



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 23007

Examensarbete 30 hp

Juni 2023

Utvärdering av långtidstester med aktivt kol och anjonbytare för avskiljning av läkemedelsrester och PFAS från kommunalt avloppsvatten

Reningseffektivitet, kostnad och klimatpåverkan

Sofia Olsson

Referat

Utvärdering av långtidstester med aktivt kol och anjonbytare för avskiljning av läkemedelsrester och PFAS från kommunalt avloppsvatten – Reningseffektivitet, kostnad och klimatpåverkan

Sofia Olsson

Avloppsreningsverk utgör en viktig spridningsväg för läkemedelsrester till den akvatiska miljön. Även per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) har påvisats i utgående vatten från avloppsreningsverk. För att minska utsläpp av dessa krävs ett kompletterande reningssteg.

Syftet med denna studie var att utvärdera utökad rening av avloppsvatten med granulerat aktivt kol (GAK) och anjonbytare (AIX, Anion exchange resin). Underlag för utvärdering utgjordes av resultat från pågående pilotstudie vid Kungsängsverket i Uppsala, vilken består av kolonnförsök samt pilotförsök i större skala. I kolonnförsöken testas kombinationen GAK (Cyclecarb 401 eller Filtrasorb 400) i fixerade bäddar, följt av AIX (Purolite 694E) i fixerade samt fluidiserade bäddar i olika driftlinjer. Kontakttiden (EBCT, Empty Bed Contact Time) var cirka 15 minuter för GAK respektive 5 minuter för AIX. I pilotförsöken inkluderas även tvåstegsdrift av GAK med EBCT på cirka 14 minuter per filter. Vid slutet av denna studie hade cirka 36 000 till 37 000 bäddvolymeter (BV) behandlats med GAK, respektive 98 000 till 116 000 BV med AIX i kolonnförsöken. I pilotförsöken hade cirka 5 000 till 10 000 BV behandlats med GAK samt cirka 8 000 till 31 000 BV med AIX.

Reningseffektivitet utvärderades avseende avskiljning av diklofenak, oxazepam, metoprolol, citalopram samt PFOS eftersom dessa i tidigare studie pekats ut som mest utmanande för mottagande vattenmiljö. En högre avskiljning av oxazepam, metoprolol och citalopram uppnåddes med GAK än med AIX, där Cyclecarb 401 uppvisat högst reduktion. För diklofenak och PFOS uppnåddes en högre avskiljning med kombinationen GAK följt av AIX än med enbart GAK.

Driftkostnad och klimatpåverkan utvärderades för samtliga adsorbenter samt för specifika scenarion vid Kungsängsverket. Scenarierna inkluderar olika reningsmål för avancerad rening med singel- respektive tvåstegsdrift av GAK samt GAK följt av AIX. Reningsmålen avser en 80 procentig genomsnittlig reduktion över tid av diklofenak, oxazepam, PFOS eller en kombination av dessa. Vid ekvivalent dos av adsorbenterna resulterade Cyclecarb 401 i den lägsta driftkostnaden och klimatpåverkan. Lägst driftkostnad för samtliga reningsmål erhöles med tvåstegsdrift av GAK. För avskiljning av PFOS eller PFOS och diklofenak erhöles lägst klimatpåverkan med kombinationen GAK följt av AIX. För resterande reningsmål erhöles lägst klimatpåverkan med tvåstegsdrift av GAK.

I tillägg utfördes en regressionsanalys för att undersöka om enkla mätningar av löst organiskt kol (DOC) eller ultraviolet absorptions (UVA) kan användas som uppföljningsmetod för reningseffektiviteten. Ingen korrelation kunde dock fastställas mellan skillnaden i ingående och utgående koncentration eller absorptions av DOC, UVA och diklofenak, oxazepam eller PFOS.

Nyckelord: Läkemedel, PFAS, PFOS, Aktivt kol, Anjonbytare, Avancerad rening, Avloppsreningsverk, Kostnad, Klimatpåverkan

Institutionen för vatten och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Gerda Nilssons väg 5, SE-756 61, Uppsala Sverige. ISSN 1401-5765

Abstract

Evaluation of long-term tests with activated carbon and anion exchange resins for removal of pharmaceuticals and PFASs from municipal wastewater – Treatment efficiency, cost and climate impact

Sofia Olsson

Wastewater treatment plants are an important source for the spread of pharmaceuticals to the aquatic environment. Per- and polyfluorinated alkyl substances (PFASs) have also been detected in outgoing wastewater. To reduce emissions of these micropollutants, an advanced treatment process is required.

This study aimed to evaluate advanced treatment with granular activated carbon (GAC) and anion exchange resin (AIX), using results from an ongoing pilot study at the wastewater treatment plant Kungsängsverket in Uppsala, Sweden. The pilot study consists of column tests and pilot tests in larger scale. The column tests consist of the combination of GAC (Cyclecarb 401 or Filtrasorb 400) in fixed beds, followed by AIX (Purolite 694E) in fixed or fluidized beds in different operating lines. Contact time (EBCT, Empty Bed Contact Time) was 15 minutes for GAC and 5 minutes for AIX. The pilot tests include two-stage operation of GAC with EBCT of 14 minutes per filter. At the end of this study, in the column tests, approximately 36 000 bed volumes (BV) had been treated with GAC and 98 000 to 116 000 BV with AIX. In the pilot tests, 5 000 to 10 000 BV had been treated with GAC and 8 000 to 31 000 BV with AIX.

Treatment efficiency was evaluated for diclofenac, oxazepam, metoprolol, citalopram and PFOS, since these were identified as prioritized substances in a previous study. A higher reduction of oxazepam, metoprolol and citalopram were obtained using GAC compared to AIX, where Cyclecarb 401 showed the highest reduction. For diclofenac and PFOS, a higher reduction was achieved for the combination of GAC followed by AIX compared to GAC alone.

Operating cost and climate impact were evaluated for the adsorbents as well as for specific scenarios at Kungsängsverket, that includes different treatment goals for single stage and two-stage operation of GAC, and GAC followed by AIX. Treatment goals consists of an 80 percent average reduction over time of diclofenac, oxazepam, PFOS, or a combination of these. For an equivalent dose of adsorbent, the lowest operating cost and climate impact was obtained with Cyclecarb 401. The lowest operating cost for all the treatment goals was obtained with two-stage operation of GAC. For reduction of PFOS or PFOS and diclofenac, the lowest climate impact was obtained with the combination of GAC followed by AIX. For the remaining treatment goals, the lowest climate impact was obtained with two-stage operation of GAC.

In addition, a regression analysis was performed to evaluate whether measurements of dissolved organic carbon (DOC) or ultraviolet absorbance (UVA) could serve as a prediction method for the treatment efficiency of organic micropollutants. However, the regression analysis showed no correlation between the reduction of DOC, UVA, and diclofenac, oxazepam or PFOS.

Keywords: Pharmaceuticals, PFAS, PFOS, Activated Carbon, Anion Exchange, Advanced Treatment, Wastewater Treatment Plant, Cost, Climate Impact

Department of Aquatic Sciences and Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Gerda Nilssons väg 5, SE-756 61, Uppsala Sweden. ISSN 1401-5765

Förord

Detta examensarbete, omfattande 30 högskolepoäng, utgjorde den avslutande delen i civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet (UU) och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Examensarbetet har utförts på uppdrag av Uppsala Vatten och Avfall AB som en del av ett större projekt i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet.Handledare vid Uppsala Vatten var Johanna Andersson, Utredningsingenjör. Handledare vid IVL var Christian Baresel. Ämnesgranskare var Lutz Ahrens vid Institutionen för vatten och miljö vid SLU Ultuna.

Jag vill rikta ett stort tack till Johanna Andersson och Lutz Ahrens som bidragit med mycket kunskap och vägledning av rapporten. Till Christian Baresel vill jag rikta ett särskilt tack för all hjälp, snabba svar och ett enormt engagemang i mitt arbete. Jag vill även tacka Anna Maria Sundin, Utvecklingsingenjör vid Uppsala Vatten, för all vägledning och stöttning under arbetets gång. Slutligen vill jag även tacka Lovisa Olofsson, Processingenjör vid Uppsala Vatten, och Oscar Götlind, Instrumenttekniker vid Uppsala Vatten, för många givande samtal och hjälp med praktiska problem som uppstått längs vägen.

Sofia Olsson

Uppsala, juni 2023

Populärvetenskaplig sammanfattning

I traditionella kommunala avloppsreningsverk renas avloppsvatten från organiskt material, kväve och fosfor. Detta görs för att minska risken för övergödning och syrebrist i den akvatiska miljön. På senare tid har även förekomsten av mikroföroreningar i avloppsvatten uppmärksammats. Mikroföroreningar är ofta svårnedbrytbara och kan medföra långsiktiga negativa effekter i miljön. För att minska spridningen av dessa behöver den traditionella avloppsvattenreningen kompletteras med en avancerad reningsteknik. Hösten 2022 presenterades ett förslag till reviderat avloppsdirektiv, vilket bland annat inkluderar krav på avancerad rening av mikroföroreningar för avloppsreningsverk större än 100 000 personequivaler. Dessutom föreslås ett utökat producentansvar där producenter av läkemedel åläggs vara med och finansiera den utökade reningen.

Läkemedelsrester och per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) är exempel på mikroföroreningar som identifierats i avloppsvatten. Förekomsten av dessa speglar användandet i samhället. Läkemedel är för många livsviktigt och att sluta använda dessa är inte ett rimligt alternativ, men mer miljövänliga alternativ behöver utvecklas för att minska de negativa effekterna i miljön. Även PFAS nyttjas i stor utsträckning i dagens samhälle. Brandskum, smink och stekpannor är bara ett urval av produkter innehållandes PFAS. Ett nytt lagförslag till totalförbud för all tillverkning och försäljning av PFAS-kemikalier har nyligen presenterats inom EU.

För att rena avloppsvatten från flera olika mikroföroreningar kan olika tekniker behöva kombineras. Aktivt kol och anjonbytare är beprövade reningstekniker som används i stor utsträckning för rening av dricksvatten. Granulerat aktivt kol avskiljer mikroföroreningar genom att de adsorberas till ytan på det aktiva kolet, där reningseffekten varierar för olika substanser. Rening med anjonbytare utgörs i huvudsak genom jonbyte, vilket innebär att negativa joner på anjonbytaren byts ut mot negativt laddade mikroföroreningar.

Även om aktivt kol och anjonbytare är beprövade reningstekniker är kombinationen av dessa än så länge relativt ostuderad, framför allt avseende rening av avloppsvatten. Denna studie syftar därför till att bidra med erfarenheter från långtidstester av aktivt kol i kombination med anjonbytare för avskiljning av läkemedelsrester och PFAS från kommunalt avloppsvatten. Uppsala Vatten och Avfall AB planerar att komplettera den befintliga reningen med ett avancerat reningssteg i samband med en om- och tillbyggnation av Uppsalas största kommunala avloppsreningsverk, Kungsängsverket. I denna studie utvärderades resultat från pågående pilotstudie vid Kungsängsverket. Pilotstudien utgörs av kolonnförsök där aktivt kol och anjonbytare testas i seriedrift, samt pilotförsök i större skala. Kolonnförsöken har pågått sedan januari 2022 medan pilotförsöken driftsattes i oktober 2022.

Vid implementering av ett avancerat reningssteg är reningseffektivitet, kostnad och miljöpåverkan viktiga parametrar att ta hänsyn till. I denna studie har fokus legat på utvärdering av detta, med hjälp av driftkostnad och klimatpåverkan som indikatorer. I tillägg undersöktes en eventuell korrelation mellan reduktionen av löst organiskt kol (DOC), ultraviolett absorbans (UVA) och läkemedlen diklofenak och oxazepam samt perfluoroktansulfonat (PFOS). Detta gjordes i syfte att utvärdera om mätningar av DOC eller UVA kan fungera som uppföljning av reningseffektiviteten i framtiden, eftersom analyser av mikroföroreningar är både kostsamma och tidskrävande. Ingen korrelation kunde dock fastställas.

Kolonnförsöken utgörs av tre driftlinjer där granulerat aktivt kol följs av anjonbytare. Den första och andra linjen utgörs båda av två kolonner i serie, där den ena är fylld med granulerat aktivt kol och den andra med anjonbytaren Purolite 694E. I den första linjen utgörs det aktiva kolet av det återvunna kolet Cyclecarb 401 och i den andra linjen används det nyttillverkade kolet Filtrasorb 400. För båda dessa linjer pumpas vattnet in från toppen av kolonnerna där det sedan får filtreras ner genom filtermaterialet. Den tredje linjen inleds likt den första med Cyclecarb 401 i nedströmsflöde. Därefter pumpas vattnet in i botten av två seriekopplade kolonner med anjonbytare, vilket skapar ett uppströmsflöde och en fluidiserad, rörlig bädd av materialet. Även pilotförsöken utgörs av tre driftlinjer, där seriedrift av granulerat aktivt kol testas i två av dessa.

Reningseffektiviteten undersöktes genom provtagning och analys av reduktion av läkemedlen diklofenak, oxazepam, metoprolol och citalopram samt PFOS. Resultat från kolonnförsöken visar att kombinationen aktivt kol följt av anjonbytare ger en högre reningsgrad av diklofenak och PFOS jämför med enbart aktivt kol, eftersom reduktionen i det aktiva kolet kompletteras av anjonbytaren. För samtliga läkemedel resulterar Cyclecarb 401 i en högre reningseffektivitet än Filtrasorb 400. För oxazepam, metoprolol och citalopram kompletteras avskiljningen inte av anjonbytaren. För dessa läkemedel är det därför inte motiverat utifrån reningseffektivitet med kombinationen aktivt kol följt av anjonbytare. Tidiga resultat från pilotförsöken indikerar att en ökad reningseffektivitet uppnås med två filter med aktivt kol i serie.

När reningseffektiviteten underskrider reningsmålet för det avancerade reningssteget behöver filtermaterialet, eller adsorbenten, bytas ut. Driftkostnad och klimatpåverkan utvärderades med hänsyn till den kostnad eller de emissioner som uppstår i samband med ett byte av adsorbent. Hur mycket vatten som kan behandlas innan adsorbenten behöver bytas ut kan översättas till en specifik dos per kubikmeter behandlat vatten. Vid användandet av en kubikmeter av respektive adsorbent och vid samma dos av dessa erhålls lägst driftkostnad och klimatpåverkan med Cyclecarb 401.

Driftkostnad och klimatpåverkan beräknades även för specifika scenarion vid Kungsängsverket, vilka utgår från en preliminär dimensionering av ett avancerat reningssteg i fullskala. I dessa scenarion inkluderades singel- respektive tvåstegsdrift med Cyclecarb 401, samt Cyclecarb 401 följt av anjonbytare. För dessa processutformningar undersöktes olika hypotetiska reningsmål, vilka avser en 80 procentig genomsnittlig reduktion över tid av diklofenak, oxazepam, PFOS eller en kombination av dessa. Resultaten visar att den lägsta driftkostnaden för samtliga reningsmål fås med tvåstegsdrift av Cyclecarb 401. Kombinationen Cyclecarb 401 följt av anjonbytare resulterar i den lägsta klimatpåverkan om reningsmålet inkluderar reduktion av PFOS eller PFOS och diklofenak. För övriga reningsmål resulterar tvåstegsdrift med Cyclecarb 401 i den lägsta klimatpåverkan. Dessa resultat kommer följas upp och verifieras med den fortsatta pilotstudien.

Hur ett framtida avancerat reningssteg bör utformas beror bland annat på vilka reningsmål som ska uppnås. Eftersom det i dagsläget inte finns något krav på avskiljning av mikroföroreningar från avloppsvatten är det osäkert vilka reningsmål som faktiskt kommer bli aktuella. De resultat som presenteras i denna studie utgör därför endast en indikation om hur driftkostnad och klimatpåverkan varierar för olika processutformningar och möjliga reningsmål, samt ett underlag för fortsatt utvärdering.

Begreppslista

AIX – Anjonbytare (Anion exchange resin).

BV – Bäddvolym. Volym adsorbent, inklusive porvolym.

Desorption – När ämnen avlägsnas från den yta till vilken de adsorberats.

DOC – Löst organiskt kol.

EBCT – Kontakttid (Empty Bed Contact Time). Den tid det tar för vattnet att passera genom filtermaterialet.

GAK – Granulerat aktivt kol.

Genombrott – Uppnås när föroreningar tar sig igenom filtren till den grad att reningsmålet inte längre upprätthålls.

GWP – Global uppvärmningspotential (Global Warming Potential). Uttryck för klimatpåverkan.

Hydrofil – Vattenlöslig.

Hydrofob – Vattenavvisande (fettlöslig).

Metabolit – Nedbrytningsprodukt.

Mikroföroreningar – Organiska och oorganiska föroreningar med antropogent ursprung. Dessa kan orsaka negativa effekter i miljön redan vid mycket låga koncentrationer.

MKN – Miljökvalitetsnorm. Redogör för den kvalitet som en vattenförekomst ska ha uppnått vid en viss tidpunkt.

PFAS – Per- och polyfluorerade alkylsubstanser.

PFCA – Perfluorerade karboxylsyror.

PFOA – Perfluoroktansyra.

PFOS – Perfluoroktansulfonat.

PFSA – Perfluorerade sulfonsyror.

Recipient – Vattendrag som är mottagare för det renade avloppsvattnet.

Summa PFOA-ekvivalenter – En viktad summa av 24 utvalda PFAS där hänsyn tas till ämnenas koncentration samt toxicitet relativt PFOA.

UVA – Ultraviolett absorptions, mäts vid våglängd 254 nanometer.

Vattenmatris – Innehåll i vattnet exkluderat de målsubstanser som avses avskiljas.

Ytbelastning – Vattenflöde dividerat med area.

Innehållsförteckning

1 Inledning.....	1
1.1 Mål och syfte.....	2
1.2 Avgränsningar	2
2 Teori	4
2.1 Mikroföroreningar i avloppsvatten.....	4
2.1.1 Läkemedelsrester.....	4
2.1.2 PFAS	5
2.2 Reningsmål och krav på rening av avloppsvatten	7
2.3 Avancerad rening av avloppsvatten	8
2.3.1 Kostnader.....	9
2.3.2 Miljöpåverkan	10
2.4 Avancerad rening med aktivt kol och anjonbytare.....	10
2.4.1 Dimensionering och drift.....	11
2.4.2 Adsorbenternas livslängd	12
2.4.3 Omhändertagande av förbrukad adsorbent.....	13
2.5 Rening av läkemedelsrester med aktivt kol och anjonbytare	13
2.6 Rening av PFAS med aktivt kol och anjonbytare	14
2.6.1 Vattenmatrisens inverkan	14
2.6.2 Betydelsen av kedjelängd och struktur.....	15
2.6.3 Variation i reduktionen över tid	16
3 Avloppsvattenrening vid Kungsängsverket.....	17
3.1 Förstudie och pilotstudie vid Kungsängsverket	18
3.1.1 Förstudie.....	18
3.1.2 Tidigare examensarbeten.....	19
3.1.3 Pilotstudie.....	21
4 Material och metoder.....	23
4.1 Provtagningar och analyser	24
4.2 Reningseffektivitet	24
4.3 Driftkostnad och klimatpåverkan	24
4.3.1 Underlag	25
4.3.2 Driftkostnad och klimatpåverkan per kubikmeter behandlat vatten	26
4.3.3 Undersökta scenarion vid Kungsängsverket	28
4.3.4 Antal behandlade bäddvolymmer innan byte av adsorbent – reningseffektivitet	29

4.3.5 Årlig driftkostnad och klimatpåverkan för scenarion vid Kungsängsverket.....	33
4.3.6 Känslighetsanalys.....	34
4.4 Korrelation mellan DOC, UVA och mikroföroreningar	35
5 Resultat.....	36
5.1 Reningseffektivitet	36
5.1.1 Reduktion efter byte av aktivt kol	39
5.1.2 Pilotförsök	40
5.2 Driftkostnad och klimatpåverkan	42
5.2.1 Scenarion vid Kungsängsverket	45
5.2.2 Känslighetsanalys.....	47
5.3 Korrelation mellan DOC, UVA och mikroföroreningar	48
6 Diskussion	50
6.1 Reningseffektivitet	50
6.1.1 Påverkan av kolbyte	51
6.1.2 Pilotförsök	51
6.2 Driftkostnad och klimatpåverkan	52
6.2.1 Driftkostnad för scenarion vid Kungsängsverket.....	52
6.2.2 Klimatpåverkan för scenarion vid Kungsängsverket	53
6.2.3 Dimensionerande förutsättningar vid Kungsängsverket	53
6.2.4 Reningsmål och osäkerheter i beräknat bytesintervall	54
6.3 Korrelation mellan DOC, UVA och mikroföroreningar	55
7 Slutsatser	56
8 Referenser.....	58
9 Bilagor.....	63

1 Inledning

Dagens kommunala avloppsreningsverk är framför allt designade för avskiljning av lättnedbrytbart organiskt material, kväve och fosfor genom mekanisk, biologisk och kemisk rening (Sundin et al. 2017). Avloppsvattnets sammansättning är dock mer komplex och inkluderar även olika mikroföroreningar i varierande halter (Rousseau et al. 2022). Till gruppen mikroföroreningar räknas bland annat läkemedelsrester och per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS). Läkemedelsrester utsöndras i fekalier och urin och når på så sätt avloppsreningsverken via avloppssystemen (Sundin et al. 2017). Syftet med läkemedel är att lindra och bota sjukdom hos människan (Larsson & Löf 2015) men substanserna har även visats påverka andra arter så som fiskar, grodor och ryggradslösa djur (OECD 2019). Flera läkemedel har även visats vara persistenta i miljön (Larsson & Löf 2015).

Likt läkemedel har PFAS uppvisat negativa biologiska effekter och ämnena är mycket persistenta (Naturvårdsverket u.å.a). PFAS är en ämnesgrupp som innefattar tusentals föreningar med praktiska fett- vatten- eller smutsavvisande egenskaper. Detta gör dem användbara inom en rad olika områden. PFAS kan därför spridas till miljön via flertalet olika källor, exempelvis förorenad mark eller vatten. Spridning via avloppsreningsverk utgör endast en mindre del av dessa (Baresel et al. 2022).

Avloppsvattnet renas idag bara till viss del från mikroföroreningar innan vattnet släpps vidare ut i vattenmiljön. För ytterligare avskiljning av mikroföroreningar krävs en avancerad reningsteknik (Sundin et al. 2017). Det finns idag ingen generell lagstiftning som reglerar utsläppet av mikroföroreningar från avloppsreningsverk i Sverige. Det finns dock lagstiftning som reglerar bedömningsgrunder och gränsvärden för särskilt förorenande eller prioriterade ämnen i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25). Under hösten 2022 presenterades ett förslag till reviderat avloppsdirektiv där det bland annat föreslås krav på avancerad rening för avskiljning av läkemedelsrester samt ett utökat producentansvar (Europeiska kommissionen 2022/0345). Förslaget är under behandling, något som förväntas pågå fram till och med den 30 juni 2023 (Miljödepartementet 2022).

I samband med en om- och tillbyggnation planerar Uppsala Vatten och Avfall AB komplettera reningsprocessen vid Kungsängsverket i Uppsala med ett avancerat reningssteg (Uppsala Vatten 2021). För att utreda möjligheterna till detta har Uppsala Vatten erhållit bidrag från Naturvårdsverket. Initialt utfördes en förstudie av Sweco (Chen et al. 2021) där olika mikroföroreningar identifierades som potentiellt skadliga för recipienten Fyrisån. Uppsala Vatten inledde därefter en pilotstudie i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet. I pilotstudien testas olika processlösningar och driftstrategier för granulerat aktivt kol (GAK) och anjonbytare (AIX), vilka valts ut baserat på den förstudie som utförts och platsspecifika förhållanden vid Kungsängsverket. Pilotstudien består dels av kolontester där den pågående utvärderingen inleddes våren 2022, dels av en större pilotanläggning som driftsattes under hösten samma år.

Inför ett beslut om utformning och design av ett avancerat reningssteg i fullskala behöver teknikerna utvärderas med avseende på reningseffektivitet, miljöpåverkan och ekonomi (Baresel et al. 2017a). När tekniken ska implementeras behövs även en lämplig analysmetod för uppföljning och kontroll av reningseffektiviteten under drift (Sundin et al. 2017).

1.1 Mål och syfte

Målet med denna studie har varit att bidra med underlag inför beslut om utformning av ett framtida avancerat reningssteg för avskiljning av läkemedelsrester och per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) från avloppsvattnet vid Kungsängsverket i Uppsala. Syftet med studien har därför varit att utvärdera på förhand valda reningstekniker med avseende på reningseffektivitet, kostnad och klimatpåverkan. Arbetet syftade även till att undersöka om mätningar av ultraviolett absorptions (UVA) eller löst organiskt kol (DOC) kan fungera som uppföljningsmetod för teknikernas reningseffektivitet vid en framtida implementering i fullskala. Följande frågeställningar formulerades:

1. Hur varierar reningseffektiviteten av utvalda mikroföroreningar för aktivt kol och anjonbytare i kombination samt vid singel- respektive seriedrift?
2. Hur varierar driftkostnad och klimatpåverkan vid avancerad rening med aktivt kol och anjonbytare i kombination samt vid singel- respektive seriedrift?
3. Finns det en korrelation mellan DOC, UVA och utvalda mikroföroreningar avseende reduktion genom kolonner med aktivt kol och anjonbytare?

1.2 Avgränsningar

Denna studie är en del av ett större projekt som utförs av Uppsala Vatten och Avfall AB i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet. Studien avgränsas därför till de adsorbenter och driftstrategier som utvärderas i den pågående pilotstudien vid Kungsängsverket i Uppsala. Pilotstudien inkluderar två typer av GAK, Cyclecarb 401 (regenererat GAK) och Filtrasorb 400 (jungfruligt GAK), samt en typ av AIX, Purolite 694E i uppströms- respektive nedströmsflöde. Adsorbenterna drivs i kombination samt i singel- respektive seriedrift.

Reningseffektiviteten undersöktes enbart avseende avskiljning av diklofenak, oxazepam, metoprolol, citalopram och PFOS. Dessa mikroföroreningar har prioriterats av det större projektet bland annat baserat på den förstudie som utförts av Sweco (Chen et al. 2021) samt de resultat som kolonnförsöken hittills har uppvisat.

I driftkostnad och klimatpåverkan inkluderades de kostnader respektive emissioner som uppkommer i samband med tillverkning, regenerering eller destruktion av adsorbent. Därtill inkluderades kostnader och emissioner som uppkommer vid transport med lastbil till och från Kungsängsverket i samband med ett byte av adsorbent. Övriga kostnader, emissioner och miljöpåverkanskategorier har exkluderats från utvärderingen. Detta innebär att exempelvis energikostnad, investeringskostnad, personalkostnad, emissioner till följd av elförbrukning vid drift eller förbrukning av naturresurser inte har inkluderats.

I denna studie har olika reningsmål definierats i samråd med Uppsala Vatten och IVL. Dessa inkluderar endast diklofenak, oxazepam och PFOS. De valda mikroföroreningarna kan förväntas bli styrande vid en framtida implementering av ett avancerat reningssteg i fullskala, dels för att de utgör ett urval av de prioriterade substanserna i förstudien, dels till följd av uppvisad låg reduktion i pilotstudien. För både diklofenak och PFOS finns dessutom gällande gränsvärden i form av miljö kvalitetsnormer (MKN) (HVMFS 2019:25). I definitionen av reningsmål i denna studie har ingen hänsyn tagits till den totala reduktionen över hela avloppsreningsverket eller halter av mikroföroreningarna i recipienten Fyrisån. Denna avgränsning har gjorts för att förenkla beräkningarna.

Korrelationen mellan enkla mätparametrar och utvalda mikroföroreningar undersöktes för reduktionen av DOC, UVA och diklofenak, oxazepam eller PFOS. Korrelationen mellan TOC (totalt organiskt kol) och utvalda mikroföroreningar undersöktes i tidigare examensarbete av Olofsson (2022) men inkluderas inte i denna studie då analyser av TOC inte längre utförs. Vidare undersöktes korrelationen för reduktionen genom Cyclecarb 401 och Purolite 694E baserat på resultat från kolonnförsöken. Dessa motsvarar de adsorbenter för vilka korrelationen undersökts vid tidigare examensarbete av Olofsson (2022).

2 Teori

Teoriavsnittet behandlar teoretisk bakgrund om mikroföroreningar, gällande krav på rening av avloppsvatten och behovet av en avancerad reningsteknik. Vidare förklaras innebörden av avancerad rening, vad som är viktigt att ta hänsyn till vid implementering av en avancerad reningsteknik samt den kostnad och miljöpåverkan som detta medför. Avsnittet avslutas med en fördjupad beskrivning av avancerad rening med granulerat aktivt kol (GAK) och anjonbytare (AIX), följt av en litteraturstudie med erfarenheter från tidigare studier där avskiljning av läkemedelsrester och per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) med GAK och AIX undersökts.

2.1 Mikroföroreningar i avloppsvatten

I begreppet mikroföroreningar inkluderas organiska och oorganiska föroreningar med antropogen härkomst som kan orsaka negativa effekter i miljön redan vid låga koncentrationer. Innehållet av mikroföroreningar i avloppsvatten speglar användandet av dessa i samhället. Exempel på mikroföroreningar som förekommer i avloppsvatten är läkemedel, PFAS och mikroplaster (Baresel et al. 2022). Hur stora mängder som sprids från samhället via avloppsreningsverken till miljön varierar från fall till fall och beror på faktorer som inkommande halter till reningsverket, flöden, utspädning och reningsverkets utformning (Sundin et al. 2017; Baresel et al. 2022).

2.1.1 Läkemedelsrester

Privathushållen står för den stora andelen av läkemedelsspridningen till miljön. Spridning via avloppsreningsverk sker till följd av att läkemedelsrester utsöndras i urin och fekalier som sedan når reningsverken via avloppssystemen (Sundin et al. 2017). Även avloppsvatten från bad, disk och tvätt kan innehålla halter av läkemedel, framför allt läkemedel som appliceras på huden så som hormoner eller smärtstillande medel (Jönsson 2020). Läkemedelsresterna kan till viss del brytas ner eller adsorberas till slampartiklar i befintliga processer, men majoriteten passerar genom avloppsreningsverket och släpps vidare ut i recipienten (Sundin et al. 2017). Spridning kan även ske från tillverkningsprocessen eller via hushållsavfall (Lif 2022). För vissa läkemedel sker det huvudsakliga utsläppet från specifika punktkällor. Ett exempel på detta är bredspektrumantibiotika där sjukhus är en viktig punktkälla (Svenskt Vatten 2020a).

Syftet med många läkemedel är att vid låga koncentrationer påverka fysiologiska processer i människokroppen. Läkemedel binder ofta specifikt till olika proteiner som inte bara återfinns i människokroppen utan även hos andra arter. Detta leder till att exempelvis fiskar också kan påverkas av substanserna (Larsson & Löf 2015). Läkemedel kan därtill ha en direkt påverkan på organismer längst ner i näringskedjan (Lif 2022). Ett exempel på detta är antibiotika, vars syfte är att påverka mikroorganismerna i våra kroppar. En risk vid användning av antibiotika är utveckling av resistens hos både patogena och icke-patogena bakterier (Larsson & Löf 2015).

I en rapport från OECD (2019) beskrivs effekter på vattenlevande organismer för ett urval av olika läkemedel. Effekterna som redogörs är baserade på resultat från laborieförsök. Diklofenak, som är ett smärtstillande medel, har visats kunna orsaka hormonstörande effekter hos grodor och skador på organ hos fiskar. Andra exempel är oxazepam, sertralin och citalopram, ångestdämpande och antidepressiva medel, som orsakat beteendeförändringar hos fiskar och reproduktionsstörningar hos ryggradslösa djur (OECD 2019). Eftersom läkemedel ofta är svårnedbrytbara substanser är de även persistenta i miljön vilket gör att de kan spridas över större avstånd och även ackumuleras till högre koncentrationer (Larsson & Löf 2015).

Kunskapen om den långsiktiga påverkan av läkemedel i naturen är dock än så länge bristfällig (Lif 2022).

De fysikaliska och kemiska egenskaperna varierar för olika läkemedel och de kan förekomma i laddad eller oladdad form (Nationalencyklopedin u.å.a). Gemensamt för de flesta läkemedel är att de är biologiskt aktiva, hydrofila och persistenta. Dessa egenskaper krävs för att läkemedlen lätt ska kunna tas upp och för att de ska hinna ge effekt innan de bryts ner i kroppen (Radjenovic 2007). I människokroppen sker sedan nedbrytning genom kemisk omvandling via en rad processer där läkemedlets kemiska och fysikaliska egenskaper förändras (Jönsson 2020). Läkemedlen kan sedan utsöndras som en kombination av olika metaboliter, oförändrade substanser eller konjugerade med en inaktiverande förening till molekylen (Rang & Dale 1991 se Halling-Sørensen et al. 1997). Vissa metaboliserade läkemedel kan återfå sin ursprungliga struktur i reningsprocessen i ett avloppsreningsverk. Detta leder till en negativ reduktion av vissa läkemedel över avloppsreningsverket (Magnér et al. 2017).

65 procent av Sveriges befolkning hämtade ut minst ett receptförskrivet läkemedel under 2021, där de vanligaste läkemedelsgrupperna inkluderar medicin mot högt blodtryck, smärtstillande medel, antibiotika, allergimedicin samt antidepressiva medel (Socialstyrelsen 2022). Eftersom läkemedel behövs för att lindra och bota sjukdomar har de, till skillnad från många andra mikroföroreningar, en ovärderlig betydelse för människan och att sluta använda dessa är därför inte ett alternativ (Svenskt Vatten 2020b). Detta motiverar förutom en satsning på målinriktad rening av substanserna även en satsning på uppströmsarbete och en hållbar utskrivning av receptbelagda läkemedel (Svenskt Vatten 2020a). Svenska myndigheter och organisationer arbetar i dagsläget tillsammans för införandet av utsläppsgränser vid tillverkning av specifika läkemedel så som antibiotika (Naturvårdsverket u.å.b).

2.1.2 PFAS

Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) är en grupp svårnedbrytbara föreningar som har nyttjats av människor sedan 1950-talet (Kemikalieinspektionen 2023a). Ämnesgruppen innefattar tusentals föreningar med bred variation i egenskaper (Baresel et al. 2022; Kemikalieinspektionen 2023a). Många ämnen är ytaktiva eller fett- vatten- och smutsavvisande. Dessa egenskaper gör ämnena lämpade för en rad olika användningsområden där några exempel är som ytbeläggning i stekpannor, impregnering av textilier, tillsatts i sminkprodukter eller brandskum. Ämnena är syntetiskt framställda och förekommer därför inte naturligt i miljön (Kemikalieinspektionen 2023a).

Alla PFAS består av en kolkedja där fluoratomer helt eller delvis har ersatt väteatomerna (Kemikalieinspektionen 2023a). Flera PFAS har både en hydrofob och en hydrofil del, där den hydrofoba delen utgörs av den fluorerade kolkedjan medan den hydrofila delen utgörs av en funktionell grupp. De flesta PFAS förekommer i vatten som lösta anjoner (Baresel et al. 2022).

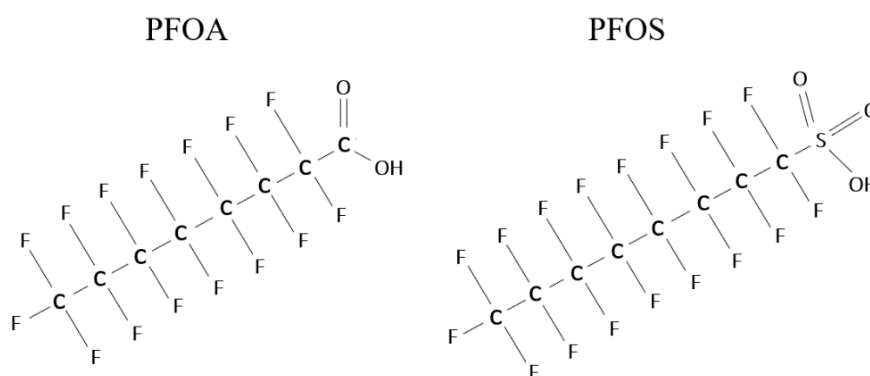
Bindningen mellan kol och fluor är väldigt stark, vilket gör PFAS till mycket persistenta ämnen som antingen inte bryts ner alls i naturen eller bryts ner väldigt långsamt till andra PFAS. Hur stabila ämnena är beror delvis på kolkedjans längd, där en längre kedja generellt innebär en högre stabilitet. Delvis beror stabiliteten på strukturen. Cykliska eller grenade strukturer kan vara väldigt stabila trots att de inte har en lång kolkedja (Kemikalieinspektionen 2023a).

