

# Förstudie av läkemedelsrening vid Främby reningsverk

Inklusive pilotförsök med filtrering av  
utgående avloppsvatten genom granulerat  
aktivt kol (GAK)

Melviana Hedén & Maria Silfwerin, Falu Energi & Vatten

Christian Baresel & Andriy Malovanyy, IVL Svenska Miljöinstitutet

2020-01-31

## Ändringshistorik

Ändringsdatum	Beskrivning	Utgåva	Namn
2020-01-30			

## Bilagor

### Bilagor

1.	Analyserade ämnen och analysmetoder
2.	Resultat från analyser av läkemedelsrester
3.	Resultat från analyser av övriga mikroföroreningar
4.	Resultat från analyser av standardparametrar
5.	Erfarenheter från driften av pilotanläggningen
6.	Pilotstudie av reningsmetoder för kväve och läkemedelsrester i avloppsvatten vid Främby ARV, med Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) och Granulerat Aktivt Kol (GAK), rapport från examensarbete av Benjamin Lagermalm

## Innehåll

<b>Sammanfattning .....</b>	<b>4</b>
<b>1. Inledning.....</b>	<b>6</b>
1.1 Om projektet .....	6
1.2 Syfte.....	6
1.3 Mål.....	7
<b>2. Bakgrund.....</b>	<b>7</b>
2.1 Främby reningsverk .....	7
2.2 Recipienten Runn.....	7
2.3 Framtidens Främby .....	8
2.4 Läkemedelsrening idag.....	8
2.5 Val av reningsteknik.....	9
<b>3. Genomförande.....</b>	<b>11</b>
3.1 Reningstekniker .....	11
3.1.1 <i>Filter med granulerat aktivt kol (GAK)</i> .....	11
3.1.2 <i>Reaktor med biobärare (MBBR)</i> .....	12
3.1.3 <i>Mikrofilter</i> .....	12
3.2 Pilotanläggning .....	12
3.3 Analyser .....	15
3.3.1 <i>Hormoner, antibiotika och övriga läkemedel</i> .....	15
3.3.2 <i>Högfluorerade ämnen (PFAS)</i> .....	16
3.3.3 <i>Siloxaner</i> .....	16
3.3.4 <i>Fenoler</i> .....	17
3.3.5 <i>Bromerade difenyletrar (BDE)</i> .....	18
3.3.6 <i>Standardparametrar</i> .....	18
3.3.7 <i>Bromid</i> .....	18
3.4 Provpunkter.....	18
3.5 Provtagning.....	20
3.5.1 <i>Läkemedel och andra organiska mikroföroreningar</i> .....	20
3.5.2 <i>Recipientprovtagning</i> .....	20
3.5.3 <i>Standardparametrar</i> .....	21
3.5.4 <i>Bromid</i> .....	21

3.6	Riskbedömning .....	21
<b>4.</b>	<b>Resultat .....</b>	<b>22</b>
4.1	Läkemedelsrester .....	22
4.1.1	<i>Rening på befintligt reningsverk.....</i>	<i>22</i>
4.1.2	<i>Riskbedömning.....</i>	<i>26</i>
4.1.3	<i>Rening vid införande av nitrifikation eller kväverening.....</i>	<i>29</i>
4.1.4	<i>Rening med GAK-filter .....</i>	<i>29</i>
4.2	Övriga mikroföroreningar.....	35
4.2.1	<i>Rening på befintligt reningsverk.....</i>	<i>35</i>
4.2.2	<i>Riskbedömning andra mikroföroreningar .....</i>	<i>38</i>
4.2.3	<i>Rening vid införande av nitrifikation eller kväverening.....</i>	<i>40</i>
4.2.4	<i>Rening med GAK-filter .....</i>	<i>42</i>
4.3	Standardparametrar.....	44
4.3.1	<i>Organiskt material.....</i>	<i>44</i>
4.3.2	<i>Kväve .....</i>	<i>45</i>
4.3.3	<i>Fosfor.....</i>	<i>46</i>
4.4	Bromid .....	46
<b>5.</b>	<b>Diskussion och slutsatser .....</b>	<b>47</b>
5.1	Reningsmål avseende reduktion av läkemedelsrester.....	47
5.2	Läkemedelsrening med och utan kvävereduktion.....	47
5.3	Påverkan av kontakttiden.....	48
5.4	Utformning av kolfilter och kolförbrukning .....	49
5.5	Uppskattade kostnader för en avancerad rening .....	50
<b>6.</b>	<b>Referenser.....</b>	<b>51</b>
	<b>Bilaga 1: Analyserade ämnen och analysmetoder .....</b>	<b>54</b>
	<b>Bilaga 2: Resultat från analyser av läkemedelsrester .....</b>	<b>56</b>
	<b>Bilaga 3: Resultat från analyser av övriga mikroföroreningar.....</b>	<b>61</b>
	<b>Bilaga 4: Resultat från analyser av standardparametrar.....</b>	<b>63</b>
	<b>Bilaga 5: Erfarenheter från driften av pilotanläggningen.....</b>	<b>67</b>

## Sammanfattning

Under år 2019 genomförde Falu Energi & Vatten (FEV) en förstudie om läkemedelsrening på Främby reningsverk. Projektet finansierades till stor del av ett bidrag på drygt tre miljoner kronor från Naturvårdsverket. Syftet med projektet var att utreda behovet och förutsättningarna för en fullskaleanläggning för läkemedelsrening på reningsverket. I projektet genomfördes pilotförsök där avloppsvatten filtrerades genom granulerat aktivt kol (GAK). I projektet ingick också en kartläggning av läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar i avloppsvattnet, samt en riskbedömning av utsläpp till recipienten. Läkemedelsprojektet var en del i FEV:s större projekt Fördjupad Förstudie Framtidens Främby, som är en förberedande studie inför en uppgradering av hela reningsverket och ansökan om ett nytt miljötillstånd.

Idag finns inget lagkrav på att reningsverk i Sverige ska rena bort läkemedelsrester, och endast ett fåtal reningsverk har tekniker för läkemedelsrening. Filtrering med granulerat aktivt kol (GAK) är tillsammans med pulveriserat aktivt kol (PAK) och ozonering de vanligaste teknikerna. Vilken reningsteknik som är den bästa beror på varje reningsverks specifika förutsättningar. Rening med granulerat aktivt kol bygger på adsorption, det vill säga att föroreningar i avloppsvattnet fastnar på ytan till det aktiva kolet. När kolet inte längre kan ta upp mer föroreningar måste det bytas ut för att reningseffektiviteten ska bibehållas. FEV valde att testa GAK eftersom det var en mer oprövad teknik än de andra två, samtidigt som det fanns goda förutsättningar att testa den i pilotskala på plats på reningsverket. Dessutom förväntades reningseffektiviteten för läkemedelsrester vid rening med GAK vara hög.

Främby reningsverk är FEV:s största reningsverk som renar avloppsvatten från motsvarande 42 000 personer från Faluns innerstad och några närliggande samhällen. Reningprocessen består av mekanisk, kemisk och biologisk rening och reningskrav finns för fosfor och BOD (organiskt material). Det renade avloppsvattnet släpps ut i Främbyviken i sjön Runn. Faluns historia av gruvdrift och industrier har gjort att Runn är påverkad av många olika föroreningar. Vid tidigare kartläggningar har bland annat flera läkemedelssubstanser påträffats i sjön, vilket tyder på att läkemedelsrening på reningsverket skulle kunna medföra positiva effekter för Runn.

I projektet samarbetade FEV med IVL Svenska Miljöinstitutet, som har tidigare erfarenhet av liknande projekt. IVL byggde upp en pilotanläggning inuti en container som placerades i slutet av reningprocessen på Främby reningsverk. En liten del av avloppsvattnet som renats färdigt på det befintliga reningsverket leddes in i pilotanläggningen, där det renades ytterligare. Först renades vattnet från suspenderade partiklar genom mikrofiltrering, i syfte att skydda GAK-filtren från igensättning. En del av vattnet renades också i en luftad reaktor med biobärare (MBBR) för att efterlikna kväverening som kan bli aktuellt på Främby i framtiden. Slutligen leddes vattnet genom fyra parallella GAK-filter med olika uppehållstider. Pilotförsöket pågick i 36 veckor mellan april och december 2019 och under denna tid utfördes analyser på avloppsvattnet på reningsverket och i pilotanläggningen vid sex tillfällen och på ytvatten i recipienten vid två tillfällen.

Läkemedelsrester i avloppsvatten består till stor del av använda läkemedel som gått igenom kroppen och utsöndrats vid toalettbesök. I kartläggningen ingick ett fyrtiotal läkemedelssubstanser, inklusive flera hormoner och antibiotika. Dessutom analyserades höglfluorerade ämnen (PFAS), siloxaner, fenoler och bromerade difenyletrar (BDE). De senare

ämnesgrupperna består av olika organiska mikroföroreningar som används som bland annat impregneringsmedel, flamskyddsmedel och tillsatser i textilier, plaster och hygienprodukter. Ämnena är miljöskadliga och har vid tidigare kartläggningar påträffats i avloppsvatten och/eller i recipienten.

De flesta undersökta läkemedelssubstanserna kunde uppmätas i halter över detektionsgränsen i det inkommande vattnet till reningsverket, men endast ett fåtal renades bort på det befintliga reningsverket. Nitrifikationen bidrog inte heller till att rena bort läkemedelsrester. Vid filtrering med GAK reducerades de flesta läkemedelssubstanser till en början med minst 90 %, oavsett uppehållstid. Efter åtta månaders drift fungerade reningen fortfarande bra för GAK-filtret med uppehållstid på runt 30 minuter, medan reningen försämrats avsevärt för GAK-filtret med runt 7,5 minuters uppehållstid. En jämförelse mellan GAK-filtrering av dagens utgående vatten och nitrifierat vatten visade inga tydliga skillnader.

För de övriga organiska mikroföroreningarna varierade resultaten. Koncentrationerna av siloxaner i det inkommande vattnet till reningsverket var höga, men dessa renades bort med upp till 99 % redan på det befintliga reningsverket, och därefter ytterligare med GAK-filtrering. Nästan alla högfluorerade ämnen (PFAS) kunde uppmätas både i inkommande och utgående vatten på reningsverket. Resultaten varierade mycket mellan olika ämnen och olika provtagningstillfällen, men totalt sett minskade koncentrationerna av PFAS något både på det befintliga reningsverket och vid nitrifikation. Vid filtrering med GAK reducerades ungefär hälften av PFAS-ämnena konsekvent, med upp till 80 %. De fenoler som kunde uppmätas i det inkommande vattnet renades också till viss del bort på det befintliga reningsverket och vid nitrifikation. Tre fenoler reducerades även bra vid GAK-filtrering. Däremot kunde endast tre av åtta bromerade difenyletrar (BDE) uppmätas i det inkommande vattnet till reningsverket vid samtliga provtillfällen. I det utgående vattnet var koncentrationerna av alla BDE under kvantifieringsgränsen, och därför kunde ingen vidare rening av BDE utvärderas.

De flesta PFAS, de cykliska siloxanerna samt oktylfenol och nonylfenol kunde uppmätas i recipienten vid minst ett tillfälle. För fenolerna var halterna högst nära reningsverkets utlopp, medan halterna av siloxaner var högre uppströms och PFAS uppvisade liknande halter i båda provpunkterna. De uppmätta halterna var lägre än gällande gränsvärden för ytvatten. Drygt tio av de undersökta läkemedelssubstanserna kunde uppmätas i recipienten och alla dessa påträffades nära reningsverkets utlopp i Främbyviken. En riskbedömning baserad på utsläppen från reningsverken visade att utsläppen av det antidepressiva läkemedlet citalopram och det lugnande medlet oxazepam hade störst risk för oönskade miljöeffekter.

Rapporten diskuterar också en optimering av GAK-filterlösningen vid implementering i fullskala. En första grov kostandsskattning för en fullskaleimplementering baserat på pilotresultat och nuvarande vattenflöde ger en indikation på en total årskostnad på 6,5 Mkr och en specifik kostnad på 1,25 kr/m<sup>3</sup>.

# 1. Inledning

## 1.1 Om projektet

Projektet om läkemedelsrening är ett delprojekt i Falu Energi & Vattens (FEV) Fördjupad Förstudie Framtidens Främby (4F-projektet). Framtidens Främby är ett långsiktigt projekt som har som mål att skapa en miljömässigt hållbar och kostnadseffektiv avloppsrening i Faluregionen. Förstudien till projektet syftar till att skapa en helhetsbild av anläggningen Främby avloppsreningsverk (ARV), undersöka behov och planera för framtida åtgärder. Bakgrunden till Framtidens Främby-projektet är att dagens anläggning måste uppgraderas för att klara en högre belastning och eventuella nya reningskrav, bland annat gällande mikroföroreningar i avloppsvatten. Förstudie Framtidens Främby genomfördes och redovisades 2018, men projektet om läkemedelsrening ingår som del av den fördjupade förstudien som bedrivs under 2019.

FEV beviljades bidrag på 3 009 600 kr av Naturvårdsverket enligt förordning 2018:495 om bidrag för rening av avloppsvatten från läkemedelsrester. Bidraget delas ut till kommuner, kommunala bolag eller kommunalförbund för investeringar, eller förstudier eller andra förberedande åtgärder inför investeringar, i teknik som har till syfte att avskilja läkemedelsrester från avloppsvatten i avloppsreningsverk. Förordningen har till syfte att genom minskade utsläpp av läkemedelsrester till vattenmiljön bidra till att uppnå miljö kvalitetsmålen Hav i balans samt levande kust och skärgård, Giftfri miljö och Levande sjöar och vattendrag. FEV beviljades bidrag för en förstudie inklusive försök i pilotskala.

Pilotförsöket på Främby reningsverk genomfördes i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet under 36 veckor mellan april och december 2019. IVL har varit delaktiga i många liknande projekt tidigare och bedriver forskning inom läkemedelsrening, vilket gör att de har stor kunskap och erfarenhet inom området.

I inledningen av pilotförsöket genomfördes ett examensarbete av en student vid högskoleingenjörsprogrammet i kemisk analysteknik vid Linköpings universitet inom projektet. Den resulterande projektrapporten Pilotstudie av reningsmetoder för kväve och läkemedelsrester i avloppsvatten vid Främby ARV, med Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) och Granulerat Aktivt Kol (GAK) av Benjamin Lagermalm finns i Bilaga 6.

Sveriges lantbruksuniversitet har under 2019 bedrivit ett projekt om läkemedelsrester i avloppsvatten, där Främby ARV var ett av de undersökta reningsverken. Resultat från denna studien används som jämförelse i rapporten men rapporten är ännu inte publicerat och referenser således endast som ”SLU-studien”.

## 1.2 Syfte

Syftet med förstudien om läkemedelsrening var att utreda behovet och förutsättningarna för en fullskaleinstallation av teknik för rening av läkemedelsrester från avloppsvatten på Främby ARV. I förstudien ingick att ta fram underlag genom försök i pilotskala med filtrering av utgående avloppsvatten genom granulerat aktivt kol (GAK), kartläggning av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar i avloppsvattnet samt riskbedömning av utsläpp av mikroföroreningar till recipienten.

### 1.3 Mål

Förstudien undersöka lämpliga metoder för läkemedelsrening enligt bästa tillgängliga teknik (BAT) och utgöra beslutsunderlag för FEV:s framtida ställningstagande om läkemedelsrening i fullskala ska införas på Främby ARV. Målet med en eventuell framtida implementering av läkemedelsrening i fullskala är att minska utsläppen av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar till recipienten, vilket förväntas medföra positiv påverkan på vattenmiljön.

## 2. Bakgrund

### 2.1 Främby reningsverk

Främby reningsverk togs i drift år 1962. Reningsprocessen består av mekanisk rening, kemisk rening genom fröfällnings och biologisk rening med aktivslamprocess. Slammet som bildas vid reningen rötas tillsammans med externa substrat och biogasen som produceras används i en gasmotor för energiåtervinning. På Främby renas avloppsvatten från Faluns innerstad och några omgivande mindre samhällen. Årligen renas ungefär 6 000 000 m<sup>3</sup> vatten. Enligt det nuvarande miljötillståndet får Främby ARV rena vatten med en föroreningsmängd motsvarande 50 000 pe. År 2018 renades avloppsvatten innehållande organiskt material med biokemisk syreförbrukning (BOD<sub>7</sub>) från motsvarande 42 000 pe. Utsläppsvillkoren för totalfosfor och BOD<sub>7</sub> är 0,5 mg/l respektive 15 mg/l. År 2018 var flödesvägt medelvärde för utsläppen av totalfosfor 0,5 mg/l och för BOD<sub>7</sub> 7 mg/l.

Det inkommande vattnet till Främby ARV påverkas av flera miljöfarliga verksamheter som är anslutna till avloppsnätet. Falun har en lång historia av gruvdrift och från den idag nedlagda gruvan sprids metaller till miljön (Lindeström & Tröjbom 2010). Avloppsvattnet i Falun innehåller höga halter av metaller som ett resultat av läckage av dagvatten in på avloppsnätet. Det inkommande vattnet till Främby reningsverk består i genomsnitt av 45 % tillskottsvatten.

### 2.2 Recipienten Runn

Vattnet som renats på Främby släpps ut i Främbyviken i sjön Runn. Runn är Dalarnas näst största sjö, med en yta på 64 km<sup>2</sup> (Länsstyrelsen u.å.). Runn ingår i Dalälvens avrinningsområde och vattnet når Bottenhavet vid Skutskär (Lindeström & Tröjbom 2010).

Enligt VISS har Runn problem med miljögifter. Bland annat överskrids gränsvärdena för polybromerade difenyletrar (PBDE) och kvicksilver i fisk, vilket antas bero på luftburna föroreningar. Också halterna av metaller såsom bly, kadmium, koppar och zink är höga i Runn (Länsstyrelsen u.å.). Många metaller härstammar från den tidigare gruvdriften och sprids till Faluån och vidare till Runn via sjön Tisken (Lindeström & Tröjbom 2010). Den sammanlagda bedömningen är att Runn inte uppnår god kemisk status. Främby reningsverk bedöms vara en betydande påverkanskälla för totalfosfor och miljögifter, och bidrar till att öka riskerna för höga halter av bland annat bromerade difenyletrar (BDE), perfluoroktansulfonat (PFOS) och fenoler (Länsstyrelsen u.å.).

Dalälvens Vattenvårdsförenings genomför regelbundna undersökningar av vattenmiljön i sjöar och vattendrag inom Dalälvens avrinningsområde. De senaste tre åren har höga halter av ammoniumkväve påträffats i bottenvattnet i centrala Runn, vilket antas bero på utsläpp från



reningsverk. Även höga halter av zink, kadmium och koppar har uppmätts i vattnet, samt höga halter av kvicksilver i abborre (Norborg Carlsson 2018 & 2019).

Länsstyrelsen Dalarna har sammanställt de kartläggningar av organiska miljögifter som genomförts mellan åren 2004 och 2014 i Dalarnas sjöar och vattendrag i en rapport (Wemming 2016). Halterna av polybromerade difenyletrar (PBDE) i fisk var högst i recipienter till avloppsreningsverk, däribland i Runn. I Runn var också halterna av dioxiner och furaner i sediment och fisk förhöjda, samt halterna av komplexbildare i vatten och sediment, vilket kan förklaras av ett pappersbruk uppströms. Diklordifenyltrikloretan (DDT) påträffades i höga halter i fisk, medan halterna av polycykliska aromatiska kolväten (PAH) var förhöjda i vatten. I fisk uppmättes också nonylfenol, läkemedel, per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) och siloxaner, vilket delvis tros bero på reningsverk. Bekämpningsmedel påträffades i ytvatten och sediment.

## 2.3 Framtidens Främby

Faluns befolkningmängd växer stadigt, vilket har lett till ett behov av en utökning av kapaciteten på Främby reningsverk. Dessutom ska några mindre samhällen i kommunen som idag har egna reningsverk anslutas till Främby. Det nya reningsverket ska dimensioneras efter en belastning på 70 000 pe. Främby's miljö tillstånd måste samtidigt förnyas, vilket kan medföra striktare reningskrav och ett behov av nya reningstekniker. I den pågående förstudien till projektet Framtidens Främby arbetar FEV med flera alternativa utformningar av framtidens reningsverk. Vilka reningmetoder och teknikval som till slut kommer visa sig vara de mest lämpade beror bland annat på vilka reningskrav det nya miljö tillståndet som Främby ska ansöka om medför.

Idag finns ingen rening av kväve på Främby ARV eftersom reningsverket inte omfattas av kraven på kväverening enligt gällande lagstiftning. Enligt 6 § av NFS 2016:6 ställs krav på kväverening för reningsverk vars utsläpp sker i avrinningsområden som avvattnas till havet från norska gränsen till och med Norrtälje kommun. Främby's recipient Runn tillhör Dalälvens avrinningsområde och vattnet når kusten norr om Norrtälje. Europeiska Unionen (EU) är dock inte överens med Sverige om att reningsverk i kallare klimat ska ha lägre reningskrav, vilket kan leda till att lagstiftningen ändras i framtiden. Stundvis höga halter av ammoniumkväve i Runn kan också leda till krav på nitrifikation, antingen hela året eller endast under varma perioder.

## 2.4 Läkemedelsrening idag

Läkemedelsrester i avloppsvattnet kommer i huvudsak från använda läkemedel. De läkemedel som inte bryts ner i kroppen utsöndras via urin och avföring och hamnar i avloppet. Endast en liten del av alla läkemedel förblir oanvända och en majoritet av dessa återlämnas till apoteken eller förbränns som hushållssopor. Utsläppen av läkemedel är inte koncentrerade till sjukhus, då endast en liten del av alla läkemedel konsumeras på sjukhus (Larsson & Löf 2015).

Läkemedel är utformade som stabila ämnen, vilket är negativt ur miljösynpunkt. Svårnedbrytbara ämnen kan lättare uppnå höga koncentrationer i miljön och spridas över stora områden. Syftet med läkemedlen är att påverka olika processer i människokroppen och när de sprids till naturen kan de även påverka liknande processer hos andra organismer (Larsson & Löf 2015). Några effekter som observerats hos vattenlevande organismer är hormonstörningar från naturliga och syntetiska hormoner samt beteendeförändringar från antidepressiva

läkemedel. Läkemedel har sällan akut toxiska effekter, men de kan ha långtidseffekter även vid mycket låga koncentrationer. Ännu saknas kunskap om framför allt långtidseffekter av läkemedel i vattenmiljön (Naturvårdsverket 2017).

Konventionella reningsverk liksom Främby är inte konstruerade för att rena bort läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar. En viss reduktion sker dock genom biologisk nedbrytning och adsorption till slampartiklar (Naturvårdsverket 2017). Idag finns flera avancerade reningstekniker för rening av läkemedelsrester. Några av teknikerna är ultrafiltrering (UF), ozonering (O<sub>3</sub>), biologiskt aktiva filter (BAF), pulveriserat aktivt kol (PAK) och granulerat aktivt kol (GAK), samt olika kombinationer av dessa (Baresel et al. 2017b). Många av teknikerna renar också bort andra oönskade ämnen i avloppsvattnet (Naturvårdsverket 2017). Idag finns inga lagkrav på att reningsverk i Sverige ska ha läkemedelsrening, men fyra läkemedelssubstanser finns på Havs- och vattenmyndighetens lista över särskilda förorenande ämnen (SFÄ) och har fastställda gränsvärden i ytvatten och kustvatten (HVMFS 2013:19). Om utsläpp av avloppsvatten medför att gränsvärdena överskrids kan krav ställas på rening från dessa ämnen. Några reningsverk i Sverige har redan fullskaliga anläggningar för läkemedelsrening i drift, och fler kommer att tillkomma som ett resultat av förordning 2018:495 om bidrag för rening av avloppsvatten från läkemedelsrester.

Flera provtagningar och analyser av läkemedelsrester i avloppsvattnet på Främby reningsverk och i recipienten Runn har genomförts inom regionala och nationella screeningprogram. Vid en analys av ett hundratal läkemedel i abborre i Runn uppmättes flukonazol, haloperidol och risperidon i halter över rapporteringsgränsen enligt data från Naturvårdsverkets screeningdatabas<sup>1</sup>. Flera läkemedel har också uppmätts i utgående vatten från Främby reningsverk, bland annat diklofenak, ibuprofen och karbamazepin (Wallberg et al. 2016).

År 2018 genomfördes ett examensarbete på Främby med fokus på uppströmsarbete och där analyserades läkemedelsrester i både inkommande och utgående avloppsvatten under en period på åtta veckor (Olsson 2018). Av de undersökta läkemedlen var det bara naproxen och ibuprofen som uppvisade en hög reningsgrad. Dessa läkemedel var även de som förekom i högst halter i inkommande vatten. Resultaten visade också att halten av läkemedelsrester i många fall varierade stort mellan olika provtagningstillfällen och att halterna in till reningsverket berodde av volymen inkommande vatten. För några läkemedel, däribland diklofenak, var halterna högre i utgående än inkommande vatten.

Sveriges lantbruksuniversitet har under 2019 bedrivit ett projekt om läkemedelsrester i avloppsvatten, där Främby ARV var ett av de undersökta reningsverken (SLU-studie). Vid analys av Främbys avloppsvatten kunde de flesta undersökta läkemedlen detekteras i det inkommande vattnet, och endast ett fåtal uppvisade god avskiljning i reningsverket. Koncentrationen av många av ämnena var istället högre i utgående än inkommande vatten. Ett flertal läkemedel påträffades också i ytvattnet i recipienten.

## 2.5 Val av reningsteknik

Vilken teknik för läkemedelsrening som är den mest lämpade varierar för olika reningsverk och beror bland annat på reningstekniker på det befintliga reningsverket, karaktär hos det

---

<sup>1</sup> <https://dvsb.ivl.se/dvss/DataSelect.aspx>

inkommande vattnet, recipient och målsättning med reningen. Den bästa reduktionen av många typer av ämnen fås ofta med en kombination av flera tekniker (Naturvårdsverket 2017). Ozonering och pulveriserat aktivt kol (PAK) är de tekniker för rening av läkemedelsrester som i dagsläget är vanligast förekommande i full skala. Det finns dock några anläggningar med GAK, bland annat i Tyskland, och intresset för tekniken ökar (Cimbritz et al. 2016). GAK är en robust teknik som använts länge inom dricksvattenrening, vilket gör den lätt att implementera (Baresel et al. 2017b). Ozon har ansetts vara den billigaste tekniken (Cimbritz et al. 2016), men kostnaden för tekniker som använder aktivt kol minskar (Baresel et al. 2017a).

FEV valde att testa GAK som reningsmetod, bland annat eftersom FEV har som ambition att en framtida anläggning med läkemedelsrening ska uppnå en hög reningsgrad för läkemedelsrester. Jämfört med ozonering är reningseffektiviteten bättre hos adsorptiva tekniker såsom GAK (Naturvårdsverket 2017). Dessutom finns nackdelar med ozonering i form av arbetsmiljörisker vid hantering av ozon, samt bildning av nedbrytningsprodukter vars effekter på miljön är okända (Naturvårdsverket 2017). Ozon är till exempel mindre lämpat för behandling av vatten som har förhöjda halter av bromid eller nitrit. Bromid från industrispillvatten kan vid ozonering omvandlas till miljöfarligt bromat. Ett reningssteg med biologisk nedbrytning efter ozoneringen kan dock reducera effekten av nedbrytningsprodukter (Baresel et al. 2017b). Nitrithalten är vanligtvis låga i utgående vatten från reningsverk med väl fungerande kvävereduktion samt från reningsverk som inte har någon nitrifikation alls. Reningsverk som inte har nitrifikationskrav kan dock få oavsiktlig ofullständig nitrifikation under varma perioder, vilket kan ge höga nitrithalter. Ozon har väldigt hög affinitet för nitrit och kommer därför att förbrukas för oxidation av nitrit så länge det finns i vattnet, vilket minskar nedbrytningen av läkemedelsrester. Om Främby ARV i framtiden inte har nitrifikation eller kvävereduktion, kan nitrithalter vara periodvis höga, vilket talar emot ozonering som reningsmetod för läkemedelsrester.

