



D1909 Läkemedelsrening

Förstudie av alternativ för läkemedelsrening på Ryaverket

Förord

Följande rapport är resultatet av en förstudie för läkemedelsrening på Ryaverket. Förstudien har drivits av projektledare Gustaf Ernst med assistans av Mats Strandberg.

Upplägget av arbetet har planerats i samarbete med projektets referensgrupp på Gryaab som består av Ann Mattsson, Malin Olsson, Anders Hansson och Mats Strandberg.

Arbetet delades upp i 3 delprojekt enligt

1. Byggbarhet och teknisk utredning
2. Klargörande processutredningar
3. Hållbarhetsanalys

I delprojekt 1 har processdesign och byggbarhet utretts med hjälp av konsulter. Kapitlet om ozonering har till största del skrivits av Matilde Kamp och Carl Dahlberg på Sweco i Jönköping. Kapitlet om aktivt kol har till största del skrivits av Anders Kronwall, Linda Önnby och Linus Karlsson på Sweco i Malmö.

Delprojekt 2 har sammanställts och till stor del skrivits av Susanne Tumlin, utvecklingsingenjör på Gryaab. Laboratieförsök har utförts av Per Falås, Stina Karlsson och Lauren Dell på LTH samt av internt laboratorium på Gryaab, till övervägande del av Lucica Enache. Dessutom har en utbytesstudent, Patrick Verkleij, arbetat med hantering av pulveriserat aktivt kol. Tyvärr avbröts hans försök av att universitetet i Nederländerna kallade hem sina studenter pga. Corona.

I delprojekt 3 har Maria Neth (industridoktorand på Gryaab/Chalmers) hållit i genomförande och sammanställning av hållbarhetsanalysen.

IVL har genom Christian Baresel hjälpt till att sammanställa de analyser av läkemedelsrester i utgående, renat avloppsvatten samt i recipienten som fanns sedan tidigare.

Vi tackar också alla som har bidragit till att öka vår kunskap om läkemedelsrening genom studiebesök eller presentationer vars namn presenteras i slutet av rapporten.

November 2020
Gustaf Ernst
Susanne Tumlin
Maria Neth

Innehållsförteckning

| | | |
|------|--|----|
| 1 | Bakgrund | 10 |
| 1.1 | Inledning | 10 |
| 1.2 | Ryaverket | 11 |
| 1.3 | Referensanläggningar | 13 |
| 1.4 | Kalkylarbete | 15 |
| 2 | Ozonering | 17 |
| 2.1 | Ozon | 17 |
| 2.2 | Processutformning | 17 |
| 2.3 | Klargörande processutredningar | 18 |
| 2.4 | Förväntade reningsresultat | 24 |
| 2.5 | Teknisk utformning | 25 |
| 2.6 | Elsystem | 32 |
| 2.7 | Bygg och mark | 33 |
| 2.8 | Kostnader | 35 |
| 2.9 | Diskussion | 38 |
| 2.10 | Känslighetsanalys | 40 |
| 2.11 | Slutsatser | 41 |
| 3 | PAK: dimensionering, beskrivning och analys | 43 |
| 3.1 | Aktivt kol | 43 |
| 3.2 | Processutformning | 45 |
| 3.3 | Klargörande processutredningar | 45 |
| 3.4 | Dosering, reaktion och avskiljning | 59 |
| 3.5 | Behandling av PAK-slam | 60 |
| 3.6 | Dimensionering av processkomponenter | 61 |
| 3.7 | Maskinkomponenter | 63 |
| 3.8 | Layout | 63 |
| 3.9 | Påverkan på befintlig reningslinje och antagande | 64 |
| 3.10 | Elsystem | 65 |
| 3.11 | Yttre förutsättningar | 66 |
| 3.12 | Bygg och mark | 66 |
| 3.13 | Kostnader | 67 |
| 3.14 | Känslighetsanalys | 68 |
| 3.15 | Slutsatser | 68 |
| 4 | GAK: dimensionering, beskrivning och analys | 70 |

| | | |
|------|---|-----|
| 4.1 | Filtrering | 70 |
| 4.2 | Dimensionering av processkomponenter | 70 |
| 4.3 | Maskinkomponenter | 72 |
| 4.4 | Layout | 72 |
| 4.5 | Hydraulik och flödesschema | 74 |
| 4.6 | Påverkan på befintlig reningslinje | 75 |
| 4.7 | Elsystem | 75 |
| 4.8 | Yttre förutsättningar | 76 |
| 4.9 | Bygg och mark | 76 |
| 4.10 | Kostnader | 77 |
| 4.11 | Känslighetsanalys | 79 |
| 4.12 | Schablonsinvesteringskostnad på jungfrulig mark för GAK | 80 |
| 4.13 | Kolreakivering på Ryaverket | 81 |
| 4.14 | Slutsatser | 83 |
| 5 | Sammanställning och tidplan | 84 |
| 5.1 | Tidplan | 84 |
| 5.2 | Sammanställning av de tre alternativen | 85 |
| 6 | Hållbarhetsanalys | 91 |
| 6.1 | Syfte | 91 |
| 6.2 | Metod | 91 |
| 6.3 | Systemgränser och avgränsningar | 92 |
| 6.4 | Specificering av alternativ | 92 |
| 6.5 | Betygsskala | 93 |
| 6.6 | Kriterier | 94 |
| 6.7 | Utredning | 95 |
| 6.8 | Betygsättning | 98 |
| 6.9 | Viktning | 102 |
| 6.10 | Grundresultat från multikriterieanalysen | 104 |
| 6.11 | Känslighetsanalyser | 105 |
| 6.12 | Slutresultat och diskussion | 110 |
| 7 | Slutsatser och rekommendationer | 112 |
| 7.1 | Rekommendationer | 112 |
| 8 | Riskbedömning i recipient | 113 |
| 8.1 | Frågeställningar | 113 |
| 8.2 | Metod | 113 |
| 8.3 | Resultat | 113 |
| 8.4 | Slutsatser | 114 |

| | | |
|-----|-------------------------------|-----|
| 9 | Referenser _____ | 115 |
| 9.1 | Litteratur _____ | 115 |
| 9.2 | Konsulter _____ | 119 |
| 9.3 | Andra externa kontakter _____ | 120 |
| 9.4 | Interna dokument _____ | 121 |
| 9.5 | Interna resurser _____ | 122 |
| 10 | Bilagor _____ | 123 |

Sammanfattning

Gryaab har under 2019 och 2020 utfört föreliggande förstudie för att utreda möjligheterna för införande av läkemedelsrening på Ryaverket. Förstudien är finansierad av Naturvårdsverket som delat ut bidrag för antingen investering eller förstudier för läkemedelsrening på avloppsreningsverk. Gryaab sökte och beviljades bidrag år 2019. Anledningen att bidrag söktes var för att vara förberedda på ett eventuellt kommande krav på läkemedelsrening i framtiden. Det finns inga planer eller myndighetskrav på att införa läkemedelsrening i dagsläget.

I denna förstudie jämförs tre olika tekniker för läkemedelsrening och hur dessa skulle kunna införas på Ryaverket vid ett konstaterat behov, eller krav:

1. Ozonering
2. Pulveriserat aktivt kol (PAK)
3. Granulerat aktivt kol (GAK)

Var och ett av dessa bedöms vara möjligt att införa till processen på Ryaverket. GAK kräver dock väldigt stor yta, vilket är en brist på Ryaverket. Huvudförslaget för införande av GAK är därför att utöka Gryaabs nuvarande område åt väster, till en del av Rya skog som inte är fredad. En alternativ placering i nuvarande slambyggnad har också övergripande utretts.

Förslagen för både PAK och ozon innebär att de befintliga MBBR (reningsprocesser med rörliga biofilmsbärare, på engelska; moving bed biofilm reactor) processerna begränsar maxflödet över läkemedelsreningen. Därför sätts maxflöde för samtliga processlösningar till 4,5 m³/s. Detta bedöms innebära att ca 80 % av förväntat avloppsvattenflöde ett normalår kring år 2050 kommer att kunna behandlas i läkemedelsreningen.

I denna förstudie antas samtliga processlösningar ge samma reduktion av läkemedelsrester, omkring 80-90 % reduktion över reaktorn. I praktiken ger troligen de föreslagna teknikerna olika kvalitet på utgående vatten. Det finns dock osäkerheter för samtliga processer varför pilottestning på Ryaverket av aktuell teknik rekommenderas innan slutgiltigt processval görs vid ett konstaterat behov eller krav infaller. Sammantaget innebär flödesbegränsningen till läkemedelsreningen (80 %) och den förväntade reduktionen i läkemedelsreningen (80-90 %) en total reduktion av läkemedelsmängden med 65 -70 %.

Ozonering

För ozonering är grundförslaget att placera reaktorn före MBBR för efternitritifikation (EN). Detta betyder att både EN och MBBR för efterdenitrifikation (ED) nyttjas som biologisk efterbehandling för ozoneringen. Vid ett studiebesök på ozoneringsanläggningen i Linköping noterades att en likartad placering orsakade driftproblem, varför alternativ B för ozon introducerades i denna förstudie.

Alternativ B innebär att reaktorn istället placeras sist i processen, efter skivfilteranläggningen. Under förstudiens gång har det framkommit en del uppgifter som talar för att driftproblemen i Linköping borde kunna undvikas om lärdom tas ifrån deras problem. Dessutom innebär byggnationen av alternativ B större kostnader och att avsaknad av efterbehandling måste hanteras. Slutsatsen är att alternativ A (före EN) rekommenderas före alternativ B.

Ozon förslås produceras på plats med hjälp av en ozongenerator som använder syrgas som råvara. Ozongeneratoren omvandlar syre till ozon med hjälp av elektricitet. Syret kan antingen köpas in från en extern leverantör eller produceras på plats från omgivande luft och elektricitet. En intern syrgasfabrik rekommenderas i denna förstudie, både för att det ekonomiskt verkar vara något bättre och för att slippa transporter och hantering av flytande (kryogen) syrgas inne på Gryaabs område.

Ozongenereringen använder stora mängder el och producerar mycket spillvärme med låg temperatur. Värmen kan antingen kylas bort med avloppsvatten eller återvinnas med en värmepump. Detta kan även förbättra effektiviteten ytterligare genom att det håller generatoren vid en lägre temperatur. Nackdelen med en värmepump är att det går åt el för att driva den. Värmepump rekommenderas ändå då det innebär att Gryaabs värmebehov kommer att täckas helt under ca 7 månader/år och under övriga 5 månader reduceras behovet av extern värmeförsel kraftigt.

Ozonering ger en stark oxideringsreaktion och det finns risk att bilda nya föreningar som är oönskade. Bromid i avloppsvatten kan omvandlas till bromat, som är cancerogent, vid ozonering. Utgående och eftersedimenterat vatten på Ryaverket innehöll vid analys ca 0,2 - 0,3 mg/L bromid, vilket innebär att det finns risk för bromatbildning. Labförsök av ozonering på vatten från Ryaverket visar att halten bromat i utgående vatten är ca 30 µg/L vid föreslagen ozondos. Det finns idag inget gränsvärde för utgående halt av bromat, men ekotoxgruppen vid forskningsinstitutionen Eawag i Schweiz har föreslagit ett gränsvärde på 50 µg/L för utgående avloppsvatten från avloppsreningsverk i Schweiz.

PAK

Pulveriserat aktivt kol föreslås doseras till EN vilket skulle innebära att både EN och ED blir kombinerade reaktorer för både konventionell kväverening och läkemedelsrening. Kolpulvret skulle sedan avskiljas från vattnet genom befintliga skivfilter och slammet från skivfiltret (SF) behandlas separat i en ny slamhantering.

För att PAK ska anses gångbart får inte de nuvarande processerna i EN och ED störas, dessa processer får i sin tur inte heller störa läkemedelsavskiljningen och avskiljning av slam med aktivt kol i skivfilter måste fungera. Enligt genomförda labförsök så påverkar eller påverkas varken nitrifikationen eller denitrifikationen signifikant. Dock visar försöken att adsorptionstiden är avgörande för reduktionen av läkemedel, därför rekommenderas att recirkulera avskilt slam från SF tillbaka till EN för att öka uppehållstiden för kolet. Nackdelen med detta är att partikelbelastningen på skivfilteranläggningen ökar eftersom partiklarna måste avskiljas ytterligare en gång. Avskiljning i skivfilter har testats ett fåtal gånger i labskala (innan försöken avbröts pga pandemin) med positiva resultat, men i praktiken är detta fortfarande en mycket stor osäkerhet.

Slammet från SF föreslås behandlas i en ny separat slambehandling. Detta för att inte påverka slamkvaliteten på det övriga slammet som idag till stor del används för jordbruk. Slamförtjockning föreslås ske med gravitationsförtjockare och därefter avvattning med hjälp av skruvpressar. I denna förstudie har dessa metoder inte testats och innebär en stor osäkerhet. Det avvattnade slammet innehållande kol med läkemedelsrester och bioslam från MBBR-processerna måste hanteras separat. Föreslagen metod är förbränning vilket innebär en mycket stor kostnad eftersom slammängden beräknas bli ca 21 000 ton/år. Även om PAK enligt föreslagen layout ger en låg investeringskostnad så blir driftkostnaden väldigt hög.

GAK

Granulerat aktivt kol fungerar som ett sandfilter där sanden är utbytt mot granuler av aktivt kol. Granulerna behöver således inte avskiljas från vattnet utan ligger kvar i filtret. Det aktiva kolet i GAK har fördelen jämfört med PAK att det kan regenereras och återanvändas i processen. Nackdelen är att processen är väldigt ytkrävande och investeringskostnaden hög. Eftersom Ryaverket har ont om plats rekommenderas att anläggningen placeras i Rya skog, dvs väster om skivfilterbyggnaden utanför Gryaabs nuvarande tomt. Detta anses vara den bästa placeringen. Som alternativ har även en skiss över

hur GAK skulle kunna placeras i slambyggnaden tagits fram. Det skulle i så fall innebära omfattande ombyggnader och omlokalisering av slambehandling.

Avgörande för driftkostnaden för en GAK-anläggning är hur länge kolet kan användas innan det behöver bytas ut och ersättas med nytt eller regenererat kol. Denna förstudie utgår ifrån att kolet behöver bytas efter 20 000 bäddvolymmer. Regenerering av kol är den överlägset största driftkostnaden för GAK. Idag finns ingen anläggning för regenerering av kol från reningsverk i Norden utan kolet antas i den här studien transporteras till Belgien för regenerering.

Kostnader

Investeringskostnaden för ozonering på Ryaverket förväntas bli ca 520 miljoner kr med år 2020 kostnadsnivå, för GAK blir investeringen ca 730 miljoner kr. Investeringen för PAK är dock mycket lägre med en investering omkring 160 miljoner. Samtliga kostnadskalkyler är utförda med succesivkalkyleringsmetoden och kostnaden som redovisas är medelkostnad + 3*standardavvikelse. Det innebär att sannolikheten för att klara budget är 99 %.

Avskrivningstiden för de stora kostnadsposterna för GAK är längre än för ozon så avskrivningskostnaden för GAK är nästan i nivå med ozon. Driftkostnaden för GAK är dock klart högre än för ozon men klart lägre än för PAK. Sammanfattningsvis är ozon det mest kostnadseffektiva alternativet och uppgår till en kostnad på 36 MSEK per år, inklusive kapital och driftkostnader.

Totala kostnader förväntas bli

| | Ozon | PAK | GAK |
|-------------------|---------|---------|---------|
| Drift (kkr/år) | 14 000 | 96 000 | 51 000 |
| Kapital (kkr/år) | 22 000 | 6 000 | 24 000 |
| Summa (kkr/år) | 36 000 | 102 000 | 75 000 |
| kr/m ³ | 0,28 kr | 0,80 kr | 0,59 kr |

Tidplan

GAK är den mest omfattande byggnationen och bedömningen är att byggnation kommer att pågå i 4 - 5 år, därtill kommer projektering, upphandling och besiktning – totalt bedöms införande av GAK ta ca 7,5 år. Ozon innebär mindre byggnation, bedömning är att det skulle kunna införas på ca 6 år. PAK är den minst omfattande ombyggnaden och kan troligen införas på ca 5 år.

Hållbarhetsanalys

Hållbarhetsanalys har gjorts i form av en multikriterieanalys med följande kriterier i de tre hållbarhetsdimensionerna:

- Miljö: växthuspåverkan, el-användning, användbar värmeproduktion, kemikalie-användning, mängd slam som kan användas till jordbruk,
- Social: Organisation/juridik, uppfattning i samhället, arbetsmiljö, säkerhet
- Ekonomisk: årskostnad för Gryaab, referenser/etablerad teknik, pålitlighet i drift/teknisk funktion, underhåll, flexibilitet.

I analysen fick ozonering högst totalpoäng (3,2), GAK något lägre totalpoäng (2,9) och PAK tydligt lägst totalpoäng (1,9), med ursprunglig betygsättning och viktning. PAK fick även lägst totalpoäng i alla känslighetsanalyser och förslaget är att förkasta PAK med den här föreslagna utformningen.

Ozonering får sin högsta totalpoäng om växthuspåverkan värderas maximalt och sin lägsta om el-användning värderas högt eller vid en sämre typ av el. Flera känslighetsanalyser, som byte till förnybart aktivt kol eller kolreaktivering på Ryaverket, höjer GAKs totalpoäng, likaså om el-användning eller säkerhet värderas maximalt. Skillnaden i totalvärdering mellan GAK och ozon är så liten att en fördjupad studie av båda alternativen behöver göras innan ett slutligt val kan göras. Fokus bör vara på de osäkerheter som påverkar hållbarhetsvärderingen mest.

Riskbedömning recipient

Under denna förstudie har inga nya analyser gjorts på läkemedelsrester i inkommande eller utgående avloppsvatten. Däremot har tidigare karteringar sammanställts och jämförts med gällande PNEC-värden (Predicted No Effect Concentration). Det är dock fortfarande oklart vilken utspädning i recipienten som ska användas för att beräkna koncentrationen av läkemedel i recipienten. Det beror på vilket och hur stort område de organismer som eventuellt påverkas negativt av läkemedlen rör sig inom och hur stor utspädningen av avloppsvatten är i det kritiska området. Om 10 ggr utspädning används överskrider 6 st ämnen PNEC och om 100 ggr utspädning används överskrider fortfarande 3 ämnen PNEC. Två av dessa tre ämnen har dock väldigt hög säkerhetsfaktor vilket sänker PNEC med 1 000 respektive 2 000 ggr, dessa säkerhetsfaktorer kan sänkas genom kompletterande effektstudier. Konsulten IVL rekommenderar i sin riskbedömning att en ordentlig kartering genomförs som består av minst 3–4 provtagningstillfällen som täcker in olika årstider och som sker vid representativa flödesbelastningar. Provtagning bör göras på inkommande och utgående avloppsvatten samt i recipienten.

1 Bakgrund

1.1 Inledning

Gryaab har från hösten 2019 till hösten 2020 utfört en förstudie för hur läkemedelsrening skulle kunna integreras i processen på Ryaverket. Studien har finansierats till stor del av Naturvårdsverket och har utförts med följande konsulter

- Lunds tekniska Högskola – laboratorieförsök

1.1.1 SWECO environment – processdesign och dimensionering

- Ramböll
 - Byggnads och markutredningar för nya konstruktioner samt vattenvägar
 - VVS system för nya eller ombyggda lokaler
- COWI – värdering av processrisker för ozonalternativ
- IVL – bedömning av riskkvoter för mikroförureningar i recipient
- Rejlers – elkonstruktion

En anläggning för avancerad rening av läkemedel på Ryaverket skulle kunna utformas på flera olika sätt. I denna rapport presenteras hur tre olika typer av lösningar skulle kunna införas:

1.1.2 Ozonering

Vatten från Eftersedimentering (ES) tas ut skickas till en ny reaktor för ozonering, därefter leds vattnet vidare till två befintliga Moving Bed Biological Reactor (MBBR) för efternitrikation (EN) och efterdenitrifikation (ED). De två MBBRerna nyttjas således för efterbehandling av vattnet från ozoneringen.

1.1.3 Pulveriserat aktivt kol (PAK)

Pulveriseret aktivt kol doseras till antingen EN eller ED som då dubblar som både reaktor för konventionell kväverening och läkemedelsrening. Pulvret avskiljs sedan på befintliga skivfilter (SF) och slammet behandlas i separat ny slambehandling.

1.1.4 Granulerat aktivt kol (GAK)

Ett nytt reningssteg som införs i slutet av processen, efter skivfilter (SF).

1.1.5 Granulerat aktivt kol utanför Gryaabs nuvarande tomt

För att bilda en uppfattning av vad en ny anläggning för GAK skulle kosta om den byggs utanför Ryaverket tas en uppskattning för byggnation av en GAK på jungfrulig mark fram. Detta kan användas om det i framtiden skulle vara aktuellt att bygga kompletterande anläggningsdelar för vattenrening utanför Ryaverket. Det är ofta mer krävande att bygga in nya processer inne på Ryaverket eftersom de ska kopplas ihop med befintlig utrustning.

1.1.6 Klargörande studier

För ozonering och PAK krävs klagörande processtudier för att utreda om de valda processerna kan förväntas vara lämpliga för Ryaverket. Osäkerheter vad gäller avloppsvattnets innehåll och möjligheterna till implementering av ozonering har utretts genom laboratorieförsök. Dessutom undersöks hur pulveriserat aktivt kol kan införas i den nitrifierande eller denitrifierande MBBR

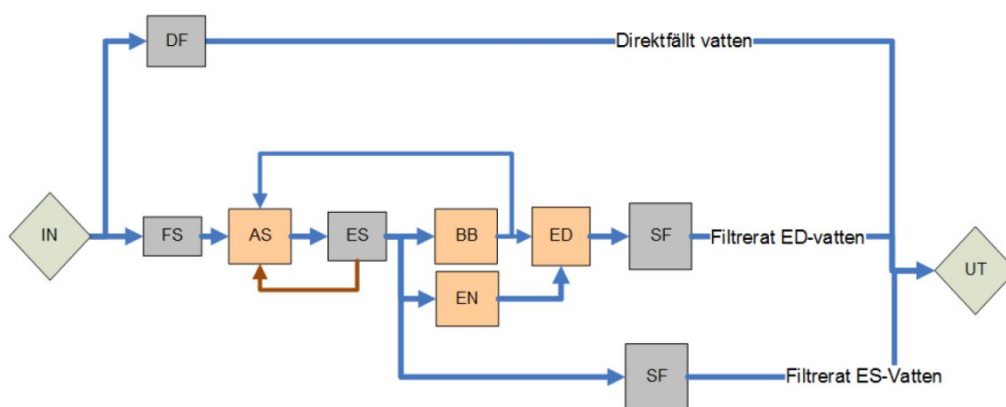
(moving bed biofilm reactor)-processen på Ryaverket. I dessa försök har Gryaab samarbetat med Lunds Tekniska Högskola (LTH).

För GAK bedöms inte några särskilda klargörande studier behövas.

1.2 Ryaverket

Ryaverket renar avloppsvatten från tätbebyggelse i kommunerna Ale, Göteborg, Härryda, Kungälv, Lerum, Mölndal och Partille. Enligt miljörapport var belastningen för år 2018 ca 971 000 pe (779 000 fysiska personer anslutna) och inkommande flöde var i genomsnitt 13 990 m³/h (3,9 m³/s).

Avloppsvattnet behandlas med avseende på organiskt material, fosfor och kväve genom mekanisk, biologisk och kemisk rening. Den biologiska reningen består av aktivslambassänger (AS) med efterföljande eftersedimentering (ES), nitrifierande biobäddar (BB) samt MBBR-bassänger för efternitrifikation (EN) och efterdenitrifikation (ED). Vatten från eftersedimentering och efterdenitrifikation leds till en skivfilteranläggning (SF) för slutpolering. Se Figur 1 för ett förenklat flödesschema över Ryaverket.



Figur 1. Förenklat flödesschema över nuvarande avloppsvattenrening på Ryaverket.

1.2.1 Dimensionering av läkemedelsrening

Flödeskapaciteten för både ozon och PAK är begränsade av EN och ED som har ett maxflöde på 4,5 m³/s. Därför dimensioneras ozon och PAK för ett maxflöde av just 4,5 m³/s. För att kunna jämföra GAK mot ozon och PAK kommer även GAK att dimensioneras för 4,5 m³/s.

GAK utanför Gryaabs tomt är inte aktuellt för integrering i ordinarie process och därför inte direkt jämförbar med övriga alternativ. Dimensionering undersöks för 2 storlekar, ett för en kapacitet på 3 m³/s och ett för 6 m³/s.

1.2.2 Dimensionerande flödesfördelning läkemedelsrening

Eftersom läkemedelsrening är en långsiktig investering beslutades att dimensionering och beräkning av reningsresultat och driftkostnader ska baseras på förväntade flöden år 2050. Gryaab har i ett tidigare projekt, utbyggnadsstrategiprojektet, gjort simuleringar av flöde till Ryaverket vid ett antal olika år samt olika nivå av åtgärder på ledningsnätet.

För att uppskatta flödet till Ryaverket omkring år 2050 har följande scenarier tagits fram:

Scenario 1: samma investeringstakt som idag för ledningsåtgärder

Scenario 2: högre investeringstakt än idag för ledningsåtgärder

För båda dessa scenarier förväntas befolkningens mängden i Ryaverkets upptagningsområde vara ca 1 100 000 personer. Dessutom har en ”klimatfaktor” lagts in som ska motsvara ökad nederbörd på grund av klimatförändringar.

I scenario 2 har ett antal åtgärder som påverkar mängden tillskottsvatten till Ryaverket utförts. Bland annat lägre dricksvattenförbrukning samt grävattenåtervinning och mer öppen dagvattenhantering.

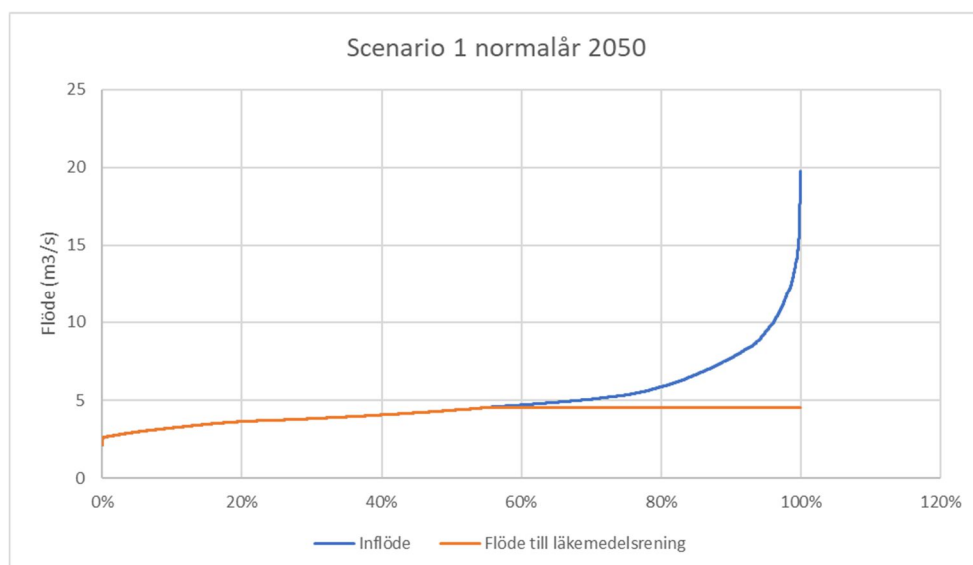
Systemen i scenario 1 och 2 har sedan modellerats med ett normalår och ett blött år med avseende på nederbörds mängd.

För att dimensionera kapaciteten för läkemedelsreningen bör ett blött år i scenario 1 väljas. Dock har redan maxflödet till läkemedelsreningen specificerats till 4,5 m³/s vilket ska passa in i Ryaverkets befintliga process. Detta innebär att dimensionering av läkemedelsreningen inte direkt påverkas av modelleringen av blött år scenario 1.

För att uppskatta reningsresultat och driftkostnader används däremot ett normalår, också med scenario 1. Detta eftersom scenario 1 anses vara det mest troliga alternativet. Scenario 2 kan dock användas för att visa potentialen i att minska mängden tillskottsvatten till Ryaverket. I Tabell 1 presenteras mängden vatten som förväntas behandlas i läkemedelsreningen för olika typer av år.

Tabell 1 Andel av flöde som kan behandlas i läkemedelsrening

| Typ av år | Andel flöde till läkemedelsrening 4,5 m ³ /s | Totalt inflöde (m ³ /år) | Flöde till läkemedelsrening 4,5 m ³ /s | Medelflöde till läkemedelsrening (m ³ /s) |
|--------------------------|---|-------------------------------------|---|--|
| Scenario 1 2050 normalår | 82% | 157 000 000 | 129 000 000 | 4,08 |
| Scenario 1 2050 blött år | 73% | 184 000 000 | 135 000 000 | 4,28 |
| Scenario 2 2050 normalår | 91% | 120 000 000 | 109 000 000 | 3,46 |
| Scenario 2 2050 blött år | 84% | 141 000 000 | 119 000 000 | 3,77 |



Figur 2 Flödesprofil av flöde till Ryaverket för ett förväntat normalår år 2050 samt flöde till läkemedelsrening vid kapacitet 4,5 m³/s

Alternativ 4 – GAK på ny tomt, dimensioneras för 3 m³/s som alternativ A och 6 m³/s som alternativ B.

1.2.3 Karaktär på vatten till läkemedelsrening

För dimensionering av läkemedelsrening är mängden DOC (dissolved organic carbon) en viktig parameter. Vattnet från ES skiljer sig en aning från samlat utgående då det mesta vattnet i utgående har genomgått EN och ED. För att avgöra vad halten DOC är i de olika punkterna har analyskampanjer studerats. Den mätserie som anses vara mest relevant är ”EN/ED maxtester”. Denna mätserie består av 19 mätningar av både löst COD och BOD ut från både ES och ED. Resultat nedan. ES vatten är det vatten som kommer att behandlas med ozon i alternativ A. Detta är också det vatten som är aktuellt för PAC alternativet. ED vatten motsvarar det vatten som behandlas med ozon i alternativ B. Det är också samma vatten som är aktuellt för GAK alternativet.

Tabell 2 Medelvärde av resultat från stickprover på löst organiskt material för vatten till läkemedelsrening

| | ES vatten | ES vatten | ES vatten | ED vatten | ED vatten | ED vatten |
|---------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | BOD filt | COD filt | TOC filt | BOD filt | COD filt | TOC filt |
| EN/ED maxtest | 3,62 | 34,9 | 12,4 | 3,08 | 31,36 | 11,38 |

För dimensionering avrundas detta till

ES vatten: COD 35 mg/L
TOC 12 mg/L

ED vatten: COD 32 mg/L
TOC 11 mg/L

Fortsättningsvis antas TOC = DOC.

Vattnets temperatur varierar mellan 10–20 grader.

Tabell 3. Föroreningshalter i inkommande vatten till ozonreaktorn för de två placeringarna

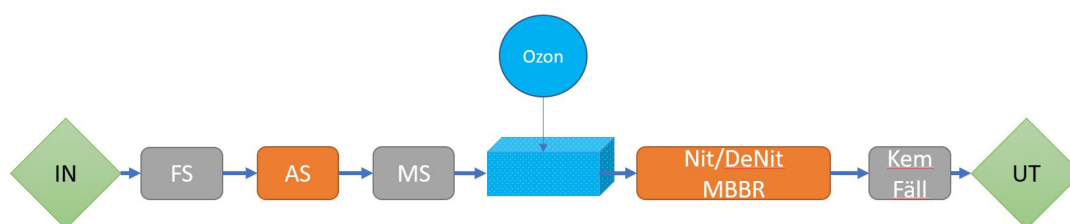
| Koncentration (mg/l) | Vatten A | Vatten B |
|------------------------------|------------------------------|--------------------|
| | (ut från eftersedimentering) | (efter skivfilter) |
| SS | 10–20 | 2–4 |
| Löst COD* | 35 | 32 |
| Löst TOC (DOC)* | 12,4 | 11,4 |
| N-tot | 10–15 | 7 |
| NO ₂ ⁻ | 0,05–0,2 | 0,1–0,5 |

* medelvärde från analyskampanj (EN/ED-max) under 2018/2019

1.3 Referensanläggningar

1.3.1 Linköping

Anläggningen består av en ozoneringsreaktor som behandlar vatten från mellansedimentering. Därefter används nitrifierande och denitrifierande MBBR som efterbehandling, enligt Figur 3.



Figur 3 Blockschema Linköping

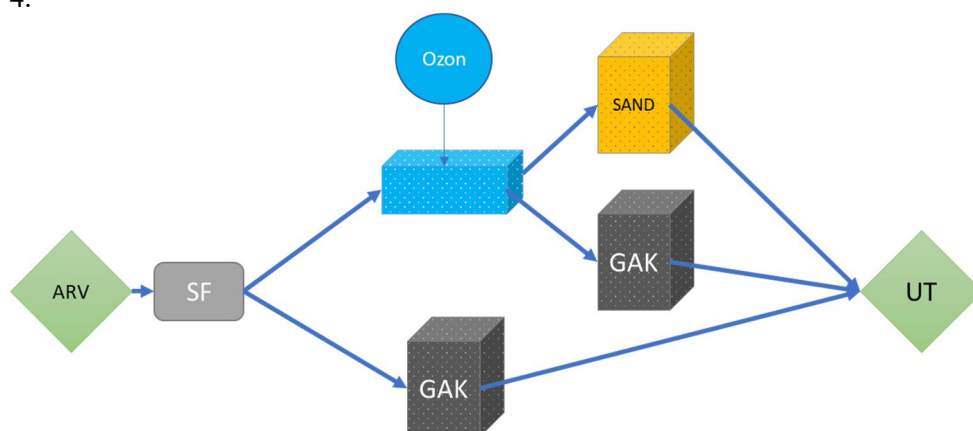
Anläggningen dimensionerades för 4-8 mgO₃/L i dos och ett maxflöde på 830 L/s. Ozongeratorn kan producera 20 kgO₃/h.

Driftmässigt har de haft stora problem med kylning av ozongeneratorn som kyls med utgående vatten. Det behövs filter även om vattnet verkar rent. Dessutom behövde filter installeras på vattenströmmen som gick till injektionsdiffusorn för ozonet. Utöver det så körs inte anläggningen vid SS halter över 10 mg/L på vatten från mellansedimenteringen.

Anläggningen är levererad av SUEZ.

1.3.2 Simrishamn

Läkemedelsreningen i Simrishamn är en flexibel anläggning som både kan drivas som ozonering med efterbehandling i GAK eller sandfilter. Alternativt kan vattnet behandlas enbart med GAK enligt Figur 4.



Figur 4 Blockschema läkemedelsrening i Simrishamn. Innan läkemedelsreningen finns ett skivfilter med 10 µm duk

Innan läkemedelsreningen filtreras utgående vatten från reningsverket i ett skivfilter. Därefter går en delström av vattnet direkt till ett GAK filter och en delström till ozonering. Vattnet från ozoneringen delas upp i en delström till ett sandfilter och en delström till ett GAK filter för efterbehandling.

Anläggningen för ozon är levererad av Wedeco och DynaSand filtren är från Nordic Water. Vid vårt studiebesök var anläggningen för GAK tillfälligt tagen ur drift av leverantören för utredning av korrosion på stålkonstruktionen. Leverantören har utrett orsaken till korrosionsproblemen och funnit att det beror på galvaniska strömmar mellan kolet och stålet. Anledningen till att dessa problem uppstått just här är att rostfritt stål EN1.4301 nyttjats i kombination med aktivt kol samt relativt högt kloridinhåll i vattnet (130-140 mg/l). Leverantörens rekommendation är att se till det konstruktionsstål som ska vara i kontakt med vatten och granulerat aktivt kol bör vara av syrafast EN.4404 eller högre kvalitet. Glasfiberarmeradplast kan vara ett ännu bättre alternativ om

kloridhalterna är höga och ozon inte nyttjas. Vid byggnation med betong bör också dessa galvaniska strömmar beaktas.

1.4 Kalkylarbete

Investeringens storlek, för att bygga respektive alternativ som utretts i denna förstudie, har tagits fram med hjälp av en successiv kalkyleringsmetod. För att ge så god noggrannhet som möjligt, har ett stort antal kostnadsposter bedömts. För varje enskild post har ett troligt värde beräknats samtidigt som min- och maxvärde bedömts. Medelvärde beräknas sedan enligt:

$$\text{Medelvärde} = \frac{3 * \text{troligt värde} + \text{minvärde} + \text{maxvärde}}{5}$$

Totalt i denna förstudie har över 1 000 st kostnadsposter bedömts enligt denna metod.

Summan av medelvärdet för samtliga kostnadsposter ger således medelkostnaden för projektet. Sannolikheten att överstiga medelkostnaden antas då vara 50 %. För att minska sannolikheten att överskrida budget kan standardavvikelsen läggas till budget vilket ökar sannolikheten att budget klaras enligt nedan

| | |
|-----------------------------------|----------------------------|
| medel + 0*standardavvikelse (50%) | risk att överskrida är 50% |
| medel + 1*standardavvikelse (68%) | risk att överskrida är 32% |
| medel + 2*standardavvikelse (95%) | risk att överskrida är 5% |
| medel + 3*standardavvikelse (99%) | risk att överskrida är 1% |

Standardavvikelse för respektive post beräknas enligt

$$\text{stdav} = \frac{\text{maxvärde} - \text{minvärde}}{5}$$

Kvadraten av standardavvikelsen ger variansen i kostnadsposten. Summan av alla varianser ger total varians för kalkylen och roten ur den sammanlagda variansen blir således standardavvikelsen för kalkylen, som läggs till medelkostnaden för att uppnå önskad säkerhetsmarginal i kalkylen.

I denna förstudie används medelvärde + 3 standardavvikelser, vilket innebär att sannolikheten att kostnaden blir lägre än denna siffra bedöms vara 99 %.

Kalkylerna för varje alternativ har delats upp i följande delkalkyler

Förstudie och förprojekt

PL+Projektering+Byggledning

Bygg, mark K+A+M

Maskin+Process+Instrument

VVS och VentStyr

El+Brandlarm+Passersystem+Övrigt

Utbyggnad HCBNY

Miljö

Rivning

Drifttagning+Drift av gamla PS

Besiktningar

Byggplatsetablering

Byggherrekostnad

Till ovanstående läggs även konstnärlig utsmyckning om 1 % och oförutsett om 25 %. Oförutsett omfattar och kan sägas vara ett mått på alla kostnadsposter som inte kan överblickas i detta tidiga skede. Generellt tillämpas i en förstudie 25% oförutsett. Vid en fortsatt projektering kan mängden oförutsett successivt minskas till 20% och slutligen till 10-15%.

2 Ozonering

2.1 Ozon

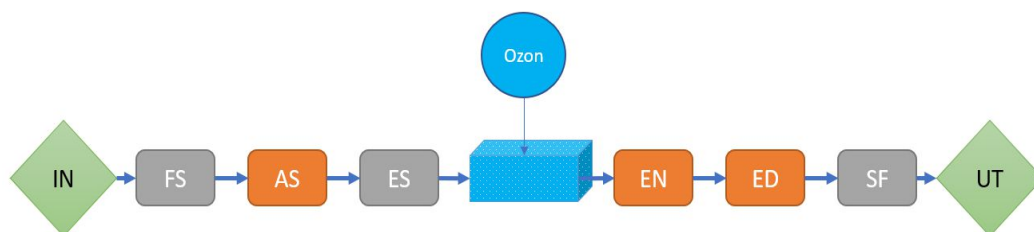
Ozon är ett starkt oxidationsmedel som i vattenrening kan användas för att destruera organiska molekyler, till exempel läkemedelsrester. När ozonet reagerar med organiska föreningar bildas nya mindre molekyler från modersubstansen. I de fall molekylerna är läkemedel definieras de bildade ämnena som transformationsprodukter. Dessa ämnen är sannolikt inte lika svårnedbrytbara eller potenta som läkemedlen och kan således brytas ned biologiskt i efterbehandling på reningsverket. När ozon reagerar med ämnen som inte är läkemedel bildas biprodukter, en av de mer problematiska är bromat som bildas ifrån bromid som finns i varierande grad i avloppsvatten. Mer om detta i kapitel 2.9.4 och 2.3.2.

Ozon är inte en stabil förening vilket innebär att den måste produceras lokalt på reningsverket och doseras direkt ifrån generatoren. För att få acceptabel energiförbrukning används syrgas som råvara för ozonproduktionen, syrgas kan produceras lokalt från luft eller köpas i kryogenisk form (LOX) från extern leverantör. Om syrgas produceras lokalt så kräver ozonering inga externa kemikalier eller andra förbrukningsvaror. Därmed utgörs driftkostnaden för ozon till största del av elförbrukning. För Gryaabs del skulle det innebära en ökad elanvändning på omkring 50 % jämfört med dagens förbrukning.

2.2 Processutformning

Gryaab har bedömt att det finns två möjliga processmässiga placeringar av ozoneringen; efter eftersedimenteringen (alternativ A) eller efter skivfilter (alternativ B).

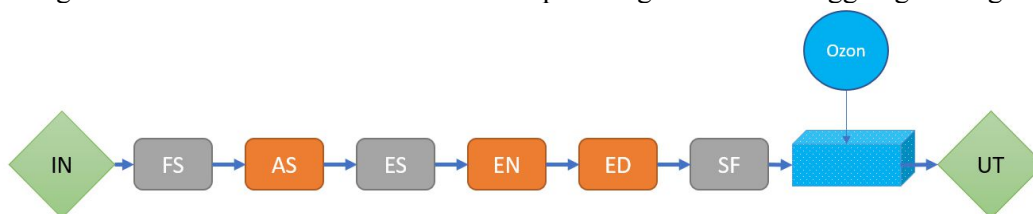
Fördelen med alternativ A är att MBBR-bassängerna för efternitritifikation och -denitrifikation kan användas för nedbrytning av eventuella restprodukter från ozoneringen. Dessutom kan den höga syrekoncentrationen i utgående vatten från ozonreaktorn utnyttjas i EN och minska luftningsbehovet. Nackdelen med alternativ A är att halten suspenderat material i vattnet normalt är relativt hög, runt 15 mg/l. Projektgruppen misstänkte att detta riskerade att påverka ozoneringsprocessen genom att en del ozon förbrukas av organiskt material som inte är läkemedelsrester. Dessutom finns risk vatten med hög halt av suspenderat material kan orsaka störningar i kylningen om anläggningen ska kylas med avloppsvatten. Se Figur 5 för ett förenklat flödesschema över placeringen av ozonanläggningen enligt alternativ A.



Figur 5. Processmässig placering av en framtida ozoneringsanläggning för läkemedelsrening på Ryaverket enligt alternativ A.

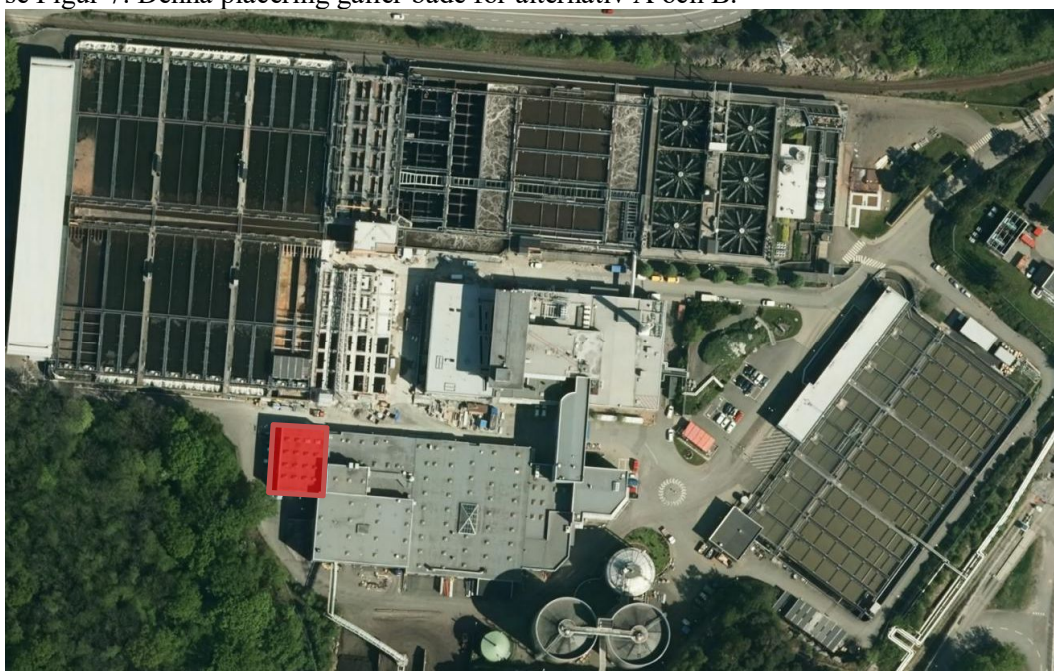
Fördelen med alternativ B är att vattnet efter filtrering har lägre halter suspenderat material och organiskt material, vilket innebär att ozondosen bör kunna vara lägre. Det finns dock inget efterföljande biologiskt reningssteg för att bryta ned restprodukter. Det är inte säkert att det kommer vara tillåtet att utforma en anläggning för läkemedelsrening med ozon utan ett sådant reningssteg. I

Tyskland finns inga exempel på anläggningar utan biologisk efterbehandling av det ozonerade vattnet. Se Figur 6 för ett förenklat flödesschema över placeringen av ozonanläggningen enligt alternativ B.



Figur 6. *Processmässig placering av en framtida ozoneringsanläggning för läkemedelsrening på Ryaverket enligt alternativ B.*

För den fysiska placeringen av ozoneringsanläggningen utnyttjas platsen för en befintlig förrådshall, se Figur 7. Denna placering gäller både för alternativ A och B.



Figur 7. *Fysisk placering (röd rektangel) av en framtida ozoneringsanläggning för läkemedelsrening på Ryaverket.*

2.3 Klargörande processutredningar

Vad gäller ozonering så är det bland annat viktigt att säkerställa att det inte förekommer höga halter av bromid i avloppsvattnet, för att minska risken att producera det cancerogena ämnet bromat. För att utvärdera behandlingsbarheten med ozon närmare har det protokoll som togs fram i Schweiz 2015 använts (Wildhaber *et al.*, 2015) och Ryaverkets utgående avloppsvatten har ozonerats i labförsök på LTH för att uppmäta mängden bildad bromat. Utöver detta har också analyser på utgående avloppsvatten gjorts av klorid, AOX samt parametrarna östrogena effekter och mutagenicitet, då de finns på Naturvårdsverkets (NV) lista över rekommenderade ämnen för analys¹ (och det inte fanns data sedan tidigare från Ryaverkets utgående avloppsvatten).

¹ <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Bidrag/Lakemedelsrening-2019/Rekommenderade-amnen-for-analys/>

2.3.1 Frågeställningar

- Är några ämnen över rekommenderade högsta nivåer i Ryaverkets avloppsvatten av bromat, bromid, klorid, krom, AOX, mutagenicitet eller östrogena effekter?
 - Hypotes: Nej
- Innehåller Ryaverkets avloppsvatten halter av bromid i en sådan utsträckning att bromatbildning är trolig vid ozonering?
 - Hypotes: Nej
- Sker en bromatbildning vid ozonering av Ryaverkets utgående avloppsvatten? I vilken utsträckning i sådana fall?
 - Hypotes: Nej, inte i så stor utsträckning att ozonering kan uteslutas på de grunderna.

2.3.2 Innehåll i avloppsvatten

2.3.2.1 Metod

Analyser av bromid, bromat, klorid, krom och AOX

Två stickprov togs på vatten ut från eftersedimenteringen på Ryaverket (3:e och 5:e december 2019) samt ett veckoprov på utgående vatten (vecka 49 2019). Proverna skickades till Eurofins för analys av bromid, bromat, klorid och AOX. Krom analyseras kontinuerligt i utgående avloppsvatten (veckoprov).

AOX

AOX är en förkortning av "absorberbar organisk halogen" och är ett mått på den samlade förekomsten av alla organiskt bundna halogener i ett prov. Det är en blandning av många hundra ämnen med olika stabilitet och nedbrytbarhet. De viktigaste källorna till AOX i miljön är användning av klorin inom pappers- och massaindustrin. Andra branscher som till exempel kemiindustrin samt avfallshantering och avloppsvattenrening kan vara källor av AOX till vatten. Mindre mängder AOX kan också bildas under rutinemässig klorering (desinfektion) av dricksvatten och simbassänger.²

Under hösten 2020 skickades tre extra prover för analys av bromid i utgående vatten. Dessa valdes specifikt ut när konduktiviteten i inkommande vatten var hög, datumen var 23, 24 och 25 augusti. Halterna av bromid var 0,48 – 0,44 – 0,45 mg/L.

Laboratorieförsök med ozonering av avloppsvatten för att undersöka bromatbildning

Tre veckoprover på utgående vatten från Ryaverket (v.6-8 2020) skickades till LTH. I delprojekt 1 i Gryaabs läkemedelsprojekt är alternativ A för ozoneringsprocessen efter eftersedimenteringen, men eftersom de initiala proverna på ES-vatten och utgående vatten uppvisade mycket lika halter av bromid, valdes att utföra laboratorieförsöken med utgående avloppsvatten då möjligheten fanns att då få flödesproportionella veckoprover. Där analyserades först ett antal parametrar (COD, TOC, bromid, nitrat, nitrit, ammonium, fosfat och pH) i alla tre veckoprov och därefter togs beslut om att använda veckoprovet från v.7 för ozonering. Det provet innehöll högst halt av bromid, 0,33 mg/L (de övriga två proverna innehöll 0,14 mg/L respektive 0,29 mg/L, och tidigare analyserna på ES-vatten ca 0,20 mg/L) samt att övriga parametrar var på en normal nivå (Dell, 2020). Ozonering av provet gjordes med sex olika doser, se Tabell 4.