PFAS delas in i grupper baserat på struktur och funktionell grupp, i de fall en sådan finns (Baresel et al. 2022). Polymera- och icke-polymera PFAS är två huvudgrupper som grenar ut i

fler undergrupper. Icke-polymera PFAS är ofta bundna till en funktionell grupp, exempelvis en karboxylgrupp (-COOH) (Kemikalieinspektionen 2023a) eller en sulfonatgrupp (-SO₃H) (Zeng et al. 2020).

Perfluoroktansulfonat (PFOS) är ett exempel på en icke-polymer PFAS som tillhör undergruppen perfluorerade sulfonsyror (PFSA). Perfluorerad innebär att alla väteatomer i kolkedjan är utbytta mot fluoratomer. En kolkedja som är delvis fluorerad kallas i stället polyfluorerad. Ett annat exempel på en icke-polymer PFAS är perfluoroktansyra (PFOA) som delats in i undergruppen perfluorerade karboxylsyror (PFCA). PFSA och PFCA är de mest välstuderade grupperna av PFAS (Naturvårdsverket u.å.a).

Den kemiska strukturformeln för PFOA och PFOS kan ses i figur 1. Både PFOS och PFOA är långkedjade PFAS med åtta kol (Kemikalieinspektionen 2023a).



Figur 1. Strukturformel för PFOA (C₈F₁₅O₂H) och PFOS (C₈F₁₇SO₃H) (Zeng et al. 2020).

De flesta människor har i dagsläget PFAS i kroppen, vilka vi exponeras för via förorenad luft, mat eller dricksvatten (Kemikalieinspektionen 2023a). Ämnena har även påvisats i djur och växter. Spridningen sker från olika källor genom transport i luft, jord och vatten. Olika källor och spridningsvägar till PFAS är produkter innehållandes ämnena eller PFAS-förorenat avloppsvatten, lakvatten från deponier eller brandövningsplatser (Baresel et al. 2022). Att spridningsvägarna för PFAS är många beror på ämnenas varierande egenskaper så som flyktighet eller förmåga att binda till organiska partiklar. Ämnen som binder till organiska partiklar sprids exempelvis lättare via vatten. På grund av ämnenas persistens samt att många PFAS är vattenlösliga och därmed rörliga i marken, kan föroreningarna spridas och finnas kvar i exempelvis dricksvattentäkter under lång tid (Kemikalieinspektionen 2023a). Halveringstiderna för PFAS kan vara allt från några dagar till flera år (Naturvårdsverket u.å.a).

Många PFAS bioackumuleras genom att binda till proteiner i kroppen (Baresel et al. 2022; Kemikalieinspektionen 2023a). En del PFAS kan även biomagnifieras, det vill säga öka i koncentration högre upp i näringskedjan, vilket tros styras av kolkedjans längd (Kemikalieinspektionen 2023a). Kortkedjade PFAS ackumuleras inte i lika hög grad i människokroppen som långkedjade, vilket motiverar en satsning på rening av de mest toxiska PFAS ur ett samhällsekonomiskt perspektiv (Malovanyy et al. 2021).

Riskerna som PFAS medför berör både miljö och människors hälsa. Studier har visat på olika hälsoeffekter vid exponering av ett fåtal specifika PFAS, exempelvis påverkan på lever och njurar (Baresel et al. 2022). PFAS kan även spridas till foster och spädbarn via moderkakan

eller modersmjölken (Naturvårdsverket u.å.a). PFOS och PFOA är påvisat reproduktionstoxiska och cancerframkallande, vilket gör att de klassas som PBT-ämnen (persistenta, bioackumulerande och toxiska). Studier har även visat att ökade halter av PFOS och PFOA i blodet har en negativ effekt på immunförsvaret (Kemikalieinspektionen 2023a). För de flesta PFAS eller för kombinationen av olika PFAS saknas dock information om eventuella hälsoeffekter (Baresel et al. 2022).

Idag finns det ingen generell lagstiftning där alla PFAS inkluderas (Baresel et al. 2022; Kemikalieinspektionen 2023a). Ett nytt lagförslag har dock presenterats vilket föreslår förbud mot all tillverkning och försäljning av PFAS-innehållande produkter inom EU (Kemikalieinspektionen 2023b). Det finns idag även lagstiftning för enskilda PFAS inom EU och på global- och nationell nivå (Kemikalieinspektionen 2023a). Ett exempel är EU-förbudet mot användandet av PFOS, PFOA eller ämnen som kan brytas ner till dessa (Naturvårdsverket u.å.a). Ett problem med reglering för enskilda ämnen är dock att de kan ersättas av andra PFAS med liknande egenskaper (Kemikalieinspektionen 2023a).

2.2 Reningsmål och krav på rening av avloppsvatten

Reningskraven för avloppsreningsverk bestäms i det enskilda fallet vid en tillståndsprövning. Generellt gäller att statusen i den närmaste vattenförekomsten inte ska försämrans genom utsläpp av det renade avloppsvattnet (Baresel et al. 2022). Ett traditionellt avloppsreningsverk är i de flesta fall konstruerat för att reducera syreförbrukande ämnen, fosfor och kväve i tre olika steg genom mekanisk, kemisk och biologisk rening (Sundin et al. 2017). Dessa ämnen omfattas av nuvarande reningskrav med syfte att minska risken för övergödning. Specifika kvalitetskrav på avloppsvatten regleras i avloppsdirektivet (Rådets direktiv 91/271/EEG). Bestämmelserna i direktivet har införts i Sverige genom miljöbalken, vattentjänstlagen (LAV) och Naturvårdsverkets föreskrifter (Svenskt Vatten 2022). Enligt miljöbalken (SFS 1998:80) klassas utsläpp av avloppsvatten som miljöfarlig verksamhet och omfattas därför av kraven som ställs i balken. Allmänna hänsynsregler ska tillämpas, så som krav på bästa möjliga teknik enligt 2 kap. 3 § (SFS 1998:80) samt 9 kap. 7 § (SFS 1998:80) som ställer krav på reningen så att olägenhet för människors hälsa eller miljö inte uppkommer (Miljödepartementet 2022).

Den Europeiska kommissionen presenterade hösten 2022 ett förslag till reviderat avloppsdirektiv (Europeiska kommissionen 2022/0345), vilket bland annat inkluderar förslag på krav för minskad spridning av mikroföroreningar. Förslaget inkluderar även ett utökat producentansvar som innebär att producenter av läkemedel och hygienprodukter ska vara med att bekosta den tillkommande reningen enligt principen förorenaren betalar. Förslaget skickades på remiss till berörda instanser, exempelvis Uppsala Vatten och Avfall AB, som i sin tur fick uttrycka sina ståndpunkter i ett remissvar. Behandlingen av ärendet förväntas pågå fram till och med den 30 juni 2023 (Miljödepartementet 2022).

I det reviderade direktivet föreslås ett krav på avancerad rening av mikroföroreningar för avloppsreningsverk större än 100 000 personekvivalenter samt att en succesiv utbyggnad av detta ska pågå från år 2030 till 2035 (Miljödepartementet 2022). I förslaget anges ett reduktionskrav för utvalda mikroföroreningar där flera läkemedel inkluderas, bland annat diklofenak, citalopram och metoprolol. Förslaget är att den totala avloppsvattenreningen ska uppnå ett minimum på 80 procent reduktion för minst sex av de tolv listade ämnena (Europeiska kommissionen 2022a). Kraven i det framtida direktivet ska dock inte medföra åtgärder med orimligt hög kostnad i förhållande till miljönytta (Miljödepartementet 2022).

I Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer (MKN) avseende ytvatten (HVMFS 2019:25) finns utvalda läkemedel listade som särskilt förorenande ämnen (SFÄ) (Chen et al. 2021). En MKN redogör för den kvalitet som ska ha uppnåtts i en vattenförekomst vid en viss tidpunkt, där god status är huvudnormen. Gränsvärden i form av MKN ska i det generella fallet ses på som juridiskt bindande (Baresel et al. 2022). För diklofenak gäller att årsmedelvärdet inte får överskrida 100 ng/l i inlandsytvatten för att vattenförekomsten ska klassas med god status. Med inlandsytvatten avses vattendrag och sjöar (HVMFS 2019:25).

Det finns inga generella gräns- eller riktvärden för PFAS avseende avloppsvatten (Chen et al. 2021). För enskilda PFAS och specifika vattenmatriser så som dricksvatten, ytvatten eller grundvatten, finns dock olika riktvärden eller gränsvärden i form av MKN (Baresel et al. 2022). PFOS är det enda PFAS för vilket gränsvärde i form av MKN finns. För god kemisk ytvattenstatus ska årsmedelvärdet av PFOS inte överskrida 0,65 ng/l i inlandsytvatten (HVMFS 2019:25).

Europakommissionen har tagit fram ett förslag till ändring av prioriterade ämnen som inkluderar ett gränsvärde (MKN) för summan PFOA-ekvivalenter i inlandsytvatten (SGU 2021; Europeiska kommissionen 2022b). Med summan av PFOA-ekvivalenter avses en viktad summa av tjugofyra utvalda PFAS. I och med viktningen av ämnena kan hänsyn tas till både koncentration och toxicitet (SGU 2021; Baresel et al. 2022). Innan summering av de utvalda PFAS räknas dessa därför om till motsvarande PFOA-ekvivalent genom att koncentrationen av respektive ämne multipliceras med två faktorer. Den ena faktorn motsvarar ämnets potential att bioackumuleras (RBF, Relative Bioaccumulation Factor) medan den andra faktorn motsvarar ämnets toxicitet i relation till PFOA (RPF, Relative Potency Factor) (Baresel et al. 2022). Förslaget säger att summan PFOA-ekvivalenter i inlandsytvatten inte ska överskrida 4,4 ng/l (Europeiska kommissionen 2022b).

2.3 Avancerad rening av avloppsvatten

Behovet av att införa ett avancerat reningssteg beror på recipientens känslighet utifrån ett ekologiskt perspektiv, eller om risk finns för kontaminering av dricksvattentäkt. På grund av utspädningseffekten finns oftast ett större behov av avancerad rening om recipienten utgörs av ett mindre vattendrag eller om vattendraget har låg vattenomsättning (Sundin et al. 2017). Avancerad rening för avskiljning av mikroföroreningar kan antingen integreras i den befintliga reningen på ett avloppsreningsverk eller utgöras av ett fjärde efterföljande reningssteg (Baresel et al. 2017a).

Olika tekniker finns i dag tillgängliga som möjliga alternativ för ett avancerat reningssteg. Ett urval av dessa är granulerat aktivt kol (GAK), ozonering och ultrafiltrering (UF). Olika tekniker eller kombinationer av dessa kan vara lämpade att implementera bland annat beroende på reningsmål (Baresel et al. 2017a; Sundin et al. 2017). Med teknikerna tillämpas olika reningsmekanismer så som fysikalisk-, oxidativ- eller adsorbktiv borttagning (Sundin et al. 2017). För att uppnå rening av olika mikroföroreningar bör olika mekanismer kombineras. Exempelvis reduceras alla mikroplaster endast då en teknikkombination inkluderar fysikalisk avskiljning med UF (Baresel et al. 2017a), medan de flesta läkemedelsrester inte avskiljs alls med denna teknik (Sundin et al. 2017). Om den avancerade reningen avser avskilja PFOS kan anjonbytare (AIX) utgöra ett bra alternativ (Chen et al. 2021).

Hur väl en reningsteknik fungerar beror till stor del på platsspecifika förhållanden så som den specifika vattenmatrisen, det vill säga innehållet i vattnet exkluderat de målsubstanser som reningen avses avskilja. När det nya reningssteget placeras sist i processen på avloppsreningsverket har reningseffektiviteten i de föregående reningsstegen en påverkan. Generellt gäller att ju renare vatten in till den avancerade reningen desto mer effektiv blir den avsedda avskiljningen, vilket gör att förbehandling av vattnet kan behövas (Chen et al. 2021). Innan implementering av ett avancerat reningssteg är alltså vattenkvaliteten en viktig parameter att ta hänsyn till, såväl som dimensionerande förutsättningar som vattenflöde och, vid behov, ytanspråk (Baresel et al. 2017a).

Förutom tekniska aspekter och reduktionskrav behöver hänsyn även tas till teknikens resursförbrukning. Svenskt Vatten (2019) menar att energianvändningen kan öka två till tio gånger för ett avloppsreningsverk där avancerad rening införs, vilket gör det viktigt att väga behovet och nyttan av tekniken mot andra miljökonsekvenser och kostnader.

2.3.1 Kostnader

I den totala kostnaden för en reningsteknik inkluderas både investeringskostnad och driftkostnad samt kostnader för planering och ansökan eller tillstånd (Baresel et al. 2017a). Driftkostnaden för en specifik reningsteknik inkluderar bland annat kostnad för förbrukning av filtermaterial eller adsorbent, transportkostnad, omhändertagande av förbrukat material, underhåll och elenergi. Hur mycket filtermaterial som förbrukas beror på filtrets kapacitet och de reningsmål som ska uppnås (Malovanyy et al. 2021).

Ett exempel på hur driftkostnad kan beräknas och jämföras för olika reningstekniker visas i en studie av Murray et al. (2021). Murray et al. (2021) beräknade driftkostnad för GAK och AIX baserat på resultat från kolontester med adsorbenterna. I kolontesterna drevs adsorbenterna separat i parallella kolonner för rening av PFAS-förorenat vatten. Det behandlade vattnet skulle motsvara vatten förorenat med brandskum och innehöll därför höga halter PFAS. Kontakttiderna för adsorbenterna var nio minuter för GAK respektive tre minuter för AIX. I driftkostnaden inkluderades bland annat materialkostnad baserat på bytesfrekvens. Hur ofta filtermaterialet behövde bytas ut baserades på 10 eller 50 procent genombrott för PFAA och PFOA. Murray et al. (2021) fann att AIX var det mest kostnadseffektiva alternativet för rening av båda PFAS. För 10 procent reduktion av PFAA var driftkostnaden minst 20 procent lägre för AIX jämför med GAK, då AIX kunde driftas under ungefär 16 gånger så lång tid som GAK innan genombrott. För att GAK skulle bli ekonomiskt lönsamt avseende rening av PFAA skulle kapaciteten för adsorbenten behöva ökas med 25 procent.

Ett flertal exempel finns där driftkostnaden har beräknats för avancerad rening med GAK. Åberg et al. (2022) beräknade driftkostnaden för ett avancerat reningssteg med GAK för avskiljning av läkemedelsrester från avloppsvattnet vid Lindholmens avloppsreningsverk. Det avancerade reningssteget designades för ett flöde på 900 kubikmeter per timme med en ytbelastning på tre meter per timme och bäddjup på 1,25 meter. Den beräknade driftkostnaden var cirka 8 000 000 kronor per år, där förbrukning av aktivt kol utgjorde närmare 90 procent av den totala driftkostnaden. Baresel et al. (2021) beräknade driftkostnaden för GAK som avancerat reningssteg baserat på olika pilotprojekt och dimensionering av liknande anläggningar. Reningen avsåg koncentratet av avloppsvatten behandlat med omvänd osmos (RO), vilket innehåller högre halter av föroreningar än det obehandlade avloppsvattnet. I driftkostnaden inkluderades kostnad för GAK om 16 kronor per kilo, kostnad för transport, hyra

av filter, el, drift, underhåll samt kapitalkostnad för investering. För en dos av GAK på 38 gram per kubikmeter behandlat vatten uppgick driftkostnaden till 1,37 kronor per kubikmeter. Vid tvåstegsdrift av GAK antogs dosen kunna sänkas till 30 gram per kubikmeter vilket resulterade i en driftkostnad på 1,30 kronor per kubikmeter.

2.3.2 Miljöpåverkan

Målet med avancerad rening är att avskilja mikroföroreningar från det behandlade avloppsvattnet, vilket är att betrakta som en miljönytta. Ett avancerat reningssteg medför dock alltid även en miljöpåverkan. Den totala miljöpåverkan av en reningsteknik beror av flera olika miljöaspekter. Ett urval av dessa är klimatpåverkan, försurning och förbrukning av naturresurser. För att avgöra den totala miljöpåverkan bör därför en större utvärdering utföras så som en livscykelanalys (LCA), där kvantifierbara indikatorer för de olika miljöaspekterna kan appliceras. Syftet med en LCA blir då att jämföra miljöpåverkan av olika reningstekniker (Baresel et al. 2017a).

Reningsteknikens klimatpåverkan kan anges som Global Uppvärmningspotential (GWP, Global Warming Potential) uttryckt i enheten koldioxidekvivalenter (Baresel et al. 2017a). Direkta eller indirekta emissioner av växthusgaser (exempelvis metan, lustgas eller koldioxid) räknas om till koldioxidekvivalenter baserat på GWP-faktorer för respektive gas. GWP-faktorn för koldioxid är per definition 1, medan exempelvis metan har en GWP-faktor på 25 då gasen bidrar 25 gånger så mycket till växthuseffekten som koldioxid (Naturvårdsverket u.å.c). Klimatpåverkan kan på detta sätt utredas för teknikens fulla livslängd, det vill säga från tillverkning till omhändertagandet av förbrukad adsorbent (Baresel et al. 2017a).

Klimatpåverkan för ett enskilt reningssteg kan beräknas utifrån de emissioner som uppkommer vid olika processer som exempelvis luftning eller pumpning. På detta sätt kan klimatpåverkan även beräknas för den totala reningen vid ett avloppsreningsverk. Lorenzo-Toja et al. (2016) undersökte klimatpåverkan (GWP) för ett avloppsreningsverk i nordvästra Spanien. Avloppsreningsverket var designat att behandla cirka 12 000 kubikmeter avloppsvatten per dygn. Avloppsvattenreningen utgjordes av förbehandling följt av biologisk rening med aktivslambehandling. Den genomsnittliga klimatpåverkan över ett år var 0,57 kg koldioxidekvivalenter per kubikmeter behandlat avloppsvatten.

2.4 Avancerad rening med aktivt kol och anjonbytare

Adsorption med granulerat aktivt kol (GAK) används idag i stor utsträckning inom dricksvattenrening i Sverige. Syftet med reningen är att avskilja syntetiska och naturliga organiska och oorganiska föreningar samt föreningar som orsakar lukt och smak i dricksvattnet (Baresel et al. 2022). Aktivt kol har även uppvisat en god avskiljningsförmåga för läkemedelsrester (Sundin et al. 2017) och används i detta syfte vid ett fåtal avloppsreningsverk idag (Chen et al. 2021). Anjonbytare (AIX) har inte använts för rening av avloppsvatten men är däremot en väl beprövad teknik inom dricksvattenrening och lakvattenrening (Baresel et al. 2022). Beroende på vad syftet med reningen är kan det vara fördelaktigt att kombinera GAK med AIX på grund av de olika reningsmekanismer som sker (Ezchauzier et al. 2012; Malovanyy et al. 2021).

Huvudmekanismen i ett GAK-filter är sorption, vilket innebär att föroreningen adsorberas till det aktiva kolet (Malovanyy et al. 2021). Adsorption till det aktiva kolet sker genom fysiosorption och kemisorption. Fysiosorption är den dominerande mekanismen vilket innebär att föreningar adsorberas genom fysisk attraktion som främst uppstår genom Van der Waals-

krafter. Kemisorption beror av den kemiska uppbyggnaden av kolets yta, vilket i sin tur beror på materialets ursprung och den process som använts vid tillverkning av det aktiva kolet (Chen et al. 2021). Vid tillverkning av aktivt kol används vanligen fossilt stenkol eller förnyelsebart material så som kokosnötskal eller trä (Baresel et al. 2022).

Det aktiva kolet har en hög porositet vilket innebär att en stor specifik yta finns tillgänglig för adsorption (Baresel et al. 2022; Hoyer et al. 2022). För att det aktiva kolet ska få en hög porositet görs en aktivering av kolet genom högtemperaturbehandling vid 800 till 1 000 grader Celsius. Under behandlingen förloras en del av kolet vilket gör att för ett kg färdig produkt behövs cirka tre kg råmaterial (Baresel et al. 2017a). När aktivt kol används till avloppsvattenrening, där halten suspenderat material är jämförelsevis hög, är det dock inte fördelaktigt med en alltför hög porositet då det kan leda till snabb igensättning av materialet (Chen et al. 2021).

Materialet i ett AIX-filter är uppbyggt av porösa plastkuler med laddade funktionella grupper (Baresel et al. 2022). Den grundläggande avskiljningsmekanismen är jonbyte då joner i vattnet attraheras till funktionella grupper på jonbytarens yta (Chen et al. 2021). För ett anjonfilter byts alltså en anjon mot en anjon på filtermaterialet. Både sorption och jonbyte sker dock i viss utsträckning för både GAK och AIX (Malovanyy et al. 2021).

Hur mycket som kan binda till materialet benämns sorptionskapacitet och beror generellt på hur mycket kvarvarande kapacitet som finns för adsorption, hur stor halt av den specifika föreningen som finns i inkommande vatten till reningssteget samt halten av andra ämnen som konkurrerar om adsorptionsplatser. För GAK utgörs sorptionsplatserna av materialets yta, medan det för AIX utgörs av antalet mobila joner i materialet (Malovanyy et al. 2021).

Desorption av ämnen som sorberats till filtermaterialet kan ske när dess kapacitet har överskridits, det vill säga när alla sorptionsplatser är upptagna, eller när sorptionsjämvikten påverkas av halter av andra ämnen i vattnet. Sorption av ämnen som filtret är mer selektiv mot leder till desorption av ämnen med lägre selektivitet. Om filtermaterialet har hög selektivitet för det specifika ämnet kan den maximala sorptionskapaciteten uppnås snabbt, vilket även innebär att ämnet binds in väl vid låga koncentrationer (Malovanyy et al. 2021).

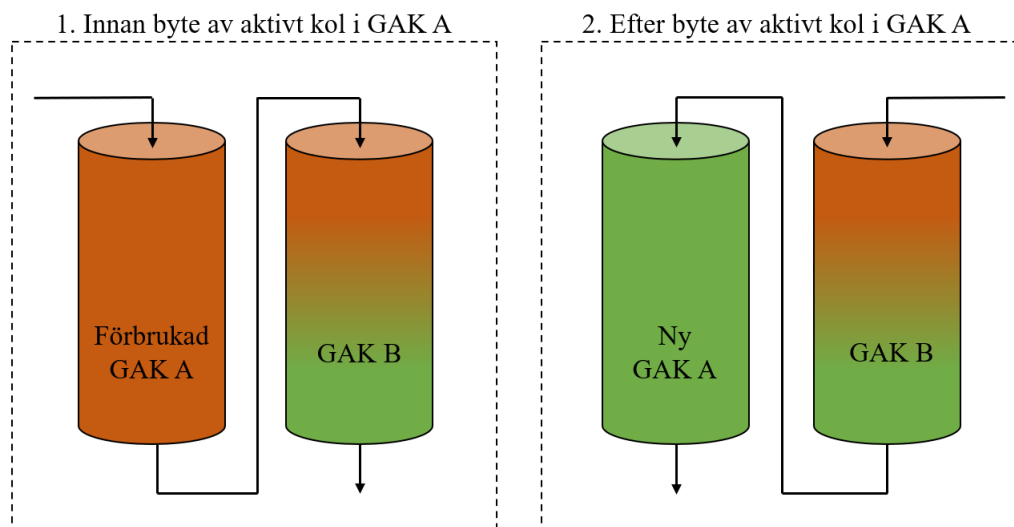
2.4.1 Dimensionering och drift

För dimensionering av ett GAK- eller AIX-filter används parametern kontakttid (EBCT, Empty Bed Contact Time), vilket motsvarar den tid det tar för vattnet att passera genom filtermaterialet (Malovanyy et al. 2021). En vanlig kontakttid för GAK-filter är 20 minuter medan kontakttiden för ett AIX-filter i normalfallet kan vara mycket kortare, exempelvis två minuter. Andra aspekter att ta hänsyn till är filtrets bädddjup och ytbelastning, vilka påverkar ytbehovet (Chen et al. 2021). En ytbelastning på under tio meter per timme och bädddjup på en till två meter är vanligt vid dimensionering av GAK (Baresel et al. 2021). Ytbelastningen för en anjonbytare kan vara relativt stort. En högre ytbelastning medför dock större tryckförluster för AIX jämfört med GAK och därmed även ett ökat energibehov för pumpning (Chen et al. 2021).

Filtren kan drivas som fixerade bäddar med nedströmsflöde eller som fluidiserade bäddar med uppströmsflöde, vilket innebär att adsorbenten är rörlig. Under drift av GAK- och AIX-filter i fixerade bäddar behövs regelbunden backspolning där vatten spolats genom filtret i motsatt flödesriktning för att avlägsna ansamlat organiskt material och suspenderat material från filtret. Backspolning får dock inte ske för ofta då det medför omblandning av materialet (Malovanyy et al. 2021). Vid uppströmsdrift av fluidiserade bäddar behövs ingen backspolning vilket

medför mindre underhåll vid drift. Detta gör att driftstrategin kan vara fördelaktig om vattnet som ska behandlas innehåller höga halter suspenderade partiklar och organiskt material som leder till snabb igensättning i fixerade bäddar. Fluidiserade bäddar får dock ofta en lägre kapacitet för avskiljning jämfört med fixerade bäddar (Baresel et al. 2017b).

Filtren kan drivas separat eller med flera filter i serie. Vid flerfilterdrift är det vanligt att detta utförs med en lead-lagkonfiguration, vilket innebär att flödesriktningen ändras vid ett filterbyte, se figur 2. Vid ett filterbyte byts det första filtret i flödesriktningen när kapaciteten för denna är förbrukad. Därefter ändras flödets riktning och på så sätt kommer det andra filtret i flödesriktningen alltid ha den högsta kvarstående kapaciteten av de två (Malovanyy et al. 2021).



Figur 2. Principskiss för lead-lagkonfiguration. GAK-filtre (filter med granulerat aktivt kol) drivs i serie och flödet går initialt genom GAK A följt av GAK B. Denna flödesriktning används tills sorptionskapaciteten för GAK A är helt förbrukad eller tills reningsmålet inte längre kan upprätthållas (1). Det förbrukade filtret ersätts sedan med ny GAK och flödesriktningen ändras (2) (Baresel et al. 2017a; Malovanyy et al. 2021).

2.4.2 Adsorbenternas livslängd

Ett vanligt sätt att mäta filtrets livslängd är antal bäddvolym (BV) som kan behandlas innan filtermaterialet är mättat eller då reningsmålet inte längre kan upprätthållas. Med bäddvolym avses volymen adsorbent, inklusive porvolym, i filtret (Chen et al. 2021). När filtermaterialet är mättat har dess kapacitet förbrukats och materialet måste då bytas ut eller regenereras innan det kan användas på nytt (Sundin et al. 2017; Hoyer et al. 2022). Hur länge filtren kan användas beror på vilken adsorbent som används och på reningsmålet, men även på kvaliteten av det inkommande vattnet till reningssteget, där en högre halt suspenderat material medför en snabbare igensättning av filtren (Baresel et al. 2017b). Detta belyser vikten av en god förbehandling av vattnet vid avancerad rening av avloppsvatten.

I normalfallet med GAK som avancerad reningsteknik för reduktion av läkemedelsrester från kommunalt avloppsvatten rekommenderas kolet bytas ut efter cirka 20 000 behandlade bäddvolym. En ökad livslängd för GAK kan uppnås om fler kolfilter används i serie, se figur 2. Kolet i det första filtret i serien behöver då bytas ut först när dess kapacitet är helt förbrukad eller när genombrott av föroreningen närmar sig för det andra filtret, vilket inträffar när koncentrationen av föroreningen ökar i utgående vattnet från reningssteget. Den behandlade vattenmängden skulle på så sätt kunna öka med 100 procent eller mer (Baresel et al. 2021).

Adsorbenternas livslängd beror på hur mycket vatten som kan behandlas innan filtermaterialet behöver bytas ut. För ett specifikt avloppsreningsverk är det halten föroreningar i utgående vatten som avgör hur väl reningen fungerar. Vid jämförelse av olika tekniker är i stället den procentuella avskiljningen ett praktiskt mått, eftersom vad som anses som god avskiljning kan skilja sig åt från fall till fall (Baresel et al. 2017a).

2.4.3 Omhändertagande av förbrukad adsorbent

Omhändertagande av förbrukad adsorbent kan ske genom exempelvis förbränning eller regenerering beroende på typ av adsorbent och dess innehåll. Regenerering av GAK innebär vanligtvis att kolet värmebehandlas under hög temperatur och syrefria förhållanden för att sedan kunna användas på nytt. Vid regenerering av GAK destrueras de föroreningar som adsorberats till det aktiva kolet (Cimbritz et al. 2016; Calgon Carbon 2020). Under regenerering av GAK förloras cirka tio procent av materialet vilket gör att en lika stor andel nytt material måste tillsättas efter processen (Baresel et al. 2017a). I dagsläget är det vanligt att regenerering av GAK sker utanför Sverige, exempelvis i Tyskland, eftersom det inte finns någon nuvarande kommersiell möjlighet till regenerering i Sverige (Hoyer et al. 2022).

Förbrukad AIX kan regenereras eller förstöras genom högtemperaturförbränning (Chen et al. 2021). Regenerering av AIX sker genom att den förbrukade adsorbenten behandlas med en kemikalielösning, exempelvis metanol (Malovanyy et al. 2021). Metoden är dock komplicerad och kräver destruktion av eluatet, det vill säga den förbrukade regenereringslösningen (Baresel et al. 2022). Malovanyy et al. (2021) fann att regenerering av AIX där eluatet behöver destruerats inte var ekonomiskt försvarbart. Högtemperaturförbränning av den förbrukade anjonbytaren rekommenderas i dagsläget av leverantörer (Baresel et al. 2022). Högtemperaturförbränning ger en säker och fullständig mineralisering av PFAS. Tillgång till detta finns i Sverige (Malovanyy et al. 2021).

För regenerering av AIX finns dock alternativa metoder där PFAS separeras från eluatet så att lösningen kan återanvändas (Malovanyy et al. 2021; Boyer et al. 2021). Li et al. (2022) undersökte klimatpåverkan (GWP) genom livscykelanalys för användning av regenererad AIX där regenereringslösningen behandlas med elektrokemisk oxidation (EO), samt för AIX följt av destruktion av adsorbenten genom förbränning. Reningen avsåg PFAS-förorenat grundvatten. Li et al. (2022) fann att klimatpåverkan för reningstekniken AIX följt av EO varierade beroende på typ av PFAS som renats. Detta förklarades av det varierande elbehovet för behandlingen med EO för olika PFAS. För rening av PFOS visades alternativet som inkluderade användning av regenererat AIX resultera i den lägsta totala klimatpåverkan. Den totala klimatpåverkan för det regenererade alternativet var cirka 60 procent av den totala klimatpåverkan för förbränningsalternativet. Regenerering av AIX gav en relativt låg klimatpåverkan, medan omhändertagande av regenereringslösningen med EO bidrog med större klimatpåverkan än förbränning av AIX. För regenereringsalternativet kunde dock klimatpåverkan från tillverkning av ny adsorbent minskas drastiskt eftersom materialet kunde återanvändas för flera behandlingar.

2.5 Rening av läkemedelsrester med aktivt kol och anjonbytare

Referenser och erfarenheter av kombinationen GAK och AIX avseende avskiljning av läkemedelssubstanser från spillvatten är i dagsläget begränsat. Kombinationen har dock undersökts av Jamil et al. (2020) i syfte att avskilja organiska mikroföroreningar från koncentratet av avloppsvatten behandlat med omvänd osmos. Studien utfördes med GAK följt

av AIX i separata kolonner i serie under 9,5 dagar vilket motsvarade 2 880 behandlade bäddvolymen för GAK. Reduktionen av 17 olika organiska mikroföroreningar undersöktes, däribland läkemedelssubstanserna diklofenak, ibuprofen och antibiotika. Vid försökets slut avskildes samtliga mikroföroreningar till 95 procent eller mer genom adsorption i GAK. Effekten från AIX kunde inte utvärderas på grund av den höga avskiljningsgraden i GAK (Jamil et al. 2020). Antal behandlade bäddvolymen i försöket är dock få vilket gör att resultaten inte kan översättas till prestationen av teknikerna vid en längre drift.

I en tidigare studie av Jamil et al. (2019) undersöktes relationen mellan mikroföroreningarnas egenskaper och adsorptionen till GAK för samma vattenmatris som i den senare studien av Jamil et al. (2020). Organiska mikroföroreningar med hög hydrofobicitet och positiv laddning visades adsorbera bäst till GAK medan negativt laddade mikroföroreningar, exempelvis diklofenak, adsorberades sämst oberoende av hydrofobicitet (Jamil et al. 2019).

2.6 Rening av PFAS med aktivt kol och anjonbytare

Det finns tidigare erfarenheter från användandet av GAK och AIX för reduktion av PFAS, där de flesta studier utvärderar reningsteknikerna separat i ett jämförande syfte. Vilken vattenmatris som undersökts i dessa studier varierar men det vanligast förekommande är dricksvatten. Inga studier har hittats där teknikkombinationen undersöks med avseende på reduktion av PFAS från avloppsvatten. Nedan följer två exempel där GAK och AIX utvärderats avseende avskiljning från förorenad mark och grundvatten.

Grimison et al. (2023) undersökte kombinationen GAK följt av AIX i serie för avskiljning av PFAS från förorenad mark. Den PFAS-förorenade jorden blandades initialt med dricksvatten där 18 000 kubikmeter vatten tillsattes per ton jord. Totalt behandlades cirka 2 200 ton jord vilket motsvarade cirka 40 000 kubikmeter vatten. Grövre partiklar och organiskt material separerades från jordblandningen genom filtrering, koagulering och flockulering innan vattnet behandlades genom filter med GAK följt av AIX. Tekniken åstadkom en avskiljning av PFAS på över 90 procent. Genom massbalans kunde Grimison et al. (2023) fastställa att reduktionen till störst del uppnåddes genom behandling med GAK då 99,9 procent av den totala mängden PFAS adsorberats till det aktiva kolet.

Zeng et al. (2020) utvärderade reduktionen av PFAS från grundvatten med GAK och AIX i parallella lead-lagkonfigurationer genom snabba småskaliga kolonntest (RSSCTs). RSSCTs utförs i labbskala i små kolonner packade med filtermaterial som finfördelats för att möjliggöra en kortare kontakttid (Schaefer 2020). Syftet med RSSCTs var därför att simulera långtidstester i fullskala. 18 försök utfördes vilket skulle motsvara upp till flera hundra tusen behandlade bäddvolymen. Resultaten visade att AIX fungerade bättre för avskiljningen av PFAS och cirka 200 000 till 300 000 fler bäddvolymen kunde behandlas med AIX jämfört med GAK innan genombrott (Zeng et al. 2020). Den bäddvolym och kontakttid som används i försöken skiljer sig dock mot vad som används i fullskala vilket gör att resultat från denna typ av tester ska tolkas med försiktighet.

2.6.1 Vattenmatrisens inverkan

Generellt gäller att adsorptionen av PFAS försämras vid närvaron av andra föreningar i vattnet (Eschauzier et al. 2012; Du et al. 2015; Franke et al. 2019; Malovanyy et al. 2021). Hur adsorptionen kommer fungera för en specifik vattenmatris är dock inte alltid lätt att förutse. Franke et al. (2019) undersökte reduktion av PFAS från olika vattenmatriser genom filter med GAK och AIX i parallella kolonntester. De vattenmatriser som undersöktes var grundvatten

och koncentratet från nanofiltrering av grundvattnet, där det sistnämnda innehöll en högre koncentration av organiskt kol (TOC). Under försöken behandlades cirka 23 000 bäddvolymmer med GAK och cirka 20 000 bäddvolymmer med AIX. Resultaten visade att fler bäddvolymmer kunde behandlas med GAK innan genombrott vid en ökad halt TOC i vattnet. Ingen desorption av PFAS observerades heller, något som däremot inträffade vid behandling av vatten innehållandes en mindre andel TOC. En möjlig förklaring till detta menar Franke et al. (2019) är att den högre halten TOC skapade extra sorptionsplatser samt att bildandet av biofilm i GAK-filtret kan ha gynnats. När GAK används för rening av avloppsvatten är det mer eller mindre oundvikligt att en biologisk aktivitet etableras, vilket gör att reduktion över GAK även kan fungera genom biologisk nedbrytning. Svårnedbrytbara mikroföroreningar adsorberas till kolet där bakterier kan etableras och bryta ner dessa, vilket leder till att adsorptionsplatserna frigörs (Baresel et al. 2017a).

Studier visar att närvaron av andra föroreningar i vattnet inte påverkar adsorptionen med AIX i lika stor utsträckning som GAK (Du et al. 2015; Franke et al. 2019; Malovanyy et al. 2021). Franke et al. (2019) fann att adsorptionen till AIX i störst grad påverkas av PFAS-koncentrationen i vattnet och inte i lika stor utsträckning av vattenkvaliteten. För GAK har avskiljningen i stället visats vara oberoende av den totala koncentrationen PFAS i vattnet (Franke et al. 2019; Grimison et al. 2023).

