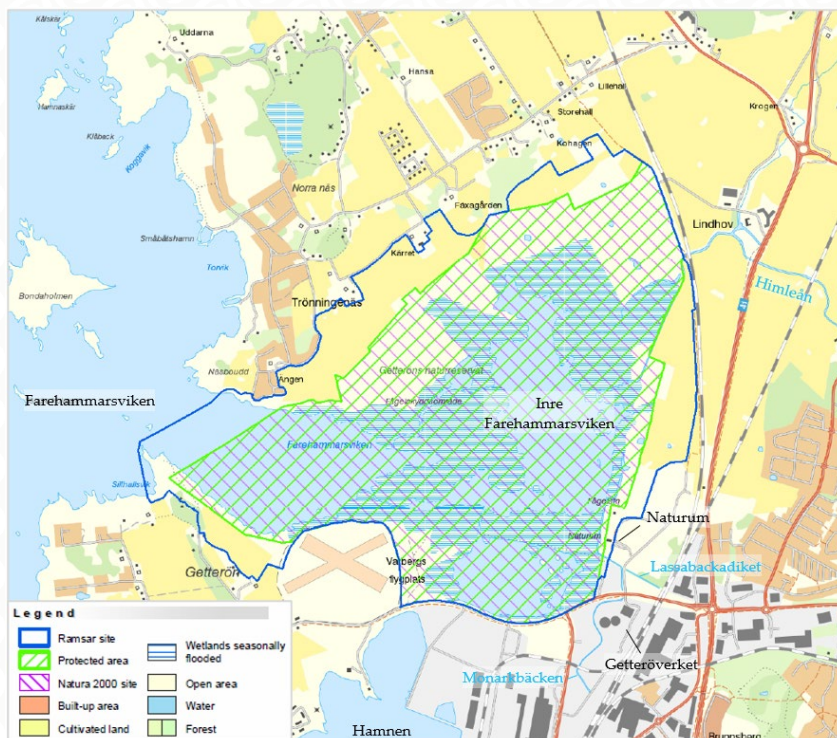




Nr U 6531
December 2021



Förstudie - Läkemedelsrening vid Getteröverket i Varberg

Utredning om behov och möjligheter för en utökad rening av avloppsvatten från mikroföroreningar

På uppdrag av Vatten & Miljö i Väst AB (VIVAB)

IVL Svenska Miljöinstitutet AB: Christian Baresel, Andriy Malovanyy, Linus Karlsson, Niclas Bornold

Vatten & Miljö i Väst AB: Moshe Habagil, Alexander Keucken



I samarbete med Vatten & Miljö i Väst AB

Författare: IVL Svenska Miljöinstitutet AB: Christian Baresel, Andriy Malovanyy, Linus Karlsson, Niclas Bornold

Vatten & Miljö i Väst AB: Moshe Habagil, Alexander Keucken

På uppdrag av: Vatten & Miljö i Väst AB (VIVAB)

Bild: Christian Baresel, baserat på Naturvårdsverket 2018

Rapportnummer U 6531

© **IVL Svenska Miljöinstitutet 2021**

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Innehållsförteckning

Förkortningar	5
Sammanfattning.....	6
Summary	7
1 Bakgrund.....	8
1.1 Behov av avancerad rening	8
1.2 Syfte och mål	8
1.3 Förutsättningar.....	9
1.3.1 Getteröverkets avloppsreningsverk.....	9
1.3.2 Mottagande recipienter.....	10
1.3.3 Erfarenheter från förstudien vid Ullared ARV.....	11
2 Metodik och genomförande.....	12
2.1 Kartering och recipientbedömning	12
2.1.1 Kartering av mikroföroreningar	12
2.1.2 Analyser av mikroföroreningar	14
2.1.3 Påverkansanalys av mottagande ytvattenförekomster	15
2.2 Pilotförsök vid Getteröverket.....	17
2.2.1 Val av lämpliga tekniker för pilottester.....	17
2.2.2 Val av lämpliga adsorbenter	18
2.2.3 Processbeskrivning.....	19
2.2.4 Driftuppföljning av pilotförsöken.....	24
2.2.5 Utökad bakterie- och virusanalys.....	25
2.2.6 Provtagning av mikroföroreningar under pilotförsöken.....	25
3 Resultat och diskussion.....	26
3.1 Kartering av mikroföroreningar.....	26
3.1.1 Getteröverkets avloppsreningsverk.....	26
3.1.2 Jämförelse av halter mot andra verk	29
3.1.3 Mottagande och uppströms recipienter.....	30
3.1.4 Inre Farehammarsviken, kustområde och naturreservat	32
3.1.5 Bedömning av bidragande källor	34
3.1.6 Avloppsvatten från Varberg sjukhus.....	36
3.2 Bedömning av recipientpåverkan och reningsbehov	39
3.2.1 Recipientpåverkan utifrån gränsvärden för statusklassning.....	39
3.2.2 Recipientpåverkan utifrån toxikologiska studier och riskkvoter.....	40
3.3 Pilotförsök med teknikkombination UF-GAK.....	42
3.3.1 Driftstabilitet.....	42
3.3.2 Resultat för undersökta driftparametrar	47
3.3.3 Rening av mikroföroreningar	58
3.4 Aspekter vid fullskaleimplementering.....	65
3.4.1 Effekten på recipientpåverkan/miljörisker	65
3.4.2 Miljöpåverkan och miljövinster	67

3.4.3	Hälsoeffekter/Arbetsmiljö	68
3.4.4	Kostnader	68
3.4.5	Drift, övervakning och styrning av GAK-reningen.....	69
4	Slutsatser	70
4.1	Karteringen av mikroföroreningar.....	70
4.2	Påverkansanalysen	71
4.3	Pilottester med UF-GAK	71
5	Rekommendationer	72
	Referenser.....	74
	Bilaga 1.....	77
1	Analyserade mikroföroreningar vid IVL.....	77
1.1	Analysresultat för mikroföroreningar.....	78
1.1.1	Hormoner.....	78
1.1.2	Läkemedel (inkl. antibiotika).....	79
1.1.3	Östrogena effekter, YES	84
1.1.4	Fenoler	85
1.1.5	PFAS	86
1.1.6	Mikroskräp.....	88
1.2	Analysresultat för nitratkväve och ammoniumkväve.....	90



Förkortningar

ARV	Avloppsreningsverk
BOD	Biochemical oxygen demand
CEB	Chemically enhanced backwash
COD	Chemical oxygen demand
DDD	Definierad DygnsDos, genomsnittliga dygnsdosen av en vuxen
DOC	Dissolved organic carbon
EBCT	Empty bed contact time
EC	Environmental Concentration, uppmätt halt
FCM	Flödescytometri
FoU 21	Avloppsslambaserat aktiv kol som producerats från Getteröverkets avvattnat slam
FTU	"Formazin Turbidity Unit" en måttenhet på turbiditet
GAK	Granulerat Aktiv Kol
GPP 20	Ett reaktiverat GAK från Chemviron
HNA	High nucleic acid (stor mängd DNA)
HVMFS	Havs- och vattenmyndighetens författningssamling
IBC	Intermediate Bulk Container
ICC	Intact cell count, totalantalet intakta bakterier
LNA	Low nucleic acid (liten mängd DNA)
LOD	Level of detection, detektionsgräns
LOEC	Lowest observed effect concentration
LOQ	Level of quantification, kvantifieringsgräns
MBR	MembranBioReaktor
MF	Mikrofiltrering
MKN	Miljö kvalitetsnorm
NO ₂ -N	Nitritkväve
NO ₃ -N	Nitratkväve
NOEC	No observed effect concentration
ORP	Oxidation reduction potential
Pe	Personekvivalent, 70 g BOD/pe,d
PNEC	Predicted No Effect Concentration, effekthalt
PO ₄ -P	Ortofosfat
PP	Provpunkt
SP	Stickprov
SS	Suspended Solids
TCC	Total cell count, totalt cellantal
TF	Trumfilter
TMP	Trans membrane pressure
TOC	Total organic carbon
Total-P	Total fosfor
UF	Ultrafilter
UF-GAK	Teknikkombination av ultrafilter och filter med granulerat aktivt kol
UVA, UVabs	Ultra-violet Absorbance, UV-absorbans vid 254 nm
VIVAB	Vatten & Miljö i Väst AB
VLP	Virusliknande partiklar
VP	Veckoprover
WWTP	Wastewater treatment plant
YES	Yeast estrogen screen, östrogen effekttest

Sammanfattning

Under 2020 och 2021 har VIVAB i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet och med bidrag från Naturvårdsverket genomfört en förstudie för avancerad rening vid Getteröverket i Varberg. Det huvudsakliga syftet var att utreda förutsättningar för en fullskaleinstallation av lämplig teknik för rening av avloppsvatten från läkemedelsrester men även andra mikroföroreningar. För att uppnå de satta målen genomförde projektgruppen en kartering av mikroföroreningar över reningsverket, potentiella uppströms punktkällor, samt mottagande ytvatten. En påverkansbedömning av recipienter och behovsanalys för en avancerad rening utfördes. Samtidigt genomfördes pilottester med teknikkombinationen ultrafiltrering och aktivt kol (UF-GAK) vid Getteröverket.

Karteringen av mikroföroreningar visar tydligt att Getteröverket är den dominerande transportvägen för läkemedelsrester till mottagande ytvatten inkl. Inre Farehammarsviken. För andra mikroföroreningar som PFOS, fenoler och hormonstörande ämnen finns även andra betydande källor varav en stor del verkar samlas upp och transporteras via Lassabackadiket. Påverkansbedömningen av ytvattenförekomster visar på en tydlig risk för negativ påverkan av vattenmiljön med avseende på flera läkemedel, PFOS och hormonstörande ämnen. Utsläpp av Diklofenak och PFOS framstår som den största utmaningen eftersom halterna av dessa mikroföroreningar överskrider rådande gränsvärden i de flesta av de undersökta ytvattenprov-punkterna. Dessutom ligger uppmätta halter av Citalopram över rapporterade effekthalter för akut toxicitet i flera provtagningspunkter. Även utsläpp av Furosemide, Oxazepam, Sertraline och andra läkemedel bedöms ge höga risker för negativ påverkan i vattenmiljön. Omfattningen av påverkan tyder på att även om en avancerad rening tog bort 99,9 % av de prioriterade läkemedlen skulle risken för miljöpåverkan i mottagande recipienter inte kunna tas bort helt. Genomförda pilottester med teknikkombinationen ultrafiltrering och aktivt kol (UF-GAK) har visat att en kraftig reduktion av läkemedelsrester och andra föroreningar i utgående avloppsvatten vid Getteröverket kan åstadkommas, men att nödvändiga data för en komplett utvärdering ännu saknas. Pilotförsöken vid Getteröverket visar vidare att en stabil drift bör kunna åstadkommas med den föreslagna teknikkombinationen.

Utifrån resultaten och diskussioner har projektet även tagit fram ett antal rekommendationer som inkluderar bl.a. en utökad kartering av mikroföroreningar för att få en bättre bild av den faktiska föroreningssituationen, och en mer grundlig påverkansanalys i recipienterna för att identifiera eventuella föroreningsskällor där kunskapsunderlaget är otillräckligt. Pilottesterna med teknikkombinationen UF-GAK bör fortsätta om än i mindre omfattning för att skapa ett konkret underlag för att ta fram en relevant dimensionering av en eventuell fullskaleimplementering och relaterade kostnadsberäkningar. En konkret måldefinition för rening av mikroföroreningar med hjälp av en avancerad rening vid Getteröverket behöver tas fram. Denna bör baseras på den rekommenderade och mer omfattande karteringen och påverkansanalysen. Från förstudien framstår att endast en mycket hög reningsgrad med avseende på läkemedelsrester är relevant på Getteröverket. För andra mikroföroreningar behövs även kompletterande åtgärder som t.ex. en separat lakvattenrening.

I förstudien har endast en teknikkombination kunnat utredas. Eftersom förstudien tydligt visat att det finns behov av en mycket kraftig reduktion av läkemedelsrester i utgående avloppsvatten vid Getteröverket kan dock även andra kompletterande reningstekniker komma i fråga. Även en potentiell koppling till en mer cirkulär vattenhantering, där en långtgående avancerad rening vid Getteröverket kan utgöra en viktig del, kan vara motiverad att utreda vidare för en resurseffektiv och hållbar helhetslösning för Varberg och den enormt viktiga och skyddsvärda våtmarksmiljön i Inre Farehammarsviken.

Summary

During 2020 and 2021, VIVAB, in collaboration with IVL Swedish Environmental Research Institute and with a grant from the Swedish Environmental Protection Agency, conducted a feasibility study for advanced treatment at the Getteröverket in Varberg. The main purpose was to investigate the conditions for a full-scale installation of suitable technology for advanced treatment of wastewater from pharmaceuticals but also other micropollutants. The project group performed a mapping of micropollutants over the wastewater treatment plant (WWTP), potential upstream point sources, and receiving surface waters. Assessments of the recipient and the requirement for an advanced treatment were performed. Simultaneously, pilot tests were carried out with the technology combination ultrafiltration and activated carbon (UF-GAC) at Getteröverket.

The mapping of micropollutants clearly shows that Getteröverket is the dominant transport pathway for pharmaceuticals to receiving surface waters, incl. Inre Farehammarsviken. For other micropollutants such as PFOS, phenols and endocrine disruptors, there are also other significant sources, a large part of which seem to be collected and transported via Lassabackadiket. The impact assessment of surface waters shows a clear risk of negative impact on the aquatic environment regarding several pharmaceuticals, PFOS and endocrine disruptors. In part, the environmental impact can be considered acutely toxic. Emissions of Diclofenac and PFOS appear to be the greatest challenge as levels of these micropollutants exceed the prevailing limit values in most of the surface water sampling points examined. In addition, measured levels for Citalopram are above reported acute toxic levels in several sample locations and releases of Furosemide, Oxazepam, Sertraline and other pharmaceuticals are also considered to present high risks of adverse effects in the aquatic environment. The extent of the impact indicates that even if an advanced treatment would remove 99.9 % of the priority pharmaceuticals, the risk of environmental impact in receiving recipients would not be eliminated. Performed pilot tests with ultrafiltration and activated carbon (UF-GAK) have shown that an effective reduction of pharmaceuticals and other micropollutants can be achieved at WWTP Getteröverket, but that the necessary data for a complete evaluation are still lacking. The pilot trials at WWTP Getteröverket also show that stable operation should be achieved with the proposed technology combination and that there are opportunities to influence both the total environmental impact and costs for the advanced treatment.

Based on the results and discussions, the project has also come up with recommendations that include e.g., that the mapping of micropollutants should be extended to provide a better understanding of the actual pollution situation, a more thorough impact analysis in the recipients and to identify any sources of pollution. Further, the pilot tests should be continued to create relevant data for dimensioning of a possible full-scale implementation and thus cost calculations. A concrete target definition for removal of micropollutants at WWTP Getteröverket needs to be developed based on the recommended more comprehensive mapping and impact analysis. From the feasibility study, only a very high degree of purification appears to be relevant. For other micropollutants, supplementary measures are needed, such as e.g., a separate leachate treatment.

In the feasibility study, only one technology combination could be investigated. However, as the feasibility study has clearly shown that there is a need for a very high reduction of pharmaceuticals at WWTP Getteröverket, other complementary treatment techniques may also be considered. A potential connection to a more circular water management where a far-reaching advanced treatment at WWTP Getteröverket can be an important part, may be investigated further for a resource-efficient and sustainable overall solution for Varberg and the extremely important wetland environment Inner Farehammarsviken.

1 Bakgrund

1.1 Behov av avancerad rening

Dagens avloppsreningsverk i Sverige är inte anpassade för rening av mikroförroreningar såsom läkemedelsrester. Utsläpp av dessa har negativ inverkan på miljön och kan på lång sikt medföra hälsorisker för människor (Baresel et al., 2017a). Mot bakgrund av detta har behovet av rening med avseende på mikroförroreningar uppmärksamats av regeringen sedan ett antal år tillbaka. På uppdrag av regeringen studerade Naturvårdsverket förutsättningarna för användning av avancerad rening vid avloppsreningsverk med syftet att avskilja läkemedelsrester. Utifrån denna studie har Naturvårdsverket bedömt att politiska beslut och engagemang samt minskning av investeringskostnader kan vara viktigt incitament för reningsverken för att införa ett avancerat reningssteg (Sunding et al., 2017).

I sin strategi VA2040 (VIVAB VA-plan 2040) specificerar VIVAB tydligt att man aktivt vill verka för att bevara den känsliga vattenmiljön och djurlivet som Getteröverkets mottagande recipient utgör. Därför anser VIVAB att det är av största vikt att ytterligare förbättra vattenkvaliteten genom att, vid behov, minska utsläppen av mikroplaster, läkemedelsrester och andra mikroförroreningar. Detta skulle kunna ske t.ex. genom att bygga ett avancerat reningssteg om detta kan motiveras ur ett samhällsekonomiskt perspektiv.

Vatten & Miljö i Väst AB (VIVAB) bildades 2009 och ägs gemensamt av kommunerna i Varberg och Falkenberg. VIVAB driver VA- och avfallsverksamheterna i Varberg och Falkenberg. På uppdrag av ägarna följer VIVAB den pågående utvecklingen gällande avancerad rening av avloppsvatten avseende läkemedelsrester och andra mikroförroreningar. Enligt bolagets sammanvägd bedömning finns det tillgängliga tekniska lösningar som lämpar sig för läkemedelsavskiljning, men driftserfarenheter är fortfarande begränsade. Dessutom påverkar en rad lokala förutsättningar på reningsverken, såsom avloppsvattensammansättning, befintlig renings effektivitet och mottagande recipients känslighet, val av avancerad reningsteknik och vad denna kunna uppnå. VIVAB har därför beslutat att både en omfattande kartering av mikroförroreningar och pilottester av en avancerad rening krävs för att få fram relevant kunskap för framtida beslut.

I enlighet med förordning (2018:495) från Miljö- och Energidepartementet om bidrag för rening av avloppsvatten från läkemedelsrester, med syftet att kunna nå miljökvalitetsmålen *Hav i balans samt Levande kust och skärgård* och *Gifrfri miljö*, har VIVAB i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet sökt och fått bidrag från Naturvårdsverket för utförande av en förstudie på Getteröverket. Det huvudsakliga syftet är att utreda förutsättningar för en fullskaleinstallation av teknik för rening av avloppsvatten från läkemedelsrester.

1.2 Syfte och mål

Huvudsyftet med förstudieprojektet vid Getteröverket är att bedöma behovet och möjligheter för en avancerad rening för reduktion av mikroförroreningar i avloppsvattnet. Ifall ett tydligt behov framstår, ska förstudien ta fram relevanta reningsmål för rening av avloppsvatten med avseende på mikroförroreningar utifrån anläggnings-specifika förutsättningar samt relevanta kriterier för val av lämplig reningsteknik.

De delmål som har identifierats av projektgruppen är som följer:

- Att bedöma dagens rening med avseende på mikroförreningar samt utvärdera behovet av en avancerad rening vid Getteröverket baserat på recipientpåverkan från anläggningen i relation till andra förreningskällor. Bedömningen baseras på en omfattande kartering av mikroförreningar i inkommande avloppsvatten, renat utgående avloppsvatten, eventuella punktkällor uppströms samt vid flera recipientpunkter.
- Att utvärdera lämpliga tekniker eller teknikkombinationer utifrån reningsverkets specifika förutsättningar genom praktiska pilotförsök vid Getteröverket. Teknikerna som ska utvärderas ska vara kommersiellt tillgängliga och generellt beprövade, samtidigt som pilottester ska ta fram ny kunskap för en eventuell framtida resurseffektiv implementering.
- Att tillhandahålla ett beslutsunderlag för framtida investeringsbeslut gällande implementering av läkemedelsrening vid Getteröverket. Aspekter som ska belysas inkluderar driftaspekter, miljöpåverkan, samt kostnad för en implementering som kan möta den definierade målbilden.

1.3 Förutsättningar

1.3.1 Getteröverkets avloppsreningsverk

Spillvattennätet som tillhör Getteröverkets upptagningsområde är ca 40 mil långt. På reningsverket renas hushållsspillvatten från ett verksamhetsområde som inkluderar Varbergs tätort, flera samhällen inom Varbergs kommun, samt tätorterna Morup och Långås i Falkenbergs kommun. Även spillvatten från industrier och större betydande verksamheter såsom betongindustri, biltvättar, lackeringsfirmor och sjukhus tas emot av reningsverket. Sjukhuset betraktas som en potentiellt viktig punktkälla av läkemedelsrester till reningsverket. Vidare tillförs även externslam till inkommande avloppsvatten på Getteröverket från enskilda avloppsanläggningar och från kommunens mindre reningsverk. Externslammet tillförs på ledningen före inloppspumpstationen och ingår således i inkommande provtagningsvärden.

Getteröverket är ett konventionellt reningsverk som idag omfattar anläggningsdelar för mekanisk, biologisk och kemisk behandling med syfte att säkerställa villkorade resthalter av BOD₇, fosfor och kväve. Därutöver finns anläggningar för slambehandling. Den mekaniska reningen omfattar maskinrensade fingaller, luftat sandfång och försedimentering. Det finns också en utjämningsbassäng för försedimenterat avloppsvatten. Den biologiska behandlingen består av en aktivslam-anläggning (fördenitrifikation) med efterföljande mellansedimentering. Den kemiska reningen sker med efterfällning. Efterfällningssteget omfattar flockningsbassänger och eftersedimenteringsbassänger. Fällning sker med polyaluminiumklorid.

VIVAB har fått ett nytt tillstånd (2018-12-03) till utökad verksamhet vid Getteröverket samt fortsatt utsläpp av behandlat avloppsvatten till Farehammarsviken av länsstyrelsen i Hallands län. Tillståndet omfattar en maximal belastning om 10 000 kg BOD₇ per dygn räknat som årsmedelvärde. För innehållet i det samlade utsläppet från avloppsreningsanläggningen gäller följande gränsvärden:

- Halten totalfosfor får som medelvärde för ett kalenderår inte överstiga 0,3 mg/l.
- Halten BOD₇ får som medelvärde för ett kalenderår inte överstiga 10 mg/l.
- Halten totalkväve får som medelvärde för ett kalenderår inte överstiga 10 mg/l.

Tabell 1. Dimensionering av Getteröverket.

Dimensionerande belastning	80 000 pe
Dimensionerad avloppsmängd	1 170 m ³ /h
Dimensionerad BOD ₇ belastning	5 600 kg/dygn
Dimensionerad N _{tot} -belastning	1 250 kg/dygn
Maximal avloppsmängd	2 340 m ³ /h
Faktisk belastning år 2020	56 700 pe
Avloppsmängd	20 600 m ³ /dygn
Maximal avloppsmängd	47 700 m ³ /dygn
BOD ₇ belastning	4 000 kg/dygn
Maxvärde BOD ₇	7 800 kg/dygn
P _{tot} belastning	100 kg/dygn
N _{tot} belastning	810 kg/dygn

Inga särskilda krav på rening av mikroföroreningar är reglerade i det nya tillståndet. Däremot finns det utredningskrav inom ramen för gällande egenkontrollprogram som omfattar mätningar av diklofenak, 17-alfa-etinylestradiol, 17-beta-östradiol och PFOS i utgående vatten. Provtagningsfrekvensen är satt till 4 prover/år.

1.3.2 Mottagande recipienter

Utsläpp av renat avloppsvatten från Getteröverket sker i ett dike med låg vattenströmning (Monarkbäcken, Figur 1). Bäckens flöde består i huvudsak av dräneringsvatten från befintlig järnvägsbangård samt dagvatten från mer centrala delar av Varberg. Monarkbäckens minimiflöde är på ca. 0,1 m³/s, medelflödet på ca. 0,12 m³/s (Tyréns 2017). Huvuddelen av vattenföringen i Monarkbäcken utgörs dock av det renade avloppsvattnet från Getteröverket (utgående medelflöde 2020 var ca 0,24 m³/s) som tillförs bäcken nära korsningen med Getterövägen. Monarkbäcken utmynnar vid Naturum i den inre delen av Farehammarsviken (även kallat Getterövik). Precis före utflöde till viken tillförs Monarkbäcken även dagvatten från bostads- och industriområden öster om järnvägen samt dräneringsvatten från järnvägsområdet och Lassabackadeponin via Lassabackadiket (skattat medelflöde 0,032 m³/s).

I Monarkbäcken vid Naturum har de senaste 7 åren minst fem händelser med fiskdöd registrerats utan att en orsakande faktor kunde identifieras (Varbergs Kusttillsyn 2017). Mynningen i Inre Farehammarsviken och stora delar av viken utgör en del av Natura 2000-området Getteröns fågelreservat (SE0510049) och ligger även nära Västra Getterön (SE0510048) som också är ett Natura 2000-område (Figur 1). Hela området däromkring utgör ett naturreservat som är klassat som en skyddsvärd våtmark. Fågelreservatet är ett registrerat varumärke som ägs av Naturvårdsverket och förvaltas av länsstyrelsen. Inre området är ett av Nordeuropas fågelrikaste områden med värdefulla välbetade strandängar, mindre vassruggar, häckningsöar för fåglar med grunda vattenområden. Ett flertal rödlistade djur återfinns i detta område (Naturvårdsverket 2018).

Inre Farehammarsviken kan beskrivas som en våtmark på ca 400 ha där det maximala vattendjupet sällan överskrider 1 m. Det enda andra stora tillflödet från inlandet sker via Himleån i nordöstra änden av viken som under 2020 hade ca 2,3 m³/s som medelflöde men kan uppvisa kraftiga flödesvariationer under olika perioder under året (VISS 2021). Det finns i dagsläget inga officiella övervakningsstationer i området. Närmaste station för recipientkontroll och nationell övervakning ligger ca 8,5 km ut i Balgöfjorden (Värö N13).

2 Metodik och genomförande

Förstudien utfördes under en 15 månaders period (augusti 2020 till oktober 2021) i samarbete mellan VIVAB och IVL. Projektet planerades med delaktiviteter som bygger på varandra för en maximal resultatnytta. Dessa delaktiviteter omfattade:

1. Kartering och recipientbedömning för att kartlägga belastning, reningseffekt och emissioner av mikroförroeningar vid Getteröverket samt att kartlägga halter och eventuella miljörisker i mottagande recipienter.
2. Genomförande av relevanta pilotförsök för att kunna bedöma vilka av de i steg 1 utpekade mikroförroeningarna som kan avlägsnas med en avancerad rening vid Getteröverket och till vilken resursförbrukning.
3. Utvärdering av karteringen och recipientbedömningen samt pilotförsöken för att bedöma behov och förmågan av en avancerad rening vid Getteröverket att reducera utpekade mikroförroeningar och deras eventuella miljörisker i den mottagande vattenmiljön.

På grund av den övergripande tidsplanen inom ramen för förstudieprojektet har flera delaktiviteter genomförts samtidigt och delvis överlappande. T.ex. har val av reningsteknik för pilotförsöken och genomförande av pilotförsöken behövt påbörjas redan innan karteringen och behovsanalysen var slutförd.

2.1 Kartering och recipientbedömning

2.1.1 Kartering av mikroförroeningar

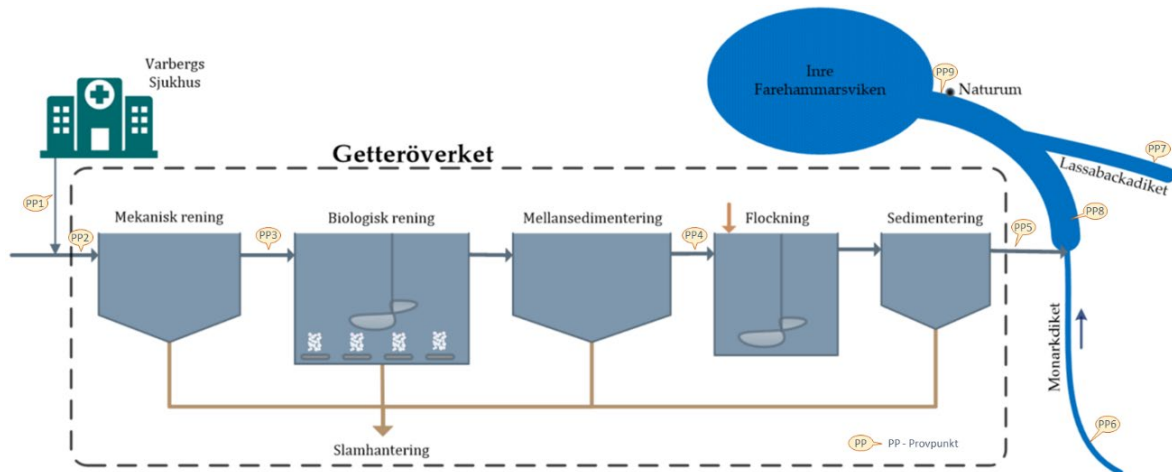
För att få en uppfattning om mikroförroeningshalter i ytvattenförekomster som renat avloppsvatten från Getteröverket släpps ut till, samt halter i inkommande avloppsvatten och nuvarande reningsgrad vid Getteröverket för dessa, genomfördes flera provtagningskampanjer (karteringarna) över hela projektperioden. Detta dels för att på bästa sätt fånga in eventuella variationer av utsläppshalter vid olika årstider och olika förhållanden i recipienterna. Tre stora karteringar genomfördes under v37 år 2020, v15 år 2021 och v29 år 2021. Karteringen inkluderade även ett prov i ledningsnätet uppströms vid en potentiell punktkälla gällande läkemedelsrester och vid sista provomgången togs ytterligare tre provpunkter i Inre Farehammarsviken med i karteringen. Från Tabell 2 framgår provtagningspunkterna vid provtagning i ledningsnätet, på reningsverket, samt i recipienter.

Tabell 2. Översikt över provtagning vid karteringen, med avseende på mikroförroeningar som utfördes under förstudien.

Tid vecka (år)	Getteröverket					Recipient						
	PP1 Ledningsnät Varbergs sjukhus	PP2 Inkommande avloppsvatten	PP3 Förre Biosteget	PP4 Efter biosteget	PP5 Utgående avloppsvatten	PP6 Monark, Uppströms Getteröverket	PP7 Lassabackadiket (deponi)	PP8 Monark, Nedströms Getteröverket	PP9 Nedströms Naturum	PP10 Naturum utlopp	PP11 Himleån mynning	PP12 Mynning mot Farehammarsviken
37 (2020)	VP	VP	VP	VP	VP	VP	VP	VP	VP	-	-	-
15 (2021)	VP	VP	VP	VP	VP	VP	VP	VP	VP	-	-	-
29 (2021)	VP	VP	VP	VP	VP	VP	VP	VP	VP	SP	SP	SP

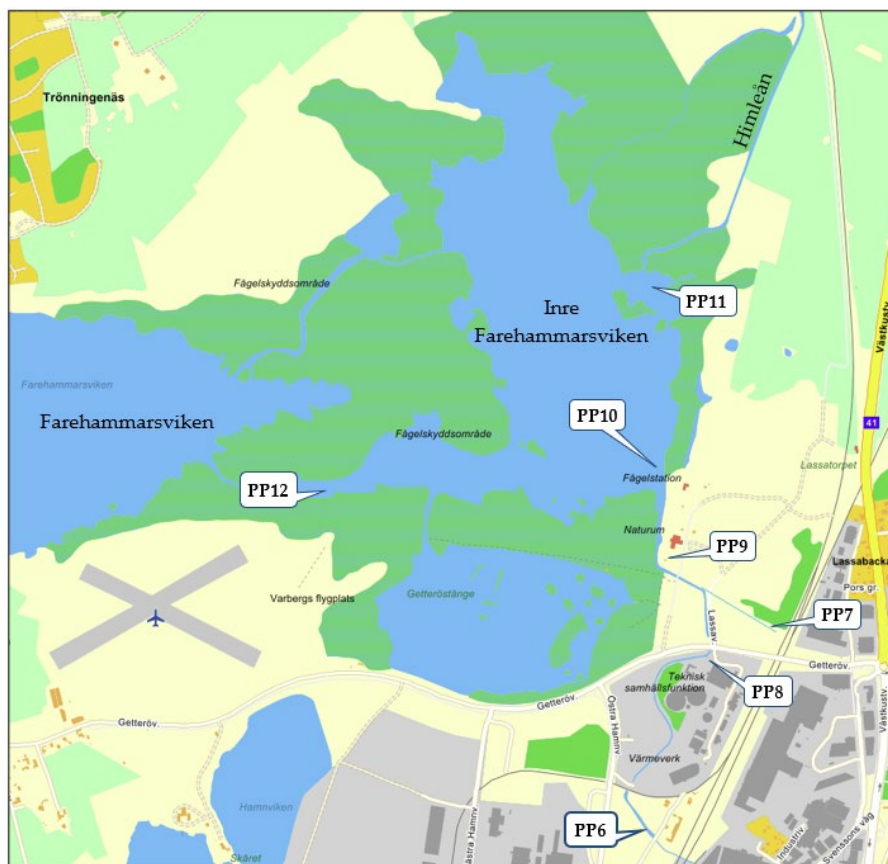
VP = Veckoprover, SP = Stickprov

Veckoproverna på Getteröverket togs som flödesproportionella samlingsprover medan veckoproverna från provpunkterna utanför reningsverket (sjukhuset - och recipientprovtagning) togs tidsproportionellt pga. avsaknad av flödesmätning. Veckoproverna skickades direkt efter provtagning till IVL i Stockholm för analys. Figur 2 och Figur 3 visar provpunkternas placering på reningsverket och i recipienterna.



Figur 2. Processchema samt relevanta provpunkter vid Getteröverket.

Karteringen i recipienterna inkluderade fyra utvalda provpunkter för att möjliggöra en bra påverkansanalys. Dessa kompletterades med ytterligare tre provpunkter vid den tredje provomgången för en utökad bedömning av recipientsituationen.



Figur 3. Placering av provtagningspunkter i recipienterna.

Tabell 3 ger en detaljerad beskrivning av samtliga provtagningspunkter.

Tabell 3: Beskrivning av de olika provpunkter som ingått i karteringen.

Prov-punkt	Placering	Syfte med provtagning
PP 1	Ledningsnät Varbergs sjukhus	Undersökning för bedömning ifall sjukhuset utgör en stor punktkälla för utsläpp av mikroföroreningar till Getteröverket.
PP 2	Getteröverket, Inkommande avloppsvatten	Ger information om totala mängden föroreningar som kommer in till Getteröverket.
PP 3	Getteröverket, Före Biosteget	Möjliggör en bedömning av avskiljning av mikroföroreningar i den mekaniska reningen.
PP 4	Getteröverket, Efter biosteget	Möjliggör en bedömning av avskiljning av mikroföroreningar i den biologiska reningen.
PP 5	Getteröverket, Utgående avloppsvatten	Möjliggör en bedömning av mikroföroreningar över hela reningsverket, i den kemiska reningen samt att undersöka det totala utsläppet av mikroföroreningar till recipienten.
PP 6	Monarkdiket, Uppströms Getteröverket	Ger information angående recipientens mikroföroreningshalter innan den blir påverkad av reningsverkets utsläpp.
PP 7	Lassabackadiket (deponi)	Diket som dränerar ett område inkl. deponin och industriområde öster om banvallen.
PP 8	Monark, Nedströms Getteröverket	Ger information angående inverkan av Getteröverkets utsläpp på recipienten.
PP 9	Naturum, nedströms	Ger information angående inverkan av Getteröverket och eventuella emissioner från Lassabackadiket.
PP 10	Naturum utlopp	Ger information angående föroreningshalter i lagunen/våtmarken och möjlig inverkan av Getteröverkets och andra utsläpp.
PP 11	Himleån mynning	Ger information angående mikroföroreningar som transporteras via Himleån till lagunen/våtmarken.
PP 12	Mynning mot Farehammarsviken	Ger information angående mikroföroreningar och vad som släpps ut till Farehammarsviken (kustvatten).

Hallands sjukhus i Varberg är ett akutsjukhus som har 450 vårdplatser för somatisk vård och 50 platser för psykiatrisk behandling. Det samlade avloppsvattnet från sjukhuset och tillhörande apotek rinner via en gemensam ledning till det kommunala spillvattennätet. Detta möjliggör att det samlade vattnet från sjukhuset på relativt enkelt sätt kan provtas separat utan risk för inblandning av vatten från andra källor. Således kan sjukhusets potentiella punktbelastning på reningsverket med avseende på läkemedelsrester bedömas. En flödesmätning har dock inte varit möjlig, utan flödet bedömdes utifrån den rapporterade vattenförbrukningen under varje provtagningsvecka.

2.1.2 Analyser av mikroföroreningar

Läkemedelsrester, fenoler, PFAS 11 och hormoner analyserades vid samtliga redovisade provtagningsstillfällen och provtagningspunkter i Tabell 2. Mikroplaster analyserades endast vid första och andra screeningen för följande provpunkter; Inkommande Getteröverket, In till biosteget, efter biosteget och på reningsverkets utgående vatten.

Läkemedel- och antibiotikarester i avloppsvatten analyserades med LC-MS/MS enligt en metod beskriven av Gros et al. (2006) med vissa avvikelser. Den första avvikelsen är tillsats av 200 mg etylendiamintetraättisyra (EDTA) till vattenprovet för att bryta eventuella interaktioner mellan analyterna och metalljoner förekommande i provet. Den andra metodavvikelsen innebär att elueringen av substanserna från extraktionskolonnerna har utförts med metanol och aceton. Separationskolonnen som används är en Kinetix™ bifenyl core-shell kolonn med dimensionerna

100 mm × 3 mm med 2,6 µm partikelstorlek (Phenomenex) och elueringsbuffertarna som används vid jonisering i positiv ESI är 0,1 % myrsyra i vatten och 0,1 % myrsyra i metanol. Vattenprov har extraherats med hjälp av fastfaskolonner (Oasis HLB, Waters). ¹³C¹⁵N-carbamazepine, ¹³C₆-diclofenac, ¹³C₆-hydrochlorothiazide, d₇-atenolol, d₇-metoprolol och d₃-ibuprofen har använts som internstandarder för kvantifiering.

För bestämning av halter av Östron (E1), Östradiol (E2) samt Etinylöstradiol (EE2) har vattenprover extraherats med hjälp av fastfaskolonner (ENV+ samt PSA, Biotage). Analys har skett med HPLC-HRMS (Orbitrap). ¹³C₂-E2 och ¹³C₂-EE2 har använts som internstandarder för kvantifiering.

Test av östrogena effekter (YES = yeast estrogen screen) utfördes med en modifierad jästcellstam, som innehåller en human östrogenreceptor kopplad till en reporter-gen. Om östrogen-liknande substanser binder till östrogenreceptorn, produceras ett enzym som omvandlar en tillsatt färg-indikator i testet. Effekttesterna utför på extrakt från de aktuella proverna. En volym av 500 ml av varje prov upprenas mha SPE-kolonner. Därefter delades extraktet, indunstas nästan till torrhet och förvarades i frys fram till teststarten. På varje 96-håls mikrotiterplatta appliceras blankprov med tillväxtmedium, en positiv kontrollserie av 17β-östradiol, en negativ kontrollserie av ultrarent avjonat vatten (Milli-Q, Millipore), samt spädningsserier av provextrakten. I varje serie testades 12 olika koncentrationer och varje upplägg på platta utfördes i tripliket. Efter tre dagar avlästes färgomslag vid 540 nm (Multiskan FC, Thermo Scientific). EC₅₀ (effektkoncentration vid 50 % av den maximala effekten) beräknades både för den positiva kontrollen och vattenprover. Genom omräkning och relatering till positiva kontrollen kan slutlig effekt av varje prov presenteras som östradiol-ekvivalenter (dvs. ng 17β-östradiol per l prov). Ett högre värde innebär starkare östrogena effekter. För detaljer hänvisas till Svenson et al. (2000), Svenson och Allard (2002) samt Svenson et al. (2009) för beräkningsdetaljer.

Bestämning av fenoler gjordes genom extrahering av proven med vätske-vätske-extraktion (LLE). Analys har skett med HPLC-HRMS (Orbitrap). ¹³C₆-tertiär-oktylphenol, och d₁₆-bisfenol A har använts som internstandarder för kvantifiering.

För analys av PFAS extraherades vattenproverna med SPE kolonner (Oasis WAX, Waters) och analys har skett med HPLC-MS/MS. ¹⁸O₂-PFHxS, ¹³C₄-PFOS, ¹³C₄-PFBA, ¹³C₂-PFHxA, ¹³C₄-PFOA, ¹³C₅-PFNA, ¹³C₂-PFDA, ¹³C₂-PFUnDA, ¹³C₂-PFDoDA har använts som internstandarder för kvantifiering. Mängden PFOS anges som summan av linjär och förgrenad PFOS.

Mikroplaster analyserades enligt följande. En liter av varje prov filterades genom ett 20 µm filter och det uppsamlade materialet studerades i ett stereomikroskop med 50 gångers förstoring. Alla mikroplastpartiklar räknades och delades in i tre grupper: plastfragment, plastflagor respektive plastfibrer. Dessutom räknades antalet icke-syntetiska fibrer, som t ex bomull.

Analyserna för läkemedel, PFAS 11, fenoler, mikroplaster och YES utfördes på IVL:s laboratorium i Stockholm. Även analyserna av bromat och bromid som utfördes vid enstaka tillfällen utfördes vid IVLs laboratorium i Göteborg.

2.1.3 Påverkansanalys av mottagande ytvattenförekomster

När avloppsreningsverk har utsläpp till ytvatten är det inte nödvändigt att klara alla kvalitetskrav redan i avloppsröret för att recipientens miljökrav skall kunna upprätthållas (NV 2010:3). Frågan om hur stor andel av en vattenförekomst som en enskild belastningskälla får ta i anspråk (bidra med förhöjda halter), utan att icke-försämringskravet träder i kraft, är inom svensk vattenförvaltning hänvisad till statusen i en för ytvattenförekomsten representativ övervakningsstation.

