



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 24018

Examensarbete 30 hp

Juni 2024

Utvärdering av pilotförsök för avskiljning av läkemedelsrester och PFAS från avloppsvatten genom avancerad rening med aktivt kol och anjonbytare

Lovisa Björkman



UPPSALA
UNIVERSITET



Evaluation of pilot tests for removal of pharmaceuticals and PFAS from wastewater with advanced treatment using activated carbon and anion exchange resin

Lovisa Björkman

Abstract

Wastewater treatment plants contribute to the spread of pharmaceuticals and per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) to the environment. The urban wastewater treatment directive from the European Union is under revision, and requirements for reduction of pharmaceutical substances will be introduced to reduce the spread. Column tests in bench scale, and pilot tests in a shipping container, are being conducted by Uppsala Vatten och Avfall AB and IVL Svenska Miljöinstitutet at Kungsängsverket in Uppsala with the aim of evaluating techniques to reduce pharmaceuticals and other micropollutants. This master thesis was aimed to evaluate the tests based on treatment efficiency, costs, climate impact and based on the requirements that may be set in the revised urban wastewater treatment directive.

Reduction of perfluorooctanesulfonic acid (PFOS), citalopram, diclofenac, metoprolol, oxazepam and the sum of 14 persistent pharmaceuticals in wastewater, with granulated activated carbon (GAC) in single- and two-stage series operation in combination with a following anion exchange resin (AE), were evaluated based on data from analyzed samples. The reduction of pharmaceuticals was mostly done by GAC. AE after GAC contribute with a complementary reduction of diclofenac and PFOS. When changing the resin in the GAC-filter in the column tests, the reduction over the subsequent AE-filter was affected, which could be seen by desorption of diclofenac from AE. A comparison between the GAC-filter in the column tests and the GAC-filter in the pilot test showed similar trends regarding how fast the treatment efficiency for different substances decreased with an increased number of treated bed volumes (BV). An evaluation of the substances that are included in the proposal to the revised directive showed an average reduction of six selected substances (amisulprid, citalopram, diclofenac, venlafaxine, Σ 6&4-metylbenxotriazol and benzotriazol) over 80 % for 24 000 treated BV in the GAC-filter and 60 300 treated BV in the AE-filter. GAC in a two-step series operation was the technique with lowest expected cost and climate impact if the aim of the treatment was to reduce pharmaceuticals. If the aim of the treatment also includes reduction of PFOS, the lowest expected cost and climate impact was achieved with GAC in two-step series operation followed by AE.

Key words: Wastewater treatment, quaternary treatment, granulated activated carbon, anion exchange resin, pharmaceuticals, PFAS

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala

Handledare: Anna Maria Sundin, Lovisa Olofsson och Christian Baresel Ämnesgranskare: Lutz Ahrens

Examinator: Fritjof Fagerlund

REFERAT

Utvärdering av pilotförsök för avskiljning av läkemedelsrester och PFAS från avloppsvatten genom avancerad rening med aktivt kol och anjonbytare

Lovisa Björkman

Avloppsreningsverk är en spridningsväg för läkemedelsrester och per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) till miljön. Genom en pågående revidering av avloppsdirektivet, vilket är ett genomförandedirektiv från EU, kommer det införas krav på reduktion av läkemedelssubstanser för att minska denna spridning. Kolonnförsök i bänkskala och pilotförsök i containerskala genomförs av Uppsala Vatten och Avfall AB och IVL Svenska Miljöinstitutet på Kungsängsverket i Uppsala för att testa tekniker för avskiljning av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. Syftet med detta examensarbete var att utvärdera de pågående försöken utifrån reningseffektivitet, kostnader, klimatpåverkan och utifrån de krav som kan komma att ställas i det reviderade avloppsdirektivet.

Avskiljningsgrad i avloppsvatten av perfluoroktansulfonsyra (PFOS), citalopram, diklofenak, metoprolol, oxazepam och summan av 14 svårnedbrytbara substanser vid singel- och seriedrift av granulerat aktivt kol (GAK) i kombination med efterföljande anjonbytare (AIX) undersöktes baserat på analysdata från provtagningar. För läkemedel sker reduktionen huvudsakligen med GAK. Efterföljande AIX bidrar med en kompletterande reduktion av diklofenak och PFOS. Vid byte av kol i GAK-filtret i kolonnförsöken påverkas reduktionen över efterföljande AIX, vilket syns genom desorption av diklofenak över AIX. Vid jämförelse mellan GAK-filtren i kolonnförsöken och GAK-filtren i pilotförsöken kunde liknande trender ses gällande hur snabbt avskiljningsgraden för olika substanser avtar vid ett ökat antal behandlade bäddvolym (BV). Utvärdering av de substanser som ingår i förslaget till reviderat avloppsdirektiv utifrån de krav som ställs visade en genomsnittlig reduktion på över 80 % av sex utvalda substanser (amisulprid, citalopram, diklofenak, venlafaxin, 6-metylbenzotriazol och benzotriazol), och därmed uppfylla reduktionskrav, fram till minst 24 000 behandlade BV i GAK-filtren och 60 300 behandlade BV i AIX-filtret. Av de undersökta teknikerna förväntas lägst kostnad och klimatpåverkan vid seriedrift av GAK i två steg om målet med reningen är att avskilja läkemedel. Om reningsmålet även inkluderar reduktion av PFOS förväntas lägst kostnad och klimatpåverkan vid seriedrift av GAK i två steg följt av AIX.

Nyckelord: Avancerad rening, kvartär rening, granulerat aktivt kol, anjonbytare, läkemedel, PFAS.

Institutionen för vatten och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Gerda Nilssons väg 5, SE-756 51 Uppsala, Sverige.

FÖRORD

Detta examensarbete, omfattade 30 högskolepoäng, genomfördes som avslutande del i mina studier vid civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU). Examensarbetet utfördes på Uppsala Vatten och Avfall AB med Anna Maria Sundin och Lovisa Olofsson som handledare. Projektet genomförs i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet med Christian Baresel som handledare. Ämnesgranskare har varit Lutz Ahrens, professor vid institutionen för vatten och miljö på SLU i Ultuna.

Ett jättestort tack till mina handledare Anna Maria, Lovisa och Christian och till min ämnesgranskare Lutz för allt stöd, engagemang och kunskap ni bidragit med under hela processens gång. Jag vill även rikta ett varmt tack till alla på Uppsala Vatten som bidragit med expertis och intresse i det jag gjort. Tack till min familj och till Emilio för att ni stöttat mig genom hela studietiden. Slutligen vill jag tacka alla vänner jag fått under dessa fem år, det hade inte varit i närheten av lika roligt utan er.

Lovisa Björkman

Uppsala, juni 2024.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Avloppsreningsverk är en spridningsväg för läkemedelsrester och PFAS till miljön. PFAS är ett samlingsnamn för olika ämnen med en kolkedja vars väteatomer helt eller delvis bytts ut mot fluoratomer. PFAS är inte naturligt förekommande ämnen, utan är tillverkade av människor, och har många användningsområden som gör att de hamnar i avloppsvatten. Läkemedelsrester förekommer främst i avloppsvatten till följd av mänsklig medicinering. De flesta mikroföroreningar, såsom PFAS och läkemedelsrester, som förekommer i avloppsvatten renas inte bort med konventionella tekniker utan släpps ut i hav, sjöar och vattendrag tillsammans med det renade avloppsvatten. Väl i miljön orsakar ämnena skada på levande organismer. För att minimera utsläpp av mikroföroreningar till miljön kan avancerad rening införas på avloppsreningsverk i syfte att rena bort dessa substanser. Avloppsdirektivet, vilket är ett genomförandedirektiv från EU, är under revidering. I det reviderade direktivet kommer det införas krav på reduktion av mikroföroreningar för alla större reningsverk i EU. Idag är de flesta reningsverk utformade för att fokusera på att rena bort näringsämnen och några krav på avskiljning av mikroföroreningar har inte funnits. Det gör att reningstekniker för avskiljning av mikroföroreningar är relativt obeprövade i Sverige. På Kungsängsverket, Uppsalas största avloppsreningsverk, genomförs långtidsförsök för utvärdering av olika tekniker för rening av mikroföroreningar. De tekniker som testas är filter av granulerat aktivt kol (GAK) och anjonbytare (AIX). GAK består av små kolpartiklar med en stor aktiv yta på vilken mikroföroreningar kan fastna genom adsorption. AIX består av små plastpärlor med joner på ytan som kan bytas ut mot joner som finns i vattnet, till exempel mikroföroreningar, och på så sätt avlägsna dessa från vattnet.

Denna studie syftade till att utvärdera de försök som genomförs på Kungsängsverket. Dels utförs långtidsförsök i mindre skala i kolonner, och dels försök i större skala i en containerbyggd pilotanläggning. I kolonnförsöken testas två olika typer av GAK i nedströmsdrift i kombination med efterföljande AIX i nedströmsdrift, samt GAK i nedströmsdrift i kombination med AIX i uppströmsdrift i serie om två steg. I pilotförsöken testas GAK i singel- och seriedrift i två steg nedströms, AIX i singeldrift nedströms samt AIX i uppströmsdrift i tre steg i serie. Provtagningar och analyser av olika läkemedelssubstanser och PFAS genomfördes regelbundet på de olika försöken. Analysresultaten låg till grund för den utvärdering som gjordes utifrån reningseffektivitet, kostnader, hållbarhet och utifrån de krav som finns i förslaget till reviderat avloppsdirektiv. Studien fokuserade dels på PFAS-ämnet PFOS och läkemedelssubstanserna citalopram, diklofenak, metoprolol och oxazepam eftersom dessa i tidigare stadier av projektet identifierats som prioriterade substanser utifrån en riskbedömning av Fyrisån, och dels på summan av 14 svårnedbrytbara substanser¹ då detta antogs kunna fungera som en indikator.

Resultaten visade att reduktionen av de flesta läkemedelssubstanser främst sker med GAK, och endast till en liten del med AIX. PFOS och diklofenak, vilka båda är negativt laddade, reduceras med AIX när de inte avskiljs i det föreliggande GAK-filtret. Bäddvolymen (BV) är den totala volymen vatten som behandlats i filtret dividerat med volymen filtermaterial. Detta används för att kunna jämföra och utvärdera reningseffektivitet över tid för olika uppsättningar av filter. Vid jämförelse mellan GAK-filter i singel- och seriedrift i två steg syntes liknande reduktioner för

¹ De 14 svårnedbrytbara substanserna som ingår i summan är atenolol, ciprofloxacin, citalopram, diklofenak, furosemid, karbamazepin, metoprolol, oxazepam, propranolol, sulfametoxazol, tramadol, trimethoprim, klaritromycin och venlafaxin

de båda tekniklösningarna om filtret i singeldrift behandlat lika många bäddvolymmer som de två filtren i seriedrift tillsammans. För läkemedel och PFOS skedde en avtagande reduktion med ett ökat antal behandlade BV. I kolonnförsöken byttes kolet ut i två av GAK-kolonnerna vid olika tillfällen efter att kolet ansetts förbrukat. Vid båda kolbytena skedde en ökning av diklofenak över efterföljande AIX-kolonn efter bytet. Detta visar på att diklofenak som varit bundet till AIX-kolonnerna släppte efter att kolet bytts. Med nytt kol blir det utgående vattnet från GAK-filtret, och därmed det inkommande vattnet till AIX-filtret, renare. Detta gör att jämviktsförhållandet över AIX-filtret ändras och adsorberat diklofenak desorberar.

En jämförelse mellan GAK-filtren i kolonnförsöken och pilotförsöken genomfördes för att jämföra resultat vid försök i olika skala. Detta visade på en liknande avtagande trend för avskiljningsgraden i kolonn- och pilotförsöken i början av försöken, medan avskiljningsgraden skiljde sig åt mer vid ett ökat antal behandlade BV med en generellt lägre reningseffektivitet i pilotförsöken än i kolonnförsöken. Både kolonn- och pilotförsöken visar att vissa ämnen har en snabbare avtagande trend, till exempel PFOS och oxazepam, medan andra ämnen, så som citalopram, är lättare att avskilja. Årlig kostnad och klimatpåverkan analyserades utifrån åtta olika uppsatta reningsmål och fyra olika teknikkombinationer. Detta visade att om målet är att erhålla 80 % medelreduktion av summan av 14 svårnedbrytbara läkemedel, diklofenak eller oxazepam, så är seriedrift av GAK i två steg bäst både utifrån kostnad och årlig global uppvärmningspotential. Om däremot PFOS inkluderas i reningsmålen är det mer fördelaktigt med seriedrift av GAK i två steg följt av AIX. Detta eftersom reningsgraden för PFOS är snabbt avtagande över GAK och skulle innebära att kolet behöver bytas oftare, vilket är kostnadsdrivande.

En driftlinje i pilotförsöken utvärderades utifrån de kommande lagkraven i det reviderade avloppsdirektivet. I förslaget till reviderat avloppsdirektiv anges tolv läkemedelssubstanser indelade i kategori 1, bestående av åtta substanser, och kategori 2, bestående av fyra substanser. Enligt de krav som anges i förslaget till det reviderade avloppsdirektivet ska minst 80 % medelreduktion av minst fyra av substanserna från kategori 1 och minst två av substanserna från kategori 2, erhållas över hela reningsverket. Resultatet visade att beroende på vilka ämnen som ingår i detta medelvärde erhålls olika reduktioner. Det går att välja sex ämnen så att en genomsnittlig reduktionen på minst 80 % av dessa erhålls fram till åtminstone 24 000 behandlade BV i GAK-filtret och 60 300 behandlade BV i AIX-filtret.

ORDLISTA

AIX	Anjonbytare
ARV	Avloppsreningsverk
BV	Bäddvolym, mängden behandlat vatten per volym filtermaterial
DOC	Löst organiskt kol
EBCT	Empty bed contact time, tiden det tar för vattnet att passera genom filtermaterialet
EBV	Empty bed volume, materialvolymen i ett filter
GAK	Granulerat aktivt kol
GWP	Global uppvärmningspotential (Global warming potential)
LOD	Detektionsgräns
LOQ	Kvantifieringsgräns
LOR	Rapporteringsgräns
NH ₄ -N	Ammonium som kväve
pe	Personekvivalenter, 70 g BOD ₇ /dygn
PFAS	Per- och polyfluorerade alkylsubstanser
PFOS	Perfluoroktansulfonsyra
PO ₄ -P	Fosfat-fosfor, mängden löst fosfor i vattnet
P-tot	Total mängd fosfor
TOC	Totalt organiskt kol
UV	Ultraviolett strålning
UVA	Ultraviolett strålning med våglängd 315 – 400 nm
UV254	Ultraviolett strålning med våglängd 254 nm

INNEHÅLL

1	Inledning.....	1
1.1	Syfte och frågeställningar.....	1
1.2	Avgränsningar.....	2
2	Bakgrund	3
2.1	Kungsängsverket	3
2.1.1	Nuvarande rening vid Kungsängsverket	3
2.1.2	Projektet kring avancerad rening vid Kungsängsverket.....	4
2.2	Organiska mikroföroreningar	6
2.2.1	Läkemedel	7
2.2.2	Per- och polyfluorerade alkylsubstanter	7
2.3	Regelverk gällande reduktion av mikroföroreningar.....	8
2.4	Avancerad rening av avloppsvatten	10
2.4.1	Adsorptiva tekniker	10
2.4.2	Driftaspekter för adsorptiva tekniker	11
2.4.3	Granulerat aktivt kol.....	12
2.4.4	Anjonbytare	13
2.4.5	Förbehandling.....	14
2.4.6	GAK och AIX i serie	15
2.4.7	Studier kring GAK och AIX vid dricksvattenproduktion och lakvattenrening..	15
2.4.8	Desorption	16
2.5	Överföring av resultat mellan försök i olika skala	16
3	Metod	17
3.1	Kolonnförsök.....	17
3.1.1	Kolbyte	18
3.2	Pilotförsök	18
3.3	Provtagningar och analys.....	20
3.3.1	Regelbundna provtagningar	20
3.3.2	Utökade läkemedelsprovtagningar för utvärdering utifrån avloppsdirektivet ...	21
3.3.3	Rapporteringsgränser	21
3.4	Datahantering.....	22
3.5	Jämförelse mellan försök i olika skala	23
3.6	Kostnad och klimatpåverkan	23
3.6.1	Beräkning av antalet bäddvolymmer som kan behandlas	24

3.6.2	Beräkning av årskostnad	26
3.6.3	Beräkning av global uppvärmningspotential.....	27
3.7	Utvärdering utifrån avloppsdirektivet	28
3.8	Osäkerheter vid analyser	28
4	Resultat.....	29
4.1	Reningseffektivitet.....	29
4.1.1	Reningseffektivitet vid kolonnförsöken	29
4.1.2	Reningseffektivitet vid pilotförsöken	36
4.2	Kolbyte	41
4.3	Jämförelse mellan försök i olika skala	43
4.4	Kostnad och klimatpåverkan	44
4.5	Utvärdering utifrån avloppsdirektivet	46
4.6	Osäkerheter	48
4.6.1	Analysosäkerheter	48
4.6.2	Jämförelse mellan analysresultat från olika laboratorier.....	48
5	Diskussion	51
5.1	GAK i kombination med AIX	51
5.2	Singel- och seriedrift av GAK.....	52
5.3	Desorption	52
5.4	Överförbarhet mellan försök i olika skala	53
5.5	Kostnad och klimatpåverkan	54
5.6	Utvärdering utifrån avloppsdirektivet	55
5.7	Osäkerheter	56
	Slutsatser	58
	Referenser.....	59
	Bilagor	65

1 INLEDNING

Avloppsreningsverk är en huvudsaklig spridningsväg för läkemedelsrester till miljön (Sundin et al. 2017) till följd av användning av läkemedel (Läkemedelsverket 2022). Läkemedel är framställda i syfte att vid låga koncentrationer påverka processer i levande organismer (Halldin et al. 2023; Kümmerer 2009). När dessa släpps ut i miljön kan de påverka flera olika organismer där de kan orsaka en rad olika oönskade effekter, en del är mer studerade än andra (Sundin et al. 2017). Effekter kan vara svåra att upptäcka och det kan även vara komplext att hitta samband eftersom nya effekter kan tillkomma när flera substanser blandas i vattenmiljön (Sundin et al. 2017; Kümmerer 2009). Avloppsreningsverk bidrar även till spridning av PFAS (per- och polyfluorerade alkylsubstanser) till miljön (Baresel et al. 2022b). PFAS är stabila och hälsofarliga för både djur och människor (Kemikalieinspektionen 2023). Dagens reningsverk är inte utformade för att avskilja mikroföroreningar såsom läkemedelsrester och PFAS. För att minska spridningen av läkemedelsrester till miljön kommer det genom ett reviderat avloppsdirektiv ställas krav på reduktion av utvalda indikatorsubstanser genom avancerad rening för större avloppsreningsverk (Council of the European Union 2024).

Uppsala Vatten och Avfall AB genomför tillsammans med IVL Svenska Miljöinstitutet kolonnförsök i bänkskala och pilotförsök i containerskala. Syftet med försöken är att utvärdera möjliga reningstekniker att implementera i ett nytt framtida reningssteg för avskiljning av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. Detta nya reningssteg för avancerad, så kallad kvartär, rening kommer att byggas på Uppsalas största avloppsreningsverk Kungsängsverket i samband med en stundande om- och tillbyggnation. Tre tidigare examensarbeten har utförts inom ramen för projektet (Kalecinska 2021; Olofsson 2022; Olsson 2023). I försöken testas granulerat aktivt kol (GAK) som reducerar mikroföroreningar i vatten genom att dessa adsorberar till ytan (Chowdhury et al. 2013) och anjonbytare (AIX) som reducerar negativt laddade föroreningar i vattnet genom att byta ut dessa mot motjoner (American Water Works Association 2020). Både GAK och AIX är relativt obeprövade tekniker inom avloppsvattenrening i Sverige, men är vanligare vid dricksvattenrening (Baresel et al. 2022b; Svahn & Borg 2024).

1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Syftet med detta arbete var att utifrån pilotanläggningen i containerskala och kolonnförsöken i bänkskala utvärdera GAK i singel- och seriedrift i kombination med AIX för rening av läkemedelsrester och PFAS. Utvärdering gjordes med avseende på reningseffektivitet, kostnader, miljöpåverkan samt reningskrav från förslaget till reviderat avloppsdirektiv. Vidare syftade projektet även till att undersöka överförbarhet från kolonnförsök till pilotförsök samt slutligen till fullskala.

Följande frågeställningar formulerades:

1. Hur fungerar GAK i kombination med AIX i syfte att avskilja läkemedelsrester och PFAS från avloppsvatten?
2. Hur skiljer sig singel- och seriedrift av GAK från varandra?
3. Är resultaten från kolonnförsöken överförbara vid uppföljning av resultaten i pilotförsöken? Vilka utmaningar finns vid utvärdering av försök för avancerad rening och överföring av resultat från bänkskala till pilotskala och slutligen till fullskala?
4. Vilken utformning av det framtida reningssteget är mest lämplig för avskiljning av läkemedelsrester och PFAS utifrån kostnader och klimatpåverkan?
5. Hur fungerar GAK i kombination med AIX utifrån krav i det reviderade avloppsdirektivet?

1.2 AVGRÄNSNINGAR

Studien är avgränsad till att utgå från kolonn- och pilotförsöken som pågår på Kungsängsverket. Analyserna baseras på data från dessa försök med en begränsning till de teknikkombinationer som undersöks i de befintliga försöken. Detta medför även att resultaten baseras på den platsspecifika vattenmatrisen på Kungsängsverket. Antalet tillgängliga analysresultat från provtagningar av både pilotförsöken och kolonnförsöken samt antalet utvalda substanser för analys är en begränsning. Studien är avgränsad till att inte utvärdera de förbehandlingar som används i kolonn- och pilotförsöken. Analyserna i kolonnförsöken och pilotförsöken har utförts vid olika antal behandlade BV vilket ger en begränsning i möjligheten till jämförelse av dessa resultat mot varandra. Vid analys av halter av olika substanser finns en begränsning i hur låga halter som kan detekteras, kvantifieras och rapporteras.

Utvärdering av PFAS är avgränsad till substansen perfluoroktansulfonsyra (PFOS). Utvärderingar av reduktion av läkemedel har för frågeställning 1 – 4 avgränsats till att inkludera citalopram, diklofenak, oxazepam, metoprolol och summan av de 14 svårnedbrytbara läkemedlen som har analyserats vid de regelbundna provtagningarna som genomförts. PFOS, citalopram, diklofenak, oxazepam och metoprolol valdes eftersom dessa i tidigare stadier av projektet identifierats som prioriterade substanser utifrån en riskbedömning av Fyrisån. Summan av 14 svårnedbrytbara substanser inkluderades eftersom detta antogs kunna fungera som en indikator som speglar reningseffektiviteten och avskiljningen för flera läkemedel. Utvärdering av krav som ställs i det reviderade avloppsdirektivet utgick från det senaste förslaget från 1a mars 2024. Analyser har utförts vid tre olika provtagningstillfällen av de ämnen som omfattas av det reviderade avloppsdirektivet. Dessa utökade läkemedelsanalyser har enbart utförts på ena linjen, driftlinje L1a, i pilotförsöken på grund av ekonomiska beslut i projektet. Detta har medfört att arbetet avgränsats till att enbart utvärdera ena driftlinjen av pilotförsöken utifrån kraven i förslaget till det reviderade avloppsdirektivet.

Undersökningen av kostnad och klimatpåverkan för olika teknikuppställningar är avgränsad till att enbart baseras på data från en driftlinje (L1) i kolonnförsöken. Utvärderingen av teknikkombinationer i scenarioanalysen har avgränsats till att inkludera singel- och seriedrift av GAK i två steg, samt singel- och seriedrift av GAK i två steg i kombination med singeldrift av AIX. Denna utvärdering är även avgränsad till utvalda reningsmål inkluderande några specifika ämnen. Kostnad och klimatpåverkan avgränsades till kostnader- och klimatpåverkan vid tillverkning, regenerering, destruktion och transport med lastbil av adsorbent.

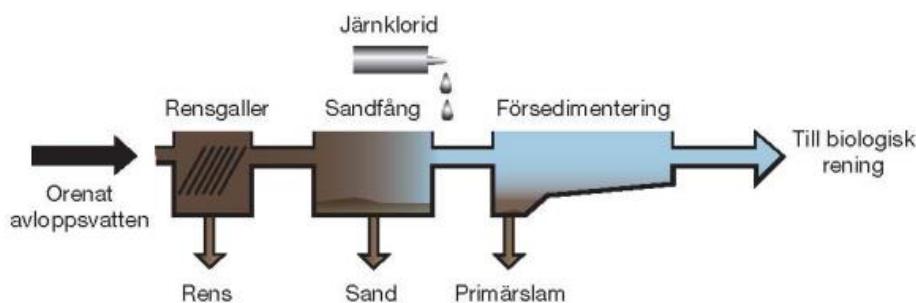
2 BAKGRUND

2.1 KUNGSÄNGSVERKET

Kungsängsverket är dimensionerat för att kunna rena 4 800 m³/h och är Uppsalas största avloppsreningsverk (Uppsala Vatten 2023). En om- och tillbyggnation av Kungsängsverket kommer ske för att öka kapaciteten från 200 000 personekvivalenter (pe) till 330 000 pe (Baresel et al. 2023). I samband med detta planeras ett fjärde reningssteg för avancerad rening, även kallad kvartär rening, att byggas i syfte att avskilja mikroföroreningar. I nuläget är Kungsängsverket den största spridningsvägen av läkemedelsrester, och en av flera spridningsvägar för PFAS, till Fyrisån (ibid.).

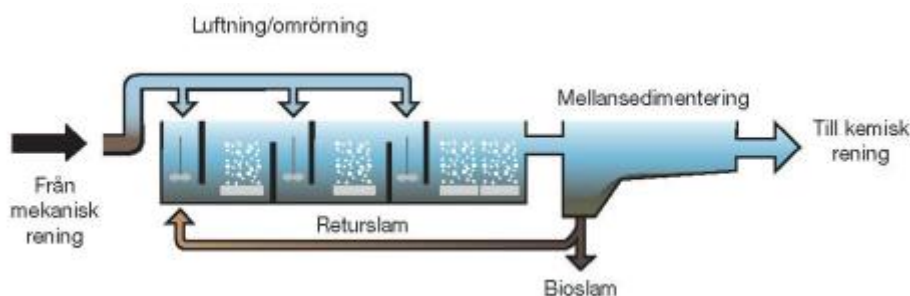
2.1.1 Nuvarande rening vid Kungsängsverket

Vid reningen av avloppsvatten på Kungsängsverket avskiljs partiklar, kväve, fosfor och syreförbrukande ämnen genom mekanisk, biologisk och kemisk rening (Uppsala Vatten 2023). Reningen är uppdelad i olika block. Den mekaniska reningen består av de två blocken grov-AB och grov-C. Den biologiska reningen är uppdelad i de tre blocken bio-A, bio-B och bio-C. Dessa går sedan samman till ett gemensamt block vid den avslutande kemiska reningen. Den mekaniska reningen består av ett rengaller där skräp och grova föroreningar avskiljs, ett luftat sandfång där sand och tyngre partiklar avskiljs, samt en försedimentering där järnklorid tillsätts och lättare partiklar avskiljs genom sedimentation (ibid.). Den mekaniska reningen kan ses i Figur 1.



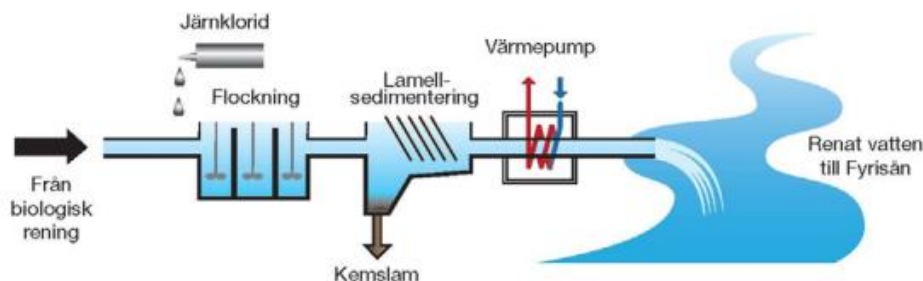
Figur 1. Mekanisk rening på Kungsängsverket (Uppsala Vatten 2020).

Den biologiska reningen sker med hjälp av aktivt slam i bassänger med luftade zoner för nitrifikation och syrefattiga zoner för denitrifikation (Uppsala Vatten 2023). Efter detta får slammet sedimentera i mellansedimenteringen, och en stor del av slammet skickas sedan tillbaka till den första denitrifikationszonen (ibid.). Den biologiska reningen i bio-B och bio-C kan ses i Figur 2.



Figur 2. Biologisk rening vid bio-B och bio-C på Kungsängsverket (Uppsala Vatten 2020).

I den kemiska reningen, som visas i Figur 3, tillsätts järnklorid så att fosfor och kvarvarande flockar från den biologiska reningen faller ut (Uppsala Vatten 2023). Flockarna som bildas avskiljs i slutsedimenteringen genom lamellsedimentering. Därefter går vattnet till en värmepumpsanläggning för energiåtervinning och sedan ut till Fyrisån (ibid.). Fyrisån mynnar ut i Ekoln som är en del av Mälaren (Nygren et al. 2023). Fyrisån har en måttlig ekologisk status och den kemiska statusen uppnår ej god (Vatteninformationssystem Sverige u.å.).



Figur 3. Kemisk rening och värmeutvinning på Kungsängsverket (Uppsala Vatten 2020).

2.1.2 Projektet kring avancerad rening vid Kungsängsverket

Uppsala Vatten och Avfall AB (Uppsala Vatten) genomför i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL) försök i kolonn- och containerskala på Kungsängsverket i Uppsala i syfte att utvärdera avancerad rening för avskiljning av läkemedelsrester och PFAS. Syftet med långtidsförsöken är att göra en utvärdering av tekniker att använda vid utformning av ett nytt reningssteg på Kungsängsverket (Baresel et al. 2023).

Projektet inleddes med en förstudie av Sweco under 2020 (Chen et al. 2021). En riskbedömning utfördes där åtta mikroföroreningar som förekommer i det utgående vattnet identifierades som en möjlig risk för Fyrisån. Dessa var citalopram, diklofenak, flukonazol, ibuprofen, metoprolol, propranolol, PFOS och 4-nonylfenol (ibid.). Vidare i projektet har utvärdering av citalopram, diklofenak, oxazepam, metoprolol och PFOS varit prioriterade baserat på riskbedömningen av Fyrisån (Baresel et al. 2023). I förstudien av Chen et al. (2021) undersöktes reningsteknikerna GAK, anjonbytare, ozonbehandling med efterföljande biologisk rening och skumfraktionering. Teknikerna GAK-filter och ozonbehandling i kombination med AIX ansågs mest gångbara att implementera på Kungsängsverket (ibid.). Förslaget med ozonering valdes senare att prioriteras bort på grund av bromidhalter i vattnet och begränsad PFAS-avskiljning (Baresel et al. 2023). Bromid kan vid ozonering omvandlas till bromat som är möjligt cancerframkallande (Livsmedelsverket 2023).

I projektet har tre tidigare examensarbeten genomförts. Det första examensarbetet utfördes av Kalecinska (2021). Kalecinska gjorde bägarförsök med avloppsvatten från Kungsängsverket i syfte att se vilken av de fem GAK-typerna som undersöktes som var mest lämplig för rening av PFAS. Genom att blanda GAK med det renade, utgående vattnet från Kungsängsverket i en bägare visades Cyclecarb 401 vara mest effektivt. Därefter utfördes kompletterande bägarförsök med två av de GAK som testats (Cyclecarb 401 och Brennsorb 1240) samt ett AIX (Purolite 694E) för att utvärdera reduktion av PFAS och läkemedelsrester. AIX visade god reduktion av PFAS och GAK reducerade läkemedelsrester väl (Kalecinska 2021).

Kortvariga kolonnförsök utfördes inom ramen för Kalecinskas examensarbete (2021). Dessa utfördes under sju veckor där Cyclecarb 401, Brennsorb 1240 och Purolite 694E samt

seriekoppling av GAK (Cyclecarb 401) följt av AIX (Purolite 694E) utvärderades. En kort Empty Bed Contact Time (EBCT) på 5 minuter användes i syfte att ge snabbare resultat och ge en indikation kring adsorbenternas effektivitet. Kolonnförsöken visade att GAK och AIX kompletterar varandra väl vid reduktion av PFAS. AIX var främst fördelaktigt för reduktion av PFAS och negativt laddade föroreningar. I samtliga försök i studien var Cyclecarb 401 det GAK som var mest effektiv (Kalecinska 2021).

Långvariga kolonnförsök i bänkskala startade i januari 2022 där tester av olika typer av GAK, kombination av GAK och AIX i serie, uppströms och nedströmsdrift av AIX samt seriedrift av AIX utfördes (Baresel et al. 2023). Cyclecarb 401 är regenererat GAK (ibid.) som efter goda resultat i examensarbetet av Kalecinska (2021) valdes ut för fortsatt utvärdering i kolonnförsöken (Baresel et al. 2023). I kolonnerna utvärderas även Filtrasorb 400, vilket är ett jungfruligt GAK, och anjonbytaren Purolite 694E eftersom båda dessa används av Uppsala Vatten vid dricksvattenproduktion (ibid.). I Figur 4 visas en bild på kolonnerna. Mer om kolonnuppställningen kan läsas i 3.1 i metoden.



Figur 4. Bild på uppställningen till kolonnförsöken. Plexiglaskolonnen längst till höger är K1, därefter K2, K3, K4, K5, K6 och K7 längst till vänster.

Reiningseffektivitet av PFAS och läkemedelsrester och driftstabilitet vid kolonnförsöken undersöktes i ett examensarbete av Olofsson (2022). Genom att jämföra reduktionen över GAK-filtren kunde det ses att reduktionen av diklofenak och PFOS var högre med Cyclecarb 401 än med Filtrasorb 400. I studien kunde det också ses att PFOS, PFOA och diklofenak som släpptes igenom GAK-filtret istället reducerades över AIX-filtret. Olofsson (2022) undersökte även om det fanns någon korrelation mellan UVA, totalt organiskt kol (TOC) eller löst organiskt kol (DOC), och läkemedelsrester och PFAS i syfte att använda avskiljning av UVA, TOC och DOC som uppföljningsmetod för avskiljning av läkemedelsrester och PFAS. En viss korrelation kunde ses men vidare studier inom detta föreslogs för att kunna säkerställa korrelationen (ibid.).

Hösten 2022 driftsattes en pilotanläggning i containerskala (Baresel et al. 2023). De olika teknikkombinationerna som testades i pilotförsöken var singel- och seriedrift av GAK följt av AIX med nedströmsflöde, samt singeldrift av GAK följt av AIX med uppströmsflöde i tre steg. Mer om uppställningen av pilotförsöken kan läsas i avsnitt 3.2. Till en början användes en trumsil med tillsättning av fällningskemikalie och polymer som förbehandling. Polymeren orsakade igensättning av GAK och AIX vilket ledde till ett ökat behov av backspolningar. Förbehandlingen byttes ut till ett kontinuerligt spolat sandfilter med medförande driftstopp vid bytet, från mitten av april 2023 till mitten av maj 2023. Syftet med bytet var att bättre efterlikna det framtida fullskaliga reningssteget (ibid.).

I projektet utfördes det tredje examensarbetet av Olsson (2023). Syftet med Olssons projekt var att jämföra både reningseffektiviteten samt driftkostnad och klimatpåverkan vid de olika teknikkombinationerna som testas i kolonn- och pilotförsöken. Resultaten visade att högst avskiljning av oxazepam, metoprolol och citalopram skedde med GAK, och för diklofenak och PFOS bidrog efterföljande AIX med en kompletterande reduktion. För att utvärdera klimatpåverkan och driftkostnad undersöktes olika scenarion i en excel-baserad beräkningsmodell. Vid samma dos av de olika adsorbenterna bedömdes Cyclecarb 401 ha den lägsta driftkostnaden och den lägsta klimatpåverkan. Den högsta driftkostnaden bedömdes anjonbytaren Purolite 694E ha och den högsta klimatpåverkan visade GAK av typen Filtrasorb 400 vid samma dos. Seriedrift av GAK bedömdes ha lägst driftkostnad vid de olika reningsmålen som undersöktes och genom att kombinera GAK med AIX påvisades den lägsta klimatpåverkan gällande avskiljning av PFOS och diklofenak. I studien undersöktes även korrelationen mellan reduktion av UVA, DOC och mikroföroreningar utifrån kolonnförsöken (ibid.) baserat på ett större dataunderlag än i examensarbetet av Olofsson (2022). För att undersöka sambandet utfördes en regressionsanalys där ingen korrelation kunde fastställas (Olsson 2023). Ett byte av GAK-material i K3 genomfördes i examensarbetet av Olsson (2023) varpå desorption kunde ses genom en ökning av diklofenak och oxazepam över efterföljande AIX-kolonn.

2.2 ORGANISKA MIKROFÖRORENINGAR

Organiska mikroföroreningar är ett samlingsnamn som bland annat inkluderar läkemedel (Chen et al. 2021; Kümmerer 2009) och per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) (Baresel et al. 2017b). En svårighet vid koncentrationsbestämningar av mikroföroreningar är att variationer i vattenmatrisen kan leda till en ökad mätosäkerhet (Baresel et al. 2017a). Vattenmatris är ett begrepp som beskriver det som finns i vattnet utöver mikroföroreningarna, såsom joner, metaller och löst organiskt material (Chen et al. 2021). Svårigheter vid koncentrationsbestämningar kan resultera i att detektionsgränsen (LOD), kvantifieringsgränsen (LOQ) eller rapporteringsgränsen (LOR) för samma ämne kan variera mellan olika analystillfällen (Baresel et al. 2017a). En annan svårighet är att mikroföroreningar kan omvandlas mellan modersubstans och metaboliter av till exempel läkemedel (Baresel et al. 2017b). Omvandling mellan dessa under reningsprocesserna kan göra att det ser ut som att halten över reningssteg ökar, på grund av att sällan både metabolit och modersubstans analyseras. Vattenmatrisen kan också störa analysen och orsaka att felaktiga koncentrationer erhålls, framförallt i det orenade avloppsvattnet (ibid.).

2.2.1 Läkemedel

Läkemedel är, förenklat, substanser eller kombinationer av substanser vars uppgift är att behandla sjukdom eller att återställa, modifiera eller korrigera fysiologiska funktioner (Nationalencyklopedin u.å.). På svenska marknaden finns omkring 7 600 olika läkemedel innehållande över 1 000 olika aktiva substanser som ofta är kemiskt stabila (Naturvårdsverket u.å.). De aktiva substanserna i läkemedel är komplexa molekyler som är utvecklade för att i olika grad vara biologiskt aktiva (Kümmerer 2009).

En omfattande spridning av läkemedelsrester till vattenmiljön sker via avloppsreningsverk till följd av medicinering, både i form av aktiv substans och som metaboliter, och som utsöndras via fekalier och urin (Baresel et al. 2017a; Sundin et al. 2017; Läkemedelsverket 2022). Även medicin i form av salvor och krämer hamnar i avloppsvatten efter applicering på hud (Läkemedelsverket 2022). Det är alltså en stor del av spridning av läkemedelsrester som sker till följd av användning utan avsikt för spridning (ibid.). I miljön kan de aktiva substanserna genomgå strukturella förändringar, bland annat genom processer i djur- och människokroppar, mikroorganismer eller vid avloppsvattenrening (Kümmerer 2009). Vid förekomst av läkemedelsrester i akvatisk miljö utsätts vattenlevande organismer för bland annat fysiologiska effekter, hormonstörande effekter, spridning av antibiotikaresistens, och andra ännu okända risker (Sundin et al. 2017; Läkemedelsverket 2022). En del läkemedelsrester är persistenta och kan därav ackumuleras i levande organismer (ibid.). Om ett ämne är persistent är risken för långsiktiga effekter större (Kümmerer 2009). Vid avloppsvattenrening tas läkemedelssubstanser som är svårnedbrytbara normalt inte bort i aktivslamprocessen (Baresel et al. 2022a). Exempel på svårnedbrytbara läkemedel är atenolol, ciprofloxacin, citalopram, diklofenak, furosemid, karbamazepin, klaritromycin, metoprolol, oxazepam, propranolol, sulfametoxazol, tramadol, trimethoprim och venlafaxin (ibid.).

Citalopram är en substans som används i antidepressiva läkemedel för att öka serotoninnivåer (Fass u.å.a). I en studie på zebrafiskembryon kunde en minskning av stressrelaterad simaktivitet ses vid koncentrationsnivåer som liknar de som kan finnas i miljön (Zindler et al. 2020). Diklofenak är en substans som används i smärtlindrande och antiinflammatoriska läkemedel (Fass u.å.b) och är negativt laddad (Jamil et al. 2019). Diklofenak har enligt flera studier negativa effekter på hälsan hos fiskar (Näslund et al. 2017; Xia et al. 2017) och även på hälsan hos landlevande djur (Green et al. 2004). Oxazepam är den aktiva substansen i flera läkemedel med ångestdämpande, muskelavslappnande och lugnande effekter (Fass u.å.c). Metoprolol används som aktiv substans i blodtryckssänkande läkemedel och i läkemedel mot hjärklappning (Fass u.å.d). I miljön förekommer inte läkemedel som isolerade substanser, utan beblandas med varandra (Kümmerer 2009). Toxiciteten på dessa blandningar är komplex och kunskapen är begränsad (ibid.).

2.2.2 Per- och polyfluorerade alkylsubstanser

PFAS är en stor grupp med över 10 000 olika identifierade ämnen med olika egenskaper (Kemikalieinspektionen 2023). PFAS består av kolkedjor i olika längder, där olika antal av väteatomerna på kedjan bytts ut mot fluoratomer. PFAS är extremt stabila på grund av den starka bindningen mellan kol och fluor. En kolkedja där alla väteatomer bytts ut mot fluoratomer kallas perfluorerad och när några väteatomer bytts ut mot fluoratomer kallas den polyfluorerad (ibid.). Den fluorerade kolkedjan förekommer som både rak och grenad (Baresel et al. 2022b). PFAS har en hydrofil del som utgörs av en funktionell grupp, och en hydrofob del

som utgörs av den fluorerade kolkedjan (Baresel et al. 2022b, Kemikalieinspektionen 2023). Längden på kolkedjan har en påverkan på egenskaperna hos ämnet (Kemikalieinspektionen 2023). Långkedjiga PFAS är ofta mer bioackumulerande till följd av den längre hydrofoba kolkedjan (Kemikalieinspektionen 2023; Baresel et al. 2022b) och generellt mer toxiska än kortkedjiga PFAS (Baresel et al. 2022b). Långkedjiga PFAS är enklare att avskilja än kortkedjiga PFAS med avancerade reningstekniker (American Water Works Association 2020). I avloppsvatten förekommer framförallt PFAS som negativt laddade lösta joner (Baresel et al. 2022b). Det finns en variation i PFAS-halt och typ av PFAS-ämnen i inkommande vatten till olika avloppsreningsverk (Baresel et al. 2022b). Denna variation beror huvudsakligen på en variation av utsläppskällor uppströms på olika platser men även på variation av mängd inkommande ovidkommande vatten (ibid.).