2.6.2 Betydelsen av kedjelängd och struktur

I regel avskiljs PFAS med längre kolkedja, exempelvis PFOS och PFOA, bättre än de med kortare kedja med både GAK och AIX (Franke et al. 2019; Malovanyy et al. 2021; Murray et al. 2021; Baresel et al. 2022). Ezchauzier et al. (2012) undersökte reduktionen av PFAS från dricksvatten genom GAK-filtrer i serie och fann att PFOS reducerades väl genom behandling med GAK medan mer hydrofila kortkedjade PFAA inte avskildes alls.

Både för GAK och AIX kan en snabbare försämring i avskiljningsgrad samt ett tidigare genombrott ses för kortkedjade PFAS relativt långkedjade (McCleaf et al. 2017; Zeng et al. 2020; Chow et al. 2022). Chow et al. (2022) utvärderade GAK och AIX genom långtidstester i pilotskala. PFAS-förorenat grundvatten förbehandlades med granulär mangandioxid för reduktion av mangan och järn innan det leddes vidare till parallella kolonner med GAK eller AIX. Försöken pågick under femton månader vilket motsvarade cirka 57 000 behandlade bäddvolymmer för GAK respektive 200 000 bäddvolymmer för AIX. Chow et al. (2022) kunde se ett linjärt förhållande mellan kedjelängd och genombrott för GAK medan motsvarande relation för AIX uppvisade log-liniäritet.

Skillnader mellan karaktären för genombrott kan även ses beroende på strukturen av PFAS med samma kedjelängd. För både GAK och AIX sker genombrott av PFSA (exempelvis PFOS) långsammare än för PFCA (exempelvis PFOA) (Zeng et al. 2020; Chow et al. 2022). Ezchauzier et al. (2012) fann att PFOA bara reducerades till 50 procent efter behandling i två GAK-filtrer, medan PFOS avskildes väl redan efter ett filter och helt och hållet efter två. Ezchauzier et al. (2012) kunde även se en ökning av koncentrationen grenade PFAS efter behandling i det första GAK-filtret, för att sedan följas av en minskning efter det andra GAK-filtret. Av detta drogs slutsatsen att grenade PFAS adsorberas sämre till GAK än icke-grenade. Att adsorptionskapaciteten minskar med en ökad grad av förgrening menar Ezchauzier et al. (2012) skulle kunna förklaras av att volymen av de grenade molekylerna är mindre än de icke-

grenade, vilket leder till att adsorptionsprocessen sker mer spontant för icke-grenade molekyler till följd av en ökning av Gibbs fria energi (Wang et al. 2011).

Skillnaden i reduktionsförmåga mellan GAK och AIX förstärks med en ökad kedjelängd, samtidigt som en större känslighet för varierande strukturer uppvisas för GAK än för AIX (Chow et al. 2022). För reduktion av PFOS har AIX uppvisat en större potential än GAK (McCleaf et al. 2017; Woodard et al. 2017; Malovanyy et al. 2021; Murray et al. 2021). McCleaf et al. (2017) kunde se ett tidigare genombrott av PFOS för GAK jämfört med AIX vid behandling av dricksvatten. För GAK kunde genombrott ses efter cirka 10 500 bäddvolymmer jämfört med 63 000 bäddvolymmer för AIX.

Zeng et al (2020) undersökte linjär korrelation mellan trender i genombrott och egenskaper för PFAS (molekylvikt och hydrofobicitet), vilket visade att hydrofoba PFAS med högre molekylvikt adsorberade bäst i GAK. För korrelationen mellan molekylvikt och koncentrationen PFAS i utgående vatten vid ett bestämt antal behandlade bäddvolymmer erhöles en korrelationskoefficient för GAK på 0,79 till 0,96. För AIX kunde inget statistiskt samband säkerställas vilket antas bero på de olika adsorptionsmekanismer som sker (Zeng et al. 2020).

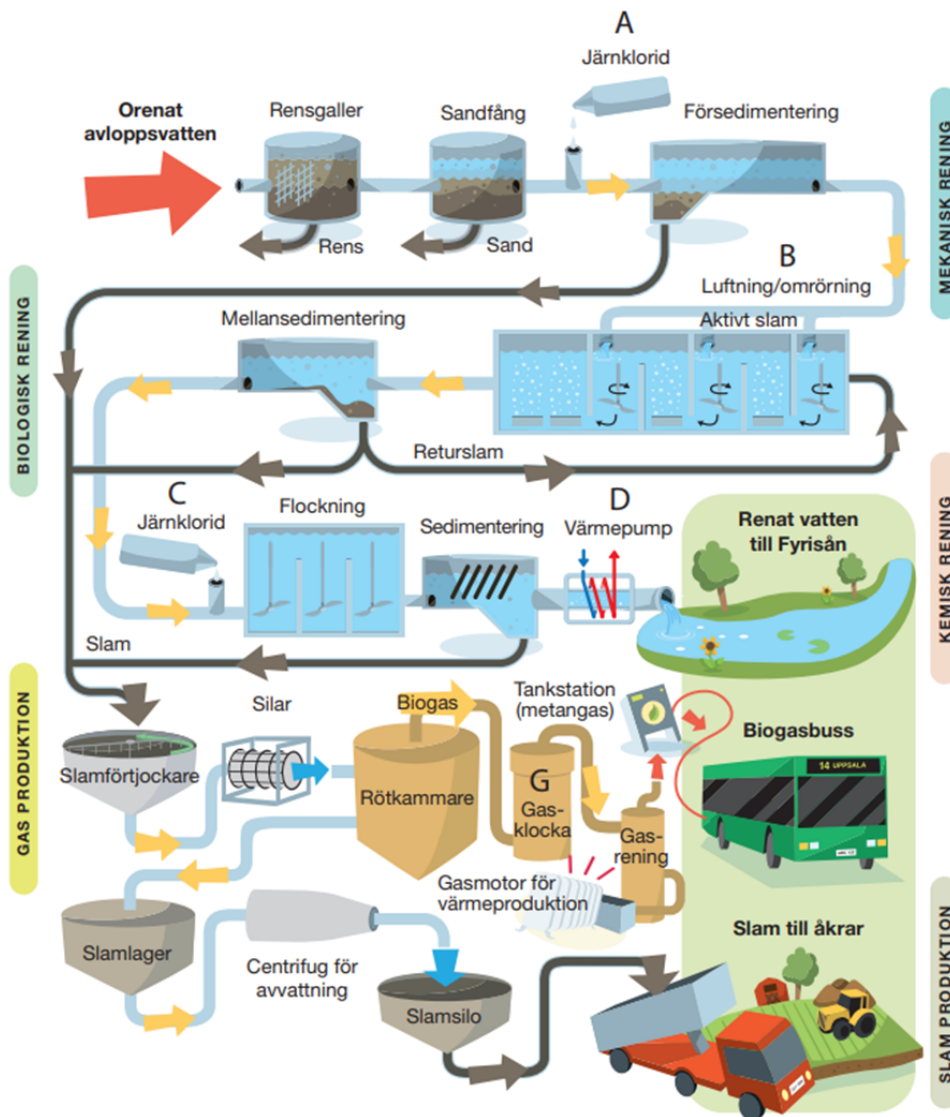
2.6.3 Variation i reduktionen över tid

Avskiljningsförmågan för de båda adsorbenterna har visats variera under behandlingstiden. Franke et al. (2019) fann att AIX uppvisade en brantare försämringskurva för avskiljning av PFAS än GAK. Inledningsvis presterade AIX bäst för att sedan uppvisa sämre reduktion än GAK (Franke et al. 2019). I en studie av McCleaf et al. (2017) undersöktes reduktionen av PFAS från dricksvatten genom tester med GAK och AIX i parallella kolonner. I försöken behandlades cirka 60 000 bäddvolymmer med AIX respektive 50 000 bäddvolymmer med GAK. Adsorptionen av PFAS med båda adsorbenter kunde delas upp i två faser, före och efter ett specifikt antal behandlade bäddvolymmer, där reduktionskapaciteten var lägre i fas ett än två. Skillnaden mellan GAK och AIX var att fas två uppnåddes tidigare för GAK jämfört med AIX. För den första fasen är en teori att reduktionen beror på antalet tillgängliga adsorptionsplatser medan fas två karakteriseras av aggregering av PFAS till adsorbentens yta. Aggregeringen kan innebära att en mer hydrofob yta fås, vilket medför en ökad kapacitet för reduktion av PFAS (McCleaf et al. 2017). För GAK domineras adsorptionen av PFAS av hydrofobiska interaktioner medan den för AIX domineras av formation av miceller (ytaktiva aggregat), det vill säga elektrostatiske mekanismer till följd av molekylernas storlek och laddningsfördelning (Du et al. 2015).

3 Avloppsvattenrening vid Kungsängsverket

Kungsängsverket är Uppsala Vatten och Avfall ABs största kommunala avloppsreningsverk där cirka 20 miljoner kubikmeter avloppsvatten behandlas varje år (Uppsala Vatten 2022). Avloppsreningsverket är beläget sydost om Uppsala centrum i utkanten av innerstaden. I anslutning till reningsverket rinner Fyrisån, till vilken det reade avloppsvattnet leds. Anläggningen etablerades på 1940-talet och har sedan dess byggts ut i takt med stadens exploatering (Uppsala Vatten 2021).

Behandlingen av avloppsvattnet består i dagsläget av mekanisk, biologisk och kemisk rening, se figur 3. I det mekaniska reningssteget avskiljs rens, sand och primärslam. Skräp och grövre material silas bort via ett silgaller, därefter avskiljs sand och tunga partiklar i luftade sandfång. Gallerrens och sand tvättas och skickas vidare för energiutvinning samt till avfallsanläggning. Avloppsvattnet leds därefter vidare till en försedimentering där större partiklar sedimenterar och bildar ett primärslam. Järnklorid tillsätts som flockningsmedel för att fälla fosfor och suspenderat material. Slammet behandlas och rötas för produktion av biogas (Uppsala Vatten 2021).



Figur 3. Avloppsvattenrening vid Kungsängsverket (Uppsala Vatten 2021).

Efter den mekaniska reningen leds vattnet till det biologiska reningssteget som utgörs av en aktivslamprocess för avskiljning av kväve och organiskt material. Processen består av luftade och oluftade (anoxiska) bassänger samt sedimentationsbassänger. I avloppsvattnet förekommer kväve främst som ammonium, vilket omvandlas av nitrifierande mikroorganismer till nitrat i de luftade zonerna i aktivslamprocessen. Nitrat omvandlas sedan till kvävgas genom denitrifikation i de anoxiska zonerna (Uppsala Vatten 2021). Den biomassa som bildas i processen benämns aktivt slam och består av biomassa från mikroorganismer och oorganiska partiklar (Nationalencyklopedin u.å.b). Den större delen av det aktiva slammet, så kallat bioslam, återcirkuleras från mellansedimenteringen som returslam för att bibehålla en konstant halt aktivt slam i processen. En viss del av bioslammet tas ut som överskottsslam och pumpas vidare till slambehandling och rötning (Uppsala Vatten 2021).

Det behandlade avloppsvattnet leds slutligen till det kemiska reningssteget där järnklorid tillsätts för avskiljning av fosfor och restflockar, vilket sker under långsam omrörning för flockbildning, följt av sedimentering i slutsedimenteringsbassänger med lameller. I detta steg bildas ett kemslam som pumpas tillbaka till en av försedimenteringsbassängerna. Innan det renade vattnet släpps ut i Fyrisån passerar det en värmepump för återvinning av energi (Uppsala Vatten 2021).

En om- och utbyggnation av avloppsreningsverket planeras som konsekvens av att staden växer och befolkningmängden ökar. I samband med detta avses avloppsreningsverket kompletteras med ett avancerat reningssteg för avskiljning av mikroföroreningar (Uppsala Vatten 2021). Tanken är att den avancerade reningen ska implementeras som ett sista steg i reningsprocessen (Chen et al. 2021)

3.1 Förstudie och pilotstudie vid Kungsängsverket

Uppsala Vatten och Avfall AB har i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet inlett en pilotstudie vid Kungsängsverket. I pilotstudien utvärderas olika reningstekniker med syfte att ta fram beslutsunderlag för utformningen av ett framtida avancerat reningssteg. Initialt utfördes en förstudie av Sweco, följt av bägarförsök i laboratorieskala och kolonnförsök i bänkskala våren 2021. Kolonnuppställningen byggdes därefter om för vidare utvärdering våren 2022. Hösten 2022 driftsattes även en större pilotanläggning. Två examensarbeten har utförts våren 2021 och våren 2022 för genomförande och utvärdering av bägarförsök och kolonnförsök. Uppsala Vatten erhöll bidrag från Naturvårdsverket vilket finansierat delar av förstudien samt den fortsatta pilotstudien¹.

3.1.1 Förstudie

På uppdrag av Uppsala Vatten har Sweco (Chen et al. 2021) utfört en förstudie som fungerade som underlag för vidare studier och utvärderingar. Med en riskanalys identifierades åtta mikroföroreningar som potentiellt skadliga för recipienten Fyrisån (citalopram, diklofenak, flukonazol, ibuprofen, metoprolol, propranolol, PFOS samt 4-nonylfenol). De reningstekniker som föreslogs som lämpliga med hänsyn till nämnda föroreningar och platsspecifika förhållanden var en kombination av ozonering och AIX respektive GAK (Chen et al. 2021).

¹ Personlig kommunikation, Anna Maria Sundin, Utvecklingsingenjör, Uppsala Vatten och Avfall, april 2023.

I förstudien beräknades driftkostnaden för föreslagna reningstekniker. I den beräknade driftkostnaden ingår kostnad för adsorbent, underhåll, personal samt energi för pumpning. För GAK beräknades driftkostnaden till mellan 9 och 20 miljoner kronor per år beroende på förbrukning av adsorbent. I beräkningarna antogs GAK kunna behandla 8 000 till 20 000 bäddvolymmer innan materialet behöver bytas ut. Beräkningarna har baserats på det antagna maxflödet år 2050 på 2 950 kubikmeter per timme samt en volym av GAK på 980 kubikmeter (Chen et al. 2021).

3.1.2 Tidigare examensarbeten

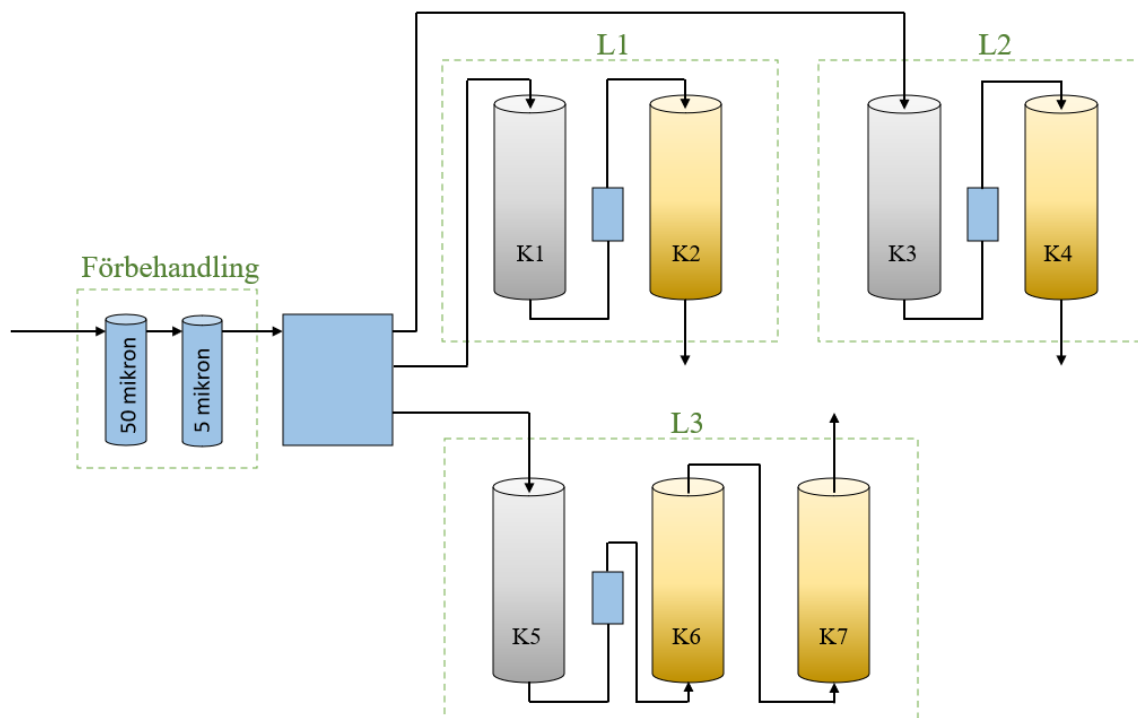
I de två examensarbeten som utfördes under våren 2021 och 2022 utvärderades olika fabrikat av adsorbenterna GAK och AIX. Ozonering som rekommenderades i förstudien av Sweco (Chen et al. 2021) inkluderades inte. Denna prioritering gjordes på grund av att tekniken inte avskiljer PFOS samt höga bromidhalter i avloppsvattnet som vid ozonering kan omvandlas till den hälsoskadliga biprodukten bromat².

Det första examensarbetet utfördes av Kalecinska (2021). Arbetet utgjordes dels av bägarförsök där filtermaterial placerades i bägare med utgående avloppsvatten från Kungsängsverket, dels av kolonnförsök. I kolonnförsöket fick avloppsvatten rinna genom kolonner med filtermaterial där en kontakttid (EBCT) på fem minuter användes. Den korta kontakttiden valdes för att möjliggöra snabbare resultat och fler analyspunkter (Kalecinska 2021).

Kalecinska (2021) undersökte reduktionen av PFAS och läkemedelsrester för fem utvalda GAK samt en AIX. Filtren utvärderades separat samt i serie med GAK följt av AIX. Resultaten visade störst reduktion av läkemedel och PFAS för Cyclecarb 401 (regenererat aktivt kol) samt hög reduktion av samma substanser för GAK i kombination med AIX. GAK-filter resulterade i god reduktion av positiva läkemedelssubstanser medan AIX uppvisade en högre reduktion av PFAS och negativa läkemedelssubstanser så som diklofenak (Kalecinska 2021).

Olofsson (2022) utvärderade olika kombinationer av GAK och AIX genom kolonnförsök bestående av tre driftlinjer. Driften av kolonnförsöken har sedan examensarbetets slut fortsatt som komplement till de pilotförsök som utförs vid Kungsängsverket. I figur 4 visas en schematisk skiss över driftlinjerna i kolonnförsöken. Driftlinje L1 utgörs av Cyclecarb 401 (K1) följt av Purolite 694E (K2, AIX). Cyclecarb 401 valdes då det resulterat i god avskiljning vid tidigare examensarbete av Kalecinska (2021). I driftlinje L2 används i stället Filtrasorb 400 (K3, jungfruligt GAK), som även används för dricksvattenrening av Uppsala Vatten, följt av Purolite 694E (K4). Driftlinje L3 består av Cyclecarb 401 (K5) följt av två kolonner med Purolite 694E i fluidiserade bäddar med uppströmsflöde (K6 och K7). Alla filter i driftlinje L1 och L2 samt kolonn K5 utgörs av fixerade bäddar med nedströmsflöde (Olofsson 2022).

² Personlig kommunikation, Lovisa Olofsson, Processingenjör Uppsala Vatten och Avfall, mars 2023.



Figur 4. Schematisk skiss över de olika driftlinjerna (L1, L2 samt L3) i kolonnförsöken. Blått markerar förbehandling, inloppstank samt mellanlagringstankar. Grått markerar kolonner med GAK, där K1 och K5 utgörs av Cyclecarb 401 medan K3 utgörs av Filtrasorb 400. Gult markerar kolonner med AIX där samtliga utgörs av Purolite 694E. K6 och K7 utgörs av fluidiserade bäddar med uppströmsflöde. Övriga kolonner består av fasta bäddar av adsorbenterna och drivs med nedströmsflöde.

Som förbehandling till kolonnförsöken används seriekopplade patronfilter på 50 respektive 5 mikrometer. In till kolonnpilotens förbehandling kommer det utgående vattnet från avloppsreningsverket (Olofsson 2022). Den genomsnittliga kontakttiden för respektive kolonn samt antal behandlade bäddvolym (BV) under examensarbetets gång presenteras i tabell 1.

Tabell 1. Genomsnittlig kontakttid för respektive kolonn samt antal behandlade bäddvolym (BV) för kolonnförsöken i examensarbetet av Olofsson (2022).

Driftlinje	Kolonn	Adsorbent	Kontakttid [min]	Antal behandlade BV
L1	K1 (1/2)	Cyclecarb 401, regenererat GAK	15	9 200
	K2 (2/2)	Purolite 694E, AIX	5,1	26 300
L2	K3 (1/2)	Filtrasorb 400, jungfruligt GAK	14	9 600
	K4 (2/2)	Purolite 694E, AIX	5,2	25 600
L3	K5 (1/3)	Cyclecarb 401, regenererat GAK	14	9 800
	K6 (2/3)	Purolite 694E, AIX	4,8	28 400
	K7 (3/3)	Purolite 694E, AIX	4,8	28 600

I examensarbetet av Olofsson (2022) kunde ingen slutsats dras om vilken driftlinje som resulterar i högst reduktion av mikroföroreningar då prover av dessa endast hann tas vid två tillfällen. En reduktionsgrad över 80 procent för de undersökta mikroföroreningarna kunde dock ses över samtliga driftlinjer. Resultaten visade även att GAK och AIX kompletterade varandra väl vid seriedrift avseende avskiljning av PFOS och diklofenak. Reduktionsgraden för

TOC, DOC och UVA var mest stabil över driftlinje L3 med fluidiserade bäddar av AIX. Uppströmskolonnerna krävde även mindre underhåll eftersom ingen backspolning behövs vid denna typ av drift (Olofsson 2022).

Förutom driftstabilitet och reduktionsgrad undersökte Olofsson (2022) även korrelationen mellan reduktionen av TOC, DOC, UVA och mikroföroreningar. Detta gjordes i syfte att utvärdera om provtagning av TOC, DOC eller UVA kan fungera som uppföljningsmetod för reningseffekten eftersom analys av mikroföroreningar både är kostsamt och tidskrävande. På grund av att analys av mikroföroreningar endast kunde utföras vid två tillfällen under examensarbetet baserades beräkningarna i stället på analysresultat från tidigare examensarbete av Kalecinska (2021). Korrelationen undersöktes avseende reduktionen genom kolonner med Cyclecarb 401 och Purolite 694E. Olofsson (2022) kunde se en viss korrelation, där denna var högre avseende UVA jämfört med DOC. På grund av få mätvärden rekommenderades dock fortsatt utvärdering.

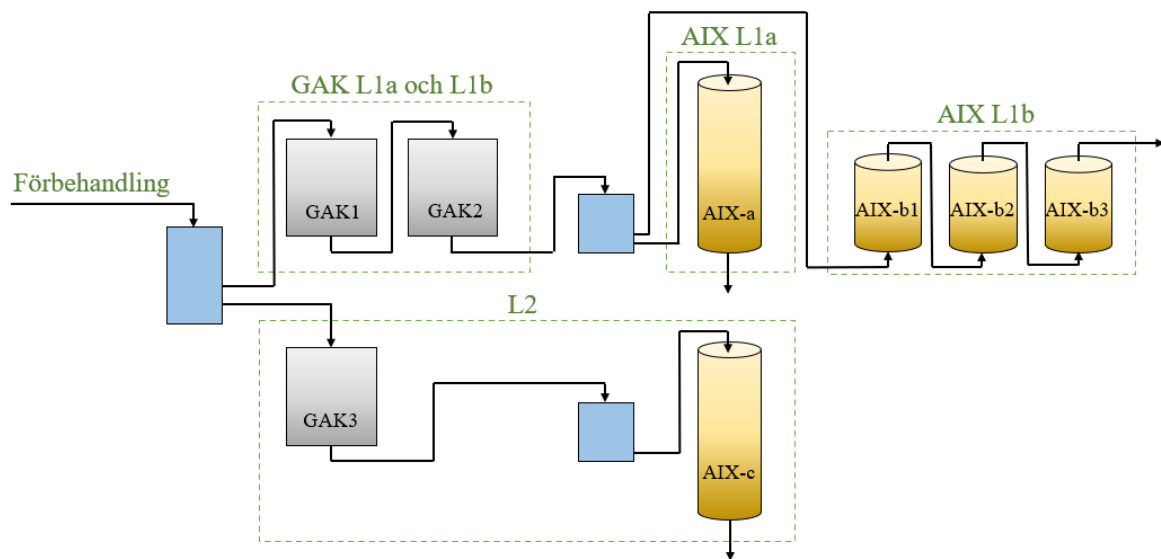
3.1.3 Pilotstudie

Pilotstudien är ett samarbete mellan Uppsala Vatten och Avfall AB och IVL Svenska Miljöinstitutet. I studien inkluderas en pilotanläggning i container som startades upp hösten 2022 samt den kompletterande kolonnpilot som startades i samband med tidigare utfört examensarbete av Olofsson (2022). Pilotstudien förväntas pågå fram till och med årsskiftet 2023/2024, denna tidsram kan dock komma att förlängas³.

Pilotanläggningen består av tre driftlinjer, linje L1a, L1b och L2, se figur 5. Både driftlinje L1a och L1b inleds med två GAK-filtrer i serie (GAK1 och GAK2). Efter GAK-filtren delas flödet upp i två delflöden. För driftlinje L1a leds vattnet därefter vidare till ett nedströmsfilter med AIX (AIX-a). Linje L1b leds i stället till tre seriekopplade uppströmsfilter med AIX (AIX-b1, AIX-b2 samt AIX-b3). Driftlinje L2 utgörs av ett GAK-filtrer (GAK3), följt av ett nedströmsfilter med AIX (AIX-c). Alla GAK- respektive AIX-filtrer utgörs av Cyclecarb 401 respektive Purolite 694E⁴.

³ Personlig kommunikation, Christian Baresel, IVL Svenska Miljöinstitutet, maj 2023.

⁴ Personlig kommunikation, Lovisa Olofsson, Processingenjör Uppsala Vatten och Avfall, mars 2023.



Figur 5. Schematisk skiss över de olika driftlinjerna (L1a, L1b samt L2) i pilotanläggningen. Blått markerar inloppstank respektive buffertankar. Förbehandlingen har inte inkluderats i figuren. Grått markerar filter med GAK, där samtliga utgörs av Cyclecarb 401. Gult markerar filter med AIX. Samtliga AIX utgörs av Purolite 694E. AIX-b1, AIX-b2 samt AIX-b3 utgörs av fluidiserade bäddar med uppströmsflöde. Resterande filter utgörs av fixerade bäddar med nedströmsflöde.

Som förbehandling till pilotanläggningen användes initialt en trumsil med både 10 och 18 mikrometer filterduk. Denna förbehandling användes från och med pilotens idrifttagande hösten 2022 till och med april 2023. Till en början tillsattes fällningskemikalie och polymer för att öka avskiljningen av suspenderade ämnen och fosfor. Detta avslutades senare på grund av att tillsats av polymer visats leda till snabbare igensättning av GAK-filtren. I maj 2023 ersattes trumsilen av ett sandfilter och förbehandlingen kompletterades med tillsats av aluminiumklorid (PAX) för fällning av fosfor⁵.

Till pilotanläggningens förbehandling leds utgående vatten från ett av de biologiska reningsstegen på Kungsängsverket. Orsaken till detta är dels att järnklorid doseras i kemsteget, vilket kan medföra höga halter järn i vattnet och eventuell igensättning av filtren, dels att detta är mest representativt då det efterliknar den framtida utformningen av avloppsreningsverket med efterpolering och förbehandling följt av ett avancerat reningssteg^{5,6}.

Den kontakttid som använts i pilotförsöken innan bytet av förbehandling visas i tabell 2. Efter bytet av förbehandling korrigerades flödet för att erhålla en kontakttid på 10 minuter för GAK1 och GAK2 samt 20 minuter för GAK3⁵.

Tabell 2. Kontakttid (EBCT) för respektive adsorbent i pilotanläggningen innan byte av förbehandling.

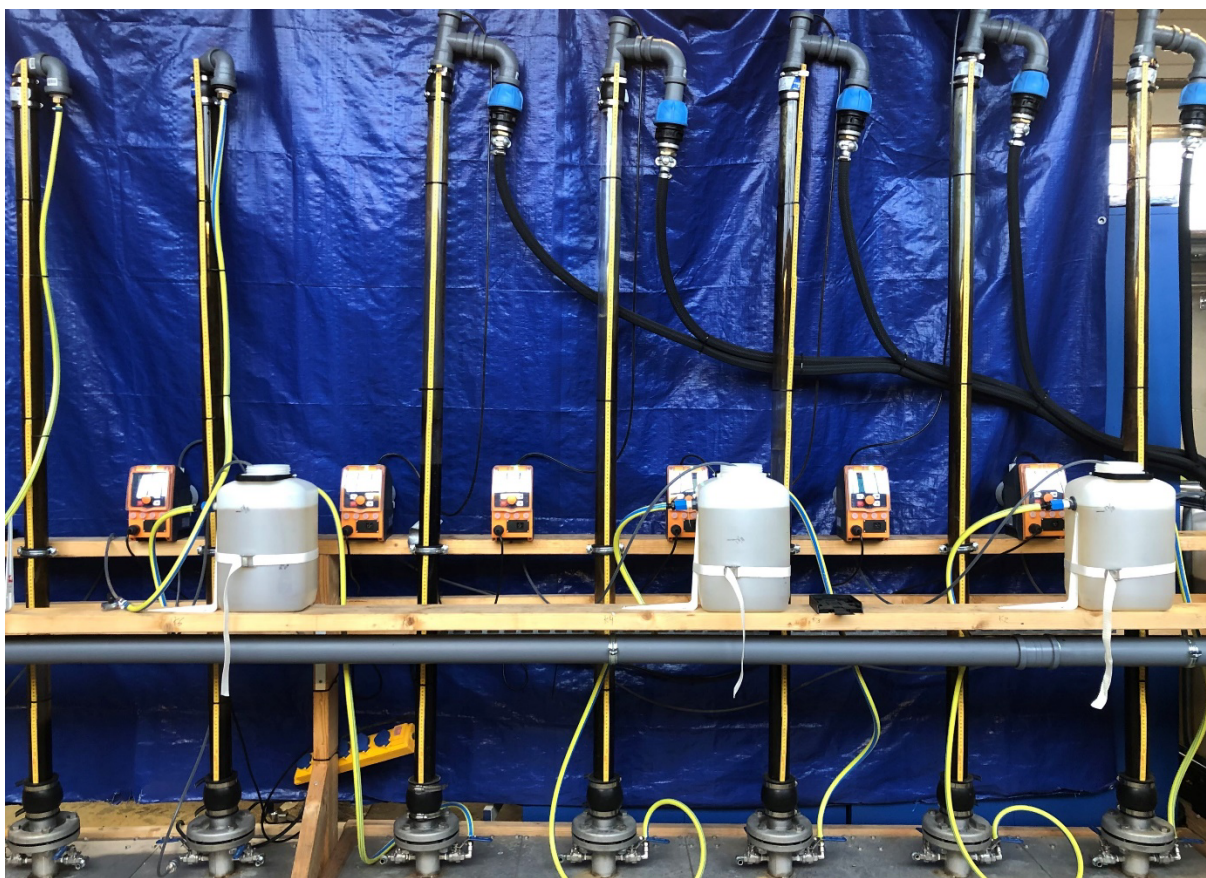
	GAK1	GAK2	GAK3	AIX-a	AIX-b1	AIX-b2	AIX-b3	AIX-c
Driftlinje	L1a & L1b	L1a & L1b	L2	L1a	L1b	L1b	L1b	L2
EBCT [min]	14,6	14,1	27,8	8,7	3,2	3,2	3,2	4,2

⁵ Personlig kommunikation, Lovisa Olofsson, Processingenjör Uppsala Vatten och Avfall, maj 2023.

⁶ Personlig kommunikation, Anna Maria Sundin, Utvecklingsingenjör Uppsala Vatten och Avfall, maj 2023.

4 Material och metoder

Renings effektivitet, driftkostnad och klimatpåverkan utvärderades för Cyclecarb 401 (regenererat GAK), Filtrasorb 400 (jungfruligt GAK) samt Purolite 694E (AIX). Adsorbenterna utvärderades i singel- respektive seriedrift. Därtill undersöktes en eventuell korrelation mellan DOC, UVA och utvalda mikroföroreningar för Cyclecarb 401 och Purolite 694E. Utvärderingen har i huvudsak utgått från resultat av de pågående kolonnförsök som inleddes i januari 2022 i samband med tidigare examensarbete av Olofsson (2022). I figur 6 visas kolonnuppställningen. Den pilotanläggning som också finns på plats på Kungsängsverket driftsattes oktober 2022 och inkluderar till skillnad från kolonnförsöken även tvåstegsdrift med GAK. Renings effektiviteten utvärderades därför även för pilotförsöken. Utformning av kolonnförsök samt pilotförsök beskrivs i avsnitt 3.1.2 respektive 3.1.3.



Figur 6. Kolonnuppställning. Från höger: driftlinje L1 med Cyclecarb 401 (K1) följt av Purolite 694E (K2). I Driftlinje L2 med Filtrasorb 400 (K3) följt av Purolite 694E (K4). Driftlinje L3 med Cyclecarb 401 (K5) följt av två uppströmskolonner med Purolite 694E (K6 och K7).

Efter cirka 38 000 behandlade bäddvolymer genomfördes ett byte av det aktiva kolet i kolonn K3 (Filtrasorb 400) i kolonnförsöken. Syftet med kolbytet var att undersöka påverkan av reduktionen genom kolonnen samt hela denna driftlinje (L2). Det förbrukade kolet tömdes ur kolonnen som därefter rengjordes med vatten för att avlägsna ansamlad slam och alger. Det nya kolet (Filtrasorb 400) blötlades under 24 timmar innan det fylldes upp i den rengjorda kolonnen. Flöde och bädddjup anpassades för att uppnå önskad kontakttid på 15 minuter. Efter kolbytet utfördes upprepade backspolningar för att avlägsna mindre partiklar. Filtrasorb 400 valdes ut för kolbytet till följd av att adsorbent var närmare genombrott än Cyclecarb 401.

4.1 Provtagningar och analyser

I kolonnförsöken har kontinuerliga stickprovtagningar utförts sedan januari 2022. Stickproverna har tagits på inkommande vatten till kolonnpiloten, utgående vatten från förbehandling samt utgående vatten från respektive kolonn. Vid den sista provtagning som inkluderats i denna studie hade 31 stickprovtagningar utförts. Vid samtliga av dessa provtagningar har vattnet analyserats avseende DOC, UVA, ammonium och järn. Vid åtta av dessa provtagningar analyserades vattnet även avseende 21 läkemedel och 32 PFAS, se bilaga 1 och 2. De första två av de åtta provtagningarna utfördes i samband med examensarbetet av Olofsson (2022), medan de två senaste utfördes i samband med denna studie. Vid den senaste av de åtta provtagningarna hade cirka 36 000 till 37 000 bäddvolymmer behandlats med GAK. Utöver detta har en extra provtagning utförts över driftlinje L2 vid cirka 38 000 behandlade bäddvolymmer i K3 (Filtrisorb 400) i samband med byte av aktivt kol i K3. Samtliga analyser utfördes för dessa stickprover.

För pilotförsöken har provtagningar utförts som veckoprovtagningar på inkommande vatten till pilotanläggningen samt utgående vatten från respektive filter. Provtagningar har utförts sedan oktober 2022. Vid den sista provtagningen som inkluderats i denna studie hade cirka 5 000 till 10 000 bäddvolymmer behandlats med GAK och 13 provtagningar utförts. Vid tre av dessa provtagningar analyserades vattnet avseende läkemedel och PFAS.

Stickprover och veckoprover av mikroföroreningar analyserades av ackrediterat laboratorium ALS. Övriga analyser har utförts av det ackrediterade laboratoriet på Uppsala Vatten och Avfall.

4.2 Reningseffektivitet

Reningseffektiviteten undersöktes genom utvärdering av reduktionsgrad av diklofenak, oxazepam, metoprolol, citalopram samt PFOS över respektive adsorbent i kolonnförsöken och pilotförsöken. Reduktionsgraden beräknades enligt ekvation 1

$$\text{Reduktionsgrad} = 1 - \frac{C_{ut}}{C_{in}} \quad (1)$$

där C_{ut} är den uppmätta koncentrationen i utgående vatten från respektive adsorbent och C_{in} är koncentrationen i inkommande vatten till adsorbenten.

