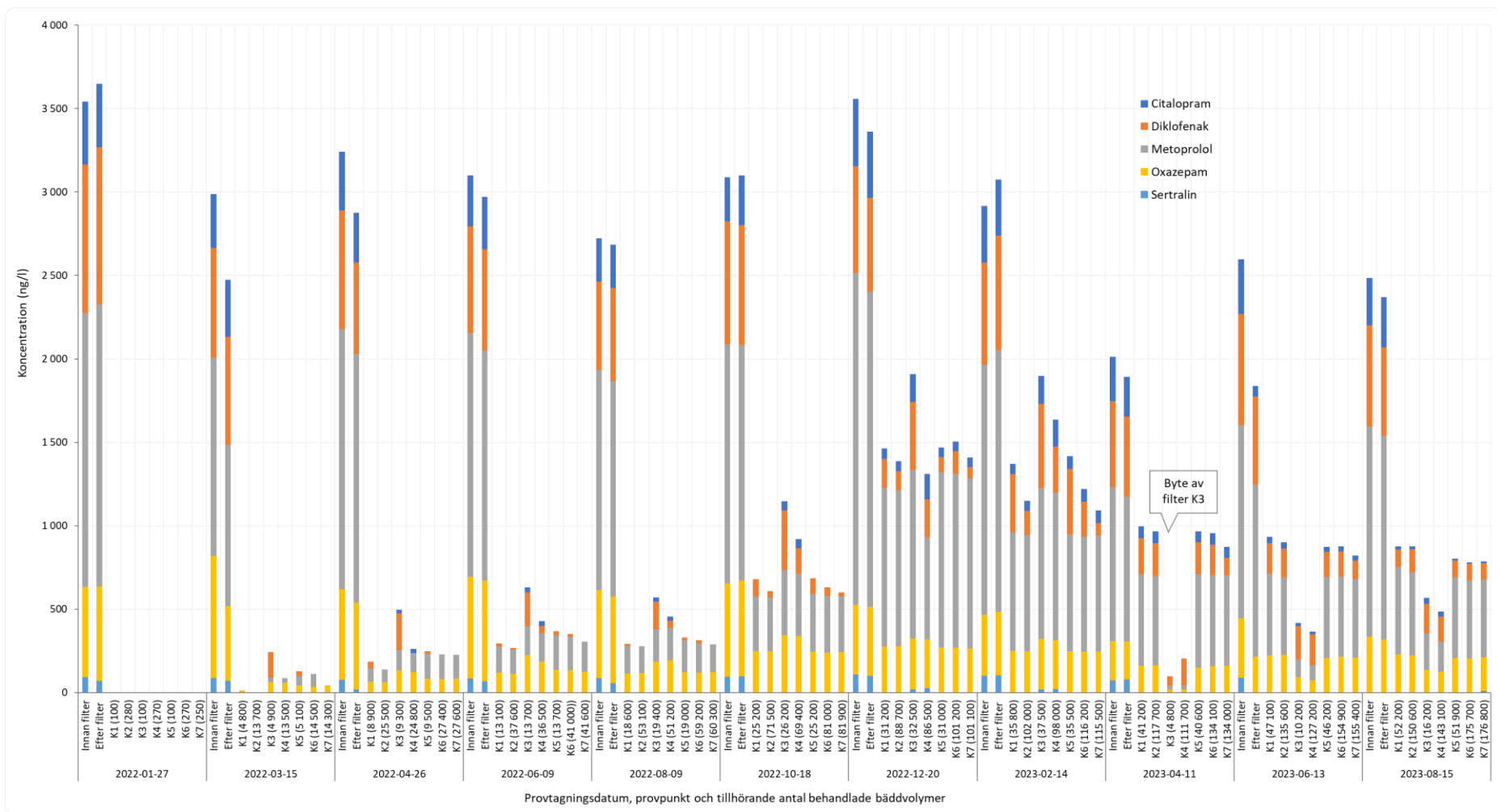
3.2.2.5 Reningseffektivitet för läkemedel

Figur 10 visar koncentrationen av läkemedel före och efter förbehandlingen samt i utgående vatten från kolonnerna 1 - 7. Koncentrationer under rapporteringsgränsen visas inte. Koncentrationen av läkemedel i inkommande vatten till kolonnerna varierade något mellan de olika provtagningstillfällena, men för samma sex ämnen - metoprolol, furosemid, venlafaxin, tramadol, diklofenak och oxazepam - var koncentrationen högst. Figuren visar att lägre halter observeras efter de olika kolonnerna och efter varje kolonnlinje vilket speglar den avskiljning som sker med adsorption. En tydlig trend med ökande utgående halter efter kolonnerna kan observeras fram till 11 april 2023 vilket indikerar en succesiv försämring av avskiljningsgraden. Vid provtagningen 11 april 2023 ligger halter i samtliga utgående prover från kolonnerna lägre än tidigare och förblir på samma nivå även i de efterföljande provtagningar. Detta kan delvis förklaras med att inkommande halter vid samma tidpunkt också var avsevärt lägre än vid de andra provtagningar. De extra låga halter efter K3 och K4 i L2 förklaras med ett byte av filtermaterialet i K3 den 11 februari 2023 innan provtagningen (se mer nedan). Några avvikande resultat som högre halter efter förfiltret än innan filtret vid några tillfällen bedöms bero på osäkerheter i provtagning och analys.

Figur 11 visar motsvarande figur för endast de läkemedelssubstanser som enligt recipientbedömningen bedömdes som prioriterade och som kunde kvantifieras. Samma generella trender kan observeras som i Figur 10. Ökande halter ut efter de olika kolonner kan tydligt ses t.ex. för citalopram som i början renades bort till under rapporteringsgränsen men som sedan kunde kvantifieras i allt högre grad i utgående vatten från flera kolonner. Den negativa reduktion i K4 vid provtagning 11 april 2023 förklaras med byte av filtermaterialet i K3 innan provtagningen och som därmed ändrade jämviktsförhållanden i K4, vilket troligtvis orsakade ett släpp av redan adsorberade substanser.



Figur 10. Koncentration av samtliga analyserade läkemedel (för vilka koncentration över rapporteringsgränsen (LOR) uppmättes) innan filter, efter filter samt efter kolonn 1 – 7.

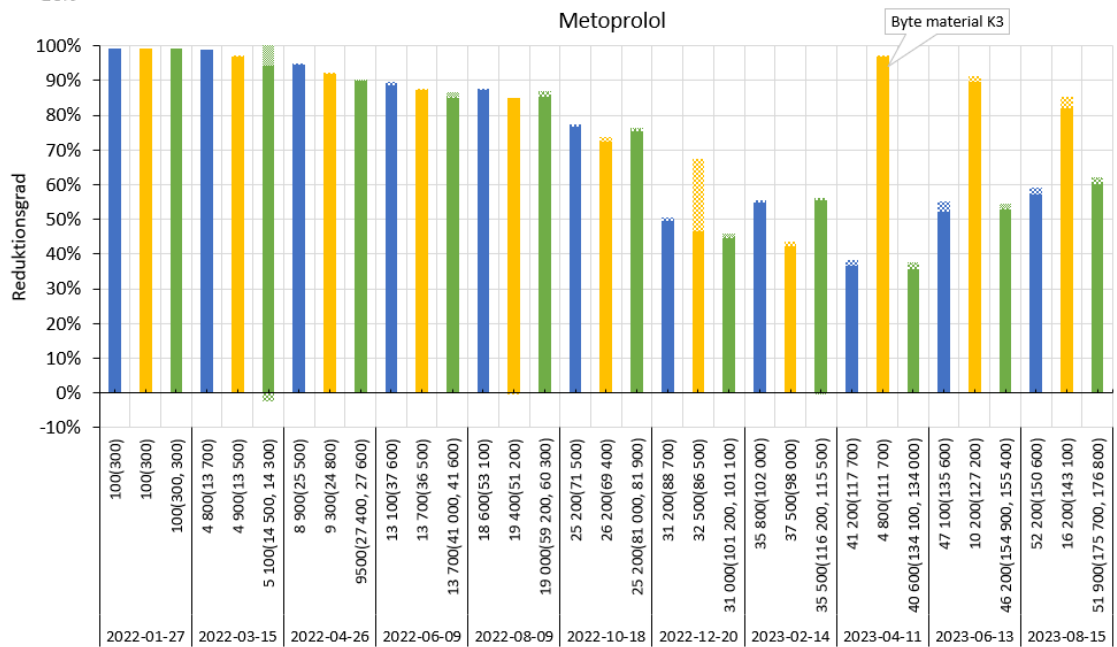
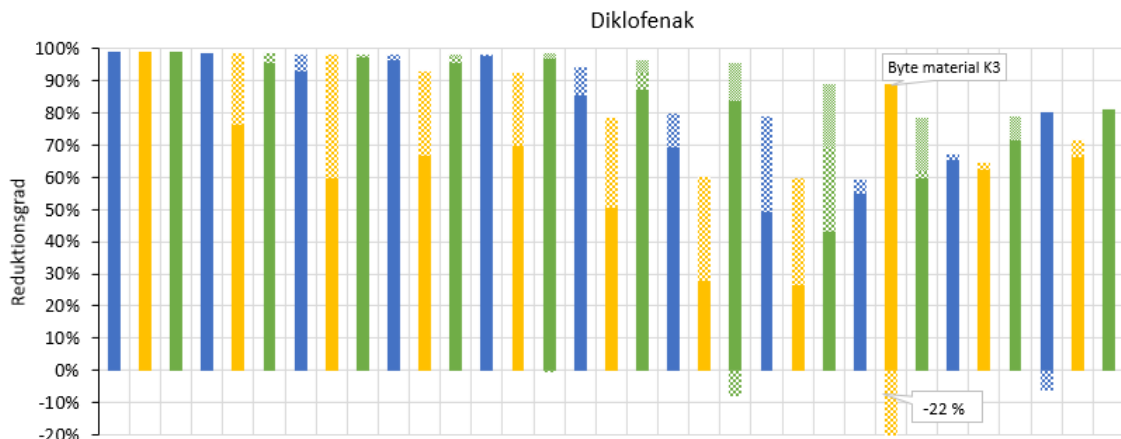
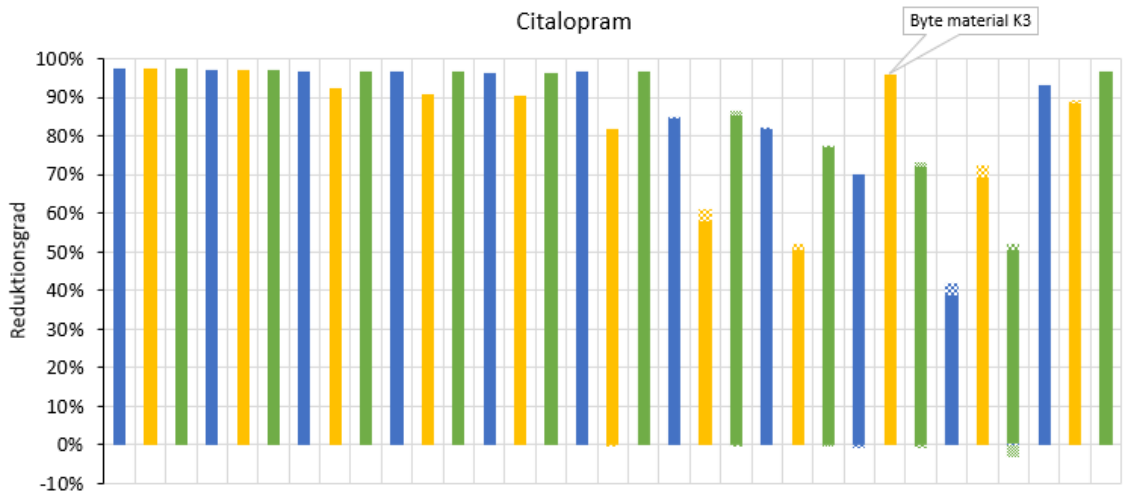


Figur 11. Koncentration av citalopram, diklofenak, metoprolol, sertralin och oxazepam innan filter, efter filter samt efter kolonn 1 - 7.

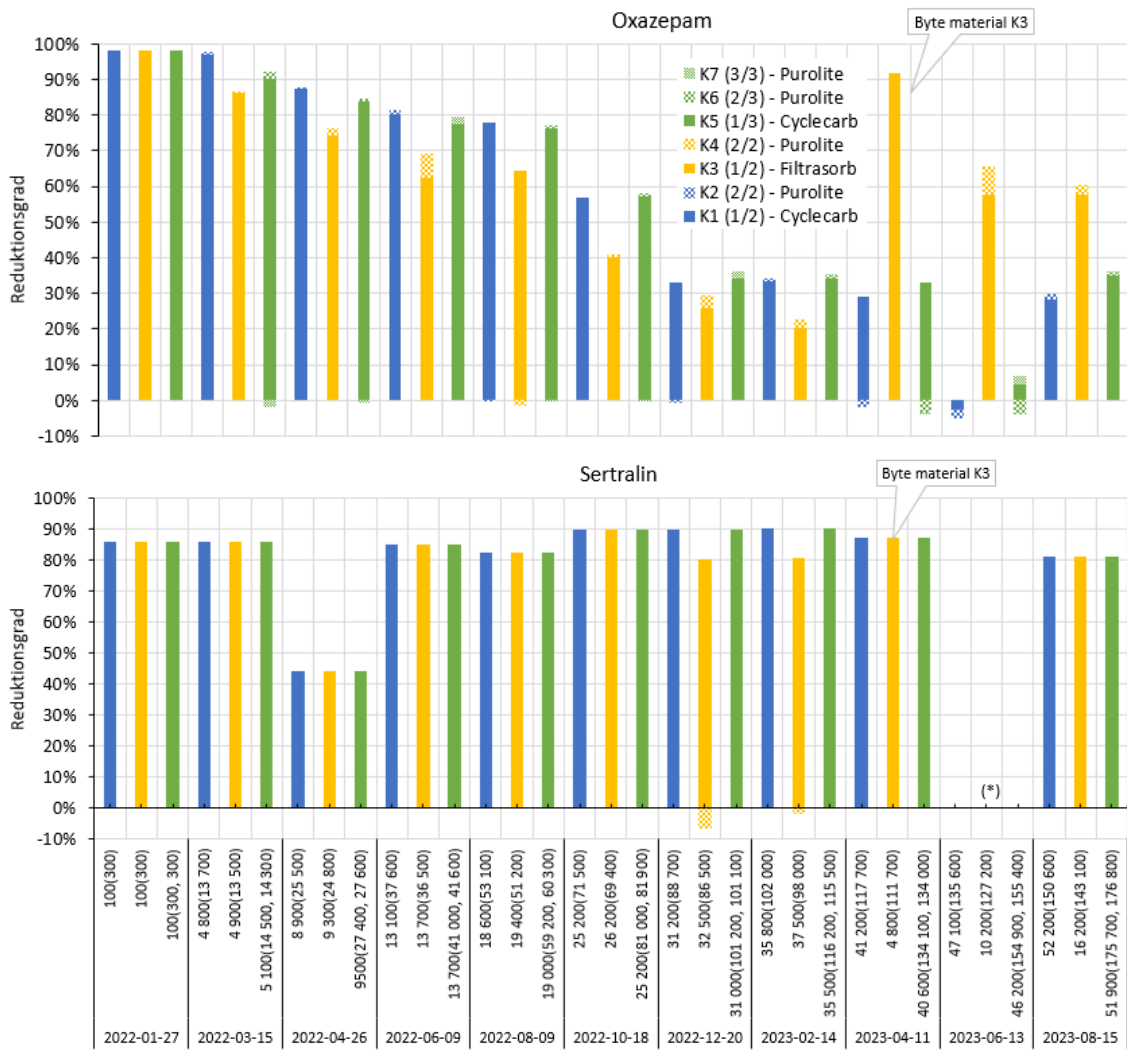
Figur 12 visar reduktionsgrader för citalopram, diklofenak, metoprolol, oxazepam och sertralin för varje linje mot antalet behandlade bäddvolymmer (BV). Varje stapel motsvarar en linje och inkluderar de olika kolonnerna för respektive linje. För sertralin ses en konstant hög reningseffekt som sker uteslutet i de första kolkolonnerna. Vid samtliga provtagningar har sertralin reducerats till under rapporteringsgränsen som därmed definierar den maximala reningseffekten. Detta gäller även för den lägre reningseffekten vid 9 000 BV som är ett resultat av låga inkommande sertralinhalter som ligger knappt över rapporteringsgränsen. Vid provtagning den 13 juni 2023 låg redan inkommande sertralinhalter under rapporteringsgränsen. För diklofenak, oxazepam, metoprolol och citalopram observeras en försämrade reduktionsgrad vid ökande antal behandlade bäddvolymmer fram till provtagningen 14 april 2023. Efteråt ligger reningen på samma eller t.o.m. något högre nivåer. Det är speciellt tydligt om endast reduktion i GAK-kolonnerna utvärderas. Vid provtagning den 14 februari 2023 var reduktion av diklofenak i kolonnerna K1 och K5, exempelvis, 45 – 50 % medan vid den sista provtagningen 15 augusti 2023 var reduktionen ca 80 %.