Att ämnena har både en hydrofil och en hydrofob del ger de speciella egenskaper, såsom att de är fett-, smuts- och vattenavvisande, vilket ger dem ett brett användningsområde (Kemikalieinspektionen 2023). Samtliga PFAS är antropogena (ibid.) och i Sverige sker ingen tillverkning av PFAS, men det finns tillverkning av produkter som innehåller PFAS (Svenskt Vatten 2022). PFAS används bland annat i impregnering, rengöringsmedel, färger, skidvalla, kosmetika och brandskum (Kemikalieinspektionen 2023). Att de använts i brandskum har lett till att det ofta förekommer höga halter PFAS i grund-, yt- och dricksvattnet nära brandövningsplatser. PFAS kan spridas till miljön genom utsläpp från industrier, användning av PFAS-innehållande produkter, läckage från deponier och utsläpp från avfallsanläggningar och reningsverk. PFAS kan spridas via vatten, luft, bundet till organiskt material i jord och genom levande organismer. Människor får i sig PFAS i lägre halter via mat och inomhusmiljöer där produkter som innehåller PFAS finns. Om dricksvattnet är förorenat med PFAS sker ett högt intag av PFAS via dricksvattnet (ibid.). I lagstiftning som trädde i kraft 1 januari 2023 med övergångsperiod fram till 1 januari 2026 ställs skärpta krav på mindre än 4 ng PFAS (PFAS 4) per liter dricksvatten (Livsmedelsverket 2022). Till skillnad från flertalet andra miljögifter som binder till fett i kroppen, binder PFAS istället till proteiner i kroppen och förs runt med blodet (Baresel et al. 2022b). Flertalet PFAS är så kallade PBT-ämnen, vilket innebär att de är persistenta, bioackumulerande och toxiska (Kemikalieinspektionen 2023). Observerade hälsoeffekter vid exponering av vissa PFAS är bland annat förändrad funktion av sköldkörtel och immunförsvar, leversjukdomar, njursjukdomar, reproduktionsstörningar och förekomst av vissa cancerformer (Baresel et al. 2022b). För flera PFAS, och blandningar av PFAS, saknas undersökningar kring hälsoeffekter (ibid.).

2.3 REGELVERK GÄLLANDE REDUKTION AV MIKROFÖRORENINGAR

En tillståndsprövning utifrån miljöbalken bestämmer vilka reningskrav som gäller för ett avloppsreningsverk, där grundprincipen är att det renade vattnet inte ska försämra statusen i närmaste nedströms vattenrecipient (Baresel et al. 2022b). Utöver de anläggningsspecifika kraven gäller även nationella föreskrifter som implementerar EU-lagstiftning (NFS 2016:6).

En stor andel av miljölagstiftningen i Sverige beslutas av EU (Svenskt Vatten 2023b). Från EU kommer både direktiv som införlivas i Sverige genom svensk lagstiftning, samt EU-förordningar som gäller utan att göras om till svensk lagstiftning (ibid.). Det finns ett flertal direktiv som påverkar avloppsvattenreningen i Sverige, bland annat avloppsdirektivet, miljö kvalitetsnormsdirektivet och ramdirektivet för vatten (Svenskt Vatten 2023a; Svenskt Vatten 2020a; Svenskt Vatten 2023c). Ramdirektivet för vatten reglerar samhällets påverkan på

alla vatten och fungerar som en ram för flera dotterdirektiv (Svenskt Vatten 2023c). Miljökvalitetsnormsdirektivet är ett av dessa dotterdirektiv där det regleras vilka kemiska ämnen samt vilka halter av dessa som enligt ramdirektivet för vatten bestämmer den kemiska ytvattenstatusen (Svenskt Vatten 2020a). För de ämnen som anges i miljökvalitetsnormsdirektivet får inte den kemiska statusen försämrats (ibid.). I nuvarande miljökvalitetsnormsdirektiv anges 45 sådana prioriterade ämnen (Europaparlamentets och rådets direktiv 2013/39/EU). Direktivet är under revidering och i oktober 2022 kom ett förslag till ett nytt direktiv (European Commission 2022). I detta finns 70 prioriterade ämnen i ytvatten, varav nio läkemedelssubstanser. Dessa är 17-alpha-ethinylestradiol (EE2), 17-beta-estradiol (E2), azitromycin, karbamazepin, klaritromycin, diklofenak, erytromycin, estron (E1) och ibuprofen (ibid.). Avloppsdirektivet är ett annat dotterdirektiv till ramvattendirektivet med bestämmelser gällande avloppsvattenrening (Svenskt Vatten 2023c).

Det nuvarande avloppsdirektivet som är framtaget av EU innehåller bland annat bestämmelser gällande kvalitet på vatten som släpps ut från avloppsreningsverk (Svenskt Vatten 2023a). Detta är ett genomförandedirektiv med bestämmelser har införts i Sverige i bland annat miljöbalken, vattentjänstlagen (LAV) (ibid.) samt genom föreskrifter från Naturvårdsverket (NFS 2016:6). Det nuvarande avloppsdirektivet är från 1991 men är under revidering (Svenskt Vatten 2023a). I förslaget till det nya, reviderade, avloppsdirektivet finns krav på kvartär rening för reningsverk i storleksordningen 150 000 pe och större, i syfte att avskilja mikroföroreningar (Council of the European Union 2024). Krav kan även ställas på mindre avloppsreningsverk efter en behovsbedömning utifrån recipientens känslighet. Enligt det reviderade avloppsdirektivet ska det ske minst 80 % reduktion över hela reningsverket på ämnen som förorenar vatten vid låga koncentrationer, så kallade indikatorsubstanter. Det anges totalt 12 ämnen, indelade i kategori 1 och kategori 2, där den genomsnittliga reduktionen av minst sex av dessa, varav dubbelt så många av ämnena från kategori 1 som från kategori 2, ska vara minst 80 % (ibid.). De kraven som anges i det reviderade avloppsdirektivet behöver införlivas i svensk rätt senast 30 månader efter att det reviderade avloppsdirektivet är beslutat (Naturvårdsverket 2024). Då avloppsdirektivet är ett minimidirektiv kan strängare krav införas i Sverige (Naturvårdsverket 2023). Ämnena som anges i förslaget till det reviderade avloppsdirektivet kan ses i Tabell 1.

Tabell 1. Ämnena som anges i kategori 1 och kategori 2 i förslaget till det reviderade avloppsdirektivet (Council of the European Union 2024)

Kategori 1
Amisulprid
Citalopram
Diklofenak
Hydroklortiazid
Karbamazepin
Klaritromycin
Metoprolol
Venlafaxin
Kategori 2
Benzotriazol
Irbesartan
Kandesartan
Blandning av 4-metylbenzotriazol och 5-metylbenzotriazol

För reningsverk över 150 000 pe ska provtagningar av mikroföroreningar göras minst två gånger per månad i form av 48-timmarsprover (Council of the European Union 2024). I avloppsdirektivet anges hur många av provtagningarna som genomförs som är tillåtna att undantas från de krav som anges. Antalet provtagningar som får undantas beror av hur många provtagningar som genomförs totalt (ibid.).

I det reviderade avloppsdirektivet framgår det också att ett utökat producentansvar ska införas för producenter som sätter läkemedel och kosmetika på marknaden (Council of the European Union 2024). Detta ska finansiera 80 % av den totala kostnaden, inklusive investerings- och driftkostnader, för att uppnå de krav som ställs i direktivet gällande kvartär rening. Det ska även täcka kostnaderna för att samla in och hantera data om produkter som släpps ut marknaden (ibid.).

2.4 AVANCERAD RENING AV AVLOPPSVATTEN

Dagens konventionella avloppsreningsverk består vanligtvis av mekaniska, kemiska och biologiska reningssteg med målsättningen att avskilja näringsämnen och organiskt material och inkluderar ingen avancerad rening i syfte att rena bort mikroföroreningar (Sundin et al. 2017). Endast vissa typer av läkemedelsrester kan, helt eller delvis, reduceras i ett konventionellt reningsverk genom biologisk nedbrytning och adsorption till slam (ibid.). PFAS renas inte bort med konventionella reningstekniker och bryts inte ned biologisk på grund av dess stabilitet (Baresel et al. 2022b). Avancerad rening kan implementeras som ett kompletterande sista reningssteg för att reducera spridning till miljön av diverse kemikalier och mikroföroreningar (Sundin et al. 2017). Tillgängliga tekniker för avancerad rening använder sig av olika typer av reningsmekanismer såsom adsorptiv, fysikalisk, oxidativ och biologisk mekanism. Dessa mekanismer kan även kombineras med varandra (ibid.).

2.4.1 Adsorptiva tekniker

Sorption är en vanligt förekommande reningsmekanism vid avancerad rening och innebär att en molekyl som förekommer i vattnet binds till ett material som kallas sorbent (Chowdhury et al. 2013; Malovanyy et al. 2021). Anjonbyte innebär att en anjon i den molekyl som finns i vattnet byts ut mot en anjon på anjonbytaren. Vid vattenrening med aktivt kol och anjonbytare sker både sorption och jonbyte samtidigt. För aktivt kol är adsorption den huvudsakliga mekanismen och för anjonbytare är istället jonbyte den dominerande mekanismen. Både adsorption och jonbyte kan ske reversibelt och dess sorptionskapacitet påverkas bland annat av halten av ämnet som ska avskiljas samt halter av andra ämnen i vattenmatrisen. Sorptionskapacitet är ett begrepp som beskriver hur mycket av ett ämne som kan binda till en viss mängd filtermaterial. Ett filtermaterial har en maximal sorptionskapacitet som beror på det totala antalet sorptionsplatser (ibid.).

Det finns en rad olika faktorer som påverkar adsorption (Perrich 1981). Dels påverkas adsorptionen av molekylens egenskaper. Molekylens struktur har betydelse, där en grenad kedja generellt har enklare att adsorbera än en rak kedja. Även typ och placering av funktionell grupp påverkar adsorptionen (ibid.). I studier har det kunnat ses en högre adsorption av PFAS med sulfonsyror som funktionell grupp än för PFAS med karboxylsyror (Belkouteb et al. 2020; McCleaf et al. 2017). Även ett ämnes polaritet påverkar dess adsorptionsförmåga (Perrich 1981). En större molekyl adsorberar ofta bättre än en mindre molekyl med samma struktur (ibid.). Flera studier har visat att kedjelängden av PFAS påverkar adsorptionen på så sätt att en

längre kedja ger än starkare adsorption än en kortare kedja (Baresel et al. 2022b; Belkouteb et al. 2020; Franke et al. 2021; Malovanyy et al. 2021; McCleaf et al. 2017). Ett mindre lösligt ämne är mer benäget att adsorbera till ett material än ett mer lösligt ämne (Perrich 1981). Adsorptionen påverkas även av avloppsvattnets egenskaper där andra ämnen som förekommer både kan förbättra och störa adsorptionen. En låg temperatur ökar adsorptionen (ibid.). Utöver detta har även adsorbentens egenskaper betydelse (Vinayagam et al. 2022). Förekomst av funktionella grupper på materialet samt dess porositet inkluderande både porvolym och total ytareal påverkar adsorptionen (ibid.).

För adsorptiva tekniker sker rening av olika mikroföroreningar samtidigt varpå det kan uppstå en konkurrens om sorptionsplatserna (Baresel et al. 2022b). Konkurrens om sorptionsplatser är en orsak till att den platsspecifika vattenmatrisen har betydelse för hur välfungerande en reningsteknik blir (Chen et al. 2021; Svahn & Borg 2024). Det som avses renas bort kallas målsubstans, och kan för en avancerad reningsteknik vara PFAS och läkemedelsrester. Vid förekomst av andra substanser än målsubstanserna i vattnet, till exempel löst organiskt kol (DOC), finns risk att dessa stör reningsprocessen genom att konkurrera om adsorptionsplatser. En väl fungerande huvudrening och en efterpolering före den avancerade reningen krävs både för att få en låg DOC-halt och därmed en mer resurseffektiv rening av mikroföroreningar, samt för att minska halten suspenderat material och på så sätt minska risken för igensättning (ibid.).

2.4.2 Driftaspekter för adsorptiva tekniker

Aktivt kol eller jonbytare kan både driftas som ett totalomblandat system eller som ett filter, i exempelvis en kolonnprocess (Malovanyy et al. 2021). I ett totalomblandat system blandas en viss mängd sorbent med vattnet. Halten förorening i vattnet kommer att minska medan halten i sorbenten ökar till dess att jämvikt nås (ibid.). Filterprocesser kan både drivas med nedströms- eller uppströmsflöde (Baresel et al. 2023). Vid nedströmsflöde genom en kolonn skapas en fixerad bädd (Baresel et al. 2017b). En adsorptionsfront bildas som med tiden rör sig nedåt genom kolonnen (Chowdhury et al. 2013). Delen av kolonnen där adsorptionsfronten finns och adsorption sker kallas massöverföringszon. Materialet ovan adsorptionsfronten kommer hamna i jämvikt med koncentrationen i det inkommande vattnet och ingen nettoadsorption kommer ske. Under nivån för massöverföringszonen kommer ingen adsorption ske eftersom koncentrationen förorening i vätskefasen är reducerad (ibid.). Det bildas därmed en koncentrationsgradient i kolonner (Malovanyy et al. 2021). Vid uppströmsflöde i kolonner bildas en fluidiserad bädd och det erhålls ingen koncentrationsgradient i kolonnen och det krävs inte heller någon backspolning (Baresel et al. 2017b). Drift av två kolonner med GAK i serie kallas lead-lag och möjliggör att det aktiva kolet kan användas fram tills det är fullt förbrukat och på så sätt minimeras materialåtgången (Malovanyy et al. 2021). Den kolonnen som är först placerad i serien blir förbrukad först, och när denna byts ut kan det genom att byta filterföljden och sätta kolonnen med nytt GAK sist i serien erhållas en högre, sammantagen, utnyttjandegraden av kolet (ibid.).

Den tid som adsorption kan ske är den tid som vattnet befinner sig i filtret. Detta beskrivs av Empty Bed Contact Time (EBCT), vilket är kontakttiden, alltså den tiden det tar för vattnet att passera filtermaterialet i kolonnen (Chowdhury et al. 2013). EBCT kan beräknas enligt Ekvation (1)

$$EBCT = \frac{EBV}{q} \quad (1)$$

där EBV är volymen filtermaterial i kolonnen och q är flödet i kolonnen. Bäddvolym (BV) används för att kunna jämföra försök med olika volymer av filtermaterial. BV beräknas enligt Ekvation (2) (Malovanyy et al. 2021)

$$BV = \frac{V_{v,tot}}{EBV} = \frac{q_a \cdot t}{EBV} \quad (2)$$

där $V_{v,tot}$ är den totala volymen vatten som behandlats i kolonnen, EBV (Empty Bed Volume) är volymen filtermaterial, q_a är ackumulerat flöde och t är drifttiden.

2.4.3 Granulerat aktivt kol

GAK är poröst och har därmed en stor specifik yta (Baresel et al. 2022b) som är hydrofob och negativt laddad på grund av att den innehåller syreatomer (Önnby et al. 2023). Adsorption av organiska och hydrofoba ämnen sker på kolets yta. Generellt förväntas en högre adsorption av positivt laddade ämnen än negativt laddade ämnen, till följd av ytans negativa laddning (ibid.). Detta har i studier visats genom en högre avskiljning av positivt laddade mikroföroreningar än av negativt laddade mikroföroreningar (Svahn & Borg 2024; Jamil et al. 2019). Större och syrefattigare molekyler har generellt lättare att adsorberas till aktivt kol jämfört med mindre och syrerika molekyler (Önnby et al. 2023). Mindre partiklar av GAK ger en större aktiv yta vilket ger en större sorptionskapacitet och snabbare process (Malovanyy et al. 2021). Om koncentrationen av inkommande ämnen till GAK-filtret varierar kan föroreningar som är bundet till GAK desorbera från filtret och lösas ut i vattenfasen (Chowdhury et al. 2013).

Fysisk sorption och kemisk sorption är två olika typer av sorption som sker på aktivt kol (Chowdhury et al. 2013). Fysisk sorption är den dominerande mekanismen. Denna är ospecifik och innebär att ämnet adsorberas till den aktiva ytan genom Van der Waalskrafter (ibid.). Van der Waalskrafter mellan atomer uppkommer till följd av att elektronmolnen kring atomer bildar temporära dipolmoment (Nationalencyklopedin 2023). Vid kemisk sorption skapas en bindning mellan vissa funktionella grupper på det aktiva kolets yta och ämnen som finns i vattnet (Chowdhury et al. 2013).

I ett GAK-filter kan det ske bakteriell tillväxt. Biologiska processer i GAK möjliggör både biologisk nedbrytning av organiska föroreningar (Baresel et al. 2017a) och orsakar igensättning av filtret (Malovanyy et al. 2021). Det är fördelaktigt med en låg halt organiskt material i det inkommande vattnet eftersom detta kan ta upp adsorptionsplatser (Cimbritz & Mattson 2018; Malovanyy et al. 2021; Edefell et al. 2022). Att placera GAK-filtret sist i reningsprocessen samt att förbehandla vattnet som ska gå in till GAK-filtret med ett sandfilter är ett sätt minska halten av suspenderade ämnen för att motverka igensättning av filtret (Önnby et al. 2023; Svahn & Borg 2024). GAK-filter behöver backspolas regelbundet för att undvika problem med igensättning (Chen et al. 2021).

I ett GAK-filter avtar reningsgraden med tiden allt eftersom kolet blir mättat med förorening (Chowdhury et al. 2013). Genombrott innebär att reduktionen för något av de analyserade ämnena sjunkit under en viss gräns, som bestäms av reningsmålet (Cimbritz & Mattsson 2018).

När genombrott sker behöver kolet bytas ut. För att kunna återanvända kol kan det reaktiveras, detta kan exempelvis ske genom termisk reaktivering vilket innebär att materialet hettas upp så att adsorberade ämnen desorberas. En del förluster sker vid reaktivering vilket gör att ungefär 10 % behöver ersättas med nytt GAK (ibid.). Både produktion av nytt GAK och reaktivering av GAK är energikrävande (Svenskt vatten 2020b). Hur länge ett GAK-filter kan användas innan filtret blivit mättat relateras till antalet bäddvolymeter som behandlats innan genombrott (Chowdhury et al. 2013). Genom att byta ut eller reaktivera kolet vid olika tidpunkter kan reduktionsgraden av olika ämnen styras (Baresel et al. 2022b). Normalt kan cirka 20 000 – 25 000 BV kommunalt avloppsvatten behandlas vid singeldrift av GAK innan materialet är förbrukat (Baresel et al. 2021). Vid seriedrift av GAK i två steg kan ofta mer än det dubbla antalet BV behandlas innan kolet är förbrukat (ibid.). För diklofenak har antalet BV som kan behandlas innan 80 % reduktion underskridits, beräknat över hela reningsverket, varierat mellan 800 och 20 000 i olika försök (Benstoem et al. 2017).

Hur adsorptionsfronten, alltså delen av filtret där adsorption sker, sprids nedåt i GAK-filter kunde ses i försök som gjordes av Edefell et al. (2022) kring extraktion av adsorberade mikroföroreningar från GAK i nedströmsdrift. I studien kunde de se att de flesta mikroföroreningar adsorberas i filtrets övre lager vid få behandlade bäddvolymeter. Vid ett ökat antal bäddvolymeter adsorberas fler mikroföroreningar längre ner i filtret. En högre koncentration av mikroföroreningar i undre lagren av GAK-filtren gav en lägre reduktionsgrad. För föroreningar som adsorberar väl till filtret tog det längre tid för adsorptionsfronten att spridas nedåt i filtret jämfört med föroreningar med en lägre affinitet för adsorption. De kunde också se att de djupare lagren av GAK nås fortare av DOC än av mikroföroreningar, vilket minskar antalet tillgängliga adsorptionsplatser för mikroföroreningarna (Edefell et al. 2022). Generellt har GAK en lägre adsorptionskapacitet för PFAS än för läkemedelsrester till följd av att olika ämnen har olika benägenhet att adsorberas och att det finns en konkurrens om adsorptionsplatser (Baresel et al. 2022b). Adsorptionsfrontens spridning påverkas av backspolning (Svahn & Borg 2024).

I pilotförsök som gjordes av Hedén et al. (2020) jämfördes tre olika kontakttider vid GAK-filtrering för rening av läkemedelsrester ur avloppsvatten. I början av försöken var reduktionsgraden för de flesta läkemedelssubstanser som undersöktes i studien ungefär samma vid EBCT på 32 minuter och på 14 minuter, men reduktionsgraden var lägre när EBCT var 7,4 minuter. I resterande del av försöken kunde högst utnyttjandegrad av kolets sorptionskapacitet ses vid EBCT på 32 minuter, näst högst nyttjandegrad vid EBCT på 14 minuter och lägst nyttjandegrad vid 7,4 minuter EBCT. Skillnaden i reduktion mellan 7,4 och 14 minuter EBCT var större än skillnaden mellan 14 och 32 minuter EBCT. I dessa försök var reduktionen av citalopram över 80 % fram till 25 000 behandlade BV i de GAK-filter med EBCT på 32 och 14 minuter. Reduktionen av diklofenak och oxazepam var över 80 % fram till drygt 10 000 behandlade BV för GAK-filter med EBCT på 32 och 14 min (Hedén et al. 2020). I försök av Svahn och Borg (2024) erhöles över 98 % reduktion av 24 olika läkemedel efter 8 500 BV med GAK-filter.

2.4.4 Anjonbytare

Jonbyte är en reningsprocess som avskiljer antingen positivt- eller negativt laddade molekyler. Anjonbytare (AIX) avskiljer negativt laddade joner och används bland annat för rening av PFAS (American Water Works Association 2020). Vid rening av vatten med AIX byts negativt laddade

föroreningar i vattnet ut mot motjoner som finns i jonbytarmassan som är placerat i en kolonn där vattnet passerar (ibid.). Jonbytarmassan består av små porösa plastkulor som har funktionella grupper på sin yta till vilka laddade föroreningar i vattenmatrisen kan binda och ersätta befintliga anjoner (Baresel et al. 2022b). Det finns olika typer av jonbytarmassor och dessa kan exempelvis innehålla klorid, natrium, hydroxid eller vätejoner (American Water Works Association 2020). Jonbytare är selektiva, och olika typer av AIX avskiljer olika ämnen (Miller et al. 1981). Purolite 694E är exempel på en typ av AIX som är framtaget i syfte att avskilja PFAS (Purolite u.å.a). Möjlighet till selektiviteten gör att AIX kan ha en högre reduktion av PFAS än vad GAK har (Baresel et al. 2022b). Att AIX är selektiva gör att de normalt klarar att behandla fler bäddvolymmer och klarar en kortare kontakttid än GAK (Chen et al. 2021). I en studie av Malovanyy et al. (2023b) kunde de se att två seriekopplade anjonbytarfiltrer både utnyttjar materialets kapacitet bättre och ger en hög reduktionsgrad (Malovanyy et al. 2023b). Reduktionsgraden och reduktionshastigheten med AIX beror på flera parametrar (Baresel et al. 2022b). Dessa är bland annat initial föroreningskoncentration, koncentration av konkurrerande joner och andra lösta ämnen, flödeshastighet och storlek på kulorna i jonbytaren (ibid.).

AIX är en oetablerad teknik för avloppsvattenrening i större skala (Baresel et al. 2022b) varpå få drifterfarenheter finns gällande avloppsvattenrening. Generellt behöver AIX backspolas eftersom det bildas biologisk påväxt på materialet (Malovanyy et al. 2023b). AIX är svårare än GAK att backspola vid igensättning och det krävs en effektivare förbehandling för AIX än för GAK för att undvika igensättning (Baresel et al. 2022b). Vid backspolning är det fördelaktigt att ha så hög flödeshastighet som möjligt utan att jonbytarmassan lämnar kolonnen (Miller et al. 1981). Reaktivering av jonbytarmassa kan göras för vissa typer av AIX om reningsgraden sjunker under utsatt målvärde (Malovanyy et al. 2023b). Beroende på när jonbytarmassan byts ut eller reaktiveras erhålls olika reduktionsgrad (ibid.). Regenerering görs vanligtvis inte av anjonbytare som används för rening av PFAS (American Water Works Association 2020). Försök i mindre skala för regenerering av jonbytare som används för rening av PFAS från lakvatten har gjorts av Malovanyy et al. (2023b), som visade på att det var möjligt att regenerera jonbytare. Reaktivering kan göras genom att tvätta jonbytarmassan med en regenereringslösning av vanligtvis natriumhydroxid eller natriumklorid, så att ämnena som avskilts från vattnet löses ut i lösningen. Vissa massor kan dock inte reaktiveras utan behöver skickas till destruktion efter att de förbrukats (Malovanyy et al. 2023b).

2.4.5 Förbehandling

Samtliga reningstekniker för avancerad rening är beroende av att huvudreningen, som sker före den avancerade reningen, fungerar väl (Sundin et al. 2017). Behov av förbehandling före GAK finns eftersom en hög halt suspenderade ämnen i vattnet gör att GAK-filter sätter igen snabbare (Malovanyy et al. 2021). En hög halt BOD i vattnet gör både att sorptionsplatser tas upp, samt att GAK-filtret sätter igen på grund av bakterietillväxt (ibid.). Förbehandling är fördelaktigt före AIX för att frångilja suspenderat- och organiskt material (Miller et al. 1981) eftersom tekniken fungerar sämre vid förekomst av andra anjoner än de som avses renas bort (Chen et al. 2021).

Det finns olika tekniker för förbehandling. Trumfilter är en teknik där vatten rinner genom en trumma iklädd filterduk med självfall (Bengtsson et al. 2023). Flockningsmedel kan tillsättas till vattnet för att öka avskiljningen (ibid.). Sandfilter är en annan typ av förbehandling. Genom

att ha ett sandfilter som förbehandling före GAK har det i en studie setts att en effektiv reduktion av mikroföroreningar åstadkoms och att livstiden på GAK-filtret förlängs (Svahn & Borg 2024). Ett kontinuerligt spolat sandfilter är en annan typ av förbehandling (Malovanyy et al. 2023a). I denna typ av sandfilter drivs vattnet med uppåströmsflöde och sanden med nedströmsflöde. Det inkommande vattnet leds in i sanden via fördelningsarmar och vattnet renas sedan medan det rör sig uppåt genom sanden. Vid ytan finns ett utlopp som leder ut det renade vattnet. Ren sand släpps ned över filtrets övre delen och rör sig sedan nedåt i kolonnen. När sanden nått filtrets nedre del lyfts det från botten med hjälp av luftinjicering genom ett stigarrör och tvättas i en tvättlabyrint. Tvättvattnet avskiljs sedan och sanden kan återanvändas (ibid.).

2.4.6 GAK och AIX i serie

I en studie av Jamil et al. (2020) undersöktes hur koncentrat som uppstår från rening av avloppsvatten med omvänd osmos kan renas från DOC och organiska mikroföroreningar genom en kolonn med GAK och därefter en efterföljande kolonn med AIX. I båda kolonnerna användes uppströmsflöde. Koncentrationen av 17 olika mikroföroreningar undersöktes före och efter behandling i GAK-filter i 9,5 dagar, där 2880 BV behandlades. Samtliga undersökta mikroföroreningar hade mellan 95 % och 100 % reduktion. Diklofenak reducerades med 100 % i försöken. Reduktionen av organiska mikroföroreningar över AIX-kolonnen kunde inte utvärderas på grund av den höga reduktionen över GAK (ibid.). Analyser av DOC och fraktioner av DOC gjordes både efter GAK-kolonnen och AIX-kolonnen varpå Jamil et al. (2020) kunde se att det efterföljande reningssteget med AIX efter GAK medförde en kompletterande rening. Vissa fraktioner reduceras effektivare av GAK medan andra fraktioner reduceras effektivare av AIX. Negativt laddade fraktioner hade hög reduktion över AIX-kolonnen (ibid.). Jamil et al. (2020) kunde dra slutsatsen att organiska mikroföroreningar adsorberades till GAK i högre grad än vad DOC gjorde.

2.4.7 Studier kring GAK och AIX vid dricksvattenproduktion och lakvattenrening

Både GAK och AIX är välbeprövade metoder inom dricksvattenrening men mindre beprövade inom avloppsvattenrening (Baresel et al. 2022b) varpå fler studier där tekniker användes på andra vattenmatriser än avloppsvatten, såsom dricksvatten och lakvattenrening, hittades.

I en studie av Franke et al. (2021) där reduktion av PFAS från koncentrat efter nanofiltrering (NF) av dricksvatten behandlades med GAK och AIX separat i kolonnförsök visade AIX avsevärt bättre reningsresultat än GAK. AIX kunde rena fler antal BV än GAK före genombrott (Franke et al. 2021). Belkouteb et al. (2020) gjorde en studie där reningseffektivitet med GAK undersöktes för rening av 15 olika PFAS i ett dricksvattenreningsverk i fullskala under två års tid. De kunde se att reningseffektiviteten för PFAS med GAK påverkades av drifttiden av GAK-filtret, EBCT och typen av GAK-filter. För alla GAK-filter som testades i studien var reduktionen av PFOS mellan 80 – 100 % efter 30 000 BV (Belkouteb et al. 2020). I en studie av McCleaf et al. (2017) undersöktes AIX och GAK var för sig i syfte att rena PFAS från dricksvatten. EBCT var 6,1 min för GAK och 4,9 min för AIX. I AIX-kolonnerna var reduktionen av PFOS över 90 % genom hela försöken, som sträckte sig fram till drygt 60 000 behandlade BV. I GAK-kolonnerna var reduktionen av PFOS 56 % efter cirka 50 000 behandlade BV, med en genomsnittlig reduktion på 80 % under drifttiden fram till 50 000 behandlade BV (McCleaf et al. 2017).

2.4.8 Desorption

Vid kolonnförsök med GAK (GPP-20 och Filtrasorb 400) och jonbytare (Purolite PFA694E) som gjorts i en studie av Malovanyy et al. (2021) renades förorenat lakvatten från avfallsanläggningar från PFAS. I studien kunde de se en ökning vissa PFAS, bland annat PFOS, över både GAK och AIX efter att materialets kapacitet var förbrukad. Detta förklaras av Malovanyy et al. (2021) som att ett material kan släppa ett ämne som är sorberat till materialet, så kallad desorption, och istället ta upp ett annat ämne om materialet är mer selektivt för det andra ämnet. En ytterligare förklaring är att jämvikt i systemet eftersträvas mellan halten i vattnet och i materialet (Malovanyy et al. 2021).

I en studie av McCleaf et al. (2017) har reningseffektiviteten av PFAS i dricksvatten med GAK och AIX undersökts i kolonnförsök var för sig. I försöken användes GAK av typen Filtrasorb 400 och AIX av typen Purolite A600 för att undersöka avskiljning av 14 olika PFAS under 217 dagar. För flera kortare PFAS syntes desorption i AIX kolonnen vid mellan 18 000 – 60 000 behandlade BV. Detsamma syntes för två kortkedjiga PFAS i GAK kolonnen vid cirka 22 000 respektive 37 000 behandlade BV. Desorptionen misstänktes kunna bero på att adsorberade kortkedjiga PFAS ersattes med långkedjiga PFAS, alternativt på grund av konkurrens om adsorptionsplatser med DOC. För PFAS med sulfonsyror som funktionell grupp syntes ingen desorption vid det antal BV som behandlades i studien, men däremot fanns det inte belägg för att desorption inte skulle ske vid fler behandlade BV än vad som undersöktes i studien (McCleaf et al. 2017).

2.5 ÖVERFÖRING AV RESULTAT MELLAN FÖRSÖK I OLIKA SKALA

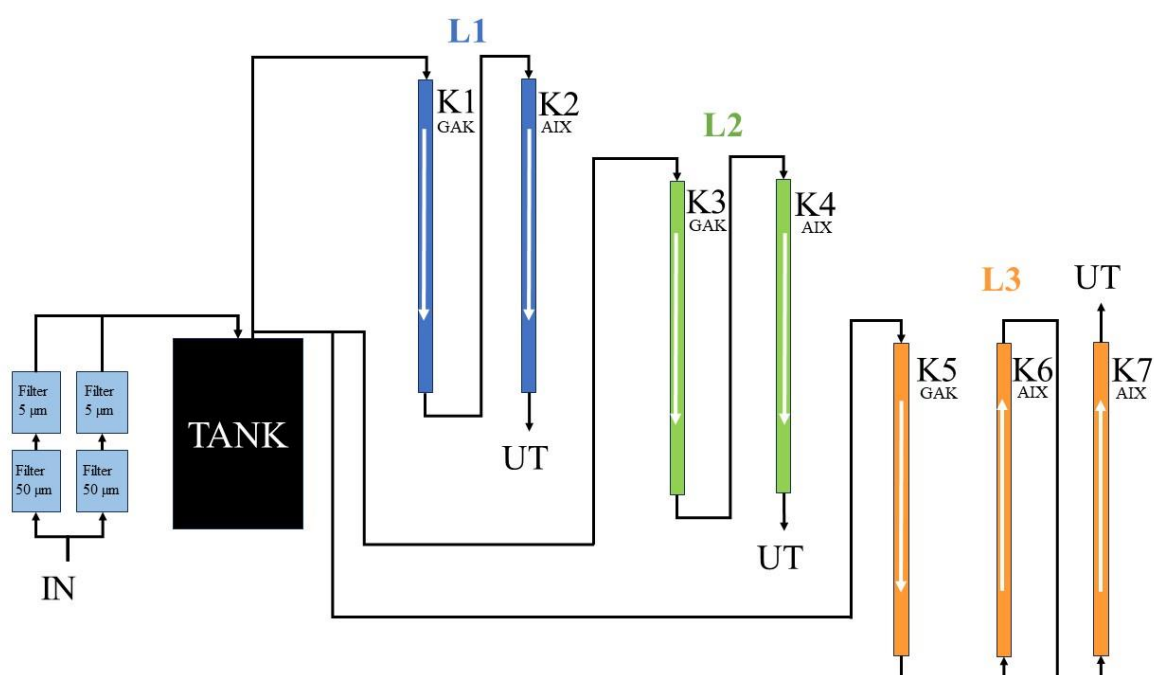
Vid försök i pilotskala görs försök i större skala än labbförsök men i mindre omfattning än fullskala (Andersson et al. 2023; Andersson et al. 2020). Syftet är att utföra test och erhålla erfarenheter från försök som sker under liknande förutsättningar som vid fullskaleförsök. Den mindre skalan kan orsaka begränsningar av vad som kan undersökas och påverka vilka resultat som kan överföras till fullskala (ibid.). Bland annat kan randeffekter påverka resultatet om en för liten volym används, vilket leder till svårigheter att använda för små volymer eller flöden (Andersson et al. 2023). För att minimera randeffekter och kanalbildning vid kolonnförsök i mindre skala bör förhållandet mellan partikeldiameter på adsorbenten och kolonndiameter vara över 50 (Crittenden et al. 1986). Vid försök i pilotskala erhålls ofta mer verkliga förhållanden med medkommande störningar än vid försök i labbskala, där försöken ofta sker i en mer kontrollerad miljö (Andersson et al. 2020; Edefell 2022). Vid dimensionering av pilotförsök ska filtermaterialets bäddhöjd tas i beaktande för att resultatet ska vara överförbart till fullskaleförsök (Malovanyy et al. 2021). Filterhöjden i kolonnförsöken behöver vara högre än den gradient som bildas i en GAK-kolonn för att en komplett reduktion ska kunna erhållas när materialet är nytt. Även den hydrauliska belastningen blir lägre vid en låg bäddhöjd (ibid.).

3 METOD

Uppställningen av kolonn- och pilotförsöken var framtagen och driftsatt av Uppsala Vatten i samarbete med IVL på Kungsängsverket i Uppsala.

3.1 KOLONNFÖRSÖK

Kolonnförsöken bestod av sju kolonner indelade i tre olika driftlinjer, se Figur 5 och Tabell 2. Linje 1 (L1) bestod av kolonn 1 (K1) följt av kolonn 2 (K2). Linje 2 (L2) bestod av kolonn 3 (K3) följt av kolonn 4 (K4). Linje 3 (L3) bestod av kolonn 5 (K5) följt av kolonn 6 (K6) och kolonn 7 (K7). Mellan kolonnerna i varje driftlinje fanns en mellanlagringstank. Vattnet som användes i försöken togs från det utgående vattnet från Kungsängsverket. Före kolonnerna förbehandlades vattnet genom ett patronfilter på 50 µm följt av ett patronfilter på 5 µm. Det fanns två parallellkopplade uppsättningar av dessa seriekopplade patronfilter. I Figur 5 visas uppställningen av kolonnförsöken.



Figur 5. Uppställning av kolonnerna K1 till K7 samt tillhörande förbehandling i patronfilter.

I Tabell 2 visas en sammanställning av materialtyp, flödesriktning och dimensionerat EBCT för samtliga kolonner i kolonnförsöken.

Tabell 2. Sammanställning av parametrar vid kolonnförsöken. Samtliga parametrar är framtagna av Uppsala Vatten och IVL

	L1		L2		L3		
	K1	K2	K3	K4	K5	K6	K7
	GAK	AIX	GAK	AIX	GAK	AIX	AIX
Material	Cyclecarb 401	Purolite 694E	Filtrisorb 400	Purolite 694E	Cyclecarb 401	Purolite 694E	Purolite 694E
Flödesriktning	Ner	Ner	Ner	Ner	Ner	Upp	Upp
EBCT _{dim} [min]	15	5	15	5	15	5	5

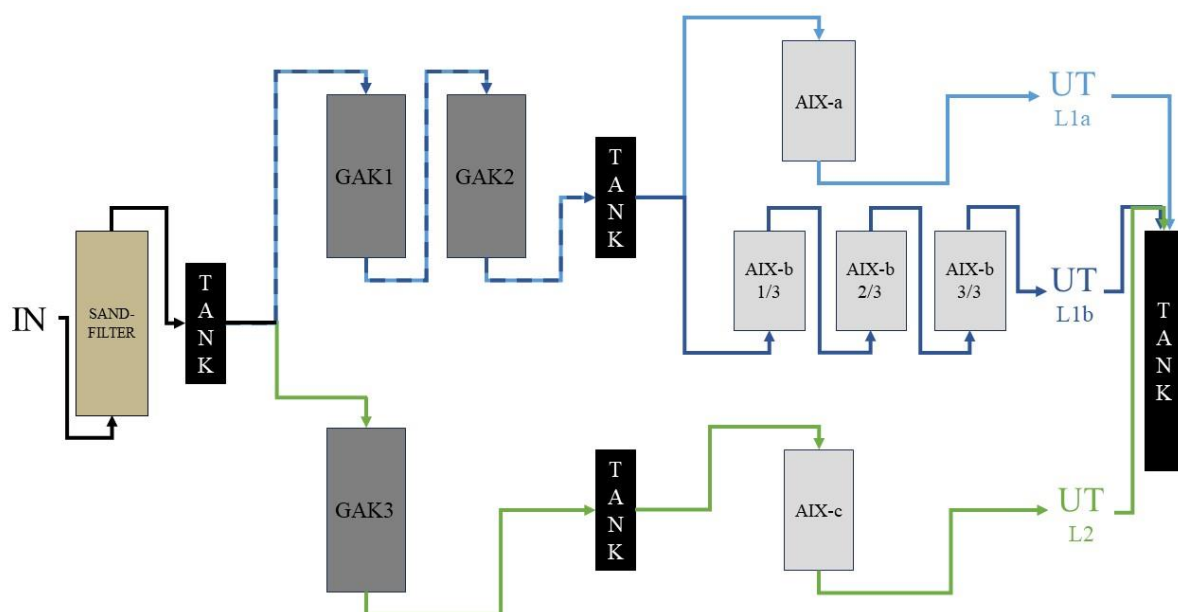
För att erhålla önskade EBCT ($EBCT_{dim}$ i Tabell 2) valdes lämpliga bäddjup vid starten av försöken och flödet anpassades regelbundet. Flödet ställdes in på varje pump genom att mäta hur mycket vatten som pumpen levererade under en minut i ett mätglas och därefter justerades flödet och proceduren upprepades tills önskat flöde uppnåddes. Nedströmskolonnerna backspolades vid en vattennivå på över 170 cm måndag – torsdag eller över 150 cm på fredagar eller inför helgdag för att undvika igensättning och att vattnet bräddar. Patronfiltrena byttes när trycket över dessa blivit högt eller flödet över de blivit för lågt.

3.1.1 Kolbyte

Ett kolbyte i K1 genomfördes 2024-02-14 på grund av låg reduktionsgrad före bytet och för att kunna utvärdera olika effekter av kolbyte. Kolonnen togs ur drift, tömdes på kol och rengjordes. Därefter fylldes kolonnen till ett bäddjup på 58 cm med nytt kol av typen Cyclecarb 401 som varit blötlagt i ungefär 1,5 dygn. Kolonnen backspolades sedan för att få bort mindre partiklar med suspenderat kol. Kolonnen driftsattes efter att vattnet, som till en början varit mörkt och grumligt, blivit klarare efter backspolning. Före kolbytet var bäddjupet 63 cm och efter kolbyte och backspolning var bäddjupet 62 cm. Tidigare i försöken har ett kolbyte gjorts i K3, vilket kan läsas mer om i examensarbetet av Olsson (2023).

3.2 PILOTFÖRSÖK

Pilotförsöken genomfördes i en pilotcontainer och bestod av två olika driftlinjer där den ena i sin tur delades upp sig i två olika del-linjer, se Figur 6 och Tabell 3. Vattnet som användes i pilotanläggningen togs efter den biologiska reningen vid bio-C. Vattnet förbehandlades sedan genom ett kontinuerligt spolat sandfilter, se beskrivning i 2.4.5, med dosering av flockningsmedlet PAX XL-100 som är aluminiumbaserat. Linje ett (L1) består av GAK1 följt av GAK2, med möjlighet att ändra filterföljd till GAK2 följt av GAK1. Därefter delar linjen upp sig i L1a, bestående av AIX-a, och L1b, bestående av AIX-b1, AIX-b2 och AIX-b3. Linje två (L2), bestod av GAK3 och AIX-c. Från båda driftlinjerna leddes det renade vattnet till en gemensam buffertank från vilken vatten till backspolning kunde tas. Uppställningen av pilotförsöken kan ses i Figur 6.



