

Återanvändning av renat avloppsvatten

Potential efter rening med en membranbioreaktor följt
av granulerat aktivt kol

Maria Takman

Michael Cimbritz

Åsa Davidsson

Catherine Paul

Ola Svahn

Stefan Blomqvist

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 16714 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 16751 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	Återanvändning av renat avloppsvatten. Potential efter rening med en membranbioreaktor följt av granulerat aktivt kol
TITLE OF THE REPORT	Reuse of wastewater. The potential after treatment with a membrane bioreactor followed by granular activated carbon
FÖRFATTARE	Maria Takman, Michael Cimbritz, Åsa Davidsson och Catherine Paul, Lunds universitet, Ola Svahn, Högskolan Kristianstad, Stefan Blomqvist, Österlen VA AB
RAPPORTNUMMER	2022-14
ANTAL SIDOR	32
SAMMANDRAG	Det reade avloppsvattnet från en anläggning med en membranbioreaktor och granulerat aktivt kol nådde kraven för färdigt dricksvatten för metaller, men inte för bakterier. Vattnet bedömdes däremot ha tillräcklig kvalitet för bevattning och som råvatten för dricksvattenberedning baserat på de parametrar som analyserades i projektet. Koncentrationerna av mikroföroreningar var i samma storleksordning som i svenska dricksvattentäkter, och därmed i nivå med vad vi accepterar i råvatten till dricksvattenberedning.
SUMMARY	The treated wastewater from a full scale MBR and GAC reached drinking water quality regarding metals, but not bacteria. The water quality is however assessed as sufficient for irrigation or as a source water for drinking water production, based on the parameters analyzed in the project. The concentrations of organic micro pollutants were similar to the ones measured in Swedish drinking water sources, and hence similar to concentrations that we accept in the water we use for drinking water production.
SÖKORD	Granulerat aktivt kol, membranbioreaktor, återanvändning av avloppsvatten
KEYWORDS	Granular activated carbon, membrane bioreactor, water reclamation
MÅLGRUPPER	Svensk VA-sektor, studenter, universitet och högskolor, intresserad allmänhet
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGÅR	2022
UTGIVARE	© Svenskt Vatten AB
REFERENS	Takman M., Cimbritz M., Davidsson Å., Paul C., Svahn O. och Blomqvist S. (2022). Återanvändning av renat avloppsvatten. Potential efter rening med en membranbioreaktor följt av granulerat aktivt kol. SVU-rapport 2022-14. Stockholm, Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER	20-112
PROJEKTETS NAMN	Kan avloppsvatten bli vårt framtida dricksvatten?
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling, Lunds universitet, Österlen VA AB

Förord

Projektet ”Återanvändning av renat avloppsvatten – Potential efter rening med en membranbioreaktor följt av granulerat aktivt kol” initierades av Lunds universitet i samarbete med Österlen VA AB. Projektidén uppkom i samband med uppstarten av flera nya avloppsreningsverk för läkemedelsrening på Österlen, samtidigt som regionen hade erfarenhet av vattenbrist sommartid. Det uppgraderade reningsverket i Kivik startades i december 2020, och provtagning genomfördes under perioden december 2020 till februari 2022.

Maria Takman planerade och genomförde provtagningar och analyser av *E. coli*, koliforma bakterier, flödescytometri, samt det som i rapporten benämns standardparametrar (ammonium, nitrat, nitrit, fosfat, DOC och turbiditet). Analyser av mikroföroreningar utfördes hos Ola Svahn, MoLab vid Högskolan Kristianstad. Metallanalyser utfördes av Sofia Mebrahtu Wisén på Biologiska institutionens laboratorium vid Lunds universitet. DNA-sekvensering utfördes i samarbete med Jeppe Lund Nielsen och Jan Struckmann Poulsen, Institutionen för kemi och bioteknik vid Ålborgs universitet. Projektet är samfinansierat av Lunds universitet, Österlen VA AB och Svenskt Vatten Utveckling.

Författarna vill framföra ett tack till Ronny Helgesson, Fredrik Held, Madeleine Olsson och Moa Persson på Kiviks reningsverk, för trevligt umgänge och hjälp med praktiska frågor. Ett stort tack framförs också till Sofia Mebrahtu Wisén, Jeppe Lund Nielsen och Jan Struckman Poulsen för ett gott samarbete.

Maria Takman

Innehåll

Förord	2
Sammanfattning	4
Summary	5
1 Inledning	6
1.1 Syfte och mål	6
2 Riktlinjer för utvärdering av återanvändningspotential	8
2.1 Kvalitetsklasser för återvunnet vatten	8
2.2 Mikrobiologiska parametrar	9
2.3 Kemiska parametrar	10
3 Metod	13
3.1 Process och provtagning	13
3.2 Analysmetoder	13
4 Resultat och diskussion	15
4.1 Mikrobiologiska parametrar	16
4.2 Kemiska parametrar	19
5 Slutsatser	26
Referenser	28
Bilaga A Analysmetod, metaller och andra inorganiska spårämnen	31
Bilaga B Kvantifieringsgräns och standardavvikelse, organiska mikroföroreningar	32

Sammanfattning

Det renade avloppsvattnet från en anläggning med en membranbioreaktor och granulerat aktivt kol nådde kraven för färdigt dricksvatten för metaller, men inte för bakterier. Vattnet bedömdes däremot ha tillräcklig kvalitet för bevattning och som råvatten för dricksvattenberedning baserat på de parametrar som analyserades i projektet. Koncentrationerna av mikro-föroreningar var i samma storleksordning som i svenska dricksvattentäkter, och därmed i nivå med vad vi accepterar i råvatten till dricksvattenberedning.

Under de senaste åren har rening för att avskilja läkemedelsrester och andra organiska mikro-föroreningar byggts ut på ett antal avloppsreningsverk, bland annat i Kivik på Österlen. I kombination med en ansträngd vattensituation under sommarhalvåret har detta lett till ett intresse för att återanvända det renade vattnet. Processen på Kiviks reningsverk består av en förbehandling med rens-galler, fettavskiljning och sandfång, följt av kemisk fällning och skivfilter. Därefter följer en membranbioreaktor (MBR) med två parallella ultrafilter, följt av två parallella filter med granulerat aktivt kol (GAK).

För att bedöma potentialen att använda det renade avloppsvattnet som råvatten vid dricksvattenproduktion och för bevattning analyserades ett antal mikrobiologiska och kemiska parametrar. Bland de mikrobiologiska parametrarna ingick *E. coli*, koliforma bakterier samt det totala antalet bakterier. Även DNA-sekvensering utfördes för en djupare förståelse för processens påverkan på bakteriesammansättningen. De kemiska parametrar som analyserades inkluderade bland annat metaller och organiska mikro-föroreningar såsom läkemedelsrester.

Avskiljningen av *E. coli* och koliforma bakterier var hög genom reningsprocessen, med högst avskiljning i MBR-steget. Baserat på de utgående koncentrationerna av *E. coli* kan vattnet användas för bevattning av grödor där de ätliga delarna inte kommer i kontakt med vattnet, samt grödor som bearbetas innan konsumtion och andra grödor än livsmedelsgrödor. För att nå dricksvattenkvalitet krävs däremot fler mikrobiologiska barriärer inklusive desinfektion, vilket kan åstadkommas exempelvis genom att vattnet används som råvatten till ett vattenverk. Koncentrationen av *E. coli* och koliforma bakterier minskade över GAK-filtren. Däremot utvecklades en ny bakteriepopulation på GAK-filtren. Baserat på de analyser som gjorts är det inte möjligt att bedöma om denna bakteriepopulation utgör någon ökad risk.

Metallkoncentrationerna var generellt låga, och klarade kraven för dricksvattenkvalitet. För många organiska mikro-föroreningar saknas det gränsvärden för dricksvatten och bevattning. Därför gjordes en jämförelse med koncentrationer som mätts upp i dricksvattentäkterna Vänern, Vättern, Mälaren och Göta älv, som också är recipienter för renat avloppsvatten. Koncentrationerna av organiska mikro-föroreningar i det renade avloppsvattnet var ungefär i nivå med dem som uppmätts i dessa vattendrag, och som accepteras i råvatten som vi använder till dricksvattenproduktion.

Resultaten visar att det renade avloppsvattnet ur många aspekter är nära eller når dricksvattenkvalitet. Gränsvärden saknas dock för organiska mikro-föroreningar. För att vi ska kunna dra nytta av dessa reningsverk även ur vattenförsörjningssynpunkt krävs det att lagstiftning kommer på plats. Det är en förutsättning för att VA-huvudmän och användare ska kunna känna sig trygga med att återanvända det renade vattnet.

Summary

The treated wastewater from a full scale MBR and GAC reached drinking water quality regarding metals, but not bacteria. The water quality is however assessed as sufficient for irrigation or as a source water for drinking water production, based on the parameters analyzed in the project. The concentrations of organic micro pollutants were similar to the ones measured in Swedish drinking water sources, and hence similar to concentrations that we accept in the water we use for drinking water production.

In recent years, wastewater treatment for the removal of organic micropollutants have been installed at a number of Swedish treatment plants, for example in Kivik, Österlen. This, in combination with lack of water during summertime, have increased the interest in reuse of the treated water. The treatment process in Kivik consists of a pre-treatment (screening, grease trap, sand trap), chemical precipitation and disc filters, followed by a membrane bioreactor (MBR) with two parallel ultrafiltration membranes, followed by two parallel granular activated carbon filters (GAC).

To evaluate the potential to use the treated wastewater as raw water for drinking water production or for irrigation, a width of microbial and chemical parameters were analyzed. Among the microbial parameters were *E. coli*, total coliform bacteria, and total bacteria concentration. DNA sequencing was also performed to gain a deeper understanding of the bacteria composition. Among the chemical parameters were organic micropollutants, such as pharmaceutical residues, and metals.

The removal of *E. coli* and coliform bacteria was high through the treatment process, where the MBR contributed most to the removal. Based on the effluent concentrations of *E. coli*, the water can be reused for irrigation of crops where the edible part is not in contact with the water, processed food crops, and non-food crops. The *E. coli* concentration however exceeded the limit for drinking water quality, and disinfection is necessary to reach sufficient microbial water quality, for example through using the water as raw water to a drinking water treatment plant. The concentrations of metals were low, and met the criteria for drinking water quality. Legislation is lacking for many organic micropollutants. Therefore, a comparison was made with concentrations measured in the Swedish drinking water sources Vänern, Vättern, Mälaren and Göta Älv, that also serve as recipients for treated wastewater. The concentrations of organic micropollutants in the treated wastewater were similar to those measured in the lakes and rivers, and that we accept in the water that we use for drinking water production.

