

Examensarbete  
TVVR 22/5013

# **Cirkulär vattenanvändning i Simrishamns kommun ur en kvalitetsaspekt**

Möjligheterna för återanvändning av vatten för  
dricksvattenändamål och bevattning av åkermark  
efter konstjord infiltration

---

Emelie Swenningson



Avdelningen för teknisk vattenresurslära  
Department of Building and Environmental Technology  
Lunds universitet

# **Cirkulär vattenanvändning i Simrishamns kommun ur en kvalitetsaspekt**

Möjligheterna för återanvändning av vatten för  
dricksvattenändamål och bevattning av åkermark  
efter konstjord infiltration

Av:  
Emelie Swenningson

Examensarbete

Avdelningen för teknisk vattenresurslära  
Department of Building & Environmental Technology  
Lunds universitet  
Box 118  
221 00 Lund, Sweden

Water Resources Engineering  
TVVR-22/5013  
ISSN 1101-9824

Lund 2022  
[www.tvrl.lth.se](http://www.tvrl.lth.se)

Master Thesis  
Division of Water Resources Engineering  
Department of Building & Environmental Technology  
Lund University

Swedish title: Cirkulär vattenanvändning i Simrishamns kommun ur en kvalitetsaspekt – Möjligheterna för återanvändning av vatten för dricksvattenändamål och bevattning av åkermark efter konstgjord infiltration

English title: Circular use of water in Simrishamn municipality in the aspect of quality – The possibilities of potable water reuse and water reuse for irrigation after artificial infiltration

Author: Emelie Swenningson

Supervisor: Kenneth Persson

Examiner: Catherine Paul

Language: Svenska

Year: 2022

Keywords: Återanvändning av vatten, effektbaserad analys, dricksvattenkvalitet, organiska mikroföroreningar, konstgjord infiltration



## Förord

Med detta arbete avslutar jag mina studier till civilingenjör i Ekosystemteknik vid LTH. Arbetet har berört flera av de områden jag tyckt varit mest intressanta under mina fem studieår: kemi och toxikologi, hydrogeologi, dricksvattenförsörjning och en hållbar resursanvändning. Jag har framför allt fått en fördjupad kunskap om de möjligheter och utmaningar som finns vid återanvändning av vatten. Kunskap som jag nu tar med mig ut i arbetslivet.

Först och främst vill jag tacka min handledare Kenneth Persson för möjligheten att utföra detta arbete, för att du delat med dig av din kunskap och trott på mig under arbetets gång. Tack även till Michael Cimbritz, Per Falås och Maria Takman på avdelningen för Kemiteknik, LTH, för utlånande av provtagningsinstrument och för värdefulla kommentarer på mitt arbete.

Jag skulle även vilja rikta ett stort tack till Stefan Blomqvist, Moa Persson och driftpersonalen på Österlen VA samt Frida Johansson och Per Friberg på Sjöbo kommun. Tack för ert förtroende, för att ni så frikostigt delat med er av material och för all hjälp jag fått vid provtagningsstillfällena. Tack också till Elin Lavonen på BioCell Analytica AB för ditt engagemang och för utförliga svar på mina frågor.

Slutligen vill jag tacka alla personer i min närhet som agerat bollplank och stöttat mig under arbetet gång och under hela studietiden.



*Emelie Swenningsson*



## Abstract

Sufficient quantity and quality of fresh water is crucial for human survival and quality of life. Water resources in water scarce areas can be efficiently managed by water reuse. In the Swedish municipality of Simrishamn, water scarcity is already a fact. Therefore, indirect water reuse by artificial infiltration is considered. The aim of this project is to examine the chemical quality and thereby the possibility of reusing treated wastewater in Simrishamn municipality. The analysis was performed by *in vitro* bioassays, before and after artificial infiltration. Three wastewater treatment plants (WWTP) were sampled to evaluate their Nrf-, anti-AR-, AR-, ER-, and AhR-activities as well as genotoxicity. Additionally, a fourth WWTP where artificial infiltration is already performed was sampled and analyzed to evaluate the quality influence of the infiltration process. The results from the bioassays of the effluents were compared with threshold values and effects in existing raw water sources. The effluents are of raw water quality for some activities, but not for all. Before water reuse for irrigation, the water quality needs to be evaluated according to the related EU regulation. There is no clear way of monitoring the chemical quality of the complex and varying chemical mixture that is wastewater.





## Sammanfattning

Färskvatten av god kvalitet och kvantitet är avgörande för mänsklig överlevnad och livskvalitet. För att ta vara på befintliga vattenresurser vid vattenbrist kan renat avloppsvatten återanvändas. Simrishamns kommun i östra Skåne upplever redan idag vattenbrist och återanvändning av vatten genom konstgjord infiltration övervägs därför. Syftet med det här arbetet är att klargöra den kemiska kvaliteten av Simrishamns kommuns renade avloppsvatten med *in vitro* effektbaserad analys före och efter konstgjord infiltration. Baserat på detta utreds om återanvändning för dricksvattenändamål och bevattning inom jordbruket är möjlig. Prover för effektbaserad analys av Nrf-, anti-AR-, AR-, ER- och AhR-aktivitet samt genotoxicitet togs vid tre avloppsreningsverk i kommunen. För att analysera infiltrationens påverkan på vattenkvaliteten togs även prover vid en infiltrationsanläggning i Sjöbo vilka analyserades med samma metoder. Resultatet från effektbaserad analys av effluenterna jämfördes med gränsvärden och kvaliteten i befintliga dricksvattentäkter för att avgöra om de går att använda som råvatten för dricksvattenproduktion. Effluenterna uppnår råvattenkvalitet för vissa aktiviteter, men inte för andra. För återanvändning av avloppsvattnet för bevattningsändamål behöver kvaliteten vidare utvärderas mot kontrollparametrarna i den relaterade EU-förordningen. Det finns idag inget tydligt tillvägagångssätt för övervakning av ett avloppsvattens kemiska kvalitet på grund av dess komplexa kemiska sammansättning som varierar över tid.

# Innehållsförteckning

1	Inledning.....	1
1.1	Syfte och frågeställningar.....	3
2	Bakgrund.....	5
2.1	Simrishamns kommun.....	5
2.2	Infiltration av renat avloppsvatten i Sjöbo kommun.....	9
3	Teori.....	11
3.1	Infiltration.....	11
3.2	Reglering av vattenkvalitet.....	13
3.3	Analysmetoder för kontroll av vattenkvalitet.....	18
3.4	Exempel på vattenåtervinning i världen.....	23
4	Metod.....	25
4.1	Vattenbalans.....	25
4.2	Infiltrationsarea och infiltrerad volym.....	27
4.3	Provtagning.....	27
4.4	Analys av konduktivitet och turbiditet.....	31
4.5	Effektbaserad analys.....	32
4.6	Beräkningar.....	34
5	Resultat.....	37
5.1	Vattenbalans.....	37
5.2	Infiltrationsarea och infiltrerad volym.....	38
5.3	Kvalitetsanalys.....	38
6	Diskussion.....	51
6.1	Kvantitetsaspekter.....	51

6.2	Kvalitetsaspekter .....	52
6.3	Metodens styrkor och svagheter samt felkällor .....	57
7	Slutsatser .....	59
8	Vidare studier .....	61
9	Referenser.....	63



# 1 Inledning

Färskvatten är både en värdefull, känslig och utsatt resurs. Värdefull då det har många livsavgörande användningsområden för människa, djur och växter, och för att det finns begränsade mängder. Känsligt och utsatt då föroreningar kan göra det obrukbart för många ändamål med avseende på miljö och hälsorisker. Både globalt och i delar av Sverige riskerar dessutom tillgången på färskvatten i form av grundvatten att minska till följd av klimatförändringar (SGU, 2022).

I Skåne län beräknas grundvattennivåerna sjunka och därmed vattentillgången minska till följd av klimatförändringar. Även nederbörds mängderna beräknas öka i Skåne med klimatförändringarna. Med stor sannolikhet kommer dock en ökad medeltemperatur och längre växtsäsong resultera i en större avdunstning, en kortare tid för grundvattenbildning och därmed lägre grundvattennivåer (SGU, 2022). Eftersom tillgången på ytvatten inte är stor i Skåne är grundvatten en viktig råvattenkälla och risken är därmed stor för ökad vattenbrist i framtiden.

Genom att använda vattenresursen effektivare kan vattenbristen minskas, och det finns flera sätt att göra detta på. En lösning är att se renat avloppsvatten som en resurs snarare än ett avfall och återanvända det (Europeiska kommissionen, 2012). Användningsområdet för återvunnet vatten varierar men det är vanligt att det används för bevattnings- eller dricksvattenändamål (USEPA, 2012). För dricksvattenändamål kan indirekt, direkt eller *de facto* återanvändning ske. *De facto* återanvändning innebär att recipienten för ett avloppsreningsverk (ARV) används som vattentäkt och att det renade avloppsvattnet därmed ”omedvetet” används som råvattenkälla. Vid indirekt återanvändning lagras det renade avloppsvattnet i en naturlig reservoar till skillnad från direkt återanvändning.

Återanvändning av vatten kan vara förknippat med risker för hälsa och miljö på grund av förekomsten av föroreningar i avloppsvatten. Det finns idag en stor osäkerhet kring hur analys av vattenkvalitet ska utföras och tolkas på bästa sätt samt hur föroreningar som finns i vattnet skulle påverka den mänskliga hälsan. För att övervaka och analysera vattenkvalitet används vanligtvis kemisk analys för att mäta koncentrationen av ett fåtal enskilda ämnen. Eftersom avloppsvatten är en komplex blandning av olika substanser där sammansättningen varierar över tid har en annan analysmetod – effektbaserad analys – blivit mer och mer aktuell. Detta eftersom effekten av alla ingående ämnen i en kemisk blandning då mäts, inklusive coctailleffekten (Brack, et al., 2019; Daniels, et al., 2018; Golovko, et al., 2020; Escher, et al., 2018; van der Oost, et al., 2017; Völker, et al., 2019; Kunz, et al., 2015; Leusch, et al., 2014).

I Simrishamns kommun på Österlen i Skåne är redan idag ett av huvudproblemen vattenbrist vilket hotar dricksvattenförsörjningen. Den huvudsakliga råvattenkällan i kommunen består av flera mindre grundvattenmagasin vars kapacitet tidvis maximeras. Då dricksvattenförbrukningen förväntas öka de kommande åren, både på grund av bostadsbyggande och på grund av ökad turism, behöver Simrishamns kommun hitta ytterligare sätt att säkra den framtida tillgången på dricksvatten (Österlen VA AB, 2021).

Ett alternativ för att säkra vattentillgången i Simrishamns kommun är återanvändning av vatten som dricksvatten och till bevattning i jordbruket. En möjlighet är indirekt återanvändning av det renade avloppsvattnet för dricksvattenändamål genom konstgjord infiltration till en grundvattentäkt. Detta för att sluta kretsloppet och låta vattnet renas ytterligare av naturliga reningsprocesser i marken innan det indirekt kan återanvändas som dricksvatten (Österlen VA AB, 2021). Innan infiltrationsalternativet kan realiseras i Simrishamns kommun behövs mer information om det renade avloppsvattnets kemiska kvalitet, hur den kemiska kvaliteten skulle påverkas av konstgjord infiltration samt hur dessa kvaliteter påverkar det renade avloppsvattnets återanvändbarhet.

## 1.1 Syfte och frågeställningar

Syftet med arbetet är att klargöra den kemiska kvaliteten av det renade vattnet från reningsverken i Simrishamns kommun med hjälp av *in vitro* effektbaserade analysmetoder. Därmed kan möjligheterna för återanvändning efter konstjord infiltration klargöras. Med utgångspunkt i syftet har följande frågeställningar formulerats:

- Vilka volymer återvunnet vatten kan skapas och tillvaratas i Simrishamns kommun?
- Vad krävs för att ett vatten ska kunna återanvändas, det vill säga vilken kemisk kvalitet behöver det renade avloppsvattnet ha för användning som dricksvatten eller för bevattning av åkermark?
- Kan det renade avloppsvattnet i Simrishamns kommun återanvändas för dricksvatten- och bevattningsändamål baserat på kvalitetsanalys med effektbaserade metoder?
- Hur påverkas det återvunna vattnets kemiska kvalitet och användningsmöjligheter av konstjord infiltration?





## 2 Bakgrund

*I detta avsnitt ges bakgrunden till hur återanvändning av vatten blev aktuellt i Simrishamns kommun samt information om infiltrationsanläggningen i Sjöbo.*

### 2.1 Simrishamns kommun

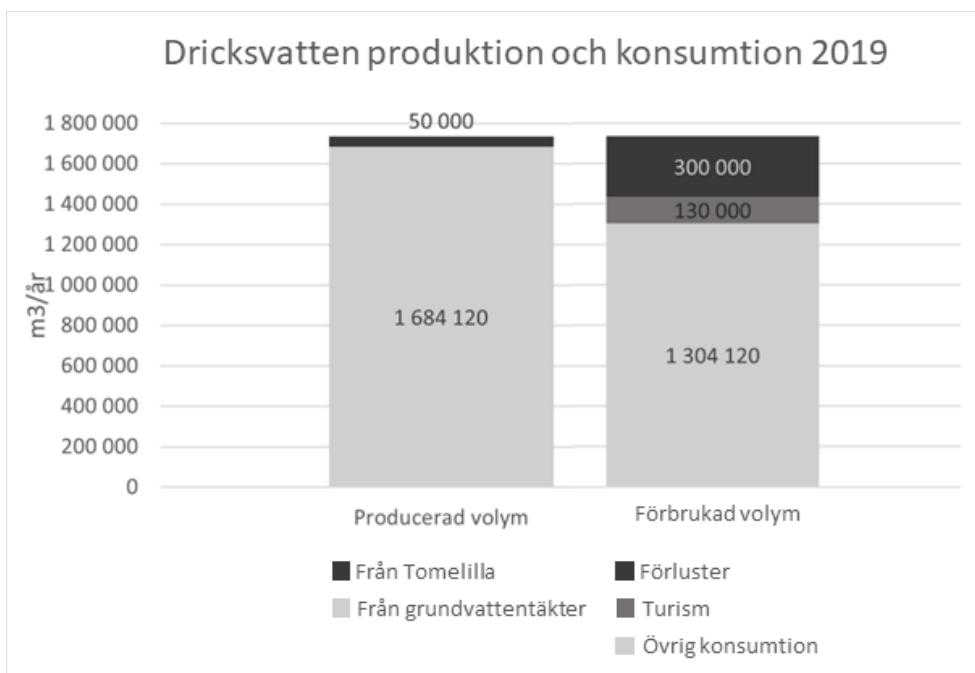
Simrishamns kommun ligger på Österlen i östra Skåne. Kommunen har en area på 3930 ha och består till största del av åkermark i söder och mer skog och ängar norr (Simrishamns kommun, 2018). Det finns inga stora sjöar eller ytvatten i kommunen och de största näringarna är jordbruk, industri och turism. Kommunen har knappt 20 000 permanentboende invånare. Under sommarmånaderna närmast fördubblas befolkningen på grund av turism vilket leder till en ökad dricksvattenkonsumtion denna tid (Österlen VA AB, 2021).

#### 2.1.1 Dagens dricksvattenförsörjning

I Simrishamns kommun finns vissa svårigheter att möta dricksvattenbehovet. Bristen på stora yt- och grundvattentäkter gör att dagens dricksvattenförsörjning baseras på uttag från flertalet mindre grundvattentäkter. I dagsläget är alla dessa uttag nödvändiga, och ibland otillräckliga, för att möta efterfrågan på dricksvatten när den är som störst. Under ett medeldygn är efterfrågan på dricksvatten  $4830 \text{ m}^3$  och under ett maxdygn  $8000 \text{ m}^3$ . Det hållbara uttaget i kommunens grundvattentäkter idag är  $6270 \text{ m}^3/\text{dygn}$ . Vattenförsörjningen i kommunen kan stöttas via överföringsledningar från grannkommunerna Ystad och Tomelilla med kapacitet på  $3700 \text{ m}^3/\text{dygn}$  (Österlen VA AB, 2021).

Sett över ett år är det endast några procent av konsumtionen som inte kan mötas utan externa tillskott. År 2019 distribuerades  $1\,734\,120 \text{ m}^3$  dricksvatten till konsumenterna i Simrishamns kommun varav  $50\,000 \text{ m}^3$  (3%) var ett nettotillskott från Tomelilla kommun. Samma år var dricksvattenförlusterna på ledningsnätet runt  $300\,000 \text{ m}^3$  (17%) och efterfrågan till följd av turism  $130\,000 \text{ m}^3$  (7%). Följaktligen stod de permanentboende och övriga anslutna

aktörer för konsumtionen av 1 304 120 m<sup>3</sup> dricksvatten år 2019 (Figur 1) (Österlen VA AB, 2021).



Figur 1: Hur dricksvattenproduktion och -förbrukning fördelade sig i Simrishamns kommun under 2019.

### 2.1.2 Dricksvattenförsörjningens framtida utmaningar

I framtiden kommer det bli svårare att möta dricksvattenbehovet i Simrishamns kommun eftersom efterfrågan förväntas öka samtidigt som tillgången blir alltmer osäker. Några av de största utmaningarna är nybyggnation och säsongfluktuationer i dricksvattenförbrukningen på grund av turism. Detta förväntas resultera i en ökning av medel- och maxdygnsförbrukningen (Österlen VA AB, 2021).

Dessutom är den årliga tillgängligheten på vatten i grundvattentäkterna osäker, framför allt av två anledningar. För det första är årsfluktuationen av nivån i

grundvattentäkterna avgörande för vilken volym vatten som kan tas ut utan att äventyra de långsiktiga uttagsmöjligheterna. På grund av klimatförändringar och ökande temperaturer förväntas växtsäsongen bli längre och avdunstningen öka. Därmed får grundvattentäkterna i södra Sverige en kortare påfyllnadsperiod vilket kan leda till lägre lägstanivåer i grundvattentäkterna och en mindre tillgänglig vattenvolym. För det andra tros det långsiktigt hållbara uttaget från vissa grundvattentäkter vara för högt skattade och vissa vattendomar är gamla och behöver omprövas (Österlen VA AB, 2021). För att säkra vattentillgången är en av kommunens möjliga lösningar att diversifiera vattenkällorna för att i framtiden inte bara förlita sig på grundvattentillgången. Ett möjligt sätt är att återanvända renat avloppsvatten genom konstgjord infiltration.

### **2.1.3 Avloppsvattenrening i Simrishamns kommun**

Det finns tre ARV i Simrishamns kommun som är intressanta ur ett återanvändningsperspektiv eftersom de utökats för avancerad rening: Kiviks, Stengårdens och S:t Olofs ARV. Reningen i respektive ARV består av en konventionell och en avancerad reningsdel. Målet med den konventionella reningen är att avskilja partiklar och näringsämnen medan målet med den avancerade reningen är att avskilja organiska mikroföroreningar. Processen i respektive ARV beskrivs nedan.

#### **Stengårdens ARV**

Stengårdens ARV ligger strax utanför tätorten Simrishamn och driftsattes första gången år 1972. Till anläggningen är totalt 6904 hushåll i 18 orter anslutna. Därutöver är även en fiskindustri, en vinindustri, ett livsmedelsföretag och en kemisk industri anslutna. Medelflödet är  $270 \text{ m}^3/\text{h}$ . Eftersom fler industrier var anslutna till reningsverket när det byggdes är den konventionella delen ordentligt överdimensionerad med en kapacitet på  $1455 \text{ m}^3/\text{h}$  (Baresel, et al., 2020). Det totala flödet till Stengårdens ARV 2020 var  $1\,955\,576 \text{ m}^3$  varav 41% var ovidkommande vatten såsom grund- eller dagvatten (Österlen VA AB (a), 2020).

Den avancerade reningen har en maximal kapacitet på  $300 \text{ m}^3/\text{h}$  och består av ett diskfilter ( $10 \mu\text{m}$ ), ozonering och efterbehandling i filter med aktivt kol (GAK-filter). Recipienten är Östersjön (Österlen VA AB (a), 2020). Vid tiden för denna studie var den avancerade reningen inte i drift, utan vattnet renades endast konventionellt.

### **Kiviks ARV**

Kiviks ARV driftsattes år 1969 och till verket är idag 1187 hushåll i sex orter anslutna: Vitaby, Vitemölla, Mellby, Skogsdala, Svinaberga och Kivik. Utöver hushållen är några restauranger och ett frukt företag anslutna. Reningsverket är dimensionerat för ett flöde på  $100 \text{ m}^3/\text{h}$ , och under år 2020 var årsmedelflödet till verket  $37 \text{ m}^3/\text{h}$ . Det totala utflödet från reningsverket var under samma år  $324\,752 \text{ m}^3$ . Inflödet består av 40% av ovidkommande vatten (Österlen VA AB (b), 2020). Den avancerade reningen på Kiviks ARV driftsattes vid årsskiftet 2020/2021 och består av en membranbioreaktor följt av två parallella GAK-filter. Flödena från GAK-filtren blandas innan de leds ut i Östersjön (Österlen VA AB (b), 2020).

### **S:t Olofs ARV**

S:t Olofs ARV driftsattes år 1958 och är därmed det äldsta av de tre reningsverken. Runt 270 hushåll i S:t Olof är anslutna till reningsverket vilket gör det till ett relativt litet reningsverk. År 2020 var medelflödet  $23 \text{ m}^3/\text{h}$  och det totala inflödet var  $1\,997\,741 \text{ m}^3$  varav 78% bestod av ovidkommande vatten (Österlen VA AB (c), 2020). Den avancerade reningen driftsattes i november 2021 och består av ett sandfilter med ett efterföljande GAK-filter. Recipienten för S:t Olofs reningsverk är uppströms det som senare blir Rörums södra å (Österlen VA AB (c), 2020).