Figur 6. Uppställning av pilotförsöken inklusive förbehandlingen som består av ett kontinuerligt spolat sandfilter. L1a bestående av GAK1, GAK2 och AIX-a är markerat med en ljusblå färg. L1b bestående av GAK1, GAK2, AIX-b1, AIX-b2 och AIX-b3 är markerat med en mörkblå färg. L2 bestående av GAK3 och AIX-c är markerat med en grön färg.

I Tabell 3 visas material, flödesriktning och dimensionerat EBCT för samtliga filter i pilotförsöken.

Tabell 3. Sammanställning av driftlinjer, material, flödesriktningar och dimensionerad kontakttid vid de olika filter som testas i pilotförsöken. Samtliga parametrar är framtagna av Uppsala Vatten och IVL

	GAK1	GAK2	AIX-a	AIX-b1	AIX-b2	AIX-b3	GAK3	AIX-c
Driftlinje	L1	L1	L1a	L1b	L1b	L1b	L2	L2
Material	Cycle-carb 401	Cycle-carb 401	Purolite 694E	Purolite 694E	Purolite 694E	Purolite 694E	Cycle-carb 401	Purolite 694E
Flödesriktning	Ner	Ner	Ner	Upp	Upp	Upp	Ner	Ner
EBCT_{dim} [min]	10	10	9	3	3	3	20	3

Flödet över GAK-filtren ändrades till dimensionerat flöde 2023-06-02. Anledningen till flödesändringen var att det efter intrimningsfasen av anläggningen valdes att vänta med att öka till dimensionerat flöde och EBCT till efter bytet av förbehandling. Förbehandlingen byttes från trumsil med tillsättning av fällningskemikalie och polymer till ett kontinuerligt spolat sandfilter. Flödet ändrades från 1,9 m³/h till 2,7 m³/h för GAK1 och GAK2, och från 1 m³/h till 1,35 m³/h för GAK3. Till följd av flödesändringen ändrades EBCT för GAK1 från 14,6 till 10,3 min, för GAK2 från 14,1 till 9,9 min och för GAK3 från 27,8 till 20,6 min. Ytbelastningen ändrades, till följd av justeringen av EBCT och bibehållen EBV, från 5,7 till 8,2 m/h för både GAK1 och GAK2 och från 3,0 till 4,1 m/h för GAK3.

För AIX-b1, AIX-b2 och AIX-b3 ändrades materialvolymen EBV 2022-12-19. EBV före ändringen var 0,032 m³ och EBV efter ändringen var 0,011 m³ för AIX-b1, AIX-b2 och AIX-b3. Ändringen gjordes på grund av att det upptäcktes att det fyllts för mycket material. Ändringen av EBV ledde till en ändring i EBCT från 9,6 till 3,2 min. För AIX-a och AIX-c var

EBV 0,084 m³ respektive 0,065 m³ under hela drifttiden. För AIX-c ändrades flödet 2023-06-02 från 0,9 till 1,3 m³/h vilket orsakade en ändring i EBCT från 4,2 till 2,9 min.

Pilotanläggningen kunde övervakas kontinuerligt med hjälp av nivå- och tryckgivare (Baresel et al. 2023). Vattennivån hölls konstant på 1,8 m i både GAK1, GAK2 och GAK3. AIX-b1, AIX-b2 och AIX-b3 hade ett flöde som gjorde att jonbytarmassan fluidiserar till 50 %. Backspolning av uppströms AIX-filtren gjordes antingen om tryckfallet stigit till 0,1 bar per filter från det normala tryckfallet på 0,02 bar eller det inställda flödet inte kunde hållas av pumpen trots hög vattennivå. Resterande filter backspolades antingen om tryckfallet över filtret är för högt eller om vattennivån är för hög (ibid.). Vid backspolningen bröts materialet isär med hjälp av luftpuffar med tryckluft. Backspolningen blandade om materialet och spolade bort partikulära föroreningar. Detta gjordes med vatten från buffertanken med renat vatten.

3.3 PROVTAGNINGAR OCH ANALYS

3.3.1 Regelbundna provtagningar

Under hela projektets gång, före starten av detta examensarbete har provtagningar för uppföljning av kolonnförsöken utförts vid 43 tillfällen. Vid de 14 första tillfällena analyserades pH, totalfosfor (P-tot), fosfat som fosfor (PO₄-P), ammonium som kväve (NH₄-N), total mängd organiskt kol (TOC), löst organiskt kol (DOC), UV-254 nm (UV) och turbiditet. I april 2022 valdes att vid efterföljande provtagningar istället enbart inkludera NH₄-N, DOC, UV och turbiditet. Vid 13 av provtagningarna har utöver ovan nämnda substanser även 32 olika PFAS samt 21 olika läkemedel inkluderats, se lista över samtliga provtagna PFAS och läkemedel i Tabell B1 i Bilagor. Inom ramen för detta arbete har ytterligare en provtagning av NH₄-N, DOC, UV254 nm och turbiditet utförts samt två provtagningar som även inkluderade läkemedel och PFAS. I samband med två kolbyten genomfördes två extra provtagningar som endast inkluderade provtagningspunkterna tillhörande den aktuella driftlinjen.

Vid provtagningarna på kolonnerna togs stickprov på inkommande vattnet till förbehandlingen, på det utgående vattnet från förbehandlingen samt på det utgående vattnet från samtliga kolonner. Det inkommande vattnet till förbehandlingen togs med en hink från kanalen där det utgående renade vattnet från Kungsängsverket, efter den kemiska reningen, rinner. Resterande prover samlades in i hinkar efter respektive filter och hälldes sedan över i flaskor. Analys av NH₄-N, DOC och UV gjordes av Uppsala Vattens ackrediterade vattenlaboratorium och analys av PFAS och läkemedel gjordes av det ackrediterade laboratoriet ALS.

Provtagningar för uppföljning av pilotförsöken har utförts vid 34 tillfällen före starten av detta examensarbete. Dessa inkluderade P-tot, PO₄-P, NH₄-N, DOC, UV och turbiditet. Åtta av provtagningarna inkluderade även 34 olika PFAS och 21 olika läkemedel. Inom ramen för detta arbete har ytterligare två provtagningar av enbart P-tot, PO₄-P, NH₄-N DOC, UV och turbiditet, samt två provtagningar som även inkluderade läkemedel och PFAS utförts.

Vid provtagning av pilotförsöken leddes en andel vatten ner i en dunk med regelbundna intervall så att dunken fylldes successivt under en period på en vecka och ett flödesproportionerligt veckosamlingsprov erhöles. Punkterna där provtagning görs är placerade före förbehandlingen, efter förbehandlingen och efter samtliga filter (GAK1, GAK2, GAK3, AIX-a, AIX-b1, AIX-b2, AIX-b3, AIX-c). För det inkommande vattnet till sandfiltret gjordes provtagningen som ett stickprov i samband med provtagningen, där det utgående vattnet från den biologiska reningen,

bio-C, samlades in. Analyser vid provtagning av pilotförsöken skedde på samma sätt som för kolonnförsöken.

3.3.2 Utökade läkemedelsprovtagningar för utvärdering utifrån avloppsdirektivet

Utöver de regelbundna provtagningarna som gjorts på kolonn- och pilotförsöken utfördes tre utökade läkemedelsprovtagningar där fler läkemedelssubstanser analyserades för driftlinje L1a i pilotförsöken. En ytterligare provtagningspunkt på det inkommande vattnet till Kungsängsverket lades till vid dessa provtagningar. Dessa provtagningar genomfördes i syfte att kunna undersökta reduktioner utifrån de krav som kommer att ställas i det reviderade avloppsdirektivet. I provpunkterna på det inkommande vattnet till piloten, efter GAK1, efter GAK2 och efter AIX-a togs veckoprover på samma sätt som vid de regelbundna provtagningarna. I provpunkterna för det inkommande vattnet till Kungsängsverket samt det utgående vattnet från verket togs flödesproportionerliga veckoprover. Analyser vid dessa provtagningar gjordes av IVL:s laboratorium och inkluderade 32 olika läkemedel, 3 olika hormoner och 3 olika fenoler. Se lista över analyserade ämnen i Tabell B2 i Bilagor.

3.3.3 Rapporteringsgränser

I analyserna som gjorts av ALS har det funnits rapporteringsgränser (LOR) för de olika undersökta mikroföroreningarna. Detta innebär att när halterna underskrider LOR har inte det uppmätta värdet erhållits, utan resultatet har istället rapporterats som < LOR. Tabell 4 visar de normala LOR vid analys av ALS, samt detektionsgräns (LOD) och kvantifieringsgräns (LOQ) vid analyser av IVL, för ämnena som ingick i denna studie. I flera fall erhöles en högre rapporteringsgräns än den normala vid analys av ALS, se Tabell B3 i Bilagor. LOR kan behöva höjas på grund av störningar i vattenmatrisen och co-eluering. Co-eluering innebär att ämnen inte kan separeras vid analys.

Tabell 4. Generella rapporteringsgränser för undersökta mikroföroreningar som analyserats av ALS och rapporteringsgränser vid samtliga tre utökade läkemedelsprovtagningar vid analys av IVL. * innebär att analys av denna substans inte genomförts vid aktuell provtagning

Ämne	Rapporteringsgräns ALS [ng/l]	Detektionsgräns IVL [ng/l]			Kvantifieringsgräns IVL [ng/l]		
		2023- 09-19	2023- 12-12	2024- 02-06	2023- 09-19	2023- 12-12	2024- 02-06
PFOS	0,3	*	*	*	*	*	*
Amisulprid	*	1	1	1	3	3	3
Atenolol	10	1	3	1	3	10	3
Benzotriazol	*	1	8	5	3	26	12
Ciprofloxacin	30	1	10	2	3	33	7
Citalopram	10	1	1	1	3	4	3
Diklofenak	10	1	2	1	3	6	3
Furosemid	10	1	4	3	3	14	10
Hydroklortiazid	*	4	1	1	15	3	3
Irbesartan	*	1	1	1	3	3	3
Kandesartan	*	1	3	10	3	9	20
Karbamazepin	10	1	1	1	3	3	3
Klaritromycin	50	1	1	1	3	3	3
Metoprolol	10	1	1	1	3	3	3
Oxazepam	10	1	1	4	5	3	13
Propranolol	10	1	1	1	3	3	3
Sulfametoxazol	10	1	4	1	3	12	3
Tramadol	10	2	3	8	6,6	9	25
Trimethoprim	10	1	1	1	3	4	3
Venlafaxin	10	1	2	1	3	7	3
Σ6&4 - metylbenezotriazol	*	1	6	1	3	19	4

3.4 DATAHANTERING

Reduktioner beräknades utifrån Ekvation (3)

$$Reduktion = 1 - \frac{C}{C_0} \quad (3)$$

där C är den utgående koncentrationen och C_0 är den inkommande koncentrationen till det reningssteg som beräkningen avser.

Medelreduktionen av summan av 14 svårnedbrytbara läkemedel beräknades genom att först beräkna reduktionen av varje ämne, och därefter beräkna medelvärdet av reduktionerna. De 14 läkemedel som ingår i denna summa är atenolol, ciprofloxacin, citalopram, diklofenak, furosemid, karbamazepin, metoprolol, oxazepam, propranolol, sulfametoxazol, tramadol, trimethoprim, klaritromycin och venlafaxin. Ämnena valdes med utgångspunkt från Baresel et al. (2022a).

I de fall där halter angivits som <LOR, <LOD eller <LOQ har beräkningar av reduktioner gjorts på två olika sätt. Det ena sättet som beräkningarna gjorts på benämns vidare som ”beräkning

med LOR/LOD/LOQ". I detta beräkningssätt har värdet på detektion- rapporterings- eller kvantifieringsgränserna används vid reduktionsberäkningar. Det innebär att det har antagits att halten är den högsta möjliga i de fall ett lägre värde inte kunnat anges. I de fall C angivits som <LOR, <LOD eller <LOQ har reduktionen angivits med ">", för att indikera att den beräknade reduktionen egentligen kan vara större än det beräknade värdet. I de fall C_0 eller både C_0 och C angivits som <LOR, <LOD eller <LOQ har ingen beräkning av reduktion kunnat utföras. Om C_0 angavs som <LOR, <LOD eller <LOQ men inte C och skillnaden mellan dessa koncentrationer var mindre än 10 % gjordes ingen beräkning vid den aktuella mätpunkten på grund av risk för missvisande reduktion. Det andra sättet som beräkningar har gjorts benämns vidare i texten som "beräkning utan LOR/LOD/LOQ". I detta sätt att beräkna har mätpunkterna där koncentrationerna angivits som detektions-, rapporterings- eller kvantifieringsgränser antagits vara noll. Detta har i de fall där C angivits som <LOR, <LOD eller <LOQ inneburit att C dividerat med C_0 blir noll, varpå reduktionen blir 100 %. Om C_0 eller både C och C_0 angivits som <LOR, <LOD eller <LOQ har ingen beräkning av reduktion kunnat genomföras för den aktuella mätpunkten.

Grupperade stapeldiagram, se Figur 8 – Figur 19, Figur 24 och Figur 25, gjordes utifrån reduktionerna beräknade enligt Ekvation (3). I diagram baserade på data från de regelbundna provtagningarna beräknades reduktioner enligt Ekvation (3), där C_0 för samtliga filter var den inkommande koncentrationen till första filtret i den aktuella linjen. För diagram baserade på underlag från de utökade läkemedelsprovtagningarna var C_0 för samtliga filter det inkommande vattnet till Kungsängsverket. För varje linje lades staplarna framför varandra med det första filtret i linjen längst fram och det sista filtret i linjen längst bak.

3.5 JÄMFÖRELSE MELLAN FÖRSÖK I OLIKA SKALA

För att jämföra resultaten från kolonnförsöken och pilotförsöken plottades reduktionerna över K1, K5, GAK1, GAK1 tillsammans med GAK2 betraktat som ett filter (GAK1&2) och GAK3 mot antalet behandlade BV i respektive filter och polynomanpassningar av andra grad gjordes. Resultatet från K3 inkluderades inte i jämförelsen eftersom detta innehöll GAK av typen Filtrasorb 400 medan övriga GAK-filter i kolonn- och pilotförsöken innehöll GAK av typen Cyclecarb 401.

3.6 KOSTNAD OCH KLIMATPÅVERKAN

Driftkostnad och klimatpåverkan för olika teknikkombinationer samt vid olika reningsmål beräknades utifrån en scenarioanalys. Scenarioanalysen gjordes med utgångspunkt från en beräkningsmodell i Excel som togs fram av Olsson (2023). Kostnad beräknades i form av årskostnad och klimatpåverkan beräknades i form av årlig global uppvärmningspotential (GWP, global warming potential). Vid beräkningar av årskostnad och GWP användes fasta parametrar som togs fram av Olsson (2023). Beräkningar av årskostnaden och årlig GWP utgick från kostnaden respektive GWP för tillverkning, regenerering, destruktion och transport med lastbil av adsorbent. Ett antagande som gjorts är att 10 % av materialet behöver ersättas med jungfruligt GAK vid reaktivering, detta baserades på teorin i avsnitt 2.3.3 (Cimbritz & Mattsson 2018).

Beräkningar av årskostnad och GWP genomfördes i form av en scenarioanalys med scenarion som kan komma att bli aktuella vid byggnation av den fullskaliga avancerade reningen på Kungsängsverket. För fyra olika teknikkombinationer beräknades årskostnad och GWP utifrån åtta olika reningsmål för respektive teknikkombination. De tre teknikkombinationerna

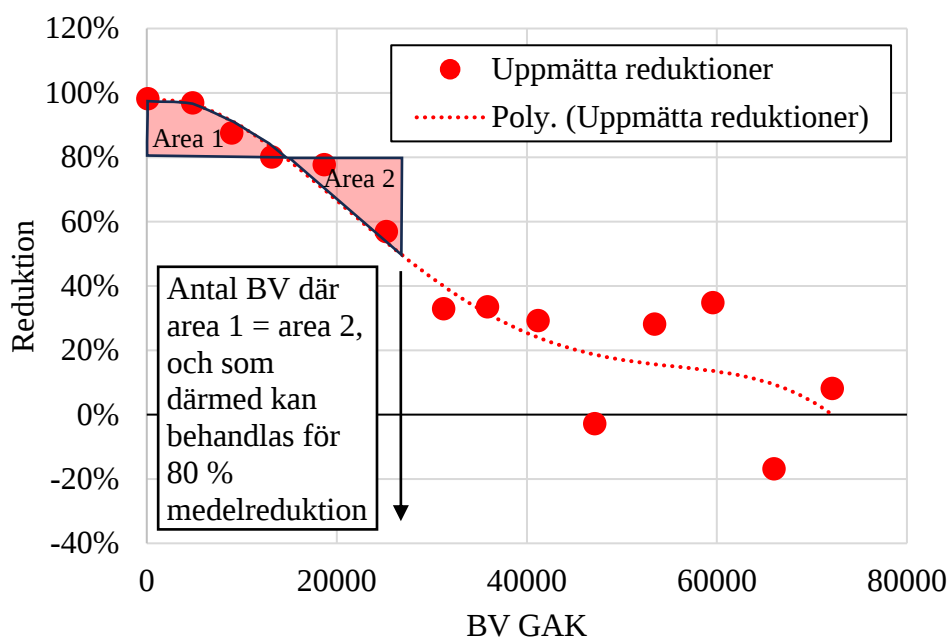
singeldrift av GAK, seriedrift av GAK i två steg och singeldrift GAK följt av AIX valdes utifrån att dessa utvärderades i examensarbetet av Olsson (2023). Tvåstegsdrift av GAK följt av AIX valdes i samråd med IVL och Uppsala Vatten. Reningsmål a, b, c, d, e och f valdes utifrån Olssons arbete (2023), och reningsmål g och h valdes i samråd med IVL och Uppsala Vatten. Undersökta scenarion kan ses i Tabell 5.

Tabell 5. Undersökta scenarion för kostnad och miljöpåverkan utifrån teknikkombinationer och reningsmål, baserad på Olsson (2023)

Scenario	Teknikkombination	Reningsmål
1.a	Singeldrift av GAK	Reduktion av läkemedel baserat på Baresel et al. (2021)
1.b		Medelreduktion på 80 % av diklofenak
1.c		Medelreduktion på 80 % av oxazepam
1.d		Medelreduktion på 80 % av PFOS
1.e		Medelreduktion på 80 % av både PFOS och diklofenak
1.f		Medelreduktion på 80 % av både PFOS och oxazepam
1.g		Medelreduktion på 80 % av $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel
1.h		Medelreduktion på 80 % av både PFOS och $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel
2.a	Seriedrift av GAK i två steg	Reduktion av läkemedel baserat på Baresel et al. (2021)
2.b		Medelreduktion på 80 % av diklofenak
2.c		Medelreduktion på 80 % av oxazepam
2.d		Medelreduktion på 80 % av PFOS
2.e		Medelreduktion på 80 % av både PFOS och diklofenak
2.f		Medelreduktion på 80 % av både PFOS och oxazepam
2.g		Medelreduktion på 80 % av $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel
2.h		Medelreduktion på 80 % av både PFOS och $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel
3.a	Singeldrift GAK följt av AIX	Reduktion av läkemedel baserat på Baresel et al. (2021). Reduktion av PFAS med AIX baserat på Purolite (u.å.b)
3.b		Medelreduktion på 80 % av diklofenak
3.c		Medelreduktion på 80 % av oxazepam
3.d		Medelreduktion på 80 % av PFOS
3.e		Medelreduktion på 80 % av både PFOS och diklofenak
3.f		Medelreduktion på 80 % av både PFOS och oxazepam
3.g		Medelreduktion på 80 % av $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel
3.h		Medelreduktion på 80 % av både PFOS och $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel
4.a	Seriedrift av GAK i två steg följt av AIX	Reduktion av läkemedel baserat på Baresel et al. (2021). Reduktion av PFAS med AIX baserat på Purolite (u.å.b)
4.b		Medelreduktion på 80 % av diklofenak
4.c		Medelreduktion på 80 % av oxazepam
4.d		Medelreduktion på 80 % av PFOS
4.e		Medelreduktion på 80 % av både PFOS och diklofenak
4.f		Medelreduktion på 80 % av både PFOS och oxazepam
4.g		Medelreduktion på 80 % av $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel
4.h		Medelreduktion på 80 % av både PFOS och $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel

3.6.1 Beräkning av antalet bäddvolymmer som kan behandlas

Antalet BV som kunde behandlas innan byte av GAK var nödvändigt för att uppnå reningsmålen om 80 % medelreduktion av olika substanser beräknades utifrån data från L1 i kolonnförsöken. För PFOS exkluderades den tredje mätpunkten eftersom denna i tidigare arbete inom projektet betraktats som en outlier (Olsson 2023). För att beräkna antalet BV som kan behandlas för 80 % medelreduktion av en substans gjordes först anpassningar till mätpunkterna. Utifrån dessa beräknades reduktioner vid olika BV i steg om 1 000. Trapetsmetoden användes för att beräkna arean under anpassningarna. Med hjälp av denna beräknades hur många BV som kan behandlas för att arean mellan anpassningen och 80 % reduktion ska vara lika stor före och efter anpassningen till reduktionen är 80 %. Detta visas i Figur 7, där area 1 och area 2, som är lika stora, är utmarkerade.



Figur 7. Illustration av hur antalet BV som kan behandlas för 80 % medelreduktion beräknades utifrån anpassningar till uppmätta reduktioner. Baserad på Olsson (2023).

Det beräknade antalet BV som kunde behandlas i GAK för 80 % medelreduktion av diklofenak, oxazepam, PFOS och $\Sigma 14$ svårnedbrytbara läkemedel implementerades i de olika scenarierna som visas i Tabell 5. För scenario 1.a, 2.a och 3.a användes samma antal BV av GAK som i arbetet av Olsson (2023). För scenario 1.b, 1.c, 1.d och 1.g och för scenario 3.b, 3.c och 3.g användes det antalet BV av GAK som kunde behandlas i K1 (för teknikkombination 1) respektive L1 (för teknikkombination 3) för det ämne som reningsmålet avser. För 1.e, 1.f och 1.h och för 3.e, 3.f och 3.h användes det lägsta antalet BV GAK som kunde behandlas i K1 (för teknikkombination 1) och i L1 (för teknikkombination 3) för det av de två ämnen som reningsmålet avser, eftersom reningsmålet då även uppfylls för det ämne där GAK behöver bytas efter fler antal BV. För scenario 2.b – 2.h antogs att det vid seriedrift av GAK i två steg kan behandlas dubbelt så många BV GAK för 80 % medelreduktion som vid singeldrift av GAK, baserat på Baresel et al. (2021). Därav multiplicerades antalet BV i scenario 1.b – 1.h med två för att erhålla antalet BV för motsvarande scenario 2.b – 2.h. För 4.a, 4.b och 4.c användes de högsta antalet BV som använts för motsvarande scenario för teknik ett, två eller tre, eftersom GAK i två steg med efterföljande AIX antogs kunna behandla minst lika många BV av GAK som den bästa av de övriga teknikerna. För 4.e, 4.f, 4.g och 4.h antogs läkemedlet huvudsakligen reduceras med GAK och PFOS med AIX, varpå antalet BV av GAK som kan behandlas i detta scenario antogs vara antalet BV av GAK för läkemedlet vid K1 multiplicerat med två. För 3.d och 4.d antogs reduktionen PFOS huvudsakligen ske i AIX, varpå ingen BV innan byte av GAK beräknades för dessa scenarion.

För att beräkna antalet BV som kan behandlas innan AIX behöver bytas (för 3.d, 3.e, 3.f, 3.h, 4.d, 4.e, 4.f och 4.h) plottades reduktionen av PFOS för L1 mot antalet BV AIX. Då reduktionen av PFOS var över, eller omkring 80 % reduktion under hela försöksperioden antogs att minst lika många BV som redan har behandlats kan behandlas framöver innan byte av AIX är nödvändigt. För 3.a och 4.a användes samma värde som i arbetet av Olsson (2023). För 3.b och

4.b beräknades antalet BV som kan behandlas med AIX innan medelreduktionen för diklofenak underskrider 80 %. För 3.c, 3.g, 4.c och 4.g antogs reduktionen av dessa ämnen vara oberoende av AIX, varpå antalet BV inte beräknades.

3.6.2 Beräkning av årskostnad

Dosen GAK som behövs per kubikmeter avloppsvatten vid singeldrift av GAK i scenario ett och tre beräknades enligt Ekvation (4)

$$DOS_{GAK,singel} = \frac{\rho_{l,GAK}}{BV_{GAK}} \quad (4)$$

där $\rho_{l,GAK}$ är densiteten av GAK vid leverans och BV_{GAK} är antalet bäddvolymmer som GAK-materialet kan behandla innan 80 % medelreduktion understigs. För scenario två och fyra med tvåstegsdrift av GAK beräknades dosen enligt Ekvation (5)

$$DOS_{GAK,tvåsteg} = \frac{\rho_{l,GAK}}{2 \cdot BV_{GAK}} \quad (5)$$

För scenario tre och fyra som inkluderar efterföljande AIX efter GAK beräknades dosen AIX som behövs per kubikmeter avloppsvatten enligt Ekvation (6)

$$DOS_{AIX} = \frac{\rho_{l,AIX}}{BV_{AIX}} \quad (6)$$

där $\rho_{l,AIX}$ är densiteten av AIX vid leverans och BV_{AIX} är antalet bäddvolymmer som AIX-filtret kan behandla innan 80 % medelreduktion understigs. Årskostnaden, $K_{år,1,2}$, för scenario ett och två beräknades enligt Ekvation (7)

$$K_{år,1,2} = Q_{tot,2050} \cdot K_{GAK} \quad (7)$$

där $Q_{tot,2050}$ är det totala flödet som behandlas per år 2050, och K_{GAK} är kostnaden för GAK, vilket beräknas enligt Ekvation (8)

$$K_{GAK} = DOS_{GAK} \left(0,9K_{m,r} + 0,1K_{m,j} + K_l \left(1 + \left(\frac{\rho_d}{\rho_{l,GAK}} \right) \right) \right) \quad (8)$$

där $K_{m,r}$ är materialkostnaden för regenererat GAK, $K_{m,j}$ är materialkostnaden för jungfruligt GAK, K_l är leveranskostnaden ρ_d är densiteten av filtermaterialen vid destruktion och $\rho_{l,GAK}$ är densiteten av GAK vid leverans.

För scenario tre och fyra beräknades årskostnaden enligt Ekvation (9)

$$K_{år,3,4} = Q_{tot,2050} (K_{GAK} + K_{AIX}) \quad (9)$$

där K_{AIX} beräknas enligt Ekvation (10)

$$K_{AIX} = DOS_{AIX} \left(K_{m,AIX} + \left(K_l \left(1 + \frac{\rho_d}{\rho_{l,AIX}} \right) \right) + K_{d,AIX} \left(\frac{\rho_d}{\rho_{l,AIX}} \right) \right) \quad (10)$$

där $K_{m,AIX}$ är materialkostnaden för AIX och $K_{d,AIX}$ är kostnaden för destruktion av materialet.

Värdet på de parametrar som användes vid beräkningarna erhöles från Olsson (2023) och kan ses i Tabell 6.

Tabell 6. Värden på parametrar vid kostnadsberäkningar, baserade på Olsson (2023)

Parameter	Beskrivning	Värde	Enhet
$\rho_{l,GAK}$	Densitet GAK vid leverans	0,5	[kg/l]
$\rho_{l,AIX}$	Densitet AIX vid leverans	0,68	[kg/l]
ρ_d	Densitet vid destruktion	0,9	[kg/l]
$Q_{tot,2050}$	Behandlat flöde per år 2050	22 776 000	[m ³ /år]
$K_{m,r}$	Materialkostnad reaktiverad GAK	16	[kr/kg]
$K_{m,j}$	Materialkostnad jungfruligt GAK	35	[kr/kg]
$K_{m,AIX}$	Materialkostnad AIX	100	[kr/kg]
K_l	Leveranskostnad	2	[kr/kg]
$K_{d,AIX}$	Kostnad destruktion AIX	7	[kr/kg]

3.6.3 Beräkning av global uppvärmningspotential

Dosen GAK och AIX beräknades på samma sätt som i Ekvation (4), Ekvation (5) och Ekvation (6) i 3.6.2. För scenario ett och två beräknades GWP per år ($GWP_{\text{år},1,2}$) enligt Ekvation (11)

$$GWP_{\text{år},1,2} = Q_{tot,2050} \cdot GWP_{GAK} \quad (11)$$

Där $Q_{tot,2050}$ är det behandlade flödet per år 2050 och GWP_{GAK} beräknas enligt Ekvation (12)

$$GWP_{GAK} = DOS_{GAK} (0,9GWP_{ra,GAK} + 0,1GWP_{tv,j} + GWP_{tr,rd,GAK} + GWP_{tr,KV,GAK}) \quad (12)$$

där $GWP_{ra,GAK}$ är GWP för reaktivering av GAK, $GWP_{tv,j}$ är GWP för tillverkning av jungfruligt GAK, $GWP_{tr,rd,GAK}$ är GWP för transport till regenerering eller destruktion av GAK och $GWP_{tr,KV,GAK}$ är GWP för transport av GAK till Kungsängsverket.

För scenario tre och fyra beräknades GWP enligt Ekvation (13)

$$GWP_{\text{år},3,4} = Q_{tot,2050} (GWP_{GAK} + GWP_{AIX}) \quad (13)$$

där GWP_{AIX} beräknas enligt Ekvation (14)

$$GWP_{AIX} = DOS_{AIX} \left(GWP_{tv,AIX} + GWP_{tr,rd,AIX} + GWP_{tr,KV,AIX} + \left(GWP_{d,AIX} \frac{\rho_d}{\rho_{l,AIX}} \right) \right) \quad (14)$$

där $GWP_{tv,AIX}$ är GWP-emissionsfaktor för tillverkning av AIX, $GWP_{tr,rd,AIX}$ är GWP-emissionsfaktor för transport till regenerering och destruktion av AIX, $GWP_{tr,KV,AIX}$ är GWP-emissionsfaktor för transport av AIX till Kungsängsverket, $GWP_{d,AIX}$ är GWP-emissionsfaktor

för destruktion av AIX, ρ_d är densitet av filtermaterial vid destruktion och $\rho_{l,AIX}$ är densitet av AIX vid leverans.

Värden på de parametrar som användes vid beräkningarna erhöles från Olsson (2023) och kan ses i Tabell 7.

Tabell 7. Värden på parametrar vid beräkning av GWP, baserade på Olsson (2023)

Parameter	Beskrivning	Värde	Enhet
$\rho_{l,AIX}$	Densitet AIX vid leverans	0,68	[kg/l]
ρ_d	Densitet av filtermaterial vid destruktion	0,9	[kg/l]
$Q_{tot,2050}$	Behandlat flöde per år 2050	22 776 000	[m ³ /år]
$GWP_{ra,GAK}$	GWP-emissionsfaktor reaktivering av GAK	2	[kg CO ₂ -eq/kg]
$GWP_{tv,j}$	GWP-emissionsfaktor tillverkning jungfruligt GAK	7	[kg CO ₂ -eq/kg]
$GWP_{tr,rd,GAK}$	GWP-emissionsfaktor transport av GAK till regenerering eller destruktion	1,37	[kg CO ₂ -eq/kg]
$GWP_{tr,KV,GAK}$	GWP-emissionsfaktor transport av GAK till Kungsängsverket	2,46	[kg CO ₂ -eq/kg]
$GWP_{tv,AIX}$	GWP-emissionsfaktor tillverkning av AIX	3,3	[kg CO ₂ -eq/kg]
$GWP_{tr,rd,AIX}$	GWP-emissionsfaktor transport av AIX till regenerering eller destruktion	0,18	[kg CO ₂ -eq/kg]
$GWP_{tr,KV,AIX}$	GWP-emissionsfaktor transport av AIX till Kungsängsverket	4,26	[kg CO ₂ -eq/kg]
$GWP_{d,AIX}$	GWP-emissionsfaktor destruktion av AIX	1,38	[kg CO ₂ -eq/kg]

3.7 UTVÄRDERING UTIFRÅN AVLOPPSDIREKTIVET

Data från de utökade läkemedelsprovtagningarna användes för att undersöka reduktioner i driftlinje L1a i pilotförsöken, bestående av GAK1 och GAK2 i serie följt av AIX-a, utifrån krav från det reviderade avloppsdirektivet. Reduktion beräknades för de 12 läkemedel angivna i avloppsdirektivets kategori 1 och kategori 2, se Tabell 1. Ett av ämnena som anges i avloppsdirektivet är blandning av 4-metylbenzotriazol och 5-metylbenzotriazol. Koncentration för denna substans analyserades inte varav antagandet gjordes att reduktion istället kunde beräknas baserat på koncentrationer av Σ 6&4-metylbenzotriazol. Från de beräknade reduktionerna av ämnena sattes ett best-case scenario och ett worst-case scenario upp. Till best-case scenariot valdes de fyra ämnen från kategori 1 och de två ämnen från kategori 2 med högst genomsnittlig reduktion vid samtliga tre provtagningar. På samma sätt valdes till worst-case scenariot de fyra ämnen från kategori 1 och de två ämnen från kategori 2 med lägst genomsnittlig reduktion vid de tre provtagningstillfällena.

3.8 OSÄKERHETER VID ANALYSER

För L1a i pilotförsöken gjordes en provtagning av typen regelbunden provtagning och en av typen utökad läkemedelsprovtagning vid samma tillfälle 2023-12-12 och 2024-02-06. En jämförelse gjordes av analysresultaten vid de regelbundna provtagningarna analyserade av ALS och de utökade läkemedelsprovtagningarna analyserade av IVL som var baserade på samma vattenprover. De substanser som ingick i jämförelsen var de 14 svårnedbrytbara läkemedlen.

4 RESULTAT

4.1 RENINGSEFFEKTIVITET

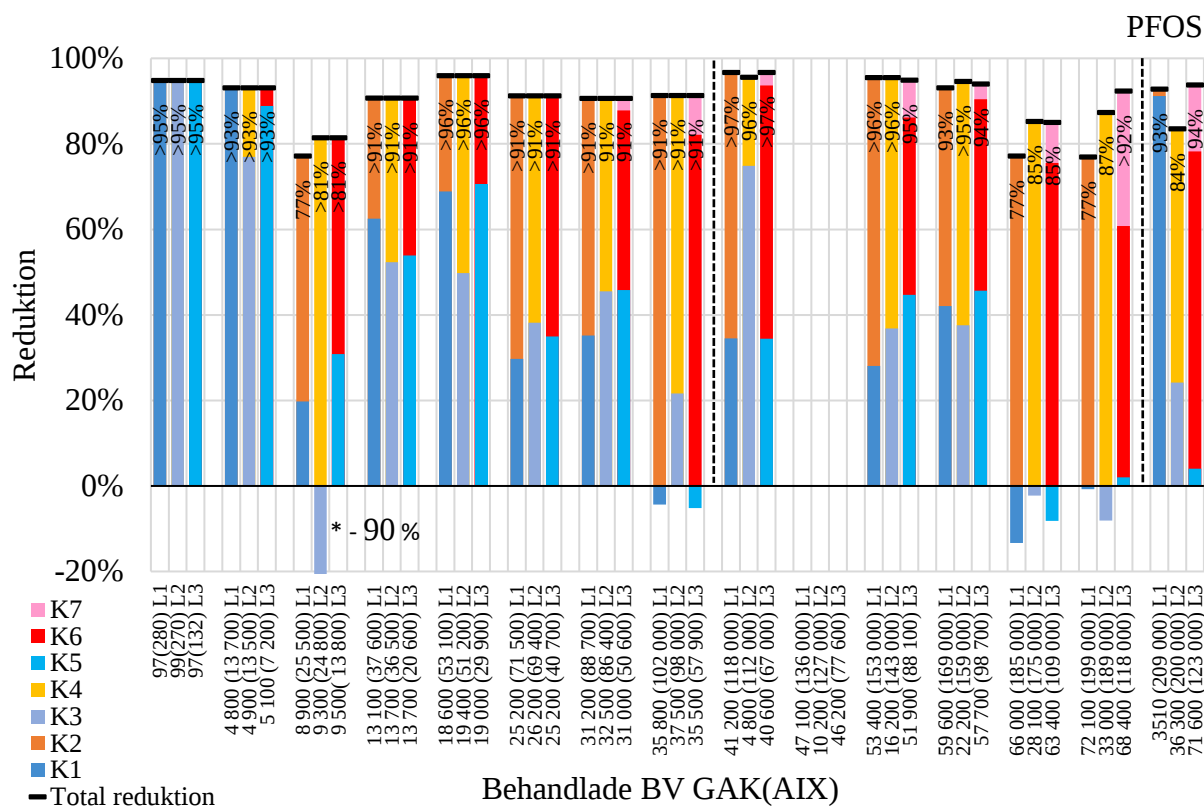
I detta avsnitt presenteras avskiljning av PFOS, citalopram, diklofenak, metoprolol, oxazepam och $\Sigma 14$ svårnedbrytbara läkemedel vid samtliga driftlinjer i både kolonnförsöken och pilotförsöken. Citalopram, metoprolol, oxazepam och $\Sigma 14$ svårnedbrytbara läkemedel avskiljs huvudsakligen i GAK-filtren i både kolonn- och pilotförsöken. I båda försöken syns en kompletterande reduktion av PFOS och till viss del diklofenak mellan GAK och AIX-filtren, där förorening som inte avskiljs i GAK-filtret istället fångas upp i efterföljande AIX-filter. I både kolonn- och pilotförsöken syns en skillnad i avskiljning mellan olika substanser. Både PFOS och oxazepam har en sämre avskiljning över GAK-filtren, där avskiljningsgraden avtar fortare vid ett ökat antal behandlade BV än för övriga substanser. Citalopram är den substans som i GAK-filtren i både kolonn- och pilotförsöken haft mest stabil avskiljningsgrad över tid.

Koncentrationer av PFOS, citalopram, diklofenak, metoprolol och oxazepam i både kolonn- och pilotförsöken kan ses i Figur B1 och Figur B2 i Bilagor. Koncentrationer av PFOS och samtliga läkemedel som ingår i $\Sigma 14$ svårnedbrytbara läkemedel listas även i Tabell B4 och Tabell B5 i Bilagor.

4.1.1 Reningseffektivitet vid kolonnförsöken

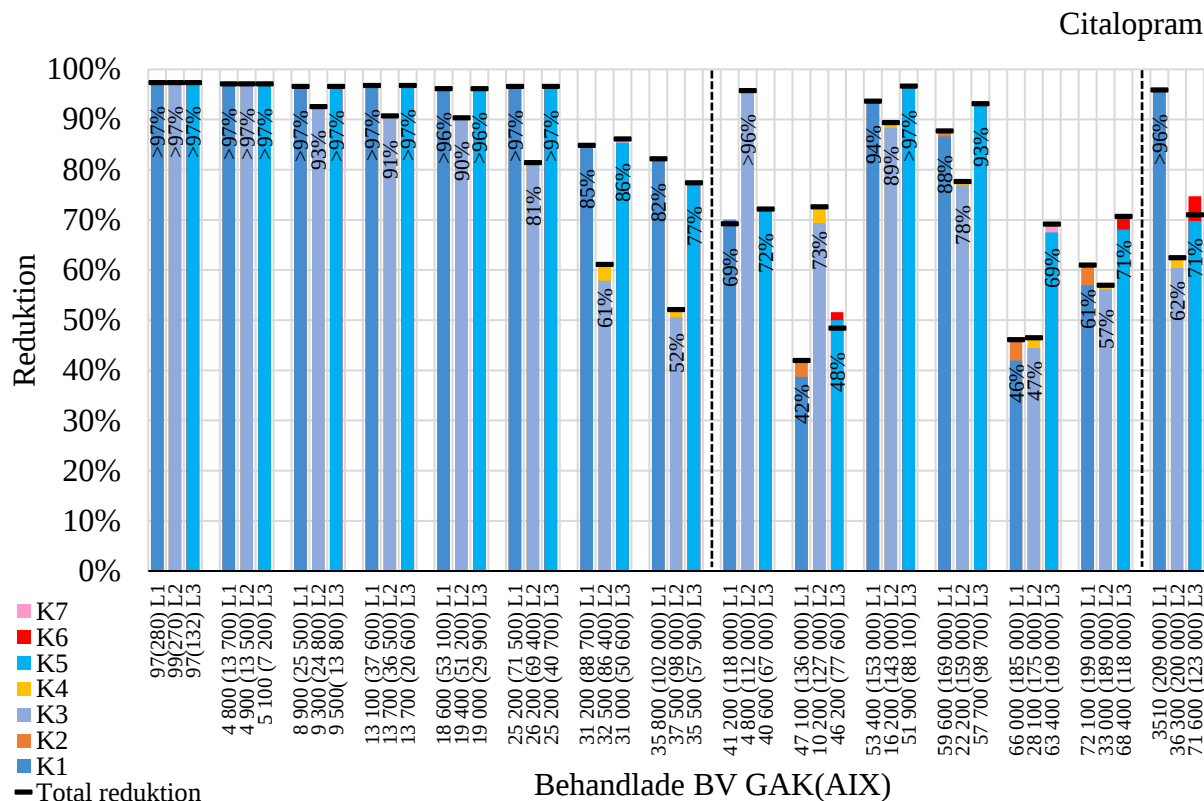
I Figur 8 – Figur 13 visas reduktionen av PFOS, citalopram, diklofenak, metoprolol, oxazepam och $\Sigma 14$ svårnedbrytbara läkemedel vid samtliga tre driftlinjer i kolonnförsöken. En minskad reduktion vid ett ökat antal behandlade BV kan ses för kolonnerna med GAK för samtliga ämnen.

I Figur 8 syns att när reduktionen av PFOS över GAK-filtret avtar sker avskiljning över efterföljande AIX vilket medför att den totala reduktionen över driftlinjen förblir hög under hela försöksperioden. Den totala reduktionen är 77 % eller högre vid samtliga provtagningar. Vid 9 300 behandlade BV i K3 förekom avvikande låga halter i det inkommande vattnet till K3, se Tabell B4, vilket resulterade i den negativa reduktionen över filtret som kan betraktas som en avvikelse. Vid ytterligare tre provtagningar skedde en negativ reduktion över GAK-filtret, alltså att koncentrationerna ökar över GAK-filtren.



