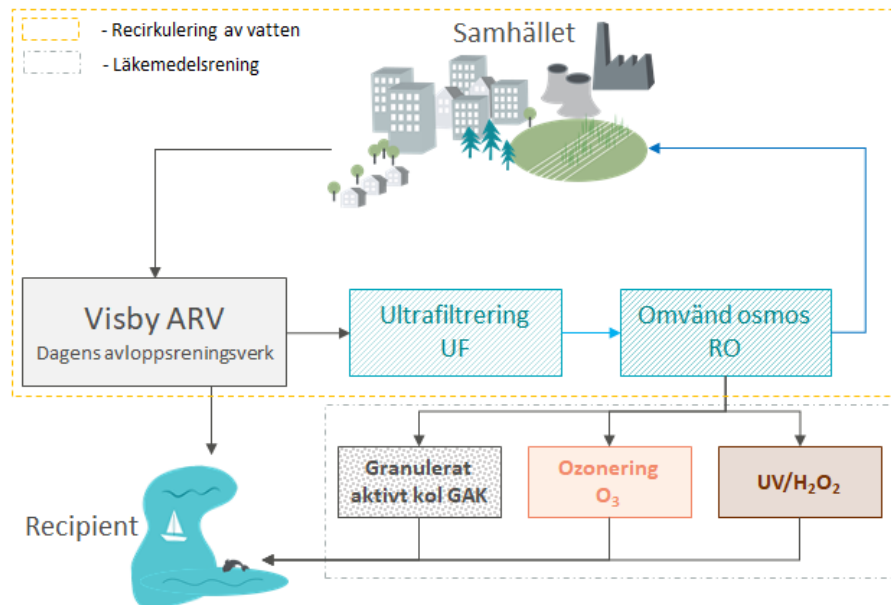


Innovativ rening av läkemedelsrester vid återvinning av avloppsvatten vid Visby reningsverk

Januari 2021 | N 2021/196

Christian Baresel, Fredrik Hedman, Niclas Bornold, Jing-Jing Yang, Mila Harding, Staffan Filipsson (IVL)
Anders Wahlund, Henrik Nygren, Henrik Sedman
(Region Gotland)



I samarbete med

Förord

I juni 2019 beviljades Region Gotland 2 600 000 kr i bidrag från Naturvårdsverket inom anslag 1:11, ap. 1 (utgiftsområde 20) i bidrag för en förstudie med huvudsakligt syfte att utreda förutsättningar för en fullskaleinstallation av teknik för rening av avloppsvatten från läkemedelsrester.

Projektet genomfördes som en förstudie med huvudsakligt syfte att utreda förutsättningar för en fullskaleinstallation av teknik för att minska utsläppen av läkemedelsrester till omgivande recipient samtidigt som avloppsvatten recirkuleras. Förutsättningarna för en resurseffektiv läkemedelsrening skulle undersökas med hjälp av en pilotinstallation vid Visby reningsverk för återvinning av renat avloppsvatten som kompletterades med olika piloter för borttagning av läkemedelsrester både vid reningsverket och vid IVL/KTHs FoU-anläggning Hammarby Sjöstadsverk. Region Gotland koordinerade och ansvarade för pilottesterna för recirkulation av vatten medan IVL koordinerade och ansvarade för piloter kopplade till rening av läkemedel.

Projekttiden varade från augusti 2019 till 31 januari 2021 efter att en ansökan på förlängning med två månader p.g.a. corona-situationen under 2020 godkändes. Föreliggande rapport sammanfattar projektet.

Sammanfattning

Dagens samhälle står inför en rad olika utmaningar relaterat till miljö- och klimatfrågor. Flera olika miljöparametrar är starkt sammankopplade och påverkar varandra. Klimatförändringarna och den pågående föroreningen av vattenmiljön kommer till exempel att ytterligare öka trycket på naturliga vattenresurser och leda till ökad brist på rent vatten i många regioner i världen; så även på Gotland. Därför ökar behovet av återvinning av avloppsvatten. Vi har i detta projekt utvärderat om återvinning av avloppsvatten samtidigt kan förbättra möjligheterna att avskilja oönskade ämnen i den koncentratström som återstår efter återvinning och som är tänkt att ledas till recipient. Förstudien genomfördes i regi av Region Gotland i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet.

Pilotprojektet har visat att återvunnet vatten med dricksvattenkvalité kan produceras och att en effektiv rening av RO-retentat för läkemedelsrester kan åstadkommas med olika reningstekniker. Detta innebär att det går att åstadkomma en attraktiv process där merparten av avloppsvattnet hålls kvar på land och att den mindre volymen som släpps till recipienten renas från läkemedelsrester.

Projektet genomfördes med hjälp av en pilotanläggning med avancerad membranteknik för recirkulation av renat avloppsvatten vid Region Gotlands reningsverk i Visby. Vid produktion av ett återvinningsbart vatten avskiljs mikroföroreningar såsom läkemedelsrester till ett koncentrat (retentat) som därefter kan vidarebehandlas innan det leds till recipienten. Retentatet utgör en betydligt mindre volym än den ursprungliga och är samtidigt fritt från partiklar vilket också underlättar behandlingen. Pilotprojektet visar att en effektiv rening av retentat innehållande läkemedelsrester kan åstadkommas med olika reningstekniker. Vid användning av den avancerades oxidationstekniken UV/H₂O₂ och adsorptionstekniken aktivt kol (GAK) kunde en signifikant bättre resurseffektivitet observeras vid behandling av retentat jämfört med motsvarande behandling av utgående avloppsvatten. Detta innebär att för varje kg avlägsnat läkemedel behövs mindre resurser vid rening av retentat jämfört med rening av utgående avloppsvatten. Vid användning av ozonering erhöles inte samma positiva resultat.

Resultaten från pilotförsöken visar att aktivt kol framstår som den mest kostnadseffektiva tekniska lösningen som skulle kunna implementeras för behandling av retentat. Eftersom pilotförsöken endast kunde köras i begränsad omfattning och dimensioneringen endast omfattar grova antaganden bör de uppskattade kostnaderna betraktas som preliminära. Beräkningar som gjorts i projektet ger dock en bra uppfattning om kostnader och resurseffektiviteten att rena bort läkemedelsrester från ett koncentrerat spillvatten som uppstår vid återvinning av avloppsvatten med membranfiltrering. Projektet har visat att om läkemedelsrening ska implementeras kan det vara både resurseffektivt och kostnadseffektivt att recirkulera avloppsvatten och rena en mindre ström med avseende på läkemedelsrester.

Förutom att visa de tekniska möjligheterna beskriver och diskuterar projektet även andra aspekter med recirkulering av renat avloppsvatten och ett minskat utsläpp av mikroföroreningar. Återvinningen av renat avloppsvatten med hjälp av avancerade membrantekniker resulterade i ett vatten av god dricksvattenkvalitet. Kapaciteten över membranläggningarna kunde dock ha varit högre genom olika optimeringsåtgärder som inte kunde genomföras inom projektets ramar.

Summary

Today's society faces several different challenges related to environmental and climate issues. Several different environmental parameters and driving forces are strongly interconnected and affect each other. Climate change and the ongoing pollution of the aquatic environment will, for example, further increase the pressure on natural water resources and lead to an increased lack of access to clean water in many regions of the world; as also experienced on Gotland island, Sweden. Therefore, the need for water reuse and especially the recirculation of treated wastewater increases. In this project, we have evaluated whether wastewater recirculation can at the same time improve the possibilities of removing unwanted substances in the concentrate stream that is produced during advanced membrane processes used in water reuse and which is intended to be returned to the recipient. The feasibility study was coordinated and carried out by Region Gotland in collaboration with IVL Swedish Environmental Research Institute.

The pilot project has shown that recycled water with drinking water quality can be produced from municipal wastewater and that an effective treatment of RO (reverse osmosis) retentate containing pharmaceutical residues can be achieved with various treatment techniques. This means that it is possible to achieve an attractive process where most of the wastewater can be recirculated and that only a smaller water volume is treated for pharmaceuticals before it is emitted to the recipient.

The project was performed with the help of a pilot plant with advanced membrane technology for recirculation of treated wastewater at Region Gotland's wastewater treatment plant (WWTP) in Visby. In the production of a recyclable water, the micropollutants are separated into a concentrate (retentate) which can then be further processed before it is emitted to the recipient. The retentate constitutes a much smaller volume than the original water flow and is at the same time free of particles. Using the advanced oxidation technology UV/H₂O₂ or granulated activated carbon (GAC) filters, a significantly better resource efficiency could be observed in the treatment of retentates compared to the corresponding treatment of WWTP-effluent. This means that for every kg of pharmaceuticals removed, less resources are needed when treating retentates compared to treating WWTP-effluent. Though, the same positive results were not obtained when using ozonation.

The results further showed that activated carbon appears to be the most cost-effective technical solution that could be implemented for the treatment of retentates. As the pilot experiments could only be operated to a limited extent and the dimensioning only includes rough assumptions, calculated costs should be considered as preliminary. Calculations made in the project, however, give a good idea of expected costs and resource efficiency for treatment of pharmaceuticals from concentrates produced during wastewater reclamation with membrane filtration. The project has shown that if advanced treatment for the removal of pharmaceuticals is to be implemented, it can be both resource-efficient and cost-effective to recycle wastewater and treat a smaller stream for pharmaceutical residues.

In addition to showing the technical possibilities, the project also describes and discusses other aspects for recycling of treated wastewater and a reduced discharge of micropollutants. The recovery of treated wastewater using advanced membrane techniques resulted in a water of good drinking water quality. However, the capacity of the membrane units could have been higher through various optimization measures that could not be implemented within the framework of the project.

Förkortningar

AOP	- Avancerade Oxidationsprocesser
ARV	- Avloppsreningsverk
BOD	- Biochemical Oxygen Demand
CEB	- Chemically Enhanced Backwash
CIP	- Cleaning in Place
COD	- Chemical Oxygen Demand
DOC	- Dissolved Organic Carbon
Fe	- Järn (Fällningskemikalie i MBR)
GAK	- Granulerat aktivt kol
H ₂ O ₂	- Väteperoxid
IBC	- Intermediate Bulk Container
IVL	- IVL Svenska Miljöinstitutet
LOD	- Level of Detection
LOQ	- Level of Quantification
MBBR	- Moving Bed Biofilm Reactor
MBR	- MembranBioReaktor
RO	- Omvänd Osmos (Reverse Osmosis)
SS	- Suspended Solids
TOC	- Total Organic Carbon
UF	- Ultrafilter

Innehåll

Förord	2
Sammanfattning	3
Summary	4
Förkortningar	5
1. Bakgrund	8
1.1 Region Gotland.....	8
1.2 Vattenbrist på Gotland	9
1.3 Cirkulär vattenhantering	9
1.4 Visby ARV	10
1.5 Syfte och mål	11
2. Metodik och genomförande	12
2.1 Rening för recirkulering av avloppsvatten.....	12
2.2 Läkemedelsrening av RO-retentat	13
2.2.1 Pilottester med avancerad oxidation (UV/H ₂ O ₂)	13
2.2.2 Pilottester med ozonering (O ₃).....	14
2.2.3 Pilottester med granulerat aktivt kol (GAK).....	15
2.3 Provtagning och analyser	16
3. Projektets resultat	18
3.1 Kombination av ultrafiltrering (UF) och omvänd osmos (RO).....	18
3.1.1 Drifterfarenheter.....	18
3.1.2 Kapacitet och avskiljning	19
3.1.3 Reningseffektivitet för läkemedelsrester.....	21
3.1.4 Produktion av återanvändbart vatten	22
3.2 Behandling av RO-retentat	24
3.2.1 Koncentrationer av läkemedel i RO-koncentrat	24
3.2.2 UV/H ₂ O ₂	25
3.2.3 Ozonering	27
3.2.4 GAK.....	32
3.2.5 Jämförande av tillämpade teknikerna för rening av RO-retentat	34
4. Förutsättningar för en fullskaleinstallation	36
4.1 Uppskalning	36
4.2 Kostnadsberäkningar	38
4.2.1 Avancerat membranrening UF/RO	38
4.2.2 Avancerad rening av RO-retentat med UV/H ₂ O ₂	39
4.2.3 Avancerad rening av RO-retentat med Ozonering	40
4.2.4 Avancerad rening av RO-retentat med GAK	41
4.2.5 Sammanlagd kostnadsbild	42
4.3 Miljöpåverkan.....	42
4.4 Övriga aspekter	43
4.4.1 Restprodukter	43
4.4.2 Arbetsmiljö.....	44
4.4.3 Lokalisering och utrymmesbehov.....	44
5. Diskussion	45
5.1 Teknisk utformning av recirkulation av renat avloppsvatten	45
5.2 Variationer av läkemedelshalter i RO-retentat.....	45

5.3	Rening RO-koncentrat jämfört med rening av utgående avloppsvatten	45
6.	Slutsatser och rekommendationer	47
7.	Referenser	48
8.	Bilagor.....	49
8.1	Analyserade parameter utöver läkemedel.....	49
8.2	Administrativa uppgifter	52
8.2.1	Styrning och ledning	52
8.2.2	Projektets tidsplanering	52
8.2.3	Kommunikationsarbete.....	52
8.2.4	Sammanställning av projektets ekonomi	53

1. Bakgrund

Drivkraften för vidareutveckling av kommunal avloppsrening har tidigare främst varit att minska utsläppen av syreförbrukande och övergödande ämnen. Under den senaste 10-årsperioden har dock rening av läkemedelsrester hamnat allt mer i fokus. Tekniker för separation (omvänd osmos), adsorption (aktivt kol) eller oxidativ nedbrytning (ozonering eller avancerade oxidationsprocesser) av läkemedelsrester har sedan dess framgångsrikt vidareutvecklats och implementerats, bland annat i Sverige.

Parallellt med denna utveckling har klimatförändringens påverkan på våra färskvattenresurser blivit allt tydligare. Mängden snö som håller kvar vattnet på land till rätt säsong för infiltration har minskat, sommarregnen blir häftigare varpå vattnet inte hinner infiltrera till grundvattnet och växtsäsongen blir allt längre vilket ökar avdunstningen. De senaste åren har flera kommuner sommartid brottats med brist på vatten med bland annat ransonering som följd, något som förväntas förvärras då klimatförändringen ger allt större påverkan på vattencykeln. Denna utveckling har varit särskilt tydlig på Gotland.

Idag är det därför uppenbart att vi brottas med problem inom vattencykeln både i form av föroreningar men också i kvantitativa termer inom vattenförsörjningen. För att få till stånd resurseffektiva åtgärder så måste åtgärderna framöver förmås att samverka mot bägge dessa utmaningar.

1.1 Region Gotland

Region Gotland är en kommun med ett utökat ansvar för uppgifter som normalt hör till regioner. Kommunen har dessutom ett regionalt utvecklingsansvar som i vanliga fall sköts av staten. Region Gotland omfattar landskapet Gotland och Gotlands län, vilket innebär ön Gotland med omkringliggande öar, av vilka de viktigaste är Fårö, Stora Karlsö, Lilla Karlsö och Gotska Sandön.

Gotlands regionala utvecklingsprogram Vision 2025 har fem övergripande mål. Ett av dessa är att Gotland ska bli en världsledande ö-region i miljö- och klimatfrågor. Utvecklingsprogrammet lägger därför stor vikt vid hållbarhetsfrågorna, speciellt de kring energi och vatten. Ekokommun Gotland är Region Gotlands initiativ och åtagande. Det involverar alla på Gotland i utmaningen att i bred samverkan nå ett ekologiskt hållbart samhälle med hållbar tillväxt på Gotland. Vatten är miljöprogrammets andra fokusområde, och ett naturligt sådant eftersom Gotlands vattensituation är både speciell och känslig. Regionens miljömål för vatten i Vision 2025 är helt i linje med de nationella miljökvalitetsmål som finns för vatten och hav. EU:s vattendirektiv och havsmiljödirektiv är implementerade i svensk lag och bidrar till att nå miljökvalitetsmålen Giftfri miljö och Ett rikt växt- och djurliv.

Nödvändigheten av att bevara en levande Östersjö är uppenbar för alla. Att misslyckas skulle medföra ödesdigra konsekvenser för dagens liv och verksamheter på Gotland och i hela Östersjöområdet. Havsmiljön är en viktig global samarbetsfråga. Det behövs oerhört stora insatser på flera plan, särskilt när det gäller Östersjön. Inte bara när det gäller utsläpp och teknik lokalt, där alla måste bidra, utan också insatser i form av nationella styrmedel och skärpta internationella överenskommelser.

1.2 Vattenbrist på Gotland

Sedan mitten av 2010-talet har bristen på vatten om somrarna blivit en realitet för gotlänningarna. De befintliga grundvattentäkter som finns har flera gånger varit på väg att ta slut och det saknas reservvattentäkter. De ofta tunna jordlagren och den sprickrika berggrunden gör att föroreningar i ytvattnet snabbt kan nå grundvattnet och göra stor skada. Det medför att det krävs särskilt beaktande vid vattenuttag och val av avloppslösningar.

Öns tidigare omfattande våtmarker är till stor del utdikade och vattenavledningen sker snabbt till Östersjön via bäckar, diken och åar. Uttransporten av näringsämnen till havet från vissa av öns jordbruksmarker är därför omfattande. Antalet enskilda avlopp och enskilda dricksvattentäkter som inte håller godtagbar standard var länge oroväckande stort, men de senaste åren har åtgärdsprojektet Klart Vatten lett till att tusentals dåliga avlopp åtgärdats.

1.3 Cirkulär vattenhantering

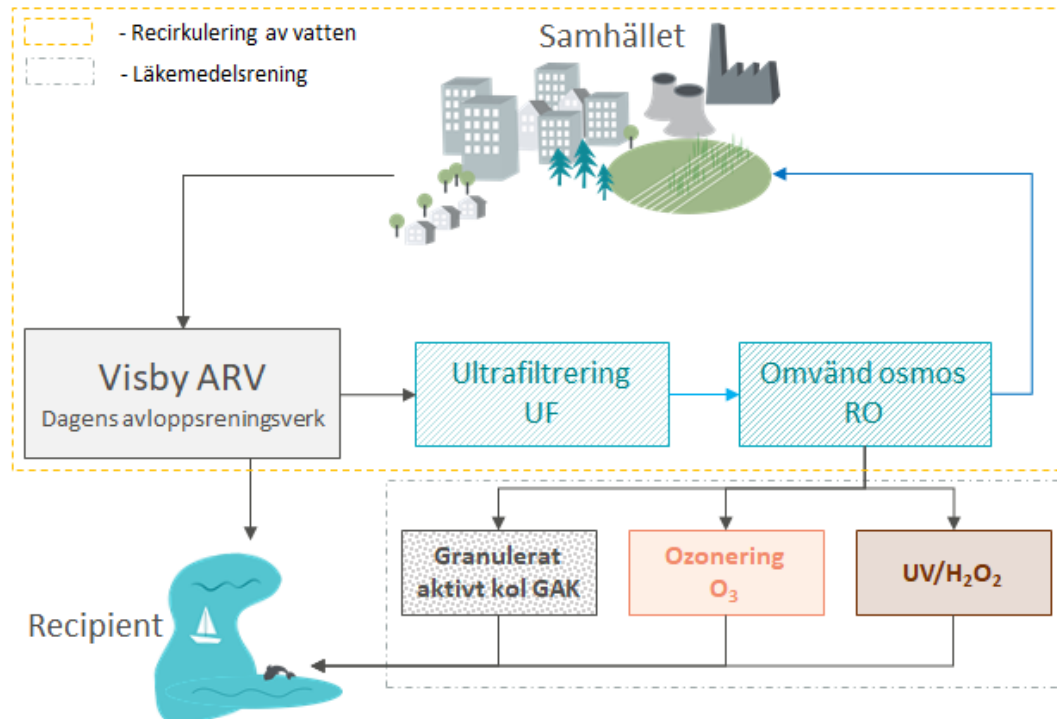
Då vattentillgången på Gotland tidvis ej är tillräcklig så behövs vid behov förstärkning med ytterligare vattenresurser. För detta finns flera olika kompletterande angreppssätt och tillsammans med olika partners har region Gotland aktivt jobbat för att finna hållbara lösningar.

Efter flera somrar med vattenbrist invigde Region Gotland exempelvis ett bräckvattenverk i Kvarnåkershamn på södra Gotland för att omvandla havsvatten till kommunalt dricksvatten. Det nya verket ska säkra dricksvattenförsörjningen och minska risken för att grundvattentäkterna överutnyttjas framförallt sommartid när antalet personer på Gotland ökar med minst fem gånger jämfört med lågsäsong. Att använda sig av avsaltningsanläggningar för att dryga ut dricksvattenproduktionen trots höga investerings- och driftkostnader visar att vattenbristen, speciellt under högsäsongen, är ett återkommande och svårlöst problem.

Parallellt med uppförandet av avsaltningsverket finns ytterligare behov av att bidra till utveckling av kompletterande system för framtidens vattenförsörjning. Tillsammans med IVL Svenska Miljöinstitutet har Region Gotland initierat en så kallad testbädd för utveckling av framtidens tekniker för en energieffektiv och hållbar vattenproduktion. Testbädden, Testbädd Storsudret, är placerad på den sydligaste spetsen av ön, som har varit extra hårt drabbad av vattenbrist eftersom området har mycket tunna jordlager som har svårt att behålla grundvattnet. Storsudret är därför beroende av ”importerat vatten” från det nya avsaltningsverket i Kvarnåkershamn. Tekniker som utvecklas och testas är bl.a. ett större antal sensorer som i realtid och online mäter nederbörd, flöden i diken och grundvattennivåer för en aktiv styrning av en utökad vattenmagasinerings, t.ex. genom yt- och grundvattendammar. Även olika reningstekniker för recirkulation av vatten testas.

