

---

# RAPPORT

---

UPPSALA VATTEN AB

## Rening av mikroföroreningar vid Kungsängsverket i Uppsala

UPPDRAGSNUMMER 13011459

### FÖRSTUDIE MIKROFÖRENINGAR KUNGSÄNGSVERKET



RAPPORT

SLUTGILTIG

2021-01-25

SWECO ENVIRONMENT AB

UPPSALA VA & VATTENRESURSER

Yingdi Chen  
Linus Karlsson  
Gisela Holm  
Struan Robertson  
Anders Selmer  
Esbjörn Öhrström  
Linda Önnby

## Sammanfattning

En förstudie har genomförts för att utreda möjligheterna att implementera ett avancerat reningssteg för rening av mikroföroreningar vid Kungsängsverket (Uppsalas största kommunala avloppsreningsverk). Denna rapport sammanfattar förstudien och beskriver resultaten.

Första delen av förstudien var en litteraturstudie som omfattade regelverk och bestämmelser och där aktuella mikroföroreningar identifierades. Utgångspunkten för de ämnen som ingår i förstudien är Naturvårdsverkets lista på rekommenderade läkemedelsrester för analys (Naturvårdsverket, 2019) och de ämnen som klassas som SFÄ (Särskilt Förorenande Ämnen) i Havs- och Vattenmyndighetens föreskrifter. Olika reningstekniker, lämpliga för rening av mikroföroreningar vid Kungsängsverket, identifierades och beskrevs (aktivt kol (GAK), anjonbytare, ozonbehandling med efterföljande biologisk rening, och skumfraktionering).

En riskbedömning kring recipientpåverkan genomfördes utifrån tillgängliga data, och PEC/PNEC-beräkningar har utförts baserade på årsmedelflöde. Åtta mikroföroreningar i utgående vatten från Kungsängsverket identifierades som ämnen som kan, eller kan komma att, utgöra en potentiell risk för recipienten (Fyrisån): citalopram, diklofenak, flukonazol, ibuprofen, metoprolol, propranolol, PFOS (PerFluorOktansulfonSyra) och 4-nonylfenol. Det rekommenderas att genomföra ytterligare provtagning av mikroföroreningar, både i utgående vatten från Kungsängsverket och i Fyrisån, med fokus på mikroföroreningarna på Naturvårdsverkets lista och SFÄ:er, som inte finns med i denna studie samt att kontrollera PEC/PNEC-beräkningarna med det större underlaget.

Fem olika förslag för rening av de identifierade mikroföroreningarna vid Kungsängsverket togs fram. Två av dessa valdes ut som mest lämpliga för Kungsängsverket: GAK och ozonbehandling i kombination med anjonbytare. Varje förslag redovisas i två varianter: med befintligt kemsteg, och med ett nytt reningssteg som ersätter befintligt kemsteg:

- Scenario a: befintligt kemsteg ersätts med nytt processteg
  - Alternativ 1a: skivfilter + GAK-filter
    - Investeringskostnad: cirka 240 MSEK
    - Driftkostnad: cirka 10-27 MSEK/år
  - Alternativ 4a: ozon + fällning + sandfilter + anjonbytare
    - Investeringskostnad: cirka 205 MSEK
    - Driftkostnad: cirka 13-19 MSEK/år
- Scenario b: befintligt kemsteg behålls
  - Alternativ 1b: GAK-filter
    - Investeringskostnad: cirka 115 MSEK
    - Driftkostnad: cirka 9-25 MSEK/år

- Alternativ 4b: ozon + sandfilter + anjonbytare
  - Investeringskostnad: cirka 145 MSEK
  - Driftkostnad: cirka 13-19 MSEK/år

Anjonbytare (fokuserad rening av PFOS) som inkluderats i alternativ 4a och 4b är en oprövad teknik för avloppsvatten men det finns storskaliga referenser vid till exempel dricksvattenverk. Denna teknik har ändå valts ut som intressant då det finns farhågor att PFOS-avskiljning med GAK kan vara problematiskt och jonbytare kan ge en fokuserad rening av PFOS. Vidare undersökning krävs för att kontrollera applikation av tekniken vid ett reningsverk.

Utifrån de identifierade mikroföroreningarna, ses flukonazol och PFOS som potentiella utmaningar.

Flukonazol är hydrofilt, och tros därför adsorbera dåligt till kol. Vid ozonbehandling krävs en högre ozondos (1g/g DOC) för att sönderdela flukonazol. Om GAK ska implementeras bör flukonazol utredas vidare för att kontrollera om denna mikroförorening utgör en risk för recipienten. Om så är fallet bör det utredas om GAK kan reducera flukonazol tillräckligt effektivt.

För PFOS finns ingen referens för riktad rening av PFOS vid ett kommunalt reningsverk och det är oklart om sådan rening är kostnadseffektiv då det finns referenser som tyder på att PFOS bryter igenom (mättar kolet) snabbare än andra mikroföroreningar vid användning av aktivt kol. Det rekommenderas att en noggrann massbalans för PFOS tas fram för Uppsalas vattenkretslopp tillsammans med andra aktörer. Denna kan sedan ligga till grund för framtida beslut angående rening av PFAS-ämnen i Uppsalaområdet. Om ozon ska implementeras bör bromat, kväveoxider och andra ozon-inducerade nedbrytningsprodukter utredas vidare.

Kostnadskalkyler genomfördes för de alternativ som bedömdes mest lämpliga för Kungsängsverket och investerings- och driftkostnader redovisas ovan. En känslighetsanalys visar att olika dimensionerings- och driftparametrar leder till en variation av både investerings- och driftkostnader. De breda intervallen för driftkostnader för GAK orsakas av osäkerhet i hur ofta kolet kommer att behöva bytas/regenereras (efter rening av 8 000-20 000 bäddvolym).

Osäkerhet i dimensioneringsförutsättningar som kommer gälla för det avancerade reningssteget, till exempel maxflöde och reningsgrad, identifierades och därför bedöms efterföljande pilotstudie som kritisk för att ge svar på dessa frågor inför en eventuell implementering. Det rekommenderas också att vidare utreda hållbarhetsfrågor för projektet, till exempel hur klimatpåverkan för GAK är beroende av källan till ursprungsmaterialet (stenkol eller kokosnötter).

## Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>Bakgrund</b>	<b>7</b>
1.1	Syfte och mål	7
1.2	Rapportinnehåll	8
1.3	Avgränsningar	8
<b>2</b>	<b>Litteraturstudie</b>	<b>9</b>
2.1	Gällande regelverk, Särskilt Förorenande Ämnen (SFÄ) och MiljöKvalitetsNormer (MKN)	9
2.2	Mikroföroreningar	9
2.2.1	Per- och polyfluorerade ämnen (PFAS)	10
2.3	Vattenmatrisen	11
2.4	Avskiljning av mikroföroreningar i reningsverk	12
2.5	Tillgängliga reningstekniker	12
2.5.1	Aktivt kol	12
2.5.2	Anjonbytare	17
2.5.3	Oxidationsprocesser: ozon med efterföljande biologisk rening	19
2.5.4	Skumfraktionering	22
2.6	Rening av mikroföroreningar i Sverige	24
2.7	Rening av mikroföroreningar i Europa och världen	24
2.8	Tidigare studier och data kopplade till Fyrisån och/eller Kungsängsverket	25
<b>3</b>	<b>Riskbedömning kring recipientpåverkan</b>	<b>26</b>
3.1	Recipienten: Fyrisån och spädningfaktorer	26
3.2	Metod	26
3.3	Förväntade koncentrationer av mikroföroreningar och påverkan på recipienten	27
3.4	Prioriterade mikroföroreningar för det nya reningssteget	29
<b>4</b>	<b>Kungsängsverket Uppsala</b>	<b>30</b>
4.1	Befintligt reningsverk	30
4.2	Det framtida Kungsängsverket	30
4.3	Förutsättningar för ett avancerat reningssteg	31
4.3.1	Dimensionerande förutsättningar	31
4.3.2	Framtida processalternativ	33
4.3.3	Tillgänglig yta	33
4.3.4	Hydraulik	34
4.3.5	Vattenkvalitet och potentiell påverkan på ett avancerat reningssteg	35
<b>5</b>	<b>Dimensionering och utformning av ett avancerat reningssteg vid Kungsängsverket</b>	<b>37</b>

5.1	Jämförelse av olika tekniker för Kungsängsverket	37
5.1.1	Kemisk-fysikaliska data för teknikbedömning	37
5.1.2	Teknikmatris utifrån avskiljning av mikroföroreningar	39
5.1.3	Möjliga teknikkombinationer	40
5.2	Processutformning alternativ 1a (skivfilter + GAK)	43
5.2.1	Processbeskrivning	43
5.2.2	Storlek på bassänger och maskinkomponenter	44
5.3	Processutformning alternativ 1b (GAK)	45
5.3.1	Processbeskrivning	45
5.3.2	Storlek på bassänger och maskinkomponenter	45
5.4	Processutformning alternativ 4a (ozonbehandling + fällning + sandfilter + anjonbytare)	46
5.4.1	Processbeskrivning	46
5.4.2	Storlek på bassänger och maskinkomponenter	48
5.5	Processutformning alternativ 4b (ozonbehandling + sandfilter + anjonbytare)	49
5.5.1	Processbeskrivning	49
5.5.2	Storlek på bassänger och maskinkomponenter	49
5.6	Ytanspråk	51
<b>6</b>	<b>Kostnads kalkyler</b>	<b>52</b>
6.1	Investeringskostnad	52
6.2	Driftkostnader	54
6.2.1	Driftkostnad för en GAK-filteranläggning (alternativen 1a och 1b)	54
6.2.2	Driftkostnad för en ozonanläggning som följs av anjonbytare (alternativen 4a och 4b)	57
6.3	Känslighetsanalys	60
6.3.1	Känslighetsanalys för investeringskostnader	60
6.3.2	Känslighetsanalys för driftkostnader	61
<b>7</b>	<b>Diskussion</b>	<b>62</b>
7.1	Miljökonsekvenser	62
7.2	Rening av PFAS	62
7.3	Dimensioneringsförutsättningar	63
7.3.1	Dimensionerande maxflöde och reningsgrad för avancerat reningssteg	63
7.3.2	Dimensionering av fosforavskiljning (Scenario a - befintligt kemsteg ersätts med skivfilter)	64
7.3.3	Tillgänglig yta	64
7.4	Kostnads kalkyl	64
7.4.1	Investeringskostnader	64
7.4.2	Driftkostnader	65
7.5	Hållbarhetsperspektiv	65
7.6	Jämförelse av olika alternativ	66
7.7	Efterföljande pilotstudie	66
<b>8</b>	<b>Slutsatser och rekommendationer</b>	<b>67</b>

**9 Referenser**

**70**

**Bilagor**

Bilaga 1 – Tidigare studier och datakällor

Bilaga 2 – PEC/PNEC beräkningar

Bilaga 3 – Teknikmatris

Bilaga 4 – Kostnadskalkyler

## 1 Bakgrund

Förekomsten av mikroföroreningar i våra vattendrag är ett miljöproblem som fått allt mer uppmärksamhet de senaste åren. Begreppet mikroföroreningar omfattar en mängd olika ämnen, däribland läkemedelsrester, pesticider, biocider och flamskyddsmedel.

Uppsala Vatten har fått bidrag från Naturvårdsverket för att genomföra en förstudie för att utreda möjligheterna att implementera ett avancerat reningssteg för rening av mikro-föroreningar vid Kungsängsverket (Uppsalas största kommunala avloppsreningsverk). 2019 renade Kungsängsverket avloppsvatten från cirka 192 600 pe (personekvivalenter) och Uppsala Vatten har identifierat behov av att öka kapaciteten till cirka 330 000 pe för att möta reningsbehovet av belastningen fram till 2050. Recipienten för utgående vatten från Kungsängsverket är Fyrisån som rinner ut till sjön Ekoln (en del av Mälaren).

Sweco Environment AB har fått i uppdrag av Uppsala Vatten att genomföra förstudien.

### 1.1 Syfte och mål

Förstudien syftar till att ta fram en lägesbeskrivning som är specifik för Kungsängsverket, dess inkommande vatten och recipient. Förstudien ska vara kompetenshöjande och ge en uppdatering av aktuell kunskap kring behov av avancerad rening, effekter i miljön och tillgänglig teknik. Förstudien kommer utgöra en viktig del i planering och genomförande av uppgradering och kapacitetsökning på Kungsängsverket, där det finns en tydlig koppling mellan läkemedelsreningen och utformning och drift av det framtida avloppsreningsverket.

Målet med denna studie har varit att:

- Genomföra en litteraturstudie och sammanfatta studier och data som är relevanta för Kungsängsverket.
- Genomföra en riskbedömning kring recipientpåverkan för att identifiera mikroföroreningar med potentiell negativ påverkan på recipienten.
- Identifiera lämpliga tekniker för rening av mikroföroreningar vid Kungsängsverket.
- Dimensionera de två lämpligaste alternativen (på förstudienivå) och kalkylera investerings- och driftkostnader för dessa.
- Identifiera viktiga aspekter och förutsättningar för en eventuell implementering av rening av mikroföroreningar vid Kungsängsverket.
- Presentera och diskutera resultaten i en rapport inklusive slutsatser och rekommendationer.
- Ge rekommendationer och förutsättningar för en planerad efterföljande pilotstudie (separat PM).
- Utredda möjligheten att leverera utgående vatten som tekniskt vatten till lokala användare (separat PM).

## 1.2 Rapportinnehåll

Denna rapport innehåller följande delar:

- Litteraturstudie (kapitel 2).
- Beskrivning av relevanta delar av Kungsängsverket (kapitel 3).
- En riskbedömning kring recipientpåverkan av mikroföroreningar (kapitel 4).
- Dimensionering och utformning av ett avancerat reningssteg för rening av mikroföroreningar vid Kungsängsverket (kapitel 5).
- Kostnadskalkyler (kapitel 6).
- En diskussion av viktiga aspekter som framkommit under studien (kapitel 7).
- Slutsatser och rekommendationer (kapitel 8).
- En referenslista (kapitel 9).
- Bilagor med detaljerade tabeller och information.

## 1.3 Avgränsningar

Denna studie är baserad på tillgängliga data och underlag från Uppsala Vatten och andra aktörer som gjort relevanta studier, till exempel SLU (Sveriges Lantbruksuniversitet). Inga kompletterande provtagningar av mikroföroreningar genomfördes under denna studie. Studien är på förstudienivå och är tänkt att peka ut viktiga förutsättningar och frågeställningar som behöver redas ut och besvaras i en efterföljande pilotstudie, vidare utredningar och eventuell detaljerad projektering.



## 2 Litteraturstudie

### 2.1 Gällande regelverk, Särskilt Förorenande Ämnen (SFÄ) och MiljöKvalitetsNormer (MKN)

I Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (2019:25) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten är läkemedlen diklofenak, östradiol, etinylöstradiol och ciprofloxacin upptagna som särskilt förorenande ämnen (SFÄ). Det betyder att det finns bedömningsgrunder för dessa fyra mikroföroreningar.

För vattenförekomster (t.ex. Fyrisån) finns beslutade MKN (HVMFS, 2019:25) från Vattenmyndigheterna. I dessa beskrivs nuvarande situation med avseende på ekologisk- och kemisk status, vad som behöver förbättras och en målsättning för ett framtida år (VISS, 2020).

När det gäller PFAS-föreningar är situationen komplicerad och oklar. En samlingsparameter har tagits fram inom EU som omfattar 11 PFAS-föreningar och benämns PFAS-11. I PFAS-11 ingår 7 perfluorerade karboxylsyror (bland annat PFOA) och 4 perfluorerade sulfonsyror (bland annat PFOS) som alla är starka syror. Diskussionen om riktvärden och halter av PFAS-11 i vatten pågår för fullt. De handlar bland annat om att sänka och föreslå nya riktvärden för olika typer av vatten.

För **avloppsvatten** saknas gräns- och riktvärden för PFAS-föreningar. Miljökvalitetsnormen (MKN) för PFAS-11 i **grundvatten**, har av vattendelegationerna satts till 90 ng/l, och för att vända den uppåtgående trenden är riktvärdet satt till 18 ng/l (20% av MKN). Statens Geologiska Institut (SGI) har på uppdrag av regeringen tagit fram ett riktvärde för grundvatten för PFOS på 45 ng/l. Att föreslå ett riktvärde för andra PFAS-föreningar gick inte mot bakgrund av att dataunderlaget var begränsat (Pettersson, 2017). För **dricksvatten** har Livsmedelsverket sedan 2014 (Livsmedelsverket, 2020) rekommenderat en åtgärdsgräns på PFAS-11 i dricksvatten på 90 ng/l. Slutligen är gränsvärdet för PFOS för god kemisk ytvattenstatus (MKN) i **inlandsytvatten** 0,65 ng/l enligt Havs- och vattenmyndigheten i deras föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS, 2019:25).

### 2.2 Mikroföroreningar

Utgångspunkten för de ämnen som ingår i förstudien är Naturvårdsverkets lista med rekommenderade läkemedelsrester för analys (Naturvårdsverket, 2019) som ingick i deras utlysning för investeringsbidrag till läkemedelsrening 2019 (se Tabell 1 nedan). Naturvårdsverket rekommenderar denna lista för att öka jämförbarheten mellan olika projekt och vid utvärdering av teknikval. Förutom dessa har PFOS och PFOA samt PFAS-11, etinylöstradiol och östradiol som tillsammans med ciprofloxacin och diklofenak är klassade som SFÄ i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS, 2019:25) inkluderats i förstudien.

Tabell 1. Naturvårdsverkets lista\* med rekommenderade mikroföreningar för analys och användningsområden

Namn	Kommentar	Användningsområde
Atenolol		Betablockerare (hjärtmedicin)
Carbamazepine		Antiepileptika
Ciprofloxacin		Antibiotikum (fluorokinolon)
Citalopram		Antidepressiv
Clarithromycin		Antibiotikum
Diclofenac		Antiinflammatoriskt
Erythromycin		Antibiotikum
Fenolära ämnen	Bl.a. nonylfenoler	
Fluconazole		Svampmedel
Furosemide		Vätskedrivande
Ibuprofen		Smärtstillande och antiinflammatoriskt
Ketoconazole		Svampmedel
Losartan		Högt blodtryck, hjärtsvikt
Methotrexate		Cytostatika
Metoprolol		Betablockerare
Mutagenicitet	AMES	
Naproxen		Antiinflammatoriskt
Oxazepam		Lugnande
Paracetamol		Smärtstillande
PFAS-11	Riskhantering – PFAS i dricksvatten och fisk (Livsmedelsverket)	
Propranolol		Betablockerare
Sertraline		Antidepressivt
Sulfamethoxazole		Antibiotikum
Tramadol		Smärtstillande
Trimethoprim		Antibiotikum
Venlafaxine		Antidepressivt
Zolpidem		Sömnmedel och lugnande medel
Östrogena effekter	YES (eller cellinjebaserad)	

\*Naturvårdsverkets staving av substanserna har behållits i tabellen.

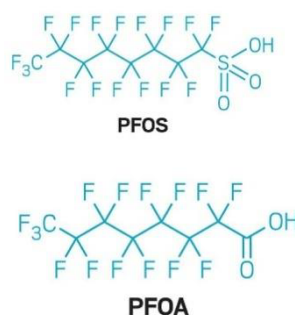
Per- och polyfluorerade ämnen (PFAS) är inte läkemedelsrester och behöver vidare beskrivning för att förklara deras betydelse för denna studie – se kapitel nedan.

### 2.2.1 Per- och polyfluorerade ämnen (PFAS)

Per- och polyfluorerade ämnen (PFAS) sammanfattar en uppsjö av olika syntetiska ämnen som alla har gemensamt att de innehåller en kol-fluor-bindning (C-F), som är mycket stark. Denna gemensamma nämnare bidrar till att PFAS-ämnena är svårnedbrytbara i vår natur och kan ha halveringstider från några år till ett par decennier i människokroppen. Kolkedjan i PFAS-föreningar kan variera i längd och i antalet

fluoratomer. En del är syror: karboxylsyror (t.ex. perfluorooktansyra, PFOA) eller sulfonsyror (t.ex. perfluorosulfonsyra, PFOS). Totalt finns över 3000 olika föreningar i PFAS-familjen och de påträffas i hög grad i vår natur (Naturvårdsverket, 2019). Figur 1 nedan visar strukturen för PFOS och PFOA.

PFAS-föreningarna har en väldigt varierad kemisk och fysisk karaktär: de har dock en del som är hydrofil (vattenälskande) och en annan som är hydrofob (vattenavvisande). PFAS-föreningarna är smutsavvisande, ytspänningssänkande och värmetåliga. PFAS-föreningar används därför bland annat för ytbeläggning i förpackningsmaterial, som flamskyddsmedel i textilier och som skummedel i brandskum. På grund av sin varierade karaktär kan PFAS-föreningar anrikas både i vattenmiljöer och i sediment och är som ämnesgrupp toxiska och miljö- och hälsofarliga (Glynn & Sand, 2014).



Figur 1. Exempel på kemiska strukturer för PFAS-föreningar: överst perfluorooktansyra (PFOS), underst perfluorkarboxylsyra (PFOA) (Saltworks, 2020).

### 2.3 Vattenmatrisen

Det är också det platsspecifika vattnet som bestämmer hur väl en reningsteknik fungerar. Detta vatten benämns vattenmatris. Med vattenmatris menas allt det som finns i vattnet och som inte är målmolekylerna (läkemedelsrester, PFAS-ämnen, osv.). I vattenmatrisen ingår till exempel joner och löst organiskt material.

För en reningsteknik som är avsedd att reducera specifika målsubstanser gäller att den fungerar bäst i ett vatten som innehåller så lite störande molekyler som möjligt. Idealet är förstås ett vatten med endast målmolekyler. Verkligheten ser dock annorlunda ut. Exempel på parametrar i vattenmatrisen, utöver målmolekylerna, som påverkar reningen är till exempel mängden DOM (Dissolved Organic Matter, som kvantifieras i parametern DOC (Dissolved Organic Carbon), mg C/l), joner i form av klorid, bromid, sulfat, kalcium, kväve- och fosforföreningar, samt metaller i låga koncentrationer med mera. Utöver denna vattenkemi finns det även fysikalisk-kemiska egenskaper som påverkar reningen, till exempel suspenderade ämnen (susp) och pH-värde.

Hur de olika parametrarna påverkar en enskild teknik är inte alltid kvantifierat eller helt kartlagt, även om grundproblematiken är känd. Vilka parametrar som är av betydelse för en reningsteknik diskuteras mer specifikt under respektive teknik längre ned i detta kapitel. I kapitel 5 presenteras även data för några utvalda parametrar för den specifika vattenmatrisen på Kungsängsverket.

## 2.4 Avskiljning av mikroföroreningar i reningsverk

I ett reningsverk med biologisk och kemisk rening avskiljs mikroföroreningar i varierande grad. Enligt (Hörsing, 2014) kunde de 62 läkemedelsrester som undersöktes delas in i lika stora andelar när det gäller hur dessa avskiljs i svenska avloppsreningsverk. Ungefär 25% av läkemedelssubstanserna tas bort i mycket hög eller hög grad tack vare den befintliga teknologin. Hos 25% av substanserna går det att se en tydlig men lägre minskning, än inom den första gruppen. Cirka 25% av substanserna renas i låg grad eller inte alls i dagens reningsverk. De sista 25% utgör läkemedel som visar en negativ reduktion, det vill säga enligt normalt använda analysmetoder påvisas högre koncentrationer i utloppsvatten än i inloppsvatten, vid rening med de konventionella reningsteknikerna. Det senare kan bero på att föroreningarna i inloppet till stor del förekommer i konjugerad form, och alltså inte syns i analysen. I avloppsreningsverket spjälkas konjugatet, och ursprungssubstansen hittas igen i utgående vatten (Naturvårdsverket, 2008).

## 2.5 Tillgängliga reningstekniker

För att rena vatten från de mikroföroreningar som inte avskiljs i konventionella avloppsreningsverk, behöver olika tekniker kombineras för att uppnå optimalt resultat. Anledningen till detta är att karaktären på de föroreningar som ska avlägsnas skiljer sig åt på fundamentala sätt. För PFAS-föreningarna är det till exempel C-F-bindningen som begränsar teknikvalen tillsammans med det faktum att PFAS-föreningarna kan variera mycket i storlek, laddning och hydrofobicitet. Inom gruppen läkemedelsrester förekommer också skillnader, dock inte i lika stor utsträckning som hos PFAS-ämnena.

### 2.5.1 Aktivt kol

#### 2.5.1.1 *Grundläggande princip*

Adsorption är en mekanism som sker på ytan av ett material. Materialet som adsorberar ämnen kallas för adsorbent, medan de ämnen som drar sig till ytan kallas för adsorbat. Det finns två typer av mekanismer för adsorption på aktivt kol: fysisorption och kemisorption. För fysisorption, som är den dominerande mekanismen bakom adsorption på aktivt kol, gäller att ämnen dras till adsorbenten främst med hjälp av Van der Waalskrafter. Van der Waalskrafterna leder till att det uppstår en attraktion mellan molekylerna i vattnet och ytan på aktivt kol. Kemisorption kan också ske, denna adsorptionsmekanism skapar en bindning mellan adsorbenten och ämnena i vattnet. Omfattningen av kemisorption på aktivt kol är beroende av den kemiska uppbyggnaden av ytan. Generellt är det omfattningen av kol-väte- och kol-syre-bindningar på ytan som

bestämmer omfattningen av kemisorption. Ytkemin på aktivt kol styrs dels av kolkällan (ursprungsmaterialet) och dels hur tillverkningsprocessen (aktiveringsprocess och efterbehandling som är använd) ser ut. Kunskapen om detta är begränsad.

De egenskaper som bestämmer hur effektiv en adsorbent är, till exempel aktivt kol, är bland annat ytarea och porositet. En stor yta med många porer ökar sannolikheten för interaktioner vid ytan, vilket i sin tur kan öka adsorptionen. Porerna kan sedan delas in i storleksklasser och vara olika fördelade över kolytan. Beroende på vilket vatten som ska renas, är kraven på porfördelningen olika. Generellt ska ett avloppsvatten inte behandlas med ett kol med alltför stor andel av små porer, eftersom risken för igensättning är större.

Eftersom aktivt kol kan beskrivas som en stor hydrofobisk yta, är det främst hydrofoba ämnen som attraheras. För läkemedelsrening innebär detta att ju större och ju syrefattigare molekylen är (avsaknad av syreatomer), desto mer sannolikt är det att den fastnar på aktivt kol. På samma sätt innebär det att små, syrerika joner/molekyler, inte lika lätt attraheras till aktivt kol.

På filter med granulerat aktivt kol (GAK) i en reningsprocess, fås över tid en biofilmsyta på det aktiva kolet. Biofilmen har en biologisk aktivitet och kan bidra till att ämnen, förutom att de adsorberas till aktivt kol, även helt- eller delvis kan brytas ned biologiskt. För det senare krävs att ämnena är enkla att brytas ned, vilket till viss del kan förutsägas utifrån deras struktur: mindre, syrerika molekyler såsom aldehyder och ketoner kan till exempel brytas ned biologiskt medan större aromatiska föreningar inte alls bryts ned.

När adsorptionsförmågan för det aktiva kolet minskat under önskad nivå, det vill säga att tillgänglig yta för adsorption blivit begränsad/mättad, behöver kolet bytas ut. Tiden för hur lång tid det aktiva kolet kan användas innan byte (kolets livslängd) brukar relateras till antalet bäddvolymeter (volymen av den kolfyllda delen av filtret) som renats innan kolet blir mättat och är en måttstock för hur effektivt GAK är för den specifika reningen.

Uttjänt kol kan antingen förbrännas, eller reaktiveras. Reaktivering sker utomlands då det ännu saknas svenska anläggningar för reaktivering av aktivt kol använt för rening av avloppsvatten.

### **2.5.1.2**                    *Processbeskrivning*

För rening av vatten kan två typer av aktivt kol användas: granulerat aktivt kol (GAK) eller pulveriserat aktivt kol (PAK). PAK tillsätts oftast direkt i reningsprocessen och bildar en suspension där adsorptionen sker och som sedan avskiljs. GAK packas i filter (kolonner) som vattnet passerar, oftast genom självfall (det vill säga utan trycksättning, vattnet behöver som regel lyftas upp till filtren)

Det finns stor praktisk erfarenhet av GAK och en handfull svenska avloppsreningsverk har GAK-processer avsedda för läkemedelsrening. GAK-filter kräver en stor yta på ett reningsverk och kan användas både parallellt och/eller i serie.

Antalet bäddvolymeter som kolet kan användas och kontakttiden (EBCT, Empty Bed Contact Time) i filtret (den tid som vattnet befinner sig i filtret och adsorption kan ske) bestämmer till viss del adsorptionens effektivitet och styr även kostnader. GAK-filter

backspolas med jämna mellanrum för att de inte ska sätta igen. Backspolning sker oftast med utgående, renat vatten som sedan leds tillbaka till inkommande vatten till reningsverket.

I regel behöver en kolfilteranläggning kombineras med ett tryckstegringssteg på svenska reningsverk då det sker ett tryckfall över en kolfilteranläggning. Detta tryckfall kan grovt uppskattas till 2 mvp. Denna siffra beror på ett flertal faktorer där filtermassans tjocklek och kolets kornstorleksfördelning är de viktigaste parametrarna.

### 2.5.1.3 *Dimensionering*

GAK-filter dimensioneras efter kontakttiden i filtren (EBCT). En vanligt förekommande dimensionering är att sätta EBCT till 20 min vid det maximala flödet som ska behandlas. Denna dimensionering är satt utifrån dagens kunskapsläge och kontakttiden kan komma att reduceras med nya forskningsrön (Böhler, Joss, McArdell, & Meier, 2020).

### 2.5.1.4 *Vilken grupp/typ av föroreningar kan avskiljas?*

För GAK gäller att stora hydrofoba molekyler lätt adsorberas till kolets yta. Mindre molekyler eller joner (t.ex. klorid, bromid och sulfat) tenderar att passera filtret. Även molekyler som är hydrofila och små och syrerika (t.ex. glykol och etanol), adsorberas sämre. Mindre, positivt laddade joner (metaller) kan attraheras till kolets yta, men i mindre utsträckning.

För PFAS-11 gäller att ju längre kolkedjan är, desto mer sannolikt är det att den adsorberas av GAK. Inom gruppen PFAS-11 finns det, som nämnts ovan, karboxylsyror och sulfonsyror. För karboxylsyrorna gäller att en kolkedja kortare än C8 adsorberar sämre. För sulfonsyrorna gäller att en kolkedja kortare än C6 adsorberar dåligt. För PFAS-11 innebär detta att 5 av 11 ämnen riskerar att adsorberas dåligt av GAK.

I kombination med molekylens storlek är också molekylens laddning viktig: en negativt laddad förening/jon attraheras sämre till kolets yta (som är lätt negativt laddat) jämfört med en positivt laddad förening/jon. Av denna anledning är det därför av betydelse att till exempel känna till en förenings syrakonstant, pka, som är ett mått på i vilken utsträckning ämnet är protolyserat (har avgivit en proton och bildat en jon). Utöver syrakonstanten är ett ämnes hydrofobicitet också av betydelse. Oktanol-vatten-konstanten, log kow, är en kvot som anger fördelningen av ett ämne mellan oktanol och vatten. Ett högre värde indikerar att föreningen förekommer i högre grad i oktanol, det vill säga ämnet är mer hydrofobt än hydrofilt. För GAK kan kow användas för att uppskatta hur väl ämnet adsorberas till aktivt kol. Eftersom värdet kow kan variera flera magnituder, är det log kow som används. Log kow kan generellt variera från -3 till 10, vilket motsvarar väldigt hydrofila till mycket hydrofoba ämnen (Cumming & Rücker, 2017). Flukonazol har ett lågt log kow (0,25) och har visat sig adsorbera dåligt till kol (Kårelid, Larsson, & Björleinius, 2017). Log kow kommer att diskuteras och användas närmare i kapitel 5.1 avseende teknikval.

### 2.5.1.5 *Krav på vattenmatrisen*

Ju högre halt av DOC (Dissolved Organic Carbon) relativt målsubstanserna, desto svårare är vattnet att behandla med GAK, eftersom både målsubstanserna och DOC binder till kolet. Halten av suspenderat material påverkar risken för igensättning av GAK-filter över tid och om, och hur ofta, filtren behöver backspolas. Andra ämnen som kan påverka negativt är järn och mangan som kan skapa beläggningar på kolets yta.

### 2.5.1.6 *Nödvändig rening före/efter*

GAK placeras vanligtvis som ett sista steg i en reningsprocess eftersom tekniken är effektivast när vattnet innehåller så lite störande ämnen utöver mål molekylerna som möjligt. Om igensättning av GAK-filter blir ett problem på grund av susphalten, kan förbehandling i form av sandfilter eller skivfilter behövas.

### 2.5.1.7 *Energi- och resursförbrukning*

När ett avancerat reningssteg med GAK installeras på ett reningsverk behöver avloppsvattnet i regel lyftas en extra gång på grund av tryckförluster över GAK-filtren. Utöver detta tillkommer energiförbrukning för backspolning. Hur stort behovet av extra tryckstegring blir beror på reningsverkets hydrauliska profil. Filtrering med aktivt kol ger dock även upphov till en ökad energiförbrukning utanför reningsverkets fastighetsgräns eftersom framställning, regenerering och transport av aktivt kol är en energiintensiv process (Cimbritz & Mattsson, 2018) (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017). En ökad användning av aktivt kol kan också leda till brist på råvara (t.ex. kokosnötter).