The concentrations of *E. coli* and total coliform bacteria decreased over the GAC filters. However, the total bacteria concentration increased, implying a growth of bacteria on the GAC granules and a release to the water. A new bacteria population hence seem to develop on the granules, and a selection of bacteria, that are not *E. coli* or coliform bacteria, take place.

The results show that the treated wastewater reaches or is close to reaching drinking water quality. Legislation is however lacking for organic micropollutants. To be able to use the advantages of these new treatment plants, also from a water resource perspective, it is necessary that the legislation is clear, and that the water utilities and users feel secure with the reused water.

1 Inledning

En ökad medvetenhet om avloppsvattnets påverkan på akvatiska miljöer har lett till en diskussion om skärpta krav på utsläpp från avloppsreningsverk. Det finns en förväntan om att reningsverk i framtiden kan komma att få krav på att avskilja nya grupper av föroreningar, exempelvis organiska mikro-föroreningar såsom läkemedelsrester. Förutom utmaningar kopplade till statusen på våra akvatiska ekosystem står vårt samhälle inför utmaningar med den framtida vattenförsörjningen. Brist på vatten har i alla tider påverkat människors livsförutsättningar, och kan förstärkas av faktorer såsom en växande befolkning, ökad levnadsstandard och klimatförändringar. Kommuner kan därmed tvingas hitta nya, alternativa råvattenkällor. Vid utökad rening av det kommunala avloppsvattnet ökar vattenkvaliteten, och vattnet skulle potentiellt kunna användas i industriella processer, för bevattning, eller för indirekt eller direkt dricksvattenproduktion.

Olika möjliga återanvändningsområden kräver olika vattenkvalitet. För dricksvatten finns gränsvärden definierade i Livsmedelsverkets föreskrifter (LIVSFS 2017:2) och i Europaparlamentets och rådets förordning ((EU) 2020/741) anges gränsvärden för bevattning. Fokus ligger på smittoämnen, organiskt material och suspenderade ämnen, medan exempelvis gränsvärden för metaller eller mikro-föroreningar inte specificeras. I andra delar av världen, däribland USA och Australien, finns mer omfattande rekommendationer och lagstiftning för bl.a. koncentrationer av tungmetaller eller mikro-föroreningar för olika återanvändningsområden (exempelvis australiska riktlinjer för återanvändning av avloppsvatten, 2008, Reungoat et al., 2012, US EPA, 2012, och California EPA, 2018).

För att från kommunalt avloppsvatten framställa ett färdigt dricksvatten som har tillräckligt hög kvalitet tillämpas vanligtvis olika kombinationer av membranteknik, ofta innefattande omvänd osmos (Drewes & Horstmeyer, 2016; Jeffrey et al., 2022). Omvänd osmos avskiljer effektivt olika föroreningar, men även exempelvis mineraler som sedan behöver tillsättas vattnet. Tekniken är energikrävande på grund av det höga trycket som krävs för att pressa vattnet genom membranen. För avskiljning av organiska mikro-föroreningar anses aktivt kol eller ozon vara de tekniker som är mest aktuella (Eggen et al., 2014). Det första kommunala reningsverket i Sverige utrustat med granulerat aktivt kol (GAK) för avskiljning av organiska mikro-föroreningar togs i bruk i april 2020 i Degeberga, Kristianstad. GAK-filter, baserade på samma filterkonstruktion, är även i drift i Simrishamns kommun på reningsverken i St. Olof och Kivik.

I det här projektet är reningsverket i Kivik i fokus, där processen består av skivfilter och kemisk fällning, en membranbioreaktor (MBR), följt av granulerat aktivt kol (GAK). Verket är konstruerat för att avskilja organiska mikro-föroreningar från att nå recipienten Hanöbukten, men det finns också ett intresse för att återanvända vattnet.

1.1 Syfte och mål

Syftet med projektet var att utvärdera potentialen att återanvända det renade avloppsvattnet från MBR och GAK-processen på Kiviks avloppsreningsverk i Simrishamns kommun. Detta gjordes genom analys av bakterier, mikro-föroreningar och tungmetaller. Därutöver studerades bakteriepopulationen i GAK-filtren och hur denna påverkar vattenkvaliteten på det renade vattnet.

Målen med studien var att:

- Utvärdera potentialen för återanvändning av det renade avloppsvattnet genom analys av bakterier, mikroföroreningar och metaller.
- Studera bakteriepopulationen i GAK-filtret, och hur denna förändras från uppstart och framåt.

2 Riktlinjer för utvärdering av återanvändningspotential

I Sverige saknas för tillfället utförlig lagstiftning som reglerar återanvändning av avloppsvatten, vilket bl.a. tas upp av Johansson et al (2022). Livsmedelsverkets föreskrifter, som reglerar vattenkvaliteten på dricksvatten, är däremot omfattande. Den kan användas som referens, även om det är möjligt att framtida lagstiftningen anpassas i och med att vissa substanser, såsom läkemedelsrester, förekommer i högre koncentrationer i avloppsvatten.

I EU finns sedan 2020 en förordning (Europaparlamentet och rådets förordning (EU) 2020/741) som reglerar återanvändning av avloppsvatten för bevattning. Gränsvärden som hanterar mikrobiella risker är inkluderade i förordningen, medan gränsvärden kopplade till kemiska risker, exempelvis från organiska mikroföroreningar eller metaller, inte specificeras. I förordningen framförs att risker bör identifieras, och utifrån dessa bör ytterligare vattenkvalitetsparametrar identifieras. Vid riskbedömningen kan befintlig internationell vägledning användas (såsom ISO 20426:2018 Guidelines for health risk assessment and management for non-potable water reuse, ISO 16075:2015 Guidelines for treated waste water use for irrigation projects, eller riktlinjer från WHO). Ytterligare vattenkvalitetsparametrar kan inkludera tungmetaller, bekämpningsmedel, biprodukter från desinfektion, läkemedel, övriga nya riskämnen såsom mikroföroreningar och mikroplast, samt antimikrobiell resistens.

I länder där återanvändning av avloppsvatten har förekommit under längre tid kan lagstiftningen vara mer långtgående. Angående metaller och organiska mikroföroreningar refereras därför i det här projektet till riktlinjer från USA och Australien. Jämförelser görs även med Europaparlamentets och rådets direktiv (EU) 2020/2184 av den 16 december 2020 om kvaliteten på dricksvatten. Variationen mellan de olika riktlinjerna är ibland stor. Uppmätta värden från dricksvattentäkter, som också fungerar som recipienter för renat avloppsvatten, kan utgöra ett komplement vid osäkerhet kring gränsvärden i och med att det ger oss information om vilken vattenkvalitet vi accepterar i vatten som används till dricksvattenproduktion. Exempel på sådana vattentäkter är sjöarna Vänern, Vättern och Mälaren (Malnes et al., 2020).

Nedan följer en sammanfattning av ett urval av lagstiftningar och riktlinjer för dricksvatten och bevattning, med fokus på de parametrar som har analyserats i det här projektet, det vill säga bakterier, organiska mikroföroreningar och metaller. Fler parametrar, både mikrobiologiska och kemiska, ingår i de olika riktlinjerna, men dessa har inte inkluderats i det här projektet.

2.1 Kvalitetsklasser för återvunnet vatten

I Europaparlamentets och rådets förordning (EU, 2020/741) delas gränsvärdena för återvunnet vatten upp enligt fyra kvalitetsklasser: A, B, C och D. I Tabell 2.1 sammanfattas kvalitetsklasserna.

Lägsta kvalitetsklass för återvunnet vatten	Kategori av gröda	Bevattningsmetod
A	Alla livsmedelsgrödor som konsumeras råa, där de ätliga delarna kommer i direkt kontakt med återvunnet vatten, och rotfrukter som konsumeras råa	Alla bevattningsmetoder
B	Livsmedelsgrödor som konsumeras råa där de ätliga delarna produceras ovan mark och inte kommer i direkt kontakt med återvunnet vatten, bearbetade livsmedelsgrödor och andra grödor än livsmedelsgrödor, inbegripet grödor som används som foder åt mjölk- eller köttproducerande djur	Alla bevattningsmetoder
C	Livsmedelsgrödor som konsumeras råa där de ätliga delarna produceras ovan mark och inte kommer i direkt kontakt med återvunnet vatten, bearbetade livsmedelsgrödor, inbegripet grödor som används som foder åt mjölk- eller köttproducerande djur	Droppbevattning eller andra bevattningsmetoder som undviker direkt kontakt med de ätliga delarna av grödan
D	Industri- och energigrödor samt sådda grödor	Alla bevattningsmetoder

2.2 Mikrobiologiska parametrar

I Tabell 2.2 sammanfattas gränsvärden för respektive kvalitetsklass i förordning (EU) 2020/741, och i Tabell 2.3 sammanfattas gränsvärden på ett urval av mikrobiologiska parametrar från Livsmedelsverkets föreskrifter (LIVSFS 2017:2) och förordning (EU) 2020/741. Fler parametrar ingår i LIVSFS 2017:2, men dessa har inte analyserats i det här projektet.

Tabell 2.1

Sammanfattning av de fyra kvalitetsklasserna i Europaparlamentets och rådets förordning (EU, 2020/741).

Kvalitetsklass	<i>E. coli</i> [cfu/100 ml]	BOD [mg/l]	TSS [mg/l]	Turbiditet [NTU]	Annat
A	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 5	Legionella ≤ 1 000 cfu/100 ml vid risk för aerosolbildning Inälvsnematoder (ägg av inälvsmask) ≤ 1 ägg/l för bevattning av betesmark eller grovfoder
B	≤ 100	I enlighet med direktiv 91/271/EEG	I enlighet med direktiv 91/271/EEG	-	
C	≤ 1 000			-	
D	≤ 10 000			-	

Tabell 2.2

Gränsvärden för bevattning för olika kvalitetsklasser enligt Europaparlamentets och rådets förordning ((EU) 2020/741).

Mikrobiologiska parametrar								
Dricksvatten, livsmedelsverkets föreskrifter (LIVSFS 2017:2)					Bevattning, Europaparlamentets och rådets förordning (EU, 2020/741) (cfu/100 ml)			
Parameter	Gränsvärde tjänligt med anmärkning		Gränsvärde otjänligt		Klass A	Klass B	Klass C	Klass D
	Utgående dricksvatten	Dricksvatten hos användaren	Utgående dricksvatten och dricksvatten hos användaren	Förpackat dricksvatten				
<i>E. coli</i>	-	-	Påvisad i 100 ml	Påvisad i 250 ml	≤ 10	≤ 100	≤ 1 000	≤ 10 000
Koliforma bakterier	Påvisad i 100 ml	Påvisad i 100 ml	10 cfu/100 ml	10 cfu/250 ml				

2.3 Kemiska parametrar

I Tabell 2.4 sammanfattas ett urval av gränsvärden på kemiska parametrar från Livsmedelsverkets föreskrifter (LIVSFS 2017:2), amerikanska riktlinjer och australiska riktlinjer. Fler parametrar ingår i lagstiftningen, men dessa har inte analyserats i det här projektet. Urvalet är baserat på ämnen som har analyserats i det här projektet. Senast januari 2023 kommer även gränsvärden för PFAS att införlivas i dricksvattendirektivet. För närvarande har EU-kommissionen beslutat om 100 ng/l och 500 ng/l PFAS 20 respektive PFAS total som gränsvärde i dricksvatten (Livsmedelsverket, 2022).