Effekten av byte av filtermaterialet i K3 kan tydligt ses för alla fyra substanser. För diklofenak kan även den skenbar negativa reduktion (här troligtvis desorption) i jonbytarekolonnen (K4) observeras. Detta ses endast för diklofenak då det också är enbart diklofenak med sin negativa laddning som en tydlig reningseffekt i AIX kan konstateras.

Vid vissa provtagningar kan en viss kompletterande avskiljning av läkemedel observeras genom AIX-filtren, men huvudsakligen sker reduktionen i GAK-filtren. Generellt sett kan en sämre reduktion observeras med Filtrasorb 400 (K3) jämfört med Cyclecarb 401 (K1 och K5). Den största försämringen av reduktion över tid observeras för oxazepam. Den minsta försämringen av reduktionen över tid observeras för sertralin.



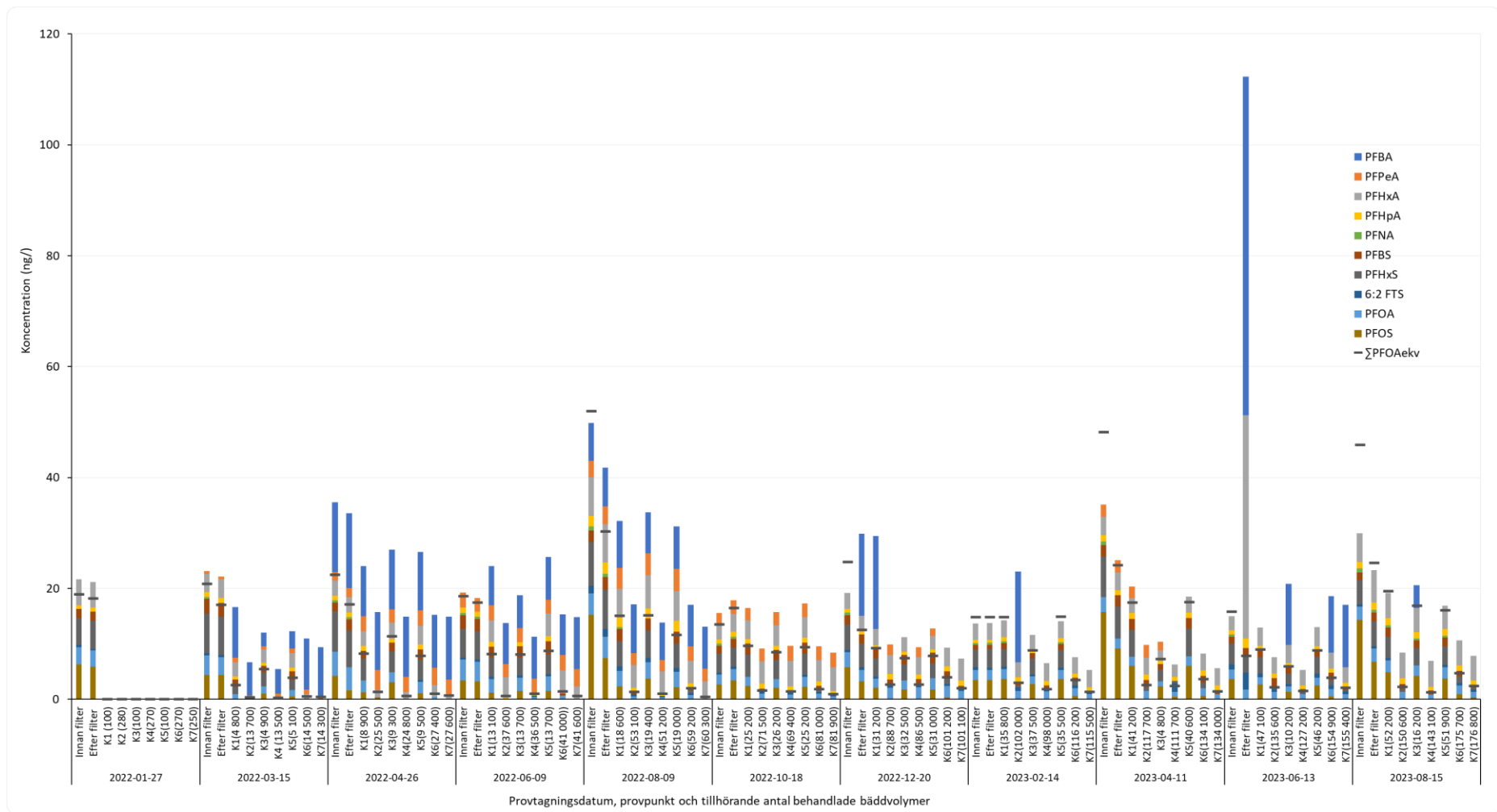
Bäddvolymer GAK(AIX)



Figur 12. Reduktionsgrader för citalopram, diklofenak, metoprolol, oxazepam och sertralin i kolonnförsöken mot antalet behandlade bäddvolymer (BV). Varje stapel motsvarar en linje, där blått markerar driftlinje L1, gult markerar driftlinje L2 och grönt markerar driftlinje L3. Olika texturer av samma färg markerar de olika kolonnerna för respektive linje (* avser halt under rapporteringsgräns).

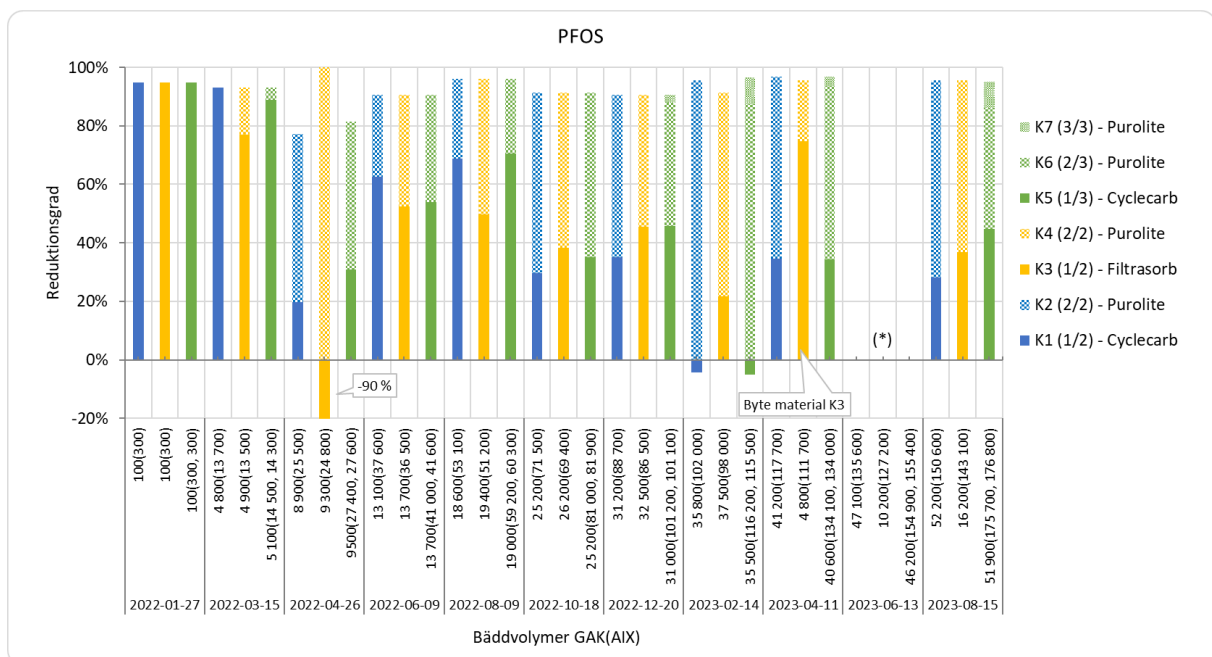
3.2.2.6 Reningseffektivitet för PFAS

I Figur 13 visas de uppmätta koncentrationerna av PFAS och Σ PFOAekv före och efter förbehandling samt efter kolonn 1 - 7. Även för PFAS kan varierande halter i inkommande avloppsvatten till kolonnförsöken observeras. Koncentrationen av PFOS, PFOA, PFHxA och PFHxS var generellt högst bland alla analyserade PFAS i det inkommande vattnet till kolonnerna. Det kan konstateras att även om GAK-kolonnerna har en reningseffekt för PFAS så sker den största procentuella minskningen i AIX-kolonner. En lika tydlig trend med ökande halter efter kolonnerna över tid, så som den kunde observeras för läkemedlen, kan dock inte observeras för PFAS. Halter av PFBA och PFPeA, vilka båda är PFAS med korta kedjor, sågs till skillnad från andra PFAS redan vid den andra provtagningen där utgående koncentration efter kolonnerna var högre än koncentrationen i inkommande vatten till kolonnerna.



Figur 13. Koncentrationen av PFAS över förbehandling (innan- och efter filter) samt över de tre driftlinjerna L1 - L3 (endast koncentrationer > LOR).

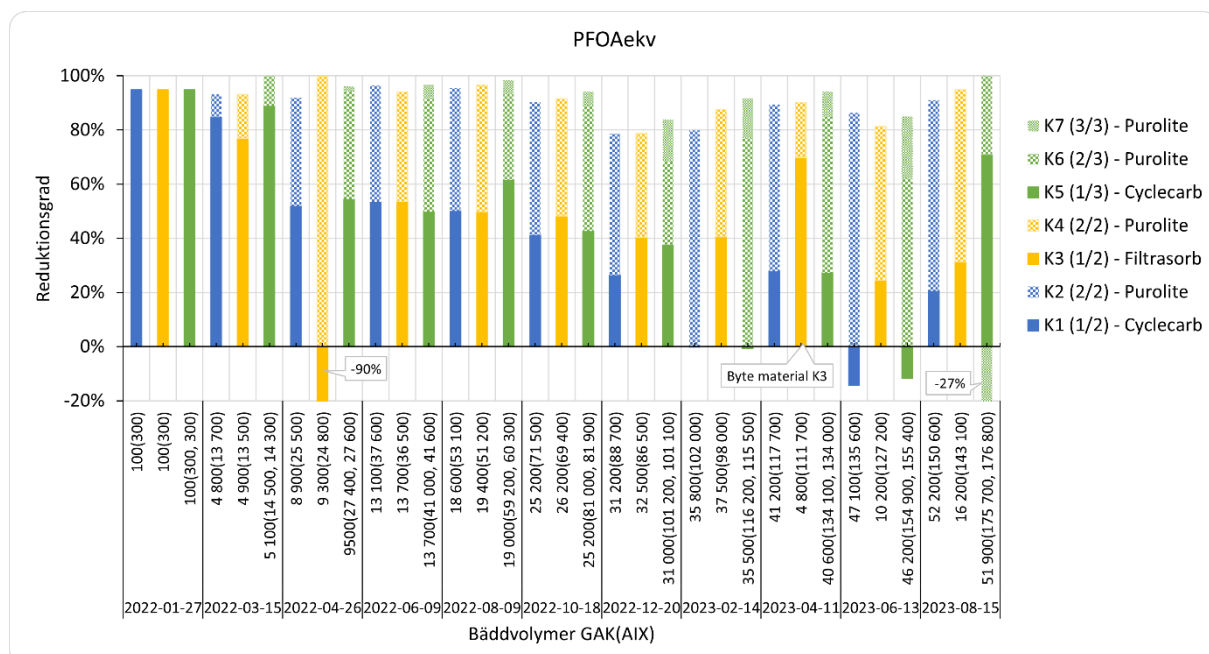
I Figur 14 visas reduktionen av PFOS i kolonnförsöken för varje linje mot antalet behandlade bäddvolym (BV). Varje stapel motsvarar en linje och inkluderar de olika kolonnerna för respektive linje. Det kan observeras att reduktionsgraden genom GAK-filtren för PFOS varierade mer under försökens gång jämfört med de undersökta läkemedlen. Det finns inte så stor skillnad mellan Cyclecarb 401 och Filtrasorb 400 som det kan observeras för diklofenak och oxazepam utan båda kolsorterna ger liknande PFOS reduktion. Trots den varierande och snabbt sjunkande reduktionsgraden i GAK-kolonnerna visade samtliga driftlinjer en hög och relativt jämn reduktion, vilket kan tillskrivas efterpoleringen och en effektiv avskiljning över AIX-kolonnerna. Den mycket höga negativa reduktionen av PFOS som kan ses för K3 vid provtagningen 26 april 2022 är svårt att förklara och antas bero på olika felkällor som t.ex. störningar vid provtagning, kontaminering eller provupparbetning. Den negativa reduktionen genom K3 (26 april 2022) och K1 och K5 (14 februari 2023) kompenseras emellertid genom reduktionen i de efterföljande jonbytarkolonnerna vilket resulterade i fullständig avskiljning av PFOS över samtliga driftlinjer (L1-L3). I linje 3 är det den första fluidiserade kolonnen (K6) som ger den högsta polerande effekten avseende PFOS medan reduktionen i den andra kolonnen (K7) är relativt liten. Det beror dock på att materialet i K6 har mycket kapacitet kvar och reducerar PFOS nästan fullständigt. Reduktionen i K7 förväntas vara mer betydande när kapaciteten i K6 minskar med tiden och volymen renat vatten ökar.



Figur 14. Reduktion av PFOS i kolonnförsöken mot antalet behandlade bäddvolym (BV). Varje stapel motsvarar en linje, där blått markerar driftlinje L1, gult markerar driftlinje L2 och grönt markerar driftlinje L3. Olika nyanser markerar de olika kolonnerna för respektive linje. Antalet behandlade bäddvolym avser K1 (GAK, Cyclecarb 401) (* avser halt under rapporteringsgräns).

Eftersom reduktion av PFOS med jonbytarkolonnerna är så hög är det svårt att se vilken utformning av jonbytfilter, med flöde nedströms- eller uppströms, som ger bättre resultat. Det är dock mer tydligt när reduktion av de andra PFAS, som har ett snabbare genombrott, analyseras. I Figur 15 visas reduktion av PFAS omräknat till summan PFOA-ekvivalenter ($\Sigma PFOA_{ekv}$). Generellt kan samma resultat som för PFOS observeras; båda kolsorterna har liknande reduktionsgrad avseende $\Sigma PFOA_{ekv}$ med en snabbt avtagande reningseffektivitet i GAK-kolonnerna medan det mesta av $\Sigma PFOA_{ekv}$ avskiljs i de efterföljande kolonnerna med anjonbytare. Vissa analysresultat är svåra att förklara och kan troligtvis tillskrivas fel i provtagning eller analys. Förutom dessa slutsatser är det tydligt att den första uppströmskolonnen (K6) ger något lägre reduktion av $\Sigma PFOA_{ekv}$ än motsvarande nedströmskolonnen (K2) vid samma provtagning. Den något lägre reduktionsgraden kan förklaras av

att K6 renat ca 15 % mer vatten än K2 på grund av en kortare kontakttid. Reduktion i båda uppströmskolonnerna (K6 + K7) är något högre än i K2 vid samma provtagning som förklaras av att kolonnerna K6 + K7 har renat 42 % mindre BV vatten än K2. Vid troligt PFAS-släpp i GAK-kolonner (t.ex. i K3 den 26 april 2022 och K1 och K5 den 13 juni 2023) kompenserar efterföljande kolonner med anjonbytaren så att den höga totalreduktionen av Σ PFOA_{ekv} upprätthålls. Sammanfattningsvis, kan det inte ses något större skillnad i utnyttjande av sorptionskapaciteten vid uppströmsdrift utan både flöde uppströms och nedströms ger liknande reduktion av PFAS vid samma antal bäddvolym.



Figur 15. Reduktion av PFOA_{ekv} i kolonnförsöken mot antalet behandlade bäddvolym (BV). Varje stapel motsvarar en linje, där blått markerar driftlinje L1, gult markerar driftlinje L2 och grönt markerar driftlinje L3. Olika nyanser markerar de olika kolonnerna för respektive linje. Antalet behandlade bäddvolym avser K1 (GAK, Cyclecarb 401) (* avser halt under rapporteringsgräns).