Något som starkt påverkar kostnaderna för rening med GAK är hur många bäddvolymmer som kan renas innan kolet måste bytas ut/regenereras. 20 000 bäddvolymmer brukar ofta användas som ett standardvärde vid dimensionering men det finns två faktorer som enligt tidigare studier visat sig kunna minska antalet bäddvolymmer som kan behandlas:

- 1) Beroende på halt och typ av DOC i vattnet kan kolet mättas snabbare (behandla ett mindre antal bäddvolymmer) eftersom DOC tävlar med de föroreningar som önskas avskilda. I de försök som redovisas i (Appleman, 2013), (Bao et al, 2014) och (Kårelid, Larsson, & Björleinius, 2017) nås endast 7 000 – 8 000 bäddvolymmer.
- 2) Vid PFAS-avskiljning i ett lakvatten i Visby (Swecoprojekt), bröt PFAS-ämnen igenom redan efter 6 000 bäddvolymmer, trots att DOC bara var cirka 5 mg/L (lägre än i de flesta avloppsvatten). En misstanke är att PFAS-ämnen bryter igenom tidigare än läkemedelsföreningar vid behandling med GAK.

I denna förstudie har därför 2 olika antal bäddvolymmer använts för GAK, 8 000 och 20 000.

### 2.5.1.8 *Restprodukter*

Mättad GAK kräver omhändertagande i form av förbränning och/eller reaktivering. Båda metoderna sonderdelar de föreningar som adsorberats till kolet.

### **2.5.1.9**                      ***För- och nackdelar***

Aktivt kol är en reningsteknik som har möjlighet att avskilja en stor mängd organiska föroreningar i ett vatten. GAK är dessutom en enkel och beprövad teknik sett ur driftsynpunkt. GAK kan vara ett miljövänligt alternativ om det tillverkas av ett miljövänligt material, men är betydligt mindre miljövänligt (ökade koldioxidutsläpp) om stenkol används som råvara. GAK kräver ingen tillsats av kemikalier. GAK kan reaktiveras, men detta är ännu inte möjligt i Sverige. För PFAS-rening är GAK inte ett komplett alternativ eftersom fem av 11 ämnen i PFAS-11 (PFBA, PFPeA, PFHpA, PFHxA och PFBS) adsorberar dåligt till aktivt kol på grund av sin kemiska struktur. När det gäller PFOS är förhållandet mellan DOC, PFOS-avskiljning och GAK inte väl studerat. GAK-implementering på ett vatten som innehåller höga halter DOC, innebär att GAK behöver bytas ut oftare, vilket ökar kostnaden.



## 2.5.2 Anjonbytare

Anjonbytare används framförallt vid dricksvattenproduktion med också för att rena förorenat grundvatten från PFAS-ämnen och som reningssteg för PFAS-avskiljning, ensamt eller som komplement till kolfilter (Nissen, 2020). Jonbytare används även i industriella processer och för rening av lakvatten.

### 2.5.2.1 *Grundläggande princip*

Ytan på en jonbytare är täckt med laddade joner/föreningar. Joner i vattnet attraheras till funktionella grupper på jonbytarmassan om deras affinitet till jonbytarmassan är högre än för de joner som redan är bundna till jonbytarmassan. Jonbytarmassan kan vara kopplad med negativt laddade joner (anjonbytare) eller positivt laddade joner (katjonbytare), beroende på vad som ska avlägsnas från vattenlösningen.

Joner som vanligen är kopplade till jonbytarmassan kan vara väte, hydroxidjoner, natrium, kalium, klorid, sulfat, fosfat etc. Även funktionella grupper såsom aminer, karboxylsyror eller oorganiska joner (fosfat, sulfat) kan finnas på jonbytarmassans yta.

### 2.5.2.2 *Processbeskrivning*

Anjonbytare rekommenderas, likt GAK, för placering på utgående vatten. Anjonbytaren installeras i form av en behållare med jonbytarmassa och klarar normalt en kortare kontakttid och ett högre antal bäddvolymmer än GAK på grund av den högre specificitet. Antalet bäddvolymmer som kan behandlas innan jonbytarmassan är förbrukad kan uppgå till 150 000 - 200 000 (Nissen, 2020).

Anjonbytaren placeras i regel i trycksatta tankar som inte backspolas eftersom backspolning jämnar ut den naturliga, och ur ett adsorptionsperspektiv fördelaktiga, koncentrationsgradient som bildas i flödesriktningen (Nissen, 2020).

### 2.5.2.3 *Dimensionering*

Enligt uppgifter från leverantör av filtermedia dimensioneras en anjonbytare efter en EBCT (Empty Bed Contact Time) för PFOS på cirka 1,5 - 2 min vid maximal hydraulisk belastning. Utöver detta får ytbelastningen inte blir för stor (< 50 m/minut) och bäddjupet behöver uppgå till minst en meter (Nissen, 2020).

### 2.5.2.4 *Vilken grupp/typ av föroreningar kan avskiljas?*

För PFAS-11, som omfattar många syror som är negativt laddade vid neutrala pH-förhållanden (på grund av dissociation, dvs de släpper en vätejon), är en anjonbytare ett alternativ för rening. Inom PFAS-11, finns det fem ämnen (PFBA, PFPeA, PFHpA, PFHxA och PFBS) som renas bättre med anjonbytare jämfört med GAK-adsorption. Anjonbytare fungerar även för avskiljning av mindre läkemedelsmolekyler och för de som är negativt laddade.

### **2.5.2.5** *Krav på vattenmatrisen*

För en anjonbytare krävs det att vattnet inte innehåller alltför höga koncentrationer av negativt laddade joner som inte ska renas (t.ex. klorid och/eller bromid). Anjonbytare är också, likt GAK, känsliga för susp och DOC. Enligt leverantör (Nissen, 2020) fungerar DOC-koncentrationer upp till 2 mg C/l och kloridhalter lägre än 100 mg/l.

### **2.5.2.6** *Nödvändig rening före/efter*

Anjonbytare kräver ett partikelfritt vatten, ska ses som ett polerande reningssteg, och placeras gärna efter rening med GAK och/eller sandfilter.

### **2.5.2.7** *Energi- och resursförbrukning*

Anjonbytare drivs med en relativt hög ytbelastning vilket ger upphov till stora tryckförluster över filtret (större än för GAK). Således ökar energiförbrukningen för pumpning om anjonbytare används på ett reningsverk. Hur stort behovet av extra tryckstegring blir beror på reningsverkets hydrauliska profil.

Produktion och transport av anjonbytare kräver också energi utanför reningsverkets fastighetsgräns.

### **2.5.2.8** *Restprodukter*

Då regenerering av jonbytarmassa ger stora mängder rejektvatten som innehåller de föreningar som avskilts och som behöver behandlas/tas om hand, är det vanligast att förbränna förbrukad jonbytarmassa och på så sätt också destruera avskilt PFAS och andra mikroföroreningar (Nissen, 2020).

### **2.5.2.9** *För- och nackdelar*

Anjonbytare är ett utmärkt alternativ för en specifik rening (t.ex. vissa ämnen inom PFAS-11) och bör kombineras med ett reningssteg som minskar både övriga mikroföroreningar och halterna av DOC och susp. Anjonbytare kan användas under lång tid mellan byten eftersom den höga specificiteten gör att många bäddvolymmer kan behandlas innan jonbytaren är förbrukad (150 000 till 200 000 (Nissen, 2020)). En uttjänt anjonbytare kan regenereras eller förbrännas. Regenerering ger dock en stor mängd rejektvatten som innehåller de ämnen som avskilts och som måste behandlas/tas om hand. Det mest rimliga alternativet för ett reningsverk där en stor mängd vatten ska renas, är därför att anjonbytaren förbränns. Anjonbytare är heller inte testade på större anläggningar likt kommunala avloppsreningsverk och är även känslig för högre halter av DOC/susp (detta kan dock åtgärdas genom att anjonbytaren föregås av GAK).

### 2.5.3 Oxidationsprocesser: ozon med efterföljande biologisk rening

#### 2.5.3.1 *Grundläggande princip*

Ozon reagerar med ämnen i vatten, dels i form av ozon ( $O_3$ ), och dels i form av hydroxylradikaler (OH). Medan ozon är en selektiv oxidant som är reaktiv mot till exempel dubbelbindningar, aromatiska strukturer och deprotonerade aminer, är hydroxylradikalen ickeselektiv och kan reagera med alla möjliga ämnen i vattnet.

Oxidationsprocessen leder till olika nedbrytning av olika föreningar. En del, cirka 25 %, av alla organiska föreningar/molekyler som finns i avloppsvattnet (läkemedel och naturligt lösta organiska kolföreningar, DOM) förutspås mineraliseras fullständigt vid ozonbehandling (von Sonntag & von Gunten, 2012). Resterande 75 % kan brytas ned delvis och bilda olika nedbrytningsprodukter eller inte reagera alls.

#### 2.5.3.2 *Processbeskrivning*

Vid oxidation med ozon bubblas ozon genom vattnet i en kontaktbassäng och reagerar då med alla organiska ämnen i vattnet, både oönskade och vattenmatrisen. Ozon genereras på plats med hjälp av syrgas och en eldriven ozongenerator. Frånluften från kontaktbassängen behandlas för att omvandla eventuellt kvarvarande ozon till syrgas.

#### 2.5.3.3 *Dimensionering*

Eftersom ozon (Mulder, Antakyali, & Ante, 2015) reagerar med alla organiska ämnen i vattnet spelar till exempel innehållet av DOM roll för hur hög ozondos som behövs. Olika organiska molekyler reagerar också olika snabbt med ozon. Vilken ozondos som krävs för att bryta ned de oönskade organiska molekylerna (föroreningarna) kan därför variera mycket beroende på vilka föroreningar som ska tas bort och vad som finns i vattnet i övrigt (Önnby, Salhi, McKay, Rosario-Ortiz, & von Gunten, 2018), (von Gunten, 2018).

Ozonreaktorn dimensioneras för att kunna leverera en tillräcklig ozondos för att eliminera de mikroföroreningar som behöver avlägsnas. En mer ingående beskrivning av erforderlig ozondos på Kungsängsverket ges nedan.

Kontakttanken i ett ozonbehandlingssteg utformas med en minsta uppehållstid på cirka 15 minuter (VSA, 2020) & (Mulder, Antakyali, & Ante, 2015).

#### 2.5.3.4 *Vilken grupp/typ av föroreningar kan avskiljas?*

Ozons reaktivitet med ett ämne beror på molekylen struktur. Förutsägelser kan alltså göras utifrån kännedom om strukturen baserat på liknande ämnens reaktivitet och reaktionshastighet. Reaktionshastigheterna för olika läkemedelssubstanser är sedan länge etablerade och kan utnyttjas för bedömning av ozons reningseffektivitet för avskiljning av dessa substanser i avloppsvatten.

PFAS reagerar däremot inte alls med ozon eftersom bindningarna är så starka att ozon inte förmår att oxidera dem. Hydroxylradikalen kan reagera med vissa PFAS-ämnen, men sammanfattningsvis är inte ozon en effektiv metod för rening av PFAS-ämnen (von Sonntag & von Gunten, 2012).

I stora drag varierar hastighetskonstanten för reaktionen från 1 till  $10^9 \text{ M}^{-1} \text{ S}^{-1}$ , där ett högre värde innebär att ozon reagerar snabbare med det specifika ämnet. Hastighetskonstanten kan grovt delas in i tre grupper som kräver olika ozondoser för att brytas ned.

- Grupp 1 innefattar alla substanser där hastighetskonstanten för reaktionen med ozon  $k_1 > 10^5 \text{ M}^{-1} \text{ S}^{-1}$  och dessa kan elimineras till > 90% vid en dos om 0,4 mg  $\text{O}_3/\text{mg DOC}$  (lägre dos).
- Grupp 2 inkluderar mellansnabba substanser och har  $k_1$  i intervallet  $2 \times 10^2 - 10^4$  och kan elimineras till > 90% vid en dos om 1,0 mg  $\text{O}_3/\text{mg DOC}$  (högre dos).
- Grupp 3 inkluderar långsamtreagerande ämnen som har  $k_1 < 100 \text{ M}^{-1} \text{ S}^{-1}$  och kan endast elimineras till cirka 50% vid den högre dosen på 1,0 mg  $\text{O}_3/\text{mg DOC}$ .

För mer information om reaktionshastigheter och hur de påverkar läkemedelsreningens effektivitet refereras till (von Sonntag & von Gunten, 2012) och referenser däri. Kännedom om hastighetskonstanten ( $k_1$ ) kommer att diskuteras och användas närmare i kapitel 5.1 och avseende teknikval.

### 2.5.3.5 *Krav på vattenmatrisen*

Ozon fungerar bäst i vatten där halterna av susp och DOC är låga, eftersom dessa parametrar ökar ozonkonsumtionen genom en rad mycket komplexa reaktioner. Vilka halter som är acceptabla varierar med typen av susp och DOC och mellan olika avloppsvatten och måste avgöras genom försök. På samma sätt kan halter av krom och nitrit i vattnet öka ozonkonsumtionen. Ozon kan också reagera med bromid, och därigenom skapa bromat som är direkt toxiskt och cancerogent. Bromatbildningen styrs dels av bromidhalten och dels av ozondosen. Det finns tre nivåer av bromidhalter som grund för riskbedömning och som kräver olika typer av åtgärder. De aktuella nivåerna är fastlagda av Kompetenscentret för mikroföroreningar i Nordrhein-Westfalen (KOM-M NRW):

- 1) Bromidkoncentration < 100  $\mu\text{g/l}$ : ingen begränsning vid ozondoser < 0,7 mg  $\text{O}_3/\text{mg DOC}$ .
- 2) Bromidkoncentration 100 - 150  $\mu\text{g/l}$ : ingen begränsning vid ozondoser < 0,5 mg  $\text{O}_3/\text{mg DOC}$ . Vid högre dosering bör bromatbildningen utvärderas för den aktuella vattenmatrisen.
- 3) Bromidkoncentration > 150  $\mu\text{g/l}$ : en bedömning behöver göras för bromatbildningen i den aktuella vattenmatrisen.

Relativt nyligen har nya forskningsrön kommit gällande bildning av kväveoxider som kan vara problematiska med avseende på toxicitet vid ozonbehandling (Krasner, o.a., 2018). Det gäller framförallt oxidation av dimetylamin till NDMA (NitrosDiMetylAmin) (Padhye, o.a., 2011) som är både cancerframkallande och skadligt för levern. Här saknas bred kunskap och omfattning och halter som kan utgöra en risk är inte helt fastlagda, men att känna till förekomsten i det aktuella vattnet är värdefullt inför en ozonimplementering.

### 2.5.3.6 *Nödvändig rening före/efter*

Eftersom nedbrytningsprodukter (delar av molekyler) kan finnas kvar efter ozonbehandling, kombineras denna ofta med ett efterföljande biologiskt reningssteg där nedbrytningsprodukterna bryts ned biologiskt. Det biologiska reningssteget kan till exempel utgöras av sandfilter, suspenderade bärare (MBBR, Moving Bed Biofilm Reactor) och/eller biologiskt aktivt kol. Här bryts BDOC (Biodegradable Dissolved Organic Carbon) och AOC (Assimilable Organic Carbon) ned, till exempel de aldehyder som bildas vid ozonbehandling. Andra bildade toxiska biprodukter bryts i varierande grad ned i de olika biofiltersystemen.

Toxiciteten hos avloppsvattnet efter ozonbehandling följt av sandfiltrering är relativt välundersökt. I en nyligen publicerad studie, (Bourgin, o.a., 2018), kunde det visas att ozonbehandlat avloppsvatten innehöll lägst halt av BDOC när sandfiltrering användes som efterbehandling, medan biologiskt aktivt kol (GAK) kunde reducera mikro-föroreningarna ytterligare när det efterföljde ozonsteget. Det fanns dock ett fåtal nedbrytningsprodukter som inte påverkades (reducerades) i det efterföljande biologiska reningssteget, bland annat kväveoxider, vars nedbrytning inte påvisats i biologiska reningsprocesser.

En sammantagen kommentar kring toxicitet för ozoninducerade nedbrytningsprodukter är att toxiciteten är föränderlig och att den kan elimineras genom biologisk rening (von Sonntag & von Gunten, 2012). Allt eftersom kunskapen om biprodukter och analysmetoder utvecklas, uppkommer det också nya ämnen som undersöks avseende toxicitet. Detta leder därför till att effekten av olika typer av biosteg som efterföljer ozonrening inte är lika väl undersökt för dessa nyupptäckta föreningar.

### 2.5.3.7 *Energi- och resursförbrukning*

Till skillnad från GAK ger ozonbehandling av avloppsvatten främst upphov till energiförbrukning inom reningsverkets fastighetsgräns då ozongeneratorerna konsumerar i storleksordningen 8,5 kWh/kg ozon. Om DOC-halten i vattnet är 10 mg/l innebär det att energiåtgången är cirka 1 kWh/12 m<sup>3</sup>. Utöver detta förbrukas flytande syre vid ozonproduktion vilket oftast produceras off-site av en extern aktör. Även produktion av syre och transport av syrgas förbrukar energi utanför fastigheten (Baresel, o.a., 2017).

### 2.5.3.8 *Restprodukter*

Ozonbehandling genererar, även om det efterföljs av ett biosteg, ett antal restprodukter. Många av dessa är kortlivade, medan andra inte är helt kända och bedömda avseende toxicitet. Här handlar det om att forskningsläget inte är ikapp processernas etablerande i verkligheten, parallellt med att utvecklingen av analysmetoder pågår hela tiden. Bromater är dock restprodukter som inte tas omhand i ett efterföljande biosteg och som är vedertaget oönskade på grund av sin toxicitet. Kväveoxider, som bildas när tertiära aminer oxideras, är en annan ämnesgrupp som är bekymmersam sett från ett toxikologiskt perspektiv. Även nitrosodimetylamin (NDMA), som kan bildas när dimetylamin oxideras, är ett ämne som bör hållas under uppsikt.

### 2.5.3.9 *För- och nackdelar*

Ozon är enkelt att implementera och kan genereras på plats. Ozon kan effektivt reducera en uppsjö av olika mikroföroreningar och fungerar även desinficerande. PFAS reagerar däremot inte alls med ozon eftersom bindningarna är så starka att ozon inte förmår att oxidera dem. Ozonprocessen kräver ett efterföljande biosteg för att bli komplett avseende omhändertagande av nedbrytnings-/restprodukter från oxideringssteget. Ett vatten som innehåller höga halter av bromid bör inte ozoneras. Ozonprocessen kräver att toxicitet och vissa restprodukter hålls under uppsikt/övervakning beroende på vattenmatrisen (t.ex. nitrosodimetylamin (NDMA) och bromat).

### 2.5.4 Skumfraktionering

Skumfraktionering, även förkortat SAFF (Surface Activation Foam Fractionation) är som teknik inte ny, den har utnyttjats länge, och fungerat väl, inom fiskodling och i metallindustri. På senare tid har den börjat nyttjas i biotekniska nedströmsprocesser för att utvinna proteiner och fetter (Burghoff, 2012). De senaste åren har SAFF även testats och använts för PFAS-rening, till exempel på flygplatser med brandövningsplatser och deponier.

#### 2.5.4.1 *Grundläggande princip*

SAFF-tekniken utnyttjar det faktum att ytspänning uppstår i gränsskiktet mellan vätska och gas. När bubblor/skum skapas dras ytaktiva ämnen till gränsskiktet mellan luft och vatten.

#### 2.5.4.2 *Processbeskrivning*

I en SAFF-process för PFAS-rening tillsätts luft till vattnet för att skapa bubblor. Luftningen görs i en kolonn där bubblorna bildar ett skum på vattenytan. Skummet sugas sedan bort från kolonnen med hjälp av vakuum. Restvattnet (skummet) som avskiljs innehåller höga koncentrationer av PFAS, men kan även innehålla DOC från vattnet. Restvattnet destrueras efter eventuell uppkoncentrering.

#### 2.5.4.3 *Dimensionering*

I Sverige finns en kommersiell aktör som säljer processlösningar för skumfraktionering. Utrustningen levereras i modulformat där en modul har kapacitet att rena cirka 10 - 35 m<sup>3</sup>/h, beroende på vilka PFAS-kedjor som ska avlägsnas från vattnet. Inga avloppsreningsverk är idag utrustade med denna teknik och skalan på utrustningen är inte heller anpassad för de aktuella vattenmängderna (Envytech, 2020). En reningsanläggning av den storlek som krävs på Kungsängsverket skulle kräva i storleksordningen 100 enheter och luftbehovet kommer att enormt vilket gör att tekniken, i sin nuvarande form, inte är rimlig för rening i denna skala.

#### 2.5.4.4 *Vilken grupp/typ av föroreningar kan avskiljas?*

Tekniken lämpar sig för avskiljning av PFAS-ämnen eftersom merparten av dessa är ytaktiva (de används i brandskum). Dock har kortare kolkedjor från PFAS 11-gruppen

lägre ytspänning och är därmed svårare att avskilja med hjälp av SAFF (t.ex. perfluorbutansyra (PFBA) och perfluoropentansyra (PFPeA)). För att kompensera för detta utförs reningen ofta i flera steg (se nedan).

#### **2.5.4.5** *Krav på vattenmatrisen*

Ju mer DOC vattnet innehåller och ju högre pH-värdet på vattnet är, desto sämre fungerar tekniken. (Lee, 2017). För att bedöma om tekniken är lämplig för ett visst vatten behöver försök utföras.

#### **2.5.4.6** *Nödvändig rening före/efter*

Restvattnet från SAFF-tekniker behöver omhändertagas, antingen genom indunstning eller som farligt avfall.

#### **2.5.4.7** *Energi- och resursförbrukning*

Uppsala Vatten driver ett parallellt projekt som utvärderar SAFF-tekniken för lakvatten. De preliminära kostnadsberäkningarna från detta indikerar att kostnaden för SAFF, både vad gäller investering och drift, är hög, Stort behov av volymer och utrustning och hög förbrukning av el för luftning medför höga kostnader.

#### **2.5.4.8** *Restprodukter*

Restvattnet med höga PFAS-halter kan antingen koncentreras ytterligare genom indunstning eller gå direkt till destruktion som sker genom förbränning (Engzell, 2019).

#### **2.5.4.9** *För- och nackdelar*

Om SAFF-tekniken upprepas i flera steg kan avskiljningen bli mycket effektiv och PFAS-koncentrationen i den lilla mängden restvatten bli 50 000 till 10 miljoner gånger högre än i avloppsvattnet (Envytech, 2020).

SAFF-tekniken är snabb, enkel och kräver enligt (Lee, 2017) en liten yta, detta motsägs dock av (Envytech, 2020). SAFF genererar en relativt liten volym restvatten med PFAS. Restvattnet måste dock tas omhand eftersom det innehåller de avskilda föreningarna.

SAFF är en teknik som inte är etablerad på avloppsreningsverk idag och fullskaliga lösningar har inte hittats. Detta, tillsammans med de höga kostnaderna för luftning, gör att tekniken, i sin nuvarande form, inte är rimlig för avloppsreningsverk.

## 2.6 Rening av mikroföroreningar i Sverige

I Sverige har en handfull kommunala avloppsreningsverk kompletterats med ett avancerat reningssteg för avskiljning av mikroföroreningar.

I Simrishamn invigdes en anläggning på Stengårdens reningsverk i maj 2019. Avloppsreningsverket har kompletterats med ett ozonbehandlingssteg och ett efterföljande biologiskt filter som antingen består av ett sandfilter eller ett kolfilter. Målet med anläggningen är att avloppsvattnet ska vara tillräckligt rent för att kunna återföras till grundvattnet (IVL, 2019). I skrivande stund har även Kiviks reningsverk byggts om med en MBR-lösning följt av filtrering genom aktivt kol. Simrishamns kommuns sista reningsverk, S:t Olofs reningsverk, kommer även det att uppgraderas under 2021 med sand- och kolfilter (Blomqvist, 2020). Under våren 2020 färdigställde Tierps kommun ett avancerat reningssteg med sandfilter, ozonbehandling och kolfilter (Winnfors Wannberg, 2020). I juni 2020 slutbesiktigades ett filtreringssteg med aktivt kol på Degeberga reningsverk (Hansson, 2020). Först i Sverige med en permanent fullskalanläggning för läkemedelsrening var dock Linköpings och Nykvarns avloppsreningsverk. Avloppsreningsverket kompletterades med ett ozonsteg 2017. Avloppsvatten som har reagerat med ozon behandlas sedan biologiskt i en MBBR som ursprungligen byggdes för efterdenitrifikation (Svedin, 2017).

Utöver dessa anläggningar har det genomförts ett antal pilot- och fullskaleförsök, varav många huvudsakligen har finansierats med bidrag från Naturvårdsverkets projektfond som stödjer projekt som syftar till läkemedelsrening 2018-2020. Naturvårdsverket beviljade under 2018 och 2019 stöd för investeringsprojekt till bland annat VA-huvudmän i Kristianstads kommun, Lidköpings kommun, Nordvästra Skånes vatten och avlopp AB, Ronneby Miljö och Teknik AB, Simrishamns kommun, Tierps Energi & Miljö AB, och Östra Göinges kommun. Under 2020 beviljades även Sorsele kommun investeringsbidrag.

Fokus för de studier som genomförts i Sverige på kommunala reningsverk har varit läkemedelsrester och det finns väldigt lite dokumentation om teknikernas lämplighet för att avlägsna PFOS över tid (Baresel & Malovanyy, 2019). De försök som kan bli aktuella att titta på i detalj har genomförts i Ronneby och kommer presenteras under hösten 2020. I Ronneby har en pilotanläggning med filtrering, ozonbehandling och GAK testats. Eftersom Ronneby reningsverk även har problem med höga halter av PFAS-ämnen i inkommande vatten, har pilotanläggningens förmåga att reducera dessa ämnen utretts (Schyberg, 2020).

## 2.7 Rening av mikroföroreningar i Europa och världen

Schweiz var först ut i världen med en nationell lagstiftning som kommer att medföra en omfattande utbyggnad av avancerade reningssteg på kommunala avloppsreningsverk. Lagstiftningen trädde i kraft 2016 och utbyggnaden beräknas vara genomförd inom en 25-årsperiod. Totalt berörs ungefär 100 av Schweiz 700 reningsverk. Alla reningsverk som tar emot spillvatten från mer än 80 000 personer ska byggas ut, detsamma gäller för ett antal verk som släpper renat avloppsvatten till känsliga recipienter eller



dricksvattentäkter (Cimbritz & Mattsson, 2018). I slutet av 2019 hade tio avloppsreningsverk i Schweiz kompletterats med ett reningssteg för avskiljning av mikroföroreningar. Framförallt har anläggningar med ozon eller PAK byggts. Ytterligare 27 anläggningar är i planeringsfasen eller under konstruktion (Micropoll, 2019). De avloppsreningsverk som kompletteras med ett avancerat reningssteg är dimensionerade för att avskilja 80 % av inkommande mikroföroreningar. Uppföljningen görs på ett par utvalda indikatorsubstanser i enlighet med lagstiftningen (Cimbritz & Mattsson, 2018).

Även om Tyskland inte har infört någon nationell lagstiftning har de byggt fler fullskaleanläggningar för avskiljning av mikroföroreningar än Schweiz. De flesta anläggningar återfinns i regionerna Nordrhein-Westfalen och Baden Wurtemberg, och har byggts för att skydda känsliga recipienter och dricksvattentäkter (Kompetenzzentrum Mikrostoffe.NRW, 2016). I slutet av 2018 hade 11 reningsverk uppgraderats med ett avancerat reningssteg i Nordrhein-Westfalen och ytterligare 19 anläggningar var i planeringsfasen (Kompetenzzentrum Mikrostoffe.NRW, 2018).

I Frankrike har ett par avloppsreningsverk uppgraderats med ett reningssteg för avskiljning av mikroföroreningar. Ozon och aktivt kol används på flera anläggningar runt om i världen, framförallt i USA och Japan, men med syftet att återanvända avloppsvattnet, till exempel inom jordbruk eller för toalettpolning. I vissa anläggningar renas avloppsvatten till och med till dricksvattenkvalitet med hjälp av aktivt kol (Cimbritz & Mattsson, 2018). Windhoek i Namibia var först ut med detta redan 1968 (Menge, 2016).

Vad rapportförfattarna känner till finns det inget reningsverk internationellt som har byggts om för att avskilja PFOS från kommunalt avloppsvatten.

## 2.8 Tidigare studier och data kopplade till Fyrisån och/eller Kungsängsverket

Det finns flera tidigare forskningsstudier angående mikroföroreningar i Fyrisån (recipient till Kungsängsverket) och i utgående renat vatten från Kungsängsverket. Uppsala Vatten har också omfattande mikroföroreningsdata från provtagning av både inkommande och utgående vatten vid verket. En tabell som visar tidigare studier och data använda i denna studie inkluderas i Bilaga 1. Fyra studier/datakällor har varit extra viktiga för denna studie:

1. (Björleinius, 2018) är en doktorsavhandling som inkluderar resultat från tidigare pilotförsök (2014) vid Kungsängsverket inklusive GAK och ozonbehandling.
2. (Söregård, 2019) är en journalartikel med fokus på en massbalans för olika mikroföroreningar i Fyrisån och som även inkluderar provresultat från inkommande och utgående vatten från Kungsängsverket (provtagning under 2018).
3. (Golokvo, Lundqvist, Örn, & Ahrens, 2020) är en rapport från Naturvårdsverket som visar hur olika mikroföroreningar i utgående vatten från reningsverk påverkar svenska recipienter. Rapporten innehåller data från Kungsängsverket (provtagning under 2018).
4. Uppsala Vattens egna data från provtagning av utgående vatten från Kungsängsverket, framförallt PFAS-11 (2014-2020).

### 3 Riskbedömning kring recipientpåverkan

#### 3.1 Recipienten: Fyrisån och spädningsfaktorer

För beräkning av spädningsfaktorer har samma metodik som i Uppsala Vattens tillståndsansökan använts (årsmedelflöde) och beräkningen baseras på följande data:

- 2018 och 2019 års flödesdata, i form av timvärden, från Fyrisåns Vattenförbund. Mätpunkten är placerad vid Islandsfallet uppströms utsläppspunkten.
- 2018 och 2019 års dygnsflödesdata för utgående från Kungsängsverket.
- 2050 års utgående flöde i Uppsala Vattens tekniska beskrivning.

Tabell 2 visar spädningsfaktorer och flöden för riskbedömningen i denna förstudie. Dessa spädningsfaktorer ligger mycket nära de som Uppsala Vatten angivit i sin tillståndsansökan (värden inom parentes).

*Tabell 2. Flöden och spädningsfaktorer för riskbedömningen. Flödesdata för 2018 och 2019 från Fyrisåns Vattenförbunds mätpunkt vid Islandsfallet. Spädningsfaktorer från tillståndsansökan inom parentes.*

Scenario	Nu			2050		
	Flöde i Fyrisån*	Utgående flöde**	Spädningsfaktor	Flöde i Fyrisån*	Utgående flöde**	Spädningsfaktor
	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	-	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	-
Årsmedelflöde (MQ)	8,8	0,58	16 (16,8)	8,8	0,86	11 (11,5)

\* Uppströms utsläppspunkten

\*\* från Kungsängsverket

#### 3.2 Metod

För att bedöma om några av de prioriterade ämnena kan påverka organismerna i recipienten Fyrisån utanför Kungsängsverkets reningsverk, gjordes en miljöriskbedömning. Detta gjordes genom att jämföra den beräknade koncentrationen av mikroföroreningar i recipienten (Predicted Environmental Concentration – PEC) med den högsta koncentration av mikroföroreningarna som inte förväntas ha någon negativ effekt på organismerna i recipienten (Predicted No Effect Concentration – PNEC) (se t.ex. (Kemikalieinspektionen, 2019)). Om kvoten PEC/PNEC är större än 1 i recipienten föreligger risk att organismerna kan skadas av mikroföroreningarna. Mikroföroreningar med en kvot  $0,1 < PEC/PNEC \leq 1$  har också noterats för att fånga upp eventuella risker för substanser med en kvot relativt nära 1.

PEC baseras på utgående mikroföroreningar från Kungsängsverkets reningsverk (Golokvo, Lundqvist, Örn, & Ahrens, 2020) (Sörengård, 2019) (Uppsala Vatten, 2020) och beräknades för scenarierna Årsmedelflöde nu (2018-2019) och Årsmedelflöde 2050 med 16 respektive 11 gångers utspädning (se Tabell 2) enligt formeln  $PEC = \text{halt i utgående vatten från Kungsängsverket/spädningsfaktor}$ .

I de fall det finns flera analyser per mikroförorening har det högsta värdet använts för beräkningarna (worst case). Data från Golokvo et al. baseras på 24 timmars samlingsprov, medan data från Sörengård baseras på enstaka flödesproportionella prov. Data från Sörengård betraktas därför som mindre tillförlitliga (även avseende analysmetodik, baserat på samtal med författaren), men har använts som ett komplement till övriga data. Data från Uppsala Vatten (PFOS, PFAS-11 och 4-nonylfenol) baseras på medelvärden för dygnsprovtagningar under perioden augusti 2018 t.o.m. april 2020. För 4-nonylfenol var 7 av 8 analysresultat under detektionsgränsen och halva detektionsgränsen (standardförfarande enligt vägledning kring miljörapportering) har använts i beräkningarna. Data som är baserad på provtagningar före 2018 har inte tagits med i studien.

PNEC baseras på miljöinformation om substanserna, mestadels inhämtad från vetenskapliga artiklar och kvalitetsnormer (se Bilaga 2 för fullständig information).