Region Gotland har i samarbete med IVL sedan 2019 genomfört pilottester med recirkulation av renat avloppsvatten vid Visby avloppsreningsverk (ARV). Genom olika separationstekniker som membranfiltrering kan ett rent vatten produceras som kan återanvändas för olika ändamål. Även om avancerade membrantekniker kan producera ett mycket rent vatten som är lätt att kvalitetssäkra, kan dessa tekniker endast avskilja mikroföroreningar såsom läkemedelsrester. De avskilda ämnena återfinns således i ett koncentrat som dock har en betydligt mindre volym än det ursprungliga avloppsflödet. Den reducerade volymen gör det enklare att behandla strömmen för läkemedelsrester och

andra prioriterade ämnen. För att minska emissioner av läkemedelsrester från samhället till Östersjön via avloppsvatten har projektet därför fokuserat på om en effektiv rening av koncentrerade konzentratströmmar kan åstadkommas. Figur 1 visar en schematisk beskrivning av processen som undersöktes inklusive de olika reningstekniker som utvärderades för läkemedelsrening av konzentrat från återvinning av renat avloppsvatten.



Figur 1. Schematisk beskrivning av processen som undersöktes inkl. de olika reningstekniker som utvärderades för läkemedelsrening av konzentrat från återvinning av avloppsvatten.

Genom att kombinera separationstekniker som producerar ett högkvalitativt vatten med behandling med aktiv kol eller oxidativa metoder för nedbrytning av de avskilda och uppkoncentrerade ämnena, bör därför en resurs- och kostnadseffektiv behandling av prioriterade ämnen kunna åstadkommas. Det lägre flöde som erhålls via återvinningsdelen innebär att framförallt investeringskostnaden för läkemedelsrening kan reduceras men troligen även driftskostnaderna eftersom kapaciteten ökar för dessa tekniker vid högre koncentrationer.

1.4 Visby ARV

Avloppsreningsverket i Visby togs i drift 1967 och utgjordes då av ett slamavskiljande steg (mekanisk rening). Under våren 1977–78 kompletterades verket med biologisk och kemisk rening. 1991 togs röttningskammarna i drift och slammet började rötas. Reningsteget för kväverening, SBR-reaktor och efterdenitrifikation, togs i drift i april 2001. Hösten 2005 kompletterades slambehandlingen med en torkanläggning för torkning och pelletering av slam. 2007 färdigställdes en ombyggnation av reningsverket med fem nya bassänger för biologisk rening och kväverening (MBBR). Den gamla biobädden byggdes då om till två fördenitrifikationsbassänger. Våren 2010 ställdes SBR-reaktorn av. Slamtorken ställdes av i december 2011 och har inte varit i drift sedan dess p.g.a. arbetsmiljöproblem, driftstörningar, energikostnad och brandrisk.

Reningsverket är dimensionerat för avloppsvatten innehållande en föroreningsmängd som motsvarar 60 000 personekvivalenter (pe), beräknat på 70 g organiskt material per person och dygn. Den aktuella genomsnittliga belastningen ligger på runt 40 000 pe. Industrianslutningar utgörs av år mejeri och slakteri. Vid Visby reningsverk renas ca 8 000 m³ spillvatten per dygn från samhällena Visby, Själsö och Vibble. Gällande utsläppsvillkor för Visby ARV är 10 mg BOD₇/l som gränsvärde (årsmedel) och riktvärde (medelvärde per kalenderkvartal). Resthalterna av fosfor får inte överstiga 0,3 mg/l som gränsvärde (årsmedel) och riktvärde (medelvärde per kalenderkvartal). Resthalter av kväve får som gränsvärde inte överstiga 15 mg/l beräknat som årsmedelvärde.

Vid tidigare undersökningar har reningsverket visat sig ha ungefär samma koncentrationer av läkemedelsrester som genomsnittet av andra undersökta reningsverk i Sverige. Utifrån detta har vi beräknat att reningsverket idag släpper ut ca 12 kg/år av 26 undersökta läkemedel (Wallberg et al., 2016). Mängden läkemedelsrester som tillförs Östersjön från detta reningsverk kan därför inte betraktas som försumbar och vi vill med denna förstudie ta fram ett underlag för ett kommande investeringsbeslut för en komplettering av reningsverket med avancerad rening. En sådan åtgärd bidrar till att uppnå miljö kvalitetsmålen Levande sjöar och vattendrag, Hav i balans och ett Rikt växt- och djurliv. Återvinning av avloppsvatten kommer dessutom stödja Grundvatten av god kvalitet om infiltration av detta vatten genomförs. Kombinationen återvinning av avloppsvatten och läkemedelsrening har även en mycket tydlig koppling till de globala målen för hållbar utveckling i Agenda 2030: Hav och marina resurser, Ekosystem och biologisk mångfald, Rent vatten och sanitet för alla, Hållbara städer och samhällen samt Hållbar konsumtion och produktion.

1.5 Syfte och mål

Detta utvecklingsprojekt har som syfte att ta fram bättre kunskap om recirkulation av renat avloppsvatten generellt och specifikt underlag för en investering vid reningsverket i Visby.

Det övergripande målet är att undersöka tekniska möjligheter och begränsningar i att rena avloppsvatten för recirkulering och minska utsläpp av mikroförroreningar. Målet är också att utvärdera huruvida det är mer effektivt och ekonomiskt att rena koncentrerat spillvatten från läkemedelsrester än en icke-koncentrerad ström. Att få en uppfattning om kostnader och resurseffektivitet med att rena bort läkemedelsrester från ett koncentrerat spillvatten ingår också i projektmålsättning.

2. Metodik och genomförande

För att uppnå de olika målen planerades kompletterande pilottester vid Visby ARV och på IVL:s FoU-anläggning Hammarby Sjöstadverket i Nacka. Pilottesternas utformning och genomförande baserades till stor del på tidigare och pågående projekt mellan Region Gotland och IVL samt på IVL:s kunskap om olika tekniker för recirkulation av renat avloppsvatten och reduktion av läkemedelsrester.

2.1 Rening för recirkulering av avloppsvatten

Pilotanläggningen för återvinning av vatten planerades inledningsvis bestå av en Nordic MBR-pilotenhet från Alfa Laval Nordic AB och en RO-pilot från Processing med membran från Toray (TMG20-400C), som Region Gotland redan förfogade över. Region Gotland och teknikleverantören valde att ansluta MBR-piloten till utgående avloppsvatten från Visby ARV eftersom den endast skulle utgöra en polerfunktion. Steget avlägsnade därmed partiklar som annars skulle belasta RO-filtret. Den containerbaserade piloten innehöll en kombinerad anoxisk/luftad/aktivslam-tank, en membransektion och ett kontrollsystem. Den installerade membrantypen var PVDF-baserade MFP2-membran med nominell porstorlek på 0,20 µm. Region Gotlands RO-pilot behövde en mindre ombyggnation för att anpassas till det lägre flöde som pilotanläggningen skulle köras med. Ombyggnationen utfördes av Processing Water Treatment Solutions. Pilotanläggningen togs i drift i september 2019.

Efter kontinuerliga problem med att få en stabil drift i MBR-piloten beslutades i början av november 2019 att byta ut MBR-enheten mot en ultrafilterpilot (UF) som hyrdes från Björks Rostfria AB. UF-enheten av typ IntegraPac IP-51XP från DuPont Water Solutions togs i drift under vecka 46 2019. UF-enheten bestod av PVDF hollow-fibermembran av typen ”dead-end” med en nominell porstorlek på 0,03 µm och en membranyta på 51 m². UF-piloten kopplades på utgående vatten från Visby ARV. Även om pilotanläggningen nu kunde köras i kontinuerlig drift satte UF-filtren igen relativt fort på grund av höga partikelhalter i vattnet. Under vecka 14, 2020 installerades därför ett trumfilter (NP T1203) med en maskstorlek på 30 µm från NP-Innovation AB. Med denna konfiguration har pilotanläggningen varit i drift tills försöken avslutades och anläggningen stängdes av i slutet av augusti 2020.



Figur 2. Pilotanläggningens uppställning, från vänster Trumfilter, UF-filter, bufferttank efter UF-filter, RO-filter.

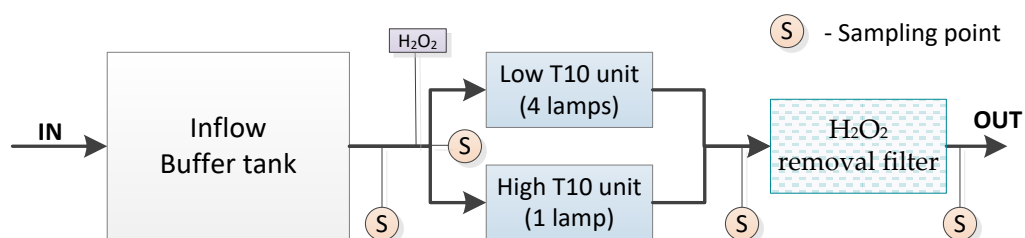
2.2 Läkemedelsrening av RO-retentat

Försöken med att avlägsna läkemedelsrester från RO-retentatet inkluderade tre olika reningstekniker; (i) avancerad oxidation (AOP) med hjälp av UV i kombination med tillsats av väteperoxid UV/H₂O₂; (ii) ozonering; och (iii) aktivt kol (Figur 1). Som framgår av figuren så separeras först partiklar, partikelbundna föroreningar (inkl. bakterier och patogener) och högmolekylära organiska ämnen som finns kvar i avloppsvattnet efter den vanliga behandlingen i det kommunala reningsverket ut med hjälp av ultrafiltrering. Dessa återförs till den befintliga reningen för att där avskiljas med slammet, brytas ned ytterligare eller åter hamna i ultrafilterloopen. Detta innebär alltså en viss koncentrationshöjning i det kommunala reningsverket som i sig kan innebära en viss förbättrad avskiljning och nedbrytning av prioriterade föroreningar. Vattnet som passerar ultrafiltreringsmembranet är fritt från partiklar och inkluderar endast lösta ämnen inkl. läkemedelsrester. Eftersom projektet använder ett tätt RO-membran som avskiljer >99 % av de allra flesta prioriterade ämnena (Bergström et al., 2014) produceras ett RO-koncentrat som innehåller dessa 99 % av den totala mängden av de prioriterade ämnena som finns i inkommande vatten till RO-steget.

2.2.1 Pilottester med avancerad oxidation (UV/H₂O₂)

Avancerade Oxidationsprocesser (AOP) innebär produktion av hydroxylradikaler som i det här fallet genereras från väteperoxid (H₂O₂) med hjälp av ultraviolett (UV) strålning. Hydroxylradikalerna är en icke-selektiv starkt kemisk oxidant och står som huvudsakligen ansvarig för nedbrytningen av organiska föreningar. När radikalerna väl har producerats attackerar de nästan alla organiska komplex, vilket leder till en partiell eller fullständig nedbrytning av de organiska föreningarna. Processen leder också till att organiska kemikalier sönderfaller och blir mindre och mer biologiskt nedbrytbara. Den nödvändiga intensiteten för UV-strålning beror på UV-ljusabsorbansen (UVA) eller transmittansen (UVT) i det behandlade vattnet. En högre UVA (lägre UVT) innebär en ökad UV-ljusabsorbans i vattnet och därmed når mindre UV-ljus H₂O₂, vilket leder till ett behov av högre bestrålningsintensitet. I vatten med hög transmittans (UVT) kan mer UV-ljus absorberas av H₂O₂ och mindre energi krävs för att åstadkomma samma produktion av hydroxylradikaler jämfört med vatten med lägre transmittans. Mer information om UV/H₂O₂-tekniken och läkemedelsrening kan fås i t.ex. Baresel et al. (2019).

Testerna genomfördes vid IVL:s FoU-anläggning Hammarby Sjöstadsverket med hjälp av en flexibel pilotanläggning som består av olika UV-enheter som beroende av vattnets transmittans används för att uppnå önskad behandling. UV-lampornas effekt är konstant och önskad UV-dos uppnås via flödesreglering. Efter inloppspumpen, som reglerar flödet via en flödesmätare, doseras väteperoxid (H₂O₂). Doseringen av H₂O₂ görs med en doserpump som kalibreras för det planerade dosområdet innan varje testkörning. Efter UV/H₂O₂-behandlingen följer ett brunfilter bestående av mangandioxid för att ta bort restväteperoxid. Prover av behandlat vatten kan tas före och efter filtret. Behandlingsprocessen visas i Figur 3.



Figur 3. Schematisk uppsättning av AOP-pilotförsöken.

Försök kördes i två testomgångar med vardera flera olika doser för UV och H₂O₂. I februari 2020 kördes totalt 16 olika tester och i augusti 2020 genomfördes 11 tester. Vid försöken i augusti användes inte brunfiltret för att undersöka restväteperoxiden. Testvatten togs ut av reningsverkets personal från RO-filtrets retentatledning och skickades i IBC-behållare till testanläggningen i Nacka. Prover togs ut från varje batch för analys av UVT för justering av pilotinställningar. UVT mätes med fotospektrometer (WTW photoLab 6600 UV-VIS) före och efter behandlingen. Väteperoxidkoncentrationen mättes både i doseringsvolymen, efter inblandningspunkten samt i utgående behandlat vatten med eller utan brunfiltret med Fotometer V-2000 och ampuller Vacu-vials från CHEMetrics (metod K-5543 för område 0–6 mg/l).

Eftersom testvattnets transmittans var <40 % vid initiala analyser användes pilotens UV-enhet Low T10 med fyra lampor i serie för testerna. Detta kan liknas med en vanlig behandling, t.ex. för lakvatten. De UV- och H₂O₂-doser som tillämpades vid de två testomgångarna visas i Tabell 1. Notera att värdena i tabellen är planerade doser medan verkliga doser av UV och H₂O₂ kan avvika något på grund av praktiska skäl som varierande pumpflöden och varierande halter i stamlösningen med H₂O₂. Faktiska doser presenteras i resultaten. Doserna för testomgången i augusti bestämdes baserat på resultaten från första omgången. Flödet i piloten kontrolleras via online-flödesmätare som styr pumpen efter önskat börvärde. Den hydraulisk uppehållstiden i reaktorn är mellan 2 och 15 minuter beroende på vilken UV-dos som tillämpas. Efter varje test kördes 1-3 uppehållstider utan tillsatser för att spola rent piloten. Piloten rengjordes med tvättkemikalier både före och efter varje testomgång.

Tabell 1. Testuppsättning för de totalt 27 tester som genomfördes.

Februari, batch 1								
Test nr.	1	2	3	4	5	6	7	8
UV dos (J/m ²)	19 200	19 200	19 200	19 200	18 000	18 000	18 000	18 000
H ₂ O ₂ (mg/l)	0	35	44	53	0	40	50	60
Februari, batch 2								
Test nr.	9	10	11	12	13	14	15	16
UV dos (J/m ²)	15 000	15 000	15 000	15 000	10 000	10 000	10 000	10 000
H ₂ O ₂ (mg/l)	0	40	50	60	0	40	50	60
Augusti, batch 1								
Test nr.	1	2	3	4	5			
UV dos (J/m ²)	19000	15000	10000	5000	3600			
H ₂ O ₂ (mg/l)	0	0	0	0	0			
Augusti, batch 2								
Test nr.	6	7	8	9	10	11		
UV dos (J/m ²)	10 000	10 000	10 000	5 000	5 000	5 000		
H ₂ O ₂ (mg/l)	0	30	60	0	30	60		

2.2.2 Pilottester med ozonering (O₃)

För att få ett dos-respons förhållande för RO-retentatet under kontrollerade former användes en representativ ozonanläggning i laboratorieskala som använts i flera tidigare försök (t.ex. Baresel et al., 2017a). Vid anläggningen kan avloppsvatten ozoneras och sedan direkt analyseras utan vidare transport eller lagring av vattnet. Försöken kördes i flera omgångar med olika doser. Som testvatten användes samma vatten som användes till UV/H₂O₂-testerna. I själva ozonanläggningen förs syntetisk luft in i en ozongenerator (OGK-3G) med tillhörande en ozonmätare (BMT 964 C). Det bildade ozonet förs igenom

ett glasfilter (porositet 4) upp i en kolonn som rymmer 1 L försöksvatten. Anläggningen är kalibrerad så att den bildade ozonmängden är 2,5 mg O₃/min. För att ändra ozonhalterna som avloppsvattnet utsätts för varierar ozoneringstiden. Efter utförd ozonering tappas vatten direkt på 1 L flaskor för analys. För att kontrollera och kalibrera ozonmätaren görs också mätningar av ozonhalten med en spektrofotometrisk indigometod (Bader och Hoigné, 1981).

Tabell 2 visar de ozondoser som tillämpades vid de respektive försöken. Doser för testomgång 2 och 3 baserades på resultat från föregående testomgång. Retentatets egenskaper varierade kraftigt med t.ex. TOC 20–40 mg/l, NO₂ 0,9–5,9 mg/l och ammonium 0,55–7,1 mg/l mellan olika provtagningar. Halterna vid test 2 och 3 är osäkra då labbet misslyckades med det ena provet och det andra aldrig skickades till lab.

Tabell 2. Testuppsättning för ozonförsöken som genomfördes.

	Test nr.			
December 2019	1	2	3	4
Ozondos mg O ₃ /l	5	12,5	20	30
Ozondos mg O ₃ /mg DOC	0,26	0,57	0,98	1,54
	Test nr.			
Februari 2020	5	6	7	8
Ozondos mg O ₃ /l	10	20	40	44
Ozondos mg O ₃ /mg DOC	0,33	0,68	1,46	1,69
	Test nr.			
Augusti 2020	9*	10*	11	12
Ozondos mg O ₃ /l	6	12	21	42
Ozondos mg O ₃ /mg DOC	0,6	1,2	2,1	4,2

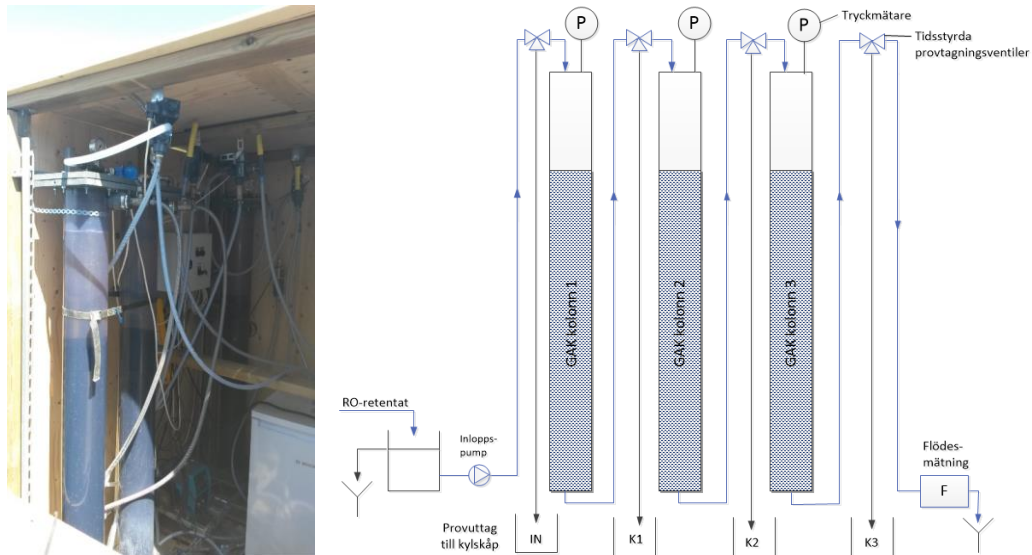
*försök 9 och 10 augusti 2020 genomfördes på UF-permeat

Utöver de redovisade försöken ovan som analyserades med avseende på läkemedelsrester genomfördes ytterligare ett antal försök som endast utvärderades utifrån reduktion av UV-absorbans (254 nm).

2.2.3 Pilottester med granulerat aktivt kol (GAK)

Kontinuerliga tester med aktivt kol utfördes med en filterkolonn-pilot i anslutning till RO-anläggningen vid reningsverket under veckorna 26–36 2020. Pilotanläggning som egentligen skulle ha gått i drift redan under tidig vår kom tyvärr först på plats v26 på grund av praktiska omständigheter under våren 2020. När piloten väl var på plats kördes GAK-försöken fram till att samtliga pilotförsök avslutades i slutet av augusti 2020.

