



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 25016

Examensarbete 30 hp

Juni 2025

Metodval för borttagning av PFAS

En utredning av pilotförsök på vattenverk

Kaleb Engvall



Abstract

New threshold values for per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAS) pose challenges for Swedish water treatment plants. To select a PFAS removal method, pilot tests are often conducted, but these require time and resources. In this study, results from pilot trials at six water treatment plants in Sweden have been analyzed and compared. The aim was to investigate the suitability of different methods, the impact of water chemistry on PFAS removal, and to what extent future pilot studies are needed.

The methods evaluated included filtration using granular activated carbon (GAC), ion exchange resin (IEX), and nanofiltration (NF). To identify the most suitable technique, material costs were compared across the different plants and treatment methods. The least squares method was used to fit a tanh function to the PFAS removal curves for GAC and IEX, which facilitated analysis of how water quality affects PFAS removal. The impact of water quality was also investigated using a physical model.

The results indicate that NF is the most effective method for PFAS removal. However, management of the produced reject water remains a practical challenge and was not investigated in this study. GAC and IEX also performed well and were found to be comparable with each other in terms of effectiveness.

The need for future pilot studies was discussed. The curve fittings could not be used to extrapolate results from incomplete pilot studies, but they were used to qualitatively examine the effects of water chemistry on PFAS-removal. A clear relationship was identified between higher levels of dissolved organic carbon (DOC) and reduced PFAS removal with earlier breakthrough when using GAC. No corresponding relationship could be established for ion exchange. For NF, the results generally aligned well with previous studies where such data were available, suggesting that future pilot tests for NF might be replaced by existing data. In the absence of prior studies, a modeling tool was used to estimate removal efficiency, but this proved to be less reliable.

There is a need for increased coordination between water utilities to make future pilot studies with GAC and ion exchange more comparable. This study contributes to a broader understanding, but additional analysis of more consistent and comparable pilot tests could yield deeper insights and reduce the need for new studies in the future.

Keywords: PFAS, drinking water production, sorption, active carbon, ion exchange, nanofiltration, membrane technology

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala

Handledare: Stephan Köhler Ämnesgranskare: Roger Herbert

Examinator: Fritjof Fagerlund

Referat

Nya gränsvärden för per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) innebär utmaningar för svenska vattenverk. För att välja PFAS-avskiljningsmetod genomförs ofta pilotförsök, men dessa kräver tid och resurser. I detta arbete har resultaten från pilotförsök vid sex vattenverk i Sverige analyserats och jämförts. Syftet var att undersöka olika metoders lämplighet och vattenkemins påverkan på PFAS-borttagning för att utreda huruvida avklarade pilotförsök kan minska genomförandetiden för framtida försök.

Metoderna som undersökts är filtrering med granulerat aktivt kol (GAK), jonbytarmassa och nanofiltrering (NF). För att identifiera den mest lämpliga metoden jämfördes materialkostnader mellan de olika vattenverken och teknikerna. Minsta kvadratmetoden användes för att anpassa en tanh-funktion till borttagningskurvorna för GAK och jonbytarmassa. Detta underlättade vid analys av hur vattenkvaliteten påverkar PFAS-avskiljningen. Vattenkvalitetens inverkan undersöktes också med hjälp av en fysikalisk modell.

Resultaten visar att NF är den mest effektiva metoden för PFAS-avskiljning. Hanteringen av det retentatvatten som genereras utgör dock en praktisk utmaning och undersöktes inte i detta arbete. GAK och jonbytarmassa visade också god prestanda och bedömdes vara likvärdiga i effektivitet.

Behovet av framtida pilotförsök har diskuterats. Kurvanpassningarna kunde inte användas för att extrapolera resultat från ofullständiga försök, men de gav värdefull information vid kvalitativa jämförelser. Ett tydligt samband identifierades mellan högre halter av löst organiskt kol (DOC) och sämre PFAS-avskiljning samt tidigare genombrott vid användning av GAK. Motsvarande samband kunde inte påvisas för jonbytarmassa. För NF stämde resultaten överlag väl överens med tidigare studier, där sådana fanns. Detta indikerar att tidigare studier eventuellt kan ersätta pilotförsök med NF. I avsaknad av tidigare data användes ett beräkningsverktyg för att uppskatta borttagningen, men detta visade sig vara mindre tillförlitligt.

Det finns ett behov av ökad samordning mellan vattenverk för att göra framtida pilotförsök med GAK och jonbytarmassa mer jämförbara. Denna studie bidrar till ökad kunskap, men ytterligare analyser av fler jämförbara pilotförsök hade kunnat ge ännu djupare insikter och därmed minska behovet av nya försök i framtiden.

Nyckelord: PFAS, dricksvattenproduktion, sorption, aktivt kol, jonbytarmassa, nanofiltrering, membranteknik

Institutionen för geovetenskaper; Luft-, vatten- och landskapslära; Hydrologi och miljöanalys, Uppsala Universitet (UU), Villavägen 16, SE-752 36, Uppsala, Sverige.

Förord

Detta är några av de sista orden jag skriver som civilingenjörsstudent. Efter fem års studier utspridda över två städer och tre universitet kan jag snart titulera mig civilingenjör i miljö- och vattenteknik. Det känns roligt och spännande att få vara med och bidra till att lösa framtidens miljö- och samhällsproblem, och jag hoppas att detta arbete kan vara ett första litet bidrag.

Jag hade dock inte kunnat producera någonting utan all hjälp jag har fått. Först och främst vill jag tacka min handledare Stephan Köhler på Norconsult. Tack för ditt engagemang, din tid, och framförallt din konstanta vilja att dela med dig av den kunskap som du byggt upp i din långa karriär som forskare och konsult. Jag vill också tacka Ludwig Hedberg, Emilia Wall och Theodor Halldin, exjobbare på Norconsult, för att vi har kunnat bolla med varandra och för att våra arbeten görs kompletta av varandra. Troligtvis är helheten som våra arbeten tillsammans bidrar till det mest intressanta resultatet. Jag vill även tacka övriga kollegor jag har träffat på VA-processavdelningen och Norconsults Uppsalakontor för ert trevliga sällskap.

Jag vill tacka min ämnesgranskare Roger Herbert för hjälpen med att säkerställa att arbetet uppfyller den akademiska kvaliteten som krävs för att klara kursmålen. Jag vill även rikta ett stort tack till Gästrike Vatten, Kungälv kommun, Laholmsbuktens VA, Norrvatten och Uppsala Vatten för att ni har delat med er av er data och svarat på mina frågor. Denna hjälp har varit en grundförutsättning för att ett arbete som detta överhuvudtaget skulle kunna genomföras.

Att flytta från Lund och LTH:s W-program till Uppsalas W-program innebar flera utmaningar. Därför vill jag avsluta med att tacka alla er på W-programmet i Uppsala som bemötte en ny kille i klassen med ett leende. Extra mycket vill jag tacka er som tog steget att välkomna in mig i er vänkrets med öppna armar. Alla nya vänner har varit det bästa med flytten till Uppsala.

Populärvetenskaplig sammanfattning

PFAS är en familj kemikalier som består av över 10 000 olika ämnen med olika egenskaper. Alla PFAS-ämnen är skapade av människan och finns alltså inte naturligt i miljön. PFAS produceras i stora mängder och används bland annat i brandskum, skidvalla, textilier och stekpannor på grund av deras unika egenskaper. En egenskap som kännetecknar dessa ämnen är att de är mycket svårnedbrytbara, vilket har gett dem namnet evighetskemikalier. Vissa PFAS-ämnen har visat sig vara skadliga för hälsan, med effekter som påverkan på fortplantningen, ökad risk för cancer och sämre effekt av vaccin. De flesta PFAS-ämnen har dock inte studerats tillräckligt, men eftersom de delar många egenskaper med de farliga varianterna bör de ändå betraktas som potentiellt toxiska.

På grund av den utbredda användningen och produktionen av PFAS har dessa ämnen spridits till miljön och hamnat i flera av de grund- och ytvatten som utgör dricksvattentäkter. Särskilt drabbade är de vattenverk som ligger nära flygplatser där PFAS-haltigt brandskum har använts. För att säkerställa att vattnet är säkert att dricka har Livsmedelsverket infört nya, kraftigt sänkta gränsvärden för PFAS-halter i dricksvattnet. Dessa börjar gälla i januari 2026 och ställer krav på de drabbade dricksvattenproducenterna att införa nya reningstekniker för att ta bort dessa ämnen från vattnet. För att välja reningsmetod genomför vattenverk ofta pilotförsök. Pilotförsök kostar vattenverken mycket resurser och tid.

De mest beprövade teknikerna för PFAS-borttagning vid dricksvattenproduktion är filtrering med granulärt aktivt kol (GAK), jonbytarmassa och nanofiltrering (NF). GAK och jonbytarmassa bygger på att en behållare eller bassäng fylls med kornformigt material, filtermedia, som vattnet filtreras genom. GAK kan skapas av olika typer av kol såsom stenkol, träkol och organiskt material som kokosnötskal. Att kolet är aktivt betyder att kornen har många porer och veck, vilket skapar en stor yta för PFAS-ämnen att binda till. Jonbytarmassa består av syntetiska korn som PFAS fastnar på genom att PFAS-molekylernas negativt laddade del binder till jonbytarmassans positivt laddade del. I takt med att vatten filtreras genom GAK eller jonbytarmassa täcks mer och mer av kornen och deras porer med PFAS-molekyler och andra ämnen, och till slut passerar det mesta av PFAS:en rakt genom filtret. Då behöver filtermediet bytas. Nanofiltrering fungerar annorlunda. Här pressas vattnet under högt tryck genom membran som har små hål i sig. Dessa hål släpper igenom vattenmolekyler, men större molekyler som PFAS kommer inte igenom de små hålen. Det vattnet som har passerat membranet blir dricksvatten, medan det vattnet som inte har passerat membranet innehåller alla föroreningar och behöver renas eller skickas till en avloppsanläggning innan det släpps ut i naturen igen. Nanofilter byts när membranens livslängd har gått ut.

I detta examensarbete har data från pilotförsök med GAK, jonbytarmassa och NF från sex olika vattenverk analyserats. Det som undersökts är vilken av metoderna som är lämpligast utifrån kostnadsberäkningar, hur vattenkvaliteten påverkar PFAS-borttagning och om metoden för kurvanpassning som tagits fram i detta arbete kan ersätta delar av pilotförsök. I nuläget saknas ett helhetsperspektiv kring genomförda pilotförsök runt om i landet. Detta arbete avser att bidra till en överblick och jämförande analys mellan olika pilotförsök som genomförts.

Vilken av metoderna som är mest lämplig för PFAS-borttagning har undersökts utifrån materialkostnader. För att beräkna materialkostnaderna har datan från pilotförsöken använts för att uppskatta hur många NF-membran som behövs för att nå tillräcklig rening, samt hur ofta GAK och jonbytarmassa behöver bytas. Som tidigare nämnts sjunker PFAS-borttagningen med GAK och jonbytarmassa över tid, i takt med att filtermediets porer täcks av PFAS och andra ämnen.

Borttagningskurvor är kurvor som visar hur borttagningen sjunker med tiden. I detta arbete har en ekvation tagits fram för att beskriva borttagningskurvornas utseende, och denna har anpassats efter borttagningskurvorna. Möjligheten att använda denna ekvation för att extrapolera borttagningskurvor från icke fullständiga pilotförsök har undersökts. Dessa kurvanpassningar har också använts för att undersöka hur vattnets kvalitet påverkar PFAS-borttagningen och borttagningskurvornas utseende. För att verifiera detta har resultaten jämförts med simuleringar enligt en fysikalisk modell av GAK-filtrering.

Resultaten visar att alla metoder är lämpliga för PFAS-borttagning, men att NF gav lägst materialkostnader. En utmaning med NF är hantering av det vatten som inte passerat membranet och alltså innehåller PFAS och andra föroreningar. Hantering av detta vatten har diskuterats men inte undersökts analytiskt i detta arbete. GAK gav ungefär samma materialkostnader som jonbytarmassa. Forskning från slutet av 2024 har dock visat att jonbytarmassa kan släppa skadliga ämnen till dricksvattnet, vilket behöver undersökas vidare.

Med hjälp av kurvanpassningarna efter den framtagna ekvationen hittades en tydlig relation mellan mängden löst organiskt material i vattnet och PFAS-borttagning med GAK. En högre mängd organiskt material resulterade i sämre PFAS-borttagning och att GAK:en behövde bytas oftare. Samma trend visades i den fysikaliska modellen där mängden organiskt material och annat som kan hindra PFAS från att binda till GAK representerades med en koefficient för fouling. Någon liknande relation lyckades inte hittas för jonbytarmassa.

Kurvanpassningarna kunde dock inte användas för att ersätta slutdelar av pilotförsök. Dessutom var inte tillräckligt många av pilotförsöken jämförbara för att kunna göra en kvantitativ analys av vattenkvalitetens påverkan. För att kunna dra fler lärdomar som också kan användas för att minska beroendet av pilotförsök, behövs mer koordination mellan vattenverk för att göra pilotförsöken mer jämförbara.

Lista över ord och förkortningar

BV – Bäddvolym.

DOC – Löst organiskt kol, dissolved organic carbon.

EBCT – Uppehållstid beräknad på tom bädd, empty bed contact time.

GAK – Granulärt aktivt kol.

Genombrott – Definieras i detta arbete som när utgående PFAS-4-halten når 2 ng/L.

Lead-lag-konfiguration – Tvåstegskonfiguration med GAK eller jonbytarmassa.

Leadfilter/leadkolonn – Första filtret/kolonnen i en lead-lag-konfiguration.

Lagfilter/lagkolonn – Andra filtret/kolonnen i en lead-lag-konfiguration.

MSE – Medelkvadratfel, mean squared error.

NF – Nanofilter/nanofiltrering.

NOM – Naturligt organiskt material.

PFAA – Perfluoroalkyl-syror.

PFAS – Per- och polyfluorerade alkylsubstanser.

PFAS-4 – Den viktigaste gruppen PFAS utifrån dricksvattenrening. Består av:

PFHxS – Perfluorhexansulfonsyra

PFNA – Perfluorononansyra

PFOA – Perfluoroktansyra

PFOS – Perfluoroktansulfonsyra

PFAS-21 – Den näst viktigaste gruppen PFAS utifrån dricksvattenrening, se tabell 1.

PFCA – Perfluoroalkyl-karboxylsyror.

PFSA – Perfluoroalkyl-sulfonsyror.

PSDM – Pore surface and diffusion model.

VV – Vattenverk. Används för att skilja mellan de olika vattenverken i rapporten.

Innehåll

1	INLEDNING	1
1.1	SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR	1
2	BAKGRUND	2
2.1	PFAS - KEMISKA EGENSKAPER OCH ANVÄNDNING	2
2.2	INDELNING AV PFAS	2
2.3	MILJÖPÅVERKAN OCH TOXICITET	4
2.4	FÖREKOMST AV PFAS I RÅ- OCH DRICKSVATTEN	4
2.5	METODER FÖR BORTTAGNING AV PFAS I DRICKSVATTEN	5
2.5.1	Egenskaper hos löst organiskt kol (DOC) och dess påverkan på PFAS-borttagning	5
2.5.2	Adsorption av PFAS till granulerat aktivt kol (GAK)	6
2.5.3	Sorption till jonbytarmassa	9
2.5.4	Nanofiltrering (NF)	12
2.5.5	Val av teknik	15
3	METODER	16
3.1	FÖRSÖK	16
3.2	DATABEHANDLING	16
3.2.1	GAK och jonbytarmassa	16
3.3	KOSTNADSBERÄKNINGAR	19
3.3.1	Framtagning av genombrottskurvor	19
3.3.2	Framtagning av borttagningskurvor	19
3.3.3	Kostnadsberäkning för GAK och jonbytarmassa	20
3.3.4	Kostnadsberäkning för NF	21
3.4	EMPIRISK MODELLERING AV PFAS-BORTTAGNING	22
3.4.1	Kurvanpassning	22
3.4.2	Utvärdering av vattenkvalitetens påverkan på empiriska parametrar	23
3.5	FYSIKALISK MODELLERING AV PFAS-BORTTAGNING	23
3.6	ANVÄNDNING AV GENERATIV AI	24
4	RESULTAT	24
4.1	BORTTAGNING, GENOMBROTT OCH KOSTNADER	24
4.1.1	Vattenverk 1	24
4.1.2	Vattenverk 2	31
4.1.3	Vattenverk 3	35
4.1.4	Vattenverk 4	40
4.1.5	Vattenverk 5	42
4.2	BORTTAGNING OCH KOSTNADER MED NANOFILTRERING (NF)	43
4.2.1	Vattenverk 1	44
4.2.2	Vattenverk 3	44
4.2.3	Vattenverk 6	46
4.3	ALLMÄNNA OBSERVATIONER VID KURVANPASSNING	46
4.4	RELATIONER MELLAN VATTENKVALITET OCH PFAS-BORTTAGNING	47
4.4.1	Hur vattenkvaliteten påverkar borttagningskurvor	47
4.4.2	Vattenkvalitetens och EBCT:s påverkan enligt en fysikalisk modell	49

5	DISKUSSION	52
5.1	KOSTNADSJÄMFÖRELSE MELLAN GAK, JONBYTARMASSA OCH NF .	52
5.1.1	Kostnadsjämförelse mellan vattenverk med GAK	52
5.1.2	Kostnadsjämförelse mellan vattenverk med jonbytarmassa	52
5.1.3	Jämförelse mellan enstegs- och lead-lag-konfigurationer	53
5.1.4	Kostnadsjämförelse mellan vattenverk med NF	53
5.1.5	Allmän jämförelse mellan GAK, jonbytarmassa och NF	54
5.1.6	Bästa lösning för vattenverk 1	54
5.1.7	Bästa lösning för vattenverk 2 och 6	55
5.1.8	Bästa lösning för vattenverk 3	55
5.1.9	Bästa lösning för vattenverk 4	55
5.2	DISKUSSION AV KURVANPASSNING	55
5.3	I VILKEN UTSTRÄCKNING BEHÖVS PILOTFÖRSÖK?	56
5.3.1	GAK och jonbytarmassa	56
5.3.2	NF	57
5.4	SAMBAND MELLAN VATTENKVALITET OCH PFAS-BORTTAGNING . .	57
5.4.1	GAK	57
5.4.2	Jonbytarmassa	58
5.5	FYSIKALISK MODELLERING AV GAK	58
5.5.1	Jämförelse med resultat från pilotförsök	58
5.5.2	Påverkan av vattenkvalitet och EBCT på borttagning av PFOS	59
6	SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER	59
6.1	FÖRSLAG PÅ IMPLEMENTERING AV RESULTAT OCH VIDARE FORSK- NING	59
6.2	SLUTSATSER	60
7	REFERENSER	62

1 INLEDNING

Dricksvatten är, enligt Livsmedelsverket (2025), vårt viktigaste livsmedel, och tillgång till säkert dricksvatten är inte bara en grundläggande mänsklig rättighet utan även en förutsättning för ett fungerande samhälle (FN 2024). År 2013 uppdagades att dricksvattnet som de boende i Kallinge, Ronneby kommun fick i sig dagligen, innehöll höga halter av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS). Utsläppen av ämnena verkade komma från försvarsmaktens verksamhet vid Kallinge flygplats, och berodde på användning av PFAS-haltigt brandskum (Blomberg et al. 2025). PFAS kallas för evighetskemikalier då de är mycket svårnedbrytbara i miljön (Svenskt Vatten 2022), och exponering av PFAS kan leda till hälsoeffekter som reproduktionsstörningar, ökade kolesterolvärden, minskad effektivitet av vacciner och ökad risk för cancer (Centers for Disease Control and Prevention 2024; Kemikalieinspektionen 2025). Under de kommande åren upptäcktes PFAS i dricksvattnet på fler platser runtom i landet (Svenskt Vatten 2022), och det blev klart att det dricksvatten som utgör en hörnsten i vårt samhälle i många fall inte var säkert att dricka.

I slutet av 2022 beslutade Livsmedelsverket om nya gränsvärden för PFAS i dricksvatten. Från och med 1 januari 2026 ska halter av fyra vanliga PFAS-ämnen (PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS), så kallade PFAS-4, ej överskrida 4 ng/L i dricksvattnet (LIVSFS 2022:12.). Flera av Sveriges vattenverk står nu inför stora utmaningar på grund av de sänkta gränsvärdena, och enligt Svenskt Vatten (2023) behöver ca 300 miljoner kronor per år investeras för att säkra svenskarnas tillgång till rent vatten som uppfyller de satta kraven med avseende på PFAS. Det finns flera tekniker för att ta bort PFAS från dricksvatten, där de mest beprövade är borttagning genom sorption till granulerat aktivt kol (GAK) och jonbytarmassa samt membranfiltrering med nanofilter (NF) (Crone et al. 2019).

Vid val av teknik för PFAS-borttagning spelar vattenkvalitetsfaktorer som halter av organiska och oorganiska joner samt vilka PFAS som förekommer stor roll för vad som blir mest effektivt och ekonomiskt (Du et al. 2014; Zaggia et al. 2016; Kothawala et al. 2017; Maimaiti et al. 2018; McCleaf et al. 2017; Boyer et al. 2021; Medina et al. 2022; Zhang et al. 2023). Processrelaterade faktorer som tillgänglig yta, möjlighet för drift och underhåll samt den resterande beredningsprocessens utformning är också viktiga att ta i beaktning vid val av metod (Svenskt Vatten 2024b).

För att identifiera den metod som är bäst för ett givet vattenverk kan pilotförsök genomföras. PFAS-analyser kostar flera tusen kronor per prov (SGS Analytics 2025) och detta i kombination med att pilotförsök i många fall behöver köras under lång tid leder till höga analys- och personalkostnader (McCleaf et al. 2017; Franke et al. 2021). Därför är det av stort intresse att göra pilotförsök mindre resurskrävande. Flera pilotförsök har genomförts på vattenverk runt om i landet, men ett helhetsperspektiv samt jämförande analyser mellan resultaten från olika vattenverk saknas. Genom att analysera och jämföra data från flera olika vattenverk kan behovet av liknande försök i framtiden eventuellt minska. Detta examensarbete avser att bidra till en sådan överblick.

1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Denna studie utvärderar tidigare pilotförsök för PFAS-borttagning med syfte att bidra med vägledning för vattenverk som står inför liknande pilotförsök. Utifrån detta finns tre delsyften. Första delsyftet är att identifiera vilka tekniker som är mest kostnadseffektiva att implementera för PFAS-avskiljning utifrån pilotförsök på olika vattenverk. Andra delsyftet är att utreda hur

teknikernas lämplighet påverkas av råvattenkvalitet och förutsättningar. Slutligen ska en empirisk modell användas för att beskriva borttagningskurvor, och det ska undersökas om denna modell helt eller delvis kan ersätta pilotförsök. Metoderna som undersöks är PFAS-borttagning med 1. granulerat aktivt kol (GAK), 2. jonbytarmassa och 3. nanofilter (NF). Studien görs inom ramen för ett projekt som Norconsult leder tillsammans med Svenskt Vatten och flera svenska VA-bolag. Det övergripande målet med projektet är att underlätta för vattenverk vid val av PFAS-avskiljningsmetod.

För att uppnå syftet ska följande frågeställningar besvaras:

1. Vilken metod för borttagning av PFAS är mest fördelaktig att tillämpa för respektive vattenverk?
2. Hur påverkar olika vattenkvalitetsparametrar vilken metod som är lämpligast för PFAS-borttagning enligt empiriska samband och fysikaliska modeller?
3. I vilken utsträckning kan empiriska samband som finnes i detta arbete ersätta pilotförsök vid val av PFAS-borttagningsmetod?

2 BAKGRUND

2.1 PFAS - KEMISKA EGENSKAPER OCH ANVÄNDNING

Kemikalieinspektionen (2025) definierar PFAS som en grupp organiska ämnen där en eller flera av metyl- ($-\text{CH}_3$) eller metylengrupperna ($-\text{CH}_2-$) är fullt fluorerade, vilket innebär att väteatomerna är utbytta mot fluoratomer. USA:s federala miljöskyddsmyndighet listar 14 735 olika PFAS-ämnen i sin databas (Environmental Protection Agency 2025b). En kolkedja som är delvis fluorerad kallas polyfluorerad, och en kolkedja som är helt fluorerad kallas perfluorerad (Kemikalieinspektionen 2025).

Alla PFAS-ämnen är syntetiskt tillverkade och de första började användas under 1950-talet på grund av deras unika egenskaper. PFAS är generellt sett mycket svårnedbrytbara ämnen, och resistent mot värme, syror, baser och oxidanter, vilket beror på att C-F-bindningen är mycket stark. Därför avgör fluoreringsgraden hur svårnedbrytbart ämnet är, och perfluorerade substanser är svårare att bryta ner än polyfluorerade (Liu et al. 2023; Vattenmyndigheterna 2025a). PFAS är ofta både hydrofila och lipofila, eftersom den fluorerade kolkedjan är lipofil, vilket innebär fettlös, men den funktionella gruppen oftast är hydrofil, vilket innebär vattenlös. Därför är ämnen generellt mer hydrofila ju kortare kolkedjan är (Glynn et al. 2013; Liu et al. 2023). En kortare kolkedja medför också högre ångtryck (Liu et al. 2023).

PFAS är mycket ytaktiva på grund av den höga elektronegativiteten som fluoratomerna medför, och därför används dessa ämnen i exempelvis färger, skidvalla och brandskum (Kancharla et al. 2022; Kemikalieinspektionen 2025). Eftersom PFAS är både hydrofoba och lipofoba har dessa ämnen fett- och vattenavvisande egenskaper och används därför som impregnering eller membran till exempelvis textilier, förpackningar och stekpannor (Kemikalieinspektionen 2025).

2.2 INDELNING AV PFAS

PFAS kan delas in i polymera och icke-polymeriska ämnen (Kemikalieinspektionen 2025), men alla PFAS-substanser som är reglerade inom svensk dricksvattenproduktion är icke-polymeriska (LIVSFS 2022:12.) och därför kommer fokus att läggas på dessa ämnen i denna studie. Icke-polymeriska PFAS kan delas in i flera grupper, men alla som regleras i Sverige är perfluoroal-

kylsyror (PFAA). PFAA kan ytterligare delas in i perfluoroalkyl-karboxysyror (PFCA) och perfluoroalkyl-sulfonsyror (PFSA), se tabell 1, beroende på om den funktionella gruppen är en karboxylgrupp (-COOH) eller en sulfonsyragrupp (-SO₂-OH) (Glynn et al. 2013). Dessa ämnen kan även kategoriseras utifrån sin längd. I detta arbete kommer kortkedjade PFAS att definieras som ämnen med <C₇ för PFCA och <C₆ för PFSA, där långkedjad PFAS är övriga ämnen i respektive grupp.

Livsmedelsverket har satt gränsvärden för två grupper av PFAS, PFAS-4 och PFAS-21. Utöver detta finns också rekommenderade värden på en tredje grupp, PFAS-11. PFAS-4 är summan av de fyra, utifrån dagens kunskapsläge, mest toxiska och biotillgängliga PFAS-substanserna: Perfluoroktansulfonsyra (PFOS), perfluoroktansyra (PFOA), perfluornonansyra (PFNA) och perfluorhexansulfonsyra (PFHxS) (Knulst 2022), och är därför mest prioriterad att mäta och behandla. PFAS-11 innehåller de 11 mest prioriterade PFAS-substanserna och därför ingår PFAS-4 i denna större grupp (Gyllenhammar et al. 2022). PFAS-21 baseras på de 20 PFAS-ämnen som regleras i EU:s dricksvattendirektiv (Direktiv (EU) 2020/2184.), plus 6:2 FTS (Knulst 2022). 6:2 FTS är en prekursor till andra mer kortkedjade PFAS och eftersom den uppmäts i svenska rå- och dricksvatten ingår den i både PFAS-11 och PFAS-21 (Glynn och Lignell 2015; Knulst 2022). De PFAS-substanser som ingår i PFAS-21, med molekylformel och indelning baserat på funktionell grupp och riktvärde visas i tabell 1.

Tabell 1: De PFAS-ämnen som regleras i svensk lagstiftning, med molekylformel och klassificering enligt funktionell grupp, samt om de ingår i PFAS-4, PFAS-11 eller bara PFAS-21, med respektive riktvärde. Tabellen är omgjord utifrån Hansson och Wu (2024).

Ämne	Molekylformel	PFCA eller PFSA	Klassifikation och riktvärde		
PFOS	C ₈ HF ₁₇ O ₃ S	PFSA	PFAS	4	
PFOA	C ₈ HF ₁₅ O ₂	PFCA			
PFNA	C ₉ HF ₁₇ O ₂	PFCA	Riktvärde:	4 ng/L	PFAS
PFHxS	C ₆ HF ₁₃ O ₃ S	PFSA			
PFBS	C ₄ HF ₉ O ₃ S	PFSA		11	
PFHxA	C ₆ HF ₁₁ O ₂	PFCA			
PFPeA	C ₅ HF ₉ O ₂	PFCA		Riktvärde:	90 ng/L *
PFHpA	C ₇ HF ₁₃ O ₂	PFCA			
PFDA	C ₁₀ HF ₁₉ O ₂	PFCA		21	PFAS
6:2 FTS	C ₈ H ₅ F ₁₃ O ₃ S	PFSA			
PFBA	C ₄ HF ₇ O ₂	PFCA		Riktvärde:	100 ng/L
PFUnDA	C ₁₁ HF ₂₁ O ₂	PFCA			
PFDoDA	C ₁₂ HF ₂₃ O ₂	PFCA			
PFTrDA	C ₁₃ HF ₂₅ O ₂	PFSA			
PFPS	C ₅ HF ₁₁ O ₃ S	PFSA			
PFHpS	C ₇ HF ₁₅ O ₃ S	PFSA			
PFNS	C ₉ HF ₁₉ O ₃ S	PFSA			
PFDS	C ₁₀ HF ₂₁ O ₃ S	PFSA			
PFUnDS	C ₁₁ HF ₂₃ O ₃ S	PFSA			
PFDoDS	C ₁₂ HF ₂₅ O ₃ S	PFSA			
PFTrDS	C ₁₃ HF ₂₇ O ₃ S	PFSA			

* Detta värde är enbart en rekommendation från Livsmedelsverket (Gyllenhammar et al. 2022).

2.3 MILJÖPÅVERKAN OCH TOXICITET

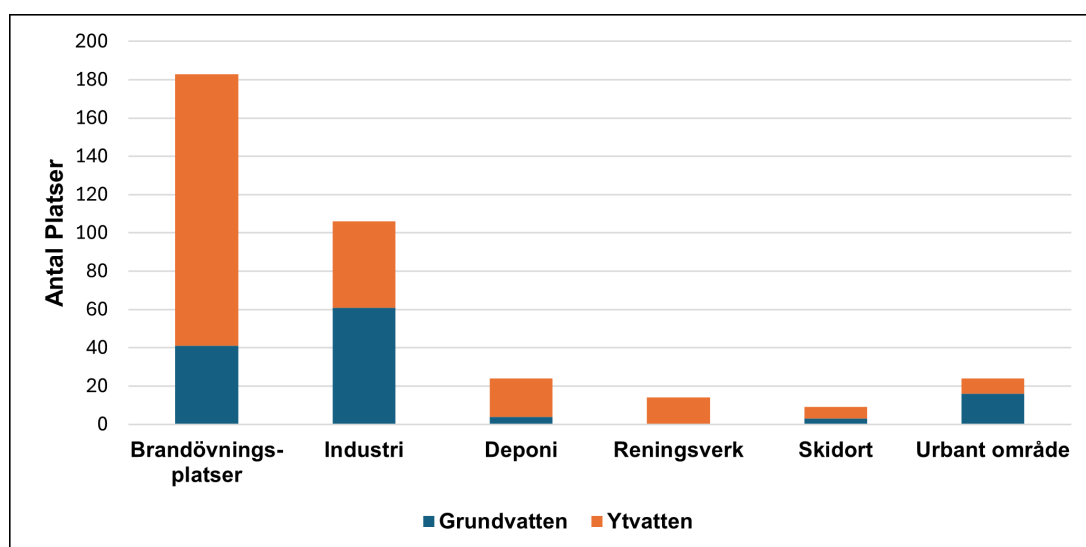
Vissa PFAS-substanser, exempelvis PFOS och PFOA, klassas som PBT-ämnen vilket betyder att de är bevisat persistenta, bioackumulerande och toxiska (Kemikalieinspektionen 2025, Vattenmyndigheterna 2025b). PFAS kan transporteras långt genom luft och vatten eftersom de inte bryts ner, och har därför hittats över hela världen. Kortare PFAS-molekyler med högre ångtryck transporteras främst via luften, medan längre molekyler ofta färdas via vatten (Kemikalieinspektionen 2025).

Till vilken grad en PFAS-substans bioackumuleras avgörs framförallt av längden på kolkedjan – ju längre kolkedjan är desto mer ackumuleras i organismer. Det finns också studier som antyder att den funktionella gruppen påverkar hur PFAS binder in till proteiner, vilket enligt Liu et al. (2011) är en viktig faktor bakom bioackumuleringsgraden. Exempelvis har Hart et al. (2008) och Grønnestad et al. (2017) visat att PFOS ackumuleras i högre grad i vissa organismer än PFOA, trots att kolkedjan är av samma längd, vilket tros bero på sulfonsyragruppen.

De flesta PFAS-substanser är inte bevisade toxiska men kan antas vara det på grund av de generella egenskaper som PFAS har. Alla de fyra ämnena som ingår i PFAS-4 har dock bevisats ha toxiska effekter på reproduktionen (Yao et al. 2023; Centers for Disease Control and Prevention 2024; Kemikalieinspektionen 2025). Andra hälsoeffekter av PFAS-4 inkluderar förändringar hos enzymer i levern, ökad risk för cancer, minskad antikroppsproduktion efter vaccinering och ökade kolesterolhalter. De två sistnämnda effekterna kan också orsakas av PFDA, som ej ingår i PFAS-4 men i PFAS-11 (Centers for Disease Control and Prevention 2024).

2.4 FÖREKOMST AV PFAS I RÅ- OCH DRICKSVATTEN

Enligt en sammanställning som gjordes av CNRS (2025) har PFAS uppmätts i 124 grundvatten- och 365 ytvattenförekomster i Sverige. Av dessa hade 42 av grundvattenförekomsterna och 193 av ytvattenförekomsterna PFAS-4 halter som överskred Livsmedelsverkets riktvärde i dricksvatten på 4 ng/L. När Gobelius et al. (2018) undersökte 360 av dessa platser, fann de att källorna var fördelade enligt figur 1. Här uteslöts platser där flera olika typer av källor kan ha bidragit till PFAS-ämnenas förekomst.



Figur 1: Fördelning mellan olika källor för PFAS i grund- och ytvatten. Data från Gobelius et al. (2018).

Eftersom PFAS är förekommande i så många grund- och ytvatten runt om i Sverige, är det föga förvånande att flera dricksvattenproducenter behöver vidta åtgärder för att nå kraven från Livsmedelsverket. I en rapport från Naturskyddsföreningen (2022), där de undersökte data från 42 dricksvattenproducenter, hade cirka hälften av vattenverken PFAS-4-halter som överskred 2 ng/L, vilket är det danska gränsvärdet (när rapporten skrevs hade ännu inget gränsvärde tagits fram för svenskt dricksvatten). Även om Sveriges gränsvärde på 4 ng/L är högre än detta, är resultaten intressanta då flera vattenverk väljer att rena sitt vatten till lägre nivåer än 4 ng/L. I en annan studie från Livsmedelsverket framkom det att nästan 2,2 miljoner personer försörjdes med dricksvatten som innehöll antingen PFAS-7¹- eller PFAS-11-halter över 10 ng/L (Lindfeldt et al. 2021).

2.5 METODER FÖR BORTTAGNING AV PFAS I DRICKSVATTEN

De vattenproducenter som har för höga PFAS-halter i sitt dricksvatten behöver antingen byta vattentäkt, vilket ofta inte är ett alternativ, eller lägga till en eller flera PFAS-borttagningsmetoder till dricksvattenproduktionsprocessen. En konventionell produktionsprocess för ytvatten består av koagulering och flockulering, sedimentering, filtrering och desinfektion (Svenskt Vatten 2024b). Beprövade metoder för borttagning av PFAS i dricksvatten inkluderar sorption till granulerat aktivt kol (GAK) eller jonbytarmassa samt nanofiltrering (NF) (Crone et al. 2019). Dessa metoders förmåga att ta bort PFAS påverkas av löst organiskt kol (DOC, dissolved organic carbon), och detta redogörs för nedan, innan själva metoderna och deras funktion beskrivs närmare.

