

Förstudie

Rening av läkemedel och andra
mikroföroreningar vid Alvesta
avloppsreningsverk



Alvesta
kommun



Uppdrag: Förstudie Alvesta läkemedelsrening
Uppdragsnummer: 30030783
Kund: Alvesta kommun
Datum: 2022-06-29
Upprättad av: Matilde Kamp
Dokumentreferens: \\sejkgfs003\projekt\21841\30030783_förstudie
_alvesta_läkemedelsrening\000\10
arbetsmtrl_dok\rapport läkemedelsrening
alvesta arv_220629.docx

Sammanfattning

Alvesta kommun och Sweco har utfört en förstudie för rening av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar vid Alvesta avloppsreningsverk (ARV). Förstudien har till stor del finansierats genom bidrag från Naturvårdsverket.

Målet med förstudien var dels att klargöra behovet för rening av mikroföroreningar utifrån en miljöriskbedömning dels att ta fram två processlösningar för kompletterande reningssteg som är möjliga utifrån platsspecifika egenskaper för vattnet. Dessutom har investerings- och driftkostnadskalkyler tagits fram till respektive processlösning samt det ytebehov som föreligger.

Vid Alvesta ARV behandlas avloppsvatten från Alvesta samhälle samt från Lekaryd, Hjortsberga, Blädinge, Benestad och Sjöatorp. Anläggningen belastades enligt miljörapport för år 2021 av avloppsvatten från hushåll och industrier motsvarande drygt 7 000 pe.

Analys av mikroföroreningar och miljöriskbedömning

Tre provtagningar avseende mikroföroreningar har genomförts på utgående vatten från avloppsreningsverket under september 2021 till och med december 2021. Ytterligare en provtagning har utförts nedströms avloppsreningsverket, denna var inte del av detta projekt men resultaten har använts i miljöriskbedömningen. Samtliga analyser har utförts av MoLab och inkluderar 39 substanser. De analyserade substanserna utgörs av läkemedel och hormoner, PFOS och PFOA samt några andra mikroföroreningar.

Enligt den provtagning som gjorts släpps det årligen ut ca 6,6 kg läkemedel (inklusive PFOA och PFOS) från Alvesta ARV i recipienten¹. Detta motsvarar ungefär 0,9 g/pe, år. I de förstudier för avancerad rening av läkemedel och mikroföroreningar som Sweco driver ligger denna siffra mellan 0,9 och 2,0 g/pe,år och Alvesta ARV ligger alltså lågt i detta spann.

Miljöriskbedömningen utfördes 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) (Kemikalieinspektionen, 2020). Om kvoten PEC/PNEC är större än 1 i recipienten föreligger en risk att organismerna kan skadas av mikroföroreningarna. PEC/PNEC-kvoter har tagits fram för två scenarier:

1. *Medelsscenario*. Baserat på uppmätta halter i utgående vatten med 37 gånger utspädning (beräknat utifrån medelflöde ut från reningsverket samt medelvattenföring i Hjortsbergaån)
2. *Recipientprovtagning*. Baserat på ett recipientprov nedströms reningsverket.

Utifrån utförd miljöriskbedömning bedöms behovet för avancerad rening som lågt i medelscenariot då endast ett ämne hamnade i kategorin hög risk (citalopram). Recipientprovtagningen visade dock att sex substanser hamnar i kategorin hög risk, d.v.s. de kan utgöra en risk för organismerna som lever i ån. Dessa substanser var citalopram, furosemid, ibuprofen, oxazepam, sertralin och östron. Slutsatsen är därmed att det behövs mer information om förekomsten av mikroföroreningar i recipienten för att med större säkerhet kunna bedöma behovet av avancerad rening.

Det rekommenderas därför att göra en uppföljande studie där recipientprovtagning vid olika vattenföringsförhållanden ingår för att få ett säkrare underlag. Recipientprovtagning kombineras med fördel med modellering av hur mikroföroreningarna sprids i recipienten för att få en djupare förståelse för reningsverkets påverkan på Hjortsbergaån och Norra Salen.

Vattenmatris, teknikval, dimensionering och kostnadskalkyl

Analys av vattenmatrisen har utförts på dygnsprover av utgående avloppsvatten vid tre tillfällen från oktober till december 2021. Vattenmatrisen har studerats med hänsyn till de kemiska parametrar som kan påverka val av reningsteknik (ozon eller aktivt kol), t.ex. bromid-, DOC- och SS-halt. Sammanfattningsvis kan konstateras att vattenmatrisen inte utgör något hinder för vare sig ozon eller GAK som reningsteknik vid

¹ Baserat på summahalten (medel av samtliga provtagningar) av de 39 substanser som analyserats i detta projekt. Substanser där samtliga mätningar är <LOQ har exkluderats.

Alvesta ARV. Höga susphalter har dock uppmätts vilket kan påverka funktionen både för ozon och GAK. En uppföljning av susphalterna rekommenderas därför innan en eventuell fortsatt utredning eller projektering.

Vid en jämförelse mellan GAK och ozon baserat på reduktionsförmåga av de sex identifierade mikroföroreningar som utgör hög risk i Hjortsbergaån enligt recipientprovtagningen (citalopram, furosemid, ibuprofen, oxazepam, sertralin och östron), kan ozon eventuellt anses vara mer lämplig. Om PFOS inkluderas i ett framtida reningskrav bör GAK väljas framför ozon, alternativt kan ozon kombineras med aktivt kol. Det bör dock understrykas att PFOS-rening på avloppsvatten i fullskala inte är ett studerat område, vilket begränsar hur väl det kan bedömas.

Ett ozoneringssteg föreslås placeras före befintliga sandfilter. Sandfiltren fungerar då som biologisk efterbehandling vilket är nödvändigt för nedbrytning av både bi- och transformationsprodukter. En GAK-anläggning föreslås placeras efter sandfilter. Ytbehovet för en ozonanläggning har bedömts till cirka 185 m² och för en GAK-anläggning till cirka 350 m². Båda alternativen får plats på tillgänglig yta på tomten.

Enligt utförda investeringskalkyler är den totala anläggningskostnaden cirka 34 MSEK för en ozonanläggning och cirka 57 MSEK för en GAK-anläggning. Detta motsvarar en årlig kapitalkostnad på cirka 210 000 kr/kg renade mikroföroreningar för ozon och cirka 360 000 kr/kg renade mikroföroreningar för GAK².

Enligt utförda driftkostnadskalkyler är den årliga kostnaden cirka 0,6 MSEK för ozon och cirka 1,4 MSEK för GAK. Detta motsvarar en kostnad på 0,45 kr/m³ behandlat vatten för ozon och 1,38 kr/m³ behandlat vatten för GAK.

² Baserat på summahalten (medel av samtliga provtagningar) av de 39 substanser som analyserats i detta projekt. Substanser där samtliga mätningar är <LOQ har exkluderats.

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	3
1 Inledning.....	7
1.1 Bakgrund.....	7
1.2 Omvärldsbevakning.....	7
1.3 Rening av mikroföroreningar i Sverige.....	8
1.4 Syfte och mål.....	9
1.5 Projektorganisation.....	10
2 Tillgängliga reningstekniker för avancerad rening – ett teoriavsnitt.....	11
2.1 Adsorption av mikroföroreningar med aktivt kol.....	11
2.1.1 Vad är adsorption?.....	11
2.1.2 Olika typer av aktivt kol.....	12
2.1.3 Processlösning med GAK.....	12
2.1.4 Processlösning med PAK.....	12
2.1.5 Tillverkning och regenerering av aktivt kol.....	13
2.1.6 Kapacitet och styrande faktorer för GAK-filtrering.....	13
2.1.7 Prediktera kapacitet av ett GAK-filter.....	14
2.1.8 Åtgärder till förbättrad adsorption.....	16
2.2 Oxidation av mikroföroreningar med ozon följt av efterbehandling.....	16
2.2.1 Hur fungerar ozon?.....	16
2.2.2 Tillverkning och generering av ozon.....	16
2.2.3 Processlösning med ozon.....	16
2.2.4 Det är både ozon och hydroxylradikaler i vattnet.....	17
2.2.5 Bildande av biprodukter och transformationsprodukter.....	17
2.2.6 Efterbehandling till ozonsteget: sandfilter, aktivt kol eller MBBR.....	19
2.2.7 Kapacitet och styrande faktorer.....	20
2.2.8 Förväntad kapacitet från ozon.....	20
3 Förutsättningar.....	22
3.1 Reningsprocess vid Alvesta ARV.....	22
3.2 Dimensionerande avloppsvattenflöde.....	22
3.3 Karakterisering av vatten.....	23
3.3.1 Analys av mikroföroreningar.....	23
3.3.2 Vattenmatrisen spelar roll för reningstekniken.....	25
3.3.3 Analys av vattenmatris vid Alvesta ARV.....	26
4 Miljöriskbedömning avseende recipientpåverkan vid Alvesta ARV.....	29
4.1 Metod.....	29
4.2 Resultat och diskussion.....	31
4.3 Behov av avancerad rening av mikroföroreningar vid Alvesta ARV.....	34

5	Möjliga tekniker utifrån befintliga förutsättningar	36
5.1	Avskiljning av PFOS på avloppsreningsverk.....	36
5.2	Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör måttlig risk	37
5.3	Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör hög risk	38
5.4	Sammanfattning av tekniker avseende riskämnen och vattenmatris.....	38
6	Processutformning.....	39
6.1	Processmässig placering av kompletterande reningssteg	39
6.2	Antaganden för dimensionering	40
6.2.1	Specifik ozondos	40
6.2.2	Uppehållstid ozonreaktor.....	40
6.2.3	Kontaktid GAK.....	40
6.3	Ozonering	41
6.3.1	Reaktordesign	41
6.3.2	Ozonproduktion	42
6.3.3	Doseringsutrustning	42
6.3.4	Syrgasförsörjning	42
6.3.5	Kylning av ozongenerator.....	43
6.3.6	Styrning och instrument.....	43
6.3.7	Effektbehov.....	44
6.3.8	Ytbehov och fysisk placering.....	44
6.4	Granulärt aktivt kol.....	46
6.4.1	Filterdesign	46
6.4.2	Backspolning	47
6.4.3	Utbyte av filtermedia.....	48
6.4.4	Styrning och instrument.....	49
6.4.5	Ytbehov och fysisk placering.....	49
7	Kostnads kalkyl.....	51
7.1	Investeringskostnad.....	51
7.2	Driftkostnader	52
8	Diskussion och jämförelse mellan teknikalternativen GAK och ozon följt av sandfilter	54
9	Slutsatser.....	56
9.1	Behov av avancerad rening av mikroföroreningar vid Alvesta ARV	56
9.2	Val av reningsteknik	56
10	Referenser.....	58
	Appendix 1 – PEC/PNEC-beräkningar för studerade mikroföroreningar	62
	Appendix 2 – Investeringskostnad.....	65

1 Inledning

Alvesta kommun och Sweco har utfört en förstudie för rening av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar vid Alvesta avloppsreningsverk (ARV). Förstudien har till stor del finansierats genom bidrag från Naturvårdsverket.

1.1 Bakgrund

Rester av läkemedel som människor konsumerar förs med avloppsvattnet till reningsverken. För att avskilja läkemedelsrester behövs kompletterande reningsteknik som idag är ovanlig på kommunala reningsverk och därför följer dessa till stor del med utgående vatten till hav, sjöar och vattendrag. Det finns i nuläget inga krav på rening av läkemedelsrester i kommunala reningsverk i Sverige, men det är troligt att det kommer att införas i framtiden. Det är ännu oklart hur kraven kommer att se ut och vilka reningsverk som kommer att beröras.

Alvesta ARV har en anslutning på ungefär 7 000 pe (enligt miljörapport 2021). Dagens rening består av mekanisk rening, biobädd och kemisk fällning i sedimenteringsbassänger följt av slutpolering med sandfilter.

Recipienten för reningsverket är Hjortsbergaån/Salen. Växjörens reningsverk (Sundet) har också Salen som recipient nedströms, men ansluter längre söderut jämfört med Alvesta ARV. Salen ligger i Mörrumsåns avrinningsområde.

Salens ekologiska status är inte tillfredsställande och det är framför allt höga fosforhalter som orsakar problem. Inom kommunen har planer tagits fram för att förbättra övergödningssituationen, så att den på sikt kan uppnå god ekologisk status. Någon undersökning avseende läkemedelsrester har inte genomförts. Längre nedströms finns Mörrumsån, vilken är recipient för en rad verksamheter i området och här är det framför allt höga kvävehalter som utgör den största påverkan. Någon undersökning avseende läkemedelsrester för Mörrumsån har inte kunnat hittas. Mörrumsån är en av Sveriges ledande sportfiskevatten för laxfiske, vilket motiverar till att undersöka förekomsten av läkemedelsrester och risker kopplat till detta här.

Mot bakgrund av det begränsande underlag som finns för recipienten avseende läkemedelsrester har Alvesta kommun beslutat att genomföra en förstudie för att undersöka och förstå behovet för rening av läkemedel och andra mikroföroreningar vid reningsverket i Alvesta.

1.2 Omvärldsbevakning

Rening av mikroföroreningar, så kallad avancerad rening, är ett område som det pågår mycket arbete kring i stora delar av Europa. Några länder som kan nämnas är Tyskland, Belgien, Holland och Schweiz. Schweiz, som inte ingår i EU, har sedan 2016 valt en egen väg för att hantera mikroföroreningar i avloppsvatten. Detta beslut kom tio år efter att Schweiz initierade ett stort forskningsprojekt Strategy Micropoll, där man undersökte och utvecklade en strategi för att minska mängden mikroföroreningar från urbana vatten till schweiziska sjöar. Resultatet blev bland annat att en viktig plattform utformades: VSA – Platform process engineering micropollutants (VSA, 2022).

På hemsidan kan man läsa om den pågående utvecklingen avseende rening av mikroföroreningar i landet.

I Schweiz beslutades det snabbt att avancerad rening ska implementeras. Reningsverk med olika storlek uppgraderades av olika skäl; stora verk (>80 000 pe) för att minska den totala belastningen av mikroföroreningar, medelstora verk (>24 000 pe) där utsläpp förekom till sjöar, för att skydda dricksvattenkällor, och mindre reningsverk (>8 000 pe) med låg utspädning uppgraderades för att skydda känsliga recipienter (Cimbritz & Mattsson, 2018; McArdell, 2022). Under 2019 motsvarade uppgraderingen att drygt 130 reningsverk berördes, vilket omfattade närmare 70% av landets befolkning (McArdell, 2022). Målsättningen med satsningen är att uppgraderingen ska vara genomförd inom en 25-årsperiod (Cimbritz & Mattsson, 2018).

I Tyskland har man också kommit långt och flera reningsverk nyttjar även där avancerad rening sedan flera år. Motiven för rening av mikroföroreningar är framför allt att skydda dricksvattenkällor och känsliga recipienter med låg utspädning. Enligt Swecos kollegor i Tyskland finns det regionala rekommendationer på avancerad rening som är jämförbara med det som finns i Schweiz. Däremot finns det inget lagstadgat krav, till skillnad från Schweiz där man vill uppnå 80% rening för tolv indikatorsubstanser (McArdell, 2022).

Mål för framtida rening i andra länder är under fortsatt diskussion, och att Schweiz har drivit frågan starkt framåt beror nog delvis på att de i egenskap av ett land som inte är medlem i EU kan agera annorlunda. Dricksvattenkällorna domineras dessutom av naturliga källor och ytvattentäkter, vilket gör att Schweiz är särskilt sårbart och behöver säkra att deras vattentillgångar är av god kvalitet. Schweiz har också väldigt täta samarbeten mellan akademi och VA-bransch och i Schweiz är forskningen inom avancerad rening och oxidationsprocesser långt gången, sett ur ett globalt perspektiv, vilket också kan ha påskyndat processen.

1.3 Rening av mikroföroreningar i Sverige

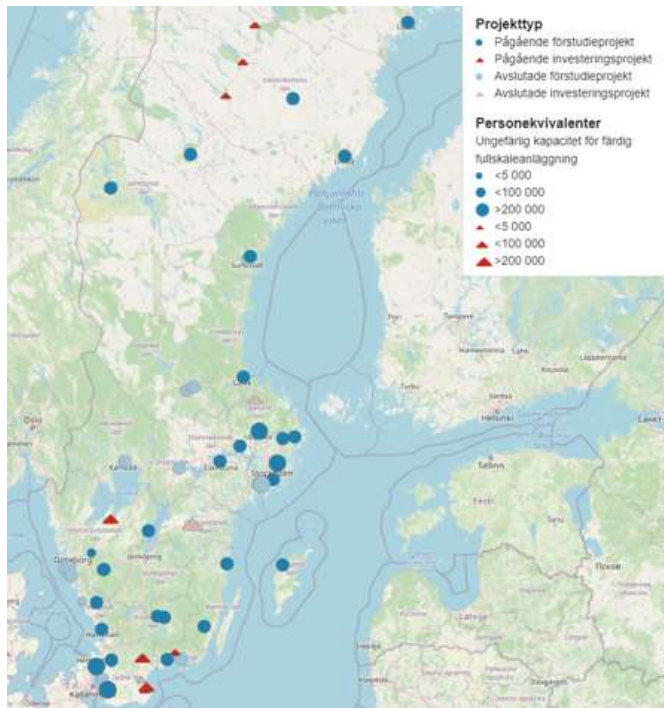
I Sverige diskuteras frågan om rening av mikroföroreningar aktivt. Det finns också exempel på en rad reningsverk som redan idag har en avancerad rening i fullskala och andra reningsverk som planerar att implementera denna form av rening.

Nykvarnsverket i Linköping var det första reningsverket i Sverige som implementerade ett avancerat reningssteg, detta gjordes 2017. Nykvarnsverket byggdes till med ett ozonsteg som följs av en MBBR (Verken, 2022). Även Simrishamn har ozon, följt av sandfilter, och i Bräkne-Hoby finns en anläggning med sandfilter, ozon och efterpolering med GAK. Fler exempel som kan nämnas är reningsverket i Tierp som har avancerad rening med sandfilter, följt av ozon och slutligen GAK (Miljö, 2019).

I Degeberga i Skåne finns idag det första fullskaleverket med aktivt kol, inte långt därifrån finns Stengårdens ARV i Kivik och reningsverket i St Olof som också har kompletterats ett reningssteg i form av aktivt kol. Samtliga anläggningar ansluter mindre än 10 000 pe (Vatten, 2022).

Utöver några av de ovan nämnda reningsverk som har fullskaleanläggningar för rening av mikroföroreningar är det också flera reningsverk i Sverige som har genomfört (eller genomför) förstudier och pilotstudier för att ytterligare närma sig frågan om avancerad rening. Samtliga refererade projekt finansieras av

Naturvårdsverket. Enligt hemsidan www.lakemedelsrening.se kan man läsa att det är en rad VA-organisationer som arbetar med investeringsprojekt där val av teknik redan är gjort. Andra genomför pilotstudier eller förstudier med både obestämt och förbestämt teknikval. Figur 2 är tagen från Svenskt Vatten och sammanfattar hur svenska VA-organisationer jobbar med denna fråga. Totalt sett har Naturvårdsverket investerat drygt 500 miljoner kronor efter att medel från den senaste utlysningen 2022 delats ut.



Figur 1. Naturvårdsverksfinansierade projekt avseende "läkemedelsrening" eller organiska mikroföroreningar i Sverige. Både pågående och avslutade projekt visas, likaså huruvida det är projekt av karaktären förstudie eller investeringsprojekt. Även storleken på reningsverken visualiseras från <5000 till >200 000 pe Källa: www.lakemedelsrening.se.

1.4 Syfte och mål

Syftet med denna förstudie var att avgöra vilket behov som finns av att rena vattnet från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar vid Alvesta ARV samt utreda vilken reningsteknik som är lämplig att implementera för att genomföra reningen.

I detta arbete har det ingått en kartläggning av förekomsten av mikroföroreningar i utgående vatten från reningsverket, vilket har legat grund för en miljöriskbedömning. Även kemiska egenskaper i vattnet har undersökts som kan påverka teknikval avseende kompletterande reningssteg.

Målet med förstudien var dels att klargöra behovet för rening av mikroföroreningar utifrån en miljöriskbedömning dels att ta fram två processlösningar för kompletterande reningssteg som är möjliga utifrån platsspecifika egenskaper för vattnet. Dessutom skulle investerings- och

driftkostnads kalkyler tas fram till respektive processlösning samt det ytbehov som föreligger.

1.5 Projektorganisation

Projektledare på Alvesta kommun har varit Anneli Isaksson. Från Swecos sida har Matilde Kamp stått för uppdragsledning och dimensionering av reningstekniker. Gisela Holm har genomfört miljöriskbedömningen. Linda Önnby har ansvarat för genomgång av vattenmatris och lämpliga reningstekniker. För arbetet med analyssammanställning och bedömning av vattenmatris har även Elin Salmonsson bidragit. Kostnadsbedömningen är genomförd av Yingdi Chen och Gerly Hey.

2 Tillgängliga reningstekniker för avancerad rening – ett teoriavsnitt

För de Naturvårdsverksfinansierade projekt som Sweco driver avseende mikroföroreningar och avancerad rening har en faktabaserad text tagits fram för tillgängliga tekniker. Denna text återfinns i sin helhet i samtliga projekt och presenteras i detta avsnitt. Fokus för de tekniker som sammanfattats är tillägnad de tekniker som idag återfinns i fullskala. Både erfarenheter från svenska verksamheter och vetenskaplig litteratur är sammanfattad.

För att bryta ned eller reducera mikroföroreningar krävs en separationsprocess eller en oxidationsprocess. Aktivt kol är ett exempel på en separationsprocess som genom adsorption kan avlägsna mikroföroreningar i avloppsvatten, medan ozon är ett exempel på en oxidationsprocess som bryter ned mikroföroreningar till mindre enheter/molekyler.

2.1 Adsorption av mikroföroreningar med aktivt kol

Det finns idag två huvudsakliga reningstekniker som är beprövade i fullskala och som är verksamma för att reducera mängden mikroföroreningar i avloppsvatten. Dels kan mikroföroreningarna avlägsnas genom adsorption till aktivt kol, dels kan de brytas ned genom oxidation av ozon.

2.1.1 Vad är adsorption?

Adsorption som fenomen kan bäst beskrivas som en ytmekanism där kemiska ämnen (molekyler, mikroföroreningar) fastnar på en yta. Materialet som adsorberar kallas för adsorbent och det ämne som adsorberas benämns adsorbat.

