



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 21037

Examensarbete 30 hp
Augusti 2021

Utvärdering av effektivitet för aktivt kol
och anjonbytare vid reduktion av per- och
polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) samt
läkemedelsubstanser i avloppsvatten

Monika Kalecinska



Referat

Avloppsreningsverk (ARV) utgör en viktig del som spridningsväg för utsläpp av organiska mikroföroreningar, som per- och polyfluorerade alkylsubstanter (PFAS) och läkemedelssubstanter, från samhället till den akvatiska miljön. Befintliga reningssteg vid ARV reducerar mikroföroreningar dåligt varav denna studie syftade till att jämföra reduktionseffektiviteten av 5 olika granulära aktiva kol (GAK) och en anjonbytare (AIX) för att välja ut det material som är mest lämpat för vidare undersökningar i pilotskala inför installation ett avancerat reningssteg i Kungsängsverkets ARV i Uppsala. GAK (Filtrisorb 400, Cyclecarb 401, Brennsorb 1240, Aquasorb 5000 och Aquasorb 2000) utvärderades för avskiljning av 13 PFAS-ämnen i ett inledande bägarförsök genom placering i avloppsvatten från Kungsängverket i 8 h. Cyclecarb 401 var mest effektivt vid avskiljning av PFAS där reduktionsgraden för PFAS-11 (85 %) och PFOS (90 %) var 35 % och 40 % högre än för det minst effektiva GAK Brennsorb 1240.

Cyclecarb 401, Brennsorb 1240 och AIX Purolite 694E undersöktes i ett andra bägarförsök enligt en liknande metod, men utvärderades med avseende på avskiljning av 12 PFAS och 18 läkemedelssubstanter över 48 h. Resultatet för PFAS var likvärdigt för GAK, men AIX visades nå samma reduktionsgrad av PFAS som Cyclecarb 401 och detta skedde snabbare. Efter 48 h var reduktionen med GAK högst för läkemedelssubstanter (91-99 %) och med AIX för PFAS (78 %). Samtliga adsorbenter tillfördes även till kolonner, där Purolite 694E även seriekopplades efter Cyclecarb 401, med ett kontinuerligt flöde av avloppsvatten motsvarande 5 min kontakttid (EBCT). Även om duplikatprover togs varje vecka genomfördes inom ramen för detta examensarbete analyser för de prover tagna en timme (12 bäddvolym), 2 veckor (4000 bäddvolym) och 7 veckor (14 000 bäddvolym) efter start för 12 PFAS och 18 läkemedelssubstanter. Purolite 694E reducerade PFAS bäst, 40-50 % bättre än GAK, följt av negativt laddade läkemedelssubstanter och adsorptionen för dessa ämnen var bättre över tid än för GAK. Seriekoppling av AIX efter GAK förbättrade reduktionsgraden över tid för främst PFAS (30 % ökning vid 14 000 bäddvolym). Även för läkemedelssubstanter med negativ laddning som adsorberades väl av AIX. Adsorptionen till AIX gynnades mest av substanser med negativa laddning. Adsorptionen till samtliga adsorbenter gynnades av PFAS med en sulfonatgrupp, en lägre syrakonstant, en högre fördelningskonstant mellan oktanol och vatten samt en längre kolkedja.

En seriekoppling av AIX efter GAK är främst intressant för förbättrad avskiljning av diklofenak och PFOS vid Kungsängverket, men även avskiljning av andra PFAS och negativt laddade läkemedelssubstanter kan förbättras. Andra ämnen adsorberades väl av GAK där Cyclecarb 401 i



UPPSALA
UNIVERSITET

samtliga försök visats mest effektiv. De analyserade provpunkterna för kolonnförsöket var för få varav en kommande noggrannare undersökning över hela försökets genomförande kommer påvisa livslängderna för varje adsorbent vid EBCT 5 min. EBCT var kort varav efterföljande försök bör undersöka avskiljningens effektivitet för Kungsängsverket vid längre EBCT.

Nyckelord: PFAS, läkemedel, avloppsreningsverk, avancerad rening, aktivt kol, anjonbytare

*Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU),
Gerda Nilssons väg 5, SE-756 51 Uppsala, Sweden*

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten
Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala/Visby

Handledare: Anna Maria Sundin Ämnesgranskare: Lutz Ahrens

Examinator: Erik Sahlée



Abstract

Waste water treatment plants (WWTPs) constitute an important role in releasing organic micropollutants, such as per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) and pharmaceuticals, from the society into the aquatic environment. Reduction of them in existing treatment methods in WWTPs is insufficient which is why the aim of this study was to examine the reduction efficiency for 5 granular activated carbons (GAC) and an anion exchange resin (AIX) and choose the adsorbent most suited for further studies in pilot scale before an advanced treatment step is built to Kungsängsverket WWTP in Uppsala. GAC (Filtrisorb 400, Cyclecarb 401, Brennsorb 1240, Aquasorb 5000 and Aquasorb 2000) were evaluated for 13 PFAS compounds in an initial batch experiment using wastewater from Kungsängsverket during 8 h. Cyclecarb 401 had the highest removal efficiency for PFAS where the reduction grade for PFAS-11 (85 %) and PFOS (90 %) was 35 % and 40 % higher than for the least efficient GAC Brennsorb 1240.

Cyclecarb 401, Brennsorb 1240 and the AIX Purolite 694E were evaluated in a second batch experiment through a similar method, analyzed for 12 PFAS and 18 pharmaceuticals over 48 h. The results for PFAS were similar for GAC, but AIX reached the same reduction grade for PFAS as Cyclecarb 401 which also happened faster. After 48 h reduction with GAC was best for pharmaceuticals (91-99 %) and with AIX for PFAS (78 %). Finally, these adsorbents were placed in individual columns, where Cyclecarb 401 was connected to an additional column with Purolite 694E, with a continuous flow of wastewater with an empty bed contact time (EBCT) of 5 min. Even though duplicate samples were taken each week analysis was performed for samples taken an hour (12 bed volumes), 2 weeks (4000 bed volumes) and 7 weeks after start (14 000 bed volumes) for 12 PFAS and 18 pharmaceuticals. Purolite 694E reduced PFAS the best, 40-50 % better than GAC, followed by negatively charged pharmaceuticals and adsorption for these compounds was better over time than with GAC. AIX after GAC increased reduction grade over time primarily for PFAS (30 % improvement after 14 000 bed volumes) but also for pharmaceuticals well adsorbed by AIX. Adsorption to AIX was mainly improved with a negative charge of the compound. Adsorption to adsorbents was favored for PFAS containing a sulfonate group, compounds with a lower acid dissociation constant, a higher octanol-water partition coefficient and a longer carbon chain.

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala/Visby

Handledare: Anna Maria Sundin Ämnesgranskare: Lutz Ahrens

Examinator: Erik Sahlée



UPPSALA
UNIVERSITET

Implementation of AIX after GAC would be of interest for Kungsängsverket mainly due to the improved removal of diclofenac and PFOS, but also if removal of other PFAS and pharmaceuticals will become prioritized. Other compounds were removed by GAC well where Cyclecarb 401 was most effective in all experiments. The analyzed samples for the column experiment were too few which is why a more comprehensive study of all samples over the whole experiment period will be able to determine the life length of each adsorbent for EBCT 5 min. EBCT was short which is why further experiments need to examine the reduction efficiency for Kungsängsverket at a longer EBCT.

Keywords: PFAS, pharmaceuticals, wastewater treatment plant, advanced treatment, activated carbon, anion exchange

Department of Aquatic Sciences and Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Gerda Nilssons väg 5, SE-756 51 Uppsala, Sweden

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten
Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala/Visby

Handledare: Anna Maria Sundin Ämnesgranskare: Lutz Ahrens

Examinator: Erik Sahlée

Förord

Detta examensarbete utgjorde den sista delen av civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet och Sveriges lantbruksuniversitet och omfattade 30 högskolepoäng. Arbetet utfördes för Uppsala Vatten och Avfall AB med Anna Maria Sundin som handledare. Lutz Ahrens på institutionen för vatten och miljö vid SLU Ultuna har varit ämnesgranskare.

Jag skulle vilja rikta ett stort tack till Anna Maria Sundin och Lutz Ahrens för ert stora engagemang i projektet och kunskaper inom området som har guidat mig genom detta arbete. Ett varmt tack till Niklas Svanberg, processingenjör vid Uppsala Vatten och Avfall AB, för all hjälp med utformning samt genomförande av försöken och stöd under processens gång och Johanna Andersson, utredningsingenjör vid Uppsala Vatten och Avfall AB, för hjälp med genomförande av försök och utformning av rapporten. Tack även till Philip McCleaf, vattenresursingenjör vid Uppsala Vatten och Avfall AB, för att ha delat med sig av sin expertis inom området så fort frågor uppstått och Oksana Golovko, forskare vid SLU, för utformning av samt hjälp med genomförandet av analyserna vid SLU.

Slutligen skulle jag även vilja tacka vänner och familj för allt ert stöd under examensarbetets samt hela utbildningens gång.

Monika Kalecinska

Uppsala, augusti 2021

Copyright © Monika Kalecinska och Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).

UPTEC W 21037, ISSN 1401-5765

Publicerad digitalt i DiVA, 2021, vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2021. (<http://www.diva-portal.org/>)



UPPSALA
UNIVERSITET

Utvärdering av effektivitet för aktivt kol och anjonbytare vid
reduktion av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS)
samt läkemedelssubstanser i avloppsvatten

Kalecinska Monika

Populärvetenskaplig sammanfattning

Avloppsreningsverk renar avloppsvatten från samhällets alla delar innan det släpps ut i vattenförekomster i miljön. Denna rening är därför en viktig del i arbetet med att minska miljöproblem som övergödning, en negativ påverkan på vattenlevande organismer och smittspridning. Reningsstegen i avloppsreningsverk har anpassats för att hantera föroreningar med denna verkan på ett effektivt sätt.

Organiska kemiska föroreningar med en potentiellt skadlig biologisk effekt i miljön har den senaste tiden allt oftare börjat uppmärksammas. Dessa benämns mikroföroreningar och inom gruppen återfinns bland annat per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS). Detta är ämnen som endast kan tillverkas av människan och då egenskaperna för molekylerna inkluderar bildning av ytor som är vatten-, fett- och smutsavvisande är användningsområdet brett. PFAS återfinns bland annat i ytbehandling av kläder, i matförpackningar, på stekpannor, i brandsläckningsskum och används vid tillverkning av elektronik. Det är tillverkning av dessa produkter, konsumtion och användning av dem i industriella processer som ger upphov till direkta utsläpp av PFAS till avloppsvatten. Även läkemedelssubstanser hör till gruppen mikroföroreningar, molekyler som är utformade till att motstå nedbrytning i kroppen för att uppnå en så stor effekt som möjligt. Detta medför att större delen intagna läkemedel utsöndras via urin samt fekalier och att stora delar av samhällets konsumtion av läkemedelssubstanser därmed återfinns i avloppsvatten.

PFAS och läkemedelssubstanser renas bara till viss del i konventionella avloppsreningsverk och når därför via dessa ut till vattenförekomster i miljön. Denna studie syftade till att jämföra material till vilka PFAS och läkemedelssubstanser i tidigare studier visats binda, en process som benämns adsorption, för avloppsvattnet från Kungsängsverket i Uppsala. Materialen som analyserades var fem granulära aktiva kol och en anjonbytare. Granulärt aktivt kol är kol som genom olika tillverkningsprocesser utformats för att möjliggöra en hög inbindning av ämnen, bland annat genom att öka andelen porer och på så sätt den tillgängliga ytan för inbindning till materialet. Anjonbytare består av sfäriskt formade partiklar som är positivt laddade. Det är genom dessa laddningar materialet möjliggör inbindning av ämnen till det. Studien var en del

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala/Visby

Handledare: Anna Maria Sundin Ämnesgranskare: Lutz Ahrens

Examinator: Erik Sahlée



UPPSALA
UNIVERSITET

av förstudien inför vidare pilotstudier innan tillbyggnation av ett extra reningssteg till Kungsängsverket.

I det första försöket undersöktes reduktionen av 13 PFAS med de 5 olika aktiva kolen Filtrasorb 400, Cyclecarb 401, Brennsorb 1240, Aquasorb 5000 och Aquasorb 2000 genom tillförsel av dessa till bägare med avloppsvatten från Kungsängsverket. Under 8 timmar togs prover och jämfördes mot ursprungliga koncentrationer i avloppsvattnet. Cyclecarb 401 minskade koncentrationen PFAS mest effektivt där reduktionsgraden för haltsumman av 11 PFAS-ämnen på 85 % och PFAS-ämnet PFOS på 40 % var 35 % och 40 % högre än för det minst effektiva Brennsorb 1240. De aktiva kolen Cyclecarb 401 och Brennsorb 1240 undersöktes tillsammans med anjonbytaren Purolite 694E i ett efterföljande liknande bägarförsök för 12 PFAS och 18 läkemedelssubstanser över 48 timmar. Resultaten mellan de aktiva kolen var liknande det första försöket men försöket visade även att reduktionsgraderna för de aktiva kolen var högst för läkemedelssubstanser, på omkring 91-99 %, och för anjonbytaren för PFAS, på omkring 78 %, efter 48 timmar. Dessa tre adsorbenter placerades även i egna kolonner och anjonbytaren placerades i ytterligare en kolonn efter Cyclecarb 401. Avloppsvatten fick rinna genom kolonnerna där det tog vattnet fem minuter att passera adsorptionsmaterialen. Dubbla prover togs med en veckas mellanrum, men endast prover från tre mätpunkter: en timme, två veckor och sju veckor efter start analyserades inom ramen för detta examensarbete. Prover från dessa försök hanterades och analyserades med avseende på 12 PFAS och 18 läkemedelssubstanser.

Resultatet visade att anjonbytaren avlägsnade PFAS från avloppsvattnet bäst av samtliga adsorbenter, där skillnaden mot aktivt kol var 40-50 % i kolonnförsöket, följt av negativt laddade läkemedelssubstanser. Minskningen av substanser som adsorberade väl till anjonbytaren var bättre över tid än för de aktiva kolen. Anjonbytaren efter aktivt kol förbättrade minskningen av främst PFAS från avloppsvattnet över tid, med omkring 30 % efter 7 veckor, men även för läkemedelssubstanser som adsorberades väl av anjonbytaren. Adsorptionen till denna gynnades mest av substanser med negativa laddning. Adsorptionen till samtliga adsorbenter påverkades av deras specifika egenskaper. Exempelvis var en sulfonatgrupp, en grupp bestående av en svavelatom och tre syreatomer, fördelaktig för inbindning av PFAS till de adsorptiva materialen. Även egenskaper som gjorde att en högre andel av ämnet infann sig i avloppsvattnet i laddad form, en lägre vattenlöslighet för substanserna samt längre kolkedja ökade adsorptionen av dem.

Anjonbytare i serie efter aktivt kol visades främst vara intressant på grund av den förbättrade reduktionen av läkemedelssubstansen diklofenak och PFAS-ämnet PFOS i Kungsängsverkets avloppsvatten. Användning av detta adsorptiva material visades även vara fördelaktigt om

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala/Visby

Handledare: Anna Maria Sundin Ämnesgranskare: Lutz Ahrens

Examinator: Erik Sahlée



UPPSALA
UNIVERSITET

reduktion av andra specifika PFAS och negativt laddade läkemedelssubstanser är av intresse. Ämnen med låg adsorption till anjonbytaren adsorberades väl av aktivt kol där Cyclecarb 401 i samtliga försök visats mest effektiv. De analyserade provpunkterna för kolonnförsöket var för få varav en kommande noggrannare undersökning av proverna från hela försökets genomförande kommer påvisa livslängderna för varje adsorbent vid den undersökta uppehållstiden av avloppsvattnet på fem minuter. Då denna uppehållstid var kort bör efterföljande försök undersöka adsorbenternas reningseffektivitet vid längre uppehållstid för Kungsängsverkets avloppsvatten.

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala/Visby

Handledare: Anna Maria Sundin Ämnesgranskare: Lutz Ahrens

Examinator: Erik Sahlée

Begreppslista

6:2 FTS - Fluortelomer sulfonat

6:2 FTOH - Fluortelomeralkohol

AIX – Anjonbytare

ARV – Avloppsreningsverk

Bäddvolym – antalet behandlade volymer vatten motsvarande bäddvolymen vid en viss tidpunkt

DOC – Löst organiskt kol

EBCT – Kontakttiden

FTSA – Fluortelomerer

GAK – Granulärt aktivt kol

Genombrott – reduktionsgrad som understiger minskade reduktionsgrad för en viss målsubstans

LC – Vätskekromatografi

LC-MSMS – vätskekromatografi-masspektrometri

Log k_{ow} - fördelningskonstanten mellan oktanol och vatten

MQ – milli-Q vatten

PFAA – Perfluorerade alkylsyror

PFAS - Per- och polyfluorerade alkylsubstanser

PFAS-11 – haltsumma för 11 PFAS (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFBS, PFHxS, PFOS och 6:2 FTS)

PFBA – Perfluorbutansyra

PFCA – Perfluorkarboxylsyror

PFDA – Perfluordekansyra

PFHpA - Perfluorheptansyra

PFHxA – Perfluorhexansyra

PFHxS - Perfluorhexansulfonat

PFOA - Perfluoroktansyra

PFOS – Perfluoroktansulfonat

PFSA - Perfluorerade sulfonsyror

PFPeA – Perfluorpentansyra

PFUnDA - Heneikosafluor undekansyra

pK_a – syrakonstanten

SFÄ – särskilt förorenande ämnen

SPE – solid phase extraction

Susp – suspenderat material

TOC – totalt organiskt kol

1 Inledning.....	1
1.1 Problemformulering	2
1.1.1 Frågeställningar	2
1.1.2 Avgränsningar	2
2 Teoretisk bakgrund.....	4
2.1 Mikroföroreningar	4
2.1.1 Per- och polyfluorerade alkylsubstanter (PFAS)	4
2.1.1.1 Förekomst och spridningsvägar	7
2.1.1.2 Påverkan och gränsvärden	8
2.1.2 Läkemedelssubstanter.....	8
2.1.2.1 Källor, spridningsvägar och förekomst.....	10
2.1.2.2 Påverkan och gränsvärden	11
2.2 Avloppsrening	12
2.2.1 Avancerad rening	13
2.2.1.1 Aktivt kol.....	14
2.2.1.2 Anjonbytare	16
3 Kungsängsverket och tidigare undersökningar	17
3.1 Reningssteg	17
3.1.1 Mekanisk rening	18
3.1.2 Biologisk rening	19
3.1.3 Kemisk rening	19
3.1.4 Slamhantering.....	20
3.2 Vattenmatrisen.....	20
3.3 Riskanalys och tidigare undersökningar.....	21
4 Material och metoder.....	23
4.1 Bägärförsök	23
4.1.1 Förberedelser	23
4.1.2 Inledande bägärförsök	24
4.1.3 Kompletterande bägärförsök	24
4.2 Kolonnförsök.....	25
4.2.1 Kolonnuppställning	25
4.2.2 Genomförande	27
4.3 Målsubstanter	28
4.4 Analyser.....	28
4.4.1 Off-line fastfas-extraktion	28
4.4.1.1 Förberedelse.....	28
4.4.1.2 Filtrering	28
4.4.1.3 Extraktion	28

4.4.1.4 Eluering.....	29
4.4.1.5 Förberedelse inför vätskekromatografi-masspektrometri.....	29
4.4.2 Vätskekromatografi-masspektrometri och evaluering	30
4.4.3 Hantering av analysresultat	30
5 Resultat.....	32
5.1 Inledande bägarförsök	32
5.2 Kompletterande bägarförsök	35
5.3 Kolonnförsök.....	43
6 Diskussion	54
6.1 Inledande bägarförsöket	54
6.2 Kompletterande bägarförsök	55
6.3 Kolonnförsök.....	57
7 Slutsatser	62
8 Referenser.....	64
9 Bilagor	70

1 Inledning

Avloppsreningsverk är viktiga i arbetet med att minska föroreningsproblematiken i miljön. Idag renas avloppsvattnet i Sverige med hjälp av mekanisk, biologisk och kemisk rening där näringsämnen, syreförbrukande ämnen, smittämnen samt andra förorenande material reduceras innan vattnet når vattenförekomster (Åkerblom et al. 2020). Den senaste tiden har mängden mikroföroreningar som läkemedelsrester och PFAS (per- och polyfluorerade alkylsubstanser) i den akvatiska miljön uppmärksamats. Studier har visat att läkemedelssubstanser bland annat kan ha hormonstörande effekter på akvatisk biota samt kan öka antibiotikaresistensen i samhället (Sundin et al. 2017). Samtidigt har djurförsök visat att små mängder PFAS kan ha en påverkan på reproduktionsförmåga, cellfunktioner, hormonsystem och immunsystem hos djur och människor (Naturskyddsföreningen u.å.). Inom båda kategorierna finns ämnen som är persistenta i miljön och bioackumulerande. Konstant exponering av låga halter kan därmed ge upphov till långsiktiga negativa effekter på främst vattenlevande organismer och risken för detta motiverar en åtgärd utifrån försiktighetsprincipen i de allmänna hänsynsreglerna i miljöbalken (Sundin et al. 2017).

Industriella processer, tillverkning av produkter samt konsumtion av dessa produkter ger upphov till direkta utsläpp av PFAS till avloppsvatten (Hamid et al. 2016). Det är även främst via avloppsvatten läkemedelsrester når miljön då de utsöndras via urin och fekalier från människor vid medicinering. Då dagens reningsverk inte är utformade för att hantera dessa substanser reduceras inte alla i reningsprocessen vilket ger upphov till direkta utsläpp till miljön. För att minska utsläpp av PFAS och läkemedelssubstanser är det möjligt att införa ett extra reningssteg av mikroföroreningar (ofta benämnt som avancerad rening) i reningsverk där det anses finnas ett behov. De senaste åren har behovet av implementering av ett sådant reningssteg utvärderats på reningsverk landet över (Sundin et al. 2017, Åkerblom et al. 2020), men kunskaperna kring tekniker som kan användas för det är fortfarande begränsade. Exempelvis är anjonbytare ett material som effektivt reducerar mikroföroreningar från vatten men har aldrig tidigare testats vid större anläggningar som kommunala reningsverk. Det finns idag inget reningsverk som nationellt eller internationellt renar kommunalt avloppsvatten från PFAS i fullskala (Chen et al. 2021).

Uppsala Vatten renar idag vid Kungsängsverket det kommunala avloppsvattnet via ett mekaniskt, ett biologiskt och ett kemiskt reningssteg. Då Uppsala expanderar och befolkningmängden förväntas öka kommer även den framtida belastningen att göra det vilket gör att avloppsreningsverket behöver byggas ut och byggas om. Reningsverkets recipient är känslig, dricksvattentäkter befinner sig nedströms från reningsverket och det stora universitetssjukhuset Akademiska sjukhuset finns i reningsverkets upptagningsområde, en verksamhet med en hög användning av specifika läkemedel (Chen et al. 2021). Av dessa anledningar kommer ett sista steg med rening av mikroföroreningar läggas till i denna

ombyggnation. Detta projekt är en viktig del av ett större pilotprojekt som går ut på att ta fram beslutsunderlag kring val av teknik inför installation av en fullskalig avancerad rening vid reningsverket. Syftet med studien är att utvärdera vilken teknik som är bäst lämpad för vidare undersökningar i pilotskala innan ett slutligt val för det avancerade reningssteget kan göras. Projektet kommer även bidra till en ökad förståelse och kunskap kring avskiljning av läkemedelsrester och PFAS vid avloppsreningsverk.

1.1 Problemformulering

Projektet har som avsikt att utvärdera reduktionsgrad av PFAS och läkemedelsrester i avloppsvatten genom användning av granulärt aktivt kol (GAK) och anjonbytare (AIX). Det har även som avsikt att jämföra olika GAK, olika metoder för rening med undersökta adsorbenter och vilken livslängd dessa får vid tillämpning på det renade avloppsvattnet från Kungsängsverket. Slutligen ska dessa utvärderingar leda till att en slutsats kring den metod som är mest lämpad för vidare undersökningar i en storskalig pilot innan val av slutlig teknik för det avancerade reningssteget som ska byggas till Kungsängsverket.

1.1.1 Frågeställningar

Syftet med detta projekt var att bestämma vilken av de undersökta reningsteknikerna som var mest lämpad i ett fullskaligt avancerat reningssteg. Detta undersöktes med hjälp av följande frågeställningar:

- Vilket adsorberande material ger högst reduktionsgrad av PFAS och läkemedelsrester från avloppsvatten?
- Vilket av de adsorberande materialen kan användas i flest bäddvolymmer innan det anses vara mättat för de utvalda ämnena?
- Hur stor är skillnaden i reduktionsgraderna för ämnen som avses avskiljas mellan det minst och det mest effektiva GAK?
- Hur mycket förbättras reduktionsgraden av mikroföroreningarna då avloppsvatten först behandlas med GAK och därefter med AIX?

1.1.2 Avgränsningar

Benämningen mikroföroreningar avser en stor grupp ämnen bestående av allt från läkemedelssubstanser, pesticider till mikroplaster. I denna studie kommer endast 13 PFAS-ämnen undersökas i dess inledande försök och i efterföljande undersöks endast 30 målsubstanser varav 12 är PFAS-ämnen och resterande är läkemedelssubstanser. Det primära urvalet baseras på möjliga analyser vid valt ackrediterat laboratorium. Det senare urvalet har på förhand genomförts av Uppsala Vatten utifrån en tidigare genomförd riskanalys tillsammans med rådgivning från SLU baserat på möjliga analyser i deras laboratorium. Riskanalysen

genomfördes utifrån utgående halter från Kungsängsverket och uppmätta halter i recipienten Fyrisån, substansernas egenskaper samt Naturvårdsverkets lista över rekommenderade ämnen. Urvalet har även gjorts i överenskommelse med SLU då en större del av provanalyserna genomförts där.

I detta projekt utvärderas endast på förhand, av Uppsala Vatten, utvalda GAK och AIX. Detta innefattar 5 GAK och en AIX.

Vid val av reningsteknik till ett fullskaligt avancerat reningssteg är det många faktorer som spelar in, där ekonomi och hållbarhet bortsett från effektivitet är viktiga. Då detta projekt endast syftar till att lägga grunden till nästkommande steg i det större projektet, vilka är tester i storskaliga försök i pilotskala och därefter byggnation av det avancerade reningssteget, kommer detaljerade kostnader vid implementering i fullskala inte att tas fram. Inte heller kommer djupgående analyser av teknikernas miljöpåverkan eller tekniska specifikationer i fullskala att genomföras. Dessa faktorer kommer endast utredas på ett övergripande sätt för att få en hänvisning kring lämpligast teknik för fullskala.

2 Teoretisk bakgrund

2.1 Mikroföroreningar

I gruppen mikroföroreningar ingår olika organiska ämnen som anses vara kemiska föroreningar i vattenförekomster och har en potentiellt skadlig biologisk effekt. Vissa är välkända och andra finns det kunskapsluckor kring, men gemensamt för ämnen inom denna grupp är att utsläppen i huvudsak är orsakade av människor. Mikroföroreningar är tillsatta i läkemedel, bekämpningsmedel, mat eller matförpackningar, hushållsprodukter, komponenter samt material av olika slag eller används vid olika industriella processer (Undeman et al. 2021).

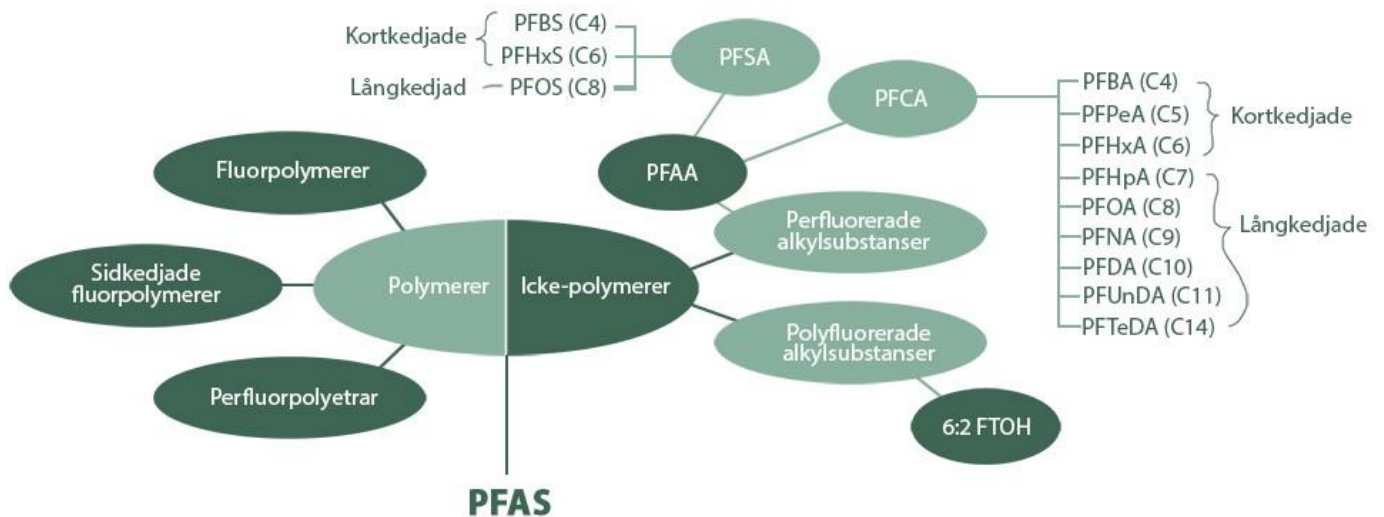
2.1.1 Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS)

Gruppen organiska ämnen där väteatomer på kolkedjorna delvis eller helt bytts ut mot fluoratomer kallas högfluorerade ämnen eller PFAS, ett samlingsnamn för per- och polyfluorerade alkylsubstanser. Dessa uppkommer inte naturligt utan alla PFAS är tillverkade av människan, vissa är mycket svåra att bryta ner, resterande bryts inte ner alls och många av ämnena är vattenlösliga samt rörliga i mark (Kemikalieinspektionen 2021, Naturskyddsföreningen u.å.). Den höga motståndskraften mot naturliga nedbrytningsprocesser sådana som värme och hydrolys beror på starka kovalenta bindningarna som uppstår mellan kolatomerna och fluoratomerna, då fluor har den högsta elektronegativiteten i det periodiska systemet (Ahrens et al. 2014).

Gruppen består av över 4700 identifierade ämnen där många använts i en hög grad i samhället sedan tidigt 1950-tal (Kemikalieinspektionen 2021, Naturskyddsföreningen u.å.). Det är PFAS-ämnenas unika egenskaper vilka effektivt bildar vatten-, fett- och smutsavvisande ytor som snabbt gjort dem populära på marknaden. Användningsområdet är brett med tillämpningar från ytbehandling av kläder, matförpackningar, stekpannor till inblandning i rengöringsmedel, brandsläckningsskum och användning vid tillverkning av elektronik (Halldin Ankarberg et al. 2016, Hamid et al. 2016, Naturskyddsföreningen u.å.).

Perfluorerade benämns PFAS där alla väteatomer bytts ut mot fluoratomer och som därmed är fullständigt fluorerade. Delvis fluorerade benämns polyfluorerade ämnen och har minst en kolatom med väteatomer. Kolkedjan varierar i längd och kopplad till den finns det vanligtvis en vattenlöslig grupp, vilket är molekylernas funktionella grupp (Naturvårdsverket 2016).

PFAS kategoriseras in i olika grupper beroende på molekylernas kemiska uppbyggnad. Klassificeringsgrupperna samt indelningen av några vanliga PFAS-ämnen visas i Figur 1. Primärt skiljs polymera från icke-polymera PFAS åt. Polymera PFAS består av väldigt långa kolkedjor, där tusentals till hundratusentals kolatomer är bundna till varandra, medan icke-polymera PFAS består av mindre än ett tjugotal kolatomer (ZEUS u.å.).



Figur 1: Översiktlig bild av PFAS klassificeringsgrupper och indelningen av några vanliga PFAS-ämnen (Hamid et al. 2016, Karlsson 2017).

Gruppen icke-polymerer indelas i per- och polyfluorerade alkylsubstanser. Väteatomerna på samtliga ämnens kolkedjor i undergruppen perfluorerade alkylsubstanser har ersatts av fluor. Väte kan däremot fortfarande finnas bundet till kolatomer vid eller i funktionella grupper (Karlsson 2017). Perfluorerade alkylsyror (PFAA) är den vanligaste gruppen icke-polymerer och i denna grupp återfinns perfluorerade PFAS sådana som perfluorerade karboxylsyror (PFCA) och perfluorerade sulfonsyror (PFSA). Till PFCA hör bland annat perfluoroktansyra (PFOA) och inom undergruppen PFSA återfinns perfluoroktansulfonat (PFOS) (Vo et al. 2020). PFOA och PFOS hör till de vanligaste PFAS som återfinns i vår miljö, i biota samt i människor och är därmed även de mest uppmärksammade (Hamid et al. 2016).

I polyfluorerade alkylsubstanser har inte alla väteatomer på kolkedjan ersatts av fluoratomer, ämnen som tillhör gruppen benämns därmed delvis fluorerade. Hit hör fluortelomerer (FTSA) sådana som 6:2 fluortelomeralkohol (6:2 FTOH) och 6:2 fluortelomersulfonat (6:2 FTS) vilka kan brytas ner till PFAA (Karlsson 2017).

PFAS polymerer bildas från monomerer och delas in i tre grupper med namnen fluorpolymerer, perfluoropolyetrar samt polymerer med fluorerade sidokedjor. Fluorpolymerer består av kolkedjor som är helt fluorerade och hos polymerer med fluorerade sidokedjor är det endast sidokedjorna som är fluorerade. Polymererna kan brytas ner till PFAA och anses därmed ofta

vara prekursorer till dessa. Denna nedbrytning sker främst genom två mekanismer: biotransformering eller oxidation. Biotransformering genomförs av mikroorganismer och vid oxidation är det hydroxiradikaler som verkar på bindningarna. Hastigheten vid denna form av nedbrytning är snabbare jämfört med biotransformering, samtidigt som färre toxiska produkter bildas som biprodukter. Anledningen är att bindningarna mellan fluor- och kolatomerna bryts vid oxidation med hjälp av den höga energin som radikalerna verkar med medan biotransformering endast bryter bindningen mellan den funktionella gruppen och kolatomerna. Biotransformering ger därmed upphov till att mindre fluorerade molekyler bryts loss från den större molekylen (Vo et al. 2020). Ämnen som hör till undergruppen PFAA är svårnedbrytbara och renas därför bort mindre effektivt i vanliga reningsprocesser av avloppsvatten och slam som implementeras i avloppsreningsverk (ARV). Bortsett från PFAA, PFOA och PFOS som vanligtvis detekteras i utgående vatten från ARV detekteras även ofta Perfluorhexansyra (PFHxA), perfluorpentansyra (PFPeA), perfluorbutansyra (PFBA) och perfluorheptansyra (PFHpA). Även lägre koncentrationer heneikosafleur undekansyra (PFUnDA) och perfluordekansyra (PFDA) från gruppen PFAS kan återfinnas i utgående vatten från ARV (Hamid et al. 2016).