#### **2.1.4 Kontroll av läkemedelsrening**

För att behålla effektiviteten i reduktionen av organiska mikroföroreningar behöver kolet i GAK-filtren bytas ut eller regenereras med jämna mellanrum.

För att ta reda på hur ofta har ett speciellt kontrollprogram skapats för Kiviks ARV. Med hjälp av kontrollprogrammet undersöks hur läkemedelsreningens effektivitet ändras över tid. Eftersom ingen lagstiftning reglerar förekomsten av läkemedelsrester i effluenten från ett reningsverk har kontrollprogrammet tagits fram av Länsstyrelsen och Österlen VA i samråd med en sakkunnig inom läkemedelsrening. Kvalitetsanalyser på vattnet görs på 15 olika läkemedelsrester med olika kemiska egenskaper, såsom hormoner, smärtstillande, kardiovaskulära, neurologiska och antimikrobiella. Hur ofta mätningarna ska utföras bestäms i samråd med sakkunnig som sedan avgör om halterna av specifika ämnen är så höga att kolet bör bytas ut eller regenereras. Denna läroprocess kommer efter en till två cykler (ca 1,5 år) leda till mer kunskap om kolfiltrens mättnadstid och ett mer permanent kontrollprogram (Länsstyrelsen Skåne, 2020).

## **2.2 Infiltration av renat avloppsvatten i Sjöbo kommun**

En plats där infiltration av renat avloppsvatten redan sker är infiltrationsfältet i Sjöbo kommun. Där har konventionellt renat avloppsvatten infiltrerats sedan år 2002, med pilotförsök som pågått sedan år 1994. Målet med infiltrationen är att öka kvävereningen och därmed att minska belastningen av näringsämnen på recipienten (Sweco, 2021). Framför allt är det kväveföreningar, fosfor och organiskt material som avskiljs (Lumetzberger, 2012). Det infiltrerade vattnet transporteras med grundvattnet ut i Björkaån som har sitt utlopp i Vombsjön (Lumetzberger, 2012). Vombsjön är i sin tur vattentäkt därmed sker *de facto* återanvändning av avloppsvatten.

I Sjöbo ARV renas i genomsnitt 3900  $m^3$  avloppsvatten per dygn (2019) (Sweco, 2021). Anslutna till reningsverket är framför allt hushåll men även ett mindre slakteri. Dessutom bidrar inflöde av grundvatten under tidig vår (26% av flödet) samt husdräneringar till flödet (Johansson, 2021).

Infiltrationsanläggningen består av fyra infiltrationsdammar à 2000  $m^2$  (Johansson, 2021). De ligger på en platå (46 *m.ö.h.*) av grovkorniga sediment

och som sluttar ner mot de omkringliggande vattendragen (33 *m.ö.h.*). Det geologiska materialet kring vattendragen består till största del av organiska sediment samt sandig och siltig lera. Grundvattenytan sluttar från 36 till 30 *m.ö.h.* från platåns topp ner till Björkaån (Lumetzberger, 2012). Det infiltrerade vattnet har en flödes hastighet på 110 *m* på 10 dagar, med en viss ökning med djupet (Lumetzberger, 2012). Mätningar i QGIS ger att avståndet från infiltrationsdammarna till Björkaån är mellan 260 och 700 *m* fågelvägen. Det ger en uppehållstid i marken på minst 24 dagar. Det infiltrerade vattnet tar dock inte alltid den kortaste vägen till recipienten och får därmed en längre uppehållstid i marken (Sweco, 2021). Generellt tar det ett år från det att vattnet infiltrerar tills det når Vombsjön via Björkaån (Barup & Magnusson, 2017).

### **2.2.1 Vattenkvalitet efter infiltration i Sjöbo**

Mätningar av infiltrationens påverkan på vattenkvaliteten utförs årligen eller med något års mellanrum. Då mäts syrehalt, konduktivitet, totalt kväve, ammonium-, nitrit- och nitratkväve, kloridhalt, kemiskt syrebehov ( $\text{COD}_{\text{cr}}$ ) och total fosforhalt (Sweco, 2021). Några andra kemiska ämnen såsom organiska mikroföroreningar mäts och analyseras inte. Reduktionen av totalt kväve under infiltrationen beräknas vara 70–90%. En viss säsongsvariation är dock väntad eftersom nitrifikationen är temperaturberoende (Sweco, 2021).

Eftersom kloridhalten i renat och infiltrerat avloppsvatten är mycket högre än i naturligt vatten kan ökningen av kloridjoner från uppströms till nedströms reningsverket användas som indikator på utspädningsgraden i grundvattnet och recipienten. Enligt beräkningar består grundvattnet av 60-90% infiltrerat avloppsvatten. Utspädningen i grundvattnet sker framför allt på grund av infiltrerad nederbörd. Björkaån nedströms infiltrationsdammarna består vid höga flöden av mindre än 2,5 % infiltrerat avloppsvatten. Vid normalflöden och låga flöden i ån är andelen infiltrerat avloppsvatten 4–6% respektive 8–12% (Sweco, 2021).

## 3 Teori

*I följande avsnitt presenteras relevant teori om infiltration, reglering av vattenkvalitet och analysmetoder för kontroll av vattenkvalitet. Avsnittet avslutas med exempel på vattenåtervinning från olika platser i världen.*

### 3.1 Infiltration

#### 3.1.1 Kemiska reaktioner vid infiltration

När vatten infiltrerar kan marken ses som ett filter. Effektiviteten på reningen av föroreningar beror dels på föroreningens kemiska egenskaper, dels på de fysiska, kemiska och mikrobiella förhållandena i marken (Åkesson, 2001). I den omättade zonen sker utfällning och nedbrytning av föroreningar. Transporttiden genom den omättade zonen är avgörande för föroreningen att brytas ner eller avskiljas från vattnet genom adsorption till jordpartiklar. Tillgången på syre i den omättade zonen gynnar även mikroorganismers aktivitet och därmed nedbrytningen av organiskt material. Utöver det påverkas mikroorganismernas förmåga att bryta ner föroreningar av pH, redoxförhållanden, vatten- och näringstillgång och temperatur (Åkesson, 2001).

De huvudsakliga faktorerna som påverkar markens avskiljningsförmåga är jordmaterialets genomsläpplighet och avståndet till grundvattnet. Ett grovkornigt material, såsom sand och grus, har hög genomsläpplighet vilket ger en kortare transporttid än i ett finkornigt material. Ett finkornigt material ger förutom en längre uppehållstid en högre sannolikhet för adsorption av föroreningar på grund av små kornstorlekar med en stor relativ yta. Det är framför allt katjoner och hydrofoba ämnen som adsorberar till jordpartiklarnas negativa yta. Nedbrytning och avskiljning av föroreningar påverkas också av jordens mullhalt på grund av den stora specifika ytan (Åkesson, 2001). En lång uppehållstid i den omättade zonen samt förekomsten av lermineral och humusämnen minskar alltså det underliggande grundvattnets sårbarhet.



### 3.1.2 Konstjord infiltration

Konstjord infiltration är en metod som kan användas för ytterligare rening och lagring av återvunnet vatten. På så vis kan vatten lagras som grundvatten under perioder med god vattentillgång för användning under perioder med låg vattentillgång och/eller hög efterfrågan. Förlusterna genom avdunstning är dessutom nära noll i ett grundvattenmagasin, vilket gör dem fördelaktiga jämfört med en ytvattenreservoar (Bouwer, 2002). Ett infiltrerat vatten räknas som grundvatten om den omättade zonen är minst 1 m, om det är minst 40 m från infiltrationsplatsen till uttagsbrunnen och om uppehållstiden är längre än 14 dagar (Holm, 2019). Notera att konstjord infiltration inte får leda till en försämrad grundvattenkvalitet enligt Vattendirektivet (2000/60/EG). Vid återanvändning av vatten genom konstjord infiltration är alltså kvaliteten på det vatten som ska infiltreras av stor relevans.

För design av system för konstjord infiltration via infiltrationsdammar är det viktigt att undersöka infiltrationshastigheten, mäktigheten på den omättade zonen, markens permeabilitet och om det finns föroreningar på platsen. Hög permeabilitet i marken minskar den nödvändiga arean för infiltrationsytan. Akvifären som ska ta emot vattnet bör vara öppen och vatten ska kunna transporteras bort från infiltrationsplatsen för att undvika för höga grundvattennivåer som påverkar infiltrationsprocessen negativt (Bouwer, 2002).

Problem som kan uppstå vid infiltration är till exempel gasbildning och igensättning. I båda fallen sätts porerna igen mer eller mindre av gas eller utfällningar vilket minskar eller helt eliminerar markens infiltrationskapacitet. Gasbildning kan bero på högt luftinnehåll i det infiltrerande vattnet eller av mikrobiologisk aktivitet. Igensättning beror framför allt på mikrobiologisk tillväxt eller höga halter av suspenderat material, näringsämnen och totalt organiskt material (TOC) i vattnet. Genom att rena vattnet så att det innehåller låga koncentrationer av dessa ämnen minskar risken för igensättning (Bouwer, 2002).

## 3.2 Reglering av vattenkvalitet

### 3.2.1 Dricksvattenkvalitet

Dricksvattenkvaliteten i Sverige regleras enligt lag, dels av EU:s dricksvattendirektiv (EU 2020/2184), dels av Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (SLVFS 2001:30). Världshälsoorganisationen WHO tillhandahåller utöver rekommendationer om ett säkert dricksvattens kemiska och mikrobiella kvalitet samt hur hot mot detta ska hanteras (WHO, 2017).

Potentiellt skadliga kemikalier i dricksvatten kan antingen ha sitt ursprung i råvattenkällan eller i tillsatser och material i renings- och distributionssystemet. Vanligtvis är risken för människans hälsa till följd av exponering av dessa kemikalier inte akut, utan exponeringen behöver pågå över tid för att ha en hälsoeffekt. Om ett kemiskt ämne däremot skulle finnas i en koncentration som är akut skadlig för människans hälsa skulle det märkas på dricksvattnets estetiska kvalitet, såsom färg eller lukt. Undantaget är nitrit och nitrat. Mikrobiell förorening i dricksvatten leder däremot ofta till akuta hälsoeffekter och därmed är den mikrobiella kvaliteten viktigast vid dricksvattenberedning (WHO, 2009).

I EU:s dricksvattendirektiv framgår att ett säkert dricksvatten är fritt från skadliga ämnen och mikroorganismer, men innehåller vissa halter av kalcium och magnesium eftersom dessa mineraler är viktiga för människans hälsa (EU 2020/2184). Enligt Livsmedelsverket ska dricksvatten vara ”hälsosamt och rent” (SLVFS 2001:30) vilket det är om innehållet av patogener och kemiska ämnen inte utgör en risk för människans hälsa. För att vattnet ska anses vara säkert får gränsvärden för skadliga mikroorganismer, skadliga kemiska ämnen samt utvalda indikatorparametrar inte överstigas. För att säkerställa detta ska analysmetoder som kan mäta ämnets koncentration i den storleksordning och precision som gränsvärdet är angivet i användas, inklusive en ämnesspecifik säkerhetsmarginal (SLVFS 2001:30).

Vissa parametrar som regleras i dricksvattenlagstiftningen är alltså så kallade indikatorparametrar. En indikatorparameter behöver inte vara hälsoskadlig i sig men överskridna gränsvärden indikerar att föroreningar som hotar dricksvattnets säkerhet är närvarande. Turbiditet är en indikatorparameter och beskriver hur mycket lösta partiklar som finns i vattnet, alltså hur grumligt det är. Grumligheten kan bero på förekomst av både organiska och oorganiska föroreningar. En hög eller förändrad turbiditet kan indikera att reningsprocessen inte fungerar optimalt. Dessutom kan en hög turbiditet leda till att desinfektionen av vattnet fungerar sämre och genererar oönskade biprodukter (Livsmedelsverket, 2021). En annan indikatorparameter är *E. Coli* (EU 2020/2184) vilken är den mest representativa mikrobiella faktorn vid kontaminering av avloppsvatten, även om den i sig inte är den mest hälsoskadliga (Alcalde Sanz & Gawlik, 2014).

För att säkerställa den mikrobiella säkerheten i dricksvatten behövs mikrobiologiska barriärer. Exempel på barriärer är kemisk fällning följt av filtrering, långsamfiltrering och membranfiltrering ( $<0,1 \mu\text{m}$ ), UV-desinfektion eller klorering. Konstgjord infiltration av ytvatten med en uppehållstid på mindre än 14 dagar räkas också som en mikrobiell barriär (Holm, 2019). Antalet barriärer som behövs för att säkerställa ett säkert dricksvatten beror på råvattnets mikrobiella kvalitet. Exempelvis rekommenderar Livsmedelsverket mellan en och tre barriärer för ett ytvattenpåverkat grundvatten. Råvattnets mikrobiella kvalitet baseras på förekomsten av *E. Coli* och *koliforma bakterier* (Holm, 2019).

### **3.2.2 Bevattning inom jordbruket**

Bevattning med återvunnet vatten regleras i Sverige av EU-förordningen om minimikraven för återanvändning av vatten (EU 2020/741). Förordningen sammanställer kvalitetskrav och riktlinjer för återanvändning av vatten för bevattning inom jordbruket. Förhoppningen är att gemensamma riktlinjer kommer underlätta för EU:s medlemsländer att implementera återanvändning

av vatten i jordbruket och därmed avlasta färskvattenresurserna när det kommer både till kvalitet och kvantitet (EU 2020/741).

Förordningen innehåller gränsvärden för innehåll av bakterier och parasiter såsom *E. Coli*, *legionella* och inälvsnematoder, samt biologiskt syrebehov (BOD<sub>5</sub>), totalt suspenderat material (TSS) och turbiditet. Gränsvärdena är uppdelade i fyra kvalitetsklasser (A-D). Den högsta kvalitetsklassen (A) kan användas för bevattning av grödor som äts råa av människor och där den ätbara delen kommit i kontakt med vattnet. Den lägsta kvalitetsklassen (D) kan endast användas för grödor som inte konsumeras utan endast används i industriella syften (EU 2020/741).

Förordningen om minimikrav för återanvändning av vatten kan i framtiden komma att vidgas till fler användningsområden, såsom industriella, service- och miljömässiga, samt till att gälla för fler ämnen. Exempel på ämnesgrupper är tungmetaller, bekämpningsmedel och läkemedelsrester. Med denna förordning finns dock en sannolikhet att dessa ämnesgrupper redan nu kan komma att beröras. Detta om det framkommer i en riskanalys att ett ämne förekommer i skadlig dos i det återvunna vattnet. Vid bedömning av detta uppmanas medlemsländerna till användning av försiktighetsprincipen (EU 2020/741).

WHO tillhandahåller utöver EU-förordningen riktlinjer för återanvändning av avloppsvatten inom jordbruket (WHO, 2006). Riktlinjerna är inte juridiskt bindande utan finns till för att stötta länder i skapandet av ett nationellt regelverk. De presenterar bland annat ett tillvägagångssätt för skapandet av en säkerhetsplan för återanvändning av vatten. Säkerhetsplanen utvecklas för varje enskild process och bygger på att uppskatta och förbygga de risker för miljö och människors hälsa som finns i processen, från början till slut (WHO, 2006). Ett likande riskbaserat tänk har funnits inom livsmedelsindustrin under en lång tid under namnet ”Hazard Analysis and Critical Control Points (HACCP)”.

Reningsprocessen vid återanvändning bör vara ett multibarriärsystem (Alcalde Sanz & Gawlik, 2014). För att veta vad som är skadligt baseras WHO:s riktlinjer på den tolererbara risken en viss förorening skapar hos en population. Detta görs genom att bestämma ”the disability-adjusted life years” (DALYs).  $10^{-6}$  DALYs per person och år är gränsen som WHO satt upp. Baserat på detta kan kraven på reningsprocessens prestation kan fastställas (Alcalde Sanz & Gawlik, 2014). Läs mer om HACCP i avsnitt 3.2.4 och DALYs i avsnitt 3.3.1.

### 3.2.3 Organiska mikroföroreningar

Organiska mikroföroreningar är benämningen på en grupp kemikalier bestående av exempelvis läkemedelsrester, skönhetsprodukter och hormonstörande ämnen. Ibland benämns dessa som *contaminants of emerging concern* eller *emerging contaminants* eftersom flertalet är svårnedbrytbara och kan innebära en risk för miljön och mänsklig hälsa. Denna typ av föroreningar har fått mycket uppmärksamhet de senaste åren eftersom de inte avskiljs i avloppsreningsverk och därmed släpps ut i naturen. Trots att avloppsvatten innehåller så låga koncentrationer av dessa ämnen att flera av dem inte går att upptäcka (USEPA, 2012, pp. 6-21). Många oreglerade organiska mikroföroreningar har uppmätts i storleksordningen  $ng-\mu g/L$  i recipienter för renat avloppsvatten och det finns en oro för vilken konsekvens det kan ha för naturen och mänsklig hälsa (Petrie, et al., 2015).

När det kommer till reglering av förekomsten av organiska mikroföroreningar i dricksvatten finns inga lagstiftade gränsvärden. I EU:s dricksvattendirektiv uppmanas dock medlemsländerna att vara uppmärksamma på förekomsten av mikroplaster och hormonstörande ämnen i de fall då ytvatten är dricksvattentäkt (EU 2020/2184). Eftersom renat avloppsvatten är den huvudsakliga orsaken till förorening av ytvatten (Golovko, et al., 2020) bör detta även kunna appliceras på indirekt återanvändning av avloppsvatten som dricksvatten.

Det finns en skyldighet hos EU:s medlemsländer att övervaka de ämnen som finns med på EU:s bevakningslista. Bevakningslistan uppdateras med

potentiellt skadliga ämnen och gränsvärden enligt WHO:s rekommendation. Detta när det anses nödvändigt för att säkra människors hälsa enligt försiktighetsprincipen (EU 2020/2184).

Exempelvis har tre ämnen som anses vara representativa för förekomsten av hormonstörande ämnen i dricksvatten lagts till på EU:s gränsvärdeslista för dricksvatten respektive EU:s bevakningslista efter rekommendation av WHO. En koncentration på 0,1  $\mu\text{g/L}$  bisfenol A (BPA) har lagts till på gränsvärdeslistan. På bevakningslistan har nonylfenol (NP) och 17- $\beta$ -östradiol (E2) lagts till med referensvärden på 0,3  $\mu\text{g/L}$  respektive 0,001  $\mu\text{g/L}$  (EU, 2022). Dessa gränsvärden är tänkta att användas då misstanke finns om att råvattnet till ett vattenverk är påverkat av avloppsvatten. Om det framkommer att något eller flera av dessa tre värden överskrids i det inkommande vattnet till vattenverket ska förekomsten av samma ämnen undersökas i utgående dricksvatten. Om något eller flera av gräns- eller referensvärdena överskrids i dricksvattnet bör reningsprocessen ses över och optimeras för avskiljning av östrogena hormoner (WHO, 2017).

I Vattendirektivet (2000/60/EG) ges ett gränsvärde för E2 i ytvatten på 0,4  $\text{ng E2/L}$ . De metoder som används för att analysera förekomsten av ämnena som finns på bevakningslistan ska kunna detektera en koncentration lägre än en tredjedel av gränsvärdet (Kunz, et al., 2015).

### **3.2.4 HACCP**

HACCP står för "Hazard analysis and Critical Control Point" (Faroanalys och kritiska styrpunkter) och är ett verktyg för att säkerställa ett livsmedel inte utgör någon risk för människans hälsa. HACCP bygger på en farobedömning och upprättandet av ett kontrollsystem. Med HACCP kan kritiska styrpunkter identifieras i processen vilka sedan används för säkerställandet av produktens kvalitet. Verktyget tillämpas på den enskilda verksamheten och anpassas successivt efter ändringar som görs i processen (Livsmedelsverket, 2022).

HACCP beskrivs i EU-förordningen (EG) nr 852/2004 om livsmedelshygien och bygger på följande sju principer:

1. Gör en faroanalys för att identifiera vad som måste elimineras, förebyggas eller minskas till en acceptabel nivå.
2. Identifiera systemets kritiska styrpunkter.
3. Sätt upp kritiska gränser för att skilja ett acceptabelt värde från ett oacceptabelt.
4. Implementera sätt att övervaka de kritiska styrpunkterna.
5. Besluta om vad som ska göras om den acceptabla nivån vid de kritiska styrpunkterna överstigs.
6. Sätt upp ett system för att kontrollera att punkt 1–5 leder till en säker produkt.
7. Sätt upp ett dokumentationssystem som styrker att punkt 1–6 tillämpas effektivt.

För att HACCP ska kunna implementeras behöver vissa grundförutsättningar såsom god hygien och god tillverkningsledning vara uppfyllda. Dessutom behöver vissa förberedelser göras innan de sju principerna kan fastställas. Exempelvis behöver en grupp med experter sättas samman, produkten och dess användningsområden identifieras och ett flödesschema över processen skapas och kontrolleras mot verklig process (Livsmedelsverket, 2022).

### **3.3 Analyismetoder för kontroll av vattenkvalitet**

#### **3.3.1 Kemisk analys**

Vid kemisk analys undersöks förekomsten av ett eller flera på förhand bestämda kemiska ämnen i ett vattenprov. Vid reglering av vattenkvalitet idag används ofta kemisk analys genom att uppmätta koncentrationer av ett ämne jämförs mot ett gränsvärde.

