

---

**Svenskt Vatten**

UTVECKLING

**Rapport**  
Nr 2026-2

---

# Samverkan mellan konventionell och kvartär avloppsrening

---

En kunskapssammanställning

---

Rubén Juárez Cámara  
Thomas Andén  
Ellen Edefell  
Simon Bengtsson  
Carina Wetterborg Karlsson  
Bodil Widell  
Susanne Tumlin  
Alexander Betsholtz  
Margareta Björksund-Tuominen  
Ann Mattsson

---

# 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, 16714 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 16751 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL [svensktvatten@svensktvatten.se](mailto:svensktvatten@svensktvatten.se)

[www.svensktvatten.se](http://www.svensktvatten.se)

---

|                     |   |
|---------------------|---|
| RAPPORTENS TITEL    | Samverkan mellan konventionell och kvartär avloppsrening. En kunskapssammanställning  |
| TITLE OF THE REPORT | Interaction and Synergies Between Conventional and Quaternary Wastewater Treatment – A Knowledge Synthesis  |
| FÖRFATTARE          | Rubén Juárez Cámara och Ann Mattsson (Envidan AB), Thomas Andén (Primozone Production AB), Ellen Edefell (Sweden Water Research), Simon Bengtsson (VA SYD), Carina Wetterborg Karlsson (LBVA), Bodil Widell (Nodra), Susane Tumlin och Alexander Betsholtz (Gryaab AB), Margareta Björksund-Tuominen (Vivab)  |
| RAPPORTNUMMER       | 2026-2  |
| ANTAL SIDOR         | 92  |
| SAMMANDRAG          | Många svenska avloppsreningsverk står inför stora investeringar i kvartär rening av organiska mikroföroreningar. Samtidigt skärps kraven på den konventionella reningen av kväve, fosfor och organiskt material (BOD). Projektets syfte var att stödja hållbara och kostnadseffektiva teknikval. Rapporten beskriver hur kvartär rening påverkar avskiljningen av kväve, fosfor och BOD, samt hur den konventionella reningen påverkar den kvartära.  |
| SUMMARY             | Many Swedish wastewater treatment plants (WWTPs) are facing significant investments in quaternary treatment. At the same time, requirements for conventional treatment of nitrogen, phosphorus, and organic matter (BOD) are tightening. The project aimed to support sustainable and cost-effective technology choices. This report describes how quaternary treatment affects the removal of nitrogen, phosphorus, and BOD, and how conventional treatment influences quaternary treatment. |
| SÖKORD              | Kvartär rening, BOD, fosfor, kväve, granulärt aktivt kol, ozonering   |
| KEYWORDS            | Quaternary treatment, BOD, phosphorus, nitrogen, granulated activated carbon, ozonation   |
| MÅLGRUPPER          | Ingenjörer, utredare och tekniker inom avloppsvattenrening, miljömyndigheter  |
| RAPPORT             | Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. <a href="https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/">https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/</a>  |
| UTGIVNINGÅR         | 2026  |
| UTGIVARE            | © Svenskt Vatten AB   |
| REFERENS            | Juárez Cámara R., Andén T., Edefell E., Bengtsson S., Wetterborg Karlsson C., Widell B., Tumlin S., Betsholtz A., Björksund-Tuominen M. och Mattsson A. (2025). <i>Samverkan mellan konventionell och kvartär avloppsrening. En kunskapssammanställning</i> . SVU-rapport 2026-2. Stockholm: Svenskt Vatten.  |

### Om projektet

|                         |   |
|-------------------------|---|
| PROJEKTNUMMER           | 24-104  |
| PROJEKTETS NAMN         | Synergier mellan kvartär rening och rening för N, P och BOD |
| PROJEKTETS FINANSIERING | Svenskt Vatten Utveckling                                   |

---

# Förord

Det nya avloppsdirektivet från 2024 innebär skärpta krav på både rening av mikro-föroreningar (kvartär rening) och den konventionella reningen av kväve, fosfor och BOD, samt dessutom ökade krav på energieffektivitet. Under flera år har omfattande forskning och teknikutveckling bedrivits inom området, med värdefulla erfarenheter från både nationella och internationella anläggningar. Syftet med det här projektet var att göra kunskapen och erfarenheterna tillgängliga för svenska kommuner och stödja dem i arbetet med att införa kvartär rening i hållbar balans med övriga krav och förväntningar. Projektet har initierats inom forskningsklustret VA-teknik Södra och genomförts i bred samverkan mellan kommuner, akademi och industri. Förutom författarna ingick Lars-Gunnar Johansson (LBVA), Sadi Alaei (LBVA), Moshe Habagil (Vivab), Emily South (Nodra) och Angelica Nilsson (Nodra) i projektgruppen.

För struktur och större delen av texten i huvudrapporten svarar Envidan; övriga deltagare har skrivit fördjupningar från respektive studiebesök samt granskat och bidragit med sin respektive specialkunskap. Tre sakkunniga var knutna till projektet. Michael Cimbritz (Lunds universitet), Ola Svahn (Högskolan i Kristianstad) och Bengt Hansen (Kemira) har bidragit med kunskap, råd och kommentarer inom sina specialområden. Förutom projektgruppen har personal från ett stort antal VA-organisationer samt konsultbolag och kompetenscentrum bidragit med tid, kunskap och erfarenheter till projektet. Vi vill därför tacka:

- ARA Neugut: Nathalie Hubaux och Elizaveta Shilyaeva (Interkommunale Anstalt Neugut)
- ARA Kloten/Opfikon: Michael Kasper (Abwasserreinigung Kloten Opfikon)
- ARA Altenrhein: Cristoph Egli och Hansruedi Graf (Abwasserverband Altenrhein)
- ARA Moos: Steffen Zuleeg (KUSTER+HAGER) och Andreas Buchmüller (Abwasserverband Aachtal)
- Nykvarnsverket: Josefine Nilsson och Robert Sehlén (Tekniska verken i Linköping AB)
- Degeberga ARV: Stefan Borg (Degeberga kommun)
- Kivik ARV: Erika Wikdahl, Mathilda Busck (Österlen VA)
- RWZI Horstermeer: Christa Morgenschweiss och Manon Bechger (Waternet)
- Vera Kohlgrüber (Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg)

Kunskap och erfarenheter från dem som faktiskt driver reningsverken och arbetar med teknikerna i vardagen är ovärderlig och informationen från ovanstående organisationer och personer är en viktig del av kunskapsunderlaget. Eventuella felaktigheter bör betraktas som missförstånd från projektgruppens sida.

Göteborg, februari 2026

Författarna genom Ann Mattsson, Envidan AB

---

# Innehåll

|   |           |
|---|-----------|
| Förord .....  | 2         |
| Sammanfattning .....  | 4         |
| Summary .....   | 5         |
| Begrepp och förkortningar .....                                 | 6         |
| <b>1 Inledning .....</b>  | <b>8</b>  |
| 1.1 Bakgrund .....  | 8         |
| 1.2 Syfte och mål .....   | 9         |
| 1.3 Avgränsningar .....   | 9         |
| 1.4 Genomförande .....  | 9         |
| 1.5 Stöd för läsaren .....                                      | 11        |
| <b>2 Hur konventionell rening påverkar kvartär rening .....</b> | <b>14</b> |
| 2.1 Nitrit .....  | 14        |
| 2.2 Partiklar .....   | 14        |
| 2.3 Löst organiskt material .....                               | 15        |
| 2.4 Utspädning och flöde .....                                  | 19        |
| 2.5 Sammanfattning .....  | 19        |
| <b>3 Hur kvartär rening påverkar konventionell rening .....</b> | <b>21</b> |
| 3.1 Ozonering .....   | 21        |
| 3.2 Granulerat aktivt kol .....                                 | 30        |
| 3.3 Pulveriserat aktivt kol .....                               | 42        |
| <b>4 Konsekvenser för svenska reningsverk .....</b>             | <b>46</b> |
| 4.1 Hur konventionell rening påverkar kvartär rening .....      | 46        |
| 4.2 Hur kvartär rening påverkar konventionell rening .....      | 49        |
| <b>5 Slutsatser och råd .....</b>                               | <b>55</b> |
| 5.1 Hur konventionell rening påverkar kvartär rening .....      | 55        |
| 5.2 Hur kvartär rening påverkar konventionell rening .....      | 56        |
| 5.3 Råd till VA-huvudmän .....                                  | 57        |
| 5.4 Fortsatt arbete och forskning .....                         | 58        |
| Referenser .....  | 59        |
| Bilaga A Studiebesök .....                                      | 67        |
| Bilaga B Digitala erfarenhetsutbyten .....                      | 85        |

---

# Sammanfattning

**Många svenska avloppsreningsverk står inför stora investeringar i kvartär rening av organiska mikroföroreningar. Samtidigt skärps kraven på den konventionella reningen av kväve, fosfor och organiskt material (BOD). Projektets syfte var att stödja hållbara och kostnadseffektiva teknikval. Rapporten beskriver hur kvartär rening påverkar avskiljningen av kväve, fosfor och BOD, samt hur den konventionella reningen påverkar den kvartära.**

De flesta reningsverk använder mekanisk, biologisk och kemisk rening, och i många fall har särskild biologisk kväverening införts. När särskild avskiljning av mikroföroreningar införs kallas det kvartär rening som kan utgöras av ozonering eller aktivt kol. Framtidens reningsverk behöver släppa ut mindre kväve, fosfor, BOD och organiska mikroföroreningar samtidigt som klimatpåverkan och resursförbrukning behöver minimeras. Valet av reningsprocesser påverkar alla dessa parametrar under lång tid framöver. Projektets mål var att beskriva och kvantifiera dels hur kvartär rening påverkar den konventionella, dels hur den konventionella reningen påverkar resursåtgången för den kvartära reningen.

Kunskap samlades in genom litteraturstudier och studiebesök samt möten med experter vid avloppsreningsverk med kvartär rening. Viktig lärdom kan dras av materialet trots att samverkan mellan konventionell och kvartär rening i regel inte har beaktats vid design och drift av de studerade avloppsreningsverken. Fokus i projektet är på de kombinationer av reningsprocesser som bedömts vara relevanta för svenska förhållanden under det närmaste decenniet. Det innebär att biologisk rening i form av aktivt slam eller biofilmsprocesser föregår den kvartära reningen. För den kvartära reningen studerades separata efterföljande reningsprocesser som baseras på ozonering, granulerat aktivt kol (GAK) och pulveriserat aktivt kol (PAK). Vid ozonering förutsattes biologisk efterbehandling.

Vid ozonering blir en del organiska ämnen mer lättillgängliga för biologisk nedbrytning, vilket höjer BOD-halten något. En anläggning för biologisk efterbehandling tar normalt hand om detta tillskott av BOD och kan dessutom bidra till kvävereningen. Ett GAK-filter fungerar som ett biologiskt filter som skiljer av partiklar och bryter ned organiskt material. Det kan också bidra med kväverening om förutsättningarna är de rätta. Ett separat reningssteg med PAK reducerar vattnets innehåll av löst organiskt material.

Låg partikelhalt i vattnet är gynnsamt eftersom det sänker den nödvändiga ozon-dosen respektive backspolningsbehovet för GAK-filtret. Flödet påverkar reningsresultat, drift och dimensionering av kvartär rening. Driftkostnaderna ökar ju mer flöde som ska behandlas.

En väl fungerande biologisk rening underlättar för kvartär rening genom att generera ett vatten med lite nitrit och löst organiskt material. Nitrit konsumerar ozon och ökar därför den nödvändiga ozon-dosen. Lägre innehåll av löst organiskt material (ofta mätt som DOC) medför att avskiljningen av mikroföroreningar kan uppnås med en lägre ozon-dos och förlänger tiden innan aktivt kol behöver reaktiveras. DOC är dock ett trubbigt mått på löst organiskt material och det är svårt att exakt förutse vilken effekt en given sänkning av DOC har och hur det påverkar den kvartära reningen. Bättre kunskap om avloppsvattnets innehåll av löst organiskt material och dess effekter på kvartär rening skulle därför bidra till optimal design och drift av reningsverk med kvartär rening.

---

# Summary

Many Swedish wastewater treatment plants (WWTPs) are facing significant investments in quaternary treatment. At the same time, requirements for conventional treatment of nitrogen, phosphorus, and organic matter (BOD) are tightening. The project aimed to support sustainable and cost-effective technology choices. This report describes how quaternary treatment affects the removal of nitrogen, phosphorus, and BOD, and how conventional treatment influences quaternary treatment.

Most WWTPs employ three treatment principles: mechanical, biological, and chemical. In many cases, specific biological nitrogen removal is implemented. A fourth stage for removing micropollutants, known as quaternary treatment, may consist of ozonation or activated carbon. In the future, WWTPs must discharge lower levels of nitrogen, phosphorus, BOD, and organic micropollutants while minimizing climate impact and resource consumption. Process choices have long-term impacts on all these parameters. The project's goal was to describe and quantify how quaternary treatment affects conventional treatment and how conventional treatment influences resource use for quaternary treatment.

Knowledge was gathered through literature reviews, site visits, and meetings with experts at WWTPs with quaternary treatment. Valuable insights emerged despite the interaction between conventional and quaternary treatment rarely being considered in design and operation. The focus is on process combinations deemed relevant for Swedish conditions in the coming decade, including biological treatment using activated sludge or biofilm processes prior to quaternary treatment. For quaternary treatment, separate downstream processes based on ozonation, granular activated carbon (GAC), and powdered activated carbon (PAC) were studied. Biological post-treatment was assumed after ozonation.

Ozonation makes some organic compounds more biodegradable, slightly increasing BOD. A biological post-treatment stage normally handles this extra BOD and can also aid nitrogen removal. A GAC filter acts as a biological filter that removes particles and degrades organic matter; it can also contribute to nitrogen removal under the right conditions. A separate PAC stage reduces dissolved organic matter.

Low particle content is advantageous as it reduces the required ozone dose as well as the backwashing frequency for GAC filters. Flow affects treatment results, operation, and sizing of quaternary treatment. Operating costs rise when a higher flow is treated.

A well-functioning biological treatment stage facilitates quaternary treatment by producing water with little nitrite and dissolved organic matter. Nitrite consumes ozone, increasing the required dose. Lower dissolved organic matter (often measured as DOC) allows micropollutant removal with a lower ozone dose and extends the time before activated carbon needs reactivation. However, DOC is a blunt measure, making it difficult to predict the effect of a given DOC reduction on quaternary treatment. Improved understanding of dissolved organic matter in wastewater and its impact on quaternary treatment would enable more efficient design and operation of WWTPs.