Utöver de ovan nämnda metoderna finns det metoder som är mindre beprövade för borttagning av PFAS. Skumfraktionering är en teknik som i nuläget främst har undersökts för borttagning av PFAS från yt-, grund- och avloppsvatten och ej vid produktion av dricksvatten (Buckley et al. 2022), även om den har potential för dricksvattenproduktion i framtiden. Tekniken kan dock appliceras i dricksvattenprocessen för att behandla koncentratvatten från nanofiltrering, men detta vatten blir ej dricksvatten utan retentatvatten (McCleaf et al. 2023). Omvänd osmos (RO) är precis som nanofiltrering en membranteknik, men porstorleken är ännu mindre (Ødegaard et al. 2015). Dessa metoder kommer inte att utvärderas i denna studie då inte tillräckligt med pilotförsök har gjorts för att kunna utvärdera teknikerna.

2.5.1 Egenskaper hos löst organiskt kol (DOC) och dess påverkan på PFAS-borttagning

Borttagning av PFAS med GAK, jonbytarmassa och NF påverkas av mängden DOC i vattnet. Vad forskningen för närvarande säger om hur DOC påverkar borttagningen av PFAS med dessa metoder beskrivs mer i detalj i avsnitten om respektive metod nedan; här presenteras DOC:s egenskaper och varför dessa kan påverka PFAS-borttagning.

DOC är en undergrupp av naturligt organiskt material (NOM), som är ett samlingsbegrepp för ämnen som bryts ner från organismer och innehåller kol (Svenskt Vatten 2024a). När NOM innehåller många negativt laddade syreinhållande grupper kan de lösa sig i vatten och klassas då som DOC (Köhler och Lavonen 2015). Dessa ämnen kan, likt PFAS, variera i storlek, och även ha varierande antal laddade grupper, och därför ha varierande grad av hydrofilitet och lipofilitet. Ytvatten innehåller generellt sett DOC-molekyler med varierande storlekar och former, och är ofta brunfärgat. I grundvatten har de stora molekyler som bidrar med färg fällts ut och filterats bort i infiltrationsprocessen, eftersom dessa kan binda till järn och aluminium i marken

¹PFAS-7 är en fjärde indelning av PFAS som består av PFHxS, PFOS, PFOA, PFBS, PFPeA, PFHxA och PFHpA (Lindfeldt et al. 2021).

och bilda flockar. På grund av detta innehåller grundvatten oftast lägre halter DOC, och dessa utgörs generellt sett av mindre molekyler. På grund av grundvattnets uppehållstid i marken är också dessa ämnen mindre reaktiva (Köhler och Lavonen 2015).

De negativa grupperna kan binda till GAK genom elektrostatiske interaktioner eller till de positiva bindningsplatserna på jonbytarmassa, se avsnitt 2.5.2 och 2.5.3. Vidare kan även DOC-molekyler innehålla hydrofobiska kolkedjor som kan adsorberas med hydrofobiska interaktioner till GAK (Kothawala et al. 2017; Kim et al. 2024). I vilken grad DOC tas bort av membran beror på molekylernas storlek (Crittenden et al. 2012, s. 821-825).

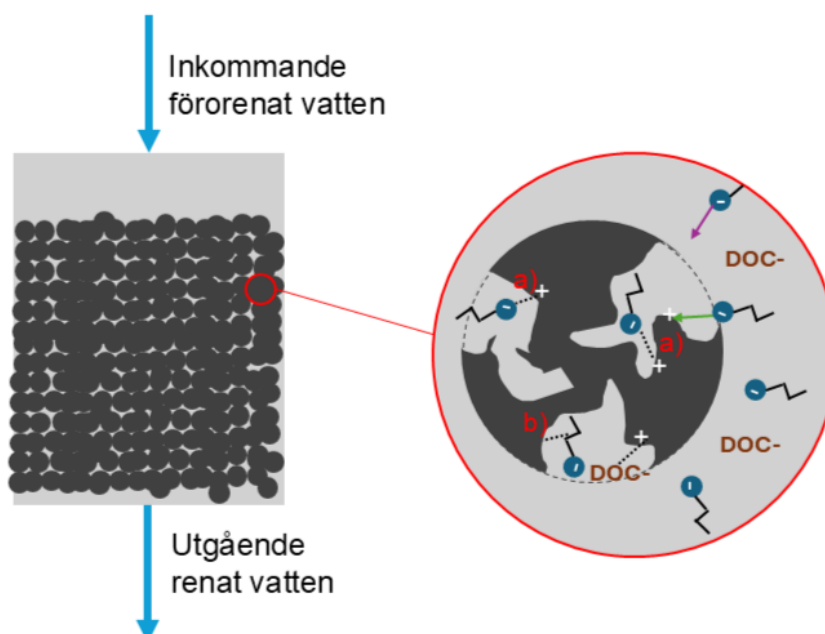
2.5.2 Adsorption av PFAS till granulerat aktivt kol (GAK)

Aktivt kol har en stor aktiv yta, vilket innebär att det har hög adsorptionskapacitet (Hendricks 2016, s. 458). Adsorption är när lösta substanser binder till en yta (Hendricks 2016, s. 457-458), och kan delas in i två kategorier: kemisorption och fysisorption. Vid kemisorption binder substanser till en yta genom starka kovalenta bindningar, alltså elektronöverföring, medan fysisorption involverar svagare elektrostatiske och hydrofobiska interaktioner (Yu et al. 2009; Kolasinski 2020).

Användning av aktivt kol för att ta bort oönskade ämnen vid produktion av dricksvatten började bli vanlig under 1930- och 40-talen. På denna tid användes pulveriserat aktivt kol (PAK) (Hendricks 2016, s. 464-465), vilket doserades i vattnet och sedan avskiljdes med övriga fasta substanser i vattnet (Svenskt Vatten 2024a). Vid kontinuerlig användning gav detta mycket höga driftskostnader (Svenskt Vatten 2024a), och under 1960-talet började istället granulerat aktivt kol (GAK) att användas (Hendricks 2016, s. 464-465). Istället för att kolet doseras till vattnet och sedan avskiljs, rinner vattnet med hjälp av gravitationskraften genom en bädd av GAK och sedan vidare till nästa processteg (Svenskt Vatten 2024a), vilket illustreras i figur 2. GAK användes till en början för att få bort smak och lukt, men det upptäcktes snabbt också kunna adsorbera och ta bort andra organiska föroreningar (Hendricks 2016, s. 464-465; Svenskt Vatten 2024a), där PFAS ingår. Adsorption av PFAS till aktivt kol beror på hydrofobiska och elektrostatiske krafter mellan PFAS-molekyler och kolet (Yu et al. 2009; Kim et al. 2024), och räknas därför till fysisorption. Det har visats att PFAS-molekyler som tidigare adsorberat till GAK kan släppa och desorberas (McCleaf et al. 2017), vilket tros bero på att PFAS binder till GAK med fysisorption som bygger på svagare krafter.

Innan en molekyl kan adsorbera till kolet behöver den transporteras till bindningsplatsen, vilket sker genom diffusion. Denna process kan delas in i två steg; först sker extern masstransport och sedan sker intern masstransport. Extern masstransport är när molekylerna transporteras till GAK-partikeln och intern masstransport är när molekylerna transporteras inuti GAK-partikelnas porer till bindningsplatsen. Extern och intern masstransport samt hydrofobiska och elektrostatiske interaktioner illustreras i figur 2.

Aktivt kol kan tillverkas av flera olika typer av kol, bland annat kokosnötskal, stenkol, torv och trä (Crittenden et al. 2012, s. 1124-1128). Tillverkningsprocessen innehåller två huvudsteg: karbonisering och aktivering. Karbonisering görs genom pyrolys vid ca 800 °C i en syrefri miljö och i detta steg formas grafit. Efter detta steg har mikroporer bildats i materialet och flyktiga komponenter har förångats. I nästa steg aktiveras kolet vid en temperatur på 800-950 °C och här oxideras övriga kolväten. Vid detta steg ökar också porositeten genom att mikroporerna blir större och bildar ett nätverk. Det är detta som ökar den aktiva ytan och ger kolets höga adsorptionskapacitet. Slutligen siktar man på att bilda GAK (Crittenden et al. 2012, s. 1124-1128; Hendricks 2016, s. 459).



Figur 2: En förenklad illustration av PFAS-borttagning med GAK, där obehandlat vatten flödar in och behandlat vatten rinner ut. PFAS-molekyler konkurrerar med DOC om bindningsplatserna. a) visar elektrostatiska interaktioner medan b) visar en hydrofobisk interaktion. Lila pil illustrerar extern masstransport och grön pil illustrerar intern masstransport.

Vid dimensionering av GAK-filter används två parametrar som är relaterade till varandra (Hendricks 2016, s. 465). Hydraulisk belastning (HLR, hydraulic loading rate) definieras som den genomsnittliga hastigheten med vilken vattnet passerar genom filtret, och kan räknas ut med

$$HLR = \frac{Q}{A}, \quad (1)$$

där Q är det genomsnittliga flödet genom bädden och A är tvärsnittsarean av bädden utifrån flödets riktning. Uppehållstid beräknad på tom bädd (EBCT, empty bed contact time) definieras som

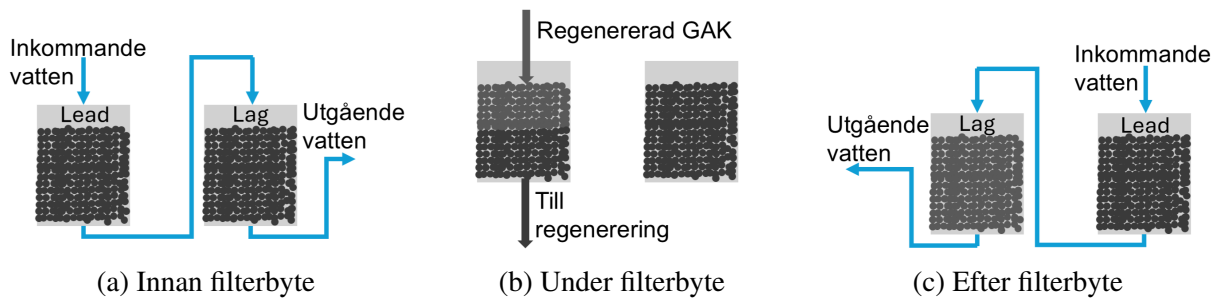
$$EBCT = \frac{V}{Q} = \frac{L}{HLR}, \quad (2)$$

där V är volymen som den packade bädden tar upp och L är längden av den packade bädden vinkelrätt mot flödesriktningen. Av dessa två designparametrar är EBCT den som används mest runtom i världen (Hendricks 2016, s. 465). EBCT för GAK-filter med syfte att ta bort PFAS ligger mellan 10-20 minuter (Hansson och Wu 2024), och HLR brukar vara 5-15 m/h (Ødegaard et al. 2015). GAK-filter behöver backspolas emellanåt; frekvensen beror på den inkommande vattenkvaliteten (Ødegaard et al. 2015).

GAK har en aktiv yta på mer än 1000 m²/g kol, men trots den stora ytan täcks den gradvis av de ämnen som adsorberas till kolet. Detta betyder att PFAS-halten i det utgående vattnet kommer att öka med tiden, och till slut blir denna halt så hög att den överskrider vattenverkets krav (Svenskt Vatten 2024a). Detta definieras som *genombrott* i denna studie. Ett vanligt sätt att bedöma hur bra ett filter är, är att räkna ut hur många bäddvolym (BV) som kan behandlas innan genombrott sker. En omvandling från gången tid till antalet BV räknas ut med

$$BV = \frac{Tid}{EBCT} = \frac{Tid \cdot Q}{V}. \quad (3)$$

En kurva där PFAS-halten visas som funktion av tiden eller antalet bäddvolymers tills genombrott har nåtts kallas för genombrottskurva (Crittenden et al. 2012, s. 1161, 1217-1218). När genombrott nåtts behöver kolet regenereras eller bytas ut. Regenerering innebär att kolet hettas upp till ca 1000 °C vilket bränner bort de föroreningar som bundit till kolet. Upp till 10% av kolet går förlorat vid detta steg. Regenerering kräver mycket energi och det finns dessutom bara en anläggning för regenerering i Sverige, som ligger i Göteborg och endast tar emot GAK från närliggande vattenverk (Svenskt Vatten 2024a). Därför skickas majoriteten av svenskt mättat GAK till anläggningar i Europa för regenerering, vilket medför kostnader och utsläpp från transporter (Baresel et al. 2019). För att öka mängden PFAS som binder till en viss mängd kol och därmed minska frekvensen av regenerering kan man seriekoppla två GAK-filtrer med varandra (Ekesiö 2023; Söderberg 2023). Detta kallas för tvåstegs GAK eller lead-lag-konfiguration. När genombrott nås regenereras kolet i leadfiltret (det första filtret i serien), och lagfiltret (det andra filtret) ersätter leadfiltret som det första filtret. Lagfiltret ersätts i sin tur med ny eller regenererad GAK. En illustration av en lead-lag-konfiguration visas i figur 3.



Figur 3: En förenklad illustration av en typisk lead-lag-konfiguration för GAK med filterbyte där lead- och lagfiltret skiftas. Den ljusare nyansen illustrerar nyregenererad GAK.

Adsorption till GAK kan beskrivas av Freundlich adsorptionsisoterm (Crittenden et al. 2012, s. 1134-1142).

$$q_A = K_A C_A^{1/n} \quad (4)$$

Ekvation 4 kan även linjäriseras som följande

$$\log(q_A) = \log(K_A) + \frac{1}{n} \log(C_A) \quad (5)$$

där q_a är jämviktskoncentrationen av adsorbatet som adsorberat till adsorbenten [mg adsorbat/g adsorbent], C_A är jämviktskoncentrationen av adsorbatet i löst fas [mg/L] och K_A [(mg/g)(L/mg)^{1/n}] samt $1/n$ [enhetslös] är två parametrar som beskriver adsorptionskapaciteten respektive adsorptionsintensiteten och är beroende av adsorbatet, adsorbenten och temperaturen. På grund av parametrarnas temperaturberoende ser sambandet mellan adsorberad och löst fas olika ut för olika temperaturer, och därför kallas ekvationen för adsorptionsisoterm – när parametrarna har bestämts gäller sambandet mellan q_A och C_A för en given konstant temperatur (Crittenden et al. 2012, s. 1134-1142).

Med hjälp av Freundlich adsorptionsisoterm och massöverföringsmodeller kan borttagning av PFAS och andra föroreningar med GAK modelleras för att ge genombrottskurvor (Jarvie et al. 2005; Burkhardt et al. 2022).

Det finns flera faktorer som påverkar hur effektivt PFAS tas bort från dricksvatten med GAK. En av de viktigaste är mängden kol i det inkommande vattnet. En ökad mängd naturligt organiskt material (NOM) eller löst organiskt kol (DOC) väntas leda till minskad borttagning av PFAS med GAK. Matsui et al. (2003) har visat att närvaro av organiskt material leder till sämre adsorption av syntetiska organiska ämnen till aktivt kol. Sedan visades detta gälla specifikt för PFAS (Yu et al. 2012), och har stärkts med vidare forskning (Du et al. 2014). Detta beror på att det organiska materialet adsorberas till det aktiva kolet och därmed minskar den aktiva ytan för PFAS att binda till (Du et al. 2014). I vissa fall har dock den motsatta effekten visats – framförallt för borttagning av långkedjade hydrofoba PFAS. Detta förklaras av att det organiska materialet tillhandahåller extra bindningsplatser för PFAS-molekylerna (Du et al. 2014; Kothawala et al. 2017). Det finns även forskning på att oorganiska joner på samma sätt kan minska borttagningsgraden av PFAS; Zhang et al. (2023) har visat att högre halter av oorganiska salter kan leda till försämrad borttagning av kortkedjade PFAS medan långkedjad PFAS ej påverkades.

Studien från Zhang et al. (2023) indikerar även att långkedjad PFAS kan hämma bindningen av kortkedjad PFAS till det aktiva kolet. Detta går i linje med annan forskning som visat att långkedjad PFAS tas bort i större grad än kortkedjad PFAS (Appleman et al. 2014; McCleaf et al. 2017). Vid adsorption av långkedjade PFAS kan även hemi-miceller bildas. Hemi-miceller är aggregat av molekyler som bildas genom hydrofoba interaktioner. McCleaf et al. (2017) har visat att borttagningsgraden av PFTeDA (C13) kan öka med antalet bäddvolymmer vilket beror på bildningen av hemi-miceller. I samma studie framgår att kortkedjad PFAS, i detta fall PFBA (C3), efter mättnad av det aktiva kolet kan desorbera, vilket innebär att bindningarna släpper och PFAS-halten ökar med tid i det utgående vattnet. Dessa effekter bidrar ytterligare till att långkedjad PFAS tas bort i större grad än kortkedjad PFAS vid användning av GAK.

Även den funktionella gruppen påverkar i vilken grad en PFAS-substans tas bort av GAK. Medina et al. (2022) kom med hjälp av pilotförsök fram till att PFOS tas bort i större grad än PFOA trots att kolkedjan är av samma längd, vilket tros bero på att PFOS är en PFSA och PFOA en PFCA. Även Chow et al. (2022) har genom pilotförsök visat att PFSA kan inhibera adsorption av PFCA till GAK.

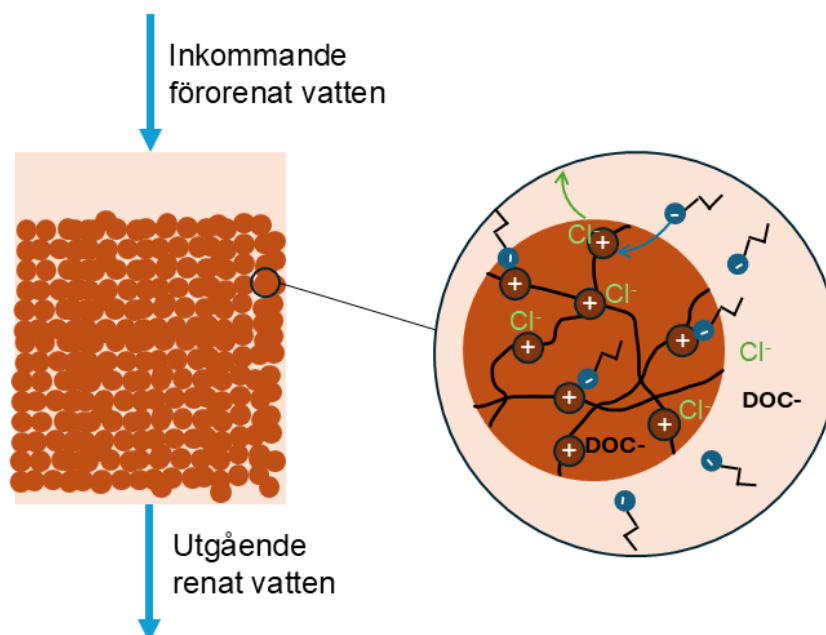
2.5.3 Sorption till jonbytarmassa

Användning av jonbytarmassa för borttagning av PFAS liknar GAK, eftersom vattnet på samma sätt rinner genom en bädd där PFAS binder till filtermediet och således avskiljs från dricksvattnet, se figur 4. Vid användning av jonbytarmassa utnyttjas dock en annan sorptionsmekanism, jonbyte. Jonbyte innebär att en löst jon byter plats med en annan jon som bundit till ett fast ämne med motsatt laddning mot jonen. Detta ämne kallas för jonbytare, och det är dessa som bildar jonbytarmassan. Eftersom de PFAS som ska tas bort är syror är dessa anjoner, alltså negativa joner. Därför används anjonbytare vid borttagning av PFAS. En reaktion för detta är



där i^- är den jon som tas bort från vattnet genom att binda till jonbytaren, i detta fallet PFAS-molekylen, j^- är jonen som blivit utbytt och alltså löses i vattnet, och IX är jonbytaren (Hendricks

2016, s. 511).



Figur 4: En förenklad illustration av PFAS-borttagning med jonbytarmassa, där obehandlat vatten flödar in och behandlat vatten rinner ut. PFAS-molekyler konkurrerar med DOC om bindingsplatserna.

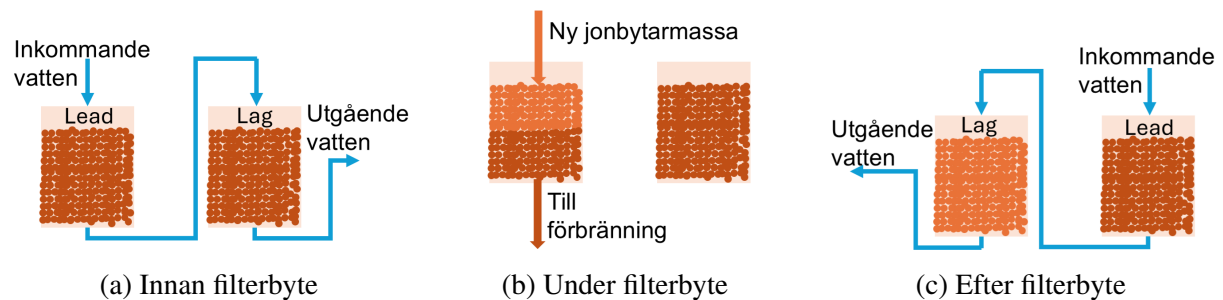
Jonbytare började först användas i storskalig dricksvattenproduktion på 1920-talet för att ta bort hårdhet i vattnet. Eftersom $\text{hårdhet} = C_{\text{Ca}^{2+}} + C_{\text{Mg}^{2+}}$, alltså positiva joner, användes här katjonbytare (Hendricks 2016, s. 512-514). Användning av anjonbytare för borttagning av PFAS började bli aktuellt under 2000-talet när problematiken med PFAS i vatten blev mer känd. År 2007 gjordes en studie för att hitta ekonomiskt gångbara alternativ för borttagning av PFAS från avloppsvatten, där användning av jonbytarmassa på denna tid bedömdes vara det mest lämpliga alternativet (Lampert et al. 2007). Sedan dess har fler studier gjorts och under de senaste åren har filtrering genom jonbytarmassa växt fram som en av de viktigaste metoderna för att ta bort PFAS från dricksvatten (Boyer et al. 2021).

Jonbytarmassor kan vara både naturligt eller syntetiskt framställda, där det sistnämnda alternativet är det vanligaste och används uteslutande i de fall där PFAS ska renas från vattnet (Crittenden et al. 2012, s. 1265-1270). Jonbytarmassor kan delas in i sådana som kan användas en gång och sådana som kan regenereras och återbrukas. Utifrån ett livscykelperspektiv är återbrukbara jonbytarmassor att föredra då tillverkning av jonbytarmassa bidrar till global uppvärmning, eutrofiering, förorening och spridning av toxiska ämnen till naturen (Dixit et al. 2021). Det finns jonbytarmassor som tagits fram specifikt för avskiljning av PFAS. Dessa är uppbyggda av styren-divinylbensen med Cl^- som utbytbar anjon (Dupont 2023a; Purolite 2025a; ResinTech 2025), och framställs genom en kemisk process som innefattar polymerisering av styren samt tvärbinding och kombinerande av polystyren med divinylbensen (Hendricks 2016, s. 516-517). Dessa PFAS-specifika jonbytarmassor brukar inte regenereras, men enligt Dixit et al. (2021) har det visat sig gå att nå en hög regenereringsgrad av Purolite A860, en vanlig PFAS-specifik jonbytarmassa, med NaCl . I november 2024 kom en rapport ut där man visat att jonbytarmassor designade för att ta bort PFAS kan släppa oönskade skadliga ämnen som inte ursprungligen fanns i dricksvattnet, såsom tributylaminer och nitrosaminer (Clausen et al. 2024).

Jonbytfilter designas utifrån samma principer som GAK, med hydraulisk belastning (HLR)

och uppehållstid beräknad på tom bädd (EBCT) som de viktigaste designparametrarna (Ødegaard et al. 2015), se ekvationer 1 och 2. HLR för ett jonbytarfilter rekommenderas vara mellan 2,5-5 m/h (Hendricks 2016, s. 525). EBCT för anjonbytare vid borttagning av PFAS brukar vara 2,5-4 minuter (Hansson och Wu 2024). Eftersom jonbytarfilter både har lägre HLR och kortare EBCT än GAK-filter blir den totala volymen och arean som krävs för jonbyte mindre än den för adsorption till GAK.

Jonbytar massa har en begränsad kapacitet, eftersom tillgängliga bindningsplatser för PFAS minskar i takt med att PFAS-molekylerna och andra anjoner sorberas till jonbytar massan. Därför kommer PFAS-halten i det utgående vattnet, precis som vid användning av GAK, att öka med tiden tills genombrott nås, alltså den tidpunkt då PFAS-halten i det utgående vattnet överskrider vattenverkets krav. Ett vanligt mått på ett jonbytarfilters kapacitet är hur många bäddvolym (BV) som kan behandlas innan genombrott nås. Antalet BV innan genombrott beräknas på samma vis som för GAK med ekvation 3. När genombrott nås brukar jonbytar massan ersättas med ny tillverkad jonbytar massa (Dixit et al. 2021). Vid design av jonbytarfilter kan en lead-lag-konfiguration användas. Precis som med GAK innebär detta att lagfiltret ersätter leadfiltret samtidigt som lagfiltret i sin tur ersätts med ny filtermassa, vilket illustreras i figur 5.



Figur 5: En simplifierad illustration av en typisk lead-lag-konfiguration för jonbytar massa med filterbyte där lead- och lagfiltret skiftas. Den ljusare nyansen illustrerar ny jonbytar massa.

En viktig parameter i hur ett ämne sorberas till jonbytare är jonbytarens selektivitet till den specifika jonen som ska sorberas och den ursprungliga jonen som byts ut. Jämviktskonstanten för en jonbytarreaktion utifrån jonbytarens selektivitet för berörda joner kan uttryckas

$$K_j^i = \frac{C_j^n q_i}{q_j^n C_i} \quad (7)$$

där K_j^i är jämviktskonstanten för jon i som byter med jon j , C är koncentrationen i löst fas [mol/L], q är koncentrationen i bunden fas och n är jonens valens. Indexeringen betecknar om koncentrationen är för jon j vilken är den ursprungliga jonen som ska bytas ut eller för jon i som är jonen som ska tas bort från vattnet och binder till jonbytar massan (Crittenden et al. 2012, s. 1285-1290). Genom att anta att jonerna är monovalenta, vilket gäller för PFAS, kan ekvation 7 skrivas om till

$$\frac{q_i}{q_j} = K_j^i \frac{C_i}{C_j} \quad (8)$$

som beskriver hur jonerna distribueras mellan löst och bunden fas. Ekvation 8 kan användas i kombination med massöverföringsfunktioner för att modellera användning av jonbytar massor och skapa genombrottskurvor (Environmental Protection Agency 2025a).

Hur väl ett jonbytarfilter avskiljer PFAS från dricksvatten beror, förutom på designrelaterade faktorer som EBCT och vilken jonbytarmassa som används, även på vattenkvalitetsfaktorer. Enligt flera studier (Zaggia et al. (2016); Kothawala et al. (2017); Maimaiti et al. (2018); Boyer et al. (2021)) kan både organiska joner i naturligt organiskt material (NOM) och oorganiska joner, t. ex sulfat (SO_4^{2-}), binda till jonbytarmassan och på så sätt minska jonbytarfiltrets kapacitet för borttagning av PFAS. Eftersom sulfat är en divalent jon påverkar denna mer eftersom den binder till två bindningsplatser på jonbytarmassan. Sulfat har visat sig vara särskilt kompetitiv med PFOA i jämförelse med PFOS och PFHxS, vilket grundar sig i att sulfonsyragruppen binder starkare till jonbytarmassa än karboxylsyragruppen (Boyer et al. 2021). I teorin kan även pH påverka jonbytarens förmåga att sorbera PFAS, eftersom både jonbytare och PFAS-molekylerna har en laddning som beror på pH. Dock har pH enligt Maimaiti et al. (2018) ingen märkbar effekt inom intervallet 6–9 – det pH-spann som är vanligt i vattenverk (Svenskt Vatten 2024b).

PFAS-kedjans längd kan också påverka avskiljningen av PFAS. Enligt Ross et al. (2018) är jonbytarmassa bättre på att avskilja kortkedjade PFAS än GAK, men de allra kortaste PFAS-kedjorna tar sig igenom båda medier. McCleaf et al. (2017) har också visat att borttagningsgraden ökar med ökad kedjelängd. Precis som vid användning av GAK kan långkedjade PFAS bilda hemi-miceller som leder till att sorptionen kan öka med antalet bäddvolymmer. När Zaggia et al. (2016) använde elektronmikroskop för att undersöka använda jonbytarmassor fann de att PFOA och PFOS (C8) hade bildat hemi-miceller, men McCleaf et al. (2017) som genomförde kolonntester noterade bara denna effekt för PFTeDA (C13). Desorption av kortkedjade PFAS är också en faktor som påverkar och bidrar till att kortkedjade PFAS tas bort sämre (McCleaf et al. 2017). Slutligen spelar den funktionella gruppen roll. Precis som GAK sorberar jonbytarmassa PFOS i högre grad än PFOA, vilket tros bero på den funktionella gruppen – kolkedjan är lika lång för båda ämnena men PFOS är en PFSA och PFOA en PFCA (Medina et al. 2022).

2.5.4 Nanofiltrering (NF)

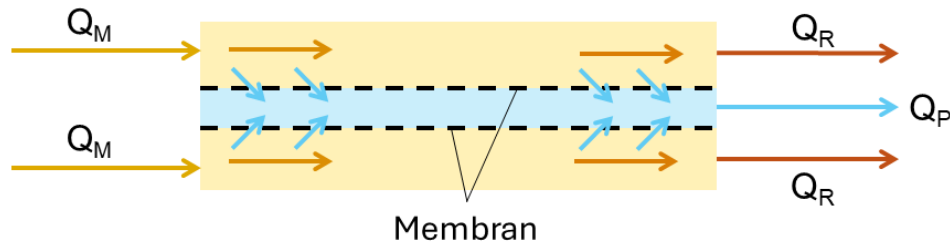
Nanofiltrering (NF) är en typ av membranfiltrering, och går ut på att föroreningar separeras från vattnet genom att det pressas genom ett poröst membran. Om föroreningarna är större än porerna i membranet tas de bort (Ødegaard et al. 2015) – alltså är membranfiltrering en typ av silning. Beroende på porstorleken klassas ett membranfilter som mikrofilter (MF), ultrafilter (UF), nanofilter eller omvänd osmos-filter (RO-filter) (Svenskt Vatten 2024a). Enligt Ødegaard et al. (2015) har nanofilter en porstorlek mellan 1-5 nm, och inkluderar de membran som befinner sig mellan ultrafilter och omvänd osmos-filter. Denna täthet krävs för att avskilja PFAS från vattnet. Membranprocesser drivs av tryck, och ju mindre porstorlek desto högre tryck krävs för att pressa vattnet genom membranet (Hendricks 2016, s. 551-556).

Membranfilter har funnits sen 1920-talet, i form av mikrofilter som till en början främst användes på laboratorie-skala. På 1950-talet började dessa processer användas i större industriell skala, men först på 80-talet började membranprocesser appliceras i dricksvattenproduktion. Sedan dess har användningen av membranfilter ökat kraftigt på grund av den okomplicerade driften och att membranfilter kan ersätta flera reningssteg i ett vattenverk eftersom partiklar, mikroföroreningar, hårdhet, färg och mikrober kan avskiljas i ett och samma steg (Crittenden et al. 2012, s. 825-826).

Alla membranprocesser fungerar genom att vattnet pressas genom membranet och att de föroreningar som ska avskiljas inte följer med vattnet genom membranet. Istället transporteras dessa bort från membranet genom *retentatflödet*. Flödesbalansen ser ut som följer:

$$Q_M = Q_P + Q_R \quad (9)$$

där Q_M är matarvattnet, alltså det ingående vattnet, Q_P är *permeatflödet* och Q_R är *retentatflödet*. Permeatflödet är det vattnet som passerar genom membranet och renas, medan retentatflödet, som ibland kallas för koncentrat, är koncentrerat med de föroreningar som avskiljts och måste behandlas lokalt på vattenverket eller i ett avloppsreningsverk (Hendricks 2016, s. 539-556). En simplifierad bild av denna process visas i figur 6.



Figur 6: En förenklad illustration av NF, här ett spirallindat membran. Membranet är egentligen cylindriskt där permeattuben är i mitten och omges av membranarken och de täta arken som transporterar permeatvattnet ner till permeattuben i mitten.

Membranfilter kan vara uppbyggda på olika sätt. Ofta är de utformade som cylindriska moduler för att ta mindre plats. Exempel på sådana varianter är *spirallindade moduler*, *tubmoduler* och *hålfibermoduler*. Spirallindade moduler är stora membranark som rullats ihop till spiraler. Mellan membranarken finns täta ark som separerar permeatvattnet från matar- och retentatvattnen. Tubmoduler och hålfibermoduler liknar varandra. I båda fallen matas vattnet in i en kanal och filtreras genom membranerna som utgör kanalernas väggar. Skillnaden är att tubmembran är mycket större – diametern på tuberna är 0,5 cm till 1,5 cm medan hålfibermembran har kanaler vars diameter är ca 1 mm – och tar därför mycket större plats. Fördelen med tubmembran är att de kan backspolas och att de större kanalerna gör att matarvattnet kan ha något sämre kvalitet (Svenskt Vatten 2024a).

Membranfilter kräver en hög investeringskostnad eftersom membranerna är dyra och processen också kräver någon form av förbehandling. Den största faktorn i driftkostnaden är energiförbrukningen, men även kemikaliekostnader, underhåll samt personalkostnader tillkommer (Roest et al. 2021). Energiförbrukningen beror på att membranprocessen drivs av tryck, eftersom det krävs energi för vattnet att ta sig igenom membranet. Tryckskillnaden ΔP [Pa eller bar] mellan vattnets tryck innan och efter det passerat membranet bestäms genom

$$\Delta P = J \cdot \mu \cdot \kappa \quad (10)$$

och beror alltså på flödet per areaenhet genom membranet J [$\text{l}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ eller m/s], vattnets viskositet μ [$\text{kg}/\text{m} \cdot \text{s}$] och κ som är en resistenskoefficient [m^{-1}] (Crittenden et al. 2012, s.851-863). Vattnets viskositet beror på vattentemperaturen varpå flödet genom membranet eller energiförbrukningen kan variera kraftigt under årets gång eftersom kallt vatten har högre viskositet och därför antingen kräver högre tryck eller ger ett lägre flöde per areaenhet J . Även resistensen κ spelar roll, och påverkas av fouling, vilket är när filtret blir sämre över tid i drift. Denna koefficient kan delas in i

$$\kappa = \kappa_m + \kappa_f \quad (11)$$

där κ_m representerar membranets naturliga motstånd och ökar med membranets täthet och κ_f står för det motstånd som uppstår på grund av fouling. Fouling är när partiklar i vattnet som passerar membranet fastnar på membranets yta och i porerna och därmed ökar membranets motstånd och minskar flödet J . Fouling kan delas in i reversibel fouling – sådan som kan tas bort med tvätt av membranet, och irreversibel fouling – som består under hela membranets livslängd. Membran kan tvättas genom att låta sura och alkaliska lösningar passera genom dem, eller så kan kemikalier specialanpassade för tvättning av membran användas (Crittenden et al. 2012, s.851-863). Fouling kan även förebyggas genom användning av antiscalant, som är ett ämne som hindrar bildandet av utfällningar (Franke et al. 2021).

Genom att kombinera ekvation 10 med ekvation 11 och lösa ut J fås

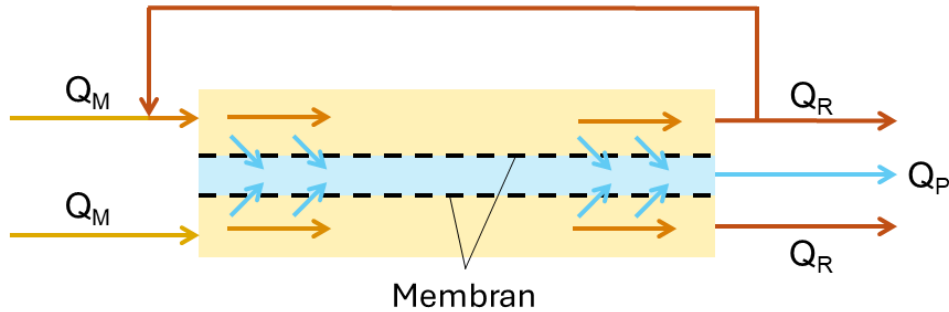
$$J = \frac{\Delta P}{\mu(\kappa_m + \kappa_f)} \quad (12)$$

som beskriver hur stort flödet genom membranet per yta membran är utifrån membranens kapacitet, fouling och vattnets viskositet.