Ämnesspecifika gränsvärden behövs för att avgöra vilken koncentration av ett ämne som är hälsoskadlig och inte. Gränsvärden för skadliga ämnen i

dricksvatten tas fram av WHO i en stegvis riskanalys. Där samlas bevis för ämnets toxicitet och förekomst i skadliga koncentrationer i dricksvatten baserat på epidemiologiska-, kliniska- och djurstudier. I undantagsfall behövs inga bevis på toxicitet för att ett gränsvärde ska tas fram. Detta om det finns en tillräckligt stor internationell oro för ett ämnes påverkan på miljön eller mänsklig hälsa (WHO, 2009).

*Tolerable daily intake* (TDI) kan användas för att avgöra vad som är hälsoskadligt och inte. TDI är den vetenskapligt framräknade dosen av ett ämne som en människa kan få i sig dagligen under en livstid utan att det har någon negativ påverkan på hälsan. Värdet baseras på *no-observed-adverse-effect-level* (NOAEL) eller *lowest-observed-adverse-effect-level* (LOAEL) som tagits fram i vetenskapliga studier. En osäkerhetsfaktor inkluderas i beräkningen av TDI för att minimera risken vid överstigandet av dosen en enstaka gång. Baserat på denna dos kan ett ämnes gränsvärde i dricksvatten räknas ut. Då tas även hänsyn till en människas kroppsvikt, daglig konsumtion av dricksvatten och andelen av ämnets TDI som kommer från dricksvattnet (WHO, 2009).

Som tidigare nämnts är DALYs ett annat sätt att avgöra vad som är hälsoskadligt. DALYs är ett mått på hälsorisken en viss förorening (mikrobiell eller kemisk) skapar hos en hel population och inte på individnivå. Många liknande mått, exempelvis TDI, uttrycks i specifika hälsoutfall vid exponeringen av ett specifikt ämne. DALYs uttrycks i stället i den tid en population får leva med sämre levnadsstandard, det vill säga både förlorad levnadstid på grund av för tidigt dödsfall och tid levd med en funktionsnedsättning eller sjukdom. Därmed blir DALYs ett jämförbart mått på risk oavsett förorening, sjukdom och omfattning. För att räkna ut DALYs-värdet för en förorening behövs data på hur många människor som påverkas, ett viktat värde för hur allvarlig konsekvensen är och konsekvensens varaktighet. För att ge en uppfattning om värdenas storlek i dricksvatten har exempelvis bromat 10900 DALYs och parasiten *Cryptosporidium parvum* 1,47 DALYs (WHO, 2017).



Baksidan med kemisk analys är att halter och gränsvärden för enskilda ämnen i en blandning inte säger någonting om vilken skadlig effekt som kan uppstå vid exponering för alla ämnen tillsammans. Dessutom är det i råvattensammanhang okänt exakt vilka kemiska ämnen som finns närvarande. Det finns därför en risk att en stor del av ämnena inte analyseras och att toxiska effekter därmed helt förbises i bedömningen av ett vattens kvalitet (Oskarsson & Lundqvist, 2021).

### 3.3.2 Effektbaserad analys

Effektbaserad analys av vattenkvaliteten, eller bioanalys som det också kallas, innebär mätning av den totala biologiska effekten som ges av alla kemiska ämnen som finns i ett prov, inklusive coctaileffekten. Denna blandningseffekt går inte att uppmäta med kemisk analys, som alltså ger det exakta innehållet av en liten del av alla kemiska ämnen i ett prov (Leusch, et al., 2014).

De effektbaserade analysmetoderna kan delas in i två olika typer: *in vivo* där levande organismer såsom alger, fisk och ryggradslösa vattenlevande organismer utsätts för ett upparbetat vattenprov (Brack, et al., 2019), och *in vitro* där celler utanför en organism utsätts för provet för att man sedan ska kunna mäta responsen. Med respons menas att en specifik gen i cellerna aktiveras eller deaktiveras av de ämnen som finns närvarande i provet vilket gör att signalproteiner produceras och sänds ut. En större mängd utsänt signalprotein indikerar en starkare respons vilket i sin tur innebär en högre koncentration eller potens av toxiska ämnen i vattnet. Mängden protein mäts, tolkas och används som underlag vid kvalitetsanalys av bland annat avlopps-, yt- och dricksvatten (Oskarsson & Lundqvist, 2021).

Bara för att en biologisk effekt är detekterbar betyder inte det nödvändigtvis att den utgör ett hot mot miljö- eller mänsklig hälsa. Ett sätt att avgöra vilken effekt som är skadlig är att ta fram *effektbaserade triggervärden* (EBT). EBT-värden är ett gränsvärden för den effekt som kan uppmätas i ett prov utan att vattnet är skadligt för människans hälsa eller för miljön. EBT-värden uttrycks

med hjälp av en referenssubstans. Den uppmätta effekten i ett vattenprov kan alltså räknas om till samma referenssubstans som EBT-värdet och därefter kan de jämföras för att avgöra om föroreningshalten i vattnet är skadlig eller inte (Escher, et al., 2018).

Det finns dock vissa nackdelar med EBT-värden. Länken mellan labbstudierna som de grundas på och toxiciteten i verkligheten är svag. Det finns inte heller en vedertagen metod för att ta fram EBT-värden vilket resulterar i låg acceptans (Völker, et al., 2019). Notera också att EBT-värden ofta är framtagna baserat på ekotoxisk effekt och att andra gränsvärden behövs för vatten som ska konsumeras av människor. Exempelvis är den akvatiska miljön känsligare för östrogena hormoner än människan och EBT-värden för dricksvatten kan därmed vara högre satta än de för ytvatten (Chiaretti, 2022).

### **3.3.3 Kan kemisk och effektbaserad analys användas tillsammans?**

Effektbaserad och kemisk analys har visat sig bekräfta och komplettera varandra (Leusch, et al., 2014). Med effektbaserad analys går det att upptäcka aktivitet av vissa ämnen under den kemiska detektionsgränsen och vice versa. Därför rekommenderas effektbaserade analysmetoder som ett komplement till kemiska, både vid regelbunden kontroll av vattenkvaliteten, vid framtagande av en mer långsiktig underhållsplan för vattenrening (Leusch, et al., 2014; Kunz, et al., 2015; Tang, et al., 2014; Brack, et al., 2019) samt vid jämförelse av reningseffektiviteten hos olika reningsverk (Neale, et al., 2020).

Å andra sidan förklarar de ämnen som detekterats med kemisk analys bara en bråkdel av effekten som uppmätts med bioanalys (Neale, et al., 2020). Därför är det svårt att hitta vilka ämnen som orsakar den uppmätta effekten. Det kan dock vara möjligt att koppla olika ämnesklasser eller grupper av kemiska ämnen med liknande verkningsätt till responsen från effektbaserade metoder. Effektbaserad analys kan på så sätt användas som indikator för olika ämnesklasser (Leusch, et al., 2014).

Responser från exempelvis hormonreceptorer orsakas däremot ofta av ett fåtal, högpotenta hormoner eller läkemedel med hormoneffekter såsom p-piller. Det innebär att det är tillräckligt att endast utföra bioanalys för utvärdering av reduktionsgraden av exempelvis östrogena ämnen (Neale, et al., 2020). Hormonet östradiol har dessutom visat sig ge en effekt på akvatiska organismer även vid koncentrationer nära eller under den kemiska detektionsgränsen. Genom att mäta den östrogena aktiviteten med effektbaserad analys går det att komma runt detta problem (Kunz, et al., 2015).

### 3.3.4 Analys av östrogena hormoners förekomst i vatten

Då få analysmetoder har en tillräckligt låg detektionsgräns för att mäta förekomsten av östrogena hormoner föreslås en kombination av *in vitro* effektbaserade metoder och kemisk analys för att kontrollera vattenkvalitet. Ett specifikt tillvägagångssätt presenteras av Kunz et al. (2015). Först mäts den östrogena aktiviteten med *in vitro* effektbaserad analys. Den uppmätta effekten, uttryckt i 17- $\beta$ -östradiolekvivalenter ( $E2$ -ekv./L), ska sedan användas för beräkning av en riskkvot,  $RQ$ , i förhållande till det föreslagna gränsvärdet 0,4 ng  $E2/L$  (Ekvation 7). Notera att detta gränsvärde gäller för ytvatten (Kunz, et al., 2015).

$$RQ = \frac{\text{uppmätt aktivitet [ngE2ekv L}^{-1}\text{]}}{\text{gränsvärde [ngE2 L}^{-1}\text{]}} \quad (7)$$

Om  $RQ \geq 1$  bör provet i först analyseras vidare med kemisk analys för de mindre potenta östrogena hormonerna östron (E1), BPA och NP. Om något enskilt ämne av E1, BPA eller NP förklarar överstigandet, görs en riskanalys utföras på det ämnet.

Om överstigandet inte kan förklaras av E1, BPA eller NP-koncentrationerna behövs känsligare, och därmed dyrare, analysmetoder för att mäta koncentrationen av E2 och EE2. Om antingen E2 eller EE2 ensamt visar sig vara orsaken till överstigandet av gränsvärdet ska en riskanalys göras baserat på detta ämne. Om det istället visar sig att det är blandningseffekten av alla

eller flera av de nämna östrogena ämnena som är orsaken, ska riskanalysen utföras på blandningen av dem. Detta görs genom koncentrationsaddition (Kunz, et al., 2015), vilket är en välanvänd metod inom akvatisk toxicologi för att uppskatta den totala effekten från ämnen med samma verknings sätt. För den kombinerade effekten på däggdjur används istället dosaddition (Esher, et al., 2021).

Effektbaserade metoder används delvis vid kontroll av dricksvattenkvaliteten i Kalifornien. År 2020 publicerades *WaterReuse Californias* riktlinjer för användning av effektbaserade metoder i kvalitetskontroll av dricksvatten och indirekt återvunnet vatten för dricksvattenändamål. Där anges *triggervärden för övervakning* för ER- och AhR-aktivitet. Triggervärdet för ER-aktivitet är 3,5 ng *E2-ekv/L* och för AhR-aktivitet 0,5 ng *TCDD-ekv/L*. Läs mer om ER- och AhR-aktivitet samt vad de betyder i Metoden för effektbaserad analys (Avsnitt 4.5).

Eftersom triggervärdena i Kalifornien är relativt konservativt satta (NWRI, 2020) ska en utredning av orsaken till överskridandet inledas först om triggervärdet överskrids med 10 gånger, det vill säga vid 35 ng *E2-ekv/L* eller 5 ng *TCDD-ekv/L*. Nya prover från samma provtagningspunkt ska då analyseras med både effektbaserad och kemisk analys. Den effektbaserade analysen visar då aktiviteten vid det nya provtagningstillfället och den kemiska analysen visar koncentrationen av de ämnena som är orsaken (NWRI, 2020).

### **3.4 Exempel på vattenåtervinning i världen**

Där färskvatten är en bristvara blir ett naturligt steg att återanvända det. Återanvändning för dricksvattenändamål sker redan i exempelvis Windhoek i Namibia, Big Springs och Wichita Falls i Texas samt i flera australiensiska städer. I Windhoek används även det återvunna vattnet även för bevattning inom jordbruket (Lahnsteiner & Lempert, 2007). I Singapore produceras industrivatten från renat avloppsvatten (s.k. NEWater) och det finns planer på att i framtiden även producera dricksvatten (Lee & Pin Tan, 2016).

Kvalitetskraven på återvunnet vatten i världen baseras WHO:s riktlinjer och på nationell dricksvattenlagstiftning där det finns (Lahnsteiner & Lempert, 2007; Steinle-Darling, 2015; Lee & Pin Tan, 2016; Law, et al., 2015). Australien var det första landet i världen att utveckla nationella riktlinjer för kvaliteten på återvunnet vatten (Khan & Anderson, 2018). Riktlinjerna är baserade på att lokalisera och hantera risker snarare än att ange gränsvärden för slutproduktens kvalitet. Log-reduktionsvärden för virus, bakterier och protozoa finns dock angivna (Law, et al., 2015).

Vid återanvändning av vatten för dricksvattenändamål blandas det renade avloppsvattnet med ytvatten antingen innan eller efter rening till dricksvatten (Steinle-Darling, 2015; Lahnsteiner & Lempert, 2007). Reningsprocessen vid återanvändning bör vara ett multibarriärsystem. Det innebär den mikrobiologiska kvaliteten alltid säkras genom att ha fler barriärer än vad som krävs för att hålla den önskvärda kvaliteten. Detta för att säkerställa produktens mikrobiologiska kvalitet även om någon barriär inte skulle fungera som den ska (Lee & Pin Tan, 2016; Law, et al., 2015).

Reningsprocessen vid återanvändning innehåller inte sällan omvänd osmos (*reverse osmosis*, RO) vilket ger en högkvalitativ effluent (Lee & Pin Tan, 2016; Law, et al., 2015). RO har dock ifrågasatts utifrån ett kostnads och hållbarhetsperspektiv. Reningsprocessen i Windhoek innehåller inget RO-steg men klarar trots det kraven på mikrobiell kvalitet (Law, et al., 2015). Ett RO-steg har dock övervägts även där då ökande salinitet i dricksvattnet börjat bli ett problem (Lahnsteiner & Lempert, 2007).

En betydligt utförligare litteraturstudie av återanvändning av vatten i världen finns i Bilaga I för den intresserade.

## 4 Metod

*I detta avsnitt beskrivs tillvägagångssättet vid skapandet av en vattenbalans, beräkningar av infiltrationsytans area, provtagningen på de fyra reningsverken samt analysen av provernas kvalitet. Beräkningarna för utspädning och reduktion av föroreningar i infiltrationen i Sjöbo redovisas också.*

### 4.1 Vattenbalans

För att undersöka behovet av vattenåtervinning i Simrishamns kommun har en vattenbalans gjorts. En vattenbalans är en jämförelse mellan in- och utflöden i ett avgränsat område. Den visar därmed förändringen i mängden lagrat vatten över tid. Om systemet är i balans bör det inte vara någon skillnad i mängden lagrat vatten över ett års tid. Eftersom vissa år naturligt är torrare, och andra blötare kommer ett verkligt område högst troligt ha en ökning eller minskning av mängden lagrat vatten sett över ett år. Dessa skillnader förväntas jämna ut sig över flera år om systemet är i balans.

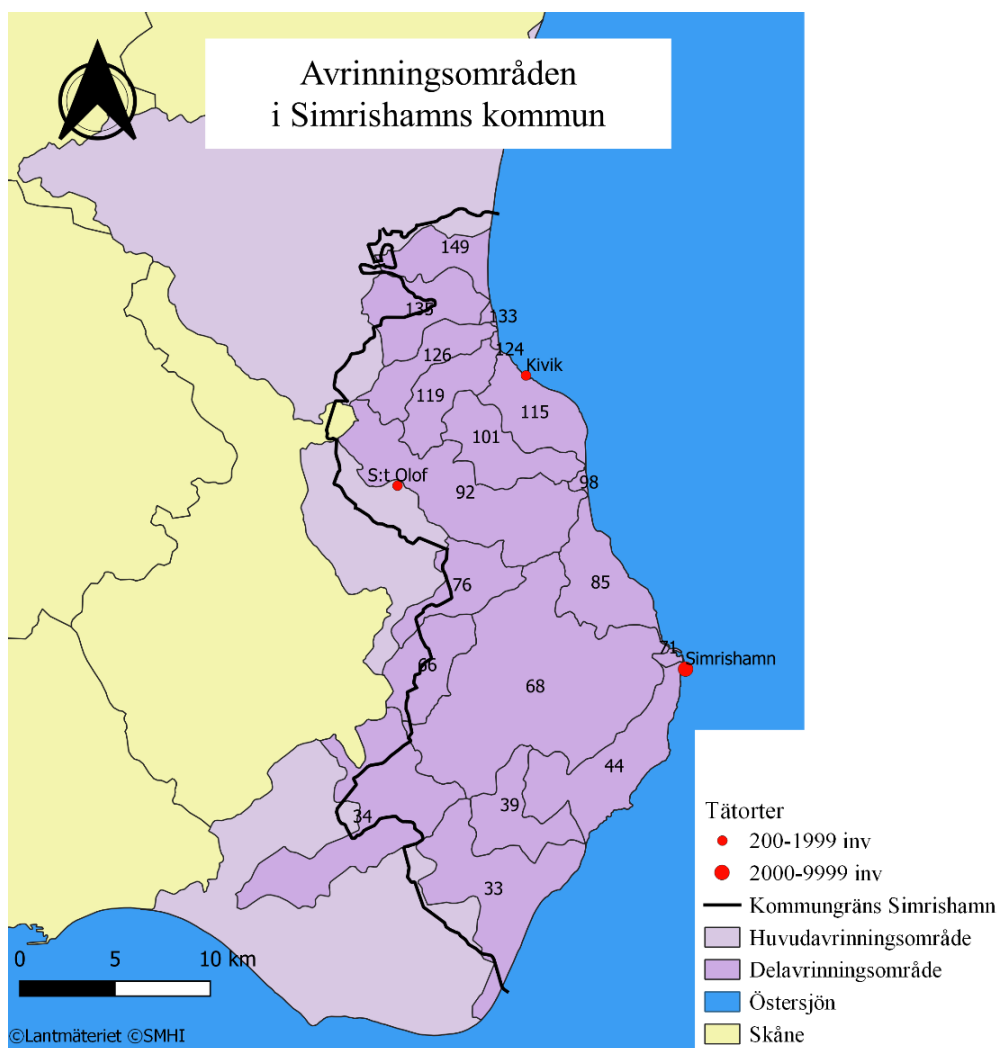
Förändringen av mängden lagrat vatten i yt- och grundvattenreservoarer, *magasinförändringen*, beräknades månadsvis och per delavrinningsområde i Simrishamns kommun mellan år 2004 och 2020. I Figur 2 visas en karta över de 19 delavrinningsområdena i Simrishamns kommun, deras ID- nummer samt orterna Simrishamn, Kivik och S:t Olof.

Magasinförändringen,  $\Delta M$ , i ett avrinningsområde fås genom att subtrahera utflödena,  $Q_{ut}$ , från inflödena,  $Q_{in}$  (Ekvation 3). Om nederbörd,  $N$ , på området antas vara det enda inflödet och om utflödet består av flödet i vattendrag,  $Q$ , samt förluster via avdunstning,  $A$ , fås en skillnad i lagrad mängd vatten enligt Ekvation 4.

$$\Delta M = Q_{in} - Q_{ut} \quad (3)$$

$$\Delta M = N - (Q + A) \quad (4)$$

Grundvatten står i kontakt med ytvatten vilket leder till att en högre grundvattennivå ger högre flöde i vattendrag, och vice versa. Därmed bör ett större grundvattenuttag ge lägre flöden i vattendragen. Grundvattnet kan flöda mellan avrinningsområden och därmed påverka magasinförändringen. Själva grundvattenflödet har dock förbisetts i denna studie.



Figur 2: Simrishamns kommun med avrinningsområden och orterna Simrishamn, S:t Olof och Kivik.

## 4.2 Infiltrationsarea och infiltrerad volym

Arean på en infiltrationsbädd och kapacitetsökningen i grundvattentäkten vid konstgjord infiltration kan räknas ut enligt den metod som beskrivs av Johansson (2022). Den area,  $A_{inf}$ , som krävs för att medelflödet till infiltrationen,  $Q_{med}$ , ska kunna infiltrera räknades ut enligt Ekvation 5. Arean beror av markens hydrauliska konduktivitet,  $k$ .

$$A_{inf} [m^2] = \frac{Q_{med}}{k} \quad (5)$$

Den volym vatten som kan infiltrera artificiellt till ett grundvattenmagasin,  $V_{inf}$ , och därmed bli tillgängligt för dricksvattenproduktion motsvarar den volym återvunnet vatten som produceras,  $V_{prod}$ , minus den avdunstate volymen,  $E_{med}$ , från infiltrationsbassängen. Det totala volymtillskottet till en grundvattentäkt räknades därmed ut enligt Ekvation 6.

$$V_{inf} = V_{prod} - V_{avd} = V_{prod} - E_{med} \cdot A_{inf} \quad (6)$$

Johansson (2022) resonerar att områden lämpliga för infiltration har hög genomsläpplighet och föreslår jordarterna grovsilt-finsand ( $k=10^{-7} - 10^{-4}$ ) eller isälvssediment ( $k=10^{-3} - 5 \cdot 10^{-4}$ ).

## 4.3 Provtagning

För att undersöka vattenkvaliteten vid de tre reningsverken i Simrishamn togs vattenprover på inkommande och utgående vatten. På två av dem, Kiviks och S:t Olofs ARV, togs även prover mellan den konventionella och avancerade reningen. För att undersöka hur infiltration av ett renat avloppsvatten påverkar vattenkvaliteten togs vattenprover vid Sjöbo ARV: både på inkommande och utgående från reningsverket, men också i ett grundvattenrör samt på tre platser i Björkaån. Provens konduktivitet och turbiditet mättes, och effektbaserad analys utfördes på samtliga vattenprover. Nedan beskrivs tillvägagångssättet



vid provtagningen i Simrishamns kommun (Avsnitt 4.3.1) och i Sjöbo (Avsnitt 4.3.2).