---

# Begrepp och förkortningar

Förkortningar förtydligas direkt på svenska i de fall detta räcker för att skapa förståelse för förkortningens innebörd. I en del fall ger förkortningens innebörd på originalspråket ökad förståelse för begreppet varför även förtydligande på originalspråket anges.

|                                    |   |
|------------------------------------|---|
| Absorbans                          | Mått på hur mycket ljus som absorberas av vattnet vid en viss våglängd                  |
| Aerob                              | Miljö med syre, där mikroorganismer bryter ner organiskt material                       |
| Adsorption                         | Process där föroreningar fastnar på ytan av ett fast material                           |
| Aromatisk molekyl                  | Organisk förening med en ringstruktur   |
| Alifatisk molekyl                  | Organisk förening med kedjestruktur   |
| Anaerob                            | Miljö utan syre, där mikroorganismer bryter ner organiskt material                      |
| Anoxisk                            | Miljö med nitrat utan fritt syre, viktig för denitrifikation                            |
| ARV                                | Avloppsreningsverk  |
| AOC                                | <i>Assimilable organic carbon</i> , assimilerbart organiskt kol                         |
| ARA                                | <i>Abwasserreinigungsanlage</i> , avloppsreningsverk på schweizertyska                  |
| BAK                                | Biologiskt aktivt kol   |
| BV                                 | Bäddvolym   |
| BOD <sub>5</sub> /BOD <sub>7</sub> | <i>Biological oxygen demand</i> , biologisk syreförbrukning under 5 respektive 7 dygn   |
| COD                                | <i>Chemical oxygen demand</i> , kemisk syreförbrukning                                  |
| DOC                                | <i>Dissolved organic carbon</i> , löst organiskt kol                                    |
| Denitrifikation                    | Biologisk process där nitrat omvandlas till kvävgas under anoxiska förhållanden         |
| Desorption                         | Process där tidigare adsorberade föroreningar frigörs från ytan på det fasta materialet |
| EBCT                               | <i>Empty bed contact time</i> , beräknad kontakttid för tomt filter                     |
| FNU                                | <i>Formazine nephelometric unit</i> , Formazin nefelometrisk turbiditetsenhet           |
| GAK                                | Granulerat aktivt kol   |
| Hydrofil                           | Vattenlöslig  |
| Hydrofob                           | Svårlöslig i vatten   |

---

|                    |   |
|--------------------|---|
| KA                 | <i>Kläranlage</i> , avloppsreningsverk på tyska   |
| kDa                | kiloDalton, där Dalton är en enhet för atom- och molekylmassa   |
| LOX                | <i>Liquid oxygen</i> , flytande syre  |
| MBBR               | <i>Moving bed biofilm reactor</i> , reaktor med suspenderade bärare   |
| MBR                | Membranbioreaktor   |
| N                  | <i>Nitrogen</i> , kväve   |
| NH <sub>4</sub> -N | Ammoniumkväve   |
| Nitrifikation      | Biologisk process där ammonium omvandlas till nitrat under aeroba förhållanden  |
| NO <sub>2</sub> -N | Nitritkväve   |
| NO <sub>3</sub> -N | Nitratkväve   |
| NTU                | <i>Nephelometric turbidity unit</i> , Nefelometrisk turbiditetsenhet  |
| Oxidation          | Kemisk reaktion för nedbrytning av föroreningar, där ett ämne avger elektroner  |
| P                  | <i>Phosphorus</i> , fosfor  |
| PO <sub>4</sub> -P | Fosfatfosfor  |
| PSA                | <i>Pressure swing adsorption</i> , tryckväxlingsadsorption  |
| RESVAV             | Reduktion av svårnedbrytbara föroreningar i avloppsvatten<br>– projekt finansierat av Havs- och Vattenmyndigheten 2014–2017 |
| RWZI               | <i>Rioolwaterzuivering</i> , avloppsreningsverk på nederländska   |
| SS                 | Suspenderad substans  |
| SVI                | Slamvolymindex  |
| STEP               | <i>Station d'épuration des eaux usées</i> , avloppsreningsverk på franska   |
| TOC                | <i>Total organic carbon</i> , totalt organiskt kol  |
| Tot-N              | Totalkväve  |
| Tot-P              | Totalfosfor   |
| Turbiditet         | Mått på grumlighet i vatten som orsakas av partiklar  |
| UF                 | Ultrafiltrering eller ultrafilter   |
| VSA                | <i>Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute</i> , schweizisk vatten- och avloppsförening                     |

---

---

# 1 Inledning

## 1.1 Bakgrund

De flesta reningsverk använder mekanisk, biologisk och kemisk rening, och i många fall har särskild biologisk kväverening införts. När särskild avskiljning av mikroföroreningar införs kallas det kvartär rening och kan utgöras av ozonering eller aktivt kol.

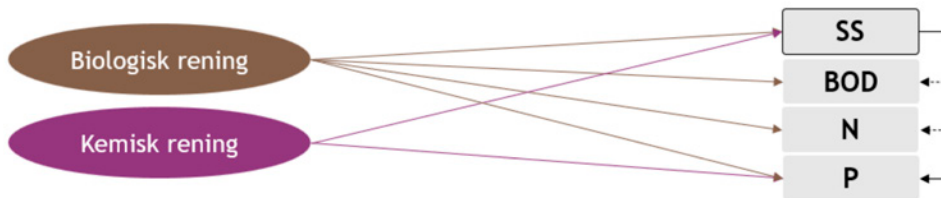
Ett nytt avloppsdirektiv antogs av EU under 2024 och innebär att nya reningskrav kommer framöver för mikroföroreningar (kvartär rening) samt skärpta krav för främst kväve. Förutom kvartär rening omfattar direktivet även bland annat krav på ökad energi-effektivitet och ökade ambitioner gällande minskad klimatpåverkan. Svenska avloppsreningsverk får dessutom ofta i sina miljötillstånd strängare utsläppskrav för kväve, fosfor och BOD än vad EU-direktivet anger. Detta som ett resultat av myndigheternas bedömning av vad bästa möjliga teknik är i det specifika fallet. Det blir resurskrävande för reningsverken att möta skärpta krav, införa kvartär rening och samtidigt uppnå energineutralitet och minskad klimatpåverkan. Sverige ligger långt framme och har under senare år bedrivit intensiv utveckling kring reduktion av mikroföroreningar, både inom forskning och i projekt finansierade av Havs- och Vattenmyndigheten, Naturvårdsverket, Svenskt Vatten och andra parter inklusive ett stort antal kommunala VA-organisationer. Och en liknande teknikutveckling sker både inom och utanför EU.

Flera av parterna samverkade i Havs- och Vattenmyndighetens satsning 2014–2017 (Cimbritz & Mattsson 2018) inom delprojektet RESVAV (Cimbritz 2018). I samband med detta projekt finansierades en kunskapssammanställning av SVU med fokus på de kvartära reningsmetoderna (Cimbritz et al. 2016). Vi har därför relativt god kunskap om hur de kvartära reningsprocesserna ska drivas för att uppnå goda resultat för kvartär rening.

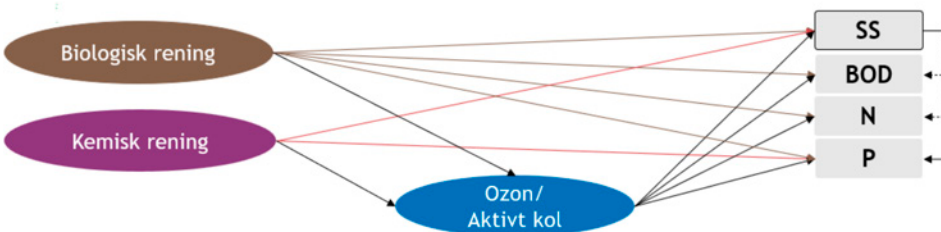
Vi har också god kunskap om hur biologiska och kemiska reningsprocesser i våra konventionella reningsverk ska drivas för att generera låga halter BOD, fosfor och kväve i det renade avloppsvattnet (Figur 1.1 a) och kunskapen ökar om hur kvartär rening ska drivas för att sänka utsläppen av mikroföroreningar. Däremot vet vi mindre om hur de biologiska processerna i den konventionella reningen påverkar förutsättningarna för kvartär rening och vilken effekt den kvartära reningen har på utsläppen av BOD, fosfor och kväve (Figur 1.1 b).

Reningsverk i Europa har börjat bygga ut för kvartär rening under de senaste åren och det finns nu drifterfarenhet från både delprocesser och kombinationer av tekniker för kvartär rening och långtgående rening avseende traditionella parametrar, i framförallt Schweiz, Tyskland och Nederländerna. På dessa anläggningar finns praktisk erfarenhet av hur reningsprocesser påverkar utsläpp av kväve, fosfor och BOD. I dessa studier har dock fokus varit på vilka doser av ozon och/eller aktivt kol som behövs för att uppnå en viss reduktion av mikroföroreningar. Effekten som ozon och aktiv kol eventuellt haft på reningsverkens standardparametrar har varit av sekundär betydelse.

Ökad förståelse för samverkan mellan reningsprocesser för kväve, fosfor och BOD samt mikroföroreningar är avgörande för framtida kostnadseffektiva lösningar. Med hjälp av erfarenheter från pilotförsök och anläggningar som är i drift kan vi bättre integrera processerna, öka avskiljningen avseende befintliga och nya parametrar, och samtidigt minimera resursåtgång och klimatpåverkan.



a. Avloppsreningsverk med tertiär rening.



b. Avloppsreningsverk med tertiär och kvartär rening.

**Figur 1.1**

En förenklad bild av vilka utsläppsparametrar som påverkas av biologisk och kemisk rening och hur dessa samband kan påverkas när kvartär rening (ozon, aktivt kol) införs.

## 1.2 Syfte och mål

Syftet med studien var att förbättra möjligheterna för kommunala avloppsreningsverk att välja hållbara och kostnadseffektiva lösningar när kvartär rening ska införas samtidigt som kraven på befintliga utsläppsparametrar skärps eller bibehålls. Projektet hade som mål att:

- Beskriva och kvantifiera hur metoderna för kvartär rening påverkar avskiljningen av kväve, fosfor och BOD (här kallade standardparametrar).
- Beskriva och kvantifiera hur reningsprocesserna för att uppfylla utsläppsvillkor för standardparametrarna påverkar resursåtgången för den kvartära reningen.

## 1.3 Avgränsningar

För att på ett effektivt sätt uppfylla målen sattes två huvudsakliga avgränsningar upp:

- Projektet var begränsat till att sammanställa och bearbeta befintlig kunskap från litteratur och från befintliga anläggningar (i ordinarie drift eller pilotförsök).
- Fokus var på kvartär rening med ozon och/eller aktivt kol.

## 1.4 Genomförande

Projektet genomfördes i bred samverkan inom projektgruppen, där alla bidrog i enlighet med sin expertis och respektive roll. Representanter för Gryaab, Sweden Water Research, Nodra, Vivab, VA SYD och LBVA har deltagit aktivt i projektet tillsammans med Envidan AB, Primozone Production AB, Kemira, Lunds universitet och Högskolan i Kristianstad. Samverkan mellan flera av parterna grundades inom projektet RESVAV (Cimbritz 2018) och projektiden utvecklades inom det av Svenskt Vatten finansierade forskningsklustret VA-teknik Södra. Inga ytterligare försök har genomförts inom projektet, däremot har flera av projektdeltagarna kunnat bidra med sin kunskap från tidigare genomförda försök i olika skalor. Projektet har fokuserat på att inhämta och bearbeta kunskap och erfarenheter från pågående drift och genomförda försök med kvartär rening och tillämpa den för svenska förhållanden.

---

**Urval av reningsprocesser.** För att vara till mest nytta för svenska VA-organisationer har arbetet fokuserats på de kombinationer av reningsprocesser som bedöms mest relevanta för svenska förhållanden under det närmaste decenniets införande av kvartärrening. För den konventionella reningen innebär det att biologisk rening i form av aktivt slam eller biofilmsprocesser förutsätts föregå den kvartära reningen. Enbart kemisk rening har inte ansetts relevant för svenska förhållanden. Däremot har situationen med att en högbelastad aktivslamanläggning föregår den kvartära reningen tagits med. Avloppsdirektivets utformning styr mot att reningsverk som kommer få krav på kvartärrening i huvudsak även kommer få krav på kväverening och därmed behöva ett lågbelastat biosteg. Det kan dock inte uteslutas att reningsverk i inlandet på grund av den lokala recipientens förutsättningar kan behöva kvartärrening utan att kväverening för den skull är nödvändig. För den kvartära reningen är fokus på separata efterföljande reningsprocesser baserade på ozonering, granulerat aktivt kol (GAK) och pulveriserat aktivt kol (PAK) (Figur 1.2). Vid ozonering förutsätts någon form av biologisk efterbehandling. För PAK begränsas arbetet till processer där PAK doseras i ett separat steg efter biosteget. Processer där PAK doseras till biosteget har inte behandlats. Bedömningen är att dessa processer inte är förenliga med den nuvarande svenska hanteringen av avloppsslam med jordtillverkning och näringsåterförsl till jordbruksmark. Det aktiva kolet, liksom alla material, kan innehålla föroreningar som kan försämra slammets kvalitet. Dessutom kommer det aktiva kolet att innehålla de mikro-föroreningar som det har som syfte att avskilja från vattnet.

**Hypotesarbete.** I inledningsskedet genomfördes ett antal arbetsmöten där mekanismerna för den förväntade påverkan av reningsmetoderna för kvartärrening på de konventionella parametrarna och hur den konventionella reningen påverkar resursåtgången för den kvartära reningen identifierades och rangordnades. Dessa hypoteser om hur parametrar och mekanismer skulle påverka varandra och vad som är mer eller mindre betydelsefullt, låg sedan till grund för inhämtning av data vid litteraturstudien och genom digitala och fysiska studiebesök.

**Inhämtning av kunskap och erfarenheter.** Studiebesök genomfördes på plats till utvalda avloppsreningsverk i Schweiz. Digitala möten för erfarenhetsutbyten genomfördes med ytterligare anläggningar i Nederländerna och Sverige. Inför studiebesöken och de digitala erfarenhetsutbytena förbereddes en frågelista baserat på hypotesarbetet. En litteraturgenomgång genomfördes med ett brett anslag inklusive vetenskapliga artiklar och offentliga rapporter. Urvalet av litteratur baserades på kriteriet att processerna ska vara relevanta för svenska förhållanden. Fokus var att hitta dataunderlag för koncentrationer, resursåtgång (ozon och aktivt kol), energiåtgång osv. som kan bekräfta eller tala emot de uppställda hypoteserna. För respektive kapitel finns en förenklad sammanfattning för de nyckeldata som är relevanta för att bedöma samverkan mellan kvartärrening och rening avseende BOD, fosfor och kväve. För att förankra frågeställningarna och inhämta synpunkter och kunskap från Svenskt Vattens medlemmar presenterades det planerade arbetet tidigt på ett webinarium organiserat av beställargruppen för läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar.

**Konsekvenser för svenska avloppsreningsverk** beräknades genom att använda nyckeldata från litteraturstudien och studiebesöken för att bedöma potentialen för eventuell samverkan. Här används ett exempelreningsverk för ca 50 000 anslutna personer för att beräkna storleksordningen på vilka samspel mellan processerna som skulle kunna uppnås.

**Dokumentation och kommunikation** består i huvudsak av den här rapporten samt presentation vid beställargruppens webinarium under våren 2025 och vid NordIWA i Oslo hösten 2025. Samtliga projektdeltagare har bidragit till rapporten på olika sätt.

---

## 1.5 Stöd för läsaren

Rapporten är skriven för Svenskt Vattens medlemmar med god förståelse för konventionell avloppsrening, inklusive kväverening, och en grundläggande förståelse för kvartär rening med ozonering och aktivt kol. I detta avsnitt ges en översiktlig beskrivning av de kvartära reningsprocesser som kommer att stå i centrum för analysen, samt de begrepp som används för att kvantifiera viktiga beståndsdelar i avloppsvattnet.

I kapitel 2 och 3 beskrivs detaljerat hur konventionell avloppsrening påverkar den kvartära reningen och vice versa. För att möta läsare som vill få en överblick är rapporten utformad med flera sammanfattande avsnitt som kan läsas fristående. Fokus i sammanfattningarna är på det som faktiskt går att visa och kan ha betydelse vid implementering av kvartär rening. I kapitel 4 sammanställs essensen av resultaten och konsekvenserna när kvartär rening ska installeras och drivas på svenska reningsverk.

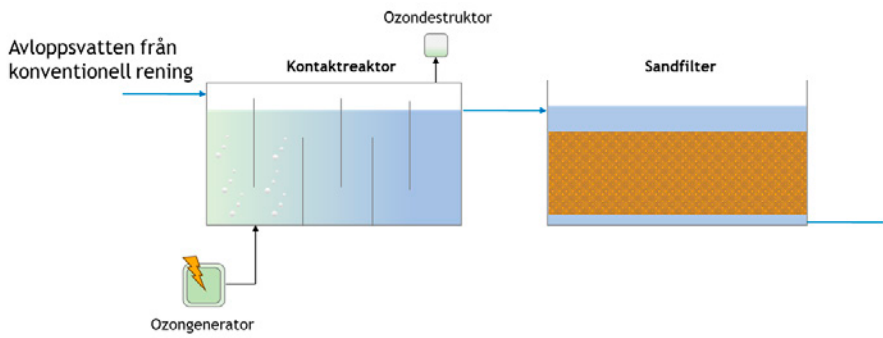
Studiebesök och digitala erfarenhetsutbyten gav god insyn i driftförhållanden och strategier som kan vara av intresse för den som ska införa kvartär rening. Dokumentationen täcker fler aspekter än samverkan mellan den konventionella reningen och en tillkommande kvartär rening. För att kunna behålla omfattningen och redovisa relevanta detaljer har beskrivningarna av studiebesök och erfarenhetsutbyten placerats i bilagor och de iakttagelser som påverkar Samverkan integrerats i huvudrapporten.