PFAS delas även ofta även in i lång- och kortkedjade beroende på kolkedjans längd. Långkedjade PFAS har 7 eller fler kolatomer i sin kedja och till dessa hör bland annat PFOA och PFOS, vilka har 8 kolatomer var. PFHxA och perfluorhexansulfonat (PFHxS) är exempel på kortkedjade PFAS där båda har 6 kolatomer var (Vo et al. 2020, Kemikalieinspektionen 2021). Figur 1 tydliggör längden på kolkedjorna hos några vanliga PFAS samt indelningen av dessa i lång- och kortkedjade. I Tabell 1 finns samtliga av dessa PFAS-ämnen uppräddade efter kedjelängd. I tabellen framgår kemisk struktur, fördelningskonstanten mellan oktanol och vatten ($\log K_{ow}$) och syrakonstanten (pK_a). $\log K_{ow}$ är en parameter som beskriver en molekyls kemiska egenskaper sett till dess fördelning mellan oktanol och vatten. Detta värde kan variera mellan -3 till 10, där skalan går från mycket hydrofila till mycket hydrofoba ämnen. pK_a beskriver hur stor del av en syra som protolyseras, hur stor del av väteatomerna som avges till vattenmolekyler för att bilda oxoniumjoner (H_3O^+) (Chen et al. 2021). Lägre värden på pK_a innebär en högre benägenhet för ämnets molekyler att i en vätska befinna sig i dissocierad, laddad, form. Både PFCA och PFSA anses vara starka syror med låga pK_a -värden och återfinns i sin anjoniska form vid pH-nivåer förekommande i miljö (Ullberg 2015). Samtliga PFAS-ämnen får negativt laddade funktionella grupper i dissocierad form (Karlsson 2017). $\log K_d$ -värdet är en koefficient som beskriver ämnets fördelning mellan fast fas och vatten. Ett högre värde på denna koefficient innebär att en högre mängd av ämnet sorberas till den fasta fasen. En tidigare studie fann att $\log K_d$ steg med antalet kolatomer i PFAS-ämnen. Detta är anledningen till att kortkedjade PFAS oftare återfinns i vätskefasen medan långkedjade PFAS lättare binder in till en fast fas (Ding et al. 2018). Ungefärliga värden för olika PFAS presenteras i Tabell 1.

Tabell 1: Log k_{ow} och kemiska struktur (Wang et al. 2011), Log k_d (Ding et al. 2018), pK_a (Ahrens et al. 2012) och grupptillhörighet för några vanliga PFAS-ämnen.

Namn	Log k_{ow}	Log k_d	pK_a	Kemisk struktur
PFCA				
PFBA	2,82	2,75	0,05	C ₄ HF ₇ O ₂
PFPeA	3,43	3,25	-0,10	C ₅ HF ₉ O ₂
PFHxA	4,06	2,6	-0,17	C ₆ HF ₁₁ O ₂
PFHpA	4,67	3,0	-0,2	C ₇ HF ₁₃ O ₂
PFOA	5,3	3,0	-0,22	C ₈ HF ₁₅ O ₂
PFNA	5,92	3,25	-0,22	C ₉ HF ₁₇ O ₂
PFDA	6,5	-	-0,22	C ₁₀ HF ₁₉ O ₂
PFUnDA	7,15	3,75	-0,22	C ₁₁ HF ₂₁ O ₂
PFTeDA	8,9	-	-0,22	C ₁₄ HF ₂₇ O ₂
PFSA				
PFBS	3,9	3,35	0,14	C ₄ HF ₉ O ₃ S
PFHxS	5,17	3,5	0,14	C ₆ HF ₁₃ O ₃ S
PFOS	6,3	3,4	0,14	C ₈ HF ₁₇ O ₃ S
FTSA				
6:2 FTS	4,44	-	-	C ₈ H ₅ F ₁₃ O ₃ S

En vanlig företeelse är att räkna ihop koncentrationerna av 11 olika PFAS-ämnen (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFBS, PFHxS, PFOS och 6:2 fluortelomer sulfonat förkortat som 6:2 FTS) och benämna denna haltsumma PFAS-11 (Chen et al. 2021).

2.1.1.1 Förekomst och spridningsvägar

Då PFAS bland annat avsätts genom atmosfärisk deposition kan halter detekteras i alla ytvatten i hela landet, men på platser där påverkan endast skett på detta sätt är halterna generellt låga. Det är främst inom förorenade områden högre halter kan uppmätas i vattenförekomster. Dagvatten har visats vara den viktigaste spridningsvägen av PFAS till miljön, särskilt från urbana miljöer, brandövningsplatser och avfallsanläggningar. Betydligt högre halter av PFOS, PFHxA, PFOA och PFHpA i sådant vatten jämfört med andra vattenförekomster har kunnat påvisas. Viktiga sekundära spridningsvägar är utsläpp via ARV och avfallshantering (Naturvårdsverket 2016). Tillverkning av föreningarna samt användning och förbrukning av produkter som innehåller dessa leder till direkta utsläpp av PFAS till avloppsvatten från hushåll och verksamheter (Hamid et al. 2016).

2.1.1.2 Påverkan och gränsvärden

Kunskapen kring PFAS-ämnens påverkan på människor och miljö är idag låg och då föreningarna har en förmåga att bioackumuleras har oron för långtidseffekterna från exponering samt outforskade kombinerade effekter ökat. Då alla PFAS påverka samma mekanismer i kroppen kan deras mängd adderas när deras påverkan undersöks. Det har visats att de kan påverka leverfunktionen, hormonsystemet, reproduktionsförmågan, immunsystemet och kolesterolemekanismen i människan (NIRAS u.å.). Vid utsläpp till miljön sprids de flesta PFAS-ämnen väl med vattenförekomster och har detekterats även på de mest avskilda platserna i naturen. Det är främst de senaste årtiondena som effekterna dessa ämnen kan ge upphov till i miljön uppmärksammas. Ämnenas giftighet ökar med kedjelängden samt den aktiva gruppen, där PFSA på grund av sin sulfonatgrupp är mer toxiska än PFCA (Ahrens et al. 2014).

PFOS utgör den största miljö- och hälsorisk baserat på kunskapen som finns idag. Detta då substansen är persistent, bioackumulerande och toxisk (NIRAS u.å.). För akvatiska organismer är PFOS till viss del kroniskt toxiskt och baserat på toxicitetsdata har vattenkvalitetskriterier tagits fram för att skydda dessa organismer samt sjöfåglar (NIRAS u.å.). Vid riskvärdering och framtagning av en åtgärdsgräns har effekterna på immunsystemet, som anses vara den mest allvarliga påverkan, främst tagits i beaktning (Naturskyddsföreningen u.å.).

Gräns- och riktvärden saknas för avloppsvatten vad gäller PFAS-föreningar. Vattenmyndigheterna har tagit fram riktvärden för PFAS-11 i grundvatten baserat på miljökvalitetsnormen, där en halt över 90 ng/L anses innebära en otillfredsställande status hos en grundvattenförekomst. Åtgärder anses däremot redan behöva tas då 20 %, motsvarande 18 ng/L, av denna haltsumma uppmätts för att undvika stigande halter. I EU:s vattendirektiv har riktvärdet för halten PFOS i inlandsytvatten satts till 0,65 ng/L, en koncentration som även är gränsen för god kemisk ytvattenstatus enligt Havs- och vattenmyndighetens klassificering i miljökvalitetsnormerna. Statusen för vattenförekomster övervakas med hjälp av miljökvalitetsnormerna vilket i sin tur reglerar utsläppen som påverkar dem (Chen et al. 2021, Gobelius et al. 2018).

2.1.2 Läkemedelssubstanser

Läkemedel fyller en nödvändig funktion i samhället där de hjälper till med människors välmående och hälsa. Ett samhälle utan dem är otänkbart då de räddar liv, både genom att öka livslängd som livskvalité. Tyvärr ger även användningen av substanserna upphov till negativa konsekvenser där en som den senare tiden uppmärksammas är deras påverkan på miljön. Det viktigaste arbetet mot denna påverkan utgörs av att, genom en ökad medvetenhet och kunskap om ämnena samt deras påverkan, minska användningen av de genom en smartare läkemedelsanvändning samt beakta miljöpåverkan vid tillverkning av nya substanser. Deras

viktiga roll i samhällen gör de däremot ofta nödvändiga varav det är viktigt att även arbeta med reduktion av deras utsläpp till miljön (Svenskt Vatten 2020).

Läkemedel består av aktiva molekyler som är kemiskt designade för att enkelt binda till olika protein, som receptorer och enzym, för att på så sätt påverka olika processer i kroppen. De är även utformade så att de ska motstå nedbrytning innan de givit effekt och benämns därmed som stabila ämnen (Larsson et al. 2015). För att motstå toxisk verkan i kroppen och negativa effekter på levern samt njuren genom ansamling av substanserna är dessa utformade så att större delen av dem (> 85 %) utsöndras med urin och en liten andel med fekalier. Utsöndringen sker i ursprunglig form eller i form av metaboliter, vilka kan återgå till den ursprungliga formen under reningen av avloppsvattnet (Jönsson 2020).

Läkemedelsmolekylerna har olika struktur och det är denna som avgör deras egenskaper sådana som om de fungerar som antibiotika, psykiatriska droger, betablockerare, kan reglera blodfetter, verkar antiinflammatoriskt eller påverkar det hormonella systemet (Wang et al. 2016).

I Tabell 2 listas läkemedel som vanligtvis detekteras i utgående vatten från ARV, deras användningsområde samt parametrar sådana som $\text{Log } k_{ow}$, pK_a , laddning vid pH 7 och den kemiska strukturen. pK_a angiven för irbesartan och oxazepam är för ämnens metaboliter varav två värden anges. Dessa ämnen kan förekomma med både negativ som positiv laddning och i tabellen visas laddning vid pH 7 (National Center for Biotechnology Information 2021).

Tabell 2: Användningsområde, log k_{ow} , pK_a , laddning vid pH 7 och kemiska struktur för några vanliga läkemedel samt en indelning av dem i enligt angiven laddning.

Namn	Användningsområde	Log k_{ow}	pK_a	Laddning (pH 7)	Kemisk struktur
Positivt laddade läkemedelssubstanser					
Atenolol	Blodtryckssänkande, hjärtmedicin ^b	0,16 ^c	9,67 ^c	+ ^c	C ₁₄ H ₂₂ N ₂ O ₃ ^b
Citalopram	Antidepressiv ^b	2,51 ^c	9,78 ^c	+ ^c	C ₂₀ H ₂₁ FN ₂ O ^b
Erytromycin	Antibiotika ^b	2,50 ^c	8,80 ^c	+ ^c	C ₃₇ H ₆₇ NO ₁₃ ^b
Klaritromycin	Antibiotika ^b	3,16 ^c	8,99 ^c	+ ^c	C ₃₈ H ₆₉ NO ₁₃ ^b
Metoprolol	Blodtryckssänkande, hjärtmedicin ^b	1,88 ^c	9,60 ^c	+ ^c	C ₁₅ H ₂₅ NO ₃ ^b
Propranolol	Blodtryckssänkande, hjärtmedicin ^b	3,48 ^c	9,42 ^c	+ ^c	C ₁₆ H ₂₁ NO ₂ ^b
Sertralin	Antidepressiv ^b	1,37 ^a	9,16 ^b	+ ^c	C ₁₇ H ₁₇ Cl ₂ N ^b
Tramadol	Smärtstillande ^b	2,51 ^c	9,23 ^c	+ ^c	C ₁₆ H ₂₅ NO ₂ ^b
Trimetoprim	Antibiotika ^b	0,91 ^c	7,20 ^c	+ ^c	C ₁₄ H ₁₈ N ₄ O ₃ ^b
Venlafaxin	Antidepressiv ^b	3,28 ^c	8,91 ^c	+ ^c	C ₁₇ H ₂₇ NO ₂ ^b
Neutralt laddade läkemedelssubstanser					
Flukonazol	Svampmedel ^b	0,25 ^c	2,56 ^c	n ^c	C ₁₃ H ₁₂ F ₂ N ₆ O ^b
Karbamazepin	Antiepileptiskt ^b	2,45 ^c	13,9 ^b	n ^c	C ₁₅ H ₁₂ N ₂ O ^b
Losartan	Blodtryckssänkande, hjärtmedicin ^b	4,01 ^c	4,12 ^c	n ^c	C ₂₂ H ₂₃ ClN ₆ O ^b
Oxazepam	Lugnande ^b	2,31 ^c	1,55 och 10,9 ^b	n ^c	C ₁₅ H ₁₁ ClN ₂ O ₂ ^b
Negativt laddade läkemedelssubstanser					
Diklofenak	Antiinflammatorisk ^b	4,06 ^c	4,00 ^c	- ^c	C ₁₄ H ₁₁ Cl ₂ NO ₂ ^b
Furosemid	Vätskedrivande ^b	2,03 ^b	3,9 ^b	- ^b	C ₁₂ H ₁₁ ClN ₂ O ₅ S ^b
Irbesartan	Blodtryckssänkande ^b	5,31 ^b	4,08 och 4,29 ^b	- ^a	C ₂₅ H ₂₈ N ₆ O ^b
Sulfametoxazol	Antibiotika ^b	0,89 ^c	6,16 ^c	- ^c	C ₁₀ H ₁₁ N ₃ O ₃ S ^b

^a Kårelid 2016

^b National Center for Biotechnology Information 2021

^c Svahn et al. 2019

2.1.2.1 Källor, spridningsvägar och förekomst

Det är främst via avloppsvatten läkemedelsrester sprids till miljön och halterna är därmed som högst vid utsläppspunkterna av vatten från ARV. Utspädning och nedbrytning av vissa av ämnena gör att halterna kan minska snabbt med avståndet från dessa platser men då många människors avlopp hanteras i samma ARV kan koncentrationerna nedströms utloppet ändå bli

tillräckligt höga för påverkan (Sörengård et al. 2019, Larsson et al. 2015). Särskilt problematiskt har avloppsvatten från sjukhus antagits vara på grund av den höga koncentrationen av vissa läkemedelssubstanser detta innehåller. Dessa utsläppskällor bidrar däremot främst med höga koncentrationer av specifika ordinerade läkemedelssubstanser, sådana som vissa typer av antibiotika och antiinflammatoriska läkemedel, och är en viktig punktkälla för utsläpp av dessa typer av läkemedel. Andelen av dessa utsläpp av de totala läkemedelssubstanserna i avloppsvatten är däremot lågt, då dessa främst kommer från hushåll (Sörengård et al. 2019, Jönsson 2020).

Fyrisån i Uppsala är ett exempel på en vattenförekomst som påverkats av avloppsvatten där i sin tur kvaliteten på råvattnet från dricksvattentäkten Mälaren nedströms ån har påverkats. I Uppsala har en tidigare studie visat att avloppsvatten från sjukhus bidrog till över 30 % av den totala mängden antibiotika och antidepressiva läkemedelssubstanser i det inkommande vattnet till stadens ARV medan smärtstillande läkemedelsubstanser och hormoner i detta vatten främst kom från hushållen. Studien fann även att koncentrationen organiska mikroföroreningar var högre nedströms ARV jämfört med uppströms det, något som understryker den viktiga rollen rening av avloppsvatten kan ha vad gäller utsläpp av dessa substanser till miljön (Sörengård et al. 2019).

2.1.2.2 Påverkan och gränsvärden

Då vattenlevande organismer plockar upp sitt syre från omgivande vatten påverkas de av utsläpp i en högre grad än djur som endast dricker av det. Kroppsmekanismerna hos dessa organismer, särskilt fiskar, är baserade på liknande protein som människor har. Av denna anledning kan tillräckligt höga koncentrationer av läkemedelssubstanser i miljön påverka dem på olika sätt. Läkemedel kan även ackumuleras i biota och därmed uppnå betydligt högre koncentrationer i dessa än i omgivande vatten, där ackumuleringsgraden ökar med molekylernas fettlöslighet (Larsson et al. 2015). Exempelvis har koncentrationer av preventivmedel i vattenförekomster visats kunna leda till en hormonell påverkan på akvatiska organismer, vilket hämmar deras fortplantningsförmåga och kan skapa könsförskjutningar inom populationer (Wang et al. 2016).

Diklofenak är ett smärtstillande och antiinflammatoriskt läkemedel som är välanvänt samtidigt som det knappt bryts ner under reningsprocessen i ARV. En halt på 1 µg/L i vatten har i studier visat ge upphov vävnadsförändringar i organ hos fisk. Diklofenak är ett av många ämnen som ingår i en grupp av icke-steroida antiinflammatoriska läkemedel och det finns en risk att dessa kan samverka vid upptag, men diklofenak är det ämne inom denna grupp som har högst potential till bioackumulering. Läkemedlets höga påverkan på miljön är anledningen till att det enligt Havs- och Vattenmyndigheten idag hör till kategorin särskilt förorenande ämnen (SFÄ) (Larsson et al. 2015, Svenskt Vatten 2020). Andra effekter på fisk av läkemedlen i Tabell 2 som

uppmärksammas i tidigare studier är en negativ påverkan på reproduktion av svampdödande medel, påverkan på tillväxt av betablockerare sådana som atenolol samt propanolol och förändrat beteende orsakat av förhöjda halter av oxazepam (Jönsson 2020). Persistensen samt förmågan att bioackumuleras är de viktigaste egenskaperna att ta hänsyn till vad gäller åtgärd mot utsläpp och miljöpåverkan. Ibuprofen är ett exempel på ett läkemedel som enkelt bryts ner varav utsläpp till recipienten inte är så allvarliga. Dessa utsläpp är dessutom inte så stora då en stor del bryts ner i konventionella ARV. Svårnedbrytbara läkemedel sådana som diklofenak har en större påverkan och fokus ligger på att reducera dessa (Chen et al. 2021).

Utsläpp av antibiotika kan ge upphov till att problemen med bakterieresistens ökar i samhället, då dessa gynnar tillväxt och spridning av resistenta bakterier. Detta leder till att resistens blir allt vanligare och hotar möjligheten att bota bakteriella sjukdomar i framtiden (Li et al. 2017). Flera studier har visat att ARV utgör betydande källor för risk av uppkomst av antibiotikaresistensgener hos bakterier i sötvattenekosystem (Jönsson 2020).

Målet att Sverige ska uppnå en god vattenkvalitet undersöks genom mätningar av landets ytvatten och bland dessa krav finns att halterna av SFÄ inte får överskrida halter angivna av Havs- och Vattenmyndigheten så att akvatiska miljöer och biota påverkas negativt. I denna rapport undersöks endast diklofenak av SFÄ och gränsvärdet för detta ämne är enligt årsmedelvärde i inlandsytvatten satt till 0,1 µg/L och i kustvatten och vatten satt till 0,01 µg/L. Överskrids dessa halter ska åtgärder genomföras med hjälp av Vattenmyndigheternas åtgärdsprogram vilket bland annat regleras av miljökvalitetsnormerna och ramdirektivet för vatten. Gränsvärdena agerar som bedömningsgrunder om det i framtiden skulle ställas krav från myndigheter vad gäller utsläpp av dessa ämnen till miljön (Chen et al. 2021, Svenskt Vatten 2020).

2.2 Avloppsrening

Avloppsvattnet från i stort sett alla hushåll i tätorter hanteras idag av kommunala ARV där det renas innan det släpps ut till miljön. Detta utförs genom avskiljning av synliga föroreningar, näringsämnen, syreförbrukande ämnen och smittämnen. Reningen genomförs i syfte att motarbeta förorening av vattenförekomster, övergödning, negativ påverkan på vattenlevande organismer och smittspridning (Åkerblom et al. 2020).

Till ledningsnäten som går till ARV tillrinner vatten från bad, tvätt och disk samt vatten från toaletternas avlopp. Utöver detta vatten inkommer även ofta tillskottsvatten genom inläckage av vatten, dränvatten och dagvatten till avloppsvattnenätet. Utspädningen är en anledning till att reningsgraden i ARV minskar samtidigt som tillförseln av ämnen från dagvattnet det inte är utformat för att rena försämrar kvaliteten på slammet som avskiljs (Adelsköld et al. 2019).

I svenska ARV sker reningen vanligtvis med hjälp av ett mekaniskt, ett biologiskt och ett kemiskt reningssteg. Uppdelningen i steg effektiviserar avskiljningen av ämnen i löst och partikelbunden form oavsett om de är fett- eller vattenlösliga. Större partiklar sådana som toalettpapper och sand samt fetter och oljor avskiljs effektivt i det mekaniska steget medan fosfor, kväve och organiskt material reduceras med hjälp av mikroorganismer i det biologiska steget. I det kemiska steget avskiljs kvarvarande fosfor med hjälp av fällningskemikalier (Adelsköld et al. 2019, Sundin et al. 2017, Chen et al. 2021) och vattnet genomgår slutligen filtrering, ofta genom sandfilter, eller sedimentering innan det släpps ut till recipienten (Åkerblom et al. 2020). Se avsnitt 3.1 för en mer detaljerad beskrivning av dessa steg.

Även andra oönskade ämnen i partikelform, sådana som mikroplaster, avskiljs effektivt i ARV trots att reningen i dessa inte utformats för det. Svårnedbrytbara ämnen reduceras inte alltid i processen utan avgår till slam, atmosfären eller ut i recipienten. Den större andelen miljögifter och tungmetaller som når ARV adsorberas till partiklar och avgår med slammet. Detta gäller även för vissa lösta organiska föreningar. ARV är inte utformade för att hantera vattenlösliga mikroföroreningar (Åkerblom et al. 2020), även om uppehållstiden samt den biologiska aktiviteten i reningsstegen ger upphov till nedbrytning av vissa av dessa ämnen passerar de flesta inom gruppen relativt opåverkade till recipienten (Åkerblom et al. 2020, Hamid et al. 2016). Exempelvis är det främst uppehållstiden samt den biologiska aktiviteten i rengöringsstegen vid ARV som kan ge upphov till en viss nedbrytning av PFAS, detta sker främst genom reduktion till kortare kedjor och ökar koncentrationen PFAA. Den totala mängden PFAS förändras därmed knappt genom dessa steg (Hamid et al. 2016).

2.2.1 Avancerad rening

Inför byggnation av ett avancerat reningssteg är förutsättningarna i form av bland annat den specifika vattenmatrisen avsedd att renas vid det aktuella avloppsreningsverket viktig att kartlägga. Vattenmatrisen benämns allt som finns i vattnet bortsett från molekylerna som avses att avskiljas från det. Joner samt löst organiskt material (DOC) hör till vattenmatrisen och kan påverka effektiviteten av olika reningstekniker på vattnet genom exempelvis sänkt adsorption. Andelen suspenderat material (susp) och pH-värde har även en påverkan på effektiviteten av reningstekniker (Niinipuu 2019). Detta är särskilt viktigt att ta hänsyn till vid rening av mikroföroreningar från avloppsvatten då det består av en komplex matris som varierar mellan olika ARV. Det gör att optimal teknik för detta ändamål är platsspecifik (Vo et al. 2020). Målet med avancerad rening är främst att minska substansernas koncentration eller genom att förstöra bindingarna mellan kol- och fluoratomerna (Niinipuu 2019). Teknikerna kan delas in i fysikaliska, oxidativa, biologiska och adsorptiva, där kombinationer mellan dem även är vanliga (Sundin et al. 2017).

Ultrafiltrering hör till de fysikaliska reningsmetoderna vilken går ut på att membran används för att filtrera bort partiklar och molekyler så små som 10 nm. Lösta ämnen avskiljs däremot sämre varför denna teknik inte lämpar sig för avskiljning av läkemedelsrester (Sundin et al. 2017). Ozonering hör till de oxidativa teknikerna och går ut på att bryta bindningar i organiska mikroföroreningar. Det är en kostnadseffektiv metod men kan leda till nedbrytningsprodukter som är lika skadliga som de ursprungliga ämnena. Därför är denna teknik främst lämplig för användning i kombination med efterbehandling vid reningsverk (Hansen et al. 2016, Chen et al. 2021).

Biologisk nedbrytning är ytterligare en teknik som kan användas där mikroföroreningar bryts ner med hjälp av biologiska processer hos mikroorganismer. Det kan fungera likt det biologiska reningssteget som finns i alla svenska ARV idag men ha en högre effektivitet mot just mikroföroreningar (IVL u.å.), eller genom tillväxt av mikroorganismer på rörliga bärare som infinner sig i reningsbassängerna och på så sätt även öka effektiviteten (Danielsson et al. 2017).

Skumfraktionering är en teknik som utvecklats för avskiljning av PFAS-ämnen från vatten. Den grundläggande mekanismen bakom tekniken går ut på att ytaktiva ämnen attraheras av ytspänningen som skapas mellan vätska och gasbubblor vid tillsättning av luft till det. Bildat skum kan därefter avlägsnas (Chen et al. 2021).

Stabila ämnen som PFOS är svåra att reducera med nedbrytande tekniker som ozonering och biologisk nedbrytning. Ingår dessa ämnen i målsubstanserna vid rening av exempelvis avloppsvatten kan därför adsorberande tekniker reducera dessa mer effektivt (Deng et al. 2010). Bland de adsorberande teknikerna har aktivt kol och anjonbytare i tidigare studier vid rening av grundvatten och även lakvatten från deponier från mikroföroreningar visats vara mest lovande (Malovanyy et al. 2021).

2.2.1.1 Aktivt kol

Granulerat aktivt kol (GAK) hör till de adsorptiva teknikerna och mekanismen går ut på att målsubstanser adsorberas till ytan genom så kallad fysisorption och kemisorption. Van der Waals-krafterna är de främsta krafterna som verkar i fysisorption där en attraktion uppstår mellan ämnet och ytan på kolet. I kemisorption uppstår bindningar mellan ämnen och kolet, där det är andelen kol-väte- och kol-syre-bindningar på den aktiva ytan som bestämmer styrkan av denna form av adsorption. Hur effektivt ett visst aktivt kol är beror på dess ytkemi, något som avgörs av materialet det är tillverkat av samt vilken process som använts vid dess tillverkning, i form av aktiveringsprocess och efterbehandling. En större ytarea ökar mängden möjliga interaktioner varpå en högre porositet är fördelaktig, något som bland annat uppnås med fler samt mindre porer. Detta är en sanning till en viss gräns då vattenmatrisen avgör vilken porositet som är fördelaktig för det specifika vattnet som avses renas. När större partiklar återfinns i avloppsvatten finns det en risk för igensättning vid en för stor mängd mindre porer i

adsorptionsmaterialet varav en avvägning av porositet beroende på vattenmatris är nödvändig (Chen et al. 2021).

Det är inte endast kolet som avgör dess effektivitet utan även substanserna som avses adsorberas, de så kallade målsubstanserna. Ytan på aktivt kol är till största del hydrofob varpå storleken samt andelen syreatomer på molekylerna utgör en viktig faktor för hur adsorptionen fungerar. En större och mindre laddad molekyl har en högre sannolikhet att fastna på ytan. Detta förklarar varför bland annat GAK har svårt att adsorbera PFAS-ämnena med kortare kolkedjor sådana som PFBA, PFPeA, PFHpA, PFHxA och PFBS. Log k_{ow} kan användas för att uppskatta adsorptionsförmågan av GAK för olika ämnen, där låga värden och därmed mycket hydrofila ämnen adsorberas sämre till GAK (Chen et al. 2021). Den funktionella gruppen hos ett PFAS-ämne påverkar även dess förmåga till adsorption där sulfonatgrupperna i PFSA lättare adsorberas än karboxylgrupperna hos PFCA (Karlsson 2017). Även vattenmatrisen för vattnet som avses behandlas utgör en viktig roll i detta då bland annat löst organiskt kol (DOC) binder till ytan på GAK (Chen et al. 2021). Tidigare undersökningar på PFAS-förorenat lakvatten från deponier har visat att DOC-halt är den parameter i vattenmatrisen som påverkar rening från PFAS med GAK mest. Redan vid 80 mg/L infann sig svårigheter med att uppnå en tillfredsställande effektivitet, även vad gäller PFAS med längre kolkedjor vilka annars adsorberas bättre av adsorptionsmaterialet (Malovanyy et al. 2021). Höga halter av järn och mangan kan skapa beläggningar på det aktiva kolets yta och på så sätt minska dess effektivitet över tid (Chen et al. 2021).

Vid användning av GAK i form av ett filter genom vilket vatten får passera växer med tiden en biofilm fram över de granulära partiklarnas yta. Denna kan bidra med en extra rening av vattnet då vissa ämnen kan brytas ner av bakterierna som infinner sig här. Syrerika och mindre molekyler sådana som aldehyder och ketoner hör till dessa, medan stora aromatiska föreningar inte alls bryts ner (Chen et al. 2021). Beläggningen av biofilm ger även upphov till en blockering av porerna i GAK-filtret vilket försämrar dess adsorptionsförmåga. Backspolning kan åtgärda detta, vilket i sin tur förlänger livslängden och adsorptionsförmågan hos kolet (Edefell et al. 2019). I reningsverk bör detta utföras med jämna mellanrum med utgående renat vatten. Även höga halter av susp i vattnet kan leda till blockeringar och ökat underhållsbehov. Därav är det ofta fördelaktigt med installation av någon typ av förfilter innan en bädd bestående av GAK (Chen et al. 2021).

När den tillgängliga ytan på det aktiva kolet blivit mättad och adsorptionsförmågan minskat under en viss önskad nivå för specifika målsubstanser har ett så kallat genombrott skett. Kolet måste då bytas ut och dessa bäddvolymen, antalet behandlade volymer vatten motsvarande bäddvolymen vid en viss tidpunkt, beskriver livslängden för ett särskilt GAK för den specifika vattenmatrisen. Livslängden och kontakttiden för vattnet i filtret styr kolets effektivitet i reningen samt kostnaderna av reningsprocessen (Chen et al. 2021). Kontakttid benämns EBCT,

är ett mått på tiden det tar för vatten att passera adsorbenten i en kolonn och beräknas genom volymen av adsorbenten dividerat med vattenflödet genom den. Förbrukat GAK förbränns oftast efter att det använts men regenerering kan vara ett mer kostnadseffektivt alternativ som kan undersökas vid implementering i fullskaleanläggningar (Morell Bonin 2017).

Tidigare undersökningar har visat på att EBCT för GAK-filter behöver vara över 10 minuter med en filtreringshastighet på 6-10 m/h vid rening från mikroföroreningar (Cimbritz et al. 2017). Antalet bäddvolymmer som förespråkas för rening av avloppsvatten varierar från studie till studie då det beror av vattenmatris, målsubstanser och önskad avskiljningsgrad av dessa substanser. Vanligtvis är bäddvolymerna mellan 15 000 till över 20 000. Om ett högre antal bäddvolymmer kan uppnås innan genombrott erhålls en bättre resurseffektivitet och minskade kostnader då det aktiva kolet kan användas en längre tid innan det behöver bytas ut eller regenereras (Edefell et al. 2019, Cimbritz et al. 2017).

2.2.1.2 Anjonbytare

För rening med anjonbytare, AIX, är det laddningen hos målsubstanserna som påverkar deras adsorptionsförmåga. Negativt laddade molekyler adsorberas bäst till AIX. PFAS-ämnen är olika typer av syror som vid naturliga pH-värden befinner sig i dissocierat tillstånd med negativ laddning varav dessa har en hög adsorption till denna typ av adsorbent (Chen et al. 2021). Större delen läkemedel är svaga organiska syror eller baser vilket gör att dessa adsorberar särskilt bra till motsatt laddade polymerer i adsorbenten (Wang et al. 2016), där det främst är små och negativt laddade läkemedelssubstanser har en hög adsorptionsgrad till AIX (Chen et al. 2021).

Avskiljningsgraden av PFAS med AIX har, i likhet med GAK, i tidigare studier visats öka med längden på kolledjan. Det anses dock finnas två mekanismer för adsorptionen där kortkedjade PFAS kan diffundera in i AIX och adsorberas snabbare än långkedjade PFAS. Långkedjade PFAS avskiljs däremot med hjälp av hydrofobiska interaktioner där ett högre log k_{ow} -värde är fördelaktigt. Den funktionella gruppen för olika PFAS-ämnen är även viktig där PFSA avskiljs mer effektivt än PFCA vid samma kolledjelängd. Lägre pKa värden indikerar även en högre förmåga att interagera med ytan på AIX vilket är positivt vad gäller adsorptionen (Lundgren 2014).

Den vanligaste tekniken för tillämpning av AIX vid rening från mikroföroreningar är ett kontinuerligt flöde av det förorenade vattnet genom en fixerad bädd. Utsläppen är då låga samtidigt som flödet är justerbart vid förändringar i dess komposition, baserat på att det optimala antalet bäddvolymmer för utvalda målsubstanser undersökts tidigare. Denna teknik har tidigare använts för rening från läkemedel i olika typer av vattenmatriser där tidigare pilotstudier visat på att en effektiv rening är möjlig till låga operativa kostnader. Tidigare studier har även pekat mot att AIX är den mest lovande tekniken vad gäller en selektiv rening av läkemedel från avloppsvatten. Då olika målsubstanser binder olika lätt till AIX konkurrerar de

om samma platser på dess yta. Om antalet bäddvolymeter är för högt kan därför vissa redan adsorberade ämnen konkurreras ut och följa med det utgående vattnet samtidigt som inkommande koncentrationer av ämnet inte renas mer. Även EBCT spelar en viktig roll i effektiviteten av reningen där adsorption till materialet i bädden vid ett för högt flöde inte hinner ske (Wang et al. 2016). Den specifika vattenmatrisen har en stor inverkan på de adsorptiva parametrarna. Negativt laddade joner som klorid och bromid konkurrerar om adsorptionsplatser med målsubstanser. Höga halter av dessa i vattenmatrisen kan därmed ge upphov till en kortare livslängd på bädden med avseende på genombrott för specifika målsubstanser. Höga halter susp och DOC påverkar AIX på liknande sätt som de påverkar GAK. Därmed finns det ett stort behov av att undersöka bäddvolymeter och kontakttid för den specifika vattenmatrisen som avses renas innan AIX som reningsteknik implementeras (Chen et al. 2021).