Vid rening med PAK tillsätts det aktiva kolet i pulverform till avloppsvattnet och hamnar därför i slammet, vilket påverkar möjligheterna att använda slammet (Baresel et al. 2017b). Kolet kan därför inte heller regenereras och återanvändas, vilket är en nackdel jämfört med GAK (Naturvårdsverket 2017).

### 3. Genomförande

#### 3.1 Reningstekniker

##### 3.1.1 Filter med granulerat aktivt kol (GAK)

Läkemedelsrening med granulerat aktivt kol (GAK) bygger på att föroreningar adsorberas på ytan till det aktiva kolet. GAK implementeras som ett separat reningssteg där avloppsvattnet leds genom filterbäddar med aktivt kol. Läkemedelsreningen placeras som ett poleringssteg allra sist i reningsprocessen. En väl fungerande huvudrening med bra avskiljning av biologiskt material och suspenderade partiklar är en förutsättning för att rening med GAK-filter ska fungera bra (Baresel et al. 2017b). När avloppsvatten leds genom GAK-filter utvecklas en mikrobiologi på det aktiva kolet, vilket gör att GAK-filtren också fungerar som biologiskt aktiva filter. Den biologiska aktiviteten ger nedbrytning av adsorberade ämnen, organiskt material och näringsämnen. Om avloppsvattnet innehåller mycket nedbrytbart organiskt material ökar påväxten på kolet och därmed också risken för igensättning. För att förhindra igensättning måste kolbädden backspolas regelbundet. Organiskt material kan också adsorberas av kolet, vilket gör att kolet mättas snabbare och behöver bytas ut oftare (Baresel et al. 2017b).

Behovet av backspolning ökar om vattnet innehåller mycket suspenderade ämnen eftersom GAK-filtren även fungerar som fysiska filter som fångar upp partiklar. Den fysikaliska filterfunktionen gör att en del mikroplaster och metaller kan fastna i GAK-filter, men dessa ämnen följer med backspolvattnet tillbaka in i huvudreningsprocessen vid backspolning. Vid problem med huvudreningen kan GAK-filter fungera som en fysisk barriär som förhindrar utsläpp till recipienten, men en sådan situation kan leda till igensättning av filtren (Baresel et al. 2017b).

Investeringskostnaden för GAK är låg jämfört med andra tekniker och utgörs i huvudsak av filterbäddar och utrustning för backspolning (Baresel et al. 2017a, 2017b). Driftkostnaden är däremot hög och har ett linjärt samband med behandlat volymvatten eftersom den beror av behovet av aktivt kol (Cimbritz et al. 2016). Uppehållstiden bestämmer storleken på filtren och volymen kol som behövs. Hur länge kolet kan användas innan det blir mättat och måste bytas ut beror på kolets adsorptionsförmåga, vilken varierar för olika typer av aktivt kol (Baresel et al. 2017b). Adsorptionsförmågan är tillsammans med uppehållstiden avgörande för reningseffektiviteten (Naturvårdsverket 2017). En svårighet med läkemedelsrening är att reningseffektiviteten inte enkelt kan övervakas eftersom analyser av läkemedelsrester är kostsamma och görs på externa labb. Vid dosering av ozon kan UV-signaler användas eftersom det finns ett samband mellan UV-reduktion och reduktion av läkemedelsrester. Med GAK är det dock enklare att byta ut kolet med ett visst tidsintervall (Baresel et al. 2017b).

Den största miljöpåverkan från rening med GAK kommer från tillverkning och regenerering av aktivt kol som kräver mycket resurser i form av material och energi (Baresel et al. 2017b). Energianvändning vid drift är låg och består i huvudsak av backspolning (Baresel et al. 2017a). Vid regenerering av aktivt kol destrueras de föroreningar som adsorberats (Cimbritz et al. 2016). Ungefär 10-20 % av det aktiva kolet förbrukas vid regenereringen och därför måste en viss del nytt kol tillsättas (Naturvårdsverket 2017). I dagsläget görs inte regenerering av kol i

Sverige. Den utveckling av biokol som pågår skulle kunna leda till både minskad miljöpåverkan och lägre kostnad för aktivt kol, vilka idag är de två stora nackdelarna med GAK (Baresel et al. 2017b).

### 3.1.2 Reaktor med biobärare (MBBR)

Det är osäkert vilka reningskrav som kommer att gälla på Främby i framtiden och därmed också vilka reningstekniker som kommer att användas. Därför undersöktes två olika scenarier, ett där Främby endast får BOD-krav och ett där också krav på nitrifikation och/eller kvävereduktion införs. Halterna av organiska ämnen i utgående avloppsvatten från nitrifikation och kvävereduktion är liknande, varför läkemedelsrening bara testades på nitrifierat vatten och inte på kväverenat vatten. Nitrifikation sker i syrerik miljö där ammonium i avloppsvattnet omvandlas till nitrit och vidare till nitrat. För att kvävereduktion ska ske måste nitrat därefter omvandlas till kvävgas genom denitrifikation, vilket sker i syrefri miljö. Vid fullständig kväverening måste avloppsvatten därför ledas genom växelvis luftade och syrefria bassänger.

Nitrifikationssteget i pilotanläggningen bestod av en reaktor med bärare, Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR), som är en teknik för biologisk rening. MBBR användes eftersom det är en teknik som är lätt att implementera i pilotskala. Innehållet av lösta organiska ämnen kommer att vara liknande oavsett vilken teknik för kväverening som används i framtiden. Endast en del av vattnet i pilotanläggningen renades i MBBR:en, för att möjliggöra en jämförelse mellan läkemedelsrening av nitrifierat vatten med lägre halt av organiska ämnen och läkemedelsrening av vatten som inte genomgått nitrifikation.

I en MBBR växer den aktiva biomassan på ytan till små plastbitar, så kallade biobärare. Precis som i en aktivslamprocess leds vattnet och slamöverskottet ut ur bioreaktorn, men biobärarna hålls kvar av ett galler och på så vis behövs ingen returslampumpning (Ødegaard 1999). Genom luftning hålls biobärarna suspenderade i vattenmassan och samtidigt skapas en syrerik miljö för mikroorganismerna.

### 3.1.3 Mikrofilter

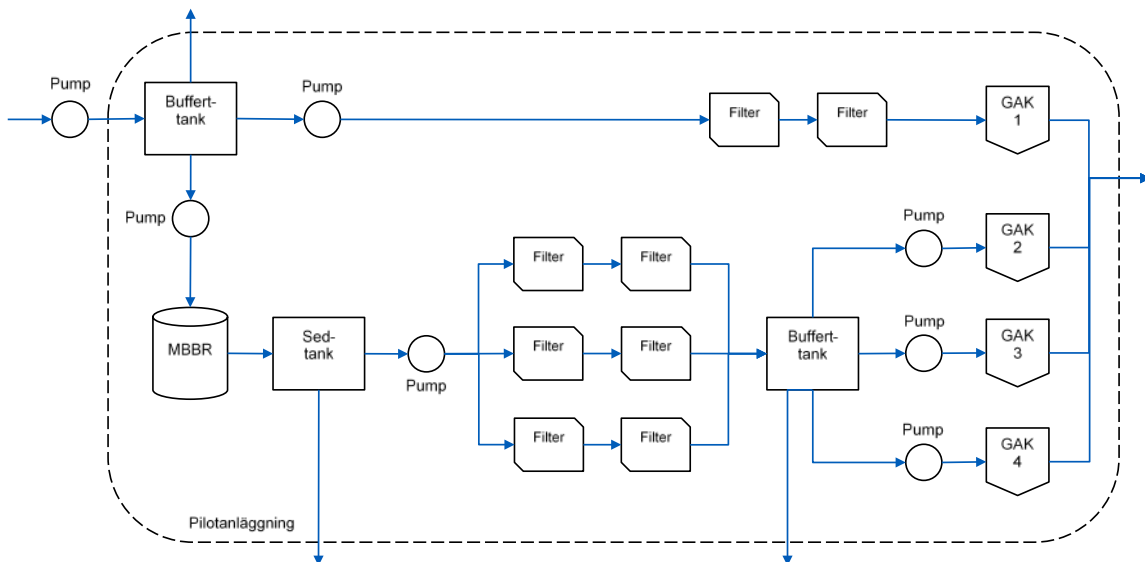
Om Främby reningsverk i framtiden får skärpta krav på utsläpp av fosfor är det troligt att avskiljningen av suspenderat material måste förbättras. Idag sker ingen filtrering av avloppsvattnet på det befintliga reningsverket, och därför användes patronfilter för att rena vattnet i pilotanläggningen från partiklar innan det leddes in i GAK-kolonnerna. Förfiltreringen skyddade GAK-kolonnerna och förhindrade att kolbäddarna blev igensatta av suspenderade partiklar, vilket skulle kräva frekvent backspolning. Mikrofiltreringen syftade därför både till att efterlikna framtida förhållanden och att underlätta driften av pilotanläggningen där backspolningen sköttes manuellt.

## 3.2 Pilotanläggning

Pilotanläggningen var mobil och uppbyggd inuti en 20 fots-container av IVL Svenska Miljöinstitutet. Den var placerad bredvid slutsedimenteringsbassängerna i reningsverkets sista steg. En bild på containern kan ses i Figur 1. Pilotförsöket pågick i 36 veckor under 2019, mellan driftsättningen i mitten av april och den sista provtagningen i mitten av december. Under denna tid renades ungefär 0,01 % av reningsverkets utgående avloppsvatten i pilotanläggningen. Figur 2 visar ett processchema för pilotanläggningen.



Figur 1. Utsidan av pilotanläggningen.



Figur 2. Processchema för pilotanläggningen.

Utgående vatten från det befintliga reningsverket pumpades in i pilotanläggningen av en dränkpump som var nedsänkt i utloppsbrunnen där provtagning av det utgående vattnet sker. Det inpumpade vattnet samlades i en

kubikmeterstor bufferttank. Överskottsvattnet leddes ut via ett bräddavlopp, vilket gjorde att vattenvolymen i tanken var konstant. Samma princip användes för samtliga tankar i pilotanläggningen.

Pilotanläggningen innehöll fyra parallella linjer, där en av linjerna bestod av förfiltrering och ett GAK-filter och de övriga tre linjerna bestod av gemensam MBBR, sedimentering och förfiltrering samt separata GAK-filter. I den första linjen pumpades vatten från bufferttanken till det första GAK-filtret (GAK 1) med en Qdos60-pump från Watson-Marlow. Vattnet gick via två patronfilter i serie, där det första var ett veckat filter med porstorlek 50 µm och det andra filtret var finare, med porstorlek 5 µm. Vattnet leddes genom GAK-filtret uppifrån och ner innan det renade vattnet leddes ut i recipienten.

I de övriga linjerna pumpades vatten från bufferttanken till MBBR:en med ett flöde på drygt 1000 ml/min med en Qdos120-pump. MBBR-tanken hade en volym av ca 0,5 m<sup>3</sup> och var till 50 % fylld av biobärare av typen K5. Vattnet leddes från MBBR:en via en bärarsil vidare till en kubikmeterstor tank för sedimentering. Slammet som samlades på botten av sedimenteringstanken tömdes regelbundet ut manuellt via en ventil nedtill på tanken. Vid försökets början var biofilmen redan delvis utvecklad på bärarna, men nitrifikationen var inte fullständig. Under de första veckorna värmdes vattnet i MBBR:en därför med en doppvärmare för att påskynda etableringen av mikroorganismer. Först några veckor efter driftstart uppnåddes en tillfredsställande nitrifikation i MBBR:en. Eftersom bakterier som bryter ner organiskt material etableras mycket tidigare än nitrifierande bakterier, gjordes bedömningen att reduktionen av BOD var god redan från starten av försöket.

Från sedimenteringstanken pumpades ca 1 l vatten per minut med en Qdos120-pump till ytterligare en kubikmeterstor bufferttank. På vägen till bufferttanken passerade vattnet tre parallella linjer med två patronfilter i serie i varje linje. Precis som i processlinjen utan MBBR var det första filtret i varje linje grövre och det andra finare. Syftet med tre parallella filterlinjer var att öka kapaciteten på filtreringen. Från bufferttanken pumpades vatten till de tre resterande GAK-filtren (GAK 2, GAK 3 och GAK 4) med hjälp av tre Qdos60-pumpar.

Varje GAK-filter bestod av en filterkolonn, till ungefär tre fjärdedelar fylld med granulerat aktivt kol. Kolonnerna hade en diameter på 6,78 cm och en höjd på 1,33 m. Kolet var av typ Filtrasorb 400 och hade en volym av ca 3,6 l i varje kolonn. En bild på GAK-kolonnerna kan ses i Figur 3. Kolonnerna kördes med olika uppehållstider (Tabell 1). Notera att uppehållstider redovisas som EBCT (empty bed contact time) i tabellen och vidare i rapporten. EBCT är en av de viktigaste parametrarna för dimensionering av kolfilter och beräknas som vattenflöde genom filterbädden delat på den bäddvolym som filtret har. Den faktiska tiden som tar för vatten att passera filtret är kortare.

Tabell 1. Driftsätt för kolfilter i pilotförsök

	Kväverenat vatten	Upphållstid (EBCT), min		Ytbelastning, m/h	
		Planerad	Faktisk	Planerad	Faktisk
GAK1	nej	15	16	4,0	3,9
GAK2	Ja	15	14	4,0	4,1
GAK3	Ja	7,5	7,4	8,0	7,7
GAK4	Ja	30	32	2,0	2,0

Syftet med fyra olika linjer var att undersöka hur polerande avskiljning av organiska ämnen och nitrifikation påverkade kolets kapacitet för reduktion av läkemedelsrester (jämförelse av GAK 1 och GAK 2) samt att undersöka hur uppehållstiden påverkar utnyttjande av kolets kapacitet (jämförelse av GAK 2, GAK 3 och GAK 4). Backspolning av kolonner med rent vatten utfördes vid ökade tryckfall över GAK-filtren. I Bilaga 5:

Erfarenheter från driften av pilotanläggningen finns en vidare beskrivning av backspolningen och andra driftaspekter.



Figur 3. De fyra kolonnfiltern med granulerat aktivt kol.

### 3.3 Analyser

Huvudsyftet med pilotförsöket var att undersöka reduktionen av läkemedelsrester, inklusive hormoner och antibiotika, i GAK-filtren. Dessutom analyserades förekomsten och reningen av några andra typer av organiska mikroföroreningar: högfluorerade ämnen (PFAS), siloxaner, fenoler och bromerade difenyletrar (BDE). En vanlig bieffekt vid läkemedelsrening är att även andra mikroföroreningar renas bort, vilket kan öka motivationen att implementera läkemedelsrening på ett reningsverk (Naturvårdsverket 2017). Ämnen bedömdes vara intressanta för analys om de finns med på EU:s eller Havs- och vattenmyndighetens listor, om de är skadliga för miljön, om de kan förväntas renas bort med GAK eller om de vid tidigare kartläggningar påträffats på Främby eller i Runn. En beskrivning och motivering av respektive ämnesgrupp och valda ämnen följer nedan.

#### 3.3.1 Hormoner, antibiotika och övriga läkemedel

Vid projektets början fanns inte någon av Naturvårdsverket rekommenderad lista över vilka ämnen som borde analyseras. En genomgång av Havs- och vattenmyndighetens lista över särskilda förorenande ämnen (HVMFS 2013:19), EU:s bevakningslista (2018/840/EU), Läkemedelsverkets lista över miljöindikatorer som presenterades i rapporten *Miljöindikatorer inom ramen för nationella läkemedelsstrategin (NLS)* från 2015 och de ämnen som enligt samma rapport ingått i Naturvårdsverkets övervakningsprogram, resulterade i ett trettiotal läkemedel, hormoner och antibiotika. Laboratoriet som anlätades kunde erbjuda analyser av en stor del av dessa ämnen, samtidigt som några tillkom. Totalt analyserades tre östrogena hormoner, 14 antibiotika och 23 övriga läkemedel, bland annat anti-inflammatoriska, blodtryckssänkande och antidepressiva



läkemedel, enligt lista i Bilaga 1: Analyserade ämnen och analysmetoder. Syftet med ett brett analyspaket var dels att identifiera vilka ämnen som är vanligt förekommande i avloppsvattnet, och dels att testa vilken effekt en rening med GAK har på ämnen med olika egenskaper. Av de analyserade ämnena finns 17 med på den lista med ämnen som Naturvårdsverket rekommenderar för de projekt som beviljats stöd för läkemedelsrening år 2019 (Naturvårdsverket 2019). Samtliga av de fyra läkemedel och hormoner som finns med på listan över särskilda förorenande ämnen i HVMFS 2013:19 (ciprofloxacin, diklofenak, etinylöstradiol och östradiol) analyserades i projektet.

Som komplement till ämnesanalyserna utfördes toxicitetstest för hormonstörande ämnen (YES) på utgående vatten. Hormoner kan påverka vattenlevande organismer redan vid låga halter (Adolfsson-Erici et al. 2005). För att bestämma den totala östrogena aktiviteten, som mäts i östradiolekvivalenter per liter avloppsvatten, används YES-test (Allard & Wahlberg 2017). Både naturliga och syntetiska hormoner bidrar till den östrogena effekten i avloppsvatten. Östrogen aktivitet har även uppvisats hos flera fenolära ämnen (Adolfsson-Erici et al. 2005). YES-test ger därför en mer komplett bild än om varje ämne analyseras var för sig. I projektet utfördes YES-test på utgående vatten i syfte att undersöka om rening med GAK har någon effekt på den östrogena aktiviteten.

### 3.3.2 Högfluorerade ämnen (PFAS)

Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) är en grupp extremt stabila föreningar där många är bioackumulerande och bryts ner mycket långsamt eller inte alls i naturen (Kemikalieinspektionen 2019b). Ett av ämnena, PFOS, finns på EU:s lista över prioriterade ämnen (2013/39/EU) och ingår också i PFAS-11 som finns på Havs- och vattenmyndighetens lista över särskilda förorenande ämnen (HVMFS 2013:19). PFAS-11 är en summa av elva ämnen som inte bör förekomma i förhöjda halter i dricksvatten enligt Livsmedelsverkets rekommendation (Livsmedelsverket 2019).

PFAS har goda fett- och vattenavvisande egenskaper och används därför som impregneringsmedel i bland annat textil och läder. PFAS används också i rengöringsmedel, färg, skidvalla och brandsläckningsskum (Kemikalieinspektionen 2019b). Kommunala reningsverk är betydande spridningskällor för PFAS till miljön. PFAS renas inte i vanliga reningsverk, men en liten del hamnar i slammet (Naturvårdsverket 2016). Halterna av en del PFAS kan till och med öka genom reningsverk (Allard & Wahlberg 2017). Rening med GAK har däremot visat sig ha bra reningseffekt på PFAS (Baresel et al. 2017b).

PFOS har påträffats i ytvattnet i Runn men ligger enligt VISS under gällande gränsvärde. Spridning av PFOS från Främby reningsverk bedöms dock kunna bidra till sänkt status i Runn (Länsstyrelsen u.å.). Vid en regional screening 2010<sup>2</sup> kunde samtliga undersökta PFAS uppmätas i utgående vatten från Främby reningsverk.

PFAS inkluderades i projektet eftersom de är vanligt förekommande kemikalier som sprids till naturen via reningsverk, samtidigt som de förväntas kunna renas bort med GAK. I projektet undersöktes samtliga PFAS på Livsmedelsverkets lista PFAS-11. En lista över vilka PFAS som analyserades finns i Bilaga 1: Analyserade ämnen och analysmetoder

### 3.3.3 Siloxaner

Siloxaner finns bland annat i hygienprodukter och bensin. De är persistenta men har dålig vattenlöslighet, vilket gör att de avskiljs bra och hamnar i slammet på konventionella reningsverk (Baresel et al. 2017a). När

---

<sup>2</sup> <https://dvsb.ivl.se/dvss/DataSelect.aspx>

IVL undersökte förekomsten av siloxaner på fyra svenska reningsverk fann de att den cykliska siloxanen D5 förekom i höga halter i inkommande vatten, men att reduktionen i reningsverken var god (Allard & Wahlberg 2017). Två siloxaner, D4 och D5, finns på Havs- och vattenmyndighetens lista över särskilda förorenande ämnen (HVMFS 2013:19).

I en studie från 2012 (Kierkegaard, Bignert & McLachlan 2012) undersöktes förekomsten av den cykliska siloxanen D5 i sediment och abborre i tolv svenska sjöar, varav hälften var recipienter till avloppsreningsverk. De högsta halterna av D5 i både sediment och abborre uppmättes i Runn. Studien kom fram till att avloppsvatten är en betydande källa till D5 i vattenmiljöer. Ytterligare en slutsats var att risken för negativa effekter på vattenlevande organismer från D5 är störst för små sjöar som tar emot stora volymer avloppsvatten. Eftersom avloppsvattnet från Främby reningsverk släpps ut i Främbyviken, som är en relativt väl avgränsad del från resten av Runn, bedömdes risken för negativa effekter vara stor.

På Främby reningsverk rötas avloppsslammet tillsammans med processpillvatten från en verksamhet som tillverkar hygienprodukter. Analyser av processpillvattnet har påvisat förekomst av både D4 och D5, där halterna av D4 var högst. Det är möjligt att siloxanerna i processpillvattnet kommer in på reningsverket via bräddning av slamlager eller via rejektvatten från avvattningen av rötslammet.

Rötningen av processpillvatten och de höga halterna i biota och sediment i Runn indikerar att förekomsten av siloxaner på Främby kan vara större än på andra reningsverk. Därför inkluderades siloxaner i projektet, i syfte att undersöka behovet av att rena bort siloxaner på Främby reningsverk och bedöma hur väl GAK fungerar som reningsmetod. Tre cykliska och tre linjära siloxaner analyserades, enligt lista i Bilaga 1: Analyserade ämnen och analysmetoder

### 3.3.4 Fenoler

Fenoler används bland annat i målarfärg, textilier och plaster (Baresel et al. 2017a, Kemikalieinspektionen u.å.). Många av ämnena är giftiga för vattenlevande organismer och några har östrogena effekter (Kemikalieinspektionen 2016). Både EU:s lista över prioriterade ämnen (2013/39/EU) och Havs- och vattenmyndighetens lista över särskilda förorenande ämnen (HVMFS 2013:19) innehåller flera fenoler. Användningen av nonylfenoletoxilater i textilier har minskat inom EU, men de sprids till avloppsvattnet från importerade textilier vid tvätt (Baresel et al. 2015). Nonylfenoletoxilater bryts lätt ned till nonylfenoler som är svårnedbrytbara och bioackumulerande (Kemikalieinspektionen 2016). Detta innebär att halterna av nonylfenol i avloppsvatten kan öka med tiden, vilket påverkar resultaten vid analyser (Allard & Wahlberg 2017).

Vid tidigare screeningar<sup>3</sup> har bland annat bisfenol A uppmätts i utgående avloppsvatten från Främby. Nonylfenol har detekterats i fisk och sediment i Runn (Wemming 2016, Länsstyrelsen u.å.). Avloppsreningsverk bedöms vara en av flera påverkanskällor (Länsstyrelsen u.å.).

Data från tidigare provtagningar indikerar att fenoler förekommer både i Främby avloppsvatten och i Runn, och eftersom de kan vara skadliga för organismer i vattenmiljön skulle rening av fenoler kunna medföra positiva effekter för miljön. Tidigare försök har visat att oktylfenol renas bort bra med GAK, medan nonylfenol och bisfenol A renas sämre (Baresel et al. 2017b). I projektet analyserades sex olika fenoler enligt Bilaga 1: Analyserade ämnen och analysmetoder i syfte att utvärdera hur rening med GAK skulle kunna påverka utsläppen av fenoler från Främby reningsverk till Runn.

<sup>3</sup> <https://dvsb.ivl.se/dvss/DataSelect.aspx>

### 3.3.5 Bromerade difenyletrar (BDE)

Bromerade difenyletrar (BDE) finns på EU:s lista över prioriterade ämnen (2013/39/EU). BDE används som flamskyddsmedel och många är persistenta, bioackumulerande och toxiska (Kemikalieinspektionen 2019a).

Enligt VISS uppnår bromerad difenyleter ej god status i Runn (Länsstyrelsen u.å.). Inom Länsstyrelsens screeningar har höga halter av polybromerade difenyletrar (PBDE) uppmätts i fisk och sediment i sjöar som är recipienter till reningsverk, däribland Runn (Wemming 2016). Halterna av BDE i inkommande vatten till avloppsreningsverk är dock ofta låga och en stor del BDE avskiljs till slammet i reningsprocessen (Baresel et al. 2015).

Det verkar inte ha gjorts några kartläggningar av BDE i avloppsvatten på Främby tidigare. BDE inkluderades därför i projektet i syfte att undersöka om Främby reningsverk bidrar till de höga halterna av BDE i Runn, och om rening med GAK i så fall kan reducera utsläppen. I projektet analyserades åtta olika BDE, vilka finns listade i Bilaga 1: Analyserade ämnen och analysmetoder

### 3.3.6 Standardparametrar

I projektet genomfördes också analyser av några olika standardparametrar. I samband med läkemedelsprovtagningar analyserades olika kväveformer, fosforformer och organiskt material i alla provpunkter.

MBBR:ens påverkan på vattnet undersöktes genom provtagningar av vattnet före och efter genomgången reningssteg. Olika former av kväve såsom totalkväve (Tot-N), ammoniumkväve (NH<sub>4</sub>-N), nitratkväve (NO<sub>3</sub>-N) och nitritkväve (NO<sub>2</sub>-N) samt organiskt material i form av kemisk syreförbrukning (COD) och löst organiskt kol (DOC) analyserades. Syftet var att följa hur biologin etablerades i MBBR:en under uppstartsfasen och därefter att kontrollera att nitrifikationen fungerade. Vid några tillfällen analyserades även totalfosfor (Tot-P) och löst fosfatfosfor (PO<sub>4</sub>-P).