I det berörda projektområdet finns ingen sådan övervakningsstation. Närmaste aktiva övervakningsstation ligger i Balgöfjorden (Värö (N13)) och i Himleån (Himleån, Lindhov). Provtagningspunkter i ytvatten som ingick i detta projekt ligger i vattenförekomster som klassas som inlandsvatten, även de som ligger i Inre Farehammarsviken.

Bedömningen av recipientpåverkan som gjordes av IVL baseras på både de bedömningsgrunder som är definierade som en del av klassningen av kemisk status i vattenförekomster (HVMFS 2019:25) och effektkoncentrationen som inte bör överskridas i recipienten (PNEC). Detektions- och kvantifieringsgränser för läkemedelshalter i ytvatten ligger dock i vissa fall på en högre nivå än effekthalter och uppmätta halter kan därmed endast användas i en begränsad omfattning. Därför används utöver uppmätta halter i recipienten även beräknade halter utifrån halter i utgående avloppsvatten och medelutspädningen.

2.1.3.1 Bedömning av recipientpåverkan utifrån gränsvärden för statusklassning av recipient

Som en del av klassningen av kemisk status i vattenförekomster ingår en bedömning av halter av särskilt förorenande ämnen. I senaste utgåvan av Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25) finns kvalitetskrav för kust- och inlandsvatten för två läkemedelssubstanser (Ciprofloxacin och Diklofenak) och två hormoner (Östradiol och Etinylöstradiol). För att klassa kemisk status av en recipient som *God* måste halterna av dessa läkemedel i recipienten vara lägre än respektive gränsvärden (Tabell 4). Om gränsvärdet i ett ytvatten överskrids behöver åtgärder implementeras som minskar tillförseln av dessa substanser till recipienten. Förutom läkemedelsrester finns andra mikroföroreningar i renat avloppsvatten som också bör beaktas och som delvis omfattas av kvalitetskraven i HVMFS 2019:25. Utöver de fyra läkemedlen som omfattas av kvalitetskraven, finns det läkemedelssubstanser som anses problematiska ur miljösynpunkt men som det inte finns definierade miljökrav för (se 2.1.3.2).

Tabell 4. Några av de särskilt förorenande ämnena och dess gränsvärden i Havs- och vattenmyndighetens föreskrift om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25).

Ämne	Gränsvärde (ng/l) (HVMFS 2019:25)		Kommentar
	Inlandsvatten	Kustvatten	
Ciprofloxacin	100	100	Maximal tillåten koncentration*
Diklofenak	100	10	Årsmedelvärde
Östradiol (17beta-) E2	0,4	0,08	Årsmedelvärde
Etinylestradiol (17alfa-) EE2	0,035	0,007	Årsmedelvärde
PFOS perfluoroktansulfonat	0,65 / 36 000	0,13 / 7 200	Årsmedelvärde / Maximal koncentration*
Bisfenol A	1 600 / 2 700	110 / -	Årsmedelvärde / Maximal koncentration*
Nonylfenol	300	300	Årsmedelvärde
Oktylfenol	100	10	Maximal tillåten koncentration*

* uppmätt vid ett enskilt mätillfälle. Vattenmyndigheterna får, i enlighet med förfarande uttryckt i bilaga I del B punkt 2 stycke 2 i direktiv 2008/105/EG, dock tillämpa statistiska metoder för bedömning av efterlevnaden av dessa värden.

2.1.3.2 Bedömning av recipientpåverkan utifrån toxikologiska studier och riskkvoter

En bedömning av recipientpåverkan med avseende på läkemedelsrester kan även göras baserat på riskkvoter, den s.k. EC/PNEC-kvoten. Hög risk för oönskade effekter anses föreligga om riskkvoten är 1 eller högre. I intervallet 0,1–1 är risken måttlig, och en riskkvot <0,1 medför en låg risk. Beräkningen görs enligt ekvation 1.

$$\text{Riskkvot} \left(\frac{EC}{PNEC} \right) = \frac{ARV \cdot UT}{PNEC \cdot Utspädning} \quad (\text{Ekv. 1})$$

EC (Environmental Concentration) är den uppmätta koncentrationen i recipienten eller halten i utgående avloppsvatten från Getteröverket delat med utspädningen ifall recipienthalten inte kan kvantifieras med tillräcklig noggrannhet. PNEC (Predicted No Effect Concentration) baseras på NOEC (No Effect Concentration) som motsvarar den koncentration som är gränsen för när toxiska effekter i den akvatiska miljön föreligger och en säkerhetsfaktor som tar hänsyn till osäkerheten i de ekotoxikologiska studier som ligger till grund för NOEC. Säkerhetsfaktorn för varje substans beror på tillgängliga toxikologiska data. Enligt riskbedömningsreglerna i REACH-förordningen (ECHA guidance on chemical risk assessment; echa.europa.eu) ska säkerhetsfaktorn vid 2 akuta tester samt ett kroniskt test vid tre olika trofinivåer vara 100. Säkerhetsfaktorn vid ett akut test samt två kroniska tester vid tre olika trofinivåer är 50. Säkerhetsfaktorn vid 3 kroniska test vid tre olika trofinivåer är 10. Saknas kroniska tester har en säkerhetsfaktor 1000 använts. I vissa fall finns endast LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) tillgängligt för PNEC-bestämning och då tillkommer en faktor på 2 för att kompensera för osäkerheten. Som underlag i den aktuella bedömningen används data från Sehlén et al. (2015) som uppdaterades under 2019 inom förstudieprojektet vid Himmerfjärdsverket (Ågerstrand, 2019).

2.2 Pilotförsök vid Getteröverket

2.2.1 Val av lämpliga tekniker för pilottester

Projektgruppen valde att genomföra pilotstudier för en avancerad rening baserad på en utökad filtrering med mikrofiltrering och ultrafiltrering (UF) i kombination med granulerat aktivt kol (GAK) i två-steps filter, kort UF-GAK. För val av denna teknikkombination finns flera anledningar.

- Teknikkombinationen UF-GAK rekommenderas av tidigare teknikgenomgångar som IVL genomfört om en långtgående rening av de flesta mikroföroreningar önskas åstadkommas (t.ex. Baresel et al., 2015a; 2017a, c). Detta stämmer väl överens med VIVAB:s övergripande direktiv till projektet angående vad som ska åstadkommas med en eventuell kompletterande rening vid Getteröverket.
- IVLs praktiska erfarenheter med ultrafiltrering i kombination med aktivt kol från pilotförsök både vid forskningsanläggning Hammarby Sjöstadsverk (t.ex. Baresel et al., 2014; 2015a; 2017a; Ek et al., 2013b) och vid Syvab Himmerfjärdsverket (Ek et al., 2013a; Lemström et al., 2021) visar på en effektiv rening av bl.a. läkemedelsrester även vid varierande belastning.
- Baserat på VIVAB:s och IVLs kunskapsuppbyggnad genom pilottester med ozonoxidation i den tidigare förstudien med avseende på rening av mikroföroreningar vid Ullared ARV (Habagil et al., 2020) har bedömningen gjorts att andra tekniker än ozon skulle utvärderas för att samla kompletterande erfarenheter och öka kunskapen kring rening av mikroföroreningar med olika tekniker.
- Initialt genomförda analyser av bromidhalter i Getteröverkets utgående avloppsvatten visade halter på ca 0,11 mg/l. Även om halten inte direkt framstår som problematiskt så kan denna bromid oxideras till bromat vid ozonering och speciellt vid höga ozondoser för en effektiv reduktion av läkemedelsrester ökar denna risk. En implementering av ozonering kunde därför kräva ytterligare ett polersteg för att ta hand om producerat bromat i vattnet, vilket projektgruppen inte ansåg som en optimal lösning för förstudien att undersöka.
- VIVAB driver redan idag en UF-anläggning som en av två mikrobiologiska barriärer i dricksvattenberedningen på Kvarnagårdens vattenverk och det finns teknisk kompetens inom företaget kring tekniken.
- För att bevara den känsliga recipienten och djurlivet anser VIVAB att det är av största vikt att förbättra vattenkvaliteten genom att kraftigt minska inte bara mikroföroreningar utan även genom att skapa en effektiv mikrobiologisk barriär.

- Både VIVAB och IVL jobbar aktivt med lösningar som åstadkommer en cirkulär vattenhantering. Även om detta inte har varit ett av de uttalade målen med projektet så bedömdes aspekten vid teknikval ändå som viktig eftersom möjligheten att t.ex. framställa tekniskt vatten som kan återanvändas för olika ändamål skulle ge både en ökad cirkularitet, mindre total miljöpåverkan och eventuellt även ge en viss kostnadstäckning för den utökade reningen. Teknikkombinationen UF-GAK bedömdes kunna uppfylla förutsättningar för en sådan potentiell cirkulär vattenhantering.
- VIVAB äger en egen UF-pilotanläggning som kunde anpassas och nyttjas för tester vid Getteröverket vilket också frigjorde resurser som istället kunde läggas t.ex. på fler analyser.

I Sverige finns det framförallt erfarenheter av UF-GAK från dricksvattenberedning, medan erfarenheterna kring användning av teknikerna inom avloppsanläggningar är mer begränsade. En liknande studie som utfördes på Kalmar avloppsreningsverk visade på reduktion av både fosfor och mikroorganismer i ultrafiltreringen samt adsorption av lösta organiska mikroförroeningar i GAK-filtret. Enligt författarna kan det uppstå synergieffekter vid kombination av UF och GAK eftersom membranfiltratet (permeatet) är fritt från partiklar och kan innehålla lägre halter av organiska ämnen. Vilket i sin tur kan leda till mer effektivt utnyttjande av kolet, både genom att partiklar inte blockerar filtret och att halten DOC är lägre. I och med detta kan det efterföljande reningssteget med GAK drivas på ett mer effektivt sätt jämfört med drift utan förbehandling med UF (Edefell et al., 2019). Liknande synergieffekter har även tidigare rapporterats från pilottester med en kombination av UF och GAK-filter dock i form av den enda mer integrerade tekniska lösningen av en MembranBioReaktor (MBR) (Ek et al., 2013a; Baresel et al., 2014; 2017a-c; 2019a, b).

2.2.2 Val av lämpliga adsorbenter

Redan vid de första diskussionerna kring utformningen av pilottesterna har relevansen av att kunna testa olika aktiva kol kommit upp för att få en optimal resurseffektivitet vid en eventuell framtida fullskaleanläggning. VIVAB har dessutom redan pågående aktiviteter för termisk slambehandling där olika termiska slambehandlingstekniker i kombination med fosforutvinning utvärderas. Ett tänkbart alternativ som diskuterats är att eventuellt kunna ersätta kommersiellt aktivt kol för läkemedelsrening med biokol som produceras från Getteröverkets avvattnade slam. En sådan tillämpning skulle minska behovet av fossila resurser, då energikrävande regenerering av kolet skulle bli överflödigt, antal transporter minskar avsevärt och utsläpp vid termisk behandling skulle inte räknas in i reningsverkets GHG-emissioner pga. biokolets biogena ursprung. Mot bakgrund av detta valdes en pilotutformning med möjlighet att utvärdera och jämföra olika aktiva kol simultant.

Under förstudien valdes att utvärdera 3 olika kommersiella aktiva kol samt ett avloppsslambaserat aktivt kol som producerats från Getteröverkets avvattnade slam (FoU 21).

- **GPP® 20**
GPP® 20 är ett reaktiverat GAK från Chemviron som är anpassad för användning inom avloppsreningsapplikationer (Chemviron 2021a). Produkten är inte anpassad för applikationer inom livsmedelsindustrin. GPP 20 är en ångaktiverad produkt som är betydligt billigare än t.ex. Filtrasorb 400 och Organisorb 10. Uppskattningsvis ligger riktpriiset för GPP-20 på ca 11-16 kr/kg (Chemviron pers. kom.). Koldioxidkvalentens för ett reaktiverat GAK uppskattas vara ca 80 % lägre än vid tillverkning av ett nytt GAK. GAK:en har använts i pilotförsök på olika deponier för rening av lakvatten från PFAS med bra resultat (Malovanyy et al., 2021).

- **Filtrisorb® 400**
Filtrisorb® 400 är en högkvalitativ GAK från Chemviron. Enligt företaget har produkten hög adsorptionsförmåga med högt antal porer, vilket medför hög selektionsförmåga för bortforsling av mikroföroreningar även för vattnet som innehåller höga TOC-halter (Chemviron 2021b). Produkten är producerad utifrån en särskild mix som genererar hög adsorptionsförmåga och konstant adsorption kinetik. Ett riktpreis för Filtrisorb® 400 ligger på 35 kr/kg (Chemviron pers. kom.).
- **Organosorb® 10**
Organosorb® 10, en granulärt aktivt kol som produceras genom ångaktivering av utvalda kolkvaliteter för användning i olika vattenbehandlingsapplikationer. Det aktiva kolet införskaffades från Desotec Activated Carbon. Enligt företaget används Organosorb® 10 framgångsrikt av ett brett spektrum av kunder, inklusive dricksvattenproducenter, bryggerier, läskproducenter och inom industriell vattenrening. Detta är en ångaktiverad produkt med partikelstorlek mellan 0,60 och 2,36 mm (Desotec 2021). Produkten ligger i samma prisklass eller något över Filtrisorb® 400 (Desotec pers. kom.).
- **FoU 21**
FoU 21 är en avloppsslambaserat aktivt kol som har producerats från avvattnat slam från Getteröverket. Det avvattnade slamm torkades i en elektrisk bandtork vid låga temperaturer på 38 °C vid pilotförsök som utfördes på Getteröverket. Därefter transporterades det torkade slamm till Lidköping för pyrolys och produktion av biokol (torkning och pyrolys utfördes vid en tidigare studie, januari 2020). Biokolet hade ångaktiverats av Aqua Green i Danmark vid 620–650 °C med aktiveringsuppehållstid på 30 minuter. En kostnadskattning för detta kol har inte gjorts eftersom produktionen endast omfattat tillverkning i mindre försöksomfattning.

I nedanstående tabell sammanfattas de viktigaste egenskaperna hos de valda kommersiella produkterna. Det kan noteras att Organosorb 10 har något större partikelstorlek vilket kan innebära högre risk för ökade kanteffekter. En undersökning av den faktiska partikelstorleksfördelningen i det testade kolet har dock inte gjorts. För FoU 21 är partikelstorleken okänd.

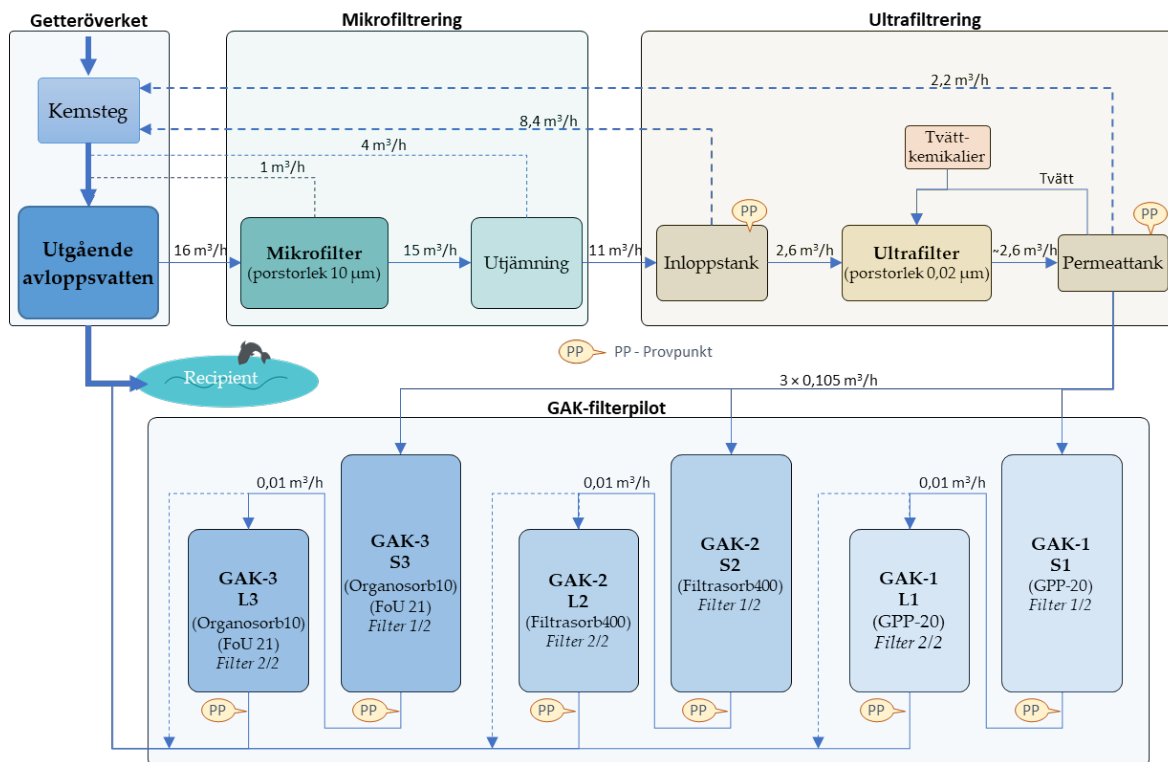
Tabell 5: Viktiga egenskaper av de kommersiella GAK-produkter som användes vid förstudien.

Aktiv kol	Företag	Jodnummer* [mg/g]	Partikelstorlek [mm]	Densitet [kg/m ³]	Ytarea [m ² /g]	Aktivering	Ursprung
GPP 20	Chemviron	700	0,425 – 1,70	450	725	Ånga	Reaktiverat
Filtrisorb 400	Chemviron	1 050	0,425 – 1,70	425	1 050	Ånga	Virgin
Organosorb 10	Desotec	950	0,60 – 2,36	440	960	Ånga	Virgin

* Jodnummer visar porositeten av kol, vilket inte nödvändigtvis betyder att sorption av andra ämnen än jod beter sig liknande

2.2.3 Processbeskrivning

En pilotanläggning bestående av tre delar (mikrofilter, ultrafilter och GAK-filter) placerades i anslutning till reningsverkets utgående vatten. Mikrofiltrering i form av trumfilter användes som förbehandlingsanläggning till efterföljande UF-pilotanläggningen. Det behandlade vattnet i UF-anläggningen fördes vidare med självfall till utjämningsmagasinet, därifrån pumpades vattnet till respektive GAK-filter. Figur 4 visar ett schematiskt flödesschema över pilotanläggningarna med information om de olika flödena.



Figur 4. Flödesschema över pilotanläggningen samt provpunkter i piloten.

För att kunna säkra ett kontinuerligt vattenflöde över samtliga pilotsteg konstruerades pilotanläggningen så att mikrofiltret hade den högsta kapaciteten och den sista pilotdelen (GAK-filtren) hade det lägsta flödet. Placeringen av pilotanläggningen krävde en del förberedelser i form av ledningsdragnings, asfaltering och utförande av mindre byggnadsåtgärder på Getteröverket. Placeringen av mikrofilteranläggningen just ovanför kontaktbassängerna valdes för en kort transportsträcka av Getteröverkets utgående vatten till mikrofilteranläggningen, samtidigt som tvättvatten från mikrofilteranläggningen och bräddningsvatten enkelt kunde ledas tillbaka. Samtliga ledningar och pilotdelar frostsäkrades för en ökad driftstabilitet även under vinterperioden. Ett område på 320 m² asfalterades för att placera pilotanläggningarna. UF-pilotanläggningen (en 40 fots container) var redan avsedd för utomhusbruk. Ett isolerat industriält sattes upp för att skydda GAK-piloten från kyla, regn och ljus, samt för att skapa en bra och säker arbetsmiljö för driftpersonalen (Figur 5).



Figur 5. Installation av pilotanläggningarna (MF, UF och GAK-anläggning).

2.2.3.1 Mikrofilterpiloten

Mikrofilteranläggning var av typ Dyna Drum från Nordic Water med porstorlek på 10 µm och användes för att avlägsna suspenderande ämne och partiklar från utgående avloppsvatten från Getteröverket innan behandling i UF-piloten. Det självrengörande filtret styrs via en nivågivare som initierar backspolningen när vattennivån inuti filtertrumman når en förinställd nivå pga. igensättning av filterduken. Trumfilteranläggningen placerades på en brygga som byggdes på skiljeväggarna i Getteröverkets kontaktbassänger för behandling av verkets utgående vatten (Figur 6). En särskild kanal utformades för avledning av det filtrerade vattnet vidare till utjämningsmagasinet. Därifrån kunde vattnet pumpas vidare till UF-anläggningen samtidigt som mikrofiltrets överskottsvatten kunde bräddas tillbaka till kontaktbassängen. I likhet med överskottsvattnet, avleddes trumfiltrets spolvatten tillbaka till kontaktbassängen.

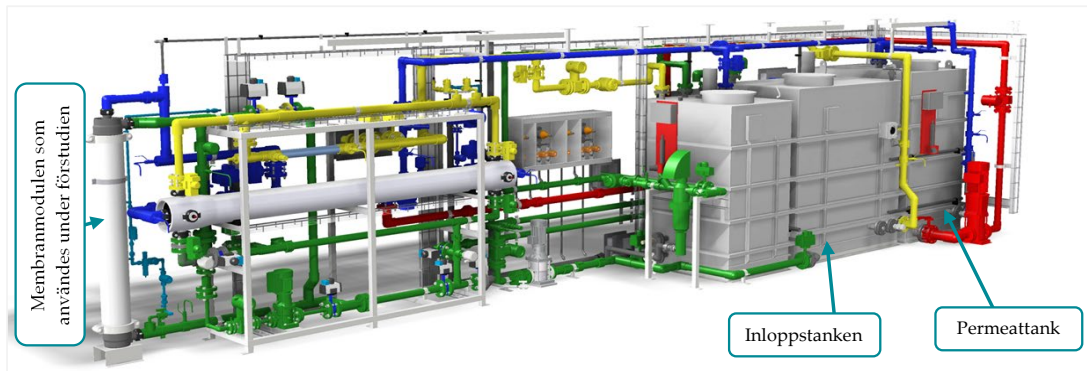


Figur 6. Mikrofilteranläggningen och efterföljande utjämningsmagasin.

2.2.3.2 UF-pilotanläggning

UF-pilotanläggning bestod av en primär "dead end" Pentair Xiga64 enhet (horisontell) och en sekundär "dead end" Pentair Aquaflex 64 enhet (vertikal) med en membranyta på 64 m² vardera och en nominell porstorlek på 0,02 µm (Figur 7). I pilotförsöken användes endast den vertikala UF-enheten. Vatten från mikrofiltreringen tillfördes inloppstanken via ett extra skyddsfilter (300 µm) som extra skydd av UF-membranen. Vattnet passerade en online sensor (I:SCAN) för mätning av TOC, UVabs 254, turbiditet och färg vart 5:e minut. Även permeatet analyserades med avseende på TOC, UVabs 254, turbiditet och färg med samma typ I:SCAN sensor och samma mätintervall.

Under filtreringsfasen pumpades vattnet från inloppstanken in till den vertikalluppställda membranmodulen och det filtrerade permeatvattnet transporterades till permeattanken. Från permeattanken rann vattnet med självfall till en efterföljande utjämningsstank inför GAK-pilotdelen. Permeattanken användes även för backspolning av membranet. Vid normal drift bräddades vatten kontinuerlig från permeattanken, med undantag för backspolningsperioderna. De korta backspolningarna var dock för korta för att sänka vattennivån i utjämningsstanken och ett kontinuerligt flöde till GAK-piloten kunde därför säkerställas. Enbart korta flödesstopp skedde vid kemisk membranrengöring, chemical enhanced backwash (CEB), som utfördes varje 25 filtreringscykel, i.e. varje 18,75 timme. Under CEB stoppades inflöde till GAK-piloten under ca 20-25 minuter.



Figur 7. Konstruktionsschema över UF-pilotanläggningen.

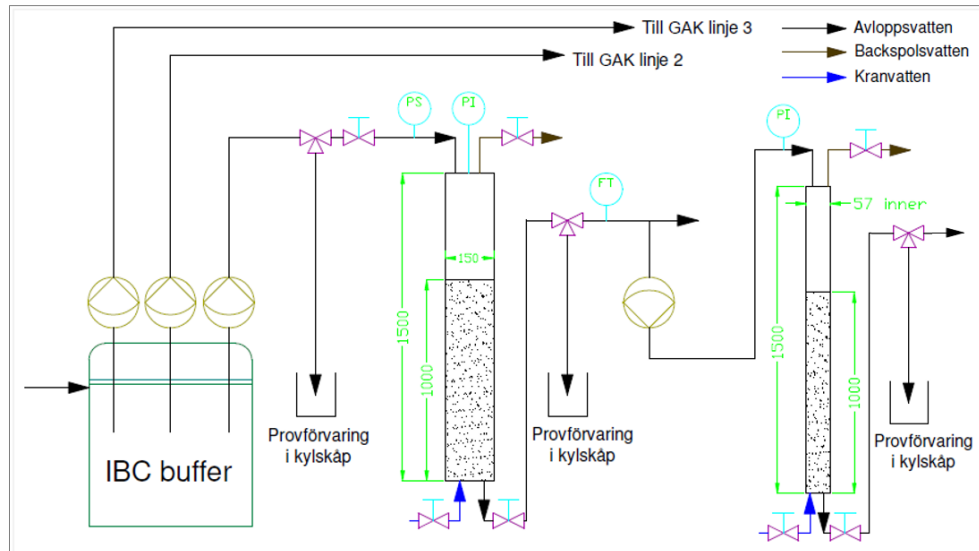
UF-pilotanläggningen är konstruerad med en särskild doseringspunkt för koagulering och separata doseringspunkter för svavelsyra (H_2SO_4) och natriumhydroxid ($NaOH$) för pH-korrigerande, samt en separat doseringspunkt för natriumhypoklorit ($NaOCl$). Under backspolning och rengöringen av UF-membranen stoppades inflödet. Backspolvattnet och tvättvattnet från rengöringen av membranmodulen återfördes till reningsverket. CEB:n utfördes efter 25 filtreringscykler med både syra H_2SO_4 (syra), bas ($NaOH$) och klor ($NaOCl$) i två olika faser med blötläggningstid på 10 minuter vardera. Under den första faser doserades natriumhydroxid och natriumhypoklorit till pH 12 uppnåddes. En membranblötläggningsperiod på 10 minuter följde. I den andra faser doserades svavelsyra tills pH 2,0 uppnåddes och en efterföljande blötläggningsperiod på 10 minuter.

UF-pilotanläggningen kördes med en stabil basdrift utan större ändringar eller optimeringsförsök för att garantera en stabil vattenkvalitet till GAK-piloten. Efter en initial intrimning valdes en filtreringstid på 40 minuter följt av en backspolning. Längre intervaller resulterade i en sämre återhämtning av membranerna med en kontinuerlig ökning av transmembrantrycket (Transmembrane Pressure (TMP)) och minskning av membranpermeabiliteten. CEB- Intervallerna mellan backspolningarna valdes till 25 filtreringscykler. I likhet med filtreringstiden, längre CEB-intervaller än 25 cykler visades vara för långa med begränsad återhämtning av membranprestanda med avseende på TMP och permeabilitet.

Ett försök utfördes för att hitta en lämplig dosering av koagulant till UF-anläggningen för en bra avskiljning av DOC, mätt som reduktion av UV 254. I försöket testades ekoflockdoseringar (Ekoflock 90; 9 % aluminium) mellan $1,1 \text{ g Al/m}^3$ och $2,2 \text{ g Al/m}^3$, vilket motsvarar doser på ca 12 - 24 g Ekoflock 90/ m^3 . Eftersom försöket visade högst reduktion av UV 254 vid doseringen $2,0 \text{ g Al/m}^3$, valdes detta som fast dosering för hela testperioden (se 3.3.1). Under pilotförsöken kontrollerades även fosforhalterna (totalfosfor och ortofosfat) över UF piloten veckovis.

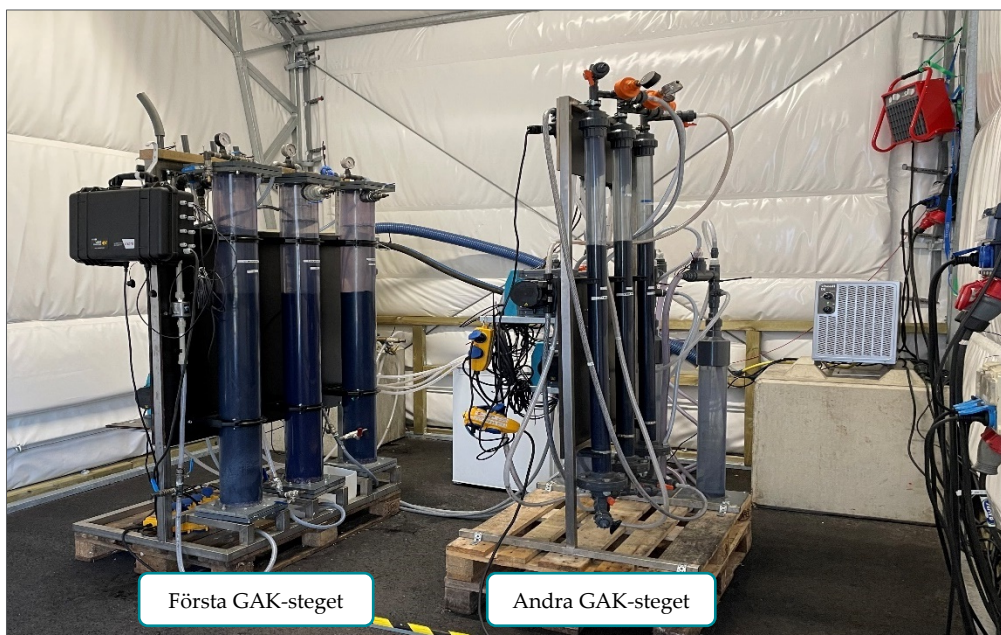
2.2.3.3 Filterpilotanläggning med Granulerat aktivt kol (GAK)

Filterpiloten byggdes av IVL och omfattade 3 identiska 2-stegsfilter där varje linje bestod av ett större första filter och ett mindre andra filter (Figur 8). Varje linje kördes i serie där permeatvattnet från en utjämningstank pumpades med slangpumpar (Qdos120) till första steget. Efter första filtret pumpades en del av vattnet vidare till det andra filtret. Det första filtret i varje linje (filter 1/2) var 1500 mm hög, 150 mm i innerdiameter och fylldes med en filterbädd på 1000 mm, vilket ger en filtervolym på ca 18 liter. Det andra filtret i varje linje (filter 2/2) var 1500 mm hög, 57 mm i innerdiameter och fylldes med en filterbädd på 1 000 mm, vilket ger en filtervolym på ca 2,6 liter.



Figur 8. GAK pilotanläggning. Tre linjer där varje linje består av en större GAK-kolonn (första filteringssteg) och en mindre GAK-kolonn (andra filteringssteg).

Kolonnerna var byggda av transparenta PVC-rör för en enklare driftövervakning och övervakning vid backspolning (Figur 9). Tryckvakter i varje filterlinje stoppade inloppspumparna vid högt tryck. Varje kolonn var utrustad med manuell ventil för backspolning och automatventiler för provtagning. Provtagningsintervall och -mängder styrdes via en lokal PLC och proverna förvarades kylda. Vid membranrengöring i UF-piloten stoppades inflödet till GAK-piloten under ca en halvtimme varje dygn.



Figur 9. GAK-filterpilotanläggningen på Getteröverket.

De tre pilotlinjerna fylldes med olika sorter aktivt kol (se 2.2.2). Efter installation av pilotanläggningen på plats, blötlades de aktiva kolen under ett dygn innan påfyllning av kolonnerna som sedan backspolades de för att avlägsna fines innan uppstart. Pilotförsöken startades v6 2021 med de kommersiella aktiva kol GPP 20 i GAK linje 1, Filtrasorb 400 i GAK linje 2 och Organosorb 10 i GAK linje 3. Efter 21 driftveckor bytes Organosorb 10 i GAK linje 3 under v27 mot ett

egenproducerat aktivt kol från reningsverkets avvattnade och pyrolyserade slam, FoU 21. Pilotförsöken med FoU 21 pågick sedan till slutet av denna förstudie (2021-08-31).

Samtliga GAK-pilotlinjer belastades med samma flöde under försöksperioden och endast små flödesvariationer observerades. Flödet anpassades för att åstadkomma en kontakttid (EBCT, empty bed contact time) i varje enskilt filter på 10 min. Den sammanlagda kontakttiden per GAK-linje uppgick därmed till 20 min. Ytbelastningen låg på maximalt 7,5 m/h i filtren vilket styrdes av den önskade kontakttiden och filterbäddens djup. Denna ytbelastning är i det nedre området jämfört med de 5-12 m/h som skulle vilja åstadkommas i en fullskaleimplementering. Baserat på IVLs erfarenheter med ett UF steg före GAK-filer som visar att en hög ytbelastning inte skapar några utmaningar. T.ex. kan det hänvisas till de pågående storskaletester vid Syvab, Himmerfjärdsverket där GAK-filer hittills har körts med en konstant ytbelastning på 10 m/h sedan pilotens uppstart i oktober 2020 (Lemström et al., 2021). Projektgruppen bedömde därför att själva kontakttiden var den viktigaste parametern i pilotuppsättningen. Vid en fullskaleinstallation skulle filterbäddens djup ligga på ca 1,5 - 2 m och ytbelastningen ökar därmed med bibehållen EBCT. Det bör noteras att projektet inte har undersökt om det egentillverkade biokolet FoU 21 skulle klara av en lika hög ytbelastning som de kommersiella kolen.

2.2.4 Driftuppföljning av pilotförsöken

För att kontrollera att pilotverksamheten fungerade utan problem och för att förebygga och identifiera driftstörningar utfördes dagliga, veckovisa och månatliga inspektioner. Förutom daglig kontroll av driftparametrar, eventuella fel och underhåll av utrustningen inkl. sensorer, så bytes t.ex. olika delar som riskerade att slitas ut över tid eller som kan påverka t.ex. online mätningar.

För en kontinuerlig processuppföljning analyserades förutom mikroförroeningar (se 2.2.6) även totalt organiskt kol (TOC), turbiditet (Turb), färg (455 nm), absorbans (UV 254 nm, eller UVA), totalkväve (TN), ammonium (NH₄), nitrat (NO₃), ortofosfat (PO₄) samt totalfosfor (TP) på veckoproverna. Veckoproverna samlades i 5 liters dunkar och placerades i kylskåp med en maximal temperatur på 5 °C för samtliga provpunkter, med undantag för inkommande till UF-anläggningen. Provtagning före UF utfördes med en portabel provtagare som placerade utomhus utan möjligheter till kylförvaring av prov. Analyserna genomfördes med kyvetttester från Hach (spektrofotometern DR6000) direkt vid Getteröverket av VIVABs labbpersonal. Turbiditet analyserades med laser turbimetern TU5200 från Hach.

Förutom driftkontroll utfördes vissa veckoanalyser med syftet att identifiera eventuella förändringar under pilotförsöken både med avseende på inkommande avloppsvatten och behandlat vatten. Även en möjlig korrelation av vissa parametrar till reningseffektiviteten för mikroförroeningar och en ökad mätnadsgrad av de undersökta aktiva kolen skulle, om möjligt, studeras. T.ex. kunde ett genombrott i GAK-filtren och den relaterade minskning i reningseffekt för mikroförroeningar kunna upptäckas med UVA som då skulle utgöra en indikator som jämfört med läkemedelsanalyser kan mätas både kontinuerligt och till en avsevärt lägre kostnad.

Analyser med avseende på närsalter utfördes för att identifiera eventuell biologisk aktivitet i de aktiva kolen samt för att kontrollera att dosering av koagulanterna i UF-anläggningen sker i tillräcklig omfattning.

För att undvika långa intervaller utan övervakning utökades veckoproverna med ytterligare stickprover 2 ggr i veckan och därmed en ökad kontroll över kolonnernas prestanda. Stickproverna utfördes med avseende på TOC, turbiditet, färg (455 nm) och absorbans (UV 254 nm)

2.2.5 Utökad bakterie- och virusanalys

Eftersom VIVAB redan har kunskap och instrumentering för en mer utökad analys av bakterieinnehåll i vattnet med både flödescytometri och analys för virusliknande partiklar (VLP) användes dessa i projektet som del av driftuppföljning och för utvärderingen av reningseffektiviteten.

2.2.5.1 Flödescytometri (FCM)

Flödescytometri används för att mäta totalt antal bakterier men det finns även möjlighet att identifiera olika bakterier genom infärgning. Analysmetoden kan ge mer information och kan ske mycket snabbare än vanliga metoder som baseras på odlingsplattor. FCM-analyser i projektet utfördes på en BD Accuri C6 Flowcytometer (BD Biosciences, Belgien) med en 50 mW argonlaser, våglängd = 488 nm. Fluorescens från SYBR® Green I (Invitrogen AG, Schweiz) och propidiumjodid avlästes vid 533 ± 30 nm = FL1 (grön fluorescens) respektive >670 nm = FL3 (röd fluorescens). Prover färgades med 5 μ l SYBR Green I 100 x utspädd med dimetylsulfoxid i en total volym av 500 μ l motsvarande 1 x SYBR Green I slutkoncentration och inkuberades i mörkret under 15 minuter vid +37 °C. När den inkluderades var koncentrationen av propidiumjodid 0,3 mM (Sigma-Aldrich, Tyskland). Identiska gates (att dela upp hela population i sub-populationer) applicerades för båda typerna av färgning (totalantalet intakta bakterier (ICC - intact cell count) och totalt cellantal (TCC - total cell count)). Proverna för flödescytometri togs varje vecka på råvatten till UF anläggning, permeat, buffertanken från permeatvattnet och alla tre GAK-linjer.

2.2.5.2 VLP-analyser

Analyser för att bestämma virusliknande partiklar (VLP) och total antalet celler (TCC) (bakterier), levande och döda, utfördes genom epi-fluorescencemikroskopi och infärgning med SYBR Green I fluorokrom. VLP metoden kan används för utvärdering av membransprestandan. Små partiklar med mikrobiellt ursprung (>20 nm) kan upptäckas med VLP, och det är därför det kan tillämpas för att bestämma membransbarriärverkan. VLP metoden omfattar filtrering av en känd provvolym genom ett aluminiumoxidfilter. De virusliknande partiklarna och bakterier samlas på filtrets yta och färgas med SYBR Green I, en fluorokrom som binder till dubbelsträngat DNA och RNA som absorberar ljus vid 488 nm och emitterar grönt ljus vid 522 nm. Efter infärgning, de fluorescerande gröna partiklarna räknas med epi-fluorescencemikroskopi. VLP proverna från UF råvatten och permeat togs under maj till augusti med totalt nio provtagningstillfällen. På grund av det höga VLP antalet i råvatten, späddes proverna 2-faldigt innan analysen. Membransbarriärverkan för både VLP och TC mättes som log reduktion; $\log(\text{UF-råvatten}) - \log(\text{UF-permeat})$.

2.2.6 Provtagning av mikroföroreningar under pilotförsöken

Under pilotförsöken utfördes analyser med avseende på mikroföroreningar i pilotanläggningarna för att kunna bedöma reningseffektiviteten och reduktionsgraden av mikroföroreningarna över tid i UF-anläggningen och i GAK-anläggningens samtliga kolonner. Proverna togs som tidsproportionella veckoprover. Proverna togs från sju åtföljande dagar, där varje dygnsprov togs som tidsproportionellt blandningsprov (provvolym: 70 ml var trettionde minut). Veckoproverna skickades i slutet av varje provperiod till IVL i Stockholm för analys. Samtliga provtillfällen redovisas nedan i Tabell 6.

Tabell 6: Samtliga provtillfällen för analys av mikroföroreningar vid pilotanläggningarna.

Provtagnings- vecka	UF		GAK 1		GAK 2		GAK 3	
	IN-UF	SIN	S1	L1	S2	L2	S3	L3
v15*	x	x	x	x	x	x	x	x
v21	x	x	x	x	x	x	x	x
v25	x	x	x	x	x	x	x	x
v29*	x	x	x	x	x	x	x	x
v33	x	x	x	x	x	x	x	x

* Proverna togs i samband med en övergripande provtagningskampanj.

S = stor GAK kolonn (första filter), L = liten GAK kolonn (andra filter)

Totalt togs det veckoprover vid fem olika tillfällen. Vid två tillfällen togs proverna i samband med provtagningskampanj vid reningsverket och i recipienterna (andra och tredje screeningstillfällen, v15 och v29). Vid de resterande tre tillfällen togs prover endast i pilotanläggningen. Vid de mer omfattande provtagningskampanjerna analyserades läkemedelsrester inklusive antibiotika, hormoner, fenoler och PFAS11. Vid de andra provtagningar som endast omfattade piloten analyserades endast läkemedelsrester (inklusive antibiotika) och PFAS11.

3 Resultat och diskussion

3.1 Kartering av mikroföroreningar

Följande avsnitt redovisar analysresultaten för de olika analyserade mikroföroreningarna vid de tre provtagningsstillfällena som medel vid Getteröverket, i recipienter och en uppströms provtagningspunkt placerad i ledningsnätet vid Varberg sjukhus.

3.1.1 Getteröverkets avloppsreningsverk

Tabell 7 visar resultatet för de tre provomgångarna vad gäller inkommande och utgående halter av de vanligaste parametrarna för avloppsreningsverk. Värdena indikerar att en effektiv rening av föroreningarna uppnåddes vid alla tre mättillfällena. Vid samtliga mättillfällen behandlades allt flöde till reningsverket i det biologiska steget

Tabell 7. Analysresultat för vanliga parametrar för de tre relevanta provtagningar.