Metaller inkluderas inte i förordning (EU) 2020/741, varför vi istället jämför med amerikanska rekommenderade gränsvärden för bevattning med avloppsvatten (US EPA, 2012). Läkemedelsrester inkluderas inte i Livsmedelsverkets föreskrifter, varför vi jämför med rekommenderade gränsvärden från australiska riktlinjer för återanvändning av avloppsvatten (2008) och Reungoat et al. (2012), i båda fallen gäller riktlinjerna vatten som används för påfyllning av befintliga vattenkällor (Tabell 2.4).

Gränsvärden och riktlinjer för sulfametoxazol och 17β-östradiol förekommer i även i Kaliforniens naturvårdsverks (EPA) policy för vattenkvalitetskontroll (California EPA, 2018) (påfyllning av grundvatten- och ytvattentäkter) och Europaparlamentets och rådets direktiv (EU) 2020/2184 av den 16 december 2020 om kvaliteten på dricksvatten (omarbetning) (färdigt dricksvatten). För dessa substanser är skillnaden i gränsvärde stor mellan olika riktlinjer.

Tabell 2.3

Sammanfattning av utvald lagstiftning och riktlinjer, mikrobiologiska parametrar. Urvalet är baserat på de parametrar som analyserats i projektet. Fler parametrar ingår i de olika lagstiftningarna och riktlinjerna, men dessa är ej medtagna i tabellen.

Tabell 2.4

Sammanfattning av utvald lagstiftning och riktlinjer, kemiska parametrar. Urvalet är baserat på de parametrar som analyserats i projektet. Fler parametrar ingår i de olika lagstiftningarna och riktlinjerna, men dessa är ej medtagna i tabellen.

Kemiska parametrar				
	Dricksvatten, livsmedelsverkets föreskrifter (LIVSFS 2017:2)			Bevattning (US EPA, 2012)
	Gränsvärde tjänligt med anmärkning		Gränsvärde otjänligt	
Parameter	Utgående dricksvatten	Dricksvatten hos användaren och förpackat dricksvatten	Dricksvatten hos användaren och förpackat dricksvatten	
Aluminium		0,100 mg/l		5,0 mg/l
Ammonium		0,50 mg/l NH ₄		
Antimon			5,0 µg/l	
Arsenik			10 µg/l	0,10 mg/l
Bekämpningsmedel enskilda			0,1 µg/l	
Bekämpningsmedel totalhalt			0,50 µg/l	
Beryllium				0,10 mg/l
Bly			10 µg/l	5,0 mg/l
Bor			1,0 mg/l	0,75 mg/l
Järn	0,100 mg/l	0,200 mg/l		5,0 mg/l
Kadmium			5,0 µg/l	0,01 mg/l
Kobolt				0,05 mg/l
Koppar		0,20 mg/l	2,0 mg/l	0,2 mg/l
Krom			50 µg/l	0,1 mg/l
Kvicksilver			1,0 µg/l	
Litium				2,5 mg/l
Magnesium		30 mg/l		
Mangan		0,050 mg/l		0,2 mg/l
Molybden				0,01 mg/l
Natrium		100 mg/l		
Nickel			20 µg/l	0,2 mg/l
Nitrat		20 mg/l NO ₃	50 mg/l NO ₃	
Nitrit	0,10 mg/l NO ₂		0,50 mg/l NO ₂	
Selen			10 µg/l	0,02 mg/l
Vanadin				0,1 mg/l
Zink				2,0 mg/l

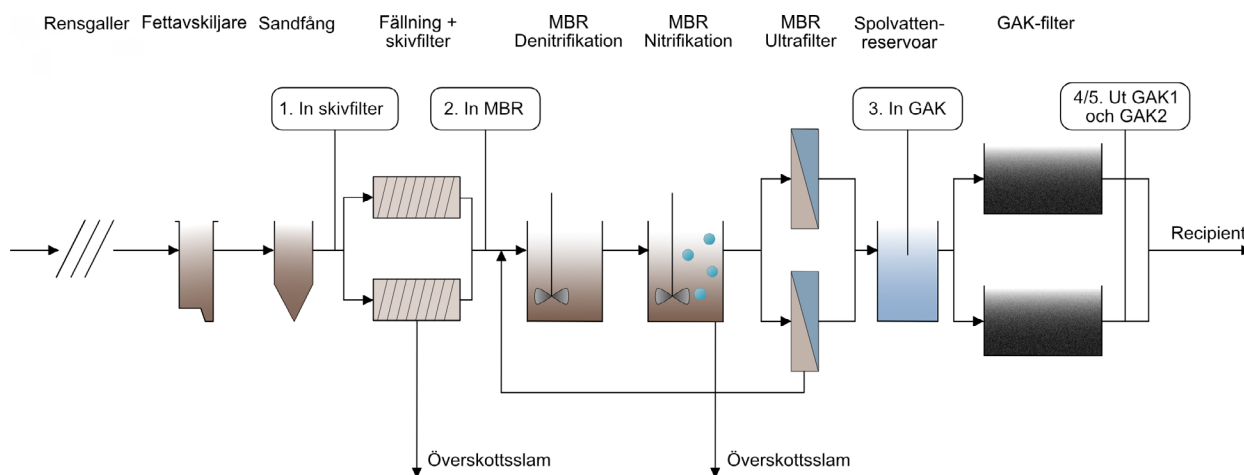
Kemiska parametrar					
	Påfyllnad av befintliga, dricksvattenkällor (µg/l)			Färdigt dricksvatten (µg/l)	
	<i>Australiska riktlinjer för återanvändning av vatten (2008)</i>	<i>California EPA (2018)</i>	<i>Reungoat et al. (2012)</i>	<i>Direktiv (EU) 2020/2184</i>	
17α-etinylöstradiol	0,0015				
17α-östradiol	0,175				
17β-östradiol	0,175			0,001	
Atenolol			25		
Azitromycin	3,9				
Ciprofloxacin	250				
Citalopram			10		
Diklofenak	1,8				
Erytromycin	17,5				
Furosemid			10		
Hydroklortiazid			12,5		
Ibuprofen	400				
Karbamazepin	100				
Klaritromycin	250				
Metoprolol	25				
Naproxen	220				
Oxazepam			7,5		
Paracetamol	175				
Propranolol	40				
Sertralin			25		
Sulfametoxazol	35	0,01			
Tramadol			50		
Trimetoprim	70				
Venlafaxin			37,5		
Östron	0,03				

3 Metod

3.1 Process och provtagning

Kiviks avloppsreningsverk byggdes ut med rening för avskiljning av mikroföroreningar med hjälp av medel från Naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 2022). Det nya verket startades i december 2020, och består av en förbehandling med rens-galler, fettavskiljning och sandfång, följt av kemisk fällning med PAX och två parallella skivfilter (40 µm duk) (Figur 3.1). Därefter följer en membranbioreaktor (MBR), bestående av en syrefri del (denitrifikation), en luftad del (nitrifikation), och två parallella ultrafilter (porstorlek 0,038 µm) för avskiljning av biomassan. Efter MBR-steget följer en reservoar där vattnet blandas, följt av två parallella GAK-filter. Vattnet pumpas därifrån i nuläget ut till recipienten (Hanöbukten). Sedan mars 2022 sker den kemiska fällningen i den syrefria och i den luftade delen istället för innan skivfiltren, på grund av igensättning av fördelningslådan innan skivfiltren. Verket är dimensionerat för ett flöde på 180 m³/h. Det granulerade aktiva kolet är av märket Jacobi Aquasorb 6100. Arean är 15 m² per filter, djupet är 1,2 m, vilket ger en volym på 18 m³/filter. Den genomsnittliga uppehållstiden i GAK-filtren var 49 minuter, och den genomsnittliga ytbelastningen var 1,9 m/h.

Prover togs i 5 punkter (Figur 3.1). Provtagningen gjordes på månadsbasis under ett år, från verkets uppstart i december 2020. Provpunkt 1, 3, 4 och 5 inkluderades under hela perioden december 2020–februari 2022, provpunkt 2 inkluderades under perioden december 2020–december 2021.



Figur 3.1
Processchema över Kiviks avloppsreningsverk. Provtagningspunkter är markerade med 1–5.

3.2 Analysmetoder

Bakterier, organiska mikroföroreningar och tungmetaller har varit i fokus vid provtagningen och har följts över tid från uppstart. Kompletterande analyser av organiskt material, kväve, fosfor och turbiditet har genomförts vid några tillfällen.

3.2.1 Mikrobiologiska parametrar

E. coli och koliforma bakterier analyserades en gång i månaden under perioden december 2020–februari 2022, med IDEXX Colilert-18 och Quantitray 2000. Proverna späddes med milliQ-vatten i olika grad om koncentrationerna var utanför analysintervallet. Prover från punkt 1 (inkommande till skivfilter) och 2 (utgående från skivfilter) späddes

1:100 000. Prover från punkt 3, 4 och 5 (inkommande och utgående GAK-filter) späddes 1:10 de första två provtagningstillfällena. Därefter späddes de ej på grund av låga koncentrationer av *E. coli* och koliforma bakterier.

Total cellkoncentration (TCK) och intakt cellkoncentration (ICK) analyserades en gång i månaden under perioden december 2020–februari 2022. Vid majoriteten av provtagningstillfällena analyserades TCK och ICK med en BD C6 Accuri flödescytometer. I november och december 2021 användes en BD C6 Plus Accuri på grund av underhållsbehov på det första instrumentet. Resultaten från BD C6 Plus Accuri, samt från BD C6 Accuri efter underhållet, översattes med hjälp av ett valideringsprov (Spherotech 8-peak validation beads, FL1–FL3) för att möjliggöra en jämförelse med resultaten från BD C6 Accuri innan underhållet.

Prover från punkt 1 och 2 filtrerades med 10 µm-filter för att undvika igensättning av instrumentet. Prover från punkt 1 och 2 späddes 1:10 med milliQ-vatten. Färgen SYBR® Green I användes för analys av TCK, och en blandning av propidiumjodid och Sybr Green I användes för att skilja mellan intakta och skadade celler.