För mikroföroreningarna nedan, som finns med på Naturvårdverkets lista (se Tabell 1), eller är med i undersökningen i egenskap av SFÄ, saknas tillräckliga data. Dessa ingår därför inte i PEC/PNEC-beräkningarna:

- Etinylöstradiol
- Ketokonazol
- Mutagenicitet (AMES test)
- Naproxen
- Zolpidem
- Östrogena effekter (Yes-test)

### 3.3 Förväntade koncentrationer av mikroföroreningar och påverkan på recipienten

Kungsängsverkets reningsverk är beläget vid recipienten Fyrisån vars flöden varierar med tillrinningen vid regn. Detta innebär att utspädningen av det renade avloppsvattnet, och därmed även de aktuella substanserna, tidvis är lägre än vid medelvattneföring.

Beräkning av PEC/PNEC (se Bilaga 2) för mikroföroreningarna vid scenarierna Nu och 2050 vid årsmedelflöden (MQ) i Fyrisån (16 respektive 11 gångers spädning) redovisas i Tabell 3. 17 mikroföroreningar med PEC/PNEC-värden  $\leq 0,1$  (grönt) är inte medtagna i tabellen (se Bilaga 2).

Tabell 3. 17 mikroföroreningar med PEC/PNEC-värden  $\leq 0,1$  (grönt) är inte medtagna i tabellen (se Bilaga 2). Tabell 3. PEC/PNEC-beräkningar för årsmedelflöde (MQ) i Fyrisån, nu respektive 2050.  $PEC/PNEC < 0,1$ ;  $0,1 \leq PEC/PNEC \leq 1$  och  $PEC/PNEC > 1$ . Observera att 17 (av totalt 25) ämnen med PEC/PNEC-värden  $\leq 0,1$  är inte med i tabellen (se Bilaga 2).

Mikroförorening	Årsmedelflöde (MQ)	
	Nu (2018-2019)***	2050
Citalopram*	0,18	0,26
Diklofenak**	0,55	0,80
Flukonazol**	0,13	0,19
Ibuprofen	0,30	0,42
Metoprolol**	0,51	0,75
PFOS	2,12	3,08
Propranolol**	0,15	0,22
4-nonylfenol	0,10	0,14

\* inklusive en metabolit

\*\* visade siffror är högsta utifrån (Golokvo, Lundqvist, Örn, & Ahrens, 2020) och (Sörengård, 2019) data

\*\*\* data från Fyrisåns Vattenförbunds mätpunkt vid Islandsfallet

PEC/PNEC-beräkningarna visar att PFOS hamnar i kategorin röd,  $PEC/PNEC > 1$  vid normalflöde Nu och 2050, det vill säga ämnet kan utgöra en risk för organismerna som lever i Fyrisån. Det bör även påpekas att Kungsängsverket inte är den enda källan till PFOS i Fyrisån och att kvoterna i ån därför sannolikt är högre. Halten PFOS i utgående vatten från Kungsängsverket varierar med ett genomsnitt på 20 ng/L, vilket är under den rekommenderade åtgärdsgränsen för dricksvatten på 90 ng/L (Livsmedelsverket, 2020), men över gränsvärdet för god kemisk ytvattenstatus (MKN) i inlandsytvatten på 0,65 ng/l (HVMFS, 2019:25). Övriga ämnen i PFAS-11 visar låga koncentrationer och PEC/PNEC för samlingsparametern PFAS-11 är  $< 0,1$ .

Dessutom faller citalopram, diklofenak, flukonazol, ibuprofen, metoprolol, propranolol och 4-nonylfenol inom kategorin gul, d.v.s.  $0,1 < PEC/PNEC \leq 1$ .

Förutom miljörisken är det av betydelse att studera substansernas nedbrytbarhet och förmåga att bioackumuleras, vilket är egenskaper som är viktiga ur miljösynpunkt på längre sikt. Det är troligt att några av läkemedlen, till exempel ibuprofen<sup>1</sup>, kommer att brytas ned relativt snabbt i recipienten (och normalt sett även i avloppsreningsverket) eftersom de är bionedbrytbara. Däremot är det generellt sett många läkemedel som är svårnedbrytbara och de kan därför finnas kvar i recipienten under en längre tid. Exempel på denna typ av läkemedel är ciprofloxacin som tillhör gruppen fluorokinoloner som är svårnedbrytbara bredspektrumantibiotika. Det betyder att de har effekt mot många typer av bakterier och därmed i högre grad än smalspektrumantibiotika kan bidra till

<sup>1</sup> Det ska påpekas att värdet för ibuprofen är ovanligt högt och källan bör kontrolleras noga innan för stor tyngd läggs på denna observation.

antibiotikaresistens (Infektionsguiden, 2020). Flukonazol är ett medel mot svampinfektioner där det finns begränsat med information. Det tycks vara stabilt (svårnedbrytbart) och har hittats vid provtagning av läkemedel i vatten (åtminstone i Sverige). Flukonazol är också beskriven som en "emerging contaminant", se (European Commission, 2016). Även PFAS-ämnen är generellt sett persistenta (svårnedbrytbara) eller bryts ned till persistenta ämnen. Vad gäller risken att ämnena bioackumuleras, d.v.s. att de ackumuleras i fettvävnad hos organismer, så är de flesta läkemedel generellt sett inte bioackumulerbara, inklusive de som ingår i Tabell 3 (se miljöinformation på [www.fass.se](http://www.fass.se) och [www.janusinfo.se](http://www.janusinfo.se)). Däremot är PFOS bioackumulerbart (Naturvårdsverket, 2016), vilket bekräftas av att många predatorer (rovdjur) högt upp i näringskedjan har höga halter av ämnet i kroppen.

### 3.4 Prioriterade mikroföroreningar för det nya reningssteget

Utifrån PEC/PNEC-beräkningarna fokuserades arbetet på följande mikroföroreningar:

- Citalopram
- Diklofenak
- Flukonazol
- Ibuprofen
- Metoprolol
- PFOS

Två mikroföroreningar med  $0,1 < \text{PEC/PNEC} \leq 1,0$  har utelämnats i efterföljande arbete:

1. Propranolol: en mikroförorening som liknar metoprolol avseende lämpliga reningstekniker och metoprolol finns redan med bland de prioriterade mikroföroreningarna.
2. 4-nonylfenol: PEC/PNEC är nära 0,1 och data visar att bara 1 av 8 prover (2018-2020) var över detektionsgränsen på 0,10 µg/L, vilket leder till stor osäkerhet i beräkningarna.

## 4 Kungsängsverket Uppsala

### 4.1 Befintligt reningsverk

Kungsängsverket i Uppsala är stadens kommunala avloppsreningsverk. Verket består av ett mekaniskt, ett biologiskt och ett kemiskt reningssteg. Befintlig och framtida belastning presenteras i Tabell 4.

Tabell 4. Befintlig och framtida belastning ( $BOD_7$ ) och flöde på Kungsängsverket

	Enhet	2019	2050
Antal anslutna personer	p	192 000*	300 000
Industribelastning	pe	15 000	25 000
Total Belastning	pe	192 600	330 000
Flöde	Mm <sup>3</sup> /år	19	27
	m <sup>3</sup> /h	2 200	3 100

\* I slutet av 2019

Det mekaniska reningssteget utgörs av galler, sandfång och försedimenteringsbassänger till vilka järnklorid tillsätts för att förbättra avskiljningen av partiklar, fosfor och organiskt material. Det biologiska reningssteget är uppdelat på tre block: A, B och C. Linje A drivs med intermittant luftning och fördenitrifikation. I bassängblocket varieras zoner som luftas försiktigt med zoner som luftas intensivt. Luftningen i hela blocket stängs av under vissa tidsperioder för att gynna denitrifikationsprocessen. I bioblock B och C varieras omrörda zoner med luftade zoner. Biobassängerna beskickas stegvis med försedimenterat vatten.

Efter den biologiska reningen lyfts avloppsvattnet med skruppumpar till ett kemsteg i vilket järnklorid tillsätts för att ytterligare fälla ut löst fosfor och förbättra avskiljningen av kvarvarande partiklar. Bildade flockar avskiljs i en lamellsedimentering. Efter lamell-sedimenteringen leds vattnet till en värmeväxlare innan det rinner ut i recipienten Fyrisån. Kemsammet från lamellsedimenteringen pumpas tillbaka till försedimenteringen där det avskiljs.

Slammet rötas och avvattnas innan det mellanlagras på Hovgårdens avfallsanläggning varefter det i huvudsak används på åkermark.

### 4.2 Det framtida Kungsängsverket

Uppsala Vatten planerar att bygga ut och bygga om Kungsängsverket under kommande år. Det är tänkt att rening av mikroföroreningar ska vara ett sista reningssteg vid det framtida Kungsängsverket. Val av föregående reningstekniker påverkar dimensionering och utformning av ett avancerat slutreningssteg med rening av mikroföroreningar. I dag är den biologiska reningen baserad på aktivslam men det är möjligt att aktivslamprocessen kompletteras med andra tekniker i framtiden, till exempel MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor), IFAS (Integrated Fixed-film Activated Sludge) eller MBR (Membrane BioReactor). Val av biologisk reningsteknik kan påverka efterföljande reningssteg då de

olika alternativen leder till olika halter av suspenderat material ut från den biologiska reningen (inklusive eventuell mellansedimentering). Denna studie är baserad på befintlig reningsteknik (aktivslam). Om en annan teknik väljs i framtiden, kan detta påverka dimensioneringen av efterföljande reningssteg, både för fosfor och för mikroföroreningar. Det rekommenderas att detta följs upp under efterföljande pilotstudie och eventuell projektering.

## 4.3 Förutsättningar för ett avancerat reningssteg

### 4.3.1 Dimensionerande förutsättningar

#### 4.3.1.1 *Dimensionerande flöde läkemedelsrening och reningsgrad*

Ett dimensionerande maxflöde för det avancerade reningssteget ( $Q_{max}$ ) har beräknats utifrån tillgängliga flödesdata med timupplösning från 2019. Fördelningen av flöden har analyserats för att beräkna vid vilket  $Q_{max}$  som en viss andel av årsflödet går genom den avancerade reningen. Med en antagen effektivitet för ett avancerat reningssteg, dvs hur stor andel av ett ämne som tekniken avskiljer, kan den totala reningseffekten beräknas.

För att få flöden för 2050 har flödena från 2019 justerats upp linjärt timme för timme. Den linjära justeringen har gjorts utifrån den uppskattade ökningen av inkommande årsflöde mellan 2019 och 2050. Denna modell kan komma att överskatta de framtida höga flödena eftersom nya anslutningar generellt är mindre påverkade av ovidkommande vatten såsom grundvatteninläckage och regn. Å andra sidan kan klimatförändringarna komma att innebära större regnmängder, men kanske också mindre snösmältning. I denna bedömning har vi inte tagit höjd för att klimatförändringar i Sverige kan innebära mer nederbörd och mer intensiva regn. För att bedöma detta behöver en avancerad hydraulisk modell sättas upp för ledningsnätet, vilket inte ryms inom detta projekt. Sammanfattningsvis har, eftersom framtiden är okänd, normala säkerhetsmarginaler använts. Detta skulle kunna resultera i att den totala avskiljningen blir något mindre än det uppsatta målet under år med ovanligt mycket nederbörd, men större om inläckaget blir relativt sett mindre i ett modernare ledningsnät.

Inför en detaljerad utformning rekommenderas Uppsala Vatten att:

- Använda flödesdata från flera år vid beräkning av  $Q_{max}$  för det avancerade reningssteget.
- Genomföra en känslighetsanalys för flödesvariationer under år med extrema väderförhållanden, till exempel år med ovanligt mycket regnvattenpåverkan.
- Följa upp diskussionen gällande önskad avskiljningsgrad och dess uppföljning för att implementera säkerhetsmarginaler som överensstämmer med eventuella framtida krav.

För vissa av de föreslagna teknikerna kan även högre flöden än  $Q_{max}$  accepteras om anläggningens styrning anpassas till detta. Vid ozonbehandling kan till exempel ozondosen sänkas under höga flöden så att allt ozon hinner reagera trots en kortare

uppehållstid i kontakttanken. Eftersom DOC-halten ofta minskar vid höga flöden kan en lägre ozondos ändå ge en effektiv rening av mikroföroreningar. För filtreringsprocesser kan tryckfallet över filtret vara hydrauliskt begränsande.

Beräkning av det dimensionerande maxflödet ( $Q_{max}$ ) som ett avancerat reningssteg ska klara har gjorts från de ansatser för reningsgrad som angivits i tillståndsansökan, dvs 70 % för PFOS och 80 % för diklofenak.

Dimensionerande maxflöden ( $Q_{max}$ ) för att klara en 70-procentig avskiljning av PFOS, beräknat på reningsverkets totala flöde, presenteras i Tabell 5. I tabellen har även beräknat medelflöde vid de olika dimensioneringarna angivits. Motsvarande dimensionerande maxflöden för att klara en avskiljning på 80 % av diklofenak presenteras i Tabell 6.

Baserat på Cimbritz & Matsson (2018) antas att det avancerade reningssteget i genomsnitt avskiljer 85 % av PFOS och > 95 % av diklofenak. Tabell 5 och Tabell 6 visar att detta antagande ger ett dimensionerande maxflöde för det avancerade reningssteget på 2 850 m<sup>3</sup>/h och 2 950 m<sup>3</sup>/h för att uppnå en avskiljning av PFOS och diklofenak på 70, respektive 80 %.

*Tabell 5. Uppskattad total reningsgrad över ett avancerat reningssteg beräknat utifrån ansatt avskiljningsgrad och dimensionerande maxflöde ( $Q_{max}$ ). I tabellen har även medelflödet för det avancerade reningssteget angivits vid olika  $Q_{max}$ .*

PFOS – Total avskiljning 70 %		Ansatt reningsgrad i behandlat vatten		
		85%	90%	95%
	Enhet	2020		
Qmedel	m <sup>3</sup> /h	1 800	1700	1600
Qmax	m <sup>3</sup> /h	2 000	1900	1700
		2050		
Qmedel	m <sup>3</sup> /h	2500	2400	2300
Qmax	m <sup>3</sup> /h	2850	2600	2450

*Tabell 6. Uppskattad total reningsgrad över ett avancerat reningssteg beräknat utifrån ansatt avskiljningsgrad och dimensionerande maxflöde ( $Q_{max}$ ). I tabellen har även medelflödet för det avancerade reningssteget angivits vid olika  $Q_{max}$ .*

Diklofenak – Total avskiljning 80 %		Ansatt reningsgrad i behandlat vatten		
		85%	90%	95%
	Enhet	2020		
Qmedel	m <sup>3</sup> /h	2000	1900	1800
Qmax	m <sup>3</sup> /h	2700	2300	2050
		2050		
Qmedel	m <sup>3</sup> /h	2900	2750	2600
Qmax	m <sup>3</sup> /h	3800	3300	2950



#### 4.3.2 Framtida processalternativ

Tillsammans med reningsverkets personal har Sweco identifierat två möjliga scenarier för hur det avancerade reningssteget kan implementeras på Kungsängsverket tillsammans med övriga, befintliga, processteg. Det som skiljer de två scenarierna åt är om befintligt kemsteg för efterfällning kommer att användas i framtiden. Kemsteget fungerar idag utmärkt, med låga halter av susp och fosfor i utgående vatten, men eftersom bassängerna byggdes på 70-talet finns det farhågor att betongen kan vara uttjänt. Om kemsteget för efterfällning tas ur drift behöver förfällningen på Kungsängsverket kompletteras med ett reningssteg för avskiljning av löst fosfor som ersätter efterfällningen. Ett sådant reningssteg skulle kunna integreras med föreslagen rening av mikroföroreningar. Möjliga lösningar för detta scenario presenteras i Scenario a. I Scenario b antas att befintligt kemsteg används.

##### 4.3.2.1 *Dimensionerande flöde filtrering*

För Scenario a (befintligt kemsteg ersätts med ett nytt processteg) dimensioneras filtreringen för att klara samma flöde som befintligt kemsteg, dvs 7 200 m<sup>3</sup>/h (Q<sub>max</sub>). Vid en första granskning av inkommande flöde på Kungsängsverket verkar befintligt kemsteg ha en hög hydraulisk kapacitet i förhållande till vedertagen dimensioneringspraxis. Vanligtvis dimensioneras ett polersteg för att kunna hantera ett maxflöde motsvarande 2\*Q<sub>dim</sub>. Q<sub>dim</sub> är den "dimensionerande torrväderstillrinningen" och ett värde som används i VA-Sverige. Q<sub>dim</sub> beräknas genom att fördela avloppsvatten och ovidkommande över ett visst antal timmar per dygn. Q<sub>dim</sub> brukar i regel också motsvara 60-percentilen för inkommande timflöden i ett varaktighetsdiagram. På Kungsängsverket är flödet som motsvarar 60-percentilen i varaktighetsdiagrammet 2 950 m<sup>3</sup>/h vilket är mindre än 3 600 m<sup>3</sup>/h (Q<sub>max</sub> polersteg/2) både för uppmätta flöden 2019 och prognosticerade flöden 2050. Denna typ av hydraulisk överdimensionering är vanlig på reningsverk, då prognosen när de flesta reningsverk byggdes var att den specifika vattenanvändningen per person skulle öka i Sverige, vilket inte varit fallet.

#### 4.3.3 Tillgänglig yta

En uppskattning av tillgänglig yta visas i Figur 2 markerad med en grå ruta. Det tillgängliga området mäter ungefär 50 m x 25 m plus 22 m x 17 m, det vill säga cirka 1 620 m<sup>2</sup>. Enligt uppgift från Kungsängsverkets personal finns det även tillgänglig yta öster om det markerade området i figuren vid behov.



Figur 2. Skiss som visar var ett avancerat reningssteg skulle kunna placeras på Kungsängsverket. Det markerade området har de ungefärliga måtten 50 m x 25 m plus 22 m x 17 m. tillgänglig yta har grovt uppskattats till 1 620 m<sup>2</sup>.

#### 4.3.4 Hydraulik

I Scenario a, (befintligt kemsteg ersätts med ett nytt processteg), tas vatten från den planerade ledningen (DN1000) väster om befintlig slutsedimentering i Figur 2. Uppskattad vattennivå i inloppet till det avancerade reningssteget blir då cirka +3,5 – 4 mvp (relativt Kungsängsverkets eget höjdsystem). En lämplig anslutningspunkt efter reningssteget har bedömts vara strax efter befintlig Parshallränna efter befintligt kemsteg. En initial bedömning är att vattennivån behöver vara cirka +1,5 mvp efter Parshallrännan för att pumpningen till värmeväxlare ska fungera och för att Fyrisån inte ska dämma. I detta Scenario bedöms cirka 2 mvp finnas tillgängligt som kan utnyttjas i ett avancerat reningssteg.

I Scenario b, där befintligt kemsteg behålls, tas vatten förslagsvis från samlingskanalen efter lamellsedimenteringen (cirka + 2,5 - 3 mvp) och ansluter nedströms parshallrännan som i Scenario a. Det ger cirka 0,5 mvp tillgänglig hydraulisk höjd för Scenario b.

#### 4.3.5 Vattenkvalitet och potentiell påverkan på ett avancerat reningssteg

Som nämndes i avsnitt 2, är det inte bara de föroreningar som ska avlägsnas som påverkar vilken reningsteknik som är lämplig för ett visst reningsverk. Tabell 7 visar genomsnittliga halter av olika ämnen och kemisk-fysikaliska parametrar som är av betydelse för rening av vatten med ozon, aktivt kol och/eller anjonbytare. I denna förstudie har kompletterande provtagning av utgående vatten möjliggjort kvantifiering av dessa parametrar.

TOC/DOC ligger inom förväntat intervall för ett avloppsvatten och kommer att påverka både mängden aktivt kol och den ozondos som krävs för rening av vattnet.

Analyssvaren visar att det kan vara en idé att närmare analysera bromid i utgående vatten eftersom koncentrationerna är  $> 0,15$  mg/l (enligt diskussion i avsnitt 2.5.3.5), som innebär att risk för bromatbildning finns. Detta bör undvikas då de är toxiska och cancerogena.

Andra potentiellt påverkande substanser (järn och dimetylamin) har påträffats i låga koncentrationer och bör studeras närmare vid kommande pilotstudie tillsammans med suspenderat material, TOC/DOC och bromid. Däremot kan krom-analyser utgå, eftersom koncentrationerna är så låga. Även nitrithalterna har liten eller ingen påverkan på ozonkonsumtionen.

Halterna dimetylamin låg alla under rapporteringsvärdet, vilket kan bero på att vattenmatrisen var svår att upparbeta. Denna substans bör dock fortsatt ingå för vidare arbete inom ramen för pilotprojektet och avseende vattenmatrisen. Vid förekomst av dimetylamin, finns risk för bildning av NDMA (NitrosDiMetylAmin). Omfattning och halter som kan utgöra en risk är dock inte helt fastlagda, men att känna till förekomsten i det aktuella vattnet är värdefullt inför en ozonimplementering.

Tabell 7. Genomsnittliga halter för ämnen som potentiellt kan påverka implementering av ozonbehandling, aktivt kol och anjonbytare. Mätresultaten samlades in under perioden 8 juni till 10 september 2020 och avser utgående vatten. Rapporteringsgränsen, LOD, är inkluderad för de mätserier där det flera mätvärden hamnade under rapporteringsgränsen. Vid fortsatta försök bör även nitrat och sulfat inkluderas i provtagningen.

Parameter	Enhet	LOD (Limit Of Detection)	Värde	n
DOC	mg/l	-	10 (3)	16
TOC	mg/l	-	9,2 (1,8)	16
Suspenderade ämnen*, SS	mg/l	5	5,0 (0,2)	18
Bromid**, Br <sup>-</sup>	mg/l	0,5	0,6 (0,1)	7
Nitrit, NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	mg/l	-	0,03 (0,01)	10
Fe	mg/l	-	2,1 (0,6)	16
Cr	µg/l	<0,001	0,0012 (0,5)	7
Cr <sup>6+</sup>	µg/l	<0,4	0,35 (0,1)	7
Cr <sup>3+</sup>	µg/l	<0,001	0,0012 (0,5)	7
Dimetylammin***	µg/l	<50, <10, <5	20,7 (20,1)	7

\* För denna analys var rapporteringsgränsen 5,0 mg SS/l och mätserien innefattade 15 prover under rapporteringsgränsen. Beräkningen av medelvärdet har gjorts genom att mätvärden motsvarande LOD har utnyttjats för de aktuella 15 proverna.

\*\*För denna analys var rapporteringsgränsen 0,5 mg/l och mätserien innefattade 4 prover under rapporteringsgränsen, vilka här har betraktats som mätvärden av 0,5 mg/l.

\*\*\*Rapporteringsgränsen för dimetylammin varierade mellan 5, 10 och 50 µg/l, där samtliga analyser var under rapporteringsgränsen. För beräkningen av medelvärde har LOD utnyttjats.

## 5 Dimensionering och utformning av ett avancerat reningssteg vid Kungsängsverket

### 5.1 Jämförelse av olika tekniker för Kungsängsverket

Med tanke på att PFAS skiljer sig från de andra mikroföroreningarna, påverkar PFAS också valet av reningsteknik. Det är tyvärr inte så att en teknik kan anses lämplig för alla föroreningar vid Kungsängsverket. Utmaningen i att hitta en lämplig teknik, eller en kombination av tekniker, blir att identifiera alternativ som ger tillräcklig avskiljning till en rimlig kostnad. Tekniken ska också vara så pass etablerad att den kan anses välbeprövad och installeras i full skala inom några år utan alltför stora risker. Förutom att fungera för de mikroföroreningar som ska avlägsnas måste tekniken även kunna hantera resten av vattnet (vattenmatrisen). Detta diskuteras mer ingående i Kapitel 2 och även i avsnitt 4.3.5.

#### 5.1.1 Kemisk-fysikaliska data för teknikbedömning

Utifrån teknikerna presenterade i kapitel 2, bedöms i detta stycke varje teknik med avseende på varje prioriterad mikroförening identifierad i kapitel 3.4. För att bestämma lämplig(a) teknik(er) har effekten av GAK, ozon och anjonbytare bedömts för varje prioriterad mikroförening. Bedömningen har gjorts dels efter den kemiska karaktären, där framförallt fördelningskoefficienten mellan oktanol och vatten,  $k_{ow}$ , syrakonstanten  $pK_a$ , reaktionshastigheten  $k_1$  och strukturen (längd på kolkedja samt funktionella grupper) har utnyttjats.

Tabell 7 sammanfattar kemisk-fysikalisk data som är aktuell för de identifierade ämnena, medan Tabell 9 korrelerar kännedom om ämnenas egenskaper till lämplighet för en specifik teknik. Utifrån förmåga att adsorbera till en hydrofob yta, uppskattat från  $\log k_{ow}$ , visar Tabell 7 att både ibuprofen och diklofenak adsorberas väl till aktivt kol ( $\log k_{ow} > 3,5$ ), medan några ämnen har  $\log k_{ow}$  nära 2 eller lägre (t.ex. citalopram, metoprolol och flukonazol, Tabell 8) och är därför substanser som kan förväntas adsorbera sämre till aktivt kol. PFOS har inget känt  $k_{ow}$ -värde, men har i flera studier visat sig vara väl adsorberande till aktivt kol (t.ex. GAK), när det utvärderats på dricksvatten (Appleman, 2013). PFOS kan därmed förväntas adsorbera till GAK, men bör testas för att bedömas avseende effektiv adsorption i avloppsvatten eftersom underlaget här är mindre omfattande.

Gällande  $pK_a$ , är det främst PFOS som förväntas vara negativt laddad i avloppsvattnet, tillsammans med diklofenak, ibuprofen och flukonazol. Av dessa kandidater är det främst PFOS som fångas upp av en anjonbytare, de andra substanserna kan ev. vara för stora för att fångas upp ( $\text{kol kedja} > C13$ ).

Avseende ozonreaktivitet hamnar de flesta substanserna inom grupp 2-3, vilket innebär att en högre dos om 1 mg  $O_3$ /mg DOC krävs för en eliminering  $> 90\%$ , dock är substanser inom grupp 3 endast eliminerade till ca 50% med samma dos. PFOS förväntas inte alls elimineras av ozon.

Tabell 8. Kemisk-fysikaliska data för de prioriterade ämnena som underlag till teknikval

	Ämne	kw	pKa	Grupp avseende ozonreaktivitet	Kemisk struktur
1	PFOS	.*	<<0	- **	C <sub>8</sub> HF <sub>17</sub> O <sub>3</sub> S
2	Citalopram	1,39	9,8	3	C <sub>20</sub> H <sub>21</sub> FN <sub>2</sub> O
3	Metoprolol	1,88	9,6	2	C <sub>15</sub> H <sub>25</sub> NO <sub>3</sub>
4	Diklofenak	8	4,15	1	C <sub>14</sub> H <sub>11</sub> C <sub>12</sub> NO <sub>2</sub>
5	Ibuprofen	3,97	4,4	3	C <sub>13</sub> H <sub>18</sub> O <sub>2</sub>
6	Flukonazol	0,25	1,76	3	C <sub>13</sub> H <sub>12</sub> F <sub>2</sub> N <sub>6</sub> O

\*På grund av att PFOS är ett ytaktivt ämne kan inte fördelningen kw bestämmas.

\*\*Eftersom PFOS inte reagerar med ozon, kan inte heller reaktionshastigheten bestämmas.

Sammantaget och utifrån data i Tabell 8, har varje ämne bedömts utifrån befintliga tekniker som kan anses lämpliga för avancerad rening. Resultaten presenteras i Tabell 9. De tekniker som fungerar är här markerade med "x", medan "x/0" markerar när det är ett gränsfall. I fall där tekniken inte fungerar är detta markerat med "0".

För att reducera samtliga mikroföroreningar (1-6, Tabell 8 och Tabell 9), krävs antingen GAK som enskild teknik, en kombination av ozon med GAK, eller ozon kombinerat med anjonbytare. Behovet att avskilja PFOS gör att ozon inte kan användas ensamt trots ökad dos. Anjonbytare är inte lika effektiva för ämnen med längre kolkedjor (> C10 cirka), i synnerhet inte om de saknar laddning som är fallet för till exempel citalopram och metoprolol. En mer utförlig beskrivning av teknikvalen finns i kapitel 2 och avsnitten därefter. Flukonazol är speciell eftersom den adsorberar sämre till GAK, reagerar dåligt med ozon (kräver högre dos), och kan anses vara en alltför stor molekyl (kolkedja med 13 kolatomer) för att fångas upp av en anjonbytare (Tabell 9). Flukanazol är därmed en substans som bör hållas under uppsikt under pilotstudien och framöver.

Tabell 9. De olika teknikernas förmåga att avskilja de prioriterade mikroföroreningarna. X betecknar "möjlig", medan 0 innebär "omöjlig/obefintlig" och x/0 ett gränsfall alt. kräver högre dos av ozon (1 g O<sub>3</sub>/g DOC) för > 90% eliminering, enligt beskrivningar i avsnitt 2.5.3.

	Ämne	GAK	Anjonbytare	Ozon
1	PFOS	x	x	0
2	Citalopram	x	0	x/0
3	Metoprolol	x	0	x/0
4	Diklofenak	x	x	x
5	Ibuprofen	x	x	x/0
6	Flukonazol	x/0	x	x/0

### 5.1.2 Teknikmatris utifrån avskiljning av mikroföroreningar

För att visa vilka teknikalternativ som kan vara aktuella för Kungsängsverket baserat på de prioriterade ämnen som diskuterats och presenterats i ovanstående avsnitt, har en matris avseende teknikval satts upp. Teknikmatrisen finns i Bilaga 3. Fem olika alternativ presenteras och är:

1. GAK
2. GAK + anjonbytare
3. SAFF + GAK
4. Ozon + sandfilter + anjonbytare
5. Ozon + GAK

För- och nackdelar med de olika teknikerna presenteras i avsnitt 2.5. Sammanfattningsvis har alternativ 1, GAK, och alternativ 4, Ozon + sandfilter + anjonbytare, valts ut för fortsatta studier. GAK för att det är en beprövad teknik som klarar att rena alla de aktuella föroreningarna och Ozon + sandfilter + anjonbytare för att den skulle kunna ge en effektiv rening av de aktuella föroreningarna med få biprodukter och även en desinfektion av vattnet.

Alternativ 2, 3 och 5 bedöms kunna rena vattnet men har inte tagits vidare på grund av:

2 GAK + anjonbytare: oklart om det finns någon vinst med att kombinera metoderna, anjonbytare är en oprövad teknik för avloppsreningsverk.

3 SAFF + GAK: SAFF är en oprövad teknik för avloppsvatten och utrustning finns ej tillgänglig i tillräckligt stor skala, höga kostnader för luftning.

5 Ozon + GAK: höga kostnader, ozon reducerar troligen inte kostnaderna för GAK.

För mer övergripande information om de olika alternativen, hänvisas till Bilaga 3.

### 5.1.2.1 *GAK på Kungsängsverket*

Rening med GAK innebär att samtliga föroreningar identifierade i kapitel 3.4 kan fångas upp, men att flukonazol eventuellt kan bli svår att få att adsorbera tillräckligt till GAK. Det bör också nämnas att omfattningen av PFOS-reducering för avloppsvatten är inte välstuderad och kan medföra ett mer frekvent kolbyte om PFOS har ett tidigare genombrott än de läkemedelsrester som ska avskiljas.

### 5.1.2.2 *Ozon + sandfilter + anjonbytare på Kungsängsverket*

Ett annat alternativ för avskiljning av de prioriterade mikroföroreningarna i Tabell 9 är ozonbehandling efterföljt av ett biologiskt reningssteg och anjonbytare. Som biologiskt reningssteg föreslås ett sandfilter eftersom det är väldokumenterat effektivt mot dels det BDOC/AOC (Biodegradable Dissolved Organic Carbon/Assimilable Organic Carbon) som bildas vid ozonbehandling av avloppsvatten (på grund av DOC-innehåll) och att det även reducerar merparten av de nedbrytningsprodukter som bildas när mikroföroreningar oxideras. Utöver detta reducerar sandfiltret SS-halten i vattnet vilket förbättrar förutsättningarna för anjonbytaren. Anjonbytaren behövs eftersom även PFOS ska reduceras. Att använda ozon innan anjonbytare kan eventuellt förlänga livstiden på jonbytaren.

Sammanfattningsvis krävs tester för att fastställa vilken teknik som är mest lämplig för Kungsängsverket. Ambitionen att samtidigt reducera både PFOS och mikroföroreningar är en stor uppgift och gör att osäkerheterna kring lämplig(a) teknik(er) ökar eftersom referenser från fullskaleapplikationer saknas.

### 5.1.3 **Möjliga teknikkombinationer**

I styckena ovan presenterades två lämpliga tekniker för avskiljning av de aktuella mikroföroreningarna på Kungsängsverket. Eftersom den framtida reningsprocessen är något osäker och det inte är säkert huruvida befintligt kemsteg kommer att behållas, har två scenarier ställts upp. Dessa presenteras i avsnitt 4.3.2 som Scenario a och Scenario b. I Scenario a ersätts befintligt kemsteg med ett nytt processteg för efterpolering av susp och fosfor, efter befintligt biosteg och mellansedimentering. I Scenario b behålls befintligt kemsteg. De ämnen som kan påverka ett avancerat reningssteg och som reduceras i ett kemsteg är främst susp. Hur höga susphalter som kan accepteras i ett avancerat reningssteg är en pågående diskussion i världen och beror på teknikvalet. Till exempel rekommenderar (Stapf & Schumann, 2017) ozonbehandling för vatten med susphalter lägre än 10 mg/l. Eftersom Kungsängsverkets mellansedimentering fungerar bra antar Sweco att susphalten i avloppsvattnet kommer vara lägre än 10 mg/l både från befintligt biosteg (inkl. mellansedimentering) och efter nuvarande kemsteg.

