
Reaktivering av aktivt kol för den svenska VA-sektorn

Så säkrar vi framtidens behov – kartläggning och utredning

Christian Baresel
Linda Önnby
Yingdi Chen
Magnus Montelius
Susanna Shin
Anders Kronvall

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	Reaktivering av aktivt kol för den svenska VA-sektorn. Så säkrar vi framtidens behov – kartläggning och utredning
TITLE OF THE REPORT	Reactivation of activated carbon for the Swedish water sector. This is how we can secure the needs of the future – mapping and investigation
FÖRFATTARE	Christian Baresel och Linda Önnby, IVL Svenska Miljöinstitutet, Yingdi Chen, Magnus Montelius, Susanna Shin och Anders Kronvall, Sweco
RAPPORTNUMMER	2024-16
ANTAL SIDOR	86
SAMMANDRAG	Denna rapport undersöker möjligheten att utföra reaktivering av aktivt kol i Sverige för VA-huvudmännens behov vid vattenverk och avloppsreningsverk. Den innefattar i första hand en kartläggning av framtida behov av aktivt kol och en översiktlig beskrivning av en reaktiveringsprocess. Den tittar även på ägarform för att etablera en reaktiveringsanläggning och möjliga lokaliseringar.
SUMMARY	This report investigates the feasibility of performing activated carbon reactivation in Sweden for the needs of water and wastewater utilities. It starts with a mapping of future demand for activated carbon from waterworks and wastewater treatment plants, as well as an overall description of a reactivation process. The report also investigates different forms of ownership to establish a reactivation plant and its possible locations.
SÖKORD	Aktivt kol, reaktivering, mikroföroreningar, PFAS, avancerad rening, biokol
KEYWORDS	Activated carbon, micropollutants, PFAS, advanced treatment, biochar
MÅLGRUPPER	VA-huvudmän, kommuner, myndigheter, regioner, leverantörer
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGÅR	2024
UTGIVARE	©Svenskt Vatten AB
REFERENS	Baresel C., Önnby L., Chen Y., Montelius M., Shin S. och Kronvall A. (2024). <i>Reaktivering av aktivt kol för den svenska VA-sektorn. Så säkrar vi framtidens behov – kartläggning och utredning</i> . SVU-rapport 2024-16. Stockholm: Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER	23-108
PROJEKTETS NAMN	Reaktivering av aktivt kol för den svenska VA-sektorn
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling

Förord

I tider då vi behöver bygga upp totalförsvaret i Sverige ser Svenskt Vatten ett behov utifrån beredskapsfrågan att stärka den nationella förmågan i försörjningen av insatsvaror till vattenrening, och det gäller bland annat aktivt kol. Därför initierade Svenskt Vatten ett projekt om det framtida behovet av aktivt kol för den svenska VA-sektorn. Även utifrån perspektiven resursanvändning, klimatpåverkan och att säkra kommande krav enligt EU-direktiv hoppas vi att rapporten kan vara en förstudie på nationell nivå.

Vi vill med denna SVU-rapport belysa behovet av nationell kapacitet att reaktivera aktivt kol. Rapporten är tänkt att vara ett underlag till VA-organisationerna och aktörer i branschen samt ge underlag för en fråga som kan lyftas till myndigheter och politik. Den kan vara ett startskott för vidare arbete med frågan för VA-organisationer regionalt och privata aktörer samt öka medvetenheten hos politiker på nationell nivå om vilka utmaningar reaktivering av aktivt kol innebär för branschen.

Rapporten har författats av Sweco i samarbete med IVL. Deltagande i uppdraget har varit medlemmar ur Svenskt Vattens kommittéer för dricksvatten och avloppsvatten: Ann Rane, Mölndals stad, Anna Maria Sundin, Uppsala Vatten och Avfall, David Heldt, Norrvatten, och David Malm, Karlskrona kommun. Tack till alla inblandade för era insatser!

Den här kartläggningen har initierats och finansierats av Svenskt Vatten Utveckling (SVU) inom ramen för riktade utlysningar och insatser för angelägna kunskapsbehov. Syftet är att utöver det öppna ansökningsförfarandet till SVU kunna bedriva ett proaktivt och specifikt arbete för att tillgodose angelägna kunskapsbehov för VA-branschen och Svenskt Vattens medlemmar.

Stockholm juni 2024

Birger Wallsten (beställare av SVU-projektet)

Svenskt Vatten AB

Innehåll

Förord.....	2
Sammanfattning.....	4
Summary	5
Terminologi och förkortningar	6
1 Bakgrund och inledning	7
1.1 Mål och syfte.....	7
1.2 Begränsningar	8
1.3 Rapportens upplägg.....	8
1.4 Aktivt kol som betydelsefull reningsteknik	9
1.5 Reaktivering och regenerering av aktivt kol	13
1.6 Tidigare relevanta utredningar	14
2 Behovsutredning	15
2.1 Kommande reningskrav som påverkar kolbehovet	15
2.2 Relevanta vattenverk och avloppsreningsverk	19
2.3 Teknisk utformning och dess påverkan på kolbehovet	23
2.4 Scenarioformulering	29
2.5 Beräknat kolbehov	31
2.6 Slutsats och diskussion för totalbehovet	34
3 Teknisk utredning	36
3.1 Reaktiveringstekniker	36
3.2 Termisk reaktivering	37
3.3 Alelyckan – Sveriges enda reaktiveringsanläggning.....	45
3.4 Relevanta aktörer inom kolreaktivering	46
3.5 Beskrivning av en potentiell svensk reaktiveringsanläggning	47
3.6 Slutsats och diskussion för teknisk utredning.....	51
4 Egen kolproduktion i Sverige	52
4.1 Biokol och aktiverat biokol.....	52
4.2 Trä- och avfallbaserat aktivt kol.....	53
4.3 Slambaserat aktivt kol	54
4.4 Torvkol.....	56
4.5 Utmaningar med biokol som adsorbent.....	56
4.6 Processutformning för egenproducerat kol.....	57
4.7 Referensanläggningar	59
4.8 Slutsats och diskussion för egen kolproduktion	59
5 Marknads- och organisationsanalys	61
5.1 Ansvar för restprodukten och upphandling av tjänster	62
5.2 Alternativa principiella organisationslösningar	62
5.3 Slutsats och diskussion för organisationsanalys	67
6 Lokaliseringsutredning	68
6.1 Tyngdpunktsanalys baserat på kolbehovet	68
6.2 Resurstillgänglighetens påverkan på lokalisering.....	71
6.3 Övriga lokaliseringsaspekter	72
6.4 Slutsats och diskussion för geografisk placering	73
7 Sammanfattande slutsatser	74
8 Utblick	76
Referenser	79

Sammanfattning

Denna rapport undersöker möjligheten att utföra reaktivering av aktivt kol i Sverige för VA-huvudmännens behov vid vattenverk och avloppsreningsverk. Den innefattar i första hand en kartläggning av framtida behov av aktivt kol och en översiktlig beskrivning av en reaktiveringsprocess. Den tittar även på ägarform för att etablera en reaktiveringsanläggning och möjliga lokaliseringar.

I Sverige och Europa kommer flera vattenverk och avloppsreningsverk behöva tillföra ytterligare reningssteg till följd av bland annat nya dricksvatten- och avloppsdirektiv, där användning av aktivt kol som granulerat aktivt kol (GAK) representerar en av de mest etablerade teknikerna i Europa.

GAK adsorberar mikroföroreningar och behöver bytas ut eller reaktiveras då kolet blir mättat. I dag sker ingen omfattande nationell reaktivering av aktivt kol i Sverige. Större reaktiveringsanläggningar återfinns bland annat i Belgien och Tyskland. I Sverige finns endast en anläggning för reaktivering av förbrukat aktivt kol för dricksvattenberedning, vid vattenverket Alelyckan hos Kretslopp och Vatten i Göteborg. Anläggningen har nått sin livslängd och kommer att behöva förnyas inom en inte alltför lång tid. En nationell reaktivering av aktivt kol för den svenska VA-sektorn skulle kunna bidra till en effektiv resurshushållning och säkerställa tillgången av aktivt kol.

Enligt projektgruppens bedömning landar det totala kolbehovet från år 2040 för Sveriges framtida vattenverk och avloppsreningsverk i ett intervall från 21 000 ton till 35 000 ton per år. Det innebär 13 500 ton till 24 000 ton per år vid vattenverk för avlägsnande av färg, lukt och smak och utökad PFAS-rening. För avloppsreningsverk motsvarar kolbehovet ett intervall från 7 500 ton till 11 000 ton per år för den avancerade reningen från mikroföroreningar såsom läkemedelsrester.

Genom att etablera en eller flera reaktiveringsanläggningar med termisk reaktivering kan det framtida kolbehovet täckas, samtidigt som miljöpåverkan från kolanvändning kan minskas. Detta kan ske genom att minska användning av jungfruligt aktivt kol och långväga transporter till reaktiveringsanläggningar utomlands. Det finns även en potential för egenproducerat kol, särskilt aktiverat biokol från organiska restprodukter som avloppsslam, men det kvarstår arbete inom både forskning och utveckling innan denna potential kan realiseras fullt ut.

En etablering av reaktiveringsanläggningar kan ske genom både kommunala och privata aktörer, men deras drivkrafter och förutsättningar skiljer sig delvis åt. Kommunala aktörer drivs till stor del av det egna behovet av att reaktivera kol. Om en sådan anläggning ska verka på en marknad och acceptera kol för reaktivering från andra kommuner än de som äger den, kan det uppstå olika utmaningar beroende på de externa mängderna och ägarstrukturen för anläggningen. Privata aktörer kommer att fatta sina beslut utifrån bedömd lönsamhet. Oavsett ägarform är mängden genererat kol, tillgänglig mark och energi samt infrastruktur viktiga faktorer som avgör om framtida etableringar kommer till stånd.

Denna rapport har endast fokuserat på det svenska kolbehovet. Det finns också ett kolbehov i våra grannländer såsom Finland, Norge och Danmark. En framtida reaktiveringsanläggning i Sverige kan eventuellt stödja aktörer i våra grannländer, vilket behöver utredas vidare.

Summary

This report investigates the feasibility of performing activated carbon reactivation in Sweden for the needs of water and wastewater utilities. It starts with a mapping of future demand for activated carbon from waterworks and wastewater treatment plants, as well as an overall description of a reactivation process. The report also investigates different forms of ownership to establish a reactivation plant and its possible locations.

In Sweden and Europe, the new Drinking Water and Urban Wastewater Treatment Directive will require many waterworks and wastewater treatment plants to add additional treatment steps, and the use of activated carbon in the form of granulated activated carbon (GAC) is one of the most established water treatment technologies in Europe.

GAC adsorbs micropollutants and must be replaced or reactivated when the carbon becomes saturated. Today there is no large-scale national reactivation of activated carbon in Sweden. Larger reactivation plants exist, for example, in Belgium and Germany. In Sweden, there is only one plant for the reactivation of activated carbon for drinking water treatment process, at the Alelyckan waterworks at Kretslopp och Vatten in Gothenburg. The plant has reached the end of its service life and will need to be upgraded in the not-too-distant future. A national reactivation of activated carbon for the Swedish water sector would contribute to efficient resource management and ensure access to activated carbon.

According to the Project Group's assessment, the total demand for activated carbon from 2040 for Sweden's future waterworks and wastewater treatment plants falls in a range from 21,000 tonnes to 35,000 tonnes per year. That means 13,500 tonnes to 24,000 tonnes per year for waterworks for the removal of colour, odour and smell as well as for an extended PFAS abatement. For wastewater treatment plants, the demand for activated carbon corresponds to a range from 7,500 tonnes to 11,000 tonnes per year for the advanced treatment for micropollutants such as pharmaceutical residues.

Establishing one or more reactivation plants with a thermal reactivation process can meet the future demand for activated carbon while reducing the environmental impact of carbon use. This is done by reducing the use of virgin activated carbon and long-distance transport to reactivation plants abroad. There is also the potential for self-produced carbon, particularly activated biochar from organic residues such as sewage sludge, but there is still work to be done in both research and development before this potential can be fully realized.

The establishment of Swedish reactivation plants can be carried out by both municipal and private actors, but the driving forces and conditions are partly different. Municipal actors are largely driven by their own demand to reactivate carbon. If such a plant is to operate in a market and receive carbon for reactivation from municipalities other than those that own it, challenges may arise, depending on the external volumes and the ownership structure of the plant. Private actors will make their decisions based on perceived profitability. Irrespective of the form of ownership, the amount of carbon reactivated, available land and energy, and infrastructure are important factors in determining whether future plants will come to fruition.

This report has only focused on the Swedish demand for activated carbon. Similar demand is also found in our neighbouring countries such as Finland, Norway and Denmark. A future reactivation plant in Sweden could potentially support actors in our neighbouring countries, which requires further investigations.

Terminologi och förkortningar

AIX	Anjonbytare
ARV	Avloppsreningsverk
BOD	Biochemical oxygen demand, biokemisk syreförbrukning
BV	Bäddvolym; empty bed volumes – EBV
CBG	Compressed biogas, komprimerad biogas
DANVA	Danska vatten- och avloppsföreningen
DOC	Dissolved organic carbon, löst organiskt kol
DOM	Dissolved organic matter, löst organiskt material
LBG	Liquefied biogas, flytande biogas
GAK	Granulerat aktivt kol
MBV	Metylenblå-värde som anger adsorptionskapacitet i vätska för aktivt kol
MHF	Multiple Hearth Furnace, flervärmeugn
NF	Nanofilter
NSR	Nordvästra Skånes Renhållnings AB
PAK	Pulveriserat aktivt kol
PE	Personekvivalenter
PFAS	Per- och polyfluorerade alkylsubstanser
PFCA	Perfluorerade karboxylsyror
PFOS	Perfluoroktansulfonsyra
PFOA	Perfluoroktansyra
RO	Reverse osmosis, omvänd osmos
SS	Suspenderade ämnen
SVOA	Stockholm Vatten och Avfall
TF	Totalfluor
VOF	Volatile organic fluorine, flyktigt organiskt fluor
VV	Vattenverk
ΣPFAS ₄	Summahalt av fyra PFAS-ämnena som regleras i dricksvatten

1 Bakgrund och inledning

Aktivt kol är sedan länge en viktig produkt som används för att effektivt rena och avskilja föroreningar inom flera områden i vårt samhälle. Aktivt kol används bl a inom luft- och gasrening, vattenrening och vid produktion av olika livsmedel. Den globala marknaden för aktivt kol värderades i amerikanska dollar till ca 5 miljarder år 2022 och förväntas växa till mer än 7,7 miljarder dollar år 2030, med en årlig tillväxt på 5,6 % under prognosperioden (Fortune Business Insights 2024). Den ökade efterfrågan drivs främst av en ökad miljöhänsyn och strängare utsläppsregler. Att det finns en möjlighet att återvinna och återanvända aktivt kol, bidrar även det till att efterfrågan stimuleras positivt. Det största användningsområdet för aktivt kol är inom gasrening, men användningen för vattenreningen har under 2022 seglat upp som en av de viktigaste tillväxtsektorerna för aktivt kol (Fortune Business Insights 2024). Merparten av produktionen av aktivt kol, eller kol, finns i Kina och USA men reaktiveringsanläggningar hittas på flera platser i Europa. För tydlighet nämner vi inledningsvis redan här att beteckningen kol kommer att användas som synonym till aktivt kol i rapporten.

I Sverige och Europa kommer flera vattenverk (VV) och avloppsreningsverk (ARV) behöva tillföra ytterligare reningssteg som följd av nya EU-direktiv. För vattenverk gäller det främst dricksvattendirektivet (2020/2184) som överförts till Livsmedelverkets föreskrift LIVSFS 2022:12 och tillämpas sedan 1 januari 2023. För avloppsreningsverk kommer främst det nya föreslagna avloppsdirektivet (91/271/EEG) innebära utökade reningskrav för olika mikroföroreningar. Det slutliga avloppsdirektivet beslutas troligen först efter parlamentsvalet under 2024 och därefter har Sverige 30 månader på sig att införliva bestämmelserna i svensk rätt.

För dricksvatten kommer nya gränsvärden för t ex per- och polyfluorerade alkylsubstanter (PFAS) bli aktuella fr o m januari 2026. Här har också Sverige valt att sätta strängare krav för PFAS4 än vad EU-direktivet föreskriver. Förslaget till nytt avloppsdirektiv omfattar bland annat nya krav på läkemedelsrening, sk kvartär rening, för större avloppsreningsverk, samt de i mellanstorlek med känslig recipient. Dessa krav kommer medföra att behovet av utökad rening blir större, där aktivt kol är en möjlig reningsmetod och som i dag används både inom dricksvattenberedning och spillvattenrening. En vanlig form av aktivt kol är den som kallas för granulerat aktivt kol (GAK). Över tid behöver GAK bytas ut eller reaktiveras, då reningseffektiviteten avtar i takt med att kolet blir mättat.

I dag transporteras mycket av det kol som ska reaktiveras utomlands. I Sverige finns endast en anläggning för reaktivering av aktivt kol för dricksvattenberedning, vid vattenverket Alelyckan hos Kretslopp och vatten i Göteborg. Anläggningen har redan passerat sin livslängd och behöver ersättas inom en inte alltför avlägsen framtid.

1.1 Mål och syfte

Projektets övergripande mål är att genomföra en kartläggning av det framtida förväntade behovet av aktivt kol inom vattenverk och avloppsreningsverk i Sverige. Detta innefattar att identifiera vilka anläggningar som kan kräva ytterligare reningssteg och vilka som kan överväga att använda aktivt kol. Målet är också att bedöma hur behovet förändras över tid med hänsyn till nya reningskrav.

Syftet med projektet är att ge insikt i om det finns behov av anläggningar för reaktivering av aktivt kol inom Sveriges gränser och hur en sådan reaktiveringsanläggning i så fall kan utformas. Både en effektiv resurshushållning, att säkerställa tillgången i kristider, och en minimal miljömässig och ekonomisk påverkan av kolreaktivering bör eftersträvas. Projektet syftar även till att undersöka drift- och uppstartsalternativ för anläggningen,

där juridiska och ekonomiska aspekter kommer att belysas för att optimera nyttan för VA-huvudmännen. Vidare är syftet att föreslå lämpliga platser för anläggningar med hänsyn till olika faktorer såsom transportbehov och resurstillgängligheten.

1.2 Begränsningar

Projektet bygger till stor del på kunskap om befintliga och förväntade kolbehov vid svenska vattenverk. Denna kunskap är dock kraftig begränsad till några få anläggningar. Avseende avloppsreningsverk saknas denna kunskap i ett bredare perspektiv för fullskaleanläggningar i Sverige. Projektgruppen har därför genomfört en egen bedömning av framtida kolbehov vid vatten- och avloppsreningsverk baserat på kommande regelverk och utifrån erhållen kunskap om kolbehovet för olika reningsbehov genom att sammanfatta resultat från pilotkörningar. På samma sätt har även antalet anläggningar som kan komma att beröras av utökade reningsbehov uppskattats. Denna bedömning bygger på en del antaganden och generaliseringar på grund av avsaknad av underlag och aktuella osäkerheter som råder när nya regelverk ska införas.

Även den tekniska utredningen av en tänkbar ny reaktiveringsanläggning har vissa begränsningar som främst relaterar till resursförbrukning och kostnadsaspekter. Detta beror på att det inte har varit möjligt att få ta del av specifik information om olika teknikleverantörers anläggningar mot bakgrund av att de arbetar i en konkurrensutsatt bransch. Vi vill därför framhäva ett stort tack till de organisationer som medverkat för deras stöd under arbetets gång och för den information som delgetts. Projektgruppen har sammanfattat befintliga data från bland annat Alelyckans reaktiveringsanläggning och andra källor, för att på bästa tänkbara sätt ge en samlad bedömning.

Utredningen om egenproducerat kol omfattar endast en grov översikt över olika aspekter av egenproducerat kol och motsvarar inte en heltäckande litteraturstudie. Diskussionen och slutsatser som presenteras bör således endast ses som en initial bedömning som vid behov behöver kompletteras med ytterligare studier.

Även inom organisations- och lokaliseringstuderingarna finns vissa begränsningar eftersom kunskapen om behovet vid olika anläggningar är begränsad och endast ett fåtal organisationer kunde inkluderas som tänkbara leverantörer och operatörer av en framtida reaktiveringsanläggning.

Samtliga avgränsningar, förenklingar och osäkerheter beskrivna ovan, framgår mer utförligt i respektive delar av rapporten.

1.3 Rapportens upplägg

Rapportens första kapitel *Bakgrund och inledning* ger läsaren en kort bakgrund om aktivt kol som viktig reningsteknik i ett större perspektiv och bortom vattenrening. Konkurrerande tekniker och faktorer som påverkar kolbehovet beskrivs inledningsvis, parallellt med en beskrivning av de tidigare utredningar som tagits hänsyn till i projektet.

I kapitlet *Behovsutredning* redovisas den metodik och efterföljande resultat som utnyttjats för behovsutredningen avseende aktivt kol, inklusive relevanta kommande regelverk, bedömda anläggningar som berörs, kolbehovet vid olika teknikutformningar, samt olika potentiella framtidsscenarier för både vatten- och avloppsreningsverk.

En generell beskrivning av kolreakivering utifrån tekniska aspekter återges därefter i tredje kapitlet *Teknisk utredning*. Förutom en beskrivning av olika reaktiveringstekniker, relevanta aktörer på marknaden och Alelyckans reaktiveringsanläggning, beskrivs även en konceptuell utformning av en tänkbar framtida reaktiveringsanläggning. För den senare är även en förväntad resursförbrukning, miljöpåverkan, ekonomiska aspekter och möjliga synergier med verksamheten inom vatten- och avlopp (VA) inkluderad.

Kapitel 4 som beskriver *Egen kolproduktion* presenterar en tänkbar produktion av aktivt kol från framför allt organiska substrat som finns tillgängliga i Sverige. Dessa skulle i framtiden delvis kunna trygga koltillgången. För- och nackdelar till egenproducerat kol redogörs och en beskrivning av hur en potentiell utveckling inom detta område kan se ut återges.

De två avslutande utredningskapitlen i rapporten utgörs av Kapitel 5 *Marknads- och organisationsanalys* och Kapitel 6 *Lokaliseringsutredning*. Dessa avsnitt presenterar projektgruppens diskussion kring hur olika organisationsformer påverkas av juridiska och ekonomiska aspekter och en lämplig placering av en framtida reaktiveringsanläggning.

I de två avslutande kapitlen återges projektgruppens samlade *Sammanfattande slutsatser* samt en *Utblick*.

Ansvars- och arbetsfördelning för rapporten beskrivs enligt följande för att underlätta vid frågor och kommentarer till rapporten. IVL Svenska Miljöinstitutet har tagit fram Kapitel 1–4, samt relevanta aktörer för organisationsutredning i Kapitel 5 och delar kring resurstillgång i Kapitel 6. Sweco har haft huvudansvar för organisations- och lokaliseringsutredning samt projektledningen. Slutsatser och Utblick är hela projektgruppen ansvarig för.

1.4 Aktivt kol som betydelsefull reningsteknik

Det finns olika reningstekniker som kan avskilja organiska mikroföroreningar såsom läkemedelsrester, hormoner och antibiotika från vatten, men det är primärt ozonering och aktivt kol som representerar de mest etablerade teknikerna i Europa inom dricksvatten och avloppsvattenrening (Abegglen & Siegrist 2012; Baresel et al. 2017; Eggen et al. 2014). Däremot begränsas teknikvalet om per- och polyfluorerade alkylsubstanter (PFAS), utöver ovan nämnda mikroföroreningar, ska avskiljas i reningsprocessen och detta beror på att PFAS inte avskiljs med ozonbehandling. Mot bakgrund av att nya gränsvärden avseende PFAS är föreslagna både i det nya dricksvattendirektivet och även i avloppsdirektivet (se avsnitt 2.1), innebär detta att aktivt kol kan komma att spela en betydande roll i framtida reningsprocesser. Dock kan även andra reningstekniker som kan avskilja PFAS bli viktiga i framtiden.

Aktivt kol kan tillverkas av olika kolhaltiga material men stenkol är mest vanligt på grund av att det har en hög upptagningsförmåga (Chowdhury et al. 2013). Kommersiell produktion av aktivt kol är en tvåstegsprocess bestående av förkolning, s.k. pyrolys, av utgångsmaterialet och en efterföljande aktivering såsom termisk behandling. Processen liknar reaktiveringsprocessen som beskrivs i avsnitt 3.2 och produktionen av aktivt kol som återges i avsnitt 4.6 och där produktionen är beskriven för kol från förnyelsebara utgångsmaterial. Aktivt kol produceras både som granulerat aktivt kol (GAK) för användning i filterbäddar och pulveriserat aktivt kol (PAK) för användning i suspension. Vid användning av GAK används bäddvolymen (BV, på engelska kallat empty bed volumes, EBV) som beskriver hur många volymer vatten som behandlats relativt volymen av den totala kolfilterbädden. Vid användning av PAK används i stället den doserade mängden, det vill säga g PAK/m³ för att beskriva kolbehovet. Med en densitet av GAK på ca 0,5 g/cm³ kan även bäddvolymen omräknas till en dos. Vid behandling av 20 000 BV vatten, blir koldosen 25 g GAK/m³.

1.4.1 Teknikval påverkas av vattenmatris och styr reningens omfattning

Liknande reningsprocesser i dricksvatten- och avloppsvattenrening

Vattenrening för dricks- och avloppsvatten kan omfatta liknande tekniker vid avskiljning av organiska mikroföroreningar såsom läkemedelsrester och PFAS. Däremot kan reningskapaciteten av de ämnen som ska renas bort, d v s graden av reduktion och reningskapaciteten över tid, skilja sig åt beroende på vilket vatten det handlar om. En

del av förklaringen ligger i att vattenmatrisen för dricks- och avloppsvatten skiljer sig åt. Med vattenmatris menas hur vattnet i övrigt ser ut, utöver de föroreningar som ska renas bort. Det kan till exempel omfatta parametrar såsom pH, löst organiskt material, joner, suspenderade ämnen (SS) för att ange några exempel. I dricksvatten är vattenmatrisen mindre komplex, till exempel är halten SS och koncentrationen av löst organiskt kol (kvantifierat som löst organiskt kol, DOC), oftast mycket lägre i jämförelse med avloppsvatten. Eftersom dricksvatten kan produceras dels från ytvatten, dels från grundvatten, kan det även finnas skillnader på vattenmatrisen för olika dricksvattenverk. Grundvatten har till exempel lägre halter av löst organiskt material i jämförelse med ytvatten. Utifrån Svenskt Vattens statistiksystem (VASS 2022) visas att det i Sverige finns 346 vattenverk som producerar dricksvatten till 500 personekvivalenter eller fler. Närmare två tredjedelar av dessa (64 %) producerar dricksvatten från grundvatten, medan en femtedel (21 %) producerar från ytvatten. Övriga verk producerar dricksvatten från konstgjord infiltration (13 %) eller från blandvatten (3 %, utgör en blandning av yt- och grundvatten) (VASS 2022). Sett ur ett framtidsperspektiv förväntas det att mängden och typen av löst organiskt material kommer att öka respektive förändras i sjöar och vattendrag (Kellerman et al. 2014), något som potentiellt kan öka behovet av aktivt kol för de vattenverk som nyttjar tekniken för avlägsnande av lukt, färg och smak. De som drabbas hårdast här är de vattenverk vars råvatten utgörs av ytvatten.

Aktivt kol – en befintlig reningsteknik

Dricksvattenverk nyttjar redan i dag aktivt kol för att avlägsna lukt, smak och organiska föroreningar sedan flera decennier och här utgör Lackarebäckens vattenverk och Alelyckans vattenverk i Göteborg (Kretslopp och Vatten) och Görvälnverket som drivs av Norrvatten några exempel på vattenverk som utför denna typ av rening med aktivt kol. Sedan upptäckten av höga inkommande halter av PFAS i dricksvatten i Uppsala har Uppsala Vatten utfört PFAS-rening i sin dricksvattenproduktion där inkommande råvatten utgörs av grundvatten. Det är sannolikt fler vattenverk som framgent behöver införa PFAS-rening i samband med att gränsvärdet skärps betydligt i det aktuella dricksvattendirektivet (ytterligare beskrivning av dricksvattendirektivet finns i avsnitt 2.1.1). Vilka vattenverk som detta kommer att beröra och vilken typ av råvatten som detta gäller har inte undersökts i detalj inom ramen för denna utredning. En tidigare genomförd kartläggning av Livsmedelsverket (2021) konstaterade dock att bland de vattenverk som påträffades med PFAS-halter högre än 10 ng/l, utgjordes till drygt hälften av vattenverk som producerar dricksvatten från grundvatten. Övriga verk nyttjade ytvatten (30 %) och ytvattenpåverkat grundvatten (10 %). Det kan därmed vara troligt att det i första hand är vattenverk som producerar dricksvatten från grundvatten som potentiellt kan ha en påverkan av PFAS.

Avseende avloppsreningsverk, har ett preliminärt direktivförslag förhandlats fram och därefter ska EU-parlamentet ta beslut om direktivet, vilket troligtvis sker först under hösten 2024 när EU-valet är genomfört. Efter beslut och en efterföljande publicering av direktivet, träder det i kraft. Direktivet innebär att avancerad rening införs vid avloppsreningsverk. Reningen ska primärt avskilja organiska mikroföroreningar såsom läkemedel, hormoner eller antibiotika, från avloppsvatten, vilket innebär att ny teknik behöver införas på reningsverken. Det reviderade förslaget inkluderade även krav på avskiljning av PFAS, men detta godkändes inte i det slutgiltiga direktivet. Vår slutsats från detta är dock att det kan bli aktuellt i framtiden. Det framtida lagförslaget innebär att en avancerad reningsprocess blir nödvändig på avloppsreningsverk, däremot finns inget krav på PFAS-avskiljning. Vid reningskrav som omfattar PFAS-rening, blir ett teknikval baserat på aktivt kol i princip oundvikligt, på grund av ozonbehandlingens begränsning för dessa ämnen. För de avloppsreningsverk som ändå vill införa ozonbehandling, kan det i så fall vara aktuellt med en kombinationslösning med ozon efterföljt av aktivt kol. Avseende PFAS finns det däremot en bevakningsparagraf för avloppsreningsverk, vilket

innebär att dessa ämnen ska mätas och följas till och från avloppsreningsverket (§19 i EU 2024). Det finns också ett krav på att producenten ska undersöka innehåll av PFAS i sina produkter och utgående avlopp ska jämföras med prioämnesdirektivet (MKN-direktivet) där även PFAS ingår (se vidare detaljer under 2.1.3).

Aktivt kol är på många sätt en reningsteknik som är robust och flexibel och där avskiljningsgraden för PFAS är beroende av vilka ämnen som innefattas i kravet på rening (se vidare diskussion under avsnitt 2.1 och 2.3). Med aktivt kol avskiljs föroreningar genom adsorption. Denna filterbaserade teknik är särskilt fördelaktig när vattenmatrisen är mindre komplex och när målsubstanserna är hydrofoba (vattenskyende) i sin karaktär. I detta fall syftas det till föroreningar som är lätt positivt laddade och består av större molekyler. Mindre, negativt laddade organiska föreningar tenderar att repelleras och adsorberas därmed sämre. I fallet där fler organiska mikroföroreningar skall inkluderas i den avancerade reningen, är aktivt kol en fördelaktig teknik relativt andra adsorptionsbaserade tekniker. Ytterligare en fördel med aktivt kol är att det kan reaktiveras och regenereras, vilket minskar kostnaden över tid. Mer om detta diskuteras i avsnitt 1.5 här nedan.

Reningsmålet påverkar

Reningsmålet påverkar också hur väl reningstekniken fungerar i reningsprocessen. Avseende de indikatorsubstanter, tillika organiska mikroföroreningar, som primärt avses i avloppsdirektivet beskrivs en kravformulering som innebär att en del av de presenterade indikatorsubstanserna ska avskiljas till 80 % och utgående tillåten koncentration är därmed inte definierad. Avseende PFAS-rening i dricksvatten, däremot, avser reningsmålet en definierad koncentration som är oberoende av ingående halt, något som kan innebära tekniska utmaningar för en reningsprocess. Det senare gäller framför allt för att åstadkomma PFAS₄ <4 ng/l. Sammantaget, spelar både vattenmatris, PFAS-förekomst och reningsmål, en stor roll för hur en teknikapplikation fungerar i olika processer. I de fall där reningsprocessen för dricks- eller avloppsvatten, ska avskilja fler PFAS-ämnen än till exempel de fyra ämnen som ingår i PFAS₄ eller det enskilda ämnet PFOS (perfluoroktansyra), kan det också bli aktuellt att vattenverk och eventuellt också avloppsreningsverk, börjar utvärdera och överväga andra reningstekniker utöver aktivt kol framgent (se nedan).

Ökad kunskap kan innebära skärpta kravformuleringar framgent

I takt med att kunskapen om PFAS ökar, förändras också sannolikt regelverken och kravformuleringen för vilka reningsmål som ska nås avseende dessa ämnen. I sin helhet kan ämnesgruppen PFAS per sin definition potentiellt omfatta drygt sex miljoner ämnen enligt kemiska beräkningar, ett stort PFAS-träd, illustrerat på pubchem (Schymanski et al. 2022). Detta avslöjar att ämnesgruppen PFAS kan växa i antal registrerade kemikalier inom industrin på sikt om inget förbud antas mot dagens 10 000 identifierade ämnen (KemI 2024). Det bör också påpekas att eftersom PFAS som ämnesgrupp omfattar ett stort antal ämnen där den kemiska variationen inom gruppen är stor, finns det sällan en enskild reningsteknik som kan avskilja alla dessa olika ämnen.

Slutligen bör det nämnas att aktivt kol som material kan erhållas både från fossila källor såsom stenkol eller brunkol, från förnyelsebara källor såsom kokosnötskal eller trä, eller från organiska restprodukter såsom avloppsslam. Dessa olika ursprung ger olika klimatpåverkan. En generell skillnad mellan kol från fossila källor relativt förnyelsebara, är att kolets densitet är annorlunda. Densiteten speglar portätheten: en tät porstruktur innebär små porer och en lägre adsorption av organiska mikroföroreningar. Större molekyler kan därmed inte komma åt ytorna om porerna inte är i samma storleksintervall. Optimal porstorlek i kolet kan vara 1,3 till 1,8 gånger större än molekyln storleken enligt vissa studier (Li et al. 2002). Motsatsen gäller för stenkol som har en lägre densitet och således en mindre tät porstruktur. Detta har visat sig vara mer gynnsamt för att organiska

mikroföroreningar ska adsorberas till kolets ytor i avloppsvatten. Denna skillnad på kol kan vara av större betydelse vid rening av avloppsvatten jämfört med dricksvatten, eftersom det finns mer organiskt material i avloppsvatten än i dricksvatten. Framgent förespår vi att arbetet med att framställa kol kommer att utvecklas i en riktning som innebär både minskad klimatpåverkan, lägre kostnader och förbättrad reningskapacitet.

1.4.2 Reningstekniker för läkemedelsrester och PFAS – i dag och i framtiden

Avseende avskiljning av oönskade ämnen i dricksvatten är det framför allt PFAS som det fokuseras kring och som kommer att vara föremål för praktiska försök. Förekomst och avskiljning av läkemedelsrester är däremot inget som kräver extra fokus i denna typ av vatten. Avseende avloppsvatten är det framför allt organiska föroreningar från läkemedel som vi behöver robusta tekniker för, och sedan några år tillbaka kan det bli aktuellt att avskilja även PFAS.

I avloppsvatten, och utöver tekniker med adsorption i form av aktivt kol, har även ozonbehandling utvärderats och studerats sedan länge för läkemedelsrening. När det gäller att identifiera tekniker lämpliga för PFAS-avskiljning i både avloppsvatten och dricksvatten, blir det däremot aktuellt att inkludera flera olika typer av tekniker såsom anjonbytare (AIX) eller avancerade membrantechniker (Franke 2020 och referenser däri; Jin et al. 2021). AIX som teknik har många likheter med aktivt kol avseende vilka PFAS-ämnen som primärt avskiljs, men fungerar på olika sätt. En AIX består av en jonbytarmassa till vilken anjoner är kopplade och vid PFAS-rening byts därmed PFAS-ämnen ut med de kopplade anjonerna. Även andra mindre negativt laddade föroreningar kan avskiljas i AIX, såsom diklofenak eller furosemid, två läkemedel som ofta förekommer i svenska avloppsvatten (Baresel et al. 2017). Jonbytarmassan har en affinitet för anjoner i vattnet, men denna affinitet kan variera beroende på fabrikat och typ av AIX. Den totala avskiljningen för AIX avgörs därmed av både adsorption till jonbytarmassan och omfattningen på anjon-bytet. AIX har visat sig väldigt framgångsrik för dricksvattenrening och är utvärderad i varierad skala (McCleaf et al. 2017, Zaggia et al. 2016). I Sverige har kombinationen GAK följt av en anjonbytare på avloppsvatten utretts för avskiljning av läkemedelsrester och PFOS i en förstudie för Kungsängsverket i Uppsala (Chen et al. 2021), och i skrivande stund undersöks samma teknikkombination i en pilotstudie vid Kungsängsverket i Uppsala (Baresel et al. 2023b). Andra svårbehandlade vatten, såsom lakvatten, har också utvärderats avseende PFAS-rening, både i fullskala med aktivt kol (Edvardsson & Önnby 2021) och i pilotskala med flera olika tekniker däribland GAK och AIX (Malovanny et al. 2021). Det bör nämnas att AIX som renings-teknik fortfarande är dyr och fungerar mer specifikt för särskilda föroreningar (negativt laddade och inte för små) och kan betraktas som ett kompletterande reningssteg, och är inte en teknik som avskiljer en stor grupp av olika läkemedelsrester med varierande karaktär. Gemensamt för både GAK och AIX vid utvärdering i olika typer av vatten är att de fungerar relativt väl för långkedjiga PFAS-kedjor, medan kortkedjiga PFAS-ämnen är svårare att avskilja (McCleaf et al. 2017; Zaggia et al. 2016; Edvardsson & Önnby 2021). Långkedjiga PFAS motsvaras av en kolkedja >C6 för PFSA (perfluorsulfonsyror) och >C8 för PFCA (perfluorkarboxylsyror) som återfinns inom summaparametern PFAS₁₁. Även förekomst av löst organiskt kol inverkar på hur reningsteknikerna fungerar över tid (Appleman et al. 2013; Kothawala et al. 2017).

Avseende kostnadsbedömningar genomförda på lakvatten har det konstaterats att de är starkt beroende av (i) hur PFAS-förekomsten ser ut och (ii) om återanvändning av jonbytarmassan är möjlig (Malovanny et al. 2023). AIX är även ett dyrt teknikval för PFAS-rening i avloppsvatten när det kombineras med GAK (Chen et al. 2021), men tekniken visade sig vara marginellt billigare än GAK vid behandling av lakvatten (Malovanny et al. 2021). Utöver aktivt kol och GAK finns det andra adsorbenter som kan vara intressanta att utvärdera och värdera för PFAS-rening framgent, men detta ligger utanför detta projekt.