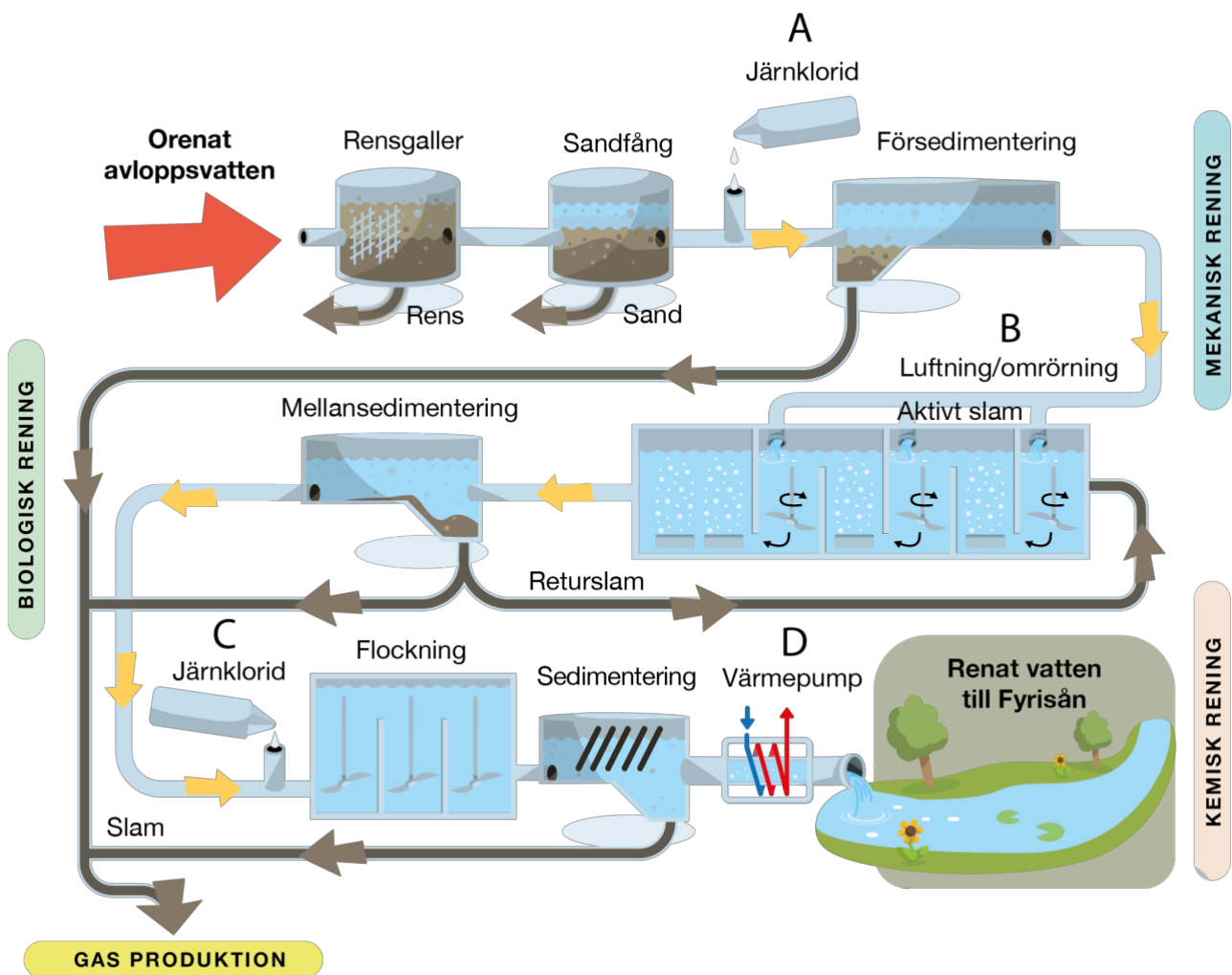
Tidigare studier på PFAS-förorenat lakvatten från deponier har visat på en låg kostnad vid användning av AIX då detta adsorptionsmaterial visats ha en långvarigt hög reduktionsgrad av PFOS. Vid tillämpning av AIX nåddes aldrig fullständigt genombrott för ämnet vid rening av lakvatten från avfallsanläggningar efter en körning om 60 000 bäddvolymeter och en EBCT på 30 min med adsorbenten. AIX visade sig även ha en hög reduktionskapacitet för andra PFAS men sämre för kortkedjade PFCA sådana som PFBA och PFPeA. Därav kan kostnaderna för avancerad rening vid en anläggning minska betydligt vid implementering av AIX, särskilt om främst PFOS avses avskiljas (Malovanyy et al. 2021).

3 Kungsängsverket och tidigare undersökningar

Det största ARV Uppsala Vatten driver ligger beläget sydost om Uppsala vid Fyrisån. Detta benämns Kungsängsverket och renar idag spillvatten från ca 200 000 personer i Uppsala. Kungsängsverket ARV är placerat i en av stadens lägre punkter dit alla stadens avloppsledningar leder och utloppet går ut i recipienten Fyrisån.

3.1 Reningssteg

Idag genomförs behandlingen av avloppsvattnet vid Kungsängsverket med hjälp av ett mekaniskt, ett biologiskt och ett kemiskt reningssteg innan det släpps ut till recipienten Fyrisån, Figur 2. Denna process separerar synliga föroreningar, syreförbrukande ämnen, kväve samt fosfor från vattnet. I Kungsängsverket sker dessa reningssteg i två anläggningsdelar där den ena är uppdelad i ytterligare två delar i vilka utformningen skiljer sig vad gäller det biologiska reningssteget (Uppsala Vatten och Avfall 2018), vilket beskrivs närmare i avsnitt 3.1.2.



Figur 2: Schematisk bild över reningsstegen av avloppsvatten i Kungsängsverket (Uppsala Vatten och Avfall, 2020).

3.1.1 Mekanisk rening

Kungsängsverket har två inlopp där det inkommande avloppsvattnet först genomgår mekanisk rening i två liknande anläggningsdelar. Detta steg består av rensgaller, sandfång och försedimentering i bassänger i vilka större partiklar avskiljs. I gallret fastnar avfall som papper och trasor som spolats ner i avloppet medan det efterkommande luftade sandfånget samlar upp tyngre partiklar som sand och grus som sjunker till en ficka i botten (Åkerblom et al. 2020, Uppsala Vatten och Avfall 2018). Turbulensen i sandfånget gör att lättare partiklar förs vidare med avloppsvattnet. För att få en bättre avskiljning av de lättare partiklarna, fosfor och organiskt material tillsätts järnklorid till avloppsvattnet innan försedimenteringsbassängerna, punkt A i Figur 2 (Uppsala Vatten och Avfall 2018). På detta sätt bildar partiklarna flockar och sjunker enklare till botten i försedimenteringsbassängerna. Bildat slam förs med hjälp av skrapor till slamfickor innan det pumpas vidare för behandling. Även fetter och oljor avskiljs effektivt bort

i detta steg då dessa lägger sig på ytan av bassängerna och därmed kan samlas in (Åkerblom et al. 2020).

3.1.2 Biologisk rening

Med hjälp av mikroorganismer som finns i avloppsvattnet i form av aktivt slam samt syrefattiga respektive syresatta förhållanden kan fosfor, kväve och organiskt material samt bakterier avskiljas från avloppsvattnet i den biologiska reningen, punkt B i Figur 2. Mikroorganismer hålls suspenderade i vattnet i flockar där de kan växa till genom upptag av de olika ämnena innan de avskiljs. En annan teknik som är vanlig men inte används vid Kungsängsverket är användning av stationära mikroorganismer på en biofilm. Syrefattiga och syrerika förhållanden i ett ARV kan skapas på två olika sätt: genom intermittent luftning, vilken syftar till bassänger som luftas i perioder, och genom indelning av en bassäng i upprepade oluftade samt luftade zoner (Åkerblom et al. 2020, Uppsala Vatten och Avfall 2018). På Kungsängsverket används båda teknikerna (Uppsala Vatten och Avfall 2018).

I de luftade zonerna tillförs syre till vattnet genom inblåsning av luft vilket gör att nitrifikation sker. Nitrifikation är processen där mikroorganismer bryter ner ammonium till nitrit och därefter till nitrat genom oxidation, vilket sker vid syrerika förhållanden (Granblom 2016). De oluftade zonerna syftar till att skapa förhållanden där denitrifikation kan ske. Här reduceras kvävet i avloppsvattnet, där bakterierna omvandlar nitrat till kvävgas vilket därefter avgår till luften. Tillförsel av organiskt material behövs i denitrifikationen samt ökar hastigheten av den. Eftersom det organiska materialet bryts ned i de luftade zonerna behöver detta antingen tillsättas i form av en extern kolkälla eller som görs på Kungsängsverket, nyttja kolkällan i det inkommande vattnet genom så kallad stegbeskickning (Granbom 2016, Uppsala Vatten och Avfall 2018). Detta innebär att processen består av ett antal upprepningar av syrefattiga och syresatta zoner, där avloppsvatten tillsätts till varje syrefattigt steg och därmed fungerar som kolkälla i dessa zoner (Uppsala Vatten och Avfall 2018).

Efter aktivslamprocessen förs avloppsvattnet till mellansedimenteringsbassänger där slammet får sedimentera. Sedimenterat slam förs till slamfickor i botten av bassängerna och den största delen av slammet pumpas tillbaka till det första syrefattiga steget i den biologiska reningen. Överskottsslam pumpas vidare för behandling (Uppsala Vatten och Avfall 2018).

3.1.3 Kemisk rening

Kemsteget kan implementeras både i försedimenteringen som förfällning i det mekaniska steget, i det biologiska steget som simultanfällning och som efterfällning i ett eget slutligt steg (Sundin et al. 2017). I Kungsängsverket sker det kemiska reningssteget både som förfällning innan försedimenteringen samt i ett eget slutligt steg dit avloppsvatten från

mellansedimenteringsbassängerna från samtliga anläggningsdelar leds (Uppsala Vatten och Avfall 2018).

I det kemiska reningssteget tillsätts en fällningskemikalie för att få en flockning av kvarvarande fosfor och restföckar från det biologiska reningssteget i flockningsbassänger. Vid Kungsängsverket tillsätts järnklorid men vid andra ARV kan andra järn- eller aluminiumsalter användas (Uppsala Vatten och Avfall 2018, Åkerblom et al. 2020). Flockarna sedimenterar i en slutsedimentering, där lameller finns för att öka den tillgängliga ytan för sedimenteringen, och renat vatten leds ut till en värmepumpänläggning innan det når Fyrisån. Kemsam som sedimenterat i lamellsedimenteringen pumpas vidare för behandling (Uppsala Vatten och Avfall 2018).

3.1.4 Slamhantering

Slam som bildas under processens gång rötas för att stabilisera det innan efterföljande avvattning. Vid rötning bryter mikroorganismer ner organiskt material under syrefria förhållanden och biogas bildas. Därefter avvattnas slammet för att minska dess vikt innan det transporteras bort för lagring innan det kan användas till jordbruk. Det avskilda vattnet återförs till ARV (Uppsala Vatten och Avfall 2018, Sundin et al. 2017).

3.2 Vattenmatrisen

I en tidigare undersökning vid Kungsängsverket analyserades parametrar för att kartlägga avloppsvattnets sammansättning (vattenmatrisen) för att identifiera parametrar med en potentiell påverkan på tekniker som ozonbehandling, aktivt kol och anjonbytare. Det genomsnittliga värdet för varje parameter från provtagningarna visas i Tabell 3. Totalt organiskt kol, TOC, och löst organiskt kol, DOC, låg i ett förväntat intervall för avloppsvatten i det utgående vattnet från ARV. Järn hade även påträffats vid analyser och trots att denna mängd varit låg är det ett ämne som behöver tas i beaktning då det kan ha en påverkan på adsorptionseffektiviteten hos adsorbenter. Samtliga uppmätta värden för dimetylaminen var under detektionsgränsen varav medelvärdet hade en hög osäkerhet. Nitrat och sulfat analyserades inte i denna undersökning men bör även tas i beaktning då detta även är ämnen som kan påverka effektiviteten av reningstekniker (Chen et al. 2021).

Tabell 3: Genomsnittligt värde av olika parametrar i vattenmatrisen för det utgående vattnet från Kungsängsverket. Baserat på data insamlad under 2020 av Sweco (Chen et al. 2021). Standardavvikelse visas inom parentes.

Parameter	Genomsnittligt värde (Standardavvikelse)
DOC	10 mg/l (3 mg/l)
TOC	9,2 mg/l (1,8 mg/l)
Susp	5,0 mg/l (0,2 mg/l)
Bromid	0,6 mg/l (0,1 mg/l)
Nitrit	0,03 mg/l (0,01 mg/l)
Järn	2,1 mg/l (0,6 mg/l)
Krom	0,0012 µg/l (0,5 µg/l)
Trevärt krom	0,35 µg/l (0,1 µg/l)
Sexvärt krom	0,0012 µg/l (0,5 µg/l)
Dimetylamin	20,7 µg/l (20,1 µg/l)

3.3 Riskanalys och tidigare undersökningar

En förstudie genomfördes av Sweco som ett första steg i projektet vars syfte var att leda till tillbyggnationen av ett avancerat reningssteg i Kungsängsverket. Förstudien var en förutsättning för en vidare undersökning av möjliga tekniker och därefter tester i pilotskala.

I denna genomfördes bland annat en miljöriskbedömning där den beräknade koncentrationen mikroföroreningar i recipienten jämfördes mot den högsta koncentrationen mikroföroreningar i recipienten Fyrisån som inte förväntas ha en negativ effekt på organismer som återfinns där. Utifrån befintlig data var det möjligt att få fram vilka av mikroföroreningarna som är mest prioriterade vid installation av ett avancerat reningssteg på ARV. Dessa mikroföroreningar var citalopram, diklofenak, flukonazol, ibuprofen, metoprolol och PFOS. Propranolol var även inräknad bland dessa utifrån riskbedömningen men bortsågs från i listan då egenskaperna var liknande metoprolol vad gäller reningstekniker. För att få ett bättre underlag rekommenderas fortsatta uppföljningar av recipienten för att kvalitetssäkra underlaget och minska risken att andra mikroföroreningar kan komma att identifieras som prioriterade vid utformning av det framtida reningssteget (Chen et al. 2021).

Tidigare undersökning genomförd av Sweco har rekommenderat Uppsala Vatten att föra en diskussion kring vilken reduktionsgrad som önskas utifrån säkerhetsmarginaler tillsammans med möjliga framtida krav. Tidigare studier har antagit en genomsnittlig avskiljning av 85 % av PFOS och över 95 % av diklofenak i ett avancerat reningssteg (Chen et al. 2021).

4 Material och metoder

Utvärderingen av adsorptionsmaterialet gjordes i flera steg. Ett inledande bägarförsök genomfördes för utvärdering av effektiviteten av samtliga 5 GAK i Tabell 4 för reduktion av 13 PFAS. Utifrån detta valdes det mest effektiva och minst effektiva GAK ut för kompletterande bägarförsök och kolonnförsök tillsammans med AIX där de skulle undersökas för reduktion av 12 PFAS och 18 läkemedelssubstanser.

Försöken agerade som en förstudie för efterkommande försök i fullskala på ARV.

Tabell 4: Undersökta adsorbenter, typen de tillhör, tillverkare, deras totala ytarea (m^2/g) samt metylenblått nummer (g/kg) givet från tillverkarna vid inköp. Information som saknas är markerat med ett streck.

	Typ	Tillverkare	Total ytarea (m^2/g)	Metylenblått nummer (g/kg)
Filtrisorb 400	GAK	Chemviron	1050	300
Cyclecarb 401	GAK	Chemviron	-	-
Brennsorb 1240	GAK	Brenntag Nordic	1100	200
Aquasorb 5000	GAK	Jacobi	1200	260
Aquasorb 2000	GAK	Jacobi	1050	280
Purolite 694E	AIX	Purolite	-	-

4.1 Bägarförsök

Reduktionsgraden av PFAS och läkemedelssubstanser för adsorbenterna i Tabell 4 undersöktes i två bägarförsök, där adsorbenterna placerades i bägare innehållande utgående avloppsvatten från Kungsängsverket över en viss tid. Adsorbenterna i båda bägarförsöken förbereddes genom blötläggning och metoden för själva bägarförsöken var liknande men skilde sig på vissa punkter mellan försöken.

4.1.1 Förberedelser

Alla adsorbenter blötlades för att reducera mängden luft i porerna inför bägarförsöken.

Rätt mängd av en adsorbent vägdes upp i en bägare. Efter uppvägning fördes denna över till ett finmaskigt nät där damm kunde sköljas ur med Milli-Q vatten (MQ). Ursköljd adsorbent fördes därefter tillbaka till ursprunglig bägare vilken fylldes med MQ, tillfördes en magnetomrörare varefter den kunde placeras på en magnetplatta där omrörning startades. Viktigt var att omrörningen endast var tillräckligt kraftig för förflyttning av adsorbentens partiklar i bägaren och inte hade en högre hastighet så partiklar riskerades att slås sönder. Bägaren täcktes därefter

med ett lock och lämnades i ett dygn. Omrörningen stängdes därefter av varpå adsorbenten fick stå i blöt fram till genomförande av bägarförsöket, vilket uppgick till högst 4 dygn.

Utförandet upprepades för samtliga adsorbenter inför varje försök. I det inledande bägarförsöket användes 5 kolsorter varav 1,2 g av vardera vägdes upp och blötlades. Till det kompletterande bägarförsöket var det en dubbel uppsättning av två utvalda kolsorter samt en anjonbytare som skulle användas av vilka 1,35 g av vardera vägdes upp och blötlades.

4.1.2 Inledande bägarförsök

Det inledande bägarförsöket syftade till att välja ut det mest samt minst effektiva GAK vid reduktion av 13 PFAS för fortsatt undersökning i kolonnförsöken. De 5 GAK som undersöktes var Filtrasorb 400, Cyclecarb 401, Brennsorb 1240, Aquasorb 5000 och Aquasorb 2000. Metoden med hur proverna skulle tas var förbestämd där duplikatprover endast togs en gång för varje bägare spritt över tidsintervallet.

Utgående vatten från reningsverket samlades in i dunkar och 4000 g av detta vatten vägdes upp i 6 bägare efter omskakning. Duplikatprover om 250 ml, för analys av PFAS, samt två prover om 1 L, för analys vattenmatrisens parametrar, togs för avloppsvattnet från dunken med hämtat vatten innan försöket startades. MQ hälldes av blötlagda adsorbenter och försöket startade när dessa tillfördes till varsin bägare. Under försökets gång var vattnet under ständig omrörning med magnetomrörare. Prover om 250 ml togs efter 5 min, 10 min, 20 min, 60 min och 480 min i samtliga bägare, där duplikatprov togs för en bägare vid nästan varje tidpunkt. Prover förvarades i kylskåp tills att analys av externt laboratorie kunde genomföras.

4.1.3 Kompletterande bägarförsök

Det kompletterande bägarförsöket syftade till att undersöka reduktionskapacitet av 18 läkemedelssubstanser och 12 PFAS för Cyclecarb 401, Brennsorb 1240, bestämda genom det inledande bägarförsöket, och den på förhand utvalda AIX Purolite 694E. Samma koncentration adsorbent som i det inledande bägarförsöket skulle användas.

Avloppsvattnet som användes i detta försök var utgående vatten från reningsverket filtrerat genom filter om 80 samt 20 mikron. Uppställningen bestod av 7 bägare varav tre innehöll varsin adsorbent samt avloppsvatten, tre innehöll varsin adsorbent samt kranvatten och en, benämnd referens, endast innehöll avloppsvatten. Metodiken för genomförandet var liknande det för det inledande bägarförsöket bortsett från att mängden tillfört vatten var 4500 g och att prover togs efter 10 min, 20 min, 1 h, 4 h, 8 h, 24 h och 48 h. I detta försök togs prover om 200 ml där duplikatprov togs för bägarna innehållande avloppsvatten och enkelprov togs för bägarna innehållande kranvatten vid samtliga tidpunkter. Likt duplikatprovet på avloppsvattnet innan försökets start togs ett enkelprov på kranvattnet innan det hölls upp i bägarna.

Proverna förvarades i kylskåp innan de kunde tas vidare för analys enligt metoden i avsnitt 4.3.

4.2 Kolonnförsök

Kolonnförsöken syftade till att undersöka reduktionsgraden av 12 PFAS och 18 läkemedelssubstanser i avloppsvattnet från Kungsängsverket för Cyclecarb 401, Brennsorb 1240, bestämda genom det inledande bägarförsöket, samt Purolite 694E genom en mer verklighetstrogen metod för rening i ARV. Detta gjordes genom placering av adsorbenterna i bäddar i kolonner genom vilka avloppsvatten fick rinna. AIX placerades i ytterligare en kolonn till vilken avloppsvatten från det mest effektiva GAK leddes. Analys genomfördes för samtliga målsubstanser och DOC vid alla provtagningar samt för metallhalter i vattnet vid ett tillfälle.

4.2.1 Kolonnuppställning

All utrustning för kolonnförsöken byggdes ihop på plats. Uppställningen visas i Figur 3 där kolonnerna numrerades från höger till vänster och alla delar kopplade till kolonn 1 är numrerade med 1-6 i enlighet med vattnets flöde. Utgående vatten från reningsverket pumpades upp till ett filter (1). Filtrerat vatten leddes till en mellanlagringstank (2) där eventuella kvarvarande större partiklar fick sedimentera innan de pumpades upp av en pump (3) med ett förvalt flöde till kolonnen (4). Därefter passerade vattnet en ventil ut från kolonnen och fördes genom slangen (5) till utloppet. Då kolonn 4 och kolonn 5 var seriekopplade hade dessa en mellanlagringstank mellan sig (7) där utgående vatten från kolonn 4 lagrades innan det pumpades upp i kolonn 5. Pumphastigheten in i mellanlagringstanken (2) var högre än det totala flödet till kolonnerna och för att bevara en konstant maximal vattennivå i denna fanns ett utlopp på baksidan av tanken.



Figur 3: Kolonnuppställning, kolonner numrerade från höger, bestående av ett filter (1), mellanlagringstank (2), pump (3), kolonn (4), slangen (5) till utloppet. En mellanlagringstank infann sig även mellan kolonn 4 och 5 (7). Utlopp (6) ledde bort vatten vid backspolning. Adsorbenterna som användes var Cyclecarb 401, Brennsorb 1240 och Purolite 694E.

Filtren som användes var på 80 mikron, vilket installerades efter ett par dagars körning, seriekopplat med ett filter på 20 mikron för att filtrera bort susp från det intagna avloppsvattnet, installerat efter en veckas körtid motsvarande 2000 bäddvolymmer.

Vid backpumpning användes ytterligare en pump som monterades till en ventil i botten av kolonnen. Vatten togs även här från den gemensamma mellanlagringstanken (2) och pumpades in nerifrån i kolonnen. Eventuella partiklar följde med flödet genom kolonnen och spolades ut genom slangen monterad högst upp på kolonnen, (6) i Figur 3, vilken därefter ledde det till ett utlopp. Samtliga kolonner fungerade enligt samma princip.

Utrustningen testkördes i en halv vecka utan adsorbent samt i en vecka med adsorbent i. Under denna period togs prover för metallhalter för inkommande och utgående avloppsvatten till kolonn 4. Även backspolningen testkördes under veckan adsorbenten testades i kolonnerna för inläring av teknik samt utvärdering av vilket flöde som fungerade för varje adsorbent. Maxhastigheten för GAK låg på 24 L/h under omkring 15 min och för AIX 14 L/h under 30 min. Efter detta tömdes kolonnerna.

4.2.2 Genomförande

Kolonnerna fylldes med 500 ml adsorbent vardera, enligt Tabell 5. För att få en så exakt volym som möjligt beräknades förväntad vikt utifrån given densitet för adsorbenterna från tillverkarna och mängden vägdes upp samt kontrollerades med volymen så en inte alltför stor avvikelse infann sig. Därefter flödade vattnet genom kolonnerna med det förbestämda vattenflödet 6 l/h vilket motsvarade 5 min EBCT. Denna korta EBCT jämfört med den tid som rekommenderats i tidigare studier valdes för att möjliggöra snabbare resultat där försöket endast skulle ge en hänvisning kring adsorbenternas effektivitet vid rening från utvalda mikroföroreningarna inför ett mer utförligt försök i fullskala. En timme efter start togs de första proverna, två prover per kolonn. Duplikatprover togs varje vecka, samma veckodag och tid i den mån det var möjligt. En gång i veckan, samma dag för jämna intervall, fylldes duplikatprover av utgående vatten från varje kolonn och förvarades i -20°C tills de kunde extraheras och analyseras på laboratorie enligt metoden i avsnitt 4.3. Även prover för DOC togs varje vecka från en vecka efter start vilka ett ackrediterat laboratorie analyserade.

Tabell 5: Kolonner numrerade från höger enligt Figur 3 samt vilken adsorbent de innehöll.

Kolonn	Adsorbent
1	Utan adsorbent (referens)
2	Brennsorb 1240
3	Purolite 694E
4	Cyclecarb 401
5	Purolite 694E efter Cyclecarb 401

Viktigt var att vattennivån hela tiden täckte adsorbenten så denna aldrig torkade ut vilket reglerades genom justering av höjden på slangen för utloppet från kolonnen. Pumphastigheten i pumparna kontrollerades med jämna mellanrum under experimentets gång. Kolonnerna backspolades när igensättning av adsorbenterna orsakat en betydande höjning av vattennivån i kolonnerna.

Försöket utvärderas i denna studie för 3 provpunkter över 7 veckors tid (1 h efter start, efter 2 veckor och efter 7 veckor), motsvarande strax under 14 000 bäddvolymmer, med EBCT på 5 min. Försöket avsågs fortskrida upp till ytterligare två månader med prover tagna varje vecka under de första två månaderna och varannan vecka under de senare månaderna. Alla prover avsågs analyseras och utvärderas i en efterföljande rapport.

4.3 Målstanser

PFAS i Tabell 1 och läkemedelssubstanserna i Tabell 2 var de målstanser som analyserades i försöken. 6:2 FTS analyserades endast i det inledande bägarförsöket där det var inkluderat i PFAS-11 och läkemedelssubstanserna analyserades endast i det kompletterande bägarförsöket och i kolonnförsöket.

4.4 Analyser

Proverna från det inledande bägarförsöket skickades till ett ackrediterat laboratorium för analys. Egen analys av proverna från det kompletterande bägarförsöket och kolonnförsöket genomfördes enligt följande metod.

4.4.1 Off-line fastfas-extraktion

Prover tagna från det kompletterande bägarförsöket samt kolonnförsöket behandlades med off-line fastfas-extraktion (SPE) med en förkoncentreringsfaktor på 400 (Golovko et al. 2021).

4.4.1.1 Förberedelse

Plastflaskor om 1 L motsvarande antalet provflaskor tvättades med varmt vatten och därefter tre gånger med etanol. GF/F filter (47 mm diameter, Whatman™, China) lades i aluminiumfolie med den vågiga sidan uppåt och placerades i en ugn där de fick brännas över natten i 400 °C.

4.4.1.2 Filtring

Filtreringsuppställning bestående av e-kolv, sandkärnfilter, bränt filter, trattfilterkopp, klämma samt gummislang utgående till vakuumsug monterades ihop. Tidigare tvättad plastflaska märktes och vägdes, varav vikten antecknades. Ett prov om 200 ml milli-Q vatten (MQ), benämnt metodens blankprov, skakades, hälldes i tratten i filtreringsanordningen och vakuumsugen startades. När hela provvätskan passerat till e-kolven stängdes vakuumsugen av, filtreringsanordningen monterades isär och den filtrerade provvätskan överfördes till den tvättade och markerade plastflaskan. Filtringsordningen tvättades med MQ, därefter med etanol varpå den ställdes av för torkning. När anordningen torkat upprepades filtreringsproceduren för ett prov om 200 ml bestående av kranvatten, benämnt positiva blankprovet, och därefter för resterande prover. I väntan på att nästa steg kunde genomföras, placerades filtrerade prover i kylrum.

4.4.1.3 Extraktion

All utrustning som skulle användas rengjordes och förbereddes: 15 ml plaströr, vakuumkanare med lock och reservoarer rengjordes två gånger med etanol efter att dessa rengjorts ordentligt respektive diskats i diskmaskin. Avstängningsventiler och adaptrar rengjordes 2 gånger med metanol i ultraljudsbad. Tre uppsättningar av etiketter skrevs ut och

extraktionskolonner (Oasis HLB 200 mg, 6 ml), 15 ml rör samt vialer märktes med dessa. Uppställningen bestående av vakuumkanmare med lock, avstängningsventiler, adaptrar och märkta extraktionskolonner monterades ihop. Den inre vita delen av SPE-stationen behölls utanför täckt av aluminiumfolie tills att den skulle användas för att hålla den ren.

Standardvätskor (20 µl MIX_IS_3 (1 µg/ml), 20 µl PFAS_IS (0,1 µg/ml) och till den positiva blanken även 20 µl MEGA_MIX_5 (1 µg/ml)) tillsattes till de filtrerade proverna. Samtliga provflaskor skakades. 6 ml metanol tillfördes samtliga reservoarer och tilläts droppa igenom med hjälp av gravitationskraften. Avstängningsventilerna vreds om till att inte släppa igenom vätska när reservoarerna var tomma och den fasta fasen i extraktionskolonnen precis täcktes av vätska. Detta steg var först klart när alla vridits om. 6 ml milli-Q vatten tillfördes reservoarerna, avstängningsventilerna vreds om till att vara öppna och utförandet i det föregående steget upprepades.

Samtliga prover tillsattes till varsin reservoar, avstängningsventilerna öppnades och hölls öppna tills att även dessa vätskor runnit igenom. Avstängningsventilerna vreds om till ett slutet läge allt eftersom varje extraktionskolonn runnit igenom och den fasta fasen precis täcktes av vätska. Vakuum justerades vid behov så vattnet flödade med 1 droppe per sekund. Reservoar och adapter togs bort. 6 ml milli-Q vatten tillfördes direkt till varje extraktionskolonn vilka torkades ur med hjälp av vakuum under 20 minuters tid.

4.4.1.4 Eluering

Locket till vakuumkanmaren rengjordes med etanol och milli-Q vatten varpå det monterades ihop med vakuumkanmaren igen. Rengjorda avstängningsventiler och adaptrar placerades i locket tillsammans med extraktionskolonnerna. Rengjorda och märkta 15 ml plaströr placerades under utloppen från avstängningsventilerna i vakuumkanmaren. 4 ml metanol tillsattes SPE extraktionskolonnerna och läts droppa ur, in i plaströren, med hjälp av tyngdkraften. Vakuumkanmaren utsattes för vakuum under 1 minut. 4 ml metanol tillsattes till SPE extraktionskolonnerna och läts droppa ur, in i plaströren, med hjälp av tyngdkraften. Vakuumkanmaren utsattes för vakuum under 1 minut.

4.4.1.5 Förberedelse inför vätskekromatografi-masspektrometri

Plaströren innehållande provvätskorna indunstades med hjälp av kvävgas tills volymen var ungefär 0,5 ml. Vätskorna överfördes till märkta 1 ml vätskekromatografi (LC) injektionsflaskor. Väggarna på insidan av plaströren sköljdes med hjälp av en pasteurpipett med metanol varpå innehållet därefter pipetterades upp och överfördes till samma LC injektionsflaska. Detta upprepades ytterligare två gånger för varje rör. Provvätskorna i injektionsflaskorna indunstades tills volymen var 0,5 ml. Extrakten rördes om i en vortex på hastighet 6 i 30 sekunder. Injektionsflaskorna med extrakten placerades därefter i

-20°C fram tills analys kunder genomföras.

4.4.2 Vätskekromatografi-masspektrometri och evaluering

Prover för en 11-punkts kalibreringskurva förbereddes med hjälp av standarder (MIX_IS_3 (1 µg/mL), PFPs_IS (0.1 µg/mL), MEGA_MIX_5 och PFAS_MIX_2) från 0,01 till 500 ng mL⁻¹. Kalibreringsprover samt extrakt lades in i en vätskekromatografi-masspektrometri-maskin (LC-MSMS, DIONEX UltiMate 3000 UPLC system, Thermo Scientific, Waltham, MA, USA coupled TSQ QUANTIVA, Thermo SCIENTIFIC, Waltham, MA, USA) där de analyserades enligt inmatat program. Den mobila fasen bestod av MQ med 5 mM ammoniumacetat och acetonitril. Flödes hastigheten var 0,5 mL m⁻¹ och körningstiden var 15 minuter per prov. Kurvor för varje prov samt ämne utvärderades i TraceFinder™ 3.3 genom integrering och kontroll mot bekräftande joner. Den färdiga datan skickade därefter till extern part för beräkning av de faktiska koncentrationerna och samt kvalitetssäkring. Ämnen med en standardavvikelse på över 30 % bortsågs från då denna ansågs vara för hög.

4.4.3 Hantering av analysresultat

Värden som understeg detektionsgräns användes som halva detektionsgränsen. Medelvärden av framtagna koncentrationer för duplikatprover användes vid beräkningar samt framställning av framtagna resultat. Mätosäkerheten för samtliga koncentrationvärden beräknades genom standardavvikelsen mellan duplikatproverna för samtliga provpunkter. Mätosäkerheten för DOC samt proverna för det inledande bägarförsöket var givna av laboratoriet som genomförde analysen och var den utvidgade osäkerheten beräknad med en täckningsfaktor k=2, motsvarande en konfidensnivå på 95 %. Detta då endast ett prov per tidpunkt analyserats för dessa.

För att beräkna massan målsubstans som upptagits av sorbenten, q_v , i bägarförsöken och därmed kapaciteten för adsorbenten, användes följande formel:

$$q_v = \frac{(C_0 - C_e) \cdot V}{m} \quad (1)$$

där C_0 (mg/L) är startkoncentrationen målsubstans i lösningen, C_e (mg/L) är koncentrationen målsubstans i lösningen för undersökt tidpunkt, V (L) är volymen på lösningen och m (g) är massan på adsorbenten (McCleaf 2014).

Som startkoncentration i bägarförsöken användes koncentrationer för respektive ämnen uppmätta i provet taget på avloppsvattnet, benämnt referensen. Dessa startkoncentrationer användes vid beräkningar av koncentrationsförändringar över tid och reduktionsgraden i olika prover med hjälp av följande ekvation:

$$\text{Reduktionsgrad} = 1 - \frac{C_e}{C_0} \quad (2)$$

där reduktionsgraden (%) visade på hur mycket av ett visst ämne eller ämnesgrupp upptagits från lösningen. Vid analys av koncentrationerna uppmätta för läkemedelssubstanserna delades dessa in i grupper baserade på deras laddning vid uppmätt pH i avloppsvattnet som användes vid försöken, enligt Tabell 2.

Bäddvolymen i kolonnförsöken beräknades genom:

$$\text{Bäddvolym} = \frac{V_b}{V_{ad}} = \frac{q * t}{V_{ad}} \quad (3)$$

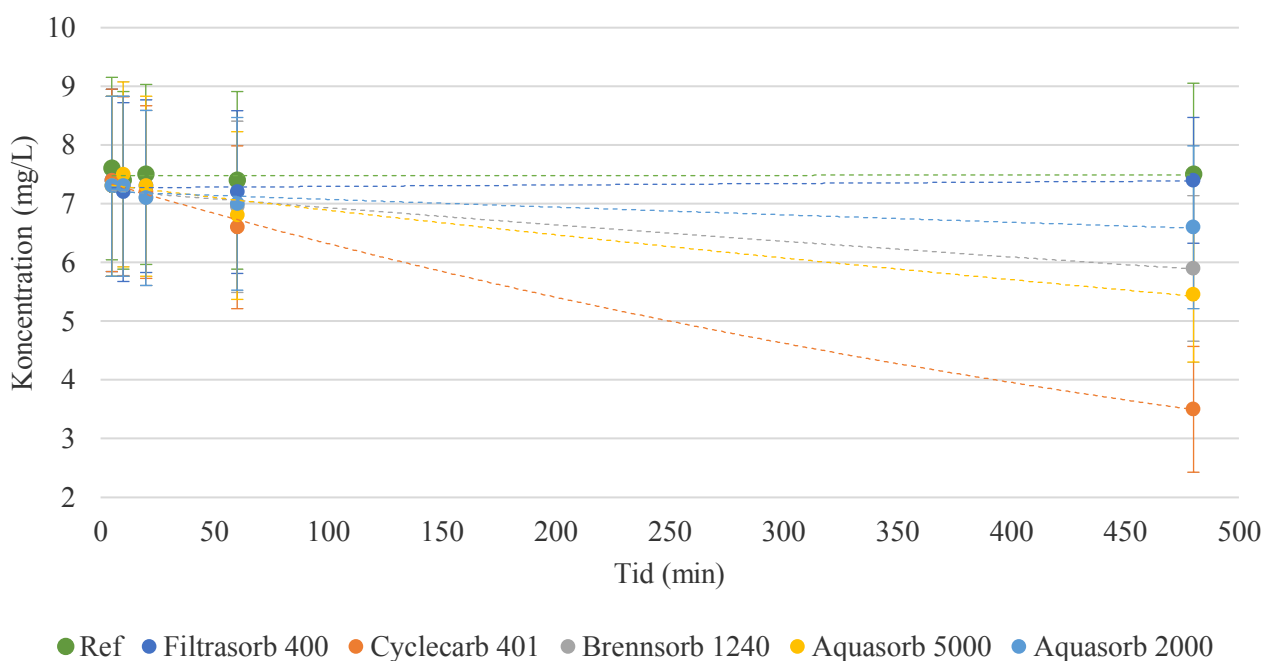
där V_b (dm³) är den behandlade volymen på lösningen, V_{ad} (dm³) är volymen på adsorbenten i kolonnen, q (L/s) är flödet vätska genom kolonnen och t (s) är drifttiden.