Amplicon fullängds 16S rRNA-sekvensering utfördes på totalt 36 prover: från punkt 3 (in GAK), punkt 4 (ut GAK1), samt på granuler från GAK1 (0,5 g blötvikt), vid 12 tillfällen. Flödescytometriska fingeravtryck från utGAK1 och utGAK2 visade på stora likheter mellan de två filtren, varför DNA-sekvensering utfördes på endast ett av filtren. Ytterligare tre granuloprover, utspridda över året, vägdes och torkades för beräkning av torrsvikt använd GAK. DNA extraherades med FastDNA Spin kit for soil (MP Biomedicals, Denmark), enligt anvisningar.

3.2.2 Kemiska parametrar

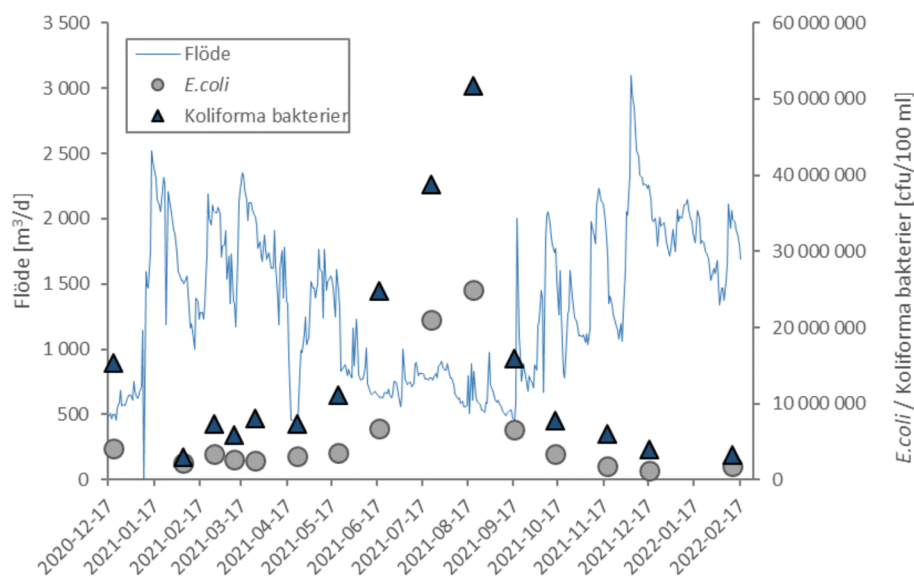
Metaller och andra inorganiska spårämnen analyserades med ICP-OES (Inductively coupled plasma-optical emission spectrometry) (Perkin Elmer, Optima 8300) och vid behov, på grund av låga koncentrationer, med ICP-MS (Inductively coupled plasma-mass spectrometry) (Bruker, Aurora Elite) (Bilaga A).

För att analysera läkemedel i vattenprover, vilka dessutom ofta förekommer i låga till mycket låga koncentrationer, krävs särskild provupparbetnings- och analysteknik. Vid provupparbetningen separeras och koncentreras mikroföroreningarna. Vidare avskiljs analysstörande bakgrundsämnen, som t.ex humus, från provet. Inom organisk spåranalys av polära till semipolära mikroföroreningar har det närmast blivit standard att använda SPE, där mikroföroreningarna överförs till en adsorbent som utgörs av en polymer innesluten i en provpatron. Efter extraktionen sköljs proverna ut med ett lämpligt organiskt lösningsmedel. Därefter indunstas proverna och överförs till särskilda provvialer i väntan på slutanalys. Analys av proverna sker med kromatografi i kombination med masspektrometri, som benämns HPLC-MS/MS. I litteraturen förkortas ofta hela analyskedjan SPE-HPLC-MS/MS. Analysmetoderna finns publicerade i arbetena Svahn och Björklund (2016, 2019). Metoderna är validerade enligt standardmetoden, 1694, publicerad 2007 av det Amerikanska Naturvårdsverket (United States Environmental Protection Agency, US EPA), *Method 1694: Pharmaceuticals and Personal Care Products in Water, Soil, Sediment, and Biosolids by HPLC/ MS/ MS* (EPA, 2007). Kvantifieringsgränser och standardavvikelser för samtliga analyserade ämnen finns beskrivna i .

Ammonium (NH₄⁺), nitrat (NO₃⁻), nitrit (NO₂⁻), och fosfat (PO₄³⁻) analyserades med jonkromatografi (Metrohm Eco Ion Chromatograph), och DOC analyserades i filtrerade prover (0,45 µm) med Hach Lange TOC kyvetttest (LCK 385) och en HACH DR2800 spektrofotometer. Syrehalten och temperaturen i vattnet mättes i reservoaren (provtagningspunkt 3) och i varje GAK-filter, med hjälp av en HACH Portable HQ40d. Turbiditet mättes med en HACH 2100P ISO Turbidimeter.

4 Resultat och diskussion

Inflödet till Kiviks reningsverk varierar över året på grund av högre nederbörd under vinterhalvåret och därmed mer ovidkommande vatten i ledningsnätet (Figur 4.1).



Figur 4.1

T.v.: Inkommande flöde, Kiviks avloppsreningsverk.
T.h.: *E. coli* och koliforma bakterier i inkommande avloppsvatten till Kiviks avloppsreningsverk.

Kivik är ett populärt besöksmål under sommarmånaderna. Detta, tillsammans med flödesvariationerna, resulterar i ett mer utspätt avloppsvatten under vinterhalvåret och ett mer koncentrerat avloppsvatten under sommarhalvåret (Figur 4.1).

Medelvärden för provtagningsperioden av NH_4^+ -kväve, NO_2^- -kväve, NO_3^- -kväve, PO_4^{3-} -fosfor, DOC och turbiditet i inkommande vatten till verket, samt inkommande till och utgående från GAK1 och GAK2 är sammanställda i Tabell 4.1.

Tabell 4.1

Medelvärden över provtagningsperioden av halten koliforma bakterier, *E. coli* och standardparametrar vid olika processteg

	Inkommande, reningsverk (inkommande skivfilter)	Inkommande GAK	Utgående GAK1	Utgående GAK2
NH_4^+ (mgN/l) ²	24	0,061	0,049	0,046
NO_3^- (mgN/l) ²	1,3	19	19	19
$\text{NO}_2^- \text{NH}_4^+$ (mgN/l) ²	0,21	0,00	0,020	0,021
$\text{PO}_4^{3-} \text{NH}_4^+$ (mgP/l) ²	2,5	0,23	0,15	0,16
DOC (mg/l) ³	26	6,3	5,3	4,9
Turbiditet (NTU) ⁴	36	0,8	0,4	0,4

1. Medelvärden från december 2020–februari 2022.
2. Medelvärden från april 2021–februari 2022.
3. Medelvärden från maj 2021–februari 2022.
4. Ett analysvärde, från februari 2022.

4.1 Mikrobiologiska parametrar

Toppar i koncentrationen av koliforma bakterier och *E. coli* förekom vid enstaka tillfällen i inkommande vatten till GAK-filtren. Koncentrationerna av *E. coli* och koliforma bakterier i utgående vatten från GAK-filtren var lägre jämfört med inkommande, framförallt vid tillfällena med högre koncentrationer.

Avskiljningen av *E. coli* och koliforma bakterier över hela processen var i genomsnitt 99,9994 % respektive 99,9991 %, och logreduktionen var i genomsnitt 5,8 respektive 5,5 (Tabell 4.2). Avskiljningen varierade över året, och var högst i juli 2021 (99,99995 %, 7,3 log, för *E. coli* och 99,99998 %, 6,7 log, för koliforma bakterier), och lägst i december 2021 (99,995 %, 4,3 log, för *E. coli*, och 99,992 %, 4,1 log, för koliforma bakterier).

	Hela reningsprocessen ¹	GAK ²
Avskiljning, <i>E. coli</i> (%)	99,9994	43
Avskiljning, koliforma bakterier (%)	99,9991	32
Logreduktion, <i>E. coli</i>	5,8	0,37
Logreduktion, koliforma bakterier	5,5	0,32

1. Från in skivfilter till ut GAK (medelvärde av GAK1 och GAK2)
2. Medelvärde av avskiljningen över GAK1 och GAK2

Avskiljningen av *E. coli* och koliforma bakterier över GAK-filtren var i genomsnitt 43 % respektive 32 %, och logreduktionen var 0,37 och 0,32 (Tabell 4.2). I några fall var koncentrationerna under detektionsgränsen på grund av för hög spädning (<10 cfu/100 ml, spädning 1:10), och koncentrationerna har då satts till 5 cfu/100 ml. Detta berör koncentrationen av *E. coli* i fyra prover (ut GAK2 december 2020, in GAK februari 2021, ut GAK1 februari 2021, och ut GAK2 februari 2021) och koncentrationen av koliforma bakterier i ett prov (ut GAK1 februari 2021). I juli var koncentrationen av *E. coli* 0 cfu/100 ml i inkommande vatten till GAK-filtret. På grund av detta kunde ingen avskiljning och logreduktion beräknas över GAK-filtret den månaden. Dessa värden har därför exkluderats från årsmedelvärdet.

Koncentrationen av *E. coli* i utgående vatten från GAK1 och GAK2 var i genomsnitt 15 cfu/100 ml respektive 12 cfu/100 ml (Tabell 4.3).

	<i>E. coli</i> (cfu/100 ml)		Koliforma bakterier (cfu/100 ml)	
	Ut GAK1	Ut GAK2	Ut GAK1	Ut GAK2
Medelvärde ¹	15	12	75	39
St. av.	21	15	131	58

1. Medelvärde för perioden december 2020–februari 2022

Variationen var stor mellan olika provtagningstillfällen, vilket resulterade i en hög standardavvikelse. I Europaparlamentets och rådets förordning (EU) 2020/741 är gränsvärdet för *E. coli* vid bevattning i kvalitetsklass B ≤ 100 cfu/100 ml. Koncentrationen av *E. coli* var under gränsvärdet vid varje provtagningstillfälle. Gränsvärdet för kvalitetsklass A, ≤ 10 cfu/100 ml, överskreds vid 6 av 15 provtagningstillfällen för GAK1, och vid 4 av 15 provtagningstillfällen för GAK2. Koncentrationen av *E. coli* var däremot högre än gränsvärdet för tjänligt dricksvatten (*E. coli* påvisad i 100 ml) i alla fall utom ett (undantaget fallen då koncentrationen var under detektionsgränsen, <10 cfu/100 ml, där resultat alltså saknas).