4.3 Driftkostnad och klimatpåverkan

I driftkostnad inkluderades kostnad för tillverkning, regenerering eller destruktion av adsorbent, samt kostnad för transport med lastbil till och från Kungsängsverket i samband med ett byte av adsorbent. I klimatpåverkan inkluderades de emissioner som uppkommer i samband med tillverkning, regenerering eller destruktion av adsorbent, samt de emissioner som uppkommer vid transport med lastbil till och från Kungsängsverket.

Driftkostnad och klimatpåverkan beräknades avseende användning av 1 m³ av respektive adsorbent vid olika doser av dessa, där dosen adsorbent beror av den volym vatten eller det antal bäddvolymmer som behandlas innan adsorbenten byts ut. Dessa beräkningar har inte utgått från något specifikt reningsmål då de utförts för ett intervall mellan 500 och 200 000 bäddvolymmer innan byte av adsorbent. Syftet med dessa beräkningar var att möjliggöra en

jämförelse av driftkostnad och klimatpåverkan för de olika adsorbenterna oberoende av dimensionering eller reningsmål.

Driftkostnad och klimatpåverkan beräknades även för specifika scenarion vid Kungsängsverket som definierats i samarbete med Uppsala Vatten och Avfall och IVL Svenska Miljöinstitutet. Syftet med scenarioanalysen var en jämförelse av driftkostnad och klimatpåverkan för specifika fall där olika reningsmål och processutformningar inkluderas. Dessa scenarion baserades på en preliminär dimensionering av ett avancerat reningssteg vid Kungsängsverket.

4.3.1 Underlag

I tabell 3 presenteras värden för materialegenskaper, kostnader och klimatpåverkan för respektive adsorbent. Klimatpåverkan anges som Global Uppvärmningspotential (GWP, Global Warming Potential) i enheten koldioxidekvivalenter. I tabellen visas även kostnad och GWP för transport samt avstånd från Kungsängsverket till tillverkning, regenerering eller destruktion av adsorbent. Tillverkning och regenerering av GAK har antagits ske i Tyskland (Hoyer et al. 2022), vilket motsvarar ett ungefärligt avstånd på 1 500 kilometer från Uppsala. Tillverkning av Purolite 694E (AIX) sker i Rumänien⁷ vilket motsvarar ett ungefärligt avstånd på 2 600 kilometer från Uppsala. Destruktion av AIX har antagits ske i Kumla i Sverige⁸ vilket motsvarar ett avstånd på cirka 200 kilometer från Uppsala. Transport antas ske med lastbil.

Tabell 3. Data som använts vid beräkningar av driftkostnad och klimatpåverkan (i enheten koldioxidekvivalenter) vid generell användning av adsorbenterna och för specifika scenarion vid Kungsängsverket. Data för materialegenskaper, kostnader och klimatpåverkan (GWP) har tillhandahållits av IVL Svenska Miljöinstitutet⁷.

Parametrar	Regenererat GAK	Jungfruligt GAK	AIX
Densitet adsorbent vid leverans, ρ_l [kg/m ³]	500	500	680
Densitet förbrukat adsorbent, ρ_d [kg/m ³]	900	900	900
Kostnad för adsorbent, K_m [kr/kg]	16*	35	100
Kostnad för destruktion, K_d [kr/kg]	-	-	7
Transportkostnad (lastbil), K_t [kr/kg]	2	2	2
GWP regenerering, $GWP_{m,r}$ [kg CO ₂ -eq/kg]	2	2	-
GWP tillverkning, $GWP_{m,n}$ [kg CO ₂ -eq/kg]	-	7	3,3
GWP destruktion, GWP_d [kg CO ₂ -eq/km]	-	-	1
GWP transport (lastbil), $GWP_{t,km}$ [kg CO ₂ -eq/km]	0,82	0,82	0,82
Avstånd till tillverkning eller regenerering, L_T [km]	1 500	1 500	2 600
Avstånd till destruktion, L_d [km]	-	-	500

*Inklusive kostnad för regenerering

I ”Kostnad för adsorbent” samt ”GWP regenerering”, se tabell 3, inkluderas kostnad respektive emissioner för regenereringsprocessen för det regenererade kolet. Detta inkluderar omhändertagandet av förbrukat material såväl som inköp av adsorbent. Kostnaden respektive GWP för jungfruligt GAK och AIX inkluderar i stället enbart kostnad eller emissioner för tillverkning av materialet, vilket motsvarar inköp av adsorbent. För AIX tillkommer därför kostnad och GWP för omhändertagande av förbrukat material. Omhändertagande av förbrukat AIX antas ske genom högtemperaturförbränning, vilket i dagsläget rekommenderas av

⁷ Personlig kommunikation, Christian Baresel, IVL Svenska Miljöinstitutet, mars 2023.

⁸ Personlig kommunikation, Fortum Waste Solutions AB, mars 2023.

leverantörer (Baresel et al. 2022), se teori i avsnitt 2.4.2. Inget regenereringsalternativ för AIX har därför undersökts.

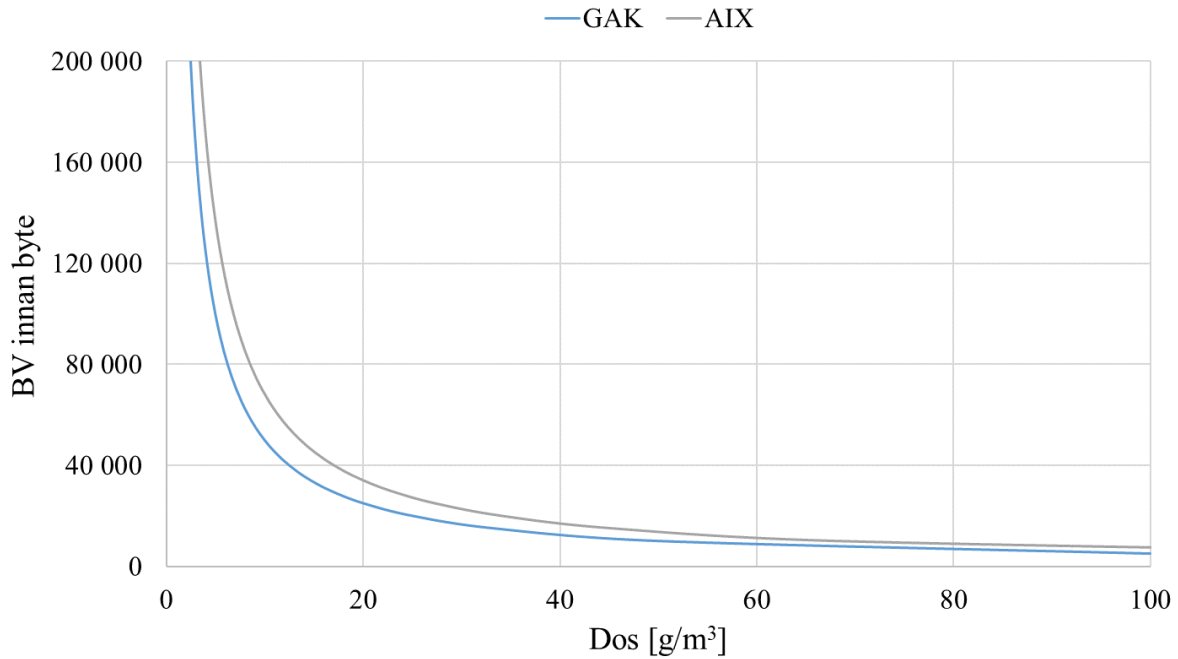
För det jungfruliga kolet inkluderades ingen kostnad eller emissioner för den förbrukade adsorbenten. Eftersom omhändertagandet av det förbrukade jungfruliga kolet kan ske genom regenerering skulle kostnaden respektive klimatpåverkan för regenererat respektive jungfruligt GAK annars bli densamma. På grund av detta antogs allt material vara jungfruligt för Filtrasorb 400 respektive regenererat för Cyclecarb 401 vid användning av 1 m³ adsorbent. I scenarioanalysen togs däremot hänsyn till den materialförlust som sker vid regenerering av aktivt kol samt att denna förlust ersätts med nytt kol, se teori i avsnitt 2.4.3. Materialförlusten har antagits utgöra 10 procent av den totala volymen och det nya kolet antogs vara jungfruligt GAK. Detta var möjligt eftersom scenarioanalysen endast inkluderar regenererat GAK. Filtrasorb 400 har inte inkluderats i scenarioanalysen eftersom Cyclecarb 401 är av störst intresse för Uppsala Vatten. Detta beror bland annat på den högre reningseffektivitet som adsorbenten uppvisat vid kolonnförsöken samt den lägre resursförbrukning som regenererat GAK medför.

4.3.2 Driftkostnad och klimatpåverkan per kubikmeter behandlat vatten

Driftkostnad och klimatpåverkan per kubikmeter behandlat vatten beror av den dos adsorbent som behövs för att behandla ett visst antal bäddvolymmer (BV). Dosen [g/m³] beräknades enligt ekvation 2

$$Dos = \frac{\rho_l}{BV_{behandlad}} 10^3 \quad (2)$$

där ρ_l är adsorbentens densitet vid leverans [kg/m³] och $BV_{behandlad}$ motsvarar de antal bäddvolymmer som behandlas innan adsorbenten byts ut. I figur 7 visas relationen mellan dos och antal behandlade bäddvolymmer innan byte av adsorbent. Eftersom regenererat och jungfruligt GAK antagits ha samma densitet (se tabell 3) är dosen likvärdig för båda GAK vid ekvivalent antal bäddvolymmer innan byte.



Figur 7. Relation mellan antal behandlade bäddvolymer (BV) innan byte av adsorbent och dos av GAK (Cyclecarb 401 samt Filtrasorb 400) och AIX (Purolite 694E).

Driftkostnaden per kubikmeter behandlat vatten vid användning av 1 m³ GAK (Cyclecarb 401 eller Filtrasorb 400) ($K_{generell,GAK}$) beräknades enligt ekvation 3

$$K_{generell,GAK} = Dos \left(K_m + \left(K_t \left(1 + \frac{\rho_d}{\rho_l} \right) \right) \right) 10^{-3} \quad (3)$$

där K_m är kostnaden för jungfrulig eller regenererat GAK [kr/kg], K_t är kostnaden för transport i samband med byte [kr/kg] och ρ_d är densiteten av den förbrukade adsorbenten [kg/m³]. Driftkostnaden per kubikmeter behandlat vatten för GAK i scenarioanalysen ($K_{scenario,GAK}$) beräknades enligt ekvation 4

$$K_{scenario,GAK} = Dos_{scenario} \left(0,9K_{m,r} + 0,1K_{m,n} + K_t \left(1 + \frac{\rho_d}{\rho_l} \right) \right) 10^{-3} \quad (4)$$

där $K_{m,r}$ är kostnaden för regenererat GAK [kr/kg] och $K_{m,n}$ är kostnaden för jungfruligt GAK [kr/kg]. Driftkostnaden per kubikmeter behandlat vatten för AIX (K_{AIX}) beräknades enligt ekvation 5

$$K_{AIX} = Dos \left(K_m + K_t \left(1 + \frac{\rho_d}{\rho_l} \right) + \left(K_d \frac{\rho_d}{\rho_l} \right) \right) 10^{-3} \quad (5)$$

där K_d är kostnaden för destruktion av AIX [kr/kg].

Klimatpåverkan [kg CO₂-eq/m³] vid användning av 1 m³ GAK (Cyclecarb 401 eller Filtrasorb 400) ($GWP_{generell,GAK}$) beräknades enligt ekvation 6

$$GWP_{generell,GAK} = Dos(GWP_m + GWP_t)10^{-3} \quad (6)$$

medan klimatpåverkan [kg CO₂-eq/m³] för GAK i scenarioanalysen beräknades enligt ekvation

7

$$GWP_{scenario,GAK} = Dos_{scenario}(0,9GWP_{m,r} + 0,1GWP_{m,n} + GWP_t)10^{-3} \quad (7)$$

där GWP_m är klimatpåverkan från de emissioner som uppstår vid regenerering (r) eller tillverkning (m) av adsorbenten [kg CO₂-eq/kg] och GWP_t är klimatpåverkan från de emissioner som uppstår i samband med transport [kg CO₂-eq/kg]. Klimatpåverkan [kg CO₂-eq/m³] för AIX beräknades enligt ekvation 8

$$GWP_{AIX} = Dos \left(GWP_m + GWP_t + GWP_d \frac{\rho_d}{\rho_l} \right) 10^{-3} \quad (8)$$

där GWP_d är klimatpåverkan från de emissioner som uppstår i samband med destruktion [kg CO₂-eq/kg]. GWP_t beräknades enligt ekvation 9

$$GWP_t = \frac{GWP_{t,km}L_T}{\rho_l 10^3} + \frac{GWP_{t,km}L_d}{\rho_d 10^3} \quad (9)$$

där $GWP_{t,km}$ är klimatpåverkan per kilometer från transport [kg CO₂-eq/km] och L_T samt L_d är avstånd [km] till tillverkning eller regenerering (T) respektive destruktion (d).

4.3.3 Undersökta scenarion vid Kungsängsverket

De scenarion som undersökts presenteras i tabell 4. Tre olika processutformningar har inkluderats i dessa:

1. Singeldrift med GAK (Cyclecarb 401), kontakttid (EBCT) 20 minuter,
2. Tvåstegsdrift med GAK (Cyclecarb 401), EBCT 2 x 10 minuter, samt
3. Singeldrift med GAK (Cyclecarb 401) följt av AIX (Purolite 694E), EBCT 20 respektive 2 minuter.

Information om kontakttid har erhållits från IVL Svenska Miljöinstitutet och det pågående pilotprojektet vid Kungsängsverket⁹. Scenarierna har namngivits efter vilken processutformning och reningsmål som avses, där siffrorna 1, 2 och 3 definierar processutformning medan bokstäverna "a", "b", "c", "d", "e" och "f" definierar olika reningsmål. Reningsmål "a" avser ett bytesintervall enligt traditionell dimensionering av GAK för läkemedelsrening vid avloppsreningsverk (Baresel et al. 2021) samt rening av PFAS med AIX¹⁰. Syftet med reningsmål "a" var att utgöra ett basfall och därmed fungera som underlag för jämförelse mot resterande reningsmål. Reningsmål "b", "c", "d", "e" och "f" avser en genomsnittlig reduktion över tid för hela driftlinjen på 80 procent av diklofenak, oxazepam, PFOS eller en kombination av dessa.

⁹ Personlig kommunikation, Christian Baresel, IVL Svenska Miljöinstitutet, mars 2023.

¹⁰ Personlig kommunikation, Purolite, mars 2023.

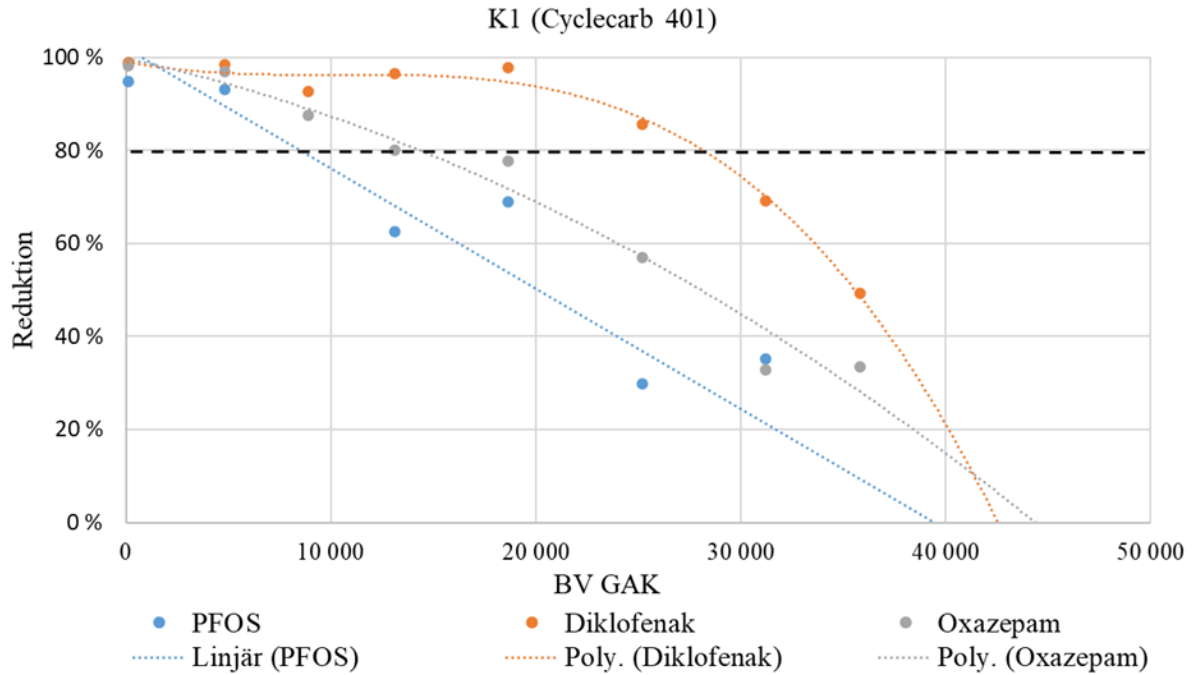
Tabell 4. Undersökta scenarion för driftkostnad och klimatpåverkan.

Scenario	Processutformning	Reningsmål
1.a		Basfall, traditionell design för reduktion av läkemedel
1.b		80 % medelreduktion diklofenak
1.c	Singeldrift GAK	80 % medelreduktion oxazepam
1.d		80 % medelreduktion PFOS
1.e		80 % medelreduktion PFOS & diklofenak
1.f		80 % medelreduktion PFOS & oxazepam
2.a		Basfall, traditionell design för reduktion av läkemedel
2.b		80 % medelreduktion diklofenak
2.c	Tvåstegsdrift GAK	80 % medelreduktion oxazepam
2.d		80 % medelreduktion PFOS
2.e		80 % medelreduktion PFOS & diklofenak
2.f		80 % medelreduktion PFOS & oxazepam
3.a		Basfall, traditionell design för red. av läkemedel och PFAS
3.b		80 % medelreduktion diklofenak
3.c	Singeldrift GAK följt av AIX	80 % medelreduktion oxazepam
3.d		80 % medelreduktion PFOS
3.e		80 % medelreduktion PFOS & diklofenak
3.f		80 % medelreduktion PFOS & oxazepam

4.3.4 Antal behandlade bäddvolymmer innan byte av adsorbent – reningseffektivitet

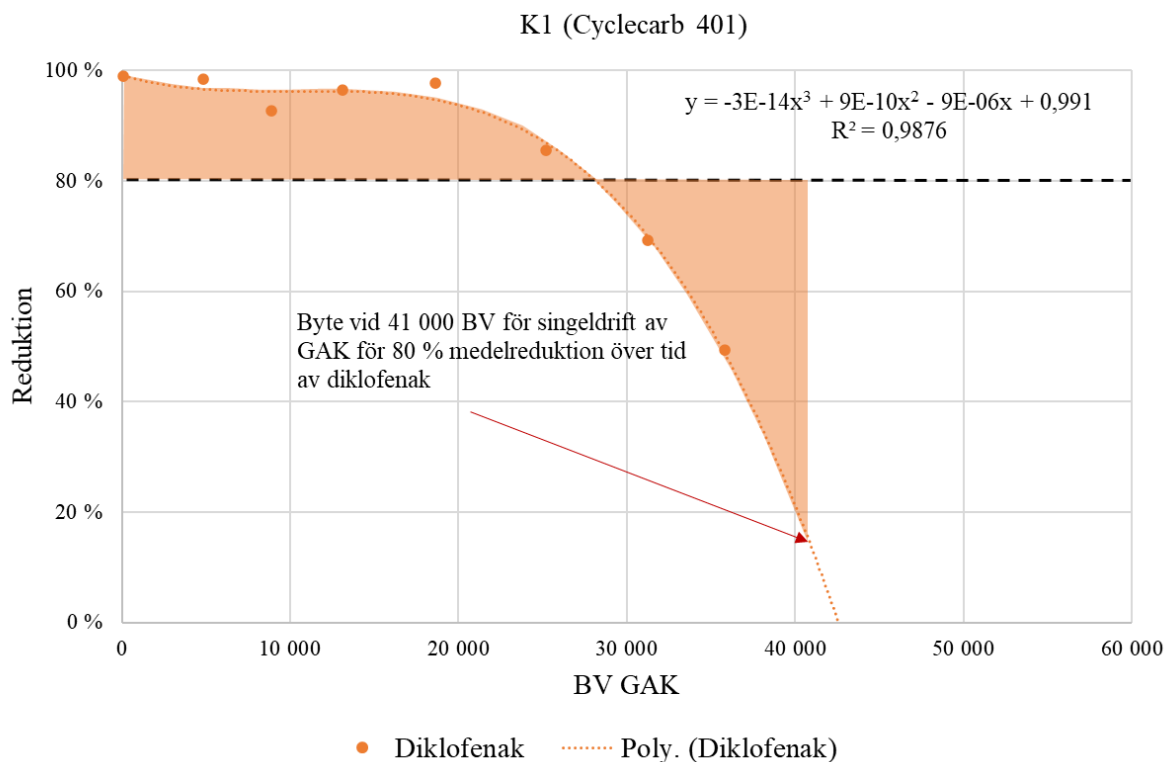
För scenarioanalysen avgör processutformning och reningsmål hur många bäddvolymmer som kan behandlas innan adsorbenten behöver bytas ut. Bytesintervallet för de olika scenarierna har baserats på resultat från kolonnförsöken. Specifikt har reduktionen undersökts för K1 (GAK, Cyclecarb 401), K2 (AIX, Purolite 694E) samt hela denna driftlinje (L1).

För processutformning 1, singeldrift med GAK, behöver adsorbenten bytas ut då den genomsnittliga reduktionen med GAK över tid är 80 procent för respektive mikroförorening i de antagna reningsmålen. I figur 8 visas reduktionen över GAK (K1) för diklofenak, oxazepam och PFOS.



Figur 8. Reduktionsgrad av diklofenak (orange), oxazepam (grå) och PFOS (blå) över K1 (GAK, Cyclecarb 401) i kolonnförsöken mot antal behandlade bäddvolymmer avseende K1 (BV GAK). Streckad svart linje markerar 80 procent reduktion. Anpassade trendlinjer visas med streckade linjer i orange, grått och blått. Mätvärde från provtagning vid 9 000 bäddvolymmer av PFOS har exkluderats på grund av avvikande låg reduktion till följd av låga koncentrationer i inkommande vatten till reningssteget.

För att avgöra när den genomsnittliga reduktionsgraden över tid når 80 procent har integralen av de anpassade trendlinjerna för respektive mikroförorening beräknats. Den anpassning som resulterat i den högsta determinationskoefficienten (R^2) har använts för respektive dataserie. I figur 9 illustreras beräkningen för en medelreduktion av diklofenak på 80 procent över tid för GAK (K1). Samma princip har använts för oxazepam och PFOS, se bilaga 3 och 4. En genomsnittlig reduktion på 80 procent över tid nås när arean mellan den streckade linjen vid 80 procent reduktion och den anpassade trendlinjen är lika stor före som efter skärningspunkten mellan dessa.

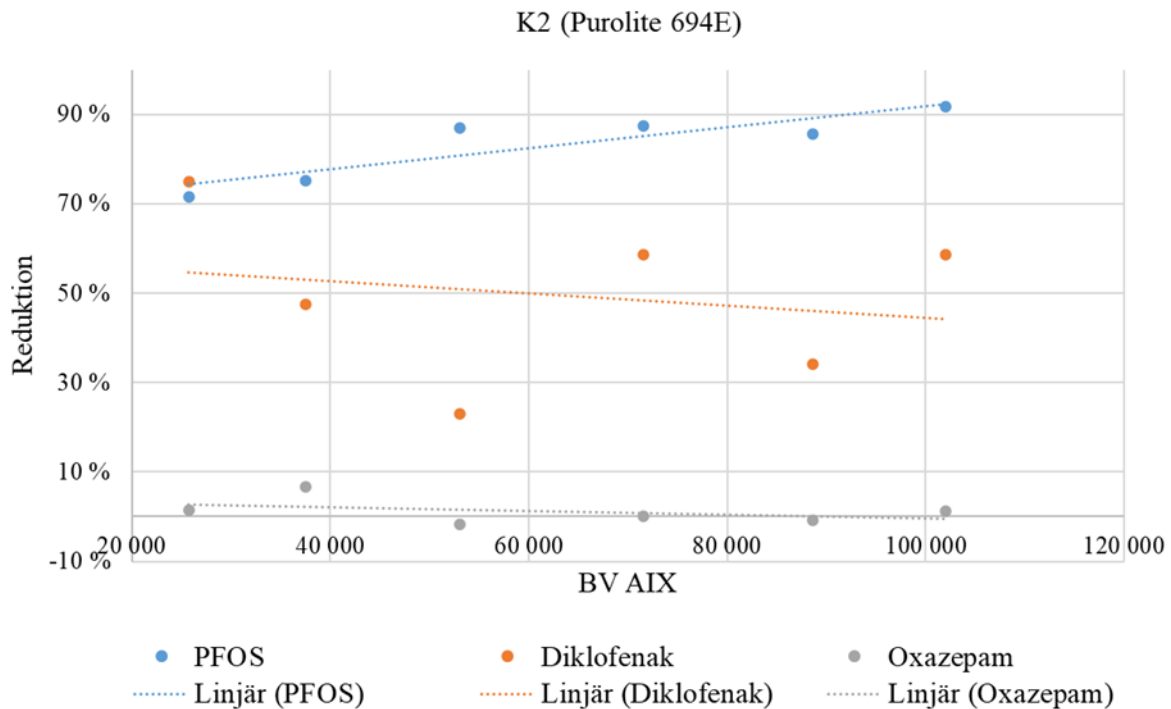


Figur 9. Illustration av beräkning för medelreduktion diklofenak över tid på 80 procent för K1 (GAK, Cyclecarb 401) i kolonnförsöken. Orange cirklar markerar den faktiska reduktionen genom kolonnen. Trendlinjens ekvation samt determinationskoefficient (R^2) visas i figuren. Orangea fält markerar arean mellan den anpassade trendlinjen och den streckade svarta linjen vid 80 procent reduktion.

För processutformning 2, tvåstegsdrift med GAK, har bytesintervallet för respektive reningsmål fördubblats eftersom den behandlade vattenvolymen kan antas öka med 100 procent eller mer vid flerfilterdrift (Baresel et al. 2021), se teori i avsnitt 2.4.2. Detta antagande behöver dock bekräftas i utvärderingen av pilotstudien där tvåstegsdrift av GAK (Cyclecarb 401) inkluderas.

För processutformning 3, singeldrift av GAK följt av AIX, har förutom reduktionen i GAK (K1) även reduktionen över hela driftlinjen (L1) samt AIX (K2) undersökts. I figur 10 visas reduktionsgraden för AIX (K2) mot antalet behandlade bäddvolymeter. Reduktionen av oxazepam över AIX (K2) har varit låg under hela försöket. För detta reningsmål och processutformning 3 har det antagits att AIX inte behöver bytas eftersom reduktionen av oxazepam i huvudsak sker genom GAK-filtret (K1). Bytesintervallet för GAK har antagits vara samma som vid singeldrift av GAK.

Reduktionen av PFOS över AIX (K2) har varit hög under hela försöket och ingen avtagande kapacitet har uppvisats. För processutformning 3 har bytesintervallet för AIX därför grovt uppskattats, i brist på underlag, till 400 000 bäddvolymeter. Detta är en fördubbling mot det bytesintervall som anges för basfallet (scenario 3.a, se tabell 4). Bytesintervallet för GAK vid denna processutformning avseende rening av PFOS har i stället bestämts av det antal bäddvolymeter där reduktionen i GAK (K1) är noll (se figur 8) då reduktionen med AIX (K2) fortfarande förväntas vara hög.



Figur 10. Reduktionsgrad av diklofenak (orange), oxazepam (grå) och PFOS (blå) över K2 (AIX, Purolite 694E) i kolonnförsöken som funktion av antal behandlade bäddvolym avseende K2 (BV AIX). På grund av den höga initiala reduktionen i föregående kolfilter (K1, Cyclecarb 401) har reduktionen under 25 000 behandlade bäddvolym för K2 uteslutits.

Reduktionen av diklofenak genom AIX har varierat under kolonnförsöken och ingen tydlig trend för filtrets kapacitet har uppvisats. På grund av detta har bytesintervallet uppskattats till 200 000 bäddvolym för AIX i processutformning 3, vilket motsvarar basfallet (scenario 3.a, se tabell 4). För GAK i processutformning 3 har bytesintervallet i stället bestämts efter den genomsnittliga reduktionsgraden av diklofenak över tid över hela driftlinjen (L1, GAK följt av AIX), se bilaga 5.

För scenario 3.e och 3.f, singeldrift av GAK följt av AIX och 80 procent genomsnittlig reduktion över tid av PFOS och diklofenak respektive PFOS och oxazepam, har bytesintervallet för GAK bestämts av reduktionen diklofenak över hela driftlinjen (L1) respektive reduktionen oxazepam i GAK (K1). Orsaken till detta är att reduktionen av diklofenak och oxazepam är styrande för bytesintervallet avseende GAK. För AIX är i stället PFOS styrande för bytesintervallet. Bytesintervallet för AIX i scenario 3.e och 3.f har därför uppskattats till 400 000 bäddvolym med samma motivering som för scenario 3.d.

I tabell 5 presenteras det antal behandlade bäddvolym innan byte av adsorbent (BV innan byte) som använts för respektive scenario i scenarioanalysen.

Tabell 5. Antal behandlade bäddvolym (BV) innan byte av adsorbent för respektive scenario i scenarioanalysen.

Scenario	Process- utformning	Reningsmål	BV innan byte GAK	BV innan byte AIX
1.a		Basfall, traditionell design	20 000	
1.b		80 % medelred. diklofenak	41 000	
1.c	Singeldrift	80 % medelred. oxazepam	26 000	
1.d	GAK	80 % medelred. PFOS	15 000	
1.e		80 % medelred. PFOS & diklofenak	15 000	
1.f		80 % medelred. PFOS & oxazepam	15 000	
2.a		Basfall, traditionell design	40 000	
2.b		80 % medelred. diklofenak	82 000	
2.c	Tvåstegsdrift	80 % medelred. oxazepam	52 000	
2.d	GAK	80 % medelred. PFOS	30 000	
2.e		80 % medelred. PFOS & diklofenak	30 000	
2.f		80 % medelred. PFOS & oxazepam	30 000	
3.a		Basfall, traditionell design	20 000	200 000
3.b	Singeldrift	80 % medelred. diklofenak	59 000	200 000
3.c	GAK följt av	80 % medelred. oxazepam	26 000	-
3.d	AIX	80 % medelred. PFOS	39 000	400 000
3.e		80 % medelred. PFOS & diklofenak	59 000	400 000
3.f		80 % medelred. PFOS & oxazepam	26 000	400 000

4.3.5 Årlig driftkostnad och klimatpåverkan för scenariön vid Kungsängsverket

Den årliga driftkostnaden och klimatpåverkan för respektive scenario i scenarioanalysen beräknades utifrån en uppskattad dimensionering av en fullskalig implementering av reningssteget vid Kungsängsverket, se tabell 6.

Tabell 6. Dimensionerande förutsättningar för ett avancerat reningssteg vid Kungsängsverket. Dimensioneringen är preliminär och kan komma att ändras innan utformning av ett avancerat reningssteg i fullskala. Information om medelflöde, tillgänglig yta för reningssteget, önskad kontakttid (EBCT) och filterbädddjup har erhållits från IVL Svenska Miljöinstitutet och det pågående pilotprojektet vid Kungsängsverket¹¹.

Dimensionerande förutsättningar	GAK	AIX
Medelflöde år 2050, Q_{medel} [m ³ /h]	2 600	
Flöde som behandlas per år 2050, $Q_{år}$ [m ³ /år]	22 776 000	
Tillgänglig total yta Kungsängsverket, A_{tot} [m ²]	1 600	
Tillgänglig filteryta (80 % av total yta), $A_{faktisk}$ [m ²]	1 280	
Kontakttid singeldrift GAK följt av AIX, $EBCT_{Q_{medel}}$ [min]	20	2
Kontakttid per filterlinje tvåstegsdrift GAK, $EBCT_{Q_{medel}}$ [min]	10	-
Filtervolym singeldrift GAK följt av AIX, V_f [m ³]	867	87
Filtervolym per filterlinje tvåstegsdrift GAK, V_f [m ³]	433	-
Filterbädddjup singeldrift av GAK följt av AIX, D_f [m]	1,4	1,0
Filterbädddjup tvåstegsdrift av GAK, D_f [m]	1,4	-
Filteryta singeldrift GAK följt av AIX, A_f [m ²]	642	87
Filteryta per filterlinje tvåstegsdrift GAK, A_f [m ²]	321	-
Ytbelastning singeldrift GAK följt av AIX, Y [m/h]	4	30
Ytbelastning per filterlinje tvåstegsdrift GAK, Y [m/h]	8	-

¹¹ Personlig kommunikation, Christian Baresel, IVL Svenska Miljöinstitutet, mars 2023.

Medelflödet (Q_{medel}) är baserat på ett dimensionerande maxflöde på 2 950 m³/h för ett avancerat reningssteg vid Kungsängsverket år 2050 och motsvarar det medelflöde som förväntas genomgå det avancerade reningssteget. Den tillgängliga filterytan har antagits utgöra 80 procent av den totala ytan då resterande 20 procent avsätts till kringutrustning. Filtervolymen (V_f) för GAK och AIX [m³] beräknades enligt ekvation 10

$$V_f = \frac{EBCT_{Q_{medel}}}{60} * Q_{medel} \quad (10)$$

där $EBCT_{Q_{medel}}$ är kontakttiden [min] vid medelflöde. Samma filtervolym och kontakttid på 20 minuter antogs för GAK vid singeldrift av denna som vid singeldrift av GAK följt av AIX. Vid tvåstegsdrift med GAK blir kontakttiden för varje filterlinje i stället 10 minuter. Detta gör att filterytan (A_f) per filterlinje blir hälften så stor vid tvåstegsdrift med GAK som vid singeldrift av GAK. Ytbelastningen (Y) för GAK och AIX [m/h] beräknades enligt ekvation 11.

$$Y = \frac{Q_{medel}}{A_f} \quad (11)$$

Hur många filterbyten som behövs per år beror av den behandlade volymen vatten innan adsorbenten behöver bytas ut och det årliga medelflödet. Detta beräknades enligt ekvation 12

$$\text{Antal byten per år} = \frac{Q_{\text{år}}}{V_v} \quad (12)$$

där $Q_{\text{år}}$ är flödet som behandlas per år [m³/år] och (V_v) är den behandlade vattenvolymen [m³] vilken beräknades enligt ekvation 13

$$V_v = BV \text{ innan byte} * V_f \quad (13)$$

där $BV \text{ innan byte}$ är antalet behandlade bäddvolymen för respektive scenario innan byte av adsorbent (se tabell 5).

Den årliga driftkostnaden och klimatpåverkan beräknades enligt ekvation 14 och 15

$$K_{scenario, \text{år}} = Q_{\text{år}}(K_{scenario}) \quad (14)$$

$$GWP_{scenario, \text{år}} = Q_{\text{år}}(GWP_{scenario}) \quad (15)$$

där $K_{scenario, \text{år}}$ är driftkostnaden [kr/år], $GWP_{scenario, \text{år}}$ är klimatpåverkan [kg CO₂-eq/år].

4.3.6 Känslighetsanalys

För att utvärdera scenarioanalysens känslighet för variationer i ingående parametrar utfördes en enkel känslighetsanalys. Analysen utfördes med avseende på procentuell ökning i den beräknade årliga driftkostnaden. I analysen inkluderades en 50 procentig kostnadsökning för adsorbenterna eller transport. Därtill ökades det dimensionerande flödet från det förväntade medelflödet på 2 600 m³/h till maxflödet på 2 950 m³/h, se tabell 6. I analysen inkluderades även ett striktare reningsmål på 90 procent medelreduktion över tid för diklofenak, oxazepam, PFOS eller en kombination av dessa. Antalet bäddvolymen som behandlas innan ett byte av adsorbent vid 90 procent medelreduktion över tid beräknades enligt samma utförande som för 80 procent medelreduktion över tid.

4.4 Korrelation mellan DOC, UVA och mikroföroreningar

Korrelation mellan reduktionen av DOC, UVA och diklofenak, oxazepam samt PFOS undersöktes genom regressionsanalys i Excel. Beräkningarna baserades på uppvisad reduktion av DOC, UVA och diklofenak, oxazepam eller PFOS över K1 (Cyclecarb 401) och K2 (Purolite 694E) samt hela denna driftlinje vid åtta provtagningstillfällen i kolonnförsöken. Reduktionen beräknades som skillnaden mellan inkommande och utgående koncentration eller absorbans. Determinationskoefficienten R^2 beräknades för det linjära sambandet mellan reduktionen av DOC, UVA och de tre utvalda mikroföroreningarna. För att avgöra korrelationens signifikans beräknades även p-värdet, där ett p-värde mindre än 0,05 kan anses innebära en signifikant korrelation (Di Leo & Sardanelli 2020).