5 Resultat

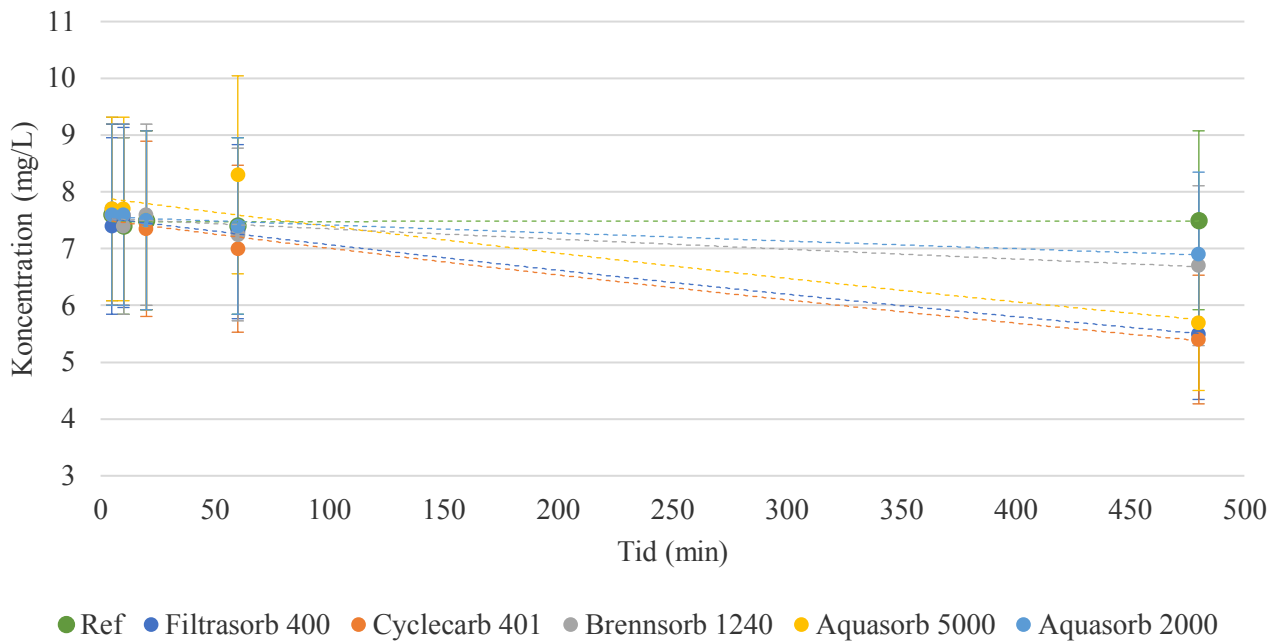
5.1 Inledande bägarförsök

Analysresultaten och volym för vätskan i bägarna under provtagningen finns sammanställt i Bilaga 1.

Koncentrationen DOC låg på omkring 7,5 mg/L i samtliga bägare vid start och minskade mest för Cyclecarb 401, till 3,5 mg/L, jämfört med resterande GAK, se Figur 4. DOC-halten höll sig konstant i referensen samt i bägaren med Filtrasorb 400. TOC-halten sjönk snabbast för både Cyclecarb 401 som Filtrasorb 400, se Figur 5, och minst skillnad vid 480 min från start var det, efter referensen, för Aquasorb 4000. Här visas en avvikelse från trenden av en sjunkande koncentration för Aquasorb 5000 där TOC-koncentrationen steg från omkring 7,5 mg/L vid start till strax under 8,5 mg/L vid 60 min.

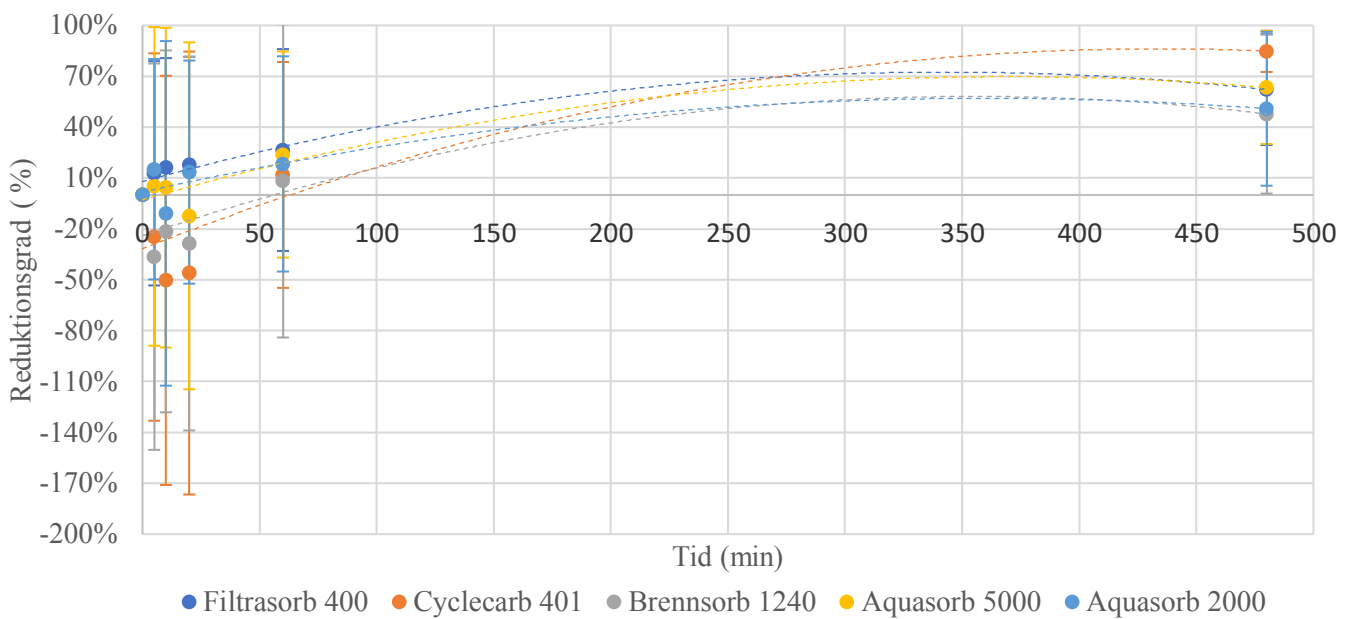


Figur 4: Förändringen av koncentrationen DOC (mg/L) över tid för bägarna innehållande alla kol (se färgförklaringar under figuren) samt referensbägaren (grön). Provpunkterna visar uppmätta koncentrationer i samtliga prover. Baserat på ett prov per mätpunkt. Felstaplarna visar på mätosäkerheten i varje punkt och regressionslinjen visar på förändringen över tiden.

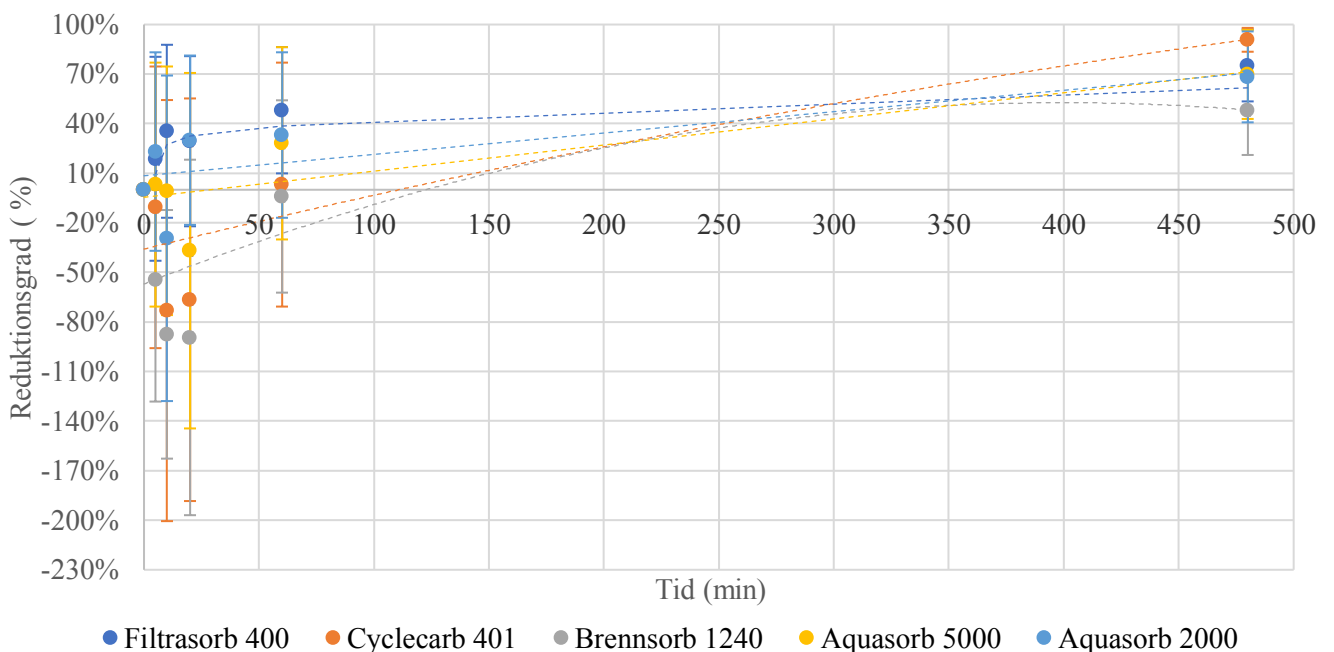


Figur 5: Förändringen av koncentrationen TOC (mg/L) över tid för bägarna innehållande alla kol (se färgförklaringar under figuren) samt referensbägaren (grön). Provpunkterna visar uppmätta koncentrationer i samtliga prover. Baserat på ett prov per mätpunkt. Felstaplarna visar på mätosäkerheten i varje punkt och regressionslinjen visar på förändringen över tiden.

Reduktionsgraden av PFAS-11 och PFOS för samtliga adsorbenter under provtiden beräknades med hjälp av ekvation 2 och visas i Figur 6 och Figur 7. Reduktionsgraden var negativ för vissa adsorbenter under den första timmen där mätosäkerheten även var hög i båda figurerna. Efter 480 min var reduktionsgraden av PFAS-11 högst för Cyclecarb 401 på 85 %, vilket var 35 % mer än för Brennsorb 1240 vilken hade lägst reduktionsgrad vid denna tidpunkt, Figur 6. Reduktionsgraden för PFOS var även högst för Cyclecarb 401 efter 480 min på 90 %, vilket var 40 % mer än för Brennsorb 1240 vilken hade lägst reduktionsgrad även här.

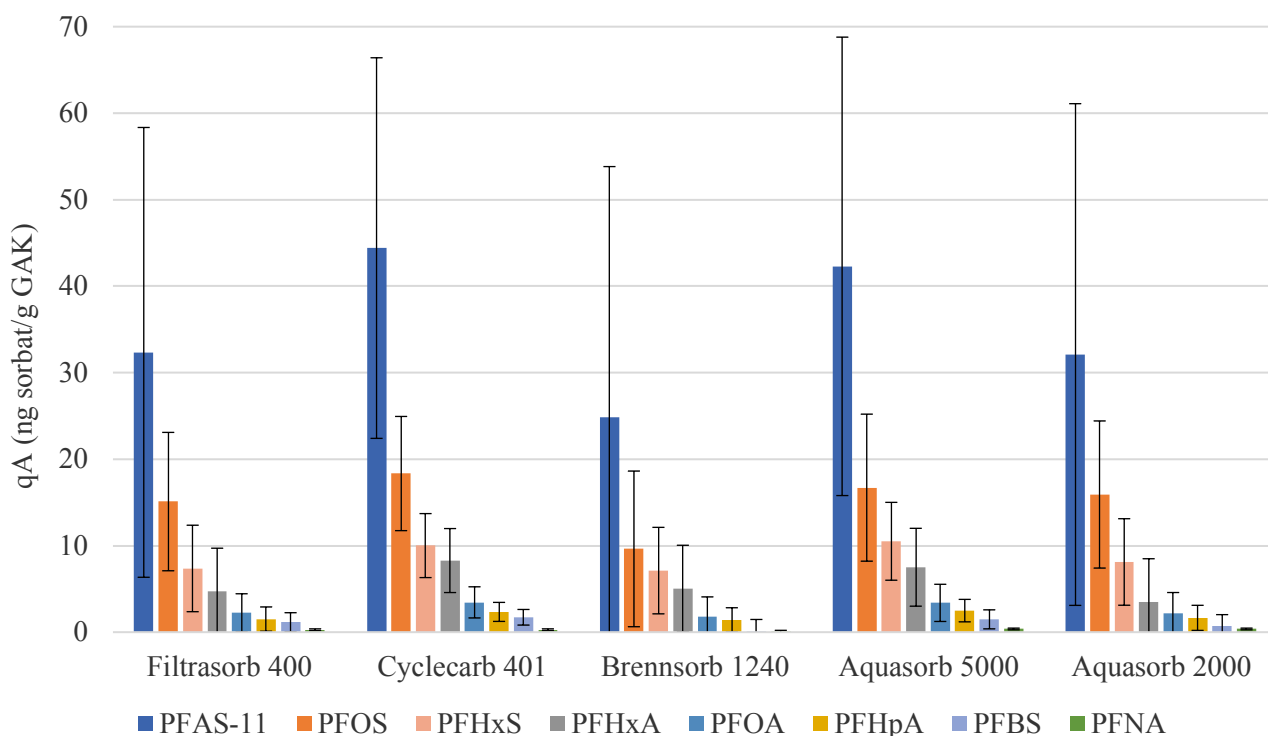


Figur 6: Genomsnittliga reduktionsgraden (%) av PFAS-11 vid varje provtagen tidpunkt (min) vid implementering av Filtrasorb 400 (mörkblå), Cyclecarb 401 (orange), Brennsorb 1240 (grå), Aquasorb 5000 (gul) och Aquasorb 2000 (ljusblå) på avloppsvatten i det inledande bägarförsöket. Ett prov per provpunkt och ett duplikatprov över försökstiden för varje adsorbent. Felstaplarna visar på mätosäkerheten i varje punkt och regressionslinjen visar på förändringen över tiden.



Figur 7: Genomsnittliga reduktionsgraden (%) av PFOS vid varje provtagen tidpunkt (min) vid implementering av Filtrasorb 400 (mörkblå), Cyclecarb 401 (orange), Brennsorb 1240 (grå), Aquasorb 5000 (gul) och Aquasorb 2000 (ljusblå) på avloppsvatten i det inledande bägarförsöket. Ett prov per provpunkt och ett duplikatprov över tiden för varje adsorbent. Felstaplarna visar på mätosäkerheten i varje punkt och regressionslinjen visar på förändringen över tiden.

Den totala adsorberade massan av varje målsubstans per gram GAK beräknades med hjälp av ekvation 1. Cyclecarb 401 adsorberade störst massa av samtliga ämnen, bortsett från PFHxS vilken Aquasorb 5000 adsorberade en något högre massa av, jämfört med resterande GAK som visas i Figur 8. Detta GAK adsorberade 45 ng/L PFAS-11 vilket skilde sig med 20 ng/L mot Brennsorb 1240 vilken adsorberade lägst massa av samtliga ämnen jämfört med resterande GAK.



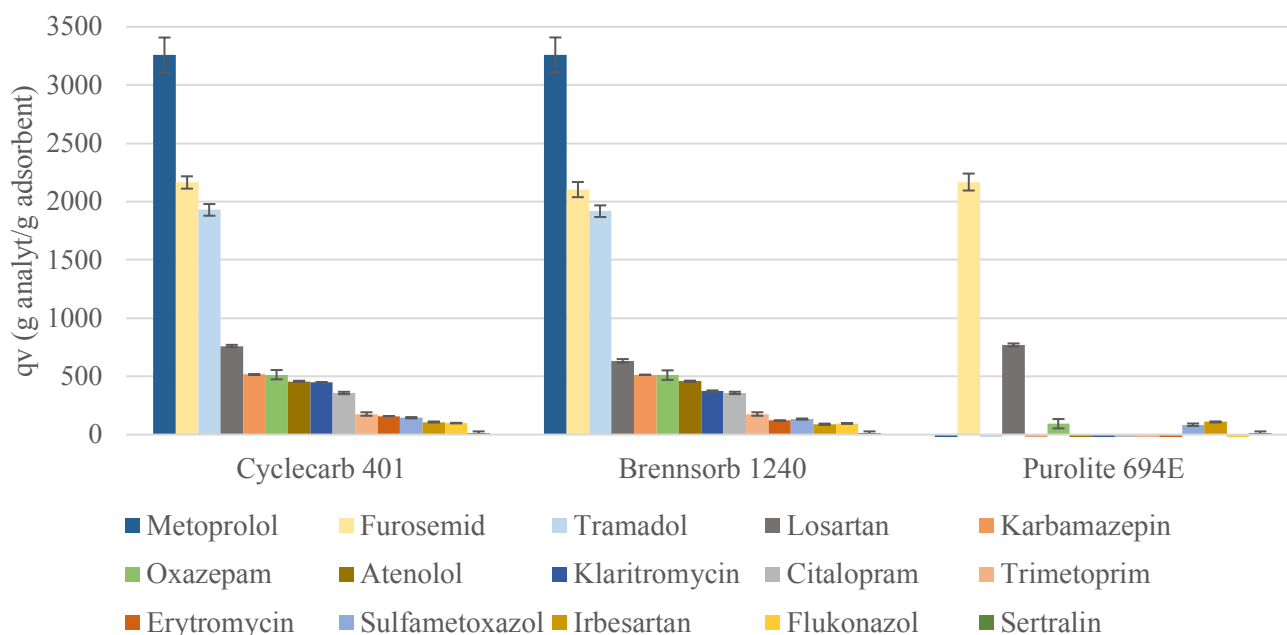
Figur 8: Den beräknade totala massan ämne (ng), för 8 PFAS samt PFAS-11 (enligt färgförklaringar under figuren), som adsorberats per gram GAK för varje kolsort i det inledande bägarförsöket efter 8 h. Baserat på enskilda prover för Filtrasorb 400, Cyclecarb 401 samt Brennsorb 1240 och duplikatprov för Aquasorb 5000 samt Aquasorb 2000. Felstaplarna visar på mätosäkerheten i varje punkt. Nästan alla prover för PFBA, PFPeA, PFDA, 6:2 FTS, PFUnDA och PFTeDA understeg detektionsgräns varav dessa inte är inkluderade.

5.2 Kompletterande bägarförsök

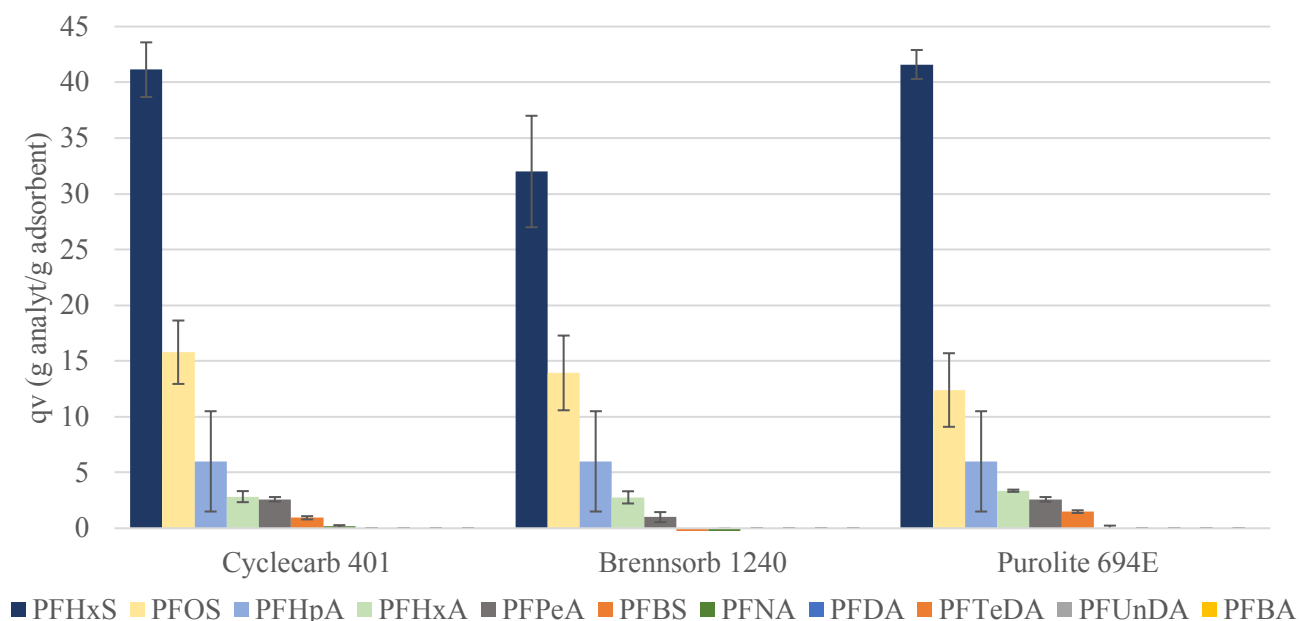
Undersökning av kalibreringskurvan från analysen av proverna för de kompletterande bägarförsöken visade på en för hög standardavvikelse för propranolol, diklofenak, venlafaxin och PFOA, varav resultat för dessa ämnen inte redovisas. Rådata över uppmätta koncentrationer redovisas i Bilaga 2. I tabellen går det att utläsa att ingen koncentrationssökning för något ämne eller adsorbent, i bägarna där adsorbenterna tillsatts till kranvatten, skett.

Den totala adsorberade massan beräknades med hjälp av ekvation 1 och visas för läkemedelssubstanserna i Figur 9 och för PFAS i Figur 10. I Figur 9 syns att de totala adsorberade massorna var liknande för båda GAK där endast små variationer infann sig. Den mest märkbara var att omkring 130 ng mer losartan adsorberats per g Cyclecarb 401. Mest

metoprolol hade adsorberats till båda GAK, över 3300 ng/g GAK, följt av furosemid på omkring 2100 ng/g GAK och därefter tramadol på omkring 1900 ng/g GAK. Till Purolite 694E hade endast furosemid, losartan, sulfametoxazol, irbesartan och sertralin adsorberat i liknande mängder som till Cyclecarb 401. Figur 10 visar att den totala massan som adsorberats av PFAS var högst för PFHxS, 41-42 ng/g för Cyclecarb 401 respektive Purolite 694E, följt av PFOS, omkring 16 ng/g för Cyclecarb 401, och PFHpA, 6 ng/g för varje adsorbent. Ingen massa av PFNA, PFDA, PFTeDA, PFUnDA eller PFBA hade detekterats adsorberadas till någon av adsorbenterna. Den adsorberade massan till GAK i de båda figurerna återspeglar förhållandet mellan koncentrationerna av de olika substanserna i avloppsvattnet väl, vilket syns vid jämförelse med rådatan i Bilaga 2.



Figur 9: Total adsorberad massa (ng) av varje analyserad läkemedelssubstans (enligt färgförklaringar under figuren) per massa (g) adsorbent efter 48h för det kompletterande bägarförsöket. Medelvärde från duplikatprover. Felstaplarna visar på mätosäkerheten för de analyserade proverna. Den adsorberade massan av metoprolol, tramadol, karbamazepin, atenolol, klaritromycin, citalopram, trimetoprim, erytromycin och flukonazol har bortsetts från för Purolite 694E då dessa på grund av mätosäkerheter var negativa.



Figur 10: Total adsorberad massa (ng) av varje analyserat PFAS-ämne (enligt färgförklaringar under figuren) per massa (g) adsorbent för det kompletterande bägarförsöket. Medelvärde från duplikatprover. Felstaplarna visar på mätosäkerheten för de analyserade proverna. Den adsorberade massan för PFBS och PFNA för Brennsorb 1240 har bortsetts från då dessa på grund av mätosäkerheter var negativa.

Reduktionsgraden beräknades med hjälp av ekvation 2 och ansågs vara god (>80 %), markerat med grön färg i Tabell 6, efter 48 h för nästan alla läkemedelssubstanser med Cyclecarb 401 och resultatet var liknande för Brennsorb 1240. Tabellen visar att det för Cyclecarb 401 endast var det positivt laddade sertralin som reducerats sämre och bortsett från det negativt laddade sulfametoxazol hade resterande läkemedelssubstanser nästan fullständigt reducerats ur vattnet. Brennsorb 1240 följde en liknande trend men för denna adsorbent understeg även erytromycin gränsen för en god reduktionsgrad. AIX reducerade de negativt laddade läkemedelssubstanserna fullständigt (furosemid och irbesartan) bortsett från sulfametoxazol. Även det neutrala losartan reducerades fullständigt av Purolite 694E.

PFAS-ämnena PFBS och PFNA för Brennsorb 1240 i Tabell 6 och trimetoprim för Purolite 694E hade en avvikande reduktionsgrad från resterande ämnen med ett kraftigt negativt värde. För dessa ämnen hade en högre koncentration från start jämfört med referensprovet som använts i beräkningarna detekterats vilket var anledningen till det. Cyclecarb 401 reducerade PFHxA, PFOS och PFHxS till en god reduktionsgrad och Brennsorb 1240 hade ett liknande resultat men för denna adsorbent var reduktionsgraderna lägre och PFHxS understeg gränsen för en god reduktionsgrad. Purolite 694E hade reducerat PFBS, PFHxA och PFHxS till en god grad. Referensen visar hur koncentrationerna i avloppsvattnet utan tillsatt adsorbent förändrats efter 48 h.

I Tabell 6 syns att koncentrationerna för PFAS-ämnena PFBA, PFDA, PFTeDA och PFUnDA var under detektionsgränsen för samtliga prover varav reduktionsgraden inte kunde beräknas. Dessa ingår därför inte i resterande analyser.

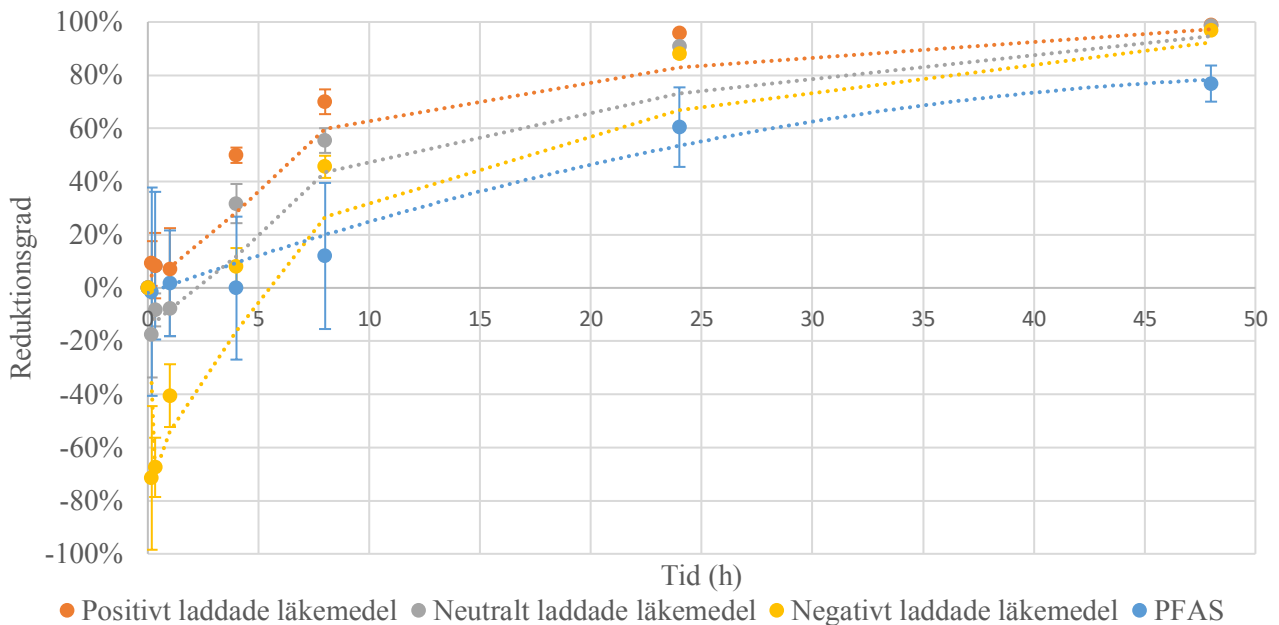
Tabell 6: Reduktionsgrader efter 48 h för varje ämne och adsorbent samt referensen för det kompletterande bägarförsöket. Medelvärde från duplikatprover. Ämnen för en med god reduktionsgrad (>80 %) är markerade med grön färg. Värden där samtliga prover för adsorbent och referens understeg detektionsgräns är markerade med röd färg. Prover där avvikelser kunde ha berott på att högre koncentrationer infann sig från start jämfört med referensen är markerade med gul färg.

Adsorbent	Cyclecarb 401	Brennsorb 1240	Purolite 694E	referens
Atenolol	99 %	99 %*	-36 %	12 %
Metoprolol	100 %	100 %	-24 %	-8 %
Tramadol	100 %	99 %	-34 %	-17 %
Karbamazepin	99 %	99 %	-4 %	10 %
Citalopram	99 %*	99 %*	-33 %	-7 %
Fluconazole	96 %*	94 %*	-57 %	-25 %
Furosemid	98 %*	96 %*	99 %*	-33 %
Oxazepam	99 %	98 %	18 %	-10 %
Klaritromycin	100 %*	83 %*	-16 %*	27 %
Erytromycin	100 %*	75 %*	-33 %	-21 %
Irbesartan	98 %	81 %	99 %	32 %
Losartan	98 %	82 %	100 %	-8 %
Sertralin	39 %*	39 %	39 %*	-7 %
Sulfametoxazol	87 %	80 %	51 %	4 %
Trimetoprim	91 %*	91 %*	-83 %*	-72 %
PFBA				
PFBS	50 %	-532 %*	80 %*	7 %
PFHxA	82 %	80 %	97 %	32 %
PFDA				
PFOS	94 %*	83 %	74 %*	39 %
PFHpA	43 %	43 %	43 %*	-90 %
PFNA	60 %	-103 %*	0 %	15 %
PFPeA	75 %	29 %	75 %	10 %
PFHxS	93 %	73 %	95 %	14 %
PFTeDA				
PFUnDA				

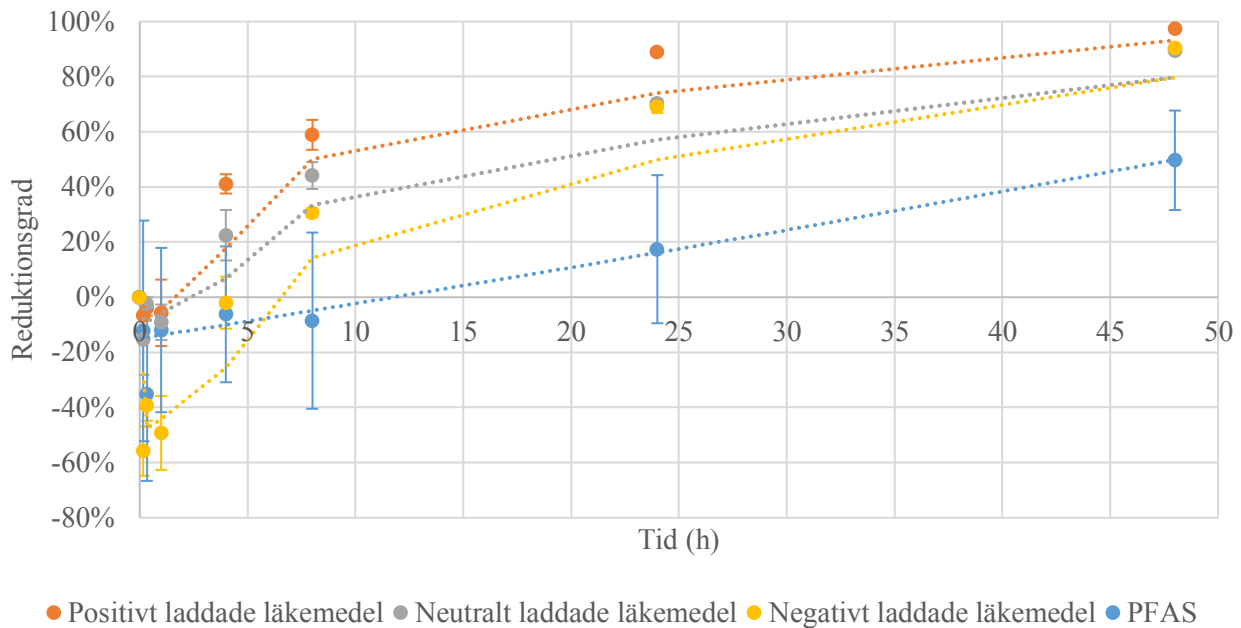
* = Prover där en högre koncentration infann sig från start jämfört med referenserna (>30 %).

Samtliga ämnen analyserades vidare efter grupperingar om laddningar för läkemedelssubstanserna och PFAS. I Figur 11 visas att reduktionsgraden efter 48 h vid implementering av Cyclecarb 401 nästan var fullständig för läkemedelsgrupperna och Figur 12 visar att reduktionsgraden för dessa grupper för Brennsorb 1240 var mellan 90-100 %. I Figur 13 visas att reduktionsgraden efter 48 h för Purolite 694E var 90 % för negativt laddade läkemedel, 40 % för neutralt laddade läkemedel och -20 % för positivt laddade läkemedel. I

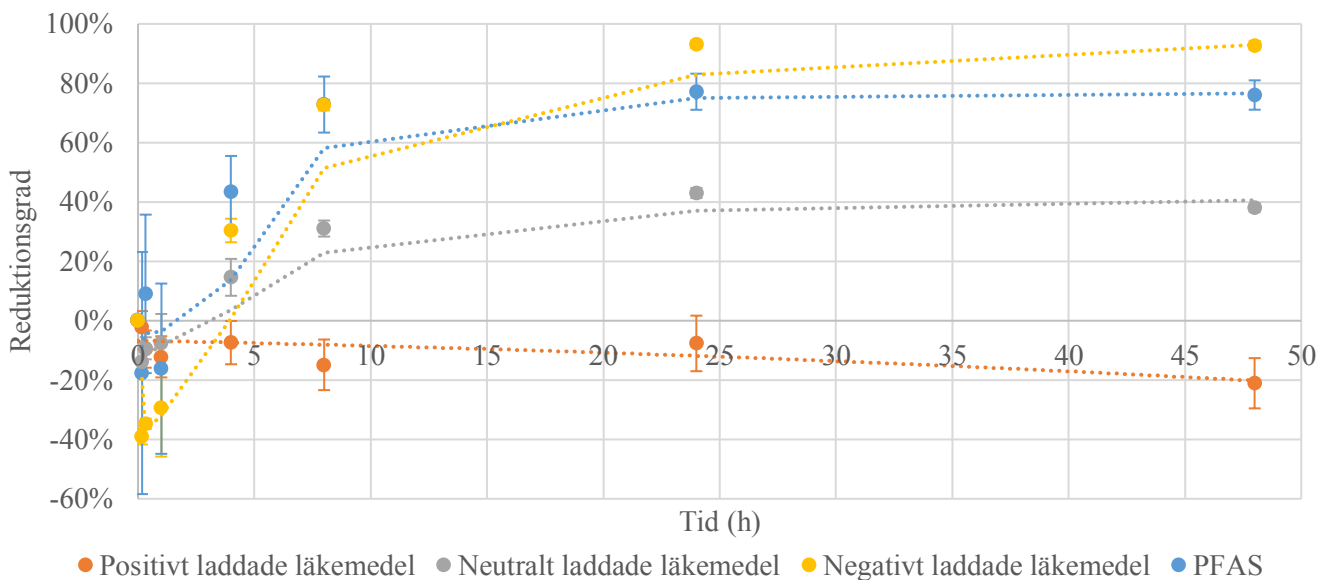
Cyclecarb 401 och Purolite 694E hade PFAS efter 48 h reducerats med strax under 80 % medan Brennsorb 1240 uppvisade en reduktionsgrad på 50 % efter samma tid. Efter 4 h var adsorptionen av positivt laddade läkemedel högst och PFAS lägst med Cyclecarb 401, 50 % respektive 0 %, och Brennsorb 1240, 40 % respektive -5 %. För Purolite 694E var adsorptionen vid 4 h högst för PFAS på 45 % och lägst för positivt laddade läkemedelssubstanser på -10 %.