Avancerade membran tekniker kan vara aktuellt för dricksvattenrening och även för avloppsvattenrening om återvinning av avloppsvatten till dricksvatten avses. Membrantechniken kan avskilja ett brett spektrum av ämnen och beroende på vilken typ av membran teknik som avses, baseras avskiljningen på olika parametrar. Med nanofilter (NF) avskiljs ett brett spektrum av ämnen, däribland PFAS-ämnen, beroende på storlek och elektrostatiske repulsion. I ett RO-membran (även kallat reverse osmosis, RO), styrs avskiljningen, som namnet redan antyder, av omvänd osmos, d v s en diffusionsprocess. NF-membran är mindre täta jämfört med RO-membran och kan till exempel inte rena bort kortkedjiga PFAS-ämnen lika väl (Jin et al. 2021). Gemensamt för teknikerna genom NF och RO-membran är att de sannolikt får en växande betydelse i framtiden, i takt med att allt fler vattenverk behöver implementera en kraftigare rening av sitt råvatten och att vattenreningsprocesser vid avloppsreningsverk ska cirkulera vatten och med en ökad ambition kring hög återvinningsgrad. De andra ovan nämnda teknikerna genom AIX eller aktivt kol förespås spela en viktig roll för behandling av det retentat som skapas vid membranprocesser (Franke 2020). Redan i dag, och vid kontakt med dricksvattenproducenter, inses det att membran tekniken är en kraftigt växande teknik kandidat. Detta är starkt kopplat till att en reningsprocess baserad på aktivt kol är beroende av både i) tillgången på aktivt kol, och ii) tillgängliga nationella reaktiveringsugnar.

Även andra tekniker som diskuteras i en nyligen publicerad kunskapssammanställning för avloppsreningsverk (Baresel et al. 2022) kan komma att spela en viktigare roll framgent och på samma gång konkurrera med kol för rening av PFAS. Som exempel kan skumfraktionering med efterföljande behandling av skumfraktionen nämnas, då den kan bli en relevant teknik för delrening av PFAS. Även inom avloppsreningsverk har skumfraktionering utretts i olika försök och inom VA-kluster Mälardalen pågår en strategisk satsning på PFAS-rening på kommunala reningsverk med skumfraktionering (VA-kluster Mälardalen 2023). Avseende dricksvattenrening och vid Norrvattens Görvålverket har det nyligen konstaterats att införandet av flotation i flera bassänger i fällningssteget leder till att även PFAS avskiljs i vattenströmmen, utöver att reningskapaciteten utökas. Avskiljningen är i en sådan omfattning att den, mot dagens PFAS-halter, skulle kunna vara tillräcklig för att uppfylla de nya dricksvattenkraven. För denna rapport kommer däremot fortsatt teknikfokus att läggas på aktivt kol och det är dess utformning och framdrift som vidare kommer att beskrivas.

1.5 Reaktivering och regenerering av aktivt kol

Oavsett vilken kapacitet ett aktivt kol har, så förbrukas denna kapacitet över tid samtidigt som kolet mäts med ämnen som har fastnat på kolets yta. Dessa är både föroreningar (målsubstanserna) och andra ämnen i vattnet som är hydrofobiska i karaktären och därför anrikas på kolets yta som har samma karaktär. Över tid ökar mättnadsgraden för kolet, det blir mättat och de aktiva, tillgängliga adsorptionsytorna, minskar. Kolet behöver då ersättas för att reningseffekten ska upprätthållas. Det mättade kolet kan antingen destrueras eller reaktiveras efter användning. Att reaktivera kolet innebär ett bättre resursutnyttjande jämfört med destruering. Reaktiveringen av kol är beroende av hur kolet är applicerat i reningsprocessen d v s den tekniska utformningen, något som diskuteras närmare i avsnitt 2.3. Kol från filterbäddar (GAK) kan t ex reaktiveras medan pulveriserat aktivt kol (PAK), som används som tillsats direkt i en befintlig reningsprocess, inte kan reaktiveras. Reaktivering av PAK är ofta inte möjligt eftersom detta kol är sammanbundet med en slamfraktion som innebär att det inte finns en ren kolfraktion att behandla.

Begreppen ”reaktivering” och ”regenerering” används ofta synonymt, men det kan finnas vissa skillnader mellan dessa beroende på sammanhanget. Generellt sett refererar båda termerna till processer där aktivt kol återställs efter att det har använts för

adsorption och blivit mättat med föroreningar. Termen ”regenerering” används ofta för att beskriva processer som avlägsnar föroreningar från adsorbenten och därmed återställa den till sitt ursprungliga tillstånd eller effektivitet (Chowdhury 2013). Reaktivering, däremot, hänvisar mer specifikt till en process där adsorbenten återställs genom att tillföra energi, vanligtvis i form av värme, och att föroreningar förstörs (Chowdhury 2013). Detta återställer och återskapar ytan på aktivt kol och kan därmed öka adsorbentens kapacitet till att adsorbera föroreningar på nytt. Det är viktigt att notera att användningen av dessa termer kan variera beroende på industrisektor och applikation. I vissa sammanhang används termerna helt enkelt utbytbart för att beskriva processer för att återställa aktivt kol till dess användbara tillstånd. I denna rapport används genomgående begreppet reaktivering.

I Sverige i dag finns en icke-kommersiell reaktiveringsanläggning i Alelyckan som hanterar kol från några vattenverk. I övrigt är svenska anläggningar beroende av reaktivering utomlands och anläggningar för detta finns på flera olika platser såsom Belgien, Tyskland och Frankrike. Den största anläggningen i Europa finns i Feluy i Belgien och omfattar en kapacitet på 50 000 ton kol om året (Chemviron 2023).

1.6 Tidigare relevanta utredningar

Denna rapport är inspirerad av och baserad på en handfull utredningar som genomförts avseende avancerad rening och aktivt kol samt även reaktivering av aktivt kol. Därutöver har vi även tagit del av annan litteratur. Nedan följer de utredningar som har spelat en betydande roll för rapporten:

- Förstudie kring förutsättningarna för en lokal anläggning för reaktivering av granulerat aktivt kol på Ryaverket (Önnby & Kronvall 2020).
- Förstudie kring förutsättningarna för en reaktiveringsanläggning i Sverige i samband med utredningen om en kvartär rening vid Sjölundas ARV (Hoyer et al. 2022).
- Intern behovsutredning avseende dricksvatten och PFAS genomförd av Svenskt Vatten 2020 och uppdaterad 2023.
- Kartläggning av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) i Sveriges kommunala rå- och dricksvatten, 2021, rapportnummer L-2021 nr 21, Livsmedelsverket.

2 Behovsutredning

Aktivt kol används redan i dag vid ett flertal vattenverk i Sverige för att avlägsna olika föroreningar, såsom organiska ämnen, kemikalier, och oönskad smak och lukt. Exempelvis kan vattenverken Alelyckan och Lackarebäck i Göteborg nämnas liksom Görvålverket som drivs av Norrvatten samt Lovö och Norsborgs vattenverk som drivs av Stockholm Vatten och Avfall (SVOA) som tillsammans producerar dricksvatten till drygt 2 miljoner personer. Utöver aktivt kol finns det fler steg i reningsprocessen vid dessa vattenverk, bland annat ett desinfektionssteg.

På avloppssidan finns det tre mindre kommunala avloppsreningsverk på Österlen och vid Skånes norra östkust som utnyttjar aktivt kol i sin fullskalering. Dessa avloppsreningsverk ansluter mindre än 10 000 personekvivalenter (pe) och återfinns i Degeberga, Kivik och i Sankt Olof, där Degeberga avloppsreningsverk är det första avloppsreningsverket som infört aktivt kol i fullskala. Före dessa avloppsreningsverk (ARV), och också det på en anläggning på Österlen, infördes avancerad rening i Simrishamn vid Stengården ARV, där ozon efterföljs av aktivt kol. Denna anläggning är för närvarande ur drift, dels på grund av höga energipriser, dels för att Stengården ARV väntar på ett nytt tillstånd. Kolet i Dynacarb-filtret har även blivit ersatt med sand på grund av drifttekniska utmaningar. Flera VA-aktörer har dock utrett och utvärderat implementering av aktivt kol bland annat genom pilotundersökningar i egen regi (Wahlberg et al. 2010; Ek et al. 2014; Baresel et al. 2019), eller i samband med större forskningsstöd (däribland Kårelid et al. 2017; Baresel et al. 2017; Björklund et al. 2019). Merparten av projekten avseende pilottester genomfördes dock med statligt stöd från Naturvårdsverket mellan åren 2018 och 2023. Denna senare satsning har finansierat arbete för mer än 50 reningsverk i Sverige och omfattar drygt 250 miljoner kronor i statligt stöd. Övergripande finns det i dag en rad avloppsreningsverk som genomfört pilottester med aktivt kol såsom Käppalaverket, Kungsängsverket i Uppsala, Kungsängens avloppsreningsverk i Västerås, Getteröverket i Varberg, samt avloppsreningsverken Sundet i Växjö, Främby i Falun, Rimbo i Norrtälje och Himmerfjärdsverket i Grödinge och många fler enligt sammanställningen som går att hitta på Beställargruppen, Svenskt Vattens hemsida (Kårelid et al. 2017; Svenskt Vatten 2023).

Nya reningskrav för både dricksvatten och avloppsvatten kommer medföra en utbyggnad med ökat kolbehov som följd. Även aspekter såsom resurseffektivitet och cirkulära VA-lösningar, robusta och resilienta leveranskedjor vid geopolitiska konflikter, och en kontroll över kostnaderna kommer att påverka behovet av kolreakivering i Sverige. Dessa olika aspekter diskuteras i efterföljande avsnitt som grund för behovsanalysen med olika scenarier.

2.1 Kommande reningskrav som påverkar kolbehovet

2.1.1 Dricksvattendirektivet

Det var i samband med upptäckten av förhöjda PFAS-halter i dricksvattnet i Kallinge utanför Ronneby 2013 och i Uppsala under 2012 som Livsmedelsverket tog fram de första åtgärdsgränserna för PFAS på 90 ng/l. I starten innefattades sju PFAS-ämnen (PFAS7), men dessa uppdaterades under 2016 och omfattade då elva ämnen (PFAS11). Utöver denna åtgärdsgräns avråds bruk, både som dricksvatten och i matlagning, av vatten som överskrider 900 ng/l (Jakobsson 2018). Åtgärdsgränserna ska dock inte betraktas som några rättsligt bindande gränsvärden för PFAS i dricksvatten.

Regelverket kom senare att förfinas och förtydligas, och under 2020 föreslogs det reviderade dricksvattendirektivet (2020/2184) som för första gången inkluderade två

gränsvärden i dricksvatten. Gränsvärdena gäller dels summan av PFAS₂₀, som summerar 20 PFAS-ämnen (Σ PFAS₂₀), dels PFAS_{total}. Gränsvärdet har satts till 100 ng/l för PFAS₂₀, medan det andra gränsvärdet, PFAS_{total} är planerat att omfatta långt fler ämnen än PFAS₂₀. Det är EU-kommissionen som har fått i ansvar att se till att en metod för att mäta PFAS_{total} utvecklas. Vilka ämnen som kommer att inkluderas i parametern PFAS_{total} är för närvarande inte fastställt, men gränsvärdet för totalsumman är satt till 500 ng/l. Medlemsländerna har möjlighet att välja att tillämpa antingen det ena eller båda gränsvärdena.

Från och med 1 januari 2023 tillämpas nya krav för PFAS i dricksvatten enligt Livsmedelverkets föreskrift LIVSFS 2022:12, som implementerar kraven från dricksvattendirektivet. Dessa krav är inriktade på att säkerställa högre standarder för PFAS-avlägsnande i dricksvatten, med fokus på att minska hälsorisker och säkra kvaliteten på dricksvattenförsörjningen. Reglerna om PFAS baseras bland annat på den europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhets, Efsas, hälsobaserade riktvärde för PFAS₄ från 2020 (Livsmedelsverket 2022). De nya gränsvärden för PFAS i dricksvatten är definierade till 4 ng/l för summahalten av PFAS₄ och till 100 ng/l för summahalten av PFAS₂₁. De fyra ämnen som inkluderas i PFAS₄ är PFOS (perfluoroktansulfonsyra), PFOA (perfluoroktansyra), PFHxS (perfluorhexansulfonsyra) och PFNA (perfluornonansyra). I PFAS₂₁ ingår förutom PFAS₄ även PFBA (perfluorbutansyra), PFPA (perfluorpentansyra), PFHxA (perfluorhexansyra), PFHpA (perfluorheptansyra), PFDA (perfluordekansyra), PFUnDA (perfluorundekansyra), PFDoDA (perfluordodekansyra), PFTrDA (perfluortridekansyra), PFBS (perfluorbutansulfonsyra), PFPS (perfluorpentansulfonsyra), PFHpS (perfluorheptansulfonsyra), PFNS (perfluornonansulfonsyra), PFDS (perfluordekansulfonsyra), PFUnDS (perfluorundekansulfonsyra), PFDoDS (perfluordodekansulfonsyra), PFTrDS (perfluortridekansulfonsyra) och 6:2 FTS (fluortelomersulfonsyra). De nya gränsvärdena ska tillämpas skarpt från och med den 1 januari 2026 (LIVSFS 2022:12).

2.1.2 Nya avloppsdirektivet

Under hösten 2022 presenterades ett förslag på ett nytt avloppsdirektiv som ska ersätta det gamla som benämns (91/271/EEC) och som togs fram 1991 (EU Commission 2022a). Förslaget har varit utsatt för revidering och under hösten 2023 och vintern 2024 diskuterades ett remissförslag emellan kommissionen, ministerråd och EU-parlamentet som därefter landade i ett preliminärt avloppsdirektiv i april 2024. Därefter kommer direktivet att implementeras i svensk lagstiftning, men detta kommer att ske i flera steg och ska först beslutas rent formellt i EU-parlamentet, troligen under hösten 2024. Detta innebär att det kan komma att ta ytterligare några år innan det är verkställt i svensk lagstiftning och efter hur Sverige väljer att införa direktivet. Det senare innebär t ex att kraven om rening av läkemedelsrester kan komma att bli striktare i svensk lagstiftning jämfört med hur kraven ställs i avloppsdirektivet. Sammantaget bör det nämnas att avloppsdirektivet kommer att vara betydande för arbetet för svenska avloppsreningsverk i decennier framåt.

Avseende införandet och kravformuleringen för avancerad rening av organiska mikroföroreningar som finns i direktivförslaget så avses främst organiska miljögifter såsom läkemedelsrester, antibiotika och hormoner. Under revisionsperioden har dock Europaparlamentet lagt till en del ämnen som också anses utgöra en betydande miljörisk, vilket bl a omfattar bisfenol A och PFOS som definierats som kategori 3 i remissförslaget. Förslaget som inte ingår i det slutgiltiga förslaget som har förhandlats fram, inkluderade en kravformulering för PFOS-avskiljning med 80 % över reningsverket. Vid ett framtida införande av en sådan här kravformulering kommer både utformning och driften av den avancerade reningen påverkas betydligt. Generellt innebär införandet av avancerad rening på avloppsreningsverk ett paradigmskifte för svensk avloppsvattenrening och för Europa i stort.

I skrivande stund finns ett preliminärt avloppsdirektiv som ännu inte rent formellt har

klubbats, men vi kan säkert säga att krav på att införa avancerad rening kommer att bli aktuellt för stora avloppsreningsverk. Med stora reningsverk menas reningsverk >150 000 pe. Gällande mindre verk, ska avancerad rening införas i tätorter med minst 10 000 invånare, här översatt till >10 000 pe och <150 000 pe. Krav för denna kategori gäller om det finns ett tydligt behov av att införa en rening utifrån en riskbedömning av den mottagande recipienten. Inom denna grupp med mindre reningsverk, kommer det därför att finnas reningsverk som inte behöver införa någon ytterligare rening.

Avseende när i tid förslaget ska träda i kraft, står det att läsa att riskområden ska vara identifierade till 2030 och att samtliga reningsverk större än 150 000 pe ska ha infört avancerad rening till 2039. De anläggningar större än 10 000 pe som identifieras vara i behov av att införa ytterligare rening, ska under samma tidsperiod vara identifierade och ha fått delmål som ska uppfyllas. Till 2045 är det därefter förväntat att alla berörda reningsverk ska ha infört avancerad rening.

Vilka organiska mikroföroreningar ska avskiljas?

Avseende reningsmål som den avancerade reningen förväntas uppnå, är ambitionen att i snitt avskilja sex av tolv angivna ämnen med 80 % i medel över reningsverket. Dessa ämnen, s k indikatorsubstanser, visas under rubrikerna kategori 1 och 2 i Tabell 2.1. Avseende driften av det avancerade reningssteget utgår förslaget från kategorierna 1 och 2, likt de reningsmål som gäller i Schweiz. I tabellen framgår det att kategori 1 och kategori 2 är indelade efter ämnen som en avancerad reningsteknik kan brytas ned mycket enkelt respektive enkelt. Reningsmålet om 80 % ska vidare inkludera minst fyra ämnen från kategori 1 och två ämnen från kategori 2.

Det finns ämnen som utgör hög risk för recipienten, dessa är till exempel bisfenol A, PFOS och β -östradiol, och har diskuterats som viktiga att bevaka i avloppsvatten under det att direktivet var ute på remiss. Vi vill poängtera att dessa ämnen kan komma att spela en viktig roll i framtida direktiv, men är alltså inte ämnen som det finns krav på rening för i dag. Sammantaget kan det dock innebära att avloppsreningsverk, redan vid implementering av en avancerad rening, kan behöva överväga om den tekniska lösningen även ska kunna hantera ytterligare rening av PFAS. För att se effekten av ytterligare rening vid avloppsreningsverk, kan vi benämna detta som ett worst-case-scenario, något som utvecklas närmare i avsnitt 2.4.

Beskrivning	Namn
Kategori 1 – ämnen som med avancerad rening kan avskiljas mycket enkelt	Amisulprid
	Karbamezipin
	Citalopram
	Klarithromycin
	Diklofenak
	Hydrochlorothiazid
	Metoprolol
	Venlafaxin
Kategori 2 – ämnen som är enkla att avskilja med avancerad rening	Benzotriazol
	Kandesartan
	Irbesartan
	Blandning av 4- och 6-methylbenzotriazol

Tabell 2.1

Organiska mikroföroreningar från kategori 1 och 2.

2.1.3 Prioämnesdirektivet

Befintliga gränsvärden och bedömningsgrunder i enlighet med Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (2019:25) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten inkluderar redan i dag flera läkemedel, hormoner, fenoler och PFAS (Tabell 2.2). Dessa gränsvärden och bedömningsgrunder kan vid överskridande i recipienter leda till åtgärdsbehov inklusive en implementering av en avancerad rening vid avloppsreningsverk. I Tabell 2.2 framgår det att nya och sänkta gränsvärden för god kemisk status enligt ändringsförslaget av ämnesdirektivet för prioriterade ämnen (MKN-direktivet) är föreslagna (EU Commission 2022b). Förutom att flera läkemedel och hormoner inkluderas, föreslås att gränsvärden sänks och att nya ämnen läggs till. Direktivet förväntas bli färdigförhandlat till hösten. Gränsvärdena för flera fenoler som tidigare var upptagna i HVMFS 2019:25, sänks delvis till signifikant lägre halter. Avseende PFAS, ersätts ΣPFAS_{11} och PFOS med en viktad summa av 24 PFAS, ΣPFAS_{24} , med tröskelvärdet 4,4 ng PFOA-ekvivalenter/l. Omräkningen till PFOA-ekvivalenter är effektbaserad och tar hänsyn till de enskilda ämnenas toxicitet. Parametern skrivs kort $\Sigma\text{PFOA}_{\text{ekv}(\text{PFAS}_{24})}$.

Många avloppsreningsverk släpper ut PFAS-halter till vattenmiljöer som ofta överskrider nuvarande bedömningsgrund för PFAS_{11} och PFOS, och därmed troligtvis även framtida $\Sigma\text{PFOA}_{\text{ekv}(\text{PFAS}_{24})}$ -gränsvärde eftersom de ofta analyserade PFAS_{11} utgör en dominerande andel av $\Sigma\text{PFOA}_{\text{ekv}(\text{PFAS}_{24})}$. Det är även bekräftat genom studier på reningsverk i flera delar av världen att dagens reningsprocesser inte avlägsnar PFAS från avloppsvatten (Coggan et al. 2019; Lenka et al. 2021). Även vid svenska avloppsreningsverk kan det generellt inte förväntas någon PFAS-reduktion, vilket bland annat visas i en sammanställning för svenska avloppsreningsverk (Baresel et al. 2022 och referenser däri). Detta innebär att ett åtgärdsbehov för att uppnå god recipientstatus även kan betyda en implementering av en avancerad rening vid avloppsreningsverk. Det behöver dessutom beaktas att dessa krav principiellt kan riktas mot alla avloppsreningsverk oavsett storlek och oberoende av om kraven som ställs via avloppsdirektivet redan uppfylls. Mest troligt är dock att prioämnesdirektivet kommer att påverka anläggningar mindre än 150 000 pe genom den riskbedömning som ska ingå.

Ämne (ng/l)	HVMFS 2019:25 Årsmedel/Maximal halt		Nya direktivförslaget Årsmedel/Maximal halt	
	Kustvatten	Inlandsvatten	Kustvatten	Inlandsvatten
Hormoner				
Östron (E1)			0,018/-	0,36/-
Östradiol (E2)	0,08/-	0,4/-	0,009/-	0,18/-
Etinylöstradiol (EE2)	0,007/-	0,035/-	0,0016/-	0,017/-
Läkemedel				
Azitromycin			1,9/18	19/180
Karbamazepin			250/160 000	2 500/1 600 000
Ciprofloxacin	-/100	-/100		
Klaritromycin			13/13	130/130
Diklofenak	10/-	100/-	4/25 000	40/250 000
Erythromycin			50/100	500/1 000
Ibuprofen			22/-	220/-
Fenoler				
BPA Bisfenol A	110/-	1 600/2 700	0,034/-	0,034/130 000
NP Nonylfenol	300/2 000	300/2 000	1,8/170	37/2 100
OP Oktylfenol	10/-	100/-	10/-	100/-
PFAS				
ΣPFAS11	-/90	-/90		
ΣPFOA _{ekv(PFAS24)}			4,4/-	4,4/-
PFOS	0,13/7 200	0,65/36 000		

Tabell 2.2

Befintliga gränsvärden och bedömningsgrunder för god kemisk och ekologisk status visas till vänster i tabellen. Gränsvärden för god kemisk status enligt ändringsförslaget av ämnesdirektivet för prioriterade ämnen visas till höger.

2.2 Relevanta vattenverk och avloppsreningsverk

För behovsutredningen har underlagsdata för svenska vattenverk och avloppsreningsverk tagits fram. Informationen avseende dricksvattenverk har i första hand lämnats av Svenskt Vatten medan informationen avseende avloppsreningsverk inhämtats genom statistiska upplysningar och projektgruppens samlade erfarenheter utifrån tidigare rapporteringar (Malovanyy et al. 2022).

Behovsutredningen har som ambition att uppskatta hur kolbehovet förändras för vattenverk i samband med att nya gränsvärden för PFAS börjar gälla 2026 medan kolbehovet för avloppsvatten framför allt kommer att bli aktuellt under 2035 och därefter växa ytterligare från 2040 och framåt.

Fokus i inventeringen av relevanta anläggningar har legat på särskilda variabler som presenteras i Tabell 2.3 och som bland annat inkluderar antal anslutna pe, lokalisering, medelflöde på inkommande vatten, medelflöde efter biologin o s v. Utöver denna information har underlaget även kompletterats med annan viktig information för behovsanalysen i form av PFAS-halter, om aktivt kol finns vid anläggningen redan i dag eller ej, och om det finns planer på att inkludera den i framtiden. Avseende avloppsreningsverk, där aktivt kol inte är implementerat i reningsprocessen på samma sätt som för ett vattenverk, har mängden aktivt kol beräknats utifrån särskilda antaganden, s.k. nyckeltal, samt enligt valda scenarion som diskuteras närmare under avsnittet för scenarioanalys. Ambitionen har varit att behovet ska spegla ett framtida behov, där vi även jämför med dagens behov och där vi antar att livstiden på en reaktiveringsanläggning är ca 25 år.

Variabel	Enhet	Vattenverk	Avloppsreningsverk
Namn		x	x
Antal anslutna	pe	x	x
Medelflöde	m ³ /s	x	x ^a
Lokalisering	–	x	x
PFAS11	ng/l	x	– ^b
Använder aktivt kol i dag	JA/NEJ	x	x
Planerar att använda aktivt kol i framtiden	JA/NEJ	x	– ^c

^a Flöde ut från biologin är beaktat.

^b Kolbehovet för PFAS på avloppsreningsverk har inte beaktat specifika PFAS-halter eftersom det finns PFAS-ämnen i allt inkommande avloppsvatten, men i varierande halter.

^c Kolbehovet för avloppsreningsverk har uppskattats utifrån valda scenarion kopplade till det nya förslaget till avloppsdirektivet (se avsnitt 2.4). Beräkningen av mängden kol utgår primärt från att samtliga reningsverk väljer GAK-filter till sina anläggningar.

Tabell 2.3

Ingående variabler som är av betydelse för behovsanalys av reaktivering av aktivt kol. "x" markerar när respektive variabel har ingått för behovsanalysen för vattenverk respektive avloppsreningsverk.

2.2.1 Vattenverk som beaktas i behovsutredningen

För att uppskatta behovet av kol för vattenverk har fokus i första hand lagts på de största anläggningarna i Sverige. Det beräknade kolbehovet har baserats på ett underlag som speglar en betydande andel av Sveriges befolkning och dess dricksvattenbehov. Utöver att identifiera de största vattenverken har det varit av vikt att förstå vilka av de ingående anläggningar som redan har, eller kommer att ha, PFAS-rening framgent. Eftersom de nya gränsvärdena för dricksvatten införs i januari 2026, är det för denna tidsperiod som kolbehovet kommer att beräknas.

För behovsutredningen på VV har två olika underlag använts: i) insamlat underlag från Svenskt Vatten som tillhandahållits av svenska VV från 2021 och där uppdaterad information inkom i december 2023, ii) underlag inhämtat från Svenskt Vattens Statistik System (VASS 2022). Från i) framgår det vilka VV som använder aktivt kol i dag och då främst för reduktion av lukt, färg och smak. Från materialet framgår det också huruvida dessa VV planerar att införa, eller utöka sin användning av aktivt kol i framtiden. Det bör nämnas att även framtida klimatförändringar kan öka kolbehovet på de VV som redan i dag använder aktivt kol eftersom klimatförändringarna förutspås förändra och även öka mängden löst organiskt kol i våra sjöar och vattendrag (Kellerman et al. 2014; se även avsnitt 1.4.1). Omfattningen av denna ökning och kolbehovet det eventuellt motsvarar är däremot inte kvantifierat vidare för behovsutredningen. Underlaget från ii) inkluderar nästan samtliga vattenverk från 500 anslutna personer och mer i Sverige, vilket motsvarar ca 346 vattenverk. Det är tolv vattenverk som inte inkluderats i underlaget och dessa är från mellanstora till stora vattenproducenter. Underlaget från VASS är anonymiserat och kan därmed inte utnyttjas vidare i utredningen avseende lokalisering. För behovsutredningen har viss jämförelse gjorts mellan underlaget från VASS (2022) och Livsmedelverkets kartläggning av PFAS-halter (SLV 2021).

För behovsberäkningen har endast vattenverk >500 anslutna personer beaktats då denna storlek och större bedöms täcka in en betydande andel av Sveriges dricksvattenkonsumtion. De olika storleksgrupperingarna som valts visas i Tabell 2.4 tillsammans med den andel vattenproduktion som varje storleksgrupp representerar. De största vattenverken i Sverige ligger strax under 1 000 000 anslutna personer. Tabellen visar att närmare en tredjedel av Sveriges dricksvattenproduktion kommer från fem vattenverk och att hälften av Sveriges producerade vatten kommer från 13 vattenverk.

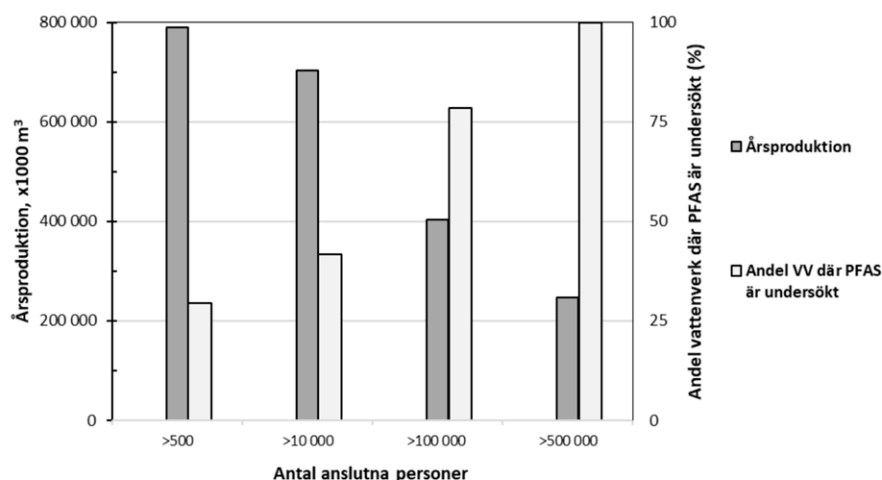
Antal anslutna personer	Antal VV	Andel av Sveriges totala dricksvattenproduktion (%)
> 500, <1 000	9	0
>1 000, <5 000	149	5
>5 000, <10 000	64	5
>10 000, <50 000	80	19
>50 000, <100 000	23	18
>100 000, <500 000	8	20
>500 000	5	31
Samtliga >500 anslutna personer	338	100

Tabell 2.4

Fördelning av Sveriges vattenverk avseende antal anslutna, mängd producerat vatten och andel av Sveriges totala dricksvattenproduktion.

Figur 2.1 visar årsmängden vatten som produceras från respektive storlekskategori och vilken andel av dessa som, enligt uppgift i VASS, har genomfört analys av PFAS11. Underlaget för PFAS-halter varierar från 0 till 20 ng/l och omfattar totalt 102 mätningar. För övriga verk saknas den information.

Avseende årsproduktionen vatten visar Figur 2.1 att underlaget från VASS motsvarar ca 8×10^9 m³ vatten och omfattar vidare närmare 10 miljoner anslutna personer. Sammantaget antyder detta att avgränsningen är i paritet med Sveriges befolkning och utifrån detta torde dataunderlaget vara rimligt för aktuella beräkningar av kolbehovet. Avseende PFAS-analyser visas att störst antal analyser genomförs på de allra största vattenverken, där andelen verk som genomfört analyser inom kategorin >500 000 anslutna personer motsvarar 100 %, jämfört med ca 30 % som är den andel vattenverk som genomfört PFAS-analyser av alla vattenverk >500 anslutna personer.



Figur 2.1

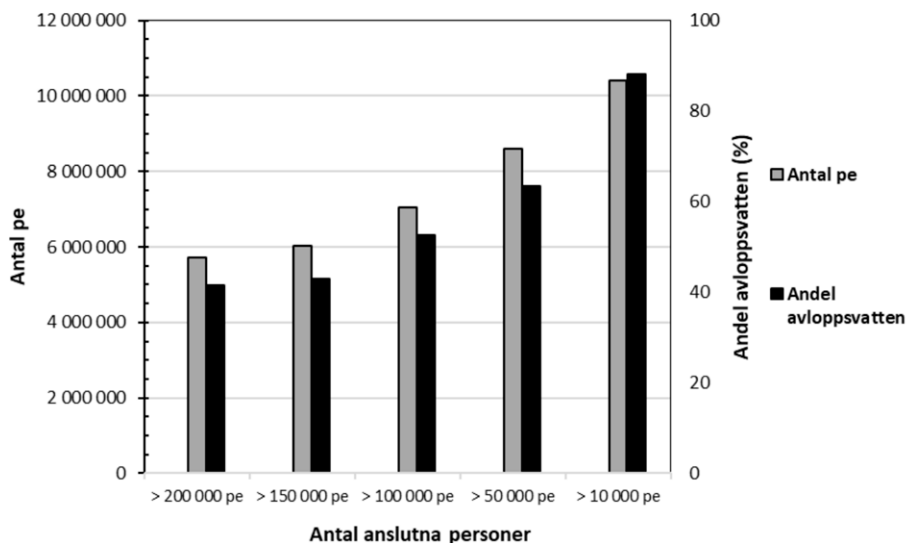
Fördelning av svenska vattenverk efter antal personer anslutna avseende årsproduktion (x 1000 m³) och andel verk (%) som har genomfört PFAS-analyser.

2.2.2 Avloppsreningsverk som beaktas i behovsutredningen

För att avgöra vilka avloppsreningsverk som ska inkluderas för beräkningen av kolbehovet har mängden behandlat avloppsvatten och antalet anslutna personekvivalenter (pe) jämförts för olika storlekskategorier. Data avseende personekvivalenter speglar här maximalt genomsnittlig veckobelastning till reningsverket och 90-percentilen för uppmätt BOD (biochemical oxygen demand, biokemisk syreförbrukning), där 70 g BOD motsvarar en pe.

I sin helhet omfattar dataunderlaget samtliga svenska reningsverk från norr till söder från 1000 pe och mer. I Figur 2.2 visas antal anslutna personer som respektive storlekskategori från >10 000 till >200 000 anslutna personer ansluter och årsmängden avloppsvatten som behandlas, samt den andel som mängden avloppsvattnet utgör av

totalen. I Tabell 2.5 visas hur många anläggningar som återfinns i respektive storlekskategori och den totala årsmängden avloppsvatten.



Figur 2.2

Antal pe och andel avloppsvatten (%) som behandlas i svenska avloppsreningsverk utifrån anslutna pe.

Avseende antal anslutna pe, inkluderar kategorin >10 000 pe totalt 10,4 miljoner, vilket är i paritet med Sveriges befolkning. För kategorin >100 000 pe, omfattas därefter 7 miljoner pe, medan >200 000 pe inkluderar något färre: 5,7 miljoner pe. Totalt omfattar hela dataunderlaget (inte presenterat) 12,8 miljoner pe, vilket är en rimlig siffra eftersom avloppsreningsverk mottar spillvatten från industrin utöver avloppsvatten från hushåll.

I Tabell 2.5 visas att ytterligare 161 anläggningar inkluderas när avloppsreningsverk >10 000 pe och <150 000 pe ska beaktas. Avseende årsmängder avloppsvatten, visas det att skillnaden är som störst mellan de två mindre storlekskategorierna, medan skillnaden mellan >200 000 pe och >150 000 pe endast är knappt 300 000 m³. Det är anläggningar från denna storlekskategori som kan behöva ytterligare rening efter miljöbedömning enligt det nya avloppsdirektivet (2.1.2). Antalet anläggningar och dess respektive omfattning är av betydelse för hur en framtida reaktivering lokaliseras och hur den ska drivas, vilket diskuteras vidare i Kapitel 5. Avseende hur stor andel som berörs av de olika kategorierna visas det i tabellen att 67 % av antal anslutna pe inkluderas i kategorin >10 000 pe för behovsanalysen. Om ytterligare en storlekskategori inkluderas för beräkningarna, omfattas drygt 80 % av den totala volymen avloppsvatten som behandlas och antal anslutna pe (Tabell 2.5). Mot bakgrund av detta kommer beräkningarna i första hand spegla behovet för anläggningar >150 000 pe och därefter addera behovet för anläggningar från 10 000 pe och upp till 150 000 pe. Avseende vilka som ska inkluderas i den senare kategorin kommer en grov bedömning att göras på vilka anläggningar som sannolikt kommer att behöva införa avancerad rening utifrån recipientpåverkan (se mer detaljer i avsnitt 2.4).

Antal anslutna, pe	Antal avloppsreningsverk, st	Årsmängd avloppsvatten, 1000 x m ³
>10 000	174	1 056 463
>50 000	44	759 996
>100 000	22	629 486
>150 000	13	515 138
>200 000	12	497 727

Tabell 2.5

Antal avloppsreningsverk i Sverige indelade efter anslutna pe.

2.2.3 Övriga relevanta anläggningar i Norden

Vid kontakt med DANVA (Danska vatten- och avloppsföreningen) erhöles information om att det i Danmark finns två vattenverk som överskrider gränsvärdet för PFAS₄, varav det ena verket redan har installerat ett jonbytarfilter för avskiljning av PFAS, medan den andra anläggningen utreder vilka åtgärder som behövs. Avseende avancerad rening på avloppsreningsverk är förväntningarna från DANVA att samtliga 180 danska avloppsreningsverk över 10 000 pe så småningom kommer att utöka sina reningsprocesser med det fjärde reningssteget som följd av avloppsdirektivet (DANVA 2023). Hur många anläggningar det rör sig om, saknas det fortfarande en uppfattning om. Det bör dock nämnas att samtliga avloppsreningsverk inte nödvändigtvis väljer aktivt kol som reningsteknik.

Från en kartläggning av Norsk Vann om PFAS i rå- och dricksvatten påvisades råvattentäkten Vansjø, som används av Vansjø vannverk, som enda vattentäkt med förhöjda PFAS-halter (Grung et al. 2022). Nedre Romerike vann- og avløpsselskap IKS (NRVA IKS) och flera vattenverk i Sarpsborg har i dag aktivt kol som del av sin reningsprocess. Någon information om ett reaktiveringsbehov för Norge har dock inte identifierats. Enligt uppgifter från Norsk Vann (per. Kom. Arne Haarr) sänder minst ett vattenverk sitt kol till Sverige för regenerering, vilket också bekräftas i samtal med reaktiveringsanläggningen Alelyckan.

Inga uppgifter eller planer för en utbyggnad av norska avloppsreningsverk kunde tillhandahållas av Norsk Vann. Bedömningen är dock att det nog främst blir anläggningar med utsläpp till Oslofjorden som kommer behöva bygga ut med en avancerad rening. Dessa avloppsverk täcker in en stor del av den norska befolkningen på 5,4 miljoner personer då anläggningarna omfattar närmare 2,5 miljoner pe.

2.3 Teknisk utformning och dess påverkan på kolbehovet

2.3.1 Aktivt kol i olika former: pulver och granuler

Aktivt kol är en flexibel reningsteknik som finns i form av granuler (granulerat aktivt kol, GAK) eller i pulveriserad form (pulveriserat aktivt kol, PAK). Beroende på form, kan det utformas på flera olika sätt i reningsprocessen. GAK kan exempelvis användas som öppna filter, vilket är en vanlig utformning på både vatten- och avloppsreningsverk men kan också opereras som trycksatta filter (Kamp et al. 2020). Vid användning av PAK tillsätts den till processen genom att PAK blandas med vatten till en slurry innan den doseras i reningsprocessen. Med anledning av att PAK består av minde partiklar, är också ytarean större relativt GAK. En relativt nyligen genomförd vetenskaplig studie har påvisat att GAK kan driftas med liknande, eller t o m lägre koldoser jämfört med PAK (Boehler et al. 2020). En förklaring kan ges utifrån teorin kring adsorptionsisotermen, där en högre ingångskoncentration leder till en högre adsorptionskapacitet. För PAK som doseras ner i en omrörd tank, tenderar ingångskoncentrationen till adsorptionsytan vara lägre jämfört med när vatten passerar ett begränsat område på ett GAK-filter eftersom ytan där blir exponerat för en högre koncentration mikroföroreningar. Resultatet blir att adsorptionsmaterialet i GAK blir mer effektivt utnyttjat.