### 1.5.1 Processer för kvartär rening

Rapporten handlar om hur den kvartära reningen påverkar standardparametrarna kväve, fosfor och BOD samt hur den föregående reningen påverkar resursåtgången för den kvartära reningen. Fokus har inte varit att beskriva hur olika mikroföroreningar skiljs av, då det har gjorts i tidigare studier. De kvartära reningsprocesser som inkluderats i arbetet är ozonbehandling med biologisk efterbehandling, granulerat aktivt kol (GAK) och pulveriserat aktivt kol (PAK) som separat process (Figur 1.2).

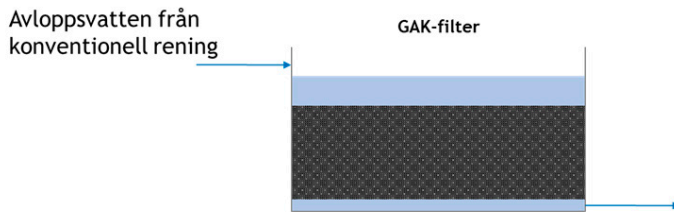
Ozon tillverkas på plats från syrgas, antingen från LOX (*Liquid oxygen*) eller koncentrerad från luften med PSA-kolonner (PSA, *pressure swing adsorption*). Ozoninjektion sker antingen i huvudström eller sidoström med olika typer av injektionssystem. Efter ozoninjektionen ger kontaktbassänger tid för ozonet att reagera med avloppsvattenmatrisen. Kontaktbassängerna dimensioneras ofta för en kontakttid på 10–15 minuter. Därefter genomgår det ozonerade avloppsvattnet en biologisk efterbehandling, vilket kan ske med sandfilter, granulerat aktivt kol, andra filtermaterial eller biofilmsprocesser utan filtrering. Granulerat aktivt kol består av kolgranuler med en storlek på ca 0,2–3 mm och används normalt i filter liknande konventionella sandfilter, där vattnet flödar nedåt med hjälp av gravitationen. Dessutom finns kontinuerliga filter som exempelvis dynasandfilter där sanden ersatts med GAK. Avloppsvatten kan också behandlas med pulveriserat aktivt kol (PAK) genom att dosera en PAK-slurry i bassänger för biologisk rening eller i separata kontaktvolymmer. Avskiljning av PAK består i vanliga fall av sedimentering, mediafilter, membran eller en kombination av dem.

En grundligare genomgång av processerna återfinns bland annat i en tidigare SVU-rapport som togs fram i samband med det tidigare nämnda projektet RESVAV (Cimbritz et al. 2016).

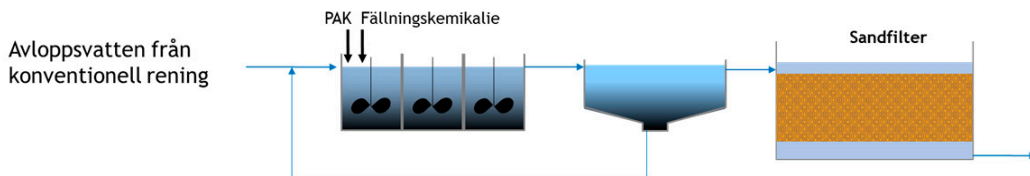


**Figur 1.2**  
Processlösningar i fokus. Sandfilter visas här som ett exempel på process för biologisk efterbehandling respektive ytterligare avskiljning av PAK efter sedimentering.

a. Ozonbehandling med biologisk efterbehandling



b. GAK-filter



c. PAK

### 1.5.2 Viktiga ämnen och parametrar i avloppsvatten

Organiskt material i avloppsvatten har en komplex och varierande sammansättning som inkluderar bland annat naturligt organiskt material (humusämnen, kolhydrater, proteiner och aminosyror, lipider, lignin, tanniner och organiska syror), lösliga mikrobiella produkter som produceras under reningsprocesser, mikroföroreningar, metaboliter och transformationsprodukter. Det vore en övermäktig uppgift att analysera och följa alla dessa ämnen. För att studera hur organiskt material förändras vid olika processer används därför ofta parametrar som inkluderar ett spektrum av ämnen (Tabell 1.1).

| Förkortning                        | Parameter  | Enhet                | Beskrivning  |
|------------------------------------|--|----------------------|--|
| TOC                                | Total Organic Carbon (totalt organiskt kol)              | mg C/l               | Kolinnehållet som mäts som CO <sub>2</sub> efter surgörning och oxidering av det icke-flyktiga organiska kolet.  |
| DOC                                | Dissolved Organic Carbon (löst organiskt kol)            | mg C/l               | Kolinnehållet som mäts enligt TOC efter filtrering av vattenprovet med 0,45 µm porstorlek innan analys.  |
| COD                                | Chemical Oxygen Demand (kemisk syreförbrukning)          | mg O <sub>2</sub> /l | Kemisk syreförbrukning som mäts genom stark oxidation, vanligtvis med dikromat.  |
| BOD <sub>5</sub> /BOD <sub>7</sub> | Biological Oxygen Demand (biologisk syreförbrukning)     | mg O <sub>2</sub> /l | Biokemisk syreförbrukning enligt vad aeroba bakterier konsumerar när de bryter ner organiskt material i ett vattenprov under 5 eller 7 dagar vid 20 °C.          |
| AOC                                | Assimilable Organic Carbon (assimilerbart organiskt kol) | µg C/l eller mg C/l  | Mängden organiskt kol som är tillgängligt för mikrobiell tillväxt genom den maximala tillväxten av <i>Pseudomonas fluorescens P-17</i> och <i>Spirillum spp.</i> |

**Tabell 1.1**

Standardparametrarna för organiskt material i avloppsvatten.

Olika kvävefraktioner är viktiga inom avloppsvattenrening och oorganiska kvävefraktioner (NH<sub>4</sub>, NO<sub>2</sub> och NO<sub>3</sub>) följs normalt upp under nitrifikations- och denitrifikationsprocesserna på ett avloppsreningsverk. Totalkväve (tot-N) är en vanligt förekommande parameter för utsläppskrav. Organiskt kväve uppskattas ofta genom skillnaden mellan totalkväve och oorganiskt kväve. En mindre del av det organiska kvävet i avloppsvatten ingår i ämnen som är mindre nedbrytbara för mikroorganismerna i biostegen och därför finns ofta en mindre mängd organiskt bundet kväve i avloppsvatten även efter långtgående biologisk rening.

Vid avskiljning av fosfor från avloppsvatten är det vanligt att följa upp parametrarna ortofosfat (PO<sub>4</sub>) och totalfosfor (tot-P). Ortofosfat, som är lösligt, kan överföras till suspenderad fas genom biologiska och/eller kemiska processer. Differensen mellan totalfosfor och ortofosfat utgörs till stor del av partikelbunden fosfor. En viktig del av fosforavskiljningen är därför att avskilja partiklar (som innehåller fosfor) genom sedimentering, flotation eller olika filtreringsprocesser. En liten andel av fosfor i avloppsvatten kan normalt varken fällas bort kemiskt eller avskiljas genom partikelavskiljning. Den lilla mängden har större betydelse ju strängare utsläppskraven för fosfor är.

---

## 2 Hur konventionell rening påverkar kvartär rening

I det här kapitlet beskrivs hur utformningen av de konventionella reningsprocesserna, som främst är inriktade på att avlägsna fosfor, kväve och BOD, även kan påverka den kvartära reningen. De konventionella reningsprocesserna är i regel placerade före den kvartära reningen i flödets riktning, och har olika utformning för att uppnå sina respektive reningsmål. Utformningen påverkar kvaliteten på vattnet vilket i sin tur påverkar reningsgrad, dimensionering och driftekonomi för den kvartära reningen. Kvalitetsparametrar för avloppsvattnet som har tydlig inverkan på driften av den kvartära reningen är partikelhalt, innehåll och sammansättning av löst organiskt material och nitrithalt (för ozonering). För dessa parametrar gäller att ju högre värde, desto högre resursåtgång för den kvartära reningen. Och i en del kombinationer påverkar de även dimensioneringen av den kvartära reningen. Konventionell rening som sänker innehållet av dessa ämnen eller förbättrar sammansättningen bör ge lägre resursåtgång för kvartär rening. Utspädning kan också vara en viktig kvalitetsparameter och här är det avloppssystemets funktion som ger förutsättningarna i form av flöde och utspädningsgrad.

### 2.1 Nitrit

Innehållet av nitrit i vattnet som leds till ozoneringen har direkt inverkan på ozonbehovet genom att ozon tas i anspråk för att oxidera nitrit till nitrat. För varje gram nitritkväve behöver doseringen av ozon därför öka med 3,43 gram. Vid höga nitritkoncentrationer kan detta bidrag till det totala ozonbehovet vara betydande. Nitrithalten ut från ett biosteg med kväverening bör kunna hållas låg om kvävereningen kan drivas stabilt och med goda marginaler. Omvänt så kan en ozoneringsanläggning ses som ett slutsteg som sänker nitrithalten i det renade vattnet (detta diskuteras närmare i kapitel 3).

### 2.2 Partiklar

Ett mindre antal partiklar i vattnet bör, liksom för ett sandfilter, innebära att ett GAK-filter inte behöver backspolas så ofta. Även för ozonering bör partiklar kunna ta i anspråk en del av det doserade ozonet, som därför inte kan bidra till kvartär rening. God partikelsavskiljning är ett av de viktigaste målen för konventionell rening. När partikelavskiljningen är i form av sedimentering handlar förbättringsmöjligheterna bland annat om goda sedimenteringsegenskaper, väl utformade sedimenteringsbassänger, kemisk fällning och flockning samt låga och stabila flöden. Mer avancerad partikelavskiljning, exempelvis i form av silning, filtrering eller membran bör också ge utdelning i form av lägre förbrukning av ozon eller ett lägre behov av backspolning av ett filter. I den här litteraturstudien har det dock enbart återfunnits ett fåtal studier som direkt eller indirekt fastställer effekten av partikelinnehållet på reningsresultat eller resursåtgång för den kvartära reningen.

#### 2.2.1 Ozonering

Förekomsten av partiklar i avloppsvatten, suspenderade ämnen, leder till ökat ozonbehov vid oxidation av mikroföroreningar. I en studie kvantifierades partikelpåverkan med en enkel COD-baserad modell (Juárez et al. 2021). Den negativa påverkan av suspenderade ämnen blev tydligare för halter av suspenderade ämnen högre än 25 mg SS/l,

---

vilket är förhållandevis högt jämfört med typiska utsläppsvärden från mellansedimentering (5 till 15 mg SS/l). Däremot kan högre halter av suspenderade ämnen än 25 mg SS/l vara aktuella vid driftstörningar i sedimenteringsbassänger eller vid förbiledning av biosteget.

Vid pilotstudien på Lundåkraverket i Landskrona, ökade reduktionen av mikroföroreningar med  $13 \pm 5\%$  vid ozonering av biologiskt behandlat vatten ( $0,4 \text{ g O}_3/\text{g DOC}$ ) med kemisk rening i form av efterfällning ( $2\text{--}5 \text{ mg Al/l}$ ), jämfört med enbart biologisk rening. Den kemiska fällningen påverkade inte DOC väsentligt (från  $10,6 \pm 0,8 \text{ mg/l}$  till  $10,0 \pm 0,8 \text{ mg/l}$ ) men däremot mängden suspenderade ämnen. Suspenderade ämnen sjönk från  $7,5 \pm 6,9 \text{ mg SS/l}$  för enbart biologisk rening till  $1,8 \pm 0,9 \text{ mg SS/l}$  (Ekblad et al. 2021). I det här fallet gav en sänkning av partikelhalten genom kemisk fällning före ozonering en bättre kvartär rening. Vinsten av den sänkta partikelhalten skulle alternativt ha kunnat kvitteras ut genom att åstadkomma likvärdiga reningsresultat med en lägre ozondos.

### 2.2.2 Aktivt kol

Hur ofta filter behöver backspolas är kostnadsdrivande i form av ökade arbetsinsatser, risk för kolflykt, ökad nötning av kolet, ökad pumpning och vattenbehov (ökad internbelastning). Backspolningsbehovet påverkas av anläggningens utformning, partikelbelastning in till filtret och av eventuell utveckling av biofilm, och backspolningsbehovet påverkar i sin tur den effektiva filtreringstiden. Rening i membranbioreaktor (MBR) har visat sig effektivt som förbehandling till GAK med backspolningsfrekvenser på  $< 1$  gång/månad (Takman et al. 2023). Ett annat framgångsrikt exempel är GAK-anläggningen i Degeberga som föregås av ett sandfilter som backspolas regelbundet. Däremot har själva GAK-filtren aldrig behövt backspolas under fem års drift med 50 000 BV (bäddvolym), vilket troligtvis beror på den mycket höga uppehållstiden (90 min) i sandfiltret i kombination med verkets låga belastning och låga BOD-halter. Som kontrast kan GAK-filter med mindre omfattande partikelavskiljning behöva backspolas flera gånger per dag (Mailler et al. 2024).

Även material som uppstår i själva GAK-filtret, exempelvis genom biologisk tillväxt, kan generera behov av backspolning. I system med ozonering före GAK-filtret kan mer biologisk aktivitet i GAK-filtret förväntas på grund av bildning av biologiskt nedbrytbart organiskt material vid ozoneringen, vilket troligtvis bidrar till ökad backspolningsfrekvens.

## 2.3 Löst organiskt material

Mindre löst organiskt material i vattnet bör innebära att mindre ozon tas i anspråk av annat organiskt material och att mer av den doserade mängden ozon används för att angripa mikroföroreningar. Detta bör i sin tur innebära att mindre ozon behövs för att åstadkomma en given sänkning av innehållet av mikroföroreningar i vattnet. Även i aktivt kol kan annat löst organiskt material antas ta värdefulla ytor i anspråk som skulle kunnat användas för att binda upp mikroföroreningar. Längre gående biologisk rening sänker innehållet av löst organiskt material i vattnet och borde därför sänka ozonförbrukningen respektive förlänga tiden mellan reaktivering av det aktiva kolet. På samma sätt kan sänkningar av innehållet av löst organiskt material som åstadkoms på kemisk väg antas sänka resursåtgången för den kvartära reningen.