² <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Klorerade-organiska-amnen/Halogenerade-organiska-foreningar/>

Tabell 4. Ozondos i mg/L respektive mg O₃/mg DOC vid laboratorieförsöken på LTH med utgående avloppsvatten från Ryaverket.

| Försöknr | Ozondos (mg/L) | Ozondos (mg O ₃ /mg DOC) |
|----------|----------------|-------------------------------------|
| 1 | 0 | 0,00 |
| 1,1 | 3 | 0,30 |
| 1,2 | 5 | 0,51 |
| 1,3 | 7 | 0,71 |
| 1,4 | 10 | 1,01 |
| 1,5 | 15 | 1,52 |
| 1,6 | 20 | 2,02 |

Mutagenicitet och östrogena effekter

Mutagenicitet och östrogena effekter analyserades med hjälp av konsulterna Toxicon och Niras. På Ryaverket togs tre flödesproportionella veckoprover (v.3-5 2020) på inkommande och utgående avloppsvatten samt 5 st stickprover per vecka på eftersedimenterat vatten som blandades till tre stycken veckoblandprov. Dessa förvarades fryst och skickades till Toxicon i Härslöv, Skåne. Toxicon/Niras gjorde provberedningen/extraktionen och därefter skickades nedfrysta proverna till underkonsulten Xenometrix i Schweiz för själva analyserna.

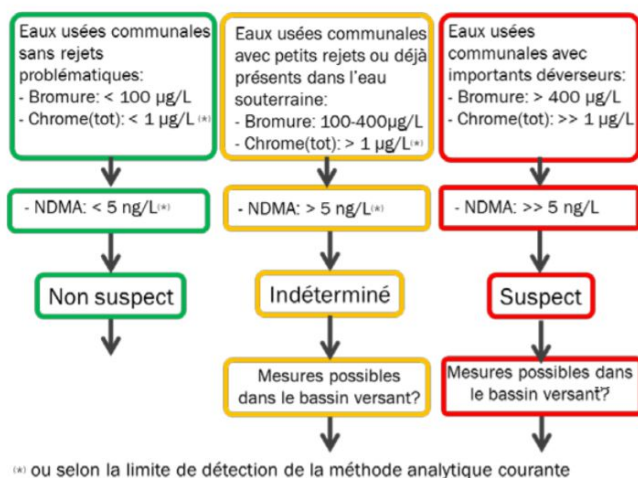
Yeast Estrogen Screen-test (YES-test) utfördes genom att använda en genmodifierad jästkultur som har den humana receptorn för östrogen inorporerad i sitt genom. Vid inbindning av östrogenliknande ämnen till receptorn kan en kvantifiering av halten östrogenekvivalenter göras spektrofotometriskt. Vid Ames-test används två Salmonella-stammar (TA98 och TA100) vilka ger uttryck för mutagenicitet i form av "frameshift-mutationer" respektive basparssubstitutioner. Testerna utfördes i närvaro och frånvaro av metabolisk aktiv vävnad (\pm S9-fraktion) för att undersöka om mutagena egenskaper kan komma fram efter biologisk aktivering. För detaljer om analysmetoderna, se Niras (2020).

2.3.2.2 Resultat

Analys av bromid, bromat, klorid, krom och AOX

Bromid/bromat

För bromid i avloppsvatten har det av VSA (branschorganisation i Schweiz, motsvarande Svenskt Vatten) tagits fram indikationer för när det kan tänkas att bromat bildas vid ozonering (VSA, 2017). Vid en bromidhalt på mindre än 100 μ g/L behöver inte bromatbildning i någon större utsträckning misstänkas, medan det för bromidhalter mellan 100 och 400 μ g/L skulle kunna bildas i större utsträckning, och vid halter större än 400 μ g/L finns en stark misstanke om att bromat bildas i stor utsträckning. Den uppmätta halten av bromid i veckoprovet av utgående avloppsvatten från Ryaverket var 180 μ g/L och för eftersedimenterat vatten ca 200 μ g/L, vilket gjorde att det inte gick att dra slutsatser om bromatbildning utifrån bromidhalten. Se Figur 8.



Figur 8. Indikationer för när bromat kan bildas vid ozonering beroende på halten bromid i avloppsvatten, samt rekommendationer för krom-halter. Figur från VSA (2017).

För bromat i avloppsvatten finns inget gränsvärde i dagsläget, dock finns ett gränsvärde på 10 µg/L för dricksvatten i Sverige (Livsmedelsverket, 2017). Ekotoxgruppen vid forskningsinstitutionen Eawag i Schweiz har föreslagit ett gränsvärde på 50 µg/L för utgående avloppsvatten från avloppsreningsverk i Schweiz (Oekotoxzentrum, 2015). Det uppmätta värdet i veckoprovet på utgående avloppsvatten från Ryaverket var <4 µg/L, vilket alltså ligger långt ifrån det föreslagna gränsvärdet från Schweiz.

Dessutom skiljer sig Ryaverkets recipient kraftigt mot de Schweiziska avloppsreningsverken som alla ligger långt ifrån havet.

Klorid

Klorid analyserades för att kunna relatera till eventuell havsvatteninträngning tillsammans med bromid och konduktivitet. Analysresultatet visar en halt på 96 mg/L vilket inte anses vara högt.

Krom

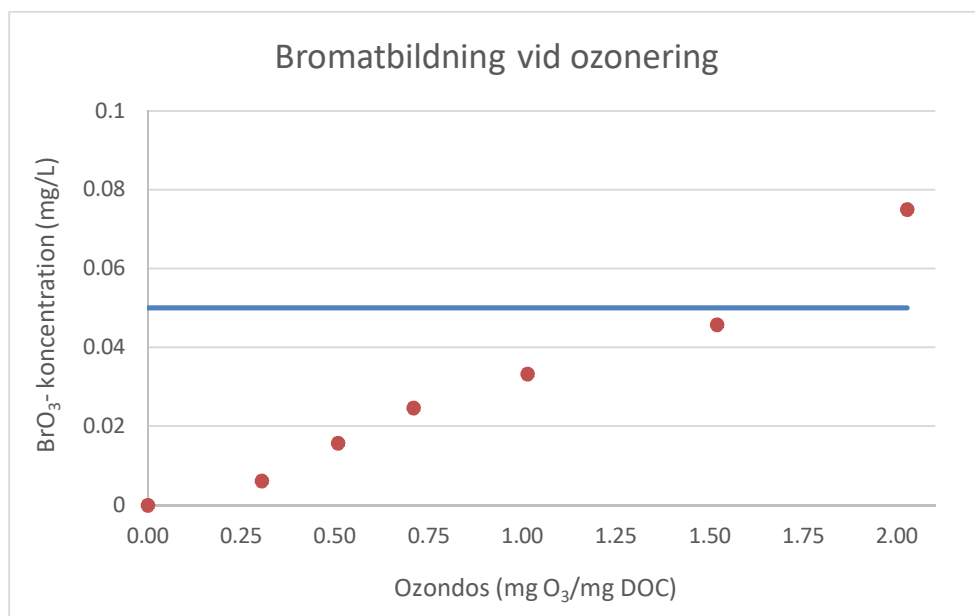
Krom analyseras kontinuerligt i utgående avloppsvatten (veckoprov) och halten ligger kring 0,3–0,4 µg/L vilket är god marginal från den rekommenderade nivån enligt VSA (2017) som är mindre än 1 µg/L, se Figur 8.

AOX

Tidigare har AOX i utgående vatten från Ryaverket uppmätts 2014 och 2016, de analyserna visade på något högre värden, 0,10 respektive 0,04 mg/L, jämfört med analysresultatet från veckoprovet 2019. Vid jämförelse med rapporterade värden från Henriksdal avloppsreningsverk (0,024–0,040 mg/L) ligger värdena från Ryaverket i samma härad (Wahlberg, 2016). Det har inte hittats någon rekommendation eller gränsvärde för AOX i utgående avloppsvatten från kommunalt avloppsreningsverk. Däremot finns ett gränsvärde för industriavlopp på 1,0 mg/L (Naturvårdsverket, 2010).

Laboratorieförsök med ozonering av avloppsvatten för att undersöka bromatbildning

Resultaten från laboratorieförsöken visar att det vid normala ozondoser, upp till 1 mg ozon/mg DOC, är god marginal till det föreslagna gränsvärdet från Schweiz på 50 µg bromat/L. Dessa bromathalter har också uppmätts på det veckoprov som innehöll högst halt bromid och blir därmed ett slags maximal förväntad bromatbildning, förutsatt att de tre veckoproverna på utgående avloppsvatten är representativa prover. I delprojekt 1 i Ryaverkets läkemedelsprojekt har konsulter dimensionerat en ozoneringsprocess för 0,7–0,8 mg ozon/mg DOC. Se Figur 9. För mer information om dessa försök se Dell 2020.



Figur 9. Bromatbildning vid olika ozondoser på Ryaverkets utgående avloppsvatten. Den blåa linjen representerar det rekommenderade gränsvärdet i Schweiz, 50 µg/L (VSA, 2017). Dimensionering av ozonanläggning på Ryaverket är utifrån en ozondos på 0,7–0,8 mg O₃/mg DOC.

Dell 2020 utreder även biologiskt nedbrytning av bromat i denitrifierande MBBR. Resultaten från dessa försök visar att viss del av den bildade bromaten kan brytas ned biologiskt i anoxiska förhållanden. Reduktionshastigheten är tydligt beroende av halten nitrat i reaktorn, det är först när nitratkoncentrationen är mycket låg som reduktionen av bromat tar fart.

Mutagenicitet och östrogena effekter

I dagsläget finns inga svenska gränsvärden för halten av östrogenliknande ämnen (från YES-test) eller för mutagenicitet (från Ames test) vare sig för avloppsvatten eller för halten i recipienten/miljön. De uppmätta östrogena- och mutagena responserna i proverna har därför relaterats till nyligen föreslagna ”tröskelvärden”.

Östrogena effekter

Den östrogena responsen av ingående avloppsvatten var relativt stabil vid de tre provtagningstillfällena och halten östrogenekvivalenter var 5,0–6,3 ng/l i inkommande avloppsvatten. En skillnad i reningseffektivitet mellan provtagningstillfällena noterades. Vid första provtagningstillfället fanns inte någon östrogen respons varken efter eftersedimenteringen eller i utgående avloppsvatten, medan så var fallet vid de andra två provtagningstillfällena. I det utgående vattnet hade halten östrogenekvivalenter minskat med minst en faktor 3 jämfört med inkommande avloppsvatten. Se Tabell 5.

Tabell 5. Medelvärden av tre veckoprover för respektive avloppsvatten. EEQ = medelhalten av östrogenekvivalenter.

| | Inkommande avloppsvatten | Eftersedimenterat avloppsvatten | Utgående avloppsvatten |
|------------------|--------------------------|---------------------------------|------------------------|
| EEQ (ng/L) | 5,8 | ≤3,6 | ≤1,7 |
| Östrogen respons | Ja | Ja och nej | Ja och nej |
| Toxiskt* | Nej | Nej | Nej |

*Proverna definierades som toxiska av Xenometrix om tillväxthibering förekom för ≥50% av jästcellerna.

Halterna i både inkommande och utgående vatten låg ungefär i nivå med vad man funnit i avloppsvatten tidigare (Svenson et al., 2000 och Svenson & Allard, 2002). Halterna på $\leq 1,7$ ng/l är i nivå med vad som erhöles i Sehlén et al. (2015) efter biologisk rening i en pilotskalanläggning för ozonoxidation.

Halten av östrogenekvivalenter (EEQ) i utgående avloppsvatten från Ryaverket låg på $\leq 1,7$ ng/liter. Tas det en schablonmässig spädning på 100 gånger i beaktande, i enlighet med EU:s riskbedömningsmodell för kustzoner, hamnar halten av avloppsvattnet då på $\leq 0,017$ ng/l eller lägre. Alldeles i anslutning till utsläppet kan spädningen vara lägre, men även om spädningen endast är ca 10 gånger skulle halten av EEQ hamna under tröskelvärdet. Ett värde på 0,4 ng/l har i denna studie använts som "tröskelvärde" för effekt på ekosystemet (Niras, 2020).

De föreslagna tröskelvärdena (Niras, 2020) är framtagna för arbete med sötvattensrecipienter. Av försiktighets skull skulle det därför kunna läggas till en säkerhetsfaktor av 10 på tröskelvärdet 0,4 ng/l för en saltvattensrecipient. Detta ger ett "marint" tröskelvärde på 0,04 ng/l. Alldeles i anslutning till utsläppet från Ryaverket skulle det därför kunna finnas en risk att tröskelvärdet överskrids (då spädningen troligen är lägre än 40 gånger här). Vid antagandet att spädningen är minst 100 gånger så bedöms risken som låg att det finns en påverkan i recipienten till följd av halten östrogenliknande ämnen (då tröskelvärdet underskrids). Det är också möjligt att spädningen av utgående avloppsvatten från Ryaverket blir ≥ 1000 gånger en kort bit från utsläppstubens mynning. Detta skulle i så fall ytterligare minska risken att tröskelvärdet på 0,04 ng/l överskrids.

Mutagenicitet

Inget av de testade proverna uppvisade mutagenicitet i Ames test. Samtliga prover var därmed negativa både i närvaro och frånvaro av metabolisk vävnad, d v s både med och utan tillgång till biologisk vävnad som kan ge upphov till mutagena egenskaper som inte tidigare funnits. Varken inkommande vatten till reningsverket eller utgående vatten från reningsverket var därmed mutagent med avseende på den utförda testen.

Ett tröskelvärde för påverkan i genotoxiska tester har satts till 0,005 genotoxiska enheter (Van der Oost et al., 2017). Detta motsvarar ett 200X (200 gånger) koncentrerat prov. Avloppsvattnen i föreliggande undersökning testades upp till en 40X koncentring. För att fastställa att halten mutagena ämnen i avloppsvattnet inte överskrider tröskelvärdet behövs det alltså testas upp till en 200X koncentring. Det viktiga är dock om det kan påvisas mutagenicitet i miljön eller ej. Utgående avloppsvatten från föreliggande studie som späds fem gånger i recipienten och därefter samlas in och uppkoncentreras med 200X kommer att ha en koncentration av avloppsvatten motsvarande en 40X koncentring.

Utifrån ovanstående resonemang behöver spädningen av det utgående avloppsvattnet från Ryaverket vara minst fem gånger för att ingen mutagenicitet skall kunna uppmätas i recipienten. Till följd av spädningen av utgående avloppsvatten får det anses som mindre troligt att mutagenicitet kan uppmätas i anslutning till Ryaverkets utsläppstub då spädningen även initialt bör vara högre än 5 gånger.

Sammanfattning analyserade parametrar och gränsvärden/rekommendationer

I utgående avloppsvatten från Ryaverket ligger alla analyserade parametrar under de rekommenderade högsta nivåerna enligt angivna referenser. Se Tabell 6.

Tabell 6. Sammanfattande tabell för analysresultat i utgående avloppsvatten från Ryaverket och rekommenderade högsta nivåer för respektive parameter.

| | Värde | Rekommenderad högsta nivå | Referens |
|--|--------------|---------------------------------|-----------------------------------|
| Bromid | 180 µg/L | 100 µg/L* | VSA, 2017 |
| Bromat innan ozonering | <4 µg/L | 50 µg/L | Oekotoxzentrum, 2015 |
| Bromat efter ozonering med 0,71 mg O₃/mg DOC | 25 µg/L | 50 µg/L | Oekotoxzentrum, 2015 |
| Klorid | 96 mg/L | - | - |
| Krom | 0,3-0,4 µg/L | 1 µg/L | VSA, 2017 |
| AOX | 0,03 mg/L | 1,0 mg/L | Naturvårdsverkets handbok, 2010:3 |
| Östrogena effekter (YES) | ≤0,017** | 0,04 ng/L i kustvattenrecipient | Niras, 2020 |
| Mutagenicitet (Ames) | 0 | 0,005 genotoxiska enheter | Niras, 2020 |

*Indikativt värde för bromatbildning vid ozonering.

**Vid 100 gångers utspädning, ≤1,7 ng/L i utgående avloppsvatten

2.3.3 Slutsatser

Innehåll i avloppsvatten

- I utgående avloppsvatten från Ryaverket ligger alla analyserade parametrar (bromid, bromat, klorid, krom och AOX) under de rekommenderade högsta nivåerna.
 - Vid vissa tillfällen (hög konduktivitet) kan halten av bromid vara förhöjd över rekommenderad nivå.
- Analysresultaten avseende mutagenicitet (Ames-test) visar att inga av de testade proverna (varken inkommande, eftersedimenterat eller utgående avloppsvattnet) innehåller några mutagena egenskaper.
- De östrogena effekter i utgående avloppsvatten som kunde påvisas i två av tre veckoprover ligger i samma nivå som för tidigare rapporterade studier. Med hänsyn tagen till 10–100 ggr spädning i recipienten är värdena under angivna tröskelvärden.

Ozonering

- Ryaverkets avloppsvatten innehåller inte bromat i halter över rapporteringsgränser.
- Bromatbildning vid ozonering sker inte i sådan utsträckning att det av den orsaken finns anledning att utesluta ozonering som teknisk lösning för läkemedelsrening.
 - Viss reduktion av bildad bromat kan uppnås i ED, förutsatt att halten av nitrat är låg.

2.4 Förväntade reningsresultat

Det finns i dagsläget inga krav på rening av läkemedelsrester i kommunala reningsverk i Sverige, men erfarenheter finns att hämta från Schweiz och Tyskland där flera anläggningar är i drift. I Schweiz finns lagstiftning som ställer krav på minst 80 % reduktion av läkemedelsrester och mikroföroreningar, sett över inflöde till det biologiska reningssteget och utflöde från reningsverket. I Tyskland finns ingen lagstiftning men regionala rekommendationer är 80 % reduktion på liknande sätt som i Schweiz. Uppföljning görs på vissa utvalda indikatorsubstanser.

Produktionsmålet i detta projekt är 90 % reduktion av läkemedelsrester sett över ozonreaktorn. Reduktionen kommer att vara olika för olika läkemedel – vissa bryts lätt ned och kommer reduceras med 100% medan andra kommer att ha en lägre reduktion. 90 % ska ses som ett genomsnitt.

Sweco rekommenderar att analysera vilka läkemedel som finns i vattnet och därefter resonera kring vilka läkemedel som är viktiga att reducera utifrån användning och miljörisker. Gryaab kan på så vis upprätta en målbild över vilken reduktion som är rimlig. Kanske är den olika för olika läkemedel, eller beräknas den som ett flödesviktat medelvärde av utvalda substanser.

2.4.1 Antaganden

Produktionsmålet på 90 % reduktion ligger till grund för vilken ozondoseringsnivå som har valts.

Doseringen har beräknats på två sätt:

1. Med avseende på vattnets halt av löst COD
2. Med avseende på vattnets halt av DOC och nitrit

För COD har doseringen satts till 0,27 mg O₃/mg COD, enligt Cimbritz 2019.

För DOC har doseringen satts till 0,7 mg O₃/mg DOC. För nitrit har doseringen satts till 1,1 mg O₃/mg NO₂⁻ enligt Wert mfl 2009.

Förväntad reduktion för några specifika läkemedel vid denna doseringsnivå ses i Tabell 7.

Tabell 7 Förväntad reduktion för några utvalda läkemedel vid vald doseringsnivå

| Substans | Grupp | Förväntad reduktion |
|------------|--------------------|---------------------|
| Diklofenak | Antiinflammatorisk | 100% |
| Atenolol | Betablockerare | 85–90% |
| Metoprolol | Betablockerare | 95–100% |
| Venlafaxin | Antidepressivt | 100% |
| Iomeprol | Kontrastvätska | 40–50% |

Det bästa sättet att avgöra vilken dos som krävs är med pilotstudier på det vatten som ska behandlas. Ozoneringstester rekommenderas därför innan den slutgiltiga doseringen bestäms.

2.5 Teknisk utformning

Den föreslagna processen i Ryaverket beskrivs i korthet med att vattnet leds genom slutna kontakttankar med dosering av ozon som bryter ned läkemedelsresterna genom kemisk oxidation. Uppehållstiden i tankarna ska vara tillräcklig för att allt ozon ska hinna reagera. Ozonet produceras i generatorer som matas med syrgas, vilken antingen köps in i flytande form eller skapas på plats med hjälp av syrgasgeneratorer. Processen beskrivs i detalj nedan.

2.5.1 Reaktordesign

Reaktordesignen är densamma för alternativ A och B eftersom det är samma mängd vatten som ska behandlas och uppehållstiden ska därmed vara lika lång. Utformningen av inlopp och utlopp skiljer sig dock åt mellan de två alternativen.

Vattnet fördelas mellan tre slutna kontakttankar (total volym 4 710 m³). Volymen begränsas dels av arean på förrådshallen med tillägg av fyra meter från den västra väggen (där det idag finns uppställda containrar och släp), dels av möjligt djup med avseende på vattennivåer i processen samt grävdjup. Det har antagits att bottennivån kan vara i samma höjd som botten på efternitrikationen (+1,25 m). För att få självfall från eftersedimenteringen (vattennivå +11,10 m) kan maximal vattennivå inte

överstiga ca +10,90 m). Maximalt vattendjup blir således 9,65 m varav ungefär 7 m under mark. Om det går att utöka volymen genom att sänka bottennivån, dvs gräva djupare, är detta bara positivt.

Den hydrauliska uppehållstiden vid maximalt flöde och tre linjer i drift blir 17,5 minuter (rekommenderad tid är 10–25 minuter). Upphållstid vid maximalt flöde och två linjer i drift blir 11,6 minuter. Det går med andra ord att ha en linje avställd och ändå få en tillräcklig uppehållstid. Reaktorerna är konstruerade som långa, slingrande kanaler för att säkerställa uppehållstiden. En reaktor är 2,2 meter bred och 74 meter lång.

Inloppen till reaktorerna placeras i toppen av tankarna och skiljer sig åt mellan de två alternativa placeringarna:

- För alternativ A fördelas flödet mellan de tre linjerna i en inloppskanal. På varje inloppsrör finns en lucka för att kunna stänga av respektive linje. Flödet mäts och fördelas på de linjer som är i drift med hjälp av elektromagnetiska flödesmätare och reglerventiler på utloppsrören.
- För alternativ B, där vattenflödet kommer från skivfilteranläggningen, kommer det att krävas en pumpstation för att få upp vattnet till ozonreaktorn. Från pumparna går rör in till varje linje. Pumparna är frekvensstyrda och flödets mäts och fördelas på de linjer som är i drift med hjälp av elektromagnetiska flödesmätare på varje inloppsrör. Beroende på hur mycket plats som kan tas i anspråk och vad som föredras kan antingen dränkta propellerpumpar eller torruppställda centrifugalpumpar användas. Pumpstationen placeras på inloppssidan av ozonreaktorn, se bifogade ritningar. I ritningarna har utrymme gjorts för torruppställda pumpar. Eftersom vattennivån i skivfilter är lägre än vid eftersedimenteringen så kommer lyfthöjden för alternativ B bli något högre än för alternativ A.

Utloppen placeras i botten av reaktortankarna. Utloppsrören leds till ett svalltorn för att säkra vattennivån i reaktortankarna. För alternativ A pumpas vattnet från svalltornet till efternitritifikation. Eftersom det knappt är någon lyfthöjd till efternitritifikationsbassäng är det enklaste alternativet att använda dränkta propellerpumpar. Den kombinerade pumpstationen och svalltornet placeras i befintlig anslutande byggnad till den nya ozoneringsbyggnaden, se bifogade ritningar. För alternativ B leds vattnet med självfall från svalltornet till utlopp.

Provtagning av vattnet ska vara möjlig innan och efter ozonreaktorn.

Eftersom den gas som produceras i ozongeneratorerna till största del innehåller syre (ozonkoncentrationen kan justeras mellan cirka 6–20 wt%) kommer vattnet att ha en hög syrehalt vid utloppet från kontakttanken. Detta är en fördel i alternativ A där vattnet leds till efternitritifikation där det finns ett syrebehov. Utifrån uppgifter från befintliga anläggningar kan man förvänta sig en syrehalt på ca 18 mg/l, vilket i så fall skulle motsvara 264 kg O₂/h vid medelflöde. Så länge ammoniumhalten in till efternitritifikation är högre än 3,9 mg/l kommer detta syre att förbrukas enbart för att reducera ammonium.

Frånluften från kontakttankarna, och det efterföljande svalltornet, 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 ozondestruktorerna leds tillbaka till kontakttankarna. Det finns två ozondestruktorer som vardera har kapacitet för alla tre reaktortankar, dvs en i redundans.

Teoretiskt sett går syret från ozondestruktorn att använda till att lufta en bassäng, till exempel aktiv slam eller MBBR. Hur detta i så fall så ska utformas har inte studerats inom ramen för denna utredningen.

2.5.2 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, och därför rekommenderas denna lösning. De erbjuder också en mer flexibel design för att minska risken för bromatbildning.

Diffusorerna placeras på botten av kontakttanken. Det är lämpligt att sprida diffusorerna för att undvika att få zoner med hög ozonkoncentration (vilket ökar risken för bromatformation), samtidigt ska all tillsatt ozon hinna reagera innan vattnet når utloppet, och diffusorerna får därför inte placeras för nära utloppet.

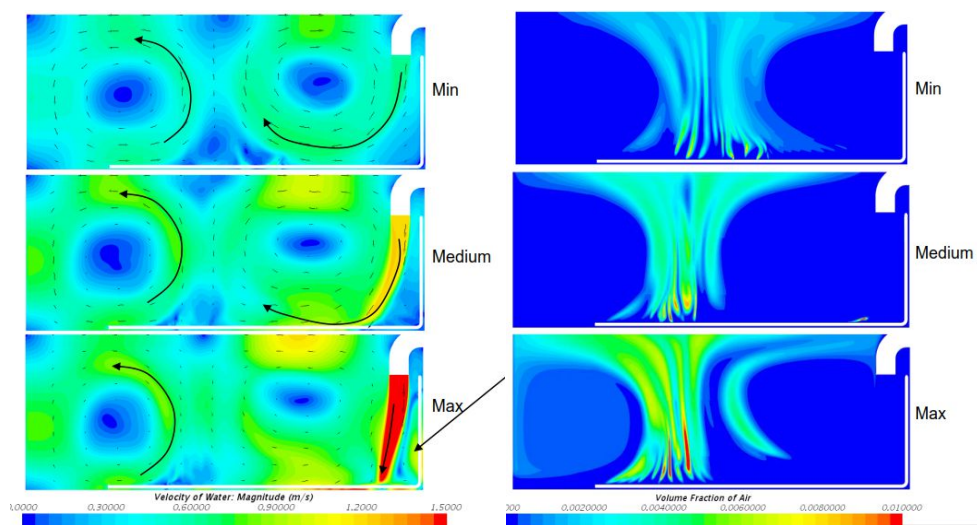
För att skapa en bra inblandning av gasen från diffusorerna placeras tidigt i kanalen en vägg med öppning i botten som tvingar ned vattnet från toppen till botten av tanken. Diffusorerna placeras innan den första avskiljande väggen.

2.5.3 Flödessimulering

En flödesmodellering (CFD) av reaktortankarna har genomförts för att få information om hur flödet går genom reaktorn, bekräfta att vi har tillräcklig uppehållstid (att vattnet inte kan ta några genvägar) och säkerställa att det inte uppstår några döda zoner. Resultaten visar sammanfattningsvis att det inte finns några betydande döda zoner och att den teoretiska uppehållstiden uppnås. Vidare visar resultaten att allt vatten passerar genom ozonflödet – det ser inte ut att finnas några genvägar eller passager förbi gasen.

Det bildas dock två stora recirkulationszoner i den första kammaren som gör att gasen pressas samman i mitten av kammaren, istället för att röra sig rakt upp mot ytan, se Figur 10. Det bildas således en zon med potentiellt hög ozonkoncentration vilket bör försöka motverkas. En av anledningarna till detta är troligtvis vattnets höga hastighet nedåt genom inloppsröret samt att kanalen är smal. Förslag för att förhindra bildandet av de två recirkulationszonerna är att förändra inloppets utformning och/eller placera bafflar som kan hindra vattenflödet på strategiska ställen i kammaren.

I en vidare projektering rekommenderas att genomföra vidare simuleringar med ovan nämnda förändringsförslag, innan en slutgiltig reaktordesign fastställs.



Figur 10. Resultat från CFD-modellering av reaktortankarna. Till vänster vattnets flöde i den första kammaren. Till höger gasens flöde i den första kammaren. Risk för hög ozonkoncentration i mitten av kammaren på grund av bildandet av två stora recirkulationszoner.

2.5.4 Ozonproduktion

Doseringen har beräknats på två olika sätt – med avseende på COD respektive med avseende på DOC och NO_2^- . De båda beräkningssätten visar på jämförbara doseringsnivåer, se Tabell 8. Värt att notera är att nitrithalten inte används för dosberäkning i Schweiz och Tyskland.

Den högre suspthalten i vatten A kan göra att det i praktiken kommer att behövas i en högre ozondos, eftersom det suspenderade materialet minskar kontaktytan mellan ozon och vatten. För att ta höjd för detta skulle dosen uppskattningsvis kunna höjas till $0,8 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$ istället för $0,7 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$. Dosen per volym avloppsvattenflöde skulle i så fall bli ca 10 g/m^3 , vilket har använts i vidare beräkningar. Eftersom vatten B innehåller låga halter av suspenderat material anses ingen höjd behövas tas för detta i ozondosen. Den högre dosen (baserat på COD) valdes för vidare beräkningar.

Tabell 8. Beräknad ozondos med avseende på COD respektive DOC och nitrit, samt vald dos för fortsatta beräkningar.

| | Enhet | Alternativ A | Alternativ B |
|---------------------------------------|----------------|--------------|--------------|
| Dos m.a.p. COD | g/m^3 | 9,5 | 8,6 |
| Dos m.a.p. $\text{DOC}+\text{NO}_2^-$ | g/m^3 | 8,9 | 8,5 |
| Vald dos | g/m^3 | 10 | 8,6 |

Ozonbehovet för max-, medel- och minbelastning har beräknats utifrån de valda doserna för vatten A och B. Eftersom det finns bromid i inkommande vatten finns risk för att det cancerogena ämnet bromat bildas vid ozoneringen. Risken för att bromat bildas ökar vid ökad ozondos. Det är därför bättre att ha en längre kontakttid vid låg ozonhalt, samt att hålla en låg ozonkoncentration i gasen. Ozonhalten i utgående gas från ozongeneratorerna har satts till 10 wt% i beräkningarna.

Tabell 9. Ozonbehov vid max-, medel- och minbelastning samt gasflöden från ozongeneratorerna vid en ozonkoncentration på 10 wt%.

| | Enhet | Alternativ A | Alternativ B |
|------------------|------------------------|--------------|--------------|
| Ozonbehov, max | kg/h | 162 | 140 |
| Ozonbehov, medel | kg/h | 147 | 127 |
| Ozonbehov, min | kg/h | 75 | 65 |
| Gasflöde, max | Nm^3/h | 1 092 | 946 |

| | | | |
|------------------------|--------------------|-----|-----|
| Gasflöde, medel | Nm ³ /h | 990 | 857 |
| Gasflöde, min | Nm ³ /h | 510 | 441 |

Skillnaden i ozonbehov för de två alternativen skiljer sig så lite åt att samma utrustning föreslås för båda alternativen. Tre ozongeneratorer, en per kontakttank, ska tillsammans klara 150% av det maximala ozonbehovet. Med andra ord kan en generator vara avställd och de två andra klarar av att producera tillräckligt med ozon för att behandla maximalt avloppsvattenflöde. I normalfallet fördelas vattenflödet på alla tre kontakttankar och de tre ozongeneratorer producerar ozon till varsin linje. Om en reaktortank behöver tas ur drift kan tre generatorer producera ozon till två kontakttankar och om en ozongenerator behöver tas ur drift kan de två resterande producera ozon fördelat till tre kontakttankar.

2.5.5 Syrgasförsörjning

Ozongeneratorerna behöver matas med syrgas. Syret kan levereras i flytande form (LOX – Liquid Oxygen) eller skapas på plats från tryckluft i ett PSA-system. De två systemen, LOX respektive PSA, behandlas under egna rubriker i detta kapitel.

Syrebehovet för max-, medel- och minbelastning har beräknats för placering enligt alternativ A och B, se Tabell 10. Beräkningarna utgår från en ozonkoncentration på 10 wt% i utgående gas från ozongeneratorerna.

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

| | Enhet | Alternativ A | Alternativ B |
|-------------------------|-------|--------------|--------------|
| Syrebehov, max | kg/h | 1 613 | 1 397 |
| Syrebehov, medel | kg/h | 1 462 | 1 266 |
| Syrebehov, min | kg/h | 753 | 652 |

2.5.5.1 LOX

Syret levereras i flytande form till två lagringstankar á ca 60 ton. Syret förgasas i ett förgasningssystem som är anslutet till lagringstankarna, 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.

Tankarna placeras på en betongplatta ca 12x6 m. Till detta kommer också en spillplatta av betong eller sten (ej asfalt) på minst 4x5 m 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. En möjlig placering av tankarna är på parkeringen vid försedimenteringen vilket skulle innebära en ledningsdragning på runt 150–200 meter.

Gryaab upplåter markyta till gasleverantören men själva stationen ägs och sköts av leverantören. För detta utgår hyra av stationen samt en kostnad för inköpt syrgas. Gryaab's personal kommer dock att behöva hålla förångarna fria från is vilket görs genom att manuellt spola vatten på dem vid behov.

Lagring av syrgas tas upp inom SEVESO och gränsen för den lägre klassningen är lagring av 200 ton. Ryaverket har redan en kvot på 0,94 för den lägre klassningen vilket innebär att om kvoten ökar med 0,06 eller mer så behöver anläggningen klassas som SEVESO lägre, idag är den inte klassad som SEVESO anläggning alls. 0,06 av 200 ton motsvarar 12 ton lagring vilket betyder att om LOX väljs kommer Ryaverket behöva klassas som SEVESO anläggning.

2.5.5.2 Syrgasproduktion

Syrgas kan tillverkas på plats i ett PSA- eller VPSA-system. Varje PSA/VPSA-modul består av två tankar fyllda med adsorptionsmaterial som adsorberar kväve från luften och släpper igenom syrgas. Den ena tanken regenereras (desorberas) medan den andra är i drift. Syrgasen som produceras har en renhet på upp till 95%. Ozongeneratorerna kräver ca 93% renhet.

Tre linjer föreslås installeras med total kapacitet ca 2 400 kg O₂/h, dvs 150% av maximalt syrebehov. Samma redundans uppnås då i syrgasproduktionen som för ozonproduktionen. En hel linje kan vara avställd och man klarar ändå att försörja samtliga tre ozongeneratorer med syrgas.

Skillnaden mellan PSA och VPSA är att PSA arbetar under ett högre tryck och kompressorer med en hög energiförbrukning förser systemet med tryckluft. Enligt förslag från leverantör installeras tre stycken kompressorer á ca 750 kW. Innan varje PSA-modul finns bufferttankar för tryckluft och efter varje PSA-modul finns bufferttankar för den genererade syrgasen. Det föreslagna PSA-systemet har ett effektbehov på cirka 0,9 kW/kg O₂, att jämföra med nyckeltal på 0,3–0,6 kW/kg O₂.

I ett VPSA-system används blåsmaskiner istället för kompressorer och vakuumpumpar används för att regenerera adsorptionsmaterialet. Systemet är betydligt mindre energikrävande än PSA-systemet och effektbehovet ligger på ungefär 0,6 kW/kg O₂ enligt uppgift från en fullskaleanläggning i Schweiz. För syrgasförsörjningen föreslås därför VPSA.

I föreslagen layout för VPSA placeras syrgasbufferttankarna utomhus. Inget särskilt säkerhetsavstånd finns till dessa tankar. Om placering enligt alternativ A väljs kan tankarna placeras söder om föreslagen byggnad för ozonering. Om alternativ B väljs kommer en pumpstation för inkommande vatten placeras på denna position och en annan yta behöver hittas för syrgastankarna. Eventuellt kan ytan för dagens slamplattor utnyttjas om dessa i framtiden byts till torrslamsilos.

Syrgasbufferttankarna som föreslås har en volym om 40 m³ styck, dvs 120 m³ totalt. Vid ett gastryck av 500 kPa och 40 gr temperatur innebär detta en lagringskapacitet på ca 750 kg vilket innebär att syrgaslagringen i detta fall inte kommer att innebära uppgradering av SEVESO klassning, enligt resonemang i kap 2.5.5.1.

2.5.6 Kylning och värmeåtervinning

Ozongeneratorerna blir varma vid drift och behöver kylas, vilket normalt sker med kylvatten i en slutna krets. Kylkretsen kyls oftast med en värmeväxlare som använder behandlat avloppsvatten som kylmedia. Alternativt kyls kylkretsen med en värmepump.

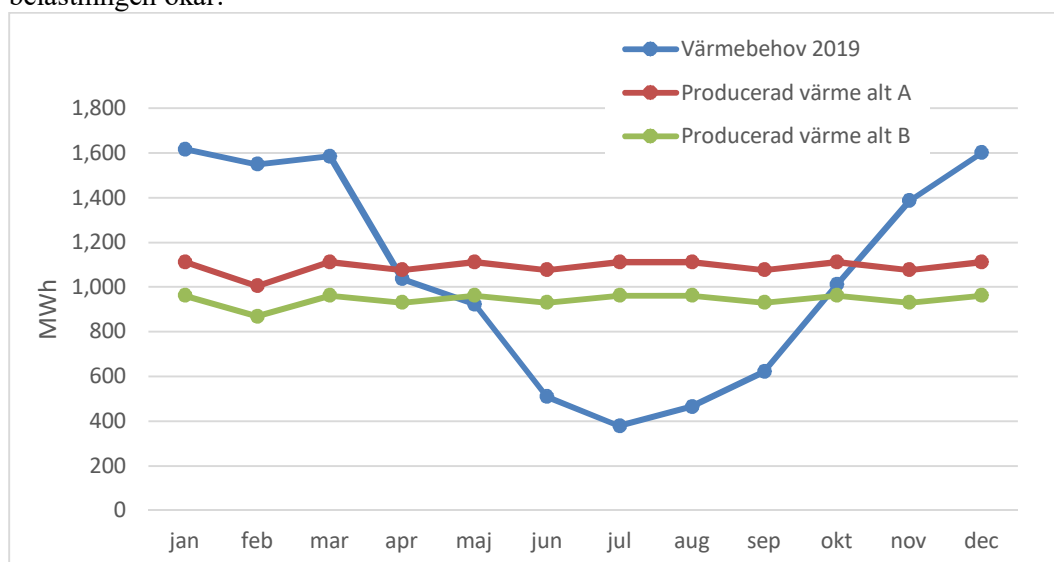
Även VPSA-systemet behöver kylas med kylvatten, oavsett om man använder värmepumpar eller kylväxlare kan samma system som för ozongeneratorerna utnyttjas.

För alternativet med värmeväxlare föreslås varje linje vara försedd med två plattvärmeväxlare, där en klarar av hela kylbehovet. Det behandlade avloppsvattnet behöver filtreras från partiklar innan värmeväxlarna. För detta installeras tre automatfilter (30 µm) eller membranfilter. Dessutom behövs ett tvättvattensystem för att rengöra värmeväxlarna från påväxt av biologiskt material och igensättning.

Fördelen med värmepump är, förutom att värmen återvinns, att det går att ha en lägre temperatur på kylkretsen och därmed får ett lägre effektbehov på ozongeneratorn än om man kyler med

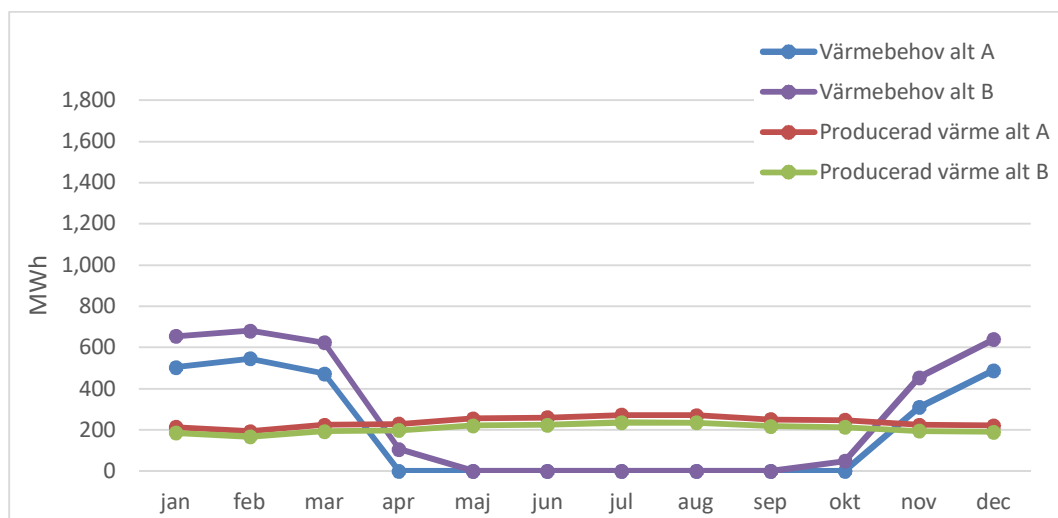
avloppsvatten. Två stycken generatorer vid maximal produktion kräver 1215 kW kylning om kylkretsen är 5 grader (10 grader ut) medan en kylkrets med avloppsvatten på 20 grader (22,5 grader efter växlaren) innebär 1356 kW med samma ozonproduktion. Med antagandet den genomsnittliga årsmedeltemperaturen på Ryaverket (14,5 grader) antas kylkretsen bli 17 grader på den kalla sidan, vilket innebär 93 kW (815 MWh årligen) som medel. Om värmepump väljs föreslås två värmepumpar på en gemensam krets för alla tre generatorerna. Varje värmepump rekommenderas ha kapacitet för hela kylbehovet.

En värmepump kräver å andra sidan elenergi motsvarande ca 26% av den kylda energimängden. Dessutom behöver det finnas ett behov på anläggningen (eller någon annanstans) av den värme som genereras. Utifrån det genomsnittliga månadsmedelbehovet på Ryaverket 2019 finns det avsättning för 79 respektive 84% av årsbehovet i alternativ A och alternativ B, Figur 11. Under de kallare månaderna kommer det att behövas ytterligare värme och under de varmare månaderna kommer det att behöva avyttras värme på annat sätt. Visserligen finns det en dygnsvariation som kommer att dra ner andelen som går att använda, men å andra sidan kommer värmebehovet med största sannolikhet att öka när belastningen ökar.



Figur 11. Månadsmedelbehov av värme på Ryaverket år 2019 jämfört med producerad värme för ozonproduktion (exkl. egen syrgasproduktion) för alternativ A och B.

Kalkylerna för produktion av syrgas med VPSA på Ryaverket visar på avsättning för 38 respektive 44 % av värmeproduktionen, se Figur 12.



Figur 12. Månadsmedelbehov av värme på Ryaverket år 2019 med avdrag för producerad värme från ozongeneratorerna, jämfört med producerad värme för syngasproduktion med VPSA för alternativ A och B.

2.5.7 Styrning och instrument

Ozondoseringen sker flödesproportionellt (valda doser är 10 g O₃/m³ för alternativ A och 8,6 g O₃/m³ för alternativ B). Vattenflödet mäts med elektromagnetiska flödesmätare på utloppsrör (alternativ A) eller inloppsrör (alternativ B). Så länge halten DOC inte varierar alltför mycket är det fullt tillräckligt att styra ozondoseringen baserat på flöde. Om variationen är stor, t.ex. på grund av mycket tillskottsvatten, kan det vara av intresse att installera en mer avancerad styrning.

Instrumenteringen i läkemedelsreningen föreslås minst bestå av:

- Ozonhaltmätare efter varje ozongenerator för att mäta koncentrationen i gasen. Dessa säkerställer att den valda ozonkoncentrationen 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 ozondestrukturererna för att mäta koncentration i utgående luft efter destrukturererna. Om halten är högre än 0,1 ppm går larm igång. Mätprincip: UV-ljus (254 nm).

En mer avancerad styrning kan uppnås genom att kontinuerligt mäta UV-absorbans i inkommande respektive utgående vatten. 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 skillnaden i UVA₂₅₄ över ozonreaktorn korrelerar med reduktionen av läkemedelsrester. Styrningen går ut på att hålla en konstant differens i UVA₂₅₄ mellan in- och utgående vatten för att undvika både över- och underdosering av ozon. Denna typ av styrning är fortfarande ny och det finns både positiva och negativa erfarenheter av den. Några erfarenheter som bör beaktas: Det är viktigt att de två mätarna är identiska för både in- och utgående vatten. Flödet genom UV-mätarna ska vara laminärt (ingen turbulens) och mätningen fungerar bäst om vattnet är filtrerat.

Läkemedelsrening med ozon är en relativt ny process, och det pågår mycket forskning kring det bästa sättet att kontrollera och styra processen. Det är därför rimligt att förvänta sig att erfarenheterna kring styrning och instrumentering kommer att leda till att anläggningarna kommer att utrustas med annan instrumentering om ett par år.

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

2.5.8 Effektbehov

Ozongeneratorerna har ett maximalt effektbehov på ungefär 1,3 MW. Installerad effekt är 2,1 MW. Om syrgasproduktion med VPSA väljs tillkommer ett effektbehov på cirka 0,9 MW med installerad effekt på 1,4 MW.

Detta kan jämföras med Ryaverket idag som vid medeldrift ligger på ungefär 4,5 MW och maximalt 7,5 MW. Det är alltså tänkbart att effektbehovet vid medeldrift kommer att öka med ungefär 50% om en ozoneringsanläggning med egen syrgasproduktion byggs.

Enligt erfarenhet från en fullskaleanläggning i Schweiz med ozonering och syrgasproduktion med VPSA är energibehovsfördelningen ungefär en tredjedel för ozonproduktion, en tredjedel för VPSA och en tredjedel för övriga installationer (pumpar, ventilation, kylning med mera).

2.6 Elsystem

Ryaverket försörjs idag med 10,5 kV spänning från Göteborg Energi som tas emot i ett högspänningsställverk i centralbyggnaden. Gryaab har idag tillåtet effektuttag på max 7,5 MW, dessutom är utrymmet i ställverket begränsat.

Gryaab har bedömt att ozonering kommer att kräva en utbyggnad av högspänningsställverket. Ett förslag för detta har tagits fram tillsammans med Göteborg Energi som innebär att ett helt nytt högspänningsställverk byggs inne på Ryaverket vid Järntorget. Denna utbyggnad anses vara en förutsättning för att ozonering ska kunna införas på Ryaverket.

Det kan diskuteras till vilken grad detta ska belasta investeringskalkylen för dessa alternativ då utbyggnad av elsystemet skulle föra med sig fördelar för framtida utbyggnader som inte rör läkemedelsrening. Denna förstudie syftar till att utreda vad införande av läkemedelsrening på Ryaverket kommer innebära, därför görs bedömningen att kostnaden för det nya ställverket tas med i kalkylen för ozonering.

2.7 Bygg och mark

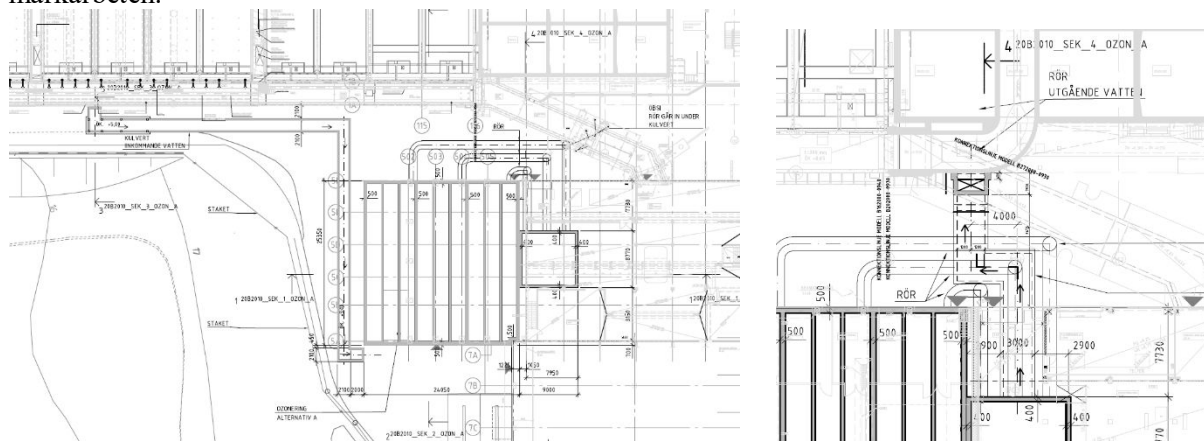
Byggnationen av ozon inkluderar rivning av förrådshall och sedan schaktning/sprängning. Därefter anläggs reaktorbyggnaden med maskinsalar i 2 våningar ovanpå. Byggtiden för detta bedöms vara ca 3 år. Därtill kommer projektering, upphandling, besiktning samt drifttagning vilket innebär att total byggtid bedöms vara ca 4 år, gäller både ozon A och B.

2.7.1 Ozon A

Vatten plockas från kanal efter eftersedimenteringen genom att en öppning görs väster om ventilationskanal som sitter på väggen. Därifrån förläggs en betongkanal under mark till inloppet av reaktorn. Vattnet rinner med självfall in i reaktorn och pumpas efter reaktorn upp till ett svalltorn med dränkta kolumnrörspumpar.

Vattnet leds från svalltornet till en betongkanal som förläggs under vägen mellan slambygganden och EN, den kanalen ansluter sedan till kanal in till EN.

Reaktorn byggs där förrådshallen står idag, inklusive containrar och skjul på västra sidan om bygganden. Eftersom befintlig byggnad saknar källare krävs schaktning ner till grundläggning för reaktorn. Både rivning och uppbyggnad av den nya konstruktionen ingår i kalkylen för bygg och markarbeten.