### 4.3.1 Provtagning i Simrishamns kommun

På ARV i Simrishamns kommun togs totalt åtta prover: tre på Kiviks respektive S:t Olofs ARV och två på Stengårdens ARV. Detta eftersom den avancerade reningen på Stengårdens ARV inte var i drift vid provtagningsstillfället. I varje provtagningspunkt togs vatten för effektbaserad analys i en steriliserad provtagningsflaska (1 liter) ursköljd en gång med provtagningsvattnet. I varje punkt togs också prov i en 50 cl plastflaska för senare analys av turbiditeten. Informationen om proverna visas i Tabell 1.

Tabell 1: Beskrivning av de prover som tagits på reningsverken i Simrishamns kommun.

ARV	Plats	Datum	Provtyp
<b>Stengården</b>	Ink.	5–6 apr	Dygnsprov
	Utg.	5–6 apr	Dygnsprov
<b>Kivik</b>	Ink.	6–7 apr	Dygnsprov
	Mellan	7 apr	Blandningsprov (8 stickprov à 110–115 ml)
	Utg.	6–7 apr	Dygnsprov
<b>S:t Olof</b>	Ink.	6–7 apr	Dygnsprov
	Mellan	6 apr	Blandningsprov (8 stickprov à 130 ml)
	Utg.	6–7 apr	Dygnsprov

Dygnsproverna togs med flödesreglerande dygnsprovtagare där provet kontinuerligt samlades upp i plastdunkar i ett kylskåp innan provtagningsflaskorna för effektbaserad- och turbiditetsanalys fylldes på.

Blandningsproven togs som åtta stickprov som efter hand fylldes på i provtagningsflaskan och därmed slogs samman. De togs mellan konventionell och avancerad rening i Kiviks och S:t Olofs ARV. På båda ARV togs ett delprov i timmen mellan klockan 08:20 och 15:20. På S:t Olofs ARV var varje stickprov 130 *ml* och i Kivik bestod stickproven av 110–115 *ml* vardera. Anledningen till de olika provvolymerna var att blandprovet från Kiviks ARV skulle frysas in och utrymme för expansion lämnades därmed i flaskan. Provtagningsflaskorna fylldes successivt på med stickproverna, efter att de sköljts ur med ett par deciliter av vatten taget vid samma tidpunkt som första stickprovet.

Proven för effektbaserad analys postades till analysföretaget BioCell Analytica AB i Uppsala. Innan dess förvarades de antingen kylskåpskallt eller frystes in. Proverna för turbiditetsanalys förvarades kylskåpskallt till analystillfället.

Värt att notera är att dygnsprovtagaren på inkommande i S:t Olof inte var korrekt kalibrerad vid provtagningstillfället. Detta resulterade i att en för stor mängd vatten togs ut som prov av dygnsprovtagaren vilket svämmade över behållaren inom sex timmar från provtagningens början. Prov fortsatte dock tas under hela dygnet, men med en översvämmande bägare.

#### **4.3.2 Provtagning i Sjöbo**

För att undersöka hur infiltration av renat avloppsvatten påverkar det infiltrerade vattnets kvalitet har prover tagits på Sjöbo ARV och det efterföljande systemet för infiltration av renat avloppsvatten. I Sjöbo togs prover på totalt sex platser den 4 april 2022. Information om proverna presenteras i Tabell 2 tillsammans med en beskrivning av sammansättningen av det inkommande vattnet samt hur provet förvarades. Var proverna togs visas i Bilaga II.

Tabell 2: Beskrivning av de prover som togs på och i anslutning till Sjöbo ARV.

<b>Plats</b>	<b>Provtyp</b>
<b>Sjöbo ARV - inkommande</b>	Dygn + stickprov
<b>Sjöbo ARV - utgående</b>	Dygn + stickprov
<b>Grundvattenrör</b>	Stickprov
<b>Björkaån, uppströms</b>	Stickprov
<b>Björkaån, nedströms</b>	Stickprov
<b>Björkaån, Vombsjöns mynning</b>	Stickprov

Proverna på det inkommande och utgående vattnet på Sjöbo ARV togs med hjälp av en dygnsprovtagare. Provtagningsflaskorna för effektbaserad analys (1 liter) sköljdes ur med någon deciliter vatten från behållaren för dygnsprov innan provet togs. Dygnsprovet var från samma dag och hade tagits under ca 2 timmar vid provtagningstillfället. Eftersom volymen dygnsprov inte hunnit bli tillräcklig fylldes behållaren för dygnsprov också på med ett par manuellt framkallade prov via dygnsprovtagaren. Detta både på inkommande och utgående prov. På inkommande och utgående i Sjöbo togs inget prov för turbiditetsanalys.

Provet i grundvattenröret togs med hjälp av en pump. Innan provtagningsflaskorna fylldes på sköljdes de ur med någon deciliter vatten. Först fylldes den steriliserade provtagningsflaskan för effektbaserad analys och sedan provtagningsflaskan för turbiditetsmätning (50 cl).

De tre proverna i Björkaån togs för hand från å-banken. Först sköljdes provtagningsflaskorna ur med någon deciliter av åvattnet. Sedan fylldes de på med åvatten ca 10 cm under vattenytan. Proverna för effektbaserad analys som togs i Sjöbo förvarades kylskåpskallt innan de postades från Lund till analysföretaget i Uppsala.

#### **4.4 Analys av konduktivitet och turbiditet**

I de tagna vattenproverna mättes konduktivitet och turbiditet. Konduktiviteten mättes med en WTW Cond 340i. Vid provtagningstillfället hölls dygnsprovet upp i ett mätglas i plast där konduktiviteten mättes. Konduktiviteten för blandprovet mättes i varje delprov genom att ta upp nytt vatten med mätglaset precis efter påfyllning i provflaskorna för effektbaserad analys. Mätinstrumentet sköljdes av med kranvatten efter varje mätning. Mätglaset sköljdes ur med kranvatten mellan mätningarna på dygnsprovet men inte mellan varje stickprov.

Vattenprovernas turbiditet kunde inte analyseras på plats på reningsverken utan analysen utfördes på universitetets laboratorium. Proverna för turbiditet samlades in på samma sätt som de effektbaserade proverna, dvs. direkt från plastdunkarna för dygnsprovet eller som ett blandprov av stickprover. Stickproverna för turbiditet mättes upp med hjälp av mätglaset och var 50 ml/delprov på S:t Olof ARV och 40 ml/delprov på Kivik ARV och förvarades kylskåpskallt tills det att turbiditeten kunde mätas. Turbiditeten mättes med en HACH 2100P ISO Turbidimeter. Provet skakades först om och hölls sedan över i en 15 ml glasflaska. Glasflaskans lock sattes på och utsidan av glaset torkades av med en pappershandduk för att inte fingeravtryck skulle påverka mätresultatet. Glasflaskan placerades sedan i Turbidimetern, turbiditeten mättes och lästes av. Slutligen togs glasbägaren ur maskinen, tömdes och sköljdes tre gånger med avjonat vatten innan den torkades torr på in och utsida med en pappershandduk. Turbiditeten i nästa prov kunde nu mätas.

## 4.5 Effektbaserad analys

Den toxiska effekten i alla prover tagna på de tre reningsverken i Simrishamns kommun samt i Sjöbo mättes med hjälp av effektbaserad analys. Den utfördes av BioCell Analytica AB i Uppsala. Metoden finns beskriven bland annat i Lundqvist, et al. (2019). Analysen inleddes med att alla prover koncentrerades 5000 gånger och sedan späddes minst 100 med ett cellmedium. Den högsta koncentrationen som analyserades var 50 gånger ursprungskoncentrationen. Koncentrationen av ett prov beskrivs med hjälp av *relative enrichment factor* (REF), där exempelvis REF50 innebär att provet är koncentrerat 50 gånger jämfört med ursprungskoncentrationen.

Först testades proverna för cytotoxicitet. Om provet är cytotoxiskt dör cellerna och kan inte uppvisa någon aktivitet. Provet går i så fall inte att analysera vidare. Analyserna utfördes i minst fyra koncentrationer. De prover som visade en högre aktivitet än detektionsgränsen klassades som aktiva. För att kunna jämföra aktiviteten i de aktiva proverna med varandra och mellan studier räknades den bioekvivalenta koncentrationen (BEQ) ut med hjälp av en referenssubstans som analyserats parallellt. Om ett vattenprovs BEQ-värde är 1 ng/L, behövs 1 ng/L av referenssubstansen för att orsaka samma aktivitet. I denna studie användes sex *in vitro*-metoder: Nrf-, Anti-AR-, AR-, AhR- och ER-aktivitet samt genotoxicitet.

För att avgöra om det renade avloppsvattnet höll dricksvattenkvalitet jämfördes de uppmätta värdena mot befintliga gränsvärden där det kunnat hittas. De uppmätta aktiviteterna jämfördes dessutom mot motsvarande aktivitet från de befintliga dricksvattentäkterna Mälaren (Yu, et al., 2021) och Göta älv (Oskarsson, et al., 2021).

### 4.5.1 Nrf-aktivitet

Nuclear transcription factor erythroid 2-related factor 2 (Nrf)-aktivitet är ett mått på oxidativ stress, dvs. förekomsten av fria syreradikaler. Då syreradikaler bildas i överskott får cellerna svårt att ta hand om dem. Konsekvensen blir

toxiska effekter såsom inflammation, fosterskador och cancer. Effekten orsakas av ett stort antal substanser och det är därför inte möjligt att ange ett värde som skiljer säkert från skadligt. I stället används Nrf-aktivitet för att avgöra hur effektivt ett reningssteg är på att minska förekomsten av dessa ämnen eller för att avgöra om ett prov är mer eller mindre förorenat än ett annat. Referenssubstanten för Nrf-aktivitet i den här studien var *tertiär butylhydrokinon* (tBHQ).

#### **4.5.2 ER-, AR- och Anti-AR-aktivitet**

Hormonstörande ämnen kallas de substanser som aktiverar eller blockerar könshormonreceptorer vilket kan leda till störningar i exempelvis reproduktionen (Oskarsson & Lundqvist, 2021). I denna studie undersöks förekomsten av ämnen som aktiverar östrogenreceptorn (ER-aktivitet), aktiverar androgenreceptorn (AR-aktivitet) eller blockerar androgenreceptorn (anti-AR-aktivitet). Referenssubstanten för ER-aktivitet var 17- $\beta$ -östradiol (E2). För AR-aktivitet användes dihydrotestosteron (DHT) som referenssubstans och referenssubstanten för anti-AR-aktivitet var hydroxyflutamid (OHF).

#### **4.5.3 AhR-aktivitet**

Aktivering av *aryl hydrokarbonreceptorn* (AhR) kallas även metabolisk aktivering. AhR aktiveras av många olika toxiska ämnen och fyller en viktig funktion vid reglering av inflammatoriska reaktioner och utveckling av organsystem. Främmande ämnen som orsakar AhR-aktivering är framför allt tetraklorodibenzodioxin (TCDD) vilken är referenssubstans i den här studien. Exempel på andra ämnen som aktiverar Ah-receptorn är halogenerande organiska miljöföroreningar, polycykliska aromatiska kolväten, vissa bekämpningsmedel och läkemedel. Även naturligt förekommande ämnen kan vara orsaken till aktivering, såsom metaboliter av tryptofan, stilbener och indoler (Oskarsson & Lundqvist, 2021).

#### 4.5.4 Genotoxicitet

Den genotoxiska analysen utfördes som ett *in vitro* mikrokärntest. Tillvägagångssättet varierade från de andra effektbaserade analyserna. För att utesluta att provet var cytotoxiskt, undersöktes initialt hur många celler som var EMA-positiva. Så länge färre celler var EMA-positiva än fyra gånger EMA-positiva celler i lösningsmedelskontrollen var den cytotoxiska effekten tillräckligt låg för att undersöka genotoxiciteten. Genotoxiciteten undersöktes genom att utsätta celler för olika koncentrationer av provet. Antalet bildade mikrokärnor undersöktes sedan och jämfördes med en lösningsmedelskontroll. De prover som uppvisade statistiskt signifikant högre andel mikrokärnor än lösningsmedelskontrollen bedömdes vara genotoxiska.

I ett genotoxiskt prov finns ett eller flera genotoxiska ämnen närvarande. Genotoxiska ämnen kan ge skador på kromosomerna (Livsmedelsverket, 2022). Om ett prov uppvisar genotoxiska egenskaper är graden av genotoxicitet av mindre relevans. Det som är relevant är alltså om provet uppvisar genotoxiska egenskaper eller inte (Lavonen, et al., 2022, pers. kom.).

### 4.6 Beräkningar

#### 4.6.1 Utspädning i infiltrationen i Sjöbo

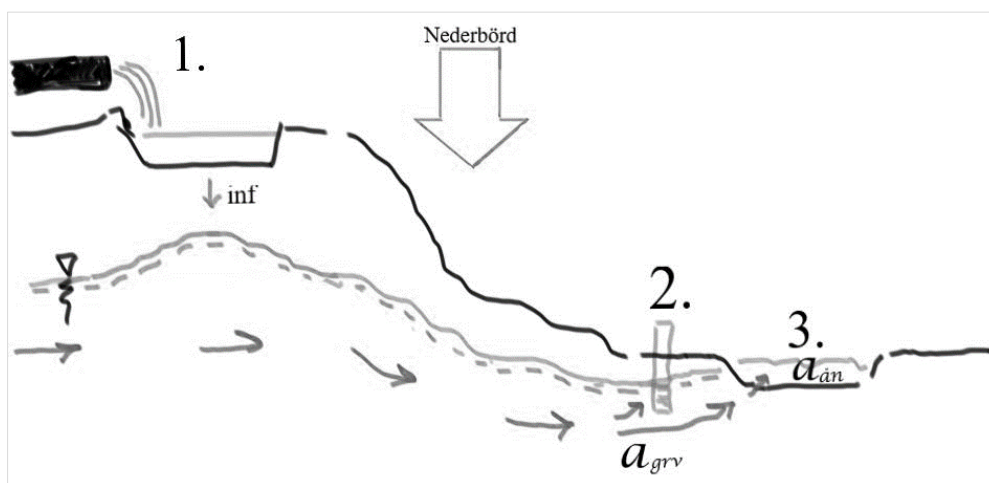
Baserat på konduktivitetmätningarna i Sjöbo har andelen infiltrerat avloppsvatten i grundvattnet,  $a_{grv}$ , och Björkaån,  $a_{ån}$ , räknats ut vid tillfället för denna provtagning. Beräkningarna baserades på konduktiviteten, eftersom det antogs att den inte bryts ner utan endast varierar på grund av utspädning.

Andelen infiltrerat avloppsvatten i grundvattnet,  $a_{grv}$ , räknades ut genom att dividera konduktiviteten i grundvattenröret,  $k_2$ , med konduktiviteten i avloppsvattnet som infiltrerar,  $k_1$ , det vill säga utgående från ARV (Ekvation 8).

$$a_{grv} = \frac{k_2}{k_1} \quad (8)$$

Motsvarande beräkning gjordes för andelen infiltrerat avloppsvatten i Björkaån,  $a_{ån}$ . Ökningen i konduktivitet (nedströms konduktivitet minus uppströms konduktivitet,  $k_{ned} - k_{upp}$ ) dividerades då med konduktiviteten i det renade avloppsvattnet (Ekvation 9). Variablerna som används i beräkningarna ges ett sammanhang i Figur 3.

$$a_{ån} = \frac{k_{ned} - k_{upp}}{k_1} \quad (9)$$



Figur 3: Genomsnitt av infiltrationsdammarna i Sjöbo och Björkaån. 1. Är utgående från ARV, 2. är grundvattenröret och 3. är Björkaån.

#### 4.6.2 Reduktion och avskiljning vid konstgjord infiltration

Reduktionen av respektive effekt i infiltrationen beräknades. Först beräknades hur stor effekten hade varit om endast utspädning skett,  $e_{2 \text{ e.utsp.}}$ . Detta gjordes genom att multiplicera den observerade koncentrationen i det utgående avloppsvattnet,  $c_1$ , med andelen avloppsvatten i grundvattnet,  $a_{grv}$  (Ekvation 10).

$$c_{2 \text{ e.utsp.}} = c_1 \cdot a_{grv} \quad (10)$$



För att beräkna den andel som reducerats i infiltrationen,  $c_{red}$  beräknades skillnaden mellan  $c_{2\ e.utspr.}$  och den observerade koncentrationen i grundvattnet,  $c_{2\ obs.}$  (Ekvation 11).

$$c_{red} = c_{2\ e.utspr.} - c_{2\ obs.} \quad (11)$$

Reduktionen antas bero på nedbrytning eller annan avskiljning genom någon av processerna beskrivna i avsnitt 3.1.1 *Kemiska reaktioner vid infiltration*. Reduktionen av effekten under infiltration till grundvattnet,  $r$ , beräknades slutligen enligt Ekvation 12.

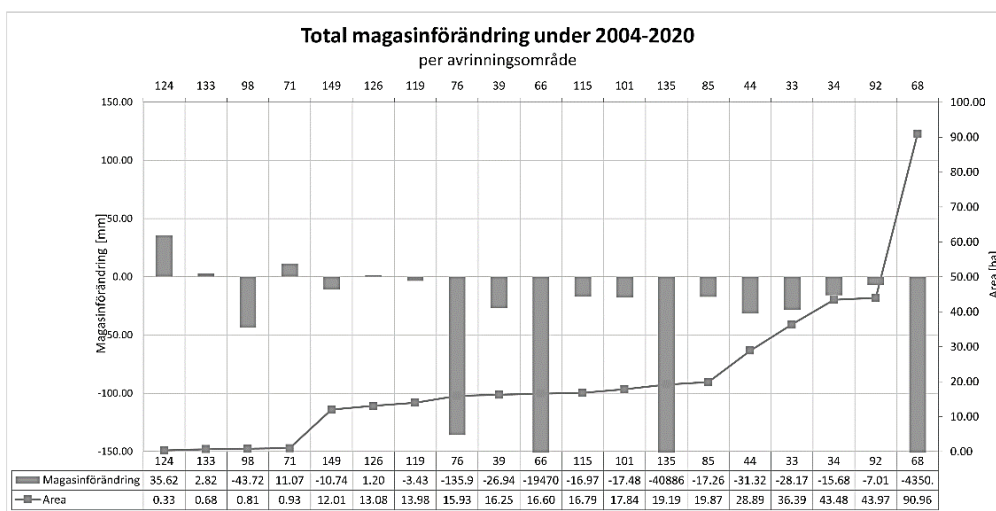
$$r \% = \frac{c_{red}}{c_1} \quad (12)$$

## 5 Resultat

I följande avsnitt presenteras först resultaten som berör kvantiteten återvunnet vatten. Därefter presenteras resultaten från kvalitetsanalysen, metodiskt för en effekt i taget. Avsnittet avslutas med en sammanställning av kvaliteten på reningsverkens effluenter jämfört med gränsvärden för dricksvatten och befintliga dricksvattentäckers kvalitet.

### 5.1 Vattenbalans

Vattenbalansen per avrinningsområde i Simrishamns kommun gav en skillnad i lagrad mängd vatten under perioden 2004–2020. Resultatet visas i Figur 4.



Figur 4: Skillnad i mängden lagrat vatten per avrinningsområde under perioden 2004–2020 i Simrishamns kommun. Värdena är ordnade efter avrinningsområdenas storlek, med avrinningsområdet med minst area till vänster och störst area till höger.

I figuren kan avläsas att mängden lagrat vatten är mindre 2020 än 2004 i majoriteten av avrinningsområdena. I 12 av de 19 studerade avrinningsområdena har mängden vatten minskat med mellan 3 och 135 mm. De avrinningsområden där magasinförändringen är som störst är nummer 68, 66 och 135 med en förändring på 4350 mm, 19 470 mm respektive 40 886 mm.

Fyra avrinningsområden visar en positiv magasinförändring: 124, 133, 71 och 126. Från figuren går det att utläsa att avrinningsområdena med positiv magasinförändring alla har en relativt liten area. I övrigt verkar det inte finnas något direkt samband mellan avrinningsområdets area och storleken på magasinförändringen.

## 5.2 Infiltrationsarea och infiltrerad volym

Den area som behövs för att infiltrera det återvunna vattnet från Stengårdens, Kiviks och S:t Olofs ARV beroende på jordart presenteras i Tabell 3. I tabellen presenteras även värden på hur stora tillskotten till grundvattentäkterna kan komma att bli om allt återvunnet vatten infiltreras.

Tabell 3: Infiltrationsytans area samt det förväntade volymtillskottet till grundvattentäkten genom infiltration av återvunnet vatten från de tre reningsverken i Simrishamns kommun.