Parameter	v37 2020		v15 2021		v28 2021	
	IN	UT	IN	UT	IN	UT
Susp mg/l	290	2,0	320	3,1	320	3,0
Tot-P mg/l	8,4	0,21	6,4	0,20	7,1	0,32
BOD7 mg/l	250	2	220	2	210	3
Tot-N mg/l	59	11	48	8,9	55	12
NH4-N mg/l	29	0,26	28	2,1	35	3,9
TOC mg/l	150	8,1	120	8,3	160	10
Flöde m ³ /d	14 500		18 800		18 600	

Tabell 8 visar analysresultaten för analyserade hormoner, läkemedelsrester och antibiotika i inkommande och utgående avloppsvatten vid de tre provomgångarna inkl. medelvärde och medelreduktionsgraden. Halter under detektionsgränsen anges i rött med den faktiska detektionsgränsen (LOD), medan resultat under kvantifieringsgräns anges som halva kvantifieringsgräns (LOQ/2). Faktiska halter kan således vara lägre och reduktionsgraden högre än redovisat i tabellen.

En väldigt bra reningseffektivitet för de kvantifierbara hormonerna Östron (E1) och Östradiol (E2) kunde påvisas (>95 %) och utgående halter ligger förutom för Östron vid andra provtagningen under LOD eller LOQ.

Data för analyserade läkemedel vid de tre provtagningarna visar att reningseffektiviteten varierar kraftigt. Endast för Ibuprofen, Naproxen och Paracetamol (samt Ketoconazole som dock endast kunde kvantifieras i sista provtagningen) uppnås en väldigt hög reduktion på >80 %. Bortsett från Atenolol, Losartan, Sertraline och Sulfamethoxazole ligger medel för reningseffektiviteten under 40 % och för flera substanser kan en negativ reduktion konstateras. Ciprofloxacin, Metotrexat och Zolpidem kunde inte detekteras eller kvantifieras i någon av de tre provtagningar varken i inkommande eller utgående avloppsvatten vid Getteröverket.

Av de kvantifierbara antibiotikumen kunde endast Sulfamethoxazole renas bort i en högre grad i den befintliga reningsprocessen (70 %). Resterande antibiotika uppvisar en låg eller negativ reduktion. För en del substanser konstateras en viss variation mellan provomgångarna.

Tabell 8. Halter för hormoner, läkemedelsrester och antibiotika i inkommande och utgående avloppsvatten vid de tre provtillfällena.

Substans (ng/l)	v37 2020		v15 2021		v29 2021		Medel		Rening medel %
	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	
Hormoner									
Östron (E1)	20	1	58	6	66	2	48	3	>94
Östradiol (E2)	3	1	22	1	38	1	21	1	>95
Etinylöstradiol (EE2)	3	1	2	1	2	1	2,3	1	-
Läkemedelsrester (*antibiotika)									
Atenolol	1 300	380	880	430	910	310	1 030	373	64
Carbamazepine	560	710	390	500	360	600	437	603	-38
Ciprofloxacin*	12	12	39	39	17	17	23	23	-
Citalopram	810	1 000	410	470	210	330	477	600	-26
Clarithromycin*	60	140	24	60	28	70	37	90	-143
Diclofenac	1 600	1 400	1 000	1 300	1 200	1 500	1 267	1 400	-11
Erythromycin*	23	23	18	67	15	15	19	35	-
Fluconazole	180	140	190	140	190	200	187	160	14
Furosemide	6 800	3 500	4 000	3 500	160	1 900	3 653	2 967	19
Ibuprofen	13 000 [^]	28	6 700	110	24 000 [^]	2 100	14 567	746	95
Ketoconazole	---	---	---	---	360	26	360	26	93
Losartan	46 000	9 900	1 800	3 100	1 800	2 100	16 533	5 033	70
Metotrexat	33	14	5	5	8	4	15	8	-
Metoprolol	2 600	1 900	1 500	1 500	1 500	1 900	1 867	1 767	5
Naproxen	18 000	33	7 700	240	4 500	210	10 067	161	98
Oxazepam	410	420	310	360	300	390	340	390	-15
Paracetamol	52 000 [^]	60	14 000 [^]	100	3 000	14	23 000	58	100
Propranolol	260	230	120	170	69	140	150	180	-20
Sertraline	580	200	360	190	69	110	336	167	50
Sulfamethoxazole*	1 000	190	570	200	510	240	693	210	70
Tramadol	76	76	~	~	290	540	183	308	-67
Trimethoprim*	120	45	110	110	49	14	93	56	39
Venlafaxine	790	930	460	770	580	900	610	867	-42
Zolpidem	5	8	5	5	3	3	4,2	5	-
							Reningseffektivitet		≥80 %
									>40 %
									≤40 %

XX - < LOD (Level of Detection)

XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)

[^] Risk för ökad osäkerhet vid kvantifiering då halten överstiger kalibreringskurvans högsta punkt.

--- Ämnet kan inte utvärderas pga. störning i analysen, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst.

Tabell 9 visar analysresultaten för fenoler, PFAS, östrogen effekt (YES) och mikrokräp i inkommande och utgående avloppsvatten för de tre provtillfällena. Mikrokräp analyserades endast vid de första två provomgångarna. Generellt kan observeras att halter vid tredje provtagningen ligger något högre än vid första och andra provomgången vilket också sågs för några läkemedel (se Tabell 8). Detta trots en initialt förväntat högre utspädning av halterna vid andra och tredje provtagning på grund av ett ca 28 % större avloppsvattenflöde som behandlades vid Getteröverket jämfört med första provtagningen (Tabell 7). Medan Oktylfenol renas bort effektivt i dagens reningsprocess så tas Bisfenol A endast bort till 60 % och Nonylfenol uppvisar en negativ reduktion. De flesta PFAS samt summan PFAS11 uppvisar också en negativ reduktion över Getteröverket. Östrogena effekter däremot reduceras väldigt effektivt. Även reduktionen av mikrokräp är mycket effektiv med avskiljningsgrader >96 %.

Tabell 9. Halter för fenoler, PFAS, östrogen effekt och mikrokräp i inkommande och utgående avloppsvatten för de tre provtillfällena.

Substans (ng/l)	v37 2020		v15 2021		v29 2021		Medel		Rening medel %
	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	
Fenoler									
Bisfenol A	559	74	253	200	250	140	354	138	61
Nonylfenol	150	100	13	13	17	140	60	84,3	-41
Oktylfenol	1 317	5	2	2	6 800	84	2 706	30,3	99
PFAS									
PFBA*	0,30	0,30	0,30	0,30	4,78	5,30	1,8	2,0	-10
PFPeA*	0,10	0,10	0,21	0,68	0,29	1,24	0,2	0,7	-236
PFHxA	0,10	1,60	0,71	3,58	0,10	0,10	0,3	1,8	-483
PFHpA	0,93	0,93	0,42	0,87	0,85	1,15	0,7	1,0	-34
PFOA	2,70	2,70	3,12	3,03	3,35	3,74	3,1	3,2	-3
PFNA	0,20	0,20	0,39	0,26	1,14	0,27	0,6	0,2	57
PFDA	0,10	0,10	0,10	0,10	0,18	0,65	0,1	0,3	-124
PFBS	0,10	0,10	0,10	0,10	0,59	0,19	0,3	0,1	50
PFHxS	0,20	0,20	0,38	1,16	5,09	1,97	1,9	1,1	41
PFOs	4,60	2,40	1,67	2,33	3,25	2,31	3,2	2,3	26
6:2 FTS	0,20	0,20	0,64	0,29	0,78	4,13	0,5	1,5	-185
Summa PFAS11	9,53	8,83	8,04	12,70	20,40	21,06	12,7	14,2	-12
Östrogena effekter (ng/L EEQ)									
YES	38	0,1	33	0,34	71	1,4	47,3	0,6	99
Mikrokräp (summerat) (antal/m³)									
>300 µm	5 769	190	5 700	300			5 734	245	96%
>100 µm	19 231	952	9 300	1			14 265	477	97%
>50 µm	163 462	190	50 200	1			106 831	96	100%
								Reningseffektivitet	≥80 %
									>40 %
									≤40 %

XX - < LOD (Level of Detection)

XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)

*Analyter som detekterats med enbart en produktion i MS/MS.

De vanligaste förklaringarna för en negativ reduktion, alltså lägre koncentrationer uppmäts för inkommande avloppsvatten än utgående avloppsvatten, är att substanserna utsöndras som konjugat (t.ex. glukuronidkonjugat) eller att den väldigt komplexa kemiska miljön i inkommande avloppsvatten gör att signalerna undertrycks vid analysen varvid ett lägre värde än den verkliga erhålls. Detta har undersökts bl.a. av IVL inom tidigare SystemLäk-projektet (Magnér et al., 2017). Resultatet visade att undertryckning av signalen i masspektrometern hade den största påverkan. För låga signalnivåer kan detta se anmärkningsvärt ut när ett procentuellt värde presenteras, tex för PFHxA i Tabell 9.

IVL har även gått igenom de analysprotokoll från egenkontrollprogram som omfattar diklofenak, 17-alfa-etinyloestradiol, 17-beta-östradiol och PFOS i utgående vatten enligt det nya tillståndet. Analyserna i sin helhet bedöms som nyttolös i den form de utförs idag. Detektionsgränserna för hormonerna och PFOS som analyslaboratorium anger är alldeles för höga för att kunna använda analysresultaten för någon sorts uppföljning eller kontroll. Dessutom framstår analysresultaten för t.ex. PFOS delvis som helt orimliga med variationer på flera 1000 % och orimligt höga halter vid några analyser. Det anges inte heller några kommentarer i analysprotokollen och hur kvalitetssäkring sker är oklart.

3.1.2 Jämförelse av halter mot andra verk

Även om det är svårt att jämföra läkemedelshalter vid olika reningsverk bl.a. eftersom mängden ovidkommande vatten varierar och karakteristiken av bidragande källor som t.ex. demografi, antal och typ vårdinrättningar, m.m. visar Tabell 10 medelhalter för läkemedelssubstanser i inkommande och utgående avloppsvatten vid Getteröverket och referensvärden baserat på halter vid andra svenska reningsverk.

Tabell 10. Medelhalter för läkemedelsrester i inkommande och utgående avloppsvatten vid Getteröverket jämfört med referensvärde baserat på andra karteringar under medverkan av IVL.

Substans (ng/l)	Avloppsvatten IN			Avloppsvatten UT		
	Getteröverket ng/l	Referens ng/l	Avvikelse %	Getteröverket ng/l	Referens ng/l	Avvikelse %
Hormoner						
Östron (E1)	48	24	+ 100	3	<1	+ >200
Östradiol (E2)	21	8	+ 163	<1	<1	-
Etinyloestradiol (EE2)	<2,3	1,5	-	<1	<1	-
Läkemedelsrester (*antibiotika)						
Atenolol	1 030	660	+ 56	373	480	- 22
Carbamazepine	437	400	+ 9	603	470	+ 28
Ciprofloxacin*	<23	21	+ <8	23	5	+ 353
Citalopram	477	410	+ 16	600	390	+ 54
Clarithromycin*	37	71	- 48	90	71	+ 27
Diclofenac	1 267	1 000	+ 27	1 400	880	+ 59
Erythromycin*	19	35	- 47	35	31	+ 12
Fluconazole	187	76 [#]	+ 146	160	100 [#]	+ 59
Furosemide	3 653	2 000	+ 83	2 967	1 500	+ 98
Ibuprofen	14 567	10 000	+ 46	746	94	+ 694
Ketoconazole	360	495 [#]	- 27	26	62 [#]	- 58
Losartan	16 533	1 700 [#]	+ 873	5 033	1 120 [#]	+ 349
Metotrexat	<15	<5 [#]	+ 200	8	<8,2 [#]	± 0
Metoprolol	1 867	2 000	- 7	1 767	2 000	- 12
Naproxen	10 067	8 700	+ 16	161	360	- 55
Oxazepam	340	2 500	- 86	390	2 800	- 86
Paracetamol	23 000	35 000	- 34	58	25	+ 132
Propranolol	150	77	+ 94	180	98	+ 84
Sertraline	336	71	+ 374	167	65	+ 156
Sulfamethoxazole*	693	330	+ 110	210	56	+ 275
Tramadol	183	10 [#]	+ 830	308	468 [#]	- 34
Trimethoprim*	93	10	+ 830	56	15	+ 276
Venlafaxine	610	215 [#]	+ 388	867	235 [#]	+ 269
Zolpidem	<4,2	<4 [#]	-	<5	<2,6 [#]	-

[#] - endast ett svenskt ARV dock med flera analyser över flera år som utgör referensvärdet

Referenshalterna representerar ett medianvärde för karteringar som IVL har deltagit i. Eftersom antal mätningar ökar stadigt kan de presenterade referensvärden i tabellen förändras över tid. Underlaget för medianvärdena utgörs av mer än 30 mättillfällen vid fler än 14 svenska reningsverk. Det bör noteras att dessa analyser baseras på olika mättillfällen, olika provtagningsfrekvens (t.ex. veckoprov, dygnspov och stickprov), olika belastningsfall och att analyser har genomförts av olika analyslaboratorier med olika detektionsgränser och noggrannhet. Värden kan ändå ge en indikation om hur Getteröverket ligger till i jämförelse med andra reningsverk även om informationen bör tas med försiktighet.

Det framgår från Tabell 10 att halter för ca hälften av de undersökta läkemedlen i inkommande och utgående vatten vid Getteröverket ligger i samma storleksordning som genomsnittshalter för andra svenska reningsverk. Att halter för Oxazepam ligger mycket under halter som observeras vid andra ARV både i inkommande och utgående avloppsvatten (1/7 del) är intressant med tanke på att substansen ändå ger en hög risk i recipienten (Tabell 17). Sertraline, som också identifierades som betydande i recipientbedömningen (Tabell 17), förekommer i högre halter än i andra anläggningar.

Jämfört med kartering som gjordes vid VIVABs anläggning i Ullared framstår halter vid Getteröverket generellt som i samma storleksordning med några få undantag (Habagil et al., 2020). Det kan dock noteras att referenshalter idag ligger på en högre nivå jämfört med när studien genomfördes vid Ullared ARV i 2018-2019. Detta medför också att medan halterna vid Ullared ARV då bedömdes som generellt över medel för andra svenska ARV så görs inte samma bedömning för Getteröverket nu.

3.1.3 Mottagande och uppströms recipienter

Tabell 11 visar halterna av hormoner, läkemedelsrester och antibiotika i den mottagande recipienten uppströms reningsverket (PP6, Monarkdiket) och nedströms reningsverket (PP8), samt när recipienten mynnar i Inre Farehammarsviken (PP9 Naturum). Dessutom visas halter i Lassabackadiket (PP7) som förgrenas med Monarkdiket och som dränerar ett område som inkluderar både industriområden väster om järnvägen samt en deponi (Lassabacka AFA) väster om viken.

Hormonhalterna ligger jämt under detektions- eller kvantifieringsgräns i samtliga provtagningspunkter vid samtliga provomgångar förutom i Lassabackadiket vid den andra och tredje provtagning som uppvisar kraftig förhöjda halter. Även i recipienten uppströms Getteröverket kunde vid den andra provtagningen en halt för Östron kvantifieras.

För de olika analyserade läkemedlen visas det att prover uppströms i PP6 och PP7 uppvisar de lägsta halterna. I Lassabackadiket (PP7) visar analyserna att samtliga halter ligger under detektions- eller kvantifieringsgräns för provomgång 2 och 3 när Östronhalter för dessa provomgångar samtidigt var högst. Getteröverket leder enligt karteringen till en avsevärd ökning av flera läkemedelshalter i recipienten (PP8). Denna ökning kan fortfarande ses i recipienten vid utflöde till Inre Farehammarsviken (PP9) även om en ökad utspädning bl.a. via tillströmmande Lassabackadiket reducerar halterna något.

Tabell 11. Halter för hormoner, läkemedelsrester och antibiotika i ytvatten för de tre provtillfällena.

Substans (ng/l)	v37 2020				v15 2021				v29 2021			
	PP6	PP7	PP8	PP9	PP6	PP7	PP8	PP9	PP6	PP7	PP8	PP9
Hormoner												
Östron (E1)	1	1	1	1	5	17	2,5	2,5	1	30	2,5	2,0
Östradiol (E2)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Etinylöstradiol (EE2)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Läkemedelsrester (*antibiotika)												
Atenolol	3	61	360	340	6	6	450	450	6	6	320	350
Carbamazepine	21	100	580	530	24	24	570	510	25	25	600	640
Ciprofloxacin*	12	12	12	12	39	39	39	39	17	28	17	17
Citalopram	15	69	720	630	10	10	470	360	13	13	300	310
Clarithromycin*	10	60	60	60	14	14	60	54	28	8	78	73
Diclofenac	53	230	1 200	1 000	21	3	1 300	1 300	10	10	1 400	1 400
Erythromycin*	3	3	23	23	18	18	31	31	9	9	15	15
Fluconazole	5	23	130	110	7	7	160	140	9	9	190	220
Furosemide	28	630	3 000	2 800	35	35	3 000	2 900	8	8	1 500	1 700
Ibuprofen	28	28	28	28	370	11	77	120	510	12	1 600	2 800
Ketoconazole	---	---	---	---	---	---	---	---	26	26	26	26
Losartan	970	1 600	8 200	7 300	91	12	3 300	2 900	40	10	2 000	2 300
Metotrexat	14	14	14	14	5	5	5	5	4	4	4	4
Metoprolol	50	340	2 000	1 800	28	7	1 500	1 400	11	7	1 800	1 800
Naproxen	280	33	5	5	720	3	180	310	180	8	160	230
Oxazepam	8	58	300	280	8	8	390	340	10	10	380	400
Paracetamol	9	110	60	36	8	8	8	8	14	14	24	14
Propranolol	5	13	190	170	3	3	170	130	8	8	120	120
Sertraline	7	11	78	75	10	10	130	120	13	13	58	44
Sulfamethoxazole*	5	39	160	170	7	7	240	230	14	14	240	220
Tramadol	76	76	76	76	---	---	---	---	72	12	510	500
Trimethoprim*	4	7	46	37	5	5	120	100	9	9	14	14
Venlafaxine	8	140	880	790	15	15	830	470	9	9	840	610
Zolpidem	5	5	5	5	3	3	5	5	1	1	3	3

XX - < LOD (Level of Detection)

XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)

--- Ämnet kan inte utvärderas pga. störning i analysen, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst.

Tabell 12 visar analysresultaten för fenoler, PFAS och östrogen effekt (endast nedströms för Getteröverket) i recipientpunkterna för de tre provtillfällena. Det kan noteras att halter för fenoler framstår högre vid första provtagningen medan halter för PFAS och YES är avsevärt högre vid de två sista provtagningar. Bisfenol A kvantifierades i mycket höga halter uppströms Getteröverket vid första och sista provtagningen vilket också verkar ha påverkat halter i de andra provpunkterna, åtminstone vid första provtagningen.

Halter för PFAS ligger generellt på en högre nivå i Lassabackadiket (PP7) jämfört med de andra provtagningspunkterna. Getteröverket verkar bidra till en utspädning av PFAS-halter som redan mäts uppströms reningsverket. Halter vid utflöde till Inre Farehammarsviken (PP9 Naturum) framstår igen som högre, vilket kan förklaras med Lassabackadikets bidrag.

Östrogena effekter kunde uppmätas vid andra och tredje provtagningen nedströms Getteröverket.

Tabell 12. Halter för fenoler, PFAS och östrogen effekt i ytvatten för de tre provtillfällena.

Substans (ng/l)	v37 2020				v15 2021				v29 2021			
	PP6	PP7	PP8	PP9	PP6	PP7	PP8	PP9	PP6	PP7	PP8	PP9
Fenoler												
Bisfenol A	5182	166	398	467	200	86	287	86	380	29	96	300
Nonylfenol	100	100	100	100	13	6	6	6	17	5	5	5
Oktylfenol	5	5	65	5	2	7	7	7	55	35	35	35
PFAS												
PFBA*	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4	4,21	0,73	1,36	3,82	10,4	5,44	4,37
PFPeA*	0,1	0,1	0,1	0,1	7,95	6,73	3,38	1,5	1,67	5,62	1,17	1,2
PFHxA	0,1	0,1	2,1	3,3	0,33	5,26	3,72	2,45	2,88	6,33	0,1	0,1
PFHpA	1,2	1,4	1,4	1,1	0,74	2,68	1,0	1,44	1,05	2,39	0,84	1,12
PFOA	3,3	3,4	3,8	4,0	1,43	7,78	3,02	3,89	2,10	7,22	3,26	3,65
PFNA	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,31	0,20	0,2	0,2	0,2
PFDA	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,86	0,1	0,41	0,49
PFBS	0,1	0,1	0,1	0,1	0,25	1,06	0,1	1,62	1,33	2,29	0,5	0,17
PFHxS	0,2	0,2	0,2	0,2	1,58	8,97	1,34	2,17	2,33	9,64	1,05	1,41
PFOS	9,2	8,5	1,9	2,4	2,31	14,9	1,6	2,87	4,46	23,2	2,21	3,83
6:2 FTS	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	1,32	0,44	0,67	0,27	0,44	4,29	3,22
Summa PFAS11	15	14,6	10,4	12	15,48	53,21	15,63	18,38	20,97	67,83	19,48	19,75
Östrogena effekter (ng/L EEQ)												
YES			0,1				0,3				0,37	

XX - < LOD (Level of Detection)

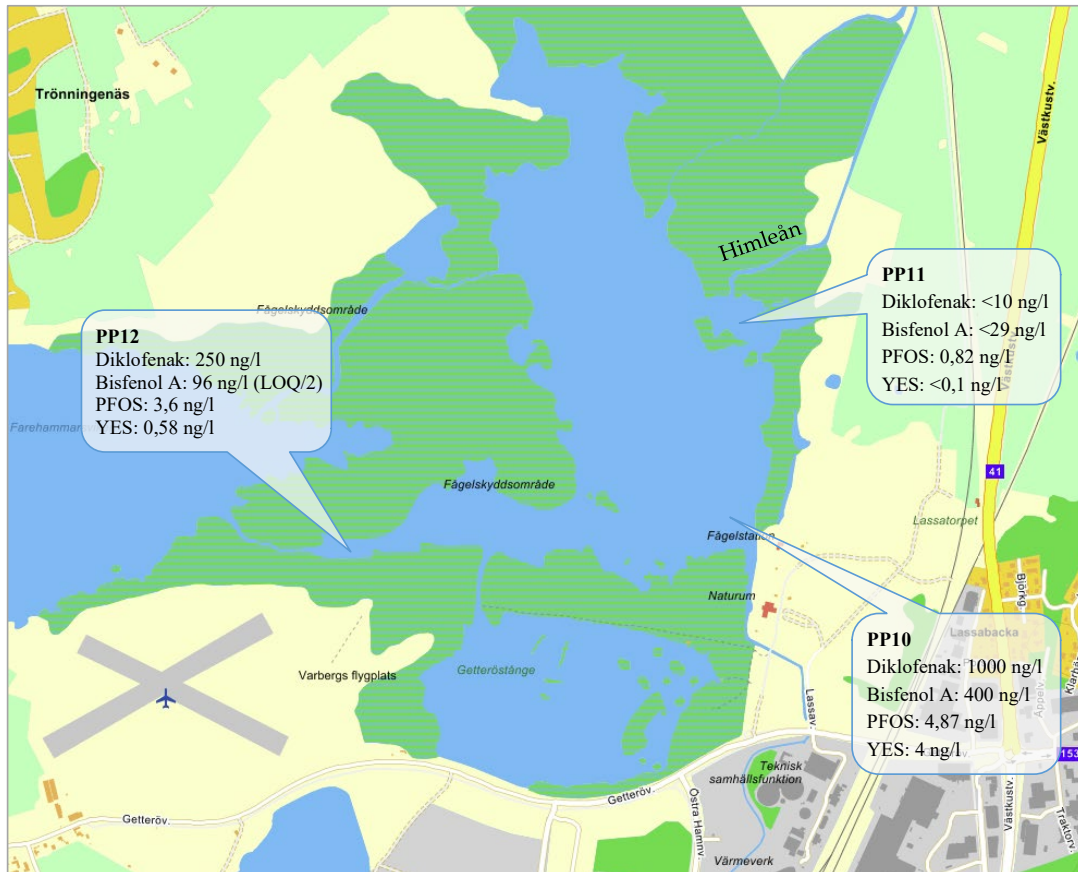
XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)

*Analyter som detekterats med enbart en produktion i MS/MS.

3.1.4 Inre Farehammarsviken, kustområde och naturreservat

På grund av de analyserade haltnivåerna vid provomgång 1 och 2 har vid sista provtagningen (v29 2021) även prover tagits vid tre olika platser i Inre Farehammarsviken (Figur 10). Inre Farehammarsviken klassas fortfarande som inlandsvatten och utgör en stor del av Getteröns naturreservat och Natura 2000 område. Viken mynnar i Farehammarsviken via ett dike och är i normalfall separerat från Balgöfjorden (Kattegatt). Figur 8 visar analysresultat för några av de mest intressanta föreningar och östrogen effekt (YES). Samtliga analysresultat redovisas i Bilagan 7.2. Generellt kan konstateras att halter i provpunkt PP11 ligger under detektions- eller kvantifieringsgräns för samtliga läkemedelsrester, fenoler och YES. Olika PFAS kunde däremot kvantifieras om även i något lägre halter än vid de andra protagningspunkterna.

Avsevärt lägre halter av läkemedel, fenoler och YES kunde observeras i PP12 jämfört med PP10 vilket eventuellt kan förklaras med den ökade utspädningen bl.a. via Himleåns tillflöde. För PFAS kan inte samma haltnivåer konstateras vilket eventuellt kan förklaras med att även Himleån bär på en viss PFAS-last samt att det kan finnas andra källor för PFAS som tillförs Inre Farehammarsviken, vilket inte anses ske för t.ex. läkemedelsrester. Det bör noteras att denna bedömning endast är baserad på ett stickprov per provpunkt (PP10 - PP12) vid låg vattenföring i recipienterna (VISS 2021).



Figur 10. Provtagningspunkter och utvalda analysresultat i Inre Farehammarsviken vid tredje provtagningsomgången.

Tabell 13 visar en förenklad massflödesbalans för Inre Farehammarsviken baserat på uppmätta halter vid sista provtagningsstillfället i utgående vatten från Getteröverket (Tabell 8 och Tabell 9), i mottagande recipienter (Tabell 11 och Tabell 12), samt Inre Farehammarsviken (Figur 10 och Bilaga 7.2). Vattenflöden baseras på data från VISS (2021) för Himleån och Inre Farehammarsviken, samt uppmätt medelflöde vid Getteröverket under provtagningsvecka 29 (Tabell 7), och medflöden (se 1.3.2) i Monarkdiket uppströms för Getteröverket (PP6) och Lassabackadiket (PP7). Utflödet ur Inre Farehammarsviken till Yttre Farehammarsviken har satts lika med summan av inflödet även om viss avdunstning och tillförsel med nederbörd sker. Det bör noteras att tabellen endast kan användas som indikation då redovisade massflöden baseras på endast ett stickprov i PP10 och PP12 samt olika förenklingar.

Tabell 13. Massflödesbalans för Inre Farehammarsviken för sista provtagningsstillfälle (v29).

Provpunkt	Flöde m ³ /d	Massflöde g/vecka 29				
		Diklofenak	Oxazepam	Citalopram	Bisfenol A	PFOS
PP5 - Getteröverket UT	18 600	195	51	43	18	0,30
PP6 Monark, Uppströms	870	0,06	0,06	0,08	2,18	0,03
PP7 Lassabackadiket	2 600	0,18	0,18	0,24	0,53	0,42
PP11 Himleån mynning	25 930	1,81	1,81	2,36	5,26	0,15
Summan	48 000	197,4	52,8	45,6	26,2	0,9
PP12 Utflöde viken	48 000	84	47	7,4	32,24	1,21
Bidrag från andra källor		-	-	-	19 %	26 %

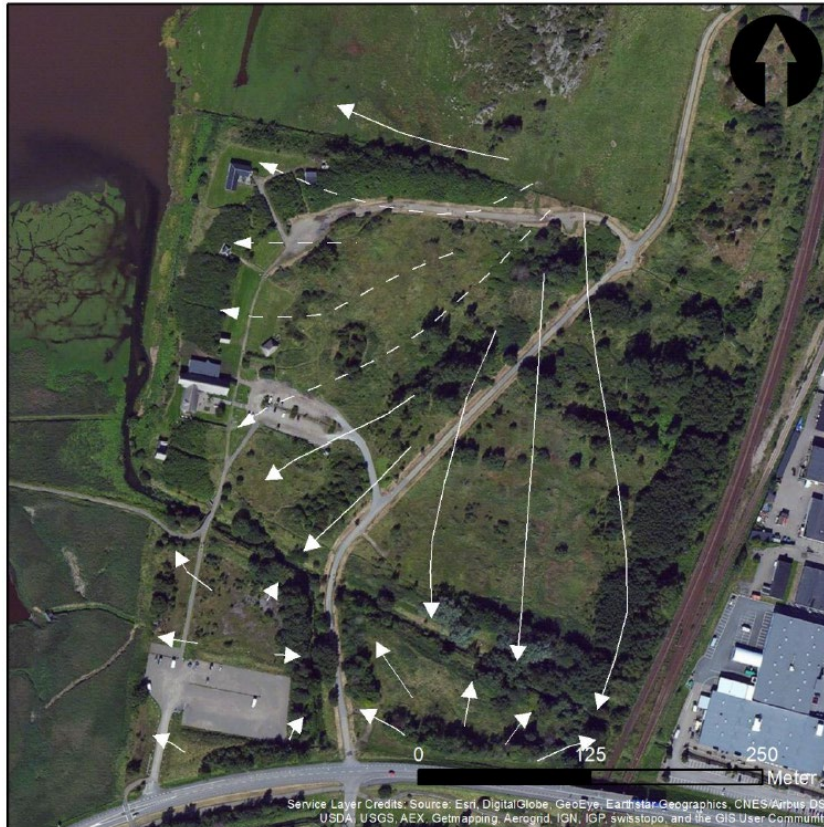
XX - massflöde baserat på halter < LOD (Level of Detection)

XX - massflöde baserat på halter < LOQ/2 (Level of Quantification)

Som framgår från tabellen så har det varit lågvattenföring i Himleån under provtagningsveckan. För både Monark och Lassabackadiket har medelflöden antagits pga. saknad information om faktiska flöden under provtagningsveckan. Det framgår från tabellen att det troligtvis redan sker en delvis kraftig nedbrytning eller fastläggning av t.ex. Diklofenak och Citalopram i Inre Farehammarsviken. Med tanke på karaktistiken av Inre Farehammarsviken som våtmark är inte det förvånande. Inga andra betydande källor av läkemedelsutsläpp förmodas till Inre Farehammarsviken. För Bisfenol A och PFOS däremot indikeras att det kan finnas andra betydande källor till dessa föroreningar som tillförs Inre Farehammarsviken utöver de transportvägar som förstudien har karterat. Eftersom man dessutom kan anta att en nedbrytning eller fastläggning sker även av dessa föroreningar i Inre Farehammarsviken så indikeras ett ännu större bidrag från inte kartlagda föroreningskällor/transportvägar. Balansräkningen är dock endast indikativ och analyser av föroreningar i både sediment och biota skulle behövas för att se en eventuell fastläggning.

3.1.5 Bedömning av bidragande källor

Lassabackadeponin vid Inre Farehammarsviken (ca 16 ha med avfallsbädd på 5 m) etablerades i början av 1960-talet och har använts för deponering av bl.a. hushållsavfall, industriavfall, sjukhusavfall, avloppsslam, slaktavfall och byggavfall fram till 1979 (Tyréns 2017). Deponin täcktes med ca 30 cm morän efter det och allt avfall ligger därmed kvar alldeles under ytan, och kommer även i dag upp på några platser. Deponin är dessutom helt plan vilket innebär att i princip allt regnvatten infiltreras ner i deponin och ger upphov till lakvatten. En undersökning av lakvattendränning visar också att Lassabackadiket (PP7) är en mottagare av deponis lakvatten (Figur 11). En lakvattenhantering finns inte idag. Detta kan delvis förklaras med att ett flertal utredningar bedömt att det inte finns några risker från deponin. Från det underlag som IVL haft tillgång till framstår dock dessa utredningar som bristfälliga. T.ex. har PFAS eller hormoner inte undersökts trots deponins kända sammansättning. Förstudiens kartering visar att t.ex. olika PFAS och hormonhalter i just Lassabackadiket är högst av alla i undersökningsområdet (Tabell 12). Arbetet med framtagande av åtgärdsförslag pågår.



Figur 11. Bedömd grundvattenströmning och lakvattenavrinning (Tyréns 2017). Heldragna linjer markerar de bedömt mest betydande flödesriktningarna.

Inte mycket information om industriområdet öster om järnvägen har kunnat hittas dock tyder en kartering i samband med fiskdöden vid Naturum på att området potentiellt kan bidra med olika mikroföroreningar i Lassabackadiket (Varbergs Kusttillsyn 2017). Det uppskattade avrinningsområdet för Lassabackadiket öster om järnvägen bedöms vara 1 500 000 m² stort. Området består förutom av järnvägs- och industriområde av vanlig bebyggelse. Det nämns i tidigare utredningar att ytterligare åtgärder bör vidtas för att få bort bräddat processavloppsvatten från industrin i området samt att en ytterligare rening av industrimark bör ske. Detta utan närmare information om typ av föroreningar i processavlopp eller marken ges och det är oklart om åtgärder har vidtagits.

Eventuella bidrag från Varbergs flygplats har inte undersökts eller diskuterats inom förstudieprojektet. Inte heller har en möjlig påverkan från byggavloppsvatten som härstammar från det pågående tunnelbygge i Varberg (Varbergstunneln) kartlagts. Avloppet från tunnelbygget släpps delvis i de inre delarna av hamnbassängen (synligt längst ned till vänster i Figur 10) och även om det kan förekomma en pumpning av vatten från just denna hamnbassäng till Inre Farehammarsviken vid behov av salthaltreglering, så bedöms påverkan i värsta fall som kortvarig. Det finns inte heller data om hur mycket vatten som pumpas från hamnbassängen till Inre Farehammarsviken. En påverkan av inkommande avloppsvatten pga. den andelen byggavloppsvatten som leds till Getteröverket har inte heller kunnat tas hänsyn till i förstudien. Detta eftersom underlag om eventuella mikroföroreningar i byggavloppsvatten saknas. Läkemedelsrester borde inte finnas i byggavloppsvatten men det kan eventuellt finnas andra mikroföroreningar, exempelvis PFAS, om det finns förorenade massor i området. Även om tunnelbygget endast pågår under en kortare tid och inte påverkar vattenmiljön i framtiden, så kan de eventuellt högre halterna av vissa föroreningar ha påverkat riskanalysen. Projektgruppen bedömer dock generellt att risken för en sådan påverkan bör vara begränsad.

Det bör noteras att Getteröverket redan idag mottar lakvatten från Bösarps deponi som kan innehålla olika föroreningar som t.ex. PFAS. En kvantifiering av dessa bidrag har dock inte ingått i förstudien och enligt information från VIVAB har inga PFAS analyser utförts på lakvattnet. Lakvattnet kan ha bidragit till förhöjda PFAS-halter. Deponin har varit i drift mellan 1990 - 2008 och har endast tagit emot bygg- och rivningsavfall som klassades i en ny Avfall Sverige rapport som ett av de avfall med störst risk för PFAS emissioner (Modin 2018). Bösarps deponi anslöts till Getteröverket via överföringsledning under 2016. Deponin sluttäcktes dessutom vid årsskiftet 2018/2019. Mätdata från flödesövervakningen visar att ca 50 000 m³ lakvatten tillfördes Getteröverket från deponin under 2020. Det är avsevärt mer än innan täckningen där flödet uppgick till ca 25 000 m³ (2018), 20 000 m³ (2017), 26 000 m³ (2016). Det framstår ännu som oklart varför lakvattenmängden har ökat.

3.1.6 Avloppsvatten från Varberg sjukhus

Mätningar av mikroföroreningar i ledningsnätet vid Varberg sjukhus (PP1) för de tre provomgångarna samt medelvärdet baserat på dessa visas i Tabell 14. Jämfört med halter för inkommande avloppsvatten till Getteröverket (Tabell 7 och Tabell 9) kan mycket högre medelkoncentrationer för antibiotika Ciprofloxacin (120 ggr), Clarithromycin (6 ggr), Sulfamethoxazole (11 ggr) och Trimethoprim (9 ggr) observeras i avloppsvatten som påverkas av sjukhuset. Även andra läkemedel och hormoner som Östron, Fluconazole och Furosemide föreligger i avsevärt högre halter i detta avloppsvatten än vid inkommande till Getteröverket. Andra läkemedel förekommer i lägre halter än vid inkommande avloppsvatten till reningsverket. Detta kan nog förklaras med både användning av vissa läkemedel i större eller mindre utsträckning vid sjukhuset jämfört med vanliga hushåll samt olika utspädningsgrader i avloppsvatten vid sjukhuset och reningsverket.

Från tabellen kan det också konstateras att halter för fenoler och PFAS ligger i samma storleksordning i avloppsvatten som påverkas av sjukhuset som vid inkommande till Getteröverket. För PFAS observerades det avsevärt högre halter i PP1 vid tredje provtagning jämfört med de första två tillfällena. Samma gäller för Oktylfenol som uppvisade en extrem hög halt vid sista provtagning medan substansen inte kunde detekteras i de första två provomgångar. För Bisfenol A har det observerats motsatsen; de första två provtagningar visade höga halter medan ingen Bisfenol A kunde detekteras vid sista provtagningen i PP1. Det bör noteras att sjukhusverksamheten möjligtvis kan ge upphov till varierande utsläpp och att provtagningen skett tidsproportionell och inte som vid reningsverket flödesproportionell vilket kan ha påverkat analysresultaten.

Tabell 14. Halter för analyserade mikroföroreningar i avloppsvatten som domineras av sjukhuset (PP1) för de tre provtillfällena.

Substans (ng/l)	v37 2020	v15 2021	v29 2021	Medel
Hormoner				
Östron (E1)	30	110	100	80
Östradiol (E2)	12	22	27	20,3
Etinylöstradiol (EE2)	2	2	2	2
Läkemedelsrester (*antibiotika)				
Atenolol	710	370	360	480
Carbamazepine	220	120	100	147
Ciprofloxacin*	3 300	4400	570	2 757
Citalopram	700	420	170	430
Clarithromycin*	230	14	410	218
Diclofenac	360	240	330	310
Erythromycin*	23	31	160	71
Fluconazole	520	2 700	1 900	1 707
Furosemide	45 000 [^]	22 000 [^]	660	22 553
Ibuprofen	20 000 [^]	12 000 [^]	21 000 [^]	17 667
Ketoconazole	---	---	120	120
Losartan	21 000 [^]	1 500	920	7 807
Metotrexat	130	5	100	78
Metoprolol	1 600	1 400	820	1 273
Naproxen	25 000 [^]	12 000 [^]	5 100	14 033
Oxazepam	810	970	530	770
Paracetamol	53 000 [^]	36 000 [^]	1 600	30 200
Propranolol	160	220	120	167
Sertraline	240	270	64	191
Sulfamethoxazole*	8 900	11 000	2 400	7 433
Tramadol	76	---	57	67
Trimethoprim*	1 100	980	470	850
Venlafaxine	1 200	1 300	380	960
Zolpidem	5	3	1	3
Fenoler				
Bisfenol A	622	484	29	378
Nonylfenol	150	13	5	-
Oktylfenol	7	8	5 400	1 805
PFAS				
PFBA [#]	0,30	0,30	12,20	4,27
PFPeA [#]	0,10	0,10	1,70	0,63
PFHxA	0,10	1,19	1,38	0,89
PFHpA	0,78	0,31	0,43	0,51
PFOA	1,00	0,80	3,75	1,85
PFNA	0,20	0,59	0,20	0,33
PFDA	0,10	0,10	0,85	0,35
PFBS	0,10	0,10	2,18	0,79
PFHxS	0,20	0,20	3,23	1,21
PFOS	0,20	0,98	1,68	0,95
6:2 FTS	0,20	0,52	0,42	0,38
Summa PFAS11	3,28	5,20	28,02	12,17

XX - < LOD (Level of Detection)

XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)

*Analyter som detekterats med enbart en produktion i MS/MS.

[^]Risk för ökad osäkerhet vid kvantifiering då halten vid analysen överstiger kalibreringskurans högsta punkt.

--- Ämnet kan inte utvärderas pga. störning i analysen, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst.

I karteringen av läkemedel som kan släppas ut från sjukhuset har även en sammanställning av totala årliga dygnsdoser (DDD, Definierad DygnsDos) vid sjukhuset i Varberg används. Baserat på DDD-statistik för 2019 och 2020 gjorde IVL en grov beräkning av totalmängder för de olika använda aktiva substanserna med hjälp av definierade mängder för respektive DDD. Med hjälp av information om persistens och miljöpåverkan för flera av dessa läkemedel kunde det konstateras att karteringen inkluderade många av de relevanta läkemedel som används vid sjukhuset och som kan utgöra en förhöjd risk för negativ miljöpåverkan. Några av de antibiotika som identifierades som möjligen skadliga pga. av mängden som används vid sjukhuset och miljöegenskaperna täcks dock inte av den lista för läkemedel som Naturvårdsverket rekommenderar. Till dessa läkemedel räknas bl.a. Piperacillin, Bensylpenicillin, Klindamycin och Atorvastatin som alltså inte har karterats i detta projekt men som möjligtvis kan förekomma i höga halter i avloppsvatten från sjukhuset och som därmed skulle kunna utgöra en utmaning i recipienten ifall dessa inte renas bort vid Getteröverket.