#### *Scenario a: befintligt kemsteg ersätts med nytt processteg*

**Alternativ 1a – Skivfilter + GAK:** Förfiltrering för att avskilja susp och fosfor är nödvändig (fosfor avskiljs även med förfällning i försedimenteringen). I denna studie har skivfilter valts för detta.



**Alternativ 4a - Ozon + sandfilter + anjonbytare:** Förfiltrering med fosforavskiljning före det avancerade reningssteget är troligtvis inte nödvändigt då utgående susphalter från det biologiska reningssteget (inkl. mellansedimentering) är låga (< 10 mg/l). Då är det mer realistiskt att använda sandfilter som biologisk rening efter ozonreningen och kombinera detta med fosforavskiljning, så kallad kontaktfiltrering. Kontaktfiltrering är en processlösning där fällningskemikalier tillsätts under kraftig omrörning i inloppet till ett sandfilter. Flockupbyggnaden sker sedan i filtret där flockarna även avlägsnas succesivt. Detta alternativ förutsätter förberedning av ozonbehandlingen vid slamflykt från mellansedimenteringen, vilket kan reducera den totala reningsgraden något.

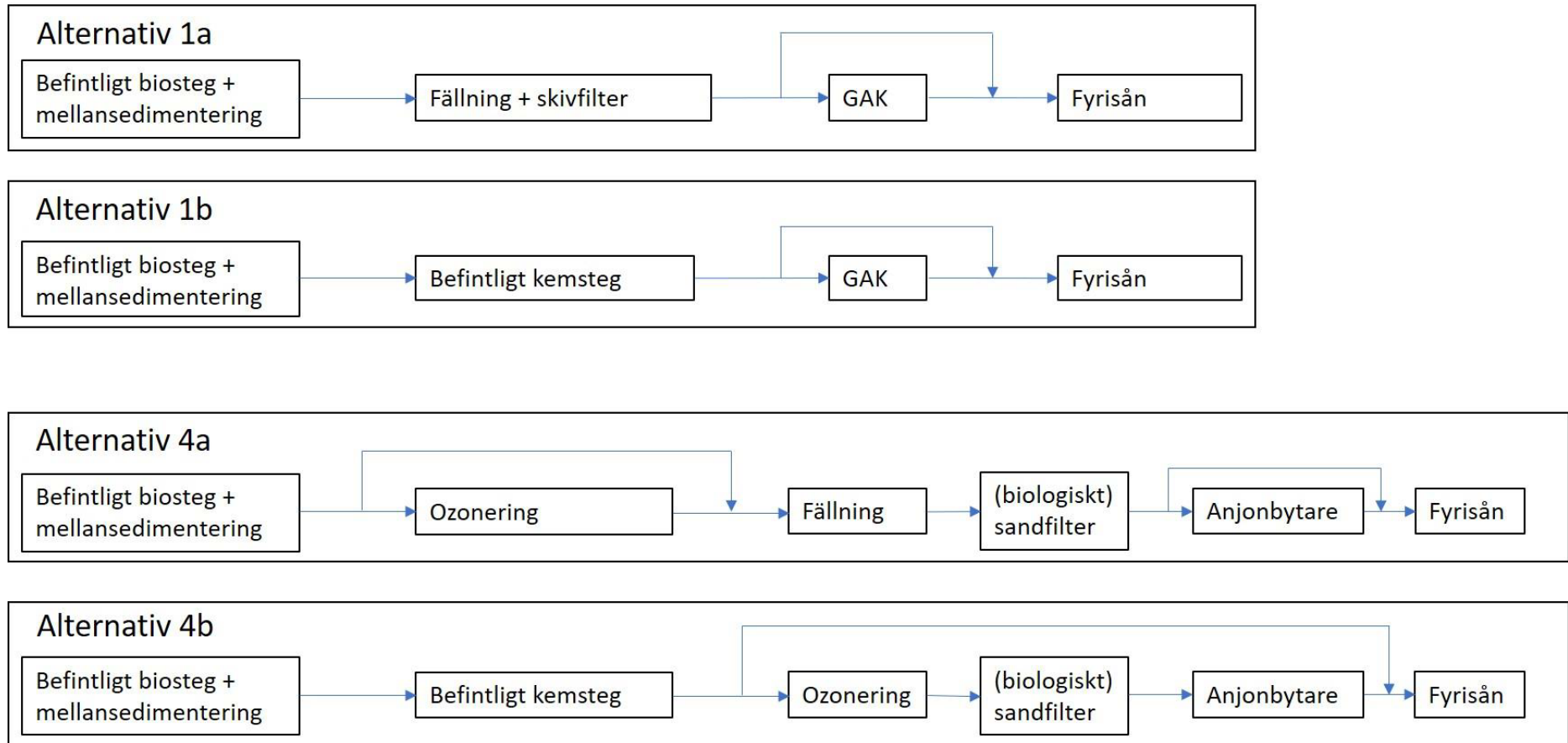
***Scenario b: befintligt kemsteg behålls***

Förfiltrering bedöms inte behövas i Scenario b eftersom dagens kemsteg fungerar mycket bra, både för reduktion av löst fosfor och för avskiljning av susp. Med denna prestanda finns det ingen anledning att filtrera vattnet innan vidare behandling. Det är också troligt att det är de minsta partiklarna som inte avskiljs i lamelledimenteringen. Dessa partiklar är även svåra att avskilja med skivfilter vilket innebär att effekten av ett extra filtreringssteg troligen blir marginell.

**Alternativ 1b - GAK:** Ingen förfiltrering nödvändig, förutsatt att inga radikala förändringar sker i den biologiska processen.

**Alternativ 4b - Ozon + biofilter + anjonsbytare:** Ingen förfiltrering nödvändig. Sandfilter är mest lämpligt för biologisk rening eftersom susphalterna ut från en MBBR kan sätta igen en anjonbytare. Sandfiltret dimensioneras för Q<sub>max</sub> till det avancerade reningssteget.

Figur 3 visar blockscheman för de olika alternativen.



Figur 3. Blockschema för de 4 alternativen

## 5.2 Processutformning alternativ 1a (skivfilter + GAK)

Processen beskrivs av blockschemat i Figur 4. Tillgänglig hydraulisk höjd har bedömts till cirka 2 mvp, se 4.3.4.



Figur 4. Schematisk presentation av alternativ 1a

### 5.2.1 Processbeskrivning

#### 5.2.1.1 Filtrering med fosforavskiljning (skivfilter)

För alternativ 1a behöver en filtrering placeras före det avancerade reningssteget eftersom det inte är lämpligt att tillsätta fällningskemikalier före ett kolfilter. Skivfilteranläggningen föregås av ett flockningssteg som försörjs med avloppsvatten från den planerade DN1000-ledningen, se avsnitt 4.3 för detaljer.

Före den första kammaren i flockningssteget tillsätts en koagulant, järn- eller aluminiumbaserad, under kraftig omrörning. I den andra kammaren tillsätts en polymer för att skapa starka flockar som tål de skjuvkrafter som uppstår på ett skivfilter. Befintlig flockningsvolym kan troligtvis inte användas för detta ändamål, men ett nytt flockningsteg kan troligtvis placeras någonstans på den yta som upptas av det befintliga reningsverket. Notera att föreslagen anslutning då kan ändras. Spolvattnet från skivfiltren föreslås ledas till en anslutningspunkt före försedimenteringen, vilket innebär att kemsammet, liksom i dag, avskiljs med primärslammet.

Tryckfallet över skivfilteranläggningen uppskattas till 0,5 mvp.

#### 5.2.1.2 GAK

För processkombinationen 1a tas utgående vatten från ett nytt skivfiltersteg. Med ett tryckfall på 2 mvp över kolfilteranläggning behövs en tryckstegring på cirka 0,5 mvp plus säkerhetsmarginaler. Vattnet föreslås därför pumpas in till kolfilteranläggningen. Det flöde som överstiger  $Q_{max} = 2\,950\text{ m}^3/\text{h}$  leds förbi filtren och behöver inte lyftas.

Filtrering genom GAK på Kungsängsverket föreslås ske i betongbassänger där avloppsvattnet rinner med gravitationskraft genom GAK-bädden. Denna typ av filter backspolas intermitterant enligt ett förutbestämt spolprogram eller vid behov.

Den totala filterytan fördelas på 2 rader med vardera 7 filter. Vid backspoling tas vatten från utgående kanal som placeras mellan de två filterraderna. Mellan filterraderna, ovanför kanalen placeras rörgalleri för spolvatten, förbrukat spolvatten samt filtrat. Förbrukat spolvatten leds till en utjämningstank innan det pumpas till reningsverkets inlopp, eller annan lämplig anslutningspunkt före reningsverkets försedimentering.

Följande anläggningsdelar och maskinkomponenter har dimensionerats i denna förstudie:

- Filtrervolym och fördelning av denna
- Bassänger för renat avloppsvatten och förbrukat spolvatten
- Inloppspumpar (lyftpumpar)– typ propellerpumpar i kolumnrör
- Spolvattenpumpar
- Pumpar för förbrukat spolvatten

Utöver dessa komponenter behövs också en lösning för att lagra förbrukat kol och avvattna detta före transport till destruktion eller regenerering. Förslagsvis sker bytet batchvis genom att kolet pumpas, eventuellt med ejektor, till en container med sugbil som sedan också används för transport. En 40 fots container rymmer med marginal förbrukat kol från ett filter. En mer automatiserad process kan också implementeras, vilket kan studeras i en detaljprojektering

## 5.2.2 Storlek på bassänger och maskinkomponenter

### 5.2.2.1 *Filtrering med fosforavskiljning (skivfilter)*

Flockningsbassänger innan skivfilter dimensioneras för en total uppehållstid på 5 min vid  $Q_{max}$  (7 200 m<sup>3</sup>/h), vilket ger två bassänger på vardera 300 m<sup>3</sup>.

Skivfilteranläggningen dimensioneras efter hydraulisk maxbelastning i mellan-sedimenteringen. Stora skivfilterenheter kan hantera cirka 1000 m<sup>3</sup>/h vid en susp-belastning på cirka 50 mg SS/l (erfarenhet från tidigare projekt i Sverige). Det innebär att totalt 8 enheter behövs. Varje filterenhet har en längd på cirka 8 m och bredd på 2,8 m. Vid en mer detaljerad design rekommenderas Uppsala Vatten att ta kontakt med leverantörer av skivfilter för en mer exakt design och analys av redundansbehovet, samt göra en mer detaljerad bedömning av maxflöde och susp-belastning på filteranläggningen.

Pumpar för förbrukat spolvatten dimensioneras för att hantera en spolvattenvolym på 2 % av det behandlade flödet. Detta resulterar i en kapacitet på 150 m<sup>3</sup>/h fördelat på två pumpar utan redundans. Bassäng för förbrukat spolvatten föreslås ha en volym på 150 m<sup>3</sup>.

Lämplig dosering av koagulant är cirka 10 g Me/m<sup>3</sup> (cirka 9 g Fe/m<sup>3</sup> vid befintligt kemsteg). Motsvarande siffra för polymer är cirka 1 g torr polymer/ m<sup>3</sup>. Dosen koagulant kan vara i överkant på Kungsängsverket eftersom fällningskemikalier även tillsätts före försedimenteringen.

### 5.2.2.2 *GAK*

Det totala volymbehovet av granulerat aktivt kol för avskiljning av mikroföroreningar på Kungsängsverket 2050 uppgår till 980 m<sup>3</sup> GAK. Denna volym fördelas på 14 filter i två rader som beskickas parallellt. Varje filter har ett filterdjup på 1,5 m och en yta på 47 m<sup>2</sup>. Spolvattenhastigheten har uppskattats till 30 m/h vilket ger ett spolvattenflöde på 1 400

m<sup>3</sup>/h. Med en backspolning som varar i 15 min bör spolvattenkanalens volym uppgå till minst 530 m<sup>3</sup>, vilket är samma volym som krävs i utjämningsbassängen för förbrukat spolvatten. Backspolning sker för ett filter i taget (13 filter i drift).

Varje filter fylls med 70 m<sup>3</sup> granulerat aktivt kol. Utöver denna volym behövs volym för expansion av filterbädden vid backspolning med mera. Den totala volymen per filter uppgår till 102 m<sup>3</sup>. Även byte av kol under drift sker för ett filter i taget med de övriga 13 i drift.

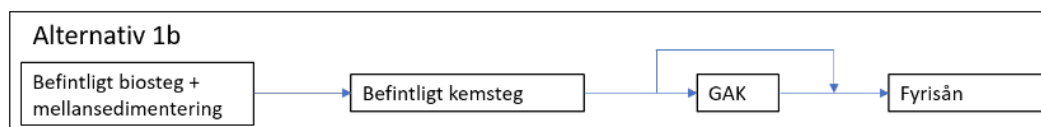
Inloppspumpar: Tre axialpumpar per filterrad. Med en redundant pump per rad blir kapaciteten för respektive pump  $2\ 950/4 = 740$  m<sup>3</sup>/h.

Spolvattenpumpar: En uppsättning där flödet fördelas på två pumpar och en pump extra för redundans. Kapacitet/pump 700 m<sup>3</sup>/h.

Pumpar förbrukat spolvatten: Dimensioneras för att filtren ska kunna spolas i serie med 1 spolat filter/timme. Detta ger ett kapacitetsbehov på 350 m<sup>3</sup>/h. Föreslagen uppsättning är 2 pumpar med denna kapacitet för att få redundans.

### 5.3 Processutformning alternativ 1b (GAK)

Processen beskrivs av blockschemat i Figur 5. Tillgänglig hydraulisk höjd har bedömts till cirka 0,5 mvp, se 4.3.4.



Figur 5. Schematisk presentation av alternativ 1b

#### 5.3.1 Processbeskrivning

##### 5.3.1.1 *Filtrering med fosforavskiljning (befintligt kemsteg)*

Befintligt kemsteg används för susp- och fosforavskiljning.

##### 5.3.1.2 *GAK*

I processkombination 1b föreslås avloppsvatten tas från samlingskanalen efter lamellsedimenteringen (se Figur 3). Som i alternativ 1a behöver vatten pumpas in till kolfilteranläggningen då tryckförlusten överstiger den tillgängliga hydrauliska höjden. Behovet av tryckstegring uppgår till 1,5 mvp plus säkerhetsmarginaler. Utöver lyftbehovet är processutformningen av GAK-anläggningen samma som för alternativ 1a.

#### 5.3.2 Storlek på bassänger och maskinkomponenter

##### 5.3.2.1 *Filtrering med fosforavskiljning (befintligt kemsteg)*

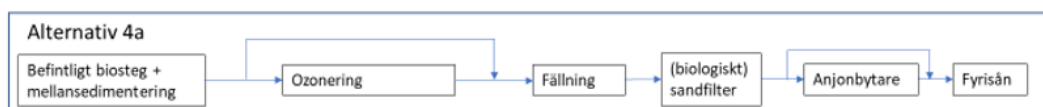
Befintligt kemsteg används för fosforavskiljning.

### 5.3.2.2 **GAK**

Storlek och kapacitet för de olika anläggningsdelarna är samma som i alternativet med filtrering med skivfilter och presenteras i avsnitt 5.2.2.2.

## 5.4 **Processutformning alternativ 4a (ozonbehandling + fällning + sandfilter + anjonbytare)**

Processen beskrivs av blockschemat i Figur 6. Tillgänglig hydraulisk höjd har bedömts till cirka 2 mvp, se 4.3.4.



Figur 6. Schematisk presentation av alternativ 4a

### 5.4.1 **Processbeskrivning**

#### 5.4.1.1 **Ozonbehandling**

Avloppsvatten från mellansedimenteringen föreslås att tas från den planerade DN1000-ledningen, se avsnitt 4.3 för detaljer. Avloppsvattnet rinner med självfall genom ozonbehandlingen.

Ozonanläggningen föreslås utformas i 2 linjer för att underlätta underhåll med en kontakttank för respektive linje i vilken ozon får reagera med organiska ämnen i vattnet. Kontakttanken utformas med vertikala bafflar som styr vattnets flödesriktning, vilket minimerar risken för hydraulisk kortslutning. Förslagsvis byggs tanken med minst 6 kammare. Ozon produceras i ozongeneratorer från syre som lagras i tankar på fastigheten. Syre levereras från extern aktör med tankbilar till anläggningen.

Ozon tillsätts vattnet med dysor placerade på botten av kontakttanken. Då kontakttanken matas från toppen blir flödet av avloppsvatten motgående mot ozonflödet vilket ger maximalt utnyttjande av tankens volym. Ozon tillsätts vid två eller flera kammare i tanken där en högre ozondos kan användas vid den första doserpunkten.

Kontakttanken utformas helt tät och kvarvarande gas leds ut och får reagera i en ozondestruktor. Denna processlösning garanterar att ingen ozonhaltig gas når omgivningarna. Efter destruktor innehåller gasen praktiskt taget rent syre och kan antingen släppas ut till atmosfären eller ledas till ett av de luftade aktivslamstegen.

Utöver ovan beskrivna komponenter behöver ozonbehandlingen även följande större maskinkomponenter:

- Kylning till ozongeneratorerna, inklusive eventuell filtrering av kylvattnet.
- Lämpliga mätare och tillkommande utrustning för styrning. För ozondosering finns mer avancerade metoder än ren flödesstyrning som bör beaktas i en detaljprojektering.

- Utrustning för att garantera ett pålitligt syrgasflöde till ozonreaktorerna. Detta innefattar bland annat förgasare, kompressor för tillsats av kvävgas till syret, samt ventiler och mätare för säkerhet och rätt tryck.
- Säkerhetssystem för god arbetsmiljö kring ozon- och syreutrustning.

Tryckfallet över reaktionstanken för ozon kan antas var cirka 0,5 mvp.

#### **5.4.1.2 *Filtrering med fosforavskiljning (sandfilter efter ozonbehandling)***

För teknikkombinationen 4a leds flöden överskjutande 2 950 m<sup>3</sup>/timme förbi ozonreningen direkt till sandfiltret. Hela flödet (utgående från ozonkontakttanken och det förbileda vattnet) pumpas upp i sandfiltren.

Sandfiltren föreslås utformas i öppna bassänger i två rader, liknande utformningen av GAK-anläggningen. För sandfiltren behövs även bassänger för spolvatten, förbrukat spolvatten, pumpas för spolvatten samt använt spolvatten.

Filtren backspolas vid behov eller enligt ett förprogrammerat spolprogram. Förbrukat spolvatten pumpas till en anslutningspunkt före försedimenteringen och därmed avskiljs kemslammet med primärslammet. I en mer detaljerad design rekommenderas Uppsala Vatten att göra en bedömning huruvida förbrukat spolvatten bör ledas till försedimenteringen eller direkt till slambehandlingen.

I detta processalternativ byggs också en doserstation för dosering av fällningskemikalier före filtren.

Tryckfallet över sandfiltret kan uppskattas till cirka 2 mvp.

#### **5.4.1.3 *Filtrering genom anjonbytare***

Efter sandfiltren pumpas vattnet in till trycksatta filter med jonbytarmassa (anjonbytare). Flöden överskjutande 2 950 m<sup>3</sup>/timme leds förbi filtren. Filtren kan placeras inomhus eller under skärmtak. Byte av filtermassa sker med slamsug och påfyllnad från storsäck. Denna typ av tankar är vanligtvis utrustade med manuell backspolning. Troligtvis behövs det inte någon backspolning i denna processlösning och det rekommenderas heller inte av tillverkaren. Detta har därför inte inkluderats i processdesignen. Notera att denna design kommer med osäkerheter eftersom tekniken hittills inte använts i stor skala på avloppsreningsverk. Vidare studier och kontakt med tankleverantörer och jonbytartillverkare behövs för ett slutgiltigt designförslag.

Tryckfallet över jonbytaren är stort på grund av hög ytbelastning och har uppskattats till cirka 5 mvp.

## 5.4.2 Storlek på bassänger och maskinkomponenter

### 5.4.2.1 Ozonbehandling

Med två parallella linjer blir  $Q_{max}$  till respektive linje 1 475 m<sup>3</sup>/h. Respektive kontakttank utformas med en volym på 370 m<sup>3</sup> (30 minuters kontakttid). Ozonreaktorerna dimensioneras för att vardera kunna producera en ozondos på 1 mg O<sub>3</sub>/mg DOC vid maxflöde. Denna ozondos är något högre än för många referensprojekt och motiveras av att det finns ett par substanser som ska avlägsnas som reagerar långsamt med ozon, se avsnitt 2.5.3.4.

Med en DOC-halt på 10 mg/l behöver respektive ozongenerator ha en kapacitet på 15 kg O<sub>3</sub>/h år 2050. Denna ozondos blir dock först aktuell 2050. Eftersom vissa leverantörer erbjuder ozongeneratorer som är modulbaserade är det möjligt att börja med en lägre kapacitet för att sedan öka kapaciteten stegvis.

Med en ansatt ozonhalt på 10 wt-% behöver syrgassystemet kunna försörja de båda generatorerna med totalt cirka 300 kg/h motsvarande cirka 210 Nm<sup>3</sup>/h.

Det går åt ungefär 8,5 kWh el/kg producerat ozon. Denna siffra kan användas för att uppskatta kylbehovet. Kylvatten föreslås cirkuleras i en sluten krets och kylas mot renat avloppsvatten. För att få exakta dimensioner på pumpar och värmeväxlare behöver utgående temperatur på Kungsängsverket över året studeras noggrannare.

### 5.4.2.2 Sandfiltrering med fosforavskiljning

Reningssteget dimensioneras för en ytbelastning vid  $Q_{max}$  på 15 m/h. I en detaljprojektering behöver även hänsyn tas till slamlagringskapacitet och backspolningsfrekvens jämfört med slambelastningen.

Filtermediets tjocklek sätts till 1 m. För alternativ 4a ger detta ett behov av:

- Totalt 10 filter i parallell drift, vardera med en yta på 55 m<sup>2</sup>. De 10 filtren föreslås placeras i två rader med gemensamma bassänger för spolvatten och förbrukat spolvatten samt pumpar för backspolning och pumpning av förbrukat spolvatten.
- Volym spolvattenbassäng och förbrukat spolvatten: 550 m<sup>3</sup>/bassäng.
- Spolvattenpumpar där flödet fördelas på två pumpar samt en för redundans: 1 375 m<sup>3</sup>/h per pump.
- Pump för förbrukat spolvatten antaget att 2 filter ska kunna spolas per timme: 720 m<sup>3</sup>/h per pump med en för redundans.
- Tre axialpumpar per filterrad för inloppspumpning. Med en redundant pump per rad blir kapaciteten för respektive pump  $7 \cdot 200/4 = 1\,800$  m<sup>3</sup>/h.

### 5.4.2.3 Filtrering genom anjonbytare

Dimensionerande EBCT (2 minuter) ger ett behov av en total filtervolym på 100 m<sup>3</sup>. Stora filter på marknaden kan rymma strax över 7 m<sup>3</sup>/filter vilket ger 14 filter för



Kungsängsverket. Utöver detta behövs inloppspumpar. Om flödet fördelas på två pumpar med en extra pump för redundans behövs tre pumpar med en kapacitet på vardera 1475 m<sup>3</sup>/h.

Utöver detta behövs rörgalleri och flödesmätare för en jämn flödesfördelning.

## 5.5 Processutformning alternativ 4b (ozonbehandling + sandfilter + anjonbytare)

Processen beskrivs av blockschemat i Figur 7. Tillgänglig hydraulisk höjd har bedömts till cirka 0,5 mvp, se 4.3.4.



Figur 7. Schematisk presentation av alternativ 4b

### 5.5.1 Processbeskrivning

#### 5.5.1.1 Ozonbehandling

I 4b tas avloppsvatten från samlingskanalen efter lamellsedimenteringen, se avsnitt 4.3 för detaljer. I övrigt är processbeskrivningen för ozonbehandlingen identisk med alternativ 4a (se avsnitt 5.4.1.1)

#### 5.5.1.2 Filtrering

Förutom att fällningskemikalier inte föreslås att tillsättas före filtersteget i alternativ 4a är processbeskrivningen identisk med föregående alternativ. Dock föreslås filtren placeras i en rad, eftersom de blir färre i alternativ 4b.

#### 5.5.1.3 Filtrering genom anjonbytare

Se avsnitt 5.4.1.3.

### 5.5.2 Storlek på bassänger och maskinkomponenter

#### 5.5.2.1 Ozonbehandling

Storlek och kapaciteter för de olika anläggningsdelarna presenteras i avsnitt 5.4.2.1.

#### 5.5.2.2 Filtrering

I alternativ 4b föreslås 5 filter med en yta på 50 m<sup>2</sup>/filter. Detta filtersystem föreslås byggas som en rad, med ett spolvattenmagasin, en bassäng för förbrukat spolvatten och en uppsättning pumpar för backspolning och pumpning av förbrukat spolvatten.

- Volym bassäng för spolvatten och förbrukat spolvatten: 500 m<sup>3</sup>/bassäng.
- Spolvattenpumpar där flödet fördelas mellan två pumpar och en pump för redundans (totalt 3), vilket ger 1 250 m<sup>3</sup>/h per pump.

- Pump för förbrukat spolvatten antaget att 1 filter ska kunna spolas per timme: 330 m<sup>3</sup>/h med en extra pump för redundans (totalt 2).
- Tre axialpumpar för inloppspumpning. Med en av dessa för redundans blir kapaciteten för respektive pump  $2 \cdot 950/2 = 1 \cdot 475$  m<sup>3</sup>/h.

### 5.5.2.3 *Filtrering genom anjonbytare*

Se avsnitt 5.4.2.3.

## 5.6 Ytanspråk

Behov av yta har grovt uppskattats för respektive processkombination utifrån erfarenheter från tidigare projekt, se Tabell 10. Ytbehovet är preliminärt då anläggningen inte designats i detalj. Det går att minska ytbehovet för till exempel GAK-filtren om ett större bädddjup väljs. Detta diskuteras vidare under kapitel 7.3.3.

*Tabell 10. Uppskattning av ytbehovet för respektive processdel i de föreslagna reningslösningarna till Kungsängsverket*

Processkomponent	Enhet	Alt 1a	Alt 4a	Alt 1b	Alt 4b
Flockning och skivfilter	m <sup>2</sup>	730	-	-	-
GAK-anläggning	m <sup>2</sup>	1 275		1 275	-
Maskinbyggnad ozonproduktion	m <sup>2</sup>	-	185	-	185
Kontakttank	m <sup>2</sup>	-	140	-	140
Sandfilter	m <sup>2</sup>	-	1 030	-	500
Anjonbytare med tillhörande maskinbyggnad	m <sup>2</sup>	-	450	-	450
<b>Totalt</b>	<b>m<sup>2</sup></b>	<b>2 000</b>	<b>1 800</b>	<b>1 280</b>	<b>1 280</b>
<b>Tillgänglig yta</b>	<b>m<sup>2</sup></b>	<b>1 620</b>	<b>1 620</b>	<b>1 620</b>	<b>1 620</b>

Tabell 10 visar att de alternativ (1a och 4a) som kräver ett nytt processteg för fosforavskiljning har ett ytbehov som är större än tillgänglig yta.

## 6 Kostnads kalkyler

Kostnads kalkyler gjordes på en översiktlig nivå för alternativen 1a, 4a, 1b och 4b utformade enligt kapitel 5. Kostnaderna redovisas som investeringsbehov och driftkostnader.

### 6.1 Investeringskostnad

Investeringskostnaderna baseras främst på Swecos erfarenhet från olika projekt. En del kostnader har inhämtats från leverantörer, främst för maskinell utrustning.

Investeringskalkylerna omfattar kostnader för mark/betong-, bygg-, vvs-, maskin-, el- och automationsarbeten. I markarbeten ingår ej pålning, spontning eller grundvattensänkning eftersom markförhållande är okända.

Kostnads kalkylen inkluderar kostnader för frakt, kranlyft, montage och entreprenörsarvode. I entreprenörsarvodet ingår kostnader för etablering, avetablering, städning, bodar, ställningar, byggel, försäkringar och bankgarantier. Vidare ingår entreprenörens arbeten med detaljkonstruktion och monteritningar, underlag för relationsritningar och driftinstruktioner. I entreprenörsarvodena ingår avslutningsvis även projektledning, tester, provningar, besiktningar, garantier, centraladministration och vinst.

Kostnad för oförutsett är satt till 20% av entreprenadkostnaden.

Byggherrekostnader för projektering, upphandling, byggledning, kontroll, idrifttagning, slutdokumentation ingår och är satt till 25% av entreprenadkostnaden.

Kostnadsnivån avser oktober 2020. Moms ingår ej.

Detaljerade kalkyler finns i Bilaga 4.

Tabell 11 visar kostnader för tillbyggnad av en GAK- respektive Ozon-anläggning vid Kungsängsverket.

Tabell 11. Kostnadsuppskattning (MSEK) för att bygga ett kompletterande avancerat reningssteg

Kostnadsdel	Scenario a		Scenario b	
	1a	4a	1b	4b
	Skivfilter + GAK	Ozon + sandfilter + anjonbytare	GAK	Ozon + sandfilter + anjonbytare
Mark och betongarbete	19,6	21,1	15,9	15,4
Bygg	18,9	15,1	8,5	12,1
VVS	3,5	2,8	1,4	2,2
Maskin	87,8	72,4	38,0	49,5
El och automation	30,7	25,3	13,3	17,3
Oförutsett (20 %)	32,1	27,4	15,4	19,3
Summa entreprenadkostnad	192,7	164,1	92,6	115,7
Byggherrekostnad	48,2	41,0	23,2	28,9
<b>Anläggningskostnad</b>	<b>240</b>	<b>205</b>	<b>115</b>	<b>145</b>

## 6.2 Driftkostnader

De två scenarierna för fosforrening (a, befintligt kemsteg ersätts med ett nytt processteg och b, befintligt kemsteg behålls) kan påverka jämförelsen av de olika alternativen. Kostnader för fällningskemikalier (järnklorid används idag) ingår ej i kalkylerna eftersom förbrukningen borde vara liknande för alla alternativ förutom polymerkostnad som är specifik för skivfiltren. Driftkostnader för det befintliga kemsteget är inte heller inkluderade i kalkylerna. Det befintliga kemsteget är baserat på lamellsedimentering, vilket är en teknik med lägre driftkostnader än filtrering (skivfilter eller sandfilter). Skivfilter och sandfilter är mer komplexa tekniker med stor maskin- och automationsdel som kommer att kräva mer arbetstid jämfört med lamellsedimenteringen. Vidare är det självfall genom det befintliga kemsteget (inga pumpningskostnader). Driftkostnader för det befintliga kemsteget (utan kemikaliekostnader) är troligtvis så pass låga relativt andra driftkostnader för avancerad rening av mikroföroreningar att de inte påverkar jämförelsen av de olika alternativen.

### 6.2.1 Driftkostnad för en GAK-filteranläggning (alternativen 1a och 1b)

Driftkostnader för skivfilter och kolfilter har beräknats för alternativen 1a och 1b. I denna driftkostnadsberäkning har det uppskattats att 8 000 – 20 000 filtervolymeter, se 2.5.1.7 för beskrivning, kan behandlas innan kolbyte. I beräkningar ingår kostnader för nytt kol på 18 000 kr/ton (cirka 10 % av kostnaden för kolbyte) och reaktivering på 15 000 kr/ton.

Den årliga underhållskostnaden har beräknats utifrån schabloner på investeringen: 0,2 % av bygg, 0,1 % av mark- och ledning, 1 % av maskin, 1 % av el och automation och 1 % av VVS.

Personalkostnaderna för kolfilter har beräknats till 8 timmar per vecka á 600 kr/arbetstimme, vilket inkluderar eventuell provtagning för att följa upp kolfiltrets adsorptionsförmåga. Personalkostnaderna för skivfilter har beräknats till 16 timmar per vecka á 600 kr/arbetstimme (alternativ 1a).

Energikostnader för pumpning till kolfilter har beräknats utifrån en nödvändig lyfthöjd för vattnet på 1 mvp för alternativ 1a, respektive 1,5 mvp för alternativ 1b, med en pumpeffektivitet på 50 %. Elkostnaden har satts till 1 kr/kWh.

Kemikaliekostnad har inkluderats för alternativ 1a. Den specifika kostnaden för fällningskemikalie och torr polymer har antagits vara 1,800 kr/ton respektive 30 000 kr/ton, vilket inkluderar transportkostnader.

De beräknade driftkostnaderna för alternativen 1a och 1b presenteras i Tabell 12 och Tabell 13.