Det finns generellt två typer av adsorption: fysiosorption och kemisorption. Fysiosorption innebär att de ämnen som binds till ytan inte förändras utan fortfarande är samma molekyl efter inbindningen. Vidare är adsorptionsprocessen vid fysiosorption en reversibel process. Den främsta kraften bakom fysiosorption är van der Waals-krafter som innebär att motsatta temporära laddningar mellan adsorbaten (målmolekylerna) och adsorbenten (t.ex. aktivt kol) leder till adsorption på ytan. Hydrofob interaktion mellan aktivt kol och målmolekylerna är också ett exempel på adsorption som sker genom fysiosorption. Den andra typen av adsorption är kemisorption, vilket innebär att det bildas en kemisk bindning mellan målmolekylen och aktivt kol som kallas kovalent bindning. I denna typ av bindning delas ett eller flera elektronpar mellan adsorbenten och adsorbatet och adsorptionen är i detta fall irreversibel till skillnad från vid fysiosorption ovan.

I fallet med aktivt kol sker både fysiosorption och kemisorption även om fysiosorption dominerar. Ytan på aktivt kol är hydrofob och detta gynnar upptaget av hydrofoba ämnen från vattenmiljön. Ytan på aktivt kol kan också ha olika funktionella grupper som var och en kan bidra med en specifik laddning eller en specifik kemisk struktur som påverkar inbindningen. Dessa funktionella grupper formas vid produktionen av aktivt kol och resulterar oftast i att kolets yta blir negativt laddat eftersom många funktionella grupper är syrerika. Som en konsekvens av att ytan är negativt laddad kommer positivt laddade mikroföroreningar att binda starkt till kolets yta. Däremot kommer små och negativt laddade molekyler att repelleras och därmed binda in sämre.

Avslutningsvis kan nämnas att även kemisorption kan förekomma när det skapas en kovalent bindning mellan mål-molekylen och det aktiva kolet, exempelvis genom att en kol-syre-bindning uppstår mellan adsorbatet och adsorbenten.

2.1.2 Olika typer av aktivt kol

Aktivt kol är ett adsorbent-material som har utnyttjats under lång tid inom vattenbranschen och där den största erfarenheten finns på vattenverk vid produktion av dricksvatten. Aktivt kol kan introduceras i vattenreningsprocesser i form av granuler (s.k. granulerat aktivt kol GAK), eller som pulver (s.k. pulveriserat aktivt kol, PAK).

2.1.3 Processlösning med GAK

GAK-filter kan utformas både som öppna och trycksatta filter där vattnet kan flöda antingen med eller mot gravitationen. Ett GAK-filter kan drivas med ett intermittert eller ett kontinuerligt flöde. Öppna system med GAK-filter är vanligare än slutna och utöver en filterbädd behövs utrustning för backspolning i form av pumpar och en uppsamlingstank (Cimbritz, o.a., 2016).

Över tid skapas en biofilm på GAK-filter som bidrar till viss biologisk nedbrytning av en del mikroföroreningar beroende på den kemiska strukturen hos den specifika mikroföroreningen. I en nyligen publicerad studie, visades att den högre observerade reduktionen i ett GAK-filter med uppbyggd biofilm, kunde förklaras med biologisk nedbrytning (Betsholtz, o.a., 2021). Omfattningen av denna biologiska nedbrytning samt hur den fungerar på ett mer mekanistiskt plan är dock fortfarande relativt okänd. Det bör dock understrykas att rena adsorptionsfilter utan biofilm inte existerar eftersom alla filter efter en tid får en biofilm på ytan.

2.1.4 Processlösning med PAK

PAK doseras ner i en vattenström och tillåts reagera med vattnet i en suspension. Sett utifrån ett adsorptionsperspektiv innebär det att en hög specifik yta är tillgänglig för mikroföroreningar som direkt efter adsorptionen ska avskiljas från lösningen. PAK-processer löper därför inte någon risk att sätta igen, till skillnad från ett GAK-filter, där vatten ska flöda igenom ett filter under en längre tid. Var PAK doseras i processen varierar, och kan ske både i huvudprocessen, före slutfiltrering eller som ett kompletterande reningssteg (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017). Halten av DOC är direkt styrande för hur mycket PAK som ska doseras och därför kan också PAK-dosen variera beroende på var i reningsprocessen PAK tillsätts. Till skillnad från GAK, kan PAK inte regenereras. PAK kan dock återcirkuleras till processen, vilket har visat sig förbättra och förlänga kolets adsorptionscykel, särskilt vid lägre PAK-doser (Meinel, Zietzschmann, Ruhl, Sperlich, & Jekel, 2016). När adsorptionen avtar lämnar förbrukat PAK processen tillsammans med slammet. PAK-slam avskiljs oftast med fällning, flockning och sedimentering som följs av filtrering genom ett sandfilter (Cimbritz & Mattsson, 2018).

Vid val av PAK-process måste man ta hänsyn till materialet i utrustningen, eftersom PAK ger en korrosiv och abrasiv miljö (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017). Att implementera en PAK-process på ett ARV innebär också att slamhanteringen påverkas. Spridning av PAK-slam på åkermark är t.ex. inte att rekommendera eftersom PAK-slammet innehåller högre halter av mikroföroreningar än ett vanligt slam. Spridning av PAK-slam förekommer heller

inte i Sverige eftersom PAK-processen inte utnyttjas i fullskala på svenska reningsverk. I Tyskland, där den gängse slamhanteringen är förbränning, är PAK-processen däremot långt mer utbredd. I Sverige är GAK-filter det primära valet när det gäller processer med aktivt kol. PAK-processen kommer av denna anledning inte att behandlas vidare i detta teoriavsnitt.

2.1.5 Tillverkning och regenerering av aktivt kol

Huvudbeståndsdelarna i aktivt kol är kol (85-90%), kombinerat med ett antal andra ämnen som är kopplade till ursprungsmaterialet såsom syre, väte och svavel (Bansal & Goyal, 2015). Aktivt kol tillverkas från kokosnötskal, torv, sten- eller träkol. Tillverkningen sker med en pyrolytisk process där materialet förkolas under kontrollerade former vid höga temperaturer i en syrefri miljö (Green & Perry, 2008). Tillverkningen sker i en fyr-stegsprocess som innebär att kolet torkas, desorberas, pyrolyseras och karboniseras. De fyra stegen utförs genom en stegvis ökning av temperaturen, från 100°C till 950°C. Efter processen är det aktiva kolet aktivt och har därmed fått en porös och aktiv yta, vilken i slutändan skapar ett aktivt kol som är poröst med porer av varierande storlek. I aktivt kol talar man i huvudsak om tre olika storleksintervall: mikroporer (<2 nm), mesoporer (2-50 nm) och makroporer (>50 nm). Utav dessa är det mikroporerna som utgör den största andelen av ytan (Bansal & Goyal, 2015).

Merparten av det material som aktivt kol tillverkas av kommer från icke-förnyelsebara resurser, vilket påverkar miljön negativt. För att minska denna påverkan kan dock aktivt kol regenereras. Processen att tillverka och regenerera aktivt kol är densamma (Green & Perry, 2008). Vid de höga temperaturer som används för att regenerera det aktiva kolet förbränns (destrueras) också mikroföroreningarna. Vid en reaktiveringsprocess uppskattas att ca 5-10% av mängden GAK förloras och måste ersättas med jungfruligt kol (Sweco, 2017).

Reaktiveringsugnar som kan regenererar GAK finns på vissa vattenverk, där Göteborgs dricksvattenverk utgör ett exempel. Dock saknas det ugnar för regenerering av GAK som använts för att rena avloppsvatten. Mättat GAK behöver därför transporteras till andra platser i Europa för regenerering (Sweco, Förstudie PAK och GAK: Ryaverket, 2020).

2.1.6 Kapacitet och styrande faktorer för GAK-filtrering

Kapaciteten för reduktion av mikroföroreningar med GAK har i studier visat sig vara hög (> 90%) (Kårelid, Larsson, & Björleinius, 2017). Det ska dock understrykas att adsorptionskapaciteten över tid är beroende av kolets mättnadsgrad. Mättnadsgraden beror på den belastning som råder över filtret avseende både mikroföroreningar, och andra konkurrerande organiska föreningar som återfinns i vattnets lösta organiska kol – ofta benämnt DOM (dissolved organic matter). Analysparametern DOC (dissolved organic carbon) är ett samlingsmått som kvantifierar allt löst organiskt kol i vattnet, där både organiska mikroföroreningar av antropogent ursprung och DOM återfinns. DOC kvantifieras som mg C/l. Tillsammans upptar dessa typer av kol (naturliga och antropogena) adsorptionsytorna på GAK-filtrets yta. Utöver DOM kan också suspenderade ämnen (SS, mg/l) påverka GAK-filtrets reduktionsförmåga eftersom SS kan sätta igen porer i GAK-filtret.

Att aktivt kol kan nå höga adsorptionskapaciteter beror bland annat på att aktivt kol som adsorbent har en stor tillgänglig adsorptionsyta per massenhet. Den så kallade specifika ytan ligger ofta i intervallet 500–1500 m²/g kol enligt uppgift från

svenska leverantörer. Även kontakttiden påverkar adsorptionen – det vill säga den tid det tar för vattnet att passera filtret. Det är under denna tid som mål-molekylerna har möjlighet att komma i kontakt med adsorptionsytan på det aktiva kolet och interagera med densamma. Kontakttiden benämns EBCT (empty bed contact time).

Det som framförallt är kostnadsdrivande när man använder GAK-filtrer är hur snabbt kolet mätts. Detta brukar anges som det antal bäddvolym vatten som kan behandlas innan adsorptionen minskar. Antalet bäddvolym och adsorptionskapaciteten beror på koncentrationen mikroföroreningar (halter och typer), TOC, DOC och andra organiska och suspenderade ämnen i vattnet. Andra störande ämnen för filtermaterialet är järn och mangan eftersom de kan fälla ut som oxider på filterytan.

Aktivt kol är mindre effektivt mot kemiska föreningar som är hydrofila, framförallt molekyler som är små och har en laddning. Molekyler som har aromatiska strukturer och som saknar syre adsorberas väl, medan strukturer som är grenade och syrerika adsorberas sämre av aktivt kol. Som tidigare nämnts är kolets yta företrädesvis negativt laddad, vilket innebär att de mikroföroreningar som är negativt laddade kan förväntas repellera och därmed adsorbera något sämre, jämfört med de som är positivt laddade. Utöver negativt och positivt laddade mikroföroreningar, finns det även de som är neutrala vid det pH som avloppsvattnet har. Neutrala mikroföroreningar adsorberas eventuellt något svagare jämfört med de mikroföroreningar som adsorberar med hjälp av jonbindningar, som i exemplet ovan med en positivt laddad mikroförorening som dras till kolets negativa yta.

Sammanfattningsvis är egenskaperna hos det aktiva kolet beroende av hur kolet produceras. Produktionen styr dels kolets porositet, dels vilka funktionella grupper som inlagras i materialet och på kolets yta. Sammantaget är det detta som avgör adsorptionsförmågan hos kolet

2.1.7 Prediktera kapacitet av ett GAK-filtrer

Sannolikheten att en enskild kemisk förening adsorberas till aktivt kol kan i någon mån uppskattas på teoretisk väg med hjälp av kemisk information om ämnet i fråga. En teoretisk uppskattning kan vara till hjälp för att exempelvis förstå vilka ämnen som är viktiga att studera eller observera för den enskilda GAK-filteranläggningen. Det kan också vara viktigt i samband med en installation av en anläggning som syftar till att åtgärda en specifik grupp av ämnen, eftersom GAK-filtrer i en del fall inte är särskilt effektivt. Det är dock viktigt att påpeka att det är många andra parametrar i avloppsvattnet som också påverkar den slutliga adsorptionen av den enskilda kemiska föreningen.

En grov fingervisning om vilka ämnen som föredrar hydrofoba ytor kan vara att jämföra fördelningskoefficienten $\log K_{ow}$ för olika ämnen. $\log K_{ow}$ indikerar hur ett ämne fördelas mellan oktanol och vatten (dvs. hydrofoba respektive hydrofila miljöer). $\log K_{ow}$ används flitigt för att förutsäga ett ämnes sannolikhet att ackumuleras i biota, sediment eller i jord, där en hög siffra ($> 4,5$) representerar ämnen som har större tendens att ackumuleras. Att använda samma metod för hur mikroföroreningar adsorberar till aktivt kol ska dock göras med viss försiktighet. Få studier har på ett övertygande sätt visat att $\log K_{ow}$ ensamt kan prediktera hur väl mikroföroreningar adsorberar till aktivt kol. Inte minst laddningen (se ovan) på mikroföroreningen vid avloppsvattnets pH kommer att vara av stor vikt för att prediktera hur väl ämnet adsorberas till det aktiva kolet.

Om vi förutsätter att det aktiva kolet har många elektronrika eller negativt laddade funktionella grupper kan vi konstatera att ämnen som är positivt laddade eller neutrala, har en högre sannolikhet att adsorberas till aktivt kol jämfört med de ämnen som är negativt laddade i det vatten som ska behandlas. Merparten av de mikroföroreningar vi har tittat på inom ramen för denna förstudie är syror (negativt laddade vid pH 7) medan andra är baser (positivt laddade vid pH 7) och är olika laddade i det vatten som ska behandlas.

Laddningen på mikroföroreningen bestäms utifrån dess syrakonstant (pK_a -värde) eller baskonstant (pK_b -värde) samt pH-värdet hos vattnet som ska behandlas. Dessa parametrar lämnas dock utan fortsatt beskrivning här, men den intresserade läsaren kan på egen hand själv enkelt fördjupa sig i ämnet i den uppsjö av kemisk litteratur som finns att tillgå.

Tabell 1 sammanställer översiktligt några vanligt förekommande mikroföroreningar i svenska reningsverk tillsammans med respektive ämnes fördelningskoefficient $\log K_{ow}$ och laddning vid pH 7, samt en gradering av hur väl ämnena förväntas adsorbera till ett GAK-filter, utifrån en 4-gradig skala.

Tabell 1. Sammanställning av vanligt förekommande mikroföroreningar på svenska reningsverk, deras laddning (positiv (+), negativ (-) eller neutral (n)) vid pH 7 samt hur väl de förväntas adsorbera till ett GAK-filter, utifrån en 4-gradig skala där 1 anses vara mycket bra och 4 mycket dåligt.

Förväntad adsorption	Ämne	Log K_{ow} ^a	Laddning vid pH 7
1	Citalopram	3,74	+
	Tramadol	3,01	+
	Metoprolol	1,88	+
2	Venlafaxin	3,20	+
	Atenolol	0,16	+
3	PFOS	- 1,08	-
	Naproxen	3,18	-
	Diklofenak	4,51	-
4	Sulfametoxazol	0,89	-
	Flukonazol	0,25	n
	Irbesartan	5,31	n

^a Samtliga kemiska parametrar är hämtade från Pubchem, en internationell kemisk databas, <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/#query>, besökt den 21 januari 2022.

Sammanfattningsvis kan vi konstatera att den kemiska informationen om de olika ämnena i Tabell 1 i någon mån kan vägleda och förklara hur effektiv GAK-filtrering är för olika typer av mikroföroreningar Tabell 1 enligt diskussionen ovan. I slutändan är det dock ett samspel mellan mikroföroreningarna, det aktiva kolet och det specifika vattnet som ska filtreras som avgör hur väl GAK-filtret kommer att fungera.

2.1.8 Åtgärder till förbättrad adsorption

Med tanke på att aktivt kol adsorberar icke-selektivt och därmed lätt mättas av andra ämnen i vattnet än just målmolekylerna är DOC-parametern en faktor som direkt påverkar hur ofta det aktiva kolet måste bytas ut eller regenereras. Det har visat sig att höga halter av DOC leder till tidigare genombrott av mikroföroreningarna i jämförelse med vatten där DOC-halten är lägre (Kennedy, Reinert, Knappe, Ferrer, & Summers, 2015). GAK-filtrering påverkas också av egenskaperna hos DOC i vattnet där det lösta organiska kolet kan täppa till mikroporerna i GAK-filtret, vilket är samma platser som mikroföroreningarna adsorberar till. Sammantaget är det svårt att säga när GAK-filtret ska bytas ut - det är ofta en balans mellan (i) grad av förbehandling av vattnet innan filtrering och/eller (ii) täta byten av filtermaterial i kolfilteranläggningen.

2.2 Oxidation av mikroföroreningar med ozon följt av efterbehandling

Ozon är en oxidant som används för att desinficera, oxidera och avlägsna lukt och smak i vatten (von Sonntag & von Gunten, 2012). Användningen av ozon inom dricksvattenrening är en sedan länge etablerad reningsteknik. Idag är ozon följt av efterbehandling/ett poleringssteg ett av huvudalternativen till att införas som ett avancerat reningssteg på svenska och europeiska reningsverk (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017; Cimbritz & Mattsson, 2018; von Sonntag & von Gunten, 2012). Oftast installeras ozoneringssteget som ett slutsteg på reningsverket och följs då alltid av ett efterbehandlingssteg (poleringssteg) för att avlägsna framförallt biologiskt tillgängligt material från ozoneringen. I några få fall installeras ozoneringssteget inne i reningsverkets befintliga processer, men detta bör noggrant övervägas eftersom optimal effekt från ozonering är starkt beroende av vattnets kemi såsom DOC och nitrit, vilket beskrivs mer ingående i det här kapitlet.

2.2.1 Hur fungerar ozon?

Ozon är en gas som består av tre syreatomer per molekyl (O_3). Ozon genereras från syre med hjälp av en ozongenerator. Ozon är en mycket aggressiv gas, vilket delvis förklarar dess mångsidiga användningsområden. Vid en ozonbehandling reagerar ozon med mikroföroreningen genom att attackera dess molekylstruktur där elektrontätheten/reaktiviteten är som högst; exempel är aktiverade aromater, dubbelbindningar, neutrala aminer och sulfider. Vid en attack bryts mikroföroreningen ner till mindre enheter när modermolekylen oxideras av ozon, varvid vi observerar en reduktion av mikroföroreningen i vattnet.

2.2.2 Tillverkning och generering av ozon

Ozon genereras enkelt på plats i en ozongenerator som matas med syrgas, vilken kan köpas in i flytande form eller skapas från luft med hjälp av en syrgasgenerator direkt på reningsverket.

2.2.3 Processlösning med ozon

Ozonbehandling beskrivs mer ingående under avsnitt 6. I korthet innebär ozonbehandling emellertid att vattnet leds in i en kontakttank till vilken ozongas bubblas ner. Det är viktigt att ozonet får en god inblandning i den kontakttank där det är tänkt att reagera. Inblandningen av ozon kan till exempel göras med

statisk mixer, injektorer eller keramiska dysor som placeras på botten av kontakttanken (Kamp, Dahlberg, & Barkman, 2020). Vattnet blir då ozonrikt och mikroföroreningarna tillåts nu reagera med ozon i denna tank under en viss tid. Denna tid benämns ofta kontakttid och har vanligen en längd mellan 10-25 min. Vid utformningen av kontakttanken och doseringen är det viktigt att tänka på att allt ozon skall reagera innan vattnet når utloppet och lämnar ozonsteget. Efter att ozon har reagerat leds vattnet vidare till en efterbehandling som sker antingen genom ett granulerat aktivt kol, ett sandfilter eller genom en MBBR, vilka beskrivs separat i ett stycke längre ned.

2.2.4 Det är både ozon och hydroxylradikaler i vattnet

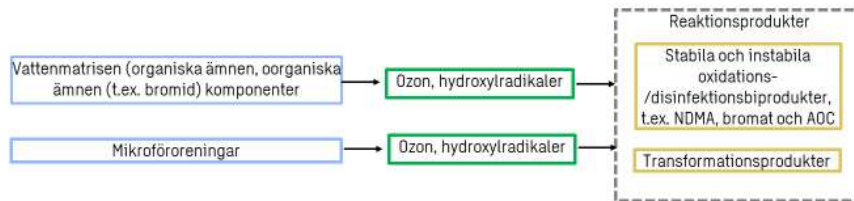
Ozon är ett starkt oxidationsmedel och reagerar i vatten dels som ozon (O_3), dels som hydroxylradikaler (OH^\bullet). Dessa hydroxylradikaler bildas i vatten som innehåller ozon. När ozon bubblas ner i vatten sker en rad reaktioner, vilka är komplexa och involverar en uppsjö av sidoreaktioner. Utan att gå in på alltför komplexa detaljer kan det dock vara av värde att nämna att medan ozon är en selektiv oxidant, som endast reagerar med vissa delar i en molekyl, är hydroxylradikalen en icke-selektiv oxidant som reagerar med allt i vattnet (von12). Eftersom hydroxylradikalen är starkt benägen till att reagera, resulterar det i att den blir kortlivad i vattenmiljön.

För ozonbehandling är det viktigt att vattnet erbjuder en miljö som gynnar livslängden och stabiliteten av ozon. Här spelar både temperatur och pH in. I jämförelse med syre, har ozon en tio gånger högre löslighet i vatten. Lösligheten ökar också med minskad temperatur. Ett vatten som ska behandlas vid 10 grader kan innehålla 1,3 gånger mer ozon jämfört med ett vatten vid 20 grader (von Sonntag & von Gunten, 2012). Denna aspekt har stor betydelse för reaktionstidens längd i ozoneringssteget.

Även pH spelar stor roll. Ju högre pH, desto fler hydroxylradikaler bildas. Därmed förtärs ozon snabbt av såväl de bildade hydroxylradikalerna som av den stora koncentrationen av hydroxidjoner i vattnet. Kvar finns hydroxylradikalerna som också de försvinner snabbt. Om en ozonprocess genomförs vid ett högt pH kan detta leda till att väldigt mycket av den ozon som genererats i ozongeneratoren och bubblas ner i vattnet inte reagerar med de avsedda mikroföroreningarna. Reningseffekten av ozoneringssteget blir därför kraftigt reducerad om inte ozondosen höjs. Detta leder dock till ökade kostnader pga. ökad energiåtgång vid produktion av större mängder ozon.

2.2.5 Bildande av biprodukter och transformationsprodukter

Som tidigare nämnts innefattar ozonbehandling en uppsjö av reaktioner i vattnet. Någon fullständig nedbrytning av de organiska molekylerna sker inte. Förenklat kan man säga att det i huvudsak är fyra typer av reaktioner som sker. Figur 2 illustrerar de fyra reaktionstyperna; reaktionen mellan (i) ozon och (ii) hydroxylradikaler med olika oorganiska och organiska ämnen i vattenmatrisen, och reaktionen mellan (iii) ozon och (iv) hydroxylradikaler med målmolekylerna/mikroföroreningarna. Reaktionerna (i) och (ii) genererar oxidations-/desinfektionsbiprodukter (ofta benämnda DBPs i litteraturen eller kort och gott biprodukter). Reaktionerna (iii) och (iv) genererar transformationsprodukter (TPs).