Retentat från RO-piloten pumpades kontinuerligt upp till en utjämningsstank med bräddavlopp. Från denna pumpades vatten in i toppen av kolonn 1 (K1) med en slangpump. Varje kolonn bestod av ett 200 cm högt genomskinligt rör av PVC, med inre diameter 150 mm. Totalt användes runt 25 kg kol (Filtrisorb 400, Chemviron Carbon), jämnt fördelat på de tre kolonnerna. Det gav en kolbädd på ca 100 cm i varje kolonn. I botten av kolonnerna satt en centralt placerad dysa, omgiven av grovt grus. Från botten av kolonn 1 leddes vattnet vidare till toppen av kolonn 2 (K2), och så vidare till kolonn 3 (K3). Efter kolonn 3 passerade vattnet en flödesmätare innan det leddes till avloppet. Varje kolonn är ett slutet system. Det gör att trycket i kolonnerna ökar när igensättning och mottrycket ökar. När trycket överstiger ett visst maxtryck stängs pumpen av och kolonnerna kan backspolas. Prover togs automatiskt ut via tidsinställda ventiler i inloppet till varje kolonn och utloppet från kolonn 3.



Figur 4. Pilotuppsättningen med tre seriekopplade kolkolonner för pilottester med aktivt kol.

Flödet genom kolonnerna sattes till 110 liter per timme som resulterade i en ytbelastning på 6,3 m/tim och en kontakttid (EBCT – Empty Bed Contact Time) på runt 9,5 min per kolonn (28,5 min totalt). Driftsättet valdes baserat på tidigare tester av IVL med flerkolonfilter även om inget RO-retentat har ingått i tidigare tester. Valet att använda flera kolonner i serie grundar sig på en bättre driftsekonomi då filtermaterialets kapacitet kan utnyttjas maximalt (Baresel et al., 2017b).

2.3 Provtagning och analyser

Under pilotkörningen mellan juni 2019 och augusti 2020 togs ett hundratal prover ut som analyserades för ett stort antal varierande parameter för bedömning av pilotanläggningens reningseffektivitet. I huvudsak baseras samtliga analyser på stickprov som samlats in under projektets gång. Vid membranpiloterna vid Visby reningsverk togs prover vid totalt 38 tillfällen vid nedan listade fem provpunkter (se även Tabell 3):

1. **ARV IN:** Inkommande orenat avloppsvatten till Visby ARV.
2. **ARV UT:** Utgående renat avloppsvatten från Visby ARV som idag släpps till recipienten. Utgör samtidigt inkommande vatten till ultrafilter (UF, tillika utgående från reningsverket och efter installation av trumfiltret utgående från trumfiltret).
3. **UF:** Utgående från UF-behandlingen (tillika inkommande till RO-steget).
4. **RO-permeat:** Utgående efter RO-behandlingen (permeat).
5. **RO-retentat:** Koncentratet (retentatet) från RO-behandlingen (tillika inkommande till GAK-piloten, ozonförsöken och UV/H₂O₂-piloten).

Tre olika nivåer för provtagning tillämpades:

1. **Rutinprovtagning (R):** Mest frekvent genom hela pilottestperioden för analys av standardparameter som t.ex. pH, konduktivitet, BOD, N, P och turbiditet, samt bakterier.
2. **Utökad provtagning 1 (U1):** Utöver prover i rutinprovtagningen inkluderades prover för analyser av läkemedel och antibiotikarester, metaller, PFAS, PAH, etc.
3. **Utökad provtagning 2 (U2):** Utöver prover i utökade provtagning 1 inkluderades prover för kemiska analyser relaterat till dricksvattenkvalitet.

Tabell 3. Översiktligt provtagningschema som tillämpades på olika provpunkter.

	ARV IN	ARV UT	UF	RO-permeat	RO-retentat
Oktober 2019		1×U2	1×U2	1×U1	1×U1
November 2019		2×U1 1×U2	2×U1 1×U2	3×U1	3×U1
December 2019		2×R 1×U1	3×R	3×R	3×R
Januari 2020	2×U1	3×R 1×U1	3×R 1×U1	3×R 1×U1	3×R 1×U1
Februari 2020		4×R	4×R	4×R	4×R
Mars 2020		5×R	5×R	5×R	5×R
April 2020	2×U1	1×R 2×U1	1×R 2×U1	2×R 2×U1	2×R 2×U1
Maj 2020		4×R	4×R	4×R	4×R
Juli 2020		2×U1	2×U1	2×U1	2×U1
Augusti 2020				2×Dioxan	2×Dioxan

Samplingsprover vid olika provpunkter i GAK-piloten togs ut via automatventiler och blandades till veckoprover. För de tester som genomförts hos IVL gällande reduktion av läkemedelsrester från RO-retentat med ozonering och UV/H₂O₂ togs 2 m³ samlingsprover ut under flera timmar som skickades till IVL:s labb.

Läkemedel- och antibiotikarester i avloppsvatten analyserades med LC-MS/MS enligt en metod beskriven av Gros et al. (2006) med två avvikelser. Den första avvikelsen är tillsats av 200 mg EtylenDiamintetraAcetic (EDTA) till vattenprovet för att bryta eventuella interaktioner mellan analyterna och förekomsten av metalljoner i provet. Den andra metodavvikelsen innebär att elueringen av substanserna från filterbädden utfördes med acetone. Läkemedelsanalyserna utfördes av IVL och de analyserade ämnena redovisas i Tabell 4.

Tabell 4. Analyserade läkemedelsrester och deras verkan.

Substans	Verkan	Substans	Verkan
01 Atenolol	Blodtryckssänkande	13 Metoprolol	Blodtryckssänkande
02 Ciprofloxacin	Antibiotika	14 Naproxen	Inflammationshämmande
03 Citalopram	Antidepressiv	15 Oxazepam	Lugnande
04 Clarithromycin	Antibiotika	16 Paracetamol	Inflammationshämmande
05 Diklofenak	Inflammationshämmande	17 Propranolol	Blodtryckssänkande
06 Erythromycin	Inflammationshämmande	18 Sertralin	Antidepressiv
07 Fluconazole	Antifungal	19 Sulfametoxazol	Antibiotika
08 Furosemid	Diuretika	20 Tramadol	Smärtstillande
09 Ibuprofen	Inflammationshämmande	21 Trimethoprim	Antibiotika
10 Karbamazepin	Lugnande	22 Venlafaxine	Antidepressiv
11 Ketokonazol	Antifungal	23 Zolpidem	Lugnande
12 Losartan	Blodtryckssänkande		

Utöver läkemedel- och antibiotikarester i vattnet har ungefär 160 olika kemiska och biologiska parametrar analyserats av Visby ARV (t.ex. BOD, N, P och turbiditet) samt Eurofins (t.ex. metaller och bakterier). Tabell 21 i bilagorna visar samtliga parameter som analyserades av Eurofins.

3. Projektets resultat

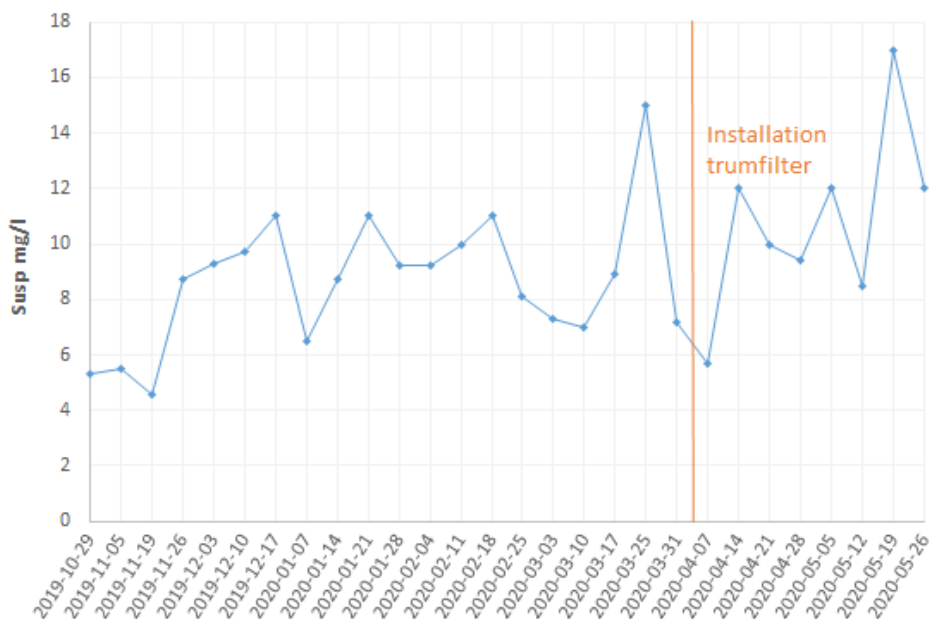
I följande avsnitt presenteras de huvudsakliga resultaten från pilottesterna uppdelat på membranpiloten och behandling av RO-retentatet.

3.1 Kombination av ultrafiltrering (UF) och omvänd osmos (RO)

3.1.1 Drifterfarenheter

Problem med att få tillräcklig bakterietillväxt i aktivslamdelen av MBR-piloten medförde att det var svårt att få fram tillräckligt med vatten till RO-piloten. Då MBR-piloten inte kunde producera tillräckligt med vatten ersattes den med en trycksatt UF-pilot med cirka dubbla membranytan jämfört med MBR-piloten. Då den nya piloten var trycksatt ökade kapaciteten och möjligheterna att producera tillräckligt med vatten förbättrades ytterligare.

Driften av UF-filtret upplevdes av driftpersonalen som problematiskt i början på grund av för mycket föroreningar i inkommande vatten. Efter att trumfiltret installerats så upplevdes driften av UF-filtret som något bättre. Trots att driften initialt efter installation av trumfiltret upplevdes som bättre var behovet fortsatt stort av CEB (Chemically Enhanced Backwash) och CIP (Cleaning in Place) vilket också kan anas från analyser av suspenderad substans in till UF-anläggningen där någon tydlig minskning inte kan ses efter installation av trumfiltret (Figur 5). Installationen av en bufferttank för UF-filtrat visade sig vara fördelaktig eftersom RO-piloten då kunde köras kontinuerligt även när UF-filtret rengjordes. En ökande frekvens av igensatta patronfilter före RO-piloten väckte dock en misstanke om att avlagringar bildades i bufferttanken.



Figur 5. Halt suspenderad substans in till UF-piloten med en markering vid installationen av trumfiltret.

RO-filtret drabbades av mycket fouling (beläggning) i början men efter att MBRen byttes ut mot UF-filtret så fungerade RO-piloten bättre. Detta visade att en väl fungerande förfiltrering var viktig för funktionen av RO-filtret. Även installationen av trumfiltret visade sig vara ett enkelt och driftsäkert första filtersteg som underlättade för driften av UF-filtret. Även om trumfiltrets påverkan var marginell behövdes en grovfiltrering innan UF-filtret för att undvika problem med större fraktioner som kan växa till eller hamna i de öppna bassängerna.

Generellt visade driften på ett frekvent behov av tvätt av membranerna i både UF- och RO-piloten med både sura och alkaliska tvättkemikalier. UF-piloten tvättades generellt i samband med provtagning ca 1 ggr/vecka och RO-piloten tvättades generellt i samband med tvätt av UF-piloten, men endast ca 1 ggr/månad. Vid behov tvättades membranerna upprepade gånger och relativt ofta över natt. Kemikalieförstärkt backspolning av UF-anläggningen genomfördes 2 ggr/dygn med lut och hypoklorit. För UF-piloten fanns ett stort behov av både sur och alkalisk tvätt. För RO-piloten var behovet störst av alkalisk tvätt. Förbättrade strategier för stabilare drift och ökad tillgänglighet skulle behövas vid uppskalning.

3.1.2 Kapacitet och avskiljning

På grund av en signifikant högre kapacitet hos UF-pilot än hos RO-pilot hade UF-anläggningen inga problem att leverera tillräckligt med vatten till RO-piloten, även om UF-pilotens kapacitet minskade kraftigt över tid. Första månaden fungerade driften relativt bra och var i paritet med dimensionerande data. Efter den första månaden ökade dock problemen och behovet av rengöring (Tabell 5). En misstanke var att den kemikalieförstärkta alkaliska backspolningen med UF-permeat resulterade i karbonatutfällningar i membranet. Initialt var tanken att lösa detta genom backspolning med RO-permeat eller kompletterande sur CEB efter alkalisk CEB. Då det var praktiskt svårt att testa dessa åtgärder undersöktes istället möjligheten att minska behovet av den alkaliska backspolningen genom förbättrad förbehandling. I detta syfte installerades ett trumfilter före UF-filtret vilket förbättrade driften något. Behovet av CIP var dock fortsatt stort. Utifrån journalförda data framgår att endast under de två första veckorna presterade anläggningen i enlighet med dess dimensionering med ca 93 % recovery och en produktion på 15 m³/h. Även efter trumfiltrets installation den 6 april 2020 producerades bara ca 4 m³/h, beräknat som behandlat vatten minus backspolningsvatten dividerat med hela perioden. I praktiken betyder detta att membranytan behöver vara 3–4 gånger större för samma produktion. En sammanställning av journalförda- och bearbetade data framgår av Tabell 5.

Tabell 5. Driftshistorik för UF-piloten under perioden november 2019 – augusti 2020.

Datum	Feed (m ³ /h) ¹	Spolvatten (m ³ /h) ²	Recovery (%)	Produktion (m ³ /h)	Flux ³ (l/m ² ,h)	Temperatur (°C)
14.11.2019						
29.11.2019	13	0,9	93	12	41	13 - 15
30.12.2019	11	1,2	89	10	36	12 - 14
31.01.2020	11	1,7	84	9,4	36	12 - 13
28.02.2020	7	2,4	67	4,9	24	11 - 12
31.03.2020	9	1,8	80	7,1	29	10 - 13
24.04.2020	5	1,2	78	4,3	18	13 - 15
01.06.2020	5	1,4	72	3,6	16	14 - 17
01.07.2020	7	2,3	65	4,3	22	17 - 21
31.07.2020	6	2,0	67	4,0	20	19 - 21
25.08.2020	5	1,7	68	3,7	18	21 - 23

¹ - Medelflöde in till UF-piloten beräknat utifrån räkneverk och tid. Faktiska feed-flöden var 15, 13 och 8 m³/h.

² - Beräknat medelvärde av spolvattenflöde under perioden. Frekvensen ökades från 2, 3 till 4 ggr/h.

³ - Beräknat medelflux under perioden. Faktiskt flux vid drift var 49, 42 och 26 l/m²,h

Kapaciteten för RO-anläggningen styrdes utifrån permeatflödet som sattes till 1000 l/h vilket var begränsningen för anläggningen. Efter tvätt var trycket ca 8 bar och pumpen gick på 90 %. När trycket ökat ca 10 % (närmade sig 9 bar) genomfördes tvätt av anläggningen (ca 1 ggr/4 veckor).

För att driften av RO-anläggningen ska fungera i en kontinuerlig process och med en begränsad membranytan (pilotens storlek) krävs hög recirkulation över membranet. Processutformningen har vissa nackdelar som hög energiförbrukning och lägre generell avskiljningsgrad. En ökad recirkulation ger en ökad koncentration in på membranet vilket medför högre halter i permeatet. En fullskaleanläggning skulle därmed med största sannolikhet kunna dimensioneras för bättre avskiljning och en mer energieffektiv process eftersom recirkulationen kunde vara avsevärt mindre. Initialt kördes RO-piloten med 1 m³/h in och 600 liter/h permeat. Från 14 november 2019 kördes dock piloten med 1,7 m³/h in och 1000 liter/h permeat. Detta ger ett flux på 13,5 l/m²,h och en återvinning (recovery) på 59 %. Initialt var recirkuleringsflödet begränsat vilket kan leda till problem med koncentrationspolarisation närmast membranytan och ökade problem med scaling och fouling. Flödet på recirkulationspumpen ökades således. För att nå rekommenderade intervall för recovery per modul krävs ett recirkulationsflöde på 4 m³/h. Det betyder att inkommande halter för t.ex. nitrit (beräkningsexempel 2020-07-22) är 1,5 mg/l efter UF och 11 mg/l i retentat ger en inkommande halt till membranerna på $(1,7 \times 1,5 + 4 \times 11)/5,7 = 8,16$ mg/l. Halten är således ca 5,5 gånger högre in i pilotuppställningen jämfört med en pluggflödesprocess och permeathalten på 0,33 mg/l motsvarar således en faktisk reduktion på ca 96 % att jämföra med en reduktion på 78 % om jämförelsen görs mot halten efter UF-piloten. I en fullskaleanläggning hade troligen även livsmedelsverkets föreskrifter för nitrit kunnat hållas då inte samma recirkuleringsflöden krävs.

Tabell 6 visar reningseffektivitet i UF- och RO-piloten för de vanligaste parametrarna. Värdena för utgående vatten från Visby ARV är framtagna baserat på driftens provtagning. Trumfiltrets påverkan undersöktes endast initialt och bedömdes, förutom gällande vattnets partikelhalt, som obetydlig. Detta delvis på grund av att ingen extra fällning tillämpades över filtret. Även om halterna i Tabell 6 baseras på medelvärden från olika antal prover så visas ändå en tydlig och ökande reningseffekt över UF- och RO-behandlingen.

För beräkning av medelvärden har värden under rapporteringsgränsen ersatts med halva värdet av rapporteringsgränsen och för mikrobiella värden har rapporteringsgränsen använts för värden under rapporteringsgränsen. Samtliga analyserade perfluorerade ämnen låg under rapporteringsgränsen i RO-permeatet med undantag för ett av nio prover där halten PFBA uppmättes till 0,78 ng/l. BOD-halten var redan efter UF mindre än rapporteringsgränsen i 25 av 29 prov. I de prov där BOD-halter kunde kvantifieras i RO-permeatet var COD-halten många gånger lägre.

Tabell 6. Vattenkvalitet efter befintligt reningsverk, ultrafiltrering (UF) och omvänd osmos (RO).

Parameter	Medelvärde från alla provtagningstillfällen		
	Visby ARV UT	UF-permeat	RO-permeat
pH (-)	7,2	7,5	6,1
Totalhårdhet (°dH)	14	14	<0,15
Alkalinitet (mg/l HCO ₃ -)	247	244,5	5,6
Konduktivitet (mS/m)	96,7	97,3	1,5
P-tot (mg/l)	0,3	0,11	0,006
Fosfatfosfor PO ₄ -P (mg/l)	0,26	0,08	<0,005
N-tot (mg/l)	16,1	11,9	0,61
Nitratkväve NO ₃ -N (mg/l)	7,6	9	0,5
Ammoniumkväve NH ₄ -N (mg/l)	1,16	1,5	0,06
Turbiditet (FNU)	1,7	0,22	0,08
Susp (mg/l)	9	<1	<1
COD-Mn (COD-Cr) (mg/l)	8,1 (143)	5,5 (17)	0,27 (<20)
TOC (mg/l)	11	8,2	1,15
BOD ₇ (mg/l)	3,24	<3	<3
Odlingsbara mikroorg. 22°C, 3 dygn (CFU/ml)	>5000	1040	133
Koliforma bakterier 35°C (antal/100 ml)	41	22	<1
E.Coli (antal/100ml)	24	7,4	<1
PFAS Summa 11 (ng/l)	27,5	44	<1
PFOS (ng/l)	4,4	0,54	<0,2
Läkemedelsrester (ng/l)	>> LOD	> LOD	<LOD

Den stora mängden odlingsbara mikroorganismer i RO-permeatet måste med allra största sannolikhet bero på kontamination vid provtagningstillfället, alternativt kontaminerad utrustning. Ett fungerande RO-membran släpper inte igenom bakterier.

3.1.3 Reningseffektivitet för läkemedelsrester

Läkemedels- och antibiotikarester i vattnet analyserades vid olika tillfällen beroende på provpunkt. Tabell 7 visar medelhalter för de analyserade läkemedelssubstanserna och det framgår tydligt att RO-steget avskiljer samtliga substanser från vattnet och överför dessa till retentatet så att samtliga halter i utgående vatten ligger under detektionsgräns. Tabellen visar även reningseffektiviteten för reningsverket, de olika membranstegen och totalreduktionen. För några substanser som ciprofloxacin, ibuprofen, naproxen och paracetamol sker en kraftig reduktion redan i dagens reningsverk. Detta stämmer väl överens med observationer vid andra svenska reningsverk. För oxazepam indikeras en kraftigt negativ reduktion över reningsverket. Denna effekt överensstämmer också med analyser vid andra anläggningar även om den negativa reduktionen vanligtvis är mindre. Den ökande halten över reningen kan förklaras bl.a. med att analysmetoden bara kan analysera modersubstansen och inte olika metaboliter. I kroppen ombildas flera substanser till metaboliter som i reningprocessen tillbakabildas och därför upptäcks i utgående men inte inkommande avloppsvatten. För clarithromycin, erythromycin och zolpidem anges inga reningsgrader då halter i orenat avloppsvatten inte kunde kvantifieras. För andra substanser varierar reningseffektiviteten i dagens reningsverk från negativ reduktion till en viss rening.

Tabell 7. Medelhalter för läkemedel- och antibiotikarester i vattnet vid olika prövpunkter samt reningseffektiviteten över de olika delprocesserna. Även summan av avskiljningen över UF+RO respektive ARV+UF+RO visas.