Tabell 12. Driftkostnader alternativ 1a (skivfilter + GAK)

Kostnadspost	Förbrukning		Enhet	Specifik kostnad	Enhet	Årskostnad	
	Nuläge	2050				Nuläge	2050
Energi kolfilter	98 445	123 993	kWh/år	1	kr/kWh	100 000	120 000
Energi skivfilter	102 638	147 150	kWh/år	1	Kr/kWh	100 000	150 000
Flockning, polymer	19	27	ton/år	30 000	kr/ton	560 000	810 000
Reaktivering GAK, låg förbrukning	452	569	ton/år	15 000	kr/ton	6 780 000	8 540 000
Reaktivering GAK, hög förbrukning	1 129	1 422	ton/år	15 000	kr/ton	16 940 000	21 330 000
Nytt GAK, låg förbrukning	45	57	ton/år	18 000	kr/ton	810 000	1 020 000
Nytt GAK, hög förbrukning	113	142	ton/år	18 000	kr/ton	2 030 000	2 560 000
Personal skivfilter	832	832	h/år	600	kr/h	500 000	500 000
Personal kolfilter	416	416	h/år	600	kr/h	250 000	250 000
Underhållskostnad		Schablon på investering				1 280 000	1 280 000
<b>Totalt, låg förbrukning (MSEK)</b>						<b>10</b>	<b>13</b>
<b>Totalt, hög förbrukning (MSEK)</b>						<b>22</b>	<b>27</b>

Totalkostnad i MSEK, andra kostnader i SEK

Tabell 13. Driftkostnader alternativ 1b (GAK)

Kostnadspost	Förbrukning		Enhet	Specifik kostnad	Enhet	Årskostnad	
	Nuläge	2050				Nuläge	2050
Energi kolfilter	147 667	185 990	kWh/år	1	kr/kWh	150 000	190 000
Reaktivering GAK, låg förbrukning	452	569	ton/år	15 000	kr/ton	6 780 000	8 540 000
Reaktivering GAK, hög förbrukning	1 129	1 422	ton/år	15 000	kr/ton	16 940 000	21 330 000
Nytt GAK, låg förbrukning	45	57	ton/år	18 000	kr/ton	810 000	1 020 000
Nytt GAK, hög förbrukning	113	142	ton/år	18 000	kr/ton	2 030 000	2 560 000
Personal kolfilter	416	416	h/år	600	kr/h	250,000	250,000
Underhållskostnad			Schablon på investering			560,000	560,000
<b>Totalt, låg förbrukning (MSEK)</b>						<b>9</b>	<b>11</b>
<b>Totalt, hög förbrukning (MSEK)</b>						<b>20</b>	<b>25</b>

Totalkostnad i MSEK, andra kostnader i SEK



### 6.2.2 Driftkostnad för en ozonanläggning som följs av anjonbytare (alternativen 4a och 4b)

Driftkostnader för ozon, sandfilter och anjonbytare har beräknats för alternativen 4a och 4b. I denna driftkostnadsberäkning har en uppskattning på 150,000 – 200,000 filtervolymter antagits mellan byte av anjonbytarmassan, med en kostnad av 78 000 kr/m<sup>3</sup> (ny anjonbytarmassa plus kostnader för förbränning av uttjänt anjonbytarmassa).

Den årliga underhållskostnaden har beräknats utifrån schabloner på investeringen: 0,2 % av bygg, 0,1 % av mark- och ledning, 1 % av maskin, 1 % av el och automation och 1 % av VVS.

Personalkostnaderna för ozon har beräknats till 4 timmar per vecka á 600 kr/arbetstimme, och för anjonbytare 6 timmar per vecka. Personalkostnaderna för sandfilter har beräknats till 8 timmar per vecka för alternativ 4a respektive 4 timmar per vecka för alternativ 4b.

Båda alternativen har 2 tryckstegringssteg, det ena till sandfiltret, det andra till jonbytare. För alternativ 4a har energikostnader för pumpning till sandfilter och jonbytare beräknats utifrån en nödvändig lyfthöjd på 1 mvp till sandfiltret och 5 mvp till jonbytare. För alternativ 4b har energikostnader för pumpning till sandfilter och jonbytare beräknats utifrån en nödvändig lyfthöjd på 2 mvp till sandfiltret och 5 mvp till jonbytare. Pumpeffektiviteten har satts till 50 % och elkostnaden till 1 kr/kWh.

Den specifika energikonsumtionen för ozonproduktion har satts till 8,5 kWh/kg O<sub>3</sub>.

Kostnaden för syre är uppskattad till 1,25 kr/kg O<sub>2</sub>. Konsumtionen är beräknad utifrån en ozonhalt på 10 wt% i ozonreningen.

Kostnader för hyra av syrgastank och tillhörande utrustning har satts till 150 000 kr/år.

De beräknade driftkostnaderna för alternativen 4a och 4b presenteras i Tabell 14 och Tabell 15.

Tabell 14. Driftkostnader alternativ 4a (ozon + fällning + sandfilter + anjonbytare)

Kostnadspost	Förbrukning		Enhet	Specifik kostnad	Enhet	Årskostnad	
	Nuläge	2050				Nuläge	2050
Energi	1 535	1 933	kWh/år	1	kr/kWh	1 540 000	1 930 000
ozongenerator	381	839					
Energi sandfilter	102 638	147 150	kWh/år	1	kr/kWh	100 000	150 000
Energi jonbytare	492 225	619 966	kWh/år	1	kr/kWh	490 000	620 000
Syre	1 806	2 275	ton/år	1 250	kr/ton	2 257 913	2 843 881
Hyra av utrustning						150 000	150 000
Anjonbytare, låg förbrukning	90	114	m3/år	78 000	kr/m3	7 020 000	8 890 000
Anjonbytare, hög förbrukning	120	152	m3/år	78 000	kr/m3	9 360 000	11 860 000
Personal ozon	208	208	h/år	600	kr/h	120 000	120 000
Personal sandfilter	416	416	h/år	600	kr/h	250 000	250 000
Personal anjonbytare	312	312	h/år	600	kr/h	190 000	190 000
Underhållskostnad		Schablon på investering				1 060 000	1 060 000
<b>Totalt, låg förbrukning</b>						<b>13</b>	<b>16</b>
<b>Totalt, hög förbrukning</b>						<b>16</b>	<b>19</b>

Totalkostnad i MSEK, andra kostnader i SEK

Tabell 15. Driftkostnader alternativ 4b (ozon + sandfilter + anjonbytare)

Kostnadspost	Förbrukning		Enhet	Specifik kostnad	Enhet	Årskostnad	
	Nuläge	2050				Nuläge	2050
Energi ozongenerator	1 535 381	1 933 839	kWh/år	1	kr/kWh	1 540 000	1 930 000
Energi sandfilter	205 276	294 300	kWh/år	1	kr/kWh	210 000	290 000
Energi anjonbytare	492 225	619 966	kWh/år	1	kr/kWh	490 000	620 000
Syre	1 806	2 275	ton/år	1 250	kr/ton	2 257 913	2 843 881
Hyra av utrustning						150 000	150 000
Anjonbytare, låg förbrukning	90	114	m3/år	78 000	kr/m3	7 020 000	8 890 000
Anjonbytare, hög förbrukning	120	152	m3/år	78 000	kr/m3	9 360 000	11 860 000
Personal ozon	208	208	h/år	600	kr/h	120 000	120 000
Personal sandfilter	208	208	h/år	600	kr/h	120 000	120 000
Personal anjonbytare	312	312	h/år	600	kr/h	190 000	190 000
Underhållskostnad			Schablon på investering			891 500	891 500
<b>Totalt, låg förbrukning</b>						<b>13</b>	<b>16</b>
<b>Totalt, hög förbrukning</b>						<b>15</b>	<b>19</b>

Totalkostnad i MSEK, andra kostnader i SEK

## 6.3 Känslighetsanalys

En översiktlig känslighetsanalys har gjorts för kostnadskalkylerna. Ett par kostnadsdrivande parametrar är osäkra och beror på den aktuella vattenmatrisen och önskad reningsgrad.

### 6.3.1 Känslighetsanalys för investeringskostnader

Alternativ 1a (skivfilter + GAK) har använts som exempel för att undersöka känslighet för investeringskostnader. De kostnadsdrivande parametrar som har varierats är det dimensionerande flödet till den avancerade reningen, nödvändig uppehållstid i GAK-filtren (EBCT), och det dimensionerande flödet till skivfiltren.

Förklaring till val av olika parametrar är som följande:

- Ökat flöde till läkemedelsrening:
  - Osäkerhet i beräkning av dimensionerande maxflöde,  $Q_{max}$  – se kapitel 4.3.1 och 7.3.1.
  - Maxflöde kolfilter: 25% ökning, från 2 950 m<sup>3</sup>/h till 3 800 m<sup>3</sup>/h.
- Minskad EBCT i kolfilter:
  - 20 minuter används i denna dimensionering men det finns fullskaliga anläggningar som är dimensionerade för 15 minuter.
- Minskat flöde till skivfilter
  - Maxflöde för dimensionering av fosforavskiljning är 7 200 m<sup>3</sup>/h som motsvarar kapaciteten hos befintligt kemsteg.
  - Utifrån Uppsala Vattens varaktighetsdiagram för uppmätta och prognosticerade timflöden ser det ut som att ett nytt kemsteg kan dimensioneras för ett lägre maxflöde än befintlig dimensionering. Detta maxflöde sätts till 5 800 m<sup>3</sup>/h som motsvarar cirka 2 x  $Q_{dim}$  (60-percentilflöde).

Resultatet av känslighetsanalysen presenteras i Tabell 16. Den grå raden är ursprungsdimensioneringen.

Tabell 16. Resultat från känslighetsanalysen för investeringskostnaderna för alternativ 1a (skivfilter + GAK)

Fall	Qmax skivfilter	Qmax kolfilter	EBCT* kolfilter	Investering	Skillnad
Enhet	m <sup>3</sup> /h	m <sup>3</sup> /h	min	MSEK	MSEK
Basfall	7 200	2 950	20	<b>240</b>	-
Ökat flöde till läkemedelsrening	7 200	3 800	20	<b>262</b>	<b>+22</b>
Minskad EBCT i kolfilter	7 200	2 950	15	<b>224</b>	<b>-16</b>
Minskat flöde till skivfilter**	5 800	2950	20	<b>217</b>	<b>-23</b>

\* 'Empty Bed Contact Time'

\*\* Maxflöde för fosforavskiljning

### 6.3.2 Känslighetsanalys för driftskostnader

I driftkostnadsbedömningen i kapitel 6.2 har ett intervall för olika viktiga driftparametrar används, till exempel filtervolymen mellan kolbyte (8 000 – 20 000, se 2.5.1.7) och anjonbytare (150 000 – 200 000, se **Fel! Hittar inte referensälla.**), vilket presenteras som kostnader med låg och hög förbrukning.

## 7 Diskussion

### 7.1 Miljökonsekvenser

PEC-värdena för flera av mikroföroreningarna är baserade på enstaka prov och för vissa av dem saknas data. Förstudieformatet har inte medgett ytterligare provtagning eller konsekvensanalys av detta. Det behövs ytterligare provtagningar av mikroföroreningar så att PEC/PNEC-kvoterna kan baseras på ett mer gediget underlag och därmed ge säkrare svar. Här rekommenderas att speciellt överväga att inkludera det SFÅ där det saknas analyser (etinylöstradiol).

Årsmedelflödet har använts vid PEC/PNEC-beräkningarna enligt Uppsala Vattens metod i deras recipientutredning (del av tillståndsansökan). Flödet är lägre än årsmedelflödet under större delen av året och ibland även under flera månader i rad. Det finns också en osäkerhet kring hur klimatförändringar skulle kunna påverka flödet i Fyrisån. Denna aspekt bör finnas med i framtida scenarier avseende eventuella effekter av Kungsängsverkets utgående vatten på recipienten.

Etinylöstradiol är ett läkemedel som i mycket låga koncentrationer kan påverka reproduktionen hos fisk. Det finns begränsat med data för denna mikroförorening i utgående vatten från Kungsängsverket. Dessutom finns det analysosäkerheter förknippade med etinylöstradiol. De analysdata som finns har inte tagits med i sammanställningen eftersom de är äldre än 2018. Det ska dock påpekas att miljökvalitetsnormen för etinylöstradiol är 0,035 ng/L och att det finns äldre data som visar både att det då fanns en risk att denna nivå kunde överskridas i Fyrisån (Sweco, 2017) medan data från ett enskilt prov data från Uppsala Vatten visar att miljökvalitetsnormen inte överskrids. Här skulle det vara bra att få mer klarhet genom att överväga ytterligare provtagning av detta SFÅ enligt förslag ovan.

PEC/PNEC-kvoterna visar att PFOS-halterna i Fyrisån utgör en risk för vattenlevande organismer som lever där. Det finns flera källor och spridningsvägar till PFOS uppströms Kungsängsverket som bidrar till PFOS-kontamineringen. Detta i kombination med den låga begränsningsvärdet för miljökvalitetsnormen (0,65 ng/L), bidrar till att PFOS är en av de mikroföroreningar som kan utgöra ett problem för Fyrisån.

Det är i dag okänt vilka mikroföroreningar som kommer att prioriteras i framtiden. Det kan även vara mikroföroreningar som i dag är okända eller som inte tros utgöra något problem. En metod att hantera detta kan vara att istället prioritera olika typer, eller klasser, av mikroföroreningar och försöka säkerställa att framtidens reningsverk kan rena bort dem så långt det går. Det fordras mer riktad forskning för att kunna gruppera mikroföroreningarna utefter hur prioriterade de är och hur lätta de är att rena bort med hjälp av vanliga reningstekniker.

### 7.2 Rening av PFAS

Rening av PFAS-ämnen, och fram för allt PFOS, har varit styrande under denna studie. Inga exempel på fullskaliga anläggningar eller pilotstudier fokuserade på rening av PFAS-ämnen vid ett kommunalt reningsverk har kunnat hittas och det är därför osäkert hur olika

tekniker kommer att fungera för PFOS-rening vid Kungsängsverket (resultat från pilotprojektet i Ronneby har ännu inte publicerats). Det finns många exempel på PFOS-rening av grundvatten och dagvatten, men där är det oftast betydligt högre PFOS-koncentrationer och flödena är mycket lägre än det dimensionerande flödet vid Kungsängsverket (2 950 m<sup>3</sup>/h). Detta betyder att tekniker med höga kostnader, som är rimliga för dricksvatten, inte är rimliga för avloppsvatten. Att rena PFOS närmre källorna borde vara mer kostnadseffektivt. En grund till fortsatt arbete med PFOS kunde vara en noggrann massbalans för att identifiera källor och var de mest koncentrerade PFOS-flödena finns inom Uppsalas vattenkretslopp.

## 7.3 Dimensioneringsförutsättningar

### 7.3.1 Dimensionerande maxflöde och reningsgrad för avancerat reningssteg

Dimensionerande maxflöde 2050 (2 950 m<sup>3</sup>/h) har beräknats utifrån 2019 års flödesdata genom extrapolering. Uppsala Vattens föreslagna reningsmål för diklofenak på 80% förutsätter att det nya reningssteget kan uppfylla en reningsgrad på 95% för diklofenak. Det finns osäkerheter i dessa antaganden:

- Minst fem års flödesdata rekommenderas som en bas för dimensionering för att säkerställa statistiskt representativa flödesberäkningar.
- Det finns inte med någon säkerhetsmarginal i dimensioneringen. Detta har bedömts som en acceptabel risk i en förstudie och för att det inte finns några krav på rening av mikroföroreningar (frivilligt åtagande av Uppsala Vatten).
- Det finns inte tillräcklig drifterfarenhet från fullskalig rening av mikroföroreningar för att bedöma om det är rimligt att anta en reningsgrad för olika mikroföroreningar med olika tekniker och att den kan hållas under 100 % av tiden under olika rimliga driftscenarier vid ett svenskt avloppsreningsverk. Dessutom är det svårt att värdera och ta hänsyn till risker vid dimensionering.

Det är oklart om eller hur eventuella framtida krav på rening av mikroföroreningar kommer att formuleras i Sverige. Eventuella krav kan få stora konsekvenser för dimensionering. Till exempel krävs det en större säkerhetsmarginal i dimensioneringen om ett eventuellt krav baseras på ett kvartalsmedelvärde eller kvartalsmedelreduktion utifrån 4 dygnsprov per månad jämfört med ett årsmedelvärde eller årsmedelreduktion baserad på 24 veckoprov. Det är också oklart om eventuella framtida krav kommer att fokusera på individuella mikroföroreningar eller ett summavärde av flera mikroföroreningar. Detta påverkar förstås också dimensioneringen

Vidare kommer valet av framtida biologisk rening vid Kungsängsverket också att påverka dimensionering och kostnader (se kapitel 4.2).

### 7.3.2 Dimensionering av fosforavskiljning (Scenario a - befintligt kemsteg ersätts med skivfilter)

Dimensionerande maxflöde är 7 200 m<sup>3</sup>/h, som är kapaciteten i befintligt kemsteg vid verket. Enligt Uppsala Vattens flödesfrekvensgrafer kan det vara rimligt att välja ett lägre maxflöde. Detta bör undersökas vidare vid en detaljerad dimensionering.

Maximal koncentration av suspenderat material (susphalt) in till anläggningen är styrande för dimensionering av skivfilter. Erfarenhet från tidigare projekt visar att till exempel en stor skivfilterenhet kan behandla cirka 1 500 m<sup>3</sup>/h vid 25 mgSS/L men bara cirka 500 m<sup>3</sup>/h vid 100 mgSS/L. Det är därför viktigt att undersöka susphalt närmare i nästa skede av projektet. Val av framtida biologiskt reningssteg vid verket kan påverka detta.

### 7.3.3 Tillgänglig yta

Tillgänglig yta ser ut att vara tillräcklig för processalternativen där befintligt kemsteg med fällning och lamelledimentering behålls. För processalternativen där ett nytt partikelavskiljande steg integreras med det avancerade reningssteget, med en skivfilter- eller sandfilteranläggning, kan ytan bli begränsande. Dock har processförslagen inte optimerats för att minska ytbehovet, vilket kan göras genom att till exempel öka bäddhöjden i kolfiltren. Beräkningarna är också översiktliga i detta projektskede men visar att tillgänglig yta kan bli begränsande om ett nytt kemsteg behöver byggas. Inget av de föreslagna alternativen bör dock avskrivas i detta skede på grund av ytbehovet. En mer detaljerad studie kommer att behövas innan beslut om reningsteknik kan fattas.

## 7.4 Kostnads kalkyl

### 7.4.1 Investeringskostnader

Jämförelse av de två alternativen där befintligt kemsteg behålls, visar att GAK (1b = 115 MSEK) är 30 MSEK billigare än ozon + sandfilter + anjonbytare (4b = 145 MSEK). Vanligtvis är ozon + biologisk rening billigare än GAK-filtrering men i det här fallet är det PFOS-reningen med anjonbytare som leder till att GAK-alternativet har lägre investeringskostnad.

Jämförelse av de två alternativen där ett nytt fosforreningssteg (alternativ 1a och 4a) inkluderas, visar tvärtom att skivfilter + GAK (1a = 240 MSEK) är 35 MSEK dyrare än ozon + fällning + sandfilter + anjonbytare (4a = 205 MSEK). Detta beror på att sandfiltret fyller två funktioner i alternativ 4a, det avlägsnar både fosfor och nedbrytningsprodukter från ozonbehandlingen. Detta visar en fördel med att kombinera fosforrening och avancerad rening av mikroföroreningar.

Känslighetsanalys på alternativ 1a (skivfilter + GAK) visade att dimensionerande maxflöde påverkar kostnaderna. GAK-filtret för ett 25 % högre flöde motsvarar en ökning av investeringskostnaden med 22 MSEK. Detta är en nästan linjär ökning relativt kostnaden för GAK-filtret. En sänkning av dimensionerande maxflöde för skivfiltret från 7 200 m<sup>3</sup>/h till 5 800 m<sup>3</sup>/h (som bedöms som ett rimligt maxflöde utifrån Uppsala Vattens flödesfrekvensdiagram (2050)), motsvarar en besparing på cirka 23 MSEK (obs. 50 mg



SS/L in). En 5 minuter kortare EBCT; 15 min i stället för 20 min, leder till en besparing på 16 MSEK.

#### 7.4.2 Driftkostnader

Driftkostnaderna för GAK-alternativen (1a och 1b) beror till största del på hur ofta kolet måste bytas. För alternativ 1b (befintligt kemsteg) med låg GAK-förbrukning, cirka 11 MSEK/år (20 000 bäddvolym, 2050) jämfört med cirka 25 MSEK/år med hög förbrukning (8 000 bäddvolym, 2050).

Jämförelse av GAK-alternativen (1a och 1b) och ozon + sandfilter + anjonbytare alternativen (4a och 4b), visar att under låg förbrukning av kol är driftkostnader ganska lika med GAK lite lägre: 1b = 11 MSEK/år medan 4b (ozon + sandfilter + anjonbytare) = 16 MSEK/år. Dessutom visar jämförelse av kostnadsuppskattningen för hög kolförbrukning att GAK-alternativen (1a och 1b) har högre driftkostnader än ozon + sandfilter + anjonbytare alternativen (4a och 4b): 1b (GAK) = 25 MSEK/år och 4b (ozon + sandfilter + anjonbytare) = 19 MSEK/år. Detta visar den stora osäkerhet som beror på kolets livslängd och den potentiella fördelen med att ha riktad PFOS-avskiljning med anjonbytare.

### 7.5 Hållbarhetsperspektiv

Hållbarhet är en viktig utmaning för samhället idag. Det är inte möjligt att utvärdera olika alternativ ur ett hållbarhetsperspektiv utan att kvantifiera viktiga parametrar som till exempel koldioxidutsläpp. GAK har en potentiell fördel då det är möjligt att reaktivera cirka 80% av kolet, men för närvarande är detta inte möjligt i Sverige. Det som behöver utvärderas vidare är källan till ursprungsmaterialet (stenkol eller kokosnötter), vilket bestämmer metodens miljöpåverkan. Om svensktillverkat biokol (biomassa, t.ex. skogsavfall, som pyrolyserats till kol) skulle kunna användas kan miljöpåverkan sannolikt minska ytterligare. Dagens biokol har sämre prestanda än aktivt kol men kan troligen utvecklas ytterligare. Ett lägre pris kan kanske också motivera användning trots sämre prestanda. Om kolet kan reaktiveras i närheten av Kungsängsverket, eller i vart fall i Sverige, i framtiden skulle det naturligtvis förbättra förutsättningarna att minska miljöpåverkan för GAK-teknik. Ozon kan produceras på plats men det krävs ganska mycket energi. Det är också oklart hur farliga oxidationsbiprodukter kan vara för miljön. Forskning inom detta område pågår både i Sverige och utomlands.

En stor hållbarhetsfråga för hela den svenska VA-branschen är hur miljöpositiva konsekvenser av reducerad mängd mikroföroreningar i recipienter, genom installation av avancerad rening vid kommunala reningsverk, ska värderas jämfört med andra viktiga faktorer, till exempel kostnader och potentiell negativ miljöpåverkan från konstruktion och drift av själva reningsstegen. Här behövs vidare forskning, beräkningar och styrning från samhället för att guida i MKB-processer och investeringsbeslut.

Det som är möjligt redan idag, är att bygga med hållbarhetstanke, till exempel minska mängden betong och välja tekniker som använder mindre energi och kemikalier. Detta kan tas med under näste skede av projektet, till exempel vid detaljerad projektering.

## **7.6 Jämförelse av olika alternativ**

Utifrån denna studie är det inte möjligt att med stor tydlighet förorda ett enskilt alternativ. Det finns för många osäkerheter och beroenden i form av olika rimliga utvärderingskriterier (processrisker, kapitalkostnader, olika hållbarhetsfaktorer m.fl.). Fem olika teknikkombinationer identifierades i studien (se kapitel 5) och två av dessa valdes ut för vidare studier. Det som är klart är att både GAK (1a och 1b) och ozon + sandfilter + anjonbytare (4a och 4b) har olika fördelar och nackdelar.

## **7.7 Efterföljande pilotstudie**

Det finns osäkerhet i miljöriskbedömning, dimensionering och kostnadsberäkningar som diskuterats ovan. Den efterföljande pilotstudien är därför avgörande för att ge klarhet i styrande frågor och förutsättningar för projektet. Swecos rekommendationer för efterföljande pilotstudie presenteras i en separat PM.

## 8 Slutsatser och rekommendationer

De huvudsakliga slutsatserna från förstudien är:

- Utifrån tillgängliga data och PEC/PNEC beräkningar baserade på årsmedelflöde, identifieras 8 mikroföroreningar i utgående vatten från Kungsängsverket som kan, eller kan komma att, utgöra en potentiell risk för recipienten (Fyrisån): citalopram, diklofenak, flukonazol, ibuprofen, metoprolol, propranolol, PFOS och 4-nonylfenol.
- Utifrån de identifierade mikroföroreningarna, ses flukonazol och PFOS som potentiella utmaningar. Ingen referens för riktad rening av PFOS vid ett kommunalt reningsverk har hittats och det är oklart om sådan rening är kostnadseffektiv. Effektiviteten för adsorption (till GAK) av flukonazol är inte helt klarlagd men indikationer (Kårelid, Larsson, & Björleinius, 2017) visar på dålig adsorption och för ozonbehandling krävs en högre dos (1g/g DOC).
- 5 olika processutformningar har tagits fram för rening av de identifierade mikroföroreningarna vid Kungsängsverket varav de följande alternativen har valts som mest lämpliga för Kungsängsverket:
  - Scenario a: befintligt kemsteg ersätts med nytt processteg
    - 1a: skivfilter + GAK-filter
      - Investeringskostnad: cirka 240 MSEK
      - Driftkostnader: cirka 10-27 MSEK/år
    - 4a: ozon + fällning + sandfilter + anjonbytare
      - Investeringskostnad: cirka 205 MSEK
      - Driftkostnader: cirka 13-19 MSEK/år
  - Scenario b: befintligt kemsteg behålls
    - 1b: GAK-filter
      - Investeringskostnad: cirka 115 MSEK
      - Driftkostnader: cirka 9-25 MSEK/år
    - 4b: ozon + sandfilter + anjonbytare
      - Investeringskostnad: cirka 145 MSEK
      - Driftkostnader: cirka 13-19 MSEK/år
- Anjonbytare (fokuserad rening av PFOS) som inkluderats i alternativ 4a och 4b är en oprövad teknik för avloppsvatten men det finns storskaliga referenser för till exempel vattenverk. Vidare undersökning behövs för att bedöma applikation av tekniken vid ett reningsverk.

- Kostnads kalkyler genomfördes för de alternativ som bedömdes mest lämpliga för Kungsängsverket och kostnaderna visas ovan. En känslighetsanalys visar att olika dimensionerings- och driftparametrar leder till en variation av både investerings- och driftkostnader. Den breda intervallen för driftkostnader för GAK orsakad av osäkerhet i hur ofta kolet behöver bytas (efter rening av 8 000-20 000 bäddvolym, se 2.5.1.7).
- Osäkerhet i dimensioneringsförutsättningar, till exempel maxflöde och reningsgrad har identifierats och diskuteras i rapporten.
- Efterföljande pilotstudie bedöms som kritisk för att ge svar på frågor kring oklara förutsättningar inför en eventuell implementering.

Utifrån vad som framkommit i studien lämnas följande rekommendationer:

- Genomför ytterligare provtagning av mikroföroreningar med följande fokus:
  - De mikroföroreningar på Naturvårdverkets lista som inte finns med i denna studie.
  - Minst 3 prover på utgående vatten från verket och i Fyrisån för att kontrollera PEC/PNEC-beräkningarna i denna studie. Det är viktigt att även flöden, inklusive det i Fyrisån, registreras vid provtagningstillfällena.
- Om GAK ska implementeras bör flukonazol utredas vidare för att kontrollera om denna mikroförorening är en risk för recipienten. Om så är fallet bör det utredas om GAK kan reducera flukonazol tillräckligt effektivt.
- Om ozon ska implementeras bör bromat, kväveoxider och andra ozon-inducerade nedbrytningsprodukter utredas vidare.
- Ta fram en noggrann massbalans för PFOS för Uppsala vattenkretslopp tillsammans med andra aktörer. Denna kan sedan ligga till grund för framtida beslut angående rening av PFAS-ämnen i Uppsalaområdet.
- Kontrollera dimensioneringsförutsättningarna i denna studie genom en pilotstudie och i eventuell efterföljande detaljerad projektering
- Säkerställa att efterföljande pilotstudie är väl planerad och har tydliga mål för att ge svar på kritiska förutsättningar för projektet.
- Säkerställa att rätt data samlas in inför detaljerad projektering, till exempel:
  - Timmefflödesdata för inkommande flöde
  - Provtagning av vattenmatrisen (Susp, DOC, bromid m.fl.)
- Utredda hållbarhetsfrågor för projektet, till exempel källan till ursprungsmaterialet (stenkol eller kokosnötter) om GAK väljs. Ta med hållbarhetstänkande i valet av

tekniker och i dimensionering och implementering av ett eventuellt avancerat reningssteg vid Kungsängsverket.

- Undersöka påverkan av val av framtida biologiskt reningssteg vid Kungsängsverket på det nya steget för rening av mikroföroreningar

## 9 Referenser

- Appleman, T. D. (2013). Nanofiltration and granular activated carbon treatment of. *Journal of Hazardous Materials*, 740-746.
- Bao et al, Y. (2014). Removal of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) from water by coagulation: Mechanisms and influencing factors. *Journal of Colloid and Interface Science*, 434:59–64.
- Baresel, C., & Malovanyy, A. (2019). *Införande av läkemedelsrening vid Himmerfjärdsverket - Sammanställning av tidigare undersökningar vid Himmerfjärdsverket*. IVL Svenska Miljöinstitutet AB.
- Baresel, C., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.-S., Magnér, J., Dahlgren, L., . . . Söhr, S. (2017). *Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk - Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar*. 2017: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K., & Olshammar, M. (2017). *Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten*. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Björleinius, B. (2018). *Pharmaceuticals - improved removal from municipal wastewater and their occurrence in the Baltic Sea*. Stockholm: KTH.
- Blomqvist, S. (2020). Personlig kommunikation.
- Böhler, M., Joss, A., McArdell, C., & Meier, A. (2020). *Hinweise zur Planung und Auslegung von diskontinuierlich gespülten GAK-Filtern zur Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser*. Dubendorf: Eawag och VSA.
- Bourgin, M., Beck, B., Boehler, M., Borowska, E., Fleinera, J., Salhi, E., . . . McArdella, C. (den 1 February 2018). Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant upgraded with ozonation and biological post-treatments: Abatement of micropollutants, formation of transformation products and oxidation by-product. *Water Research*, ss. 486-498.
- Burghoff, B. (2012). Foam fractionation applications. *Journal of Biotechnology* , ss. 126-137.
- Cimbritz, M., & Mattsson, A. (2018). *Reningstekniker för läkemedel och mikroföroreningar i avloppsvatten - Redovisning av åtta projekt som fått medel från Havs- och vattenmiljöanslaget 2014-2017*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.
- Cumming, H., & Rücker, C. (2017). Octanol-Water partition coefficient measurement by a simple <sup>1</sup>H NMR method. *ACS Omega*, 6244-6249.
- Engzell, A. (2019). *Destruktion av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) vid förbränning i avfallsförbränningsanläggningar*. Uppsala: Institutionen för biologisk grundutbildning, Uppsala universitet, och Stockholm Exergi.
- Envytech, H. H. (den 11 09 2020).
- European Commission, E. (2016). *Anti-fungal compounds: emerging environmental*. Hämtat från Science for Environment Policy: [https://ec.europa.eu/environment/integration/research/newsalert/pdf/anti\\_fungal\\_compounds\\_emerging\\_environmental\\_contaminants\\_471na1\\_en.pdf](https://ec.europa.eu/environment/integration/research/newsalert/pdf/anti_fungal_compounds_emerging_environmental_contaminants_471na1_en.pdf)
- Glynn, A., & Sand, S. (2014). *Intagsberäkningar som underlag för framtagande av hälsobaserad åtgärdsgräns för perfluorerade alkylsyror (PFAA) i dricksvatten*. Livsmedelsverket.
- Golokvo, 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*. Naturvårdsverket.
- Hansson, I. (den 01 09 2020). Personlig kommunikation.

- Hörsing, M. W. (2014). *Reduktion av läkemedel i svenska avloppsreningsverk - Kunskapssammanställning (SVU-rapport No. 2014-16)*. Stockholm: Svenskt Vatten.
- HVMFS. (2019:25). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*.
- Infektionsguiden. (den 12 November 2020). <https://www.infektionsguiden.se/sv-se/om-antibiotika/om-antibiotika>. Hämtat från [www.infektionsguiden.se](http://www.infektionsguiden.se).
- IVL. (den 14 05 2019). *Nu invigs den fullskaliga anläggningen för läkemedelsrening i Simrishamn*. Hämtat från IVL Svenska Miljöinstitutet: <https://www.ivl.se/toppmeny/pressrum/pressmeddelanden/pressmeddelande---arkiv/2019-05-14-nu-invigs-den-fullskaliga-anlaggnen-for-lakemedelsrening-i-simrishamn.html>
- Kårelid, V., Larsson, G., & Björleinius, B. (2017). Pilot-scale removal of pharmaceuticals in municipal wastewater: Comparison of granular and powdered activated carbon treatment at. *Journal of Environmental Management*, 193 (2017) 491e502.
- Kemikalieinspektionen. (2019). *Vägledning för ansökan om godkännande av biocidprodukter - enligt äldre nationella regler*. Kemikalieinspektionen. Hämtat från Vägledning för ansökan om godkännande av biocidprodukter.
- Kompetenzzentrum Mikrostoffe.NRW. (2016). *Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination*.
- Kompetenzzentrum Mikrostoffe.NRW. (den 01 05 2018). *Mikroschadstoffelimination in kommunalen Kläranlagen in NRW*. Hämtat från [https://www.masterplan-wasser.nrw.de/fileadmin/user\\_upload/Tatenbank/Projektsteckbriefe\\_PDF/180528\\_Karte\\_inklListe\\_Webseite.pdf](https://www.masterplan-wasser.nrw.de/fileadmin/user_upload/Tatenbank/Projektsteckbriefe_PDF/180528_Karte_inklListe_Webseite.pdf)
- Krasner, S. W., Westerhoff, P., Mitch, W. A., Hanigan, D., McCurry, D. L., & von Gunten, U. (2018). Behavior of NDMA precursors at 21 full-scale water treatment facilities. *Environmental Science Water Research & Technology*, 4, 1966.
- Lee, Y.-C. W.-L. (2017). Recovery of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) from dilute water solution by foam flotation. *Purification and separation technology*, ss. 280-285.
- Livsmedelsverket. (2020). *Information hämtad från Livsmedelsverkets webbsida om Riskhantering – PFAS i dricksvatten och fisk. 2020-11-19: https://www.livsmedelsverket.se/produktion-handel--kontroll/dricksvattenproduktion/riskhantering-pfaa-i-dricksvatten*.
- Menge, J. (2016). treatment of Wastewater for Re-use in the Drinking Water System of Windhoek. *Water Institute of Southern Africa Conference*, (s. 13).
- Micropoll. (den 23 10 2019). *VSA-plattformen "Mikropollutants Process Engineering"*. Hämtat från [https://www.micropoll.ch/fileadmin/user\\_upload/Redaktion/Anlagen/191003\\_Liste\\_MV-Stufe\\_Etapes\\_MP.pdf](https://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Anlagen/191003_Liste_MV-Stufe_Etapes_MP.pdf)
- Mulder, M., Antakyali, D., & Ante, S. (2015). *Costs of Removal of Micropollutants from Effluents of Municipal Wastewater Treatment Plants - General Cost Estimates for the Netherlands based on Implemented Full Scale Post Treatments of Effluents of Wastewater Treatment Plants in Germany and Switzerland*. The Netherlands : STOWA and Waterboard the Dommel.
- Naturvårdsverket. (2008). *Avloppsreningsverkens förmåga att ta hand om läkemedelsrester och andra farliga ämnen, Rapport 5794* . Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2016). *Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel. Rapport 6709*.