En annan viktig designparameter är utbytet r ,

$$r = \frac{Q_P}{Q_M} \quad (13)$$

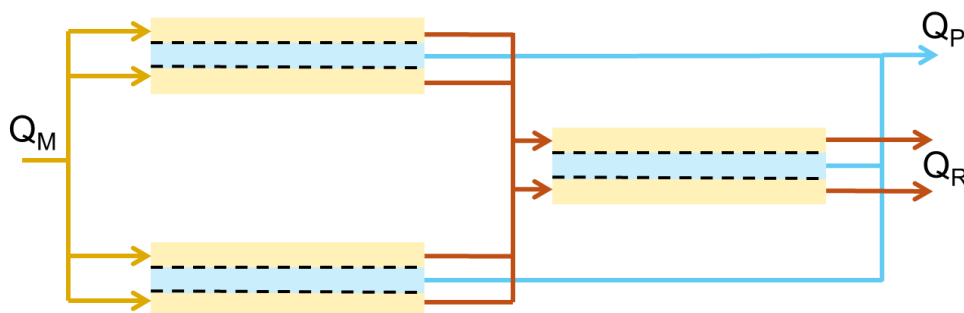
som beskriver hur stor andel av vattnet som matas in i membranet som blir permeatvatten. Denna kan ökas genom att öka trycket vilket ökar flödet genom membranet enligt ekvation 12, men det finns också membrantekniska begränsningar som begränsar hur högt trycket kan vara över ett givet membran. Ett för högt r kan också leda till otillräcklig borttagning av föroreningar i vattnet². För att öka utbytet kan en del av retentatvattnet recirkuleras och matas igenom membranet en gång till. Detta ökar utbytet r eftersom mer vatten passerar genom membranet och alltså kommer ut som permeat, men det gör att matarvattnet blir mer förorenat vilket bidrar till en lägre vattenkvalitet hos permeatet. En sådan konfiguration illustreras i figur 7.



Figur 7: En likadan membrankonfiguration som i figur 6 men här recirkuleras en del av retentatvattnet.

²Stephan Köhler, dricksvattenspecialist, Norconsult, samtal 2025-02-03

En annan vanlig metod för att öka r är att använda sig av en tvåstegskonfiguration. Här matas retentatvattnet genom ytterligare nanofilter i ett andra steg för att utvinna ytterligare permeat. Detta leder också till en något försämrad vattenkvalitet hos permeatet, men även en högre investerings- och energikostnad eftersom ytterligare membran behövs. Dock behövs inte lika många membran för steg två som steg ett, eftersom Q_R enbart är ett delflöde som i dessa konfigurationer ofta är ca hälften så stort som Q_M . En sådan konfiguration illustreras i figur 8.



Figur 8: En förenklad illustration av en tvåstegs NF-konfiguration.

En sista viktig designparameter vid nanofiltrering är hur stor del av vattnet som leds förbi NF-membranen och alltså inte renas. Till skillnad från GAK och jonbytarmassa sjunker inte borttagningsgraden under ett nanofilters livslängd. Istället har varje membran en viss procentuell borttagning av olika PFAS-ämnen för ett givet utbyte r som inte förändras med tiden. PFAS-4-halten i NF-permeat är alltså direkt relaterad till den inkommande PFAS-4-halten, och i många fall har NF-permeatet lägre halt än kraven som vattenverket ställt. I sådana fall kan antingen utbytet ökas direkt över membranen eller med någon av konfigurationerna i figur 7 eller 8, alternativt så kan processen designas med en så kallad bypass, där en del av vattnet leds förbi membranen och sedan blandas med det renade permeatet. Ju lägre PFAS-halten är i det inkommande vattnet, desto mindre vatten behöver passera genom membranen vilket leder till en lägre kostnad då det krävs färre moduler och mindre energi samt kemikalier.

2.5.5 Val av teknik

Eftersom effektiviteten av ovan nämnda metoder för PFAS-borttagning beror på vattnets kvalitet, så spelar det inkommande vatten till processen en stor roll i vilken metod som är mest lämplig. I dagsläget krävs ofta omfattande pilotförsök för att avgöra vilken metod som ger lägst kostnader för ett givet vatten. Vid pilotförsök för GAK och jonbytare används vanligtvis kolonner där vattnet får passera genom filtermassan med samma EBCT som skulle använts i ett storskaligt vattenverk. Ofta testas olika filtermassor och resultaten jämförs. En NF-pilot ser ut ungefär som en storskalig NF-anläggning men med betydligt färre membran. I vissa fall görs kolonntester med GAK och jonbytarmassa på vidare behandling av retentatvattnet från membranpiloter (Franke et al. 2021). För att utvärdera försöken behöver prover av inkommande och utgående vatten tas kontinuerligt för att analysera och bedöma PFAS-halter i vattnet. PFAS-analyser innebär höga kostnader (SGS Analytics 2025), och har rapporteringsgränser mellan 0.1-1 ng/L (ALS Solutions 2025; Eurofins Scientific 2025). Dessutom har PFAS-analyser en osäkerhet på upp mot 30% vid de lägsta halterna³ vilket försvårar analyser från pilotförsök eftersom riktvärden för PFAS är så låga.

Förutom tekniska aspekter som pilotförsök kan ge information om, finns det flera andra faktorer som är avgörande för olika teknikers lämplighet. PFAS-borttagningstekniker är oftast enbart ett

³Stephan Köhler, dricksvattenspecialist, Norconsult, samtal 2025-05-06

steg i en betydligt större process och aspekter som tillgänglig area och bygghöjd, förutsättningar för drift och underhåll, kemikalietillgänglighet och möjlighet att ta emot transporter är viktiga (Svenskt Vatten 2024b). Exempelvis kräver GAK-filter mer area än jonbytarfilter eftersom uppehållstiden är mycket längre, medan NF-membran har en helt annan processkonfiguration och kan vara ännu mer kompakta än jonbytarfilter (Ødegaard et al. 2015). Aspekter som dessa är viktiga och kan vara avgörande vid val av teknik, och kommer därför att diskuteras i kapitel 5, diskussion, även om de inte är en del av själva analysen bakom detta arbete.

3 METODER

I detta kapitel presenteras metoderna som använts i detta arbete. Data från en rad pilot- och fullskaleförsök gjorda på sex olika vattenverk har analyserats för att ta fram borttagningskurvor samt beräkna genombrott, avskiljningsgrad och kostnader. Vidare har kurvanpassning använts för att hitta empiriska samband mellan vattenkvalitetsfaktorer, som DOC- och PFAS-halt, och borttagningskurvornas egenskaper. Även en fysikalisk modell av GAK har använts för att ytterligare förstå sambanden mellan vattenkvalitet och PFAS-borttagning.

3.1 FÖRSÖK

I detta avsnitt presenteras de försök vars data har analyserats i denna studie. Alla försök var pilotförsök utom försök 1 samt 4-7 på Vattenverk 1 som är fullskalig data från vattenverket. En lista över försöken visas i tabell 2. I arbetet kommer vattenverk förkortas till VV och försök förkortas till F, så att vattenverk 1, försök 1 förkortas till VV1 F1. I tabellen visas inkommande halt DOC, men i vissa försök gavs värden som inkommande halt TOC. I dessa fall antogs $C_{\text{TOC}} = C_{\text{DOC}}$. En lista över de filtermassor samt membran som använts, och vilka försök de använts i, visas i tabell 3 (GAK), tabell 4 (jonbytar massa) samt tabell 5 (NF).

3.2 DATABEHANDLING

De PFAS-halter som analyserades är PFAS-4, alltså PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS. PFAS-analyser har detektionsgränser, och halter som var under detektionsgränsen och noterades som $< x$ behandlades genom att dessa värden konverterades till $x/2$. Datan från försök med GAK och jonbytar massa skiljde sig mycket från datan från NF-försök, där datan från NF-försök främst bestod av medelhalter i de olika vattenflödena, medan GAK- och jonbytar data var långa tidsserier.

3.2.1 GAK och jonbytar massa

Datan från försök med GAK och jonbytar massa var generellt uppbyggd på samma vis – en kolumn för varje datum som provtagning gjorts, och sedan flera kolumner med både inkommande och utgående halter av PFAS och andra vattenkemiska parametrar som TOC och joner vid varje provtagningstidpunkt. I flera av dataseten var antalet BV vid varje tidpunkt redan beräknat av den som ursprungligen behandlat datan. I de fall detta inte var gjort fullständigt antogs att sambandet mellan antalet gångna dagar och antalet BV var konstant, vilket innebar konstant flöde. Därefter genomfördes linjär regression för att extrapolera antalet BV för de datapunkter där detta inte redan hade gjorts. Detta gjordes för datan från VV3 F1 och delar av VV2 F2. Vid behandling av datan från VV4 och VV5 beräknades antalet BV genom att sätta in medelvärdet av det uppmätta flödet vid försöken, tillsammans med kolonnernas volym och antalet dagar sen försöket påbörjades vid varje tidpunkt i ekvation 3.

Tabell 2: Lista över gjorda försök med egenskaper som typ av råvatten, vilken teknik och EBCT, om det var pilot-eller fullskaletester samt inkommande PFAS-4- och DOC-halt.

Vatten- verk	Rå- vatten	Försök	Teknik	EBCT (min)	Skala	Ink. PFAS-4 [ng/L]	Ink. DOC [mg/L]
Vatten- verk 1	Grund- vatten	1	Enstegs GAK	6	Pilot	329	1,5
			Enstegs jonbytarmassa	5			
		2	Enstegs GAK	5	Pilot	145; 449*	3; 30*
			Enstegs jonbytarmassa				
		3	Enstegs GAK	14	Fullskala	84	3
		4	Enstegs GAK	22	Fullskala	69	3
		5	Enstegs GAK	15	Fullskala	85	3
		6	Enstegs GAK	30	Fullskala	77	3
		7	NF	N/A	Pilot	57	2,7
Vatten- verk 2	Ytvatten	1	Enstegs GAK	10-20 [†]	Pilot	3,8	4,5
Vatten- verk 3	Grund- vatten	1	Tvåstegs GAK	2x15	Pilot	7,8	2,1
			Tvåstegs jonbytarmassa	2x2,6			
		2	NF	N/A	Pilot	6,4-7,3 [‡]	2,2-2,3 [‡]
Vatten- verk 4	Grund- vatten	1	Tvåstegs GAK	2x15,2	Pilot	22,3	<1,5
			Tvåstegs jonbytarmassa	2x2,8	Pilot		
Vatten- verk 5	Grund- vatten	1	Tvåstegs jonbytarmassa	2x2,6	Pilot	329	<1,5
Vatten- verk 6	Ytvatten	1	NF	N/A	Pilot	6,9	3,3

* I detta försök undersöktes både råvatten och retentatvatten från NF, och de högre halterna är i retentatvattnet.

[†] Alla kolonner hade EBCT = 20 min förutom första kolonnen med FTL830 där EBCT = 10 min.

[‡] Flera upprepade försök gjordes på samma råvatten, men koncentrationerna fluktuerade över tiden.

För analys av inkommande vattenkemisk data användes medelvärdet av alla datapunkter för varje givet inkommande vatten, bortsett från inkommande halter av de PFAS-ämnena som analyserades för varje tidpunkt. Avvikande värden för inkommande PFAS-halter hanterades genom att ersättas med medelvärdet av föregående och efterföljande värde i mätserien. För inkommande PFAS-halter i grundvatten definierades avvikande värden som värden som låg utanför medelvärdet $\pm 3 \cdot$ standardavvikelsen. I ytvatten, bedömdes PFAS-halterna kunna variera mer, och här definierades avvikande värden istället som värden utanför medelvärdet $\pm 5 \cdot$ standardavvikelsen. Mätpunkter där inkommande PFAS-koncentration saknades hanterades på samma sätt – genom att ta medelvärdet av föregående och efterföljande värde i mätserien.

Tabell 3: Lista över GAK som använts i de olika försöken. Källor är produktdatablad för A6300 (Jacobi Carbons AB 2025), F300 (Calgon Carbon 2025a), F400 (Calgon Carbon 2025b), FTL830 (Chemviron 2021), N1240W (CABOT 2014), N830W (ABP Soil 2007) och NRow (Thermo Scientific Chemicals 2025).

Namn	Förkortning	Använt i försök	Ursprung	Effektiv storlek [mm]	Densitet [kg/m ³]	Jodtal* [mg/g]
AquaSorb 6300 12x40	A6300	VV3 F1 VV4 F1		0,6	420	970
Filtrisorb 300	F300	VV2 F1	Stenkol	0,8-1,0	560	900
Filtrisorb 300HA	F300HA	VV2 F1	-	-	-	-
Filtrisorb 400	F400	VV1 F1 VV1 F3-6 VV2 F1 VV3 F1	Stenkol	0,55-0,75	570	1000
Filtrisorb TL830	FTL830	VV2 F1	Stenkol	-	-	1000
Norit 1240W	N1240W	VV1 F2 VV2 F1	Träkol	0,6-0,7	500	975
Norit 830W	N830W	VV2 F1	Träkol	0,9	470	975
Norit Row	NRow	VV3 F1	-	0.8	-	1100

* Jodtal innebär hur mycket jod som kan binda till en viss mängd GAK och är ett mått på adsorptionskapaciteten.

Tabell 4: Lista över jonbytarmassor som använts i de olika försöken. Källor är produktdatablad för L108DW (Lewatit 2024), PFA694 (Purolite 2025a), PFA694E (Purolite 2025b) och PA600 (Lenntech 2025).

Namn	Förkortning	Använt i försök	Funktionell grupp	Effektiv storlek [mm]	Total Kapacitet [eq/L]
Lewatit TP108DW	L108DW	VV3 F1	Kvartär ammonium	0,46-0,61	0,7
Purofine PFA694	PFA694	VV1 F2	Komplex amino	-	-
Purofine PFA694E	PFA694E	VV3 F1	Komplex amino	-	-
Purolite A600	PA600	VV1 F1 VV1 F2	Kvartär ammonium	-	1,4
Sorbix Pure	Sorbix	VV3 F1 VV4 F1 VV5 F1	-	-	-

Tabell 5: Lista över NF som använts i de olika försöken. Källor är produktdatablad för NF90 (Dupont 2023b), NF270 (Dupont 2023c) och NX80 (NX Filtration 2025).

Namn	Förkortning	Använt i försök	Typ	MWCO* [Dalton]	Yta per element [m ²]
FilmTec NF90-400/34i	NF90	VV1 F7	Spiral-lindat	-	37
FilmTec NF270-400/34i	NF270	VV3 F2	Spiral-lindat	350-400 [†]	37
NX filtration WMC110 dNF80	NX80	VV6 F1	Hål-fiber	800	14,5

* Molecular weight cutoff är en uppskattning av den högsta molekyllvikten som släpps igenom membranet.

[†] Martin Reeh, Industry Expert & Key Account Manager, Dupont, mejl 2025-03-26

3.3 KOSTNADSBERÄKNINGAR

För att avgöra vilken metod för borttagning av PFAS som är mest fördelaktig att tillämpa för respektive vattenverk beräknades materialkostnaden per m³ vatten för varje metod och vattenverk. Beräkningen av materialkostnad skiljer sig mycket mellan GAK samt jonbytarmassa och NF. För GAK och jonbytarmassa uppskattades hur lång tid filtret kunde köras innan genombrott för att beräkna hur ofta filtermassan behövde bytas. Här definierades genombrott som då PFAS-4-halten i det utgående vattnet når 2 ng/L, vilket är det danska riktvärdet och hälften så stort som det svenska riktvärdet. Många vattenverk väljer ett maximalt utgående värde på 2-3 ng/L för att ha säkerhetsmarginal upp till 4 ng/L. För NF beräknades hur många membran som behövdes baserat på hur stor del av vattnet som kan ledas förbi membranerna innan halterna överskrider 2 ng/L. Sedan beräknades materialkostnaden genom att ta hänsyn till kostnaden för GAK, jonbytarmassa och membran samt, i fallet med NF, användning av schablonbelopp för energiförbrukning eftersom denna metod är mer energiintensiv. Nedan går detta igenom mer ingående.

3.3.1 Framtagning av genombrottskurvor

För att avgöra kostnaden för GAK respektive jonbytarmassa för de berörda vattenverken togs genombrottskurvor fram för att avgöra hur ofta filtermediet behöver bytas. Genombrottskurvorna skapades genom att plotta PFAS-4-halten mot antalet BV, och från dessa kan antal BV till genombrott, BV_{GB}, tas fram. Genom att lösa ut tiden från ekvation 3 och enhetsomvandla fås antal dagar som filtret kan köras innan genombrott, dagar_{GB}, som funktion av antal BV och EBCT.

$$\text{Dagar}_{\text{GB}} = \frac{\text{BV}_{\text{GB}} \cdot \text{EBCT} [\text{min}]}{(60 \cdot 24) \text{ minuter/dag}} \quad (14)$$

3.3.2 Framtagning av borttagningskurvor

I vissa av fallen där inkommande PFAS-halter varierar kraftigt är det svårt att få en bild av antal BV vid genombrott. Istället användes här den relativa PFAS-borttagningen som beräknades

med hjälp av utgående och inkommande PFAS-halter. Borttagningen för mätpunkt n med viktat medelvärde av de tre omgivande mätpunkterna beräknades genom följande ekvation. Undantaget var första och sista mätpunkten som istället viktades 75 % mot mätpunkt n och 25 % mot mätpunkt $n + 1$ respektive $n + 1$.

$$\text{Borttagning} = 1 - \left(0,5 \frac{\text{utg. PFAS-halt}_n}{\text{ink. PFAS-halt}_n} + 0,25 \frac{\text{utg. PFAS-halt}_{n-1}}{\text{ink. PFAS-halt}_{n-1}} + 0,25 \frac{\text{utg. PFAS-halt}_{n+1}}{\text{ink. PFAS-halt}_{n+1}} \right) \quad (15)$$

I flera av försöken användes en lead-lag-konfiguration. Här undersöktes både leadfiltret genom att studera utgående halter från denna kolonn, samt hela lead-lag-konfigurationen genom att studera utgående halter från lagkolonnen. I båda fall användes det inkommande vattnet till leadkolonnen. Eftersom det utgående vattnet från lagfiltret har passerat igenom två filter istället för ett, är den totala uppehållstiden här ca dubbelt så stor som vattnet som utgår från leadfiltret och antalet BV efter en given tidpunkt blir därför hälften så många.

När den relativa PFAS-borttagningen hade beräknats plottades dessa mot antalet gångna BV i så kallade *borttagningskurvor*.

3.3.3 Kostnadsberäkning för GAK och jonbytarmassa

När antal dagar tills genombrott sker räknats ut kan kostnaden för filtermedia per kubikmeter renat vatten räknas ut med

$$\text{kostnad per m}^3 \text{ vatten} = \frac{\text{kostnad för 1 m}^3 \text{ filtermedia} \cdot \text{EBCT [min]}}{\text{Dagar}_{\text{GB}} \cdot (60 \cdot 24) \text{ minuter/dag}} \quad (16)$$

Här antogs ny GAK kosta 25 000 kr/m³ och regenererad GAK kosta 10 000 kr/m³. Den första fyllnaden med helt ny GAK räknades till investeringskostnader och togs inte hänsyn till i detta arbete. I stället utgicks ifrån att 90 % av GAK:en var regenererad medan 10 % var ny, då 10 % av GAK:en går förlorad vid regenerering. Jonbytarmassa antogs kosta 113 000 kr/m³ förutom Sorbix som antogs kosta 140 000 kr/m³. Ovanstående antaganden gjordes i samråd med examensarbetets handledare samt två examensarbetare på Norconsult⁴ som gör livscykelanalys på GAK och jonbytarmassa för PFAS-borttagning och har varit i kontakt med leverantörer och vattenverk om priser.

I de försök där lead-lag-konfigurationer användes gjordes beräkningar på halva den totala filtervolymen och alltså halva EBCT i ekvation 16 eftersom endast ett filter, leadfiltret, bytes i taget. I lead-lag-konfigurationer har leadfiltret redan använts som lagfilter tidigare, och därför kommer redan en viss mängd PFAS och andra ämnen ha sorberat till filtermedien innan detta börjar användas som leadfilter. Detta kompenserades för genom att anta att genombrottet kommer efter 80% av tiden som beräknats genom försöken, se ekvation 17 nedan.

$$\text{kostnad per m}^3 \text{ vatten (lead-lag)} = \frac{\text{kostnad för 1 m}^3 \text{ filtermedia} \cdot 1/2 \cdot \text{EBCT [min]}}{\text{Dagar}_{\text{GB}} \cdot (60 \cdot 24) \text{ minuter/dag} \cdot 0,8} \quad (17)$$

⁴Stephan Köhler, dricksvattenspecialist samt Emilia Wall och Theodor Halldin, examensarbetare, Norconsult, möte 2025-04-15

3.3.4 Kostnadsberäkning för NF

Det som avgör kostnaden för NF är dels energiåtgången, som beror på vilket tryck som krävs och avgörs av porstorleken enligt ekvation 10. Med minskande porstorlek ökar reduktionen av PFAS och beroende på de inkommande halterna krävs en viss porstorlek för att ge en adekvat PFAS-reduktion. Information om hur mycket olika PFAS-ämnen reduceras med ett visst membran med ett valt utbyte r ges av membrantillverkarna i artiklar de bidragit till (Safulko et al. 2022), genom försäljningspresentationer⁵ och i fallet för NX80 genom ett beräkningsverktyg, NX Filtration toolshed, som är tillgängligt för utvalda kunder. I detta arbete jämfördes PFAS-4-borttagningen från pilotförsöken med informationen från membrantillverkarna genom att dessa plottades in i samma diagram.

För att bedöma kostnaden för membran utifrån pilotförsökdata användes PFAS-borttagningen för att avgöra hur stor andel av vattnet som kan ledas förbi membranet med en bypassventil. Användning av bypass är möjlig i de fall då de utgående halterna är under det valda gränsvärdet på 2 ng/L. Vid användning av bypass kan halten av ett ämne i det utgående vattnet C_{UT} , med en viss halt PFAS-4 i matarvattnet C_M och i permeatet C_P , beskrivas med en massbalansekvation,

$$C_{UT} = C_M \cdot q_{bypass} + C_P(1 - q_{bypass}) \quad (18)$$

där q_{bypass} är andelen vatten som leds förbi membrankonfigurationen med bypassventilen.

Genom att lösa ut q_{bypass} fås

$$q_{bypass} = \frac{C_{UT} - C_P}{C_M - C_P} \quad (19)$$

som användes för att bestämma q_{bypass} baserat på ingående PFAS-halt (C_M) och $C_P = 2$ ng/L.

När detta gjorts beräknades antalet NF-element som behövdes för 1 m³/h producerat vatten med

$$\text{antal element per m}^3/\text{h} = \frac{(1 - q_{bypass})}{r \cdot 1,2 \text{ m}^3/\text{h}} \quad (20)$$

där r är membranets utbyte och det antogs att varje element kördes med $Q_M = 1,2$ m³ vatten/h. Sedan beräknades materialkostnaden per m³ producerat vatten med följande ekvation:

$$\text{kostnad per m}^3 = \frac{\text{antal element per m}^3/\text{h} \cdot 30\,000 \text{ kr/element}}{7 \text{ år} \cdot (365 \cdot 24) \text{ h/år}} + 0,45 \text{ kWh/m}^3 \cdot 1 \text{ kr/kWh} \quad (21)$$

där det antogs att ett membran har en energiförbrukning på 0,45 kWh/m³, 1 kWh el kostar 1 kr samt att ett element kostar 30 000 kr och håller i 7 år⁶. Notera att energikostnad för NF, för enkelhetens skull vid jämförelse med GAK och jonbytarmassa, ingår i begreppet materialkostnad i detta arbete.

⁵Korneel Caron, Business Development manager, Dupont Water Solutions, försäljningspresentation given till mig via Norconsult 2025-02-25

⁶Stephan Köhler, dricksvattenspecialist, Norconsult, samtal 2025-04-14

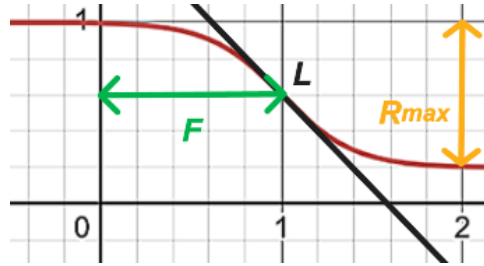
3.4 EMPIRISK MODELLERING AV PFAS-BORTTAGNING

3.4.1 Kurvanpassning

Borttagningskurvorna i avsnitt 3.3.2 har ofta ett "s-format" utseende. En S-formad kurva som börjar i 1 och går ner till $R_{\max}$ kan beskrivas med

$$y = 1 + \frac{R_{\max} \left((-1) - \tanh \left(\frac{(F-x)2L}{R_{\max}} \right) \right)}{2}, \quad \text{där } L < 0, \quad 0 < R_{\max} \leq 1. \quad (22)$$

$R_{\max}$ är den totala reduktionen av PFAS-borttagningen. F är hur långt i x-led kurvans mittpunkt är förskjuten från y-axeln och alltså kopplad till antalet BV innan PFAS-borttagningen börjar sjunka. L är lutningen på gradienten vid kurvans mittpunkt och alltså kopplad till hur snabbt PFAS-borttagningen minskar med tiden. En illustration av denna kurva och parametrarnas påverkan visas i figur 9.



Figur 9: Kurva enligt ekvation 22 där den röda linjen har $R_{\max} = 0,8$, $F = 1$ och $L = -1$. Skapad med Desmos (2025) (CC BY-SA 4.0).

När borttagningskurvor med relativ PFAS-borttagning på y-axeln och antalet BV på x-axeln tagits fram gjordes en kurvanpassning efter ekvation 22 för att få empiriska parametrar som beskrev borttagningskurvans utseende. Kurvanpassningen gjordes i Python med `scipy.optimize.curve_fit` som är en funktion som baseras på minsta kvadrat-metoden (SciPy 2023). Övre och nedre gränser samt första gissning för parametrarna presenteras i tabell 6. För att utvärdera kurvanpassningens prestation användes främst visuella bedömningar eftersom syftet var att anpassa kurvan efter borttagningskurvans utseende och inte nödvändigtvis att prediktera borttagningen i varje given punkt. För att få ett matematiskt mått användes 100-medelkvadratfelet (MSE, mean squared error), som räknas ut enligt ekvation.

$$100 \cdot \text{MSE} = 100 \cdot \text{medel}((\text{borttagning} - \text{borttagning enligt anpassning})^2) \quad (23)$$

MSE:n multiplicerades med 100 för att minska antalet decimaler. När dessa kurvor studerades och bearbetades under arbetets gång uppmärksammades att de i de flesta fall låg till vänster om de faktiska borttagningskurvorna. Därför gjordes en känslighetsanalys där antal BV i varje punkt justerades genom att 10 % av försökets genomförandetid i BV adderades. Det lades märke till att dessa anpassningar visuellt verkade stämma bättre överens med de faktiska borttagningskurvorna, och detta bekräftades genom att medelkvadratfelet (MSE, mean squared error) var lägre för den justerade kurvan. Därför ersattes de kurvor som anpassats utifrån den ursprungliga datan med dessa justerade kurvor. För att göra en osäkerhetsanalys användes de ursprungliga kurvorna som nedre gräns och kurvor justerade med 20 % av försökets genomförandetid som övre gräns. Genom att fylla arean mellan dessa två extremer bildades ett osäkerhetsområde.

Tabell 6: Visar nedre gräns, övre gräns och första gissning för kurvanpassning enligt ekvation 22. Här menas med x och y de vektorer som kurvan anpassas efter.

	$R_{\max}$	F	L
Nedre gräns	$1 - \min(y)$	$-\infty$	$-1, 5/\max(x)$
Övre gräns	1	x vid $0, 9 \cdot \max(y)$	0
Första gissning	$1 - \min(y)$	x vid $0, 9 \cdot \max(y)$	$-1/\max(x)$

3.4.2 Utvärdering av vattenkvalitetens påverkan på empiriska parametrar

När borttagningskurvan har anpassats enligt ekvation 22 har den alltså empiriska parametrar som beskriver kurvans utseende enligt figur 9. Dessa parametrar är enkla att väga mot varandra, och en kvalitativ analys gjordes där parametrarna jämfördes mellan olika vatten med olika vattenkemiska halter. Eftersom olika försök på olika vattenverk använt sig av olika filtermassor kunde inte alla försök jämföras med varandra. Istället jämfördes bara försök där samma filtermassor använts. Dessutom inkluderades enbart de försök där anpassningen visuellt tycktes likna de faktiska värdena. Till exempel var utgående halter från lagfiltret i de flesta försök med lead-lag-konfiguration helt flacka, vilket också ledde till helt flacka borttagningskurvor med en ointressant kurvanpassning. Data från olika försök inkluderade olika vattenkvalitetsparametrar, men för alla försök fanns inkommande DOC- eller TOC-halter som i denna analys antogs vara samma.

3.5 FYSIKALISK MODELLERING AV PFAS-BORTTAGNING

I ovanstående avsnitt redogörs för hur PFAS-borttagningen beskrevs empiriskt. Utöver detta kan även PFAS-borttagning av GAK och jonbytomassa beskrivas fysikaliskt med hjälp av mass-transportmodeller och kemiska ekvationer bakom sorptionsprocesserna (ekvation 8 och ekvation 5). I detta arbete genomfördes sådan modellering av GAK-processen medan modellering av jonbytomassa utelämnades för att inte projektets omfattning skulle bli för stor. Den modell som användes är skapad av amerikanska naturvårdsverket (Environmental Protection Agency 2025a), och bygger på pore and surface diffusion model (PSDM) som är en masstransportmodell. Environmental Protection Agency (2025a) har integrerat Freundlich adsorptionsisoterm, ekvation 4, i PSDM för att ge en modell där transport, spridning och adsorption till filtermediet beskrivs. För detta har Python använts. Denna modell är vid datumet då uppsatsen skrivs tillgänglig för allmänheten (Environmental Protection Agency 2025a).

Syftet med denna modellering var att undersöka hur en fysikalisk modell beskriver skillnader mellan vilken GAK som använts samt skillnader i den inkommande PFAS-halten. Här togs först Freundlichparametrarna fram genom att utgå från VV3 F1. I modellen specificerades bäddens och GAK:ens egenskaper samt inkommande PFAS-halt. Här antogs att all inkommande PFAS-4 var PFOS. Kurvan från VV3 F1 normaliserades också så att borttagningen gick från 1 till 0 ($R_{\max} = 1$). Sedan ändrades parametrarna i Freundlich adsorptionsisoterm, ekvation 4, tills jämviktsskurvan från modellen visuellt överensstämde med den faktiska borttagningskurvan. I vanliga fall görs labbtester för att bedöma Freundlichparametrar (Crittenden et al. 2012, s. 1134-1142) men data från sådana försök fanns inte tillgänglig i detta arbete, och därför användes denna iterativa metod för att hitta Freundlichparametrarna. De antaganden som gjordes här är mycket grova och gjordes enbart för att få värden på K och $1/n$ som skulle ge någorlunda rimliga resultat. Det viktiga var att kunna jämföra olika effekter med varandra. De effekter som jämfördes var att inkommande PFOS-halt och EBCT varierades, samt effekten av fouling.

Effekten av fouling behandlas i modellen med en foulingkoefficient k_t som beräknas med

$$k_t = k(rk1 + rk2 \cdot t + rk3 \cdot \exp(rk4 \cdot t)) \quad (24)$$

där t är tiden i minuter och k är en skalfaktor. $rk1$, $rk2$, $rk3$ och $rk4$ bestäms i sin tur av foulingparametrar a_1 , a_2 , a_3 och a_4 som beror på vattenkvaliteten och b_1 samt b_2 som beror på kemikalien som studeras, ekvation 25.

$$\begin{aligned} rk1 &= b_1 \cdot a_1 + b_2 \\ rk2 &= b_1 \cdot a_1 \\ rk3 &= b_1 \cdot a_3 \\ rk4 &= b_1 \cdot a_4 \end{aligned} \quad (25)$$

I modellen fanns färdiga inlagda foulingparametrar för PFOS, samt en mängd olika råvatten inlagda. För att i denna studien undersöka effekten av fouling användes det råvatten med mest foulingeffekt, vilket var Portage River, Ohio. Här var $a_1 = 0,51$, $a_2 = -9,21 \cdot 10^{-7}$, $a_3 = 0,49$ och $a_4 = -2,8 \cdot 10^{-5}$. För PFOS var $b_1 = 0,25$ och $b_2 = 0,66$.

3.6 ANVÄNDNING AV GENERATIV AI

I detta arbete har stora språkmodeller som ChatGPT, Mistral Le Chat och DeepSeek använts som stöd vid programmering i Python. Programmering har använts för den dataanalys och fysikaliska modellering som beskrivs i avsnitt 3.4.1 respektive 3.5, samt för att ta fram grafer. Språkmodeller har även använts vid formatering i typsättningssystemet LaTeX som använts för att skriva rapporten. Ingen data eller känslig information har delats med språkmodellerna.

All originaltext är skriven utan hjälp av AI, och majoriteten av texten är obehandlad förutom användning av rättstavnings- och grammatikprogram. I enstaka fall har stora språkmodeller använts för att revidera meningar.

4 RESULTAT

Resultaten från pilotförsök med GAK och jonbytarmassa inklusive anpassning av genombrottskurvor och materialkostnadsberäkningar presenteras i avsnitt 4.1. Här presenteras kurvor från försök med GAK med en svart-brun färgskala medan resultat från försök med jonbytarmassa visas med en gul-orange färgskala. Resultaten från pilotförsök med NF, inklusive materialkostnader, visas i avsnitt 4.2. I avsnitt 4.3 presenteras observationer vid kurvanpassning och i avsnitt 4.4 presenteras samband mellan vattenkvalitet enligt anpassade kurvor och fysikaliska modeller.

4.1 BORTTAGNING, GENOMBROTT OCH KOSTNADER

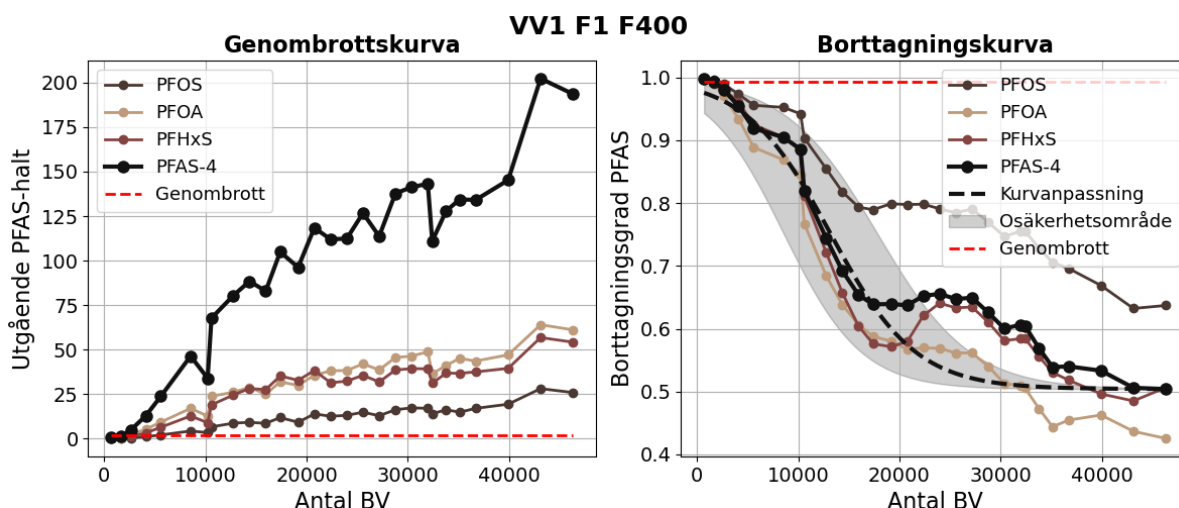
4.1.1 Vattenverk 1

Genombrott och borttagningskurvor från försök 1 visas i figur 10 och figur 11. Kurvanpassningen följer visuellt de faktiska värdena relativt bra, framförallt i kolonnen med F400 men även till viss del i kolonnen med PA600. När anpassningarnas MSE studeras, se tabell 7, noteras att den är mycket högre för PA600 vilket indikerar en betydligt sämre anpassning. I båda fallen kommer

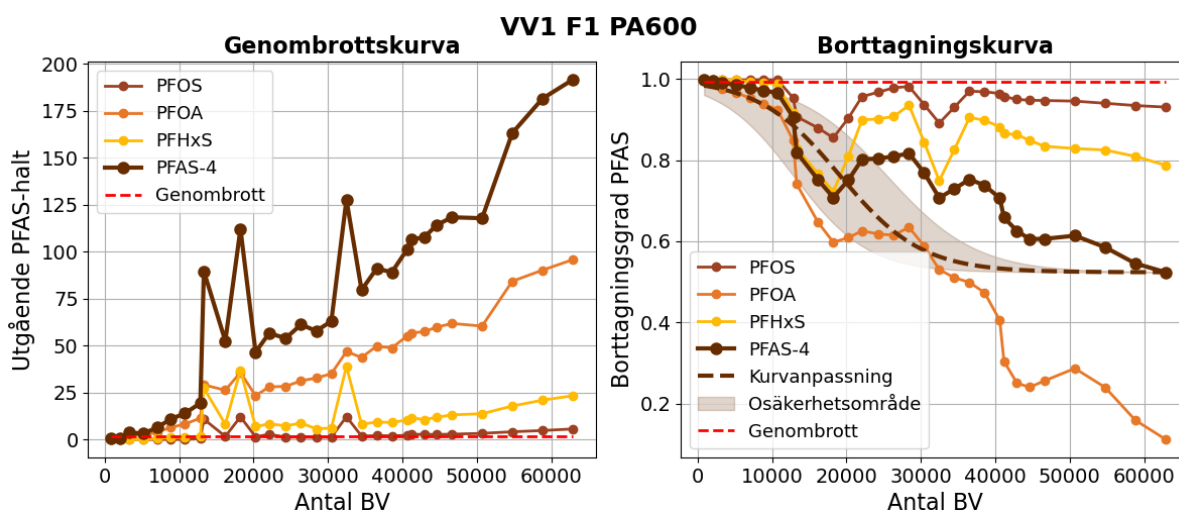
genombrottet i princip omedelbart, vilket kan avläsas från både genombrotts- och borttagningskurvan. Detta gör det omöjligt och ointressant att beräkna kostnaden per m³. Den inkommande PFAS-4-halten är dock 329 ng/L, se tabell 2 i avsnitt 3.1, vilket är mer än 160 gånger större än genombrottsgränsen 2 ng/L. Anledningen till att inkommande PFAS-halter är så mycket högre än vid övriga försök är att detta inkommande vattnet hade låga PFAS-halter men spetsades med PFAS för att PFAS-halten skulle kunna beräknas istället för att mätas. Resultaten från försöket, inklusive kurvanpassningsparametrar, sammanfattas i tabell 7.