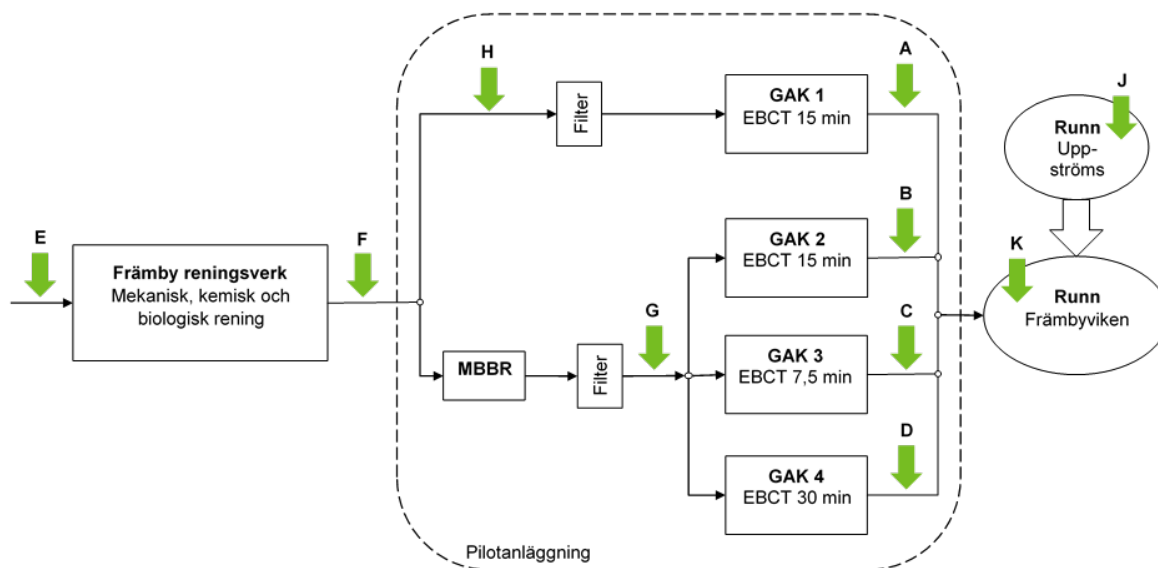
Halterna av COD och DOC analyserades i det utgående vattnet från varje GAK-kolonn. Syftet var att undersöka om genombrott av läkemedelsrester i kolet sammanfaller med genombrott av COD och DOC. I så fall skulle reningens funktion kunna övervakas med enkla analyser.

### 3.3.7 Bromid

Förekomsten av bromid i avloppsvattnet undersöktes i projektet eftersom en hög bromidhalt kan ha betydelse för valet av reningsteknik för läkemedelsrening. Vid höga bromidhalter är ozonering en mindre lämplig reningsmetod. En möjlig källa till bromid på Främby reningsverk är lakvatten från Faluns återvinningscentral.

## 3.4 Provpunkter

Avloppsvatten från sju olika provpunkter på reningsverket och i pilotanläggningen analyserades i projektet, enligt Figur 4 nedan. För provpunkt E och F användes reningsverkets befintliga provtagare som tog flödesproportionerliga samlingsprover. Provpunkt G, H, A, B, C och D fanns inuti pilotanläggningen och för dessa provpunkter användes magnetventiler som provtagare. Provpunkt F och H fanns i samma steg i reningsprocessen men var placerade på olika platser. För läkemedelsanalyser och standardanalyser i samband med läkemedelsprovtagning användes provpunkt F, medan provpunkt H användes vid övriga standardanalyser. I inledningen av projektet togs stickprover vid MBBR-analyserna. Då användes bufferttanken vid inloppet och sedimenteringstanken efter MBBR:en som provtagningspunkter.



Figur 4. Provpunkter som användes vid provtagning av avloppsvatten på reningsverket och i pilotanläggningen.

Endast ett fåtal av de tidigare kartläggningarna av läkemedelsrester i avloppsvatten som genomförts på Främby har inkluderat inkommande vatten. Analyser av det inkommande vattnet ansågs därför nödvändig eftersom innehållet i vattnet som belastar reningsverket har betydelse för hur reningen bör utformas. När det inkommande vattnet analyserades var det också möjligt att undersöka om vissa mikroföroreningar renas bort redan i de befintliga reningsprocesserna. Flera provpunkter inuti pilotanläggningen var en förutsättning för att kunna utvärdera hur MBBR:en och olika uppehållstider påverkade reningen. Denna kunskap är betydelsefull inför en eventuell implementering av GAK i full skala i framtiden.

Läkemedel, hormoner och antibiotika analyserades i samtliga provpunkter. PFAS, siloxaner, fenoler och BDE analyserades i alla provpunkter utom C och D, och användes därmed inte för att utvärdera olika uppehållstider i GAK-filtren. YES-test utfördes bara på utgående vatten i tre möjliga framtidsscenarioer: befintlig rening, befintlig rening med MBBR och GAK samt befintlig rening med bara GAK, det vill säga provpunkterna F, A och B.

I recipienten Runn togs prover på två platser: i Främbyviken i närheten av reningsverkets utloppsrör (RT90 6718561, 1492037) och strax nedanför Slussen där sjön Tisken mynnar i Runn (RT90 6719885, 1491776). Provpunkternas lokalisering i förhållande till reningsverket kan ses i Figur 5. Den senare punkten representerade en uppströmspunkt, där vattnet antogs vara opåverkat av Främby ARV, medan den första punkten antogs vara starkt påverkad. I recipienten analyserades läkemedel, hormoner, antibiotika, PFAS, siloxaner, fenoler och BDE.



Figur 5. Provpunkterna som användes vid provtagning av ytvatten i recipienten. Karta från Lantmäteriet.

## 3.5 Provtagning

Insamling av provvatten inuti pilotanläggningen utfördes med magnetventiler. Med hjälp av tidsreläer hölls ventilerna öppna en viss tid varje halvtimme och stängda resten av tiden. Tidsreläerna ställdes in så att ventilerna släppte igenom ca 8-10 liter vatten under ett dygn. Eftersom flödena var konstanta blev provtagningen flödesproportionerlig.

### 3.5.1 Läkemedel och andra organiska mikroföroreningar

Provtagning av läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar genomfördes vid fyra tillfällen, under driftvecka 6 (22 maj), 9 (12 juni), 14 (16 juli) och 22 (9 september). Därutöver genomfördes två extra provtagningar i driftvecka 27 (15 oktober) och 35 (12 december) där endast ämnena i gruppen övriga läkemedel analyserades. Proverna togs som dygnsprov på morgonen så att provtagningsperioden sammanföll med reningsverkets ordinarie provtagning. Proverna skickades i kylväskor till IVL:s laboratorium för analys. Vilka analysmetoder som användes för respektive ämnesgrupp kan ses i Bilaga 1: Analyserade ämnen och analysmetoder

### 3.5.2 Recipientprovtagning

Provtagning i recipienten genomfördes vid två tillfällen. Den 27 juni, mellan den andra och tredje provtagningen på reningsverket, samt den 3 september, en vecka före den fjärde provtagningen på reningsverket. Provtagning skedde från båt med hjälp av ruttnerhämtare. Provvatten samlades in från ca en meters djup inom ett mindre område runt provpunkten.

### 3.5.3 Standardparametrar

De första tre veckorna anläggningen var i drift genomfördes analyser på stickprov av vattnet före och efter MBBR:en flera gånger i veckan inom examensarbetet. Därefter skedde analyserna mer sällan. Analyserna genomfördes i labbet på Främby med kyvetttest och spektrofotometer. I rapporten till examensarbetet i Bilaga 6 finns en utförlig beskrivning av hur analyserna gick till. Från driftvecka 12 togs dygnsprov före och efter MBBR:en varje vecka och analyserna utfördes av Synlab. Efter driftvecka 22 minskade analysfrekvensen och antalet parametrar.

Varannan vecka från och med driftvecka 12 analyserades organiskt material i det utgående vattnet från GAK-kolonnerna. Analyserna utfördes av Synlab.

Vid den andra läkemedelsprovtagningen analyserades standardparametrar i labbet på Främby med kyvetttest och spektrofotometer. Vid provtagning 3 och 4 utfördes analyserna av Synlab. Vid den första läkemedelsprovtagningen utfördes inga analyser av standardparametrar.

### 3.5.4 Bromid

Avloppsvattnets innehåll av bromid undersöktes genom analyser av dygnsprover från reningsverkets utgående vatten vid fyra tillfällen under oktober och november. Analyserna utfördes av Synlab.

## 3.6 Riskbedömning

I projektet genomfördes en riskbedömning av reningsverkets utsläpp till recipienten. Syftet var att identifiera substanser som riskerar att ha negativa effekter på vattenmiljön i recipienten och därför bör prioriteras vid läkemedelsrening, samt att ta fram reningsmål för dessa ämnen.

No Observed Effect Concentration (NOEC) är den högsta koncentrationen av ett ämne för vilken toxiska effekter på den akvatiska miljön inte har påvisats i litteraturen. NOEC för varje ämne användes för att beräkna Predicted No Effect Concentration (PNEC) som en kvot mellan NOEC och en säkerhetsfaktor. För några ämnen togs PNEC direkt från litteraturen. PNEC är den koncentration av ett ämne som bedöms vara ofarlig för vattenlevande organismer. Säkerhetsfaktorerna bestäms utifrån hur många ekotoxiska studier som genomförts på respektive ämne och de erhöles från FASS<sup>4</sup> och Wikipharma<sup>5</sup>.

Risikkvoter för varje ämne beräknades som förhållandet mellan koncentrationen av ämnet i reningsverkets utgående vatten eller ytvatten i recipienten och PNEC. Risken för oönskade effekter ansågs vara hög vid risikkvot 1 eller högre, låg vid risikkvot under 0,1 och måttlig vid risikkvot mellan 0,1 och 1.

Koncentrationen av läkemedel och andra mikroföroreningar i ytvatten i recipienten Runn beräknades utifrån utsläppen från reningsverket och förväntad utspädning i sjön. Denna metod användes som ett komplement till provtagningarna av ytvatten i recipienten, eftersom koncentrationerna av mikroföroreningar ofta var under detektionsgränsen i recipienten. Metoden bortser från att ämnen kan brytas ner eller ansamlas i sediment, samt förenklar de komplexa hydrologiska förhållanden som råder i Runn och i Främbyviken. Metoden tar inte heller hänsyn till bakgrundshalter och andra påverkanskällor.

Utspänningsfaktorn beräknades som förhållandet mellan vattenföringen i recipienten och utgående flöde från reningsverket. Utspädningen i Runn bestämdes för en punkt utanför Främbyviken, där vattenflödet i huvudsak påverkas av Faluåns utlopp. Längre ut i Runn finns det största tillflödet i form av Sundbornsån, och där är

---

<sup>4</sup> [www.fass.se](http://www.fass.se)

<sup>5</sup> [www.wikipharma.org](http://www.wikipharma.org)

utspädningen större. Medelflödet ut från reningsverket år 2018 var 0,16 m<sup>3</sup>/s och medelvattenföringen i Runn utanför Främbyviken är 5,9 m<sup>3</sup>/s enligt data från SMHI:s vattenwebb<sup>6</sup>. Utspädningsfaktorn beräknades därför till 36. Vid torra år med lägre medelvattenföring kan utspädningsfaktorn vara lägre och riskkvoterna blir således högre.

I riskbedömningen ingick också en jämförelse av uppmätta och beräknade halter av ämnen i recipienten med gränsvärden för särskilda förorenande ämnen (SFÄ) och för kemisk ytvattenstatus enligt miljökvalitetsnormer (MKN) från HVMFS 2013:19.

## 4. Resultat

### 4.1 Läkemedelsrester

#### 4.1.1 Rening på befintligt reningsverk

Det kvinnliga könshormonet östron uppmättes i det inkommande vattnet vid samtliga provtagningstillfällen, men reducerades med minst 80 % redan på det befintliga reningsverket, enligt Tabell 2. Ingen av de andra undersökta hormonerna, östradiol och etinylöstradiol, förekom i detekterbara halter i det inkommande vattnet till reningsverket. Koncentrationen av hormoner i avloppsvattnet var betydligt lägre än vad som uppmätts av IVL i tidigare kartläggningar på andra svenska reningsverk.

De antibiotika som förekom i högst halter i inkommande vatten till Främby reningsverk enligt Tabell 2 var sulfametoxazol och tetracyklin, vilket stämmer bra överens med resultat från Allard & Wahlberg (2017) för fyra andra svenska reningsverk. Sulfametoxazol används mot bland annat urinvägsinfektioner och tetracyklin är ett bredspektrumantibiotikum. Dessa ämnen reducerades till viss del på det befintliga reningsverket, men förekom ändå i högst halter i utgående vatten jämförd med andra antibiotikahalter. En viss reduktion av linezolid och rifampicin skedde också på reningsverket, medan övriga antibiotika inte uppvisade någon konsekvent reduktion. Sex av 15 analyserade antibiotika kunde inte uppmätas i halter över kvantifieringsgränsen i inkommande vatten vid något av provtagningstillfällena. För klindamycin, metronidazol och trimetoprim var de utgående halterna avsevärt högre än de inkommande. Halterna av klindamycin ökade även genom de reningsverk som undersöktes av Allard & Wahlberg (2017). Koncentrationen av ciprofloxacin i inkommande vatten var betydligt lägre än referensvärden från IVL:s tidigare studier och resultat från Allard & Wahlberg (2017). Koncentrationen som uppmättes på Främby av SLU 2018 var dock högre och liknar värden från de andra reningsverken i samma studie. Halterna av linezolid, metronidazol och rifampicin i Främby's inkommande vatten var betydligt högre än IVL:s referensvärde vid flera provtagningar. Inget av dessa ämnen ingick i SLU:s undersökning.

Samtliga 23 undersökta substansen i gruppen övriga läkemedel utom paracetamol, ramipril och risperidon förekom i mätbara halter i inkommande vatten till reningsverket vid minst ett av provtagningstillfällena, vilket kan ses i Tabell 3. En möjlig förklaring till att halterna av paracetamol var låga, trots att ämnet finns i vanliga värktabletter, är att det bryts ner i hög grad i kroppen. De två antiinflammatoriska substanserna ibuprofen och naproxen, som också finns i värktabletter, uppvisade dock allra högst halter i det inkommande vattnet till reningsverket. Också oxazepam (lugnande medel), metoprolol (blodtryckssänkande medel), furosemid (vätskedrivande medel) och simvastatin (kolesterolsänkande medel) återfanns i höga halter. Koncentrationen av oxazepam var betydligt högre än vad som uppmätts på andra svenska reningsverk i liknande projekt som genomförts av IVL. Vid den andra provtagningen var halten avvikande hög, vilket också avspeglades i det

<sup>6</sup> <https://vattenwebb.smhi.se/hydronu/>

utgående vattnet. Koncentrationerna av ibuprofen och naproxen var ungefär dubbelt så höga på Främby jämfört med IVL:s referensvärden. Vid en analys av Främby's inkommande vatten av Olsson (2018) var halterna av dessa två antiinflammatoriska ämnen däremot något lägre än IVL:s referensvärde. Vid SLU:s analys i juni 2018 uppmättes en högre halt av ranitidin medan koncentrationen av oxazepam var lägre än i detta projekt (SLU-studie).

Endast ett fåtal substanser uppvisade en god reningsgrad på det befintliga reningsverket. Ibuprofen och naproxen hade en reningsgrad på upp till 100 % respektive 99 %, och simvastatin renades bort till ungefär 90 %. I övrigt var de substanser som fanns i höga halter i inkommande vatten också de som fanns i högst koncentrationer i utgående vatten, på grund av dålig avskiljning på reningsverket. Olsson (2018) visade också att ibuprofen och naproxen renas bort på reningsverket samt att ketoprofen avskiljs till viss del, vilket även resultaten i detta projekt visar. Analyser av avloppsvattnet på fyra andra svenska reningsverk av Allard & Wahlberg (2017) visade också på genomgående hög reningsgrad för naproxen, ibuprofen och simvastatin, samt viss reduktion av ketoprofen. Den studien visade också att även en del andra ämnen reducerades i varierande grad beroende på reningsverk, medan oxazepam ökade genom samtliga reningsverk. En ökning av oxazepam kunde också observeras i detta projekt.

Flera ämnen förekom i högre halter i utgående vatten än inkommande vatten, vilket inte är ovanligt. Det kan bero på att läkemedel som metaboliserats i kroppen återgår till sin ursprungliga form på reningsverket. Vid analyserna av läkemedelsrester inkluderades inte eventuella metaboliter och reaktionsprodukter, utan endast ursprungssubstansen. En annan förklaring är att organiskt material i vattnet kan störa analyserna av läkemedelsrester (Baresel et al. 2017b).



Tabell 2. Koncentrationer av hormoner och antibiotika i inkommande och utgående vatten på Främby reningsverk samt beräknad reningsgrad. Analyserna utfördes på dygnsprov från fyra provtagningstillfällen år 2019. Koncentrationer för ämnen som inte kunde uppmätas över kvantifieringsgränsen eller detektionsgränsen är angivna som mindre än dessa värden. Alla koncentrationer är angivna i ng/l. Dubbelstreck betyder att ämnet inte kunde utvärderas vid analysen. Grön markering innebär en reningsgrad på minst 80 %, gul markering innebär en reningsgrad på mellan 40 och 80 % och röd markering innebär en reningsgrad på under 40 %.

	V. 21 Dygnsflöde: 13 600 m <sup>3</sup>			V. 24 Dygnsflöde: 14 600 m <sup>3</sup>			V. 29 Dygnsflöde: 14 400 m <sup>3</sup>			V. 37 Dygnsflöde: 14 200 m <sup>3</sup>		
	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening
<b>Hormoner</b>												
Etinylöstradiol	<2	<2	-	<3	<2	-	<2	<2	-	<2	<2	-
Östradiol	<2	<2	-	<3	<2	-	<2	<2	-	<2	<2	-
Östron	9,6	<2	>79%	11	<2	91%	12	<2	>83%	17	<2	>88%
<b>Antibiotika</b>												
Bensylpenicillin	--	--	-	--	--	-	<1	8,9	-	--	--	-
Ciprofloxacin	<14	<14	-	<12	15	-	32	<7	>78%	54	27	50%
Doxycyclin	<60	<60	-	<30	<30	-	<7	<7	-	<150	<50	-
Erytromycin	35	24	31%	--	--	-	8,1	9,3	-15%	61	30	51%
Fuisidinsyra	<25	<25	-	<20	<20	-	<10	<10	-	<3	<3	-
Klaritromycin	210	130	38%	7,5	23	-207%	40	58	-45%	100	71	29%
Klindamycin	<3	35	-	<1	16	-	<3	<3	-	<2	43	-
Linezolid	31	11	65%	320	280	13%	<4	<4	-	30	11	63%
Metronidazol	46	82	-78%	7,0	44	-529%	37	75	-103%	20	61	-205%
Moxifloxacin	<3	<3	-	<6	<6	-	<2	<2	-	<8	<8	-
Norfloxacin	<6	<6	-	<7	<7	-	<3	<3	-	<5	<5	-
Rifampicin	100	68	32%	140	95	32%	51	22	57%	<210	<75	-
Sulfametoxazol	680	200	71%	330	100	70%	180	77	57%	330	56	83%
Tetracyclin	320	<80	>75%	450	<90	>80%	390	220	44%	<75	<75	-
Trimetoprim	3,8	33	-768%	7,0	44	-529%	5,6	5,1	9%	19	72	-279%

Tabell 3. Koncentrationer av övriga läkemedel i inkommande och utgående vatten på Främby reningsverk samt beräknad reningsgrad. Analyserna utfördes på dygnsprov från fyra provtagningsstillfällen år 2019. Koncentrationer för ämnen som inte kunde uppmätas över kvantifieringsgränsen eller detektionsgränsen är angivna som mindre än dessa värden. Alla koncentrationer är angivna i ng/l. Grön markering innebär en reningsgrad på minst 80 %, gul markering innebär en reningsgrad på mellan 40 och 80 % och röd markering innebär en reningsgrad på under 40 %.

	V. 21			V. 24			V. 29			V. 37			V. 42			V. 50		
	Dygnsflöde: 13 600 m <sup>3</sup>			Dygnsflöde: 14 600 m <sup>3</sup>			Dygnsflöde: 14 400 m <sup>3</sup>			Dygnsflöde: 14 200 m <sup>3</sup>			Dygnsflöde: 18 400 m <sup>3</sup>			Dygnsflöde: 24 600 m <sup>3</sup>		
	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening
<b>Övriga läkemedel</b>																		
Amlodipin	210	76	64%	<85	<85	-	150	170	-13%	<39	<210	-	<19	140	-	150	140	7%
Atenolol	600	540	10%	470	480	-2%	420	440	-5%	170	400	-135%	830	880	-6%	360	350	3%
Bisoprolol	160	160	0%	120	130	-8%	130	130	0%	<270	<82	-	180	240	-33%	97	120	-24%
Citalopram	420	360	14%	240	250	-4%	490	340	31%	130	380	-192%	620	610	2%	340	320	6%
Diklofenak	900	650	28%	780	880	-13%	660	680	-3%	300	680	-127%	1500	1800	-20%	560	580	-4%
Fluoxetin	25	41	-64%	<20	<70	-	<39	<39	-	<1	78	-	50	81	-62%	11	36	-227%
Furosemid	1600	1300	19%	1500	1700	-13%	1800	1500	17%	530	1200	-126%	2900	3400	-17%	1800	1300	28%
Hydroklortiazid	960	750	22%	840	920	-10%	890	800	10%	230	630	-174%	1100	1500	-36%	610	650	-7%
Ibuprofen	13000	<16	100%	10000	<100	>99%	7100	59	99%	2900	<92	>97%	13000	530	96%	7700	560	93%
Karbamazepin	460	400	13%	450	470	-4%	310	410	-32%	110	380	-245%	540	710	-31%	330	320	3%
Ketoprofen	480	310	35%	660	440	33%	280	160	43%	150	280	-87%	510	420	18%	290	280	3%
Metoprolol	2000	1600	20%	1800	1600	11%	1900	1400	26%	450	1300	-189%	2400	2800	-17%	2900	3000	-3%
Naproxen	10000	120	99%	8300	95	99%	6800	1200	82%	2900	450	84%	20000	760	96%	8600	2900	66%
Oxazepam	2500	2100	16%	8100	9400	-16%	1600	2200	-38%	760	1900	-150%	2800	5600	-100%	1600	2500	-56%
Paracetamol	<10	<10	-	<25	<85	-	<47	<47	-	<15	<50	-	<200	<200	-	<81	<24	-
Propranolol	69	89	-29%	40	71	-78%	79	98	-24%	33	86	-161%	150	190	-27%	57	88	-54%
Ramipril	<10	<10	-	<12	<12	-	<7	<7	-	<4	<12	-	<6	<6	-	<12	<12	-
Ranitidin	170	120	29%	300	330	-10%	80	72	10%	41	100	-144%	240	770	-221%	12	28	-133%
Risperidon	<2	<2	-	<4	<4	-	<3	<3	-	<1	<1	-	<11	<11	-	<2	<2	-
Sertralin	74	98	-32%	37	38	-3%	170	43	75%	110	120	-9%	660	150	77%	71	130	-83%
Simvastatin	1300	<80	>94%	2100	<130	>94%	250	<21	>83%	790	23	97%	890	<25	>97%	--	--	-
Terbutalin	8,9	4,5	49%	<3	<10	-	<6	<6	-	<4	<4	-	<6	8,7	-	<6	<6	-
Warfarin	14	7,4	47%	12	10	17%	14	6,6	53%	4,3	9,2	-114%	46	30	35%	6,7	3,8	43%

#### 4.1.2 Riskbedömning

Fyra av de analyserade substanserna finns på Havs- och vattenmyndighetens lista över särskilda förorenande ämnen (SFÄ) (HVMFS 2013:19) och har därför fastställda gränsvärden för inlandsytvatten. Gränsvärden för dessa ämnen finns redovisade i Tabell 4. Både beräknad och uppmätt halt av antibiotikan ciprofloxacin i Runn var lägre än gränsvärdet för maximal tillåten koncentration i SFÄ. Den maximala halten på 27 ng/l i utgående vatten var till och med lägre än gränsvärdet för maximal tillåten koncentration i recipienten. Vid SLU:s analys var koncentrationen av ciprofloxacin i det utgående vattnet däremot högre (SLU-studierapport). Vid en analys i Runn 2018 kunde ciprofloxacin inte uppmätas över rapporteringsgränsen som också låg under gränsvärdet för maximal tillåten koncentration, men på grund av bristfälligt dataunderlag kunde inte god kemisk status fastställas (Länsstyrelsen u.å.).

Medelkoncentrationen av diklofenak i utgående vatten var drygt sju gånger högre än gränsvärdet för SFÄ, men den antagna utspädningen var tillräckligt stor för att den beräknade halten i Runn skulle vara lägre än gränsvärdet. De halter som uppmättes i Främbyviken var dock högre än den beräknade halten och det är troligt att risken för att gränsvärdet överskrids är störst i Främbyviken, nära reningsverkets utsläppspunkt. Vid ett av provtagningstillfällena var halten nästan i nivå med gränsvärdet, men gränsvärdet är angivet som årsmedelvärde och vid det andra provtagningstillfället var halten lägre. Vid en undersökning 2018 kunde diklofenak inte uppmätas i halter över rapporteringsgränsen i Runn men medelvärdet beräknades till 16 ng/l, vilket är strax under den beräknade halten för recipienten i detta projekt. Statusen i Runn med avseende på diklofenak bedöms i VISS vara god (Länsstyrelsen u.å.).

Koncentrationerna av de två hormonerna etinylöstradiol (17-alfa-etinylöstradiol) och östradiol (17-beta-östradiol) kunde inte bestämmas utifrån provtagningarna i recipienten eftersom detektionsgränserna var för höga, och dessutom högre än gränsvärdena för SFÄ. Halten av etinylöstradiol i det utgående vattnet från reningsverket var lägre än detektionsgränsen och halten i recipienten kunde därför inte beräknas. Vid tidigare analyser av dessa hormoner i Runn har halterna också varit under rapporteringsgränsen, och 17-beta-östradiol bedöms uppnå god status i VISS. För 17-alfa-etinylöstradiol har ingen bedömning gjorts på grund av för dåligt dataunderlag (Länsstyrelsen u.å.).

Tabell 4. Gränsvärden för ämnen som finns på Havs- och vattenmyndighetens lista över särskilt förorenande ämnen (SFÄ) samt uppmätta och beräknade koncentrationer i recipienten. Koncentrationerna är angivna i ng/l.

	V. 26		V. 36		Haltbidrag från Främby ARV	Gränsvärden för SFÄ	
	Upp- ströms	Ned- ströms	Upp- ströms	Ned- ströms		Årsmedel- värde	Maximal tillåten koncentration
Ciprofloxacin	<5	<5	<3	<3	0,44		100
Diklofenak	<7	34	<7	98	24	100	
Etinylöstradiol	<1	<1	<1	<1	<0,06	0,035	
Östradiol	<1	<1	<1	<1	0,06	0,4	

Tabell 5 visar beräknade riskkvoter i recipienten för respektive ämne. Risken för oönskade effekter ansågs vara hög om riskkvoten var 1 eller högre. Citalopram hade den överlägset högsta riskkvoten, främst som ett resultat av en låg PNEC. Få ekotoxikologiska studier har utförts på citalopram, vilket gör att PNEC har beräknats med en hög säkerhetsfaktor. Övriga ämnen med hög risk var oxazepam, ranitidin och etinylöstradiol. För ämnen med riskkvoter mellan 0,1 och 1 var risken måttlig. Östradiol, östron, amlodipin, diklofenak, furosemid och sertralin hade beräknat måttlig risk. För flera ämnen var riskkvoten låg även för utgående avloppsvatten innan utspädning, vilket kan ses i Tabell 5.