Figur 2. Beskrivning av hur ozon och hydroxylradikaler reagerar med dels vattenmatrisens innehåll av organiska och oorganiska ämnen, dels mikroföroreningar, samt hur detta genererar oxidations-/desinfektionsbiprodukter (DBPs, biprodukter) respektive transformationsprodukter (TPs). Bilden är inspirerad av (Lee & von Gunten, 2010).

Biprodukter

I huvudsak är det biprodukterna man behöver fokusera på innan ett ozoneringssteg installeras eftersom flera av biprodukterna är toxiska och därmed oönskade. En av de viktigaste biprodukterna är bromat, som bildas genom att bromid oxideras till bromat, ett ämne som är cancerogent. Bromatbildningen styrs dels av bromidhalten, dels av ozondosen. Det finns tre nivåer av bromidhalter som ligger till grund för riskbedömning och som kräver olika typer av åtgärder. De aktuella nivåerna är fastlagda av kompetenscentret för mikroföroreningar i Nordrhein-Westfalen (Miehe, Stapf, & Schuman, 2017):

- 1) Bromidkoncentration <100 µg/l: ingen begränsning vid ozondoser <0,7 mg O₃/mg DOC.
- 2) Bromidkoncentration 100 - 150 µg/l: ingen begränsning vid ozondoser <0,5 mg O₃/mg DOC. Vid högre dosering bör bromatbildningen utvärderas för den aktuella vattenmatrisen.
- 3) Bromidkoncentration >150 µg/l: en bedömning behöver göras för bromatbildningen i den aktuella vattenmatrisen.

Ett annat exempel på en oönskad biprodukt är NDMA (nitrosdimetylamin), som bl.a. bildas vid reaktion mellan dimetylamin och ozon när dimetylamin förekommer vid höga koncentrationer (Padhye, o.a., 2011). Det finns också studier som pekar på att en delvis nedbruten fungicid, dimetylsulfamid medverkar till bildning av NDMA när bromid är närvarande (Lee & von Gunten, Advances in predicting organic contaminant abatement during ozonation of municipal wastewater effluent: reaction kinetics, transformation products, and changes of biological effects, 2016). Eftersom NDMA är både cancerframkallande och skadligt för levern, behöver bildandet av NDMA i relation till ozon studeras mer likt det är gjort på europeiska reningsverk vid ozoneringsförsök, något som inte genomförts i stor utsträckning på svenska reningsverk. Utöver bromat och NDMA utgör även trihalometaner, t.ex. klorofom, kända biprodukter som bör undvikas, men dess bildande är mer förekommande vid klorering jämfört med ozonering. De mer harmlösa biprodukterna kan kvantifieras genom parametern AOC, som är ett mått på lättillgängligt kol som skapas när organiskt löst kol ozoneras. AOC kan ge upphov till mikrobiologisk tillväxt vilket inte är önskvärt för dricksvattenproduktion och/eller för en dricksvattenrecipient.

Transformationsprodukter

Transformationsprodukter (TPs) har studerats i mer än ett decennium och kunskapen kring hur ozon (och hydroxylradikaler) reagerar med olika ämnen

och vilka TPs som genereras har ökat med tiden. Vidare har kemisk modellering utvecklats efterhand, men fortfarande kvarstår en del frågetecken kring TPs (Lee & von Gunten, 2010). Det är viktigt att poängtera att de bildade TPs (från de nedbrutna enskilda mikroföroreningarna) kan förväntas vara kortlivade i vattenmiljön. Detta beror på att de pga. sin instabilitet tenderar att reagera vidare till nya ännu mindre molekyler (von Sonntag & von Gunten, 2012). I slutändan är det reduktionen av oönskade effekter av det ozonerade avloppsvattnet som är centralt innan man släpper det behandlade avloppsvattnet vidare till recipienten. Målsättningen är dels att avlägsna de biologiskt aktiva och skadliga mikroföroreningarna, dels vill vi förstå om de genererade TPs kan brytas ned i en biologisk efterbehandling (poleringssteget). Alternativt är det viktigt att undersöka att de bildade TPs inte är mer skadliga för miljön än de mikroföroreningar som brutits ner i ozoneringssteget. Totalt sett ska den biologiska aktiviteten helt enkelt ha minskat. Detta område är i stor utsträckning okänt och behöver studeras vidare.

Relativt nyligen har forskningsrön kommit gällande bildning av kväveoxider (genom att ozon reagerar med tertiära aminer), som kan vara problematiska med avseende på toxicitet vid ozonbehandling (Krasner, o.a., 2018). Tramadol, citalopram och venlafaxin är exempel på läkemedel som kan bilda N-oxider vid ozonering (Gulde, o.a., 2021). N-oxider bryts heller inte ner i ett biologiskt efterbehandlingssteg.

På sikt måste de bildade biprodukterna och transformationsprodukterna förstås och kontrolleras med metoder som kan prediktera hur väl ozoneringsprocessen fungerar med avseende på att förbättra kvalitén på det behandlade avloppsvattnet, och då framför allt att det blivit mindre skadligt för de organismer som lever i recipienten nedströms reningsverket (von Gunten, 2018). Till vår hjälp behöver vi nya testmetoder som komplement till de klassiska kemiska analyserna av enskilda målsubstanser och TPs. Sedan några år tillämpar Schweiz kända toxicitetstester för bedömning av ozons lämplighet för ett specifikt vatten (exempelvis Ames test, YES-test, algtest, test på fiskägg och daphinatester) (Schindler Wildhaber, o.a., 2015), men över tid kommer sannolikt flera olika tester att inkluderas i form av "effect-directed analysis" som ständigt utvecklas.

2.2.6 Efterbehandling till ozonsteget: sandfilter, aktivt kol eller MBBR

Ozon är en teknik som på grund av att biprodukter bildas (se ovan) bör efterföljas av ett biosteg (poleringssteg). Både sandfilter och aktivt kol finns beskrivet som lämpliga steg för efterpolering (von Sonntag & von Gunten, 2012) och i Sverige finns det också exempel på efterbehandling med MBBR (Edefell, o.a., 2021). Det senare är dock inte lika välstuderat i litteraturen och bättre underlag skulle behövas för en bättre bedömning avseende vilka biprodukter och effekter som kan erhållas vid användande av detta poleringssteg.

Den dominerande reaktionen i efterpoleringen är den mellan det naturligt lösta kolet (även förkortat DOM, dissolved organic matter) och ozon. Eftersom DOM förekommer i betydligt högre koncentrationer än målmolekylerna (mikroföroreningarna konsumerar DOM merparten av det ozon som doseras ner i vattnet. Reaktionerna som sker mellan ozon och DOM- ger upphov till organiska biprodukter som är syrerika och (oftast) biologiskt nedbrytbara: t.ex. bildas ketoner, aldehyder och karboxylsyror. Koncentrationerna av dessa organiska biprodukter är oftast över fyra gånger högre än koncentrationen av de

TPs som bildas från reaktionen mellan ozon och mikroföroreningarna. Därmed är det sannolikt de bildade biprodukterna som bidrar mest till toxiciteten efter ett ozoneringssteg jämfört med de bildade TP:s (von Gunten, 2018). Dock, avtar toxiciteten av avloppsvattnet efter den biologiska efterbehandlingen (efterpoleringen). I en nyligen publicerad studie demonstrerades denna effekt med hjälp av ett efterföljande sandfilter. (Bourgin, o.a., 2018).

Gällande erhållna effekter i efterbehandlingen mellan sandfilter, MBBR och GAK bör det nämnas att sandfilter och MBBR avskiljer ämnen genom biologisk nedbrytning, medan GAK avlägsnar ämnen genom en kombination av adsorption och biologisk nedbrytning. Sandfiltrering är den efterbehandling som bäst reducerar DOC, AOC och SS relativt de andra poleringsstegen (Bourgin, o.a., 2018).. Aktivt kol, däremot, bidrar till ytterligare reducering av mikroföroreningar på grund av adsorption. En stabil reduktion från 20 till 89% har rapporterats för 12 indikatorsubstanser (som fastlagts i Schweiz) efter 27 000 bäddvolym (Bourgin, o.a., 2018). I samma studie visade det sig att reduktionen fortsatt var betydande efter 50 000 bäddvolym och bättre jämfört med ett ensamt GAK-filter (Bourgin, o.a., 2018). En förklaring till detta kan vara att när oxidation och adsorption kombineras, blir den *totala* reduktionen av mikroföroreningar större jämfört när bara adsorption råder (ensamt GAK-filter). När det gäller NDMA, har studier visat att NDMA reduceras från "bra" till "mycket bra" i olika typer av efterbehandlingar där GAK når en hög reduktion med ca. 83%. Mer kunskap om omfattningen och koncentrationerna av NDMA-bildning som kan utgöra en risk behövs dock.

Gällande TP:s, visade Bourgin och andra (Bourgin, o.a., 2018) att halten av bildade N-oxider minskade i omfattning när ozondosen ökade. Däremot bröts inte de bildade N-oxiderna ned i varken sandfilter, MBBR eller GAK när det följde ozoneringssteget (Bourgin, o.a., 2018). Samma observation gjordes i en studie genomförd i Landskrona (Edefell, o.a., 2021).

Angående hur långlivade och stabila TP:s är över ett biologiskt efterbehandlingssteg studerades detta nyligen för ozonerat vatten följt av (i) sandfilter, (ii) GAK-filter och (iii) PAK som doserades på ett sandfilter (Gulde, o.a., 2021). I denna studie visades tydligt att ett GAK-filter som efterföljer ozonering, var det poleringssteg som bäst reducerade de bildade TP:s jämfört med ett sandfilter. Dock observerades att effektiviteten minskade med ett ökat antal bäddvolym: t.ex. erhöles en reduktion av TP:s med 53% vid 16 000 BV, medan endast en 40%-ig reduktion påvisades vid 40 000 BV. För sandfiltret var reduktionen låg (<10%). PAK som doserades på ett sandfilter uppvisade dock den högsta reduktionen (85%).

2.2.7 Kapacitet och styrande faktorer

Ett vatten med höga halter DOM (mätt som DOC, mg C/l) bidrar också till att ozon konsumeras i högre utsträckning och för verksamhetsutövaren behöver ozondosen ökas för att nå önskat resultat avseende reduktionen av mikroföroreningarna (Önnby, Salhi, McKay, Rosario-Ortiz, & von Gunten, 2018). Av samma anledning brukar ozondosen justeras efter g O₃/g DOC. Även nitrit, krom och järn kan öka ozondosen, något som diskuterades i avsnitt 2.2.1

2.2.8 Förväntad kapacitet från ozon

Ozon klarar att reducera en stor del av de förekommande mikroföroreningar till drygt 90%. Graden av reduktion bestäms av molekylstrukturen och av ozondosen. Generellt delas mikroföroreningar in i tre grupper, där grupp 1 kan

elimineras enkelt (> 90%) vid en dos på 0,4 g O₃/g DOC, grupp 2 reduceras i samma grad förutsatt att dosen ökar till 1,0 g O₃/g DOC medan grupp 3 innehåller ämnen som är mer svåroxiderbara, och endast når ca 50% reduktion vid en dos om 1,0 g O₃/g DOC (von Sonntag & von Gunten, 2012). I denna rapport har denna klassificering utnyttjats när det gäller att prediktera hur väl ozon kan reducera olika mikroföroreningar. Mer om detta finns att läsa i avsnitt 5.

3 Förutsättningar

3.1 Reningsprocess vid Alvesta ARV

Vid Alvesta ARV behandlas avloppsvatten från Alvesta samhälle samt från Lekaryd, Hjortsberga, Blädinge, Benestad och Sjöatorp. Anläggningen belastades enligt miljörapport för år 2021 av avloppsvatten från hushåll och industrier motsvarande drygt 7 000 pe.

Reningsprocessen inleds med mekanisk rening i silar, sandfång och försedimenteringsbassänger. Därefter följer biologisk rening i en biobädd med plastmaterial. Kemisk rening sker sedan genom tillsats av fällningskemikalie (polyaluminiumklorid) med flockning och avskiljning i två eftersedimenteringsbassänger. Slutligen sker polering i fyra sandfilter. Utgående renat vatten släpps i Hjortsbergaån som mynnar i sjön Salen.

Slammet som uppstår i processen rötas och avvattnas.

Den nuvarande biobädden är i dåligt skick och ska ersättas av en ny. Den nya biobädden förbereds för ett kompletterande steg med kväverening.

Utsläppskraven för reningsverket samt reningsresultat år 2020 och 2021 ses i Tabell 2. Kraven uppfylls både med avseende på BOD, fosfor och kväve.

Tabell 2 Utsläppskrav enligt gällande tillstånd samt reningsresultat (årsmedelvärden enligt miljörapport) vid Alvesta ARV år 2020 och 2021

Parameter	Enhet	Tillstånd ¹	År 2020	År 2021
BOD ₇	mg/l	<10	3,4	3,2
P _{tot}	mg/l	<0,3	0,109	0,117
NH ₄ -N	mg/l	-	1,5	2,6
N _{tot}	mg/l	-	20	16,7
Nitrifikationsgrad	-	≥60 %	89 %	86 %

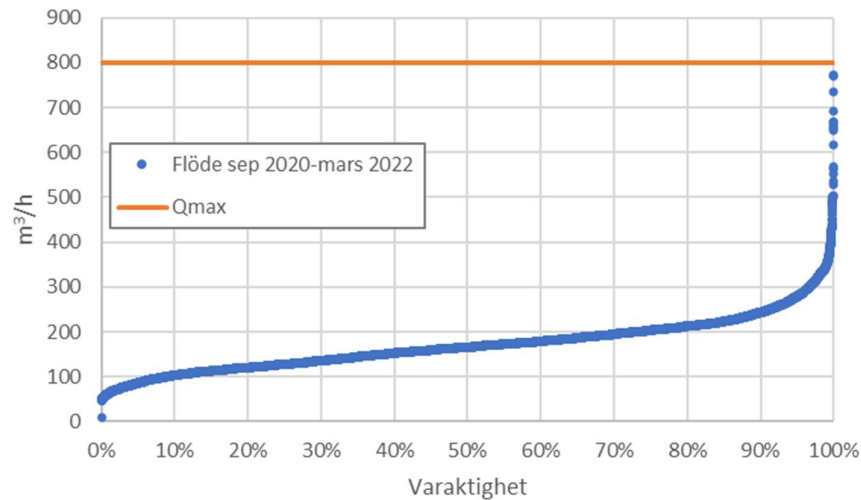
¹Årsmedelvärden (gränsvärden)

3.2 Dimensionerande avloppsvattenflöde

Den nya biobädden i Alvesta ARV har dimensionerats för ett maximalt avloppsvattenflöde på 800 m³/h (Q_{max}). Det avancerade reningssteget dimensioneras därmed också för Q_{max}. För driftkostnads kalkyler används medelflödet mellan år 2017-2021 enligt miljörapporter (Q_{medel}).

Q _{max}	800 m ³ /h
Q _{medel}	3 901 m ³ /d

I Figur 3 ses avloppsvattenflödet (timflöden) till Alvesta ARV i ett histogram. Enligt histogrammet kommer man med dagens flöden att kunna rena allt inkommande vatten i det avancerade reningssteget 100 % av tiden. Redovisade flöden är dock från en begränsad tidsperiod (september 2020 till mars 2022), vilket är den tid som timflöden har loggats i reningsverket. Skulle en längre tidsperiod studerats kan histogrammet se annorlunda ut. I Schweiz har behandling av cirka 90 % av årsflödet bedömts vara tillräckligt.



Figur 3 Histogram över avloppsvattenflödet till Alvesta ARV (2020-2022).

3.3 Karaktärisering av vatten

3.3.1 Analys av mikroföroreningar

Inom ramen för detta projekt har tre provtagningar genomförts på utgående vatten från avloppsreningsverket avseende mikroföroreningar. Ytterligare en provtagning har utförts nedströms avloppsreningsverket. Provtagningen som redovisas här genomfördes under september 2021 till och med december 2021.

Samtliga analyser har utförts av MoLab och inkluderar 39 substanser. De analyserade substanserna utgörs av läkemedel och hormoner, samt PFOS och PFOA.

I Tabell 3 redovisas resultaten från analyserna i form av medelvärde, standardavvikelse samt antal mätningar med resultat under rapporteringsgränsen, som för denna rapport är likställd med kvantifieringsgränsen, LOQ. Antal mätningar under rapporteringsgränsen är i Tabell 3 jämförd med antalet totala mätningar (n). Resultaten från analyserna rapporteras på ett av tre sätt: (i) en uppmätt halt i ng/L, (ii) under rapporteringsgräns, som betyder att halten inte har kunnat kvantifierats, (iii) n.d. (not detected) som innebär att den specifika substansen inte givit någon signal alls och därför kan antas vara 0 ng/L.

Vid beräkning av medelhalt har alla mätningar som rapporterats som n.d satts till 0 ng/L. Mätningar som rapporterats under rapporteringsgränsen har endast inkluderats i medelvärdet om de representerar 50% eller fler av mätningarna för den specifika substansen i den aktuella provtagningspunkten. Detta blev dock inte aktuellt för någon av substanserna vid Alvesta ARV. Däremot var samtliga tre analyser av zolpidem under rapporteringsgränsen och medelvärdet har därför redovisats som <. Provtagningspunkten nedströms avloppsreningsverket inkluderar endast en provtagning. Fyra av dessa har inte kunnat kvantifierats och redovisas därför som <.

För Alvesta ARV och för de ämnen som återfinns i utgående vatten, speglar halterna och omfattningen av de påträffade mikroföroreningarna de ämnen som vanligen återfinns på svenska reningsverk enligt en studie som sammanställt analysresultat från ett antal ARV i Sverige (Berlin Centre of Competence for Water, 2021).

Azitromycin, erytromycin och sulfametoxazol är de tre ämnen som skiljer sig åt något från de påträffade halterna i studien, alla dessa har en medelhalt som är mycket lägre vid Lucerna ARV. Resterande ämnen som överlappar från den studien till denna ligger inom samma storleksordning. Vid andra ARV har Azitromycin uppmätts till ca 1 µg/L att jämföra med Alvestas medelhalt på 0,015 µg/L. Erytromycin har vid Alvesta ARV kunnat konstateras vara 0,00 µg/L, vilket kan jämföras med de tidigare studierna som utförts och ligger inom spannet 0,06-0,09 µg/L. Medelhalten för sulfametoxazol är 0,02 µg/L vid Alvesta ARV och runt 0,2 µg/L vid de ARV som berörs i den tidigare studien. Även ibuprofen ligger för Alvesta ARV något under spannet av vad som vanligtvis påträffas i Svenska ARV (Berlin Centre of Competence for Water, 2021).

En studie från Högskolan Kristianstad har bland annat undersökt utgående koncentrationer av 21 olika läkemedel från åtta skånska avloppsreningsverk (Svahn & Björklund, 2017). Av dessa 21 läkemedel är det endast två som har uppmätts i högre halter vid Alvesta ARV än de spannsom påträffades vid de skånska avloppsreningsverken, nämligen tramadol och ciprofloxacin. Skillnaden för tramadol ligger dock inom samma storleksordning. Ciprofloxacin har inte påträffats vid något av avloppsreningsverken i Skåne, medan utgående medelhalt vid Alvesta ARV är ca 9,3 ng/L (Svahn & Björklund, 2017).

Hormonerna 17α-etinylöstradiol och 17β-östradiol detekteras inte i vare sig utgående vatten eller recipientprovtagningarna. Samma resultat har erhållits vid andra ARV där utredningar liknande denna har utförts.

Tabell 3. Analysresultat från provtagningarna av mikroföroreningar vid Alvesta ARV i form av medelhalt (± standardavvikelse), i noggrannhet om en decimal, och antal mätningar (under rapporteringsgräns och totalt). Provtagningspunkterna var utgående från avloppsreningsverket och nedströms Alvesta ARV.

	Utgående avlopp Alvesta ARV		Nedströms Alvesta ARV	
	Medel (ng/L)	n ^a <LOQ ^b / n total	2021-09-05 (ng/L)	n <LOQ / n total
17α-etinylöstradiol	0,0 ± 0,0	0/3	0,0	0/1
17β-östradiol	0,0 ± 0,0	0/3	0,0	0/1
Acetamidrid	0,7 ± 0,1	1/3	0,1	0/1
Amisulprid	4,1 ± 0,2	0/3	2,3	0/1
Atenolol	242,0 ± 79,1	0/3	29,3	0/1
Azitromycin	15,2 ± 2,1	0/3	18,0	0/1
Bensotriazol	228,2 ± 23	0/3	100,5	0/1
Bisfenol A	25,7 ± 2,7	0/3	<10	1/1
Ciprofloxacin	9,3 ± 0,0	0/3	0,0	0/1
Citalopram	93,5 ± 2,6	0/3	21,3	0/1
Diklofenak	245,8 ± 46,0	0/3	83,2	0/1
Erytromycin	0,0 ± 0,0	0/3	0,0	0/1
Flukonazol	31,4 ± 9,6	0/3	3,4	0/1

	Utgående avlopp Alvesta ARV		Nedströms Alvesta ARV	
	Medel (ng/L)	n ^a <LOQ ^b / n total	2021-09-05 (ng/L)	n <LOQ / n total
Furosemid	616,6 ± 61	0/3	235,8	0/1
Hydroklortiazid	52,1 ± 1,5	0/3	14,1	0/1
Ibuprofen	178 ± 131,7	0/3	235,8	0/1
Imidaklopid	2,2 ± 0,3	0/3	0,7	0/1
Irbesartan	42,9 ± 4,9	0/3	14,8	0/1
Karbamazepin	112,6 ± 8,2	0/3	44,6	0/1
Ketokonazol	1,2 ± 0,5	0/3	1,6	0/1
Klaritromycin	56,8 ± 29,4	0/3	8,3	0/1
Losartan	338,4 ± 4,3	0/3	179,1	0/1
Metoprolol	612,3 ± 14,5	0/3	161,2	0/1
Metotrexat	0,0 ± 0,0	0/3	0,0	0/1
Naproxen	617,4 ± 207,8	0/3	87,3	0/1
Oxazepam	135,1 ± 11,7	0/3	42,8	0/1
Paracetamol	401,0 ± 373,4	0/3	6,2	0/1
PFOA	5,9 ± 1,5	0/3	<3	1/1
PFOS	15,1 ± 9,4	0/3	<3	1/1
Propranolol	26,5 ± 1,1	0/3	7,2	0/1
Sertralin	28,8 ± 5,6	0/3	26,3	0/1
Sulfametoxazol	19,2 ± 1,6	0/3	12,2	0/1
Tiaklopid	1,5 ± 0,1	0/3	0,0	0/1
Tiametoxam	0,1 ± 0,1	0/3	1,0	0/1
Tramadol	238,2 ± 48	0/3	95,7	0/1
Trimetoprim	31,1 ± 5,4	0/3	5,2	0/1
Venlafaxin	214,9 ± 7,8	0/3	65,8	0/1
Zolpidem	<1,0	3/3	<1	1/1
Östron	10,7 ± 7,8	0/3	7,0	0/1

^an, antal mätningar

^bLOQ – limit of quantification, för denna rapport likställt med rapporteringsgräns

3.3.2 Vattenmatrisen spelar roll för reningstekniken

Utöver mängder och typer av mikroföroreningar är det också det plats specifika vattnet i vilket mikroföroreningarna befinner sig i. Vattenmatrisen omfattar joner, löst organiskt kol mm., för att nämna några exempel.