Avseende PAK, tillsätts den direkt i reningsprocessen. Plats för PAK-dosering kan därmed variera och PAK kan med fördel recirkuleras, då det visat att avskiljningsgraden ökar med ökad adsorptionstid, både i mindre försök (Meinel et al. 2016) och i utvärdering vid reningsverk med fullskaleprocesser utanför Sverige (Cimbritz et al. 2016). Uttjänt PAK avskiljs därefter med slam senare i reningsprocessen, vilket dock förhindrar att näringsämnen kan återföras till åkermark med slamspridning. I Tyskland och i Schweiz, där PAK-användandet är mer utbrett, förbränns slam, vilket underlättar för implementering av PAK (Cimbritz et al. 2016). Det senare innebär att PAK, till skillnad från GAK, inte reaktiveras. Beroende på hur slamspridning kommer att hanteras i Sverige framgent, kan tekniken med PAK sannolikt växa och bli mer intressant än den är i dag. För denna rapport ligger fokus på GAK-filter och beräkningar på mängder och reningsförmåga m m kommer härfter att avse GAK.

2.3.2 Teknisk utformning av GAK

Avseende teknisk utformning av GAK-filter, finns det rum för förbättring och utveckling av processdesign, som potentiellt kan utöka livslängden på aktivt kol och på samma gång förbättra reningseffektiviteten. Detta gäller både för applikationer i dricksvatten och i avloppsvatten. En i dag vanlig utformning av GAK-filter är att placera dem som enkla filter i parallella linjer. Några VA-verksamheter har dock börjat utvärdera varje linje med två GAK-filter i serie (tvåstegsfilter), som ett led i att nå högre reduktionsgrader och ett mer effektivt utnyttjande av kolet över tid. Detta är aktuellt för dricksvattenproduktionen i Uppsala. Avseende avloppsvattenrening har GAK-filter utvärderats som tvåstegsfilter tidigare på Hammarby Sjöstadswerk (Ek et al. 2014; Baresel & Malovanyy 2019; Kårelid et al. 2017), och relativt nyligen även i Uppsala och i Varberg (Baresel et al. 2023a-b, 2024). Baserat på påverkande aspekter såsom nya reningskrav, anläggningsinventering och tekniska lösningar, estimeras nedan kolförbrukning för olika tänkbara scenarier.

2.3.3 Kolbehov vid vattenverk med och utan PFAS-rening

Utöver de vattenverk som redan i dag har aktiv kol för att reducera färg, lukt och smak, kommer det att bli allt fler dricksvattenverk som behöver införa ett reningssteg med aktivt kol för att åtgärda höga PFAS-halter i samband med att de nya gränsvärdena för summahalten av PFAS₄ införs i svensk lagstiftning. Detta behov kommer att utöka det kolbehov som redan finns i dag och som motsvarar ett kolbehov för att reducera lukt, färg och smak (se avsnitt 1.4.1). Hur stort behovet för PFAS-rening kommer att bli är dock inte helt underbyggt. Livsmedelsverket genomförde en kartläggning av PFAS i Sveriges kommunala rå- och dricksvatten under 2021 och av de tillfrågade kommunerna inkom det svar från ca 90 %. Svaren indikerade att ungefär en tredjedel av dem hade analyserat för PFAS i sina vattenverk och därur påvisades PFAS i nästan hälften av alla prover. Av totalt 15 verk som sammantaget försörjer 2,2 miljoner människor med dricksvatten, var PFAS-halten (undersökt som summan av PFAS₁₁ eller PFAS₇) högre än 10 ng/l. Sveriges Television (SVT) undersökte nyligen hur situationen ser ut i dessa kommuner i dag och resultaten pekade på att merparten av de aktuella kommunerna fortsatt har samma problem med förhöjda PFAS-halter i sitt råvatten som vid undersökningen 2021. Flera kommuner utvärderar därför sitt råvatten och producerade dricksvatten och är beredda att införa PFAS-rening, andra använder sig av andra råvattenkällor som motsvarar godkända PFAS-halter (SVT 2024; Cirkulation 2024).

I vissa befintliga vattenverk ökar sannolikt behovet av kol i samband med att PFAS-rening ska införas. För att få en uppfattning om kolbehovet i mängder när det nya gränsvärdet ska uppfyllas, har projektgruppen varit i kontakt med tre stora vattenverk som redan i dag använder, eller utvärderar, aktivt kol i sin befintliga rening och för att åtgärda PFAS-halter i vattnet. De olika verksamheterna har relativt olika vatten att behandla. I Uppsala, är situationen unik med höga ingående PFAS-halter som kräver höga reduktionsgrader där minst 60 ng/l ΣPFAS₄, eller mer, ska avskiljas efter 2026

när halten för Σ PFAS4 blir lagstadgad. I andra delar av landet är reduktionen betydligt mindre och kräver att 2 till 5 ng Σ PFAS4/l ska avskiljas. Även råvattnet skiljer sig för de olika verksamheterna och som vi beskrev redan inledningsvis i avsnitt 1.4.1, styr vattenmatriken också hur väl GAK-filter presterar i reningsprocessen. Framgent förutspås det dessutom att vattenmatriken avseende löst organiskt kol är föränderlig. Detta är något som blir aktuellt för de vattenverk som behandlar ytvatten, där både mängd och typ av organiskt material förutspås förändras i samband med bland annat klimatförändringar och minskad förurning (Kellerman et al. 2014; Lindbladh et al. 2014). Vid tillskott av mer organiskt material till vatten, blir vattnet brunt, det sker en s k brunifiering, och kräver ytterligare rening vid vattenverket. Vattnet från kranen ska i slutändan vara fritt från både färg och lukt för att kunna accepteras.

Vid kontakt med experter inom dricksvattenrening från tre olika vattenverk i Sverige, där aktivkolfilter använts olika lång tid, har koldoser uppskattats och beräknats. Det finns olika typer av kol och för detta stycke avses de kolsorter som är högkvalitativa och som används vid svenska anläggningar. Doserna speglar dels rening med syftet att avlägsna färg, lukt och smak, dels doser för att uppnå det nya gränsvärdet för Σ PFAS4. De senare doserna har inte kunnat baseras på faktiska rapporterade siffror, vilket beror på att denna åtgärdsgräns inte är lagstadgad ännu. Detta betyder att några av de rapporterade koldoserna snarare speglar en reduktion ner till 4 eller 12 ng Σ PFAS4/l. Baserat på dessa data har projektgruppen fått estimera hur dosen blir vid ytterligare reduktion ned till 4 ng Σ PFAS4/l. Samtliga inrapporterade koldoser är redovisade i Tabell 2.6. Uppgifter från Uppsala indikerar på höga koldoser och har i dag i driften en aktiv PFAS-rening ner till 25 ng Σ PFAS4/l. På grund av höga inkommande PFAS-halter, kan det tänkas att kolet blir mer effektivt utnyttjat jämfört med ett vattenverk som har en lägre inkommande PFAS-halt. Doserna för Uppsala har beräknats till att ligga mellan 15 och 30 g GAK/m³ behandlat vatten och ska spegla en reduktion ner till 4 ng Σ PFAS4/l. Några av doserna motsvarar kolbehovet för en utgående Σ PFAS4-halt som är lägre än 12 ng/l (20 g GAK/m³), medan dosen var 33 g GAK/m³ när utgående halt <4 ng Σ PFAS4/l skulle åstadkommas.

Koldosen avseende färg, lukt och smak motsvarar i sin tur ca 1,4 g GAK/m³ och gäller för Norrvattens verksamhet. Det sista exemplet på koldos landar på 4,2 g GAK/m³ och är från Stockholm Vatten och Avfall (SVOA). Tabellen visar att doserna baseras på olika typer av råvatten och med olika, eller obefintliga, ingående PFAS-koncentrationer.

Sammantaget ska det nämnas att dessa koldoser motsvarar erfarenhetsdata från svenska vattenverk där PFAS-avskiljning genomförs på olika typer av ingående vatten. För vidare beräkning kommer ett intervall att användas från 15 till 35 g GAK/m³ när PFAS-rening avses, medan koldosen för vattenrening avseende färg, lukt och smak kommer att summeras från respektive dricksvattenproducent i det underlagsmaterial som tillhandahållits av Svenskt Vatten (mer detaljer i scenarioformulering nedan).

Vattenverk	Typ av råvatten	Koldos, g GAK/m ³ behandlat vatten	Kommentar
Uppsala Vatten och Avfall ^a	Grundvatten	15–30	Hög inkommande PFAS-halt kan innebära mer effektivt användande av GAK-materialet
Norrvatten ^b	Ytvatten	1,4	Koldosen avser inte PFAS-rening
Stockholm Vatten och Avfall ^b	Ytvatten	4,2	Koldosen avser inte PFAS-rening

^a Data för koldos är erhållna från Philip McCleaf, Uppsala Vatten och Avfall.

^b Både Norrvatten och Stockholm Vatten och Avfall saknar PFAS-rening i dag. Kolbehovet speglar därför behovet vid reduktion av färg, lukt och smak. Data insamlade av David Heldt, Norrvatten.

Tabell 2.6

Beräknade koldoser för tre svenska vattenverk där kolfilter används, dels för reduktion av färg, lukt och smak, dels för reduktion av PFAS.

2.3.4 Avloppsreningsverk

Aktivt kol kan mycket väl avskilja organiska mikroföroreningar från avloppsvatten med höga avskiljningsgrader. Det som är utmanande med denna reningsteknik är snarare hur länge avskiljningen sker med bibehållen kapacitet. Eftersom olika ämnen har olika karaktär och struktur, fungerar också avskiljningen olika bra. Läkemedelssubstanserna citalopram och metoprolol är exempel på ämnen som adsorberar väl till aktivt kol över lång tid, medan ämnena flukonazol och sulfamethoxazol avskiljs sämre (Boehler et al. 2020, Baresel et al. 2015; Baresel et al. 2017). Avskiljning av PFOS i avloppsvatten är därefter ett exempel på ett ämne som adsorberar sämre till aktivt kol över tid och relativt de andra exemplen nämnda här ovan. Sämst avskiljs därefter kortkedjiga PFAS. Inom PFAS₁₁-parametern finns det fem kortkedjiga PFAS. Framtida krav på PFAS-avskiljning med summaparametern PFAS₂₄ (eller PFAS₁₁), uttryckt som PFOA-ekvivalenter innebär dock i praktiken att vid omräkning till potens för respektive ämne, är det framför allt de ämnen som har en hög potens, i form av en hög riskkvot större än 1, som påverkar halten mest. Några av dessa mer potenta ämnen är PFNA (perfluoronansyra), PFDA (perfluordekansyra), PFUnDA (perfluorundekansyra), PFOS och PFDS (perfluordekan-sulfonsyra). De kortkedjiga ämnena, däremot, har en relativt låg riskkvot, på några hundra delar, och halterna av dessa behöver därmed inte spela så stor roll för summahalten uttryckt i PFOA-ekvivalenter. Avskiljning av Σ PFAS₂₄ uttryckt som PFOA-ekvivalenter, är något som tas upp i prioämnesdirektivet (se avsnitt 2.1.3).

Aktivt kol adsorberar olika bra och påverkas av löst organiskt kol

När GAK-filter är i drift, utvärderas relativt genombrott (%) av specifika ämnen som funktion av antal bäddvolym (BV) i drift. Initialt har ett GAK-filter en väldigt god avskiljningsförmåga, och för ett reningssteg i fullskala kan detta innebära att filtret körs flera månader eller år i drift. En standard designmått för när GAK-filter byts ut är efter 20 000 BV, men detta är beroende på reningsmål och det specifika vattnets karaktär. Uppsatta reningsmål i avloppsdirektivets förslag är en medelreduktion på 80 % över reningsverket av sex av de tolv indikatorämnena som presenterades i avsnitt 2.1.2. En medelreduktion för en grupp ämnen kan anses vara driftsmässigt enklare att nå jämfört med en momentan reduktion på 80 % för enskilda ämnen. Detta eftersom en något sämre reningseffekt på mer än 80 % för ett ämne kan vägas upp genom en bättre reningseffekt högre än 80 % för ett annat ämne. En negativ reduktion, alltså en haltökning över den befintliga reningsprocessen, som ofta observeras för diklofenak, behöver också tas hänsyn till i beräkningen av reningseffekten. Vid negativ reduktion för ett ämne krävs antingen att mer än 80 % av substansen behöver renas bort i den avancerade reningen eller att reduktionen av andra ämnen i gruppen är så pass högre att den totala medelreduktionen av gruppen ligger högre än 80 %.

Avseende driftaspekter så är det särskilt förekomsten av löst organiskt kol som är den parameter som främst konkurrerar om adsorptionsytan på kolet. Sämre adsorberande ämnen såsom sulfamethoxazol kan visa genombrott redan efter 5 000 BV (Altmann et al. 2015; Baresel et al. 2023b, 2024), medan väl adsorberande ämnen avskiljs >80 % efter mer än 30 000 BV (Boehler et al. 2020; Baresel et al. 2023b, 2024). Det bör påpekas att studier genomförda på europeiska reningsverk, och med en annan typ av avloppsvatten i form av typ och omfattning av det lösta organiska materialet i vattnet (dissolved organic matter, DOM), är sannolikt mest förklarande till varför kolfiltret uppvisar olika kapacitet över tid. I Norden, för att ange ett exempel, är det förväntat att DOM är särskilt rikt på fenolliknande strukturer, vilka är stabila föreningar i vattnet och som återfinns i granskog och mossor mm (Walpen 2018). Även halterna varierar: vid svenska avloppsreningsverk är DOC-halterna från 5–20 mg C/l, medan halterna i t ex Schweiz kan vara från ca 4 till 6 mg C/l (Boehler et al. 2022).

Erhållna koldoser från försök i pilot- och fullskala med ett- och tvåstegsfilter

Avseende koldoser, och utifrån de samlade och diskuterade erfarenheterna från pilot- och fullskalekörningar vid svenska avloppsreningsverk ovan, anger vi dessa i grova siffror och för en medelreduktion på 80 % av organiska mikroföroreningar. I stycket nedan förtydligar vi hur det nya förslaget till avloppsdirektivet speglas avseende reduktionsgrad. Tabell 2.7 samlar erfarenhetsdata avseende det nya avloppsdirektivet för indikatorsubstanser, PFOS och PFAS11, vilket diskuteras i styckena nedan.

För en standarddesign vid 20 000 BV och för 80 % reduktion av läkemedelsrester kan därmed en koldos på 25 g GAK/m³ beräknas. En lägre kolkonsumtion kan dock vara realistisk, sett utifrån erhållna resultat från långtidspilotkörningar och fullskaleanläggningar i Sverige (Baresel et al. 2023a-b, 2024; Ek et al. 2014; Svahn och Borg 2024). Dessa exempel motsvarar långtidstester i pilotskala vid Hammarby Sjöstadsverk (Ek et al., 2014), Syvab Himmerfjärdsverket (Baresel et al. 2023b), Vivab Getteröverket (Baresel et al. 2024) och Kungsängsverket i Uppsala (Baresel et al. 2023a), som båda bygger på tvåstegs GAK filtersystem som avslutande reningssteg efter en membranbioreaktor (MBR) respektive ultrafiltrering. Vid Kungsängsverket i Uppsala föregås GAK-filtren endast av ett sandfilter. Ett fullskaleförsök i drift sedan tre år vid Degeberga reningsverk bygger på ett sandfilter följt av ett enkelt GAK-filter som avslutande reningssteg (Svahn och Borg 2024). Konsumtionen av kol för reduktion av läkemedel för försöken i pilotskala vid Getteröverket med tvåstegsfilter har motsvarat högst 12,5 g GAK/m³ och gäller för 40 000 BV och för GAK-produkterna GPP20 (reaktiverat, icke dricksvattenklassat) och Filtrasorb 400 (Baresel et al. 2024). Pågående långtidstester vid Himmerfjärdsverket visar att kolkonsumtionen för rening av läkemedel även kan ligga under 10 g GAK/m³ och motsvarar därmed mer än 60 000 BV (Baresel et al. 2023b). I fullskaledriften i Degeberga med Aquasorb 5000 var koldosen däremot på 26 g GAK/m³ då mätningarna upptogs efter 19 000 BV och för ett enstegsfilter (Svahn och Borg 2024). En förklaring till skillnaden i prestation ligger sannolikt i processdesignen med drift av ett respektive två filter i serie.

En viktig aspekt som behöver lyftas fram är att de angivna koldoserna gäller vid rening av läkemedelsrester och att det blir tydligt att kravformuleringen för reningen blir avgörande för när kolet bedöms förbrukat och behöver bytas ut. Det finns ännu inga långtidstester som undersökt kolbehovet för en hel cykel av en GAK-filterlinje inkl. byte av filtermaterial i samtliga filter, även om pilotförsöken vid Himmerfjärdsverket och Kungsängsverket i Uppsala har som mål att utreda just detta.

Bedömda koldoser avseende rening enligt det nya avloppsdirektivet

Avseende försöken i pilotskala (Baresel et al. 2023a, b, 2024) gjordes en utvärdering mot ett krav på en medelreduktion på 80 % från inkommande till utgående avlopp av de aktuella indikatorämnena från det nya föreslagna avloppsdirektivet, vilka visas i Tabell 2.7. Resultaten från Getteröverket visade att en sådan medelreduktion fortfarande kunde åstadkommas även efter 50 000 behandlade bäddvolymmer och motsvarar en koldos på <10 g GAK/m³. Eftersom ett byte av ett reaktiverat kol som driftas i serie normalt sker i ett av filtren åt gången, innebär dessa resultat att det totala antalet bäddvolymmer som kan behandlas innan ett komplett filtermaterielbyte behövs, troligtvis görs efter mer än 50 000 BV, vilket motsvarar en koldos <10 g GAK/m³.

För fullskaleanläggningen i Degeberga har liknande jämförelser gjorts för nio av tolv indikatorsubstanser. Resultaten efter 24 månader visade en medelreduktion på 81 % för Aquasorb 5000 vid ca 19 000 BV (Tabell 2.7), medan den kokosnötsbaserade GAK-produkten uppvisade en medelreduktion på 63 % efter ca 13 000 BV när GAK-filtren kördes som enstegsfilter (Svahn och Borg 2024).

Resultaten från långtidförsöken vid Himmerfjärdsverket visar på liknande resultat som vid Getteröverket. Försöken vid Himmerfjärdsverket har pågått sedan oktober 2020 utan filterbyte och har behandlat mer än 40 000 BV i varje filterlinje och motsvarar

>80 000 BV i varje GAK-filter (Baresel et al. 2023b). Även för dessa försök har jämförelser gjorts relativt några av de föreslagna indikatorsubstanserna och en medelreduktion för de 16 mest svårnedbrytbara substanserna beräknats, vilket visar en medelreduktion på >90 % efter 40 000 behandlade BV och motsvarar även här en koldos på 12,5 g GAK/m³. Likt resonemanget fört ovan och för försök med tvåstegsfilter, kan antalet bäddvolymer som kan behandlas innan ett komplett filterbyte behövs, sannolikt ligga mycket högre än 40 000 BV. Med antagandet att i alla fall hälften av adsorptionskapaciteten finns kvar i filtret som inte byts ut, och att kolfiltret redan behandlat 80 000 BV i detta filter med en reduktion >90 %, är det inte orimligt att minst 60 000 till 80 000 BV, eller en koldos från 6,25 till 8 g GAK/m³ kan uppnås.

Koldoser vid PFAS-rening

En hög koldos uppstår vid avskiljning av PFOS, enligt ett worst-case scenario och om 80 % avskiljning ska åstadkommas vid svenska avloppsreningsverk (se mer detaljer i avsnitt 2.4). Motsvarande koldos är svår att bedöma för 80 % reduktion, framför allt eftersom det saknas underlag. I en studie av Edefell et al. (2022), visade till exempel analysen för PFOS stor variation, men har uppskattats motsvara en medelreduktion på ca 50 % vid 6 000 BV. Någon koldos för detta försök har däremot inte kunnat beräknas för 80 % medelreduktion. Det är värt att poängtera att underlaget avseende PFAS-rening i fullskala är bristfällig, men pilotkörningar som genomförts och publicerats de senare åren har visat på lägre koldoser, bl a på grund av annan teknisk utformning med tvåstegsfilter (Baresel et al. 2023b, 2024). Vid Getteröverket kunde en medelreduktion på 80 % PFOS respektive Σ PFAS11 uppnås upp till ca 20 000 BV respektive 10 000 BV och motsvarar 25 respektive 50 g GAK/m³ (Baresel et al. 2024). Det bör noteras att när filtermaterialet i första filtret byttes och filterföljden ändrades, så återställdes renings-effekten för olika PFAS i filterlinjen. Däremot avtog reningseffekten snabbare än vid uppstart, eftersom endast hälften av kolet byttes. I filterlinjen med reaktiverat GAK, GAK-produkt GPP20, kunde en medelreduktion på 80 % PFOS respektive Σ PFAS11 uppnås upp till ca 12 000 BV, 42 g GAK/m³, respektive 5 000 BV, 75 g GAK/m³, (Baresel et al. 2024). Rening av PFOS och Σ PFAS11 har undersökts även vid Himmerfjärdsverket och här observeras att medelreduktion över reningsprocessen inklusive den avancerade reningen med GAK-filter vid 40 000 behandlade BV låg på >80 % respektive ca 40 %. Koldoserna i detta försök motsvarar därmed 12,5 g GAK/m³ för PFOS-rening. Resultaten för PFOS respektive Σ PFAS11 visar tydligt hur reningen skiljer sig beroende på reningsmål. Resultaten från dessa försök skiljer sig också från andra försök och berodde på att den största PFOS-reduktionen skedde redan i MBR-processen. Detta visar tydligt hur olika reningsprocesser kan samverka för att uppnå en totalreduktion av en substans. För dessa försök indikerades en avsevärt lägre koldos jämfört med när flera olika PFAS ska avskiljas (Tabell 2.7). För vidare läsning avseende PFAS-rening och kolfilter vid svenska avloppsreningsverk hänvisas läsaren till Baresel et al. (2022).

En ännu högre koldos är att förvänta om GAK-filter även ska åstadkomma avskiljning av samtliga ämnen inom summaparametern PFAS24, uttryckt som PFOA-ekvivalenter. Detta kan bli aktuellt om hänsyn tas till prioämnesdirektivet som styr miljö kvalitetsnormer för ytvatten (EQS-direktivet, avsnitt 2.1.3), även om det i dagsläget inte ingår för driften av det avancerade reningssteget. Ett genombrott som speglar PFAS24 sker högst sannolikt tidigare än vid 10 000 BV för ett tvåstegsfilter med GAK. För scenarioanalysen har hänsyn tagits både avseende i) PFOS-rening som här speglar ett worst-case scenario (se mer detaljer nedan) och ii) EQS-direktivet. Dessa två koldoser motsvarar på samma gång de kategorier som sannolikt utgör de två största kolbehoven.

Avloppsreningsverk (ARV)	Erhållen reduktion i procent (ämnesgrupp)	Ämnen som reduktionen avser	Behandlade bäddvolym	Koldos, g GAK/m ³ behandlat vatten	Referens	Kommentar
Degeberga ARV	81	9 indikator-substanser ^a	19 000	26	Svahn och Borg, 2024	Aquasorb 5000, enstegsfilter
Kalmar ARV	50 ^b	PFOS	6 000	na ^c	Edefell et al., 2022	Aquasorb 5000, enstegsfilter
Himmerfjärdsverket	>90	12 indikator-substanser	>40 000 ^d	<12,5	Baresel et al., 2023b	Filtrisorb 400, tvåstegsfilter
	80	PFOS	>40 000	12,5 ^e		
	80	ΣPFAS11	10 000	40		
Getteröverket	80	12 indikator-substanser	>50 000 ^d	<10	Baresel et al., 2024	GPP20 tvåstegsfilter
	80	PFOS	12 000	42		
	80	ΣPFAS11	5 000	75		

^a De nio indikatorsubstanserna var från kategori 1: citalopram, clarithromycin, karbamazepin, diklofenak, metoprolol, venlafaxin, och från kategori 2: benzotriazol, kandersertan och irbesartan.

^b Stor varians på PFOS-analys gör bedömningen svår.

^c na, not applicable, inte möjligt att beräkna.

^d GAK-filtren för försöken har ännu inte nått sin mättnadsgrad.

^e Koldosen är avsevärt lägre då reningsprocessen föregås av ett MBR-steg som bidrar till PFOS-avskiljning.

Tabell 2.7

Samlade erfarenheter avseende GAK-filter och rening av indikatorsubstanser enligt det nya avloppsdirektivet, PFOS och ΣPFAS11 avseende erhållen reduktion och koldoser.

Sammanfattningsvis bör det påpekas att diskuterade koldoser ovan för rening av organiska mikroföroreningar enligt direktivförslaget och för PFAS-ämnen är främst erhållna koldoser från pilotkörningar och inte erfarenhetsmässiga koldoser från fullskaleprocesser. Detta kan eventuellt påverka resultaten något.

2.4 Scenarioformulering

För att uppskatta kolbehovet har vi valt att utgå från olika scenarioformuleringar som tar hänsyn till framtida reningskrav på dricksvatten och för avloppsvatten. För det senare, och med hänsyn till att avloppsdirektivet fortfarande har viss revision, har vi valt att formulera olika reningsmål som både är beroende av vilken grad och typ av rening som kan bli aktuell, och som kan variera relativt anläggningars storlek. Detta avsnitt presenterar vilka olika scenarier som behovsberäkningarna baserats på.

2.4.1 Vattenverksscenarier

Uppskattningen av dagens kolbehov har baserats på inkomna uppgifter från Svenskt Vattens undersökning av Sveriges vattenverk, där varje verksamhet fick i uppgift att svara på frågor om kolförbrukning, framtida planer och PFAS-förekomst. Detta är denna data som ligger till grund för vårt första scenario. Därutöver har vi utgått från den data som presenterades i avsnitt 2.2.1. Denna kommer därefter att jämföras med en tidigare genomförd kartläggning från 2021 (SLV 2021). Två scenarier har därefter formulerats:

VV1: Hur stort är kolbehovet utifrån dagens användning och när vattenverkens framtida planer avseende utbyggnad och kolanvändning beaktas enligt Svenskt Vattens egen undersökning från 2021 och 2023?

VV2: Kolbehovet i samband med att Σ PFAS4 ska regleras i dricksvattnet på svenska vattenverk? Beräkningen avser

- en låg dos, VV2a, 15 g GAK/m³, och
- en hög dos, VV2b, 35 g GAK/m³.

Scenario VV1 motsvarar ett generellt kolbehov som avser att reducera lukt, färg och smak. Det är sannolikt att kolbehovet för denna typ av åtgärd kommer att öka i samband med klimatförändringar och då även framför allt vid vattenverk vars råvatten utgörs av ytvatten. Någon kvantifiering av detta behov är däremot inte beräknat utan behovet från VV1 är baserat på estimerade mängder som lämnats av svenska vattenverk och Svenskt Vatten (2023) och utgör i mångt och mycket ett basbehov av aktivt kol. I Scenario VV2 utökas kolbehovet utifrån en framtida PFAS-åtgärd, som troligen slår hårdare mot de vattenverk vars råvatten utgörs av grundvatten. De vattenverk som ingår för VV1 behöver därmed inte nödvändigtvis också påverka kolbehovet som beräknas i VV2, utan här kan det röra sig om två skilda grupper av vattenverk. Sammantaget resulterar detta i ett ökat behov efter 2026 när de nya gränsvärdena träder i kraft. Någon distinkt särskiljning mellan dessa grupper är däremot inte beaktad för beräkningen, då uppskattade mängder är grova och anses därför inte förändra slutresultatet väsentligt.

2.4.2 Avloppsreningsverksscenarioer

För bedömningen av framtida kolbehov för ARV i samband med införandet av avancerad rening, har vi valt att primärt utgå från att samtliga anläggningar kommer att välja GAK-filtrering som reningsteknik. Detta är delvis gjort eftersom detta scenario kommer att spegla det maximala kolbehovet. I tillägg är det endast en avancerad rening som inkluderar aktivt kol som kan åstadkomma avskiljning av PFAS-ämnen. Vi har i vår behovsberäkning utgått från det nya föreslagna avloppsdirektivet och även inkluderat ett worst-case scenario som inkluderar avskiljning av PFOS till 80 % och avskiljning av Σ PFOA_{ekv(PFAS24)}. Båda fallen som avser PFAS-rening ska alltså inte betraktas som krav som ingår i avloppsdirektivet utan istället ses som worst-case-scenarioer som ökar kolbehovet ytterligare.

Antagna koldoser representerar alla en avskiljning till 80 % av de aktuella mikroföroreningarna enligt kategori 1 och 2 i det nya föreslagna avloppsdirektivet och för en specifik ansatt bäddvolym. Ytterligare två scenarioer är därefter inkluderade vilka tar hänsyn till iii) 80 % avskiljning av PFOS och iv) prioämnesdirektivet och hur det kan påverka kolbehovet vid eventuella reningskrav för ytterligare anläggningar. Scenarierna är framtagna för att på bästa sätt estimerar inom vilket storleksintervall som Sveriges framtida kolbehov kan bedömas bli. De olika scenarierna för att beräkna kolbehovet i samband med införandet av avancerad rening är:

ARV1a-b: Kolbehovet vid införandet av avancerad rening med reningskrav på 80 % avskiljning för organiska mikroföroreningar, primärt läkemedelsrester. För beräkningen är två doser antagna,

- ARV1a, 12,5 g GAK/m³ och
- ARV1b, 25 g GAK/m³.

Detta scenario exkluderar möjligheten för reningsverk att välja ozon som principiell reningsteknik, men kommer att undersökas närmare i detalj i avsnitt 2.5.2.

ARV2: Kolbehovet vid införandet av avancerad rening med reningskrav på 80 % avskiljning enligt ovan och även där PFOS-avskiljning ingår. ARV2 speglar ett exempel på ett worst-case-scenario. Antagen dos motsvarar här 50 g GAK/m³. Detta scenario baseras på en möjlig framtid och inte ett behov för de närmsta åren. Även om lägre doser rapporterats för PFOS-rening i vår sammanfattning här ovan och vid tvästegsfilter kombinerat

med en MBR-process, speglar denna valda dos en drift med enstegsfilter till en konventionell befintlig process.

ARV3: Kolbehovet vid införandet av avancerad rening med reningskrav på 80 % avskiljning enligt ovan (ARV1 och ARV2), men med tillägget att prioämnesdirektivet ska beaktas. ARV3 är ytterligare ett exempel på ett worst-case-scenario. Den antagna dosen är i detta fall högre än om endast PFOS-avskiljning krävs utöver krav på rening av ämnen från kategori 1 och 2. Dosen blir då 75 g GAK/m³. Även i detta scenario utgår vi från en implementering av lösningar baserat på aktivt kol för att åstadkomma reningsmålet. Prioämnesdirektivet kommer dock främst att beröra de avloppsreningsverk som släpper ut till ytvatten där spädningen är låg. Mot bakgrund av detta berörs kustverken sannolikt inte i samma utsträckning av detta scenario.

Scenarierna ovan är applicerade på i huvudsak två storlekskategorier för svenska avloppsreningsverk. Kategorierna är >150 000 pe, och >10 000 pe, men <150 000 pe. Den sista kategorin ska enligt direktivet endast gälla för de reningsverk där det finns en känslig recipient och där en behovsutredning pekar på att avancerad rening kan bli aktuellt. För att uppskatta hur många reningsverk detta omfattar har följande antaganden gjorts:

Samtliga reningsverk inom kategorin >10 000 pe och <150 000 pe har delats in avseende kust- eller inlandsverk. Därefter har det antagits att ca hälften av inlandsverken kommer att införa avancerad rening.

Tabell 2.8 visar hur många reningsverk som återfinns inom varje kategori och hur mycket vatten dessa omfattar totalt.

Beskrivning	>10 000 pe och <150 000 pe
Totalt antal verk	161
Varav kustverk	45
Varav inlandsverk	116
Årsmängd avloppsvatten från kustverk, x1000 m ³	157 971
Årsmängd vatten från inlandsverk, x1000 m ³	383 354

Tabell 2.8

Indelning av avloppsreningsverk i storleksordningen >10 000 pe, <150 000 pe avseende årsmängd avloppsvatten och typ av recipient – kust eller inland.

2.5 Beräknat kolbehov

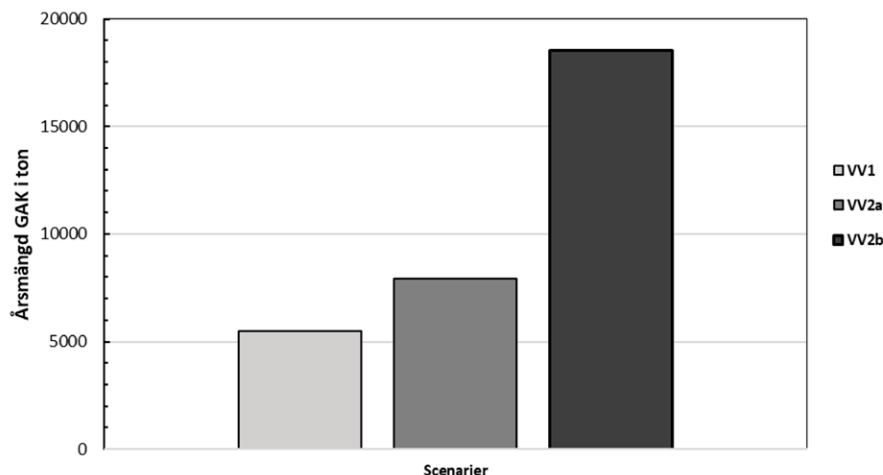
2.5.1 Framtida kolbehov vid vattenverk

Utifrån erhållna och framtagna data har kolbehovet beräknats utifrån scenario VV1, VV2a och VV2b. Resultatet avseende mängder och volymer för aktivt kol visas i Figur 2.3 och åskådliggör tydligt att det dominerande kolbehovet ökar vid antagen framtida PFAS-rening för svenska vattenverk. För kolbehovet för de vattenverk som redan i dag använder kol, har de framtida mängderna angetts utifrån en prognos och baseras på inkommen information från ca 18 vattenverk från 2020, där tolv av dem har inkommit med uppdaterade prognoser för sitt kolbehov de närmsta åren.

Antagandet avseende VV i behov av PFAS-rening baseras på att ca 30 % av de vattenverk som ingår i vårt underlag har genomfört PFAS-analyser. Av dessa 30 % kan det också finnas vattenverk som eventuellt inte behöver genomföra PFAS-rening eller som väljer att implementera andra tekniker. På samma sätt kan övriga 70 % av de inkluderade vattenverken eventuellt behöva genomföra PFAS-rening framgent och i samband med en undersökning av PFAS-halter i vattnet. Någon information om övriga 70 % har däremot inte varit tillgängligt för denna utredning. När det antas att ca 30 % av befintliga svenska vattenverk behöver genomföra PFAS-rening, motsvarar detta en vattenproduktion för ca 3 miljoner svenskar. Livsmedelsverkets kartläggning för PFAS-halter i svenska dricksvatten konkluderade att bland stora vattenverk som producerar

dricksvatten motsvarande en försörjning för 2,2 miljoner svenskar, påvisade halter över 10 ng/l av PFAS och var därmed i behov av PFAS-rening. Detta antyder att ovanstående antagande ligger i paritet med tidigare undersökningar.

Kolbehovet, angett i närmaste femhundratal, varierar från 5 500 till 18 500 ton GAK vid basbehovet och vid antagen låg respektive hög koldos. Det är troligt att basbehovet som baseras på den kolmängd som i dag används för färg, lukt och smak kommer att öka ytterligare med det antagna scenariot för PFAS-rening. Intervallet angivet i närmaste femhundratal ligger i så fall från 13 500 ton till 24 000 ton GAK.

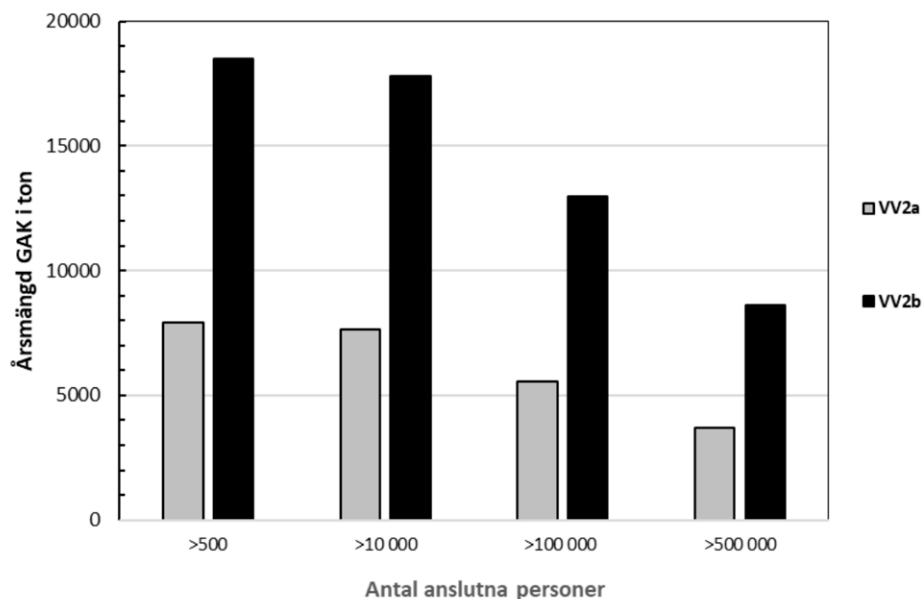


Figur 2.3

Kolbehov i ton GAK för svenska vattenverk utifrån dagens verksamhet bland de större vattenverken (VV1) och utifrån förväntat kolbehov med anledning av PFAS-rening där låg (VV2a, grå stapel) respektive hög (VV2b, svart stapel) koldos är antagen för att nå $\Sigma\text{PFAS}_4 < 4 \text{ ng/l}$ i producerat dricksvatten.

Fördelningen mellan vattenverk för det framtida kolbehovet

Fördelningen för kolbehovet avseende vattenverk av olika storlek visas i Figur 2.4. Ju fler vattenverk som inkluderas i beräkningen, ju större är kolbehovet. Det visas också att de större vattenverken >500 000 pe upptar närmare 50 % av det totala kolbehovet för samtliga inkluderade vattenverk.



Figur 2.4

Fördelning av kolbehovet i ton GAK för vattenverk av olika storlek och efter scenario VV2a (grå stapel, låg koldos) och VV2b (svart stapel, hög koldos).

2.5.2 Framtida kolbehov vid avloppsreningsverk

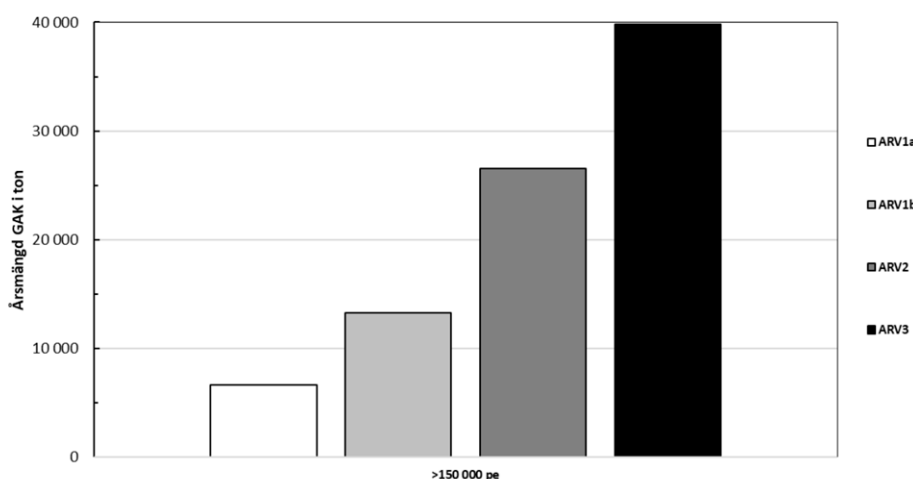
Årliga mängder av kol i Sverige för olika stora avloppsreningsverk

Figur 2.5 visar hur kolbehovet kan variera för Sveriges stora avloppsreningsverk, >150 000 pe, vid införandet av avancerad rening och beroende på vilket krav på rening som blir aktuellt enligt scenarierna ARV1a-b, ARV2 och ARV3.