3.2.2.7 Byte av filtermaterial

På grund av den allt sämre effektiviteten i K3 (Filtrasorb 400) att rena bort olika läkemedlen men framför allt oxazepam (se Figur 12) bestämde projektgruppen att byta kolet i K3 mot nytt kol av samma typ. Precis före och efter kolbytet genomfördes extra provtagningar för att följa upp hur kolbyte påverkar reningseffektiviteten. I Figur 16 visas reduktionen av diklofenak, oxazepam, metoprolol, citalopram och PFOS i linje (L2). Efter bytet av det aktiva kolet i kolonnen är reduktionen av samtliga undersökta mikroföroreningar lika hög som vid den första provtagningen (0 BV). Efter bytet av det aktiva kolet kan det dock också observeras att en negativ reduktion av diklofenak sker över K4 (Purolite 694E). Den negativa reduktionen, som tros bero på ändrade jämviktsförhållanden i K4 vilket orsakade ett släpp av redan adsorberat diklofenak, kunde även konstateras vid andra provtagningen men inte vid tredje provtagningen efter kolbyte. Ingen kompletterande reningseffekt i jonbytaren kunde dock observeras och den totala reningseffekten för diklofenak över L2 hamnade därför på samma låga nivå som innan kolbyte. Detta är en viktig aspekt inför fullskaleimplementering eftersom jonbytarfilter är tänkt att användas för polerande rening efter kolfilter och för att förlänga kolets livslängd. Resultaten visar dock att nyttan av den extra reningen i jonbytare kanske förloras genom släpp av diklofenak vid kolbyte. Släppet beror på att halter inkommande till jonbytarfiltret sjönk efter att kolet i föregående kolfiltret byttes och jämviktsförhållandena ändrades. Om jonbytarfilter används primärt för polerande rening av PFAS byts den endast efter att utgående PFAS-halter överstiger ett satt målvärde. I så fall är det sannolikt att den polerande rening av läkemedelsrester (diklofenak) endast sker under den inledande perioden innan byte av kolet i

föregående filter varefter jonbytaren har mer av en buffrande funktion. Det krävs dock mer drifttid på anläggningen för att bättre kvantifiera dessa effekter. Viktigt att poängtera är att för två kolfilter i serie så förväntas ingen desorption vid kolbytet. Detta eftersom ändrad ordning på filtren efter kolbyte ökar inkommande halter till det kolfilter som har delvis förbrukad kapacitet och inte sjunker som i fallet med jonbytaren.

För oxazepam och metoprolol ser reningseffektiviteten ut enligt förväntan med snabbt avtagande avskiljningsgrad för oxazepam efter kolbytet. För citalopram kan den redan diskuterade oväntat låga reduktionen för Filtrasorb observeras. Även för PFOS är reningseffekten i K3 oväntat låg och uppvisar t.o.m. en negativ reduktion. Eftersom den efterföljande jonbytarekolonnen (K4) uppvisar en hög reningseffekt för PFOS ligger den total PFOS-reduktion över L2 fortfarande på ca 90 %.

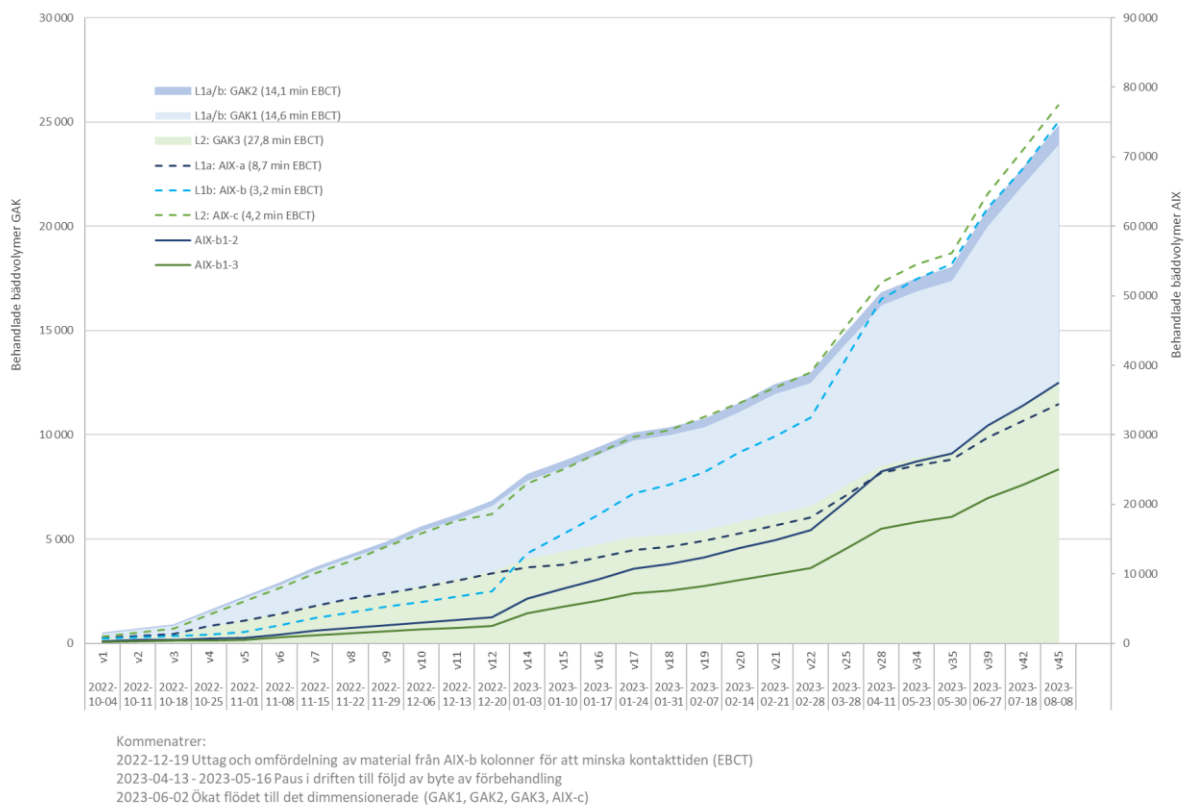


Figur 16. Reduktion av citalopram, diklofenak, metoprolol, oxazepam, sertralin och PFOS mot antal behandlade bäddvolymer (BV) över driftlinje L2 (K3, Filtrasorb 400 följt av K4, Puralite 694E) i kolonnförsöken. Varje stapel motsvarar driftlinje L2. Olika nyanser av gult markerar de olika kolonnerna, GAK respektive AIX. En mörkare färg används för reduktionen över GAK efter byte av material.

3.3 Containerförsök med aktivt kol och jonbytare

Figur 17 visar total antal bäddvolymer som behandlats i de olika linjerna i pilotcontainern fram till tidpunkt för den sista provtagningen den 8 augusti 2023 som ingår i utvärderingen till denna rapport.

Med tanke på att pilotanläggningen startades senare än kolonnförsöken (se Tabell 1) är antal behandlade bäddvolym (BV) generellt avsevärt lägre än för kolonnförsöken (Figur 6). För samtliga filter medförde den initialt lägre belastning under intrimningsfasen att ett mindre antal bäddvolym behandlats än vad som planerats (mindre lutning fram till driftvecka 12). Från figuren kan det observeras att GAK3 har behandlat lika många bäddvolym som GAK1 och GAK2 tillsammans även om varje enskilda filter av GAK1 och GAK2 har behandlat cirka dubbelt så många bäddvolym. För jonbytare AIX-b och dess tre uppströmsfilter kan det ses att antal behandlade bäddvolym ökar snabbare efter årsskiftet 2022/23. Detta förklaras med att för mycket av jonbytermassan hade fyllts i dessa kolonner som gav en större bäddvolym än avsett. När detta upptäcktes justerades mängden jonbytermassan i alla tre filter. Eftersom justeringen gjordes så tidigt i projektet och att massan från första filtret delades på de tre AIX-b filtren bedöms att den felaktiga fyllningen inte påverkat utvärderingen nämnvärt.



Figur 17. Behandlade bäddvolym (BV) i de olika filtren i pilotcontainern (AIX-b1,2,3 avser BV som behandlats i varje AIX-b medan Σ AIX-b, avser alla tre AIX-b1-3 tillsammans).

3.3.1.1 Drifterfarenheter

Generellt har pilotcontainern fungerat tillfredställande under projektiden. Efter "vanliga" problem vid pilotförsök under uppstarts- och intrimningsfasen, så som inte optimal styrning, injustering av driftparametrar, komplettering eller byte av komponenter, har problemen mest handlat om läckande provtagningsventiler som dock kunde bytas till en annan typ/fabrikat. Vissa utmaningar har funnits med för hög tryckskillnad över AIX-c och AIX-b. AIX-a spolades inledningsvis genom den dysa som är placerad i mitten av kolonnen, vilket dock visat sig inte ge tillräcklig rengöring av jonbytermassan. En del av förklaringen till detta är doseringen av polymer i förbehandlingen under den inledande fasen. Restmängder av löst polymer verkar funnits i vattnet även efter att det passerat kolfiltren och fastnade till jonbytermassan vilket ökade tryckfallet. Att endast spola den översta delen av jonbytarbädden rengjorde därför endast en del av massan. Efter bytet till spolning av hela filtret genom bottendysorna var driften mer stabil. Dock var backspolningsfrekvensen fortsatt hög (ca en

backspolning varje 2,5 dygn). Efter att polymer slutat doseras i förbehandlingen minskade frekvensen för backspolning av jonbytarfilter AIX-a till en backspolning var tredje vecka. AIX-c spolades betydligt oftare eftersom belastningen är ca dubbelt så hög. Under sommar 2023 fungerade förbehandlingen i sandfiltret dåligt på grund av igensättning av en del av bädden och kanalbildning. Under samma period kunde man se att backspolningsfrekvensen i AIX-a ökade markant jämfört med perioden innan och efter driftstörningen. Detta bekräftar igen att jonbytarfilter är väldigt känsligt för kvaliteten av inkommande vatten. Man skulle kunna tro att om förbehandlingen fungerar dåligt kommer det främst påverka GAK-filter med mer frekvent backspolning medan jonbytarfilter får vatten av väldigt god kvalitet. Detta visade sig dock inte vara fallet. Vid problem i förbehandlingen så restmängder av suspenderat material och polymer följer med i inkommande vatten till containerpiloten passerade en del av dessa genom de två kolfiltren (GAK1 och GAK2) och påverkade driften av AIX-a negativt.

AIX-b som består av tre uppströmsfilter och vardera är utrustade med två utlopp i övre delen av filtren, det ena som går genom en fin dysa och det andra som går utan dysan. Man kan välja med manuella ventiler vilket av utloppen som används. Syftet med den extra dysan i utloppet är att förhindra eventuell förlust av jonbytarmassa. Det har dock visat sig att jonbytarmassa innehåller en mindre mängd av väldigt små korn som är benägna att följa med utgående vatten. Dessa jonbytaskorn satte igen utloppsdyssorna och ökade tryckfallet över uppströmsfiltren. Kolonnerna fick öppnas för att avlägsna jonbytarmassan som satt igen dyssorna. Efter flera rensningar av utloppsdyssorna leddes vattnet genom de andra utloppen som inte har några dysor under ca två månader. Ifall det i fullskala finns en annan teknisk lösning som undviker liknande problem är dock oklart. Det är även oklart om dysorna i utloppet behövs över huvud taget. Kolonnförsöken visade att förlusten av massan i uppströmskolonnerna är minimal vid normal drift. Det är dock tydligt att om uppströmsfilter används behöver massan spolas först från "fines" (de minsta partiklarna) för att förhindra att de kommer med utgående vatten. Jonbytarmassan är en plastliknande polymer och kan på grund av sin lilla kornstorlek klassas som mikroplast. Eftersom det alltid finns risk att en mindre del massa spolas vid en driftstörning bör det finnas något "polisfilter" som fångar eventuell jonbytarmassa innan det renade vattnet leds till recipienten. Även val av behandling av backspolvatten från nedströmsfilter bör beakta eventuella risker med att jonbytarmassa hamnar i blandslam och tillförs miljön genom slamspridning.

3.3.1.2 *Reningseffekt på näringsämne*

Liksom för kolonnerna varierade koncentrationerna av inkommande näringsämnen till pilotcontainern (Tabell 2). Ammonium varierar över året med högre halter på vintern och vid till exempel snösmältning. Generellt sker en rening för ammoniumkväve över de olika linjerna i pilotcontainern där kolfiltren ger den största reduceringsgraden. Vid ett fåtal provtagningstillfällen uppvisar vissa prover efter kolfiltren och/eller anjonbytare en högre koncentration än ingående vatten till pilotcontainern. Detta medför en negativ reduktionsgradreduceringsgrad för dessa veckor. Provtagningen 6 december 2022 är ett exempel som visar endast negativ reduktion. Ingen processmässig förklaring för samtliga pilotlinjer har kunnat hittas.

Inkommande totalfosfor avskiljs med ungefär en tredjedel över kolfiltren medan koncentrationen är densamma efter kolfiltren som efter anjonbytare. Inkommande fosfatfosfor är cirka två tredjedelar av totalfosfor varvid kolfiltren kan antas ha en filtrerande effekt på partikulär fosfor. Även för rening av fosfatfosfor är de redovisade reduktionsgraderna i Tabell 2 framför allt ett resultat av den reduktion som sker över GAK-filtren. Närmare analys av data visar att koncentrationer innan och efter anjonbytare är oförändrade.

Liksom för ammonium så har det vid ett fåtal provtagningstillfällen varit vissa prover som uppvisat en högre halt avseende både total- och fosfatfosfor efter kolfiltren och/eller anjonbytare. Flera av

provtagningstillfällena uppvisar därmed negativ reduktion över pilotanläggningen. Ett tydligt samband med driftstörningar eller provtagnings- och analysvårigheter kunde inte fastställas. Data från Kungsängsverkets online mätningar och provtagningar har analyserats för att undersöka eventuell förklaring till avvikande mätvärden men ingen förklaring kunde hittas.

Tabell 2. Halter av näringsämnen i till pilotcontainern och reduktion över de tre pilotlinjerna.

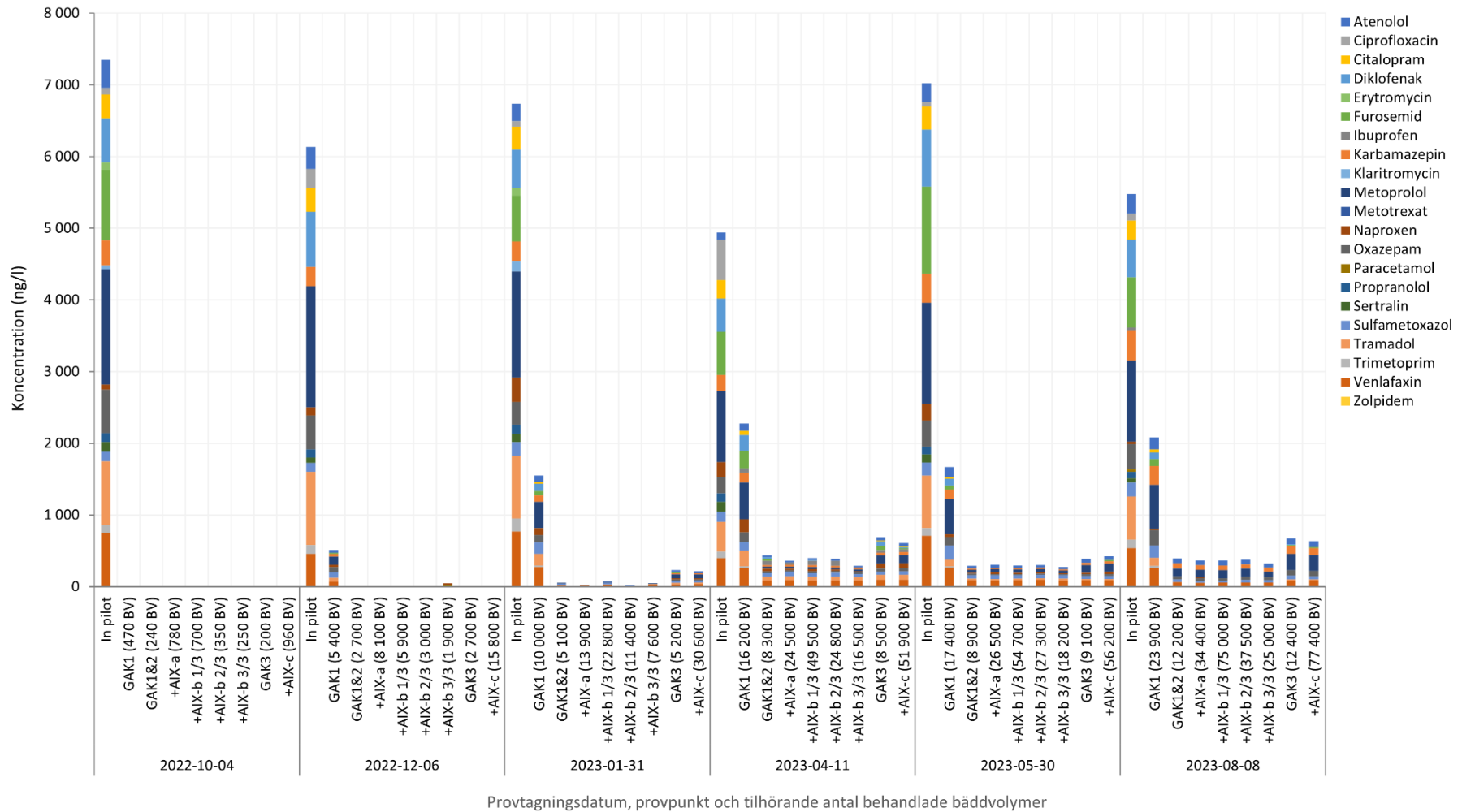
Datum	Halter pilot IN (mg/l)			Reduktion L1a (%)			Reduktion L1b (%)			Reduktion L2 (%)		
	NH ₄	PO ₄	TP	NH ₄	PO ₄	TP	NH ₄	PO ₄	TP	NH ₄	PO ₄	TP
2022-10-04	0,05	0,07	0,11	0	71	82	0	71	82	0	71	60
2022-10-11	0,05	0,06	0,10	0	66	80	0	66	80	0	66	80
2022-10-18	0,37	0,08	0,12	86	76	83	86	76	83	86	76	83
2022-10-25	0,14	0,14	0,18	64	48	51	64	86	82	64	86	88
2022-11-01	0,05	0,19	0,23	0	26	35	0	56	56	0	83	72
2022-11-08	0,45	0,24	0,28	89	33	39	86	33	39	89	50	50
2022-11-15	0,05	0,18	0,26	0	33	46	0	44	50	0	63	62
2022-11-22	0,14	0,19	0,27	64	0	22	64	5	30	64	26	37
2022-11-29	3,80	0,15	0,24	74	-33	8	66	-7	13	71	-13	17
2022-12-06	1,30	0,034	0,10	-8	-224	-30	-115	-282	-70	-46	-224	-50
2022-12-13	0,73	0,24	0,31	-22	38	42	33	79	70	-29	42	45
2022-12-20	0,095	0,08	0,15	-953	-50	-7	39	-5	0	-1584	-88	-27
2023-01-03	1,3	0,049	0,094	-38	59	33	51	53	44	33	51	26
2023-01-10	2,6	0,03	0,073	62	33	34	35	-137	-37	79	33	42
2023-01-17	3,3	0,02	0,068	24	0	49	36	-5	31	24	0	49
2023-01-24	0,84	0,036	0,1	-186	44	46	-79	33	42	-19	44	60
2023-01-31	0,31	0,072	0,14	35	54	52	82	60	57	84	68	56
2023-02-07	0,44	0,17	0,26	89	41	50	89	12	31	89	6	31
2023-02-14	0,27	0,14	0,23	41	7	26	79	0	26	30	14	30
2023-02-21	0,78	0,12	0,19	58	-8	16	65	-33	0	53	0	16
2023-02-28	0,98	0,078	0,15	79	-54	-7	44	-28	7	79	-14	13
2023-03-21	3,3	0,027	0,086	-3	-89	-1	-6	-67	5	3	0	23
2023-04-11	0,16	0,069	0,13	48	51	49	-31	71	59	54	70	58
2023-05-23	0,05	0,027	0,057	-8	-63	0	0	11	-12	0	-11	5
2023-05-30	0,05	0,025	0,035	0	-20	0	0	20	20	0	12	14
2023-06-27	0,05	0,027	0,062	-14	26	32	0	26	-21	0	26	-6
2023-07-18	0,094	0,021	0,1	47	5	80	47	5	80	47	5	70
2023-08-08	0,34	0,02	0,048	68	0	56	85	0	58	71	0	46