Koncentrationen koliforma bakterier var i genomsnitt 75 cfu/100 ml och 39 cfu/100 ml i utgående vatten från GAK1 respektive GAK2. Koncentrationen för tjänligt dricksvatten med anmärkning (koliforma bakterier påvisade i 100 ml) överskreds i samtliga fall

Tabell 4.2

Genomsnittlig avskiljning och logreduktion av *E. coli* och koliforma bakterier, december 2020–februari 2022.

Tabell 4.3

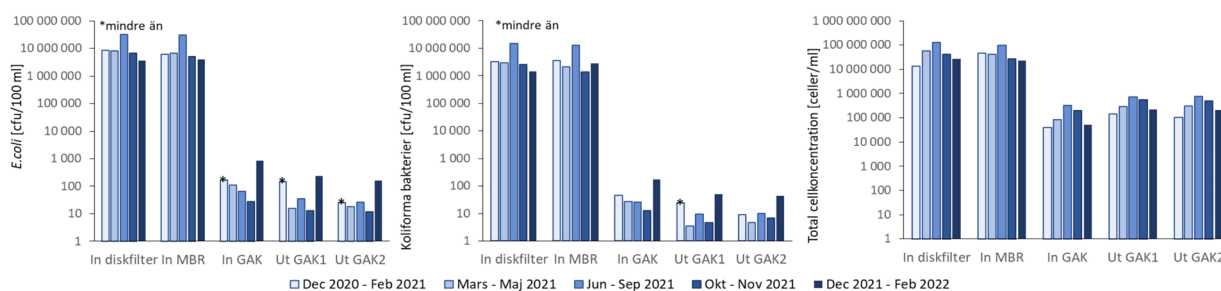
Koncentrationer i utgående vatten från GAK1 och GAK2.

(möjligtvis undantaget resultatet som var under detektionsgränsen, där resultat alltså saknas), och gränsen för otjänligt dricksvatten (10 cfu/100 ml) överskreds i 10 fall av 15.

TCK ökade efter GAK-filtren (Figur 4.2 och Figur 4.3) vilket indikerar att bakterier tillväxer i GAK-filtren och sedan släpps till vattnet. Koncentrationerna av koliforma bakterier och *E. coli* ökade inte, vilket indikerar att det inte är dessa bakterier som släpps till vattnet. GAK-filtren skapar alltså en till viss del ny bakteriepopulation, som återfinns i det utgående vattnet, och filtren fungerar till viss del som en barriär mot koliforma bakterier och *E. coli*, särskilt vid koncentrationstoppar. Intakta celler utgjorde i genomsnitt 79 % av de totala cellerna.

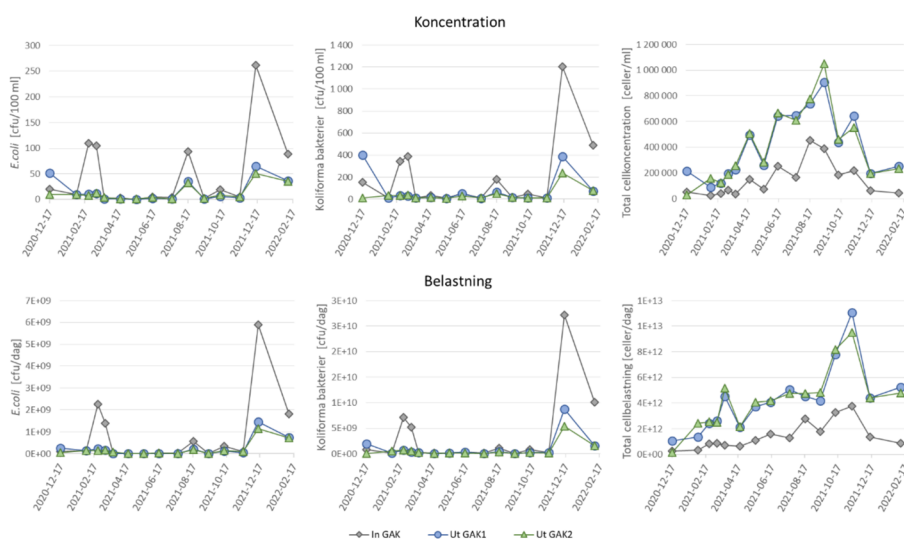
Figur 4.2.

Koncentrationer av *E. coli*, koliforma bakterier och total cellkoncentration genom reningsprocessen. Notera att skalan och enheten skiljer sig mellan graferna.



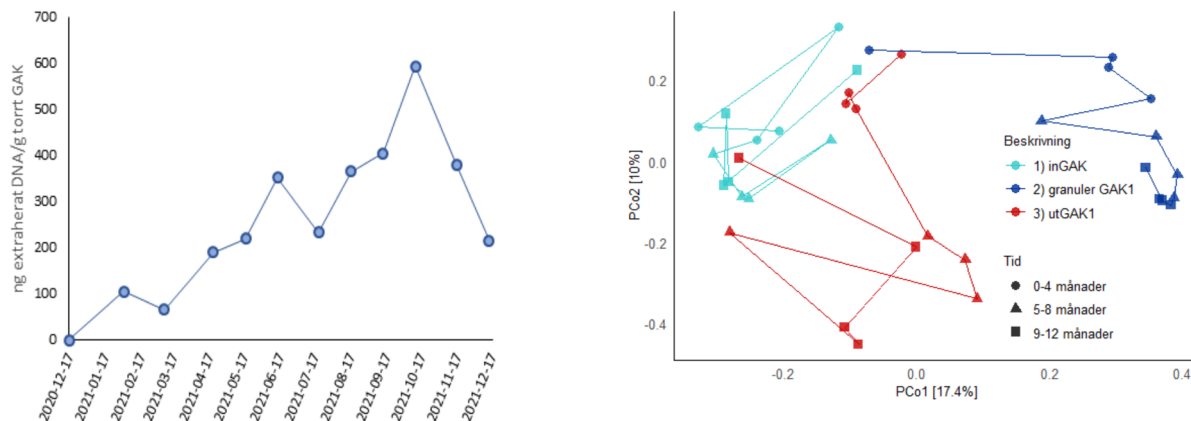
Figur 4.3

Koncentration och belastning (celler/dag) av *E. coli* och koliforma bakterier samt total cellkoncentration och belastning i inkommande och utgående vatten från GAK-filtren.



TCK i det inkommande och utgående vattnet ökade under sommarmånaderna, och minskade igen framåt höst- och vintermånaderna, medan *E. coli* och koliforma bakterier inte följde samma mönster (Figur 4.3). Om TCK däremot normaliseras mot flödet och räknas om till belastning (celler/dag) ser mönstret annorlunda ut (Figur 4.3). Den totala cellbelastningen (TCB) ökade från uppstart av filtret, och de högsta värdena nåddes i november 2021. Därefter minskade TCB igen, däremot inte tillbaka till samma nivåer som december 2020–februari 2021. Snarare ser TCB ut att ha stabiliserats på samma nivå som under sommaren 2021. Längre tidsserier behövs för att bekräfta ett sådant mönster och för att veta hur ett äldre GAK-filter med en etablerad biofilm påverkar vattenkvaliteten på lång sikt. Mängden DNA som extraherades från granulerna minskade i november och december 2021, ungefär till nivåerna föregående vår, vilket också indikerar en lägre biomassa framåt vintern (Figur 4.4). Detta kan möjligtvis förklaras av förändringar i bakteriernas livsmiljö, såsom lägre vattentemperatur. Då *E. coli* och koliforma bakterier räknas om till belastning (cfu/dag) minskar topparna, men mönstret är generellt samma som för koncentration (Figur 4.3).

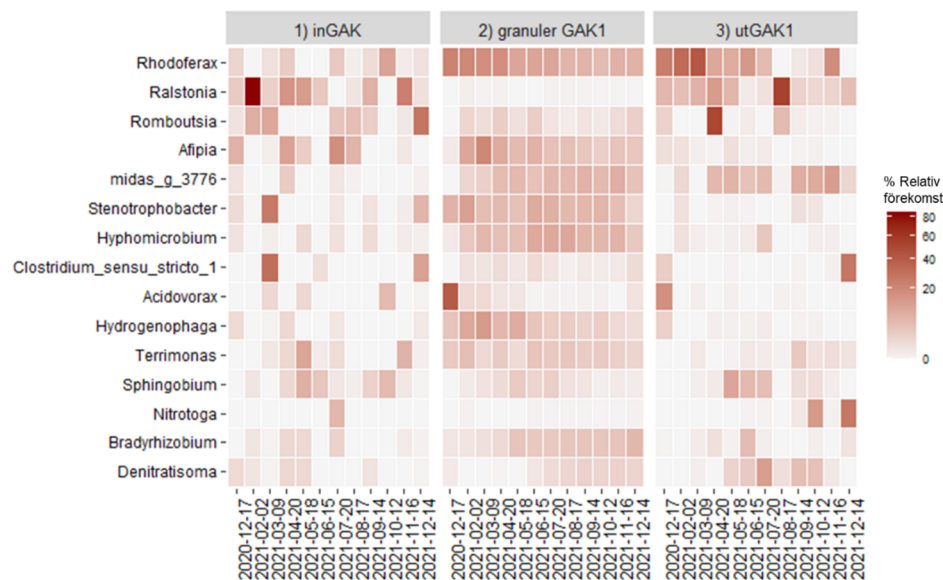
Principalkoordinatanalysen, baserad på DNA-sekvenseringen, indikerar att bakteriepopulationerna i inkommande vatten till GAK-filtren, utgående från GAK-filtren, och på granulerna till en början liknande varandra (Figur 4.4). Noteras bör att DNA-mängden som kunde extraheras från inGAK och utGAK överlag var låg, vilket adderar osäkerhet till resultaten. Kitten (DNA spinkit for soil) som användes för extraktion är inte sterila utan kan kontaminera prover med låg halt av DNA.



Figur 4.4

T.v.: mängd extraherad DNA från granulerna (GAK1). T.h.: principalkoordinatanalys av bakterie-DNA från inkommande vatten till GAK-filtren, utgående vatten från GAK1, och på granuler från GAK1.

Bakteriesammansättningen i det inkommande och utgående vattnet varierade mellan provtagningstillfällena (Figur 4.5).



Figur 4.5

Mest förekommande bakteriegenus i inkommande vatten till GAK, utgående från GAK1, samt på granulerna från GAK1.