Varberg sjukhus bidrag till totalbelastningen av Getteröverket har försökts att uppskattas trots att en flödesmätning vid provtagningspunkten (PP1) inte har varit möjligt. Med hjälp av den rapporterade dricksvattenförbrukningen under de tre provtagningsveckorna har totalmängden för vissa läkemedel beräknats baserat på de analyserade halterna i sjukhusets avloppsvatten. Det bör noteras att sjukhusets avloppsvatten inte bara utgörs av klosettatten från patienter och vård-/driftpersonal utan också av bl.a. två badanläggningar (ca 150 l/tim), ca 150 tvätt- och diskmaskiner, samt andra verksamheter inom sjukhuset. Medelflöde från sjukhuset vid PP1 beräknades variera mellan 7,2 - 9,8 m³/tim samtidigt som flödet in till Getteröverket under samma tidsperiod varierade mellan 775 - 1170 m³/tim. För de fyra läkemedelssubstanser Ciprofloxacin, Furosemide, Sulfamethoxazole och Trimethoprim som används framförallt vid sjukhuset har mängden i avloppsvatten per dygn beräknats och visas i Tabell 15. Även om beräknade mängder varierar mellan de tre provomgångarna så kan några övergripande trender observeras. Avloppsvattnet från sjukhuset utgör endast ca 1 % av det totala avloppsflödet till Getteröverket. För de flesta läkemedel som visas i tabellen utgör sjukhusets utsläpp mestadels mindre än 8 % av totalbelastningen. För andra läkemedel (se Tabell 14) blir andelen ännu väsentligt mindre och för flera substanser bidrar sjukhusets avloppsvatten till en utspädning av halter från andra källor (t.ex. hushåll). För Ciprofloxacin kan dock en möjlig dominans av sjukhusavloppet på halter till Getteröverket utläsas. Utan motsvarande mätning i avloppsvatten som inte påverkas av sjukhuset är dock en tolkning av påverkan inte möjligt. Att beräkningen enligt Tabell 15 inte baseras på faktiska flödesmätningar och själva provtagningen är tidsstyrd och inte flödesproportionellt bör beaktas vid tolkning av resultaten.

Tabell 15. Mängden transporterad läkemedelssubstans per dygn vid provpunkt PP1 och PP2.

Läkemedelssubstans	Total mängd vid de 3 provtagningar		Andel som sjukhuset bidrar med vid de 3 provtagningar
	vid Sjukhuset (PP1)	vid Getteröverket (PP2)	
Ciprofloxacin (g/dygn)	0,7 / 0,8 / 0,7	0,34 / 0,73 / 0,34	214 / 105 / 214 %
Furosemide (g/dygn)	9,8 / 3,8 / 9,8	191 / 74 / 191	5 / 5 / 5 %
Sulfamethoxazole (g/dygn)	1,9 / 1,9 / 1,9	28 / 10,6 / 28	7 / 18 / 7 %
Trimethoprim (g/dygn)	0,24 / 0,17 / 0,24	3,4 / 2,05 / 3,4	7 / 8 / 7 %
Beräknat vattenflöde (m ³ /dygn)	9,1 / 7,2 / 9,8	1170 / 775 / 775	0,8 / 0,9 / 1,2 %

3.2 Bedömning av recipientpåverkan och reningsbehov

3.2.1 Recipientpåverkan utifrån gränsvärden för statusklassning

Tabell 16 visar observerade halter (medelvärde eller maxvärde beroende på gränsvärdesdefinition) samt gränsvärden för särskilda förorenande ämnen upptagna i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Det kan observeras från tabellen att halterna av Ciprofloxacin ligger under detektionsgränsen som är mycket lägre än gränsvärdet i samtliga ytvattenpunkter. Samma gäller för Nonylfenol och delvis för Oktylfenol. För Oktylfenol är dock bedömningsgrunden definierad som en maximal tillåten koncentration, uppmätt vid ett enskilt mätillfälle. Uppströms Getteröverket (PP6) och nedströms anläggningen (PP8) upptar uppmätta koncentration >50 % av gränsvärdet för inlandsvatten vilket kan indikera en viss risk för att gränsvärdet kan överskridas vid enstaka provtagningar. För Bisfenol A överskrids medelvärdet för bedömningsgrunden baserad på årsmedelvärdet i provpunkten som ligger uppströms för Getteröverket (PP6). I denna provpunkt överskrids dessutom den maximalt tillåten koncentration (Tabell 4) vid provtagning v37 2020.

För hormonerna Östradiol och Etinylöstradiol ligger halterna i samtliga provpunkter under analysens detektionsgräns, som dock är högre än gränsvärdet. En bedömning huruvida halterna ligger nära eller överskrider gränsvärdena kan därför inte göras.

För Diklofenak överstiger beräknade medelhalter gränsvärdet för inlandsvatten i samtliga punkter nedströms reningsverket, delvis med en faktor högre än 10. Endast uppströms reningsverket (PP6) och vid Himleåns mynning (PP11) ligger halterna under gränsvärdet. I Lassabackadiket (PP7) tar medelvärdet upp mer än 80 % av gränsvärdet.

Även recipientanalyserna för PFOS visar att halterna överskrider gränsvärdet avsevärt i samtliga recipientprover. Maximal tillåtna koncentrationer överskrids dock inte vid någon provtagning. Det kan noteras att bakgrundshalten i ytvatten uppströms Getteröverket (PP6), Lassabackadiket (PP7) och Himleån (PP11) redan är hög och överskrider gränsvärdet. I Lassabackadiket överskrids gränsvärdet i medel med en faktor på 25. Även PFAS11 finns med i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter men bara om mottagande recipient används för råvattenintag för dricksvattenproduktion. Oavsett så ligger halten av PFAS11 i samtliga recipientprover redan under gränsvärdet på 90 ng/l (Tabell 11).

Tabell 16. Medelhalter (Tabell 11 och Tabell 12) och gränsvärden för de särskilda förorenande ämnen i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25).

Ämne (ng/l)	Gränsvärde HVMFS 2019:25		Observerade medelhalter						
	inland	kust	PP6	PP7	PP8	PP9	PP10*	PP11*	PP12*
Ciproflaxin ¹	100	100	<23	<26	<23	<23	<17	<17	<17
Diklofenak	100	10	28	81	1 300	1 233	1 000	<10	250
Östradiol (17beta-) E2	0,4	0,08	<1 ²	<1 ²	<1 ²	<1 ²	-	-	-
Etinylöstradiol (17alfa-) EE2	0,035	0,007	<1 ²	<1 ²	<1 ²	<1 ²	-	-	-
PFOS perfluoroktansulfonat	0,65	0,13	5	16	2	3	4,87	0,82	3,6
Bisfenol A	1 600	110	1 921	94	260	284	400	<29	<96
Nonylfenol	300	300	<43	<37	<37	<37	<5	<5	<5
Oktylfenol ¹	100	10	55	<16	65	<16	<35	<10	<10

¹ maximal tillåten koncentration, uppmätt vid ett enskilt mätillfälle. Vattenmyndigheterna får, enligt bilaga I del B punkt 2 stycke 2 i direktiv 2008/105/EG, dock tillämpa statistiska metoder för bedömning av efterlevnaden av dessa värden.

² oklart om under gränsvärdet (kvantifieringsgräns för hög).

* endast en analys

I Tabell 16 anges även gränsvärden enligt HVMFS 2019:25 för kustvatten eftersom vattnet i Inre Farehammarsviken så småningom strömmar ut i havet. Medelhalter för Diklofenak och PFOS i provpunkt PP12, som kan anses representera halter i strömmen ut mot Yttre Farehammarsviken, Balgöfjorden, ligger ca 25 ggr högre än gränsvärden. Det krävs således en utspädning på minst 25 ggr för att gränsvärden inte ska överskridas. Utan att någon analys av kustområdet har gjorts inom projekt så görs bedömningen att denna utspädning bör kunna åstadkommas i Yttre Farehammarsviken.

3.2.2 Recipientpåverkan utifrån toxikologiska studier och riskkvoter

Tabell 17 visar effektkoncentrationer (PNEC), relaterade osäkerhetsfaktorer, samt medelhalter i utgående avloppsvatten från Getteröverket (utan utspädning, Tabell 8) samt i nedströms recipienter (PP8 och PP9, Tabell 11, och Inre Farehammarsviken (endast ett stickprov)). För alla dessa tre provtagningspunkter har även riskkvoter för de analyserade läkemedlen beräknats. Läkemedlen Fluconazole, Ketoconazole, Losartan, Metotrexat, Tramadol, Venlafaxine och Zolpidem fanns inte med i tidigare utredningar där PNEC och säkerhetsfaktorer har tagits fram. För Fluconazole, Losartan, Tramadol och Venlafaxine har därför data från CWPharma projektet använts som dock inte har kvalitetsgranskats i det här projektet. För Ketoconazole, Metotrexat och Zolpidem har inga effekthalter och säkerhetsfaktorer kunnat tas fram. För hormoner har ingen riskkvot beräknats när medelvärdet baseras endast på analyser som inte kunde detektera något. Det kan noteras att även medelvärdet för Östron i utgående avloppsvatten baseras delvis på halter under detektionsgräns.

Data i tabellen visar att riskkvoterna i utgående avloppsvatten och de två nedströms provtagningspunkterna i primärrecipienten (PP8 och PP9) ger samma bild. Detta förklaras med den relativt låga utspädningen i recipienten innan vattnet når Inre Farehammarsviken. Vid provtagningspunkter i Inre Farehammarsviken (PP10 och PP12), som endast utgörs av en provtagning, kan något lägre riskkvoter observeras pga. de lägre analyserade halterna.

För sex av de undersökta läkemedlen (Atenolol, Fluconazole, Ibuprofen, Naproxen och Tramadol) bedöms det inte föreligga någon risk för negativ påverkan i recipienterna med dagens halter i utgående avloppsvatten från Getteröverket. För ytterligare sju substanser finns endast en måttlig risk. För några av dessa (t.ex. Ciprofloxacin) baseras denna riskbedömning på halter under detektionsgränsen vilket innebär att faktiska risken är ännu lägre. Halter för Citalopram, Clarithromycin, Diclofenac, Erythromycin, Furosemide, Oxazepam, Sertraline och Sulfamethoxazole ger en hög risk för miljöpåverkan i nästan samtliga provtagningspunkter. Vid utflödet till havet (PP12) innehar fortfarande Citalopram, Diclofenac, Oxazepam och Sertraline en hög risk. Högst riskkvot har Citalopram som samtidigt har ett PNEC värde som baseras på få effektstudier och som därmed bestäms med en hög osäkerhetsfaktor (2000). Diklofenak har en riskkvot över 20 i alla provpunkter förutom i PP12. Även Oxazepam har en hög riskkvot men samtidigt en högre säkerhetsfaktor än Diklofenak. Det bör noteras att en hög säkerhetsfaktor inte innebär att substansen kan prioriteras mindre utan endast att det föreligger för få effektstudier på relevanta organismer. För Citalopram finns det t.ex. endast en relevant effektstudie som kom fram till en akuttoxicitet vid en LOEC på 150 ng/l. En säkerhetsfaktor på 2000 används för att den faktiska effekthalten för kronisk toxicitet och känsligare vattenorganismer ligger med högsta sannolikhet på en signifikant lägre halt. Från Tabell 17 framgår det dessutom att observerade halter i recipienterna ligger över LOEC för Citalopram förutom i PP12. Det betyder med andra ord att Citalopram återfinns i halter som har visat ge en akuttoxicitet på vattenlevande organismer. Samma analogi kan tillämpas för andra substanser med hög riskkvot och hög säkerhetsfaktor.

Medelvärden i de olika provpunkterna i närrecipienter (PP8 och PP9) ligger alltså inte bara över bedömda effekthalter som motsvarar kroniska effekter över lång tid utan även över rapporterade

akuttoxiska halter för Citalopram (Ågerstrand 2019). Även mätvärdet för Citalopram i stickprov för Himleåns vatten (PP11) ligger över akuttoxiska halter, dock har provtagningen inträffat vid väldigt låg vattenföring i Himleån och risken som bedöms kan därför ses som ett worst-case scenario och bör inte användas för en generalisering av risker i PP11. Däremot bör den uppmätta halten i PP11 oroa eftersom det visar att akut toxicitet kan inträffa.

Tabell 17. Sammanställning av effektkoncentrationer (PNEC), osäkerhetsfaktorer, medelhalter samt riskkvoter i utgående avloppsvatten från Getteröverket (utan utspädning) samt i nedströms recipienter.

Substans	PNEC ng/L	Säkerhet s- faktor -	ARV UT		PP8		PP9		PP10 [†]		PP12 [‡]	
			EC ng/L	RK -	EC ng/L	RK -	EC ng/L	RK -	EC ng/L	RK -	EC ng/L	RK -
Hormoner												
Östron (E1)	0,08	100	3	37,5	<2	-	<2	-	-	-	-	-
Östradiol (E2)	0,04	10	<1	-	<1	-	<1	-	-	-	-	-
Etinylöstradiol (EE2)	0,016	2×10	<1	-	<1	-	<1	-	-	-	-	-
Läkemedelsrester (*antibiotika)												
Atenolol	32 000	100	373	0,01	377	0,01	380	0,01	330	0,01	92	0
Carbamazepine	2 500	10	603	0,24	583	0,23	560	0,22	460	0,18	290	0,12
Ciprofloxacin*	64	50	<23	<0,35	<23	<0,35	<23	<0,35	<17	<0,27	<17	<0,27
Citalopram	0,075	2×1000	600	8 000	497	6 620	433	5 780	210	2 800	<22	<293
Clarithromycin*	40	50	90	2,25	66	1,65	62	1,56	65	1,63	<28	<0,69
Diclofenac	50	2×10	1 400	28	1 300	26	1 233	24,7	1 000	20	250	5
Erythromycin*	20	1 000	35	1,74	<23	<1,13	<23	<1,13	<9	<0,45	<9	<0,45
Fluconazole	15 000 [‡]	SSD	160	0,01	160	0,01	157	0,01	140	0,01	100	0,01
Furosemide	156	1 000	2 967	19	2 500	16	2 467	15,8	1 100	7,05	<23	<0,14
Ibuprofen	102 000	10	746	0,01	568	0,01	983	0,01	3 400	0,03	280	0
Ketoconazole			<26		<26		<26		<26		<26	
Losartan	7 800 [‡]	100 [‡]	5 033	0,65	4 500	0,58	4 167	0,53	1 500	0,19	1 100	0,14
Metotrexat			<8		<8		<8		<4		<4	
Metoprolol	2 590	1 000	1 767	0,68	1 767	0,68	1 667	0,64	1 300	0,5	500	0,19
Naproxen	15 000	10	161	0,01	115	0,01	182	0,01	660	0,04	130	0,01
Oxazepam	10	2×50	390	39	357	35,7	340	34	260	26	140	14
Paracetamol	46 000	10	58	0	<31	0	<19	0	<14	0	330	0,01
Propranolol	228	10	180	0,79	160	0,7	140	0,61	110	0,48	<13	<0,06
Sertraline	9,4	50	167	17,7	89	9,43	80	8,48	62	6,60	<13	<1,38
Sulfamethoxazole*	118	50	210	1,8	213	1,81	207	1,75	120	1,02	61	0,52
Tramadol	170 000 [‡]	1 000 [‡]	308	0	293	0	288	0	320	0	150	0
Trimethoprim*	500	50	56	0,11	60	0,12	50	0,10	33	0,07	<14	<0,03
Venlafaxine	3 220 [‡]	1000 [‡]	867	0,27	850	0,26	623	0,19	600	0,19	200	0,06
Zolpidem			<5		<4		<4		<3		<1	
				<0,1		<0,1		<0,1		<0,1		<0,1
				0,1-1		0,1-1		0,1-1		0,1-1		0,1-1
				>1		>1		>1		>1		>1

‡ - endast en provtagning

- data från CWPharam (inte kontrollerat),

SSD = species sensitivity distribution (SSD), i.e.

ingen säkerhetsfaktor

Beräknade medelhalter samt riskkvoter i ytvatten uppströms för Getteröverket (PP6) och Lassabackadiket (PP7), som inte visas i Tabell 17, indikerar inga höga risker uppströms Getteröverket förutom eventuellt för Östron (riskkvot 29 men endast en mätning >LOD). I Lassabackadiket däremot är halter för Östron även högre än i utgående vatten från Getteröverket och därmed ligger riskkvoten på 200. Även för Citalopram ligger riskkvoten med 408 på en hög nivå. Även för några få andra läkemedelssubstanser finns en hög risk med riskkvoter strax över 1.

För hormoner är det svårt att göra en bedömning då dagens begränsningar i analysmetoden dessvärre inte tillåter detektionsgränser till haltnivåer som ligger i närheten av PNEC. Att se på östrogena effekttesten YES kan vara ett alternativ för riskbedömningen. Under 2021 har IVL tagit fram förslag till effekthalter för både akut och kronisk toxicitet i recipienter baserat på uppmätt YES-halt. Tabell 18 visar dessa samt medelhalter för inkommande och utgående avloppsvatten vid Getteröverket samt i primärrecipienten (PP8) och de två provtagningspunkter i Inre Farehammarsviken (PP10 och PP12). Som tidigare diskuterat så minskar den östrogena effekten kraftigt över reningsverket men utgående medelhalt ligger över den bedömda effektgränsen för kronisk toxicitet (Tabell 18). Även samtliga halter i recipientproverna ligger över effektgränsen för kronisk toxicitet, vid utflödet av primärrecipienten i Inre Farehammarsviken (PP10) överskrids även effektgränsen för akut toxicitet. Att halten i PP10 ligger på en högre nivå än i PP8 kan eventuellt förklaras med att den östrogena effekttesten YES inte bara ger utslag för hormoner utan även andra aktiverande ämnen som t.ex. Bisfenol A som under provtagningen har uppmätts i höga halter i provpunkt PP9 som tillför vatten efter provpunkt PP8 men före PP10.

Tabell 18. Effekthalter och medelhalter i utgående avloppsvatten från Getteröverket (utan utspädning) samt i nedströms recipienter.

	Effekthalter/toxicitet		Medelhalter				
	akut	kroniskt	ARV IN	ARV UT	PP8	PP10*	PP12*
YES (ng/L EEQ)	1,4	0,3	47,3	0,6	0,34	4	0,58

⌘ - endast en provtagning

* - IVL bedömning baserat på Jarošová et al. (2014).

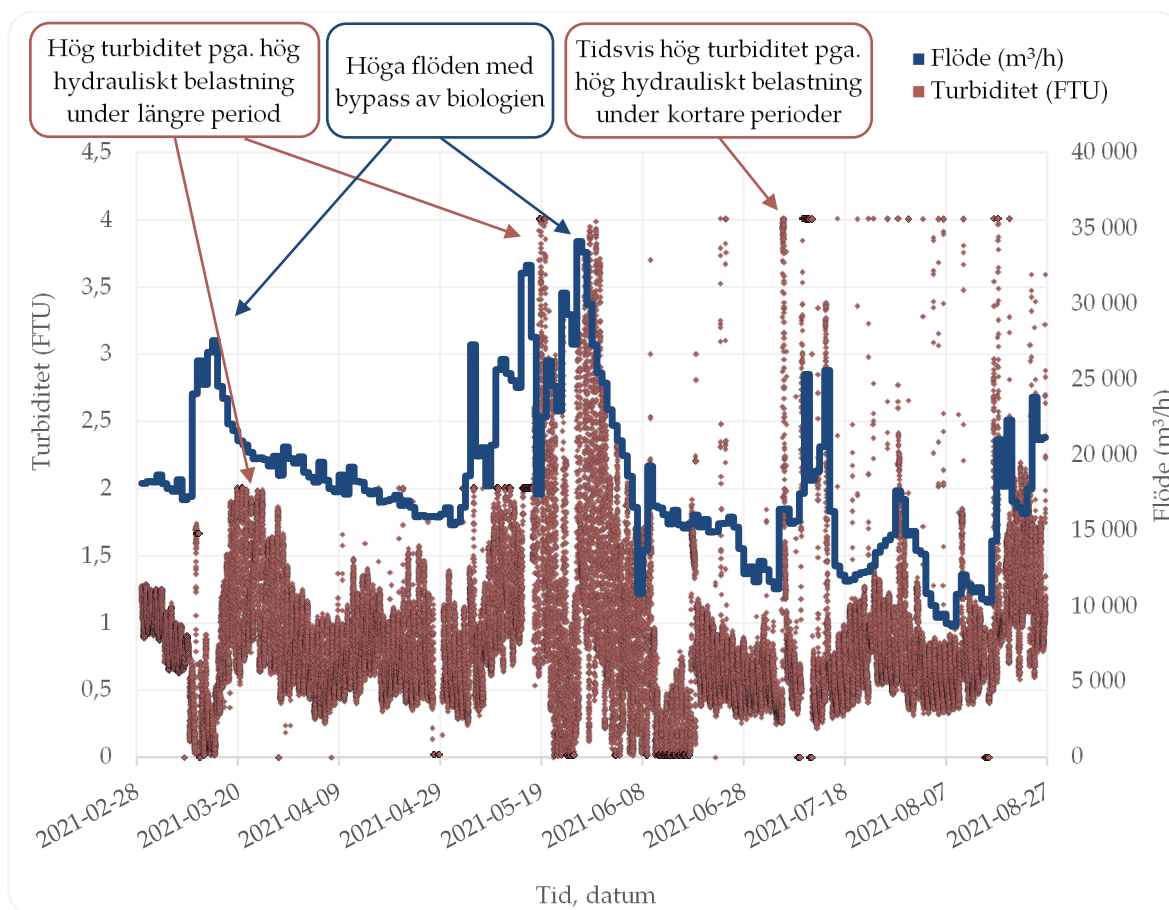
3.3 Pilotförsök med teknikkombination UF-GAK

3.3.1 Driftstabilitet

3.3.1.1 Mikrofiltreringspilot

Mikrofilteranläggningen fungerade stabilt under hela försöksperioden utan några oväntade driftstopp och med ett minimum av underhåll. Däremot fungerade filtreringen sämre under höga hydrauliska belastningar på reningsverket (Figur 12). Vattenkvaliteten på Getteröverkets utgående vatten kan i likhet med andra reningsverk variera kraftigt utifrån rådande drift- och processförhållanden så som den hydrauliska belastningen, driftstörningar inne på reningsverket, vattnets temperatur m.m. Detta i sin tur kan generera ojämn vattenkvalité in till mikrofilteranläggningen och till efterföljande UF-anläggning.

De kraftiga variationerna i turbiditet i råvattnet till ultrafiltreringen som visas i Figur 13 kan relateras till den hydrauliska belastningen på Getteröverket. Det finns även misstankar om att en del turbiditet passerar förbi mikrofiltret under backspolning. Eftersom den biologiska reningen på Getteröverket är betydligt mer hydrauliskt begränsad än resterande reningssteg, by-passas en del av det mekaniskt behandlat vatten vid hög hydraulisk belastning förbi den biologiska reningen till den kemiska reningen. Vidare sker det ofta slamflykt från biosteget till den kemiska reningen vid höga flödesbelastningar.



Figur 12. Inverkan av den hydrauliska belastningen på turbiditet i råvatten in till UF-anläggningen.

Eftersom det inte lades stort fokus på optimering av mikrofiltreringspiloten och att ingen mätning av turbiditet gjordes på inkommande vatten är det svårt att utvärdera mikrofiltrets prestanda under pilotdriften.

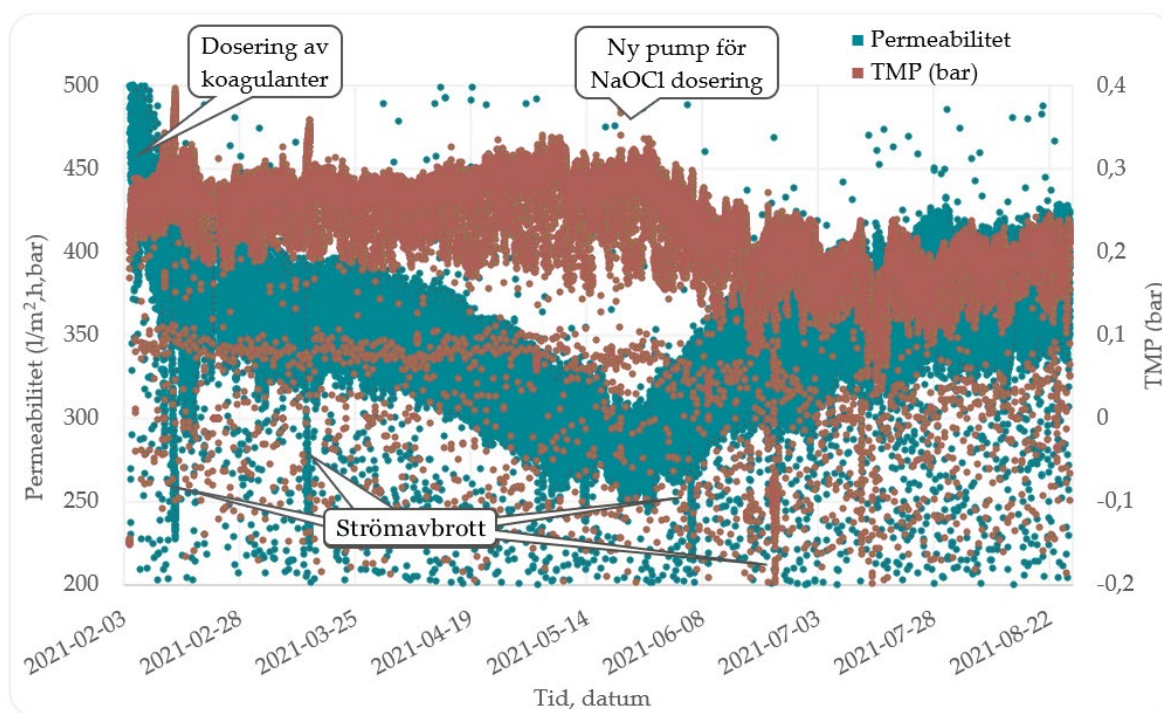
Vissa problem uppstod i mikrofiltret med alger som fastnade på filtreringsduken under sommarperioden. Detta pga. periodvis kraftig algutväxt i de öppna kontaktbassängerna som vattnet till pilotförsöken pumpades upp ifrån. Vidare bildades en beläggning på duken med ökade drifttider som krävde extra högtryckspolning av duken med jämna mellanrum (ca 1 gång i månaden) i förebyggande syfte. Den tekniska utformningen av maskinen hindrade tyvärr att ta bort alla alger och beläggning vid rengöring, en aspekt som bör tas med vid en eventuell fullskaleimplementering.

Eftersom värmemattor användes vid mikrofilterpiloten som placerades utomhus, har störningar under de kalla månaderna kunnat undvikas.

3.3.1.2 Ultrafiltreringspilot

UF-anläggningen fungerade stabilt under hela försöksperioden med endast mindre underhåll. Däremot krävdes en noggrann och kontinuerlig uppföljning av piloten för att säkerställa en stabil och effektiv drift. För detta visade sig de placerade online mätningarna med I:SCAN instrument av både råvatten och permeatvatten fungera bra. Figur 13 visar permeabiliteten och TMP i UF-pilotanläggningen under försöksperioden. Bortsett från de initiala testerna med dosering av koagulanter kan en gradvis försämring av membranprestandan under de första tre månaderna observeras med en permeabilitet som minskade från ca 400 l/m²,h,bar till 250 l/m²,h,bar. Eftersom

orsaken var något oklar, ökades bl.a. rengöringsfrekvensen (CEB) från efter 30 cykler till 25 cykler. Detta resulterade i att den negativa trenden planades ut något men permeabiliteten fortsatte minska. Vid noggrannare uppföljning upptäcktes att doseringen av natriumhypoklorit inte fungerade pga. en defekt pump. Som figuren visar återhämtades membrankapaciteten direkt med en kraftig ökning av permeabilitet och minskning av TMP efter åtgärd av defekten. Det misstänks därför att en mindre effektiv rengöring med mindre tvättkemikalier än vad som skulle behövas för att återställa permeabiliteten har varit huvudorsaken till membranens avtagande prestanda. Under försökets sista månader syns en stabil permeabilitet och TMP. Den temperaturkorrigerade permeabiliteten (vid 20 °C) mellan rengöringar varierade mellan ca 430 l/m²,h,bar (precis efter rengöring) och ca 360 l/m²,h,bar (precis före rengöring). Samtidigt varierade TMP mellan ca 0,098 bar och ca 0,125 bar.



Figur 13. Permeabilitet och TMP över UF-membranen under försöksperioden.

De få stop som uppstod under pilotförsöken och som indikeras i Figur 13, av de vertikala utfallen, berodde på strömavbrott. Eftersom UF-pilotens SCADA system är i behov av modernisering, krävdes det flera omstarter av systemet vid varje liknande incident. Även vissa 4-20 mA signaler behövde åtgärdas för korrekt skalning efter strömavbrott.

Som tidigare nämnts; utfördes ett försök för att hitta den mest lämpliga dosen av koagulanter (Ekoflock 90) som medför hög membranprestanda med avseende på reduktion av UV-absorbans vid 254 nm. Färg 455 nm användes som kontrollparameter. Stickprover togs från råvattnet före doseringen och från permeatvattnet efter doseringen. Doseringarna ändrades successivt mellan 1,1 mg Al/l och 2,2 mg Al/l och stickprover togs ca 3 timmar efter varje doseringsändring för att säkerställa att permeatproverna tas vid rätt dosering. Försöket utfördes under 2 dagar i februari vid uppstart av UF-piloten men innan idrifttagning av GAK-piloten. Analysresultaten sammanfattas nedan i Tabell 19. Det skedde ingen uppföljning av pH-värden.

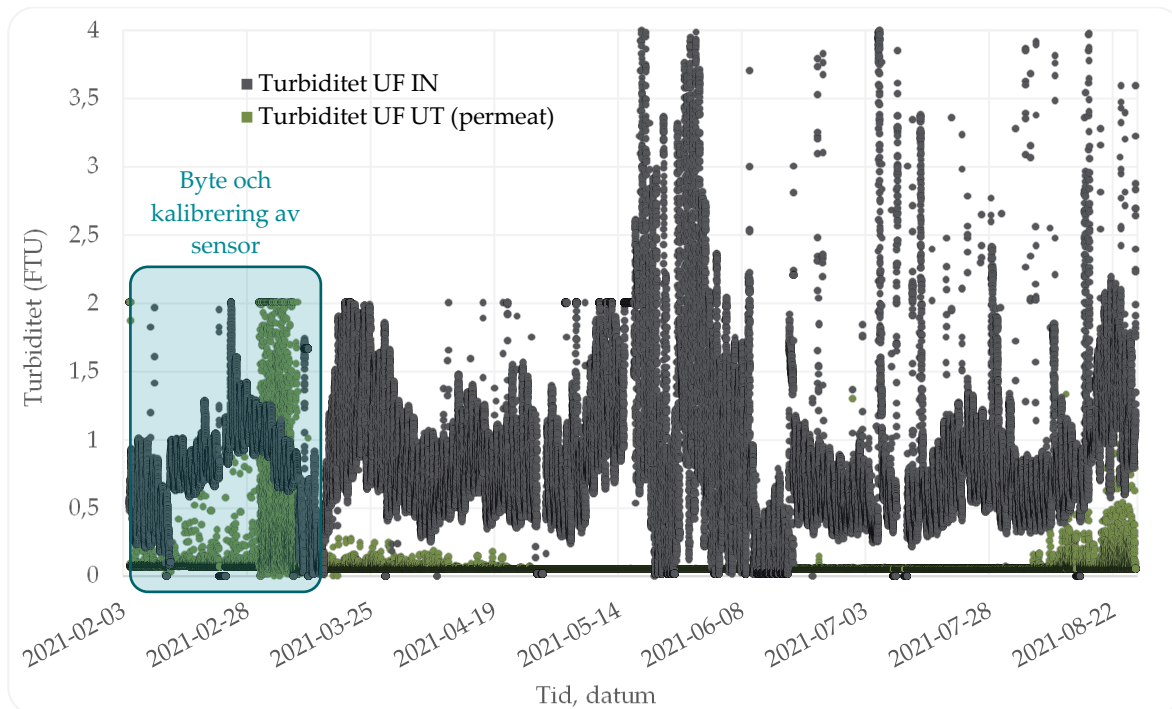
Tabell 19. Dosering av Ekoflock 90 i UF-pilotanläggningen samt reduktion av UVabs (254) och färgtal.

Dosering Ekoflock 90 mg Al/l	Råvatten		Permeat		Reduktion			
	UV _{abs} (254) m ⁻¹	Färg (455) PtCo 50 mm	UV _{abs} (254) m ⁻¹	Färg (455) PtCo 50 mm	UV _{abs} (254) m ⁻¹	%	Färg (455) PtCo 50 mm	%
1,1	14,4	23	10,52	14	3,88	27	9	39
1,3	18,9	30	11,94	15	6,96	37	15	50
1,5	15,2	25	10,3	13	4,9	32	12	48
1,7	16,02	28	10,36	14	5,66	35	14	50
2,0	19,58	37	9,84	13	9,74	50	24	65
2,2	14,46	25	10,16	12	4,3	30	13	52

Testkörningen resulterade i högst reduktion av både UVabs och färg vid Ekoflockdosering motsvarande 2,0 mg Al/l. Reduktionen av UVabs ökade från 5,66 till 9,74 m⁻¹ vid doseringsökning från 1,7 till 2,0 mg/l, vilket motsvara UVabs reduktionsökning från 35 till 50 %. Liknande reduktionsökning av färgtal observerades vid samma doseringar, en reduktionsökning från 14 till 24 PtCo 50 mm, vilket motsvarar reduktionsökning av 50 respektive 65 %. Vid ytterligare ökning av Ekoflockdoseringen till 2,2 mg/l åter minskade reduktionen av UVabs till 30 % och reduktionen av färgtalet minskade till endast 52 %. I och med detta valdes dosering av 2,0 mg Al/l för hela testperioden. För att med säkerhet kunna bedöma optimal dos hade längre intrimningscykel krävts, men fokus låg inte på optimering av UF-steget. Det finns en tydlig tendens till att högre inkommande värden på UVabs och färg resulterar i högre avskiljningsgrad då permeatkvaliteten var relativt stabil vid samtliga doser under intrimningen. Då prover togs som stickprover och inkommande värden varierade mycket kan dock en svag antydning till förbättrad permeatkvalité noteras vid ökad dos.

Figur 14 visar onlinemätningarna för turbiditet i råvattnet in till UF-piloten samt i permeatvattnet. Enligt förväntan med tanke på membranets porstorlek på 0,02 µm visar figuren att UF-anläggningen fungerar som en kraftig barriär mot partiklar. Även vid extrem kraftiga skiftningar och höga turbiditetshalter (högre än 4,0 FTU) i inkommande råvatten, låg turbiditetshalten i permeatet mer eller mindre konstant. I stort sett under hela försöksperioden låg halten i permeatet på ca 0,055 NTU med endast små variationer upp till max ca 0,09 FTU. Problem med att de höga turbiditetshalterna i råvattnet skulle kunna orsaka driftproblem i form av fouling och igensättning av membranet kunde inte observeras. UF-piloten kördes periodvis med inkommande vattnet av högre turbiditet och ett normalt flux på 40 l/m²,h.

Med en backspolfrekvens på 40 minuter och CEB var 18,75 timme beräknades en recovery på ca 85 % och en genomsnittlig permeatproduktion motsvarande 35 l/m²,h.



Figur 14. Turbiditet i råvattnet till UF-anläggningen och i permeatvatten.

UVabs visar stabilare trend där variationerna är inte lika kraftiga. I och med detta visar sig UVabs vara en viktig och säker parameter för uppföljning av UF. UVabs trenden följer turbiditetstrenden fast med mindre variationer. Följande genomsnittliga reduktioner över UF-pilotanläggningen kunde uppnås; ca 43 % reduktion med avseende på UVabs; ca 62 % reduktion i färgtal; ca 35 % reduktion i TOC och över 92 % reduktion i turbiditet. Beräkningen utfördes med hjälp av utförda labbanalyser.

Eftersom fokus i förstudien låg på en stabil drift av UF-piloten för en konstant leverans av permeat till GAK-filterpiloten, har anläggningen endast körts med låg flux och fast dosering. Därför finns ytterligare potential för driftoptimeringar av ultrafiltreringen. Framförallt med avseende på dosering av koagulanter som kan korreleras t.ex. till absorbans eller turbiditet i råvattnet. Projektgruppens bedömning är att flera optimeringar är möjliga.

3.3.1.3 GAK-pilotanläggning

GAK-piloten byggdes och testkördes med vatten vid Hammarby Sjöstadsverket innan leverans till Getteröverket. Vid leverans upptäcktes flera skador på piloten som uppstått vid frakten. Ett filter hade spruckit, 2 pumpar förstörts och flera magnetventiler skadats. Efter en reparation av piloten och initial intrimning av funktionen har piloten dock kunnat drifas utan några väsentliga störningar under samtliga 8 månader som förstudien pågick.

Första GAK-filter i linje 3 (Organosorb 10) fick backspolas en månad efter uppstart vid ca 4000 BV pga. att trycket ökat successivt till >1 bar medan trycket i de andra filter inte ökade avsevärt. Efter backspolning upptäcktes ett fel i utgående ledning efter filtret som tros orsakat tryckökning. Efter att pilotinstallationen modifierades för att undvika liknande problem har ingen backspolning pga. för hög tryck av något filter utförts. Samtliga GAK-filter backspolades dock en gång i augusti 2021 efter 7 månaders drift. Vid backspolningen gjordes detta i samtliga filter för att undersöka effekten av backspolningen på driften. För GAK linje 1 och 2 som har varit i drift sedan pilotförsökens början och inte backspolats en enda gång, observerades att hela filterbädden lyftes vid backspolning troligtvis pga. en större kompaktion under den långa drifttiden. Trycket före

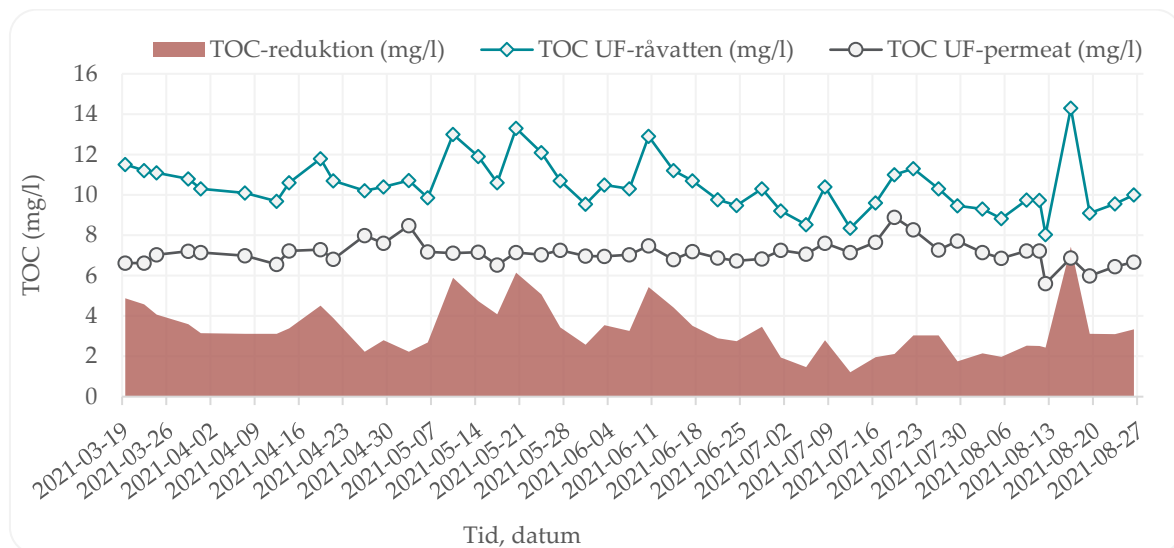
backspolning uppgick till ca 1 bar i första och andra filtret i linjen med GPP 20, och ca 0,5 bar i båda filtren i linjen med Filtrasorb 400. Efter backspolningen sjönk trycket i samtliga filter till noll. Ett tryck på 0,5 - 1 bar indikerar att en backspolning hade gjorts redan tidigare i en fullskaleanläggning med öppna filter. GAK linje 3, som vid denna tidpunkt kördes med FoU 21 som filtermaterial, uppvisade ingen tryckökning.

3.3.2 Resultat för undersökta driftparametrar

Nedan sammanfattas resultaten från analyserna som utfördes med avseende på TOC, UVabs och färg samt för närsalter.

3.3.2.1 TOC

Figur 15 visar resultat från stickprov i råvattnet och i permeatet från UF-piloten. En signifikant reduktion av TOC över UF-pilotanläggningen kan observeras genom separation av partikulärt bundet organiskt material över membranen. Den genomsnittliga reduktionen beräknades till 32 %, vilket är lite högre än vad som redovisades t.ex. vid pilottester på Kalmar Vatten där reduktionen uppgick till ca 15 % (Edefell et al., 2019). Större fluktuationer observerades i råvattnet än i permeatvattnet vilket beror på en ojämn rening på Getteröverket och en effektiv TOC-rening över UF-anläggning. I och med detta syns en ökad TOC-reduktion vid ökad TOC-halter i råvattnet, både vad gäller den procentuella reduktionen och reduktionen i faktiska TOC-halter. En hög TOC-reduktion är betydelsefullt eftersom höga TOC-halter in till GAK-anläggningen kan resultera i snabbare mättnad av de aktiva kolen.