	Medelhalter (ng/l)					Reningseffektivitet				
	ARV IN	ARV UT	UF	RO Ret.	RO Per.	ARV	UF	RO	UF+RO	ARV + UF+RO
Atenolol	1 300	250	305	670	4	81 %	-22 %	>99 %	>98 %	>99,9 %
Carbamazepine	254	240	242	709	27	5 %	-1 %	>89 %	>89 %	>90 %
Ciprofloxacin	388	27	29	42	17	93 %	-8 %	>41 %	>37 %	>96 %
Citalopram	343	297	144	310	3	13 %	52 %	>98 %	>99 %	>99 %
Clarithromycin	11	25	19	37	6	-	-	-	-	-
Diclofenac	655	549	494	1 820	15	16 %	10 %	>97 %	>97 %	>98 %
Erythromycin	16	29	39	79	6	-	-	-	-	-
Fluconazole	83	70	65	209	11	15 %	7 %	>82 %	>84 %	>86 %
Furosemide	3 648	1 331	1 256	3 644	25	63 %	6 %	>98 %	>98 %	>99 %
Ibuprofen	9 975	93	91	149	85	99 %	2 %	>6 %	>8 %	>99 %
Ketoconazole	185	83	94	83	83	-	-	-	-	-
Losartan	25 925	4 286	4 200	11 343	55	83 %	2 %	>99 %	>99 %	>99,9 %
Metotrexat	135	30	30	30	30	78 %	-	-	-	>78 %
Metoprolol	2 048	1 237	1 088	3 206	33	40 %	12 %	>97 %	>97 %	>98 %
Naproxen	14 475	303	326	480	35	98 %	-8 %	>89 %	>88 %	>99,9 %
Oxazepam	61	240	276	573	31	-293 %	-15 %	>89 %	>87 %	>49 %
Paracetamol	11 500	8	9	11	8	>99,9 %	-15 %	>16 %	>2 %	>99,9 %
Propranolol	130	80	51	166	2	39 %	36 %	>96 %	>98 %	>99 %
Sertraline	281	48	17	45	6	83 %	64 %	>64 %	>87 %	>98 %
Sulfamethoxazole	268	108	122	222	12	60 %	-13 %	>90 %	>89 %	>95 %
Tramadol	153	140	198	343	27	8 %	-42 %	>86 %	>80 %	>82 %
Trimethoprim	170	52	53	148	2	70 %	-3 %	>97 %	>96 %	>99 %
Venlafaxine	475	335	273	884	4	30 %	19 %	>98 %	>99 %	>99 %
Zolpidem	1	2	1	4	1	-	-	-	-	-

Medelvärden baseras på prover tagna:

- ARV IN: v1, 2, 15, 16; ARV UT: v45, 47, 49, 1, 2, 15, 16.
- UF: v45, 47, 1, 2, 15.
- RO-Retentat: v45, 47, 49, 1, 2, 15, 16; RO-Permeat v45, 47, 49, 1, 2, 15, 16.

xxx – Medelvärde baserat på samtliga analysvärden < LOD/LOQ.

Tabell 7 visar att UF-steget som förväntat inte medför en signifikant rening med avseende på läkemedelsrester. För substanser som redan renas bort bra i dagens reningsverk är reningseffektiviteten liten över RO-steget, vilket förklaras med halter före RO-steget redan ligger nära LOD/LOQ. Även om hela reningsprocessen beaktas verkar vissa substanser renas bort mindre effektivt som t.ex. oxazepam. Även detta beror i samtliga fall på att detektionsgränsen ligger på en viss nivå och reningseffektiviteten därmed endast anger en minsta reduktionsgrad.

3.1.4 Produktion av återanvändbart vatten

Permeatet ut ifrån RO-piloten håller en mycket bra kvalitet med låga halter av de parametrar som vanligtvis ingår i kvalitetsövervakningen av renat avloppsvatten (se Tabell 6). RO-permeatet undersöktes även angående olika dricksvattenstandarder för att bedöma möjligheter för recirkulation för olika återanvändningsändamål inklusive dricksvatten. Som Tabell 8 visar uppfyller vattnet de mikrobiologiska kraven på dricksvatten förutom för odlingsbara mikroorganismer. Vid en recirkulation av RO-permeat till dricksvatten skulle, enligt reglerna för dricksvattenproduktion, ändå en avslutande mikrobiologisk barriär i form av desinfektion behöva implementeras. Gränsvärdet skulle alltså uppfyllas med en behandling med UV-ljus eller tillsats av desinfektionskemikalier som t.ex. klor, hypoklorit, eller eventuellt monokloramin för en långtidseffekt i ledningsnätet.

Tabell 8 visar att även andra gränsvärden för dricksvatten kan uppfyllas med den testade teknikkombinationen av UF+RO. För vissa parametrar anger dricksvattenstandarderna inga

detektionsgränser vilket gör det svårt att bedöma kravuppfyllandet när analyserade halter ligger på väldigt låga nivåer. Vattnets pH och nitrithalter ligger något utanför acceptabla nivåer för dricksvatten vilket innebär att vid en återanvändning till dricksvatten blir en återmineralisering efter RO-behandlingen viktig för att uppnå önskvärt pH och alkalinitet. Resultaten för mikroorganismer och bakterier beror med allra största sannolikhet på kontaminering vid provtagningen, alternativt på grund av kontaminerad utrustning. Inga mikroorganismer, inklusive bakterier kan passera ett RO-membran (såvida det inte har gått hål på membranet vilket övriga analyser inte indikerar).

Tabell 8. Vattenkvalitet i RO-permeatet samt krav för dricksvatten.

Parameter	Enhet	Analyserade halter (min/medel/max)	Gränsvärde i dricksvatten (enligt SLVFS 2001:30)
Mikrobiologi			
Odlingsbara mikroo. 22°C, 3 dygn	cfu/ml	11/134/960	<10
Långsamväxande bakterier	cfu/ml	39/199/1200	<5000
Koliforma bakterier 35°C	antal/100 ml	<1	<10*
E.Coli (antal/100ml)	antal/100 ml	<1	<1
Andra nyckelparametrar			
Lukt vid 20°C	-	ingen	ingen
Turbiditet	FNU	0,1/0,13/0,18	0,5
Färg	mgPt/l	<5	15
Konduktivitet	mS/m	2,1/2,7/5,1	250
pH		5,7/6,1/6,8	7,5 - 9
Nitrit NO ₂	mg/l	0,01/0,06/0,3	0,1
CODMn	mg/l	0,24/0,31/0,55	4
Ammonium	mg/l	0,014/0,075/0,24	0,5
Nitrat	mg/l	0,84/2,24/9,3	20
Fluorid	mg/l	<0,2	1,5
Klorid	mg/l	0,56/1,2/5	-/100*
Sulfat	mg/l	1,7	-/100*
PFAS 11	ng/l	0,78	90#
Bens(a)pyren	µg/l	<0,01	0,01
Ca	mg/l	0,05/0,08/0,3	-/100*
Fe	mg/l	0,001/0,002/0,003	-/0,1*
Mg	mg/l	<0,1	-/30*
Na	mg/l	2,2/3,5/11	-/100*
Al	mg/l	0,001/0,001/0,002	-/0,1*
As	mg/l	<0,00002	0,001
Cd	mg/l	<0,000004	0,005
Cr	mg/l	<0,00005	0,05
Mn	mg/l	0,00005/0,0001/0,0004	-/0,05*
Sb	mg/l	<0,00002	0,005
B	mg/l	0,04/0,07/0,11	1
Se	mg/l	<0,005	0,01
Cu	mg/l	<0,00005	0,002
Pb	mg/l	<0,00001	0,01
Ni	mg/l	<0,00005/0,001/0,004	0,02
1,4-Dioxan	µg/l	<2	-
Läkemedel	ng/l	<detektionsnivå	-

* Tjänligt med anmärkning.

Endast en rekommendation och inte ett bindande gränsvärde.

RO-membranet som användes i piloten var ett bräckvattenmembran med en dimensionerad saltretention på 99,5 % under standardiserade testförhållanden. Ett tätare membran skulle ha minskat mängden av olika parameter som t.ex. ammonium och nitrit ytterligare. Enligt analysresultaten i Tabell 9 ligger dock medelvärden för dessa redan under gränsvärdet även med den membrantyp som användes i pilotförsöken.

Analysresultat från Tabell 6 och Tabell 8 visar att RO-permeatet skulle kunna recirkuleras för direkt dricksvattenanvändning om ytterligare behandlingssteg såsom återmineralisering och desinfektion tillämpades. Förutom direkt återvinning skulle även indirekt återvinning kunna tillämpas eftersom kvalitetskraven för t.ex. bevattning, tekniskt vatten inom industrin och påfyllning av grundvattenmagasin med eller utan dricksvattenuttag uppfylls (Baresel et al., 2015).

3.2 Behandling av RO-retentat

Pilotförsöken med återvinning av avloppsvatten vid reningsverket i Visby producerade ett koncentrat som behandlades med tre olika avancerade reningsmetoder för avskiljning eller nedbrytning av läkemedelsrester och andra prioriterade ämnen. Utan behandling av denna koncentratström skulle dessa ämnen tillföras recipienten i samma mängd som idag. Samtidigt kan behandlingen av ett koncentrerat flöde vara resurseffektivare än behandling av vanligt avloppsvatten med lägre halter och signifikant större vattenvolymer som behöver behandlas.

3.2.1 Koncentrationer av läkemedel i RO-koncentrat

Tabell 9 visar uppkoncentreringsfaktorer för läkemedelssubstanser med kvantifierbara halter över RO-steget för olika provtagningsveckor. Utgående vatten från RO-steget (permeatet) innehåller som tidigare diskuterat inga detekterbara läkemedelsrester. Dessa hamnar i RO-retentatet och därmed sker en uppkoncentreringsfaktor på 2-3 enligt tabellen.

Tabell 9. Uppkoncentreringsfaktorer för läkemedelssubstanser med kvantifierbara halter över RO-steget för olika provtagningsveckor (balt RO-retentat/ balt inkommande vatten till RO-steget).

Substans	v1 2020	v2 2020	v15 2020	v16 2020
Atenolol	2,9	2,5	1,9	3,7
Carbamazepine	2,5	2,2	2,3	3,9
Citalopram	2,6	1,7	0,4	0,6
Diclofenac	2,5	2,5	2,9	4,4
Fluconazole	2,6	2,2	2,8	3,3
Furosemide	1,9	1,5	3,0	3,5
Losartan	2,2	2,2	2,3	3,7
Metoprolol	2,7	2,5	2,3	2,8
Naproxen			2,5	0,6
Oxazepam	2,3	2,2	2,0	3,6
Propranolol	2,6	2,3	1,2	2,5
Sertraline	2,0		0,9	0,3
Sulfamethoxazole	1,3		2,0	3,1
Tramadol	2,7	2,4		
Trimethoprim	2,8	2,5	2,5	3,5
Venlafaxine	2,5	2,4	2,3	3,1
Zolpidem			1,4	3,0
Medel	2,4	2,2	2,0	2,8

Flödet in till RO-piloten under denna period låg på cirka 1,3–1,4 m³/h och permeatflödet 1 m³/h vilket betyder en vattenåtervinning på cirka 75 %. Detta innebär att retentatet innehåller samma mängd läkemedel som det ursprungliga flödet, men i endast 25 % volymen. Medelvärde för koncentrationsfaktorn ligger på mellan 2-3 enligt tabellen och är därmed lägre än den teoretiska koncentrationsfaktorn på 3,5 som fås av flödesfördelningen. Förluster av läkemedel kan ske på flera sätt, genom permeat, adsorption i patronfilter, med beläggningshämmare eller adsorption på membranytan.

3.2.2 UV/H₂O₂

Tabell 10 visar analysresultaten från första testomgången i februari 2020 med totalt 16 olika doskombinationer. Det kan observeras att många av de analyserade substanser reduceras under detektions- eller kvantifieringsgränsen vid flera av de testade doskombinationerna. Resultaten ger dock upphov till en del frågetecken med tanke på det förväntade dosrespons förhållandet. För det första så ser det ut som att reningseffektiviteten bli sämre med ökad UV-dos. Samtidigt ger en ökande dos väteperoxid (från 40 till 60 mg/l) en bättre reningseffektivitet vid varje UV-dos. Det kan också observeras att den mest effektiva reningen vid varje UV-dos uppnås utan tillsats av H₂O₂. Eftersom UV-doser, flöden och väteperoxid kontrollerades kontinuerlig under försöken kan eventuella problem i pilotkörningen uteslutas.

Fokuserar man på enstaka substanser så kan t.ex. två läkemedel som ingår i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer för särskilda förorenande ämnen (SFÄ) tittas närmare på. Ciprofloxacin, med en halt i RO-retentatet på 360 ng/l. reduceras redan vid den lägsta UV-dosen utan tillsats av H₂O₂ till under detektionsgränsen. Samma resultat uppnås vid samtliga doskombinationer. Även Diklofenak (6 100 ng/l i RO-retentatet) renas bort i princip till 100 % redan vid de lägsta UV-doserna med eller utan tillsats av H₂O₂. Mot förväntan är reningen dock mindre effektiv vid den högsta UV-dosen, även om kombinationen hög UV-dos (20 000 J/m²) och hög H₂O₂-dos (50 och 60 mg/l) återigen åstadkommer en fullständig reduktion. När man tittar på totalmängden läkemedel i RO-retentatet så är den sämsta reningseffekten som uppnåtts i någon av de testade doskombinationerna omkring 60 %. I de flesta fall reduceras 90 % av alla undersökta läkemedelsrester. Det finns dock stora variationer i processen effektivitet och för t.ex. naproxen kan en negativ reduktion observeras.

Tabell 10. Analysresultat från den första testomgången i februari 2020 med 16 olika doskombinationer.

Substans (ng/l)	IN	UV 10 000 J/m ²				UV 15 000 J/m ²				UV 18 000 J/m ²				UV 20 000 J/m ²			
		H ₂ O ₂ (mg/l)				H ₂ O ₂ (mg/l)				H ₂ O ₂ (mg/l)				H ₂ O ₂ (mg/l)			
		0	40	50	60	0	40	50	60	0	40	50	60	0	40	50	60
Atenolol	2600	7	14	12	9	12	15	11	8	620	960	810	630	620	930	720	720
Carbamazepine	1500	28	28	28	28	28	28	28	28	430	1100	450	310	1200	1400	610	330
Ciprofloxacin	360	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80
Citalopram	870	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	4	4	3	3	3
Clarithromycin	340	1	1	1	1	1	1	1	1	13	22	19	18	7	12	12	12
Diclofenac	6100	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	280	130	3	3
Erythromycin	75	2	2	2	2	2	2	2	2	12	12	13	15	3	13	10	10
Fluconazole	550	8	8	8	8	8	8	8	8	340	450	380	310	460	620	490	320
Furosemide	9600	1700	4300	2200	2100	2700	2200	1300	990	660	1500	660	480	2400	5000	1200	500
Ibuprofen	320	105	430	220	105	470	300	105	105	105	105	105	62	230	360	62	105
Ketoconazole	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Losartan	59 000	11 000	26 000	15 000	14 000	18 000	16 000	7200	6500	4700	9200	4400	3100	16 000	25 000	4800	3200
Metoprolol	6400	10,5	32	30	26	26	34	28	22	1600	2400	2300	1800	1300	2800	2700	2100
Naproxen	63	220	630	310	270	510	430	180	140	88	220	68	48	290	440	79	51
Oxazepam	8100	99	99	99	99	99	99	99	99	2000	4500	2300	1700	4800	6100	2700	1700
Paracetamol	11,5	6	6	6	6	6	6	6	6	10,5	56	10,5	10,5	56	59	10,5	10,5
Propranolol	440	1	1	1	1	1	1	1	1	45	50	56	63	2	9	19	33
Sertraline	78	5	5	5	5	5	5	5	5	7,5	5	5	7,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Sulfameth.	1200	100	220	170	160	140	120	100	98	62	72	51	70	140	320	110	61
Tramadol	1300	26	26	26	26	26	26	26	26	230	260	290	250	160	290	310	310
Trimethoprim	410	1	1	1	2	1	1	1	1	110	110	120	120	12	64	110	110
Venlafaxine	1700	7	7	7	7	7	7	7	7	160	160	200	190	46	96	120	160
Zolpidem	12	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1,5

xxx – under detektionsgräns (LOD).

xxx - under kvantifieringsgräns (LOQ).

xxx - Risk för ökad osäkerhet vid kvantifiering på grund av mycket höga halter i provet.

UVT i det levererade retentat var 20 % och efter UV/H₂O₂ behandlingen ökade UVT till 22,2 % i de första dosförsöken och till 34–37 % i de sista dosförsöken. Detta överensstämmer med reningseffektiviteten för läkemedelsrester enligt Tabell 10 men är svårt att förklara med själva dos-responslogiken. En möjlig förklaring skulle kunna vara att väteperoxiden ökade UV-absorbansen. Detta påverkar radikalbildningen positivt men om det finns ett stort överskott av väteperoxid kan radikalerna reagera med oreagerade väteperoxidmolekyler. De applicerade väteperoxid doserna bedöms dock rimliga och halten restväteperoxid i det behandlade retentatet har i princip varit obefintlig vid samtliga doskombinationer.

Baserat på resultaten från första testomgången, genomfördes tester med enbart olika UV-doser på första batchen i testomgången i augusti 2020. Tabell 11 visar analyserade halter i RO-retentatet efter behandling med 5 olika UV-doser. Försöket inkluderar även mycket lägre UV-doser än vid första omgången. Tabellen visar dessutom reningsgrader för de olika UV-doserna. Återigen är reduktionen av diklofenak och ciprofloxacin inget problem. Diklofenak tas bort redan vid den lägsta UV-dosen och ciprofloxacin kunde inte detekteras i retentatet (< LOD på 10 ng/l) i motsats till en halt på 360 ng/l i första testomgången. Det kan också observeras att även om de lägre UV-doserna till viss del kan reducera flera substanser så är reningseffektiviteten generellt inte betydande. UV-doser i samma område som vid försöken i januari uppvisade däremot en ökande reningseffektivitet för flera substanser med ökande UV-doser. Ser man på totalmängden läkemedel som har kvantifierbara halter i RO-retentatet så ökar reningseffekten succesivt från 19 % till 26 %, 43 %, 55 % och 64 % för UV-doserna 3600, 5000, 10 000, 15 000 respektive 19 000 J/m².

Tabell 11. Analysresultat från första testet vid andra testomgång i augusti 2020 med endast en varierande UV-dos.

Substans (ng/l)	IN	Halt vid UV-dos J/m ²					Reningseffekt vid UV-dos J/m ²				
		3600	5000	10 000	15 000	19 000	3600	5000	10 000	15 000	19 000
Atenolol	420	410	400	410	350	340	2 %	5 %	2 %	17 %	19 %
Carbamazepine	1400	1500	1400	1400	1200	1200	-7 %	0 %	0 %	14 %	14 %
Ciprofloxacin	10	10	10	10	10	10	-	-	-	-	-
Citalopram	150	160	150	110	100	99	-7 %	0 %	27 %	33 %	34 %
Clarithromycin	39	45	47	34	35	34	-15 %	-21 %	13 %	10 %	13 %
Diclofenac	1300	15	15	15	15	15	>99 %	>99 %	>99 %	>99 %	>99 %
Erythromycin	72	74	67	70	63	63	-3 %	7 %	3 %	13 %	13 %
Fluconazole	160	160	150	160	150	150	0 %	6 %	0 %	6 %	6 %
Furosemide	1800	1300	1100	690	330	220	28 %	39 %	62 %	82 %	88 %
Ibuprofen	45	45	45	45	45	45	-	-	-	-	-
Ketoconazole	24	24	24	24	24	24	-	-	-	-	-
Losartan	8400	6600	6000	3800	2900	840	21 %	29 %	55 %	65 %	90 %
Metoprolol	4600	4300	4200	3900	3300	3400	7 %	9 %	15 %	28 %	26 %
Naproxen	36	28	37	11,5	11,5	3	22 %	-3 %	>68 %	>68 %	>92 %
Oxazepam	190	140	120	180	130	94	26 %	37 %	5 %	32 %	51 %
Paracetamol	2	2	2	2	2	2	-	-	-	-	-
Propranolol	200	170	170	140	120	110	15 %	15 %	30 %	40 %	45 %
Sertraline	32	15	15	15	15	15	>53 %	>53 %	>53 %	>53 %	>53 %
Sulfameth.	510	220	220	68	27	22,5	57 %	57 %	87 %	95 %	>96 %
Tramadol	800	1100	700	310	210	180	-38 %	13 %	61 %	74 %	78 %
Trimethoprim	63	56	59	53	44	51	11 %	6 %	16 %	30 %	19 %
Venlafaxine	1600	1400	1200	1100	910	1000	13 %	25 %	31 %	43 %	38 %
Zolpidem	3,5	2	2	2	2	2	-	-	-	-	-

xxx – under detektionsgräns (LOD).

xxx - under kvantifieringsgräns (LOQ).

Generellt upplevdes vattenmatrisen i RO-retentat i andra testomgången som mycket enklare vid uppberedning inför analys vilket också illustreras med mycket lägre LOD och LOQ jämfört med testomgången i januari 2020. Även en mycket högre UVT på runt 35 % i RO-retentatet tyder på ett ”renare” koncentrat.

Tabell 12 visar resultaten från andra testet i augusti 2020 där flera doskombinationer från första testomgång i januari 2020 upprepades. Tabellen visar överstämmande resultat med Tabell 11 för doskombinationer utan väteperoxid tillsats. Resultaten visar också att reningseffekten ökar signifikant med ökad dos väteperoxid medan ökningen p.g.a. ökad UV-dos är mindre signifikant. Vid en hög UV- och H₂O₂-dos (10 000/60) renas samtliga substanser bort med minst 60 %, de flesta med över 90 %. Totalmängden läkemedel reduceras med 98 % vid den högsta doskombinationen men redan vid en UV-dos på 5000 J/m² och tillsats av 30 mg H₂O₂/l renas >87 % av läkemedlen bort.