Figur 13 Till vänster, plan över reaktor ozon A och vattenväg till reaktor. Till höger visas en planskiss över vattenväg till EN

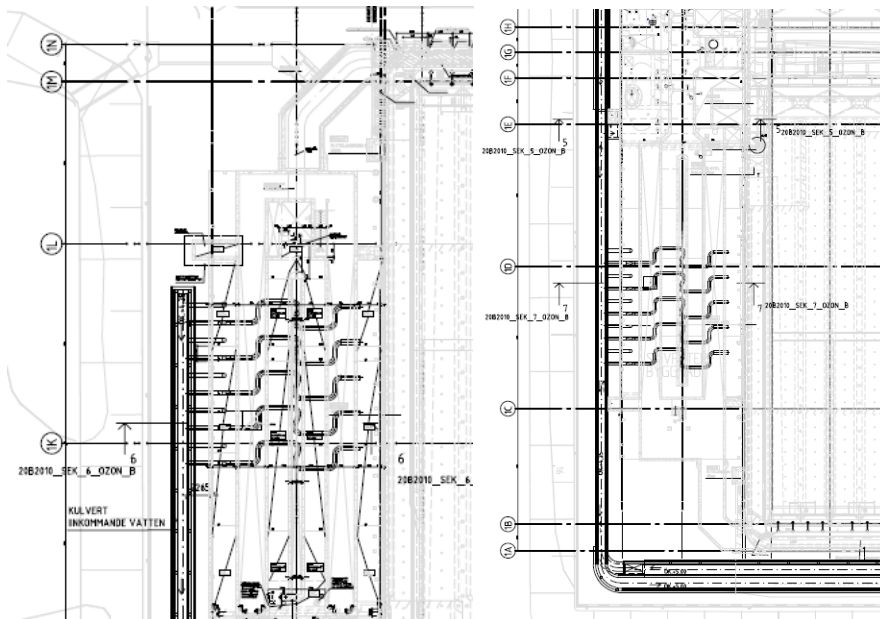
Tabell 11 Sammanställning av mängder för bygg och mark ozon A

| | Vattenväg | Reaktor | Totalt | |
|------------|-----------|---------|--------|----|
| Betong | 320 | 3353 | 3673 | m3 |
| Bergschakt | 1049 | 8943 | 9992 | m3 |
| Jordschakt | 809 | 515 | 1324 | m3 |

2.7.2 Ozon B

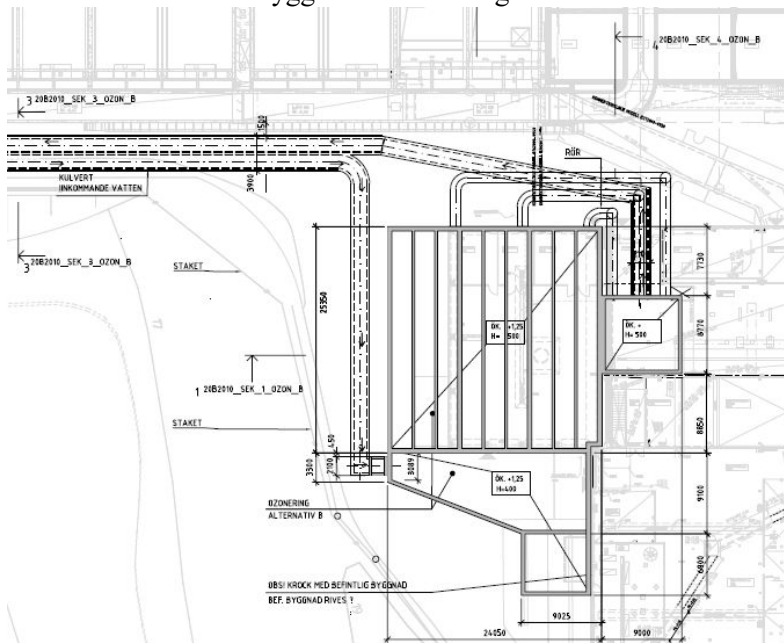
Vatten plockas ut genom SF från uppsamlingskanalerna efter filtren och via totalt 20 st DN400 rör till västra utsidan av SF byggnaden. Därifrån leds vattnet i en betongkanal längs ES blocket till ozonreaktorn som placeras på samma plats som alternativ A. Vid reaktorn lyfts vattnet in till inloppet via torruppställda pumpar. Vattnet kan sedan rinna med självfall genom reaktorn och vidare via svalltornet tillbaka till utgående kanal.

I anslutning till kanalen som leder vattnet till reaktorn förläggs också en kanal som transporterar vattnet tillbaka samma väg till skivfilterbyggnaden. Vattnet leds därefter via 2 st DN1200 rör ner i utgående kanal i samma rum som kontrollstation SF.



Figur 14 Planskiss över vattenväg ut från SF, till vänster norra delen av SF och till höger södra delen av SF.

Rektorn konstrueras på samma sätt som alternativ A men pga att pumpstation in till reaktorn behövs i alternativ B kommer byggnaden att bli något större.



Figur 15 Planskiss över reaktorbyggnad ozon B och kanaler för vattentransport till och från reaktorn

Tabell 12 Sammanställning av mängder för bygg och mark ozon B

| | Vattenväg | Reaktor | Totalt | |
|------------|-----------|---------|--------|----|
| Betong | 1124 | 3634 | 4 758 | m3 |
| Bergschakt | 1602 | 11199 | 12 801 | m3 |
| Jordschakt | 5502 | 605 | 6 107 | m3 |

2.8 Kostnader

Investerings- och driftkostnader har beräknats för placering enligt alternativ A och B, entreprenörspåslag och montage har inkluderats. I driftkostnaden ingår energikostnader, personal och kapitalkostnad men inte t.ex. OH-kostnader, labb och analyser. Delkalkylerna för respektive område har bearbetats genom succesiv kalkylering för att identifiera osäkerheter, se kap 1.4.

2.8.1 Driftkostnader

Driftkostnaderna är beräknad utifrån följande enhetspriser:

| | |
|-------------------|---------------------------------------|
| El | 0,80 kr/kWh |
| Fjärrvärme | 0,55 kr/kWh (som årsmedel) |
| Personal | 0,8 MSEK/år |
| Underhållskostnad | 1 % av investering maskin, VVS och el |
| Avskrivningstid | 15 år (maskin) |
| Ränta | 3 % |

Driftkostnaderna har beräknats för ozonanläggningen med placering enligt alternativ A och B. För alternativ A finns en kalkylpost för minskat luftningsbehov i efternitrfikation. Denna siffra baseras på en utgående syrehalt på 18 mg/l från ozoneringen. Denna siffra får anses vara osäker.

Driftkostnader för syrgasförsörjning med LOX eller VPSA redovisas i Tabell 13 och Tabell 14. För att dessa driftkostnader ska bli jämförbara ingår även ränta och avskrivning av den maskinella utrustningen för VPSA. Investeringskostnaden är cirka 79 MSEK med entreprenörspåslag och montage.

Inköpspriset på flytande syre redovisas som ett intervall eftersom osäkerheten är stor. Siffrorna baseras på ett inköpspris på 1,09 kr/kg.

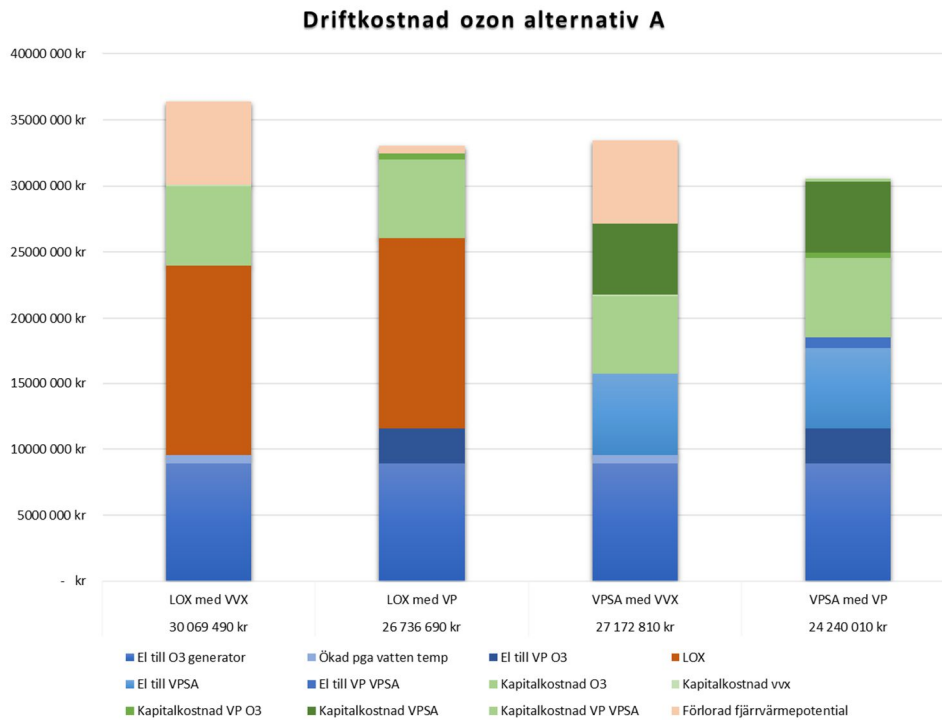
Tabell 13. Årliga driftkostnader för syrgasförsörjning med flytande syrgas

| Kalkylpost | Alternativ A (MSEK) | Alternativ B (MSEK) |
|------------------------------|---------------------|---------------------|
| Inköpspris LOX | 14 | 12,1 |
| Hyrkostnad tank LOX | 0,42 | 0,42 |
| Totala driftkostnader | 14,4 | 12,5 |

Tabell 14 Årliga drift- och avskrivningskostnader för egen syrgasproduktion med VPSA

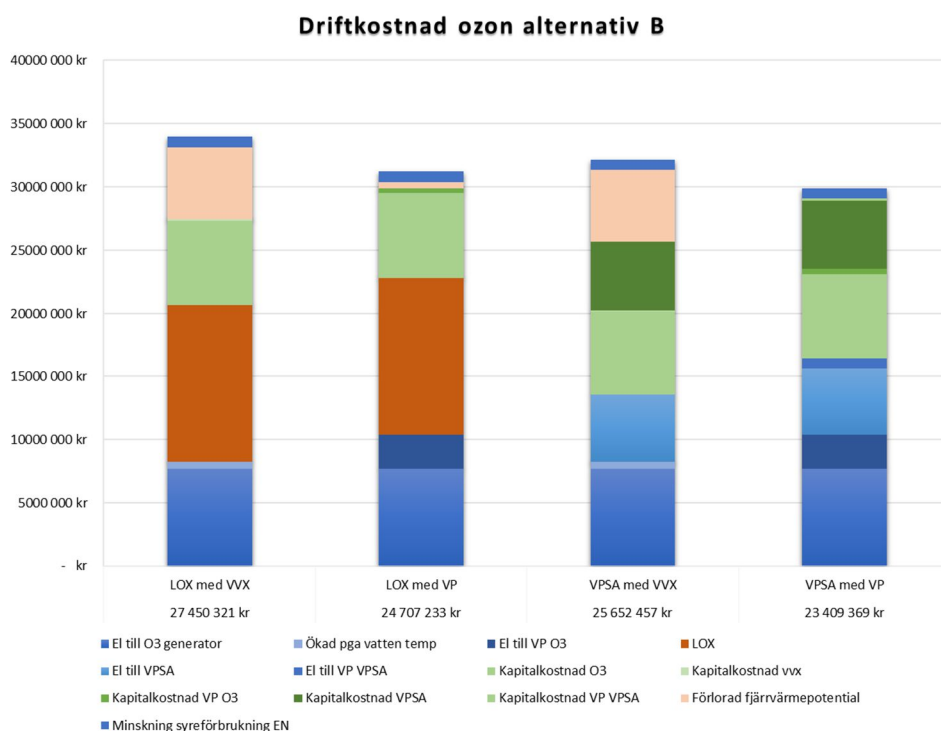
| Kalkylpost | Alternativ A (MSEK) | Alternativ B (MSEK) |
|------------------------------------|---------------------|---------------------|
| Elförbrukning syrgasproduktion | 6,2 | 5,4 |
| Kostnad mantimmar syrgasproduktion | 0,2 | 0,2 |
| Kapitalkostnad | 5,3 | 5,3 |
| Totala kostnader | 11,7 | 10,9 |

Beroende på hur kylningen ska ske av ozongeneratorer och eventuell syrgasproduktion, så blir det flera olika driftkostnadskalkyler. Driftkostnader sammanfattas i Figur 16 och Figur 17.



Figur 16

Årliga driftkostnader för alternativ A. Blå nyanser är elkostnader och gröna är kapitalkostnader. Beige färg innebär ersatt fjärrvärmebehov som i praktiken blir en sänkning av kostnaden för alternativen med värmepump snarare än som i figuren en höjning av de alternativen utan. Totalkostnaden för respektive alternativ ska således enbart användas för jämförelse inom denna figur.



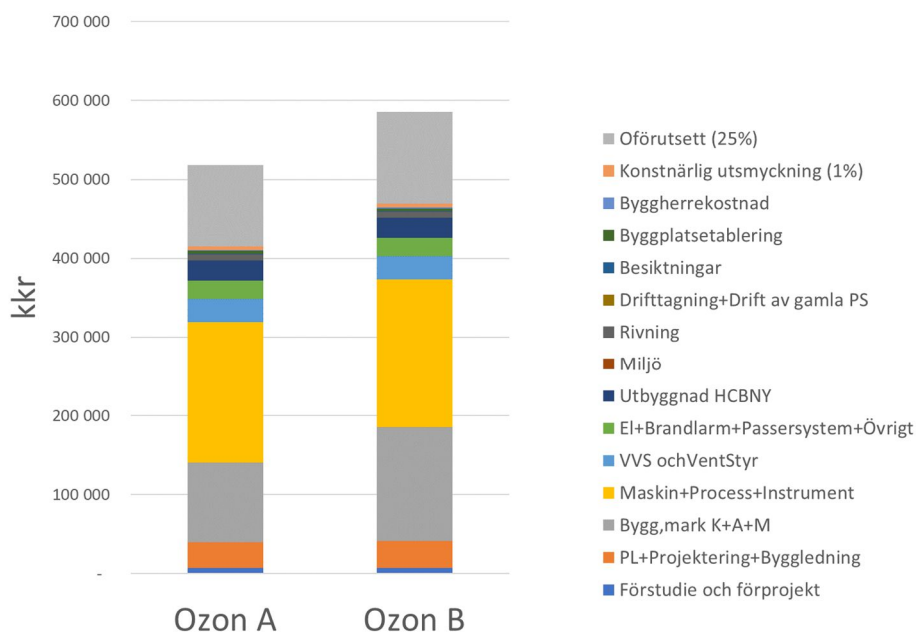
Figur 17 Årliga driftkostnader för alternativ B. Blå nyanser är elkostnader och gröna är kapitalkostnader. Den översta blå ytan motsvarar besparing av luftning som görs i alternativ A då vattnet leds till EN där syreinnehållet kan nyttjas och mindre luftning kommer att krävas. Totalkostnaden för respektive alternativ ska enbart användas för jämförelse inom denna figur.

Tabell 15 Total driftkostnad för ozonering

| | Alternativ A (MSEK) | Alternativ B (MSEK) |
|-------------------------------------|---------------------|---------------------|
| Energi | 19,0 | 17,7 |
| Personalkostnader | 0,4 | 0,4 |
| Underhåll | 2,1 | 2,2 |
| Ersatt fjärrvärme | -6,3 | -6,3 |
| Minskning syreförbrukning EN | -0,8 | - |
| Totala driftkostnader | 14,4 | 13,9 |

2.8.2 Investeringskostnad

Investeringskostnader har delats upp i olika kalkyler som sedan sammanförts till en total investeringskalkyl. Investeringskalkylen bygger på alternativ A med intern syrgasproduktion och värmepumpar. Total investering förväntas bli ca 517 MSEK för alternativ A och ca 586 MSEK för alternativ B.



Figur 18 Investeringarkostnad för ozonering. Jämförelse mellan alternativ A och B

2.9 Diskussion

2.9.1 Placering enligt alternativ A eller B

I stort sett samma utrustning och reaktordesign har föreslagits för både alternativ A och B. Detta eftersom den nödvändiga ozondosen inte skiljer sig tillräckligt mycket åt mellan de två olika vattnen för att motivera att gå ned i maskinstorlek gällande ozongeneratorerna. Investeringarkostnaden för den maskinella utrustningen blir dock högre för alternativ B, på grund av mer rördragning och ventiler i inloppspumpstationen. Den lägre dosen för alternativ B, till följd av lägre innehåll av löst organiskt kol och suspenderat material i vattnet, gör dock att el- och syrgasförbrukningen för detta alternativ blir lägre. Driftkostnaderna blir därmed lägre för alternativ B.

En nackdel med alternativ B är att det saknas ett efterföljande biologiskt reningssteg för restprodukter som kan bildas vid ozoneringen. Utsläpp av farliga restprodukter är en potentiell miljörisk. Eftersom vi inte vet hur en eventuell lagstiftning om läkemedelsrening kommer se ut, vet vi inte om det kommer att vara tillåtet att utforma en ozonanläggning utan biologisk efterbehandling. Det är därmed möjligt att designen kommer att behöva kompletteras med t.ex. sandfilter eller MBBR-bassänger. Detta får anses vara en stor osäkerhet om man väljer att gå vidare med detta alternativ.

Alternativ A, efter eftersedimentering, har en naturlig efterbehandling i de efterföljande MBBR-bassängerna för efternitritifikation och efterdenitritifikation. En normal dimensionering av efterbehandlingen är 33–50 % av volymen för ozonreaktorn. Detta uppfylls med råge i efternitritifikation och efterdenitritifikation som tillsammans har en volym på 21 800 m³, dvs mer än fyra gånger så stor som ozonreaktorn.

En osäkerhet i placering enligt alternativ A är dock om halten suspenderat material kommer att utgöra ett problem. Det suspenderade materialet kan minska kontaktytan mellan ozon och vatten och därför

öka ozonbehovet. I beräkningarna har viss höjd tagits för en ökad dosering. Det har även diskuterats om det suspenderade materialet kan bidra till skumning i ozonreaktorn – detta anses dock vara osannolikt eftersom ozonering även används för att minska skumningsproblem i aktivslambassänger.

I praktiken kommer ungefär 82 % av årsflödet genom verket behandlas i ozonreaktorerna. I Schweiz har behandling av cirka 90 % av årsflödet bedömts vara tillräckligt. Att designa en anläggning för bara 82 % kan visa sig vara ett problem om framtida lagstiftning skulle kräva en högre andel.

Sammanfattningsvis anses placering enligt alternativ A vara lämpligast eftersom det finns ett efterföljande biologiskt reningssteg som minskar risken för att farliga restprodukter släpps ut i recipienten.

2.9.2 Val av syrgasförsörjning

Den årliga kostnaden för LOX ser enligt beräkningarna ut att bli högre än för alternativet med egen syrgasförsörjning med VPSA med använd kalkylränta. Skillnaden är dock liten och det är värt att notera att inga investeringskostnader för LOX-tankarna är med i beräkningarna (för betongplatta och anläggande av ledning från LOX-tankarna till ozongeneratorerna). Inte heller värdet på den tomtyta som läses upp av LOX-tankarna och säkerhetszonen, samt begränsningar som uppstår i anläggningen på grund av frekventa syreleveranser, är med i beräkningarna.

Det är även möjligt att den föreslagna storleken på VPSA-anläggningen kan minskas till två linjer istället för tre (med andra ord att den maximala kapaciteten sätts till 1 530 kg O₂/h istället för 2 295 kg O₂/h). Om en linje av två är avställd kan man ändå hålla en ozondos på 6,6 g O₃/m³ vid maximalt flöde genom ozonreaktorerna, om man samtidigt tillåter en högre ozonkoncentration i gasen (14 wt%). Om denna dos anses vara tillräcklig vid driftproblem och alternativet med två linjer väljs kan kapitalkostnaden minskas med ungefär en tredjedel.

Fördelen med att ha en egen syrgasproduktion är att man blir oberoende av leverantörer och att risker kopplade till hantering av det flytande syret undviks. En egen syrgasproduktion kräver dock ett större personalbehov samt en större byggnad för att rymma all maskinell utrustning. Byggnadsmässiga kostnader har inte ingått i kalkylen. Sweco har ingen uppfattning om hur avancerad produktionstekniken för syrgas är i aktuell skala eller hur snabb utvecklingen är av produktionsmetoderna, men investerar man i egen utrustning finns det alltid en risk att man har ineffektiv utrustning innan den är avskriven.

2.9.3 Värmeåtervinning

Enligt kalkylerna ser kylning med värmepump ut att vara den mest kostnadseffektiva lösningen för kylning av ozongeneratorerna. För VPSA är kylning med värmepump och värmeväxlare likvärdigt kostnadsmässigt. Notera att om man använder värmepump för att kyla ozongenerator, och i förekommande fall även VPSA, kommer det att finnas ett överskott av värme relativt dagens behov under delar av året. Denna värmeenergi går att använda, men det måste i så fall finnas en förbrukare. I kalkylerna är det antaget att denna värmeproduktion inte går att använda till något utan ventileras bort på anläggningen.

Utifrån de nya kraven för slamhantering kan det komma ett utökat behov av värme på Ryaverket, till exempel för termofil rötning eller slamtorkning. Man bör ha i åtanke att besparingspotentialen kan

förändras när man köper betydligt mindre fjärrvärme, men ändå vill ha kvar möjligheterna att köpa fjärrvärme under de kallaste perioderna.

Fördelen med värmepump är, förutom att värmen återvinns, att det går att ha en lägre temperatur på kylkretsen och därmed får ett lägre effektbehov på ozongeneratoren än om man kyler med avloppsvatten. En annan fördel är att det går att undvika de problem det innebär att använda avloppsvatten som kylmedia, med filtrering av avloppsvattnet och installation av tvättvattensystem för värmeväxlarna.

2.9.4 Bromid

Bromidhalten i vattnet uppgick vid provtagning till ca 0,2 mg/l. Denna halt är tillräckligt hög för att risken för bromatbildning bör övervägas. För att minska risken ska uppehållstiden i kontakttanken hållas lång och ozondosen vid en specifik punkt låg. Detta kan justeras genom att placera diffusorerna på en större yta och/eller installera fler diffusorer och på så vis hålla ozondosen som kommer ur respektive diffusor lägre.

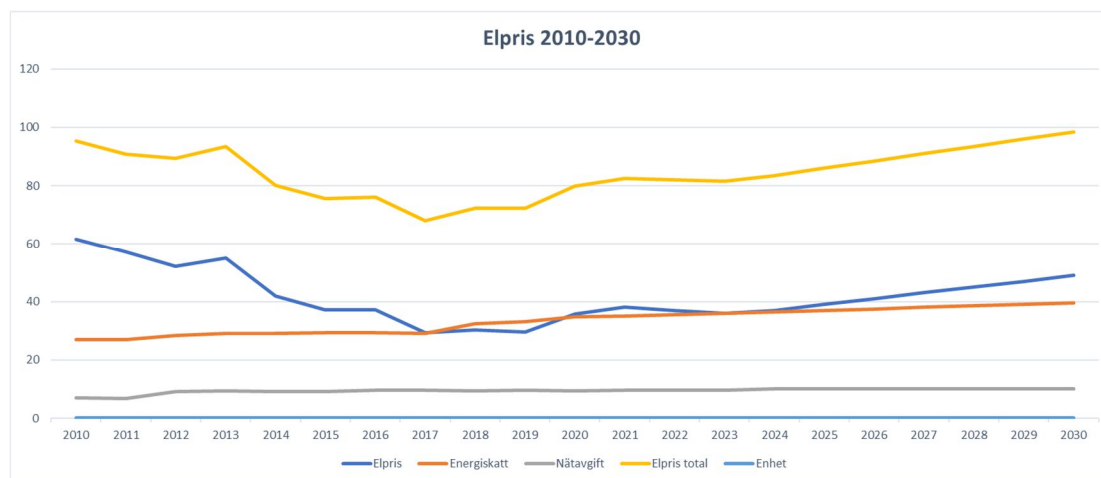
Upphållstiden i föreslagen reaktordesign är 17,5 minuter vid maxflöde vilket är längre än rekommenderad minsta tid på 10 minuter. Om en linje är ur drift är dock uppehållstiden endast 11,6 minuter. Vid en fortsatt utredning eller projektering av ozonering bör bromidhalten valideras med fler provtagningar. Om halten stämmer, eller visar sig vara ännu högre, rekommenderas att utreda och försöka minska källan till bromiden genom uppströmsarbete. Mer om bromid redovisas i kapitel 2.3.2.

2.10 Känslighetsanalys

Driftkostnader för ozonering antas vara relativt förutsägbara. Dock kan värdet av den ersatta värmen vara överskattad, dels för att värme är mer värt på vintern än på sommaren (all värme kommer köpas på vinter/höst/vår) vilket betyder att värmen som ersätts kan ha lite lägre värde än medelvärdet över hela året. Dessutom kan avtalet för inköp av fjärrvärme påverkas om förbrukningen går ner så kraftigt som den kommer att göra om ozonering införs.

Eftersom processen förbrukar stora mängder el blir driftkostnaden nästan proportionell emot elkostnaden. Även om LOX skulle väljas istället för intern syrgasproduktion med VPSA så kommer kostnaden för LOX att vara starkt kopplad till elpriset eftersom produktionen av LOX också främst är beroende av el. Historiskt har elpriset inte ökat så mycket utan snarare minskat något. Gryaab har tagit fram en prognos för elprisets utveckling de närmsta åren, längre än så anses för osäkert för att prognostisera. Prognosen visas i Figur 19 och enligt denna prognos kommer elkostnaden vara relativt

förutsägbar. Läkemedelsrening är dock ännu mer långsiktig än vad prognosen sträcker sig, varför denna prognos bör uppdateras igen innan investering i ozon övervägs.



Figur 19 Elpris från år 2010 till 2030. Framtida år är prognoser. Total kostnad/kWh representeras av gul linje, enhet öre/kWh

2.11 Slutsatser

- En anläggning för ozonering bedöms kunna byggas inom Ryaverkets nuvarande tomt

Utredningen har behandlat tre alternativ: placering enligt alternativ A eller B, syrgasförsörjning med VPSA eller LOX och kylning med värmepump eller värmeväxlare och utgående vatten. De tre alternativen behandlas i punktlista nedan

Den totala maskinkostnaden för de två alternativen exklusive syrgasförsörjning med PSA och värmeåtervinning är enligt kalkylerna 88 respektive 98 MSEK. Elenergikostnader för ozonering exklusive syrgasförsörjning och värmeåtervinning blir 8,1 respektive 7,7 MSEK per år. Sweco rekommenderar att placering enligt alternativ A väljs, främst eftersom det finns ett efterföljande biologiskt reningssteg som minskar risken för att farliga restprodukter släpps ut i recipienten.

- Driftkostnader för LOX blir ca 14,4 respektive 12,5 MSEK per år. Drift- och avskrivningskostnader för VPSA blir 12 respektive 11 MSEK per år. Den kostnadsmissiga skillnaden mellan de två alternativen är därmed låg gällande drift och avskrivning. Tillkommande kostnader för platta till LOX-tankarna och rörledning till ozongeneratorerna samt byggnadsmissiga kostnader för VPSA är dock inte med i kalkylen. Inte heller värdet på den tomtytta som låses upp av LOX-tankarna och säkerhetszonen, samt begränsningar som uppstår i anläggningen på grund av frekventa syreleveranser, är med i beräkningarna. Det är även möjligt att sänka investeringskostnaden för VPSA, om man kan tillåta en lägre ozondosering vid eventuella driftproblem i syrgasproduktionen.
- Utifrån att uppgifterna är framtagna i en förstudie bör alternativen bedömas som kostnadsmissigt helt likvärdiga. Vid valet mellan LOX och egen produktion av syrgas bör Gryaab istället värdera den upplåsta tomtytan inför framtida byggnationer och de begränsningar som frekventa syreleveranser medför mot riskerna det innebär att göra stora investeringar i en egen produktionsanläggning.
- Gällande värmeåtervinningen visar driftkostnads kalkylerna att kylning av ozongenerering med värmepump ger en minskad driftkostnad på 2,4 MSEK för alternativ A och 2,3 MSEK för alternativ B. Kylning av ozongenerering med kylväxlare och utgående avloppsvatten ger

driftkostnad på 1,3 respektive 1,2 MSEK; främst eftersom kylning med avloppsvatten medför ett högre effektbehov på ozongeneratorerna och elförbrukningen blir högre jämfört med alternativet med värmepump. Driftkostnaderna för kylning av VPSA-systemet med värmepump eller värmeväxlare blir i princip likvärdiga; 0,6 MSEK för alternativ A respektive 0,5 MSEK för alternativ B med värmepump jämfört med 0,5 MSEK för båda alternativen med värmeväxlare. Sweco rekommenderar att ett system för kylning används och förordar därför värmeåtervinning och kylning med värmepump på både ozongeneratorer och VPSA-systemet.

- Om en reduktion av läkemedel på 80 % kan accepteras istället för 90 % kan ozondosen sänkas, uppskattningsvis med ca 1,5 g O₃/m³. Detta skulle medföra en sänkning av driftkostnaderna med ungefär:
 - 1,4 MSEK per år för el till ozonproduktion för både alternativ A och B.
 - 1,2–1,6 MSEK per år för inköp av LOX för både alternativ A och B.
 - 0,9 MSEK per år för el till syrgasproduktion för både alternativ A och B.
- För värmeåtervinningen kommer istället driftkostnaden öka eftersom en minskad värmeproduktion från el- och syrgasgeneratorer behöver ersättas med fjärrvärme:
 - Kostnad för fjärrvärme ökar med cirka 0,5 MSEK per år för alternativ A och 0,8 MSEK per år för alternativ B, vid kylning av både ozon- och syrgasgeneratorer med värmepump.
 - Kostnad för el till värmepumpen minskar dock med 0,2 MSEK per år för alternativ A och 0,3 MSEK för alternativ B eftersom generatorerna kräver mindre kylning.
- Rekommendationen för ett ozonsystem blir från denna förstudie att alternativ A med intern syrgasproduktion och värmepumpar väljs.

2.11.1 Fortsatt arbete

- Eventuell förhöjd halt av bromid (som skulle kunna leda till högre halter av bromat vid införande av ozoneringsprocess) vid tillfällen då det sker saltvatteninläckage på ledningsnätet behöver utredas.
 - Vid provtillfällena då bromid analyserades var konduktiviteten på en normal nivå.

3 PAK: dimensionering, beskrivning och analys

3.1 Aktivt kol

Aktivt kol är en välstuderad adsorbent som länge nyttjats inom vattenrening. Utöver kol som är huvudbeståndsdelen i aktivt kol (85-95%), finns det även andra spår av ämnen som är kopplat till ursprungsmaterialet, dvs. väte, kväve, svavel och syre.

Aktivt kol har många fördelar som adsorbent. Det innehåller inga tillsatta kemikalier (men kan utvinnas från fossila källor). Kol har stor yta per viktenhet för att adsorbiera molekyler och/eller joner. Adsorptionen sker antingen genom laddningar, fysisk adsorption med hjälp av Van der Waals-krafter, eller genom att bindningar (kovalenta bindningar) skapas mellan kolväten från ytan och kolväten i vattenlösningen. Denna typ av adsorption kallas för kemisorption. Mot bakgrund av detta kan det inses att både laddade molekyler (laddade joner är små och adsorberas inte lika effektivt pga. Sin storlek), men också större organiska föreningar (särskilt omättade, hydrofoba) kan avskiljas från vattenmiljön.

Hur väl aktivt kol fungerar i den specifika applikationen behöver utvärderas i varje enskilt fall. Med utgångspunkt i att aktivt kol ska implementeras i ett avloppsvatten där halten löst organiskt material (DOM), som mäts som g DOC/l, är ≥ 10 mg/l, är det rimligt att nämna hur detta kan påverka avskiljningen av mikroföroreningar.

DOM, som uppmäts som g DOC/l innehåller ca 1–2 mmol fenoler/g DOC. Fenol är en organisk förening vars struktur återfinns i många olika föreningar, däribland läkemedel och även DOM. Fenoler adsorberas av aktivt kol och ger både lukt och färg till vatten. Om vi utgår från att det finns ca 10 mg DOC/l på Ryaverket (Tabell 16). Karakteristika för PAK och GAK avseende ytarea, porstorlek, kornstorlek och densitet. (Tabell 16), skulle detta motsvara ca 10 $\mu\text{mol/l}$ fenoler. Fenoler återfinns också i mikroföroreningars kemiska strukturer, men den totala mängden som har påvisats på avloppsreningsverk i t.ex. Schweiz uppgår endast till ca 0,1 $\mu\text{mol/l}$ (von Gunten, 2018). Det finns alltså 100 gånger högre koncentration av naturligt förekommande fenoler i avloppsvattnet (pga. Närvaro av DOM), jämfört med de fenoler som hittas i mikroföroreningar. Förenklat innebär denna teoretiska jämförelse att aktivt kol som appliceras i vatten med 10 mg DOC/l kommer att adsorbiera DOM i långt högre utsträckning än läkemedel.

Figur 20 visar att aktivt kol kan förekomma i många olika utformningar, till exempel i cylinderform, som granuler, eller i pulverform. Vid tillverkningen av aktivt kol förkolas det vid höga temperaturer (500-600°C), vilket leder till att kolets yta får sin särskilda struktur med stor tillgänglig ytarea per viktenhet. Både ytarea, porstorlek och kornstorlek på aktivt kol kan variera. För porers fördelning i aktivt kol talar man i huvudsak om tre olika storleksintervall: mikroporer (<2 nm), mesoporer (2-50 nm) och makroporer (>50 nm). Porstorleken kan sedan fördelas på dessa olika intervall i olika stor utsträckning. Mikroporer kan kvantifieras med hjälp av jodtal som är ett indirekt mått på antalet mikroporer i materialet (mätt i mg/g). Tabell 16 visar hur karakteristikan kan variera för PAK och GAK avseende vissa parametrar. För denna förstudie rapporterar vi vidare om aktivt kol i två utformningar; PAK eller GAK.



Figur 20. Olika former och strukturer av aktivt kol, från vänster till höger ses pelleterad/cylindrisk form, granulerat och pulveriserat aktivt kol. Källa: <https://www.desotec.com/en/carbonology/carbonology-academy/activated-carbon-forms-and-shapes>, besökt den 5 feb 2020.

Tabell 16. Karakteristika för PAK och GAK avseende ytarea, porstorlek, kornstorlek och densitet.

| Parameter | Pulveriserat aktivt kol (PAK) | Granulerat aktivt kol (GAK) |
|---|-------------------------------|-----------------------------|
| Ytarea, m ² /g | 950 | 1100 |
| Porstorlek, nm (andel, %) | <2 (85) ^a | <2 (100) ^a |
| Kornstorlek, mm (fördelning, %) ^b | 0,025 | > 1,68 (5) < 0,42 (5) |
| Densitet (kg/m ³) | 520–560 | 480–500 |

^a Procentuell andel mikroporer (<2 nm), ^b Procentuell andel av materialet med denna kornstorlek

Aktivt kol som saluförs på den svenska marknaden kan ha olika ursprung. Information från de leverantörer som har kontaktats för denna förstudie har meddelat att deras kol-produkter i första hand tillverkas av den råvara som finns tillgänglig till bästa pris. Detta innebär att torv, trä, koksnötsskal, stenkol eller annat organiskt råmaterial utnyttjas. Beroende på leverantör, kan det material som utnyttjas för produktion av aktivt kol variera. Den leverantör som Sweco kontaktat för GAK, uppger att GAK-kol tillverkas i Kina av stenkol, medan PAK-kols ursprungsmaterial kan variera (t.ex. kokosnöt, trä, olika grader av kol), och beror på tillgång.

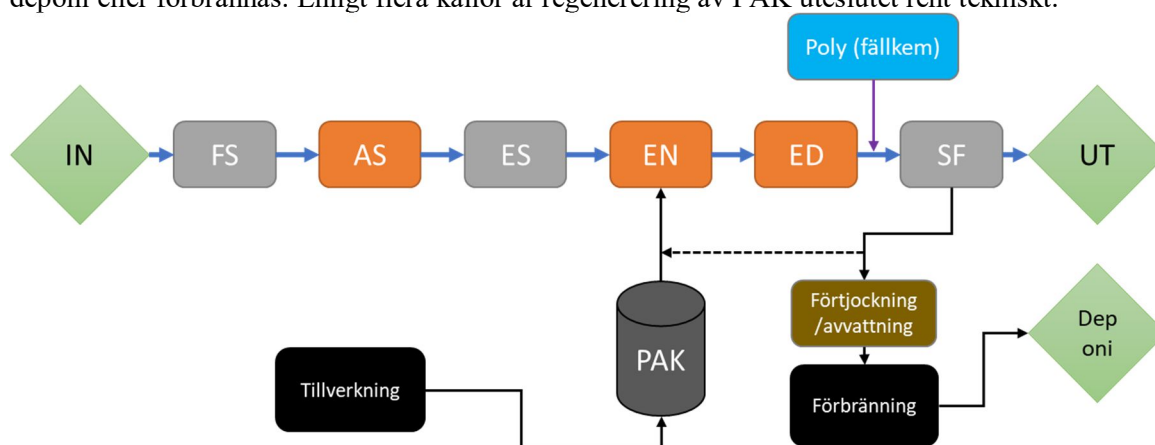
3.1.1 Målbild

För denna förstudie har det valts att dimensionera för aktivt kol med ambitionen att avskilja 80-90% eller mer av merparten av inkommande mikroföroreningar till verket. Dimensioneringen bygger på litteraturvärden som baserats på erfarenheter från framförallt Tyskland och Schweiz. I Sverige har det också insamlats erfarenheter, bland annat med hjälp av regeringens ekonomiska bidrag (Baresel et al, 2017b, Cimbritz och Mattson, 2017). Dessa studier har tydligt visat vilka tekniker som är lämpliga för mikroföroreningar. Att dimensionera med hjälp av litteraturvärden kommer med särskilda osäkerheter. För PAK är uppgiften ännu svårare, då det inte finns några referensanläggningar att basera arbetet på. En annan utmaning ligger i att välja rätt avseende dosering när den står i direkt relation till reningsverkets specifika vattenmatris (häri ingår tex. DOC-halt, inorganiska joner och ingående koncentration av mikroföroreningar). För att optimera och förbättra detta arbete behövs lab- och pilotstudier.

Med ovan nämnda begränsningar, understryks att dimensionering primärt lutar sig på en dosering som är angiven i ett högre intervall. Det senare för att säkerhetsställa att både adsorption (och slamavskiljning), samt kostnader, inte faller under realistiska scenarion.

3.2 Processutformning

Pulveriserat aktivt kol (PAK) doseras till antingen EN eller ED där föroreningarna (läkemedlen) adsorberas på kolpartiklarna. Kolet kan sedan skiljas från vattnet via skivfiltren. Slammet från skivfiltren hanteras sedan i en separat ny slamhantering. Därefter kan kolslammet antingen läggas på deponi eller förbrännas. Enligt flera källor är regenerering av PAK uteslutet rent tekniskt.



Figur 21 Översiktlig processplanering för PAK på Ryaverket

3.3 Klargörande processutredningar

Det finns två huvudsakliga fördelar för att överväga att dosera PAK direkt i en existerande MBBR. För det första kan behovet av att ta ny yta i anspråk och att bygga nya bassänger kraftigt reduceras, vilket minskar klimat och miljöpåverkan. För det andra möjliggörs hantering av det aktiva kolet separat från det aktiva slammet vilket gör att slam fortsatt kan återföras till jordbruk och bidra till den cirkulära ekonomin.

Det har tidigare utretts inom forskningsklustret VA-teknik Södra att *nitrifikationen* i en MBBR inte påverkas av tillsats av pulveriserat aktivt kol och att god reduktion av läkemedelsrester kan uppnås (Cimbritz *et al.*, 2019). De delar som kvarstår att bekräfta var att *denitrifikationen* i en MBBR inte störs av tillsats av pulveriserat aktivt kol, att avskiljning fungerar med skivfilter, hur det aktiva kolet bör hanteras separat (avvattning/torkning mm.) samt hur recirkulation av det aktiva kolet bör göras.

3.3.1 Frågeställningar

- Påverkas denitrifikationen av tillsats av PAK?
 - Hypotes: Tillsats av PAK till denitrifierande MBBR påverkar inte signifikant denitrifikationen vid en given dos metanol.
- Påverkas reduktionen av läkemedel som uppnås med PAK vid tillsats av metanol eller etanol?
 - Hypotes: Reduktionen av läkemedel påverkas inte signifikant.
- Påverkar adsorptionstiden (i praktiken uppehållstid i reaktorn) reduktionen av läkemedel som uppnås med PAK?
 - Hypotes: Nej, inte om adsorptionstiden är kring 30 minuter.
- Ökar reduktionen av läkemedel genom att recirkulera PAK över reaktorn?

- Hypotes: Ja.
- Följdfrågor: Hur många gånger är det motiverat att recirkulera? Hur mycket försämrads adsorptionsförmågan vid varje recirkulation?
- Hur funkar avskiljning i skivfilter?
 - Hypotes: Lovande i labskala med fällning.
- Hur funkar avvattning av PAK-slam?
 - Hypotes: Bra.

3.3.2 Kombination av denitrifikation i MBBR och PAK

3.3.2.1 Påverkas denitrifikationen av tillsats av PAK?

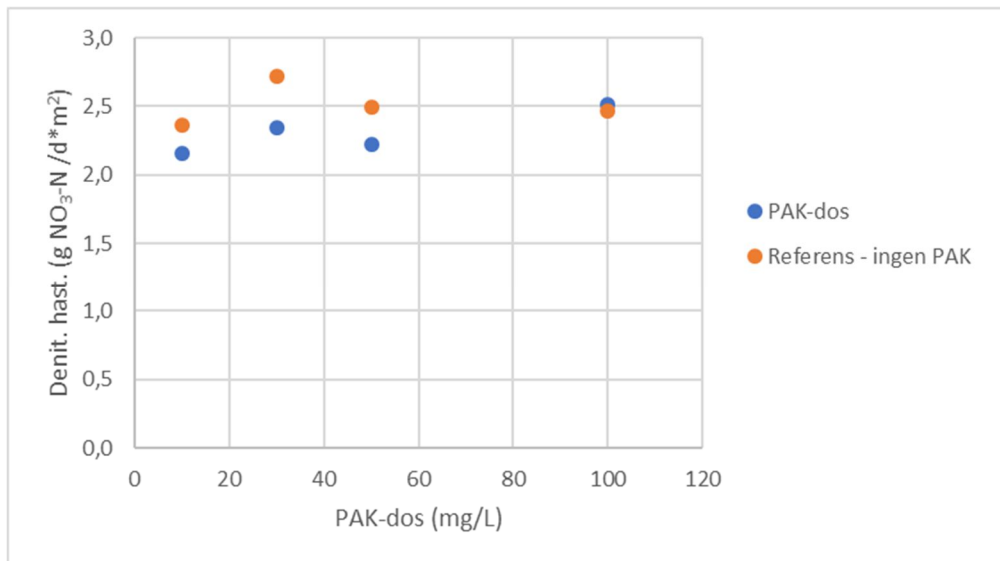
I denna undersökning studerades denitrifikationshastigheten vid tillsats av PAK i olika doser. Experimenten utfördes i labskala på Gryaabs egna lab med en metod som utvecklats på Gryaab och förbättrats efter feedback från Anoxkaldnes i Lund. Tidsåtgången per experiment har varit ca 11 timmar (inklusive provtagning, analys, disk, rapportering mm).

Metod

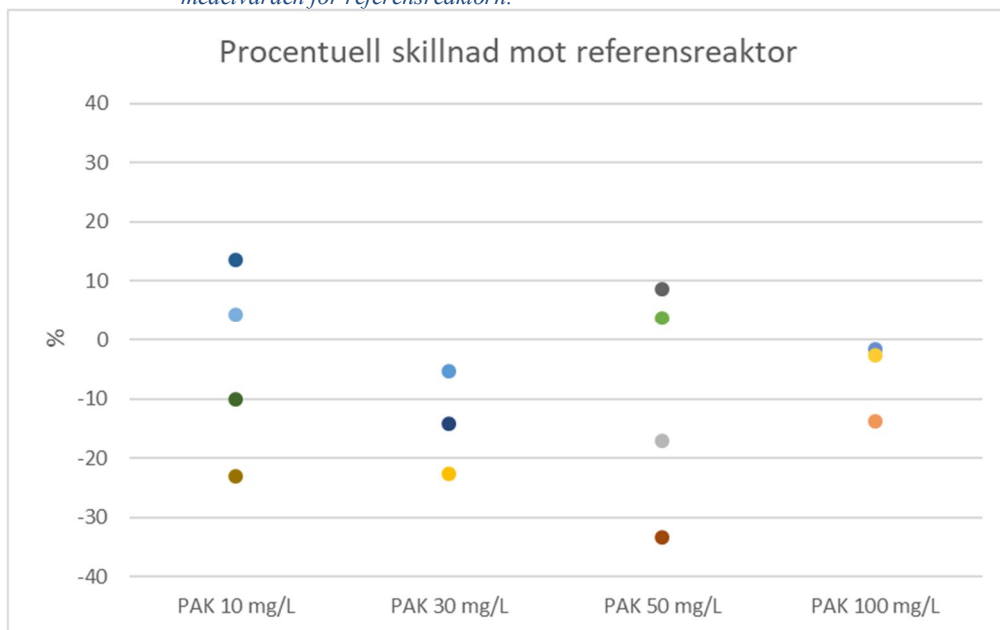
För labexperimenten användes inkommande vatten till efterdenitrifikationen (ED). Proverna som togs till försöken var stickprov och det kontrollerades alltid innan provtagning att det var ”normala förhållanden” i ED. Varje uppsättning av experiment bestod av två stycken 2-liters reaktorer, där PAK tillfördes den ena i fyra olika doser. Innan kolet doserades till försöksreaktorn blandades en slurry till med PAK och destillerat vatten till koncentrationen 10 g/L varefter den stod på omrörning i 24 timmar. Kolet som användes var Norit® SAE Super från leverantören Cabot och det doserades till den ena reaktorn i 10, 30, 50 och 100 mg/L. Den andra reaktorn användes som referensreaktor och varje experiment repeterades tre-fyra gånger, totalt genomfördes 14 experiment under september och oktober 2019. Denitrifikationshastighetstesterna utfördes under anoxiska förhållanden (genom inblåsning av kvävgas under omrörning i 30 min innan provtagningen startade) med ett överskott av nitrat, metanol, ammonium och fosfat. Reaktorerna rördes om kontinuerligt och stod i rumstemperatur (ca 20°C) under försökstiden, men det har eftersträvat att starta försöket så snabbt som möjligt efter provtagning så att temperaturen i reaktorn inte skulle skilja sig alltför mycket åt jämfört med temperaturen i fullskalereaktorn. Under tiden experimentet pågick togs sammanlagt åtta prover ut under en timme: efter 1, 5, 10, 20, 30, 40, 50 och 60 minuter och filtrerades innan de analyserades med avseende på nitrat, ammonium och COD. Temperatur, pH och fosfatkoncentration uppmättes också före och efter experimenten.

Resultat

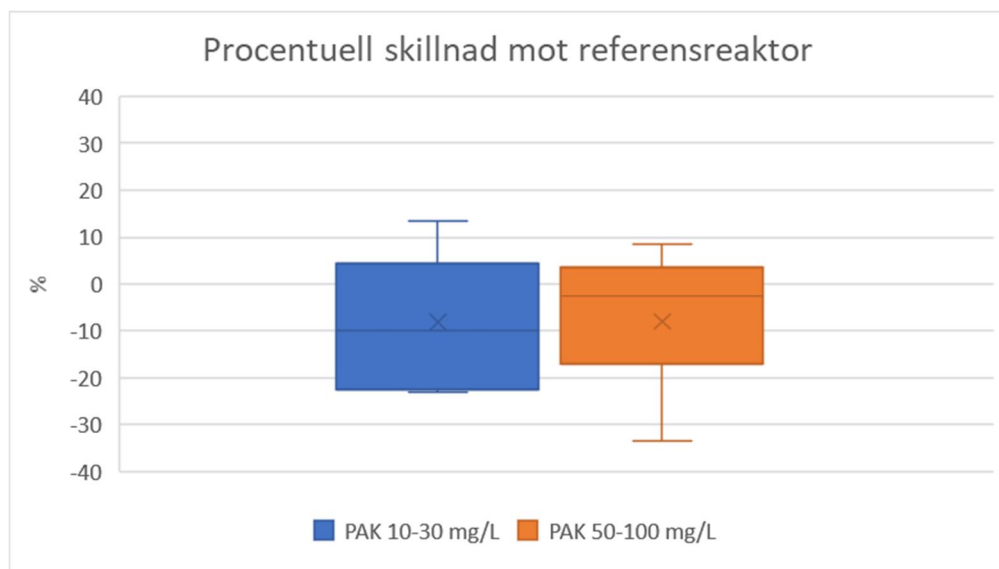
Ingen signifikant skillnad kunde ses i denitrifikationshastighet mellan reaktorn som hade PAK tillsatt och referensreaktorn. Dock finns en indikation att denitrifikationshastigheten är något lägre när PAK doseras, oavsett dos, se Figur 22, Figur 23 och Figur 24.



Figur 22. Medelvärden av denitrifikationshastighet för alla experiment för respektive tillsatt dos PAK, jämfört med medelvärden för referensreaktorn.



Figur 23. Procentuell skillnad i denitrifikationshastighet mellan reaktorn med tillsatt PAK och referensreaktorn utan tillsatt PAK. Vid dosering av PAK blev denitrifikationshastigheten ibland högre och ibland lägre än i referensreaktorn, oavsett PAK-dos, dvs. ingen signifikant skillnad kunde konstateras.



Figur 24. Procentuell skillnad i denitrifikationshastighet mellan reaktorn med tillsatt PAK och referensreaktorn utan tillsatt PAK presenterat som låddiagram. Varken vid de lägre doserna av PAK (10–30 mg/L) eller högre doserna (50–100 mg/L) kan någon signifikant skillnad konstateras. Det finns dock en indikation att denitrifikationshastigheten är något lägre vid tillsats av PAK, då medianen och större delen av lådan ligger under nollan både vid de lägre och högre PAK-doserna.