Figur 15. Stickprovsanalyser med avseende på TOC-halter in och ut från UF-pilotanläggningen samt TOC-reduktionen.

Även veckoprovsanalyserna visade en signifikant TOC-reduktion på ca 35 % i genomsnitt. En maximal reduktion på 9,65 mg/l vilket motsvarar reduktion på ca 59 % observerades under v21 2021.

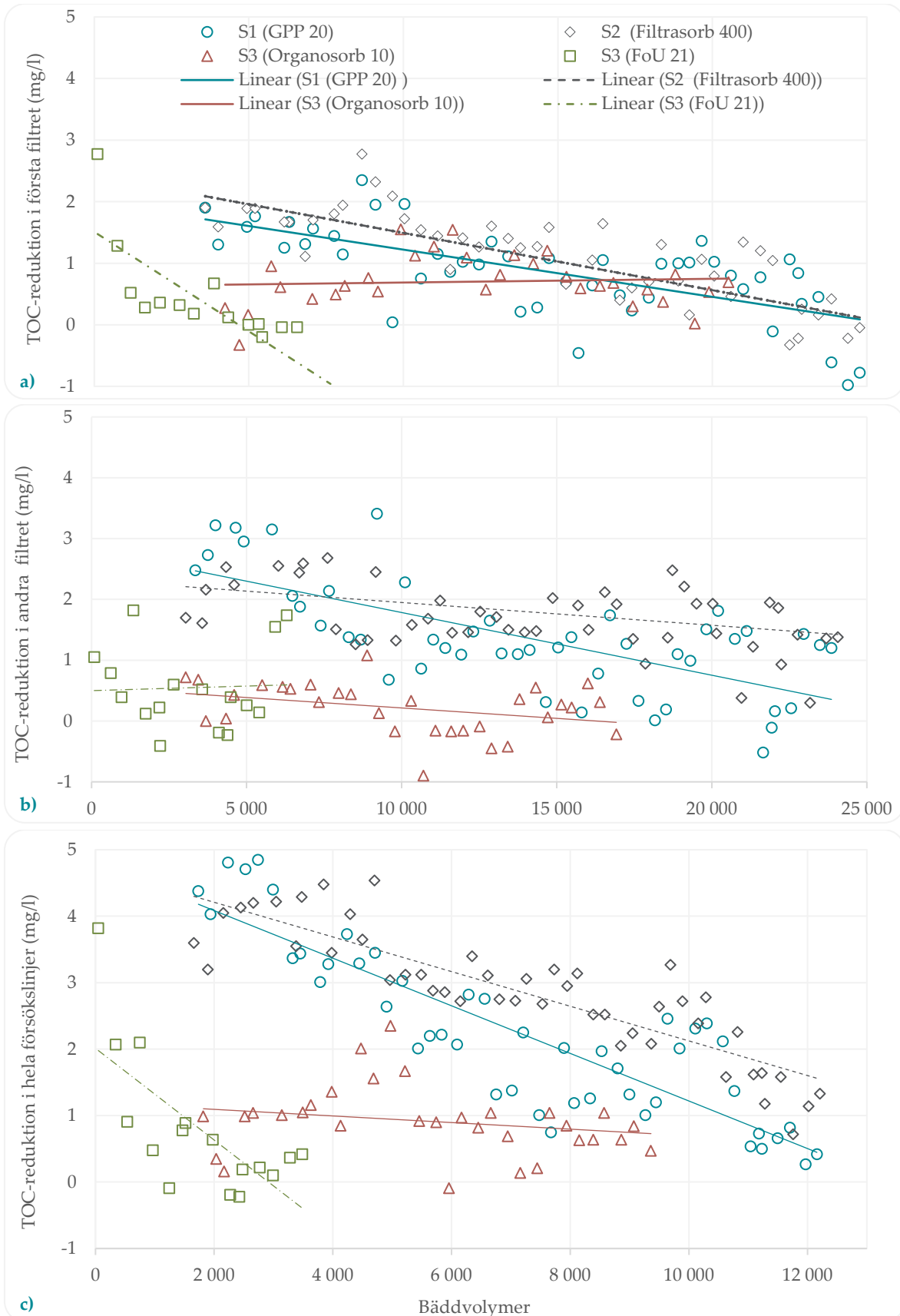
Figur 16 sammanfattar de utförda TOC-analyserna över GAK-pilotanläggningen för varje filter (Figur 16 a och b) och sammanlagt för varje GAK-linje (Figur 16c). För första filtret minskar TOC-reduktionen successivt för GPP 20, Filtrasorb 400 och FoU 21, medan den är konstant med en viss uppåtgående trend för Organosorb 10. Dock har TOC-reduktionen för Organosorb 10 varit låg redan från start. TOC-reduktionen efter 4 000 bäddvolymmer med Filtrasorb 400 och GPP 20 var betydligt högre och låg i genomsnitt på 2,0 respektive 1,7 mg/l för att successivt minska till noll vid



slutet av testperioden vid bäddvolymen på ca 25 000. Som lägst hade GPP 20 en negativ reduktion på ca 1,0 mg/l i slutet av försöksperioden. TOC-reduktionen för FoU 21 minskade betydligt snabbare än för GPP 20 och Filtrasorb 400 och låg avsevärt lägre vid t.ex. 5 000 BV.

För andra filtersteget visar resultaten att TOC-reduktionen minskar successivt för samtliga kommersiella aktiva kol. Minskningen är dock mindre kraftig jämfört med första filtret. Minskningen över tid är också mindre utpräglad i filtret med Filtrasorb 400 och Organosorb 10 jämfört med GPP 20. Reduktionen för FoU 21 är någorlunda stabilt men ligger som för Organosorb 10 på en avsevärt lägre nivå än för Filtrasorb 400 och GPP 20. Generellt verkar alltså reduktion i andra filtersteget vara bättre än i det första filtersteget för samtliga kol förutom möjligtvis Organosorb 10.

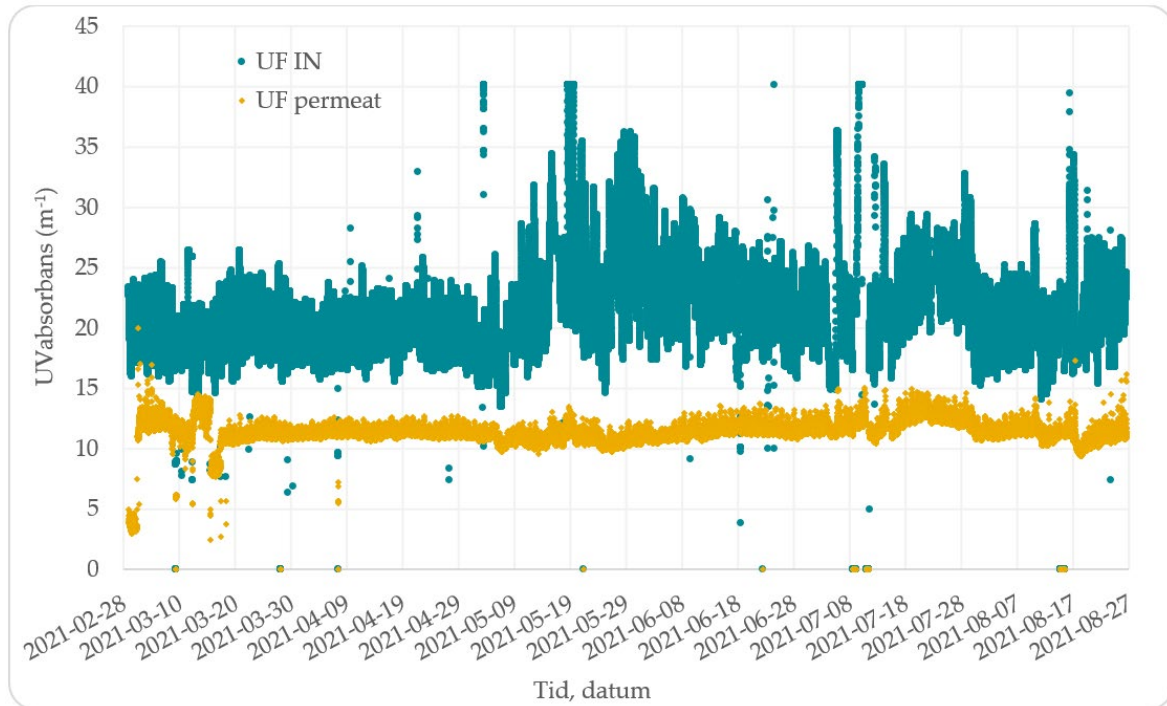
Den totala TOC-reduktionen över GAK-linjerna (första och andra filtret) visar därmed att Filtrasorb 400 och GPP 20 har den högsta reduktionen vid varje BV med GPP 20 som uppvisar en något snabbare minskning av reduktionen med ökande antal behandlade bäddvolymen. Organosorb 10 uppvisar också en minskande reduktion med ökande antal behandlade bäddvolymen dock startar reduktionen redan vid en avsevärt lägre nivå och minskningen över tid är endast marginell även om trenden kan utläsas. Reduktion i GAK-linjen med FoU 21 startar på en lägre nivå än Filtrasorb 400 och GPP 20 och avtar snabbt till 0 mg/l redan vid ca 3 000 BV.



Figur 16. TOC-reduktion med ökande bäddvolym över GAK-anläggningens första filtersteg (a), andra filtersteg (b) och hela GAK-linjen (c) för samtliga utvärderade aktiva kol.

3.3.2.2 Absorbans (254 nm)

Figur 17 visar UV-absorbansen i inkommande vatten till UF-pilotanläggningen samt producerat permeatvatten. Variationer i absorbansen i permeatet kan relateras till variationerna i råvattnet som orsakas av variationer i utgående avloppsvatten från Getteröverket. I genomsnitt kunde en reduktion på ca 43 % över UF-piloten uppnås.

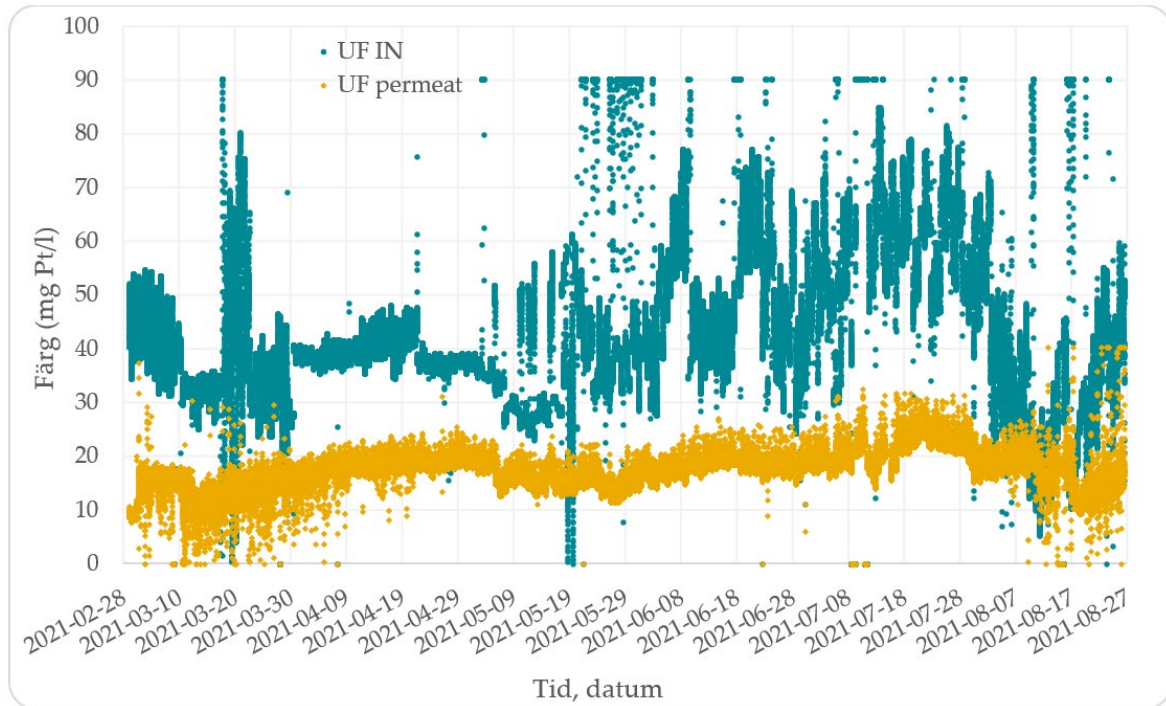


Figur 17. UV-absorbans i råvatten till UF-anläggningen och i permeatet.

Figur 18 a-c visar resultaten för utförda UVabs-analyserna över GAK-pilotanläggningen för varje kolonn (a och b) och sammanlagt för varje GAK-linje (c). Generellt kan samma trender för de fyra undersökta aktiva kolen i de olika kolonnerna och linjerna läsas ut som för TOC-reduktionen i Figur 16. UVabs-reduktionen minskar successivt för samtliga kol med ökande antal behandlade bäddvolymmer även om trenden är något mindre utpräglad för Organosorb 10. Som för TOC-reduktion är reduktionen av UVabs initialt lägre för både Organosorb 10 och FoU 21 jämfört med de andra två kolsorterna. FoU 21 uppvisar också den snabbaste minskningen av reduktionen över drifttiden. Minskningen i filtren med Filtrasorb 400 är mindre än för GPP 20 vilket leder till att reduktionen vid avslut av förstudien legat på en högre nivå för Filtrasorb 400 än för GPP 20 i båda kolonnerna och hela GAK-linjen. Efter 20 000 BV kan eventuellt ett trendbrott för Filtrasorb 400 och GPP 20 observeras i första kolonnen med en kraftig minskning av UVabs-reduktionen. Dock observerades variationer även i inkommande vatten som påverkar trenden.

3.3.2.3 Färg (455nm)

Figur 17 visar färganalyser i inkommande vatten till UF-pilotanläggningen samt producerat permeatvatten. Variationer i färgen i permeatet kan relateras till variationerna i råvattnet som orsakas av variationer i utgående avloppsvatten från Getteröverket. I genomsnitt kunde en reduktion på ca 62 % över UF-piloten uppnås.

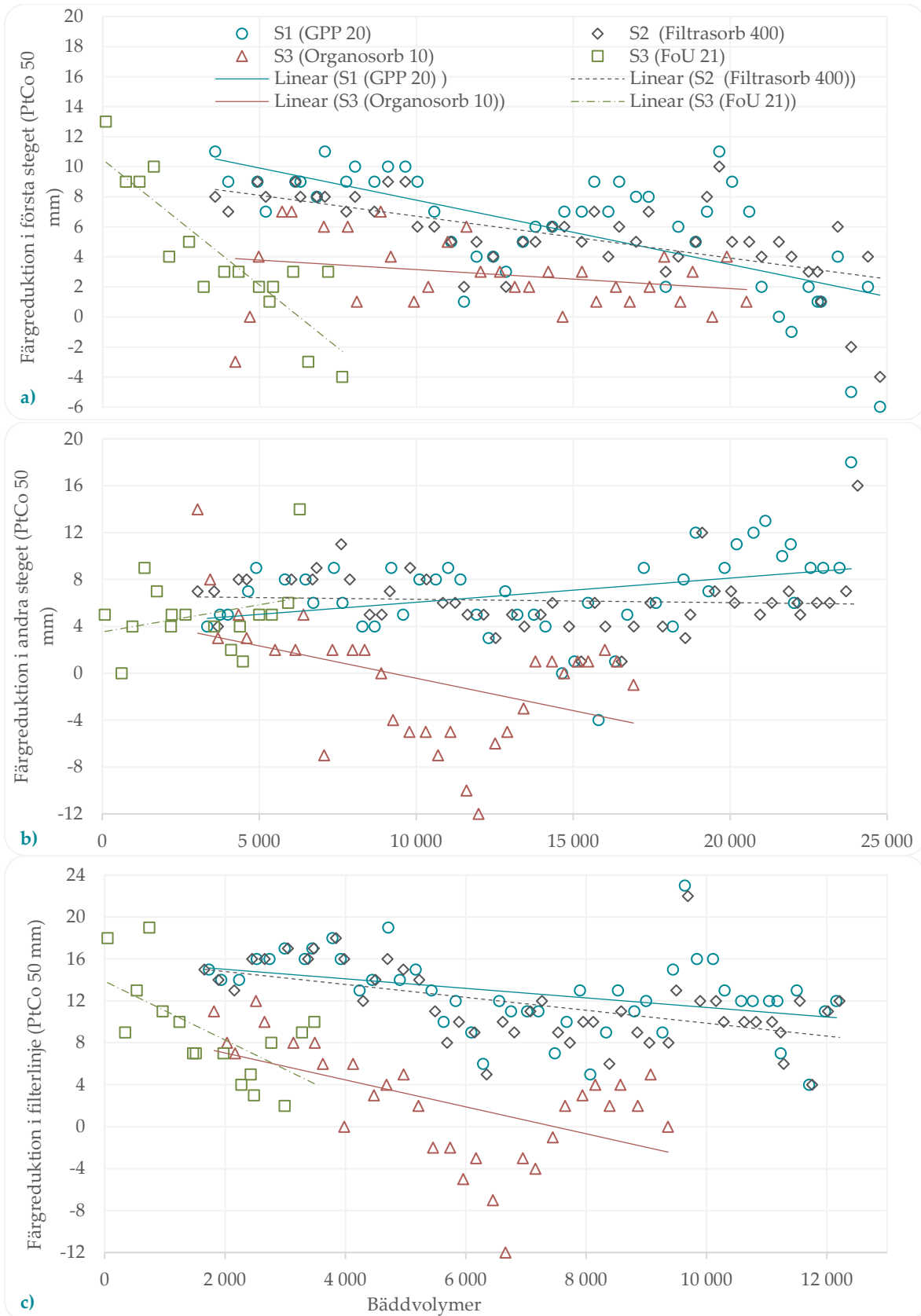


Figur 19. Färg i råvatten till UF-anläggningen och i permeatet.

Figur 20 a-c visar resultaten för utförda färg-analyserna över GAK-pilotanläggningen för varje filter (a och b) och sammanlagt för varje GAK-linje (c). I likhet med reduktion av TOC och UVabs visar trendlinjerna att även färg-reduktionen minskar successivt med ökande bäddvolym i alla fall i första filtret och sammanlagt för varje GAK-linje. Reduktionen i filtret med Organosorb är lägre än för de andra aktiva kolen redan från mätningens början. Som för absorbansen så syns det ett tydligt trendbrott för färgreduktionen efter ca 20 000 bäddvolym som hastigt sjunker till under noll vilket innebär ökning av färgtalet efter första filtret för både GPP 20 och Filtrasorb 400. Vid ett par provtillfällen var färgreduktionen med Organosorb 10 redan vid start (bäddvolym på ca 5 000) antingen på noll eller under noll.

Trenden i andra filtersteget visar att färgreduktionen generellt ökar med ökande bäddvolym för både GPP 20 och FoU 21, i motsats till reduktionen av TOC och UVabs. Även färgreduktionen för Filtrasorb 400 avtar endast marginellt med ökande bäddvolym. Endast för Organosorb 10 kan en tydlig minskning av färgreduktionen med ökande bäddvolym observeras.

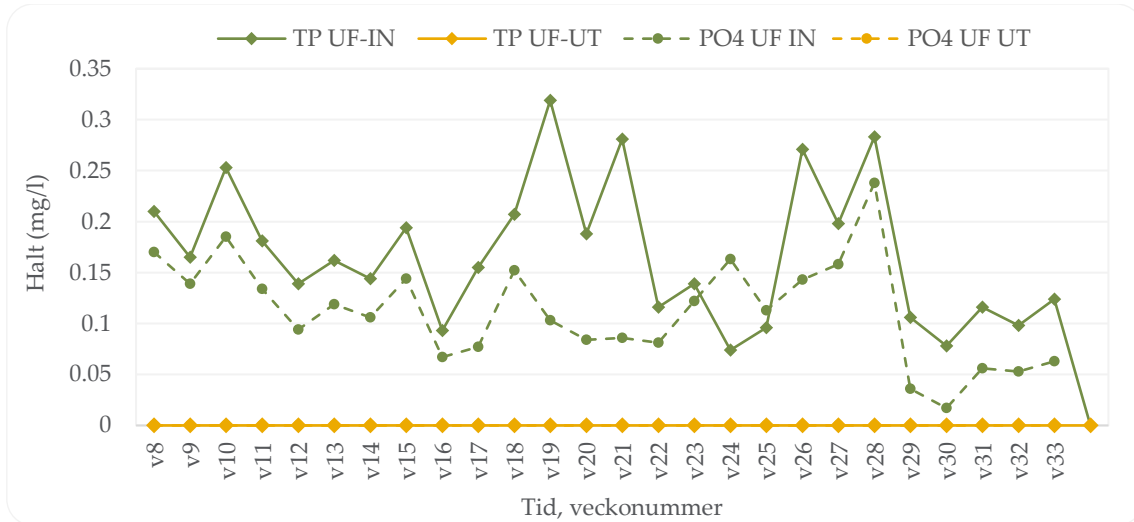
Över hela GAK-linjer visas en reduktion för samtliga aktiva kol med ökade bäddvolym. Minskningen sker mindre kraftigt jämfört med minskningen för både TOC och UVabs. Detta kan förklaras med att färgtalet faktiskt har ökat och inte minskat i det andra steget.



Figur 20. Reduktion av färg med ökande bäddvolym över GAK-anläggningens i första filtersteg (a), andra filtersteg (b) och hela GAK-linjen (c) för samtliga utvärderade aktiva kol.

3.3.2.4 Närsalter

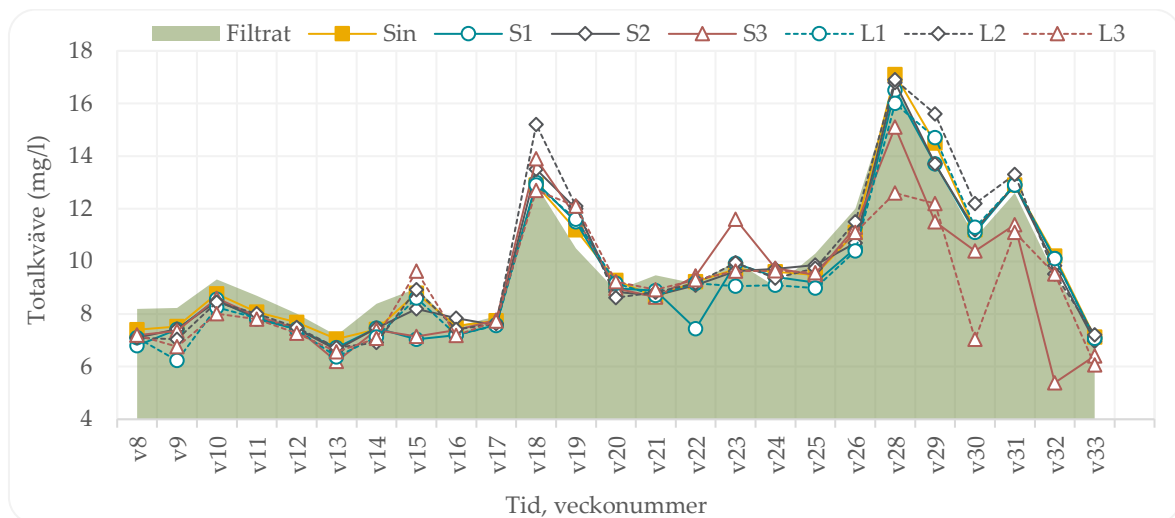
Analys av närsalter utfördes på veckoprover för att identifiera en eventuell reduktion över GAK-filtren. Samtliga fosforfraktioner har redan reducerats under detektionsnivåer (0,01-0,05 mg/l) i UF-pilotanläggningen (Figur 21) och inga halter kunde därmed observeras i GAK-anläggningen.



Figur 21. Totalfosfor och fosfatfosfor före och efter UF-piloten.

I Figur 22 visas sammanställning över totalkvävehalten (TN) som följer samma trend mellan de olika provtagningspunkterna över piloten med undantag för i GAK-linje 3 (S3 och L3) från vecka 28 och framåt. Detta förklaras med att kolet i GAK-linje 3 byttes ut från Organosorb 10 till FoU 21 under v27. Figuren visar att TN efter S3 och L3 är lägre än kvävehalterna efter de andra GAK-linjerna. Detta kan tyda på antingen en bättre adsorption eller nedbrytning av kvävefraktioner med FoU 21 jämfört med de andra filtermaterial. Samma trender kan i princip observeras för nitratkväve (Figur 36) och ammoniumkväve (Figur 37).

Under hela analysperioden (v8-v33) syns tydliga variationer mellan de olika provtagningsveckorna och variationerna kan direkt relateras till variationer i utgående avloppsvatten från Getteröverket som samtidigt är inkommande vatten till pilotanläggningarna.

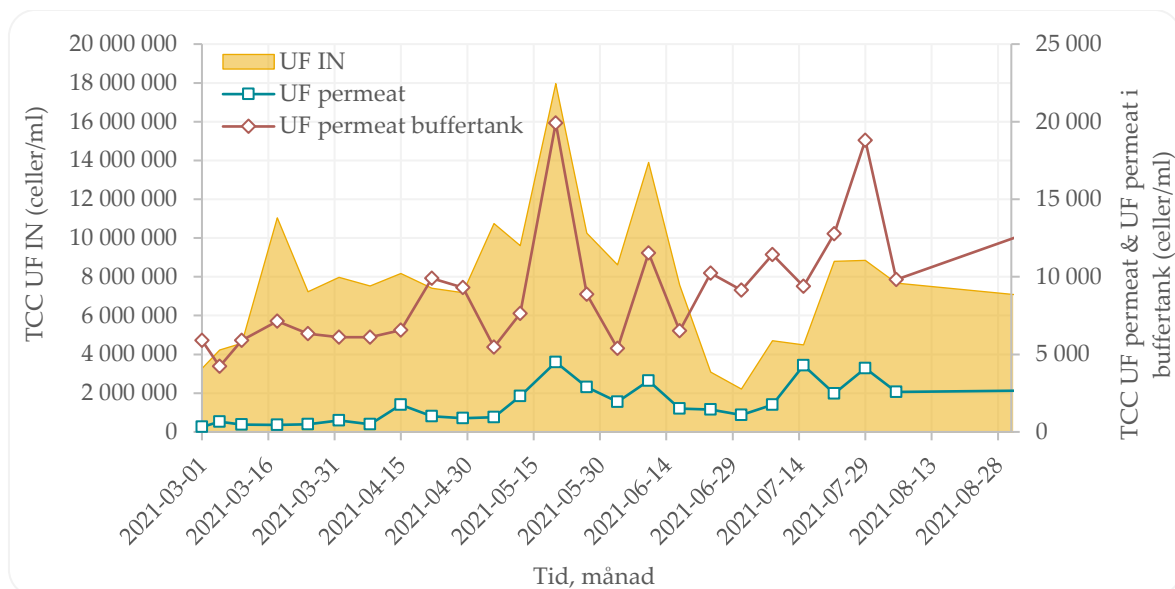


Figur 22. Totalkväve. Veckoprover utförda över UF och GAK anläggningarnas samtliga anläggningsdelar.

3.3.2.5 Utökad bakterie- och virusanalys

Figur 23 visar att UF-piloten uppnådde en kraftig reduktion av TCC från runt 7 800 000 ± 3 310 000 celler/ml i råvattnet till runt 1 900 ± 1 300 celler/ml i permeatvattnet. Mätningen av råvattnet var problematisk p.g.a. de höga bakteriehalter som ligger över mätgränsen för instrumentet (5×10^6 celler/ml). Därför späddes proverna 5-faldigt innan analysen. Detta faktum och möjliga bildningar av bakterieflockar kan förklara de stora mätvariationerna. Ytterligare noterades en bakteriell tillväxt vid provtagningspunkten för permeat innan bufferttanken som visade mycket högre bakteriehalter, med ett TCC av $9\,204 \pm 3\,700$ celler/ml. Ökningen av TCC kan förklaras med bakteriell tillväxt och biofilmbildning i slangarna till tanken samt i själva tanken. Trenderna i bufferttanken följer trenderna i permeatet med en ökning under mätperioden som kan knytas till ökningen av vattentemperaturen.

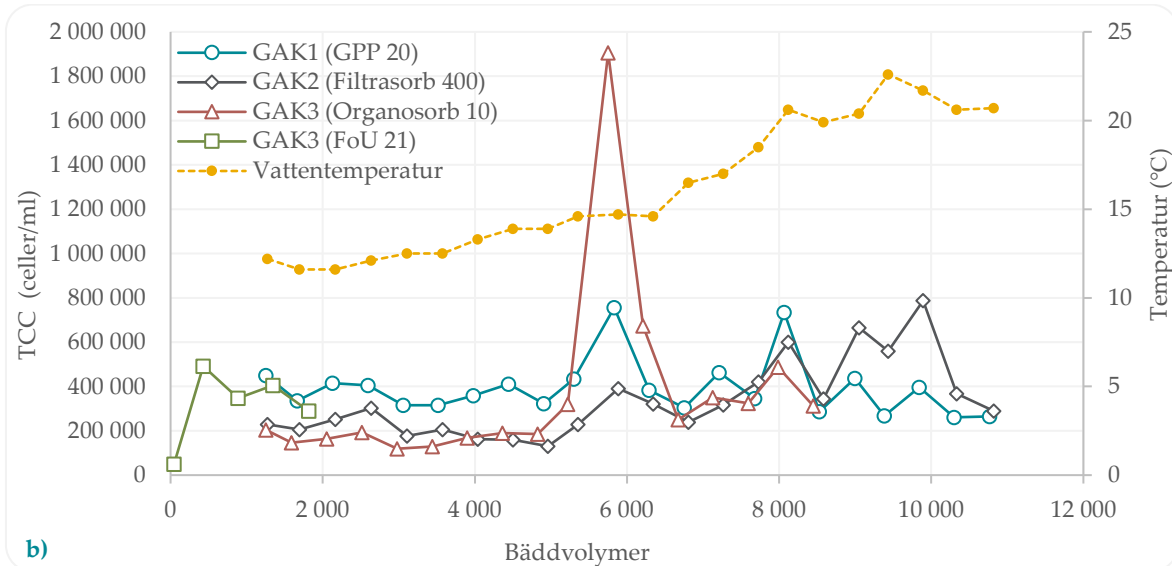
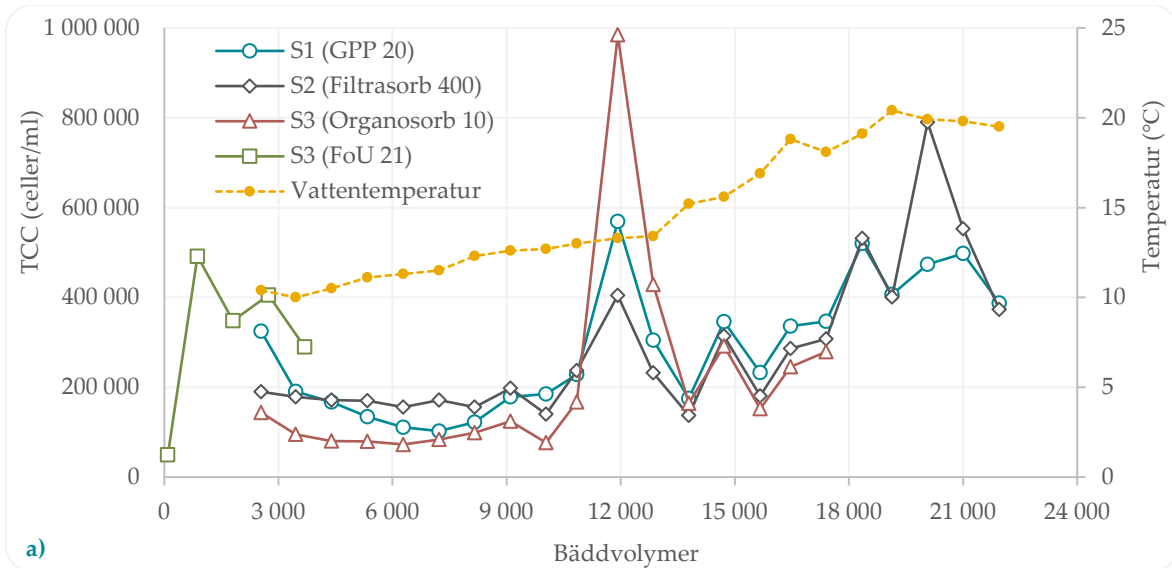
Det noterades att enskilda utslag i råvattnet som 2021-05-20 och 2021-06-10 även visades i permeatet och följande processteg (Figur 23 och Figur 24). Med tanke på en nästan 100 procentig avskiljning av alla bakterier i UF membranen borde dessa utslag inte fortplantas i processen. Det krävs fördjupade analyser av andra ämnen i vattnet för att undersöka fenomenet mer noggrant.



Figur 23. Utveckling av TCC för råvatten till UF, UF-permeat och bufferttanken för permeatet.

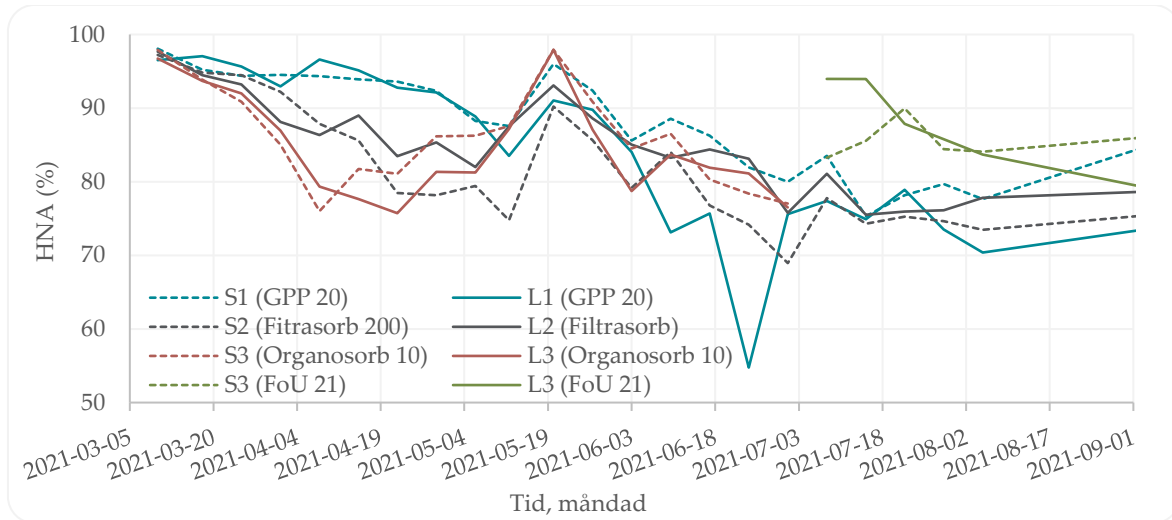
Undersökningen av GAK processen visade liknande FCM resultat för de tre olika linjerna, speciellt när första filtret i filterserien betraktas. De första veckorna var TCC i alla tre linjer lika och stabila med värden av runt $135\,000 \pm 40\,000$ celler/ml för steg ett och $240\,000 \pm 95\,000$ celler/ml för steg två. Under sommarperioden noterades en ökning av TCC i alla tre linje som kan kopplas till den ökade vattentemperaturen. Andelen intakta celler var jämn över alla kolonner och minskade under pilotstestet lite från runt $96 \pm 2\%$ ICC till $90 \pm 2\%$ ICC.

I början av juli byttes kolet i den tredje GAK-linjen. TCC var väldigt låga direkt efter utbytet men ökade sedan kraftigt för att sedan minska igen. Bakteriehalterna följde trenderna från de andra linjerna vid lika antal bäddvolymer.



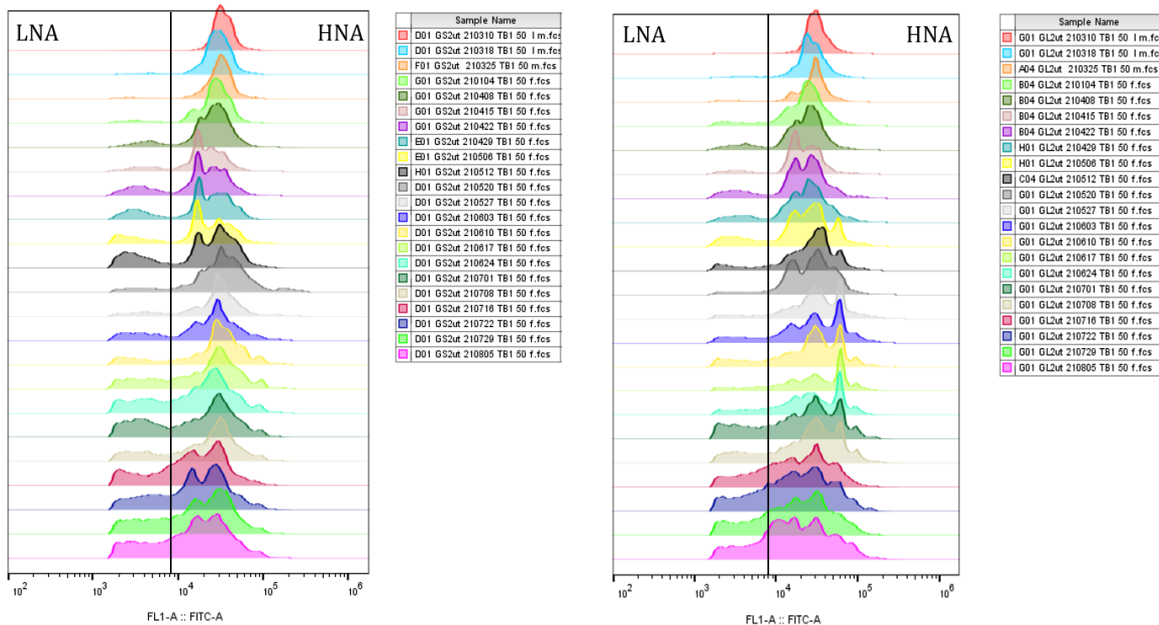
Figur 24. Utveckling av TCC över GAK-filtren i första filtersteget (a) och för hela linjen (b) (OBS: temperaturkurvan för FoU 21 startar efter filtermaterialbyte i GAK3 vid ca 8600 BV för Organosorb 10).

Generellt noterades högre bakteriehalter i andra GAK-steget jämfört med första steget. Den bakteriella populationen är däremot lika för steg ett och två i respektive linje. I början av undersökningsperioden förekom, med runt 97 % ± 1%, främst stora bakterier med mycket HNA-halt i vattnet (high nucleic acid bacteria = HNA). Över tiden började andel HNA bakterier sjunka i alla linjer (Figur 25). Minskningen inom varje linje var lika däremot visades stora skillnader mellan olika linjer med andelen HNA bakterier för linje ett vid 94 % ± 1 %, linje två vid 87 % ± 1% och linje tre vid 78 % ± 1% efter drygt två månaders drift. Värdena började stabiliseras under sommaren på en nivå mellan 70 – 84 % HNA bakterier. Uppgången av andel HNA bakterier i linje 3 i juli berodde på bytet av kolet i linjen. Ökningen av HNA bakterier i maj har ett samband med en förändrad råvattenkvalité.



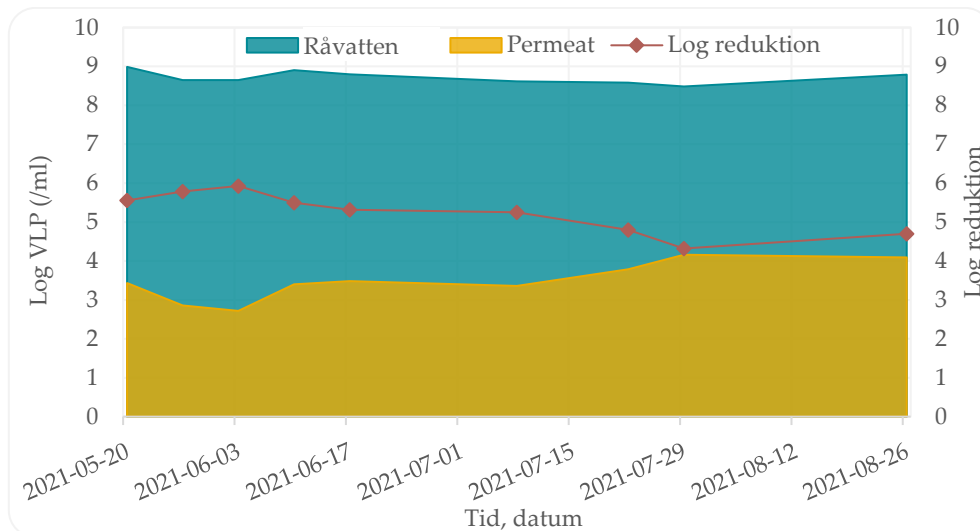
Figur 25. Utveckling av %HNA bakterier över GAK steg ett och två.

Förändringen av den bakteriella populationen över tiden för linje två visas i Figur 26. De specifika fluorescensfingeravtrycken motsvarar bakteriesammansättningen. Fluorescensfingeravtrycket är ett histogram som visar mängden bakterieceller som fluorescerar i den specifika fluorescensintensiteten (visas i x-axel). Bakterier som har högre fluorescensintensitet innehåller en högre mängd av SYBR Green I vilket betyder att bakterien har en större mängd DNA. Därför visas bakterier med relativt stor mängd DNA på den högra sidan av histogrammet (HNA bakterier) och på den vänstra sidan ser man bakterier som innehåller liten mängd (low nucleic acid (LNA) bakterier). Ju större topphöjd desto mer bakterier med en viss mängd DNA finns. Figuren visar hur förhållandet mellan andelen LNA och HNA bakterier förändrades över tiden och möjliggör jämförelsen av den bakteriella populationen från GAK steg ett och två. En tydlig ökning av andelen LNA bakterier visades fr.o.m. juni.