	Stengården	Kivik	S:t Olof
<b>A<sub>inf</sub>, grovsilt-finsand [m<sup>2</sup>]</b>	750–750 000	103–103 000	64–64 000
<b>A<sub>inf</sub>, isälvsediment [m<sup>2</sup>]</b>	75-170	10-60	10
<b>Möjligt tillskott till grundvattentäkt [m<sup>3</sup>/år]</b>	2 000 000 – 3 000 000	Ca 30 000	Ca 20 000

## 5.3 Kvalitetsanalys

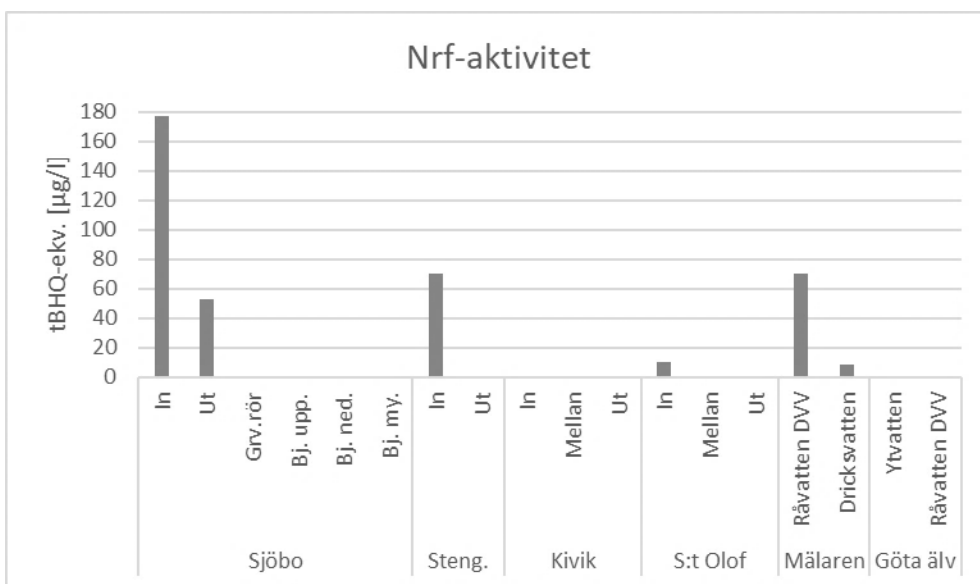
I följande kapitel presenteras de aktiviteter som uppmätts i den effektbaserade analysen, var analys för sig.

### 5.3.1 Nrf-aktivitet

I Figur 5 presenteras den uppmätta Nrf-aktiviteten i proverna uttryckt i tBHQ-ekvivalenter. I Sjöbo minskar Nrf-aktiviteten med 70% i den konventionella reningen, från 176,9 till 52,8 µg/L. I grundvattenröret, uppströms och nedströms i Björkaån och vid Björkaåns mynning ligger Nrf-aktiviteten under detektionsgränsen.

På Stengårdens ARV uppmättes Nrf-aktiviteten till 70,2  $\mu\text{g/L}$  (Figur 5). Den minskade sedan till under detektionsgränsen, dvs. med minst 87%. På Kiviks ARV låg Nrf-aktiviteten under detektionsgränsen i alla tre prover, alltså i inkommande prov, efter konventionell rening och efter avancerad rening. I S:t Olof uppmättes den i det inkommande provet till 10,4  $\mu\text{g/L}$  vilket efter konventionell rening minskade till under detektionsgränsen där den hölls även efter den avancerade reningen.

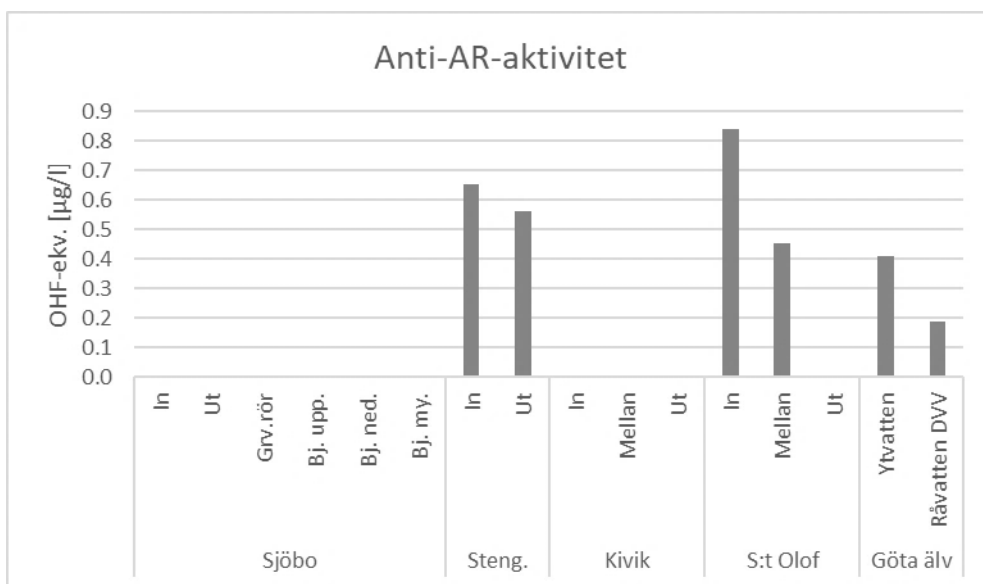
Utgående från Stengården, Kivik och S:t Olof har en Nrf-aktivitet som ligger under detektionsgränsen, precis som i Göta älv. Detta är lägre än vad som uppmätts i Mälaren.



Figur 5: Uppmätt Nrf-aktivitet (oxidativ stress) i vattenproverna från Sjöbo och Simrishamns kommun uttryckt i tBHQ-ekvivalenter [ $\mu\text{g/L}$ ]. Detektionsgräns: 9,3  $\mu\text{g/L}$ . Längst till höger visas Nrf-aktiviteten i två befintliga, svenska dricksvattentäkter: Mälaren och Göta älv (Yu, et al., 2021; Oskarsson, et al., 2021).

### 5.3.2 Anti-AR-aktivitet

I Figur 6 presenteras anti-AR-aktiviteten som OHF-ekvivalenter. I figuren är det möjligt att se att anti-AR-aktiviteten i proverna tagna i Sjöbo och på Kiviks ARV ligger under detektionsgränsen. På Stengårdens ARV uppmättes en anti-AR-aktivitet på  $0,7 \mu\text{g/L}$  vilken i den konventionella reningen minskar till  $0,6 \mu\text{g/L}$ , dvs. med 14%. I det inkommande provet på S:t Olof ARV uppmättes anti-AR-aktiviteten till  $0,8 \mu\text{g/L}$ . Under den konventionella reningen minskade detta till  $0,5 \mu\text{g/L}$  (46%) och i den avancerade reningen till under detektionsgränsen, dvs med ytterligare minst 12%. Utgående från Kivik och S:t Olof är lägre än de uppmätta värdena från den befintliga dricksvattentäkten Göta älv.



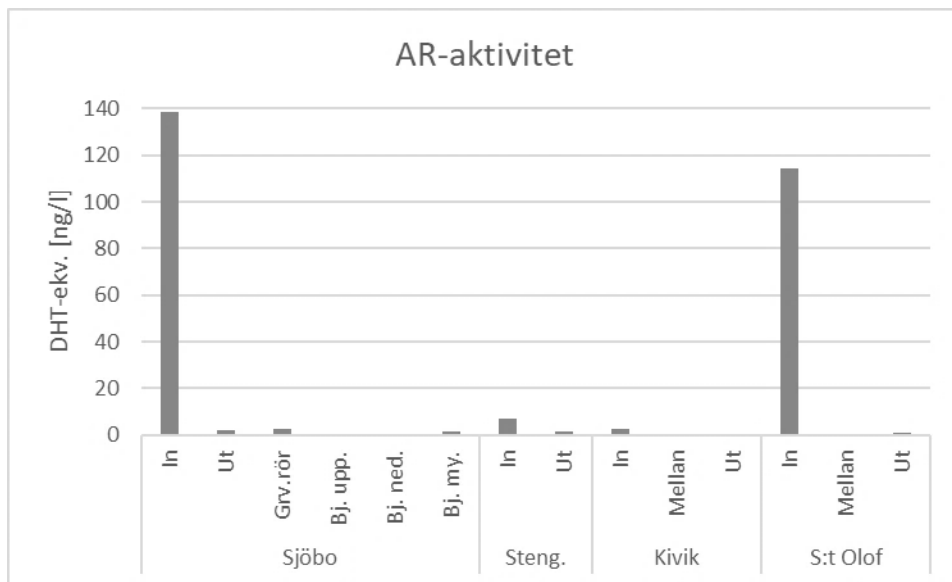
Figur 6: Uppmätt anti-AR-aktivitet i vattenproverna från Sjöbo och Simrishamns kommun uttryckt i OHF-ekvivalenter [ $\mu\text{g/l}$ ]. Detektionsgräns:  $0,4 \mu\text{g/l}$ . Längst till höger visas uppmätt anti-AR-aktivitet i den befintliga dricksvattentäkten Göta älv (Oskarsson, et al., 2021).

### 5.3.3 AR-aktivitet

I Figur 7 presenteras den uppmätta AR-aktiviteten i proverna som DHT-ekvivalenter. I Sjöbo uppmättes den inkommande AR-aktiviteten till 138,3

ng/L vilket i den konventionella reningen minskade till 1,9 ng/L, dvs. med 99%. AR-aktivitet kunde även uppmätas i grundvattenröret, uppströms i Björkaån och vid Björkaåns mynning till 2,6, 0,6 respektive 1,6 ng/L. I det nedströms provet i Björkaån var AR-aktiviteten under detektionsgränsen.

På Stengårdens ARV var AR-aktiviteten 7,1 och 1,5 ng/L i inkommande respektive utgående prov. Den konventionella reningen resulterade därmed i en reduktion på 79%. På Kiviks ARV var AR-aktiviteten 2,4 ng/L i inkommande prov. Efter konventionell och avancerad rening låg den under detektionsgränsen vilket innebär en reduktion med minst 96%. I S:t Olof var AR-aktiviteten i inkommande prov 114,2 ng/L och i den konventionella och avancerade reningen minskades detta till 0,6 ng/L. Det innebär en reduktion i den konventionella reningen på 99%. I S:t Olofs GAK-filter noterades en liten ökning till 0,9 ng/L.



Figur 7: Uppmätt AR-aktivitet i vattenproverna från Sjöbo och Simrishamns kommun uttryckt i DHT-ekvivalenter [ng/L]. Detektionsgräns: 0,1 ng/L.

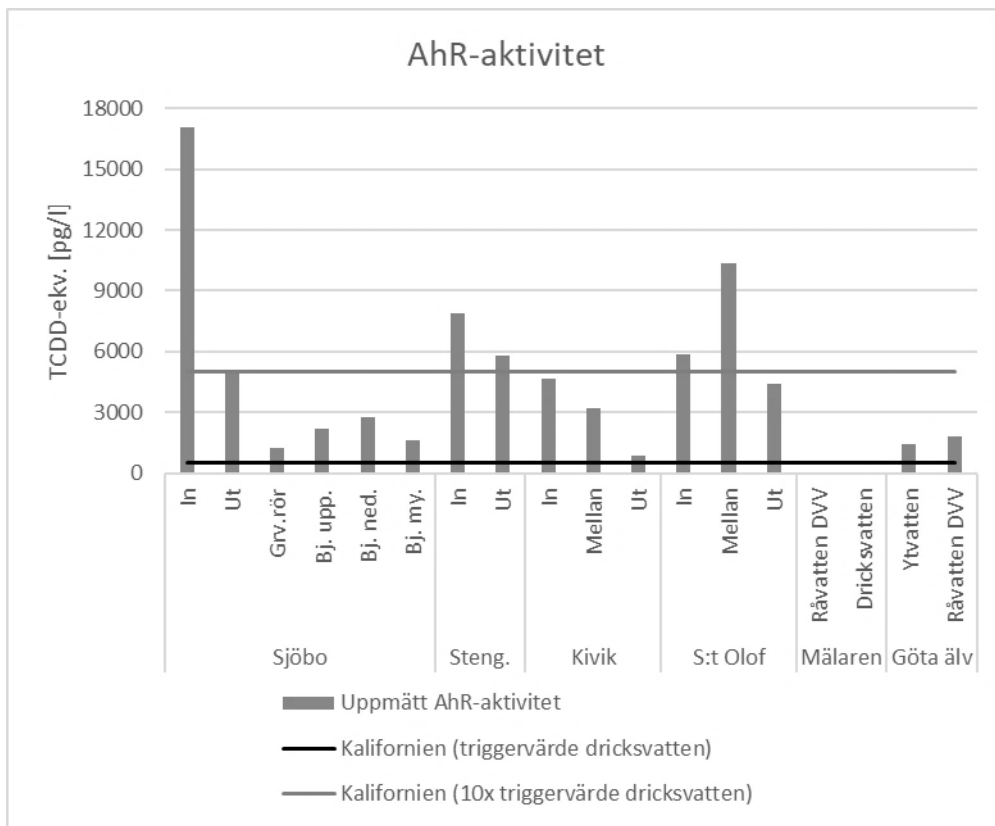
### 5.3.4 AhR-aktivitet

I Figur 8 presenteras den uppmätta AhR-aktiviteten, även kallat metabolisk aktivering, och uttrycks i  $pg/L$  TCDD-ekvivalenter. AhR-aktivitet kunde detekteras i alla prover och minskade i den konventionella reningen i alla reningsverk utom S:t Olofs ARV. I S:t Olof ökade i stället AhR-aktiviteten i den konventionella reningen med 77% för att sedan sjunka med 58% i den avancerade reningen. I Kivik sjönk AhR-aktiviteten med 31% i den konventionella reningen och med 72% i den avancerade reningen.

I Sjöbo var AhR-aktiviteten i inkommande 17093  $pg/L$  vilket efter den konventionella reningen hade sjunkit till 5065  $pg/L$ , alltså med 70%. I grundvattenröret var AhR-aktiviteten ännu lägre, och uppmättes till 1228  $pg/L$ . I Björkaån var AhR-aktiviteten något lägre uppströms (2184  $pg/L$ ) än nedströms (2759  $pg/L$ ) för att sedan vara lägre igen vid mynningen till Vombsjön (1627  $pg/L$ ).

På Stengårdens ARV uppmättes den inkommande AhR-aktiviteten till 7911  $pg/L$  och den utgående till 5793  $pg/L$ . I den konventionella reningen har alltså AhR-aktiviteten sjunkit med 27%.

Vid jämförelse med triggervärdet för övervakning (500  $pg$  TCDD-ekv/L) överstigs det i alla prover. Eftersom vidare utredning enligt lagstiftningen i Kalifornien endast behövs då 10 gånger triggervärdet överstigs i är AhR-aktiviteter > 5000  $pg$  TCDD-ekv/L av intresse. Detta värde överskrids av samtliga inkommande prover och samtliga prover efter konventionell rening, samt av utgående från S:t Olof.



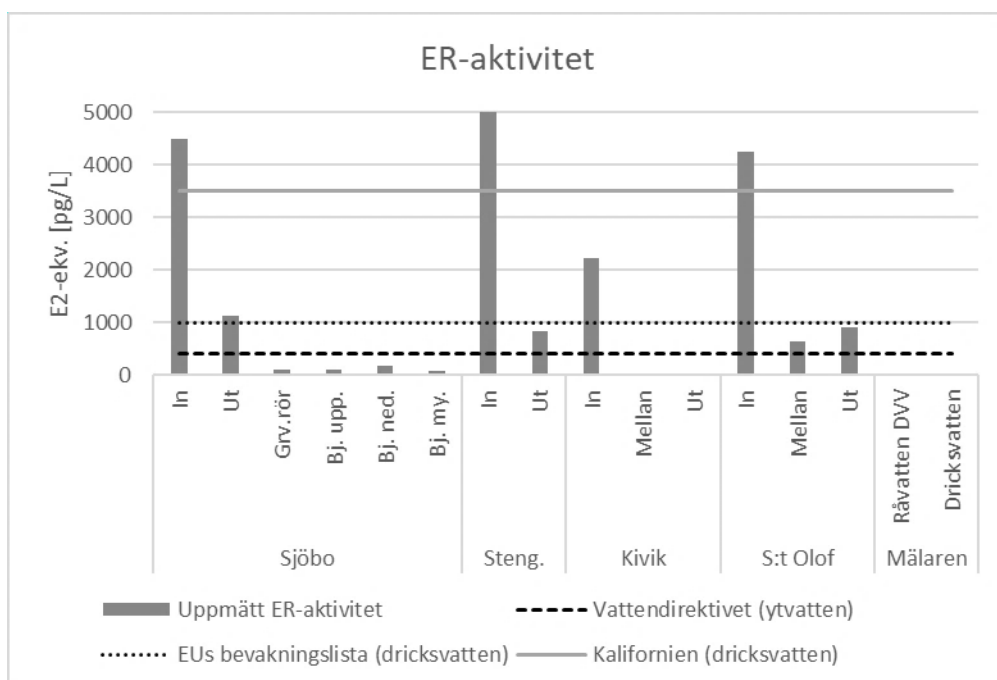
Figur 8: Uppmätt AhR-aktivitet i vattenproverna från Sjöbo och Simrishamns kommun uttryckt i TCDD-ekvivalenter [pg/l]. Detektionsgräns: 194 pg/l. Svart linje är triggervärdet för övervakning i Kalifornien (500 pg/L) och grå linje är 10x triggervärdet (5000 pg/L) (NWRI, 2020). Längst till höger visas uppmätta AhR-aktiviteter från två befintliga, svenska dricksvattentäkter: Mälaren och Göta älv (Yu, et al., 2021; Oskarsson, et al., 2021).

### 5.3.5 ER-aktivitet

I Figur 9 presenteras den uppmätta ER-aktiviteten i vattenproverna som E2-ekvivalenter. ER-aktivitet uppmättes i alla prover och var som högst i inkommande till alla fyra reningsverk. I figuren presenteras även medelvärdet av uppmätta ER-aktiviteter i råvatten från Mälaren samt i dricksvatten producerat av vatten från Mälaren (Yu, et al., 2021).



I Sjöbo sjönk ER-aktiviteten under den konventionella reningen från 4495 till 1120  $pg/L$ , dvs. med 75%. I grundvattenröret var ER-aktiviteten 91  $pg/L$ , Björkaån uppströms, nedströms och vid mynningen till Vombsjön 97, 181 respektive 84  $pg/L$ . Detta indikerar en viss ökning i ER-aktivitet efter påverkan av infiltrerat avloppsvatten men att aktiviteten återigen sjunkit längre nedströms. Vid jämförelse med gränsvärdet för ER-aktivitet i ytvatten, ligger ER-aktiviteten i grundvattenröret och i samtliga prov från Björkaån under.



Figur 9: Uppmätt ER-aktivitet i vattenproverna från Sjöbo och Simrishamns kommun uttryckt i E2-ekvivalenter [pg/L]. Detektionsgräns: 2  $pg/l$ . Längst till höger visas uppmätta ER-aktiviteter i den befintliga dricksvattentäkten Mälaren, samt i dricksvatten. Svart streckad linje är gränsvärdet i ytvatten (400  $pg E2/L$ ) (2000/60/EG), svart prickad linje är referensvärdet på EU:s bevakningslista (1000  $pg E2/L$ ) (EU, 2022) och grå linje är triggervärdet för övervakning i Kalifornien (3500  $pg E2-ekv/L$ ) (NWRI, 2020).

På Stengårdens ARV var den inkommande ER-aktiviteten 5036  $pg/L$  vilket i den konventionella reningen minskar med 83% till 833  $pg/L$ . På Kiviks ARV är inkommande ER-aktivitet 2234  $pg/L$  vilket i den konventionella och avancerade reningen minskar till 36 respektive 2  $pg/L$ , motsvarande en 44

reningseffekt på 98% resp. 94%. På S:t Olofs ARV var E2-aktiviteten 4262 *pg/L* vilket i den konventionella reningen sjönk till 648 *pg/L*, motsvarande en reningseffekt på 85%. I den avancerade reningen ökade ER-aktiviteten till 894 *pg/L*, motsvarande 28%.

Vid jämförelse med gränsvärdena för dricksvatten är ER-aktiviteten för de vattenströmmar som skulle kunna komma att användas som råvatten lägre, det vill säga utgående från Kiviks och S:t Olofs ARV. Utgående från Stengården ligger också under gränsvärdena för dricksvatten trots att det inte genomgått avancerad rening. Utgående från Sjöbo, Stengården och S:t Olof har en högre ER-aktivitet än gränsvärdet för ytvatten.

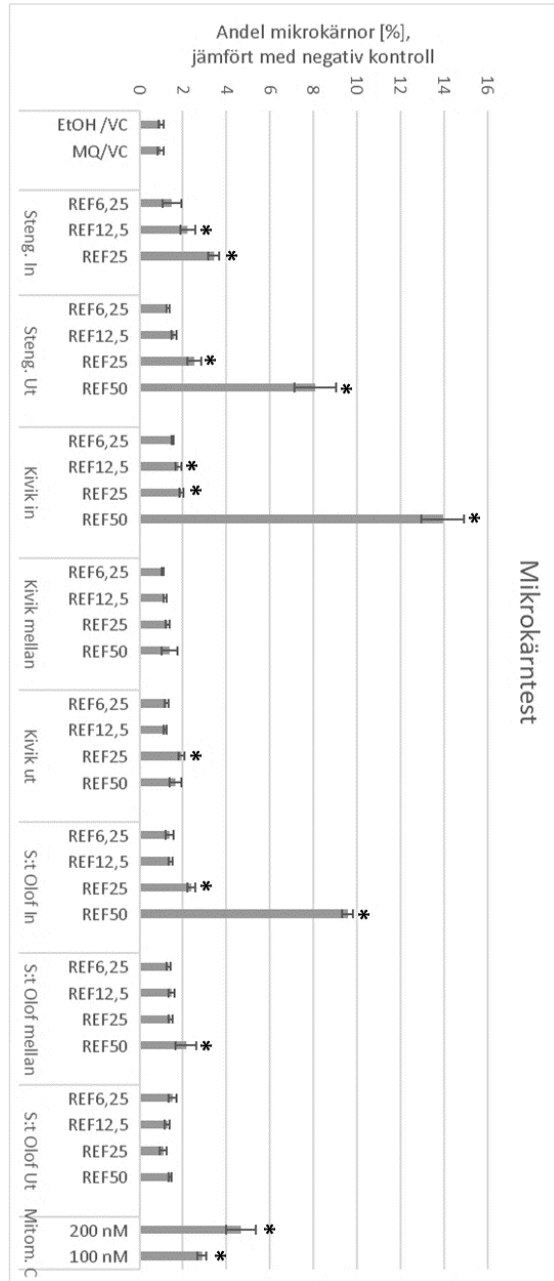
### **5.3.6 Genotoxicitet**

Vid analys av genotoxiciteten på proverna från de tre reningsverken i Simrishamns kommun kunde alla utom REF50 av Stengårdens inkommande prov analyseras. Detta eftersom andelen EMA-positiva celler var för hög för att analysera specifika genotoxiska egenskaper hos provet (Bilaga III).