3.3.1.3 Reningseffektivitet för läkemedel

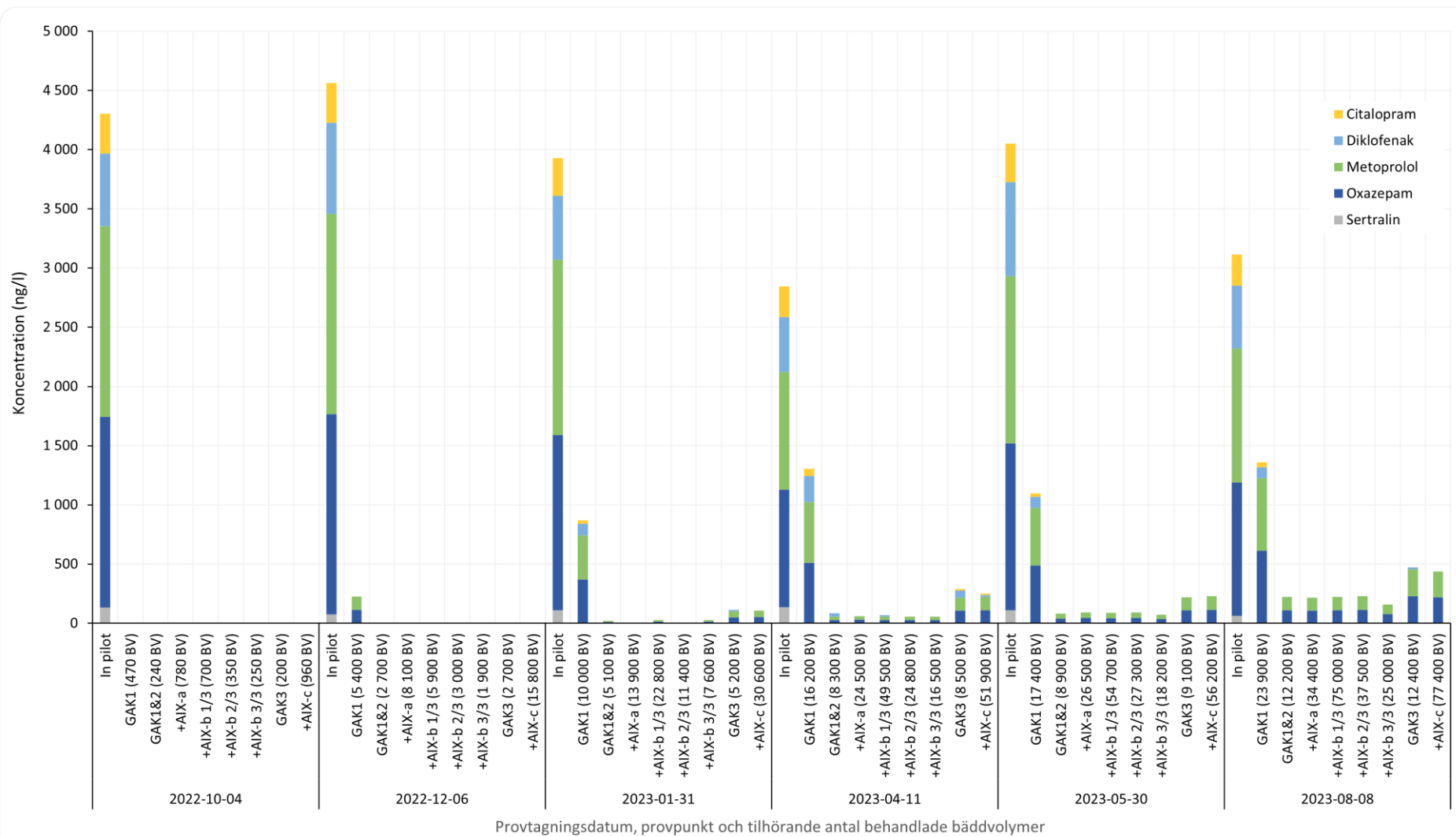
Figur 18 och Figur 19 visar halter av alla respektive prioriterade läkemedel som kunde kvantifieras över pilotcontainern vid de genomförda provtagningarna. Medan det direkt efter uppstart inte kunde kvantifieras några substanser efter de olika filtren så kunde flera läkemedel kvantifieras efter GAK1 redan vid andra provtagningen. Detta kan förklaras med den korta kontakttiden på endast 10 minuter i GAK1. Trots att GAK1 & 2 tillsammans har samma kontakttid som GAK 3 kan det observeras att GAK1 & 2 har en bättre reningseffekt än GAK3 vid alla provtagningar där ämnen kunde kvantifieras efter GAK2 respektive GAK3. Detta kan förklaras med att ett 2-stegsfilter har två olika belastningar på de två filter och därmed även olika jämviktsförhållanden i de två filtren. I princip sker det även i ett 1-stegsfilter dock förstörs gradienten i kolbädden vid de nödvändiga, regelbundna backspolningarna. En generell trend med ökande halter efter de olika filtren kan observeras då antalet renade bäddvolymen ökar över tid.

I Figur 19 kan det observeras att diklofenak avskiljs i princip helt i alla pilotlinjer där kol- och jonbytarfilter har en kompletterande reningseffekt som efterpolering.

Läkemedel - utan LOR

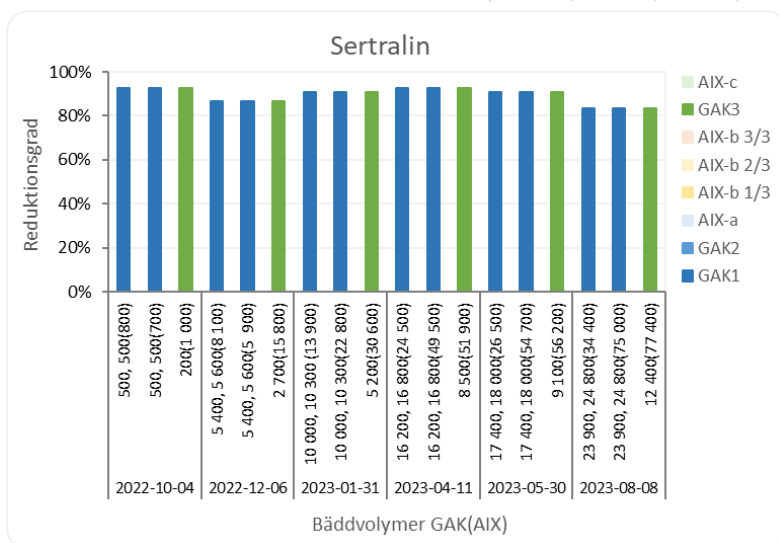
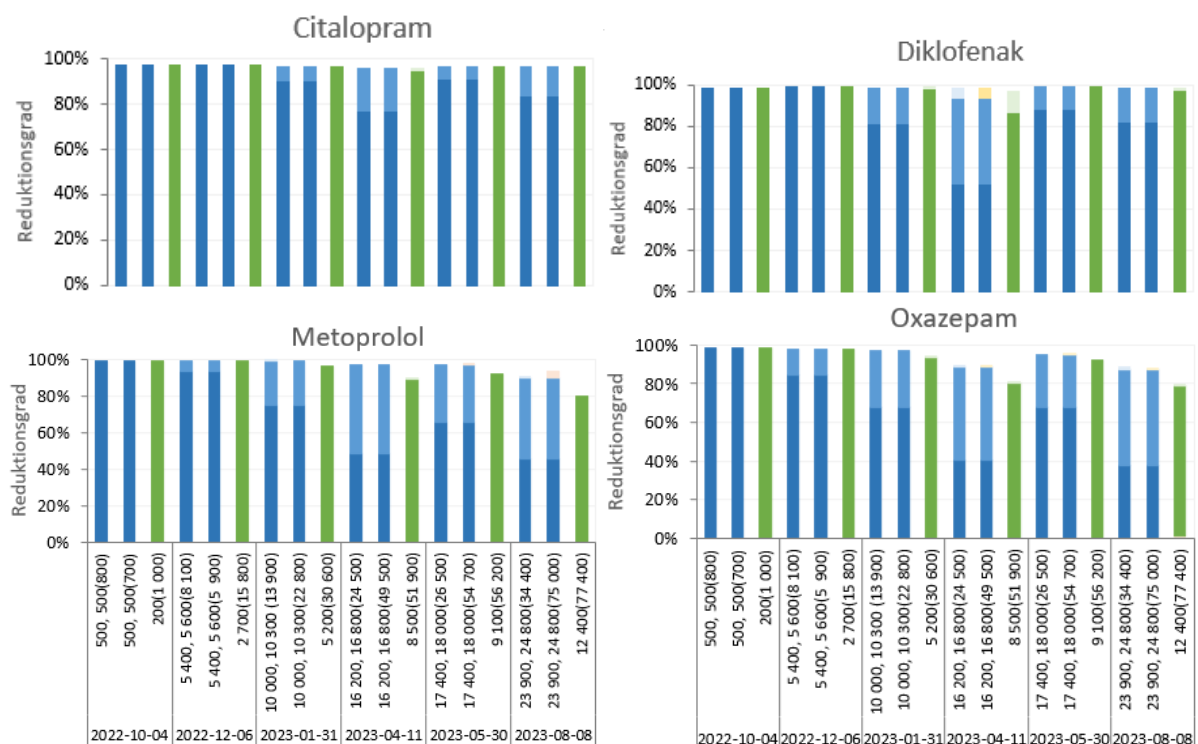


Figur 18. Koncentrationen av samtliga analyserade läkemedel, för vilka koncentration över rapporteringsgränsen uppmättes, in till pilotcontaineren och efter respektive filter.



Figur 19. Koncentration av citalopram, diklofenak, metoprolol, sertralin och oxazepam in till pilotcontaineren och efter respektive filter.

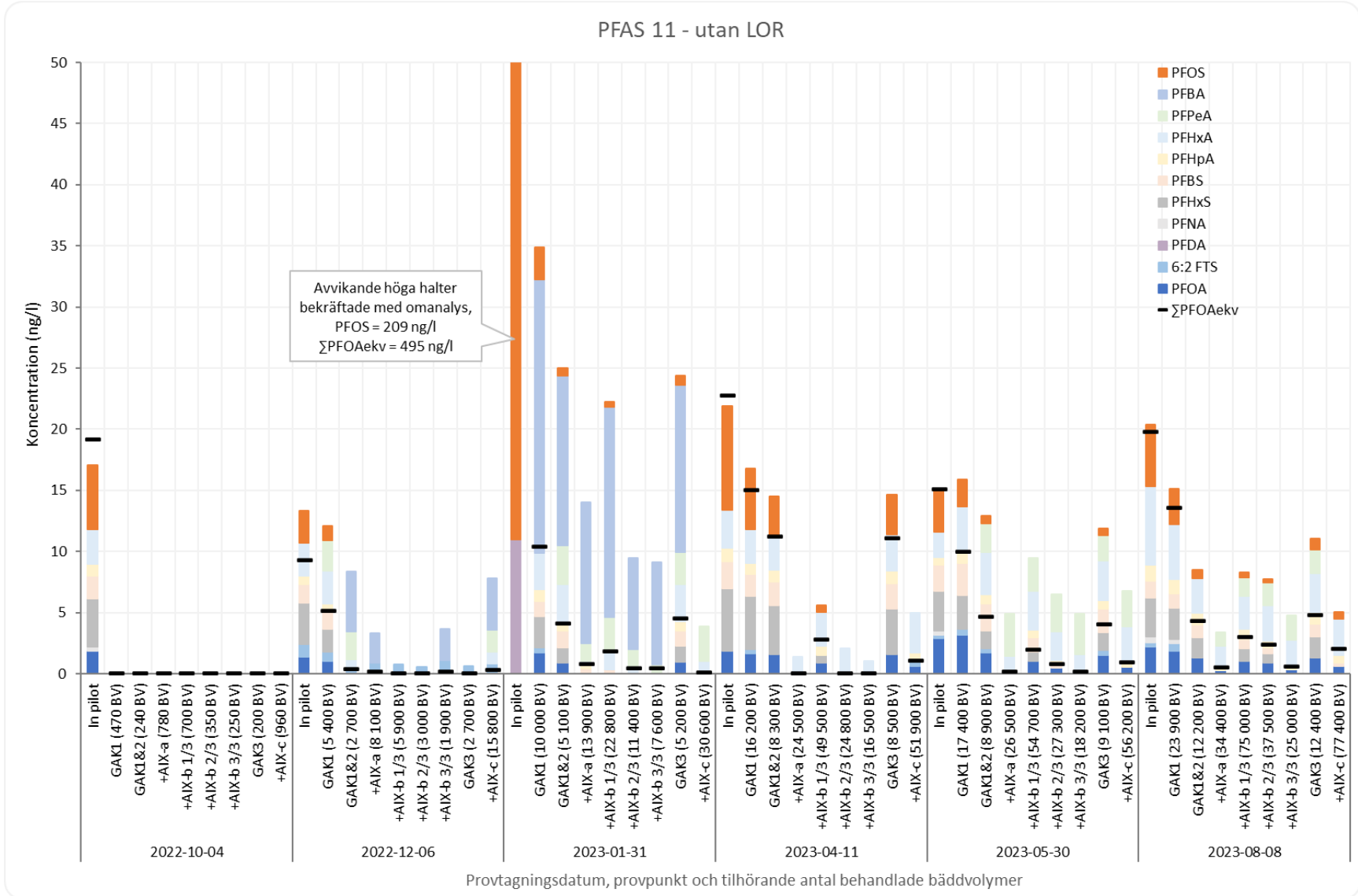
I containerförsöken har avskiljningen av samtliga fem prioriterade mikroföroreningar varit hög vid de utförda provtagningarna. Reduktionen av de undersökta läkemedlen har inte understigit 80 % förutom för oxazepam i L2 vid två tillfällen (Figur 20). Även för andra läkemedelssubstanser i figuren kan det observeras att reduktionen är lägre för driftlinje L2 jämfört med driftlinje L1a och L1b vid några av provtagningarna. Vid ett ökat antal behandlade bäddvolymter kompletteras avskiljningen av diklofenak i GAK1 av GAK2 med jonbytare AIX-a respektive AIX-b. Dessutom kan man se att GAK2 kompletterar GAK1 i avseende avskiljning av samtliga substanser förutom sertralin där GAK1 fortfarande har nog kapacitet att stå för hela reningseffekten. Sammantaget visar containerförsöken att avskiljningen av samtliga fem prioriterade läkemedelsrester har varit hög vid de utförda provtagningarna, men reduktionen av de undersökta läkemedlen har varit något lägre för driftlinje L2 (GAK3 i singeldrift följt av AIX-c) jämfört med driftlinje L1a och L1b (GAK1 och GAK2 i serie följt av AIX). Dessa tidiga resultat ger en indikation men utvärdering kommer fortsätta ytterligare några månader för att kunna dra slutsatser kring reningseffektivitet och genombrottskurvor att använda vid framtagandet av principförslaget för den framtida reningssteget.