- Naturvårdsverket. (2019). *Rekommenderade ämnen för analys*. accessed 2020-10-08 at <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Bidrag/Lakemedelsrening-2019/Rekommenderade-amnen-for-analys/>.
- Naturvårdsverket. (2019). *Vägledning om att riskbedöma och åtgärda PFAS-föreningar inom förorenade områden*. Stockholm: Naturvårdsverket Rapport 6871.
- Nissen, J. (den 15 09 2020).
- Önnby, L., Salhi, E., McKay, G., Rosario-Ortiz, F., & von Gunten, U. (den 1 November 2018). Ozone and chlorine reactions with dissolved organic matter - Assessment of oxidant-reactive moieties by optical measurements and the electron donating capacities. *Water Research*, ss. 64-75.
- Padhye, L., Luzinova, Y., Cho, M., Mizakoff, B., Kim, J.-H., & Huang, C.-H. (2011). PolyDADMAC and Dimethylamine as Precursors of N-Nitrosodimethylamine during Ozonation: Reaction Kinetics and Mechanisms. *Environmental Science & Technology*, 45, 10, 4353-4359.
- Pettersson, M. L. (2017). , *Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS)*. Linköping: Statens Geologiska Institut, publikation nr 21.
- Saltworks. (den 16 09 2020). *Treating PFAS*. Hämtat från Saltworks: <https://www.saltworkstech.com/applications/pfas/>
- Schyberg, I. (den 01 09 2020). Personlig kommunikation.
- Söregård, M. C.-P. (2019). Mass loads, source apportionment, and risk estimation of organic. *Chemosphere*, 234, 931-941.
- Stalter, D., Magdeburg, A., Weil, M., Knacker, T., & Oehlmann, J. (den 4 Jan 2010). Toxication or detoxication? In vivo toxicity assessment of ozonation as advanced wastewater treatment with the rainbow trout. *Water Research*, ss. 439-448.
- Stapf, M., & Schumann, P. (2017). *Studie über Effekte und Nebeneffekte bei der Behandlung von kommunalem Abwasser mit Ozon*. Berlin: Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH.
- Svedin, U. (den 04 09 2017). *Regeringen satsar på läkemedelsrening*. Hämtat från Corren: <https://www.corren.se/nyheter/regeringen-satsar-pa-lakemedelsrening-om4799484.aspx>
- Sweco. (2017). *BEHOV AV AVANCERAD RENING VID AVLOPPSRENINGSVERK - Finns det recipienter som är känsligare än andra?* Naturvårdsverket.
- Uppsala Vatten. (2020). Organiska ämnen i avloppsvatten Kungsängsverket 2014-2020\_korrigerat flöde.
- VISS. (den 16 11 2020). *Fyrisån Ekoln - Sävjaån*. Hämtat från VISS - VattenInformationsSystem Sverige: <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA67670465>
- von Gunten, U. (den 19 April 2018). Oxidation Processes in Water Treatment: Are We on Track? *Environmental Science and Technology*, ss. 5062-5075.
- von Sonntag, C., & von Gunten, U. (2012). *Chemistry of ozone in water and wastewater treatment*. London: IWA Publishing.
- VSA. (den 12 11 2020). *Micropoll*. Hämtat från <https://micropoll.ch/verfahren/ozon/ozon-verfahrensfuehrung/kenngroesse-und-illustrationen/#Kenngr%C3%B6ssen-aus-der-Praxis>
- Winnfors Wannberg, E. (den 21 09 2020). *Tierp är trea på läkemedelsrening*. Hämtat från Cirkulation : <https://www.cirkulation.se/artiklar-och-notiser/tierp-aer-trea-paa-laekemedelsrening/>



Tabell 1. Tidigare studier och datakällor

Studie / data	Provtagning	Titel/beskrivning	Utgående + Fyrisån	Kommentar
Daneshvar et al 2009	2007/2008	Winter accumulation of acidic pharmaceuticals in a Swedish river	Ja	Recipient fokus. 5 mikroföroreningar (läkemedelsrester)
Daneshvar et al 2010	2007/2008	Seasonal variations in the occurrence and fate of basic and neutral pharmaceuticals in a Swedish river-lake system	Ja	Recipient fokus. 5 mikroföroreningar (läkemedelsrester)
Daneshvar et al 2011	2007-2009	Neglected sources of pharmaceuticals in river water—footprints of a Reggae festival	Nej	Recipient fokus. 10 mikroföroreningar
IVL database	2010-2014	Provtagning i Sverige kopplat till olika studier	Ja	Recipient fokus. 80+ mikroföroreningar
Wallberg et al 2016	2010-2013	Behov av avancerad rening vid avloppsreningsverk - Finns det recipienter som är känsligare än andra?	Ja	Recipient fokus. Ca 25 mikroföroreningar
Beijer et al 2017	2014	Removal of pharmaceuticals and unspecified contaminants in sewage treatment effluents by activated carbon filtration and ozonation: Evaluation using biomarker responses and chemical analysis	Ja	Rening fokus. Ca 25 mikroföroreningar (läkemedelsrester)
Kårelid et al 2017	2014	Pilot-scale removal of pharmaceuticals in municipal wastewater: Comparison of granular and powdered activated carbon treatment at three wastewater treatment plants	Ja	Rening fokus. Ca 22 mikroföroreningar (läkemedelsrester)
Björleinius 2018	2014	Pharmaceuticals - improved removal from municipal wastewater and their occurrence in the Baltic Sea	Ja	Rening fokus. Ca 25 mikroföroreningar (läkemedelsrester)
Tröger et al 2018	2015	Micropollutants in drinking water from source to tap - Method development and application of a multiresidue screening method	Ja	Dricksvatten fokus. 100+ mikroföroreningar
Uppsala Vatten	2017	Läkemedel och andra mikroföroreningar (mapp)	Nej	Ej Fyrisån. 'Prio ämne'.
Sörengård et al 2019	2018	Mass loads, source apportionment, and risk estimation of organic micropollutants from hospital and municipal wastewater in recipient catchments	Ja	Recipient/massbalans fokus. 75+ mikroföroreningar

<b>Studie / data</b>	<b>Provtagning</b>	<b>Titel/beskrivning</b>	<b>Utgående + Fyrisån</b>	<b>Kommentar</b>
Golovko et al 2019	2018	Assessing the cumulative pressure of micropollutants in Swedish wastewater effluents and recipient water systems using integrated toxicological and chemical methods	Ja	Recipient fokus. 200+ mikroföröreningar
Uppsala Vatten	2014-2020	Organiska ämnen i avloppsvatten Kungsängsverket	Nej	Utgående fokus. PFAS och andra organisk mikroföröreningar.

**Bilaga 2.1: PEC/PNEC beräkningar baserad på Golovko et al (2020)**

Ämnen (NV:s lista + etinylöstradiol och östradiol, PFAS/PFOS och nonylfenol)	Halt utgående vatten från ARV (ng/L) (Golovko et al. 2020, data)	PEC (ng/L) Nu (2108/19 spädn.faktor 16) baserat på Golovko et al. 2020	PEC (ng/L) 2050 (spädn.faktor 11) baserat på Golovko et al. 2020	PNEC - effektnivå (ng/L)	Källa PNEC	PEC/PNEC Nu (spädn. faktor 16) Golovko et al.	PEC/PNEC 2050 (spädn. faktor 11) Golovko et al.
Atenolol	270	16,9	24,5	148 000	PNEC <i>Daphnia magna</i> reproduktion (AstraZeneca 2020)	0,00	0,00
Karbamazepin inkl tre metaboliter (se nedan)	598	37,4	54,4	2000	Chronic quality standards Schweiz 2016 - worst case baserat på karbamazeppin	0,02	0,03
Karbamazepin**	150	9,4	13,6	2000	Chronic quality standards Schweiz 2016	0,00	0,01
10,11-dihydro-10-hydroxikarbamazepin (metabolit till karbamazepin)	34	2,1	3,1	100000	Chronic quality standards Schweiz 2016	0,00	0,00
Ciprofloxacin	48	3,0	4,4	64	PNEC bakterieresistens Bengtsson-Palme & Larsson (2016) (Wallberg et al. 2016)	0,05	0,07
Citalopram inkl. en metabolit (se nedan)	432	27,0	39,3	150	Fisk - Beteende Kellner et al. 2015 (Wallberg et al. 2016) worst case baserat på citalopram	0,18	0,26
Citalopram	340	21,3	30,9	150	Fisk - Beteende Kellner et al. 2015 (Wallberg et al. 2016)	0,14	0,21
N-desmetylcitalopram (metabolit till citalopram)	92	5,8	8,4	150	Fisk - Beteende Kellner et al. 2015 (Wallberg et al. 2016)	0,04	0,06
Claritromycin	32	2,0	2,9	250	PNEC bakterieresistens Bengtsson-Palme & Larsson (2016) (Wallberg et al. 2016)	0,01	0,01
Diklofenak	880	55,0	80,0	100	inlandsvatten HVMFS 2019:25 årsmedelvärde	0,55	0,80
Erytromycin	38	2,4	3,5	500	Tell et al. 2019	0,00	0,01
Flukonazol	170	10,6	15,5	250	PNEC bakterieresistens Bengtsson-Palme & Larsson (2016)	0,04	0,06
Ibuprofen				11	Chronic quality standards Schweiz 2016		
Losartan	100	6,3	9,1	1000000	PNEC (krontox) för Cozaar, Fass.se 29 juni	0,00	0,00
Metoprolol	990	61,9	90,0	120	PNEC Godoy et al. 2015 (sötatten)	0,52	0,75
Oxazepam	320	20,0	29,1	1800	Fisk - Beteende Brodin et al. 2013	0,01	0,02
PFAS-11				90	Max tillåten koncentration HVMFS 2019:25		
PFOS				0,65	MKN ytvatten (gränsvärde som årsmedelsvärde)		
Propranolol	44	2,8	4,0	50	PNEC <i>O. latipes</i> = 50 ng/L Orias and Perrodin (2013) i Söregård et al. 2019, SI. Alternativt PNEC sjöborre larvabnormalitet = 230 ng/L, Fass.se Inderal AstraZeneca hämtat 2020-01-07	0,06	0,08
Sertralin + norsertralin (aktiv metabolit)	19	1,2	1,7	9000	Kräftdjur - reproduktion MistraPharma databas (Wallberg et al. 2016)	0,00	0,00
Sertralin	19	1,2	1,7	9000	Kräftdjur - reproduktion MistraPharma databas (Wallberg et al. 2016)	0,00	0,00
Sulfametoxazol	56	3,5	5,1	600	Tell et al. 2019	0,01	0,01
Tramadol	1600	100,0	145,5	4800	CEC -Fisk Fick et al. (2010)	0,02	0,03
Trimetoprim	110	6,9	10,0	500	Tell et al. 2019	0,01	0,02
4-nonylfenol				43	Chronic quality standards Schweiz 2016 (nonylfenol)		

**Bilaga 2.2: PEC/PNEC beräkningar baserad på Söregård et al (2019)**

Ämnen (NV:s lista + etinylöstradiol och östradiol, PFAS/PFOS och nonylfenol)	Halt utgående vatten från ARV (ng/L) (Söregård et al. 2019, Supporting information)	PEC (ng/L) Nu (2108/19 spädn.faktor 16) baserat på Söregård et al. 2019	PEC (ng/L) 2050 (spädn.faktor 11) baserat på Söregård et al. 2019	PNEC - effektivnivå (ng/L)	Källa PNEC	PEC/PNEC Nu (spädn. faktor 16) Söregård et al.	PEC/PNEC 2050 (spädn. faktor 11) Söregård et al.
Atenolol				148 000	PNEC <i>Daphnia magna</i> reproduktion (AstraZeneca 2020)		
Karbamazepin inkl tre metaboliter (se nedan)				2000	Chronic quality standards Schweiz 2016 - worst case baserat på karbamazepin		
Karbamazepin**				2000	Chronic quality standards Schweiz 2016		
10,11-dihydro-10-hydroxikarbamazepin (metabolit till karbamazepin)				100000	Chronic quality standards Schweiz 2016		
Ciprofloxacin				64	PNEC bakterieresistens Bengtsson-Palme & Larsson (2016) (Wallberg et al. 2016)		
Citalopram inkl. en metabolit (se nedan)				150	Fisk - Beteende Kellner et al. 2015 (Wallberg et al. 2016) worst case baserat på citalopram		
Citalopram				150	Fisk - Beteende Kellner et al. 2015 (Wallberg et al. 2016)		
N-desmetylcitalopram (metabolit till citalopram)				150	Fisk - Beteende Kellner et al. 2015 (Wallberg et al. 2016)		
Clarithromycin				250	PNEC bakterieresistens Bengtsson-Palme & Larsson (2016) (Wallberg et al. 2016)		
Diklofenak	300	18,75	27,27	100	inlandsvatten HVMFS 2019:25 årsmedelvärde	0,19	0,27
Erytromycin			0,00	500	Tell et al. 2019		
Flukonazol	520	32,5	47,27	250	PNEC bakterieresistens Bengtsson-Palme & Larsson (2016)	0,13	0,19
Ibuprofen	52	3,25	4,73	11	Chronic quality standards Schweiz 2016	0,30	0,43
Losartan	320	20	29,09	1000000	PNEC (krontox) för Cozaar, Fass.se 29 juni	0,00	0,00
Metoprolol	860	53,75	78,18	120	PNEC Godoy et al. 2015 (sötvatten)	0,45	0,65
Oxazepam	150	9,375	13,64	1800	Fisk - Beteende Brodin et al. 2013	0,01	0,01
PFAS-11				90	Max tillåten koncentration HVMFS 2019:25		
PFOS				0,65	MKN ytvatten (gränsvärde som årsmedelsvärde)		
Propranolol	120	7,5	10,91	50	PNEC <i>O. latipes</i> = 50 ng/L Orias and Perrodin (2013) i Söregård et al. 2019, Sl. Alternativt PNEC sjöborre larvabnormalitet = 230 ng/L, Fass.se Inderal AstraZeneca hämtat 2020-01-07	0,15	0,22
Sertralin + norsertralin (aktiv metabolit)				9000	Kräftdjur - reproduktion MistraPharma databas (Wallberg et al. 2016)		
Sertralin		0	0,00	9000	Kräftdjur - reproduktion MistraPharma databas (Wallberg et al. 2016)		
Sulfametoxazol	130	8,125	11,82	600	Tell et al. 2019	0,01	0,02
Tramadol	580	36,25	52,73	4800	CEC -Fisk Fick et al. (2010)	0,01	0,01
Trimetoprim	100	6,25	9,09	500	Tell et al. 2019	0,01	0,02
4-nonylfenol				43	Chronic quality standards Schweiz 2016 (nonylfenol)		

**Bilaga 2.3: PEC/PNEC beräkningar baserad på Uppsala Vatten data (2014-2020)**

Ämnen (NV:s lista + etinylöstradiol och östradiol, PFAS/PFOS och nonylfenol)	Halt utgående vatten ARV (ng/L) Uppsala Vatten	PEC Nu (ng/L, 2108/19 spädn.faktor 16) baserat på Uppsala Vatten	PEC 2050 (ng/L, spädn.faktor 11) baserat på Uppsala Vatten	PNEC - effektivnivå (ng/L)	Källa PNEC	PEC/PNEC Nu (spädn. Faktor 16) Uppsala Vatten	PEC/PNEC 2050 (spädn. Faktor 11) Uppsala Vatten
Atenolol				148 000	PNEC <i>Daphnia magna</i> reproduktion (AstraZeneca 2020)		
Karbamazepin inkl tre metaboliter (se nedan)				2000	Chronic quality standards Schweiz 2016 - worst case baserat på karbamazepin		
Karbamazepin**				2000	Chronic quality standards Schweiz 2016		
10,11-dihydro-10-hydroxikarbamazepin (metabolit till karbamazepin)				100000	Chronic quality standards Schweiz 2016		
Ciprofloxacin				64	PNEC bakterieresistens Bengtsson-Palme & Larsson (2016) (Wallberg et al. 2016)		
Citalopram inkl. en metabolit (se nedan)				150	Fisk - Beteende Kellner et al. 2015 (Wallberg et al. 2016) worst case baserat på citalopram		
Citalopram				150	Fisk - Beteende Kellner et al. 2015 (Wallberg et al. 2016)		
N-desmetylcitalopram (metabolit till citalopram)				150	Fisk - Beteende Kellner et al. 2015 (Wallberg et al. 2016)		
Clarithromycin				250	PNEC bakterieresistens Bengtsson-Palme & Larsson (2016) (Wallberg et al. 2016)		
Diklofenak				100	inlandsvatten HVMFS 2019:25 årsmedelvärde		
Erytromycin				500	Tell et al. 2019		
Flukonazol				250	PNEC bakterieresistens Bengtsson-Palme & Larsson (2016)		
Ibuprofen				11	Chronic quality standards Schweiz 2016		
Losartan				1000000	PNEC (krontox) för Cozaar, Fass.se 29 juni		
Metoprolol				120	PNEC Godoy et al. 2015 (sötvatten)		
Oxazepam				1800	Fisk - Beteende Brodin et al. 2013		
PFAS-11	64	4,00	5,82	90	Max tillåten koncentration HVMFS 2019:25	0,04	0,06
PFOS	22	1,38	2,00	0,65	MKN ytvatten (gränsvärde som årsmedelsvärde)	2,12	3,08
Propranolol				50	PNEC <i>O. latipes</i> = 50 ng/L Orias and Perrodin (2013) i Söregård et al. 2019, SI. Alternativt PNEC sjöborre larvabnormalitet = 230 ng/L, Fass.se Inderal AstraZeneca hämtat 2020-01-07		
Sertralin + norsertralin (aktiv metabolit)				9000	Kräftdjur - reproduktion MistraPharma databas (Wallberg et al. 2016)		
Sertralin				9000	Kräftdjur - reproduktion MistraPharma databas (Wallberg et al. 2016)		
Sulfametoxazol				600	Tell et al. 2019		
Tramadol				4800	CEC -Fisk Fick et al. (2010)		
Trimetoprim				500	Tell et al. 2019		
4-nonylfenol	67	4,19	6,09	43	Chronic quality standards Schweiz 2016 (nonylfenol)	0,10	0,14

Tabell 1. Presentation av teknikkombinationer (1-5) avseende fördelar, nackdelar och restprodukter som bildas för respektive alternativ. Gråmarkerade celler motsvarar de teknikkombinationer som har uteslutits för denna förstudie.

	Teknik	Beskrivning	Fördelar	Nackdelar	Restprodukter
1.	<b>GAK**</b>	GAK kan ta samtliga föroreningar och kan köras till dess att GAK mättas. Mättat GAK förbränns och reaktiveras. Reaktiveringen sker utanför Sverige, varför transport av mättat kol krävs. Livslängden på GAK i reningsprocessen styrs främst av halten löst organiskt kol (DOC). Reningsprestation är delvis kopplat till kontakttid och det antal bäddvolymeter som GAK har körts.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Det finns mycket praktisk erfarenhet av GAK</li> <li>• Klarar att avskilja samtliga prioriterade ämnen</li> <li>• Kol kan reaktiveras</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Höga driftskostnader pga hög DOC</li> <li>• Har implementerats i Sverige på vissa ARVs</li> <li>• Stort ytbehov</li> <li>• Ursprungsmaterialet för kol påverkar teknikens miljö-mässiga hållbarhet.</li> </ul>	GAK kan reaktiveras, men inte i Sverige, GAK har körts upp till ca 20 000 bäddvolymeter (BV) enligt tidigare projekt på lakvatten, antal BV för Kungsängsverket är ej fastlagt.
2.	<b>GAK + anjonbytare</b>	GAK kan ta samtliga föreningar men små kolkedjor och laddade molekyler går lätt igenom filtret. Anjonbytare kan verka polerande och ev förlänga GAKs livslängd, därför är den föreslagen att placeras efter GAK.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• GAK fördelar se ovan</li> <li>• Fokuserad rening av PFOS (anjonbytare)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Anjonbytare är inte använd på storskalig ARV i Sverige ännu, ger ett välbehandlat vatten (skt PFOS, PFOA)</li> <li>• Osäkerheter kring fördelen med kombination av metoderna.</li> </ul>	Både GAK och anjonbytare har en särskild livslängd (läs om GAK ovan). Anjonbytare förbränns när den är uttjänt och kan köras upp till ca 200 000 BV enl leverantör (10 ggr mer vs GAK)
3.	<b>SAFF* + GAK</b>	SAFF är en tekniskt enkel metod som inte innebär tillsats av kemikalier, den kan hantera höga DOC-halter (avskiljer dessa) och fungerar på samtliga PFAS-ämnen utom de som har korta kedjor (< C4). SAFF fungerar mest effektivt vid låga pH. Avskiljningen av mikroföreningar är mindre effektiv, varför skumfraktioneringen behöver kombineras med exv. ett GAK-filter. Efter skumfraktioneringen krävs en indunstare.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• GAK fördelar se ovan</li> <li>• SAFF är enkel och framgångsrik och kräver inga extra kemikalier</li> <li>• livslängden på GAK kan förlängas om den föregås av skumfraktionering (lägre DOC-halt in till GAK).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Skumfraktionering är inte implementerat inom vattenrening i stor skala</li> <li>• De enheter som presenteras som alternativ har svårt att hantera större flöden.</li> <li>• För större flöden blir energiåtgång och kapitalinvestering högt.</li> </ul>	Skumfraktioneringen skapar en rest med DOC och PFAS. Om SAFF körs i flera steg så kan ett restvatten skapas där PFAS koncentrerats från 50 000 till 1x10 <sup>7</sup> gånger skapas. Restvattnet kan indunstas eller lämnas in som farligt avfall.
4.	<b>Ozon + sandfilter + anjonbytare</b>	Ozon klarar alla föroreningar men inte PFOS. Biofiltret kan omhänderta biprodukterna från ozonering, medan Anjonbytare kan plocka PFOS och de andra små, laddade PFAS-ämnena.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Teknikkombinationen skapar få biprodukter, kombinationen kompletterar teknikerna väl och är ev relativt billig.</li> <li>• Det finns relativt mkt erfarenhet från dessa tekniker</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ozonanvändning står i direkt proportion till mängd DOC (högt)</li> <li>• Ozon är inte lämpligt för alla typer av vattenmatriser (ex. bromid i vattnet),</li> <li>• Anjonbytare är ny för storskalig användning</li> </ul>	Anjonbytare förbränns efter ca 200 000 BV, ev. förlängs livslängden pga ozon-steget innan, slam från sandfiltren
5.	<b>Ozon + GAK</b>	Ozon och GAK är en lösning som svarar upp till reningsbehovet	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reningen blir mycket effektiv</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Lösningen är kostsam (installation),</li> <li>• Ozon reducerar troligtvis ej driftskostnaden på GAK</li> </ul>	GAK behöver reaktiveras eller förbrännas

\* SAFF=skumfraktionering

\*\* GAK=granulärt aktivt kol

<b>Uppdrag / Assignment</b> Förstudie läkemedelsrening Kungsängsve	<b>Upprättad av / Issued by</b> Yingdi Chen	<b>Datum / Date</b> 2020-10-09
<b>Beställare / Client</b> Uppsala Vatten AB	<b>Kontrollerad av / Checked by</b> Esbjörn Öhrström	<b>Datum Rev. Datum</b>
<b>Uppdragsnummer / Reference No</b> 13011459	<b>Godkänd av / Approved by</b>	<b>Status-ersätter</b> Arbetshandling

**Investeringskostnads kalkyl 1a: Qmax filtrering 7200 m<sup>3</sup>/h, Qmax kolfilter 2950 m<sup>3</sup>/l**

Byggnadsdel	Antal	Enhet	Pris/enhet	Pris	Kommentar
<b>Mark och betongarbete</b>					Geotekniska förutsättningar okända
Markplanering, körytor	440	m <sup>2</sup>	350 kr	154 000 kr	
Markarbeten, schakt, fyllning	2400	m <sup>2</sup>	250 kr	600 000 kr	
Flockningsbassäng	600	m <sup>3</sup>	5 000 kr	3 000 000 kr	
Spolavlopps-bassäng skivfilter	150	m <sup>3</sup>	4 500 kr	675 000 kr	
Kolfilter inkl. rörgalleri	2328	m <sup>3</sup>	4 500 kr	10 474 200 kr	
Spolvattenbassäng kolfilter	525	m <sup>3</sup>	4 500 kr	2 362 500 kr	
Spolavlopps-bassäng kolfilter	525	m <sup>3</sup>	4 500 kr	2 362 500 kr	
<b>Delsum Mark och betongarbete</b>				19 628 200 kr	
<b>Bygg</b>					
Lyftpumpstation	50	m <sup>2</sup>	4 500 kr	225 000 kr	
Skivfilterbyggnad	580	m <sup>2</sup>	18 000 kr	10 440 000 kr	
Kolfilterbyggnad	400	m <sup>2</sup>	18 000 kr	7 200 000 kr	Bara rörgalleri
Räcken	220	m	2 500 kr	550 000 kr	
Lyftanordning, trappor, fundament				500 000 kr	
<b>Delsum Bygg</b>				18 915 000 kr	
<b>VVS</b>	20%			3 528 000 kr	av byggnad
<b>Maskin</b>				87 800 000 kr	
<b>EI &amp; Automation</b>	35%			30 730 000 kr	av maskin
<b>Oförutsett</b>	20%			32 120 300 kr	
<b>Entreprenadkostnad</b>				192 721 500 kr	
<b>Byggherrekostnader:</b>	<b>25%</b>				
Projektledning	4,0%			7 708 900 kr	
Projekteringsledning	2,0%			3 854 500 kr	
Projektering	10,0%			19 272 200 kr	
Upphandling	1,0%			1 927 300 kr	
Byggledning	2,0%			3 854 500 kr	
Kontroll	2,0%			3 854 500 kr	
Uppföljning av garantier, besiktningar	1,0%			1 927 300 kr	
Igångkörning	1,0%			1 927 300 kr	

Drift- och skötselinstruktioner, slutdokumentation	1,0%			1 927 300 kr	
CE-märkning	1,0%			1 927 300 kr	
<b>Anläggningskostnad</b>				<b>240 903 000 kr</b>	



<b>Uppdrag / Assignment</b> Förstudie läkemedelsrening Kungsängs	<b>Upprättad av / Issued by</b> Yingdi Chen	<b>Datum / Date</b> 2020-10-09
<b>Beställare / Client</b> Uppsala Vatten AB	<b>Kontrollerad av / Checked by</b> Esbjörn Öhrström	<b>Datum Rev.</b> Datum
<b>Uppdragsnummer / Reference No</b> 13011459	<b>Godkänd av / Approved by</b>	<b>Status-ersätter</b> Arbetshandling

<b>Timpris Montage (SEK)</b>
700

Benämning	MATERIAL						MONTAGE		ENTREPRENAD-KOSTNADER	Anmärkning
	Mängd	Enhet	Å-pris (SEK)	Frakter, kranlyft (SEK)	Summa Material (SEK)	Summa Frakter, kranlyft (SEK)	Tid (h)	Summa Montage (SEK)	Summa Material + Montage (SEK)	
<b>Flockning</b>										
Doserstation, flockning	1	st	150 000		150 000				150 000	
Kemtank 20 m3	1	st	180 000		180 000				180 000	
Montage, drifttagning, utbildning	1	st	30 000		30 000				30 000	
Doserledning	30	m	1 300		39 000				39 000	
Polymerberedare, storsäck, telfer, autor	1	st	350 000	10 000	350 000	10 000	80	56 000	416 000	
Polymerpump	1	st	25 000	1 000	25 000	1 000	40	28 000	54 000	
Omrörare, flockning	2	st	75 000	3 000	150 000	6 000	80	56 000	212 000	
<b>Skivfilter (7200m3/h)</b>										2 linjer
Skivfilter inkl. spolpump, spolvattenfilter	8	st	4 000 000	20 000	32 000 000	160 000	640	448 000	32 608 000	500m3/h/filter
Högtrycksrengöring	8	st	100 000		800 000		192	134 400	934 400	
Flödesmätare, spolvatten	2	st	30 000	1 000	60 000	2 000	16	11 200	73 200	
Apparatskåp skivfilter	2	st	172 800		345 600				345 600	
Nivåmätare	2	st	15 000	500	30 000	1 000	16	11 200	42 200	
Tryckgivare	2	st	5 000	500	10 000	1 000	16	11 200	22 200	
Kemtank, syra	1	st	100 000	5 000	100 000	5 000	24	16 800	121 800	
Doserpump, ledning, ventil, syra	1	st	70 000	1 000	70 000	1 000	24	16 800	87 800	
Syranhantering och beredning	1	st	50 000		50 000		16	11 200	61 200	
Kemtank, natriumhypoklorit	1	st	100 000	5 000	100 000	5 000	24	16 800	121 800	
Doserpump, ledning, ventil	1	st	70 000	1 000	70 000	1 000	24	16 800	87 800	
Natriumhypoklorit och beredning	1	st	50 000		50 000		16	11 200	61 200	

<b>Kolfilter, 14*47 m2, 1,5 m filterbäddhöjd</b>										
Inloppspumpar (740 m3/h/pump)	6	st	350 000	5 000	2 100 000	30 000	240	168 000	2 298 000	2 linjer En pump i redundas/linje
Filtermedia, 1,5 m	987	m3	10 000	100	9 870 000	98 700	336	235 200	10 203 900	
Filterbotten typ Leopold	14	st	317 403		4 443 636		336	235 200	4 678 900	Xylem
Installation och ingjutning av filterbotten	14	st					1282	897 273	897 300	
Spolpump (700 m3/h/pump)	3	st	350 000	3 000	1 050 000	9 000	120	84 000	1 143 000	En pump i redundas
Spolvattenrännor	14	st	70 000	2 000	980 000	28 000	1120	784 000	1 792 000	
Nivåmätare	14	st	15 000	500	210 000	7 000	112	78 400	295 400	
Difftrycksmätare	14	st	20 000	1 000	280 000	14 000	336	235 200	529 200	
Nivåvakt	14	st	10 000	500	140 000	7 000	56	39 200	186 200	
Bas-enhet (8 givare)	14	st	30 000	500	420 000	7 000	56	39 200	466 200	
Spolavloppspump (350 m3/h/pump)	2	st	200 000	1 000	400 000	2 000	48	33 600	435 600	En pump i redundas
Manluckor	14	st	25 000	1 000	350 000	14 000	224	156 800	520 800	
Rör, ventiler, flänsförband	14	st	250 000		3 500 000				3 500 000	
Container uttjänt kol	1	st	60 000	10 000	60 000	10 000	24	16 800	86 800	
<b>SUMMA 1 - MATERIAL OCH MONTAGE</b>					<b>58 413 236</b>	<b>419 700</b>	<b>5 498</b>	<b>3 848 473</b>	<b>62 700 000</b>	
<b>ENTREPRENÖRSPÅSLAG</b>										
Etablering		1%							627 000	
Drift (bodas, byggel, ställningar, städning)		2%							1 254 000	
Arbetsledning (Projektledning)		4%							2 508 000	
Övrigt entreprenörsarvode:										
Försäkringar, bankgaranti		1%							627 000	
Montageritningar, konstruktion		6%							3 762 000	
Tester, provning, besiktning		2%							1 254 000	
Relationshandlingar, driftinstruktioner		1%							627 000	
Garantier		3%							1 881 000	
Centraladministration, vinst		20%							12 540 000	
<b>DELSUMMA ENTREPRENÖRSPÅSLAG</b>		<b>40%</b>							<b>25 100 000</b>	
<b>SUMMA-2 INKL. ENTREPRENÖRSPÅSLAG</b>									<b>87 800 000</b>	