Tabell 7: Sammanfattning av resultatet från VV1 F1, där $R_{\max}$, F och L är de anpassade parametrarna enligt ekvation 22.

Kolonn	BV _{GB}	Dagar _{GB}	Kostnad [kr per m ³ vatten]	$R_{\max}$	F	L	100·MSE
F400	≈ 0	≈ 0	-	0,50	13 200	-2,94e-5	0,39
PA600	≈ 0	≈ 0	-	0,48	19 100	-2,17e-5	1,29



Figur 10: Genombrotts- och borttagningskurvor från kolonnen med F400 i försök 1 på vattenverk 1.



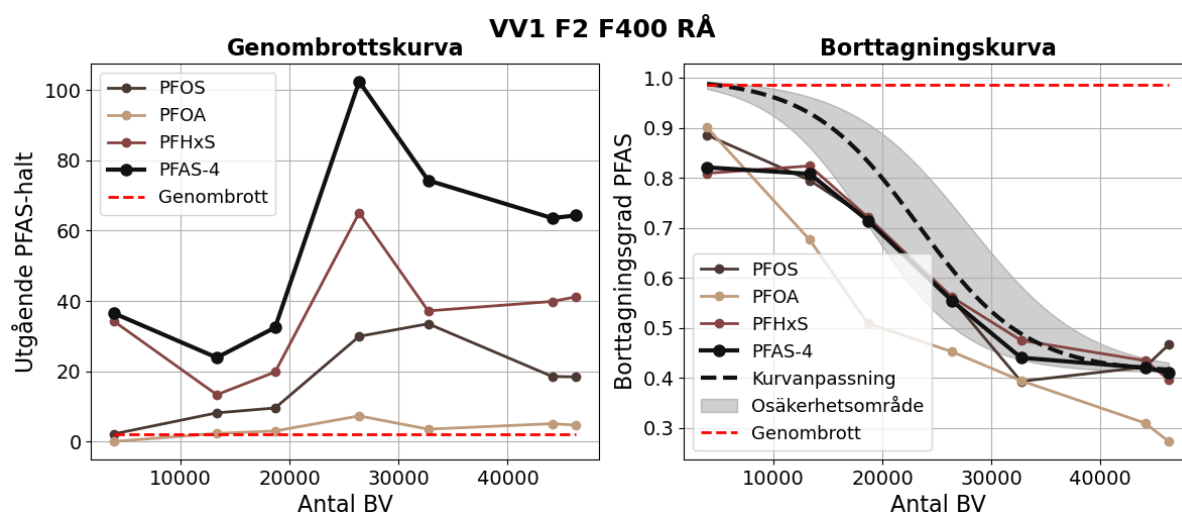
Figur 11: Genombrotts- och borttagningskurvor från kolonnen med PA600 i försök 1 på vattenverk 1.

Försök 2 genomfördes på både råvatten och retentatvatten från en samtidigt gående NF-pilot. Det är tydligt från genombrottskurvorna (figur 12 – 17) att utgående halter från kolonnerna varierar mycket mer än i försök 1. Detta beror på att inkommande PFAS-halterna hade stor variation, vilket bekräftas av att borttagningskurvorna till höger i samma figurer, vilka är normaliserade mot inkommande halt, inte har samma variabla utseende. Borttagningen i GAK-kolonnerna, både de med råvatten som inkommande (figur 12 och figur 14) samt de med retentatvatten som inkommande (figur 13 och figur 15) har en avtagande borttagningsgrad som rent visuellt stämmer överens med kurvanpassningen. Resultaten från kolonnerna med jonbytarmassa, som enbart utfördes med retentatvatten, är mer vågräta med enbart en svagt avtagande borttagningsgrad i försöket med PA600 (figur 16) och en helt vågrät borttagningskurva från försöket med PFA694 (17). Anpassningarnas MSE skiljer sig mellan kolonnerna, och av de kolonner där en faktisk borttagning syns har F400 RÅ en störst MSE och sämst anpassning. Den stora skillnaden verkar dock bero på början av anpassningen när halterna är som lägst, och i stort bedömdes anpassningen den vara tillräckligt bra visuellt för att analyseras vidare.

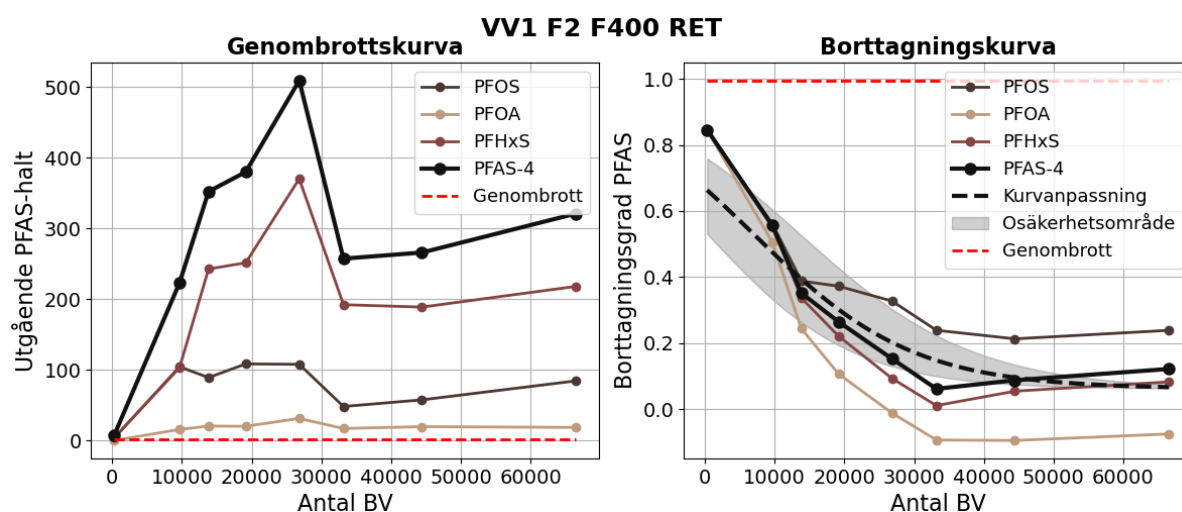
Precis som i försök 1 kommer genombrottet, med råvatten som inkommande vatten, i princip omedelbart, vilket gör det ointressant att beräkna antalet BV vid genombrott och kostnader eftersom detta inte bedöms vara ett realistiskt alternativ. PFAS-halterna i det inkommande råvattnet (i snitt 145 ng/L) är nästan 75 gånger högre än genombrottsvärdet 2 ng/L. Behandling av retentatvattnet är inte för att producera dricksvatten utan enbart för att hantera de höga PFAS-halterna i retentatströmmen och inte släppa ut detta till miljön, och därför är genombrottstiderna för dessa vatten inte intressanta inom detta arbetets omfattning, även om retentatströmmar som dessa leder till kostnader för vattenverk som använder sig av NF. Däremot är resultaten intressanta för att förstå hur PFAS- och DOC-halter påverkar borttagningen, eftersom PFAS- och DOC-halterna är väldigt höga i dessa vatten. Sådan jämförande analys görs i avsnitt 4.4. Resultaten från försök 2, inklusive kurvanpassningsparametrar, sammanfattas i tabell 8.

Tabell 8: Sammanfattning av resultatet från VV1 F2, där $R_{\max}$, F och L är de anpassade parametrarna enligt ekvation 22.

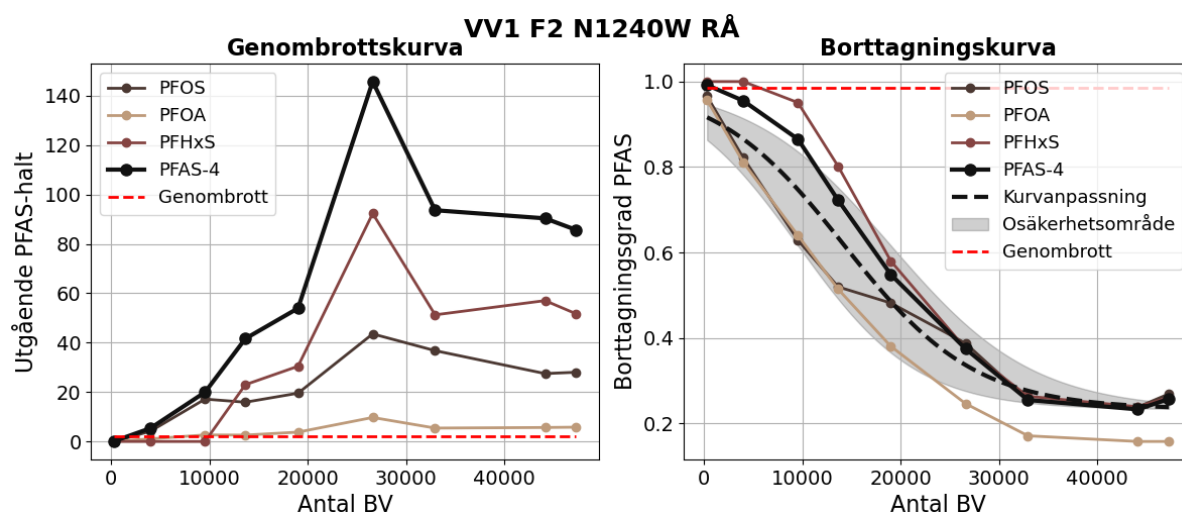
Försök	BV _{GB}	Dagar _{GB}	Kostnad [kr per m ³ vatten]	$R_{\max}$	F	L	100·MSE
F400 RÅ	≈ 0	≈ 0	-	0,59	23 300	-2,95e-5	0,90
F400 RET	≈ 0	≈ 0	-	0,94	6950	-2,05e-5	0,70
N1240W RÅ	≈ 0	≈ 0	-	0,77	14 300	-2,88e-5	0,46
N1240W RET	≈ 0	≈ 0	-	0,84	4750	-3,08e-5	0,19
PA600 RET	≈ 0	≈ 0	-	0,72	23 400	-2,97e-5	0,65
PFA694 RET	≈ 0	≈ 0	-	0,15	49 300	-1,89e-5	1,09



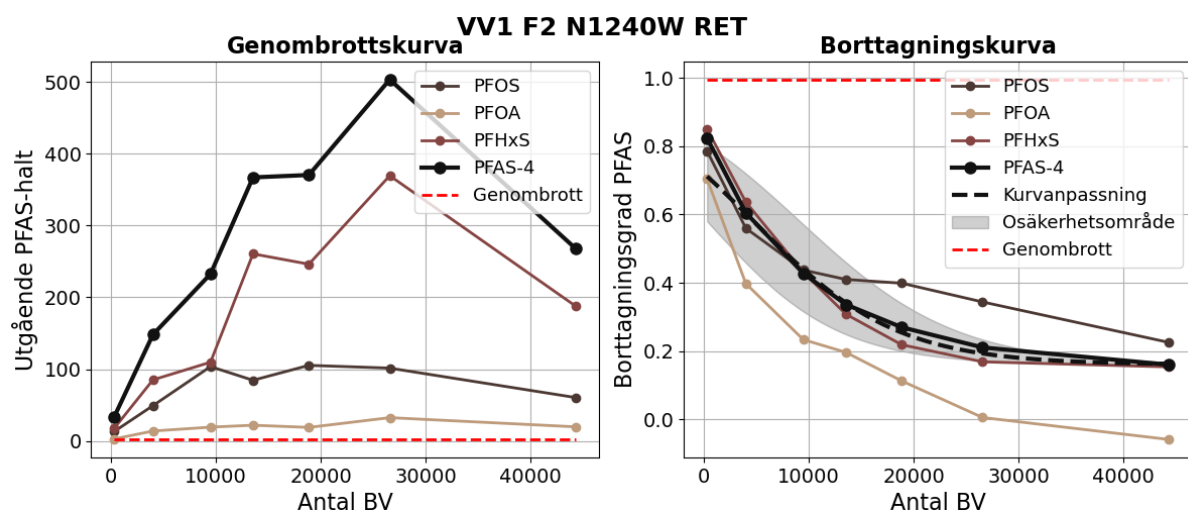
Figur 12: Genombrott- och borttagningskurvor från kolonnen med GAK F400 och råvatten som inkommande vatten i försök 2 på vattenverk 1.



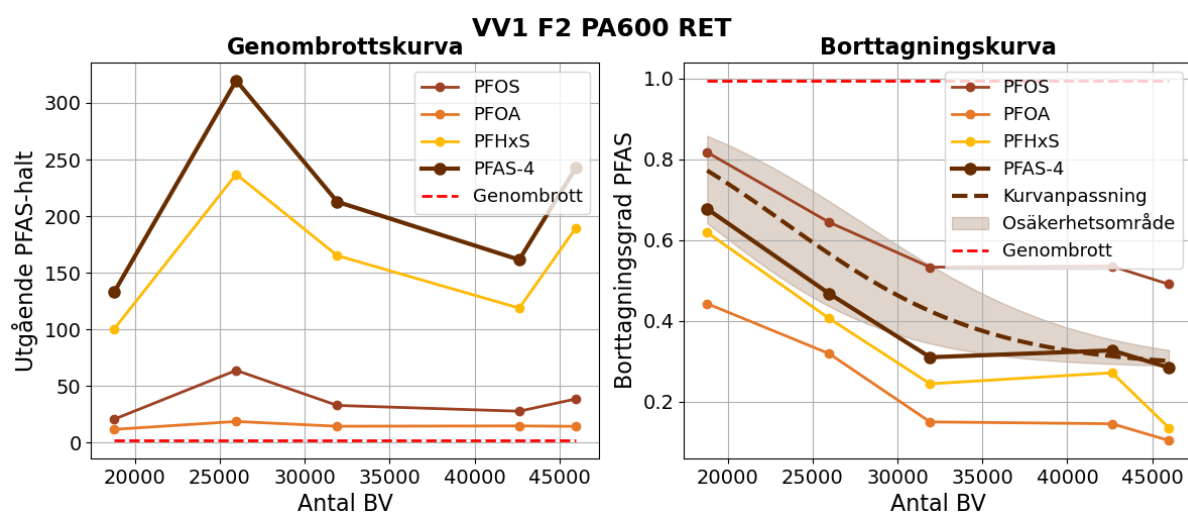
Figur 13: Genombrott- och borttagningskurvor från kolonnen med GAK F400 och retentatvatten som inkommande vatten i försök 2 på vattenverk 1.



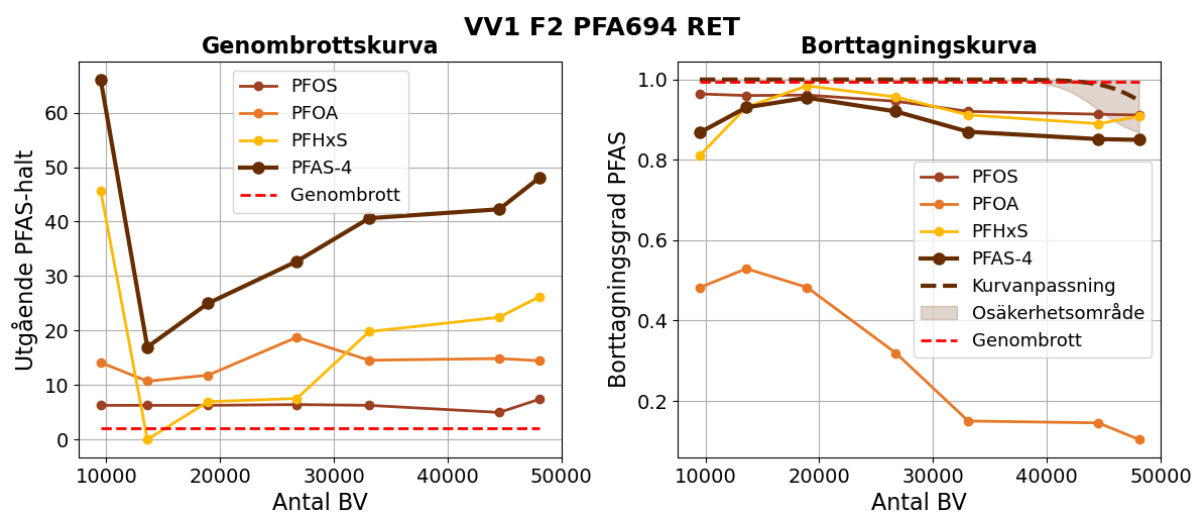
Figur 14: Genombrott- och borttagningskurvor från kolonnen med GAK N1240W och råvatten som inkommande vatten i försök 2 på vattenverk 1.



Figur 15: Genombrott- och borttagningskurvor från kolonnen med GAK N1240W och retentatvatten som inkommande vatten i försök 2 på vattenverk 1.



Figur 16: Genombrott- och borttagningskurvor från kolonnen med jonbytar massan PA600 och retentatvatten som inkommande vatten i försök 2 på vattenverk 1.



Figur 17: Genombrott- och borttagningskurvor från kolonnen med jonbytar massan PFA694 och retentatvatten som inkommande vatten i försök 2 på vattenverk 1.

Försök 3-6 gjordes med GAK F400 och är den enda datan som behandlas i detta arbete som kommer från försök i det riktiga vattenverket och inte pilotförsök. Resultaten från försök 3, 4, 5 och 6, inklusive kurvanpassningsparametrar, sammanfattas i tabell 9. Här lästes BV_{GB} av i borttagningskurvan, sedan omvandlades detta till $dagar_{GB}$ med ekvation 14 och kostnaden beräknades med ekvation 16.

Genombrotts- och borttagningskurvor från försök 3 visas i figur 18. Borttagningsgraden minskar stadigt men den s-formade tanh-funktionen, ekvation 22, anpassades inte väl efter borttagningskurvan. Från borttagningskurvans utseende verkar inte borttagningen ha planat ut likt den s-formade kurvan. MSE:n var också högre här än för övriga fullskaleförsök på vattenverket, se tabell 9. Det är svårt att läsa av exakt, men genom att studera genombrotts- och borttagningskurvan verkar genombrott komma efter ca 5000 BV. Med en genomsnittlig EBCT = 14 min, motsvarar detta ca 49 dagar.

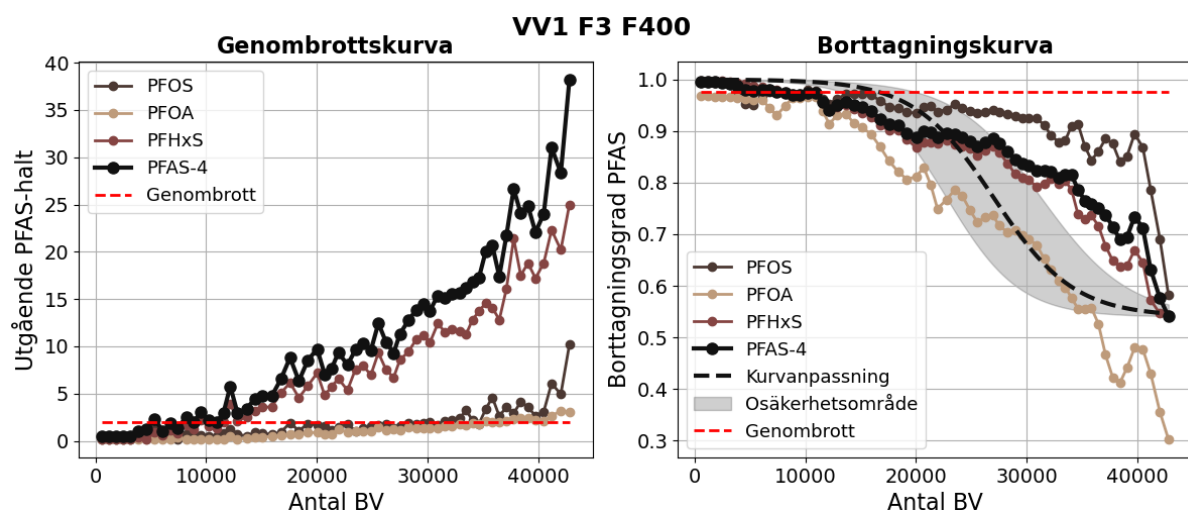
I försök 4 kom genombrottet lite senare, efter ca 9000 BV, vilket framkommer i figur 19. I detta försök planar borttagningskurvan ut i enlighet med den förväntade s-formen, och visuellt stämmer anpassningen mycket väl med den faktiska datan. Antal BV innan genombrott enligt den anpassade kurvan är dock ca 12 000, vilket enligt genombrottskurvan hade inneburit faktiska utgående PFAS-4-halter över riktvärdet på 4 ng/L. Faktiska antal BV innan genombrott, 9000 BV, motsvarar ca 138 dagar med en EBCT = 22 min.

Även i försök 5 kom genombrottet efter ca 9000 BV, se figur 20. Detta försök hade en kortare EBCT, 15 min, vilket ger ca 94 dagar innan genombrott. Precis som i försök 4 är denna borttagningskurva s-formad, med en kurvanpassning som visuellt liknar den faktiska kurvan.

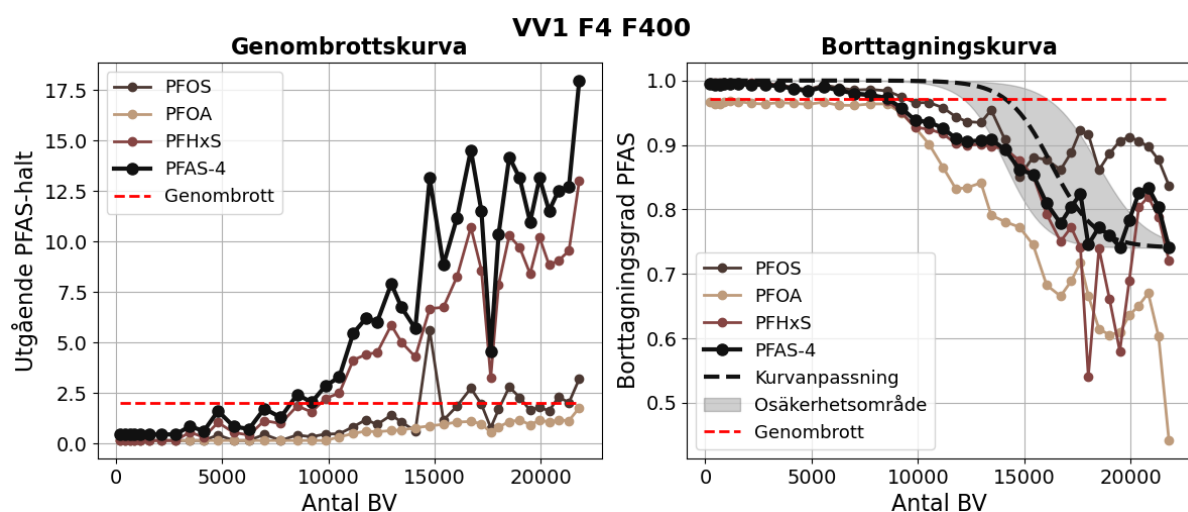
Genombrotts- och borttagningskurvor från försök 6 visas i figur 21. Precis som i föregående två försök kom genombrottet efter ca 9000 BV, men här var EBCT = 30 min. Detta ger ca 188 dagar innan genombrott. Denna kurva går enbart ner till en borttagning på ca 0,94, vilket ger en mycket låg MSE trots att kurvanpassningen rent visuellt inte stämmer överens med borttagningskurvan.

Tabell 9: Sammanfattning av resultatet från VV1 F3-6 där R_{max} , F och L är de anpassade parametrarna enligt ekvation 22.

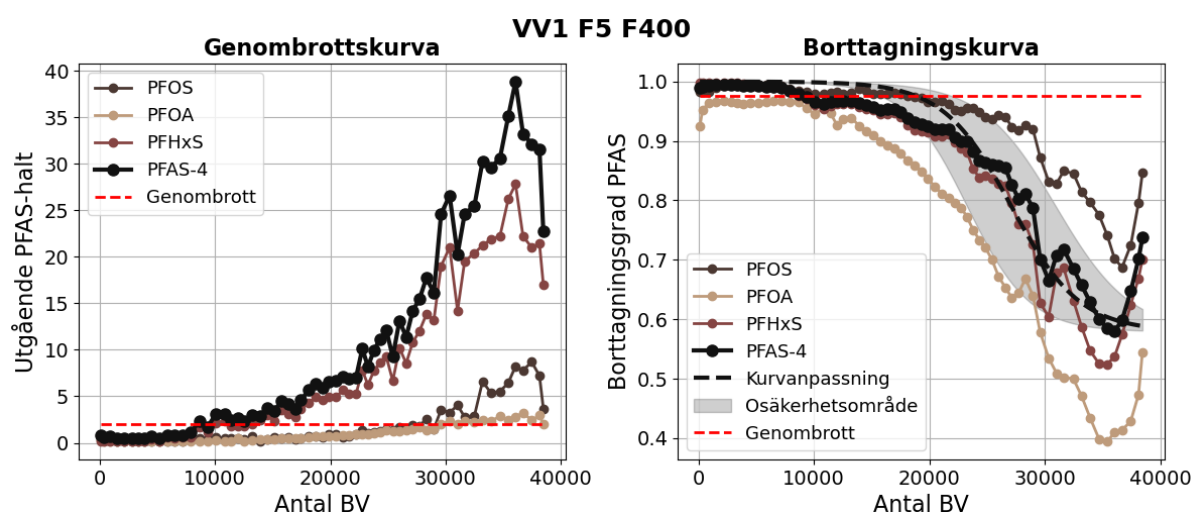
Försök	BV_{GB}	$Dagar_{GB}$	Kostnad [kr per m^3 vatten]	R_{max}	F	L	100·MSE
F3	5000	49	2,3	0,46	27 000	-3,18e-5	1,08
F4	9000	138	1,3	0,26	16 200	6,25e-5	0,24
F5	9000	94	1,3	0,42	27 100	-3,55e-5	0,14
F6	9000	188	1,3	0,05	17 700	-5,66e-5	0,063



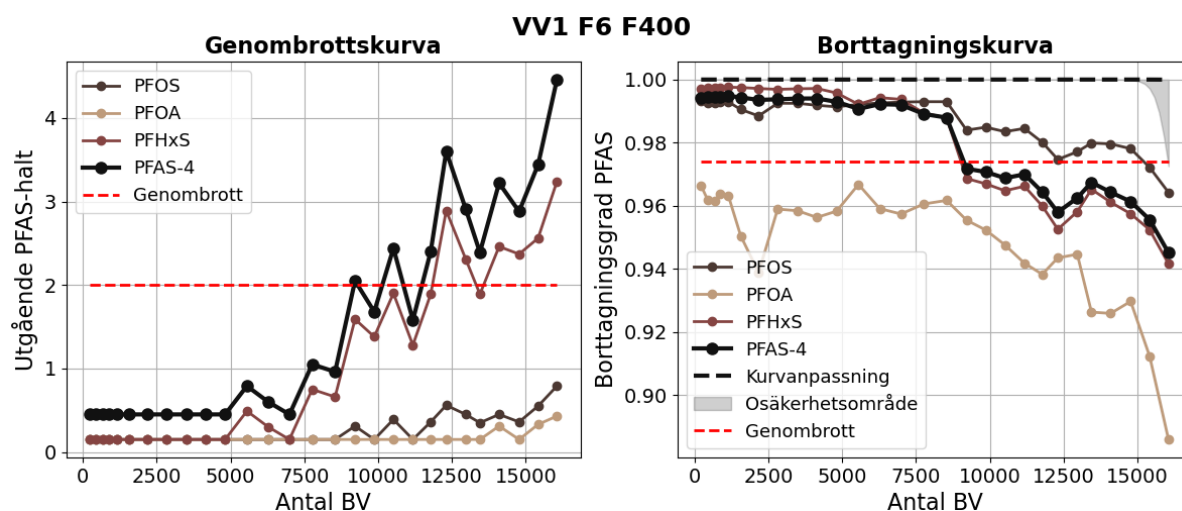
Figur 18: Genombrott- och borttagningskurvor från kolonnen med GAK F400 i försök 3 på vattenverk 1.



Figur 19: Genombrott- och borttagningskurvor från kolonnen med GAK F400 i försök 4 på vattenverk 1.



Figur 20: Genombrott- och borttagningskurvor från kolonnen med GAK F400 i försök 5 på vattenverk 1.



Figur 21: Genombrott- och borttagningskurvor från kolonnen med GAK F400 i försök 6 på vattenverk 1.

4.1.2 Vattenverk 2

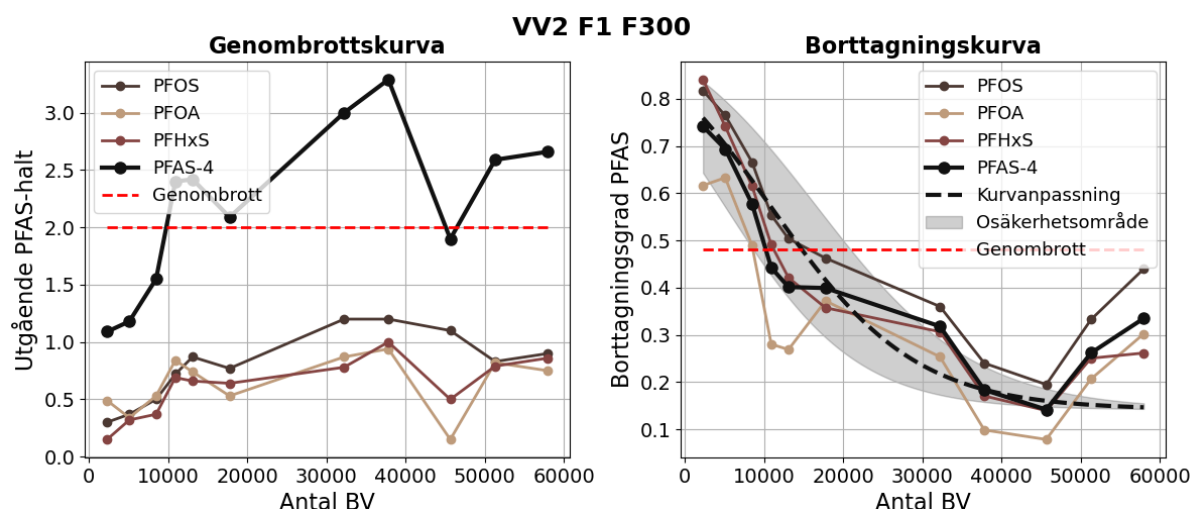
Vid vattenverk 2 analyserades data från åtta kolonner med olika sorters GAK. Genombrotts- och borttagningskurvor från detta försök visas i figur 22 – 29. Resultaten sammanfattas i tabell 10. Kurvanpassningarna enligt ekvation 22 stämmer visuellt väl överens med de faktiska borttagningskurvorna, förutom i kolonnerna FTL830 1 och N830W. MSE-värdena var allmänt höga för detta försök, men anpassningarna utifrån ovan nämnda kolonner har särskilt höga MSE-värden. Värt att notera är att borttagningskurvorna är förskjutna långt till vänster i x-led med en låg F , och därmed inte har den karakteristiska s-formen som kurvan från ekvationen annars har, se figur 9. Också noterbart är att borttagningsgraden är oförändrad eller i vissa fall till och med ökar mellan ca 10 000 - 30 000 BV, innan den sjunker igen, samt att den ökar i de sista mätpunkterna.

Med F300 kom genombrottet efter ca 10 000 BV, se figur 22. 10 000 BV motsvarar, med en EBCT = 20 min, ca 139 dagar. I kolonnen med F300HA kom genombrottet senare, efter ca 13 000 BV, se figur 23. 13 000 BV motsvarar, med en EBCT = 20 min, ca 181 dagar. Genombrotts- och borttagningskurvor från kolonnen med F400 visas i figur 24. Genombrottet kom efter ca 9000 BV, vilket motsvarar 125 dagar.

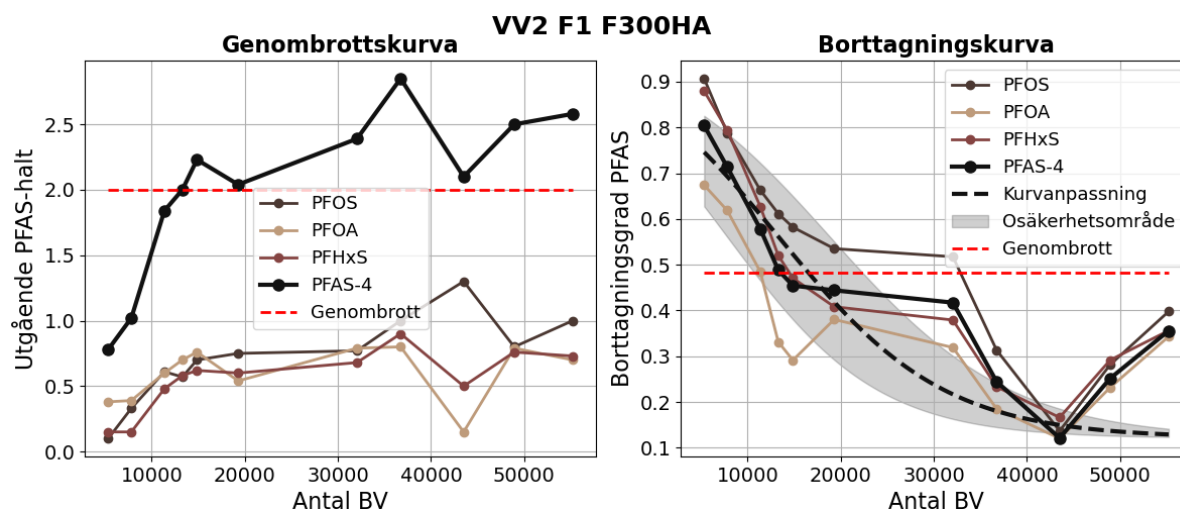
I försöket användes två kolonner med FTL830, i den första kolonnen var EBCT 10 min och den andra 20 min, och resultaten presenteras i figur 25 respektive figur 26. I första kolonnen, med kortare EBCT, kommer genombrottet i princip omedelbart, medan det i den andra kolonnen med 20 min EBCT kommer efter ca 12000 BV, vilket motsvarar ca 167 dagar. N830W undersöktes med en kolonn, och resultaten från den kolonnen visas i figur 27. Här kom, precis som i första kolonnen med FTL830 genombrottet i princip omedelbart. Med N1240W användes, precis som med FTL830, två olika kolonner, men här var EBCT = 20 min i båda fallen. Skillnaden mellan de två kolonnerna är första kolonnen kördes mycket längre. I båda kolonner verkade genombrottet komma efter ca 14 000 BV, vilket motsvarar ca 194 dagar.

Tabell 10: Sammanfattning av resultatet från VV2 F1 där $R_{\max}$, F och L är de anpassade parametrarna enligt ekvation 22.