Figur 20. Reduktionsgrader för citalopram, diklofenak, metoprolol, oxazepam och sertralin i containerförsöken mot antalet behandlade bäddvolymeter för GAK1 samt GAK2 (samt AIX inom parentes). Varje stapel inom respektive provpunkt motsvarar en driftlinje: linje L1a, L1b samt L2. Olika färger markerar olika adsorbenter.

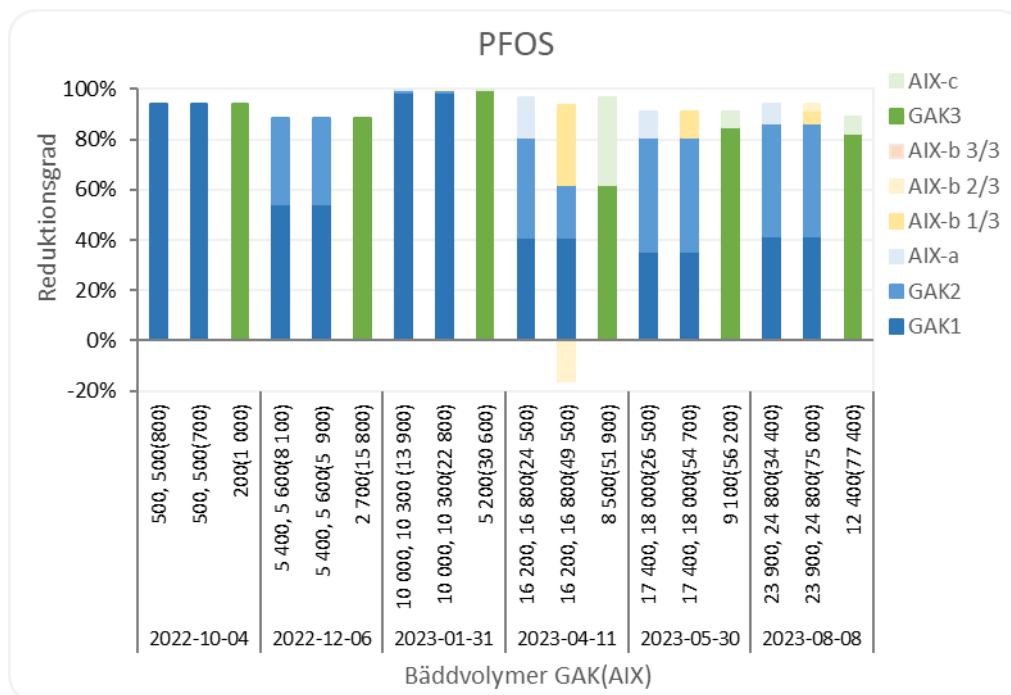
3.3.1.4 Reningseffektivitet för PFAS

PFAS halter in till pilotcontaineren och efter varje filter visas i Figur 21. Vid den tredje provtagningen (31 januari 2023) uppmättes dock ovanligt höga halter av PFOS i inkommande vatten till pilotanläggningen. Denna variation kan påverka reduktionsgraden av PFOS i de olika driftlinjerna i containerförsöken som dock vid detta tillfälle indikerar en komplett borttagning av PFOS. Detta sker redan efter GAK2 och GAK3. En omanalys av provet bekräftade dessa höga halter som det dock inte kan ges en rimlig förklaring till. Med den höga PFOS-halten bli även $\Sigma\text{PFOA}_{\text{ekv}}$ baserat på de analyserade PFAS11 mycket högre än vid de andra provtagningstillfällena.



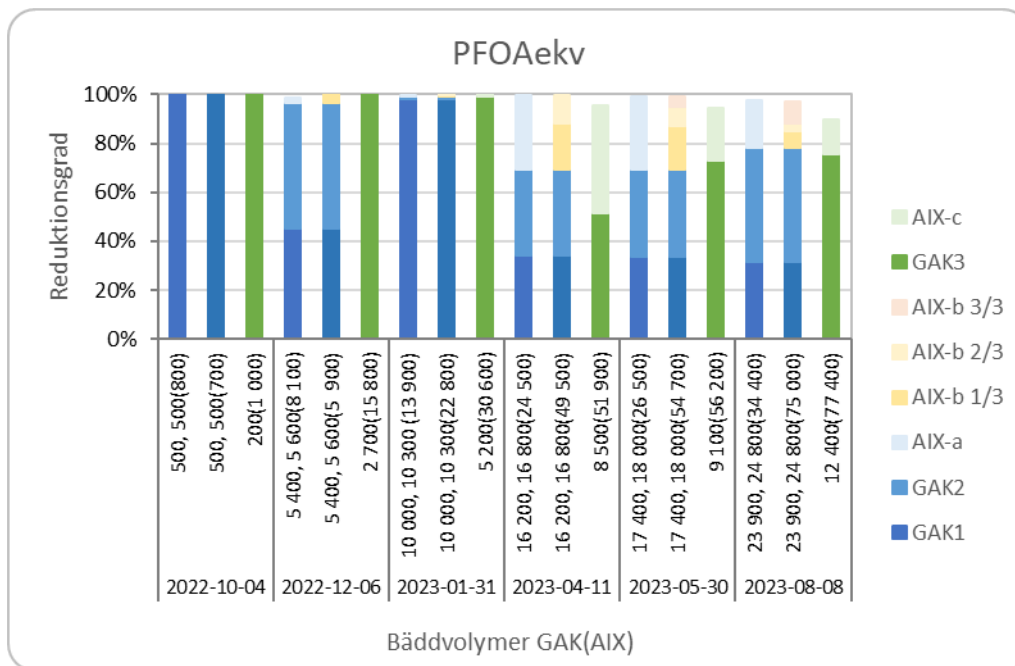
Figur 21. Koncentrationen av PFAS11 och ΣPFOA_{ekv}(PFAS11) in till pilotanläggning och efter respektive filter (endast > LOR).

Figur 22 visar reduktionsgrader för PFOS i containerförsöken mot antalet behandlade bäddvolymmer för GAK1, GAK2, GAK3 och AIX (i parentes). Den något lägre totalreduktion vid andra provtagningen (5400 BV för GAK 1) är en effekt av något sämre rapporteringsgränser vid analysen. Den totala reningseffekten ligger dock i samtliga linjer >80 % vid alla provtagningar. En varierande reningseffekt över GAK kan ses men komplettering av GAK-filtren med de tillhörande jonbytarefilter kan observeras.



Figur 22. Reduktionsgrader för PFOS i containerförsöken mot antalet behandlade bäddvolymmer för de olika GAK-filtren och jonbytarefilter (inom parentes). Varje stapel inom respektive provpunkt motsvarar en driftlinje: linje L1a, L1b samt L2. Olika färger och nyanser markerar olika adsorbenter.

Figur 23 visar motsvarande reduktionsgrader för $\sum \text{PFOA}_{\text{ekv}}$ baserat på de analyserade PFAS11 i containerförsöken mot antalet behandlade bäddvolymmer för de olika GAK-filtren och jonbytarefilter (inom parentes). Varje stapel inom respektive provpunkt motsvarar en driftlinje: Linje L1a, L1b samt L2. Trenderna i figuren motsvarar generellt trenderna som kunde observeras för PFOS (Figur 22) även om en någon lägre reduktionsgrad i första GAK-filtren kan observeras ju fler bäddvolymmer som behandlats jämfört med PFOS-reduktionen. Trots dessa variationer för reduktionen i olika filter ligger den sammanlagda reduktionen av PFOA_{ekv} baserat på de analyserade PFAS11 över 95 % även vid den sista provtagningen.



Figur 23. Reduktionsgrader för $\Sigma PFOA_{ekv}$ baserat på de analyserade PFAS11 i pilotcontainerförsöken mot antalet behandlade bäddvolymerna för de olika GAK-filter och jonbytarefilter (inom parentes, för AIX-b anges bäddvolymerna för respektive filter). Varje stapel inom respektive provpunkt motsvarar en driftlinje: linje L1a, L1b samt L2. Olika färger och nyanser markerar olika adsorbenter.

3.3.2 Förbehandlingspilot till pilotcontainern

Förbehandlingen har påverkats av periodiska problem i C-blocket vid Kungsängsverket som pilotcontainern försörjdes med avloppsvatten ifrån. I november 2022 skapade t.ex. ett industriutsläpp en för hög belastning i blocket som i sin tur lede till en sämre vattenkvalitet till förbehandlingspiloten. Vid andra tillfällen var det antingen för höga fosfathalter, för mycket suspenderade ämnen eller höga ammoniumhalter.

Bägge teknikerna, såväl trumsil som sandfilter, uppfyllde önskemålen på mindre än 5 mg/l suspenderade ämnen med undantag vid det högsta flödet för sandfiltret. Järnhalten i utgående vatten från sandfiltret överskrider däremot 0,5 mg/l vid 7 m³/h vilket är det flöde som behövs till pilotcontainern. Om samma högsta rekommenderade halt kan antas gälla för aluminium i utgående vatten från trumsilen så underskreds det baserat på medelvärdet för driftscenariot 1 då aluminium tillsattes i form av PAX (Tabell 3).

I Tabell 3 visas medelhalterna av analyserade ämnen i inkommande och utgående vatten från trumsilen och sandfiltret. Medelhalterna är beräknade för olika driftscenarion. För trumsil vid drift med filterduk med två olika porstorlekar 18 respektive 10 µm samt med eller utan tillsats av PAX och polymer. Flödet genom trumsilen var under samtliga provtagningar ca 7 m³/h. För sandfiltret med olika flöden och PIX-dos på ca 40 ml PIX/m³ vatten.

Tabell 3. Medelhalter av suspenderade ämnen (SS), totalfosfor (P-tot), fosfat (PO₄-P), DOC, järn och aluminium i inkommande och utgående vatten från trumsil och sandfilter för olika driftscenariona. Inom parentes visas antalet analyser medelvärdet beräknats för.

Parameter	Trumsil			
	Driftscenario 1: 18 µm filter med polymer och PAX	Driftscenario 2: 18 µm filter utan polymer och PAX	Driftscenario 3: 10 µm filter utan polymer och PAX	
Medelvärde [mg/l]				
SS in	5,20(4)	4,13(3)	6,70(2)	
SS ut	2,55(4)	1,00(3)	1,50(2)	
P-tot in	0,24(4)	0,21(3)	0,35(1)	
P-tot ut	0,12(4)	0,23(3)	0,27(2)	
PO ₄ -P ut	0,07(3)	0,19(3)	0,19(2)	
DOC in	8,40(3)	8,57(3)	9,60(1)	
DOC ut	7,69(4)	8,67(3)	14,5*(2)	
Aluminium in	0,09(4)	0,11(2)	-	
Aluminium ut	0,40(4)	0,08(3)	0,07(2)	
<i>*Observerat läckage genom trumsil</i>				
Parameter	Sandfilter			
	Flödestest 1	Flödestest 2	Flödestest 3	Flödestest 4
Medelflöde [m ³ /h]	4,6	7,0	8,7	10,0
Medel dos PIX-111 [ml/h]	184	280	338	400
Medelvärde [mg/l]				
SS in	2,48(5)	2,63(6)	3,37(7)	4,33(3)
SS ut	1,40(5)	3,57(6)	3,29(7)	7,60(3)
P-tot in	0,36(5)	0,32(6)	0,31(7)	0,27(4)
P-tot ut	0,15(5)	0,07(6)	0,10(7)	0,12(4)
Ofiltrerad PO ₄ -P in [#]	0,36(4)	0,25(6)	0,22(5)	0,29(3)
Ofiltrerad PO ₄ -P ut [#]	0,16(4)	0,04(6)	0,09(5)	0,13(3)
DOC in	8,67(2)	9,48(4)	8,30(5)	8,22(2)
DOC ut	6,73(2)	7,01(4)	7,12(5)	6,56(2)
Järn in	0,11(5)	0,13(6)	0,17(7)	0,42(4)
Järn ut	0,47(5)	1,37(6)	1,08(7)	2,50(4)
<i>#Medelvärde beräknat från uppmätt halt från egen analys</i>				

Som framgår ur Tabell 3 avskiljs suspenderade ämnen till under målvärdet på 5 mg/l oberoende av filterstorlek och kemikalietillsats, respektive flöde och PIX-dos, förutom för högsta flödet i sandfiltret. Totalfosfor och fosfat kan däremot ses öka vid avstängd PAX-dosering och polymertillsats, liknande resultat gäller också för DOC. DOC kan även ses öka vid byte från 18 µm till 10 µm vilket dock kan förklaras av driftstörningar och ett observerat läckage genom trumsilen till följd av gamla packningar och ojämnt dragen duk. För sandfiltret var totalfosfor som medelvärde i utgående vatten under 0,2 mg/l för samtliga flödestester. Detta gäller även för fosfat. Medelhalten av DOC var kring 7 mg/l i utgående vatten. En ökning av järn i utgående vatten jämfört med inkommande vatten kan ses men där är det värt att notera att inkommande vatten provats innan dosering av PIX samt att järnhalten i utgående vatten ökar med ökad dosering av PIX.

För sandfiltret kunde ett mindre behov av dagligt underhåll jämfört med trumsil konstateras. Slutligen bör vikten av att valet av sandfilter som efterpoleringsteknik inom principförslaget för Kungsängsverket betonas. Oavsett för- eller nackdelar med trumsil eller sandfilter motiverade detta ett byte från trumsil till sandfilter som förbehandling till pilotcontainern.

3.4 Jämförelse av kolonn- och containerförsök

En jämförelse av de olika testerna och försöken är eftersträvsvärt men bjuder också på utmaningar p.g.a. de olika försöksutformningar och förutsättningar som de olika försöken har genomförts vid.

3.4.1 Jämförelse av reduktionsgrad mellan linjer i kolonnförsöken

I Tabell 4 visas reduktionsgraden för de prioriterade ämnen över de tre kolonnlinjerna (L1 - L3) vid samtliga provtagningar. I de fall där inga mätbara koncentrationer fanns för ämnena, beräknades reduktionsgraden utifrån rapporteringsgränsen. Det innebär att reduktionsgraden baserades på skillnaden mellan inkommande koncentration (före kolonnerna) och rapporteringsgränsen (efter kolonnerna). Om den beräknade reduktionsgraden översteg 90 % indikerar detta att ämnets koncentration reducerades med minst 90 % under behandlingen i kolonnerna. Efter en initial mycket bra reningseffekt för samtliga substanser och linjer kan likande trender i minskad reningseffektivitet vid jämförelse mellan linjernas förmåga att avskilja olika föroreningar observeras i kolonnförsöken. Specifikt kan följande konstateras:

- För PFOS åstadkommer alla tre linjer en lika bra reningseffekt (trots ett filterbyte i K3 (L2)).
- Samma observation gäller för sertralin, d vs alla tre linjer en lika bra reningseffekt.
- För citalopram uppvisar L1 (Cyclecarb) bäst reningseffekt över tid, förutom efter kolbyte i K3 (Filtrisorb) som gör att L2 uppnår en bättre reningseffekt då.
- Även för metoprolol uppvisar L1 (Cyclecarb) bäst reningseffekt över tid, förutom efter kolbyte i K3 (Filtrisorb) som gör att L2 uppnår en bättre reningseffekt då. .
- För oxazepam ligger L1 och L3, båda med Cyclecarb på en jämförbar reduktion som är bättre än för L2 (K3 Filtrasorb). Efter kolbyte i K3 uppvisar dock L2 en bättre reningseffekt för oxazepam.
- För diklofenak visar L3 (Cyclecarb följt av AIX) den bästa reningseffekt även efter kolbyte i L2 (K3, Filtrasorb). Detta p.g.a. släpp av diklofenak från efterföljande jonbytare i L2 som sammanlagt ger en reduktion på samma nivå som inför kolbytet. Det bör dock anmärkas att samma effekt som uppstod i L2 vid kolbyte kan uppstå i L3 vid kolbyte och denna effekt behöver undersökas.
- Jonbytarfilter med uppströmsdrift visar liknande reduktion av PFAS och diklofenak som jonbytarfilter med nedströmsdrift vid samma antal bäddvolym.

Tabell 4. Reduktionsgraden över kolonnlinjer av PFOS, citalopram, diklofenak, metoprolol och oxazepam vid olika provtagningarna. Antalet behandlade bäddvolymeter i GAK och AIX vid provtagningstillfällena är markerade i tabellen. Reduktionsgrad över 80 procent markeras med grön färg.