Figur 11: Genomsnittliga reduktionsgraden (%) av positivt- (orange), neutralt- (grå) och negativt laddade läkemedel (gul) enligt Tabell 2 samt PFAS (blå) efter varje provtagen tidpunkt (h) vid implementering av Cyclecarb 401 för det kompletterande bägarförsöket. Medelvärde från duplikatprover. Provpunkter visas för varje ämnesgrupp enligt färgförklaringarna under figuren. Felstaplarna visar på mätosäkerheten i varje punkt och regressionslinjen visar på förändringen över tiden. Koncentrationsvärden under detektionsgräns har beräknats som halva detektionsgränsen i beräkningarna.

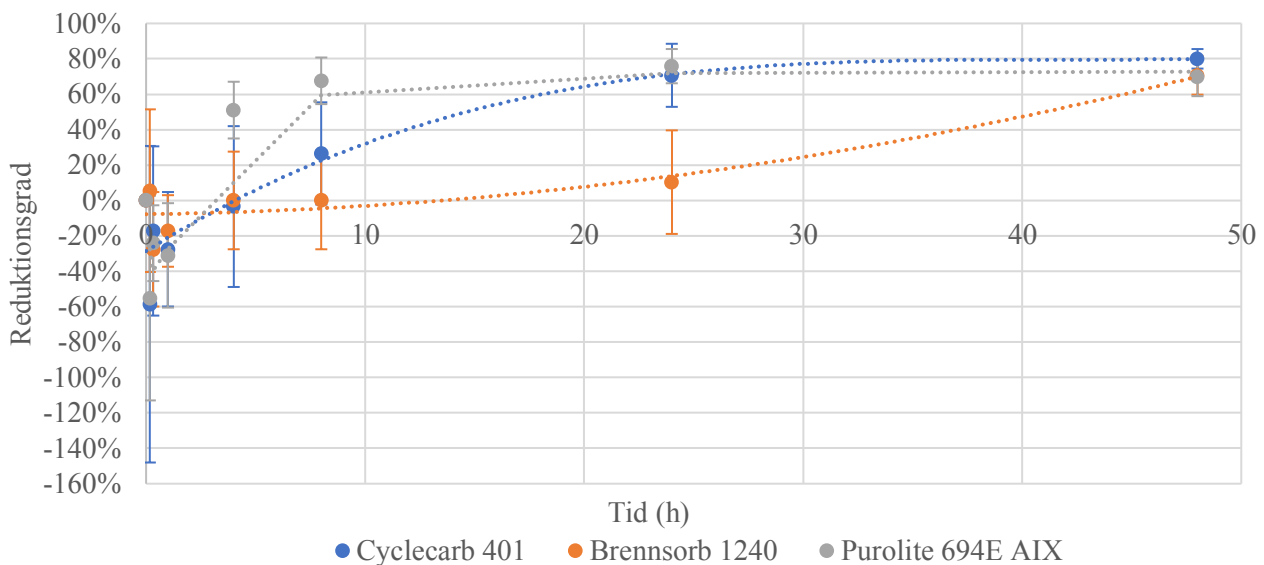


Figur 12: Genomsnittliga reduktionsgraden (%) av positivt- (orange), neutralt- (grå) och negativt laddade läkemedel (gul) enligt Tabell 2 samt PFAS (blå) efter varje provtagen tidpunkt (h) vid implementering av Brennsorb 1240 för det kompletterande bägarförsöket. Medelvärde från duplikatprover. Provpunkter visas för varje ämnesgrupp enligt färgförklaringarna under figuren. Felstaplarna visar på mätosäkerheten i varje punkt och regressionslinjen visar på förändringen över tiden. Koncentrationsvärdena under detektionsgräns har beräknats som halva detektionsgränsen i beräkningarna.



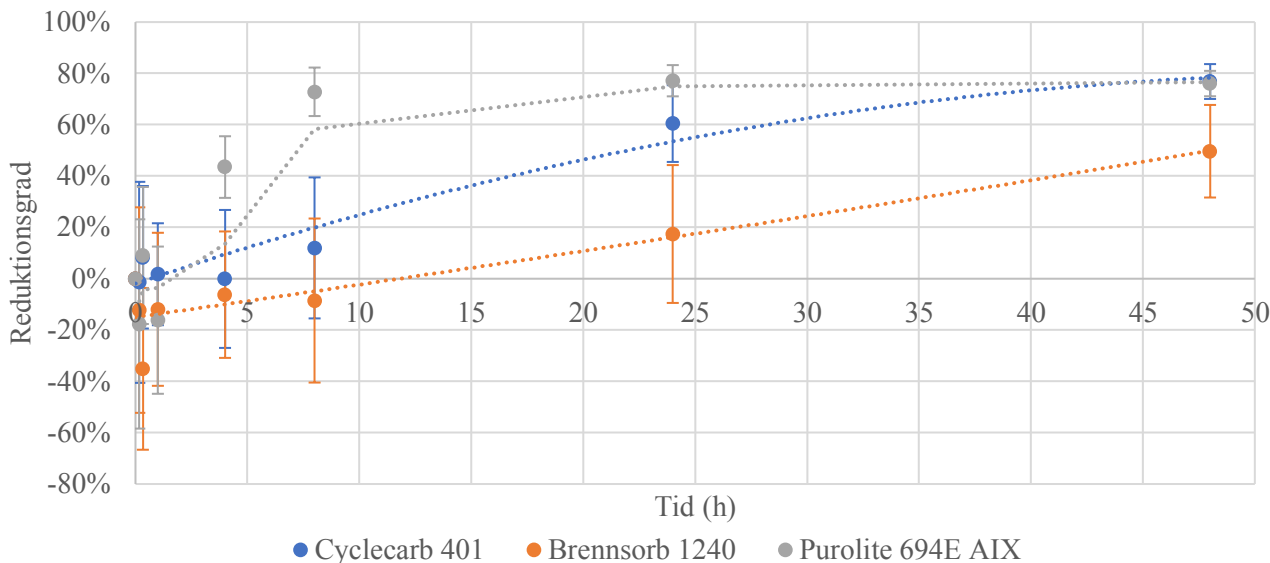
Figur 13: Genomsnittliga reduktionsgraden (%) av positivt- (orange), neutralt- (grå) och negativt laddade läkemedel (gul) enligt Tabell 2 samt PFAS (blå) efter varje provtagen tidpunkt (h) vid implementering av Puro-lite 694E för det kompletterande bägarförsöket. Medelvärde från duplikatprover. Provpunkter visas för varje ämnesgrupp enligt färgförklaringarna under figuren. Felstaplarna visar på mätosäkerheten i varje punkt och regressionslinjen visar på förändringen över tiden. Koncentrationsvärdena under detektionsgräns har beräknats som halva detektionsgränsen i beräkningarna.

Swecos miljöriskbedömning pekade ut PFOS som särskilt viktig vad gäller reduktion från Kungsängsverkets avloppsvatten. Resultatet som visas i Figur 14 tydliggör reduktionsförloppet över tid för alla adsorbenterna där reduktionsgraden för samtliga adsorbenter efter 48 h nått 70-80 %. Cyclecarb 401 hade här minskat koncentrationen med 10 % mer än resterande vid denna tidpunkt. Vid 4 h var reduktionsgraden för Purolite 694E 50 % medan adsorption av PFOS inte verkade ha skett för GAK än vid tidpunkten. Efter 24 h var reduktionsgraden hade Cyclecarb 401 en liknande reduktionsgrad som Purolite 694E, nära den slutliga reduktionsgraden, medan den var betydligt lägre, omkring 10 % för Brennsorb 1240.



Figur 14: Genomsnittliga reduktionsgraden (%) av PFOS i avloppsvattnet efter varje provtagen tidpunkt (h) vid implementering av Cyclecarb 401 (blå), Brennsorb 1240 (orange) och Purolite 694E (grå) för det kompletterande bägarförsöket. Medelvärde från duplikatprover. Felstaplarna visar på mätosäkerheten i varje punkt och regressionslinjen visar på förändringen över tiden.

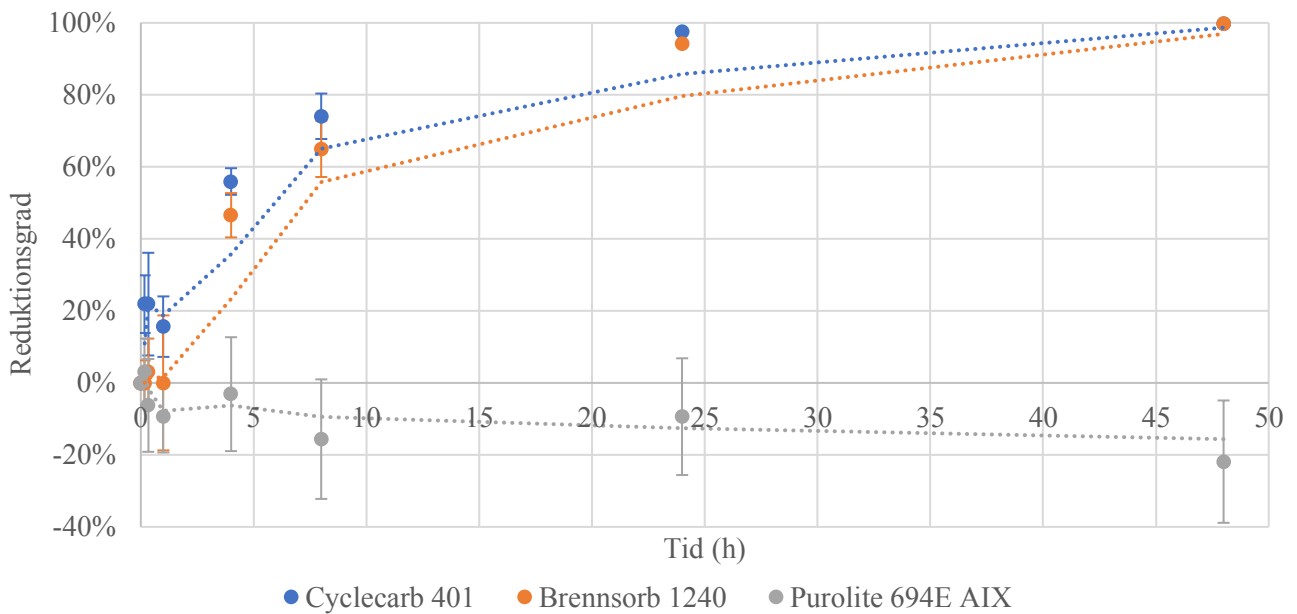
Resultatet som visas i Figur 15 tydliggör skillnaden i reduktion mellan adsorbenterna för PFAS ytterligare där Purolite 694E nästan nått sin jämvikt på strax under 80 % vid 8 h. Cyclecarb 401 har här 60 % lägre reduktionsgrad för gruppen men har nått samma reduktionsgrad som Purolite 694E efter 48 h. Vid 48 h ser det ut som att adsorption av PFAS till Brennsorb 1240 fortfarande skedde där reduktionsgraden understeg resterande adsorbenters kraftigt.



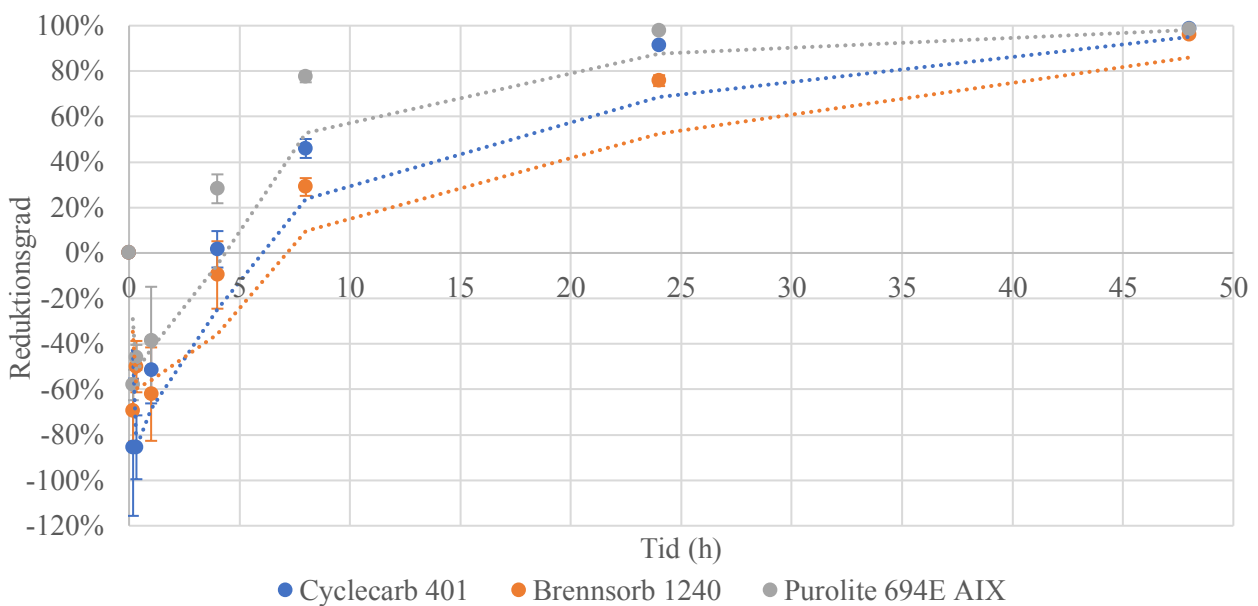
Figur 15: Genomsnittliga reduktionsgraden (%) av PFAS i avloppsvattnet efter varje provtagen tidpunkt (h) vid implementering av Cyclecarb 401 (blå), Brennsorb 1240 (orange) och Purolite 694E (grå) för det kompletterande bägarförsöket. Medelvärde från duplikatprover. Felstaplarna visar på mätosäkerheten i varje punkt och regressionslinjen visar på förändringen över tiden.

Metoprolol var det ämne som detekterats i högst grad i avloppsvattnet samtidigt som det var med på listan över prioriterade ämnen. Vid jämförelse mellan adsorbenterna i Figur 16 syns det att ämnet inte adsorberades av Purolite 694E alls samtidigt som Cyclecarb 401 var något snabbare på att nå fullständig reduktion av det jämfört med Brennsorb 1240.

Även furosemid hade detekterats i en hög grad i avloppsvattnet och var ett av de ämnen som adsorberades bäst till Purolite 694E. Figur 17 visar att fullständig reduktion uppnåddes snabbast av detta AIX, följt av Cyclecarb 401 och därefter Brennsorb 1240. Reduktionsgraderna för de samtliga adsorbenterna var negativa under de första provtagningarna och Tabell 6 anger att dessa koncentrationer översteg referensens från start.



Figur 16: Genomsnittliga reduktionsgraden (%) av metoprolol i avloppsvattnet efter varje provtagen tidpunkt (h) vid implementering av Cyclecarb 401 (blå), Brennsorb 1240 (orange) och Purolite 694E (grå) för det kompletterande bägarförsöket. Medelvärde från duplikatprover. Felstaplarna visar på mätosäkerheten i varje punkt och regressionslinjen visar på förändringen över tiden.



Figur 17: Genomsnittliga reduktionsgraden (%) av furosemid i avloppsvattnet efter varje provtagen tidpunkt (h) vid implementering av Cyclecarb 401 (blå), Brennsorb 1240 (orange) och Purolite 694E (grå) för det kompletterande bägarförsöket. Medelvärde från duplikatprover. Felstaplarna visar på mätosäkerheten i varje punkt och regressionslinjen visar på förändringen över tiden.

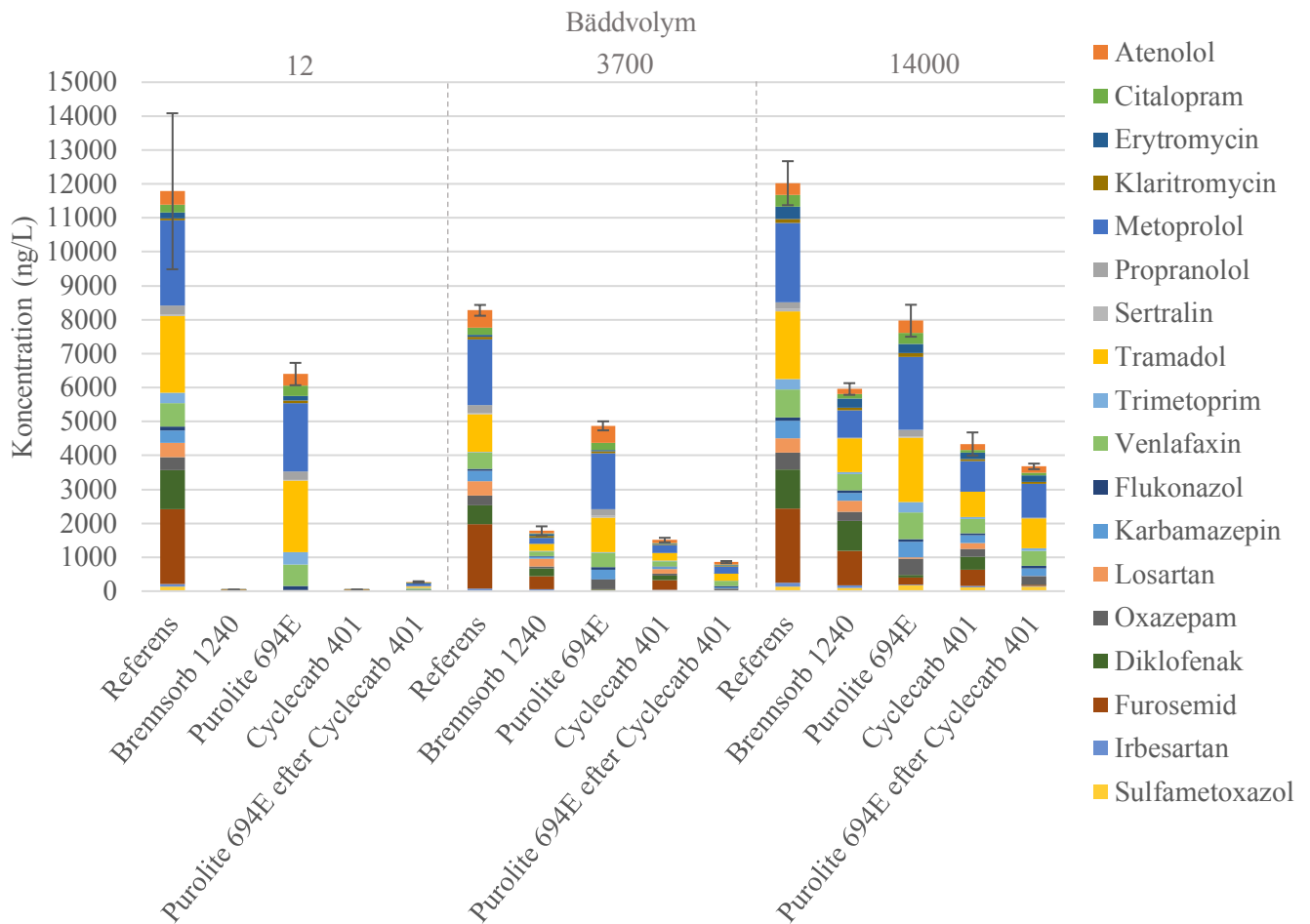
5.3 Kolonnförsök

Undersökning av kalibreringskurvan från analysen av proverna för kolonnförsöken visade på en för hög standardavvikelse för PFBA varav resultat för detta ämne bortsågs från. Se Bilaga 3 för rådata över de uppmätta koncentrationerna vid de olika tidpunkterna.

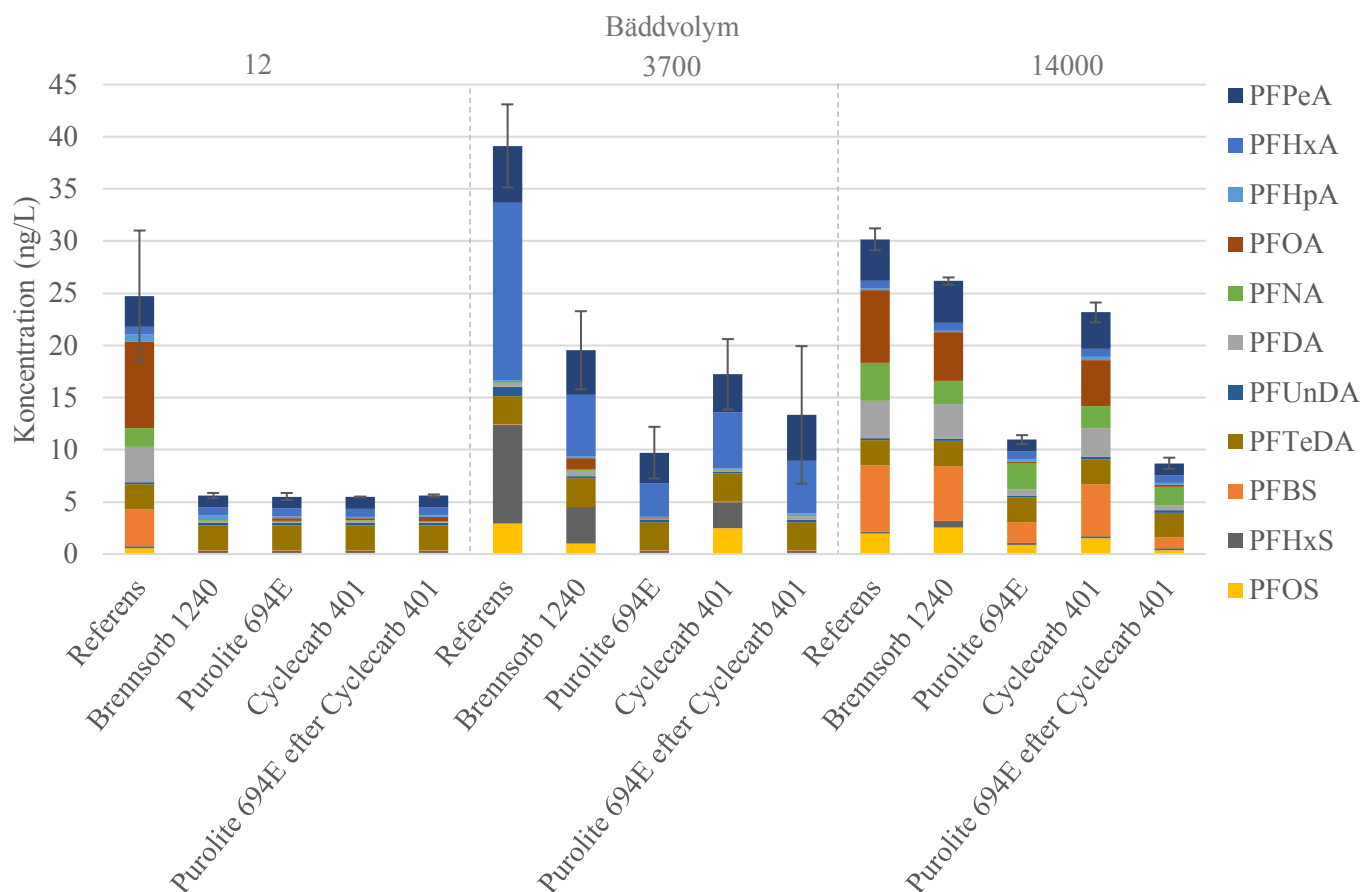
pH-värdet låg på mellan 7-7,5 i det utgående vattnet från samtliga kolonner. Analysresultat kring metaller i vattnet in och ut från kolonnen innehållande Cyclecarb 401, Bilaga 4, visade bland annat att järnhalten låg på omkring 6 mg/l och susp på omkring 9,1 mg/l veckan kolonnerna startades upp.

Koncentrationen av metoprolol, följt av tramadol, furosemid och diklofenak var högst av de inkommande läkemedelssubstanserna i avloppsvattnet till kolonnerna vid samtliga bäddvolym, vilket ses i referensen i Figur 18. Den totala mängden inkommande koncentrationen läkemedelssubstanser till kolonnerna mellan provtagningstillfällena varierade. Vid 12 bäddvolym var det endast för Purolite 694E som utgående koncentrationer av läkemedelssubstanser detekterades varav högst koncentrationer var av metoprolol, tramadol, och venlafaxin. De utgående koncentrationerna för Purolite 694E var högst och omkring 6500 ng/L vid samtliga bäddvolym. Utgående koncentrationer detekterades för resterande adsorbenter vid 3700 bäddvolym och vid 14000 närmade de sig de utgående koncentrationerna för Purolite 694E på omkring 8000 ng/L.

Koncentrationerna av de inkommande PFAS-ämnena till kolonnerna varierade mellan mättillfällena. Koncentrationen PFOA var högst, följt av PFBS, PFDA och PFPeA vid 12 och 14000 bäddvolym, se Figur 19. Vid 3700 bäddvolym var den inkommande koncentrationen PFHpA högst, följt av PFHxS och PFPeA. De inkommande koncentrationerna PFAS totalt var högre jämfört med resterande bäddvolym, strax under 40 ng/L jämfört med 25 och 30 ng/L. De utgående koncentrationerna var omkring 10-20 ng/L för samtliga kolonner med adsorbent där AIX inte släppte igenom PFOS och PFHxS till skillnad från GAK. Vid 3700 bäddvolym var de utgående koncentrationerna högst för Brennsorb 1240 på 20 ng/L och lägst för Purolite 694E på 10 ng/L. Vid 14000 bäddvolym var de utgående koncentrationerna från Brennsorb 1240 nästan lika höga som för referensen och lägst för Purolite 694E på 11 ng/L.



Figur 18: Medelvärdet av de totala utgående koncentrationerna av varje läkemedelssubstans (enligt färgförklaringarna till höger om figuren) ur kolonnerna för duplikatproven vid varje undersökt bäddvolym. Försök genomfört med EBCT 5 min. Felstaplarna visar på mätosäkerheten i varje punkt och koncentrationvärden under detektionsgräns har använts som halva detektionsgränsen.



Figur 19: Medelvärdet av de totala utgående koncentrationerna av varje PFAS-ämne (enligt färgförklaringarna till höger om figuren) ur kolonnerna för duplikatproven vid varje undersökt bäddvolym. Försök genomfört med EBCT 5 min. Felstaplarna visar på mätosäkerheten i varje punkt och koncentrationsvärden under detektionsgräns har använts som halva detektionsgränsen.

Den beräknade reduktionsgraden, med hjälp av ekvation 2, för samtliga ämnen vid varje bäddvolym och för varje adsorbent presenteras i Tabell 7. Reduktionsgrader som var över 80 % från 3700 bäddvolym ansågs som mycket goda varav dessa markerades med grön färg i grafen. Reduktionsgraderna vid 12 bäddvolym bortsågs från i denna bedömning då jämvikt vid tillfället inte hade hunnit inställa sig. Markeringarna visar att reduktionsgraden för läkemedelssubstanserna atenolol, metoprolol, propranolol, tramadol (Brennsorb 1240), karbamazepin, citalopram, furosemid (Cyclecarb 401), sertralin och trimetoprim var mycket god vid omkring 3700 bäddvolym eller senare för båda GAK. Detta är endast positivt laddade läkemedelssubstanser, bortsett från det neutrala karbamazepin.

För Purolite 694E var reduktionsgraden mycket god för läkemedelssubstanserna furosemid, diklofenak, irbesartan och losartan både vid 3700 som 14 000 bäddvolym, vilket visas i Tabell 7. Bortsett från det neutrala losartan var dessa endast negativt laddade. AIX efter GAK visade på en mycket god reduktionsgrad för majoriteten läkemedelssubstanser. Av de negativt laddade läkemedelssubstanserna skedde reduktion till 80-100 % efter 14 000 bäddvolym för samtliga

ämnen förutom sulfametoxazol, vilken här hade en reduktionsgrad på -12 %. Av de neutralt laddade läkemedelssubstanserna var det endast losartan som vid 14 000 bäddvolymmer hade en nästan fullständig reduktionsgrad och för de positivt laddade läkemedelssubstanserna gällde detta endast för sertralin.

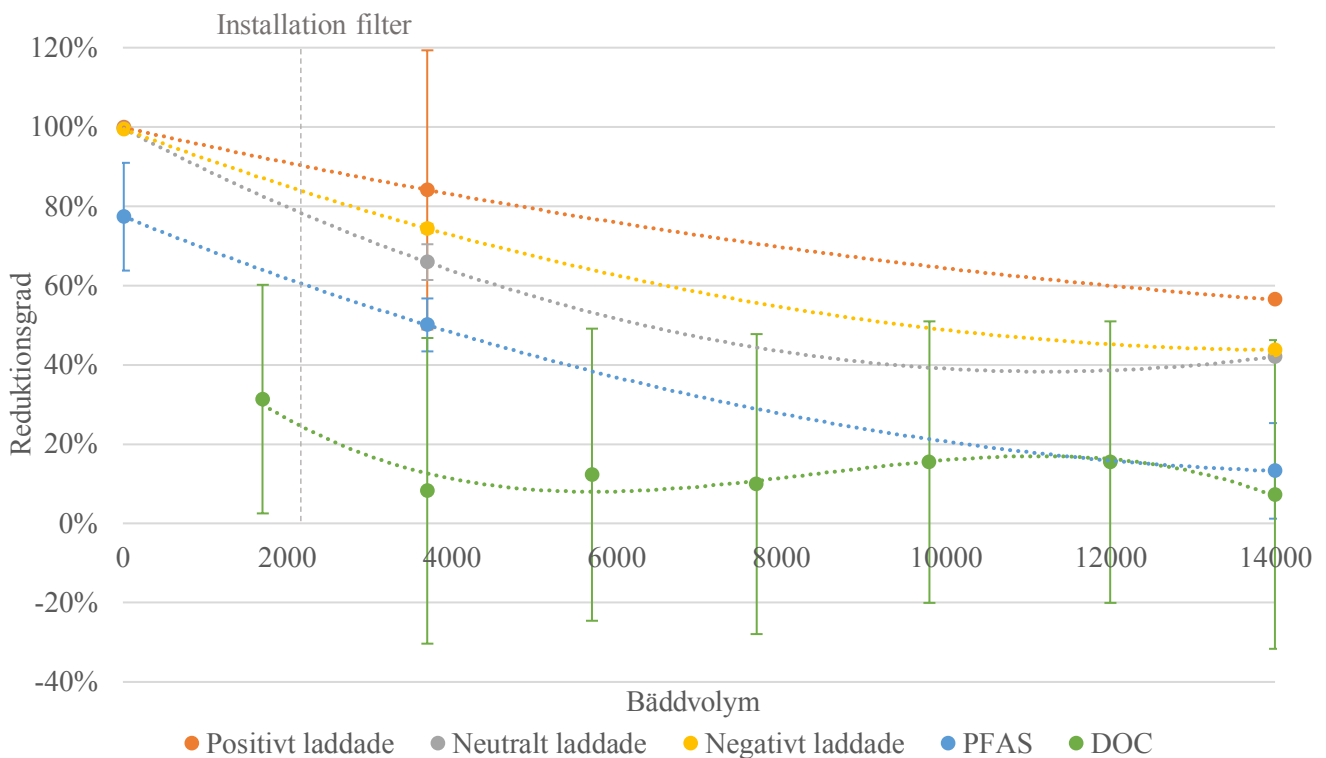
Av GAK var det endast Cyclecarb 401 som uppvisade en god reduktionsgrad av PFAS vilket mer specifikt endast innefattade PFDA. AIX hade en mycket god reduktiongrad av PFHxA, PFDA, PFOS, PFOA och PFHxS och i seriekoppling efter GAK var reduktionsgraden fortsatt hög för samtliga av dessa PFAS, bortsett från PFHxA men även för PFBS.

Detektionsgränserna för PFTeDA understegs i alla prover varav detta ämne inte är inkluderat i efterkommande analyser. Inte heller ingår koncentrationerna för bäddvolymerna där reduktionsgraderna för PFBS, PFHxA, PFHpA, PFNA, PFOA, PFHxS och PFUnDA av samma anledning inte kunde beräknas enligt Tabell 7.

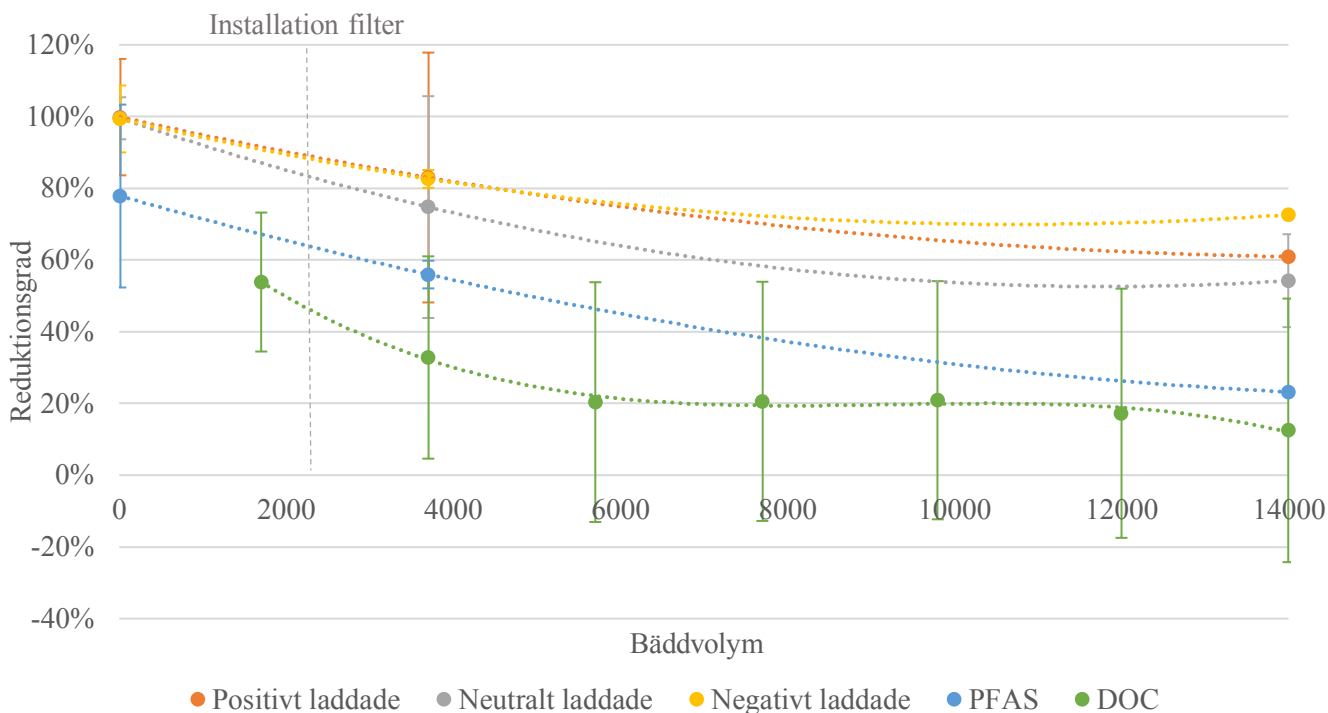
Tabell 7: Genomsnittliga reduktionsgrader för analyserade ämnen vid varje undersökt bäddvolym för varje adsorbent med EBCT 5 min i kolonnförsöket. Medelvärde från duplikatprover. Ämnen för en adsorbent med god reduktionsgrad (>80 %) från bäddvolym 3700 är markerade med grön färg. Värderna där alla proverna för både adsorbent och referens understeg detektionsgräns varav reduktionsgrad inte kunde beräknas är markerade med röd färg.