3.3.2.2 Påverkas reduktionen av läkemedel vid tillsats av kolkälla?

Adsorptionsexperiment på lab genomfördes vid VA-teknik på Lunds Tekniska Högskola. Syftet var att fastställa om kolkällor som behövs vid denitrifikation stör adsorptionen av läkemedel till PAK.

Metod

För labexperimenten användes inkommande vatten till både efterdenitrifikationen (EN) och efterdenitrifikationen (ED) vilka togs ut som stickprov (10 liter vardera) under torrvädersförhållanden 11 oktober 2019. Dessa förvarades kylt innan de transporterades till LTH (ej kylt transport).

Adsorptionsexperimenten utfördes i rumstemperatur med och utan tillsats av metanol och etanol (200 mg/L) vid 12 olika PAK-doser (0–100 mg/L) med en adsorptionstid på 24 timmar.

Till försöken valdes fyra kol-14-märkta mikroföroreningar: en herbicid (mecoprop) och tre läkemedel (diklofenak, sulfametoxazol och carbamazepin). De fyra kol-14-märkta mikroföroreningarna tillsattes avloppsvattnet för att nå en stråldos på 1 $\mu\text{Ci/L}$, vilket motsvarar 4–12 $\mu\text{g/L}$. Försöken gjordes i Falconrör med 30 mL avloppsvatten och olika doser PAK (Norit® SAE Super, Cabot) på ett skakbord (120 rpm).

Adsorptionsgraden av de fyra mikroföroreningarna beräknades utifrån skillnaden i löst kol-14 före och efter tillsats av PAK. Halten löst kol-14 bestämdes genom vätskescintillation. För att separera kolet med de inbundna kol-14-märkta mikroföroreningarna från avloppsvattnet centrifugerades proverna (1,4 mL, 13 500 rpm, 5 minuter). Vätskeprover (1 mL) pipetterades sedan till scintillationsrör med 3 mL scintillationsvätska (Hionic-Flour, PerkinElmer). Efterföljande kol-14-analys gjordes på en vätskescintillator (Tri-Carb 4910 TR, PerkinElmer).

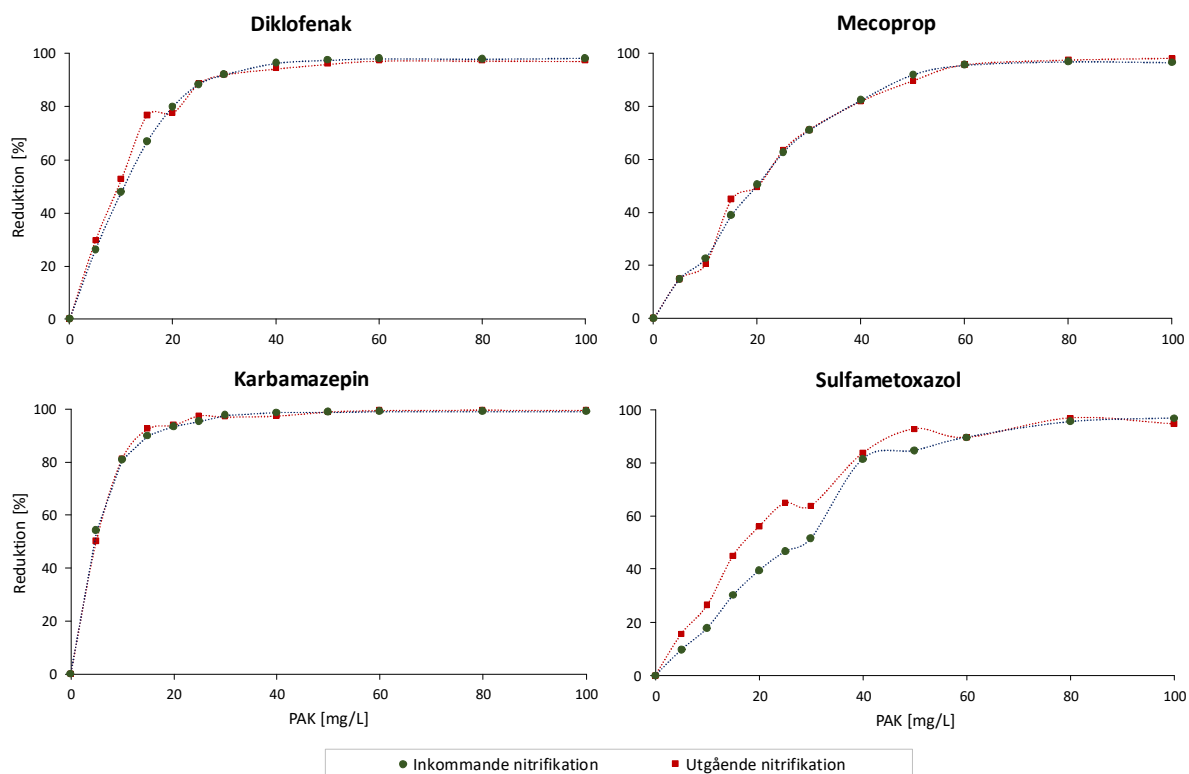
Individuella skillnader mellan försöken beskrivs i kapitel 2.1-2.5 i Falås (2020).

Resultat

Skillnader mellan olika avloppsvatten

Figur 25 visar adsorptionsprofiler för karbamazepin, diklofenak, mecoprop, och sulfametoxazol i inkommande och utgående avloppsvatten från den nitrifierande MBBR-processen (EN) på Ryaverket. Utgående avloppsvatten från EN innebär samma sak som inkommande avloppsvatten till ED.

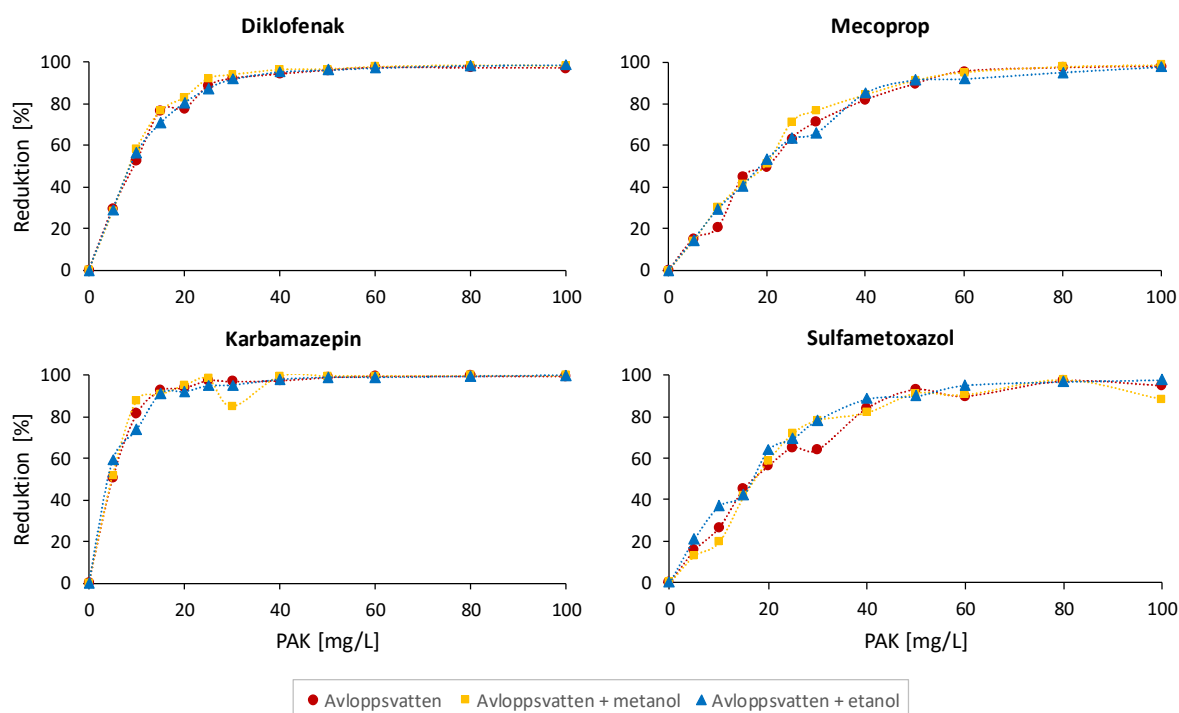
Likvärdiga PAK-doser krävdes för att uppnå samma adsorptionsgrad i de två vattnen. Betydande skillnader i adsorptionsgraden sågs för de fyra mikroföroreningarna, vilket var förväntat baserat på tidigare försök med avloppsvatten (Margot et al., 2013; Cimbritz et al., 2019). För att nå en reduktionsgrad på 80% vid en adsorptionstid på 24 timmar krävdes 10 mg PAK/L för karbamazepin, 20–25 mg PAK/L för diklofenak och 40 mg PAK/L för mecoprop och sulfamethoxazol.



Figur 25. Reduktion av fyra organiska mikroföroreningar i inkommande och utgående vatten från efternitrifikationen på Ryaverket vid olika PAK-doser.

Inverkan av metanol och etanol

Skillnaden i adsorption till PAK för de fyra mikroföroreningarna med och utan närvaro av metanol och etanol vara obetydliga (Figur 26), trots höga koncentrationer av de två kolkällorna, jämfört med fullskaldosering på Ryaverket. Vid denitrifikation behövs ungefär 30 mg/L metanol eller 20–30 mg/L etanol för att omsätta 10 mg/L NO_3^- -N (Christensson *et al.*, 1994), vilket är avsevärt mindre än de 200 mg/L metanol eller 200 mg/L etanol som användes i försöken. På Gryaab används en COD/N-kvot på knappt 10 för att undersöka denitrifikationskapaciteten hos bärare, vilket är betydligt lägre än COD/N-kvoten i denna delstudie.



Figur 26. Reduktion av fyra organiska mikroföroreningar vid olika PAK-doser i utgående avloppsvatten från efternitrfikationen på Ryaverket, med eller utan tillsatts av metanol (200 mg/L) eller etanol (200 mg/L).

Slutsatser

- Likvärdiga adsorptionsprofiler erhöles för inkommande och utgående vatten från den nitrifierande MBBR-processen på Ryaverket.
- Betydande skillnader i adsorptionsgraden sågs för de fyra mikroföroreningarna, där karbamazepin adsorberade bäst till PAK, följt av diklofenak, mecoprop och sulfametoxazol.
- Tillsatts av metanol (200 mg/L) eller etanol (200 mg/L) påverkade inte adsorptionen av mikroföroreningarna till PAK.

3.3.3 Recirkulation av PAK

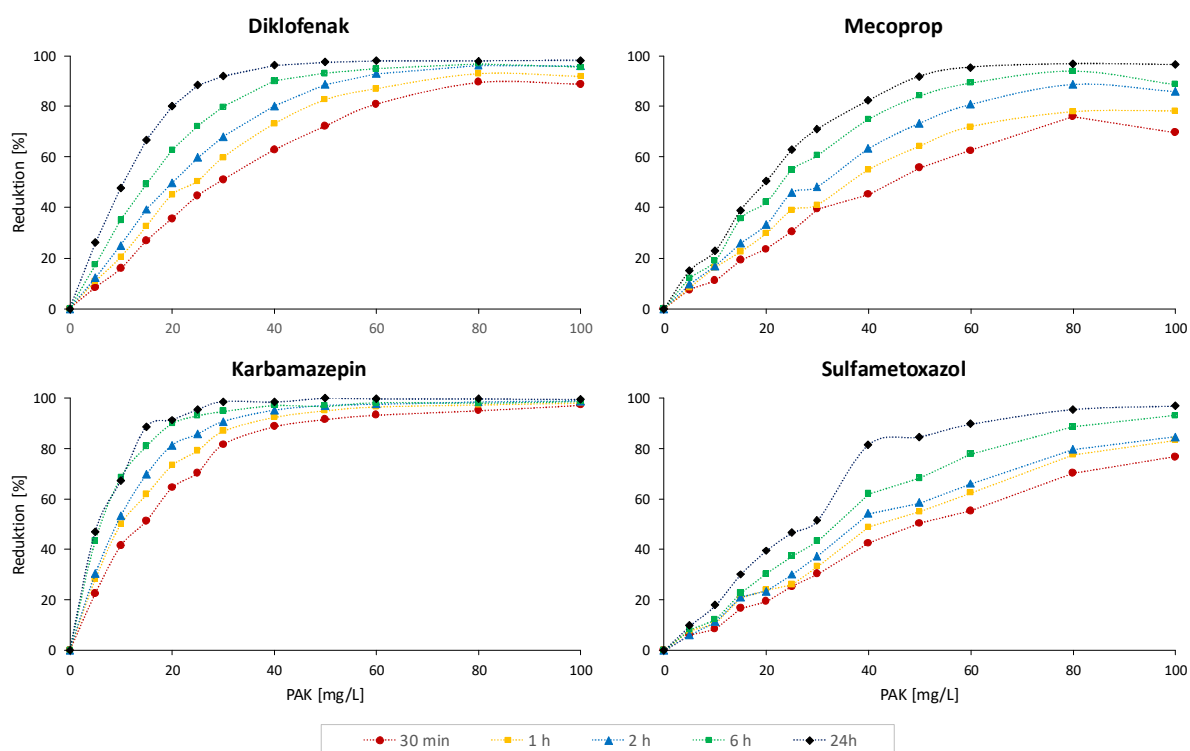
3.3.3.1 Påverkar adsorptionstiden (i praktiken uppehållstid i reaktorn) reduktionen av läkemedel som uppnås med PAK

Metod

För att undersöka adsorptionstidens påverkan på adsorptionsgraden gjordes ett försök då det istället för att endast ta prov efter 24 timmar, även togs ut delprov efter 0,5, 1, 2 och 6 timmar för att följa adsorptionen över tid. I övrigt utfördes experimentet på samma sätt som beskrivet i 3.3.2.2.

Resultat

Figur 27 visar hur adsorptionsgraden förändras med adsorptionstiden för de fyra organiska mikroföroreningarna vid tolv olika PAK-doser. Adsorptionsgraden ökade med ökad adsorptionstid för de fyra mikroföroreningarna. Förändringarna var tydligast i intervallet 30 minuter till 6 timmar, men kunde även ses mellan 6 och 24 timmar. Reduktionsgraden av mikroföroreningar per tillsatt PAK verkar därmed kunna öka väsentligt vid ökad kontakttid mellan kol och mikroföroreningar inom intervallet 30 minuter till 6 timmar.



Figur 27. Reduktion av fyra organiska mikroföroreningar vid olika adsorptionstider och PAK-doser.

Slutsatser

- Adsorptionsgraden var kraftigt beroende av adsorptionstiden i intervallet 30 minuter till 6 timmar, men adsorption kunde även observeras i intervallet 6 timmar till 24 timmar. I flera studier rekommenderas dock adsorptionstider på mindre än 1 timme.

3.3.3.2 Ökar reduktionen av läkemedel genom att recirkulera PAK över reaktorn

För att utreda hur adsorptionsgraden förändras vid upprepade exponeringar av PAK för mikroföroreningar i avloppsvatten gjordes försök med utgående vatten från den nitrifierande MBBR-processen (EN). För beräkning av PAK-dos se kapitel 3.5 i Falås (2020).

Metod

Försök med recirkulation utan tillsatts av nytt kol

Varje exponering varade två timmar och följdes av centrifugering (4500 rpm, 10 minuter). Efter centrifugeringen separerades avloppsvattnet från kolet genom att hälla av vattnet och spara kolet som hade aggregerat som en pellet i botten av Falconröret. Nytt avloppsvatten (30 mL) med kol-14-märkta mikroföroreningar (0,1 $\mu\text{Ci/L}$) tillfördes sedan Falconröret med aggregerat PAK från föregående exponering. Den aggregerade PAK-pelleten resuspenderades genom skakning varpå en ny exponering påbörjades. Totalt genomfördes sex exponeringar vid fyra PAK-doser (20, 40, 60 och 80 mg PAK/L).

Försök med recirkulation med tillsatts av nytt kol

Vid recirkulering av PAK återförs tidigare tillsatt kol till inloppet av reaktorn samtidigt som nytt kol tillförs. För att efterlikna denna process gjordes försök med återanvändning av tidigare använt PAK och tillförsel nytt PAK.

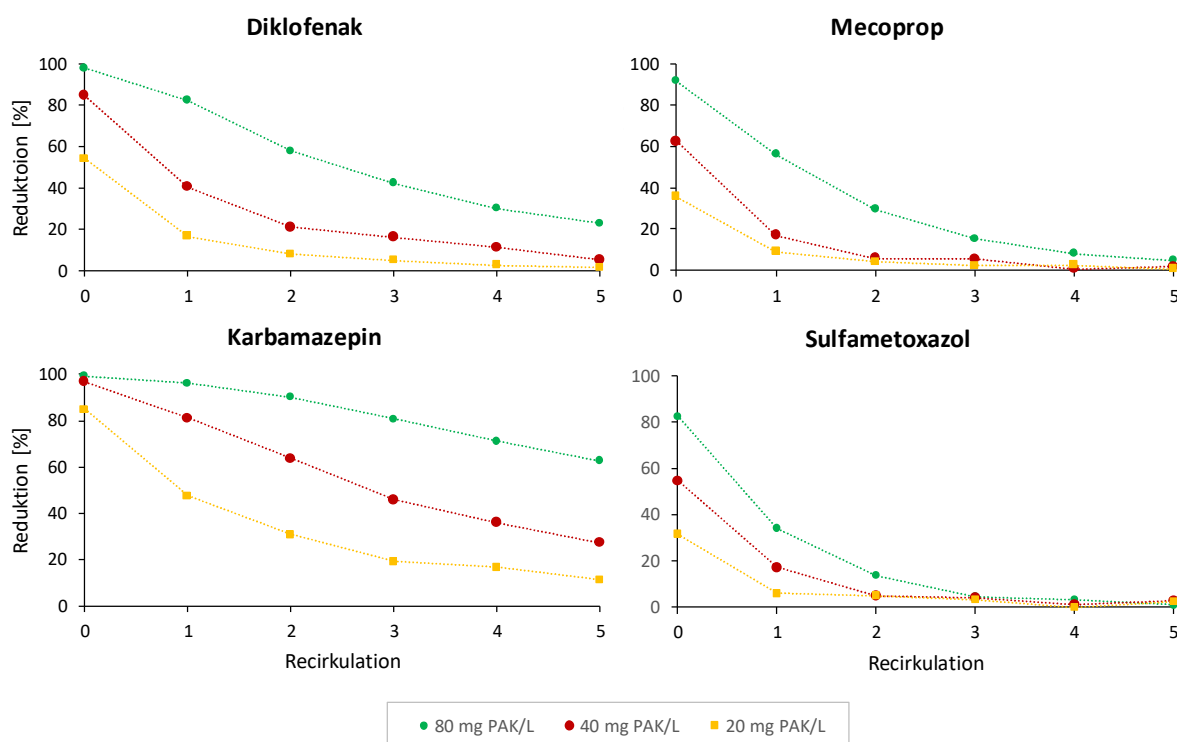
Exponeringarna varade 2 timmar vid försök med inkommande vatten till EN och 24 timmar vid försök med utgående vatten från EN och följdes av centrifugering (4500 rpm, 10 min). Efter centrifugeringen separerades avloppsvattnet från kolet genom att hälla av vattnet och spara kolet som hade aggregerat

som en pellet i botten av Falconröret. Nytt PAK samt nytt avloppsvatten (30 mL) med kol-14-märkta mikroföroreningar (0,1 $\mu\text{Ci/L}$) tillfördes Falconröret med aggregerat PAK från föregående exponering. Den aggregerade PAK-pelleten resuspenderades och blandades med det nya kolet genom skakning varpå en ny exponering påbörjades. Totalt genomfördes sex exponeringar vid fyra PAK-doser (5, 10, 20 och 40 mg PAK/L).

Resultat

Försök med recirkulation *utan* tillsatts av nytt kol

Figur 28 visar förändringar i adsorptionsgraden vid upprepade exponeringar av PAK för fyra organiska mikroföroreningar i avloppsvatten. Vid recirkulation 0 har PAK inte varit exponerat för avloppsvatten med mikroföroreningar tidigare medan vid recirkulation 1 har PAK varit exponerat för avloppsvatten med mikroföroreningar en gång tidigare osv. Enligt beräkningar skulle då 40 mg/L PAK vid recirkulation 0 motsvara 80 mg/L PAK vid recirkulation 1. För karbamazepin, diklofenak och mecoprop uppnåddes också likvärdig adsorptionsgrad för 40 mg/L PAK vid recirkulation 0 som för 80 mg/L PAK vid recirkulation 1. Motsvarande samband sågs inte för sulfametoxazol.



Figur 28. Reduktion av fyra organiska mikroföroreningar vid recirkulation utan tillsatts av nytt aktivt kol och en adsorptionstid på 2 timmar.

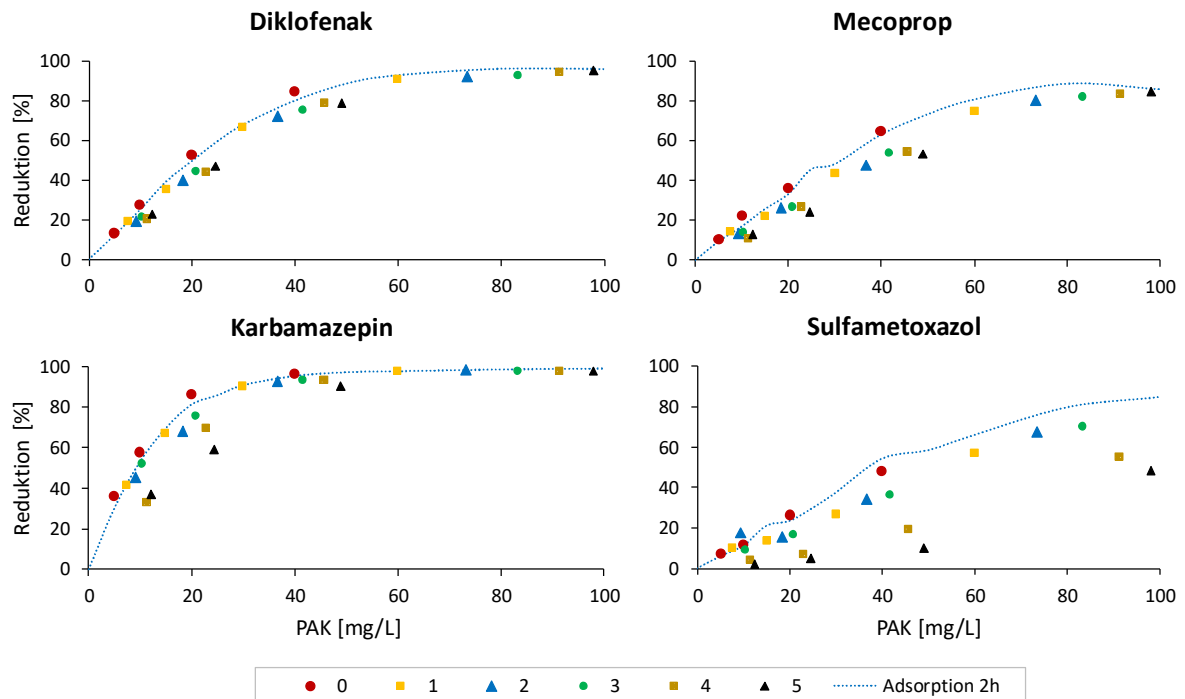
Försök med recirkulation *med* tillsatts av nytt kol

Vid recirkulation av PAK på avloppsreningsverk återförs tidigare använt kol samtidigt som nytt kol tillsätts. Vid ett sådant förfarande förväntas den kvarvarande adsorptionsförmågan hos det återförda kolet kunna bidra till reduktionen av mikroföroreningar och därmed kunna minska det totala PAK-behovet för att uppnå en viss reduktionsgrad. Redogörelse för beräkning av den tillförda mängden PAK per liter behandlat vatten finns i kapitel 3.6 i Falås (2020).

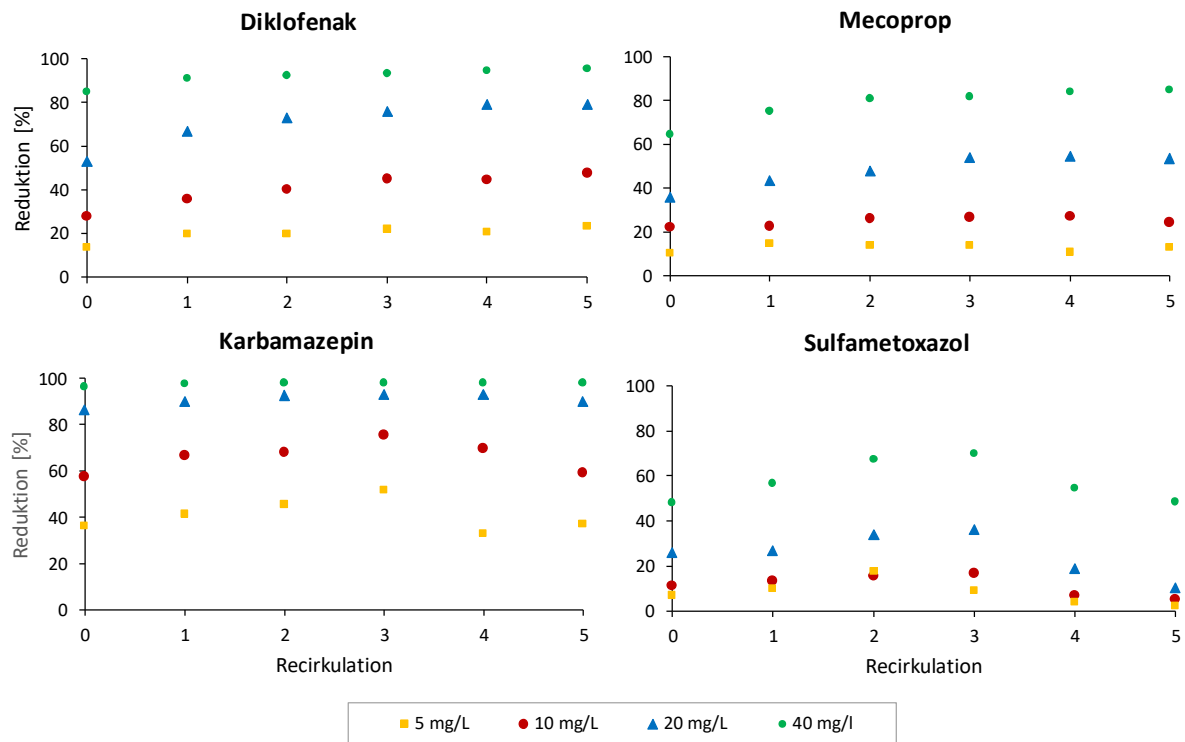
Figur 29 visar förändringar i adsorptionsgraden, i recirkulationsförsöken med tillsatts av nytt PAK, som funktion av mängden tillsatt PAK per liter behandlat vatten. Tillsatserna av nytt PAK var 5, 10, 20 och 40 mg/L vid varje exponering om två timmar. Adsorptionsgraderna vid den första

exponeringen (recirkulation 0) representeras av de röda punkterna i Figur 29. Ökande adsorptionsgrader för de fyra mikroföroreningarna kunde ses efter recirkulation 1 (gula punkter), recirkulation 2 (blå punkter) och recirkulation 3 (gröna punkter). Vid recirkulation 4 och 5 sågs ibland en minskad adsorptionsgrad. Orsaken därtill är dock okänd.

I Figur 30 illustreras samma resultat på ett annat sätt med PAK-dosen som gula, röda, blå och gröna punkter, antalet recirkulationer på x-axeln istället och den procentuella reduktionen på y-axeln.



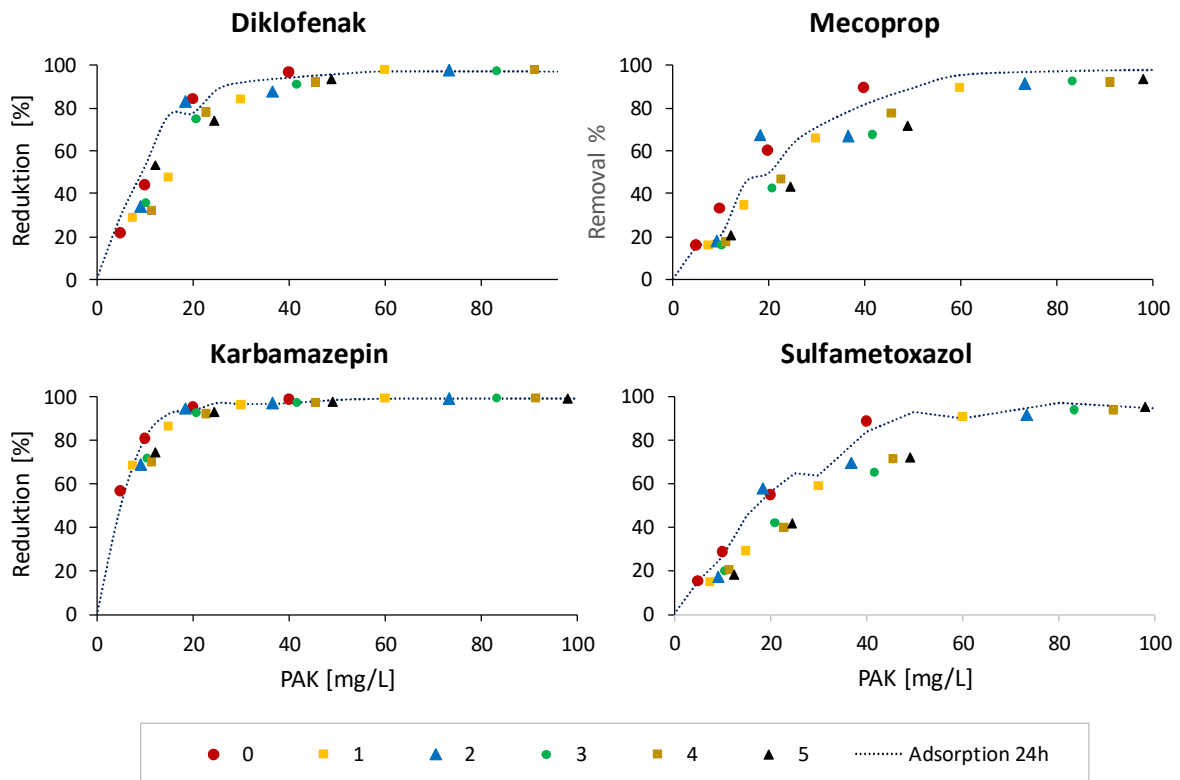
Figur 29. Reduktion av fyra organiska mikroföroreningar vid recirkulation med tillsatts av nytt aktivt kol och en adsorptionstid på 2 timmar.



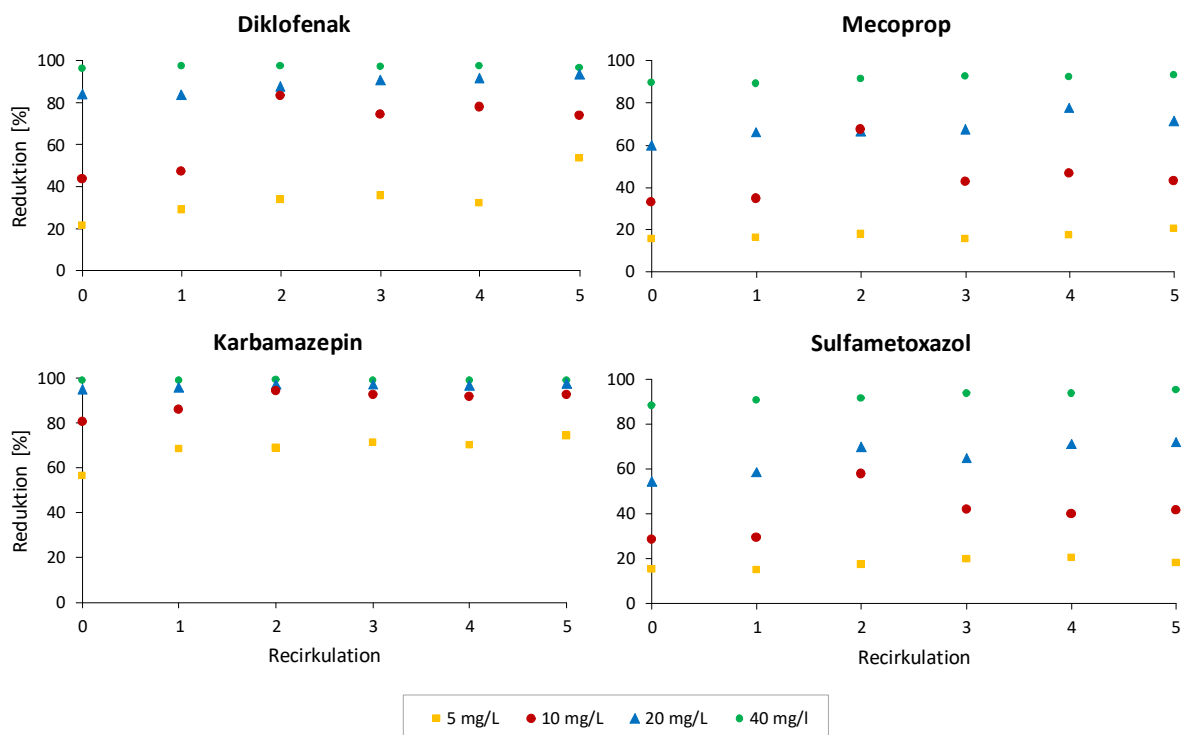
Figur 30. Reduktion av fyra organiska mikroföroreningar vid recirkulation med tillsatts av nytt aktivt kol (5, 10, 20 och 40 mg/L) och en adsorptionstid på 2 timmar.

För att undersöka om högre adsorptionsgrad kunde uppnås vid en längre adsorptionstid än 2 timmar genomfördes försök med 24 timmars adsorptionstid (Figur 31). Högre adsorptionsgrad sågs för de fyra mikroföroreningarna vid 24 timmars adsorptionstid än vid två timmars adsorptionstid. I likhet med försöken med två timmars adsorptionstid sågs ökade adsorptionsgrader efter recirkulation 1 (gula punkter), recirkulation 2 (blå punkter) och recirkulation 3 (gröna punkter). Högst adsorptionsgrader sågs efter recirkulation 4 (bruna punkter) och 5 (svarta punkter), där adsorptionsgraden i vissa fall verkade minska vid 2 timmars adsorptionstid.

I Figur 32 illustreras samma resultat på ett annat sätt med PAK-dosen som gula, röda, blå och gröna punkter, antalet recirkulationer på x-axeln istället och den procentuella reduktionen på y-axeln.



Figur 31. Reduktion av fyra organiska mikroföroreningar vid recirkulation med tillsatts av nytt aktivt kol och en adsorptionstid på 24 timmar.



Figur 32. Reduktion av fyra organiska mikroföroreningar vid recirkulation med tillsatts av nytt aktivt kol (5, 10, 20 och 40 mg/L) och en adsorptionstid på 24 timmar.

Slutsatser

- Adsorption av mikroföroreningar till PAK som tidigare hade varit exponerat för avloppsvatten och mikroföroreningar var möjlig.
- Genom att kombinera tillsatts av nytt PAK med recirkulation av tidigare använt PAK kunde adsorptionsgraden öka per mängd tillsatt kol. Dessa försök indikerar att 1–2 ggr recirkulation verkar vara rimligt.

3.3.4 Avskiljning av PAK i skivfilter

Dessa experiment var tänkta att utföras av en student, Patrick Verkleij, från Holland under ett par månaders internship på Gryaab, men blev hastigt avbrutna och kunde inte genomföras i sin helhet pga. corona. En del initiala tester hann dock genomföras som presenteras i följande kapitel.

Metod

Vatten från ED togs ut som stickprov efter kontroll av ”normal drift”. Tre olika typer av PAK doserades i en dos av 10 mg/L. Se Tabell 17.

Tabell 17. Olika typer av aktivt kol som testades i skivfilterförsöken.

| Namn | Medelstorlek (µm) | Densitet (kg/m ³) | Jodhalt (mg/g) | Ursprung | Leverantör |
|-----------------|-------------------|-------------------------------|----------------|-------------|------------|
| Pulsorb WP260 | 30 | 250 | 1020 | Fossilt kol | Chemviron |
| Pulsorb WP235 | 30 | 350 | 875 | Fossilt kol | Chemviron |
| Norit SAE Super | 20 | 375 | 950 | Fossilt kol | Cabot |

Efter dosering av PAK filtrerades vattnet genom ett 15 µm filter i en testrigg från Hydrotech (se Figur 33). Mätningar av partikelhalt gjordes på lab före och efter filtrering. Varje kolsort testades tre gånger. Inga försök hann utföras när polymer eller fällningskemikalier tillsatts. För ytterligare metodbeskrivning se Verkleij (2020).



Figur 33. Testutrustning med 15 µm filter från Hydrotech.

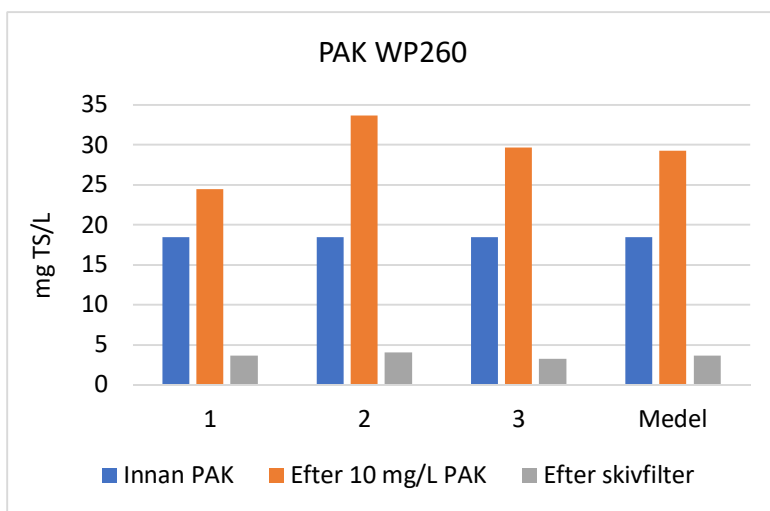
Resultat

Innan PAK doserades till ED-vattnet var TS-halten 18–22 mg/L och efter dosering av 10 mg PAK/L uppmättes TS-halten till 29–31 mg/L. Efter filtrering i testriggen var TS-halten 3,3–4,0 mg/L. Inga signifikanta skillnader mellan de tre olika kolen kunde ses. Partikelhalten ut efter filtrering var inte

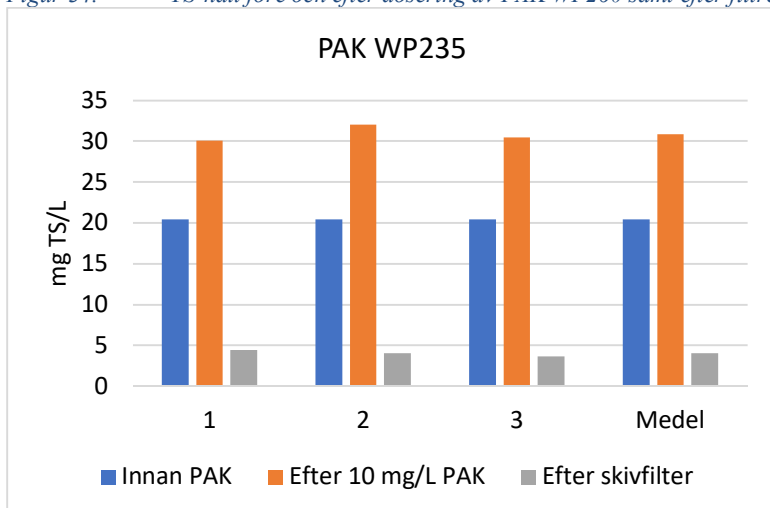
högre än jämfört med fullskaledrift av skivfilter, utan PAK: årsmedelvärdet 2019 var 3,6 mg TS/L efter skivfilter. Se Tabell 18 och Figur 34-Figur 36.

Tabell 18. Medelvärden av tre försök för respektive sort av pulveriserat aktivt kol i mg TS/L.

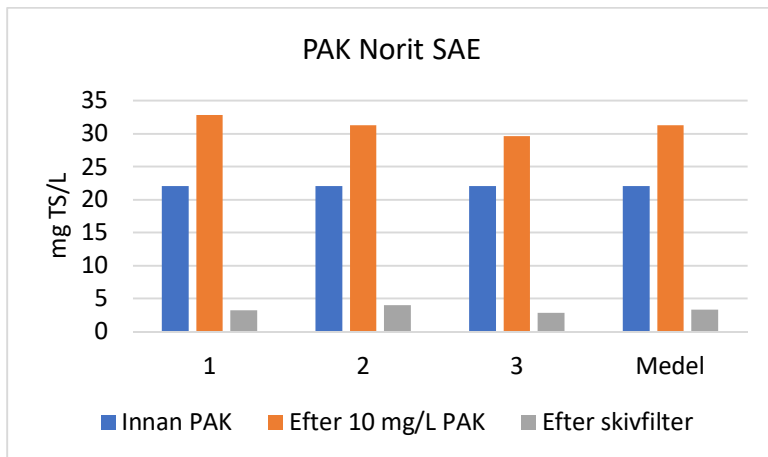
| TS (mg/L) | Pulsorb WP260 | Pulsorb WP235 | Norit SAE Super |
|---------------------------|------------------|------------------|-----------------------|
| Innan PAK | 18 | 20 | 22 |
| Efter 10 mg/L PAK | 29 | 31 | 31 |
| Efter skivfilter | 3,6 | 4,0 | 3,3 |
| Reduktion i skivfilter | 26 | 27 | 28 |



Figur 34. TS-halt före och efter dosering av PAK WP260 samt efter filtrering i testrigg med skivfilter.



Figur 35. TS-halt före och efter dosering av PAK WP235 samt efter filtrering i testrigg med skivfilter.



Figur 36. TS-halt före och efter dosering av PAK Norit SAE samt efter filtrering i testrigg med skivfilter.

3.3.5 Avvattning av PAK-slam

Metod

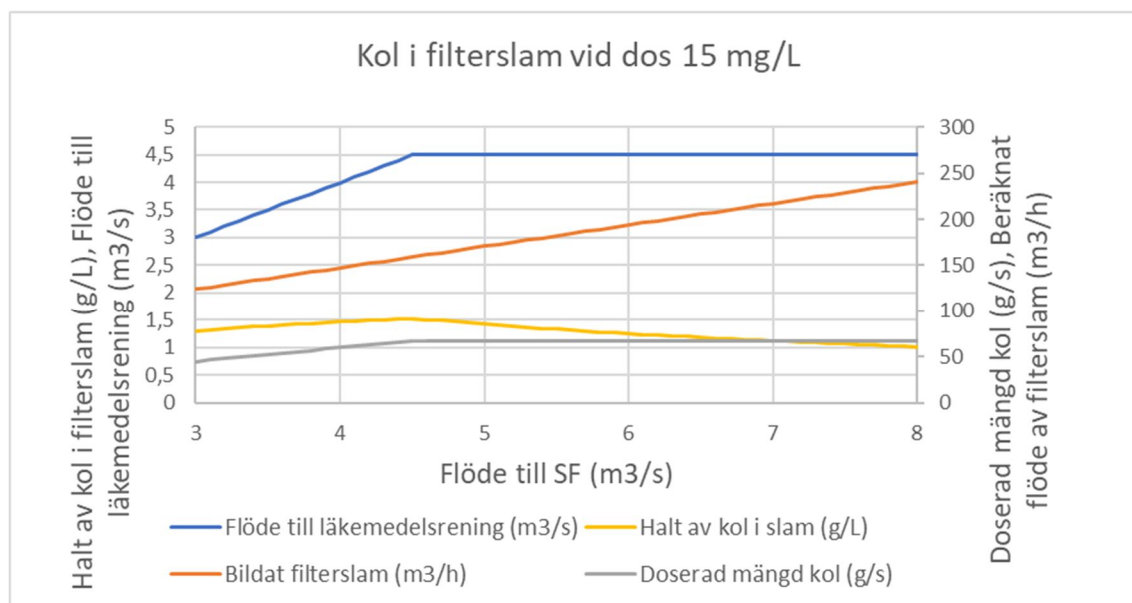
Denna del har inte genomförts då det internship som skulle genomföras på Gryaab ställdes in under våren 2020 pga coronaviruset. Det var tänkt att PAK-slam först skulle sedimenteras för att bli mer lätthanterligt och därefter skulle olika tester med avvattning göras i press och centrifug. En labskalepress som användes i ett exjobb på Gryaab 2017 (Guo, 2017) planerades att användas. Se Figur 37.



Figur 37. Press för att avvattna slam (Guo, 2017).

Dosering av PAK i labförsök

I Figur 38 illustreras av den gula linjen hur halten i filterslammet varierar med flödet till SF. Vid normala flöden uppskattas halten till ca 1,3 – 1,5 g/L vilket innebär att totala partikelhalten ungefär skulle fördubblas vid PAK-dosering (15 mg/L). Dock är detta högst teoretiskt då det är oklart vad som kommer hända med filterslamflödet när kol också ska avskiljas. En lämplig dos för labförsök uppskattades till 1,5 g/L.



Figur 38. Beräknad lämplig dos av PAK för avvattningsförsök som planerades att utföras på Gryaab's lab.

3.3.6 Slutsatser

Pulveriserat aktivt kol

- Tillsats av PAK till denitrifierande MBBR påverkar inte signifikant denitrifikationen vid en given dos metanol.
- Tillsats av metanol eller etanol påverkar inte signifikant reduktionen av diklofenak, karbamazepin, mecoprop and sulfamethoxazol med PAK.
- Det finns en stark korrelation mellan adsorptionstid och reduktion:
 - Vid dosering av 10–20 mg/L i ED uppnås inte 80 % reduktion för de testade substanserna.
 - Vid dosering av 10–20 mg/L i EN uppnås inte heller 80 % reduktion för de testade substanserna.
 - Om PAK ändå bedöms lämplig som process så rekommenderas dosering i EN för att maximera uppehållstiden.
- Recirkulation av PAK ger en ökad reduktion av läkemedel jämfört med en konstant dosering av PAK utan recirkulering. Preliminärt borde 1–2 ggr recirkulation löna sig men det innebär en högre belastning på skivfilteranläggningen.
- Avskiljning av PAK i skivfilter efter dosering av 10 mg/L i ED-vatten verkar lovande utan fällningskemikalier eller polymerer (som ej testats).

3.4 Dosering, reaktion och avskiljning

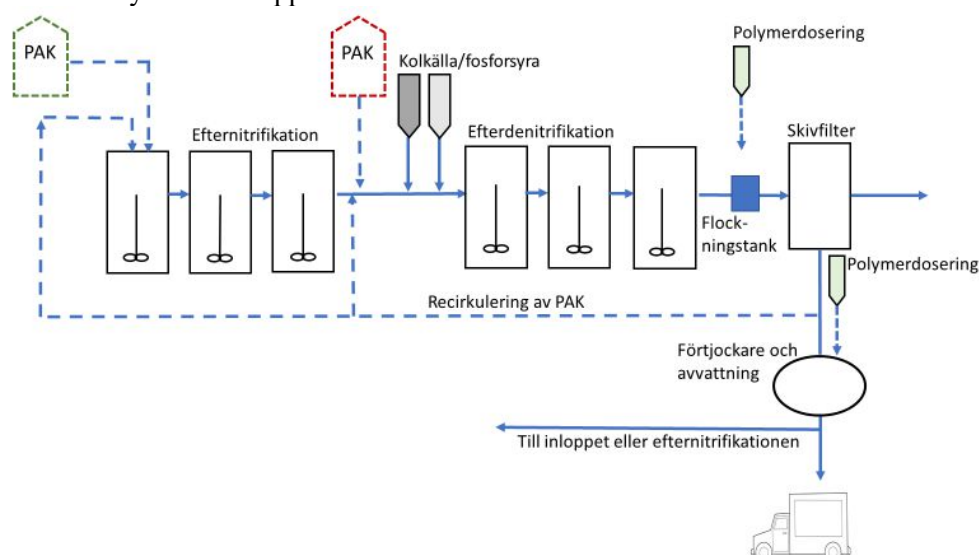
Torr PAK föreslås levereras till Ryaverket med lastbil. Från lastbilen blåses PAK in i två lagringssilos om vardera 120 m³. Tryckluftsventiler i anslutning till silon ser till att PAK inte sätter igen i botten vid utmatningen. Sweco har förutsatt att det finns luft på plats, om inte behövs även det installeras till systemet.

PAK behöver doseras till en doseringstank där en PAK-slurry om 25% PAK bereds. Dosertanken är på 2 m³ och här bereds ny PAK-slurry med en uppehållstid om 30 min. Från beredningstanken pumpas PAK-slurry vidare med hjälp av frekvensstyrda pumpar till aktuell doseringspunkt. Styrningen av

processen avser nivåmätare i beredningstanken och doseringen av PAK är styrd med ett inställt massflöde.

När damm från PAK utsätts för antändningsvärme, kan det också anta eld. PAK är klassificerat som ett damm-explosivt ämne och ligger på den lägre skalan enligt ett Kst-värde (St-1) som anger hur mycket energi ett ämnes damm har, och därmed risken för att antändas. För att undvika explosion vid hantering av PAK bör man därför vidta särskilda försiktighetsåtgärder, särskilt när PAK överförs från lastbil till silo.

Figur 39 visar hur PAK kan implementeras i befintlig process på Ryaverket. De flöden som inte redan är fastlagda är markerade som streckade linjer. Efter dosering av PAK, tillåts PAK reagera och adsorbera mikroföroreningar från avloppsvattnet. Detta sker antingen i enbart ED-volymerna, eller både i EN- och ED-volymerna och är en förutsättning för denna utredning. Vilket av dessa alternativ som blir aktuellt beror på hur lång uppehållstid man bedömer nödvändigt för tillräcklig avskiljning av mikroföroreningar. I denna förstudie har båda doseringsalternativen studerats samt en processlösning med recirkulation av avskilt PAK-slam. Recirkulation av PAK-slam förlänger uppehållstiden utan att påverka den hydrauliska uppehållstiden.