För de läkemedel och antibiotika som kunde uppmätas i koncentrationer över kvantifieringsgränsen i recipienten var de uppmätta halterna högre än de beräknade. Detta kan bero på att proverna togs inne i Främbyviken nära reningsverkets utsläppspunkt, medan den beräknade halten baserades på en punkt längre ut i Runn där utspädningen var större. Baserat på de ämnen som kunde uppmätas i recipienten var utspädningen i Främbyviken i genomsnitt 12 gånger, att jämföra med den antagna utspädningen på 36 gånger som användes för att beräkna halter i recipienten. De högre koncentrationerna i Främbyviken innebär att riskkvoter och därmed också risker för oönskade miljöeffekter är högre inne i viken. För både diklofenak och furosemid ökade risken från måttlig till hög när beräkningen gjordes med uppmätta halter från Främbyviken. Vid SLU:s undersökning var koncentrationen av ranitidin i det utgående vattnet från reningsverket högre än i detta projekt, vilket innebär att riskkvoten för ranitidin också skulle kunna vara högre.

Inga ämnen uppmättes i halter över detektionsgränsen uppströms i recipienten, men det går inte att utesluta att det finns påverkan från andra källor som adderar till de koncentrationer som beräknats i detta projekt.

Tabell 5. Uppmätta och beräknade koncentrationer av hormoner, antibiotika och övriga läkemedel i recipienten och jämförelse av dessa med PNEC. Grön markering innebär en låg riskkvot, gul markering innebär en måttlig riskkvot och röd markering innebär en hög riskkvot.

	Recipient, uppmätta halter	Recipient,	PNEC	Riskkvoter
--	----------------------------	------------	------	------------

	V. 26		V. 36		Utgående ARV	beräknad halt		Utgående ARV	Recipient
	Upp- ströms	Ned- ströms	Upp- ströms	Ned- ströms					
<b>Hormoner</b>									
Etinylöstradiol	<1	<1	<1	<1	<1	<0,06	0,016	<125	<3,5
Östradiol	<1	<1	<1	<1	<1	<0,06	0,04	<50	<1,4
Östron	<1	<1	<1	<1	<1	<0,06	0,08	<25	<0,7
<b>Antibiotika</b>									
Bensylpenicillin	--	--	--	--	9	0,25	6	1,5	0,04
Ciprofloxacin	<5	<5	<3	<3	15	0,44	64	0,25	0,01
Doxycyclin	<170	<170	<50	<50	65	1,0	37	1,0	0,03
Erytromycin	<1	<1	<3	<3	22	0,59	20	1,1	0,03
Fuisidinsyra	<12	<12	<3	<3	<29	<0,40	500	<0,03	0,00
Klaritromycin	<3	<3	<1	<b>11</b>	20	2,0	40	1,8	0,05
Klindamycin	<1	<b>4,7</b>	<2	<7	<7	<0,67	14	<1,7	<0,05
Linezolid	<10	<10	<3	<3	8	2,1	8000	0,01	0,00
Metronidazol	<1	<3	<1	<b>6,2</b>	68	1,8	-	-	-
Moxifloxacin	<2	<2	<8	<8	<5	<0,13	125	<0,04	0,00
Norfloxacin	<8	<8	<5	<5	<4	<0,15	22	<0,24	<0,01
Rifampicin	<24	<24	<25	<25	30	1,8	64	1,0	0,03
Sulfametoxazol	<4	<4	<7	<21	67	3,0	118	0,92	0,03
Tetracyclin	<15	<15	<75	<75	148	3,2	482	0,24	0,01
Trimetoprim	<2	<7	<1	<b>4,5</b>	39	1,1	62000	0,00	0,00
<b>Övriga läkemedel</b>									
Amlodipin	<30	<30	<10	<10	138	3,8	10	14	0,38
Atenolol	<8	<26	<2	<92	420	14	32000	0,02	0,00
Bisoprolol	<1	<b>7</b>	<1	<b>13</b>	106	4,0	35600	0,00	0,00
Citalopram	<5	<17	<2	<56	395	10	0,075	5022	140
Diklofenak	<7	<b>34</b>	<7	<b>98</b>	360	24	50	18	0,49
Fluoxetin	<1	<3	<2	<6	680	1,6	1160	0,05	0,00
Furosemid	<40	<40	<12	<b>100</b>	49	48	156	11	0,31
Hydroklortiazid	<2	<b>24</b>	<7	<b>87</b>	1350	24	1000000	0,00	0,00
Ibuprofen	<13	<13	<9	<9	715	6,3	102000	0,00	0,00
Karbamazepin	<20	<70	<20	<60	53	12	2500	0,18	0,00
Ketoprofen	<6	<6	<12	<12	220	8,8	2000	0,16	0,00
Metoprolol	<3	<b>100</b>	<6	<b>190</b>	1350	54	2590	0,75	0,02
Naproxen	<35	<35	<6	<b>110</b>	825	26	15000	0,06	0,00
Oxazepam	<40	<b>130</b>	<60	<b>320</b>	2050	110	10	395	11
Paracetamol	<3	<3	<3	<3	<24	<1,9	46000	0,00	0,00
Propranolol	<1	<b>5,7</b>	<1	<b>15</b>	92	2,9	228	0,45	0,01
Ramipril	<6	<6	<8	<8	<7	<0,27	100000	0,00	0,00
Ranitidin	<2	<2	<1	<3	86	6,6	2,0	118	3,3
Risperidon	<3	<3	<2	<2	<2	<0,11	5800	0,00	0,00
Sertralin	<2	<7	<2	<6	82	2,7	9,4	10	0,29
Simvastatin	<60	<60	<200	<200	22	1,6	200	0,28	0,01
Terbutalin	<2	<2	<5	<5	<3	<0,18	240000	0,00	0,00
Warfarin	<1	<1	<1	<3	8	0,31	11000	0,00	0,00

Tabell 6 visar vilka reningsgrader som skulle behöva uppnås vid eventuellt kompletterande steg för läkemedelsrening för att riskkvoterna ska minska för de ämnen som hade höga eller måttliga riskkvoter. De hormoner som hade höga riskkvoter är inte inkluderade eftersom deras riskkvoter beräknades utifrån värden som var under detektionsgränsen. Dessa reningsgrader ska inte anses

vara ett skarpt reningskrav eller reningsmål. Föreslagen reningsmål för eventuellt införande av rening från läkemedelsrester diskuteras i kapitel 5.1.

Tabell 6. Ämnen med höga eller måttliga riskkvoter och vilka reningsgrader som krävs i GAK för att riskkvoterna ska minska till lägre nivåer.

	Riskkvot idag	Reningsgrad	
		Riskkvot <1	Riskkvot <0,1
Citalopram	140	99,3%	99,9%
Oxazepam	11	91%	99,1%
Ranitidin	3,3	70%	97%
Diklofenak	0,49	-	80%
Furosemid	0,38	-	74%
Amlodipin	0,31	-	68%
Sertralin	0,29	-	65%

#### 4.1.3 Rening vid införande av nitrifikation eller kväverening

Koncentrationen av hormoner i det utgående vattnet från reningsverket var i samtliga fall under kvantifieringsgränsen, varför rening i pilotanläggningen inte kunde utvärderas.

Av de analyserade antibiotika var det bara metronidazol som reducerades i MBBR:en vid samtliga provtagningstillfällen. På det befintliga reningsverket ökade dock koncentrationen av metronidazol och efter MBBR:en var halterna fortfarande högre än halterna i det inkommande vattnet. För övriga ämnen varierade resultaten beroende på provtagningstillfälle, men några ämnen reducerades bra vid enskilda provtagningstillfällen. För flera ämnen var halterna under detektionsgränsen redan innan vattnet behandlades i MBBR:en.

Läkemedelssubstanserna ibuprofen, naproxen och simvastatin som avskildes bra i den befintliga reningsprocessen reducerades ytterligare i MBBR:en. I flera fall var dock halterna så låga att påverkan från MBBR:en inte gick att utläsa. Amlodipin reducerades med minst 70 % i MBBR:en vid de provtillfällen koncentrationen var över kvantifieringsgränsen. Furosemid, ranitidin och warfarin uppvisade en liten men konsekvent rening. På det befintliga reningsverket både ökade och minskade koncentrationen av dessa ämnen beroende på provtagningstillfälle. Analysresultat för samtliga läkemedelsrester finns sammanställda i Tabell 9 och Tabell 10 i Bilaga 2: Resultat från analyser av läkemedelsrester.

#### 4.1.4 Rening med GAK-filter

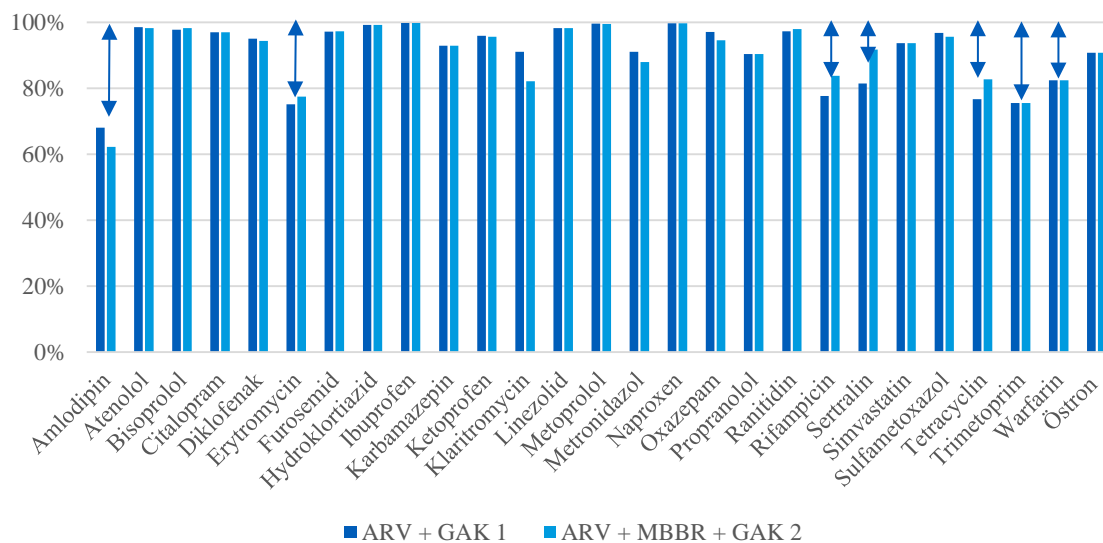
De resulterande uppehållstiderna var 16 minuter för GAK 1, 14 minuter för GAK 2, 7,4 minuter för GAK 3 och 32 minuter för GAK 4. När utgående halter av ämnen var under kvantifierings- eller detektionsgränsen användes gränsvärdet vid beräkning av reningsgrader till figurer i detta avsnitt, vilket innebär att reningsgraden i många fall kan vara större än vad figurerna visar. Samtliga analysresultat för läkemedelsrester efter GAK finns i Tabell 11 och Tabell 12 Bilaga 2: Resultat från analyser av läkemedelsrester

Figur 6 visar den totala reningsgraden för olika läkemedelsrester i avloppsvatten som genomgått rening både på det befintliga reningsverket och i pilotanläggningen med GAK. Figuren visar medelvärden från de tre första provtagningarna som utfördes under en period på åtta veckor de

första tre månaderna av pilotförsöket för kolonner GAK1 och GAK2 (uppehållstid ca 15 min, utan och med kväverening). För de flesta av substanserna uppnåddes en reningsgrad på minst 80 %, och i många fall upp mot 100 %. Några ämnen hade halter nära till kvantifieringsgränsen redan i utgående vatten från reningsverket och de inte kunde detekteras i utgående vatten. Reduktionsgrad av dessa ämnen är mer osäker och kan ligga mycket högre än angiven i figuren. Den osäkra reningseffektiviteten markeras genom pilar i figuren.

För att bestämma den totala östrogena aktiviteten, som mäts i östradiolekvivalenter per liter, används YES-test (Allard & Wahlberg 2017). Både naturliga och syntetiska hormoner bidrar till den östrogena effekten i avloppsvatten. Även om en östrogen effekt detekterades i utgående vatten från reningsverket och efter GAK1 och GAK2 så kunde effekten inte kvantifieras (<LOQ) och därmed är slutsatser om en eventuell reningseffekt svårt att dra. Dock har mycket kraftigare östrogena effekter hittats i utgående vatten vid andra reningsverk utan kväverening.

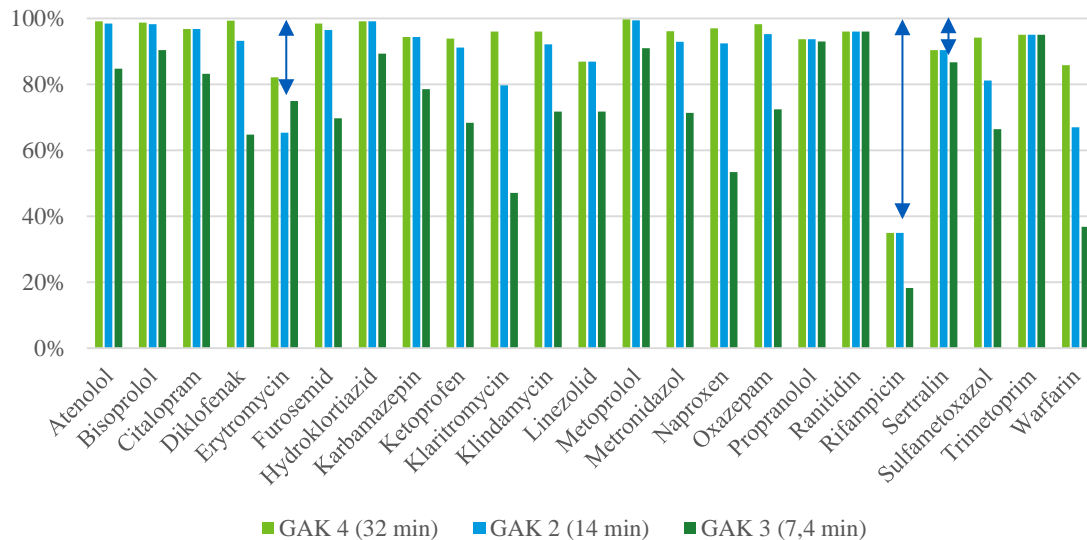
Figur 6 visar också att påverkan från det extra reningssteget med nitrifikation var liten. Som tidigare konstaterats bidrog inte nitrifikationen till rening av läkemedelsrester och den tycks inte heller ha påverkat reningseffektiviteten hos GAK-filtren under den första tiden anläggningen var i drift. För vissa substanser var reningsgraden till och med högre för vattnet som inte genomgick nitrifikation, vilket kan bero på att uppehållstiden oavsiktligt var något längre för just det GAK-filtret. Figur 6 visar reduktionsgrader som kan förväntas nås under perioden innan genombrott av föroreningarna.



Figur 6. Reningsgrad för hormoner, antibiotika och övriga läkemedel i avloppsvatten som genomgått rening både på befintligt reningsverk och i pilotanläggningen. De redovisade resultaten är medelvärden av de tre första provtagningarna. Endast de substanser som kunde uppmätas i inkommande vatten till reningsverket vid minst två av de tre provtagningstillfällena är inkluderade (pilar indikerar osäkra reningseffektiviteter).

I Figur 7 visas reningseffektiviteten under de första tre driftmånaderna för läkemedelsrester i avloppsvatten som filtrerats i GAK med olika uppehållstider. Vattnet hade i samtliga fall också genomgått rening på det befintliga reningsverket och nitrifikation i MBBR innan GAK-filtreringen, men denna rening är inte inkluderad i figuren. Enligt figuren var det ingen större skillnad i reningseffektivitet för de två GAK-filtren med uppehållstid 32 respektive 14 minuter

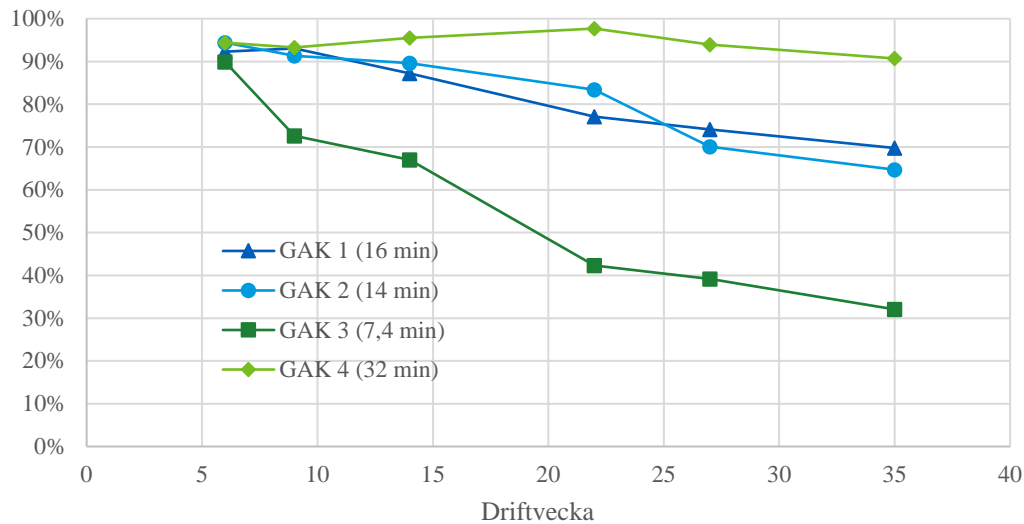
under den första delen av pilotförsöket. För filtret med kortast uppehållstid, 7,5 minuter, var avskiljningen av många substanser däremot sämre. För några av de ämnena med lägst reningsgrad, linezolid, rifampicin och warfarin, var halterna efter GAK 2 och GAK 4 under kvantifieringsgränsen och det är därför möjligt att reningsgraden var högre än figuren visar.



Figur 7. Reningsgrad för hormoner, antibiotika och övriga läkemedel vid GAK-filtrering med olika uppehållstider. De redovisade resultaten är medelvärden av de tre första provtagningarna. Endast de substanser som kunde uppmätas i inkommande vatten till båda GAK vid minst två av de tre provtagningstillfällena är inkluderade.

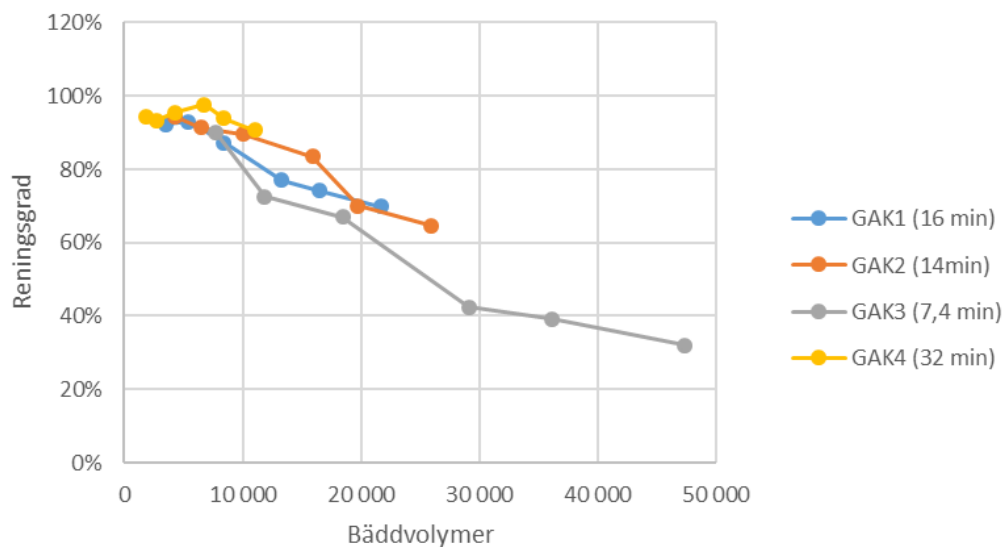
Figur 8 visar den genomsnittliga reningsgraden för ämnen i gruppen övriga läkemedel vid de olika provtagningstillfällena. Enligt figuren var den genomsnittliga reningseffektiviteten ungefär 90 % för samtliga GAK-filtre vid den första provtagningen efter 6 veckors drift. Redan vid den andra provtagningen i driftvecka 9 var avskiljningen i GAK 3, filtret med kortast uppehållstid, försämrade. Reningsgraden i GAK 1 och GAK 2 avtog också för varje provtagning, men var minst 80 % fram till den fjärde provtagningen, i driftvecka 22. Avskiljningen i GAK 4 med längst uppehållstid var fortfarande bra vid den sista provtagningen, efter 35 veckors drift. Reningsgraden för GAK 1 och GAK 2 var liknande under hela försöksperioden, och nitrifikationen av vattnet före GAK 2 verkar därför inte ha haft någon större påverkan på reningseffektiviteten.





Figur 8. Genomsnittlig reningsgrad i de olika GAK-filtren för ämnen i gruppen övriga läkemedel vid de olika provtagningstillfällena.

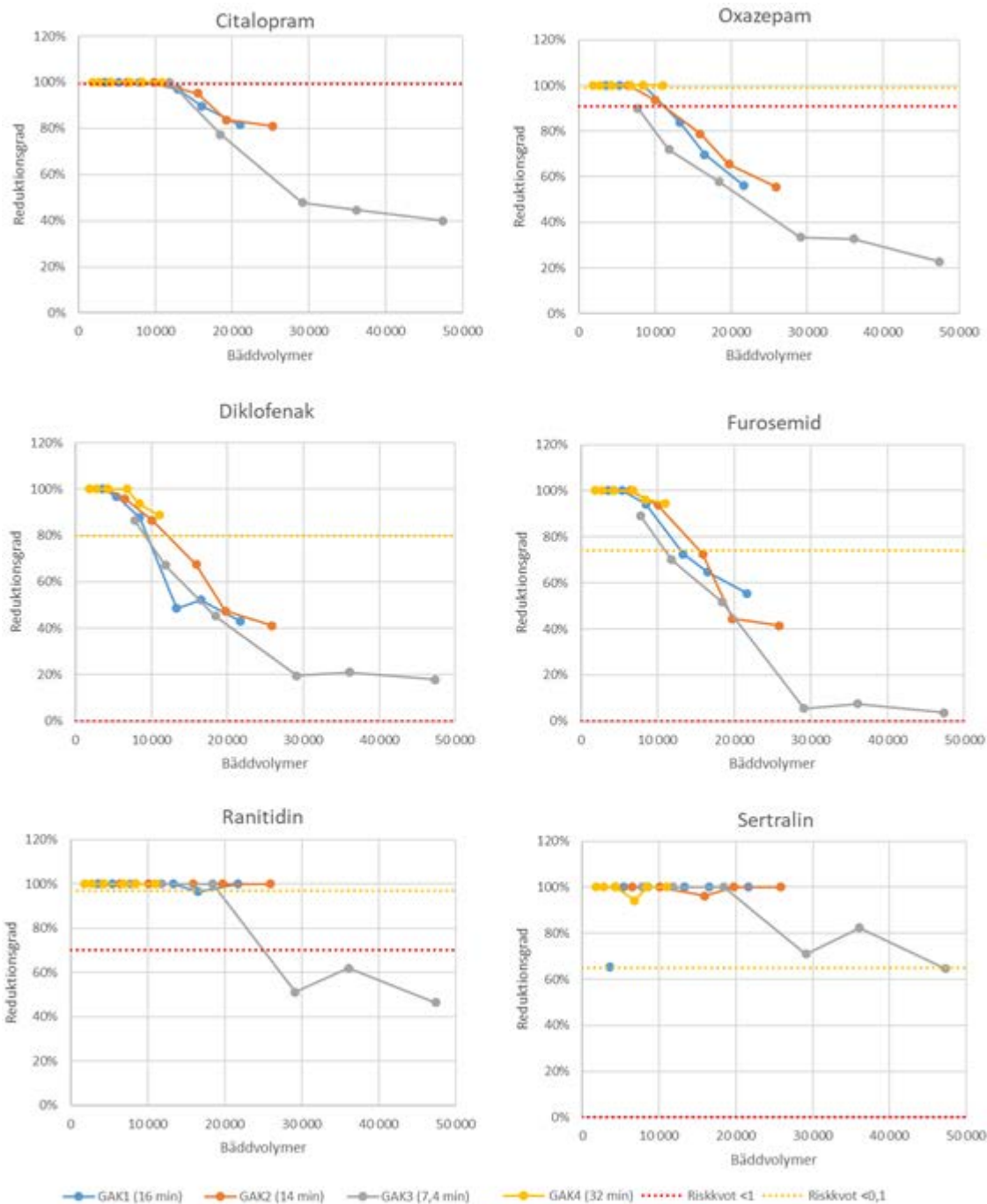
I Figur 9 redovisas samma resultat som i Figur 8, men reningsgraden vid varje provtillfälle presenteras i förhållande till hur mycket vatten som renats i kolfiltret sedan kolet var nytt, vilket uttrycks i antal bäddvolymmer. Figuren visar att reningseffektiviteten avtar närmast linjärt med behandlat volymvatten i samtliga GAK-filtren. Trots att väldigt lite vatten gått genom GAK 4 jämfört med de övriga filtren kan en svagt avtagande trend för reningseffektiviteten ses även där. Reningsgraden är något sämre för GAK 3 än för de andra filtren vid samma antal bäddvolymmer. Reningseffektiviteten tycks också vara lite sämre i GAK 1 än GAK 2 vid samma antal bäddvolymmer. Skillnaden är dock inte signifikant. Figuren visar också att den genomsnittliga reningsgraden var under 80 % redan efter ca 12 000 bäddvolymmer för GAK 3 och 13 000 bäddvolymmer för GAK 1. Noterbart är att GAK 4 inte behandlade mer än drygt 11 000 bäddvolymmer under försökstiden och att reningseffektiviteten på längre sikt därför inte kan utvärderas.



Figur 9. Genomsnittlig reningsgrad i de olika GAK-filtren för ämnen i gruppen övriga läkemedel som funktion av behandlat volymvatten.

I Figur 10 redovisas avskiljningen i GAK över tid för sex av de läkemedelssubstanser som hade höga eller måttliga riskkvoter. Reningsgraden vid varje provtillfälle redovisas i förhållande till hur många bäddvolymeter vatten som behandlats. Precis som tidigare figurer visat var reningsgraden till en början bra oavsett vilket GAK-filter som användes. I takt med att fler bäddvolymeter vatten renats sjunker reduktionsgraden för alla redovisade läkemedelsrester. Det är dock tydligt att genombrott för vissa läkemedel kommer efter rening av mindre antal bäddvolymeter än för andra. Exempelvis detekteras diklofenak och furosemid i utgående vatten efter rening av 5 000-8 000 BV, sertralin avskiljs fullständigt i de flesta proverna tagna upp till 25 000 BV och avskiljning av ibuprofen var fullständig ända till 47 000 BV för kolonner som behandlat nitrifierat vatten. De olika genombrotten kan delvis förklaras av olika affiniteter kolet till sorption av olika ämnen. För reduktion av ibuprofen spelar förmodligen biologisk reduktion på kolet en större roll.

För citalopram var reningsgraden minst 80 % fram till 25 000 bäddvolymeter, förutom för GAK 3. För oxazepam, diklofenak och furosemid var reningsgraden minst 80 % fram till ungefär 10 000 – 15 000 bäddvolymeter. För alla fyra ämnen var reningseffektiviteten något sämre för GAK 3 än för de övriga filtren vid samma antal bäddvolymeter. Vid de sista tre provtagningarna, efter ca 30 000 behandlade bäddvolymeter, avtog reningseffektiviteten i GAK 3 långsammare och höll sig runt 40 % för citalopram, 20 % för oxazepam och diklofenak, samt 5 % för furosemid.



Figur 10. Reningsgrad för läkemedelsrester med högst riskkvot i GAK-filter med olika uppehållstid som en funktion av antalet behandlade bäddvolym. Vid utgående halt under detektionsgräns antogs 100% reduktion.