I Figur 10 visas resultaten från analysen av provernas genotoxicitet, där de staplar markerade med \* innebär att provet uppvisat statistiskt säkerställt genotoxiska egenskaper jämfört med det negativa referensprovet (EtOH/VC). Mellanprovet på Kiviks ARV och utgående från S:t Olofs ARV uppvisar inte genotoxiska egenskaper vid någon av koncentrationerna och är därmed inte genotoxiska. Övriga vattenprover uppvisar genotoxicitet i någon eller flera av koncentrationerna och är därmed genotoxiska.

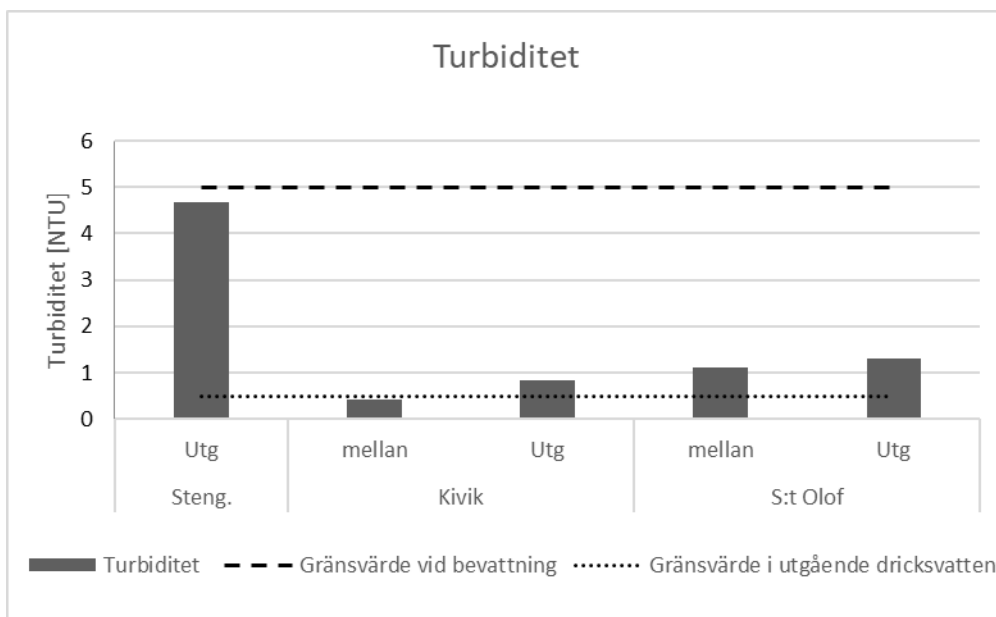
### **5.3.7 Turbiditet**

I Figur 11 presenteras resultatet från turbiditetsmätningen efter konventionell respektive avancerad rening i de tre reningsverken i Simrishamns kommun. Gränsvärdena för turbiditet i utgående dricksvatten och vid bevattning med återvunnet vatten är också markerade. Turbiditeten i alla provtagningspunkter presenteras i Bilaga VII.



Figur 10: Provernas genotoxicitet vid en koncentration på 6,25, 12,5, 25 och 50REF, uttryckt i % mikrokärnor. (\*) betyder att provet är genotoxiskt. EtOH/VC är den negativa kontrollen för proverna, MQ/VC är den negativa kontrollen för mitomycin C-proverna.

I Figur 11 är det också möjligt att se att turbiditeten efter konventionell rening är under gränsvärdet för bevattning med återvunnet vatten på alla tre reningsverk. Efter konventionell rening på Kiviks ARV är turbiditeten även under gränsvärdet för utgående dricksvatten. Däremot ökar den över gränsvärdet för dricksvatten igen i GAK-filtret.



Figur 11: Turbiditeten i vattenproverna efter konventionell respektive avancerad rening samt gränsvärdet för turbiditet vid bevattning med återvunnet vatten och i utgående dricksvatten. (SLVFS 2001:30; EU 2020/741).

### 5.3.8 Sammanställning av kvalitet före och efter infiltration

Andelen infiltrerat avloppsvatten i grundvattnet beräknades till 51,1%. I Björkaån beräknades andelen infiltrerat avloppsvatten till 2,1%. I Tabell 4 presenteras en jämförelse av de uppmätta aktiviteterna i utgående från ARV i Simrishamns kommun mot gränsvärden och kvaliteten i befintliga ytvattentäkter. I Tabell 5 presenteras den beräknade reduktionen,  $r$ , som infiltrationen i Sjöbo gav upphov till. I samma tabell presenteras en

uppskattning av kvaliteten på effluenten från Stengårdens, Kiviks, och S:t Olofs ARV vid motsvarande reduktion. Grönt betyder att det uppmätta värdet i den här studien är under gränsvärdet eller den uppmätta aktiviteten i dricksvattentäkter. Rött betyder att det ligger över. För en utförligare beskrivning av reduktionsberäkningarna, se Bilaga V.

Effluenten från Stengården har en högre anti-AR-aktivitet, AhR-aktivitet och genotoxicitet vid jämförelse med gränsvärden och uppmätt effekt i dricksvattentäkter. ER-aktiviteten ligger under gränsvärdet för dricksvatten men är högre än i andra dricksvattentäkter.

Effluenten från Kivik uppvisar genotoxicitet men överstiger utöver det endast gränsvärdet för AhR-aktivitet. AhR-aktiviteten är dock fortfarande lägre än uppmätt AhR-aktivitet andra dricksvattentäkter.

S:t Olofs effluent överstiger endast gränsvärdet och uppmätta värden i dricksvattentäkter för AhR-aktivitet.

Ingenting går att säga om återanvändbarheten baserat på AR-aktivitet eftersom det inte finns något gränsvärde eller studie från en dricksvattentäkt att jämföra effekten med. Observera att ingen skillnad i återanvändbarhet för dricksvattenändamål kan ses mellan kvaliteten innan och efter infiltration.

Tabell 4: Jämförelse mellan uppmätta aktiviteter i effluenten och gränsvärden respektive uppmätta aktiviteter i ytvattentäcker. Grönt betyder att aktiviteten i effluenten är under gränsvärdet för dricksvatten eller den uppmätta aktiviteten i befintliga dricksvattentäcker. Rött betyder att effluentens aktivitet ligger över. Gränsvärden: ER 1000 eller 3500 pg/L. AhR 500 pg/L.

	Före infiltration					
	Stengården		Kivik		S:t Olof	
	Gränsv.	Vattent.	Gränsv.	Vattent.	Gränsv.	Vattent.
<b>Nrf-aktivitet</b> µg/L (tBHQ-ekv.)	<LOD	under	<LOD	under	<LOD	under
<b>Anti-AR-aktivitet</b> µg/L (OHF-ekv.)	0.562	över	<LOD	under	<LOD	under
<b>AR-aktivitet</b> ng/L (DHT-ekv.)	1.5	n/a	0.1	n/a	0.9	n/a
<b>ER-aktivitet</b> pg/L (E2-ekv.)	833	över	2	under	894	under
<b>AhR-aktivitet</b> pg/L (TCDD-ekv.)	5793	över	899	under	4407	över
<b>Genotoxicitet</b>	positivt		positivt		negativt	

Tabell 5: Jämförelse mellan potentiell kvalitet efter infiltration och gränsvärden respektive uppmätta aktiviteter i ytvattentäcker. Den beräknade reduktionen, r, av respektive aktivitet vid infiltration i Sjöbo presenteras också. Gränsvärden: ER 1000 eller 3500 pg/L. AhR 500 pg/L.

	r	Potentiellt efter konstgjord infiltration					
		Stengården		Kivik		S:t Olof	
		Gränsv.	Vattent.	Gränsv.	Vattent.	Gränsv.	Vattent.
<b>Nrf-aktivitet</b> µg/L (tBHQ-ekv.)	-33%	<LOD	under	<LOD	under	<LOD	under
<b>Anti-AR-aktivitet</b> µg/L (OHF-ekv.)	n/a	0.562	över	<LOD	under	<LOD	under
<b>AR-aktivitet</b> ng/L (DHT-ekv.)	86%	2.8	n/a	0.2	n/a	1.7	n/a
<b>ER-aktivitet</b> pg/L (E2-ekv.)	-43%	475	över	1	under	510	under
<b>AhR-aktivitet</b> pg/L (TCDD-ekv.)	-27%	4239	över	658	under	3224	över
<b>Genotoxicitet</b>	n/a	n/a		n/a		n/a	



## 6 Diskussion

*I detta avsnitt diskuteras först kvantitetsaspekterna av vattenåtervinningen i Simrishamns kommun. Därefter diskuteras kvalitetsaspekterna utifrån om det är kvalitetsmässigt rimligt att återanvända det renade avloppsvattnet samt om skulle påverka återanvändningen. Slutligen dikteras för och nackdelarna med effektbaserad analys och hur den kan användas vidare av Simrishamns kommun. Diskussionen avslutas genom att lyfta fram metodens styrkor och svagheter.*

### 6.1 Kvantitetsaspekter

I vattenbalansen bekräftas att tillgången på grundvatten har minskat över tid i majoriteten av delavrinningsområdena i Simrishamns kommun. Detta styrks av resonemanget att grundvattennivåerna sjunker med klimatförändringarna. Diversifiering av vattenkällor genom återanvändning är därmed en sund väg att gå för att öka tillgången på färskvatten och därmed säkra vattenförsörjningen. Ytterligare sätt att värna om en begränsad vattenresurs är att hålla nere konsumtionen samt att minska förlusterna på ledningsnätet, vilket görs bland annat i Windhoek, Namibia (Lahnsteiner & Lempert, 2007).

Enligt vattenbalansen har vattennivån sjunkit med 20 respektive 40 meter i delavrinningsområde 66 och 135 vilket inte är rimliga värden. Dessa överskattade värden tros bero på antagandet att det enda inflödet i den förenklade vattenbalansen är nederbörd. För att få en mer realistisk bild av hur mängden lagrat vatten förändrats över tid i ett avrinningsområde bör fler in- och utflöden inkluderas i beräkningarna, såsom grundvattenflöden. Grundvattenflöden mellan avrinningsområden inkluderats i vattenbalanserna i en studie av Le Mesnil, et al. (2020). Vattenbalansen i denna studie ska alltså inte tas bokstavligt utan kan användas som en indikation på vilka grundvattenmagasin som är känsligast. Den kan därmed utgöra en startpunkt för vidare kartläggning av grundvattentillgången i Simrishamns kommun.



Endast sett till volymen skulle dricksvattenproduktionen kunna nästan tredubblas om allt renat avloppsvatten från de tre reningsverken infiltrerades och användes som råvatten för dricksvattenproduktion. Så länge inte allt återvunnet vatten behövs för dricksvattenproduktion finns det volymmässigt en möjlighet för användning för andra ändamål, exempelvis vid bevattning inom jordbruket.

## **6.2 Kvalitetsaspekter**

För återanvändning av vatten för dricksvattenändamål behöver kvalitetskraven som uttrycks i dricksvattenlagstiftningarna från Livsmedelsverket och EU vara uppfyllda. Med fördel används en multibarriärprocess för att säkerställa den mikrobiella kvaliteten. För återanvändning av vatten i jordbruket bör kvalitetsfaktorerna som anges i EU-förordningen om återanvändning av vatten uppfyllas. Finns misstanke om halter av andra skadliga kemikalier i vattnet ska en riskanalys utföras på dessa.

### **6.2.1 Konventionell och avancerad rening**

Till att börja med kan det konstateras att avloppsvattenreningen i alla tre reningsverk i Simrishamns kommun reducerar Nrf-, anti-AR-, AR- och ER-aktiviteten. Den konventionella reningen hade störst reducerande effekt på Nrf-aktiviteten (70 och 87%), AR-aktiviteten (78-99%) och ER-aktiviteten (83-98%). Reduktionen av anti-AR-aktivitet och AhR-aktivitet i den konventionella reningen var inte lika stor (runt 30%). Dessutom ökade AhR-aktiviteten i S:t Olofs konventionella rening. Genotoxicitet uppmättes i alla inkommande prov och renades bort i Kiviks konventionella rening, men inte på Stengården eller S:t Olof.

Den avancerade reningens effekt på de uppmätta aktiviteterna är i huvudsak reducerande (anti-AR (S:t Olof), AR, AhR och ER (Kivik)). GAK-filtrens påverkan på Nrf-aktivitet är baserat på resultaten i denna studie oklar eftersom aktiviteten var under detektionsgränsen både innan och efter GAK-filtret på både Kiviks och S:t Olofs ARV. Även GAK-filtrens påverkan på ER-

aktiviteten är oklar eftersom aktiviteten ökar över GAK-filtret i S:t Olof och minskar något i Kiviks GAK-filter. Genotoxiciteten minskade i S:t Olofs GAK-filter medan högre genotoxicitet uppvisades i Kiviks utgående prov än i mellanprovet. Vid tidigare studier har Nrf-, anti-AR-, AhR- och ER-aktivitet samt genotoxicitet reducerats i vatten behandlat med GAK-filtrering (Yu, et al., 2021; Oskarsson, et al., 2021).

## **6.2.2 Det renade avloppsvattnets återanvändbarhet**

Baserat på jämförelsen av effluenternas kvalitet med gränsvärden och befintliga dricksvattentäckters kvalitet skulle återanvändning av vatten som dricksvatten inte kunna ske från något av ARV som det ser ut idag. Å andra sidan är det endast ett fåtal av de analyserade parametrarna per reningsverk som skulle behöva reduceras för att höja kvaliteten till en sådan nivå. Stengårdens effluent är endast konventionellt renad och det är därmed logiskt att effluentens kvalitet är sämre än för de andra två ARV.

Genotoxicitet uppmäts i utgående från både Stengårdens och Kiviks ARV. Akrylamid och bens(a)pyren är två genotoxiska ämnen som regleras i Livsmedelverkets lagstiftning om dricksvattenkvalitet och förekomsten av dessa bör därför undersökas och uteslutas innan vattnet kan återanvändas för dricksvattenändamål (SLVFS 2001:30). Dessutom kan ÖVA följa Norrvattens exempel där det utgående dricksvattnet inte ska uppvisa genotoxiska egenskaper. Detta bland annat baserat på rekommendationer av WHO (WHO, 2017) och BioCell Analytica AB. Eftersom genotoxiska ämnen i många fall är hälsoskadliga vid mycket låga koncentrationer kan det vara svårt att detektera exakt vilka ämnen som orsakar genotoxiciteten. Förekomsten av genotoxiska ämnen i råvattnet bör därmed hanteras genom uppströmsarbete där orsaken till utsläppen ringas in och motverkas (Heldt, 2021).

Återanvändning vid bevattning inom jordbruket skulle vara möjligt med avseende på effluenternas turbiditet. Detta utan att konstgjord infiltration tagits med i beräkningarna. Parametrarna utöver turbiditet i EU-förordningen för bevattning med återvunnet vatten behöver fortfarande analyseras för att

bedöma om effluenternas kvalitet är tillräcklig för återanvändning för bevattning i jordbruket. Enligt EU-förordningen ska en riskbedömning göras för ämnen som kan utgöra en risk för miljö och mänsklig hälsa (EU 2020/741). Detta görs förslagsvis på effekterna som överskrider de tidigare presenterade gränsvärdena eller effekten i befintliga dricksvattentäkter för respektive effluent, dvs. genotoxicitet i Kivik och AhR-aktivitet i S:t Olof.

### **6.2.3 Återanvändning genom konstjord infiltration**

Baserat på de mätningar som gjorts i Sjöbo skulle vattenkvaliteten förbättras vid konstjord infiltration, med avseende på Nrf-, ER- och AhR-aktivitet. Denna reduktion skulle dock inte ensamt vara tillräcklig för att göra effluenterna från ARV i Simrishamns kommun användningsbara för dricksvattenändamål. Vid infiltration till en grundvattentäkt sker dock även utspädning vilket inte togs med i beräkningarna. Utspädning skulle ha en ytterligare positiv påverkan på vattenkvaliteten.

Konstjord infiltration är en användbar metod vid återanvändning av vatten eftersom det erbjuder utspädning och reduktion av vissa föroreningar, fungerar som en mikrobiell barriär och som ett magasin för lagring av återvunnet vatten. Utspädning av återvunnet vatten med minst 50% ytvatten ingår i processer för återanvändning av vatten för dricksvattenändamål i Windhoek, Namibia, och i Texas, USA. Detta bland annat för att minska koncentrationen av löst organiskt kol och därmed förekomsten av desinfektionsprodukter i vattnet (Lahnsteiner & Lempert, 2007; Steinle-Darling, 2015).

Nackdelen med konstjord infiltration är vissa typer av föroreningar i stället kan öka i vattnet under infiltrationen. Exempelvis ökade AR-aktiviteten under infiltrationen i Sjöbo. En ökning av föroreningar i vattnet under konstjord infiltration har också noterats i en studie av Oskarsson, et al. (2021) men ökningen gällde då Nrf- och anti-AR aktivitet. I studien föreslås detta vara ett resultat av antingen ackumulering av föroreningar i marken över tid vilka sedan frigörs till det infiltrerande vattnet, eller naturligt bioaktiva ämnen som bildas av mikroorganismer i marken. Denna slutsats drogs efter att ha

undersökt aktiviteterna i fler brunnar i det undersökta infiltrationsområdet (Oskarsson, et al., 2021). Orsaken till ökningen av AR-aktivitet i Sjöbos infiltration kan undersökas med en liknande metod.

En fråga att ställa sig är dock om det bästa är att ha en naturlig barriär vid återanvändning av vatten för dricksvattenändamål. Detta eftersom den skadliga effekten som kemiska föroreningar kan ha på ekosystem och miljö är akut vid lägre halter än för människor. Exempelvis har östrogena hormoner en bevisat negativ effekt på akvatiska ekosystem vid lägre halter än de har för mänsklig hälsa (Chiaretti, 2022). Utöver detta får konstgjort infiltrerat vatten inte heller leda till en försämrad grundvattenkvalitet enligt Vattendirektivet (2000/60/EG).

## **6.3 Effektbaserad analys**

### **6.3.1 Fördelar och nackdelar med effektbaserad analys**

En av fördelarna med effektbaserad analys är att den har en lägre detektionsgräns för östrogen aktivitet än kemisk analys. Eftersom östrogena hormoner visat sig ha en effekt på vattenlevande organismer vid mycket låg koncentration är detta relevant då renat avloppsvatten infiltreras i grundvattenmagasin som står i kontakt med ytvatten. Effektbaserad analys för ER-aktivitet har dessutom en detektionsgräns som är lägre än en tredjedel av gränsvärdet för ytvatten i Vattendirektivet och anses därmed vara en godkänd analysmetod för östrogena hormoner. Andra fördelar med effektbaserad analys är att effekten från alla kemiska ämnen individuellt och gemensamt representeras av det uppmätta värdet.

Det finns utmaningar vid analys av vattenkvalitet med effektbaserade metoder. Exempelvis är det svårt att avgöra vilken effekt som är hälsoskadlig och inte. Ett försök att undvika detta är framtagandet av EBT-värden. Även om EBT-värden ringar in ungefär vilken effekt som är skadlig gör osäkerheterna vid framtagandet av dem opålitliga och svåra att använda.

En uppmätt effekt skulle kunna räknas om till ekvivalenter av en referenssubstans för att sedan jämföra med ett ämnesspecifikt gränsvärde. Problematiken här ligger i att det ämnesspecifika gränsvärdet inte täcker in coctail effekten och icke-analyserade ämnen. Jämförelsen kan därmed bli missvisande. Ett renat avloppsvatten är en komplex blandning av olika kemikalier där sammansättningen varierar över tid. Det finns fortfarande inget tydligt tillvägagångssätt för att övervaka den kemiska kvaliteten av en sådan blandning.

### **6.3.2 Effektbaserad analys för kvalitetskontroll av återvunnet vatten i Simrishamns kommun**

För att komma förbi respektive analysmetods svaghet skulle kemisk och effektbaserad analys kunna kombineras för att utvärdera kvaliteten. Detta görs exempelvis genom att applicera metoden för övervakning av östrogena hormoner som föreslås av Kunz, et al. (2015) på andra effekter och ämnen (beskrivs i Avsnitt 3.3.4 i denna rapport).

Vidare, för att säkerställa kvaliteten på återvunnet vatten för dricksvattenändamål bör en riskanalys utföras. Till exempel kan detta göras med bland annat av HACCP-principen (Salgot, 2008; Dewettinck, et al., 2001). EBT-värden kan tas fram, med hjälp av metoderna som föreslås av Escher, et al. (2018). Där oklarheter uppstår bör försiktighetsprincipen användas (EU 2020/2184; EU 2020/741).