Figur 39. Processöversikt för efternitrfikation, efterdenitrifikation och extern kolkälla på Ryaverket inklusive två föreslagna placeringar för PAK-dosering, markerat i grönt respektive rött. För att avskilja PAK-slam krävs polymerdosering innan skivfilter (ev. också metallsalt). För optimal flockning krävs en tank som inte är lokaliserad (markerad blå i figuren). Efter skivfilter följer förtjockning och avvattning inklusive polymerdosering. Genomförandet av PAK-dosering kan även ske med recirkulering av PAK. Den eventuella recirkulationsströmmen för PAK är markerad med en streckad linje. De inritade polymerdoseringarna samt flockningstank (avsedd att flocka PAK), förtjockning och avvattning finns idag inte på plats.

Efter att PAK har fått reagera med avloppsvattnet behöver det avskiljas. Avskiljningen på Ryaverket föreslås ske med befintligt skivfilter. För att detta ska fungera behöver PAK-partiklarna bilda större och starkare flockar vilket sker i ett flockningssteg. Hur flockningssteget utformas är ännu inte klarlagt men enligt samtal med representant från Hydro Tech bör det vara tillräckligt att tillsätta polymer för att avskilja PAK-partiklarna på skivfilter. Ett flockningssteg skulle kunna placeras i slutet av ED-

bassängerna genom att ta en del av den befintliga volymen som används för efterdenitrifikation. Den här delen av processen behöver utvärderas vidare för att fungera med befintlig process på Ryaverket.

Avskilt slam från skivfiltren pumpas till befintligt spolvattenlager och går antingen till en ny linje för slambehandling eller tillbaka till doserpunkten. I det senare alternativet kommer PAK recirkuleras i systemet och en större avskiljning av läkemedelsrester per doserad mängd PAK kan möjliggöras.

3.5 Behandling av PAK-slam

I Ryaverkets befintliga reningsprocess pumpas avskilt slam från skivfiltren till försedimenteringen och hanteras således med primärslammet. Eftersom slammet som avskiljs på skivfiltren kommer innehålla höga halter av mikroföroreningar, behöver PAK-slammet behandlas separat vid en implementering av PAK på Ryaverket.

Sweco föreslår att det avskilda slammet från skivfiltren går till en ny slambehandlingslinje. Den nya linjen utformas för att öka TS-halten i slammet och därmed förenkla hanteringen. Slambehandlingen föreslås ske med avställda gravitationsförtjockare och nya skruvpressar (används idag) för avvattning, men vidare utredning får avgöra lämplig avvattningsmetod. Mellan förtjockare och skruvpressar byggs ett lager för förtjockat slam. Slammet pumpas till skruvpressar och på ledningar till skruvpressar tillsätts polymerlösning.

Från skruvpressarna pumpas avvattnat slam med excenterskrupumpar till en ny slamsilo. Slam transporteras från anläggningen med lastbil till förbränning.

Rejektvatten från förtjockare och skruvpressar kan antingen ledas till försedimenteringen eller tillbaka till doserpunkten för nytt PAK. Vilket alternativ som väljs bör utgå från vad rejecktvaatnet innehåller. Om en stor del av slammet i rejecktvaatnet utgörs av PAK är det fördelaktigt att återcirkulera rejecktvaatnet till EN eller ED.

3.6 Dimensionering av processkomponenter

3.6.1 Dosering, reaktortank och avskiljning

De dimensionerande förutsättningarna för att implementera PAK för avskiljning av mikroföroreningar på Ryaverket, såsom maxflöde och DOC-halter, presenteras kapitel 1.2.2 och 1.2.3. I detta avsnitt presenteras beräkningsgången för hur olika processkomponenter har dimensionerats och resultatet visas i Tabell 19.

Doseringen av PAK har utgått från en specifik dos om 1,2 g PAK/g DOC baserat på studier som har sammanfattats i Mulder *et al.* (2015), Baresel *et al.* (2017a) samt Kompetenzzentrum Mikrostoffe NRW (2016). Detta motsvarar ca 15 mg/L för den aktuella doserpunkten. Doseringen ger en kolkonsumtion på 240 kg/h vid Q_{max} . Detta värde har använts i dimensioneringen av processkomponenter. Kolkonsumtionen vid Q_{medel} har använts vid beräkning av driftskostnaderna. Doseringsanläggningen för PAK klarar att dosera 250 kg PAK/h. Sweco har ansatt att en lagringsvolym på $2 \times 120 \text{ m}^3$ för lagring av PAK utifrån att ett leveransstopp av PAK maximalt varar i 20 dagar. PAK-levereras med lastbil som kan ta 50 m^3 per levereras. Densiteten på PAK har antagits vara 500 kg/m^3 i beräkningarna.

Reaktionstiden för PAK utgår från volymerna i befintliga MBBR-bassänger eftersom ingen separat reaktionstank kommer byggas. Tabell 19 visar att vid fallet för dosering av PAK till inlopp av linjen för EN, där reaktionsvolymen är totalt 20 000 m³, blir den hydrauliska uppehållstiden minst 74 min, medan en senarelagd dosering vid inloppet till ED, med en volym om 9 000 m³, ger en uppehållstid om minst 41 min. De presenterade reaktionstiderna är båda inom intervall för vad som nämns i litteraturen (Baresel *et al.*, 2017a och referenser däri; Mulder *et al.*, 2015; Kompetenzzentrum Mikrostoffe NRW, 2016). De reaktionstider som presenteras i dessa studier baseras dock på en annan processlösning där PAK tillåts reagera med mikroföroreningar även efter reaktionstanken. Så är fallet i den så kallade Ulmer-Verfahren-processen som är vanlig i Tyskland och Schweiz. I Ulmer-Verfahren-processen recirkuleras PAK till aktivslamsteget och tas ut med bioslammet. Reaktionstiden blir således längre än uppehållstiden som anges i reaktionstanken. De siffror som presenteras i litteraturen är därför inte helt jämförbara med den valda processlösningen på Ryaverket.

Dimensioneringen av recirkulationsflödet har utgått från befintliga slamhalter efter ED och eftersedimenteringen och hur stor andel av det avskilda slammet som kommer utgöras av PAK.

För att avskilja PAK på skivfilter behövs ett flockningssteg. Placeringen av detta är ännu inte fastlagd men en volym på 1 100 m³ behövs vid Q_{\max} på 4,5 m³/s. Detta innebär enligt leverantör att avloppsvatten med tillsatt PAK behöver genomgå ett flockningssteg före det blandas med förbilet vatten från eftersedimenteringen som passerat EN och ED. Doserutrustning för polymer till flockningssteget har dimensionerats för att kunna dosera maximalt 1,3 g torr polymer/m³ (tillsätts med polymerlösning) vid Q_{\max} . Den angivna doseringen är en maximal dos efter ett rekommenderat intervall (0,5-1,3 g polymer/m³) från representant från Hydro Tech. Doseringen föreslås ske före skivfilter och före skruvpressarna, men bör utredas vidare.

Belastningen på skivfiltren har beräknats genom att utgå från befintliga slamhalter efter ED och eftersedimenteringen och genom att addera slambelastningen från tillsatt PAK och recirkulerat slam, se avsnitt 3.2.

3.6.2 Slambehandling

Slambelastningen har utgått från medianvärden för SS-halter i det behandlade vattnet som presenteras i Tabell 3 (vatten från eftersedimentering) Tabell 2. För att dimensionera slambelastningen på förtjockare och avvattning har en säkerhetsfaktor på 1,5 använts. Slambehandlingslinjen ska alltså klara en belastning som motsvarar 1,5 gånger normalbelastningen. För att beräkna slamflödena har följande TS-halter antagits efter skivfilter, förtjockare, respektive skruvpressar: 0,12%, 3% och 20% TS-halt. Notera att angivna halter är antagna och beslutade i samråd med representant från Hydro Tech. Dessa siffror behöver därför utredas närmare. Dimensionerande slambelastningar presenteras i Tabell 19.

Befintliga gravimetriska förtjockare föreslås användas. Med ovan dimensionerande flöden har slambelastningen beräknats till 34 kg TS/m²/d, den hydrauliska belastningen till 1,2 m/h och uppehållstiden till 3 h. För att beräkna uppehållstiden har förtjockarnas djup om 3,5 m utnyttjats i beräkningarna. Eftersom initiala laborationsförsök samt erfarenheter från Tyskland och Schweiz tyder på att slam med PAK har goda sedimentationsegenskaper bedöms en slamytbelastning på 34 kg TS/m²/d som rimlig enligt gängse branschstandard (t.ex. Norsk Vann, 2009). Den hydrauliska belastningen på förtjockarna är dock hög. Vidare pilotstudier behöver bekräfta att den höga hydrauliska belastningen ger en tillräcklig förtjockning.

Uppehållstiden i slamlagret för förtjockat slam har satts till fyra dagar. Polymerdoseringen har satts till 4 kg/ton TS. Skruvpressarna har dimensionerats efter att gå max 20 timmar per dygn.

Tabell 19. Dimensioneringsresultat utifrån ingående data och delvis antagna värden för implementering av pulveriserat aktivt kol (PAK) på Ryaverket. För dimensioneringen har dosering av PAK vid inlopp till efternitrfikationen respektive efterdenitrfikationen utretts.

| Parameter | PAK före EN | PAK före ED |
|---|-------------|-------------|
| PAK-dosering, kg/h | 240 | 240 |
| PAK-dosering mg/DOC | 1,2 | 1,2 |
| PAK-dosering mg/L | 15 | 15 |
| Recirkulationsfaktor PAK | 1 | 1 |
| Volym av kontakttank för PAK-adsorption, m ³ | 20 000 | 11 000 |
| Uppehålltid vid Qmax, min | 74 | 41 |
| Recirkulationsflöde, m ³ /h | 1000 | 1000 |
| Årsförbrukning av PAK, ton | 1915 | 1915 |
| Slambelastning slambehandling kg TS/dag | 17 300 | 17 300 |
| Hydraulisk belastning slambehandling, m ³ /h | 600 | 600 |
| Slamproduktion (TS-halt 20%), m ³ /dag | 87 | 87 |
| Slamlager, m ³ | 400 | 400 |

3.7 Maskinkomponenter

I detta avsnitt presenteras den principiellt viktigaste och mest kostnadsdrivande utrustningen för dosering och avskiljning av PAK på Ryaverket samt för behandling av PAK-slam som avskilts med befintliga skivfilter. Utöver den listade utrustningen tillkommer ventiler och utrustning för övervakning och styrning.

3.7.1 Dosering, reaktortank och avskiljning

- Lagringssilos: 2x120 m³ med tillhörande utrustning för utmatning och dosering för beredning av kolslurry om 25%.
- Beredningstankar: 2x2 m³.
- Doserpumpar: 6 st med vardera en kapacitet på 1,8 m³/h.
- Flockningsvolym samt omrörare: 1 100 m³.
- Doseringspumpar (1,1 – 5,5 m³/h) för polymer (plats för flockningsvolym har ej hittats) till skivfilter (doserar 21,1 - 25,5 kg/h) samt berednings- och doseringstank (2x5,5 m³).
- Doseringspumpar (1 st, 0,15-1 m³/h) för polymer innan förtjockare (doserar 3,8 – 4,7 kg/h) med berednings- och doseringstank (2x1 m³).
- Recirkulationspumpar PAK-slam: 2 st á 1000 m³/h.

3.7.2 Slambehandling

- Pumpar för avskilt slam: 2 st á 600 m³/h. Sannolikt kan befintliga pumpar utnyttjas.
- Befintliga förtjockare kompletteras med skrapor och avdragsrännor.
- Pumpar dekantat från gravimetriska förtjockare: 2 st á 600 m³/h.
- Pumpar förtjockat slam till slamlager: 2 st per förtjockare, kapacitet respektive pump 30 m³/h.
- Tank förtjockat slam: 100 m³.
- Pumpar för polymerdosering: 3 kg/h utifrån en stamlösning av högre koncentration.
- Matarpumpar skruvpressar: 2 st á 15 m³/h.

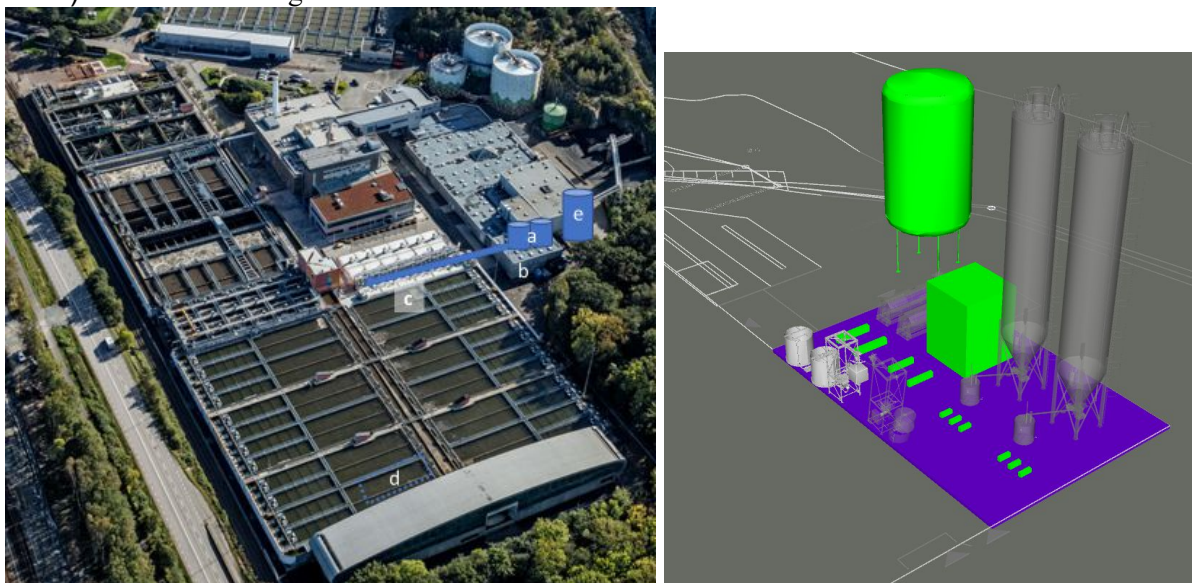
- Skruvpressar: 2 st á 15 m³/h, 450 kg TS/h.
- Slamsilo: Volym 400 m³. Tillräcklig höjd för att tömma ner i lastbil.
- Pumpvolym med pumpar för pumpning av rejektvatten från förtjockare och skruvpressar.

3.8 Layout

Eftersom PAK doseras ner i ett befintligt reningssteg behövs inga nya ytor tas i anspråk på Ryaverket. Beredningstank för beredning av PAK-slurry placeras strax nordväst om befintlig slamplatta. Yta för flockningsvolym har inte kunnat lokaliseras. I Figur 40 visas var utrustning för PAK-doseringen och hanteringen av nytt och använt PAK placeras. De olika ytorna som behövs är markerade med a) – e) och förklaras mer ingående här nedan.

Då Sweco saknar underlag för att bedöma var någonstans spolvattenpumpar och recirkulationspumpar kan placeras har dessa inte inkluderats i layoutförslaget. Pumparna har dock tagits med i dimensioneringen och kostnadsbedömningen.

- I de inritade siloanläggningarna (2x120 m³) som är placerade med nederdelen inomhus och överdelen ovan tak, mottas och lagras PAK efter att den levererats från kolleverantör.
- Beredningstank för PAK-slurry inför dosering
- Här matas PAK-slurry till inlopp för doseringspunkten (ED eller ED)
- Flockningsvolym som saknar placering
- Slamsilo som lagrar PAK-slam



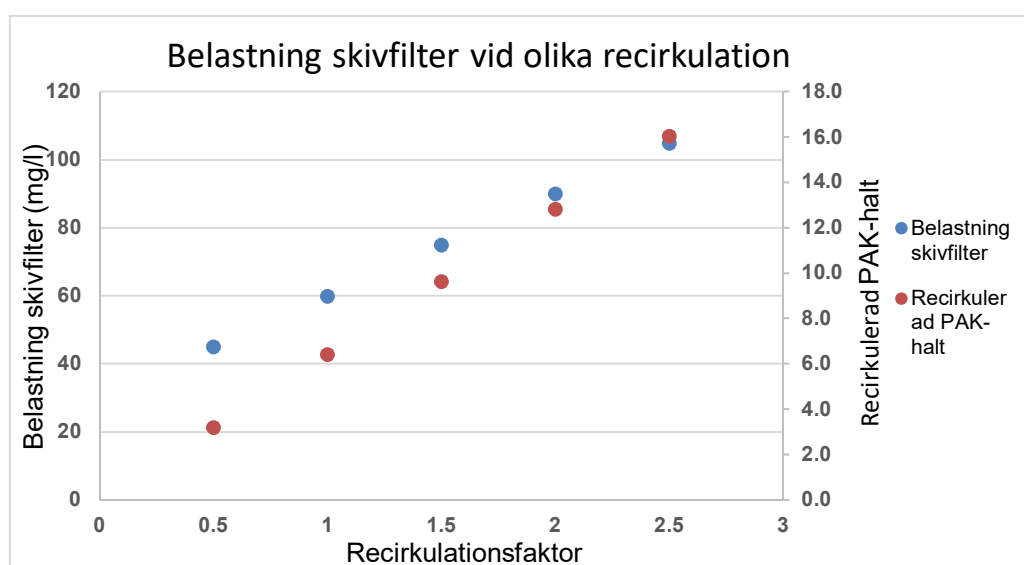
Figur 40. Till vänster en principskiss över var PAK kan mottas och lagras (a), till beredning av PAK-slurry (b) och dosering till EN eller EDC (c), och vidare polymerdosering (tank för flockning innan skivfilter indikerad med streckad linje vid nordöstra delen av ES (d)), samt förtjockning/avvattnings. Slutlig slamlagring i slamsilo (e) innan bortförsl. Märk att placering av (d) ännu ej är lokaliserad. Till höger en skiss över layouten inne i nya PAK slamhanteringen.

3.9 Påverkan på befintlig reningslinje och antagande

I dimensioneringen har vi utgått från att recirkulera PAK en gång. Recirkulation av PAK innebär dock att även annat slam kommer cirkuleras, dvs biofilm som lossnar från bärarna, bioflockar som inte avskiljs i eftersedimenteringen samt inert slam.

Med hjälp av en massbalans för den suspenderade mängden över ED och eftersedimenteringen, har Sweco beräknat att en dosering med 15 mg/l PAK kommer att resultera i att ca. 40% av det avskilda slammet kommer att utgöras av PAK. Således behöver slammet recirkuleras 2,5 ggr för att en genomsnittlig PAK-partikel ska recirkuleras en gång (till 100%). Figur 41 visar en preliminär bedömning av hur olika recirkulationsfaktorer (0,5 – 2,5) påverkar belastningen på skivfiltren, samt vilken mängd PAK det motsvarar.

Resultaten visar att slamhalten i EN och/eller ED kommer öka kraftigt om recirkulation implementeras, från dagens 10 – 20 mg/l till strax över 100 mg/l. Dessa värden är angivna som uppskattade medianvärden år 2050.



Figur 41. Uppskattning av belastning på skivfiltren (vänster y-axel) samt recirkulerad PAK-halt (höger y-axel) vid olika recirkulationsfaktorer.

En ökad slamhalt i MBBR-bassängerna kan eventuellt påverka diffusionshastigheterna och därmed reducera nitrifikations- och denitrifikationshastigheten. Pilottester behöver genomföras för att fastställa att tillräcklig kapacitet i MBBR:erna kan garanteras innan PAK-dosering med recirkulation implementeras på Ryaverket.

För att klara den ökade slambelastningen på skivfiltren kan befintliga filterdukar behöva bytas ut till dukar med större maskvidd. Detta kräver dock vidare utredning innan det kan antas stämma. Enligt leverantör kan ett filterduksbyte i kombination med polymerdosering resultera i att befintlig hydraulisk belastning kan behållas. Dock kommer slambelastningen på skivfiltren mer än femdubblas och det är osäkert vilken effekt detta kommer få på den hydrauliska kapaciteten. Möjligen kan befintliga skivfilter med en ökad maskvidd hantera ökningen om de körs på full kapacitet, men detta kommer innebära ett större behov av underhåll. I ett senare utredningsskede föreslår vi därför att skivfiltrens kapacitet studeras i detalj tillsammans med leverantör. I en sådan studie behöver också spoldysornas kapacitet kontrolleras så att de kan ge ett tillräckligt flöde för att hantera det ökade behovet av spolvatten.

Fler tester behövs även för att bekräfta att befintliga förtjockare är tillräckliga för att hantera PAK-slammet. Dimensioneringen har visat att den befintliga volymen är i underkant vad gäller hydraulisk kapacitet. Dock har sjunktester på PAK-slam, utförd av Gryaab, visat att denna typ av slam har

markant bättre sjunkegenskaper än t.ex. bio- eller kemslam. Vi har därför antagit att vi kan gå högre i dimensionerande ytbelastning och uppehållstid än referensvärden för bio- eller kemslam.

Om doserpunkten för PAK placeras före EN behöver en bedömning göras på hur PAK påverkar befintliga pumpar mellan EN och ED. PAK är ett abrasivt material som sliter på mekanisk utrustning.

3.10 Elsystem

Elförbrukningen för PAK bedöms inte vara så stor att ombyggnader på befintligt elsystem behövs för att införa PAK.

3.11 Yttre förutsättningar

3.11.1 Tillgång till PAK

Idag finns det ett par stora kolleverantörer i Sverige, som alla upphandlar sitt kol i Europa för vidare försäljning och leverans inom Sverige. Aktivt kol används redan på vattenverk runt om i landet, men dock främst i utformningen som GAK-filtrer (se vidare på avsnitt 4.8).

PAK kan levereras till Ryaverket med hjälp av lastbil. Upp till 50 m³ PAK kan hanteras per transport. För en densitet om 500 kg/m³ betyder detta att Ryaverket behöver motta drygt 80 stycken lastbilstransporter med PAK om året.

3.11.2 Avsättning av förbrukat PAK-slam

När PAK integreras i processen som den gör vid PAK-dosering, kontamineras också slammet med mikroföroreningar. Som diskuterats tidigare, kräver PAK-slam en ny typ av hantering. Denna typ av hantering är ny för svenska verksamheter och kräver en mer ingående utredning om PAK-dosering ska bli aktuellt på svenska avloppsreningsverk.

Ryaverket, liksom många andra verksamheter inom vatten och avlopp, är dessutom Revaq-certifierade³ och arbetar därför med att uppnå en hög och god kvalitet på sitt slam för vidare omsättning av näringsämnen till jord och åkermark.

Med ovan nämnda begränsningar blir det därför mest relevant att förbränna det PAK-slam som produceras. Renova, ett miljöföretag inom avfall och återvinning i göteborgsområdet, har svårt att göra en rimlig bedömning avseende förbränning när slutproduktens (PAK-slammets) innehåll inte är känt. Angående slammängderna som är aktuella för en PAK-process, menar de vidare att dessa är för stora för deras aktuella verksamhet. Sweco har därför fått en högst uppskattad siffra på vad kostnaden kan bli för omhändertagandet av PAK och detta diskuteras vidare under avsnitt 4.8.3. Swecos rekommendation blir att genomföra en fullständig analys avseende kemiska- och fysikaliska egenskaper på PAK-slam när PAK-processen skall testas och utvärderas, för att på så sätt kunna göra en mer realistisk bedömning avseende sluthantering av PAK-slam.

³ Revaq är ett certifieringssystem som strävar efter att i så stor utsträckning det är möjligt, återföra slam från reningsverk till jord och åkermark. Certifieringssystemet syftar bl.a. till att flödet av farliga ämnen till åkermark och reningsverk ska minska genom att ställa krav avseende miljö kvalitet (ämnesinnehåll) på reningsverkens producerade slam. Källa: <https://www.svenskvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/kretslopp-och-uppstomsarbete/revaq-certifiering/>, besökt den 17 februari, 2020.

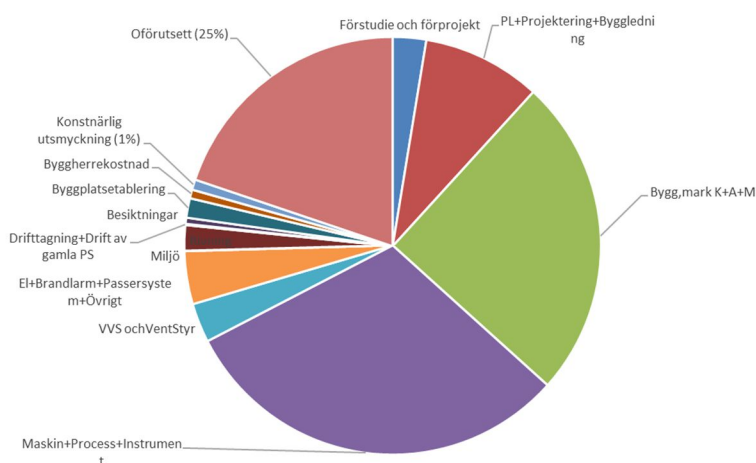
3.12 Bygg och mark

Eftersom läkemedelsreningen kommer att ske i en befintlig reaktor kommer bygg, och markåtgärder bli enklare än övriga alternativ. Det behövs dock yta för ny slambehandling och mottagning av kolpulver. Allt detta förläggs i en ny byggnad placerad där befintlig förrådshall finns idag. Förutom detta behövs också en flockningsvolym som det inte har tagits fram någon placering för i denna förstudie.

Byggtiden för PAK bedöms vara ca 2,5 år och därtill kommer ca 1 år för projektering, besiktning, upphandling och idrifttagning.

3.13 Kostnader

Investeringskostnader har delats upp i olika kalkyler som sedan sammanförts till en total investeringskalkyl. Den totala investeringskostnaden för PAK bedöms vara ca 162 MSEK.



Figur 42 Fördelning av investeringskostnader för införande av PAK på Ryaverket

3.13.1 Driftkostnad

Följande poster har tagits upp i driftkostnads-kalkylen

- Personalkostnader för tillsyn och underhåll.**
 En heltidstjänst beräknas gå åt för att driva PAK. Detta eftersom det behövs drift av en helt ny slambehandlingslinje. Den kraftigt ökade belastningen på skivfiltren kommer också att resultera i extra underhåll och driftstörningar för detta reningssteg.
- Energikostnader för pumpning, slamavvattning och övrig utrustning.**
 För PAK är det framförallt recirkulationspumpning och ett ökat behov av spolning av skivfiltren som konsumerar energi.
- Kemikaliekostnader.**
 Dessa kostnadsposter utgörs av polymer för PAK-alternativet. Den specifika kostnaden för polymer har antagits vara 30 000 kr/ton torr polymer vilket inkluderar transportkostnader.
- Kostnader för förbrukning av kol.**
 Kilopriset för GAK och PAK har satts till 18 kr/kg respektive 15 kr/kg, baserat på information från leverantör. Dessa kostnader inkluderar transportkostnaden.
- Kvittblivningskostnad för PAK**
 Denna kostnad för PAK-slam har utgått från att PAK kan brännas nära Ryaverket. Transportkostnaden har uppskattats med schabloniffror för tidsanspråk för lastning och en

kilometerkostnad för körning samt en kostnad per vikt av transporterat kol. Lastningstiden har uppskattats till 4 h/transport á 1 000 kr och avstånd till förbränningsanläggningar har uppskattats till 15 km á 600 kr. Utöver detta tillkommer en kostnad för transporterat slam på 400 kr/ton enligt uppgift från åkeri. Uppgifterna är muntliga från expeditör.

Kvittblivningskostnaden har uppskattats till 2 000 kr/ton för slammet med en TS-halt på 20%. Denna siffra är preliminär och kommer från en approximativ uppskattning av personal på Renova i Göteborg. Bland annat påverkar kolets svavelinnehåll priset och kolets ursprung då fossilt aktivt kol är dyrare att förbränna p g a koldioxidutsläppen. Totalt beräknas kvittblivningskostnaden för PAK vara 2 800 kr/ton.

- **Underhåll**

1 % av investering maskin, VVS och el

Utöver ovan uppskattade driftskostnader kommer PAK-alternativet resultera i ökat underhåll och kemikaliekonsumtion samt ökat behov av filterduksbyte på skivfiltren. Detta eftersom PAK-dosering och slamrecirkulation ökar slambelastningen på filtren med mer än en faktor fem. I denna driftkostnads kalkyl inkluderas ej dessa kostnadsökningar eftersom de är svåra att beräkna utan bättre insikt i den befintliga anläggningen.

Inga kostnader har diskonterats i kalkylen vilket innebär att framtida kostnader värderas på samma sätt som nutida kostnader.

Med en implementering av PAK kommer slamuttaget i försedimenteringen att minska, vilket kommer minska belastningen på rötkammarna och befintlig slambehandling. Detta kommer troligtvis resultera i lägre kostnader för hantering av primärslam. Denna kostnadsreduktion är osäker och har därför inte tagits med i driftkostnadsberäkningen. **Fel! Hittar inte referensälla.** Tabell 20 visar de olika kostnaderna för kalkylen för PAK. De största kostnadsposterna är förenade med inköp av aktivt kol samt kvittblivning av PAK-slam, både i form av förbränning och transport till förbränning. Utöver det är de andra posterna i samma storleksordning. Totalt sett beräknas driftskostnaden för PAK till ca 96 miljoner SEK (MSEK) per år.

Tabell 20. Kostnadsposter (avrundat uppåt) per år i miljoner SEK (MSEK) för drift av PAK

| Kostnadspost | Årskostnad, MSEK |
|---|------------------|
| Energi | 0,80 |
| Inköp, PAK | 29 |
| Inköp, polymer | 4,4 |
| PAK-slam inkl. transport, kvittblivning | 60 |
| Personal | 1,3 |
| Underhållskostnader | 0,5 |
| Totalt | 96 |

3.14 Känslighetsanalys

Det finns stora osäkerheter för PAK både processmässigt och kostnadsmässigt. Den största kostnaden kommer från kvittblivning av kolslam genom förbränning, detta antas kosta 2 800 kr/ton. Även om kostnaden för hantering av slammet skulle kunna halveras så skulle driftkostnaden fortfarande vara högre än både ozon och GAK, dock skulle totalkostnaden komma i nivå med GAK på grund av den låga investeringskostnaden för PAK.

3.15 Slutsatser

- Tekniskt verkar det möjligt att införa PAK enligt föreslagen metod
- Det finns fortfarande osäkerheter kring processlösningen för PAK. Framst är påverkan på befintliga skivfilter en osäkerhet, belastningen kan mycket väl dubblas jämfört mot idag.
- Driftkostnaden för PAK kommer att bli väldigt hög. Detta beror på att nytt kol hela tiden måste köpas in och dessutom måste hela slamproduktionen förbrännas vilket ger höga kostnader.
- Det saknas lösning för flockningskammare för inblandning av polymer till vattnet som ska till skivfilter

Fortsatt arbete

- Konsekvenser av PAK-dosering i fullskala bör utredas med avseende på slamhalt i MBBR-processerna, recirkulation, översättning av recirkulationsgrad från batch-försök till kontinuerlig drift mm.
- Bekräfta indikation på att avskiljning av PAK i skivfilter verkar lovande.
- Utreda hur förtjockning och avvattning av PAK-slam fungerar.

4 GAK: dimensionering, beskrivning och analys

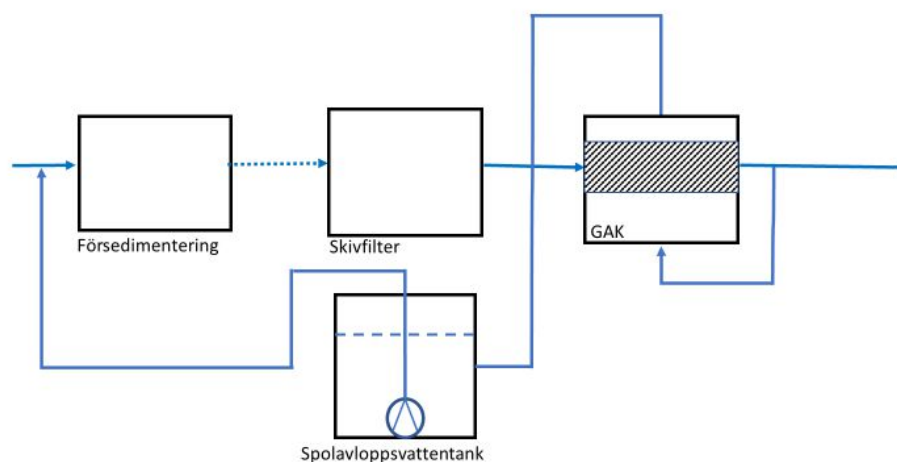
Följande kapitel beskriver utformningen av läkemedelsrening med granulerat aktivt kol (GAK), kapitel 3.1 beskriver bakgrunden för läkemedelsrening med aktivt kol.

4.1 Filtrering

Figur 43 visar hur GAK-filtrer kan placeras direkt efter skivfiltren. Förbehandlingen utgörs således av skivfilter men har i andra projekt utgjorts av sandfilter. Med skivfilter efter ED, är det av vikt att se att kolkällan förbrukats, med tanke på reningskrav och/eller på grund av tillväxt på filtren (hydrofila kolväten av denna storlek torde inte adsorberas av kolfilter).

Filtreringen genom GAK föreslås ske i betongbassänger där avloppsvattnet rinner med gravitationskraften genom GAK-bädden genom nedströms filtrering. I en filteranläggning behövs kanaler för att leda vatten till och från anläggningen, lyftpumpstation, reservoar för förbrukat spolvatten och kanaler för att leda förbrukat spolvatten till reservoaren.

Renspolning av filtren har för denna förstudie bedömts ske varannan dag (erfarenhetsbaserad bedömning) och spolvattenvolymen uppskattas till drygt tre bäddvolym per spolning. Spolvattenpumpar för backspolning av filter tar vatten från utgående kanal för filtrerat vatten. Det förbrukade spolvattnet leds till en spolavloppsvattentank, varifrån vattnet pumpas till inloppet (före försedimenteringen), enligt skiss i Figur 43.



Figur 43. Schematisk skiss över hur GAK kan placeras efter skivfilter på Ryaverket. Mellan försedimentering och skivfilter finns det en rad processer som är uteslagna i denna bild, varför vattenflödet mellan försedimentering och skivfilter är markerat med en streckad linje. Spolpumpar tar vatten från utgående ledning och spolavloppsvattentanken mottar spolvatten som sedan leds vidare till inloppet.

Uttjänt GAK pumpas batchvis från filteranläggningen vid tömning/byte till en container där transportvattnet dräneras bort (genom avrinning) i containern. Containers placeras i anslutning till filtren. Samma container fungerar sedan som transporthållare för transport till sluthantering.

4.2 Dimensionering av processkomponenter

GAK kan planeras efter olika mediadepor och för Ryaverket har dimensioneringen gjorts efter tre olika mediadepor för att spegla den yta som behövs för respektive fall. Det alternativ som innebar minst ytbehov avser ett mediadepor om 2,5 m och presenteras i Tabell 21. De andra mediadeporerna finns

presenterade i ett tidigare PM – Dimensionering av pulveriserat aktivt kol (PAK) och granulerat aktivt kol (GAK) på Ryaverket, daterat 2020-01-13.

För ett mediadepth om 2,5 m blir den totala filterytan 2160 m² och för bäddhöjden om 2,5 m finns det en referensanläggning i Järfälla på Görvälnverket (Norrvatten). De lägre bäddhöjderna som ansattes i ovan nämnda PM antog en total filteryta om 3 840 m² respektive 2 720 m² (Tabell 21). För ett reningsverk som Ryaverket där det finns platsbrist, kan totalytan vara en avgörande faktor för dimensioneringen.

För att genomföra GAK-dimensioneringen har Sweco ansatt en ytareal om 80 m² per filter. Även kontakttiden om 20 min ansattes, vilket är något i överkant mot 12–14 min som rekommenderas av Baresel *et al.* (2015), men motsvarar en kontakttid som bl.a. nämns av Mulder *et al.* (2015). Det är kontakttiden som är dimensionerande för GAK. Ytbelastningen har beräknats med Q_{max} och ansatt bäddhöjd när ett filter spolas. Resultatet om 7,5 m/h bedöms ok.

För dimensioneringen har antal bäddvolymers ansatts till 20 000. Denna siffra beror på vattnets innehåll av suspenderade ämnen och DOC och står i direkt relation till kolförbrukningen dvs livslängden på GAK. Det ska alltså understrykas att det i slutändan för Ryaverket kan handla om färre eller fler bäddvolymers än de som Sweco har ansatt för dimensioneringen. Motsvarande livslängd nämns även av Baresel *et al.* (2015).

Utöver antal filter och upptagen yta, är det också relevant att dimensionera för de tankar som ska hantera backspolningen av GAK-filtarna. För denna beräkning har vi valt att ansätta ytbelastningen vid backspolning till att maximalt vara 30 m/h, vilket är ett erfarenhetsbaserat värde. Volymen för backspolning dimensioneras som 1,5 ggr beräknad volym backspolvatten som förbrukas vid en filterspolning. Tanken för uppsamling av förbrukat backspolvatten får volymen 900 m³.

Med hjälp av filterytan och ytbelastningen kan flödet för backspolningen beräknas. Oavsett tankstorlek behövs det backspolningspumpar med en total pumpkapacitet om 2 400 m³/h, alternativt 2x1 200 m³/h. Pumpkapaciteten för ett flödesutjämnat förbrukat spolvatten uppgår till 400 m³/h alternativt 2x200 m³/h, med en reservpump för båda positionerna.

Tabell 21. Ingående, valda och beräknade värden för en dimensionering av granulerat aktivt kol (GAK) med 2,5 m i bäddhöjd.

| Parameter | Beräknat/antaget mätvärde |
|---|---------------------------|
| Kontakttid, min | 20 |
| Antal bäddvolymers innan byte av GAK | 20 000 |
| Ytbelastning vid Q _{max} , m/h | 7,5 |
| Totalvolym, m ³ | 5400 |
| Antagen bäddhöjd, m | 2,5 |
| Filteryta, m ² | 2160 |
| Ytbelastning vid backspolning, m/h | 30 |
| Q _{max} , m ³ /s | 4,5 |
| Backspolning, min | 15 |
| Filteryta/filter, m ² | 80 |
| Antal filter | 27 |
| Tid mellan regenerering, dagar | 306 |
| Kolkonsumtion (torrt) per år, ton | 3200 |

4.3 Maskinkomponenter

För att möjliggöra implementeringen av GAK på Ryaverket behövs följande komponenter med avseende på maskin:

- Två parallella lyftpumpstationer som leder vatten till filteranläggningen. Varje station är utrustad med tre axialpumpar med ca 1,1 m³/s (per pump (Q/4)).
- Två spolvattenpumpar per linje för backspolning av filter. Pumparna suger från utloppskanaler. Flöde 2400 m³/h per pump.
- Två pumpar för att transportera förbrukat uppsamlat spolvatten till inloppet på reningsverket. Flöde 400 m³/h per pump.
- Ventiler, flödesmätare och rör för utlopp, spolvatten etc. i filterrörgalleriet mellan filtren.

4.4 Layout

Filteranläggningen som föreslås vara om 28 filter och 78 m² vardera, utförs två-delad med en gemensam reservoar för förbrukat spolvatten. I filterbyggnaden utförs två lyftpumpstationer med vardera tre vertikalt installerade axialpumpar, (propellerpumpar i kolumnrör). Kapaciteten på pumparna blir Q/4, dvs ca 1,13 m³/s. Vid minflöde är två pumpar i drift och vid maxflöde fyra. Totalt två pumpar är redundanta, en i varje lyftpumpstation.

Filtren föreslås utföras med preliminär dimension 11,5×6,8 m, och med filtermellanbotten med filterdysor. Filtren utförs med en höjd så att den expanderade filterbädden med marginal får plats under spolavloppsrännor.

Stålrännor placeras tvärs över filtren i den övre delen för avledning av förbrukat filterspolvatten som passerat filter vid backspolning. Stålrännorna mynnar i en betongränna placerad mellan två filter som leder vattnet till en samlingskanal under inloppsränna och vidare till reservoaren för förbrukat spolvatten.

Filtren placeras på två rader, med 14 filter i varje rad. Betongränna för förbrukat spolvatten placeras mellan parvisa filter, dvs totalt sju betongrännor per sida. Mellan filterraderna utförs ett filterrörgalleri för spolvattenledning och filtratledningar.

Ett förslag har skissats fram med inloppskanal på respektive långsida som bildar del av yttervägg på byggnaden. Samlingskanal för förbrukat spolvatten placeras under inloppsränna. Filtrat från filter leds i ledning ner genom golv i filterrörgalleri, till två parallella utloppskanaler under filterrörgalleri. Utloppskanalerna ansluts till kanal som leder utgående renat avloppsvatten till utlopp.

Skisserat förslag till principiell utformning ger en filterbyggnad som mäter ca 130×34 m, vilket ger en byggnadsyta på ca 4400–4500 m². Till detta kommer anslutande kanaler, transportvägar och allmän kringliggande markyta.

4.4.1 Placering av GAK

Den övergripande utmaningen med placering av GAK på Ryaverket handlar om det faktiska ytbehovet av GAK-filter jämfört med tillgänglig yta på Ryaverket. Vid en översiktlig studie av reningsverket, så ter sig därför en placering väster om befintlig skivfilterbyggnad som den mest attraktiva och realistiska lösningen. Detta område är en del av en skyddad skog och Ryaverket behöver säkerhetsställa att de får lov att bygga på platsen. I anslutning till anläggningen har också en container placerats. Den är

placerad söder om vägen för enkel transport av filter till och från anläggningen. Figur 44 visar hur beskriven utformning är placerad utanför skivfilterbyggnaden strax väster om reningsverket.



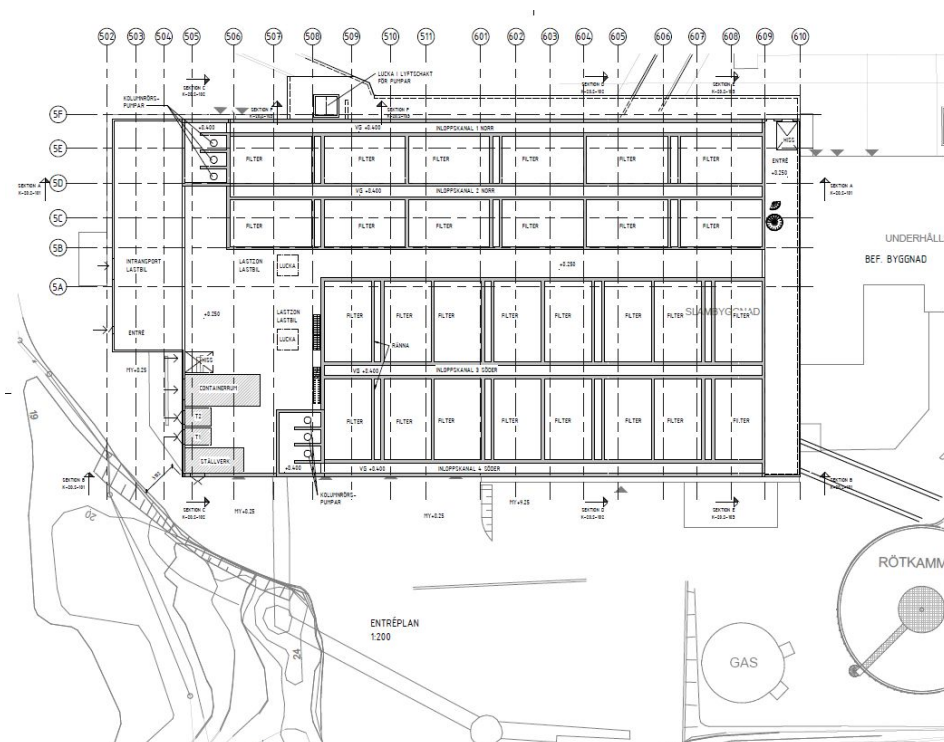
Figur 44. Skiss över förslag till placering av GAK-anläggning på Ryaverket med plats för container som behövs för byte av filter. (Skissen är ej skalenlig). Foto: Kartoteket, Göteborgs Stad.

Gryaab har framfört idéer om att förlägga GAK-anläggningen på den plats som idag utgör en slambehandlingsbyggnad. För att genomföra denna lösning krävs det att hela slambehandlingen flyttas till en annan närliggande plats. Att investera i en helt ny slambehandling skulle medföra stora merkostnader. Det är också oklart om det inom Ryaverket finns någon annan lämplig plats. För att realisera idén från Gryaab med avseende på placering av GAK-anläggningen, skulle slambehandlingen behöva rivas och byggas upp på en ny plats. Det är tveksamt om filteranläggningen skulle få plats på ett bra sätt och detta hade heller inte varit optimalt sett från ett flödesperspektiv eftersom vattnet måste ledas en längre sträcka till/från filteranläggningen.

Mot bakgrund av de tre presenterade förslagen av GAK-anläggningen är det vår bedömning av den bästa lösningen bedöms vara en lokalisering bredvid skivfilterbyggnaden likt den som visas i Figur 44.

4.4.1.1 GAK i slambyggnaden

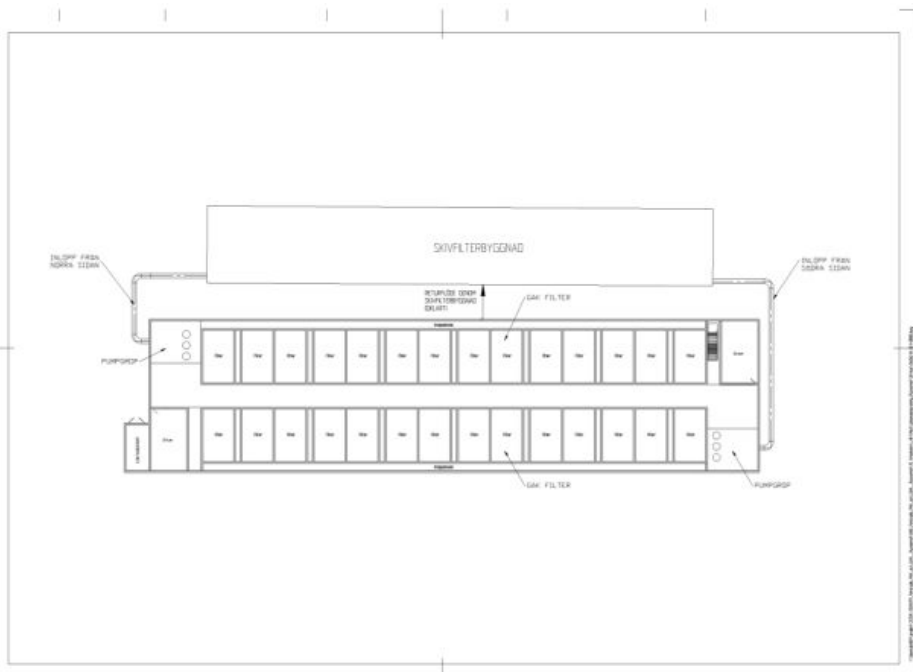
Byggnation utanför Gryaabs nuvarande tomt kan orsaka svårigheter, historiskt har byggnation i just Rya skog varit en viktig fråga. Delar av skogen är naturreservat, den del som är föreslagen för läkemedelsrening är dock inte det men det innebär fortfarande anspråk av natur som idag inte är exploaterad. Därför har ett förslag på placering av GAK inom Gryaabs nuvarande tomt tagits fram, som ovan nämnts i slambyggnaden. Slam kan teoretiskt pumpas relativt långa sträckor, det är mycket svårare att flytta vattenflödet då det är extrema mängder vatten som behandlas i jämförelse med slamflödet, därav är det tänkbart att flytta på slambehandlingen. Förutom utrustning för slambehandling ligger även förråd, ställverk och verkstad i denna byggnad. Skulle all verksamhet flyttas och slambyggnaden frigöras verkar en GAK anläggning faktiskt få plats. Vattenvägen från ozon alternativ B kan återanvändas för att få vattnet till och från anläggningen, se kap 2.7.2. Själva byggkostnaden förväntas bli ungefär som för GAK i Rya skog men därtill kommer rivningskostnad och uppbyggnad av ny slambehandling. Kostnaderna för detta och lokalisering för ny slambehandling har inte behandlats i denna förstudie.



Figur 45 Översiktlig skiss över GAK i slambyggnad. Antal filter samma som för GAK i Rya skog men uppställningen är uppdelad enligt ovan.

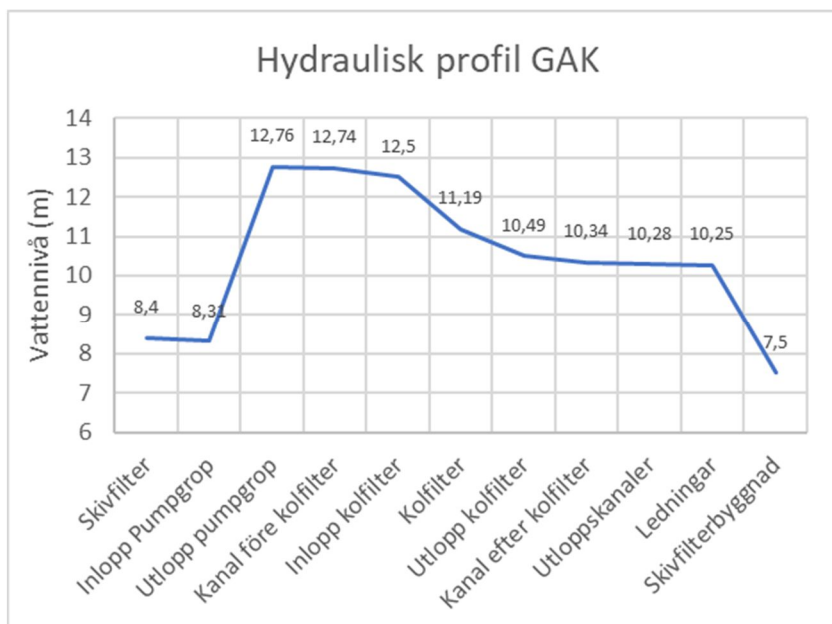
4.5 Hydraulik och flödesschema

Figur 46 visar en planskiss över GAK-filteranläggningen. Det reade avloppsvattnet leds från skivfilterbyggnaden till GAK-anläggningen genom en 1500 mm ledning och pumpgrop. I pumpgropen lyfts vattnet med tillräckligt vattentryck genom en fördelningskanal och sedan vidare till GAK-anläggningen. Enligt leverantören blir tryckfallet i filtermediat lika med 2 kPa/m för ett flöde på 4,5 m³/s. Efter filtren leds vatten genom utloppsrör med reglerventil till en centralkanal och vidare via kulvert och ledningar tillbaka till skivfilterbyggnaden.