När det gäller reningstekniker som är aktuella för en avancerad rening och mikroföroreningar, är det olika parametrar som påverkar reningsteknikens prestation. Eftersom det är känt att vissa reningstekniker kan interagera med vattenmatrisen och därmed ge upphov till reaktioner som både stör och/eller påverkar reningsteknikens effektivitet, och som kan ge oönskade biprodukter, är det av vikt att undersöka vattenmatrisen genom analys och ta med det

resultatet för bedömningen av lämplig reningsteknik för det specifika reningsverket.

Vattenmatrisen för avloppsvatten är komplex men innehåller i stora drag flertalet joner, partiklar och även naturligt löst organiskt kol, alla parametrar som kan påverka reningen av mål molekylerna. Exempel på påverkande parametrar för ozon och/eller aktivt kol kan vara DOM (dissolved organic matter) som mäts genom parametern DOC (dissolved organic carbon, mg C/l), TOC (total organic carbon, mg C/l), suspenderade ämnen (SS), metaller såsom järn och mangan. Andra exempel är bromid och nitrit som påverkar ozon genom bildning av toxisk bromat respektive nitrat. Bildningen av nitrat sker t.ex. på bekostnad av en högre ozonkonsumtion. Utöver rekommenderade gränsdragningar för bromid (och ev. krom), saknas det generella gränser och rekommendationer för när en teknik är mer lämplig än en annan. Det kan dock sägas vilka konsekvenserna blir för när ett visst vatten behandlas med en särskild teknik, vilket är något som Sweco väljer att adressera för denna utredning och som ett led i teknikbedömningen.

3.3.3 Analys av vattenmatris vid Alvesta ARV

Vattenmatrisen har inom detta projekt studerats med hänsyn till de kemiska parametrar som kan påverka dels ozonteknik, dels filtrering genom aktivt kol (GAK). Provtagning av vattenmatrisen har utförts på dygnsprover vid tre tillfällen från oktober till december 2021. Eftersom provplats för provtagning av vattenmatrisen ska ta hänsyn till potentiell placering av det framtida reningssteget för avancerad rening, har prover tagits på utgående vatten.

Tabell 4 visar medelvärden för tre provtagningar som genomförts på utgående vatten på Alvesta ARV för kemiska parametrar som kan ha inverkan på ozon och/eller GAK-filtrering.

GAK

Halten av SS är hög för ett reningsverk, särskilt med tanke på att slutsteget är ett sandfilter, och uppmättes i medelhalt att vara 27 mg/l. De tre provtagningarna indikerar också att variationen på SS var stor: avvikelserna var 15. Sett utifrån en implementering av GAK-filtrering är det önskvärt med en SS-halt som är lägre än 10 mg/l. Högre halter än så innebär att filtret måste backspolas frekvent och att filtret riskerar att mättas i förtid. Därför rekommenderas någon typ av förfilter vid halter högre än 10 mg SS/l.

Som en förklaring till de varierande och höga SS-halterna kan nämnas att en eftersedimentering varit ur drift under hösten, vilket troligtvis har påverkat provtagningen. Utgående fosforhalter från reningsverket är i regel låga (årsmedel 0,1 mg P-tot/l år 2020 och 2021) vilket tyder på att höga utgående SS-halter inte är ett kontinuerligt problem. Detta bör dock följas upp mer noggrant innan eventuell implementering av avancerad rening.

DOC och TOC som visas i Tabell 4 är inom ett normalt intervall för avloppsvatten och bedöms inte påverka GAK-filtrering mer än vad som är normalt, vilket är positivt vid en eventuell implementering av denna teknik.

Tabell 4. Medelvärden, standardavvikelse och antal mätvärden under rapporteringsgräns av totalt genomförda mätningar för kemiska parametrar av vattenmatrisen på utgående vatten från reningsverket. Provtagningen ägde rum mellan oktober 2021 och december 2021, n= 3.

Analys	Enhet	Medelhalt	Standardavvikelse	n ^a < LOQ ^b / n total
Suspenderade ämnen	mg/l	27	15	0/3
TOC	mg/l	9,2	2,2	0/3
DOC	mg/l	7,9	1,7	0/3
Ammoniumkväve (NH ₄ -N)	mg/l	2,5	0,8	0/3
Nitrit (NO ₂ ⁻)	mg/l	0,2	0,085	0/2
Nitrit-kväve (NO ₂ -N)	mg/l	0,1	0,03	0/3
Järn Fe (filtrerat)	mg/l	0,038	0,014	0/3
Krom Cr (filtrerat)	µg/l	0,10	0,0000	0/3
Krom 6 ⁺	µg/l	<0,10	-	3/3
Krom 3 ⁺	µg/l	<0,10 ^c	-	-
Bromid Br ⁻	mg/l	0,082	0,020	0/3
Dimetylamin	mg/l	<5	-	0/3

^a n, antal mätningar

^b LOQ – här likställt med rapporteringsgräns

^c Beräknas genom att Cr_{tot} = Cr⁶⁺ + Cr³⁺ men då halterna låg under rapporteringsgräns är <0,10 ansatt efter analysen av Cr_{tot}

I övrigt kan även järn påverka filtrering genom GAK, genom att de det sker en oxidutfällning på filterytan. De uppmätta halterna på Alvesta ARV är låga (medelhalt ca 0,04 mg/l), och de ligger även inom samma intervall som övriga ARVs som Sweco har följt under dessa projekt. Risken för oxidutfällning på aktivt kol till följd av höga järnhalter anses därmed vara mycket liten.

Ozon

Avseende ett processteg med ozon, finns det ett flertal parametrar som kan påverka, framför allt genom att konsumera ozon, till nackdel för reduktionen av mikroföroreningarna. De uppmätta höga halterna av SS kan vara ett bekymmer för en ozonimplementering eftersom de ökar nedbrytningen av ozon i kontakttanken. Liksom för GAK-filter behöver SS-halterna därför följas upp mer noggrant innan en eventuell projektering och implementering av ett ozoneringssteg.

De uppmätta halterna av nitrit på 0,1 mg NO₂-N/l på Alvesta ARV innebär att ozon behöver doseras med en ytterligare dos av 0,35 mg O₃/l sett utifrån att nitrit konsumerar ozon genom bildandet av nitrat (ca 3,43 mg O₃ konsumeras per mg NO₂-N).

Som tidigare nämnts är den uppmätta halten av järn låg, och påverkar inte ozonkonsumtionen nämnvärt. Halten av krom, eller närmare bestämt krom(III) reagerar med ozon och bildar krom(VI), som både är allergent och toxiskt, varför krom varit av vikt att undersöka. Resultaten visar dock att krom knappt återfinns i utloppet och någon vidare undersökning av krom och krom(III) bedöms inte vara nödvändig. Krom påverkar med andra ord inte ett eventuellt ozonsteg på Alvesta ARV. Den senaste gängse bedömningen avseende krom, och framförallt halten av krom(III), är att denna metall sällan påträffas i höga koncentrationer på ARV runt om i Europa. Sweco ser samma trend för de analyser som genomförts på ARVs mellan åren 2020-2022. Det behövs ingen

uppföljning av kromhalter på Alvesta ARV mot bakgrund av analysresultatet från denna provtagning.

De uppmätta halterna av bromid visar på en medelhalt av 0,08 mg/l där variationen mellan provtagningarna varit liten (avvikelsen var 0,02 mg/l, Tabell 4). Analysresultaten indikerar att bromid inte utgör ett hinder för en eventuell ozonimplementering och sett till andra reningsverk som undersökts av Sweco under 2020 - 2022 är de aktuella halterna låga. Bromidhalter under 0,10 mg/l anses vidare inte utgöra ett hinder för en ozonimplementering (Wunderlin & Grelot, 2021). En del av förklaringen till de låga bromidhalterna kan vara att Alvesta ARV ligger i inlandet och utsätts inte på samma sätt för havsvatteninträngning som annars är en förklaring till höga bromidhalter i avloppsvatten på ARV nära kustområden (Falås, o.a., 2022).

Ammoniumkväve är analyserat för att se om denna halt kan verka hämmande vid situationer när bromidhalterna är för höga. Ammoniumkväve har nämligen visat sig verka hämmande för reaktionen när bromid bildar bromat (Pinkernell & Gunten, 2001). Eftersom bromid inte påträffats vid höga koncentrationer är det heller inte av vikt att kommentera ammoniumkväve vidare.

Eftersom det inte går att mäta halterna av det giftiga ämnet NDMA på svenska laboratorium (pga. sin toxicitet), har i stället halten dimetylamin i avloppsvattnet undersökts. Detta beror på att halten dimetylamin kan vara en viktig prekursor³ till bildningen av NDMA (Padhye, o.a., 2011). Det återfanns dock inga detekterbara halter av dimetylamin över rapporteringsgränsen i utgående vatten och denna substans bedöms därför inte utgöra någon risk för att NDMA bildas i avloppsvattnet vid ozonering.

Sammanfattningsvis kan konstateras att vattenmatrisen inte utgör något hinder för varken ozon eller GAK som reningsteknik vid Alvesta ARV. Höga susphalter har dock uppmätts vilket kan påverka funktionen både för ozon och GAK. En uppföljning av susphalterna rekommenderas därför innan en eventuell projektering.

³ Utgångsämne, dvs ett kemiskt ämne som deltar i en kemisk reaktion där en annan förening produceras.

4 Miljöriskbedömning avseende recipientpåverkan vid Alvesta ARV

4.1 Metod

En miljöriskbedömning utfördes för att bedöma om några av de analyserade mikroföroreningarna i utgående avloppsvatten från Alvesta ARV kan påverka organismerna i recipienten Hjortsbergaån. Hjortsbergaån mynnar efter knappt 200 meter i sjön Salen, där utspädningen ökar väsentligt. Figur 4 visar utsläppspunkt från ARV, recipienten Hjortsbergaån och mynningen till Norra Salen.



Figur 4. Utsläppspunkt (●) från Alvesta ARV till Hjortsbergaån som mynnar i sjön Norra Salen.

Miljöriskbedömningen utfördes 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) (Kemikalieinspektionen, 2020). Om kvoten PEC/PNEC är större än 1 i recipienten föreligger en risk att organismerna kan skadas av mikroföroreningarna. Den kategorin betecknas hög risk. Mikroföroreningar med en kvot $0,1 < \text{PEC/PNEC} \leq 1$ har också noterats i denna studie för att fånga upp eventuella risker för substanser med en kvot relativt nära 1. Denna kategori betecknas som måttlig risk. Mikroföroreningar med riskkvoter $\leq 0,1$ betraktas i denna studie som låg risk för miljön.

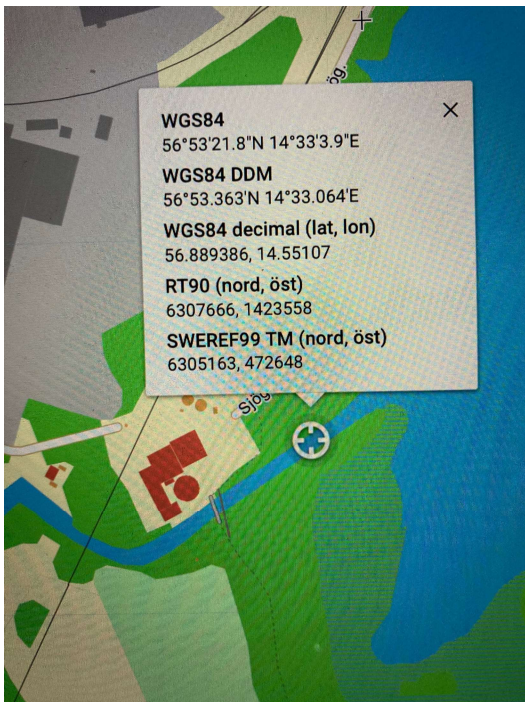
PEC baseras på analys av utgående vatten från Alvestas ARV till Hjortsbergaån. Spädningsfaktorn 37 har använts för att beräkna PEC i närheten av utsläppspunkten utanför ARV i Hjortsbergaån. Spädningsfaktorn är baserad på:

- Medelvärde på årsflöden i ån 2004-2020 = 1,69 m³/s
- Medelvärde utflöde ARV 2021 = 3938 m³/dygn = 0,046 m³/s

Spädningsfaktorn blir därmed $1,69/0,046 = 37$

Beräkning av PEC i Hjortsbergaån betraktas i denna studie som ett medelscenario, men det ska understrykas att ån efter knappt 200 meter mynnar i sjön Norra Salen där utspädningen är betydligt högre.

I denna studie ingick endast provtagning av utgående avloppsvatten, men ingen recipientprovtagning. Däremot gjordes en recipientprovtagning utanför uppdraget som tagits med i denna rapport (Figur 5). Provet togs den 5 september 2021. Denna dag var flödet ut från ARV 2 745 m³ (uppgift från Anneli Isaksson, Alvesta) vilket motsvarar 0,032 m³/s. Flödet i ån var vid tidpunkten 0,327 m³/s (total flödeskorrigerad vattenföring enligt SMHI).



Figur 5. Recipientprovtagningsplatsen i Hjortsbergaån markerad med cirkel.

Spädningsfaktorn för recipientprovet blir därmed $0,327/0,032 = 10,2 \approx 10$. Normalt sett redovisas inte spädningsfaktorn vid recipientprovtagning, men i detta fall behövs den informationen för diskussionen om skillnader mellan resultat vid provtagningarna, vilket presenteras i avsnitt 4.2.

PNEC-värden baseras på information från rapporter, vetenskapliga artiklar, bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (Havs- och vattenmyndigheten 2019) eller Environmental Quality Standards (EQS) (Oekotoxentrum, 2015) och förutsätts vara rätt beräknade (se "Appendix 1 PEC/PNEC-beräkningar för

studerade mikroföroreningar” för fullständig information). Bedömningsgrunderna anger värdena för god status och målet är att dessa inte ska överskridas då det riskerar att försämra vattenkvaliteten i området. I de fall det finns en bedömningsgrund för mikroföroreningen har värdet betraktats som ett PNEC.

Säkerhetsfaktorer (SF) har angivits i de fall de är kända. Ju färre ekotoxikologiska data PNEC-värdet baseras på, desto högre SF används vilket medför ett osäkrare PNEC. På samma sätt medför resultat från studier avseende akuttoxiska effekter högre SF jämfört med studier på långtidseffekter.

Följande prioritetsordning har använts i de fall det funnits flera källor för PNEC:

1. Svenska bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen (SFÄ) och kemisk ytvattenstatus
2. Det lägsta värdet av tyskt och schweiziskt EQS (Environmental Quality Standard) i de fall båda värdena finns, alternativt det värde som finns av dessa två. Årtal kan också spela roll för prioriteringen.
3. Ågerstrand 2019
4. Övriga referenser.

För antibiotika har Tell o.a. (2019) använts, utom för ciprofloxacin som har en bedömningsgrund för SFÄ. Denna källa hämtar i många fall data från Bengtsson-Palme & Larsson (2016), men är i vissa fall är striktare, d.v.s. PNEC är lägre, vilket motiverar användningen.

För vissa mikroföroreningar kan det alltså finnas ett lägre (eller högre) PNEC-värde som inte används i bedömningen eftersom det befinner sig längre ner i prioriteringsordningen. För några ämnen som detekterats saknas PNEC (t.ex. acetamidrid och amisulprid), vilket gör att det inte går att beräkna PEC/PNEC och därmed säkerställa om de utgör en risk eller inte.

4.2 Resultat och diskussion

Alla beräkningar av miljörisken (PEC/PNEC) för medelscenariot för utgående vatten från ARV och recipientprovtagningen i Hjortsbergaån, baserade på de analyserade mikroföroreningarna i utgående avloppsvatten respektive halterna i ån, redovisas i Appendix 1.

I Tabell 5 redovisas de mikroföroreningar där PEC/PNEC-kvoterna tyder på att det finns en risk för organismerna som lever i Hjortsbergaån (rött – hög risk), alternativt att ämnena kan närma sig en halt som kan komma att utgöra en risk (orange – måttlig risk) vid någon eller båda provpunkterna. För tydlighetens skull har även ämnena angivna som <-värden presenterats för ämnena med måttlig och hög risk. För denna rapport är mindre än-värden inkluderade, vilket betyder att koncentrationen av ämnet ligger under rapporteringsgränsen, men det går inte att säga att koncentrationen är noll. Det betyder att det mest korrekta är att ange PEC/PNEC som ett <-värde, (se avsnitt 3.3.1 för mer information om analysvärdena). Med största sannolikhet ligger dessa PEC/PNEC-värden betydligt lägre än de angivna rapporteringsgränserna. Sweco har valt att endast diskutera de ämnen som återfanns vid halter över rapporteringsgränsen och hamnade i kategorierna måttlig och/eller hög risk vid någon eller båda provtagningpunkterna.

Tabell 5. PEC/PNEC-beräkningar för mikroföroreningar i Hjortsbergaån vid ett medelflödescenari (baserat på analyser i utgående avloppsvatten och 37x utspädning) och en provtagning i ån.
PEC/PNEC ≤ 0,1 (låg risk); **0,1 < PEC/PNEC ≤ 1** (måttlig risk); **PEC/PNEC > 1** (hög risk).

	Användning	Beräknad riskkvot – PEC/PNEC i recipient (baserat på analys utgående avloppsvatten, utspädning x37)	Riskkvot - PEC/PNEC i recipient (baserat på uppmätta halter i ån)
Läkemedel			
Azitromycin	Antibiotikum	0,02	0,95
Citalopram (1) ^a	Antidepressivt	33,70	283,33
Citalopram (2) ^b	Antidepressivt	0,13	1,06
Diklofenak	Antiinflammatoriskt	0,07	0,83
Furosemid	Urindrivande	0,11	1,51
Ibuprofen	Antiinflammatoriskt	0,44	21,44
Oxazepam	Lugnande	0,37	4,28
Sertralin	Antidepressivt	0,08	2,80
Venlafaxin	Antidepressivt	0,06	0,72
Hormoner			
Östron	Könshormon	0,08	1,94
Andra mikroföroreningar			
Imidakloprid	Insekticid (neonikotinoid)	0,01	0,14
PFOA ^c	Högfluorerat ämne	0,05	1,00
PFOS	Högfluorerat ämne	0,63	<4,6

^a Miljöriskkvoter baserade på PNEC = 0,075 ng/L (säkerhetsfaktor = 2000)

^b Miljöriskkvoter baserade på PNEC = 20 ng/L (säkerhetsfaktor = 50)

^c Se Appendix 1 för mer information om PNEC för PFOA.

PEC/PNEC-beräkningarna visar att riskkvoten för ett ämne – citalopram (1) hamnar över 1 (hög risk) vid utsläppspunkten i Hjortsbergaån i medelflödesscenariot. Riskkvoten tyder på att det kan finnas en risk att organismerna i ån kan skadas av citalopram, men det ska samtidigt poängteras att PNEC-värdet för citalopram (1) baseras på ett osäkert PNEC-värde med hög säkerhetsfaktor, vilket gör att det finns en risk för överskattning av PEC/PNEC-kvoten (se nedan för mer information). I övrigt är det inga av de analyserade ämnena som utgör en hög risk baserat på medelscenariot.

Citalopram (2), furosemid, ibuprofen, oxazepam och PFOS hamnar i kategorin måttlig risk vid utsläppspunkten i medelflödesscenariot.

Recipientprovtagningen (ett provtagningstillfälle) visade genomgående högre halter av mikroföroreningar jämfört med provtagningen vid utsläppspunkten (medelscenariot). Riskkvoterna visade att citalopram (1 och 2), furosemid, ibuprofen, oxazepam, sertralin och östron hamnade i kategorin hög risk, d.v.s. de kan utgöra en risk för organismerna som lever i ån (se nedan för mer information om citalopram och oxazepam), medan azitromycin, diklofenak, venlafaxin, och imidakloprid och PFOA uppvisade måttlig risk för vattenlevande organismer.

En delförklaring till de högre halterna vid recipientprovtagningen jämfört med utgående vatten från ARV kan vara de skillnader i utspädning som noterades

mellan dessa tillfällen. Spädningsfaktorn för recipientprovtagningen 5 september 2021 var 10 jämfört med spädningsfaktorn 37 (medelvärde) för provtagningarna på utgående vatten från ARV som gjordes vid tre tillfällen senare under hösten 2021. Det betyder att utspädningen var ca 3,5 gånger lägre när provet togs i recipienten jämfört med provtagningen i utgående vatten från ARV. Det ska också poängteras att utspädning av det renade avloppsvattnet från Alvesta ARV efter de spädnings Sweco räknat på i Hjortsbergaån ökar betydligt så snart vattnet hamnar i Norra Salen (vilket sker knappt 200 meter från utsläppspunkten) vilket medför minskade PEC/PNEC-kvoter för mikroföroreningarna. Dock visar dessa data att vissa av de analyserade mikroföroreningarna kan utgöra en risk för recipienten och frågetecken kvarstår kring de högre recipienthalterna jämfört med medelscenariot. Det är inte känt om det skulle kunna finnas någon annan källa än ARV till några av mikroföroreningarna.

PFOS detekterades inte vid recipientprovtagningsspunkten, men det är värt att notera att om ett annat analyslaboratorium använts, där rapporteringsgränsen är lägre, är det möjligt att PEC kunnat bestämmas, vilket i sin tur kunnat leda till fastställande av PEC/PNEC-kvot.

För att få ytterligare kunskap om mikroföroreningarna kan det vara lämpligt att göra en uppföljande studie där prover även tas i recipienten. Recipientprovtagningen bör då synkroniseras tidsmässigt med provtagning av utgående avloppsvatten så att föroreningarna kan följas från ARV till recipient och provtagningarna baseras på samma flöden i recipienten.

Två bedömningar baserade på olika PNEC-värden har tagits fram för citalopram. Anledningen är att effektdata för detta läkemedel är osäkra och varierar beroende på källan. Citalopram (1) bygger på PNEC = 0,075 ng/L, d.v.s. ett mycket lågt värde beroende på att säkerhetsfaktorn är mycket hög (2000). Ju färre och mindre relevanta data PNEC baseras på, desto högre blir säkerhetsfaktorn, vilket betyder att det är en stor osäkerhet kring värdet. För citalopram (2) är PNEC = 20 ng/L med en säkerhetsfaktor på 50, vilket beror på att dataunderlaget bedöms som robustare än för citalopram (1). Båda värdena har tagits med eftersom citalopram (1) används i många svenska nyare rapporter t.ex. (Länsstyrelsen, 2021; Ågerstrand, 2019).