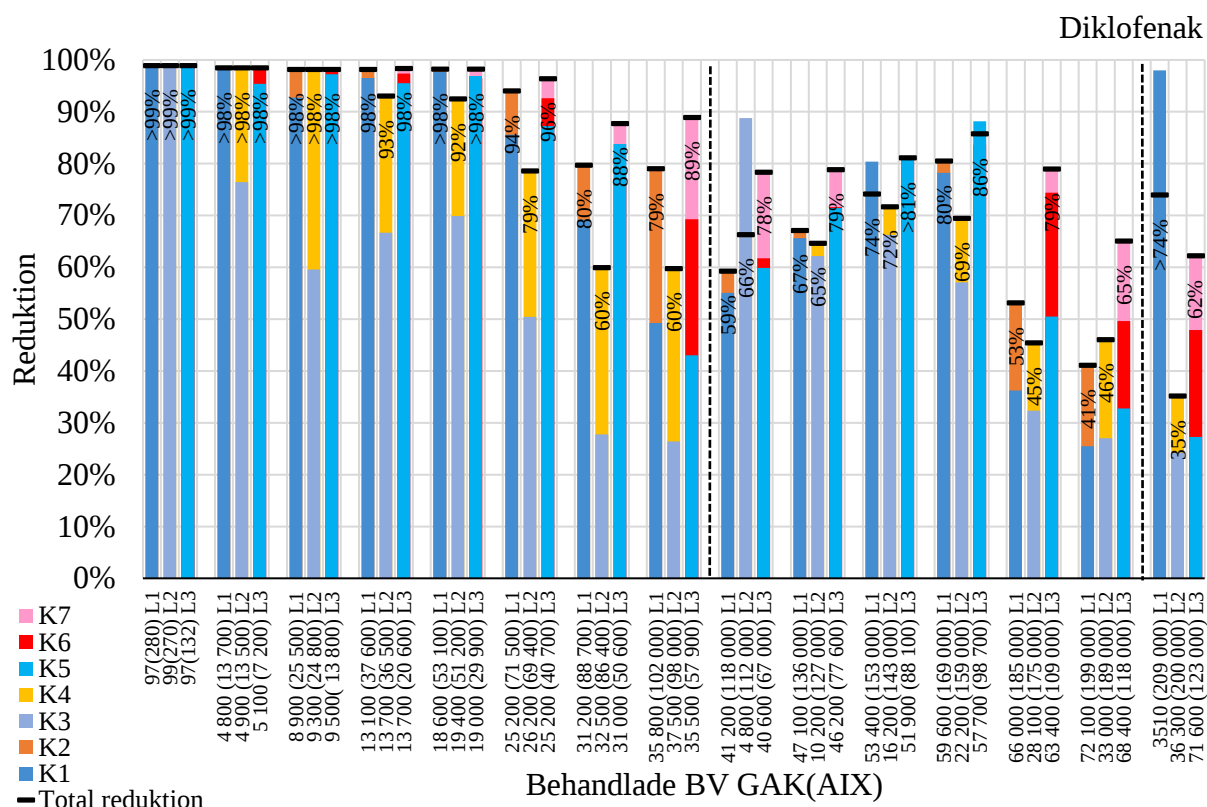
Figur 8. Reduktioner av PFOS för kolonn K1 – K7 i driftlinjerna L1, L2 och L3 vid kolonnförsöken beräknade med LOR. För varje stapel finns en markering i form av en svart bar och ett utskrivet värde som anger den totala reduktionen över hela linjen. Den första streckade linjen markerar tidpunkten för byte av kol i K3 och den andra streckade linjen markerar tidpunkten för byte av kol i K1. * indikerar att den negativa reduktionen är lägre än vad som syns i figuren. Vid den tionde provtagningen kunde inga reduktioner beräknas på grund av att koncentrationen i det utgående vattnet från förbehandlingen var under rapporteringsgränsen.

Vid flertalet provtagningar syns i Figur 9 en lägre reduktion av citalopram över K3 jämfört med K1 och K5. K3 har GAK av typen Filtrasorb 400 medan K1 och K5 har GAK av typen Cyclecarb 401. I början av försöken syns en mer stabilt avtagande reduktion och större variationer i reduktion syns mot slutet av försöksperioden. Fram till drygt 25 000 behandlade BV är reduktionen av citalopram över samtliga tre reningslinjer över 80 %.



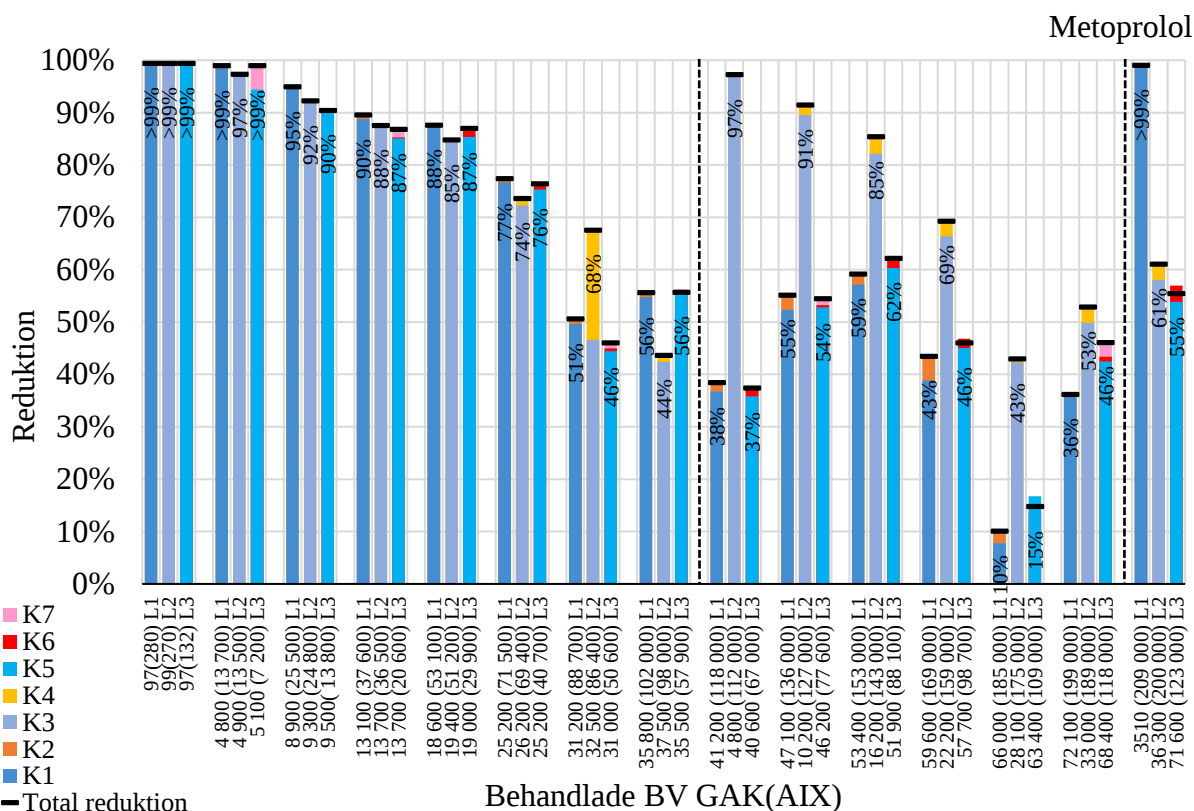
Figur 9. Reduktioner av citalopram för kolonn K1 – K7 i driftlinjerna L1, L2 och L3 vid kolonnförsöken beräknade med LOR. För varje stapel finns en markering i form av en svart bar och ett utskrivet värde som anger den totala reduktionen över hela linjen. Den första streckade linjen markerar tidpunkten för byte av kol i K3 och den andra streckade linjen markerar tidpunkten för byte av kol i K1. I de fall där den totala reduktionen är lägre än stapelns höjd har en ökning i koncentration över AIX-filtret skett.

På samma sätt som för citalopram syns även för diklofenak i Figur 10 generellt en lägre reduktion över K3 än över K1 och K5. Vid de första tre provtagningarna kompenserar AIX i K4 för den lägre reduktionen över GAK-filtret i K3, så att den totala reduktionen i samtliga tre driftlinjer blir lika hög. För samtliga tre driftlinjer sker reduktionen vid flertalet provtagningar både över kolonner med GAK och över kolonner med AIX. L3 visar högst reduktion av de tre linjerna vid åtta av 14 provtagningar, varav en betydande andel sker över AIX-filtret vid flertalet provtagningar. Efter bytet av kol i K3 ökar reduktionen över både K3, men även över K1 och K5.



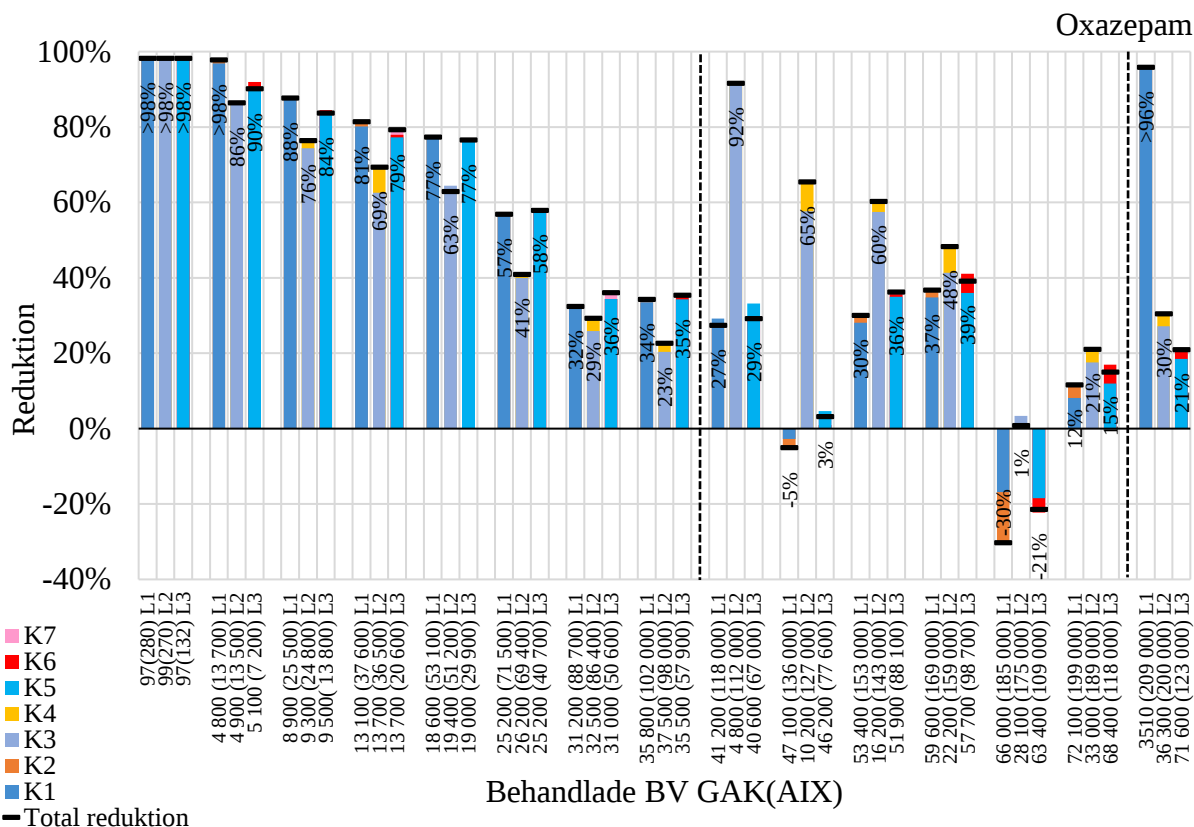
Figur 10. Reduktioner av diklofenak för kolonn K1 – K7 i driftlinjerna L1, L2 och L3 vid kolonnförsöken beräknade med LOR. För varje stapel finns en markering i form av en svart bar och ett utskrivet värde som anger den totala reduktionen över hela linjen. Den första streckade linjen markerar tidpunkten för byte av kol i K3 och den andra streckade linjen markerar tidpunkten för byte av kol i K1. I de fall där den totala reduktionen är lägre än stapelns höjd har en ökning i koncentration över AIX-filtret skett.

Reduktionen av metoprolol i Figur 11 visar en avtagande trend för samtliga driftlinjer fram till materialbytet i K3 (Filtrisorb 400). Efter detta ökar reduktionen över K3 för att sedan successivt avta igen. Vid 86 400 behandlade BV i K4 syns en avvikande hög reduktion över K4 som resulterar i en hög reduktion över L2 på 68 %, jämfört med L1 och L3 som vid samma tillfälle hade en reduktion på 51 % respektive 46 %. Generellt är koncentrationerna av metoprolol något högre vid denna provtagning jämfört med övriga provtagningar, se Figur B1 i Bilagor.



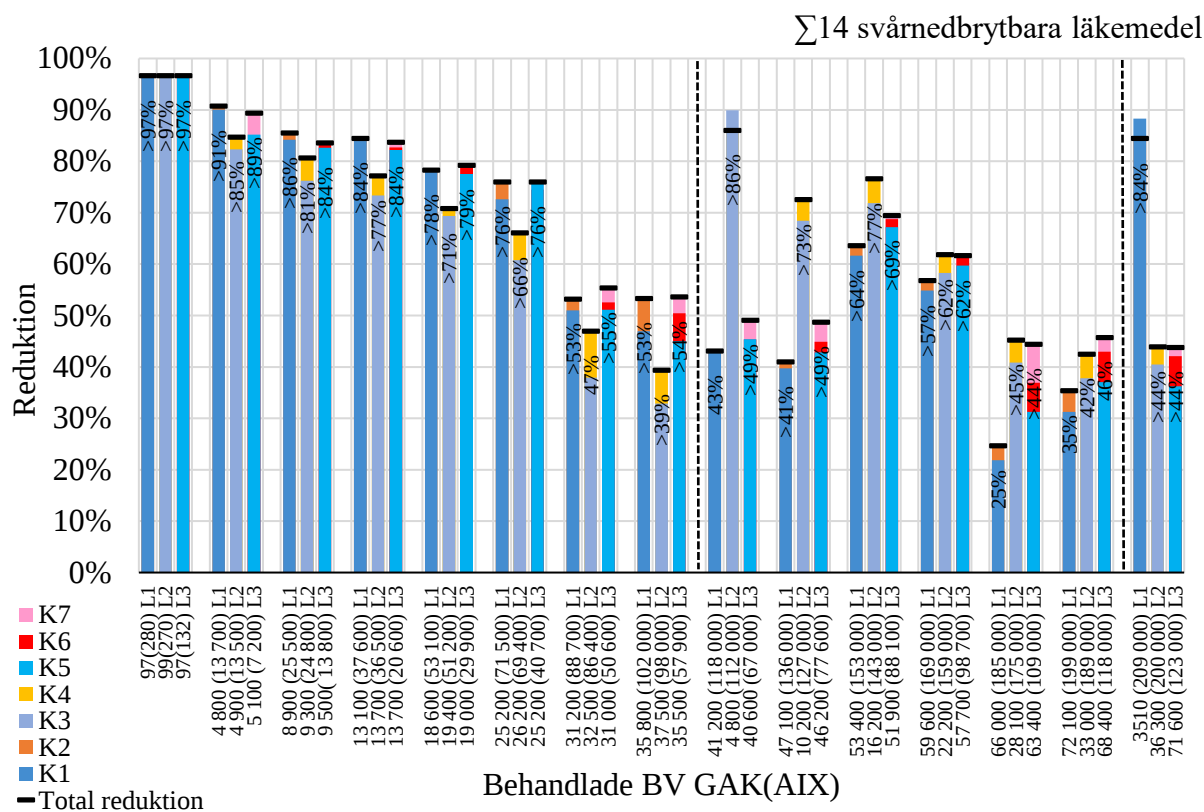
Figur 11. Reduktioner av metoprolol för kolonn K1 – K7 i driftlinjerna L1, L2 och L3 vid kolonnförsöken beräknade med LOR. För varje stapel finns en markering i form av en svart bar och ett utskrivet värde som anger den totala reduktionen över hela linjen. Den första streckade linjen markerar tidpunkten för byte av kol i K3 och den andra streckade linjen markerar tidpunkten för byte av kol i K1. I de fall där den totala reduktionen är lägre än stapelns höjd har en ökning i koncentration över AIX-filtret skett.

En avtagande reduktionsgrad av oxazepam fram till kolbytet i K3 syns för alla tre driftlinjer i Figur 12. K3 har generellt en lägre reduktion än K1 och K5 före kolbytet i K3. Efter kolbytet i K3 ökar reduktionen över K3 från drygt 20 % till 92 % för att sedan avta igen. Reduktionen är över 80 % för samtliga tre driftlinjer fram till cirka 5 000 behandlade BV. Efter ungefär 30 000 behandlade BV varierar reduktionerna över K1 och K5 mellan de olika provtagningarna men hålls generellt på en låg nivå på under 40 %. Efter 66 000 respektive 63 400 behandlade BV i K1 och K5 syns att koncentrationerna av oxazepam ökar över både GAK-filtren K1 och K5 och över de efterföljande AIX-filtren K1 och K6.



Figur 12. Reduktioner av oxazepam för kolonn K1 – K7 i driftlinjerna L1, L2 och L3 vid kolonnförsöken beräknade med LOR. För varje stapel finns en markering i form av en svart bar och ett utskrivet värde som anger den totala reduktionen över hela linjen. Den första streckade linjen markerar tidpunkten för byte av kol i K3 och den andra streckade linjen markerar tidpunkten för byte av kol i K1. I de fall där den totala reduktionen är lägre än stapelns höjd har en ökning i koncentration över AIX-filtret skett.

I Figur 13 syns liknande trender för $\Sigma 14$ svårnedbrytbara läkemedel som setts för flertalet separata substanser. Före kolbytet i K3 syns en lägre reduktion över L2, med GAK av typen Filtrasorb 400 jämfört med L1 och L3 med GAK av typen Cyclecarb 401. Efter kolbytet i K3 ökar avskiljningen över K3 för att sedan avta igen, och reduktionsgraden över L1 och L3 varierar därefter mellan olika provtagningar.

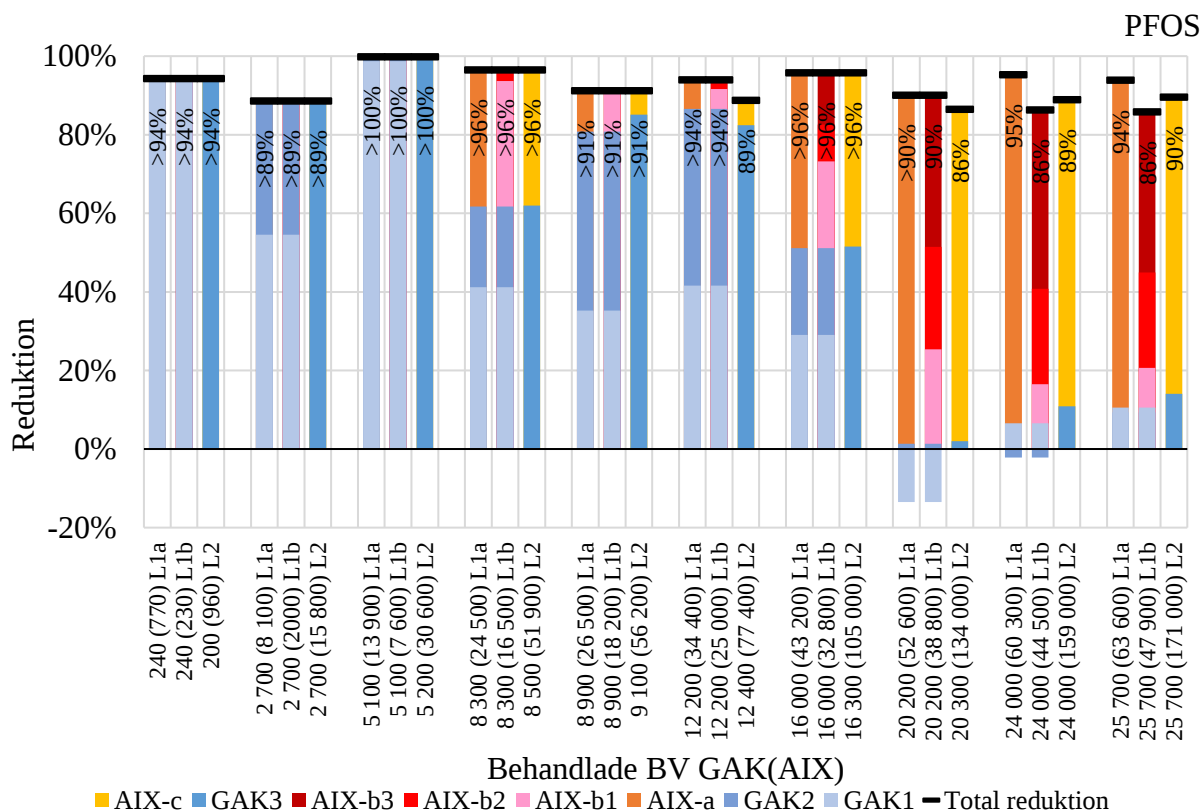


Figur 13. Reduktioner av $\Sigma 14$ svårnedbrytbara för kolonn K1 – K7 i driftlinjerna L1, L2 och L3 vid kolonnförsöken beräknade med LOR. För varje stapel finns en markering i form av en svart bar och ett utskrivet värde som anger den totala reduktionen över hela linjen. Den första streckade linjen markerar tidpunkten för byte av kol i K3 och den andra streckade linjen markerar tidpunkten för byte av kol i K1. I de fall där den totala reduktionen är lägre än stapelns höjd har en ökning i koncentration över AIX-filtret skett.

4.1.2 Reningseffektivitet vid pilotförsöken

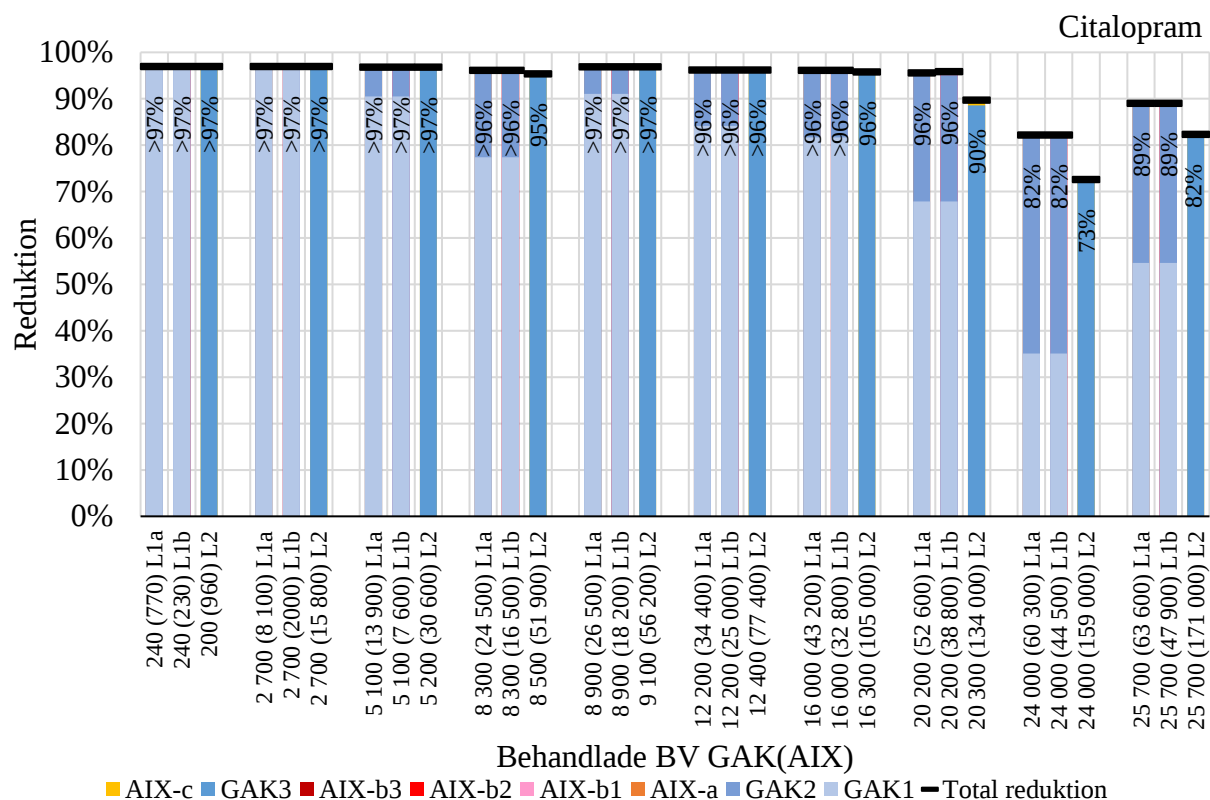
I Figur 14 – Figur 19 visas reduktion av PFOS, citalopram, diklofenak, metoprolol, oxazepam och $\Sigma 14$ svärnedbrytbara substanser vid samtliga tre driftlinjer i pilotförsöken. En minskad reduktion över samtliga GAK-filter syns vid ett ökat antal behandlade BV. För samtliga substanser är den totala reduktionen över GAK1 tillsammans med GAK2 ungefär lika stor som reduktionen över GAK3, när lika många BV behandlats i GAK1 tillsammans med GAK2 som i GAK3 separat. L1a och L1b har samma GAK-filter, GAK1 och GAK2, varpå dessa staplar blir identiska. Driftlinjen delar efter GAK-filtren upp sig till AIX-a (L1a) och AIX-b1, AIX-b2 och AIX-b3 (L1b). För L1a och L1b syns en minskad reduktion över GAK1 vid fler behandlade BV, och istället en kompletterande reduktion över GAK2.

En hög total reduktion på över 85 % av PFOS kan i Figur 14 ses över hela perioden för samtliga driftlinjer. När reduktionen i GAK-filtren avtar, tar istället AIX-filtren över, så att den totala reduktionen hålls stabil över tid. Vid de sista två provtagningarna är reduktionen över AIX-a högre än den totala reduktionen över AIX-b1, AIX-b2, och AIX-b3.



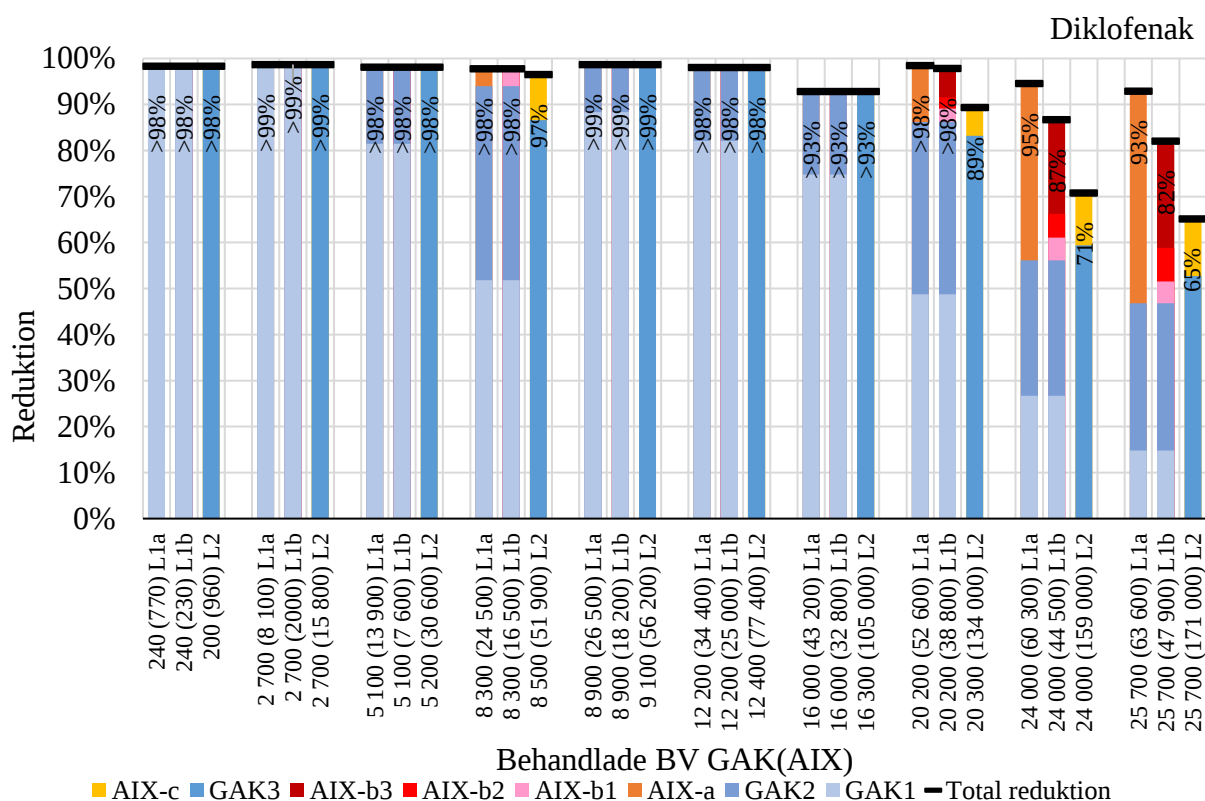
Figur 14. Reduktioner av PFOS för de olika GAK- och AIX-filtren i driftlinje L1a, L1b och L2 i pilotförsöken beräknade med LOR. För varje stapel finns en markering i form av en svart bar och ett utskrivet värde som anger den totala reduktionen över hela linjen.

Reduktionen av citalopram i Figur 15 sker i huvudsak över GAK. Det syns i Figur 15 en stabil total reduktion av citalopram över GAK med halter under LOR fram till 16 000 behandlade BV i GAK-filtren, därefter avtar den totala reduktionen. Reduktionen är över 80 % vid samtliga provtagningar, med ett undantag för reduktionen över L2 vid 24 000 behandlade BV i GAK3 på 73 %. Vid de tre sista provtagningarna var reduktionen över GAK3 något lägre än den gemensamma reduktionen över GAK1 tillsammans med GAK2.



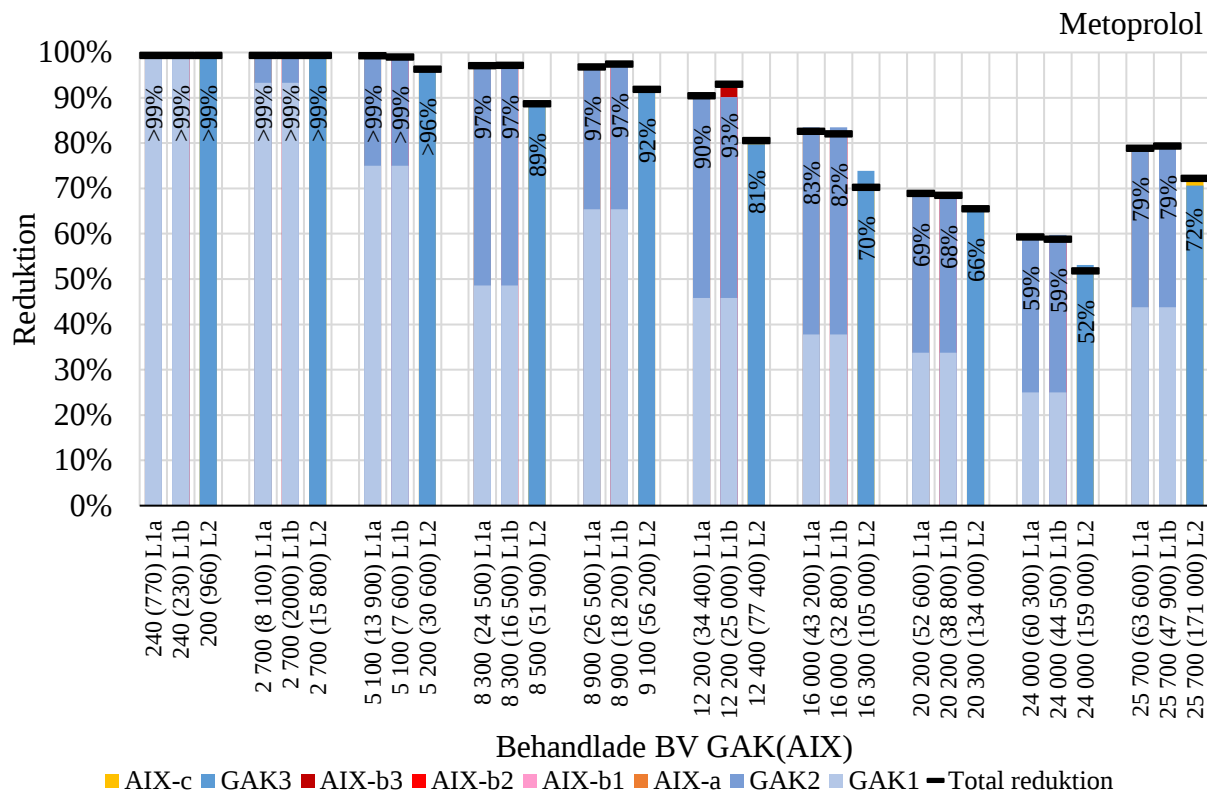
Figur 15. Reduktioner av citalopram för de olika GAK- och AIX-filtren i driftlinje L1a, L1b och L2 i pilotförsöken beräknade med LOR. För varje stapel finns en markering i form av en svart bar och ett utskrivet värde som anger den totala reduktionen över hela linjen.

I Figur 16 visas reduktion av diklofenak för samtliga tre driftlinjer i pilotförsöken. Det kan vid flera provtagningar ses i Figur 16 att AIX-filtren bidrar med en kompletterande reduktion av diklofenak efter GAK-filtren. Den totala reduktionen över L1a och L1b är över 80 % genom hela försöksperioden, och reduktionen över L2 är över 80 % fram tills drygt 20 000 behandlade BV. Reduktionen över GAK3 är något högre än reduktionen över GAK1 tillsammans med GAK2 vid de två sista genomförda provtagningarna. Reduktionen över AIX-a är vid de sista två provtagningarna högre än den gemensamma reduktionen över AIX-b1, AIX-b2 och AIX-b3.



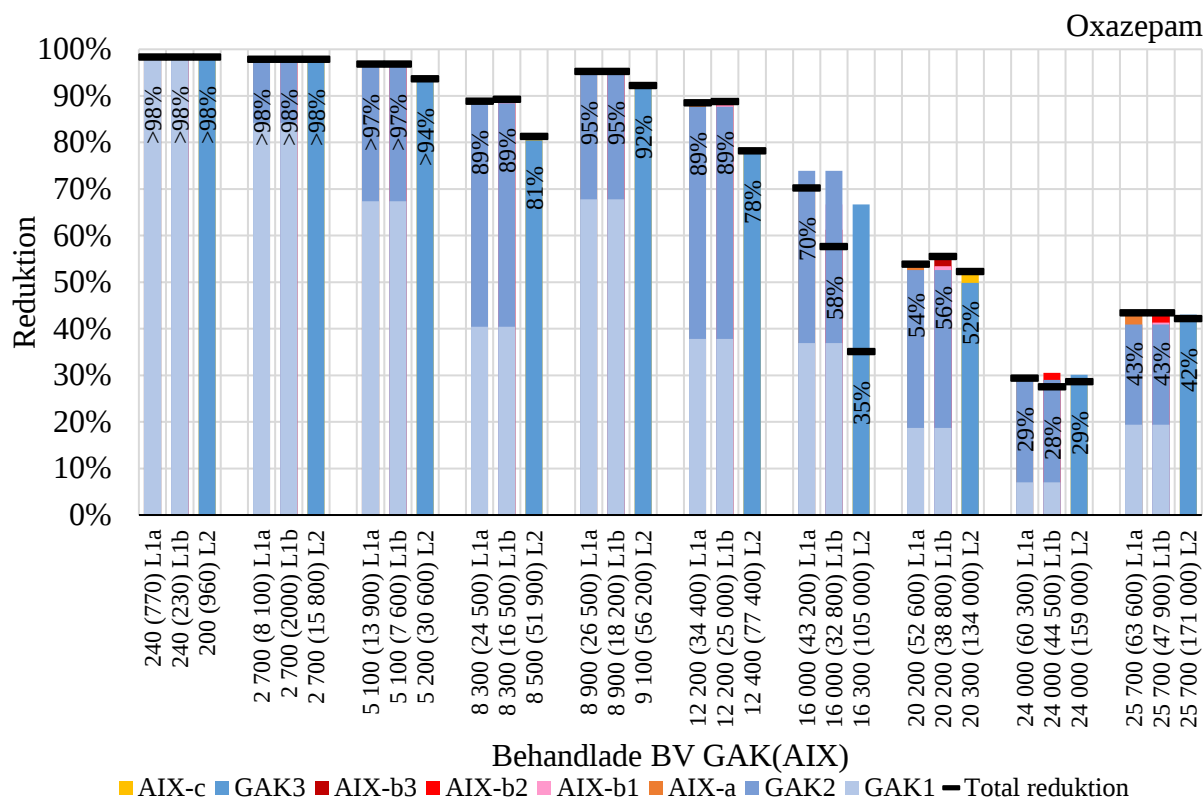
Figur 16. Reduktioner av diklofenak för de olika GAK- och AIX-filtren i driftlinje L1a, L1b och L2 i pilotförsöken beräknade med LOR. För varje stapel finns en markering i form av en svart bar och ett utskrivet värde som anger den totala reduktionen över hela linjen.

Den totala reduktionen av metoprolol, som visas i Figur 17, börjar avta efter drygt 5 000 behandlade BV. Reduktionen över samtliga tre driftlinjer är över 80 % fram till drygt 12 000 behandlade BV. Reduktionen över GAK3 är lägre än reduktionen över GAK1 tillsammans med GAK2 från drygt 5 000 behandlade BV och fler. Vid sista provtagningen sker en högre reduktion av metoprolol vid samtliga driftlinjer jämfört med de föregående provtagningarna.



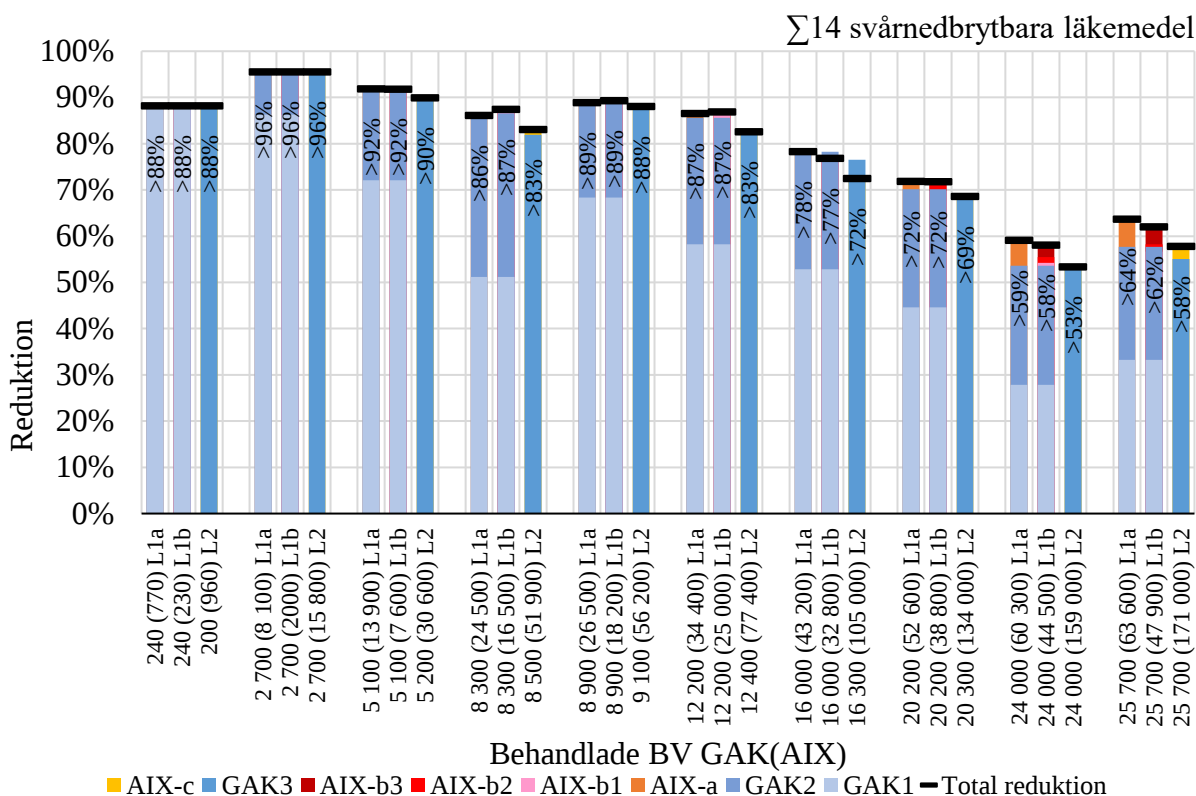
Figur 17. Reduktioner av metoprolol för de olika GAK- och AIX-filtren i driftlinje L1a, L1b och L2 i pilotförsöken beräknade med LOR. För varje stapel finns en markering i form av en svart bar och ett utskrivet värde som anger den totala reduktionen över hela linjen. I de fall där den totala reduktionen är lägre än stapelns höjd har en ökning i koncentration över AIX-filtret skett.

Reduktionen av oxazepam som visas i Figur 18 är generellt lägre över GAK3 än över GAK1 tillsammans med GAK2 när lika många BV behandlats i GAK1 tillsammans med GAK2 som i GAK3 separat. Reduktionen av oxazepam börjar avta efter drygt 5 000 behandlade BV i GAK-filtren, och är över 80 % i samtliga tre driftlinjer fram till cirka 9 000 behandlade BV. Vid den sista provtagningen sker för oxazepam, på samma sätt som för metoprolol, en högre reduktion över samtliga driftlinjer vid den sista provtagningen än vid föregående provtagningar.



Figur 18. Reduktioner av oxazepam för de olika GAK- och AIX-filtren i driftlinje L1a, L1b och L2 i pilotförsöken beräknade med LOR. För varje stapel finns en markering i form av en svart bar och ett utskrivet värde som anger den totala reduktionen över hela linjen. I de fall där den totala reduktionen är lägre än stapelns höjd har en ökning i koncentration över AIX-filtret skett.

I Figur 19 syns att från drygt 5 000 behandlade BV är reduktionen av $\Sigma 14$ svärnedbrytbara läkemedel över GAK3 något lägre än reduktionen över GAK1 tillsammans med GAK2. För $\Sigma 14$ svärnedbrytbara läkemedel anges den totala reduktionen som större än en viss procent för samtliga driftlinjer vid alla provtagningar eftersom om koncentrationen av något av de läkemedel som ingår i summan är lägre än LOR kan summan av reduktionerna vara högre än det procenttal som räknats fram. Reduktionen av $\Sigma 14$ svärnedbrytbara läkemedel är över 80 % fram till drygt 12 000 behandlade BV.