Figur 46. Översiktsplan för GAK-filterinstallation.

I Figur 47 visas en förenklad hydraulisk profil avseende vattennivån från när vatten leds från skivfilter vidare till GAK-anläggningen. Den erforderliga uppfordringshöjden för pumparna är ca 2,8 m. Det antas att vattennivån vid starten, dvs. när vattnet lämnar skivfilterbyggnaden är samma som den nivå som finns när man ansluter returflöde till skivfilterbyggnaden. Denna nivå sätts till +11,5 m och motsvarar den nivå som visas i skivfilterbyggnaden i den hydrauliska profilen för Ryaverket.



Figur 47. Förenklad hydraulisk profil avseende vattennivån från skivfilterbyggnad och över GAK-anläggningen.

4.6 Påverkan på befintlig reningslinje

Det mest attraktiva förslaget för placering av GAK-anläggningen i Rya skog som är väster om befintlig skivfilteranläggning på reningsverket (Figur 44), följer en naturlig väg avseende vattenflödet

och GAK har således ingen påverkan på befintlig rening. Efter GAK anläggningen leds vattnet tillbaka till befintlig utgående kanal. Det spolvatten som leds till inkommande vatten motsvarar ca 2% av inkommande flöde.

För att klara av att leda vattnet till GAK-anläggningen krävs att pumparna som används också kan hantera den tryckstegring som en lyfthöjd om 4,4 m innebär.

4.7 Elsystem

Ryaverket försörjs idag med 10,5 kV spänning från Göteborg Energi som tas emot i ett högspänningsställverk i centralbyggnaden. Gryaab har idag tillåtet effektuttag på max 7,5 MW, dessutom är utrymmet i ställverket begränsat.

Gryaab bedömer att GAK kommer att kräva en utbyggnad av högspänningsställverket. Detta för att allt vatten måste lyftas till en GAK anläggning, vilket förbrukar mer el än vad som kan försörjas från befintligt elsystem. Ett förslag för detta har tagits fram tillsammans med Göteborg Energi som innebär att ett helt nytt högspänningsställverk byggs inne på Ryaverket vid Järntorget. Denna utbyggnad anses vara en förutsättning för att GAK ska kunna införas på Ryaverket. Denna utbyggnad är precis samma som föreslås för ozonering, detta trots att effektuttaget för GAK kommer att vara mycket lägre än för ozonering.

Det kan diskuteras till vilken grad detta ska belasta investeringskalkylen för läkemedelsrening då utbyggnad av elsystemet skulle föra med sig fördelar för framtida utbyggnader som inte rör läkemedelsrening. Denna förstudie syftar till att utreda vad införande av läkemedelsrening på Ryaverket kommer innebära, därför görs bedömningen att kostnaden för det nya ställverket tas med i kalkylen för både ozon och GAK alternativen.

4.8 Yttre förutsättningar

4.8.1 Tillgång till GAK

Likt för PAK, saknar Sverige tillgång på GAK nationellt. GAK inhandlas därmed i Europa. För Ryaverket kan detta påverka inköpspriset och även hur hantering av GAK kan se ut.

4.8.2 Regenerering av förbrukat GAK

GAK reaktiveras med hjälp av en termisk process som utförs vid mer än 900°C i dedikerade ugnar. Den termiska processen medför att de adsorberade ämnena bryts ner, pyroliseras och försätts i gasform. Reaktivering genomförs på större centrala anläggningar där ångorna från processen även hanteras för att undvika utsläpp till atmosfären. För dimensioneringen som är gjord för Ryaverket inses att GAK behöver bytas/reaktiveras ca 12 gånger på en 10-årsperiod (Tabell 21).

På vattenverkssidan, nyttjas GAK-filer sedan länge och det finns också anläggningar som regenererar GAK-filer i Sverige. På avloppsvattensidan, däremot, finns det ännu bara Simrishamn som använder aktivt kol i stor skala.

För de kolleverantörer som är kontaktade i samband med denna förstudie, ligger anläggningen för reaktivering av kol i Italien. För att kunna motivera reaktivering av använt kol, krävs det därför att transporten avser fullt lastade bilar. Regenererat GAK motsvarar 80% av inköpspriset för nytt GAK, enligt leverantör.

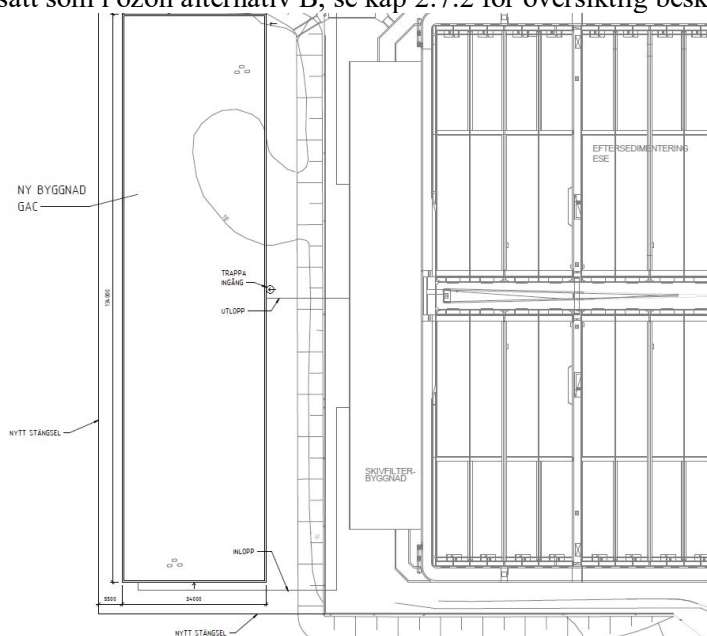
I framtiden, och med en potentiell utbyggnad av aktivt kol på svenska reningsverk, är det rimligt att tro att centralanläggningar för reaktivering av GAK kan motiveras att anläggas även i Sverige, vilket potentiellt skulle förändra slutsatsen ovan.

4.8.3 Avsättning av förbrukat GAK

Om GAK inte reaktiveras behöver det transporteras bort för förbränning. Innan förbränning avvattnas GAK likt beskrivningen i avsnitt 4.1.

4.9 Bygg och mark

Den mest lämpliga placeringen för GAK anses vara i Rya skog. Byggnaden blir mer än dubbelt så stor som befintlig skivfilterbyggnad, yttermått är ca 134 x 34 m. Vatten från skivfiltret hämtas på samma sätt som i ozon alternativ B, se kap 2.7.2 för översiktlig beskrivning.



Figur 48 Översiktlig planritning över ny GAK byggnad och befintlig skivfilterbyggnad

Byggnadstekniskt bedöms det möjligt att bygga i Rya skog, dock kommer det att krävas pålning då berget ligger långt under leran. Förslaget för bygg av denna byggnad är väl genomarbetat i jämförelse med både ozon och PAK. Byggtiden bedöms vara ungefär 4-5 år och därtill kommer ca 1 år för projektering, upphandling, besiktning och drifttagning.

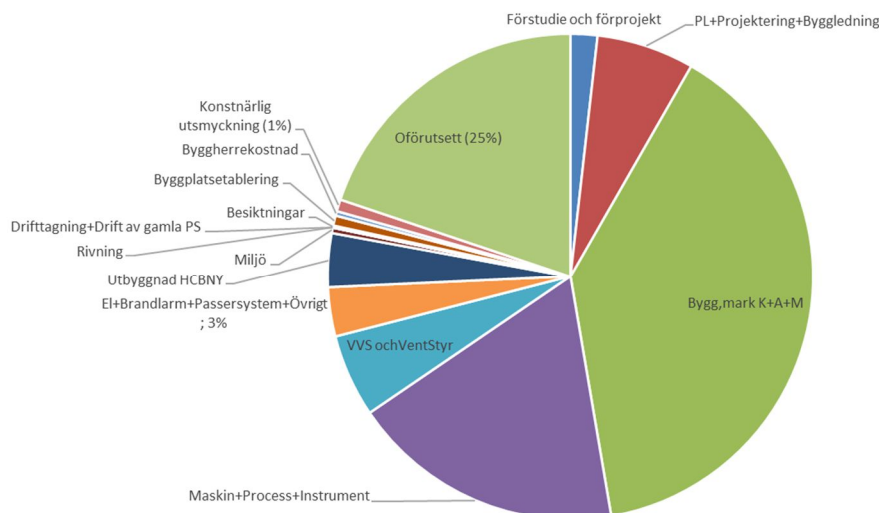
Tabell 22 Byggnadsmaterial för GAK

| Totalt | | |
|------------|--------|----|
| Betong | 12 741 | m3 |
| Bergschakt | 0 | m3 |
| Jordschakt | 22 845 | m3 |

Förutom själva byggnaden behöver en väg anläggas runt hela byggnaden där bland annat räddningstjänstens fordon ska kunna komma fram.

4.10 Kostnader

Investeringskostnader har delats upp i olika delkalkyler som sedan sammanförts till en total investeringskalkyl. Den totala investeringskostnaden bedöms vara ca 731 MSEK.



Figur 49 *Fördelning av investeringskostnad för införande av GAK på Ryaverket. Notera att bygg står för 39 % av investeringen*

4.10.1 Driftkostnader

Följande poster har tagits upp i driftkostnadskalkylen

- **Personalkostnader för tillsyn och underhåll.**
Denna kostnad är grovt uppskattad till 2 arbetsdagar/vecka för GAK-filtren.
- **Energikostnader för pumpning och övrig utrustning.**
Inkommande vatten behöver lyftas in till filtren dessutom ska filtren backspolas vilket kräver pumpning.
- **Kostnader för förbrukning av kol.**
Kilopriset för GAK och PAK har satts till 18 kr/kg respektive 15 kr/kg, baserat på information från leverantör. Dessa kostnader inkluderar transportkostnaden.
- **Regenereringskostnad för GAK**
För regenerering av GAK har kostnaden satts till 80% av inköpspriset vilket enligt uppskattade kostnader innebär 14 400 kr/ton. Sweco har sålde beräknat att inköp av regenererat kol är billigare än inköp av nytt. Dock försvinner en del kol vid regenereringen och denna mängd har uppskattats till 10%. Kostnaden för regenererat kol är osäker då transportkostnaderna har varit svåra att uppskatta. Sweco har inte räknat med en kvittblivningskostnad för GAK. Kostnaden för regenerering kan komma att förändras om en anläggning byggs i Sverige.

Underhåll

1 % av investering maskin, VVS och el

Inga kostnader har diskonterats i kalkylen vilket innebär att framtida kostnader värderas på samma sätt som nutida kostnader. Tabell 23 visar de olika kostnaderna för kalkylen för PAK respektive GAK. Sett till kostnader och för PAK är de största kostnadsposterna förenade med inköp av aktivt kol samt kvittblivning av PAK-slam, både i form av förbränning och transport till förbränning. Utöver det är de

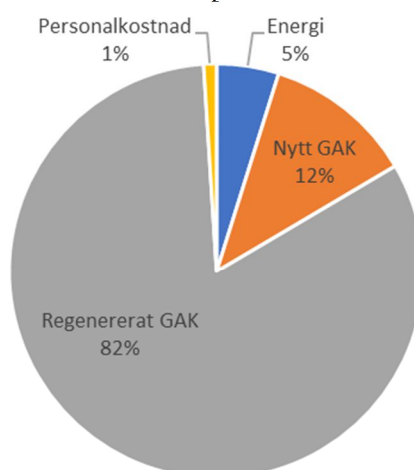
andra posterna i samma storleksordning. Totalt sett är driftskostnaden för PAK ca 96 miljoner SEK (MSEK) per år. För GAK är inköp av aktivt kol (i detta fall regenererat GAK) den största kostnaden och utgör större delen av kalkylens totala belopp om ca. 51 MSEK. I det beloppet finns även kostnad för energi och personal inkluderat. Sammantaget inses att driftskostnaden för PAK är nästan dubbelt så hög jämfört med GAK.

Tabell 23. Kostnadsposter (avrundat uppåt) per år i miljoner SEK (MSEK) för drift av GAK på Ryaverket.

| Kostnadspost | Årskostnad, MSEK |
|-----------------------------|------------------|
| Energi | 2,4 |
| Inköp av nytt GAK | 5,8 |
| Kostnad för regenererat GAK | 41 |
| Personal | 0,5 |
| Underhållskostnad | 1,7 |
| Totalt | 51 |

4.11 Känslighetsanalys

Driftkostnaden för GAK avgörs nästan helt av hur ofta kolet måste bytas, dvs hur många bäddvolymmer det klarar innan det behöver bytas. Enligt figuren nedan står kolkostnaden för $82+12=94\%$ av driftkostnaden vid de aktuella förhållanden, dvs 20 000 bäddvolymmer, regenereringskostnad 14 400 kr/ton och nytt 18 000 kr/ton för nytt GAK. Åtminstone antal bäddvolymmer och regenereringskostnaden är osäkra poster, om dessa ändras påverkas driftkostnaden för GAK radikalt.



Figur 50 Fördelning av driftkostnader för GAK

4.11.1 Antal bäddvolym

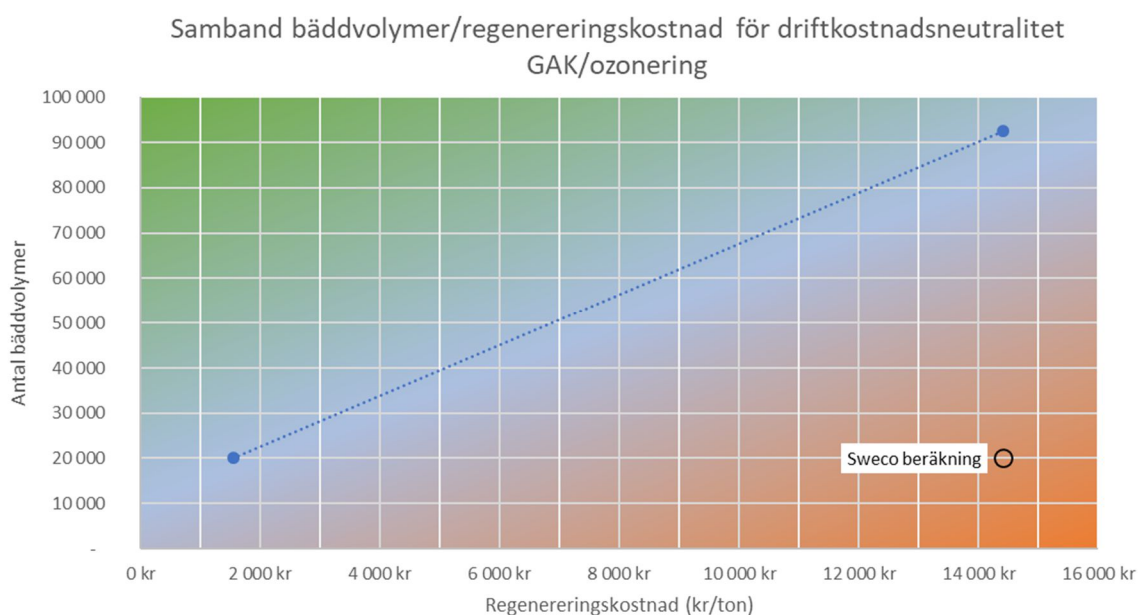
Det finns fortfarande få fullskaliga anläggningar med GAK för läkemedelsrening på avloppsreningsverk vilket betyder att det är osäkert vad kolet kommer att klara i denna typ av process. Som nämnts i kap 4.2 så spelar också vattnets karaktär en stor roll för länge kolet kan användas. Fler och fler anläggningar byggs dock och Gryaab följer utvecklingen, generellt verkar dock trenden vara att anläggningarna snarare klarar fler bäddvolym än färre jämfört med 20 000. För att få bättre uppfattning om förutsättningar för GAK på Ryaverket rekommenderas också pilotförsök som nästa steg.

4.11.2 Kolreakivering/regenerering

Regenerering av kol väntas stå för ca 80 % av driftkostnaden för GAK och är denna kostnad är troligen mycket osäker. Transport hela vägen till Belgien, dessutom av blött kol, står för en relativt stor del av den totala kostanden. Om en regenereringsanläggning funnits närmare skulle kostnaden troligen kunna gå ner.

4.11.3 Kostnadsneutralitet med ozonering

Utifrån livslängd på kolet och kostnad för kolreakivering framstår ozonering som det ekonomiskt mest attraktiva alternativet, driftkostnaden anses enligt kap 2.10 ha låg osäkerhet. För GAK är däremot osäkerheterna stora och det är möjligt att både antal bäddvolym och regenerering av kol kan sänka driftkostnaden för GAK. Vad skulle krävas för att GAK skulle få samma driftkostnad som ozon, med driftkostnad för ozon konstant?



Figur 51 *Streckad linje visar vilken kostnad för regenerering (x-axel) eller antal bäddvolym (y-axel) som krävs för att GAK ska ha samma driftkostnad som ozonering, orange område betyder att GAK har högre kostnad och grönt att GAK har lägre driftkostnad. Gäller vid 10 % förlust av kol vid regenerering.*

Enligt figuren ovan blir driftkostnaden för GAK samma som för ozon om antal bäddvolym för kolet blir drygt 90 000 eller om regenereringskostnaden blir ca 1 500 kr/ton alternativt om både bäddvolymerna kan ökas och regenereringskostnaden minskar. De värden som är räknade i denna förstudie är markerade som "Sweco beräkning".

4.12 Schablonsinvesteringskostnad på jungfrulig mark för GAK

Inom uppdraget för denna förstudie har Sweco beräknat schablonsinvesteringskostnaden för GAK på jungfrulig mark. Beräkningarna är genomförda utefter två flöden: 3 respektive 6 m³/s. För beräkningen har kostnader utöver maskindelar, även innefattat kostnader för bygg och mark, VVS, el och styr samt byggherrekostnader.

Den totala kostnaden för flödet om 3 m³/s uppgår till 306 MSEK, medan kostnaden för flödet om 6 m³/s motsvarar en total kostnaderna på drygt 610 MSEK. Kostnaderna fördelas så att ca. 26% utgör byggkostnader respektive maskin, medan el och styr och VVS uppgår till mindre än 10% vardera och byggherrekostnader till ca 16%. Oförutsedda kostnader är satta till att utgöra ca. 20% av den totala entreprenadkostnaden. Fördelningen är i samma storleksordning för 3 respektive 6 m³/s.

Kostnadsnivån är februari 2020 och bedömningen i osäkerhet är satt till -10% till +25%.
Moms ingår ej.

4.13 Kolreakivering på Ryaverket

Eftersom reaktivering av kol står för en så stor del av kostnaden för GAK har en utredning av hur en anläggning för reaktivering av aktivt kol på Ryaverket skulle kunna införas. Sweco har gjort utredningen och har tillsammans med personer från Gryaab besökt Kretslopp och Vattens anläggning för kolreakivering på Alelyckan. En liknande anläggning bedöms vara möjlig att driva även på Ryaverket. Sweco bedömer inte att skiftarbete skulle behöva införas för att driva en kolreakiveringsanläggning.

4.13.1 Termisk reaktivering

Under en termisk reaktivering är tanken att de adsorberade organiska substanserna på kolets yta ska avlägsnas (ämnena avgår som gas) och att ytkemin och porositeten på kolet skall återfås (Bagreev, 2001). Rent tekniskt så reaktiveras kolet genom att man behandlar kolet vid höga temperaturer. Detta sker vanligen i tre olika steg, där temperaturen gradvis ökar.

1) Torkning, $\geq 100^{\circ}\text{C}$

Under det första steget torkar materialet, det är här vatten avgår som ånga. Aktivt kol som förs in i processen för reaktivering, kan ha upp till 50% vatteninnehåll innan torkning.

2) Pyrolys som sker vid 500 – 800°C

Med pyrolys eller torrdestillation hettas ett ämne upp till en temperatur mellan 500°C till 800°C under en syrefri (inert) miljö (Zanitsch & Lynch, 1978). Anledningen till detta är att man inte vill förbränna materialet, utan man vill öppna upp/bryta upp adsorberade molekyler (s.k. cracking). Merparten av adsorberande föreningar bryts upp vid 600°C, men vissa föreningar fastnar i mikroporer och kräver därmed högre temperaturer för att ledas bort (Liu & Wagner, 1985). I vårt fall är det aktivt kol som ska hållas intakt. Adsorberade substanser ska polymeriseras genom temperaturhöjningen och hamna i gasfas, som leds bort. Temperaturen skapar därmed både desorption (avlägsnande) och nedbrytning av de adsorberade substanserna (Sabio, o.a., 2004). Det är uppskattat att ca 75-90% av de adsorberade ämnena kan förångas under detta steg.

3) Förgasning $> 800^{\circ}\text{C}$

Det tredje temperatursteget brukar refereras till som förgasning. Det är vid detta steg som resterande organiska substanser kontrollerat förångas med hjälp av en oxiderande gas såsom

vattenånga, koldioxid och/eller luft. Förkolnat kol elimineras därmed från ytan och aktivt kol återfår sin initiala kolstruktur med hög porositet och en reaktiv yta.

4.13.2 Kolreaktiveringsugn

Till Ryaverket föreslås en flervåningsugn med sex våningar och med en ytterdiameter på 3,9 m. Dessutom installeras rörsystem för att kunna pumpa kolet från GAK filtren till ugnen. Yttermått för byggnaden som föreslås är ca 20 x 25 m vilket exempelvis skulle få plats där förrådshallen finns idag. Ugnen dimensioneras för att vara i drift i 9 månader/år och vara stoppad i 3 månader för underhållsarbeten. De viktigaste underhållsarbetena är utbyte av ejektorer och transportledningar som slits av det aktiva kolet, samt lagning av murningen med eldfast tegel i ugnen. System för gasledningar och brännare behöver regelbunden service.

4.13.3 Bränsle

En av fördelarna med att ha reaktivering på Ryaverket är att ugnen kan drivas med biogasen som produceras på reningsverket. Totalt bedöms energibehovet för reaktivering av kol till GAK på Ryaverket uppgå till ca 17,4 GWh/år vilket motsvarar ca 25 % av den totala gasproduktionen. Biogasen säljs idag till Göteborg Energi som uppgraderar den och säljer som fordonsgas.

En del av energin som går åt till reaktiveringen kan återvinnas i form av värme, dock finns tekniska begränsningar för hur mycket som kan återvinnas. Eftersom biogasen innehåller en liten mängd svavelväte så kan svavelsyra fällas ut om rökgaserna kyls ner under ca 200 °C, med anledning av detta bedöms att endast ca 22 % av energin kan tas ut som värme.

4.13.4 Kostnader

Sweco bedömer att investeringskostnaden för en kolreaktiveringsanläggning på Ryaverket är ca 130 MSEK.

Tabell 24 *Fördelning av investeringskostnad och avskrivningar för kolreaktivering på Ryaverket*

| Investering | kk | Avskrivningstid år | Avskrivningskostnad kkr/år | Med 2 % ränta |
|--------------|----------------|--------------------|----------------------------|---------------|
| Ugn | 51 000 | 50 | 1 020 | 1 040 |
| Maskin | 13 000 | 15 | 866 | 884 |
| El | 16 000 | 20 | 800 | 816 |
| Bygg | 10 000 | 50 | 200 | 204 |
| VVS | 2 000 | 20 | 100 | 102 |
| Oförutsett | 14 000 | 50 | 280 | 286 |
| Byggherre | 21 000 | 50 | 420 | 428 |
| Summa | 127 000 | | 3 687 | 3 760 |

Driftkostnaderna utgörs av främst av gas och elkostnad. Anläggningen kommer också att kräva personal men Sweco utgår från att anläggningen är till hög grad automatiserad, schablonmässigt läggs 400 kkr på personalkostnader (samma som för ozonering).

Tabell 25 *Driftkostnad för kolreaktivering på Ryaverket*

| | kk/år |
|------------------|--------|
| El | 320 |
| Gas | 5 732 |
| Värmeåtervinning | -2 102 |
| Personal | 400 |

| | |
|--------------|--------------|
| Summa | 4 350 |
|--------------|--------------|

| | |
|---|---------------|
| Total kostnad kolreaktivering: | 8 148 kkr/år |
| Kostnad för intern kolreaktivering: | 2 814 kr/ton |
| Driftkostnad GAK med intern reaktivering: | 14 250 kkr/år |

Driftkostnaden skulle kunna sänkas ytterligare genom att tekniskt lösa problem och möjliggöra ökning av värmeåtervinningen.

Dessutom är dessa siffror räknade med en kolförlust av 10 % vid reaktiveringen, enligt utredningen är kolförlusterna 5-10 %. Om kolförlusten vid regenerering är 5 % minskar driftkostnaden från 14 250 kkr/år till 11 360 kkr/år.

4.14 Slutsatser

- GAK föreslås placeras i Rya skog, utanför Gryaabs nuvarande tomt
 - Om detta alternativ är uteslutet finns teknisk möjlighet att placera GAK i slambyggnaden men det kräver komplett omlokalisering av dagens slamhantering, denna förstudie har inte detaljstuderat detta alternativ
- Driftkostnaden för GAK utgörs till största delen av reaktivering av kol. Om kolreaktivering görs på plats med internt producerad biogas kan kostnaden för GAK sänkas kraftigt. Detta både eftersom transportkostnaden elimineras och att biogasen har lägre värde än den naturgas som annars använts för reaktivering.

5 Sammanställning och tidplan

I detta kapitel sammanfattas den information och tekniska data som tagits fram för de tre alternativen om de skulle implementeras på Ryaverket. Detaljerad information och beskrivningar återfinns i tidigare kapitel, medan detta kapitel syftar till att samtidigt överblicka de tre alternativen.

5.1 Tidplan

5.1.1 Projektering

Tiden för att införa läkemedelsrening beror naturligtvis på vilket alternativ som väljs, men grovt kan antas att tiden från att förprojektering startas till att byggnation kan inledas är någorlunda lika, nedan visas uppskattad tidsåtgång.

- **Förprojektering**
26-52 v denna process är huvudsakligen beroende av interna resurser och med vilket tempo en förprojektering kan drivas. Erfarenhetsmässigt kan man se att denna tid ofta underskattas.
- **Projektering**
26-52 v denna process är huvudsakligen beroende av externa resurser, förutsatt att förprojekteringen är gjord och godkänd internt. GAK kräver sannolikt mera tid än Ozon A (kort vattenväg) men ungefär samma tid som Ozon B (lång vattenväg). PAK kräver mindre tid.
- **Upphandling**
12-16 v 12 v är minimum och förutsätter att överprövning ej sker. Planering bör vara 16 v (0,31 år) så att ett eventuellt styrelsebeslut kan tas.
- **Väntetid**
4-12 v beroende av låg-/högkonjunktur och om semesterperioden infaller. Planera för 8 v och 12 v (0,23 år) om semesterperiod infaller.

| ID | Uppgiftsnamn | Start | Slutför | Varaktighet | 2020 | | | | 2021 | | | | 2022 | | | | 2023 | | |
|----|--------------------|------------|------------|-------------|------|----|----|----|------|----|----|----|------|----|----|----|------|----|----|
| | | | | | K1 | Q2 | K3 | K4 | K1 | K2 | K3 | K4 | K1 | K2 | K3 | K4 | K1 | K2 | K3 |
| 1 | Kortast tid | 2021-01-01 | 2021-01-01 | 0v | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2 | Förprojektering | 2021-01-01 | 2021-07-01 | 26v | | | | | | | | | | | | | | | |
| 3 | Projektering | 2021-07-02 | 2021-12-30 | 26v | | | | | | | | | | | | | | | |
| 4 | Upphandling | 2021-12-31 | 2022-03-24 | 12v | | | | | | | | | | | | | | | |
| 5 | Väntetid | 2022-03-25 | 2022-04-21 | 4v | | | | | | | | | | | | | | | |
| 6 | Trolig tid | 2021-01-01 | 2021-01-01 | 0v | | | | | | | | | | | | | | | |
| 7 | Förprojektering | 2021-01-01 | 2021-12-30 | 52v | | | | | | | | | | | | | | | |
| 8 | Projektering | 2021-12-31 | 2022-12-29 | 52v | | | | | | | | | | | | | | | |
| 9 | Upphandling | 2022-12-30 | 2023-04-20 | 16v | | | | | | | | | | | | | | | |
| 10 | Väntetid | 2023-04-21 | 2023-07-13 | 12v | | | | | | | | | | | | | | | |

Figur 52 Uppskattning av tid från start av förprojekt till start av bygge. Gröna boxar visar kortast tid och orange visar den troliga tiden

Följaktligen bedöms tiden från start av förprojekt till start av byggnation vara mellan 1,3 till 2,5 år.

5.1.2 Byggtid

Byggnation av läkemedelsrening har bedömts av Ramböll med avseende på hur stort och komplicerat projektet blir.

Ozon bedöms ta ca 3 år i byggtid, alternativt B som har lite mer komplicerad vattenväg bedöms ta ca 0,5 år ytterligare.

PAK innebär den minsta byggnationen men bedöms ändå ta ca 2 – 2,5 år att bygga.

GAK som är den avgjort största nybyggnaden bedöms ta ca 4 – 5 år i byggnationstid. Som jämförelse tog EN som är den senaste stora utbyggnaden på Ryaverket ca 4 år i byggtid, investeringen för GAK kommer att vara nästan dubbelt så hög som EN.

Därtill kommer idrifttagning vilket bedöms ta ca 0,5 år för samtliga alternativ.

5.1.3 Total tid

Ozon kan införas på totalt 6 år (6,5 år för ozon B)

PAK kan införas på totalt 5 år

GAK kan införas på totalt 7,5 år

5.2 Sammanställning av de tre alternativen

I Tabell 26 kan en översiktlig sammanställning och därefter följer en mer utvidgad förklaring för vissa av aspekterna.

Tabell 26. Sammanställning över hur de tre processerna ozonering, PAK och GAK skulle utformas och dimensioneras vid implementering på Ryaverket. Viktiga aspekter att de i beaktande för de tre alternativen ingår.

| | Ozon | PAK | GAK |
|---|--|---|---|
| Reduktionsgrad | Samtliga alternativa tekniker antas ge 80 - 90% reduktion av den mängd läkemedelsrester som når reningssteget. | | |
| Medelflöde till läkemedelsrening | 4,08 m ³ /s (129 Mm ³ /år) | | |
| Processmässig placering | Före EN som huvudalternativ, se Figur 5 | Dosering till befintlig EN, se Figur 1. | Sist i befintlig process, se Figur 1. |
| Ytbehov | Ryms inom nuvarande tomt. | Litet nytt ytbehov då dosering sker till det befintliga reningssteget EN. | Stort ytbehov, kan inte förläggas inom nuvarande tomt utan mycket stora omlokaliseringar |
| Kapitalkostnad | 21 000 kkr/år | 6 000 kkr/år | 24 000 kkr/år |
| Driftkostnad | 14 000 kkr/år | 96 000 kkr/år | 51 000 kkr/år |
| Dosering | 10 g O ₃ /m ³ vatten | 15 mg PAK/l vatten | - |
| Kolförbrukning | - | 1915 ton/år | 3200 ton/år, varav 10 % är jungfruligt kol |
| Livslängd kol i GAK | - | - | 20 000 bäddvolym |
| Elförbrukning | 22 200 MWh/år. 54 % ökning av total förbrukning 2019. Kräver nytt högspänningsställverk. | 1 000 MWh/år, 2 % ökning av total förbrukning 2019. | 3 000 MWh/år, 7 % ökning av total förbrukning 2019. Kräver nytt högspänningsställverk |
| Avsättningsbar värmeproduktion | 11 400 MWh/år med lokal syreproduktion | Osäker men uppskattad till ca 5 400 MWh/år | - |

| | Ozon | PAK | GAK |
|---|--|---|--|
| Kemikaliebehov | Inget tillkommande | 147 ton polymer/år till PAK-slambehandling Osäkert om fällningskemikalie/poly behövs för avskiljning av PAK i SF. | Inget tillkommande |
| Syreproduktion | Lokal syreproduktion som huvudalternativ | - | - |
| Restprodukt | Inget tillkommande | 21 000 ton PAK-slam/år | 5800 ton GAK/år (våtvikt) |
| Sluthantering av Restprodukt | Ingen sluthantering krävs. | Osäkert, men troligast förbränning av PAK-slam. | Befintliga alternativ innebär reaktivering utomlands alternativt förbränning i Sverige. |
| Växthuspåverkan | 260 tonCO _{2e} /år | 25 000 tonCO _{2e} /år | 9 100 tonCO _{2e} /år |
| Övriga miljöaspekter | Ev. bi- och transformationsprodukter som uppkommer vid ozonering. Bromat är en möjlig biprodukt. Elförbrukning | Kolproduktion och ursprung för kolet. Stor restmängd slam att hantera. | Produktion av kol: - kol tillverkas bl.a. i Asien av stenkol. |
| Arbetsmiljö | Arbetsmiljörisker vid hantering av ozon (brandrisk samt hälsovådligt). | Vissa problem, PAK är dammande. | God möjlighet till bra arbetsmiljö |
| Risk och säkerhet | Säkerhetssystem för att minska risk för ozonläckage. | PAK-silo utrustas med inert gas för att minska brand- och explosionsrisk. | Aktivt kol binder syre., Undvik därför slutna utrymmen där någon kan vistas, ombesörj annars för god ventilation |
| Tillkommande hantering | Troligen inte så mycket (förutsatt intern syrgasproduktion) | Helt ny slamhantering. Ca 2 lastbilstransporter med kol/vecka | Ca 5 lastbilstransporter /vecka som medel för transport av kol till regenerering |
| Etablerad teknik | Känd teknik | Osäker, ny processmässig utformning av känd teknik | Känd teknik |
| Drift och processteknik /Pålitlighet i drift | Det finns referensanläggningar att studera vilket bör möjliggöra ett driftsäkert system | Osäkert pga. ej etablerad teknik i den här utformningen. Tester behövs gällande kontakttid och avskiljning med skivfilter. Ny slamhantering behöver trimmas in. | Stabil och enkel process, optimering avseende bäddvolym och backspolning behövs. |
| Underhållsbehov | Mycket olika maskiner kan vara underhållskrävande. | Osäkert underhållsbehov: slitage av SF-dukar, övrig påverkan av PAK | Hanterbart underhållsbehov. Underhåll på pumpar och transportsystem för aktivt kol |

| | Ozon | PAK | GAK |
|---|--|--|---|
| | | samt underhåll på ny slamhantering. | |
| Flexibilitet | Variabel dos Investering i maskiner men lätt att avbryta och ta bort. | Variabel dos Liten investeringskostnad, lätt att avbryta och ta bort | Stor investeringskostnad med stora fasta bassängvolymmer. |
| Tid från beslut till idrifttagning | 6 år | 5 år | 7,5 år |

5.2.1 Reduktionsgrad

I denna förstudie antas samtliga processlösningar ge samma reduktion av läkemedelsrester, omkring 80 - 90 % reduktion över reaktorn. Det finns dock osäkerheter för samtliga processer varför pilottestning på Ryaverket av aktuell teknik rekommenderas innan slutgiltigt processval görs. Avskiljningen med PAK kan anpassas med ökad PAK-dos upp till en maximal dos där avskiljningen inte längre påverkas. I fallet med GAK är inte möjligheten till anpassning lika stor, men biologisk nedbrytning i biofilm kan ske. GAK kan också ge ökad avskiljning av organiskt material/BOD.

5.2.2 Processmässig placering

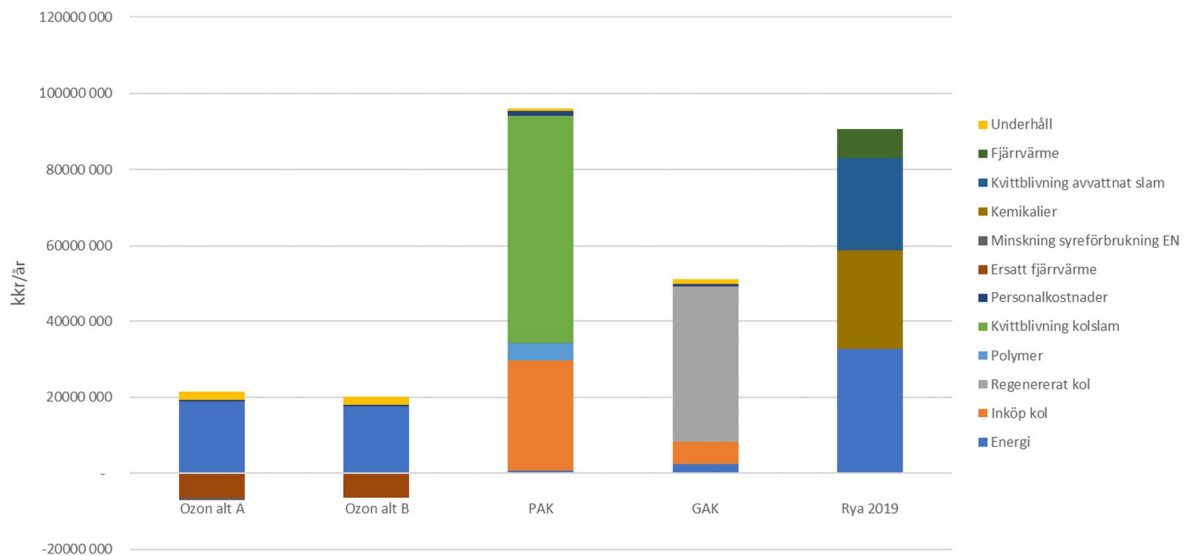
I Tabell 26 presenteras den placering i processen som blivit huvudalternativ för respektive. Tidigare rapporten återfinns de alternativa placeringar för teknikerna som också har diskuterats.

5.2.3 Ytbehov

GAK är det enda alternativ som inte ryms inom nuvarande tomt. Huvudalternativet för GAK är att den placeras angränsande till nuvarande tomt i Rya skog enligt Figur 44. Som sekundärt alternativ har diskuterats placering av GAK där nuvarande slamhantering är. I så fall behöver slamhanteringen omlokaliseras.

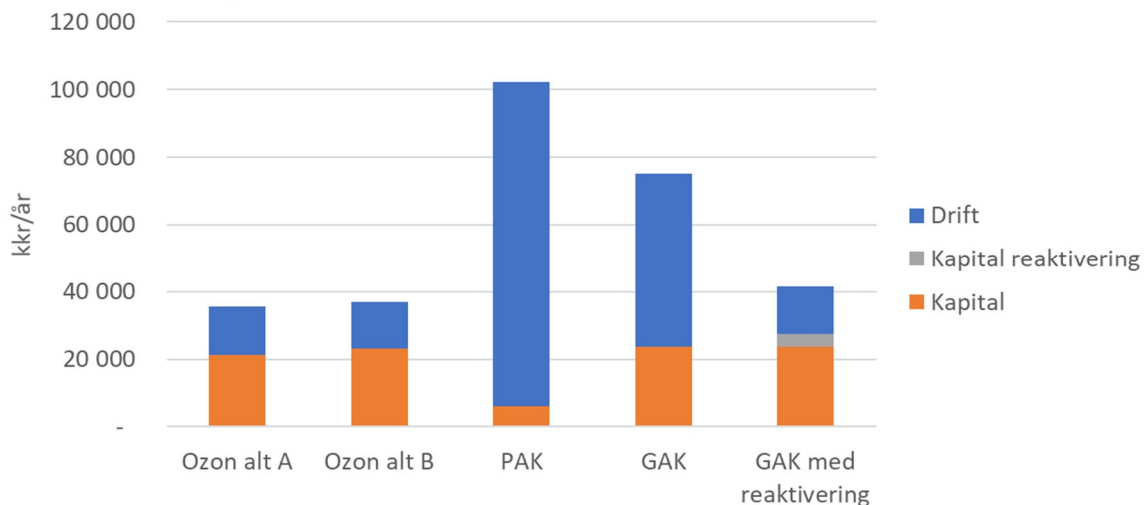
5.2.4 Investeringskostnad & Driftkostnad

Driftkostnaderna för samtliga alternativ för läkemedelsrening är höga. Det är dock stor skillnad mellan alternativen, se Figur 53. Ozonering har den lägsta driftkostnaden och producerar dessutom värme vilket bidrar till att sänka den totala driftkostnaden.



Figur 53 Jämförelse av driftkostnad för de olika alternativen. Som referens finns även de rörliga kostnaderna för driften av hela Ryaverket år 2019, presenterat som Rya 2019.

Den totala årskostnaden för läkemedelsrening är driftkostnad + kapitalkostnad. PAK är det alternativ som har högst driftkostnad och trots att kapitalkostnaden är mycket lägre än övriga alternativ blir den totala årskostnaden avgjort högst. GAK har en klart högre investeringskostnad än ozon men eftersom stor del av investeringen har lång avskrivningstid så blir kapitalkostnaden i samma nivå som för ozon.



Figur 54 Bedömd total kostnad för läkemedelsrening. Kapitalkostnaden är räknad med 3 % ränta.

Tabell 27 Totala kostnader för läkemedelsrening, GAK med reaktivering syftar till lokal reaktivering av kol

| | Ozon alt A | Ozon alt B | PAK | GAK | GAK med reaktivering |
|-----------------------------|------------|------------|---------|---------|----------------------|
| Drift | 14 000 | 14 000 | 96 000 | 51 000 | 14 000 |
| Kapital | 21 000 | 23 000 | 6 000 | 24 000 | 24 000 |
| Kapital reaktivering | | | | | 4 000 |
| Summa | 36 000 | 37 000 | 102 000 | 75 000 | 42 000 |
| kr/m³ | 0,28 kr | 0,29 kr | 0,80 kr | 0,59 kr | 0,33 kr |

5.2.5 Flöde

För både PAK och ozon innebär förslagen att de befintliga MBBR processerna begränsar maxflödet över läkemedelsreningen. Därför sätts maxflöde för samtliga processlösningar till 4,5 m³/s. Detta bedöms innebära att ca 80 % av förväntat avloppsvattenflöde ett normalår kring år 2050 kommer att kunna behandlas i läkemedelsreningen. Ett årsmedelflöde på 4,08m³/s till läkemedelsreningen ligger till grund för beräkningar.

5.2.6 Dosering och Kolförbrukning

Kolförbrukningen med PAK bedöms vara lägre än för GAK. Detta gäller med den dosering av PAK och antal bäddvolymeter för GAK som är antagna i denna förstudie. I praktiken är dessa båda antaganden relativt osäkra och livslängden för GAK kan möjligen vara längre än de antagna 20 000 bäddvolymeterna, vilket skulle minska kolförbrukningen. Detsamma gäller för dosen av PAK – i praktiken kan det behövas en högre dos alternativt att en lägre dos är tillräcklig

5.2.7 Elförbrukning

Alla alternativ ökar elförbrukningen men ozonering och GAK kräver förstärkning av kraftmatningen till anläggningen med ett helt nytt högspänningsställverk.

5.2.8 Avsättningsbar värmeproduktion

Huvudalternativet för ozonering är att värme återvinns med en värmepump. Beräkningarna har baserats på att värmebehov finns ca 7 månader/år. Vid förbränning av PAK-slam torde också återvinning av värme ske. För GAK är det antaget att reaktivering av GAK sker i Belgien. Det har inte framkommit att man i anläggningen i Belgien återvinner värmen, vilket därför inte ingår i kalkylen i denna utredning. Ett alternativ med en reaktiveringsanläggning på Ryaverket har utretts senare i förstudien där en viss värmeåtervinning skulle ske, se avsnitt 4.13.

5.2.9 Kemikaliebehov

Endast för rening med PAK finns ett tillkommande kemikaliebehov, nämligen polymer som behövs för avvattningen av det slam som uppstår när PAK och biofilm avskiljs i skivfilteranläggningen. Uppskattning har gjorts av mängden polymer som behövs för slambehandling. Därtill råder osäkerhet om fällningskemikalie/polymer behövs för att avskilja/fälla av PAK från vattnet med hjälp av skivfiltren. Försök avsedda att klargöra detta planerades och påbörjades, men fick avbrytas på grund av Coronakrisen se 3.3.4.

5.2.10 Slamproduktion och Sluthantering

Slamproduktionen för PAK och GAK skiljer sig mycket åt. Eftersom PAK integreras i processen som den gör, blir slamproduktionen per år drygt 21 000 ton, innehållande både PAK och bioslam medan slamproduktionen från GAK är betydligt lägre (5800 ton/år våtvikt, ca 55 % TS).

5.2.11 Växthuspåverkan

Se mer info om utredning av växthuspåverkan i kapitel 6.7.

5.2.12 Övriga miljöaspekter

Ozonering av avloppsvatten leder till att nya föreningar bildas, det är inte nödvändigtvis känt vilka dessa är eller huruvida de bryts ner i efterföljande biologisk behandlingen. En biprodukt från bromid är bromat vilket är cancerogent och kan bildas vid ozonering. Mer info om detta i kap 2.3.2

När det gäller aktivt kol kan framställningen av kolet orsaka miljöpåverkan då råvaran ofta är fossil (stenkol).

5.2.13 Arbetsmiljö

Alla alternativ anses ha acceptabel arbetsmiljö. För PAK befaras dock att alla processer som kommer i kontakt med pulvret kommer att ha spår av kol.

För ozon kommer vissa zoner inte att kunna beträdas av personer med pacemaker.

5.2.14 Risk och säkerhet

Hantering av ozon och syrgas kommer att innebära att säkerhetssystem måste finnas för att upptäcka läckage.

För PAK finns risk för damning och i värsta fall explosiv atmosfär, se mer i kap 3.4.

5.2.15 Tillkommande Hantering

Ozonering med intern syrgasproduktion kräver elektricitet och tillsyn av maskinutrustning, annars krävs inga nya förbrukningsmaterial. GAK och PAK kräver tillkommande transporter till och från reningsverket främst med kol.

5.2.16 Etablerad teknik

För ozon finns flera referensanläggningar och tekniken kan redan nu sägas vara etablerad. För GAK finns referensanläggningar främst på vattenverk men ett fåtal finns redan i drift även på reningsverk. För PAK är den studerade processkonfigurationen obeprövad och det är flera moment som inte är etablerade, främst bedöms avskiljning med skivfilter som osäkert.

5.2.17 Drift och processteknik /Pålitlighet i drift

Ozonering bedöms vara en etablerad process utan stora osäkerheter, exakt dosering av ozon kommer att kräva övervakning och provtagningar. GAK bedöms också som en förutsägbar process, dock behövs kunskap om antal bäddvolymmer som kolet kan hantera samt hur ofta backspolning behövs.

Som tidigare nämnts finns det osäkerheter med PAK. Med aktuell konfiguration kan det inte bedömas som en etablerad process.

5.2.18 Underhållsbehov

Ozonering kräver mycket ny maskinutrustning som Gryaab inte nödvändigtvis har erfarenhet av (ozongeneratorer, värmepumpar, kompressorer), oklart hur mycket underhåll som krävs. För GAK bedöms underhållsbehovet som lågt. För PAK däremot bedöms att underhållsbehovet på befintliga anläggningar kommer att öka eftersom kolet orsakar mekaniskt slitage på materialen det är i kontakt med.

5.2.19 Flexibilitet

Flexibilitet är den stora fördelen med PAK, främst eftersom investering är så mycket lägre än övriga alternativ och inga nya bassängvolymmer krävs. Dosen av PAK kan lätt ändras, detta gäller även för ozon – dessutom är ozonering inte en lika omfattande nybyggnad som GAK. Om processen inte längre behövs, exempelvis för att hela anläggningen omlokaliseras, innan anläggningarna är fullt avskrivna är förlusten mindre för de processer som har låg investering eller kort teknisk livslängd. På det viset ger PAK störst flexibilitet för framtida ändrade förutsättningar och därefter ozonering. För GAK återstår en stor investering att betala av även om förutsättningarna ändras och anläggningen inte längre behövs.

6 Hållbarhetsanalys

Det är känt att de flesta tekniker för läkemedelsrening är resurskrävande. Olika tekniker kräver olika typer av resurser som kan medföra miljöpåverkan på olika sätt. Det bestämdes tidigt i denna förstudie att en hållbarhetsanalys skulle ingå i beslutsunderlaget.

6.1 Syfte

Syftet är att ta fram och att jämföra resursåtgång, miljöpåverkan och sociala och ekonomiska konsekvenser som uppkommer vid rening med tre givna tekniker för läkemedelsrening (ozonering, PAK, GAK) på Ryaverket i framtiden. Analysen ska visa vilka delar som är mest avgörande för miljöbelastningen och innefatta en preliminär bedömning av hur de tre teknikerna skulle påverka möjligheten till hållbar utveckling. Syftet är att jämföra de tre alternativen sinsemellan, inte att jämföra mot att ingen läkemedelsrening alls införs (noll-alternativ).

6.2 Metod

Majoriteten av underlaget till hållbarhetsanalysen har tagits fram inom projektet och som verktyg för att väga samman och jämföra resursåtgång och miljöpåverkan för alternativen har en multikriterieanalys (MKA) utförts. En multikriterieanalys utvärderar olika alternativa lösningar utifrån ett antal hållbarhetskriterier och möjliggör en jämförelse mellan olika alternativ. I en multikriterieanalys ingår ofta de steg som kortfattat beskrivs i Tabell 28. Som utgångspunkt för multikriterieanalysen har forskningsprogrammet Urban Waters konceptuella ramverk använts (Malmqvist et al., 2006) med inspiration från SCORE (Rosén et al., 2015).