Effektbaserade triggervärden för övervakning likt lagstiftningen i Kalifornien kan tas fram för att skilja en godkänd vattenkvalitet från en som inte är det. I den löpande kvalitetsövervakningen kan sedan utvalda effektbaserade parametrar mätas regelbundet. Ett trendbrott i någon eller några av aktiviteterna, eller ett överstiget av EBT-värde, skulle indikera att processen inte fungerar som den ska och att åtgärder behöver sättas in (NWRI, 2020).

## 6.4 Metodens styrkor och svagheter samt felkällor

I denna studie gjordes en engångsmätning och resultatet visar därmed en ögonblicksbild av vattenkvaliteten i de olika provtagningspunkterna. Dygnsprov togs i de provtagningspunkter där det var möjligt och stickprov blandades i vissa andra provtagningspunkter. Detta för att jämna ut tillfälliga variationer i vattenkvaliteten något. En mer representativ bild av vattenkvaliteten och dess säsongsvariationer fås genom att göra likadana mätningar vid flera tillfällen över en längre tidsperiod. Notera också att uppehållstiden i marken vid infiltration är lång och att det därmed inte är samma vatten som provtagits i utgående från reningsverket och i grundvattenröret. Den beräknade reduktionen i infiltrationen speglar därför inte bara reduktion utan variationen i kvalitet på det infiltrerande vattnet kan också ha påverkat.

I samband med provtagningsstillfällena regnade det både i Simrishamns kommun och i Sjöbo (se Bilaga VI). Eftersom andelen ovidkommande vatten är betydande i alla fyra reningsverk antas proverna vara relativt utspädda av en betydande andel dag-, drän- och grundvatten. Därför visar resultatet från den effektbaserade analysen troligen lägre effekter än om proverna tagits exempelvis under några torra sommardagar. De uppmätta effekterna i denna studie visar alltså ett av de bättre scenarierna.



## 7 Slutsatser

- Tillgången på grundvatten i Simrishamns kommun har minskat sedan år 2004.
- Om allt renat avloppsvatten i Simrishamns kommun återanvänds skulle råvattentillgången för dricksvattenproduktion mer än dubblas och volymmässigt skulle det finnas återvunnet vatten för andra användningsområden, exempelvis bevattning inom jordbruket.
- Konstgjord infiltration resulterade i ytterligare reduktion av majoriteten av aktiviteterna som uppmättes med effektbaserad analys. Denna reduktion var inte ensamt tillräcklig för att minska aktiviteterna till acceptabla nivåer för dricksvatten.
- Utifrån ett kvalitetsperspektiv behövs ytterligare åtgärder för att återanvändning av vatten för bevattning inom jordbruket och för dricksvattenändamål ska kunna ske. Det kan vara analys av säsongsvariationer och fler eller optimerade reningssteg.
- Det finns inget tydligt tillvägagångssätt för övervakning av ett avloppsvattens kemiska kvalitet på grund av dess komplexa kemiska sammansättning som varierar över tid.
- Effektbaserad analys skulle kunna användas tillsammans med kemisk analys för att skapa ett säkert återvunnet dricksvatten med HACCP.





## 8 Vidare studier

- Undersöka kvaliteten efter avancerad rening med ozon och kolfilter på Stengårdens ARV.
- Det hade varit intressant att vidare undersöka reduktionen av föroreningar vid infiltration i marken i Sjöbo över ett eller flera år.
- Det behöver undersökas hur kvaliteten på komplexa kemiska blandningar vars sammansättning varierar över tid kan utvärderas.



## 9 Referenser

- 2000/60/EG, 2000. *Vattendirektivet*, Bryssel: Europeiska unionen.
- Alcalde Sanz, L. & Gawlik, B. M., 2014. *Water Reuse In Europe - Relevant guidelines, needs for and barriers to innovation*, Luxembourg: Europeiska unionen.
- Asplund, F., 2021. *SVT Nyheter Småland*. [Online] Available at: <https://www.svt.se/nyheter/lokalt/smaland/snart-tva-ar-sedan-invigningen-hyllade-vattenverket-kors-inte-i-full-kapacitet> [Använd 13 04 2022].
- Baresel, C. o.a., 2020. *The municipal wastewater treatment plant of the future - A water reuse facility*, Stockholm: IVL Svenska miljöinstitutet.
- Barup, J. & Magnusson, M., 2017. *Vattenförsörjningsplan för Lunds kommun*, Lund: Lunds kommun.
- Borgholm energi, u.å.. *borgholmenergi.se*. [Online] Available at: <https://borgholmenergi.se/privat/vatten-och-avlopp/avlopp/avloppsrening/reningsverk/> [Använd 13 04 2022].
- Bouwer, H., 2002. Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal*, Volym 10, pp. 121-142.
- Brack, W. o.a., 2019. Effect-based methods are key. The European Collaborative Project SOLUTIONS recommends integrating effect-based methods for diagnosis and monitoring of water quality. *Environmental Sciences Europe*, Volym 31:10, pp. 1-6.
- Chiaretti, C., 2022. *EurEau - First DWD Watch List adopted*. [Online] Available at: <https://www.eureau.org/resources/eu-matters-blog/617-first-dwd-watch-list-adopted> [Använd 24 05 2022].
- Cimbritz, M. & Mattson, A., 2018. *Reningstekniker för läkemedel och mikroföroreningar i avloppsvatten*, u.o.: Havs- och vattenmyndigheten.
- Daniels, K. D. o.a., 2018. Downstream trends of in vitro bioassay responses in a wastewater effluent-dominated river. *Chemosphere*, Volym 212, pp. 182-192.

- Davis, M. L., 2010. *Water and Wastewater Engineering - Design Principles and Practices*. u.o.:McGraw-Hill Education.
- Dewettinck, T. o.a., 2001. HACCP (Hazard analysis and Critical control points) to guarantee safe water reuse and drinking water production - a case study. *Water Science and Technology*, 43(12), pp. 31-38.
- Escher, B. I. o.a., 2018. Effect-based trigger values for in vitro and in vivo bioassays performed on surface water extracts supporting the environmental quality standards (EQS) of the European Water Framework Directive. *Science of the Environment*, Volym 628-629, pp. 748-765.
- Esher, B., Neale, P. & Leusch, F., 2021. Mixtures (chapter 8). i: *Bioanalytical tools in water quality assessment*. u.o.:IWA Publishing, pp. 119-142.
- EU 2020/2184, 2020. *EU parlamentets och rådets direktiv EU 2020/2184 om kvaliteten på dricksvatten*, Bryssel: Europeiska unionen.
- EU 2020/741, 2020. *Europaparlamentet och Europeiska unionens råd om minimikrav för återanvändning av vatten*. u.o.:u.n.
- EU, 2022. *Annex: Commission Implementing Decision establishing a watch list of substances and compounds of concern for water intended for human consumption as provided for in Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and the Council*, Bryssel: European Commission.
- Europeiska kommissionen, 2012. *A Blueprint of Safeguard Europe's Water Resources*, Bryssel: Europeiska kommissionen.
- Fetter, C., 2014. Oxidation potential. i: *Applied Hydrogeology*. 4 red. Harlow: Pearson Education Limited, pp. 400-404.
- Frihammar, E. & Barup, J., 2021. *Vilket vatten till vad?*, Bromma: Svenskt vatten.
- Gidö, B., 2019. *Vattencentrum.se*. [Online] Available at: [https://www.vattencentrum.se/content/uploads/2019/01/5\\_billy\\_gido.pdf](https://www.vattencentrum.se/content/uploads/2019/01/5_billy_gido.pdf) [Använd 13 04 2022].
- Gloyna, E. F., Drynan, W. & Hermann, E., 1959. Water Reuse in Texas. *American Water Works Association*, 51(6), pp. 768-780.
- Golovko, O., Lundqvist, J., Örn, S. & Ahrens, L., 2020. *Assessing the cumulative pressure of micropollutants in Swedish wastewater effluents*

- and recipient water systems using integrated toxicological and chemical methods*, Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet.
- Heldt, D., 2021. *Dimensionerande förutsättningar - kvalitet*, Stockholm: Norrvatten.
- Holm, G., 2019. *Mikrobiologiska barriärer i vattenverk - sammanställning av "Dricksvattenberedning 2018"*, Stockholm: Sweco.
- Johansson, F., 2021. *Miljörapport för år 2020*, Sjöbo: Tekniska förvaltningen i Sjöbo kommun.
- Johansson, J., 2022. *Artificial groundwater recharge of treated wastewater from Simrishamn municipality*, Lund: Lunds tekniska högskola.
- Khan, S. J. & Anderson, R., 2018. Potable reuse: Experiences in Australia. *Environmental Science and Health*, Volym 2, pp. 55-60.
- Kunz, P. Y. o.a., 2015. In vitro bioassays to screen for endocrine active pharmaceuticals in surface and waste water. *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis*, Volym 106, pp. 107-115.
- Lahnsteiner, J. & Lempert, G., 2007. Water management in Windhoek, Namibia. *Water Science & Technology*, 55(1-2), pp. 441-448.
- Law, I. B., Menge, J. & Cunliffe, D., 2015. Validation of the Goreangab Reclamation plant in Windhoek, Namibia, against the 2008 Australian Guidelines for Water recycling. *Journal of Water Reuse and Desalination*, Volym 05.1, pp. 64-71.
- Le Mesnil, M., Charlier, J.-B., Moussa, R. & Caballero, Y., 2020. Interbasin groundwater flow: Characterization, role of karst areas, impact on annual water balance and flood processes. *Journal of Hydrology*, Volume 585.
- Lee, H. & Pin Tan, T., 2016. Singapore's experience with reclaimed water: Newater. *International Journal of Water Resources Development*, 32(4), pp. 611-621.
- Lefebvre, O., 2018. Beyond NEWater: An insight into Singapore's water reuse. *Current Opinion in Environmental Science and Helath*, Volume 2, pp. 26-31.
- Leusch, F. D. L. o.a., 2014. Assasment of the application of bioanalytical tools an surrogate measure of chemical contaminants in recycled water. *Water Research*, Volym 49, pp. 300-315.

- Leusch, F. D. o.a., 2018. Analysis of endocrine activity in drinking water, surface water and treated wastewater from six countries. *Water Research*, Volym 139, pp. 10-18.
- Livsmedelsverket, 2015. *LIVSFS: 2015:3*, u.o.: u.n.
- Livsmedelsverket, 2021. *Kontrollwiki - Kemiska och radioaktiva parametrar*.  
[Online]  
Available at: <https://kontrollwiki.livsmedelsverket.se/artikel/380/kemiska-och-radioaktiva-parametrar>  
[Använd 24 03 2022].
- Livsmedelsverket, 2022. *HACCP och flexibilitet*. [Online]  
Available at: [www.kontrollwiki.livsmedelsverket.se/artikel/476/haccp-och-flexibilitet](http://www.kontrollwiki.livsmedelsverket.se/artikel/476/haccp-och-flexibilitet)  
[Använd 29 04 2022].
- Livsmedelsverket, 2022. *Kontroll av kemiska hälsorisker*. [Online]  
Available at: <https://kontrollwiki.livsmedelsverket.se/artikel/103/kontroll-av-kemiska-halsorisker>  
[Använd 18 05 2022].
- Loy, S. o.a., 2018. The effect of municipal treated wastewater on the water holding. *Science of the Total Environment*, Volym 643, pp. 807-818.
- Lumetzberger, M., 2012. *Hydrogeologisk kartläggning av infiltrationsvattentransport genom resistivitetmätningar*, Lund: Lunds universitet.
- Lundqvist, J. o.a., 2019. In vitro bioanalytical evaluation of remiÓval efficiency for bioactive chemicals in Swedish wastewater treatment plants. *Scientific Reports*, 9(7166).
- Lundqvist, J. & Oskarsson, A., 2021. *Kemiska föroreningar i avloppsvatten - nya innovativa analysmetoder*, Uppsala: BioCell Analytica AB.
- Länsstyrelsen Skåne, 2020. *Ändringstillstånd enligt miljöbalken*. Malmö: Länsstyrelsen Skåne.
- Neale, P. A. o.a., 2020. Wastewater treatment efficacy evaluated with in vitro bioassays. *Water Research X*, Volym 9, pp. 1-10.

- NWRI, 2020. *Bioanalytical Tools for Detection and Quantification of Estrogenic and Dioxin-Like Chemicals in Water Recycling and Reuse*, u.o.: Water Reuse California.
- Oskarsson, A. & Lundqvist, J., 2021. *Kemiska föroreningar i avloppsvatten - nya innovativa analysmetoder*, Uppsala: BioCell Analytica AB.
- Oskarsson, A. o.a., 2021. Assessment of source and treated water quality in seven drinking water treatment plants by in vitro bioassays - Oxidative stress and antiandrogenic effects after artificial infiltration. *Science of the Total Environment*, Volym 758, pp. 1-13.
- Parker, A. o.a., 2021. Land uplift linked to managed aquifer recharge in the Perth Basin, Australia. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, Volym 105.
- Petrie, B., Barden, R. & Kasprzyk-Hordern, B., 2015. A review on emerging contaminants in waterwaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. *Water Research*, Volume 72, pp. 3-27.
- Radcliffe, J. C., 2015. Water recycling in Australia - during and after the drought. *Environmental Science, Water Research and Technology*, Volym 1, pp. 554-562.
- Radcliffe, J. C. & Page, D., 2020. Water reuse and recycling in Australia - history, current situation and future perspectives. *Water Cycle*, Volym 1, pp. 19-40.
- Salgot, M., 2008. Watre reclamation, recycling and reuse: Implementation issues. *Desalination*, Volym 218, pp. 190-197.
- SGU, 2022. *Så påverkar klimatförändringar grundvattnet*. [Online] Available at: <https://www.sgu.se/samhallsplanering/planering-och-markanvandning/grundvatten-i-planeringen/klimatforandringar/paverkan/> [Använd 27 01 2022].
- Simrishamns kommun, 2018. *Om kommunen*. [Online] Available at: <https://www.simrishamn.se/om-kommunen> [Använd 04 02 2022].
- SLVFS 2001:30* (2021).



- SMHI, u.å.. *Ladda ner meteorologiska observationer*. [Online] Available at: <https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer/#param=airtemperatureInstant,stations=all> [Använd 13 04 2022].
- Steinle-Darling, E., 2015. Total Water Solutions: The Many Faces of DPR in Texas. *American Water Works Association*, 107(3), pp. 16-20.
- Svensson, C., 2011. *Groundwater Chemistry - a Hydrogeological Introduction*. 1 red. Lund: Department of Engineering Geology, Lund University.
- Sweco, 2021. *Avloppsinfiltration Omma - Ytvattenpåverkan och reningseffekt 2020*, Malmö: Sweco.
- Tang, J. Y., Busetti, F., Charrois, J. W. & Escher, B. I., 2014. Which chemicals drive biological effects in wastewater and recycled water?. *Water Research*, Volym 60, pp. 289-299.
- Timmers, P. H. o.a., 2022. Improved drinking water quality after adding advanced oxidation for organic micropollutant removal to pretreatment of river water undergoing dune infiltration near The Hague, Netherlands. *Journal och Hazardous Materials*, Volym 429, pp. 1-17.
- USEPA, 2012. *Guidelines for Water Reuse*. 1:a ed. Cincinnati, OH: U.S. Agency for International Development.
- van der Oost, R. o.a., 2017. SIMONI (Smart Integrated Monitoring) as a novel bioanalytical strategy for water quality assessment: part I-model design and effect-based trigger values. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(9), pp. 2385-2399.
- Völker, J., Stapf, M., Miehe, U. & Wagner, M., 2019. Systematic Review of Toxicity Removal by advanced Wastewater Treatment Technologies via Ozonation and Activated Carbon. *Environmental Science and Technology*, Volym 53, pp. 7215-7233.
- WHO, 2006. *Safe Use of Wastewater, excreta and greywater, Volume 2 - Wastewater Use in Agriculture*, Geneva: World Health Organisation.
- WHO, 2009. *Policies and Procedures used in updating the WHO Guidelines for Drinking-water Quality*, Geneva: WHO.
- WHO, 2017. *Drinking Water Parameter Cooperation Project*, Bonn: u.n.

- WHO, 2017. *Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum*, Geneva: World Health Organisation.
- WHO, u.å.. *Internationally Peer Reviewed Chemical Safety Information*.  
 [Online]  
 Available at: <https://inchem.org/#/>  
 [Använd 13 04 2022].
- Yu, M., Lavonen, E., Oskarsson, A. & Lundqvist, J., 2021. Removal of oxidative stress and genotoxic activities during drinking water production by ozonation and granular activated carbon filtration. *Environmental Sciences Europe*, 33(124), pp. 1-14.
- Åkesson, C., 2001. *Undersökning av grundvattenförhållandena i området kring Östra Vemmerlöv*, Lund: Geologiska institutionen, Lunds universitet.
- Österlen VA AB (a), 2020. *Miljörapport, Stengårdens avloppsreningsverk*, Simrishamn: Simrishamns kommun.
- Österlen VA AB (b), 2020. *Miljörapport, Kiviks avloppsreningsverk*, Simrishamn: Simrishamns kommun.
- Österlen VA AB (c), 2020. *Årsrapport, Sankt Olofs avloppsreningsverk*, Simrishamn: Simrishamns kommun.
- Österlen VA AB, 2021. *Vattenförsörjningsplan*, Simrishamn: Simrishamns kommun.
- Österlen VA, 2021. *Vattenförsörjningsplan*, Simrishamn: Simrishamns kommun.

## Personlig kommunikation

Namn	Företag	Kommunikationssätt, datum
Lavonen, Elin. Oskarsson, Agneta. Lundqvist, Johan.	BioCell Analytica AB	Mejlkonversation, 18 maj 2022



## **Bilaga I – Återanvändning i Sverige och världen**

*I detta avsnitt presenteras en mer ingående litteraturstudie om återanvändning av vatten runtom i världen. Avsnittet inkluderar orsakerna till vattenåteranvändning, processerna som används för att rena vattnet samt hur kvaliteten regleras.*

### **Direkt återanvändning av vatten i Windhoek, Namibia**

Namibias huvudstad Windhoek ligger i ett ökenområde där avdunstningen från ytvatten är betydligt större än nederbörden, 3000 mm/år respektive 370 mm/år. Resurseffektiv användning av vatten har därmed länge varit aktuellt i staden. Sedan 1968 har avloppsvatten återvunnits och återanvänts för dricksvattenproduktion och för bevattning av åkermark. För dricksvattenförsörjningen används, utöver direkt återvunnet vatten, ytvatten från Goreangab-dammarna och grundvatten. Grundvattnet består delvis av artificiellt infiltrerat ytvatten från dammarna eftersom lagring av vatten i grundvattentäkterna minskar förlusterna via avdunstning (Lahnsteiner & Lempert, 2007).

Windhoeks vattenåtervinningssystem består dels av ett konventionellt reningsverk, dels av två vattenåtervinningsverk: *Old Goreangab Water Reclamation Plant* (OGWRP) och *New Goreangab Water Reclamation Plant* (NGWRP). OGWRP användes för återvinning till dricksvattenkvalitet mellan år 1968 och 2002. NGWRP togs i bruk 2002 och ersatte därmed OGWRP i vattenåtervinningen till dricksvatten. OGWRP används fortfarande, men endast för rening av ytvatten till bevattningsvatten.

90 % av råvattnet i NGWRP är konventionellt renat avloppsvatten och resten är ytvatten från Goreangab dammarna. Reningsprocessen består av en kombination av flertalet ozonerings-, filtrerings- och koagulationssteg för att uppnå dricksvattenkvalitet. Innan vattnet från NGWRP distribueras blandas det med minst 50% dricksvatten producerat från yt- och grundvatten. Detta för att undvika för höga halter av löst organiskt kol (dissolved organic carbon,

DOC) och därmed höga halter av trihalometaner i dricksvattnet. Kvalitetsfaktorer och gränsvärden baseras på riktlinjer av WHO, lokala kvalitetskrav på dricksvatten och den Sydafrikanska dricksvattenföretaget *Rand Water*. Ett av de största problemen NGWRP står inför (2007) är ökande salinitet i utgående dricksvatten och användning av omvänd osmos övervägs därför (Lahnsteiner & Lempert, 2007).

Råvattnet för dricksvattenproduktionen består till en fjärdedel av återvunnet vatten från det nya vattenreningsverket, två tredjedelar från ytvatten i dammar och resten kommer från grundvatten. OGWRP behandlar förorenat ytvatten från Goreangab-dammarna för användning vid bevattning. Vatten från industrier behandlas biologiskt innan det återanvänds för bevattning av djurfodergrödor (Lahnsteiner & Lempert, 2007).

Vattenresursen i Windhoek värnas alltså om genom återanvändning av vatten, men även reglering och begränsning av privat och kommersiell vattenanvändning har lyckats minska per-capita konsumtionen. Regleringarna består dels av ekonomiska styrmedel innebärande att vattenpriset ökar med använd volym, dels av andra krav som att täcka sin pool när den inte används, reglering av bevattning av sin trädgård och aktiv kontroll av privata grundvattenuttag. Även tekniska lösningar såsom självstängande kranar och lågflödesduschar har bidragit till att hålla nere den privata vattenåtgången. 10% av det distribuerade dricksvattnet i Windhoek består av förluster vilket är lågt i förhållande till andra städer i både Afrika och Europa. Detta uppnås bland annat genom underhåll av ledningsnätet (Lahnsteiner & Lempert, 2007).

Reningsprocessen i Windhoek består av förozonering, flockning, flotation, snabbfiltrering, ozonering, ett biologiskt aktivt kol (BAK)-filter, två efterföljande granulerat aktivt kol (GAK)-filter och slutligen ultrafiltrering (UF) och klorinering (Law, et al., 2015).