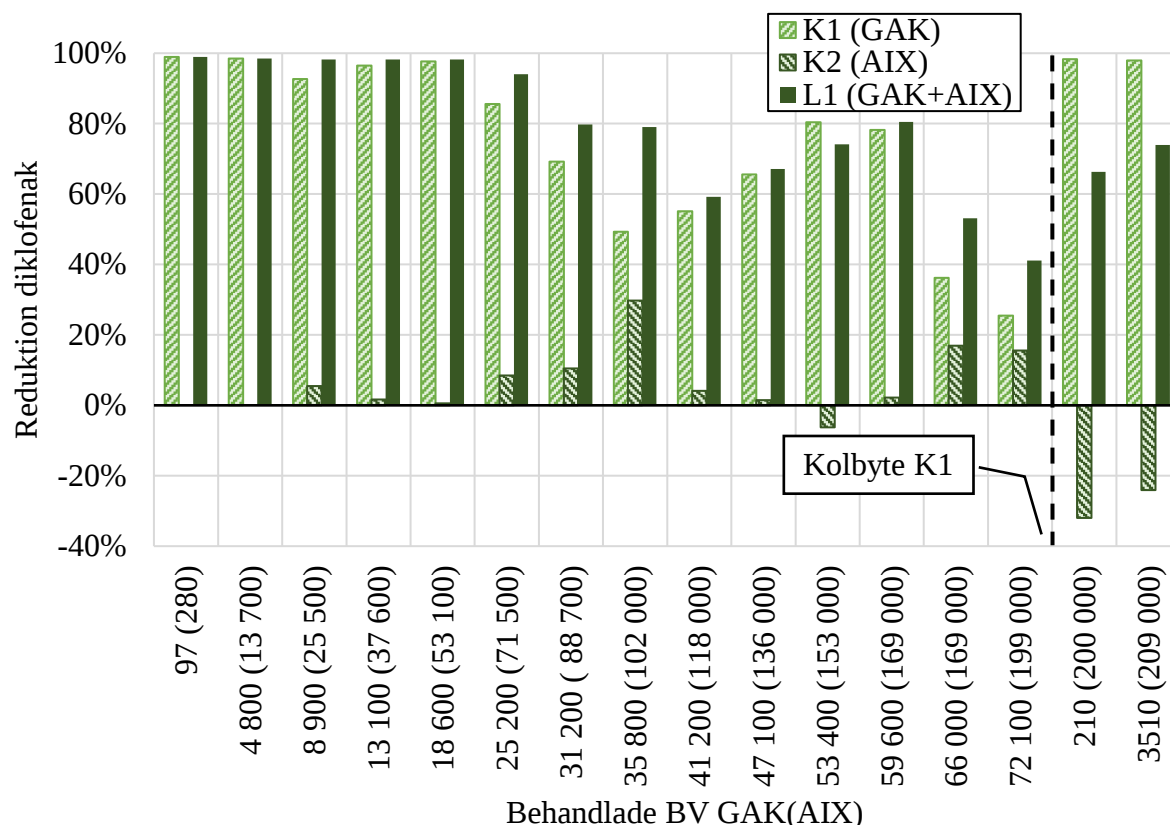
Figur 19. Reduktioner av $\Sigma 14$ svärnedbrytbara läkemedel för de olika GAK- och AIX-filtren i driftlinje L1a, L1b och L2 i pilotförsöken beräknade med LOR. För varje stapel finns en markering i form av en svart bar och ett utskrivet värde som anger den totala reduktionen över hela linjen. I de fall där den totala reduktionen är lägre än stapelns höjd har en ökning i koncentration över AIX-filtret skett.

4.2 KOLBYTE

Efter kolbytet i K1 och K3 skedde en ökning av koncentrationer av diklofenak, oxazepam och $\Sigma 14$ svärnedbrytbara läkemedel över efterföljande AIX (K2 och K4). Efter kolbytet i K1 ökade även koncentrationen PFOS över efterföljande AIX-filter (K2). Vid båda kolbytena skedde störst ökning av diklofenak av de undersökta substanserna över efterföljande AIX-filtret. Reduktioner av $\Sigma 14$ svärnedbrytbara läkemedel, oxazepam, metoprolol, diklofenak, citalopram och PFOS i L1 och L2 i kolonnförsöken visas i Bilagor, i Figur B3 och Figur B4.

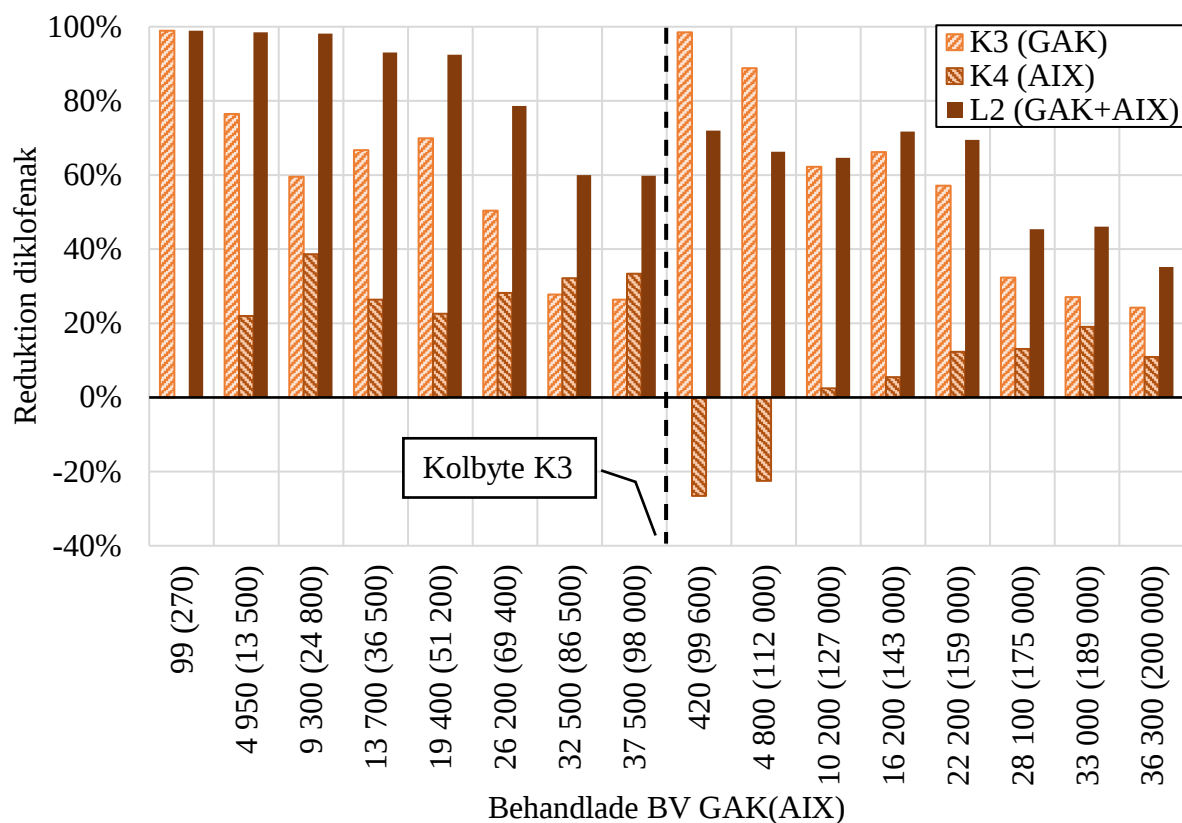
I Figur 20 visas reduktion av diklofenak vid L1, bestående av K1 (GAK) och K2 (AIX), i kolonnförsöken före och efter byte av material i K1. En ökad reduktion över K1 och en ökad koncentration av diklofenak över K2 syns efter kolbytet. På grund av att koncentrationen ökar över K2, alltså att adsorberad diklofenak släpper, blir den totala reduktionen över hela linjen (L1 i figuren) lägre än reduktionen över K1. Efter kolbytet observerades att det utgående vattnet

från K1 var helt klart, medan det utgående vattnet från det efterföljande filtret K2 inte var helt klart, utan innehöll suspenderat material i en röd-brun färg.



Figur 20. Reduktion av diklofenak i driftlinje L1 i kolonnförsöken beräknat med LOR. Tidpunkten för kolbyte i K1 är markerat i figuren. Stapeln för K1 visar den andel av den totala reduktionen som skett i K1, stapeln för K2 visar den andel av den totala reduktionen som skett i K2 och stapeln för L1 visar den totala reduktionen över hela linjen.

I Figur 21 visas reduktion av diklofenak vid L3 före och efter byte av material i K3. Det syns, precis som vid bytet av kol i K1, en ökad reduktion över K3 (GAK) och en ökning i koncentration av diklofenak över K4 (AIX) vid de första två provtagningarna efter kolbytet. På samma sätt som i L1 blir den totala reduktionen över hela L2 lägre än vad reduktionen över K3 var eftersom koncentrationen av diklofenak ökar över K4 vid dessa två provtagningar. Vid resterande provtagningar sker en kompletterande reduktion över K4. Den totala reduktionen blir dock aldrig lika hög efter kolbytet som den var vid inledningen av försöken på grund av att reduktionen över K3 är lägre efter kolbytet än den var i början av försöken.

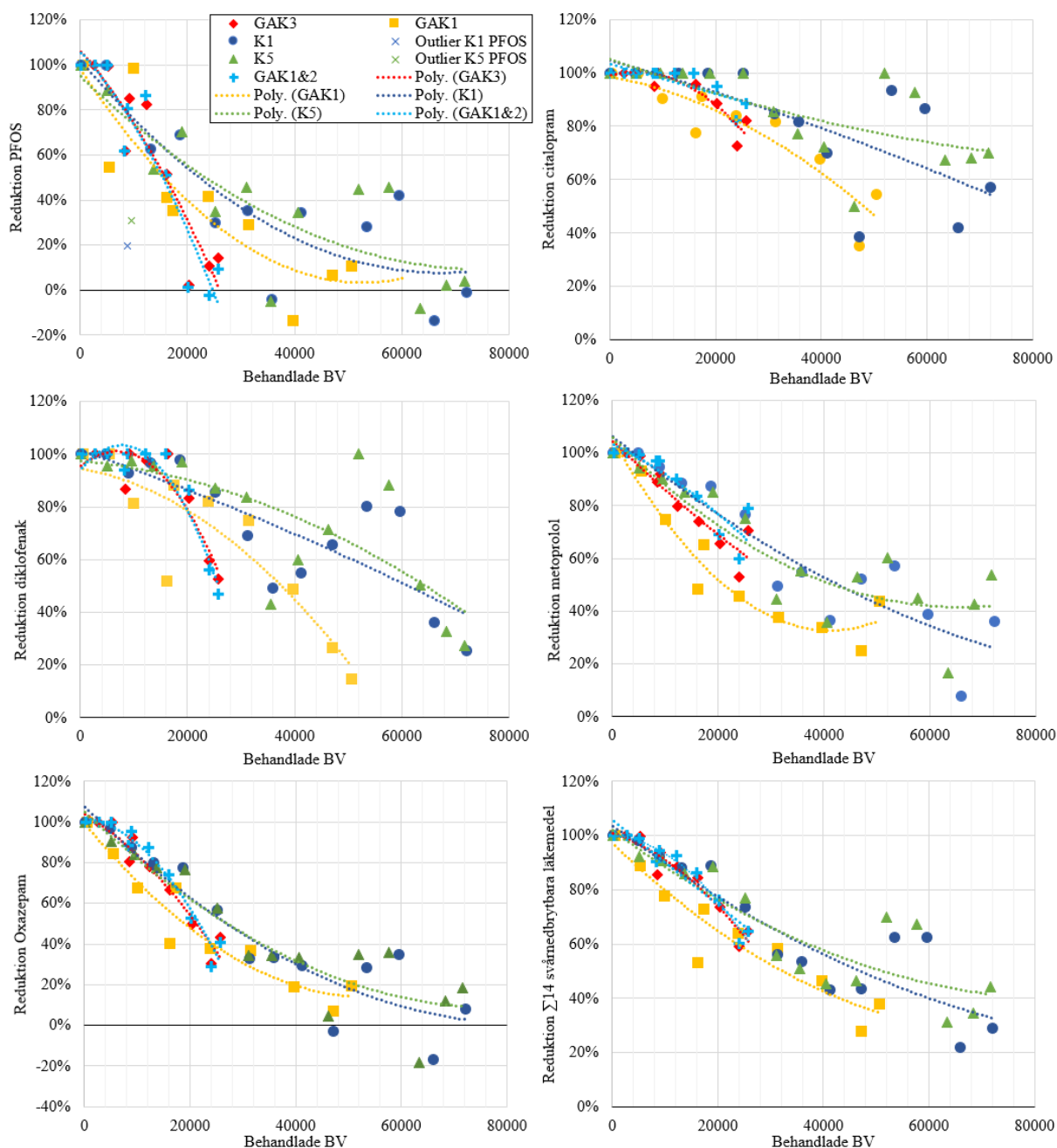


Figur 21. Reduktion av diklofenak i driftlinje L2 i kolonnförsöken beräknat med LOR. Tidpunkten för kolbyte i K3 är markerat i figuren. Stapeln för K3 visar den andel av den totala reduktionen som skett i K3, stapeln för K4 visar den andel av den totala reduktionen som skett i K4 och stapeln för L2 visar den totala reduktionen över hela linjen.

Den totala reduktionen av diklofenak efter ett kolbyte är lägre än den totala reduktionen av diklofenak i början av försöken när materialen i både GAK- och AIX-kolonnerna var nytt. För L2 där fler provtagningar har genomförts sedan kolbytet syns att den totala reduktionen inte blir lika hög som vid de första provtagningarna i försöken, även vid senare provtagningar där det inte längre sker någon negativ reduktion över AIX-kolonnerna. Den totala reduktionen kommer inte upp till 80 % reduktion igen vid någon provtagning efter materialbytet.

4.3 JÄMFÖRELSE MELLAN FÖRSÖK I OLIKA SKALA

I Figur 22 visas reduktioner av PFOS, oxazepam, $\Sigma 14$ svårnedbrytbara läkemedel, metoprolol, diklofenak och citalopram för kolfiltren GAK3, GAK1 och GAK1 tillsammans med GAK2 (GAK1&2) i pilotförsöken och K1 och K5 i kolonnförsöken, plottat mot antalet BV. För varje filter approximerades reduktionen med en 2a-grads polynomanpassning för att kunna jämföra trenderna. Reduktioner av läkemedel över GAK1&2 och GAK3 följer varandra väl, och reduktioner av läkemedel över K1 och K5 följer varandra väl. Pilotförsökens GAK1&2 och GAK3, som dock har behandlat färre BV än övriga filter, visar generellt snabbast avtagande trend och K1 och K5 i kolonnförsöken visar generellt en mer långsamt avtagande trend. I figuren syns även att reduktionen av PFOS och oxazepam i samtliga GAK-filter avtar fortare än övriga substanser i jämförelsen. Citalopram håller i samtliga GAK-filter mest stabil avskiljningsgrad vid ett ökat antal behandlade BV.

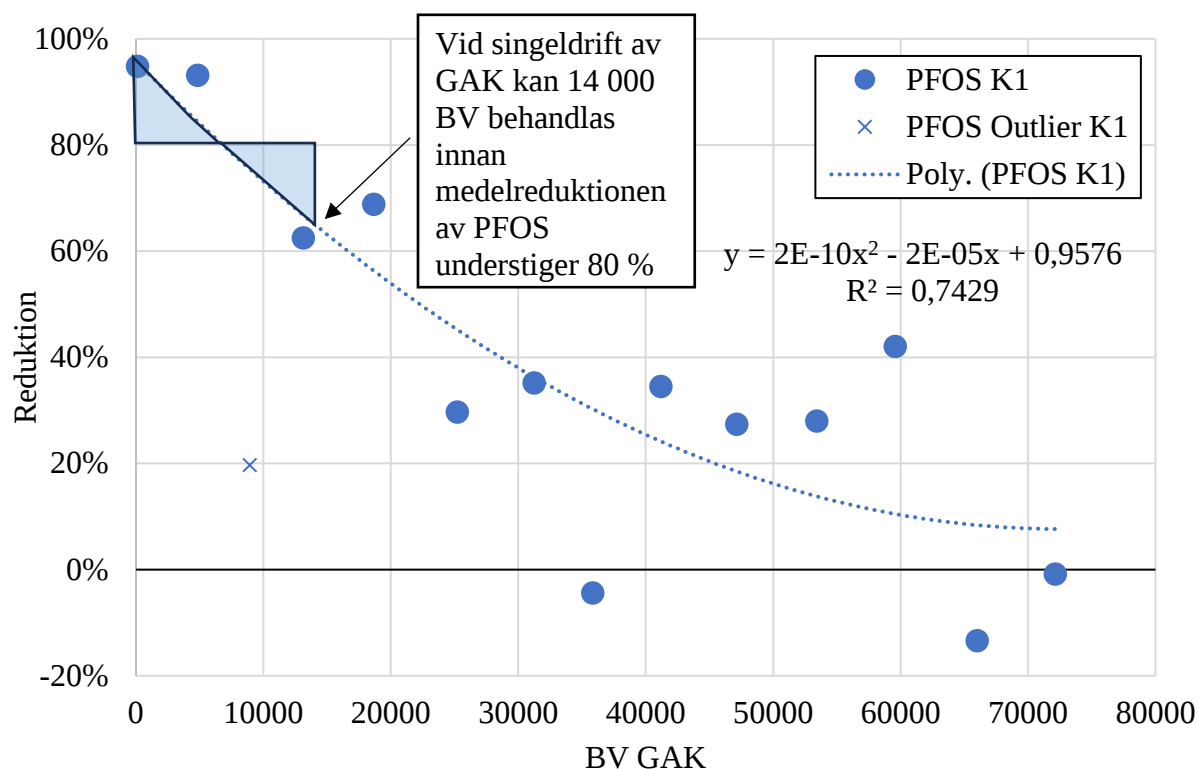


Figur 22. Reduktioner av PFOS, oxazepam, $\Sigma 14$ svärnedbrytbara läkemedel, metoprolol, diklofenak och citalopram i GAK1, GAK1&2, GAK3, K1 och K5 med 2a-grads polynomanpassningar. Reduktionerna är beräknade utan LOR.

4.4 KOSTNAD OCH KLIMATPÅVERKAN

Scenarioanalysen utfördes enligt beskrivet i metodavsnitt 3.6 baserat på resultaten i L1 i kolonnförsöken bestående av K1 (GAK) och K2 (AIX).

I Figur 23 visas reduktioner för PFOS i K1 mot antalet behandlade BV, samt anpassningen till detta. I Figur B5 – Figur B10 i Bilagor visas samma typ av figurer för diklofenak, oxazepam, $\Sigma 14$ svärnedbrytbara läkemedel i K1 samt för PFOS, diklofenak och $\Sigma 14$ svärnedbrytbara läkemedel i L1. Dessa figurer användes för att ta fram antalet BV som kan behandlas i GAK-filtren för att uppnå de uppsatta reningsmålen b – h i scenarioanalysen.



Figur 23. Reduktion av PFOS i K1 mot antalet BV som behandlats i K1. Reduktionen är beräknad med LOR. De blåmarkerade ytorna visar arean under anpassningen ovan 80 % reduktion, samt arean över anpassningen under 80 % reduktion som beräknades för att hitta antalet BV som kan behandlas för 80 % medelreduktion. Baserad på Olsson (2023).

I Tabell 8 visas reningsmålen, samt hur många BV som kan behandlas i K1 (GAK) och i L1 (GAK med efterföljande AIX) i kolonnförsöken för att uppnå respektive reningsmål (se Figur 23, och Figur B5 – Figur B10 i Bilagor).

Tabell 8. Reningsmål i scenarioanalysen samt antalet BV som kan behandlas i K1 och i L1 i kolonnförsöken för respektive mål. För målen bestående av två substanser är det angivet inom parentes vilket ämne som varit styrande. BV i denna tabell avser antalet BV som kan behandlas i GAK-filtren (för mer detaljer se Tabell 5)

Reningsmål	K1 (GAK) [BV]	L1 (GAK + AIX) [BV]
a. Referensscenario, 20 000 BV i GAK		
b. Medelreduktion på 80 % av diklofenak	50 000	72 000
c. Medelreduktion på 80 % av oxazepam	26 000	26 000
d. Medelreduktion på 80 % av PFOS	14 000	94 000
e. Medelreduktion på 80 % av både PFOS och diklofenak	14 000 (PFOS)	72 000 (Diklofenak)
f. Medelreduktion på 80 % av både PFOS och oxazepam	14 000 (PFOS)	26 000 (Oxazepam)
g. Medelreduktion på 80 % av $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel	30 000	30 000
h. Medelreduktion på 80 % av både PFOS och $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel	14 000 (PFOS)	30 000 ($\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel)

I Tabell 9 visas antalet BV som kan behandlas för varje reningsmål och teknikkombination, samt beräknad årskostnad och årlig GWP. För singeldrift av GAK följt av AIX och för seriedrift av GAK i två steg följt av AIX är reningsmål c, om 80 % medelreduktion av oxazepam, och reningsmål g, om 80 % medelreduktion av $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel exkluderade eftersom dessa föroreningar inte reduceras av AIX. Detta kan ses genom att lika många BV kunde behandlas i K1 och L1 för att uppnå reningsmålen. Seriedrift av GAK i två steg har för samtliga åtta reningsmål både lägre årskostnad och lägre årlig GWP än singeldrift av GAK. För

reningsmål a, b, d, och g som enbart inkluderar läkemedel syns lägst kostnad och klimatpåverkan vid seriedrift av GAK i två steg. För reningsmål d som enbart inkluderar PFOS syns lägst kostnad och klimatpåverkan vid singeldrift av GAK följt av AIX och vid seriedrift av GAK i två steg följt av AIX. För reningsmål e, f och h som inkluderar både PFOS och läkemedel syns lägst kostnad och klimatpåverkan vid seriedrift av GAK i två steg följt av AIX.

Tabell 9. Beräknat antal BV som kan behandlas i GAK och AIX enligt respektive scenario, samt beräknade årskostnader och GWP för samtliga undersökta scenarion (för mer detaljer se Tabell 5). Färgkodningen för årskostnad och årlig GWP indikerar värdenas storlek relativt varandra, där grönt innebär ett lågt värde och rött ett högt värde. Baserad på Olsson (2023)

Scenario	Teknik-kombination	BV innan byte av GAK	BV innan byte av AIX	Årskostnad [Mkr/år]	Årlig GWP [ton CO ₂ -eq/år]
1.a	Singeldrift av GAK	20 000		13	3 602
1.b		50 000		5	1 441
1.c		26 000		10	2 771
1.d		14 000		19	5 146
1.e		14 000		19	5 146
1.f		14 000		19	5 146
1.g		30 000		9	2 402
1.h		14 000		19	5 146
2.a	Seriedrift av GAK i två steg	40 000		7	1 801
2.b		100 000		3	720
2.c		52 000		5	1 386
2.d		28 000		10	2 573
2.e		28 000		10	2 573
2.f		28 000		10	2 573
2.g		60 000		4	1 201
2.h		28 000		10	2 573
3.a	Singeldrift av GAK följt av AIX	20 000	200 000	22	4 344
3.b		72 000	200 000	13	1 742
3.d		-	400 000	4	371
3.e		72 000	400 000	8	1 371
3.f		26 000	400 000	15	3 142
3.h		30 000	400 000	13	2 772
4.a	Seriedrift av GAK i två steg följt av AIX	40 000	200 000	16	2 543
4.b		100 000	200 000	11	1 462
4.d		-	400 000	4	371
4.e		100 000	400 000	7	1 091
4.f		52 000	400 000	10	1 756
4.h		60 000	400 000	9	1 572

4.5 UTVÄRDERING UTIFRÅN AVLOPPSDIREKTIVET

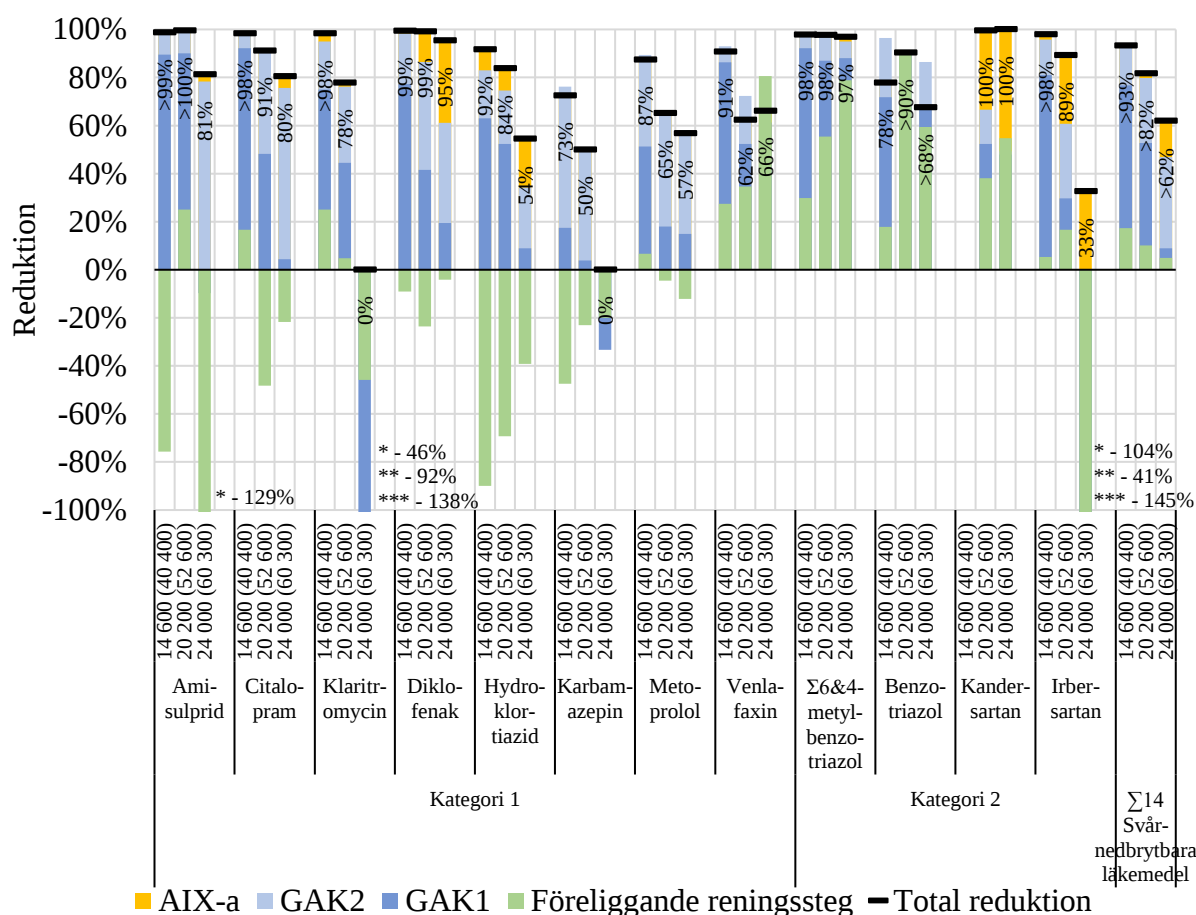
I Figur 24 visas reduktioner över mekanisk och biologisk rening på Kungsängsverket, i figuren kallad föreliggande reningssteg samt reduktioner över GAK1, GAK2 och AIX-a. De ämnen som inkluderats är både de läkemedel som anges i kategori 1 och kategori 2 i förslaget till det reviderade avloppsdirektivet, se Tabell 1, och Σ 14 svårnedbrytbara läkemedel. För de flesta ämnen avtar reduktionen med ett ökat antal behandlade BV. Antalet behandlade BV i de olika

filtren vid dessa tre provtagningar kan ses i Tabell 10. Koncentrationer av de substanser som utvärderades utifrån avloppsdirektivet visas i Tabell B6, Tabell B7 och Tabell B8 i Bilagor.

Tabell 10. Antal behandlade BV i GAK1, GAK2 och AIX-a vid utökade läkemedelsprovtagningar

Provtagningsdatum	Behandlade BV GAK1	Behandlade BV GAK2	Behandlade BV GAK1&2	Behandlade BV AIX-a
2023-09-19	28 700	29 800	14 600	40 400
2023-12-12	39 700	41 100	20 200	52 600
2024-02-06	47 100	48 900	24 000	60 300

För kandesarten vid provtagningen 2023-09-19 var uppmätta halter i det inkommandet vatttnet till piloten under LOD. För de olika substanserna varierar andelen av den totala reduktionen som sker över de olika filtren GAK1, GAK2 och AIX-a.



Figur 24. Reduktioner över mekaniska och biologiska reningssteg på Kungsängsverket är i figuren benämnt som föreliggande reningssteg. Data kommer från utökade läkemedelsprovtagningar 2023-09-19, 2023-12-12 och 2024-02-06 och reduktionerna är beräknade med LOD och LOQ. Den totala reduktionen av ämnena vid varje mätillfälle finns markerat med en svart bar och utskrivet i figuren. Denna är lägre än den totala stapeln i de fall där det sker en negativ reduktion. En negativ reduktion på mer än 100 % är markerat med asterixer. * indikerar negativ reduktion över föreliggande reningssteg, ** indikerar negativ reduktion över GAK1 och *** indikerar den sammanlagda negativa reduktionen.

Utifrån reduktionerna av ämnen inkluderade i det reviderade avloppsdirektivet som visas i Figur 24 kan ett best-case scenario sättas upp inkluderande sex ämnen som gör att kraven uppfylls vid samtliga tre provtagningar. Detta scenario skulle kunna bestå av amisulprid, citalopram, diklofenak och venlafaxin från kategori 1 och Σ6&4-metylbenzotriazol och benzotriazol från

kategori 2. Den genomsnittliga reduktionen av dessa vid första, andra och tredje provtagningen är >93 %, >91 % respektive >81 %. För kandesartan saknades data vid första provtagningen varpå ämnet exkluderades från både best- och worst-case scenariot. Ett worst-case scenario skulle bestå av klaritromycin, hydroklortiazid, karbamazepin och metoprolol från kategori 1 samt benzotriazol och irbesartan från kategori 2. Dessa sex ämnen hade vid första, andra och tredje provtagningen en medelreduktion på >87 %, >76 % samt >35 %.

4.6 OSÄKERHETER

4.6.1 Analysosäkerheter

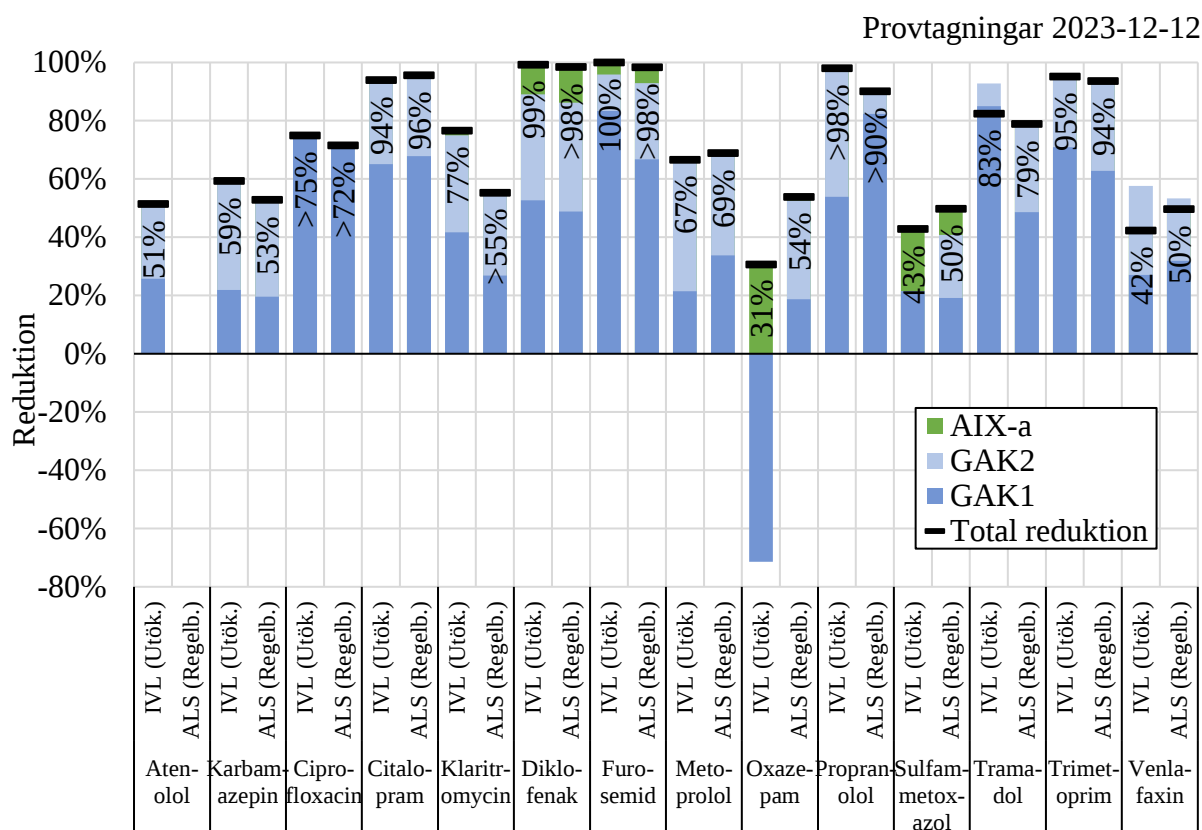
I Tabell 11 visas rapporterade analysosäkerheter för de ämnen som ingår Σ 14 svärnedbrytbara läkemedel och för de ämnen som inkluderas i det reviderade avloppsdirektivet (se Tabell 1). PFOS är inte inkluderad i tabellen eftersom analysosäkerheten för denna substans varierar.

Tabell 11. Rapporterade osäkerheter vid analyser av ALS och IVL. * Innebär att ämnet inte provtagits vid provtagningstillfälle för den aktuella analysen

	Osäkerhet ALS [%] Regelbundna provtagningar	Osäkerhet IVL [%] Utökade läkemedelsprovtagningar
Amisulprid	*	43
Atenolol	30	35
Benzotriazol	*	29
Ciprofloxacin	30	62
Citalopram	30	25
Diklofenak	30	40
Furosemid	40	51
Hydroklortiazid	*	18
Irbesartan	*	21
Kandesartan	*	26
Karbamazepin	35	26
Klaritromycin	40	22
Metoprolol	30	18
Oxazepam	30	23
Propranolol	30	16
Sulfametoxazol	30	20
Tramadol	30	28
Trimethoprim	30	42
Venlafaxin	30	16
Σ 6&4-metylbenzotriazol	*	23

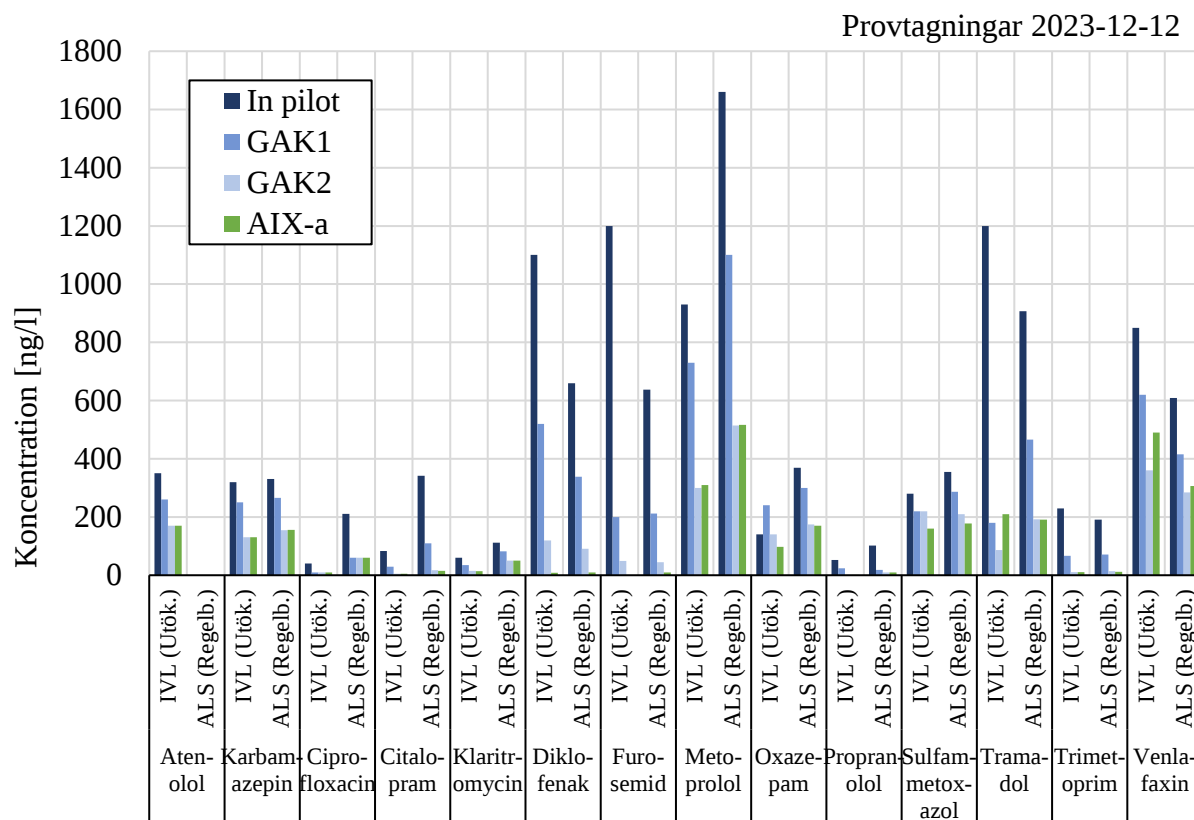
4.6.2 Jämförelse mellan analysresultat från olika laboratorier

I Figur 25 visas reduktioner av de 14 svärnedbrytbara substanser som ingår i Σ 14 svärnedbrytbara läkemedel med reduktioner beräknade baserat på data från analysresultat både från en regelbunden provtagning, analyserad av ALS, och från en utökad läkemedelsprovtagning, analyserad av IVL. Det syns att reduktionen av vissa ämnen, bland annat citalopram, diklofenak och metoprolol, har liknande reduktion vid de båda analyserna, medan reduktionen av andra ämnen, bland annat oxazepam, skiljer sig mellan de olika analyserna.



Figur 25. Reduktioner i L1a för de substanser som ingår i $\Sigma 14$ svårnedbrytbara läkemedel beräknade med LOR, LOD och LOQ baserat på data från den utökade läkemedelsprovtagningen 2023-12-12 analyserad av IVL (benämns Utök. i figuren) samt från den regelbundna provtagningen vid samma tillfälle analyserad av ALS (benämns Regelb. i figuren). För varje stapel finns en markering och ett utskrivet värde för den totala reduktionen över hela linjen. I de fall där den totala reduktionen är lägre än stapelns höjd har en negativ reduktion skett över AIX.

I Figur 26 visas koncentrationerna av de 14 svårnedbrytbara substanser som ingår i $\Sigma 14$ svårnedbrytbara läkemedel utifrån analysresultat både från den utökade läkemedelsprovtagningen och från den regelbundna provtagningen som skedde vid samma tillfälle 2023-12-12. För diklofenak syns högre halter efter samtliga filter vid analyser av IVL vid den utökade läkemedelsprovtagningen än vid analyser av ALS vid den regelbundna provtagningen. För metoprolol och venlafaxin syns högre halter efter samtliga filter vid analyser av ALS än vid analyser av IVL.



Figur 26. Koncentrationer av de substanser som ingår i Σ 14 svårnedbrytbara läkemedel beräknade med LOR, LOD och LOQ baserat på data från den regelbundna provtagningen 2023-12-12 (benämns Utök. i figuren) samt från den regelbundna provtagningen vid samma tillfälle (benämns Regelb. i figuren). Koncentrationerna avser mätpunkten efter det reningssteg som anges i figuren.

Jämförelser mellan koncentrationer och beräknade reduktioner baserade på de två olika analysresultaten vid provtagningen 2024-02-06 visas i Bilagor, Figur B11 och Figur B12.

5 DISKUSSION

5.1 GAK I KOMBINATION MED AIX

För olika ämnen varierar nyttan med AIX som efterföljande filter efter GAK då endast vissa substanser verkar avskiljas med AIX. För PFOS visar resultaten att det är fördelaktigt med GAK i kombination med efterföljande AIX för att erhålla en hög reduktion över tid. Vid första provtagningen av kolonnförsöken sker all reduktion av PFOS över GAK-filtren, se Figur 8. Vid fler behandlade BV avtar reduktionen över GAK-filtren för samtliga tre driftlinjer i kolonnförsöken. En hög avskiljningsgrad över AIX-filtren kompenserar till stor del för den lägre reduktionen över GAK så att den totala reduktionen över hela driftlinjen förblir fortsatt hög. Samma avtagande trend för reduktionen över GAK-filtren och ökade trend för reduktionen över AIX-filtren vid fler antal behandlade BV syns i pilotförsöken, se Figur 14. I försök på dricksvatten av Beltouteb et al. (2020) kunde en högre reduktion av PFOS i GAK-filter erhållas jämfört med försöken i denna studie. Mellan 80 – 100 % reduktion fram till 30 000 behandlade BV erhöles i studien av Beltouteb et al. (2020), medan samma reduktion av PFOS över de GAK-filter som undersöktes i denna studie erhöles fram till mellan cirka 5 000 – 9 000 BV. En viktig skillnad mellan studien av Beltouteb et al. (2020) och denna studie är att vattenmatriserna ser olika ut då studien av Beltouteb et al. (2020) utgick från dricksvatten. Konkurrens om sorptionsplatser (Baresel et al. 2022b) borde vara mindre vid rening av dricksvatten än avloppsvatten på grund av det innehåller mindre föroreningar, vilket kan förklara den längre livslängden i studien av Beltouteb et al. (2020).