I Tabell 28 anges metoden som användes i den här förstudien. I den här förstudien utfördes viktning efter betygsättning, medan det annars är vanligare i multikriterieanalys att viktning görs som steg 4 efter kriterier. Ändringen gjordes för att det upplevdes är lättare att vikta när bedömningsunderlaget finns och det blivit helt klart vad som framkommit för respektive kriterium. Ändringen baseras på tidigare erfarenheter med multikriterieanalys och fick samtycke från en av författarna till SCORE (Rosén et al., 2015) som använts sig av ett liknande upplägg.

Tabell 28. Anpassad metod för multikriterieanalys, givet ett problem eller en frågeställning med alternativa lösningar.

| | |
|------------------|--|
| 1. Alternativ | De olika alternativen specificeras tydligt. |
| 2. Betygsskala | Betygsskala bestäms och betygsstegen ges en generell tolkning, t.ex. relativt uppsatta mål eller myndighetskrav. |
| 3. Kriterier | Hållbarhetskriterier för vilka utvärderingen ska ske bestäms. Indelning kan göras stegvis i hållbarhetsdimensioner, huvud- och underkriterier. Val av kriterier görs utifrån vad som är viktigt för den aktuella frågan. |
| 4. Utredning | Underlag tas fram för att alla alternativa lösningar ska kunna betygsättas för kriterierna. |
| 5. Betygsättning | Betygsättning av ett kriterium i taget för alla alternativ, enligt den satta betygsskalan och baserat på underlaget. |
| 6. Viktning | Varje kriteriums vikt av 100 poäng eller 100% bestäms. |
| 7. Sammanvägning | Vikterna multipliceras med betygen för varje kriterium. De totala viktade betygen för respektive alternativ summeras ihop. Vanligtvis är betygskalan satt så att ju högre resultat, desto bättre. |

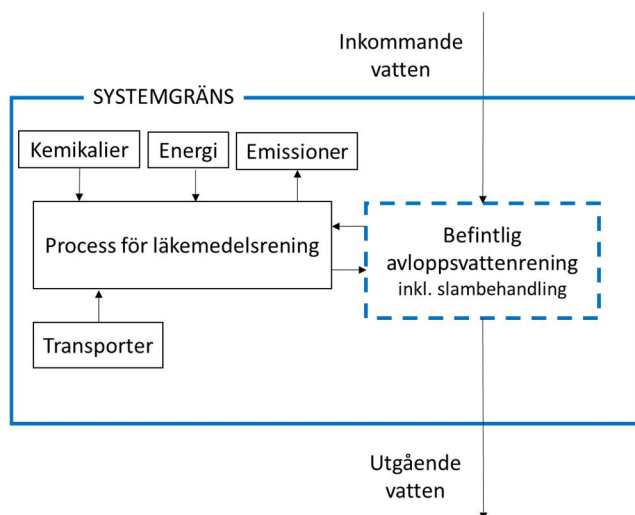
8. Analys och bearbetning av resultat

Hur resultaten bearbetas, analyseras och redovisas varierar. Ofta ingår känslighetsanalyser samt diskussion.

Deltagare i multikriterieanalysen var förstudiens interna referensgrupp, som utsågs av projektets styrgrupp. Vid en första workshop med referensgruppen gjordes steg 1-3 i metoden (se Tabell 28). Inför nästa referensgruppsmöte arbetade en arbetsgrupp med steg 5, utredning. Vid den andra workshopen med referensgruppen genomfördes steg 6, betygsättning och det togs beslut om vilka känslighetsanalyser som skulle ingå. Vid en tredje workshop utfördes viktning, både som utgångsläge och med min-/maxviktning och andra varianter för känslighetsanalyser. Preliminära resultat analyserades och det bestämdes vad som skulle ingå i redovisningen från hållbarhetsanalysen. Arbetsgruppen genomförde känslighetsanalyser och sammanställde resultaten.

6.3 Systemgränser och avgränsningar

Systemgränserna som tillämpas för hållbarhetsstudien i delprojekt 3 i D1909 Läkemedelsrening beskrivs schematiskt i Figur 55. I nästa stycke förklaras avgränsningarna.



Figur 55. Systemgränser för hållbarhetsanalys

Inkommande avloppsvattens antas innehålla en bestämd mängd läkemedelsrester. Befintlig avloppsvattenrening ingår inte i studien om inte införandet av läkemedelsrening påverkar befintlig rening väsentligt. Exempel på väsentlig påverkan är om någon teknik kräver en ny slambehandling eller medför en tydligt minskad luftförbrukning, som då kommer att inkluderas i studien.

Process för läkemedelsrening representerar de tre alternativa reningsteknikerna för läkemedelsrening. Relevant miljöpåverkan som uppkommer vid rening med dessa tekniker inkluderas, även sådant som inte sker på Ryaverket. Exempel är bränslen och emissioner för transporter av aktivt kol/kemikalier/restavfall, kemikalieproduktion, elproduktion osv. Resursåtgång och miljöpåverkan redovisas totalt för respektive teknik och delas alltså inte upp geografiskt. För att begränsa analysen ingår inte kemikalier för dagligt underhåll av reningsteknikerna.

6.4 Specificering av alternativ

Tre alternativa tekniker (ozonering, PAK, GAK) ingår i förstudien och är därmed givna för hållbarhetsanalysen. Det som har framkommit kring utformningen av alternativen i denna förstudie gäller och Tabell 26 ger en bra överblick. För vissa aspekter finns olika varianter och för dessa behövde gruppen specificera vilken som var utgångspunkt för hållbarhetsanalysen för att tydligt

specificera förutsättningarna för bedömningen. Det som då särskilt specificerades för alternativen anges i Tabell 29. Behov av vissa känslighetsanalyser uppkom redan här, vilket också framgår i tabellen.

Tabell 29. Specificering av de tre alternativen i multikriterieanalysen.

| | Ozonering | PAK | GAK |
|-------------------------------------|---|--|---------------------------------------|
| Reduktionsgrad | Antas ge samma reduktion av läkemedelsrester (80-90%) ¹ . | | |
| Placering | Före EN, se Figur 5. | Dosering till EN, se Figur 1. | Sist i befintlig process, se Figur 1. |
| Yta | På nuvarande tomt. | På nuvarande tomt. | I Rya skog. |
| Bygg och installation | Grovt uppskattat inkluderat. | | |
| Flöde | Årsmedelflöde 4,08 m ³ /s (129 Mm ³ /år) | | |
| Typ av el | Svensk el-mix ² | | |
| Ursprung för aktivt kol | - | Fossilt ³ | Fossilt ³ |
| Dosering | 10g/m ³ | 15mg/l + recirkulation av PAK (100 %) | 20 000 bäddvolym ⁴ |
| Värmeproduktion | 11 400 MWh/år med lokal syreproduktion | Värmeproduktion från förbränning av PAK-slam uppskattas. | Ingen värmeproduktion inkluderad. |
| Transporter | Om inte annat ges beräknas alla transporter ske med lastbil med diesel som bränsle. | | |
| Specifikt för respektive alternativ | Lokal syreproduktion | Ny separat slamhantering ska inkluderas. | Kolreakivering i Belgien ⁵ |

¹ Det har inte inkluderats att något alternativ skulle ge förbättrad rening på andra parametrar även om det i praktiken troligen blir olika kvalitet på utgående vatten.

² Känslighetsanalys för andra typer av el-mix.

³ Känslighetsanalys för förnyelsebart ursprung för produktion av aktivt kol.

⁴ Känslighetsanalys för 30 000 bäddvolym.

⁵ Känslighetsanalys för kolreakivering med ny reaktiveringsanläggning på Ryaverket.

Det är vanligt att bygg och installation inte inkluderas i hållbarhetsanalyser utan att enbart miljökonsekvenser av driftsfas ingår. För analysen i den här förstudien ansåg dock gruppen att det var mycket önskvärt att se till vilken grad miljöpåverkan från bygg- och installation påverkar resultaten. Uppskattningarna gjordes grovt och inkluderade växthuspåverkan från: betong, armering, stål till maskiner, VVS samt inredning och transporter under byggfasen. Exempel på det som inte inkluderats är schaktning och schaktmassor, el-material och el-förbrukning under byggfas samt hantering av byggavfall.

6.5 Betygsskala

Betygsskalan sattes till 1 - 5 med följande generella tolkning av betygsstegen:

1) Avsevärt sämre än framtida acceptabel nivå, 2) Sämre än framtida acceptabel nivå, 3) Framtida acceptabel nivå, 4) Bättre än framtida acceptabel nivå, 5) Nästan optimalt.

För en del kriterier är skalans tolkning i ord svår att tillämpa. I de fallen har en enklare bedömning gjorts där högre betyg betyder bättre och lägre betyg sämre.

6.6 Kriterier

För gruppen presenterades ett förslag på kriterier som hämtats från tidigare multikriterieanalyser som Gryaab tidigare deltagit i (ex. Systemstudie avlopp (Urban Water, 2011), Hållbarhetsanalys för hantering av lakvatten (SP, 2015), Hållbar hantering av vattenverksslam (SP, 2016)) och från Gryaabs interna hållbarhetsarbete. Gruppen fick välja bland dessa kriterier och föreslå kriterier som de ansåg saknades. När det var möjligt försökte samma benämningar på kriterierna användas som i Gryaabs interna hållbarhetsarbete.

Kriterierna delades in i de tre hållbarhetsdimensionerna ekologisk, social och ekonomisk hållbarhet. Därefter kan indelning göras i ett antal huvudkriterier och sedan i underkriterier. De kriterier som gruppen bestämde för analysen presenteras i Tabell 30. Det finns resursåtgång och miljöpåverkan som inte täcks av dessa kriterier men dessa ansågs av gruppen vara de viktigaste, till ett rimligt antal.

Tabell 30. Valda kriterier för hållbarhetsanalysen med indelning i dimension, huvud- samt underkriterium.

| Hållbarhets-dimension | Huvudkriterium | | Underkriterium | Förtydligande |
|-----------------------|---------------------------|---|---|---|
| Ekologisk | Miljö – Emissioner | 1 | Växthuspåverkan | Växthuseffekt genom tillförsel av växthusgaser till atmosfären. |
| | Miljö – Resurshushållning | 2 | El-användning | Avser el som resurs. Växthuspåverkan inräknad i 1. |
| | | 3 | Användbar värmeproduktion | Värme producerad som kan ersätta annan värmeproduktion. |
| | | 4 | Kemikalieanvändning | Avser kemikalier som resurs. Växthuspåverkan inräknad i 1. |
| | | 5 | Mängd slam som kan användas till jordbruk | Mängd slam som skulle kunna användas till jordbruk. |
| Social | Sociala aspekter | 6 | Organisation/juridik | Organisatoriska konsekvenser och ev. juridiska frågor och arbete. |
| | | 7 | Uppfattning i samhället | Samhällets tilltro till och ev. farhågor om tekniken. Samhällets åsikt om markanvändning. |
| | | 8 | Arbetsmiljö | Påverkan på den dagliga arbetsmiljön under bygg- och driftsfas så som smutsigt, fysiskt krävande, buller och transporter (ej risker). |
| | | 9 | Säkerhet | Säkerhet och risker för arbetsmiljön, avseende personskador samt |

| Hållbarhets-dimension | Huvudkriterium | | Underkriterium | Förtydligande |
|-----------------------|-------------------------------|----|---------------------------------------|---|
| | | | | övergripande säkerhetsaspekter för Gryaab. |
| Ekonomisk | Ekonomi | 10 | Årskostnad | Årskostnad för Gryaab för drift och kapitalkostnad. |
| | | 11 | Referenser/etablerad teknik | Bedömning av hur etablerad tekniken är. |
| | Teknisk säkerhet och kvalitet | 12 | Pålitlighet i drift/ Teknisk funktion | Bedömning av hur pålitlig tekniken är i drift och hur tekniskt svår den är. |
| | | 13 | Underhåll | Bedömning av omfattning av underhållsbehov. Kostnad inräknad i 10. |
| | | 14 | Flexibilitet | Bedömning av hur flexibel tekniken är, så som reversibel, anpassningsbar och påbyggnadsbar. |

6.7 Utredning

I första skedet av underlagsarbetet sattes kriterierna upp och en schematisk skiss gjordes för att ge överblick över vilket underlag som behövde tas fram och av vem. Majoriteten av grunden till underlaget har tagits fram i dimensioneringsberäkningarna inom projektet och sedan har vidare beräkningar gjorts på detta. Det sammanfattade underlaget presenteras i Tabell 31. Siffersatt underlag är uträknat som totalt per år.

Olika delar bidrar till det första kriteriet växthuspåverkan. De ingående bidragande delarna och storleken på dessa kan ses i Tabell 32. En del kommer från det aktiva kolet som används i PAK och GAK. Siffror på CO₂-ekv för olika sorters aktivt kol varierar stort i litteraturen (Joseph et al., 2020), även för samma typ av kol som ex. stenkol. Här valdes fossilt kol med värdet 13,16 kg CO₂ekv/kg kol (Portablecrac, 2017). Hur denna och övriga indata har använts i beräkningsunderlaget återfinns i Bilagor.

För kriteriet ”Användbar värmeproduktion” saknades helt uppgifter för värmeåtervinning om det sker på reaktiveringsanläggningen för GAK i Belgien. För värmeåtervinning från förbränning av PAK-slam har en grov uppskattning gjorts eftersom det saknas uppgifter om värmevärde mm. i PAK-slammet. Värmeåtervinning vid ozonering inkluderar enbart den värme som tas tillvara på Gryaabs medan värmeåtervinning vid förbränning av PAK-slam har beräknats vara efterfrågad och därmed användbar 7 mån/år.

Tabell 31. Sammanfattning av underlag till betygssättningen i multikriterieanalysen.

| | enhet | Gryaab 2019 | Ozonering | PAK | GAK |
|---|-------------------------|----------------|--|--|---|
| Växthuspåverkan | tonCO _{2e} /år | 13 000 | 260 | 25 000 | 9 100 |
| El-användning | kWh/år | 40 930 000 | 22 200 000 | 1 000 000 | 3 000 000 |
| Användbar värmeproduktion | kWh/år | - | 11 430 000 | 5 444 444 | 0 ¹ |
| Kemikalie- användning | ton/år | 6300 | 0 | 2 080 | 322 ² |
| Mängd slam som kan användas till jordbruk | ton/år | 42 854 | 40 000 | 36 000 | 40 000 |
| Organisation/ juridik | - | | Skiftgång krävs ej. Ca 1 person tillkommer. | Skiftgång krävs ej. Ca 3 person tillkommer. | Skiftgång krävs ej. Ca 1 person tillkommer. Juridiskt arbete med tänkt yta som är belägen i Rya skog. ³ |
| Uppfattning i samhället | - | | Allmänheten har sannolikt tilltro till att alla tre teknikerna har effekt. Undersökningar i Schweiz (Cimbritz et al., 2016) visade där att allmänheten är positivt inställd till läkemedelsrening och villig att betala. | | |
| | - | | Ev. farhåga för bi- och transformations-produkter ⁴ från ozonering vars ekotoxikologiska effekter är svåra att kvantifiera Naturvårdsverket. (2017). | Allmänheten kan uppfatta det som negativt med en så kemikaliekrävande process vars avfall måste förbrännas. | Tidigare förslag om att bygga i Rya skog har väckt starka reaktioner hos allmänheten. |
| Arbetsmiljö | | | Arbetsmiljön under byggfas anses acceptabel för alla alternativ. | | |
| | - | | Högfrekvent ljud vid ozon och personer med pacemaker kan inte gå in. | Vissa problem, pga. smutsigt och dammande. Ökat antal transporter (+577st/år) | Inga problem. God arbetsmiljö. Ökat antal transporter (+224 st/år) |

| | enhet | Gryaab 2019 | Ozonering | PAK | GAK |
|--|-------|---|---|---|--|
| Säkerhet | - | | Hantering av ozon medför brandrisk samt är hälsovådligt. | Hantering av PAK medför brand- och explosionsrisk. | Medför inga nya risker. |
| Årskostnad | kk/år | 221 000 Varav Drift 126 00 Kapital 95 000 | 36 000 Varav Drift 14 000 Kapital 21 000 | 102 000 Varav Drift 96 000 Kapital 6 400 | 75 000 Varav Drift 51 000 Kapital 24 000 |
| Referenser/ etablerad teknik | - | | Anläggningar finns ex. i Simrishamn, på Tekniska Verken i Linköping samt i Schweiz. | För PAK föreslagna utformning på Gryaab saknas referens- anläggningar. | GAK finns i Simrishamn, Degeberga, på div. vattenverk samt i Schweiz. |
| Pålitlighet i drift/ Teknisk funktion | - | | Problem med hjälpsystem på Tekniska Verken. Inga problem i Simrishamn. Inga uppgifter från Schweiz. | Saknas eftersom referenser saknas. Osäkerhet kring slamhantering av nytt slam. | Problem i Simrishamn, men Gryaabs utformning är annorlunda. Fungerar bra på vattenverk. Inga uppgifter från Schweiz. |
| Underhåll | - | | Underhållskrävande pga. mycket olika maskiner. | Osäkert kring ex. slitage SF-dukar, påverkan av PAK, ny slamhantering. | Bedöms som hanterbart underhåll, likt sandfilter. Underhåll på pumpar. |
| Flexibilitet | | | Ingen ny betong, lägre avskrivning på maskiner. Lätt att avbryta och ta bort. Större andel fasta kostnader. | Ingen ny betong, lägre avskrivning på maskiner. Lätt att avbryta och ta bort, lite fasta kostnader. | Stora nya bassängvolymen byggs. Stora fasta kostnader. |

¹ Uppgifter saknades på om det vid reaktivering i Belgien sker värmeåtervinning.

² Baserat på uppgift om att 10% kol försvinner vid reaktivering, kan vara högt skattat.

³ Denna del av Rya skog är ej fredad och avsatt för reningsverket, dock ändrad värdering av området.

⁴ Inkl. risk för bromatbildning (cancerogent).

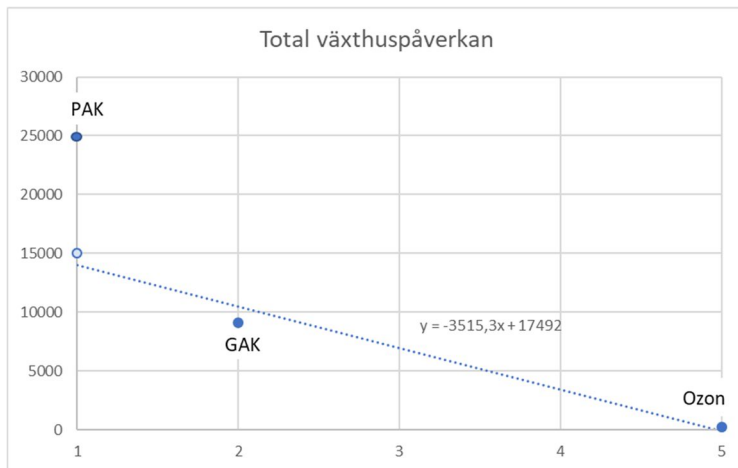
Tabell 32. De ingående delarna till underlaget till kriteriet Växthuspåverkan.

| | enhet | Gryaab 2019 | Ozonering | PAK | GAK |
|------------------------------|-------------------------|----------------|-----------|--------|-------|
| Total växthuspåverkan | tonCO ₂ e/år | 13 000 | 257 | 25 281 | 9 081 |
| Material för byggnation | tonCO ₂ e/år | - | 71 | 18 | 123 |
| Transporter driftsfas | tonCO ₂ e/år | - | 0 | 68 | 227 |
| Kol och kemikalieproduktion | tonCO ₂ e/år | - | 0 | 25 556 | 4 238 |
| Bränsle till kolreaktivering | tonCO ₂ e/år | - | 0 | 0 | 4 352 |
| Elproduktion | tonCO ₂ e/år | - | 1 043 | 47 | 141 |
| Värmeproduktion | tonCO ₂ e/år | - | -857 | -408 | 0 |

6.8 Betygsättning

Baserat på framtaget underlag, se Tabell 31 gjorde gruppen betygsättningen. Betygsättningen presenteras i Tabell 33. Ett kriterium i taget behandlades och diskuterades och betyg sattes för alla tre alternativen. Se avsnitt 6.5 för den generella tolkningen av betygsstegen. Bedömningen baserades på att införande av läkemedelsrening måste få medföra en viss ökning eller konsekvenser jämfört med idag, men dessa måste vara rimliga för att vara på ”acceptabel nivå”, alltså betyg 3. Konsekvenser som var värre än det som ansågs rimligt fick lägre betyg och förbättringar högre betyg. Linjär skala för betygsättningen har eftersträvat.

För kriterier med siffersatt underlag plottades det siffersatta underlaget mot de av gruppen satta betygen. I några fall har gruppens betygsättning inte följt en linjär skala, exempelvis för växthuseffekt. En ökning med 260 ton CO₂e/år för införande av ozonering ansågs som så bra det kan bli med tanke på att en ny reningsprocess måste få orsaka någon påverkan och fick därmed betyget 5. Alternativet med GAK orsakar 9100 ton CO₂e extra per år och ansågs så dåligt att alternativet fick betyget 2. Med den skalan utstakad fanns det inte utrymme nedåt för att beskriva hur mycket sämre alternativet med PAK är, som orsakar utsläpp av 25 000 ton CO₂e extra per år. Alternativet PAK fick betyget 1 trots att det är betydligt sämre än 15 000 ton CO₂e som betyg 1 motsvarar enligt den använda skalan, se Figur 56. För att följa en linjär skala skulle betyget för GAK behövt höjas eller betyget för PAK sänkas till ett negativt värde. Gruppen resonerade på liknande sätt gällande kemikalieanvändning. Ozon fick betyg 5 för 0 ton/år tillkommande kemikalier, GAK betyget 3 för 322 ton/år och PAK fick betyg 1 trots att dess 2080 ton/år var sämre än de 1000 ton/år som betyg 1 motsvarar.



Figur 56. Siffransatt underlag för total växthuspåverkan (blå punkter) för ozon, GAK och PAK och den linjärt samband mellan total växthuspåverkan och betygsstegen (prickad linje).

Tabell 33. Gruppens betygsättning med en kort motivering för alla ingående kriterier i multikriterieanalysen.

| | | Betyg | | | Kortfattad motivering |
|----|---|-------|-----|-----|---|
| | | Ozon | PAK | GAK | |
| 1 | Växthuspåverkan | 5 | 1 | 2 | Ozon satt till 5 då läkemedelsrening åstadkoms utan märkbart ökad växthuspåverkan. PAK och GAK under 3 (acceptabel nivå) pga. stor ökad växthuspåverkan. |
| 2 | El-användning | 1 | 5 | 4 | Ozonering betygsatt till 1 pga. stor ökad el-användning. PAK och GAK medför <u>relativt</u> liten ökning. |
| 3 | Användbar värmeproduktion | 5 | 4 | 3 | Gryaab producerar ingen fjärrvärme ¹ idag. Därför resonerades att det var acceptabel nivå även för framtiden. |
| 4 | Kemikalieanvändning | 5 | 1 | 3 | Målsättningen är idag att minska kemikalieanvändningen. +5% för GAK ansågs som en acceptabel ökning. |
| 5 | Mängd slam som kan användas till jordbruk | 5 | 2 | 5 | Minskad mängd slam till jordbruk ansågs inte som en acceptabel utveckling. |
| 6 | Organisation/juridik | 4 | 4 | 1 | Inget behov av skiftarbete för något alternativ och 1-3 i ökad personal ansågs som bra. GAK betygsatt till 1 pga. juridik för att bygga i Rya skog. |
| 7 | Uppfattning i samhället | 2 | 2 | 2 | GAK gavs lågt betyg pga. troligt missnöje med bygge i Rya skog är (annars 4). Ozon gavs lågt betyg pga. troligt impopulärt med hög elförbrukning och ev. risker med ozon. Betyget för PAK sattes lågt pga. att den är kemikaliekrävande och resulterar i avfall till förbränning. |
| 8 | Arbetsmiljö | 2 | 1 | 3 | Lågt betyg för ozonering pga. att det restriktioner för personal (ex. pacemaker). Lågt betyg för PAK pga. smuts och damm, men också mycket transporter på området. |
| 9 | Säkerhet | 2 | 2 | 5 | Ozonering och PAK betyg under acceptabel nivå då de medför nya säkerhetsrisker. GAK betygsatt till 5 eftersom inga nya risker tillkommer. |
| 10 | Årskostnad | 3 | 1 | 2 | Årskostnaden för ozonering ansågs som stor med ändå acceptabel för att åstadkomma läkemedelsrening. |
| 11 | Referenser/ etablerad teknik | 4 | 1 | 3 | För ozonering finns gott om referenser, därav betyg 4. Lågt betyg för PAK eftersom referenser med denna utformning helt saknas. För GAK finns referenser men färre än för ozonering. |
| 12 | Pålitlighet i drift/ Teknisk funktion | 3 | 1 | 4 | PAK betygsatt till 1 pga. stora osäkerhet, ex. gällande PAK-slamhantering. GAK ansågs vara en robust process. Ozonering satt till acceptabel nivå men med fler system (än GAK) som måste fungera. |
| 13 | Underhåll | 2 | 1 | 3 | För GAK ansågs underhållsbehovet vara acceptabelt. Pga. olika system kräver ozonering mer, därav lägre betyg. Igen osäkert underhållsbehov för PAK, i processen och för PAK-slamhantering. |

| | | | | | |
|----|--------------|---|---|---|---|
| 14 | Flexibilitet | 2 | 4 | 1 | PAK ansågs vara flexibel och snabbt kunna avbrytas utan stora kvarstående investeringar. GAK betygsatt lågt pga. stor fast kostnad och konstruktion. Ozonering är likt PAK lätt att avbryta men med större andel fasta kostnader. |
|----|--------------|---|---|---|---|

¹ Värmeåtervinning med värmepump sker dock på utgående vatten från Ryaverket, i Göteborgs energis regi (ej Gryaabs).

6.9 Viktning

Det bestämdes att viktningen i den här multikriterieanalysen inte skulle ske stegvis med uppdelning i huvudkriterier och underkriterier, utan att 100% av vikten skulle fördelas direkt mellan underkriterierna. Vikterna för de tre hållbarhetsdimensionerna skulle dock beräknas. Viktningen gjordes genom att sätta en siffra på skalan 1 - 20 och sedan beräknades vikt i % automatiskt. När vikt i % ändras för ett kriterium så ändras automatiskt också övriga kriteriers vikter i % så att summan av vikterna alltid är 100 %. Med 14 ingående kriterier får varje kriterium 7% om alla ges lika stor vikt. Gruppen anser att det är självklart att kriterierna är olika viktiga och därmed ska ha olika vikt. Här följer ett sammandrag av diskussionerna kring viktningen, där viktningen för respektive kriterium höjdes eller sänktes jämfört med standardviktningen

Gruppen är enig om att viktningen för växthuspåverkan ska höjas jämfört med standardviktningen. Gruppen anser också att vikten för arbetsmiljö och säkerhet ska höjas för att det annars skulle ge fel signaler. Vidare bestäms att vikten för årskostnad också ska höjas, men vara lägre än växthuspåverkan. Gruppen anser att ”uppfattning i samhället” bör sänkas. Även om brukarnas åsikt naturligtvis är viktig anser gruppen att det primära är att erbjuda brukarna en samhällsviktig funktion och att ett eventuellt framtida införande av läkemedelsrening skulle kommuniceras väl och därmed få hög acceptans i samhället. Gruppen inser att vikten för el-användning särskilt påverkar resultatet för ozonering och tycker att el-användning ska höjas något. Relationen mellan el-användning/värmeproduktion diskuteras och förhållande 3:1 anses rimligt, bland annat eftersom el som resurs är mer värdefullt än värme och mot bakgrunden att Göteborg inte har brist på fjärrvärme.

Sedan diskuteras vikterna som ingår i ”Teknisk säkerhet och kvalitet”. Gruppen tycker att oron som uppstår från att vissa teknikalternativ är opålitliga är viktigare än att vissa alternativ kan kräva mer kontinuerligt underhåll. Därmed bör ”pålitlighet i drift” ha en högre vikt än ”underhåll” och mindre korrigeringar görs. Referenser för tekniken och hur flexibel lösningen är anses också viktigare än underhåll. Viktningen av kriterierna samt fördelningen mellan hållbarhetsdimensionerna som diskussion och korrigering har resulterat i ses över och några mindre justeringar görs innan gruppen anser sig vara nöjd med viktningen. Det bestäms också att känslighetsanalyser ska göras för ett intervall på viktningen av vardera kriteriet. Den slutliga viktningen presenteras i Tabell 34.

Tabell 34. Viktning av ingående kriterier i multikriterieanalysen.

| Hållbarhetsdimension | Huvudkriterium | Underkriterium | Vikt | |
|----------------------|---|---------------------------|---------------|-----|
| Ekologisk | Miljö – Emissioner | Växthuspåverkan | 18% | 37% |
| | | Miljö – Resurshushållning | El-användning | |
| | Användbar värmeproduktion | | 3% | |
| | Kemikalieanvändning | | 3% | |
| | Mängd slam som kan användas till jordbruk | 5% | | |
| Social | Sociala aspekter | Organisation/juridik | 5% | 29% |
| | | Uppfattning i samhället | 3% | |
| | | Arbetsmiljö | 11% | |
| | | Säkerhet | 11% | |

| Hållbarhets-dimension | Huvudkriterium | Underkriterium | Vikt |
|-----------------------|-------------------------------|---------------------------------------|------|
| Ekonomisk | Ekonomi | Årskostnad | 13% |
| | Teknisk säkerhet och kvalitet | Referenser/etablerad teknik | 5% |
| | | Pålitlighet i drift/ Teknisk funktion | 8% |
| | | Underhåll | 3% |
| | | Flexibilitet | 5% |
| | | | 34% |

6.9.1 Rimlighetsbedömning

Det finns ett sätt att göra en rimlighetsbedömning av kombinationen av den valda viktningen och betygssättningen, vilken delvis har nyttjats i den här hållbarhetsanalysen. För kriterier med siffersatt underlag kan ett betygsstegs värde beräknas i exempelvis kr, kWh eller tonCO₂e (ex. linjens lutning i Figur 56). I viktningsteget fördelas sedan 100% mellan kriterierna vilket innebär att alla kriterier är länkade till varandra och det finns alltså i modellen ett linjärt förhållande mellan dem. Genom att lägga ihop dessa båda, beräkningen av ett betygsstegs värde och relationen mellan vikterna, kan värderingar av olika kriterier jämföras. Se ekvationen nedan där K beskriver hur ett kriterium förhåller sig till ett annat, exempelvis hur många kWh el mindre ett alternativ måste förbruka för att ändra totalbetyget lika mycket som totalbetyget ändras om alternativet blir ett visst antal kronor billigare.

$$K = \frac{\text{värdet av ett betygssteg för kriterium A}}{\text{värdet av ett betygssteg för kriterium B}} \cdot \frac{\text{vikten av kriterium B}}{\text{vikten av kriterium A}}$$

Att räkna om andra kriteriers värde till kronor kan upplevas som det mest användbara som exempelvis kr/kWh eller kr/ton CO₂e. Dubblas vikten i procent för ett kriterium, exempelvis för kWh el, blir en kWh värd dubbelt så många kronor som tidigare. För växthuspåverkan innebär betygssättningen i Tabell 33 och viktningen i Tabell 34 att värdet per ton CO₂e blir 8700kr. Det kan också uttryckas som att 8700kr extra i årskostnader motsvarar att sänka växthuspåverkan med ett ton per år, att jämföra med utsläppsavgifter eller trafikverkets värderingstal på 7000 kr/ tonCO₂e (Trafikverket, 2020). Vad gäller värderingen av el-användningen innebär viktningen i Tabell 34 ett värde på 4 kr/kWh, alltså att 4 kr extra per år motsvarar en kWh mindre per år. Eftersom själva elkostnaden ingår i årskostnaden innebär det att man värderar elens värde som resurs med 4 kr utöver själva priset för elen. I denna studie har tyvärr inga källor framkommit om för hur el som resurs ska värderas.

För kriterier vars underlag inte är siffersatt går det att beräkna kr/betygssteg genom att använda viktningförhållandet till kriterium årskostnad. För exempelvis arbetsmiljö kan beräkningen visa hur många kronor extra som det enligt den valda viktningen innebär att förbättra arbetsmiljön så mycket att betyget för arbetsmiljö ökar med ett steg. Detta blir svårare att förstå intuitivt och det finns inget rätt eller fel värde. I den här studien har dessa värderingar använts för att se till att känslighetsanalyserna görs för ett tillräckligt stort spann. Det kan vara ett sätt att undvika en eventuell övervärdering av något kriterium. Tabell 35 sammanfattar värderingarna för grundresultaten.

Tabell 35. Beräknad värdering av varje kriterium uttryckt i kronor, baserat på ursprunglig betygssättning och viktning.

| Kriterium | Värdering |
|---------------------------|---|
| Växthuspåverkan | 8 700 kr/tonCO ₂ e (Referensvärde 7000 kr/ton (Trafikverket, 2020)) |
| El-användning | 4 kr/kWh |
| Användbar värmeproduktion | 1 kr/kWh |

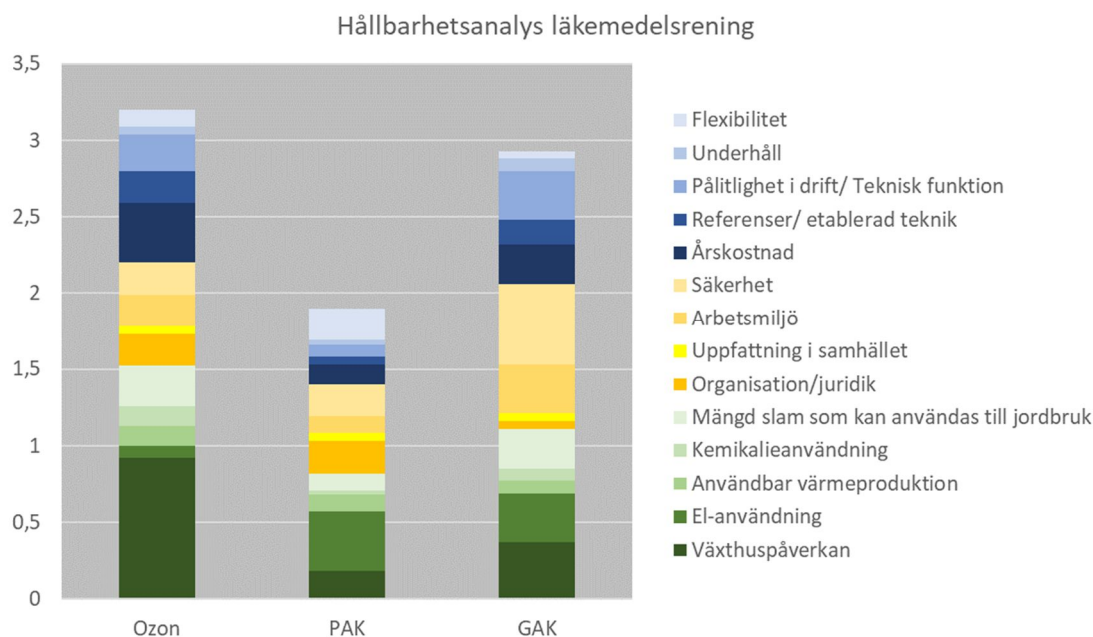
| Kriterium | Värdering |
|---|--------------------------|
| Kemikalieanvändning | 13 000 kr/ton kemikalier |
| Mängd slam som kan användas till jordbruk | 10 000 kr/ton slam |
| Organisation/juridik | 14 milj kr/betygssteg |
| Uppfattning i samhället | 7 milj kr/betygssteg |
| Arbetsmiljö | 27 milj kr/betygssteg |
| Säkerhet | 27 milj kr/betygssteg |
| Årskostnad | 34 milj kr/betygssteg |
| Referenser/etablerad teknik | 14 milj kr/betygssteg |
| Pålitlighet i drift/ Teknisk funktion | 20 milj kr/betygssteg |
| Underhåll | 7 milj kr/betygssteg |
| Flexibilitet | 14 milj kr/betygssteg |

6.10 Grundresultat från multikriterieanalysen

Med de satta betygen enligt Tabell 33 och viktningen enligt Tabell 34 kan viktade poäng och totalpoäng för respektive alternativ beräknas. Alternativen med ozonering och GAK fick högst betyg, med 3,2 respektive 2,9 poäng och alternativet med PAK lägst betyg med 1,9 poäng. Totalpoängen och de olika kriteriernas andelar presenteras i Tabell 36 och Figur 57.

Tabell 36. Viktade poäng samt totalpoäng för respektive alternativ i multikriterieanalysen.

| | | Betyg | | | Vikt | Viktad poäng | | |
|-------------------|---|-------|-----|-----|------|--------------|------------|------------|
| | | Ozon | PAK | GAK | | Ozon | PAK | GAK |
| 1 | Växthuspåverkan | 5 | 1 | 2 | 18% | 0,92 | 0,18 | 0,37 |
| 2 | El-användning | 1 | 5 | 4 | 8% | 0,08 | 0,39 | 0,32 |
| 3 | Användbar värmeproduktion | 5 | 4 | 3 | 3% | 0,13 | 0,11 | 0,08 |
| 4 | Kemikalieanvändning | 5 | 1 | 3 | 3% | 0,13 | 0,03 | 0,08 |
| 5 | Mängd slam som kan användas till jordbruk | 5 | 2 | 5 | 5% | 0,26 | 0,11 | 0,26 |
| 6 | Organisation/juridik | 4 | 4 | 1 | 5% | 0,21 | 0,21 | 0,05 |
| 7 | Uppfattning i samhället | 2 | 2 | 2 | 3% | 0,05 | 0,05 | 0,05 |
| 8 | Arbetsmiljö | 2 | 1 | 3 | 11% | 0,21 | 0,11 | 0,32 |
| 9 | Säkerhet | 2 | 2 | 5 | 11% | 0,21 | 0,21 | 0,53 |
| 10 | Årskostnad | 3 | 1 | 2 | 13% | 0,39 | 0,13 | 0,26 |
| 11 | Referenser/etablerad teknik | 4 | 1 | 3 | 5% | 0,21 | 0,05 | 0,16 |
| 12 | Pålitlighet i drift/ Teknisk funktion | 3 | 1 | 4 | 8% | 0,24 | 0,08 | 0,32 |
| 13 | Underhåll | 2 | 1 | 3 | 3% | 0,05 | 0,03 | 0,08 |
| 14 | Flexibilitet | 2 | 4 | 1 | 5% | 0,11 | 0,21 | 0,05 |
| Totalpoäng | | | | | | 3,2 | 1,9 | 2,9 |



Figur 57. Diagram som visar kriteriernas bidrag till totalpoängen för de tre alternativen, där högre resultat betyder bättre.

6.11 Känslighetsanalyser

Som tidigare nämnts har ett antal känslighetsanalyser inkluderats i den här multikriterieanalysen för att utvärdera hur olika ändringar skulle påverka totalpoängen. Känslighetsanalyserna gäller dels ändringar i specificeringen av alternativen (Tabell 29) som lett till ändrade betyg och dels ändringar av viktningen (Tabell 34). Följande känslighetsanalyser har utförts:

- Byte från fossilt till förnybart aktivt kol
- Alternativ placering av GAK, dvs. ej i Rya skog
- 30 000 bäddvolymeter för GAK (istället för 20 000)
- Kolreaktivering av GAK på Ryaverket
- Andra elmixer för elförbrukning (vindel, Nordisk elmix och EU medel-el)
- Ändrad viktning där ett kriterium i taget satts till en min- respektive maxvikt.
- Kombinerad viktning som systematiskt gynnar respektive alternativ. Vikter har baserats på en viktninganalys.

Byte till förnybart aktivt kol påverkar kriteriet växthuspåverkan för PAK och GAK. Ev. ändrad årskostnad och påverkan på detta kriterium har ej inkluderats. I litteraturen publicerade siffror för $\text{kgCO}_2\text{-ekv/ton}$ material för förnybara kolkällor varierar stort, ex. 860-11 100 $\text{kgCO}_2\text{-ekv/ton}$ material (Joseph et al., 2020) vilket ökar osäkerheten. Kokosnötskal, 1150 $\text{kgCO}_2\text{-ekv/ton}$ material (Joseph et al., 2020), valdes vilket gav en ganska stor skillnad mot värdet som använts för fossilt aktivt kol. Baserat på detta beräknades ny växthuspåverkan och därefter har det linjära sambandet mellan betyg och $\text{CO}_2\text{-ekv}$ i Figur 56 använts för att bestämma vilket nytt betyg som ändringen medför. För PAK ändras betyget från 1 till 4 och för GAK från 2 till 3. Totalpoängen för PAK ändras från 1,9 till 2,4 och för GAK från 2,9 till 3,1.

Alternativ placering av GAK innebär att GAK inte skulle placeras i Rya skog utan där nuvarande slambyggnad är lokaliserad på Ryaverket. Placeringen i Rya skog är en känslig fråga och påverkade betyget för GAK för kriterierna organisation/juridik och uppfattning i samhället. Vid betygsättningen

bestämdes också att betyget för båda dessa kriterier skulle vara 4 med en alternativ placering. Att placera GAK där nuvarande slamhantering är medför ytterligare kostnader för att flytta slamhanteringen och därför påverkas även kriteriet årskostnad i denna känslighetsanalys. Kostnaden har uppskattats grovt och allokering av den kan diskuteras då det kan finnas andra fördelar med att flytta slamhanteringen. Nytt betyg för den nya årskostnaden har beräknats med det linjära sambandet mellan årskostnad och det nya betyget blir 1, mot tidigare betyg 2. Alternativ placering av GAK ändrar totalpoängen för GAK från 2,9 till 3,0.

Om 30 000 bäddvolymeter skulle kunna nyttjas istället för 20 000 för GAK skulle detta ge en tydlig sänkning av både årskostnaden och växthuspåverkan. Genom nya underlagsberäkningar och med det linjära sambandet mellan växthuspåverkan och betyg (Figur 56) och med linjära sambandet mellan årskostnad och betyg kunde de nya betygen för dessa kriterier beräknas. Årskostnaden ändras men ändringen är inte tillräckligt stor för att ändra ett helt betygssteg. För växthuspåverkan höjs betyget från 2 till 3 och effekten på totalpoängen blir att denna ökar från 2,9 till 3,1.

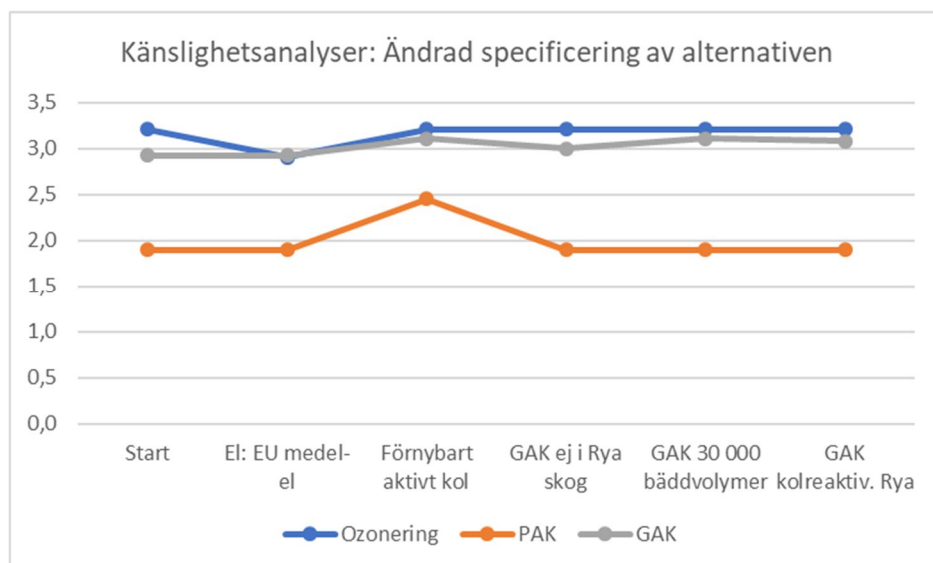
För känslighetsanalys ”kolreakivering av GAK på Ryaverket” har påverkan på växthuspåverkan, årskostnad och värmeproduktion inkluderats. Enligt samma princip har nytt underlag tagits fram och räknats om till betyg med sambanden mellan betyg och siffersatt underlag för respektive kriterium. Betyget för växthuspåverkan blir oförändrat. Detta beror på att vinsten i minskning av naturgas för reaktivering i Belgien samt minskade transporter kvittas mot minskad export av biogas från Ryaverket, när denna används som bränsle till kolreakiveringen. Betyget för värmeproduktion höjs ett steg och likaså betyget för årskostnad. Totalpoängen för GAK med kolreakivering på Ryaverket blir 3,1, mot tidigare 2,9.

Känslighetsanalyserna för andra elmixer påverkar enbart växthuspåverkan. Ev. ändrad årskostnad har ej inkluderats och kriterium el-användning påverkas inte eftersom förbrukningen är densamma. Den indata som använts för de olika typerna av elmixer återfinns i Tabell 37. Det linjära sambandet i Figur 56 har använts för att beräkna de nya betygen för växthuspåverkan för andra elmixer. Enbart EU medel-el medförde att något betyg ändrades ett betygssteg och då sänktes betyget för ozonering från 5 till 3. Detta ledde till att totalpoängen för ozonering sänktes från 3,2 till 2,9.

Tabell 37. CO₂-ekv per GWh för olika typer av elmix.

| | Värde | Enhet | Referens |
|-----------------|-------|--------------------------|---|
| svensk medel-el | 47 | tonCO ₂ e/GWh | http://www.energimyndigheten.se/fornybart/hallbarhetskriterier/hallbarhetslagen/fragor-och-svar/vaxthusgasberakning/ |
| EU medel-el | 296 | tonCO ₂ e/GWh | https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/sds/co2-emission-intensity-from-electricity-generation-2/@@view |
| Nordisk elmix | 58 | tonCO ₂ e/GWh | Elforsk (2008) |
| Vindel | 13 | tonCO ₂ e/GWh | Gode et al. (2011), tabell 75 |

Totalpoäng för de känslighetsanalyser där specificeringen av alternativen har ändrats så att något betyg har ändrats har sammanställts i Figur 58.



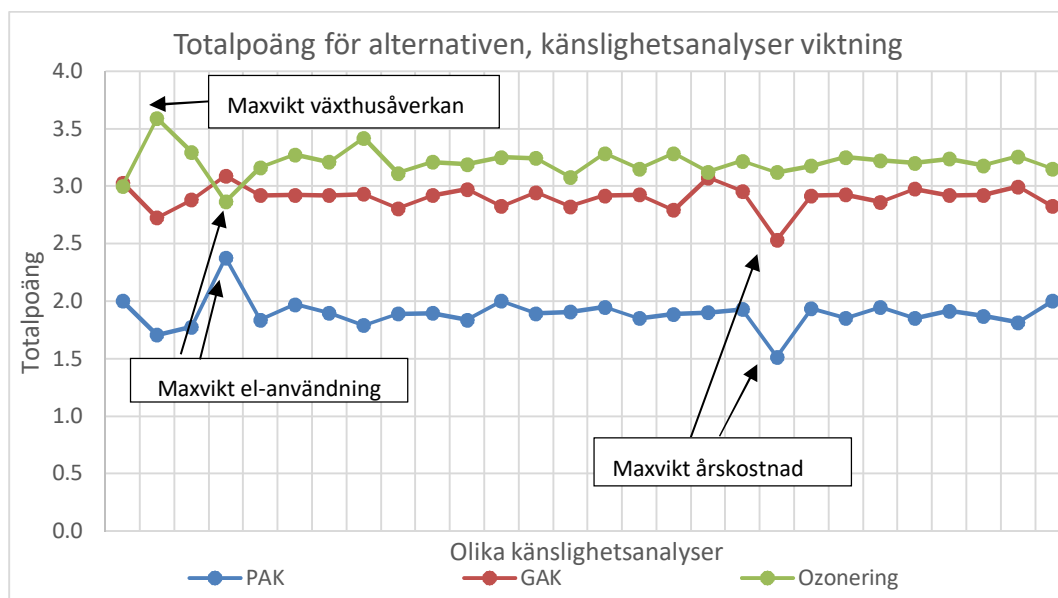
Figur 58. Totalpoäng för känslighetsanalyser där specificeringen av alternativen har ändrats på olika sätt.

För att utvärdera känsligheten för ett kriteriums viktning på totalresultatet gjordes känslighetsanalyser för ett min- och maxvärde för vikten av respektive kriterium. Gruppen tänkte då utifrån ett framtida läge mer annorlunda eller extremt än det mest sannolika och uppskattade därifrån ett min- och maxvärde för respektive kriteriums vikt. Genom att resonera kring detta landade gruppen i de viktningintervall för kriterierna som sammanställts i Tabell 38.

Tabell 38. Intervall för viktningen av ingående kriterier.

| | | Vikt (%) | Min (%) | Max (%) |
|----|---|----------|---------|---------|
| 1 | Växthuspåverkan | 18 | 9 | 36 |
| 2 | El-användning | 8 | 4 | 22 |
| 3 | Användbar värmeproduktion | 3 | 0 | 6 |
| 4 | Kemikalieanvändning | 3 | 3 | 14 |
| 5 | Mängd slam som kan användas till jordbruk | 5 | 0 | 5 |
| 6 | Organisation/juridik | 5 | 3 | 10 |
| 7 | Uppfattning i samhället | 3 | 0 | 13 |
| 8 | Arbetsmiljö | 11 | 5 | 15 |
| 9 | Säkerhet | 11 | 5 | 17 |
| 10 | Årskostnad | 13 | 10 | 50 |
| 11 | Referenser/etablerad teknik | 5 | 1 | 10 |
| 12 | Pålitlighet i drift/Teknisk funktion | 8 | 3 | 13 |
| 13 | Underhåll | 3 | 1 | 5 |
| 14 | Flexibilitet | 5 | 2 | 10 |

Min- och maxviktning för kriterierna användes en i taget vilket då naturligtvis också ändrar övriga kriteriers vikter i % något. Min- och maxviktning för 14 kriterier resulterar i 28 känslighetsanalyser vars resultat har sammanställts i Figur 59. Naturligtvis skulle olika kombinationer av dessa min- och maxvärden också kunna inträffa. I ett första skede utvärderas bara inverkan av ett kriteriums viktning på totalresultatet i taget. Senare i detta avsnitt görs andra kombinerade viktningar.