Att ändra det organiska materialets sammansättning skulle kunna vara gynnsamt. Exempelvis skulle ozonering före ett GAK-filter innebära att delar av det lösta organiska materialet blir mer lätt tillgängligt för biologisk nedbrytning, vilket i sin tur skulle kunna förlänga tiden innan det aktiva kolet behöver reaktiveras. Gemensamt för rening med ozon och aktivt kol är alltså att löst organiskt kol (benämnt som DOC; *dissolved organic*

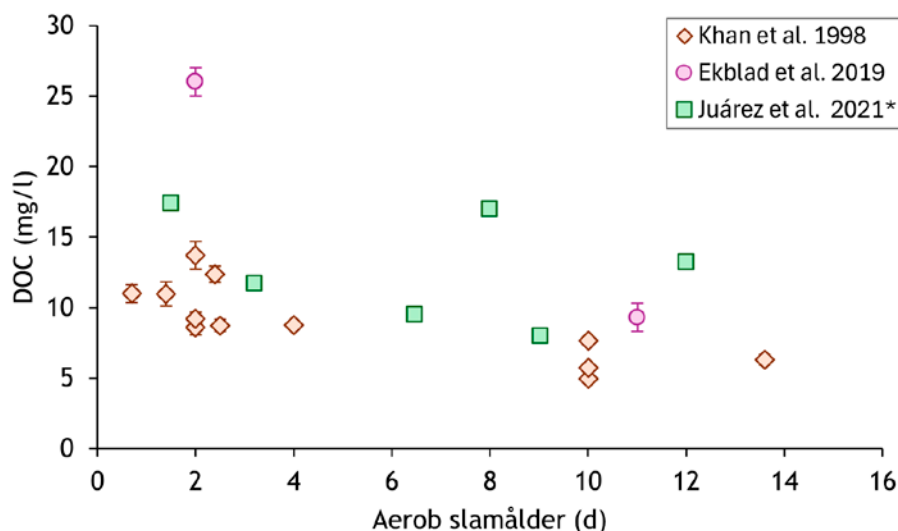
---

*carbon*) generellt påverkar processerna negativt genom att större delen av det organiska materialet i avloppsvattnet konkurrerar med mikroföroreningarna om reaktionen med ozon eller om adsorptionen till aktivt kol. Utifrån detta kan det därför antas att fysiska, kemiska och biologiska reningsprocesser som minskar halten av DOC också gynnar ett efterföljande kvartärt reningssteg. Detta antagande bygger dock på att alla ämnen som ger utslag som DOC påverkar ozonering och adsorption till aktivt kol på samma sätt. Det är tydligt att detta inte alltid är fallet. Vissa fraktioner av organiskt material påverkar de kvartära reningsstegen mer än andra. Exempelvis kan små och aromatiska molekyler antas konkurrera mer vid oxidation och adsorption än stora och/eller alifatiska molekyler.

Det finns alternativa parametrar för att beskriva det organiska materialet i avloppsvatten som skulle kunna ge bättre information om mängden ämnen som bidrar mest till ökad ozondos eller lägre kolkonsumtion i PAK och GAK-processer. En sådan parameter är absorbansen vid 254 nm ( $UVA_{254}$ ), som ger en indikation på mängden dubbelbindningar och aromatiska strukturer i vattnet. Denna parameter används exempelvis för att styra ozondosen vid reningsverk i Schweiz (se Bilaga A).  $UVA_{254}$  kan även kombineras med DOC där kvoten  $UVA_{254}/DOC$ , även benämnd som *SUVA (specific ultra-violet absorption)*, ger en indikation på hur stor andel av DOC-matrisen som utgörs av UV-absorberande ämnen. Det finns ytterligare en rad mer sofistikerade metoder för karakterisering av den organiska matrisen. Dessa används dock än så länge mest i forskningssyfte. Trots begränsningarna med DOC som parameter för att indikera effektiviteten av kvartär rening är detta den parameter som ofta mäts. Det är också därför som DOC även i den här texten används i resonemang om hur den konventionella reningen påverkar den kvartära.

### 2.3.1 Ozonering

Vid kvartär rening i form av ozonering dominerar användningen av ozon såväl driftkostnaderna som miljöpåverkan. Vid design av ozoneringsprocesser bestäms ozonbehovet i huvudsak av hur mycket DOC avloppsvattnet in till ozoneringen innehåller. Hur mycket ozon som krävs för den kvartära reningen anges i form av en specifik ozondos, ofta uttryckt som  $g O_3/g DOC$ , för ett givet reningsmål för enskilda mikroföroreningar eller en kombination av mikroföroreningar. Ofta ligger ozondosen mellan 0,4 och 0,7  $g O_3/g DOC$  för en medelreduktion av 80 % avseende hela avloppsreningsverket, för indikatorsubstanser i det nya avloppsdirektivet (Europeiska Unionen 2024). Högre slamålder i den biologiska reningen ger generellt mer långtgående rening och lägre halter av löst organiskt material i det renade vattnet. I den här litteraturstudien, som var begränsad till kvartär rening, har samband mellan slamålder och koncentration av DOC i biologiskt renat vatten enbart återfunnits i ett fåtal artiklar. Dessa data tyder dock på att högre slamålder, enligt förväntan, ger lägre DOC-koncentrationer (Khan et al. 1998; Ekblad et al. 2019; Juárez et al. 2021), så som sammanställts i Figur 2.1.



**Figur 2.1**

Samband mellan DOC efter biologisk rening och slamålder. (\*Slamålder ej redovisat i referensen och har kompletterats genom direkt kommunikation med respektive reningsverk.)

I pilotstudier i Sverige och Schweiz har det även observerats att när avloppsvatten som har behandlats i en högbelastad aktivslamprocess kompletterad med nitrifierande MBBR så har koncentrationen av DOC sjunkit med 1 till 3 mg/l (Margot et al. 2011; Hedén et al. 2020), och TOC (totalt organiskt kol) har sjunkit med upp till 2 mg/l (Björleinius 2021; Åberg et al. 2022). Angivna koncentrationer av TOC och DOC vid de olika pilotstudierna visas i Tabell 2.1. Fors ARV ligger i Haninge kommun, Lindholmens ARV ligger i Norrtälje kommun, Främby ARV ligger i Falun och STEP Vidy ligger i Lausanne i Schweiz. För mer information om anläggningarna hänvisas till referenserna.

| Parameter  | Avloppsreningsverk | Högbelastad aktivslamprocess | Högbelastad aktivslamprocess + nitrifierande MBBR | Referens           |
|------------|--------------------|------------------------------|---|--------------------|
| TOC (mg/l) | Fors ARV           | 8,2 ± 0,6                    | 6,2 ± 0,9   | Björleinius 2021   |
|            | Lindholmens ARV    | 11,1 ± 0,9                   | 11,3 ± 1,4  | Åberg et al. 2022  |
| DOC (mg/l) | Främby ARV         | 7,8 ± 0,6                    | 6,8 ± 0,7   | Hedén et al. 2020  |
|            | STEP Vidy          | 8,5 ± 2,5                    | 5,7 ± 1,1   | Margot et al. 2011 |

En laboratoriestudie från van Gijn et al. (2022) visade att inte bara koncentrationen av DOC utan också det organiska materialets egenskaper spelar roll för ozonbehandlingens effekt och ozonbehov. Viktiga egenskaper hos det organiska materialet visade sig vara storlek, hydrofoba och hydrofila egenskaper samt laddning. I studien identifierades det att hydrofila föreningar och hydrofoba syror, i storlekar mindre än 10 kDa, är de fraktioner av organiskt material som reagerar snabbast med ozon, och därmed bidrar mest till ökad ozonkonsumtion.

I labbförsök för optimerad fällning sänktes koncentrationen av DOC med mellan 30 och 40 % från en initial koncentration av DOC på ca 9 mg/l genom användning av olika fällningsmedel. Vid initial DOC på 6 mg/l kunde koncentrationen sänkas med ca 25 % genom kemisk fällning (Nilsson och Lennklev 2022). Resultaten i studien pekar på en potentiell minskning av ozonbehovet och därmed energi- och syrgasbehovet, som i kostnadsbilderna måste vägas mot kostnaden för fällningskemikalie. Det återstår dock osäkerheter kring huruvida de fraktioner av DOC som kan avskiljas bättre vid kemisk fällning, är de som har störst betydelse för ozoneringsprocessen. Det är därför inte säkert att minskad DOC av fällning leder till motsvarande minskat ozonbehov.

**Tabell 2.1**

Halter av TOC och DOC vid högbelastat aktivt slam och vid kompletterande rening med nitrifierande MBBR.

---

### 2.3.2 Aktivt kol

Tiden innan byte eller reaktivering av det aktiva kolet anges som antalet renade bäddvolym, där en bäddvolym definieras som den vattenvolym i ett tomt filter som upptas av kolbädden. Liksom för ozon är det lösta organiska materialet och dess sammansättning avgörande faktorer för gångtiden i ett GAK-filter. Antal bäddvolym innan reaktivering av GAK är en viktig kostnadsdrivande faktor, eftersom kostnaderna för kolet utgör majoriteten av driftkostnaderna. En bättre förståelse för hur DOC påverkar antal bäddvolym kan underlätta för att dimensionera, uppskatta kostnader och planera för driften av ett GAK-filter. Mängden PAK som krävs för den kvartära reningen bestäms också utifrån en specifik dos per mängd DOC och är ofta i intervallet 0,7–1,4 g PAK/g DOC för DOC-halter mellan 7 och 15 mg/l (Mulder et al. 2015). I rekommendationer från den schweiziska vatten- och avloppsföreningen VSA anges något högre doser: 1,3–2,3 g PAK/g DOC (VSA Micropoll 2022).

I litteratur och befintliga avloppsreningsverk med kvartär rening redovisas en stor variation av antalet bäddvolym (BV) som kunnat erhållas innan reningsgraden av mikroföroreningar minskat till under 80 %: från mellan 7 000 och 15 000 BV (Mulder et al. 2015), till uppåt 50 000 BV som i GAK-filtret på Degeberga ARV (Svahn och Borg, 2025). VSA Micropoll anger erfarenhetsvärden på 20 000–30 000 BV (Böhler et al. 2023). I kombination med förozonerings kan GAK-filtret hållas i drift länge och bäddvolym på upp till 40 000–50 000 BV har demonstrerats vid ARA Altenrhein (fullskala) och pilotstudier på ARA Glarnerland (McArdell et al. 2020). Ozondoserna var 0,1–0,3 g O<sub>3</sub>/g DOC.

I en studie av Mailler et al. (2024) normaliserades antalet bäddvolym i ett pilotförsök med koncentrationen av DOC för att räkna fram en specifik förbrukning av aktivt kol (g aktivt kol/g DOC), på samma sätt som är vedertaget för ozon. Mailler et al. jämförde dessa datapunkter med litteraturdata från ett antal pilot- och fullskalestudier om genombrottskurvor för olika mikroföroreningarna. Trots att ett visst samband kunde observeras i denna jämförelse, där en högre specifik förbrukning av aktivt kol (g aktivt kol/g DOC) krävs för att uppnå högre reduktionsgrader, uppvisades en betydande variation både mellan studier och mellan de mikroföroreningar som undersöktes. Detta visar att antalet bäddvolym före genombrott beror på flera faktorer än vattnets innehåll av löst organiskt material, såsom storlek och typ av organiskt material, kontakttid, ytbelastning samt på vilka mikroföroreningar som är mål för reningen.

Försök i laboratorieskala har visat att fällning med järnklorid (2–10 mg/l) kunde sänka DOC med upp till ca 20 % från en initial koncentration 13 mg DOC/l, med störst effekt på biopolymerer och humusämnen (Altmann et al. 2015). Samma studie visade också att dosering av enbart PAK utan järnklorid (5–35 mg/l) också bidrog till en sänkning av DOC med upp till 35 %, men med väldigt låg effektivitet mot biopolymerer och generellt större effekt på de andra fraktionerna av organiskt material jämfört med dosering av järnklorid. Adsorption av mikroföroreningar i kombination med koagulerings visade dock enbart en marginell förbättring när vattnet förfällts, vilket enligt författarna tyder på att kemisk fällning mest påverkar fraktioner av organiskt material som ändå inte konkurrerar om adsorptionsplatserna i det aktiva kolet. Detta resultat har bekräftats i andra tester (Nilsson & Lennkvist 2022), där en DOC-reduktion av ca 25 % (initial koncentration 6,8 mg/l) vid dosering av fällningskemikalie (10–20 mg Al/l) inte gav en tydlig förbättring av reduktionen av de undersökta mikroföroreningarna vid en efterföljande PAK-dosering.

PAK-dos bestäms ofta utifrån DOC-halter så som diskuterats i början av avsnittet. Ovannämnda studier pekar på att DOC inte är särskilt lämplig för att beskriva PAK-behovet vid kvartär rening och att alternativa tillvägagångssätt bör undersökas. Denna slutsats kan tyckas motsäga antagandet om minskad PAK-dosering vid lägre DOC vid lågbelastade aktivslamprocesser. Det är dock troligt att olika fraktioner av DOC påverkas på olika sätt av biologiska respektive kemiska processer.

---

## 2.4 Utspädning och flöde

Den viktigaste designparametern för GAK-filter är uppehållstiden (EBCT, *empty bed contact time*) som rekommenderas vara 20–30 min (Fundneider et al. 2021). EBCT definieras som volymen som upptas av kolbädden dividerad med flödet, vilket är högre än den faktiska uppehållstiden då vattnet flödar i tomrummen mellan granulerna. Denna designparameter innebär i sig att ju högre flöde som filtret ska hantera, desto större filter. Dessutom har reningseffekten för ett GAK-filter också visat sig påverkas av spillvattnets utspädningsgrad. Tillfällen med höga vattenflöden vid kraftigt regn och låga koncentrationer av mikroföroreningar kan orsaka desorption av mikroföroreningar från GAK-filter som då släpper ett betydligt högre massflöde av mikroföroreningar till recipienten.

Tillfällen med höga vattenflöden vid kraftigt regn och låga koncentrationer av mikroföroreningar kan också skapa utmaningar för styrningen av ozoneringsprocesser och kraftigt öka det totala ozonbehovet. Detta kan eventuellt kompenseras genom lägre doser vid högre flöden, men den samlade effekten av höga flöden och utspädning på ozondos och reningsgrad är ännu inte väl beskriven.

## 2.5 Sammanfattning

Den konventionella reningen påverkar den kvartära reningen främst genom att påverka koncentrationerna av nitrit, löst organiskt material (mg DOC/l) och partikelhalt (mg SS/l). Den viktigaste parametern är sannolikt innehållet av löst organiskt material och dess sammansättning. Ett lågbelastat aktivslamsteg med hög slamålder eller ett högbelastat aktivslamsteg följt av nitrifikation i biofilm producerar ett vatten med lägre innehåll av organiskt material, mätt som DOC, jämfört med ett högbelastat aktivslamsteg. Detta har olika konsekvenser för de olika metoderna för kvartär rening.

För kvartär rening i form av ozonbehandling anges ozondosen generellt som funktion av innehållet av DOC i vattnet. Det skulle exempelvis innebära att ett vatten som innehåller 12 mg DOC/l (från ett högbelastat biosteg) i stället för 9 mg DOC/l (från ett lågbelastat biosteg) skulle kräva drygt 30 % högre ozondos för samma reningsgrad. Detta förutsätter dock att sammansättningen av det organiska materialet är densamma i vattnet från de olika biostegen. I realiteten är sannolikt skillnaden mindre.

För ett GAK-filter innebär en lägre halt DOC i inkommande vatten att mer vatten kan behandlas innan kolet behöver bytas ut eller reaktiveras. Detta skulle innebära att ett GAK-filter efter ett högbelastat biosteg skulle ha högre kolkonsumtion än efter ett lågbelastat biosteg. Skillnaderna är dock mindre tydliga och underlaget räcker inte för att säkert kvantifiera ett sådant samband. Detta beror bland annat på det begränsade antalet GAK-filter som hittills drivits så länge att det aktiva kolet behövt reaktiveras. Även för pulveriserat aktivt kol anges dosen av PAK som funktion av DOC vilket skulle betyda att mer PAK kan förväntas behövas i kvartär rening med PAK efter ett högbelastat biosteg jämfört med ett som är lågbelastat.

Sänkt DOC kan förutom genom biologisk rening även åstadkommas genom kemisk fällning. Effekten på DOC skulle i sin tur kunna ge en effekt på behovet av ozon. Vad gäller livslängden av aktivt kol före reaktivering är påverkan av minskad DOC efter fällning om möjligt mindre säker än om samma sänkning av DOC åstadkoms biologiskt, vilket antas bero på att enbart en delmängd av de ämnen som fällt ut kemiskt är sådana som i annat fall skulle ha konkurrerat med mikroföroreningarna om att fastna i det aktiva kolet.

Nitrit kan också utgöra en relativt viktig andel av ozonbehovet om höga nitrithalter förekommer i det biologiskt renade vattnet.