5 Resultat

Kontakttiden för de olika adsorbenterna har varierat under kolonnförsöken till följd av variationer i flöde och volym adsorbent. Den genomsnittliga kontakttiden för respektive kolonn samt det totala antalet behandlade bäddvolymmer visas i tabell 7.

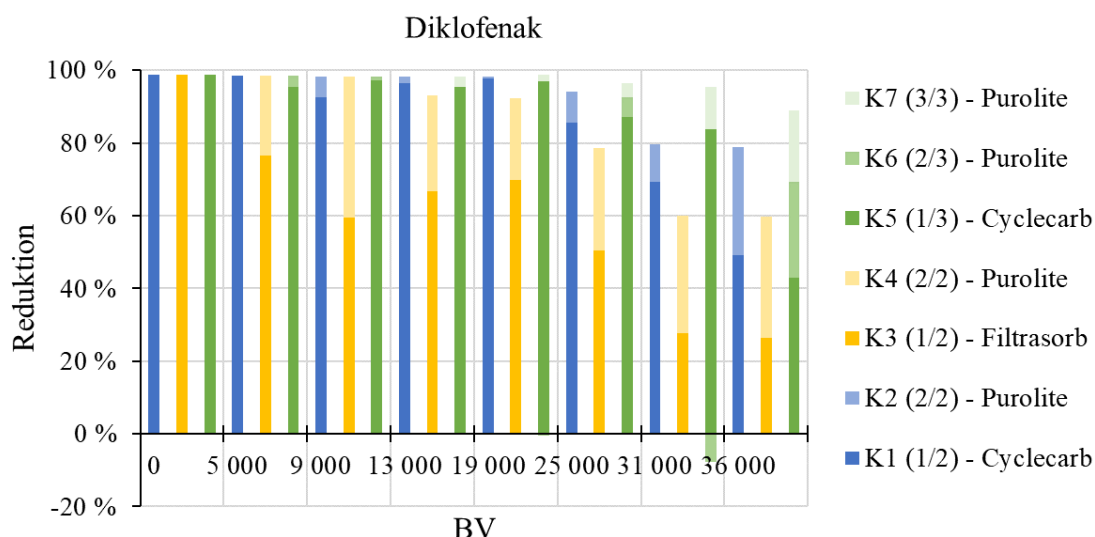
Tabell 7. Totalt antal behandlade bäddvolymmer (BV) för respektive adsorbent i kolonnförsöken. Antalet bäddvolymmer avser den sista provtagningen i denna studie där mikroföroreningar analyserades.

Driftlinje	Kolonn	Adsorbent	Kontakttid [min]	Antal behandlade BV
L1	K1 (1/2)	Cyclecarb 401, regenererat GAK	14,9	35 800
	K2 (2/2)	Purolite 694E, AIX	5,2	102 000
L2	K3 (1/2)	Filtrisorb 400, jungfruligt GAK	14,3	37 500
	K4 (2/2)	Purolite 694E, AIX	5,5	98 000
L3	K5 (1/3)	Cyclecarb 401, regenererat GAK	15,0	35 600
	K6 (2/3)	Purolite 694E, AIX	4,6	116 200
	K7 (3/3)	Purolite 694E, AIX	4,6	115 500

5.1 Reningseffektivitet

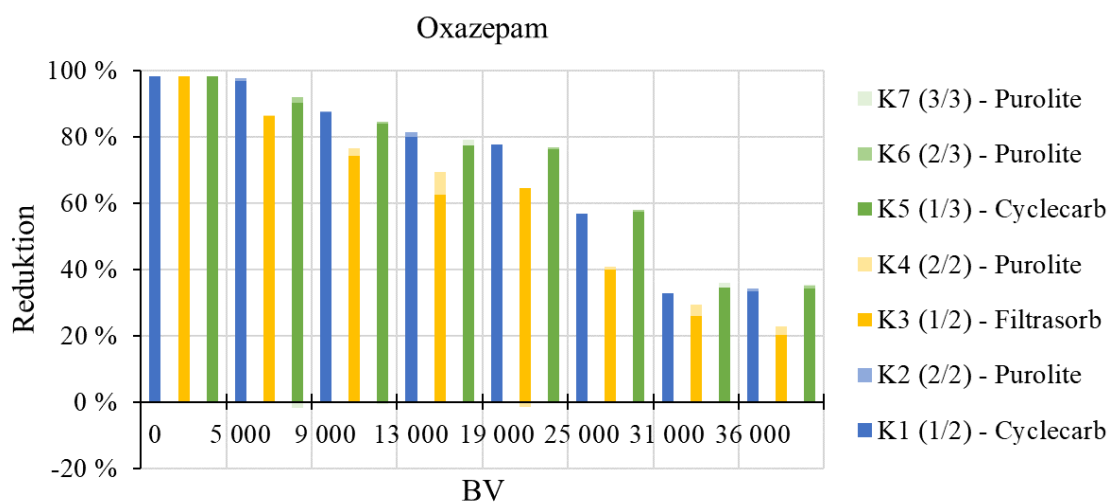
Reduktionen av diklofenak, oxazepam, metoprolol, citalopram och PFOS har varierat under kolonnförsöken. Även inkommande halter av dessa mikroföroreningar har varierat under försökens gång, se bilaga 6 och 7. Koncentrationen metoprolol i inkommande vatten till kolonnerna har varit högst vid samtliga provtagningar jämfört med resterande läkemedel. I bilaga 8 och 9 visas uppmätta koncentrationer av samtliga analyserade läkemedel och PFAS i kolonnförsöken. Reduktionen av DOC och UVA över samtliga driftlinjer i kolonnförsöken kan ses i bilaga 10, 11 och 12.

I figur 11 visas reduktionen av diklofenak genom kolonnerna. Vid samtliga provpunkter ses en sämre reduktion med Filtrasorb 400 jämfört med Cyclecarb 401. En ökad avskiljning över driftlinjerna kan ses till följd av avskiljning i efterföljande kolonner med AIX. Driftlinje L3 uppvisar den högsta avskiljningen av de tre driftlinjerna vid den sista provpunkten. Vid 31 000 behandlade bäddvolymmer kan en negativ reduktion ses för K6 (Purolite 694E).

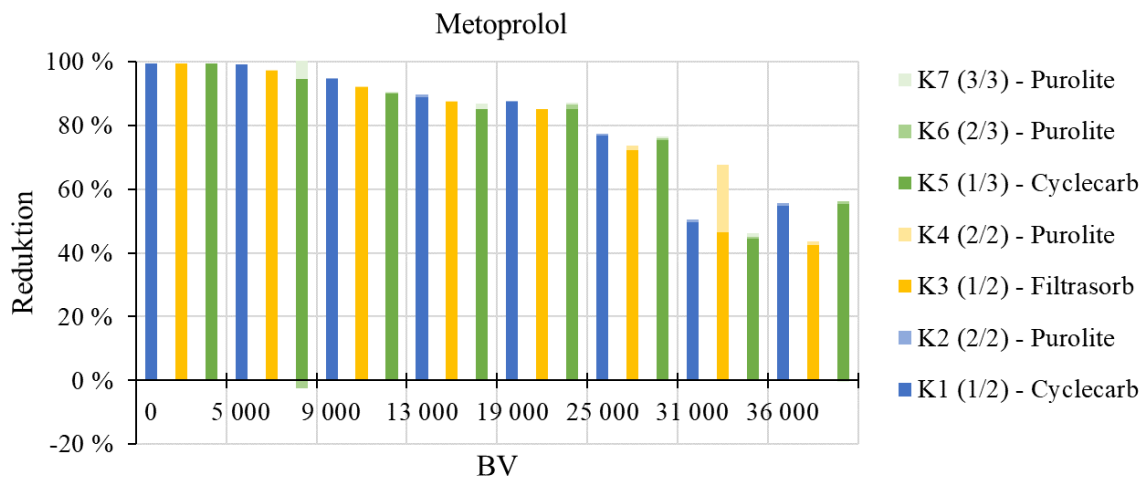


Figur 11. Reduktion av diklofenak i kolonnförsöken mot antalet behandlade bäddvolymmer (BV). Varje stapel motsvarar en linje, där blått markerar driftlinje L1, gult markerar driftlinje L2 och grönt markerar driftlinje L3. Olika nyanser markerar de olika kolonnerna för respektive linje. Antalet behandlade bäddvolymmer avser K1 (GAK, Cyclecarb 401).

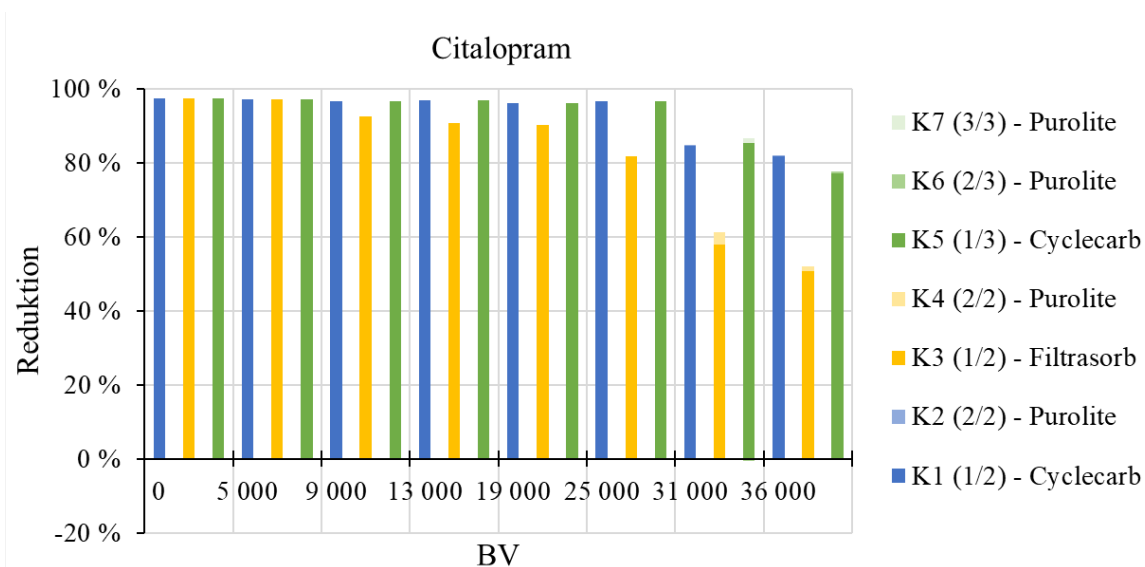
För diklofenak, oxazepam, metoprolol och citalopram kan en försämring i reduktionsgrad ses vid ett ökat antal behandlade bäddvolymmer. Reduktionen av oxazepam, metoprolol och citalopram genom kolonnförsöken visas i figur 12, 13 och 14. Vid ett fåtal provpunkter ses en viss avskiljning av dessa läkemedel genom AIX-filtren. För samtliga tre läkemedel sker dock reduktionen i huvudsak genom GAK-filtren. Generellt kan en sämre reduktion ses med Filtrasorb 400 (K3) jämfört med Cyclecarb 401 (K1 och K5). Av dessa tre läkemedel fås den största försämringen av reduktion över tid för oxazepam, se figur 12. För oxazepam har reduktionen sjunkit med cirka 70 procent för driftlinje L1 och L2 samt cirka 80 procent för driftlinje L3. Citalopram uppvisade bäst reduktion över tid av dessa tre läkemedel, se figur 14.



Figur 12. Reduktion av oxazepam i kolonnförsöken mot antalet behandlade bäddvolymmer (BV). Varje stapel motsvarar en linje, där blått markerar driftlinje L1, gult markerar driftlinje L2 och grönt markerar driftlinje L3. Olika nyanser markerar de olika kolonnerna för respektive linje. Antalet behandlade bäddvolymmer avser K1 (GAK, Cyclecarb 401).

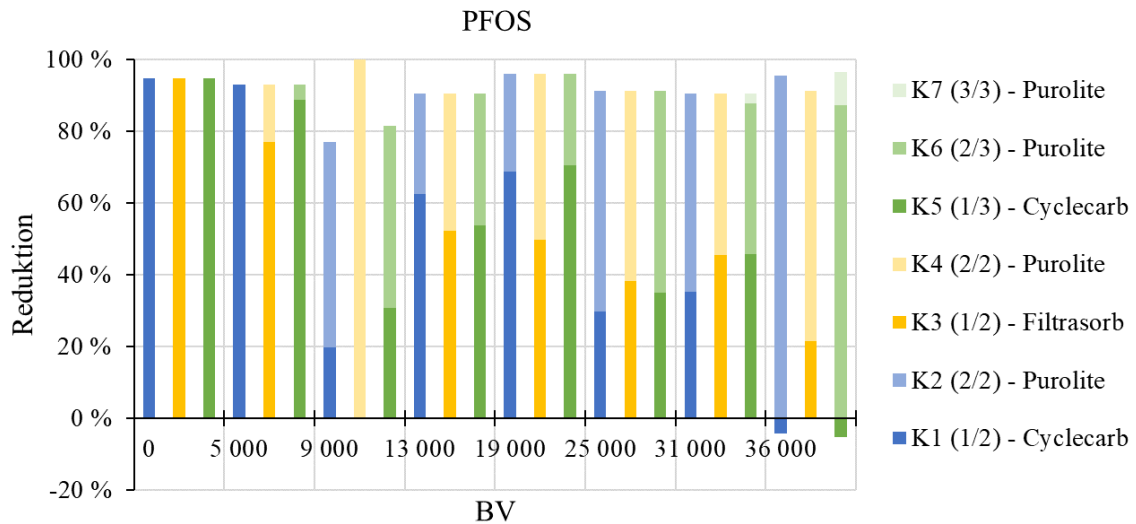


Figur 13. Reduktion av metoprolol i kolonnförsöken mot antalet behandlade bäddvolym (BV). Varje stapel motsvarar en linje, där blått markerar driftlinje L1, gult markerar driftlinje L2 och grönt markerar driftlinje L3. Olika nyanser markerar de olika kolonnerna för respektive linje. Antalet behandlade bäddvolym avser K1 (GAK, Cyclecarb 401).



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

I figur 15 visas reduktionen av PFOS i kolonnförsöken. En större variation i reduktionsgrad genom GAK-filtren under försökens gång kan ses för PFOS jämfört med övriga undersökta mikroföroreningar. En hög och relativt jämn reduktion kan dock ses för samtliga driftlinjer, vilket är en följd av den höga reduktionen genom kolonnerna med AIX. Vid 36 000 behandlade bäddvolym kan en negativ reduktion ses för Cyclecarb 401 (K1 och K5).

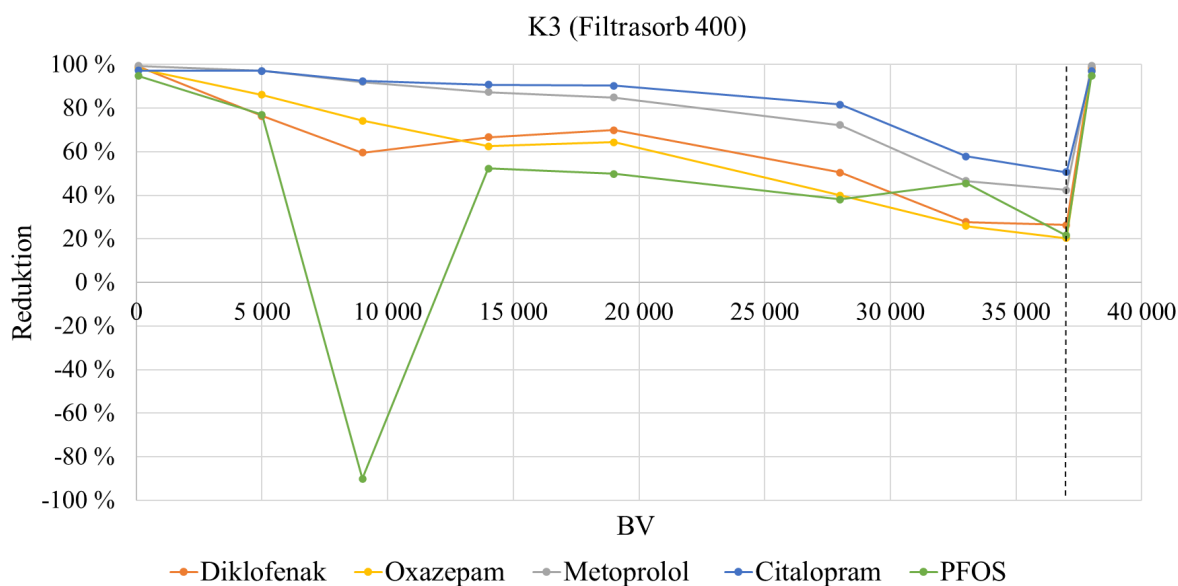


Figur 15. Reduktion av PFOS i kolonnförsöken mot antalet behandlade bäddvolym (BV). Varje stapel motsvarar en linje, där blått markerar driftlinje L1, gult markerar driftlinje L2 och grönt markerar driftlinje L3. Olika nyanser markerar de olika kolonnerna för respektive linje. Antalet behandlade bäddvolym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

Reduktionen av PFOS genom K3 vid 9 000 bäddvolym (se figur 15) har exkluderats till följd av ovanligt låga halter PFOS i inkommande vatten till kolonnerna, se bilaga 7. Detta medförde en kraftig negativ reduktion på 90 procent genom kolonnen, vilket kan ses som en avvikelse. Den negativa reduktionen genom K3 kompenserades dock genom reduktionen i K4 (Purolite 694E), vilket resulterade i fullständig avskiljning av PFOS över driftlinjen (L2). För driftlinje L1 (K1 följt av K2) och L3 (K5 följt av K6 och K7) ses den lägsta totala reduktionen vid 9 000 bäddvolym.

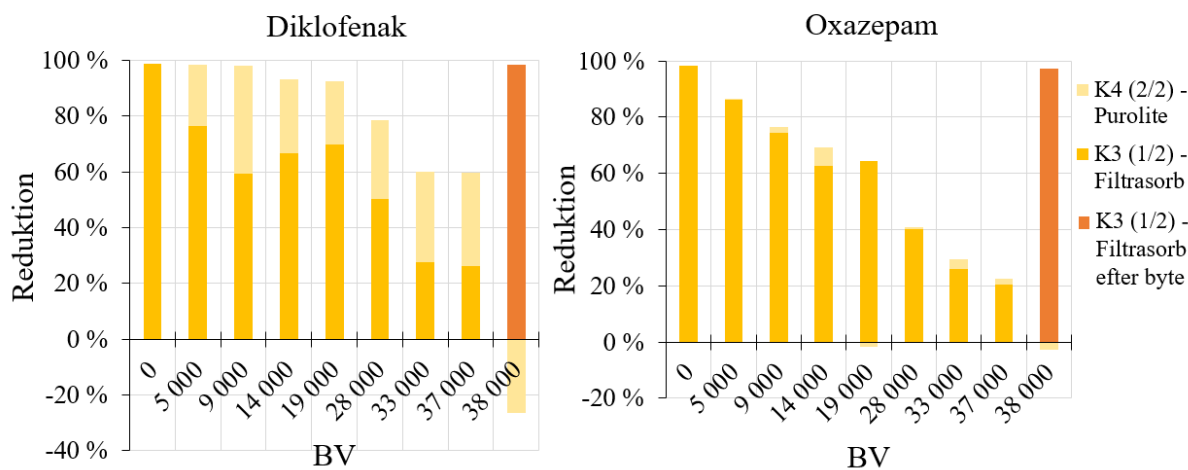
5.1.1 Reduktion efter byte av aktivt kol

I figur 16 visas reduktionen av samtliga fem mikroföroreningar genom kolonn K3 (Filtrasorb 400) i kolonnförsöken, här inkluderat den negativa reduktionen avseende PFOS vid 9 000 behandlade bäddvolym. Efter bytet av det aktiva kolet i kolonnen är reduktionen av samtliga undersökta mikroföroreningar lika hög som vid den första provtagningen (0 BV, se figur 16).



Figur 16. Reduktion av diklofenak, oxazepam, metoprolol, citalopram samt PFOS för K3 (Filtrisorb 400) i kolonnförsöken mot antalet behandlade bäddvolym (BV). Svart streckad linje markerar den sista provtagningen innan byte av aktivt kol.

Reduktionen av diklofenak och oxazepam över driftlinjen (L2) visas i figur 17. Efter bytet av det aktiva kolet ses en negativ reduktion av dessa läkemedel över K4 (Purolite 694E). Ingen reduktion av metoprolol, citalopram eller PFOS observerades över K4 då koncentrationen av dessa var under detektionsgraden efter både K3 och K4. Reduktionen av metoprolol, citalopram och PFOS över driftlinjen kan ses i bilaga 13.



Figur 17. Reduktion av diklofenak och oxazepam mot antal behandlade bäddvolym (BV) över driftlinje L2 (K3, Filtrasorb 400) följt av K4, Purolite 694E) i kolonnförsöken. Varje stapel motsvarar reduktionen över linjen. Antalet behandlade bäddvolym avser K3.

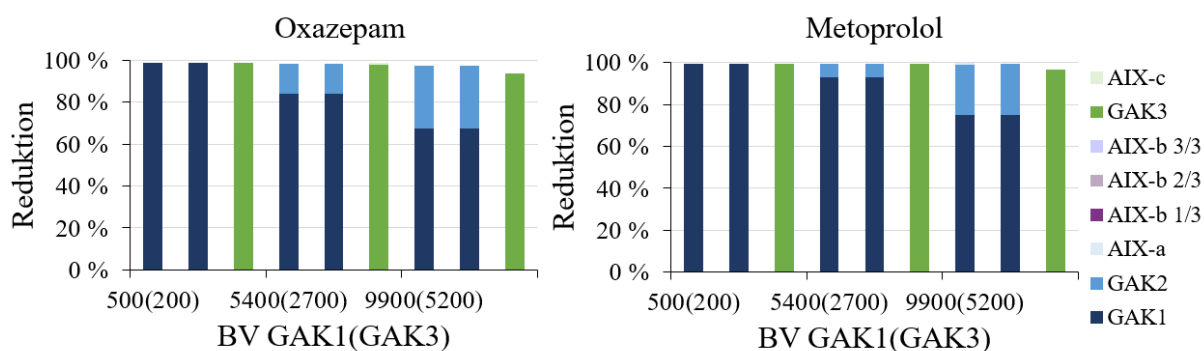
5.1.2 Pilotförsök

Färre bäddvolym har behandlats genom pilotförsöken jämfört med kolonnförsöken. Det totala antalet bäddvolym som behandlats vid den senaste provtagningen i pilotförsöken visas i tabell 8. Cirka 4 till 8 gånger så många bäddvolym har behandlats med GAK i kolonnförsöken jämfört med pilotförsöken. För AIX-filtren har cirka 3 till 15 gånger så många bäddvolym behandlats i kolonnförsöken.

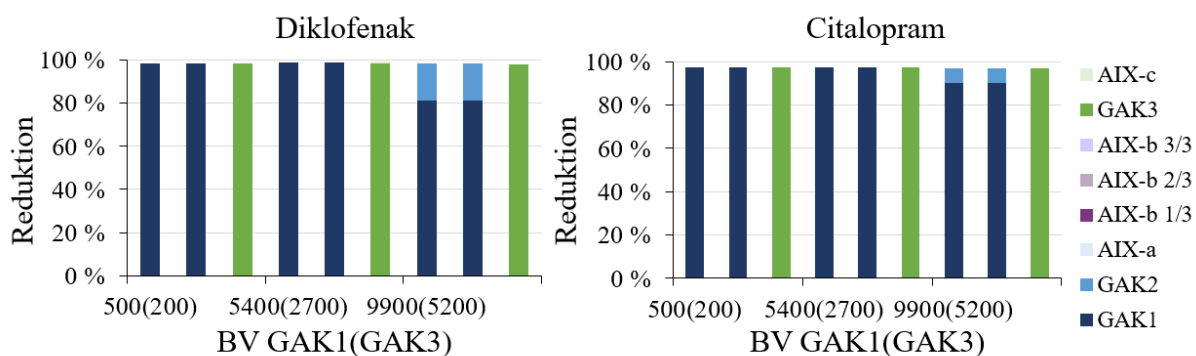
Tabell 8. Totalt antal behandlade bäddvolymmer (BV) för respektive adsorbent i pilotanläggningen. Antalet bäddvolymmer avser det sista provtagningstillfället som inkluderats i denna studie.

	GAK1	GAK2	GAK3	AIX-a	AIX-b1	AIX-b2	AIX-b3	AIX-c
Driftlinje	L1a & L1b	L1a & L1b	L2	L1a	L1b	L1b	L1b	L2
Behandlade BV	9 900	10 300	5 200	13 900	22 800	11 400	7 600	30 600

För pilotförsöken har avskiljningen av samtliga fem mikroföroreningar varit hög vid utförda provtagningar. För de undersökta läkemedlen har reduktionen inte understigit 90 procent. I figur 18 visas reduktionen av oxazepam och metoprolol. Reduktionen av dessa läkemedel är lägre för driftlinje L2 jämfört med driftlinje L1a och L1b vid den sista provtagningen. Vid ett ökat antal bäddvolymmer kompletteras avskiljningen i GAK1 av GAK2 i driftlinje L1a och L1b. GAK2 kan även ses komplettera GAK1 avseende avskiljning av diklofenak och citalopram vid den sista provtagningen, se figur 19.

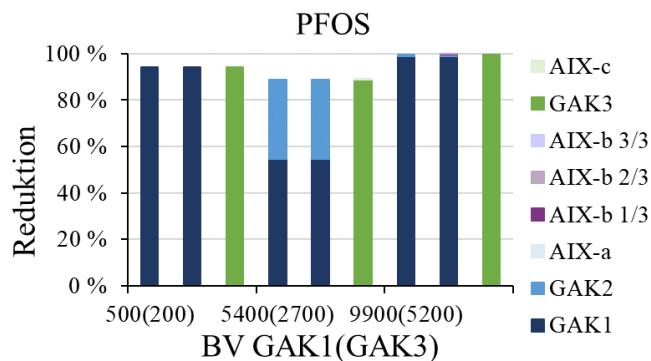


Figur 18. Reduktion av oxazepam och metoprolol i pilotförsöken mot antalet behandlade bäddvolymmer (BV) vid de tre utförda provtagningarna. Antalet behandlade bäddvolymmer motsvarar GAK1 samt GAK3 (inom parentes). Varje stapel inom respektive provpunkt motsvarar en driftlinje: linje L1a, L1b samt L2. Olika färger markerar olika adsorbenter.



Figur 19. Reduktion av diklofenak och citalopram i pilotförsöken mot antalet behandlade bäddvolymmer (BV) vid de tre utförda provtagningarna. Antalet behandlade bäddvolymmer motsvarar GAK1 samt GAK3 (inom parentes). Varje stapel inom respektive provpunkt motsvarar en driftlinje: linje L1a, L1b samt L2. Olika färger markerar olika adsorbenter.

Likt kolonnförsöken har reduktionen av PFOS i pilotförsöken uppvisat störst variation över samtliga driftlinjer, se figur 20. Vid den andra provtagningen (5 400 BV GAK1) ses avskiljningen i GAK1 kompletteras av GAK2. Vid den tredje provtagningen (9 900 bäddvolymmer GAK1) var reduktionen 100 procent för samtliga driftlinjer. Vid samma provtagning uppmättes ovanligt höga halter av PFOS i inkommande vatten till pilotanläggningen, se bilaga 14.

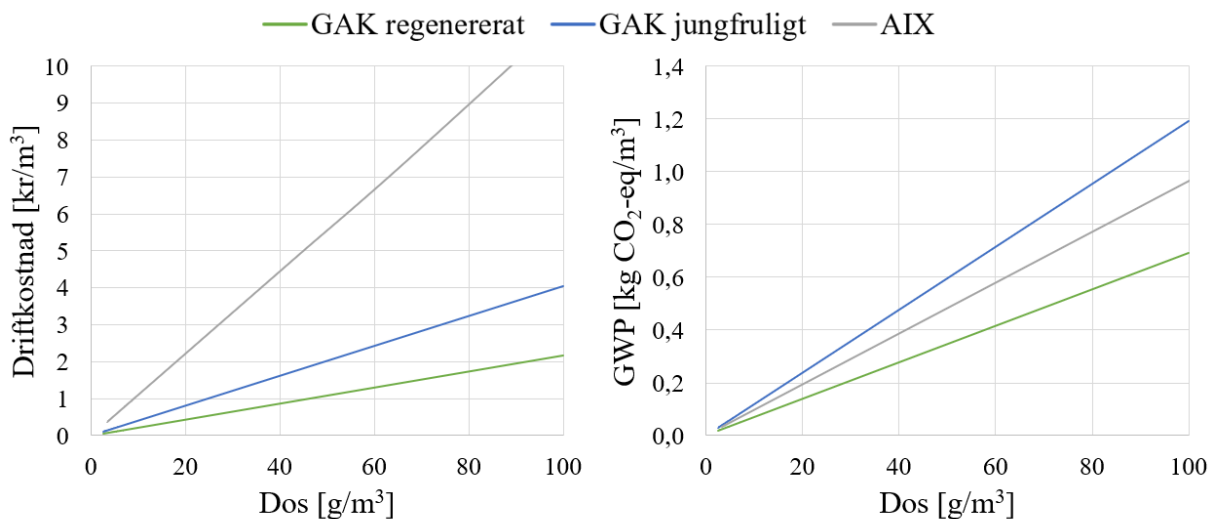


Figur 20. Reduktion av PFOS i pilotförsöken mot antalet behandlade bäddvolymeter (BV) vid de tre utförda provtagningarna. Antalet behandlade bäddvolymeter motsvarar GAK1 samt GAK3 (i parentes). Varje stapel inom respektive provpunkt motsvarar en driftlinje: linje L1a, L1b samt L2. Olika färger markerar olika adsorbenter.

Vid den första och andra provtagningen ses ingen avskiljning av PFOS med AIX, se figur 20. Vid dessa provtagningar var de uppmätta halterna PFOS under rapporteringsgränsen i utgående vatten från både GAK och AIX, se bilaga 14.

5.2 Driftkostnad och klimatpåverkan

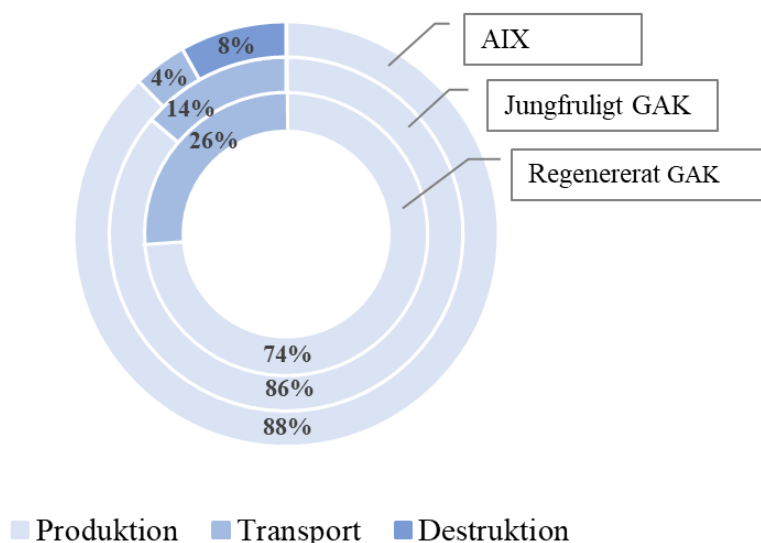
Driftkostnaden är generellt högre för AIX (Purolite 694E) än för GAK vid samma dos. För regenererat GAK (Cyclecarb 401) är driftkostnaden lägre än för jungfruligt GAK (Filtrisorb 400) vid samma dos. Klimatpåverkan är lägst för regenererat GAK och högst för jungfruligt GAK vid samma dosbehov. I figur 21 visas driftkostnad och klimatpåverkan (GWP) per kubikmeter behandlat vatten för olika doser av adsorbenterna.



Figur 21. Driftkostnad (vänster) och klimatpåverkan uttryckt som GWP i enheten koldioxidekvivalenter (höger) per kubikmeter behandlat vatten som funktion av dos för regenererat GAK (Cyclecarb 401), jungfruligt GAK (Filtrisorb 400) och AIX (Purolite 694E) vid användning av 1 m³ av respektive adsorbent.

I figur 22 visas den procentuella fördelningen över bidragen till driftkostnad vid användning av 1 m³ av respektive adsorbent. Kostnad för produktion av adsorbent (tillverkning eller regenerering) står för den största utgiften i samtliga fall. För AIX bidrar kostnaden för destruktion med en större andel än kostnaden för transport.

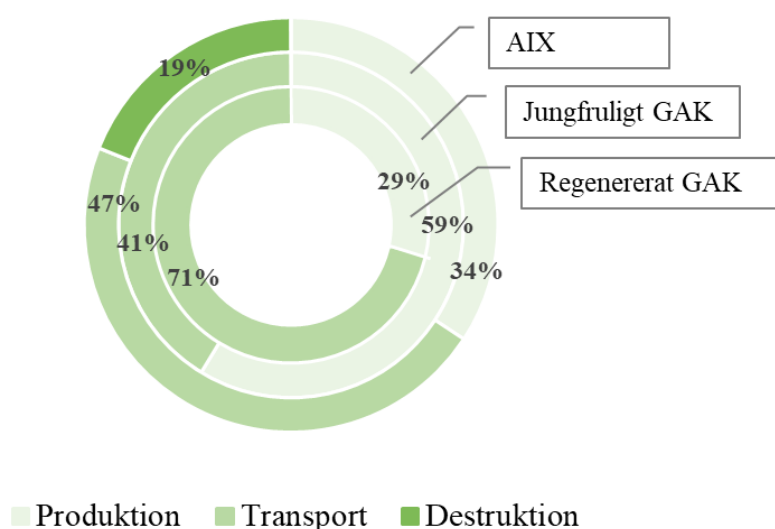
Procentuella bidrag till driftkostnad



Figur 22. Procentuella bidrag till driftkostnad vid användning av 1 m³ av respektive adsorbent. Innersta cirkeln representerar regenererat GAK (Cyclecarb 401), mittencirkeln representerar jungfruligt GAK (Filtrisorb 400) och den yttersta cirkeln representerar AIX (Purolite 694E).

Den procentuella fördelningen över bidragen till klimatpåverkan vid användning av 1 m³ av respektive adsorbent visas i figur 23. För regenererat GAK står transport för det största bidraget medan klimatpåverkan från produktion av adsorbenten bidrar med störst klimatpåverkan för jungfruligt GAK. Även för AIX står produktion av adsorbent för det största bidraget, följt av transport och destruktions.

Procentuella bidrag till klimatpåverkan



Figur 23. Procentuella bidrag till klimatpåverkan (i enheten koldioxidekvivalenter) vid användning av 1 m³ av respektive adsorbent. Innersta cirkeln representerar regenererat GAK (Cyclecarb 401), mittencirkeln representerar jungfruligt GAK (Filtrisorb 400) och den yttersta cirkeln representerar AIX (Purolite 694E).

I tabell 9 och 10 presenteras driftkostnad och klimatpåverkan i förhållande till dos adsorbent vid användning av 1 m³ regenererat GAK (Cyclecarb 401) och AIX (Purolite 694E), separat och i seriedrift. Tabellerna kan användas till att avläsa driftkostnad eller klimatpåverkan för olika doser av adsorbenterna. Till exempel fås en generell driftkostnad på 1,13 kr/m³ för en kombination av 12,5 mg GAK/l och 7,6 mg AIX/l. Detta kan exempelvis jämföras med en kostnad på 1,29 kr/m³ för enbart AIX med en dos på 11,3 mg/l. För samma doser är klimatpåverkan 0,20 respektive 0,11 kg CO₂-eq/m³ behandlat vatten. Reningseffektiviteten av dessa exempel kan dock skilja sig åt.

Tabell 9. Driftkostnad vid användning av 1 m³ av regenererat GAK (Cyclecarb 401) och AIX (Purolite 694E) per kubikmeter behandlat vatten. Diagrammet visar driftkostnad i relation till dos adsorbent. Färgmarkering indikerar värdenas storlek i förhållande till varandra där grönt markerar låg driftkostnad och rött markerar hög. Driftkostnad för enbart regenererat GAK eller AIX har inkluderats i diagrammet och visas som den rad (för GAK) eller kolumn (för AIX) där dosen är noll för motsatt adsorbent.