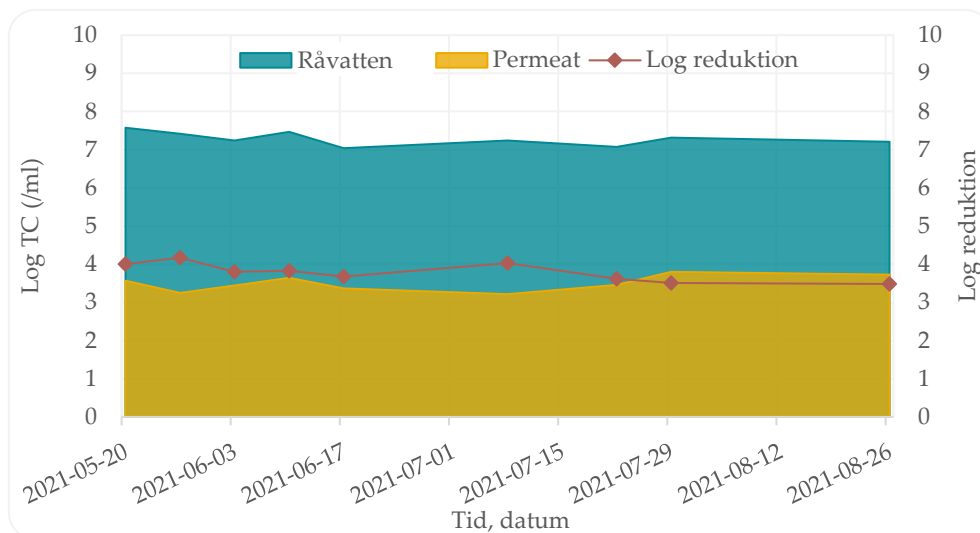


Figur 26. FCM-genererade fluorescensfingeravtryck för proverna från linje två (GAK steg ett: vänster, GAK steg två: höger). Y-axeln anger antal bakterier och x-axeln fluorescensintensiteten för varje bakterie vilket motsvarar mängden DNA per bakterie. Fingeravtrycken sorterades efter datum (mars topp; augusti: botten) och varje avtryck representerar ett prov.

Analysresultaten med VLP visade att UF anläggningen utgjorde en effektiv mikrobiologisk barriär för att avskilja både totala antalet bakterier och viruslika partiklar. VLP och TC antalet i råvattnet var $5,5 \pm 2,18 \times 10^8$ och $2,1 \pm 0,84 \times 10^7$ per ml, respektive, och efter UF membranet minskade antalet till $4,96 \pm 5,06 \times 10^3$ respektive $3,45 \pm 1,60 \times 10^3$ per ml i permeatet (Figur 27 och Figur 28). Log reduktion som är en känd parameter för att bestämma membranets barriärverkan beräknades för VLP och TC genom att subtrahera deras loggvärden i permeatet från råvattnet. När det gäller bedömning av VLP resultat för att utvärdera UF membranprestanda, finns det endast rekommendation för VLP antal men ingen för TC. VLP log reduktion värdena var alltid högre än 4,0 vilket uppfyller rekommendation för UF membran när det gäller avskiljning av virus (Figur 27).



Figur 27. Utveckling av VLP antalet för råvatten UF, permeat och log reduktion värden.

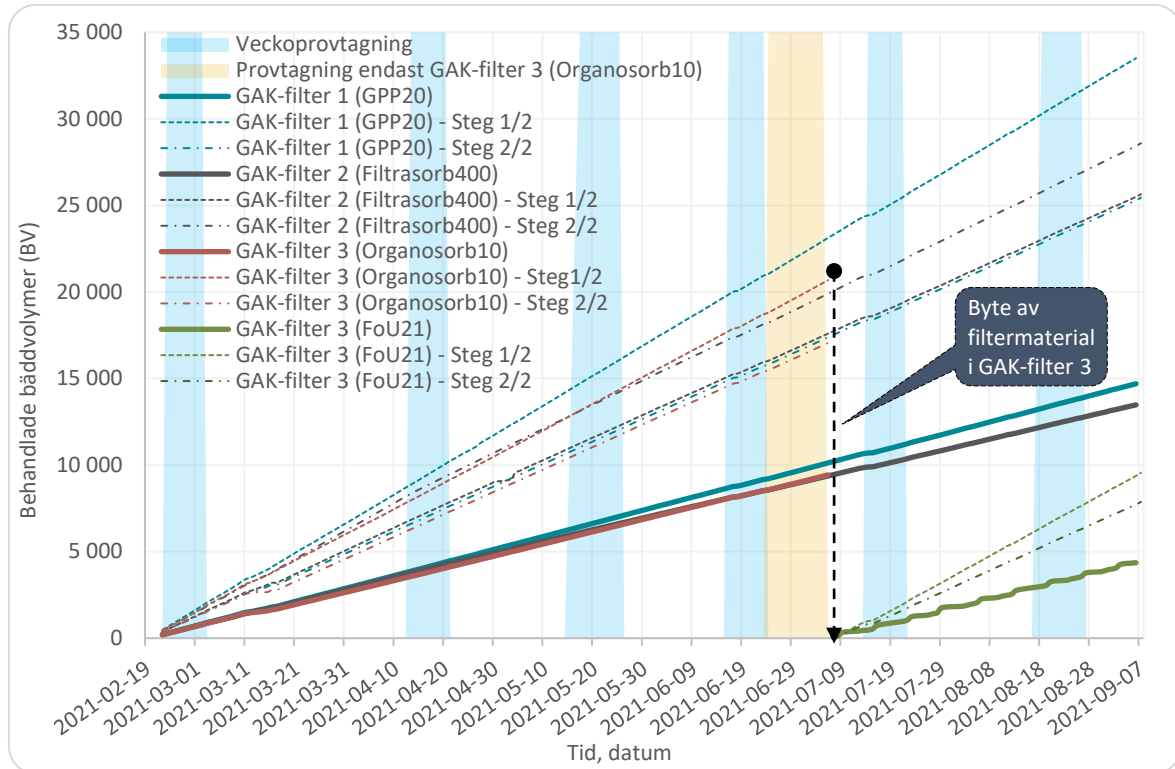


Figur 28. Utveckling av TC antalet analyserad med VLP metoden för inkommande vatten till UF, permeat och log reduktion värden.

3.3.3 Rening av mikroföroreningar

I efterföljande avsnitt återges huvudresultaten angående reningseffektiviteten i pilotförsöken med UF-GAK med avseende på reduktion av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. Ultrafiltreringen har generellt sett inte haft någon påverkan på de olika mikroföroreningarna jämfört med utgående avloppsvatten från Getteröverket och reningseffektiviteten för UF diskuteras därför inte i mer detalj här.

Figur 29 visar antalet bäddvolymer som behandlats i de olika GAK-linjerna och de enskilda kolonnerna i varje GAK-linje. Ökningen av behandlade bäddvolymer sker för det mesta linjärt för samtliga filter och filterlinje under försöksperioden förklaras med det konstanta flödet över GAK-piloten. Mindre avvikelser kan förklaras med korta driftstopp, backspolning etc. i de olika filtren.



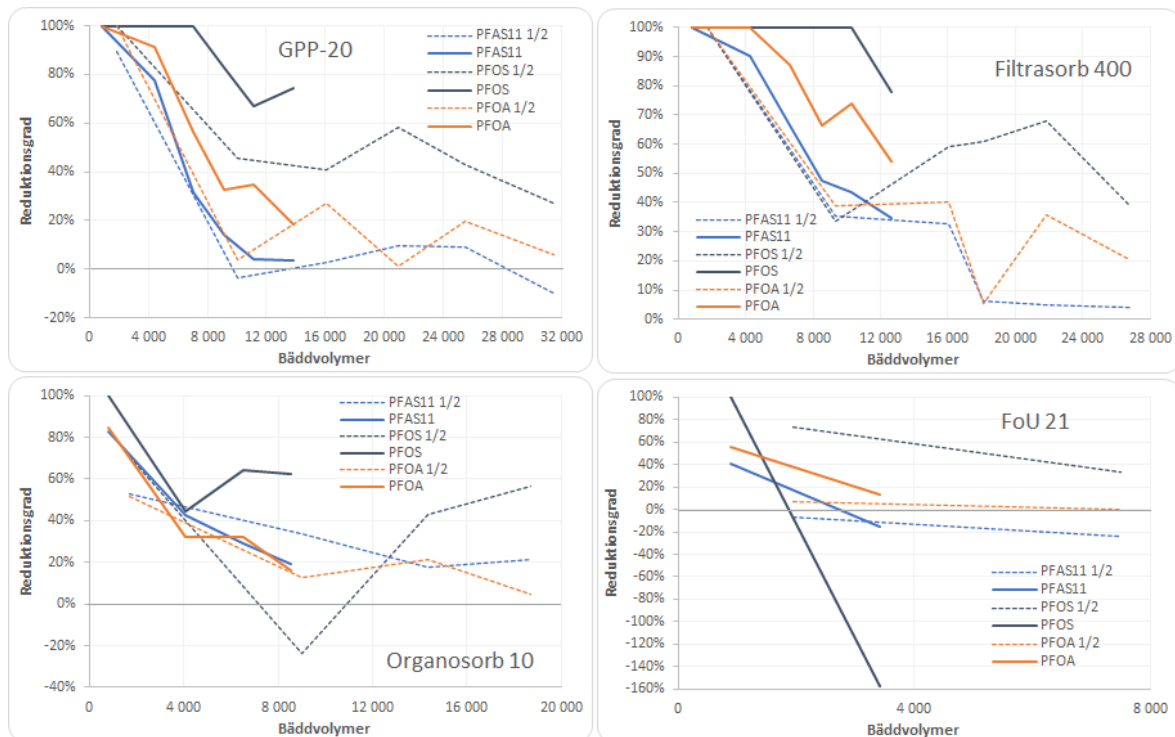
Figur 29: Bäddvolymer i de olika GAK-filtersteg respektive för hela GAK-linje.

Fokus för utvärderingen av det avancerade reningssteget har legat på läkemedelsrester och andra mikroföroreningar har därför inte analyserats eller endast vid några enstaka tillfällen. Mikroplaster och hormoner har till exempel inte analyserats över pilotanläggningen då en effektiv rening redan sker i den befintliga reningsprocessen vid Getteröverket (Tabell 8) och uppmätta halter i recipienterna är låga och tyder inte på avsevärda risker (Tabell 11). Hormonhalter skulle dock reduceras ytterligare i ett avancerat reningssteg.

Fenoler har endast analyserats två gånger vid provtagningen v15 och v29 2021 över pilotanläggningen. Vid provtagningen v15 låg halterna redan efter ultrafiltreringen under detektionsnivån för analysmetoden. V29 kunde halter för både Bisfenol A (180 ng/l) och Oktylfenol (69 ng/l) observeras. Detta sammanfaller med högre halter för fenoler som även observerades i utgående avloppsvatten vid Getteröverket under v29 (Tabell 9). Efter de tre GAK-filtren kunde inga fenoler detekteras, vilket tyder på en ytterligare reningseffekt även om endast en provomgång kunde användas för denna bedömning.

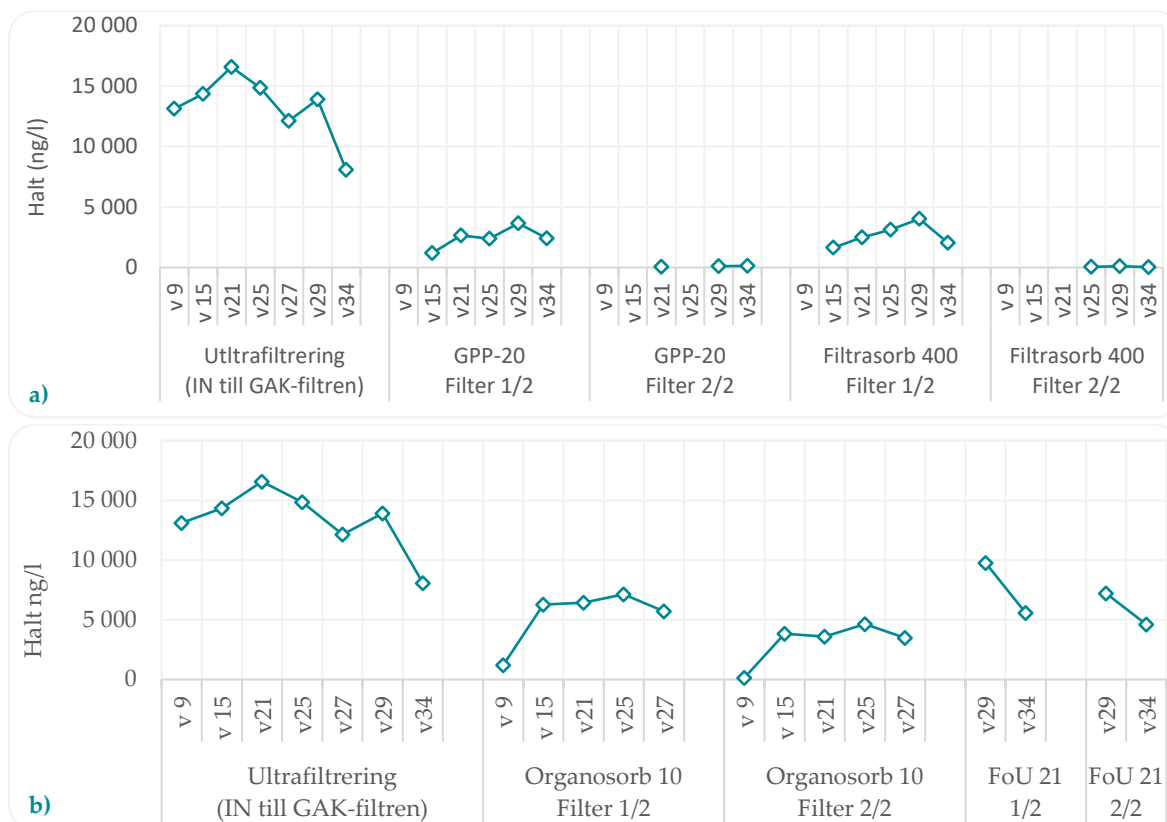
Även PFAS analyserades endast vid några provomgångar. Som vid de mer omfattande provtagningarna över Getteröverket och recipienterna (v37 2020, v15 och v29 2021) kunde ökande halter i avloppsvatten in till piloten konstateras. Summan PFAS11 ökade t.ex. från en halt på ca 11 ng/l i prover efter UF i v9 till ca 15 ng/l i v15 och till ca 29,5 ng/l i v34 vilket behöver anses som stora variationer i belastningen, vilket också försvårar utvärderingen av stabiliteten i reningseffektiviteten.

Figur 30 visar reningseffektivitet för PFOS, PFOA och summan för PFAS11 över första filtret och hela filterlinjen för de fyra undersökta aktiva kolen. Som figuren visar så minskar reningseffekten för både PFOA och PFAS 11 kraftigt redan efter 4000 behandlade bäddvolymmer i både GPP-20 och Filtrasorb 400. Endast för PFOS kan en något bättre reningseffekt över längre tid observeras. För hela filterlinjen med Filtrasorb sjunker reduktionsgraden under 80 % först efter 10 000 behandlade bäddvolymmer. För GPP 20 understiger reningseffekten 80 % redan efter 6000 passerade BV. Organosorb 10 uppvisar generellt en sämre reningseffekt för PFAS redan från starten. FoU 21 har endast kunnat ingå vid de sista två provtagningarna men uppvisar redan då ingen reduktion utan istället en delvis kraftig negativ reduktion t.ex. för PFOS. Vad den negativa reduktion beror på är inte klarlagt, men eventuellt kan detta bero på släpp av PFOS som funnits i slammet som FoU 21 tillverkades av eller en metabolisering av andra PFAS till PFOS i filtret.



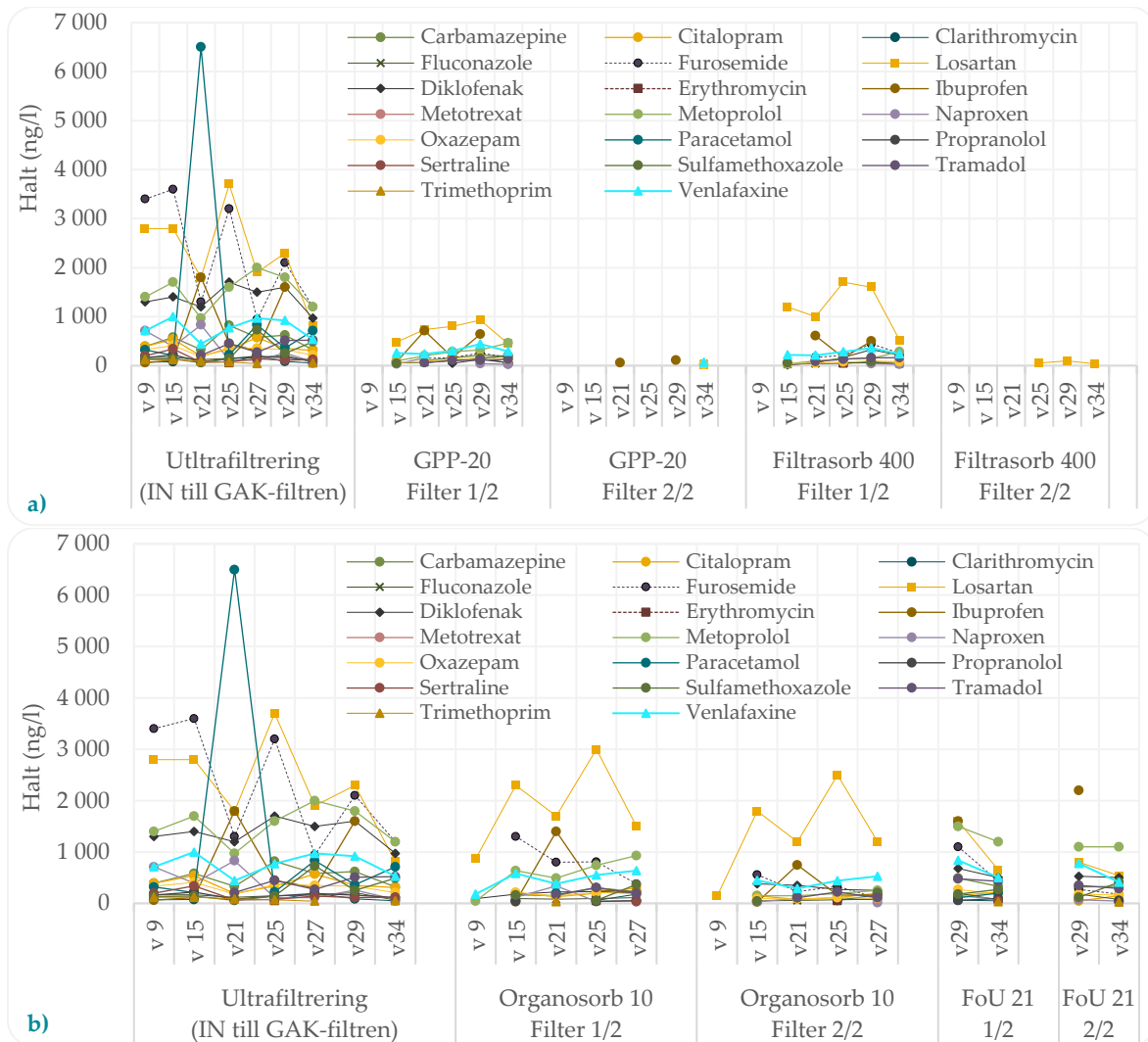
Figur 30. Reningseffektivitet för PFOS, PFOA och summan för PFAS11 över första filtret och hela filterlinjen för de olika aktiva kolen.

Figur 31 visar summan av kvantifierbara läkemedel i prover över de olika GAK-filtren och indikerar att en effektiv rening sker för både GPP-20 och Filtrasorb 400 men att effektiviteten i pilotlinjen med Organosorb 10 minskar redan kort efter uppstart. Det slambaserade biokolet FoU 21 som ersatte Organosorb 10 efter v27 visar sämst reduktionsförmåga. Den fallande trenden för de olika filtren mellan v29 och v34 kan förklaras med att avsevärt lägre halter av flera läkemedel återfanns i inkommande avloppsvatten under provtagningen v34 vilket inducerar en skenbar bättre rening v34. Det framgår också från figuren att första filtret i serien har en mindre effektiv reduktion och att en minskad reningseffekt kan ses över tid. Det bör noteras att summan av kvantifierbara läkemedlen domineras av några få substanser som förekommer i väldigt höga halter och som därmed också dominerar trenderna i figuren. Summan av kvantifierbara läkemedel bör därför inte användas som beslutsunderlag.



Figur 31. Summan av kvantifierbara läkemedel i prover över pilotanläggningen för avancerad rening vid Getteröverket (a) UF, GAK 1 och GAK2; b) UF, GAK3).

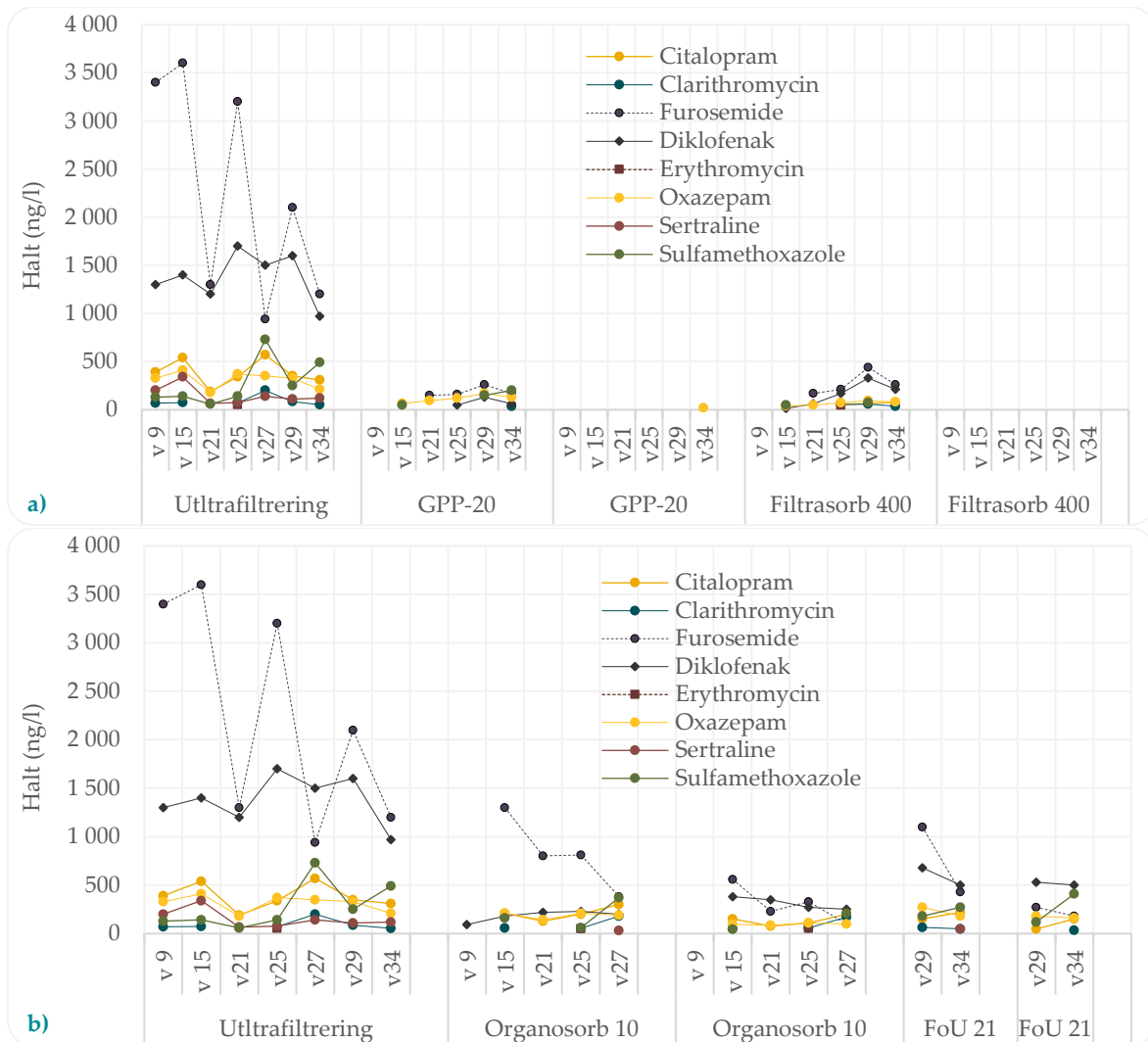
Att se på summan av alla läkemedel är endast relevant som en grov indikator och Figur 32 visar därför halterna av samtliga substanser som kunde kvantifieras minst en gång i någon av de 9 provpunkterna. Samma övergripande trender som i Figur 31 kan utläsas men med stora variationer för olika läkemedel. För GPP 20 kunde endast Ibuprofen och Venlafaxine mätas i kvantifierbara halter efter andra kolonnen i filterserien. För Filtrasorb 400, endast Losartan. I både Organosorb 10 och FoU 21 kunde flera läkemedel kvantifieras i delvis höga halter efter filtren redan kort efter pilotförsökens start.



Figur 32. Samtliga kvantifierbara läkemedel i prover över pilotanläggningen för avancerad rening (a) UF, GAK 1 och GAK2; b) UF, GAK 3).

Några av de substanser som förekommer i kvantifierbara halter efter den avancerade reningen enligt figuren ovan (t.ex. Ibuprofen, Losartan och Venlafaxine) har i riskbedömningen klassats som inte relevanta eller endast begränsat relevanta. Att dessa renas bort mindre effektivt över GAK-piloterna är således mindre viktigt.

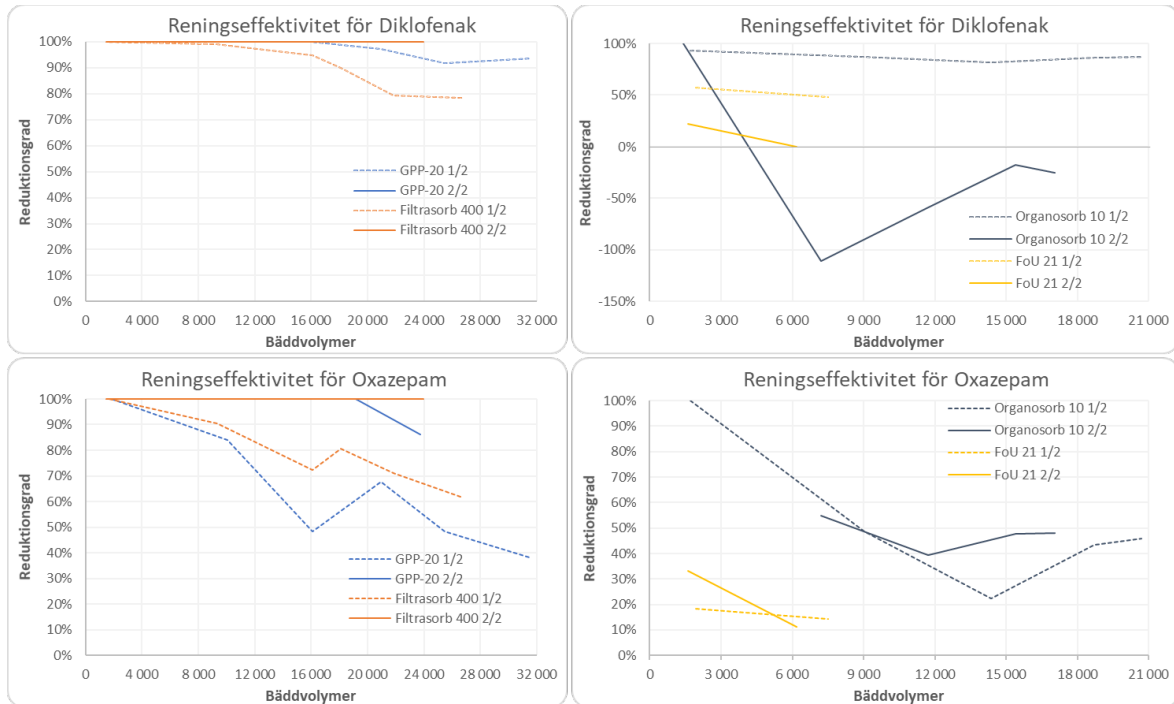
Figur 33 visar endast de substanser som enligt riskbedömningen har klassats som att de ger en hög risk för negativ miljöpåverkan (riskkvot >1, Tabell 17). Som figuren illustrerar kan ingen av de prioriterade substanserna observeras efter GAK-linjerna med GPP 20 och Filtrasorb 400, förutom för Oxazepam vid sista provtagning (v34) efter GPP-20 filtret. Det bör noteras att filtren med GPP-20, vid denna tidpunkt, har behandlat ca 14 000 BV medan filtret med Filtrasorb 400 "bara" 12 600 BV. För Organosorb 10 kan halter i samma storleksordning som efter UF-piloten konstateras för flera substanser redan efter att ca 4 000 BV har passerat (vid provtagningen v15). FoU 21 uppvisar endast en svag reduktion för de flesta substanser redan vid första provtagningen (efter ca 800 BV).



Figur 33. Prioriterade läkemedel enligt riskbedömningen över pilotanläggningen för avancerad rening vid Getteröverket.

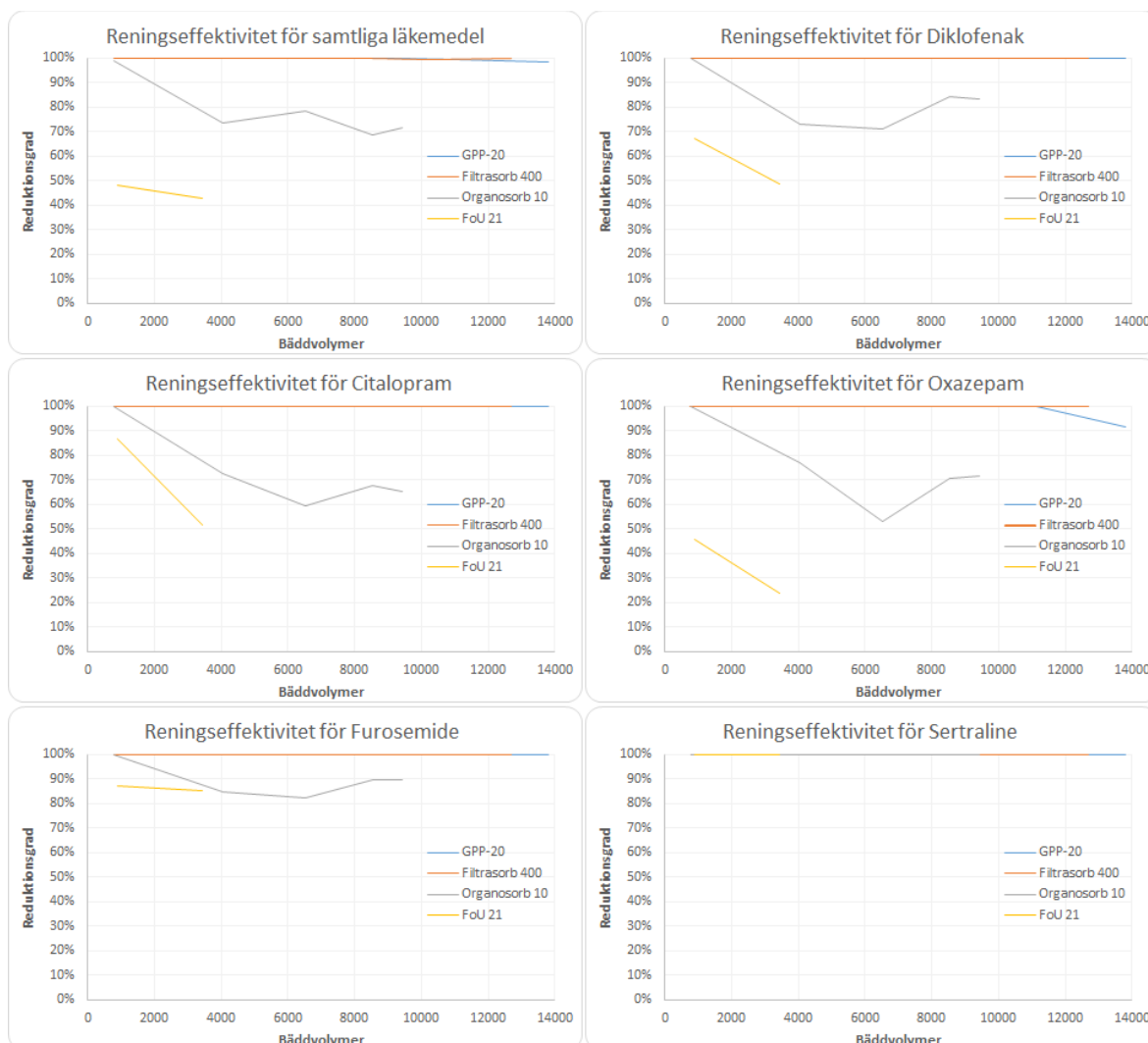
Figur 34 visar reningseffektivitet för Diklofenak och Oxazepam över första och andra filtret för de olika testade aktiva kolen. Som figuren visar, ligger reningseffektiviteten på 100% i andra filtret för både GPP 20 och Filtrasorb 400 för Diklofenak och Oxazepam. Detta med undantag för sista provtagningen för Oxazepam i andra GPP 20 filtret. För Diklofenak uppvisar första filtret med GPP 20 en högre reningseffektivitet än första filtret med Filtrasorb 400. Båda aktiva kolen uppnår en hög reduktion av Diklofenak på ca 80 % eller mer även efter 25 000 BV och en EBCT på endast 10 min. För Oxazepam minskar däremot reningsgraden successivt för både GPP 20 och Filtrasorb 400 i första filtret. I motsats till Diklofenak är det Filtrasorb 400 som har en högre reningseffektivitet än GPP 20.

För Organosorb 10 visas en stabil reduktion av Diklofenak i första filtret men samtidigt en delvis negativ reduktion i andra filtret. För Oxazepam avtar reduktionsgraden i både första och andra filtret raskt i piloten med Organosorb 10. FoU 21 uppvisar endast en måttlig reduktion av Diklofenak och en väldigt begränsad reduktion av Oxazepam redan från början.



Figur 34. Renings effektivitet för Diclofenak och Oxazepam över första och andra filtret för de olika aktiva kolerna.

Det är dock den totala reduktionen över båda filtren som definierar reningsgraden över GAK-linjen. Figur 35 visar därför renings effektiviteten för prioriterade läkemedel (riskkvot >1, Tabell 17) och summan för alla analyserade substanser för de olika testade aktiva kol och relaterat till behandlade bäddvolym. En stabil och väldigt effektiv renings effektivitet kan konstateras för GPP-20 och Filtrasorb 400 för samtliga prioriterade substanser och summan av alla analyserade läkemedel. För GPP-20 kan eventuellt en viss minskning i renings effektiviteten noteras, för Oxazepam och totalen, efter att 13 000 BV har passerat. Samtidigt baseras denna trend endast på en analys vid sista provtagningen (v34). Som diskuterat så observerades generellt avsevärt lägre halter av flera läkemedel vid denna provtagning redan in till pilotanläggningen. Detta kan påverka utvärderingen av effektiviteten baserat på analyserade halter. Den till synes nedåtgående renings effektiviteten i GPP-20 filtret kan vara ett resultat av detta. Kommande provtagningar kommer kunna bekräfta antingen en nedåtgående trend eller en fortsatt stabil renings effekt.



Figur 35. Reningseffektivitet för olika prioriterade läkemedel och summan av alla analyserade substanser för de olika testade aktiva kolen relaterat till behandlade bäddvolym.

Sertraline renas effektivt bort även i de andra två aktiva kolen, även om mindre antal bäddvolym har utvärderats för dessa. För de andra prioriterade substanserna Diklofenak, Citalopram och Oxazepam minskar reningseffekten till under 80 % redan efter få bäddvolym. För Organosorb 10 sker detta mellan 3000 - 4000 BV, för FoU 21 kan det konstateras redan från start eller efter 2000 BV. För Furosemide, är reningseffektiviteten för både Organosorb 10 och FoU 21 över 80 % under samtliga testade bäddvolym.

3.4 Aspekter vid fullskaleimplementering

I detta avsnitt diskuteras vad en fullskaleimplementering av en avancerad rening, baserat på pilottesterna, skulle betyda för Getteröverket och mottagande recipienter. Eftersom pilotförsöken inte är avslutade ännu kan vissa aspekter som t.ex. driftsekonomi endast diskuteras baserat på resultaten som har kunnat erhållas hittills.

3.4.1 Effekten på recipientpåverkan/miljörisker

Om utgående medelhalter för de olika läkemedelssubstanserna (Tabell 8) samt en genomsnittlig reningseffektivitet på 80 % för en avancerad rening i en framtida fullskaleimplementering läggs till

grund för utvärdering, skulle läkemedelshalterna i utgående avloppsvatten från Getteröverket naturligt nog minska kraftigt och därmed skulle även riskkvoterna i utgående vatten bli lägre. En reningseffektivitet på 80 % över den avancerade reningen kan antas som lägsta reningsnivå utifrån resultaten från pilottesterna hittills. Resultaten tyder på att även en avsevärt högre reduktion för de prioriterade substanserna kan uppnås dock har pilotförsöken ännu inte körts tillräckligt länge för att kunna bedöma en rimlig reningsnivå på sikt under hänsynstagande av resursförbrukningen och kostnaderna. Med en reningseffektivitet på 80 % skulle dock riskkvoten för Citalopram, Diklofenak, Furosemide, Oxazepam och Sertraline fortfarande ligga på en nivå som dagens utspädning i primärrecipienten inte skulle kunna minska till under 1. Med en ökande utspädning i efterföljande recipienter och sedan Inre Farehammarsviken skulle nog risken kunna minskas till måttlig för alla dessa läkemedel förutom för Citalopram som fortfarande skulle ha en väldigt hög riskkvot (dock baseras bedömningen i Inre Farehammarsviken endast på ett stickprov). Med tanke på att Inre Farehammarsviken ingår i ett skyddat miljöområde (bl.a. Ramsar – Våtmarks-konventionen) kan det övervägas om måttliga risker kan anses som tillräckligt bra eller om riskkvoter $<0,1$ (låg risk) bör eftersträvas.

En extra rening på 95 % av prioriterade läkemedel, som enligt pilottesterna inte skulle vara orimligt (Figur 35), skulle minska riskerna i recipienterna så att endast Citalopram kvarstår med en hög risk. För att komma ned till riskkvoter under 1 för Citalopram skulle det dock krävas en genomsnittlig reningseffekt i GAK-steget på $>99,9$ % vilket inte kan anses som en rimlig nivå över längre tid. Endast om avloppsvattenflödet stoppades helt till recipienterna, skulle miljörisker som vissa läkemedel i avloppsvatten ger upphov till, upphöra. En sådan lösning kan teoretiskt tänkas vid flytt av utsläppspunkten. Även om en flytt av utsläppspunkten skulle kunna ta bort belastningen med läkemedel på Inre Farehammarsviken så skulle färskvattentillförseln till viken reduceras om utflödet från Getteröverket faller bort. Som flödesbalansen visat kan Getteröverkets utflöde utgöra upp till 50 % av den totala tillrinningen till Inre Farehammarsviken under perioder med låg vattenföring i Himleån. Enligt VISS (2021) har dessa perioder redan blivit längre under senare år och antalet dagar per år då det är låg vattenföring i vattendragen kommer öka ytterligare enligt SMHI (2017). För ett fungerande ekosystem i Inre Farehammarsviken kan således utflödet från Getteröverket vara en grundförutsättning.

För fenoler ligger dagens medelhalter i utgående avloppsvatten redan under effekthalter i vatten och en implementering av avancerad rening kommer minska dessa halter ytterligare. Detta kommer i så fall även minska totalbelastningen till recipienterna även om andra fenolkällor inte åtgärdas.

Även om östrogena effekter (YES) inte har analyserats över pilotanläggningen så bedöms en ytterligare reduktion av påverkande substanser, som hormoner och fenoler, ske över GAK-steget. Medelhalten för YES, som enligt karteringen uppgår till 0,6 ng/L EEQ i utgående vatten (Tabell 9), skulle minskas till under den bedömda kroniska effekthalten på 0,4 ng/L EEQ. Om detta räcker för att ta bort risken för negativa effekter i recipienterna är dock något oklart eftersom karteringen har visat på högre YES-halter i recipienterna än vad som kan förklaras med Getteröverkets påverkan och att det således finns andra bidragande källor (t.ex. deponin).

För PFAS och specifikt PFAS11 och PFOS skulle implementeringen av en avancerad rening enligt pilottesterna inte kunna ge en avsevärd förbättring i recipienterna även om halter i utgående avloppsvatten kunde reduceras. Detta då Getteröverket endast står för <30 % av t.ex. PFOS jämfört med andra källor (Tabell 13). Karteringen har t.ex. indikerat väldigt höga bidrag från Lassabackadiket som förmodas innehåller lakvatten från deponin och möjligtvis emissioner från industriområdet. Även halter av olika PFAS i recipienten uppströms Getteröverkets utsläppspunkt ligger

redan avsevärt över halter i utgående avloppsvatten. Det totala PFAS bidraget är dock inte signifikant pga. det väldigt låga flödet i Monarkdiket uppströms Getteröverket.