I både kolonn- och pilotförsöken sker huvuddelen av reduktionen av diklofenak över GAK-filtren i inledningen av långtidförsöken. Allt eftersom reduktionen över GAK-filtren avtar vid fler behandlade BV sker en kompletterande reduktion över efterföljande AIX-filter. Detta är tydligt i L2 i kolonnförsöken, där GAK-filtret med Filtrasorb 400 generellt har en lägre reduktion än GAK-filtret i L1 och L3 med Cyclecarb 401, se Figur 8. Vid de första fem provtagningarna syns att K4 (AIX) kompletterar den sämre reduktionen över K3 (GAK), så att den totala reduktionen över L2 blir ungefär densamma som den totala reduktionen över L1 och L3. Det är samma trender med en kompletterande reduktion mellan GAK och AIX för PFOS och diklofenak som syntes i de tidigare examensarbetena av Olofsson (2022) och Olsson (2023), baserat på ett mindre dataunderlag. Även Jamil et al. (2020) visade på en kompletterande rening mellan GAK och AIX. Negativt laddade fraktioner av DOC hade hög reduktion över AIX (Jamil et al. 2020) på samma sätt som PFAS och diklofenak som är negativt laddat hade hög reduktion över AIX i dessa försök.

Reduktionen av citalopram, metoprolol och oxazepam sker huvudsakligen över GAK-filtren vid både kolonn- och pilotförsöken. Endast en liten reduktion sker över AIX-filtren vid några provtagningar. Den reduktion som syns över AIX-filtren är i flera fall av en sådan storleksordning att reduktionen som beräknats skulle kunna bero på analysosäkerheter, se Tabell 11. En högre reduktion av negativt laddade substanser över AIX, som diklofenak, än positivt laddade substanser, som citalopram, metoprolol och oxazepam, har även syntes i andra studier (Jamil et al. 2019; Jamil et al. 2020; Svahn & Borg 2024). Detta är väntat och kan förklaras med jonbytares selektivitet för vissa typer av joner (American Water Works Association 2020). Franke et al. (2021) visade i försök med dricksvatten på en högre reduktion av PFOS i kolonner med AIX än i kolonner med GAK och kopplade detta till att adsorptionen till AIX är mer

specifik för PFAS än adsorptionen till GAK (Franke et al. 2021). Även Kalecinska (2021) visade på en god reduktion av läkemedelsrester med GAK och en god reduktion av PFOS och negativt laddade föroreningar med AIX. Att använda dessa två tekniker i kombination genom seriedrift skulle kunna innebära att GAK-filtret fungerar som en förbehandling till AIX-filtret. AIX är selektiva (Miller et al. 1981), så genom att reducera en bredare variation av substanser med GAK borde AIX-filtret få en längre livslängd, på liknande sätt som Svahn och Borg (2024) kunde se att GAK fick en längre livstid vid förbehandling med sandfilter.

5.2 SINGEL- OCH SERIEDRIFT AV GAK

Reduktionen i GAK1 tillsammans med GAK2 är ungefär densamma som reduktionen i GAK3 för samtliga undersökta substanser, när GAK1 tillsammans med GAK2 behandlat samma antal BV som GAK3. Den sammanlagda EBCT för GAK1 och GAK2 har under hela försökets gång varit ungefär densamma som EBCT för GAK3.

Vid första provtagningen skedde ingen reduktion av någon av de undersökta substanserna i GAK2, utan all reduktion skedde i GAK1. Detta skulle kunna bero på att GAK2 fungerar som en förlängning av GAK1, och att GAK2 då låg under adsorptionsfronten där ingen reduktion sker till följd av låga koncentrationer i vätskefasen (Chowdhury et al. 2013). Det syns sedan en generell trend att en större andel av reduktionen sker över GAK1 vid få antal behandlade BV, och allt eftersom reduktionen över GAK1 minskar vid fler behandlade BV, ökar andelen av den totala reduktionen som sker över GAK2. Antagligen sjunker reduktionen över GAK1 till följd av att adsorptionsfronten rör sig nedåt och att det begränsade antalet sorptionsplatser förbrukas (Chowdhury et al. 2013) vid fler behandlade BV samtidigt som reduktionen över GAK2 kan öka vid en högre inkommande koncentration.

Det var i denna studie inte möjligt att utvärdera hur kolbyte i L1 i pilotförsöken, och där med byte av ordningsföljden av GAK-filtren i serie, påverkar reduktionen och nyttjandegrad av kolen. Reduktionen av flertalet substanser är under 80 % i både L1a, L1b och L2, vilket motiverar att i närtid genomföra ett kolbyte i GAK1 och GAK3, och i samband med detta placera GAK2 före GAK1. Utvärdering av kolbyte i L1 i pilotförsöken i vidare studier skulle vara intressant för att kunna dra en slutsats kring för- och nackdelar med singel- eller seriedrift av GAK. Det hade också varit betydande för att se huruvida antagandet att dubbelt så många BV kan behandlas vid seriedrift av GAK i två steg som vid singeldrift av GAK, baserat på Baresel et al. (2021), som legat till grund för scenarioanalysen stämmer.

5.3 DESORPTION

I samband med kolbytena i K1 och K3 observerades att koncentrationen av diklofenak ökade över efterliggande AIX-kolonner K2 och K4, vilket ses i Figur 20 och Figur 21. Detta tyder på att diklofenak som sedan tidigare varit adsorberat till AIX desorberar efter byte av föreliggande GAK. En orsak till att desorption kan ske är förändring i systemets jämvikt mellan vatten- och materialfas (Malovanyy et al. 2021). Desorptionen som observerades vid kolbytet beror troligtvis på förändring i sorptionsjämvikt. Efter kolbytet observerades en ökad reduktion av samtliga undersökta substanser över GAK-filtret i både K1 och K3, varpå ett renare vatten kommer in till AIX-kolonnerna och förorening som varit adsorberad till AIX-kolonnen släpper till följd av nya jämviktsförhållanden.

Att desorptionen inte syns i samma utsträckning för något av de andra läkemedlen i samband med kolbytena, se Figur B3 och Figur B4, skulle kunna bero på att reduktionen av övriga läkemedel över AIX-filtren var betydligt mindre än vad det var för diklofenak. Därav finns inte lika mycket av dessa substanser adsorberat till AIX-materialet som kan desorbera. För PFOS skedde dock en betydande andel av den totala reduktionen över AIX-filtren före kolbytet, men enbart en liten desorption kunde observeras i samband med byte av kol i K1, och ingen desorption observerades i samband med byte av kol i K3.

Utöver desorptionen som skedde i samband med filterbyte kunde även en negativ reduktion ses vid andra tillfällen i försöken. Bland annat ses en negativ reduktion av PFOS efter 66 000 respektive 63 400 behandlade BV i GAK-filtren K1 respektive K5 i kolonnförsöken. Vid denna provtagning var även reduktionen av oxazepam negativ i L1 (GAK+AIX) och L3 (GAK+AIX) i kolonnförsöken. Negativ reduktion av PFAS har skett i försök för rening av lakvatten med GAK och AIX av Malovanyy et al. (2021). I försöken av Malovanyy et al. (2021) skedde desorptionen efter att materialets kapacitet förbrukats och antogs kunna bero på att sorbenten släpper ett sorberat ämne för att istället ta upp ett ämne som materialet är mer selektivt för (Malovanyy et al. 2021). Även i en annan studie av McCleaf et al. (2017) observerades desorption av vissa PFAS, och förklarades med konkurrens om adsorptionsplatser. Släppen som syntes i kolonnförsöken skulle kunna bero på att materialets kapacitet förbrukats och att adsorberat oxazepam och PFOS, vilket är de ämnen som i försöken visat lägst sorption till GAK, släpper och att GAK-filtret istället tar upp ett ämne det är mer selektivt för.

5.4 ÖVERFÖRBARHET MELLAN FÖRSÖK I OLIKA SKALA

Jämförelsen mellan pilotförsöken i containerskala och kolonnförsöken i bänkskala visade att det generellt erhålls en högre avskiljning över tid i kolonnförsöken än i pilotförsöken, se Figur 22. K1 och K5 i kolonnförsöken har ungefär samma EBCT och följer varandra väl. GAK3 och GAK1&2 i pilotförsöken som även de har ungefär samma EBCT följer varandra väl. Vid få behandlade BV sker lägst reduktion över GAK1. EBCT för GAK1 var 15 min i början av försöken för att sedan minska till 10 min. Övriga filter med högre initial EBCT visar högre reduktioner i början av försöken. Ett liknande mönster syntes i pilotförsök av Hedén et al. (2020) där reduktionen vid EBCT på 7,4 min var lägre i början av försöken, än reduktionen vid de längre kontakttiderna på 14 och 32 min, som både visade högre reduktioner samt inte skiljde sig lika mycket från varandra.

Det finns en rad skillnader mellan försöken som kan bidra till skillnaderna i reduktion som syns mellan kolonn- och pilotförsöken. Det inkommande vattnet till kolonn- och pilotförsöken är olika. Till kolonnförsöken tas vattnet från kanalen med det utgående vattnet från Kungsängsverket som har genomgått kemisk rening där järnklorid har tillsatts. Vattnet till pilotförsöken tas efter den biologiska reningen i bio-C, varpå pilotförsöken kan påverkas mer av processförändringar i detta specifika block. Eftersom vattnet till pilotförsöken tas före den kemiska reningen har detta vatten inte genomgått lika långtgående rening som vattnet vid kolonnförsöken, men innehåller dock inte järn från tillsättningen av järnklorid i samma utsträckning som vattnet till kolonnförsöken gör. Olika förbehandling används i de olika försöken och pilotförsöken har dessutom bytt förbehandling från trumsil till sandfilter under försökets gång. I kolonnförsöken förbehandlas vattnet genom patronfilter, vilket är en enklare lösning än de sandfilter med dosering av PAX XL-100 som används i pilotförsöken. Sandfilter som förbehandling till GAK har visat goda resultat i andra studier (Svahn & Borg 2024). EBCT,

ytbelastning, materialhöjd och filterstorlek är andra faktorer som skiljer mellan försöken. Att kolonnförsöken och pilotförsöken startade vid olika tidpunkter och att antalet BV som behandlas per tidsenhet är olika för de olika GAK-filtren medför en osäkerhet vid jämförelse. Tidsförskjutningen mellan BV som jämförelsen baseras på gör bland annat att vattenmatrisen, som kan störa analysen (Baresel et al. 2017b) är olika. Även de inkommande koncentrationerna till försöken är olika vid olika tidpunkter och påverkar reduktionen (Chowdhury et al. 2013), och temperaturen är olika och en låg temperatur ökar adsorptionen (Perrich 1981).

Samma material används i både K1, K5, GAK1, GAK2 och GAK3. På grund av att randeffekter och kanalbildning minimeras vid ett större förhållande mellan partikeldiameter och kolonndiameter (Crittenden et al. 1986), borde randeffekter och kanalbildning påverka kolonnförsöken i högre grad än pilotförsöken. Detta skulle kunna ha ett samband med att reduktionen avtar fortare över GAK-filtren i pilotförsöken än i kolonnförsöken. Om en större andel av vattnet som passerar filtret inte kommer i kontakt med materialet i kolonnförsöken än i pilotförsöken, förbrukas materialet långsammare i kolonnförsöken eftersom den totala adsorptionen som kan ske till filtret sprids ut över tid.

5.5 KOSTNAD OCH KLIMATPÅVERKAN

Vid beräkning av antalet BV som kan behandlas innan materialet i GAK-filtret behöver bytas ut för att upprätthålla minst 80 % medelreduktion användes endast data från L1 i kolonnförsöken. Vid jämförelse mellan de olika GAK-filtren, se avsnitt 4.3 och Figur 22, syns skillnader i avtagande av reduktionsgrad mot antalet BV för de olika GAK-filtren. Hade ett annat filter än K1 använts för att beräkna årskostnad och årlig GWP hade troligtvis ett annat resultat erhållits till följd av ett annat antal BV som kan behandlas. I GAK-filtret K1 i kolonnförsöken kan det generellt behandlas fler BV än vad som kan behandlas i GAK1 och GAK2 i pilotförsöken innan 80 % medelreduktion av de undersökta substanserna underskrids, se Figur 22. I pilotförsök av Hedén et al. (2020) var reduktionen av oxazepam över 80 % fram till drygt 10 000 behandlade BV, vilket liknar resultaten för K1 där motsvarande siffra var omkring 15 000 BV. Drygt 20 000 BV kan behandlas för 80 % reduktion av diklofenak, se Figur B5 i Bilagor. Vid jämförelse med vad som rapporterades av Benstoem et al. (2017) där 800 – 20 000 BV kunde behandlas innan 80 % reduktion av diklofenak över hela reningsverket underskreds, verkar de erhållna 20 000 BV vara av rimlig storleksordning utifrån att denna reduktion, till skillnad från reduktionen beräknad av Benstoem et al. (2017), inte är beräknad över hela reningsverket.

Beräkningen av resursförbrukning bygger på antagandet att dubbelt så många BV kan behandlas vid seriedrift av GAK i två steg som vid singeldrift av GAK, baserat på Baresel et al. (2021). Tillräckligt många BV har inte behandlats i försöken för att kunna se huruvida detta är ett rimligt antagande. Enligt hur beräkningsmodellen är uppbyggd går det dock att se att under förutsättningen att fler BV kan behandlas vid seriedrift av GAK än vid singeldrift GAK så kommer seriedrift att vara mer lönsamt utifrån kostnad och klimat. Detta borde vara möjligt eftersom det vid seriedrift av GAK går att använda kolet tills det är fullt förbrukat (Malovanyy et al. 2021) genom att vid kolbyte byta filterföljd och placera GAK först i följden fram tills det är fullt förbrukat, och använda det nya kolet sist som efterpolering. Vid singeldrift måste allt kol istället bytas tidigare för att upprätthålla en tillräcklig rening.

En jämförelse av antalet BV som kan behandlas i GAK för att upprätthålla 80 % medelreduktion baserat på åtta provtagningar som togs fram av Olsson (2023), och baserat på de 14 provtagningar som analyserats i denna studie visar att beräkningsmodellen fungerade relativt väl för en prediktion baserat på färre provtagningar i ett tidigare stadiet. Diklofenak var det ämne med störst avvikelse mellan prediktionen av Olsson (2023) och utfallet i denna studie i antalet BV som kan behandlas. Olsson (2023) beräknade att 41 000 BV kan behandlas för 80 % medelreduktion av diklofenak, medan det i utfallet i denna studie med fler datapunkter beräknades att 50 000 BV kan behandlas för att uppnå detta reningsmål. Skillnaden beror på att reduktionen av diklofenak i K1 ökade efter den 8e provtagningen, vilket inte är i enlighet med den antagna trenden för avskiljningsgraden i examensarbetet av Olsson (2023). För övriga reningsmål (c, d, e och f) var antalet BV som kan behandlas enligt prognosen av Olsson (2023) i linje med antalet beräknade BV i detta examensarbete.

De kostnader som användes i beräkningarna av årskostnader erhöles från Olsson (2023) i syfte att senare kunna jämföra huruvida prediktionen baserat på de första åtta datapunkterna som gjordes av Olsson (2023) står sig mot beräkningarna som gjordes baserat på det utfall som finns bestående av 14 datapunkter. Eftersom kostnader förändras med tiden skulle sannolikt andra kostnader erhöles i scenarioanalysen om tidigare antagna kostnader i stället hade uppdaterats till kostnader baserade på dagens marknad.

Baserat på det dataunderlag som finns gick det inte att se hur många BV som kunde behandlas i AIX-kolonnen K2 före medelreduktionen av PFOS över hela driftlinjen L1 (GAK+AIX) understeg 80 %. För att se när brytpunkten infaller där det är mer lönsamt både ekonomiskt- och miljömässigt med singel- eller seriedrift av GAK i två steg med efterföljande AIX jämfört med enbart seriedrift av GAK i två steg kan en iteration göras i beräkningsmodellen. Ingen jämförelse mot singeldrift av GAK är motiverad eftersom detta hade en högre kostnad- och klimatpåverkan än seriedrift av GAK i två steg. En iteration visar på att 190 000 BV behöver kunna behandlas med AIX för att både årskostnaden och årlig GWP ska bli lägre vid singel- eller seriedrift av GAK följt av AIX, med avseende på reduktion av PFOS. Det har i kolonnförsöken (se Figur 8) visats vara möjligt att behandla över 200 000 BV i AIX-kolonnerna med en medelreduktion av PFOS på över 80 %.

5.6 UTVÄRDERING UTIFRÅN AVLOPPSDIREKTIVET

En utvärdering av reduktioner i L1a i pilotförsöken visade att fram till 24 000 behandlade BV i GAK1 och GAK2 och 60 300 behandlade BV i AIX-a går det att välja fyra läkemedelssubstanser från kategori 1, och två läkemedelssubstanser från kategori 2, både på ett sådant sätt att kraven i det reviderade avloppsdirektivet uppfylls och på ett sådant sätt att kraven inte uppfylls. Antagligen hade kandesartan, som exkluderades från best- och worst-case scenariona, också kunnat ingå i best-case scenariot eftersom reduktionen både vid den andra och tredje provtagningen var 100 %. Om flera linjer körs parallellt skulle det dessutom kunna vara möjligt att ha filtren i drift längre eftersom medelreduktionen över hela reningsverket kan bli över 80 % trots att reduktionen över en linje är under 80 % ifall en annan linje istället är över 80 %.

Vid samtliga tre utökade läkemedelsprovtagningar sker en negativ reduktion över föreliggande reningssteg för flera av läkemedelssubstanserna, se Figur 24. Den negativa reduktionen över föreliggande reningssteg på Kungsängsverket skulle kunna bero på att omvandling mellan

moderssubstans och metabolit har skett (Baresel et al. 2017b), varav enbart den ena har kunnat detekteras. Det går vidare att se att de olika filtren GAK1, GAK2 och AIX-a bidrar med olika stor andel av den totala reduktionen för olika substanser och att AIX-a bidrar med en kompletterande reduktion efter GAK-filtren för flera av läkemedelssubstanserna. Reduktionen av diklofenak som sker över AIX-a är nödvändig för att medelreduktionen av ämnena som inkluderades i best-case scenariot ska nå över 80 % vid den sista provtagningen.

Summan av de 14 svårnedbrytbara läkemedlen finns med i Figur 24 i syfte att kunna se hur väl denna summa fungerar som en indikator jämfört med de utvalda indikatorsubstanserna. Medelreduktionen av substanserna i kategori 1 och 2 vid första provtagningen var större än 93 %, vilket är detsamma som medelreduktionen av $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel. Vid andra provtagningen var medelreduktionen av substanserna i kategori 1 och kategori 2 större än 83 %, vilket endast skiljer en procentenhet från medelreduktionen av $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel som var större än 82 % vid samma provtagning. Vid den tredje provtagningen var medelreduktionen av substanserna i kategori 1 och kategori 2 större än 60 %, vilket skiljer två procentenheter från $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel som var större än 62 % vid samma provtagning. Utifrån alla dessa tre provtagningar kan slutsatsen dras att reduktionen av $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel ger en god indikation för hur medelreduktionen av de substanser som anges i kategori 1 och kategori 2 ser ut. Det bör dock noteras att kraven i förslaget till det reviderade avloppsdirektivet är utformade så att endast sex av totalt tolv angivna substanser behöver inkluderas i summan. Detta borde innebära att det finns möjlighet att välja bort ämnen från summan med en lägre reduktion. Det gör att en högre reduktion baserat på sex ämnen borde kunna erhållas, jämfört med medelreduktionen av $\sum 14$ svårnedbrytbara substanser.

En svaghet i analysen kring huruvida kraven från det reviderade avloppsdirektivet uppfylls i L1a i pilotförsöken är att det endast finns data från tre tillfällen att basera analysen på. Det ger en indikation på hur koncentrationerna och reduktionerna såg ut vid dessa tre specifika tillfällen, men koncentrationerna skulle kunna sett ut på ett helt annat sätt om mätningarna utförts vid andra tillfällen. I en framtida fullskalig anläggning skulle enligt kraven som finns i förslaget till det reviderade avloppsdirektivet provtagning ske med 48h-provtagning två gånger per månad (Council of the European Union 2024), vilket skulle medföra ett större dataunderlag. En annan svaghet är att ett begränsat antal BV har behandlats i pilotförsöken. Detta innebär att resultaten som erhålls kopplade till avloppsdirektivet endast kan ge en indikation kring uppfyllande av kraven i det reviderade avloppsdirektivet fram till 24 000 behandlade BV i GAK och 60 300 behandlade BV i AIX.

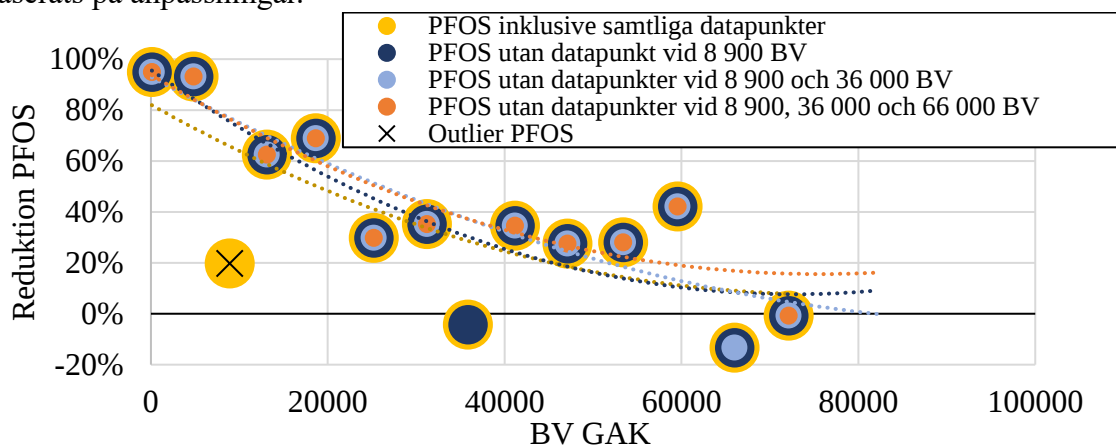
5.7 OSÄKERHETER

Osäkerheter förekommer i flera delar av långtidsutvärderingen. Bland annat finns osäkerheter vid provtagningarna och vid analyserna. Vid analyser fanns en begränsning i hur låga halter som kunde detekteras, kvantifieras och rapporteras, vilket medförde en osäkerhet vid beräkning av reduktionerna i dessa fall. Beräkningar genomfördes antingen på värdet av LOD, LOQ eller LOR, vilket med stor sannolikhet resulterar i en lägre reduktion än vad som egentligen är fallet, eller genom att ta bort dessa värden, vilket istället resulterar i en högre reduktion än vad som sannolikt är fallet. LOR, LOD och LOQ har dessutom varierat, vilket har lett till att reduktioner som beräknats på dessa värden har kunnat bli olika vid olika tillfällen. Om exempelvis en beräkning har gjorts på ett högre LOR än det normala, ser reduktionen mindre ut vid ett högre LOR efter filtret, jämfört med reduktionen vid en annan provtagning beräknat

med ett lägre LOR. De beräknade reduktionerna utifrån de två olika analysresultaten från IVL respektive ALS som visas i Figur 25 och i Figur B11 i Bilagor korrelerar relativt väl för de flesta ämnen, men skiljer sig för vissa. Den skillnaden som förekommer visar på osäkerheten i reduktioner som förekommer till följd av osäkerheter vid analyser.

Provtagning av kolonnförsöken genomfördes i form av stickprov, till skillnad från pilotförsöken där provtagningarna genomfördes som veckoprov. Stickproven representerar enbart det momentana vattnet vid den aktuella tidpunkten för provtagningen. Detta skulle kunna ha bidragit till att reduktionerna i kolonnförsöken har fler utstickande värden än reduktionerna i pilotförsöken. Vid provtagningarna av kolonnförsöken förekom synliga partiklar i hinkar med insamlade prover, varav olika prover fick mer tid för partiklarna att sedimentera än andra. Dessa kan ha påverkat analysresultaten genom att variationer i vattenmatrisen kan ge en ökad mätosäkerhet enligt Baresel et al. (2017b). Under försöken har det förekommit olika typer av driftstörningar vid olika tidpunkter, som exempelvis driftstopp, högre halter suspenderat material och problem med förbehandlingarna. Det går inte att dra några slutsatser kring hur driftstörningarna har påverkat koncentrationer av läkemedel vid de olika provtagningarna, men detta kan vara en av flera orsaker till variationer i data. En minskning i kontakttid och ett ökat flöde för GAK1, GAK2 och GAK3 skedde efter 17 400, 18 000 respektive 9 100 behandlade BV. Den gemensamma BV för GAK1 och GAK2 vid detta tillfälle var 8 900. Det går inte att dra några slutsatser kring huruvida minskningen i reduktion som sker efter denna tidpunkt beror av minskad kontakttid, av ökad ålder på kolet eller av någon annan faktor.

När anpassningen skulle tas fram till reduktionen av PFOS i kolonnerna över K1 och L1 sågs en spridning i data. Punkten från den tredje provtagningen som skedde vid cirka 8 900 BV hade en avvikande låg reduktion jämfört med övriga värden, se Figur 27. Denna punkt har i tidigare examensarbete inom projektet betraktats som en outlier och exkluderats på grund av låga inkommande halter till reningssteget (Olsson 2023). På grund av detta togs punkten bort även i detta arbete för att kunna jämföra beräknad uppskattning av antalet BV som kan behandlas innan byte av GAK med uppskattningen som beräknades av Olsson (2023). Som kan ses i Figur 27 blir anpassningarna olika beroende på vilka datapunkter som exkluderas. I figuren kan exempel på hur anpassningar skulle bli om även mätpunkterna vid 36 000 BV och vid 66 000 BV betraktades som outliers. Den exkluderade datapunkten har störst inverkan på när medelreduktionen understiger 80 %. Även övriga anpassningar som gjorts inom detta arbete påverkas av variationer i data. Osäkerheter förekommer därav för samtliga beräknade värden som baserats på anpassningar.



Figur 27. Exempel på anpassningar till reduktion av PFOS vid betraktning av olika datapunkter som outliers.

SLUTSATSER

Vid både pilot- och kolonnförsök med GAK i kombination med efterföljande AIX sker reduktion av läkemedlen citalopram, metoprolol och oxazepam huvudsakligen över GAK under hela försöksperioden, med en avtagande reduktion vid ett ökat antal behandlade BV. Reduktionen över GAK avtog olika fort för olika substanser, där avskiljningsgraden av PFOS och oxazepam avtog fortare än för övriga substanser. Citalopram hade högst avskiljning över tid av de undersökta substanserna. Efterföljande AIX som kompletterande reningssteg till GAK är fördelaktigt för att reducera halten PFOS och till viss del diklofenak i avloppsvatten. Reduktionen av PFOS hölls i båda försöken relativt stabil över tid till följd av den kompletterande reduktionen över AIX när reduktionen över GAK avtog. Vid byte av GAK i två olika kolonner vid två olika tillfällen skedde en koncentrationsökning av diklofenak över efterföljande AIX. Detta tyder på att diklofenak som tidigare varit adsorberat i AIX-kolonnen desorberar vid förändring av inkommande vatten till kolonnen med AIX.

Den gemensamma reduktionen över två GAK-filtrer i seriedrift är ungefär densamma som reduktionen över ett GAK-filter i singeldrift vid samma totala antal behandlade BV och samma kontakttid vid singeldrift som den gemensamma kontakttiden över båda filtren vid seriedrift. En trend syns att vid ett ökat antal behandlade BV minskar reduktionen över det första GAK-filtret i serien samtidigt som en större andel av den totala reduktionen sker över det andra GAK-filtret i serien. Ingen slutsats kunde dras gällande skillnad i nyttjandegrad av kolet vid singel- och seriedrift eftersom inget kolbyte genomförts.

Vid jämförelse mellan GAK-filtrer i kolonnförsöken i bänkskala och pilotförsöken i containerskala syntes liknande trender. En ökande spridning av reduktionsgrad mellan kolonnförsök och pilotförsök vid ökat antal BV kunde ses. Reduktionsgraden av PFOS, citalopram, diklofenak, metoprolol, oxazepam och $\Sigma 14$ svärnedbrytbara läkemedel var högre i kolonnförsöken än i pilotförsöken vid ett ökat antal behandlade BV. En rad faktorer skiljer mellan de olika försöken, varpå inga slutsatser kunde dras gällande orsaken till skillnad i avskiljning mellan försöken i olika skala.

Baserat på scenarioanalysen är det vid reningsmål om 80 % medelreduktion oxazepam, diklofenak och $\Sigma 14$ svärnedbrytbara läkemedelssubstanser mer fördelaktigt utifrån kostnad- och klimatpåverkan med seriedrift av GAK i två steg än med singeldrift av GAK. Efterföljande AIX är endast motiverat utifrån kostnad- och klimatpåverkan vid tillkommande krav på avskiljning av PFOS utöver läkemedelsrening. Vid reningsmål om enbart PFOS uppskattades singeldrift av GAK i kombination med AIX vara lika fördelaktigt som seriedrift av GAK i två steg i kombination med AIX utifrån kostnad och klimatpåverkan.

Utifrån utvärdering baserat på analysdata från provtagningar av L1a i pilotförsöken verkar det vara möjligt att uppfylla de krav som ställs i förslaget till reviderat avloppsdirektiv på 80 % genomsnittlig reduktion av sex ämnen fram till 24 000 behandlade BV i GAK-filtren och 60 300 behandlade BV i AIX-filtret. Utvärderingen visade även att det är möjligt att välja ämnen utifrån förslaget till reviderat direktiv på ett sådant sätt att kraven inte uppfylls vid 20 200 respektive 52 600 behandlade BV i GAK respektive AIX. Medelreduktionen av summan av 14 utvalda svärnedbrytbara substanser fungerar som en god indikator för medelreduktionen av de totalt tolv substanser som anges i förslaget till reviderat avloppsdirektiv.

REFERENSER

- American Water Works Association (2020). *Drinking Water Treatment for PFAS Selection Guide*. American Water Works Association.
<https://www.awwa.org/Portals/0/AWWA/ETS/Resources/Technical%20Reports/Drinking-Water-Treatment-PFAS.pdf?ver=2020-11-10-100726-250> [Hämtad: 2024-01-23]
- Andersson, S L., Andersson, S., Baresel, C. (2023). *MBR-tekniken – utmaningar och möjligheter för svenska avloppsreningsverk*. (Rapportnummer: 2023-8). Svenskt Vatten. ISBN: 978-91-7883-512-6
- Andersson, S L., Grundestam, C., Karlsson, J., Baresel, C., Malovanyy A., Björk, A. (2020). *Att tänka på vid genomförande av tester för växtnäringåtervinning från avloppsströmmar*. (Rapportnummer: C 497). IVL Svenska Miljöinstitutet. ISBN: 978-91-7883-154-8
- Baresel, C., Bornold, N., Malovanyy, A., Rahmberg, M., Lundwall, T., Lindblom, E., Carranza Munoz, A. (2022a). *Resultat från FoU-samarbete Syvab-IVL – Årsredovisning för 2022*. (Rapportnummer: B2469). IVL Svenska Miljöinstitutet. ISBN: 978-91-7883-524-9
- Baresel, C., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A-S., Magnér, J., Dahlgren, L., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U., Söhr, S. (2017a). *Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk*. (Rapportnummer: B 2288). IVL Svenska Miljöinstitutet. ISBN: 978-91-88319-84-5
- Baresel, C., Hedman, F., Bornold, N., Yang J-J., Harding, M., Filipsson, S., Wahlund, A., Nygren., H., Sedman, H. (2021). *Innovativ rening av läkemedelsrester vid återvinning av avloppsvatten vid Visby reningsverk*. (N 2021/196). Region Gotland, IVL Svenska Miljöinstitutet. <https://www.svensktvatten.se/globalassets/avlopp-och-miljo/reningsverk-och-reningsprocesser/bestallargrupp/nya-slutrapporter/region-gotland.pdf> [Hämtad: 2024-04-22]
- Baresel, C., Karlsson, L., Malovanyy, A., Thorsén, G., Goicoechea Feldtmann, M., Holmquist, H., Dalahmeh, S., Ahrens, L., Winkens Pütz, K. (2022b). *PFAS – hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen?*. (Rapportnummer: B 2447) Svenskt Vatten. ISBN: 978-91-7883-431-0
- Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K., Olshammar, M. (2017b). *Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten*. (Rapportnummer: C 235). IVL Svenska Miljöinstitutet. ISBN: 978-91-88319-54-8
- Baresel, C., Malovanyy, A., Karlsson, L., Karlsson, J., Andersson, J., Sundin, A M., Olofsson, L., Peterson, M., Götlind, O., Svanberg, N., Högberg, C-J. (2023). *Pilotstudie läkemedelsrening på Kungsängsverket*.
<https://www.svensktvatten.se/globalassets/avlopp-och-miljo/reningsverk-och-reningsprocesser/bestallargrupp/slutrapporter2023/uppsalavatten-och-avfall.pdf> [Hämtad: 2024-05-08]
- Belkouteb, N., Franke, V., McCleaf, P., Köhler, S., Ahrens, L. (2020). Removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in full-scale drinking water treatment plant: Long-term performance of granular activated carbon (GAC) and influence of flow-rate. *Water Research*. Volym 182. (115913). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115913>

- Benstoem, F., Nahrstedt A., Boehler, M., Knopp, G., Montag, D., Siegrist, H., Pinnekamp, J. (2017). Performance of granular activated carbon to remove micropollutants from municipal wastewater—A meta-analysis of pilot- and large-scale studies. *Chemosphere*. Volym 185, sidor: 105 – 118. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.118>
- Bengtsson, S., Ossiansson, E., Persson, F., Cimbritz, M., Gustavsson, D. (2023). *Förbehandling av avloppsvatten för effektivt utnyttjande av organiskt material – Förfiltrering med hydrolys och fermentering av slam*. (Rapportnummer: 2023-4). Svenskt Vatten.
- Chen, Y., Karlsson, L., Holm, G., Robertson, S., Selmer, A., Öhrström, E., Önnby L. (2021). *Rening av mikroföroreningar vid Kungsängsverket i Uppsala*. Sweco Environment AB.
- Chowdhury, Z. K., Scott Summers, R., Westerhoff, G. P., Leto, B. J., Nowack, K. O., Corwin, C. J., Passantino, L. B. (2013). *Activated Carbon Solutions for Improving Water Quality*. American Water Works Association.
- Cimbritz, M., Mattsson, A. (2018). *Reningstekniker för läkemedel och mikroföroreningar i avloppsvatten: Redovisning av åtta projekt som fått medel från Havs- och vattenmiljöanslaget 2014-2017*. (Rapport 2018:7) Havs- och vattenmyndigheten. ISBN: 978-91-87967-96-2
- Council of the European Union (EU) 2022/0345 1 mars 2024 Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council concerning urban wastewater treatment (recast) <https://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-7108-2024-INIT/en/pdf> [Hämtad: 2024-03-21]
- Crittenden, J. C., Berrigan, J. K., Hand, D. W. (1986). Design of Rapid Small-Scale Adsorption Tests for a Constant Diffusivity. *Journal of the Water Pollution Control Federation*. Volym 58, nummer 4. Sida: 312-319. <https://www.jstor.org/stable/25042907> [Hämtad: 2024-04-16].
- Edefell, E. (2022). *Perspectives on Biofilms for the Removal of Organic Micropollutants in Wastewater*. Diss. Lund University. ISBN: 978-91-7422-909-7
- Edefell, E., Svahn, O., Falås, P., Bengtsson, E., Axelsson, M., Ullman, R., Cimbritz, M. (2022). Digging deep into a GAC filter – Temporal and spatial profiling of adsorbed organic micropollutants. *Water Research*. 218 (118477). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118477>
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2013/39/EU av den 12 augusti 2013 om ändring av direktiven 2000/60/EG och 2008/105/EG vad gäller prioriterade ämnen på vattenpolitikens område (24.8.2013) <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013L0039> [Hämtad: 2024-04-10].
- European Commission 2022. ANNEXES to the Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council water policy, Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against pollution and deterioration and Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy (26.10.22). https://environment.ec.europa.eu/system/files/2022-10/Annexes%20to%20the%20proposal_0.pdf [Hämtad: 2024-04-10].

- Fass (u.å.a). *Citalopram*.
<https://www.fass.se/LIF/substance?userType=2&substanceId=IDE4POF7UASEQVERT1> [Hämtad: 2024-04-03]
- Fass (u.å.b). *Diklofenak*.
<https://www.fass.se/LIF/substance?userType=2&substanceId=IDE4POEJUA9QXVERT1> [Hämtad: 2024-04-03]
- Fass (u.å.c). *Oxazepam*.
<https://www.fass.se/LIF/substance?userType=2&substanceId=IDE4POCGU9ITHVERT1> [Hämtad: 2024-04-03]
- Fass (u.å.d). *Metoprolol*.
<https://www.fass.se/LIF/substance?userType=2&substanceId=IDE4POF3UAPBGVERT1> [Hämtad: 2024-04-03]
- Franke, V., Ullberg, M., McCleaf, P., Wålinder, M., Köhler, S., Ahrens, L. (2021). The Price of Really Clean Water: Combining Nanofiltration with Granular Activated Carbon and Anion Exchange Resins for the Removal of Per- and Polyfluoralkyl Substances (PFASs) in Drinking Water Production. *ACS ES and T Water*. Volym 1. Sidor: 782 – 795.
<https://doi.org/10.1021/acsestwater.0c00141>
- Green, R. E., Newton, I., Shultz, S., Cunningham, A. A., Gilbert, M., Pain, D. J., Prakash, V. (2004). Diclofenac poisoning as a cause of vulture population declines across the Indian subcontinent. *Journal of Applied Ecology*. Volym 41 Issue 5. Sidor: 793 – 800.
<https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00954.x>
- Halldin, K., Berg, C., Bergström, U., Scholz, B. (2023). *Läkemedel i miljön*.
<https://lakemedelsboken.se/generella-kapitel/lakemedel-i-miljon/> [Hämtad 2024-03-05]
- Hedén, M., Silfwerin, M., Baresel, C., Malovanyy, A. (2020). *Förstudie av läkemedelsrening vid Främby reningsverk – Inklusive pilotförsök med filtrering av utgående avloppsvatten genom granulerat aktivt kol (GAK)*. Falu Energi och Vatten, IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Jamil, S., Loganathan, P., Kandasamy, J., Listowski, A., McDonald, J. A., Khan, S. J., Vigneswaran, S. (2020). Removal of organic matter from wastewater reverse osmosis concentrate using granular activated carbon and anion exchange resin adsorbent columns in sequence. *Chemosphere*. Volym 261. (127549)
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127549>
- Jamil, S., Loganathan, P., Listowski, A., Kandasamy J., Khourshed, C., Vigneswaran, S. (2019). Simultaneous removal of natural organic matter and micro-organic pollutants from reverse osmosis concentrate using granular activated carbon. *Water Research*. Volym 155. Sidor: 106 – 114. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.016>
- Kalecinska, M. (2021). *Utvärdering av effektivitet för aktivt kol och anjonbytare vid reduktion av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) samt läkemedelsrester i avloppsvatten*. (UPTEC W 21037) Uppsala Universitet. Institutionen för geovetenskaper/civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik. ISSN: 1401-5765
- Kemikalieinspektionen (2023). *PFAS*. <https://www.kemi.se/hallbarhet/amnen-och-material/pfas> [Hämtad: 2024-01-19].

- Kümmerer, K. (2009). The presence of pharmaceuticals in the environment due to human use – present knowledge and future challenges. *Journal of Environmental Management*. Volym 90. Issue 8. Sidor: 2354 – 2366. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.01.023>
- Livsmedelsverket (2022). *Nu införs nya gränsvärden för bland annat PFAS i dricksvatten*. <https://www.livsmedelsverket.se/om-oss/press/nyheter/pressmeddelanden/nu-infors-nya-gransvarden-for-bland-annat-pfas-i-dricksvatten> [Hämtad: 2024-05-14].
- Livsmedelsverket (2023). *Parametrar för kemiska och radioaktiva ämnen*. <https://kontrollwiki.livsmedelsverket.se/artikel/380/parametrar-for-kemiska-och-radioaktiva-amnen#bromat> [Hämtad: 2024-05-14].
- Läkemedelsverket (2022). *Avloppsrening och läkemedel*. <https://www.lakemedelsverket.se/sv/om-lakemedelsverket/hallbar-utveckling/om-lakemedel-i-miljon/avloppsrening-och-lakemedel> [Hämtad: 2024-03-18].
- Malovanyy, A., Hedman, F., Eriksson, M., Gard, M., Olsson, R., Feldthusen, M., Nilsson, M., Helmfrid, A., Larsson, P. (2023a). *Rening av PFAS-förorenat lakvatten i jonbytarfilter med uppströmsflöde: Försök på anläggningar Sivik och Löt*. (Rapportnummer: B 2472). IVL Svenska Miljöinstitutet. ISBN: 978-91-7883-531-7
- Malovanyy, A., Hedman, F., Goicoechea Feldtmann, M., Harding, M., Yang J. (2021). *Rening av PFAS-förorenat vatten från avfallsanläggningar*. (Rapportnummer: B 2412). IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Malovanyy, A., Hedman, F., Travar, I., Bivall, E. (2023b). *Rening av PFAS-förorenat lakvatten med jonbytesprocessen: pilotförsök och regenerering*. (Rapportnummer: B 2467). IVL Svenska Miljöinstitutet. ISBN: 978-91-7883-494-5
- McCleaf, P., Englund, S., Östlund, A., Lindgren, K., Wiberg, K., Ahrens, L. (2017). Removal efficiency of multiple poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water using granular activated carbon (GAC) and anion exchange (AE) column tests. *Water Research*. Volym 120. Sidor: 77 – 87. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.057>
- Miller, W S., Castagna, C J., Pieper, A W. (1981). *Understanding ion-exchange resins for water treatment systems*. Ge Water & Process Technologies.
- Nationalencyklopedin (u.å.). *Läkemedel*. <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/l%C3%A4kemedel> [Hämtad: 2024-01-23]
- Nationalencyklopedin (2023). *Van der Waals-krafter*: <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/van-der-waals-krafter> [Hämtad: 2024-01-22]
- Naturvårdsverket (u.å.). *Läkemedel i miljön*. <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljoforooreningar/organiska-miljogifter/lakemedel-i-miljon/> [Hämtad 2024-02-01]
- Naturvårdsverket (2023). *Vägledning om Naturvårdsverkets föreskrifter om rening och kontroll av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse NFS 2016:6*. Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/vagledning/avlopp/vagledning-nfs2016-6-avloppsvatten-tatbebyggelse.pdf> [Hämtad 2024-05-06].