Även bedömningen för oxazepam bygger på begränsade data, vilket gör att bedömningen av miljörisken är osäker. Med anledning av de osäkra dataunderlagen för citalopram och oxazepam har Länsstyrelsen i Skåne (Pirzadeh Pardis, pers. komm.) föreslagit Havs- och Vattenmyndigheten att de ska ta fram bedömningsgrunder för dessa läkemedel i enlighet med riktvärden för Särskilt Förorenande Ämnen (SFÅ).

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. Många läkemedel är svårnedbrytbara (se miljöinformation på www.fass.se) och de kan därför finnas kvar i recipienten under en längre tid. Även PFAS-ämnen är generellt sett svårnedbrytbara (Naturvårdsverket., 2016).

PEC/PNEC-kvoten för ibuprofen är betydligt högre vid recipientprovtagningsspunkten jämfört med vid utsläppspunkten för ARV (se möjlig delförklaring ovan). Det är speciellt anmärkningsvärt för denna mikroförorening som är biologiskt nedbrytbar och därmed kan förväntas brytas ned, både i ARV och i recipienten. Nedbrytningen kan dock ta tid eftersom

konsumtionen i samhället är hög av detta läkemedel och den icke nedbrutna andelen ibuprofen kan leda till höga koncentrationer av ämnet i utgående avloppsvatten. Det förklarar dock inte den betydligt högre koncentrationen ibuprofen som noterades i recipienten jämfört med i utgående avloppsvatten. Det ska också påpekas att det PNEC-värde som använts för ibuprofen (i enlighet med prioriteringsordningen för PNEC – se 4.1 Metod) är ett schweiziskt EQS på 11 ng/L medan vissa andra studier (Länsstyrelsen, 2021) har använt ett PNEC-värde på 120 ng/L som baseras på en studie genomförd av Ågerstrand (Ågerstrand, 2019). Skillnaden betyder att PEC/PNEC-kvoten blir ungefär en faktor 10 högre vid användning av det schweiziska värdet jämfört med värdet baserat på Ågerstrand 2019. Detta kan vara en förklaring till eventuella skillnader i utfall av miljörisk för ibuprofen i olika studier. Ett exempel åt det motsatta hållet är östron, där prioriteringsordningen gör att ett PNEC baserat på det schweiziska EQS-värdet 3,7 ng/L använts i föreliggande studie, men där det finns en annan studie baserad på fisk (Metcalf, o.a., 2001) som enligt IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL, Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten, Nr B2218, 2015) innebär att PNEC blir 0,08 ng/L. Det senare värdet skulle ge en betydligt högre PEC/PNEC-kvot än kvoten för östron i Tabell 5, som redan anger hög risk.

Vad gäller risken att ämnena bioackumuleras, d.v.s. att de ackumuleras i fettvävnad hos organismer, så är de flesta läkemedel inte bioackumulerbara (se miljöinformation på www.fass.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.

4.3 Behov av avancerad rening av mikroföroreningar vid Alvesta ARV

Det finns många faktorer som kan påverka behovet av avancerad rening, bland annat mängden mikroföroreningar som släpps ut i recipienten, recipientens vattenomsättning, antal ARV som använder samma recipient, recipientens ekologiska känslighet samt årsvariationer avseende vattenomsättning och utsläppsmängder från ARV.

Enligt den provtagning som gjorts i utgående avloppsvatten från Alvesta ARV släpps det årligen ut ca 6,6 kg läkemedel (inklusive PFOA och PFOS) i recipienten⁴. Detta motsvarar ungefär 0,9 g/pe, år. I de förstudier för avancerad rening av läkemedel och mikroföroreningar som Sweco driver ligger denna siffra mellan 0,9 och 2,0 g/pe,år och Alvesta ARV ligger alltså lågt i detta spann.

Miljöriskbedömningen, baserad på PEC/PNEC-beräkningar för mikroföroreningar i utgående avloppsvatten i ARV (medelsscenario), visade att ett ämne, citalopram (1), utgör en hög risk för Hjortsbergaån. Detta värde är dock osäkert, med risk för överestimering av risken som följd. Övriga ämnen visade endast måttlig eller låg risk. Behovet för avancerad rening bedöms baserat på detta underlag som lågt.

Recipientprovtagningen i Hjortsbergaån (som utfördes utanför denna studie, vid ett provtagningstillfälle) visade däremot genomgående högre halter av mikroföroreningar jämfört med medelscenariot. Riskkvoterna visade att citalopram (1 och 2), furosemid, ibuprofen, oxazepam, sertralin och östron

⁴ Baserat på summahalten (medel av samtliga provtagningar) av de 39 substanser som analyserats i detta projekt. Substanser där samtliga mätningar under rapporteringsgränsen har exkluderats.

hamnade i kategorin hög risk, d.v.s. de kan utgöra en risk för organismerna som lever i ån. Det ska påpekas att recipientprovtagningen gjordes vid lägre utspädning än medelscenariot, men det förklarar inte hela skillnaden avseende riskkvoterna.

Miljöriskbedömningen visar därmed att det behövs mer information om förekomsten av mikroföroreningar i recipienten för att med större säkerhet kunna bedöma behovet av avancerad rening. Ett lämpligt nästa steg är att göra en uppföljande studie där recipientprovtagning ingår för att få ett säkrare underlag avseende behovet av rening av mikroföroreningar. Mer specifikt bör också ett annat analyslaboratorium (än det som användes i denna studie) med lägre rapporteringsgräns användas för PFOS-provtagning för att öka möjligheten att påvisa PFOS och därmed kunna fastställa PEC/PNEC-kvot.

Recipientprovtagningen bör utföras vid olika vattenföringsförhållanden i ån – högt respektive lågt flöde - och synkroniseras tidsmässigt med provtagning av utgående avloppsvatten så att föroreningarna kan följas från ARV till recipient och provtagningarna baseras på samma flöden i recipienten. Då ån mynnar i Norra Salen redan efter ca 200 meter, där avloppsvattnet späds betydligt mer än i ån, kan ett alternativ vara att placera recipientens provpunkt där, i nära anslutning till Hjortsbergaån. Valet av recipientprovtagningsspunkt bör diskuteras med tillsynsmyndigheten.

Ett komplement till recipientprovtagning är att göra flödesmätningar i recipient samt 3D-modellering av hur mikroföroreningarna sprids i recipienten för att få en djupare förståelse för reningsverkets påverkan på Hjortsbergaån och Norra Salen. En modell kan beskriva föroreningarnas påverkan i tid och rum. För att göra detta behövs information om utgående halter från ARV och även bakgrundshalter i recipient. Resultat från modelleringen blir t.ex. vetskap om hur stor vattenvolym som överskrider PEC/PNEC, och hur ofta, samt lämplig lokalisering av relevanta provtagningsspunkter i recipient. Även information om när och var i recipienten påverkan från mikroföroreningarna sker kan erhållas utifrån olika scenarier, t.ex. med och utan avancerad rening och vid olika spädningförhållanden.

5 Möjliga tekniker utifrån befintliga förutsättningar

I det tidigare avsnittet påvisades det genom PEC/PNEC-beräkningar att flera mikroföroreningar utgör en risk för recipienten. För de ämnen där bedömningen är gjord på analysresultat som hamnade under rapporteringsgränsen, redovisades också PEC/PNEC som riskkvoter beräknade till värden rapporterade som lägre än (<). Denna grupp av beräknade riskkvoter kommenteras inte vidare.

För denna bedömning är de ämnen som medför måttlig respektive hög risk inkluderade och det är endast riskkvoter för ämnen som identifierades genom recipientprovtagningen som kommenteras. Tabell 6 sammanställer vilka dessa mikroföroreningar var. För citalopram som har två bedömningsgrunder så är endast citalopram (2) med den högre bedömningshalten inkluderad.

Varje ämne i Tabell 6 är bedömt med avseende på GAK-filtrering och avseende reaktion med ozon. Tabell 6 visar att GAK-filter kan graderas från 1 till 4, där 4 motsvarar dålig förmåga till adsorption (sämre reduktion av ämnet i vatten), medan 1 motsvarar mycket god adsorptionsförmåga/mycket god reduktion. För ozon är graderingen ställd från 1 till 3 där 1 motsvarar en god förmåga till reaktion med ozon, dvs. > 90% kan reduceras med en ozondos på ca 0,5 g O₃/g DOC. Gradering 3 indikerar att ämnet inte oxideras särskilt väl; ca 50% när dosen är 1,0 g O₃/g DOC. En mer detaljerad förklaring till hur ozon fungerar för olika ämnen kan läsas i avsnitt 2.

5.1 Avskiljning av PFOS på avloppsreningsverk

För denna rapport har provtagning av två viktiga och vanligt förekommande PFAS-ämnen ingått: PFOS och PFOA. Av dessa två utgör PFOS det ämne där underlag avseende toxikologiska effekter är mest studerat. Av samma anledning finns det idag också nationella mål avseende PFOS för olika typer av vattenförekomster (Havs- och Vattenmyndigheten, 2019:25).

PFOS är ett ämne som bl.a. ingick brandskum, men är förbjudet sedan 2011 (Regeringskansliet, 2015). Ämnet bryts dock ned väldigt långsamt vilket förklarar att vi fortfarande ser det ute i miljön. PFOS-förorenat vatten är på samma gång väldokumenterat runt brandövningsplatser, flygplatser, deponier och även dricksvattenförekomster på sina håll, för att nämna några exempel. Reningsverken är den viktigaste transportvägen av PFAS-ämnen från samhället till miljön. Inhämtandet kunskap för att kunna säga mer om omfattningen och mängden är dock endast igångsatt sedan några år tillbaka (IVL, 2016).

I en nyligen publicerad studie studerades det hur mikroföroreningar avskiljs av GAK i pilotskala. Utgående vatten förbehandlades med trumfilter följt av ultrafilter med porstorlek om 0,02 µm, innan vattnet leddes genom GAK. Adsorption av PFOS var utvärderat efter olika antal bäddvolymner och visade att efter 6000 bäddvolymner avskildes PFOS med 25%, varefter det sjönk ner till ca 10% mellan bäddvolymerna 12 000-18 000 (Edefell, o.a., 2022). Utöver denna studie från Sverige har Sweco varit involverade i en förstudie avseende avancerad rening som även inkluderade PFOS (Sweco, 2020). I skrivande stund genomför denna VA-organisation pilotförsök för att studera hur väl PFOS kan avskiljas från avloppsvatten genom aktivt kol och aktivt kol följt av jonbytare. Försöken genomförs sedan flera månader på GAK-kolonner i

bänkskala och ska under hösten även initieras som pilotförsök. Utöver dessa två studier har inga ytterligare studier kunnat identifierats, varken nationellt eller internationellt. Fullskaleförsök har dock genomförts på dricksvatten (Belkouteb, 2020). PFOS reducerades i denna studie med >85% vid drygt 22 000 bäddvolym. Att rakt av jämföra resultat erhållna genom behandling av dricksvatten med vad som kan förväntas från behandling av PFOS på avloppsvatten är svårt eftersom vattenmatrisen är helt annorlunda. Det är framför allt mängden DOC som skiljer sig kraftigt åt.

5.2 Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör måttlig risk

Tabell 6 visar att de ämnen som utgör en måttlig risk för recipienten kan reduceras sämre till någorlunda väl med ett GAK-filter och måttligt med ozon. För att förklara närmare är GAK graderat med 2 till 4 för fem identifierade ämnen, varav tre ämnen är graderade med 3 eller högre. Att PFOA bedöms med 3 beror på att detta är ett ämne som tidigt kan bryta igenom ett GAK-filter relativt andra mikroföroreningar och detta påverkar hur ofta filterbyten behöver göras. Utöver PFOA, bedöms även diklofenak och imidaklopid vara ämnen som tidigt bryter genom ett GAK-filter och bedöms därmed vara svåra att reducera bra över lång tid.

För ozon graderas diklofenak och azitromycin med 1, medan imidaklopid och venlafaxin kräver högre ozondos för att reduceras mellan 50-90%. När det gäller PFOA kommer ingen signifikant reduktion mellan ozon och PFOA att ske, vilket återspeglas i graderingen markerad med "-".

Tabell 6. Mikroföroreningar som utgör måttlig respektive hög risk i recipienten utifrån uppmätta halter i ån, samt respektive tekniks möjlighet att reducera mikroföroreningen. För GAK är bedömning graderad från 1 till 4, där 1 anses vara mycket god reduceringsförmåga. För ozon är bedömningen gjord efter hur väl mikroföroreningar kan oxideras, där 1 är mycket god medan 3 är dålig.

Måttlig risk	PEC/PNEC i recipient (uppmätta halter i Hjortsbergaån)	GAK	Ozon
Imidaklopid	0,14	4	3
Venlafaxin	0,72	2	2
Diklofenak	0,83	3	1
Azitromycin	0,95	2	1
PFOA	1,00	3	-
Hög risk	PEC/PNEC i recipient (uppmätta halter i Hjortsbergaån)	GAK	Ozon
Citalopram (2) ^b	1,06	1	2
Furosemid	1,51	4	1 ^a
Östron	1,94	3	1
Sertralin	2,80	1	3
Oxazepam	4,28	3	3
Ibuprofen	21,44	3	3

^a Graderingen är baserad på en bedömning av den kemiska strukturen och ozons reaktivitet med funktionella grupper enligt tidigare studier (Lee & von Gunten, 2010)

^b Ev. kan riskbedömning för citalopram vara underskattad pga begränsande data, här är ett värde på PNEC på 20 ng/l utnyttjat från Tabell 5.

5.3 Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör hög risk

Det var sex ämnen som identifierades som hög risk för Hjortbergaån utifrån PEC/PNEC-beräkningar. Dessa är alla graderade avseende GAK och ozon och visas i Tabell 6. Vid en jämförelse mellan teknikerna är skillnaden marginell. Eventuellt kan ozon anses något mer lämplig. För GAK är det fyra ämnen som identifieras som något svårare att adsorbera (furosemid, östron, oxazepam och ibuprofen), medan ozon är mindre framgångsrikt för tre ämnen (sertralin, oxazepam och ibuprofen).

PFOS är inte upptaget för bedömning under detta avsnitt eftersom alla halter påträffades under rapporteringsgränsen i Hjortsbergaån. Eventuellt ser bilden annorlunda ut om framtida analyser med en lägre rapporteringsgräns utnyttjas. Om PFOS ska inkluderas i bedömningen, är ozon inte en lämplig teknik.

5.4 Sammanfattning av tekniker avseende riskämnen och vattenmatris

Utifrån riskbedömningen genomförd i avsnitt 4 bedömdes flertalet mikroföroreningar utgöra en hög risk i Hjortsbergaån. Underlaget för denna bedömning har vidare påpekats vara knapphändig och fler provtagningar har rekommenderats.

Vid ett eventuellt framtida krav avseende mikroföroreningar och om behovet för avancerad rening kan klargöras med mer data framgent, kan följande konstateras relativt de upptagna riskämnena som utgör hög risk och med hänsyn till varje tekniks förmåga till rening:

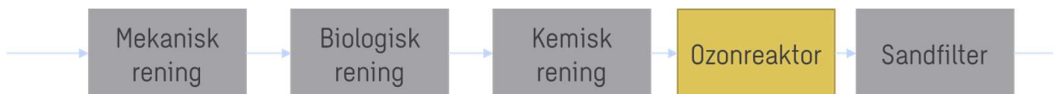
1. Vid en jämförelse mellan GAK och ozon framstår ozon eventuellt som ett mer framgångsrikt alternativ när de sex identifierade ämnena jämförs och när PFAS-ämnena (nedan benämnd med PFOA) exkluderas i bedömningen. Skillnaden är dock marginell.
2. Om PFOA inkluderas i ett framtida krav avseende mikroföroreningar är det antingen ett GAK-filter eller ozon efterföljt av GAK-filtrering som är lämpliga tekniker. Kombinationen med GAK-filter och krav på avskiljning av PFOA behöver dock utredas närmare eftersom det finns knapphändigt underlag för detta på avloppsreningsverk.
3. Utöver riskämnena ska jämförelsen även inkludera de risker som finns för vattenmatrisen och för Alvesta ARV, t.ex. gällande biprodukter som kan bildas. För Alvesta ARV gäller att vattenmatrisen inte indikerade på några risker av detta slag.

6 Processutformning

6.1 Processmässig placering av kompletterande reningssteg

Ett ozoneringssteg kan placeras mitt i biosteget, efter biosteget eller efter det sista partikelavskiljande steget. Att placera en ozonering mitt i biosteget är i de flesta fall inte att rekommendera eftersom det kan förekomma störande ämnen. Om det ändå övervägs bör en kontroll av vattenmatrisen på den specifika platsen göras där det till exempel kontrolleras att DOC- och nitrithalter är acceptabla.

Efter ozoneringen behövs en biologisk efterbehandling för nedbrytning av både bi- och transformationsprodukter. För detta kan till exempel MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) eller sandfilter användas. Sandfilter är en betydligt mer platskrävande och dyrare lösning än MBBR, men kan vara aktuellt till exempel om det finns befintliga sandfilter tillgängliga, vid nybyggnation eller om det finns behov av ett nytt partikelavskiljande slutpoleringssteg (på grund av till exempel hårdare fosforkrav). Vid Alvesta ARV finns befintliga sandfilter vilket gör det naturligt att använda dessa för efterbehandling (Figur 6), och placera ozonreaktorn innan sandfiltren.



Figur 6. Förslagen processmässig placering av ozonreaktor vid Alvesta ARV.

Ett GAK-filter placeras efter det sista partikelavskiljande steget, i detta fall sandfilter (Figur 7). För att GAK-filtret ska fungera bra är det viktigt med en god funktion i det partikelavskiljande steget. I Alvesta uppmättes höga utgående susphalter (medel 27 mg/l) i samband med provtagningen för detta projekt. Under hösten har en eftersedimentering varit ur drift, vilket troligtvis har påverkat provtagningen. Utgående fosforhalter är dock i regel låga (årsmedel 0,1 mg P-tot/l år 2020 och 2021) vilket tyder på att höga utgående susphalter inte är ett kontinuerligt problem. Det ingår därför ingen ytterligare suspavskiljning i dimensioneringen i detta läge. Utgående susphalter bör dock följas upp noggrannare innan en eventuell fortsatt projektering och implementering av GAK-filter.



Figur 7. Förslagen processmässig placering av GAK-filter vid Alvesta ARV.

6.2 Antaganden för dimensionering

Nedan presenteras de antaganden som gjorts för dimensioneringsberäkningar av det avancerade reningssteget, både med avseende på ozon och aktivt kol.

6.2.1 Specifik ozondos

Doseringen av ozon beräknas normalt med avseende på vattnets halt av DOC och ibland även nitrit. Nitrit-kväve påverkar ozondosen med 3,4 g O₃/g NO₂-N, där nitrit oxideras till nitrat. För DOC är en vanlig dimensionering 0,3–0,9 g O₃/g DOC (Stapf, Miehe, Bester, & Lukas, 2020). Vilken ozondos som krävs varierar dock för olika substanser. Reduktionen kommer att vara olika för olika läkemedel – vissa bryts lätt ned och kommer reduceras med närmare 100%, medan andra kommer att ha en långt lägre reduktion (ca 50%).

Vald dosering är 0,7 g O₃/g DOC. Denna dos är i de flesta fall tillräcklig för att nå 80% reduktion enligt krav i Schweiz och Tyskland. Eventuellt kan en något högre dos vara aktuell (ca 0,8 g O₃/g DOC) baserat på att tre av sex ämnen som fallit ut med hög risk vid Alvesta ARV har en låg reduktionsförmåga med ozon.

Det bästa sättet att avgöra vilken dos som krävs är med pilotstudier/bänkskaletester på det vatten som ska behandlas, alternativt kan modellering användas. Så som kunskapsläget är idag rekommenderas därför någon typ av ozoneringstester innan den slutgiltiga doseringen bestäms.

6.2.2 Uppehållstid ozonreaktor

Inkommande vatten till ozoneringen leds genom en sluten kontakttank med tillräcklig uppehållstid för att allt ozon ska reagera. Rekommenderad hydraulisk uppehållstid är 10–25 minuter. Vald volym på kontakttanken är 160 m³. Uppehållstid vid Q_{max} blir med denna dimensionering 12 minuter. Uppehållstiden vid Q_{medel} blir 59 minuter.

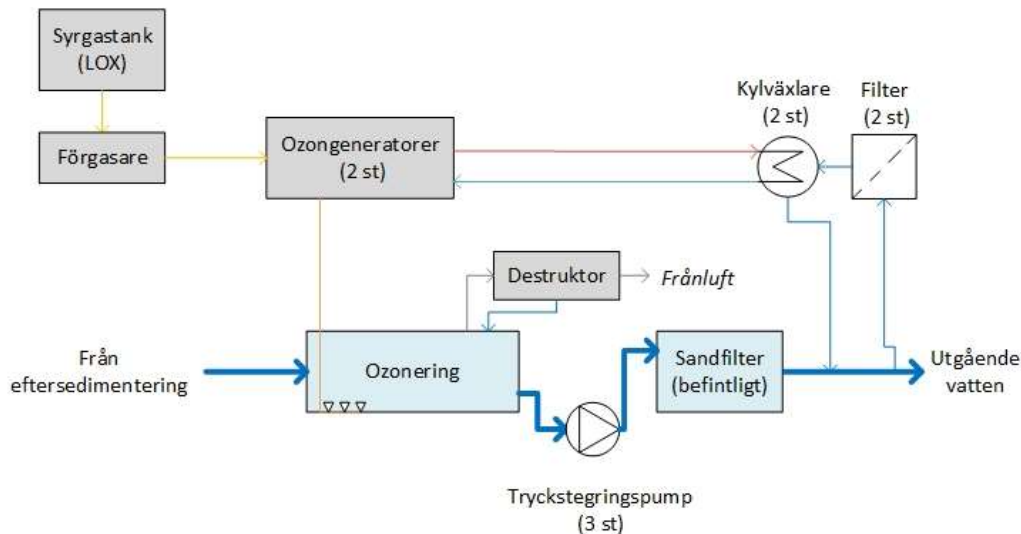
6.2.3 Kontakttid GAK

Ett kolfilter för läkemedelsrening dimensioneras efter avloppsvattnets uppehållstid i filtret, vilket styr adsorptionen av föroreningar. Kontakttiden i filtret bör vara >10 minuter enligt Cimbritz (2019), vilket bygger på erfarenhet från svenska projekt (framför allt i pilotskala), men enligt erfarenhet från Schweiz och Tyskland rekommenderas att dimensionera för >20 minuter.