Den konventionella reningen skyddar den kvartära reningen från partiklar, vilket gynnar den kvartära reningen på olika sätt. För ozonbehandling innebär en högre partikelhalt att mer ozon behöver doseras för samma effekt på mikroföroreningar. För

---

GAK-filtrer avgör partikelbelastningen, liksom för ett konventionellt sandfilter, hur ofta filtret behöver backspolas. För båda processerna är det tydligt att ett partikelfritt vatten är att föredra.

Avloppssystemet som helhet påverkar den kvartära reningen genom flödesfördelningen och utspädningen av spillvattnet. Behöver anläggningen dimensioneras för höga flöden har det direkt påverkan på den nödvändiga volymen för GAK-filtret respektive kontaktvolymen för ozon. Hög och varierande utspädning försvårar ozondoseringen, men exakt hur mycket årsförbrukningen av ozon för att åstadkomma en viss reningsgrad påverkas är oklart. För GAK-filtrer finns tydliga observationer som går ut på att utspätt vatten (vid höga flöden) kan generera förhöjda utgående halter av mikroföroreningar.

---

## 3 Hur kvartär rening påverkar konventionell rening

I det här avsnittet studeras hur och i vilken utsträckning behandling med ozon och aktivt kol i sina olika processutformningar kan påverka standardparametrarna: organiskt material, kväve och fosfor. Inledningsvis beskrivs översiktligt hur dessa ämnen och parametrar används för karakterisering av avloppsvatten och därefter hur de påverkas av behandling med ozon respektive aktivt kol.

### 3.1 Ozonering

Ozon tillverkas på plats från syrgas, antingen från LOX (*Liquid oxygen*) eller koncentrerad från luften med PSA-kolonner (PSA, *pressure swing adsorption*). Ozoninjektion sker antingen i huvudström eller sidoström med olika typer av injektionssystem. Efter ozoninjektionen ger kontaktbassänger tid för ozonet att reagera med avloppsvattenmatrisen. Kontaktbassängerna dimensioneras ofta för en kontakttid på 10–15 minuter. Därefter genomgår det ozonerade avloppsvattnet en biologisk efterbehandling som kan ske med sandfilter, granulerat aktivt kol, andra filtermaterial eller biofilmsprocesser utan filtrering.

#### 3.1.1 Organiskt material

För att ozon ska kunna minska mängden DOC (löst organiskt kol) i vatten krävs att processen mineraliserar en molekyl, det vill säga bryter ner molekylen hela vägen till koldioxid och vatten. För det krävs det dekarboxyleringsreaktioner (von Sonntag & von Gunten 2012). Detta innebär att ozon mineraliserar organiskt material i liten utsträckning och därför kan en viss sänkning av DOC förekomma under ozonering.

För att minska COD (kemisk syreförbrukning) bör ozon oxidera en molekyl till ett oxidationstillstånd så att dikromat inte kan oxidera molekylen vidare. Det kan förväntas att denna oxidering av syreförbrukande ämnen med ozon sker i liten utsträckning och därför borde sänkningen av COD också vara begränsad.

För att minska BOD (biologisk syreförbrukning) eller AOC (assimilerbart organiskt kol) bör ozon oxidera en molekyl till en annan som inte är biologiskt nedbrytbar eller mineraliseras så den inte ger utslag som BOD eller AOC. Ozon ändrar sammansättningen på löst organiskt material genom partiell oxidering och gör den mer nedbrytbar, genom att bilda föreningar som är mer biologiskt nedbrytbara såsom karboxylsyror, aldehyder och ketoner (von Sonntag & von Gunten 2012). Därför ökar oxidation med ozon ofta den biologiska nedbrytbarheten av organiskt material, vilket kan innebära att BOD och AOC ökar under själva ozoneringen. Det vill säga att en större andel av vattnets COD ger utslag som BOD. I den biologiska efterbehandling, som normalt finns efter ozonering, förbrukas denna tillkommande BOD.

#### DOC

Vid pilotstudier i Sverige, med initiala koncentrationer av DOC mellan 7 och 18 mg/l, observerades begränsade reduktioner av organiskt material vid ozonering utan tydliga korrelationer vid de testade doserna, 0,3–2 g O<sub>3</sub>/g DOC (se de första tio raderna i Tabell 3.1). Halten av DOC reducerades ofta med ca 0,5–2 mg/l men även ökade halter efter ozonering rapporterades. Reduktionerna var ofta i intervallet 5–10 % men kunde även vara negativa. Vid studier i pilotskala (0,07–1 m<sup>3</sup>/h) och fullskala (200–1 000 m<sup>3</sup>/h) som genomfördes i Schweiz och Tyskland, med initiala koncentrationer av DOC mellan

---

3 och 13 mg/l, erhöjls jämförbara resultat som i de svenska studierna. Resultat från olika undersökningar för reduktion av TOC och DOC genom ozonering och efterbehandling har sammanställt i Tabell 3.1. Vid den fullskaliga kvartära reningen på Nykvarnsverket i Linköping var DOC i princip samma före och efter ozonering (ca 10–15 mg/l), medan en viss reduktion skedde genom MBBR, där koncentration av DOC minskade till 8–13 mg/l (Sehlén et al. 2020).

Detta är enligt förväntan eftersom total mineralisering av komplext organiskt material sällan sker och bara en viss fraktion av det organiska materialet genomgår dekarboxyleringsreaktioner som leder till minskad koncentration av DOC i avloppsvatten. I schweiziska studier har biologisk efterbehandling av ozonerat avloppsvatten studerats närmare och i en studie jämfördes reduktionen av DOC genom olika processer som sandfilter, MBBR och biofilter (McArdell et al. 2020). En annan studie visade att reduktionen av DOC över sandfiltret ökade från ca 8 % till ca 17 % om sandfiltret följde efter en ozoneringsprocess (Abeglen et al. 2009). Resultaten indikerar att endast en liten del av organiskt kol (mätt som DOC) mineraliseras genom ozonering men att modifieringen av det organiska materialet, kombinerat med hög syrehalt i avloppsvattnet efter ozonering, gynnar biologisk nedbrytning av organiskt material vilket leder till ökad reduktion av DOC i efterföljande processer.

| Reningsverk                | Flöde (m <sup>3</sup> /h) | Initialt (mg/l) |       | Ozondos (g O <sub>3</sub> /g DOC resp. TOC) | Reduktion, ozonering (%) |       | Typ av efterbehandling | DOC-reduktion, biologisk efterbehandling (%) | Referens                   |
|----------------------------|---------------------------|-----------------|-------|---|--------------------------|-------|------------------------|--|----------------------------|
|                            |                           | TOC             | DOC   |   | TOC                      | DOC   |                        |  |                            |
| RESVAV- 10 svenska ARV     | 6                         | 7-18            |       | 0,2-0,9                                     | 2±8                      |       |                        |  | Ekblad et al. 2015         |
| Himmerfjärdsverket         | 0,1                       | 7-8             |       | 0,3-1,7                                     | 5±3                      |       |                        |  | Baresel och Malovanyy 2019 |
| Sundets ARV                | 1,5                       |                 | 8-13  | 0,3-2                                       |                          | 7±4   |                        |  | Lindberg 2020              |
| Fors ARV                   | 0,05                      | 6-13            |       | 0,6-0,7                                     |                          |       | Sandfilter             | 18±13 (inklusive ozonering)                  | Björleinius 2021           |
| Lundåkraverket             | 7                         |                 | 10-11 | 0,3-0,9                                     |                          | -2±2  | MBBR                   |  | Edefell et al. 2021        |
| Ekeby ARV                  | 4                         |                 | 7     | 0,4-0,8                                     |                          |       | MBBR                   | 5-10   | Hey et al. 2022            |
| Lindholmens ARV            | 0,025                     | 10-12           |       | 0,4-1                                       |                          |       | Sandfilter             | 14±8 (inklusive ozonering)                   | Åberg et al. 2022          |
| Hammargårds ARV            | 15                        |                 | 8-12  |   | -9±11                    | -12±8 | GAK                    | Ca 15  | Berg 2023                  |
| Sälffällets ARV            | 20                        |                 | 3-6   |   | 2±10                     | -3±8  | GAK                    |  | Mellifq 2023               |
| Getteröverket              | 0,67                      |                 | 7     | 0,3-1,7                                     |                          | -1±15 | GAK                    | 20-55  | Baresel et al. 2024        |
| ARA Regensdorf             | 110-900                   |                 | 4-5   | 0,4-0,8                                     |                          | -2    | Sandfilter             | 17   | Abegglen et al. 2009       |
| STEPVidy                   | 50-220                    |                 | 5-9   | 0,3-2,3                                     | -11                      | -6    | Sandfilter             | Ca 20  | Margot et al. 2011         |
| Kläranlage Detmold         | 0,07                      |                 | 5-8   | 0,6-2,4                                     | 8±7                      | 13±8  |                        |  | Meier et al. 2014          |
| Abwasserwerk Rosenbergsau  | 0,65-1,3                  |                 | 4-8   | 0,3-1                                       | -4                       | -16   |                        |  | Leikam och Huber 2015      |
| ARA Neugut                 | 350-1 000                 |                 | 3,5-6 | 0,3-2,0                                     |                          | 12-20 | Sandfilter             | 20±7   | Böhler et al. 2017         |
|                            | 0,6-1                     | MBBR            |       |   |                          |       | 6±4                    |  |                            |
|                            |                           | Biofilter       |       |   |                          |       | 5±4                    |  |                            |
| ARA Glarnerland            | 0,8                       |                 | 3-13  | 0,23±0,13                                   |                          | 1±6   | GAK                    | 25-80  | McArdell et al. 2020       |
| Klärwerk Köln-Rodenkirchen | 210                       |                 | 5-13  | 0,1-0,7                                     |                          | 3     | Lättklinkerfilter      | 13   | Baur et al. 2020           |

**Tabell 3.1**

Reduktion av TOC och DOC genom ozonering och efterbehandling vid pilotförsök.

## COD

För några av de pilotstudier där DOC-reduktion genom ozonering undersöktes, finns det också data för COD. Dessa data visar begränsad reduktion av COD genom ozoneringssteget och något högre reduktion genom den biologiska efterbehandlingen (Tabell 3.2). En pilotstudie på RWZI Walcheren i Nederländerna med processen MicroForce++ (PureBlue) visar resultat i linje med studier genomförda i Sverige, Schweiz och Tyskland. MicroForce++ består av två på varandra följande ozon-biofilmreaktorer som är kopplade i serie, där respektive ozon-biofilmreaktor har en egen ozondosering (de Rouck & van de Merlen 2023).

Resultaten för COD indikerar alltså att organiskt material mätt som COD inte reduceras signifikant enbart genom ozonbehandling, men att viss reduktion ofta sker i en efterföljande biologisk process. Detta kan förklaras av att organiskt material i avloppsvattnet, som redan befinner sig i ett högt oxidationstillstånd, inte oxideras så mycket mer av ozonet. Samtidigt gör modifiering av organiskt material vissa molekyler mer tillgängliga för biologisk nedbrytning vilket leder till en viss ytterligare sänkning av COD genom biologisk efterbehandling.

**Tabell 3.2**

Reduktion av COD genom ozonering och efterbehandling vid olika pilotförsök.

| Reningsverk                | Flöde (m <sup>3</sup> /h) | Initial COD (mg/l) | Ozondos (g O <sub>3</sub> /g DOC eller TOC) | COD-reduktion ozonering (%) | Typ av biologisk efterbehandling | COD-reduktion, biologisk efterbehandling (%) | Referens                        |
|----------------------------|---------------------------|--------------------|---|-----------------------------|----------------------------------|--|---------------------------------|
| RESVAV- 10 svenska ARV     | 6                         | 17–42              | 0,2–0,9 <sup>1</sup>                        | 5 ± 24                      |                                  |  | Ekblad et al. 2015              |
| Himmerfjärdsverket         | 0,1                       | 16–20              | 0,3–1,7 <sup>1</sup>                        | 8 ± 7                       |                                  |  | Baresel och Malovanyy 2019      |
| Lundåkraverket             | 7                         | 25–27              | 0,3–0,9                                     | 3 ± 2                       |                                  |  | Edefell et al. 2021             |
| STEPVidy                   | 50–220                    | 10–40              | 0,3–2,3                                     | 4                           | Sandfilter                       | ~50  | Margot et al. 2011              |
| Kläranlage Detmold         | 0,07                      | 15–40              | 0,6–2,4                                     | 11 ± 13                     |                                  |  | Meier et al. 2014               |
| Klärwerk Köln-Rodenkirchen | 210                       | 20–35              | 0,1–0,7                                     | 6                           | Lättklinkerfilter                | 18   | Baur et al. 2020                |
| RWZI Walcheren             | 16                        | 20–50 <sup>2</sup> | 0,25–0,43                                   | Ca 6                        | MBBR                             | upp till 15                                  | de Rouck och van de Merlen 2023 |

<sup>1</sup> g O<sub>3</sub>/g TOC

<sup>2</sup> löst COD

## BOD och AOC

I några av de svenska pilotstudierna undersöktes BOD<sub>7</sub> innan och efter ozonering. En ökning observerades i vissa fall (Baresel & Malovanyy 2019; Lindberg 2020). I Ekebys ARV pilotförsök analyserades AOC innan och efter ozonering. AOC ökade kraftigt över ozoneringen för att sedan brytas ner genom den biologiska efterbehandlingen med MBBR (Hey et al. 2022). Tyska och schweiziska studier har undersökt både BOD<sub>5</sub> och AOC genom ozonering. AOC har i dessa studier generellt visat en tydligare ökning än BOD<sub>5</sub>. Notera dock att storleksordningen för AOC, som mäts i mikrogram per liter är väsentligt lägre än för BOD angivet som milligram per liter, varför förändringen i absoluta tal inte behöver vara så olika. En sammanfattning av olika resultat för BOD och AOC presenteras i Tabell 3.3. Resultaten är enligt förväntan att fraktionen av organiskt material som är biologiskt nedbrytbart ökar under ozonering för att senare brytas ner vid olika biologiska efterbehandlinger. I vissa fall har högre halter av BOD eller AOC observerats ut från ozoneringens efterbehandling än innan ozonering, vilket kan leda till högre halter från kvartär rening än från biologisk rening och vara potentiellt problematisk vid utsläppskrav på BOD.

**Tabell 3.3**

Halter av BOD och AOC i samband med ozonering och efterbehandling vid olika pilotförsök. BOD avser BOD<sub>5</sub> för avloppsreningsverk utomlands och BOD<sub>7</sub> för svenska avloppsreningsverk (märkta S).

| Reningsverk            | Flöde (m <sup>3</sup> /h) | Initialt       |              | Ozondos (g O <sub>3</sub> /g DOC) | Efter ozonering |              | Typ av efterbehandling | Reduktion, biologisk efterbehandling BOD/AOC (%) | Referens                                   |
|------------------------|---------------------------|----------------|--------------|-----------------------------------|-----------------|--------------|------------------------|--|--|
|                        |                           | BOD (mg/l)     | AOC (µg C/l) |                                   | BOD (mg/l)      | AOC (µg C/l) |                        |  |  |
| Himmerfjärdsverket (S) | 0,1                       | 1              |              | 0,3–1,7                           | 1–4             |              |                        |  | Baresel och Malovanyy 2019                 |
| Sundets ARV (S)        | 1,5                       | <3             |              | 0,3–2                             | <3–5            |              |                        |  | Lindberg 2020                              |
| Ekeby ARV (S)          | 4                         |                | <20          | 0,4–0,8                           |                 | 120–210      | MBBR                   | 10–60  | Hey et al. 2022                            |
| Hammargårds ARV (S)    | 15                        | 3              |              |                                   | 7               |              | GAK                    | ~40  | Berg 2023                                  |
| STEP Vidy              | 50–220                    | 5–15           |              | 0,3–2,3                           | 7–22            |              | Sandfilter             | ~70  | Margot et al. 2011                         |
| Kläranlage Detmold     | 0,07                      | <3–3           |              | 0,6–2,4                           | 3–6             |              |                        |  | Meier et al. 2014                          |
| ARA Regensdorf         | 110–900                   |                | 50–200       | 0,4–0,8                           |                 | 160–700      | Sandfilter             | 15–45  | Abegglen et al. 2009                       |
| ARA Neugut             | 350–1 000                 |                | ~90          | 0,58±15                           |                 | ~280         | GAK                    | 60–80  | Böhler et al. 2017;<br>Bourgin et al. 2018 |
|                        |                           | Sandfilter     |              |                                   |                 |              | ~40                    |  |  |
|                        | 0,6–1                     | MBBR/Biofilter |              |                                   |                 |              | 10–20                  |  |  |
| ARA Glarnerland        | 0,8                       |                | 160–270      | 0,23±0,13                         |                 | 220–560      | GAK                    | 10–70  | McArdell et al. 2020                       |
| Stadtwerke Warburg     | 400                       |                | 140–310      | 0,3–0,7                           |                 | 200–540      | MBBR                   | 60–80  | Itzel et al. 2020                          |
| 4 österrikiska ARV     | Labbskala                 | 0,6–2          |              | 0,6–0,8                           | 1,5–3           |              |                        |  | Phan et al. 2022                           |

### 3.1.2 Kväve

Effekterna av ozonering på de olika kvävefraktionerna är att det kan leda till oxidering av nitrit till nitrat, och eventuell frigöring av partikulärt bundet kväve. Ozon är inte särskilt reaktivt med ammonium. I övrigt förväntas inte ozon ha någon effekt på kvävehalterna i vattnet.