Utifrån de presenterade scenarierna i Figur 2.5 ligger det framtida kolbehovet, angivet i närmaste femhundratal, i ett intervall från 6 500 ton (ARV1a) till 40 000 ton GAK per år (ARV3) för ARV >150 000 pe och representerar kolbehovet för när kolbyte sker mer sällan (vid 40 000 BV) jämfört med mer frekvent (vid 5 000 BV). Om vi utgår från att endast hälften av dessa reningsverk väljer aktivt kol blir intervallet annorlunda; från 3 000 ton (ARV1a) till 20 000 ton GAK per år (ARV3) för ARV >150 000 pe. En känslighetsanalys beskrivs i detalj i slutet av detta avsnitt.

Vid en jämförelse med publicerade konsultutredningar avseende årsmängder av kol för enskilda anläggningar, visar våra beräkningar att de är i paritet med de resultat som publicerats för verk såsom Sjölanda avloppsreningsverk i Malmö, Ryaverket i Göteborg eller Ekeby avloppsreningsverk i Eskilstuna och som är framtagna för 20 000 BV (Hoyer et al. 2022; Önnby et al. 2020; Hey et al. 2022).

Avseende volymer som är aktuella vid reaktivering ligger storleksintervallet i kubikmeter från 8 500 till 50 000 om vi utgår från en densitet på våt GAK på 0,8 ton/m³.

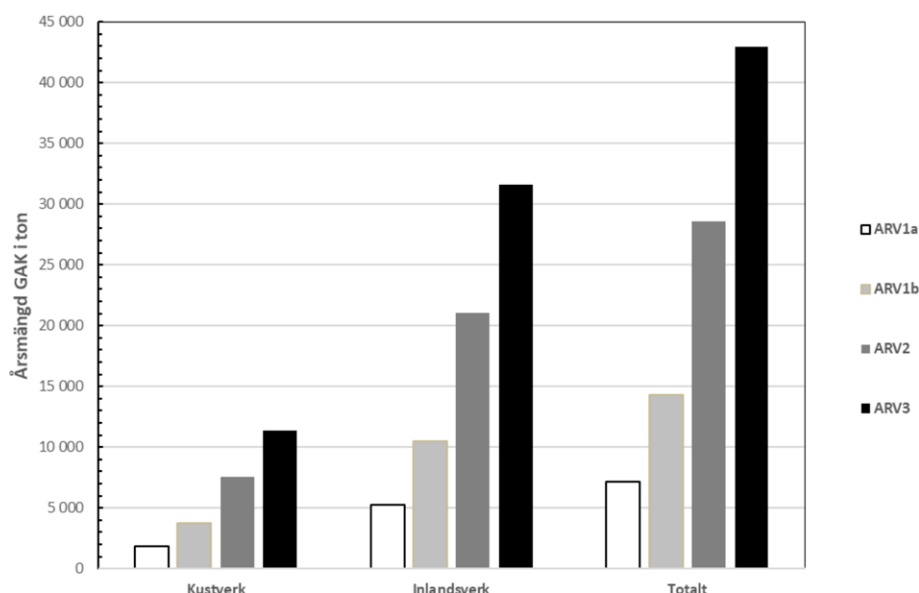


Figur 2.5

Årliga mängder GAK (ton) för anläggningar >150 000 pe i Sverige utifrån fyra scenarier ARV1a-b, ARV2 och ARV3.

Ytterligare kolbehov när anläggningar >10 000 pe med känslig recipient inkluderas

I förslaget på det nya avloppsdirektivet framgår att anläggningar över 10 000 pe kommer att inkluderas som ett nästa steg från 2035 och fram till 2040 och i de fall det finns en känslig recipient. Kolbehovet för denna kategori anläggningar visas i Figur 2.6 avseende mängd GAK i ton och i volym för samtliga verk samt för den andel som är kust- respektive inlandsverk. För att grovt uppskatta det framtida kolbehovet kan vi anta att det endast är inlandsverken som behöver införa avancerad rening, vilket innebär 116 avloppsreningsverk (Tabell 2.8). Beräkningen av det framtida kolbehovet är därefter gjord på hälften av dessa. Totalt omfattar det 2 441 ton (ARV1a, inlandsverk) till 14 650 ton (ARV3, inlandsverk) och representerar mängderna vid kolbyte vid 40 000 BV respektive 5 000 BV. I volymer hamnar intervallet på 3 000 (ARV1a) till 18 000 m³ (ARV3) för liknande kolbyten som ovan.



Figur 2.6

Ytterligare kolbehov i ton för kategorin >10 000 pe, <150 000 pe fördelat på kust-, inlandsverk och totalt i Sverige och vid scenario ARV1a-b, ARV2 och ARV3.

Kolbehov när olika antal reningsverk väljer annan teknik än aktivt kol

Det beräknade kolbehovet ovan speglar ett scenario när samtliga avloppsreningsverk väljer aktivt kol som reningsteknik, alternativt ozon kombinerat med aktivt kol. För att spegla hur kolbehovet kan variera när en olika stor andel väljer aktivt kol har en fördelning från 20 till 100 % beräknats för scenario ARV1b som kan antas vara det mest realistiska för 2030. Avseende reningsverken >10 000 har hälften av inlandsverken inkluderats likt beräkningen ovan och resultaten avrundade till närmaste femhundratal visas i Tabell 2.9. Gråa rader markerar de situationer som kan anses vara mest troliga och motsvarar på samma gång ett genomsnittligt behov från 7 000 till 11 000 ton GAK för stora reningsverk och mindre reningsverk med känslig recipient.

Andel som väljer aktivt kol (%)	>10 000 pe	>150 000 pe	Totalt
20	1 000	2 500	3 500
40	2 000	5 500	7 500
50	2 500	6 500	9 000
60	3 000	8 000	11 000
80	4 000	10 500	14 500
100	5 000	13 000	18 000

Tabell 2.9

Kolbehovet vid scenario ARV1b och när olika stor andel av reningsverk väljer aktivt kol som reningsteknik relativt anläggningsstorlek (hälften av inlandsverken >10 000 pe) och för reningsverk >150 000 pe, inklusive totala behovet. Gråa rader indikerar genomsnittligt intervall.

2.6 Slutsats och diskussion för totalbehovet

För att sammanfatta kolbehovet visas de beräknade kolmängderna för både vattenverk och avloppsreningsverk i Tabell 2.10. Det totala kolbehovet för svenska vattenverk utifrån ett konstant kolbehov från dagens vattenverk som redan använder aktivt kol och vid antagen PFAS-rening från 2026, ligger inom ett grovt intervall från 13 500 till 24 000 ton per år. Basbehovet motsvarar här ca 5 500 ton/år för de närmaste två till fyra åren. Beräknade mängder för dricksvattenrening är grova och dessa siffror kommer med en stor osäkerhet och baseras på redovisade antaganden.

Det totala kolbehovet för Sveriges framtida avloppsreningsverk landar i ett intervall från 7 500 ton till 40 000 ton GAK per år (Figur 2.5) baserat på det nya avloppsdirektivet med krav på särskilda läkemedel och industrikemikalier, samt ett worst-case-scenario där även krav för en PFAS-avskiljning inkluderats. Inkludering av PFAS-avskiljning innebär således en stor inverkan på framtida kolbehovet. Det bör dock förtydligas att

krav på PFAS-avskiljning inte är aktuellt i dag, men bedöms av författarna ändå relevant som ett tänkbart scenario med tanke på kommande miljökvalitetsnormer som innebär att denna ökning av kol kan komma att bli aktuell.

För att undersöka kolbehovet och fördelningen ytterligare, och för att hitta ett mer realistiskt intervall, har vi antagit att framtida kolfilter kan köras vid en koldos motsvarande ARV 1b, 25 g GAK/m³ och att 40 till 60 % av inkluderade reningsverk kommer att välja aktiv kol som principiell reningsteknik för det avancerade reningssteget. Vi har också valt att utgå från att hälften av Sveriges mindre inlandsverk i kategorin större än 10 000 pe, och mindre än 150 000 pe, förväntas ha en känslig recipient och därmed införa ytterligare rening. Kolbehovet varierar då från 7 500 till 11 000 ton GAK (Tabell 2.10). Detta kolbehov skulle därmed spegla behovet vid avancerad rening för läkemedelsrester i avloppsvatten när 40 000 BV kan köras innan kolbyte.

Beskrivning	Reningsmål	GAK, ton
Vattenverk	Färg, lukt och smak	5 500
	PFAS-rening ^a	8 000–18 500
	Summa, intervall	13 500–24 000
Avloppsreningsverk	Summa intervall, läkemedelsrester utifrån föreslaget avloppsdirektiv	7 500–11 000
	Summa, intervall inkl ytterligare PFAS-rening ^b	22 000–33 000
Vattenverk och avloppsreningsverk	Färg, lukt och smak samt PFAS-rening (VV) och läkemedelsrester (ARV)	21 000–35 000

^a Beräknat med koldos från 15 till 35 g GAK/m³

^b Beräknat med koldos från 50 till 75 g GAK/m³

Tabell 2.10

Summerat kolbehov från vattenverk och avloppsreningsverk vid givna antaganden och för olika reningsmål.

Framgent är det sannolikt att processoptimering och teknisk utformning av aktivt kol kommer att utvecklas vidare eftersom resultatet från ett sådant arbete kan sänka driftskostnaden genom lägre koldoser. Detta kommer troligtvis innebära lägre koldoser än de koldoser vi har redovisat efter våra erfarenheter i föregående avsnitt. Mot bakgrund av detta kan ovan angivna storleksintervall antas hamna relativt väl för framtidens behov.

Utifrån siffrorna ovan visar beräkningen att kolbehovet från 2040 totalt kan summeras till att variera från ca 21 000 till 35 000 ton GAK per år, när både vattenverk och avloppsvatten beaktas och när PFAS-rening på avloppsreningsverk exkluderas i beräkningen (Tabell 2.10). Fördelningen av kolbehovet visar att den är något högre för vattenverk vid givna antaganden. Behöver en PFAS-rening implementeras även vid avloppsreningsverk, något som kan komma att bli aktuellt först i framtiden, ökar dock det totala årliga kolbehovet ytterligare, med minst 14 500 till ca 22 000 ton. Det största kolbehovet skulle i detta fall representeras av kolbehovet från avloppsreningsverk.

Slutligen behöver det tilläggas att det också finns ett kolbehov i våra grannländer såsom Norge och Danmark, där någon inventering för framtida behov liknande den vi utför i Sverige inte är gjord. Det finns heller inga reaktiveringsanläggningar i dessa länder men några norska anläggningar reaktiverar kol i Sverige. Det kan därmed konstateras att utöver kolbehovet som vi diskuterar här för svenska anläggningar, finns det även ett behov och en potential för att stödja andra aktörer i Skandinavien i en framtida reaktivering i Sverige.

3 Teknisk utredning

Den tekniska utredningen om reaktivering av aktivt kol baseras framför allt på två genomförda förstudier vid svenska avloppsreningsverk (Hoyer et al. 2022; Önnby och Kronvall 2020), två examensarbeten (Misha 2021; Nguyen och Enström 2020) och information om Alelyckans reaktiveringsanläggning, samt information från teknikleverantörer Chemviron och Jacobi. Även textböcker såsom Chowdhury (2013) har utnyttjats.

3.1 Reaktiveringstekniker

De metoder som effektivt avlägsnar adsorberade föroreningar vid reaktivering är metoder som baseras på en fysisk eller en kemisk reaktion utan att väsentligt förändra kolets struktur. Exempel på dessa metoder inkluderar framför allt termisk, kemisk och biologisk reaktivering. Dock omnämns även elektrokemisk reaktivering, mikrovågsreaktivering och våtoxiderationsreaktivering som tekniska alternativ (se t ex Gamal et al. 2018). Metoderna beskrivs översiktligt här nedan:

Termisk reaktivering

Denna teknik bygger på principen om uppvärmning, vilket ger den nödvändiga energin för att avlägsna adsorbenter/föroreningar. Processen består vanligtvis av flera steg inklusive avvattning, torkning, pyrolys, oxidation och reaktivering genom förbränning och kylning. Vid den termiska behandlingen mineraliseras de adsorberade föroreningarna, d v s de förbränns till koldioxid och vatten. De kan också överföras till reststömmar såsom aska och rökgaser som därmed behöver sluthanteras.

Kemisk reaktivering

Kemisk reaktivering görs genom tillsats av olika reagens, oftast alkaliska eller sura lösningar med oxidationsförmåga, tillsammans med organiska lösningsmedel. Dessa löser upp de adsorberande ämnena (adsorbatet) och återställer därmed det aktiva kolet. Till skillnad från termisk reaktivering där adsorbatet tas bort från kolets yta men även en del av kolet destrueras i processen, sker ingen förlust av adsorbenten under reaktiveringen med kemisk reaktivering. Graden av effektivitet av den kemiska reaktiveringen är beroende av reaktiviteten mellan adsorbenten och reagenserna, d v s hur lösligheten är och typ och karaktär på föroreningarna på kolets yta. Efter avlägsnande av föroreningarna från det aktiva kolet erhålls en restprodukt som behöver hanteras. Den kemiska lösningen behöver behandlas, dels för att återvinna reagenserna, dels för att sluthantera föroreningarna.

Biologisk reaktivering

Biologisk reaktivering använder mikrobiella kolonier för att återställa ytan och kapaciteten hos det aktiva kolet. Effektiviteten beror på faktorer såsom processkonfiguration, biologisk nedbrytbarhet hos föroreningen, fysikokemiska egenskaper av det aktiva kolet, m m. Biologisk regenerering sker genom en desorption av föroreningar från det aktiva kolet och upptag genom den biologiska biofilmen som utvecklats på ytan av det aktiva kolet. I nästa steg bryter bakterier ner de desorberade föroreningarna, vilket leder till en vidare desorbering av föroreningar från det aktiva kolet. På samma sätt som för andra biologiska system kan effektiviteten variera för olika föroreningar och system men förutsatt att det finns lämpliga förhållanden kan biologisk reaktivering vara effektivt.

Elektrokemisk reaktivering

Elektrokemisk reaktivering innebär en desorbering av molekyler från ytan av det aktiva kolet med hjälp av en elektrisk ström i en elektrokemisk cell för att återställa kolets adsorptionskapacitet. Genom reaktioner mellan adsorberade föroreningar och genererade joner bildas molekyler med lägre adsorptionsaffinitet för aktivt kol vilket leder till desorption från kolytan. Joner som genereras vid elektroderna ändrar även pH lokalt, vilket påverkar adsorptionsjämvikten. Elektrokemisk reaktivering finns både som kato-disk och anodisk reaktivering. Föroreningar kan antingen reduceras eller oxideras beroende på polaritet och laddning och några kan behöva hanteras efteråt. Tekniken med elektrokemisk reaktivering är fortfarande i utvecklingsstadiet.

Reaktivering med våtoxidation

Våtoxidation görs genom att det förbrukade kolet upphettas i en trycksatt vattenlösning med hög temperatur på 150 till 200 °C och vid 10 till 50 bar och vid tillförsel av syre. Vid kontakt med det varma vattnet under nämnda förhållanden desorberas föroreningar från det mättade kolets yta. Syret oxiderar desorberade föroreningar, vilket förändrar desorptionsjämvikten och resulterar i ännu mer desorption. Tekniken med våtoxidation är resursintensiv, komplex och varierar i effektivitet beroende på flera faktorer där tryck, temperatur och kontaktid kan nämnas som ett exempel.

Mikrovågsreaktivering

Vid *mikrovågsreaktivering* placeras det aktiva kolet i ett högfrekvent mikrovågsfält vilket leder till en upphettning med desorbering av de adsorberade föroreningarna från kolytan. Tekniken är under utveckling och förväntas kräva mindre i energi än andra tekniker. Dock måste det aktiva kolet ha goda egenskaper för att absorbera mikrovågor, så att tillförd energi kan tränga direkt igenom kolbädden.

Termisk reaktivering är den mest vanliga och accepterade metoden av ovan presenterade metoder. Gällande vilken teknik som är mest lämplig, så är det beroende på olika faktorer såsom vilket användningsområde som är identifierat för det aktiva kolet, vilken föroreningsprofil som finns, tillgängligheten avseende resurser och ekonomiska överväganden. En småskalig kontinuerlig reaktivering på en specifik plats kan ha andra aspekter att ta hänsyn till vid val av reaktiveringsteknik jämfört med vad som kan bli aktuellt för en storskalig reaktiveringsanläggning (Misha 2021).

3.2 Termisk reaktivering

Vid termisk reaktivering behandlas det aktiva kolet vid höga temperaturer i en ugn. Under denna process destrueras eller avskiljs de adsorberade organiska ämnena från kolets yta och förs bort med rökgasen, samtidigt återuppbyggs kolets ytkemi och porositet. Termisk reaktivering kan delas in i följande processsteg:

1. *Avvattning*: Kolet som är suspenderat i vatten avvattnas till cirka 50 % av sitt vatteninnehåll innan det matas in i reaktiveringsugnen. Dräneringen, eller den mekaniska avvattningen av kolet, sker oftast redan i samband med när kolet flyttas från platsen där det används. Denna avvattning leder till att transportbehovet minskas.
2. *Torkning*: I det första steget i reaktiveringsugnen värms kolet upp till cirka 100–110 °C för att avdunsta mer vatten och torka kolet inför pyrolysen.
3. *Volatilisering/pyrolys*: I nästa steg i reaktiveringsugnen värms kolet upp till 450–850 °C i en inert (syrefri) miljö, där adsorberade flyktiga ämnen avlägsnas från kolet genom avdunstning. Här bryts den största delen av de adsorberade ämnena ner genom mineralisering, d v s att ämnena bryts ned till koldioxid och vatten och eventuellt andra gaser såsom kvävgas, beroende på vilka föroreningar det handlar om.

-
- En del av resterande icke-flyktiga organiska ämnen förkolnas (karboniseras) till kol.
4. *Förgasning/oxidering*: I det tredje steget i reaktiveringsugnen utsätts det pyrolyserade kolet för en oxiderande gas (vattenånga, CO₂ eller båda) vid temperaturer över 800 °C. Denna kontrollerade förgasning av kolets yta expanderar kolets porer och förångar resterande organiska ämnen. Kolet återhämtar sin ursprungliga struktur med hög porositet och en reaktiv yta.
 5. *Kylning*: Innan kolet kan användas igen kyls det ned, t ex i ett vattenbad eller med hjälp av en värmeväxlare.

Uppehållstiden i reaktiveringsugnen varierar vanligtvis mellan en halv till två timmar och styrs i huvudsak av hur förorenat kolet är. Detta är en av anledningarna till att reaktivering av mindre förorenat kol såsom kol från vattenverk aldrig reaktiveras i samma reaktiveringsugn som kol med en högre föroreningsgrad från industriella applikationer och avloppsreningsverk.

3.2.1 Typer av reaktiveringsugnar

Termisk reaktivering kan utföras med olika tekniska lösningar som påverkar utformningen av reaktiveringsugnen. Roterugn (Rotary Kiln) och flervåningsugn (Multiple Hearth Furnace, MHF) är de mest vanliga ugnarna (Chowdhury 2013; Mishra 2021). Roterugnen agerar som en vertikal snedställd roterande cylinder, där GAK och varma gaser/ångor strömmar genom cylindern. Rotationen av ugnen säkerställer korrekt temperatur och uppehållstid i olika processsteg. Roterugnar bedöms vara billigare i investering och uppstarts- och nedstängningstider är kortare än för flervåningsugnar. De fördelar som nämns för roterugnar är en högre robusthet och en flexiblare styrning, annars uppnås samma kvalitet vid reaktiveringen som för andra ugnstyper. Nackdelen med roterugnar är större mekaniskt slitage och högre förlust av kol i ugnen.

En flervåningsugn är en vertikal ugn uppdelad i flera nivåer med varierande temperaturer. Kol matas in från toppen av ugnen för torkning och transporteras sedan ner genom de olika våningarna med hjälp av en roterande arm i mitten av ugnen. Temperaturen ökar i varje nivå och kan justeras separat för varje våning i flervåningsugnen, vilket ger en noggrann kontroll över processens temperatur och själva reaktiveringen av kolet. Kolförluster vid reaktiveringen ligger utifrån information från kolleverantörerna i samma storleksordning för de olika ugnstyperna. Det är endast vid reaktivering av väldigt högbelastade kol avseende föroreningar, något som kan vara aktuellt för kol vid industrianvändning, som en reaktivering i flervåningsugnar eller fluidiserade bäddar kan vara bättre än en reaktivering i roterugn (Jacobi 2024).

I förstudien kring reaktivering av kol som gjordes av Hoyer et al. (2022) har två leverantörer från Belgien (John Cockerill) respektive USA (Hankin Environmental Systems) levererat underlagsdata för hur flervåningsugnar kan etableras. Leverantören rekommenderar minst 8 000 driftstimmar per år, med en planerad avstängning på ca två till tre veckor för underhåll. Utöver underhållsarbete behövs det även tid för kylning och uppvärmning av ugnen. Enligt Jacobi är det en stor fördel vid reaktivering att roterugnar kan driftas utifrån behov på grund av att de har mycket korta uppstarts- och nedstängningscykler. Generellt ges den bästa resurseffektiviteten av reaktiveringen när designen av belastningen utgår från att ugnarna körs med en så kontinuerlig drift som möjligt.

3.2.2 Destruktion av mikroföroreningar vid reaktivering

Organiska mikroföroreningar som läkemedelsrester och PFAS som adsorberats på kolytan kan helt eller delvis mineraliseras eller desorberas från kolytan i reaktiveringsugnen. Avseende PFAS är det dock fortfarande oklart hur det bryts ned och vilka ämnen som eventuellt bildas (se mer detaljer nedan). I reaktiveringsugnen förstörs sedan en del av de desorberade föroreningarna som ett resultat av rådande temperatur och uppehållstid.

De adsorberade ämnena (adsorbater) som avlägsnas från kolet, men inte bryts ned i ugnen, genomgår en gasrening som vanligtvis består av ett termiskt oxidationsmedel, eller efterbrännare, en skrubber och ett gasfilter, såsom aktivt kol. Reningssystemet i moderna gasreningssystem är utformat för att förstöra samtliga organiska ämnen, för att neutralisera sura gaser som bildas under processen och för att fånga upp partiklar. Effektiviteten och funktionaliteten av reningssystemet genomgår vanligtvis en verifiering och godkänns via tester. Erfarenheter från bland annat slamförbränning visar dock att vissa svårnedbrytbara ämnen inte kan antas destrueras på en generell basis och detta kan därför behöva undersökas mer i detalj. Ett sådant exempel är huruvida PFAS-destruktion kan antas eller ej, något som studerats i avfallsförbränning där det observerades att en hantering av PFAS-haltiga restströmmar kan behövas (Björklund et al. 2023; Strandberg et al. 2021). Dock kan erfarenheter från avfallsförbränning inte direkt överföras till kolreaktivering eftersom denna kör under syrefria förhållande och avsevärt längre uppehållstider än vid avfallsförbränning.

Läkemedel som adsorberats av aktivt kol motsvarar föreningar som inte har lika starka bindningar som PFAS och de förväntas destrueras eller mineraliseras vid rådande temperaturer i reaktiveringsugnen och efterbrännaren. För att göra exemplet tydligare förångas diklofenak redan vid 157 °C och nedbrytning startar från 168 °C, vilket antyder att denna förening kommer att släppa från kolytan relativt enkelt (ChemSpider 2024). PFAS som grupp kräver i regel temperaturer över 600 °C (Watanabe et al. 2016), vilket antyder att utmaningen är väldigt annorlunda för dessa ämnen. Någon specifik studie som studerat desorption och destruktion av läkemedel vid reaktivering av aktivt kol har inte identifierats. Enligt beskrivningen ovan är det en rimlig utgångspunkt att dessa substanser omvandlas till koldioxid, kväveoxider, svaveldioxid och andra produkter som kan tas om hand i gasreningen eller som inte utgör en risk.

Det är viktigt att poängtera att vid destruktion av PFAS i samband med reaktivering av aktivt kol, innebär detta inte nödvändigtvis att ämnet fullständigt destrueras. Detta kan variera stort mellan olika PFAS-ämnen. Huruvida en effektiv och en komplett destruktion av PFAS sker vid reaktivering är inte helt utrett. Mot bakgrund av detta förekommer det ofta en förvirring mellan destruktion av PFAS i meningen att dessa ämnen fullständigt mineraliseras jämfört med skapandet av nya biprodukter av PFAS, något som även uppmärksammas i en nyligen publicerad kommentar i tidskriften *Environmental Science and Technology* (Smith et al. 2024). Mot bakgrund av detta har vi här valt att lyfta fram de studier som undersökt destruktion närmare för att åskådliggöra det underlag som finns tillgängligt inom området. I studien av Watanabe et al. (2016) visades det till exempel att en rad PFAS-ämnen såsom PFOA, PFOS och PFHxA bröts ned, men att det fortfarande kvarstod organiskt fluor på det aktiva kolet. Det var först vid 1 000 °C som det organiska fluoret inte kunde detekteras mer. Mot bakgrund av denna studie blir det tydligt att denna frågeställning behöver utvärderas med fler kemiska parametrar än bara ursprungsämnena eftersom PFAS-ämnen inte bara omvandlas till andra PFAS-ämnen, utan även andra föreningar som inte alltid är dokumenterade och kända. För det senare fallet krävs det därför bredspektrumsanalyser av alla restströmmar som uppstår vid reaktiveringen, där den totala halten av fluor kan bestämmas. Dessa inkluderar förutom det reaktiverade kolet, processgaser och damm från processen, även indirekta processströmmar som transportvatten, rök-gaskondensat och gasfilteradsorbenter. Det finns en rad studier som har undersökt frågan avseende destruktion som diskuteras ovan och vi listar några av dessa här nedan inklusive en summering av respektive innehåll:

- Analyser av reaktiverat kol som används vid Uppsala vatten kunde inte indikera några PFAS (pers. kommunikation McCleaf Philip, Uppsala Vatten). Dessa tester gjordes dock för nästan 10 år sedan och det är oklart vilka PFAS-analyser som inkluderades vid utvärderingen.
- En studie som utfördes vid en kolreaktiveringsanläggning av Calgon Carbon

Corporation med reaktivering av PFAS-laddat kol visade en >99,99 % destruktion av PFAS i reaktiveringsugnen och gasreningssystemet där 39 PFAS och totalfluor (TF) utvärderades (DiStefano et al. 2022). Studien visade att en stor del av PFAS-destruktionen sker i ugnen.

- Xiao et al. (2020) undersökte nedbrytningsmekanismer av olika PFAS i förbrukat kol vid termisk reaktivering. Nedbrytning av t.ex. PFOA initieras redan vid temperaturer så låga som 200 °C men andra PFAS såsom PFOS krävde en mycket högre temperatur (≥ 450 °C) för att sönderfalla. Andra ämnen såsom flyktigt organiskt fluor (VOF) var den huvudsakliga termiska nedbrytningsprodukten vid temperaturer ≤ 600 °C och en effektiv mineralisering till fluoridjoner inträffade först vid temperaturer över 700 °C. Även om studien har fått viss kritik för metodiken och utvärderingen av t.ex. Kopinke och Frenzel (2021), så kvarstår det generella resultatet att PFAS destrueras vid reaktivering.
- Baghirzade et al. (2021) utvärderade de senaste två decenniernas forskning om konventionell termisk reaktivering av kol och huruvida processen kan mineralisera adsorberade PFAS. Det diskuteras att både traditionella PFAS såsom PFOA och PFOS, men även PFAS som ökar i användningen såsom GenX och PFBA kan destrueras vid termisk reaktivering av PFAS-belastat kol.
- Gagliano et al. (2023) diskuterar att det fortfarande finns ett behov för fler studier för att säkerställa PFAS-destruktionen vid reaktivering, särskilt med tanke på samspel mellan PFAS och andra adsorberade organiska och oorganiska mikroföroreningar.
- Vid Jacobis anläggning i Premnitz, Tyskland, dit även kol från Uppsala Vatten skickas för reaktivering, har kontrollerade tester för uppföljning av PFAS-destruktion genomförts under övervakning av tyska Technischer Überwachungsverein (TÜV) och Landesumweltamt (statens miljöverk) för två år sedan. Testerna visade att inga av de undersökta PFAS-ämnena kunde kvantifieras i några restströmmar förutom i det damm som uppstår i väldigt små mängder under processen och vid reaktiveringsugnen (Jacobi 2024). Någon massbalans av fluor genomfördes dock inte i denna undersökning. Testrapporten från Uppsala Vatten är inte tillgänglig eftersom den är en del av dokumentationen av anläggningens tillstånd, där en beskrivning av processuppbyggnad och drift ingår. Mot bakgrund av detta önskar inte Jacobi att göra denna studie tillgänglig för allmänheten. Det finns således ingen information avseende vilka PFAS-ämnena och analyser som har ingått i undersökningen. Vid deponering av PFAS-haltigt damm bör en anpassad lakvattenrening för rening av PFAS finnas.
- I en studie av Husek et al. (2024) undersöks halten organiskt fluor utöver riktade PFAS-analyser i reaktiverat biokol och i rökkondensatet som uppstod vid pyrolysisprocessen. Resultaten indikerade att både temperatur och tid i rökkammaren inverkar på omfattningen av PFAS-destruktion i kolet, där hög temperatur och lång uppehållstid ger ökad destruktion. Halterna av organiskt kol visades också öka i gasfasen vid samma betingelser. Studien understryker betydelsen av att off-gaserna från pyrolysis av PFAS-mättat aktivt kol behöver vidare behandling innan de släpps ut till atmosfären.

Det bör noteras att projektgruppen inte har undersökt PFAS-destruktion vid andra reaktiveringsmetoder (se 3.1) men utifrån hur dessa tekniker fungerar är det sannolikt att någon destruktion inte kan säkerställas med tanke på hur processerna ser ut och mot bakgrund av den kemiska persistensen av PFAS. Siriwardena et al. (2021) visade dock att även en kemisk reaktivering kan ge en effektiv borttagning av några undersökta PFAS från kolet. Likt för en termisk reaktivering, så behöver en kemisk reaktivering kompletteras med en separat behandling eller kvittblivning av de restströmmar som uppstår vid desorption av PFAS från kolet. Även Gagliano et al. (2023) diskuterar några andra reaktiveringsmetoder än termisk reaktivering för PFAS destruktion. Ingen av ovanstående nämnda studier undersökte om de valda och undersökta PFAS-ämnena förändrades till några andra PFAS-ämnena (biprodukter).

Enligt information från aktörer på marknaden krävs en noggrann analys av olika organiska och oorganiska föroreningar i kol som ska reaktiveras inför mottagande av kol från en ny anläggning. Detta för att säkerställa att kolet inte innehåller oorganiska föroreningar som kan påverka reaktiveringseffektiviteten (Guo & Du 2012). Slutligen förordar projektgruppen att breddspektrumanalyser vid undersökning av PFAS-destruktion är fördelaktiga eftersom detta de facto indikerar var kända och okända PFAS-ämnen hamnar i processen.

3.2.3 Kvalitetssäkring

Vid kommersiell reaktivering är kvalitetskontroll en essentiell del av processen innan kol från en ny kund tas emot för reaktivering. Förutom att användaren behöver dokumentera vad kolet har använts till behöver även kolprov skickas för analys och karakterisering inför reaktiveringen. Bedömningen av kolet inkluderar bl a förekomst och omfattning av radioaktiva föreningar, cyanider och dioxiner. Även mineral-, fluor-, klorid- och sulfathalten och många andra föreningar kvantifieras på det förbrukade kolet för att bedöma om gasreningen är tillräckligt effektiv. Andra viktiga faktorer för en reaktivering är den kvarvarande adsorptionskapaciteten, askhalten, kolets nötningsvärde (abrasion value) m m. eftersom dessa parametrar kan påverka kvaliteten på det reaktiverade kolet. Testreaktiveringar kan även utföras, inklusive en karakterisering av det reaktiverade kolet, för att säkerställa kvalitén. Det är dessutom vanligt att ett kolprov tas från varje leverans av förbrukat kol och av det reaktiverade kolet.

En blandning av olika kol från vattenverk och andra processer undviks via en helt separat lagrings- och transportinfrastruktur. Hantering av kol från vattenverk kan certifieras enligt ISO 22000, vilket nyttjas av en del kommersiella aktörer.

3.2.4 Resursbehov

I förstudien vid Sjölanda ARV (Hoyer et al. 2022) ges en översikt över rapporterad energiförbrukning för reaktivering av aktivt kol. Gasbehovet varierar mellan ca 3,5 till 5,5 kWh/kg kol och elbehovet mellan ca 0,1 och 0,25 kWh/kg kol. Det kan noteras att en ugnslieferantör angav ca tre gånger högre gas- och elbehov för en anläggning på 1 100 ton kol/år medan behovet låg i ovanstående spann för en anläggning på 6 000 ton kol/år. Vid en jämförelse med resursbehovet rapporterat av Alelyckan som är en anläggning med en kapacitet på ca 1 000 ton kol/år (Önnby och Kronvall 2020), ligger detta inom ovan nämnda intervall. En mer specifik information om resursförbrukning har inte kunnat fås av kolleverantörer med hänvisning till konkurrenssituationen.

Förlusten av aktivt kol vid reaktivering ligger vanligtvis vid ca 10 % och är beroende på processutformning och typ av kol. För att kompensera för denna förlust, och för att uppnå önskad aktivitetsnivå i kolet, kan det tillsättas jungfruligt aktivt kol. Att tillsätta jungfruligt aktivt kol i stället för reaktiverat aktivt kol från andra källor kan behövas när kolets kapacitet avtar med antalet reaktiveringar, något som bland annat kan ske på grund av att desorptionen eller avlägsnandet av adsorberande molekyler minskar med antal reaktiveringar. Enligt teknikleverantörers erfarenheter har dock samma kol reaktiverats i över 25 år för vissa kunder utan att en reduktion i kolets kapacitet observerats.

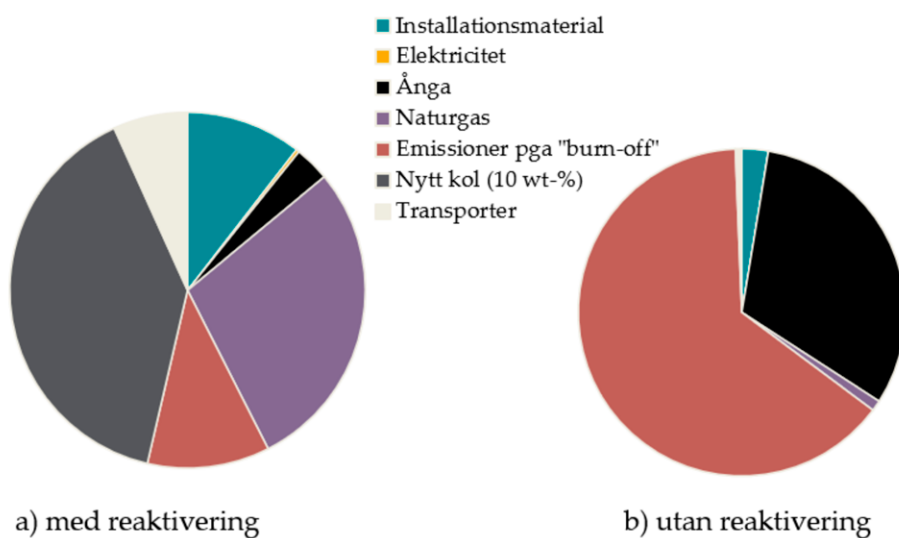
Utöver energibehovet behövs även tillgång till vatten för transport av kol, kylning, vattenskrubber i gasreningen och ångproduktion. Även reningen av använt vatten kräver resurser. I gasreningen kan även aktivt kolfilter ingå, vilka behöver bytas ut över tid och inkluderas i resursförbrukningen. Om inte kol som är förorenad med kvicksilver, dioxiner eller liknande hanteras vid reaktiveringsanläggningen är det dock inte nödvändigt med ett aktivt kolfilter för rökgasbehandling.

3.2.5 Miljöpåverkan av reaktivering

Genom att reaktivera mättat kol erhålls en lägre miljöpåverkan jämfört med att använda jungfruligt kol vid varje filtermediabyte då mättat kol ska ersättas. Detta beror framför

allt på att mindre, oftast fossilt, råmaterial behöver utvinnas för tillverkning av kol, men även på grund av att förbrukat aktivt kol inte behöver destrueras via förbränning. När detta beaktas resulterar kolreakivering i en minskad energiförbrukning och färre direkta luftemissioner jämfört med användning av jungfruligt kol. Miljöpåverkansindikatorn klimatpåverkan kan användas för att beskriva den potentiella påverkan på klimatet i form av koldioxidekvivalenter, d v s de direkta eller indirekta emissioner som har en klimatpåverkan, s k växthusgaser angett i enheten CO₂-ekvivalenter. Vanliga emissionsfaktorer för klimatpåverkan för tillverkning av jungfruligt kol anges både av leverantörer och miljöinventeringen till ca 7 ton CO₂ekv/ton kol plus 4 ton CO₂ekv/ton kol för förbränning av kolet efter användning. Denna summa kan jämföras med 2 ton CO₂ekv/ton kol som är den uppskattade klimatpåverkan för reaktiverat kol (Svenskt Vatten 2023). Att använda reaktiverat kol minskar följaktligen klimatpåverkan med >80 % från 11 ton CO₂ekv/ton kol till 2 ton CO₂ekv/ton kol. Det bör beaktas att ca 10 % av det mättade kolet förloras vid termisk reaktivering och behöver ersättas med jungfruligt kol, om inte annat reaktiverat kol kan användas. De angivna emissionsfaktorerna kan dessutom påverkas av var kolet tillverkas eller reaktiveras i Europa.

Det finns flera andra miljöpåverkansindikatorer än klimatpåverkan som kolproduktion och reaktivering kan bedömas efter. Vilén et al. (2022) återger t ex en miljöpåverkananalys för tillverkning av aktivt kol från olika råmaterial. I Baresel et al. (2017) illustreras t ex miljöpåverkan för kolanvändning för ett antal indikatorer i jämförelse med andra reningstekniker. Koltillverkning och -reaktivering bidrar t ex även till försurning, övergödning, utarmning av icke förnyelsebara material- och energiresurser. Dessa faktorer orsakas av råvaru- och energiförbrukning men även som resultat från utsläpp som uppkommer då kol transporteras fram och tillbaka till reaktiveringsanläggningar. I samma studie undersöktes även fördelningen av klimatpåverkan vid användning av nytt respektive reaktiverat kol (Figur 3.1. Tillsatts av jungfruligt kol för att kompensera för reaktiveringsförluster (indikerat som grått "nytt kol" i figuren) utgör en stor del av klimatpåverkan vid reaktivering.



Figur 3.1

Exempel på olika bidrag till klimatpåverkan vid användning av aktivt kol för a) med och b) utan reaktivering av kol (modifierad från Baresel et al. 2017).