En sannolik delförklaring till variationen i det inkommande och utgående vattnet är lågt DNA-innehåll i proverna, och på grund av det hög osäkerhet som en följd av kontaminering från kiten som användes för DNA-extraktion. Ralstonia är typiskt förekommande i sådana kit, och kan kontaminera prover med lågt DNA-innehåll. Den höga relativa förekomsten av Ralstonia i inGAK 2021-02-02 och i 2021-08-17 förklaras sannolikt av att extra låga halter DNA kunde extraheras från dessa prover. Från granulproverna kunde

märkbart större mängder DNA extraheras, varför kontaminering från katten sannolikt inte påverkar dessa resultat märkbart. En annan möjlig delförklaring till de varierande koncentrationerna i inGAK och utGAK1 skulle kunna vara den omfattande infiltrationen till ledningsnätet, och därmed potentiellt större påverkan från bakteriepopulationen i marken vid höga flöden.

Vissa bakterier som förekom på granulerna verkar påverka det utgående vattnet, exempelvis genuset *Rhodoferax* och *midas_g_3776* (Figur 4.5), medan ett flertal förekommer i högre utsträckning på granulerna jämfört med inkommande och utgående vatten, exempelvis *afipia*, *stenotrophobacter*, och *hyphomicrobium*, och alltså verkar växa på granulerna men inte märkbart påverka det utgående vattnet. Vissa av de genus som förekommer på granulerna minskade över tid (till exempel *Rhodoferax*), medan andra ökade (till exempel *Bradyrhizobium* och *Denitratisoma*) (Figur 4.5).

4.2 Kemiska parametrar

4.2.1 Metaller och oorganiska spårämnen

Avskiljningen av metaller och spårämnen varierade, både mellan de olika ämnena och mellan provtagningstillfällena. Koncentrationerna var med marginal under de rekommenderade gränsvärdena för bevattning (US EPA, 2012), och under de svenska gränsvärdena för dricksvatten (LIVSFS 2012:2) i samtliga fall utom ett (mangan, 59 µg/l, utgående från GAK1, december 2020, överskred gränsen för tjänligt med anmärkning i dricksvatten hos användaren och förpackat dricksvatten) (Tabell 4.4).

Ämne	Gränsvärde (µg/l)	Utgående koncentration (µg/l)					
		Medelkoncentration		Standardavvikelse		Maximalkoncentration	
		GAK1	GAK2	GAK1	GAK2	GAK1	GAK2
Beryllium	100 ¹	0,0052	0,0041	0,0021	0,0016	0,0082	0,0063
Bor	750 ¹ ; 1 000 ²	34	75	15	72	51	183
Aluminium	5 000 ¹ ; 100 ²	10	23	6,6	31	17	68
Titan		0,20	0,21	0,050	0,014	0,25	0,22
Vanadin	100 ¹	0,35	1,8	0,13	3,0	0,53	6,3
Krom	100 ¹ ; 50 ²	0,18	0,17	0,042	0,036	0,24	0,20
Järn	5 000 ¹ ; 100 ²	37	34	2,5	4,2	39	38
Kobolt	50 ¹	0,33	0,082	0,49	0,013	1,1	0,098
Nickel	200 ¹ ; 20 ²	1,8	1,0	1,1	0,53	3,3	1,6
Koppar	200 ¹ ; 200 ²	1,4	2,0	0,99	1,5	2,5	4,0
Zink	2 000 ¹	8,9	24	7,0	23	19	59
Arsenik	100 ¹ ; 10 ²	0,77	2,6	0,48	4,0	1,4	8,6
Selen	20 ¹ ; 10 ²	0,50	1,1	0,33	1,4	0,90	3,1
Molybden	101	0,86	2,3	0,084	2,9	0,99	6,6
Kadmium	10 ¹ ; 5,0 ²	0,0045	0,0065	0,0043	0,0062	0,0091	0,013
Antimon	5,0 ²	0,22	0,62	0,058	0,84	0,30	1,9
Barium		30	26	9,8	2,4	45	29
Bly	5 000 ¹ ; 10 ²	0,0034	0,044	0,0068	0,072	0,014	0,15
Kalcium		55 234	48 062	5 355	9 992	60 491	58 225
Kalium		12 893	12 721	5 733	5 806	18 370	18 616
Litium	2 500 ¹	11	13	5,4	8,7	17	25
Magnesium	30 000 ²	6 703	6 358	1 754	1 631	8 027	7 831
Mangan	200 ¹ ; 50 ²	18	9,6	28	11	59	25
Natrium	100 000 ²	41 369	40 535	15 160	14 754	53 655	52 178
Fosfor		196	139	91	66	299	223
Svavel		11 774	12 097	2 697	3 114	13 729	15 096
Kisel		5 753	3 844	757	2 701	6 843	6 193
Strontium		109	1 321	29	2 408	128	4 933

1. Bevattning, US EPA (2012)

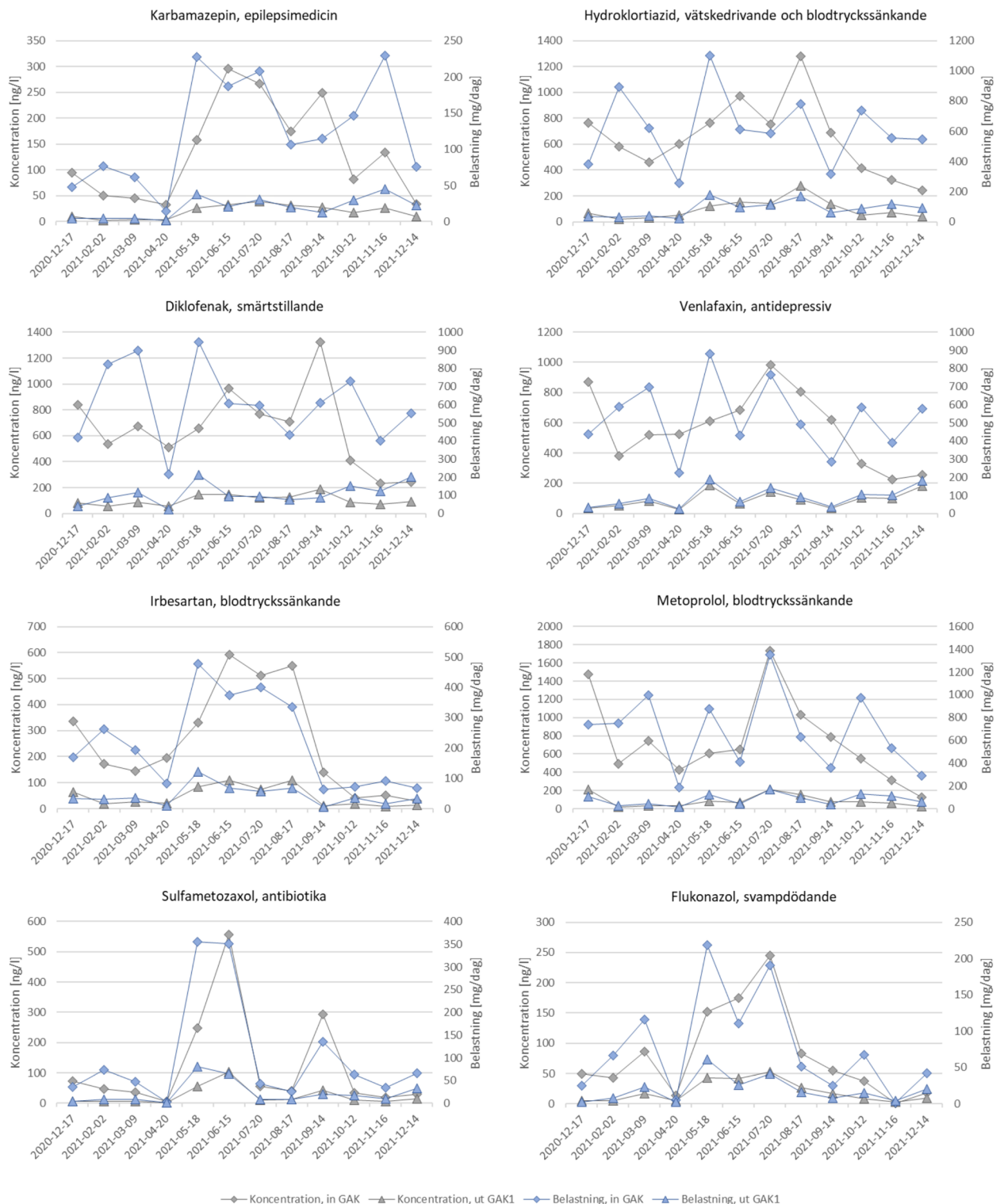
2. Livsmedelsverkets föreskrifter (LIVSFS 2012:2)

4.2.2 Organiska mikroföroreningar

Koncentrationerna av mikroföroreningar i vattnet ut från GAK-filtren var generellt låga (Figur 4.6). Koncentrationerna i vattnet in till och ut från GAK-filtren varierade beroende på substans, och även över året. I Figur 4.7 presenteras koncentrationen (ng/L) och belastningen (mg/dag) av ämnena karbamazepin, hydroklortiazid, diklofenak, venlafaxin, irbesartan, metoprolol, sulfametoxazol och flukonazol i det inkommande vattnet till de båda GAK-filtren, samt i det utgående vattnet från GAK1. En koncentrationsökning i det inkommande och utgående vattnet observerades för ett antal av de undersökta mikroföroreningarna under sommarhalvåret jämfört med vinterhalvåret (bl.a. diklofenak, flukonazol, hydroklortiazid, irbesartan och karbamazepin; Figur 4.6 och Figur 4.7).

Tabell 4.4

Uppmätta koncentrationer av metaller och andra oorganiska spårämnen i utgående vatten från GAK1 och GAK2 tillsammans med gränsvärden för bevattning och dricksvatten.



Flödet minskade under sommarmånaderna, och var lägst ungefär under perioden maj–september (Figur 4.1), för att sedan åter öka. För irbesartan, sulfametoaxol och flukonazol observerades en ökad koncentration i det inkommande vattnet ungefär under perioden maj–augusti. Belastningen under samma period följer samma mönster, vilket indikerar att koncentrationsökningen under sommaren inte är en effekt av utspädning på grund av flödesvariationer, utan snarare av en ökad konsumtion av dessa läkemedel, sannolikt på grund av befolkningsökningen i Kivik under sommaren. För karbamazepin observerades en ökad belastning från och med maj jämfört med tidigare månader, vilket

Figur 4.7

Koncentration och belastning av karbamazepin, hydroklortiazid, diklofenak, venlafaxin, irbesartan, metoprolol, sulfametoaxol och flukonazol inkommande till GAK och utgående från GAK1.

indikerar att koncentrationsökningen under samma period är en effekt av en ökad konsumtion under den perioden. Under perioden oktober–december sjönk koncentrationen av karbamazepin medan belastningen låg kvar på samma eller en något högre nivå, vilket indikerar att koncentrationsminskningen under den perioden inte beror på skillnader i konsumtion av läkemedlen, utan möjligtvis på ett varierande inflöde till reningsverket på grund av ovidkommande vatten. För diklofenak är den inkommande belastningen relativt jämn över året, medan koncentrationen ökar något under sommaren, varefter den återigen minskar. Med ovanstående resonemang skulle detta då indikera att de inkommande koncentrationsvariationerna som observerades för diklofenak beror på flödesvariationer, och inte på en ökad konsumtion. Med tanke på skillnaderna mellan de olika ämnena är det svårt att dra säkra slutsatser om flödets effekt på koncentrationsvariationerna in till GAK-filtret.