Tabell 12. Analysresultat från andra testet vid andra testomgången i augusti 2020 med olika UV/H₂O₂-doskombinationer.

Substans (ng/l)	IN	Halt vid UV/H ₂ O ₂ -doser (J/m ² ; mg/l)						Reningseffekt vid UV/H ₂ O ₂ -doser (J/m ² ; mg/l)					
		5000 0	5000 30	5000 60	10 000 0	10 000 30	10 000 60	5000 0	5000 30	5000 60	10 000 0	10 000 30	10 000 60
Atenolol	460	440	150	61	390	120	15	4 %	67 %	87 %	15 %	74 %	97 %
Carbamazepine	1500	1400	37,5	23	1300	37,5	23	7 %	98 %	98 %	13 %	98 %	98 %
Ciprofloxacin	10	10	10	10	10	10	10						
Citalopram	150	120	14	9	110	14	9	20 %	91 %	94 %	27 %	91 %	94 %
Clarithromycin	42	48	24	21	42	24	6	-14 %	43 %	50 %	0 %	43 %	86 %
Diclofenac	1500	15	15	15	15	15	15	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %
Erythromycin	69	70	47	29	64	38	10,5	-1 %	32 %	58 %	7 %	45 %	85 %
Fluconazole	150	150	120	89	150	100	62	0 %	20 %	41 %	0 %	33 %	59 %
Furosemide	2000	1200	24	24	510	24	24	40 %	99 %	99 %	75 %	99 %	99 %
Ibuprofen	45	45	45	45	45	45	45						
Ketoconazole	24	24	24	24	24	24	24						
Losartan	10 000	5400	510	88	2800	145	88	46 %	95 %	99 %	72 %	99 %	99 %
Metoprolol	4300	4300	1100	330	4100	910	93	0 %	74 %	92 %	5 %	79 %	98 %
Naproxen	42	42	11,5	11,5	27	3	3	0 %	73 %	73 %	36 %	93 %	93 %
Oxazepam	170	110	28	17	110	28	17	35 %	84 %	90 %	35 %	84 %	90 %
Paracetamol	7	7	7	7	7	7	7						
Propranolol	190	180	5	2	140	5	2	5 %	97 %	99 %	26 %	97 %	99 %
Sertraline	15	15	15	6	15	15	6						
Sulfameth.	560	200	48	12,5	46	12,5	8	64 %	91 %	98 %	92 %	98 %	99 %
Tramadol	1600	1300	340	110	850	230	27	19 %	79 %	93 %	47 %	86 %	98 %
Trimethoprim	61	62	2	2	58	2	2	-2 %	97 %	97 %	5 %	97 %	97 %
Venlafaxine	1400	1200	460	180	1100	310	38	14 %	67 %	87 %	21 %	78 %	97 %
Zolpidem	3,5	2	2	2	2	2	2						

xxx – under detektionsgräns (LOD).

xxx - under kvantifieringsgräns (LOQ).

Halten av restväteperoxid i det behandlade retentatet har i princip varit obefintlig vid samtliga doskombinationer.

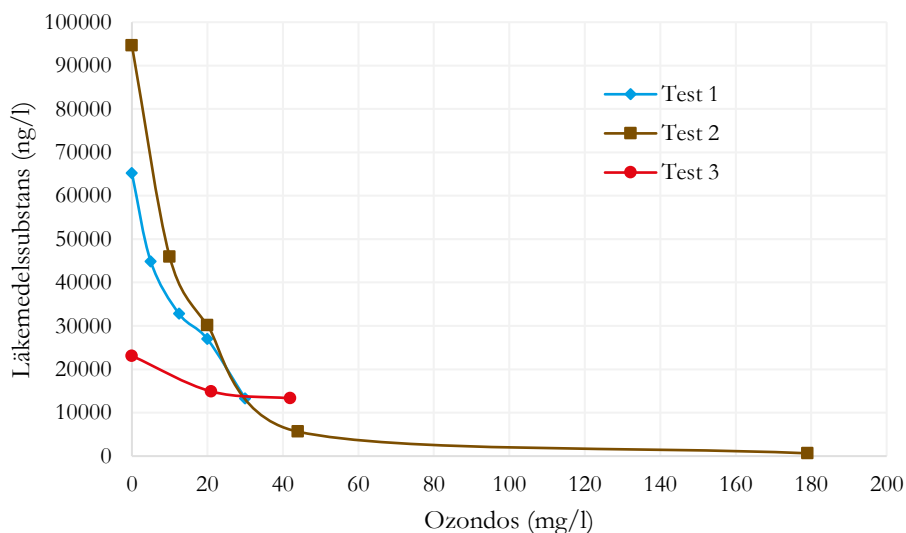
3.2.3 Ozonering

Vid de tre batchförsöken som genomfördes med ozonering, varierade totalhalten av läkemedelssubstanser kraftigt. Vid det första försöket i december 2019 uppmättes 65 µg/l, i februari 2020 var halten 95 µg/l och i augusti 2020 22 µg/l. Från Tabell 13 framgår att högst reduktion av läkemedel erhöles under testet i februari 2020 där halterna i RO-retentatet var som högst. Resultaten från detta försök är dock jämförbara med resultaten från december 2019. Variationen har troligen sin förklaring i skillnader i retentat-sammansättningen vid de olika försök. Vid försöket i augusti 2020 erhöles avvikande låga reduktionsgrader.

Tabell 13. Översiktlig resultatsammanställning från ozoneringsförsöken på RO-retentat.

Ozondos dec 2019	5	12,5	20	30	
Reduktion	30 %	47 %	56 %	76 %	
Reduktion ng/mg O ₃	4 231	2 664	1 971	1 777	
Ozondos feb 2020	10	20	44	179	40
Reduktion	50 %	66 %	93 %	99 %	92 %
Reduktion ng/mg O ₃	5 019	3 310	2 139	561	2 317
Ozondos aug 2020	20	40			
Reduktion	35 %	42 %			
Reduktion ng/mg O ₃	405	245			

I Figur 6 framgår att vid höga ozondoser (>12,5 mg/l) sammanfaller resthalter för läkemedelssubstanser i förhållande till ozondos, från test 1 (december 2019) och test 2 (februari 2020).



Figur 6. Genomförda försök med ozon för reduktion av läkemedelssubstans i RO-retentat.

Från de initiala ozoneringsförsöken som genomfördes i december 2019, då driften av UF- och RO-piloten ansågs stabil, framgår det att för att uppnå en hög reduktion av de analyserade läkemedelssubstanserna krävs doser på över 20 mg O₃/l (Tabell 14). För vissa substanser som till exempel oxazepam, atenolol och metoprolol krävs doser över 30 mg/l för att uppnå betydande reduktion.

Tabell 14. Resultat från ozoneringsförsöken i december 2019.

Substans	IN	Halt (ng/l) efter behandling med olika ozondoser (mg/l)				Haltreduktion vid olika ozondoser (mg/l)			
		5	12,5	20	30	5	12,5	20	30
Atenolol	920	880	840	730	790	4 %	9 %	21 %	14 %
Carbamazepine	1300	870	590	290	110	33 %	55 %	78 %	92 %
Ciprofloxacin	140	140	45	45	45	-	-	-	-
Citalopram	790	510	370	310	200	35 %	53 %	61 %	75 %
Clarithromycin	220	100	54	31	31	55 %	75 %	>86 %	>86 %
Diclofenac	4400	2400	1300	140	81	45 %	70 %	97 %	>98 %
Erythromycin	120	62	36	36	36	48 %	>70 %	>70 %	>70 %
Fluconazole	610	600	600	920	640	2 %	2 %	-51 %	-5 %
Furosemide	10 000	3000	660	10	10	70 %	93 %	>99,9 %	>99,9 %
Ibuprofen	130	130	130	130	130	-	-	-	-
Ketoconazole	--	--	--	--	--	-	-	-	-
Losartan	37 000	29 000	22 000	18 000	7500	22 %	41 %	51 %	80 %
Metoprolol	5400	4600	4500	4200	4000	15 %	17 %	22 %	26 %
Naproxen	3000	2000	1200	220	160	33 %	60 %	93 %	95 %
Oxazepam	3800	3000	3100	4400	2600	21 %	18 %	-16 %	32 %
Paracetamol	3	3	3	3	3	-	-	-	-
Propranolol	280	190	140	30	30	32 %	50 %	>89 %	>89 %
Sertraline	120	91	26	71	49	24 %	>78 %	41 %	59 %
Sulfamethoxazole	940	700	510	240	88	26 %	46 %	74 %	91 %
Tramadol	440	440	500	530	490	0 %	-14 %	-20 %	-11 %
Trimethoprim	240	120	92	15	5	50 %	62 %	>94 %	>98 %
Venlafaxine	1000	860	820	1100	640	14 %	18 %	-10 %	36 %
Zolpidem	9	2	2	2	2	-	-	-	-

xxx – under detektionsgräns (LOD).

Utifrån försöken i december genomfördes en ny försöksomgång i februari där den största ozondosen sattes till 40 mg O₃/l. Det genomfördes även ett maxtest med en mycket hög dos för att bedöma vad som skulle kunna gå att uppnå med ozonering. Läkemedelshalterna i RO-retentatet var generellt högre jämfört med försöket i december och reduktionen generellt bättre vid jämförbara doser (Tabell 15). Efter maxtestet med en ozondos på 180 mg O₃/l kunde endast halter av diklofenak, erythromycin och fluconazole kvantifieras och för dessa tre var reduktionen 99,5 %, 92 % och 69 %.

Ett av försöken genomfördes med tillsats av väteperoxid, som en avancerad oxidationsprocess (AOP) med radikalbildning liknande tester med UV/H₂O₂. Doserna i försöket var 40 mg O₃/l och 35 mg H₂O₂/l. Resultaten som visas i Tabell 15 var motsvarande för en dos på 40 mg O₃/l med ett undantag då en förbättrad reduktion av oxazepam noterades. Vid försöken i februari utvärderades även påverkan av temperatur, pH och vätekarbonatkoncentration. Dessa försök utvärderades endast genom mätning av UV-absorbans vid 254 nm. Då ingen påverkan kunde noteras på UV-absorbansen analyserades aldrig läkemedelssubstanser i proverna.

Tabell 15. Resultat från ozoneringsförsök med RO-retentat i februari 2020.

Substans	IN	Halt (ng/l) vid ozondos (mg/l)					Haltreduktion vid ozondos (mg/l)				
		10	20	44	179	40*	10	20	44	179	40*
Atenolol	2600	1700	1600	530	1	930	35 %	38 %	80 %	>99,96%	64 %
Carbamazepine	1500	740	340	28	28	28	51 %	77 %	>98 %	>98 %	>98 %
Ciprofloxacin	360	280	270	80	80	80	22 %	>25 %	>78 %	>78 %	>78 %
Citalopram	870	230	120	9	3	20	74 %	86 %	99 %	>99,7 %	98 %
Clarithromycin	340	41	7	4	1	4	88 %	98 %	>99 %	>99,7 %	>99 %
Diclofenac	6100	1900	420	58	28	40	69 %	93 %	99 %	99,5 %	99 %
Erythromycin	75	54	33	27	6	32	28 %	56 %	64 %	92 %	57 %
Fluconazole	550	620	590	550	170	600	-13 %	-7 %	0 %	69 %	-9 %
Furosemide	9600	380	5	5	5	5	96 %	>99,9 %	>99,9 %	>99,9 %	>99,9 %
Ibuprofen	320	250	210	210	62	210	22 %	>34 %	>34 %	>81 %	>34 %
Ketoconazole	--	--	--	--	--	--	-	-	-	-	-
Losartan	59000	30000	18000	84	84	720	49 %	69 %	>99,9 %	>99,9 %	99 %
Metoprolol	6400	4900	4700	1300	21	2500	23 %	27 %	80 %	>99,7 %	61 %
Naproxen	63	37	8	8	6	8	41 %	>87 %	>87 %	>90 %	>87 %
Oxazepam	8100	7200	6500	3900	8	2400	11 %	20 %	52 %	99,9 %	70 %
Paracetamol	21	21	6	6	99	6	-	-	-	-	-
Propranolol	440	170	96	1	6	1	61 %	78 %	100 %	>99 %	>99,8 %
Sertraline	78	15	15	5	1	5	>81 %	>81 %	>94 %	>99 %	>94 %
Sulfamethoxazole	1200	360	210	66	5	32	70 %	83 %	95 %	>99,6 %	>97 %
Tramadol	1300	800	740	26	10	300	38 %	43 %	>98 %	>99 %	77 %
Trimethoprim	410	150	39	1	26	1	63 %	90 %	>99,8 %	>94 %	>99,8 %
Venlafaxine	1700	1000	930	33	1	440	41 %	45 %	98 %	>99,9 %	74 %
Zolpidem	12	1	1	1	7	1	>92 %	>92 %	>92 %	>42 %	>92 %

* - plus 35 mg H₂O₂/l; xxx – under detektionsgräns (LOD).

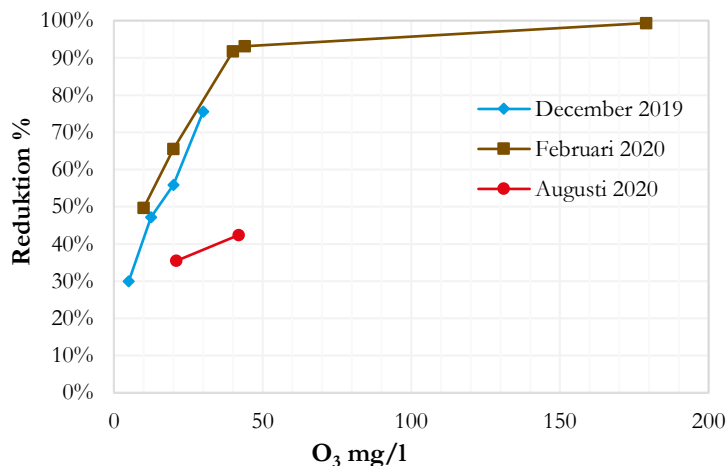
I augusti 2020 genomfördes ett tredje batchförsök med ozonering med syftet att jämföra ozonering direkt på ultrafiltrerat vatten med ozonering av ultrafiltrerat vatten som uppkoncentrerats med omvänd osmos. Resultaten från försöken med ultrafiltrerat vatten som uppkoncentrerats med omvänd osmos framgår av Tabell 16.

Tabell 16. Resultat från ozoneringsförsök i augusti 2020 på RO-rejekt.

Substans	Halt i RO-retentat (ng/l)			Halt (ng/l) vid ozondos (mg/l)		Reduktion vid ozondos (mg/l)	
	IN 1	IN 2	medel	21	42	21	42
Atenolol	420	460	440	360	330	18 %	25 %
Carbamazepine	1400	1500	1450	1000	990	31 %	32 %
Ciprofloxacin	10	10	10	10	10	-	-
Citalopram	150	150	150	52	37	65 %	75 %
Clarithromycin	39	42	41	2	2	>95 %	>95 %
Diclofenac	1300	1500	1400	460	370	67 %	74 %
Erythromycin	72	69	71	21	21	>70 %	>70 %
Fluconazole	160	150	155	150	150	3 %	3 %
Furosemide	1800	2000	1900	580	400	69 %	79 %
Ibuprofen	45	45	45	45	45	-	-
Ketoconazole	24	24	24	24	24	-	-
Losartan	8400	10000	9200	6100	5400	34 %	41 %
Metotrexat	8	8	8	8	8	-	-
Metoprolol	4600	4300	4450	3500	3200	21 %	28 %
Naproxen	36	42	39	28	25	28 %	36 %
Oxazepam	190	170	180	95	70	47 %	61 %
Paracetamol	7	7	7	7	7	-	-
Propranolol	200	190	195	91	71	53 %	64 %
Sertraline	32	30	31	6	6	>81 %	>81 %
Sulfamethoxazole	510	560	535	380	380	29 %	29 %
Tramadol	800	1600	1200	1100	880	8 %	27 %
Trimethoprim	63	61	62	37	36	40 %	42 %
Venlafaxine	1600	1400	1500	850	840	43 %	44 %
Zolpidem	7	7	7	2	2	-	-

xxx – under detektionsgräns (LOD).

Resultaten från augusti 2020 skiljer sig tydligt från båda de tidigare testomgångarna med lägre reduktionsgrader (Figur 5). Även observerade UV-absorbanser tyder på att en betydligt sämre reduktion erhöles jämfört med december 2019 trots liknande vattenkvalitet.



Figur 7. Jämförelse mellan de tre försöksserierna som genomfördes med ozonering.

Reduktionen av läkemedelssubstanser vid detta tredje och sista försök var betydligt lägre jämfört med de två tidigare försöken sett både till procentuell reduktion och faktisk reduktion i förhållande till dosen. En möjlig förklaring kan varit ett läckage vid anslutningen till reaktionskärlet som inte upptäcktes. Då flöden, halter och tider noga kontrollerades vid försöken och avvikelserna är så pass stora bedöms detta vara den enda rimliga förklaringen. I Tabell 17 framgår resultaten från behandlingen av UF-permeat och även här är det tydligt att något inte stämmer med testomgången.

Tabell 17. Resultat från ozoneringsförsök i augusti 2020 på UF-permeat

Substans	Halt (ng/l)			Reduktion vid ozondos (mg/l)	
	IN	6	12	6	12
Atenolol	200	200	210	0 %	-5 %
Carbamazepine	690	490	450	29 %	35 %
Ciprofloxacin	10	10	10	-	-
Citalopram	72	51	58	29 %	19 %
Clarithromycin	20	2	2	>90 %	>90 %
Diclofenac	520	310	210	40 %	60 %
Erythromycin	41	21	21	>49 %	>49 %
Fluconazole	81	88	80	-9 %	1 %
Furosemide	830	130	80	84 %	>90 %
Ibuprofen	45	45	45	-	-
Ketoconazole	24	24	24	-	-
Losartan	4700	3200	3200	32 %	32 %
Metotrexat	8	8	8	-	-
Metoprolol	1800	1700	1700	6 %	6 %
Naproxen	210	160	140	24 %	33 %
Oxazepam	56	56	56	-	-
Paracetamol	7	7	7	-	-
Propranolol	85	74	61	13 %	28 %
Sertraline	6	6	6	-	-
Sulfamethoxazole	190	99	150	48 %	21 %
Tramadol	350	570	520	-63 %	-49 %
Trimethoprim	22	16	12	27 %	45 %
Venlafaxine	570	520	550	9 %	4 %
Zolpidem	2	2	2	-	-

xxx – under detektionsgräns (LOD)

En av de initiala frågeställningarna var om fördelar kunde uppnås genom att behandla den koncentrerade avloppsströmmen som uppstår vid återvinning av vatten med membranteknik. För att kunna svara på detta genomfördes försök på UF-permeat och RO-retentat. UF-permeat behandlades med doser 6,5 mg O₃/l och 12 mg O₃/l och utifrån den uppkoncentrering som sker i RO:n valdes ozondoser på 20 och 40 mg O₃/l för behandling av RO-retentat. Resultatet, som framgår av Tabell 18, visar att i stort sett lika mycket läkemedelssubstanser reducerades per mg tillfört ozon. För UF-permeat, som behandlades med 6,5 mg O₃/l, reducerades analyserade läkemedelssubstanser med 423 ng/mg tillsatt ozon vilket kan jämföras med 405 ng/mg för RO-retentat behandlat med 20 mg O₃/l. Ännu bättre överensstämmelse erhöles vid de högre ozondoserna, där även den faktiskt tillförda dosen stämde överens med den faktiska koncentrationsfaktorn (3,4 jämfört med 3,5). UF-permeat behandlat med 12 mg O₃/l reducerade 249 ng av de analyserade läkemedelssubstanserna per mg O₃ medan 40 mg O₃/l resulterade i en reduktion på 245 ng/mg tillsatt ozon.

Tabell 18. Resultat från jämförande försök med och utan uppkoncentrering med omvänd osmos.