3.4.2 Miljöpåverkan och miljövinster

Implementeringen av en avancerad rening för läkemedelsrester eller andra mikroföroreningar vid Getteröverket skulle innebära en viss miljöpåverkan från konstruktion och drift av den utökade reningen. Detta används ibland som ett argument mot avancerad rening. Att väga miljöpåverkan pga. en utökad rening för att uppnå lägre emissioner mot nyttan av minskade emissioner är en utmaning som har funnits i miljöbedömningen länge. Medan miljöpåverkan från en avancerad rening relativt enkelt kvantifieras med t.ex. klimatpåverkan som orsakas av en ökad energi-användning för ultrafiltrering eller vid tillverkning av aktivt kol och rengöringskemikalier kan miljöpåverkan som orsakas av läkemedelsutsläpp till miljön inte kvantifieras på samma sätt. Det framstår dock som tydligt från förstudien att de negativa miljöeffekterna av läkemedelsutsläpp till vattenförekomster nedströms för Getteröverket är omöjliga att reducera utan en extra rening vid avloppsreningsverket. Miljöpåverkan av ett extra reningssteg kan däremot minskas, t.ex. genom driftoptimeringar (som inte har undersökts i förstudien) och smarta integrerade reningslösningar som t.ex. de testade två-steps filter som minskar resursförbrukningen och därmed miljöpåverkan.

Om läkemedelsrening ska implementeras vid Getteröverket med de testade teknikerna kommer miljöpåverkan domineras av kolförbrukningen pga. de energimängder som förbrukas vid tillverkning/regenerering. Miljöpåverkan för kolproduktion eller regenerering är svårt att påverka dock kan resursförbrukningen reduceras genom att använda förnyelsebara råvaror eller reaktiverat kol. Klimatpåverkan för reaktiverat GAK anges t.ex. av Chemviron vara upp till 80 % lägre jämfört med färskt GAK. Detta bekräftas även av en nyligen publicerad miljöpåverkansanalys som indikerar 72-80 % lägre klimatpåverkan av regenererat kol jämfört med jungfruligt aktivt kol (Vilén 2021). Samtidigt kan dock ett reaktiverat kol ha en mindre reningseffektivitet och/eller adsorptionskapacitet och därmed skulle mer kol behövas för att uppnå samma reningseffekt. Den totala klimatpåverkan för reaktiverat GAK skulle således ligga högre än när man bara jämför miljöpåverkan från en viss mängd producerat GAK. Från pilottesterna kan det hittills inte ses någon större skillnad i reningseffektiviteten mellan Filtrasorb 400 som är ett färskt kol och GPP 20 som är ett reaktiverat kol. Det skulle innebära att miljöpåverkan från en extra rening med aktivt kol vid Getteröverket skulle kunna minskas avsevärt vid användning av GPP 20 istället för Filtrasorb 400. Innan en helhetsbedömning och jämförelse kan göras behöver dock pilotförsöken fortsätta tills önskad reningseffekt inte längre kan upprätthållas och båda kolsorterna behöver bytas.

Ett biobaserat kol skulle kunna ge en ännu större minskning av miljöpåverkan och i pilottesterna ingick även tester av ett biokol (FoU 21) baserat på VIVABs eget avloppsslam. Resultaten hittills visar dock att reningseffektiviteten för FoU 21 inte är i närheten av vad GPP 20 eller Filtrasorb 400 ger och en tillämpning av kolet verkar därför i nuläget inte som ett realistiskt alternativ.

Ett viktigt sätt att minska miljöpåverkan från läkemedel är att jobba uppströms och påverka användningen av läkemedel i samhället. Lägre utsläpp av svårnedbrytbara läkemedelsrester till avloppsvatten innebär att t.ex. ett GAK-filter vid Getteröverket skulle kunna ha en längre drifttid innan kolet behöver bytas ut.

En optimering av ultrafiltrering som förbehandling innan GAK-steget har inte varit del av förstudien och förbrukningen av olika resurser bör därför inte användas för en miljöbedömning. Generellt krävs det dock olika kemikalier för att rengöra membranerna som t.ex. natriumhypoklorit och lut men även syror som exempelvis oxalsyra och svavelsyra kan behöva användas. Andra miljöaspekter inkluderar en möjlig ökning av klimatpåverkan på grund av en ökad energi-

användning och därmed utsläpp vid energiproduktionen. Membran- och kemikalietillverkning leder också till en miljöpåverkan som behöver beaktas i samband med implementeringen.

Miljöpåverkan och -vinster bör även diskuteras för möjligheten att flytta utsläppspunkten för Getteröverket t.ex. till inre hamnbassängen eller ännu längre ut i Kattegattområdet. Som redan diskuterats skulle en sådan åtgärd ta bort belastningen från Inre Farehammarsviken och naturskyddsområdet utan att medföra en ökad risk för miljöpåverkan i kustområdet pga. den kraftiga utspädningen. En flytt av utsläppspunkten skulle troligtvis inte kräva en implementering av en avancerad rening vid Getteröverket vilket innebär att den negativa miljöpåverkan som själva rening skulle ge upphov till kunde undvikas. Dock kan en avancerad rening för att ta bort mikroföroreningar också vara motiverad vid utsläpp till havsrecipienter även om effekthalter inte överskrids (Naturvårdsverket 2017). Att flytta utsläppspunkten för Getteröverket skulle även ha bieffekten att utspädningen av andra föroreningar i Inre Farehammarsviken skulle minska vilket i värsta fall kan leda till en ökning av föroreningshalter för t.ex. PFOS och andra PFAS.

3.4.3 Hälsoeffekter/Arbetsmiljö

Ingen av de testade tekniker i pilotskalan ger upphov till arbetsmiljö- eller hälsoaspekter som inte kan hanteras med ett fungerande och systematiskt arbetsmiljöarbete. Generellt bör framförallt hanteringen av kemikalier i samband med rengöringsproceduren för UF-processen beaktas. Även om själva processen kan automatiseras och önskad koncentration av de olika kemikalierna kan levereras färdigblandade så utgör hanteringen ändå en potentiell arbetsmiljörisk. Med tanke på hanteringen av både fällningskemikalier och andra tillsatser vid dagens reningsverk borde dock kunskap om hantering av dessa risker finnas.

Möjliga arbetsmiljöproblem vid användning av GAK-filter som behöver beaktas kan vara bildning av damm vid hantering av GAK.

3.4.4 Kostnader

Pilotinstallationen i förstudien bestod av en befintlig UF-membranpilot med en nominell porstorlek på 0,02 μm . Inga driftoptimeringar har undersökts i förstudien och därmed är en kostnadsbedömning baserat på pilottesterna svårt. IVLs kostnadsberäkningar i samarbete med olika teknikleverantörer för ett kompletterande UF-steg med t.ex. en GE ZeeWeed Z1000 (också den med en nominell porstorlek på 0,02 μm) skattar den effektiva kostnaden (annuitet av investering och drift) till ca 0,5 - 0,65 kr/m³ för en anläggning med Getteröverkets storlek (Baresel et al., 2017a). Energiförbrukningen beräknas ligga på 0,02-0,05 kWh/m³ men kan variera beroende på belastning. Huvuddelen av investeringen vid användning av UF består av själva membransteget och ett byte av membran med jämna mellanrum (vanligtvis efter 8-15 år). Kemikalielagring och -hantering för tvätt av membranerna är andra investeringskostnader. Driftkostnader inkluderar förutom regelbundna membranbyten, energikostnader för recirkulationspumpning av vatten och luftning av membranerna, och kemikalier för rengöring av membran.

För GAK-filtren bestäms kostnader för installation och drift i stor utsträckning av huvudkomponenterna filter och backspolning. IVLs kostnadsberäkningar i samarbete med olika teknikleverantörer tyder på effektiva kostnaden (annuitet av investering och drift) på 0,5 - 1 kr/m³ för Getteröverkets storlek. För GAK-filter blir själva driftkostnaden i form av kolbyte dominerande och olika sätt att minska denna kostnadspost blir därmed viktiga. Kolpriset påverkar då också den effektiva kostnaden och priset för aktivt kol har den senaste tiden ökat. Här finns både en utveckling av alternativa utgångsmaterial som t.ex. avloppsslam som kan påverka kostnaderna framöver. Resultaten i förstudien hittills visar dock att reningseffektiviteten för VIVABs

slambaserade biokol FoU 21 inte är i närheten av vad GPP 20 eller Filtrasorb 400 ger och en tillämpning av kolet verkar därför i nuläget inte som ett realistiskt alternativ.

Ett annat sätt att minska kolbytesintervall är att utforma filtren som flerstegfilter så att endast den delen av filtermaterialet där mest adsorptionskapacitet har förbrukats/mättats (första filtret i serien) byts. Efter kolbyte driftsätts filtret med nytt kol som sist i serien för att utnyttja kolet i det andra filtret till ett maximum innan kolet i detta filter behöver bytas ut. På detta sätt kan enligt IVLs bedömning antal bäddvolymeter som kan behandlas innan kolbyte uppskattningsvis fördubblas jämfört med enstegsfilter där hela filtermaterialet byts ut vid genombrott. Något högre kostnader för installation vid flerfilterdrift behöver dock beaktas.

Även om pilottesterna ännu inte har uppnått någon form av genombrott, avseende läkemedelsrester, efter GAK-filtren med GPP 20 eller Filtrasorb 400 så har redan nu antalet bäddvolymeter i de första kolonnerna för varje GAK-pilotlinje passerat 20 000 bäddvolymeter som vanligtvis anses som maxantal bäddvolymeter innan kolet behöver bytas ut. Filter 1 för GPP 20 har behandlat ca 31 500 BV vid senaste provtagningen och filter 1 för Filtrasorb 400 ca 27 000 BV. Eftersom reningseffektiviteten över båda linjerna fortfarande ligger på >90 % avseende läkemedelsrester kan det nog antas att minst 40 000 BV kommer kunna behandlas innan kolet i de första filtren behöver bytas ut. Även om det krävs långtidstester efter att kolet i filter 1 har bytts så kan ett sammanlagt antal bäddvolymeter i samma storleksordning för hela linjen antas. Det skulle innebära en kolförbrukning på ca 12,5 g/m³ avloppsvatten. Om medelflödet till Getteröverket med 20 300 m³/d skulle behandlas i ett filtersteg skulle det betyda ett årligt kolbehov på 94 ton. Med dagens priser på GPP 20 och Filtrasorb 400 på 11 000 kr/ton respektive 35 000 kr/ton betyder det en årlig kostnad på ca 1,03 Mkr respektive 3,3 Mkr för Getteröverket. Det bör noteras att det faktiska antalet bäddvolymeter som kan behandlas kan ligga över de nu uppskattade 40 000 BV och att de två kolsorterna kan uppvisa olika reningseffektivitet framöver vilket kan påverka totalkostnaden. Med dagens kunskap framstår dock GPP 20 ekonomiskt som ett mycket bättre alternativ.

3.4.5 Drift, övervakning och styrning av GAK-reningen

Vid en fullskaleimplementering skulle man gärna vilja använda en parameter som enkelt kan mätas för övervakning av den avancerade reningen. Detta dels för att förenkla driftuppföljningen men även för att inte behöva vara beroende av regelbundna analyser av läkemedel som både tar tid och kostar mycket pengar. TOC, turbiditet och UVabs har visat sig fungera bra för uppföljning av UF-enheten under det testade driftsättet. Parametern färg fungerade sämre. För uppföljningen av GAK-filtren och framförallt för att kunna detektera när reningseffektiviteten har nått en så pass låg nivå att filtermaterialet behöver bytas, behöver GAK-piloten köras vidare tills de olika driftscenariona har passerat. Detta för att kunna koppla t.ex. reduktionen av UVabs till analyserade läkemedelshalter efter de olika filterstegen. Kan dessa parametrar och trender kopplas tydligt nog till läkemedelskoncentrationer eller reningseffektiviteten, kunde dessa online parameter användas som grundläggande övervakning och styrning och endast kompletterande och bekräftande våtkemiska analyser av läkemedelsrester kan behövas.

4 Slutsatser

Baserat på de presenterade resultaten och diskussioner har förstudien kommit fram till följande huvudslutsatser som nedan beskrivs mer ingående:

- 1) Karteringen av mikroföroreningar visar tydligt att Getteröverket är den dominerande transportvägen för läkemedelsrester till mottagande ytvatten inkl. Inre Farehammarsviken.
- 2) För andra mikroföroreningar som PFOS, fenoler och hormonstörande ämnen finns även andra källor varav en stor del verkar samlas upp och transporteras via Lassabackadiket.
- 3) Påverkansbedömningen av de ytvattenförekomster som undersökts i förstudien visar på en tydlig risk för negativ påverkan av vattenmiljön med avseende på flera läkemedel, PFOS och hormonstörande ämnen. Delvis överskrider värden för akut toxisk påverkan.
- 4) Utsläpp av Diklofenak och PFOS framstår som den största utmaningen eftersom halter för dessa mikroföroreningar överskrider rådande gränsvärden i de flesta undersökta ytvattenprovpunkter. Dessutom ligger uppmätta halter för Citalopram över rapporterade effekthalter för akut toxicitet i flera provpunkter i recipienten och även utsläpp av Furosemide, Oxazepam, Sertraline och andra läkemedel bedöms kunna medföra halter med hög risk för negativ påverkan i recipienten.
- 5) Även om en avancerad rening skulle ta bort 99,9 % av de prioriterade läkemedlen skulle risken för miljöpåverkan i de primära recipienterna inte kunna tas bort helt. Detta på grund av både låg utspädningsgrad i recipienten och att osäkerheten avseende skadliga halter av vissa läkemedel är hög.
- 6) Genomförda pilottester med teknikkombinationen ultrafiltrering och aktivt kol (UF-GAK) har visat att en kraftig reduktion av läkemedelsrester och andra föroreningar i utgående avloppsvatten vid Getteröverket kan åstadkommas men att nödvändiga data för en komplett utvärdering ännu saknas.
- 7) Pilotförsöken vid Getteröverket visar vidare att en stabil drift bör kunna åstadkommas med den föreslagna teknikkombinationen samt att det finns möjligheter att påverka både den totala miljöpåverkan och kostnader för den extra reningen.

4.1 Karteringen av mikroföroreningar

Baserat på den genomförda karteringen med 3 provomgångar fördelat över v37 år 2020 samt v15 och v28 år 2021 framstår en tydlig risk för recipientpåverkan med avseende på läkemedelsrester från utgående renat avloppsvatten från Getteröverket. Reningsverket uppvisar en mycket bra reningseffekt avseende klassiska föroreningar såsom lättnedbrytbart organiskt material, närsalter och suspenderade ämnen, samt mikroplaster som också inkluderats i karteringen. Anläggningen klarar dock inte, i likhet med andra reningsverk, att avskilja de flesta undersökta läkemedelsresterna från vattnet.

För höga halter av läkemedel i ytvatten kan samhällets utsläpp som transporteras via Getteröverket identifieras som den dominerande källan. Provtagningen vid sjukhuset visar att även om förhöjda halter av vissa läkemedel kunde konstateras ut från sjukhuset så är läkemedelsbelastningen på Getteröverket inte dominerat av sjukhusets avlopp. Dock har en grov inventering visat att inte alla relevanta läkemedel som släpps ut vid sjukhuset har analyserats.

Lassabackadeponin vid Inre Farehammarsviken som varken är inkapslad eller har en lakvattenrening framstår som en potentiell källa för både PFAS och andra föroreningar till omkringliggande ytvatten. Med tanke på att både stora mängder industriavfall, sjukhusavfall och specialavfall utgör en del av den deponerade massan rekommenderas en lakvattenutredning, innefattande lakvattnets föroreningsinnehåll samt förändring i föroreningsinnehåll efter åtgärd, mängder och utsläpps-

punkter. Även en utredning om föroreningar från industriområdet öster om järnvägen bedöms motiverat. Även lakvatten från Bösarps deponi som leds till Getteröverket kan stå för en del av PFAS-belastningen på Getteröverket och därmed hamna i recipienterna.

4.2 Påverkansanalysen

Medelhalter av Diklofenak överskrider gränsvärdet enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) i samtliga provpunkter i ytvatten nedströms reningsverket, delvis med en faktor som överstiger 10. I Lassabackadiket tar medelvärdet upp mer än 80 % av gränsvärdet. Även recipientanalyserna för PFOS visar att halterna överskrider gränsvärdet avsevärt i samtliga recipientprover. Det kan noteras att bakgrundshalten i ytvatten uppströms Getteröverket, Lassabackadiket och Himleån redan är hög och överskrider gränsvärdet. I Lassabackadiket överskreds gränsvärdet i medel med en faktor på 25.

Påverkansanalysen baserad på effekthalter visade att halter för Citalopram, Clarithromycin, Diclofenac, Erythromycin, Furosemide, Oxazepam, Sertraline och Sulfamethoxazole ger en hög risk för miljöpåverkan i nästan samtliga recipientpunkter. Högst risk uppvisar Citalopram som återfinns i halter som har visat ge en akut toxicitet på vattenlevande organismer. För hormoner är det svårt att göra en bedömning p.g.a. detektionsgränserna men om det östrogena effekttestet YES används för riskbedömningen så ligger samtliga halter i recipientproverna över effektgränsen för kronisk toxicitet. Vid Naturum överskreds även effektgränsen för akut toxicitet.

4.3 Pilottester med UF-GAK

För rening av läkemedelsrester har omfattande pilottester med filtrering och olika sorters aktivt kol framgångsrikt genomförts under flera månader. Reningseffektiviteten i UF-GAK-anläggningen kan sammanfattas som mycket bra för två av de fyra testade kolsorterna. Samtliga läkemedels-substanser som identifierades som prioriterade för att minska eller undvika negativa effekter i recipienterna har hittills renats bort extremt effektivt med dessa två aktiva kol. Den testade uppsättning med flerstegsfilter ser ut att ge en stabil och resurseffektiv rening som vid skrivandet av denna rapport ännu inte har visat på en avtagande reningseffekt avseende analyserade läkemedel, trots en relativt lång drifttid. Av de två aktiva kol som hittills framstår som likvärdiga avseende läkemedelsrening, är ett kol både regenererat och avsevärt billigare än det andra kolet samt innebär mindre miljöpåverkan. Det tredje kommersiella kolet som testades uppvisade en avsevärt sämre reningsförmåga som minskade redan kort efter att pilotförsöken startade. VIVABs framtagna aktiva kol baserat på avloppsslam visade ingen bra reningsförmåga för en majoritet av de undersökta läkemedlen ens från start.

PFAS kunde endast initialt renas bort med en mycket bra reningseffektivitet med de två effektiva kolsorterna GPP-20 och Filtrasorb 400. Organosorb 10 uppvisar generellt en sämre reningseffekt för PFAS redan från starten. Med FoU 21 uppkom en delvis kraftig negativ reduktion av t.ex. PFOS, vilket kan förklaras med en tidigare last i avloppsslammet som kolet tillverkats från eller dekonjugering av andra PFAS. PFOS kan renas bort i högre grad av GPP-20 och Filtrasorb 400 jämfört med t.ex. PFOA eller summan av PFAS11.

För fenoler och hormoner antas en extra reduktion över de aktiva kolfiltren ske. Varken PFAS, fenoler eller hormonemissioner från just Getteröverket framstår dock som en risk för recipienterna.

Resultaten från pilotförsöken visade också att resterande fosforfraktioner som finns i utgående avloppsvatten från Getteröverket effektivt kan renas bort.

5 Rekommendationer

Baserat på de presenterade slutsatser och detaljerade resultat och diskussioner har projektgruppen kommit fram till följande rekommendationer:

- 1) Karteringen av mikroföroreningar bör upprepas och utökas avseende omfattning och tätare provtagningsintervall samt genomföras under varierande förhållanden i Inre Farehammarsviken, t.ex. vid låg och hög vattenföring. Flera provpunkter i Inre Farehammarsviken, som i förstudien endast har undersökts med ett stickprov, behöver ingå i denna kartering, eventuellt även med biota och sedimentanalyser. Denna utvidgade kartering behövs för att ge en bättre bild av den faktiska föroreningssituationen, en mer grundlig påverkansanalys i recipienterna samt för att identifiera flera potentiellt okända föroreningskällor. Dessutom bör det undersökas om några av de läkemedel som framförallt används vid sjukhuset bör ingå i karteringen.
- 2) Emissioner av olika mikroföroreningar från Lassabackadeponin och industriområdet öster om järnvägen, samt från innerstaden (Monarkdiket), bör undersökas och om möjligt kvantifieras. Även Bösarps deponins lakvatten bör karakteriseras med avseende på relevanta föroreningar. Eventuella åtgärder bör sikta på en signifikant reduktion av föroreningsflöden till Inre Farehammarsviken. Eventuella passiva åtgärder vid deponin som t.ex. en övertäckning, bör kompletteras med en aktiv uppsamling och rening av lakvatten. Det bör då också undersökas om potentiella emissioner från industriområdet öster om järnvägen samt från innerstaden (Monarkdiket) kan behandlas i en sådan separat lakvattenrening. Eftersom lakvatten från Bösarps deponi redan överförs till Getteröverket skulle även denna ström kunna ingå i en sådan separat lakvattenrening. Renat lakvatten skulle kunna tillföras Getteröverket för ytterligare reduktion av föroreningshalter.
- 3) Projektet rekommenderar att pilottesterna med teknikkombinationen UF-GAK fortsätter tills filtermaterialet i båda filtren i respektive GAK-linje har bytts ut för att uppnå en önskad reningseffektivitet. Denna rekommendation gäller åtminstone de två aktiva kolen GPP-20 och Filtrasorb 400 som hittills uppvisat en jämförbar mycket hög renings-effektivitet för samtliga prioriterade läkemedel. En långvarig drift skulle ge ett konkret underlag för att ta fram en relevant dimensionering av en fullskaleimplementering och relaterade kostnader för investering och drift på Getteröverket. Befintliga kostnads-uppskattningar som har gjorts i förstudien är begränsade till den kunskap som hittills har kunnat tas fram under pilotförsöken.
- 4) Det rekommenderas att en lämplig fullskaleimplementering av en avancerad rening baserad på den undersökta teknikkombinationen undersöks. Detta för att tidigt initiera arbetsgången för att möjliggöra en integrering av olika processer som ger synergier med befintliga processer och som minimerar risken för eventuella störningar av den avancerade reningen eller i mottagande ytvatten genom förbiledningar eller bräddningar.
- 5) En konkret måldefinition för rening av mikroföroreningar med hjälp av en avancerad rening vid Getteröverket behöver tas fram baserat på den rekommenderade mer omfattande karteringen och tillhörande påverkansanalys. Från förstudien framstår att endast en mycket hög reningsgrad med avseende på läkemedelsrester är relevant. För andra mikroföroreningar behövs även kompletterande åtgärder som t.ex. en separat lakvattenrening.

- 6) I samverkan med andra aktörer som t.ex. Naturvårdsverket och länsstyrelsen bör en riktad måldefinition för Inre Farehammarsviken för olika föroreningshalter och belastningar tas fram. Detta med tanke på att området inte bara utgörs av en våtmark med högsta skyddsvärde enligt Ramsars Våtmarkskonvention utan även är ett av Nordeuropas fågelrikaste områden där ett flertal rödlistade djur återfinns.
- 7) Implementeringen av en mer cirkulär vattenhantering genom att t.ex. tillverka tekniskt vatten som skulle kunna ersätta dricksvatten i olika processer vid och utanför Getteröverket bör undersökas. Pilottesterna har visat att den undersökta teknik-kombinationen kan åstadkomma en mycket långtgående rening av avloppsvatten. En delvis återanvändning skulle till viss del kunna kompensera för den extra miljöpåverkan som den avancerade reningen ger upphov till samt ge en viss kostnadstäckning.
- 8) Alternativet med att flytta Getteröverkets utsläppspunkt bör undersökas inklusive de olika miljövinster och negativa effekter som kan uppstå med en sådan åtgärd. Att flytta utsläppspunkten t.ex. till havsrecipienten kan minska belastningen på Inre Farehammarsviken avsevärt även utan implementering av en avancerad rening samtidigt som direkta negativa effekter ej förväntas uppstå i havsrecipienten p.g.a. den stora utspädningen. Dock bör en eventuell påverkan av kustområdet undersökas i synnerhet med tanke på den planerade stora utökningen av Natura2000 området vid Västra Getterön och Balgöområdet för skydd av tumlare. Vid en flytt av utsläppspunkten blir det dock ännu viktigare att de andra föroreningskällorna som belastar Inre Farehammarsviken åtgärdas. Dessutom behöver det kartläggas hur ekosystemet i Inre Farehammarsviken kan påverkas vid bortfall av det stora färskvatteninflödet som Getteröverkets utsläpp står för, speciellt under perioder med lågvattenflöde från naturliga inflöden.

I förstudien har endast en teknikkombination kunnat utredas. Eftersom förstudien tydligt visat att det finns ett behov av en mycket kraftig reduktion av läkemedelsrester i utgående avloppsvatten vid Getteröverket kan dock även andra kompletterande reningstekniker komma i fråga. Till exempel kunde en kombination av ozonering och aktivt kol (O3/GAK) istället för ett ensamt aktivt kol-steg kunna åstadkomma en ännu högre reduktionsgrad om än till en ökad komplexitet och kostnad (se t.ex. Baresel et al., 2015; 2017a, b, c). På grund av ett väldigt högt reningskrav kunde även en ännu mer avancerad rening som t.ex. nanofiltrering eller omvänd osmos kunna ersätta det aktiva kolet kopplat till en effektiv behandling av koncentratet. Kostnaderna och miljöpåverkan för en sådan långtgående rening skulle dock endast vara motiverade vid återanvändning av det producerade vattnet (se t.ex. Baresel et al., 2021). Om däremot endast en rening av läkemedel från utgående avloppsvatten ska åstadkommas, bör det undersökas om den testade ultrafiltreringen behövs eller om en resurseffektiv rening även kan åstadkommas med teknikkombinationen mikrofiltrering följt av aktivt kol (eller O3/GAK). En sådan teknikkombination resulterar dock inte i en lika effektiv borttagning av partikulära föroreningar och mikroorganismer som ultrafiltreringen.

Kommentar: Det rekommenderas också att det befintliga egenkontrollprogrammet som omfattar analys av diklofenak, 17-alfa-etinyloestradiol, 17-beta-östradiol och PFOS i utgående vatten revideras till att använda analyser med rimliga detektionsgränser för hormoner (max 0,5 ng/l, idag 10 ng/l) och PFOS (max 0,1 ng/l, idag 3 ng/l). En sådan revidering kommer ge användbara resultat från provtagningen. Även någon sorts kvalitets-/rimlighetskontroll av analysresultat bör göras av Vivab i dialog med utförande lab.

Referenser

- Baresel, C., Ek, M., Harding, M., Bergström, R. 2014. Behandling av biologiskt renat avloppsvatten med ozon eller aktivt kol. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2203.
- Baresel, C., Dahlgren, L., Nikolic, A., de Kerchove, A., Almemark, M., Ek, M., Harding, M., Ottosson, E., Karlsson, J., Yang, J. 2015a. Reuse of treated wastewater for nonpotable use (ReUse) - Final Report. IVL Swedish Environmental Research Institute, report B2219.
- Baresel, C., Cousins, A.P., Hörsing, M., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.S., Magnér, J., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U., Söhr, S. 2015b. Pharmaceutical residues and other emerging substances in the effluent of sewage treatment plants - Review on concentrations, quantification, behaviour, and removal options. IVL Swedish Environmental Research Institute, Report 2226, Stockholm.
- Baresel, C., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.-S., Magnér, J., Dahlgren, L., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U., Söhr, S. 2017a. Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk - Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. Slutrapport SystemLäk projekt. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2288.
- Baresel, C., Westling, K., Samuelsson, O., Andersson, S., Royen, H., Andersson, S., Dahlén, N. 2017b. Membrane Bioreactor Processes to Meet Today's and Future Municipal Sewage Treatment Requirements? *Int J Water Wastewater Treat* 3(2).
- Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K., Olshammar, M. 2017c. Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport C235.
- Baresel, C., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.S., Magnér, J., Dahlgren, L., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U., Söhr, S., Harding, M., Fång, J., Karlsson, J. 2019a. Sustainable Treatment Systems for Removal of Pharmaceutical Residues and Other Priority Persistent Substances. *Water Science and Technology*, 79(3), 537-543.
- Baresel, C., Harding, M., Fång, J. 2019b. Ultrafiltration/Granulated Active Carbon-Biofilter: Efficient Removal of a Broad Range of Micropollutants. *Appl. Sci.* 2019b, 9, 710.
- Baresel, C., Hedman, F., Bornold, N., Yang, J.-J., Harding, H., Filipsson, S., Wahlund, A., Nygren, H., Sedman, H. 2021. Innovativ rening av läkemedelsrester vid återvinning av avloppsvatten vid Visby reningsverk. Region Gotland, i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet. Rapport N 2021/196.
- Chemviron 2021a. GPP-20, Coal based Granular Activated Carbon, Data Sheet n.d.:9–10.
- Chemviron 2021b. Filtrasorb® 400, Agglomerates Coal Based Granular Activated Carbon Data Sheet n.d.:8–9.
- Desotec 2021. Organosorb® 10, infinite purification solutions. Desotec activated carbon. Belgium: 2021.
- Edefell, E., Ullman, R., Bengtsson, E. 2019. Ultrafilter och granulerat aktivt kol för avskiljning av mikroföroreningar. *Svenskt Vatten Utveckling*, Rapport 2019-1.



Rapport U 6531 – Förstudie - Läkemedelsrening vid Getteröverket i Varberg – Utredning om behov och möjligheter för en utökad rening av avloppsvatten från mikroföroreningar

- Ek, M., Bergström, R., Baresel, C. 2013a. Avskiljning av läkemedelsrester med granulerat aktivt kol - Försök vid Himmerfjärdsverket. Rapport U4492. IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Ek, M., Bergström, R., Magnér, J., Harding, H. Baresel, C. 2013b. Activated carbon to remove residues from the treated wastewater. Rapport nr.: B2089, IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Gros, M., Petrović, M. and Barceló, D. 2006. Development of a multi-residue analytical methodology based on liquid chromatography-tandem mass spectrometry (LC-MS/MS) for screening and trace level determination of pharmaceuticals in surface and wastewaters. *Talanta*, 70(4), pp. 678–690. doi: 10.1016/j.talanta.2006.05.024.
- Habagil, M., Petersén, A., Gunnarsson, A., Svedberg, S., Keucken, A., Baresel, C., Malovanyy, A. 2020. Läkemedelsrening vid Ullared reningsverk - Utredning om behov och möjligheter för utökad rening av avloppsvatten från mikroföroreningar. Vatten & Miljö i Väst AB (VIVAB), IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport C468.
- Jarošová, B., Bláha, L., Giesy, J.P., Hilscherová, K. 2014. What level of estrogenic activity determined by in vitro assays in municipal waste waters can be considered as safe? *Environment International* 64, 98–109. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.12.009>
- Lemström, H., Roberts, R., Grim, J., Baresel, C., Malovanyy, A. 2021. Förstudie läkemedelsrening Syvab - Uppförandet av en pilotanläggning med granulerat aktivt kol i kombination med Membran BioReaktor (MBR-GAK). SYVAB, Grödinge.
- Magnér, J., Fång, J., Sandberg, J., Örtlund, L. 2017. Utveckling av analysmetoder inklusive detektionsgränser. Delrapport SystemLäk projekt. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2286.
- Malovanyy, A., Hedman, F., Feldtmann, M.G., Harding, M., Yang, J. 2021. Rening av PFAS-förorenat vatten från avfallsanläggningar. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B 2412.
- Modin, H., Roslund, A., Hallgren, P., Törneman, N., Arvidsson, I., Lidén, A., Boström, S. 2018. PFAS på avfallsanläggningar. Avfall Sverige rapport 2018:25.
- Naturvårdsverket 2017. Avancerad rening av avloppsvatten för avskiljning av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen - Behov, teknik och konsekvenser. Rapport 6766.
- Naturvårdsverket 2018. Ramsar Information Sheet (RIS). Ramsar Sites Information Service. <https://rsis.ramsar.org/ris/19>, november 2021.
- Sehlén, R., Malmborg, J., Baresel, C., Ek, M., Magnér, J., Allard, A.-S., Yang, J. 2015. Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten vid tekniska verken i Linköping AB. IVL Rapport B 2218.
- SMHI 2017. Framtidens klimat. <https://www.smhi.se/klimat/framtidens-klimat/framtidens-klimat-sa-paverkas-vi/antal-dygn-per-ar-da-det-ar-lag-vattenforing-i-vattendragen-1.22650>, besökt juli 2021.
- Sundin, A. M., Linderholm, L., Hedlund, B., Bly Joyce, K., Klingspor, K. 2017. Avancerad rening av avloppsvatten för avskiljning av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen: Behov, teknik och konsekvenser Redovisning av ett regeringsuppdrag. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-8443>



Svenson, A., Allard, A: S., Viktor, T., Örn, S., Parkkonen, J., Förlin, L., Norrgren, L. 2000. Östrogena effekter av kommunala och industriella avloppsvatten i Sverige. IVL-publ. B 1352.

Svenson, A., Allard, Ä-S. 2002. Östrogena och androgena effekter i lakvatten och kommunalt avloppsvatten i Fornby reningsverk, Siljansnäs, Leksands kommun. IVL-publ B 1483:1-9.

Svenson, A., Sjöholm, S., Allard, A.S., Kaj, L. 2009. Antiestrogenicity and estrogenicity in leachates from solid waste deposits. Environ Toxicol 126(3): 233-239.

Tyréns 2017. Riskbedömning Lassabackadeponin. Malmö.

Varbergs Kusttillsyn 2017. Projektet fiskvision - En sammanställning av resultat och vad som är gjort för att utreda problemen med att fisk dör i Lassabackadiket och Monarkdiket.

Vilén, A. 2021. Environmental impact of activated carbon production from various raw materials. Master's thesis ENG29, Aalto University.

VISS 2021. VattenInformationsSystem Sverige. <https://viss.lansstyrelsen.se/>

Ågerstrand, M. 2019. Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances. Department of Environmental Science and Analytical Chemistry (ACES), Stockholm University, ACES report 36.



Bilaga 1

1 Analyserade mikroförreningar vid IVL

Hormoner
Östron (E1)
Östradiol (E2)
Etinylöstradiol (EE2)
Läkemedelsrester (*antibiotika)
Atenolol
Carbamazepine
Ciprofloxacin*
Citalopram
Clarithromycin*
Diclofenac
Erythromycin*
Fluconazole
Furosemide
Ibuprofen
Ketoconazole
Losartan
Metotrexat
Metoprolol
Naproxen
Oxazepam
Paracetamol
Propranolol
Sertraline
Sulfamethoxazole*
Tramadol
Trimethoprim*
Venlafaxine
Zolpidem

Östrogena effekter
YES (ng/L EEQ)
Fenoler
Bisfenol A
Nonylfenol
Oktylfenol
PFAS
PFBA
PFPeA
PFHxA
PFHpA
PFOA
PFNA
PFDA
PFBS
PFHxS
PFOS
6:2 FTS
Summa PFAS11
Mikroskräp (summerat) (antal/m ³)
>300 µm
>100 µm
>50 µm

1.1 Analysresultat för mikroföroreningar

1.1.1 Hormoner

Tabell 20. Analysresultat för hormoner för samtliga provtagningar.

Provnamn	Provpunkt	E1 [ng/l]	E2 [ng/l]	EE2 [ng/l]	LOD [ng/l]	LOQ [ng/l]
Provtagning v37 2020						
193354	PP1	30	12	*	2	8
193355	PP2	20	*	*	3	11
193356	PP3	25	*	*	2	8
193357	PP4	*	*	*	2	8
193358	PP5	*	*	*	1	5
193359	PP6	*	*	*	1	5
193360	PP7	*	*	*	1	5
193361	PP8	*	*	*	1	5
193362	PP9	*	*	*	1	5
Provtagning v15 2021						
224572	PP1	110	22	*	2	7
224573	PP2	58	22	*	2	8
224574	PP3	9	*	*	2	7
224575	PP4	**	*	*	2	6
224576	PP5	6	*	*	1	4
224577	PP6	5	*	*	1	4
224578	PP7	17	**	*	1	5
224579	PP8	**	*	*	1	5
224580	PP9	**	*	*	1	5
Provtagning v29 2021						
234707	PP1	100	27	*	2	5
234708	PP2	66	38	*	2	7
234709	PP3	92	25	*	2	6
234710	PP4	**	*	*	1	4
234711	PP5	**	*	*	1	4
234712	PP6	*	*	*	1	4
234713	PP7	30	*	*	1	4
234714	PP8	**	*	*	1	5
234715	PP9	**	*	*	1	4

* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

** ämnet kan detekteras men ej kvantifieras, halten är mellan detektionsgränsen (LOD) och kvantifieringsgränsen (LOQ S/N=10).

1.1.2 Läkemedel (inkl. antibiotika)

Tabell 21. Analysresultat för läkemedel vid provtagning v37 2020.

IVL-provnr: Provpunkt	193354 PP1 [ng/L]	193355 PP2 [ng/L]	193356 PP3 [ng/L]	193357 PP4 [ng/L]	193358 PP5 [ng/L]	193359 PP6 [ng/L]	193360 PP7 [ng/L]	193361 PP8 [ng/L]	193362 PP9 [ng/L]	LOD [ng/L]	LOQ [ng/L]
Atenolol	710	1 300	1 200	420	380	*	61	360	340	3	11
Carbamazepine	220	560	540	700	710	*	100	580	530	21	69
Ciprofloxacin	3 300	*	**	**	*	*	*	*	*	12	67
Citalopram	700	810	720	840	1 000	*	69	720	630	15	49
Clarithromycin	230	**	**	160	140	*	**	**	**	10	120
Diclofenac	360	1 600	1 400	1 400	1 400	53	230	1 200	1 000	6	21
Erythromycin	**	**	**	**	**	*	*	**	**	3	45
Fluconazole	520	180	160	140	140	*	23	130	110	5	18
Furosemide	45 000	6 800	4 900	3 400	3 500	*	630	3 000	2 800	28	85
Ibuprofen	20 000	13 000	9 700	*	*	*	*	*	*	28	94
Ketoconazole	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Losartan	21 000	46 000	31 000	8 900	9 900	970	1 600	8 200	7 300	110	380
Metotrexat	130	**	78	*	*	*	*	*	*	14	65
Metoprolol	1 600	2 600	2 100	2 000	1 900	50	340	2 000	1 800	2	6
Naproxen	25 000	18 000	12 000	**	**	280	**	*	*	5	36
Oxazepam	810	410	360	410	420	*	58	300	280	8	28
Paracetamol	53 000^	52 000	49 000^	*	60	*	110	60	36	9	28
Propranolol	160	260	220	200	230	*	**	190	170	5	25
Sertraline	240	580	260	100	200	*	**	78	75	7	22
Sulfamethoxazole	8 900	1 000	570	180	190	*	39	160	170	5	16
Tramadol	*	*	*	*	*	*	*	*	*	76	250
Trimethoprim	1 100	120	120	54	45	*	**	46	37	4	14
Venlafaxine	1 200	790	700	880	930	**	140	880	790	4	16
Zolpidem	*	*	*	**	**	*	*	*	*	5	15

Tabell 22. Analysresultat för läkemedel över piloten vid provtagning v8 2021.

IVL-provnr: Provpunkt	224591 UF IN [ng/L]	224592 UF [ng/L]	224593 S1 [ng/L]	224594 S2 [ng/L]	224595 S3 [ng/L]	224596 L1 [ng/L]	224597 L2 [ng/L]	224598 L3 [ng/L]	LOD [ng/L]	LOQ [ng/L]
Atenolol	450	460	*	*	22	*	*	*	6	19
Carbamazepine	410	390	*	*	*	*	*	*	24	80
Ciprofloxacin	*	*	*	*	*	*	*	*	39	130
Citalopram	360	390	*	*	**	*	*	*	10	33
Clarithromycin	71	69	*	*	**	*	*	**	14	47
Diclofenac	1 100	1 300	*	*	92	*	*	**	2	5
Erythromycin	**	**	*	*	**	*	*	*	18	61
Fluconazole	160	170	*	*	**	*	*	*	7	25
Furosemide	3 000	3 400	*	*	*	*	*	*	35	100
Ibuprofen	87	61	*	*	**	*	*	*	6	21
Ketoconazole	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Losartan	2 700	2 800	*	*	870	*	*	140	12	40
Metotrexat	*	*	*	*	*	*	*	*	5	17
Metoprolol	1 400	1 400	*	*	46	*	*	*	4	14
Naproxen	690	710	*	*	**	*	**	*	3	20
Oxazepam	330	330	*	*	**	*	*	*	8	27
Paracetamol	*	320	*	*	*	*	**	*	8	28
Propranolol	150	160	*	*	*	*	*	*	3	11
Sertraline	110	200	*	*	*	*	*	*	10	45
Sulfamethoxazole	120	130	*	*	**	*	*	*	7	30
Tramadol	~	~	~	~	~	~	~	~	~	~
Trimethoprim	120	120	*	*	*	*	*	*	5	35
Venlafaxine	680	710	*	*	180	*	*	*	15	50
Zolpidem	**	**	*	*	*	*	*	*	3	10

Tabell 23. Analysresultat för läkemedel vid provtagning v15 2021.