Bäddvolym	Brennsorb 1240			Purolite 694E			Cyclecarb 401			Purolite 694E efter Cyclecarb 401		
	12	3700	14000	12	3700	14000	12	3700	14000	12	3700	14000
Atenolol	100 %	88 %	60 %	14 %	3 %	-3 %	100 %	83 %	47 %	96 %	85 %	46 %
Metoprolol	100 %	91 %	66 %	20 %	15 %	9 %	100 %	88 %	62 %	97 %	89 %	57 %
Propranolol	100 %	97 %	87 %	9 %	11 %	8 %	100 %	98 %	94 %	98 %	99 %	92 %
Tramadol	100 %	81 %	51 %	7 %	9 %	5 %	100 %	79 %	63 %	98 %	80 %	56 %
Karbamazepin	99 %	83 %	56 %	95 %	2 %	12 %	99 %	80 %	58 %	99 %	83 %	57 %
Citalopram	99 %	85 %	61 %	-32 %	2 %	6 %	99 %	91 %	82 %	92 %	93 %	80 %
Fluconazol	100 %	65 %	36 %	2 %	2 %	11 %	100 %	60 %	33 %	89 %	58 %	29 %
Furosemid	100 %	79 %	55 %	100 %	98 %	90 %	100 %	84 %	79 %	100 %	100 %	98 %
Oxazepam	100 %	78 %	45 %	99 %	2 %	3 %	100 %	78 %	53 %	99 %	83 %	52 %
Klaritromycin	100 %	30 %	20 %	-22 %	8 %	0 %	100 %	77 %	57 %	96 %	77 %	51 %
Erythromycin	100 %	-20 %	25 %	18 %	25 %	24 %	100 %	68 %	43 %	97 %	66 %	46 %
Diklofenak	99 %	60 %	22 %	99 %	97 %	93 %	99 %	77 %	67 %	99 %	97 %	99 %
Irbesartan	100 %	26 %	20 %	100 %	97 %	87 %	100 %	67 %	55 %	100 %	99 %	96 %
Losartan	100 %	47 %	23 %	100 %	98 %	92 %	100 %	71 %	57 %	100 %	100 %	98 %
Sertralin	100 %	96 %	96 %	48 %	-18 %	22 %	100 %	98 %	100 %	87 %	98 %	100 %
Sulfametoxazol	99 %	27 %	31 %	100 %	31 %	-40 %	99 %	13 %	12 %	99 %	78 %	-12 %
Trimetoprim	100 %	88 %	78 %	-21 %	13 %	-2 %	100 %	89 %	80 %	96 %	89 %	74 %
Venlafaxin	100 %	71 %	42 %	9 %	7 %	5 %	100 %	66 %	51 %	94 %	67 %	46 %
PFBS	98 %		17 %	98 %		70 %	98 %		21 %	98 %		84 %
PFHxA		65 %			81 %			68 %			70 %	
PFDA	93 %	-41 %	8 %	97 %	91 %	84 %	94 %	91 %	24 %	97 %	4 %	86 %
PFOS	82 %	66 %	-31 %	82 %	97 %	54 %	82 %	14 %	23 %	82 %	97 %	82 %
PFHpA	43 %			76 %			76 %		-89 %	76 %		
PFNA	95 %		38 %	95 %		32 %	95 %		42 %	95 %		52 %
PFPeA	61 %	21 %	-1 %	61 %	46 %	71 %	61 %	34 %	11 %	61 %	19 %	71 %
PFOA	100 %		33 %	96 %		97 %	98 %		36 %	95 %		97 %
PFHxS		63 %			98 %			74 %			98 %	
PFTeDA												
PFUnDA		73 %			73 %			73 %			73 %	

De undersökta läkemedelssubstanserna delades in enligt sina laddningar vid dissociation i enlighet med Tabell 2 och den sammanräknade reduktionsgraden visas i Figur 20-Figur 23. Reduktionsgraderna för Brennsorb 1240 och Cyclecarb 401 visade att reduktionsgraden av samtliga ämnesgrupper var liknande vid 12 bäddvolym för båda GAK. Där reducerades läkemedelsgrupperna fullständigt och reduktionsgraden för PFAS låg strax under 80 %, vilket visas i Figur 20 och Figur 21. Trenden för adsorption av ämnesgrupperna till GAK var liknande över bäddvolymerna, där positivt laddade läkemedelssubstanser bäst reducerades och PFAS sämst, men några skillnader infann sig. Vid 14 000 bäddvolym var adsorptionen till Cyclecarb 401, Figur 21, bättre än för Brennsorb 1240, Figur 20, med omkring 30 % för negativt laddade läkemedelssubstanser, med 15 % för neutralt laddade läkemedelssubstanser och med 10 % för PFAS. Reduktionen av DOC sjönk mest mellan 2000 och 4000 bäddvolym för båda GAK och reduktionsgraden var därefter omkring 20 % för Cyclecarb 401 och omkring 10 % för Brennsorb 1240.

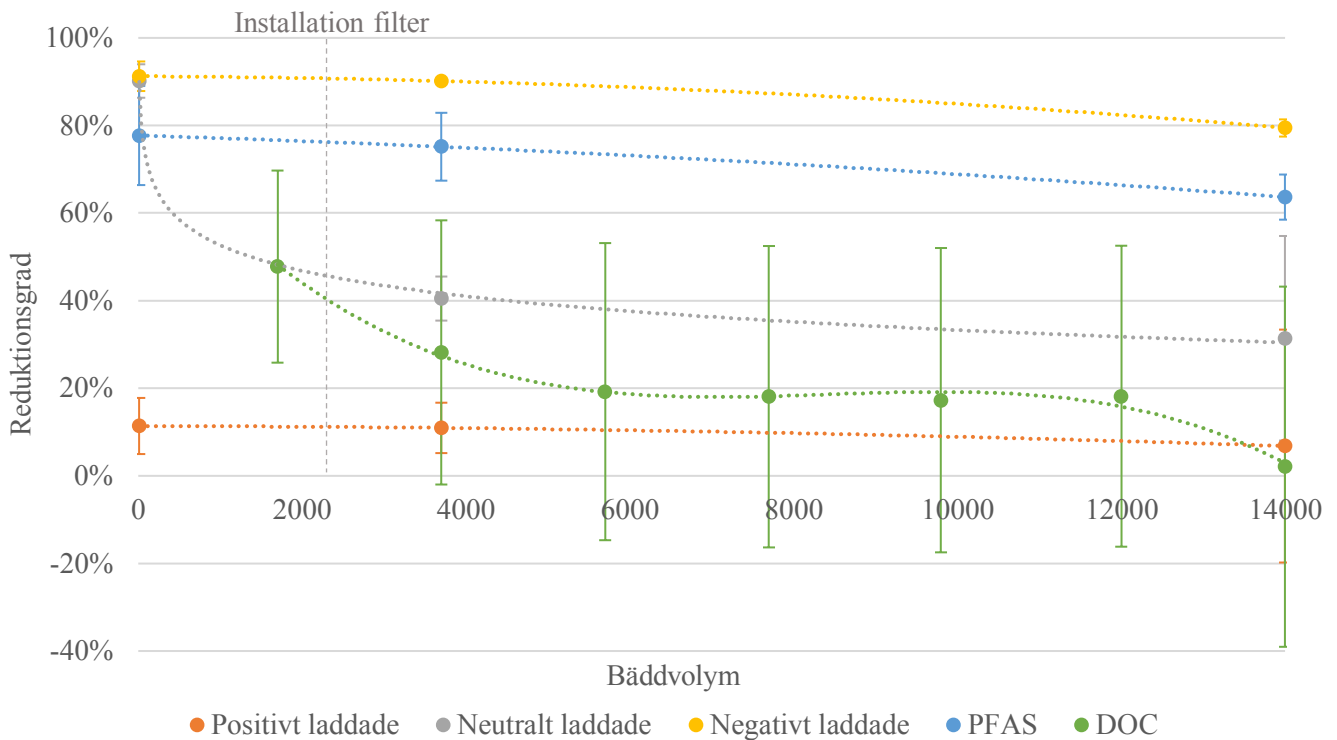


Figur 20: Genomsnittliga reduktionsgraden (%) av positivt- (orange), neutralt- (grå) och negativt laddade läkemedelssubstanser (gul) enligt Tabell 2, PFAS (blå) samt DOC (grön) i varje provtagen bäddvolym vid tillämpning av Brennsorb 1240 med EBCT 5 min för kolonnförsöket. Medelvärde från duplikatprover. Felstaplarna visar på mätosäkerheten i varje punkt, regressionslinjen visar på förändringen över tiden och installation av filter är markerat efter 2000 bäddvolym.



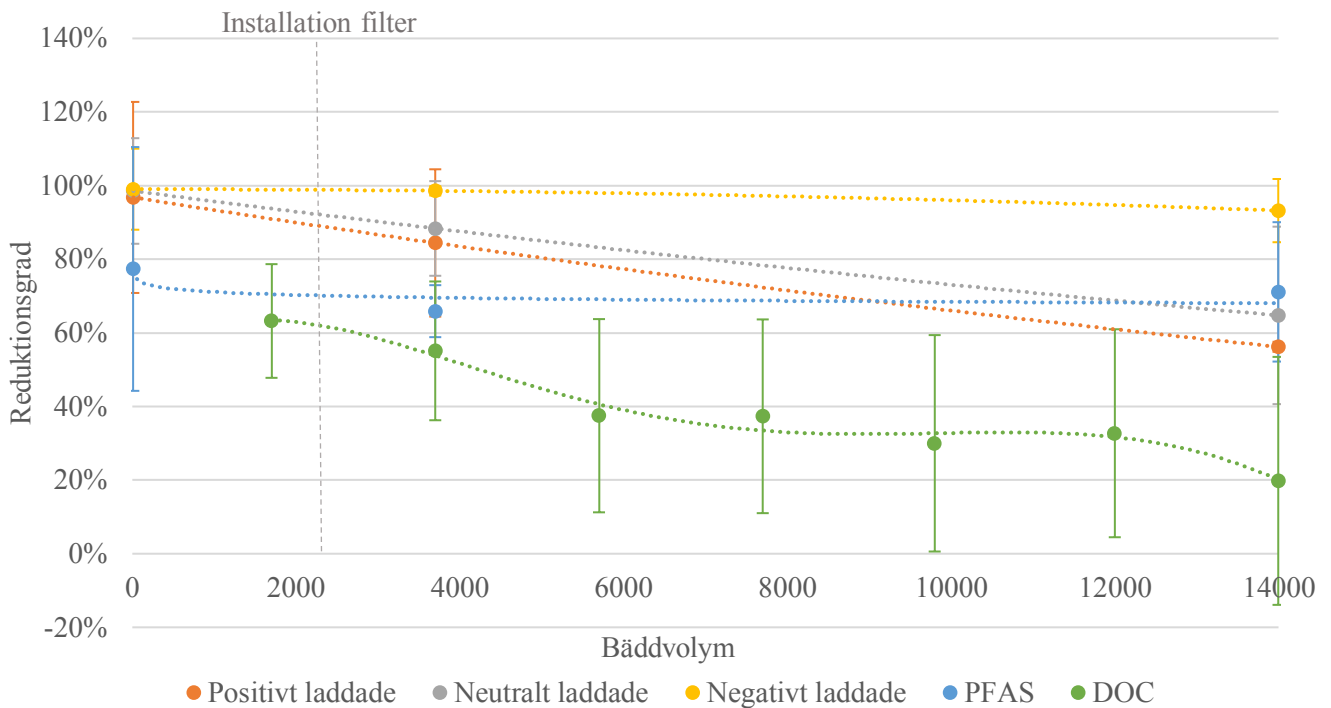
Figur 21: Genomsnittliga reduktionsgraden (%) av positivt- (orange), neutralt- (grå) och negativt laddade läkemedelssubstanser (gul) enligt Tabell 2, PFAS (blå) samt DOC (grön) i varje provtagen bäddvolym vid tillämpning av Cyclecarb 401 med EBCT 5 min för kolonnförsöket. Medelvärde från duplikatprover. Felstaplarna visar på mätosäkerheten i varje punkt, regressionslinjen visar på förändringen över tiden och installation av filter är markerat efter 2000 bäddvolym.

Reduktionsgraderna för Purolite 694E var bäst för negativt laddade läkemedelssubstanser och sämst för positivt laddade läkemedelssubstanser, som visas i Figur 22. Dessa var för neutralt- och negativt laddade läkemedelssubstanser på 90 %, omkring 10 % lägre än med GAK, vid 12 bäddvolym, Figur 22. Adsorptionen av positivt laddade läkemedelssubstanser var omkring 10 % och reduktionsgraden av PFAS var, som för GAK, strax under 80 %. Reduktionsgraden vid 14 000 bäddvolym var omkring 80 % för negativt laddade läkemedelssubstanser, omkring 65 % för PFAS, omkring 30 % för neutralt laddade läkemedelssubstanser och strax under 10 % för de positivt laddade läkemedelssubstanserna. Även för AIX sjönk adsorptionen av DOC snabbast fram till 4000 bäddvolym vartefter reduktionsgraden låg var av samma värde som för GAK (20 %).



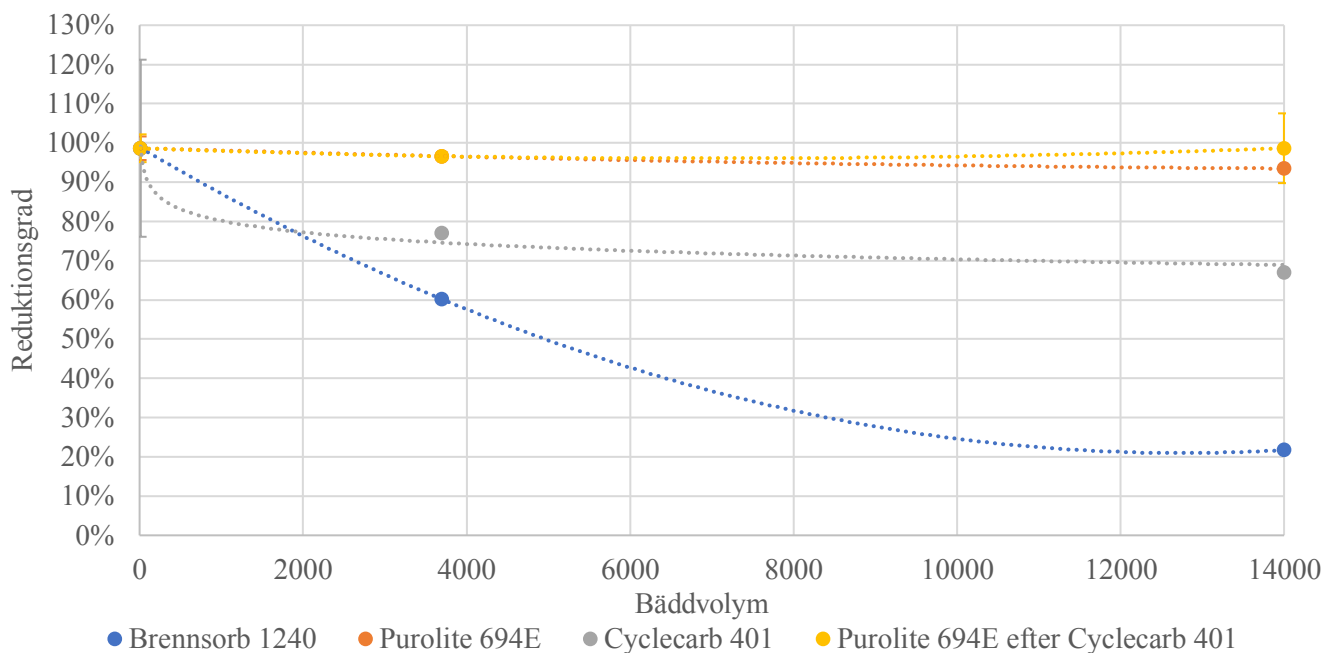
Figur 22: Genomsnittliga reduktionsgraden (%) av positivt- (orange), neutralt- (grå) och negativt laddade läkemedelssubstanser (gul) enligt Tabell 2, PFAS (blå) samt DOC (grön) i varje provtagen bäddvolym vid tillämpning av Purolite 694E med EBCT 5 min för kolonnförsöket. Medelvärde från duplikatprover. Felstaplarna visar på mätosäkerheten i varje punkt, regressionslinjen visar på förändringen över tiden och installation av filter är markerat efter 2000 bäddvolym.

Vid implementering av Purolite 694E efter Cyclecarb 401, se Figur 23, förbättrades reduktionsgraden vid 14 000 bäddvolym av de negativt laddade läkemedelssubstanserna med omkring 20 %, de neutralt laddade läkemedelssubstanserna med omkring 10 % och PFAS med omkring 30 % från då rening endast genomförts med Cyclecarb 401, som visas i Figur 21. Reduktionsgraden av positivt laddade läkemedelssubstanser försämrades med omkring 5 % och 10 % mer DOC adsorberades vid samtliga bäddvolym. Vid 14 000 bäddvolym låg reduktionsgraden av de negativt laddade läkemedelssubstanser på omkring 95 %, neutralt laddade läkemedelssubstanser och PFAS på omkring 65-70 % och positivt laddade läkemedelssubstanser på omkring 55 %.

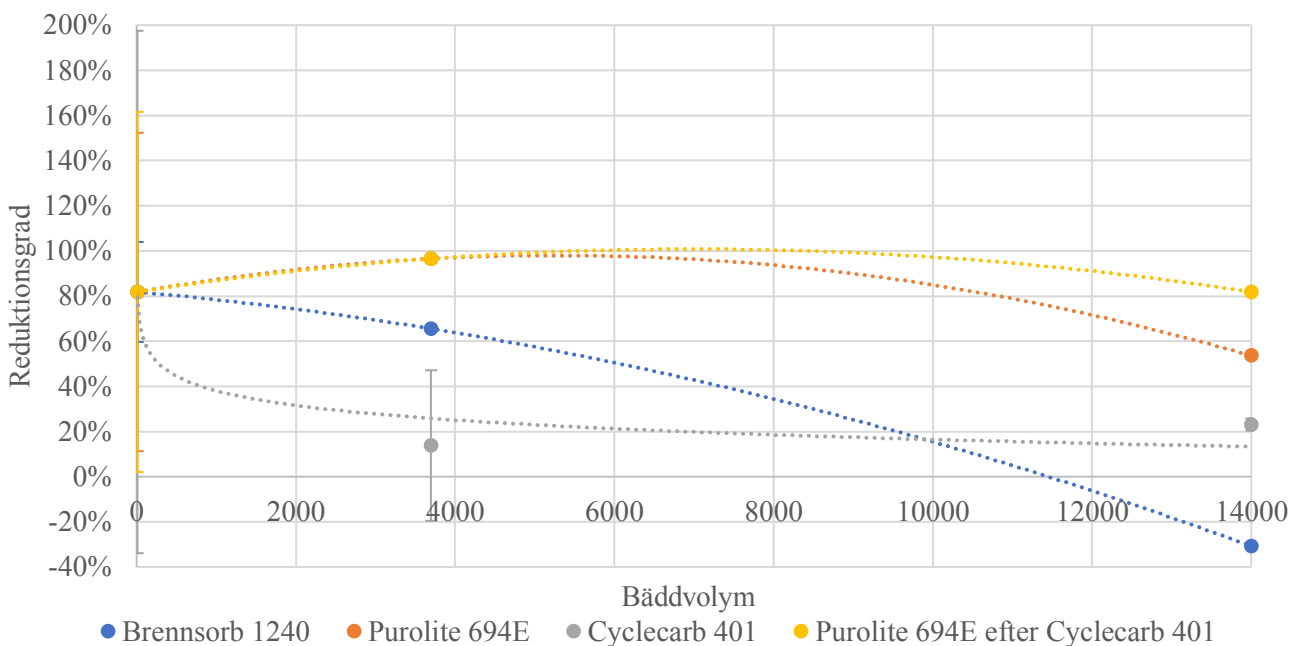


Figur 23: Genomsnittliga reduktionsgraden (%) av positivt- (orange), neutralt- (grå) och negativt laddade läkemedelssubstanser (gul) enligt Tabell 2, PFAS (blå) samt DOC (grön) i varje provtagen bäddvolym vid tillämpning av Purolite 694E efter Cyclecarb 401 med EBCT 5 min för kolonnförsöket. Medelvärde från duplikatprover. Felstaplarna visar på mätosäkerheten i varje punkt, regressionslinjen visar på förändringen över tiden och installation av filter är markerat efter 2000 bäddvolym

Diklofenak och PFOS var i Sweco:s förstudie utvalda som särskilt viktiga att reduceras från Kungsängsverkets avloppsvatten. I Figur 24 syns att reduktionsgraden av diklofenak för samtliga adsorbenter var nästan fullständig vid 12 bäddvolymerna och endast AIX hade förmågan att behålla denna reduktionsgrad fram till 14 000 bäddvolymerna. Reduktionsgraden hade efter 14 000 bäddvolymerna minskat till strax under 70 % för Cyclecarb 401 och omkring 20 % för Brennsorb 1240. Reduktionsgraden för PFOS minskade med bäddvolymerna för båda undersökta GAK där reduktionsgraden stabiliserades på omkring 20% för Cyclecarb 401 redan efter 3700 bäddvolymerna medan en negativ reduktionsgrad visas för Brennsorb 1240 vid 14 000 bäddvolymerna i Figur 25. Reduktionsgraden var högre för Purolite 694E samt Purolite 694E jämfört med endast Cyclecarb 401 vid samtliga bäddvolymerna, men en tydlig trend över undersökta bäddvolymerna var svår att urskilja. För AIX var reduktionsgraden vid 14 000 bäddvolymerna strax över 50 % och för AIX efter GAK var reduktionsgraden 30 % högre jämfört med endast GAK (Cyclecarb 401).



Figur 24: Genomsnittliga reduktionsgraden (%) av diklofenak i varje provtagen bäddvolym för Brennsorb 1240 (blå), Purolite 694E (orange), Cyclecarb 401 (grå) och Purolite 694E efter Cyclecarb 401 (gul) med EBCT 5 min för kolonnförsöket. Medelvärde från duplikatprover. Felstaplarna visar på mätosäkerheten i varje punkt och regressionslinjen visar på förändringen över tiden.



Figur 25: Genomsnittliga reduktionsgraden (%) av PFOS vid varje provtagen bäddvolym för Brennsorb 1240 (blå), Purolite 694E (orange), Cyclecarb 401 (grå) och Purolite 694E efter Cyclecarb 401 (gul) med EBCT 5 min för kolonnförsöket. Medelvärde från duplikatprover. Felstaplarna visar på mätosäkerheten i varje punkt och regressionslinjen visar på förändringen över tiden.

6 Diskussion

6.1 Inledande bägarförsöket

Analys av förändringen i koncentration av DOC och TOC i Figur 4 visade att Cyclecarb 401 hade en bättre adsorptionsförmåga av DOC än resterande GAK. Att koncentrationen inte förändrades för referensen tydde på att minskningen av DOC i de andra bägarna endast berodde på adsorption. För TOC visades ett liknande samband mellan adsorbenterna på bäst upptag bortsett från ett mätvärde vid 1 h för Aquasorb 5000 vilket här hade ett högre värde än trenden över tid visade på att det borde ha haft. Då TOC är en parameter där även partikulärt kol räknas in och därmed kan påvisa kolpartiklar antas detta tyda på att sådana följt med provet och minskat dess tillförlitlighet. Detta stämmer med faktumet att Aquasorb 5000 var svårhanterligt under provtagningen då många av partiklarna, trots tidigare blötläggning, flöt på ytan. Att de flöt tyder även på att de hade luft i sina porer varav adsorptionsytan i många av partiklarna var mindre och att kolet inte uppnådde hela sin adsorptionskapacitet. Detta innebär att resultatet för detta GAK inte var tillräckligt tillförlitligt.

Av samtliga PFAS fanns det övervägande högst koncentration av PFOS i avloppsvattnet, se Bilaga 1, och detta ämne befann sig även på Swecos förstudie som prioriterat ämne ur reduktionssynpunkt. Även haltsumman PFAS-11 var intressant att undersöka då den visade på koncentrationsförändringen av de PFAS som detekterats i halter över detektionsgräns. Jämförelsen av dessa mellan olika adsorbenter genomfördes i Figur 6 och Figur 7. Höga osäkerheter för de första mätvärdena fram till 20 minuter gör det svårt att med en hög noggrannhet avgöra vilket GAK som snabbast reducerade dessa PFAS. Noggrannheten var betydligt bättre vid 8 h och här visade mätpunkterna på en betydligt högre reduktionsgrad hos Cyclecarb 401 gentemot resterande adsorbenter, främst för PFAS-11 där denna låg på 85 % men även för PFOS vilken var 90 %. Brennsorb 1240 hade den lägsta reduktionsgraden för PFOS och PFAS-11. Detta resultat förtydligades ytterligare i Figur 8 vilken visar att högst massa av PFOS adsorberades till samtliga adsorbenter, följt av PFHxS och PFHxA. Den totala adsorberade massan till Cyclecarb 401 av samtliga adsorberade ämnen, bortsett från PFHxS vilken var något högre för Aquasorb 5000, var högst jämfört med resterande adsorbenter. För Brennsorb 1240 var den totala adsorberade massan av samtliga ämnen generellt betydligt lägre mot resterande adsorbenter. Skillnaden mellan dessa kolsorter var stor där Cyclecarb 401 vid försökets slut reducerade PFAS-11 35 % och PFOS 40 % mer effektivt än Brennsorb 1240. Detta visar att adsorptionsplatserna för Cyclecarb 401 var betydligt fler, genom en porositet som passar med sammansättningen av vattenmatrisen för Kungsängsverkets utgående avloppsvatten och därav innebär en större tillgänglig ytarea för målsubstanserna.

6.2 Kompletterande bägarförsök

Vid försök där mycket små koncentrationer ska detekteras finns det en risk att material som används kan släppa ifrån sig dessa ämnen och påverka resultatet. Att ingen koncentrationsökning kunde utläsas ur resultatet från bägarna innehållande kranvatten och adsorbenterna eliminerades felkällan att kontaminering under försökets gång skett vilket ökar trovärdigheten av resultaten.

Då den adsorberade massan i Figur 9 och Figur 10 påverkades av koncentrationerna dessa ämnen återfanns i vattnet med visar dessa grafer främst vilka ämnen som adsorberas till vilken adsorbent. Figuren ger även en överblick över med vilka koncentrationer ämnena återfanns i vattnet med. Figur 9 visade att GAK adsorberade högst massa metoprolol, följt av furosemid och tramadol. AIX adsorberade enligt figuren störst mängder av det negativt laddade furosemid och neutrala losartan. Även små mängder av de negativt laddade läkemedelssubstanserna sulfametoxazol och irbesartan adsorberades av AIX. Atenolol och oxazepam ser även i grafen ut att ha adsorberats en liten massa av. Massan av varje PFAS-ämne som adsorberats till adsorbenterna skilde sig inte mycket åt, vilket syns i Figur 10, men här gick det att urskilja en något högre adsorberad massa till AIX jämfört med GAK, bortsett från PFOS vilken var högre för Cyclecarb 401. Den adsorberade massan av olika PFAS var generellt högre, särskilt för PFHxS, för Cyclecarb 401 jämfört med Brennsorb 1240.

De kraftigt negativa reduktionsgraderna av PFBS och PFNA för Brennsorb 1240 samt av trimetoprim för Purolite 694E i Tabell 6 berodde på att den detekterade koncentrationen i avloppsvattnet för dessa bägare var betydligt högre än i startproverna för referensen, i enlighet med ekvation 1. Den beräknade reduktionsgraden av ämnen som markerats ha samma felkälla kan egentligen ha reducerats till en högre grad. Koncentrationsskillnaden beror på att vatten till detta försök samlades in i separata dunkar från det utgående avloppsvattnet från ARV. Då fördelningen av ämnen i flödande vatten inte alltid är helt homogent kan mindre skillnader ha infunnit sig när bägarna fylldes. Vid återupprepning av detta försök skulle referensprover tagna för varje bägare innan adsorbent tillförs ta bort denna osäkerhet. Reduktionsgraden på -90 % i Tabell 6 för PFHpA i referensen kunde inte bero på denna felkälla. Då detta PFAS är en nedbrytningsprodukt från PFAA kan detta innebära att nya koncentrationer av PFHpA tillfördes under försökets gång, varav reduktionsgraderna för detta ämne kan ha blivit lägre för samtliga adsorbenter.

I Tabell 6 valdes en gräns att dras för vad som avsågs som en god reduktionsgrad vid 80 %. Tabellen visade att GAK adsorberade samtliga läkemedelssubstanser varav Cyclecarb 401 reducerade nästan alla från avloppsvattnet med en god reduktionsgrad efter 48 h. Att sertralin inte adsorberats lika väl kan ha berott på dess låga log k_{ow} -värde, då detta missgynnar adsorptionen till GAK. Adsorptionen till AIX var främst påverkat av läkemedelssubstansernas

laddningar där de negativt laddade ämnena furosemid och irbesartan reducerades fullständigt. Att reduktionen av sulfametoxazol inte adsorberades till Purolite 694E alls, trots sin negativa laddning, tros ha berott på att det inte varit fullständigt dissocierat då dess pK_a på 6,16, se Tabell 2, är i närheten av det pH, 7, som borde ha infunnit sig i avloppsvattnet. Att det neutralt laddade losartan reducerades så väl av AIX tros ha berott på att ämnet har det näst högsta $\log k_{ow}$ värdet samt ingen laddning som kan ha motverkat dess inbindning till adsorbenten.

Cyclecarb 401 reducerade PFAS till bättre reduktionsgrader än Brennsorb 1240. PFHxA, PFOS och PFHxS var de PFAS som reducerats till en god reduktionsgrad av adsorbenten efter 48 h. PFOS och PFHxS hör till PFSA då de har en sulfonatgrupp varav denna verkar ha gynnat adsorptionen till GAK mest. Deras längre kolkedjor och högre $\log k_{ow}$ gynnade deras adsorption framför PFBS som även har en sulfonatgrupp. Detta stämmer med tidigare studie genomförd av Belkouteb et al. (2020) där GAK reducerade PFOS mest effektivt följt av PFHxS. Purolite 694E reducerade förutom PFHxS och PFHxA även PFBS till en god reduktionsgrad efter 48 h. Detta kan förklaras med att AIX även kan adsorbera molekyler genom diffusion av molekyler med en kortare kolkedja Sulfonatgruppen verkar för AIX ha varit gynnsam för reduktion i enlighet med tidigare genomförda studier (Lundgren 2014, Malovanyy et al. 2021). Den höga reduktionsgraden av PFHxA för samtliga adsorbenter kan bero på mätosäkerheter då koncentrationen av detta ämne i vattnet var lågt.

I Figur 11 och Figur 13, ser det ut som att jämvikt uppnåddes för ämnesgrupperna omkring 24 h in i försöket, bortsett från PFAS i Cyclecarb 401 vilken adsorberades långsammare här. Med mätpunkterna vid 24 h och 48 h går det inte att se om jämvikt uppnåtts i Brennsorb 1240, vilket visas i Figur 12, då adsorptionen till denna adsorbent var långsam jämfört med resterande adsorbenter. De två GAK som tillämpats på avloppsvattnet visade på ett liknande uppförande vad gäller reduktion av läkemedelsrester som PFAS. Reduktionen var bäst för läkemedelssubstanserna samtidigt som PFAS inte reducerades lika effektivt. Cyclecarb 401 uppnådde även högre reduktionsgrader för samtliga ämnesgrupper snabbare än Brennsorb 1240. Allra bäst adsorberades de positivt laddade läkemedelssubstanserna till GAK och sämst de negativt laddade substanserna, men skillnaden mellan grupperna var inte stor för respektive adsorbent där den slutliga reduktionsgraden nästan var fullständig för samtliga läkemedelssubstanser. För Purolite 694E var adsorptionen omvänd där PFAS adsorberades absolut bäst och positivt laddade läkemedelssubstanser visades med negativa reduktionsgrader i Figur 13, därmed inte uppvisade någon adsorption till materialet. Detta stämmer överens med litteraturen där molekyler som befinner sig med negativ laddning bäst adsorberas till AIX. Då pK_a -värdena för samtliga undersökta PFAS understiger pH-värdet på 7 som vanligtvis infinner sig i avloppsvatten väsentligt, se Tabell 1, innebär det att dessa befann sig nästan helt i dissocierat tillstånd med en negativ laddning. Figurerna visar på att PFAS adsorberades bättre till AIX än de negativt laddade läkemedelssubstanserna och tvärt om för GAK.

Att Cyclecarb 401 var snabbare än Brennsorb 1240 vad gäller adsorption av enskilda ämnen tydliggjordes ytterligare vid undersökning av adsorptionen av några av ämnena som ansetts mest relevanta för Kungsängsverket utifrån tidigare utförd riskanalys och koncentrationer detekterade i avloppsvattnet. Dessa återfinns i Figur 14, Figur 15, Figur 16 och Figur 17 där snabbare reduktion av PFOS, PFAS, metoprolol och furosemid för Cyclecarb 401 kan utläsas. Detta resultat understryker ytterligare resultatet från det inledande bägarförsöket: att Cyclecarb 401 är en mer effektiv adsorbent än Brennsorb 1240. För Brennsorb 1240 är det svårt att avgöra om jämvikt infunnit sig vid 48 h i samtliga grafer, bortsett från metoprolol i Figur 16, medan jämvikt har infunnit sig vid 24 h för PFOS och furosemid med Cyclecarb 401 och Purolite 694E, Figur 14 och Figur 17. AIX visade på en snabbare reduktion och i vissa fall bättre totaladsorption efter 48 h än GAK i dessa grafer, bortsett från metoprolol, Figur 16, där adsorption inte förekom vilket beror på läkemedelssubstansens positiva laddning.