Substanser	Reduktion av läkemedelssubstanser per tillsatt mängd ozon (ng/mg O ₃)			
	Vid ozondos i UF		Vid ozondos i RO	
	6,5 mg/l	12 mg/l	20 mg/l	40 mg/l
Atenolol	0	-1	4	3
Carbamazepine	31	20	22	12
Ciprofloxacin	0	0	0	0
Citalopram	3	1	5	3
Clarithromycin	3	2	2	1
Diclofenac	32	26	47	26
Erythromycin	3	2	2	1
Fluconazole	-1	0	0	0
Furosemide	108	64	65	38
Ibuprofen	0	0	0	0
Ketoconazole	0	0	0	0
Losartan	231	127	153	95
Metotrexat	0	0	0	0
Metoprolol	15	8	47	31
Naproxen	8	6	1	0
Oxazepam	0	0	4	3
Paracetamol	0	0	0	0
Propranolol	2	2	5	3
Sertraline	0	0	1	1
Sulfamethoxazole	14	3	8	4
Tramadol	-34	-14	5	8
Trimethoprim	1	1	1	1
Venlafaxine	8	2	32	17
Zolpidem	0	0	0	0
Totalt	423	249	405	245

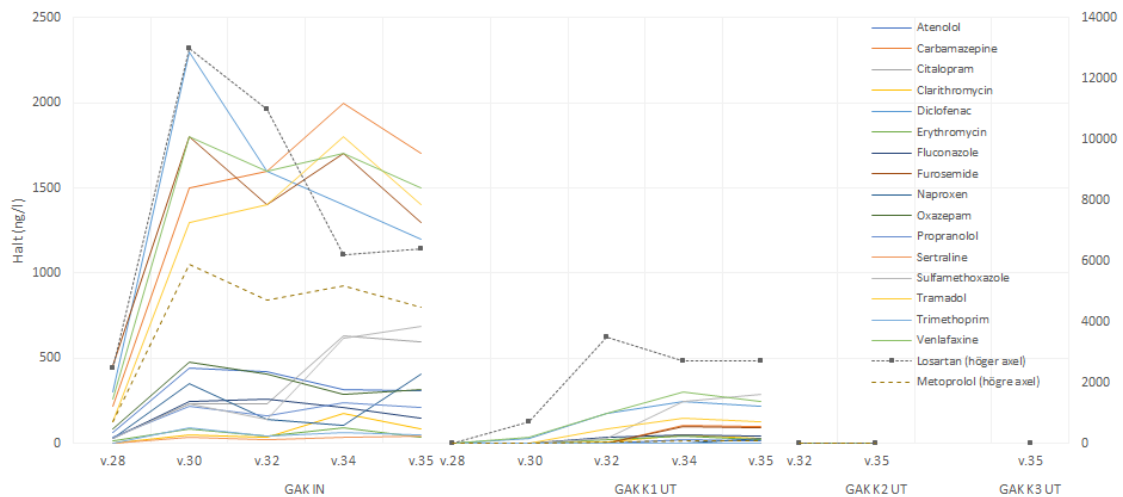
Viss skillnad i vilka ämnen som reducerades noterades mellan behandling av UF-permeat och RO-retentat, men då endast ett försök genomfördes är tendenserna för svaga för att peka på en tydlig skillnad.

3.2.4 GAK

GAK-kolonntester kördes under hela testperioden utan driftproblem med ett konstant flöde och utan igensättningar. Det behövdes därmed inte heller någon backspolning av filterkolonnerna. Efter avslut av testperioden valdes några prover ut för analys för att vid behov kompletteras med flera analyser. Av totalt 32 veckoprover analyserades i första

omgången 13 stycken (v28 IN & K1, v30 IN & K1, v32 IN, K1 & K2, v34 IN & K1, v35 IN, K1, K2 & K3).

Figur 8 visar samtliga analysresultat för substanser där halter kunde detekteras/kvantifieras i RO-retentatet. Figuren visar att halter i RO-retentatet varierade kraftigt mellan de olika veckorna trots veckoprovtagning. Figuren visar att inga mätbara halter kunde detekteras i utgående vatten från GAK-kolonn 2 eller 3, även när pilottesterna avslutades. I utgående från GAK-kolonn 1 kunde några substanser detekteras med ökande halter efter v30. Dock förblev halterna på samma nivå under de sista två provtagningarna och en uppgående trend var därmed svår att bekräfta.



Figur 8. Analysresultat för substanser vars halter överskred detektions- eller kvantifieringsgränsen i RO-retentatet.

Reningseffektiviteten efter 10 veckor (v26-v36) för samtliga kvantifierbara substanser i RO-retentatet (18 utav 23 substanser) låg på 85 % över GAK-kolonn 1. Endast clarithromycin, erythromycin, fluconazole, losartan och sulfamethoxazole uppvisade en lägre reduktion än 80 %. Tio av de 18 kvantifierbara substanserna reducerade med >93 % även efter 10 veckor. Eftersom pilotförsöken inte resulterade i något tydligt genombrott i någon av kolonnerna är det inte möjligt att beräkna det faktiska kolbehovet för att åstadkomma en effektiv rening. Mängden retentat som behandlades i GAK-kolonn 1 uppgår till ca 185 m³ vilket motsvarar omkring 10 500 bäddvolym (EBV – Empty Bed Volumes) eller en kolmängd på 45 g/m³ behandlat vatten. En normal kapacitet för avancerad rening med GAK av kommunalt avloppsvatten är 20 000 – 25 000 bäddvolym innan kolet är förbrukat. I våra försök har dock retentatet betydligt högre halter av läkemedelssubstanser och ligger i genomsnitt 4 gånger högre än normalt kommunalt avloppsvatten på grund av uppkoncentreringen från RO-behandlingen.

Då den genomsnittliga reduktionen i GAK-kolonn 1 vid avslut av pilotförsöken fortfarande var 85 % återstår en del kapacitet. Försöket kan jämföras med t.ex. GAK-pilottester som genomfördes under 2019 vid Främby ARV på utgående avloppsvatten där samma typ kol och liknande kontakttider användes (Hedén et al., 2020). Även i dessa försök uppnåddes en reduktion av läkemedelssubstanser på ca 85 % efter ca 10 000 BV. Reduktionen minskade sedan till ca 40 % vid 42 000 BV. Man kan därför rimligen anta att kolförbrukningen per m³ vatten vid rening av RO-retentat kan vara jämförbar med den specifika kolförbrukningen vid rening av utgående avloppsvatten. Även om det spontant kan kännas som att kolförbrukningen bör öka med ökande läkemedelshalter i det behandlade vattnet så bestäms kolets sorptionskapacitet till stor del av

koncentrationsgradienten och sorptionsisotermen. Högre jämviktshalter i vattenfasen ger även högre halter (sorptionskapacitet) i sorptionsmaterialet.

Vid användning av ett filter i serie kan man tillåta att reduktionsgraden sjunker till 50–60 % innan kol byts ut för att få en genomsnittlig reduktion över tid på 80 %. I andra försök med kommunalt avloppsvatten har en genomsnittlig reduktionsgrad på 80 % uppnåtts vid behandling av ca 33 000 BV (Hedén et al., 2020). Eftersom RO-retentatet är mer koncentrerat och pilotesterna inte kunde köras tillräckligt länge, räknas här med ett mer försiktigt antagande, nämligen att en medelreduktion på 80 % över ett 1-filtersystem erhålls om kolet byts vid ca 13 200 BV. Detta ger en specifik kolförbrukning på 38 g/m^3 . Med en skattad ökning av filterbäddens livslängd på grund av seriekopplingen av flera filter i rad, skattas kolbehovet vid rening av retentat till 20 g/m^3 med ett 2-stegsfilter och ca 13 g/m^3 med ett 3-stegsfilter, motsvarande ca 38 000 BV.

Denna skattning baseras bl.a. på användning av flera filterkolonner i serie vilket innebär att kolet i kolonn 1 kan utnyttjas mycket längre innan det behöver bytas. Vid två-kolonnssystem byts kolet i kolonn 1 först ut när genombrott i kolonn 2 är nära. Med tre kolonner sker bytet först när genombrottet i kolonn 3 börjar närmar sig. För 2-stegssystem har tidigare tester och beräkningar visat att mängden behandlat vatten skulle kunna mer än fördubblas innan kolet i första kolonnen behöver bytas. Hur en tredje kolonn påverkar är svårt att säga. Även om ingen fördubbling av kapaciteten kan förväntas kan troligen kolet i kolonn 1 användas ännu längre innan genombrott sker. Även aspekten av etableringen av en specialiserad mikrobiologi i filterbädden som bryter ned läkemedelsrester behöver beaktas. I ett väldigt rent vatten, som nästan bara inkluderar svårnedbrytbara organiska föroreningar, kan den biologiska nedbrytningen stå för en signifikant del av reningseffekten och därmed leda till ytterligare en betydande förlängning av filterbäddens livslängd (Baresel et al., 2017a).

3.2.5 Jämförande av tillämpade teknikerna för rening av RO-retentat

Baserat på resultaten från pilotförsöken med UV/H₂O₂, ozonering och aktivt kol kan några likheter men också flera skillnader mellan reningsteknikerna ses. För det första så har den varierande kvalitén av RO-retentatet olika effekter på de olika reningsteknikerna. För GAK-filtret kan inte någon direkt effekt observeras vilket dock förklaras med att inget genombrott kunde uppnås under projektperioden. För UV/H₂O₂ upplevdes RO-retentatet vid testomgången i augusti 2020 som mycket enklare att upparbeta. Analyserna under testomgången tydde också på ett renare retentat med lägre UV-absorbans och lägre halt läkemedel jämfört med testomgången i februari 2020. För försöken med ozonering upplevdes det att försöken i augusti 2020 inte kunde återskapa reningseffekten från testomgången i december 2019 och februari 2020. Detta härleddes dock troligen till tekniska problem i piloten. Både UV/H₂O₂ och ozoneringsförsöken i februari och augusti 2020 kördes med samma testvatten.

På grund av praktiska begränsningar som rådde under våren 2020 kunde inte GAK-försöken köras tillräckligt länge för att uppnå genombrott i någon av kolonnerna. Ett genombrott minst i kolonn 1 men helst i samtliga kolonner skulle behövs för en ordentlig bedömning av reningskapaciteten över tid och kolförbrukningen. Med de antaganden som gjordes i avsnitt 3.2.4 konstateras det ändå att signifikant mindre GAK behövs för att rena samma mängd läkemedel om kolfiltret hanterar RO-retentat i jämförelse med normalt utgående vatten från Visby ARV. Samma effekt kan konstateras för UV/H₂O₂-tekniken som också ger en resurseffektivare rening om den tillämpas på RO-retentat istället för utgående avloppsvatten från Visby ARV. För ozoneringen däremot tyder våra försök på att

samma mängd ozon behövs för att åstadkomma samma massreduktion av läkemedel, oavsett om processen tillämpas på RO-retentat eller utgående avloppsvatten.

För samtliga tekniker gäller att endast 20–40 % av flödet behöver behandlas vid behandling av RO-retentat jämfört med när utgående vatten från reningsverket behandlas. Detta innebär bland annat en betydligt mindre installation. En aspekt som inte har undersökts närmare i projektet är behovet av efterbehandling med ett biologiskt filter efter ozoneringen för att ta hand om nedbrytnings- och biprodukter. UV/H₂O₂ kan också behöva en efterbehandling även om risken för farliga nedbrytnings- och biprodukter är mindre med denna teknik jämfört med ozonering. För att ta hand om oförbrukad väteperoxid behövs oavsett ett filtersteg, vilket fanns i pilotförsöken.

4. Förutsättningar för en fullskaleinstallation

I följande avsnitt diskuteras olika aspekter relaterat till en möjlig fullskaleimplementering av de testade teknikerna vid Visby ARV.

4.1 Uppskalning

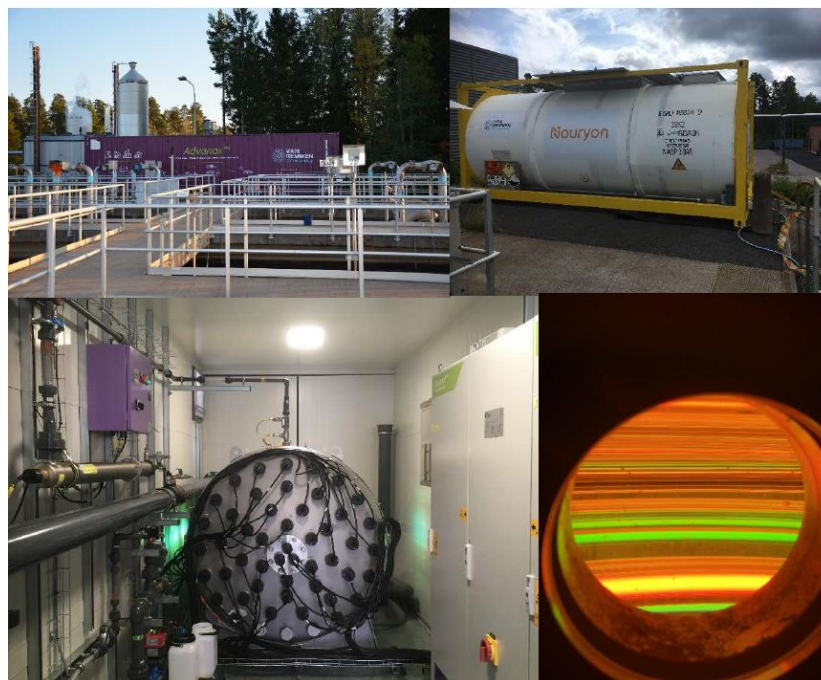
Om recirkulation av renat avloppsvatten med hjälp av membranteknikerna UF och RO skulle implementeras på Visby ARV, kan pilotanläggningens resultat användas för en första grov dimensionering av de olika reningsprocesserna. Om ett medelflöde på 8 000 m³/dygn antas kunna utnyttjas för recirkulering, återvinningsgraden i UF-steget antas vara 97 % och återvinningen i RO-steget sätt till 75 %, kan ett flöde på omkring 240 m³/h recirkuleras. Det koncentrerade flödet som skulle behandlas för borttagning av läkemedelsrester uppgår då till runt 80 m³/h.

För att behandla dessa flöden på Visby ARV och åstadkomma en effektiv reduktion av läkemedelsrester i RO-retentatet, skulle förslagsvis följande anläggningsdelar ingå:

- **Trumfilter:** Framförallt sommartid kan alg tillväxt ske i sedimenteringsbassängerna och förfiltrering är därför önskvärd för att undvika att alger och andra partiklar orsakar problem i ultrafiltren. Här kan t.ex. ett trumfilter med en maskstorlek på 30 µm som i projektet användas.
- **UF-behandling av utgående vatten från Visby ARV:** En byggnad med membranmoduler (motsvarande 18 564 m² membranyta) föreslås plus ytterligare kapacitet för tvätt och underhåll. Dimensioneringen baseras på pilotförsöken där ett flux på 26 l/m², h gav mest stabila förhållanden. CIP och CEB-system samt kemikalietankar för citronsyra, saltsyra, svavelsyra, hypoklorit och natriumhydroxid behövs, samt pumpar för drift, backspolning, CIP och blåsmaskiner. I och med att den planerade MBR-piloten som ursprungligen skulle användas i försöken inte hade tillräcklig kapacitet, anpassades försöken till den tillgängliga UF-piloten. Denna var dock byggd för dricksvattenberedning och bland annat doserpumpar och programmering tillät inte optimal drift. Det är möjligt att försök med en pilot byggd för ändamålet skulle kunna visa på en mer effektiv drift. Även alternativet att använda sig av en MBR-process som huvudrening av avloppsvatten som sedan skickas för vidarebehandling i ett RO-filter kan ge en mycket effektivare drift jämfört med uppsättningen som testades på plats.
- **RO-behandling av UF-permeat:** För att minska energikostnaden och förbättra reduktionen föreslås att en uppskalning inte utgår från de pilotförsök som genomfördes och inte heller med de begränsningar som ett pilotförsök innebär. Dimensioneringen föreslås baseras på ett flux på 20 l/m², h, en recovery på 75 % och en koncentratrecirkulation på 30 %. En byggnad med totalt 56 tryckkärl och 334 moduler, fördelade på 4 linjer, föreslås med 9 tryckkärl i första steget och 5 i det andra. Detta motsvarar en total membranyta på 12 420 m². RO-anläggningen inkluderar även ett patronfiltersteg.
- **Ozonbehandling av RO-retentat:** För ozoneringen behövs en ozongenerator, minst 2 för redundans med tillhörande byggnad och kylvattensystem, som klarar att producera tillräckligt med ozon för en dos på > 40 mg O₃/l. Med tanke på transport och anläggningens storlek bör en syreproduktion på plats med hjälp av ett PSA-system vara fördelaktigt. Ozoninblandningen kan antingen ske via

diffusorer eller en injektor i respektive före kontakttanken. Kontakttanken bör vara på minst 13 m³ för en kontakttid på >10 minuter. Dessutom behövs en restozondestruktur och tillhörande infrastruktur för övervakning och styrning. En enkel flödestyrning av ozonproduktionen bör kunna tillämpas. Ett biofilter som tar hand om nedbrytnings- och biprodukter bör också installeras.

- UV/H₂O₂-behandling av RO-retentat:** UV-reaktorn utgör den viktigaste anläggningsdelen och behöver bestå av UV-lampor (lågtransmittans) som i sin tur kan bestå av flera enheter i serie för att uppnå en önskad UV-dos på minst 10 000 J/m². Reaktordesignen spelar en viktig roll för effektiviteten av reaktorn och bör tas fram av lämplig teknikleverantör. Även reaktorns storlek bestäms av utförandet. Till exempel kan flera UV-lampor installeras i samma reaktor för att uppnå en högre UV-intensitet, som den som användes vid Sundets ARV 2019 med en kapacitet på 40–120 m³/h (Figur 9). Utöver UV-reaktorn behövs ett filter för borttagning av restväteperoxid. Det finns ännu ingen bra data för åtgång av filtermaterial i dessa filter men både vid Sundets ARV och våra försök vid Hammarby Sjöstadsverk kördes bäddarna med en kontakttid på <5 min. En lagringstank för väteperoxid och dosering för att uppnå >40 mg/l behövs, samt lagringsvolym för citronsyra för rengöring av UV-reaktorn.



Figur 9. UV/H₂O₂-pilot vid Sundets ARV under 2019 (Lindberg, 2020).

- GAK-filtrering av RO-retentat:** Med en ytbelastning på <10 m/h och en kolbädd på 1–2 m, vilket är vanliga dimensioneringsvärden för GAK-filter, samt en EBCT på 10–20 minuter blir filterytan för ett 1-filtersystem 4–8 m². För ett 3-filtersystem, vilket också testades i pilotförsöken, betyder det 3 x 4–8 m² med motsvarande ökning av EBCT. Denna filteryta kan också fördelas på flera filter för en ökad redundans och kontinuerlig drift vid backspolning av ett filter. Även bäddjupet kan anpassas. Baserat på pilotförsöken och diskussionen ovan bedömdes kolbehovet vara ca 38 g/m³ vid ett filter, 20 g/m³ vid ett 2-stegsfilter och ca 13 g/m³ vid tre filter i serie (se även 3.2.4). Med tanke på det låga flödet

som behöver behandlas skulle mobila filterssystem kunna användas för ett minimalt installations- och underhållsbehov (se Figur 10).



Figur 10. Exempel på mobil filterlösning (DESOTEC).

Anläggningsdelar för en eventuell förfiltrering före UF-steget med t.ex. trumfilter, desinfektion av RO-permeatet, samt polering av ozonerat vatten tillkommer. Även infrastruktur för hantering av kemikalier, drift- och personalutrymmen tillkommer.

Det bör också noteras att det effektiva flödet som kan recirkuleras vid Visby ARV är beroende av målsättningen och behovet för recirkulation. Om en recirkulationsanläggning ska dimensioneras för att gå kontinuerligt med ett relativt konstant flöde som är tillgängligt året om, kommer vattenflödet som kan utnyttjas vara signifikant lägre än medelflödet och uppskattningsvis motsvara 5-perentilen av dagens flöde. Om recirkulationsanläggningen ska kunna säkerställa ett varierande behov behöver anläggningen behöva dimensioneras för ett större flöde vilket innebär att den då endast utnyttjas delvis under perioder med lägre flöde.

4.2 Kostnadsberäkningar

Efterföljande kostnadsberäkningar baseras på IVLs samlade kunskap och erfarenheter från olika pilotprojekt och dimensioneringar av liknande anläggningar. Kostnadsuppskattningarna syftar till att ge en grov indikation på installations- och driftkostnader som kan förväntas vid en fullskaleimplementering.

4.2.1 Avancerat membranrening UF/RO

UF-anläggningen i pilotförsöken uppnådde en recovery på knappt 70 % vilket dock var tillräckligt för att förse RO-piloten med testvatten. Inga optimeringar av UF-anläggningen har därför gjorts. Vid en fullskaleimplementering skulle systemet dimensioneras för en högre återvinning och spolvatten skulle ev. återföras till reningsverket. En UF-anläggning i fullskala behöver dimensioneras för upp till 480 m³/h. Investeringskostnaden för en sådan anläggning uppskattas till ca 70 Mkr. Driftkostnaden för UF-anläggningen beräknas med en underhållskostnad som motsvarar 2 % av maskininstallationen, membranbyte var 12:e år, samt energi- och kemikaliekostnader från Duponts programvara Wave, med modifieringar utifrån pilotdriften. Totalt beräknas driftkostnaden uppgå till närmare 7,6 Mkr/år där kemikaliekostnaden för CEB och CIP är den enskilt största posten på 3,3 Mkr/år. Kostanden baseras på sur och alkalisk CIP 12 ggr/år och alkalisk CEB med efterföljande sur CEB två gånger per dag. Skulle oorganisk syra användas till CEB och frekvensen ändras till 1 gång/36 timmar minskar den beräknade kemikaliekostnaden till 0,7 Mkr/år och

driftkostnaden till 4,7 Mkr/år. För vidare beräkningar har den lägre kostnaden använts. De två enskilt största kostnaderna är membran och kemikalier vilka även kan variera mycket. Kostnaden för membran varierar beroende på typ och leverantör men också utifrån förväntad bytesfrekvens.