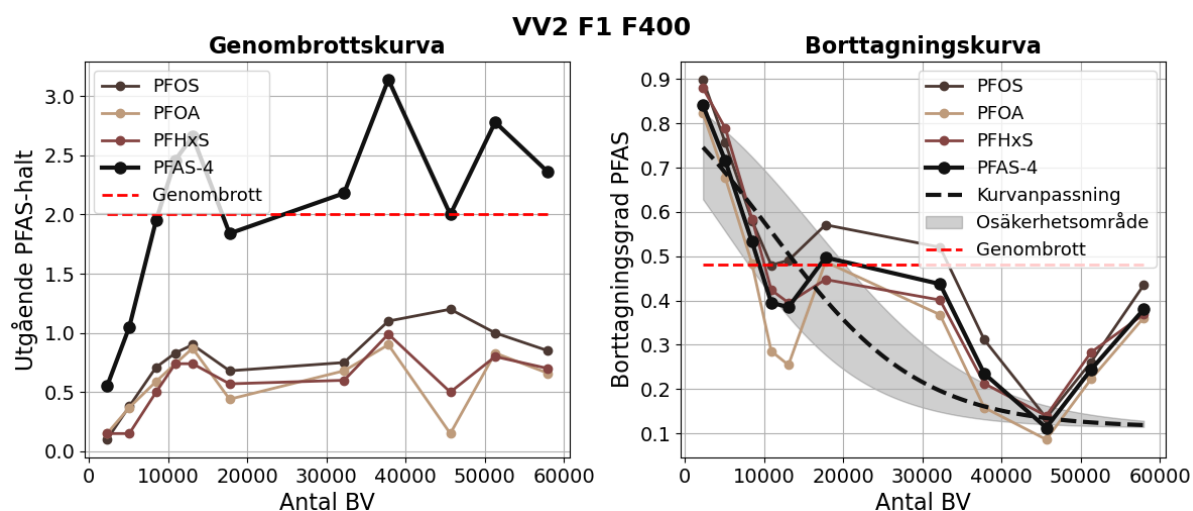
Kolonn	BV_{GB}	Dagar _{GB}	Kostnad [kr per m ³ vatten]	$R_{\max}$	F	L	100·MSE
F300	10 000	139	1,1	0,86	10 900	-2,35e-5	0,83
F300HA	13 000	181	0,9	0,88	13 300	-2,47e-5	0,83
F400	9000	125	1,3	0,89	10 900	-2,35e-5	1,93
FTL830 1	≈ 0	≈ 0	-	0,87	11 800	-1,41e-5	4,04
FTL830 2	12 000	167	1,0	0,69	5250	-2,65e-5	1,13
N830W	≈ 0	≈ 0	-	1,00	10 100	-5,78e-5	4,23
N1240W 1	14 000	194	0,8	0,87	21 700	-1,52e-5	1,60
N1240W 2	14 000	194	0,8	0,57	14 900	-3,57e-5	1,69



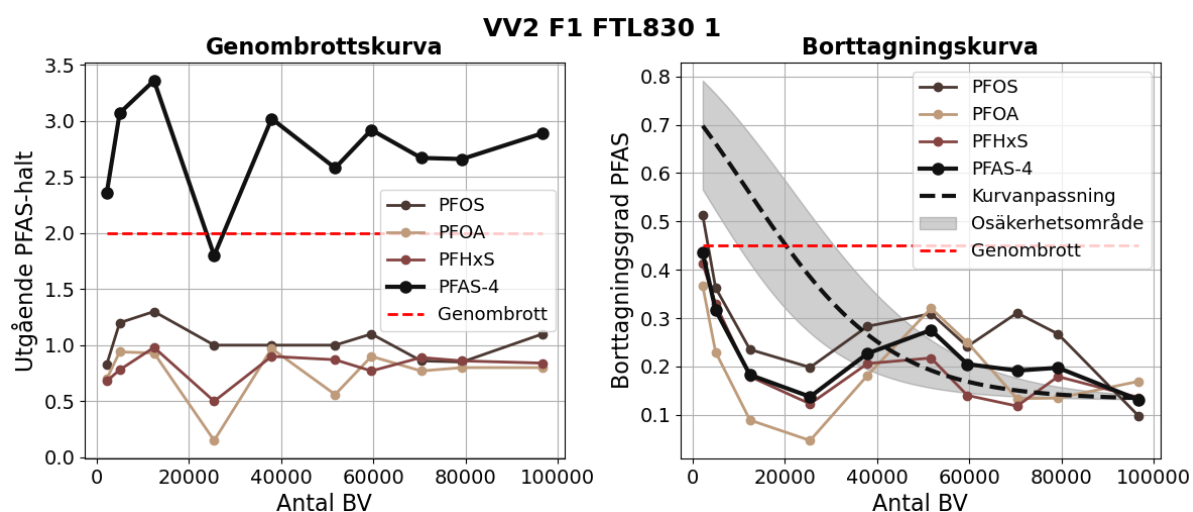
Figur 22: Genombrott- och borttagningskurvor från kolonnen med GAK F300 i försök 1 på vattenverk 2.



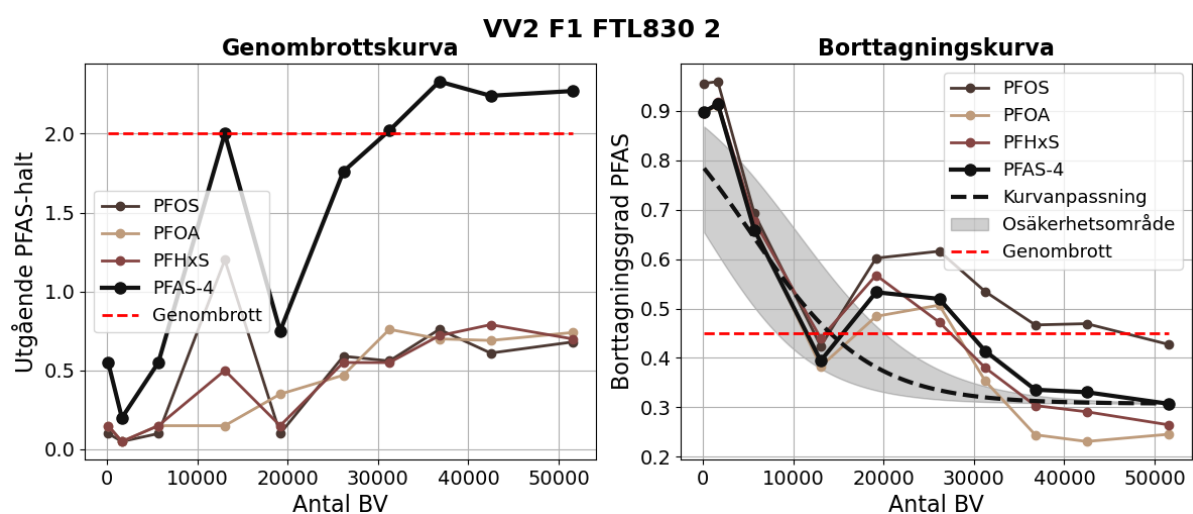
Figur 23: Genombrott- och borttagningskurvor från kolonnen med GAK F300HA i försök 1 på vattenverk 2.



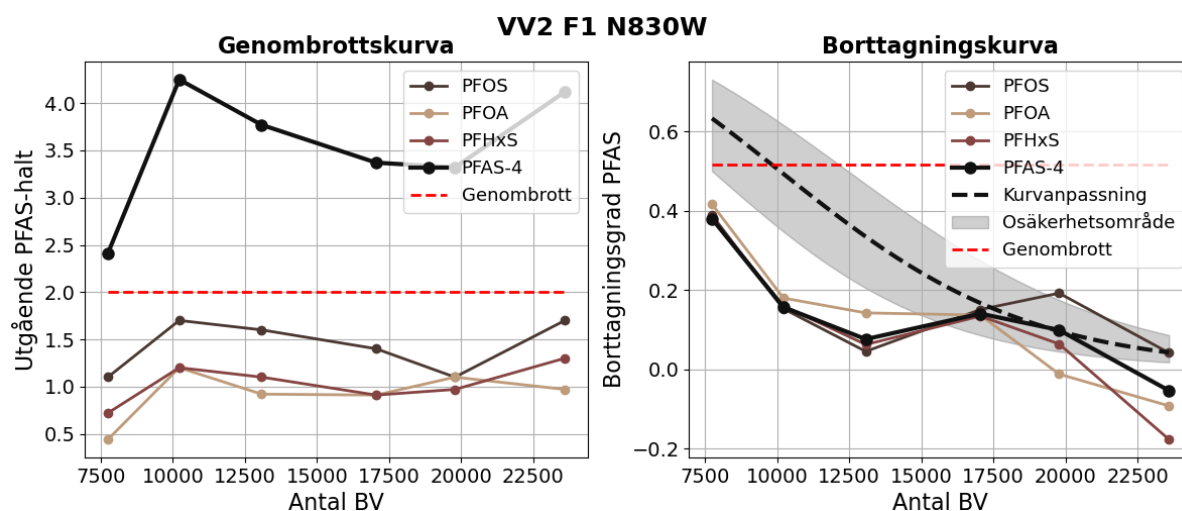
Figur 24: Genombrott- och borttagningskurvor från kolonnen med GAK F400 i försök 1 på vattenverk 2.



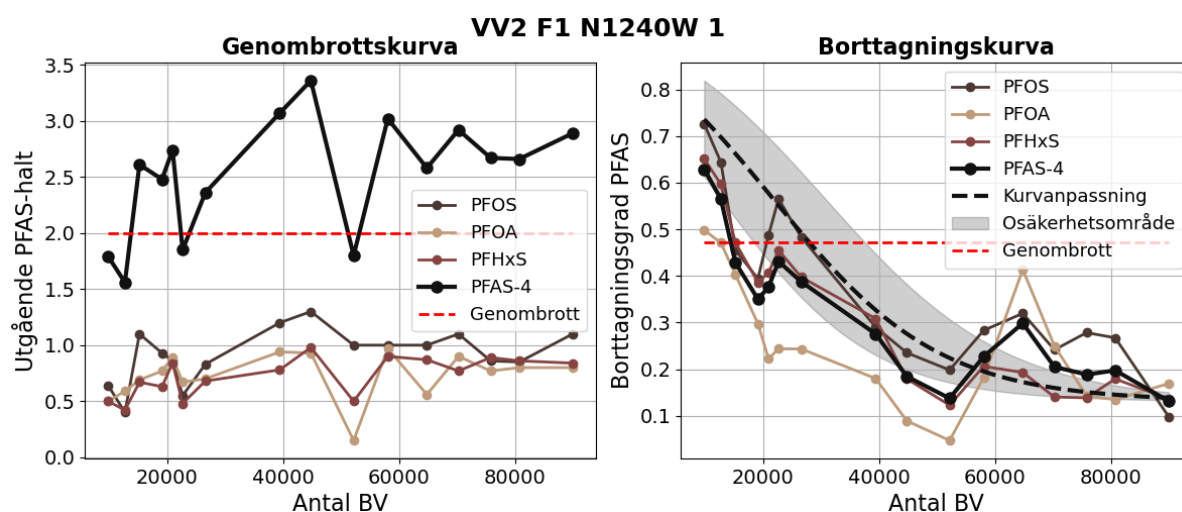
Figur 25: Genombrott- och borttagningskurvor från den första kolonnen med GAK FTL830 i försök 1 på vattenverk 2.



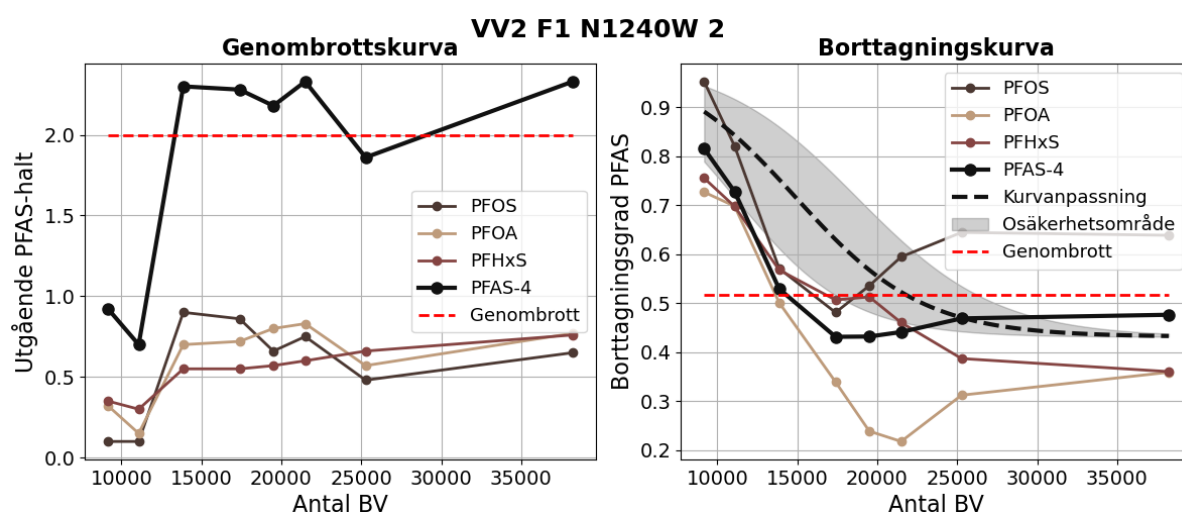
Figur 26: Genombrott- och borttagningskurvor från den andra kolonnen med GAK FTL830 i försök 1 på vattenverk 2.



Figur 27: Genombrott- och borttagningskurvor från kolonnen med GAK N830W i försök 1 på vattenverk 2.



Figur 28: Genombrott- och borttagningskurvor från den första kolonnen med GAK N1240W i försök 1 på vattenverk 2.



Figur 29: Genombrott- och borttagningskurvor från den andra kolonnen med GAK N1240W i försök 1 på vattenverk 2.

4.1.3 Vattenverk 3

I försöket på vattenverk 3 testades tre olika GAK och tre olika jonbytmassor i en lead-lag-konfiguration, med resultaten presenterade i figur 30 – figur 41, och sammanfattade i tabell 11. Kurvanpassningarnas MSE var inom samma spann för de flesta av kolonnerna, trots att den visuella prestationen skiljde sig mycket mellan de olika kolonnerna.

I leadkolonnen med GAK A6300, se figur 30, sjönk borttagningsgraden till maximalt 0,55, även om den troligtvis hade fortsatt sjunka om försöket hade fortgått ännu längre. Genombrottet i leadkolonnen kom efter ca 23 000 BV, vilket motsvarar 240 dagar med EBCT = 15 min. Visuellt stämmer kurvanpassningen någorlunda, men den faktiska borttagningskurvan planar ut efter ca 24 000 BV och sedan avtar borttagningsgraden igen efter ca 36 000 BV, vilket är ett utseende ekvation 22 ej kan imitera. I lagkolonnen, se figur 31, sjönk borttagningsgraden nästan inte alls, och genombrott var inte nära att nå under de 26 000 BV som försöket kördes. 26 000 BV motsvarar 542 dagar med en EBCT = 30 min (EBCT:n blir dubbelt så lång när lagkolonnen studeras eftersom vattnet här har passerat genom två kolonner). Eftersom borttagningsgraden var nästintill oförändrad under denna tid, stämde inte kurvanpassningen visuellt med den faktiska borttagningskurvan.

I leadkolonnen med GAK F400, se figur 32, kom genombrottet senare än med A6300; genombrott efter ca 36 000 BV motsvarar 375 dagar med EBCT = 15 min. Även här lyckas inte den anpassade kurvan riktigt efterlikna den faktiska borttagningskurvan, men den väsentliga delen av kurvan är fortfarande inom osäkerhetsområdet. Även med F400 är borttagningskurvan från lagkolonnen, figur 33, helt platt, med en dålig kurvanpassning som följd.

NRow presterade i detta försök något sämre än övriga GAK, med genombrott i leadkolonnen efter ca 18 000 BV vilket motsvarar 188 dagar. Genombrotts- och borttagningskurvor från detta försök presenteras i figur 34. Här stämmer visuellt kurvanpassningen bättre än för övriga GAK-kolonner i detta försök. Även i lagkolonnen sjönk borttagningsgraden med NRow mer än med övriga GAK, och genombrott nåddes precis vid försökets slut, efter ca 26 000 BV som motsvarar 542 dagar.

Resultaten från kolonnerna med jonbytmassan L108DW visas i figur 36 (lead) och figur 37 (lag). I leadkolonnen kom genombrott efter ca 290 000 BV vilket motsvarar ca 524 dagar med EBCT = 2,6 min. Kurvanpassningen lyckas inte riktigt efterlikna den faktiska borttagningskurvan här. I lagkolonnen var borttagningsgraden helt platt med konstanta utgående PFAS-halter under detektionsgränsen.

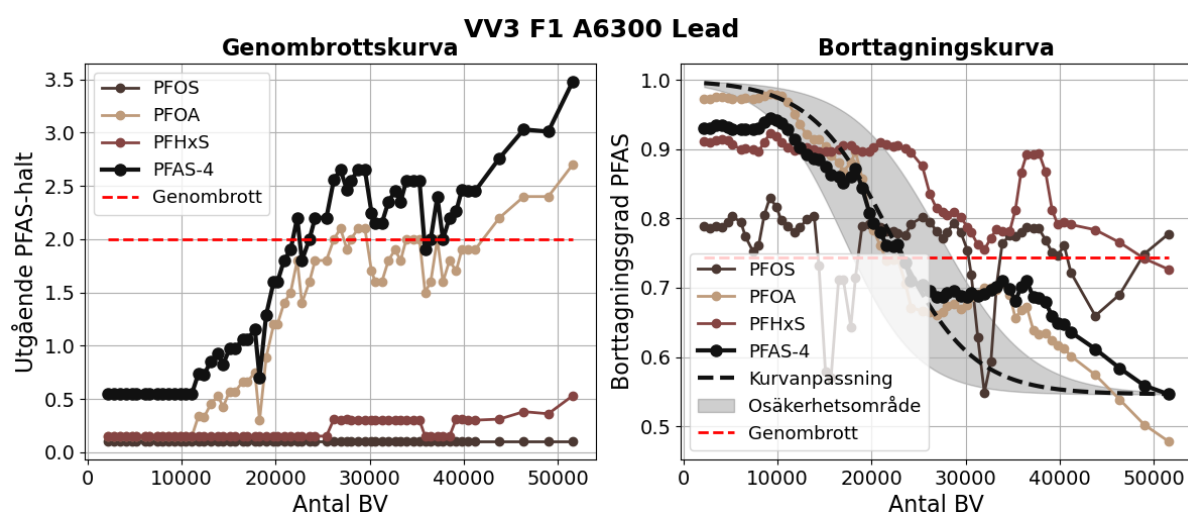
Med jonbytmassan PFA694E kom genombrottet i leadkolonnen betydligt tidigare, efter ca 90 000 BV vilket motsvarar ca 163 dagar. Kurvanpassningen stämde här visuellt väl med den faktiska borttagningskurvan. Genombrotts- och borttagningskurvor visas här i figur 38. Även i lagkolonnen, figur 39 kom genombrott under försökets tid, efter ca 105 000 BV vilket motsvarar 379 dagar. Även här stämde kurvanpassningen visuellt relativt väl med den faktiska borttagningskurvan.

Sorbix var i detta försök den jonbytmassa som presterade bäst, och genombrott i leadkolonnen, figur 40, nåddes inte under försökets driftperiod, även om det var nära vid försökets slut efter 305 000 BV som motsvarar ca 550 dagar. Därför stämde inte kurvanpassningen så väl med den faktiska kurvans utseende. Precis som i lagkolonnen med L108DW var utgående PFAS-halter i lagkolonnen med Sorbix, figur 41, konstant under detektionsgränserna, vilket resulterade i en helt platt borttagningskurva.

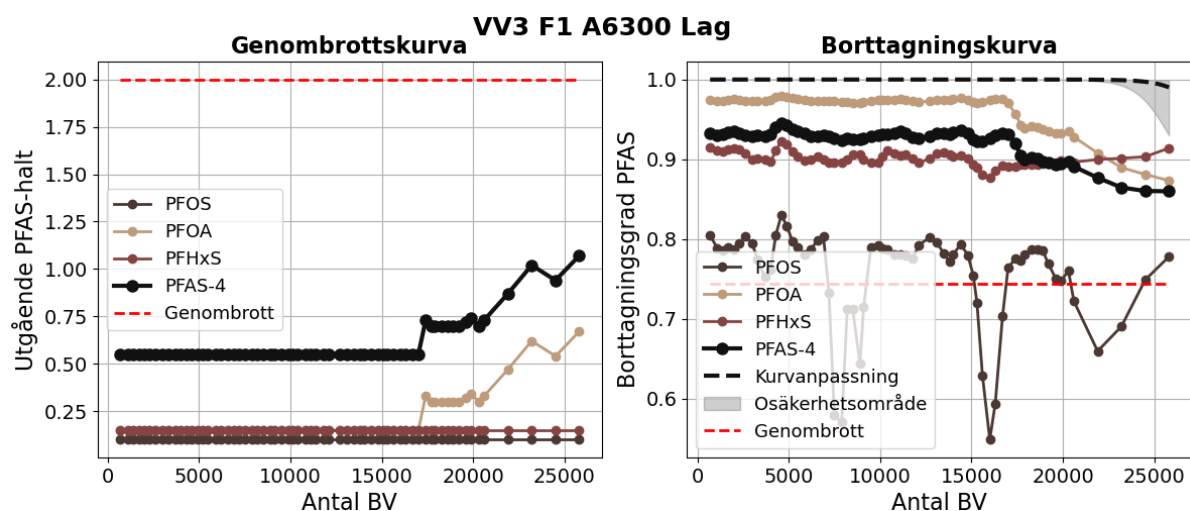
Tabell 11: Sammanfattning av resultatet från VV3 F1 där $R_{\max}$, F och L är de anpassade parametrarna enligt ekvation 22.

Kolonn	BV _{GB}	Dagar _{GB}	Kostnad [kr per m ³ vatten]	$R_{\max}$	F	L	100·MSE
A6300 Lead	23 000	240	0,5	0,45	22 200	-2,64e-5	0,51
A6300 Lag	-	-	-	0,14	28 400	-3,52e-5	0,65
F400 Lead	36 000	375	0,3	0,35	28 000	-2,90e-5	0,43
F400 Lag	-	-	-	0,10	28 400	-3,52e-5	0,52
Nrow Lead	18 000	188	0,6	0,57	17 000	-2,64e-5	0,31
Nrow Lag	26 000	542	0,3	0,27	16 100	-5,28e-5	0,55
L108DW Lead	290 000	524	0,4	0,31	246 000	-4,47e-6	0,65
L108DW Lag	≈ 0	-	-	0,08	131 000	-5,95e-6	0,47
PFA694E Lead	90 000	163	1,3	0,74	103 800	-4,47e-6	0,27
PFA694E Lag	≈ 0	379	0,7	0,50	99 700	-9,40e-6	0,26
Sorbix Lead	320 000*	578	0,4	0,24	289 000	-4,46e-6	0,76
Sorbix Lag	-	-	-	0,08	141 000	-5,95e-6	0,47

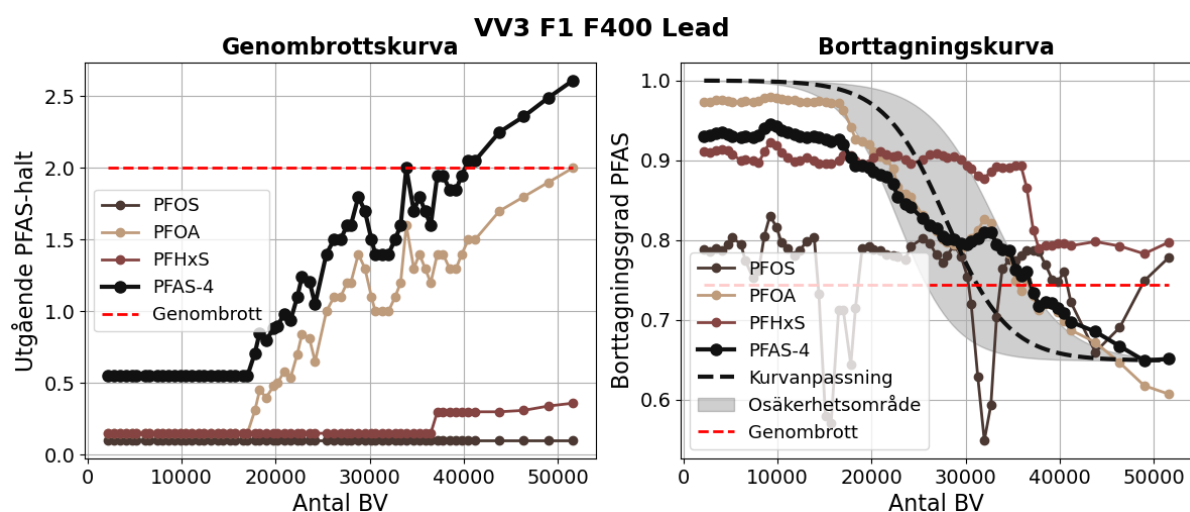
* Trots att inte genombrott nåddes i denna kolonn användes figuren för att uppskatta antalet BV innan genombrott, då detta var mycket nära att nås.



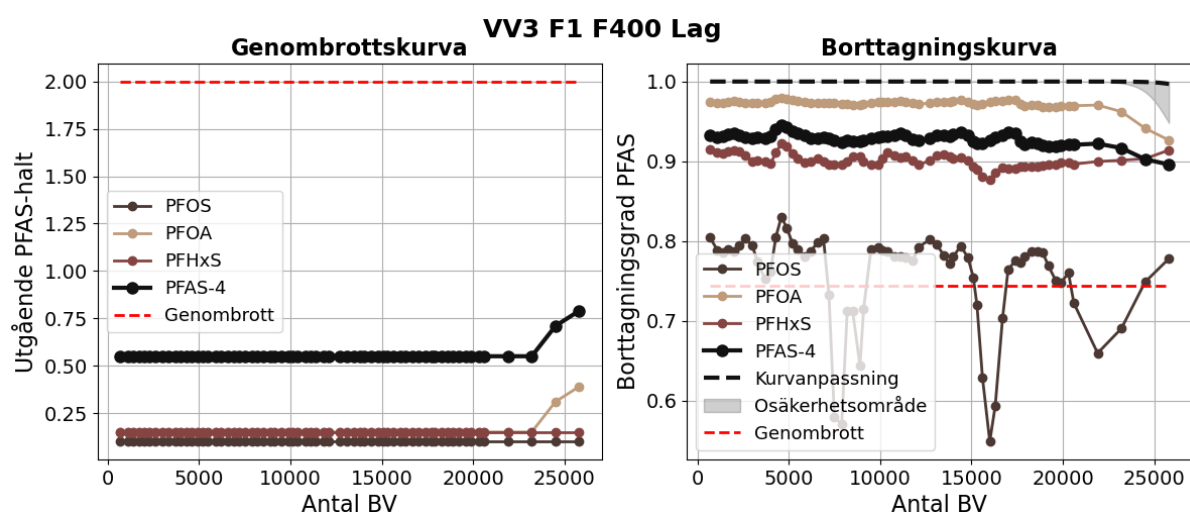
Figur 30: Genombrott- och borttagningskurvor från leadkolonnen med GAK A6300 i försök 1 på vattenverk 3.



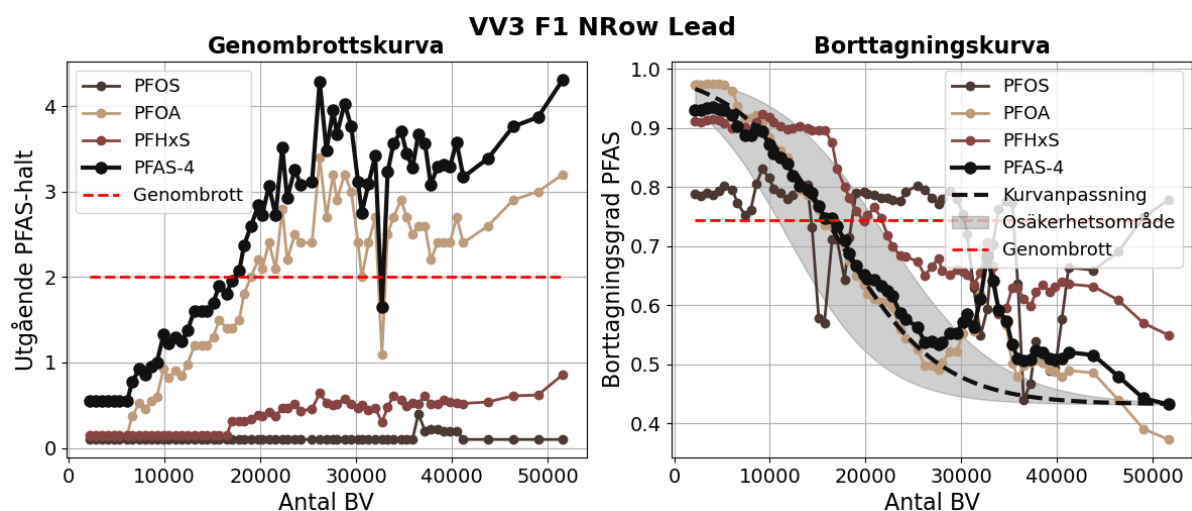
Figur 31: Genombrott- och borttagningskurvor från lagkolonnen med GAK A6300 i försök 1 på vattenverk 3.



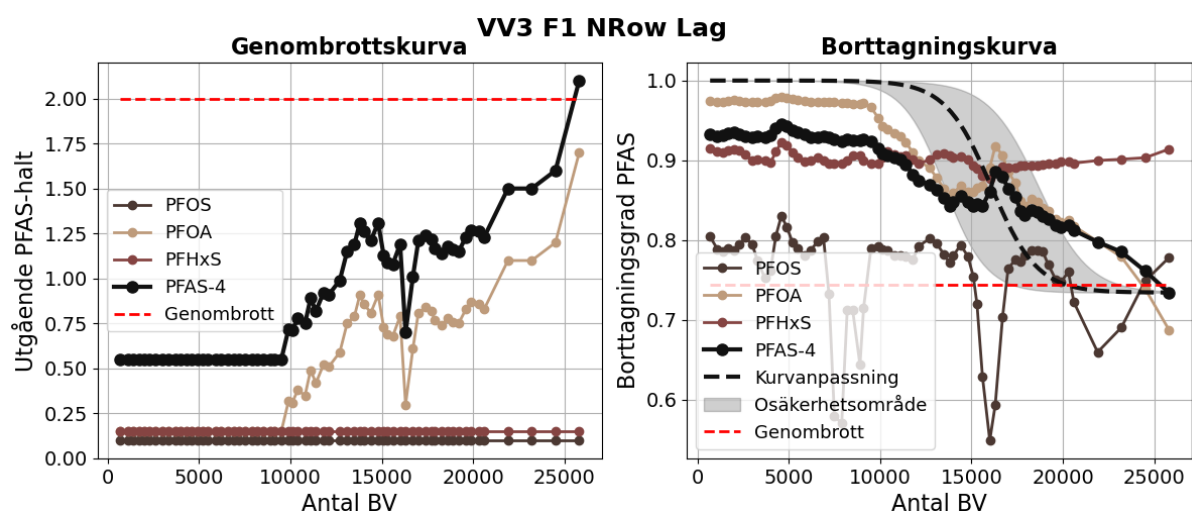
Figur 32: Genombrott- och borttagningskurvor från leadkolonnen med GAK F400 i försök 1 på vattenverk 3.



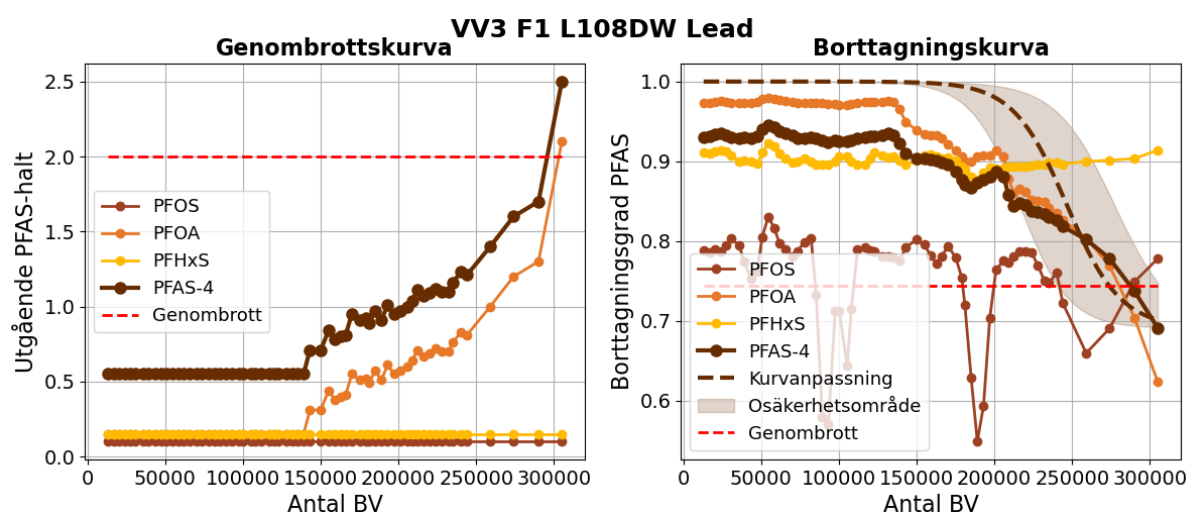
Figur 33: Genombrott- och borttagningskurvor från lagkolonnen med GAK F400 i försök 1 på vattenverk 3.



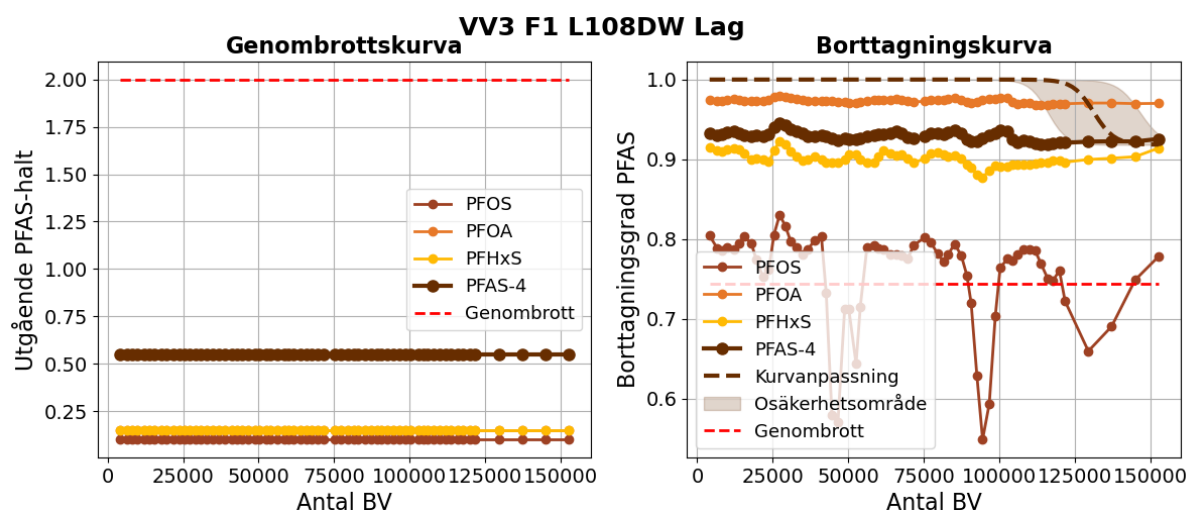
Figur 34: Genombrott- och borttagningskurvor från leadkolonnen med GAK NRow i försök 1 på vattenverk 3.



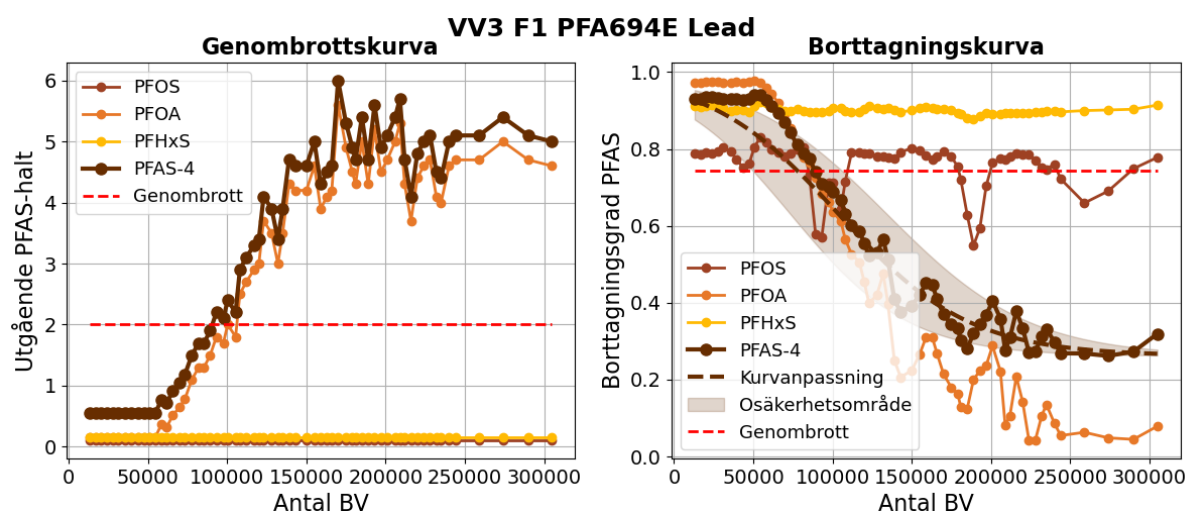
Figur 35: Genombrott- och borttagningskurvor från lagkolonnen med GAK NRow i försök 1 på vattenverk 3.