IVL-provnr: Provpunkt	224572 PP1	224573 PP2	224574 PP3	224575 PP4	224576 PP5	224577 PP6	224578 PP7	224579 PP8	224580 PP9	LOD	LOQ
Substans	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]
Atenolol	370	880	1 000	410	430	*	*	450	450	6	19
Carbamazepine	120	390	360	530	500	*	*	570	510	24	80
Ciprofloxacin	4 400	*	*	*	*	*	*	*	*	39	130
Citalopram	420	410	480	480	470	*	*	470	360	10	33
Clarithromycin	*	**	96	71	60	*	*	60	54	14	47
Diclofenac	240	1 000	1 200	1 200	1 300	21	**	1 300	1 300	2	5
Erythromycin	**	*	**	**	67	*	*	**	**	18	61
Fluconazole	2 700	190	190	140	140	*	*	160	140	7	25
Furosemide	22 000^	4 000	4 700	3 800	3 500	*	*	3 000	2 900	35	100
Ibuprofen	12 000^	6 700	12 000^	33	110	370	**	77	120	6	21
Ketoconazole	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Losartan	1 500	1 800	2 500	2 500	3 100	91	*	3 300	2 900	12	40
Metotrexat	*	*	*	*	*	*	*	*	*	5	17
Metoprolol	1 400	1 500	1 500	1 500	1 500	28	**	1 500	1 400	4	14
Naproxen	12 000^	7 700	10 000	100	240	720	*	180	310	3	20
Oxazepam	970	3 10	370	400	360	*	*	390	340	8	27
Paracetamol	36 000^	14 000^	28 000^	*	100	*	*	*	*	8	28
Propranolol	220	120	170	160	170	*	*	170	130	3	11
Sertraline	270	360	340	160	190	*	*	130	120	10	45
Sulfamethoxazole	11 000	570	580	150	200	*	*	240	230	7	30
Tramadol	~	~	~	~	~	~	~	~	~	~	~
Trimethoprim	980	110	110	110	110	*	*	120	100	5	35
Venlafaxine	1 300	460	670	750	770	*	*	830	470	15	50
Zolpidem	*	**	**	**	**	*	*	**	**	3	10

Tabell 24. Analysresultat för läkemedel över piloten vid provtagning v15 2021.

IVL-provnr: Provpunkt	224587 UF	224581 S1	224582 S2	224583 S3	224584 L1	224585 L2	224586 L3	LOD	LOQ
Substans	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]
Atenolol	550	67	20	190	*	*	51	6	19
Carbamazepine	580	**	*	170	*	*	**	24	80
Ciprofloxacin	*	*	*	*	*	*	*	39	130
Citalopram	540	*	34	210	*	*	150	10	33
Clarithromycin	75	*	**	56	*	*	50	14	47
Diclofenac	1 400	**	14	180	*	*	380	2	5
Erythromycin	**	*	**	**	*	*	**	18	61
Fluconazole	170	60	29	94	*	*	48	7	25
Furosemide	3 600	**	**	1 300	*	*	560	35	100
Ibuprofen	110	79	**	32	*	*	24	6	21
Ketoconazole	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Losartan	2 800	480	1 200	2 300	**	*	1 800	12	40
Metotrexat	*	*	*	*	*	*	*	5	17
Metoprolol	1 700	100	36	640	*	*	150	4	14
Naproxen	390	32	**	120	*	*	30	3	20
Oxazepam	410	65	39	210	*	*	95	8	27
Paracetamol	210	*	*	*	*	*	*	8	28
Propranolol	220	*	*	37	*	*	*	3	11
Sertraline	340	*	*	**	*	*	*	10	45
Sulfamethoxazole	140	47	50	160	*	*	44	7	30
Tramadol	~	~	~	~	~	~	~	~	~
Trimethoprim	120	*	*	**	*	*	*	5	35
Venlafaxine	1 000	260	220	580	*	*	450	15	50
Zolpidem	**	*	*	*	*	*	*	3	10

Tabell 25. Analysresultat för läkemedel över piloten vid provtagning v21 2021.

IVL-provnr: Provpunkt Substans	234727 UF IN [ng/L]	234726 UF [ng/L]	234728 S1 [ng/L]	234729 S2 [ng/L]	234730 S3 [ng/L]	234731 L1 [ng/L]	234732 L2 [ng/L]	234733 L3 [ng/L]	LOD [ng/L]	LOQ [ng/L]
Atenolol	340	410	140	54	200	*	*	81	6	20
Carbamazepine	340	330	100	**	150	*	*	**	25	82
Ciprofloxacin	*	*	*	*	*	*	*	*	17	56
Citalopram	160	190	**	**	130	*	*	77	13	44
Clarithromycin	**	**	**	**	**	*	*	**	8	35
Diclofenac	1 100	1 200	*	61	220	*	*	350	10	33
Erythromycin	*	**	*	**	**	*	*	**	9	30
Fluconazole	140	120	68	40	83	*	*	58	9	31
Furosemide	1 300	1 300	150	170	800	*	*	230	8	45
Ibuprofen	550	1 800	710	610	1 400	61	*	750	12	39
Ketoconazole	*	*	*	*	*	*	*	*	26	85
Losartan	1 600	1 800	740	1 000	1 700	*	**	1 200	10	31
Metotrexat	*	*	*	*	*	*	*	*	4	15
Metoprolol	850	970	200	100	490	*	*	150	7	22
Naproxen	270	830	160	100	340	*	*	100	8	27
Oxazepam	190	180	93	50	140	*	*	85	10	32
Paracetamol	*	6 500^	*	*	200	**	*	110	14	47
Propranolol	79	82	*	*	**	*	*	*	8	26
Sertraline	**	66	*	*	**	*	*	*	13	43
Sulfamethoxazole	57	58	**	**	**	*	*	**	14	45
Tramadol	270	210	56	85	170	*	*	110	12	42
Trimethoprim	83	89	*	*	34	*	*	**	9	28
Venlafaxine	420	440	240	210	380	*	*	290	9	29
Zolpidem	**	*	*	*	*	*	*	*	1	5

Tabell 26. Analysresultat för läkemedel över piloten vid provtagning v25 2021.

IVL-provnr: Provpunkt Substans	234735 UF IN [ng/L]	234734 UF [ng/L]	234736 S1 [ng/L]	234737 S2 [ng/L]	234738 S3 [ng/L]	234739 L1 [ng/L]	234740 L2 [ng/L]	234741 L3 [ng/L]	LOD [ng/L]	LOQ [ng/L]
Atenolol	230	410	150	64	180	*	*	41	6	20
Carbamazepine	940	820	160	**	300	*	*	89	25	82
Ciprofloxacin	*	*	*	*	*	*	*	*	17	56
Citalopram	290	340	**	51	200	*	*	110	13	44
Clarithromycin	76	71	**	56	55	*	*	56	8	35
Diclofenac	1 700	1 700	47	170	230	*	*	270	10	33
Erythromycin	57	53	**	45	51	*	**	54	9	30
Fluconazole	160	150	100	48	95	**	*	68	9	31
Furosemide	2 400	3 200	160	210	810	*	*	330	8	45
Ibuprofen	320	450	170	160	260	*	*	160	12	39
Ketoconazole	*	*	*	*	*	*	*	*	26	85
Losartan	2 600	3 700^	800	1 700	3 000^	*	55	2 500^	10	31
Metotrexat	*	*	*	*	*	*	*	*	4	15
Metoprolol	1 200	1 600	280	140	740	*	*	190	7	22
Naproxen	55	110	*	**	39	*	*	**	8	27
Oxazepam	360	370	120	72	210	*	*	110	10	32
Paracetamol	**	220	*	**	*	*	*	*	14	47
Propranolol	120	140	*	*	38	*	*	*	8	26
Sertraline	**	76	*	*	**	*	*	*	13	43
Sulfamethoxazole	120	140	**	**	59	*	*	**	14	45
Tramadol	430	450	110	130	310	*	*	220	12	42
Trimethoprim	57	70	*	*	**	*	*	*	9	28
Venlafaxine	700	770	300	280	550	**	*	440	9	29
Zolpidem	**	**	*	*	**	*	*	*	1	5

Tabell 27. Analysresultat för läkemedel över piloten vid provtagning v27 2021, endast GAK 3 inför kolbytte.

IVL-provnr: Provpunkt	243526 UF [ng/L]	243527 S3 [ng/L]	243528 L3 [ng/L]	LOD [ng/L]	LOQ [ng/L]
Atenolol	350	150	37	1	3
Carbamazepine	580	230	76	20	66
Ciprofloxacin	*	*	*	4	14
Citalopram	570	300	200	1	4
Clarithromycin	200	180	170	6	19
Diclofenac	1 500	200	250	5	18
Erythromycin	**	**	**	14	47
Fluconazole	160	110	82	6	21
Furosemide	940	380	100	2	6
Ibuprofen	300	220	160	19	65
Ketoconazole	---	---	---	---	---
Losartan	1 900	1 500	1 200	2	7
Metotrexat	*	*	*	4	12
Metoprolol	2 000	930	250	2	8
Naproxen	110	49	16	2	6
Oxazepam	350	190	99	5	17
Paracetamol	830	*	*	9	29
Propranolol	190	51	**	3	11
Sertraline	140	32	**	4	13
Sulfamethoxazole	730	370	210	32	110
Tramadol	270	190	110	13	45
Trimethoprim	42	**	*	3	20
Venlafaxine	970	640	530	4	12
Zolpidem	**	**	*	2	7

Tabell 28. Analysresultat för läkemedel vid provtagning v29 2021.

IVL-provnr: Provpunkt	234707 PP1 [ng/L]	234708 PP2 [ng/L]	234709 PP3 [ng/L]	234710 PP4 [ng/L]	234711 PP5 [ng/L]	234712 PP6 [ng/L]	234713 PP7 [ng/L]	234714 PP8 [ng/L]	234715 PP9 [ng/L]	234723 PP10 [ng/L]	234724 PP11 [ng/L]	234725 PP12 [ng/L]	LOD [ng/L]	LOQ [ng/L]
Atenolol	360	910	930	290	310	*	*	320	350	330	*	92	6	20
Carbamazepine	100	360	410	640	600	*	*	600	640	460	*	290	25	82
Ciprofloxacin	570	*	84	**	*	*	**	*	*	*	*	*	17	56
Citalopram	170	210	220	360	330	*	*	300	310	210	*	**	13	44
Clarithromycin	410	**	54	62	70	**	*	78	73	65	*	**	8	35
Diclofenac	330	1 200	1 500	1 600	1 500	*	*	1 400	1 400	1 000	*	250	10	33
Erythromycin	160	**	35	**	**	*	*	**	**	*	*	*	9	30
Fluconazole	1 900	190	200	200	200	*	*	190	220	140	*	100	9	31
Furosemide	660	160	240	2 200	1 900	*	*	1 500	1 700	1 100	*	**	8	45
Ibuprofen	21 000^	24 000^	24 000^	760	2 100	510	*	1 600	2 800	3 400	*	280	12	39
Ketoconazole	120	360	190	**	*	*	*	*	*	*	*	*	26	85
Losartan	920	1 800	1 900	2 200	2 100	40	*	2 000	2 300	1 500	*	1 100	10	31
Metotrexat	100	**	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	4	15
Metoprolol	820	1 500	1 600	1 900	1 900	**	*	1 800	1 800	1 300	*	500	7	22
Naproxen	5 100	4 500	4 300^	36	210	180	*	160	230	660	*	130	8	27
Oxazepam	530	300	320	410	390	*	*	380	400	260	*	140	10	32
Paracetamol	1 600	3 000	200	*	*	*	*	**	*	*	*	330	14	47
Propranolol	120	69	93	150	140	*	*	120	120	110	*	**	8	26
Sertraline	64	69	66	100	110	*	*	58	44	62	*	*	13	43
Sulfamethoxazole	2 400	510	390	210	240	*	*	240	220	120	*	61	14	45
Tramadol	57	290	340	580	540	72	*	510	500	320	*	150	12	42
Trimethoprim	470	49	58	**	**	*	*	**	**	33	*	**	9	28
Venlafaxine	380	580	700	930	900	*	*	840	610	600	*	200	9	29
Zolpidem	*	**	**	**	**	*	*	**	**	**	*	*	1	5

Tabell 29. Analysresultat för läkemedel över piloten vid provtagning v29 2021.

IVL-provnr: Provpunkt	234719 UF	234716 S1	234717 S2	234718 S3	234720 L1	234721 L2	234722 L3	LOD	LOQ
Substans	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]
Atenolol	340	120	66	300	*	*	270	6	20
Carbamazepine	620	210	**	490	*	*	320	25	82
Ciprofloxacin	*	*	*	*	*	*	*	17	56
Citalopram	350	**	64	150	*	*	47	13	44
Clarithromycin	85	**	57	64	*	**	**	8	35
Diclofenac	1 600	130	330	680	*	*	530	10	33
Erythromycin	**	*	**	**	*	*	*	9	30
Fluconazole	210	140	75	200	**	*	180	9	31
Furosemide	2 100	260	440	1 100	*	*	270	8	45
Ibuprofen	1 600	640	500	1 600	110	**	2 200	12	39
Ketoconazole	*	*	*	*	*	*	*	26	85
Losartan	2 300	930	1 600	1 600	*	100	800	10	31
Metotrexat	*	*	*	*	*	*	*	4	15
Metoprolol	1 800	320	150	1 500	*	*	1 100	7	22
Naproxen	260	41	40	150	*	*	72	8	27
Oxazepam	330	170	95	270	*	*	180	10	32
Paracetamol	360	*	**	110	*	*	**	14	47
Propranolol	160	*	*	56	*	*	**	8	26
Sertraline	110	*	*	*	*	*	*	13	43
Sulfamethoxazole	250	150	76	180	*	*	120	14	45
Tramadol	510	110	160	480	*	*	350	12	42
Trimethoprim	**	*	*	**	*	*	*	9	28
Venlafaxine	920	440	360	840	**	*	780	9	29
Zolpidem	**	*	*	**	*	*	*	1	5

Tabell 30. Analysresultat för läkemedel över piloten vid provtagning v34 2021.

IVL-provnr: Provpunkt	238176 UF IN	238177 UF	238178 S1	238179 S2	238180 S3	238181 L1	238182 L2	238183 L3	LOD	LOQ
Substans	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]
Atenolol	210	320	180	110	300	**	*	300	5	17
Carbamazepine	320	320	190	**	330	*	*	330	29	97
Ciprofloxacin	*	*	*	*	*	*	*	*	15	49
Citalopram	220	310	38	79	220	*	*	150	9	30
Clarithromycin	41	53	35	37	49	*	**	34	4	15
Diclofenac	910	970	61	210	500	*	**	500	3	33
Erythromycin	**	**	**	**	**	*	**	**	23	80
Fluconazole	72	65	60	36	72	34	**	73	4	32
Furosemide	800	1 200	170	260	430	*	*	180	4	15
Ibuprofen	*	*	*	*	*	*	*	*	20	66
Ketoconazole	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Losartan	680	810	440	520	650	18	37	540	4	14
Metotrexat	*	*	*	*	*	*	*	*	3	8
Metoprolol	880	1 200	460	280	1 200	**	*	1 100	3	10
Naproxen	74	77	28	24	84	*	*	48	1	3
Oxazepam	200	210	130	81	180	18	*	160	5	17
Paracetamol	**	710	*	**	200	*	*	**	6	20
Propranolol	65	110	**	**	92	*	*	56	1	10
Sertraline	32	120	**	**	47	*	*	**	2	15
Sulfamethoxazole	450	490	200	**	270	*	*	410	30	92
Tramadol	430	520	130	160	430	*	*	290	16	54
Trimethoprim	43	50	*	*	34	*	*	25	8	20
Venlafaxine	400	530	290	240	500	64	**	410	8	12
Zolpidem	**	**	*	*	**	*	*	**	1	4

* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

** ämnet kan detekteras men ej kvantifieras, halten är mellan detektionsgränsen (LOD) och kvantifieringsgränsen (LOQ S/N=10).

"---" Ämnet kan inte utvärderas pga dålig återvinning, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst av denna analyt.

"~" Ämnet kan inte utvärderas pga störning i analysen, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst av denna analyt.

^ Risk för ökad osäkerhet vid kvantifiering då halten vid analysen överstiger kalibreringskurvans högsta punkt på 5000 ng

1.1.3 Östrogena effekter, YES

Tabell 31. Analysresultat för Östrogena effekter (YES) för samtliga provtagningar.

Provnamn	Provpunkt	17β-östradiol-ekvivalenter i prov		
		Medelvärde [ng/l]	Lägre limit [ng/l]	Högre limit [ng/l]
Provtagning v37 2020				
193355	PP2	38	36	42
193358	PP5	<0,1		
193361	PP8*	~0,1	~0,07	~0,15
Provtagning v15 2021				
224573	PP2	33	29	38
224576	PP5	0,34	0,31	0,37
224579	PP8	0,30	0,24	0,37
Provtagning v29 2021				
234708	PP2	71	60	84
234711	PP5	1,4	1,2	1,7
234714	PP8	0,37	0,3	0,45
234723	PP10	4	3,5	4,5
234724	PP11	<0,1		
234725	PP12	0,58	0,5	0,67

*OBS: osäkra värden, då medelvärdet är nära testgränsen, samt liten förlust av prov under upparbetningen

1.1.4 Fenoler

Tabell 32. Analysresultat för fenoler för samtliga provtagningar.

Provnamn	Provpunkt	BPA - Bisfenol A [ng/l]	NP - 4-iso-nonylfenol [ng/l]	OP - -tertiär-oktylfenol [ng/l]
Provtagning v37 2020				
193354	PP1	622	<150*	<7*
193355	PP2	559	<150*	1 317
193356	PP3	463	<150*	1 183
193357	PP4	53	<100*	<7*
193358	PP5	74	<100*	<5*
193359	PP6	5 182	<100*	<5*
193360	PP7	166	<100*	<5*
193361	PP8	398	<100*	65
193362	PP9	467	<100*	<5*
Provtagning v15 2021				
224572	PP1	484	<13*	<8**
224573	PP2	253	<13*	<2*
224574	PP3	271	<13*	<2*
224575	PP4	<200**	<13*	<2*
224576	PP5	<200**	<13*	<2*
224577	PP6	<200**	<13*	<2*
224578	PP7	<86	<6*	<7*
224579	PP8	<287**	<6*	<7*
224580	PP9	<86*	<6*	<7*
224587	UF	<200**	<13*	<2*
224581	S1 (GAK1 1/2)	<200**	<13*	<2*
224584	L1 (GAK1 2/2)	<86*	<6*	<7*
224582	S2 (GAK2 1/2)	<86*	<6*	<7*
224585	L2 (GAK2 2/2)	<86*	<6*	<7*
224583	S3 (GAK3 1/2)	<86*	<6*	<7*
224586	L3 (GAK3 2/2)	<200**	<13*	<2*
Provtagning v29 2021				
234707	PP1	<29*	<5*	5 400
234708	PP2	250	<17**	6 800
234709	PP3	<29*	72	6 000
234710	PP4	180	100	91
234711	PP5	140	140	84
234712	PP6	380	<17**	55
234713	PP7	<29*	<5*	<35**
234714	PP8	<96**	<5*	<35**
234715	PP9	300	<5*	<35**
234719	UF	180	<5*	69
234716	S1 (GAK1 1/2)	<29*	<5*	90
234720	L1 (GAK1 2/2)	<29*	<5*	<10*
234717	S2 (GAK2 1/2)	<29*	<5*	81
234721	L2 (GAK2 2/2)	<29*	<5*	<35**
234718	S3 (GAK3 1/2)	<96**	<5*	43
234722	L3 (GAK3 2/2)	<29*	<5*	<10*

* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

** ämnet kan detekteras men ej kvantifieras, halten är mellan detektionsgränsen (LOD) och kvantifieringsgränsen (LOQ S/N=10).



1.1.5 PFAS

Tabell 33. Analysresultat för PFAS11 för samtliga provtagningar.

Provnamn	Provpunkt	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFBS	PFHxS	PFOS	6:2 FTS
Provtagning v37 2020												
193354	PP1	<LOD	<LOD	<LOD	0,78	1,0	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
193355	PP2	<LOD	<LOD	<LOD	0,93	2,7	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	4,6	<LOD
193356	PP3	<LOD	<LOD	<LOD	0,73	3,2	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	4,3	<LOD
193357	PP4	<LOD	<LOD	1,7	1,3	4,4	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	2,9	<LOD
193358	PP4	<LOD	<LOD	1,6	0,93	2,7	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	2,4	<LOD
193359	PP5	<LOD	<LOD	<LOD	1,2	3,3	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	9,2	<LOD
193360	PP6	<LOD	<LOD	<LOD	1,4	3,4	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	8,5	<LOD
193361	PP7	<LOD	<LOD	2,1	1,4	3,8	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	1,9	<LOD
193362	PP8	<LOD	<LOD	3,3	1,1	4,0	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	2,4	<LOD
193354	PP9	<LOD	<LOD	<LOD	0,78	1,0	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
		<i>LOD</i>	<i>0,3</i>	<i>0,1</i>	<i>0,1</i>	<i>0,1</i>	<i>0,2</i>	<i>0,1</i>	<i>0,1</i>	<i>0,2</i>	<i>0,2</i>	<i>0,2</i>
Provtagning v8 2021												
224591	UF IN	9,56	10,54	2,88	1,25	3,47	0,279	0,251	0,556	0,991	0,872	0,546
224592	UF	1,05	2,45	1,99	0,798	2,47	<LOD	<LOD	0,715	0,910	0,838	0,264
224593	S1 (GAK1 1/2)	<LOD	1,23	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
224594	S2 (GAK2 1/2)	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
224595	S3 (GAK3 1/2)	<LOD	2,14	1,60	0,210	1,20	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,246	<LOD
224596	L1 (GAK1 2/2)	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
224597	L2 (GAK2 2/2)	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
224598	L3 (GAK3 2/2)	<LOD	1,08	0,541	<LOD	0,375	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
		<i>LOD</i>	<i>0,3</i>	<i>0,1</i>	<i>0,1</i>	<i>0,1</i>	<i>0,2</i>	<i>0,1</i>	<i>0,1</i>	<i>0,2</i>	<i>0,2</i>	<i>0,2</i>
Provtagning v15 2021												
224572	PP1	<LOD	<LOD	1,19	0,314	0,804	0,593	<LOD	<LOD	<LOD	0,982	0,518
224573	PP2	<LOD	0,214	0,705	0,421	3,12	0,386	<LOD	<LOD	0,377	1,67	0,642
224574	PP3	<LOD	<LOD	0,786	0,564	2,69	0,342	<LOD	0,398	0,614	1,68	0,695
224575A	PP4	<LOD	3,02	2,71	0,791	3,39	0,323	<LOD	<LOD	0,905	2,22	0,530
224575B	PP4	<LOD	<LOD	1,16	0,691	2,97	0,273	<LOD	0,227	0,716	2,19	0,506
224576	PP5	<LOD	0,680	3,58	0,866	3,03	0,263	<LOD	<LOD	1,16	2,33	0,286
224577	PP6	0,403	7,95	0,330	0,736	1,43	<LOD	<LOD	0,245	1,58	2,31	<LOD
224578	PP7	4,21	6,73	5,26	2,68	7,78	<LOD	<LOD	1,06	8,97	14,9	1,32
224579	PP8	0,727	3,38	3,72	0,995	3,02	<LOD	<LOD	<LOD	1,34	1,60	0,443
224580	PP9	1,36	1,50	2,45	1,44	3,89	0,308	<LOD	1,62	2,17	2,87	0,671
224587	UF	1,65	3,90	3,06	0,889	2,81	0,264	<LOD	<LOD	1,07	0,834	0,433
224581	S1 (GAK1 1/2)	1,87	2,85	2,04	0,866	2,71	<LOD	<LOD	3,25	1,08	0,455	0,364
224582	S2 (GAK2 1/2)	2,12	1,99	1,30	0,475	1,72	<LOD	<LOD	0,929	0,300	0,552	0,265
224583A	S3 (GAK3 1/2)	1,03	1,06	2,18	0,740	2,58	0,257	0,388	1,45	0,555	1,36	0,492
224583B	S3 (GAK3 1/2)	0,968	<LOD	2,25	0,672	2,46	0,336	<LOD	0,838	0,712	1,03	0,627
224584	L1 (GAK1 2/2)	1,67	<LOD	0,659	0,232	0,246	<LOD	<LOD	0,525	<LOD	<LOD	<LOD
224585	L2 (GAK2 2/2)	<LOD	0,439	0,483	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,531	<LOD	<LOD	<LOD
224586	L3 (GAK3 2/2)	<LOD	2,43	1,50	0,746	1,91	<LOD	<LOD	0,802	0,276	0,465	0,421
		<i>LOD</i>	<i>0,3</i>	<i>0,1</i>	<i>0,1</i>	<i>0,1</i>	<i>0,2</i>	<i>0,1</i>	<i>0,1</i>	<i>0,2</i>	<i>0,2</i>	<i>0,2</i>
Provtagning v21 2021												
234727	UF IN	5,99	1,10	<LOD	0,822	3,98	0,443	0,414	0,802	<LOD	1,35	<LOD
234726	UF	4,50	1,33	<LOD	1,57	4,30	0,392	<LOD	1,04	0,836	1,59	<LOD
234728	S1 (GAK1 1/2)	4,60	1,32	1,44	1,01	3,14	<LOD	0,227	0,932	1,12	0,941	0,408
234729	S2 (GAK2 1/2)	4,62	1,34	<LOD	0,591	2,57	<LOD	0,146	0,538	<LOD	0,647	<LOD
234730	S3 (GAK3 1/2)	4,72	1,18	<LOD	0,770	3,37	<LOD	<LOD	0,745	0,628	0,907	0,490
234731	L1 (GAK1 2/2)	5,28	1,36	1,10	0,448	1,88	<LOD	<LOD	0,594	<LOD	<LOD	<LOD
234732	L2 (GAK2 2/2)	3,58	0,794	<LOD	<LOD	0,561	<LOD	<LOD	0,263	<LOD	<LOD	<LOD
234733	L3 (GAK3 2/2)	4,26	1,28	<LOD	0,301	2,91	<LOD	<LOD	0,447	1,31	0,570	<LOD
		<i>LOD</i>	<i>0,3</i>	<i>0,1</i>	<i>0,1</i>	<i>0,1</i>	<i>0,2</i>	<i>0,1</i>	<i>0,1</i>	<i>0,2</i>	<i>0,2</i>	<i>0,2</i>



Rapport U 6531 – Förstudie - Läkemedelsrening vid Getteröverket i Varberg – Utredning om behov och möjligheter för en utökad rening av avloppsvatten från mikroföroreningar

Provtagning v25 2021												
234735	UF IN	7,58	1,12	<LOD	0,624	2,68	<LOD	0,295	0,415	1,81	1,11	<LOD
234734	UF	4,80	1,46	<LOD	0,650	2,50	<LOD	0,257	0,387	1,49	1,81	<LOD
234736	S1 (GAK1 1/2)	4,13	2,09	<LOD	0,633	2,47	<LOD	0,162	0,621	1,19	0,751	<LOD
234737	S2 (GAK2 1/2)	6,33	1,19	<LOD	0,469	2,37	<LOD	<LOD	0,376	1,05	0,709	<LOD
234738	S3 (GAK3 1/2)	4,83	0,703	<LOD	0,541	2,38	<LOD	<LOD	0,476	0,805	0,785	<LOD
234739	L1 (GAK1 2/2)	4,77	1,87	0,408	0,538	1,68	<LOD	<LOD	1,28	0,610	0,309	<LOD
234740A	L2 (GAK2 2/2)	4,78	1,06	<LOD	<LOD	0,843	<LOD	<LOD	0,356	<LOD	<LOD	<LOD
234740B	L2 (GAK2 2/2)	5,05	0,929	<LOD	<LOD	1,08	<LOD	<LOD	0,254	<LOD	<LOD	<LOD
234741	L3 (GAK3 2/2)	5,21	1,46	<LOD	0,386	2,09	<LOD	<LOD	0,370	0,621	0,678	<LOD
	LOD	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2
Provtagning v29 2021												
234707	PP1	12,2	1,70	1,38	0,434	3,75	<LOD	0,853	2,18	3,23	1,68	0,416
234708	PP2	4,78	0,288	<LOD	0,852	3,35	1,14	0,181	0,587	5,09	3,25	0,778
234709	PP3	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
234710	PP4	3,71	1,10	<LOD	0,868	3,54	<LOD	0,354	0,660	1,25	2,52	4,35
234711	PP5	5,30	1,24	<LOD	1,15	3,74	0,273	0,654	0,19	1,97	2,31	4,13
234712	PP6	3,82	1,67	2,88	1,05	2,10	<LOD	0,859	1,33	2,33	4,46	0,269
234713	PP7	10,4	5,62	6,33	2,39	7,22	<LOD	<LOD	2,29	9,64	23,2	0,441
234714	PP8	5,44	1,17	<LOD	0,842	3,26	<LOD	0,411	0,503	1,05	2,21	4,29
234715A	PP9	4,37	1,20	<LOD	1,12	3,65	<LOD	0,486	0,167	1,41	3,83	3,22
234715B	PP9	4,79	1,33	<LOD	1,07	2,78	<LOD	0,540	0,335	2,05	3,39	2,67
234723	PP10	6,16	2,33	<LOD	1,45	4,86	<LOD	0,337	0,696	2,15	4,87	3,45
234724	PP11	4,54	1,00	0,876	1,14	3,68	0,778	0,496	1,60	<LOD	0,815	<LOD
234725A	PP12	6,83	1,75	<LOD	1,17	3,73	1,09	0,348	1,41	0,845	3,41	1,20
234725B	PP12	4,81	1,79	<LOD	1,10	3,90	0,754	0,596	0,789	1,04	3,83	1,39
234719	UF	3,48	0,802	<LOD	1,08	3,42	<LOD	0,160	0,156	1,08	1,67	2,31
234716	S1 (GAK1 1/2)	3,46	0,673	<LOD	1,00	2,75	<LOD	0,160	0,301	1,34	0,949	2,24
234717	S2 (GAK2 1/2)	5,55	1,48	<LOD	0,687	2,20	<LOD	0,271	0,331	0,729	0,534	1,70
234718	S3 (GAK3 1/2)	3,83	1,28	<LOD	0,952	3,17	<LOD	0,279	0,233	1,36	0,441	3,56
234720A	L1 (GAK1 2/2)	5,46	2,52	<LOD	0,747	2,23	<LOD	<LOD	0,509	0,635	0,555	0,995
234720B	L1 (GAK1 2/2)	5,38	1,84	1,22	0,689	2,23	<LOD	<LOD	0,260	0,706	0,570	0,713
234721	L2 (GAK2 2/2)	4,61	1,54	0,289	0,202	0,888	<LOD	<LOD	0,487	<LOD	<LOD	<LOD
234722	L3 (GAK3 2/2)	3,38	1,26	<LOD	0,526	1,50	<LOD	<LOD	0,341	0,260	<LOD	1,18
	LOD	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2
Provtagning v34 2021												
238176	UF IN	6,47	3,22	6,35	2,40	6,15	0,77	0,26	1,43	2,08	5,48	11,16
238177	UF	5,59	1,43	3,19	1,93	5,64	0,72	0,20	0,82	2,27	4,16	3,68
238178	S1 (GAK1 1/2)	7,06	1,31	3,97	1,78	5,30	0,66	0,09	0,94	1,95	3,04	6,52
238179	S2 (GAK2 1/2)	5,93	1,65	4,19	1,66	4,50	0,46	0,03	0,97	1,92	2,55	4,54
238180A	S3 (GAK3 1/2)	6,32	1,85	5,05	1,70	5,62	0,46	0,22	1,06	2,12	2,76	9,70
238180B	S3 (GAK3 1/2)	6,63	1,58	4,58	1,90	5,48	0,67	0,16	1,16	2,28	2,95	10,11
238181	L1 (GAK1 2/2)	7,49	1,75	5,15	1,60	4,61	0,44	0,02	0,95	1,31	1,06	4,27
238182	L2 (GAK2 2/2)	5,85	1,45	4,15	1,06	2,60	0,21	0,07	0,50	0,68	0,92	1,83
238183	L3 (GAK3 2/2)	5,88	2,09	5,31	1,78	4,92	0,48	0,13	0,68	1,45	1,07	10,40
	LOD	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05

PFBA och PFPeA är analyter som detekterats med enbart en produktion i MS/MS



1.1.6 Mikrokräp

Tabell 34. Analysresultat för mikroplaster vid provtagning v37 2020.

Provpunkt	Filter	Plastfibrer						Plastpartiklar						Icke syntetiska fibrer						SBR	Volym (l)	Plastfibrer (antal/l)	Plastpartiklar (antal/l)	Icke-synt textilfibrer (antal/l)	ΣPlast (antal/l)	SBR (antal/l)			
		Svart / grå	Blå	Röd	Grön	Vit	Transp.	Svart/grå	Blå	Röd	Gul	Grön	Lila	Transparent	Svart/grå	Blå	Röd	Gul	Grön								Brun	Vit	Transparent
PP2	300 µm	1	0	1	0	na	na	0	0	0	0	1	0	0	9	10	1	0	1	0	na	na	0	0,52	3,8	1,9	40,4	5,8	0,0
	100 µm	3	4	1	0	na	na	0	0	0	1	0	1	0	23	29	4	0	1	7	na	na	7	0,52	15,4	3,8	123,1	19,2	13,5
	50 µm	4	12	2	0	na	na	7	15	2	2	3		38	24	30	4	1	1	2	na	na	3	0,52	34,6	128,8	119,2	163,5	5,8
PP3	300 µm	0	0	0	0	na	na	0	0	0	0	0	0	2	0	5	0	0	0	0	na	na	0	4,19	0,0	0,5	1,2	0,5	0,0
	100 µm	0	0	0	0	na	na	0	0	0	0	0	0	0	5	8	0	0	0	0	na	na	0	4,19	0,0	0,0	3,1	0,0	0,0
	50 µm	1	3	0	0	na	na	3	4	2	0	0	0	6	11	7	4	0	0	0	na	na	2	4,19	1,0	3,6	5,3	4,5	0,5
PP4	300 µm	0	0	0	0	na	na	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	na	na	0	5,4	0,0	0,2	0,6	0,2	0,0
	100 µm	0	0	0	0	na	na	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	0	0	na	na	0	5,4	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0
	50 µm	0	0	0	0	na	na	0	0	0	1	0	0	0	4	10	1	0	0	0	na	na	1	5,4	0,0	0,2	2,8	0,2	0,2
PP5	300 µm	0	0	0	0	na	na	0	0	0	0	0	0	1		8	0	0	0	0	na	na	0	5,25	0,0	0,2	1,5	0,2	0,0
	100 µm	0	2	0	0	na	na	1	0	0	0	0	0	2	4	8	3	0	0	0	na	na	0	5,25	0,4	0,6	2,9	1,0	0,0
	50 µm	0	0	0	0	na	na	1	0	0	0	0	0	0	9	8	1	0	0	0	na	na	0	5,25	0,0	0,2	3,4	0,2	0,0

na - "not analyzed" mestadels pga. pappersfibrer i proverna

SBR - "styren-butatiden gummi", gummipartiklar från däck



Tabell 35. Analysresultat för mikroplaster vid provtagning v15 2021.

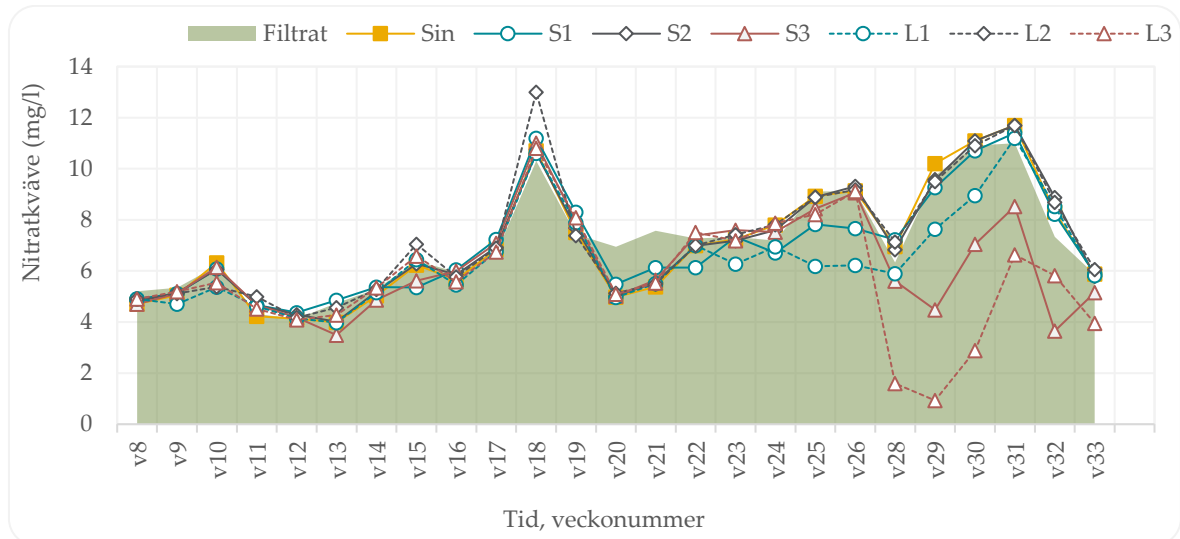
Provpunkt	Filter	Plastfibrer						Plastpartiklar						Icke syntetiska fibrer						Gummigranulat				Metall	Volym (l)	Plastfibrer (antal/l)	Plastpartiklar (antal/l)	Icke-synt textfibrer (antal/l)	Σ Gummig. (antal/l)	Σ Plast (antal/l)		
		Svart / grå	Blå	Röd	Grön	Gul	Vit/Trans.	Svart/grå	Blå	Röd	Grön	Gul	Glitter	Vit/Trans.	Svart/grå	Blå	Röd	Grön	Gul	Brun	Vit/Trans.	Svart inkl. SBR	Röd								Blå	Vit
PP2	300 µm	15	11	2	0	1	na	0	0	0	0	0	0	11	32	23	2	0	0	na	15	0	0	0	0	0	3,5	8,3	3,1	16,3	0,0	11,4
	100 µm	16	16	1	1	0	na	2	3	2	0	1	1	156	28	27	4	0	0	na	16	2	3	0	0	0	3,5	9,7	47,1	16,9	1,4	56,9
	50 µm	104	40	16	1	0	na	7	49	27	21	20	0	na	200	161	21	1	3	na	104	72	12	5	5	1	3,5	46,0	35,4	110,3	26,9	81,4
PP3	300 µm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	na	0	0	0	0	0	0	6	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	
	100 µm	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	2	3	1	1	0	0	na	0	1	0	0	0	6	0,2	0,5	0,8	0,2	0,7	
	50 µm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	6	6	5	2	2	na	0	0	0	0	0	1	6	0,0	0,2	3,5	0,0	0,2
PP4	300 µm	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	na	0	0	0	0	0	0	6	0,2	0,2	0,3	0,0	0,3	
	100 µm	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	1	3	0	0	0	na	0	0	0	0	0	6	0,2	0,5	0,7	0,0	0,7	
	50 µm	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	8	9	0	0	0	na	0	8	0	0	0	6	0,7	0,2	2,8	1,3	0,8	
PP5	300 µm	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	na	0	0	0	0	0	0	3	0,3	0,0	0,3	0,0	0,3	
	100 µm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	na	0	0	0	0	0	0	3	0,0	0,0	0,3	0,0	0	
	50 µm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	na	0	0	0	0	0	0	3	0,0	0,0	0,3	0,0	0	

na - "not analyzed" mestadels pga. pappersfibrer i proverna

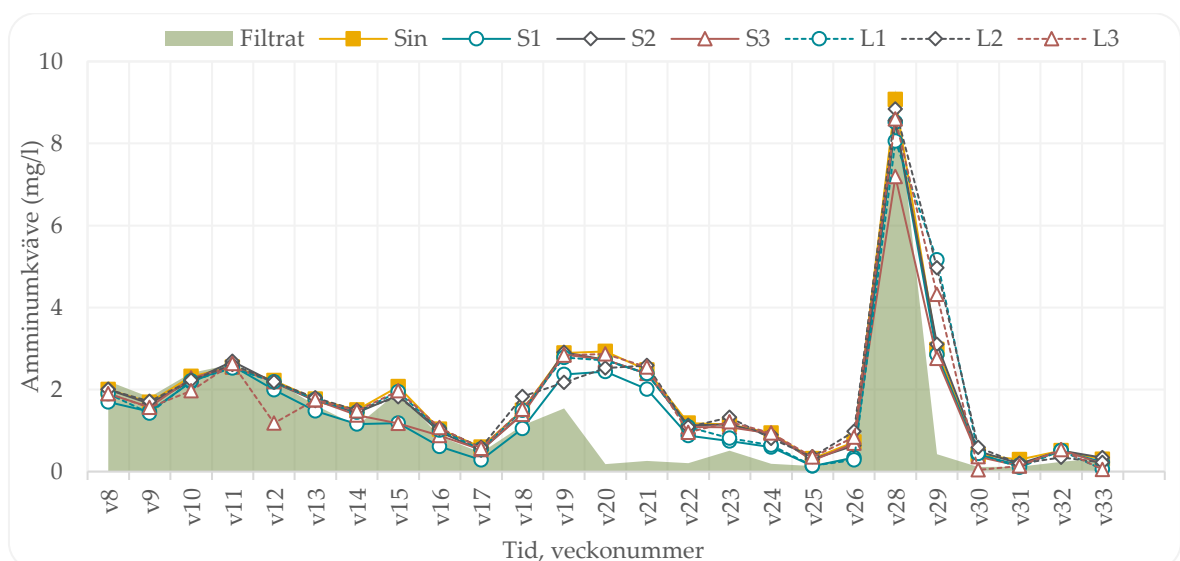
XX - Markerade summor (antal/L) betyder att värdet är osäkert eller inte komplett

SBR - "styren-butadien gummi", gummipartiklar från däck

1.2 Analysresultat för nitratkväve och ammoniumkväve



Figur 36. Nitratkväve. Veckoprover utförda över UF och GAK anläggningarnas samtliga anläggningsdelarna.



Figur 37. Ammoniumkväve. Veckoprover utförda över UF och GAK anläggningarnas samtliga anläggningsdelarna.