Med ett antaget energibehov på i medel ca 5 kWh gas/kg reaktiverat kol och 0,2 kWh el/kg reaktiverat kol (se ovan) kan en jämförande klimatpåverkan för en reaktivering av kol i Belgien genom en leverantör såsom Chemviron respektive Sverige beräknas. I Tabell 3.1 visas tre scenarier som använder sig av emissionsfaktorer enligt Svenskt Vattens klimatberäkningsverktyg (Svenskt Vatten 2023) samt aktuella emissionsfaktorer från LCA-verktyget GaBi som används av IVL.

Det framgår från Tabell 3.1 att endast en placering av en kolreaktivering i Sverige i stället för i Belgien som använts här som exempel, inte ger en signifikant minskning av miljöpåverkan även om emissioner från transport och elanvändningen kan reduceras vid en nationell reaktivering. Miljöpåverkan minskas däremot avsevärt när biogas kan användas för reaktiveringsprocessen istället för naturgas, som annars är den vanliga gasen som används i Europa för reaktiveringsprocessen. Att naturgas används beror på att naturgasen som används i Sverige i princip har samma miljöpåverkan som naturgas i Belgien, och att just gasbehovet utgör det största resursbehovet vid reaktivering av kol. Bidraget från transporter, däremot, är endast marginellt, även om dessa ofta lyfts fram som argument för en nationell reaktivering.

Tabell 3.1

Klimatpåverkan för reaktivering av ett ton kol och olika scenarier.

	Emissionsfaktor	Behov	Emission
Scenario reaktivering i Belgien			
Transport ^a	0,07 kg CO ₂ ekv/tonkm	800 km	112 kg CO ₂ ekv/ton kol
Naturgas ^b	0,233 kg CO ₂ ekv/kWh	5 kWh/kg	1165 kg CO ₂ ekv/ton kol
Medel elmix ^b	0,174 kg CO ₂ ekv/kWh	0,2 kWh/kg	34,5 kg CO ₂ ekv/ton kol
Summa emissioner: 1 310 kg CO₂ekv/ton kol			
Scenario reaktivering i Sverige med naturgas och medel elmix			
Transport ^a	0,07 kg CO ₂ ekv/tonkm	200 km	28 kg CO ₂ ekv/ton kol
Naturgas ^b	0,226 kg CO ₂ ekv/kWh	5 kWh/kg	1130 kg CO ₂ ekv/ton kol
Medel elmix ^b	0,04 kg CO ₂ ekv/kWh	0,2 kWh/kg	8 kg CO ₂ ekv/ton kol
Summa emissioner: 1 170 kg CO₂ekv/ton kol			
Scenario reaktivering i Sverige med biogas och förnyelsebar el			
Transport ^a	0,07 kg CO ₂ ekv/tonkm	200 km	28 kg CO ₂ ekv/ton kol
Biogas ^c	0,02 kg CO ₂ ekv/kWh	5 kWh/kg	100 kg CO ₂ ekv/ton kol
Förnyelsebar el ^d	0,008 kg CO ₂ ekv/kWh	0,2 kWh/kg	1,6 kg CO ₂ ekv/ton kol
Summa emissioner: 130 kg CO₂ekv/ton kol			

^a Svenskt Vatten, Klimatberäkningsverktyg för VA-anläggningar, version 2 juni 2023.

^b Data från LCA-verktyget Gabi december 2023.

^c Värdet avser flytande biogas (<https://www.energigas.se/>).

^d 50/50 vind- och vattenkraft.

3.2.6 Kostnadsaspekter vid reaktivering

En reaktivering av kol är generellt mer ekonomiskt fördelaktigt jämfört med inköp av jungfruligt kol, vilket relaterar till samma aspekter med ett ökat resursbehov, som beskrivs i föregående avsnitt. Både Önnby och Kronvall (2020) och Hoyer et al. (2022) inkluderar en kostnadsanalys för en lokal reaktiveringsanläggning för GAK som indikerar att kostnaderna potentiellt kan vara avsevärt lägre i jämförelse med en reaktivering utomlands. Dessa studier bygger dock delvis på föråldrade prisuppgifter och tar även med tillsatts av 10 % jungfruligt GAK i kostnadsberäkningen. Denna kostnad varierar dock beroende på koltyp för olika kunder och det kan diskuteras om denna kostnad bör tas hänsyn till i samband med reaktiveringen eftersom prisvariationer av jungfruligt GAK i så fall skulle påverka kostnadsbilden för reaktivering.

De investeringskostnader som Hoyer et al. (2022) anger baserat på information från två olika ugnslieferantörer låg på en nivå på 14,5 Mkr för själva reaktiveringsugnen med en kapacitet på 1 100 ton/år. För en ugn med en kapacitet på 6 000 ton/år varierade prisuppgifterna mellan 18,1 och 30 Mkr mellan de två leverantörerna. En skattning av samtliga investeringskostnader som även inkluderar leverans, bygg- & anläggningsarbeten,

VVS, maskinutrustning, el- och automation samt oförutsedda kostnader och byggherrekostnader, resulterade i ett totalinvesteringsbehov på ca 70 Mkr och 120 Mkr för en anläggning med en kapacitet på 1 100 respektive 6 000 ton/år. För jämförelse kan kostnaden per kapacitetston beräknas som är investeringskostnaden delat med den årliga kapaciteten. Detta innebär ca 20 000 kr/kapacitetston för en stor anläggning, men mer än tre gånger så hög kostnad per kapacitetston för en mindre anläggning. Uppgifterna kan dock beskrivas som osäkra eftersom kolleverantörerna själva inte anger några specifika kostnader för etablering av sina reaktiveringsanläggningar. Leverantörer av själva reaktiveringsugnar som står för kostnadsskattningar i Önnby och Kronvall (2020) samt i Hoyer et al. (2022), har enligt egen utsaga ingen kunskap om etableringskostnader för andra anläggningsdelar vid en reaktiveringsanläggning förutom själva reaktiveringsugnen och eventuell efterbrännkammare.

För årliga driftkostnader har förutom årliga avskrivningar och räntekostnader, även kostnader för beräknat gas- och elbehov, personalkostnader, underhåll och inköp av jungfruligt kol för att kompensera för de förluster om 10 % som sker vid kolreakivering inkluderats (Hoyer et al. 2022). De beräknade kostnaderna rapporteras vara 12 respektive 42,3 Mkr/år för de två undersökta anläggningsstorlekarna. Detta skulle betyda en specifik kostnad på ca 11 kr/kg respektive 7 kr/kg kol för de två undersökta storlekarna som inkluderar tillsats av 10 % jungfrulig kol. Gasförbrukning anges som den dominerades kostnaden, följt av inköp av jungfruligt kol och avskrivningar. I beräkningen användes dock flera antaganden som gör att kostnadsberäkningen behöver tas med försiktighet, och att den inte kan anses aktuell längre. Tabell 3.2 visar t ex förändring av olika priser för de ingående resurserna vid kolreakivering med kostnader som antogs vid driftkostnadsberäkningen i Hoyer et al. (2022). Prisnivåerna varierar naturligtvis över året och för olika regioner, men det blir ändå tydligt att prisnivåerna har gått upp kraftigt på senare tid vilket behöver beaktas i en kostnadsbedömning för en lokal/regional reaktiveringsanläggning. Även en avskrivning på 30 år med en ränta på 2 % skulle i dag eventuellt sättas till max 25 år och 3 % för att kompensera för ränteändringar. Även avseende driftkostnader utelämnar kolleverantörer inga siffror med hänvisning till konkurrensen.

Tabell 3.2

Prisuppgifter vid tidigare undersökning och aktuella priser.

Råvara	Prisnivå 2021 Hoyer et al. (2022)	Prisnivå 2023	Källa 2023
Jungfrulig kol	20 kr/kg	35 – 40 kr/kg	Chemviron Carbon, Jacobi
Naturgas	0,75 kr/kWh	1,99 kr/kWh	SCB, största förbrukartyp, exkl. moms
Elpris	1 kr/kWh	1,74 kr/kWh	SCB, största förbrukartyp, exkl. moms

Kolpriset steg avsevärt i samband med COVID-19-utbrottet. En temporär nedläggning av produktionsanläggningar minskade bl a tillgången till aktivt kol. Bristen på råvaror var en annan faktor som påverkade marknaden i form av ökade priser på råvaror. Eftersom fossilt kol som främst används för tillverkning av aktivt kol även används i stor omfattning i bl a Kina inom cementproduktion, järn- och stålverk samt elproduktion, uppstod det periodvis brist på kol som används vid tillverkning av aktivt kol under COVID-19. Ingen av leverantörerna ser dock en generell brist på råvaror eller tillgång till aktivt kol på sikt. Även ökade energipriser har påverkat kostnadsbilden av både jungfruligt och reaktiverat kol. Här kommer även aspekten in att många reaktiveringsanläggningar i Europa historiskt sett hade mycket förmånliga gasavtal, vilket betyder att priser för reaktivering kan öka ytterligare framöver när aktörerna blir tvungna att leta efter nya modeller, t ex med hjälp av biogas eller indirekt eluppvärmda ugnar som alternativ.

3.3 Alelyckan – Sveriges enda reaktiveringsanläggning

Anläggningen vid Alelyckan vattenverk är i dag Sveriges enda reaktiveringsanläggning och den används endast för reaktivering av kol för dricksvattenproduktion. Beskrivningen av anläggningen nedan baseras på information från Önnby och Kronvall (2020), Göteborg stad (2023) som driver anläggningen, och personlig kommunikation med Alelyckan vattenverk (2024). Anläggningens kapacitet uppgår till cirka 1 000 ton reaktiverat kol årligen. Detta motsvarar ca 6 ton/dygn. Reaktiveringstemperaturen ligger på ca 900 °C och energiförsörjningen baseras på biogas från Göteborgs energi. Anläggningen har dock tidigare även drivits med naturgas och inga särskilda anpassningar ska ha behövts vid byte från en gas till en annan.

Kolreaktiveringen körs vanligtvis endast tre månader under hösten och tre månader under vintern. Detta görs utifrån reaktiveringsbehovet och att Alelyckans vattenverk värms upp med överskottsvärme från anläggningen. Dock spelar det också in att temperaturen i processbyggnaderna kan bli för höga vid drift under varma årstider. Dessa perioder används i stället för att utföra underhållsarbeten som bland annat inkluderar reparationer i ugnsmurning. Dock har ett komplett byte av ugnsmurning med eldfast tegel inte behövts under anläggningens snart 50 år i drift. Vid nedstängning sker även en dammsugning av ugnen som tar hand om ca 100 kg aska/damm årligen.

Verksamheten vid Alelyckan erbjuder även utrustning för koltransporter, mellanlagring av kol, samt slangar och ejektorer för in- och utlastning av kol. Anläggningen består av två tankar på ca 20 m³ var för hantering av ”smutsigt” respektive reaktiverat kol. Detta innebär att anläggningen kan köras kontinuerligt när den är i drift med kol från olika anläggningar. Matning av reaktiveringsugnen sker kontinuerligt även vid byte mellan olika kolleveranser. Detta för att temperaturen i ugnen ska kunna hållas stabil. Separeringen av olika kol sker i stället baserat på uppehållstiden i ugnen som ligger från 25 till 30 minuter. Kolförlusten garanteras till maximalt 10 %, varav ca 5 % är på grund av reaktiveringsförluster och 5 % är slitage.

Reaktiveringsanläggningen reaktiverar kol både från egna vattenverk och från externa verk såsom Linköping och Jönköping. Även kol från norska vattenverk reaktiveras. Endast kol från vattenverk reaktiveras för att undvika kontakt med avloppsvatten någonstans i kedjan enligt allmänna hygienregler. Samma containrar används för leverans av kol från olika anläggningar. Mängder kol som reaktiveras varierar mellan ca 10 och 300 ton per kund. Man försöker dock köra anläggningen med minst två containrar per kund.

”Smutsigt” kol transporteras med hjälp av ejektor till en matningstank. En skruvtransportör matar sedan kolet till själva ugnen och under denna matning sker en avvattning av kolet. Den toppmatade ugnen har sex brännkammare, våningar, där temperaturen ökar för varje kammare. För reaktiveringen av kolet i kammare 5 och 6 tillsätts ånga som genereras från rökgaser som förbränns i en efterbrännkammare, där det dock inte sker någon gasrening. För ångproduktion används avhärdat dricksvatten med tillsats av trinatriumfosfat för att undvika korrosion och kalkbeläggningar i ångpannan. Själva ugnen består av en roterande axel med fördelningsarmar i varje våning som fördelar och transporterar kolet från en våning till nästa. Efter reaktivering matas kolet till en vattentank för kylning och transport till lagringstank inför hämtning. Medan temperaturen hålls konstant så är uppehållstiden direkt beroende av kolets egenskaper. Kol med större partiklar eller ”smutsigare” och därmed tyngre kol, transporteras långsammare genom de olika kamrarna. Upphållstiden blir därmed något längre. Även energibehovet för att hålla reaktiveringstemperaturen påverkas således av kolet som reaktiveras. Energibehovet uppges generellt till ca 5 400 kWh/ton aktivt kol. Det finns dock ingen mer exakt uppföljning av detta. Priset för reaktivering vid Alelyckans anläggning anges till 5 000 kr/m³ exkl. transporter. När ugnen är i drift krävs ca 75 % av en heltidstjänst för driften av anläggningen, varav den största delen går åt containerlogistiken.

Ytbehovet för reaktiveringsanläggningen bedöms till ca 25×15 m (375 m^2) inklusive fyra kolsilos, själva reaktiveringsugnen (diameter på 3 m och höjd ca 7 m), ångpanna, samt diverse annan utrustning som rökgasfläkt, matarvattentank, pumpar m.fl.

Anläggningen kräver uppskattningsvis 70 m^3 vatten per ton reaktiverat kol både för transport av kol, ångproduktion och kylning av reaktiverat kol. Avloppsvatten som genereras återförs till avloppsnätet för rening vid avloppsreningsverket Ryaverket.

I dagsläget görs ingen specifik analys eller kvalitetskontroll av kolet som tas emot vid Alelyckan. Kolkvaliteten efter reaktiveringen övervakas med en MB-analys där MBV bestäms (metylenblå-värdet, methylene blue value), vilket är ett mått på adsorptionskapaciteten för aktivt kol. Det diskuteras dock om eventuellt utökad kvalitetskontroll kan vara aktuellt framöver och i samband med ökade krav.

De viktigaste underhållsåtgärderna inkluderar ejektor- och transportledningsutbyten samt ugnsmurning med eldfast tegel. Ångpannan har ersatts en gång också. Risker inkluderar syrebinding av kol och krävande god ventilation och säkerhet vid beträdande av slutna utrymmen med kol. Uppvärmning inför reaktivering tar 3 till 4 dagar vid ugnens uppstart. Eftersom anläggningen även tillsätter jungfruligt kol för att kompensera för kolförluster vid reaktiveringen, tillkommer arbetsmiljöaspekter såsom dammbildning vid leverans och hantering av jungfruligt kol som levereras i storsäckar, s k BigBag.

Reaktiveringsanläggningen på Alelyckan byggdes redan på 1970-talet och genomgick ingen miljöprovning. Anläggningen kommer troligtvis att behöva ersättas inom några år.

3.4 Relevanta aktörer inom kolreaktivering

Reaktivering av mättat kol från svenska anläggningar sker i dag uteslutande i utlandet, om inte reaktiveringen utförs vid Alelyckans reaktiveringsanläggning. De två främsta aktörerna verksamma i Sverige är i dag Chemviron och Jacobi.

Chemviron, som är det europeiska bolaget av det globala företaget Calgon Carbon vilket i sin tur tillhör Kuraray-koncernen (Japan), är bland de största aktörerna i Europa inom kolreaktivering. Företagets anläggningar inkluderar världens största reaktiveringsanläggning i Feluy, Belgien, som numera består av 5 reaktiveringsugnar med en total kapacitet på $>50\,000$ ton reaktiverat kol årligen. Chemviron använder sig endast av flervåningsugnar i sin anläggning i Feluy men även roterugnar används i andra anläggningar i Europa som drivs av företaget.

Även *Jacobi* ett helägt dotterbolag till en japansk koncern, Osaka Gas Chemicals Co. Jacobi har två stora reaktiveringsanläggningar, en i Premnitz, Tyskland och en i Frankrike med en kapacitet på med $6\,000$ ton/år vardera. Anläggningen i Frankrike reaktiverar endast kol från vattenverk medan anläggningen i Premnitz består av två lika stora linjer, en för kol från vattenverk och en för industriella kol vilket även inkluderar kol från avloppsvattenrening. Jacobi använder sig främst av roterugnar i sina anläggningar.

Utöver Chemviron och Jacobi finns det ett flertal andra aktörer på den europeiska marknaden. Några av dessa inkluderar Desotec, Belgien, Donau Carbon GmbH och Silcarbon Aktivkohle GmbH, Tyskland, Acticarb, Storbritannien, samt Norit och Sutcliffe Speakman i Nederländerna.

Även andra aktörer däribland Kemira, som redan är verksamma på den svenska VA-marknaden och som förser både vattenverk och avloppsreningsverk med olika produkter, ser med intresse på marknadssegmentet aktivt kol. I samarbete med Neova i Finland och deras produktionsanläggning för aktivt kol (se 4.7), bedöms även Kemira kunna utgöra en viktig aktör på den svenska marknaden inklusive reaktivering av aktivt kol.

En samlad bedömning av den befintliga kapaciteten för reaktivering av kol från vatten- respektive avloppsreningsverk är i dagsläget inte möjligt att ta fram på grund av marknads- och konkurrensmässiga faktorer. Med den information som projektgruppen

har samlat, bedöms dock kapaciteten i Europa ligga under 100 000 ton/år. Med ett uppskattat framtida behov för reaktivering på ca 10 000 till 35 000 ton/år endast för svenska anläggningar, blir det dock uppenbart att den befintliga kapaciteten inte kommer räcka till för att tillgodose detta behov. Det är inte heller en självklarhet att befintliga reaktiveringsanläggningar kan utökas för att möta ett ökat behov eftersom befintliga tillstånd och andra begränsningar såsom resurstillgång och ytbehov kan förhindra en sådan kapacitetsökning.

Det kan också nämnas att kolreaktivering hos kommersiella aktörer kan ske baserat på olika upplägg som inkluderar:

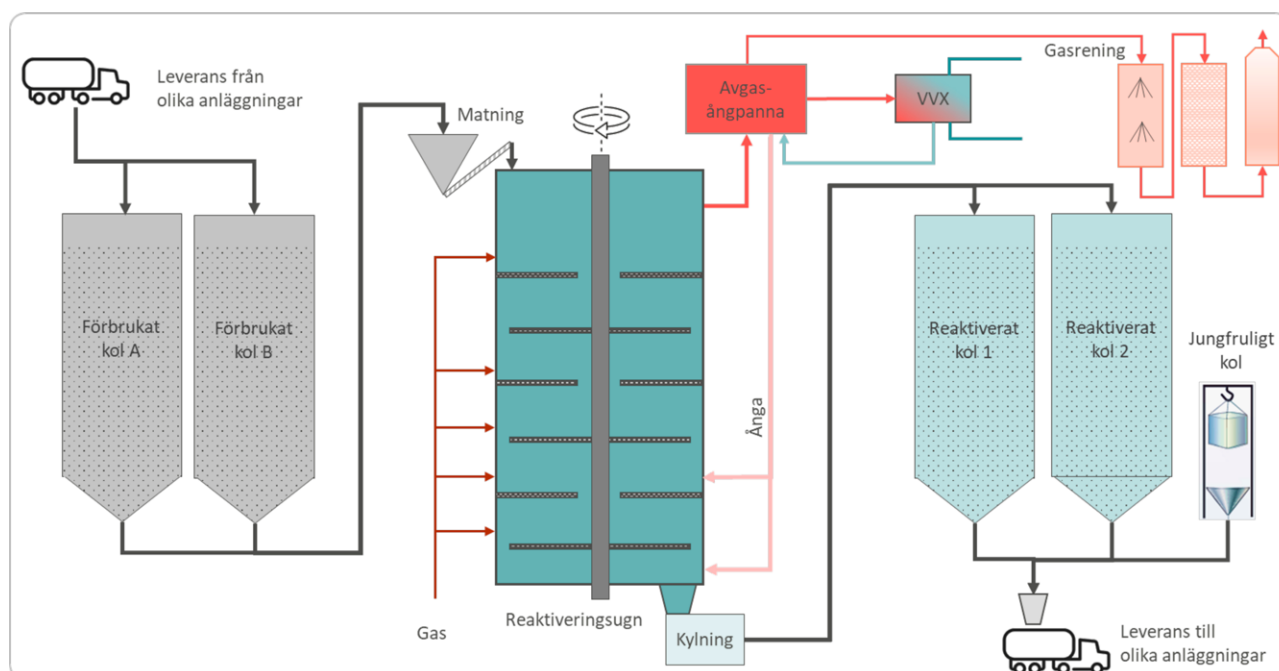
- *Kundspecifik reaktivering*: Reaktivering av en kunds eget kol. Kundenspecifik reaktivering betraktas som standard.
- *Kol-poolreaktivering*: Poolreaktivering innebär reaktivering av kol från en större pool av en specifik kolkvalitet där kundens förbrukade kol tillförs.
- *Övrig reaktivering*: I vissa fall tas förbrukat kol tillbaka för reaktivering av kunder som endast vill använda jungfrulig kol.

3.5 Beskrivning av en potentiell svensk reaktiveringsanläggning

Utan att gå in på olika aspekter såsom lokalisering, ägandeform eller logistik, så kan en reaktiveringsanläggning i Sverige se ut på många olika sätt. Efterföljande beskrivning utgör endast ett principiellt förslag på en övergripande utformning av en reaktiveringsanläggning som tar hänsyn till de aspekter som diskuterats i föregående avsnitt avseende behov, resursförbrukning, driftsätt och erfarenheter från Alelyckan. Fördelar avseende resursförbrukningen kan t ex förväntas ju större en reaktiveringsanläggning blir. Detta gäller både totalkapaciteten och om anläggningen består av flera mindre reaktiveringsugnar. Det är bland annat den höga energiförbrukningen i processen som medför detta. Avseende energiförbrukningen kan den optimeras i större anläggningar i förhållande till den mängden kol som reaktiveras. Driften av större anläggningar kan generellt sett också optimeras när det gäller personal, hantering av rökgas och avloppsvatten från processen. Dessutom tenderar investeringskostnaderna per enhet reaktiverat kol minska ju större anläggningen är. Parallellt kan det finnas andra aspekter såsom resiliens eller logistik som gör att flera mindre reaktiveringsanläggningar kan vara fördelaktiga. Oavsett ovan, så gäller efterföljande beskrivning av en tänkbar reaktiveringsanläggning oberoende av specifik kapacitet.

3.5.1 Övergripande utformning

Utöver själva reaktiveringsugnen för reaktivering av kol behövs en infrastruktur för kolhantering som inkluderar leverans, lagring, eventuell kolavvattning, matning till och från reaktivering, kylning av reaktiverat kol, lagring och tillsats av nytt kol för att kompensera för reaktiveringsförluster (Figur 3.2). Dessutom behövs en gasbehandling för destruktion av volatila föroreningar från reaktiveringen, ångproduktion och -hantering, samt annan kringutrustning som t ex energiåtervinningen.



Figur 3.2

Schematisk layout av en reaktiveringsanläggning med flervåningsugn som exempel.

Om en reaktivering av kol från vattenverk och avloppsreningsverk ska ske vid samma anläggning så behövs i grunden en dubbling av infrastrukturen som visas i Figur 3.2, utöver att ångpanna och gasreningsdelar behöver ingå. Detta för att kunna garantera en kontaktfri reaktivering och hantering av dessa kol från olika verksamhetstyper.

En tänkbar utformning och storlek av en framtida anläggning enligt layouten i Figur 3.2, med en reaktiveringslinje för kol från vattenverk och en linje för kol från avloppsreningsverk, skulle bestå av en årlig kapacitet på ca 5 000 ton reaktiverat kol per linje vid kontinuerlig drift. Denna storlek anges både av ugnslieferantörer och kolleverantörer som en rimlig anläggningsstorlek. Även om ugnslieferantörer generellt förespråkar större ugnar på 10 000 ton/år för en bättre driftsekonomi, så indikerar både Alelyckans befintliga anläggning och kolleverantörer som kontaktats, att en reaktiveringsanläggning är driftekonomisk även vid avsevärt mindre produktion. Resursbehovet för en sådan anläggning skulle då per linje ligga på ca 25 GWh/år för gas, <1,25 GWh/år för el och ca 350 000 m³ vatten/år. Anläggningens ytbehov skulle med ca 2 500 m² vara fem gånger så stor som Alelyckans anläggning i dag, mot bakgrund av en större kapacitet och att en linje för reaktivering av kol från avloppsreningsverk tillkommer.

3.5.2 Reaktiveringsugn, gasrening och ångproduktion

Vilken typ av reaktiveringsugn som väljs vid etablering av en reaktiveringsanläggning avgörs av andra faktorer än den tekniska prestandan eftersom både flervånings- och roterugnar framstår som likvärdiga utifrån denna aspekt. Vid önskan om en dynamisk drift av reaktiveringen rekommenderas en roterugn, men om existerande kompetens för drift av reaktiveringsugnar ska tas hänsyn till, så kan en flervåningsugn vara fördelaktigt. Även om investeringskostnader för en roterugn är något lägre än den för flervåningsugnar enligt litteraturen, så har projektgruppen inte lyckats bekräfta detta påstående. Utifrån övriga anläggningsdelar spelar typ av reaktiveringsugn inte någon roll.

Gasreningen startar redan i efterbrännarkammaren där bildade processgaser som även inkluderar flyktiga föroreningar förbränns. Förbränningsgaser renas sedan i en vattenskrubber samt eventuellt i efterföljande kolfilter. Røkgaskondensatet från vattenskrubbern behöver renas och damm/aska som avskils hanteras via deponering med lämplig lakvattenhantering för att fånga upp eventuella föroreningar.

Ångproduktion kan delvis ske via en separat ångpanna som kopplas till efterbrännarkammaren såsom vid Alelyckans reaktiveringsanläggning. Ångproduktion kan

dock även ske i själva ugnen via tillsats av vatten till processen vid lämpligt processteg som tillämpas, t ex vid roterugnar.

3.5.3 Koltransport till och från reaktiveringen

Oavsett om kol används i fast installerade filterbäddar eller mobila filter så behöver kolet tömmas ur filtret, transporteras till och från reaktiveringen samt åter fyllas tillbaka i filtret för ny användning. Innan transport av förbrukat kol sker, bör kolet backspolas. Tömningen av förbrukat kol bör ske med hjälp av ejektorsystem som transport, vilken kan vara kopplad till en mobil lagringstank där kolet dräneras för att minska vatteninnehållet inför transport. Lagringstanken kan vara i form av öppna tankar så som de som används i dag vid reaktiveringsanläggningen vid Alelyckan. Kommersiella aktörer använder sig dock vanligtvis av slutna tankbilar för både hämtning av förbrukat kol och leverans av reaktiverat kol, vilket visas i Figur 3.3. Vid användning av mobila filter sker transport vanligtvis i dessa filter som bara ersätts med nya filter inklusive reaktiverat kol. Mobila filter töms och fylls då först vid själva reaktiveringsanläggningen. Vid stora kolmängder, eller mycket frekventa kolbyten, kan platsspecifika kolbytessystem vara lämpliga för att minimera hanteringen med mobila enheter och tankbilar.



Figur 3.3

Olika lösningar för hantering och transport av kol (Källa: Chemviron Carbon).

Vid tömning och fyllning av kol i fasta filter behöver hanteringen av kol som endast har dränerats beaktas och transportkapacitet behöver ta hänsyn till hela kol- och vatten-slurryn. En längre lagring av mättat kol utan möjlighet till backspolning bör undvikas för att minska tillväxt och mögelproblem som annars även kan medföra att en extra behandling inför reaktiveringen behövs. Vid reaktivering av kol från anläggningar med flermediafilter, dvs filter där sand- och grusskikt finns under kolbädden, kan det även behövas ett extra separeringssteg för att skilja av sand och grus som enkelt följer med när tömning av filterbädden görs. Om reaktiveringsanläggningen använder en torr kylningsprocess av det heta reaktiverade kolet istället för vattenbad, så halveras transportmängden av reaktiverat kol. Ofta finns det ett avtal med kolleverantörer som lyder att en bytesvolym av kol lagras hos kolleverantören, för att reaktiverat kol ska kunna levereras vid samma tillfälle som när mättat kol hämtas. Detta minskar driftstoppet för en kolfilteranläggning och innebär att antal transporter kan minskas. Samtidigt bestämmer dock tömningen av mättat kol fortfarande transportbehovet, vilket bl a innebär att dubbelt så mycket tankbil-kapacitet behövs för hämtning av mättat kol jämfört med leverans av reaktiverat kol.

Vid reaktiveringsanläggningen bör det finnas minst två lagringstankar före och efter varje reaktiveringsugn för att kunna hantera kolleveranser från två olika kunder samtidigt som reaktiveringsugnen kan matas kontinuerligt, något som också åskådliggörs i Figur 3.2. En vägning av kol vid leverans och hämtning bör göras.

3.5.4 Kylning och lagring av reaktiverat kol

Vilken kylning som föredras av kolet efter reaktiveringsugnen beror på kolets lagringsbehov. Ifall reaktiverat kol ska återföras direkt till kunden för användning, är en kylning i vattenbad en enkel och resurseffektiv lösning. Behöver kolet däremot lagras vid reaktiveringsanläggningen eller hos kund innan den återförs till ett filter, så är en torr torkningsmetod att föredra. Detta på grund av att torrt reaktiverat kol kan förvaras säkert i storsäckar under länge perioder, utan risk för tillväxt eller mögel som annars är svårt att undvika vid lagring av våt kol. Torr kol har även en avsevärt mindre vikt och volym än våt kol, vilket förenklar och minimerar lagrings- och transportbehovet. Det är också lättare att sila det reaktiverade kolet när det är torrt än när det är vått. Silning eller siktning av kolet sker för att ta bort klumpar och små kolpartiklar (fines), samt om det finns önskemål om att inhämta specifika granulometriska egenskaper.

Vid kylning med hjälp av vattenbad tillkommer en restström i form av kylvatten som behöver renas, t.ex. vid kommunala avloppsreningsverk.

3.5.5 Toppning med nytt kol och konditionering av reaktiverat kol

Kolförluster som uppstår vid reaktiveringen kan kompenseras genom tillsats och inblandning av jungfruligt kol till det reaktiverade kolet efter silning/siktning. Omfattningen av kolförluster som kan uppstå påverkas av ett antal faktorer som inkluderar den ursprungliga tillverkningsprocessen, koltypen och råvara, tillståndet för det förbrukade kolet innan reaktivering, driftsförhållanden under användningen och hur länge kolet har använts samt nivån av organiskt eller flyktigt material som finns på det förbrukade kolet. Påfyllning av reaktiverat kol med jungfruligt kol bör ske med ett kol av liknande kvalitet som det ursprungliga kol som används. Vid behov kan det således krävas flera jungfruliga koltyper. Eftersom leverans av jungfruligt kol vanligtvis sker i storsäckar kan flera olika kolsorter enkelt lagras och användas vid behov. Arbetsmiljöaspekter vid hantering av torrt kol såsom damning behöver beaktas. Dammsäkra hanterings- och doserstationer för detta ändamål finns dock tillgängligt.

Beroende på användningsområdet för kolet eller kundspecifika önskemål kan en efterbehandling av reaktiverat kol vid reaktiveringsanläggningen ske. Till exempel kan ångaktivering av kol innebära att vattnets pH kan påverkas när reaktiverat kol tas i drift igen i ett filter.

3.5.6 Vattenhantering

Vatten behövs för både transport av kol, eventuell kylning av kolet efter reaktiveringen, för ångproduktion, och i skrubbern vid gasbehandlingen. För koltransport av slurry krävs det ca 8 l vatten per kg kol enligt skattningar från Alelyckans reaktiveringsanläggning. Det bör också noteras att en del av vattnet som används vid reaktivering kontamineras med föroreningar och behöver därför en rening. Mestadels är det föroreningar från vattenskrubbern i gasreningen, men föroreningar kan även uppstå vid transport av förbrukat kol genom desorption och vid kolkylning i vattenbad.

3.5.7 Integreringsmöjligheter

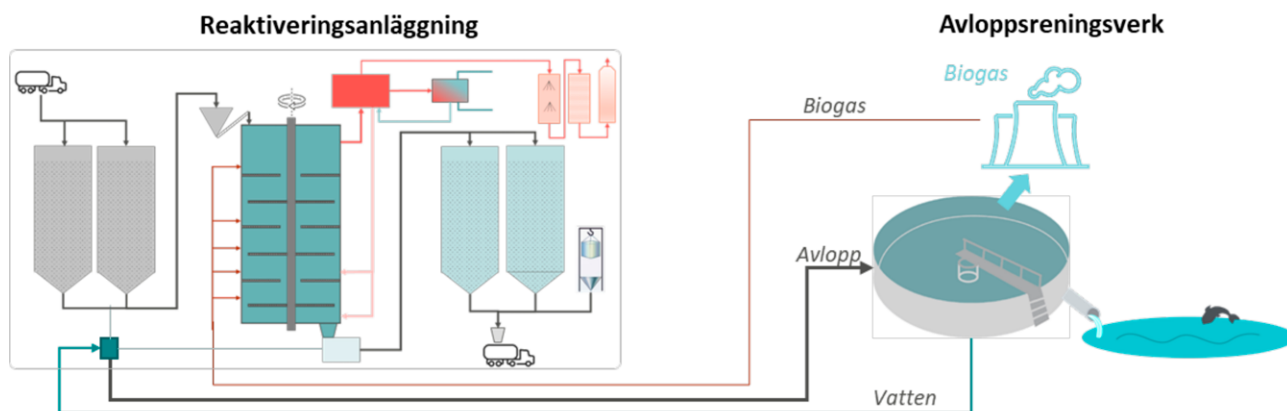
Scenariobeskrivningen i avsnitt 3.2.5 visade att en kolreaktivering i Sverige kan åstadkommas till avsevärt mindre miljöpåverkan jämfört med kolreaktiveringen som i dag sker vid anläggningar utomlands. Alelyckans reaktiveringsanläggning är redan i dag ett mycket bra exempel på hur en integrering av kolreaktiveringen med andra processer kan ge miljömässiga fördelar. Det är inte bara biogas som används för reaktiveringen, utan placeringen ger också tillgång till de stora mängder vatten som behövs i olika delar av anläggningen. Anläggningen har inte heller en egen vattenrening utan återför sitt avloppsvatten till det kommunala avloppsreningsverket.

Beroende på en framtida placering av en potentiell ny reaktiveringsanläggning bör användningen av biogas från avloppsreningsverk övervägas som främsta resurs. Även

renat avloppsvatten där renhetsgrad är kontrollerad, kan vara ett lämpligt alternativ för flera användningsområden vid reaktiveringsprocessen, vilket skulle spara dricksvatten som resurs. En lämplig hantering av producerat avloppsvatten är en annan aspekt som kan beaktas. Figur 3.4 visar ett exempel på olika integreringsmöjligheter vid placering av en kolreakivering i närområdet vid avloppsreningsverk. Även andra synergier som t ex användning av överskottsvärme från reaktiveringen till röttningsuppvärmning och andra tillämpningar kan vara tänkbara.

Figur 3.4

Integreringsmöjligheter vid placering av en kolreakivering vid avloppsreningsverk.



3.6 Slutsats och diskussion för teknisk utredning

Termisk reaktivering av förbrukat kol är ett effektivt sätt att både destruera adsorberade mikroföroreningar och samtidigt återställa kolets adsorptionskapacitet. Även om reaktiveringsprocessen är energiintensiv så är tekniken den mest kostnadseffektiva reaktiveringsmetoden för VA-branschen. Miljöpåverkan som skapas genom reaktiveringsprocessen behöver beaktas, men som Tabell 3.1 indikerar finns det flera sätt att minska miljöpåverkan avsevärt. Förutom minskade transporter vid en reaktivering i Sverige och användning av Sveriges gröna energimix, är det framför allt användning av biogas som ger en kolreakivering med avsevärt lägre miljöpåverkan jämfört med en dagens reaktivering i utlandet. Det bör dessutom noteras att en kolreakivering redan i sig ger en ca 80 % mindre miljöpåverkan än användning av jungfruligt kol.

En framtida reaktiveringsanläggning i Sverige bör på samma sätt som Alelyckans anläggning i dag, utformas för att skapa förutsättningar för en minimal miljöpåverkan. Detta kan bli möjligt framför allt med tanke på användning av miljövänlig biogas och el från förnyelsebara källor. Genom detta skulle en reaktivering kunna åstadkommas med ca 90 % mindre klimatpåverkan jämfört med dagens reaktivering utanför Sveriges gränser. Med en utökad reaktiveringskapacitet i Sverige, baserat på en inhemsk biogasproduktion (se även 6.2), skulle även robustheten i leveranssäkerheten under kristider öka. Alelyckans reaktiveringsanläggning visar redan i dag att en effektiv reaktivering kan åstadkommas utan tekniska svårigheter och till en förhållandevis låg insats av personalresurser. Det bör ändå betonas att en kolreakivering är en komplex process som förutom att driva reaktiveringsugnen på korrekt sätt, även kräver expertis för processteg som behöver implementeras runt anläggningen, såsom kolhantering, kvalitetskontroll med mera.

En tänkbar integrering med övriga VA-verksamheter kan ge ytterligare synergieffekter, bland annat med ytterligare minskad miljöpåverkan och förbrukning av ekonomiska resurser från VA-kollektivet.

4 Egen kolproduktion i Sverige

Det ökade behovet av aktivt kol bland annat som reningsteknik i vattenreningsprocesser för att avskilja olika mikroföroreningar inklusive PFAS, skapar en ökad användning av ändliga resurser i form av stenkol. Denna användning medför både en hög miljöpåverkan vid tillverkning och ett beroende av en kolproduktion utanför Sveriges gränser som är svår att påverka. Att möta denna ökade användning med en egenproduktion av kol i Sverige är stimulerande. Detta kan motiveras både med en utökad resiliens i leveranskedjan till svenska VA-verksamheter även i kristider, lägre miljöpåverkan vid produktion av aktivt kol, och nyttjande av inhemska resurser som ingår som utgångsmaterial för kolproduktion. Egenproducerat aktivt kol som avses i detta avsnitt kan således tillverkas baserat på både fossila, förnyelsebara och biologiska utgångssubstrat. Fokus i efterföljande avsnitt ligger dock främst på produktion av avfalls- och slambaserat aktivt kol, så kallat biokol, som är en del i en cirkulär hantering av avfallsströmmar. Efter att litteraturen är genomläst är det projektgruppens bedömning att det kol som framställs framförallt har testats och utvärderats för dag- och avloppsvattenrening, medan dess användning för dricksvatten inte är undersökt i samma utsträckning. Någon framtida applikation inom detta område känns därmed mindre troligt.

4.1 Biokol och aktiverat biokol

Det är viktigt att skilja mellan biokol och aktivt biokol. Både biokol och aktiverat biokol kan generellt användas som filtermaterial. Det uppnås dock generellt en bättre effektivitet vid aktivering av biokolet. Biokol har jämfört med utgångssubstratet en hög porositet och stor specifik yta som innebär många ytaktiva adsorptionsplatser. Porositeten i biokolet påverkas av utgångssubstratet och biokol från t.ex. kokosnötsskal har mindre porer jämfört med biokol från trä som har större porer. De båda alternativen är dock annorlunda jämfört med kol från fossila råvaror som har fler och större porer, vilket är fördelaktigt för adsorptionsprocessen. Olika stora porer lämpar sig olika för olika användningsområden där t.ex. stora porer är bättre för rening av organiska mikroföroreningar såsom läkemedelsrester. En generell utmaning som projektgruppen identifierat är att begreppet biokol i flera studier används utan hänvisning till utgångssubstratet, vilket gör att en utvärdering och jämförelse blir utmanande och missvisande.