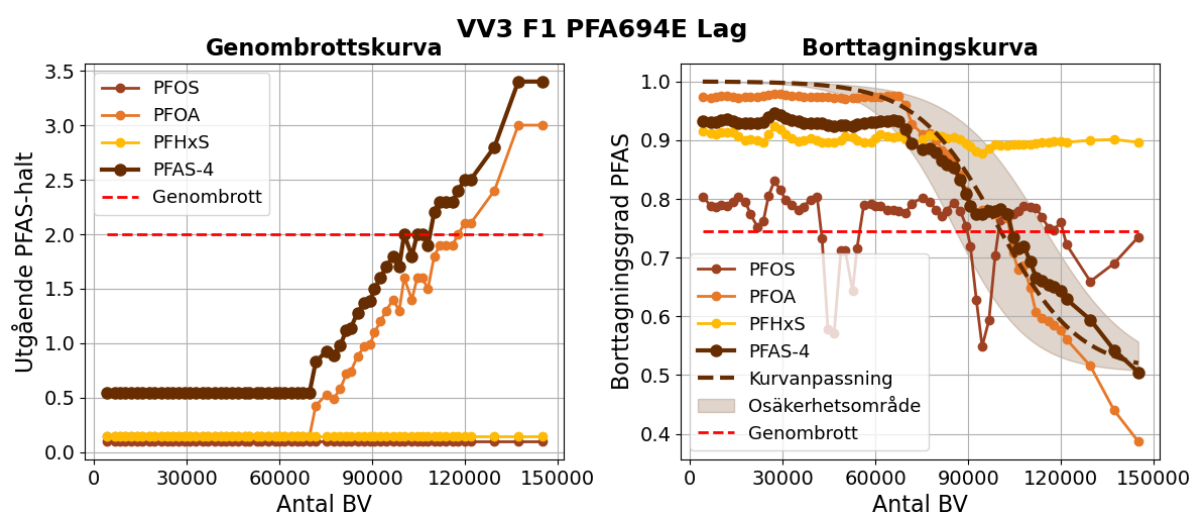
Figur 36: Genombrott- och borttagningskurvor från leadkolonnen med jonbytarmassan L108DW i försök 1 på vattenverk 3.



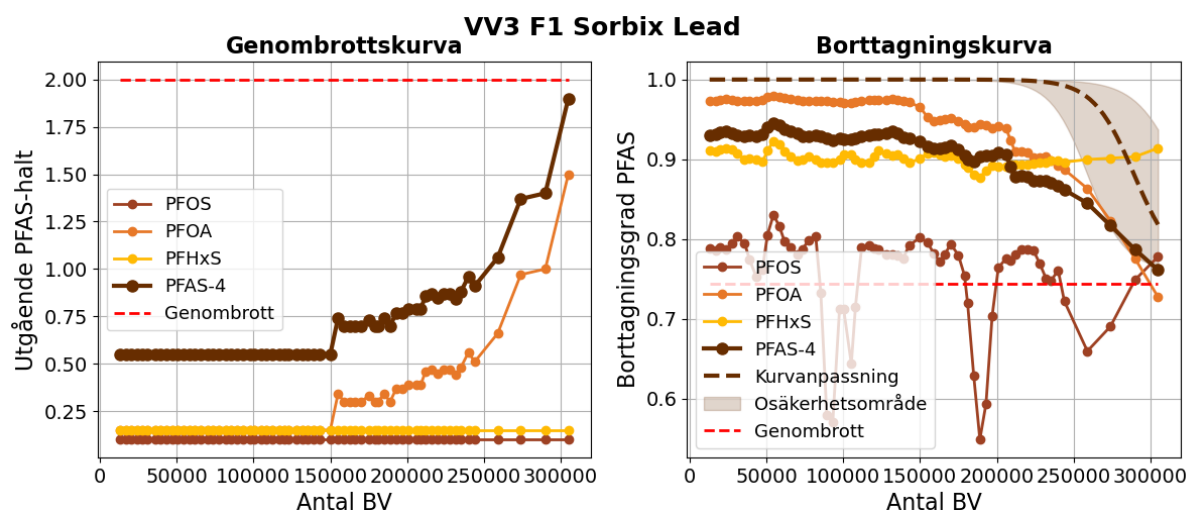
Figur 37: Genombrott- och borttagningskurvor från lagkolonnen med jonbytar massan L108DW i försök 1 på vattenverk 3.



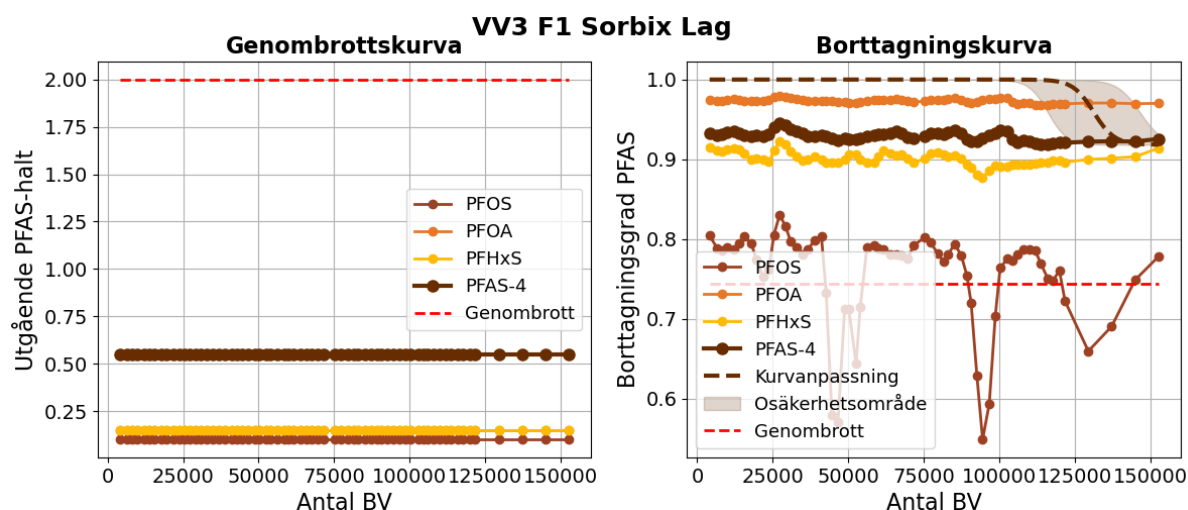
Figur 38: Genombrott- och borttagningskurvor från leadkolonnen med jonbytar massan PFA694E i försök 1 på vattenverk 3.



Figur 39: Genombrott- och borttagningskurvor från lagkolonnen med jonbytar massan PFA694E i försök 1 på vattenverk 3.



Figur 40: Genombrott- och borttagningskurvor från leadkolonnen med jonbytar massan Sorbix i försök 1 på vattenverk 3.



Figur 41: Genombrott- och borttagningskurvor från lagkolonnen med jonbytar massan Sorbix i försök 1 på vattenverk 3.

4.1.4 Vattenverk 4

I pilotförsöket på vattenverk 4 jämfördes GAK A6300 och jonbytar massan Sorbix i en lead-lag-konfiguration. Resultaten sammanfattas i tabell 12.

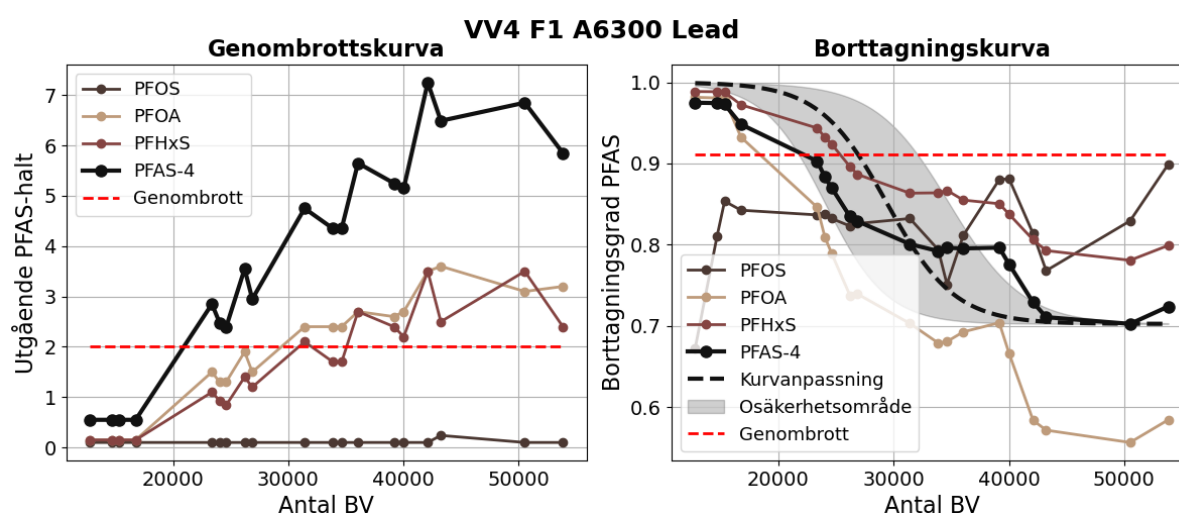
Resultatet från konfigurationen med A6300 visas i figur 42 (lead) och figur 43 (lag). Genombrottet i leadkolonnen kom efter ca 23 000 BV, vilket här också uppskattas enligt kurvanpassningen, som visuellt stämmer väl överens med den faktiska borttagningskurvan och har en relativt låg MSE. 23 000 BV motsvarar 243 dagar med EBCT = 15,2 min. I lagkolonnen var halterna konstant under detektionsgränsen förutom i sista mätpunkten där PFOA-halten nådde över detektionsgränsen. Detta resulterar i en helt platt borttagningskurva och genombrott nåddes inte under försökets genomförande.

Resultatet från konfigurationen med Sorbix visas i figur 44 (lead) och figur 45 (lag). Här var halterna i både lead- och lagkolonnen konstant under detektionsgränsen vilket resulterade i helt

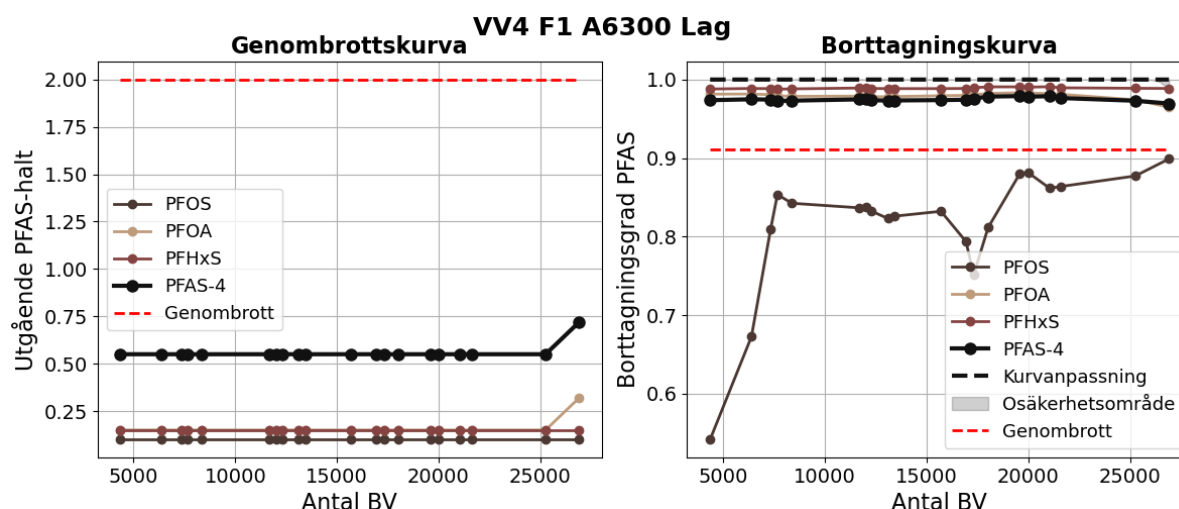
platta genombrotts- och borttagningskurvor. Precis som i övriga försök har de platta borttagningskurvorna som ligger nära 1 en väldigt låg MSE.

Tabell 12: Sammanfattning av resultatet från VV4 F1 där $R_{\max}$, F och L är de anpassade parametrarna enligt ekvation 22.

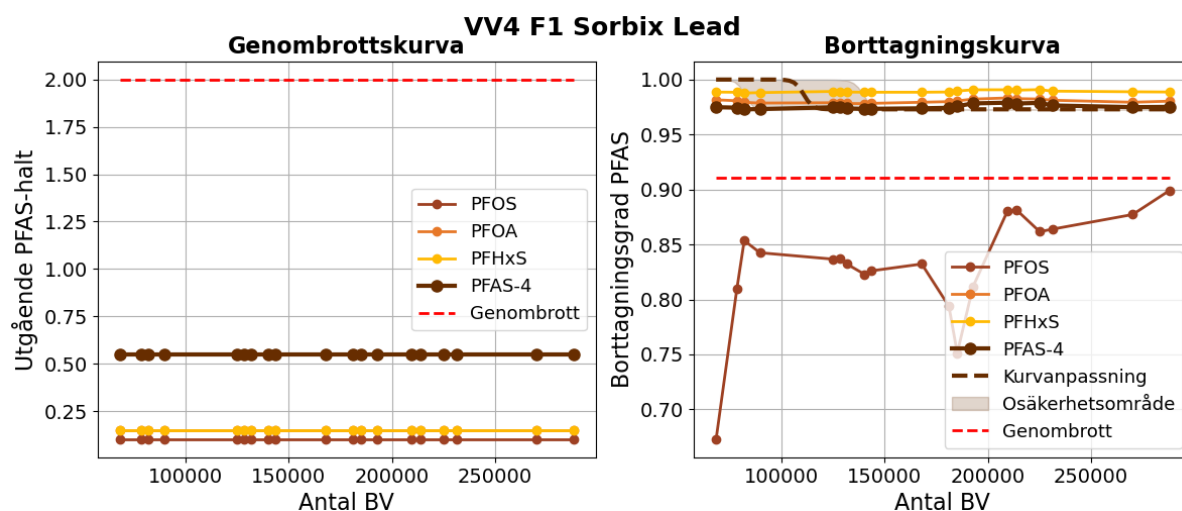
Kolonn	BV _{GB}	Dagar _{GB}	Kostnad [kr per m ³ vatten]	$R_{\max}$	F	L	100·MSE
A6300 Lead	23 000	243	0,5	0,30	29 400	-2,53e-5	0,51
A6300 Lag	-	-	-	0,031	29 600	-3,15e-5	0,64
Sorbix Lead	-	-	-	0,027	111 000	-6,32e-6	0,015
Sorbix Lag	-	-	-	0,027	55 300	-6,31e-6	0,018



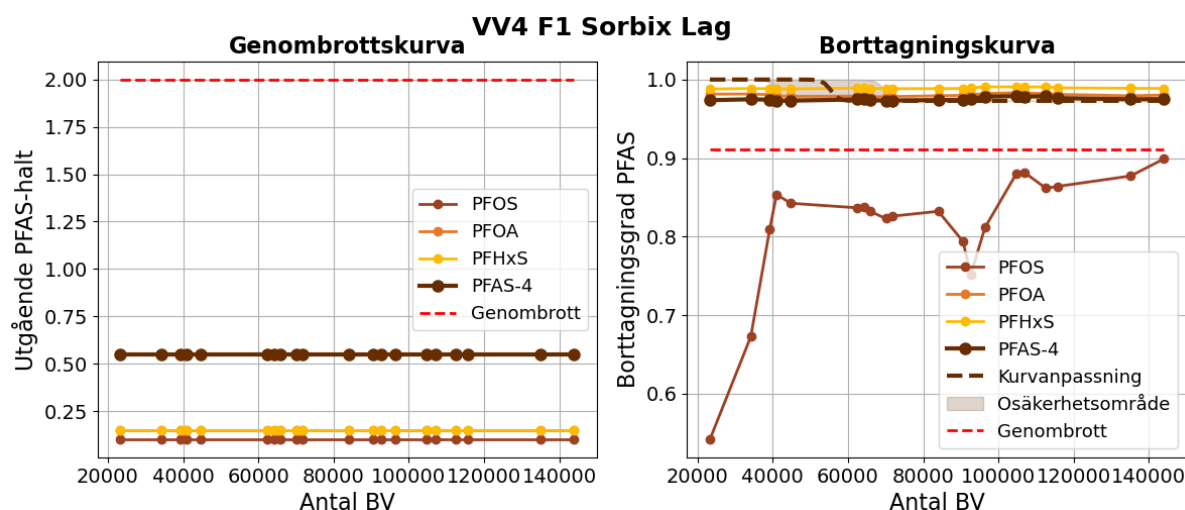
Figur 42: Genombrott- och borttagningskurvor från leadkolonnen med GAK A6300 i försök 1 på vattenverk 4.



Figur 43: Genombrott- och borttagningskurvor från lagkolonnen med GAK A6300 i försök 1 på vattenverk 4.



Figur 44: Genombrott- och borttagningskurvor från leadkolonnen med jonbyttarmassan Sorbix i försök 1 på vattenverk 4.



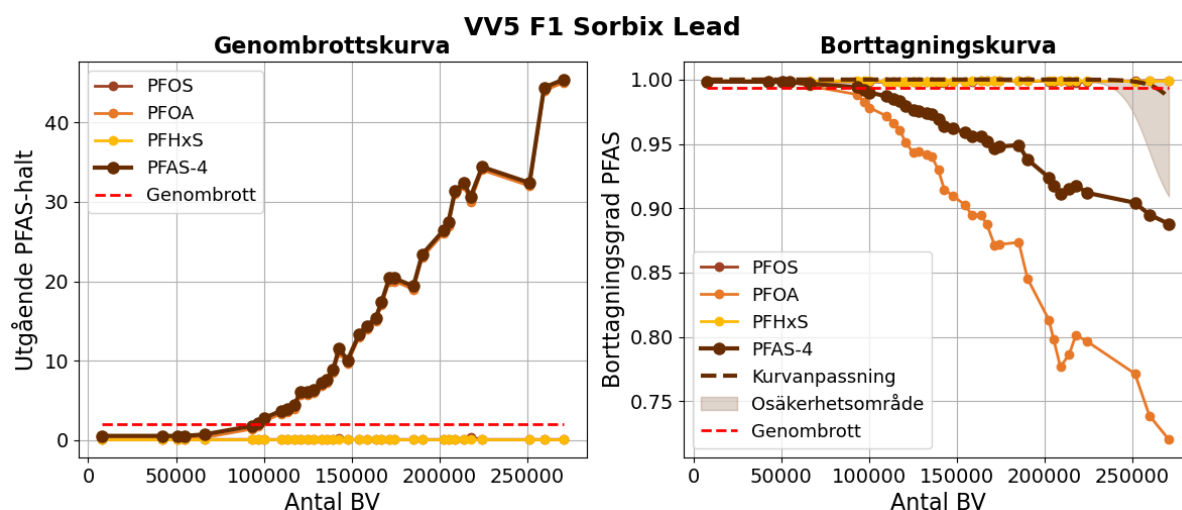
Figur 45: Genombrott- och borttagningskurvor från lagkolonnen med jonbyttarmassan Sorbix i försök 1 på vattenverk 4.

4.1.5 Vattenverk 5

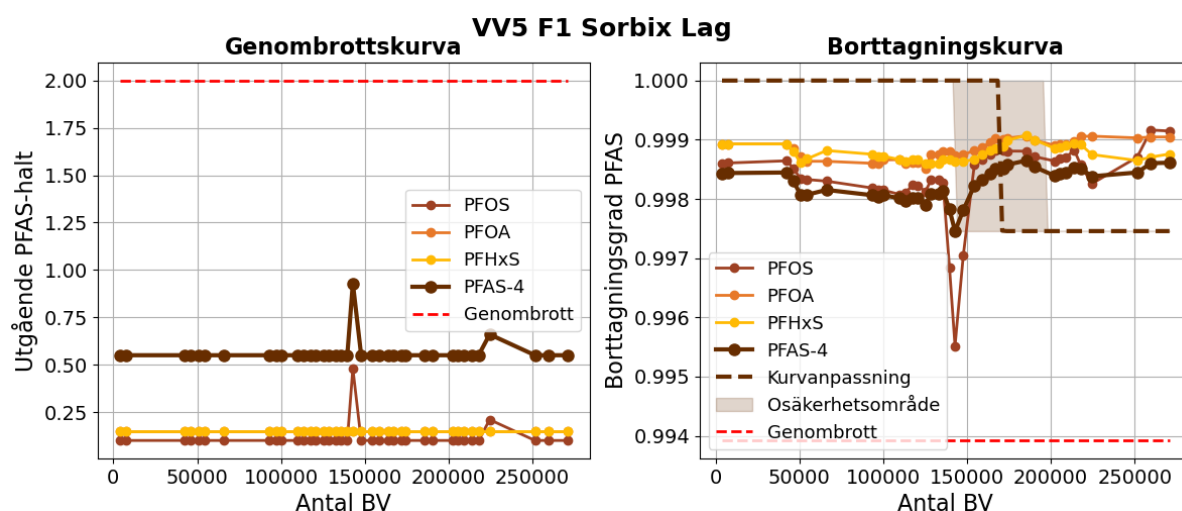
På vattenverk 5 undersöktes jonbyttarmassan Sorbix i en lead-lag-konfiguration, med resultaten från leadkolonnen presenterade i figur 46 och lagkolonnen i figur 47. Resultaten sammanfattas även i tabell 13. På grund av väldigt höga inkommande halter nåddes genombrott i leadkolonnen efter ca 95 000 BV trots att genombrotts- och borttagningskurvans utseende antyder att försöket hade behövt köras mycket längre för att ge det karakteristiska s-formade utseendet. Detta utseende gör att kurvanpassningen ej stämmer visuellt överens med den faktiska borttagningskurvan. Kurvanpassningens MSE var dock relativt låg, eftersom borttagningen ligger nära 0,9. 95 000 BV motsvarar 172 dagar. I lagkolonnen är halterna under detektionsgränsen i nästan varje punkt vilket ger platta genombrotts- och borttagningskurvor.

Tabell 13: Sammanfattning av resultatet från VV5 F1 där $R_{\max}$, F och L är de anpassade parametrarna enligt ekvation 22.

Kolonn	BV _{GB}	Dagar _{GB}	Kostnad [kr per m ³ vatten]	$R_{\max}$	F	L	100·MSE
Sorbix Lead	95 000	172	1,5	0,11	287 000	-3,36e-6	0,27
Sorbix Lag	-	-	-	0,0025	170 000	-3,36e-6	0,00028



Figur 46: Genombrott- och borttagningskurvor från leadkolonnen med jonbyttarmassan Sorbix i försök 1 på vattenverk 5.



Figur 47: Genombrott- och borttagningskurvor från lagkolonnen med jonbyttarmassan Sorbix i försök 1 på vattenverk 5.

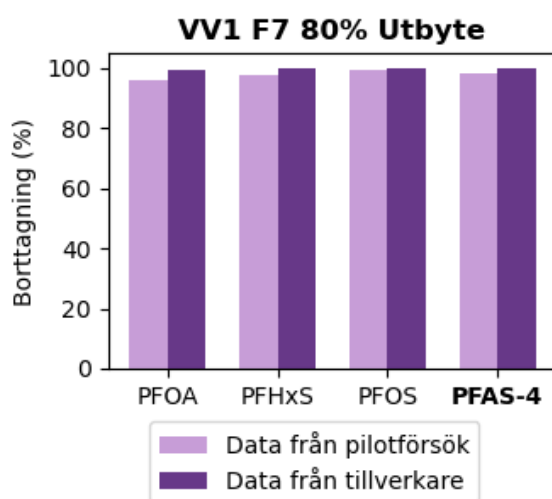
4.2 BORTTAGNING OCH KOSTNADER MED NANOFILTRERING (NF)

I detta avsnitt presenteras resultat från pilotförsök med NF på VV1, VV3 och VV6. För respektive vattenverk presenteras borttagningen från pilotförsök och borttagningen enligt data från membrantillverkarna. Även kostnaden per m³ producerat vatten utifrån hur många element som

behövs, vilket beror hur stor andel som kan ledas förbi membranen med en bypassventil, beräknades enligt ekvation 19, ekvation 20 och ekvation 21 och presenteras för respektive vattenverk nedan.

4.2.1 Vattenverk 1

Borttagningen i försök 7 på vattenverk 1 visas i figur 48 och jämförs med data från Safulko et al. (2022). Jämförelsen är inte exakt eftersom Safulko et al. (2022) använde 75% utbyte medan 80% utbyte användes i pilotförsöket på VV1. Membranen som användes var NF90. Hur stor andel av flödet som kan ledas förbi membranet q_{bypass} för att PFAS-4-halten i det utgående blandade vattnet C_{UT} ska bli 2 ng/L, beräknat med ekvation 19, och vilken kostnad detta gav enligt ekvation 20 och ekvation 21 visas i tabell 14.



Figur 48: Procentuell borttagning i VV1 F7 jämfört med datan från membrantillverkaren Dupont (Safulko et al. 2022).

Tabell 14: Analys av datan från VV1 där C_M , C_P , C_R , och C_{UT} är halten i matarvattnet, permeatvattnet, retentatvattnet respektive det utgående blandade vattnet efter bypass.

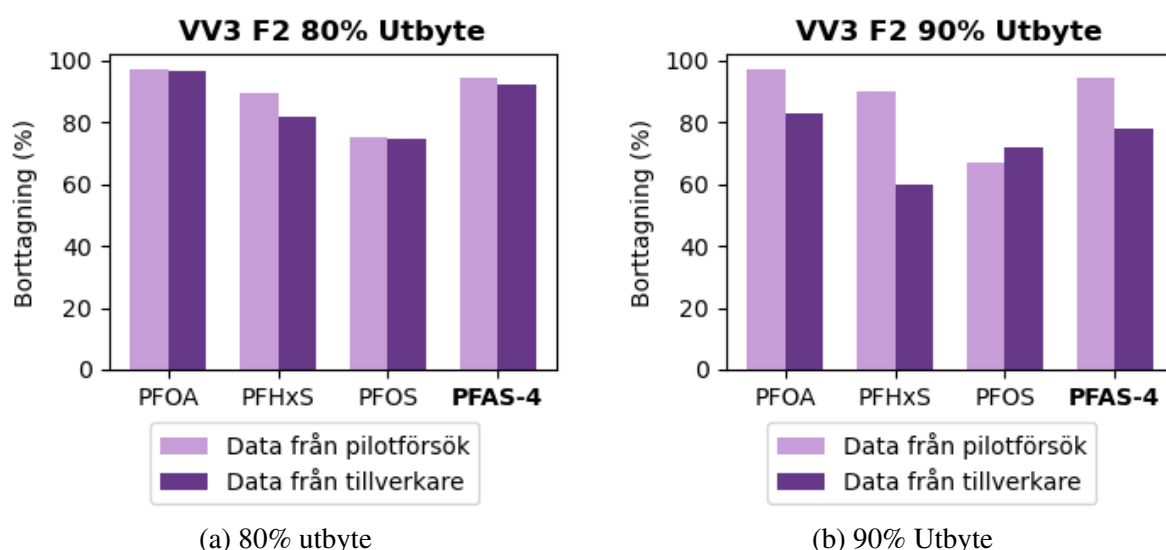
PFAS-typ	C_M [ng/L]	C_P [ng/L]	C_R [ng/L]	Borttagning [%]	q_{bypass} [%]	C_{UT} [ng/L]	Kostnad per m^3 vatten
PFOA	3,5	0,15*	18,2	95,7	-	0,20	-
PFHxS	38,2	1	201	97,4	-	1,51	-
PFOS	14,3	0,1*	71,8	99,3	-	0,29	-
PFAS-4	56	1,25	191	97,8	1,37	2	0,23 kr

* Under detektionsgränsen, hanterades som detektionsgränsen/2.

4.2.2 Vattenverk 3

Borttagningen i försök 2 på vattenverk 3 visas i figur 49. Membranen som användes var NF270. Under försökets gång användes främst 80% utbyte men under försökets sista genomförandetid prövades även 90% utbyte. I figur 49 jämförs dessa resultat med varandra. Resultaten från pilotförsöket jämfördes även med resultat från Safulko et al. (2022) som dock baseras på 75% respektive 97% utbyte. Hur stor andel av flödet som kan ledas förbi membranet q_{bypass} för att

PFAS-4-halten i det utgående blandade vattnet C_{UT} ska bli 2 ng/L, beräknat med ekvation 19, och vilken kostnad detta gav enligt ekvation 20 och ekvation 21 visas i tabell 15 och tabell 16, med 80% respektive 90% utbyte.



(a) 80% utbyte

(b) 90% Utbyte

Figur 49: Resultat med 80% och 90% utbyte jämfört med data från tillverkaren Dupont baserat på 75% respektive 97% utbyte (Safulko et al. 2022).

Tabell 15: Analys av datan från VV3 med 80% utbyte där C_M , C_P , C_R , och C_{UT} är halten i matarvattnet, permeatvattnet, retentatvattnet respektive det utgående blandade vattnet efter bypass.

PFAS-typ	C_M [ng/L]	C_P [ng/L]	C_R [ng/L]	Borttagning [%]	q_{bypass} [%]	C_{UT} [ng/L]	Kostnad per m ³ vatten
PFOA	5,4	0,15*	21,9	97,2	-	1,39	-
PFHxS	1,4	0,15*	5,8	89,3	-	0,44	-
PFOS	0,4	0,1*	1,7	75,0	-	0,17	-
PFAS-4	7,2	1,25	29,4	94,4	23,5	2	0,18 kr

* Under detektionsgränsen, hanterades som detektionsgränsen/2.

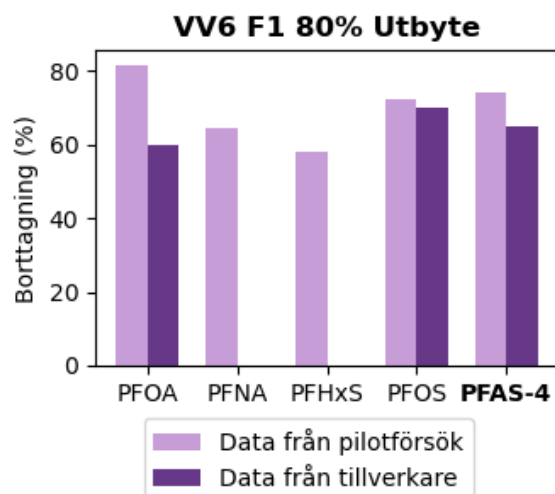
Tabell 16: Analys av datan från VV3 med 90% utbyte där C_M , C_P , C_R , och C_{UT} är halten i matarvattnet, permeatvattnet, retentatvattnet respektive det utgående blandade vattnet efter bypass.

PFAS-typ	C_M [ng/L]	C_P [ng/L]	C_R [ng/L]	Borttagning [%]	q_{bypass} [%]	C_{UT} [ng/L]	Kostnad per m ³ vatten
PFOA	5,2	0,15*	53,5	97,1	24,2	1,37	-
PFHxS	1,5	0,15*	15,5	90,0	24,2	0,48	-
PFOS	0,3	0,1*	4,3	66,7	24,2	0,15	-
PFAS-4	7,0	0,4	73,3	94,3	24,2	2	0,15 kr

* Under detektionsgränsen, hanterades som detektionsgränsen/2.

4.2.3 Vattenverk 6

Borttagningen i försök 1 på vattenverk 6 visas i figur 50 och jämförs med beräkningar gjorda i det privata verktyget NX Filtration toolshed. Detta verktyg gav enbart resultat för PFOS och PFOA. Information om vilket utbyte som användes i pilotstudien saknas, men 80% utbyte antogs för pilotförsöket och i de gjorda beräkningarna. Membranen som användes var NX80. Hur stor andel av flödet som kan ledas förbi membranet q_{bypass} för att PFAS-4-halten i det utgående blandade vattnet C_{UT} ska bli 2 ng/L, beräknat med ekvation 19, och vilken kostnad detta gav enligt ekvation 20 och ekvation 21 visas i tabell 17.



Figur 50: Procentuell borttagning i VV1 F7 jämfört med resultat från tillverkarnas verktyg NX Filtration toolshed.

Tabell 17: Analys av datan från VV6 där C_M , C_P , C_R , och C_{UT} är halten i matarvattnet, permeatvattnet, retentatvattnet respektive det utgående blandade vattnet efter bypass.

PFAS-typ	C_M [ng/L]	C_P [ng/L]	C_R [ng/L]	Borttagning [%]	q_{bypass} [%]	C_{UT} [ng/L]	Kostnad per m ³ vatten
PFOA	2,55	0,47	10,9	81,6	-	0,69	-
PFNA	0,422	0,15*	1,74	64,5	-	0,18	-
PFHxS	0,62	0,26	1,70	58,1	-	0,30	-
PFOS	2,38	0,66	7,90	72,3	-	0,84	-
PFAS-4	6	1,54	191	97,8	10,4	2	0,24 kr

* Under detektionsgränsen, hanterades som detektionsgränsen/2.

4.3 ALLMÄNNA OBSERVATIONER VID KURVANPASSNING

I metoden, i avsnitt 3.4.1, nämns hur antalet BV, alltså x-värdena i anpassningen, försköts med 10 % av försökets genomförandelängd. Vidare beskrivs hur osäkerhetsområdet bildades genom att skugga området mellan kurvan anpassad utifrån de ursprungliga x-värdena samt kurvan anpassad utifrån en 20 % förskjutning istället för 10 %. Anledningen till att detta gjordes var för att kurvanpassningen i de flesta fall presterade bättre med 10 % förskjutning än utan förskjutning alls samt med 20 % förskjutning. Detta gäller både visuellt, men blir också tydligt när medianen och medelvärdet av MSE:n över alla försök studeras, se tabell 18.

Tabell 18: Visar 100·MSE för anpassningarna utan förskjutning samt med förskjutning med 10 % respektive 20 % av genomförandetiden i BV.

Anpassning	Median av 100·MSE	Medelvärde av 100·MSE
Utan förskjutning	0,61	0,92
10 % förskjutning	0,52	0,80
20 % förskjutning	0,65	1,38

Från figurerna i avsnitt 4.1 framgår det att vissa kurvanpassningar visuellt liknar de faktiska borttagningskurvorna där borttagningskurvorna ligger inom osäkerhetsområdet, samtidigt som andra kurvanpassningar inte fungerat alls för att beskriva borttagningskurvorna. Generellt verkar det som att i de fall där de riktiga borttagningskurvorna ej planat ut likt den förväntade s-formen, kanske på grund av att försöket inte genomförts tillräckligt länge, stämmer inte kurvanpassningen visuellt överens med kurvan. Några exempel är VV1 F6 F400, figur 21, eller VV3 F1 Sorbix Lead, figur 40. Det som är intressant att notera är att anpassningens visuella prestation inte alltid går att relatera till dess MSE-värde. Exempelvis har majoriteten av figurerna från VV2 F1 fångat kurvornas generella utseende, men på grund av variationer i halterna blir MSE-värdet högt. På samma sätt kan MSE-värdena vara mycket låga i de fall med ett lågt $R_{\max}$ eftersom skillnaden mellan kurvanpassningen och borttagningskurvan blir låg så länge anpassningen ligger nära 1.

4.4 RELATIONER MELLAN VATTENKVALITET OCH PFAS-BORTTAGNING

4.4.1 Hur vattenkvaliteten påverkar borttagningskurvor

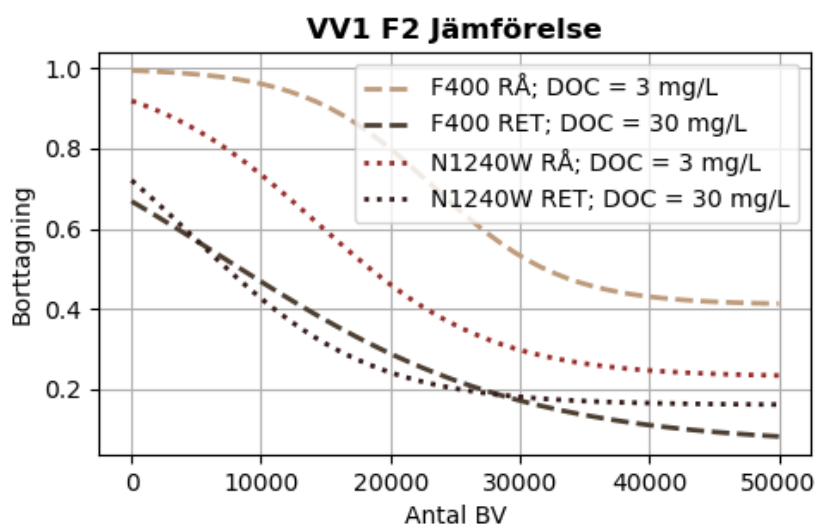
För att avgöra vattenkvalitetens påverkan på borttagningskurvor användes värdena från kurvanpassningen som beskrivs i avsnitt 3.4.1, i de fall anpassningen stämmer väl överens med den faktiska borttagningskurvan. De fall där kurvanpassningen och borttagningskurvan stämde visuellt överens sammanställs i tabell 19.