Reningsgraden för citalopram nära 100 % vid flera provtagningar, vilket är i nivå med reningsgraden på över 99 %, som behövs för att nå riskkvot <1. Den genomsnittliga reningsgraden under de tre första månaderna var dock lägre, men minst 97 % enligt Figur 8. I

prover av vatten från alla kolonner som var tagna innan rening av 10 000 bädd volymer var utgående halter av citalopram dock under detektionsgränsen.

Reningsmålet på 91 % för att nå en riskkvot under 1 för oxazepam uppnåddes under de drygt 10 000 första bäddvolymer, enligt .

Figur 7 visar att den genomsnittliga reningsgraden för ranitidin var minst 96 % oavsett uppehållstid under de tre första månaderna. För diklofenak och furosemid kunde reningsgrad på över 90% observeras fram till ungefär 11 000 bäddvolym, enligt och . Sertralin hade enligt Figur 7 en genomsnittlig reningsgrad på runt 90 % i början av pilotförsöket oavsett uppehållstid. Halterna av amlodipin varierade, och likaså påverkan från olika reningssteg. Sammantaget skedde dock en rening av amlodipin i både MBBR och GAK på runt 80 %.

## 4.2 Övriga mikroföroreningar

### 4.2.1 Rening på befintligt reningsverk

Alla undersökta PFAS utom PFOSA kunde uppmätas i kvantifierbara koncentrationer i det inkommande avloppsvattnet på reningsverket, vilket kan ses i Tabell 7. De ämnen som hade de högsta genomsnittliga koncentrationerna var PFPeA, PFOA, 6:2FTS och PFHxS. Detta beror delvis på att alla dessa ämnen uppvisade en avvikande hög halt vid något av provtagningstillfällena. Hur de olika PFAS påverkades av reningsprocessen varierade stort mellan olika provtagningstillfällen. Några få ämnen reducerades konsekvent vid varje provtagningstillfälle, men reduktionsgraden varierade. PFOA och PFHxA uppvisade de högsta koncentrationerna i det utgående vattnet.

Samtliga undersökta siloxaner förekom i mätbara halter i inkommande vatten till reningsverket. Högst var halterna för de cykliska siloxanerna, och allra högst för D5, vilket kan ses i Tabell 7. Siloxanen D5 används i stora mängder i hygienprodukter och kan spridas till miljön via både luft och vatten (Kierkegaard, Bignert & McLachlan 2012). Reduktionsgraden på det befintliga reningsverket var minst 90 % för alla siloxaner utom D6, som reducerades sämre vid några av provtillfällena. Halterna av siloxaner i inkommande vatten var lägre än de som redovisas i Allard & Wahlberg (2017) för fyra svenska reningsverk. I den studien förekom också stora variationer mellan verken. Det processpillvatten som tas emot för behandling i röt-kammaren på Främby och som innehåller siloxaner kan påverka halterna i det inkommande vattnet om processpillvattnet bräddar in på reningsverket under provtagningen. Producenten av hygienprodukter har analyserat sitt processpillvatten vid några tillfällen, vilket gav högsta värden på 140 µg/l för D4 respektive 4,1 µg/l för D5. Analyserna av det inkommande vattnet på Främby gav högsta värden på 1,1 µg/l för D4 och 4,7 µg/l för D5. Processpillvattnet skulle därmed kunna bidra till att öka koncentrationen av D4 på reningsverket, men bör enligt analysresultaten inte påverka koncentrationen av D5. Halterna av siloxaner i det utgående vattnet var också låga på Främby jämfört med de fyra andra svenska reningsverken. Det är ändå möjligt att siloxaner från det mottagna processpillvattnet bidrar till ökade koncentrationer på reningsverket, men att detta påverkar slammet snarare än det utgående vattnet eftersom avskiljningsgraden på det befintliga reningsverket är hög.

Bisfenol A var den fenol som förekom i högst halter i det inkommande vattnet, följt av nonylfenol, oktylfenol och triklosan. Dessa ämnen avskildes till viss del på det befintliga

reningsverket, enligt Tabell 7. Koncentrationen i inkommande vatten varierade mellan provtagningsstillfällena, speciellt för nonylfenol, vilket också avspeglades i utgående halter. Koncentrationen av bisfenol A var något högre än de som uppmättes på fyra andra svenska reningsverk i Allard & Wahlberg (2017), medan halterna av nonylfenol och triklosan var betydligt lägre och halterna av oktylfenol var jämförbara. Pentaklorfenol och tribromfenol förekom inte i halter över detektionsgränsen i inkommande vatten till reningsverket och kunde därför inte användas för att bestämma reningsgraden.

Av åtta undersökta BDE förekom endast tre i mätbara halter i inkommande vatten till reningsverket vid samtliga provtillfällen, enligt Tabell 7. Reduktionsgraden för PBDE 47 och PBDE 99 var minst 85 % på det befintliga reningsverket. PBDE 100, som förekom i lägre halter i inkommande vatten, hade en lägre reduktionsgrad. I utgående vatten var koncentrationerna av BDE i samtliga fall under detektionsgränsen. De tre BDE som förekom i högst halter i det inkommande vattnet var desamma som återfanns i mätbara halter av Allard & Wahlberg (2017) på fyra andra svenska reningsverk, men där var halterna genomgående högre.

Tabell 7. Koncentrationer av PFAS, siloxaner, fenoler och BDE i inkommande och utgående vatten på Främby reningsverk samt beräknad reningsgrad. Analyserna utfördes på dygnsprov från fyra provtagningstillfällen år 2019. Koncentrationer för ämnen som inte kunde uppmätas över kvantifieringsgränsen eller detektionsgränsen är angivna som mindre än dessa värden. Alla koncentrationer är angivna i ng/l. Dubbelstreck betyder att ämnet inte kunde utvärderas vid analysen och om värde saknas har ingen analys utförts. Grön markering innebär en reningsgrad på minst 80 %, gul markering innebär en reningsgrad på mellan 40 och 80 % och röd markering innebär en reningsgrad på under 40 %.

	V. 21 Dygnsflöde: 13 600 m <sup>3</sup>			V. 24 Dygnsflöde: 14 600 m <sup>3</sup>			V. 29 Dygnsflöde: 14 400 m <sup>3</sup>			V. 37 Dygnsflöde: 14 200 m <sup>3</sup>		
	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening
<b>PFAS</b>												
PFBA	4,3	1,9	56%	2,4	1,6	31%	2,4	5,0	-108%	2,1	1,3	38%
PFPeA	43	3,6	92%	3,6	2,6	29%	1,9	2,4	-26%	2,2	1,6	27%
PFHxA	2,3	3,9	-72%	5,9	5,6	5%	5,9	5,9	0%	3,4	2,1	38%
PFHpA	1,5	2,0	-33%	3,5	2,1	40%	3,0	4,2	-40%	1,7	1,4	18%
PFOA	7,8	8,4	-8%	30	10	66%	9,9	14	-41%	5,4	5,0	7%
PFNA	0,54	0,46	15%	1,8	0,42	77%	0,98	1,4	-43%	0,5	0,5	0%
PFDA							2,7	2,5	7%	1,5	2,0	-33%
PFBS	<0,7	<0,7	-	1,6	1	39%	0,94	0,59	37%	3,0	0,8	73%
PFHxS	2,6	0,95	63%	2,5	1,6	37%	1,8	1,6	11%	16	1,1	93%
PFOS	3,0	2,4	22%	3,9	2,9	25%	3,5	3,2	9%	4,2	3,0	29%
PFOSA	<0,4	<0,4	-	<0,4	<0,4	-						
6:2FTS	1,7	0,37	78%	22	5,6	75%	1,3	1,2	8%	1,9	1,6	16%
<b>Siloxaner</b>												
D4	1100	102	91%	980	74	92%	830	80	90%	<540	75	-
D5	4700	150	97%	3200	100	97%	3500	93	97%	4700	77	98%
D6	370	180	51%	1500	110	93%	550	380	31%	550	30	95%
MDM	15	<1	>93%	84	2	98%	64	<1	>98%	26	<1	>96%
MD2M	26	3,7	86%	87	<1	>99%	18	<1	>94%	23	<1	>96%
MD3M	240	13	95%	440	4,7	99%	140	3,6	97%	190	<3	>98%
<b>Fenoler</b>												
Bisfenol A	490	32	93%	470	86	82%	370	180	51%	658	279	58%
Oktylfenol	46	7,7	83%	44	26	40%	14	<7	>70%	--	--	-
Nonylfenol	180	<75	>58%	260	120	54%	33	<5	>50%	513	<40	>92%
Pentaklorfenol	<10	3,1	-	<10	4,0	-	<1	<1	-	7	7	0%
Tribromfenol	<70	<7	-	<70	<7	-	<10	<10	-	--	--	-
Trikloran	3,1	<3	>4%	4,5	3,1	31%	15	<7	>53%	38	3	92%
<b>BDE</b>												
PBDE 28		<0,23	-	<0,22	<0,22	-	<0,22	<0,23	-	<0,22	<0,22	-
PBDE 47		<0,18	-	1,7	<0,18	>89%	1,2	<0,18	>85%	1,8	<0,18	>90%
PBDE 85		<0,23	-	<0,22	<0,22	-	<0,22	<0,23	-	<0,22	<0,22	-
PBDE 99		<0,27	-	1,7	<0,26	>85%	1,2	<0,18	>85%	2,6	<0,18	>93%
PBDE 100		<0,18	-	0,35	<0,18	>49%	0,24	<0,18	>24%	0,51	<0,18	>65%
PBDE 153		<0,36	-	<0,35	<0,35	-	<0,22	<0,23	-	0,32	<0,22	>31
PBDE 154		<0,23	-	<0,22	<0,22	-	<0,22	<0,23	-	0,23	<0,22	>3
BDE 209		<2,7	-							<3	<3	-

#### 4.2.2 Riskbedömning andra mikroföroreningar

Bisfenol A, nonylfenoletoxilater, triklosan och PFAS-11 finns på Havs- och vattenmyndighetens lista över särskilda förorenande ämnen (SFÄ) (HVMFS 2013:19). Även siloxanerna D5 och D4 finns på listan över SFÄ, men de har fastslagna gränsvärden endast för sediment och biota. Ytterligare några av mikroföroreningarna som undersöktes i projektet är prioriterade ämnen vid bedömning av kemisk ytvattenstatus och har fastställda miljökvalitetsnormer (MKN) för inlandsytvatten enligt HVMFS 2013:19. Alla gränsvärden kan ses i , tillsammans med beräknade och uppmätta halter i recipienten.

Inget av de särskilda förorenande ämnena bisfenol A eller triklosan kunde detekteras i recipienten, varken uppströms eller nedströms. De beräknade halterna i Runn var under gällande gränsvärden, men eventuell påverkan från andra källor är inte inkluderad i de beräknade halterna. Även halterna i det utgående vattnet från reningsverket var lägre än gränsvärdena för dessa ämnen. Också vid tidigare mätningar har halterna av dessa tre SFÄ varit lägre än rapporteringsgränsen och i VISS bedöms statusen i Runn vara god med avseende på både bisfenol A och triklosan (Länsstyrelsen u.å.).

Nonylfenol uppmättes i halter över detektionsgränsen både uppströms och nedströms i recipienten vid båda provtagningstillfällena. Halterna som uppmättes i Främbyviken var dessutom högre än den genomsnittliga halten i det utgående vattnet. Tidigare mätningar visar att halterna av nonylfenol är förhöjda i sediment i Runn. Den sammanlagda bedömningen i VISS är därför att nonylfenol ej uppnår god status i Runn, eftersom nonylfenol ansamlas i sediment (Länsstyrelsen u.å.). Analysresultaten bekräftar att Främby ARV är en påverkanskälla för nonylfenol i Runn, eftersom ämnet påträffades både i det utgående vattnet från reningsverket och i Främbyviken, men att haltbidraget från utsläpp av renat vatten är liten, <5%.

Oktylfenol kunde inte uppmätas över detektionsgränsen i recipienten. Den beräknade halten i recipienten var låg jämfört med gällande gränsvärde. I VISS bedöms oktylfenol i Runn uppnå god status eftersom ämnet inte heller påträffats över rapporteringsgränsen vid tidigare undersökningar, men klassningen är osäker (Länsstyrelsen u.å.). För pentaklorfenol var både den beräknade och den uppmätta halten i recipienten betydligt lägre än gränsvärdet för kemisk ytvattenstatus. Den kemiska statusen med avseende på pentaklorfenol bedöms i VISS vara god eftersom ämnet inte påträffats över rapporteringsgränsen vid tidigare undersökningar (Länsstyrelsen u.å.).

Tabell 8. Koncentrationer av PFAS, siloxaner, fenoler och BDE i recipienten. Halter under kvantifieringsgränsen eller detektionsgränsen är angivna som mindre än dessa värden. Värden över kvantifieringsgränsen är markerade i fet stil. Alla koncentrationer är angivna i ng/l. Dubbelstreck betyder att ämnet inte kunde utvärderas vid analysen och om värde saknas har ingen analys utförts. Gränsvärden för SFÄ och MKN finns angivna som jämförelse för de ämnen som har fastställda gränsvärden.

	V. 26		V. 36		Haltbidrag från utsläpp från Främby ARV	Gränsvärden för SFÄ och MKN	
	Uppströms	Nedströms	Uppströms	Nedströms		Årsmedelvärde	Maximal tillåten koncentration
<b>PFAS</b>						90*	
PFBA	<b>1,1</b>	<b>1,3</b>	<b>1,6</b>	<b>1,0</b>	0,07		
PFPeA	<0,4	<0,4	<b>0,4</b>	<b>0,4</b>	0,07		
PFHxA	<b>0,54</b>	<b>0,49</b>	<0,4	<b>0,5</b>	0,12		
PFHpA	<0,2	<0,2	<b>0,3</b>	<b>0,3</b>	0,07		
PFOA	<0,2	<0,2	<b>0,3</b>	<b>0,6</b>	0,26		
PFNA	<0,1	<0,1	<0,1	<b>0,2</b>	0,02		
PFDA			<0,1	<b>0,1</b>	0,06		
PFBS	<0,1	<0,1	<0,1	<b>0,3</b>	0,02		
PFHxS	<b>0,17</b>	<b>0,11</b>	<b>0,2</b>	<b>0,1</b>	0,04		
PFOS	<b>0,12</b>	<b>0,25</b>	<b>0,6</b>	<b>0,7</b>	0,08	0,65**	36000**
PFOSA	<0,4	<0,4			0,01		
6:2FTS	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	0,06		
<b>Siloxaner</b>							
D4	<b>110</b>	<70	<70	<70	2,3		
D5	<b>290</b>	<b>41</b>	<15	<15	2,9		
D6	<b>680</b>	<b>250</b>	<15	<15	4,9		
MDM	<1	<1	<1	<1,1	0,03		
MD2M	<1	<1	<1	<1	0,05		
MD3M	<3	<3	<3	<3	0,17		
<b>Fenoler</b>							
Bisfenol A	<20	<20	<50	<50	4,0	1600	2700
Oktylfenol	<7	<7	--	--	0,38	100	
Nonylfenol	<b>20</b>	<b>150</b>	<b>78</b>	<b>222</b>	1,7	300	2000
Pentaklorfenol	<1	<1	<b>3</b>	<2	0,10	400	1000
Tribromfenol	<10	<10	--	--	0,22		
Trikloran	<2	<2	<2	<2	0,11	100	
<b>BDE</b>						140***	
PBDE 28	<0,22	<0,22	<0,25	<0,22	0,01		
PBDE 47	<0,18	<0,18	<0,2	<0,18	0,01		
PBDE 85	<0,22	<0,22	<0,25	<0,22	0,01		
PBDE 99	<0,18	<0,18	<0,2	<0,18	0,01		
PBDE 100	<0,18	<0,18	<0,2	<0,18	0,01		
PBDE 153	<0,22	<0,22	<0,25	<0,22	0,01		
PBDE 154	<0,22	<0,22	<0,25	<0,22	0,01		
BDE 209	--	--	<3	<3	0,08		

\* Summan av PFAS-11: PFOS, PFBS, PFHxS, 6:2FTS, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA och PFDA. Gränsvärdet gäller endast dricksvattenförekomster.

\*\* Perfluoroktansulfonsyra och dess derivat.

\*\*\* Summan av kongener av pentabromdifenyleter med nummer 28, 47, 99, 100., 153 och 154.



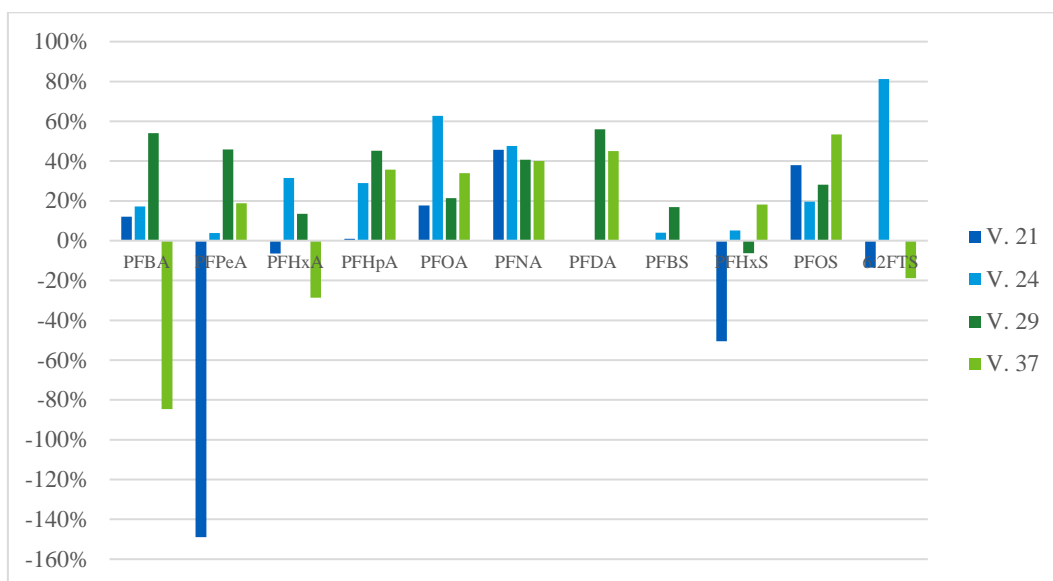
Vid ett av provtagningstillfällena kunde samtliga undersökta PFAS utom 6:2FTS uppmätas i Främbyviken. För flera av ämnena var halterna liknande uppströms och nedströms, medan de för bland andra PFOA och PFOS var högre nedströms. Haltbidraget avseende PFOS beräknas till ca 10% och haltbidraget avseende PFOA till 50%. Koncentrationerna av PFHxS var däremot högre uppströms än nedströms vid båda provtagningstillfällena. De uppmätta halterna i recipienten var också generellt högre än de beräknade. Baserat på detta är det troligt att det finns fler källor till PFAS i Runn. Koncentrationerna av PFAS i recipienten var däremot låga i jämförelse med den maximala tillåtna koncentrationen av PFAS-11 för dricksvattentäcker i SFÄ. I VISS bedöms den kemiska statusen i Runn med avseende på PFOS vara god, baserat på att tidigare analyser av PFOS i både abborre och ytvatten har resulterat i halter under gränsvärdet för MKN (Länsstyrelsen u.å.). Medelvärde från tre provtagningar var då 0,37 ng/l, att jämföra med gränsvärdet för ytvatten på 0,65 ng/l som gäller för årsmedelvärde. I detta projekt uppmättes vid ett tillfälle en koncentration på 0,7 ng/l i Främbyviken, men vid det andra tillfället var halten lägre än gränsvärdet för årsmedel.

Gränsvärdet för BDE i MKN är en summa av koncentrationerna av flera BDE. Ingen av de undersökta BDE kunde uppmätas i recipienten över kvantifieringsgränsen, som var betydligt lägre än gränsvärdet för maximal tillåten koncentration. Dessutom var de uppmätta halterna av BDE i reningsverkets utgående vatten jämförelsevis låga. Runn bedöms inte uppnå god status med avseende på BDE i VISS, eftersom gränsvärdet för BDE i abborrmuskel överskrids (Länsstyrelsen u.å.). Klassificeringen är dock densamma för samtliga sjöar i Sverige, på grund av påverkan från luftburen spridning och atmosfärisk deposition av BDE.

Vid en av recipientprovtagningarna påträffades alla tre cykliska siloxaner i halter över kvantifieringsgränsen. Koncentrationerna var högre uppströms än nedströms, varför ingen tydlig påverkan från reningsverket kunde observeras. För siloxaner var halterna högre vid den första provtagningen, medan de för många PFAS var högre vid den andra provtagningen.

#### 4.2.3 Rening vid införande av nitrifikation eller kväverening

Ungefär hälften av de analyserade PFAS reducerades i MBBR:en vid varje provtagningstillfälle, men reduktionsgraden var sällan över 50 %. För övriga PFAS varierade resultaten mellan olika provtagningstillfällen. Reningsgrader för alla PFAS i MBBR:en kan ses i Figur 11. Dessa resultat visar att införande av nitrifikationssteg kan förbättra avskiljning av PFAS från vatten. Det är viktigt att notera att enligt litteraturen är PFAS extremt stabila ämnen som inte kan brytas ner biologiskt. Reduktionen i MBBR:n kan därför förklaras endast av sorption av PFAS till bioslam.

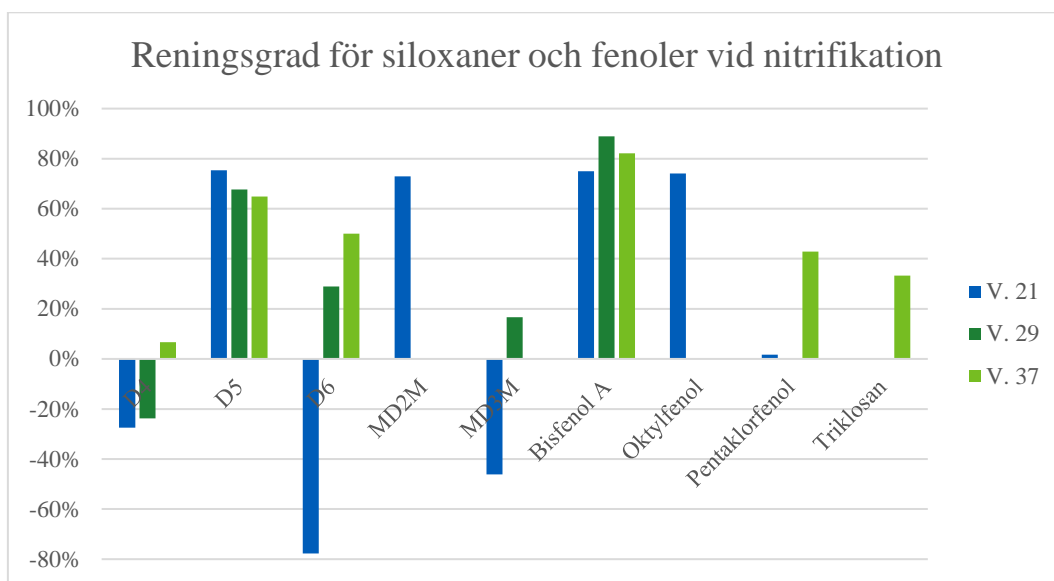


Figur 11. Reningsgrad för PFAS i MBBR:en vid fyra provtagningsstillfällen (provvecka). Endast resultat där halterna var över kvantifieringsgränsen före MBBR är inkluderade.

Siloxanen D5 uppvisade en konsekvent reduktion i MBBR:en, med en reningsgrad på i genomsnitt 70 %. För övriga siloxaner varierade påverkan från MBBR:en mellan olika provtagningsstillfällen, vilket kan ses i Figur 12.

De fenoler som fanns i mätbara halter efter reningsverket reducerades i MBBR:en, enligt Figur 12. Bisfenol A kunde utvärderas vid samtliga provtagningsstillfällen och uppvisade den högsta reningsgraden på ca 80 %. Koncentrationerna efter MBBR:en var i många fall under detektionsgränsen, vilket innebär att reningsgraden för de andra fenolerna kan vara högre.

Koncentrationen av samtliga BDE i utgående vatten från det befintliga reningsverket var under detektionsgränsen och därför kunde ingen vidare rening i pilotanläggningen utvärderas. Samtliga analysresultat för övriga mikroföroreningar i MBBR kan ses i Tabell 13 i Bilaga 3: Resultat från analyser av övriga mikroföroreningar

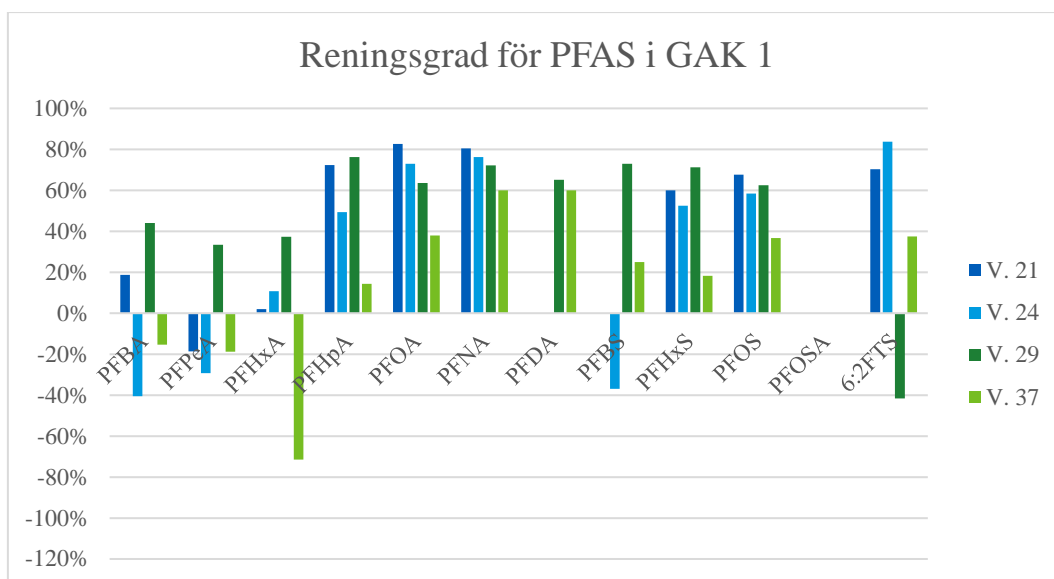


Figur 12. Reningsgrad för siloxaner och fenoler i MBBR:en vid tre provtagningsstillfällen (provvecka). För vecka 24 saknas resultat för dessa ämnen på grund av förlorade provflaskor. Endast resultat där halterna var över kvantifieringsgränsen före MBBR är inkluderade.