Vid en aktivering av biokol skapas en ännu högre porositet och en bättre aktiv adsorptionsyta. Ändå har aktiverat biokol generellt andra egenskaper än fossil-baserade kol och en generellt lägre adsorptionsförmåga, vilket beror på att det i grunden är olika typer av kol som ingår i ursprungsprodukten. Vid en låg mikroporositet som råder för förnyelsebart kol, erhålls en låg specifik yta som i sin tur ger en lägre adsorptionspotential, framför allt för små organiska föreningar. Detta har även visats i jämförande tester med kokosnötsskal för rening av mikroföroreningar vid svenska avloppsreningsverk (Baresel et al. 2024; Svahn och Borg 2024). Under pyrolysisprocessen genomgår olika funktionella grupper såsom alkyl-, aryl- och eter-, eller bindningar mellan kol eller kol och syre i biomassa en klyvning, vilket skapar fria radikaler som även kan leda till bildandet av långlivade fria radikaler som kan spela en viktig roll i elimineringen av mikroföroreningar vid användning av biokol (Qin et al. 2018).

Att tillverka biokol från organiska material genom pyrolysis är en välkänd process som även har tillämpats under flera år i Sverige. Pyrolysisprocessen ger förutom biokol även en energirik gas och fördelarna med dessa produkter jämfört med utgångssubstratet gör att intresset för tekniken ökar. Biokol är genom sin struktur både ett utmärkt jordförbättringsmaterial och förhindrar samtidigt att kol som bundits i biomassa återgår till

atmosfären i form av växthusgaser. Pyrolysen är dessutom en exoterm process som genererar värme, vilket kan betyda produktion av överskottsvärme som kan nyttjas. Alternativt betyder det att mindre energi behöver tillföras pyrolysisprocessen.

Biokolsanläggningen på Bromma avloppsreningsverk har producerat biokol från stockholmarnas trädgårdsavfall i många år. Även om pilotanläggningen stängdes ner under hösten 2023 så utreds redan möjligheten att mer storskaligt producera biokol i framtiden. Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR) är ett av företagen som fått stöd från Klimatklivet för att investera i en anläggning som tillverkar biokol från cirka 20 000 ton park- och trädgårdsavfall varje år på sin anläggning i Helsingborg. Även Roslagsvatten AB har nyligen fått stöd från Klimatklivet för att bygga en pyrolysanläggning vid Margretelund avloppsreningsverk för slambiolproduktion.

Ett aktiverat biokol, däremot, är ett biokol som har aktiverats t ex genom ångaktivering, på samma sätt som beskrivet för reaktivering av förbrukat kol i avsnitt 3.2. Aktivt kol som baseras på biologiska substrat såsom trä, trädgårdsavfall eller slam, har vunnit allt högre intresse för att täcka i alla fall en del av det framtida behovet som adsorbent i vissa applikationer. Srivastava et al. (2021) visade att forskningen kring aktiverat biokol inklusive kol från avloppsslam har ökat från i princip obefintlig till tusentals vetenskapliga artiklar inom området. Organiska material i form av främst kokosnötskal används redan i dag för kolproduktion och dessa kol är även tillgängliga i Sverige via olika kolleverantörer. Det bör dock nämnas att kokosnötskal som resurs inte är tillgänglig i Sverige.

4.2 Trä- och avfallbaserat aktivt kol

Tester med biokol baserat på framför allt trä har i Sverige fokuserat på användning i små avlopp för rening av näringsämnen men även läkemedelsrester och PFAS (t ex Dalahmeh 2019). En användning av biokol för rening av mikroföroreningar i kommunalt och industriellt avlopp har också undersökts och några av de undersökningar som använder sig av biokol från olika substrat anges nedan.

- I ett examensarbete undersökte Eskebaek (2016) användningen av biokol från salix för rening av urin från antibiotika. Även om den maximala reduktion som kunde uppnås endast låg på ca 55 % så visade testerna och relaterade skaktester ändå på en potential för att använda biokol.
- Dalahmeh (2019) visade att biokol baserat på tallbark både med och utan biofilm kunde åstadkomma en avsevärt bättre rening av läkemedelsrester och PFAS än jämförande filter med sand. De undersökta läkemedelsrester metoprolol, karbamazepin och ranitidin reducerades i genomsnitt 95–99 %. De bästa resultaten uppnåddes dock när en nedbrytning av substanser kunde ske i den etablerade biofilmen. Även en hög reningseffekt för flera långkedjiga PFAS genom fastläggning på biokolets yta observerades.
- Niinipuu (2019) undersökte förmågan hos förkolade restmaterial från livsmedelsindustri och pappersindustri att avskilja miljöfarliga organiska och oorganiska föroreningar från industriella vatten. Resultatet visade att ett restbaserat kols kapacitet att avskilja organiska vattenföroreningar var generellt låg, medan avskiljning av metaller var på liknande nivå som med kommersiella aktiva kol. Kemisk aktivering visade en stor förbättring i avskiljning av både metaller och organiska föroreningar.
- ZeroTrace (2021) undersökte träbaserat aktiverat biokol från bok för rening av läkemedelsrester och jämförde avskiljningen med både fossilbaserat och kokosnötbaserat kol. Även olika blandningar av dessa kol undersöktes. Generellt konstaterades att produktion och aktiveringsprocessen påverkade träbiokolets adsorptionsegenskaper mycket kraftigt. Ett effektivt biokol som renade bort flera av de undersökta läkemedlen i stor utsträckning kunde dock tas fram, även om det var något mindre effektivt jämfört

med de andra jämförande kolsorterna från stenkol och kokosnöt. Reaktiveringstester med en utvecklad elektro-termiskprocess visade att biokolet även kunde reaktiveras, dock bara illustrerat med en utförd reaktiveringscykel. Reaktiveringen kunde genomföras utan större förluster och med en återställd aktivitet.

- Li och Cheng (2023) är ett exempel på försök att öka förmågan att avlägsna föroreningar genom modifiering av utgångssubstratet innan karboniseringen (pyrolys) och aktivering respektive det aktiverade biokolet.

4.3 Slambaserat aktivt kol

Produktion av slamkol (även slambiokol) genom pyrolys av avloppsslam har diskuterats i flera år som en möjlig framtida lösning vid olika svenska avloppsreningsverk. Ur ett systemperspektiv blir det särskilt intressant eftersom det finns fördelar med slambaserat aktivt kol, och i synnerhet om ett slamspridningsförbud skulle införas. Samtidigt kan dock ett slamkol, om det används för produktion av aktivt kol, eventuellt inte längre vara tillgängligt för en återföring av näringsämnen till åkermark. Detta gäller dock endast om kolet efter dess användning som absorbent destrueras. Ifall slamkolet återigen pyrolyseras för att destruera de upptagna mikroföroreningarna kan dock även en återföring av näringsämnen till åkermark bli möjligt. Slamkol och slampyrolys kan utföras både som torr- och våtpyrolys. Våtpyrolys av avloppsslam har testats i pilotskala (Baresel et al. 2023c). Våtpyrolys, även kallad hydrotermisk förkolning, Hydrothermal carbonisation – HTC, sker vid ett tryck på 20–35 bar och en temperatur på 180–260 °C och. I efterföljande avsnitt avses torrpYROLYS som utförs vid >350 °C till 1 000 °C om inget annat anges.

Roslagsvatten AB, är en av de första VA-aktörerna i Sverige som har bestämt sig för en etablering av en slampyrolysanläggning från AquaGreen. Denna anläggning ska stå vid Margretelund ARV i Åkersberga, norr om Stockholm. Även vid Testbädd Ellinge i Skåne körs storskaliga tester med slampyrolys. Tester med användning av slambaserat kol för rening av mikroföroreningar har genomförts av bland annat Baresel et al. (2017, 2021, 2024) och Sylwan (2023) för svenskt avloppsvatten, samt utanför Sverige i arbetet av Krahn et al. (2023).

Slampyrolys innebär en slambehandling som skulle överföra flera näringsämnen till det producerade biokolet och samtidigt minska föroreningarna i slutprodukten. Slamkolet kunde då användas som gödsel och även vara Revaq-certifierat om ingångssubstratet tillåter det (Revaq 2024). Genom pyrolys förångas och/eller bryts organiska mikroföroreningar ned. Dessutom kan även vissa PFAS destrueras, även om omfattningen av denna och vilka ämnen detta innefattar behöver undersökas närmare. AquaGreen har i sin fullskaleanläggning i Danmark visat hur pyrolys kan eliminera PFAS i slamkolet som produceras från avloppsslam vid processförhållanden med pyrolys vid 650 °C i 20 minuter och den efterföljande termisk oxidation vid 900–1 000 °C när 22 PFAS undersöktes (AquaGreen 2022).

Slamkolet kan, utöver att användas som gödsel, även nyttjas för jordförbättring eller biobränsle och eventuellt användas som absorbent eftersom pyrolys av slam ger en karbonisering av slammet. Vid användning som adsorbent är det nödvändigt att kolet behöver undergå en aktivering, exempelvis med ånga, utöver att det karboniseras i pyrolysen. Kunskapen om slambaserade adsorbenter är än så länge begränsad och kräver vidare undersökningar. Det står dock klart att det finns ett tydligt ökat intresse inom området. Listan nedan sammanfattar en rad projekt inom forskning och utveckling som sker inom området.

- Tester med slambaserat biokol som tillverkades genom pyrolys av torkat slam från Syvab Himmerfjärdsverket (dock utan extra aktivering) visade att en bra renings-effekt endast kunde uppnås för några läkemedelssubstanser och att stabilitet av de

testade kolen inte var tillfredställande nog för att kunna användas som filtermaterial med frekventa bakspolningar (Baresel et al. 2017).

- Betsholtz et al. (2018) gjorde en litteraturgenomgång som visade på en sämre adsorptionskapacitet av slamkol generellt jämfört med kommersiella produkter. Studien presenterade också en teori om hur oorganiska innehållet i ett slamkol kan bidra till adsorption av laddade och/eller hydrofila föroreningar genom kemiska interaktioner såsom vätebindningar snarare än genom fysisk adsorption som framför allt baseras på van der Waals-krafter. Utförda försök med tillverkning av slamkol visade att både slammets egenskaper och tillverkningsprocessen har stor inverkan på kolets egenskaper, så som även vid tillverkning av annan kol. En kemisk aktivering visade sig vara effektivare än en aktivering med vattenånga. Den generella slutsatsen av studien var att adsorptionskapaciteten hos slamkol är lägre än för tillgängliga kommersiella kol, som vanligen är baserade på stenkol. Studien indikerar därutöver att det kan finnas en möjlighet till alternativ användning av slamkol som innebär att det finns en möjlighet till en högre dos vid användning av den, d v s tätare byten, och att en vidare optimering av hur slamkolet aktiveras eventuellt kan vara en potential för hur kolet kan användas i framtiden.
- Ihsanullah et al. (2022) har i en recensionsartikel utvärderat de senaste framstegen avseende hur slambaserat kol tillämpas som adsorbent för avskiljning av läkemedel från olika vatten. Enligt studien är det i litteraturen tydligt att slambaserat biokol har visat en stor potential för adsorption av ett stort antal läkemedel från vattenfasen. Flera hinder och olösta utmaningar diskuteras såsom avsaknaden av långtidstester i realistisk miljö och reaktiveringsmöjligheter, och dessa förutspås övervinnas inom en snar framtid.
- Niinipuu et al. (2020) undersökte HTC-baserat kol från avloppsslam, bioslam, fiberslam och hästgödsel framställda vid olika processtemperaturer och visade att adsorptionsegenskaperna kan påverkas av processbetingelserna på liknande sätt som vid tillverkning av andra kol. Bioslamkolet uppvisade den högsta adsorptionskapaciteten bland de kol som utvärderades i studien.
- Krahm et al. (2023) visade att användningen av avloppsslam för att producera biokolbaserade adsorbenter för avlägsnande av PFAS från vatten och jord kan vara ett ekonomiskt och miljömässigt hållbart alternativ. Studien jämförde adsorptionen av olika PFAS för två slambaserade kol (orötat och rötat avloppsslam) och ett träflisbiokol, pyrolyserat vid 700 °C. I studien visades det att PFOA (perfluoroktansyra) sorberade relativt väl till aktiverat slamkol, jämförbart med kommersiellt tillgängligt aktivt kol. Däremot påverkades adsorptionsförmågan av närvaro av andra PFAS som inom samma ämnesgrupp PFCA (perfluorerade karboxylsyror).
- Sylwan (2023) visade i sina studier med syntetiskt vatten att slamkol kan användas som sorbent för rening av tungmetaller i avloppsvatten och att slamkol kan, trots en mindre ytareal, vara en mer effektiv sorbent för t.ex. bly jämfört med kommersiellt aktivt kol eller träkol. Att dessa slutsatser gäller även vid tillämpning av slambaserat biokol i riktiga vattenmatriser kvarstår dock att undersöka.
- Genom pilottester vid Getteröverket i Varberg undersöktes olika aktiva kol i jämförande tester varav även ett slambaserat kol som har producerats från avvattnat och torkat slam från Getteröverket ingick (Baresel et al. 2021, 2024). Kolet ångaktiverades av AquaGreen i Danmark vid 620–650 °C under 30 minuter. Testerna indikerade att reningseffekten för undersökta läkemedelsrester avtog redan efter ett lågt antal behandlade bäddvolymeter (<10 000 BV), men att det för vissa substanser såsom diklofenak kunde observeras en reningseffekt på >70 % under hela testperioden (Baresel et al. 2024). För olika PFAS kunde en reningseffekt endast observeras initialt. Redan vid mindre än 4 000 behandlade bäddvolymeter var reningseffekten borta.
- Sørmo et al. (2024) använde olika avfallsbaserade biokol inklusive två typer rötslam och ett orötat slam för behandling av jord förorenad med PFAS. Studien visade

att exempelvis PFOS-utlakning kunde minskas med >98 % under de 15 dygns lakningstester genom inblandning av 1 % av det slambaserade biokolet.

- Rangabhashiyam et al. (2022) ger en kort överblick över ett flertal studier som indikerar potentialen av slambaserat biokol för rening av olika antibiotika, hormoner, läkemedelsrester men även fenoler.

Med tanke på den varierande kvalitet som det rapporteras om kring slambaserat kol och eventuella problem som finns med stabiliteten vid användning i kolfilter, kan en användning som PAK var ett alternativ för slambaserat kol. I samband med pilottester där en membranbaserad aktivslamprocess (MBR-teknik) kombineras med tillsats av PAK, finns det förslag på att detta kan vara en tänkbar cirkulär lösning för produktion och användning av slambaserat kol i framtiden (Baresel et al. 2022b).

4.4 Torvkol

Även produktion av kol från torv är ett stort intresse, inom och utanför Sverige. I Ilomantsi, Finland, har det under 2023 etablerats en anläggning för produktion av aktivt kol från torv. Detta kol ska bidra till att täcka en stor andel av landets och Europas behov av aktivt kol (se 4.7). Även om torv länge har ansetts, och fortfarande anses, som biogen och därmed förnyelsebar resurs, så har det i Naturvårdsverkets redovisade regeringsuppdrag om torvutvinnings miljö- och klimateffekter (Naturvårdsverket 2016) fastslagits att torv är ett fossilt bränsle och att torvutvinning bidrar till ökade utsläpp av växthusgaser. Ibland kallas torv för ”långsamt förnybart” eftersom den nybildas snabbare relativt andra övriga fossila bränslena.

4.5 Utmaningar med biokol som adsorbent

Förutom att porositeten och aktiviteten kan vara avsevärt lägre för biokol jämfört med fossilbaserat kol finns även andra potentiella utmaningar eller nackdelar som behöver beaktas och belysas.

- *Låg adsorptionskapacitet:* Som diskuterat så har biokol generellt en lägre adsorptionskapacitet jämfört med fossilbaserat kol. Olika studier har dock indikerat att det även är möjligt att producera biokol som har samma och delvis även bättre kapacitet att rena bort olika specifika mikroföreningar jämfört med kommersiella stenkol (Krahn et al. 2023). Rangabhashiyam et al. (2022) visade i en genomgång av olika studier att egenskaper för t ex slambaserat kol kan påverkas genom både olika temperaturer och uppehållstider i pyrolysen, men även genom olika aktiveringsmetoder.
- *Mindre reaktiveringsmöjligheter:* Även om denna aspekt inte har undersökts i någon större omfattning, tyder mycket på att biokol framför allt från avfallssubstrat som avloppsslam inte är lämplig att reaktivera. Det är också troligt att större förluster av biokol bör förväntas vid reaktivering. Olika tester med varierande reaktiveringstekniker har dock visat att det även finns en potential till återupprepad reaktivering av förbrukat slambiol (Rangabhashiyam et al. 2022). Generellt framstår dock en reaktivering viktigare när resursen som används till koltillverkning inte är förnyelsebar.
- *Utlakning av metaller:* Det kan finnas risk att metaller urlakas från kol från olika restprodukter. Ett sådant exempel är aska från avloppsslam, som ofta innehåller en hög halt av metaller och som kan ingå som substrat i kolmaterial. Halter av metaller som finns i slammet kan vid pyrolysen koncentreras, d v s öka, i det producerade biokolet eftersom en del av det ingående slammet omvandlas under pyrolysen (t.ex. Baresel et al. 2023c; Zielińska och Oleszczuk 2015). Huruvida dessa metaller därefter riskerar att läcka ut vid användning av biokolet som adsorbent, är dock ännu inte

kartlagt men starkt troligt. Generellt så innebär en slampyrolys att mobila metaller konverteras till mer immobiliserade former vilket minskar risken för urlakning jämfört med utgångssubstratet (Jin et al. 2016; Zielińska och Oleszczuk 2015). Oberoende av användningsområde är det värt att påpeka att risken med metallurlakning behöver utvärderas utifrån flera perspektiv för att bästa användningsområde ska kunna identifieras. Det är viktigt att även vattenområden inkluderas i denna utvärdering.

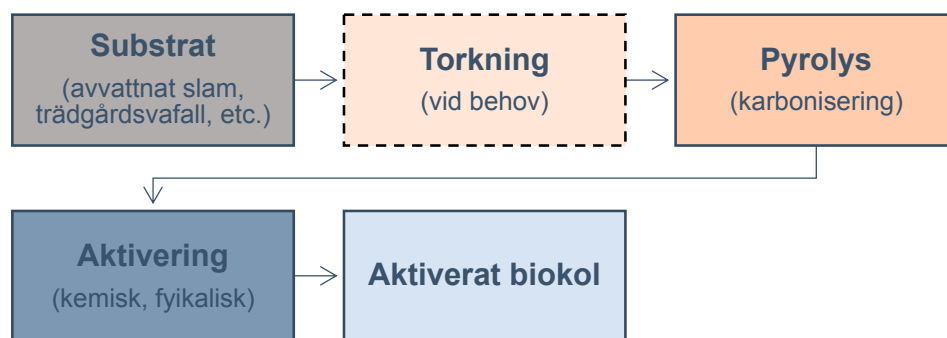
- **Urlakning av näringsämnen:** Biokol som tillverkas från avloppsslam kan innehålla ca 20 – 30 % av slammets kväve och upp till 90 % av fosfor. Generellt gäller samma beaktande för närsalter som för metaller d v s de blir mindre mobila vid slampyrolys, vilket ofta anses vara en fördel eftersom biokol därmed kan användas som gödsel med långvarig närsaltsgiva (Chagas et al. 2021). Det kan dock finnas en risk att dessa och andra näringsämnen potentiellt kan laka ur vid användning av biokol som adsorbent. Samtidigt finns flera studier som visat ett upptag av både fosfor och kväve i slambaserat biokol (Rangabhashiyam et al. 2022). Adsorptionskapaciteten påverkas både av sammansättning av slammet som används för biokoltillverkning, pyrolysparametrar och reaktiveringstekniken och av miljön den appliceras i. Ingen negativ reduktion av närsalter rapporterades från dessa försök som skulle tyda på ett närsaltläckage från det slambaserade kolet. Kalheim (2022) undersökte närsaltläckage från slambaserat kol från Drammen avloppsreningsverk, där slambaserat kol användes för rening av föroreningar i gråvatten. Även om det direkta läckaget inte kunde kvantifieras, så visade in och utgående halter av närsalter att det slambaserade kolet hade en positiv reningseffekt på de undersökta närsalterna. Inga långtidstester med slambaserat kol har identifierats och kunskapen om ett potentiellt närsaltläckage över tid framstår således som oklart. Vid Getteröverket utvärderades slambaserat kol under nästan ett helt driftår (Baresel et al. 2024). Testerna visade mycket varierade reningseffekter för olika kväve- och fosforfraktioner över kolfiltren baserat på dygnsprover som togs under 41 veckor (data ej publicerade). För totalkväve, ammonium och nitrat kunde en reduktion över slamkolfiltren mellan några enstaka procent upp till 90 % observeras i de flesta fallen. Endast vid några tillfällen konstaterades en svag negativ reduktion på några få procentenheter, vilket dock låg inom intervallet för analysosäkerheten.
- **Förlorat gödselvärde:** Biokolproduktion från avloppsslam är attraktivt då en stor del av framför allt fosfor finns kvar i biokolet vid pyrolysen samtidigt som organiska mikro-föroreningar som finns i slammet destrueras. Gödselvärdet för biokol går dock förlorat vid användning av slamkol som adsorbent med en efterföljande förbränning för destruktion av adsorberade föroreningar.
- **Minskad kolsänkepotential:** En av de stora förhoppningarna med produktion av biokol framför allt från avloppsslam är att biokolet agera som koldioxidsänka genom fastläggning av organiskt kol. Denna fördel går dock förlorad vid användning av biokol som adsorbent eftersom adsorbenten efter användning behöver destrueras om den inte kan reaktiveras för att förstöra de adsorberade mikro-föroreningar. Vid förbränning avges då den inlagrade organiska kolet som koldioxid till atmosfären.

För flera av de diskuterade utmaningarna ovan behövs flera undersökningar för att öka kunskapen om hur stor utmaningen faktiskt är och hur dessa eventuellt kunde undvikas eller hanteras.

4.6 Processutformning för egenproducerat kol

Figur 4.1 visar mycket förenklat att en slam-, eller annan organisk substratkarbonisering (pyrolys), och en aktivering består av samma komponenter som gäller för en reaktiveringsanläggning av förbrukat kol. Efter en eventuell avvattning och torkning av

utgångssubstratet kan själva pyrolysen utföras med en flervåningsugn eller roterugn. Efter pyrolysen utförs aktiveringen genom tillsats av vattenånga.



Figur 4.1

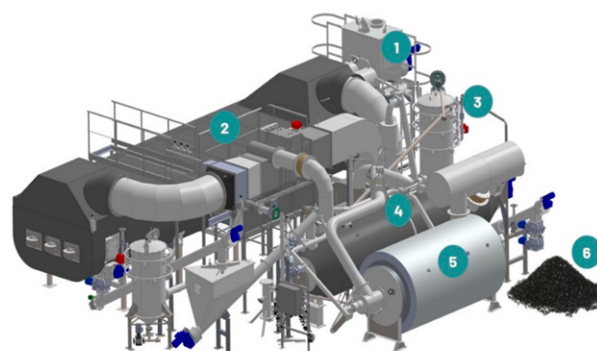
Schematisk beskrivning av biokolproduktion.

Eftersom karboniseringssteget är en exoterm process behöver i princip endast elenergi tillföras pyrolysprocessen. Överskottsenergin kan t.ex. användas för slamtorkning och ångproduktion för aktiveringssteget.

Pyrolysanläggningen som ska etableras vid Margretelunds avloppsreningsverk kan här nämnas som ett exempel på en slampyrolysanläggning. Den kommer vara uppbyggd på liknande sätt som slampyrolysanläggningen vid Fårevejle avloppsreningsverk i Danmark (Figur 4.2). Anläggningen som ska producera slamkol från örötat avvattnat slam vid Margretelunds reningsverk kommer att utföra pyrolys utan aktivering och består av en HECLA Setores 1.500, som har en kapacitet på ca 75 kg biokol/h (ca 660 ton/år). Slammet ångtorkas vid ca 200 °C under upp till 2 timmar som följs av pyrolys vid ca 650 °C under 20 minuter. Pyrolysgaser som bildas i processen förbränns vid 900 °C i efterbrännaren och värmen återförs till processen. Processen kan även kompletteras med en mindre aktiveringsenhet som i princip utgörs av en mindre pyrolysenhet där ånga tillsätts förutom värmeenergi för att åstadkomma en aktivering av biokolet. Detta sista steg är dock inte planerat vid etableringen av anläggningen vid Margretelund avloppsreningsverk.

Figur 4.2

AquaGreens slampyrolysanläggning HECLA Setores 1.000 vid Fårevejle avloppsreningsverk, Danmark (vänster) och den schematiska processbeskrivningen med 1- Inmatning för avvattnat slam
2 – Ångtork
3 – Ångkondensering
4 – Pyrolys
5 – Efterbrännkammare
6 – Slambiol
(www.auqagreen.dk).



Själva anläggningen med en storlek på ca 16 × 16 × 5,5 m som rymmer slamtorkning, pyrolysuugn och efterbrännaren kommer att kosta ca 40 Mkr exkl. moms med dagens penningvärde och utan tillkommande kostnader för, processbyggnad, markabete, m fl. En biokolaktivering skulle kosta ytterligare ca 11,5 Mkr. Effektförbrukningen för anläggningen vid Roslagsvatten kommer vid full drift uppskattningsvis kräva ca 60 kWh el men samtidigt kommer den producera ca 375 kWh värmeeffekt på grund av den exoterma karboniseringen.

4.7 Referensanläggningar

I Ilomantsi, Finland, har det under 2023 etablerats en anläggning för produktion av aktivt kol från torv och trä som drivs av aktören Novactor (www.novactor.com). Novactor vill bli en av Europas ledande producenter av aktivt kol (Figur 4.3). Anläggningen som har en kapacitet på 5 000 ton/år består av en flervåningsugn av samma typ som används vid kolreaktivering och har levererats av John Cockerill. Produktionen har enligt leverantören uppnått 80 % av totalkapaciteten under december 2023 och ytterligare en processlinje är planerad att etableras under 2024. Även om i princip samma ugnstyp är planerad där, så skiljer sig processen en del från en kolreaktivering. För den planerade processen kommer utgångssubstratet att först karboniseras och därefter aktiveras. Eftersom karboniseringen är en exoterm process förväntas det inte att någon extra värmeenergi behöver tillföras processen vid full drift. Utbytet av kolproduktionen är inte känd, men ett utbyte större än ca 20 % kan inte förväntas. Detta utbyte är lägre än vid kolproduktion från andra substrat såsom fossilt ursprung.



Figur 4.3

Novactors anläggning i Ilomantsi (Finland) (www.novactor.com).

4.8 Slutsats och diskussion för egen kolproduktion

Egenproducerat kol och framför allt aktiverat biokol från organiska restprodukter som slam bedöms som ett intressant utvecklingsområde, delvis med tanke på det framtida ökade kolbehovet för vattenrening. Även om de studier som genomförts indikerar att aktiverat biokol har en lägre adsorptionskapacitet, så framhäver andra studier på att det finns en potential att förbättra biokolets egenskaper. Forskning och utveckling inom detta område ligger i sin linda. Med en ytterligare utveckling och satsning finns det potential att dels bli partiellt självförsörjande med kol för rening av vissa vatten, dels åstadkomma en högre cirkularitet och en minskad miljöpåverkan vid användning av restprodukter. Sammantaget bidrar detta till en resurseffektivare användning av tillgängliga resurser inom VA-sektorn. Användningen av egenproducerat kol och biokol kommer dock att vara mest relevant för avloppsreningsverk och inte för vattenverk inom överskådlig tid. Satsningen på egenproducerat kol från trä och torv i Finland visar att det även finns ett kommersiellt intresse för utveckling inom detta område.

Även om det finns en tydlig potential av egenproducerat biokol, så visar sammanställningen i det här kapitlet att det återstår en rad utmaningar som kräver mer studier innan biokol kan anses fungera i fullskala. Det gäller särskilt det framtagna kolets fysiska och kemiska egenskaper. Även faktiska tester och långtidsstudier rekommenderas för att

samla mer kunskap om olika tekniska möjligheter för att ta fram resurseffektivt biokol och för att kvantifiera och vid behov hantera potentiella sidoeffekter på ett effektivt sätt. Här kan VA-branschen genom delaktighet verka för en framdrift. För en vidareutveckling och implementering av biokol som adsorbent behövs även en bättre förståelse kring ekonomiska drivkrafter samt miljö- och resurspåverkan. En möjlig integrering av framtida avloppsvatten- och slamhanteringssystem med biokolproduktion, -användning och -reaktivering kan ge en tidig indikation på tänkbara synergieffekter.

En annan viktig aspekt som är värd att belysa i detta sammanhang är att det finns en rad konkurrerande användningsområden av biokol. En av de viktigaste att ta hänsyn till är slamkol, som bidrar med att återföra näringsämnen till jordbruket. Framtiden kommer visa vilka utgångssubstrat som är mer lämpliga att använda för produktion av aktivt kol och vilka som hellre bör användas till exempel i jordbruket. För att kunna göra denna bedömning behövs kunskap om den faktiska potentialen och ekonomin i egenproducerat kol från olika substrat inhämtas då dess användningsområden i dag är alldeles för begränsade.

5 Marknads- och organisationsanalys

För att bedöma hur en verksamhet för reaktivering av aktivt kol ska kunna etableras i Sverige behövs – förutom en utredning kring behov och teknik – en analys av marknadsmässiga och organisatoriska förutsättningar.

Frågan behöver analyseras utifrån två aspekter:

- Vad är förutsättningarna för de VA-huvudmän som behöver lämna kol för reaktivering sett till bland annat upphandlingsregler och vattentjänstlagen?
- Vilka förutsättningar gäller för de aktörer som önskar etablera och driva en verksamhet för reaktivering av kol?

Den senare punkten behöver betraktas såväl utifrån olika former av *kommunala aktörer* som *privata företag*. För detta arbete har två kommunala aktörer intervjuats genom Tekniska verken i Linköping AB och Kretslopp och Vatten i Göteborg. Utöver dessa har vi kontaktat och intervjuat tre privata företag i form av Jacobi, Chemviron och Kemira AB.

Ur marknads- och organisationssynpunkt skiljer sig förutsättningarna åt mellan reaktivering av kol för dricksvattenrening och avloppsrening. Dessa kräver separata ugnar/linjer även om vissa synergieffekter kan uppnås genom att samlokalisera dessa, något som diskuterades redan i avsnitt 3.5. Reaktiverat kol från dricksvatten- och livsmedelsanläggningar går enligt uppgift från verksamma företag i Europa i normalfallet tillbaka till samma kund, medan kol från industriella applikationer går till en pool för liknande applikationer. För aktivt kol från svenska avloppsreningsverk kan båda upplägg tänkas.

I dagsläget är dokumentation och procedurer för transport över nationsgränser enklare för kol från dricksvattenrening än för kol från industriella processer, då det senare i normalfallet klassas som mer kontaminerat. Den procedur och hantering som gäller för kol från industriella processer, bör kunna antas gälla för kol från avloppsreningsverk. En följd av en ökad kontaminering är att en anläggning för reaktivering av kol från dricksvatten *kan* bli satt under starkare internationell konkurrens. I och med PFAS-diskussionen och en ständig översyn av gränsvärden, lagkrav och policies, kan dock detta förhållande komma att ändras och även kol från vattenverk hanteras som kontaminerat.

Förutsättningarna för etablering av en anläggning för reaktivering av kol anges av potentiella kommunala och privata aktörer som intervjuats enligt följande:

1. Det behövs tillräcklig volym för att uppnå kontinuerlig drift och skalekonomi. Mottagande av 2 500–5 000 ton per år slutgiltig produkt har nämnts som gräns. Denna gräns beror bland annat av avstånd till alternativa anläggningar.
2. Tillgång till energi i form av gas och el mot rimlig kostnad.
3. Närhet till större befolkningscenter för en större marknad på nära håll.
4. Möjlighet till rekrytering av kvalificerad personal. En modern anläggning som möter dagens miljökrav för reaktiveringsprocessen vad gäller till exempel rökgasrening men även rutiner för mottagning, kräver både experter och kompetenta tekniker. Det finns ett behov att kunna behålla personal över tid då det krävs särskilda kunskaper.
5. Tillgång till mark, där etablering vid befintlig industriell mark är enklare ur tillståndssynpunkt.
6. Tillgång till infrastruktur i form av vägar, hamnar och energi.
7. Avsättning för genererad värme, internt inom processen eller till externa ändamål.

Tillgängliga volymer lyfts som den enskilt viktigaste frågan för en etablering. Det bör noteras att tillgängliga volymer i sin tur är direkt avhängigt av miljökrav kring dricksvatten- och avloppsvattensrening samt hur dessa tillämpas (se 2.1). Det finns även andra drivkrafter till etablering av anläggningar för reaktivering av aktivt kol i Sverige utöver rent ekonomiska. För kommuner handlar det om att säkra en viktig resurs för landets VA-verksamheter och göra sig mindre beroende av en alltmer orolig omvärld och säkra nödvändiga reningssteg för dricks- respektive avloppsvatten. Det finns även en hållbarhetsaspekt av att minska beroendet av jungfruligt kol och minska transportavstånd.

Samtidigt finns flera osäkerheter vad gäller förutsättningar och framtida marknad. Det handlar bland annat om hur kraven på avloppsrening slutgiltigt kommer att definieras i Sverige och Europa samt hur efterlevnaden av detta säkerställs. För dricksvattenrening blir det särskilt intressant att se hur andra reningstekniker eventuellt kommer att konkurrera med användandet av aktivt kol (se 1.4.2).

5.1 Ansvaret för restprodukten och upphandling av tjänster

VA-huvudmannen har ansvaret för att hantera den restprodukt som uppstår vid användning av aktivt kol i reningsprocesser för vatten- eller avloppsreningsverk. Hanteringen av restprodukten (bortforsling och/eller reaktivering) måste betraktas som en nödvändig kostnad enligt vattentjänstlagens definition och får därmed finansieras av VA-kollektivet (intäkterna från VA-taxan).

Nödvändig kostnad enligt vattentjänstlagen i Sverige avser de kostnader som är nödvändiga för att tillhandahålla, driva, underhålla och förnya vattentjänster som vattenförsörjning och avloppsvattenhantering. Lagen föreskriver att avgifterna för vattentjänster ska täcka de faktiska kostnaderna för att tillhandahålla tjänsterna, men inte mer än så.

En VA-huvudman kan därför etablera en egen anläggning för reaktivering, förutsatt att detta är affärsmässigt hållbart i förhållande till rådande alternativ. Kostnaderna ska framstå som motiverade av en normalt fackmannamässigt och rationellt driven verksamhet som kapacitetsmässigt, och i övrigt, är lämpligt avpassad för sitt ändamål. I tillägg får man inte räkna in kostnader som är hänförliga till rörelsefrämmande ändamål eller till en omotiverad överkapacitet, och inte heller klart felaktiga eller olämpliga åtgärder (Qviström 2016). Om VA-huvudmannen tar emot kol för reaktivering från andra kommuner måste kostnader och intäkter för detta särredovisas. Hantering av externt material får inte generera en kostnad för VA-kollektivet och (sär)redovisningen måste tydligt visa att så inte sker.

Skulle däremot en extern organisation, privat eller offentligt ägd, tillhandahålla tjänsten måste denna upphandlas enligt gällande regler för offentlig upphandling.

Om VA-huvudmannen är ägare eller delägare i ett bolag som bedriver reaktivering kan tjänsten under vissa omständigheter direktupphandlas från denna, dock med begränsningar. Se vidare om in-house-upphandling under 5.2.1.

5.2 Alternativa principiella organisationslösningar

En anläggning som etableras för att ta emot och reaktivera kol kan antingen vara ägd av en eller flera kommuner/kommunala huvudmän eller privata aktörer. Förutsättningar, motiv och beslutsprocesser när dessa ska etableras skiljer sig åt.

5.2.5 En kommunalägd anläggning

Det finns olika sätt för en eller flera kommuner att etablera en verksamhet för reaktivering av kol. VA-huvudmannen kan äga en anläggning som reaktiverar kol för sitt eget behov. Denna kan även ta emot kol från andra VA-huvudmän. Varje enskilt fall bör

dock analyseras utifrån ett kommunalrättsligt perspektiv, till exempel om, och i vilken utsträckning, försäljning till andra rymmer inom den kommunala kompetensen.

Den enda anläggning för reaktivering av kol i Sverige i dag ägs och drivs av den kommunala förvaltningen Kretslopp och Vatten vid Göteborgs stad där ca 40 % av det hanterade kolet är externt från svenska och norska kommuner. I detta fall kan reaktiveringen ses som en del av VA-huvudmannens anläggning och man berörs ej av regler kring in-house-upphandling för det kol från egna processer som ska reaktiveras. Förutsättningarna vad gäller marknad och upphandling skulle vara likartade om huvudmannaskapet för VA låg i ett helägt kommunalt bolag som även bedrev reaktivering av kol.

En viktig skillnad uppstår om reaktivering sker i en anläggning som inte hör till VA-huvudmannen utan till en annan juridisk person, till exempel om reaktiveringen sker av ett separat bolag som bildats för ändamålet av en eller flera kommuner. Här uppstår särskilda förutsättningar och lärdomar kan dras från avfallssektorn där behandling (till exempel förbränning och biologisk behandling) kan ske vid konkurrerande anläggningar och domslut ger viss vägledning kring hur man ser på detta ur upphandlingssynpunkt. Så länge en VA-huvudmans anläggning huvudsakligen tar emot kol för reaktivering från ägarkommunerna är detta upplägg ur juridisk synvinkel inte komplicerat. Men om 20 %, eller mer av kolet, kommer från kommuner som inte är ägare tillstötter däremot två aspekter som man måste ta hänsyn till, dels regler för in-house-upphandling och hantering av ekonomisk risk.

Förutsättningar för in-house-upphandling

Undantaget för intern upphandling, också känt som in-house-upphandling, är ett koncept som tillämpas inom offentlig upphandling i Sverige. Detta innebär att en upphandlande myndighet inte behöver följa de vanliga upphandlingsreglerna när den köper tjänster eller varor från en juridisk person eller gemensam nämnd som är under dess kontroll.

Principerna för intern upphandling är likartade i både lagen (2016:1145) om offentlig upphandling (LOU) och lagen (2016:1146) om upphandling inom försörjningssektorerna (LUF), men detaljerna och tillämpningen kan variera beroende på den specifika sektorn och lagstiftningen. För att ett undantag för intern upphandling ska gälla måste vissa kriterier vara uppfyllda, som till exempel att den upphandlande myndigheten utövar ett kontrollinflytande över det bolag som tjänsterna eller varorna köps från. Detta liknar det inflytande den har över sina egna förvaltningar, och att bolaget i huvudsak utför sina tjänster för den eller de myndigheter som kontrollerar det. De relevanta paragraferna i LOU och LUF är i huvudsak speglingar av varandra.