<b>Uppdrag / Assignment</b> Förstudie läkemedelsrening Kungsängsvä	<b>Upprättad av / Issued by</b> Yingdi Chen	<b>Datum / Date</b> 2020-10-09
<b>Beställare / Client</b> Uppsala Vatten AB	<b>Kontrollerad av / Checked by</b> Esbjörn Öhrström	<b>Datum Rev.</b> Datum
<b>Uppdragsnummer / Reference No</b> 13011459	<b>Godkänd av / Approved by</b>	<b>Status-ersätter</b> Arbetshandling

**Investeringskostnadskalkyl 1b: Qmax kolfilter 2950 m3/l**

Byggnadsdel	Antal	Enhet	Pris/enhet	Pris	Kommentar
<b>Mark och betongarbete</b>					Geotekniska förutsättningar okända
Markplanering, körytor	440	m2	350 kr	154 000 kr	
Markarbeten, schakt, fyllning	2400	m2	250 kr	600 000 kr	
<b>Kolfilter inkl. rörgalleri</b>	2328	m3	4 500 kr	10 474 200 kr	
Spolvattenbassäng kolfilter	525	m3	4 500 kr	2 362 500 kr	
Spolavlopps-bassäng kolfilter	525	m3	4 500 kr	2 362 500 kr	
<b>Delsum Mark och betongarbete</b>				15 953 200 kr	
<b>Bygg</b>					
Lyftpumpstation	50	m2	4 500 kr	225 000 kr	
Kolfilterbyggnad	400	m2	18 000 kr	7 200 000 kr	Bara rörgalleri
Räcken	220	m	2 500 kr	550 000 kr	
Lyftanordning, trappor, fundament				500 000 kr	
<b>Delsum Bygg</b>				8 475 000 kr	
<b>VVS</b>	20%			1 440 000 kr	av byggnad
<b>Maskin</b>				38 000 000 kr	
<b>El &amp; Automation</b>	35%			13 300 000 kr	av maskin
<b>Oförutsett</b>	20%			15 433 700 kr	
<b>Entreprenadkostnad</b>				92 601 900 kr	
<b>Byggherrekostnader:</b>	<b>25%</b>				
Projektledning	4,0%			3 704 100 kr	
Projekteringsledning	2,0%			1 852 100 kr	
Projektering	10,0%			9 260 200 kr	
Upphandling	1,0%			926 100 kr	
Byggledning	2,0%			1 852 100 kr	
Kontroll	2,0%			1 852 100 kr	
Uppföljning av garantier, besiktningar	1,0%			926 100 kr	
Igångkörning	1,0%			926 100 kr	
Drift- och skötselinstruktioner, slutdokumentation	1,0%			926 100 kr	
CE-märkning	1,0%			926 100 kr	
<b>Anläggningskostnad</b>				<b>115 753 000 kr</b>	

<b>Uppdrag / Assignment</b> Förstudie läkemedelsrening Kungsängs	<b>Upprättad av / Issued by</b> Yingdi Chen	<b>Datum / Date</b> 2020-10-09
<b>Beställare / Client</b> Uppsala Vatten AB	<b>Kontrollerad av / Checked by</b> Esbjörn Öhrström	<b>Datum Rev.</b> Datum
<b>Uppdragsnummer / Reference No</b> 13011459	<b>Godkänd av / Approved by</b>	<b>Status-ersätter</b> Arbetshandling

<b>Timpris Montage (SEK)</b>
700

Benämning	MATERIAL						MONTAGE		ENTREPRENAD-KOSTNADER	Anmärkning
	Mängd	Enhet	Å-pris (SEK)	Frakter, kranlyft (SEK)	Summa Material (SEK)	Summa Frakter, kranlyft (SEK)	Tid (h)	Summa Montage (SEK)	Summa Material + Montage (SEK)	
<b>Kolfilter, 14*47 m2, 1,5 m filterbäddhöjd</b>									2 linjer	
Inloppspumpar (740 m3/h/pump)	6	st	350 000	5 000	2 100 000	30 000	240	168 000	2 298 000	En pump i redundas/linje
Filtermedia, 1,5 m	987	m3	10 000	100	9 870 000	98 700	336	235 200	10 203 900	
Filterbotten typ Leopold	14	st	317 403		4 443 636		336	235 200	4 678 900	Xylem
Installation och ingjutning av filterbotten	14	st					1282	897 273	897 300	
Spolpump (700 m3/h/pump)	3	st	350 000	3 000	1 050 000	9 000	120	84 000	1 143 000	En pump i redundas
Spolvattenrännor	14	st	70 000	2 000	980 000	28 000	1120	784 000	1 792 000	
Nivåmätare	14	st	15 000	500	210 000	7 000	112	78 400	295 400	
Difftrycksmätare	14	st	20 000	1 000	280 000	14 000	336	235 200	529 200	
Nivåvakt	14	st	10 000	500	140 000	7 000	56	39 200	186 200	
Bas-enhet (8 givare)	14	st	30 000	500	420 000	7 000	56	39 200	466 200	
Spolavloppspump (350 m3/h/pump)	2	st	200 000	1 000	400 000	2 000	48	33 600	435 600	En pump i redundas
Manluckor	14	st	25 000	1 000	350 000	14 000	224	156 800	520 800	
Rör, ventiler, flänsförband	14	st	250 000		3 500 000				3 500 000	
Container uttjänt kol	1	st	60 000	10 000	60 000	10 000	24	16 800	86 800	
<b>SUMMA 1 - MATERIAL OCH MONTAGE</b>					<b>23 803 636</b>	<b>226 700</b>	<b>4 290</b>	<b>3 002 873</b>	<b>27 100 000</b>	
<b>ENTREPRENÖRSPÅSLAG</b>										
Etablering		1%							271 000	
Drift (bodas, byggel, ställningar, städning)		2%							542 000	
Arbetsledning (Projektledning)		4%							1 084 000	
Övrigt entreprenörsarvode:										
Försäkringar, bankgaranti		1%							271 000	
Montageritningar, konstruktion		6%							1 626 000	

Tester, provning, besiktning	2%	542 000
Relationshandlingar, driftinstruktioner	1%	271 000
Garantier	3%	813 000
Centraladministration, vinst	20%	5 420 000
<b>DELSUMMA ENTREPRENÖRSPÅSLAG</b>	40%	10 900 000
<b>SUMMA-2 INKL. ENTREPRENÖRSPÅSLAG</b>		38 000 000

<b>Uppdrag / Assignment</b> Förstudie läkemedelsrening Kungsängsve	<b>Upprättad av / Issued by</b> Yingdi Chen	<b>Datum / Date</b> 2020-10-09
<b>Beställare / Client</b> Uppsala Vatten AB	<b>Kontrollerad av / Checked by</b> Esbjörn Öhrström	<b>Datum Rev.</b> Datum
<b>Uppdragsnummer / Reference No</b> 13011459	<b>Godkänd av / Approved by</b>	<b>Status-ersätter</b> Arbetshandling

**Investeringskostnads kalkyl 4a: Qmax sandfilter 7200 m<sup>3</sup>/h, Qmax Ozon/jonbytare 2950 m<sup>3</sup>/l**

Byggnadsdel	Antal	Enhet	Pris/enhet	Pris	Kommentar
<b>Mark och betongarbete</b>					Geotekniska förutsättningar okända
Markplanering, körytor	440	m <sup>2</sup>	350 kr	154 000 kr	
Markarbeten, schakt, fyllning	2400	m <sup>2</sup>	250 kr	600 000 kr	
Kontaktbassäng ozon	740	m <sup>3</sup>	7 500 kr	5 550 000 kr	
Platta för LOX	20	m <sup>2</sup>	4 000 kr	80 000 kr	
Sandfilter inkl.rörgalleri	2175	m <sup>3</sup>	4 500 kr	9 787 500 kr	
Spolvattenbassäng sandfilter	550	m <sup>3</sup>	4 500 kr	2 475 000 kr	
Spolavlopps-bassäng sandfilter	550	m <sup>3</sup>	4 500 kr	2 475 000 kr	
<b>Delsum Mark och betongarbete</b>				21 121 500 kr	
<b>Bygg</b>					
Pumpstation	50	m <sup>2</sup>	4 500 kr	225 000 kr	
Sandfilterbyggnad	320	m <sup>2</sup>	18 000 kr	5 760 000 kr	Bara rörgalleri
Jonbytarebyggnad	450	m <sup>2</sup>	18 000 kr	8 100 000 kr	Från yta tabell
Räcken	220	m	2 500 kr	550 000 kr	
Lyftanordning, trappor, fundament				500 000 kr	
<b>Delsum Bygg</b>				15 135 000 kr	
<b>VVS</b>	20%			2 772 000 kr	av byggnad
<b>Maskin</b>				72 400 000 kr	
<b>EI &amp; Automation</b>	35%			25 340 000 kr	av maskin
<b>Oförutsett</b>	20%			27 353 700 kr	
<b>Entreprenadkostnad</b>				164 122 200 kr	
<b>Byggherrekostnader:</b>	<b>25%</b>				
Projektledning	4,0%			6 564 900 kr	
Projekteringsledning	2,0%			3 282 500 kr	
Projektering	10,0%			16 412 300 kr	
Upphandling	1,0%			1 641 300 kr	
Byggledning	2,0%			3 282 500 kr	
Kontroll	2,0%			3 282 500 kr	
Uppföljning av garantier, besiktningar	1,0%			1 641 300 kr	
Igångkörning	1,0%			1 641 300 kr	

Drift- och skötselinstruktioner, slutdokumentation	1,0%			1 641 300 kr	
CE-märkning	1,0%			1 641 300 kr	
<b>Anläggningskostnad</b>				<b>205 154 000 kr</b>	

<b>Uppdrag / Assignment</b> Förstudie läkemedelsrening Kungsängs	<b>Upprättad av / Issued by</b> Yingdi Chen	<b>Datum / Date</b> 2020-10-09
<b>Beställare / Client</b> Uppsala Vatten AB	<b>Kontrollerad av / Checked by</b> Esbjörn Öhrström	<b>Datum Rev.</b> Datum
<b>Uppdragsnummer / Reference No</b> 13011459	<b>Godkänd av / Approved by</b>	<b>Status-ersätter</b> Arbetshandling

<b>Timpris Montage (SEK)</b>
700

Benämning	MATERIAL						MONTAGE		ENTREPRENAD-KOSTNADER	Anmärkning
	Mängd	Enhet	Å-pris (SEK)	Frakter, kranlyft (SEK)	Summa Material (SEK)	Summa Frakter, kranlyft (SEK)	Tid (h)	Summa Montage (SEK)	Summa Material + Montage (SEK)	
<b>Ozon</b>										
Ozonutrustning ink. ozongeneratorer, ky	1	omg	12 000 000	30 000	12 000 000	30 000	120	84 000	12 114 000	Primozone
Inlösen	1	omg	2 000 000							Primozone
Kylvattenanslutning	1	omg	500 000							Renat avlopp
Off gas destruktion	1	omg	2 000 000							Primozone
LOX tank med installation								100 000		Hysr av AGA
Tryckvakt	2	st	3 000	100	6 000	200	16	11 200	17 400	
Doserstation, flockning	1	st	150 000		150 000				150 000	
Kemtank 20 m3	1	st	180 000		180 000				180 000	
Montage, drifttagning, utbildning	1	st	30 000		30 000				30 000	
Doserledning	30	m	1 300		39 000				39 000	
<b>Sandfilter (7200m3/h), 10*55m2, 1m filterbäddhöjd</b>										2 linjer
Inloppspumpar (1800 m3/h/pump)	6	st	800 000	5 000	4 800 000	30 000	240	168 000	4 998 000	En pump i redundas/linje
Filtermedia, 1 m	550	m3	2 000	100	1 100 000	55 000	240	168 000	1 323 000	
Filterbotten typ Leopold	10	st	320 000		3 200 000				3 200 000	Xylem
Installation och ingjutning av filterbotten	10	st					600	420 000	420 000	
Spolpump (1375 m3/h/pump)	3	st	700 000	3 000	2 100 000	9 000	120	84 000	2 193 000	En pump i redundas
Spolvattenrännor	10	st	70 000	2 000	700 000	20 000	800	560 000	1 280 000	
Nivåmätare	10	st	15 000	500	150 000	5 000	80	56 000	211 000	
Difftrycksmätare	10	st	20 000	1 000	200 000	10 000	240	168 000	378 000	
Nivåvakt	10	st	10 000	500	100 000	5 000	40	28 000	133 000	
Bas-enhet (8 givare)	10	st	30 000	500	300 000	5 000	40	28 000	333 000	
Spolavloppspump (720 m3/h/pump)	2	st	350 000	3 000	700 000	6 000	80	56 000	762 000	En pump i redundas



Manluckor	10	st	25 000	1 000	250 000	10 000	160	112 000	372 000	
Rör, ventiler, flänsförband	10	st	250 000		2 500 000				2 500 000	
Blåsmaskiner	2	st	200 000	2 000	400 000	4 000	160	112 000	516 000	
<b>Jonbytare</b>										
Inloppspumpar (1475 m3/h/pump)	3	st	800 000	5 000	2 400 000	15 000	120	84 000	2 499 000	En pump i redundans/linje
Jonbytarfilter	14	st	560 000						7 840 000	Eurowater
Filtermassa	102	m3	75 000		7 665 000				7 665 000	Priser från Linus
Rör, ventiler, flänsförband	10	st	250 000		2 500 000				2 500 000	
<b>SUMMA 1 - MATERIAL OCH MONTAGE</b>					<b>41 470 000</b>	<b>204 200</b>	<b>3 056</b>	<b>2 239 200</b>	<b>51 700 000</b>	
<b>ENTREPRENÖRSPÅSLAG</b>										
Etablering									517 000	
Drift (bodrar, byggel, ställningar, städning)									1 034 000	
Arbetsledning (Projektledning)									2 068 000	
Övrigt entreprenörsarvode:										
Försäkringar, bankgaranti									517 000	
Montageritningar, konstruktion									3 102 000	
Tester, provning, besiktning									1 034 000	
Relationshandlingar, driftinstruktioner									517 000	
Garantier									1 551 000	
Centraladministration, vinst									10 340 000	
<b>DELSUMMA ENTREPRENÖRSPÅSLAG</b>									<b>20 700 000</b>	
<b>SUMMA-2 INKL. ENTREPRENÖRSPÅSLAG</b>									<b>72 400 000</b>	

<b>Uppdrag / Assignment</b> Förstudie läkemedelsrening Kungsängsve	<b>Upprättad av / Issued by</b> Yingdi Chen	<b>Datum / Date</b> 2020-10-09
<b>Beställare / Client</b> Uppsala Vatten AB	<b>Kontrollerad av / Checked by</b> Esbjörn Öhrström	<b>Datum Rev.</b> Datum
<b>Uppdragsnummer / Reference No</b> 13011459	<b>Godkänd av / Approved by</b>	<b>Status-ersätter</b> Arbetshandling

**Investeringskostnads kalkyl 4b: Qmax sandfilter 2950 m3/h, Qmax Ozon/jonbytare 2950 m3/l**

Byggnadsdel	Antal	Enhet	Pris/enhet	Pris	Kommentar
<b>Mark och betongarbete</b>					Geotekniska förutsättningar okända
Markplanering, körytor	440	m2	350 kr	154 000 kr	
Markarbeten, schakt, fyllning	2400	m2	250 kr	600 000 kr	
Kontaktbassäng ozon	740	m3	7 500 kr	5 550 000 kr	
Platta för LOX	20	m2	4 000 kr	80 000 kr	
Sandfilter inkl.rörgalleri	1000	m3	4 500 kr	4 500 000 kr	
Spolvattenbassäng sandfilter	500	m3	4 500 kr	2 250 000 kr	
Spolavlopps-bassäng sandfilter	500	m3	4 500 kr	2 250 000 kr	
<b>Delsum Mark och betongarbete</b>				15 384 000 kr	
<b>Bygg</b>					
Pumpstation	50	m2	4 500 kr	225 000 kr	
Sandfilterbyggnad	150	m2	18 000 kr	2 700 000 kr	Bara rörgalleri
Jonbytarebyggnad	450	m2	18 000 kr	8 100 000 kr	Från yta tabell
Räcken	220	m	2 500 kr	550 000 kr	
Lyftanordning, trappor, fundament				500 000 kr	
<b>Delsum Bygg</b>				12 075 000 kr	
<b>VVS</b>	20%			2 160 000 kr	av byggnad
<b>Maskin</b>				49 500 000 kr	
<b>EI &amp; Automation</b>	35%			17 325 000 kr	av maskin
<b>Oförutsett</b>	20%			19 288 800 kr	
<b>Entreprenadkostnad</b>				115 732 800 kr	
<b>Byggherrekostnader:</b>	<b>25%</b>				
Projektledning	4,0%			4 629 400 kr	
Projekteringsledning	2,0%			2 314 700 kr	
Projektering	10,0%			11 573 300 kr	
Upphandling	1,0%			1 157 400 kr	
Byggledning	2,0%			2 314 700 kr	
Kontroll	2,0%			2 314 700 kr	
Uppföljning av garantier, besiktningar	1,0%			1 157 400 kr	
Igångkörning	1,0%			1 157 400 kr	

Drift- och skötselinstruktioner, slutdokumentation	1,0%			1 157 400 kr	
CE-märkning	1,0%			1 157 400 kr	
<b>Anläggningskostnad</b>				<b>144 667 000 kr</b>	

<b>Uppdrag / Assignment</b> Förstudie läkemedelsrening Kungsängs	<b>Upprättad av / Issued by</b> Yingdi Chen	<b>Datum / Date</b> 2020-10-09
<b>Beställare / Client</b> Uppsala Vatten AB	<b>Kontrollerad av / Checked by</b> Esbjörn Öhrström	<b>Datum Rev.</b> Datum
<b>Uppdragsnummer / Reference No</b> 13011459	<b>Godkänd av / Approved by</b>	<b>Status-ersätter</b> Arbetshandling

<b>Timpris Montage (SEK)</b>
700

Benämning	MATERIAL						MONTAGE		ENTREPRENAD-KOSTNADER	Anmärkning
	Mängd	Enhet	Å-pris (SEK)	Frakter, kranlyft (SEK)	Summa Material (SEK)	Summa Frakter, kranlyft (SEK)	Tid (h)	Summa Montage (SEK)	Summa Material + Montage (SEK)	
<b>Ozon</b>										
Ozonutrustning ink. ozongeneratorer, ky	1	omg	12 000 000	30 000	12 000 000	30 000	120	84 000	12 114 000	Primozone
Inlösen	1	omg	2 000 000							Primozone
Kylvattenanslutning	1	omg	500 000							Renat avlopp
Off gas destruktion	1	omg	2 000 000							Primozone
LOX tank med installation								100 000		Hysr av AGA
Tryckvakt	2	st	3 000	100	6 000	200	16	11 200	17 400	
<b>Sandfilter (2950m3/h), 5*50m2, 1m filterbäddhöjd</b>										
Inloppspumpar (1500 m3/h/pump)	3	st	700 000	3 000	2 100 000	9 000	120	84 000	2 193 000	En pump i redundas
Filtermedia, 1 m	250	m3	2 000	100	500 000	25 000	240	168 000	693 000	
Filterbotten typ Leopold	5	st	320 000		1 600 000				1 600 000	Xylem
Installation och ingjutning av filterbotten	5	st					300	210 000	210 000	
Spolpump (1250 m3/h/pump)	3	st	700 000	3 000	2 100 000	9 000	120	84 000	2 193 000	En pump i redundas
Spolvattenrännor	5	st	70 000	2 000	350 000	10 000	400	280 000	640 000	
Nivåmätare	5	st	15 000	500	75 000	2 500	40	28 000	105 500	
Difftrycksmätare	5	st	20 000	1 000	100 000	5 000	120	84 000	189 000	
Nivåvakt	5	st	10 000	500	50 000	2 500	20	14 000	66 500	
Bas-enhet (8 givare)	5	st	30 000	500	150 000	2 500	20	14 000	166 500	
Spolavloppspump (330 m3/h/pump)	2	st	200 000	1 000	400 000	2 000	48	33 600	435 600	En pump i redundas
Manluckor	5	st	25 000	1 000	125 000	5 000	80	56 000	186 000	
Rör, ventiler, flänsförband	5	st	250 000		1 250 000				1 250 000	
Blåsmaskiner	1	st	200 000	2 000	200 000	2 000	80	56 000	258 000	
<b>Jonbytare</b>										

Inloppspumpar (1475 m3/h/pump)	3	st	800 000	5 000	2 400 000	15 000	120	84 000	2 499 000	En pump i redundans/linje
Jonbytarfilter	14	st	560 000						7 840 000	Eurowater
Filtermassa	102	m3	25 000		2 555 000				2 555 000	
<b>SUMMA 1 - MATERIAL OCH MONTAGE</b>					<b>25 961 000</b>	<b>119 700</b>	<b>1 844</b>	<b>1 390 800</b>	<b>35 300 000</b>	
<b>ENTREPRENÖRSPÅSLAG</b>										
Etablering		1%							353 000	
Drift (bodar, byggel, ställningar, städning)		2%							706 000	
Arbetsledning (Projektledning)		4%							1 412 000	
Övrigt entreprenörsarvode:										
Försäkringar, bankgaranti		1%							353 000	
Montageritningar, konstruktion		6%							2 118 000	
Tester, provning, besiktning		2%							706 000	
Relationshandlingar, driftinstruktioner		1%							353 000	
Garantier		3%							1 059 000	
Centraladministration, vinst		20%							7 060 000	
<b>DELSUMMA ENTREPRENÖRSPÅSLAG</b>		<b>40%</b>							<b>14 200 000</b>	
<b>SUMMA-2 INKL. ENTREPRENÖRSPÅSLAG</b>									<b>49 500 000</b>	

## PM: PILOTSTUDIE

UPPDRAG Läkemedelsrening Uppsala Vatten	UPPDRAGSLEDARE Anders Selmer	DATUM 2021-01-25
UPPDRAGSNUMMER 13011459	UPPRÄTTAD AV Struan Robertson och Linda Önnby	Slutlig

### Förstudie läkemedelsrening Kungsängsverket: Planering av den efterföljande pilotstudien

#### Bakgrund

Uppsala Vatten har sökt, och fått, bidrag från Naturvårdsverket för att driva en pilotanläggning för rening av mikroföroreningar vid Kungsängsverket i Uppsala. Pilotanläggningens utformning kommer att bygga på rekommendationer från den förstudie<sup>1</sup> som gjordes under 2020 och som även den utfördes med bidrag från Naturvårdsverket. Pilotstudien ska besvara en del av de frågeställningar som förstudien identifierat, till exempel prestanda avseende avskiljning av olika mikroföroreningar, och även kunna tjäna som underlag för kommande dimensionering av ett avancerat reningssteg för mikroföroreningar vid Kungsängsverket i Uppsala.

#### Mål

Denna PM syftar till att ge Uppsala vatten stöd i planering och utformning av de framtida pilotförsöken. För att kunna visa teknikens lämplighet och utgöra underlag för dimensionering, behöver följande frågor besvaras med hjälp av pilotförsöken:

- Hur fungerar den testade reningstekniken vid Kungsängsverket avseende:
  - Reduktionsgrad: vilken reduktionsgrad kan nås för mikroföroreningar med hjälp av avancerad rening?
  - Drift och kostnader: vilka kostnader medför kemikaliebehov, energi och förbrukning (antal bäddvolym)?
  - Lämplighet: fungerar tekniken på Kungsängsverket? Fungerar tekniken bra för det specifika vattnet (t.ex. är typen av aktivt kol lämplig för vattenmatrisen, bör/kan vattnet ozonbehandlas)? Kan ozon/aktivt kol upphandlas enkelt (finns lämplig utrustning och lämpliga leverantörer som möter Uppsalas behov)
- Kan reningsteknikens prestanda följas kontinuerligt med lämpliga mätmetoder av personal på avloppsreningsverket?

<sup>1</sup> Rening av mikroföroreningar vid Kungsängsverket (Uppsala), Förstudie mikroföroreningar Kungsängsverket, Rapport uppdragsnummer 13011459, Sweco

## Teknikval för pilotstudien

Pilotstudien rekommenderas att genomföras i två delar, där den första delen behandlar utvärdering av granulerat aktivt kol (GAK). Genomförandet av denna pilot bör ta hänsyn till de tidigare försök som genomförts på Kungsängsverket avseende GAK och mikroföroreningar<sup>2</sup>. Den andra delen kan komma att inkludera utvärdering av anjonbytare. Sammanfattningsvis är förslaget följande:

Pilotstudie del 1: GAK på befintligt utgående vatten

Linje 1: 1 steg med GAK-filter

Linje 2: 2 steg med GAK-filter i serie

Pilotstudie del 2: Inkludering av anjonbytare och utvärdering av ozon-alternativ

Om resultaten från del 1 visar att PFOS-reduktionen (alt. PFAS-11) är otillräcklig (tidigt genombrott<sup>3</sup> och/eller att det uppsatta målet avseende reduktion inte uppfylls) inkluderas anjonbytare för Linje 1. För Linje 2, inkluderas ett alternativt teknikval med ozon:

Linje 1: 1 steg med GAK följt av anjonbytare

Linje 2: Ozonrening + sandfilter + anjonbytare

Hur pilotstudierna ska utvärderas varierar beroende på teknikval och beror bland annat på de drifttekniska aspekterna för respektive teknik. En detaljerad beskrivning kring strategi avseende utvärdering följer nedan.

## Rekommenderad strategi för utvärdering av teknikvalen

Resultaten från pilotstudien ska kunna användas för projektering av en framtida reningsanläggning som hanterar och reducerar de mikroföroreningar (prioriterade ämnen) som är diskuterade i förstudien<sup>1</sup>. För att förbättra arbetsprocessen bör pilotstudien inledas med förstudier/bänkskaleförsök som sedan går över till pilotförsök på Kungsängsverket.

Tabell 1 sammanfattar översiktligt hur de olika arbetsblocken följer varandra (eller pågår parallellt) under 24 månader. Mörkare färg indikerar att Uppsala Vatten (med hjälp av eventuella examensarbetare), i olika utsträckning, kan utföra arbetet med mindre stöd av externa resurser.

<sup>2</sup> Kårelid, V., Larsson, G. och Björleinius, B., Pilot-scale removal of pharmaceuticals in municipal wastewater: Comparison of granular and powdered activated carbon treatment at three wastewater treatment plants., Journal of Environmental Management 193, s.491-502, 2017.

<sup>3</sup> Tidigt genombrott är när antalet bäddvolym (BV) är litet. Utifrån att det saknas säkra underlag för kombinationen PFAS/PFOS + GAK + avloppsvatten, kan en jämförelse med 20 000 BV göras som "standard", även om den baseras på dricksvatten där t.ex. DOC är lägre. BV för detta projekt hamnar mer sannolikt inom intervallet >4000, <20 000, men är en uppskattad siffra.

Tabell 1. Förslag på hur arbetsblocken med förstudier, driftsättning, pilotstudier och utvärdering kan se ut under månad 1 - 24.

Månad	1-3	4-6	7-9	10-12	13-18	19-24
Förstudier/bänkskaleförsök						
Driftsättning/start						
Pilotstudier						
Utvärdering						

### Generella planeringsaspekter

- För tidplanen är det viktigt att genombrott (reduktionen av de oönskade mikroföroreningarna sjunker under 95 %) erhålls och att piloten drivs vidare cirka 30 % längre tid för att studera dynamiken kring genombrottet och möjliggöra simuleringar. För kontakttider mellan 15 och 30 min innebär detta att piloten kräver från 83 till 420 dagar effektiv drifttid för en linje med GAK, beräknat utifrån genombrott/byte efter 8 000 - 20 000 bäddvolym. 30 % längre tid efter genombrott innebär att tiden kan utökas upp till cirka 550 dagar för en linje med GAK.
- När anjonbytare kopplas på (troligen vid genombrott av PFOS/andra PFAS-ämnen) bör det beaktas att livslängden på GAK kan förlängas. (GAK kan fortfarande ha god avskiljning av andra mikroföroreningar även om PFAS-ämnen bryter igenom).
- Förberedelse för utvärdering av olika GAK-alternativ i labb- och bänkskala, innan start av GAK-piloten, behöver beaktas och ingå i tidplanen. Erfarenhet från tidigare arbete ska också beaktas<sup>2</sup>.
- Ozonförsök kräver en mer ingående analys av vattenmatrisen innan vidare arbete påbörjas, detta föreslås genomföras parallellt med bänkskaleförsök för GAK. Räkna med att 1-3 månader extra provtagning av utgående, renat avloppsvatten krävs för ett bra underlag avseende vattenmatrisen.
- Montage och driftsättning av pilot bör upphandlas från leverantör och anläggningen kan sedan skötas av personal från Kungsängsverket i samråd med konsult. I normala fall krävs det en vecka innan piloten fungerar optimalt (GAK). För ozonreaktor är det viktigt att säkerhetsställa att leverantör kan garantera att de vet hur de styr dosering och kontakttid för sin utrustning. Förberedelse för ozon och driftsättning kan kräva flera månader enligt tidigare erfarenheter.
- Skötsel av piloten är inledningsvis intensiv, med provtagning och övervakning, men avtar efterhand eftersom provtagning genomförs mindre frekvent (detaljer i provtagningsprogrammet).



- För utvärdering och genomgång av resultat under och efter försöken rekommenderas Uppsala Vatten att ta in extern hjälp om det inte genomförts liknande arbeten tidigare. Det är viktigt att beakta att de olika teknikerna kräver olika typer av expertis.
- För delstudier inom pilotstudien rekommenderas Uppsala Vatten att inkludera examensarbeten eller liknande, för att skapa en djupare förståelse för viktiga delar såsom styrning, övervakning m.m.

### Beskrivning av förstudier/bänkskaleförsök

Bänkskaleförsök är att rekommendera, eftersom de kan ge svar på nödvändiga frågor som val av kol, optimal ozondosering samt hur ozon påverkar vattenmatrisen. Bänkskaleförsöken ingår både för del 1 och del 2 av pilotstudien, varför nedanstående beskrivning följer denna indelning.

#### Pilotstudie del 1

- a) Pilotstudien ska baseras på ett aktivt kol som är realistiskt för fullskala, både avseende pris, tillgång och hur det är kompatibelt med det aktuella vattnet på Kungsängsverket. När kolets lämplighet för det specifika vattnet utvärderas, bör resultat från Kårelid<sup>2</sup> tas i beaktning, både gällande val av kol (typ/leverantör), men också avseende vilka viktiga parametrar som ingått för jämförelsen av de olika koltyperna. Både adsorptionsförmåga från skaktest/bägarförsök, genomsläpplighet av vatten i kolonnförsök, och kolets förmåga att adsorbera PFOS/mikroföroreningar i närvaro av DOC bör studeras för två olika GAK-kvaliteter och för två olika kontakttider (t.ex. 20 och 30 min) under en kortare period. Jämförelser med resultat från studien Belkouteb *et al.*, 2020<sup>4</sup> kan med fördel göras.

#### Pilotstudie del 2

- b) Inför ozonbehandling bör vattenmatrisens ingående komponenter studeras genom fler analyser. Utvärdering avseende bromid och dimetylamin är av betydelse, eftersom dessa ger upphov till oönskade oxidations-/desinfektionsbiprodukter (DBPs) som kan vara toxiska och cancerogena. Resultat från förstudien<sup>3</sup> bör beaktas avseende provtagningsfrekvens och lämplig mätmetod med tillräcklig känslighet.
- c) Efter att matrisen är kartlagd i b), rekommenderas att ozonrening utvärderas i labbskala avseende dosering och dosens effekt på vattenmatrisen<sup>1</sup>. Både dosförsök i bägare (rekommenderat intervall ca 0,5 - 3,0 mg O<sub>3</sub>/mg DOC) och med kontinuerlig dosering i en kontakttank (5 – 30 min för utvalda ozonmängder) bör genomföras för att förstå ozons effekt på skapandet av DBPs (ex. bromater och NitrosoDiMetylAmin, NDMA). Om bromidhalten överstiger 150 µg/l, bör inte ozonbehandling fortsätta i pilotskala, är koncentrationsintervallet mellan 100 – 150 µg/l, bör ozondosen vara < 0,5 g ozon/g DOC, medan en bromidhalt < 100 µg/l inte anses begränsande för ozondosering. På samma sätt är det viktigt att studera bildandet av NDMA vid ozondosering (om dimetylamin påträffas i förarbetet). Även om det inte finns ett gränsvärde för NDMA i

---

<sup>4</sup> Belkouteb *et al.*, Water Research 182:115913, 2020. DOI: [10.1016/j.watres.2020.115913](https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115913)

Sverige<sup>5</sup>, är det bra att veta sannolikheten/omfattningen för bildande av NDMA på reningsverket.

- d) Ozonkoncentrationen bör studeras under pågående experiment med hjälp av spektrofotometer eller annan lämplig metod. Detta ökar förståelsen för hur dos från generator förhåller sig till dos i vattnet, vilket är avgörande för en korrekt utvärdering av försöken. Arbetet med bestämning av ozonkoncentration ska ingå både i bänkskaleförsök och i pilotstudien.
- e) Om ozonbehandling visar sig lämpligt för Kungsängsverkets vatten utifrån resultat i c), rekommenderas ozon att utvärderas i pilotskaleförsök. Det blir därmed aktuellt att genomföra punkt f).
- f) Vid utvärderingen av dessa försök bör en surrogatparameter (en parameter som är snabb och enkel att mäta och som ger en indikation på en annan, mer svåranalyserad, parameter) utnyttjas. Ett förslag är t.ex. delta UV<sub>254</sub> ( $\Delta UV_{254}$ ) som visar skillnaden på absorbans vid 254 nm före och efter ozonsteget. Detta kan jämföras med ozondos och reduktionsgrad av respektive mikroförorening, då tidigare studier har visat att ett linjärt samband mellan reduktionen av mikroföroreningar och  $\Delta UV_{254}$  finns. För utvärdering rekommenderas att mikroföroreningarna delas in i tre grupper enligt kemisk-fysikaliska egenskaper avseende reaktivitet (grupp 1, 2 och 3)<sup>1</sup>. Detta ger svar på om dos-respons ser ut som är förväntat för de aktuella ämnena. Arbetet med denna jämförelse ska även utföras i pilotförsöken.