#### Ammonium

Inom projektet RESVAV analyserades ammonium för de flesta av de reningsverk där pilotförsök genomfördes. Försöken omfattade ozonering men ingen efterbehandling. En del reningsverk visade ammoniumhalter under detektionsgränsen och har exkluderats från utvärderingen. Halterna varierade mycket såväl in som ut och en marginell reduktion av ammonium kunde möjligen observeras (Ekblad et al. 2019). Liknande resultat erhöles vid pilotförsöket på Sundets reningsverk (Lindberg 2020) och vid pilotstudier i Schweiz och Nederländerna. I efterföljande sandfilter (Margot et al. 2011) och MBBR (de Rouck och van de Merlen 2023) sjönk ammoniumhalten mer. Även marginella ökningar av ammonium vid ozonering har observerats i andra pilotstudier i Nederländerna (Luimstra et al. 2023).

En sammanställning av ammoniumhalter i ovannämnda pilotstudier visas i Tabell 3.4. Sammantaget var halterna in till ozonanläggningen oftast låga, kring 2-4 mg N/l, men högre efter högbelastade aktivslamprocesser. Ozoneringen bidrog till en mindre sänkning av halten. I efterföljande sandfilter eller biofilmsprocess iaktogs ytterligare sänkningar, vilket antas beror på nitrifikation. Påverkan på ammoniumhalter vid efterföljande GAK-filter diskuteras mer i avsnitt 3.2.

**Tabell 3.4**

Ammoniumhalter genom ozonering och efterbehandling vid olika pilotförsök.

| Reningsverk  | Flöde (m <sup>3</sup> /h) | Initial NH <sub>4</sub> -N (mg/l) | Ozondos (g O <sub>3</sub> /g DOC eller TOC) | NH <sub>4</sub> -N efter ozon (mg/l) | Typ av efterbehandling | NH <sub>4</sub> -N efter biologisk efterbehandling (mg/l) | Referens                        |
|--|---------------------------|-----------------------------------|---|--------------------------------------|------------------------|---|---------------------------------|
| RESVAV- 10 svenska ARV                               | 6                         | upp till 8                        | 0,2–0,9 (TOC)                               | upp till 9                           |                        | -   | Ekblad et al. 2015              |
| Sundets ARV  | 1,5                       | 0,4–4,3                           | 0,3–2                                       | 0,3–4,2                              |                        | -   | Lindberg 2020                   |
| STEP Vidy med delvis nitrifikation i biosteget.      | 50–220                    | 4,0±2,5                           | 0,3–2,3                                     | 3,7                                  | Sandfilter             | 2,1   | Margot et al. 2011              |
| STEP Vidy med fullständig nitrifikation i biosteget. |                           | 1,0±0,6                           |   | 0,9                                  |                        | 0,5   |                                 |
| RWZI Hostermeer                                      | 5                         | 1,3                               | 0,2–1,2                                     | 1,4                                  | GAK                    | 1,1   | Luimstra et al. 2023            |
| RWZI Walcheren                                       | 16                        | 2–6                               | 0,25–0,43                                   | 0,2–3                                | 2 MBBR i serie         | 0,05-1  | de Rouck och van de Merlen 2023 |

---

### **Nitrit och nitrat**

Nitrit är en välkänd ozonförbrukare som reagerar snabbt med ozon med ett stökiometrisk förhållande på 3,43 g O<sub>3</sub>/g NO<sub>2</sub>-N. Som förväntat har det därför observerats höga reduktioner av nitrit med motsvarande ökning av nitrat vid olika studier i laboratorie-, pilot- och fullskala (Ekblad et al. 2015; Lindberg 2020; Sehlén et al. 2020; Hoyer et al. 2022; Luimstra et al. 2023). I vissa fall finns ingen tydlig korrelation till ozondos observerad i pilot- eller fullskala, medan tydligare ozondoskorrelationer har observerats vid mer kontrollerade förhållanden i tester i laboratorieskala. Nitritomvandlingen varierar och är sällan 100 %, vilket kan förklaras genom att nitrit konkurrerar med vissa fraktioner av DOC, inklusive mikroföroreningar. Trots att omvandlingen sällan är 100 %, förekommer nitrit vanligtvis i relativt låga koncentrationer efter ozonering, men i vissa fall har förhöjda halter av nitrit detekterats även efter ozonering. Ett exempel är den fullskaliga ozoneringen på Nykvarnsverket där nitrit kunde kvantifieras i halter mellan 0,2 och 0,8 mg/l ut från ozonreaktor. Närmare undersökning resulterade i förklaringen att nitrit bildas i den sista kammaren av ozonreaktorn (Sehlén et al. 2020). Även i en schweizisk studie med ozonering i pilotskala på ARA Glarnerland kunde en bildning av nitrit på upp till 0,2 mg/l observeras i sista delen av kontaktkolonnen. En biologisk bildning av nitrit kan förklaras av höga halter av syre och ammonium i avloppsvattnet. I studien på ARA Glarnerland kunde även en biofilm på den inre ytan av kontaktkolonnen observeras (McArdell et al. 2020). I en pilotstudie i Nederländerna med MBBR som efterbehandling av ozonerat vatten har en ökning av nitrit också observerats vilket kan bero på en obalans mellan ammonium- och nitritoxiderande bakterier i biofilmen (de Rouck och van de Merlen 2023).

### **Organiskt kväve**

Några få studier har redovisat påverkan av ozon på organiskt kväve. Vid Nykvarnsverket i Linköping gav en jämförelse mellan pilot- och referenslinje en indikation på att organiskt kväve frigörs och blir mer tillgängligt för den efterföljande efterdenitrifikation vid doser <10 mg O<sub>3</sub>/l, (Sehlén et al. 2015). I pilotförsök på Horstermeer avloppsreningsverk observerades vid ozonering (0,4 g O<sub>3</sub>/g DOC) en minskning av partikulärt organiskt kväve, från 0,15 till 0,1 mg/l, men ingen motsvarande ökning i löst organiskt kväve, som var ca 1,4 mg/l, och bedömningen var att för få prover var tillgängliga för att kunna dra säkra slutsatser (Luimstra et al. 2023). I vissa fall har en ökning av nitrat och ammonium kunnat kopplas till reaktion av ozon med löst organiskt kväve (de Vera et al. 2017).

### **Totalkväve**

Ozonets inverkan på kväve bygger på skiften mellan de olika kvävefraktionerna och därför har oftast inga reduktioner av betydelse observerats. De reduktioner som har observerats kan kopplas till partikelavskiljning i en efterbehandling, exempelvis sandfilter. Undantag, där en tydlig reduktion kan ses, är processer där efterbehandlingen är särskilt utformad för denitrifikation som till exempel efterdenitrifierande MBBR på Nykvarnsverket och denitrifierande GAK-filter på Hostermeer (se Bilaga B).

### **3.1.3 Fosfor**

I löst ortofosfat är fosforatomen redan oxiderad till sitt högsta oxidationstillstånd, vilket gör att ozon inte har någon effekt. Reduktion av totalfosfor sker endast genom partikelavskiljning vid en eventuell efterbehandling efter själva ozoneringen i de fall efterbehandlingen har en filtreringsfunktion, såsom är fallet med sandfilter. Ett fåtal studier har analyserat olika fraktioner av fosfor vid ozonering och biologisk efterbehandling.

I pilotstudien inom RESVAV-projektet observerades inte en signifikant variation av ortofosfat eller P-tot med resultat som uppvisade stora variationer (Ekblad et al. 2015). Vid pilotförsök med ozonering på Nykvarnsverket ökade filtrerad Tot-P vid höga ozondoser (1,8 till 2,4 g O<sub>3</sub>/g DOC), vilket av författarna kopplades till att organiskt bunden fosfor frigjordes (Sehlén et al. 2015). Samma trend med ökning på Tot-P vid framför allt

höga ozondoser, högre än 10 mg O<sub>3</sub>/l, nämns av författarna i den fullskaliga anläggningen på Nykvarnsverket, men inga koncentrationer redovisas i rapporten (Sehlén et al. 2020). Vid pilotförsöket på STEP Vidy i Lausanne (Schweiz) sågs en nästan obefintlig reduktion av Tot-P över ozoneringen (Margot et al. 2011). En viss reduktion av ortofosfat redovisades under ozonering, vilket kan kopplas till oxidering och fällning av fosforföreningar. I samma studie, var reduktionen av Tot-P i genomsnitt ca 80 % över hela processen (ozonering följt av sandfilter), där avskiljningen förklaras av partikelavskiljningen i det efterföljande sandfiltret. Pilotstudier i Nederländerna påvisade inga betydande reduktioner av ortofosfat (PO<sub>4</sub>-P) eller löst organisk fosfor (Luimstra et al. 2023; de Rouck och van de Merlen 2023). Den enda effekt som kunde observeras i pilotstudien på Horstermeer avloppsreningsverk var en viss reduktion av bunden organisk fosfor (Luimstra et al. 2023), men få prover gör det svårt att dra några slutsatser.

Sammanfattande data från några pilotstudier där olika fosforfraktioner har uppmätts vid ozonering visas i Tabell 3.5. Få publicerade provresultat gör det svårt att dra tydliga slutsatser, men en marginell minskning av både partikulärt och löst organisk fosfor har observerats under själva ozoneringen. Att partikulärt fosfor minskar ger förväntning om en ökning av löst organisk fosfor, och möjligen kan det sedan ske oxidering och fällning av lösta fosforföreningar. Ingen eller marginell frigörelse av fosfat har observerats vid ozonering vid doser som normalt används för kvartär rening.

**Tabell 3.5**

Halter av fosfor i samband med ozonering och efterbehandling vid olika pilotförsök. Värdena utanför parentes är Tot-P och värdena inom parentes är PO<sub>4</sub>-P.

| Reningsverk  | Flöde (m <sup>3</sup> /h) | Initial Tot-P (PO <sub>4</sub> -P) (mg/l) | Ozondos (g O <sub>3</sub> /g DOC) | Tot-P (PO <sub>4</sub> -P) efter ozon (mg/l) | Typ av efterbehandling | Tot-P (PO <sub>4</sub> -P) efter biologisk efterbehandling (mg/l) | Referens                        |
|--|---------------------------|---|-----------------------------------|--|------------------------|---|---------------------------------|
| RESVAV- 10 svenska ARV                               | 6                         | 0,08–0,46<br>(0,01–0,4)                   | 0,2–0,9 <sup>1</sup>              | 0,06–0,54<br>(0,01–0,5)                      |                        |   | Ekblad et al. 2015              |
| Nykvarnsverket                                       | 1,5                       | 0,2–0,4 <sup>1</sup>                      | 0,4–2,4                           | 0,2–1,2 <sup>1</sup>                         | MBBR                   | 0,2–0,5 <sup>1</sup>  | Sehlén et al. 2015              |
| STEP Vidy med fullständig nitrifikation i biosteget. | 50–220                    | 0,8±0,2<br>(0,16±0,15)                    | 0,3–2,3                           | 0,8<br>(0,09)                                | Sandfilter             | 0,17<br>(0,11)  | Margot et al. 2011              |
| STEP Vidy med delvis nitrifikation i biosteget.      |                           | 0,5±0,2<br>(0,07±0,07)                    |                                   | 0,5<br>(0,04)                                |                        | 0,11<br>(0,05)  |                                 |
| RWZI Hostermeer                                      | 5                         | 0,28<br>(0,1)                             | 0,2–1,2                           | 0,25<br>(0,11)                               | GAK                    | 0,12<br>(0,02)  | Luimstra et al. 2023            |
| RWZI Walcheren                                       | 16                        | 1,5–3<br>(0,01–0,66)                      | 0,25–0,43                         |  | 2 MBBR i serie         | 1–2,5<br>(0,07–0,72)  | de Rouck och van de Merlen 2023 |

<sup>1</sup>Filtrerad Tot-P.

---

### 3.1.4 Suspenderade ämnen

Vid ozonering av avloppsvatten kan ozon oxidera det organiska materialet på ytan av partiklar, vilket minskar den elektriska repulsionen och förbättrar partikelaggregering (Jekel 1994). Den förbättrade partikelaggregeringen kan vara fördelaktig vid efterföljande filtrering med sandfilter eller GAK-filter. Utöver detta kan ozon minska mängden partikulära ämnen något genom att en del av dem övergår till lösta ämnen.

I ett antal studier observerades att mängden suspenderade ämnen i vattnet endast hade marginell effekt på nedbrytning av organiska mikroföroreningar (Huber et al. 2005; Zimmermann et al. 2011). Däremot har andra forskningsstudier på ett systematiskt sätt bevisat att interaktionen mellan partiklar och ozon kan resultera i att en minskad mängd ozon blir tillgänglig för oxidering av organiska mikroföroreningar (Zucker et al. 2015; Juárez et al. 2021). I den senare studien observerades att det krävs halter av suspenderade ämnen högre än ~25 mg/l för att se påtagliga negativa effekter på nedbrytning av organiska mikroföroreningar (Juárez et al. 2021). Undersökning av initialt ozonbehov indikerar att förekomst av partiklar kan öka ozonbehovet vid oxidering av mikroföroreningar, beroende på partiklarnas sammansättning och reaktivitet (Guerrero-Granados et al. 2025).

Inom RESVAV-projektet, där ozon testades i pilotskala vid flera olika svenska ARV, har varierande resultat erhållits. Vid pilotförsök på Ryaverket har reduktioner av suspenderade ämnen mellan 30 och 50 % observerats, med initiala koncentrationer av 3–5 mg SS/l (Ekblad, et al. 2015). En annan pilotanläggning testades vid tio olika ARV där SS analyserades innan och efter ozonering vid tre av dem (Torekov, Sjölund och Källby ARV). Med låga initiala halter mellan 1 och 3 mg SS/l var reduktionen mycket varierande, från ca 30 upp till 90 % (Ekblad et al. 2015). I pilotstudier i Tyskland var reduktion av suspenderade ämnen lägre, med en reduktion på upp till 20 % vid inkommande halter av 5–10 mg SS/l (Meier et al. 2014) och med en reduktion på ca 30 % vid en inkommande koncentration av ca 2 mg SS/l (Austermann-Haun et al. 2018).

### 3.1.5 Övrigt

Vid implementering av ozon som kvartär rening kommer utrustning för ozon att finnas på plats. I så fall kan även andra användningsområden för ozon vara intressant. Bland annat har injektion av ozon i aktivt slam (4 till 7 mg O<sub>3</sub>/l) visat förbättrade slamsedimenteringsegenskaper vid Brædstrup renseanlæg. Sludge volume index (SVI) förbättrades från 120–200 ml/g TS i referenslinjen till 60–90 i testlinjen med ozon. Ingen negativ påverkan sågs på slammets avvattningsförmåga.