För ett antal mikroföroreningar observerades ökade koncentrationer under sommarperioden även i det utgående vattnet (Figur 4.7). Dessa koncentrationsvariationer förklaras potentiellt av ett flertal faktorer: varierande avskiljning på grund av varierande uppehållstid (som en följd av flödesvariationerna), varierande avskiljning på grund av varierande nedbrytning i GAK-filtren, eller varierande utspädning på grund av flödesvariationer.

Avskiljningen av organiska mikroföroreningar var generellt hög, men minskade under året i olika grad för olika mikroföroreningar, vilket är normalt för ett kolfilter. En faktor som utmärker GAK-filtren i Kivik är de stora variationerna i det inkommande flödet, vilket leder till en varierande uppehållstid i filtren. Vid dimensionerande flöde är uppehållstiden 12 minuter, vilket betyder att uppehållstiden är förhållandevis låg vid flöden nära det dimensionerande. Uppehållstiden i ett GAK-filter rekommenderas till ca 30 min för adekvat avskiljning (Fundneider et al., 2021). Vid ett lågt flöde, som t.ex. i mitten av september, var den beräknade uppehållstiden 103 min.

Belastningen av karbamazepin till recipienten översteg 40 mg/dag vid ett tillfälle (november 2021). Belastningen in till filtret var då 230 mg/dygn och reduktionsgraden var 78 %. Den lägre uppehållstiden är möjligtvis en förklaring till den högre utgående koncentrationen, samtidigt som låga inkommande koncentrationer vid samma provtagningstillfälle ökar osäkerheten i data. Givet den här studiens begränsade omfattning är det för tidigt att uttala sig om kolets livslängd. Fortsatta studier och uppföljning krävs för att dra slutsatser om hur länge GAK-filtren kan drivas innan byte eller annan åtgärd av kolet krävs.

De utgående koncentrationerna av mikroföroreningar från GAK1 och GAK2 var generellt i samma storleksordning som de koncentrationer som uppmättes av Malnes et al. (2020) i Vänern, Vättern och Mälaren, ibland lägre (exempelvis koncentrationerna av 17 β -östradiol och klaritromycin), och ibland högre (exempelvis diklofenak, furosemid, irbesartan, losartan, oxazepam, sertralin, tramadol och venlafaxin) (Tabell 4.5).

Ämne	Uppmätt koncentration i sjöar (ng/l), medel (max)	Utgående koncentration (ng/l)					
		December 2020 (0 BV)		Juli 2021 (7 700 BV)		December 2021 (12 600 BV)	
		GAK1	GAK2	GAK1	GAK2	GAK1	GAK2
17β-östradiol	2,8 (3,9)	nd	nd	nd	nd	nd	nd
17α-etinylöstradiol	<8,6 (<8,6)	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Acetamidiprid		nd	nd	nd	nd	nd	nd
Atenolol	1,6 (4)	2,3	2,5	4,4	4,6	4,9	4,6
Azitromycin	2,18 (3,6)	7,0	nd	2,6	nd	1,7	nd
Benzotriazol		24,4	7,0	20,8	8,4	93,5	82,9
Bisfenol A		nd	nd	<10,0	nd	nd	nd
Karbamazepin	5,4 (22)	9,7	1,0	38,8	21,7	10,2	9,8
Ciprofloxacin	<10 (<10)	nd	nd	0,9	nd	nd	nd
Citalopram	0,65 (4,2)	35,7	1,4	27,9	10,4	4,6	3,7
Klaritromycin	0,68 (1,2)	nd	nd	nd	nd	<1	<1
Diklofenak	6,3 (23)	82,7	17,1	120,4	57,7	89,4	80,9
Erytromycin	3,5 (12)	nd	nd	19,0	11,2	1,2	2,1
Östron		0,4	nd	nd	nd	nd	nd
Flukonazol	2,9 (15)	5,6	1,1	52,8	40,4	9,2	8,7
Furosemid	<17 (<17)	25,8	6,4	118,2	61,8	47,0	50,3
Hydroklortiazid	17 (61)	68,6	62,9	144,5	85,9	41,6	38,7
Ibuprofen	<8,25 (<8,25)	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Imidaklopid		0,5	nd	1,2	0,9	0,3	0,3
Irbesartan	0,85 (2,1)	64,9	5,0	74,6	42,3	15,0	13,9
Ketokonazol		nd	nd	nd	nd	nd	nd
Losartan	6,9 (29)	35,6	3,9	66,1	46,9	61,8	58,2
Metotrexat		nd	nd	nd	nd	nd	nd
Metoprolol	4,1 (32)	214,9	11,2	215,0	103,6	26,4	22,9
Naproxen		3,6	nd	nd	nd	<25	<25
Oxazepam	2,7 (10)	63,4	8,3	98,9	60,1	51,5	45,4
Paracetamol	<5,4 (<5,4)	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PFOA		5,6	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0
PFOS		nd	nd	nd	nd	nd	nd
Propranolol	0,79 (1,6)	11,9	0,3	5,9	2,3	1,1	0,9
Sertralin	<1,1 (<1,1)	43,3	1,2	14,6	4,2	1,7	1,4
Sulfametoxazol	3,0 (12)	7,2	3,1	11,6	8,4	14,9	15,1
Tiaklopid		nd	nd	nd	nd	nd	nd
Tiametoxam		nd	nd	nd	nd	nd	nd
Tramadol	6,1 (59)	17,2	2,4	55,5	26,2	260,0	231,1
Trimetoprim	0,55 (2,8)	5,8	1,0	7,7	3,7	2,9	2,5
Venlafaxin	16 (43)	67,1	9,8	182,7	109,7	80,4	71,9
Zolpidem		<1,0	nd	nd	nd	nd	nd

Tabell 4.5

Mikroföroreningskoncentrationer i utgående vatten från GAK1 och GAK2, samt uppmätta koncentrationer i Vänern, Vättern och Mälaren (medelvärde samt maxvärde inom parentes) (Malnes et al., 2020). Nd = ej detekterat.

De utgående halterna låg under de rekommenderade gränsvärdena från de australiska riktlinjerna för återanvändning av vatten (2008), Reungoat et al. (2010) och Europaparlamentets och rådets direktiv (EU, 2020/2184) om kvaliteten på dricksvatten. Rapporteringsgränsen för sulfametoxazol, från Kaliforniens naturvårdsverk (California EPA, 2018), överskreds vid 10 av 24 tillfällen. Gränsvärdena för sulfametoxazol och 17β-östradiol skiljer sig mycket mellan australiska riktlinjer (10 000 ng sulfametoxazol/l och 175 ng 17β-östradiol/l) och andra riktlinjer (10 ng sulfametoxazol/l in California

EPA, 2018, och 1 ng 17 β -östradiol /l i Europaparlamentets och rådets direktiv (EU) 2020/2184).

Bland de analyserade mikroföroreningarna ingår fyra bekämpningsmedel (acetamiprid, imidaklopid, tiametoxam och tiaklopid). Acetamiprid, tiametoxam och tiaklopid detekterades inte i utgående vatten vid något av tillfällena. Koncentrationen av imidaklopid i utgående vatten understeg 2 ng/l vid samtliga tillfällen. Därmed är koncentrationerna med god marginal under gränsvärdet för dricksvatten i livsmedelsverkets föreskrifter (Bekämpningsmedel enskilda: 0,1 μ g/l).

5 Slutsatser

Enligt Livsmedelsverkets författningssamling (LIVSFS 2017:2) är dricksvatten det vatten som är avsett för dryck, matlagning eller beredning av livsmedel, oberoende av dess ursprung. Vattnets kvalitet, och inte dess ursprung, definierar alltså dricksvatten. En mängd kriterier för vattenkvalitet existerar globalt, från vilka ett urval har gjorts i denna studie. Även bland mät- och analysmetoder har ett urval gjorts, där bakterier, mikroföroreningar och metaller varit i fokus. Stora variationer finns ibland mellan olika gränsvärden och rapporteringsgränser för mikroföroreningar. De utgående koncentrationerna av mikroföroreningar var med marginal under gränsvärdena i de australiska riktlinjerna för återanvändning av vatten (2008) och Reungoat et al. 2012, men över-skred rapporteringsgränserna från Kaliforniens naturvårdsverk (California EPA, 2018). Som komplement till jämförelser med lagstiftning, för att förstå vad vi accepterar i våra råvattentäkter, gjordes jämförelser med uppmätta koncentrationer i Vätern, Vättern, Mälaren och Göta älv. De utgående koncentrationerna var generellt i samma storleksordning som koncentrationerna i dessa sjöar och vattendrag, ibland lägre, och ibland högre, vilket innebär att de flesta mikroföroreningarna förekommer i det renade avloppsvattnet i koncentrationer som inte är långt ifrån de i stora svenska dricksvattentäkter.

Koncentrationerna av *E. coli* i utgående vatten uppnådde kraven för bevattning i kvalitetsklass B (EU, 2020/741) vid samtliga provtagnings- och analystillfällen. Det innebär att vattnet kan användas till bevattning med alla bevattningsmetoder av *”Livsmedelsgrödor som konsumeras råa där de ätliga delarna produceras ovan mark och inte kommer i direkt kontakt med återvunnet vatten, bearbetade livsmedelsgrödor och andra grödor än livsmedelsgrödor, inbegripet grödor som används som foder åt mjölk- eller köttproducerande djur”* (EU, 2020/741). Kraven för kvalitetsklass A uppnåddes vid majoriteten av provtagnings- och analystillfällena. Kvalitetsklass A innebär att vattnet kan användas med alla bevattningsmetoder till *”Alla livsmedelsgrödor som konsumeras råa, där de ätliga delarna kommer i direkt kontakt med återvunnet vatten, och rotfrukter som konsumeras råa”* (EU, 2020/741). Ett efterföljande desinfektionssteg, såsom UV eller klorering, behövs för att koncentrationerna stabilt ska uppnå kriterierna för kvalitetsklass A. Koncentrationerna av metaller var med marginal under de rekommenderade gränsvärdena för bevattning (US EPA, 2012). Avseende metallkoncentrationerna uppnådde vattnet dricksvattenkvalitet (LIVSFS 2012:2) vid alla provtagningsstillfällen undantaget ett, då mangankoncentrationen ut från ena GAK-filtret var något högre än gränsvärdet för tjänligt med anmärkning. Koncentrationerna av *E. coli* och koliforma bakterier översteg generellt de svenska gränsvärdena för otjänligt dricksvatten. Ett efterföljande desinfektionssteg kan bidra till att de eftersträvade koncentrationerna nås.