Figur 59. Totalpoäng för de tre alternativen för känslighetsanalys på min- och maxviktning av kriterierna.

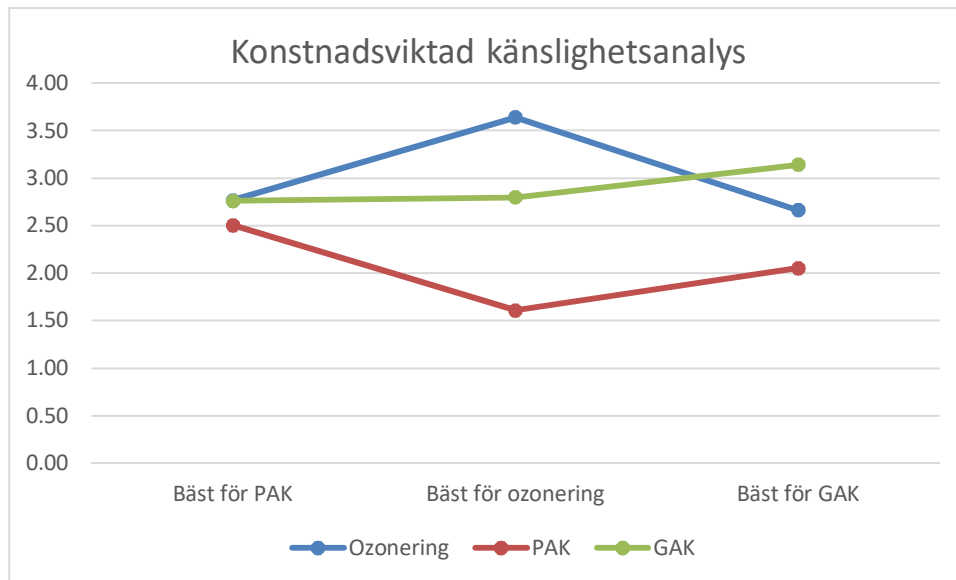
Det gjordes även en kostnadsviktad känslighetsanalys med kombinerad viktning som gynnar ett alternativ (PAK, GAK och ozonering) i taget. Vilka kriterier som respektive alternativ hade högt (4 eller 5) respektive lågt (1 eller 2) betyg för identifierades och för kriterierna med höga betyg maximerades vikten och för de med låga minimerades den. I den här känslighetsanalysen baserades de maximerade och minimerade vikterna på uträkningar i kr/betygssteg eller kr/enhet, det senare för kriterier med siffersatt underlag så att de kunde anses vara rimliga, se förklaring i 6.9.1. Den ursprungliga viktningen korrigerades också något för att helt följa rimlighetsbedömningen i 6.9.1.

Tre olika kombinerade viktningar gjordes, bäst för PAK, bäst för ozonering och bäst för GAK. Vilken värdering i kr/enhet eller kr/betygssteg som de använda vikterna resulterade i, och följaktligen ansågs rimliga, återfinns i Tabell 39. Värden i kr/enhet eller kr/betygssteg som använts i kostnadsviktad känslighetsanalys Tabell 39. Totalpoängen från dessa tre kostnadsviktade känslighetsanalyser kan ses i Figur 60.

Tabell 39. Värden i kr/enhet eller kr/betygssteg som använts i kostnadsviktad känslighetsanalys.

| | enhet | Bäst för PAK | Bäst för GAK | Bäst för ozonering |
|---|-------------------------|--------------|--------------|--------------------|
| Växthuspåverkan | kr/tonCO ₂ e | 1 700 | 1 700 | 14 000 |
| El-användning | kr/kWh | 5 | 5 | 2 |
| Användbar värmeproduktion | kr/kWh | 2 | 0 | 2 |
| Kemikalieanvändning | kr/ton kem. | 18 000 | 18 000 | 36 000 |
| Mängd slam som kan användas till jordbruk | kr/ton slam | 0 | 5 700 | 8 500 |
| Organisation/juridik | milj kr/betygssteg | 1 | 2 | 2 |
| Uppfattning i samhället | milj kr/betygssteg | 9 | 9 | 9 |
| rbetsmiljö | milj kr/betygssteg | 4 | 19 | 19 |
| Säkerhet | milj kr/betygssteg | 9 | 19 | 19 |
| Referenser/etablerad teknik | milj kr/betygssteg | 4 | 4 | 34 |

| | enhet | Bäst för PAK | Bäst för GAK | Bäst för ozonering |
|--|--------------------|--------------|--------------|--------------------|
| Pålitlighet i drift/ Teknisk funktion | milj kr/betygssteg | 9 | 19 | 8 |
| Underhåll | milj kr/betygssteg | 2 | 4 | 19 |
| Flexibilitet | milj kr/betygssteg | 19 | 9 | 4 |



Figur 60. Totalresultat från de tre känslighetsanalyserna, bäst för PAK, bäst för ozonering och bäst för GAK.

6.12 Slutresultat och diskussion

Resultaten från hållbarhetsanalysen sammanfattas i Tabell 40. Först visas grundresultaten med ursprunglig betygsättning och viktning och därefter resultat från de känslighetsanalyser som har utförts.

Tabell 40. Sammanfattning av totalpoäng för de tre alternativen från alla känslighetsanalyser i multikriterieanalysen.

| Resultat | Totalpoäng | | |
|--|------------|------------|------------|
| | Ozon | PAK | GAK |
| Grundresultat | 3,2 | 1,9 | 2,9 |
| Känslighetsanalyser med ändrad spec. av alternativen | 2,9 | 2,4 | 3,0–3,1 |
| Känslighetsanalyser med ändrad viktning | 2,9–3,6 | 1,5–2,4 | 2,5–3,1 |
| Kostnadsviktade känslighetsanalyser | | | |
| Bäst för PAK | 2,8 | 2,5 | 2,8 |
| Bäst för ozonering | 3,5 | 1,6 | 2,8 |
| Bäst för GAK | 2,7 | 2,1 | 3,1 |

Ozonering får högst totalpoäng (3,2) av de tre alternativen med ursprunglig betygsättning och viktning. GAK får bara något lägre totalpoäng (2,9), medan PAK får tydligt lägst totalpoäng (1,9). PAK hamnar lägst av de tre alternativen också i alla känslighetsanalyser, med totalpoäng på 1,5-2,5. PAK får sin högsta totalpoäng om el-användning och flexibilitet värderas högt. PAKs stora resursåtgång är i form av kol och pengar. Kolförbrukningen leder till stor växthuspåverkan för PAK. En annan miljöpåverkan är minskad mängd slam till jordbruk. PAK får alltid lägst totalpoäng i den här hållbarhetsanalysen, oavsett viktning och andra antaganden. Detta innebär att det inte finns några nu kända förhållanden som innebär att läkemedelsrening med PAK bedöms som ett hållbart framtida alternativ för Ryaverket.

Ozonering får sin högsta totalpoäng om växthuspåverkan värderas maximalt, eftersom ozonering medför låg växthuspåverkan då elanvändningen anses ge mycket låg växthuspåverkan. Allt viktat till fördel för ozonering ger naturligtvis också hög totalpoäng. Ozonering får sin lägsta totalpoäng om el-användning viktas högt, om el-mixen är EU medel-el eller vid viktning till PAKs eller GAKs fördel. Ozonerings stora resursåtgång är i form av el. Avgörande är hur el värderas som framtida resurs och hur elen produceras vilket påverkar ozonerings växthuspåverkan. Med grön el är den mycket låg men inte med EU-medel-el.

För GAK höjer många känslighetsanalyser dess totalpoäng till 3,1 och är då jämförbar med ozonering. Det gäller vid byte till förnybart aktivt kol, 30 000 bäddpolymer, kolreaktivering på Rya, maximal viktning av el-användning eller maximal viktning av säkerhet och då alla kriterier viktas till GAKs fördel. GAKs totalpoäng blir lägst vid maxviktad årskostnad eller vid viktning till PAKs fördel. GAK når sin högsta totalpoäng vid flera känslighetsanalyser. För GAK är den största resursåtgången pengar. Växthuspåverkan från GAK är tämligen hög och avgörande är fossilt eller förnybart aktivt kol.

Många av känslighetsanalyserna innebär att hållbarheten för alternativet med GAK ökar jämfört med grundvärderingen. Detta innebär att GAK och ozonering kan bedömas som ungefär likvärdiga hållbarhetsmässigt. För att skilja på alternativen hållbarhetsmässigt behövs ytterligare utredning och beslut om viktning som preciserar bedömningen. Hållbarhetsbedömningen begränsar sig givetvis bara till att bedöma de kriterier som ingår i kalkylen. Kriterier som skulle kunna vägas in, men som inte tagits med, är att ett system med GAK troligen förbättrar reningen även avseende organiskt material och fosfor och att ozonering skulle kunna ge upphov till oönskade bi och transformationsprodukter.

Hur valet av teknik påverkar möjligheten till hållbar utveckling är svårbedömt. Teknikerna är på olika sätt resurskrävande. Med ett grundläggande betraktelsesätt att läkemedelsrening behövs för en hållbar utveckling i stort, behöver det accepteras att dagens etablerade tekniker är resurskrävande. Om tyngdpunkten för en hållbar utveckling läggs på klimatpåverkan är ozonering det föredragna alternativet. Om en hållbar utveckling inte kan vara att kraftigt öka sin konsumtion av en resurs (som el) är GAK ett bättre val. Med ett bredare synsätt över hållbarhetsdimensionerna kan ozonering och GAK ses som jämförbara.

I den här hållbarhetsanalysen föreslås ett sätt att överblicka och analysera den samlade effekten av viktning och betygsättning, genom att matematiskt relatera de andra kriterierna till kriteriet kostnad. Här har dessa värderingar främst använts för att se till att känslighetsanalyserna görs för ett tillräckligt stort spann, men det är i framtida hållbarhetsanalyser möjligt att använda detta ännu mer redan i viktningen.

7 Slutsatser och rekommendationer

Läkemedelsrening med pulveriserat aktivt kol (PAK) faller sämst ut vare sig om enbart kostnaden värderas eller övriga hållbarhetsdimensioner vägs in. Det läge då PAK verkar som bäst är om låg elförbrukning värderas högt, men inte ens då blir alternativet bättre än de andra alternativen. Ett problem med PAK i den här utformningen på Ryaverket består i att uppehållstiden i de bassänger där PAK kan doseras är för kort och att detta behöver kompenseras genom en hög dosering av aktivt kol för att god avskiljning av läkemedel ska uppnås. Hantering och disponering av PAK blandat med biologiskt slam är ett annat problem med PAK. Förutom att det är kostsamt så är detta inte heller väl beprövat idag och det kan därför finnas tillkommande praktiska problem som inte är kända. Dessutom leder PAK till försämrad arbetsmiljö då det är smutsigt och dammande samt ökar transportererna inom Ryaverkets område.

De två återstående alternativen för läkemedelsrening, granulerat aktivt kol och ozonbehandling, faller olika väl ut beroende på vilka kriterier som värderas högst. Om låg klimatpåverkan värderas högst faller valet på ozonering. Om låg elförbrukning värderas högst faller valet på GAK. För valet mellan GAK och ozonering för en eventuell framtida anläggning för läkemedelsrening på Ryaverket behöver bland annat kolets livslängd i GAK och efterbehandling av ozonerat vatten undersökas närmare.

Om en GAK-anläggning införs på jungfrulig mark och ansluts till ett reningsverk i samband med nybyggnad så kan investeringskostnaden för en anläggning med samma kapacitet bli lägre än om den ska integreras på Ryaverket.

Att genomföra en hållbarhetsanalys i form av multikriterieanalys utifrån de tre hållbarhetsdimensionerna underlättade arbetet med att belysa alternativen från olika håll. Det gav möjlighet att kombinera olika typer av information till en samlad bedömning av alternativen.

7.1 Rekommendationer

- För en eventuell framtida kompletterande anläggning för läkemedelsrening på Ryaverkets befintliga reningsverk bör rening med ozon eller granulerat aktivt kol övervägas
- Pulveriserat aktivt kol (PAK) blir alltför kostsamt och medför för stor miljöpåverkan för att utgöra ett bra alternativ och bör därför inte undersökas vidare.
- För att kunna implementera GAK på Ryaverket behöver definitiv placering utredas vidare.
- För att besvara ytterligare frågor kring GAK rekommenderas testkörning av tekniken i pilotskala med vatten från skivfilteranläggningen. Huvudfrågorna som kvarstår är kolets livslängd och hur stor positiv effekt GAK skulle få för att reducera organiskt material i utgående vatten.
- Om GAK väljs är regenerering av kol en viktig fråga. Med förutsättningarna som gäller i denna förstudie är det ekonomiskt fördelaktigt att bygga en intern reaktivering på Ryaverket.
- Om ozonering ska införas är efterbehandling för hantering av bi- och transformationsprodukter en viktig punkt som måste klargöras. Förslagsvis genom att följa pågående forskning inom området och eventuellt även genom egna försök.
- Hållbarhetsanalysen utvecklas, förenklas och anpassas ytterligare till Gryaabs behov.

8 Riskbedömning i recipient

En riskbedömning av utsläpp av läkemedelsrester från Ryaverket har gjorts av konsulten IVL baserat på befintliga data från tidigare projekt och utredningar. Då uppdragets omfattning var begränsat i tid är riskbedömningen begränsad och existerande vetenskapliga publikationer som underbygger aspekter och diskussionspunkter har till exempel inte arbetats in.

8.1 Frågeställningar

- Indikerar en riskbedömning att fler substanser behöver övervakas vidare för att inte riskera att överskrida PNEC/SFÄ-gränsvärden?
 - Hypotes: Ja, ett fåtal, beroende på vilken utspädning i recipient som det räknas med.

8.2 Metod

Tidigare uppmätta halter av olika mikroföroreningar i Ryaverkets utgående avloppsvatten har jämförts med PNEC (predicted no effect concentration)-nivåer och säkerhetsfaktorer enligt Ågerstrand (2019) samt med gränsvärden för särskilt förorenande ämnen (SFÄ) enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.⁴

8.3 Resultat

Ett fåtal ämnen överskrider gränsen för PNEC, enligt de senaste studierna som genomförts vid Ryaverket. Vid antagandet att 10 ggr utspädning i recipient är rimligt att räkna med, överskrider följande ämnen PNEC:

- Citalopram
- Diklofenak
- Oxazepam
- Ranitidin
- Östradiol
- Östron

Vid 100 ggr utspädning i recipient överskrider följande ämnen PNEC:

- Citalopram
- Ranitidin
- Östron

Citalopram och Ranitidin har höga osäkerhetsfaktor (2000 respektive 1000) inkluderat i effekthalten, dessa skulle kunna minskas genom kompletterande effektstudier som ger en säkrare bedömning av effektkoncentrationen.

För SFÄ finns gränsvärden för ciprofloxacin, diklofenak, östradiol och etinylöstradiol. Medelvärden av sex prover som togs i recipienten 2018 visar att SFÄ inte överskrids generellt. Däremot överskrids gränsvärdet för diklofenak vid tre av sex prover och gränsvärdet för östradiol överskrids marginellt i två av sex prover. För ciprofloxacin och etinylöstradiol var halten i alla sex prover i recipienten under rapporteringsgränsen från labbet (ALS). Se Tabell 41.

Tabell 41. Gränsvärden för särskilt förorenande ämnen (SFÄ) i kustvatten och medelvärde av prover tagna i recipient 2018.

⁴ <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/foreskrifter/register-vattenforvaltning/klassificering-och-miljokvalitetsnormer-avseende-ytvatten-hvmfs-201925.html>

| | SFÄ gränsvärde för kustvatten | Prov 1 | Prov 2 | Prov 3 | Prov 4 | Prov 5 | Prov 6 |
|------------------------|-------------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Ämne | µg/l | µg/l | µg/l | µg/l | µg/l | µg/l | µg/l |
| Ciprofloxacin | 0,1 | <0,050 | <0,050 | <0,050 | <0,050 | <0,050 | <0,050 |
| Diklofenak | 0,01 | 0,00773 | 0,0302 | 0,0173 | <0,002 | <0,002 | 0,0376 |
| Östradiol | 0,00008 | 0,000108 | 0,000037 | 0,000103 | <0,00003 | <0,00003 | <0,00003 |
| Etinylöstradiol | 0,000007 | <0,00003 | <0,00003 | <0,00003 | <0,00003 | <0,00003 | <0,00003 |

Konsulten IVL rekommenderar i sin riskbedömning att en ordentlig kartering genomförs som består av minst 3–4 provtagningstillfällen som täcker in olika årstider och som sker vid representativa flödesbelastningar. Proverna bör samlas in både i inkommande och utgående avloppsvatten vid Ryaverket, vid utsläppspunkten samt uppströms och nedströms i recipienten. Prover över verket bör vara flödesproportionella veckoprover medan prover i recipienten kan baseras på ett antal stickprov tagen på till exempel 0,5 m djup som blandas till ett samlingsprov. Förutom läkemedelsrester och PFOS bör analys av samtliga prover avseende standardparameter som näringsämnen, COD, BOD, susp etc. ingå i karteringen. Dessutom bör även provpunkter mellan olika reningssteg ingå då detta kan ge ett värdefullt underlag för bedömning av relevanta reningstekniker. För att ge en mer komplett bild av föroreningsnivåer i recipienten kan även dynamisk modellering av utspädning i recipienten rekommenderas.

8.4 Slutsatser

Riskbedömning

- Baserat på tidigare undersökningar visar jämförelsen med PNEC-värden att ett fåtal ämnen överskrider gränsvärdena vid antaganden om 10–100 ggr utspädning i recipient.
- I en recipientprovtagning från 2018 överskrider SFÄ-gränsvärdena för östradiol och diklofenak vid 2 respektive 3 av 6 provtagningar.
- Ytterligare analyser behöver göras för att kunna göra en bättre riskbedömning.
- Det är motiverat att bidra till att fler effektstudier görs för vissa ämnen som har en hög säkerhetsfaktor.

Fortsatt arbete

- Ytterligare analyser behöver göras för att kunna göra en bättre riskbedömning i recipient.
- Bidra till fler effektstudier för vissa ämnen för att kunna sänka säkerhetsfaktorerna som används i PNEC.

9 Referenser

9.1 Litteratur

Abegglen, C. och Siegrist, H., (2012), Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser - Verfahren zur weithergehenden elimination auf Kläranlagen. Bern.

Bagreev, A. R. (2001). Thermal regeneration of a spent activated carbon previously. ss. 1319-1326.

Baresel, C., Cousins, A.P., Hörsing, M., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.S., Magnér, J., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U., Söhr, S., (2015) Pharmaceutical residues and other emerging substances in the effluent of sewage treatment plants – Review on concentrations, quantification, behaviour, and removal options. IVL Swedish Environmental Research Institute, Report 2226, Stockholm.

Baresel, C., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.S., Magnér, J., Dahlgren, L., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U. och Söhr, S., (2017a), Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk, Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport nr B 2288, Stockholm.

Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K och Olshammar, M., (2017b), Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport nr C 235, Stockholm.

Christensson, M., Lie, E., Welander, T., 1994. A comparison between ethanol and methanol as carbon sources for denitrification. *Water Science and Technology* 30(6), 83-90.

Cimbritz, M och Mattson, A., (2018), Reningstekniker för läkemedel och mikroföroreningar i avloppsvatten Redovisning av åtta projekt som fått medel från Havs- och vattenmiljöanslaget 2014-2017, Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:7.

Cimbritz, M., Edefell, E., Thörnqvist, E., El-taliawy, H., Ekenberg, M., Burzio, C., Modin, O., Persson, F., Wilén, B-M., Bester, K., Falås, P., 2019 PAC dosing to an MBBR – Effects on adsorption of micropollutants, nitrification and microbial community. *Science of the Total Environment* 677, p. 571-579

Cimbritz, M., Tumlin, S., Hagman, M., Dimitrova, I., Hey, G., Mases, M., Åstrand, N. och la Cour Jansen, J., Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar – En kunskaps sammanställning, Rapport Mr 2016-04, Svenskt Vatten Utveckling (SVU), 2016.

Ekblad M., Cimbritz, M., Nilsson, F., Ernst, G., El-taliawy, H., Tumlin, S., Bester, K., Hagman, M., Mattsson, A., Blom, L., Stålhandske, L., la Cour Jansen, J., 2015. Ozonering för nedbrytning av organiska mikroföroreningar – pilottester i södra Sverige. VA-teknik Södra Rapport Nr. 04 2015.

Elforsk (2008). Miljövärdering av el – med fokus på utsläpp av koldioxid. EME Analys AB och Profu i Göteborg AB, med stöd från Elforsk AB.

Dell, L A., 2020. Yield of Bromate from Ozonated Wastewater and the Potential for Biological Reduction of Bromate in Wastewater in Sweden. Master Thesis number: 2020-03 Water and Environmental Engineering Department of Chemical Engineering Lund University May 2020

Falås P., 2020. Adsorption till pulveriserat aktivt kol av organiska mikroföroreningar i avloppsvatten från Ryaverket. VA-teknik, institutionen för kemiteknik, Lunds Tekniska Högskola.

Gode, J., Martinsson, F., Hagberg, L., Öman, A., Höglund, J. och Palm, D. (2012) Miljöfaktaboken 2011 – uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter. Värmeforsk, Stockholm, Sweden.

Guo Y., 2017. A method developed for assessing anaerobic sludge dewaterability. Master's thesis in Environmental Engineering. Department of Architecture and Civil Engineering Division of Water Environment Technology. Chalmers University of Technology.

Jobling, S., Nolan, M., Tyler, C.R., Brighty, G. och Sumpter, J.P., Widespread Sexual Disruption in Wild Fish, *Environmental Science and Technology*, 32:17. S.2498-2506, 1998.

Joseph, B. Kaetzel, K., Hensgen F., Schäfer, B., Wachendorf, M., 2020. Sustainability assessment of activated carbon from residual biomass used for micropollutant removal at a full-scale wastewater treatment plant, *Environmental Research Letters* 15, 064023.

Kompetenzzentrum Mikrostoffe.NRW. (2016). Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination.

Liu, P., & Wagner, N. (Maj 1985). Thermal regeneration of granular activated carbon. *Environmental Progress*, ss. 136-141.

Livsmedelsverket, 2017. Livsmedelsverkets föreskrifter om ändring i Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten. LIVSFS 2017:2 https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/om-oss/lagstiftning/dricksvatten---naturl-mineralv---kallv/livsfs-2017-2_web.pdf

Luo, Y., Hai, F., Nghiem, L.D., och Zhang, J., A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment, *Science of the Total Environment*, 437:474, s. 619-641, 2014.

Malmqvist P-A., Heinicke, G., Kärrman, E., Stenström, T.A., Svensson, G., (2006). Strategic Planning of Sustainable Urban Water Management, IWA Publishing, London, U.K.

Margot, J., Kienle, C., Magnet, A., Weil, M., Rossi, L., de Alencastro, L., Abegglen, C., Thonney, D., Chèvre, N., Schärer, M., Barry, D., 2013. Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon. *Science of the Total Environment*, 461-462, 480-498.

Mulder, M., Antakyali, D. and Ante, S. (2015). Costs of removal of micropollutants from effluents of municipal wastewater treatment plants – general cost estimates for the Netherlands based on implemented full scale post treatments of effluents of wastewater treatment plants in Germany and Switzerland. STOWA and Waterboard the Dommel, The Netherlands.

Naturvårdsverket. (2017). Avancerad rening av avloppsvatten för avskiljning av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen. Rapport 6766 (April).

Naturvårdsverket, 2010. Kemisk och biologisk karakterisering av punktutsläpp till vatten. Handbok 2010:3.

<https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-0172-8.pdf?pid=2599>

Niras, 2020. Utvärdering av Ryaverkets avloppsvatten med avseende på dess östrogena och mutagena egenskaper. Utarbetad av Anders Sjölin.

Norsk Vann, Veiledning for dimensjonering av avlopsrensaneanlegg, Rapport 168, 2019.

Suez Water Handbok, <https://www.suezwaterhandbook.com/processes-and-technologies/reagent-storage-and-feeding/special-applications/powdered-activated-carbon-PAC>, besökt den 17 januari, 2020.

Oekotoxzentrum, 2015. Environmental Quality Standard (EQS) – Vorschlag des Oekotoxzentrums für Bromat. https://www.ecotoxcentre.ch/media/90565/bromat_dossier_final.pdf

Portablecrac (2017. Portable solutions for the electrochemical regeneration of activated carbon.

https://www.spire2030.eu/sites/default/files/users/user735/Deliverables/WP6/D6%201_Virgin%20activated%20carbon%20%20Thermal%20regeneration_v4_FINAL.pdf

(Accessed 2020-11-03).

Rosén, L., Back, P-E., Söderqvist, T., Norrman, J., Brinkhoff, P., Norberg, T. Volchko, Y., Norin, M., Bergknut, M., Döberl G., 2015. SCORE: A novel multi-criteria decision analysis approach to assessing the sustainability of contaminated land remediation, Science of the Total Environment 511, p.621–638.

Sabio, E., Gonzalez, E., Gonzalez, J. F., Gonzalez-Garcia, C. M., Ramiro, A., & Ganán, J. (2004).

Thermal regeneration of activated carbon saturated with p-nitrophenol. Carbon, 42(11), ss. 2285-2293.

Sehlén R, Malmborg J, Baresel C, Ek M, Magnér J, Allard A-S, Yang J., 2015. Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten. IVL rapport B2218. 60 s.

SP (2015). Hållbarhetsanalys för hantering av lakvatten till Ryaverket, Göteborg, beställd av Göteborg Göteborg stad Kretslopp och vatten, Renova och Ale kommun i samarbete med Gryaab.

SP (2016). Hållbar hantering av vattenverksslam, på uppdrag av Gryaab samt Göteborgs stad, Kretslopp och Vatten.

Svenson, A., Allard, A-S. 2002. Östrogena och androgena effekter i lakvatten och kommunalt avloppsvatten i Formby reningsverk, Siljansnäs, Leksands kommun. IVL Rapport B 1483, 9 s.

Svenson, A., Allard, A-S., Viktor, T., Örn, S., Parkkonen, J., Förllin, L. och L. Norrgren 2000.

Östrogena

effekter av kommunala och industriella avloppsvatten i Sverige. IVL rapport B 1352.

Ternes, T., Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers, Water Research, 32:11, s. 3245-3260, 1998.

Trafikverket (2020). Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 7.0, kapitel 12.

https://www.trafikverket.se/contentassets/4b1c1005597d47bda386d81dd3444b24/asek-7.0--2020/12_klimat effekter_a70_200624.pdf

(Accessed 200-11-26)

Urban Water 2011. Systemstudie avlopp, en studie av framtida hållbara system för hantering av avlopp och bioavfall i Göteborgsregionen, ett samverkansprojekt mellan Göteborgs Stad (Kretsloppsnämnden och Göteborg Vatten) och Gryaab.

Van der Oost, R., Sileno, G., Suárez-Munoz, M., Nguyen, M.T., Besselink, H. and A. Brouwer., 2017. SIMONI (Smart Integrated Monitoring) as a novel bioanalytical strategy for water quality assessment: Part I. Model design and effect-based trigger values. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 9999: 1-15.

Verkleij, P., 2020. Reducing the emission of micropollutants by PAC and disc-filters. Gryaab och HAS University

Von Gunten, U. Oxidation processes in Water Treatment: Are we on track?, *Environmental Science and Technology*, 52:9, s.5062-5075, 2018.

VSA, 2017. Vérifications relatives à l'adéquation du processus d'ozonation.

https://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/03_Vollzugshilfen/Abkla%C3%88rungenVerfahrenseignungOzonung_FR_FINAL_16102017.pdf

Wahlberg, C., 2016. Organiska miljöföroreningar i avloppsvatten och slam från Henriksdal och Bromma. Stockholm Vatten och Avfall.

Wildhaber, Y.S., 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* 75, p. 324-335.

Zanitsch, R., & Lynch, R. (1978). Granular carbon reactivation. Proceedings of the second open forum on management of petroleum refinery wastewater (s. 419 ff). Michigan, USA: Environmental Protection Agency, EPA.

Ågerstrand, M. 2019. Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances. Department of Environmental Science and Analytical Chemistry (ACES), Stockholm University, ACES report 36.

9.2 Konsulter

Samtliga konsulter som har anlitats i förstudien är:

| Område | Företag | Person |
|---------------------------------|---------|-----------------------|
| Riskvärdering Ozon | COWI | Maria Svärd |
| | COWI | Tomislav Susic |
| Processdesign ozonering | SWECO | Matilde Kamp |
| | SWECO | Carl Dahlberg |
| | SWECO | Nineb Oraha |
| | SWECO | Dimitar Vasilev |
| | SWECO | Håkan Skoglund |
| Processdesign aktivt kol | SWECO | Anders Kronwall |
| | SWECO | Linus Karlsson |
| | SWECO | Linda Önnby |
| | SWECO | Naima Forså |
| | SWECO | Daniel Eldfält-Müller |
| | SWECO | Ashwaq Khalaf |
| | SWECO | Esbjörn Öhrström |

| | | |
|---|---------|----------------------|
| | SWECO | José-Ignacio Ramirez |
| | SWECO | Michael Cimbritz |
| | | |
| Bygg och mark | Ramböll | Fredrik Einarsson |
| | Ramböll | Bo Dahlén |
| | Ramböll | Anneli Karlsson |
| Riskvärdering recipient | IVL | Christian Baresel |
| Analyser läkemedelsrening aktivt kol | LTH | Per Falås |
| | LTH | Stina Karlsson |
| VVS | Ramböll | Pontus Lauri |
| | Ramböll | Mathias Ranhage |
| | Ramböll | Christina Ström |
| | Ramböll | Anders Martinsson |
| EI | Rejlers | Jimmy Rempling |
| | Rejlers | Arne Foogel |

9.3 Andra externa kontakter

Förutom alla konsulter som har anlitas har följande personer bidragit till förstudien genom att ställa upp utan ersättning.

| | Företag | Typ av kontakt | Ämne |
|-----------------------------------|----------------------|-----------------------|--------------------------|
| Heidi Lemström | SYVAB | Skypemöte | Syvabs läkemedelsprojekt |
| Victor Kårelid | SYVAB | Samtal | Syvabs läkemedelsprojekt |
| Robert Sehlen med kollega | Tekniska Verken | Studiebesök | Ozon |
| Mathias Feldthusen | Nordic Water | Presentation | Aktivt kol |
| Mattias Österaman | Christian Berner | Presentation | Ozon |
| Claes Berg | Christian Berner | Presentation | Ozon |
| Maria Reid | SUEZ | Skypemöte | Ozon |
| Mattias Modén | Jacobi Carbons | Presentation | Aktivt kol |
| Karl Vannerberg | Jacobi Carbons | Presentation | Aktivt kol |
| Linda Sahlén | Linde Gas | Presentation | Syrgas |
| Jörn Herrlach | Chemviron | Presentation | Aktivt kol |
| Roger Börjesson | Indseth Transport | Platsbesök | Syrgas |
| Stefan Blomqvist | Simrishamns kommun | Studiebesök | Simrishamns utbyggnad |
| Marcus Hasselgren | Simrishamns kommun | Studiebesök | Simrishamns utbyggnad |
| Johan Persson | Simrishamns kommun | Studiebesök | Simrishamns utbyggnad |
| Per Kröyer-Kristensen | SUEZ | Presentation | Läkemedelsrening |
| Nana Jensen | SUEZ | Presentation | Läkemedelsrening |
| Thomas Bugge | SUEZ | Presentation | Läkemedelsrening |
| Ronan Guilloso | SUEZ | Presentation | Läkemedelsrening |
| Eva Ålander | Linde Gas | Presentation | Syrgas |
| Darren Gurney | Linde Gas | Presentation | Syrgas |
| Charlotte Lindstedt | Kretslopp och Vatten | Samtal | GAK filter |
| Kenneth Johansson | Lambertsson | Offert | Byggkranar |
| Dennis Adolfsson | Nordic Water | Samtal | GAK filter |
| Maria Lidberg med kollegor | Kretslopp och Vatten | Studiebesök | Kolreakivering |

9.4 Interna dokument

Interna dokument

EN/ED maxtester

Dokument framtagna i denna förstudie

Riskhantering i förstudie - läkemedelsrening med ozon på Gryaab

Rapport läkemedelsrening ozon Ryaverket

Förstudie PAK och GAK Ryaverket

GRYAAB – UTREDNING KOLREAKTIVERINGSANLÄGGNING

U6293 Riskbedömning Ryaverkets recipient

9.5 Interna resurser

Projekt och planering

Gustaf Ernst
Mats Strandberg
Andreas Tromstedt
Karl-Martin Svensson
Daniel Ohlsson

Utveckling

Susanne Tumlin
Maria Neth
Dag Lorrick

Process

Pierre Lindqvist
Emma Nivert

Laboratoriet

Lucica Enache
Elinor Ivarsson
Therese Vanäs-Länn
Zin Ibrahim
Emma Nicklasson
Jenny Eriksson
Jonas Fjällgren

El

Johan Eidenby

Drift

Rolf Jakobsson

Styr

Peter Brülls

Ledning

Malin Olsson
Ann Mattsson
Anders Hansson

10 Bilagor

Beräkningsunderlag i multikriterieanalysen:

| Underlag för byggnation och byggt transporter | | | | | | | | | | | | | |
|--|--------------------------|----------------------------|---|------------------------|--------------------------|-------------|-------------------------------------|------------------------|--------------------------|-------------|-------------------------------------|------------------------|--------------------------|
| | enhet | PAK | GAK | Ozonering | | | | | | | | | |
| Material för byggnation | ton CO _{2e} /år | 18 | 123 | 71 | | | | | | | | | |
| Material | Livslängd | PAK | | | | GAK | | | | Ozonering | | | |
| | | Mängd | kgCO _{2e} per m3 eller ton | CO _{2e} (ton) | ton CO _{2e} /år | Mängd (ton) | kgCO _{2e} per m3 eller ton | CO _{2e} (ton) | ton CO _{2e} /år | Mängd (ton) | kgCO _{2e} per m3 eller ton | CO _{2e} (ton) | ton CO _{2e} /år |
| Betong (m3) | 50 | 347 | 312 | 108 | 2 | 12 756 | 312 | 3 975 | 79 | 3 673 | 312 | 1145 | 23 |
| Järn i armeringsjärn (ton) | 50 | 61 | 439 | 27 | 1 | 2 232 | 439 | 980 | 20 | 643 | 439 | 282 | 6 |
| Stål, bygg (ton) | 50 | 146 | 581 | 85 | 2 | 190 | 581 | 110 | 2 | 0 | 581 | 0 | 0 |
| Stål, bygg inredning (ton) | 25 | | 581 | 0 | 0 | 61 | 581 | 35 | 1 | 0 | 581 | 0 | 0 |
| Stål, maskin (ton) | 15 | 54 | 3 390 | 183 | 12 | 37 | 3 390 | 125 | 8 | 151 | 3 390 | 512 | 34 |
| Stål, VVS (ton) | 20 | 7 | 3 860 | 27 | 1 | 63 | 3 860 | 243 | 12 | 44 | 3 860 | 170 | 8 |
| El-material för byggnation bortses från i detta skede. | | | | | | | | | | | | | |
| Transporter för byggmaterial bortses från i detta skede. | | | | | | | | | | | | | |
| CO2-ekvivalenter | | | | | | | | | | | | | |
| | enhet | Referens | | | | | | | | | | | |
| Betong | 311,6 | kgCO ₂ -ekv/m3 | https://www.epd-norge.no/getfile.php/139359-1537173252/EPDer/Byggevarer/Betongvarer/NEPD-1328-427_Frostbest-mdig-betong-med-Anl-ggning-FA_1.pdf | | | | | | | | | | |
| Armering | 439 | kgCO ₂ -ekv/ton | https://gryphon4.environdec.com/system/data/files/6/GWP-total | | | | | | | | | | |
| Armering | 370 | kgCO ₂ -ekv/ton | https://shop-se.gcelsa.com/rakstal-k500c-t-6m | | | | | | | | | | |
| Stål bygg | 581 | kgCO ₂ -ekv/ton | https://www.epd-norge.no/getfile.php/1314918-1600081616/EPDer/Byggevarer/St%C3%A5lkonstruktioner/NEPD-2364-1104_Stalbjelker-HEA--HEB--UPE--IPE.pdf | | | | | | | | | | |
| Stål bygg inredning | 581 | kgCO ₂ -ekv/ton | https://www.epd-norge.no/getfile.php/1314918-1600081616/EPDer/Byggevarer/St%C3%A5lkonstruktioner/NEPD-2364-1104_Stalbjelker-HEA--HEB--UPE--IPE.pdf | | | | | | | | | | |
| Stål, maskin | 3390 | kgCO ₂ -ekv/ton | https://www.begroup.se/fileadmin/user_upload/images_and_files/Sweden/Documents_and_files/BE_Group_Sweden/Certificates/EPD/EPD_Cold_Rolled_Stainless_Steel.pdf | | | | | | | | | | |
| Stål, VVS | 3860 | kgCO ₂ -ekv/ton | https://www.epd-norge.no/getfile.php/1313307-1587634117/EPDer/Byggevarer/St%C3%A5lkonstruktioner/NEPD-2144-971_Circular-ventilation-ducts.pdf | | | | | | | | | | |

| Underlag för transporter för drift | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------------|--------------------------|---------------------------------|---|----------------------------|---------------------------|--------------------------|-----------------------|---------------------------------|------------------|----------------------------|---------------------------|--------------------------|-----------------------|---------------------------------|------------------|---------|----------------------------|---------------------------|--------------------------|
| | enhet | PAK | GAK | Ozonering | | | | | | | | | | | | | | | |
| Växthuspåverkan från transporter | ton CO _{2e} /år | 68 | 227 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Antal transporter | st/år | 577 | 224 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Vad transporteras? | PAK | | | | | | GAK | | | | | | Ozonering | | | | | | |
| | Antal transporter /år | Sträcka per transport enkel väg | Typ av transport | kg CO _{2e} /liter | Bränsleförbrukning (l/km) | ton CO _{2e} /år | Antal transporter /år | Sträcka per transport enkel väg | Typ av transport | kg CO _{2e} /liter | Bränsleförbrukning (l/km) | ton CO _{2e} /år | Antal transporter /år | Sträcka per transport enkel väg | Typ av transport | Bränsle | kg CO _{2e} /liter | Bränsleförbrukning (l/km) | CO _{2e} (kg/år) |
| PAK | 48 | 1 250 | lastbil | 2,70 | 0,3 | 48,93 | 0 | 0 | lastbil | 2,70 | 0,3 | 0 | | | | | | | |
| PAK-slam | 525 | 30 | lastbil | 2,70 | 0,3 | 12,76 | 0 | 0 | lastbil | 2,70 | 0,3 | 0 | | | | | | | |
| GAK nytt | 0 | 0 | lastbil | 2,70 | 0,3 | 0,00 | 8 | 1 250 | lastbil | 2,70 | 0,3 | 8 | | | | | | | |
| Regenererad GAK | 0 | 0 | lastbil | 2,70 | 0,3 | 0,00 | 216 | 1 250 | lastbil | 2,70 | 0,3 | 219 | | | | | | | |
| Poly | 4 | 2 000 | lastbil | 2,70 | 0,3 | 5,94 | 0 | 0 | lastbil | 2,70 | 0,3 | 0 | | | | | | | |
| Indata | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | Referens | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bränsleförbrukning (totalvikt 40 ton) | 0,3 | liter/km | Kolfotsverk R:\UKM\Uppdrag\Carbon Footprint\Carbon Footprint Ryaverket\Carbon footprint utökad systemgräns\Rya 2019\Rya 2019 SLUTGILTIG hållbarhetsredovisning 2020-02-21 STU.xlsx | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bränsleförbrukning (totalvikt 60 ton) | 0,45 | liter/km | Kolfotsverktyget | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Emissioner från HVO | 0,39 | kg CO _{2e} /liter | miljöfordon.se (gbg stad rekommenderar att använda denna) Uppdaterat 2019-06-24/STU | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bensin | 2,9 | kg CO _{2e} /liter | https://www.miljofordon.se/ekonomi/drivmedelskalkyl/?petrol=1&diesel=1&e85=1&gas=1&electric=1&hvo=1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Diesel | 2,7 | kg CO _{2e} /liter | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| Underlag om kol och kemikalier | | | | | | | | | |
|---|------------------------------------|-----------------------------------|---|----------------|------------------------------------|--------------------------|----------------|------------------------------------|--------------------------|
| | enhet | PAK | GAK | Ozonering | | | | | |
| Kol och kemikalier | ton/år | 2 080 | 322 | 0 | | | | | |
| Växthuspåverkan från kol och kemikalier | ton CO _{2e} /år | 25 556 | 4 238 | 0 | | | | | |
| | PAK | | | GAK | | | Ozonering | | |
| Vad? | ton/år | kg CO _{2e} /ton material | ton CO _{2e} /år | Mängd (ton/år) | ton CO _{2e} /ton material | ton CO _{2e} /år | Mängd (ton/år) | ton CO _{2e} /ton material | ton CO _{2e} /år |
| PAK | 1 933 | 13 160 | 25 438 | 0 | 13 160 | 0 | 0 | 2 370 | 0 |
| GAK | 0 | 13 160 | 0 | 322 | 13 160 | 4238 | 0 | 2 370 | 0 |
| Poly | 147 | 805 | 118 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Förnyelsebart kol | 1 933 | 1 150 | 2 223 | 322 | 1 150 | 370 | 0 | 0 | 0 |
| CO2-ekvivalenter | | | | | | | | | |
| | kgCO ₂ ekv/ton material | | Referens | | | | | | |
| Aktivt kol - biogent ursprung | 1190 | kg CO2e/ton | Kolfotsverktyget / Ecoinvent Databas 2.0 enligt svenska HBK | | | | | | |
| Aktivt kol - fossilt ursprung | 2370 | kg CO2e/ton | Kolfotsverktyget / Ecoinvent Databas 2.0 enligt svenska HBK | | | | | | |
| Aktivt kol, coconut | 1430 | | https://www.winnipeg.ca/finance/findata/matmgt/documents/2012/682-2012/682-2012_Appendix_H | | | | | | |
| Aktivt kol, mineral | 5270 | | https://www.winnipeg.ca/finance/findata/matmgt/documents/2012/682-2012/682-2012_Appendix_H | | | | | | |
| Aktivt kol, wood | 2610 | | https://www.winnipeg.ca/finance/findata/matmgt/documents/2012/682-2012/682-2012_Appendix_H | | | | | | |
| Polymerer från SNF | 805 | | Kolfotsverktyget | | | | | | |
| Polymer Nerolan CG144, CG147X | 805 | | Kolfotsverktyget Analysis of environment: http://eeer.org/upload/eeer-24-1-117.pdf | | | | | | |
| Aktivt kol - fossilt ursprung | 20 | kgCO2e per kg | Sustainability assessme https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ab8330 | | | | | | |
| Aktivt kol - wood | 8,6 | kgCO2e per kg | Life cycle assessment of activated carbon from woody biomass (2017) : https://www.swst.org/wp/wp-content/uploads/2017/05/Life-cycle-assessment-of-activated-carbon-from-woody-biomass-2017.pdf | | | | | | |
| Aktivt kol - fossilt ursprung | 18,28 | kgCO2e per kg | Life cycle assessment of activated carbon from woody biomass (2017) : https://www.swst.org/wp/wp-content/uploads/2017/05/Life-cycle-assessment-of-activated-carbon-from-woody-biomass-2017.pdf | | | | | | |
| Aktivt kol - fossilt ursprung | 13,16 | kgCO2e per kg | PORTABLE S https://www.spire2030.eu/sites/default/files/users/user735/Deliverables/WP6/D6%20-%20Final%20Report.pdf Citat från EU-rapport ovan: "It is important to mention that typically activated carbon is produced in China and shipped to Europe to be distributed. Therefore, the European process included in the Ecoinvent Database was accordingly modified considering Chinese processes and activated carbon | | | | | | |
| Olive cake | 11,1 | kgCO2e per kg | Sustainability assessme https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ab8330 | | | | | | |
| Coconut shell | 1,15 | kgCO2e per kg | Sustainability assessme https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ab8330 | | | | | | |
| bituminous coal (stenkol) | 3,41 (8,4-11) | kgCO2e per kg | Sustainability assessme https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ab8330 | | | | | | |
| BMC and BWC | 0,2-0,43 | kgCO2e per kg | Sustainability assessme https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ab8330 | | | | | | |

| Underlag för reaktivering av GAK | | | | |
|--|--------------------------------------|----------------------|---------------------------|---|
| | enhet | PAK | GAK | Ozonering |
| Regenerering av GAK-kol | CO _{2e} (ton/år) | 0 | 4 352 | 0 |
| Regenereringsanläggning | i Belgien | | | |
| Vad? | Mängd GAK för regenerer ing | Energibehov (MWh) | CO _{2e} (ton/år) | |
| Reaktivering av GAK-kol | 2 847 | 14 065 | 3 488 | |
| Reaktivering av GAK-kol | 3 250 | 17 550 | 4 352 | |
| | | 24% | | |
| Indata | | | | |
| Energibehov för regenerering | 4940 | 4940 | enhet | Referens |
| Naturgas | 248 | | kWh/ton | https://odf.chalmers.se/bitstream/20.500.12380/43404/2/43404.pdf |
| Biogas | 0 | | kgCO ₂ /MWh | https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/bidrag-och-ersattning/bidrag-och-ersattning/bidrag-och-ersattning/klimatekologisk-berakning-utslappsmir |
| Tork | 820 | | kWh/ton avdunstat vatten | |
| Densitet | 0,5 | | ton/m ³ | |
| | 5,4 | | kWh/kg kol | R:\Projekt\800-konton\D1909 Läkemedelsrening\6. Konsulter\SWECO\Aktivt kol\Rapport_kolreaktivering_GH 201015.pdf |
| | | | g/MJ | |
| | | | kg/GJ | |
| | | | g/kWh | |
| | | | kg/MWh | |
| Bränslen för produktion av värme mm | | | | |
| Eldningsolja 1 (Eo 1) | | 80 | 288 | |
| Eldningsolja 2-5 (Eo 2-5) | | 82 | 295 | |
| Gasol | | 72 | 259 | |
| Hushållsavfall | | 40 | 144 | |
| Naturgas | | 69 | 248 | |
| Stenkol | | 107 | 385 | |
| Torv | | 118 | 425 | |
| Verksamhets-, grovavfall | | 26 | 94 | |

| Underlag för elkonsument och värmeproduktion | | | | | | | |
|---|----------------------------|----------------------------|----------------------------|---|----------------------------|-----------------------|----------------------------|
| | enhet | PAK | GAK | Ozonering | | | |
| El-användning | kWh/år | 1 000 000 | 3 000 000 | 22200000 | | | |
| Växthuspåverkan från el-användning | ton CO ₂ ekv/år | 47 | 141 | 1 043 | | | |
| Värmeproduktion | kWh/år | 5 444 444 | | 11 430 000 | | | |
| Växthuspåverkan från värmeproduktion | ton CO ₂ ekv/år | -408 | | -857 | | | |
| | | PAK | | GAK | | Ozonering | |
| | El för drift (kWh/år) | ton CO ₂ ekv/år | | El för drift (kWh/år) | ton CO ₂ ekv/år | El för drift (kWh/år) | ton CO ₂ ekv/år |
| El-användning | 1 000 000 | 47 | | 3 000 000 | 141 | 22 200 000 | 1 043 |
| El-användning, EU medel-el | 1 000 000 | 296 | | 3 000 000 | 887 | 22 200 000 | 6 567 |
| El-användning, Nordisk elmix | 1 000 000 | 58 | | 3 000 000 | 174 | 22 200 000 | 1 288 |
| El-användning, vindel | 1 000 000 | 13 | | 3 000 000 | 39 | 22 200 000 | 289 |
| | Mängd PAK-slam (ton/år) | kWh/år | ton CO ₂ ekv/år | kWh/år | ton CO ₂ ekv/år | kWh/år | ton CO ₂ ekv/år |
| Värmeproduktion | 21 000 | 5 444 444 | 408 | | | 11 430 000 | 857 |
| Värmeproduktion vid GAK reaktivering på Rya | | | | 3 900 000 | 345,5 | | |
| CO ₂ -ekv pga att biogas ej kan substituera fordonsbränsle vid GAK reaktivering på | | | | | 4 626 | | |
| Emissionsfaktorer | Värde | | Enhet | Referens | | | |
| svensk medel-el | 47 | | tonCO ₂ e/GWh | http://www.energimyndigheten.se/fornybart/hallbarhetskriterier/hallbarhetslagen/fragor-och-svar/vaxthusgasberakning/ | | | |
| EU medel-el | 295,8 | | tonCO ₂ e/GWh | https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/sds/co2-emission-intensity-from-electricity-generation-2/@@view | | | |
| Nordisk elmix | 58 | | tonCO ₂ e/GWh | Elforsk (2008) | | | |
| Vindel | 13 | | tonCO ₂ e/GWh | Gode et al. (2011), tabell 75 | | | |
| Lokal fjärrvärme | 74 | | tonCO ₂ e/GWh | https://www.goteborgenergi.se/Dxf-67081877/Miljoavarden-for-fjarvarme-2019-Slutliga.pdf?TS=637267834971483775 | | | |
| Lokal fjärrvärme "Bra miljöval" | 9 | | tonCO ₂ e/GWh | https://www.goteborgenergi.se/Dxf-67081881/Miljoavarden-for-fjarvarme-markt-Bra-Miljoval-2019-Slutliga.pdf?TS=637267835801172831 | | | |
| Värmeproduktion CO ₂ lokal | 75 | | ton/GWh | | | | |
| Värmeproduktion CO _{2e} generell Sverige | 88,6 | | ton/GWh | Gode et al. (2011) tabell 70 | | | |
| Värmevärde slam | 1,6 | | MJ/kg slam | http://vav.griffel.net/filer/VA-Forsk_B_2003-102.pdf | | | |