Driftkostnad för Cyclecarb 401 och Purolite 694E [kr/m ³]																						
		Dos [g GAK/m ³]																				
		0,0	5,0	5,3	5,6	5,9	6,3	6,7	7,1	7,7	8,3	9,1	10,0	11,1	12,5	14,3	16,7	20,0	25,0	33,3	50,0	100,0
Dos [g AIX/m ³]	0,0	0,00	0,11	0,11	0,12	0,13	0,14	0,14	0,15	0,17	0,18	0,20	0,22	0,24	0,27	0,31	0,36	0,43	0,54	0,72	1,08	2,16
	3,4	0,39	0,50	0,50	0,51	0,51	0,52	0,53	0,54	0,55	0,57	0,58	0,60	0,63	0,66	0,70	0,75	0,82	0,93	1,11	1,47	2,55
	3,6	0,41	0,52	0,52	0,53	0,53	0,54	0,55	0,56	0,57	0,59	0,60	0,62	0,65	0,68	0,72	0,77	0,84	0,95	1,13	1,49	2,57
	3,8	0,43	0,54	0,54	0,55	0,56	0,57	0,57	0,58	0,60	0,61	0,63	0,65	0,67	0,70	0,74	0,79	0,86	0,97	1,15	1,51	2,59
	4,0	0,46	0,56	0,57	0,58	0,58	0,59	0,60	0,61	0,62	0,64	0,65	0,67	0,70	0,73	0,76	0,82	0,89	1,00	1,18	1,54	2,62
	4,3	0,48	0,59	0,60	0,60	0,61	0,62	0,63	0,64	0,65	0,66	0,68	0,70	0,72	0,75	0,79	0,84	0,92	1,02	1,20	1,56	2,64
	4,5	0,52	0,62	0,63	0,64	0,64	0,65	0,66	0,67	0,68	0,70	0,71	0,73	0,76	0,79	0,82	0,88	0,95	1,06	1,24	1,60	2,68
	4,9	0,55	0,66	0,67	0,67	0,68	0,69	0,70	0,71	0,72	0,73	0,75	0,77	0,79	0,82	0,86	0,91	0,99	1,09	1,27	1,63	2,71
	5,2	0,60	0,70	0,71	0,72	0,72	0,73	0,74	0,75	0,76	0,78	0,79	0,81	0,84	0,87	0,90	0,96	1,03	1,14	1,32	1,68	2,76
	5,7	0,65	0,75	0,76	0,77	0,77	0,78	0,79	0,80	0,81	0,83	0,84	0,86	0,89	0,92	0,95	1,01	1,08	1,19	1,37	1,73	2,81
	6,2	0,70	0,81	0,82	0,82	0,83	0,84	0,85	0,86	0,87	0,88	0,90	0,92	0,94	0,97	1,01	1,06	1,14	1,24	1,42	1,78	2,86
	6,8	0,77	0,88	0,89	0,89	0,90	0,91	0,92	0,93	0,94	0,95	0,97	0,99	1,01	1,04	1,08	1,13	1,21	1,31	1,49	1,85	2,93
	7,6	0,86	0,97	0,97	0,98	0,99	1,00	1,00	1,01	1,03	1,04	1,06	1,08	1,10	1,13	1,17	1,22	1,29	1,40	1,58	1,94	3,02
	8,5	0,97	1,08	1,08	1,09	1,10	1,10	1,11	1,12	1,13	1,15	1,16	1,18	1,21	1,24	1,28	1,33	1,40	1,51	1,69	2,05	3,13
	9,7	1,11	1,21	1,22	1,23	1,23	1,24	1,25	1,26	1,27	1,29	1,30	1,32	1,35	1,38	1,42	1,47	1,54	1,65	1,83	2,19	3,27
	11,3	1,29	1,40	1,40	1,41	1,42	1,43	1,44	1,45	1,46	1,47	1,49	1,51	1,53	1,56	1,60	1,65	1,72	1,83	2,01	2,37	3,45
	13,6	1,55	1,66	1,66	1,67	1,68	1,68	1,69	1,70	1,72	1,73	1,75	1,77	1,79	1,82	1,86	1,91	1,98	2,09	2,27	2,63	3,71
17,0	1,94	2,04	2,05	2,06	2,06	2,07	2,08	2,09	2,10	2,12	2,13	2,15	2,18	2,21	2,25	2,30	2,37	2,48	2,66	3,02	4,10	
22,7	2,58	2,69	2,70	2,70	2,71	2,72	2,73	2,74	2,75	2,76	2,78	2,80	2,82	2,85	2,89	2,94	3,01	3,12	3,30	3,66	4,74	
34,0	3,87	3,98	3,99	3,99	4,00	4,01	4,02	4,03	4,04	4,05	4,07	4,09	4,11	4,14	4,18	4,23	4,31	4,41	4,59	4,95	6,03	
68,0	7,75	7,85	7,86	7,87	7,87	7,88	7,89	7,90	7,91	7,93	7,94	7,96	7,99	8,02	8,05	8,11	8,18	8,29	8,47	8,83	9,91	

Tabell 10. Klimatpåverkan (i enheten koldioxidekvivalenter) vid användning av 1 m³ av regenererat GAK (Cyclecarb 401) och AIX (Purolite 694E) per kubikmeter behandlat vatten. Diagrammet visar klimatpåverkan i relation till dos adsorbent. Färgmarkering indikerar värdenas storlek i förhållande till varandra där grönt markerar låg klimatpåverkan och rött markerar hög. Klimatpåverkan för enbart regenererat GAK eller AIX har inkluderats i diagrammet och visas som den rad (för GAK) eller kolumn (för AIX) där dosen är noll för motsatt adsorbent.

		Klimatpåverkan (GWP) för Cyclecarb 401 och Purolite 694E [kg CO ₂ -eq/m ³]																				
		Dos [g GAK/m ³]																				
		0,0	5,0	5,3	5,6	5,9	6,3	6,7	7,1	7,7	8,3	9,1	10,0	11,1	12,5	14,3	16,7	20,0	25,0	33,3	50,0	100,0
Dos [g AIX/m ³]	0,0	0,00	0,03	0,04	0,04	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05	0,06	0,06	0,07	0,08	0,09	0,10	0,12	0,14	0,17	0,23	0,35	0,69
	3,4	0,03	0,07	0,07	0,07	0,07	0,08	0,08	0,08	0,09	0,09	0,10	0,10	0,11	0,12	0,13	0,15	0,17	0,21	0,26	0,38	0,72
	3,6	0,03	0,07	0,07	0,07	0,08	0,08	0,08	0,08	0,09	0,09	0,10	0,10	0,11	0,12	0,13	0,15	0,17	0,21	0,27	0,38	0,73
	3,8	0,04	0,07	0,07	0,07	0,08	0,08	0,08	0,09	0,09	0,09	0,10	0,11	0,11	0,12	0,14	0,15	0,17	0,21	0,27	0,38	0,73
	4,0	0,04	0,07	0,07	0,08	0,08	0,08	0,08	0,09	0,09	0,10	0,10	0,11	0,12	0,13	0,14	0,15	0,18	0,21	0,27	0,38	0,73
	4,3	0,04	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,09	0,09	0,09	0,10	0,10	0,11	0,12	0,13	0,14	0,16	0,18	0,21	0,27	0,39	0,73
	4,5	0,04	0,08	0,08	0,08	0,08	0,09	0,09	0,09	0,10	0,10	0,11	0,11	0,12	0,13	0,14	0,16	0,18	0,22	0,27	0,39	0,74
	4,9	0,05	0,08	0,08	0,09	0,09	0,09	0,09	0,10	0,10	0,10	0,11	0,12	0,12	0,13	0,15	0,16	0,19	0,22	0,28	0,39	0,74
	5,2	0,05	0,08	0,09	0,09	0,09	0,09	0,10	0,10	0,10	0,11	0,11	0,12	0,13	0,14	0,15	0,17	0,19	0,22	0,28	0,40	0,74
	5,7	0,05	0,09	0,09	0,09	0,10	0,10	0,10	0,10	0,11	0,11	0,12	0,12	0,13	0,14	0,15	0,17	0,19	0,23	0,29	0,40	0,75
	6,2	0,06	0,09	0,10	0,10	0,10	0,10	0,11	0,11	0,11	0,12	0,12	0,13	0,14	0,15	0,16	0,17	0,20	0,23	0,29	0,41	0,75
	6,8	0,07	0,10	0,10	0,10	0,11	0,11	0,11	0,11	0,12	0,12	0,13	0,13	0,14	0,15	0,16	0,18	0,20	0,24	0,30	0,41	0,76
	7,6	0,07	0,11	0,11	0,11	0,11	0,12	0,12	0,12	0,13	0,13	0,14	0,14	0,15	0,16	0,17	0,19	0,21	0,25	0,30	0,42	0,76
	8,5	0,08	0,12	0,12	0,12	0,12	0,13	0,13	0,13	0,14	0,14	0,14	0,15	0,16	0,17	0,18	0,20	0,22	0,25	0,31	0,43	0,77
	9,7	0,09	0,13	0,13	0,13	0,13	0,14	0,14	0,14	0,15	0,15	0,16	0,16	0,17	0,18	0,19	0,21	0,23	0,27	0,32	0,44	0,79
	11,3	0,11	0,14	0,15	0,15	0,15	0,15	0,16	0,16	0,16	0,17	0,17	0,18	0,19	0,20	0,21	0,22	0,25	0,28	0,34	0,46	0,80
13,6	0,13	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,18	0,18	0,18	0,19	0,19	0,20	0,21	0,22	0,23	0,25	0,27	0,30	0,36	0,48	0,82	
17,0	0,16	0,20	0,20	0,20	0,20	0,21	0,21	0,21	0,22	0,22	0,23	0,23	0,24	0,25	0,26	0,28	0,30	0,34	0,39	0,51	0,86	
22,7	0,22	0,25	0,25	0,26	0,26	0,26	0,26	0,27	0,27	0,28	0,28	0,29	0,30	0,30	0,32	0,33	0,36	0,39	0,45	0,56	0,91	
34,0	0,33	0,36	0,36	0,37	0,37	0,37	0,37	0,38	0,38	0,39	0,39	0,40	0,40	0,41	0,43	0,44	0,47	0,50	0,56	0,67	1,02	
68,0	0,66	0,69	0,69	0,69	0,70	0,70	0,70	0,70	0,71	0,71	0,72	0,72	0,73	0,74	0,75	0,77	0,79	0,83	0,89	1,00	1,35	

5.2.1 Scenarion vid Kungsängsverket

Den årliga driftkostnaden och klimatpåverkan för de scenarion som undersökts presenteras i tabell 11. Scenarion med singeldrift respektive tvåstegsdrift med GAK vars reningsmål inkluderar reduktion av PFOS har för respektive processutformning resulterat i samma antal bäddvolymeter som kan behandlas innan adsorbenten behöver bytas ut (se tabell 5). Endast två av dessa scenarion (scenario 1.d samt 2.d) har därför inkluderats. För scenario 3.c antogs inget byte av AIX behövas till följd av den uppvisat låga reduktionen genom kolonnförsöken. Eftersom scenariot därför kunde likställas med scenario 1.c har det inte inkluderats i resultatet.

Tabell 11. Årlig driftkostnad och klimatpåverkan för undersökta scenarion vid Kungsängsverket. Färgmarkeringen indikerar värdenas storlek i relation till varandra, där grönt markerar låg driftkostnad eller klimatpåverkan och rött markerar hög driftkostnad eller klimatpåverkan.

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

Singeldrift med GAK resulterar i den högsta driftkostnaden då reningsmålet inkluderar reduktion av PFOS. För övriga reningsmål ger singeldrift av GAK följt av AIX den högsta driftkostnaden. För reningsmål "e" resulterar kombinationen GAK följt av AIX i samma driftkostnad som tvåstegsdrift med GAK. Tvåstegsdrift med GAK resulterar i lägst driftkostnad för samtliga reningsmål.

Lägst klimatpåverkan för reningsmål "a", "b", "c" och "f" fås för tvåstegsdrift med GAK. För reningsmål "d" och "e" ger singeldrift av GAK följt av AIX den lägsta klimatpåverkan. Högst klimatpåverkan för reningsmål "a" och "b" fås med singeldrift av GAK följt av AIX. För resterande reningsmål fås den högsta klimatpåverkan med singeldrift av AIX.

I tabell 12 visas den dos adsorbent som beräknats, de antal byten som krävs per år samt driftkostnad och klimatpåverkan per kubikmeter behandlat vatten för respektive scenario. Singeldrift av GAK resulterar i lika många byten per år som tvåstegsdrift av GAK. För tvåstegsdrift med GAK avser bytet en filterlinje. Eftersom filtervolymen per linje är hälften så stor för tvåstegsdrift med GAK som filtervolymen vid singeldrift av GAK blir den beräknade dosen av adsorbenten hälften så stor vid tvåstegsdrift. Detta resulterar i att även driftkostnad och klimatpåverkan blir hälften så stor vid tvåstegsdrift i jämförelse med singeldrift av GAK.

Tabell 12. Beräknad dos adsorbent samt antal byten som krävs per år för respektive scenario. I tabellen visas även driftkostnad samt klimatpåverkan per kubikmeter behandlat vatten för respektive scenario.

Scenario	Dos GAK [gGAK/m ³]	Dos AIX [gAIX/m ³]	Antal byten per år GAK	Antal byten per år AIX	Driftkostnad [kr/m ³]	Klimatpåverkan [kg CO ₂ -eq/m ³]
1.a	25,0		1,3		0,59	0,16
1.b	12,2		0,6		0,29	0,08
1.c	19,2		1,0		0,45	0,12
1.d	33,3		3,8		0,78	0,21
2.a	12,5		1,3		0,29	0,08
2.b	6,1		0,6		0,14	0,04
2.c	9,6		1,0		0,23	0,06
2.d	16,7		3,8		0,39	0,11
3.a	25,0	3,4	1,3	1,3	0,97	0,19
3.b	8,5	3,4	0,4	1,3	0,59	0,09
3.d	12,8	1,7	0,7	0,7	0,49	0,10
3.e	8,5	1,7	0,4	0,7	0,39	0,07
3.f	19,2	1,7	1,0	0,7	0,65	0,14

5.2.2 Känslighetsanalys

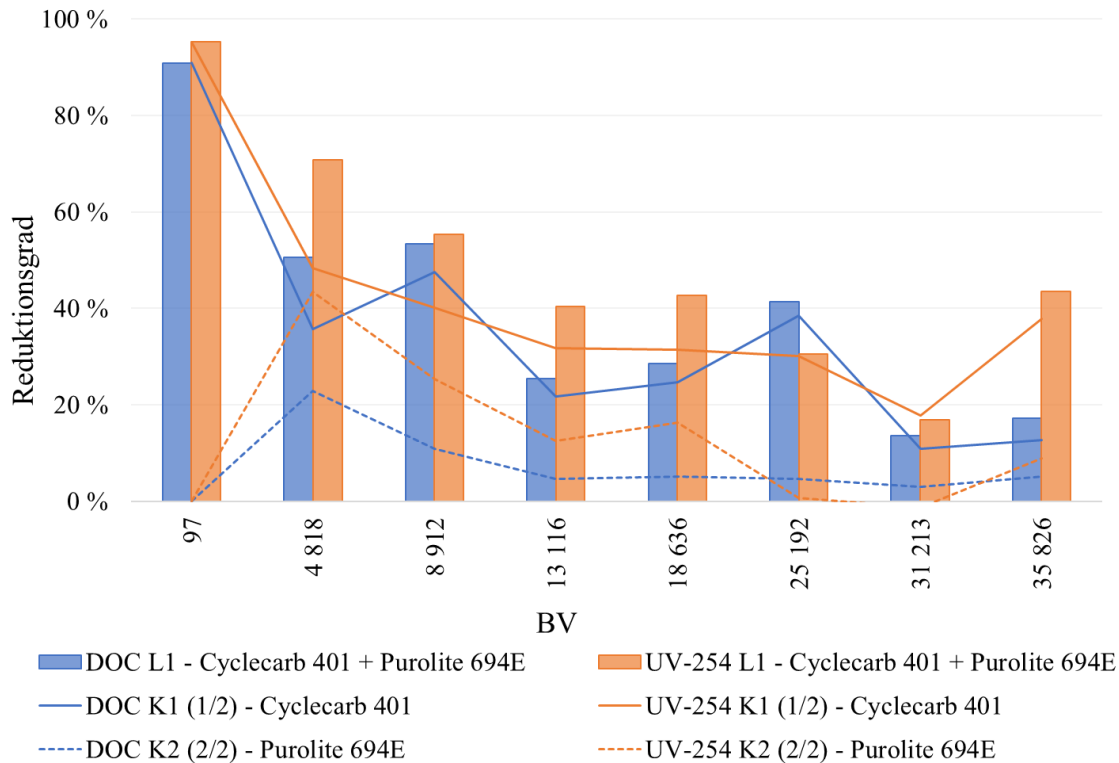
I tabell 13 visas den procentuella ökningen av den årliga driftkostnaden vid en ökning av ingående parametrar till modellen. Ett striktare reningsmål på 90 procent medelreduktion över tid resulterar i den största procentuella kostnadsökningen för samtliga scenarion med undantag av scenario 1.b, 2.b och 3.b (reduktion av diklofenak med samtliga processutformningar). För dessa scenarion resulterar en 50 procentig kostnadsökning av GAK eller AIX i den största procentuella kostnadsökningen.

Tabell 13. Procentuell ökning av ursprunglig årlig driftkostnad för respektive scenario vid en 50 procentig kostnadsökning av GAK, AIX eller transport, dimensionering med maxflöde 2 950 m³/h i stället för medelflöde 2 600 m³/h samt vid en förändring av reningsmål till 90 procent medelreduktion i stället för ursprungligt reningsmål på 80 procent medelreduktion. Färger markerar värdenas storlek i relation till varandra, där grönt markerar en låg procentuell ökning och rött markerar en hög procentuell ökning.

Scenario	Procentuell ökning av årlig driftkostnad [%]				
	50 % kostnads- ökning GAK	50 % kostnads- ökning AIX	50 % kostnads- ökning transport	Dimensionering med maxflöde 2 950 m ³ /h	Reningsmål 90 % medelred.
1.a	38	0	12	13	0
1.b	38	0	12	13	24
1.c	38	0	12	13	73
1.d	38	0	12	13	88
2.a	38	0	12	13	0
2.b	38	0	12	13	24
2.c	38	0	12	13	73
2.d	38	0	12	13	88
3.a	23	17	8	13	0
3.b	13	29	5	13	27
3.d	23	17	8	13	23
3.e	19	22	7	13	43
3.f	27	13	9	13	69

5.3 Korrelation mellan DOC, UVA och mikroföroreningar

Reduktionen av DOC och UVA (UV-254) för K1 (Cyclecarb 401) och K2 (Purolite 694E) samt hela denna driftlinje (L1) vid de åtta provtagningstillfällena visas i figur 24. Dessa provtagningar motsvarar cirka 100, 5 000, 9 000, 13 000, 19 000, 25 000, 31 000 respektive 36 000 bäddvolymeter för K1. För K2 är motsvarande bäddvolymeter cirka 300, 14 000, 25 000, 38 000, 53 000, 72 000, 89 000 respektive 102 000. Reduktionen över respektive kolonn samt hela driftlinjen har uppvisat en nedåtgående trend men med stor variation mellan provtagningstillfällena under kolonnförsöken.



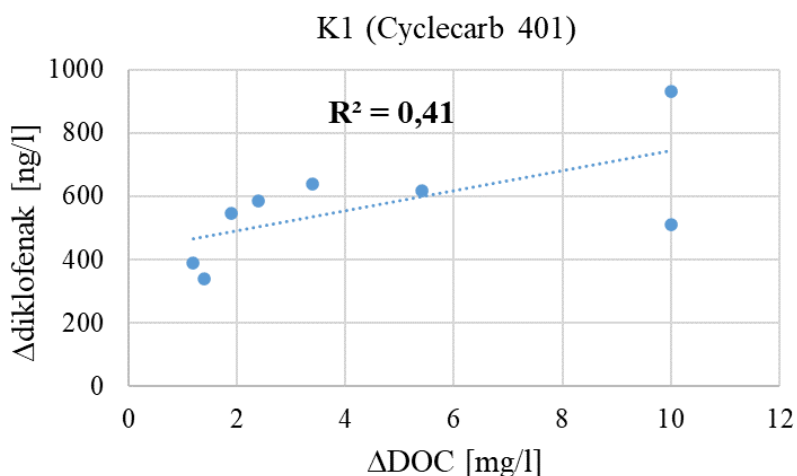
Figur 24. Reduktionsgrad av DOC och UVA (UV-254) mot antal behandlade bäddvolymeter (BV) för K1 (GAK, Cyclecarb 401), K2 (AIX, Purolite 694E) samt hela denna driftlinje i kolonnförsöken.

I tabell 14 visas R^2 samt p-värde för korrelationen mellan skillnaden i ingående och utgående koncentrationer eller absorbans av DOC, UVA och diklofenak, oxazepam eller PFOS. Korrelationen är baserad på resultat från de åtta provtagningstillfällena. Låga R^2 kan ses för samtliga kolonner.

Tabell 14. Determinationskoefficient R^2 samt p-värde (inom parentes) för korrelationen mellan skillnad i ingående och utgående koncentrationer eller absorbans av DOC, UVA och diklofenak, oxazepam samt PFOS för Cyclecarb 401 (K1), Purolite 694E (K2) samt Cyclecarb 401 + Purolite 694E (K1 + K2).

		R^2 (p-värde)		
		K1 (Cyclecarb 401)	K2 (Purolite 694E)	K1+K2 (Cyclecarb 401 + Purolite 694E)
Diklofenak	DOC	0,41 (0,470)	0,01 (0,249)	0,33 (0,001)
	UVA	0,35 (0,016)	0,01 (0,199)	0,40 (0,004)
Oxazepam	DOC	0,41 (0,758)	0,10 (0,897)	0,40 (0,030)
	UVA	0,16 (0,069)	0,16 (0,899)	0,22 (0,116)
PFOS	DOC	0,02 (0,201)	0,08 (0,038)	0,04 (0,011)
	UVA	0,05 (0,415)	0,07 (0,031)	0,00 (0,048)

I figur 25 visas korrelationen mellan skillnaden i ingående och utgående koncentration av diklofenak (Δ diklofenak) och DOC (Δ DOC) för K1. Högst R^2 fås för denna korrelation samt mellan skillnaden i ingående och utgående koncentration av DOC och oxazepam i K1 (se tabell 14).



Figur 25. Korrelation mellan skillnaden i ingående och utgående koncentration av diklofenak (Δ diklofenak) och DOC (Δ DOC) för kolonn K1 (Cyclecarb 401) i kolonnförsöken. R^2 är markerat i figuren.

6 Diskussion

6.1 Reningseffektivitet

Under kolonnförsöken har reduktionen av oxazepam, metoprolol och citalopram i huvudsak skett genom kolonnerna med aktivt kol, där Cyclecarb 401 har resulterat i en högre avskiljning än Filtrasorb 400 (se figur 12, 13 och 14). Cyclecarb 401 har även i tidigare examensarbete av Kalecinska (2021) visats prestera bättre än övriga undersökta GAK avseende reduktionen av nämnda läkemedelssubstanser. Vidare kunde Kalecinska (2021) konstatera en högre reduktion av oxazepam, metoprolol och citalopram med GAK jämfört med AIX. Detta var väntat då dessa är positivt eller neutralt laddade substanser som inte avskiljs med AIX.

AIX kan ses komplettera GAK för samtliga driftlinjer avseende reduktionen av diklofenak och PFOS (se figur 11 och 15). Jamil et al. (2019) kunde konstatera att diklofenak, som är en negativt laddad läkemedelssubstans, adsorberades sämst till GAK av de undersökta mikroföroreningarna i studien. Vidare fann Kalecinska (2021) att reduktionen av diklofenak och PFOS var högre med AIX jämfört med GAK. En högre reduktion av PFOS med AIX än med GAK har även konstaterats i en studie av McCleaf et al (2017) där en lägre reduktion samt ett tidigare genombrott av PFOS kunde ses.

Driftlinje L3, där Cyclecarb 401 följs av två uppströmskolonner med AIX, har uppvisat högst reduktion över tid av diklofenak (se figur 11). Detta tyder på att denna driftstrategi avseende AIX kan vara fördelaktigt utifrån reningseffektivitet för avskiljning av diklofenak.

En negativ reduktion av diklofenak genom K6 (AIX) kunde ses vid 101 000 behandlade bäddvolymeter (motsvarande 31 000 BV för K1, se figur 11), vilket skulle kunna vara en följd av desorption. Desorption kan ske till följd av förändringar i sorptionsjämvikt eller att filtrets kapacitet är förbrukad (Malovanyy et al. 2021). Eftersom reduktionsgraden för diklofenak genom K6 var hög vid efterföljande provtagning är det mest troligt att desorptionen är en följd av förändring i sorptionsjämvikt.

En försämring av reningseffektiviteten avseende PFOS har observerats för GAK i kolonnförsöken. Reningseffektiviteten har dock uppvisat stor variation vid de olika provtagningstillfällena vilket skulle kunna förklaras av variationer i vattenmatrisen eller i inkommande halter PFOS till kolonnförsöken. Halten av mikroföroreningar i inkommande vatten till kolonnförsöken har visats påverka reduktionen över kolonnerna. Vid 9 000 behandlade bäddvolymeter var halten PFOS ovanligt låg i inkommande vatten till kolonnförsöken (se bilaga 7). Detta medförde en kraftigt negativ reduktion genom K3 (Filtrasorb 400, se figur 16) samt en ovanligt låg reduktion genom K1 och K5 (Cyclecarb 401, se figur 15). Vid 19 000 bäddvolymeter var halten PFOS i stället ovanligt hög i inkommande vatten. Vid denna provpunkt kan en högre reduktion genom K1 och K5 ses jämfört med föregående provpunkt. Ytterligare en möjlig förklaring till den uppvisade variationen i reningseffektivitet skulle kunna vara att en biologisk aktivitet etablerats i filtren. Franke et al. (2019) fann att fler bäddvolymeter kunde behandlas för avskiljning av PFAS med GAK vid en ökad halt av organiskt kol i vattnet.

En negativ reduktion av PFOS kunde även ses genom K1 och K5 (Cyclecarb 401) vid 36 000 behandlade bäddvolymeter. I samband med denna provtagning var backspolningsfrekvensen ovanligt hög, vilket troligen beror på variationer i vattenmatrisen. En tillfällig negativ reduktion eller variationer i reduktionsgrad skulle även kunna förklaras av osäkerheter vid analys eller

osäkerheter vid beräkning av reduktionsgrad. Vid flertalet provpunkter har detektionsgränsen använts för beräkning av reduktionsgrad. Skulle desorption observeras vid kommande provtagning är det dock troligt att adsorbenternas kapacitet är förbrukad.

Reduktionsgraden av PFOS över samtliga driftlinjer var fortsatt hög vid den sista provtagning som inkluderats i denna studie (cirka 90 procent reduktion eller högre, se figur 15) och ingen avtagande trend för reduktion har kunnat ses för kombinationen GAK följt av AIX. Det är därför omöjligt att dra någon slutsats om vilken driftlinje som resulterar i den högsta reningseffektiviteten avseende PFOS, varför fortsatt utvärdering av kolonnförsöken rekommenderas även avseende avskiljning av PFOS.

Driften av kolonnförsöken kan ha påverkat resultaten. Kortare driftstopp har inträffat under kolonnförsöken till följd av låg nivå i inloppstanken. Materialförluster i K3, K4, K6 och K7 har även inträffat i samband med backspolning av dessa. Problem med driften har dock uppstått kontinuerligt under kolonnförsöken och ingen tydlig koppling till specifika provtagningar kan ses.

6.1.1 Påverkan av kolbyte

Efter byte av det aktiva kolet i K3 (Filtrisorb 400) kan en ökad reduktion av samtliga mikroföroreningar ses (se figur 16). Reduktionen vid den första provtagningen direkt efter filterbytet är, som väntat, lika stor som reduktionen vid den första provtagningen som utfördes för kolonnförsöken. Vad som skiljer sig mot den första provtagningen i kolonnförsöken är att en negativ reduktion av diklofenak och oxazepam kan ses över efterföljande kolonn med AIX (se figur 17). Orsaken till detta kan troligen förklaras av förändringar i sorptionsjämvikt till följd av den drastiska minskningen av inkommande halt av mikroföroreningarna till kolonnen.

Eftersom endast en provtagning av mikroföroreningar inkluderats inom ramen för denna studie efter bytet av det aktiva kolet, rekommenderas fortsatt utvärdering av hur kolbytet påverkar reningseffektiviteten över tid.

6.1.2 Pilotförsök

Reduktionen av samtliga mikroföroreningar var fortsatt hög (90 procent reduktion eller mer) för samtliga driftlinjer (kombinationen GAK följt av AIX) vid den senaste provtagningen i pilotförsöken. Fortsatt utvärdering av reduktionen avseende samtliga mikroföroreningar i pilotförsöken behövs därför för att kunna dra någon slutsats om hur reningseffektiviteten skiljer sig mellan de olika driftlinjerna samt om huruvida AIX kompletterar reduktionen i GAK. För oxazepam och metoprolol kan dock en viss försämring i reduktionsgrad ses för driftlinje L2 jämfört med driftlinje L1a och L1b vid den sista provtagningen (se figur 18). I driftlinje L1a och L1b fås en ökad reduktion av mikroföroreningarna till följd av att två GAK-filter driftas i serie. För samtliga mikroföroreningar kan GAK2 ses komplettera GAK1 avseende reningseffektiviteten (driftlinje L1a och L1b). Liknande resultat kunde ses i en studie av Ezchauzier et al. (2012) där en ökad reduktion av PFOS observerades när dricksvatten behandlades genom två GAK-filter i serie.

Vid den sista provtagningen (9 900 BV GAK1, se figur 19) var reduktionen av PFOS genom samtliga driftlinjer högre än vid föregående provtagning. Detta kan troligen förklaras av att inkommande halt PFOS till pilotanläggningen var ovanligt hög, se bilaga 7. Vid provtillfället hade driften pausats under en vecka till följd av en trasig pump till inloppstanken. Under pilotförsökens drift har det även uppstått problem med de magnetventiler som reglerar

vattenutsläpp från respektive filter till de uppsamlingsdunkar som används för veckoprovtagningen. Materialnivån för AIX i driftlinje L1b och L2 har även korrigerats under försökens gång. Utöver inkommande halter av mikroföroreningar och driften av pilotförsöken finns, likt kolonnförsöken, osäkerheter relaterat till vattenmatrisen, analys av prover samt beräkning av reduktionsgrad.

6.2 Driftkostnad och klimatpåverkan

Driftkostnaden vid samma dos är högre för Purolite 694E (AIX) än för Cyclecarb 401 (regenererat GAK) och Filtrasorb 400 (jungfruligt GAK), se figur 21. Detta kan främst förklaras av att kilokostnaden för AIX är högre än för de båda GAK. För AIX tillkommer även kostnad för destruktion av adsorbenten, vilket står för 8 procent av den totala beräknade driftkostnaden för adsorbenten i denna studie (se figur 22). Om regenerering av AIX var ett möjligt alternativ skulle den totala driftkostnaden eventuellt kunna minska. Malovanyy et al. (2021) fann dock att regenerering av AIX inte är ekonomiskt motiverat om regenereringslösningen inte kan återanvändas. Troligare är att ett regenereringsalternativ för AIX skulle sänka den totala klimatpåverkan för adsorbenten. Detta delvis för att klimatpåverkan från destruktion undviks, men framför allt för att en mindre mängd ny AIX behöver produceras. Li et al. (2022) fann att klimatpåverkan från produktion av ny AIX kan sänkas om adsorbenten regenereras, medan klimatpåverkan från omhändertagandet av regenereringslösning var större än klimatpåverkan från förbränning av AIX, se avsnitt 2.4.3.

Kostnaden för adsorbent står för det största procentuella bidraget till den totala beräknade driftkostnaden i denna studie för samtliga adsorbenter, vilket överensstämmer med resultat från tidigare studier av Murray et al. (2021) och Malovanyy et al. (2021). Priserna på marknaden är dock i ständig rörelse vilket medför en osäkerhet i beräkningarna.

6.2.1 Driftkostnad för scenariot vid Kungsängsverket

För singeldrift av GAK (processutformning 1) varierar den beräknade driftkostnaden i denna studie mellan 7 och 18 miljoner kr/år, vilket är något lägre än den driftkostnad som beräknats för GAK i tidigare förstudie av Sweco (Chen et al. 2021). I denna studie har en något lägre filtervolym antagits samt en dimensionering med det förväntade medelflödet i stället för maxflöde. Chen et al. (2021) räknade även på ett bytesintervall för GAK på mellan 8 000 och 20 000 behandlade bäddvolym. För processutformning 3 i scenarioanalysen har bytesintervallet i stället varierat mellan 15 000 och 41 000 bäddvolym vilket resulterar i en lägre dos GAK och därmed även en lägre driftkostnad. I förstudien inkluderades även kostnad för underhåll, personal samt energi för pumpning i driftkostnaden, vilket inte inkluderats i denna studie.

Tvästegsdrift med GAK (processutformning 2) resulterar i den lägsta driftkostnaden för samtliga reningsmål med undantag av reningsmål ”e” (reduktion av PFOS och diklofenak) där samma driftkostnad fås för processutformning 3 (singeldrift av GAK följt av AIX). Vidare resulterar tvåstegsdrift med GAK i en lägre driftkostnad jämfört med singeldrift av GAK för samtliga reningsmål till följd av den lägre dosen som antagits krävas vid tvåstegsdrift. Detta stämmer överens med resultat från en studie av Baresel et al. (2021) där tvåstegsdrift resulterade i en lägre driftkostnad än singeldrift till följd av det lägre dosbehovet vid tvåstegsdrift.

Den generellt högre driftkostnaden för AIX (se figur 21) gör att dosen AIX och GAK måste sänkas betydligt för att processutformning 3 (singeldrift av GAK följt av AIX) ska bli ekonomiskt fördelaktig framför processutformning 2. Detta är fallet endast för reningsmål ”e”,

vilket är en följd av den goda reduktion av diklofenak som uppvisats över driftlinje L1 i kolonnförsöken (Cyclecarb 401 följt av AIX, se bilaga 5) samt den höga reduktion av PFOS som uppvisats med AIX. För reningsmål "b" (reduktion av diklofenak) är driftkostnaden i stället högst för processutformning 3, detta trots den goda reduktionen diklofenak över L1. Skillnaden mellan scenario 3.b och 3.e ligger endast i bytesintervallet för AIX.

För de reningsmål där PFOS inkluderas resulterar singeldrift av GAK (processutformning 1) i den högsta driftkostnaden. Detta kan förklaras av den låga reningseffektiviteten avseende PFOS som GAK uppvisat i kolonnförsöken. Den låga reningseffektiviteten leder till att adsorbenten behöver bytas ut mer frekvent vilket resulterar i en hög dos för processutformningen. Murray et al. (2021) fann att AIX var det mest kostnadseffektiva alternativet för rening av PFAA och PFOA till följd av att AIX kunde drifas under ungefär 16 gånger så lång tid som GAK innan genombrott. För att GAK skulle bli ekonomiskt fördelaktigt skulle kapaciteten för adsorbenten behöva ökas med 25 procent. Om bytesintervallet skulle ökas med 25 procent för GAK i den scenarioanalys som utförts i denna studie skulle singeldrift av GAK fortfarande vara dyrare än kombinationen GAK följt av AIX för reningsmål "d" (reduktion av PFOS). Tvåstegsdrift med GAK skulle dock förbli det billigaste alternativet. Dessa resultat behöver dock bekräftas vid utvärdering av pågående pilotförsök där tvåstegsdrift av GAK inkluderas.

6.2.2 Klimatpåverkan för scenarion vid Kungsängsverket

Den beräknade klimatpåverkan för de olika scenarierna i scenarioanalysen varierar mellan 1 386 och 4 803 kg CO₂-eq/år eller 0,07 och 0,19 kg CO₂-eq per kubikmeter behandlat vatten. För att sätta dessa värden i ett perspektiv kan de jämföras med den totala klimatpåverkan på 0,57 kg CO₂-eq/m³ behandlat avloppsvatten för ett avloppsreningsverk i nordvästra Spanien (Lorenzo-Toja et al. 2016) eller klimatpåverkan för de sammanlagda territoriella utsläppen i Sverige år 2021 som uppgick till cirka 47,8 miljoner ton CO₂-eq (Naturvårdsverket u.å.d).

I scenarioanalysen är klimatpåverkan lägst för processutformning 2 (tvåstegsdrift av GAK) för samtliga reningsmål med undantag av reningsmål "d" och "e" (reduktion av PFOS samt PFOS och diklofenak). För dessa reningsmål är klimatpåverkan lägst för processutformning 3 (singeldrift av GAK följt av AIX). Detta kan förklaras av att processutformningen resulterar i lägst dos av GAK vid dessa reningsmål, samt det höga antalet bäddvolymmer som AIX antagits kunna behandla.