- Naturvårdsverket (2024). *EU:s förslag till reviderat avloppsdirektiv diskuteras i ministerrådet*. <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/avlopp/aktuellt/eus-forslag-till-reviderat-avloppsdirektiv-diskuteras-i-ministerradet/> [Hämtad 2024-05-06]
- NFS 2016:6. *Naturvårdsverkets föreskrifter om rening och kontroll av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse*. Naturvårdsverket
- Nygren, I., Herlitz E., Almlöf, K. (2023). *Fyrisåns avrinningsområde 2022 – Vattenkvalitet och biologisk status 2020-2022*. (Rapport 2023:5). Sveriges lantbruksuniversitet. Institutionen för vatten och miljö.
- Näslund, J., Fick, J., Asker, N., Ekman, E., Larsson, D.G. J., Norrgren, L. (2017). Diclofenac affects kidney histology in the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) at low µg/L concentrations. *Aquatic Toxicology*. Volym 189. Sidor 87 – 96. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.05.017>
- Olofsson, L. (2022). *Utvärdering av reningseffektivitet och driftstabilitet vid kombination av aktivt kol och anjonbytare för avskiljning av läkemedel och PFAS i avloppsvatten*. (UPTEC W 22017). Uppsala universitet. Institutionen för geovetenskaper/Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik. ISSN: 1401-5765
- 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 universitet. Institutionen för geovetenskaper/civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik. ISSN: 1401-5765
- Perrich, J. R. (1981). *Activated Carbon Adsorption For Wastewater Treatment*. Upplaga 2018, CRC Press Taylor & Francis Group.
- Purolite (u.å.a). <https://www.purolite.com/product/pfa694e> [Hämtad: 2024-02-13]
- Purolite (u.å.b). *PFAS-Selective Single-Use Resin Provides Benefits for PFAS Removal Over Granular Activated Carbon*. <https://www.purolite.com/pl/index/core-technologies/industry/potable---groundwater/Updated-PFAS-Landing-Page/Ion-exchange-vs-gac> [Hämtad: 2024-06-11]
- Sundin, A M., Linderholm, L., Hedlund, B., Bly Joyce, K. (2017). *Avancerad rening av avloppsvatten för avskiljning av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen: Behov, teknik och konsekvenser Redovisning av ett regeringsuppdrag*. (Rapportnummer: 6766). Naturvårdsverket. ISBN: 978-91-620-6766-3
- Svahn, O., Borg, S. (2024). Assessment of full-scale 4th treatment step for micro pollutant removal in Sweden: Sand and GAC filter combo. *Science of The Total Environment*. Volym 906. (167424). 10.1016/j.scitotenv.2023.167424
- Svenskt Vatten (2020a). *Miljökvalitetsnormsdirektivet (prioämnesdirektivet)*. <https://www.svensktvatten.se/politik-paverkan/europeiskt-paverkansarbete/miljokvalitetsnormsdirektivet/> [Hämtad: 2024-04-10]
- Svenskt Vatten (2020b). *ReningsVÄRK: Läkemedelsrester i vår gemensamma vattenmiljö*. (Artikelnummer M149). Svenskt vatten AB.
- Svenskt Vatten (2022). *PFAS – giftet på allas läppar*. (Rapport R2022-01) Svenskt Vatten AB

- Svenskt Vatten (2023a). *Avloppsdirektivet*. <https://www.svensktvatten.se/politik-paverkan/europeiskt-paverkansarbete/avloppsdirektivet/> [Hämtad: 2024-02-12].
- Svenskt Vatten (2023b). *Europeiskt påverkansarbete*. <https://www.svensktvatten.se/politik-paverkan/europeiskt-paverkansarbete/> [Hämtad: 2024-04-10].
- Svenskt Vatten (2023c). *Ramdirektivet för vatten*. <https://www.svensktvatten.se/politik-paverkan/europeiskt-paverkansarbete/ramdirektivet-for-vatten/> [Hämtad: 2024-04-10]
- Uppsala Vatten (2020). *Miljörapport 2020 Kungsängsverket*. Uppsala Vatten och Avfall AB.
- Uppsala Vatten (2023). *Miljörapport 2022 Kungsängsverket*. Uppsala Vatten och Avfall AB.
- Vatteninformationssystem Sverige (u.å.) *Fyrisån Jumkilsån – Sävjaån*. <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA93715408> [Hämtad: 2024-01-24]
- Vinayagam, V., Murugan, S., Kumarean, R., Narayanan, M., Sillanpää, M., Viet N Vo, D., Singh Kushwaha, O., Jenis, P., Potdar, P., Gadiya, S. (2022). Sustainable adsorbents for the removal of pharmaceuticals for wastewater: A review. *Chemosphere*. Volym 300. 134597. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134597>
- Xia, L., Zheng, L., Liang Zhou, J. (2017). Effects of ibuprofen, diclofenac and paracetamol on hatch and motor behavior in developing zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere*. Volym 182. Sidor: 416 – 425. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.054>
- Zindler, F., Stoll, S., Baumann, L., Knoll, S., Huhn, C., Braunbeck, T. (2020). Do environmentally relevant concentrations of fluoxetine and citalopram impair stress-related behavior in zebrafish (*Danio rerio*) embryos?. *Chemosphere*. Volym 261. 127753. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127753>
- Önnby, L., Hedman, F., Karlsson, L., Baresel, C. (2023). *Kartläggning av organiska mikroföroreningar – Töreboda avloppsreningsverk: Kartläggning, miljöpåverkan och åtgärdsförslag*. (Rapportnummer: C 810). IVL Svenska Miljöinstitutet. ISBN: 978-91-7883-559-1

BILAGOR

I Tabell B1 visas de PFAS och läkemedel som ingick i analysen av ALS som utfördes vid de regelbundna provtagningarna.

Tabell B1. PFAS och läkemedel som har analyserats av ALS vid de regelbundna provtagningarna av kolonn- och pilotförsöken

PFAS	Läkemedel
PFBA	Atenolol
PFPeA	Karbamazepin
PFHxA	Ciprofloxacin
PFHpA	Citalopram
PFOA	Diklofenak
PFNA	Furosemid
PFDA	Metoprolol
PFBS	Naproxen
PFHxS	Oxazepam
PFOS	Paracetamol
6:2 FTS	Propranolol
PFUnDA	Sertralin
PFDODA	Sulfametoxazol
PFTTrDA	Tramadol
PFTeDA (Endast kolonnförsök)	Trimetoprim
PFPeS	Zolpidem
PFHpS	Klaritromycin
PFNS	Erytromycin
PFDS	Metotrexat
PFUnDS (Endast pilotförsök)	Venlafaxin
PFDODS	Ibuprofen
PFTTrDS (Endast pilotförsök)	
4:2 FTS	
8:2 FTS	
FOSA	
MeFOSA	
EtFOSA	
MeFOSE	
EtFOSE	
FOSAA	
MeFOSAA	
EtFOSAA	
HPFHpA	
PF37DMO	
PFTeDA (Endast pilotförsök)	

I Tabell B2 visas de läkemedel, hormoner och fenoler som ingick i analysen av ALS som utfördes vid de utökade läkemedelsprovtagningarna.

Tabell B2. Ämnen som analyserats av IVL vid de utökade läkemedelsprovtagningarna

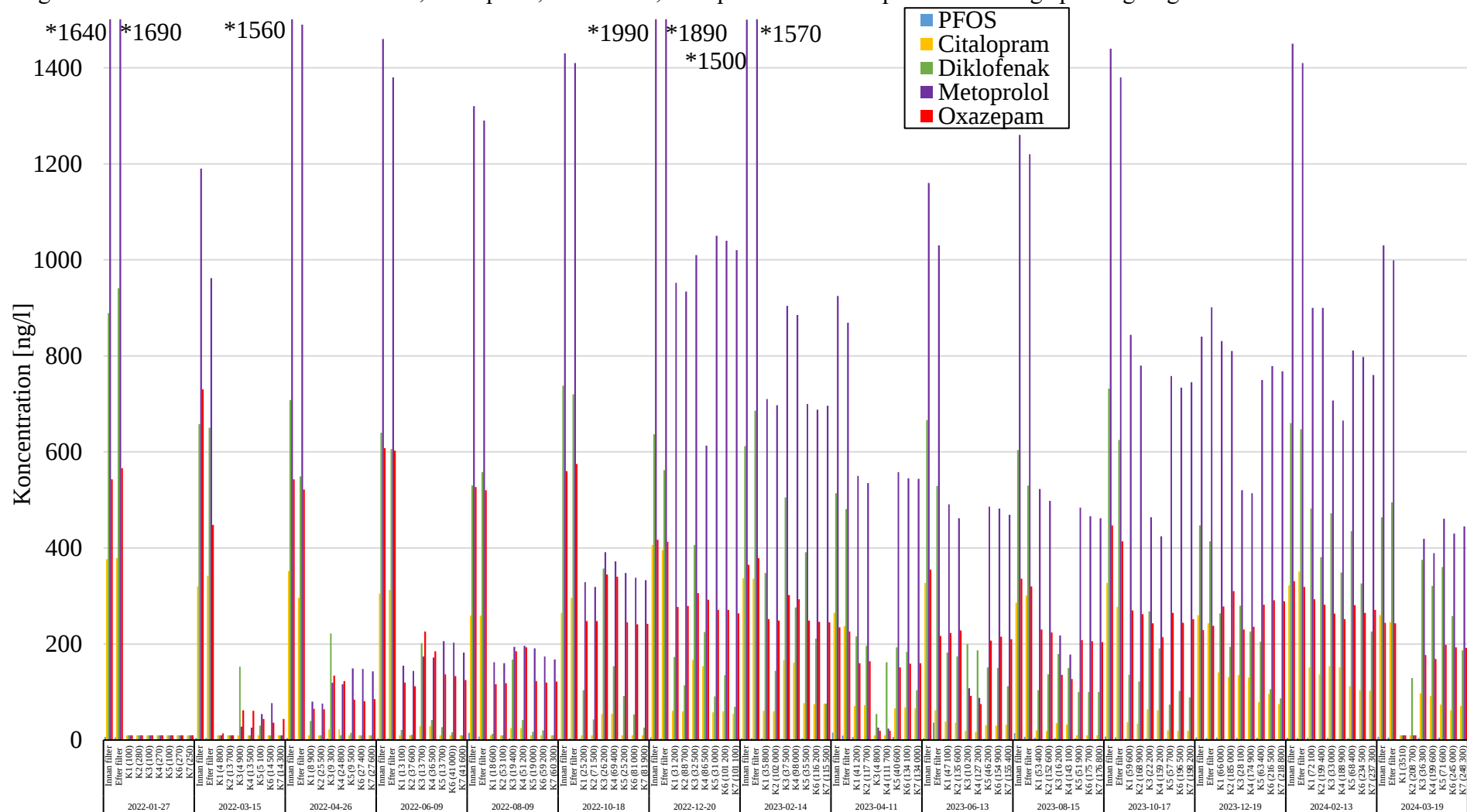
Läkemedel	Hormoner	Fenoler
Σ6&4CH3benzotriazol	E1	BPA
Amisulprid	E2	4-n-NP
Amoxicillin	EE2	4-t-OP
Atenolol		
Azitromycin		
Benzotriazol		
Kandersartan		
Karbamazepin		
Ciprofloxacin		
Citalopram		
Klaritromycin		
Diklofenak		
Erytromycin		
Flukonazol		
Furosemid		
Hydroklortiazid		
Ibuprofen		
Irbersartan		
Ketokonazol		
Losartan		
Metotrexat		
Metoprolol		
Naproxen		
Oxazepam		
Paracetamol		
Propranolol		
Sertralin		
Sulfametoxazol		
Tramadol		
Trimethoprim		
Venlafaxin		
Zolpidem		

I Tabell B3 visas en sammanställning av avvikande LOR vid analyser av ALS för citalopram, diklofenak, metoprolol, oxazepam och PFOS.

Tabell B3. Avvikande LOR för citalopram, diklofenak, metoprolol, oxazepam och PFOS vid analyser av ALS

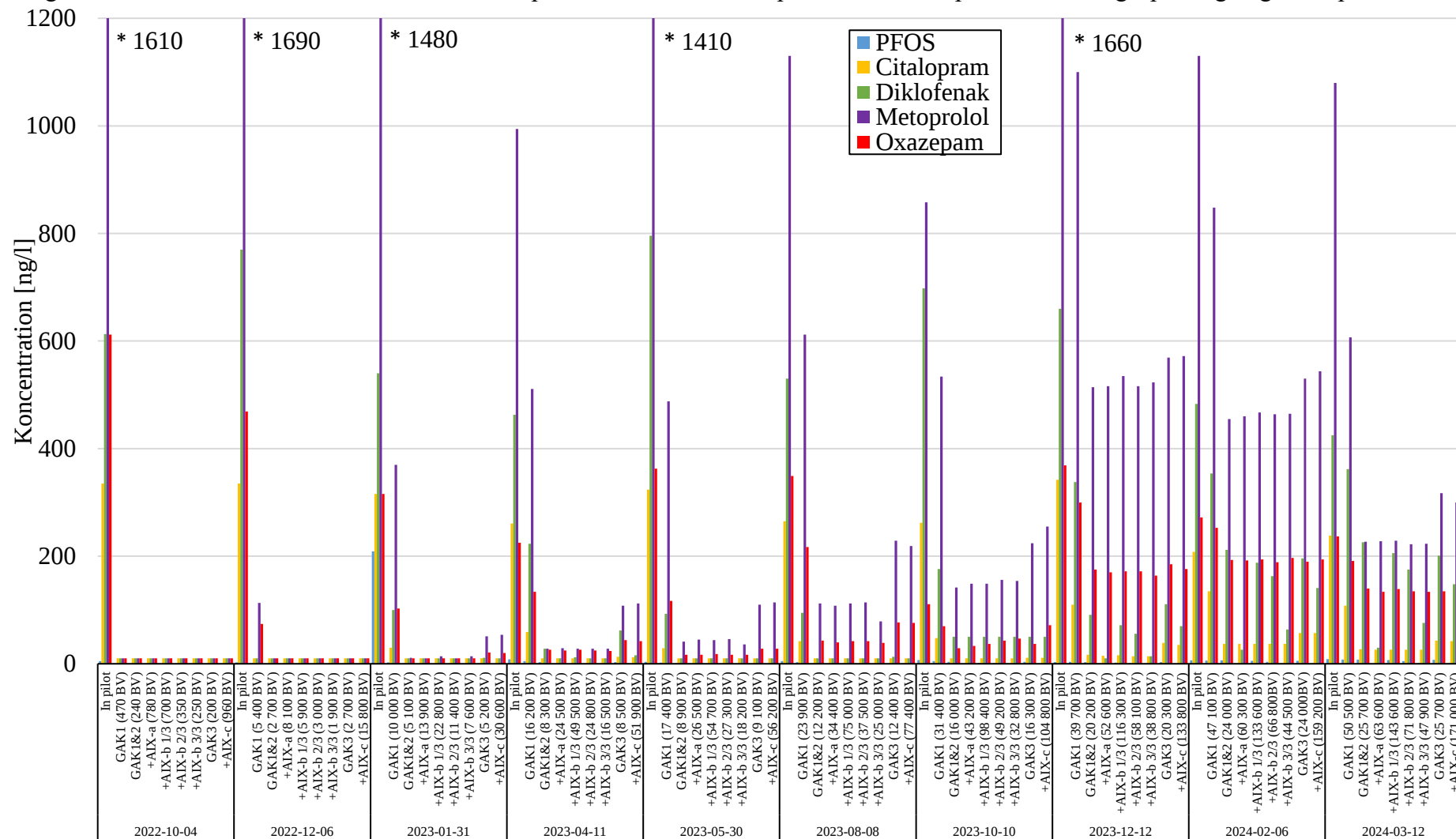
Kolonnförsök		Pilotförsök
Citalopram	Inga avvikande LOR	Inga avvikande LOR
Diklofenak	2023-08-15: K5, K6, K7 LOR: 100 ng/l	2023-10-10: GAK1&2, AIX-a, AIX-b1, AIX-b2, AIX-b3, GAK3, AIX-c LOR: 50 ng/l,
Metoprolol	Inga avvikande LOR	Inga avvikande LOR
Oxazepam	Inga avvikande LOR	Inga avvikande LOR
PFOS	2023-06-13: Efter filter LOR: 36 ng/l	Inga avvikande LOR

I Figur B1 visas koncentrationer av PFOS, citalopram, diklofenak, metoprolol och oxazepam vid samtliga provtagningar av kolonnförsöken.



Figur B1. Koncentrationer med LOR av PFOS, citalopram, diklofenak, metoprolol, och oxazepam innan filter, efter filter samt efter kolonnerna K1 – K7 vid provtagningar av kolonnförsöken. Koncentrationer som överstigit 1 500 ng/l har markerats med *.

I Figur B2 visas koncentrationer av PFOS, citalopram, diklofenak, metoprolol och oxazepam vid samtliga provtagningar av pilotförsöken.



Figur B2. Koncentrationer med LOR av PFOS, citalopram, diklofenak, metoprolol och oxazepam vid pilotförsöken innan filtren samt efter respektive filter. Koncentrationer som överstigit 1 200 ng/l har markerats med *.

I Tabell B4 visas koncentrationer i enheten ng/l av de substanser som inkluderats i studien vid samtliga regelbundna provtagningar av kolonnförsöken.

Tabell B4. Koncentrationer i enheten ng/l av PFOS och svårnedbrytbara läkemedel vid samtliga regelbundna provtagningar av kolonnförsöken

		PFOS	Atenolol	Ciprofloxacina	Citalopram	Diklofenak	Furosemid	Karbamazepin	Metoprolol	Oxazepam	Propranolol	Sulfametoxazol	Tramadol	Trimetoprim	Klaritromycin	Venlafaxin
Provmärkning																
2022-01-27	Innan filter	6,28	293	<30	377	889	1010	333	1640	543	120	135	935	103	75,8	937
	Efter filter	5,85	313	<30	379	941	958	342	1690	566	120	189	971	107	912	977
	K1 (100)	<0,3	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10
	K2 (280)	<0,3	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10
	K3 (100)	<0,3	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10
	K4 (270)	<0,3	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10
	K5 (100)	<0,3	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10
	K6 (270)	<0,3	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10
	K7 (250)	<0,3	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10
2022-03-15	Innan filter	4,4	148	<30	320	658	979	331	1190	730	56	113	487	128	82,6	683
	Efter filter	4,39	246	<30	342	650	540	286	962	448	102	126	595	158	70	719
	K1 (4 800)	<0,3	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	14	<10	24	<10	<10	<50	22
	K2 (13 700)	<0,3	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	16	<10	<10	<50	12
	K3 (4 900)	1,01	26	<30	<10	153	75	20	28	62	<10	33	95	<10	<50	182
	K4 (13 500)	<0,3	25	<30	<10	<10	<10	18	26	61	<10	35	97	11	<50	198
	K5 (5 100)	0,49	38	<30	<10	30	13	16	54	44	<10	48	30	<10	<50	112
	K6 (14 500)	<0,3	51	<30	<10	<10	<10	24	77	36	<10	39	43	26	<50	148
	K7 (14 300)	<0,3	<10	<30	<10	<10	<10	17	<10	44	<10	25	<10	<10	<50	15
2022-04-26	Innan filter	4,24	256	44	352	708	586	362	1560	543	86	150	857	93	126	881
	Efter filter	1,62	242	44	296	549	1200	364	1490	522	57	136	848	85	483	782
	K1 (8 900)	1,3	37	<30	<10	40	<10	30	80	65	<10	63	29	<10	<50	82
	K2 (25 500)	0,37	35	<30	<10	<10	<10	30	76	64	<10	50	27	<10	<50	71
	K3 (9 300)	3,08	45	<30	22	222	72	55	119	134	<10	83	150	<10	<50	198
	K4 (24 800)	<0,3	41	<30	22	<10	<10	55	116	123	<10	64	152	<10	<50	192
	K5 (9 500)	1,12	49	<30	<10	15	<10	45	149	84	<10	76	31	<10	<50	80
	K6 (27 400)	<0,3	46	<30	<10	<10	<10	46	148	81	<10	62	30	<10	<50	77
	K7 (27 600)	<0,3	47	<30	<10	<10	<10	47	143	85	<10	61	30	<10	<50	74
2022-06-09	Innan filter	3,37	242	<30	305	640	934	337	1460	608	110	184	713	161	126	722
	Efter filter	3,23	244	<30	313	606	747	322	1380	603	113	178	692	159	140	535
	K1 (13 100)	1,21	69	<30	<10	21	12	59	155	120	<10	88	30	<10	<50	98
	K2 (37 600)	<0,3	64	<30	<10	11	<10	59	144	112	<10	89	29	<10	<50	92
	K3 (13 700)	1,54	65	<30	29	202	143	82	174	226	<10	111	189	14	<50	211
	K4 (36 500)	<0,3	65	<30	29	42	25	82	172	185	<10	110	188	15	<50	210
	K5 (13 700)	1,49	72	<30	<10	27	18	72	206	137	<10	102	28	14	<50	92
	K6 (41 000))	<0,3	66	<30	<10	16	<10	77	203	133	<10	102	26	13	<50	85
	K7 (41 600)	<0,3	61	<30	<10	<10	<10	74	182	125	<10	95	23	12	<50	80
2022-08-09	Innan filter	15,2	356	<30	259	530	35	309	1320	527	79	204	760	131	53	450
	Efter filter	7,45	359	<30	259	558	46	310	1290	520	84	214	780	132	51,2	606
	K1 (18 600)	2,32	88	<30	<10	13	<10	71	162	116	<10	94	13	<10	<50	82
	K2 (53 100)	<0,3	78	<30	<10	<10	<10	73	160	118	<10	92	12	<10	<50	78
	K3 (19 400)	3,74	84	<30	25	168	<10	90	194	185	<10	123	164	15	<50	207
	K4 (51 200)	<0,3	84	<30	25	42	<10	98	196	193	<10	122	164	15	<50	209
	K5 (19 000)	2,2	89	<30	<10	17	<10	79	191	123	<10	98	11	<10	<50	70
	K6 (59 200)	<0,3	81	<30	<10	20	<10	79	174	120	<10	67	<10	<10	<50	62
	K7 (60 300)	<0,3	74	<30	<10	<10	<10	82	168	122	<10	66	<10	<10	<50	60
2022	Innan filter	2,7	396	<30	265	738	1840	328	1430	560	119	254	841	155	<50	625
	Efter filter	3,43	315	<30	296	720	1460	367	1410	575	121	197	889	149	<50	554

		PFOs	Atenolol	Ciprofloxacin	Citalopram	Diklofenak	Furosemid	Karbamazepin	Metoprolol	Oxazepam	Propranolol	Sulfametoxazol	Tramadol	Trimetoprim	Klaritromycin	Venlafaxin
	Provmärkning															
	K1 (25 200)	2,41	132	<30	<10	104	121	141	329	248	<10	188	79	12	<50	194
	K2 (71 500)	<0,3	120	<30	<10	43	30	145	319	248	<10	146	81	12	<50	190
	K3 (26 200)	2,12	132	<30	54	357	465	172	391	345	<10	176	267	32	<50	253
	K4 (69 400)	<0,3	126	<30	55	154	90	174	372	340	<10	171	262	30	<50	241
	K5 (25 200)	2,23	142	<30	<10	92	93	143	348	245	<10	117	72	12	<50	179
	K6 (81 000)	<0,3	148	<30	<10	53	42	146	338	241	<10	164	68	10	<50	191
	K7 (81 900)	<0,3	129	<30	<10	26	12	143	333	242	<10	157	70	11	<50	177
2022-12-20	Innan filter	5,79	577	45	406	637	589	391	1990	417	169	197	1040	232	93,7	684
	Efter filter	3,21	549	<30	396	562	513	382	1890	413	164	190	997	218	82,7	617
	K1 (31 200)	2,08	330	<30	61	173	55	265	952	277	<10	318	260	57	<50	290
	K2 (88 700)	<0,3	320	<30	60	114	44	261	934	279	<10	297	269	60	<50	272
	K3 (32 500)	1,75	321	<30	167	406	193	275	1010	306	36	275	493	113	63,3	326
	K4 (86 500)	<0,3	293	<30	154	225	32	290	613	292	26	222	495	111	80,6	256
	K5 (31 000)	1,74	340	<30	58	91	69	261	1050	271	12	337	195	59	<50	296
	K6 (101 200)	0,39	350	<30	60	135	42	262	1040	271	12	303	195	61	<50	259
	K7 (101 100)	<0,3	315	<30	55	69	<10	259	1020	264	11	293	194	58	<50	256
2023-02-14	Innan filter	3,51	372	<30	337	612	1020	407	1500	365	129	225	605	175	<50	756
	Efter filter	3,5	400	39	336	686	794	402	1570	379	127	228	695	211	<50	826
	K1 (35 800)	3,62	236	<30	61	348	346	236	710	252	<10	265	361	50	<50	589
	K2 (102 000)	<0,3	222	<30	60	144	96	229	697	249	<10	258	355	50	<50	502
	K3 (37 500)	2,72	258	<30	166	505	505	296	904	302	34	245	479	109	<50	650
	K4 (98 000)	<0,3	249	<30	161	276	197	298	885	293	31	254	484	109	<50	589
	K5 (35 500)	3,65	222	<30	77	391	367	234	700	249	12	274	391	60	<50	604
	K6 (116 200)	0,62	214	<30	75	211	154	232	688	246	14	263	382	58	<50	546
	K7 (115 500)	<0,3	198	<30	76	76	45	231	696	245	12	257	381	59	<50	544
2023-02-21	Efter filter	6	420	54	328	670	1010	296	1620	367	144	244	778	183	<50	879
	K3 (490)															
	K4 (99 600)	<0,3	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10
2023-04-11	K4 (99 600)	<0,3	<10	<30	<10	188	166	11	<10	20	<10	74	<10	<10	<50	<10
	Innan filter	15,7	229	<150	265	514	895	244	925	235	118	173	356	117	<50	408
	Efter filter	9,15	224	<150	237	481	716	230	869	226	111	170	340	108	<50	374
	K1 (41 200)	5,99	151	<150	71	216	84	178	550	160	14	278	134	52	<50	198
	K2 (117 700)	<0,3	133	<150	73	196	227	179	535	164	11	292	129	47	<50	169
	K3 (4 800)	2,3	22	<150	<10	54	31	<10	26	19	<10	44	38	<10	<50	75
	K4 (111 700)	0,4	20	<150	<10	162	214	<10	24	19	<10	51	36	<10	<50	62
	K5 (40 600)	6	147	<150	66	193	75	171	558	151	11	287	114	45	<50	193
	K6 (134 100)	0,58	129	<150	68	184	165	179	545	159	10	289	110	42	<50	177
2023-06-13	K7 (134 000)	<0,3	110	<150	66	104	104	182	544	160	<10	274	113	42	<50	163
	Innan filter	3,64	306	<300	327	666	780	404	1160	355	103	298	528	98	<50	398
	Efter filter	<36	196	<300	62	529	806	364	1030	217	22	181	469	85	<50	320
	K1 (47 100)	2,64	148	<300	38	182	213	265	491	223	<10	278	99	28	<50	157
	K2 (135 600)	<0,3	123	<300	36	174	206	266	462	228	<10	291	95	26	<50	156
	K3 (10 200)	1,37	45	<300	19	200	179	70	108	92	<10	128	122	<10	<50	126
	K4 (127 200)	<0,3	33	<300	17	187	168	61	88	75	<10	94	118	<10	<50	112
	K5 (46 200)	2,52	145	<300	31	151	158	252	486	207	<10	291	75	26	<50	158
	K6 (154 900)	0,56	113	<300	30	150	176	259	482	215	<10	276	72	25	<50	145
2023-08-15	K7 (155 400)	<0,3	63	<300	32	112	137	257	469	210	<10	271	66	24	<50	138
	Innan filter	14,3	342	<60	286	604	478	332	1260	336	96	316	534	151	<50	559
	Efter filter	6,74	329	<60	301	530	496	315	1220	320	93	322	533	142	<50	525
	K1 (53 400)	4,85	162	<60	20	104	94	247	523	230	<10	311	72	24	<50	185
	K2 (152 600)	<0,3	127	<60	19	137	74	247	498	224	<10	296	66	22	<50	166
	K3 (16 200)	4,26	97	<60	35	179	138	106	218	136	<10	188	139	14	<50	187

	PFOs	Atenolol	Ciprofloxacin	Citalopram	Diklofenak	Furosemid	Karbamazepin	Metoprolol	Oxazepam	Propranolol	Sulfametoxazol	Tramadol	Trimetoprim	Klaritromycin	Venlafaxin
Provmärkning															
K4 (143 100)	<0,3	66	<60	32	150	63	96	178	127	<10	170	118	11	<50	161
K5 (51 900)	3,73	133	<60	<10	<100	70	228	484	208	<10	251	43	23	<50	140
K6 (175 700)	0,93	91	<60	<10	<100	60	226	466	206	<10	256	40	22	<50	136
K7 (176 800)	0,34	69	<60	<10	<100	53	232	462	204	<10	264	38	21	<50	121
2023-10-17															
Innan filter	7,35	424	<300	327	732	1070	346	1440	447	119	343	1000	196	62,2	613
Efter filter	5,56	400	<300	277	625	859	335	1380	414	84	336	959	174	58,2	531
K1 (59 600)	3,22	218	<300	37	136	122	256	844	270	<10	276	218	35	<50	307
K2 (168 900)	0,38	191	<300	34	122	86	256	780	262	<10	295	186	32	<50	281
K3 (22 200)	3,47	175	<300	64	268	215	166	464	243	<10	206	339	30	<50	288
K4 (159 200)	<0,3	143	<300	62	191	96	162	424	214	<10	227	313	27	<50	276
K5 (57 700)	3,02	205	<300	20	74	78	252	758	265	<10	253	115	31	<50	249
K6 (196 500)	0,53	145	<300	19	102	75	246	734	244	<10	250	106	27	<50	236
K7 (198 200)	0,33	121	<300	19	89	64	257	745	252	<10	269	106	29	<50	227
2023-12-19															
Innan filter	5,72	346	<750	260	447	614	199	840	229	75	301	381	154	<100	493
Efter filter	4,42	340	<600	243	414	757	196	901	238	72	311	405	140	<125	570
K1 (66 000)	5,01	259	<600	141	264	435	237	831	278	23	353	285	100	<100	373
K2 (185 000)	1,01	267	<600	131	194	146	262	810	310	20	355	285	100	<100	386
K3 (28 100)	4,52	211	<600	135	280	434	159	520	230	13	281	255	72	<100	<50
K4 (174 900)	0,65	189	<600	130	226	164	176	514	236	12	273	260	68	<100	<50
K5 (63 400)	4,78	232	<600	79	205	348	237	750	282	14	394	196	68	<100	359
K6 (216 500)	1,08	203	<600	96	106	140	253	779	291	11	328	199	67	<100	332
K7 (218 800)	0,66	169	<600	75	87	86	250	768	289	10	320	198	64	<100	<50
2024-02-13															
Innan filter	4,88	306	<300	322	660	1130	296	1450	331	92	295	677	207	81,4	584
Efter filter	3,95	310	<300	351	647	1090	294	1410	319	94	297	661	220	84,6	562
K1 (72 100)	3,98	204	<300	151	482	664	261	900	293	22	319	487	95	67,3	436
K2 (199 400)	0,91	208	<300	137	381	382	264	900	282	23	307	485	100	68,4	396
K3 (33 000)	4,27	180	<300	154	472	642	212	707	263	19	258	471	91	66	407
K4 (188 900)	0,5	175	<300	151	349	336	208	665	252	20	257	462	90	70	367
K5 (68 400)	3,87	187	<300	112	435	601	252	811	281	13	316	467	72	61,5	427
K6 (234 500)	1,55	168	<300	104	326	351	239	798	265	13	300	460	75	52	416
K7 (237 300)	<0,3	126	<300	103	226	196	242	760	271	12	308	436	71	60,6	422
2024-02-15															
Efter filter	0,62	350	<60	316	600	1450	321	1450	348	109	414	621	246	65	662
K1 (210)	<0,0														
	003	<10	<60	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10
K2 (200 000)	0,00														
	06	<10	<60	<10	202	457	12	<10	22	<10	64	<10	<10	<50	<10
2024-03-19															
Innan filter	7,01	269	<90	260	464	687	229	1030	244	63	203	348	112	55,6	365
Efter filter	5,46	257	<90	245	495	677	218	999	243	60	251	321	117	57,8	355
K1 (3 510)	0,48	<10	<90	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	16	<10	<10	<50	34
K2 (208 700)	0,39	<10	<90	<10	129	175	<10	<10	<10	<10	23	<10	<10	<50	32
K3 (36 300)	4,14	134	<120	97	375	389	143	419	177	<10	220	217	40	<50	269
K4 (199 600)	0,9	107	<120	92	321	353	141	389	169	<10	231	210	36	<50	244
K5 (71 600)	5,24	121	<120	74	360	445	188	461	198	<10	298	218	41	<50	264
K6 (245 000)	1,19	90	<90	62	258	341	186	430	193	<10	293	207	35	<50	242
K7 (248 300)	0,34	65	<90	71	187	208	187	445	192	<10	302	213	41	<50	262

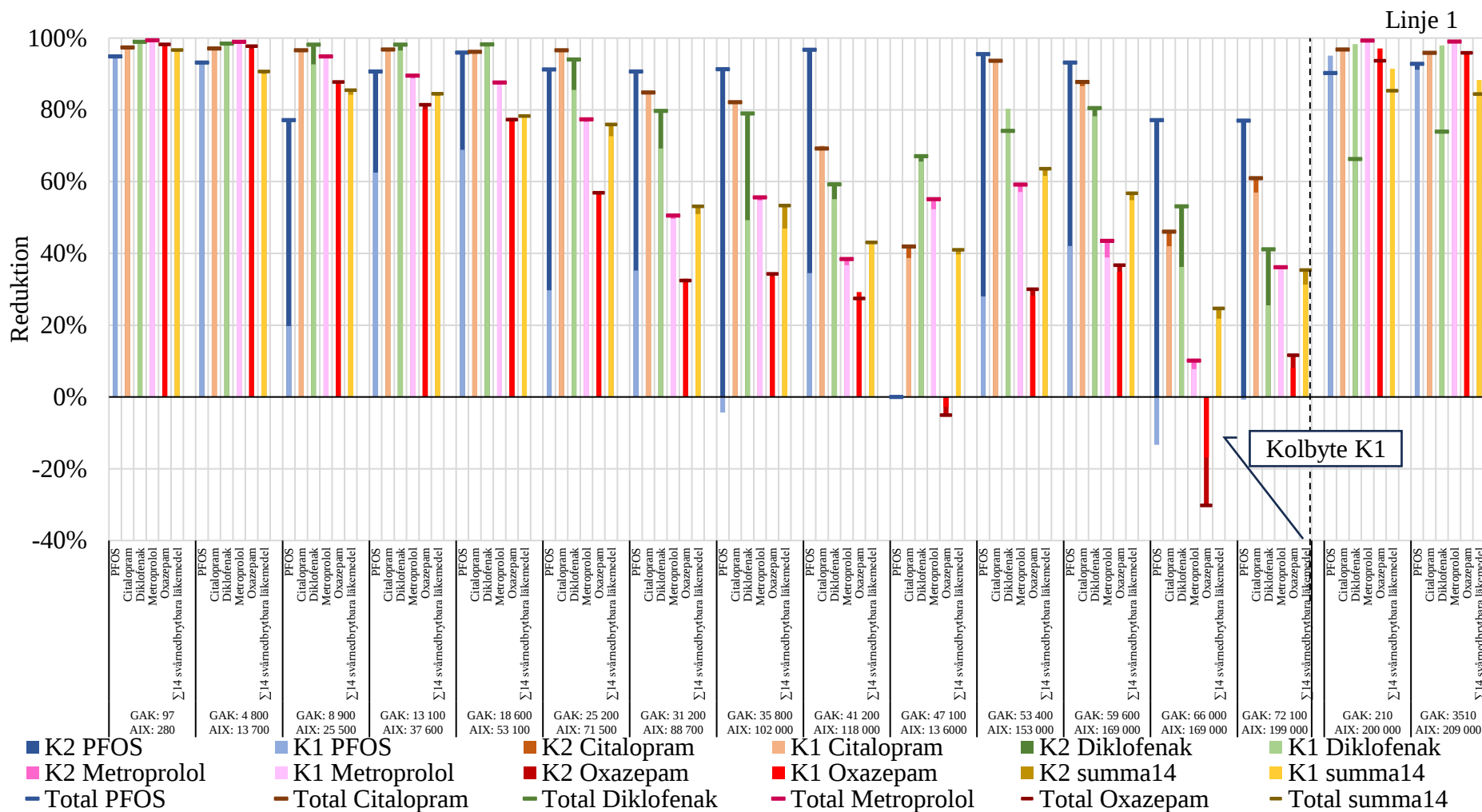
I Tabell B5 visas koncentrationer i enheten ng/l av de substanser som inkluderats i studien vid de regelbundna provtagningarna av pilotförsöken.