Ozon doserades i returslam i en aktivslamprocess för filamentbekämpning på Klagshamn ARV, 25–30 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> returslam, och på Öresundsverket, ca 20 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> returslam (Nilsson 2015). I båda fallen förbättrades sedimenteringsegenskaperna. På Klagshamn sänktes slamvolymindex (SVI) från 140–260 ml/g TS i referenslinjen till 70–100 ml/g TS i ozontestlinjen.

### 3.1.6 Sammanfattning ozonering

Ozonbehandling och dess efterbehandling påverkar det organiska materialet på olika sätt. Vid själva ozoneringen bryts organiskt material ned genom modifiering av funktionella grupper i komplexa molekyler, som i vissa fall leder till mindre molekyler och även till mineralisering. Detta sammanfaller med själva huvudsyftet med processen, att bryta ned skadliga ämnen som är biologiskt svårnedbrytbara till icke-skadliga ämnen.

Detta uttrycker sig som att en liten andel av det som innan ozoneringen uppmätts som COD och TOC kan uppmätas som BOD eller AOC efter ozoneringssteget. Höjningen av biologiskt nedbrytbart material under ozonering kan variera från försumbar till 3–4 mg/l för BOD och till 100–500 µg/l för AOC. Dock försvinner detta tillskott av BOD oftast helt vid en biologisk efterbehandling. Liknande gäller för tillskottet av AOC, om än i mindre grad. Konsekvensen av detta är att organiskt material mätt som BOD eller AOC inte förhöjs

---

noterbart av att ozonbehandling inklusive biologisk efterbehandling införs. Samtidigt bör, efter ozonering följt av biologisk efterbehandling, COD i det renade avloppsvattnet (~30 mg/l) sjunka med ca 6–7 mg/l och DOC (~10 mg/l) med ca 1–2 mg/l. I de flesta av anläggningarna i underlaget bestod den biologiska efterbehandlingen av sandfilter.

Motsvarande effekt kan antas förekomma även i andra system för biologisk efterbehandling med en långlivad biofilm. Resultaten för DOC indikerar att endast en liten del av organiskt kol mineraliseras genom ozonering men att modifieringen av det organiska materialet, i kombination med hög syrehalt i avloppsvattnet efter ozonering, gynnar biologisk nedbrytning av organiskt material vilket leder till ökad reduktion av DOC i efterföljande processer. Oxidation av ammonium ses sällan vid själva ozonbehandlingen. Det främsta hindret är att ammoniumhalten oftast redan är låg på grund av de biologiska reningsprocesserna i reningsverket, men även av att ozonets reaktionskonstant med ammonium är låg vid de pH-värden som normalt förekommer vid kommunala reningsverk. Däremot sker nitrifikation ofta i efterföljande biologiska processer, exempelvis rörliga bärare eller sandfilter med biofilm, vilket gynnas av de höga syrehalterna efter ozonering. När ammoniumkoncentrationen från ett lågbelastat biosteg in till ozoneringen är 2–4 mg NH<sub>4</sub>-N/l halveras ofta ammoniumhalterna över den biologiska efterbehandlingen. Även det ammonium som eventuellt frigjorts genom nedbrytning av organiskt material ingår i det som kan nitrifieras i den biologiska efterbehandlingen. För kväve är den tydligaste processen oxidering av nitrit till nitrat, vilket sker i konkurrens med organiskt material inklusive mikroföroreningar. I hur stor omfattning det sker är begränsat av nitrithalten i vattnet som tillförs ozonanläggningen. Oftast blir nitrithalten efter ozonering mycket låg. I något fall har en ökning av nitrithalten observerats över den biologiska efterbehandlingen, vilket antas vara ett resultat av ofullständig nitrifikation. Normalt ger dessa processer, nämligen oxidering av nitrit med ozon och nitrifikation av ammonium i efterbehandlingen, ingen nettoförändring av totalkvävehalten förutom det kväve som ingår i partikulärt material som avskiljs i exempelvis ett efterföljande sandfilter. Ett undantag är om den efterföljande biologiska processen är specifikt utformad för denitrifikation med tillförsel av extern kolkälla.

Den tydligaste effekten på partikelhalten i samband med ozonering är den partikelavskiljning som sker i ett eventuellt efterföljande filter, när exempelvis ett sandfilter används för biologisk efterbehandling efter ozoneringen. Partikelhalten i vattnet kan också påverkas av själva ozoneringen. I vissa fall reduceras mängden suspenderade ämnen med upp till 50 % under ozoneringen men i andra fall ses ingen påtaglig sänkning av partikelhalten. En eventuell sänkning av partikelhalten under ozonering kopplas till en övergång av partikulärt till löst organiskt material. Fosfor påverkas inte väsentligt av ozonering men den fosfor som ingår i partikulärt material kan avskiljas i exempelvis ett efterföljande filtreringssteg, såsom sandfilter.

Slutligen kan själva införandet av ozonering ge vissa praktiska och ekonomiska samordningsvinster i det fall anläggningen drabbas av den typ av svårigheter med sedimentering som kan avhjälpas med hjälp av ozon.

### 3.2 Granulerat aktivt kol

Granulerat aktivt kol består av kolgranuler med en storlek på ca 0,2–3 mm och används normalt i filter liknande konventionella sandfilter, där vattnet flödar nedåt med hjälp av gravitationen. Dessutom finns kontinuerliga filter som exempelvis dynasandfilter där sanden ersatts med GAK.

Vid GAK-filter där vattnet flödar nedåt ackumuleras partiklar från inkommande vatten i framför allt filtrets översta del och detta leder till en kontinuerlig ökning av tryckförlust över filtret. En backspolningssekvens krävs för att avlägsna partiklar och

---

återställa tryckförlusten. För att undvika frekvent backspolning rekommenderas en förbehandling som ger låga halter av partiklar. Förbehandlingen kan ske med en rad olika tekniker, exempelvis mikrosil, ultrafilter eller sandfilter. Sänkt backspolningsfrekvens ger bättre förutsättningar för etablering av biofilm, minskar risken för kolförlust genom nötning eller ofrivillig urspolning och ger troligtvis bättre förutsättningar för att nå högre rening av mikroföroreningar.

På senare tid har en kombination av ozonering och GAK-filtrering testats, med goda erfarenheter från bland annat Schweiz. Förbehandling med ozon kan förlänga kolets livslängd genom att nyttja styrkor från respektive process, men detta ger samtidigt en mer komplex process.

### 3.2.1 Organiskt material

Filtrering genom GAK-filter sänker koncentrationen av lösta organiska ämnen genom adsorption på ytan och/eller biologisk nedbrytning. Detta påverkar parametrar som BOD, COD och DOC. Adsorptionen drivs av en kombination av van der Waals, coulombiska och hydrofoba interaktioner mellan det aktiva kolet och de lösta ämnena (Çeçen & Aktaş 2011). Hydrofila ämnen tenderar att stanna i vattenfasen medan hydrofoba ämnen, som också kan innehålla delar med positiv eller negativ laddning, tenderar att adsorberas till aktivt kol. Komplexa organiska ämnen i avloppsvatten, till exempel humusämnen, har både hydrofoba och hydrofila grupper. De kan också ha olika laddade molekyldelar. Biologisk nedbrytning kan också ske i biofilm som utvecklas på ytan av granulerna och dess större porer. Om det finns ozonering före GAK-filter förväntas detta gynna biologisk aktivitet. Vid ozoneringen bildas lätt nedbrytbart organiskt material som sedan bryts ned biologiskt i GAK-filtret. Detta gynnas ytterligare av att ozonerat vatten är mycket syrerikt.

### DOC

Vid ett flertal pilotstudier i Sverige har genombrottskurvor för DOC utvärderats. Genombrottskurvor visar i detta fall reduktionen av DOC genom GAK-filtret som funktion av antalet bäddvolymeter (BV). De flesta pilotstudier har utvärderat konventionella nedströms GAK-filter, med initiala koncentrationer av DOC mellan 5 och 12 mg/l samt EBCT mellan 8 och 30 minuter. Ofta är reduktionen av DOC genom GAK-filter högre vid längre kontakttider (Hedén et al. 2020; Berg 2023). Vid användning av nytt kol är den initiala reduktionen mycket hög (>80 %) men avtar snabbt och stabiliserar sig på reduktionsgrader mellan 0 och 30 % (Tabell 3.6). Att GAK-filter har en viss DOC-reduktion även vid väldigt höga bäddvolymeter kan förklaras av biologisk nedbrytning från biofilmen, vilken kan pågå trots att kolfiltrets adsorption till stora delar anses utjänt.

I Tyskland och Schweiz har GAK-filter utvärderats i mindre piloter (0,2–0,8 m<sup>3</sup>/h) men också i storskaliga tester där en eller flera filterceller byggdes om (25–1 000 m<sup>3</sup>/h). En sammanfattning av dessa studier presenteras i Tabell 3.6. Vid dessa studier var koncentrationerna av DOC generellt lägre än vid svenska reningsverk (5–10 mg/l), även om några tyska studier hade jämförbara koncentrationer av DOC som de svenska studierna, 12–20 mg/l (Pinnekamp et al. 2012; Burbaum et al. 2013). Kontakttiderna var också jämförbara med svenska studier, mellan 15 och 30 minuter. Reduktionen av DOC var något högre vid förbehandling i MBR (Pinnekamp et al. 2017) och förozonering (Böhler et al. 2017; Austermann-Haun et al. 2018; McArdell et al. 2020) jämfört med enklare förbehandling. I Nederländerna har några pilotstudier (0,8–5 m<sup>3</sup>/h) genomförts, där i vissa fall endast medelreduktioner har varit tillgängliga. Vid en av de nederländska pilotstudierna testades aktivt kol i fluidiserad bädd (van den Bulk et al. 2023), vilket är en teknik som finns i framför allt Schweiz där två anläggningar är i drift och 15 planerade eller under byggnation. Den nederländska studien visade ca 18 % reduktion av DOC vilket stämmer överens med en liknande pilotstudie på Sobacken ARV i Borås med fluidiserad bädd där reduktionen var ca 16 % avseende DOC (Juárez Cámara och Lind 2023).

| Reningsverk      | Flöde<br>(m <sup>3</sup> /h) | Teknik   |  | Initialt DOC<br>(mg/l) |       | EBCT<br>(min) | Ytbelastning<br>(m/h) | Reduktion<br>(%) |       | Referens                                 |
|------------------|------------------------------|--|--|------------------------|-------|---------------|-----------------------|------------------|-------|--|
|                  |                              | Förbehandling                                  | GAK  | TOC                    | DOC   |               |                       | TOC              | DOC   |  |
| Kalmar ARV       | 5–7                          | UF (0,02 µm)                                   | AquaSorb™ 5000   | 12,5                   |       | 16–21         | 3,7–4,9               |                  | 20–75 | Edefell et al. 2019                      |
| Främby ARV       | 0,07                         | Ingen eller MBBR                               | Filtrisorb 400   |                        | 7–8   | 7,5–30        | 2–8                   |                  | Ca 25 | Hedén et al. 2020                        |
| Fors ARV         | -                            | Grovfilter+sandfilter                          | AquaSorb™ 5000   | 8,2±0,6                |       |               | 3                     | Ca 40            |       | Björleinius 2021                         |
| Nolhaga ARV      | 5                            | Sandfilter+ozonering                           | AdPor™<br>(trycksatt filter)                           | 6–11                   |       | 2             |                       | 12               |       | Mellifq 2021                             |
|                  |                              |  |  | 8–13                   |       | 18            |                       | Ca 15            |       |  |
| Svedala ARV      | 0,1                          | Sandfilter                                     | AquaSorb™ 5000   |                        | ~11   | 10            |                       |                  | 7–30  | Gidstedt et al. 2022                     |
| Lindholmens ARV  | 0,05                         | Grovfilter+sandfilter                          | AquaSorb™ 5000   |                        | 10–12 |               | 2,3                   |                  | 20–70 | Åberg et al. 2022                        |
| Hjo ARV          | 2–10                         | Sandfilter+ozonering                           | Trycksatt filter                                       |                        | 5–8   | 5–20          |                       |                  | 20–60 | Lindberg 2022                            |
| Hammargårds ARV  | 5–15                         | Ozonering                                      | O-GAK™   |                        | 9–13  | 3–8           | 8–24                  |                  | Ca 15 | Berg 2023                                |
| Sobacken ARV     | 2                            | Ozonering<br>(0,3 g O <sub>3</sub> /g DOC)     | Microsorb 400R (fluidiserad bädd)                      |                        | 10–17 | 8–12          | 13–17                 |                  | Ca 15 | Juárez Cámara & Lind 2023                |
| Getteröverket    | 2,6 (UF)<br>0,1 (GAK)        | UF   | GPP®20, Filtrasorb® 400 <sup>4</sup>                   | 7±1                    |       | 10+10         | <7,5                  | 25–70            |       | Baresel et al. 2021; Baresel et al. 2024 |
| Getteröverket    | 0,67 (Ozon)<br>0,1 (GAK)     | Ozonering<br>(0,3–1,7 g O <sub>3</sub> /g DOC) | GPP®20, Filtrasorb®400                                 |                        | 10±2  | 8–12          | 4–6                   |                  | 20–55 | Baresel et al. 2024                      |
| STEP des Mureaux | 1,2                          |  | Uppströms- och nedströmsfilter                         |                        | 6±1   | 10–20         | 5–15                  |                  | Ca 20 | Mailler et al. 2024                      |
| ARA Neugut       | ~0,3                         |  | Norit GCN 830  |                        | 7–9   | 18            | 4                     |                  | 20–60 | Böhler et al. 2012                       |
| ARA Neugut       | 0,2–0,4                      | Ozonering                                      | Cyclecarb® 401   |                        | 4–6   | 14–18         | 3–5                   |                  | 20–80 | Böhler et al. 2017)                      |
| ARA Furt         | 240–1 200                    |  | AquaSorb™ 5010   |                        | 5 ± 1 | 13–27         | 3–7                   |                  | 25–80 | Böhler et al. 2020                       |
| ARA Glarnerland  | 0,8 (Ozon)<br>0,24 (GAK)     | Ozonering                                      | HC HK 1000, Pool W 1–3,<br>AquaSorb™ 5010, GAC 1020 EN |                        | 6–9   | 24–36         | 2–3                   |                  | 25–80 | McArdell et al. 2020                     |
| GKW Nordkanal    | 0,15                         | MBR (0,05 µm)                                  | NRS Carbon GA 0,5–2,5                                  |                        | ~7    | 15            | 3,5                   |                  | 20–90 | Pinnekamp et al. 2017                    |