	Bäddvolymeter GAK AIX										
	100 280	5 000 14 000	9 000 25 000	13 000 37 000	19 000 53 000	25 000 72 000	31 000 89 000	36 000 102 000	41 000* 118 000	47 000* 136 000	52 000* 151 000
L1 →	K1 Cyclecarb 401 + K2 Purolite 694E										
PFOS	>95%	>93%	77%	>91%	>96%	>91%	>91%	>91%	>97%	#	>96%
Citalopram	>97%	>97%	>97%	>97%	>96%	>97%	85%	82%	69%	42%	94%
Diklofenak	>99%	>98%	>98%	98%	>98%	94%	80%	79%	59%	67%	74%
Metoprolol	>99%	>99%	95%	90%	88%	77%	51%	56%	38%	55%	59%
Oxazepam	>98%	>98%	88%	81%	77%	57%	32%	34%	27%	-5%	30%
Sertralin	>86%	>86%	>44%	>85%	>82%	>90%	>90%	>90%	>87%	#	>81%
L2 →	K3 Filtrasorb 400 + K4 Purolite 694E										
PFOS	>95%	>93%	>81%	>91%	>96%	>91%	>91%	>91%	96%	#	>96%
Citalopram	>97%	>97%	93%	91%	90%	81%	61%	52%	>96%	73%	89%
Diklofenak	>99%	>98%	>98%	93%	92%	79%	60%	60%	66%	65%	72%
Metoprolol	>99%	97%	92%	88%	85%	74%	68%	44%	97%	91%	85%
Oxazepam	>98%	86%	76%	69%	63%	41%	29%	23%	92%	65%	60%
Sertralin	>86%	>86%	>44%	>85%	>82%	>90%	73%	79%	>87%	#	>81%
L3 →	K5 Cyclecarb 401 + K6 Purolite 694E + K7 Purolite 694E										
PFOS	>95%	>93%	>81%	>91%	>96%	>91%	>91%	>91%	>97%	#	95%
Citalopram	>97%	>97%	>97%	>97%	>96%	>97%	86%	77%	72%	48%	>97%
Diklofenak	>99%	>98%	>98%	>98%	>98%	96%	88%	89%	78%	79%	>81%
Metoprolol	>99%	>99%	90%	87%	87%	76%	46%	56%	37%	54%	62%
Oxazepam	>98%	90%	84%	79%	77%	58%	36%	35%	29%	3%	36%
Sertralin	>86%	>86%	>44%	>85%	>82%	>90%	>90%	>90%	>87%	#	>81%

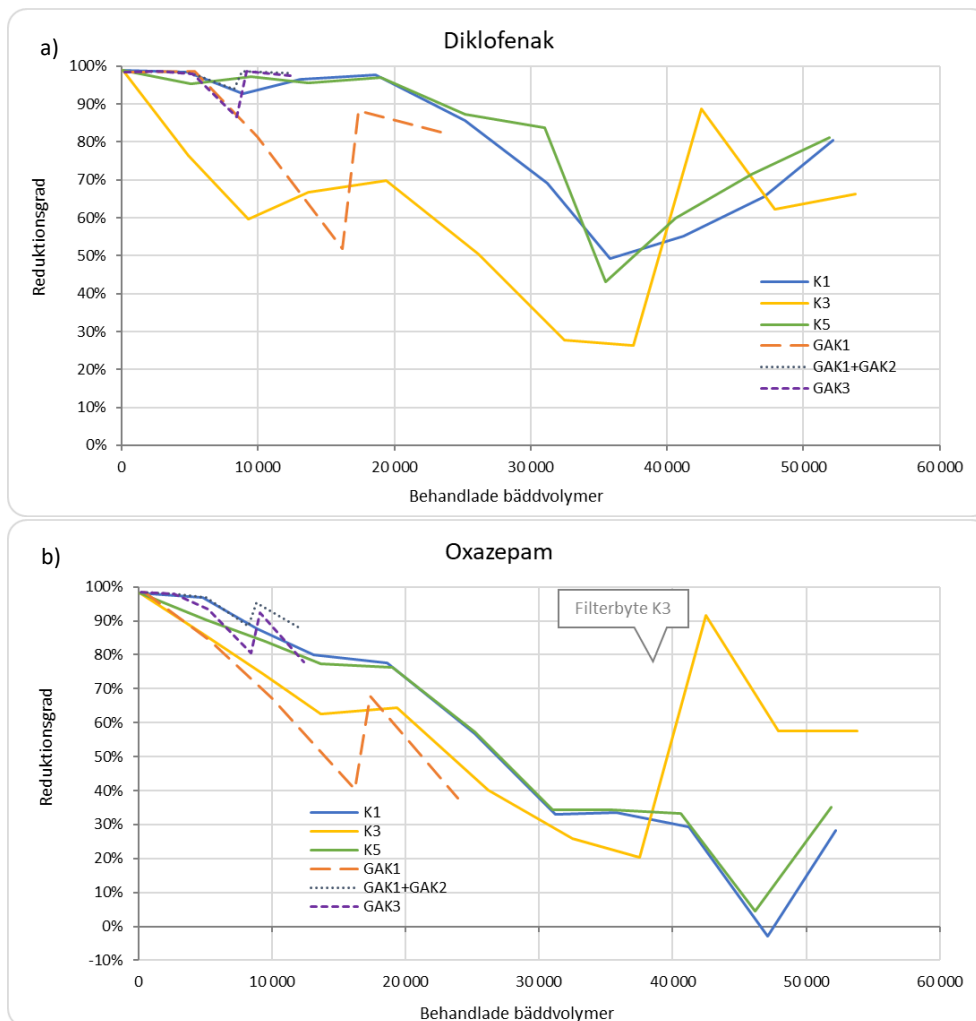
*4 800, 10 200 respektive 16 200 BV K3

- ingen reduktionsgrad angett eftersom inkommande halt under rapporteringsgräns

3.4.2 Jämförelse av reduktionsgrad mellan kolonn- och containerförsöken

Det är generellt svårt att jämföra kolonn- och containerförsöken eftersom uppsättningen med bl.a. kontakttider och seriedrift skiljer men även förbehandlingen har varit olika för kolonn- respektive containerförsöken vilket kan ha stor effekt på reningseffekten i de olika adsorbenterna. Jämförelsen nedan bör således endast uppfattas som indikativ och som diskussion av observerad prestanda i de olika försöken. Figur 24 visar reningssgraden för diklofenak och oxazepam i de olika GAK-filtre i kolonn- och containerförsöken mot behandlade bäddvolymeter för respektive filter. Som tidigare diskuterat så uppvisar K3 (Filtrasorb 400) en sämre reduktion än K1 och K5 (båda Cyclecarb 401) för diklofenak och i viss grad även för oxazepam. För oxazepam kan en tydligare minskande reningseffekt med ökande antal behandlade bäddvolymeter observeras i samtliga filter. Avvikande analysresultat p.g.a. störningar eller analys svårigheter samt varierande halter i inkommande avloppsvatten gör att trenderna vid några tillfällen avviker. Detta kan t.ex. ses för diklofenak vid ca 25 000 BV i K1 och K5, 8 000 BV och 16 000 BV för GAK3 respektive GAK1 (samma provtagningsdatum). Även för oxazepam observeras samma avvikelse för GAK1 och GAK 3 vid samma provtagningsdatum samt för K1 och K5 vid 46 000 BV.

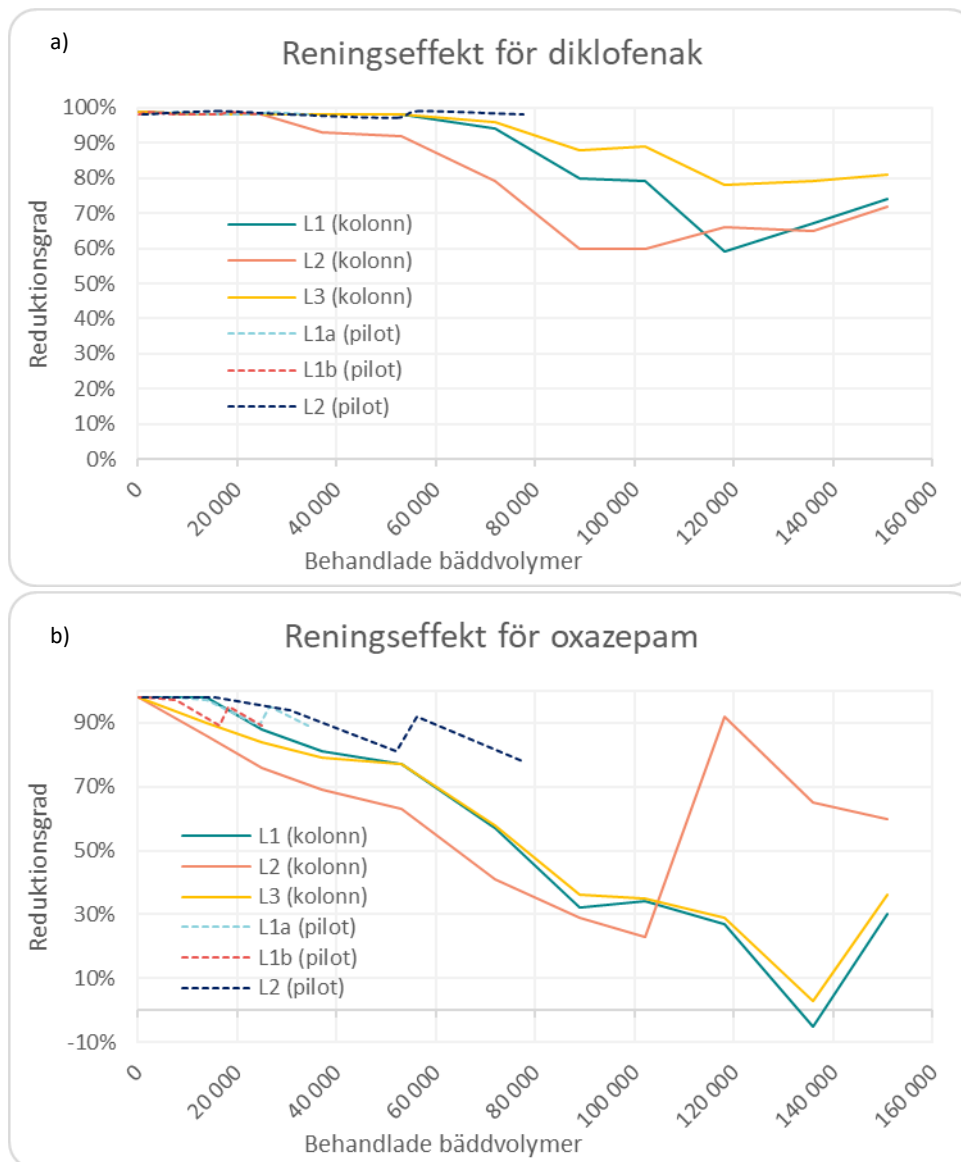
Även om endast få bäddvolymeter (BV) har behandlats i containerförsöken jämfört med kolonnförsöken och förutsättningar skiljer något mellan dessa två försöken så indikerar figuren ändå att filtren i pilotcontainern uppvisar samma trend i reningseffekten för diklofenak och oxazepam över GAK-filtren.



Figur 24. Reningsgrad för diklofenak (a) och oxazepam (b) i de olika GAK-filter i kolonn- och containerförsöken. Bäddvolymerna avser bäddvolymerna för respektive filter.

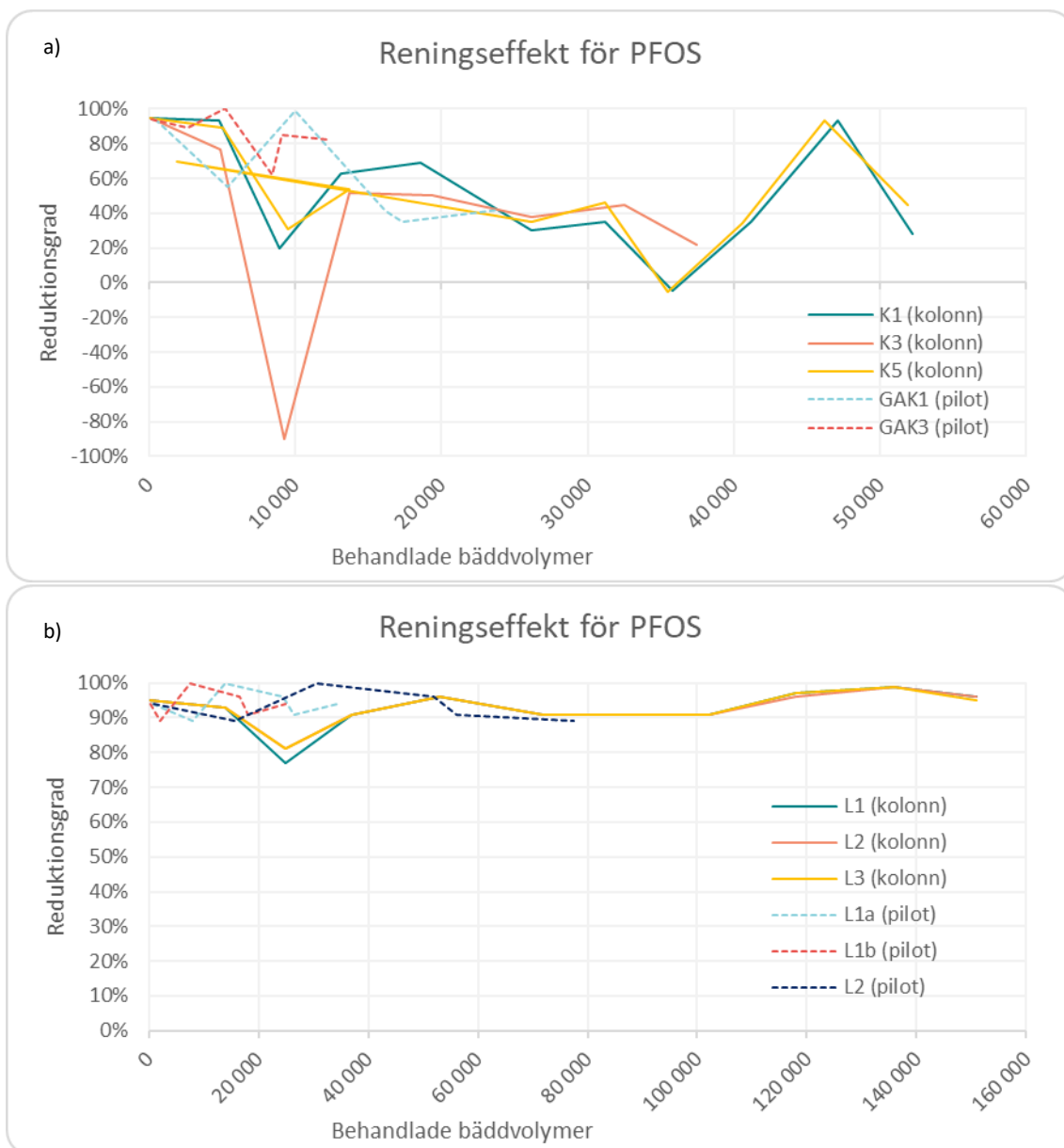
Figur 25 visar reningsgraden för diklofenak och oxazepam över de kompletta filterlinjerna (inklusive GAK och AIX) i både kolonn- och containerförsöken mot bäddvolymerna för jonbytarefilter (men samma provtagningstider som i Figur 24). Att utvärdera och jämföra reningseffekten över endast jonbytarefilter visas inte då reningseffekten i varje AIX påverkas av reningseffekten i föregående GAK-filtren och en jämförelse av endast AIX skulle således bli inkorrekt. Även figuren nedan bör beaktas med försiktighet då uppsättningen i de olika linjerna skiljer sig åt. Det kan observeras att reningen av diklofenak är bättre än om endast GAK-filtren beaktas. För oxazepam visas däremot i princip samma resultat som i Figur 24 då ingen reningseffekt kan förväntas i AIX-filtren för denna substans. Däremot kan effekten av GAK-filtret i K3 tydligt observeras.

Figuren ger också indikationen att reningseffekten över linjerna i pilotcontainern är något bättre jämfört med kolonnförsöken vid samma antal behandlade bäddvolymerna i AIX. Detta beror dock med stor sannolikhet på en längre kontakttid i GAK-filtren i containerförsöken jämfört med kolonnförsöken.



Figur 25. Reningsgrad för diklofenak (a) och oxazepam (b) över de kompletta filterlinjerna inklusive GAK och AIX i både kolonn- och containerförsöken. Bäddvolymen avser bäddvolymen för jonbytarfilter.

Figur 26 visar motsvarande trender för reningsgrader för PFOS över GAK-filtren respektive de kompletta filterlinjerna (GAK och AIX) i både kolonn- och containerförsöken. Medan reningseffekten snabbt avtar och delvis kraftigt varierar i GAK-filtren, kan en mycket hög och stabil reningseffekt för de kompletta försökslinjerna konstateras. Detta förklaras som tidigare med avskiljning/efterpolering med jonbytarfilter som står för den huvudsakliga reningen av PFOS och vars genombrott ännu inte har nåtts. Figuren ger också indikationen att reningseffekten över linjerna i pilotcontainern hittills ligger på samma nivå som i kolonnförsöken vid samma antal behandlade bäddvolym i AIX.