### Beskrivning av pilotstudien

För GAK är det viktigt att pilotförsöken ger förståelse för vilka kontakttider som krävs och antalet bäddvolymmer som kan behandlas innan genombrott sker. Det är även viktigt att se hur adsorptionen av de olika mikroföroreningarna ser ut och hur den samspelar med adsorption av PFOS och DOC. För att följa detta samspel (dvs förändring av DOC, PFOS, mikroföroreningar) kontinuerligt kan en lämplig surrogatparameter, t.ex. SUVA<sub>254</sub>, användas. SUVA<sub>254</sub> är den specifika absorbansen vid 254 nm normaliserad mot DOC<sup>6</sup>. Jämförelser av parametrar med absorbans har bl.a. gjorts i Kårelid et al. (2017)<sup>2</sup> och i ett flertal studier innan dess. Kravet på avskiljning av PFOS gör att GAK-piloten eventuellt får en kortare livstid (ett mindre antal bäddvolymmer innan genombrott) jämfört med tidigare försök, där endast andra mikroföroreningar ingått<sup>2</sup>.

- g) Pilotstudien ska utvärdera reningsteknikens prestation avseende de parametrar som finns listade i Bilaga 1 och 2, där både mikroföroreningar och PFAS11 ingår, samt övriga viktiga komponenter i vattenmatrisen. Det är viktigt att provtagning sker både före och efter pilotanläggningen.

<sup>5</sup> I USA varierar gränsvärde för NDMA för dricksvatten över olika stater men ligger < 0,14 ng/l enligt EPA.

<sup>6</sup> SUVA beräknas genom att dividera UV absorbansen vid 254 nm ( $cm^{-1}$ ) med DOC, dissolved organic carbon, (mg/L) av ett vattenprov och uttrycks i enheterna L/mg·m.

### Pilotstudie del 1

- h) Från resultaten i a) kan ett väl utvärderat GAK-material och en optimal kontakttid användas i piloten. Under en specifik period av experimentet, när förhållanden är stabila (prestanda är samma från bäddvolym till bäddvolym), rekommenderas det att kontakttiden återigen utvärderas likt övningen i a). Kontakttiden kan därmed bli längre eller kortare för en kortare period (cirka 1 000 - 2 000 bäddvolym, vilket motsvarar ca 21-42 dagar vid 30 min kontakttid) för att se om/hur resultaten ändras.
- i) Linje 1 och 2 ska jämföras avseende prestanda: hur skiljer sig 2 steg med GAK i serie mot 1 steg med GAK? Det rekommenderas att köra linjerna med identiska kontakttider och att genombrott uppnås och studeras. Adsorptionsförmågan ska utvärderas avseende surrogatparameter, mikroföroreningar och PFOS (se detaljer under provtagning), men också korreleras med kemisk-fysikaliska parametrar (log Kow, pKa) för att öka förståelsen kring vilka typer av föreningar som adsorberar väl/mindre väl.
- j) Pilotstudien ska köras under så pass lång tid att reningsteknikens olika faser kan studeras, utvärderas och extrapoleras över tid. För adsorptionstekniker (t.ex. GAK) innebär detta att genombrott ska uppnås för materialet med god marginal. Genombrott motsvarar det mål för rening (95 % avskiljning) som är uppsatt tidigt i pilotstudien (grad av reduktion, antal bäddvolym, halt av PFOS/PFAS-11). Backspolning rekommenderas (samma förhållanden som vid fullskalig drift).

### Pilotstudie del 2

För del 2 av pilotförsöket bör Linje 1 följa de rekommendationer som beskrivits ovan avseende 1 steg med GAK. För Linje 2, som inkluderar ozonbehandling, sandfilter och efterföljande anjonbytare, ingår andra typer av utvärderingar som följer nedan.

- k) Linje 1 ska utökas med anjonbytare om/när det visar sig att PFOS och/eller de utvalda mikroföroreningarna uppvisar genombrott (kan ske från cirka 4 000 upp till 20 000 bäddvolym och är en uppskattad siffra som saknar välunderbyggt underlag). Här är det viktigt att inkludera analyser av samtliga PFAS-föreningar, även de som tidigare har visat sig vara problematiska (t.ex. kortare molekyler inom PFAS11, vilka är presenterade i mer detalj i förstudien<sup>1</sup>). Anjonbytare ska utvärderas för PFAS11, PFOS och mikroföroreningar och även för DOC före och efter kolonnen. Kontakttider kan följa leverantörens rekommendation och är i regel mindre än en 1/5 i förhållande till GAK (från 1,5 - 10 min).
- l) Pilotskalan bör följa resultaten från bänkskaleförsöken, och kontakttid i tank samt ozondos bör utvärderas. Provtagning bör ske enligt provtagningsprogram och en utvärdering av surrogatparameter, såsom  $\Delta UV_{254}$ , bör inkluderas igen för att enkelt följa hur väl mikroföroreningarna reduceras. Utöver vattenmatris och mikroföroreningar, bör även en del nedbrytbara organiska föreningar, såsom aldehyder och ketoner, analyseras efter ozonbehandling.
- m) Inkludera mätning av  $SUVA_{254}$  och jämför med resultat i m) för att se om det finns fördelaktiga jämförelser som kan bidra till god utvärdering för ozonsteget.

- n) Efter ozonbehandling ska sandfiltrets förmåga att reducera biprodukter studeras. Detaljer finns i provtagningsprogrammet.

### Utformning av pilotutrustning

- Piloten för GAK ska utformas enligt de rekommendationer som beskrivs i avsnittet rekommenderad strategi ovan. Dimensionen för GAK-kolonner bestäms utifrån en maximal ytbelastning på 10 m/h och ansatt kontaktid om 10 - 30 min. Flödet bör vara i intervallet 2 – 10 m<sup>3</sup>/h, men anpassas efter ytbelastning och kontaktid enligt ovan.
- Höga susp-halter kan sätta igen GAK-kolonner varför förfiltrering med sandfilter och/eller skivfilter kan övervägas.
- Dimensioneringen av anjonbytare bör följa leverantörens rekommendationer. Intervall för kontaktid är ca 1,5-10 min, med en ytbelastning inom 15-30 m/h enligt beskrivning i förstudien<sup>1</sup>. Förändring av ytan på jonbytarmassan bör studeras för att t.ex. observera fällning som kan resultera från den pH-ökning som sker i en anjonbytare när anjoner lämnar kolonnen.
- Piloten för GAK och anjonbytare kan placeras i en container som utrustas med flödesmätare och tryckmätare över kolonn. Det ska finnas möjlighet till backspolning som ska utföras med maximalt 30 m/h i ytbelastning. Backspolat vatten rekommenderas ledas vidare till utgående vatten från Kungsängsverket.
- Behandlat vatten från pilot kan anslutas till utgående vatten från Kungsängsverket.
- Det bör finnas automatiska provtagare med inkluderat kylskåp för prover, både före och efter varje GAK-kolonn. Möjlighet att mäta absorbans (särskilt SUVA<sub>254</sub>)<sup>7</sup> rekommenderas och beskrivs i provtagningsprogrammet.
- Det är viktigt att antalet bäddvolymeter som passerat respektive kolonn är känt under hela pilotstudien (beräknas utifrån flödesmätning). Det rekommenderas att cirka 1 000 – 2 000 bäddvolymeter körs vid annan kontaktid än den som är bestämd för studien (t.ex. 20 min är standard, 30 min testas under 1000 - 2000 bäddvolymeter inom pilotstudien).
- Pilotanläggningen bör kopplas upp så att parametrar som flöde, SUVA<sub>254</sub> (kräver absorbans och DOC-mätning), pH, tryck o.s.v. kan övervakas från distans.
- Larm bör ingå för t.ex. översvämning eller igensättning av kolonner.
- Ozon bör placeras i en container och kan efterföljas av ett dynasandfilter. En ozondestruktör bör kopplas in för överflödig ozongas, om det inte leds ut direkt från containern. Arbete med ozon i bänkskaleförsök bör genomföras i dragskåp eller liknande och med särskilda skyddskläder (skyddsvisir/labbglasögon, handskar och särskild rock). Försök utomhus bör följa skyddsrekommendationer från ozonleverantörer.
- Anjonbytare för GAK bör dimensioneras enligt flödena i del 1 och för ozon kan de dimensioneras antingen för att behandla en delström från sandfiltret eller för hela flödet, beroende på vad som blir enklast vid planeringen.

## Provtagningsprogram

- De ämnen som rekommenderas för provtagning bör vara den lista av mikroföroreningar som finns i Bilaga 1, Provtagningsprogram. Listan inkluderar bland annat de prioriterade ämnen som diskuterades i förstudien<sup>2</sup>.
- De mikroföroreningar som bör ingå i provtagningsprogrammet ska representera olika kemisk-fysikaliska egenskaper. Det är också önskvärt att de provtagna mikro-föroreningarna representerar ett brett spektrum av pKa (syra-konstanten) samt log kow (fördelningskoefficienten mellan oktanol och vatten). För ozonbehandling bör ämnena även representera de tre olika grupperna avseende reaktionshastighet (snabb-, mellan- och långsamreagerande substanser).
- Provtagning av vattenmatrisen bör genomföras. De parametrar som ingår är beroende av teknikval. Samtliga vattenmatris-parametrar är listade i Bilaga 2 Vattenmatris.
- Provtagningsfrekvensen för GAK bör initialt vara hög, för att sedan minska. Provtagning ska följa antal bäddvolymmer med ett rimligt intervall (ex. provtagning för bäddvolym: 50, 100, 500, 1 000, 1 500 - 20 000).

## Lista på provtagningssubstanser för pilotförsök (baseras bl.a. på NV:s lista)

x indikerar att analys rekommenderas både före och efter behandlingen

				AIX = Anlon eXchange						
Mikroföroreningar	kow	pka	reaktivitet	Bänkskaleförsök, GAK	Pilot, GAK	Pilot, AIX	Bänkskaleförsök, ozon	Pilot, ozon	Sandfilter	AIX
1 Atenolol		0,16		x	x	x		x	x	x
2 Karbamazepin inkl tre metaboliter (se nedan)					x			x	x	x
3 Karbamazepin**					x			x	x	x
4 10,11-dihydro-10-hydroxikarbamazepin (metabolit till karbamazepin)					x			x	x	x
5 Karbamazepin 10,11-epoxi (metabolit till karbamazepin)					x			x	x	x
6 Oxcarbazepin (metabolit till karbamazepin)					x			x	x	x
7 Ciprofloxacin					x			x	x	x
8 Citalopram inkl. en metabolit (se nedan)					x			x	x	x
9 Citalopram	2,5	9,8	3	x	x	x	x	x	x	x
10 Clarithromycin,					x			x	x	x
11 N-desmetylcitalopram (metabolit till citalopram)			1		x		x	x	x	x
12 Claritromycin					x			x	x	x
13 Diklofenak			1		x		x	x	x	x
14 Erytromycin					x			x	x	x
15 Fenolära ämnen					x			x	x	x
16 Flukonazol			3		x		x	x	x	x
17 Furosemide					x			x	x	x
18 Ibuprofen			3		x		x	x	x	x
19 Ketokonazol					x			x	x	x
20 Losartan					x			x	x	x
21 Metotrexat					x			x	x	x
22 Metoprolol	1,88		2	x	x	x	x	x	x	x
23 Mutagenicitet					x			x	x	x
24 Naproxen	3,18			x	x			x	x	x
25 Oxazepam					x			x	x	x
26 Paracetamol (acetaminophen)	1,098			x	x	x		x	x	x
27 PFAS-11				x	x	x		x	x	x
28 PFOA		-		x	x	x	-	x	x	x
29 PFOS		-		x	x	x	-	x	x	x
30 Propranolol					x			x	x	x
31 Sertralin + norsertralin (aktiv metabolit)					x			x	x	x
32 Sertralin	5,29			x	x	x		x	x	x
33 Norsertralin (aktiv metabolit till sertralin)					x			x	x	x
34 Sulfametoxazol					x			x	x	x
35 Tramadol					x			x	x	x
36 Trimetoprim					x			x	x	x
37 Nonylfenol					x			x	x	x
38 Irbesartan					x			x	x	x
39 Östradiol	4,01			x	x	x		x	x	x
<b>Vattenparametrar</b>										
40 suspenderade ämnen				x	x	x	x	x		
41 DOC				x	x	x	x	x		
42 TOC				x	x	x	x	x		
43 SUVA254				x	x	x				
44 UV 254							x			
<b>Särskilda analyser för ozonsteg (undersökning av biprodukter)</b>										
45 ketoner								x	x	
46 aldehyder								x	x	
47 bromat								x	x	
48 NDMA								x	x	

### Kommentarer kring provtagningsprogram

- Kemisk data i kolumn C, D och E rekommenderas för utvärdering av resultat
- Kolumn G, H, I, J och K anger de olika delförsöken samt vilka substanser som är intressanta att analysera för respektive delmoment
- Delmoment AIX (Anlon eXchange) kan köras identiskt med GAK-pilot avseende analyser, men den kan också analyseras punktvis avseende de rekommendationer som är markerade med x
- För bänkskaleförsök med ozon kan det vara tillräckligt att endast analysera de markerade substanserna och jämföra med förväntad reaktivitet (1, 2 och 3). Initiala försök kan dock genomföras för alla substanser för att ha bättre kännedom om omfattning av analys för sandfilter samt AIX som följer ozonsteget
- I Ozonpiloten bör samtliga substanser analyseras både före och efter
- Efter sandfilter bör samtliga substanser analyseras initialt, efterhand kan antalet justeras ned när mer kännedom finns om reduktionen över ozon-steget, PFAS-ämnen kan förväntas vara oförändrade över ozonsteget
- PFAS-ämnen är av särskild vikt att beakta här, annars kan mängden analyser av mikroföroreningar justeras efter hand som reduktionsgraden klarnar .

**Bokför värden för kow och pka för samtliga substanser vid jämförelse av data avseende GAK**

**Följ särskilda substanser avseende reaktivitet vs reduktion vid ozon-försök enligt kolumn j**

## Lista över analyser av vattenmatris för pilotförsök (baseras på slutsats från förstudie)

x indikerar att analys rekommenderas både före och efter piloten, x/0 betyder att analys sker om substansen påträffats i föregående steg

Parametrar	Kommentar	AIX=Anlon eXchange							
		Bänkskaleförsök, GAK	Pilot, GAK	Pilot, AIX	Screening, vattenmatris	Bänkskaleförsök, ö3, ozon	Pilot, ozon	Sandfilter	AIX
Dimetylammin	Om dimetylammin inte finns i vattenmatrisen, behöver den inte analyseras vidare				x	x/0	x/0	x/0	x/0
Bromid	Detektionsgränsen måste vara 50/100 mikrogram per liter				x	x/0	x/0	x/0	x/0
Bromat	Om bromid inte påträffas, behöver inte bromat analyseras					x/0	x/0	x/0	x/0
DOC		x	x	x	x	x	x	x	x
TOC		x	x	x	x	x	x	x	x
Suspenderade ämnen		x	x	x	x	x	x	x	x
NDMA	Analys är relevant om dimetylammin påträffas i vattenmatrisen						x/0	x/0	x/0

### Rekommendationer

Vattenmatrisen bör studeras ingående innan ozonförsök planeras

## PM

UPPDRAG Läkemedelsrening Uppsala Vatten	UPPDRAGSLEDARE Anders Selmer	DATUM 2021-01-25
UPPDRAGSNUMMER 13011459	UPPRÄTTAD AV Struan Robertson	Slutlig

## Återanvändning av renat avloppsvatten från Kungsängsverket

### Bakgrund

Sveriges vattenresurser är inte obegränsade och VA-branschen har börjat undersöka möjligheterna att återanvända renat avloppsvatten som tekniskt vatten för olika applikationer (Hoyer, 2019). Dagens tankar om, och strävan efter, hållbarhet, kretslopp och cirkulär ekonomi bidrar också till intresset för återanvändning av renat avloppsvatten som tekniskt vatten. Det finns stor potential för tekniskt vatten som ett mer hållbart och kostnadseffektivt alternativ till dricksvatten, processvatten eller råvatten i vissa applikationer.

Uppsala Vatten planerar installera ett avancerat reningssteg för rening av mikroföroreningar vid Kungsängsverket (Uppsalas största avloppsreningsverk). Utgående vatten från detta avancerade reningssteg kommer att hålla en högre vattenkvalitet än dagens utgående vatten och detta ger bättre förutsättningar för att utnyttja det renade vattnet som tekniskt vatten.

Sweco Environment AB har fått i uppdrag av Uppsala Vatten att genomföra en översiktlig studie angående möjligheter att utnyttja renat vatten från denna avancerade rening som tekniskt vatten inom, och utanför reningsverket. Denna PM presenterar resultat från den översiktliga studien som är ett första steg inför vidare undersökningar angående dessa möjligheter.

### Regler, lagar och samhällets potentiella uppfattning angående återanvändning av renat avloppsvatten

EU:s vattendirektiv indikerar att återanvändning av renat avloppsvatten önskas och är en lösning som borde främjas (EU, Vattendirektiv (2000/60/EG), 2000). Under 2020 har EU också publicerat en ny beslutad förordning som ställer minimikrav vid återanvändning av avloppsvatten för bevattningsändamål (EU, Minimikrav för återanvändning av vatten (2020/741), 2020). Förordningen handlar om bevattning för jordbruksändamål men omfattar inte bevattning av parker, idrottsplaner och golfbanor. EU:s medlemsländer (inkl. Sverige) måste implementera förordningen under de kommande tre åren, och troligen kommer också vägledning hur förordningen ska tolkas från svenska myndigheter.

Förutom denna EU-förordning, är Sveriges lagstiftning angående återanvändning av renat avloppsvatten oklar. I många länder med torrt klimat (t.ex. USA, Australien, Israel, Sydafrika m.fl.) är återanvändning av renat avloppsvatten vanligare och det finns tydliga krav på vattenkvalitet för olika applikationer, hur vattenkvaliteten skall kontrolleras och de olika aktörernas ansvar (leverantör, användare och personer som kan ha kontakt med vattnet) (EPA, 2012).



Det finns hälsorisker kopplade till bakterier och virus i avloppsvatten som måste tas omhand beroende på vilken applikation det reade avloppsvattnet skall användas för. Forskare har tidigare identifierat att en majoritet av befolkningen i Europa och Sverige har negativa känslor (oro) för produkter och vatten med ursprung från avlopp (Sawyers, 2005). Samhällets åsikter kopplade till återanvändning av reat avloppsvatten beror på applikation och hur stor risk det finns för människor att komma i direkt kontakt med vattnet (EU, Optimising water reuse in the EU, 2015). För varje nytt projekt med återvinning av avloppsvatten är det viktigt att tidigt involvera alla som påverkas: reningsverk, industri, och inte minst allmänhet. Detta har visat sig mycket viktigt för framgången i projekt i länder som USA och Australien (Smith, Brouwer, Jeffrey, & Frijns, 2018). Samhällets åsikter om avloppsvatten ses fortfarande som en utmaning som kan försvåra potentiell återvinning av avloppsvatten.

I den nya EU-förordningen rekommenderas en riskbaserad strategi med en definierad riskhanteringsplan för att säkerställa att återanvändning av reat avloppsvatten genomförs på ett säkert sätt. Även om denna förordning är fokuserad på återanvändning inom jordbruk kan en liknande riskhanteringsplan användas för andra applikationer. Vidare skulle ISO 20426 (*'Guidelines for health risk assessment and management for non-potable water reuse'*) kunna användas som hjälp för att hantera risker kopplade till återanvändning av reat avloppsvatten (ISO, 2018).

### **Förväntad vattenkvalitet ut från det nya avancerade reningssteget (rening av mikroföroreningar)**

Förstudien angående rening av mikroföroreningar vid Kungsängsverket identifierade 4 alternativ enligt följande:

- Scenario a: befintligt kemsteg ersätts med ett nytt processteg
  - Alternativ 1a: skivfilter + GAK-filter
  - Alternativ 4a: ozon + fällning + sandfilter + anjonbytare
- Scenario b: befintligt kemsteg behålls
  - Alternativ 1b: GAK-filter
  - Alternativ 4b: ozon + sandfilter + anjonbytare

Tabell 1 visar generell förväntad vattenkvalitet för de olika reningsalternativen med avseende på olika parametrar som kan vara viktiga för återanvändning av reat avloppsvatten beroende på applikation. Observera att vattenkvalitetskrav är beroende på exakt applikation och en individuell bedömning krävs innan användning införs för varje applikation.

Tabell 1. Befintlig och förväntad vattenkvalitet för olika reningsalternativ vid Kungsängsverket

	<b>Ämne</b>	<b>Befintligt reningsverk</b>	<b>GAK (alternativ 1a och 1b)</b>	<b>Ozon + sandfilter + anjonbytare (alternativ 4a och 4b)</b>
1	Suspenderat material (susp-halt)	Oftast låg halt (ca 5 mgSS/L) Risk för högre halter (50-100 mgSS/L) under driftstörningar (t.ex. slamflykt)	Låg halt (< 5 mgSS/L) Lägre risk för högre halter under driftstörningar (skivfilter jfr. bef. kemsteg)	Låg halt (< 5 mgSS/L) Lägre risk för högre halter under driftstörningar (sandfilter jfr. bef. kemsteg)
2	Bakterier (och virus)	Hög halt	Hög halt (Lägre än befintligt verk men ändå hög)	Låg halt p.g.a. ozonering
3	AOC (Assimilerbart Organiskt Kol)	Hög halt	Medel halt	Låg halt
4	Fosfor	Låg halt (< 0,2 mgP-tot/L) Risk för högre halter (ca 0,5-1,0 mgP-tot/L) under driftstörningar (t.ex. slamflykt)	Låg halt (< 0,2 mgP-tot/L) Lägre risk för högre halter under driftstörningar (skivfilter jfr. bef. kemsteg)	Låg halt (< 0,2 mgP-tot/L) Lägre risk för högre halter under driftstörningar (sandfilter jfr. bef. kemsteg)
5	Kväve	Låg halt (< 10 mgN-tot/L)	Låg halt (< 10 mgN-tot/L)	Låg halt (< 10 mgN-tot/L)
6	TDS (Totalt Lösta Fasta ämnen)	Hög halt	Medelhalt (Lägre än ozon-alternativen 4a och 4b)	Medelhalt
7	Läkemedelsrester	Medel halt	Låg halt	Låg halt
8	PFAS ämnen	Medelhalt	Låg halt	Låg halt

Observera att vattenkvalitetskrav är beroende på exakt applikation och en individuell bedömning krävs innan en applikation genomförs. Graderingen hög, medel och låg är beroende på applikation och skall ses som en grov relativ värdering för att jämföra olika alternativ.

## Användning av tekniskt vatten vid avloppsreningsverket

Det finns många möjligheter att återanvända renat avloppsvatten vid själva reningsverket. Oftast kan vatten med låg kvalitet användas för olika applikationer t.ex. spolvatten för rengaller, slamavvattning, spädning av polymer efter beredare och generell rengöring av tankar, bassänger och andra delar av verket. En fördel för många applikationer vid reningsverk är att det oftast inte krävs desinfektion av hälsoskäl så länge medarbetare är medvetna om de potentiella hälsoriskerna kopplade till vattnet och vidtar lämpliga försiktighetsåtgärder (oftast åtgärder som redan är i bruk vid reningsverk). Dock finns risk för biologisk påväxt i systemet om vattnet inte desinficeras och detta kan vara en utmaning beroende på uppehållstid i ledningar och utrustningar. Det är oftast halten suspenderat material som är det styrande kravet för olika applikationer vid reningsverk. Användning av renat avloppsvatten som tekniskt vatten vid ett kommunalt reningsverk av Kungsängsverkets storlek är redan ganska vanligt i Sverige och är standard i många länder.

Redan idag har Kungsängsverket hög kvalitet på utgående vatten (susp-halt < 10 mgSS/L) och Uppsala Vatten återanvänder redan utgående vattnet för spädning av rejektivatten efter centrifugerna. Enligt Uppsala Vatten finns det planer att öka användningen med:

- Spolvatten för renshantering och sandtvätt
- Generella spolvatten i röt-kammaren, biosteg m.fl.
- Vatten för polymerberedning

Installation av ett filtersteg (skivfilter eller sandfilter), som en del av ett avancerat reningssteg vid verket, kan bättre säkerställa låga susp-halter i utgående vatten jämfört med det befintliga kemsteget (baserat på lamellsedimentering) där slamflykt kan förekomma. GAK-filtren riskerar att sätta igen om detta skulle ske.

## Användning av tekniskt vatten utanför reningsverket

Det finns många potentiella applikationer för tekniskt vatten utanför reningsverket. Tabell 2 nedan visar några möjliga applikationer och deras översiktliga vattenkvalitetskrav (Hoyer, 2019), (Crook, 2004), (WHO, 2006).

Tabell 2. Exempel på applikationer för tekniskt vatten utanför reningsverket (Hoyer, 2019), (Crook, 2004), (WHO, 2006)

Exempel på applikationer	Generella kvalitetskrav och faktorer att beakta
Jordbruk	Konsekvenser av den nya EU-förordningen (2020/741): <ul style="list-style-type: none"><li>• krav på vattenkvalitet i fyra säkerhetsklasser beroende av användningsområde och bevattningsmetod</li><li>• riskhanteringsplan</li><li>• tillstånd innan implementation</li><li>• informationskrav till allmänheten</li></ul> Krav på få (eller inga) bakterier, ägg av inälvsmaskar m.fl. (hygienisering) Krav på provtagning/kontroll. Känsligt för samhällets åsikter om avlopp. Säsongsvariationer och variation beroende på nederbörd i vilken mängd återanvänt vatten som krävs.
Bevattning av parker, trädgårdar, sportfält	Risk för personlig kontakt med vatten. Få (eller inga) bakterier (hygienisering).

	Ojämn förbrukning över året och varierande behov beroende på nederbörd. Känsligt för samhällets åsikter om avlopp.
Värmning av hamnbassäng (isfritt), fyllning av dammar etc	Risk för påväxt på grund av näringsämnen, AOC (Assimilerbart Organiskt Kol), bakterier. Risk för personliga kontakter med vattnet (t.ex. bad). Få (eller inga) bakterier (hygienisering).
Spolning t.ex. spillvattenledningar, gator	Låg susp-halt. Spolning av gator kan leda till personliga kontakter med vattnet och behov av desinficering borde utredas vidare genom en riskbedömning.
Kylvatten (industrier)	Beror på typ av kylvatten och utrustning. Låg susp-halt, låg TDS (Total Dissolved Solids), inga bakterier (hygienisering).
Pannvatten	Väldigt låg TDS - oftast krävs omvänd osmos (RO).
Processvatten i industri	Oftast i kontakt med produkter och därför krävs oftast hög vattenkvalitet (nano-filtrering, RO). Känslig för samhällets åsikter om avlopp.
Tvätt av fordon	Låg TDS, låg susp-halt, pH vid 7
Indirekt till dricksvatten via grundvatten (infiltration)	Väldigt känsligt för samhällets åsikter om avlopp. Låga koncentrationer av mikroföroreningar. Inga bakterier och virus (hygienisering). Extra rening för säkerhet (t.ex. membranfiltrering).

Tabell 1 visar att många applikationer kräver få (eller inga) bakterier i vattnet. Det befintliga verket och de alternativ för avancerad rening som är baserade på GAK-filter (1a och 1b) tar inte bort tillräckligt med bakterier för att vattnet skall gå att använda i de applikationer som kräver få bakterier. Dessa alternativ måste kompletteras med ett desinfektionssteg t.ex. klorering, ozonbehandling eller ultraviolett ljus (UV).

De alternativ för avancerad rening som är baserade på ozonbehandling (alternativ 4a och 4b) har fördelen att vattnet efter ozonbehandling uppfyller kraven på hygienisering för många applikationer. Den ozondos som krävs för desinfektion beror på kontakttid, utformning av doseringsutrustning och typ av bakterie eller virus. Dimensionerad dos i förstudien för läkemedelsrening är relativt hög (1 mg O<sub>3</sub> / mg DOC vid 10 mg DOC/l), vilket bör desinficera vattnet, men exakt dos för desinficering vid Kungsängsverket behöver vidare utredning beroende på applikation.

Vissa applikationer som kräver väldigt låga susphalter eller låg TDS, behöver vidare rening, t.ex. nano-filtrering eller till och med RO.

## Diskussion

Renat avloppsvatten har potential att vara ett mer hållbart och kostnadseffektivt alternativ till dricksvatten, processvatten eller råvatten i vissa applikationer. Utmaningar för implementation av återanvändning kan vara:

- Kostnader – dricksvatten eller vatten från andra källor kan vara billigare än att återanvända renat avloppsvatten. Ofta finns också ledningssystem och vattensystem redan på plats och i drift. Det kan också vara så att möjligheterna för användning av renat avloppsvatten är för få och för små (relativt till den totala dricksvattenproduktionen i staden) för att göra det kostnadseffektivt att införa återvinning av renat avloppsvatten.
- Mängden vatten och variationer - vissa applikationer behöver bara vatten under en liten del av året vilket betyder att infrastruktur står stilla under en stor del av året. Variationen i behovet av vatten kan också vara stor.
- Lagstiftning och samhällets uppfattning om avlopp och användning av renat avloppsvatten (se sektion ovan: 'Regler, lagar och samhällets potentiella uppfattning angående återanvändning av renat avloppsvatten').
- Tillgång till, och garantier för, rätt vattenkvalitet.
  - Vissa applikationer utanför verket kan behöva tillgång till stora mängder vatten kontinuerligt, eller under en viss del av året, med rätt vattenkvalitet (t.ex. industri eller jordbruk). Avbrott i leveransen på grund av driftstörningar i verket eller i distributionen kan betyda att vissa användare måste ha ett backupsystem med en alternativ vattenkälla. Dricksvattenproduktion är vanligtvis mer stabil än drift vid ett reningsverk. Det kan visa sig att det blir mer kostnadseffektivt att bara installera och använda backupsystemet om det bedöms som mer tillförlitligt.
  - Extra kontroller vid reningsverket (t.ex. *E. coli* och kontaminationer)
- Kvalitet – salthalten i återvunnet vatten kan göra det olämpligt för jordbruk eller bevattning.

Utmaningarna beskrivna ovan har lett till att återvinning av avloppsvatten (utanför reningsverk) inte har implementerats på många ställen, även i betydligt torrare länder än Sverige. Erfarenheter från andra länder visar att det oftast krävs extra faktorer, som hållbarhetsmål, stöd (bidrag) från statliga myndigheter eller en stor vattenanvändare i reningsverkets närhet som vill betala för tekniskt vatten, för att lyckas med storskalig implementation. Hållbarhetstänkande och vattenbrist kan också hjälpa till att motivera folk att ändra inställning till renat avloppsvatten och nu för tiden ses återanvändning av renat avloppsvatten som en rimlig och hållbar lösning i flera städer runt om i världen (Hoyer, 2019).

I Sverige har ett par kommunala vattenbolag och kommuner redan undersökt återvinning av avloppsvatten utanför reningsverk och har även planer att implementera detta t.ex. VA Syd, Kalmar Vatten (Ullman, 2019), Simrishamn och på Gotland. Det kan vara intressant att ta kontakt med dessa för att diskutera deras erfarenheter hittills.

Jämförelse av alternativen för rening av mikroföroreningar vid Kungsängsverket visar att de alternativ som inkluderar ozon (4a och 4b), har en klar fördel jämfört med GAK-alternativen (1a och 1b), för att många applikationer kräver desinficering av vattnet. Ozonbehandling är en desinficerande teknik medan GAK alternativen måste kompletteras med ett extra desinficeringssteg för de applikationer där få (eller inga) bakterier tillåts.

Nästa steg för Uppsala Vatten kan vara att kartlägga möjliga applikationer inom Uppsala och försöka kvantifiera mängden vatten som kan utgöras av renat avloppsvatten samt vilken kvalitet det tekniska vattnet skulle behöva för de identifierade användningsområdena.

## Referenser

- Crook, J. (2004). *Innovative Applications in Water Reuse (Water Reuse Association)*.
- EPA. (2012). *Guidelines for Water Reuse (US Environmental Protection Agency)*.
- EU. (2000). *Vattendirektiv (2000/60/EG)*.
- EU. (2015). *Optimising water reuse in the EU*.
- EU. (2020). *Minimikrav för återanvändning av vatten (2020/741)*.
- Hoyer. (2019). *Återvunnet avloppsvatten för industriell användning och bevattning (Svenskt Vatten Nr 2019-21)*.
- ISO. (2018). *ISO 20426: Guidelines for health risk assessment and management for non-potable water reuse ( first edition 2018-05)*.
- Sawyers. (2005). *Communication and Dissemination: socio-cultural aspects, Lecture in Ecological Alternatives in Sanitation (SLU, Uppsala)*.
- Smith, H., Brouwer, S., Jeffrey, P., & Frijns, J. (2018). Public responses to water reuse - understanding the evidence. *Journal of Environmental Management*, 43-50.
- Ullman, R. (2019). *Sammanfattande slutrapport Hållbart VA-system i Kalmar (Kalmer Vatten)*.
- WHO. (2006). *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater*.