I VV1 F2 där både råvatten och NF-retentatvatten studerades för GAK N1240 och GAK F400, kan effekten av de förhöjda halterna PFAS-4 samt DOC i retentatvattnet studeras. Från tabell 19 där parametrarna från ekvation 22, $R_{\max}$, F och L presenteras, framgår det att i retentatvattnet, som har betydligt högre halter PFAS-4 och DOC (se tabell 2) är $R_{\max}$ högre och F betydligt mindre. Detta innebär att i råvattnet så börjar PFAS-borttagningen avta efter längre tid, och den avtar inte lika mycket som i retentatvattnet. Detta framgår även av figur 51. Någon relation mellan dessa vattenkvalitetsparametrar och lutningen L hittades inte.

Från tabell 2, där försöken presenteras, framgår det att EBCT:n i GAK-kolonnerna i F1 och F2 på VV1 är betydligt kortare än i övriga försök med GAK. På samma vattenverk i F4 och F5 har dock längre uppehållstider, 22 respektive 15 minuter, använts. Resultaten från dessa försök med F400 kan jämföras med resultaten från kolonnerna med F400 från VV2 F1 samt VV3 F1. VV2 är till skillnad från VV1 och VV3 ett ytvattenverk, och har därför högre halt DOC (4,5 mg/L gentemot 3 respektive 2,1 mg/L). Precis som i jämförelsen mellan retentatvatten och ytvatten, framgår här att vattnet med högre DOC (ytvattnet) har större $R_{\max}$ och lägre F . En jämförelse mellan dessa kurvor presenteras i figur 52. Det är intressant att notera hur lika kurvorna för VV1 F5 och VV3 F1 Lead är trots att PFAS-halten skiljde sig, med 85 ng/L respektive 7,8 ng/L inkommande PFAS-4, samt att VV1 F5 är ett fullskaleförsök medan VV3 F1 är ett pilotförsök. I båda fall användes däremot GAK F400 med 15 min EBCT.

Tabell 19: Sammanställning av de försök och kolonner där kurvanpassningen och borttagningskurvan bedömdes stämma överens rent visuellt, med anpassade parametrar enligt ekvation 22.

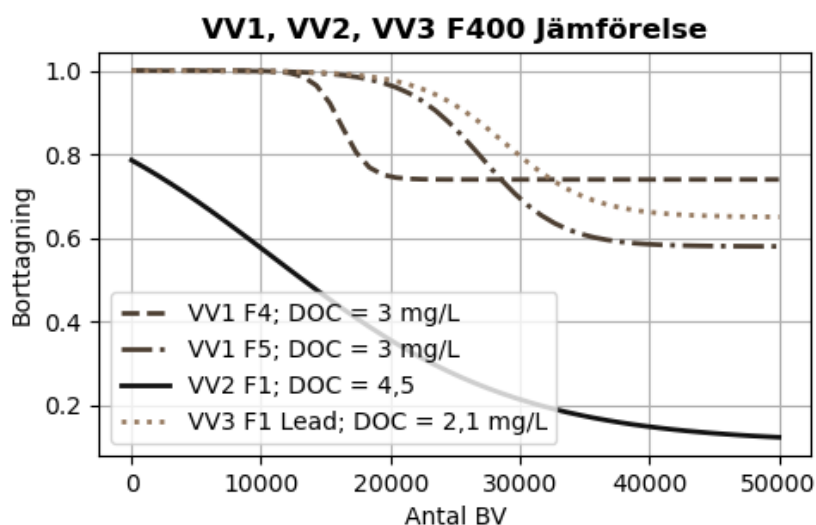
Försök	Kolonn	$R_{\max}$	F	L
VV1 F1	F400	0,50	13 200	-2,94e-5
	PA600	0,47	19 100	-2,17e-5
VV1 F2	F400 RÅ	0,59	23 300	-2,95e-5
	F400 RET	0,94	6950	-2,05e-5
	N1240W RÅ	0,77	14 300	-2,88e-5
	N1240W RET	0,84	4750	-3,08e-5
	PA600 RET	0,72	23 400	-2,97e-5
VV1 F4	F400	0,26	16 200	-6,25e-5
VV1 F5	F400	0,42	27 100	-3,55e-5
VV2 F1	F300	0,86	10 900	-2,35e-5
	F300HA	0,88	13 300	-2,47e-5
	F400	0,89	10 900	-2,35e-5
	FTL830 2	0,69	5250	-2,65e-5
	N1240W 1	0,87	21 700	-1,52e-5
	N1240W 2	0,57	14 900	-3,57e-5
VV3 F1	A6300 Lead	0,45	22 200	-2,64e-5
	F400 Lead	0,35	28 000	-2,64e-5
	NRow Lead	0,57	17 000	-2,64e-5
	PFA694E Lead	0,74	103 800	-4,47e-6
	PFA694E Lag	0,50	99 700	-9,40e-6
VV4 F1	A6300 Lead	0,30	29 400	-2,53e-5



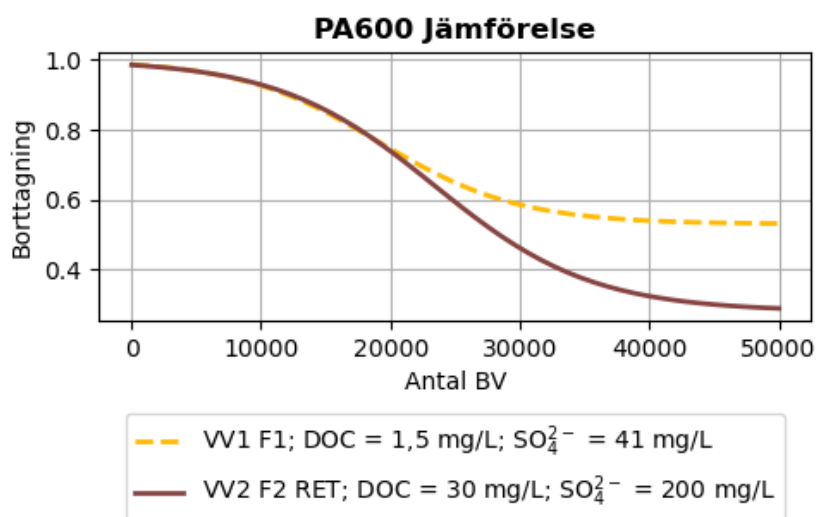
Figur 51: Jämförelse mellan råvatten och retentatvatten för F400 och N1240 från VV1 F2.

Vid undersökning av vattenkemins påverkan på borttagning med jonbytarmassa finns det färre jämförbara försök. Jämförelsen som gjordes mellan råvatten och retentatvatten i VV1 F2 går tyvärr ej att genomföra här eftersom jonbytarmassa, till skillnad från GAK, enbart undersöktes med retentatvatten. Däremot kan retentatvattenkolonnen i VV1 F2 jämföras med VV1 F1 eftersom samma EBCT användes. Här kan TOC samt sulfat, SO_4^{2-} , påverka. SO_4^{2-} -halten i F1 fanns inte tillgänglig men den antogs vara samma som i råvattnet i F2. Med jonbytarmassa går

det inte att se någon tydlig relation mellan vattenkemin och förskjutningen F , däremot är det precis som med GAK så att $R_{\max}$ är större i retentatvattnet med högre TOC- och SO_4^{2-} -halt. Denna jämförelse visas i figur 53.



Figur 52: Jämförelse mellan anpassade kurvor från F400 på VV1, VV2 och VV3.



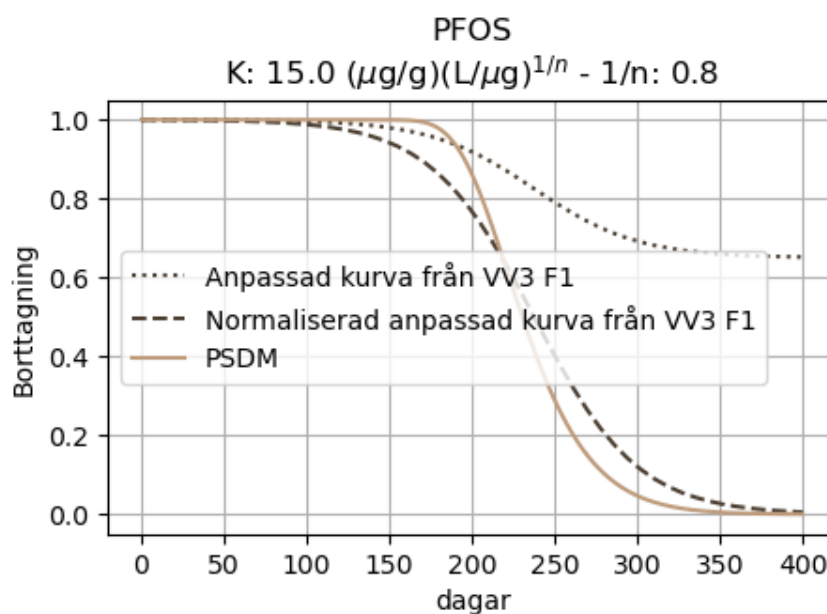
Figur 53: Jämförelse mellan råvatten och retentatvatten för PA600 från VV1 F1 respektive F2.

4.4.2 Vattenkvalitetens och EBCT:s påverkan enligt en fysikalisk modell

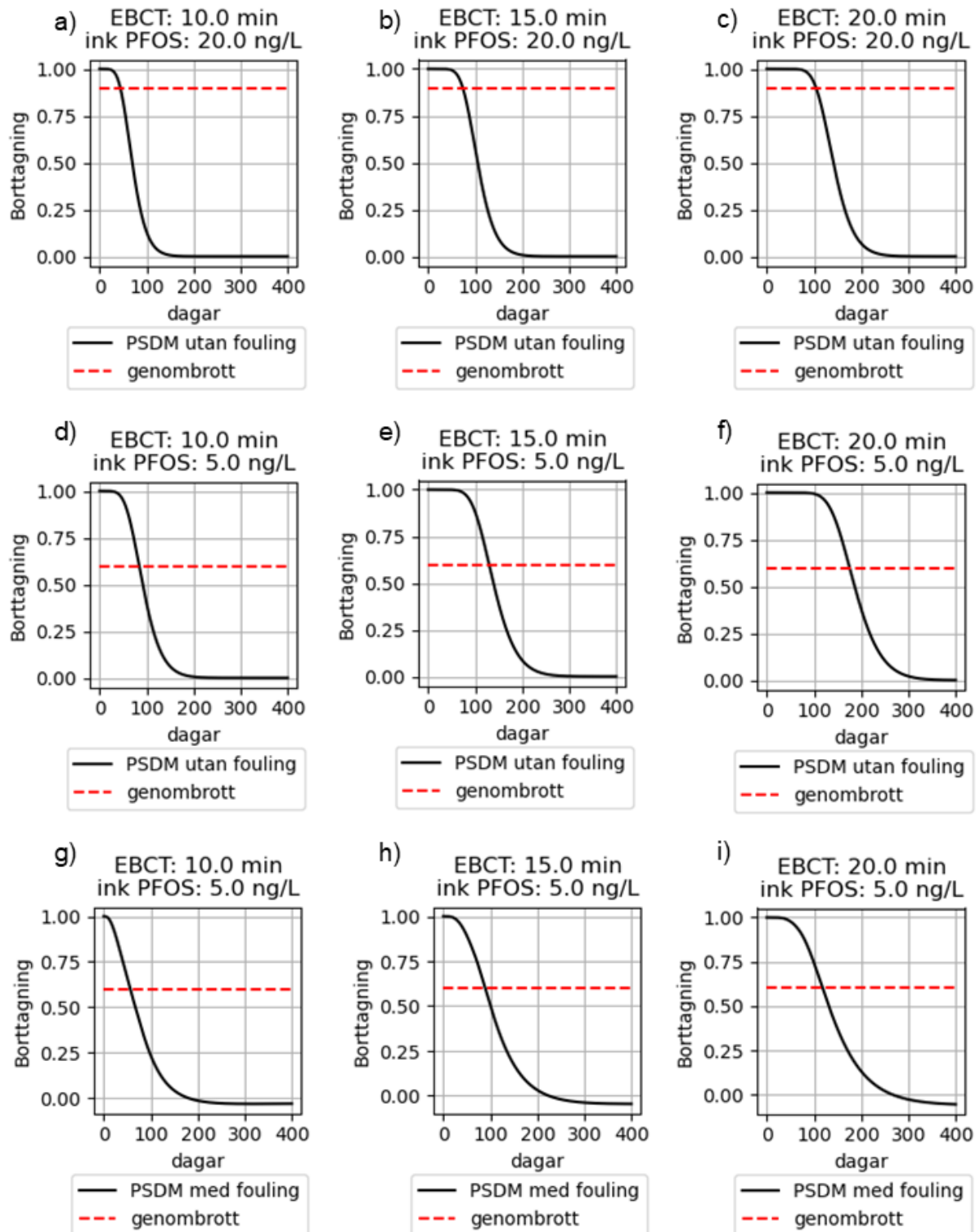
Vid den fysikaliska modellen användes först den anpassade kurvan från VV3 F1 F400 för att uppskatta Freundlichparametrarna K och $1/n$ från ekvation 4 med F400. Kurvan normaliserades så att den gick ner till 0 ($R_{\max} = 1$) då kurvorna enligt PSDM-modellen alltid gör det. Bedömningen som gjordes var rent utseendebaserad, och med $K = 15$ och $1/n = 0,8$ bedömdes kurvorna vara tillräckligt lika varandra. Resultatet från kalibreringen presenteras i figur 54.

Resultaten från den faktiska modelleringen där EBCT och PFOS-halt varierades och modellen kördes både med och utan foulingkoefficient, visas i figur 55. Från figuren framgår att EBCT spelar en stor roll där kurvan förskjuts åt höger med längre EBCT. Även inkommande PFOS-halten spelar en viss roll där kurvan är förskjuten åt vänster (mindre F) i kurvorna där halten är

20 ng/L i jämförelse med kurvorna med 5 ng/L. Även fouling har en tydlig effekt där kurvorna både förskjuts åt vänster men även har en mindre lutning L då foulingkoefficienten användes i modellen.



Figur 54: Kurva som användes för att få kalibrera PSDM-modellen och få fram Freundlichparametrarna K och $1/n$



Figur 55: Resultat från PSDM-modellering med PFOS och GAK F400. EBCT och inkommande PFOS-halt varierades och modellen testades med och utan foulingkoefficienter inlagda.

5 DISKUSSION

I detta kapitel behandlas vilken som är den mest fördelaktiga metoden för respektive vattenverk utifrån beräknade kostnader och andra faktorer som i tidigare forskning visat sig vara viktiga. Sedan diskuteras kurvanpassningarna och huruvida dessa kan ersätta delar av pilotförsök. Dessutom diskuteras de relationer mellan vattenkvalitet och PFAS-borttagning som hittats. Slutligen behandlas den fysikaliska modelleringen.

5.1 KOSTNADSJÄMFÖRELSE MELLAN GAK, JONBYTARMASSA OCH NF

De kostnadsberäkningar som gjorts i detta arbete innehåller många grova antaganden och utelämnar flera faktorer. Syftet var att med enkla beräkningar kunna göra en initial bedömning kring vilken metod som verkar fungera bäst för ett givet vattenverk, samt hitta trender och mönster. För en fullständig kostnadsbild behöver livscykelkostnadsanalys göras, vilket görs i ett parallellt examensarbete på Norconsult av Emilia Wall och Theodor Halldin från KTH. I skrivande stund är deras arbete inte publicerat, men intresserade läsare uppmanas att leta upp det arbetet, som mycket väl kan vara publicerat när detta läses.

5.1.1 Kostnadsjämförelse mellan vattenverk med GAK

Den beräknade materialkostnaden per m³ vatten för GAK i de fall där genombrott inte kom omedelbart varierade mellan 0,3 och 2,3 kr beroende på förutsättningar såsom EBCT, typ av GAK, inkommande PFAS-halt och vattenkemi. Dessa kostnader är ju dock enbart för köp av regenererat (varav 10 % nytt) kol vid genombrott, och hänsyn tas här inte till investeringskostnader såsom initialt köp av ny GAK, energikostnader, kostnader för driftpersonal och annat som givetvis påverkar. Personalkostnader borde dock vara proportionella mot materialkostnaden eftersom frekvensen av GAK-bytet påverkar behovet av personalens inblandning. Övriga kostnader som investeringskostnader borde vara relativt lika per mängd producerat vatten för olika vattenverk, förutsatt att filtren körs med samma EBCT och byggs på samma sätt.

Vattenkemins påverkan diskuteras mer i avsnitt 5.4, men det framgår redan vid kostnadsanalys av hur mycket GAK som behöver köpas in, att materialkostnaderna är högre för de vattenverk med höga inkommande PFAS-halter – som VV1, och ytvattenverk med mer DOC i vattnet – som VV2, än grundvattenverk med lägre inkommande PFAS-halter – som VV3 och VV4. Att en högre PFAS-halt leder till att GAK behöver bytas oftare på grund av en snabbare mättnad i kolet, följer av att kolets bindningsplatser är begränsade. Rent matematiskt leder en högre inkommande PFAS-halt till att en given relativ borttagning ger högre PFAS-halt i det utgående vattnet. Detta framgår från borttagningskurvorna, där den streckade linjen för genombrottet ligger närmare 1, alltså maximal borttagning, ju högre den inkommande PFAS-4-halten är. På senare år har studier visat att vissa PFAS-ämnena kan hämma bindningen av andra PFAS-ämnena till GAK (Appleman et al. 2014; McCleaf et al. 2017; Zhang et al. 2023). Att DOC försämrar borttagningen av PFAS med GAK går i linje med mycket av forskningen och kan anses vara väntat (Matsui et al. 2003; Yu et al. 2012; Du et al. 2014), men i vissa fall har det motsatta visats (Kothawala et al. 2017).

5.1.2 Kostnadsjämförelse mellan vattenverk med jonbytarmassa

För jonbytarmassa varierar de beräknade materialkostnaderna mellan 0,4 och 1,5 kr per m³ vatten. Även här tas hänsyn enbart till köp av jonbytarmassa när denna ska bytas och ej till investeringskostnader såsom initialt köp av ny filtermedia, energikostnader, kostnader för driftpersonal

och annat. Precis som med GAK väntas dock dessa kostnader antingen vara proportionella mot materialkostnaden eller inte variera så mycket mellan olika vattenverk. De vattenverk där jonbytarmassa undersökts utan att genombrott kom omedelbart, är VV3 och VV5, vilka båda är grundvattenverk. Värt att notera är att den högsta kostnaden, 1,5 kr per m³ vatten, är kostnaden om enbart leadfiltret hade använts i VV5. Med den lead-lag-konfiguration som faktiskt testades i VV5 F1 låg de utgående PFAS-4-halterna konstant under detektionsgränsen. För att jämförelsen ska vara relevant, jämförs därför resultaten från VV5 F1 enbart mot leadkolonnerna i VV3 F1, där kostnaderna varierade mellan 0,4 och 1,3 kr per m³. Sorbix var den jonbytarmassa som användes i VV5 och den gav, tillsammans med L108DW, lägst kostnad på VV3: 0,4 kr per m³ vatten. Skillnaden mellan de två vattenverken beror precis som med GAK, på den högre inkommande PFAS-halten på VV5. Detta leder rent matematiskt till att genombrott kommer vid en högre relativ borttagning.

5.1.3 Jämförelse mellan enstegs- och lead-lag-konfigurationer

I vissa av pilotförsöken med GAK och jonbytarmassa användes lead-lag-konfigurationer. Ekessiö (2023) kom med modellering fram till att PFAS-4-borttagningen per massa GAK är mindre i en lead-lag-konfiguration än i en vanlig enstegskonfiguration. I detta arbete har sådan jämförande analys inte gjorts. Kostnaden per m³ vatten har jämförts mellan att studera utgående vatten från leadkolonnen jämfört med utgående från hela konfigurationen, men eftersom EBCT:n för hela konfigurationen är dubbelt så lång som EBCT:n för leadfiltret, är inte jämförelsen rättvis för att dra allmänna slutsatser kring lead-lag- kontra enstegskonfigurationers effektivitet. Utifrån resultaten i denna studien kan dock lead-lag-konfigurationers lämplighet diskuteras i de specifika fall där konfigurationerna har använts. På VV3 och VV4, där lead-lag-konfigurationer undersöktes med både GAK och jonbytarmassa, nåddes inte genombrott under genomförandetiden trots att försöken pågick i över 500 dagar i båda fallen, och därför kan en lead-lag-konfiguration anses vara överflödigt i de fallen. På VV1 däremot, speciellt i F2 där halterna var högre än i de försök som gjordes senare, hade antingen längre EBCT eller en lead-lag-konfiguration behövts eftersom genombrott nåddes i princip omedelbart.

5.1.4 Kostnadsjämförelse mellan vattenverk med NF

För NF var materialkostnaderna betydligt lägre än för övriga metoder, och varierade mellan 0,15 och 0,24 kr per m³ beroende på vattenverket. Utöver kostnaden för antalet membran som behöver köpas in vid livslängdens slut, baserad på hur mycket som kan ledas förbi konfigurationen med en bypassventil, togs även hänsyn till energikostnad eftersom NF är en mer energiintensiv metod än GAK och jonbytarmassa. För NF inkluderas alltså detta i begreppet materialkostnad enligt ekvation 21. På samma sätt som med GAK och jonbytarmassa togs dock inte hänsyn till investeringskostnader, kemikaliekostnader, personalkostnader med mera. Skillnaden mellan materialkostnaden per m³ vatten för de olika vattenverken beror här inte enbart på inkommande PFAS-halt utan även på membranens PFAS-avskiljning. De tre vattenverk där membranförsök gjordes använde sig av olika membran, varpå det är svårt att jämföra vattenverken med varandra. I detta arbete antogs att alla membranelement kostade lika mycket, men kostnader kan såklart skilja mellan olika typer av membran. Borttagningen beror på membranens porstorlek (Ødegaard et al. 2015; Hendricks 2016).

5.1.5 Allmän jämförelse mellan GAK, jonbytarmassa och NF

De beräknade materialkostnaderna är som tidigare nämnt lägre för NF än för övriga metoder. Vid nanofiltrering bildas dock en retentatström som behöver hanteras (Hendricks 2016, s. 539-556), vilket inte hänsyn togs till i ovan nämnda kostnadsberäkningar. Franke et al. (2021), som undersökte NF i kombination med GAK eller jonbytarmassa för hantering av retentatvattnet, anser – precis som resultaten från detta arbete antyder – att NF är mer lovande för avskiljning av PFAS i dricksvatten än tekniker som bygger på sorption. Författarna nämner dock att hantering av retentatströmmar och förstöring av PFAS är de stora utmaningarna. McCleaf et al. (2023) undersökte skumfraktionering av NF-retentatvatten och fann att upp till 94 % av $\sum$ PFAS kunde tas bort i retentatvattnet. Skummet, med ett flöde på ca 2 % av NF-matarvattnet, innehöll 41 gånger högre koncentration PFAS än matarvattnet, och mer forskning behövs för hantering av detta skum. Mer undersökning kring hur processen kan optimeras behövs också innan detta appliceras på större skala (McCleaf et al. 2023).

De andra faktorer som inte hänsyn tagits till vid dessa beräkningar kan också skilja sig mycket mellan metoder. Den tillgängliga processytan är ofta en utmaning för vattenverk (Svenskt Vatten 2024b) och kan därför ha en stor påverkan på en metods lämplighet. GAK kräver en längre EBCT än jonbytarmassa, vilket också visats i detta arbete i de pilotförsök där EBCT varierats, och därför behövs en större yta för GAK än för jonbytarmassa enligt ekvation 2. Driftfaktorer spelar också roll. NF behöver övervakas utifrån flera parametrar (Svenskt Vatten 2024a), men eftersom NF inte involverar filtermedia som behöver bytas kan driften anses vara mindre komplicerad än för GAK och jonbytarmassa. I de fall där GAK och jonbytarmassa gett liknande kostnader per m³ vatten var antalet dagar till genombrott nåddes kortare för GAK än för jonbytarmassa, vilket betyder att GAK behöver bytas oftare. Detta leder till ökade drift- och transportkostnader. Däremot brukar GAK regenereras till skillnad från jonbytarmassa avsedd för PFAS-avskiljning. Vid kostnadsberäkningar har det utgått ifrån att regenererat kol kan användas men att ny jonbytarmassa behöver köpas, men eftersom klimatberäkningar inte har gjorts har hänsyn inte tagits till att nyproduktion av jonbytarmassa har höga koldioxidutsläpp (Dixit et al. 2021). Det finns dock potential för att regenerera PFAS-specifik jonbytarmassa med NaCl (Dixit et al. 2021), vilket behöver undersökas mer i vidare forskning. En annan fördel med GAK är att det tar bort andra föroreningar (Svenskt Vatten 2024a) medan jonbytarmassorna är specifikt framtagna för att binda upp just PFAS (Dixit et al. 2021). Dessutom är en nackdel med jonbytarmassa att Clausen et al. (2024) har funnit att jonbytarmassor kan släppa skadliga ämnen till dricksvattnet. Detta kan behöva undersökas närmare, för fler olika sorters jonbytarmassor, innan vattenverken vågar ta steget och använda jonbytarmassor i sina vattenverk.

5.1.6 Bästa lösning för vattenverk 1

På vattenverk 1, var det bland de GAK och jonbytarmassor som prövades, endast F400 i F3-F6 där inte genombrott kom omedelbart och kostnader kunde uppskattas. Här gav F4-F6, alltså med EBCT mellan 15-30 min, samma resultat på 1,3 kr per m³ vatten. I F3 där EBCT = 14 min beräknades kostnaden till 2,3 kr per m³ vatten. Resultatet från F7 med NF var 0,23 kr per m³. Utifrån kostnaden för själva membranen samt energikostnaden, jämfört med kostnaden för GAK:en och jonbytarmassan, dras slutsatsen att utifrån de beräkningar som gjorts i detta arbete är NF en bättre lösning för VV1.

5.1.7 Bästa lösning för vattenverk 2 och 6

Vid vattenverk 2 undersöktes olika typer av GAK, medan NF undersöktes vid vattenverk 6. Eftersom dessa två vattenverk var de enda två ytvattenverken i studien, jämfördes resultaten med varandra. Vattenkemin och förutsättningarna, framför allt inkommande PFAS-4-halt, skiljer sig mellan de två vattenverken (4,5 respektive 6,9 ng/L), men då grova antaganden görs i kostnadsberäkningarna ansågs ändå resultaten från vattenverken kunna jämföras med varandra.

I tabell 10 framgår att N1240W är den GAK på VV2 som presterade bäst och gav lägst kostnad med 0,8 kr per m³ vatten. Denna kostnad kan jämföras med kostnaden på 0,24 kr per m³ vatten för NF på VV6, trots högre inkommande PFAS-4-halt. Antagandena är dock grova, och det finns stora utmaningar med hantering av NF-retentatvattnet, vilket diskuteras i avsnitt 5.1.5. Utifrån beräkningarna i detta arbete verkar dock NF vara bästa lösningen.

5.1.8 Bästa lösning för vattenverk 3

På vattenverk 3 prövades nanofiltrering samt tre olika GAK och tre olika jonbytarmassor i en lead-lag-konfiguration. Med NF prövades NF270 med 80% och 90% utbyte. 90% utbyte gav en lägre kostnad på 0,15 kr/m³ än 80% utbyte där kostnaden beräknades till 0,18 kr/m³. I båda fallen bedömdes dock materialkostnaderna lägre än med GAK och jonbytarmassa. Här var PFAS-halter i det utgående vattnet från lagfiltret i alla fall, förutom för GAK NRow och jonbytarmassan PFA694E, så låga att genombrott inte nåddes under försökets genomförandetid. Eftersom försöket genomfördes i över 500 dagar, anses därmed en lead-lag-konfiguration vara överflödigt på detta vattenverk. Istället bedöms kostnaden där enbart leadfiltren har beaktats, och då gav GAK F400 lägst kostnad med 0,3 kr per m³ vatten, följt av jonbytarmassan Sorbix som bara kostade 0,1 kr mer per m³. Utifrån materialkostnader är alltså GAK något bättre, men på grund av de stora osäkerheterna i kostnadsberäkningarna bedöms dessa metoder vara i princip likvärdiga när det kommer till kostnad för själva filtermediet, och istället avgör andra faktorer vilken som är den mest lämpliga metoden. Som nämnt i avsnitt 5.1.5 tar jonbytarmassa upp mindre yta på grund av lägre EBCT, så om ytan är en viktig faktor är möjligen Sorbix att föredra. Däremot finns, som diskuterat i avsnitt 5.1.5, risken att jonbytarmassa kan släppa skadliga ämnen till dricksvattnet (Clausen et al. 2024). Denna risk är inte klarlagd för Sorbix, men om beslut av metod skulle tas idag hade denna faktor kunnat påverka och få vattenverket att välja GAK. Av alla tre metoder var dock NF bäst.

5.1.9 Bästa lösning för vattenverk 4

Även på vattenverk 4, där GAK A6300 jämfördes med jonbytarmassan Sorbix, bedömdes en lead-lag-konfiguration vara överflödigt då PFAS-halter i utgående vattnet inte nådde genombrott under försökets genomförandetid. I konfigurationen med Sorbix nåddes inte genombrott under de 500+ dagar som försöket genomfördes under, även när bara leadkolonnen beaktades. Därför bedömdes filtrering genom jonbytarmassa på detta vattenverk vara den bästa metoden då man behöver byta filter mycket sällan utan att behöva anlägga en lead-lag-konfiguration.

5.2 DISKUSSION AV KURVANPASSNING

Det är intressant att diskutera varför kurvanpassningen presterar bättre när antalet BV justerats, vilket syns visuellt i kurvorna och visas med residualkvadratsumman i tabell 18. Kurvanpassningen styrs inte enbart av själva minsta kvadrat-metoden utan påverkas också kraftigt av de övre och nedre gränserna för kurvparametrarna, vilka visas i tabell 6. Utan gränserna fungerade

inte anpassningen alls, men risk finns för att dessa gränser antingen är för ”hårda” eller för ”lösa” för att algoritmen ska kunna hitta den kurvan med lägst MSE. För dokumentation om hur algoritmen fungerar, se dokumentationen för Pythonfunktionen *scipy.optimize.curve_fit* (SciPy 2023).

Med mer tid och färre dataset att undersöka hade övre och nedre gränser för parametrarna kunnat anpassas mer individuellt utifrån varje funktion, vilket eventuellt hade kunnat ge annorlunda resultat. Arbetet hade då fått en större tyngd mot frågeställningen kopplad till ifall delar av pilotförsök kan ersättas med kurvanpassningar. Syftet här var att kunna dra mer generella slutsatser och därmed anpassa många kurvor på samma gång för att enkelt kunna beskriva deras utseende och jämföra dem med varandra.

Även själva anpassningsmetoden hade kunnat justeras, vilket sannolikt också hade påverkat resultaten. Med mer tid hade det till exempel varit möjligt att vikta ned datapunkter i de platta partierna av kurvan, eller att testa flera olika anpassningsmetoder och välja den som passade bäst för varje enskild kurva. Det hade potentiellt lett till bättre överensstämmelse mellan anpassade kurvor och data, särskilt i de fall där borttagningskurvorna inte var fullt utvecklade.

Kurvanpassningen görs ju efter ekvation 22 och genom att förändra denna ekvationen hade resultaten också kunnat bli annorlunda. Senare, i avsnitt 5.5.1, diskuteras betydelsen av parametern $R_{\max}$ – om borttagningen hade betett sig som den fysikaliska modellen hade inte denna parameter behövts, då kurvorna alltid går ner till 0. En annan parameter som hade kunnat införas för att bättre fånga kurvornas utseende, men som inte speglas av den fysikaliska modellen, är en parameter som gör så att borttagningskurvorna inte alltid börjar i 1. I flera av försöken, som exempelvis VV3 F1 (figur 30 – figur 41) börjar borttagningen i ca 0,92 istället för 1. Detta beror på att värdena är under detektionsgränserna, och har alltså inte med de faktiska fysikaliska mekanismerna att göra. Trots detta hade kurvanpassningarnas utseende kunnat speglas bättre, och få lägre MSE, om de hade börjat i 0,92.

Utifrån ekvationens nuvarande utseende är det också viktigt att reflektera kring hur oberoende parametrarna är av varandra. Ekvationen har framtagits för att de ska vara så oberoende av varandra som möjligt – en parameter justerar förskjutningen, en justerar lutningen, och en justerar reduktionen i borttagning – men i verkligheten finns risken att parametrarna påverkar varandra. Framför allt bör lutningen L kunna påverkas av skillnaden i y-led och alltså parametern $R_{\max}$. En lösning här hade varit att normalisera parametern L mot $R_{\max}$, men då behöver antagandet göras att dessa inte bara påverkar varandra svagt utan har en stark korrelation.

5.3 I VILKEN UTSTRÄCKNING BEHÖVS PILOTFÖRSÖK?

5.3.1 GAK och jonbytarmassa

Från figurerna i avsnitt 4.1 och observationerna i avsnitt 4.3, framgår det att kurvanpassningen inte stämmer överens med den faktiska borttagningskurvan i de fall försöket inte genomförts tillräckligt länge och de riktiga borttagningskurvorna ej planat ut likt den förväntade s-formen. På grund av detta dras slutsatsen att om inte pilotförsöket genomförts tillräckligt länge, så kan inte den typen av kurvanpassning som gjorts i detta arbete – utan fortsatt forskning och bearbetning – ersätta pilotförsök.

En annan viktig aspekt att ta i beaktande är huruvida pilotförsök alltid ger tillräckliga underlag för vattenverken att ta beslut efter. På VV2 som är ett ytvattenverk varierade de inkommande halterna vilket också gav en varierande borttagningsgrad. Genom att studera figur 26 syns en

tydlig nedgång i borttagningsgraden efter ca 13 000 BV, som tydligt påverkar tiden för genombrott. Genom att studera datumen motsvaras denna nedgång av nedgångarna vid ca 25 000 BV i figur 25, 52 000 BV i figur 28 och 45 000 BV i figur 22, figur 23 och figur 24. Denna nedgång beror på en betydligt lägre inkommande PFAS-halt i just den mätpunkten, men påverkar även omgivande punkter på grund av det viktade medelvärde, se ekvation 15. Dessa prov togs i mitten av maj, och enligt temperaturdata som ej kan publiceras i denna rapport sammanfaller detta med en kraftig temperatursänkning ca en vecka tidigare, vilket kan indikera sjöväändning i råvattenkällan. Detta innebär att en väldigt kortvarig förändring i råvattenkvaliteten, som enbart sker två gånger per år, påverkar den beräknade genombrottstiden. Det skulle även kunna bero på mätfel men på grund av ytvattnets föränderliga karaktär går det inte heller att dra slutsatsen att så är fallet.

Även andra, mindre variationer syns i kurvorna från VV2. Detta blir extra tydligt när genombrottskurvorna studeras. Därför är det mycket svårt att dra någon slutsats från ett pilotförsök på ett ytvattenverk som VV2 kring när genombrottstider kommer, och frågan är då till vilken nytta pilotförsöket har gjorts. Här är kurvanpassningar som de som genomförts i detta arbete ett bra alternativ, eftersom dessa fångar trenden. Vid sådana pilotförsök spelar också andra nyttor, som att vattenverkspersonalen lär sig mer om hur metoderna fungerar och får en ökad förståelse kring hur variationer i ytvattenkvaliteten påverkar PFAS-borttagningen, kanske en större roll.

5.3.2 NF

Från figurerna i avsnitt 4.2 märks att det är viss skillnad mellan faktiska borttagningen i pilotförsöken och datan från tillverkare för NF. I försöken med NF90 och NF270 beror skillnaden troligtvis på att datan från tillverkarna baserades på försök med annat utbyte (Safulko et al. 2022). Med tanke på detta, och att skillnaderna ändå inte är så stora, kan argumentet göras att tidigare försök är relativt pålitliga och eventuellt kan ersätta pilotförsök med NF. I VV6 F1 där NX80 användes, är skillnaderna större. Här användes verktyget NX Filtration toolshed, och samma utbyte som användes i pilotförsöket användes i beräkningarna. Här blir det tydligt att beräkningsverktyget ger konservativa resultat, troligtvis för att inte vilseleda kunder att membranen är bättre än vad de faktiskt är. Att den exakta vattenkemin inte matades in till beräkningsverktyget, och att PFAS-halterna skiljer sig mellan försöket och modelleringen, kan också påverka. Slutsatsen som dras är att tidigare försök är mer pålitliga än beräkningsverktyg.