Figur 26. Reningsgrad för PFOS över GAK-filtren (a) respektive de kompletta filterlinjerna (inklusive GAK och AIX; b) i både kolonn- och containerförsöken. Bäddvolymer avser bäddvolymer för GAK- respektive jonbytarfilter.

3.5 Rekommendation inför framtagandet av principförslaget

Flera aspekter som relaterar till framtagandet av principförslaget har undersökts inom projektet och redovisas översiktligt nedan. Dimensionering och design av det framtida nya reningssteget kommer tas fram i projektets slutfas och baseras på utvärderingen av containerförsöken som försenats och därför inte redovisas i denna slutredovisning.

3.5.1 Ytbehovet för den avancerade reningen

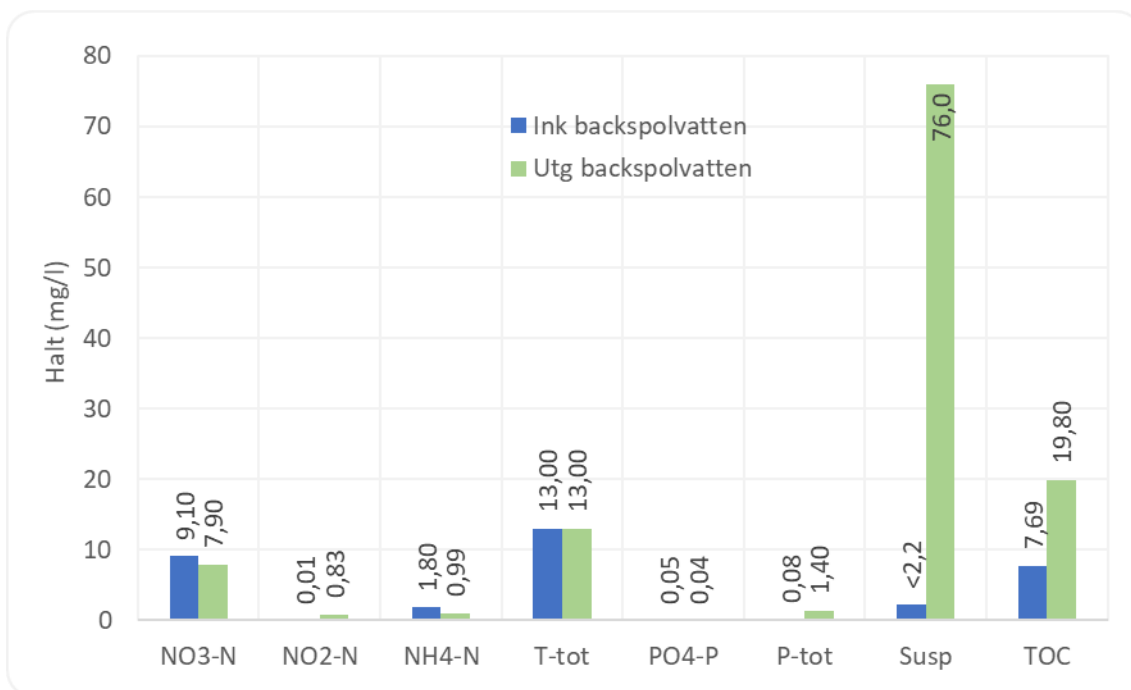
Det nya, framtida, reningssteget för avancerad rening, är en del av en större om- och tillbyggnation av Kungsängsverket (se avsnitt 1.4.1). Placeringen av anläggningen behöver samordnas och planeras med framtagandet av principförslaget för Kungsängsverket 2.0 eftersom det finns begränsat med plats. I förstadiets Fas A som genomfördes av Sweco hade en yta allokerats för den framtida läkemedelsreningen. Den tillgängliga ytan uppskattades till ca 1 600 m² och var placerad på området ner mot Fyrisån.

Det slutliga ytbehovet och placeringen kommer fastslås i pilotstudiens avslutande delprojekt då dimensionering och design tas fram i principförslaget för läkemedelsreningen. Avgörande för ytbehovet kommer vara dimensionerande flöde och belastning, samt teknikval där en kombination av granulerat aktivt kol (GAK) och anjonbytare (AIX) är mer ytkrävande och bedöms behöva en större yta än den som allokerats inledningsvis i förstudien. Ytbehovet för vissa av de föreslagna teknikerna kan minskas genom t.ex. större bäddhöjd i nedströms öppna filter vilket ger mindre filteryta vid samma filtervolym men ger större flödesmotstånd, kortare kontakttider som ger mindre filtervolym vid bibehållet vattenflöde men ökar ytbelastningen på filtren, att filterbehållare uppdelade på flera zoner används samt mer komprimerad filteruppställning med kringutrustning som t.ex. placeras ovanpå filtren istället för bredvid. De första två alternativen med större bäddhöjd respektive kortare kontakttider är begränsande till vattenmatrixens egenskaper. Ju renare vattenmatrix som kan åstadkommas med en bra förbehandling desto större bädddjup och högre ytbelastning tillåts i filtren. Även om en frekventare backspolning av filtren kan delvis kompensera för en sämre vattenmatrix vid för höga bädddjup eller för hög ytbelastning, innebär varje backspolning att filtren att de är ur drift. För frekventa backspolningsbehov kan således behöva kompenseras med flera filter, vilket ger ett ökat ytbehov. Resultaten från pilotcontainerförsöket och drifterfarenheterna från de olika teknikkombinationerna kommer kunna ge viktig information kring alternativens för- och nackdelar vid bedömning av utformningen av en fullskaleanläggning.

3.5.2 Spolvattenhantering

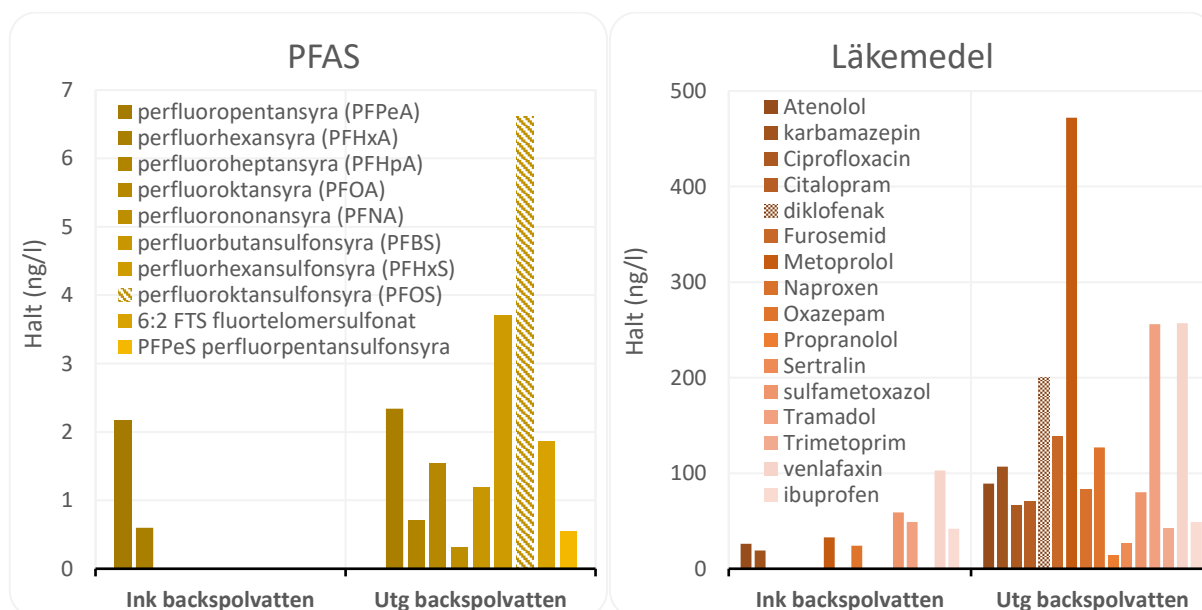
Inom projektet gjordes en första uppskattning på vilka spolvattenmängder som kan behövas i ett framtida avancerat reningssteg på Kungsängsverket och således vilken internbelastning som uppstår vid reningsverket. Dessa beräkningar kommer uppdateras när data från pilotcontainer erhålls avseende spolvattenflöden och backspolningsintervall. Även kvalitet på spolvattnet är en viktig aspekt för bedömning av lämplig hantering.

Figur 27 visar analyserade halter för traditionella parameter i backspolvatten före och efter backspolning. Som förväntat ökar halten suspenderat materiel kraftigt eftersom backspolningen syftar på att ta bort ackumulerat suspenderat materiel som sätter igen filtret. Även TOC och totalfosfor ökar vilket tyder på att en del av det suspenderade materialet är organiska föroreningar och partikelbunden fosfor, troligtvis från fosforfällningen i huvudreningen.



Figur 27. Analysresultaten för traditionella parametrar vid backspolning.

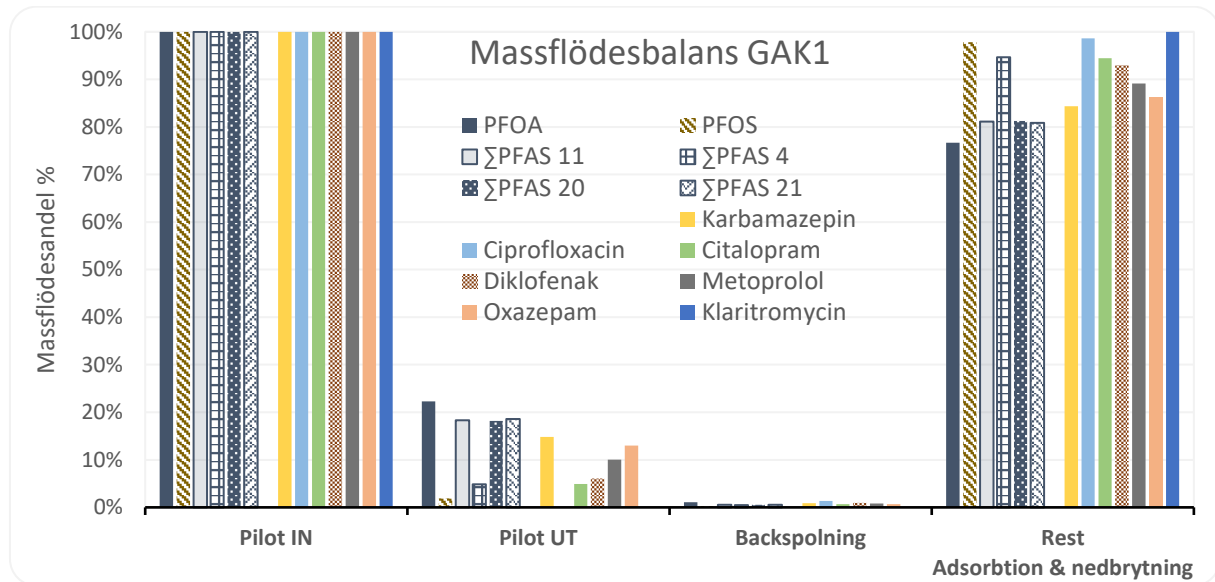
Figur 28 visar analyserade PFAS och läkemedelssubstanser som kunde kvantifieras vid backspolningen. En tydlig ökning av flera PFAS och läkemedelshalter kan observeras när vattnet har passerat filtret som backspolvatten.



Figur 28. Halter av PFAS och läkemedelssubstanser som kunde kvantifieras vid backspolningen.

Att halter av olika mikroföroreningar är högre i backspolvattnet än i filtratet är inte oväntat och dessa föroreningar återcirkuleras tillbaka till huvudreningen och passerar således igen den avancerade reningen. För att kunna bedöma den interna belastningen på GAK-filtren p.g.a. återföring och för att ta hänsyn till en lämplig hantering av backspolvattnet är de totala massflöden av föroreningar en bra indikator. Figur 29 visar en förenklad massflödesbalans över GAK1 med data för föroreningshalter i olika delflöden och en andel backspolvatten på 3 %. Av inkommande massflöden kan det observeras att den största delen av samtliga kvantifierbara föroreningar (PFAS och läkemedel) renas bort effektivt med GAK-filtret. Reningen sker främst via adsorption till filtermaterialet men för organiska

föroreningar kan även en viss biologiskt nedbrytning i filtret inte uteslutas. Endast en mycket liten andel av massflödet återförs med backspolvattnet till huvudreningen och kräver således ingen speciell hantering. Med tanke på den mycket högre belastning med suspenderat material i backspolvattnet (Figur 27) bör dock en återföring av vattnet till t.ex. sandfiltret ske för att avlägsna dessa innan vattnet återigen når fram till GAK-filtren.



Figur 29. Massflödesbalans över GAK1 för utvalda PFAS och läkemedel.

3.5.3 Övervakning och styrning av reningseffektiviteten och behov för filterbyte

Genom hela projektet (Kalecinska 2021; Olofsson 2022; Olsson 2023) har en eventuell korrelation mellan reduktionen av löst organiskt kol (DOC), ultraviolett absorptions (UVA) och de specifika läkemedlen diklofenak och oxazepam, samt PFOS i kolonnförsöken undersökts. Syftet var att utvärdera om mätningar av DOC eller UVA kan användas som en indikator på reningseffektiviteten i framtiden. Detta skulle vara fördelaktigt eftersom analys av mikroföroreningar kan vara både kostsamt och tidskrävande.

Tyvärr kunde ingen bra korrelation fastställas mellan dessa parametrar även om det under vissa perioder kunde observeras ett bra samband för vissa substanser och parametrar. Visserligen minskade även reduktionen av DOC och UVA över samtliga kolonner med ökat antal behandlade bäddvolym. Reduktionsgraden för de utvalda mikroföroreningarna visade dock på större variation i reduktionen över spannet av undersökta bäddvolym.

Det är viktigt att notera att fastställandet av en korrelation kan vara komplex och kan variera beroende på olika faktorer såsom vattenkvalitet, behandlingsmetoder och specifika ämnen som analyseras. Ytterligare forskning och undersökningar rekommenderas av projektgruppen för att få en djupare förståelse av eventuella samband mellan dessa parametrar och reningseffektiviteten i det avancerade reningssteget.

3.5.4 Driftkostnad och klimatpåverkan

Olsson (2023) undersökte ihop med projektgruppen kostnaden och miljöpåverkan av de olika undersökta teknikkompositionerna med GAK och AIX kopplat till reningseffektiviteten och resursutnyttjandet. Driftkostnaden och klimatpåverkan användes som indikatorer för att utvärdera kostnads- och miljöaspekterna med en förenklad modell där dimensionerande förutsättningar från förstudien som Sweco tog fram 2020 användes. När den slutgiltiga dimensioneringen är framtagen kommer scenarioanalysen uppdateras, och ska nu ses som preliminär.

När reningseffektiviteten för det avancerade reningssteget inte längre uppfyller det satta reningskraven måste filtermaterialet bytas ut. Vid utvärderingen av driftkostnaden och klimatpåverkan beaktades kostnaden respektive emissionerna som uppstår i samband med ett byte av adsorbent. Mängden vatten som kan behandlas innan adsorbenten behöver bytas beräknades för detta syfte om till en specifik dos per kubikmeter behandlat vatten. Lägst driftkostnad och klimatpåverkan för samma mängd adsorbent erhålls för Cyclecarb 401 eftersom det är en återanvänd reaktiverad adsorbent som därmed är både billigast och innehåller lägst resursbehov (Olsson 2023). Den generellt högre kostnaden för AIX gör att behovet (dosen) behöver vara betydligt lägre än för GAK för att jonbytare ska vara ett attraktivt val. Driftkostnaden och klimatpåverkan beräknas även för enstegs- och tvåstegsdrift med Cyclecarb 401, samt kombinationen av Cyclecarb 401 och anjonbytare för specifika scenarion vid Kungsängsverket, baserat på en preliminär dimensionering av ett avancerat reningssteg i fullskala. Olika hypotetiska reningsmål undersöktes, med en antagen genomsnittlig reduktion på 80 % över tid av diklofenak, oxazepam, PFOS eller en kombination av dessa ämnen.

Den beräknade klimatpåverkan för de olika scenarierna varierar mellan 1 400 och 4 800 kg CO₂-ekv per år eller 0,07 och 0,19 kg CO₂-ekv per kubikmeter behandlat vatten. Resultaten visade att den lägsta driftkostnaden för samtliga tänkbara reningsmål uppnåddes med tvåstegsdrift av Cyclecarb 401. När det gäller klimatpåverkan, resulterade kombinationen av Cyclecarb 401 och anjonbytare i den lägsta påverkan om reningsscenariot inkluderade reduktion av PFOS eller både PFOS och diklofenak. För övriga reningsscenarion resulterade tvåstegsdrift med Cyclecarb 401 i den lägsta klimatpåverkan. Dessa resultat kommer att följas upp och verifieras genom den fortsatta pilotstudien för att säkerställa att de valda processutformningarna ger de mest kostnadseffektiva och miljömässigt motiverade alternativen för det avancerade reningssteget.