Någon möjlighet till sur CEB fanns inte i piloten och det kan inte uteslutas att införandet av en sur CEB skulle möjliggöra ett högre flux och förbättrad drift med minskad anläggningsstorlek som följd. Även en låg halt hypoklorit vid backspolning skulle kunna bidra till förbättrad drift men detta var heller inte möjligt att utvärdera vid pilotförsöken.

RO-anläggningen dimensioneras för 333 m³/h med en återvinningsgrad på 75 %. Investeringskostnaden för en sådan anläggning uppskattas till ca 31 Mkr. Driftkostnaden för RO-anläggningen baseras på en underhållskostnad som uppgår till 2 % av maskininstallationen, membranbyte var 5:e år, samt energi- och kemikaliekostnader beräknade med US EPAs modell för dricksvattenberedning. Den sistnämnda har gjorts för RO-behandling av återanvänt avloppsvatten efter MF-behandling med anpassningar för gällande förutsättningar. Totalt beräknas driftkostnaden uppgå till närmare 5 Mkr/år där energi- och kemikaliekostnader utgör de största posterna.

Med en kalkylränta på 2 % och genomsnittlig ekonomisk livslängd på 22 år beräknas investeringskostnaden för UF- och RO-behandlingen uppgå till 1,9 kr/m³ recirkulerat vatten. Den totala driftkostnaden för UF- och RO-anläggningen beräknas till 5,7 kr/m³ recirkulerat vatten. Totalkostnaden uppgår således till 7,6 kr/m³ recirkulerat vatten.

Kostnader för andra verk med återanvändning av avloppsvatten för dricksvattenberedning uppgår till 1,26 \$/m³ (Orange County Water District Ca, 2009) vilket med dagens penningvärde och växelkurs skulle kunna uppskattas till 12,8 kr/m³, och 6,8 kr/m³ (Village of Cloudcroft, 2008). Båda anläggningarna är baserade på MF/UF, omvänd osmos och efterföljande rening av permeat med UV/H₂O (Guo et al., 2013).

Data från litteraturen för motsvarande anläggning som skulle bli aktuell på Visby avloppsreningsverk antyder kapitalkostnaden för RO till 31 Mkr och drift- och underhållskostnaden till 5,2 Mkr årligen vilket stämmer relativt väl med kostnadsuppskattningarna i projektet. För UF blir kapitalkostnaden 107 Mkr och drift- och underhållskostnaden ca 12,3 Mkr vilket också är i samma storleksordning.

4.2.2 Avancerad rening av RO-retentat med UV/H₂O₂

Den huvudsakliga kostnadsposten för drift av UV/H₂O₂-system är el- och väteperoxidförbrukning. Baserat på pilottesterna kan en första energiberäkning baserat på UV-lampornas strömförbrukning. På grund av den låga transmittansen i RO-retentatet användes fyra UV-lampor, vardera med en effekt på 360 W. Delas denna effekt med vattenflödet kan en effektiv energianvändning per kubikmeter behandlat avloppsvatten tas fram. Det bör dock beaktas att en fullskalanläggning skulle kunna vara något mer energieffektiv och reducera förbrukningen med minst 20 %. Dosering av H₂O₂ och pumpning av vatten som ska behandlas är tillkommande energikostnader.

I pilottestet beräknades energibehovet till 1,4 kWh/m³ för en UV-dos på 10 000 J/m². Väteperoxid kostar runt 7 kr/kg (räknat som 100 %-ig) och med en dos på minst 40 mg/l blir den specifika kostnaden runt 0,3 kr/m³ vatten. Sammanlagt ger detta en minsta driftkostnad på 1,7 kr/m³ vid ett elpris på 1 kr/kWh. Byte av filtermaterialet i filtret för att

avlägsna väteperoxid är inte medräknat. Andra tillkommande driftkostnader inkluderar byte av lampor samt förbrukning av citronsyra för rengöring av UV-reaktorn.

Inom pilotprojektet vid Sundets ARV (Lindberg, 2020) gjorde företaget van Remmen UV Technology, som även levererade IVL:s pilotanläggning, en kostnadskalkyl för en UV-anläggning med en kapacitet på 800 m³/h. Denna anläggning har alltså 10 gånger större kapacitet än vad som skulle krävas på Visby ARV, men med samma dosområde som gav bra effekt på RO-retentat. Dock beräknades kostnaderna vid Sundets ARV för behandling av vanligt renat avloppsvatten som har en signifikant högre UV-Transmittans (60 %) än RO-retentat. Med en bra reaktordesign behöver dock detta inte innebära väsentligt högre kostnader för varken installation eller drift av UV-reaktorn. Vid en UV-dos på 10 000 J/m² och en väteperoxiddos på 40 mg/l hamnade investeringskostnaderna (utan påslag för kringkostnader) på 15,4 Mkr och driftkostnaderna på 6,2 Mkr/år för Sundets ARV. Med tanke på en ökad resurseffektivitet med växande anläggningsstorlek bör därför skattade investerings- och driftkostnader vid en fullskaleimplementering på Visby ARV för behandling av RO-retentat ligga på minst 3 Mkr respektive 1 Mkr/år. Den sistnämnda överensstämmer väl med de uppskattade kostnaderna på 1,7 kr/m³ som baserades på pilotkörningarna. Den effektiva kostnaden (investering plus driftkostnad) för att rena retentatet hamnar då på uppskattningsvis >2,1 kr/m³.

Då energi och väteperoxid är stora kostnadsposter har prisfluktuationer för dessa insatsvaror en betydande inverkan på driftkostnaderna och påverkar den mest lämpliga doskombinationen. Observera att en nödvändig polering av det behandlade vattnet för att ta bort restväteperoxid inte ingår i dessa kostnadsberäkningar. En katalytiska bädd, som används i pilottesterna på Hammarby Sjöstadsverket, eller andra poleringstekniker såsom aktivt kol, kan vara en betydande extrakostnad.

4.2.3 Avancerad rening av RO-retentat med Ozonering

Med ett antaget flöde på 80 m³/h och en minsta ozondos på 40 mg/l uppgår ozonbehovet till 3,2 kg/tim. Energibehovet är ca 10 kWh/kg producerat ozon och om syrgas produceras på plats ökar energiförbrukning till ca 19 kWh/kg producerat ozon (alternativt kan kostnader beräknas med syrgas där priset kan variera stort t.ex. mellan 0,9–3,5 kr/kg). Detta skulle innebära ett energibehov bara för ozoneringen på 61 kWh/h eller 0,76 kWh/m³ behandlat retentat.

Med en kontakttid på 15 minuter och det beräknade ozonbehovet, skattas investeringskostnader till 12,4 Mkr med påslag för kringkostnader. Ett polerande biosteg eller syrgasgenerator ingår inte i denna uppskattning. En syrgasgenerator skulle uppskattningsvis kostar 10 Mkr. Driftkostnader beräknas till 1,5-2 Mkr/år om pumpkostnader, underhåll och driftpersonal räknas in. Med samma kalkylränta som ovan och normala ekonomiska livslängder för de olika anläggningsdelarna uppskattas den effektiva kostnaden (investering plus driftkostnader) för att rena retentatet till 3,5 kr/m³. En biologisk polering efter ozonering är inte medräknat och skulle öka kostnaden ytterligare.

Fluktuerande energipriser kan ha en betydande inverkan på driftskostnader.

4.2.4 Avancerad rening av RO-retentat med GAK

Kostnader för installation och drift av ett GAK-filter bestäms i stor utsträckning av priset för kol och utbytesintervallet. För att minska driftkostnader kan en kolfilteranläggning för läkemedelsrening dimensioneras med två eller fler filter i serie, vilket dock ger en högre investeringskostnad. Dessutom kan man välja att ha olika långa kontakttider i kolfiltren (vanligtvis 10–30 min) vilket i stor utsträckning påverkar investeringskostnaden. Det högkvalitativa kolet som användes i pilotförsöken (Filtrisorb 400) har ett pris på ca 34 kr/kg inkl. leverans. Prisutvecklingen för GAK är något oklar just nu. Samma GAK kunde köpas för bara några år sedan för 25 kr/kg. Dock behövs troligtvis inte ett så högkvalitativt kol, som även är godkänt för dricksvattenproduktion, användas för rening av RO-retentat. För att ta fram en kostnadsbild har vi använt prisinformation från en leverantör för GAK och mobila filtersystem (se Figur 10).

Årliga kostnader för system med ett, två, och tre filter har tagits fram med standardfilter som kan hantera ett flöde på 80 m³/h och som hyrs ut inkl. kol från filterleverantören (Tabell 19). Kostnaderna baseras på prisuppgifter från leverantören för transport och installation (3000 kr en väg till södra Sverige), filterhus (280 kr/st,dygn) och två olika GAK-sorter. Transportkostnader för GAK ingår i transportkostnaden då filterhuset transporteras inkl. filtermaterial. För att kunna använda filtren måste systemet kompletteras med pumpar, ledningar, instrument, styrsystem samt betongplatta för uppställning av filter. Investeringskostnaden för dessa komponenter antagits utgöra 30 % av vad en traditionell anläggning med betongfilter kostar. I kostnadsbedömningen har även poster för el, drift och underhåll av filteranläggningen lagts på.

Tabell 19. Kostnadsberäkning för olika GAK-lösningar baserat på pilotförsöken.

	GAK filterlösning och olika GAK					
	GAK1 (16 kr/kg)			GAK2 (34 kr/kg)		
	1-steps-filter	2-steps-filter	3-steps-filter	1-steps-filter	2-steps-filter	3-steps-filter
GAK-behovet (g/m ³)	38	20	13	38	20	13
Årlig GAK-förbrukning (ton/år)*	26,6	14	9,1	26,6	14	9,1
Kostnad GAK (kr/år)	425 600	224 000	145 600	904 400	476 000	309 400
Hyra filter (kr/år)	102 200	204 400	306 600	102 200	204 400	306 600
Transport (kr/år)*	187 500	100 000	67 000	187 500	100 000	67 000
Kapitalkostnad investering kringssystem (kr/år)	142 000	223 000	290 000	142 000	223 000	290 000
El, drift och underhåll (kr/år)	118 000	160 000	198 000	118 000	160 000	198 000
Årlig totalkostnad (kr/år)	960 300	913 400	1 019 200	1 439 100	1 165 400	1 183 000
Specifik kostnad (kr/m³)	1,37	1,30	1,45	2,05	1,66	1,68

* antas förbli samma men kan vara olika för de olika koltyperna.

Tabellen visar att årliga totalkostnader och specifika kostnader minskar signifikant om ett 2-stepsfilter implementeras istället för ett enskilt filter. Att implementera ett 3-stepsfilter, såsom pilotanläggningen konstruerades, skulle dock inte ge några extra besparingar oavsett priset på kolet. Detta då minskade kostnader för GAK vägs upp mot hyreskostnaden för filterhusen och högre investerings- och driftkostnader. Det är viktigt att notera att beräkningarna som presenteras i Tabell 19 endast är ett exempel som redovisas för att illustrera hur kostnaden för läkemedelsrening kan påverkas av möjliga processutformningar och hur kostnaden varierar beroende på pris på GAK. För att få mer säkra siffror på reningskostnaden skulle man behövt utvärdera när genombrott sker i de olika filteruppsättningarna och göra en mer detaljerad kalkyl för investerings- och driftkostnaden.

Vid installation av fasta filter vid reningsverket behövs, förutom själva filtren, även system för lagring och byte av GAK tas med i beräkningen. För att upprätthålla reningseffektiviteten även vid GAK-byte skulle det dessutom behövas minst två parallella behandlingslinjer. Detta eftersom ett GAK-byte kan pågå i flera dagar då filtret inte bara behöver tömmas, kolet avvattas och nytt kol fyllas på, utan ny GAK behöver dessutom blötläggas i flera dagar innan driften kan återupptas.

Kostnader som visas i Tabell 19 samt antal filter som ger störst kostnadseffektivitet påverkas signifikant av priset på GAK. Det finns flera olika leverantörer av både färskt kol och regenererat kol vilket kan påverka kostnaderna. Även GAK-kvaliteten spelar så klart in och påverkan av olika kolpriser på totalkostnaden så som exemplifierad i Tabell 19 antar en jämförbar reningseffekt av olika kol, annars behöver kolbytesintervall justeras.

För att kostnaderna ska vara mer jämförbara med andra alternativ för läkemedelsrening har investerings- och driftkostnader för GAK-filter även beräknats för en anläggning med fast installerade kolfilter byggda i betongbassänger med två filter i serie. Det högre priset för GAK användes i beräkningen (34 kr/kg). Enligt denna beräkning är totalkostnaden för en fast installerad filteranläggning större än för en hyrd anläggning med mobila filter (Tabell 20).

4.2.5 Sammanlagd kostnadsbild

Tabell 20 visar skattade kostnader för olika reningstekniker för produktion av recirkulerat vatten samt behandling av RO-retentat för reduktion av läkemedelsrester. Som det framgår av tabellen är det de avancerade membranprocesserna för produktion av återanvändbart vatten som utgör de största kostnadsposterna. En behandling av RO-retentat med olika reningstekniker för att ta bort läkemedel kostar mellan 2,1–3,5 kr/m³ behandlat retentat. För en kubikmeter producerat återanvändbart vatten blir kostnaderna lägre (Tabell 20).

Tabell 20. Kostnadsbild för ett recirkulationssystem för renat avloppsvatten med avancerat membranteknik och behandling av RO-retentat.

	Behandling av				
	Utgående avloppsvatten		RO-retentat		
	UF	RO	UV/H ₂ O ₂	O ₃	GAK
Investeringskostnad (Mkr)	70	31	3*	12	13
Årlig totalkostnad (Mkr/år)	10,1	6,5	1,5	2,5	1,5
Specifik kostnad (kr/m ³)	3,0	2,2	>2,1	3,5	2,1
Specifik kostnad per m ³ utifrån befintligt ARV (kr/m ³)			>0,7	0,9	0,63
Specifik kostnad per m ³ recirkulerat vatten (kr/m ³)	4,6	3	1	1,3	0,9

* utan påslag.

- vid mobila system.

4.3 Miljöpåverkan

Den viktigaste negativa miljöaspekten, som samtliga reningstekniker kommer att medföra, är klimatpåverkan på grund av en ökad energi-, resurs- och kemikalieanvändning. För aktivt kol är det framförallt produktion och regenerering av kolet som kräver stora energimängder. För membranprocesserna, ozoneringen och UV/H₂O₂ är det själva driften av reningsstegen som orsakar en stor energianvändning. För en kWh producerad el är klimatpåverkan större vid produktion utanför Norden då energin produceras med en större andel fossila bränslen. El som förbrukas vid svenska reningsverk eller på svensk mark kan därför anses orsaka en mindre miljöpåverkan.

Även en ökad försurnings- och eutrofieringspotential kan framförallt relateras till en ökad energiförbrukning vid en kompletterande rening.

Miljöpåverkan från de olika processerna kan påverkas och ändras över tid. Generellt leder en bättre teknikimplementering och teknikutvecklingen till resurseffektivare processer. Energiförbrukningen för membranprocesser har t.ex. stadigt minskat det senaste decenniet. Även processer som kan läggas ned i andra delar av vattenhanteringssystemet vid införande av nya kompletterande reningssteg bör tas med i beräkningen av miljöpåverkan.

Positiva effekter på miljön, såsom minskad risk för spridning av multiresistenta bakterier och minskade läkemedelsutsläpp, är samtidigt nästintill omöjliga att kvantifiera då enstaka indikatorsubstanser eller organismer behöver väljas ut som ska representera ett högkomplext och heterogent system. Därmed kommer en klassisk Life Cycle Assessment (LCA) alltid att visa att kompletterande reningssteg resulterar i en ökad miljöpåverkan när de klassiska miljöpåverkansfaktorerna används: global warming potential (GWP), acidification potential (AP), eutrophication potential (EP), photochemical ozone creation potential (POCP), human toxicity potential (HTP), freshwater ecotoxicity potential (FAETP), marine ecotoxicity (MAETP), terrestrial ecotoxicity (TETP), och depletion of abiotic resources (AD). Även om toxicitet tas med som en miljöaspekt så kan idag vanligtvis endast toxicitetspotentialen från olika ämnen som används t.ex. vid tillverkning av utrustningen kvantifieras medan den positiva effekten från minskade utsläpp av läkemedel är nästintill omöjlig att kvantifiera.

En cirkulär vattenhantering, som bygger på resurseffektiva processer som kontinuerligt förbättras med syfte att minimera miljöpåverkan genom synergier med andra delar av vattenhanteringen, bör dock anses vara den mest hållbara strategin för samhällets vattenförvaltning.

4.4 Övriga aspekter

4.4.1 Restprodukter

En eventuell bildning av toxiska klororganiska föreningar (AOX, adsorberbara organiska halogener eller EOX, extraherbara organiska halogener) vid tvätt av membranen i UF och RO behöver beaktas.

Vid ozonering och delvis också vid UV/H₂O₂ bildas oxidationsbiprodukter som t.ex. bromat, nitrosaminer, formaldehyd och andra mer okända ämnen med potentiellt ekotoxikologiska effekter. Med ett biologiskt steg efter ozoneringen kan effekterna av dessa biprodukter kraftigt begränsas. Alternativt kan även lagring av det behandlade vattnet innan det släpps till recipienten vara nog för att ta bort de ekotoxikologiska effekterna (Baresel et al., 2017a). I så fall bör dock vattnet som släpps till recipient undersökas för att detektera eventuella ekotoxikologiska effekter. För detta krävs känsliga biologiska tester (subakuta effekter) som bör genomföras innan man tar beslut om en enklare efterbehandling är tillräckligt. Testerna bör utföras dels direkt efter ozoneringen och dels efter ett extra polersteg som syftar till att eliminera eventuell toxicitet.

I normalfallet regenereras GAK upprepade gånger och en viss mängd nytt kol (10-30 %) tillsätts vid varje regenerering som ersättning för förluster i denna process. Förbrukat GAK som behöver bytas ut mot fräscht GAK kan anses vara restprodukt ifall kolet inte regenereras. Termisk destruktion av kolet är i så fall det lämpligaste alternativet, vilket också förstör alla adsorberade läkemedelsrester.

4.4.2 Arbetsmiljö

De tillämpade reningsteknikerna innebär inte några stora arbetsmiljöproblem, dock finns det några specifika arbetsmiljöaspekter som det behöver tas hänsyn till. Dessa inkluderar bland annat hantering av ozon och kemikalier som väteperoxid och tvättkemikalier. Denna hantering är dock inget problem med ett bra arbetsmiljöarbete.

4.4.3 Lokalisering och utrymmesbehov

Lokaliseringen är en viktig fråga, inte minst för de ekonomiska kalkylerna. För att få ut maximalt med vatten och minimera flödet till läkemedelsrening behöver spolvatten från trumfilter och backspolvatten från UF återföras till reningsverket. Det krävs således ledningar både till och från verket till återvinningsanläggningen. Denna ledningsdragning kan stå för en relativt stor investeringskostnad.

Generellt kan lokaliseringen på Gotland innebära högre kostnader för både el och andra resurser då transport från fastlandet krävs. Detta kan även innebära att vissa tekniska utformningar föredras framför andra trots ett högre pris. Ett exempel är att produktion av syre för ozonering eventuellt bör ske på plats. Normalt produceras syre för ozonering av en extern aktör och levereras med tankbil.

5. Diskussion

Några aspekter som framkom under projekttiden behöver beaktas extra inför en eventuell fortsättning.

5.1 Teknisk utformning av recirkulation av renat avloppsvatten

Eftersom projektets fokus har varit på behandling av koncentrerade strömmar som uppstår vid recirkulation av renat avloppsvatten har ingen optimering av själva recirkulationsanläggningen, alltså UF + RO, gjorts. Dessutom har redan befintliga piloter som inte varit optimerade mot varandra anpassats och använts i försöken. Detta påverkar inte bara t.ex. återvinningsgraden utan även underlaget för beräkning av kostnader för UF- och RO-delarna. Både resurseffektiviteten och kostnader för UF och RO bedöms kunna minskas avsevärt. Vid en fortsättning av projektet behöver en relevant processdesign göras och offerter inhämtas.

5.2 Variationer av läkemedelshalter i RO-retentat

För samtliga försök kunde en bitvis kraftig variation i kvaliteten hos det behandlade RO-retentatet ses. Variationer i retentatsammansättning kunde även observeras i UV-absorbansen i de olika testvolymerna som skickades till Hammarby Sjästadverket. Även vid själva upparbetningen och analys av läkemedlen rapporterade IVL:s labb om stora skillnader i vattenmatrisen för de olika testvolymerna. Från både ozoneringsförsöken och tester med UV/H₂O₂ sågs också tydliga variationer i läkemedelshalterna i RO-retentaten. Från Figur 8 framgår det att halter i RO-retentaten även varierade i de kontinuerligt tagna veckoprover vid GAK-piloten i direkt anslutning till RO-anläggningen. Eftersom projektet inte hade möjlighet att utreda dessa variationer och hur dessa relaterade till driften av RO-piloten i detalj är det omöjligt att ge en bra förklaring till variationerna. På samma sätt som läkemedelshalter varierar kraftigt i inkommande och utgående avloppsvatten från avloppsreningsverk över olika årstider, så kommer halter i RO-retentat variera. Detta innebär att en behandling av retentat behöver kunna hantera variationer.

Även en optimering av UF- och RO-steget och en kalibrering mot varandra skulle troligtvis påverka retentatkvalitén.