Tabell B5. Koncentrationer i enheten ng/l av PFOS och svårnedbrytbara läkemedel vid samtliga regelbundna provtagningar av pilotförsöken

Provmärkning																
	PFOS	Atenolol	Karbamazepin	Ciprofloxacin	Citalopram	Diklofenak	Furosemid	Metoprolol	Oxazepam	Propranolol	Sulfametoxazol	Tramadol	Trimetoprim	Klaritromycin	Venlafaxin	
2022-10-04	In pilot	5,25	394	348	90	335	613	985	1610	612	120	137	886	109	55	753
	GAK1 (470)	<0,3	<10	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10	
	GAK1&2 (240)	<0,3	<10	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10	
	AIX-a (780)	<0,3	<10	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10	
	AIX-b 1/3 (700)	<0,3	<10	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10	
	AIX-b 2/3 (350)	<0,3	<10	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10	
	AIX-b 3/3 (250)	<0,3	<10	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10	
	GAK3 (200)	<0,3	<10	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10	
	AIX-c (960)	<0,3	<10	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10	
2022-12-06	In pilot	2,64	308	270	261	335	770	<10	1690	469	114	125	1020	126	<50	457
	GAK1 (5 400)	1,2	38	38	<30	<10	<10	14	113	74	<10	78	53	<10	<50	70
	GAK1&2 (2 700)	<0,3	<10	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10	
	AIX-a (8 100)	<0,3	<10	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10	
	AIX-b 1/3 (5 900)	<0,3	<10	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10	
	AIX-b 2/3 (3 000)	<0,3	<10	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10	
	AIX-b 3/3 (1 900)	<0,3	<10	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10	
	GAK3 (2 700)	<0,3	<10	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10	
	AIX-c (15 800)	<0,3	<10	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<50	<10	
2023-01-31	In pilot	209	245	281	80	316	540	642	1480	316	132	193	871	186	139	768
	GAK1 (10 000)	2,66	86	89	<30	30	100	60	370	103	<10	161	165	19	<50	274
	GAK1&2 (5 100)	0,6	<10	<10	<30	<10	<10	<10	11	<10	<10	24	<10	<10	<50	18
	AIX-a (13 900)	<0,3	<10	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	11	<10	<10	<50	15
	AIX-b 1/3 (22 800)	0,41	10	<10	<30	<10	<10	<10	14	<10	<10	20	12	<10	<50	20
	AIX-b 2/3 (11 400)	<0,3	<10	<10	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	13	<10	<10	<50	<10
	AIX-b 3/3 (7 600)	<0,3	<10	<10	<30	<10	<10	<10	14	<10	<10	<10	11	<10	<50	25
	GAK3 (5 200)	0,78	21	18	<30	<10	11	11	51	21	<10	28	20	<10	<50	31
	AIX-c (30 600)	<0,3	23	18	<30	<10	<10	<10	54	20	<10	28	20	<10	<50	36
2023-04-11	In pilot	8,52	106	224	556	261	463	600	994	225	120	143	414	94	<50	397
	GAK1 (16 200)	5,01	104	137	<150	59	223	241	511	134	10	110	221	20	<50	265
	GAK1&2 (8 300)	3,26	22	23	<150	<10	28	25	28	26	<10	49	52	<10	<50	88
	AIX-a (24 500)	<0,3	23	23	<150	<10	<10	<10	29	25	<10	64	54	<10	<50	89
	AIX-b 1/3 (49 500)	0,54	24	23	<150	<10	12	<10	28	26	<10	51	51	<10	<50	87
	AIX-b 2/3 (24 800)	<0,3	24	23	<150	<10	<10	<10	28	25	<10	56	52	<10	<50	85
	AIX-b 3/3 (16 500)	<0,3	23	22	<150	<10	<10	<10	28	24	<10	44	50	<10	<50	84
	GAK3 (8 500)	3,24	40	42	<150	13	62	62	108	44	<10	46	68	<10	<50	97
	AIX-c (51 900)	<0,3	40	44	<150	12	16	14	112	42	<10	50	70	<10	<50	96
2023-05-30	In pilot	3,43	261	400	61	324	796	1220	1410	363	112	180	735	105	<50	712
	GAK1 (17 400)	2,22	135	134	<30	29	93	56	488	117	<10	200	91	16	<50	268
	GAK1&2 (8 900)	0,66	40	17	<30	<10	<10	<10	41	17	<10	50	23	<10	<50	90
	AIX-a (26 500)	<0,3	39	18	<30	<10	<10	<10	45	17	<10	52	22	<10	<50	87
	AIX-b 1/3 (54 700)	<0,3	36	18	<30	<10	<10	<10	44	18	<10	47	23	<10	<50	90
	AIX-b 2/3 (27 300)	<0,3	36	18	<30	<10	<10	<10	46	17	<10	51	22	<10	<50	94
	AIX-b 3/3 (18 200)	<0,3	32	16	<30	<10	<10	<10	36	17	<10	49	23	<10	<50	88
	GAK3 (9 100)	0,51	55	30	<30	<10	<10	<10	110	28	<10	41	17	<10	<50	90
	AIX-c (56 200)	<0,3	53	30	<30	<10	<10	15	114	28	<10	42	18	<10	<50	89
2023-08-08	In pilot	5	273	414	96	265	530	697	1130	349	87	193	603	120	<50	537
	GAK1 (23 900)	2,92	166	263	<60	42	95	98	612	217	<10	170	116	29	<50	260
	GAK1&2 (12 200)	0,67	69	71	<60	<10	<10	<10	112	43	<10	38	<10	<10	<50	62
	AIX-a (34 400)	<0,3	68	65	<60	<10	<10	<10	108	40	<10	22	<10	<10	<50	55

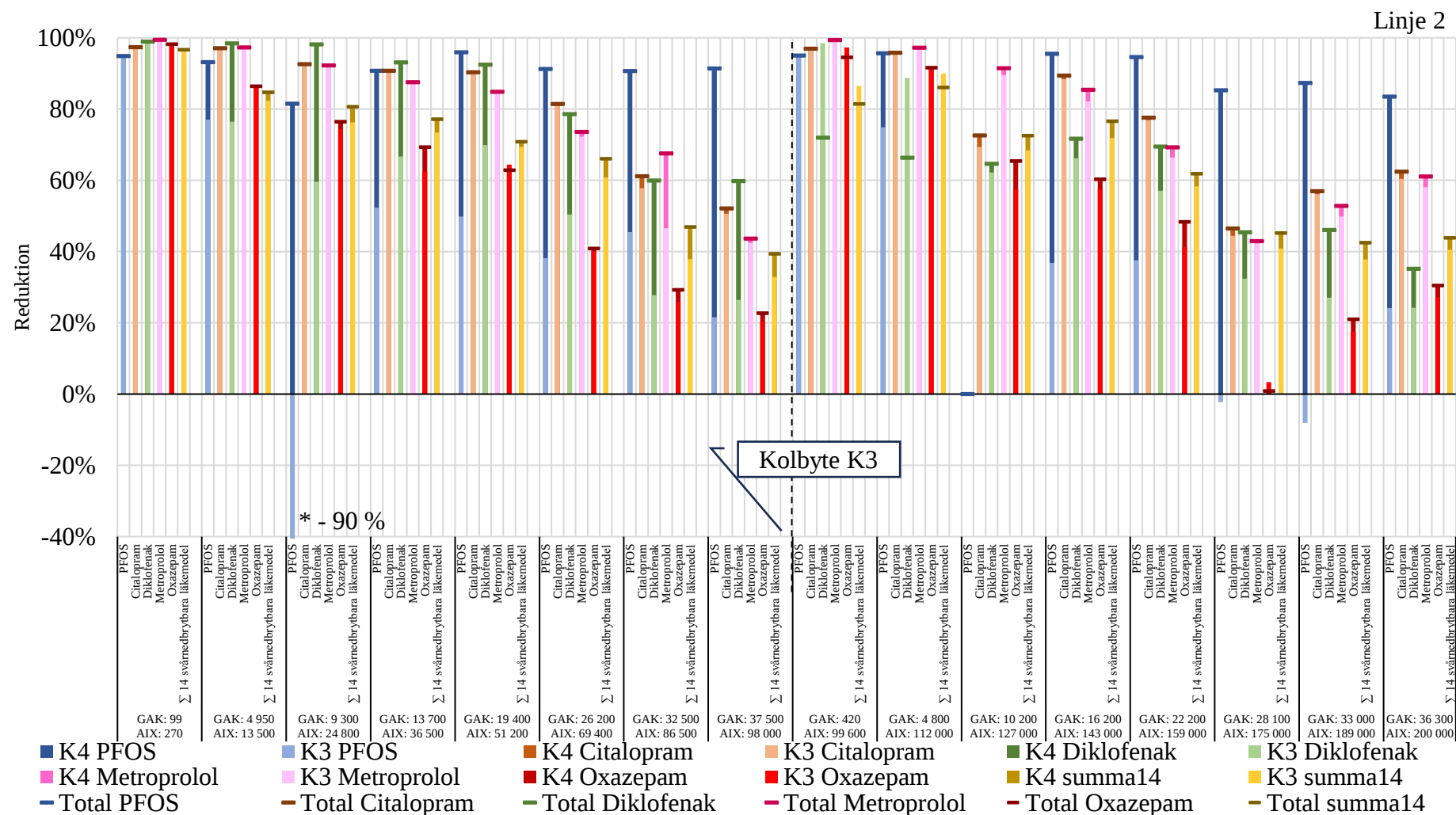
Provmärkning	PFOS	Atenolol	Karbamazepin	Ciprofloxacin	Citalopram	Diklofenak	Furosemid	Metoprolol	Oxazepam	Propranolol	Sulfametoxazol	Tramadol	Trimetoprim	Klaritromycin	Venlafaxin
AIX-b 1/3 (75 000)	0,42	71	62	<60	<10	<10	<10	112	42	<10	22	<10	<10	<50	56
AIX-b 2/3 (37 500)	0,3	64	62	<60	<10	<10	<10	114	42	<10	35	<10	<10	<50	61
AIX-b 3/3 (25 000)	<0,3	52	57	<60	<10	<10	<10	79	39	<10	32	<10	<10	<50	61
GAK3 (12 400)	0,88	78	106	<60	<10	13	16	229	77	<10	53	12	<10	<50	88
AIX-c (77 400)	0,56	82	95	<60	<10	<10	16	219	76	<10	45	12	<10	<50	89
In pilot	7,06	130	353	<300	262	698	219	858	111	67	170	707	57	88,1	379
GAK1 (31 400)	5,01	90	244	<300	48	176	27	534	70	<10	179	204	20	<50	201
GAK1&2 (16 000)	3,45	38	87	<300	<10	<50	<10	142	29	<10	90	30	<10	<50	91
AIX-a (43 200)	<0,3	42	86	<300	<10	<50	<10	149	33	<10	71	35	<10	<50	102
AIX-b 1/3 (98 400)	1,89	43	88	<300	<10	<50	<10	149	37	<10	97	33	<10	<50	108
AIX-b 2/3 (49 200)	1,23	46	87	<300	<10	<50	<10	156	43	<10	89	39	<10	<50	102
AIX-b 3/3 (32 800)	<0,3	52	82	<300	<10	<50	<10	154	47	<10	73	34	<10	<50	93
GAK3 (16 300)	3,42	41	107	<300	11	<50	<10	224	37	<10	80	43	<10	<50	96
AIX-c (104 800)	<0,3	60	108	<300	11	<50	<10	255	72	<10	83	44	<10	<50	99
In pilot	3,03	296	331	211	342	660	637	1660	369	102	355	907	191	112	609
GAK1 (39 700)	3,44	219	266	<60	110	338	212	1100	300	18	287	466	71	81,9	415
GAK1&2 (20 200)	2,99	146	155	<60	17	91	45	514	175	<10	210	192	14	<50	284
AIX-a (52 600)	<0,3	152	156	<60	15	<10	<10	516	170	<10	178	191	12	<50	306
AIX-b 1/3 (116 300)	2,26	156	154	<60	16	72	34	535	172	<10	206	199	14	<50	323
AIX-b 2/3 (58 100)	1,47	147	154	<60	14	56	26	516	172	<10	190	191	13	<50	301
AIX-b 3/3 (38 800)	<0,3	131	156	<60	14	14	<10	523	164	<10	193	192	14	<50	329
GAK3 (20 300)	2,97	149	158	<60	39	111	69	569	185	<10	214	189	26	<50	311
AIX-c (133 800)	0,41	154	162	<60	35	70	39	572	176	<10	216	186	27	<50	310
In pilot	6,42	261	200	302	208	483	445	1130	272	61	262	598	107	90,1	412
GAK1 (47 100)	6	205	192	82	135	354	384	848	253	23	241	476	61	69,6	299
GAK1&2 (24 000)	6,56	146	145	<60	37	212	176	455	193	<10	229	310	19	<50	247
AIX-a (60 300)	<0,3	148	152	<60	37	26	<10	460	192	<10	210	321	19	<50	244
AIX-b 1/3 (133 600)	5,36	142	153	<60	37	188	155	467	194	<10	225	322	17	<50	242
AIX-b 2/3 (66 800)	3,8	140	152	<60	37	163	122	464	189	<10	215	318	18	<50	248
AIX-b 3/3 (44 500)	0,88	135	154	<60	37	64	42	465	197	<10	215	318	18	<50	246
GAK3 (24 000)	5,72	150	154	<60	57	196	178	530	190	<10	206	294	28	<50	234
AIX-c (159 200)	0,71	160	153	<60	57	141	91	544	194	<10	231	305	30	<50	242
In pilot	8,82	242	256	91	238	425	714	1080	237	65	240	345	126	65,5	304
GAK1 (50 500)	7,89	149	197	<90	108	362	583	607	191	15	206	283	44	54,3	218
GAK1&2 (25 700)	8	76	131	<90	27	226	298	227	140	<10	166	188	10	<50	177
AIX-a (63 600)	0,54	90	131	<90	26	30	17	228	134	<10	180	190	10	<50	169
AIX-b 1/3 (143 600)	7	95	135	<90	26	206	280	229	139	<10	190	188	10	<50	181
AIX-b 2/3 (71 800)	4,86	85	130	<90	26	175	239	222	135	<10	200	183	<10	<50	177
AIX-b 3/3 (47 900)	1,25	84	129	<90	26	76	80	223	134	<10	180	185	10	<50	190
GAK3 (25 700)	7,58	106	132	<90	43	201	277	317	135	<10	178	193	19	<50	186
AIX-c (171 000)	0,92	98	133	<90	42	148	148	300	137	<10	190	180	18	<50	180

I Figur B3 visas reduktioner av PFOS, citalopram, diklofenak, metoprolol, oxazepam och $\Sigma 14$ svårnedbrytbara substanser vid samtliga regelbundna provtagningar av L1 (K1 + K2) i kolonnförsöken.



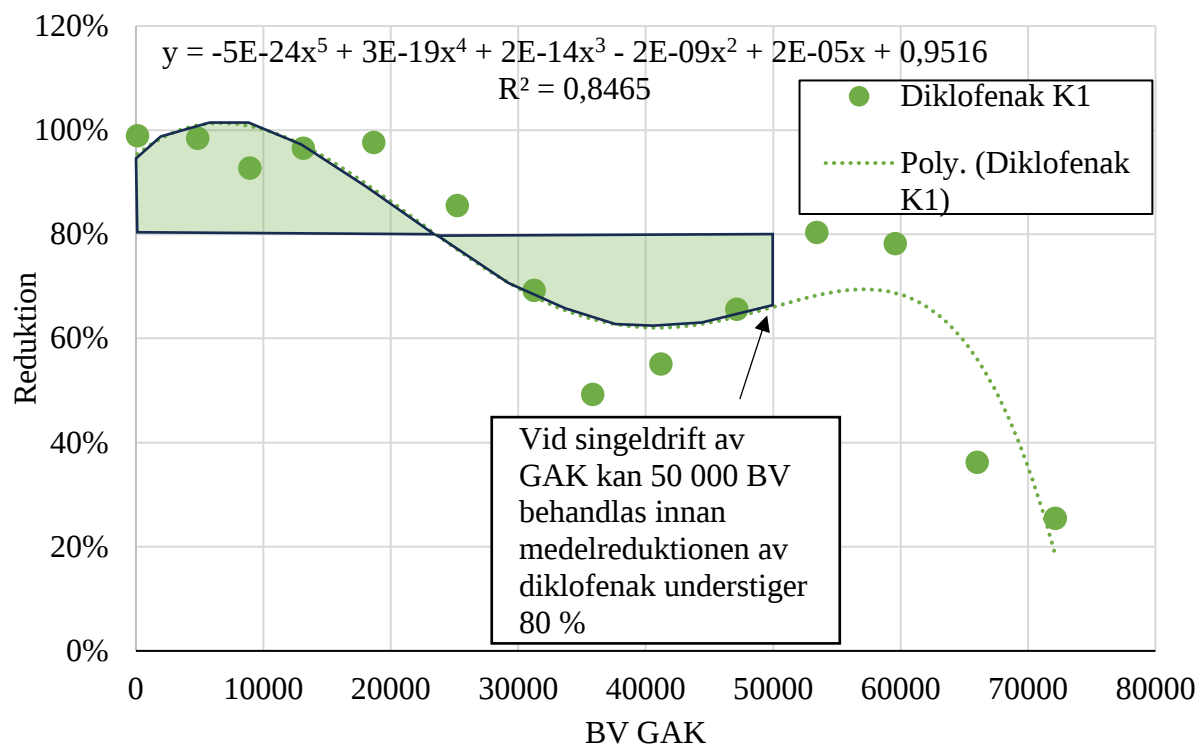
Figur B3. Reduktioner av PFOS, citalopram, diklofenak, metoprolol, oxazepam och $\Sigma 14$ svårnedbrytbara läkemedel i L1 i kolonnförsöken före och efter byte av kol i K1. Den totala reduktionen av varje ämne över hela linjen är markerad. Om denna är lägre än stapelns höjd innebär det att en negativ reduktion skett över K2. Reduktionerna är beräknade med LOR.

I Figur B4 visas reduktion av PFOS, citalopram, diklofenak, metoprolol, oxazepam och $\Sigma 14$ svärnedbrytbara läkemedel vid samtliga regelbundna provtagningar av L2 (K3 + K4) i kolonnförsöken.



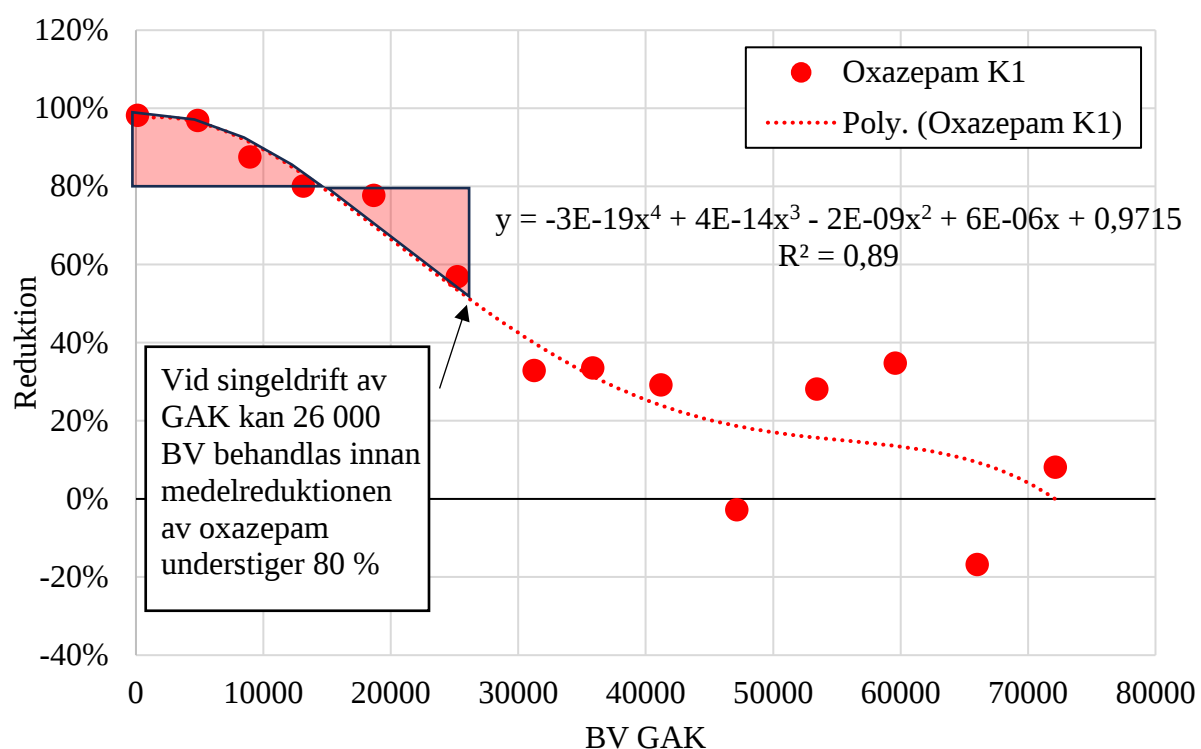
Figur B4. Reduktioner av PFOS, citalopram, diklofenak, metoprolol, oxazepam och $\Sigma 14$ svärnedbrytbara läkemedel i L2 i kolonnförsöken före och efter byte av kol i K3. Den totala reduktionen av varje ämne över hela linjen är markerad. Om denna är lägre än stapelns höjd innebär det att en negativ reduktion skett över K4. Reduktionerna är beräknade med LOR.

I Figur B5 visas reduktionen av diklofenak i K1 mot antalet behandlade BV i K1 samt anpassning till reduktionerna. I K1 kunde 50 000 BV behandlas innan medelreduktionen av diklofenak understeg 80 %.



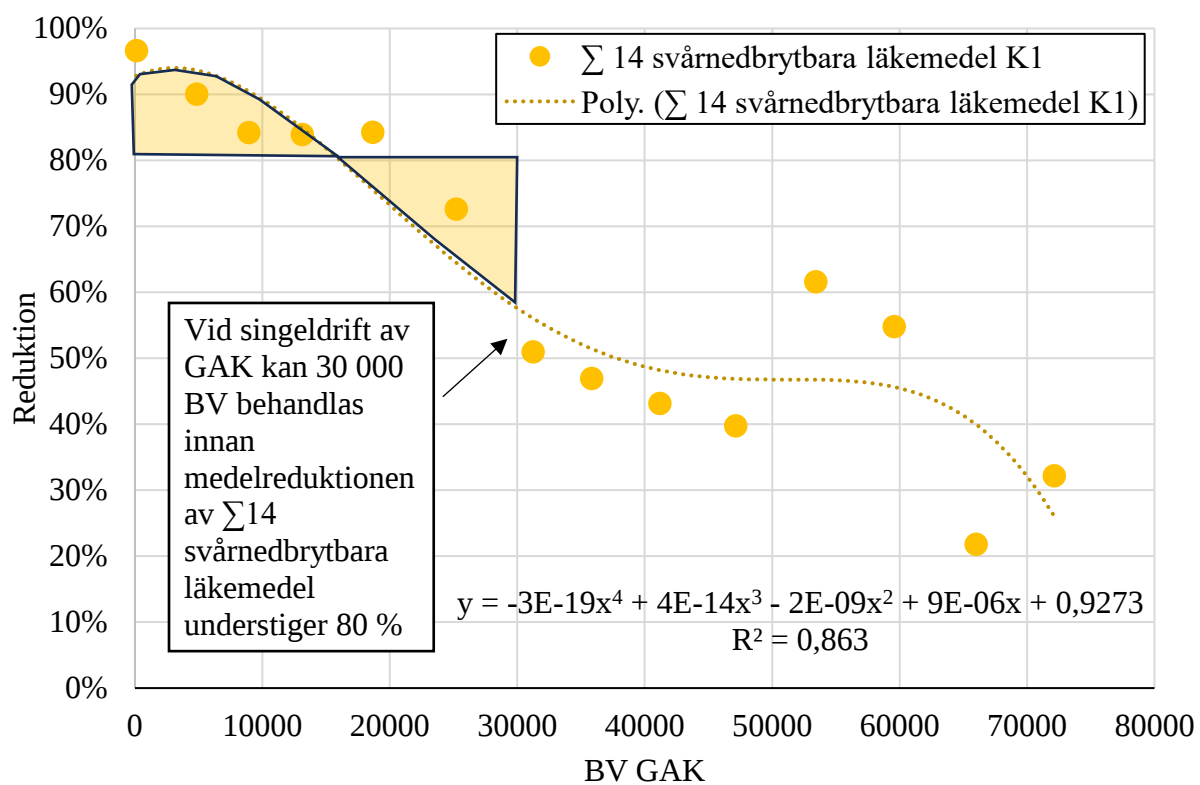
Figur B5. Reduktion av diklofenak i K1 mot antalet BV som behandlats i K1. Reduktionen är beräknad med LOR. De grönmarkerade ytorna visar arean under anpassningen ovan 80 % reduktion, samt arean över anpassningen under 80 % reduktion som beräknades för att hitta antalet BV som kan behandlas för 80 % medelreduktion. Baserad på Olsson (2023).

I Figur B6 visas reduktionen av oxazepam i K1 mot antalet behandlade BV i K1 samt anpassning till reduktionerna. I K1 kunde 26 000 BV behandlas innan medelreduktionen av oxazepam understeg 80 %.



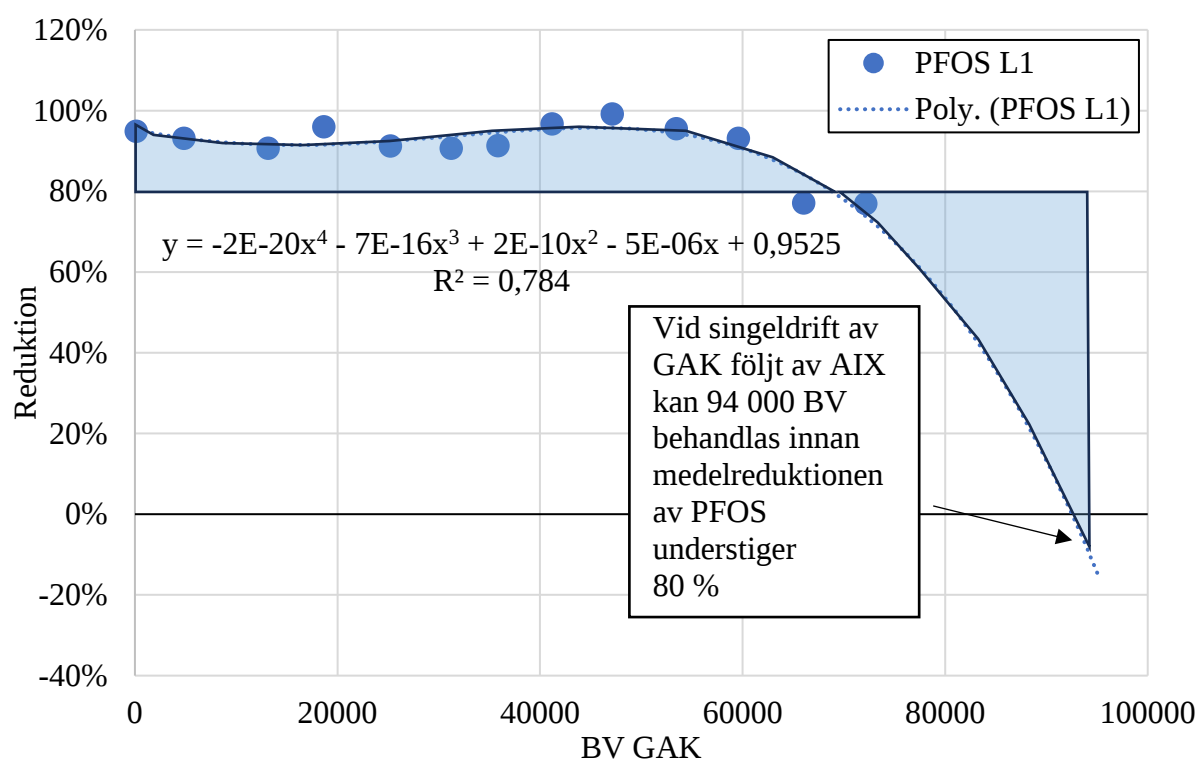
Figur B6. Reduktion av oxazepam i K1 mot antalet BV som behandlats i K1. Reduktionen är beräknad med LOR. De rödmarkerade ytorna visar arean under anpassningen ovan 80 % reduktion, samt arean över anpassningen under 80 % reduktion som beräknades för att hitta antalet BV som kan behandlas för 80 % medelreduktion. Baserad på Olsson (2023).

I Figur B7 visas reduktionen av $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel i K1 mot antalet behandlade BV i K1 samt anpassning till reduktionerna. I K1 kunde 30 000 BV behandlas innan medelreduktionen av $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel understeg 80 %.



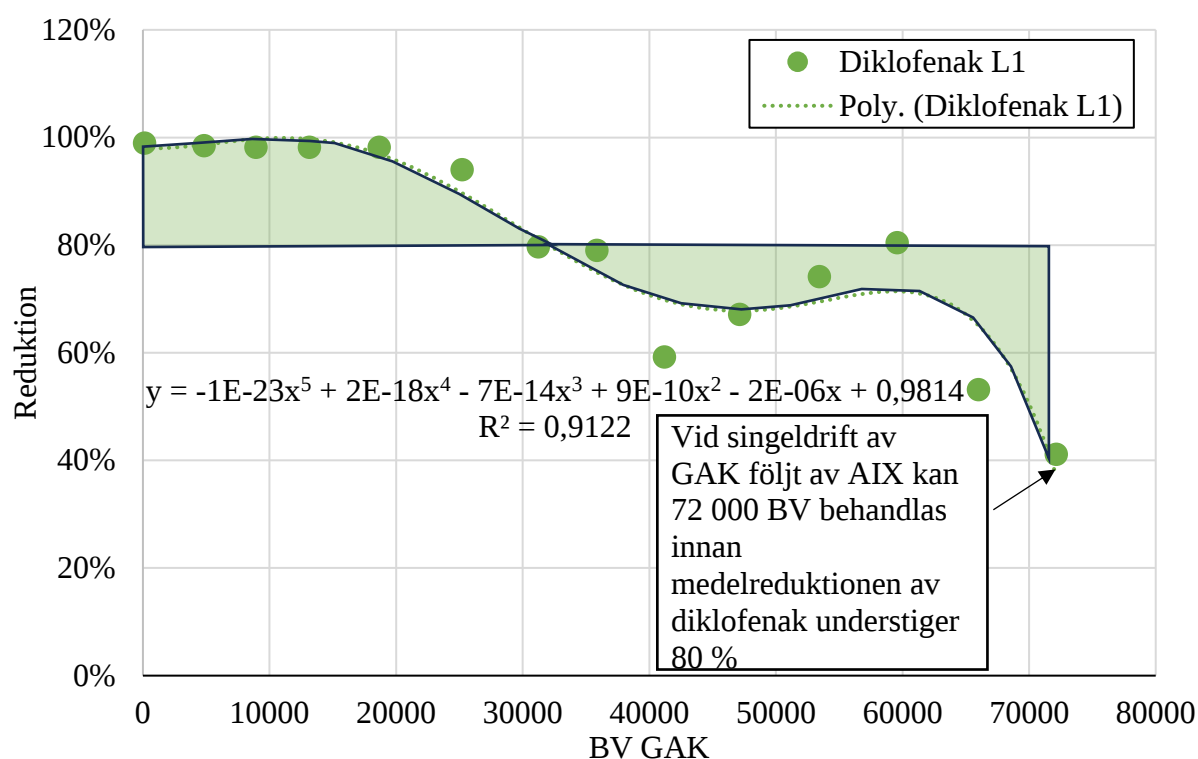
Figur B7. Reduktion av $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel i K1 mot antalet BV som behandlats i K1. Reduktionen är beräknad med LOR. De gulmarkerade ytorna visar arean under anpassningen ovan 80 % reduktion, samt arean över anpassningen under 80 % reduktion som beräknades för att hitta antalet BV som kan behandlas för 80 % medelreduktion. Baserad på Olsson (2023).

I Figur B8 visas reduktionen av PFOS i L1 mot antalet behandlade BV GAK i K1 samt anpassning till reduktionerna. I K1 kunde 94 000 BV behandlas innan medelreduktionen av PFOS understeg 80 % i L1.



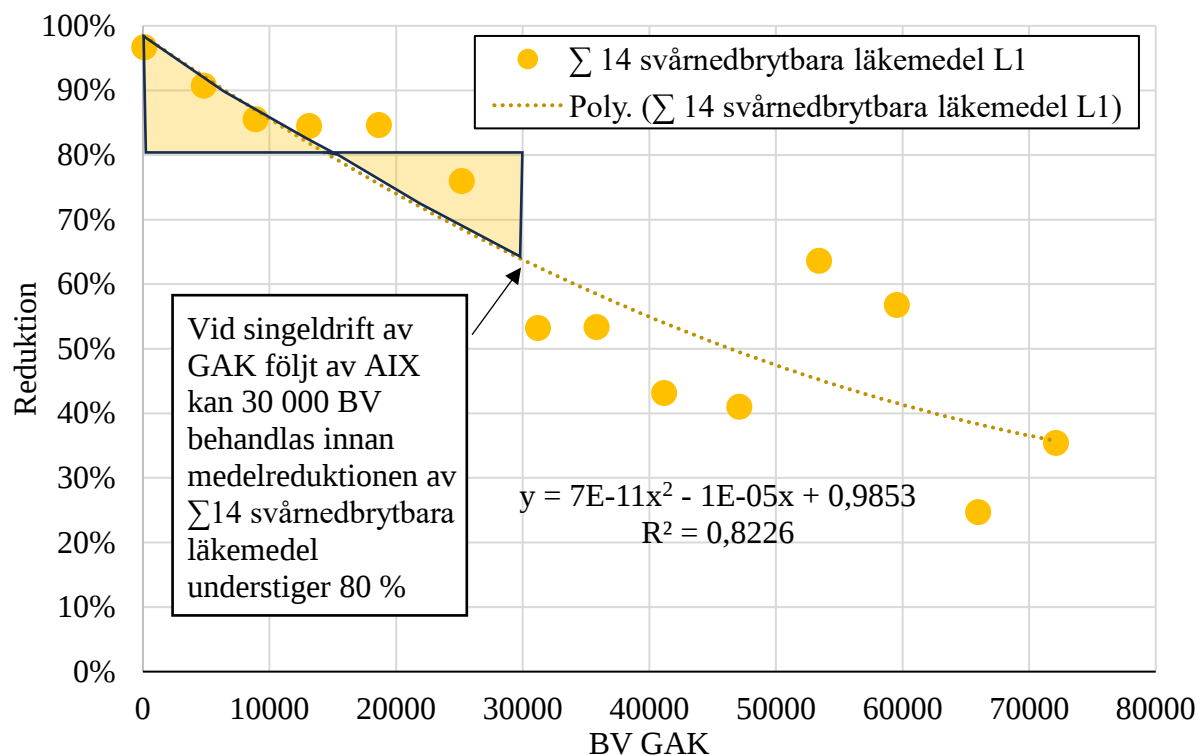
Figur B8. Reduktion av PFOS i L1 mot antalet BV som behandlats i L1. Reduktionen är beräknad med LOR. De blåmarkerade ytorna visar arean under anpassningen ovan 80 % reduktion, samt arean över anpassningen under 80 % reduktion som beräknades för att hitta antalet BV som kan behandlas för 80 % medelreduktion. Baserad på Olsson (2023).

I Figur B9 visas reduktionen av diklofenak i L1 mot antalet BV i K1 samt anpassning till reduktionerna. I K1 kunde 72 000 BV behandlas innan medelreduktionen av diklofenak i L1 understeg 80 %.



Figur B9. Reduktion av diklofenak i L1 mot antalet BV som behandlats i L1. Reduktionen är beräknad med LOR. De grönmarkerade ytorna visar arean under anpassningen ovan 80 % reduktion, samt arean över anpassningen under 80 % reduktion som beräknades för att hitta antalet BV som kan behandlas för 80 % medelreduktion. Baserad på Olsson (2023).

I Figur B10 visas reduktioner av $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel mot antalet behandlade BV i K1 samt anpassning till reduktionerna. I K1 kunde 30 000 BV behandlas innan medelreduktionen av $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel i L1 understeg 80 %.



Figur B10. Reduktion av $\sum 14$ svårnedbrytbara läkemedel i L1 mot antalet BV som behandlats i L1. Reduktionen är beräknad med LOR. De gulmarkerade ytorna visar arean under anpassningen ovan 80 % reduktion, samt arean över anpassningen under 80 % reduktion som beräknades för att hitta antalet BV som kan behandlas för 80 % medelreduktion. Baserad på Olsson (2023).

I Tabell B6, Tabell B7 och Tabell B8 visas koncentrationer av läkemedelssubstanser vid de utökade läkemedelsprovtagningarna 2023-09-19, 2023-12-12 och 2024-02-06.

Tabell B6. Koncentrationer av läkemedelssubstanser i enheten ng/l vid den utökade läkemedelsprovtagningen 2023-09-19

	Ink AB+C	UT	In pilot	GAK 1	GAK 2	AIX-a
Σ6&4-						
metylbenzotriazol	670	290	470	52	10	15
Amisulprid	74	84	130	8	<1	<1
Atenolol	700	230	230	140	60	55
Benzotriazol	28	17	23	8	<1	6
Kandesartan	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Karbamazepin	400	560	590	330	95	110
Ciprofloxacin	100	6	9	<3	<3	4
Citalopram	180	190	150	14	<3	<3
Klaritromycin	60	52	45	15	<3	<1
Diklofenak	1100	1000	1200	250	19	7
Furosemid	460	990	220	21	13	<1
Hydroklortiazid	1000	1200	1900	370	170	84
Irbesartan	190	200	180	36	8	<4
Metoprolol	1500	1300	1400	730	160	190
Oxazepam	280	490	460	130	61	42
Propranolol	90	180	150	8	<1	<1
Sulfametoxazol	920	490	450	230	110	83
Tramadol	910	640	290	22	<7	<7
Trimethoprim	290	230	220	47	12	7
Venlafaxin	730	880	530	100	51	68

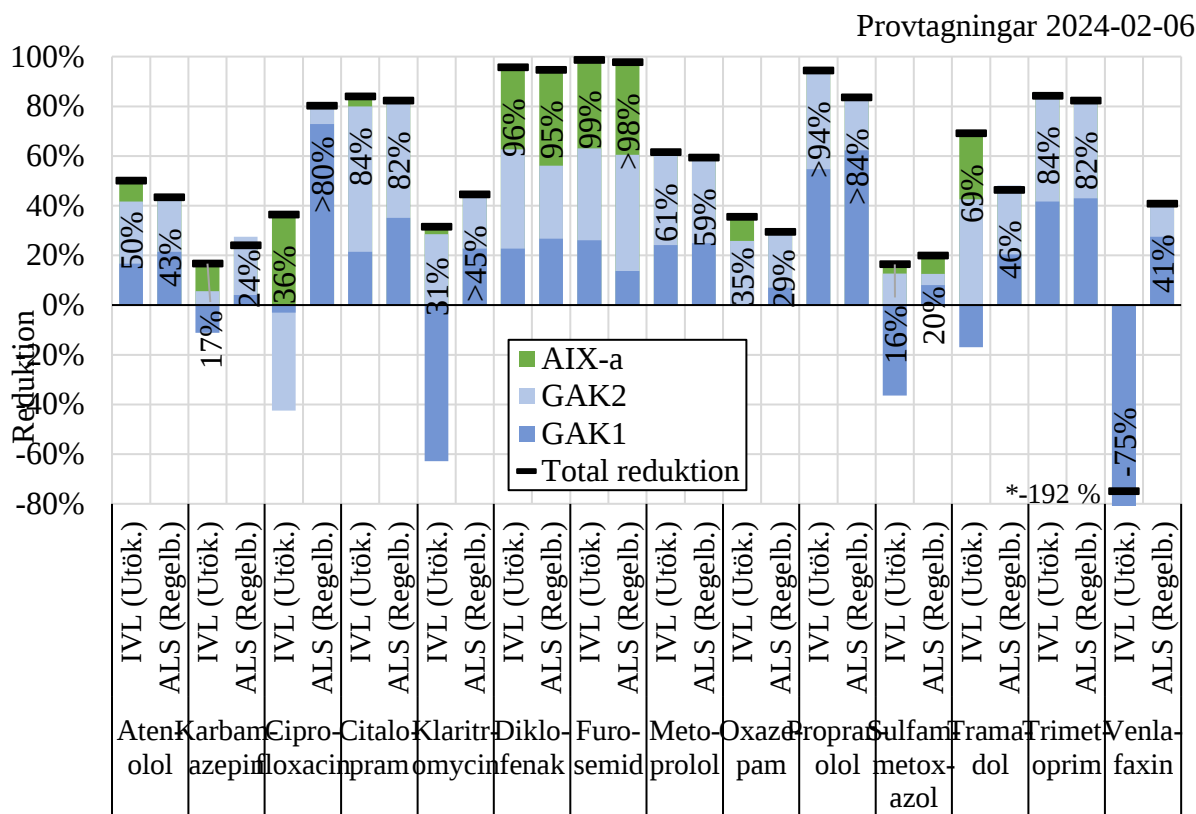
Tabell B7. Koncentrationer av läkemedelssubstanser i enheten ng/l vid den utökade läkemedelsprovtagningen 2023-12-12

	Ink AB+C	UT	In pilot	GAK 1	GAK 2	AIX-a
Σ6&4-						
metylbenzotriazol	1300	460	580	170	37	30
Amisulprid	200	100	150	20	<1	<1
Atenolol	750	400	350	260	170	170
Benzotriazol	83	<26	<8	<8	<8	<8
Kandesartan	4200	3200	2600	2000	1400	21
Karbamazepin	260	280	320	250	130	130
Ciprofloxacin	280	<33	40	<10	<10	<10
Citalopram	56	94	83	29	5	5
Klaritromycin	63	45	60	35	15	14
Diklofenak	890	830	1100	520	120	8
Furosemid	710	1000	1200	200	49	
Hydroklortiazid	1300	1200	2200	620	330	210
Irbesartan	84	80	70	59	33	9
Metoprolol	890	830	930	730	300	310
Oxazepam	280	330	140	240	140	97
Propranolol	58	97	52	24	<1	<1
Sulfametoxazol	730	210	280	220	220	160
Tramadol	1900	680	1200	180	86	210
Trimethoprim	180	170	230	67	11	11
Venlafaxin	1300	1600	850	620	360	490

Tabell B8. Koncentrationer av läkemedelssubstanser i enheten ng/l vid den utökade läkemedelsprovtagningen 2024-02-06

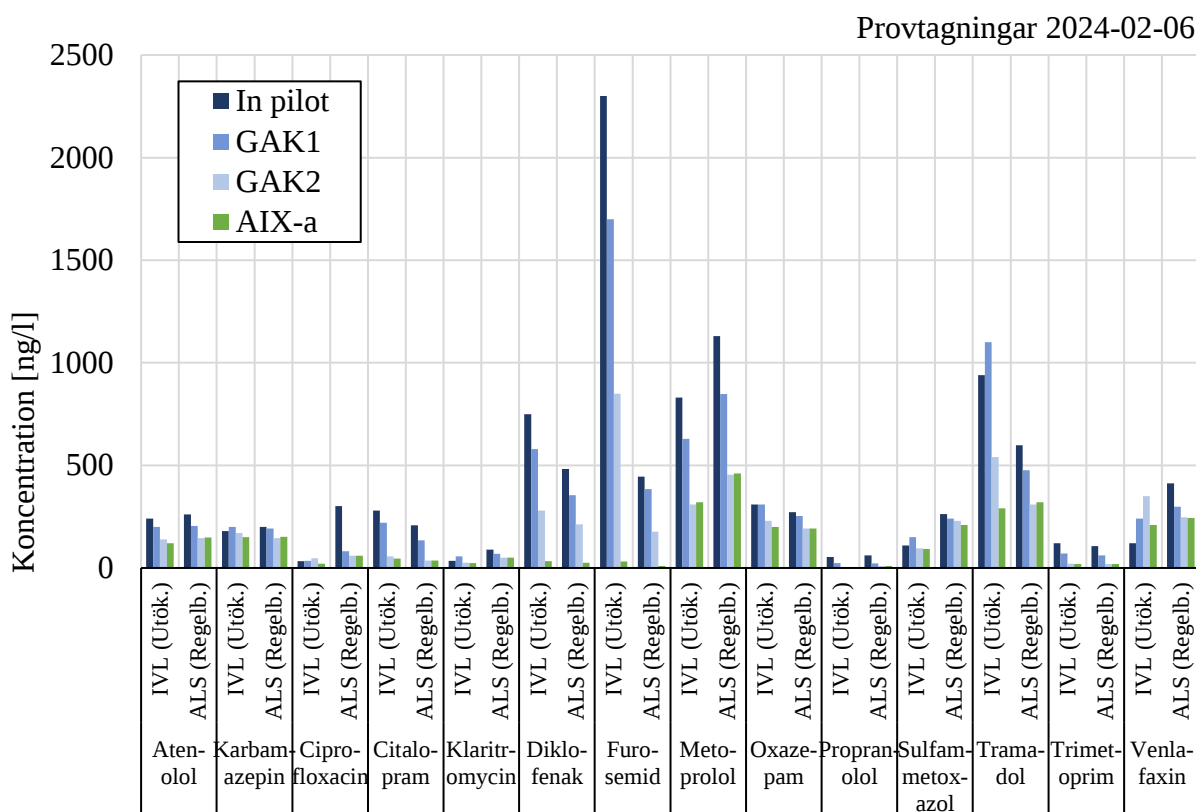
	Ink AB+C	UT	In pilot	GAK 1	GAK 2	AIX-a
Σ6&4-						
metylbenzotriazol	2600	370	550	310	130	83
Amisulprid	310	570	710	340	67	58
Atenolol	430	280	240	200	140	120
Benzotriazol	37	<12	15	12	<5	<12
Kandesartan	730	510	330	380	370	
Karbamazepin	150	210	180	200	170	150
Ciprofloxacin	120	61	33	34	47	21
Citalopram	230	340	280	220	56	45
Klaritromycin	24	49	35	57	25	24
Diklofenak	720	690	750	580	280	33
Furosemid	1200	2500	2300	1700	850	31
Hydroklortiazid	790	900	1100	720	520	360
Irbesartan	49	100	100	120	140	33
Metoprolol	740	770	830	630	310	320
Oxazepam	170	340	310	310	230	200
Propranolol	98	60	53	24	<3	<3
Sulfametoxazol	350	260	110	150	96	92
Tramadol	1300		940	1100	540	290
Trimethoprim	130	160	120	70	20	19
Venlafaxin	620	200	120	240	350	210

I Figur B11 visas reduktioner av de 14 svårnedbrytbara substanser som provtagits vid både de regelbundna och utökade läkemedelsprovtagningarna. Reduktionerna är beräknade baserat på data från provtagningarna 2024-02-06.



Figur B11. Reduktioner i L1a för de substanser som ingår i Σ 14 svårnedbrytbara läkemedel beräknade med LOR, LOD och LOQ baserat på data från den utökade läkemedelsprovtagningen 2023-12-12 (benämns Utök. i figuren) samt från den regelbundna provtagningen vid samma tillfälle (benämns Regelb. i figuren). Reduktionen över varje filter är beräknad från det inkommande vattnet till första filtret i serien. Stapeln för de första filtren i serien placeras framför stapeln för de efterliggande filtren i serien för att visualisera i vilket filter som reduktionen sker. För varje stapel finns en markering och ett utskrivet värde för den totala reduktionen över hela linjen. I de fall där den totala reduktionen är lägre än stapelns höjd har en negativ reduktion skett över AIX. * Indikerar en större negativ reduktion än vad stapeln visar i figuren.

I Figur B12 visas koncentrationer från provtagningen 2024-02-06 av de 14 svårnedbrytbara substanser som provtagits vid både de regelbundna och utökade läkemedelsprovtagningarna. För furosemid syns en markant skillnad i koncentrationer efter samtliga filter vid de utökade läkemedelsprovtagningarna jämfört med de regelbundna provtagningarna.



Figur B12. Koncentrationer av de substanser som ingår i $\Sigma 14$ svårnedbrytbara läkemedel beräknade med LOR, LOD och LOQ baserat på data från den regelbundna provtagningen 2024-02-06 (benämns Utök. i figuren) samt från den regelbundna provtagningen vid samma tillfälle (benämns Regelb. i figuren). Koncentrationerna avser mätpunkten efter det reningssteg som anges i figuren.