För LOU är det framför allt 3 kap. 11-16 § som behandlar undantaget för in-house-upphandling. Där anges bl.a. att LOU inte ska tillämpas på kontrakt som tilldelas en juridisk person, eller en gemensam nämnd. Detta gäller enligt kommunallagen (2017:725), som den upphandlande myndigheten utövar kontroll över, det s.k. kontrollkriteriet, under förutsättning att vissa kriterier är uppfyllda.

Motsvarande reglering återfinns i 3 kap 11–16 §§ LUF.

De kriterier som måste vara uppfyllda för att in-house-undantaget ska vara tillämpligt är:

- Den upphandlande myndigheten eller enheten utövar ett kontrollinflytande över den juridiska personen, vilket motsvarar det den har över sina egna förvaltningar (kontrollkriteriet).
- Mer än 80 procent av de aktiviteter som den juridiska personen utför måste vara till förmån för den upphandlande myndigheten eller enheten eller för andra juridiska personer som den upphandlande myndigheten kontrollerar, det s.k. verksamhetskriteriet.
- Det får inte förekomma direkt privat kapitalinflytande i den juridiska personen som kan påverka beslut gällande företaget, med undantag för icke-kontrollerande och icke-blockerande former av privat kapital som inte har något avgörande inflytande.

Som med all lagstiftning är det viktigt att hålla sig uppdaterad med eventuella ändringar och tolkningar genom att konsultera den senaste versionen av lagtexten eller en juridisk expert. För kommuner som överväger en satsning som innebär att reaktivering sker i en anläggning som ägs av en annan juridisk person, som man utövar kontrollinflytande över behöver denna fråga analyseras. Hur avser man att verka på marknaden för externt kol från andra VA-huvudmän och vad innebär det för den egna hanteringen?

Hantering av ekonomisk risk

En annan konsekvens av att en anläggning tar emot större mängder kol för reaktivering från VA-huvudmän utanför ägarkommunerna, är att det uppstår marknadsrisker som ska hanteras. Kostnader och intäkter som uppkommer av att kol från andra än ägarkommunerna reaktiveras måste särredovisas och det lär inte erbjuda svårigheter. Dock innebär inte särredovisning i sig att riskaspekten fullt ut hanteras.

Givet att behoven är svårbedömda och kan förändras över tid, är en viss överkapacitet rimlig, liksom att när möjlighet finns nyttja denna för "externt" kol. Om en anläggning dimensioneras och byggs med det uttalade syftet att ta emot större mängder externt kol för reaktivering som inte är från ägarkommunerna, innebär det en ekonomisk risk. Om flera aktörer, till exempel privata företag, etableras kommer investeringen att utsättas för konkurrens. Det finns således alltid en risk att en anläggning inte tar emot så mycket som den är dimensionerad för och kapitalkostnaderna gör att behandlingskostnaden per ton ökar. Reaktivering av aktivt kol från rening av dricks- eller avloppsvatten är att betrakta som en nödvändig kostnad som får bäras av avgiftskollektivet. Dock är det inte rimligt att den ekonomiska risken för att verka på en konkurrensutsatt marknad för reaktivering av kol som inte kommer från ägarkommunerna tas av avgiftskollektivet. Om en kommun eller flera kommuner överväger att etablera sådan verksamhet bör den affärsmässiga risken och hur den ska hanteras beaktas.

Hantering av en ekonomisk risk skiljer sig åt utifrån vilken juridisk person som äger och driver anläggningen. Om denna är åtskild från VA-huvudmannen blir rågången vad gäller ekonomi och risk i vissa avseenden tydligare, samtidigt kan förutsättningarna vad gäller upphandling och in-house-undantaget förändras. Detta måste analyseras i varje enskilt fall och utifrån ägarkommunernas policy och förutsättningar.

Om en kommunalägd verksamhet för reaktivering av kol dimensionerar sin anläggning för en större extern försäljning finns flera frågor som behöver utredas och tas ställning till. Ligger det inom den egna kommunala kompetensen, hur ska upphandling hanteras och kan den egna in-house-upphandlingen påverkas, hur ska risker hanteras och vad blir effekten på det egna VA-kollektivets eller VA-kollektivens avgifter?

Hantering av vinst för reaktivering av externt kol

En VA-huvudman eller annat kommunalägt bolag som hanterar såväl eget kol som externt kol från andra VA-huvudmän, andra än ägarkommunerna, har rätt att göra en vinst på den externa hanteringen, men inte på sin egen VA-verksamhet. Självkostnaden kan sägas vara tak för den egna verksamheten men golv när man säljer tjänster.

Förutsättningar anläggning i kommunal regi – en sammanfattning

Scenarierna för etablering av en verksamhet för reaktivering av kol ägt av en eller fler kommuner ser lite olika ut beroende på om större mängder externt ska tas emot.

Om reaktiveringen sker på en anläggning som ägs av VA-huvudmannen torde det inte påverka hanteringen av det egna kolet vad gäller upphandling, oavsett hur stora externa mängder som hanteras. Det är den bedömning som görs i dagsläget, men nya domar och tolkningar kan alltid påverka framgent och frågan behöver studeras innan nyetableringar. De frågor som lyftes kring hantering av risk vid dimensionering för större mängder externt kol gäller dock även i detta fall.

När anläggningen ägs av annan juridisk person än VA-huvudmännen och kolet huvudsakligen kommer från ägarkommuner, 80 % eller mer, möts kriteriet för in-house-upphandling. Vidare kan anläggningen huvudsakligen sägas vara dimensionerad för verksamhet som faller inom avgiftskollektivens nödvändiga kostnader. Detta scenario bygger dock på att en eller flera kommuner genererar tillräckligt med kol att reaktivera i den egna verksamheten på ett kostnadseffektivt sätt.

I det fall då en anläggning ägs av annan juridisk person än VA-huvudmännen och tar emot större mängder externt kol (mer än 20 %), behöver konsekvenserna av att kraven för in-houseupphandling troligen inte möts analyseras, liksom hur finansiell risk ska hanteras.

Erfarenheter från bildandet av flerägda organisationer för VA-huvudmännens kärnverksamhet, tillhandahållande av vattentjänster, visar att det är en tidskrävande process att bilda flerägda kommunala organisationer (bolag eller kommunalförbund). De bygger på gemensamma intressen, geografisk närhet och inte sällan kommunernas tidigare erfarenheter av att samverka i gemensamma organisationer. Givet dessa erfarenheter och geografiska förutsättningar är det knappast troligt att kommuner kan formera sig så att aktivt kol från kommunala vattentjänster i alla delar av landet kan reaktiveras i anläggningar där de själva är delägare. Därför kommer man behöva hantera kol från andra kommuner än ägarkommunerna om man samlat ska uppnå nationell täckning och kapacitet. Frågor kring upphandling och risk behöver därför analyseras vidare inför enskilda etableringar. Utgångspunkten är bland annat hur anläggningen kommer att ägas samt i vilken utsträckning externt kol kommer att hanteras. Alternativa upplägg för anläggning i kommunal regi sammanfattas schematiskt i Tabell 5.1.

Tabellen är en förenklad och schematisk bild av de olika alternativen ur upphandlings- och affärsmässig risksynpunkt. För samtliga organisationslösningar måste hanteringen även alltid kunna motiveras kostnadsmässigt jämfört med andra alternativ. Särredovisning ska alltid tillämpas för kostnader och intäkter för hantering av externt kol. Det gäller även mindre mängder externt kol. 20-procentgränsen syftar primärt på gränsen för in-house-upphandling, men används i tabellen som en förenkling för att åtskilja olika nivåer av marknadsrisk. Hantering av en mindre mängd externt kol kan ses som nyttjande av normal överkapacitet. Det är främst när investeringar i kapacitet görs med syfte att verka på en marknad som större långsiktiga marknadsrisker tas.

Samtliga organisationslösningar är möjliga, men frågor kring upphandling och risk måste alltid beaktas. För verksamheter som avser att hantera större mängder externt kol kan man säga att organisationslösning två eventuellt ger enklare förutsättningar vad gäller upphandlingsregler, men att det kan vara enklare att hitta en tydlig modell för riskhantering med organisationslösning fyra där ägarstrukturen är skild från VA-kollektivet. Detta är dock just förenklingar och en utredning måste alltid genomföras för varje enskilt fall.

Organisationslösning	Upphandling	Hantering av affärsmässig risk
1. Huvudmannen för VA-verksamheten bedriver reaktiveringen för huvudsakligen (>80 %) eget kol.	Inga komplikationer	Inga eller begränsade marknadsrisker.
2. Huvudmannen för VA-verksamheten bedriver reaktiveringen. Anläggningen hanterar en större del (>20 %) externt kol.	Någon in-house-upphandling sker ej, 20-procentregeln inte relevant.	Den affärsmässiga risken måste beaktas och hanteras. VA-kollektivet ska ej stå för ekonomiska risken av att verka på en extern marknad.
3. En eller flera kommuner bildar en juridisk person skild från den eller de huvudmän som bedriver VA-verksamheten som genererar kol i ägarkommunerna. Anläggningen hanterar huvudsakligen (>80 %) eget kol.	Så länge andelen av verksamheten för externt kol är <20 % och övriga villkor uppfylls kan in-house-upphandling tillämpas.	Inga eller begränsade marknadsrisker.
4. En eller flera kommuner bildar en juridisk person skild från den eller de huvudmän som bedriver VA-verksamheterna i ägarkommunerna. Anläggningen hanterar en större del (>20 %) externt kol.	Kraven för att kunna göra en in-house-upphandling möts ej.	Den affärsmässiga risken måste beaktas och hanteras.

Tabell 5.1

Förenklad bild av upphandlingsförutsättningar och riskhantering vid olika organisationslösningar för kommunalt ägd reaktiveringsanläggning.

Kommuner eller kommunala VA-huvudmän som avser att etablera denna typ av verksamhet bör vidare beakta att även privata aktörer kan etablera sig i en ökande marknad kan, och en reell konkurrenssituation kan uppstå. Detta är dock inget argument mot kommunalägda anläggningar i olika former. Situationen kan jämföras med behandling av utsorterat matavfall där kommunalägda bolag gått före i vad som då betraktades som en osäker marknad, varpå privata bolag följde efter och nu är fördelningen 50/50 (Westin 2024, pers.kom.).

Kommunala initiativ kommer att ske med krav på god hushållning av VA-kollektivens pengar och i beaktande av vad som är nödvändig kostnad, men samtidigt sträva efter andra värden som att säkra tillgången på aktivt kol för landets VA-verksamheter. Eventuella ekonomiska risker vägs mot dessa värden.

Idag finns diskussioner i Göteborg om en ny anläggning i den regionen som ska ersätta den befintliga. En liknande diskussion om etablering av en lokal anläggning sker vid Tekniska verken i Linköping. Båda dessa diskussioner får sägas vara i tidiga skeden, där både teknik och former för verksamhet ska utredas och inget är bestämt.

5.2.6 Anläggning ägd av privat aktör

För en privat aktör gäller delvis andra förutsättningar och ekonomisk risk bedöms ur ett mer strikt ägarperspektiv utifrån ekonomisk lönsamhet. De övriga faktorer som kan styra en kommunalägd etablering såsom att säkra nationell tillgång till reaktivering för att trygga kommunal vattenrening, är inte en grund för en privat investering om dessa faktorer inte bedöms generera en långsiktigt stabil marknad. Förutom de generella faktorer som nämndes inledningsvis i detta kapitel vad gäller förutsättningar för etablering, som skalekonomi, tillgång till energi, infrastruktur, avsättning för överskottsvärme, behöver en större risk- och lönsamhetsanalys göras.

En viktig faktor är hur tydliga och långsiktigt stabila de ökande miljökraven är. Privata aktörer lyfter flera osäkerheter. Till exempel hur kraven kommer att slå igenom i faktisk ökning vad gäller användning av aktivt kol. Vidare finns exempel på hur miljöregler har mjukats upp när kostnadskonsekvenser har blivit tydliga för politiska beslutsfattare.

Det är inte bara krav på dricksvatten- och avloppsrening som påverkar marknadsbilden. Även klassning av använt aktivt kol från aktuella applikationer, aktivt kol från dricksvatten- respektive avloppsvattenrening vid olika föroreningsnivåer, krav på reaktiveringsanläggningens rökgasrening och ekonomiska styrmedel inom transportsektorn påverkar bilden och beslut.

Privata aktörer torde analysera marknadsaspekterna mer förutsättningslöst än kommunala aktörer, man kan till exempel överväga etablering i andra länder utan hänsyn till nationellt behov av att trygga tillgången till reaktivering för svenska VA-huvudmän.

Bilden som framträder vid intervjuerna är att det fortsatt råder för stor osäkerhet kring marknadspotentialen, det vill säga framtida behov, för att en etablering av en privat aktör i Sverige ska vara nära förestående. Samtidigt förefaller en lokalisering i Sverige inte vara otänkbar. Norden är mer glesbefolkat än kontinenten, men flera faktorer kan tala för Sverige om en nordisk etablering blir aktuell, t ex att det har ett centralt läge och en relativt stor befolkning. Framtida lokaliseringsbeslut kan även komma att påverkas av vilka länder som har mest strikta krav på dricksvatten- och avloppsrening då detta skapar en större marknad och man vill ligga nära de stora marknaderna.

Det förefaller inte finnas vare sig invändningar eller fördelar för privata aktörer med en situation där både privata och offentligt ägda aktörer verkar på samma marknad, förutsatt att det finns tillräcklig marknad i förhållande till total behandlingskapacitet och att konkurrens mellan kommunala och privata aktörer kan ske på lika villkor.

5.3 Slutsats och diskussion för organisationsanalys

Sammanfattningsvis kan det konstateras att det finns utrymme för kommunala aktörer i olika former att bedriva reaktivering av kol. Att göra detta för det kol som den egna VA-verksamheten genererar är juridiskt okomplicerat, men måste analyseras utifrån kostnadssynpunkt och jämföras med andra alternativ.

En kommunal aktör, såsom VA-huvudman eller kommunalt bolag ägt av en eller flera kommuner, kan även erbjuda tjänster till andra kommuners VA-huvudmän. I dessa fall måste dock flera aspekter analyseras noggrant utifrån ägarförhållande och planerad verksamhet: kommunala kompetensen, upphandlingsfrågor, former för särredovisning och hantering av ekonomisk risk. En rimlig utgångspunkt torde vara att så långt som möjligt hålla, inte bara ekonomin utan även ekonomisk risk, helt skild från VA-huvudmannen. Vidare bör man vara medveten om andra VA-huvudmäns skyldigheter att följa upphandlingsregler.

Drivkrafterna för en kommunal aktör styrs inte endast av ekonomi, utan även av behovet att hantera sitt eget kol, samt att skapa goda förutsättningar för sin VA-verksamhet. Detta kan innebära att drivkraften att etablera verksamhet för reaktivering av kol möjligtvis är större i ett tidigt skede av utvecklingen, men samtidigt finns andra barriärer i form av de aspekter som beskrevs ovan. Dessa behöver utredas vidare.

För privata aktörer är drivkraften och utgångspunkten ekonomisk. När tillräckliga förutsättningar finns för etablering, och dessa bedöms som stabila, blir etablering intressant. Det handlar i första hand om volymer på marknaden, men även andra faktorer spelar in. För en privat aktör handlar det i hög grad om att man ska kunna säkerställa mängder.

En avgörande faktor för framtida etableringar av såväl kommunalt som privat ägda anläggningar är vad kommande miljökrav innebär och när dessa genomförs i praktiken, så att ökade mängder kol för reaktivering genereras, tills dess är förutsättningarna för privata etableringar mer osäker.

6 Lokaliseringsutredning

Den lokaliseringsutredning som utförts inom ramen för projektet har framför allt baserats på en tyngdpunktsanalys utifrån behovsanalysen. Därutöver har resurstillgänglighet och en organisationsanalys beaktats. Här nedan följer en beskrivning av hur arbetet har genomförts samt vilka antaganden som gjorts och varit nödvändiga för resultatet.

6.1 Tyngdpunktsanalys baserat på kolbehovet

Inom projektet har lämplig lokalisering av en framtida reaktiveringsanläggning utretts. En framtida placering kan bestämmas utifrån olika aspekter och för denna delutredning har det framtagna kolbehovet från kapitel 2 varit vägledande. Eftersom det framtida kolbehovet är kopplat till olika placeringar i Sverige, har detta använts i en tyngdpunktsanalys. Analysen har genomförts för två olika delar, dels för avloppsreningsverk, dels för vattenverk. Syftet med analyserna är att hitta en tyngdpunkt, en geografisk placering, som baseras på beräknat kolbehov från avsnitt 2.5. Utifrån tyngdpunkten, som varierar i storlek och lokalisering, kan en indikation av lämplig placering för en eller flera anläggningar tas fram på ett teoretiskt plan. Beräkningar har utförts med hjälp av placeringarna av befintliga anläggningar, tillgängliga fakta kring volymer såsom dagens användning och planer för framtida utbyggnad samt befolkningstäthet.

6.1.1 Metodbeskrivning för hur geografisk placering identifieras

Tyngdpunktsmetoden är en kvantitativ metod som kan användas för val av placering av en eller flera framtida reaktiveringsanläggningar. I projektet tar metoden hänsyn till nuvarande placeringar av vatten- och avloppsreningsverk samt ett varierande kolbehov.

För att kunna använda metoden är det första steget att placera kolbehovet vid de olika anläggningar i ett koordinatsystem. Baserat på dessa koordinater kan sedan koordinaterna för en framtida placering av reaktiveringsanläggning beräknas efter dominerande tyngdpunkt utifrån en X- och en Y-koordinat och med hjälp av ekvationerna I och II (Heizer & Render 2014):

$$(I) \quad C_x = \sum \text{dix } V_i / \sum V_i$$

$$(II) \quad C_y = \sum \text{diy } V_i / \sum V_i$$

där C_x är X-koordinaten (horisontell axel) och C_y är Y-koordinaten (vertikal axel) för tyngdpunkten och i detta fall placeringen av en ny reaktiveringsanläggning. I respektive ekvation visas dix och diy , vilket är X- respektive Y-koordinaten för de olika anläggningarna med sitt beräknade kolbehov medan V_i är volymen av det framtida kolbehovet vid respektive anläggning.

De framtagna X- och Y-koordinaterna omvandlas till longitud och latitud på Lantmäteriets hemsida (Lantmäteriet 2024), för att ange den nya anläggningens placering på en karta. Tillskillnad från avloppsreningsverk, saknas koordinater för befintliga vattenverk eftersom indata är anonymiserade. Mot bakgrund av detta har inte samma analys tillämpats på detta dataset, något som beskrivs mer ingående här nedan.

6.1.2 Indata för bestämning av geografisk placering

Avloppsreningsverk

Indata för avloppsreningsverk (namn på anläggningen, anläggningsnummer, kommun, län och kolbehovet) har tagits från scenarierna ARV1a-b, ARV2 och ARV3 enligt tidigare beskrivning i 2.4.2 och 2.5.2. För varje avloppsreningsverk är kolbehovet konstant per

scenario. Det medför att tyngdpunkten inte skiljer sig åt relativt de olika antagandena som är gjorda för koldoser, utan det är placeringar av de befintliga anläggningarna som påverkar resultatet.

Det är i huvudsak två storlekskategorier, ARV > 150 000 pe och ARV >10 000 men <150 000 pe, där avancerad rening kan bli aktuellt enligt avloppsdirektivet. För den senare kategorin är det mer dessutom sannolikt att avancerad rening införs på inlandsverk relativt kustverk eftersom inlandsverk förväntas ha en lägre spädningsgrad till recipienten, vilket gör den mer sårbar och känslig.

Fem tyngdpunktsanalyser, analys 1-5, har utförts enligt indata som presenteras i Tabell 6.1. Analys 1 och 2 gäller för stora avloppsreningsverk > 150 000 pe respektive inlandsverk >10 000 men <150 000 pe. Analys 3 gjordes för samtliga reningsverk i analys 1 och 2. Utöver detta undersöktes det även huruvida två placeringar kunde identifieras genom att dela in gruppen av avloppsreningsverk från norr till söder där en grupp avgränsades från Norrbotten i norr till Uppsala i Mellansverige (analys 4), medan den andra avgränsningen gjordes från Skåne i söder till Stockholm i Mellansverige (analys 5). Uppdelningen har genomförts utan annan inverkan än den geografiska.

Analys	Reningsverk i analysen	Antal avloppsreningsverk, st
1	ARV >150 000 pe	14
2	ARV >10 000, <150 000 pe (endast inlandsverk)	115
3	ARV >150 000 & ARV >10 000, <150 000 (endast inlandsverk)	129
4	ARV från Uppsala till Norrbotten	38
5	ARV från Skåne till Stockholm	91

Tabell 6.1

Sammanställning av indata till tyngdpunktsanalyser för avloppsreningsverk.

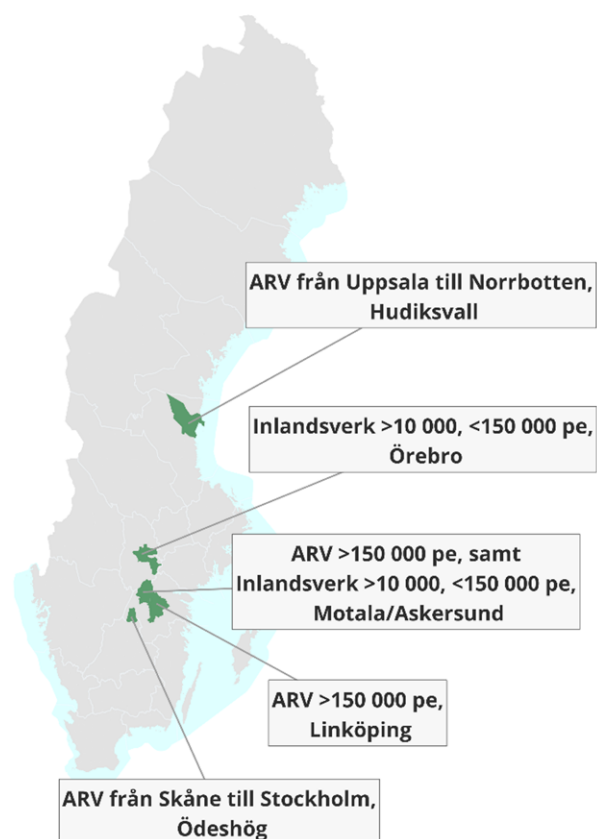
Vattenverk

För en lokaliseringssutredning på vattenverk har följande indata använts: i) Svenskt Vattens undersökning 2020 (med uppdaterad information 2023) avseende dagens användning av aktivt kol och framtida planer för utbyggnad, ii) Svenskt Vattens undersökning 2022 där tjugotal kommuner har rapporterat PFAS11-värden i inkommande råvatten mellan 4,4 och 20 ng/l, iii) SVT:s undersökning (2024) om PFAS4-halter i råvatten över 70 kommuner som hade detekterbara halter av PFAS i Livsmedelsverkets senaste kartläggning från 2021, iv) befolkningstäthet per län (SCB 2023). Till skillnad från behovsutredningen i Kapitel 2 har indata från VASS (2022), som inkluderar nästan samtliga vattenverk i Sverige, inte använts i denna delutredning eftersom data är anonymiserade och därmed inte anger geografisk placering.

Indata i) används för VV1 som speglar kolbehovet motsvarande reduktion av lukt, färg och smak. Här önskar vi koppla lokalisering av en anläggning med de vattenverk som redan i dag har störst behov av aktivt kol. För VV2, som speglar ett kolbehov för PFAS-rening, har fokus lagts på de vattenverk, eller kommuner, som identifierades med relativt höga PFAS-halter i sina råvattentäkter enligt tre källor; Livsmedelsverkets kartläggning (2021), Svenskt Vattens undersökning (2022) och SVT:s kartläggning, där den senare var en uppföljning på Livsmedelsverkets rapport enligt indata ii) och iii). Detta bygger på ett antagande att dessa orter sannolikt kommer att ha ett ökat kolbehov på grund av PFAS-förekomst. Eftersom det endast var drygt 30 kommuner som var med i ovan nämnda undersökningar, har länen som de kommunerna är en del av identifierats, för att täcka en större geografiskt område och därmed ett större dricksvattenbehov. Befolkningstäthet (indata v) används som en indikation för dricksvattenbehov.

6.1.3 Geografisk placering av en eller flera reaktiveringsanläggningar för avloppsvattenverk

De olika placeringarna enligt de ovan beskrivna analyserna 1 till 5 och som speglar stora respektive mindre avloppsreningsverk redovisas i Figur 6.1. Resultatet visar att för att möta framtidens kolbehov för de största avloppsreningsverken (> 150 000 pe), skulle en reaktiveringsanläggning bli placerad i närheten av Linköping. För reningsverken i den andra storlekskategorin, mer specifikt för inlandsreningsverk >10 000 men <150 000 pe, visar resultatet att Örebro är en lämplig plats för att försörja reaktiverat kol till denna grupp. När dessa kategorier kombineras, visar tyngdpunktsanalysen att en reaktiveringsanläggning behöver ligga mellan Motala och Askersund. Om kolbehovet delas upp för norr och syd pekar analysen på placeringar i Hudiksvall respektive Ödeshög.



Figur 6.1

Placeringar av en eller flera reaktiveringsanläggningar enligt tyngdpunktsanalyser för avloppsreningsverk efter storlek och vid geografisk indelning mellan norr och syd.

Observera att en placering på de ovan nämnda orterna endast speglar kortast möjliga avstånd för behovsägarna. Geografisk uppdelning kan anpassas för att skapa flera tyngdpunkter. Andra aspekter som påverkar lokalisering är bland annat tillgång till energi, infrastruktur samt kvalificerad personal och beskrivs mer i 6.3.

6.1.4 Geografisk placering av en eller flera reaktiveringsanläggningar för vattenverk

Analysen för scenario VV1 visar att vattenverk i Stockholm och Göteborg i dag använder nästan 40 % respektive 50 % av den totala kolförbrukningen i Sverige. En placering mellan Göteborg och Stockholm anses därmed rimlig för att täcka dagens kolbehov. Dessutom har Kretslopp och Vatten i Göteborg redan en anläggning i dag som drivits en längre tid. Denna befintliga lokalisering anses därmed mycket lämplig som en utgångspunkt för en eventuell ny anläggning som ska ersätta den befintliga.

För scenario VV2, som speglar kolbehovet vid en framtida PFAS-rening, har det konstaterats att de kommuner som har varit med i undersökningen och kartläggningen

som indata baseras på, är geografiskt utspridda över nästan hela Sverige. De län som representerar aktuella kommuner är totalt 17 stycken och utgör tillsammans 90 % av den totala befolkningen i Sverige. Bland dessa län så är det projektgruppens bedömning att det är städerna Stockholm, Göteborg och Malmö som har det största kolbehovet, vilket är kopplat till en större befolkning på dessa orter.

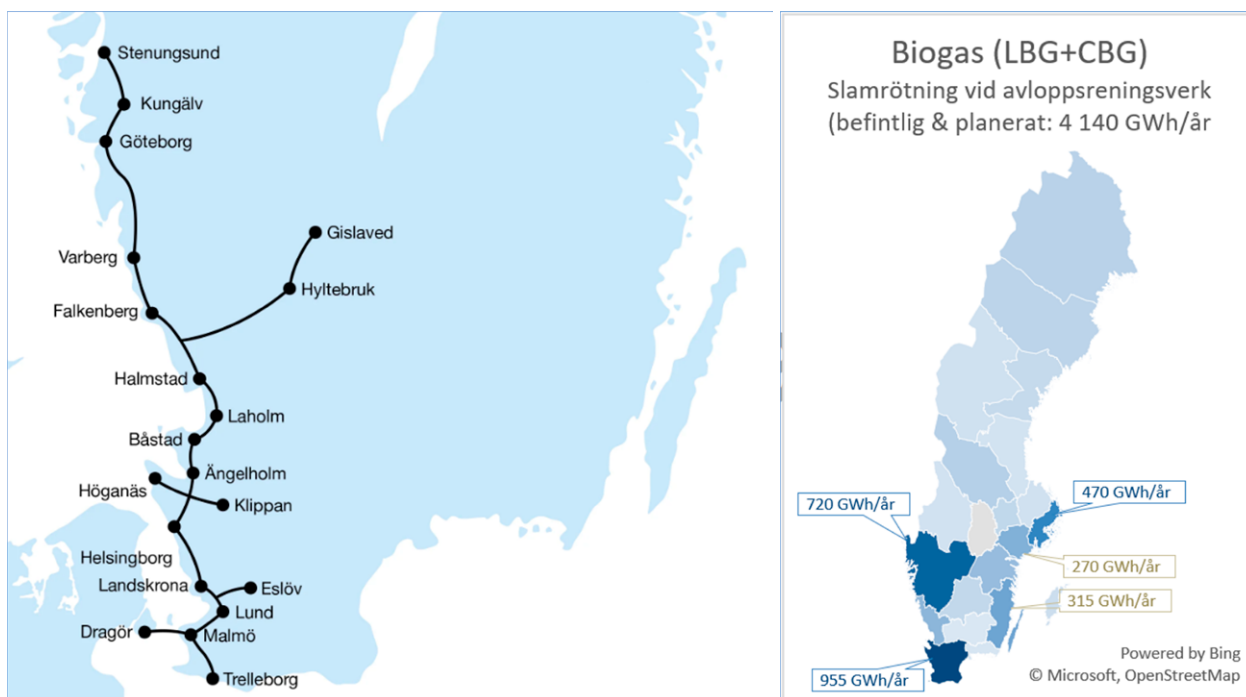
Sammanfattningsvis visar resultatet för vattenverk och för en reaktivering av framtidens kolbehov att en reaktiveringsanläggning kan bli placerad i närheten av Göteborg eller Stockholm. Om behovet i framtiden ska täckas av flera mindre anläggningar pekar analysen på en placering i Stockholm, Göteborg och Malmö, där den största andelen av befolkning finns.

6.2 Resurstillgänglighetens påverkan på lokalisering

Med hänvisning till uppgifter i behovsutredningen och den tekniska beskrivningen av reaktiveringsprocessen så kan det totala gasbehovet för en framtida reaktivering estimeras ligga mellan 100 och 200 GWh gas/år vid en årlig reaktivering av 18 000–40 000 ton kol. För en mer trolig storlek på ca 5 000 ton kol årligen för vatten- respektive avloppsreningsverk enligt avsnitt 3.5 uppgår gasbehovet till ca 50 GWh gas/år. Detta gasbehov kan tillgodoses nationellt med både naturgas och biogas. I Sverige finns naturgas dels via naturgasnät i Västsverige (Figur 6.2), dels via mottagning och distribution av flytande naturgas (LNG) vid olika hamnar såsom Nynäshamn. Gasen i naturgasnätet i Västsverige, som i dagsläget har en kapacitet på ca 7 000 GWh/år, består faktiskt till nästan hälften, ca 3 000 GWh/år, av biometan från danska rötningsanläggningar (Energimyndigheten 2024). Här ingår dock inte rötning av avloppsslam. Andelen naturgas i naturgasnätet består av ”europeisk naturgas” som också inkluderar naturgas från Ryssland. Rysk naturgas planeras ersättas med norsk naturgas efter 2024.

Figur 6.2 visar även biogasproduktionen vid svenska avloppsreningsverk som kan resultera i metan i form av gas (Compressed biogas, CBG) och flytande gas (liquefied biogas, LBG). För 2024 beräknas produktionen uppgå till ca 4 140 GWh/år och är delvis under utbyggnad (data baserat på Jivén et al. 2022 och därefter uppdaterad med data från 2023). Det kan nämnas att produktionskapaciteten för biogas är fördelad på samma sätt som kolbehovet för avloppsreningsverk, eftersom de största avloppsreningsverken som producerar biogas, också kommer att behöva implementera en avancerad rening med aktivt kol som tänkbar teknisk lösning. Några av de stora avloppsreningsverken med sin respektive skattade biogasproduktion för 2023 är:

- Henriksdal: 200 GWh/år, främst LBG
- Himmerfjärdsverket: 52 GWh/år
- Ryaverket: 70 GWh/år
- Tekniska verken i Linköping: 120 GWh/år
- Öresundsverket: 120 GWh/år



Förutom resursbehovet i form av gas behövs även stora mängder vatten vid kolreakivering. Användning av dricksvatten, lämpligt råvatten eller renat avloppsvatten till en godkänd renhetsgrad kan vara ett alternativ för vissa av dessa användningsområden och en lokalisering vid eller i närheten till befintliga VA-verksamheter kan således vara en fördel. Även om behovet för vatten som används vid en reaktiveringsanläggning kan minimeras genom t ex ett slutet system, och att en del vatten förloras vid ångproduktion, reaktivering och vid kylning av det reaktiverade kolet, uppstår en delvis förorenad restström som behöver renas. Även en lämplig avsättning av eventuell överskottsvärme kan påverka lokaliseringen.

Figur 6.2

Västsvenska naturgasnätet till vänster (Foto: Energimyndigheten 2024) och biogasproduktion i Sveriges län till höger (baserat på data från Jivén et al. 2022).

6.3 Övriga lokaliseringsaspekter

En viktig aspekt som påverkar en framtida lokalisering av reaktiveringsanläggningar är var organisationer som innehar kapacitet att etablera en sådan anläggning finns lokaliserade. Som framgår av kapitel 5 finns såväl kommunala som privata aktörer, vilka i princip kan tänkas etablera en verksamhet för reaktivering av aktivt kol i Sverige. Deras utgångspunkter, drivkrafter och förutsättningar påverkar valet av lokalisering. En kommunal aktör har ett av de bärande motiven att lösa sina egna behov av reaktivering, även om tjänsten kan erbjudas andra. Vilka kommuner som har intresse att etablera verksamheten kommer således att vara styrande. Med största sannolikhet handlar det om större kommuner och relativt tätbefolkade regioner med större egna vatten- och/eller avloppsreningsverk.

I dag har Kretslopp och Vatten i Göteborg en anläggning som drivits en längre tid, och en ny avses att utredas som en möjlig investering som ska ersätta den befintliga. Eftersom en anläggning redan finns i dag, och flera av de diskuterade hållbarhetsaspekterna såsom användning av biogas och omhändertagande av restströmmar redan är implementerade, så framstår lokaliseringen som mycket lämplig även om andra aspekter såsom tillgänglig yta och tillstånd kan utgöra hinder för en framtida etablering. Även Tekniska verken i Linköping är en kommunal aktör som redan har initierat en utredning om en möjlig etablering av en kolreakivering och synergier i sin övriga verksamhet. Båda dessa lokaliseringar bedöms ha goda förutsättningar i övrigt (se 6.1).

En privat aktör har ingen egen kommunal VA-verksamhet att ta hänsyn till och är i den bemärkelsen friare att välja lokalisering. I detta fall görs dock troligen avvägningar mot marknader i grannländer som kan tänkas vilja nyttja anläggningen och relaterade logistikaspekter. Vidare kan tillgång till mark, framför allt mark som redan nyttjas för industriell verksamhet, vara en viktig faktor som påverkar såväl kostnader som tid för etablering. Ett företag som redan i dag disponerar mark för sin nuvarande verksamhet, som eventuellt redan har tillgång till viss infrastruktur i form av kontorslokaler och en transportinfrastruktur (väg, järnväg eller sjöfart), kan således utgöra en avgörande faktor för etablering av en reaktiveringsanläggning.

Som en övrig viktig lokaliseringsaspekt behöver även den redan nämnda tillgången till en bra transportinfrastruktur lyftas fram. Som diskuterat i avsnitt 3.2.5 så utgör inte transporten av kol till och från reaktiveringsanläggningen den största miljöpåverkan. Det betyder att även om närheten till kunder utgör en viktig aspekt så bedöms tillgång till snabba transportvägar som en ännu viktigare aspekt för lokalisering. En lokalisering påverkas således av tillgång till transportinfrastruktur såsom motorvägar och hamnar eftersom detta möjliggör en enkel logistik både för den svenska och för andra marknader.

6.4 Slutsats och diskussion för geografisk placering

Det finns flera olika aspekter som påverkar en tänkbar framtida lokalisering av reaktiveringsanläggningar. Tyngdpunktsanalyserna i denna rapport ger en grov indikation om var en stor eller flera mindre anläggningar i teorin skulle placeras utifrån behovsutredningen för svenska vatten- och avloppsreningsverk. Enligt denna analys skulle en stor gemensam anläggning för både avlopp och dricksvatten bli placerad någonstans mellan Linköping och Stockholm. Om det bedömda behovet i framtiden i stället ska tillgodoses av flera mindre anläggningar pekar analysen på placering av anläggningar i Stockholm, Linköping, Göteborg och Malmö.

Utifrån resurstillgänglighet främst vid en eftersträvad användning av biogas, så finns det generellt tillräckligt med biogasproduktion även där behovet för kolreaktivering finns. Huruvida denna biogas faktiskt finns tillgänglig för en reaktivering har dock inte undersökts. Även tillgång till andra resurser bedöms finnas tillgängliga vid de lokaliseringsförslag som nämns ovan.

Även om ovan nämnda lokaliseringsanalyser är en viktig pusselbit i en framtida lokalisering så bedöms de organisatoriska aspekterna vara mer betydande och därmed sannolikt avgörande för en faktisk etablering. Utan organisationer som innehar kapacitet att etablera en anläggning, både kommunala såväl som privata verksamheter, kommer ingen svensk reaktivering finnas. Lokaliseringen av en framtida reaktivering kommer således vara kopplad till intresserade organisationers befintliga lokalisering. Men även helt nya lokaliseringar kan såklart vara sannolika, i synnerhet för privata aktörer som väljer lokalisering utifrån många olika aspekter och oberoende av befintlig verksamhet. Väl fungerande transportvägar för att nå marknaden, både i Sverige och utomlands och en lämplig infrastruktur för tillgång till nödvändiga resurser samt avsättning av eventuella restströmmar är båda av stor vikt.

7 Sammanfattande slutsatser

Projektets kartläggning av det framtida förväntade behovet av aktivt kol inom svenska vatten- och avloppsreningsverk indikerar tydligt att detta behov i hög grad styrs av hur befintliga och framtida reningskrav omsätts och efterlevs framöver. Flera vatten- och avloppsreningsverk behöver utöka sin rening med ytterligare steg till följd av nya EU-direktiv. För vattenverk gäller det främst dricksvattendirektivet som genom Livsmedelverkets föreskrift LIVSFS 2022:12 redan tillämpas och som med nya gränsvärden för PFAS från januari 2026 skärper krav på PFAS-rening betydligt, vilket kommer att påverka flera vattenverk. För avloppsreningsverk kommer främst det nyligen föreslagna avloppsdirektivet innebära utökade reningskrav för olika mikroföroreningar. Direktivet ska implementeras i svensk lagstiftning och åtgärder införs därefter succesivt med start redan år 2033 med mellanliggande mål (intermediate targets).

Eftersom det inom projektet har konstaterats att det saknas en bra kartläggning av reningsbehov för PFAS vid svenska vattenverk, samt att det finns osäkerheter hur en implementering av eventuella framtida reningskrav för mikroföroreningar utöver läkemedelsrester, till exempel PFAS vid avloppsreningsverk kommer att se ut avseende val av teknik, kan den genomförda behovsutredningen endast utgöra en initial bedömning som framgent behöver utvecklas. Projektgruppens bedömning av det totala framtida kolbehovet för svenska vatten- och avloppsreningsverk och utifrån det tillgängliga data-underlaget har sammanfattats enligt nedan:

- Ca 5 500 ton kol/år för de närmaste två till fyra åren som basbehov vid svenska vattenverk för avlägsnande av färg, lukt och smak. Detta behov täcks i dag främst av Alelyckans reaktiveringsanläggning samt utländska aktörer.
- >13 500 ton kol/år från 2026 och framåt vid svenska vattenverk för en utökad PFAS-rening enligt Livsmedelverkets föreskrift.
- Från 7 500 ton kol/år från 2039 för den avancerade reningen vid svenska avloppsreningsverk, för att uppfylla nya reningskrav från framförhandlat förslag till avloppsdirektivet som främst gäller läkemedelsrester. Intervallet ökar ytterligare till ca 11 000 ton kol/år efter 2045 när identifierade mellanstora avloppsreningsverk ska införa en avancerad rening.
- Ett worst-case-scenario gäller vid krav på PFAS-avskiljning, som i dagsläget inte är aktuellt. Kolbehovet vid denna situation skulle dock motsvara ett intervall från 22 000 till 33 000 ton GAK per år.