5.3 Rening RO-koncentrat jämfört med rening av utgående avloppsvatten

Pilottesterna med ozonering och UV/H₂O₂ har visat på vissa variationer i reningseffekten som till stor del kan kopplas till variationer i retentatets vattenmatris och halter av läkemedel. Som i de flesta undersökningar skulle långtidstester med de olika teknikerna vara önskvärdt för en bättre uppfattning om både variationer och reningseffektivitet.

För UV/H₂O₂ och GAK indikerar de genomförda testerna ändå en bättre resurseffektivitet vid behandling av retentat än vid behandling av utgående avloppsvatten. För UV/H₂O₂ har tester med renat avloppsvatten vid svenska ARV visat att doskombinationer på >10 000 J/m² och >40 mg H₂O₂/l behövs för att ge en genomsnittlig reduktion av analyserade läkemedelsrester på >80 % (Baresel et al., 2019; Lindberg, 2020). Samma doskombination behövdes i tester med RO-retentat som har väsentligt högre halter av läkemedel i ett mycket mindre flöde.

Vid behandling med GAK av konventionellt renat avloppsvatten beräknas >20–25 mg GAK/l i ett enstegssystem (Baresel et al., 2017a). Med flera filter i serie kan förbrukningen minskas till <15 mg GAK/l (Baresel et al., 2017a; Hedén et al., 2020). Även om försöken i

detta projekt inte kunde köras tills dess att tydliga genombrott skedde så indikerade de ändå en GAK-förbrukning jämförbar med ovan siffror. Eftersom läkemedelshalterna i RO-retentat är högre än i konventionellt renat avloppsvatten och flödet 3–4 gånger lägre, bör kolförbrukningen bli runt 3-4 gånger mindre per avlägsnad mängd läkemedel vid behandling av retentat jämfört med konventionellt renat avloppsvatten.

Vid ozoneringsförsöken kunde en högre total reduktion samt större reduktion mätt som ng läkemedelssubstans per mg ozon observeras vid höga halter läkemedel, vilket skulle kunna indikera fördelar med att behandla uppkoncentrerat vatten. Detta kunde dock inte bekräftas vid jämförande försök och är mer troligt en effekt av varierande sammansättning i vattnet. Vid jämförande försök erhöles samma reduktion av läkemedelssubstans per mg ozon vid behandling av UF-permeat som vid behandling av uppkoncentrerat UF-permeat med RO, vilket var förväntat. För ozonering av utgåenden avloppsvatten krävs i genomsnitt en dos på 0,5 mg O₃/mg DOC (5 mg O₃/l vid DOC = 10 mg/l) (Baresel et al., 2017 a, b; Lindberg 2020). I de aktuella ozoneringstesterna krävdes det en dos på minst 40 mg O₃/l (2 mg O₃/mg DOC) vilket motsvarar mer än haltökningen i retentatet p.g.a. uppkoncentreringen. Detta indikerar att resurseffektiviteten vid ozoneringen av RO-retentat är likvärdig eller t.o.m. mindre än behandling av konventionellt renat avloppsvatten. Att ett mindre flöde behöver behandlas vid rening av RO-retentat väger dock positivt även vid ozoneringen.

6. Slutsatser och rekommendationer

Pilotprojektet har visat att återvunnet vatten med drickvattenkvalité kan produceras från renat avloppsvatten och att en effektiv rening av RO-retentat för läkemedelsrester kan åstadkommas med olika reningstekniker. Detta innebär att det går att åstadkomma en process där merparten av avloppsvattnet kan hållas kvar på land och endast en mindre volym som renas från läkemedelsrester släpps till recipienten. Vid användning av avancerade oxidationstekniker (UV/H₂O₂) och aktivt kol (GAK) kunde en signifikant bättre resurseffektivitet uppnås vid behandling av RO-retentat jämfört med motsvarande behandling av utgående avloppsvatten. Detta innebär att för varje kg avlägsnade läkemedelsrester behövs mindre resurser vid rening av RO-retentat jämfört med rening av utgående avloppsvatten. I denna bedömning inkluderas dock inte de resurser som behövs för behandling av utgående avloppsvatten med avancerade membrantekniker. Utgångspunkten för rening av RO-retentat är således att det finns ett behov för recirkulation av renat avloppsvatten med hög kvalitet.

Resultaten visar att aktivt kol framstår som den mest kostnadseffektiva tekniska lösningen som skulle kunna implementeras för behandling av RO-retentat. Slutsatsen baseras på preliminära kostnadsberäkningar som tar hänsyn till resultat från pilotförsöken. Investeringskostnaden för ett komplett system som återvinner 250 m³ avloppsvatten per timme och renar den återstående koncentratströmmen från läkemedelsrester uppgår till ca 115 Mkr. Den specifika kostnaden (investering och drift) per kubikmeter återvunnet vatten, inklusive kostnaden för behandling av koncentratet för reduktion av läkemedel, uppgår till ca 9 kr/m³. Eftersom pilotförsöken endast kunde köras i begränsad omfattning och dimensioneringen inkluderar grova antaganden bör dessa kostnader betraktas som preliminära. Beräkningar som gjorts i projektet ger dock en bra uppfattning om kostnader och resurseffektiviteten i att rena bort läkemedelsrester från ett koncentrerat spillvatten.

Förutom att visa de tekniska möjligheterna beskriver och diskuterar projektet även begränsningar och andra aspekter relaterat till att rena avloppsvatten, avlägsna mikroföroreningar och recirkulera renat avloppsvatten.

Utvecklingsprojektet bidrar därmed med generell kunskap om recirkulation av renat avloppsvatten och hur läkemedelsrening kan kombineras med avancerad membranteknik. Projektresultaten kan även nyttjas som underlag för vattenförvaltningen på Region Gotland och specifikt vid reningsverket i Visby.

En hållbar recirkulering av renat avloppsvatten och minskade utsläpp av mikroföroreningar är två kompletterande mål som är av stor vikt att ta hänsyn till när både vattenförsörjningen och recipienternas vattenstatus ska säkras. Vattenförsörjningen ska klaras av med minsta möjliga resursförbrukning likväl som att recipienten, i vilken vattensystemets avloppsvatten hamnar, måste skyddas så långt som möjligt. Projektresultaten kan förhoppningsvis bidra till att skapa cirkulära, kostnadseffektiva vattensystem med låg miljöpåverkan.

7. Referenser

- Bader och Hoigné 1981. <http://www.graveslab.org/lab-resources/procedures/ozone-quantification>
- Baresel, C., Harding, M., Junestedt, C. 2019. Removal of pharmaceutical residues from municipal wastewater using UV/H₂O₂. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2354.
- Baresel, C., Ek, M., Harding, M., Magnér, J., Allard, A.-S., Karlsson, J. 2017a. Kompletterande tester för en resurseffektiv avancerad rening av avloppsvatten. Delrapport SystemLäk projekt. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2287.
- Baresel, C., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.-S., Magnér, J., Dahlgren, L., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U., Söhr, S. 2017b. Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk - Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. Slutrapport SystemLäk projekt. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2288.
- Baresel, C., Dahlgren, L., Nikolic, A., de Kerchove, A., Almemark, M., Ek, M., Harding, M., Ottosson, E., Karlsson, J., Yang, J. 2015. Reuse of treated wastewater for nonpotable use (ReUse) - Final Report. IVL Swedish Environmental Research Institute. Report B2219.
- Bergström, R., Bengtsson, L., Fortkamp, U., Berg, S. 2014. Membranfiltrering och fällning för behandling av kommunalt avloppsvatten - En innovativ metod för högre resurseffektivitet. IVL Rapport C48.
- Gros, M., Petrović, M. and Barceló, D. (2006) 'Development of a multi-residue analytical methodology based on liquid chromatography-tandem mass spectrometry (LC-MS/MS) for screening and trace level determination of pharmaceuticals in surface and wastewaters', *Talanta*, 70(4), pp. 678–690. doi: 10.1016/j.talanta.2006.05.024.
- Guo, T., Englehardt, J., Wu, T. 2013. Review of cost versus scale: water and wastewater treatment and reuse processes. *Water Science and Technology* 69, 223–234. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.734>
- Hedén, M., Silfwerin, M., Baresel, C., Malovanyy, A. 2020. Förstudie av läkemedelsrening vid Främby reningsverk - Inklusive pilotförsök med filtrering av utgående avloppsvatten genom granulerat aktivt kol (GAK). Falu Energi & Vatten AB, Falun.
- Lindberg, J. 2020. Förstudie läkemedelsrening på Sundets reningsverk, Växjö. Växjö kommun.
- 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 Environment AB.

8. Bilagor

8.1 Analyserade parameter utöver läkemedel

Tabell 21. Analyserade parameter av Eurofins.

Analys	Metod/ref
Odlingsbara mikroorganismer 22°C	EN-ISO 6222:1999
Långsamväxande bakterier	ISO 6222 mod
Koliforma bakterier 35°C	SS 028167-2 mod.
Escherichia coli	SS 028167-2 mod, SS-EN ISO 9308-1/AC:2008
Presumptiva Clostridium perfringens	SS EN ISO 14189:2016
Bensen	
Toluen	LidMiljö.0A.01.09
Etylbensen	
M/P/O-Xylen	
Summa TEX	LidMiljö.0A.01.09/15
Alifater >C5-C12	Intern metod, Eurofins
Alifater >C12-C35	
Aromater >C8-C10	SPI 201
Aromater >C10-C16	
Aromater >C16-C35	
Bens(a)antracen	
Krysen	
Benso(b,k)fluoranten	
Benso(a)pyren	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	
Dibens(a,h)antracen	
Summa cancerogena PAH	
Naftalen	
Acenaftylen	Intern metod, Eurofins
Acenaften	
Fluoren	
Fenantren	
Antracen	
Fluoranten	
Pyren	
Benso(g,h,i)perylen	
Summa övriga PAH	
Summa PAH med låg molekylvikt	
Summa PAH med medelhög molekylvikt	
Summa PAH med hög molekylvikt	
Lukt, styrka, vid 20°C	fd SLV 1990-01-01, metod 1, mod
Lukt, art, vid 20 °C	
Turbiditet	SS-EN ISO 7027-1:2016
Färg (410 nm)	SS-EN ISO 7887:2012 del C
Suspenderade ämnen	SS EN 872:2005
pH	
Temperatur vid pH-mätning	SS-EN ISO 10523:2012
Alkalinitet	SS EN ISO 9963-2:1996
Konduktivitet	SS-EN 27888:1994
Klorid	SS-EN ISO 10304-1:2009
Sulfat	StMeth 4500-SO ₄ ,E,1998 / Kone
Fluorid	St Meth 4500-F,E 1998 mod / Kone
COD-Mn	fd SS 028118:1981 / mod
TOC	SS EN 1484:1997
Kemisk syreförbrukning, COD-Cr	ISO 15705:2002(E)
Biokemisk syreförbrukning BOD7	SS EN 1899 1-2:1998/ISO 17289:2014(E)
Ammonium	
Ammoniumkväve (NH ₄ -N)	SS-EN 11732:2005

Fosfat (PO ₄)	SS-EN ISO 6878:2005
Fosfatfosfor (PO ₄ -P)	
Nitrat (NO ₃)	SS 028133:1991 mod
Nitratkväve (NO ₃ -N)	
Nitrit (NO ₂)	SS EN 26777:1993 mod
Nitrit-nitrogen (NO ₂ -N)	
NO ₃ /50+NO ₂ /0,5	SS 028133:1991 mod
Fosfor P	SS-EN ISO 15681-2:2005
Kväve-N	ISO 29441:2010
Totalhårdhet (°dH)	Beräkning (Ca+Mg)
Natrium Na (filtrerat)	SS-EN ISO 17294-2 utg 1 mod
Natrium Na (uppslutet)	
Natrium Na (end surgjort)	
Kalium K (filtrerat)	
Kalium K (uppslutet)	
Kalium K (end surgjort)	
Kalcium Ca (filtrerat)	
Kalcium Ca (uppslutet)	
Kalcium Ca (end surgjort)	EN ISO 17294-2:2016
Järn Fe (filtrerat)	
Järn Fe (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Järn Fe (end surgjort)	EN ISO 17294-2:2016
Magnesium Mg (filtrerat)	SS-EN ISO 17294-2 utg 1 mod
Magnesium Mg (uppslutet)	
Magnesium Mg (end surgjort)	
Mangan, Mn (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016
Mangan Mn (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Mangan Mn (end surgjort)	EN ISO 17294-2:2016
Aluminium Al (end surgjort)	EN ISO 17294-2:2017
Aluminium Al (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2018
Aluminium Al (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Antimon, Sb (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016
Antimon, Sb (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Arsenik As (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016
Arsenik As (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Barium Ba (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016
Barium Ba (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Beryllium Be (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016
Beryllium Be (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Bly Pb (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016
Bly Pb (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Bor B (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016
Bor B (uppsluten)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Fosfor, P (filtrerat)	SS-EN ISO 11885 utg 2 mod
Fosfor P (uppslutet)	SS-EN ISO 15587-2: utg 1/SS-EN ISO 11885:2009 ut
Kadmium Cd (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016
Kadmium Cd (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Kisel, Si (filtrerat)	SS-EN ISO 17294-2 utg 1 mod
Kisel, Si (uppslutet)	SS-EN ISO 17294-2 utg 1 mod
Kobolt Co (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016
Kobolt Co (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Koppar Cu (end surgjort)	EN ISO 17294-2:2016
Koppar Cu (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016
Koppar Cu (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Krom Cr (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016
Krom Cr (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Litium, Li (filtrerat)	SS-EN ISO 11885 utg 2 mod
Litium, Li (uppslutet)	SS-EN ISO 15587-2: utg 1 / SS-EN ISO 11885:2009 ut
Molybden, Mo (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016
Molybden, Mo (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Nickel Ni (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016

Nickel Ni (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Selen, Se (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016
Selen, Se (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Silver Ag (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016
Silver Ag (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Strontium, Sr (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016
Strontium, Sr (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Svavel, S (filtrerat)	SS-EN ISO 11885 utg 2 mod
Svavel, S (uppslutet)	SS-EN ISO 15587-2: utg 1 /SS-EN ISO 11885:2009 ut
Tallium, Tl (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016
Tallium, Tl (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Tenn Sn (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016
Tenn Sn (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Titan, filtrerat	SS-EN ISO 11885 utg 2 mod
Titan, Ti (uppslutet)	SS-EN ISO 15587-2: utg 1 /SS-EN ISO 11885:2009 ut
Uran, U (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016
Uran U (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Vanadin V (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016
Vanadin V (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
Zink Zn (filtrerat)	EN ISO 17294-2:2016
Zink Zn (uppslutet)	EN ISO 17294-2:2016 / EN ISO 15587-2:2002
PFBA (Perfluorbutansyra)	
PFPeA (Perfluorpentansyra)	
PFHxA (Perfluorhexansyra)	
PFHpA (Perfluorheptansyra)	
PFOA (Perfluoroktansyra)	
PFNA (Perfluornonansyra)	
PFDA (Perfluordekansyra)	
PFUDA (Perfluorundekansyra)	
PFDoA (Perfluordodekansyra)	
PFTeDA (Perfluortetradekansyra)	
PFHxDA (Perfluorhexadekansyra)	
HPFHpA (7H-Perfluorheptansyra)	
P37DMOA (Perfluor-3,7-dimetyloktansyra)	
PFBS (Perfluorbutansulfonsyra)	
PFHxS (Perfluorhexansulfonsyra)	
PFHpS (Perfluorheptansulfonsyra)	
PFOS (Perfluoroktansulfonsyra)	
PFDS (Perfluordekansulfonsyra)	
4:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	
6:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.
8:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	
PFOSA (Perfluoroktansulfonamid)	
Summa PFAS	
EtFOSA (N-etylperfluoroktansulfonamid)	
EtFOSAA (N-etylperfluoroktansulfonamid-ättiksyra)	
EtFOSE (N-etylperfluoroktansulfonamid-etanol)	
FOSAA (Perfluoroktansulfonamid-ättiksyra)	
MeFOSA (N-metylperfluoroktansulfonamid)	
MeFOSAA (N-metylperfluoroktansulfonamid-ättiksyra)	
MeFOSE (N-metylperfluoroktansulfonamid-etanol)	
PFDoS (Perfluordodekansulfonat)	
PFNS (Perfluornonansulfonat)	
PFPeS (Perfluorpentansulfonat)	
PFTrDA (Perfluortridekansyra)	
Summa PFAS SLV 11	
Dioxan(µg/l)	ISO 15680 mod.

8.2 Administrativa uppgifter

8.2.1 Styrning och ledning

Projektägare	Henrik Nygren
Projektledare	Henrik Nygren inledde som projektledare. Ersattes av Anders Wahlund från 2019-09-01.
Drifttekniker	Henrik Sedman Roland Hoas Erik Danielsson Oscar Kuttainen
Resurser från IVL	Staffan Filipsson Christian Baresel Fredrik Hedman Mila Harding Niclas Bornold Jingjing-Yang

8.2.2 Projektets tidsplanering

Testerna var tänkta att avslutas i maj 2020 men för att få med belastningen under en sommar så beslutades att köra till i augusti.

- Augusti, 2019 Uppstart av pilotanläggningen
- V46, 2019 Utbyte av MBR till UF
- V49, 2019 Berätta om projektet för Naturvårdsverket på seminarium
- V14, 2020 Installation av trumfilter
- V26, 2020 Installation av GAG-filter
- V35, 2020 Avstängning av pilotanläggningen

Det var tanke att pilotanläggningen skulle gå ungefär 2 veckor längre för att kunna visas upp på SvensktVattens dricksvattenkonferens som var planerad att hållas i Visby V36, men konferensen blev inställd på grund av Corona-utbrottet.

Planerad redovisning på IWA-konferensen skjuts på framtiden på grund av Corona.

8.2.3 Kommunikationsarbete

I början av projektet utarbetades en kommunikationsplan av Region Gotland med syftet att på ett systematiskt sätt sprida kunskap och information om projektet både internt och externt. Kommunikationsplanen omfattade seminarier, medverkande vid konferenser, samt framtagande av informationsmaterial om projektet. Följande kommunikation verktyg användes under projektets gång:

Kommunikation inom Region Gotland

I enlighet med projektbeskrivningen skapades effektiva kommunikationsvägar och ett fungerande informationsflöde mellan operativ personal och projektgruppen. Projektet presenterades muntligt till samtliga anställda inom VA-avdelningen. Vidare har projektets framskridande redovisat muntligt vid ett par tillfällen till samtliga anställda inom avloppsenheten och resterande intressenter inom VA-avdelningen via info-skärmar och via informationsblad från projektledaren. Vidare kommunicerades projektets framskridande till samtliga anställda via Region Gotlands intranät.

Kommunikation utanför Region Gotland

För extern kommunikation har bl.a. den i testbädden för hållbar vattenförsörjning på Gotlands etablerade kanal för både spridning av resultat men även för nätverkande för tillförsel av information och kompetens används.

Projektet har deltagit och presenterats vid IVL:s läkemedelsseminariet i december 2019 i Stockholm för erfarenhetsutbyte med andra VA-verksamheter som utför liknande projekt. Projektresultaten presenterades också vid LU Waters höstseminarium 5 november 2020.

Eftersom Region Gotland har ambitioner att sprida sina erfarenheter från projektet internationellt, har regionen i samarbete med IVL skickat ett bidrag som accepterats för en muntlig presentation till "IWA World Water Congress & Exhibition 2020" i Köpenhamn. Konferensen och därmed projektpresentationen blev dessvärre framflytta till 2022.

Projektet planerar dessutom att skicka in ett bidrag till NORDIWA 2021 – Nordic Wastewater conference 2021 och delat i planerade läkemedelsseminar från svenskt vatten Utveckling som dock också har blivit framflyttat till senare under 2021.

Projektet och pilotanläggningen skulle även presenteras vid Svenskt Vattens dricksvattenkonferens som var planerad att hållas i Visby V36, men konferensen blev inställd på grund av Corona-utbrottet.

Den föreliggande tekniska rapporten om projektet är tänkt att spridas både via Region Gotland, IVL Svenska Miljöinstitutet samt andra samarbetspartner.

En effektiv spridning av resultaten kommer också ske av IVL vid medverkan på mindre och större seminarier, konferenser och mässor samt inom IVLs omfattande nationellt och internationellt nätverk. Exempel är Östersjöseminariet, seminarier som anordnas av Race for the Baltic, Miljömålsdagarna, Vattendagarna som Vattencentrum Norrtälje anordnar, olika seminarier under Almedalsveckan, VA-mässan, seminarier inom den europeiska vattenplattformen WssTP och IWAs många konferenser. Flera av dessa aktiviteter blev dessvärre inställt eller framflytta i år. Särskilt viktiga anser vi de nationella arenorna vara eftersom det är flera organisationer i Sverige som för närvarande arbetar med samma frågeställning och här är förstås Svenskt vatten, Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens seminarier inom relaterade områden extra intressanta.

8.2.4 Sammanställning av projektets ekonomi

	Utfall 2020-12-07; tkr
Köp/hyra av maskin/utrustning	1623,4
Installationskostnader	155,0
Kemikaliekostnad	108,2
Analyskostnad	413,1
Transport/leverans	22,8
Arvode IVL	2398,0
Övrigt	51,5
TOTAL	4772,0