## Big Springs och Wichita Falls, Texas

I Texas är både indirekt och direkt återanvändning av vatten en aktuell fråga, och har varit det sedan mitten av 1900-talet (Gloyna, et al., 1959). Reglering av kvalitets och säkerhetsaspekter vid indirekt och direkt dricksvattenåteranvändning i Texas är *Texas Commission on Environmental Quality* (TCEQ). De kvalitetskrav som ställs på den färdiga produkten är att den ska uppnå dricksvattenkvalitet. Dessutom finns reglering av tarmvirus, *Giardia* (bakterie) och *Cryptosporidium* (protozoa). Deras gränsvärden baseras på att risken för att en vattenkonsument blir sjuk inte får överstiga 1:10000. Kvalitetskontroll av läkemedelsrester och skönhetsprodukter uppmuntras trots avsaknad av sådana gränsvärden från TCEQ (Steinle-Darling, 2015).

Två exempel på direkt återanvändning av vatten i Texas är städerna Big Springs och Wichita Falls. Sedan 2013 återvinns effluenten från Big Springs konventionella reningsverk till dricksvatten med tre avancerade reningssteg: mikrofiltrering (MF), omvänd osmos (RO) och avancerad oxidering (AOP). Slutligen desinficeras vattnet med UV-ljus och väteperoxid. Innan distribution till konsumenten blandas det avancerat renade vattnet med ytvatten och renas ytterligare på ett vattenverk (Steinle-Darling, 2015).

I Wichita Falls var den direkta återanvändningen en krislösning för vattenförsörjningen under en svår torrperiod år 2014. Lösningen var temporär innan en mer permanent indirekt återanvändning kunde implementeras. Reningsprocessen för direkt återanvändning i Wichita falls liknade den i Big Springs: först renas effluenten från ett konventionellt avloppsreningsverk med MF och RO och sedan blandas det avancerat renade vattnet med ytvatten. Blandningen får bestå av maximalt 50% behandlat avloppsvatten. Ingen desinficering med UV-ljus görs (år 2014). Innan vattnet kan distribueras renas det till dricksvattenkvalitet i ett vattenverk (Steinle-Darling, 2015).

## Singapore NEWater

Önationen Singapore har en liten färskvattentillgång i förhållande till sin befolkning: totalt  $110 \text{ m}^3/\text{person}$  (Lefebvre, 2018). Eftersom den årliga nederbörden är relativt hög,  $2400 \text{ mm}$ , beror färskvattenbristen framför allt på att det bara finns en liten yta allokerad för regnvattenlagring (Lee & Pin Tan, 2016). Singapore har därför länge varit beroende av grannlandet Malaysia för att täcka sitt vattenbehov (Lefebvre, 2018).

Sedan 1970-talet har landet undersökt möjligheten att bli självförsörjande på vatten, bland annat genom avsaltning och återanvändning av vatten. Lösningen blev indirekt återanvändning av avloppsvatten genom konventionell avloppsvattenrening (primär sedimentering, aktivt slam) följt av MF, UF, RO, UV. Det återvunna vattnet marknadsförs som produkten NEWater och fullskalig produktion har pågått sedan början av 2000-talet. Avsaltningsalternativet ansågs vara mindre yt- och kostnadseffektivt (Lefebvre, 2018).

Runt 30% av Singapores vattenförsörjning täcktes år 2018 av NEWater genom fyra produktionsanläggningar. Målet är att 55% av den totala vattenförsörjningen ska vara NEWater år 2060, vilket skulle motsvara  $10\,000 \text{ m}^3/\text{s}$ . I Singapore är det huvudsakliga användningsområdet för återvunnet vatten industriellt och det är framför allt högteknologiska elektronik, läkemedels och kemikalieföretag som är kunder. Resterande volym används för att fylla Singapores råvattenreservoarer vid låga nivåer, vilket leder till indirekt dricksvattenanvändning (Lefebvre, 2018). Utöver NEWater produceras ett industrivatten av lägre kvalitet. På så sätt används inte en vattenresurs med hög kvalitet för ändamål som endast kräver en lägre kvalitet. Trots att industrivattnet är billigare att producera än NEWater (år 2014 ungefär  $4,50 \text{ sek}/\text{m}^3$  respektive  $8,40 \text{ sek}/\text{m}^3$ ) gör den höga kvaliteten att NEWater har fler användningsområden. Därmed är det den resurs som satsas på (Lee & Pin Tan, 2016).

En framtida möjlighet i Singapore är direkt återanvändning av vatten för dricksvattenanvändning. Det som talar för är att hela vattencykeln ägs av ett och samma företag (*Singapores Public Utilities Board*) och att reningsprocessen är redan nu ett multibarriärsystem. Det forskas dessutom kontinuerligt på nya reningstekniker. Det finns exempelvis möjlighet att implementera AOP innan den biologiska reningen, att ersätta polymermembran med robustare keramikmembran och att en blandning av matavfall och reningsverksslam ska kunna användas för biogasproduktion (Lee & Pin Tan, 2016).

Kvaliteten på NEWater kontrolleras mot flera olika ramverk för kvalitet. Dess är landets egen dricksvattenlagstiftning, WHO:s riktlinjer för dricksvattenkvalitet och det amerikanska naturvårdsverket USEPA:s kvalitetslagstiftning. De uppmätta halterna ligger normalt under gränsvärdena med marginal då NEWater beskrivs vara ultra-rent. För att säkerställa att membranerna är intakta kontrolleras indikatorparametrarna totalt organiskt kol (TOC) och konduktivitet i RO-permeatet. Detta görs både genom uppkopplade givare och laborationstester ett flertal gånger om dagen. Utöver det har NEWater testats för runt 300 mikroföroreningar, biologiska faktorer, bekämpningsmedel med flera (Lee & Pin Tan, 2016).

## **Perth, Australien**

Australien var det första landet i världen att utveckla riktlinjer för kvalitén på återvunnet vatten (Khan & Anderson, 2018). Drivkrafterna bakom riktlinjerna var först skärpta utsläppskrav från ARV under 90-talet och sedan en lång period av torka och vattenbrist från och med år 2000. Behovet av vatten från olika källor uppmärksammades därför och det byggdes både avsaltnings- och vattenåtervinningsverk i anslutning till flera stora städer (Radcliffe & Page, 2020). När torkan lindrades i östra Australien under åren 2008–2019 stängdes vattenåtervinningsanläggningar ner och avsaltningsverk drevs på minimumflöde. Det resulterade i att de stora investeringarna som till stor del



finansierats av vattentaxan ifrågasattes av allmänheten och acceptansen hos befolkningen var relativt låg (Radcliffe, 2015).

I västra Australien har torrperioden pågått mer eller mindre utan avbrott sedan år 2000 vilket gjort att användningen av både avsaltningsverk och återvinningsanläggningarna fortgått och att acceptansen hos befolkningen är hög. I staden Perth på Australiens västkust injiceras återvunnet vatten till grundvattentäkter och återanvänds sedan som dricksvatten. Produktionen motsvarar 10% av dricksvattnefterfrågan (Radcliffe & Page, 2020). I återvinningsystemet renas först avloppsvattnet i ett konventionellt ARV för att sedan renas ytterligare i en vattenåtervinningsanläggning med UF, RO och UV-desinfektion (Khan & Anderson, 2018). Det finns två vattenåtervinningsanläggningar i Perth, varav den första togs i drift 2016 och den andra år 2019 (Radcliffe & Page, 2020). Utöver återanvändningen täcks 51% av dricksvattenförbrukningen i Perth av två avsaltningsverk (Radcliffe & Page, 2020).

De australiensiska riktlinjerna för kvaliteten på det återvunna vattnet är baserade på att lokalisera och hantera risker snarare än att ange gränsvärden för slutproduktens kvalitet. De baseras på ett multibarriärsystem (Law, et al., 2015). Riktlinjerna är inte bindande och de klassificerar inte olika vattenkvaliteter eftersom det anses kunna hämma användningsmöjligheterna. Detta ger olika regioner möjlighet att anpassa dem efter lokala bestämmelser och förhållanden (Law, et al., 2015). Riktlinjerna består av fyra huvudsteg: identifiering av potentiell fara, dos-respons-analyser, exponeringsutvärdering och karakterisering av risker (Khan & Anderson, 2018). Log-reduktionsvärden för virus, bakterier och protozoa finns dock angivna (Law, et al., 2015).

När en reningsprocess utvärderas mot riktlinjerna kontrolleras den totala log-reduktionen patogener mot de givna gränsvärdena i ramverket för återanvändning. Koncentrationen av kemiska ämnen kontrolleras mot den australiensiska dricksvattenlagstiftningen. Om det kemiska ämnet inte finns

med i dricksvattenlagstiftningen görs en riskanalys specifikt för ämnet (Law, et al., 2015).

Flertalet avancerade reningsverk i världen såsom Australien, Sydafrika, Kalifornien och Europa består av en kombination av UF/RO eller MF/RO vilket ger en högkvalitativ effluent. RO har dock ifrågasatts utifrån ett kostnads- och hållbarhetsperspektiv. Reningsprocessen i Windhoek innehåller inte RO men har visat sig klara de gränsvärden för patogener som ställs i den australiensiska lagstiftningen (Law, et al., 2015).

## **Mörbylånga, Öland**

Likt Simrishamns kommun har Mörbylånga kommun på Öland stora säsongsvariationer i vattenförbrukningen: ca 3500  $m^3/dygn$  under lågsäsong och 5500  $m^3/dygn$  under turistsäsong. Kommunen har även mindre nederbörd än det svenska genomsnittet, 500-600  $mm/år$ . Torra år kan nederbörden vara nere på 300  $mm/år$  vilket följaktligen leder till en låg påfyllning av grundvattnet. Landskapet på Öland tillåter från början en liten grund- och ytvattenlagring och grundvattentillgången har därför länge varit beroende av påfyllning från nederbörd varje år (Gidö, 2019).

För att göra sig oberoende av nederbördsmängden används invigdes år 2019 det nya vattenverket i Mörbylånga. Vattenverket använder sig av två olika råvattenkällor som inte är nederbördsberoende. Bräckt vatten från havsnära brunnar utgör den största råvattenkällan och processvatten från en livsmedelsindustri kompletterar med resten. Den maximala produktionskapaciteten på Mörbylånga vattenverk är 4000  $m^3/dygn$  vilket uppnås med 5800  $m^3$  bräckt vatten per dygn, på grund av förluster i avsaltningsprocessen. Alternativt kan 1500  $m^3/dygn$  avsaltat vatten ersättas med återcirkulerat vatten från livsmedelsindustrin (Gidö, 2019). Vattenverket använder hittills bara det bräckta vattnet för dricksvattenproduktion, och inte det återcirkulerade processvattnet. Detta på grund av höga manganhalter i processvattnet (Asplund, 2021).

Innan processvattnet når vattenverket renas det mekaniskt och kemiskt internt på livsmedelsindustrin, biologiskt och kemiskt på ett industrireningsverk. Det renas även kemiskt samt desinficeras i två steg på ett förbehandlingsverk. På vattenverket blandas det oxiderade bräckta vattnet med det förbehandlade vattnet och renas med UF och RO innan det mineraliseras i kalkbäddar och desinficeras med UV-ljus. Slutprodukten kan även kloreras innan distribution vid behov. På så sätt finns minst tre mikrobiologiska barriärer för det bräckta vattnet och minst sex för processvattnet. Reningsstegens funktion kontrolleras genom onlineövervakning av minst två parametrar. För RO övervakas till exempel tryck och salthalt (Gidö, 2019).

Återanvändning av vatten sker även på Böda ARV på norra Öland. Där används konventionellt renat avloppsvatten sommartid för bevattning av åkermark för odling av djurfoder (Borgholm energi, u.å.; Frihammar & Barup, 2021). Utöver avsaltning och återanvändning uppmanar kommunen invånarna att spara på vatten. Även andra initiativ från privata aktörer minskar trycket på dricksvattennätet. Exempelvis används havsvatten som passerat sandfiltrering och sedimenteringsdammar i stället för dricksvatten i pooler och toaletter på Saxnäs camping (Frihammar & Barup, 2021).

## Bilaga II – Provtagningspunkter i Sjöbo

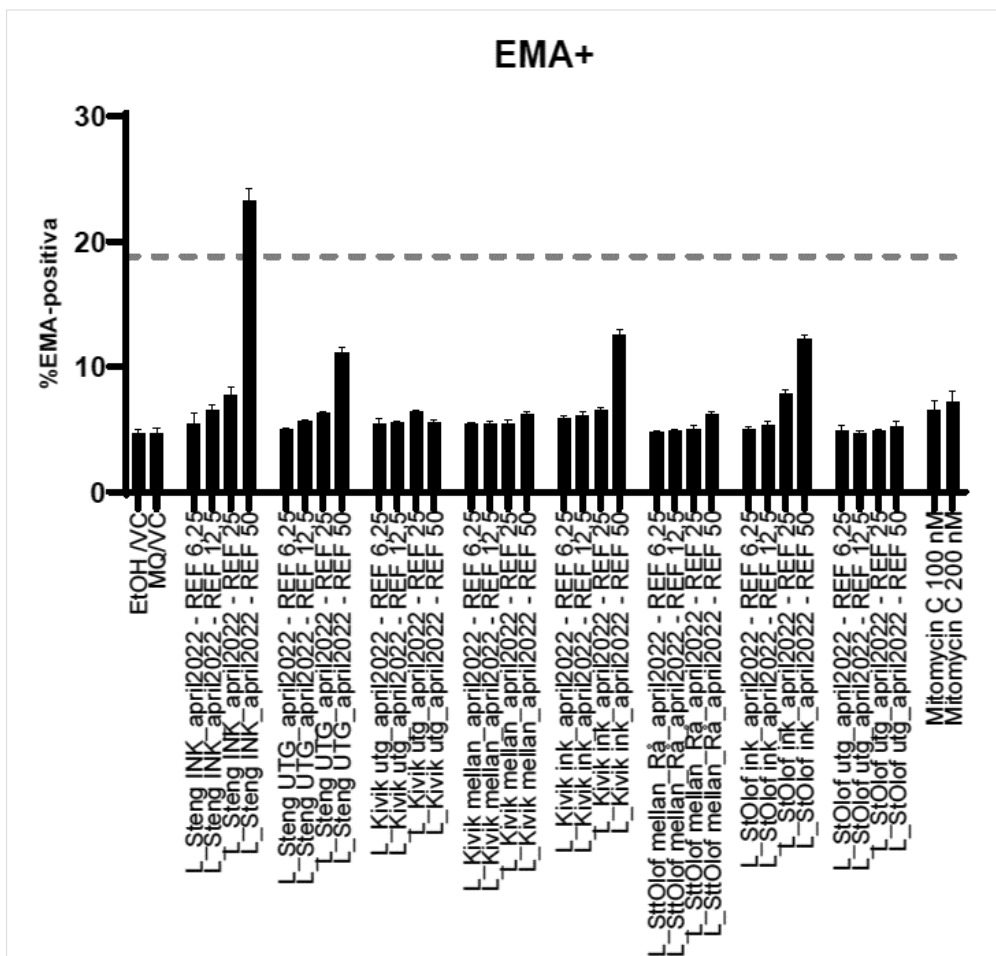
På kartan nedan markeras med röda cirklar var proverna i Björkaån (uppströms, nedströms och mynningen till Vombsjön) togs samt grundvattenrörets position.





## Bilaga III – Genotoxicitet

Cellviabiliteten i proverna för genotoxicitet presenteras i Figur 12. REF50 av inkommande till Stengården har en för låg cellviabilitet för att vidare analyseras för genotoxicitet.

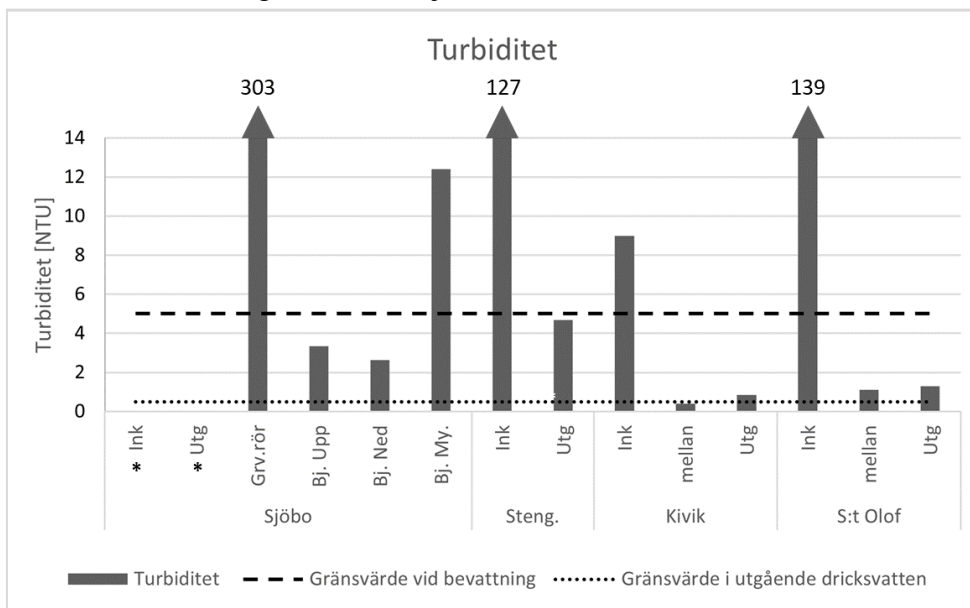


Figur 12: Andelen EMA-positiva celler i kvalitetskontrollen inför genotoxisk kvalitetsanalys. Staplar under den streckade linjen indikerar att cellviabiliteten är tillräckligt hög för att analyseras för genotoxicitet. Staplar över den streckade linjen har en för låg cellviabilitet för att analyseras för genotoxicitet.



## Bilaga IV – Turbiditet

Uppmätt turbiditet i alla provtagningspunkter (Figur 13). Inget prov togs på inkommande och utgående från Sjöbo ARV.



Figur 13: Turbiditeten i alla provtagningspunkter där den mättes. \* betyder att inget prov togs för turbiditetsmätning.





## Bilaga V – Reduktion i infiltrationen

Reduktionen av aktiviteterna under infiltration i Sjöbo presenteras i Tabell 6.

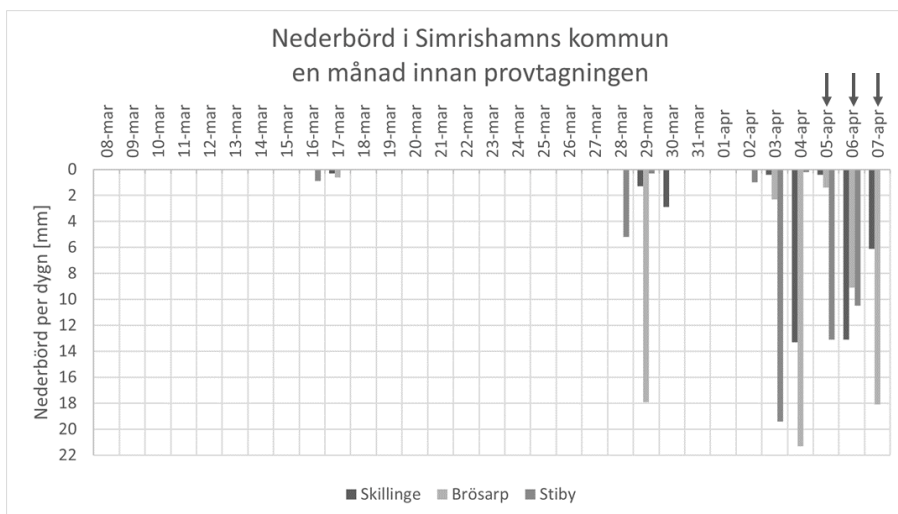
Tabell 6: Beräkningen av den procentuella reduktionen ( $r$ ) till följd av nedbrytning och fastläggning i infiltrationen i Sjöbo.

Reduktion i infiltrationen						
	LOD	$c_1$	$c_2$	$c_{2\text{ e. utsp.}}$	$c_{\text{red}}$	$r$
<b>Nrf-aktivitet</b> $\mu\text{g/L}$ (tBHQ- ekv.)	9.3	52.8	9.3	27.0	-17.7	-33.5%
<b>Anti-AR- aktivitet</b> $\mu\text{g/L}$ (OHF-ekv.)	0.4	<LOD	<LOD	-	-	-
<b>AR-aktivitet</b> $\text{ng/L}$ (DHT- ekv.)	0.1	1.9	2.6	1.0	1.6	85.8%
<b>ER-aktivitet</b> $\text{pg/L}$ (E2- ekv.)	2	1120	91.0	572.1	-481.1	-43.0%
<b>AhR- aktivitet</b> $\text{pg/L}$ (TCDD-ekv.)	194	5065	1228	2587.1	-1359.1	-26.8%



## Bilaga VI – Nederbörd vid provtagningen

Nederbörden i Simrishamns kommun (Figur 14) och i Sjöbo (Figur 15) en månad innan samt vid provtagningstillfället.



Figur 14: Nederbörden på mätstationerna i Skillinge, Brösarp och Stiby de dagar proverna togs och en månad innan (SMHI, u.å.). Pilarna visar de dagar prover togs.



Figur 15: Nederbörden i Sjöbo på provtagningsdagen och en månad innan (SMHI, u.å.). Pilarna visar den dag prover togs.