Tabell 5. Årlig driftkostnad och klimatpåverkan för undersökta scenarion vid Kungsängsverket. Färgmarkeringen indikerar låg (grön) eller hög (röd) driftkostnad eller klimatpåverkan (modifierad från Olsson 2023).

Process-utformning	Reningsmål	Årlig driftkostnad [Mkr/år]	Årlig klimatpåverkan [ton CO ₂ -eq/år]
Singeldrift GAK	Traditionell design*	13	3 602
	80 % medelred. diklofenak	7	1 757
	80 % medelred. oxazepam	10	2 771
	80 % medelred. PFOS	18	4 803
Tvåstegsdrift GAK	Traditionell design*	7	1 801
	80 % medelred. diklofenak	3	879
	80 % medelred. oxazepam	5	1 386
	80 % medelred. PFOS	9	2 402
Singeldrift GAK följt av AIX	Traditionell design*	22	4 344
	80 % medelred. diklofenak	13	1 963
	80 % medelred. PFOS	11	2 218
	80 % medelred. PFOS & diklofenak	9	1 592
	80 % medelred. PFOS & oxazepam	15	3 142

* Byte av adsorbent enligt leverantörsrekommendation (20 000 BV för GAK (1-steg), 200 000 BV för AIX)

3.5.5 Framtida reningsmål – styrande för dimensionering och design av det nya reningssteget

Den pågående långtidsutvärderingen kommer ge värdefull kunskap kring reningseffektivitet och de utvärderade teknikernas möjlighet att bidra till en ökad avskiljning av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. Vid dimensionering av det nya reningssteget behöver hänsyn även tas till reningsmålen som ansätts baserat på existerande och kommande regelverk och den riskbedömning som genomförts.

Målsubstanserna citalopram, diklofenak och oxazepam har identifierats i riskbedömningen och kan samtliga utgöra en risk för negativa effekter på recipienten enligt beräknade riskkvoter och anses vara prioriterade för fortsatt uppföljning och utvärdering med avseende på avancerad rening. Förslaget till nytt prioämnesdirektiv innehåller skärpta gränsvärden för diklofenak vilket förstärker behovet av att inkludera det som en fokussubstans som inkluderas i fastställande av reningsmål. En utmaning i arbetet med flera av de ämnen som omfattas i nuvarande och framtida lagstiftning är att gränsvärdena ligger långt under den halt som för närvarande erbjuds för analys. De analystekniska begränsningarna nu och i framtiden medför att de gränsvärden för halter av hormonerna östradiol och etinylöstradiol som specificerats i HaVs föreskrifter HVMFS 2019:25 inte kan följas upp, reningskrav för dessa ämnen bedöms därför inte kunna vara styrande för den avancerade reningen. Kompletterande effektbaserade analyser skulle kunna vara ett sätt att bedöma avskiljningen av hormonstörande ämnen men skulle då behöva utvecklas som metod för att vara användbar i denna tillämpning.

När det gäller PFAS-ämnen och specifikt PFOS har det identifierats som ett fokusämne att följa upp och utvärdera i pilotstudien baserat på riskbedömningen. Utöver uppföljning av reningseffektivitet och teknikutvärdering är en viktig aspekt i den kostnads-nyttoanalys som behöver göras den kartläggning av PFAS-källor och spridningsvägar för PFAS i Uppsala som genomförts. En massbalans har tagits fram baserat på den provtagning som gjordes i recipient och utgående vatten 2021–2022. Massbalansen visar på att en betydande andel av masstransporten av PFAS-ämnen observeras redan uppströms Uppsala stad, i Klastorp. Rening av PFAS-ämnen vid Kungsängsverket skulle endast leda till marginella effekter på halterna i recipient och behöver vägas mot de kostnader och resurser en PFAS-rening skulle innebära.

Föreslagna krav enligt förslaget till nytt avloppsdirektiv från EU kommer sannolikt vara drivande för en avancerad rening med avseende på läkemedelssubstanser. Kravformuleringen är något oklar och kommer troligen revideras, men förslaget pekar på att ämnen som inte identifierats som prioriterade i projektets behovsanalys inkluderas, samt att reningskraven baseras på procentuell reduktion över hela reningsverket. Uppsala vatten har påbörjat en provtagningskampanj på Kungsängsverket baserat på förslaget till reningskrav i det reviderade avloppsdirektivet för att få bättre underlag att beakta vid dimensionering och design av det nya reningssteget. Det nya avloppsdirektivet förväntas beslutas i början av 2024 och kommer vara viktigt att beakta då principförslaget för det nya reningssteget fastställs.

4 Slutsatser och rekommendationer för fortsatt arbete

Resultaten som tagits fram inom samverkansprojektet mellan Uppsala Vatten och Avfall AB och IVL Svenska Miljöinstitutet omfattar utvärderingen av både kolonn- och pilotförsöken för en avancerad rening vid Kungsängsverket för läkemedelsrester och PFAS. Pilotstudien har dessutom genomförts med hjälp av tre examensarbeten och ett fjärde planeras för vårterminen 2024.

Generella slutsatserna som kan dras inkluderar att förbehandlingen till den avancerade reningen i kolonnförsök och containerförsök är viktig för att säkerställa en stabil drift av både aktivkolfilter (GAK) och jonbytarefilter (AIX). Användning av polymer för flockning innan trumfilter samt driftproblem vid igensättning av sandfilter i förbehandlingen innan pilotcontainern ledde t.ex. till ökad igensättning av både GAK-filter och anjonbytare med ett kraftigt ökat behov av backspolning.

Initiala bänkskåletester med bägarförsök och kolonnförsök har varit värdefullt för att utvärdera olika adsorbenter för urval inför den fortsatta långtidsutvärderingen i kolonnförsök och pilotcontainerförsök.

Kolonnförsöken, som har fungerat utan problem under 19 driftmånader, möjliggör en värdefull långtidsutvärdering av reningseffektivitet samtidigt som viktiga drifterfarenheter kan samlas. Även här har förbehandlingen i form av filtrering genom patronfilter minskat de inledande problemen med igensättning p.g.a. järnutfällningar och suspenderat material.

Kolonnförsöken med aktivt kol följt av anjonbytare i serie har visat att valet av adsorbent är viktig för avskiljningsgraden för flera av de prioriterade substanserna i projektet. Cyclecarb har visat en bättre reningseffektivitet än Filtrasorb och har dessutom fördelen att det är ett regenererat aktivt kol med lägre klimatpåverkan än ett jungfruligt aktivt kol. En applicering av anjonbytare för spillvattenrening i kombination med aktivt kol är ett utforskat område och tack vare placeringen som efterföljande steg efter GAK-filter har driften av såväl uppströms- som nedströms anjonbytare fungerat bra.

Den största försämringen av reduktion över tid observeras för oxazepam som efter ca 31 000 behandlade bäddvolymeter hade en avskiljningsgrad under 50 % i samtliga kolonner. Även för PFOS och andra PFAS-ämnen hade GAK en snabbt avtagande reningseffektivitet som dock kompensades av den efterföljande anjonbytare vilket resulterade i en hög, stabil reningsgrad över 90 %. Utvärderingen av PFAS-avskiljningen med anjonbytare har pågått sedan februari 2022 i kolonndriften och ännu, efter ca 180 000 behandlade bäddvolymeter för AIX, upprätthålls en reningseffektivitet på över 90 % i samtliga reningslinjerna med GAK följt av AIX.

Erfarenheterna från ett filterbyte i en GAK-filterkolonn med bibehållen efterföljande AIX gav viktig kunskap om hur det förändrade jämviktsförhållanden för jonbytarfiltret kan medföra släpp av tidigare adsorberad diklofenak från AIX-filtret. Detta är en viktig aspekt inför en eventuell fullskaleimplementering och hänsynstagandet till framtida reningskrav och därmed driftsätt och uppföljning vid byte av GAK-filter om dessa efterföljs av AIX-filter. Samma problematik uppstår inte för PFAS eftersom AIX-filtret är det dominerande reningssteget för reduktion av PFAS. Släpp av t.ex. PFOS som kunde observeras under försöken för olika GAK-filter fångades upp av den efterföljande AIX-filtren så att den totala reningseffekten hölls kvar på en stabil hög nivå.

Pilotcontainern har vid denna redovisning driftats betydligt kortare tid än kolonnerna och det är för tidigt att dra några mer långtgående slutsatser efter drygt ca 12 500 behandlade bäddvolymeter i både 2-stegs och 1-stegs GAK-filter samt 25 000 - 80 000 bäddvolymeter för jonbytare. En viktig del av utvärderingen i containerförsöken är just jämförelsen mellan GAK-filter i seriedrift jämfört med singeldrift. Första resultat indikerar att 2-stegsfilter (GAK1 & GAK2) har en bättre reningseffekt än 1-

stegsfiltret (GAK 3) vid alla provtagningar där ämnen kunde kvantifieras trots att 2-stegsfilter och 1-stegsfiltret har samma kontakttid.

Pilotstudien bidrar generellt med drifterfarenheter och kunskap där jämförelsen av resultat från kolonndriften och pilotcontainern är intressant att utvärdera över tid. Även om endast få bäddvolymmer har behandlats hittills i pilotcontainern jämfört med kolonnförsöken vid denna redovisning och förutsättningar skiljer något mellan dessa två försök så indikerar resultaten ändå att pilotcontainerfiltren uppvisar samma trend i reningseffekten avseende bland annat diklofenak och oxazepam över GAK-filtren.

Resultaten från den preliminära scenarioanalysen som genomfördes våren 2023 visade att den lägsta driftkostnaden för samtliga tänkbara reningsmål uppnåddes med 2-stegsfilter av reaktiverat aktivt kol (Cyclecarb). Kombinationen av 2-stegsfilter med reaktiverat aktivt kol och anjonbytare gav också den lägsta klimatpåverkan om reningsscenarioet inkluderade reduktion av PFOS eller både PFOS och diklofenak. För övriga reningsscenarioer resulterade 2-stegsfilter med reaktiverat aktivt kol utan efterföljande jonbytare i den lägsta klimatpåverkan. Dessa resultat kommer att följas upp och verifieras genom den fortsatta pilotstudien för att säkerställa att de valda processutformningarna ger de mest kostnadseffektiva och miljömässigt motiverade alternativen för det avancerade reningssteget.

Scenarioanalys kommer vara ett viktigt verktyg för att jämföra olika möjliga reduktionsmål och hur de påverkar dimensionering och design och inte minst drift- och investeringskostnad för den framtida anläggningen. Antal bäddvolymmer innan ett filterbyte av GAK eller AIX kommer undersökas. Även effektiviteten av kombinationen av GAK och efterföljande AIX för att ta bort olika mikroföroreningar kommer undersökas vidare. De slutgiltiga reningsmålen som ska tas hänsyn till i utvärderingen behöver beakta såväl gällande som framtida reningskrav där förslaget till nytt avloppsdirektiv kommer vara drivande då det gäller rening av läkemedelsrester. Förhoppningen är att de nya kraven på avancerad rening beslutas i början av 2024. När det gäller PFAS och andra mikroföroreningar är situationen mer komplex. Uppföljning av reningseffektivitet och teknikutvärdering är en viktig aspekt i den kostnads-nyttoanalys som behöver komplettera den kartläggning av PFAS-källor och spridningsvägar för PFAS i Uppsala.

I det fortsatta arbetet med framtagande av principförslag för den nya anläggningsdelen för ökad avskiljning av mikroföroreningar är det viktigt att säkerställa att anläggningens placering och byggnation planeras in i genomförandeplanen och blir en del av utformningen av det framtida Kungsängsverket 2.0 vid dimensionering och design.

5 Referenser

- Baresel, C., Ek, M., Harding, M., Magnér, J., Allard, A.-S., Karlsson, J. 2017. Kompletterande tester för en resurseffektiv avancerad rening av avloppsvatten. Delrapport SystemLäk projekt. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2287.
- Baresel, C., Karlsson, L., Malovanyy, A., Thorsén, G., Goicoechea Feldtmann, M., Holmquist, H., Dalahmeh, S., Ahrens, L., Winkens Pütz, K. 2022. PFAS – hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen? - Kunskapssammanställning och vägledning för VA-aktörer kring PFAS. Svenskt Vatten, SVU-rapport 2022–7, IVL Svenska Miljöinstitutet B2447.
- Chen, Y., Karlsson, L., Holm, G., Robertson, S., Selmer, A., Öhrström, E. & Önnby, L. 2021. Rening av mikroföroreningar vid Kungsängsverket i Uppsala. Uppsala: Sweco Environment AB.
- Ekman, F., Ejhed, H. 2022. Källor till PFAS, massbalans för Mälaren-Görväln. Norrvatten, NV Rapport 2022-05
- Golokvo, O., Lundqvist, J., Örn, S., Ahrens, L. 2020. Assessing the cumulative pressure of micropollutants in Swedish wastewater effluents and recipient water systems using integrated toxicological and chemical methods. Naturvårdsverket.
- Holm, G., Önnby, L. 2022. Effektbaserade analyser för att utvärdera reningseffektivitet och miljörisker i avloppsvatten. Sweco Environment AB. https://www.sweco.se/wp-content/uploads/sites/3/2022/12/Rapport_effektbaserad-analys_221206.pdf
- Kalecinska, M. 2021. Utvärdering av effektivitet för aktivt kol och anjonbytare vid reduktion av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) samt läkemedelssubstanser i avloppsvatten. Examensarbete 30 hp, UPTEC W 21037, Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).
- Olofsson, L. 2022. Utvärdering av reningseffektivitet och driftstabilitet vid kombination av aktivt kol och anjonbytare för avskiljning av läkemedelsrester och PFAS i avloppsvatten. (UPTEC W 22017) Uppsala: Uppsala universitet, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Olsson, S. 2023. Utvärdering av långtidstester med aktivt kol och anjonbytare för avskiljning av läkemedelsrester och PFAS från kommunalt avloppsvatten – Reningseffektivitet, kostnad och klimatpåverkan. (UPTEC W 23007) Uppsala: Uppsala universitet, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Rehrl, A. 2019. Occurrence and fate of organic micropollutants (OMPs) in Lake Mälaren. Second cycle, A2E. Uppsala: SLU, Dept. of Aquatic Sciences and Assessment
- Söregård, M., Campos-Pereira, H., Ullberg, M., Lai, F.Y., Golokvo, O., Ahrens, L. 2019. Mass loads, source apportionment, and risk estimation of organic micropollutants from hospital and municipal wastewater in recipient catchments. *Chemosphere* 234, 931–941. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.041>.
- Uppsala Vatten, 2020. Miljörapport 2020 Kungsängsverket. Uppsala: Uppsala Vatten och Avfall AB.
- Wunderling 2017. Abklärungen Verfahrenseignung ozonung. Empfehlung. VSA rapport, 26 s.
- Ågerstrand, M. 2019. Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances. (ACES report 36). Stockholm: Department of Environmental Science and Analytical Chemistry, Stockholm University.

6 Bilagor

6.1 Analyserade mikroföreningar

Tabell 6. Analyserade mikroföreningar av ALS.

PFAS		Läkemedel	
PFBA	PFHpS	Atenolol	Zolpidem
PFPeA	PFNS	Ciprofloxacin	Ibuprofen
PFHxA	PFDS	Citalopram	Klaritromycin
PFHpA	PFDoDS	Diklofenak	Metotrexat
PFOA	4:2 FTSA	Erythromycin	Venlafaxin
PFNA	8:2 FTSA	Furosemid	
PFDA	FOSA	Karbamazepin	
PFBS	MeFOSA	Metoprolol	
PFHxS	EtFOSA	Naproxen	
PFOS	MeFOSE	Oxazepam	
6:2 FTSA	EtFOSE	Paracetamol	
PFUnDA	FOSAA	Propranolol	
PFDoDA	MeFOSAA	Sertralin	
PFTTrDA	EtFOSAA	Sulfametoxazol	
PFTeDA	HPFHpA	Tramadol	
PFPeS	PF37DMOA	Trimetoprim	

Tabell 7. Analyserade mikroföreningar av IVL.

Läkemedel		Fenoler
Atenolol	Paracetamol	BPA - bisfenol A
Karbamazepin	Propranolol	NP - 4-iso-nonylfenol
Ciprofloxacin	Sertraline	OP - -tertiär-oktylfenol
Citalopram	Sulfamethoxazole	
Klaritromycin	Tramadol	Hormoner
Diklofenak	Trimethoprim	Östron (E1)
Erythromycin	Venlafaxine	Östradiol (E2)
Fluconazole	Zolpidem	Etinylöstradiol (EE2)
Furosemide		
Ibuprofen	Extra substanser	
Ketoconazole	Amisulprid	
Losartan	Hydrochlorothiazide	
Metotrexat	Benzotriazol	
Metoprolol	Kandesartan	
Naproxen	Irbesartan	
Oxazepam	4&6Methylbenzotriazole	