Vald kontakttid är 18 minuter vid Q_{max} vilket innebär 89 minuter vid Q_{medel}. Detta är något lägre än rekommenderad kontakttid på >20 minuter men baserat på varaktighetsdiagrammet i Figur 3 kommer man klara >20 minuters kontakttid 99,9% av tiden och en större anläggning anses inte vara motiverad.

6.3 Ozonering

Den föreslagna processen beskrivs i korthet med att vatten leds genom en sluten kontakttank med dosering av ozon som bryter ned läkemedelsresterna genom kemisk oxidation. Uppehållstiden i tanken ska vara tillräcklig för att allt ozon ska hinna reagera. Ozonet produceras i en generator som matas med syrgas, vilken köps in i flytande form (Liquid Oxygen - LOX). Ozongeneratoren kyls med utgående avloppsvatten. Blockschema över processen ses i Figur 8.



Figur 8 Blockschema över föreslagen ozoneringsprocess för rening av mikroföroreningar vid Alvesta ARV.

6.3.1 Reaktordesign

Kontakttanken konstrueras som en lång, slingrande kanal för att säkerställa uppehållstiden. Vald volym på kontakttanken är 160 m³. Vattendjupet sätts till minst 6 meter (detaljer finns att läsa i kapitel 6.3.3). Nödvändig yta för kontakttanken är därmed cirka 27 m².

Ingen hydraulisk utredning har ingått i förstudien och det har därför inte utretts huruvida vattnet kan ledas med självfall från eftersedimentering via ozonreaktor till sandfilter. I kalkylen ingår en pumpstation för att lyfta vattnet efter ozonreaktor. För detta föreslås tre pumpar där två tillsammans har kapacitet för Q_{max} , kapaciteten per pump är därmed 400 m³/h.

Provtagning av vattnet ska vara möjligt innan och efter ozonreaktor.

Frånluften från kontakttanken leds genom en ozondestruktor för att eventuella ozonrester inte ska släppas till atmosfären. Destruktionen sker genom att frånluften värms upp och därefter leds genom en katalysatorbädd som omvandlar ozon till syrgas. Kondensatet från ozondestruktor leds tillbaka till kontakttanken.

6.3.2 Ozonproduktion

Nödvändig ozondos har beräknats utifrån DOC- och nitritkvävehalten i vattnet. Uppmätt DOC-halt i utgående vatten vid Alvesta ARV är i genomsnitt 7,9 mg/l och nitritkvävehalten är i genomsnitt 0,1 mg/l enligt utförd provtagning. Med antaganden enligt kapitel 6.2.1 har den nödvändiga dosen beräknats till 5,9 mg O₃/l.

I Tabell 7 sammanställs förväntat flöde genom ozonreaktorn samt ozonbehov vid de olika flödesbelastningarna.

Tabell 7. Vattenflöden och ozonbehov vid max-, medel- och minbelastning

Behandlat flöde och ozonbehov	Enhet	Värde
Maximalt behandlat flöde	m ³ /h	800
Genomsnittligt behandlat flöde idag	m ³ /h	163
Minimalt behandlat flöde	m ³ /h	50
Ozonbehov, max	kg/h	4,7
Ozonbehov, medel	kg/h	1,0
Ozonbehov, min	kg/h	0,3

I föreslagen design har två ozongeneratorer antagits som tillsammans har kapacitet för det maximala behovet. Viss redundans finns således och ozonbehovet för medelflöde idag kan hanteras med endast en generator. Antal generatorer och deras kapacitet kan dock ändras i nästa skede beroende på önskemål om tillgänglighet och redundans.

6.3.3 Doseringsutrustning

Inblandning av ozon i vattnet kan ske på olika sätt; med statiska mixers, injektorer eller keramiska diffusorer. Diffusorer är en billigare och mer yteffektiv lösning än statiska mixers och mer energieffektivt än en injektorlösning. De erbjuder också en mer flexibel design för att minska risken för bromatbildning. I Alvesta är dock bromidhalterna i vattnet låga och risken för bromatbildning är låg. Fördelen med en injektorlösning är att all utrustning är tillgänglig utanför kontakttanken.

Här föreslås diffusorer för inblandning, men detta kan ändras i nästa skede. Diffusorerna placeras på botten av kontakttanken. Vattendjupet ska vara minst 6 m för att säkerställa en effektiv upplösning av tillsatt ozon. Allt ozon ska hinna reagera innan vattnet når utloppet, och diffusorerna får därför inte placeras för nära utloppet.

6.3.4 Syrgasförsörjning

Ozongeneratoren behöver matas med syrgas. Syret kan levereras i flytande form (LOX – Liquid Oxygen) eller skapas på plats från tryckluft (hög- eller lågtryck) i ett PSA- respektive VPSA-system. Med en egen syrgasproduktion blir man oberoende av leverantörer och risker kopplade till hantering av det flytande syret (till exempel transporter inom området) undviks. En egen syrgasproduktion kräver dock mer tillsyn och hantering av driftstopp, dvs ett större personalbehov, samt en större byggnad för att rymma all maskinell utrustning.

Här föreslås flytande syrgas i en tank som hyrs av syrgasleverantören. Syret förgasas i ett förgasningssystem som är anslutet till lagringstanken, innan det leds till ozongeneratorerna. En liten mängd kväve behöver även tillsättas till

syrgasen för att ozongeneratorerna ska fungera optimalt. Detta görs med hjälp av tryckluft från en kompressor som använder vanlig utomhusluft.

LOX-tanken placeras på en betongplatta. Till detta kommer också en spillplatta av betong eller sten (ej asfalt) för påfyllning. Det behöver även finnas plats för tankbil att komma till för påfyllning. Syret är starkt brandunderhållande och många brännbara material blir explosiva i kontakt med flytande syre.

Medelförbrukning av syrgas beräknas vara cirka 10 kg/h (7 Nm³/h). Beräkningarna baseras på en ozonkoncentration på 10wt% (148 g O₃/Nm³) i levererad gas från generatorerna. Denna koncentration kan behöva justeras ned vid minflöde för att kunna upprätthålla ett tillräckligt högt flöde genom diffusorerna.

Tabell 8. Syrebehov för ozonproduktion vid max-, medel- och minbelastning, baserat på en ozonkoncentration på 10wt%.

Beräknat syrebehov	Enhet	Värde
Syrebehov, max	kg/h	47
Syrebehov, medel	kg/h	10
Syrebehov, min	kg/h	3

6.3.5 Kylning av ozongenerator

Ozongeneratoren blir varm vid drift och behöver kylas. Detta görs normalt med en värmeväxlare med kylvatten i ett slutet system. Kylkretsen kyls oftast med en värmeväxlare som använder behandlat avloppsvatten som kylmedia, alternativt kyls kylkretsen med en värmepump. Fördelen med värmepump är, förutom att värmen återvinns, att det går att ha en lägre temperatur på kylkretsen vilket ger ett lägre effektbehov på ozongeneratoren än om man kyler med avloppsvatten. En värmepump kräver å andra sidan elenergi, och det behöver finnas ett behov på anläggningen (eller någon annanstans) av den värme som genereras. I kalkylen är kylväxling med utgående avloppsvatten med. Alvesta ARV är försett med röt-kammare och om den producerade gasen inte används till att producera fordonsgas bör det finnas tillräckligt med överskottsvärme på anläggningen. Vilket alternativ som är mest ekonomiskt fördelaktigt bör man dock titta närmare på i nästa skede.

För att säkerställa driften vid kylning med utgående avloppsvatten installeras två plattvärmeväxlare där vardera har kapacitet att kyla båda ozongeneratorerna (dvs en i redundans). Det behandlade avloppsvattnet behöver filtreras från partiklar innan värmeväxlarna. För detta installeras automatfilter (30 µm) eller membranfilter. Dessutom behövs ett tvättvattensystem (CIP-system) för att rengöra värmeväxlarna från påväxt av biologiskt material och igensättning.

6.3.6 Styrning och instrument

Ozondoseringen sker flödesproportionellt (vald dos är 5,9 mg O₃/l). Så länge halten DOC inte varierar alltför mycket är det fullt tillräckligt att styra ozondoseringen baserat på flöde. Om variationen är stor, till exempel på grund av mycket tillskottsvatten, kan det vara av intresse att installera en mer avancerad styrning baserad på mätning av UV-absorbans. UV-absorbansen ger en indikation på mängden organiskt material i vattnet, eller mer precis – organiskt material som innehåller en ringstruktur (aromatisk förening). Studier har visat att UVA₂₅₄ inte direkt korrelerar med halten av mikroföroreningar, men

skillnaden i UVA₂₅₄ i inkommande och utgående vatten från ozonreaktorn korrelerar med reduktionen av summan av mikroföroreningarna.

Instrumenteringen i ozoneringsanläggningen föreslås bestå av:

- Ozonhaltmätare efter varje ozongenerator för att mäta koncentrationen i gasen. Dessa säkerställer att den valda ozonkoncentration upprätthålls i gasen från generatoren. Mätprincip: UV-ljus (254 nm).
- En ozonhaltmätare för att mäta ozonhalt i utgående luft från reaktorn. Denna halt korrelerar med ozonhalten i vattnet. Mätningen kan användas för att överreglera tillförseln av ozon till reaktorn – om halten är hög sänks ozontillförseln. Mätprincip: UV-ljus (254 nm).
- En ozonhaltmätare efter ozondestruktorn för att mäta koncentration i utgående luft efter ozondestruktorn. Om halten är högre än 0,1 ppm går larm igång. Mätprincip: UV-ljus (254 nm).
- Två stycken UV-absorbansmätare i inkommande och utgående vatten från ozonreaktorn.

Av säkerhetsskäl installeras två gasvarnare i ozonrummet. Dessa ska detektera ozon- eller syrgasläckage och kopplas till varningslampa och signalhorn. Vid läckage stoppas ozonproduktionen och ventilationen av rummet forceras.

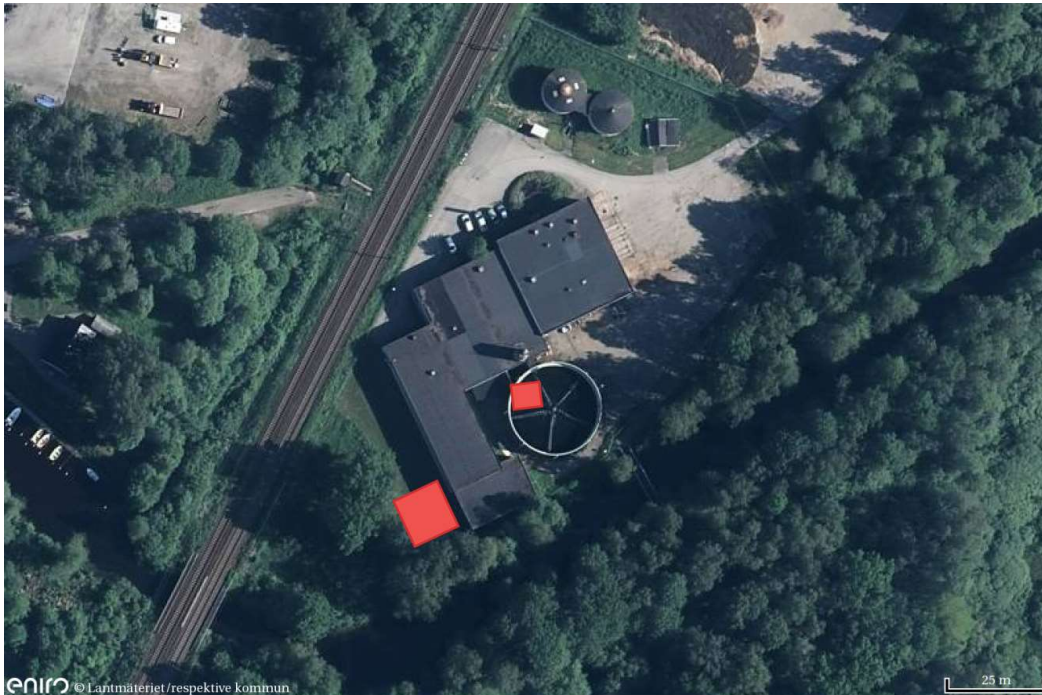
6.3.7 Effektbehov

Ozongeneratorerna beräknas ha ett maximalt effektbehov på ungefär 47 kW (baserat på en energiförbrukning på 10 kWh/kg O₃). Vid dagens medelflöde kommer effektbehovet vara cirka 10 kW, vilket kan jämföras med Alvesta reningsverks totala effektbehov som idag är 91 kW (medel år 2017-2021).

6.3.8 Ytbehov och fysisk placering

Nödvändig yta för ozonreaktorn har beräknats till 27 m². Ozongeneratorerna och övrig maskinell utrustning placeras i ett maskinrum som kan stå antingen bredvid eller ovanpå ozonreaktorn. Nödvändig yta på maskinrummet, tillsammans med pumpstation till sandfilter, bedöms till 100 m². I denna yta inkluderas också utrymme för el och VVS. Ytbehov för LOX-tank och förgasare bedöms till ca 40 m². Det behöver även finnas plats för lastbil att fylla på LOX-tanken. Med ett tillägg på 10% för betongkonstruktioner etc. blir den totala ytan cirka 185 m².

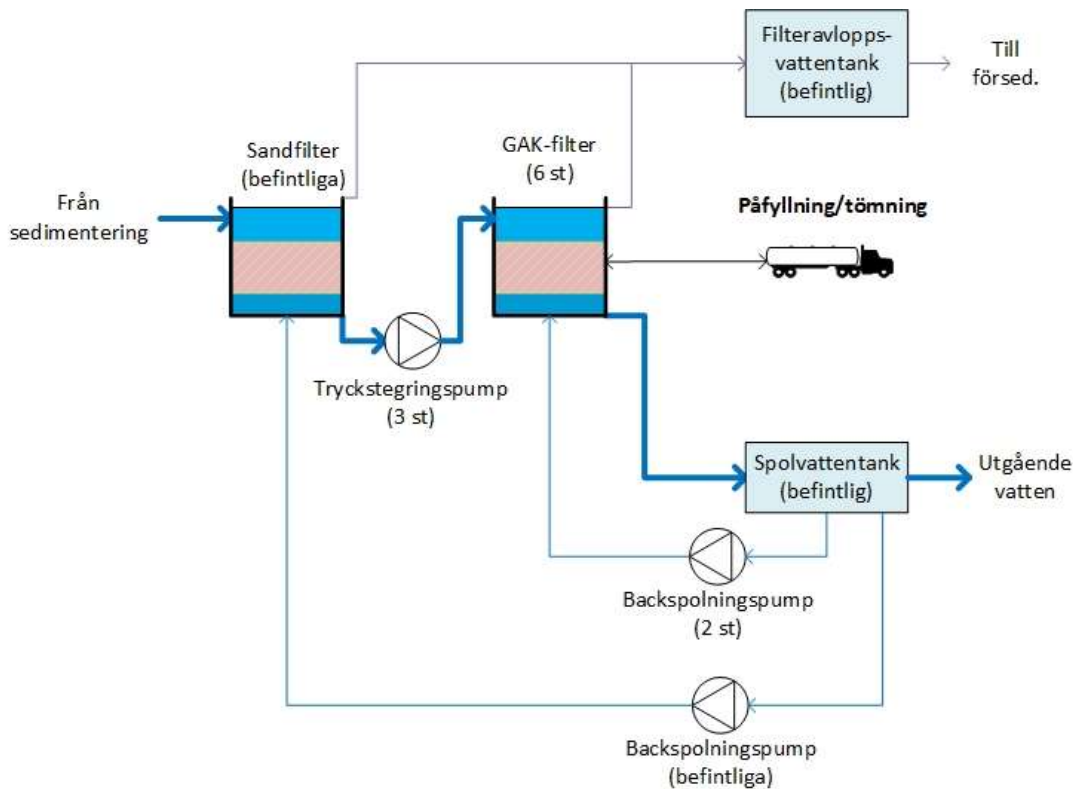
Ett förslag på placering har tagits fram i samråd med Alvesta kommun. LOX-tanken föreslås placeras där befintlig biobädd står för att det ska finnas möjlighet för lastbil att fylla på. Biobädden ska rivs i samband med ombyggnation av biosteget. Ozonreaktorn och tillhörande maskinrum placeras väster om den del av reningsverket där befintliga sandfilter är placerade. Föreslagen placering presenteras med röda rektanglar i Figur 9.



Figur 9. Föreslagen placering av anläggningen för ozonering vid Alvesta ARV. Den mindre röda rektangeln representerar yta för LOX-tank och förgasare, den större representerar yta för ozonreaktor, maskinrum och pumpstation.

6.4 Granulärt aktivt kol

Processen beskrivs i korthet med att vattnet filtreras genom en bädd av granulerat aktivt kol (GAK) och föroreningar adsorberas på den aktiva kolytan. Avskiljningsgraden avtar med tiden och efter en viss tid nås ett genombrott för ett eller flera ämnen. Vid genombrott måste kolet ersättas med nytt eller reaktiveras. Blockschema över processen ses i Figur 10.



Figur 10. Blockschema över föreslagen GAK-filtrering för rening av mikroföroreningar vid Alvesta ARV.

6.4.1 Filterdesign

Tryckfallet över en kolfilteranläggning kan grovt uppskattas till 1-2 mvp. Denna siffra beror på ett flertal faktorer där filtermassans tjocklek och kolets kornstorleksfördelning är de viktigaste parametrarna. Eftersom den tillgängliga hydrauliska höjden efter sandfilter inte rymmer ett så stort tryckfall behöver vattnet pumpas till kolfiltren. För detta föreslås tre pumpar där två tillsammans har kapacitet för Q_{max} , kapaciteten per pump är därmed $400 \text{ m}^3/\text{h}$.

GAK-filtret kan vara utformat som ett öppet eller trycksatt system eller ett kontinuerligt spolande filter. Som jämförelse är öppna nedströms kolfilter det vanligaste på dricksvattensidan. Filtrering genom GAK vid Alvesta ARV föreslås ske i öppna nedströms betongbassänger.

För att förenkla påfyllnad och tömning av GAK från lastbil dimensioneras varje filter till 40 m^3 vilket är samma volym som en bulkbil rymmer enligt leverantör. Filterbädden består av granulerat aktivt kol. Föreslagen processlösning är 6 identiska filter som kan drivas helt parallellt eller två och två i serie. Att driva

filtren i serie om två har förordats vid ett par anläggningar. När genombrott detekteras i det första filtret ändras styrningen så att det blir det andra i paret. Detta filter fungerar då som polersteg. Att köra filtren i serie är med nuvarande dimensionering endast möjlig upp till ett inkommande flöde på cirka 400 m³/h, därefter blir ytbelastningen för stor. Att dimensionera för seriedrift vid maxflöde skulle ge en dubbelt så stor anläggning, vilket inte bedöms vara rimligt.

Med 6 filter á 40 m³ blir den totala filtervolymen 240 m³. Vid Q_{max} är kontakttiden 18 minuter. Detta är något lägre än rekommenderad kontakttid på >20 minuter men baserat på varaktighetsdiagrammet i Figur 3 kommer man klara >20 minuters kontakttid 99,9% av tiden. Om ett filter är ur drift (för spolning eller utbyte av filtermedia) och det samtidigt är maximalt flöde genom anläggningen kommer kontakttiden vara 15 minuter.

Ytbelastningen på filtret rekommenderas av Cimbritz (2019) att vara 5-15 m/h, medan tyska och schweiziska riktlinjer anger 4-7 m/h (Stapf et al, 2020). Med en filterbädd på 2 m blir den totala filterytan 120 m² och ytbelastningen 6,7 m/h vid Q_{max}. Dimensioneringsparametrar sammanfattas i tabell 6.

Tabell 9. Sammanfattning av dimensioneringsparametrar som använts för design av kolfilteranläggning för läkemedelsrening vid Alvesta ARV

Dimensioneringsparameter	Enhet	Värde
Antal filter	st	6
Total filtervolym	m ³	240
Total filteryta	m ²	120
Bäddhöjd	m	2
Kontakttid vid Q _{max}	min	18
Kontakttid vid Q _{medel}	min	89
Ytbelastning vid Q _{max}	m/h	6,7
Ytbelastning vid Q _{medel}	m/h	1,4

Med hänsyn till bäddexpansion vid backspolning, säkerhetsmarginaler och utloppshöjd blir varje filterenhet ungefär 3 m djup vilket ger en total volym på cirka 360 m³.

Provtagning av vattnet ska vara möjligt innan och efter GAK-filtren.

6.4.2 Backspolning

Eftersom det riskerar att följa med material i vattnet som sätter igen GAK-filtret behöver det backspolas regelbundet. Backspolning sker dock i regel betydligt mer sällan än för sandfilter. I de försök som genomförts i olika svenska projekt har backspolningsfrekvensen varierat stort, från några dagars mellanrum till ingen backspolning alls. Ju renare vatten som kommer in till GAK-filtren, dvs ju bättre funktion man har på förfiltreringen, desto mindre kommer backspolning kommer att krävas. Till backspolning används filtrerat vatten.

Backspolning antas ske med en hastighet på 30 m/h vilket ger ett spolvattenflöde på 600 m³/h. Med en backspolning som varar i 10 min åtgår 100 m³ spolvatten per spolning. Backspolning sker för ett filter i taget. Vid Alvesta ARV finns en spolvattentank (140 m³) och en spolvattenavloppstank (300 m³) som används till befintliga sandfilter. Eftersom backspolning troligtvis kommer ske sällan för kolfiltren, och att backspolning därför kan planeras in i lågflödesperioder, bedöms att samma tankar kan användas för spolvattenhantering till kolfilter.

Två spolvattenpumpar, vardera med kapacitet för hela spolvattenflödet installeras, dvs 2 st á 600 m³/h.

I sandfilter sker renspolning även med luft. För kolfilter kan luften orsaka problem eftersom den riskerar att mala sönder granulerna. Om det uppstår problem med mycket slam i filtret kan det i vissa fall ändå behövas. Här har ingen utrustning för renspolning med luft tagits med. Det rekommenderas i stället att installera en styrning som gör att kolfiltren förbileds om sandfiltren tillfälligt skulle släppa igenom mycket slam.

6.4.3 Utbyte av filtermedia

Efter en tid mättas det aktiva kolet och adsorptionskapaciteten avtar vilket leder till att föroreningsrester passerar igenom filtret. Detta kallas genombrott och när detta händer varierar från fall till fall. Vanligtvis brukar 20 000-30 000 bäddvolymers anges. Denna siffra beror på vattnets innehåll av suspenderade ämnen och DOC, och den står i direkt relation till kolförbrukningen dvs livslängden på GAK. Det ska alltså understrykas att det i slutändan kan handla om färre eller fler bäddvolymers.