Koncentrationsvariationerna i inkommande vatten såg ut att påverka den totala cellkoncentrationen i utgående vatten (vattentemperaturen och variationer i DOC i inkommande vatten hade sannolikt också en påverkan), men koncentrationerna av *E. coli* och koliforma bakterier i utflödet från GAK-filtren verkade däremot inte påverkas. De över året varierande koncentrationerna påverkar därmed inte direkt potentialen att återanvända vattnet. Högre total cellkoncentration i utgående vatten på sommaren påverkar däremot möjligtvis ett efterföljande desinfektionssteg i och med att olika UV- eller klordos kan krävas beroende på säsong.

Baserat på mätningarna i den här studien nås, med processen bestående av MBR och GAK, en vattenkvalitet nära dricksvatten. Ett antal mikrobiella och kemiska parametrar som ingår i livsmedelsverkets författningssamling har däremot inte analyserats, och dessa behöver analyseras innan slutsatser dras. Även rutiner för provtagning, analys, samt hantering av läckage, driftstopp eller andra oplanerade processproblem och risker

behöver beaktas för att en tillräckligt hög livsmedelssäkerhet ska uppnås. Detta har ej beaktats i det här projektet, där endast de faktiska resultaten från den aktuella processen har analyserats. Frågetecken kvarstår också kring gränsvärden på organiska mikroföroreningar. Denna kategori består av en mängd olika substanser. Om nya läkemedel eller andra kemikalier introduceras på marknaden kan gränsvärden behöva läggas till, särskilt om råvattnet är avloppsvatten. Dessutom kan den kollektiva effekten (den så kallade cocktaileffekten) från dess föroreningar behöva beaktas. I livsmedelsverkets författningssamling står det att dricksvatten ska vara hälsosamt och rent, och anses vara hälsosamt och rent om: 1) det inte innehåller mikroorganismer, parasiter och ämnen i sådant antal eller sådana halter att de kan utgöra en risk för människors hälsa, och 2) uppfyller de gränsvärden som anges. Enligt dessa formuleringar räcker det inte att alla nämnda substanser förekommer i koncentrationer under gränsvärdena för att dricksvatten ska vara hälsosamt och rent. Om det innehåller andra ämnen, som inte är listade i föreskrifterna och som kan utgöra en risk för människors hälsa, är vattnet inte hälsosamt och rent. För att ta hänsyn till alla möjliga kemiska risker krävs möjligtvis stora reningsinsatser, såsom RO, vilket gäller även vid dricksvattenproduktion i och med att kemikalier från hushåll och industrier kan spridas i miljön till våra dricksvattentäkter. Mer avancerad vattenrening innebär ökade kostnader och en ökad kemikalie- och energiförbrukning. Därmed måste en avvägning göras mellan å ena sidan risk, å andra sidan reningsprocessens komplexitet, kostnad och resursförbrukning. En sådan avvägning är extra viktig gällande dricksvattenproduktion, men behöver göras även för andra användningsområden, såsom bevattning, som kan innebära spridning av kemikalier i miljön och eventuell kontakt mellan vattnet och livsmedel.

Referenser

Australiska riktlinjer för återanvändning av vatten (2008). Australian guidelines for water recycling: Managing health and environmental risks (Phase 2) Augmentation of drinking water supplies (2008). ISBN 1 921173 19 X.

Björleinius, B., Ripszám, M., Haglund, P., Lindberg, R. H., Tysklind, M., & Fick, J. (2018). Pharmaceutical residues are widespread in Baltic Sea coastal and offshore waters – Screening for pharmaceuticals and modelling of environmental concentrations of carbamazepine. *Science of the Total Environment*, 633, 1496–1509. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.276>

California EPA (environmental protection agency) (2018). Water quality control policy for recycled water. State water resources control board.

Drewes, J. E., & Horstmeyer, N. (2016). Recent Developments in Potable Water Reuse. *Handbook of Environmental Chemistry*. <https://doi.org/10.1007/698-2015-341>

Eggen, R. I. L., Hollender, J., Joss, A., Schärer, M., & Stamm, C. (2014). Reducing the discharge of micropollutants in the aquatic environment: The benefits of upgrading wastewater treatment plants. *Environmental Science and Technology*, 48(14), 7683–7689. <https://doi.org/10.1021/es500907n>

Europaparlamentets och rådets förordning (EU) 2020/741 av den 25 maj 2020 om minimikrav för återanvändning av vatten. EUT L 177, 5.6.2020, s. 32–55.

Fundneider, T., Acevedo Alonso, V., Wick, A., Albrecht, D., & Lackner, S. (2021). Implications of biological activated carbon filters for micropollutant removal in wastewater treatment. *Water Research*, 189. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116588>

Jeffrey, P., Yang, Z., & Judd, S. J. (2022). The status of potable water reuse implementation. *Water Research*, 214(September 2021), 118198. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118198>

Johansson, M., Albinsson, M., Regnell, F. (2022). Juridiska utmaningar när avloppsvatten blir tekniskt vatten. *Svenskt Vatten Utveckling*. Rapport Nr 2022-3.

Joss, A., Zabczynski, S., Göbel, A., Hoffmann, B., Löffler, D., McArdell, C. S., Ternes, T. A., Thomsen, A., & Siegrist, H. (2006). Biological degradation of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment: Proposing a classification scheme. *Water Research*, 40(8), 1686–1696. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.02.014>

Livsmedelsverket (2022). Nya gränsvärden för PFAS i dricksvatten. https://www.livsmedelsverket.se/foretagande-regler-kontroll/regler-for-livsmedelsforetag/dricksvattenproduktion/riskhantering-pfas-i-dricksvatten-egenfangad-fisk#Nya_gr%C3%A4nsv%C3%A4rden_f%C3%B6r_PFAS_i_dricksvatten [2022-03-25]

Malnes, D., Golovko, O., Köhler, S., Ahrens, L. (2020). Förekomst av organiska miljöföroreningar i svenska ytvatten. Sektionen för organisk miljökemi och ekotoxikologi och Sektionen för geokemi och hydrologi, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Naturvårdsverket, 2022. Naturvårdsverket – pågående bidragsprojekt läkemedelsrening. <https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/reningsverk-och-reningsprocesser/bestallargrupp-lakemedelsrester-mikroplaster-och-andra-fororeningar/lakemedelsrening/> [2022-10-14]

Reungoat, J., Macova, M., Escher, B. I., Carswell, S., Mueller, J. F., & Keller, J. (2010). Removal of micropollutants and reduction of biological activity in a full scale reclamation plant using ozonation and activated carbon filtration. 44, 625–637. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.09.048>

Reungoat, J., Escher, B., Macova, M., Farré, M.J., Argaud, F.X., Rattier, M., Gernjak, W., Keller, J. (2012). Wastewater reclamation using ozonation combined with biological activated carbon filtration. Urban Water Security Research Alliance Technical Report No. 69. ISSN 1836-5566.

Svahn, O., & Björklund, E. (2016). Increased electrospray ionization intensities and expanded chromatographic possibilities for emerging contaminants using mobile phases of different pH. *Journal of Chromatography B: Analytical Technologies in the Biomedical and Life Sciences*, 1033–1034(December 2007), 128–137. <https://doi.org/10.1016/j.jchromb.2016.07.015>

Svahn, O., & Björklund, E. (2019). High flow-rate sample loading in large volume whole water organic trace analysis using positive pressure and finely ground sand as a spe-column in-line filter. *Molecules*, 24(7), 1–15. <https://doi.org/10.3390/molecules24071426>

US EPA (United States Environmental Protection Agency) (2012). 2012 Guidelines for Water Reuse. EPA/600/R-12/618.

Bilagor

Bilaga A Analysmetod, metaller och andra inorganiska spårämnen

Ämne	Analysmetod
Kalcium	ICP-OES
Kalium	ICP-OES
Litium	ICP-OES
Magnesium	ICP-OES
Mangan	ICP-OES
Natrium	ICP-OES
Fosfor	ICP-OES
Svavel	ICP-OES
Kisel	ICP-OES
Strontium	ICP-OES
Beryllium	ICP-MS
Bor	ICP-MS
Aluminium	ICP-MS
Titan	ICP-MS
Vanadin	ICP-MS
Krom	ICP-MS
Järn	ICP-MS
Kobolt	ICP-MS
Nickel	ICP-MS
Koppar	ICP-MS
Zink	ICP-MS
Arsenik	ICP-MS
Selen	ICP-MS
Molybden	ICP-MS
Kadmium	ICP-MS
Antimon	ICP-MS
Barium	ICP-MS
Bly	ICP-MS

Bilaga B Kvantifieringsgräns och standardavvikelse, organiska mikroföroreningar

Organisk mikroförorening	Kvantifieringsgräns (ng/L)	Standardavvikelse (%)
Acetamidiprid	0,1	1
Atenolol	0,1	0,5
Karbamazepin	0,5	0,7
Klaritromycin	1	3,6
Diklofenak	1	3
Erytromycin	1	3,6
Flukonazol	0,6	1,2
Hydroklortiazid	10,0	15,3
Imidaclopid	0,1	2,5
Losartan	0,1	3,2
Metotrexat	5,0	5,4
Metoprolol	0,1	1,6
Naproxen	25,0	3,9
Oxazepam	0,6	1,6
Sertralin	0,5	3,6
Tiamethoxam	0,1	1,3
Trimethoprim	1,0	1,4
Azithromycin	1,0	2,7
Benzotriazol	1,0	2,5
Ciprofloxacin	5,0	3,3
Citalopram	1,0	1,8
Irbesartan	2,0	4,8
Ketoconazol	5,0	10,2
Paracetamol	1,0	6,0
Propranolol	0,1	3,5
Sulfametoxazol	0,1	2,4
Tiaclopid	1,0	5,5
Tramadol	2,0	2,5
Venlafaxin	1,0	6,3
Zolpidem	1,0	2,9
Bisfenol A	10,0	3,4
Estrone	0,1	1,2
17 β -östradiol	0,1	3,8
17 α -etinylostradiol	0,1	2,3
Furosemid	10,0	18,0
Ibuprofen	100,0	4,3
PFOS	3,0	3,1
PFOA	3,0	3,4

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se