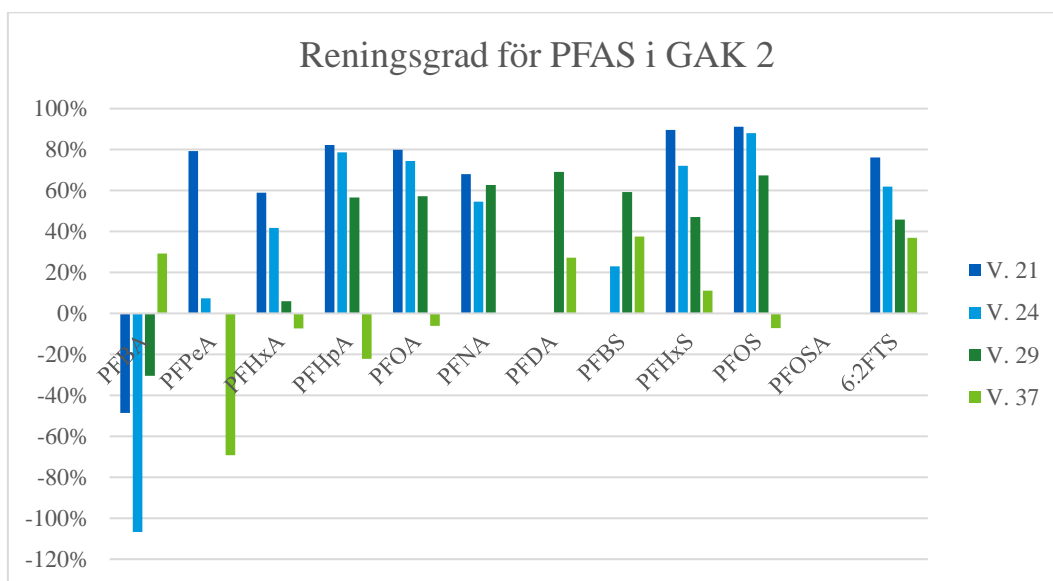
#### 4.2.4 Rening med GAK-filter

Övriga mikroföroreningar analyserades endast efter GAK 1 och GAK 2 och alla analysresultat finns sammanställda i Tabell 14 i Bilaga 3: Resultat från analyser av övriga mikroföroreningar.

Flera PFAS reducerades konsekvent med GAK, men för några ämnen varierade resultaten mellan olika provtagningar, vilket kan ses i Figur 13 och Figur 14. Figurerna visar också att reduktionen av PFAS försämrades med tiden och att det inte finns någon tydlig skillnad mellan rening av befintligt avloppsvatten (GAK 1) i Figur 13 och nitrifierat avloppsvatten (GAK 2) i Figur 14.



Figur 13. Reningsgrad för PFAS i GAK 1 vid fyra provtagningsstillfällen (provvecka). Endast resultat där halterna var över kvantifieringsgränsen före GAK är inkluderade.

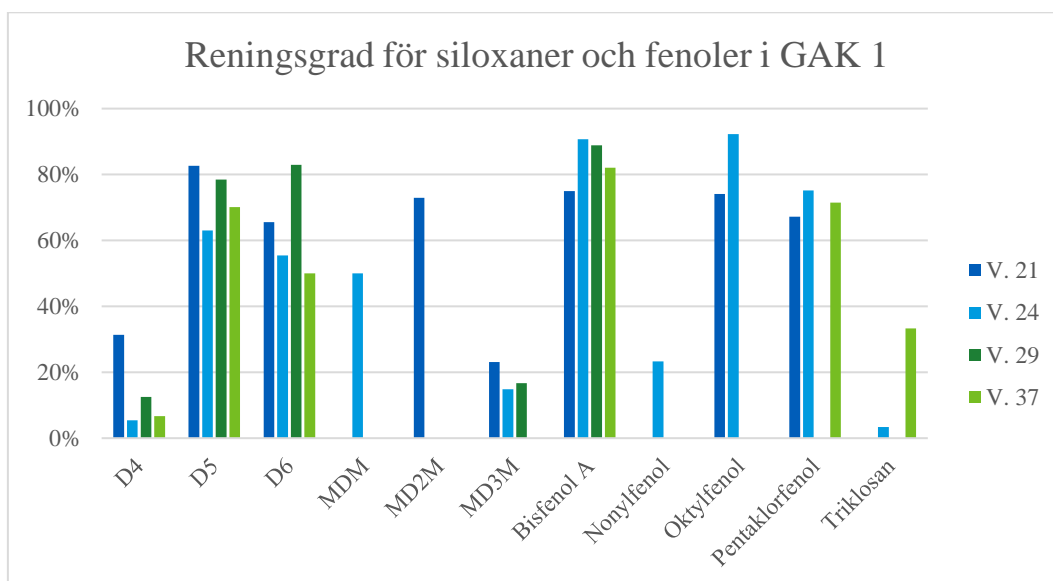


Figur 14. Reningsgrad för PFAS i GAK 2 (nitrifierat vatten) vid fyra provtagningstillfällen (provvecka). Endast resultat där halterna var över kvantifieringsgränsen före GAK är inkluderade.

För många siloxaner och fenoler blir en jämförelse av reningsgraden i GAK 1 och GAK 2 missvisande. Dessa ämnen reducerades i MBBR:en, vilket gjorde att inkommande halter till GAK var olika för de två filtren, medan utgående halter ofta var under detektionsgränsen för båda filtren och därmed desamma. I Figur 15 redovisas därför reningsgraden för siloxaner och fenoler i enbart GAK 1, utan nitrifikation.

Med GAK skedde ytterligare reduktion av siloxaner enligt Figur 15. De cykliska siloxanerna D5 och D6 kunde utvärderas vid samtliga fyra provtillfällen och uppvisade en konsekvent hög reningsgrad i GAK. För dessa två ämnen uppnåddes de lägsta utgående halterna när både MBBR och GAK användes, tack vare den reduktion som skedde i MBBR:en.

Fenoler reducerades till halter under detektionsgränsen i GAK 1, vilket kan ses i Figur 15. Undantaget var nonylfenol som bara reducerades med 23 % i GAK, baserat på endast en provtagning. En sämre reningsgrad för nonylfenol i GAK var förväntat enligt Baresel et al. (2017b). Efter MBBR:en var koncentrationen av fenoler under detektionsgränsen och därför kunde vidare rening i GAK 2 inte utvärderas.



Figur 15. Reningsgrad för siloxaner och fenoler i GAK 1, filtret utan nitrifikation, vid fyra provtagningstillfällen (provvecka). Endast resultat där halterna var över kvantifieringsgränsen före GAK-filtret har inkluderats.

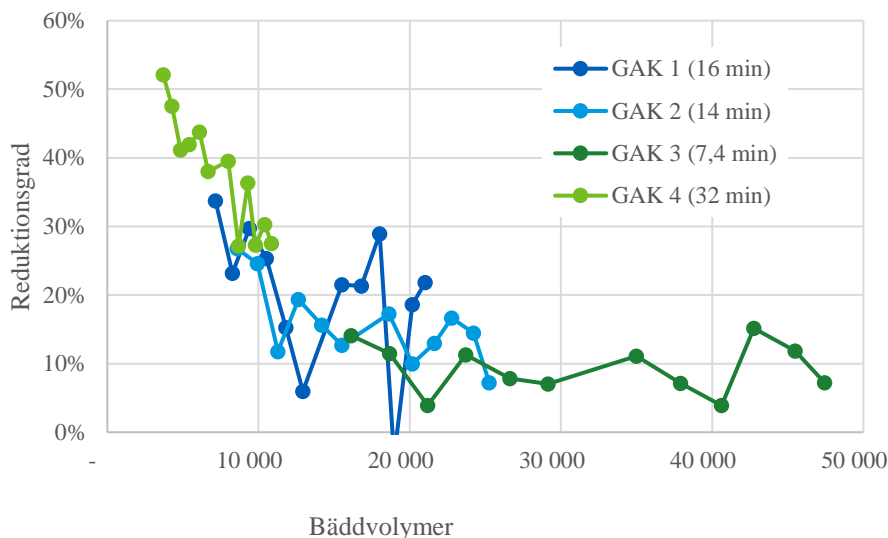
## 4.3 Standardparametrar

### 4.3.1 Organiskt material

Som förväntat skedde en viss reduktion av COD och DOC i MBBR:en. Reduktionen var i genomsnitt 20 % för COD och 12 % för DOC. Den största reduktionen skedde dock på det befintliga reningsverket. Reningsgraden varierade mellan olika provtagningstillfällen, liksom halterna i inkommande vatten till reningsverket. Samtliga analysresultat kan ses i Tabell 15 och Tabell 16 i Bilaga 4: Resultat från analyser av standardparametrar.

I GAK:en reducerades COD och DOC ytterligare och reduktionen var störst i den GAK som hade längst uppehållstid (GAK 4). Halterna efter GAK 1 (utan nitrifikation) var generellt högre än efter GAK 2 (med nitrifikation) med samma uppehållstid. Reduktionen av DOC i GAK försämrades med tiden, men analyser av utgående vatten från GAK utfördes första gången i driftvecka 12 och därför finns ingen utvärdering av reduktionen av DOC när kolet var nytt. Figur 16 visar reduktionen av DOC i respektive GAK-kolonn.

Resultaten visar att DOC avskiljs i GAK-filter och att reduktionen minskar med rening av fler bäddvolymmer av vatten. DOC-reduktionen är dock mycket sämre än reduktion av läkemedelsrester vid samma volym behandlat vatten. Eftersom DOC inte analyserades inte de första 11 driftveckorna är det mindre överlapp mellan resultat från kolonnerna som kördes med olika uppehållstider och det är svårare att bedöma om kontakttiden påverkar utnyttjande av kolet för DOC reduktion.



Figur 16. Reduktionsgrad för DOC i de olika GAK-filtren.

#### 4.3.2 Kväve

Nitrifikationen hade ingen tydlig påverkan på totalkvävehalten som både ökade och minskade med upp till 30 % beroende på provtagningstillfälle, vilket kan ses i Tabell 17 i Bilaga 4: Resultat från analyser av standardparametrar. Ingen reduktion av totalkväve förväntades eftersom denitrifikationssteg saknades. Totalkvävehalten var relativt konstant genom både reningsverket och pilotanläggningen och varierade mellan 19 mg/l och 46 mg/l vid olika provtagningstillfällen. I projektet analyserades totalkvävehalten på det befintliga reningsverket endast vid tre tillfällen, men ordinarie provtagning på reningsverket visar att en viss reduktion av totalkväve sker på Främby.

Ammoniumkväve ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) reducerades effektivt i MBBR:en. Inkommande halter på i genomsnitt 25 mg/l reducerades till halter under 1 mg/l och därmed ansågs nitrifikationen fungera tillfredsställande. Samtidigt ökade halterna av både nitratkväve och nitritkväve i vattnet som behandlades i MBBR:en. Halterna av nitratkväve och nitritkväve i utgående vatten från det befintliga reningsverket var högre under sommarmånaderna, vilket tyder på att det då skedde oavsiktlig nitrifikation på reningsverket som ett resultat av högre vattentemperaturer. Nitritkvävehalt är vanligtvis <0,1 mg/l i utgående vatten från reningsverk med kväverening. Det är högre risk för höga utgående halter vid ofullständig nitrifikation. Nitritkvävehalten i utgående vatten från det befintliga reningsverket var som mest 0,76 mg/l. Ozon har en hög affinitet mot nitritkväve och det förbrukas 3,4 g ozon för varje gram nitritkväve som finns i vatten. Nitritkvävehalt på 0,76 mg/l motsvarar därför ozonförbrukning på 2,6 mg/l eller ca 50% av den ozondosen som brukar användas för läkemedelsrening. Erforderlig dos ozon beror på önskad reduktionsgrad och DOC-halt i vatten. Eftersom DOC-halten i kväverent vatten var 12% lägre än i utgående från Främby, skulle ozondoser behöva vara högre i fall en kväverening inte införs. Det bekräftar att ozonering är en mindre lämplig reningsmetod på Främby i fall en kväverening inte införs.

Resultat från analyser av olika kvävefraktioner finns i Tabell 18 - Tabell 20 i Bilaga 4: Resultat från analyser av standardparametrar

#### 4.3.3 Fosfor

Reduktionen av både totalfosfor och löst fosfor var stor på det befintliga reningsverket. Halterna i pilotanläggningen uppvisade inget tydligt mönster, förutom att totalfosfor reducerades ytterligare i MBBR:en samtidigt som löst fosfor ökade. Samtliga analysresultat finns sammanställda i Tabell 21 och Tabell 22 i Bilaga 4: Resultat från analyser av standardparametrar.

#### 4.3.4 Bromid

Vid samtliga fyra analyser av bromid i det utgående vattnet från reningsverket var bromidhalten under detektionsgränsen på 1 mg/l. På grund av den höga detektionsgränsen går det inte att fastslå att avloppsvattnet inte innehåller bromid. Wu et al. 2019 har visat att toxiciteten i ozonerat avloppsvatten var förhöjd redan vid bromidhalter på 100 µg/l jämfört med vatten helt fritt från bromid.

## 5. Diskussion och slutsatser

### 5.1 Reningsmål avseende reduktion av läkemedelsrester

Idag saknas något särskilt lagkrav på reduktion av läkemedelsrester vid svenska reningsverk. Det finns dock begränsningsvärden/bedömningsgrunder avseende fyra läkemedel som används vid statusklassning av vattenförekomster (HVMFS 2013:9). Analys av dessa läkemedel i recipienten och i utgående vatten visade att utsläpp av dessa med renat vatten från Främby står för en betydande del av belastning till recipienten (se kapitel 4.1.2). Halter i påverkanspunkten i recipienten är dock lägre än respektive gränsvärde för tre av fyra läkemedelsrester. Gränsvärde för etinylöstradiol är mycket lägre än detektionsgräns av dagens analysmetoder och det är därför inte möjligt att bedöma om utsläpp av etinylöstradiol från Främby påverkar möjligheten att klara gränsvärdet i recipienten. Det saknas därför inga lagliga krav för införande av läkemedelsrening på Främby.

Riskbedömning som är gjort utifrån bedömning av haltbidraget i recipienten i jämförelse med PNEC visar att tre läkemedelsrester medför stor risk för oönskade miljöeffekter (se Tabell 6). För att minska riskgraderingen från ”hög” till ”måttlig” skulle det behövas en extra rening av oxazepam på 91% och ranitidin på 70%.

Den beräknade riskkvoten avseende citalopram medför att det krävs en reduktion på 99,3% för att reducera risken till måttlig nivå. Det krävs så hög reningsgrad för citalopram just eftersom PNEC-värdet är väldigt lågt. Det saknas bra toxikologiska studier för citalopram och därför används en hög säkerhetsfaktor för framtagande av PNEC-värdet. Ett mer realistiskt reningsmål skulle vara att reducera citalopram med 90%. Det är inte ekonomiskt försvarbart att dimensionera eventuella läkemedelsreningssteget för en reningsgrad på högre än 90% och det är omöjligt med dagens analysmetoder kontrollera att citalopram avskiljs till så låga halter som krävs enligt riskbedömningen.

Utifrån dessa resonemang har det valts att göra en preliminär beräkning av anläggningens storlek och kostnaden för byte av kol med mål att reducera 90% citalopram, 91% oxazepam och 70% ranitidin. Från Figur 10 är det tydligt att genombrott för ranitidin kommer senare än för citalopram och oxazepam. Avskiljning av ranitidin är därför inte dimensionerande och kommer klaras så länge reduktion av citalopram och oxazepam är bra.

Införande av läkemedelsrening med mål på reduktion av 70-90% av de tre läkemedlen som har högsta riskkvoterna skulle även innebära att de flesta andra läkemedlen reduceras i motsvarande grad.

### 5.2 Läkemedelsrening med och utan kvävereduktion

Som förväntat, kunde utgående halter av COD och DOC reduceras något i ett nitrifikationssteg. Reduktion av DOC i MBBR:n var dock endast 12% som medel. DOC reducerades dock även i kolfilter, både genom sorption och biologisk nedbrytning. Reduktionsgraden i kolonnen som behandlade utgående vatten från Främby hade ofta högre reduktionsgrader avseende DOC än den som behandlade kväverenat vatten. Den DOC-reduktionen som skedde i nitrifikationsreaktorn kunde förmodligen ske på kolet i den kolonnen som behandlade inte kväverenat vatten.



Det är allmänt känt att DOC sorberas på kolet och på det viset förbrukar kolets kapacitet. DOC är dock en samlingsparameter för alla organiska ämnen som finns i vatten. Dessa ämnen har väldigt olika molekylstorlekar, strukturen och egenskaper. Trots att DOC reducerades i nitrifikationssteget var genombrott av de flesta läkemedel ungefär samma i GAK-kolonner som behandlade kväverentat och icke-kväverentat vatten (se resultat i kapitel 4.1.4).

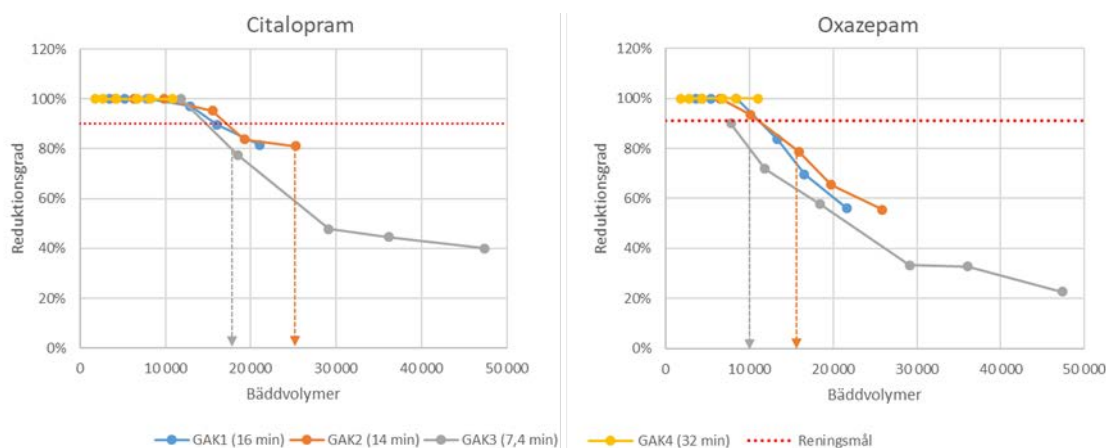
I de flesta fallen kunde det observeras en lite bättre avskiljning för GAK2 än för GAK1 vid behandling av samma vattenvolym men osäkerhet i analyserna och begränsat antal prover inte ger möjlighet att dra en konkret slutsats om hur mycket kväverening minskar behov för kolbyte.

### 5.3 Påverkan av kontakttiden

Det kunde visats att längre kontakttid ger lite bättre utnyttjande av kolets sorptionskapacitet i det undersökta området, speciellt vid ökning av kontakttiden från 7,4 min till ca 15 min (se Figur 10). Skillnaden mellan de olika filtren är dock olika för olika läkemedelsrester.

Det är dock viktigt att notera att det inte är bara kontakttider utan även ytbelastningar som var olika för de olika kolonnerna (Tabell 1). Om två kolonner kördes med samma ytbelastning men olika kontakttider, vilket innebär att kolbädden skulle vara högre i kolonnen med längre kontakttid, skulle förmodligen skillnaden i kolutnyttjande vara större.

Om kolfilter dimensionerats med samma ytbelastningar och uppehållstider som testades i piloten kunde analysresultat från pilotförsöket användas direkt för uppskattning av kolförbrukning. Med de satta resningsmålen (se kapitel 5.1) skulle det innebära att kolet i filter med uppehållstid på 7,4 min behövde bytas efter rening av ca 10 000 bäddvolymmer och i filter med uppehållstid på 14 min efter ca 15 000 bäddvolymmer (Figur 17). Vid dessa bäddvolymmer är rening av oxazepam ca 80%, vilket ger en medelavskiljning på ca 91%. Det är värt att notera att avskiljning av citalopram är mycket bra vid dessa bäddvolymmer och utgående halt är under detektionsgräns.



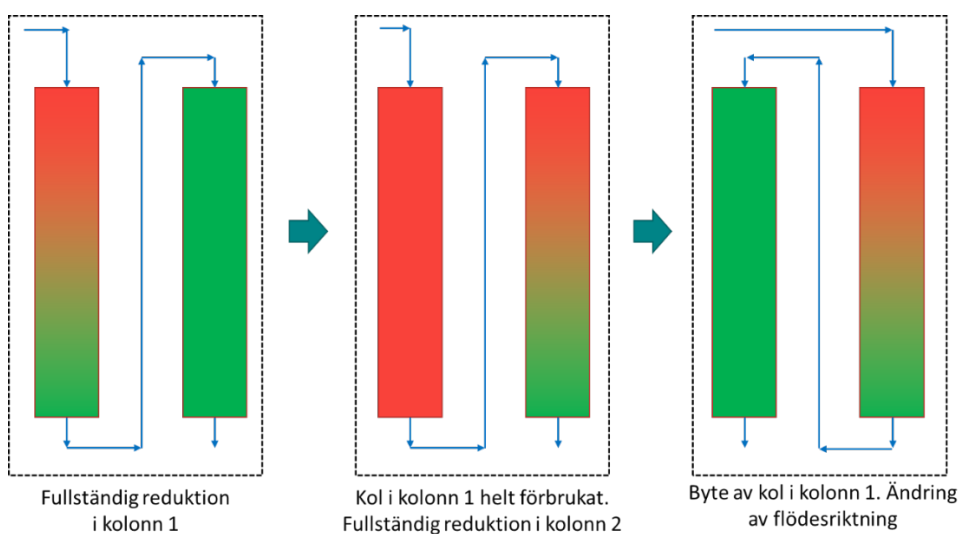
Figur 17. Utnyttjande av kol vid drift av 1-filter och olika uppehållstider.

Enligt (Baresel et al. 2017a) står annuitetskostnaden för 50% av totala kostnaden för små kolfilteranläggningar. Ökning av kolets livslängd med 50% enligt beräkning ovan är inte nödvändigtvis ekonomiskt motiverat, om det kräver en 50% större investering. Ökning av kontakttiden till 30 min är förmodligen inte motiverat för ett reningsverk i den storleken.

## 5.4 Utformning av kolfilter och kolförbrukning

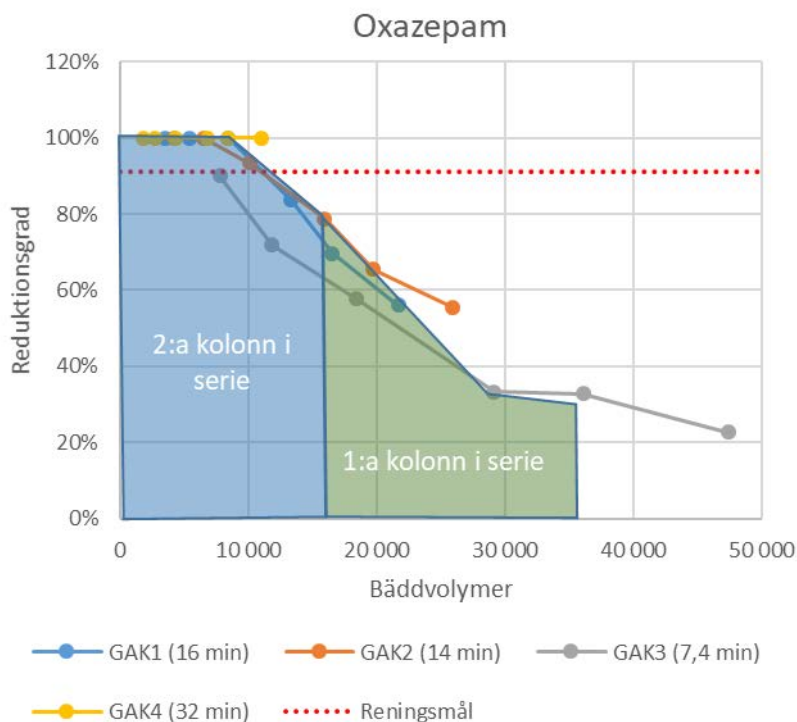
Försöken var utformade för att få maximalt med information om påverkan av olika parametrar på utnyttjande av kolets kapacitet som kan användas för dimensionering av eventuella framtida reningsanläggningen och bedömning av kostnaden för byte av kol. Det var viktigt att köra kolonnerna inte bara till punkten när tillräcklig rening inte kan längre nås (80-90% reduktion) utan att få en komplett genombrottskurva till punkten när reduktion av läkemedelsrester är väldigt dåligt (0-20%).

Från de tidigare redovisade figurerna är det tydligt att kolet har fortfarande mycket kapacitet när genombrottet sker. Ett sätt att öka livslängden på kol är att köra flera kolkolonner i serie (Figur 18).



Figur 18. Principen för drift av två kolonner i serie (s.k. "lead-lag" drift).

Vid tvåkolonnsdrift kan troligtvis kolförbrukningen halveras. I Figur 19 visas genombrottskurvan för oxazepam med illustration av mängden av oxazepam som sorberats på kolet vid 1-kolonnsdrift (den blåa ytan) och vid 2-kolonnsdrift (den blåa och den gröna ytan).



Figur 19. Illustrering av ökning av kolutnyttjande vid 2-kolonnsdrift.

Det saknas tillräckligt med underlag för att fastställa vilken kontakttid och ytbelastning ger bästa ekonomi vid två-kolonnsdrift. Förslagsvis kan eventuella fullskaleanläggningen utformas med två kolonner i serie och dimensioneras för en ytbelastning av 8 m/h (högsta testade belastning i försöken) med kolbäddshöjd 1,5 m, vilket ger en uppehållstid av drygt 11 min i varje filter. Kolförbrukning uppskattas då vara ca 17 g per m<sup>3</sup> av renat vatten (motsvarande 30 000 bäddvolymmer vid enkolonnsdrift).

## 5.5 Uppskattade kostnader för en avancerad rening

År 2018 behandlades 5 186 000 m<sup>3</sup> vatten på Främby reningsverk. Läkemedelsrening dimensioneras för en lägre kapacitet än biosteget, vanligtvis till 1xQ<sub>dim</sub> eller Q<sub>medel</sub>. Vid behandling av hela 2018 års flöde skulle kolförbrukning vara ca 86 ton. Pris för den sorten av kol som användes i försöken är ca 32 tkr/ton exkl leverans (personlig kommunikation Chemviron Carbon, 2019), vilket ger en årskostnad för kolbyte av ca 3 Mkr/år. En rimlig antagande är att annuitetskostnad kommer vara ytterligare 3 Mkr. Andra drifts- och underhållskostnader är små och uppskattas till 0,5 Mkr/år. Det ger en total årskostnad på 6,5 Mkr och en specifik kostnad på 1,25 kr/m<sup>3</sup>. Dessa beräkningar är väldigt grova (speciellt investeringskostnad) och är tänkta att endast ge en indikation av storleksordning på kostnaden för läkemedelsrening. En bättre kalkyl för olika utformningar av anläggningen krävs för att välja den bästa konfigurationen och förfina ekonomiska kalkylen.

## 6. Referenser

Adolfsson-Erici, M., Pettersson, M., Wahlberg, C. & Asplund, L. (2005). *Östrogena ämnen i avloppsvatten, slam och lagrad urin* (VA-Forsk rapport 2005-03).

Allard, A.-S. & Wahlberg C. (2017). *Förekomst och reduktion av fokusämnena i fyra reningsverk. Delrapport inom SystemLäk – Systemförslag för rening av läkemedelsrester och andra prioriterade svårnedbrytbara ämnen* (IVL Rapport B 2279).

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 mikroförroeningar vid avloppsreningsverk – Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroförroeningar* (IVL Rapport B 2288).

Baresel, C., Magnér J., Magnusson, K. & Olshammar, M. (2017b). *Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten* (IVL Rapport C 235).

Baresel, C., Palm Cousins, A., Hörsing, M., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.-S., Magnér, J., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U. & Söhr, S. (2015). *Pharmaceutical residues and other emerging substances in the effluent of sewage treatment plants. Review on concentrations, quantification, behavior, and removal options* (IVL Rapport B 2226).