I Figur 15 syns att adsorption av PFAS skett snabbare i undersökt AIX än i GAK. Strax över 70 % hade reducerats efter 8h, vilket nästan var anjonbytarens maximala reduktionsgrad på strax under 80 % för denna ämnesgrupp som uppnåddes efter 24h. För Cyclecarb 401 och Brennsorb 1240 var det inte klart om jämvikt hade uppnåtts efter 48h då regressionskurvorna inte hunnit plana ut vid denna mätpunkt. Reduktionsgraden för Cyclecarb 401 motsvarade den AIX hade efter 48h, strax under 80 % i Figur 11, och Brennsorb 1240 hade en reduktionsgrad på omkring 50 % i Figur 13 efter 48h. Mellan Cyclecarb 401 och Brennsorb 1240 skilde adsorptionen av PFAS därmed sig med 30 %, vilket liknade resultatet i det inledande bägarförsöket på 35 %. För att klarlägga när dessa adsorbenter nådde jämvikt hade en upprepning av försöket behövt genomföras vilket hade kunnat pågå över en ännu längre tid.

Att reduktionen av exempelvis PFAS stannat av för Purolite 694E samt Cyclecarb 401 och inte fullständig reduktion uppnåtts för samtliga ämnen kan till viss del ha berott på inverkan av anjoner samt DOC i vattenmatrisen, vilka tävlade med målsubstanserna om adsorptionsplatser till materialet.

Samtliga ämnen hade undersökts i den tidigare genomförda riskvärderingen förutom furosemid, vilken återfanns med den tredje högsta koncentrationen av samtliga läkemedel i det utgående avloppsvattnet från Kungsängens ARV, vilket visas i Figur 9. En riskvärdering utifrån koncentration och påverkan på recipient skulle därmed behövas genomföras i nästkommande steg i projektet inför utbyggnationen av ett avancerat reningssteg till ARV för att utvärdera behovet av att rena från detta ämne.

6.3 Kolonnförsök

I kolonnförsöket reducerades alla läkemedelssubstanser väl av samtliga GAK en timme efter start medan AIX reducerade dessa mindre väl, vilket visas i Figur 18. Av de inkommande läkemedelssubstanserna med högst koncentrationer var det tramadol, metoprolol, venlafaxin

och atenolol som nästan helt släpptes genom av adsorbenten. Koncentrationerna som släpptes genom AIX förblev lika höga till 14 000 bäddvolymmer medan GAK successivt släppte igenom högre koncentrationer. Figur 19 visar att den totala mängden PFAS adsorberades ungefär lika bra för samtliga adsorbenter vid start, där de utgående koncentrationerna för GAK efter 14 000 bäddvolymmer nästan motsvarade de inkommande. AIX hade en betydligt bättre reduktionsförmåga vid det sista provtagningstillfället. Värt att notera i dessa grafer är att de inkommande koncentrationerna PFAS till kolonnerna varierade kraftigt mellan provtagningarna varav det är svårt att dra slutsatser från dessa figurer om hur reduktionen förändrats för varje kolonn.

De individuella reduktionsgraderna presenteras i Tabell 7 där gränsen för god reduktionsgrad sattes på 80 % från bäddvolym 3744. Anledningen till detta var att 12 bäddvolymmer var en timme efter start varav det fanns en risk att jämvikt för adsorbenterna med vattnet inte infunnit sig än. Detta innebär att en initialt kraftigare affinitet för adsorption sker för samtliga ämnen då adsorbentens yta ännu är helt tom och att reduktionsgraden därefter kan minska kraftigt för vissa ämnen. Att undersöka reduktionsgraden för senare bäddvolymmer var därmed mer intressant för försöket vilket syftade till att undersöka reduktionsgraderna över tid. Denna gränsdragning visade på att GAK reducerade en stor mängd läkemedelssubstanser väl och att vissa läkemedelssubstanser av de som inte reducerades av GAK lika bra reducerades av AIX. Dessa hörde främst till de negativt laddade läkemedelssubstanserna. Furosemid var den enda läkemedelssubstansen som hade en god reduktionsgrad med såväl GAK (Cyclecarb 401) som AIX, men Purolite 694E reducerade detta negativt laddade ämne till en betydligt högre grad (90%) efter 14 000 bäddvolymmer. Detta var även anledningen till att komplettering med AIX till rening med GAK, Purolite 694E efter Cyclecarb 401 i Tabell 7, reducerade nästan alla läkemedelssubstanser till en god grad. Med denna teknik var nästan alla reduktionsgrader även högre efter 14 000 bäddvolymmer än för enskilt Cyclecarb 401 eller Purolite 694E.

För GAK var det endast PFDA som uppnådde en god reduktionsgrad och för AIX uppnåddes god reduktion även för PFHxA, PFOS, PFOA och PFHxS, Tabell 7. I bägarförsöket var reduktionsgraderna för AIX goda för främst PFHxA och PFHxS varav adsorptionsförmågan av dessa ämnen till Purolite 694E i detta försök förtydligades. Som tidigare nämnt var en hög adsorptionsförmåga väntad för PFOS och PFHxS då de hör till PFSA och i tidigare kolonnförsök genomförda av Belkouteb et al. (2020) visats ha högst reduktionsgrad. PFDA har en lång kolkedja och högt log k_{ow} -värde vilket tros ha varit anledningen till dess höga reduktionsgrad av båda adsorbenter. PFUnDA borde däremot enligt samma parametrar ha en högre affinitet för adsorption, men då ämnet bara kunde detekteras vid ett provtillfälle är alla påståenden om dess förmåga till adsorption präglade av en hög osäkerhet. Reduktionsgraderna var liknande för Purolite 694E efter Cyclecarb 401 som med enskilt AIX, bortsett från reduktionsgraden för PFHxA som sjunkit under god reduktionsgrad och PFDA som sjunkit till

4 % vid 3700 bäddvolymmer. Resultatet från kolonnförsöket präglas av höga mätosäkerheter då endast tre provtillfällen var möjliga under projektets period. Detta gör att det inte går att dra säkra slutsatser om reduktionsgrader för specifika PFAS, denna data agerar snarare som en estimering kring vilka ämnen som verkar adsorbera väl samtliga adsorbenterna samtidigt som paralleller kan försöka dras till vilka egenskaper som ligger bakom det. De stora variationerna mellan de olika tillfällena för PFAS tyder på att de präglades av högre mätosäkerheter, något som beror på att dessa infann sig i betydligt lägre koncentrationer än läkemedelssubstanserna i avloppsvattnet, i många fall nära detektionsgränserna. Detta syns även i tabellen där vissa PFAS inte uppmätts över detektionsgräns alls vid vissa tillfällena. Den efterkommande undersökningen av samtliga prover kommer därav ge en betydligt bättre bedömning över reduktionsgraderna för samtliga ämnen.

Figur 20 och Figur 21 förtydligade ytterligare att positivt laddade läkemedelssubstanser adsorberades bäst till GAK och PFAS sämst, där reduktionsgraden för Cyclecarb 401 var bättre över tid. Detta stämde även överens med reduktionsgraden av DOC för de båda adsorbenterna. Figur 22 visade att sambandet mellan adsorptionen av de olika ämnesgrupperna var omvänt för AIX där negativt laddade läkemedelssubstanser adsorberades allra bäst, följt av PFAS och positivt laddade läkemedelssubstanser inte adsorberades till adsorbenten alls. Seriekoppling av AIX efter GAK, Figur 23, förbättrade främst reduktionsgraden av PFAS över tid, där den steg med 30 % från dess reduktionsgrad med endast Cyclecarb 401 vid 14 000 bäddvolymmer, men även reduktionen av negativt och neutralt laddade läkemedelssubstanser steg betydligt. Detta beror på att det främst var de negativt laddade läkemedelssubstanserna furosemid, diklofenak, irbesartan det neutralt laddade losartan som adsorberades till AIX, Tabell 7 och Tabell 2, och att reduktionsgraden inte minskade mycket fram till 14 000 bäddvolymmer. Den enda negativt laddade läkemedelssubstansen som inte adsorberades väl till AIX var sulfametoxazol, vilket även visades i det kompletterande bägarförsöket och berodde av samma kemiska parametrar.

Listan över prioriterade ämnen från förstudien Sweco gjort innehöll bland annat flukonazol, som inte reducerades alls av AIX samtidigt som GAK reducerade låga koncentrationer av det, Tabell 7. Detta beror troligtvis på dess neutrala laddning, vilket inte gjorde den benägen tilladsorption för några av adsorbenterna, tillsammans med dess låga $\log k_{ow}$ -värde vilket ytterligare missgynnade dess affinitet för adsorption. Andra ämnen på listan var metoprolol, propranolol och citalopram, positivt laddade ämnen vilka adsorberades mycket väl av båda GAK, men reduktionsgraderna var generellt bättre för Cyclecarb 401, Tabell 7. Även diklofenak förekom på denna lista, en negativt laddad läkemedelssubstans där reduktionsgraden som lägst sjönk till 93 % för Purolite 694E, Figur 24 och Tabell 2. AIX var även den enda adsorbent som reducerade PFOS till en god reduktionsgrad. Detta var förväntat då det är en negativt laddad molekyl med ett lågt pK_a -värde och därav hög dissociationsgrad i avloppsvattnet samt ett mycket högt k_{ow} -värde, Tabell 2, vilket borde innebära en hög

benägenhet för adsorption till främst AIX. Figur 25 visade däremot att det var svårt att se trenden över förändringen i PFOS för adsorbenterna, vilket var på grund av tidigare nämnd felkälla för PFAS. Figuren visade dock att reduktionsgraden för PFOS med AIX var högre än för resterande GAK samt att denna var betydligt högre vid seriekoppling av Purolite 694E jämfört med enbart Cyclecarb 401. Att reduktionsgraden för PFOS med AIX först är låg, därefter stiger för att vid 14 000 bäddvolymeter sjunka igen skulle kunna innebära att ämnet konkurreras ut av ett annat, möjligtvis en läkemedelssubstans eller DOC, eller återbildas från PFAA, men osäkerheterna är för höga i grafen samt mätpunkterna för få för att kunna dra sådana slutsatser. Då osäkerheterna är mycket höga för proverna tagna vid 12 bäddvolymeter var förmodligen reduktionsgraderna inte under nästkommandeprovpunkt.

Negativa reduktionsgrader, särskilt för läkemedelssubstanserna som inte kan bildas från en annan förekommande substans i avloppsvattnet och som präglades av färre felkällor än PFAS i försöket, i Tabell 7 som överstiger osäkerheten efter 14 000 bäddvolymeter beror med en stor sannolikhet på att dessa substanser konkurreras ut av andra som lättare adsorberas till ytan när platserna på adsorptionsytan börjat bli färre. Detta skulle främst kunna vara fallet för sulfametoxazol som för Purolite 694E hade en hög adsorptionsgrad från start men snabbt sjönk för att vid både tillämpning av AIX ensamt samt i seriekoppling efter GAK bli negativt. Alla undersökta PFAS hör till PFAA varav nedbrytning av polyfluorerade alkylsubstanser till PFAA med tiden kunde ha skett, då tillväxt av mikroorganismer på adsorbenterna infann sig trots kontinuerliga backspolningar, något som skulle kunna ha gett upphov till negativa reduktionsgrader av vissa ämnen. Vid 14 000 bäddvolymeter var beläggningen så kraftig att adsorbenterna klumpade ihop sig och var svåra att slå igen. Detta medförde att backspolningen gav mindre effekt och en högre igensättning med höga vattenpelare snabbare, trots filtrering, infann sig oftare. Den tidvis högre EBCT kunde därmed ge upphov till en ökad bildning av PFAA och därav negativa reduktionsgrader av vissa PFAS samtidigt som andra målsubstanser både kunde få en högre adsorption samt nedbrytning vid denna tidpunkt. Beläggningen berodde även på höga halter susp i det inkommande vattnet, något som installationen av filter en tids körning motverkade till en viss grad. Den genomförda metallanalysen, presenterad i Bilaga 4, visade på höga halter järn i det inkommande vattnet, högre än vid den tidigare genomförda förstudien i Tabell 3 vilket kan ha gett upphov till en reducerad adsorption med tiden då dessa förmodligen adsorberades till AIX.

Reduktionsgraden för DOC sjönk först fram till 4000 bäddvolymeter för samtliga adsorbenter för att därefter stabiliseras, där det här värdet var samma för Cyclecarb 401 som Purolite 694E. För Brennsorb 1240 var reduktionsgraden vid stabilisering lägre och för seriekopplingen AIX efter Cyclecarb var högre. Detta tyder på att analyser av DOC kan ge en bild av hur effektiva adsorbenter är jämfört med varandra vid tillämpning på avloppsvatten. Samtliga reduktionsgrader började sjunka ytterligare vid 14 000 bäddvolymeter, vilket tyder på att DOC

även skulle kunna visa när effektiviteten reducerats under en viss grad och utbyte av adsorbent skulle krävas vid tillämpning i fullskala. För detta krävs däremot en noggrannare analys av sambandet mellan specifika målsubstansers reduktionsgrad kopplat till reduktionsgraden av DOC över bäddvolym och adsorbent. En sådan tillämpning hade kunnat vara intressant för en säkrare drift av en adsorptionsbädd då analyser av specifika ämnen är kostsamma.

Fundneider et al. (2021) visade att kontakttider om 20-30 min är nödvändiga vid fullskaleimplementering av adsorbenter då en för kort tid inte utnyttjar adsorptionskapaciteten till fullo och en för lång EBCT kräver mer GAK utan en ökning av avskiljningen av målsubstanser, varav kontakttiden för detta försök om 5 min var kort. Detta innebär att diffusionsaspekter och massöverföringsaspekter för GAK och AIX spelat en högre roll i detta försök än vad de hade gjort vid högre EBCT. Belkouteb et al. (2020) visade i sin studie att längre kontakttider ledde till en högre adsorption över fler bäddvolym, vilket berodde på att de undersökta ämnena hade en längre tid på sig att adsorberas av GAK. En förändring till högre EBCT visades även förlänga livslängden av bäddarna betydligt, vilket visar att en vidare studie av den lägsta möjliga EBCT för att rena tillräckliga mängder med vatten över tid från Kungsängsverket skulle kunna minska kostnaderna och miljöpåverkan från det kommande avancerade reningssteget. Den kortare kontakttiden innebär även att den efterföljande studien åtminstone bör genomföras med EBCT omkring 20 min för att visa på hur reduktionsgraderna över tid ser ut för samtliga målsubstanser och därmed kunna bestämma livslängden för undersökta bäddar. För att bestämma livslängden på bäddarna behöver gränsvärden under vilka vissa specifika ämnen som avses reduceras inte får understiga. Inga sådana specificerats för de utvalda ämnena som ansetts mest prioriterade från Swecos lista, då bland annat denna studie skulle ligga som grund för ett sådant beslut. Därav kunde detta försök inte visa på genombrott för specifika ämnen och därav bestämma livslängden på bäddarna utifrån använt EBCT.

Den absolut största felkällan för resultaten i kolonnförsöken är att endast prover från tre bäddvolym har inkluderats i resultaten. Anledningen var att det tog mycket tid att genomföra det laborativa arbetet med SPE samt analysen av LC-MSMS resultatet fanns det inte tillräckligt med tid för att hantera samtliga prover, från varje vecka, fram till 14 000 bäddvolym som tagits för kolonnförsöket. Detta gör det svårt att dra slutsatser om förändringen i reduktionsgrad över bäddvolymerna för kolonnerna och osäkerheten i resultatet stor. Innan nästa försök behöver därmed fler av proverna som tagits från detta försök analyseras mer ingående för adsorbenternas effektivitet och livslängd.

7 Slutsatser

Det mest effektiva kolet vid reduktion av PFAS av de 5 undersökta i det inledande bägarförsöket var Cyclecarb 401, vilket även adsorberade absolut mest DOC, och det minst effektiva var Brennsorb 1240. Det kompletterande bägarförsöket tillsammans med kolonnförsöket visade på att AIX (Purolite 694E) bättre reducerade negativt laddade läkemedel och PFAS än GAK vilka i sin tur reducerade positivt laddade läkemedelssubstanser bättre. Bägarförsöken visade främst på att reduktionen för samtliga ämnesgrupper skedde snabbare för Cyclecarb 401 än resterande GAK. Kolonnförsöken visade även att Cyclecarb 401 hade en högre reduktionsgrad av samtliga ämnen än Brennsorb 1240, vilken skilde sig med omkring 30 % för negativt laddade läkemedelssubstanser, med 15 % för neutralt laddade läkemedelssubstanser och med 10 % för PFAS efter 14 000 bäddvolymmer. Skillnaden mellan det minst och mest effektiva GAK ansågs därför vara påtaglig.

Purolite 694E hade en betydligt bättre reduktionsgrad över bäddvolymerna och uppvisade en mycket liten förändring i den från start till 14 000 bäddvolymmer för främst negativt laddade läkemedelssubstanser vilka adsorberades väl till den, jämfört med GAK. Båda GAK visade på en snabbare minskning av reduktionsgraderna för dessa ämnen. Livslängden vid EBCT 5 min för bäddarna gick inte att bestämmas då de analyserade provtillfällena var för få tillsammans med att inga gränsvärden för reduktion av ämnena fanns, men resultatet visade på att Cyclecarb 401 kunde användas i flest bäddvolymmer baserat på majoriteten av ämnenas reduktionsgrader. Purolite 694E hade längst livslängd i avseende till specifika ämnen den reducerade.

Seriekoppling av AIX efter GAK stabiliserade reduktionsgraden på en hög nivå över tid för specifika läkemedelssubstanser som adsorberas väl till AIX, främst negativt laddade ämnen och PFAS. Förbättringen var på 20 % för de negativt laddade läkemedelssubstanserna, 10 % för de neutralt laddade läkemedelssubstanserna och 30 % för PFAS jämfört med endast Cyclecarb 401 vid 14 000 bäddvolymmer. Här kan det särskilt vara intressant med hänsyn till diklofenak och PFOS för vilka tidigare miljöriskbedömning visat behöver reduceras i avloppsvattnet från Kungsängsverket. Purolite 694E reducerade dessa, främst diklofenak, mycket väl och båda till en betydligt högre grad än GAK. Läkemedelssubstanser som inte adsorberades väl av AIX reducerades väl av GAK, varav dessa kompletterar varandra väl. En förlängd livslängd genom seriekoppling skulle därmed kunna minska de kostnader samt miljöpåverkan tätare intervaller mellan utbyte av bäddar skulle medföra vid endast användning av GAK.

EBCT på 5 min i denna studie var kortare än vad som rekommenderas vid fullskalig rening av mikroföroreningar genom adsorption. För att kunna avgöra vilket GAK som kommer vara mest kostnadseffektivt och miljövänligt att använda i det framtida avancerade reningssteget krävs en noggrannare analys av adsorbenterna, antingen genom ännu ett kolonnförsök eller genom försök i fullskala där en längre EBCT, gärna flera olika, och fler bäddvolymmer undersöks för

Cyclecarb 401 och Brennsorb 1240. Även en noggrannare analys av Purolite 694E behöver göras. Bäddvolymerna var för få och antalet prover undersökta för få för att dra slutgiltiga slutsatser om möjliga livslängder för varje adsorbent vid EBCT 5 min, detta kommer först den efterföljande studien där samtliga prover tagna för kolonnförsöket kommer analyseras. Denna studie har däremot gett svar på hur adsorbenterna förhåller sig mot varandra vid reduktion av utvalda läkemedelssubstanser och PFAS.

8 Referenser

- Adelsköld, S. Ila Åström, S. (2019). *Vattentillgång, vattenanvändning och inställning till återanvändning av renat avloppsvatten på en ö i skärgården – en fallstudie om Möja*. (2019:14). Uppsala: Uppsala Universitet.
- Ahrens, L. Gustavsson, J. Josefsson, S. Nguyen, M. A. Ribéli, E. Wiberg, K. (2014). *Screening av perfluoralkylerade ämnen och flamskyddsmedel i svenska vattendrag*. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).
- Ahrens, L., Harner, T., Shoeib, M., Lane, D.A., Murphy, J.G. (2012). *Improved Characterization of Gas-Particle Partitioning for Per- and Polyfluoroalkyl Substances in the Atmosphere Using Annular Diffusion Denuder Samplers*. *Environ. Sci. Technol.* 46 (13), 7199–7206. <https://doi.org/10.1021/es300898s>
- Belkouteb, N. Franke, V. McCleaf, P. Köhler, S. Ahrens, L. (2020). *Removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in a full-scale drinking water treatment plant: Long-term performance of granular activated carbon (GAC) and influence of flow-rate*. *Water Research*. 182 (2020), 115913. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115913>
- 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.
- Cimbritz, M. Mattsson, A. (2017). *Reningstekniker för läkemedel och mikroföroreningar i avloppsvatten*. (2018:7). Göteborg: Havs- och Vattenmyndigheten.
- Danielsson, A. Hagman, L. Hjälmen, J. Lilliehorn, P. Petersson, L. (2017). *Framtidens avloppsvattenrening: En jämförande fallstudie av reningstekniker inför utbyggnation av Sjölanda avloppsreningsverk*. Göteborg: Chalmers tekniska högskola. <https://hdl.handle.net/20.500.12380/251268>
- Deng, S. Yu, Q. Huang, J. Yu, G. (2010). *Removal of perfluorooctane sulfonate from wastewater by anion exchange resins: Effects of resin properties and solution chemistry*. *Water Research*. 44 (18), 5188-5195. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.06.038>
- Ding, G. Xue, H. Yao, Z. Wang, Y. Ge, L. Zhang, J. Cui, F. (2018). *Occurrence and distribution of perfluoroalkyl substances (PFASs) in the water dissolved phase and suspended particulate matter of the Dalian Bay, China*. *Chemosphere*. 200(2018), 116-123. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.093>
- Edefell, E. Ullman, R. Bengtsson, E. (2019). *Ultrafilter och granulerat aktivt kol för avskiljning av mikroföroreningar*. (SVU Rapport 2019-1). Bromma: Svenskt Vatten Utveckling.

- Fundneider, T. Acevedo Alonso, V. Abbt-Braun, G. Wick, A. Albrecht, D. Lackner, S. (2021). *Empty bed contact time: The key for micropollutant removal in activated carbon filters*. Water Research. 191(2021), 116765. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116765>
- Gobelius, L. Hedlund, J. Dürig, W. Tröger, R. Lilja, K. Wiberg, K. Ahrens, L. (2018). *Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in Swedish ground- and surface water. Implications for environmental quality standards and drinking water guidelines*. Environ. Sci. Technol. 52(7), 4340–4349. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05718>
- Golovko, O. Örn, S. Sörengård, M. Frieberg, K. Nassazzi, W. Lai, F.Y. Ahrens, L. (2021). Occurrence and removal of chemicals of emerging concern in wastewater treatment plants and their impact on receiving water systems. Sci. Total Environ. 754(2020), 142122. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142122>
- Granblom, A. (2016). *Nitritomvandling vid Skebäck avloppsreningsverk*. Karlstad: Karlstads Universitet.
- Halldin Ankarberg, E., Lindberg, T (2016). *Rishanteringsrapport: Risker vid förorening av dricksvatten med PFAS*. Livsmedelsverket.
- Hamid, H. Li, L. (2016). *Role of wastewater treatment plant in environmental cycling of poly- and perfluoroalkyl substances*. Ecocycles, 2(2), 43-53. <https://doi.org/10.19040/ecocycles.v2i2.62>
- Hansen, K.M.S. Spiliotopoulou, A. Kumar Chhetri, R. Escolá Casas, M. Bester, K. Andersen, H. R. (2016). *Ozonation for source treatment of pharmaceuticals in hospital wastewater - Ozone lifetime and required ozone dose*. The Chemical Engineering Journal. 290. 507-514. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.01.027>.
- IVL. (u.å). *Removal of micropollutants in wastewater treatment plants*. [https://sjostad.ivl.se/download/18.1369484715f59ce4babd38/1510663256170/Leaflet %20-%20REMOVAL %20OF %20MICROPOLLUTANTS %20IN %20WWTPs %20\(for %20distribution\).pdf](https://sjostad.ivl.se/download/18.1369484715f59ce4babd38/1510663256170/Leaflet%20-%20REMOVAL%20OF%20MICROPOLLUTANTS%20IN%20WWTPs%20(for%20distribution).pdf) [Hämtad: 2021-03-26]
- Jönsson, H. (2020). *Läkemedel, PFAS och mikroplaster i avlopp - kunskapssammanställningar om provtagning, förekomst, effekter och uppströmsåtgärder*. (Energi och teknik 106). Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet.
- Karlsson, A. (2017). *PFAS i mark och grundvatten: En inventering och utvärdering av existerande och potentiella saneringsmetoder*. (UPTEC W 17 026). Uppsala: Uppsala Universitet.
- Kemikalieinspektionen (2021). *Högfluorerade ämnen – PFAS*. <https://www.kemi.se/kemiska-amnen-och-material/hogfluorerade-amnen---pfas> [Hämtad: 2021-02-03]

- Kårelid, V. (2016). *Towards application of activated carbon treatment for pharmaceutical removal in municipal wastewater*. Stockholm: KTH Royal Institute of Technology.
- Larsson, J. Lööf, L. (2015). *Läkemedelsboken: Läkemedel i miljön*. Läkemedelsverket. https://lakemedelsboken.se/kapitel/lakemedelsanvandning/lakemedel_i_miljon.html [Hämtad: 2021-02-19]
- Li, N. Sheng, G. Lu, Y. Zeng, R. J. Y, H. (2017). *Removal of antibiotic resistance genes from wastewater treatment plant effluent by coagulation*. *Water Research*. 111(2017), 204-212. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.010>
- Lundgren, S. (2014). *Evaluation of the efficiency of treatment techniques in removing perfluoroalkyl substances from water*. (UPTEC W14027). Uppsala: Uppsala Universitet.
- Malovanyy, A. Hedman, F. Feldtmann, M.G. Harding, M. Yang, J. (2021). *Rening av PFAS-förorenat vatten från avfallsanläggningar*. (B 2412). Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- McCleaf, P. (2014). *Adsorption with ion exchange (IX) and active carbon (AC)*. [Opublicerat föreläsningmaterial].
- Morell Bonin, T. (2017) *Prestationsanalys av granulerat aktivt kol (GAC) – en jämförelse mellan två etablerade GAC-typer*. (406). Uppsala: Uppsala universitet.
- National Center for Biotechnology Information (2021). *PubChem Compound Summary for CID 2249, Atenolol*. Bethesda: National Library of Medicine - National Center for Biotechnology Information. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Atenolol#section=3D-Conformer> [Hämtad: 2021-04-25]
- National Center for Biotechnology Information (2021). *PubChem Compound Summary for CID 12560, Erythromycin*. Bethesda: National Library of Medicine - National Center for Biotechnology Information. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Erythromycin> [Hämtad: 2021-04-25]
- National Center for Biotechnology Information (2021). *PubChem Compound Summary for CID 3440, Furosemide*. Bethesda: National Library of Medicine - National Center for Biotechnology Information. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Furosemide> [Hämtad: 2021-04-25]
- National Center for Biotechnology Information (2021). *PubChem Compound Summary for CID 3749, Irbesartan*. Bethesda: National Library of Medicine - National Center for Biotechnology Information. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Irbesartan> [Hämtad: 2021-04-25]
- National Center for Biotechnology Information (2021). *PubChem Compound Summary for CID 2554, Carbamazepine*. Bethesda: National Library of Medicine - National Center for

Biotechnology Information. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Carbamazepine>
[Hämtad: 2021-04-25]

National Center for Biotechnology Information (2021). *PubChem Compound Summary for CID 84029, Clarithromycin*. Bethesda: National Library of Medicine - National Center for Biotechnology Information. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Clarithromycin>
[Hämtad: 2021-04-25]

National Center for Biotechnology Information (2021). *PubChem Compound Summary for CID 3961, Losartan*. Bethesda: National Library of Medicine - National Center for Biotechnology Information. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Losartan> [Hämtad: 2021-04-25]

National Center for Biotechnology Information (2021). *PubChem Compound Summary for CID 4171, Metoprolol*. Bethesda: National Library of Medicine - National Center for Biotechnology Information. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Metoprolol>
[Hämtad: 2021-04-25]

National Center for Biotechnology Information (2021). *PubChem Compound Summary for CID 4616, Oxazepam*. Bethesda: National Library of Medicine - National Center for Biotechnology Information. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Oxazepam>
[Hämtad: 2021-04-25]

National Center for Biotechnology Information (2021). *PubChem Compound Summary for CID 68617, Sertraline*. Bethesda: National Library of Medicine - National Center for Biotechnology Information. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Sertraline> [Hämtad: 2021-04-25]

National Center for Biotechnology Information (2021). *PubChem Compound Summary for CID 5329, Sulfamethoxazole*. Bethesda: National Library of Medicine - National Center for Biotechnology Information. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Sulfamethoxazole>
[Hämtad: 2021-04-25]

National Center for Biotechnology Information (2021). *PubChem Compound Summary for CID 33741, Tramadol*. Bethesda: National Library of Medicine - National Center for Biotechnology Information. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/33741> [Hämtad: 2021-04-25]

National Center for Biotechnology Information (2021). *PubChem Compound Summary for CID 5578, Trimethoprim*. Bethesda: National Library of Medicine - National Center for Biotechnology Information.
<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Trimethoprim#section=Environmental-Biodegradation> [Hämtad: 2021-04-25]

National Center for Biotechnology Information (2021). *PubChem Compound Summary for CID 5656, Venlafaxine*. Bethesda: National Library of Medicine - National Center for Biotechnology Information.

<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Venlafaxine#section=Vapor-Pressure> [Hämtad: 2021-05-05]

Naturskyddsföreningen (u.å.). *PFAS – vår tids värsta miljögift?*

<https://www.naturskyddsforeningen.se/Vad-ar-pfas> [Hämtad: 2021-02-03]

Naturvårdsverket (2016). *Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel*. (Rapport 6709). Stockholm: Naturvårdsverket.

Niinipuu, M (2019). *Tailoring residue-derived carbon materials for the removal of wastewater contaminants*. Umeå: Umeå Universitet. Kemiska institutionen.

NIRAS (u.å.). *Bilaga 2: PFAS, rikt- och jämförvärden*.

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: Behov, teknik och konsekvenser*. (Rapport 6766). Stockholm: Naturvårdsverket.

Svahn, O. Björklund, E. (2019). *Extraction Efficiency of a Commercial Espresso Machine Compared to a Stainless-Steel Column Pressurized Hot Water Extraction (PHWE) System for the Determination of 23 Pharmaceuticals, Antibiotics and Hormones in Sewage Sludge*. Applied Sciences. 9(7), 1509. <https://doi.org/10.3390/app9071509>

Svenskt Vatten (2020). *ReningsVÄRK: Läkemedelsrester i vår gemensamma vattenmiljö*. (M149). Stockholm: Svenskt Vatten.

Sörengård, M. Campos-Pereira, H. Ullberg, M. Yin Lai, F. Golovko, O. Ahrens, L. (2019). *Mass loads, source apportionment, and risk estimation of organic micropollutants from hospital and municipal wastewater in recipient catchments*. Chemosphere. 234 (2019), 931-941. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.041>

Ullberg, M. (2015). *Effects of pH and Cation Composition on Sorption of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) to Soil Particles*. (UPTEC W 15028). Uppsala: Uppsala Universitet, Sveriges lantbruksuniversitet.

Undeman, E. Rasmusson, K. (2021). *Policy brief: Call for better management of micropollutants in wastewater*. Stockholm University Baltic Sea Centre.

Uppsala Vatten och Avfall (2018). *Miljörapport 2018*. Uppsala: Uppsala Vatten och Avfall AB

Vo, H. N. P. Ngo, H. H. Guo, W. Nguyen, T. A. H. Li, J. Liang, H. Deng, L. Chen, Z. Nguyen, T. M. H. (2020) *Poly-and perfluoroalkyl substances in water and wastewater: A*

comprehensive review from sources to remediation. 36, 101393.

<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101393>

Wang, W. Li, X. Sun, J. Yuan, S. Zheng, S. (2016). *Effect of resin charged functional group, porosity, and chemical matrix on the long-term pharmaceutical removal mechanism by conventional ion exchange resins.* Chemosphere. 160, 71-79.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.073>.

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, 389-398. <https://doi.org/10.1071/EN10143>

ZEUS (u.å.). *Insights: A review of differences in safety between fluoropolymers and non-polymerized forms of PFAS.* ZEUS. <https://www.zeusinc.com/insights/other/fluoropolymers-and-non-polymerized-forms-of-pfas/> [Hämtad: 2021-04-20]

Åkerblom, A. Lüdtke, M. Lans, N. Linderholm, L. Johansson, E. Lundin Unger, M. Gunnarsson, Å. Dimberg, A. Åkerblom, S. (2020). *Avloppsvatten: Rening av avloppsvatten i Sverige 2018.* Naturvårdsverket.

9 Bilagor

Bilaga 1: Uppmätta koncentrationer av PFAS, DOC, TOC, pH, temperatur, UV samt beräknad vikt och volym för samtliga prover tagna vid de olika tidpunkterna för det inledande bägarförsöket.