5.4 SAMBAND MELLAN VATTENKVALITET OCH PFAS-BORTTAGNING

5.4.1 GAK

I retentatvatten från NF samt i ytvatten, där DOC-halterna är högre, är borttagningen av PFAS med GAK sämre. Detta framgår av att parametrarna $R_{\max}$ och F från ekvation 22 är högre respektive lägre, vilket indikeras i tabell 19 samt figur 51 och figur 52. Tidigare studier, såsom Yu et al. (2012) och Du et al. (2014), har visat att en ökad halt av organiskt kol i vattnet kan försämra PFAS-borttagningen med aktivt kol, vilket även stöds av resultaten i denna studie. Däremot visade Kothawala et al. (2017) motsatt effekt. Resultaten från detta arbete stärker dock det flertal studier som tyder på att DOC försämrar PFAS-borttagningen med GAK. Det finns även andra faktorer som också kan påverka. Oorganiska salter kan leda till försämrad borttagning av framförallt kortkedjade PFAS (Zhang et al. 2023), men potentiellt kan de ha en effekt på PFHxS. PFHxS klassas inte som kortkedjad men är ändå kortare än övriga PFAS-molekyler som klassas till PFAS-4. Data över oorganiska joner finns ej i alla försök. Även turbiditet och UV-absorption kan skilja sig mellan ytvatten och grundvatten (Svenskt Vatten 2024b) men data

fanns inte på detta i alla försök. Det finns inte heller studier som visar dessa faktorerers påverkan på PFAS-borttagning med GAK i samma utsträckning som påverkan av DOC. Därför dras slutsatsen att det är den ökade DOC-halten som leder till att parametern $R_{\max}$ blir högre, vilket innebär att mer PFAS-4 släpps igenom när kurvan planat ut, samt att parametern F blir lägre, vilket innebär att borttagningsgraden börjar avta tidigare. Att parametern F blir lägre i vatten med mer DOC betyder alltså att genombrott nås tidigare, vilket leder till de högre kostnader som diskuteras i avsnitt 5.1.1. Det går inte att dra några slutsatser kring vattenkvalitetens påverkan på parametern L .

5.4.2 Jonbytarmassa

Eftersom det fanns färre jämförbara försök är det svårare att dra slutsatser kring jonbytarmassa. Det som går att se från tabell 19 och i figur 53, där råvattnet i F1 jämförs med retentatvattnet i F2 på VV1, är att $R_{\max}$ är högre för retentatvattnet vilket innebär att mer PFAS-4 släpps igenom när kurvan planat ut. Det är svårt att avgöra om effekten beror på den ökade halten DOC, SO_4^{2-} eller både och, eftersom båda har visats påverka sorptionen av PFAS till jonbytarmassa (Zaggia et al. 2016; Kothawala et al. 2017; Maimaiti et al. 2018; Boyer et al. 2021). Det är svårt att avgöra hur F och L påverkas när datasetet är så pass litet.

5.5 FYSIKALISK MODELLERING AV GAK

5.5.1 Jämförelse med resultat från pilotförsök

Den mest uppenbara skillnaden mellan borttagningskurvorna producerade av PSDM-modellen och borttagningskurvorna från pilotförsöken är att PSDM-kurvorna alltid går från fullständig borttagning till att allt PFAS släpps igenom, vilket är ekvivalent med att $R_{\max} = 1$. Denna skillnad blir tydlig i figur 54 där kurvan från VV3 F1 behövde normaliseras till $R_{\max} = 1$ för att kunna jämföras med PSDM-kurvan vid kalibrering. Att kurvorna går från 1 till 0 följer av grundläggande adsorptionsprinciper (Crittenden et al. 2012, s. 1174-1184) och förklaras av att alla bindningsplatser blir upptagna av adsorbenten. Detta är således det väntade utseendet och parametern $R_{\max}$ i kurvanpassningen introducerades först när det framgick att de faktiska borttagningskurvorna ej har detta utseende. Att kurvorna planar ut på andra värden än 0 kan delvis bero på hemimicellbildning, vilket innebär att PFAS-molekyler formar aggregat. Detta innebär att trots att en PFAS-molekyl binder till en bindningsplats på det aktiva kolet, så kvarstår lika många bindningsplatser då andra PFAS-ämnen kan binda till denna PFAS-molekylen och bilda aggregat. Detta har beskrivits av McCleaf et al. (2017) men effekten är tydligast för långkedjade PFAS. Därför är detta troligtvis ej den enda förklaringen. En annan förklaring är att det har med egenskaperna av det aktiva kolet att göra. I jämförelsen mellan F400 med N1240W, vilken syns i figur 51, syns det att för råvattnet (vilket är det vatten där $R_{\max}$ är långt ifrån 1 och effekten blir tydlig) är denna effekt mer framträdande med F400 än med N1240W. F400 är ett reaggglomererat kol (Calgon Carbon 2025a) och har högre adsorptionskapacitet än N1240W vilket återspeglas i högre jodtal och densitet, se tabell 3. Det kan även bero på att det bara är en tillfällig effekt och att om försöken hade genomförts mycket längre, eller haft kortare EBCT, hade de till slut närmat sig 0. Att denna effekt syns i så många försök, och även de på VV1 F1 och F2 där EBCT:n var kort och inkommande PFAS hög, får detta att verka osannolikt, och istället är det troligtvis någon fysikalisk effekt som orsakar detta fenomen.

5.5.2 Påverkan av vattenkvalitet och EBCT på borttagning av PFOS

Resultaten av den fysikaliska modelleringen med PSDM-modellen (Environmental Protection Agency 2025a) där inkommande PFOS-halt, foulingfaktor och EBCT varierades visas i figur 55. Genom att jämföra figur 55a, figur 55b och figur 55c med figur 55d, figur 55e och figur 55f märks att en högre PFOS-halt leder till att kurvan är förskjuten till vänster, vilket motsvarar en lägre F i ekvation 22. Alltså kommer inte enbart genombrott tidigare för att detta sker vid en högre borttagning, utan även för att borttagningsgraden börjar avta tidigare. I verkligheten påverkas detta av bildningen av hemimiceller (McCleaf et al. 2017) som diskuteras i föregående avsnitt. Hemimicellbildning är inte med i PSDM-modellen (Burkhardt et al. 2022; Environmental Protection Agency 2025a).

Jämförs istället figurerna där foulingkoefficienten är inlagd, figur 55g, figur 55h och figur 55i, med figurerna utan fouling, figur 55d, figur 55e och figur 55f, framgår att både kurvan är förskjuten till vänster (lägre F) samt att kurvan lutar mindre (mindre negativ L) med fouling. Den minskade F är i linje med effekten av DOC som noterats i pilotförsöken och diskuteras i avsnitt 5.4. I den jämförelsen drogs dock inga slutsatser kring påverkan av DOC på lutningen av borttagningskurvan. I alla fallen kommer genombrottet tidigare med kortare EBCT vilket beror på en lägre F och mer negativ L .

6 SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER

6.1 FÖRSLAG PÅ IMPLEMENTERING AV RESULTAT OCH VIDARE FORSKNING

I detta arbete har kostnader för GAK, jonbytarmassa och NF beräknats utifrån flera pilotförsök och jämförts med varandra. Dessa resultat, och diskussionen kring dem i avsnitt 5.1.5 kan användas som vägledning inför val av metod för vattenverk. Om ett vattenverk har liknande förutsättningar som något av de vattenverk som undersökts i detta arbete, kanske resultaten av dessa pilotförsök är tillräckliga som underlag för val av metod. Det vattenverket kan i så fall spara mycket resurser på att inte behöva genomföra pilotförsök alls eller åtminstone inte under lika lång tid. För ett vattenverk som inte har förutsättningar likt något av de vattenverk som undersökts i detta arbete, kan generella samband och trender samt de slutsatser som presenteras i avsnitt 6.2 eventuellt ändå användas för att ersätta pilotförsök. Exempelvis noterades att kostnaden per mängd producerat vatten för att köpa in membran när livslängden gått ut generellt sett är betydligt lägre än kostnaden för att köpa in regenererad GAK eller ny jonbytarmassa då genombrott nåtts. Däremot är hantering av NF-retentatvattnet ett problem. Som ett exempel kan då ett vattenverk som har förutsättningar för att hantera NF-retentatvattnet undgå att göra pilotförsök med GAK och jonbytarmassa och enbart utreda NF som alternativ. En fördel med NF som teknik är att borttagningen inte förändras med tiden, så pilotförsök behöver inte genomföras under lika lång tid.

I detta arbete undersöktes även ifall sista delen av pilotförsök med GAK och jonbytarmassa kunde ersättas genom att anpassa ekvation 22 efter den delen som genomförts för att projicera hur fortsättningen av borttagningskurvan från pilotförsöket skulle se ut. Slutsatsen drogs att detta inte kunde göras. Däremot kunde kurvanpassningarna användas för att beskriva utseendet på kurvor från slutförda pilotförsök. Parametrarna som beskriver kurvan användes i detta arbete för att jämföra borttagning med GAK och jonbytarmassa kvalitativt mellan olika vattenverk med olika vattenkvaliteter. Framöver, i studier där fler jämförbara pilotförsök genomförs eller analyseras, med samma filtermedia och EBCT, kan kurvanpassningar av typen som gjorts i detta arbete användas för en kvantitativ undersökning kring vattenkvalitetens påverkan på bort-

tagning av PFAS. Förslagsvis kan en multivariatanalys göras, exempelvis med principalkomponentanalys, för att hitta samband mellan exempelvis DOC-halt och parametrarna som beskriver borttagningskurvans utseende. Att kunna prediktera och empiriskt beskriva borttagningskurvor är också viktigt för att kunna förstå lead-lag-konfigurationer bättre. Flera av försöken i detta arbete illustrerar att det är svårt att dra slutsatser från lead-lag-försök, och därför hade denna möjlighet underlättat för vattenverk. Detta kräver dock fler jämförbara försök. För att få jämförbara pilotförsök mellan olika vattenverk krävs mer samordning mellan vattenverk. Om alla de pilotförsök som undersökts i detta arbete hade genomförts med samma filtermedier, EBCT, kolonndimensioner med mera, så hade mer extensiva jämförelser kunnat göras och fler slutsatser kunnat dras. Detta hade lett till ett bättre kunskapsläge och ett mindre behov av pilotförsök i framtiden.

Kunskapsläget kring filtrering genom GAK bedöms vara tillräckligt för att fullständigt utvärdera GAK som metod efter att ett pilotförsök har genomförts. Däremot finns det frågetecken kring användning av jonbytarmassa, även om pilotförsök har genomförts. Vidare forskning som behövs för att stärka kunskapsläget kring jonbytarmassa som borttagningsmetod är kopplad till regenerering av jonbytarmassa samt söndring av farliga ämnen till dricksvattnet. Även modellering med PSDM för jonbytarmassa hade kunnat stärka kunskapsläget. Enligt Dixit et al. (2021) har en jonbytarmassa avsedd för PFAS-borttagning visats kunna regenereras med NaCl. Detta behöver undersökas för fler jonbytarmassor i pilotförsök för borttagning av PFAS, då det finns potential att kraftigt minska kostnader och utsläpp vid användning av denna metod för PFAS-borttagning i dricksvattenproduktion. Att jonbytarmassa avsedd för PFAS-borttagning kan släppa farliga ämnen till dricksvattnet har visats av Clausen et al. (2024), men behöver också undersökas vidare för fler sorters jonbytarmassa för att säkerställa att jonbytarmassa är en lämplig metod för dricksvattenproduktion.

Kunskapsläget kring NF är tillräckligt för att efter pilotförsök utvärdera NF som avskiljningsmetod om enbart dricksvattnet beaktas, däremot är retentatvattnet ofta en utmaning. Vidare utvärdering av metoder som skumfraktionering, GAK, jonbytarmassa, och Fluorosorb som behandlingsmetod för uppkoncentrerat retentatvatten kan stärka NF som alternativ för PFAS-borttagning om några av metoderna bedöms lämpliga. Pilotförsök med retentatvattenrening har redan genomförts – exempelvis F2 på VV2 inom detta arbete – men fler studier krävs för att stärka kunskapsunderlaget och ge säkra och tillämpbara slutsatser som på sikt kan ersätta behovet av pilotförsök.

6.2 SLUTSATSER

De viktigaste slutsatserna som kan dras från detta examensarbete är:

- Utifrån materialkostnader bedöms NF vara en mer lovande metod för PFAS-avskiljning vid dricksvattenproduktion än GAK och jonbytarmassa. Hantering av retentatvattnet utgör dock en utmaning. Även kemikaliekostnader, som inte analyserades i detta arbete spelar in. Detta bygger på en beräkning där en viss mängd av vattnet leds förbi membranen. Enda fokus här är alltså PFAS-borttagning och inte NF som mikrobisk barriär.
- GAK och jonbytarmassa verkar vara nästan likvärdiga för PFAS-borttagning utifrån materialkostnader, där jonbytarmassa behöver bytas mer sällan men kostar mer. GAK presterar i vissa fall något bättre. För- och nackdelar finns för de olika metoderna men risken att jonbytarmassa kan släppa hälsofarliga ämnen behöver klarläggas.
- En ökad DOC halt leder till sämre PFAS-borttagning och snabbare genombrott med

GAK-filtrering enligt pilotförsök. Fysikalisk modellering visar att fouling, som beror på bland annat DOC-halt, ger samma effekt. Samma slutsats kan inte dras kring filtrering med jonbytarmassa.

- Användning av tanh-funktioner för att kurvanpassa data från pilotförsök kan underlätta vid jämförelse av vattenkemiska effekter, och borde kunna användas för kvantitativ analys av vattenkemins påverkan om fler jämförbara försök finns. Anpassningarna kan i nuläget däremot inte användas för att extrapolera ofullständiga pilotförsök med GAK och jonbytarmassa.
- Pilotförsök med NF stämde relativt väl överens med tidigare gjorda försök och kan indikera att framtida pilotförsök inte är nödvändiga för att bedöma PFAS-borttagning med NF. Beräkningsverktyg för att uppskatta borttagning med NF bedöms som mindre pålitliga då resultaten är konservativa.
- Mer samordning mellan vattenverk krävs för att göra pilotförsök mer jämförbara med varandra. Detta hade lett till ökad förståelse och minskat beroendet av framtida pilotförsök.

7 REFERENSER

- ABP Soil (2007). *Norit GAC 830 W*. [Produktdatablad]. https://www.abpsoil.com/images/activatedcarbon/Granular_Norit_GAC_830_W.pdf [Hämtad: 2025-03-24].
- ALS Solutions (2025). *Sök analys*. <https://www.alsglobal.se/sok-analys?selected-matrix=&selected-sub-matrix=&selected-area=&selected-sub-area=&q=pfos> [Hämtad: 2025-05-06].
- Appleman, T. D., Higgins, C. P., Quiñones, O., Vanderford, B. J., Kolstad, C., Zeigler-Holady, J. C. och Dickenson, E. R. (2014). *Treatment of poly- and perfluoroalkyl substances in U.S. full-scale water treatment systems*. *Water Research* 51, s. 246–255. DOI: 10.1016/j.watres.2013.10.067.
- Baresel, C., Harding, M. och Junestedt, C. (2019). *Removal of pharmaceutical residues from municipal wastewater using UV/H₂O₂*. B 2354. <https://www.ivl.se/download/18.694ca0617a1de98f4738c9/1628417207067/FULLTEXT01.pdf> [Hämtad: 2025-01-27].
- Blomberg, A. J., Lindh, C., Pineda, D., Fletcher, T., Jakobsson, K. och Nielsen, C. (2025). *Estimating historical PFAS exposures in Ronneby, Sweden using biobanked dried blood spots from newborns*. *Environmental Research* 275, s. 121397. DOI: 10.1016/j.envres.2025.121397.
- Boyer, T. H., Fang, Y., Ellis, A., Dietz, R., Choi, Y. J., Schaefer, C. E., Higgins, C. P. och Strathmann, T. J. (2021). *Anion exchange resin removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) from impacted water: A critical review*. *Water Research* 200, s. 117244. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117244.
- Buckley, T., Xu, X., Rudolph, V., Firouzi, M. och Shukla, P. (2022). *Review of foam fractionation as a water treatment technology*. *Separation science and technology* 57(6). Place: Abingdon Publisher: Taylor & Francis, s. 929–958. DOI: 10.1080/01496395.2021.1946698.
- Burkhardt, J. B., Burns, N., Mobley, D., Pressman, J. G., Magnuson, M. L. och Speth, T. F. (2022). *Modeling PFAS Removal Using Granular Activated Carbon for Full-Scale System Design*. *Journal of Environmental Engineering* 148(3), s. 04021086. DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001964.
- CABOT (2014). *Norit GAC 1240 W*. [Produktdatablad]. <https://xulynuoc.com/wp-content/uploads/2020/10/Norit-GAC-1240W.pdf> [Hämtad: 2025-03-24].
- Calgon Carbon (2025a). *FILTRASORB 300*. [Produktdatablad]. <https://www.calgoncarbon.com/app/uploads/DS-FILTRA30018-EIN-E1.pdf> [Hämtad: 2025-03-24].
- Calgon Carbon (2025b). *FILTRASORB 400*. [Produktdatablad]. <https://www.calgoncarbon.com/app/uploads/F400-Final.pdf> [Hämtad: 2025-03-24].
- Centers for Disease Control and Prevention (2024). *How Water Treatment Works*. Drinking Water. <https://www.cdc.gov/drinking-water/about/how-water-treatment-works.html> [Hämtad: 2025-01-24].
- Chemviron (2021). *FILTRASORB TL830*. [Produktdatablad] W-15680. https://www.treitelonline.com/wp-content/uploads/2021/03/PDS_FILTRASORB-TL830.pdf [Hämtad: 2025-03-24].
- Chow, S. J., Croll, H. C., Ojeda, N., Klamerus, J., Capelle, R., Oppenheimer, J., Jacangelo, J. G., Schwab, K. J. och Prasse, C. (2022). *Comparative investigation of PFAS adsorption onto activated carbon and anion exchange resins during long-term operation of a pilot treatment plant*. *Water Research* 226, s. 119198. DOI: 10.1016/j.watres.2022.119198.
- Clausen, L., Thomsen, A. H., Skrbic, N., Overheu, N. D., Fisher, L. M., Christoffersen, J. E. och Albrechtsen, H. J. (2024). *Afsmitning av miljøfremmende stoffer fra aktivt kul og ionbytterresiner samt test for tilstedeværelse af og rensning for +50 PFAS stoffer (PFAS-rens grad)*. VUD Projektrapport Projekt ID: 2023.45. VUDP Foreningen. <https://backend.orbit>.

- dtu.dk/ws/portalfiles/portal/381096383/PFAS-Rens_GRAD_2024_VUDP._incl._bilag.pdf [Hämtad: 2025-04-29].
- CNRS (2025). *Map*. PFAS Data Hub. <https://pdh.cnrs.fr/map/> [Hämtad: 2025-01-24].
- Crittenden, J. C., Trussel, R. R., Hand, D. W., Howe, K. J. och Tchobanoglous, G. (2012). *MWH's water treatment: principles and design*. 3. ed. Hoboken, N.J: John Wiley & Sons. xviii+1901.
- Crone, B. C., Speth, T. F., Wahman, D. G., Smith, S. J., Abulikemu, G., Kleiner, E. J. och Pressman, J. G. (2019). *Occurrence of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in source water and their treatment in drinking water. Critical reviews in environmental science and technology* 49(24). Place: United States Publisher: Taylor & Francis, s. 2359–2396. DOI: 10.1080/10643389.2019.1614848.
- Desmos (2025). *Desmos | Grafräknare*. <https://www.desmos.com/calculator?lang=sv-SE> [Hämtad: 2025-02-24].
- Direktiv (EU) 2020/2184 (2020). *Dricksvattendirektivet*.
- Dixit, F., Dutta, R., Barbeau, B., Berube, P. och Mohseni, M. (2021). *PFAS removal by ion exchange resins: A review. Chemosphere* 272, s. 129777. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.129777.
- Du, Z., Deng, S., Bei, Y., Huang, Q., Wang, B., Huang, J. och Yu, G. (2014). *Adsorption behavior and mechanism of perfluorinated compounds on various adsorbents—A review. Journal of Hazardous Materials* 274, s. 443–454. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2014.04.038.
- Dupont (2023a). *AmberLite™ PSR2 Plus Ion Exchange Resin*. [Produktdatablad] Form No. 45-D00899-en, Rev. 2.
- Dupont (2023b). *FilmTec™ NF270-400/34i Element*. [Produktdatablad]. <https://www.dupont.com/content/dam/water/amer/us/en/water/public/documents/en/NF-FilmTec-NF270-400-34i-PDS-45-D01699-en.pdf> [Hämtad: 2025-04-15].
- Dupont (2023c). *FilmTec™ NF90-400/34i Element*. [Produktdatablad]. <https://www.dupont.com/content/dam/water/amer/us/en/water/public/documents/en/NF-FilmTec-NF90-400-34i-PDS-45-D01698-en.pdf> [Hämtad: 2025-04-15].
- Ekesiö, O. (2023). "Is two stage GAC better than one stage GAC for removing PFAS at a DWTP?" Uppsala: Uppsala Universitet. <http://www.w-program.nu/filer/exjobb/Oliver.Ekesi%C3%B6.pdf> [Hämtad: 2025-01-27].
- Environmental Protection Agency (2025a). *Water Treatment Models*. GitHub. https://github.com/USEPA/Water_Treatment_Models [Hämtad: 2025-02-10].
- Environmental Protection Agency (2025b). *PFAS structures in DSSTox*. Comptox Chemicals Dashboard. <https://comptox.epa.gov/dashboard/chemical-lists/PFASSTRUCT> [Hämtad: 2025-01-24].
- Eurofins Scientific (2025). *Analyspaket - dricksvatten*. <https://www.eurofins.se/pfas/analyspaket-dricksvatten/> [Hämtad: 2025-05-06].
- FN (2024). *The United Nations World Water Development Report 2024: Water for Prosperity and Peace*. Paris: UNESCO. <https://www.unwater.org/publications/un-world-water-development-report-2024> [Hämtad: 2025-05-06].
- Franke, V., Ullberg, M., McCleaf, P., Wålander, M., Köhler, S. J. och Ahrens, L. (2021). *The Price of Really Clean Water: Combining Nanofiltration with Granular Activated Carbon and Anion Exchange Resins for the Removal of Per- And Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) in Drinking Water Production. ACS ES&T Water* 1(4), s. 782–795. DOI: 10.1021/acsestwater.0c00141.
- Glynn, A., Cantillana, T. och Bjermo, H. (2013). *Riskvärdering av perfluorerande alkylsyror i livsmedel*. Rapport 11 - 2013. Livsmedelsverket. <https://www.livsmedelsverket.se/global>

- assets/publikationsdatabas/rapporter/2013/riskvardering_av_perfluorerade_alkylsyror_i_livsmedel.pdf [Hämtad: 2025-01-24].
- Glynn, A. och Lignell, S. (2015). *PFAS som inte ingår i Livsmedelsverkets åtgärdsgräns, men som uppmätts i rå- och dricksvatten*. [PM]. Livsmedelsverket. <https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/foretag-regler-kontroll/dricksvatten/vetenskapligt-underlag-atgardsgrans.pdf> [Hämtad: 2025-01-23].
- Gobelius, L., Hedlund, J., Dürig, W., Tröger, R., Lilja, K., Wiberg, K. och Ahrens, L. (2018). *Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Swedish Groundwater and Surface Water: Implications for Environmental Quality Standards and Drinking Water Guidelines*. *Environmental Science & Technology* 52(7). Publisher: American Chemical Society, s. 4340–4349. DOI: 10.1021/acs.est.7b05718.
- Grønnestad, R., Villanger, G. D., Polder, A., Kovacs, K. M., Lydersen, C., Jenssen, B. M. och Borgå, K. (2017). *Maternal transfer of perfluoroalkyl substances in hooded seals*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 36(3), s. 763–770. DOI: 10.1002/etc.3623.
- Gyllenhammar, I., Lindfeldt, E. och Ankarberg, E. H. (2022). *Vetenskapligt underlag för PFAS i dricksvatten*. [PM] 2021/04303. Livsmedelsverket. <https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/publikationsdatabas/pm/2022/pm-2022-vetenskapligt-underlag-for-pfas-i-dricksvatten.pdf> [Hämtad: 2025-01-24].
- Hansson, F. och Wu, L. (2024). "Technology Selection for Removal of PFAS from Raw Water for Drinking Water Purposes". Chalmers tekniska högskola. <http://hdl.handle.net/20.500.12380/308814> [Hämtad: 2025-01-29].
- Hart, K., Kannan, K., Tao, L., Takahashi, S. och Tanabe, S. (2008). *Skipjack tuna as a bioindicator of contamination by perfluorinated compounds in the oceans*. *Science of The Total Environment* 403(1). Place: Shannon Publisher: Elsevier B.V, s. 215–221. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.05.035.
- Hendricks, D. (2016). *Fundamentals of water treatment unit processes: physical, chemical, and biological*. First edition. Boca Raton, FL: CRC Press, an imprint of Taylor och Francis. 930 s. DOI: 10.1201/9781439895092.
- Jacobi Carbons AB (2025). *AquaSorb 6300*. [Produktdatablad]. [Hämtad: 2025-03-24].
- Jarvie, M. E., Hand, D. W., Bhuvendralingam, S., Crittenden, J. C. och Hokanson, D. R. (2005). *Simulating the performance of fixed-bed granular activated carbon adsorbers: Removal of synthetic organic chemicals in the presence of background organic matter*. *Water Research* 39(11), s. 2407–2421. DOI: 10.1016/j.watres.2005.04.023.
- Kancharla, S., Alexandridis, P. och Tsianou, M. (2022). *Sequestration of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) by adsorption: Surfactant and surface aspects*. *Current Opinion in Colloid & Interface Science* 58, s. 101571. DOI: 10.1016/j.cocis.2022.101571.
- Kemikalieinspektionen (2025). *PFAS*. <https://www.kemi.se/hallbarhet/amnen-och-material/pfas> [Hämtad: 2025-01-23].
- Kim, G., Mengesha, D. N. och Choi, Y. (2024). *Adsorption dynamics of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) on activated carbon: Interplay of surface chemistry and PFAS structural properties*. *Separation and Purification Technology* 349, s. 127851. DOI: 10.1016/j.seppur.2024.127851.
- Knulst, J. (2022). *Per- och polyfluorerade ämnen (PFAS) i sjöar och vattendrag i Stockholms län*. [Faktablad] 2022:8. Enheten för miljöanalys, Länsstyrelsen Stockholm. <https://catalog.lansstyrelsen.se/store/39/resource/126> [Hämtad: 2025-01-23].
- Kolasinski, K. W. (2020). *Chemisorption, Physisorption, and Dynamics. I: Surface Science*. 4th Edition. United Kingdom: John Wiley & Sons, s. 1–1.

- Kothawala, D. N., Köhler, S. J., Östlund, A., Wiberg, K. och Ahrens, L. (2017). *Influence of dissolved organic matter concentration and composition on the removal efficiency of perfluoroalkyl substances (PFASs) during drinking water treatment*. *Water Research* 121, s. 320–328. DOI: 10.1016/j.watres.2017.05.047.
- Köhler, S. J. och Lavonen, E. (2015). *Löst organiskt kol i dricksvatten*. 2015-13. Svenskt Vatten. https://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2015-13.pdf [Hämtad: 2025-04-03].
- Lampert, D., Frisch, M. och Speitel Jr., G. (2007). *Removal of perfluorooctanoic acid and perfluorooctane sulfonate from wastewater by ion exchange*. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management* 11(1), s. 60–68. DOI: 10.1061/(ASCE)1090-025X(2007)11:1(60).
- Lenntech (2025). *Purolite A600*. [Produktdatablad]. <https://www.lenntech.com/Data-sheets/Purolite-A600-L.pdf> [Hämtad: 2025-03-24].
- Lewatit (2024). *Lewatit TP108 DW*. [Produktdatablad]. <https://lanxess.com/en-us/products-and-brands/products/l/lewatit--tp-108-dw> [Hämtad: 2025-03-24].
- Lindfeldt, E., Gyllenhammar, I., Strandh, S. och Ankarberg, E. H. (2021). *Kartläggning av per- och polyfluorerade alkylsubstanter*. L 2021 nr 21. Livsmedelsverket.
- Liu, C., Gin, K. Y. H., Chang, V. W. C., Goh, B. P. L. och Reinhard, M. (2011). *Novel Perspectives on the Bioaccumulation of PFCs – the Concentration Dependency*. *Environmental Science & Technology* 45(22), s. 9758–9764. DOI: 10.1021/es202078n.
- Liu, M., Qadeer, A., Anis, M., Ajmal, Z., Bekele, T. G., Wang, S., Jiang, X. och Leung, K. M. Y. (2023). *Chapter 7 - Occurrence of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A special reference to their monitoring, distribution, and environmental fate*. I: Kumar, M., Mohapatra, S. och Weber, K., (red.). *Emerging Aquatic Contaminants*. Elsevier, s. 173–202. DOI: 10.1016/B978-0-323-96002-1.00001-8. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780323960021000018>.
- LIVSFS 2022:12 (2022). *Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten*. Livsmedelsverket.
- Livsmedelsverket (2025). *Dricksvatten*. <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/dricksvatten> [Hämtad: 2025-05-06].
- Maimaiti, A., Deng, S., Meng, P., Wang, W., Wang, B., Huang, J., Wang, Y. och Yu, G. (2018). *Competitive adsorption of perfluoroalkyl substances on anion exchange resins in simulated AFFF-impacted groundwater*. *Chemical Engineering Journal* 348, s. 494–502. DOI: 10.1016/j.cej.2018.05.006.
- Matsui, Y., Fukuda, Y., Inoue, T. och Matsushita, T. (2003). *Effect of natural organic matter on powdered activated carbon adsorption of trace contaminants: characteristics and mechanism of competitive adsorption*. *Water Research* 37(18), s. 4413–4424. DOI: 10.1016/S0043-1354(03)00423-8.
- McCleaf, P., Englund, S., Östlund, A., Lindegren, K., Wiberg, K. och Ahrens, L. (2017). *Removal efficiency of multiple poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water using granular activated carbon (GAC) and anion exchange (AE) column tests*. *Water Research* 120, s. 77–87. DOI: 10.1016/j.watres.2017.04.057.
- McCleaf, P., Stefansson, W. och Ahrens, L. (2023). *Drinking water nanofiltration with concentrate foam fractionation—A novel approach for removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS)*. *Water research (Oxford)* 232. Place: England Publisher: Elsevier Ltd, s. 119688–119688. DOI: 10.1016/j.watres.2023.119688.
- Medina, R., Pannu, M. W., Grieco, S. A., Hwang, M., Pham, C. och Plumlee, M. H. (2022). *Pilot-scale comparison of granular activated carbons, ion exchange, and alternative adsorbents for per- and polyfluoroalkyl substances removal*. *AWWA Water Science* 4(5). _eprint:

- <https://awwa.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/aws2.1308>, e1308. DOI: 10.1002/aws2.1308.
- Naturskyddsforeningen (2022). *PFAS-förorenat dricksvatten i Sverige*. Rapport. https://cdn.naturskyddsforeningen.se/uploads/2022/04/29085341/31562_5f4cf4187858cb3.pdf [Hämtad: 2025-01-24].
- NX Filtration (2025). *WMC110 dNF80*. [Produktdatablad]. <https://nxfiltration.com/app/uploads/WMC110-PVC-U-dNF80-TDS-20200611.pdf> [Hämtad: 2025-04-15].
- Purolite (2025a). *Purolite™ Purofine™ PFA694*. [Produktdatablad]. <https://www.purolite.com/product-pdf/PFA694.pdf> [Hämtad: 2025-03-24].
- Purolite (2025b). *Purolite™ Purofine™ PFA694E*. [Produktdatablad]. <https://www.purolite.com/product-pdf/PFA694E.pdf> [Hämtad: 2025-01-30].
- ResinTech (2025). *SIR-110-HP*. <https://www.resintech.com/product/sir-110-hp/> [Hämtad: 2025-01-30].
- Roest, K., Laak, T. L. ter, Huiting, H., Siegers, W., Meekel, N., Jong, C. de, Jong, M. de, Houten, M. van, Pancras, T., Plaisier, W. och Dalmijn, J. (2021). *Performance of Water Treatment Systems for PFAS Removal*. 5/21. Concawe. https://www.concawe.eu/wp-content/uploads/Rpt_21-5.pdf.
- Ross, I., McDonough, J., Miles, J., Storch, P., Thelakkat Kochunarayanan, P., Kalve, E., Hurst, J., S. Dasgupta, S. och Burdick, J. (2018). *A review of emerging technologies for remediation of PFASs*. *Remediation Journal* 28(2), s. 101–126. DOI: 10.1002/rem.21553.
- Safulko, A., Bellona, C., Cath, T., Tajdini, B. och Boyd, M. (2022). *Closed-Circuit High-Pressure Membrane Systems for the Separation of Per and Polyfluoroalkyl Substances*. AM-TA/AWWA Membrane Technology Conference. <https://www.amtaorg.com/closedcircuit-highpressure-membrane-systems-for-the-separation-of-per-and-polyfluoroalkyl-substances-2> [Hämtad: 2025-04-15].
- SciPy (2023). *scipy.optimize. curve_fit*. https://docs.scipy.org/doc/scipy/reference/generated/scipy.optimize.curve_fit.html [Hämtad: 2023-03-10].
- SGS Analytics (2025). *PFAS22*. Sök analyser. <https://online.sgsanalytics.se/sv/search/analysis> [Hämtad: 2025-02-14].
- Svenskt Vatten (2022). *PFAS - Giftet på allas läppar*. R2022-01.
- Svenskt Vatten (2023). *Investeringsbehov och framtida kostnader för kommunalt vatten och avlopp – en analys av investeringsbehov 2022–2040*. Rapport R2023-02. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/wp-content/uploads/2023/05/SvensktVatten-Investeringsrapport_2023.pdf [Hämtad: 2025-05-06].
- Svenskt Vatten (2024a). *Dricksvattenteknik 2, Råvatten, beredningsbehov och beredningsmetoder*. U16 Publikation-2024. <https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/produkt/dricksvattenteknik-2-ravatten-beredningsbehov-och-beredningsmetoder-u16-digital/> [Hämtad: 2025-01-27].
- Svenskt Vatten (2024b). *Dricksvattenteknik 3, Processdesign, drift och distribution*. U17 Publikation-2024. <https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/produkt/dricksvattenteknik-3-processdesign-drift-och-distribution-u17-digital/> [Hämtad: 2025-01-31].
- Söderberg, J. (2023). "Evaluation of two-stage GAC filtration for PFAS reduction in drinking water". Num Pages: 53 Place: Uppsala Publisher: SLU, Institutionen för molekylära vetenskaper Volume: 2023:05. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet. <https://stud.epsilon.slu.se/18791/> [Hämtad: 2025-01-27].
- Thermo Scientific Chemicals (2025). *Carbon, activated, Norit ROW 0.8mm pellets, steam activated*. [Produktdatablad]. <https://assets.thermofisher.com/chem-specs-pdf/retrievePdf?rootSku=L16334&sku=L16334.36> [Hämtad: 2025-03-24].

- Vattenmyndigheterna (2025a). *PFAS (Perfluorerade alkylsyror)*. Ordlista. <https://www.vattenmyndigheterna.se/om-vattenmyndigheterna/ordlista/p.html> [Hämtad: 2025-01-24].
- Vattenmyndigheterna (2025b). *PFOS (Perfluoroktansulfonat)*. Ordlista. <https://www.vattenmyndigheterna.se/om-vattenmyndigheterna/ordlista/p.html> [Hämtad: 2025-01-24].
- Yao, W., Xu, J., Tang, W., Gao, C., Tao, L., Yu, J., Lv, J., Wang, H., Fan, Y., Xu, D.-X. och Huang, Y. (2023). *Developmental toxicity of perfluorohexane sulfonate at human relevant dose during pregnancy via disruption in placental lipid homeostasis*. *Environment International* 177, s. 108014. DOI: 10.1016/j.envint.2023.108014.
- Yu, J., Lv, L., Lan, P., Zhang, S., Pan, B. och Zhang, W. (2012). *Effect of effluent organic matter on the adsorption of perfluorinated compounds onto activated carbon*. *Journal of Hazardous Materials* 225-226, s. 99–106. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2012.04.073.
- Yu, Q., Zhang, R., Deng, S., Huang, J. och Yu, G. (2009). *Sorption of perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoate on activated carbons and resin: Kinetic and isotherm study*. *Water Research* 43(4). Place: Kidlington Publisher: Elsevier Ltd, s. 1150–1158. DOI: 10.1016/j.watres.2008.12.001.
- Zaggia, A., Conte, L., Falletti, L., Fant, M. och Chiorboli, A. (2016). *Use of strong anion exchange resins for the removal of perfluoroalkylated substances from contaminated drinking water in batch and continuous pilot plants*. *Water Research* 91, s. 137–146. DOI: 10.1016/j.watres.2015.12.039.
- Zhang, Y., Thomas, A., Apul, O. och Venkatesan, A. K. (2023). *Coexisting ions and long-chain per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) inhibit the adsorption of short-chain PFAS by granular activated carbon*. *Journal of Hazardous Materials* 460, s. 132378. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2023.132378.
- Ødegaard, H., Brandt, J., Viak, A., Liane, S. F. och Østerhus, S. (2015). *Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg*. 212. Norsk Vann. <https://va-kompetanse.no/butikk/a-212-veiledning-for-dimensjonering-av-vannbehandlingsanlegg/> [Hämtad: 2025-01-30].