Vid dagens medelflöde och ett antagande att genombrott sker efter 20 000 bäddvolymers kommer utbyte av filtermedia att behövas efter ungefär 3,5 år.

Vid genombrott måste kolet ersättas med nytt eller reaktiveras. Vid reaktivering upphettas kolet och de ämnen som adsorberats mineraliseras, dvs. de tas bort från kolet. Efter reaktivering måste ungefär tio procent nytt aktivt kol tillsättas för att kompensera för förluster. Kolet kan även regenereras vilket innebär genomströmning av het ånga. Efter en sådan behandling blir kolet "renare" men inte alls lika aktivt som ett nytt eller reaktiverat. Det finns idag ingen anläggning för reaktivering eller regenerering av förbrukat aktivt kol i Sverige utan kolet måste fraktas ned i Europa. Förbrukat kol destrueras, förbränns, på exempelvis ett värmeverk.

För att förenkla hanteringen av kol vid utbyte av filtermedia förordas att ett platsbyggt system utformas på anläggningen. I detta system transporteras granulerat aktivt kol direkt från lastbil till respektive filter genom ett vattenbaserat system med interna ledningar. På så vis behöver inte torrt kol hanteras vilket medför stora fördelar ur arbetsmiljösynpunkt. Observera att fyllning ska göras uppifrån så att det inte blir ett mottryck av vatten och kol. Transport in till filter sköts vanligtvis med vattenejektorer där leverantören av kol har själva ejektorerna. Till ejektorerna behövs vatten med tillräckligt tryck och flöde, förslagsvis används utgående, renat vatten från spolvattentanken. Enligt en leverantör handlar det storleksmässigt om ca 5 bars tryck och ett flöde på 20 m³/h. Med de förutsättningarna kan de transportera ca 6 m³ kol per timme.

När kolet i ett filter är förbrukat och behöver bytas, sugts det upp ur filtret och skickas till reaktivering eller destruktion.

Det är möjligt att ha en lagertank för kol, antingen för avvattning av förbrukat kol i väntan på bortforsling eller som lagertank för nytt kol som då kan fyllas på direkt efter att ett filter har tömts. I båda fall handlar det om att effektivisera utbytet av kol och undvika längre driftstopp. I denna processdesign är i nuläget ingen lagertank inkluderat, i stället behöver tömning och fyllning av kol synkroniseras så att detta sker under ett rimligt tidsintervall.

6.4.4 Styrning och instrument

Instrumentering behövs i form av nivågivare i och flödesmätare ut från respektive filter. Efter filtren sätts en turbiditetsmätare som övervakar eventuella fel i filtreringsprocessen som ger förhöjd turbiditet.

Spolning sker intermittent enligt ett förutbestämt spolprogram eller vid indikation av ökat differenstryck över filtret. För spolning baserat på differenstryck krävs tryckgivare för varje filter, vilket har inkluderats i investeringskalkylen.

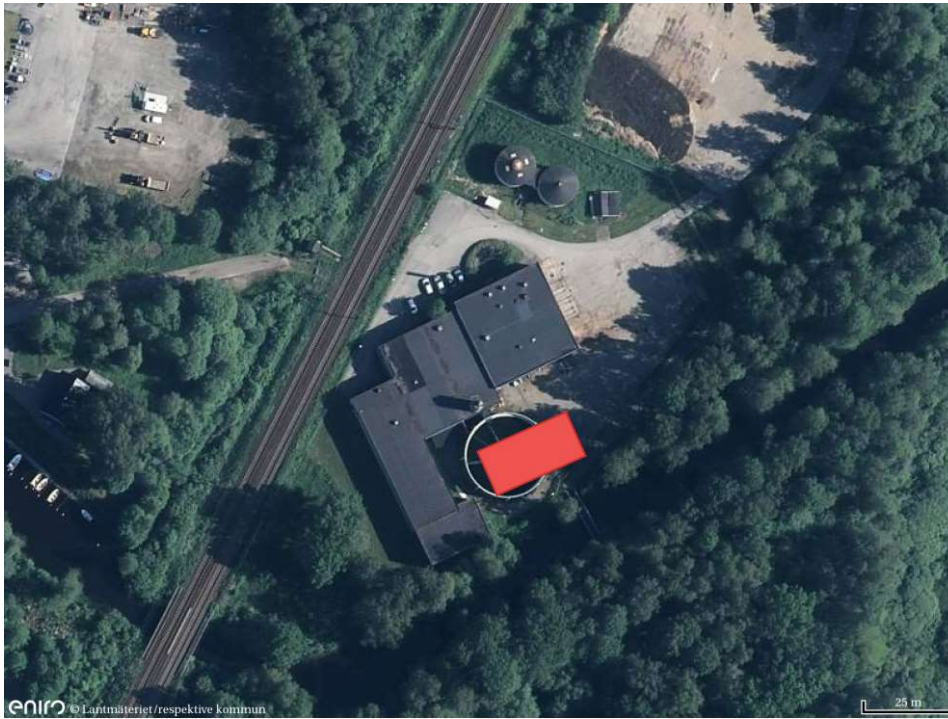
En mer avancerad styrning, eller övervakning, kan uppnås genom att regelbundet mäta UV-absorbans i inkommande respektive utgående vatten. Övervakningen kan användas för att bedöma när genombrott i filtret uppstått. UV-absorbansen ger en indikation på mängden organiskt material i vattnet, eller mer precis – organiskt material som innehåller dubbelbindningar i molekylstrukturen. Studier har visat att UVA_{254} inte direkt korrelerar med halten av mikroföroreningar, men skillnaden i UVA_{254} i inkommande och utgående vatten från GAK-filtret korrelerar med reduktionen av summan av mikroföroreningarna.

Här föreslås att det ska finnas möjlighet att leda en provtagningsström före och efter varje filterenhet, med hjälp av en provtagningspump och ett ventilsystem, till ett provtagningskärl med en UV-absorbansmätare installerad. På så vis behövs endast en givare i stället för tolv.

6.4.5 Ytbehov och fysisk placering

Nödvändig filteryta har beräknats till 120 m². Till detta kommer utrymme för rörgalleri, en pumpstation, spolvattenpumpar samt el- och fläktrum. Nödvändig yta för detta uppskattas till 200 m². Det behöver även finnas plats för lastbil att fylla på och hämta kol. Inklusivt betong etc. uppskattas den totala ytan för filterbassänger till 350 m².

Ett förslag på placering (markerad med röd rektangel i Figur 11) har diskuterats fram tillsammans med Alvesta kommun. Den röda rektangeln är cirka 350 m² vilket bedöms vara tillräckligt för filterbassänger, rörgalleri, pumpstation och spolvattenpumpar. Placeringen är vald med hänsyn till framtida ombyggnad av biosteget samt möjligheten att komma till med lastbil för att fylla på och hämta GAK. Den befintliga biobädden (som rektangeln är placerad på) kommer att rivas i samband med ombyggnationen av biosteget.



Figur 11. Förslag på placering, markerad med röd rektangel, för rening av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar med GAK vid Alvesta ARV.

7 Kostnads kalkyl

7.1 Investeringskostnad

Investeringskostnaden för läkemedelsrening med ozon respektive GAK vid Alvesta ARV har beräknats utifrån förutsättningarna beskrivna i tidigare kapitel.

Kostnaden för mark- och betongarbete innebär endast jordschaktning och fyllning för betongbassänger. Även pålning, spontning samt grundvattensänkning kan förekomma beroende på markförhållandena men har ej inkluderats i kalkylen.

Kostnaden för den maskinella utrustningen är baserad på priser inhämtade från leverantörer samt erfarenheter från kalkyler från liknande anläggningar.

Tabell 10 sammanfattar den övergripande kalkylen för läkemedelsrening där den totala anläggningskostnaden landar på 34 MSEK för ozon och 57 MSEK för GAK. Detta motsvarar en årlig kapitalkostnad på cirka 210 000 kr/kg renade mikroföroreningar för ozon och cirka 360 000 kr/kg renade mikroföroreningar för GAK⁵. I kostnaden ingår byggherrekostnader (bland annat projektledning, projektering, upphandling och byggledning). Detaljerade kostnader redovisas i Appendix 2.

Prisläget i rådande tid är mycket osäkert. De senaste åren har byggkostnaderna ökat väsentligt som följd av brist på råmaterial bl.a. betongvaror, träprodukter och metaller. Priserna för maskinell utrustning samt rostfria rör och rördelar varierar kraftigt enligt leverantörerna med ökande priser på råmaterial, frakter, energi, och valuta.

Tabell 10. Övergripande investeringskostnader för en ozon- respektive GAK-anläggning vid Alvesta ARV

Kalkylpost	Kostnad ozon (MSEK)	Kostnad GAK (MSEK)
Mark- & betongarbeten	1,4	6,7
Bygg	3,2	5,6
VVS (25 % av byggnad)	0,7	1,6
Maskininstallationer	12,6	18,0
El och automation (35% av maskin)	4,4	6,3
Oförutsett (20%)	4,5	7,6
Summa entreprenader – Entreprenadkostnad	26,8	45,8
Byggherrekostnad (25 % av entreprenadkostnad)	6,7	11,5
Total anläggningskostnad	33,5	57,3

⁵ Baserat på ett antagande om 80% reduktion av de 39 substanser som analyserats i detta projekt, rak avskrivning på 30 år och utan hänsyn till ränta.

7.2 Driftkostnader

Driftkostnaderna baseras på dagens medelflöde och är beräknade utifrån följande enhetspriser:

El	1,5 kr/kWh
Personal	0,8 MSEK/år heltid
LOX	1,2 kr/kg
Hyra syrgastank	12 000 kr/månad
GAK, nytt	45 000 kr/ton
GAK, regenererat	30 000 kr/ton
Underhållskostnad	1 % av investering maskin, VVS och el

Flertalet av enhetspriserna är osäkra. Prisläget för el är i rådande tid mycket osäkert och inköpspriset på flytande syre är direkt kopplat till elpriserna. Ansatt pris på LOX baseras på uppgifter från en annan kommun år 2020.

Hyrkostnaden för syrgastank har satts till 12 000 kr/månad vilket är prisuppgift för en tank på 40 ton i en annan kommun. Beräkna årliga driftkostnader för ozon redovisas i Tabell 11.

Även priset för GAK är osäkert. Priset skiljer sig åt beroende på om det mättade kolet ska ersättas av nytt kol eller om kolet ska regenereras. Eftersom det inte finns någon anläggning för regenerering av förbrukat aktivt kol i Sverige måste kolet fraktas ned i Europa, vilket påverkar priset. Enligt uppgifter från leverantörer så finns det till exempel redan idag regenererat aktivt kol att köpa till ett pris motsvarande 27 kr/kg, vilket kan jämföras med ett prisintervall för jungfruligt kol som kan variera från 45 till 55 kr/kg. Om aktivt kol transporteras till södra Europa för regenerering, har det visat att kostnaden för transport och regenerering överstiger priset för att köpa in nytt GAK (Sweco, 2017).

Kalkylen har beräknats med jungfruligt kol och ett enhetspris på 45 kr/kg (Tabell 12). Transport- och kvittblivningskostnader för GAK är inte medräknade.

Personalbehovet antas vara 4 h per vecka för båda processalternativen.

Den årliga driftkostnaden har beräknats till 0,64 MSEK för ozon och 1,97 MSEK för GAK. Detta motsvarar en kostnad på 0,45 kr/m³ behandlat vatten för ozon och 1,38 kr/m³ behandlat vatten för GAK.

Tabell 11. Årliga driftkostnader för rening av läkemedel och andra mikroföroreningar med ozon vid Alvesta ARV

Kalkylpost	Kostnad (MSEK)
Elförbrukning ozogeneratorer	0,14
LOX: Inköp och hyrkostnad tank	0,24
Personal	0,08
Underhåll	0,18
Totalt	0,64

Tabell 12. Årliga driftkostnader för rening av läkemedel och andra mikroföroreningar med GAK vid Alvesta ARV. Transportkostnad för kvittblivning av förbrukat kol till regenerering är inte inkluderad.

Kalkylpost	Kostnad (MSEK)
Elförbrukning	0,02
Aktivt kol	1,62
Personal	0,08
Underhåll	0,25
Totalt	1,97

8 Diskussion och jämförelse mellan teknikalternativen GAK och ozon följt av sandfilter

Val av teknik för ett framtida avancerat reningssteg kan göras utefter flera olika parametrar. Många av dessa har ingått för denna förstudie, till exempel val av teknik avseende det specifika vattnet som ska behandlas, vilka mikroföroreningar som identifierats som risk, vilka förutsättningar som finns på reningsverket och så vidare. Utöver de rent kemiska och tekniska parametrarna, tillkommer också kostnader och klimatpåverkan som det avancerade reningssteget ger.

Tabell 13 sammanfattar en rad delresultat som denna förstudie har resulterat i. Tabellen visar vad som är aktuellt för de två reningstekniker som ingick i förstudien: behandling med ozon följt av sandfilter och behandling med GAK.

När det gäller vattenmatrisen och den påverkan som är aktuell från de aktuella reningsteknikerna visade provresultat att det inte fanns några ämnen som utgör ett hinder varken för ozon eller GAK att användas på Alvesta ARV.

Gällande den bedömning som gjorts avseende riskämnen för Alvesta ARV visade denna att sex ämnen kunde identifieras som hög risk för Hjortsbergaån, utifrån den provtagning som var genomförd direkt i ån under 2021. Om teknik ska bedömas för de ämnen som utgör hög risk för recipienten är eventuellt ozon en något mer lämplig teknik, men skillnaden är marginell. Om PFOS ingår i ett framtida krav på ämnen som ska reduceras bör ozon kompletteras med GAK som efterbehandling eller så bör processteget endast utgöras av GAK. Dock är det svårt att nå hög reduktion av PFOS med GAK över lång tid.

De två reningsteknikerna antar olika stor yta, där ozon är mer yteffektivt än GAK, men båda får plats på den tillgängliga yta som finns. Placering av LOX-tank och GAK-filter är satta under förutsättning att befintlig biobädd rivs, vilket ska göras i samband med ombyggnation av biosteget.

Ett ozoneringssteg är billigare än GAK-filter enligt utförda kalkyler, både ur investerings- och driftsynpunkt. Det ska dock betonas att en stor del av driftkostnadskalkylen för GAK utgörs av kostnaden för utbyte av filtermedia och här finns en stor osäkerhet i både pris och med vilken frekvens detta kommer göras.

En annan fördel med ozon är att det bildas ett överskott av syre i utgående vatten från kontakttanken, vilket innebär att man i praktiken kan förvänta sig att få nitrifikation i det efterföljande sandfiltret. Troligtvis bryts även en del organiska föroreningar innehållande kväve ned. Detta är särskilt en fördel om det kommer striktare kvävekrav, till exempel krav på låg ammoniumhalt i utgående vatten. Är ammonium/ammoniak ett problem i recipienten är detta ett argument för att välja ozon som reningsteknik.

Någon utredning av reningsteknikernas klimatpåverkan har inte ingått i denna förstudie. Tidigare studier har dock utifrån livscykelanalys visat att ozon har en låg klimatpåverkan jämfört med processer med aktivt kol (Baresel, o.a., 2017), och det är i driftskedet som den största påverkan sker. För ozon är det ozonproduktionen som utgör den största klimatpåverkan och för GAK är det tillverkning och regenerering av aktivt kol som har en mycket stark klimatpåverkan. Även om regenerering av kolet minskar klimatpåverkan

avsevärt är den fortfarande betydligt högre än för ozonering (ca 5 gånger högre). Dessutom måste det, på grund av förluster, alltid tillsättas cirka 10% nytt kol vid regenerering. Om regenerering sker i Sverige eller i Europa påverkar inte klimatavtrycket i någon större utsträckning.

Hur rening av läkemedel och andra mikroföroreningar ska prioriteras gentemot den klimatpåverkan som reningen har eller gentemot andra investeringar (med andra miljövinster) som skulle kunna göras är en komplex fråga och inget som går att ta ställning till utifrån denna förstudie. Liksom för alla investeringar behöver behovet och nyttan ställas mot kostnaderna och en prioritering göras utifrån kommunens övriga investeringsbehov på VA-anläggningarna.

Tabell 13. Jämförelse av de ingående reningsteknikerna ozon och GAK utifrån olika aspekter för Alvesta ARV.

Beskrivning	Ozon	GAK	Kommentar
Påverkan på vattenmatris?	Nej	Nej	-
Lämplig teknik utifrån identifierade riskämnen med hög risk (furosemid, citalopram, oxazepam, ibuprofen, sertralin och östron)	Lämplig teknik när PFOA/PFOS ^a exkluderas. Bör kompletteras med GAK om PFAS-ämnen inkluderas i ett framtida reningskrav.	Lämplig teknik, ev. något sämre vid jämförelse med ozon för identifierade riskämnen. Bör nyttjas för PFAS-ämnen men hög reduktion över lång tid är svårt att nå.	PFOS oxideras inte av ozon.
Ytbehov (cirka), m ²	185	350	-
Processmässig placering	Efter kemisk rening och innan befintligt sandfilter	Efter sandfilter, sist i processen	Befintliga sandfilter fungerar som efterbehandling till ozoneringen.
Investeringskostnad, MSEK	34	57	-
Driftkostnad, MSEK/år	0,64	1,97	-

^a PFOS kan komma att identifieras som ett riskämne om framtida analyser med lägre rapporteringsgräns utnyttjas framgent.

9 Slutsatser

I detta kapitel sammanfattas de slutsatser som kunnat dras utifrån denna förstudie för avancerad rening av läkemedel och andra mikroföroreningar vid Alvesta ARV. Syftet med förstudien var att avgöra vilket behov som finns av att rena vattnet från läkemedelsrester samt utreda vilken reningsteknik som är lämplig att implementera för att genomföra läkemedelsreningen. Dessa två delar redovisas separat i detta kapitel.

9.1 Behov av avancerad rening av mikroföroreningar vid Alvesta ARV

Enligt den provtagning som gjorts i utgående avloppsvatten från Alvesta ARV släpps det årligen ut ca 6,6 kg läkemedel (inklusive PFOA och PFOS) i recipienten⁶. Detta motsvarar ungefär 0,9 g/pe, år. I de förstudier för avancerad rening av läkemedel och mikroföroreningar som Sweco driver ligger denna siffra mellan 0,9 och 2,0 g/pe,år och Alvesta ARV ligger alltså lågt i detta spann.

Baserat på utförd miljöriskbedömning bedöms behovet för avancerad rening som lågt i medelscenariot då endast ett ämne hamnade i kategorin hög risk (citalopram (1)). Recipientprovtagningen visade dock att sex substanser hamnar i kategorin hög risk, d.v.s. de kan utgöra en risk för organismerna som lever i ån. Slutsatsen är därmed att det behövs mer information om förekomsten av mikroföroreningar i recipienten för att med större säkerhet kunna bedöma behovet av avancerad rening.

Ett lämpligt nästa steg är att göra en uppföljande studie där recipientprovtagning vid olika vattenföringsförhållanden ingår för att få ett säkrare underlag avseende behovet av rening av mikroföroreningar. Då ån mynnar i Norra Salen redan efter ca 200 meter, där avloppsvattnet späds betydligt mer än i ån, kan ett alternativ vara att placera recipientprovtagningsspunkten där. Valet av recipientprovtagningsspunkt bör diskuteras med tillsynsmyndigheten.

Ett komplement till recipientprovtagning är att göra flödesmätningar i recipient samt 3D-modellering av hur mikroföroreningarna sprids i recipienten för att få en djupare förståelse för reningsverkets påverkan på Hjortsbergaån och Norra Salen. En modell kan beskriva föroreningarnas påverkan i tid och rum. För att göra detta behövs information om utgående halter från ARV och även bakgrundshalter i recipient. Resultat från modelleringen blir t.ex. vetskap om hur stor vattenvolym som överskrider PEC/PNEC, och hur ofta, samt lämplig lokalisering av relevanta provtagningsspunkter i recipient. Även information om när och var i recipienten påverkan från mikroföroreningarna sker kan erhållas utifrån olika scenarier, t.ex. med och utan avancerad rening och vid olika spädningsförhållanden.

9.2 Val av reningsteknik

Vattenmatrisen indikerade att det inte finns risker med reningsteknikerna GAK eller ozon. Båda reningsteknikerna kan därför anses vara lika tillämpbara utifrån vattenmatrisen vid en eventuell implementering av ett avancerat reningssteg. Höga susphalter har dock uppmätts vilket kan påverka funktionen både för ozon

⁶ Baserat på summahalten (medel av samtliga provtagningar) av de 39 substanser som analyserats i detta projekt. Substanser där samtliga mätningar är <LOQ har exkluderats.

och GAK. En uppföljning av susphalterna rekommenderas därför innan en eventuell projektering.

Vid en jämförelse mellan GAK och ozon baserat på förmåga till avskiljning av de sex identifierade mikroförroreningarna som utgör hög risk i Hjortsbergaån enligt recipientprovtagningen (citalopram, furosemid, ibuprofen, oxazepam, sertralin och östron), kan ozon eventuellt anses vara mer lämplig. Om PFOS (eller PFOA) inkluderas i ett framtida reningskrav bör GAK väljas framför ozon, alternativt kan ozon kombineras med aktivt kol. Det bör understrykas att PFOS-rening på avloppsvatten i fullskala inte är ett studerat område, vilket begränsar hur väl det kan bedömas.

Ett ozoneringssteg föreslås placeras före befintliga sandfilter. Sandfiltren fungerar då som biologisk efterbehandling vilket är nödvändigt för nedbrytning av både bi- och transformationsprodukter. En GAK-anläggning föreslås placeras efter sandfilter. Ytbehovet för en ozonanläggning har bedömts till cirka 185 m² och för en GAK-anläggning till cirka 350 m². Båda alternativen får plats på tillgänglig yta på tomten.

Enligt utförda investeringskalkyler är den totala anläggningskostnaden cirka 34 MSEK för en ozonanläggning och cirka 57 MSEK för en GAK-anläggning. Detta motsvarar en årlig kapitalkostnad på cirka 210 000 kr/kg renade mikroförroreningar för ozon och cirka 360 000 kr/kg renade mikroförroreningar för GAK⁷.

Enligt utförda driftkostnadskalkyler är den årliga kostnaden cirka 0,6 MSEK för ozon och cirka 1,4 MSEK för GAK. Detta motsvarar en kostnad på 0,45 kr/m³ behandlat vatten för ozon och 1,38 kr/m³ behandlat vatten för GAK.

⁷ Baserat på summahalten (medel av samtliga provtagningar) av de 39 substanser som analyserats i detta projekt. Substanser där samtliga mätningar är <LOQ har exkluderats.