Cimbritz, M., Tumlin, S., Hagman, M., Dimitrova, I., Hey, G., Mases, M., Åstrand, N. & la Cour Jansen, J. (2016). *Rening från läkemedelsrester och andra mikroförroeningar – En kunskapsmanställning* (Svenskt Vatten Utveckling Rapport 2016-04).

Europaparlamentets och rådets direktiv 2013/39/EU av den 12 augusti 2013 om ändring av direktiven 2000/60/EG och 2008/105/EG vad gäller prioriterade ämnen på vattenpolitikens område.

HVMFS 2013:19. *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.

Kemikalieinspektionen (2016). *Alkylfenoler och dess derivat*. <https://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/alkylfenoler-och-deras-derivat> [2019-07-19]

Kemikalieinspektionen (2019a). *Bromerade flamskyddsmedel*. <https://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/bromerade-flamskyddsmedel#accept> [2019-07-09]

Kemikalieinspektionen (2019b). *Högfluorerade ämnen – PFAS*. <https://www.kemi.se/kemiska-amnen-och-material/hogfluorerade-amnen-pfas> [2019-07-09]

Kemikalieinspektionen (u.å.). *Bisfenol A*. <https://www.kemi.se/privatpersoner/kemiska-amnen/bisfenol-a> [2019-07-19]

Kierkegaard, A., Bignert, A. & McLachlan, M.S. (2012). Bioaccumulation of decamethylcyclopentasiloxane in perch in Swedish lakes. *Chemosphere*, 93, ss. 789-793.

Kommissionens genomförandebeslut (EU) 2018/840 av den 5 juni 2018 om upprättande av en bevakningslista över ämnen för unionsomfattande övervakning inom vattenpolitikens område i enlighet med Europaparlamentet och rådets direktiv 2008/105/EG samt om upphävande av kommissionens genomförandebeslut (EU) 2015/495.

Larsson, J. & Lööf, L. (2015). *Läkemedel i miljön, Läkemedelsboken*. Läkemedelsverket.  
[https://lakemedelsboken.se/kapitel/lakemedelsanvandning/lakemedel\\_i\\_miljon.html](https://lakemedelsboken.se/kapitel/lakemedelsanvandning/lakemedel_i_miljon.html)

Lindeström, L. & Tröjbom, M. (2010). *Konsekvenser för Faluån, Runn och Dalälven av åtgärder på gruvavfall i Falun. Delrapport i slutrapporteringen av Faluprojektet* (Naturvårdsverket Rapport 6403).

Livsmedelsverket (2019). *Riskhantering – PFAS i dricksvatten och fisk*.  
<https://www.livsmedelsverket.se/produktion-handel--kontroll/dricksvattenproduktion/riskhantering-pfaa-i-dricksvatten?AspxAutoDetectCookieSupport=1> [2019-07-09]

Läkemedelsverket (2015). *Miljöindikatorer inom ramen för nationella läkemedelsstrategin (NLS)* (Rapport från CBL-kansliet).

Länsstyrelsen (u.å.). *VISS (Vatteninformationssystem Sverige): Runn*.  
<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA65218711> [2019-07-10]

Naturvårdsverket (2016). *Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel – En sammantagen bild av förekomsten i miljön. Redovisning av ett regeringsuppdrag* (Naturvårdsverket Rapport 6709).

Naturvårdsverket (2017). *Avancerad rening av avloppsvatten för avskiljning av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen. Behov, teknik och konsekvenser. Redovisning av ett regeringsuppdrag* (Naturvårdsverket Rapport 6766).

Naturvårdsverket (2019). *Rekommenderade ämnen för analys*.  
<https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Bidrag/Lakemedelsrening-2019/Rekommenderade-amnen-for-analys/> [2019-08-02]

NFS 2016:6. *Naturvårdsverkets föreskrifter om rening och kontroll av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse*. Stockholm: Naturvårdsverket.

Norborg Carlsson, A.C. (2018). *Dalälven 2017*. Dalälvens Vattenvårdsförening.

Norborg Carlsson, A.C. (2019). *Dalälven 2018*. Dalälvens Vattenvårdsförening.

Olsson, M. (2018). *Analys av föroreningar i avloppsvatten i Falun*. Examensarbete på masternivå, Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära. Uppsala: Uppsala universitet.

SFS 2018:495. *Förordning om bidrag för rening av avloppsvatten från läkemedelsrester*. Stockholm: Miljö- och energidepartementet.

Wallberg, P., Wallman, P., Thorén, S., Nilsson, S. & Christiansson, F. (2016). *Behov av avancerad rening vid avloppsreningsverk – Finns det recipienter som är känsligare än andra?* (Sweco för Naturvårdsverket).

Wemming, A. (2016). *Organiska miljögifter i Dalarnas ytvatten – Resultat från provtagningar mellan 2004 och 2014* (Länsstyrelsen Dalarna Rapport 2016:08).

Wu, Q.-Y., Zhou, Y.-T., Li, W., Zhang, X., Du, Y. & Hu, H.-Y. (2019). Underestimated risk from ozonation of wastewater containing bromide: Both organic byproducts and bromate contributed to the toxicity increase. *Water Research*, 162(1), ss. 43-52.

Ødegaard, H. (1999). The Moving Bed Biofilm Reactor. *Water Environmental Engineering and Reuse of Water*, Hokkaido Press, ss. 250-305.

## Bilaga 1: Analyserade ämnen och analysmetoder

Analyser av hormoner, antibiotika och övriga läkemedel utfördes av IVL:s labb i Stockholm med en LC-MS/MS-metod. YES-tester utfördes av IVL:s labb i Stockholm i 96 håls-mikrotiterplattor med modifierade jästcellstammar som innehåller gener för östrogenreceptor respektive androgenreceptor.

<b>Substans</b>	<b>Användning</b>
Etinylöstradiol (EE2, 17-alfa-etinylöstradiol)	Syntetiskt hormon
Östradiol (E2, 17-beta-östradiol)	Naturligt hormon
Östron (E1)	Naturligt hormon
Bensylpenicillin	Antibiotika
Ciprofloxacin	Antibiotika
Doxycyklin	Antibiotika
Erytromycin	Antibiotika
Fusidinsyra	Antibiotika
Klaritromycin	Antibiotika
Klindamycin	Antibiotika
Linezolid	Antibiotika
Metronidazol	Antibiotika
Moxifloxacin	Antibiotika
Norfloxacin	Antibiotika
Rifampicin	Antibiotika
Sulfametoxazol	Antibiotika
Tetracyklin	Antibiotika
Trimetoprim	Antibiotika
Amlodipin	Blodtryckssänkande
Atenolol	Blodtryckssänkande
Bisoprolol	Blodtryckssänkande
Citalopram	Antidepressiv
Diklofenak	Antiinflammatorisk
Fluoxetin	Antidepressiv
Furosemid	Vätskedrivande
Hydroklortiazid	Blodtryckssänkande
Ibuprofen	Antiinflammatorisk
Karbamazepin	Lugnande
Ketoprofen	Antiinflammatorisk
Metoprolol	Blodtryckssänkande
Naproxen	Antiinflammatorisk
Oxazepam	Lugnande
Paracetamol	Smärtstillande
Propranolol	Blodtryckssänkande
Ramipril	Blodtryckssänkande
Ranitidin	Magsårsmedicin
Risperidon	Antipsykotisk
Sertralin	Antidepressiv
Simvastatin	Kolesterolsänkande
Terbutalin	Astmamedicin
Warfarin	Blodförtunnande

Högfluorerade ämnen analyserades med en LC-MS/MS-metod, siloxaner analyserades med en GC-MS-metod och fenoler analyserades med en GC-MS/MS-metod av IVL:s labb i Stockholm. Analyser av BDE utfördes av IVL:s labb i Göteborg med en GC-ECD-metod.

**Högfluorerade ämnen**

PFBA	perfluorbutanoat
PFPeA	perfluorpentanoat
PFHxA	perfluorhexanoat
PFHpA	perfluorheptanoat
PFOA	perfluoroktanoat
PFNA	perfluornonanoat
PFDA	perfluordekanoat
PFBS	Perfluorbutansulfonat
PFHxS	Perfluorhexansulfonat
PFOS	perfluoroktansulfonat
PFOSA	perfluoroktansulfonamid
6:2FTS	fluortelomersulfonat

**Bromerade difenyletrar**

PBDE 28	2,4,4'-tribromdifenyleter
PBDE 47	2,2',4,4'-tetrabromdifenyleter
PBDE 85	2,2',3,4,4'-pentabromdifenyleter
PBDE 99	2,2',4,4',5-pentabromdifenyleter
PBDE 100	2,2',4,4',6-pentabromdifenyleter
PBDE 153	2,2',4,4',5,5'-hexabromdifenyleter
PBDE 154	2,2',4,4',5,6'-hexabromdifenyleter
PBDE 209	2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-dekabromdifenyleter

**Siloxaner**

D4	oktametylcyklotetrasiloxan
D5	dekametylcyklopentasiloxan
D6	dodekametylcyklohexasiloxan
MDM	oktametyltrrasiloxan
MD2M	dekametyltetrasiloxan
MD3M	dodekametylpentasiloxan

**Fenoler**

Bisfenol A	4,4'-dihydroxi-2,2-difenylpropan
Oktylfenol	4-tert-oktylfenol
Nonylfenol	4-iso-nonylfenol
Tribromfenol	2,4,6-tribromfenol
Pentaklorfenol	2,3,4,5,6-pentaklorfenol
Triklosan	2,4,4'-triklor-2'-hydroxidifenyleter



## Bilaga 2: Resultat från analyser av läkemedelsrester

Tabell 9. Koncentrationer av hormoner och antibiotika i avloppsvattnet före och efter MBBR samt beräknad reningsgrad i MBBR. Analyserna utfördes på dygnsprov från fyra provtagningstillfällen år 2019. Koncentrationer för ämnen som inte kunde uppmätas över kvantifieringsgränsen eller detektionsgränsen är angivna som mindre än dessa värden. Alla koncentrationer är angivna i ng/l. Dubbelstreck betyder att ämnet inte kunde utvärderas vid analysen. Grön markering innebär en reningsgrad på minst 80 %, gul markering innebär en reningsgrad på mellan 40 och 80 % och röd markering innebär en reningsgrad på under 40 %.

	V. 21			V. 24			V. 29			V. 37		
	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening
<b>Hormoner</b>												
Etinylöstradiol	<2	<1	-	<2	<1	-	<2	<2	-	<2	<2	-
Östradiol	<2	<1	-	<2	<1	-	<2	<2	-	<2	<2	-
Östron	<2	<3	-	<2	<1	-	<2	<2	-	<2	<2	-
<b>Antibiotika</b>												
Bensylpenicillin	--	--	-	--	--	-	8,9	5,1	43%	--	--	-
Ciprofloxacin	<14	22	-	15	17	-13%	<7	<7	-	27	<9	>67%
Doxycyclin	<60	<60	-	<30	<30	-	<7	<7	-	<50	<50	-
Erytromycin	24	18	25%	--	--	-	9,3	10	-8%	30	22	27%
Fuisidinsyra	<25	<25	-	<20	<20	-	<10	<10	-	<3	<3	-
Klaritromycin	130	100	23%	23	57	-148%	58	70	-21%	71	110	-55%
Klindamycin	35	32	9%	16	19	-19%	<3	<3	-	43	28	35%
Linezolid	11	33	-200%	280	13	95%	<4	<4	-	11	<9	>9%
Metronidazol	82	61	26%	44	37	16%	75	56	25%	61	55	10%
Moxifloxacin	<3	<3	-	<6	<6	-	<2	<2	-	<8	<8	-
Norfloxacin	<6	<6	-	<7	<7	-	<3	<3	-	<5	<5	-
Rifampicin	68	32	53%	95	<26	>73%	22	28	-27%	<75	<75	-
Sulfametoxazol	200	120	40%	100	110	-10%	77	47	39%	56	32	43%
Tetracyclin	<80	<80	-	<90	<90	-	220	150	32%	<75	<75	-
Trimetoprim	33	31	6%	44	44	0%	5,1	5,6	-10%	72	50	31%

Tabell 10. Koncentrationer av övriga läkemedel i avloppsvattnet före och efter MBBR samt beräknad reningsgrad i MBBR. Analyserna utfördes på dygnsprov från fyra provtagningsstillfällen år 2019. Koncentrationer för ämnen som inte kunde uppmätas över kvantifieringsgränsen eller detektionsgränsen är angivna som mindre än dessa värden. Alla koncentrationer är angivna i ng/l. Grön markering innebär en reningsgrad på minst 80 %, gul markering innebär en reningsgrad på mellan 40 och 80 % och röd markering innebär en reningsgrad på under 40 %.

	V. 21			V. 24			V. 29			V. 37			V. 42			V. 50		
	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening
<b>Övriga läkemedel</b>																		
Amlodipin	76	<50	>34%	<85	<25	-	170	<47	>72%	<210	<39	-	140	<64	>54%	140	<22	>84%
Atenolol	540	580	-7%	480	470	2%	440	670	-52%	400	440	-10%	880	830	6%	350	270	23%
Bisoprolol	160	180	-13%	130	110	15%	130	120	8%	<82	<82	-	240	220	8%	120	89	26%
Citalopram	360	450	-25%	250	220	12%	340	390	-15%	380	460	-21%	610	740	-21%	320	300	6%
Diklofenak	650	600	8%	880	580	34%	680	750	-10%	680	770	-13%	1800	1900	-6%	580	560	3%
Fluoxetin	41	54	-32%	<70	<20	-	<39	<39	-	78	55	29%	81	65	20%	36	35	3%
Furosemid	1300	1200	8%	1700	1300	24%	1500	1300	13%	1200	910	24%	3400	2700	21%	1300	820	37%
Hydroklortiazid	750	830	-11%	920	840	9%	800	710	11%	630	840	-33%	1500	1500	0%	650	520	20%
Ibuprofen	<16	<16	-	<100	<30	-	59	43	27%	<92	<28	-	530	<180	>66%	560	190	66%
Karbamazepin	400	480	-20%	470	470	0%	410	590	-44%	380	460	-21%	710	760	-7%	320	300	6%
Ketoprofen	310	250	19%	440	270	39%	160	170	-6%	280	250	11%	420	380	10%	280	180	36%
Metoprolol	1600	1800	-13%	1600	1600	0%	1400	1400	0%	1300	1700	-31%	2800	3100	-11%	3000	2500	17%
Naproxen	120	47	61%	95	60	37%	1200	880	27%	450	110	76%	760	300	61%	2900	430	85%
Oxazepam	2100	2500	-19%	9400	8900	5%	2200	2600	-18%	1900	2400	-26%	5600	5800	-4%	2500	2200	12%
Paracetamol	<10	<10	-	<85	<25	-	<47	<47	-	<50	<50	-	<200	<60	-	<24	<24	-
Propranolol	89	110	-24%	71	56	21%	98	120	-22%	86	110	-28%	190	210	-11%	88	87	1%
Ramipril	<10	<10	-	<12	<12	-	<7	<7	-	<12	<4	-	<6	<18	-	<12	<12	-
Ranitidin	120	77	36%	330	150	55%	72	53	26%	100	92	8%	770	420	45%	28	11	61%
Risperidon	<2	<2	-	<4	<4	-	<3	<3	-	<1	<1	-	<11	<11	-	<2	<2	-
Sertralin	98	130	-33%	38	57	-50%	43	54	-26%	120	110	8%	150	130	13%	130	79	39%
Simvastatin	<80	<80	-	<130	<130	-	<21	<21	-	23	<20	>13%	<25	130	-	--	--	-
Terbutalin	4,5	4,2	7%	<10	<3	-	<6	<6	-	<4	<4	-	8,7	10	-15%	<6	<6	-
Warfarin	7,4	6,5	12%	10	9,0	10%	6,6	5,7	14%	9,2	9,0	2%	30	28	7%	3,8	3,8	0%

Tabell 11. Koncentrationer av hormoner och antibiotika i avloppsvattnet efter filtrering med GAK samt beräknad reningsgrad i GAK. Analyserna utfördes på dygnsprov från fyra provtagningstillfällen år 2019. Koncentrationer för ämnen som inte kunde uppmätas över kvantifieringsgränsen eller detektionsgränsen är angivna som mindre än dessa värden. Värden över kvantifieringsgränsen är markerade i fet stil. Alla koncentrationer är angivna i ng/l. Dubbelstreck betyder att ämnet inte kunde utvärderas vid analysen. Uppehållstiderna var 16 minuter för GAK 1, 14 minuter för GAK 2, 7,4 minuter för GAK 3 och 32 minuter för GAK 4. Vattnet i GAK 2, GAK 3 och GAK 4 hade genomgått rening i MBBR.

	V. 21				V. 24				V. 29				V. 37			
	GAK 1	GAK 2	GAK 3	GAK 4	GAK 1	GAK 2	GAK 3	GAK 4	GAK 1	GAK 2	GAK 3	GAK 4	GAK 1	GAK 2	GAK 3	GAK 4
<b>Hormoner</b>																
Etinylöstradiol	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	<2	<1	<1	<1	<1
Östradiol	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	<2	<1	<1	<1	<1
Östron	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	<2	<1	<1	<1	<1
<b>Antibiotika</b>																
Bensylpenicillin	--	--	--	--	--	--	--	--	<b>5,2</b>	<3	<b>4,4</b>	<1	--	--	--	--
Ciprofloxacin	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<2	<2	<2	<2	<9	<9	<b>9,4</b>	<3
Doxycyclin	<60	<60	<60	<60	<30	<30	<30	<30	<7	<7	<b>1,8</b>	<7	<50	<50	<50	<50
Erytromycin	<4	<4	<4	<4	--	--	--	--	<b>6,7</b>	<b>5,7</b>	<3	<1	<b>15</b>	<b>14</b>	<b>18</b>	<9
Fusidinsyra	<25	<25	<25	<25	<20	<20	<20	<20	<10	<10	<10	<10	<3	<3	<3	<3
Klaritromycin	<4	<14	<b>42</b>	<4	<6	<b>12</b>	<b>30</b>	<2	<b>13</b>	<b>20</b>	<b>48</b>	<3	<b>23</b>	<b>58</b>	<b>78</b>	<b>9,4</b>
Klindamycin	<1	<1	<b>7,2</b>	<1	<1	<3	<b>7,2</b>	<1	<1	<1	<3	<1	<b>15</b>	<b>14</b>	<b>49</b>	<2
Linezolid	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<10	<3	<4	<4	<4	<4	<3	<3	<3	<3
Metronidazol	<3	<3	<10	<3	<2	<2	<b>9,1</b>	<2	<3	<b>5,8</b>	<b>25</b>	<1	<1	<b>11</b>	<b>35</b>	<1
Moxifloxacin	<3	<3	<3	<3	<6	<6	<6	<6	<2	<2	<2	<2	<8	<8	<8	<8
Norfloxacin	<6	<6	<6	<6	<7	<7	<7	<7	<3	<3	<3	<3	<5	<5	<5	<5
Rifampicin	<5	<5	<15	<5	<26	<8	<26	<8	<34	<34	<34	<34	<75	<25	<25	<25
Sulfametoxazol	<6	<6	<20	<6	<b>14</b>	<12	<b>29</b>	<4	<b>18</b>	<b>34</b>	<b>44</b>	<6	<b>31</b>	<21	<21	<7
Tetracyclin	<80	<80	<80	<80	<90	<90	<90	<90	<100	<30	<100	<30	<75	<75	<75	<75
Trimetoprim	<1	<1	<1	<1	<2	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	<b>3,8</b>	<1	<b>26</b>	<1

Tabell 12. Koncentrationer av övriga läkemedel i avloppsvattnet efter filtrering med GAK samt beräknad reningsgrad i GAK. Analyserna utfördes på dygnsprov från fyra provtagningsstillfällen år 2019. Koncentrationer för ämnen som inte kunde uppmätas över kvantifieringsgränsen eller detektionsgränsen är angivna som mindre än dessa värden. Värden över kvantifieringsgränsen är markerade i fet stil. Alla koncentrationer är angivna i ng/l. Uppehållstiderna var 16 minuter för GAK 1, 14 minuter för GAK 2, 7,4 minuter för GAK 3 och 32 minuter för GAK 4. Vattnet i GAK 2, GAK 3 och GAK 4 hade genomgått rening i MBBR.

	V. 21				V. 24				V. 29				V. 37				V. 42				V. 50			
	GAK 1	GAK 2	GAK 3	GAK 4	GAK 1	GAK 2	GAK 3	GAK 4	GAK 1	GAK 2	GAK 3	GAK 4	GAK 1	GAK 2	GAK 3	GAK 4	GAK 1	GAK 2	GAK 3	GAK 4	GAK 1	GAK 2	GAK 3	GAK 4
<b>Läkemedel</b>																								
Amlodipin	<16	<16	<16	<16	<25	<25	<25	<25	<b>99</b>	<b>120</b>	<14	<b>82</b>	<39	<39	<39	<39	<19	<19	<19	<19	<22	<22	<22	<22
Atenolol	<3	<3	<b>15</b>	<3	<10	<10	<b>56</b>	<10	<b>8,4</b>	<b>13</b>	<b>190</b>	<2	<9	<b>27</b>	<b>220</b>	<3	<b>120</b>	<b>120</b>	<b>460</b>	<3	<b>110</b>	<b>65</b>	<b>160</b>	<4
Bisoprolol	<3	<1	<b>3,3</b>	<1	<3	<3	<10	<3	<3	<3	<b>26</b>	<1	<82	<82	<82	<82	<b>23</b>	<b>30</b>	<b>130</b>	<1	<b>27</b>	<b>20</b>	<b>59</b>	<1
Citalopram	<6	<6	<20	<6	<20	<20	<70	<20	<8	<8	<b>88</b>	<8	<b>11</b>	<b>22</b>	<b>240</b>	<1	<b>63</b>	<b>120</b>	<b>410</b>	<6	<b>59</b>	<b>57</b>	<b>180</b>	<6
Diklofenak	<6	<6	<b>80</b>	<6	<b>27</b>	<b>24</b>	<b>190</b>	<4	<b>83</b>	<b>100</b>	<b>410</b>	<3	<b>350</b>	<b>250</b>	<b>620</b>	<13	<b>860</b>	<b>1000</b>	<b>1500</b>	<b>120</b>	<b>330</b>	<b>330</b>	<b>460</b>	<b>63</b>
Fluoxetin	<3	<3	<3	<3	<20	<20	<20	<20	<12	<12	<12	<12	<b>7,9</b>	<1	<b>22</b>	<1	<b>21</b>	<9	<b>24</b>	<3	<7	<7	<b>20</b>	<2
Furosemid	<16	<16	<b>130</b>	<16	<35	<35	<b>390</b>	<35	<b>87</b>	<b>81</b>	<b>630</b>	<6	<b>330</b>	<b>250</b>	<b>860</b>	<5	<b>1200</b>	<b>1500</b>	<b>2500</b>	<b>100</b>	<b>580</b>	<b>480</b>	<b>790</b>	<b>45</b>
Hydroklor- tiazid	<3	<3	<b>12</b>	<3	<3	<3	<b>82</b>	<3	<15	<15	<b>160</b>	<15	<b>110</b>	<b>57</b>	<b>380</b>	<1	<b>180</b>	<b>300</b>	<b>860</b>	<34	<b>110</b>	<b>140</b>	<b>370</b>	<b>5</b>
Ibuprofen	<16	<16	<16	<16	<30	<30	<30	<30	<b>11</b>	<10	<b>8,2</b>	<3	<92	<28	<28	<28	<b>190</b>	<180	<180	<55	<b>280</b>	<95	<95	<28
Karbama- zepin	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<100	<30	<26	<26	<b>200</b>	<26	<28	<93	<b>270</b>	<28	<150	<b>210</b>	<b>510</b>	<46	<b>58</b>	<b>56</b>	<b>170</b>	<5
Ketoprofen	<10	<10	<30	<10	<30	<30	<b>100</b>	<30	<b>18</b>	<b>21</b>	<b>88</b>	<2	<b>94</b>	<b>70</b>	<b>180</b>	<2	<b>230</b>	<b>210</b>	<b>340</b>	<b>22</b>	<b>150</b>	<b>120</b>	<b>190</b>	<16
Metoprolol	<4	<4	<b>24</b>	<4	<6	<6	<b>120</b>	<6	<b>13</b>	<b>16</b>	<b>290</b>	<3	<b>15</b>	<b>46</b>	<b>660</b>	<2	<b>230</b>	<b>280</b>	<b>1500</b>	<5	<b>620</b>	<b>450</b>	<b>1500</b>	<8
Naproxen	<10	<10	<10	<10	<14	<14	<50	<14	<b>46</b>	<b>50</b>	<b>400</b>	<5	<b>130</b>	<b>30</b>	<b>84</b>	<2	<b>250</b>	<b>180</b>	<b>290</b>	<19	<b>1100</b>	<b>240</b>	<b>450</b>	<49
Oxazepam	<60	<60	<b>250</b>	<60	<130	<430	<b>2500</b>	<130	<160	<b>170</b>	<b>1100</b>	<50	<b>310</b>	<b>510</b>	<b>1600</b>	<41	<b>1700</b>	<b>2000</b>	<b>3900</b>	<170	<b>1100</b>	<b>980</b>	<b>1700</b>	<57
Paracetamol	<10	<10	<10	<10	<25	<25	<25	<25	<14	<14	<14	<14	<15	<15	<15	<15	<60	<60	<60	<60	<24	<24	<24	<24
Propranolol	<5	<5	<5	<5	<10	<10	<10	<10	<3	<3	<b>4,9</b>	<3	<3	<1	<b>24</b>	<1	<5	<5	<b>61</b>	<2	<3	<b>4,4</b>	<b>33</b>	<1
Ramipril	<10	<10	<10	<10	<12	<12	<12	<12	<7	<7	<7	<7	<12	<4	<4	<4	<18	<6	<6	<6	<12	<12	<12	<12
Ranitidin	<6	<2	<2	<2	<7	<7	<7	<7	<2	<2	<2	<2	<3	<3	<b>45</b>	<1	<b>27</b>	<19	<b>160</b>	<6	<3	<3	<b>5,9</b>	<1
Risperidon	<6	<2	<2	<2	<4	<4	<4	<4	<3	<3	<3	<3	<1	<1	<1	<1	<11	<11	<11	<11	<2	<2	<2	<2
Sertralin	<b>34</b>	<5	<5	<5	<4	<4	<13	<4	<14	<14	<14	<14	<4	<b>4,1</b>	<b>32</b>	<b>6,4</b>	<3	<10	<b>23</b>	<3	<1	<4	<b>28</b>	<1
Simvastatin	<80	<80	<80	<80	<130	<130	<130	<130	<21	<21	<21	<21	<20	<20	<20	<20	<25	<25	<25	<25	--	--	--	--

Terbutalin	<1	<1	<1	<1	<3	<3	<3	<3	<2	<2	<2	<2	<1	<1	<4	<1	<6	<6	<b>10</b>	<2	<2	<2	<2	
Warfarin	<1	<1	<3	<1	<3	<3	<b>5,7</b>	<1	<3	<3	<b>4,7</b>	<1	<b>6,5</b>	<b>5,6</b>	<b>8,1</b>	<1	<b>19</b>	<b>20</b>	<b>24</b>	<7	<3	<3	<b>3,1</b>	<3

## Bilaga 3: Resultat från analyser av övriga mikroföroreningar

Tabell 13. Koncentrationer av PFAS, siloxaner, fenoler och BDE i avloppsvattnet före och efter MBBR samt beräknad reningsgrad i MBBR. Analyserna utfördes på dygnsprov från fyra provtagningstillfällen år 2019. Koncentrationer för ämnen som inte kunde uppmätas över kvantifieringsgränsen eller detektionsgränsen är angivna som mindre än dessa värden. Alla koncentrationer är angivna i ng/l. Dubbelstreck betyder att ämnet inte kunde utvärderas vid analysen och om värde saknas har ingen analys utförts. Grön markering innebär en reningsgrad på minst 80 %, gul markering innebär en reningsgrad på mellan 40 och 80 % och röd markering innebär en reningsgrad på under 40 %.