Det bör återigen påpekas att beräknade kolmängder, både för dricksvatten- och avloppsvattenrening är grova och baseras på underlag med stor osäkerhet. Slutligen behöver det tilläggas att det också finns ett kolbehov i våra grannländer såsom Norge och Danmark, där någon inventering för framtida behov liknande den vi utför i Sverige inte är gjord. Det finns heller inga reaktiveringsanläggningar i dessa länder och en viss reaktivering av kol från dem sker redan i dag i Sverige.

Oavsett osäkerheter i behovsanalysen så framgår det tydligt att det framtida kolbehovet är långt större än den mängd kol som i dag reaktiveras nationellt i landets enda reaktiveringsugn. Samma anläggning som endast reaktiverar aktivt kol från dricksvattenrening har dessutom varit i drift i mer än fyra decennier och kommer med all sannolikhet att behöva förnyas framöver. Utifrån den tekniska utredningen i denna rapport kan vi konstatera att termisk reaktivering av förbrukat kol är kostnadseffektivt och minskar miljöpåverkan betydligt jämfört med användning av nytt kol. Dessutom kan klimatpåverkan från en reaktiveringsanläggning minskas ytterligare, närmare bestämt till 90 % genom användning av biogas och förnybar el. Andra fördelar från integrering av reaktivering med andra VA-verksamheter kan ytterligare optimera resursanvändning

och minska miljöbelastningen. Den framtida reaktiveringsanläggningen kommer också att behöva behandla avloppsvatten och dricksvatten i separata ugnar.

I rapporten diskuteras även potentialen för egenproducerat kol, och särskilt aktiverat biokol från organiska restprodukter såsom avloppsslam. Även om aktiverat biokol generellt bedöms ha en lägre adsorptionskapacitet än kommersiellt kol, påvisar studier att det finns möjlighet att förbättra dessa egenskaper framöver. Forskning och utveckling inom området är fortfarande i sin linda, men projektgruppen bedömer att det finns en potential att detta kol kan tillgodose vissa reningsbehov. Detta leder till ökad återanvändning och minskad miljöpåverkan från restprodukter. Utmaningar kvarstår, särskilt när det gäller att förstå det egenproducerade kolets fysiska och kemiska egenskaper, samt att hantera eventuella sidoeffekter.

När det kommer till organisatoriska aspekter, har kommunala aktörer möjlighet att bedriva reaktivering av kol, både internt för det kol de genererar inom sin VA-verksamhet och genom att erbjuda tjänster till andra VA-huvudmän. Det är dock viktigt att särskilja såväl kostnader som ekonomiska risker från VA-huvudmannen vad gäller aktivering av externt kol. Det egna avgiftskollektivet ska varken medfinansiera aktivering av externt kol eller kunna täcka upp för de ekonomiska risker det innebär att verka på en marknad. Vidare måste regler kring in-house-upphandling beaktas i förekommande fall. För privata aktörer är huvudfokus de ekonomiska aspekterna, där etablering först blir intressant när marknadsförutsättningar och stabilitet är tillräckliga, särskilt med tanke på framtida kolbehov.

En tänkbar lokalisering av en reaktiveringsanläggning påverkas av olika faktorer. Tyngdpunktsanalysen som har presenterats och som baserades endast på behovsutredningens resultat, indikerade att en stor gemensam anläggning för både avlopp- och dricksvatten skulle behöva placeras mellan Linköping och Stockholm för kortast möjliga avstånd till behovsägarna. Om det bedömda behovet i framtiden istället ska tillgodoses av flera mindre anläggningar pekade analysen på att placeringen av dessa anläggningar skulle vara i Stockholm, Linköping, Göteborg och Malmö. Placeringen för den framtida reaktiveringsanläggningen behöver också ta hänsyn till organisatoriska aspekter, tillgängliga resurser och infrastruktur, samt intresserade organisationers befintliga lokalisering.

Slutligen önskar projektgruppen påpeka att projektet endast har fokuserat på det svenska kolbehovet. Flera av de drivande faktorerna för det bedömda ökande kolbehovet baseras dock på reningskrav som även behöver implementeras i våra grannländer.

8 Utblick

Framtida krav på vattenrening vid vattenverk pekar på att aktivt kol i detta sammanhang både är en lämplig och tillgänglig reningsteknik för att kunna avlägsna PFAS från råvatten. Vid avloppsreningsverk, där fokus ligger på organiska mikroföroreningar som till exempel läkemedelsrester, som inte nödvändigtvis kräver en rening med aktivt kol, så har de initiala förslagen och remissen till det nya avloppsdirektivet avseende en utökad rening även inkluderat krav för PFAS-avskiljning. Detta innebär sannolikt att denna typ av rening kan bli en verklighet i framtida revideringar. Dessutom inkluderar existerande gränsvärden och bedömningsgrunder i enlighet med Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten redan i dag flera PFAS-ämnen som i förlängningen kan ställa krav på reningsprocessen vid framtida avloppsreningsverk. Avseende det föreslagna prioriteringsdirektivet, med nya och skärpta gränsvärden och bedömningsgrunder, kommer även detta att påverka svenska avloppsreningsverk, framför allt avseende utsläpp till inlandsvatten. Olika processoptimeringar vid användning av aktivt kol som utvecklats under senare tid, och som återges i rapporten tillsammans med teknikalternativ som konkurrerar med aktivt kol som effektiv PFAS-rening, kommer också att påverka det framtida kolbehovet. Lägg där till att våra nordiska grannländer som eventuellt ska uppfylla liknande reningskrav som vi, även om de har en nationell lagstiftning som kan vara annorlunda, inte har påbörjat arbetet med inventering och utredningar avseende reaktivering av aktivt kol, och utvecklingen där kan eventuellt också påverka behovet av reaktivering i Sverige.

En etablering av en eller flera reaktiveringsanläggningar i Sverige kan vara en möjlig väg framåt för att täcka det framtida kolbehovet. Samtidigt kan inte bara miljöpåverkan i form av klimatpåverkan från kolanvändning av jungfruligt kol genom reaktivering minskas, utan ytterligare arbete för att minska klimatpåverkan krävs. Eftersom klimatpåverkan från reaktivering av kol har en enskild signifikant klimatpåverkan är det av vikt att se till den potential som finns för att minska denna framgent. Detta kan bland annat åstadkommas vid användning av förnyelsebara resurser i form av biogas och grön el vid etablering av en anläggning i Sverige. En nationell reaktivering öppnar även upp för en bättre implementering av en effektiv destruktion av mikroföroreningar, vilket innebär att användning av kol som en effektiv reningsmetod medför en utfasning av farliga kemikalier från biosfär och kretslopp, även om det återstår frågetecken kring PFAS-ämnas möjlighet till fullständig mineralisering. Vid nyetablering av en reaktiveringsugn kommer gasrening vara en naturlig del av anläggningen och kan anpassas specifikt för PFAS-rening.

Det finns flera framkomliga scenarier för att styra mot en hållbar och framtidsenlig kolreaktivering i Sverige. Både en effektiv resurshushållning, ett säkerhetsställande i kristider, och en minimal miljömässig och ekonomisk påverkan av kolreaktivering kan etableras.

Vid produktion av biokol från restprodukter såsom slam från avloppsreningsverk, behövs det en bättre förståelse för ekonomiska och miljörelaterade faktorer om implementeringen ska drivas framåt. Integrering av avloppsvatten- och slamhanteringssystem för produktion och användning av biokol kan ge synergier och framtida fördelar, men även påverka möjlighet till näringsåterföring.

Det finns olika aspekter att begrunda i detta tidiga skede avseende behov, teknik, organisation, marknad och lokalisering. Givet världsläget och den potentiellt viktiga roll som rening med aktivt kol har för möjligheten att möta krav på vatten- och avloppsrening, vore en etablering av nationell reaktiveringskapacitet av värde då det gör vatten- och avloppsverk med aktiv kolrening mindre sårbara. Förutsättningarna för nyetablering

av reaktiveringskapacitet i Sverige styrs i hög grad av behovet, det vill säga mängder som innebär skalekonomi.

Etablering av reaktiveringskapacitet i Sverige kan ske med både kommunalt och privat ägande. Drivkrafter och förutsättningar skiljer sig åt mellan dessa och det går inte nu att säga vilken typ av aktörer som kan etableras först. Kommuner och deras VA-huvudmän, förvaltningarna själva eller eventuella kommunala VA-bolag de äger, har en särskild drivkraft att etablera nationell reaktiveringskapacitet för att lösa sina egna behov. Om reaktiveringsanläggningen huvudsakligen görs för eget behov är det juridiskt mer okomplicerat, men om man avser att verka på en marknad och i större utsträckning hantera andra kommuners kol behöver upplägget utredas för att på bästa sätt hantera upphandlingsregler och ekonomisk risk. Beslutsprocesserna kan även vara längre än för privata sektorn, framför allt om flera kommuner ska ingå i ägarstrukturen.

Tabell 8.1 illustrerar de principiella steg som krävs för etablering av en anläggning för reaktivering av aktivt kol. Längden av varje steg beror av ett antal faktorer som varierar i varje enskilt fall, därför ska respektive steg inte ses som en uppskattning av tidsåtgång, utan snarare hur de olika stegen som behövs beror av varandra. Några av processens steg ser även mycket olika ut beroende på om det handlar om ett befintligt privat bolag, en befintlig kommunal organisation eller en nyskapad kommunalägd organisation. Är det endast en aktör (privat bolag, en kommun eller ett befintligt kommunalt bolag eller kommunalförbund) är det enklare, men kan bli en tidskrävande process om det är fler kommunala aktörer som ska skapa en ny gemensam organisation och då behövs det första steget. De olika aktörerna kan i det fallet förstås även komma att ha olika syn på vad som sedan framkommer i marknads- och riskanalyserna och ompröva sitt beslut. I samtliga fall måste en första marknadsanalys genomföras. För en kommunalägd organisation bör en marknadsanalys även adressera frågan om anläggningen är nödvändig för att möta eget behov av reaktivering eller om detta kan mötas kostnadseffektivt på annat sätt. För ett privat bolag är utgångspunkten renodlat marknadsmässig. Om det handlar om en ny kommunalägd organisation behöver de tänkta ägarna analysera och enas om vilken organisationsform som är lämplig inklusive ägarform, ägarstyrning och – främst om man avser att verka på en marknad för externt kol – hur affärsmässiga risker ska hanteras. Innan teknikval och utformning analyseras behöver en fördjupad marknadsanalys sedan genomföras för att bedöma hur stort kapacitetsbehovet förväntas bli. Därefter ska teknikval, utformning samt lokalisering analyseras och en organisation etableras för att hantera de efterföljande stegen bland annat tillståndsansökan, byggnation och drifttagning av reaktiveringsanläggning.

Tabell 8.1

Principiella processteg för etablering av en reaktiveringsanläggning.

Identifiera aktörer som ska äga anläggningen (för ny organisation)									
Första marknadsanalys									
Identifiera organisationsform och marknadsstrategi									
Fördjupad marknadsanalys									
Utreda teknik, utformning och kostnader									
Identifiera lokalisering									
Skapa organisation									
Tillståndsprozess									
Byggnation									
Drifttagning									

I ett kortare tidsperspektiv är det framför allt behovet av reaktivering av kol från vattenverk som kommer att öka på grund av krav på avskiljning av PFAS. I dag är tillståndsprocessen för utförsel till reaktivering i ett annat land enklare eftersom tillstånd av export av farligt avfall ej krävs, men det finns inga garantier för att detta inte ändras om vatten

med höga PFAS-halter renas. Detta, tillsammans med ett starkt nationellt intresse av att säkra dricksvattenreningens alla steg, talar för en relativt tidig etablering av ytterligare reaktiveringskapacitet i Sverige för att möta vattenverkens behov. Faktorer som styr tidsramarna för en ny etablering handlar om säkerställande av volymer som ger skalekonomi, tillgång till mark och energi samt i förekommande fall utredningsbehov och beslutsprocesser.

Inom mindre än tio år har arbetet med införandet av avancerad rening vid avloppsreningsverk tagit fart och vid denna tidpunkt är det realistiskt att förvänta sig att befintliga reaktiveringsanläggningar i Sverige kompletteras med ytterligare linjer av reaktiveringsugnar, som kan hantera aktivt kol från avloppsvattenrening. Detta kommer sannolikt att ske om det visar sig vara mer ekonomiskt fördelaktigt med fler anläggningar på samma plats. Ett annat alternativ är annars att reaktiveringsanläggningar för avloppsreningsverk förläggs vid, eller i närheten av, ett större avloppsreningsverk där andra fördelar såsom biogasproduktion eller vattenanvändning kan anpassas för driften av reaktiveringen.

Ur ett längre tidsperspektiv är det möjligt att även mättat egenproducerat kol hanteras på specifika reaktiveringsanläggningar, vilket kan bidra med ytterligare minskad miljöpåverkan och eventuellt andra synergiaspekter. Avseende etablering utifrån ett längre tidsperspektiv är det troligt att fler externa aktörer är med och konkurrerar om att genomföra reaktivering av aktivt kol. Utvecklingen av nya etableringar kommer styras av VA-verksamheternas lokalisering och kolbehov. Sveriges kommunala VA-verksamheter kan utgöra en drivande kraft i den framtida utvecklingen av aktiverat kol och biokol.

Referenser

- Abegglen C. och Siegrist H. (2012). *Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser – Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen*. Schweizerische Eidgenossenschaft, Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern 2012.
- Altmann J., Sperlich A. och Jekel M. (2015). *Integrating organic micropollutant removal into tertiary filtration: Combining PAC adsorption with advanced phosphorus removal*. Water Research. 84: p. 58–65.
- Anders Hansen; konsult vid DANVA. 2023. Intervju 15 december.
- AquaGreen (2022). *White paper: PFAS elimination by Pyrolysis*. Roskilde, 2022-07-05.
- Baghizade B.S., Zhang Y., Reuther J.F., Saleh N.B., Venkatesan A.K. och Apul O. G. *Thermal regeneration of spent granular activated carbon to break the forever PFAS Cycle*. Environmental Science & Technology, 2021, 55, 9, 5608 – 5619.
- Baresel C., Ek M., Ejhed H., Allard A.S., Magnér J., Dahlgren L., Westling K., Wahlberg C., Fortkamp U. och Söhr S. (2017). *Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk – Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar*. Slutrapport SystemLänk projekt. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2288.
- Baresel C. och Malovanyy A. (2019). *Införande av läkemedelsrening vid Himmerfjärdsverket – Sammanställning av tidigare undersökningar vid Himmerfjärdsverket*. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2239.
- Baresel C., Malovanyy A., Karlsson L., Bornold N., Habagil M. och Keucken A. (2021). *Förstudie – Läkemedelsrening vid Getteröverket i Varberg – Utredning om behov och möjligheter för en utökad rening av avloppsvatten från mikroföroreningar*. IVL Svenska Miljöinstitutet och Vatten & Miljö i Väst AB, rapport U6531.
- Baresel C., Karlsson L., Malovanyy A., Thorsén G., Goicoechea Feldtmann M., Holmquist H., Dalahmeh S., Ahrens L. och Winkens Pütz K. (2022a), *PFAS – hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen? – Kunskapssammanställning och vägledning för VA-aktörer kring PFAS*. Svenskt Vatten, SVU-rapport 2022–7, IVL Svenska Miljöinstitutet B2447.
- Baresel C., Narongin-Fujikawa M., Lundwall T., Karlsson J., Björk A., Bornold N. och Söhr S. (2022b). *Pulveriserat aktivt kol i kombination med MembranBioReaktor (PAK-MBR) – Etablering och tester med en pilotanläggning vid Hammarby Sjöstadverk*. IVL Svenska Miljöinstitutet C713.
- Baresel C., Andersson J., Sundin A.M., Olofsson L., Malovanyy A., Karlsson L., Petersson, M., Götlind O., Högborg C.J., Svanberg N. och Karlsson J. (2023a). *Pilotstudie läkemedelsrening på Kungsängsverket*. Uppsala Vatten och Avfall AB, NV-02959-20.
- Baresel C., Bornold N., Malovanyy A., Rahmberg M., Lundwall T., Lindblom E. och Carranza Munoz, A. (2023b). *Resultat från FoU-samarbete Syvab-IVL – Årsredovisning för 2022*. IVL Svenska Miljöinstitutet B2469.
- Baresel C., Axegård P., Lazic A., Bornold N., Yang J-J. och Malovanyy A. (2023c). *Framtidens slamhantering vid Roslagsvatten – Behandling av kommunalt orötat slam med HTC-teknik (OxyPower HTC™) och rening av HTC-vatten med SBR och MBBR*. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2460

Baresel C., Habagil M., Malovanyy A., Hedman F. och Schleich C. (2024). *Förstudie – Mikroföroreningar vid Getteröverket i Varberg: Tekniska lösningar för en utökad rening av avloppsvatten*. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport C811.

Betsholtz A., Jacobsson S., Haghighatafshar S. och Jönsson K. (2018). *Sewage sludge-based activated carbon – Production and potential in wastewater and stormwater treatment*. VA-teknik Södra, rapport Nr. 12 2018.

Björklund E., Svahn O., Luczkiewicz A., Fudala-Ksiazek S., Jankowska K., Szopińska M., Tränckner J., Kaiser A., Garnaga-Budrè G. och Langas V. (2019). *Advanced pharmaceuticals removal from wastewater: roadmap for the model site Degeberga wastewater treatment plant*.

Björklund S., Weidemann E. och Jansson S. (2023). *Emission of Per- and Polyfluoroalkyl Substances from a Waste-to-Energy Plant—Occurrence in Ashes, Treated Process Water, and First Observation in Flue Gas*. Environ. Sci. Technol. 57, 10089–10095. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c08960>

Boehler M., Hernandez A., Baggenstos M., McArdell C.S., Siegrist H. och Joss A. (2020). *Elimination von Spurenstoffen durch granuliert Aktivkohle-Filtration (GAK): Grosstechnische Untersuchungen auf der ARA Furt, Bülach*. Schlussbericht Eawag, Dübendorf, Schweiz.

Boehler M., Joss A. och McArdell C.S. (2022). *GAK-Filter für die Spurenstoffentfernung Erfahrungen und Betriebsergebnisse der Pilotstudien ARA Furt/Bülach und Glarnerland*. Aqua & Gas No 1/2022.

Chagas J.K.M., Figueiredo C.C. de. och Paz-Ferreiro J. (2021). *Sewage sludge biochars effects on corn response and nutrition and on soil properties in a 5-yr field experiment*. Geoderma 401, 115323. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115323>.

ChemSpider (2024). Diclofenac. <https://www.chemspider.com/Chemical-Structure.2925.html?rid=14408001-0577-41d9-9c30-1ff90a18201b> [2024-2-15]

Chemviron (2022). Chemviron – Chemviron Increases Reactivation Capacity with the New Furnace. <https://www.chemviron.eu/news/Detail/chemviron-increases-reactivation-capacity-with-the-new-furnace/> [2023-11-27]

Chen Y., Karlsson L., Holm G., Robertson S., Selmer A., Öhrström E. och Önnby L. (2021). *Rening av mikroföroreningar vid Kungsängsverket i Uppsala – Förstudie, uppdragsnummer 13011459*. Malmö: Sweco.

Chowdhury Z.K. (2013). *Activated Carbon: Solutions for Improving Water Quality*. American Water Works Association, ISBN 1583219072.

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

Cirkulation: PFAS-artikel, <https://cirkulation.se/artiklar-och-notiser/pfas-granskning-med-brister/> [2023-01-12]

Coggan T.L., Moodie D., Kolobaric A., Szabo D., Shimeta J., Crosbie N.D., Lee E., Fernandes M. och Clarke B.O. *An investigation into per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in nineteen Australian wastewater treatment plants (WWTPs)*. Heliyon, 2019. 5(8).

Dalalmeh S.S. (2019). *Biokol i små avloppsanläggningar: Rening av övergödande ämnen och patogener i impregnerad biokol och tvåstegbiokolanläggningar vid olika belastning – Teknisk rapport*. SLU Report 104-2019.

-
- DiStefano R., Feliciano T., Mimna R.A., Redding A.M. och Matthis J. (2022). *Thermal destruction of PFAS during full-scale reactivation of PFAS-laden granular activated carbon*. Remediation Journal 32, 231–238. <https://doi.org/10.1002/rem.21735>
- Edefell E., Svahn O., Falås P., Bengtsson E., Axelsson M., Ullman R. och Cimbritz M. (2022) *Digging deep into a GAC filter – Temporal and spatial profiling of adsorbed organic micropollutants*. Water Research, 218: p. 118477.
- Edvardsson V. och Önnby L. (2021). *Utvärdering av reningseffekten för PFAS i två fullskaleanläggningar*. Rapport nr 2021:05, Avfall Sverige.
- Eggen R.I.L., Hollender J., Joss A., Schärer M. och Stamm C. (2014). *Reducing the Discharge of Micropollutants in the Aquatic Environment: The Benefits of Upgrading Wastewater Treatment Plants*. Environmental Science & Technology. 48(14): p. 7683-7689.
- Ek M., Baresel C., Magnér J., Bergström R. och Harding M. (2014). *Activated carbon for the removal of pharmaceutical residues from treated wastewater*. Water Science and Technology. 69 (11), 2372-2380.
- Energimyndigheten (2024). Västsvenska naturgasnätet. <https://www.energi-myndigheten.se/energiberedskap/om-el-fjarrvarme-och-naturgas/naturgas/vastsvenska-naturgasnatet/> [2024-2-15]
- Eskebaek A. (2016). *Utvärdering av småskalig rening från läkemedelsrester i källsorterad urin*. Examensarbete SLU, UPTEC W16 032.
- EU Commission 2022a. *Proposal for a revised Urban Wastewater Treatment Directive*. Publication date 26 October 2022. https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-revised-urban-wastewater-treatment-directive_en
- EU Commission 2022b. *Proposal for a directive amending the water framework directive, the groundwater directive, and the environmental quality standards directive*. Publication date 26 October 2022. https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-amending-water-directives_en
- Europeiska unionens råd (2024). *Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council concerning urban wastewater treatment (recast)*. Interinstitutional File 2022/0345(COD), Council of the European Union, Brussels, hämtat från <https://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-7108-2024-INIT/en/pdf>, maj 2024.
- Fortune Business Insights (2024). *Marktgröße, Anteil und COVID-19-Auswirkungsanalyse für Aktivkohle, nach Typ (pulverförmig, granuliert und andere), nach Anwendung (Wasseraufbereitung, Luft- und Gasreinigung, Lebensmittel und Getränke, pharmazeutische und medizinische Behandlung und andere) und regional Prognose, 2023-2030*. Bericht-ID: FBI102175. <https://www.fortunebusinessinsights.com/de/markt-f-r-aktivkohle-102175>
- Gagliano E., Falciglia P.P., Zaker Y., Birben N.C., Karanfil T. och Roccaro P. (2023). *State of the research on regeneration and reactivation techniques for per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS)-laden granular activated carbons (GACs)*. Current Opinion in Chemical Engineering 42, 100955. <https://doi.org/10.1016/j.coche.2023.100955>
- Gamal M.E., Mousa H.A., El-Naas M.H., Zacharia R. och Judd S. (2018). *Bio-regeneration of activated carbon: A comprehensive review*. Separation and Purification Technology, 197, pp.345–359.
- Grung M., Bæk K., Rundberget T., Halvorsen H-J. och Tryland I. (2022). *PFAS i råvann og drikkevann fra Norge*. Norsk Vann, Rapportnummer: 268/2022.
-

-
- Guo Y. och Du E. (2012). *The Effects of Thermal Regeneration Conditions and Inorganic Compounds on the Characteristics of Activated Carbon Used in Power Plant*. *Energy Procedia*, 2012 International Conference on Future Electrical Power and Energy System 17, 444–449. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2012.02.118>
- Göteborg stad, 2023. Kolreaktivering. <https://goteborg.se/wps/portal/start/foretag-och-organisationer/tillstand-och-regler/hantera-vatten-och-avlopp/kolreaktivering> [2023-11-15].
- Heizer J. och Render B. (2014). *Operation Management – Sustainability and Supply Chain Management*. Pearson Education.
- Hey G., Holm G., Mikusinska M., Salmonsson E., Taoussi M. och Önnby L. (2022). *Fördjupad utredning om avancerad rening av mikroföroreningar, Ekeby avloppsreningsverk – från bänkskaletest med ozon och aktivt kol till pilotstudier med ozon följt av MBBR*. Malmö: Sweco.
- Hollender J., Zimmermann S.G., Koepke S., Krauss M., McArdell C.S., Ort C., Singer H., von Gunten U. och Siegrist H. (2009). *Elimination of Organic Micropollutants in a Municipal Wastewater Treatment Plant Upgraded with a Full-Scale Post-Ozonation Followed by Sand Filtration*. *Environmental Science & Technology*. 43(20): p. 7862-7869.
- Hušek M., Semerád J., Skoblia S., Moško J., Kukla J., Beňo Z., Jeremiáš M., Cajthaml T., Komárek M. och Pohořelý M. (2024). *Removal of per- and polyfluoroalkyl substances and organic fluorine from sewage sludge and sea sand by pyrolysis*. *Biochar*, 2024. 6(1): p. 31.
- Hoyer K., Höglind L., Sjölin A., Cimbritz M., Falås P., Juárez R., Svahn O., Kragh Andersen J. och Berg Olesen C. (2022). *Kvartär rening vid Sjölanda ARV – ozone-ring vid höga bromidhalter och regenerering av aktivt kol*. VA SYD.
- Ihsanullah I., Khan M.T., Zubair M., Bilal M. och Sajid M. (2022). *Removal of pharmaceuticals from water using sewage sludge-derived biochar: A review*. *Chemosphere* 289, 133196. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133196>
- Lauer Erik; President Jacobi Group EMEA. 2024. Inrervju 15 februari.
- Jakobsson K. och Scott K. (2018). *Exponering för PFAS i dricksvatten i Ronneby – vad händer och vad händer nu*. <https://pfas.blogg.lu.se/files/2019/02/PFAS-i-Ronneby-sammanfattning-2018.pdf>, föreläsningsmaterial [2023-11-29].
- Jin J., Li Y., Zhang J., Wu S., Cao Y., Liang P., Zhang J., Wong M.H., Wang M., Shan S. och Christie P. (2016). *Influence of pyrolysis temperature on properties and environmental safety of heavy metals in biochars derived from municipal sewage sludge*. *Journal of Hazardous Materials* 320, 417–426. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.08.050>
- Jivén K., Hjort A., Malmgren E., Persson E., Brynolf S., Lönnqvist T., Särnbratt M. och Mellin A. (2022). *Can LNG be replaced with Liquid Bio-Methane (LBM) in shipping?* Publ. No FDOS 28:2022. Renewable Transportation Fuels and Systems 2018-2021.
- Kamp M., Dahlberg C. och Barkman K. (2020). *Stöd för upprättande av förfrågningsunderlag inför upphandling av läkemedelsrening med granulerat aktivt kol*. Uppdragsnummer 13011509, Svenskt Vatten.
- Kalheim F.C. (2022). *Evaluation of sludge biochar for removal of PPCPs in treated greywater*. Master thesis, Norwegian University of Life Sciences (NMBU).
- Kellerman A.M., Dittmar T., Kothawala D.N. och Tranvik L.J. *Chemodiversity of dissolved organic matter in lakes driven by climate and hydrology*. *Nature Communications*, 2014. 5(1): p. 3804.
-

-
- KemiI, 2024, Kemikalieinspektionen: <https://www.kemi.se/rad-till-privatpersoner/kemikalier-i-material/pfas-i-var dagsvaror---rad-till-privatpersoner> [2024-01-15]
- Kopinke F.-D. och Frenzel L.-M. (2021). *Comment on "Thermal Stability and Decomposition of Perfluoroalkyl Substances on Spent Granular Activated Carbon."* Environ. Sci. Technol. Lett. 8, 362–363. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00742>
- Kothawala N.D., Köhler S., Östlund A., Wiberg K. och Ahrens L. (2017). *Influence of dissolved organic matter concentration and composition on the removal efficiency of perfluoroalkyl substances (PFASs) during drinking water treatment.* Water Research 121, 320-328.
- Krahn K.M., Cornelissen G., Castro G., Arp H.P.H., Asimakopoulos A.G., Wolf R., Holmstad R., Zimmerman A.R. och Sørmo E. (2023). *Sewage sludge biochars as effective PFAS-sorbents.* Journal of Hazardous Materials 445, 130449. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130449>
- Lantmäteriet (2024). Enkel koordinattransformation. <https://www.lantmateriet.se/sv/geodata/gps-geodesi-och-swepos/Om-geodesi/Geodesitjanster/enkel-koordinatransformation/#anchor-o> [2024-01-10]
- Lenka S.P., Kah M. och Padhye L.P. *A review of the occurrence, transformation, and removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater treatment plants.* Water Research, 2021. **199**: p. 117187.
- Li L., Quinlivan P.A. och Knappe D.R.U. (2002). *Effects of activated carbon surface chemistry and pore structure on the adsorption of organic contaminants from aqueous solution.* Carbon, 40(12): p. 2085 – 2100.
- Li X. och Cheng H. (2023). *Mn-modified biochars for efficient adsorption and degradation of cephalixin: Insight into the enhanced redox reactivity.* Water Research 243, 120368. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120368>
- Lindblad M., Axelsson A.-L., Hultberg T., Brunet J. och Felton A. (2014). *From broadleaves to spruce – the borealization of southern Sweden.* Scandinavian Journal of Forest Research, 29:7, 686-696,
- Livsmedelsverket (2021). *Kartläggning av per- och polyfluorerade alkylsubstanter (PFAS) i Sveriges kommunala rå- och dricksvatten.* SLV rapport L-2021 nr 21.
- Livsmedelsverket (2022). *Vetenskapligt underlag för PFAS i dricksvatten.* PM 2022, Dnr nr 2021/04303.
- Lundin Henrik; enhetschef vid Alelyckan vattenverk. Lidberg Marie; driftingenjör. Neumann Patrik; tekniker. 2024. Intervju 15 januari.
- Malovanny A., Hedman F., Goicoechea Feldtmann M., Harding och M. Yang J. (2021). *Rening av PFAS-förorenat vatten från avfallsanläggningar.* IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport nr B 2412.
- Malovanny A., Hedman F., Travar I. och Bivall E. (2023). *Rening av PFAS-förorenat lakvatten med jonbytesprocessen: pilotförsök med regenerering.* Avfall Sverige rapport 2023:09.
- Malovanny A., Kandars L. och Olshammar M. (2022). *Underlag för konsekvensbedömning av skärpta kväverenskaper i reviderat avloppsdirektiv.* SMED Rapport 18.
- McCleaf P., Englund S., Östlund A., Lindegren K., Wiberg K. och Ahrens L. (2017). *Removal efficiency of multiple poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water using granular activated carbon (GAC) and anion exchange (AE) column tests.* Water Research 120, 77-87.
-

Meinel F., Zietzschmann F., Ruhl A. S., Sperlich A. och Jekel M. (2016). *The benefits of powdered activated carbon recirculation for micropollutant removal in advanced wastewater treatment*. Water Research. 91: p. 97-103.

Mishra C. (2021). *On-Site Regeneration of Granular Activated Carbon: A literature study, comparison and assessment of different regeneration methods to find potential on-site regeneration method in Sweden*. Examensarbete, Kungliga Tekniska Högskolan. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-291272>

Naturvårdsverket (2026). *Torvutvinningens och torvanvändningens klimat- och miljöpåverkan*. Redovisning av regeringsuppdrag M2015/03518/Nm. NV-06808-15.

Nguyen K. och Enström I. (2020). *Möjlighet för lokal regenerering av granulerat aktivt kol: Analys av regenereringsmetoder*. Examensarbete, Linnéuniversitetet Kalmar Växjö. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:lnu:diva-102281>

Niinipuu M., Latham K.G., Boily J.-F., Bergknut M. och Jansson S. (2020). *The impact of hydrothermal carbonization on the surface functionalities of wet waste materials for water treatment applications*. Environ Sci Pollut Res 27, 24369–24379. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08591-w>

Qin Y., Li G., Gao Y., Zhang L., Ok Y.S. och An T. (2018). *Persistent free radicals in carbon-based materials on transformation of refractory organic contaminants (ROCs) in water: A critical review*. Water Research 137, 130–143. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.012>

Qviström J. (2016). *Vattentjänstlagen – En handbok*. Wolters Kluwer.

Rangabhashiyam S., Lins P.V. dos S., Oliveira L.M.T. de M., Sepulveda P., Ighalo J.O., Rajapaksha A.U. och Meili L. (2022). *Sewage sludge-derived biochar for the adsorptive removal of wastewater pollutants: A critical review*. Environmental Pollution 293, 118581. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118581>

Revaq (2024). *Regler för certifieringssystemet*. Utgåva 9.0, 2024.01.01.

SCB (2023). *Befolkningsstatistik*. <https://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/befolkning/befolkningens-sammansattning/befolkningsstatistik/> [2023-12-31]

Schymanski E., Chirsir P., Zhang J., Thiessen P., Helmus R., Sadia M., van Wezel A. och Bolton E. (2022). *How Open and FAIR Cheminformatics can Support the Discovery, Analysis and Assessment of PFAS*. Zenodo.

Smith S.J. Lauria M., Higgins C.P., Pennell K.D., Blotevogel J. och Arp H.P.H. *The Need to Include a Fluorine Mass Balance in the Development of Effective Technologies for PFAS Destruction*. Environmental Science & Technology, 2024. 58(6): p. 2587-2590.

Siriwardena D.P., James R., Dasu K., Thorn J., Iery R.D., Pala F., Schumitz D., Eastwood S. och Burkitt N. (2021). *Regeneration of per- and polyfluoroalkyl substance-laden granular activated carbon using a solvent based technology*. Journal of Environmental Management 289, 112439. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112439>

Srivastava A., Gupta B., Majumder A., Gupta A.K. och Nimbhorkar S.K. (2021). *A comprehensive review on the synthesis, performance, modifications, and regeneration of activated carbon for the adsorptive removal of various water pollutants*. Journal of Environmental Chemical Engineering 9, 106177. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106177>

Strandberg J., Awad R., Bolinius D.J., Yang J.-J., Sandberg J., Bello M.A., Gobelius L., Egelrud L. och Härnwall E.-L. (2021). *PFAS in waste residuals from Swedish incineration plants – A systematic investigation*. IVL Svenska Miljöinstitutet, B2422.

-
- Svahn O. och S. Borg. (2024). *Assessment of full-scale 4th treatment step for micro pollutant removal in Sweden: Sand and GAC filter combo*. Sci Total Environ, 2024. 906: p. 167424.
- Svenskt Vatten (2023). *Klimatberäkningsverktyg för VA-anläggningar*, version 2 juni 2023, <https://www.svensktvatten.se/medlemsservice/klimatneutral-va/>
- Svenskt Vatten (2024). *Pågående projekt läkemedelsrening*. <https://lakemedelsrening.se/> [2024-01-10]
- Svenskt Vatten (2023). *Intern behovsundersökning av Sveriges vattenverk om kolförbrukning, framtida planer och PFAS-förekomst*.
- SVT-nyheter (2024). <https://www.svt.se/nyheter/inrikes/svts-granskning-hundratusentals-svenskar-driicker-fororenat-vatten> [2024-01-10].
- Sylwan I. (2023). *Sludge-derived char: utilisation as a metal sorbent in dilute wastewaters*. PhD dissertation, Mälardalen University. No. 387, <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:mdh:diva-64123>
- Sørmo E., Lade C.B.M., Zhang J., Asimakopoulou A.G., Åsli G.W., Hubert M., Goranov A.I., Arp H.P.H. och Cornelissen G. (2024). *Stabilization of PFAS-contaminated soil with sewage sludge- and wood-based biochar sorbents*. Science of The Total Environment 922, 170971. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170971>
- VA-kluster Mälardalen (2023). *Fyra projekt får medel för strategiska satsningar*. https://www.va-malardalen.se/va-kluster-malardalen/nyheter/nyhetsarkiv/2023-12-15-fyra-projekt-far-medel-for-strategiska-satsningar?link_id=6cc2fa16-f350-4d25-bb45-3cbod60303b0 [2024-01-20].
- VASS – Svenskt Vattens Statistiksystem, <https://www.vass-statistik.se/> [2023-12-07].
- VASS Vattenverksundersökning. Resultatrapport för VASS Vattenverk 2022. <https://www.svensktvatten.se/globalassets/organisation-och-juridik/vass/resultatrapport-vass-vattenverk2022.pdf>
- Vilén A., Laurell P. och Vahala R. (2022). *Comparative life cycle assessment of activated carbon production from various raw materials*. Journal of Environmental Management 324, 116356. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116356>
- Wahlberg C., Björleinius B. och Paxéus N. (2010). *Läkemedelsrester i Stockholms vattenmiljö - Förekomst, förebyggande åtgärder och rening av avloppsvatten* (No. ISBN 978-91-633-6642-0). Stockholm Vatten AB.
- Walpen N. (2018). *Quantification and Redox Dynamics of Phenols and Quinones in Organic Matter from Northern Peatlands*, Doctoral Thesis, ETH Zürich, Schweiz.
- Watanabe N., Takemine S., Yamamoto K., Haga Y. och Takata M. (2016). *Residual organic fluorinated compounds from thermal treatment of PFOA, PFHxA and PFOS adsorbed onto granular activated carbon (GAC)*. J Mater Cycles Waste Manag 18, 625–630. <https://doi.org/10.1007/s10163-016-0532-x>
- Westin Jenny; Senior rådgivare för avfallstaxor, upphandling och enskilda avlopp vid Avfall Sverige. 2024. Intervju 30 januari.
- Xiao F., Sasi P.C., Yao B., Kubátová A., Golovko S.A., Golovko M.Y. och Soli D. (2020). *Thermal Stability and Decomposition of Perfluoroalkyl Substances on Spent Granular Activated Carbon*. Environ. Sci. Technol. Lett. 7, 343–350. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00114>
- ZeroTrace (2021). *Neue Adsorptionsmaterialien und Regenerierungsverfahren zur Elimination von Spurensstoffen in kommunalen und industriellen Kläranlagen*. Wuppertalverband. Schlussbericht 03XP0098A-E.
-

Zielińska A. och Oleszczuk P. (2015). *The conversion of sewage sludge into biochar reduces polycyclic aromatic hydrocarbon content and ecotoxicity but increases trace metal content*. Biomass and Bioenergy, 75, s. 235–244.

Önnby L., Karlsson L., Khalaf A., Ramirez J-I., Öhrström E. och Kronvall A. (2020). *Förstudie PAK och GAK: Ryaverket*. Uppdragsnummer 13010171, Sweco.

Önnby L. och Kronvall A. (2020). *Gryaab – utredning kolreaktiveringsanläggning*. Uppdragsnummer 13 01 18 96, Sweco.

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se