6.2.3 Dimensionerande förutsättningar vid Kungsängsverket

De dimensionerande förutsättningar som använts för scenarioanalysen är endast preliminära och kan komma att ändras innan en fullskalig implementering av reningssteget. Detta medför att de resultat som presenteras i denna studie är baserade på en uppskattad utformning. Den enkla känslighetsanalys som utförts (se tabell 13) visar dock att en ökning av det dimensionerande flödet från 2 600 m³/h till 2 950 m³/h påverkar alla scenarion i lika stor utsträckning. Detta innebär att resultatet som presenteras i denna studie kan betraktas som indikativt för hur driftkostnad och klimatpåverkan varierar för de olika scenarierna, men att den beräknade driftkostnaden och klimatpåverkan kan vara underskattad. Scenarioanalysen bör vid ett senare skede utföras för den dimensionering som faktiskt kommer att bli aktuell.

Den filteryta som beräknats är baserad på önskad kontakttid för adsorbenterna, bäddjup samt det förväntade årliga medelflödet år 2050. Filterytan eller bäddjupet kan dock behöva justeras för att uppnå önskvärd ytbelastning. En högre ytbelastning medför större tryckförluster och

därmed även ett ökat energibehov för pumpning (Chen et al. 2021). Därtill kan en bättre förbehandling av vattnet behövas om ytbelastningen är hög.

6.2.4 Reningsmål och osäkerheter i beräknat bytesintervall

Den enkla känslighetsanalys som utförts (se tabell 13) visar att reningsmålet är den faktor med störst påverkan på utfallet avseende driftkostnad för samtliga scenarion med undantag av scenario 1.b, 2.b samt 3.b (reduktion av diklofenak för samtliga processutformningar). Detta stämmer överens med resultat från en tidigare studie av Murray et al. (2021) som visade att bytesfrekvensen var den mer betydande faktorn för driftkostnad i jämförelse med den faktiska kostnaden för adsorbenten. I den känslighetsanalys som utförts i denna studie visas att en 50 procentig kostnadsökning av GAK eller AIX resulterar i den högsta procentuella kostnadsökningen av den årliga driftkostnaden för nämnda scenarion. Detta kan förklaras av den högre reduktionskapaciteten som GAK uppvisat för diklofenak jämfört med oxazepam eller PFOS. Ett striktare reningsmål avseende reduktionsgrad påverkar därför dessa scenarion i mindre utsträckning än övriga. Känslighetsanalysen belyser hur stor påverkan reningsmålet har på resultatet och därmed vikten av att minimera osäkerheterna i dessa.

De reningsmål som använts i scenarioanalysen har översatts till antal bäddvolymeter som kan behandlas innan adsorbenten behöver bytas ut baserat på resultat från driftlinje L1 i kolonnförsöken. En 80 procentig medelreduktion vid kombinationen GAK följt av AIX (processutformning 3) har i kolonnförsöken endast underskridits för oxazepam, vilket gör att bytesfrekvensen för övriga reningsmål och denna processutformning är osäker. Detta gäller för bytesfrekvensen avseende både GAK och AIX. Bytesfrekvensen avseende AIX har grovt uppskattats till 200 000 bäddvolymeter för 80 procent medelreduktion av diklofenak, vilket baserats på bytesintervallet för det basfall som inkluderats och den trend som uppvisats vid kolonnförsöken. För reduktion av PFOS har bytesintervallet i stället uppskattats till 400 000 bäddvolymeter då ingen avtagande trend i reduktionen har uppvisats. Det är dock omöjligt att säga någonting om när den genomsnittliga reduktionen faktiskt kommer underskrida 80 procent för AIX. Det går heller inte att utesluta att den goda reduktionen som hittills uppvisats med AIX avseende PFOS drastiskt skulle sjunka. En snabbare försämring av reduktionen PFAS med AIX jämfört med GAK kunde ses i en studie av Franke et al. (2019), där reduktionen inledningsvis var högre med AIX. Zeng et al. (2020) kunde däremot genom snabba småskaliga kolonnstest (RSSCTs) se att cirka 200 000 till 300 000 fler bäddvolymeter kunde behandlas med AIX jämfört med GAK för avskiljning av PFAS. Vidare har avskiljningen av olika PFAS visats variera, där ett snabbare genombrott har konstaterats avseende kortkedjade PFAS jämfört med långkedjade (så som PFOS) (McCleaf et al. 2017; Zeng et al. 2020; Chow et al. 2022). För de reningsmål som undersökts i denna studie är det alltså möjligt att bytesintervallet för AIX är både överskattat och underskattat, vilket påverkar utfallet av både driftkostnad och klimatpåverkan. Beräkningarna i denna studie bör därför uppdateras med nya resultat från kolonnförsöken när genombrott av diklofenak och PFOS har uppvisats.

Om bytesfrekvensen för AIX i processutformning 3 är överskattad, innebär det troligen att även bytesfrekvensen för GAK är överskattad. Rimligheten i att scenario 3.b (reduktion av diklofenak) är dyrare än scenario 3.e (reduktion av diklofenak och PFOS) kan ifrågasättas och belyser vikten av att validera resultat från scenarioanalysen med faktiska data. Den lägre driftkostnaden för scenario 3.e är endast en följd av att AIX antagits kunna behandla dubbelt så många bäddvolymeter för avskiljning av PFOS som diklofenak, samt att den längre drifttiden för AIX inte påverkar avskiljningen med GAK. För att med säkerhet kunna bestämma

bytesfrekvensen avseende båda adsorbenter i processutförningen behövs information om hur reningseffektiviteten med GAK påverkas efter ett byte av det aktiva kolet.

I dagsläget finns inget krav på reduktion av mikroföroreningar vid kommunal avloppsvattenrening. I det reviderade avloppsdirektivet föreslås dock en 80 procentig genomsnittlig reduktion över den totala avloppsvattenreningen för minst 6 av de 12 listade ämnena (Europeiska kommissionen 2022a). Av de mikroföroreningar som inkluderats i reningsmålen i scenarioanalysen finns endast diklofenak upptaget i förslaget till reviderat avloppsdirektiv. Sannolikheten för att PFOS inkluderas i ett framtida reningsmål är osäker. Gränsvärde (MKN) för PFOS i ytvatten finns i dagsläget (HVMFS 2019:25). Avloppsreningsverk utgör dock endast en mindre spridningsväg för PFOS till miljön (Baresel et al. 2022). Sannolikt är att det kommer bli aktuellt med flera parallella reningsmål. Styrande för upprätthållande av reningsmålen kommer då den eller de mikroföroreningar bli för vilka genombrott erhålls snabbast. Scenarioanalysen bör därför utföras på nytt för de reningsmål som faktiskt blir aktuella.

I denna studie har ingen hänsyn tagits till mikroföroreningarnas reduktion över hela avloppsreningsverket. En negativ reduktion av mikroföroreningar kan ske över de befintliga reningsprocesserna (Magnér et al. 2017), vilket skulle leda till att reduktionskravet över det avancerade reningssteget skulle behöva ökas. Detta skulle leda till ett minskat antal bäddvolymeter som kan behandlas innan adsorbenten behöver bytas ut, vilket påverkar utfallet av scenarioanalysen.

6.3 Korrelation mellan DOC, UVA och mikroföroreningar

Samtliga undersökta korrelationer har uppvisat låga R^2 mellan 0,00 och 0,41. Lägst R^2 (0,00) fås för korrelationen mellan skillnaden i ingående och utgående koncentration av UVA och PFOS för driftlinje L1 (Cyclecarb 401 följt av Purolite 694E). I motsats till reduktionen av UVA över driftlinjen (se figur 24) kan ingen tydlig avtagande kapacitet ses avseende avskiljning av PFOS (se figur 10). Ingen korrelation mellan DOC eller UVA och PFOS kunde heller ses i tidigare examensarbete av Olofsson (2021). Vidare fann även Franke et al. (2021) att reduktionen av DOC och absorbansen UVA visade en snabbare försämring över tid än PFAS vid användandet av GAK för behandling av koncentratet från nanofiltrering av grundvatten.

I regressionsanalysen erhöles högst R^2 för korrelationen mellan skillnaden i ingående och utgående koncentration av DOC och diklofenak samt DOC och oxazepam för K1 (Cyclecarb 401). Reduktionen av både DOC och diklofenak har varierat för K1 under kolonnförsöken (se figur 11 samt 24). Dessa variationer kan dock inte sägas ske simultant för samtliga provpunkter. Till skillnad från DOC har oxazepam uppvisat en mer stabil försämring i reduktionsgrad över tid för K1 (se figur 12 samt 24). Olofsson (2022) kunde se en viss korrelation mellan reduktionen UVA och oxazepam för Cyclecarb 401 samt mellan DOC och oxazepam respektive UVA och oxazepam för Cyclecarb 401 följt av Purolite 694E. Samtliga av dessa korrelationer uppvisade R^2 över 0,8 samt ett p-värde under 0,05. Olofsson (2021) baserade beräkningarna på data från tidigare examensarbete av Kalecinska (2021), för ett begränsat antal provpunkter och där kontakttiden för adsorbenterna var orealistiskt låg (se avsnitt 3.1.2). Osäkerheter i bedömningen av korrelation i denna studie ligger i stället i de provpunkter som inkluderats i beräkningen, där osäkerheter i analysresultat och beräkning av reduktion medför osäkerheter i regressionsanalysen.

7 Slutsatser

Om den avancerade reningen avses avskilja diklofenak eller PFOS visar resultat från kolonnförsöken att en högre reningseffektivitet kan uppnås om reningen med GAK kompletteras med AIX. I kolonnförsöken har driftlinje L3 med Cyclecarb 401 (regenererat GAK) följt av två fluidiserade bäddar med Purolite 694E (AIX) uppvisat den högsta reningseffektiviteten av diklofenak över tid. För avskiljning av PFOS har GAK uppvisat en låg reningseffektivitet medan samtliga kombinationer av GAK följt av AIX uppvisat fortsatt hög reduktion (90 procent reduktion eller mer) vid den senaste provtagningen. Ingen slutsats kan därför dras om vilken driftlinje med GAK och AIX i kombination som resulterar i högst reningseffektivitet avseende PFOS.

För reduktion av oxazepam, metoprolol och citalopram är det inte motiverat utifrån reningseffektivitet att komplettera GAK med AIX eftersom AIX endast medför en utökad rening av negativt laddade molekyler. Vidare visar kolonnförsöken att en högre reningseffektivitet av dessa läkemedel kan uppnås med Cyclecarb 401 än med Filtrasorb 400 (jungfruligt GAK). De tidiga resultaten från pilotförsöken indikerar att en viss förbättring av reningseffektiviteten avseende oxazepam och metoprolol kan uppnås vid drift av två GAK-filer i serie, detta behöver dock utvärderas vidare i de pågående pilotförsöken. Fortsatt utvärdering av reningseffektiviteten i kolonnförsök avseende PFOS samt i pilotförsök avseende samtliga mikroföroreningar rekommenderas, vilket Uppsala Vatten och Avfall har som avsikt.

Högst driftkostnad vid samma dos av adsorbenterna fås för Purolite 694E, medan den högsta klimatpåverkan fås för Filtrasorb 400. Cyclecarb 401 resulterar i den lägsta driftkostnaden och klimatpåverkan vid samma dosbehov. Resultat från scenarioanalysen visar att tvåstegsdrift med GAK resulterar i lägst driftkostnad för samtliga undersökta reningsmål (80 procent genomsnittlig reduktion över tid av diklofenak, oxazepam, PFOS eller en kombination av dessa). En lika låg driftkostnad fås för kombinationen GAK följt av AIX då reningsmålet inkluderar reduktion av både diklofenak och PFOS. Lägst klimatpåverkan fås vid tvåstegsdrift med GAK för samtliga reningsmål, med undantag av de reningsmål som avser reduktion av enbart PFOS eller PFOS och diklofenak. För dessa reningsmål erhöles lägst klimatpåverkan med kombinationen GAK följt av AIX. Singeldrift av GAK har inte visats fördelaktig avseende driftkostnad och klimatpåverkan framför tvåstegsdrift med GAK för något av de inkluderade reningsmålen. Bytesintervallet för tvåstegsdrift med GAK bör dock uppdateras med resultat från de pågående pilotförsöken.

Det finns en osäkerhet i de bytesintervall som antagits för AIX avseende reduktion av PFOS och diklofenak. Detta är en följd av att reduktionen i kolonnförsöken inte understigit reningsmålen. Scenarioanalysen rekommenderas därför uppdateras när genombrott av dessa mikroföroreningar observerats. Sannolikt är att flera parallella reningsmål kommer bli aktuella vid en framtida implementering av ett avancerat reningssteg i fullskala vid Kungsängsverket, där den mikroförorening som uppvisar lägst reduktion och snabbast når genombrott kommer bli styrande för att upprätthålla önskad rening. Vilka mikroföroreningar som inkluderas i dessa reningsmål samt den exakta dimensioneringen av ett avancerat reningssteg vid Kungsängsverket är idag osäkert. Scenarioanalysen bör därför uppdateras även med hänsyn till detta.

Den regressionsanalys som utförts visar på en låg till obefintlig korrelation mellan reduktionen eller absorbansen av DOC, UVA och diklofenak, oxazepam eller PFOS för Cyclecarb 401,

Purolite 694E samt för kombinationen av dessa adsorbenter i seriedrift. Detta talar för att mätningar av DOC eller UVA inte är lämpade som uppföljningsmetoder för reningseffektiviteten av ett avancerat reningssteg vid Kungsängsverket.

8 Referenser

- 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 – Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar*. (B 2288). IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K. & Olshammar, M. (2017b). *Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten*. (C 235). IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Baresel, C., Hedman, F., Bornold, N., Harding, M., Wahlund, A., Nygren, H. & Sedman, H. (2021). *Innovativ rening av läkemedelsrester vid återvinning av avloppsvatten vid Visby reningsverk*. Region Gotland, IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport N 2021/196.
- Baresel, C., Karlsson, L., Malovanyy, A., Thorsén, G., Goicoechea Feldtmann, M., Holmquist, H., Dalahmeh, S., Ahrens, L. & Wikens Pütz, K. (2022). *PFAS- hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen? Kunskapssammanställning och vägledning för VA-aktörer kring PFAS*. (SVU-rapport 2022-7). Stockholm: Svenskt Vatten.
- Boyer, T. H., Anderson, E., Fang, Y., Schaefer, C. E., Higgins, C. P. & Strathmann, T. J. (2021). Life Cycle environmental impacts of regeneration options for anion exchange resin remediation of PFAS impacted water. *Water Research* (207).
- Calgon Carbon (2020). *Reactivation of Activated Carbon for Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) Removal*. <https://www.calgoncarbon.com/app/uploads/PFAS-Reactivation-Memo-06022020.pdf> [2023-04-19]
- Chen, Y., Karlsson, L., Holm, G., Robertson, S., Selmer, A., Öhrström, E. & Önnby, L. (2021). *Rening av mikroföroreningar vid Kungsängsverket i Uppsala*. Uppsala: Sweco Environment AB.
- Chow, S.J., Croll, A.C., Ojeda, N., Klamerus, J., Capelle, R., Oppenheimer, J., Jacangelo, J.G., Schwab, K.J. & Prasse, C. (2022). Comparative investigation of PFAS adsorption onto activated carbon and anion exchange resins during long-term operation of a pilot treatment plant. *Water Research* (226), 119198.
- Cimbritz, M., Tumlin, S., Hagman, M., Dimitrova, I., Hey, G., Mases, M., Åstrand, N. & la Cour Jansen, J. (2016). *Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar – En kunskapssammanställning*. *Svenskt Vatten Utveckling*, Rapport Nr. 2016-04.
- Di Leo, G. & Sardanelli, F. (2020). Statistical significance: p value, 0.05 threshold, and applications to radiomics – reasons for a conservative approach. *European Radiology Experimental* (4).
- Du, Z., Deng, S., Chen, Y., Wang, B., Huang, J., Wang, Y. & Yu, G. (2015) Removal of perfluorinated carboxylates from washing wastewater using activated carbons and resins. *Journal of Hazardous Materials* (286), 136-143.
- Eschauzier, C., Beerendonk, E., Scholte-Venedaal, P. & De Voogt, P. (2012). Impact of Treatment Processes on the Removal of Perfluoroalkyl Acids from the Drinking Water Production Chain. *Environmental Science & Technology* (46), 1708-1715.
- Europeiska kommissionen 2022/0345. *Proposal for a directive of the European parliament and of the council concerning urban wastewater treatment (recast)*.

- Europeiska kommissionen (2022a). *Annexes to the proposal for a directive of the European parliament and the council concerning urban wastewater treatment (recast)*.
- Europeiska kommissionen (2022b). *BILAGOR till Förslaget till Europaparlamentets och rådets direktiv om ändring av direktiv 2000/60/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område, direktiv 2006/118/EG om skydd för grundvatten mot föroreningar och försämring och direktiv 2008/105/EG om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område*.
- Franke, V., McCleaf, P., Lindegren, K. & Ahrens, L. Efficient removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water treatment: nanofiltration combined with active carbon or anion exchange. (2019). *Environmental Science: Water Research & Technology* (11), 1799-2060.
- Grimison, C., Knight, E.R., Minh Hong Nguyen, T., Nagle, N., Kabiri, S., Bräunig, J., Navarro, D.A., Kookana, R.S., Higgins, C.P., McLaughlin, M.J. & Mueller, J.F. (2023). The efficacy of soil washing for the remediation of per- and poly-fluoroalkyl substances (PFASs) in the field. *Journal of Hazardous Materials* (445), 130441.
- Halling-Sørensen, B., Nors Nielsen, S., Lanzky, P.F., Ingerslev, F., Holten Lützhöft, H.C. & Jørgensen, S.E. (1998). Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment – A review. *Chemosphere*. 36 (2), 357-393.
- Hoyer, K., Höglind, L., Sjölin, A., Cimbritz, M., Falås, P., Juárez Cámara, R., Svahn, O., Kragh Andersen, J. & Berg Olesen, C. (2022). *Kvartär rening vid Sjölunda ARV – Ozonering vid höga bromidhalter och regenerering av aktivt kol*.
- HVMFS 2019:25. *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten*. Havs- och Vatten myndigheten.
- 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* (155), 106-114.
- 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* (261), 127549.
- Jönsson, H. (2020). *Läkemedel, PFAS och mikroplaster i avlopp – kunskapssammanställningar om provtagning, förekomst, effekter och uppströmsåtgärder*. (Energi och teknik, 106). Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet.
- Kalecinska, M. (2021). *Utvärdering av effektivitet för aktivt kol och anjonbytare vid reduktion av per- och polyfluorerade alkylsubstanter (PFAS) samt läkemedelssubstanter i avloppsvatten*. (UPTEC W 21037) Uppsala: Uppsala universitet, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Kemikalieinspektionen (2023a). *PFAS*. <https://www.kemi.se/kemiska-amnen-och-material/pfasektionen> [2023-02-07]
- Kemikalieinspektionen (2023b). *Nytt EU-förbud kan stoppa all tillverkning och försäljning av PFAS*. <https://www.kemi.se/arkiv/nyhetsarkiv/nyheter/2023-02-07-nytt-eu-forbud-kan-stoppa-all-tillverkning-och-forsaljning-av-pfas> [2023-05-25]

- Larsson, J. & Löf, L. (2015). *Läkemedel i miljön*. Läkemedelsverket.
https://lakemedelsboken.se/kapitel/lakemedelsanvandning/lakemedel_i_miljon.html
[2023-02-06]
- Lif (2022). *Läkemedel och miljö*. <https://www.lif.se/sa-funkar-det/lakemedel-och-miljo/>
[2023-02-06].
- Li, G., Dunlap, J., Wang, Y., Huang, Q. & Li, K. (2022). Environmental Life Cycle Assessment (LCA) of Treating PFASs with Ion Exchange and Electrochemical Oxidation Technology. *ACS ES&T Water* 2 (9), 1555-1564.
- Lorenzo-Toja, Y., Alfonsin, C., Amores, M.J., Aldea, X., Marin, D., Moreira, M.T. & Feijoo, G. (2016). Beyond the conventional life cycle inventory in wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment* (553), 71-82.
- Magner, J., Fång, J., Sandberg, J. & Örtlund, L. (2017). *Utveckling av analysmetoder inklusive detektionsgränser. Delrapport inom SystemLäk – Systemförslag för rening av läkemedelsrester och andra prioriterade svårnedbrytbara ämnen*. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B 2286.
- Malovanyy, A., Hedman, F., Goicoechea, F., Harding, M. & Yang, J. (2021). *Rening av PFAS-förorenat vatten från avfallsanläggningar*. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport nr. B 2412.
- McCleaf, P., Englund, S., Östlund, A., Lindergren, 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* (120), 77-87.
- Miljödepartementet (2022). *Ett reviderat avloppsdirektiv*. (2022/23:FPM21). Regeringskansliet.
- Murray, C.C., Marshall, R.E., Liu, C.J., Vatankhah, H. & Bellona, C.L. (2021). PFAS treatment with granular activated carbon and ion exchange resin: Comparing chain length, empty bed contact time, and cost. *Journal of Water Process Engineering* (44), 102342.
- Nationalencyklopedin (u.å.a). *Läkemedel*.
<https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/l%C3%A4kemedel> [2023-02-07]
- Nationalencyklopedin (u.å.b). *Aktivt slam*.
<http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/aktivt-slam> [2023-01-20]
- Naturvårdsverket (u.å.a). *Högfluorerade ämnen i miljön*.
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljoforoeningar/organiska-miljogifter/hogfluorerade-amnen-i-miljon-pfas/> [2023-02-14]
- Naturvårdsverket (u.å.b). *Läkemedel i miljön*.
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljoforoeningar/organiska-miljogifter/lakemedel-i-miljon/> [2023-03-09]
- Naturvårdsverket (u.å.c). *Vägledning - Beräkna klimatpåverkan*.
<https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/luft-och-klimat/berakna-klimatpaverkan/#E-749988470> [2023-03-06]

- Naturvårdsverket (u.å.d). *Sveriges utsläpp och upptag av växthusgaser*.
<https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/klimat/sveriges-utslapp-och-upptag-av-vaxthusgaser/> [2023-05-03]
- OECD (2019). *Pharmaceutical Residues in Freshwater: Hazards and Policy Responses*.
OECD Studies on Water. Paris: OECD Publishing.
- Olofsson, L. (2022). *Utvärdering av reningseffektivitet och driftstabilitet vid kombination av aktivt kol och anjonbytare för avskiljning av läkemedelsrester och PFAS i avloppsvatten*. (UPTEC W 22017) Uppsala: Uppsala universitet, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Radjenovic, J., Petrovic, M. & Barceló, D. (2006). Analysis of pharmaceuticals in wastewater and removal using a membrane bioreactor. *Analytic and Bioanalytical Chemistry*. 378(4), 1365-1377.
- Rousseau, D.P.L., Louage, F., Wang, Q. & Zhang, R. (2022). *Constructed Wetlands for Urban Wastewater Treatment: An Overview*. Encyklopedia of Inland Waters (Second Edition), 272-284.
- Rådets direktiv (91/271/EEG) av den 21 maj 1991 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse (L 135/40, 21.5.91, 1-13).
- Schaefer, C.E., Nguyen, D., Culina, V.M., Guelfo, J. & Kumar, N. (2020). Application of Rapid Small-Scale Column Tests for Treatment of Perfluoroalkyl Acids Using Anion-Exchange Resins and Granular Activated Carbon in Groundwater with Elevated Organic Carbon. *Industrial & Engineering Chemistry Research* (59), 16832-16837.
- SFS 1998:80. *Miljöbalk*. Klimat- och näringslivsdepartementet.
- SGU (2021). *PFAS i grundvatten*. <https://www.sgu.se/om-sgu/verksamhet/miljoovervakning/pfas-i-grundvatten/> [2023-03-23]
- Socialstyrelsen. (2022). *Statistik om läkemedel 2021*. Art.nr: 2022-4-7842.
- Sundin, A.M., Linderholm, L., Hedlund, B., Bly Joyce, K. & Klingspor, K. (2017). *Avancerad rening av avloppsvatten för avskiljning av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen*. (Rapport 6766). Stockholm: Naturvårdsverket.
- Svenskt Vatten (2019). *Läkemedelsrening*. <https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/reningsverk-och-reningsprocesser/lakemedelsrening/> [2023-02-06]
- Svenskt Vatten (2020a). *Läkemedel i miljön*.
<https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/kretslopp-och-uppstomsarbete/lakemedel-i-kretsloppet/> [2023-02-06]
- Svenskt Vatten (2020b). *ReningsVÄRK – Läkemedelsrester i vår gemensamma vattenmiljö*. Svenskt Vatten AB, M149.
- Svenskt Vatten (2022). *Avloppsdirektivet*. <https://www.svensktvatten.se/politik-paverkan/europeiskt-paverkansarbete/avloppsdirektivet/> [2023-03-09]
- Uppsala Vatten (2022). *Vad gör Kungsängsverket?* <https://www.uppsalavatten.se/om-oss/nyheter/arkiv/2022-04-01-vad-gor-kungsangsverket> [2023-01-20]
- Uppsala Vatten (2021). *Miljörapport 2021 Kungsängsverket*. Uppsala: Uppsala Vatten och Avfall AB.

- Wang, Z., MacLeod, M., Cousins, I.T., Scheringer, M. & Hungerbühler, K. (2011). Using COSMOtherm to predict physicochemical properties of poly- and perfluorinated alkyl substances (PFASs). *Environmental Chemistry* 8(4), 389-398.
- Woodard, S., Berry, J. & Newman, B. (2017). Ion exchange resin for PFAS removal and pilot test comparison to GAC. *Remediation* (27), 19-27.
- Zeng, C., Atkinson, A., Sharma, N., Ashani, H., Hjelmstad, A., Venkatesh, K & Westerhoff, P. (2020). Removing per- and polyfluoroalkyl substances from groundwaters using activated carbon and ion exchange resin packed columns. *AWWA Water Science* (2).
- Åberg, J., Björlenius, B., Örn, S. & Carlsson, G. (2022). *Förstudie läkemedelsrening vid Lindholmens avloppsreningsverk i Norrtälje*. Slutrapport Norrtälje Vatten och Avfall AB, VA-avdelningen.

9 Bilagor

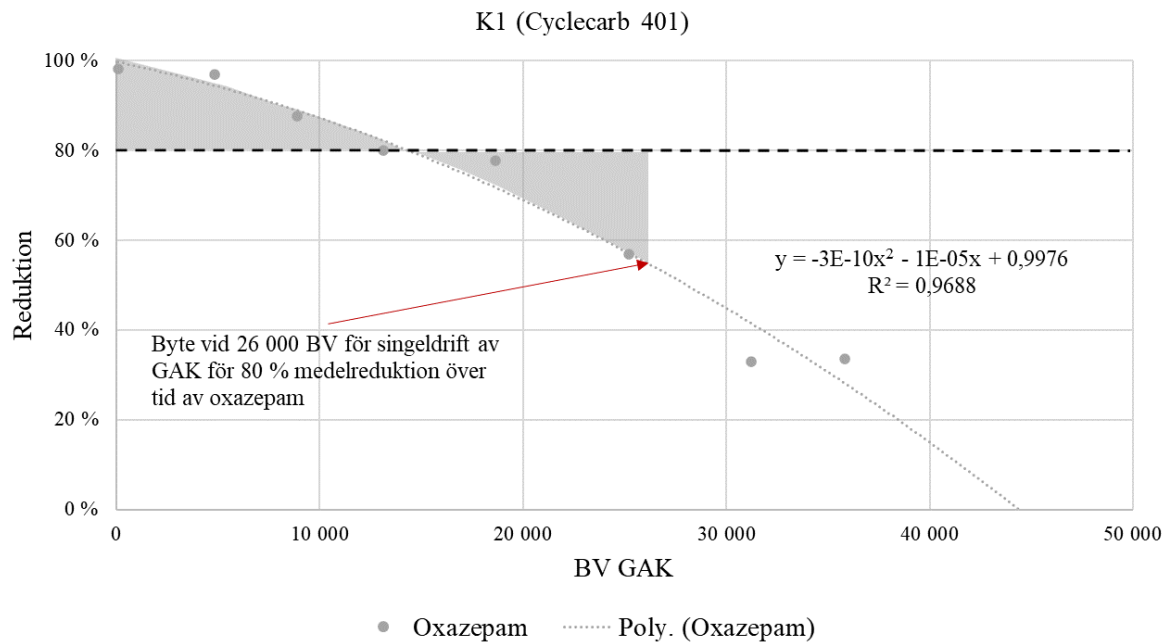
Bilaga 1. PFAS som analyserats i kolonnförsöken.

Analyserade PFAS	Kemisk formel
PFBA	$C_4HF_7O_2$
PFPeA	$C_5HF_9O_2$
PFHxA	$C_6HF_{11}O_2$
PFHpA	$C_7HF_{13}O_2$
PFOA	$C_8HF_{15}O_2$
PFNA	$C_9HF_{17}O_2$
PFDA	$C_{10}HF_{19}O_2$
PFBS	$C_4HF_9O_3S$
PFHxS	$C_6HF_{13}O_3S$
PFOS	$C_8HF_{17}O_3S$
6:2 FTSA	$C_8H_5F_{13}O_3S$
PFUnDA	$C_{11}HF_{21}O_2$
PFDoDA	$C_{12}HF_{23}O_2$
PFTTrDA	$C_{13}HF_{25}O_2$
PFTeDA	$C_{14}HF_{27}O_2$
PFPeS	$C_5HF_{11}O_3S$
PFHpS	$C_7HF_{15}O_3S$
PFNS	$C_9HF_{19}O_3S$
PFDS	$C_{10}HF_{21}O_3S$
PFDoDS	$C_{12}HF_{25}O_3S$
4:2 FTSA	$C_6H_5F_9O_3S$
8:2 FTSA	$C_{10}H_8F_{17}NO_3S$
FOSA	$C_8H_2F_{17}NSO_2$
MeFOSA	$C_8F_{17}SO_2N(CH_3)H$
EtFOSA	$C_8F_{17}SO_2N(C_2H_5)H$
MeFOSE	$C_8F_{17}SO_2N(CH_3)CH_2CH_2OH$
EtFOSE	$C_8F_{17}SO_2N(C_2H_5)CH_2CH_2OH$
FOSAA	$C_8H_2F_{17}NO_2S$
MeFOSAA	$C_8F_{17}SO_2N(CH_3)CH_2CO_2H$
EtFOSAA	$C_8F_{17}SO_2N(C_2H_5)CH_2CO_2H$
HPFHpA	$C_7H_2F_{12}O_2-$
PF37DMOA	-

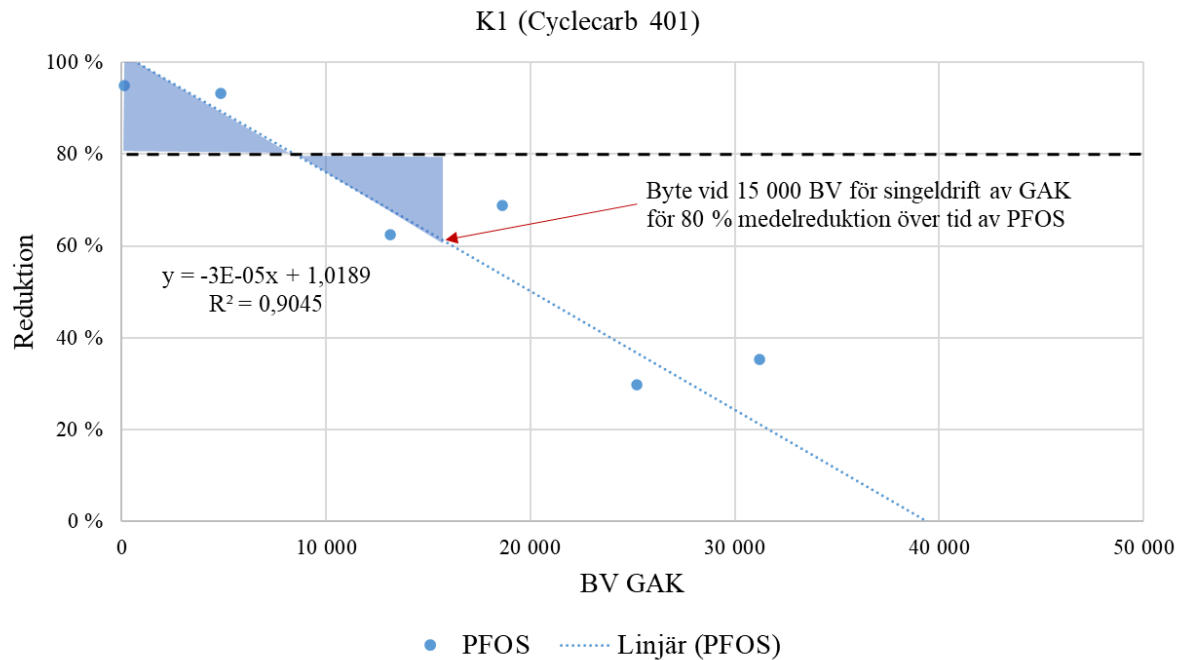
Bilaga 2. Läkemedel som analyserats i kolonnförsöken.

Analyserade läkemedel	Kemisk formel
Atenolol	$C_{14}H_{22}N_2O_3$
Ciprofloxacin	$C_{17}H_{18}FN_3O_3$
Citalopram	$C_{20}H_{21}FN_2O$
Diklofenak	$C_{14}H_{11}C_{12}NO_2$
Erythromycin	$C_{37}H_{67}NO_{13}$
Furosemid	$C_{12}H_{11}ClN_2O_5S$
Karbamazepin	$C_{15}H_{12}N_2O$
Metoprolol	$C_{15}H_{25}NO_3$
Naproxen	$C_{14}H_{14}O_3$
Oxazepam	$C_{15}H_{11}N_2O_2Cl$
Paracetamol	$C_8H_9NO_2$
Propranolol	$C_{16}H_{21}NO_2$
Sertralin	$C_{17}H_{17}Cl_2N$
Sulfametoxazol	$C_{10}H_{11}N_3O_3S$
Tramadol	$C_{16}H_{25}NO_2$
Trimetoprim	$C_{14}H_{18}N_4O_3$
Zolpidem	$C_{19}H_{21}N_3O$
Ibuprofen	$C_{13}H_{18}O_2$
Klaritomyicin	$C_{38}H_{69}NO_{13}$
Metotrexat	$C_{20}H_{22}N_8O_5$
Venlafaxin	$C_{17}H_{27}NO_2$

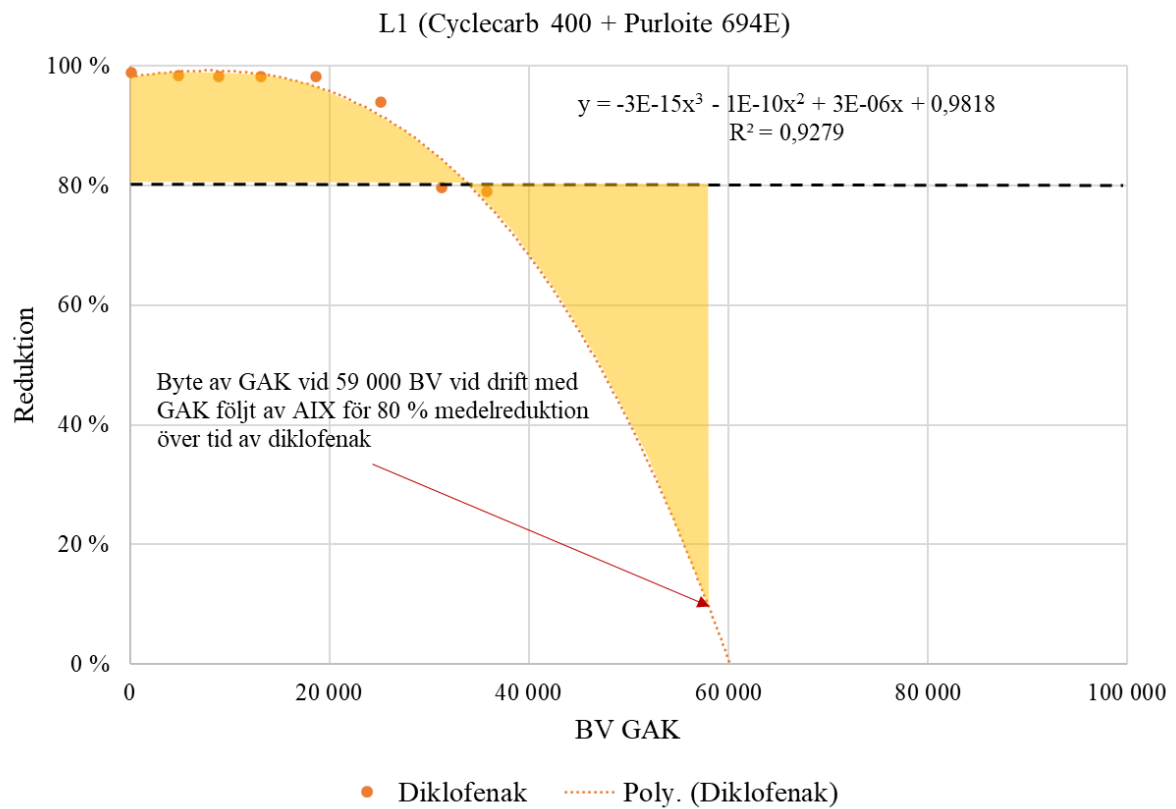
Bilaga 3. Illustration av beräkning för medelreduktion oxazepam över tid på 80 procent för K1 (GAK, Cyclecarb 401) i kolonnförsöken. Grå cirkelar markerar den faktiska reduktionen genom kolonnen. Trendlinjens ekvation samt determinationskoefficient visas i figuren. Grå fält markerar arean mellan den anpassade trendlinjen och den streckade svarta linjen vid 80 procent reduktion.