10 Referenser

- (u.d.).
- Bansal, & Goyal. (2015). *Activated Carbon Adsorption*. Boca Raton: CRC Press.
- Baresel, C., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.-S., Jörgen, M., Dahlgren, L., . . . Söhr, S. (2017). *Handbok för rening av mikroföroreningar vid, Rapportnummer B 2288*. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K., & Olshammar, M. (2017). *Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten*. Stockholm: IVL.
- Belkouteb, N. F. (den 1 September 2020). Removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in a full-scale drinking water treatment plant: Long-term performance of granular activated carbon (GAC) and influence of flow-rate. *Water Research*.
- Berlin Centre of Competence for Water. (2021). *Fitness check for API elimination for WWTP Ekeby (SE)*. Berlin: Clear Waters from Pharmaceuticals.
- Betsholtz, A., Karlsson, S., Svahn, O., Davidsson, Å., Cimbritz, M., & Falås, P. (2021). Tracking ¹⁴C-Labeled Organic Micropollutants to Differentiate between Adsorption and Degradation in GAC and Biofilm Processes. *Environmental Science and Technology*, 11318–11327 .
- 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.
- Cimbritz. (2019). *Konsultrapport, kunskapslägget beträffande avancerad rening av mikroföroreningar*. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Cimbritz, M., & Mattsson, A. (2018). *Reningstekniker för läkemedel och mikroföroreningar i avloppsvatten - Redovisning av åtta projekt som fått medel från Havs- och Vattenmyndigheten*. Göteborg: Havs- och Vattenmyndigheten.
- Cimbritz, M., Tumlin, S., Hagman, M., Dimitrova, I., Hey, G., Mases, M., . . . la Cour Jansen, J. (2016). *Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar*. Svenskt Vatten.
- Edefell, E., Falås, P., Kharel, S., Hagman, M., Bester, K., & Christensson, M. (2021). MBBRs as post-treatment to ozonation: Degradation of transformation products and ozone-resistant micropollutants. *Science of the Total Environment*.
- Edefell, E., Svahn, O., Falås, P., Bengtsson, E., Axelsson, M., Ullman, R., & Cimbritz, M. (2022). Digging deep into a GAC filter – Temporal and spatial profiling of adsorbed organic micropollutants. *Water Research*.
- Falås, P., Juárez, R., Dell, L., Fransson, S., Karlsson, S., & Cimbritz, M. (2022). Bromide Rich-Wastewater in Coastal Areas—from Ozonation to Microbial Bromate Reduction. *SSRN*.
- Green, D., & Perry, R. (2008). *Perry's chemical engineers' handbook*. McGraw Hill.
- Gulde, R., Rutsch, M., Clerc, B., Schollée, J., von Gunten, U., & McArdell, C. (den 27 April 2021). Formation of transformation products during ozonation of secondary wastewater effluent and their fate in post-treatment: from laboratory- to fullscale. *Water Research*.

- Havs- och Vattenmyndigheten. (2019:25). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*. Havs- och Vattenmyndigheten.
- IVL. (2015). *Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten, Nr B2218*. Stockholm: IVL.
- IVL. (2016). *Sammanställning av befintlig kunskap om föroreningskällor till PFAS-ämnen i svensk miljö*. Stockholm: IVL.
- Kamp, M., Dahlberg, C., & Barkman, K. (2020). *Stöd för upprättande av förfrågningsunderlag inför upphandling av läkemedelsrening med ozon*. Jönköping: Svenskt Vatten AB.
- Kemikalieinspektionen. (2020). *Hazard and risk assessment of chemicals - an introduction, Article number 511 380, guidance 7*. Stockholm: Kemikalieinspektionen.
- Kennedy, A., Reinert, A., Knappe, D., Ferrer, I., & Summers, R. (den 23 September 2015). Full- and pilot-scale GAC adsorption of organic micropollutants. *Water Research*, ss. 238-248.
- Krasner, Westerhoff, Mitch, Hanigan, McCurry, & von Gunten, U. (2018). Behavior of NDMA precursors at 21 full-scale water treatment facilities. *Environmental Science Water Research & Technology*.
- Kårelid, V., Larsson, G., & Björleinius, B. (den 16 February 2017). Pilot-scale removal of pharmaceuticals in municipal wastewater: Comparison of granular and powdered activated carbon at three wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, 491-502.
- Lee, Y., & von Gunten, U. (den 27 November 2010). Oxidative transformation of micropollutants during municipal wastewater treatment: Comparison of kinetic aspects of selective (chlorine, chlorine dioxide, ferrate, and ozone) and non-selective oxidants (hydroxyl radical). *Water Research*, ss. 555-566.
- Lee, Y., & von Gunten, U. (den 27 November 2010). Oxidative transformation of micropollutants during municipal wastewater treatment: Comparison of kinetic aspects of selective (chlorine, chlorine dioxide, ferrate, and ozone) and non-selective oxidants (hydroxyl radicals). *Water Research*, ss. 555-566.
- Lee, Y., & von Gunten, U. (den 2 Mars 2016). Advances in predicting organic contaminant abatement during ozonation of municipal wastewater effluent: reaction kinetics, transformation products, and changes of biological effects. *Water Research*, ss. 421-442.
- Länsstyrelsen, S. (2021). *Läkemedel i vattenrecipient, hur prioriterar vi framtidens rening? En studie om läkemedels påverkan på vattenmiljön nedströms reningsverk som grund för prioritering för avancerad rening och återvinning av vatten*. Malmö: Länsstyrelsen i Skåne, rapport 2021:13.
- McArdell, C. (den 5 april 2022). *Stowa*. Hämtat från Stowa: www.stowa.nl
- Meinel, F., Zietzschmann, F., Ruhl, A., Sperlich, A., & Jekel, M. (den 6 January 2016). The benefits of powdered activated carbon recirculation for micropollutant removal in advanced wastewater treatment. *Water Research*, ss. 97-103.
- Metcalfe, C., Metcalfe, T., Kiparissis, Y., Koenig, B., Khan, C., Hughes, R., . . . Potter, T. (2001). Estrogenic potency of chemicals detected in sewage treatment plant effluents as determined by in vivo assays with Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Environmental Toxicological Chemistry*, ss. 297-308.

- Miehe, Stapf, & Schuman. (2017). *Studie über Effekte und Nebeneffekte bei der Behandlung von kommunalem Abwasser mit Ozon*. Berlin: Kompenzzentrum Wassser Berlin.
- Miljö, T. E. (2019). *Implementering av fullskalig läkemedelsrening vid Tierps reningsverk*. Tierp.
- Naturvårdsverket. (2016). *Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel. En sammantagen bild av förekomsten i miljön. Redovisning av ett regeringsuppdrag*. Stockholm: Naturvårdsverket, rapport 6709.
- Oekotoxzentrum. (2015). *Proposals for acute and chronic quality standards*. Zürich: Oekotoxzentrum Schweiz.
- Padhye, L., Luzinova, Y., Cho, M., Mizaikoff, B., Kim, J.-H., & Huang, C.-H. (2011). PolyDADMAC and Dimethylamine as Precursors of N-Nitrosodimethylamine during ozonation: reaction kinetics and mechanisms. *Environmental Science and Technology*, 4353-4359.
- Pinkernell, & Gunten, v. (2001). Bromate minimization during ozonation: mechanistic considerations. *Environmental Science and Technology*, 2525-2531.
- Regeringskansliet. (2015). *Utredningen om spridning av PFAS-föreningar i dricksvatten, M 2015:B*. Stockholm: Regeringskansliet.
- Schindler Wildhaber, Y., Mestankova, H., Schärer, M., Schirmer, K., Salhi, E., & von Gunten, U. (2015). Novel test procedure to evaluate the treatability of wastewater with ozone. *Water Research*, 324-335.
- Stapf, M., Miehe, U., Bester, K., & Lukas, M. (2020). *Guideline for advanced API removal*. CWPharma.
- Svahn, O., & Björklund, E. (2017). *LUSKA Läkemedelsutsläpp från Skånska Avloppsreningsverk 2017*. Kristianstad: Högskolan Kristianstad.
- Sweco. (2017). *Resvav läkemedelsrening - kostnadsbedömningar för införande av tekniker för avskiljning av svårnedbrytbara ämnen*. Malmö: Swedish Water Research.
- Sweco. (2020). *Förstudie PAK och GAK: Ryaverket*. Malmö.
- Sweco. (2020). *Rening av mikroföroreningar vid Kungsängsverket i Uppsala*. Uppsala: Sweco.
- Tell, J., Caldwell, D., Häner, A., Hellstern, J., Hoeger, B., & Journal, R. V. (den 28 Februari 2019). Science-based Targets for Antibiotics in Receiving Waters from Pharmaceutical . *Integrated Environmental Assessment and Management Vol 15*, ss. 312-319.
- Vatten, S. (den 4 april 2022). *Läkemedelsrening*. Hämtat från Läkemedelsrening: www.lakemedelsrening.se
- Verken, T. (den 5 april 2022). *Tekniska Verken*. Hämtat från Tekniska Verken, Linköping: <https://www.tekniskaverken.se/om-oss/anlaggningar/avloppsreningsverk/>
- 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 wastewater and water treatment - from basic principles to applications*. London: IWA publishing.
- VSA. (den 5 april 2022). *VSA - Platform process engineering micropollutants*. Hämtat från VSA: www.micropoll.ch/en/home
- Wunderlin, & Grelot. (2021). *Abklärungen Verfahrenseignung Ozonung*. Glattbrugg, Schweiz: VSA.

- Ågerstrand, M. (2019). *Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances*. Stockholm: ACES Report.
- 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.

Appendix 1 – PEC/PNEC-beräkningar för studerade mikroföroreningar

Ämnen (NV:s lista + etinylöstradiol och östradiol och PFOA/PFOS)	PEC(utspädning 37) (ng/L)	PEC(recipient) (ng/L)	PNEC - effektnivå (ng/L)	Säkerhetsfaktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor	PEC(utspädning 37)/PNEC	PEC(recipient)/PNEC
17β-östradiol	0,0	0,00	0,4		Havs- och vattenmyndigheten (HaV) 2019 Bedömningsgrund "God status" årsmedelvärde inlandsytvatten HVMFS	0,00	0,00
17α-etinylöstradiol	0,0	0,00	0,035		HaV 2019 Bedömningsgrund "God status" inlandsytvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	0,00	0,00
Atenolol	6,5	29,30	150000		Schweiziskt EQS 2015	0,00	0,00
Azitromycin	0,4	18,00	19		Schweiziskt EQS 2015	0,02	0,95
Bensotriazol	6,2	100,50	19000		Schweiziskt EQS 2015	0,00	0,01
Bisfenol A	0,7	<10	1600		HaV 2019 Bedömningsgrund "God status" inlandsytvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	0,00	<0,01
Ciprofloxacin	0,3	0,00	100		HaV 2019 Bedömningsgrund SFÅ "God status" inlandsytvatten max tillåten koncentration HVMFS 2019:25	0,00	0,00
Citalopram (1)	2,5	21,25	0,075	2000 (1000*2)	Ågerstrand 2019	33,70	283,33
Citalopram (2)	2,5	21,25	20	50	Fernández-Rubio et al. 2019	0,13	1,06
Diklofenak	6,6	83,20	100		HaV 2019 Bedömningsgrund "God status" inlandsytvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	0,07	0,83
Erytromycin	0,0	0,00	200		Tyskt EQS 2015	0,00	0,00
Flukonazol	0,8	3,40	250	10	Tell et al. 2019	0,00	0,01
Furosemid	16,7	235,80	156	1000	Ågerstrand 2019	0,11	1,51
Hydrokortiazid	1,4	14,10	1000	10	Ågerstrand 2019	0,00	0,01
Ibuprofen	4,8	235,80	11		Schweiziskt EQS 2016	0,44	21,44
Imidakloprid	0,1	0,70	5		HaV 2019 Bedömningsgrund SFÅ "God status" inlandsytvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	0,01	0,14
Irbesartan	1,2	14,83	704000	10	Miljöinfo i FASS för Aprovel (Sanofi) 16 feb 2022 https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplId=20040302000012&docType=78&scrollTop=0	0,00	0,00

Ämnen (NV:s lista + etinylöstradiol och östradiol och PFOA/PFOS)	PEC(utspädning 37) (ng/L)	PEC(recipient) (ng/L)	PNEC - effektivnivå (ng/L)	Säkerhetsfaktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor	PEC(utspädning 37)/PNEC	PEC(recipient)/PNEC
Karbamazepin	3,0	44,60	500	50	Tyskt EQS 2015	0,01	0,09
Ketokonazol	0,0	1,60	4000		Bengtsson-Palme & Larsson (2016) (MIC används som PNEC)	0,00	0,00
Klaritromycin	1,5	8,30	80	10	Tell et al. 2019	0,02	0,10
Losartan	9,1	179,10	63700	1000	Godoy et al. 2015	0,00	0,00
Metoprolol	16,5	161,20	8600		Schweiziskt EQS 2016	0,00	0,02
Metotrexat	0,0	0,00	85000		Simon Webb 2001	0,00	0,00
Naproxen	16,7	87,30	1700		Schweiziskt EQS 2015	0,01	0,05
Oxazepam	3,7	42,80	10	100 (50*2)	Ågerstrand 2019	0,37	4,28
Paracetamol	10,8	6,20	46000	10	Ågerstrand 2019	0,00	0,00
PFOA	0,2	<3	3		Kalifornien (Environmental Protection Agency) 2021 (prel. rapport). (Baserat på humana effekter (ökad risk för leverskada) - Health protective concentration (HPC), dricksvatten).	0,05	1,00
PFOS	0,4	<3	0,65		HaV 2019 Kemisk ytvattenstatus - inlandsytvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	0,63	<4,6
Propranolol	0,7	7,20	160		Schweiziskt EQS 2013	0,00	0,05
Sertralin	0,8	26,30	9,4	50	Ågerstrand 2019	0,08	2,80
Sulfametoxazol	0,5	12,20	600		Tyskt och schweiziskt EQS (2016)	0,00	0,02
Tramadol	6,4	95,70	959		Fick et al. (2010)	0,01	0,10
Trimetoprim (1)	0,8	5,20	100	10	Tell et al. 2019	0,01	0,05
Trimetoprim (2)	0,8	5,20	120000		Schweiziskt EQS 2015	0,00	0,01
Venlafaxin	5,8	65,80	91,9		Zhou et al. 2019	0,06	0,72
Zolpidem	<0,03	<1	940		Fick et al. (2010)	<0,00	<0,00
Östron	0,3	7,00	3,6		Schweiziskt EQS 2011	0,08	1,94

Referenser PNEC

- Bengtsson-Palme, J., & Larsson, D. J. (2016). Concentrations of antibiotics predicted to select for resistant bacteria: Proposed limits for environmental regulation. *Environmental International*, 140-149.
- California Environmental Protection Agency. (2021). *Public Health Goals: Perfluorooctanoic Acid and Perfluorooctane Sulfonic Acid in Drinking Water*. Office of Environmental Health Hazard Assessment.
- FASS. (2022, Februari 16). *Aprovel - Sanofi AB*. Retrieved from fass.se: <https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplld=20040302000012&docType=78&scrollPosition=0>
- Fernandez-Rubio, J., Rodríguez-Gil, J. L., Postigo, C., Mastroianni, N., López de Alda, M., Barceló, D., & Valcárcel, Y. (2019). Psychoactive pharmaceuticals and illicit drugs in coastal waters of. *Chemosphere*, 379-389.
- Fick, J., Lindberg, R. H., Tysklind, M., & Larsson, J. D. (2010). Predicted critical environmental concentrations for 500 pharmaceuticals. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 58, 516-523.
- Godoy, A. A., Kummrow, F., & Pamplin, P. A. (2015, April 7). Ecotoxicological evaluation of propranolol hydrochloride and losartan potassium to Lemna minor L. (1753) individually and in binary mixtures. *Ecotoxicology*, pp. 1112-1123.
- Havs- och Vattenmyndigheten. (2019:25). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten*. Havs- och Vattenmyndigheten.
- Swiss Centre for Applied Ecotoxicology. (2013). *Proposals for Quality Criteria for Surface Waters*. Retrieved from Ecotoxcentre.ch: <https://www.ecotoxcentre.ch/expert-service/quality-criteria/quality-criteria-for-surface-waters/>
- Swiss Centre for Applied Ecotoxicology. (2015). *Proposals for Quality Criteria for Surface Waters*. Retrieved from Ecotoxcentre.ch: <https://www.ecotoxcentre.ch/expert-service/quality-criteria/quality-criteria-for-surface-waters/>
- Swiss Centre for Applied Ecotoxicology. (2016). *Proposals for Quality Criteria for Surface Waters*. Retrieved from Ecotoxcentre.ch: <https://www.ecotoxcentre.ch/expert-service/quality-criteria/quality-criteria-for-surface-waters/>
- Tell, J., Caldwell, D. J., Häner, A., Hellstern, J., Hoeger, B., Journal, R., . . . Vestel, J. (2019, Februari 28). Science-based Targets for Antibiotics in Receiving Waters from Pharmaceutical Manufacturing Operations. *Integrated Environmental Assessment and Management Vol 15*, pp. 312-319.
- Webb, S. F. (2001). A Data Based Perspective on the Environmental Risk Assessment of Human Pharmaceuticals II — Aquatic Risk Characterisation. *Pharmaceuticals in the Environment*, 203-219.
- Wenzel, D. A., Schlich, D. K., Shemotyuk, B. S., & Nendza, D. M. (2015). *Revision der Umweltqualitätsnormen der Bundes-Oberflächengewässerverordnung nach Ende der Übergangsfrist für Richtlinie 2006/11/EG und Fortschreibung der europäischen*
- Umweltqualitätsziele für prioritäre Stoffe*. Schmallenberg: Fraunhofer Institute for Molecular Biology and Applied Ecology IME.
- Zhou, S., Di Paolo, C., Wu, X., Shao, Y., Seiler, T.-B., & Hollert, H. (2019). Optimization of screening-level risk assessment and priority selection of emerging pollutants – The case of pharmaceuticals in European surface waters. *Environment International* 128, 1-10.
- Ågerstrand, M. (2019). *Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical*. Stockholm: Stockholm University - Department of Environmental Science (ACES).

Uppdragsnummer: 30030783

Datum: 2022-06-29

Ver: Granskningshandling

Dokumentreferens: \\sejkgfs003\projekt\21841\30030783_förstudie_alvesta_läkemedelsrening\000\10_arbetsmtrl_dok\rapport läkemedelsrening alvesta arv_220629.docx

Appendix 2 – Investeringskostnad



1

Uppdrag / Assignment Läkemedelsutredning Alvesta	Upprättad av / Issued by Gerly Hey/Yingdi Chen	Datum / Date 2022-06-07
Beställare / Client	Kontrollerad av / Checked by Esbjörn Öhrström	Datum Rev. Datum
Uppdragsnummer / Reference No 30030783	Godkänd av / Approved by	Status-ersätter Arbetshandling

Investeringskostnadskalkyl Ozon 800 m³/h

Byggnadsdel	Antal	Enhet	Pris/enhet	Pris	Kommentar
Mark och betongarbete					Geotekniska förutsättningar okända, pållning/spont/grundvatten sänkning ingår ej.
Jordschakt	267	m3	200 kr	53 460 kr	
Fyllning	89	m3	300 kr	26 730 kr	
Betong kontaktbassäng ozon	178	m3	7 500 kr	1 336 500 kr	
Delsum Mark och betongarbete				1 416 700 kr	
Bygg					
Maskinbyggnad	110	m2	24 000 kr	2 640 000 kr	
Övertäckning kontaktbassäng	30	m2	12 000 kr	356 400 kr	
Platta för LOX/förgasare	44	m2	5 000 kr	220 000 kr	
Delsum Bygg				3 216 400 kr	
VVS	25%			660 000 kr	av byggnad
Maskin				12 600 000 kr	
EI & Automation	35%			4 410 000 kr	av maskin
Oförutsett	20%			4 460 700 kr	
Entreprenadkostnad				26 763 800 kr	
Byggherrekostnader:	25%				
Projektleddning	4,0%			1 070 600 kr	
Projekteringsledning	2,0%			535 300 kr	
Projektering	10,0%			2 676 400 kr	
Upphandling	1,0%			267 700 kr	
Byggledning	2,0%			535 300 kr	
Kontroll	2,0%			535 300 kr	
Uppföljning av garantier, besiktningar	1,0%			267 700 kr	
Igångkörning	1,0%			267 700 kr	
Drift- och skötselinstruktioner, slutdokumentation	1,0%			267 700 kr	
CE-märkning	1,0%			267 700 kr	
Anläggningskostnad				33 460 000 kr	

Uppdrag / Assignment Läkemedelsutredning Alvesta	Upprättad av / Issued by Gerly Hey/Yingdi Chen	Datum / Date 2022-06-21
Beställare / Client	Kontrollerad av / Checked by Esbjörn Öhrström	Datum Rev. Datum
Uppdragsnummer / Reference No 30012968	Godkänd av / Approved by	Status-ersätter Arbetshandling

Investeringskostnads kalkyl GAK 800 m³/h

Byggnadsdel	Antal	Enhet	Pris/enhet	Pris	Kommentar
Mark och betongarbete					Geotekniska förutsättningar okända, påning/spont/grundvatten sänkning ingår
Jordschakt	1476	m3	200 kr	295 200 kr	
Fyllning	492	m3	300 kr	147 600 kr	
Öppna kolfilter, 6st, 120m2	396	m3	7 000 kr	2 772 000 kr	
Utrymme med rörgalleri	198	m3	6 000 kr	1 188 000 kr	
Spolvattentank	195	m3	6 000 kr	1 170 000 kr	
Spolavloppstank	195	m3	6 000 kr	1 170 000 kr	
Delsum Mark och betongarbete				6 742 800 kr	
Bygg					
Lyftpumpstation	50	m3	6 000 kr	300 000 kr	
Byggnad	158	m2	32 000 kr	5 068 800 kr	pumprum, lagringstank, elrum, fiaktrum
Lyftanordning, fundament				200 000 kr	
Delsum Bygg				5 568 800 kr	
VVS	25%			1 564 200 kr	av byggnad
Maskin				18 000 000 kr	
El & Automation	35%			6 300 000 kr	av maskin
Oförutsett	20%			7 635 200 kr	
Entreprenadkostnad				45 811 000 kr	
Byggherrekostnader:	25%				
Projektleddning	4,0%			1 832 500 kr	
Projekteringsledning	2,0%			916 300 kr	
Projektering	10,0%			4 581 100 kr	
Upphandling	1,0%			458 200 kr	
Byggledning	2,0%			916 300 kr	
Kontroll	2,0%			916 300 kr	
Uppföljning av garantier, besiktningar	1,0%			458 200 kr	
Igångkörning	1,0%			458 200 kr	
Drift- och skötselinstruktioner, slutdokumentation	1,0%			458 200 kr	
CE-märkning	1,0%			458 200 kr	
Anläggningskostnad				57 270 000 kr	