Provmärkning	Tid	DOC	TOC	UV-254nm	pH	Temp vid pH-mätning	Vikt vätska	Volym	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFBS	PFHxS	PFOS	6:2 FTS	PFAS-11	PFUnDA	PFTeDA
(min)	(mg/l)	(mg/l)				(°C)	(g)	(dm ³)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)
Ref	0								<0.0100	<0.00900	0,00809	0,00209	0,00316	<0.00030	<0.00030	0,00154	0,00848	0,0161	<0.00030	0,0395	<0.00030	<0.00030
Ref - dup	0								<0.0100	<0.00900	0,00846	0,00276	0,00395	0,00037	<0.00030	0,00211	0,00993	0,0159	<0.00030	0,0435	<0.00030	<0.00030
Filtratorb 400	5	7,40	7,4	0,257	7,3	18,9	4000	4,012036108	<0.0100	<0.00900	0,00778	0,00195	0,00325	0,00034	<0.00030	0,00167	0,00822	0,013	<0.00030	0,0362	<0.00030	<0.00030
Cyclecarb 401	5	7,4	7,6	0,257	7,3	19	4000	4,012036108	0,0116	<0.0120	0,007	0,00204	0,00368	<0.00120	<0.00120	0,00222	0,00751	0,0177	<0.00120	0,0518	<0.00120	<0.00120
Brennsorb 1240	5	7,3	7,7	0,262	7,3	19	4000	4,012036108	0,0099	<0.0120	0,00675	0,00183	0,0035	<0.00120	<0.00120	0,00211	0,00783	0,0247	<0.00120	0,0566	<0.00120	<0.00120
Aquasorb 5000	5	7,3	7,7	0,255	7,3	19,2	4000	4,012036108	<0.0100	<0.00900	0,00753	0,00236	0,00336	0,00042	<0.00030	0,00169	0,00815	0,0155	0,00038	0,0394	<0.00030	<0.00030
Aquasorb 2000	5	7,3	7,60	0,261	7,3	19,3	4000	4,012036108	<0.0100	<0.00900	0,00727	0,00269	0,00324	0,00035	<0.00030	0,002	0,00733	0,0123	<0.00030	0,0352	<0.00030	<0.00030
Ref	5	7,4	7,6	0,263	7,2	19,4	4000	4,012036108	<0.0100	<0.00900	0,00771	0,00234	0,00352	0,00034	<0.00030	0,00223	0,00847	0,0183	<0.00030	0,0429	<0.00030	<0.00030
Filtratorb 400	10	7,3	7,6	0,253			3500,00	3,510531595	<0.0100	<0.00900	0,00792	0,00235	0,00334	0,00032	<0.00030	0,00216	0,0085	0,00907	<0.00030	0,0337	<0.00030	<0.00030
Filtratorb 400-dup	10	7,2	7,5	0,252			3500,00	3,510531595	<0.0100	<0.00900	0,00777	0,00227	0,00357	0,00031	<0.00030	0,00231	0,00798	0,0116	<0.00030	0,0358	<0.00030	<0.00030
Cyclecarb 401	10	7,3	7,6	0,255			3511,00	3,521564694	0,0118	<0.0120	0,00616	0,00193	0,00352	<0.00120	<0.00120	0,00238	0,00891	0,0277	<0.00120	0,0624	<0.00120	<0.00120
Brennsorb 1240	10	7,3	7,4	0,252			3500,00	3,510531595	<0.0160	<0.0120	0,00639	0,00189	0,00344	<0.00120	<0.00120	0,00171	0,007	0,03	<0.00120	0,0504	<0.00120	<0.00120
Aquasorb 5000	10	7,5	7,7	0,25			3500,00	3,510531595	<0.0100	<0.00900	0,0073	0,00237	0,00346	0,00044	<0.00030	0,00221	0,00779	0,0161	<0.00030	0,0397	<0.00030	<0.00030
Aquasorb 2000	10	7,3	7,6	0,249			3500,00	3,510531595	<0.0100	<0.00900	0,0083	0,00243	0,00348	0,00035	0,0003	0,00208	0,00834	0,0207	<0.00030	0,046	<0.00030	<0.00030
Ref	10	7,2	7,4	0,254			3500,00	3,510531595	<0.0100	<0.00900	0,00804	0,0023	0,0033	0,00034	<0.00030	0,00194	0,0077	0,0144	<0.00030	0,038	<0.00030	<0.00030
Filtratorb 400	20	7	7,5	0,251	7,3	19,3	2500,00	2,507522568	<0.0100	<0.00900	0,00803	0,00208	0,00329	0,00032	<0.00030	0,00206	0,00699	0,0113	<0.00030	0,0341	<0.00030	<0.00030
Cyclecarb 401	20	7,2	7,4	0,254	7,3	19,3	3011,00	3,020060181	0,0129	<0.0120	0,0072	0,00186	0,00325	<0.00120	<0.00120	0,00149	0,00665	0,0216	<0.00120	0,055	<0.00120	<0.00120
Cyclecarb 401-dup	20	7,2	7,3	0,257	7,3	19,3	3011,00	3,020060181	0,0109	<0.0120	0,0067	0,00196	0,00387	<0.00120	<0.00120	0,00194	0,00913	0,0317	<0.00120	0,0662	<0.00120	<0.00120
Brennsorb 1240	20	7,1	7,6	0,251	7,3	19,5	3000,00	3,009027081	<0.0160	<0.0120	0,00668	0,00204	0,00358	<0.00120	<0.00120	0,00275	0,00809	0,0303	<0.00120	0,0534	<0.00120	<0.00120
Aquasorb 5000	20	7,3	7,5	0,248	7,3	19,6	3000,00	3,009027081	<0.0100	<0.00900	0,00779	0,00225	0,00352	0,00041	0,00031	0,00212	0,00797	0,0219	0,00037	0,0466	<0.00030	<0.00030
Aquasorb 2000	20	7,1	7,5	0,249	7,4	19,8	3000,00	3,009027081	<0.0100	<0.00900	0,00903	0,00227	0,00345	0,00033	<0.00030	0,00197	0,00763	0,0112	<0.00030	0,0359	<0.00030	<0.00030
Ref	20	7,3	7,5	0,258	7,3	19,9	3000,00	3,009027081	<0.0100	<0.00900	0,00779	0,00233	0,00355	0,00031	<0.00030	0,00243	0,0078	0,0139	<0.00030	0,0381	<0.00030	<0.00030
Filtratorb 400	60	6,6	7,3	0,233			2000,00	2,006018054	<0.0100	<0.00900	0,00845	0,00209	0,00315	<0.00030	<0.00030	0,00162	0,0069	0,0083	<0.00030	0,0305	<0.00030	<0.00030
Cyclecarb 401	60	6,6	7	0,231			2011,00	2,017051153	<0.0160	<0.0120	0,00731	0,00164	0,00345	<0.00120	<0.00120	0,00185	0,00684	0,0155	<0.00120	0,0366	<0.00120	<0.00120
Brennsorb 1240	60	7	7,3	0,241			2500,00	2,507522568	<0.0160	<0.0120	0,0068	0,00178	0,00355	<0.00120	<0.00120	0,00184	0,00734	0,017	<0.00120	0,0383	<0.00120	<0.00120
Brennsorb 1240-dup	60	6,9	7,2	0,24			2500,00	2,507522568	<0.0160	<0.0120	0,0065	0,00188	0,00374	<0.00120	<0.00120	0,00193	0,00749	0,0163	<0.00120	0,0378	<0.00120	<0.00120
Aquasorb 5000	60	6,8	8,3	0,228			2500,00	2,507522568	<0.0100	<0.00900	0,00712	0,00165	0,00299	0,00034	<0.00030	0,00159	0,00639	0,0115	<0.00030	0,0316	<0.00030	<0.00030
Aquasorb 2000	60	7	7,4	0,241			2500,00	2,507522568	<0.0100	<0.00900	0,00818	0,00203	0,00338	0,00033	<0.00030	0,00184	0,00744	0,0107	<0.00030	0,0339	<0.00030	<0.00030
Ref	60	7,2	7,4	0,246			2500,00	2,507522568	<0.0100	<0.00900	0,0108	0,00226	0,00382	0,00034	<0.00030	0,00198	0,00794	0,00944	<0.00030	0,0366	<0.00030	<0.00030
Filtratorb 400	480	5,1	5,5	0,187	8,5	17,8	1500,00	1,504513541	<0.0100	<0.00900	0,00452	0,00122	0,00177	<0.00030	<0.00030	0,00091	0,00333	0,00396	<0.00030	0,0157	<0.00030	<0.00030
Cyclecarb 401	480	3,5	5,4	0,156	8,5	17,6	1511,00	1,51554664	<0.0120	<0.00900	0,00172	0,00057	0,00083	<0.00030	<0.00030	0,00046	0,00128	0,00148	<0.00030	0,00634	<0.00030	<0.00030
Brennsorb 1240	480	5,9	6,7	0,202	8,5	17,7	1500,00	1,504513541	<0.0100	<0.00900	0,00425	0,00129	0,00214	0,00036	<0.00030	0,00177	0,00353	0,00832	<0.00030	0,0217	<0.00030	<0.00030
Aquasorb 5000	480	5,6	5,9	0,171	8,3	17,7	2000,00	2,006018054	<0.0100	<0.00900	0,00351	0,00091	0,00166	<0.00030	<0.00030	0,00097	0,00294	0,00718	<0.00030	0,0172	<0.00030	<0.00030
Aquasorb 5000-dup	480	5,3	5,5	0,171	8,3	18	2000,00	2,006018054	<0.0100	<0.00900	0,00406	0,00096	0,00153	<0.00030	<0.00030	0,00094	0,00292	0,00483	<0.00030	0,0152	<0.00030	<0.00030
Aquasorb 2000	480	6,6	6,9	0,213	8,5	18,4	2000,00	2,006018054	<0.0100	<0.00900	0,00602	0,00136	0,00225	<0.00030	<0.00030	0,00139	0,00435	0,00507	<0.00030	0,0204	<0.00030	<0.00030
Aquasorb 2000dup	480	6,6	6,9	0,214	8,5	18,7	2000,00	2,006018054	<0.0100	<0.00900	0,00636	0,00151	0,00237	<0.00030	<0.00030	0,00139	0,00473	0,00789	<0.00030	0,0242	<0.00030	<0.00030
Ref	480	7,4	7,5	0,24	8,5	19,2	2000,00	2,006018054	<0.0100	<0.00900	0,00994	0,00247	0,00341	0,00032	<0.00030	0,00226	0,00819	0,00833	<0.00030	0,0349	<0.00030	<0.00030

Bilaga 2: Koncentrationer (ng/L) för läkemedelssubstanser och PFAS undersökta för samtliga prover i det kompletterande bägarförsöket. B1 står för Cyclecarb 401, B2 för Brennsorb 1240, B3 för Purolite 694E (i avloppsvatten) och B4 för Cyclecarb 401, B5 för Brennsorb 1240, B6 för Purolite 694E (i kranvatten). B7 var bägaren med endast avloppsvatten vilken benämns referens. M står för minuter, H för timmar och D för duplikatprov.

	B1 10M	B1 10MD	B1 20M	B1 20MD	B1 1H	B1 1HD	B1 4H	B1 4HD	B1 8H	B1 8HD	B1 24H	B1 24HD	B1 48H	B1 48HD	B2 10M	B2 10MD	B2 20M	B2 20MD	B2 1H	B2 1HD	B2 4H	B2 4HD
Atenolol	460	430	460	390	390	410	200	230	110	130	17	17	2,2	2,1	430	480	470	460	390	480	220	230
Metoprolol	1900	2100	2200	1700	2100	2200	1100	1100	540	780	62	60	6,2	6,3	2500	1800	1700	1800	1600	2100	930	1000
Propranolol	320	320	390	290	320	340	130	120	51	63	2,9	3,7	< 0,69	< 0,69	390	250	250	230	190	250	110	110
Tramadol	480	510	590	460	500	580	300	290	160	210	26	24	3,6	3,3	625	740	750	730	650	850	410	450
Karbamazepin	430	380	370	370	390	330	200	240	130	140	20	20	3,6	3,1	380	370	290	270	280	325	190	230
Citalopram	430	360	360	360	360	340	190	200	100	110	13	13	2,1	2,3	360	390	330	290	310	370	200	240
Flukonazol	155	120	120	120	130	112	73	82	49	55	13	13	2,7	2,8	120	110	91	89	93	110	59	75
Furosemid	4300	3300	3700	4000	3300	2900	1900	2100	1100	1200	200	160	30	24	3300	3300	2900	2700	2800	3300	1800	2300
Oxazepam	450	400	400	400	360	360	230	250	144	150	26	27	4,5	4,7	390	410	350	340	340	410	220	280
Klaritromycin	790	660	710	710	710	640	350	410	210	210	24	26	< 0,53	< 0,53	690	460	420	380	350	400	240	320
Erytromycin	261	240	240	250	200	260	140	190	110	110	18	12	< 0,62	< 0,62	250	160	160	140	170	160	96	130
Diklofenak	1500	960	1200	1200	1000	1000	840	700	640	420	100	92	< 0,82	< 0,82	1100	470	490	580	520	490	480	370
Irbesartan	110	94	92	99	92	93	60	66	41	43	13	11	1,8	1,6	78	72	67	67	66	70	52	57
Losartan	790	580	660	590	690	670	380	480	260	340	77	73	10	9,7	590	550	460	470	470	490	320	410
Sertralin	58	61	82	56	49	51	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	50	46	52	< 37	42	< 37	43	
Sulfametoxazol	140	120	110	100	100	100	61	80	61	65	34	32	17	16	120	92	77	85	76	92	52	57
Trimetoprim	500	470	440	560	410	500	210	230	140	160	< 25	< 25	< 25	< 25	470	240	220	220	250	250	110	120
Venlafaxin	770	670	700	660	660	650	380	430	230	270	55	49	11	9,6	680	680	630	610	630	690	400	490
PFBA	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94
PFBS	1,6	1,1	1,4	1,6	1,1	1,3	1	0,78	0,93	0,75	0,42	0,47	0,55	0,84	1,1	15	10	13	16	14	12	14
PFHxA	1,87	1,47	1,17	1,67	0,97	3,17	2,37	0,97	2,47	1,67	0,47	1,37	0,87	< 0,15	1,67	< 0,15	1,37	1,47	2,47	1,67	1,57	1,27
PFDA	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11
PFOS	32	11,9	10,9	18,9	14,9	17,9	8,9	16,9	10,9	6,2	< 0,83	4	1,1	< 0,83	7,3	15,9	14,9	17,9	14,9	14,9	10,9	13,9
PFHpA	15	< 12	< 12	15	13	17	15	17	19	13	< 12	< 12	< 12	< 12	13	14	19	18	12	< 12	15	< 12
PFNA	0,22	0,29	0,44	0,7	< 0,16	< 0,16	< 0,16	0,56	< 0,16	< 0,16	< 0,16	< 0,16	< 0,16	< 0,16	0,42	0,61	0,72	0,39	0,32	0,67	0,29	0,35
PFPeA	3,1	1,6	< 1,3	2,5	1,8	2,5	2,9	1,8	4,6	2,3	2,3	< 1,3	< 1,3	< 1,3	2,6	3,5	2,3	2,2	3,6	1,6	3	2,2
PFOA	1,1	0,93	0,65	1,3	0,96	0,61	0,61	0,45	0,67	0,59	< 0,15	0,34	0,21	< 0,15	0,79	0,93	0,84	0,8	1,1	0,57	0,91	0,64
PFHxS	23	29	27	25	24	24	31	25	27	19	14	6,9	< 1,4	3,6	37	29	41	29	31	21	26	26
PFTeDA	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1
PFUnDA	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4

B2 8H	B2 8HD	B2 24H	B2 24HD	B2 48H	B2 48HD	B3 10M	B3 10MD	B3 20M	B3 20MD	B3 1H	B3 1HD	B3 4H	B3 4HD	B3 8H	B3 8HD	B3 24H	B3 24HD	B3 48H	B3 48HD	B4 0M	B4 10M	B4 20M
130	180	31	34	1,3	2,3	500	340	620	590	550	650	520	610	610	510	550	460	450	490	0,28	0,46	< 0,17
540	750	100	110	5,7	6,2	1800	1700	2800	2500	2700	2800	2300	2800	3100	2700	3000	2500	2800	3300	1,6	2,2	< 0,19
50	73	2,3	5	< 0,69	< 0,69	330	310	300	290	320	350	290	350	350	290	350	290	350	420	< 0,69	< 0,69	< 0,69
270	370	92	100	12	12	710	660	1800	1500	1500	1800	1500	1600	1800	1600	1800	1500	1800	2100	< 1,7	< 1,7	< 1,7
140	150	36	43	4,8	5,3	330	330	370	390	370	440	330	400	340	400	360	360	390	420	4,4	3,9	2,7
140	140	25	27	1,8	1,8	350	350	290	300	300	360	320	360	300	340	300	270	360	360	2,3	4,3	< 0,091
48	50	23	23	4,8	5	89	84	90	95	98	120	98	110	88	98	93	88	120	120	0,68	0,63	0,48
1300	1400	420	480	88	58	3000	2900	2500	2500	2100	2700	1200	1300	360	420	44	36	< 3	47	< 3	< 3	< 3
170	180	59	62	8,1	6,3	350	380	370	410	360	430	360	430	360	360	330	290	320	320	0,9	0,86	0,42
250	250	150	180	58	54	460	500	340	360	390	460	390	460	360	390	360	330	390	390	< 0,53	< 0,53	< 0,53
88	95	53	79	32	28	140	170	150	180	150	130	160	170	140	160	160	120	180	140	< 0,62	< 0,62	< 0,62
410	280	190	190	43	< 0,82	510	480	730	730	640	930	420	440	110	150	14	11	< 0,82	< 0,82	< 0,82	< 0,82	< 0,82
38	43	32	35	17	15	68	64	92	83	79	86	43	46	20	17	2,8	2,2	1,3	1,1	< 0,17	< 0,17	< 0,17
230	320	210	240	110	100	490	550	630	660	520	630	310	300	110	110	9,5	9,7	< 0,3	5,6	< 0,3	< 0,3	< 0,3
< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	55	62	< 37	52	51	79	43	58	43	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37
51	51	38	48	25	25	36	49	140	130	130	150	92	110	78	87	60	38	56	67	< 9,7	< 9,7	< 9,7
85	85	< 25	< 25	< 25	< 25	208	220	220	220	190	250	200	230	290	280	260	220	280	250	< 25	< 25	< 25
300	350	100	120	20	7,5	650	670	750	750	810	900	680	830	730	820	760	700	840	840	1,3	4,2	0,84
< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94
13	13	20	12	11	6,7	2,4	18	0,85	1,45	0,65	0,75	1,45	0,85	0,51	0,45	< 0,32	< 0,32	0,4	< 0,32	0,65	0,65	0,53
1,17	< 0,15	< 0,15	1,57	0,97	< 0,15	1,97	2,67	1,9	1,7	1,8	1,8	1,7	1,4	< 0,15	0,76	0,39	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	1,8	< 0,15
< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	0,17	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11
10,9	13,9	8,9	12,9	3	1,3	15,9	27	18	18	18	20	7,1	4,9	2,5	4,7	1,6	3,2	4,1	2,5	5,5	9,9	5
14	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	12	16	< 12	< 12	23	21	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	14	< 12
0,33	0,71	< 0,16	< 0,16	0,54	0,27	< 0,16	0,42	< 0,16	< 0,16	< 0,16	0,5	0,5	0,32	< 0,16	< 0,16	0,2	0,49	0,32	< 0,16	0,18	0,29	< 0,16
1,8	4,3	1,9	1,9	2,1	1,6	3,1	3,3	1,5	2,2	2,7	2,3	1,4	1,6	1,3	< 1,3	< 1,3	< 1,3	< 1,3	< 1,3	2,3	2,1	2,8
0,74	0,79	0,54	0,51	0,55	0,35	0,68	1,1	0,59	0,47	0,65	0,63	0,36	0,54	0,23	0,31	< 0,15	0,19	< 0,15	< 0,15	0,22	0,23	0,32
33	24	11	19	13	5	26	21	20	39	36	22	19	16	< 1,4	5,2	2,8	< 1,4	1,5	2,1	25	11	17
< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1
< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4

B4 1H	B4 4H	B4 8H	B4 24H	B4 48H	B5 10M	B5 20M	B5 1H	B5 4H	B5 8H	B5 24H	B5 48H	B6 10M	B6 20M	B6 1H	B6 4H	B6 8H	B6 24H	B6 48H	B7 0M	B7 0MD	B7 10M	B7 10MD
< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	0,22	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	340	350	380	380
< 0,19	< 0,19	< 0,19	< 0,19	< 0,19	< 0,19	< 0,19	< 0,19	< 0,19	< 0,19	< 0,19	< 0,19	< 0,19	< 0,19	< 0,19	< 0,19	< 0,19	< 0,19	< 0,19	2600	2300	2500	2300
< 0,69	< 0,69	< 0,69	< 0,69	< 0,69	< 0,69	< 0,69	< 0,69	< 0,69	< 0,69	< 0,69	< 0,69	< 0,69	< 0,69	< 0,69	< 0,69	< 0,69	< 0,69	< 0,69	310	310	290	270
< 1,7	< 1,7	< 1,7	< 1,7	< 1,7	< 1,7	< 1,7	< 1,7	< 1,7	< 1,7	< 1,7	< 1,7	< 1,7	< 1,7	< 1,7	< 1,7	< 1,7	< 1,7	< 1,7	1500	1400	1500	1500
2,6	1	< 0,5	< 0,5	< 0,5	3,1	2,9	2,5	0,86	0,58	< 0,5	< 0,5	3	4,3	4	3,4	3,8	3,4	3,7	390	390	350	390
<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<				
0,091	0,091	0,091	0,091	0,091	0,091	0,091	0,091	0,091	0,091	0,091	0,091	0,091	0,091	0,091	0,091	0,091	0,091	0,091	280	260	260	280
0,46	0,27	< 0,13	< 0,13	< 0,13	0,6	0,65	0,56	0,27	< 0,13	< 0,13	< 0,13	0,6	0,58	0,72	0,6	0,74	0,63	0,63	79	74	86	91
< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	1700	1600	1900	1900
<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<				
0,42	0,13	0,075	0,075	0,075	0,33	0,075	0,31	0,075	0,075	0,075	0,075	0,23	0,76	0,85	0,78	0,75	0,51	0,57	430	350	340	370
< 0,53	< 0,53	< 0,53	< 0,53	< 0,53	< 0,53	< 0,53	< 0,53	< 0,53	< 0,53	< 0,53	< 0,53	< 0,53	< 0,53	< 0,53	< 0,53	< 0,53	< 0,53	< 0,53	340	330	270	300
< 0,62	< 0,62	< 0,62	< 0,62	< 0,62	< 0,62	< 0,62	< 0,62	< 0,62	< 0,62	< 0,62	< 0,62	< 0,62	< 0,62	< 0,62	< 0,62	< 0,62	< 0,62	< 0,62	120	120	110	95
< 0,82	< 0,82	< 0,82	< 0,82	< 0,82	< 0,82	< 0,82	< 0,82	< 0,82	< 0,82	< 0,82	< 0,82	< 0,82	< 0,82	< 0,82	< 0,82	< 0,82	< 0,82	< 0,82	660	550	580	590
< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	< 0,17	87	78	77	77
< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	590	570	560	580
< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	< 37	42	< 37	48	45
< 9,7	< 9,7	< 9,7	< 9,7	< 9,7	< 9,7	< 9,7	< 9,7	< 9,7	< 9,7	< 9,7	< 9,7	< 9,7	< 9,7	< 9,7	< 9,7	< 9,7	< 9,7	< 9,7	130	120	110	120
< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	160	130	200	170
0,39	< 0,31	< 0,31	0,33	< 0,31	0,33	< 0,31	< 0,31	0,35	< 0,31	< 0,31	< 0,31	< 0,31	1,2	0,4	0,51	< 0,31	0,63	< 0,31	690	700	590	580
< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94
0,74	0,38	< 0,32	< 0,32	< 0,32	0,37	0,46	0,41	0,48	0,35	< 0,32	< 0,32	0,68	0,52	0,39	0,41	< 0,32	< 0,32	< 0,32	1,4	1,4	1,6	1,3
< 0,15	< 0,15	1,1	< 0,15	< 0,15	0,6	< 0,15	< 0,15	< 0,15	0,63	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	2,7	2,5	2,1	2,6
< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11
2,4	3,8	< 0,83	1,2	< 0,83	1,4	1,1	6,2	< 0,83	< 0,83	< 0,83	< 0,83	2,5	2,1	< 0,83	< 0,83	< 0,83	< 0,83	< 0,83	15,1	10,1	22	24
< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	15	< 12	18	18
< 0,16	0,2	< 0,16	< 0,16	< 0,16	< 0,16	< 0,16	< 0,16	< 0,16	< 0,16	< 0,16	< 0,16	< 0,16	< 0,16	< 0,16	< 0,16	< 0,16	< 0,16	0,39	0,32	< 0,16	< 0,16	0,61
< 1,3	1,7	< 1,3	< 1,3	< 1,3	< 1,3	< 1,3	1,5	< 1,3	< 1,3	< 1,3	< 1,3	< 1,3	1,9	< 1,3	< 1,3	< 1,3	< 1,3	< 1,3	2,8	2,4	1,9	2,6
0,22	< 0,15	< 0,15	0,17	< 0,15	< 0,15	0,16	0,23	0,4	< 0,15	< 0,15	< 0,15	0,19	0,22	0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	0,78	0,7	0,72	0,73
12,5	11,5	2,4	< 1,4	< 1,4	10,5	10,5	16	6,7	5,2	2,5	< 1,4	17	15	12	5,7	3,2	< 1,4	< 1,4	32	34	38	25
< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1
< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4

B7 20M	B7 20MD	B7 1H	B7 1HD	B7 4H	B7 4HD	B7 8H	B7 8HD	B7 24H	B7 24HD	B7 48H	B7 48HD
320	410	380	390	360	340	410	360	350	370	300	310
2200	2500	2700	2500	2500	2500	2800	2700	2700	2700	2500	2800
230	310	300	260	300	300	330	340	340	310	310	330
1300	1500	1700	1500	1500	1400	1700	1500	1700	1700	1700	1700
340	350	320	350	320	310	340	350	340	380	360	340
260	310	310	310	290	290	310	310	290	320	310	270
88	90	84	84	78	76	96	86	80	100	100	92
1900	2200	2200	2300	2100	2300	2400	2300	2000	2500	2200	2200
370	420	410	420	410	380	450	410	410	460	440	420
290	410	400	400	400	370	460	390	400	500	260	230
120	200	210	220	200	200	230	210	170	220	160	130
600	770	920	1100	930	1100	820	920	930	870	1100	940
72	85	82	75	73	67	69	76	58	67	56	57
510	560	570	590	530	560	590	590	560	630	640	610
46	59	81	79	43	< 37	77	49	79	< 37	46	< 37
110	110	110	110	110	100	110	120	110	110	130	110
180	200	220	200	200	200	210	220	210	230	260	240
590	610	600	610	600	550	610	670	590	620	590	580
< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94	< 0,94
1,6	1,2	1,1	1,4	1,3	1	1,2	1,6	1	1,6	1,5	1,1
2,4	<0,15	2,11	1,81	2,21	1,71	1,91	<0,15	1,91	2,61	1,51	2,01
< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11
12,1	13	13	14	9	21	14	14	12	13	6,2	9,2
17	< 12	14	13	13	20	16	19	13	< 12	15	25
< 0,16	0,21	0,46	< 0,16	0,26	< 0,16	0,3	0,75	0,44	< 0,16	< 0,16	0,26
3	2,1	1,7	2,3	1,9	2,6	2,7	1,6	1,8	2	2,8	1,9
0,72	0,62	0,61	0,72	0,66	0,87	0,8	0,71	0,95	0,69	0,74	0,87
32	25	37	23	24	23	26	24	33	26	20	37
< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1	< 2,1
< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4

Bilaga 3: Koncentrationer (ng/L) för undersökta läkemedelssubstanser och PFAS för samtliga analyserade prover från kolonnförsöket. K1 är kolonnen utan asorbent, benämnd som referens, K2 är kolonnen med Brennsorb 1240, K3 är kolonnen med Purolite 694E, K4 är kolonnen med Cyclecarb 401 och K5 är kolonnen med Purolite 694E efter Cyclecarb 401. W står för vecka och D står för duplikatprov.

	K1 W1	K1 W1D	K2 W1	K2 W1D	K3 W1	K3 W1D	K4 W1	K4 W1D	K5 W1	K5 W1D	K1 W3	K1 W3D	K2 W3	K2 W3D	K3 W3	K3 W3D	K4 W3	K4 W3D	K5 W3	K5 W3D	K1 W8
Atenolol	270	520	0,73	< 0,31	340	340		0,93	19	16	490	540	67	59	510	490	100	72	75	84	370
Metoprolol	1700	3300	4,7	1,4	1900	2100		3,5	81	71	1900	2000	170	180	1700	1600	240	230	200	210	2100
Propranolol	190	360	0,93	0,2	240	260		0,37	6,1	6	220	220	8,9	4,8	180	210	4,1	6,1	1,7	3,4	170
Tramadol	1500	3000	3,1	1,2	2000	2200		2,2	58	45	1100	1100	180	240	1000	1000	250	220	220	210	2000
Carbamazepine	360	390	3,5	1,5	16	24		2,8	4,1	3,8	320	280	61	43	300	290	63	56	54	48	510
Citalopram	210	260	4,5	1,2	300	320		1,7	20	18	210	220	37	28	210	210	20	20	16	16	330
Fluconazole	90	120	0,57	< 0,22	95	110		0,48	12	11	61	63	21	23	66	55	24	26	26	26	95
Furosemide	2100	2300	< 1,9	< 1,9	< 1,9	11		6,2	< 1,9	< 1,9	1900	1900	380	405	27	41	300	300	< 2,9	< 2,9	2100
Oxazepam	360	410	1,4	0,52	3,7	4,9		1,4	2,7	2,8	280	280	59	64	270	280	58	64	43	50	460
Clarithromycin	59	66	0,34	< 0,11	73	80		< 0,11	2,3	2,1	69	64	48	45	66	56	15	15	17	13	100
Erythromycin	130	210	< 0,51	< 0,51	130	150		< 0,51	4,7	6,4	28	72	54	66	21	54	23	9,2	16	18	310
Diclofenac	1000	1300	< 31	< 31	< 31	< 31		< 31	< 31	< 31	550	580	230	220	< 38	< 38	130	130	< 38	< 38	1100
Irbesartan	77	78	0,46	0,27	< 0,13	< 0,13		0,33	0,21	0,18	65	66	56	41	2,3	2	23	20	0,45	0,4	110
Losartan	400	450	1,7	0,71	< 0,24	0,29		1,4	0,41	0,52	430	430	260	200	6,9	8,3	120	130	0,83	1,5	450
Sertraline	41	50	< 0,44	< 0,44	32	15		< 0,44	5	7	62	38	1,8	2,5	62	56	1,1	0,77	1,2	1,1	50
Sulfamethoxazole	120	140	1,7	0,92	< 0,23	1		1	0,83	0,7	8,2	9,4	4,8	8	6,4	5,8	7,2	8,2	2	1,9	120
Trimethoprim	260	370	< 2,8	< 2,8	340	420		< 2,8	13	9,5	24	22	4	< 3,3	20	20	3,3	< 3,3	3,3	< 3,3	290
Venlafaxine	620	760	2,2	1,5	600	660		1,2	41	36	480	470	130	150	450	430	170	150	160	150	790
PFBA	< 3	3,1	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3,1	< 3,1	< 3,1	< 3,1	< 3,1	< 3,1	< 3,1	< 3,1	< 3,1	< 3,1	3,2
PFBS	< 0,11	7	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	6,4
PFHxA	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	19	15	11	< 1,5	< 1,5	5,6	10	< 1,5	< 1,5	9,3	< 1,5
PFDA	2,9	3,9	0,25	0,21	0,17	< 0,067	0,13	0,31	0,14	< 0,067	< 0,068	0,7	< 0,068	1	< 0,068	0,068	0,068	0,068	0,068	0,67	4,7
PFOS	< 0,2	1	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	2,9	2,9	0,6	1,4	< 0,2	< 0,2	1,3	3,7	< 0,2	< 0,2	2,9
PFHpA	0,64	0,76	0,63	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33
PFNA	0,54	3	< 0,18	< 0,18	< 0,18	< 0,18	< 0,18	< 0,18	< 0,18	< 0,18	< 0,18	< 0,18	< 0,18	< 0,18	< 0,18	< 0,18	< 0,18	< 0,18	< 0,18	< 0,18	3,6
PFPeA	3	2,9	< 2,3	< 2,3	< 2,3	< 2,3	< 2,3	< 2,3	< 2,3	< 2,3	4,4	6,5	4,4	4,2	2,9	3	3,2	4	2,4	6,4	3,8
PFOA	7,7	8,9	< 0,054	< 0,054	0,57	< 0,054	0,27	< 0,054	0,46	0,34	< 0,056	< 0,056	0,5	1,7	< 0,056	< 0,056	< 0,056	< 0,056	< 0,056	< 0,056	4
PFHxS	< 0,38	< 0,38	< 0,38	< 0,38	< 0,38	< 0,38	< 0,38	< 0,38	< 0,38	< 0,38	13,5	5,5	3,5	3,5	< 0,38	< 0,38	2,8	2,1	< 0,38	< 0,38	< 0,38
PFTeDA	< 4,8	< 4,8	< 4,8	< 4,8	< 4,8	< 4,8	< 4,8	< 4,8	< 4,8	< 4,8	< 5,4	< 5,4	< 5,4	< 5,4	< 5,4	< 5,4	< 5,4	< 5,4	< 5,4	< 5,4	< 4,8
PFUnDA	< 0,43	< 0,43	< 0,43	< 0,43	< 0,43	< 0,43	< 0,43	< 0,43	< 0,43	< 0,43	< 0,47	1,5	< 0,47	< 0,47	< 0,47	< 0,47	< 0,47	< 0,47	< 0,47	< 0,47	< 0,43

K1 W8D	K2 W8	K2 W8D	K3 W8	K3 W8D	K4 W8	K4 W8D	K5 W8	K5 W8D
330	140	140	350	370	170	200	190	190
2600	830	760	1900	2400	830	970	1000	1000
220	27	25	170	190	11	14	16	15
2000	980	1000	1800	2000	670	820	900	880
530	230	230	450	470	220	220	230	220
360	130	140	340	310	60	67	72	63
110	67	64	93	90	66	71	74	71
2300	1000	1000	230	210	440	500	50	29
510	270	260	490	450	210	250	238	230
120	90	87	110	110	47	47	57	50
410	290	250	260	286	190	220	210	180
1200	950	850	80	70	320	440	< 31	< 31
120	94	91	15	14	48	56	4,7	3,8
410	350	310	34	32	180	190	10	11
73	2,4	2,8	53	43	< 0,44	< 0,44	< 0,44	< 0,44
130	90	83	180	170	110	110	130	150
310	64	70	300	310	55	63	77	81
860	490	460	790	770	370	440	430	460
3,7	3,2	4,5	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3
6,3	5	5,5	< 0,11	3,8	4,7	5,3	< 0,11	2
< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5
2,5	3,4	3,2	0,8	0,32	2,5	3	0,72	0,26
1	2,9	2,2	1,2	0,61	1,4	1,6	< 0,2	0,61
< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	0,46	< 0,33	< 0,33	< 0,33
3,7	2,6	1,9	3,3	1,7	2,1	2,1	2,1	1,4
4,1	3,4	4,6	< 2,3	< 2,3	4,7	2,3	< 2,3	< 2,3
9,9	5,5	3,8	0,31	0,1	4,7	4,2	0,33	0,1
< 0,38	< 0,38	1,1	< 0,38	< 0,38	< 0,38	< 0,38	< 0,38	< 0,38
< 4,8	< 4,8	< 4,8	< 4,8	< 4,8	< 4,8	< 4,8	< 4,8	< 4,8
< 0,43	< 0,43	< 0,43	< 0,43	< 0,43	< 0,43	< 0,43	< 0,43	< 0,43

Bilaga 4: Analys av metallhalter, alkalinitet, pH och susp för ingående och utgående avloppsvatten för kolonnen innehållande Cyclearb 401. Parenteser visar de utvidgade osäkerheterna.

	In	Ut
Alkalinitet mg/l	160,9	156,2
Silver µg/l	<0,5	<0,5
Aluminium µg/l	17,4 (2,5)	45 (4,8)
Arsenik µg/l	<0,5	0,876 (0,153)
Bor µg/l	82,7 (82,7)	89 (0,8)
Barium µg/l	4,82 (4,82)	7,82 (0,8)
Vismut µg/l	<0,05*	<0,05*
Kalcium mg/l	46,7 (4,7)	48,2 (4,8)
Kadmium µg/l	<0,05	<0,05
Kobolt µg/l	1,41 (0,16)	1,5 (0,17)
Krom µg/l	<0,9	1,34 (0,17)
Koppar µg/l	3,46 (0,38)	2,67 (0,32)
Järn mg/l	5,7 (0,63)	6,87 (0,76)
Kvicksilver µg/l	<0,02	<0,02
Kalium mg/l	22 (2,2)	22,1 (2,2)
Magnesium mg/l	13,6 (1,4)	13,7(1,4)
Mangan µg/l	99,4 (9,9)	95 (9,5)
Molybden µg/l	2,68 (0,28)	2,71 (0,28)
Natrium mg/l	133 (13)	133 (13)
Nickel µg/l	1,63 (0,22)	5,89 (0,61)
Bly µg/l	<0,5	<0,5
Antimon µg/l	0,389 (0,069)	0,556 (0,085)
Selen µg/l	<3	<3
Tenn µg/l	<0,5	<0,5
Tellur µg/l	<0,1*	<0,1*
Uran µg/l	8,08 (0,81)	6,69 (0,67)
Vanadin µg/l	1,55 (0,16)	2,05 (0,21)
Wolfram µg/l	0,523*	0,597*
Zink µg/l	56,8 (7,2)	72,9 (9,2)
pH	6,99 (0,3)	7,07 (0,3)
Susp mg/l	9,2	9

* = ej ackrediterat test.