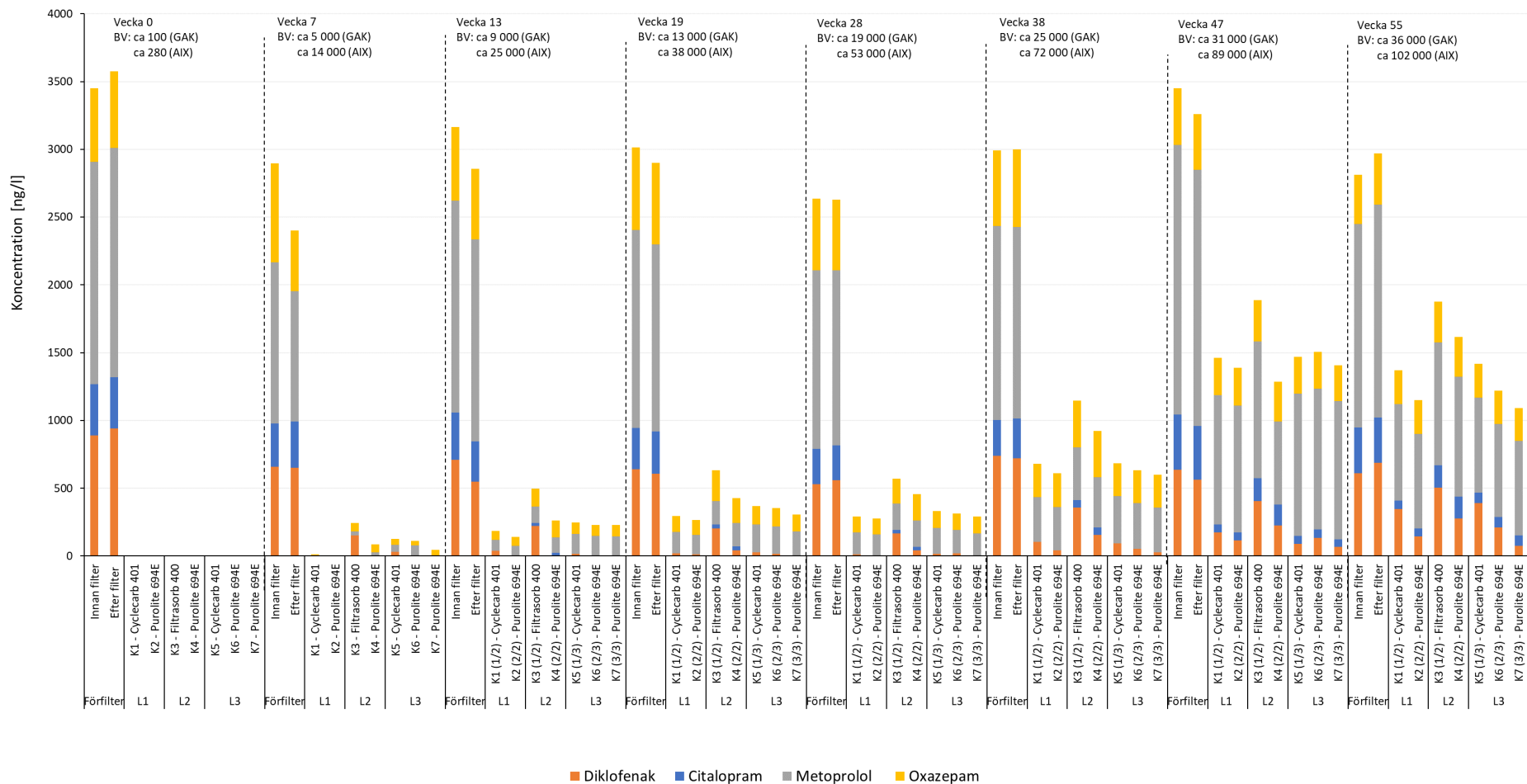
Bilaga 4. Illustration av beräkning för medelreduktion PFOS över tid på 80 procent för K1 (GAK, Cyclecarb 401) i kolonnförsöken. Blå cirklar markerar den faktiska reduktionen genom kolonnen. Trendlinjens ekvation samt determinationskoefficient visas i figuren. Blå fält markerar arean mellan den anpassade trendlinjen och den streckade svarta linjen vid 80 procent reduktion.



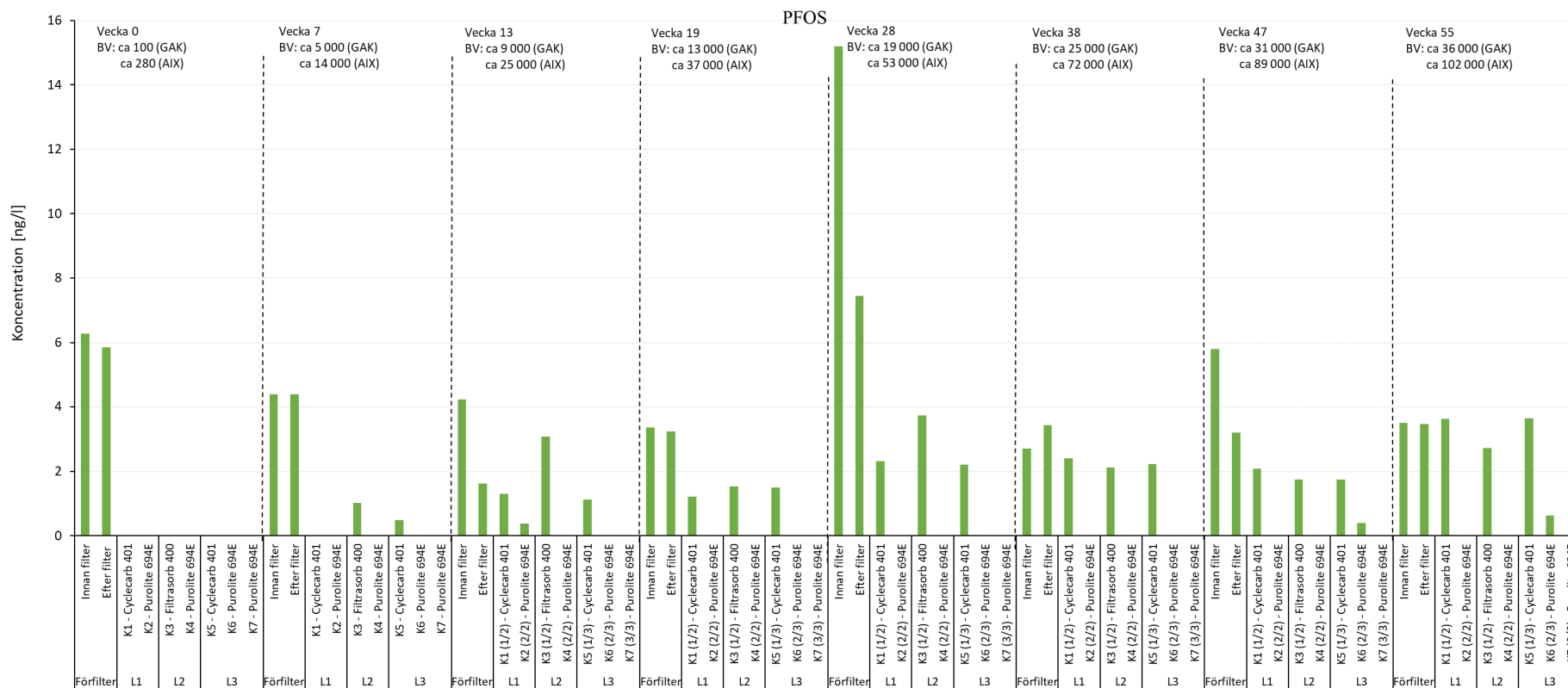
Bilaga 5. Illustration av beräkning för medelreduktion diklofenak över tid på 80 procent för linje L1 (GAK, Cyclecarb 401, följt av AIX, Purolite 694E) i kolonnförsöken. Orange cirklar markerar den faktiska reduktionen genom kolonnen. Trendlinjens ekvation samt determinationskoefficient visas i figuren. Gula fält markerar arean mellan den anpassade trendlinjen och den streckade svarta linjen vid 80 procent reduktion.



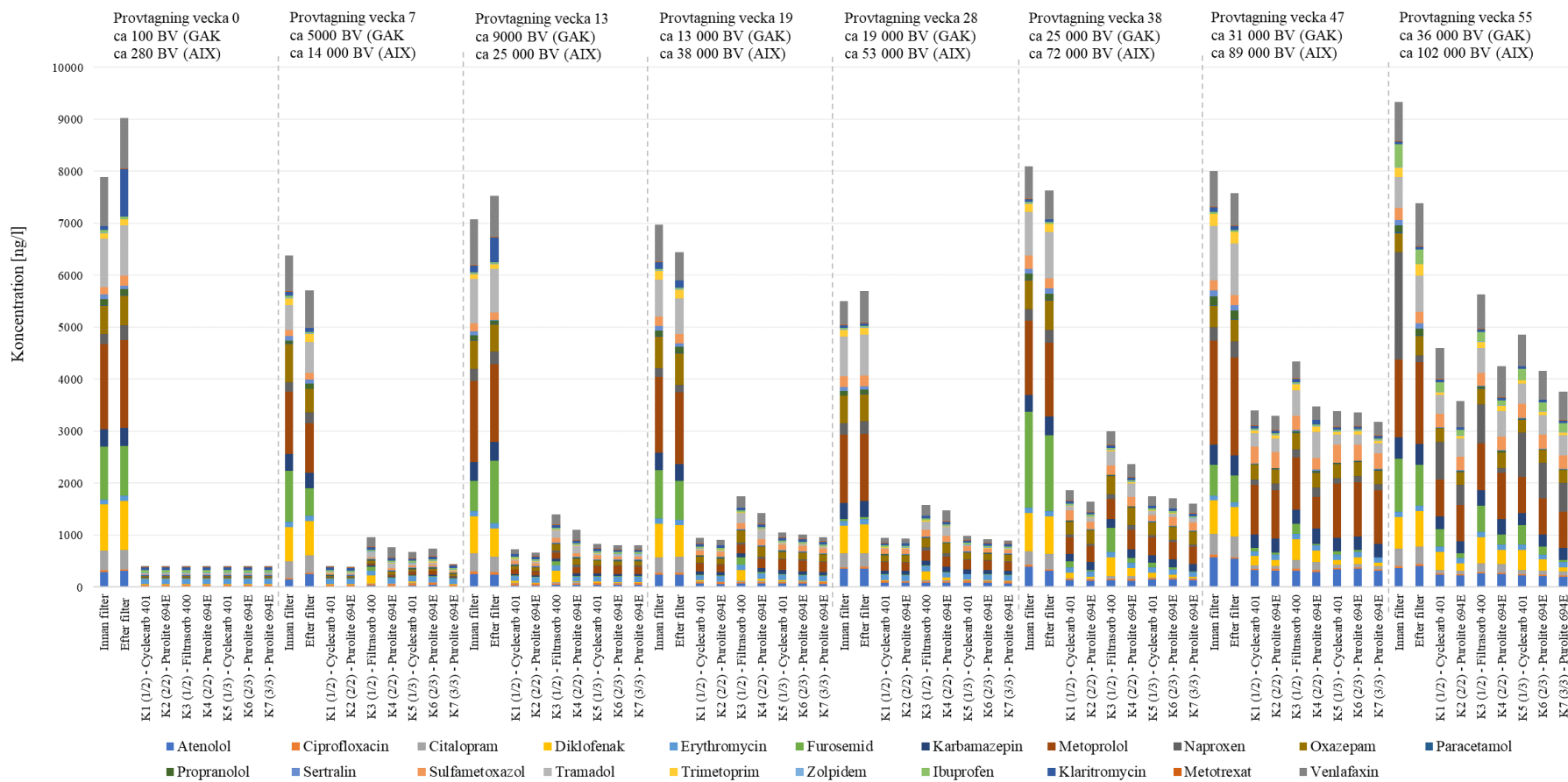
Bilaga 6. Koncentration av oxazepam, metoprolol, citalopram och diklofenak i ng/l vid de 8 provtagningstillfällena i kolonnförsöken. Koncentrationen visas för inkommande vatten till kolonnpiloten (före filter), utgående vatten från förbehandling (efter filter) samt utgående vatten från respektive kolonn. Bäddvolymen (BV) avser K1 (GAK, Cyclecarb 401) samt K2 (AIX, Purolite 694E). Figuren inkluderar inte halter under rapporteringsgränsen.



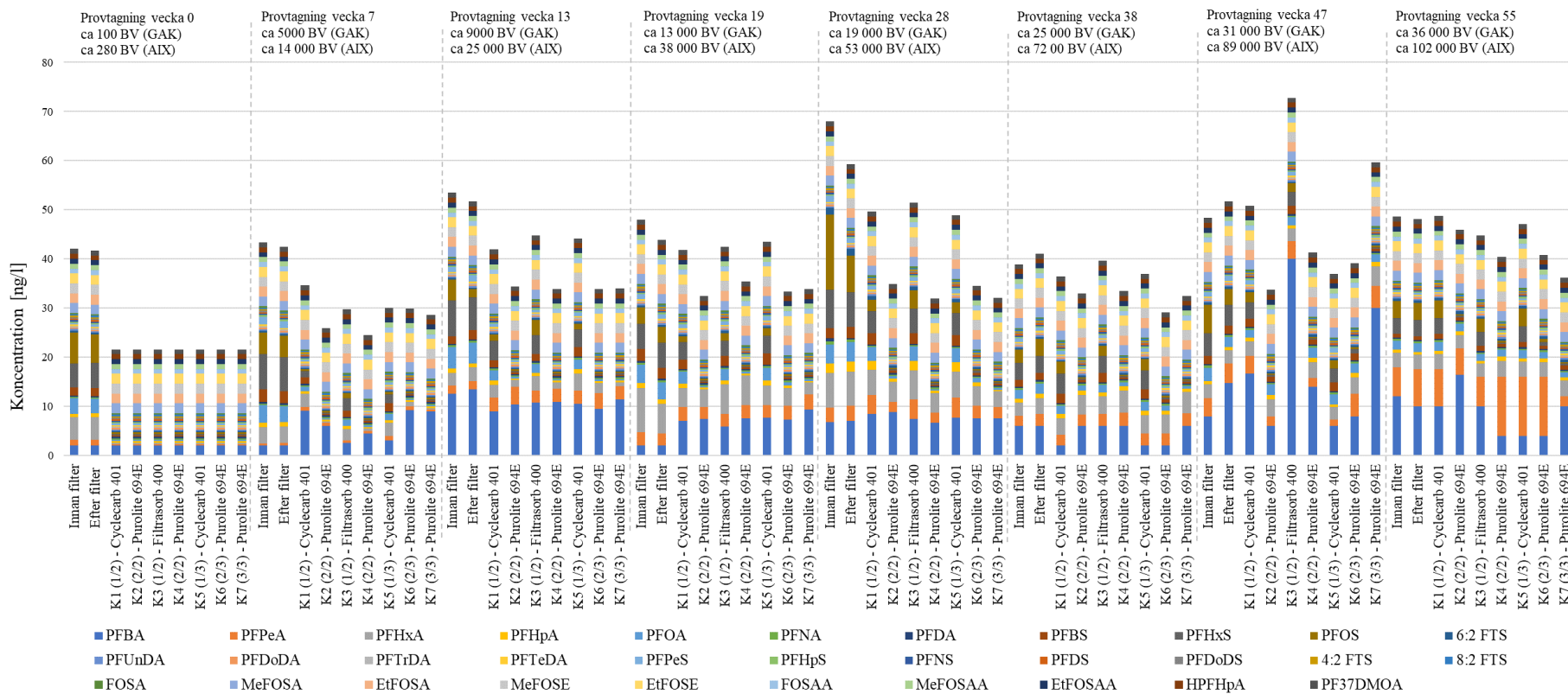
Bilaga 7. Koncentration av PFOS i ng/l vid de 8 provtagningstillfällena i kolonnförsöken. Koncentrationen visas för inkommande vatten till kolonnpiloten (före filter), utgående vatten från förbehandling (efter filter) samt utgående vatten från respektive kolonn. G Baddvolym (BV) avser K1 (GAK, Cyclecarb 401) samt K2 (AIX, Purolite 694E). Figuren inkluderar inte halter under rapporteringsgränsen.



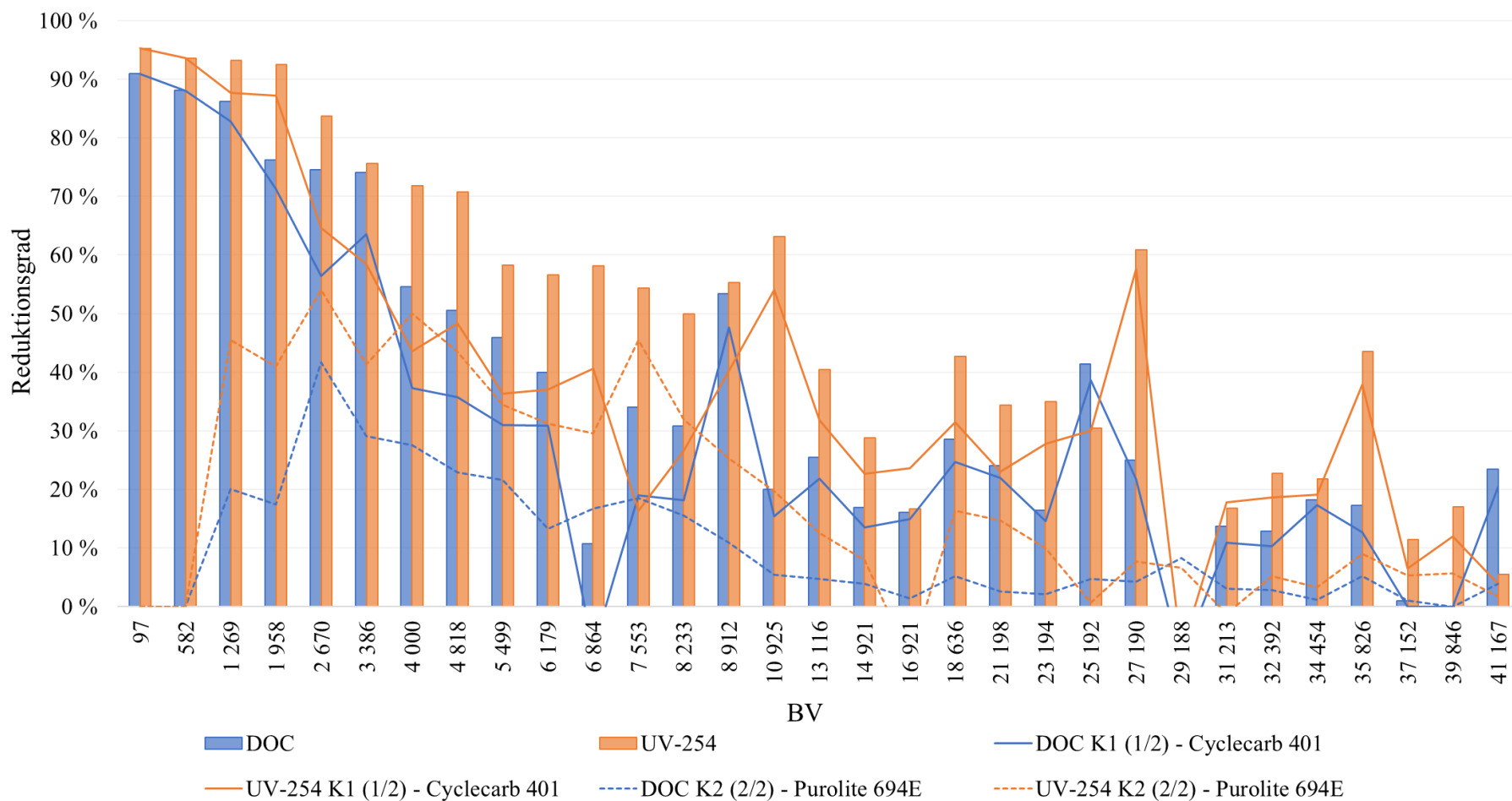
Bilaga 8. Koncentration av samtliga analyserade läkemedel i ng/l vid de 8 provtagningsstillfällena i kolonnförsöken. Koncentrationen visas för inkommande vatten till kolonnpiloten (före filter), utgående vatten från förbehandling (efter filter) samt utgående vatten från respektive kolonn. Bäddvolym (BV) avser K1 (GAK, Cyclecarb 401) samt K2 (AIX, Purolite 694E). Figuren inkluderar halter under rapporteringsgränsen.



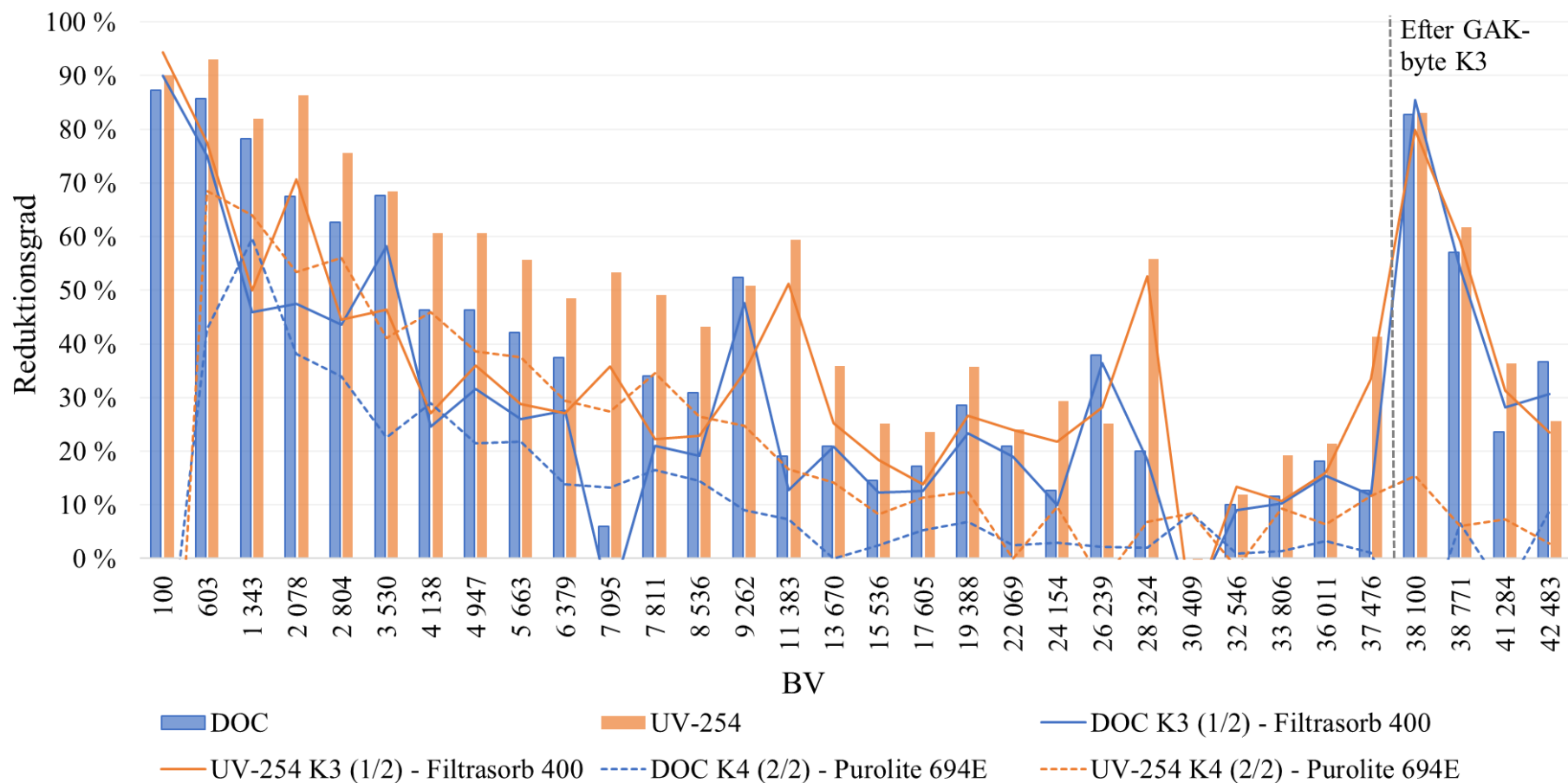
Bilaga 9. Koncentration av samtliga analyserade PFAS i ng/l vid de 8 provtagningstillfällena i kolonnförsöken. Koncentrationen visas för inkommande vatten till kolonnpiloten (före filter), utgående vatten från förbehandling (efter filter) samt utgående vatten från respektive kolonn. Baddvolym (BV) avser K1 (GAK, Cyclecarb 401) samt K2 (AIX, Purolite 694E). Figuren inkluderar halter under rapporteringsgränsen.



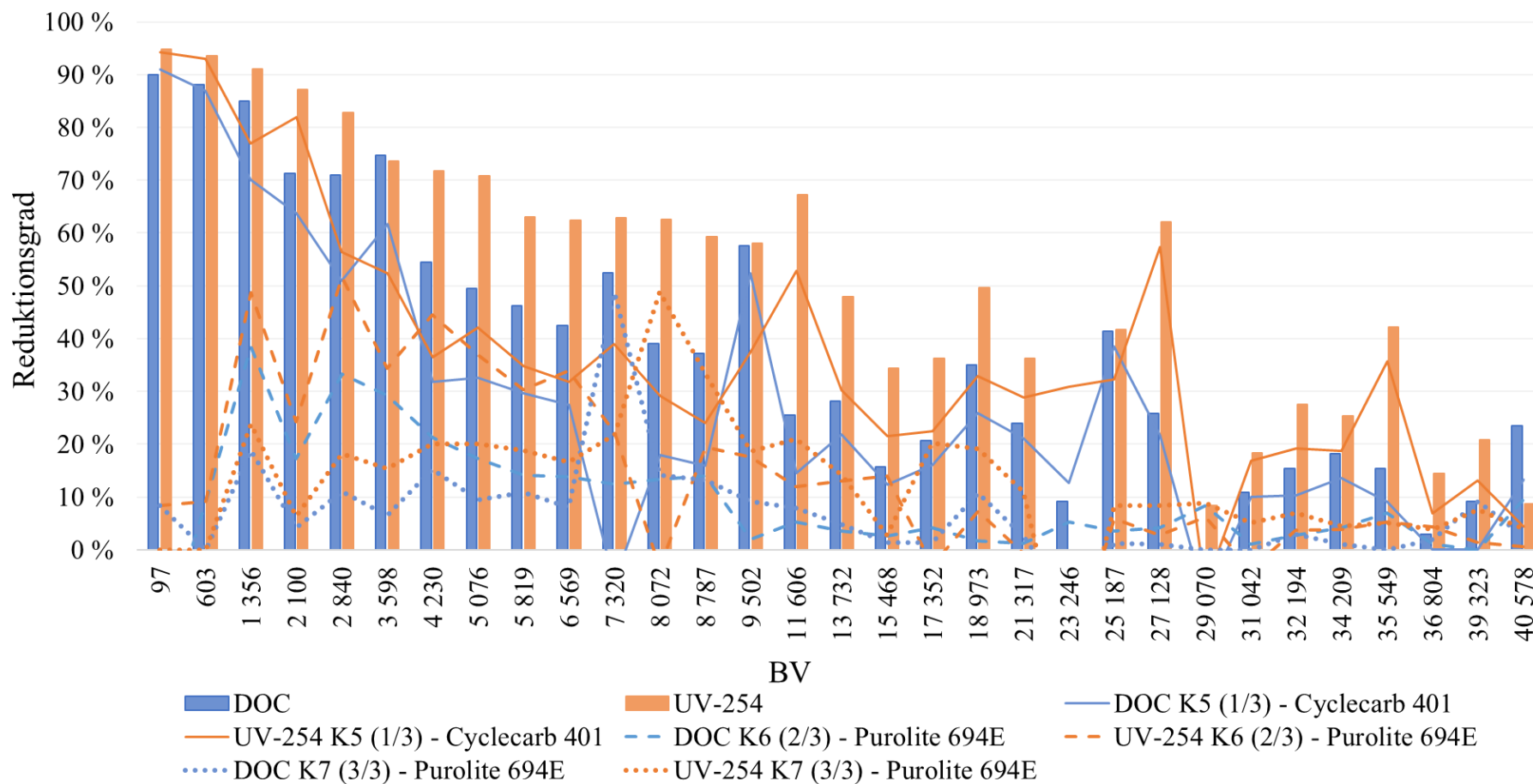
Bilaga 10. Reduktionsgrad av DOC och UVA (UV-254) mot antal behandlade bäddvolymeter (BV) för K1 (GAK, Filtrasorb 400), K2 (AIX, Purolite 694E) samt hela denna driftlinje i kolonnförsöken. Staplar markerar reduktion över driftlinjen medan linjer markerar reduktion över respektive filter. Antal behandlade bäddvolymeter avser GAK (K1).



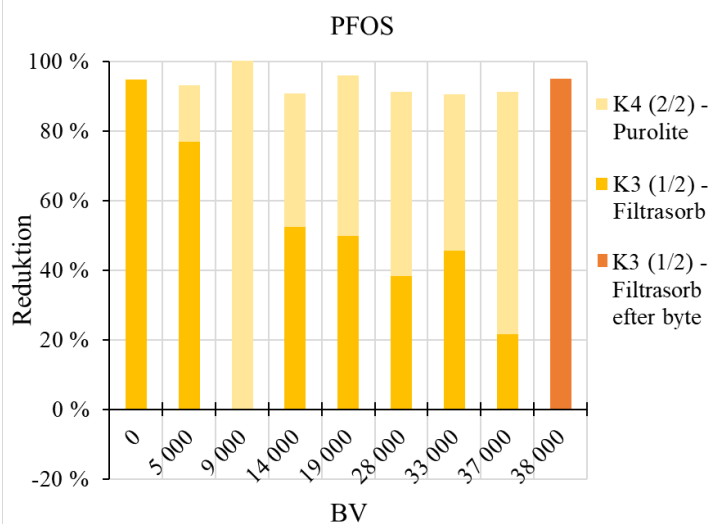
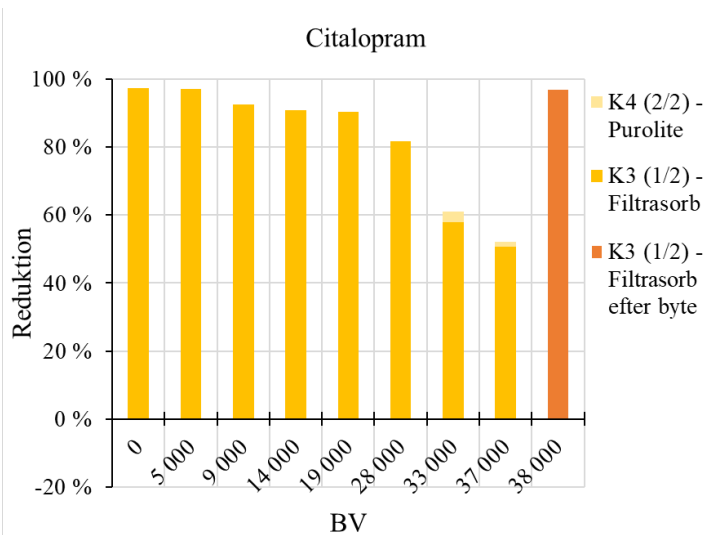
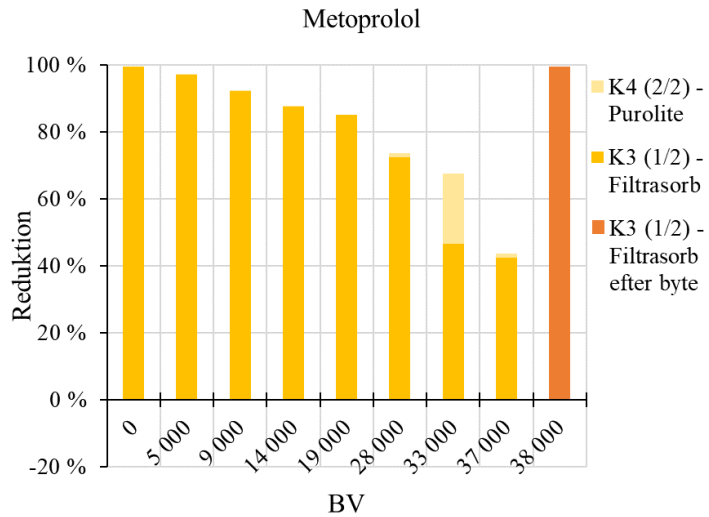
Bilaga 11. Reduktionsgrad av DOC och UVA (UV-254) mot antal behandlade bäddvolymeter (BV) för K3 (GAK, Filtrasorb 400), K4 (AIX, Purolite 694E) samt hela denna driftlinje i kolonnförsöken. Staplar markerar reduktion över driftlinjen medan linjer markerar reduktion över respektive filter. Antal behandlade bäddvolymeter avser GAK (K3). Byte av det aktiva kolet i K3 vid cirka 39 000 bäddvolymeter har markerats i figuren.



Bilaga 12. Reduktionsgrad av DOC och UVA (UV-254) mot antal behandlade bäddvolymeter (BV) för K5 (GAK, Filtrasorb 400), K6 (AIX, Purolite 694E), K7 (AIX, Purolite 694E) samt hela denna driftlinje i kolonnförsöken. Staplar markerar reduktion över driftlinjen medan linjer markerar reduktion över respektive filter. Antal behandlade bäddvolymeter avser GAK (K5).



Bilaga 14. Reduktionen av metoprolol, citalopram och PFOS mot antal behandlade bäddvolymeter (BV) över driftlinje L2 (K3, Filtrasorb 400 följt av K4, Purolite 694E) i kolonnförsöken. Varje stapel motsvarar reduktionen över linjen. Antalet behandlade bäddvolymeter avser K3.



Bilaga 14. Uppmätta halter diklofenak, oxazepam, metoprolol, citalopram och PFOS i ng/l vid de tre utförda provtagningarna i pilotförsöken. I tabellen visas även antalet behandlade bäddpolymer (BV) för respektive adsorbent vid provtagningstillfällena.

Provtagning	Behandlade BV	Prov-märkning	Diklofenak [ng/l]	Oxazepam [ng/l]	Metoprolol [ng/l]	Citalopram [ng/l]	PFOS [ng/l]
1		In pilot	613	612	1610	335	5,25
	471	GAK1	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<0,3
	488	GAK2	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<0,3
	205	GAK3	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<0,3
	773	AIX-a	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<0,3
	688	AIX-b 1/3	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<0,3
	688	AIX-b 2/3	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<0,3
	688	AIX-b 3/3	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<0,3
	959	AIX-c	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<0,3
2		In pilot	770	469	1690	335	2,64
	5 386	GAK1	10	74	113	10	1,2
	5 585	GAK2	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<0,3
	2 696	GAK3	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<0,3
	8 108	AIX-a	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<0,3
	5 938	AIX-b 1/3	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<0,3
	5 938	AIX-b 2/3	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<0,3
	5 938	AIX-b 3/3	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<0,3
	15 825	AIX-c	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<0,3
3		In pilot	540	316	1480	316	209
	9 970	GAK1	100	103	370	30	2,66
	10 340	GAK2	10	10	11	10	0,6
	5 209	GAK3	11	21	51	10	0,78
	13 886	AIX-a	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<0,3
	22 781	AIX-b 1/3	10	10	14	10	0,41
	22 781	AIX-b 2/3	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<0,3
	22 781	AIX-b 3/3	<10,0	<10,0	<14,0	<10,0	<0,3
	30 628	AIX-c	<10,0	<20,0	<54,0	<10,0	<0,3