	V. 21			V. 24			V. 29			V. 37		
	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening	In	Ut	Rening
<b>PFAS</b>												
PFBA	1,9	1,7	12%	1,6	1,4	17%	5,0	2,3	54%	1,3	2,4	-85%
PFPeA	3,6	9,1	-149%	2,6	2,5	4%	2,4	1,3	46%	1,6	1,3	19%
PFHxA	3,9	4,1	-6%	5,6	3,9	31%	5,9	5,1	14%	2,1	2,7	-29%
PFHpA	2,0	2,0	1%	2,1	1,5	29%	4,2	2,3	45%	1,4	0,9	36%
PFOA	8,4	6,9	18%	10	3,8	63%	14	11	21%	5,0	3,3	34%
PFNA	0,46	0,25	46%	0,42	0,22	48%	1,4	0,83	41%	0,5	0,3	40%
PFDA							2,5	1,1	56%	2,0	1,1	45%
PFBS	<0,7	<0,7	-	1,0	0,96	4%	0,59	0,49	17%	0,8	0,8	0%
PFHxS	1,0	1,4	-51%	1,6	1,5	5%	1,6	1,7	-6%	1,1	0,9	18%
PFOS	2,4	1,5	38%	2,9	2,3	20%	3,2	2,3	28%	3,0	1,4	53%
PFOSA	<0,4	<0,4	-	<0,4	<0,4	-						
6:2FTS	0,37	0,42	-14%	5,6	1,1	81%	1,2	1,2	0%	1,6	1,9	-19%
<b>Siloxaner</b>												
D4	102	130	-27%	74			80	99	-24%	75	<70	>7%
D5	150	37	75%	100			93	30	68%	77	27	65%
D6	180	320	-78%	110			380	270	29%	30	<15	>50%
MDM	<1	<1	-	2			<1	<1	-	<1	<1	-
MD2M	3,7	<1	>73%	<1			<1	<1	-	<1	<1	-
MD3M	13	19	-46%	4,7			3,6	<3	>17%	<3	<3	-
<b>Fenoler</b>												
Bisfenol A	32	<8	>75%	86			180	<20	89%	279	<50	>82%
Oktylfenol	7,7	<2	>74%	26			<7	<2	-	--	--	-
Nonylfenol	<75	<25	-	120			<5	<5	-	<40	<40	-
Pentaklorfenol	3,1	<3	>2%	4,0			<1	<1	-	7	4	43%
Tribromfenol	<7	<7	-	<7			<10	<10	-	--	--	-
Triklosan	<3	<1	-	3,1			<7	<2	-	3	<2	>33%
<b>BDE</b>												
PBDE 28	<0,23	<0,22	-	<0,22	<0,22	-	<0,23	<0,22	-	<0,22	<0,22	-
PBDE 47	<0,18	<0,17	-	<0,18	<0,17	-	<0,18	<0,18	-	<0,18	<0,18	-
PBDE 85	<0,23	<0,22	-	<0,22	<0,22	-	<0,23	<0,22	-	<0,22	<0,22	-
PBDE 99	<0,27	<0,26	-	<0,26	<0,26	-	<0,18	<0,18	-	<0,18	<0,18	-
PBDE 100	<0,18	<0,17	-	<0,18	<0,17	-	<0,18	<0,18	-	<0,18	<0,18	-
PBDE 153	<0,36	<0,36	-	<0,35	<0,35	-	<0,23	<0,22	-	<0,22	<0,22	-
PBDE 154	<0,23	<0,35	-	<0,22	<0,22	-	<0,23	<0,22	-	<0,22	<0,22	-
BDE 209	<2,7	<2,7	-							<3	<3	-

Tabell 14. Koncentrationer av PFAS, siloxaner, fenoler och BDE i avloppsvattnet efter filtrering med GAK samt beräknad reningsgrad i GAK. Analyserna utfördes på dygnsprov från fyra provtagningsstillfällen år 2019. Koncentrationer för ämnen som inte kunde uppmätas över kvantifieringsgränsen eller detektionsgränsen är angivna som mindre än dessa värden. Värden över kvantifieringsgränsen är markerade i fet stil. Alla koncentrationer är angivna i ng/l. Dubbelstreck betyder att ämnet inte kunde utvärderas vid analysen och om värde saknas har ingen analys utförts. Uppehållstiderna var 16 minuter för GAK 1, 14 minuter för GAK 2, 7,4 minuter för GAK 3 och 32 minuter för GAK 4. Vattnet i GAK 2, GAK 3 och GAK 4 hade genomgått rening i MBBR.

	V. 21		V. 24		V. 29		V. 37	
	GAK 1	GAK 2	GAK 1	GAK 2	GAK 1	GAK 2	GAK 1	GAK 2
<b>PFAS</b>								
PFBA	<b>1,6</b>	<b>2,5</b>	<b>2,3</b>	<b>2,8</b>	<b>2,8</b>	<b>3,0</b>	<b>1,5</b>	<b>1,7</b>
PFPeA	<b>4,3</b>	<b>1,9</b>	<b>3,3</b>	<b>2,3</b>	<b>1,6</b>	<b>1,3</b>	<b>1,9</b>	<b>2,2</b>
PFHxA	<b>3,8</b>	<b>1,7</b>	<b>5,0</b>	<b>2,2</b>	<b>3,7</b>	<b>4,8</b>	<b>3,6</b>	<b>2,9</b>
PFHpA	<b>0,55</b>	<b>0,35</b>	<b>1,1</b>	<b>0,32</b>	<b>1,0</b>	<b>1,0</b>	<b>1,2</b>	<b>1,1</b>
PFOA	<b>1,5</b>	<1,4	<b>2,7</b>	<b>0,96</b>	<b>5,1</b>	<b>4,7</b>	<b>3,1</b>	<b>3,5</b>
PFNA	<b>0,09</b>	<b>0,08</b>	<0,1	<0,1	<b>0,39</b>	<b>0,31</b>	<b>0,2</b>	<b>0,3</b>
PFDA					<b>0,87</b>	<b>0,34</b>	<b>0,8</b>	<b>0,8</b>
PFBS	<0,7	<0,7	<b>1,4</b>	<b>0,74</b>	<b>0,16</b>	<b>0,20</b>	<b>0,6</b>	<b>0,5</b>
PFHxS	<b>0,38</b>	<b>0,15</b>	<b>0,75</b>	<b>0,42</b>	<b>0,46</b>	<b>0,90</b>	<b>0,9</b>	<b>0,8</b>
PFOS	<b>0,76</b>	<b>0,13</b>	<b>1,2</b>	<b>0,28</b>	<b>1,2</b>	<b>0,75</b>	<b>1,9</b>	<b>1,5</b>
PFOSA	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4				
6:2FTS	<b>0,11</b>	<b>0,1</b>	<b>0,91</b>	<0,4	<b>1,7</b>	<b>0,65</b>	<b>1,0</b>	<b>1,2</b>
<b>Siloxaner</b>								
D4	<70	<70	<70		<70	<70	<70	<70
D5	<b>26</b>	<b>150</b>	<b>37</b>		<b>20</b>	<15	<b>23</b>	<15
D6	<b>62</b>	<b>510</b>	<b>49</b>		<b>65</b>	<b>29</b>	<15	<15
MDM	<1	<1	<1		<1	<1	<1	<1
MD2M	<1	<b>1,4</b>	<1		<1	<1	<1	<1
MD3M	<b>10</b>	<b>42</b>	<b>4</b>		<3	<3	<3	<3
<b>Fenoler</b>								
Bisfenol A	<8	<8	<8		<20	<20	<50	<50
Oktylfenol	<2	<2	<2		<2	<2	--	--
Nonylfenol	<75	<25	<b>92</b>		<5	<5	<40	<40
Pentaklorfenol	<1	<1	<1		<1	<1	<b>2</b>	<2
Tribromfenol	<7	<7	<7		<10	<10	--	--
Triklosan	<1	<1	<3		<2	<2	<2	<2
<b>BDE</b>								
PBDE 28	<0,22	<0,22	<0,22	<0,22	<0,22	<0,22	<0,22	<0,22
PBDE 47	<0,18	<0,18	<0,18	<0,17	<0,18	<0,18	<0,18	<0,18
PBDE 85	<0,22	<0,22	<0,22	<0,22	<0,22	<0,22	<0,22	<0,22
PBDE 99	<0,27	<0,26	<0,26	<0,26	<0,18	<0,18	<0,18	<0,18
PBDE 100	<0,18	<0,18	<0,18	<0,17	<0,18	<0,18	<0,18	<0,18
PBDE 153	<0,36	<0,35	<0,35	<0,35	<0,22	<0,22	<0,22	<0,22
PBDE 154	<0,22	<0,22	<0,22	<0,22	<0,22	<0,22	<0,22	<0,22
BDE 209	<2,7	<2,6					<3	<3

## Bilaga 4: Resultat från analyser av standardparametrar

Tabell 15. Resultat från analyser av DOC (löst organiskt kol). Alla värden är angivna i mg/l. Röda siffror indikerar värden som troligtvis är fel.

V.	Dag	Datum	Lab	E	F/H	G	A	B	C	D
18	Fre	190503	Främby		72,9	14,3				
19	Ons	190508	Främby		69,2	11,4				
20	Tors	190516	Främby		-15,3	5,13				
21	Fre	190524	Främby		7,14	5,96				
24	Ons	190612	Främby				7,3	4,83	7,04	-0,187
25	Tis	190618	Främby	28,4	18,1	63,8	7,66	64,1	64,9	61
27	Tors	190704	Synlab		8,3	7,1	5,5	5,2	6,1	3,4
28	Mån	190708	Synlab		7,8	7,1				
29	Ons	190717	Synlab	19	8,2	6,1	6,3	4,6	5,4	3,2
30	Tors	190725	Synlab		7,0	6,7				
31	Tis	190730	Synlab		7,4	5,1	5,2	4,5	4,9	3,0
32	Tis	190806	Synlab		7,3	6,1				
33	Mån	190812	Synlab		7,5	6,2	5,6	5	5,5	3,6
34	Tors	190822	Synlab		6,5	6,2				
35	Tis	190827	Synlab		7,2	6,4	6,1	5,4	5,9	3,6
36	Tors	190905	Synlab		7,1	6,9				
37	Mån	190909	Synlab	39	8,4	7,1	7,9	6,2	6,6	4,4
39	Tis	190924	Synlab		8,9	7,4				
41	Ons	191009	Synlab		7,9	8,1	6,2	6,7	7,2	4,9
43	Ons	191024	Synlab		7,5	7,0	5,9	6,3	6,5	5,1
45	Tors	191107	Synlab		8,3	7,7	5,9	6,7	7,4	4,9
47	Mån	191118	Synlab		8,1	6,6	8,4	5,5	5,6	4,8
49	Mån	191202	Synlab		8,6	7,6	7,0	6,5	6,7	5,3
50	Tors	191212	Synlab		8,7	6,9	6,8	6,4	6,4	5,0

Tabell 16. Resultat från analyser av COD (kemiskt syrebehov) på filtrerat vatten. Alla värden är angivna i mg/l.

V.	Dag	Datum	Lab	E	Försed	F/H	G	A	B	C	D
16	Ons	190417	Främby			36,9	26,1				
17	Tis	190423	Främby			28,8	20,8				
18	Mån	190429	Främby			25,6	22,3				
19	Ons	190508	Främby			33,0	25,7				
20	Tors	190516	Främby			26,0	24,3				
24	Ons	190612	Främby	80,3	50,6	22,7	20,7	17,7	15,2	18	10,5
27	Tors	190704	Synlab			37	31	<30	30	<30	<30
28	Mån	190708	Synlab			43	33				
29	Ons	190717	Synlab	90		31	<30	31	<30	41	<30
30	Tors	190725	Synlab			30	<30				
31	Tis	190730	Synlab			<30	<30	<30	<30	30	<30
32	Tis	190806	Synlab			<30	<30				
33	Mån	190812	Synlab			<30	<30	<30	<30	<30	<30
34	Tors	190822	Synlab			44	43				
35	Tis	190827	Främby			26,5	21,1	22,2	17,3	17,5	13,3
35	Tis	190827	Synlab			<30	32				
36	Tors	190905	Synlab			34	<30				
37	Mån	190909	Främby	503		22,8	18,5	23,8	16,5	18,5	11,7



37	Mån	190909	Synlab	150		<30	<30	39	<30	39	<30
39	Tis	190924	Synlab			36	<30	55	40	34	<30
40	Tis	191001	Främby			34,2	23,3	19,3	20,6	20,0	16,3
41	Ons	191009	Synlab			<30	<30				
43	Ons	191024	Främby			25,3	21,1	17,5	17,8	19,7	14,7
49	Mån	191202	Främby			27,5	20,6	18,3	17,4	18,1	14,3

Tabell 17. Resultat från analyser av tot-N (totalkväve). Alla värden är angivna i mg/l.

V.	Dag	Datum	Lab	E	Försed	F/H	G	A	B	C	D
16	Mån	190415	Främby			19,3	20,9				
16	Ons	190417	Främby			26,8	29,2				
17	Tis	190423	Främby			34,1	24,4				
17	Fre	190426	Främby			41,7	26,8				
18	Mån	190429	Främby			29,1	33,1				
18	Tis	190430	Främby			46,4	34,9				
18	Tors	190502	Främby			31	33,2				
19	Ons	190508	Främby			38,7	40,1				
20	Tors	190516	Främby			35,5	45,3				
21	Fre	190524	Främby			44,6	39,4				
24	Ons	190612	Främby	42	37	38	37,7	37,4	44,1	45,2	44,8
27	Tors	190714	Synlab			30	25				
28	Mån	190708	Synlab			27	24				
29	Ons	190717	Synlab	30		34	24	27	24	25	24
30	Tors	190725	Synlab			26	31				
31	Tis	190730	Synlab			27	22				
32	Tis	190806	Synlab			30	24				
33	Mån	190812	Synlab			27	22				
34	Tors	190822	Synlab			23	30				
35	Tis	190827	Synlab			34	35				
36	Tors	190905	Synlab			24	26				
37	Mån	190909	Synlab	36		27	27	21	29	30	27
39	Tis	190924	Synlab			42	32				
41	Ons	191009	Synlab			34	37				

Tabell 18. Resultat från analyser av NH<sub>4</sub>-N (ammoniumkväve) på filterrat vatten. Alla värden är angivna i mg/l. Gråmarkerade fält innebär att analyserna är gjorda på ofiltrerade prover.

V.	Dag	Datum	Lab	E	Försed	F/H	G	A	B	C	D
16	Mån	190415	Främby			18,7	0,168				
16	Ons	190417	Främby			23,9	0,635				
16	Tors	190418	Främby			21	0,169				
17	Tis	190423	Främby			31,6	0,051				
17	Ons	190424	Främby			22,3	1,23				
17	Tors	190425	Främby			21,9	0,177				
17	Fre	190426	Främby			35,3	0,368				
18	Mån	190429	Främby			22,5	0,235				
18	Tis	190430	Främby			38,4	0,389				
18	Tors	190502	Främby			22,8	0,147				
18	Fre	190503	Främby			34,9	0,061				
19	Ons	190508	Främby			29,8	0,42				
20	Tors	190516	Främby			28,3	0,851				

21	Fre	190524	Främby			36,8	0,197				
24	Ons	190612	Främby			1,51	0,83		2,25	1,5	1,6
24	Ons	190612	Främby	27,9	29,2	31,8					
27	Tors	190714	Synlab			25	0,21				
28	Mån	190708	Synlab			19	0,22				
29	Ons	190717	Synlab	18		22	0,09	24	0,04	0,03	0,06
29	Ons	190717	Synlab	18		23	0,09	24	0,02	0,03	0,07
30	Tors	190725	Synlab			16	0,18				
31	Tis	190730	Synlab			15	0,22				
32	Tis	190806	Synlab			18	0,16				
33	Mån	190812	Synlab			21	0,13				
34	Tors	190822	Synlab			18	0,93				
35	Tis	190827	Synlab			24	0,42				
36	Tors	190905	Synlab			19	0,05				
37	Mån	190909	Synlab	23		18	0,32	20	0,35	0,31	0,37
37	Mån	190909	Synlab	23		20	0,28	20	0,33	0,29	0,36
39	Tis	190924	Synlab			35	0,32				
41	Ons	191009	Synlab			27	1,5				
43	Tors	191024	Synlab			13	0,04				
45	Tors	191107	Synlab			19	0,24				
47	Mån	191118	Synlab			15	0,06				
49	Mån	191202	Synlab			15	0,08				
50	Tors	191212	Synlab			14	0,09				

Tabell 19. Resultat från analyser av NO<sub>3</sub>-N (nitratkväve) på filtrerat vatten. Alla värden är angivna i mg/l.

V.	Dag	Datum	Lab	E	Försed	F/H	G	A	B	C	D
16	Mån	190415	Främby			0,205	16,9				
16	Ons	190417	Främby			0,762	26,85				
16	Tors	190418	Främby			4,38	8,65				
17	Tis	190423	Främby			0,215	22,25				
17	Ons	190424	Främby			0,2	23,15				
17	Tors	190425	Främby			0,177	23,85				
17	Fre	190426	Främby			0,35	23,65				
18	Mån	190429	Främby			0,177	27,3				
18	Tis	190430	Främby			0,398	26,45				
18	Tors	190502	Främby			0,411	27,55				
18	Fre	190503	Främby			0,382	27,75				
19	Ons	190508	Främby				32,75				
20	Tors	190516	Främby				26,5				
21	Fre	190524	Främby				30,55				
24	Ons	190612	Främby	1,43	0,53	3,29	19,8	20,9	33,8	34	33,1
27	Tors	190714	Synlab			3,1	25				
28	Mån	190708	Synlab			5,7	23				
29	Ons	190717	Synlab	1,4		8,6	24	1,1	23	24	23
30	Tors	190725	Synlab			8,5	17				
31	Tis	190730	Synlab			9,4	22				
32	Tis	190806	Synlab			7,6	23				
33	Mån	190812	Synlab			4,0	20				
34	Tors	190822	Synlab			3,7	31				
35	Tis	190827	Synlab			5,0	31				
36	Tors	190905	Synlab			3,9	29				
37	Mån	190909	Synlab	0,060		5,7	28	0,66	29	29	29

39	Tis	190924	Synlab			4,3	30				
41	Ons	191009	Synlab			1,8	31				

Tabell 20. Resultat från analyser av NO<sub>2</sub>-N (nitritkväve) på filtrerat vatten. Alla värden är angivna i mg/l.

V.	Dag	Datum	Lab	E	F/H	G	A	B	C	D
16	Mån	190415	Främby		0,028	0,816				
16	Ons	190417	Främby		0,045	1,68				
16	Tors	190418	Främby		0,006	1,115				
17	Tis	190423	Främby		0,012	0,4533				
17	Ons	190424	Främby		0,01	0,565				
17	Tors	190425	Främby		0,007	0,293				
17	Fre	190426	Främby		0,011	0,402				
18	Mån	190429	Främby		0,011	0,461				
18	Tis	190430	Främby		0,014	0,69				
18	Tors	190502	Främby		0,021	0,401				
18	Fre	190503	Främby		0,022	0,207				
27	Tors	190714	Synlab		0,76	0,30				
28	Mån	190708	Synlab		0,72	0,44				
29	Ons	190717	Synlab	0,57	0,42	0,03	0,06	0,01	0,006	0,004
30	Tors	190725	Synlab		0,47	0,51				
31	Tis	190730	Synlab		0,56	0,39				
32	Tis	190806	Synlab		0,42	0,48				
33	Mån	190812	Synlab		0,28	0,60				
34	Tors	190822	Synlab		0,22	0,49				
35	Tis	190827	Synlab		0,30	0,78				
36	Tors	190905	Synlab		0,34	0,02				
37	Mån	190909	Synlab	0,08	0,48	0,61	0,54	0,43	0,49	0,20
39	Tis	190924	Synlab		0,40	0,29				
41	Ons	191009	Synlab		0,21	0,9				

Tabell 21. Resultat från analyser av tot-P (totalfosfor). Alla värden är angivna i mg/l.

V.	Dag	Datum	Lab	E	Försed	F/H	G	A	B	C	D
16	Ons	190417	Främby			0,324	0,313				
17	Tis	190423	Främby			0,174	0,265				
17	Fre	190426	Främby			0,271	0,127				
18	Mån	190429	Främby			0,149	0,108				
24	Ons	190612	Främby	5,4	1,8	0,21	0,18	0,146	0,219	0,222	0,213
25	Tis	190618	Främby			0,54					
29	Ons	190717	Synlab	3,6		0,36	0,32	0,23	0,32	0,32	0,32
37	Mån	190909	Synlab	4,9		0,18	0,15	0,16	0,15	0,15	0,16

Tabell 22. Resultat från analyser av PO<sub>4</sub>-P (löst fosfor). Alla värden är angivna i mg/l.

V.	Dag	Datum	Lab	E	Försed	F/H	G	A	B	C	D
16	Ons	190417	Främby			0,073	0,153				
17	Tis	190423	Främby			0,035	0,054				
17	Fre	190426	Främby			0,103	0,028				
18	Mån	190429	Främby			0,056	0,061				
24	Ons	190612	Främby	2,29	0,22	0,09	0,13	0,07	0,18	0,18	0,18
29	Ons	190717	Synlab	1,8		0,23	0,27	0,14	0,28	0,27	0,29
37	Mån	190909	Synlab	2,2		0,10	0,11	0,10	0,12	0,12	0,12

## **Bilaga 5: Erfarenheter från driften av pilotanläggningen**

### **Backspolning**

Backspolning genomfördes om ett övertryck uppstod över kolfiltret, om kolet hade blivit torrlagt eller om det fanns luftbubblor i kolet. I vissa fall backspolades också kolfiltren i förebyggande syfte inför en provtagning. GAK 1 backspolades ofta, ibland varje vecka, på grund av problem med luftbubblor i kolet. GAK 3 med kortast uppehållstid backspolades också ofta, ungefär varannan vecka, på grund av övertryck. GAK 4 med längst uppehållstid krävde backspolning mer sällan än en gång per månad.

Backspolningen krävde att kolonnerna bearbetades mekaniskt genom bankning och skakning för att kolet skulle lösas upp. Inpumpning och backspolning genomfördes omväxlande. En svårighet var att det vid backspolningen ofta bildades stora luftfickor som hindrade kolet från att röra sig nedåt i kolonnerna. Med tiden blev det allt svårare att backspola eftersom kolet klumpade ihop sig. Överst i kolonnen bildades skikt som var svåra att lösa upp. Mot slutet av drifttiden skruvades ”locket” av från kolonnerna och det översta kolet rördes om med verktyg eftersom backspolningen inte räckte till.

Målet med backspolningen var att allt kol skulle vara löst och att inga luftbubblor skulle finnas i kolet. Ibland avslutades backspolningen trots att inte alla klumpar av kol hade lösts upp, vilket ibland också resulterade i att det fanns fickor av luft eller vatten. Trycket innan filtren försvann dock alltid vid backspolning.

### **Patronfilter**

Patronfiltren byttes ut när de började bli igensatta, vilket kontrollerades med tryckmätare. Filtren byttes ut när tryckfallet var mellan 0,2 och 0,4 bar. Om tryckfallet översteg 0,5 bar kunde filtret gå sönder. Det första grövre filtret i varje serie byttes oftare än det andra finare filtret. Filtren i processlinjen utan MBBR byttes mest frekvent, upp till en gång i månaden.

Ibland fanns ett tryckfall över filtren i linje 1 även när de var helt nya. Tryckfallen över filtren i linje 1 minskade när GAK 1 backspolades eller då pumpen maxades så att luft pumpades ut.

### **MBBR**

Inledningsvis uppstod problem med bräddavloppet från MBBR:en, då biobärare blockerade utloppsventilen. Problemet avhjälpes genom att ett nytt galler sattes upp framför utloppsventilen.

### **Inloppstank**

Inflödet till containern var väldigt strypt och reglerades med en kulventil. Vid ett flertal tillfällen minskade flödet eller ströps helt så att vattennivån i bufferttanken vid inloppet sjönk under bräddavloppet, vilket antogs bero på ventilens begränsade känslighet. Vid ett tillfälle hann nivån bli så låg att hela systemet blev torrt, vilket krävde omfattande backspolning av alla GAK-kolonner då luft hade pumpats in i kolet. MBBR:en påverkades däremot inte eftersom vattenytan inte kunde sjunka under bräddavloppet då inget annat utflöde fanns.

## Magnetventiler

Kol som hade läckt ur från GAK 2 och GAK 4 till angränsande rörsystem fastnade i magnetventilerna och gjorde att de inte slöt tätt. Kolet avlägsnades genom intensiv backspolning av ventilerna. Problemet återkom vid ett flertal tillfällen i GAK 2. Hur det aktiva kolet kunde läcka ut från kolonnen till det angränsande rörsystemet är okänt.

## Qdos-pumpar

QDos-pumparna visade sig inte ge de angivna flödena, vilket kunde konstateras efter mätning av flöden med mätcylinder. Resultat av flödesmätningar användes då för att justera pumparna. Samtliga pumpar fick ställas upp för att ge de önskade flödena. Trots att de inställda flödena på pumparna inte ändrades varierade flödena vid olika mättillfällen. Likadana pumpar med samma inställda flöde gav också olika flöden. Pumpen till GAK 4 som pumpade lägst flöde var den enda pumpen som uppvisade ett jämnt flöde enligt manuella flödesmätningar.

Vid två tillfällen under driftperioden var det strömavbrott. QDos-pumparna startade inte av sig själva när strömmen kom tillbaka, vilket gjorde att pumparna var ur drift i ca en respektive 16 timmar.

## GAK-filter

Vid några tillfällen läckte kol ut upptill i GAK 3 vid backspolning. En del av det läckta kolet kunde fångas upp och återinföras i kolonnen.

I GAK 1 uppstod problem med att luft kom in i systemet, vilket gjorde att vattennivån i kolonnen minskade samtidigt som luft tog sig ner i kolet. Detta krävde att GAK 1 backspolades ofta. Problemet avhjälpes vid ett tillfälle genom att utloppsslangen fästes högre upp, men återkom sedan igen. När pumpen kördes tillfälligt på max pumpades stora luftbubblor in i kolonnen. Luften kom förmodligen från patronfiltren eftersom problemet försvann när filtren byttes ut.

## Bufferttank

Med tiden bildades sediment i bufferttanken innan GAK 2 – GAK 4, trots att vattnet genomgått filtrering precis innan. Flagor av sedimenterat material pumpades in i GAK-filtren och lade sig ovanpå kolbädden.

## Flytkroppsmätare

Sediment fastnade på flytkroppsmätarna, vilket gjorde att de inte visade rätt flöde.

Flytkroppsmätarna rengjordes vid ett tillfälle, men bara några dagar senare hade nytt sediment fastnat på dem.