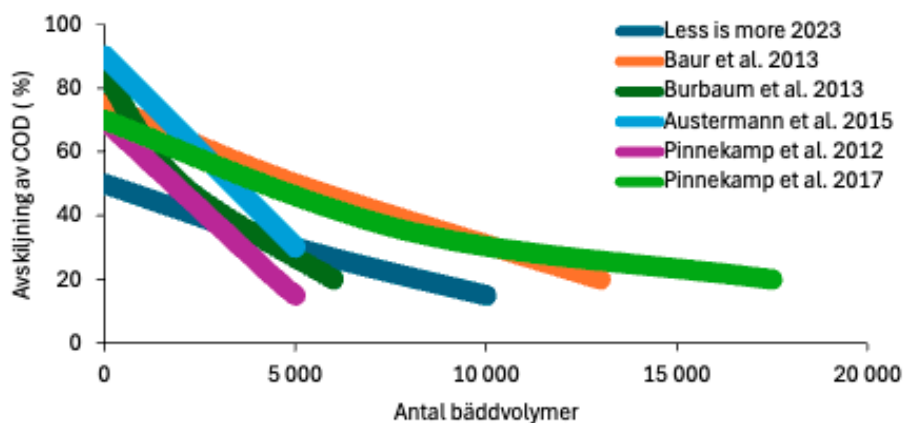
| Reningsverk               | Flöde (m <sup>3</sup> /h) | Teknik                                  |   | Initialt DOC (mg/l) |        | EBCT (min) | Ytbelastning (m/h) | Reduktion (%) |       | Referens                    |
|---------------------------|---------------------------|---|---|---------------------|--------|------------|--------------------|---------------|-------|-----------------------------|
|                           |                           | Förbehandling                           | GAK   | TOC                 | DOC    |            |                    | TOC           | DOC   |                             |
| Kläranlage Detmold        | 0,28                      |   | AquaSorb™ 5000, Hydraffin WR                        |                     |        | 25         | 6                  |               | 10–80 | Austermann-Haun et al. 2018 |
|                           | 0,13–0,28                 | Ozonering (0,3 g O <sub>3</sub> /g DOC) | AquaSorb™ 5000                                      |                     | ~6     | 25         | 6                  |               | 20–80 |                             |
|                           |                           |   |   |                     |        | 50         | 3                  |               | 40–80 |                             |
| KA Köln-Rodenkirchen      | 210                       |   | AquaSorb™ 5000, Hydraffin AR                        |                     | 7±2,5  | 15–30      | 2–8                |               | 25–80 | Baur et al. 2020            |
| Obere Lutter              | 324                       |   | AquaSorb™ 5000                                      | 12–20               |        | 20–75      | 2–8                |               | 15–90 | Burbaum et al. 2013         |
| KA Düren Merken           | 280–525                   |   | HCR 700, NRS Carbon GA 0,5–2,5                      |                     | 15±2   | ~12        | ~7                 |               | 15–70 | Pinnekamp et al. 2012       |
| KA Wuppertal Buchenhofen  | 180–540                   | Filter (sand+antracit)                  | Hydraffin AR  |                     | 7–9    | 35–50      | 3–7                |               | 25    | Bornemann et al. 2015       |
| RWZI Hapert               | 0,25                      | Fiberdiskfilter                         | Cyclecarb® 305 (fluidiserad bädd)                   |                     | 10±2   | 7          | 15                 |               | 18    | van den Bulk et al. 2023    |
|                           | 5                         | MBR (0,05 µm)                           | NRS Carbon GA 0,5–2,5 (DynaCarbon)                  |                     | 10±2   | 18–28      | 7                  |               | 18    |                             |
| RWZI Horstermer (BO3)     | 0,8–2                     | Syresättning med syrerik gas (93%)      | Norit 830 (Ultrapuurwaterfabriek)                   |                     | 9–12   | 22–60      | -                  |               | Ca 10 | Piai och de Wilt 2023       |
| RWZI Horstermer (O3-STEP) | 5                         | Ozonering (0,4 g O <sub>3</sub> /g DOC) | GAK 612 WFD   |                     | 10,5±1 | 17         | 10–15              |               | Ca 40 | Luimstra et al. 2023        |
| RWZI Emmen                | 3–4                       | Dosering av fällningskemikalie          | Norit 830 (kontinuerligt filter med lufttillförsel) |                     | 13±2   | 25–34      | 4,3–5,7            |               | 10–80 | Wouters et al. 2023         |

**Tabell 3.6**

Reduktion av DOC genom GAK-filter vid olika pilotförsök. I de fall ett spann för reduktionen anges beror det på att olika reduktioner angivits i referensen. Ofta förekommer den högre reduktionen när kolet är relativt nytt. Alla GAK-filter utan kommentar om avvikande teknik är öppna filter.

## COD

Antalet pilotstudier där genombrottskurvor för COD har utvärderats är inte lika omfattande som för DOC (Tabell 3.7). Vid majoriteten av pilotstudierna var de initiala COD-koncentrationerna 20–40 mg/l, medan vissa avloppsreningsverk i Tyskland hade något högre initiala koncentrationer mellan 30–70 mg/l (Pinnekamp et al. 2012; Burbaum et al. 2013). Den initiala reduktionen var i de flesta pilotstudier legat mellan 70 och 90 %, vilket är något högre än för DOC. Genombrott på 20 % reduktion skedde ofta för COD mellan 5 000 och 10 000 bäddvolym (Figur 3.1), vilket är jämförbart med genombrottskurvor för DOC.



**Figur 3.1**

Avskiljning av COD i GAK-filter efter olika antal bäddvolym. Linjerna är ungefärligt återskapade från grafer i respektive artikel.

På samma sätt som för DOC observeras ofta att reduktionen av COD genom GAK-filter är högre vid längre kontakttider (Hedén et al. 2020). Reduktionen avseende COD sjönk i dessa försök från 30 % till 0 när uppehållstiden i filtret sänktes från 30 minuter till 7,5 minuter. Dessvärre har inga relevanta källor för genombrottskurvor för reduktion av COD i GAK-filter i samband med förbehandling med ozon identifierats i litteraturen, men samma positiva effekt som för DOC kan förväntas. Det vill säga att det partikulära organiska material som efter ozonering ger utslag som COD i filtrerat prov i huvudsak är lätt nedbrytbart och förväntas att brytas ned biologiskt i GAK-filtret.

| Reningsverk              | Flöde (m <sup>3</sup> /h) | Teknik                 |                                | Initialt COD (mg/l) | EBCT (min) | Ytbelastning (m/h) | Reduktion COD (%) | Referens               |
|--------------------------|---------------------------|------------------------|--------------------------------|---------------------|------------|--------------------|-------------------|------------------------|
|                          |                           | Förbehandling          | Aktivt kol                     |                     |            |                    |                   |                        |
| Hammarby Sjöstadsverk    | 0,1                       |                        | Filtrisorb 400 <sup>1</sup>    | 23±3                | ~26        | ~5,6               | 20–75             | Ek et al. 2013         |
| Främby ARV               | 0,07                      | Ingen eller MBBR       | Filtrisorb 400                 | 20–35               | 7,5–30     | 2–8                | upp till 30       | Hedén et al. 2020      |
| Slagelse renseanlæg      | 30                        | Mikrosil (10 µm)       | Organosorb 20                  | 20–30               | 34         | 6                  | 15–50             | Less is More 2023      |
| STEP des Mureaux         | 1,2                       |                        | Uppströms- och nedströmsfilter | 36±10               | 10–20      | 5–15               | 15–20             | Mailler et al. 2024    |
| KA Köln-Rodenkirchen     | 210                       |                        | AquaSorbTM 5000, Hydraffin AR  | 20–302              | 15–30      | 2–8                | 10–75             | Baur et al. 2020       |
| Obere Lutter             | 324                       |                        | AquaSorbTM 5000                | 35–70               | 20–75      | 2–8                | 15–85             | Burbaum et al. 2013    |
| KA Harsenwinkel          | 25                        |                        | AquaSorbTM 5000                | 15–30               | 39         | 3,5                | 20–90             | Austermann et al. 2015 |
| KA Düren Merken          | 280–525                   |                        | HCR 700, NRS Carbon GA 0,5–2,5 | 30–602              | ~12        | ~7                 | 15–70             | Pinnekamp et al. 2012  |
| GKW Nordkanal            | 0,15                      | MBR                    | NRS Carbon GA 0,5–2,5          | ~15                 | 15         | 3,5                | 20–70             | Pinnekamp et al. 2017  |
| KA Wuppertal Buchenhofen | 180–540                   | Filter (sand+antracit) | Hydraffin AR                   | 15–20 <sup>2</sup>  | 35–50      | 3–7                | Ca 30             | Bornemann et al. 2015  |

<sup>1</sup>I försöket testades 3 kolonner i serie, resultat i tabell är för första kolonn, avloppsvatten från Henrikdals ARV.

<sup>2</sup>Filtrerat COD.

### Tabell 3.7

Reduktion av COD genom GAK-filter vid olika pilotförsök. I de fall ett spann för reduktionen anges beror det på att olika reduktioner angivits i referensen. Ofta förekommer den högre reduktionen när kolet är relativt nytt. Alla GAK-filter utan kommentar om avvikande teknik är öppna filter.

---

## **BOD och AOC**

Två relevanta studier som redogör för GAK-filters effekt på BOD eller AOC har identifierats i litteraturen. Pilotstudien vid STEP des Mureaux testade GAK-filtret, där BOD<sub>5</sub> in till GAK-filtret i de flesta fall var under detektionsgränsen (<3 mg/l) men vid enstaka fall kvantifierades BOD<sub>5</sub> in till GAK-filtret på 7 mg/l. Oavsett halt in så var BOD<sub>5</sub> ut från GAK-filtret genomgående 3 mg/l eller lägre (Mailler et al. 2024). På liknande sätt i en schweizisk pilotstudie kvantifierades AOC till 90 µg/l innan GAK-filter och ca 60 µg/l efter filtret (Böhler et al. 2017).

Tre av de redovisade pilotstudierna under avsnitt 3.1 om ozon, testade GAK-filter som biologisk efterbehandling. Vid pilotstudien på Hammargårds ARV i Kungsbacka var BOD<sub>7</sub> in till filtret 7 mg/l och reducerades till 4 mg/l efter GAK-filtret (Berg 2023), i linje med resultat från (Mailler et al. 2024). I Schweiz har fokus varit mer på AOC, vilket har visats kunna reduceras i hög grad efter förozonering. Vid pilotstudien på ARA Neugut reducerades AOC från ca 280 µg/l till 80–120 µg/l (Böhler et al. 2017). På ARA Glarnerland observerades liknande resultat med initiala koncentrationer ca 550 µg/l som minskade ner till 100–200 µg/l, reduktionen var dock något mer begränsad vid lägre initiala koncentrationer på ca 220 µg/l (McArdell et al. 2020).

### **3.2.2 Kväve**

Den biologiska aktiviteten som etableras på det aktiva kolets yta möjliggör nitrifikation (Çeçen & Aktaş 2011). Om anoxiska förhållanden skapas i GAK-filtret kan även denitrifikation förekomma. Oxidering av ammonium och nitrit i GAK-filtret kan alltså ske under aeroba förhållanden och eventuellt reduktion av nitrat under anoxiska förhållanden. Slutligen kan även en viss sänkning av totalkväve ske genom avskiljning av SS som bidrar med en minskning av den partikulära kvävefraktionen.

### **Ammonium**

Under pilotstudier i Sverige har nitrifikation i GAK-filter observerats ( ). Nitrifikation kan generera varierande sänkning av ammoniumhalten, från nivån 20–30 % (Edefell et al. 2019; Baresel et al. 2023) upp till ca 80 % under sommartid (Hedén et al. 2020). Vid studien vid Främbys ARV i Falun kunde inte högre nitrifikationsgrad visas kopplat till längre kontaktider i GAK-filtret (Hedén et al. 2020).

I en pilotstudie på RWZI Hapert i Nederländerna testades aktivt kol i en fluidiserad bädd (CarboPlus, Stereau) och DynaCarbon (Nordic Water). Båda teknikerna medförde en avsevärd sänkning av ammoniumhalten över kolfiltret (van den Bulk et al. 2023). Vid en fransk studie påvisades också nitrifikation på upp till 60 % i ett GAK-filter (Mailler et al. 2024). Nitrifikationen var likvärdig oavsett om GAK-filtret drevs med flödesriktning uppströms eller nedströms. Även på RWZI Horstermeer, där ett pilotförsök med GAK-filter drevs som BAK-filter (biologiskt aktivt kol-filter) med syretillförsel via ozonering från syrgas, erhöles fullständig nitrifikation (Piai och de Wilt 2023). I en annan nederländsk pilotstudie tillfördes luft i ett kolfilter (Wouters et al. 2023). I en pilotstudie på RWZI Hapert i Nederländerna testades aktivt kol i en fluidiserad bädd (CarboPlus, Stereau) och DynaCarbon (Nordic Water). Båda teknikerna uppvisade en avsevärd sänkning av ammoniumhalten (van den Bulk et al. 2023). En fransk studie visade också nitrifikation på upp till 60 % i ett GAK-filter (Mailler et al. 2024). Nitrifikationen var likvärdig oavsett om GAK-filtret drevs med flödesriktning uppströms eller nedströms. Även på RWZI Horstermeer, där ett pilotförsök med GAK-filter drevs som BAK-filter med syretillförsel via ozonering från syrgas, erhöles fullständig nitrifikation (Piai och de Wilt 2023).

Ingen noterbar nitrifikation kunde påvisas i GAK-filtret i Obere Lutter i Tyskland. Detta kopplades av författarna till den otillräckliga syretillförseln, 2–4 mg/l, in till GAK-filter (Nahrstedt et al. 2011). Nitrifikation observerades vid kombinationen av ozonering och ett dentrifiserande GAK-filter, i en pilotstudie på RWZI Horstermeer.

Profilmätningar i GAK-filtret visade att nitrifikationen sker redan i det första lagret av filtret. Syrekonzentrationen i vattnet in till filtret var ca 13 mg O<sub>2</sub>/l vilket gynnar nitrifikationen. Totala sänkningen av ammoniumhalten var trots detta enbart ca 25 % vilket kan förklaras av den låga initiala ammoniumkoncentrationen.

Etablering av biologisk aktivitet i GAK-filtret kan påverkas av föregående biologisk rening på reningsverket. I pilotstudien på Främbys ARV (Hedén et al. 2020), observerades det att i de GAK-filtret som föregicks av nitrifierande MBBR skedde en fortsatt reduktion av ammonium från nivån 3 mg N/l till ca 0,3 mg N/l. Detta tyder på att GAK-filtret koloniserades med nitrifierande bakterier som följde med vatten från MBBR-processen och gynnade etablering av en nitrifierande biofilm i GAK-filtret.

| Reningsverk                           | Flöde (m <sup>3</sup> /h) | Teknik                                  |   | Ammonium in till GAK (mg N/l) | EBCT (min)              | Ytbelastning (m/h) | Ammonium efter GAK (mg N/l)               | Referens                                    |
|---------------------------------------|---------------------------|---|---|-------------------------------|-------------------------|--------------------|---|---|
|                                       |                           | Förbehandling                           | Aktivt kol  |                               |                         |                    |   |   |
| Kalmar ARV                            | 5–7                       | UF (0,02 µm)                            | AquaSorb™ 5000                                      | 4,3                           | 16–21                   | 3,7–4,9            | 2,7                                       | Edefell et al. 2019                         |
| Främby ARV                            | 0,07                      | Patronfilter                            | Filtrisorb 400                                      | 23±7                          | 15                      | 4                  | Ca 22                                     | Hedén et al. 2020                           |
|                                       |                           | MBBR+patronfilter                       |   | 0,3±0,3                       | 7,5–30                  | 2–8                | Ca 0,05 (sommartid)<br>ca 0,3 (vintertid) |   |
| Kungsängsverket                       | 1–3                       | Sandfilter                              | Cyclecarb® 401                                      | 0,05–4 (~0,8 medel)           | 2 filter i serie :10+10 |                    | Ca 0,8 <sup>1</sup>                       | Baresel et al. 2023;<br>Baresel et al. 2025 |
|                                       |                           |   |   |                               | 1 filter: 20            |                    | Ca 0,5 <sup>1</sup>                       |   |
| STEP des Mureaux                      | 1,2                       |   | Uppströms- och nedströmsfilter                      | Ca 1,2                        | 6±1                     | 10–20              | Ca 0,8                                    | Mailler et al. 2024                         |
| Obere Lutter                          | 324                       |   | AquaSorb™ 5000                                      | 0,3–2,5                       | 20–75                   | 2–8                | 0,3–2,5                                   | Nahrstedt et al. 2011                       |
| RWZI Horstermeer BO <sub>3</sub>      | 0,8–2                     | Syresättning med syrerik gas (93%)      | Norit 830 (Ultrapuurwaterfabriek)                   | 0,5–2                         | 22–60                   |                    | <0,4                                      | Piai och de Wilt 2023                       |
| RWZI Horstermeer O <sub>3</sub> -step | 5                         | Ozonering (0,4 g O <sub>3</sub> /g DOC) | GAK 612 WFD   | 1,4                           | 17                      | 10–15              | 1,1                                       | Luimstra et al. 2023                        |
| RWZI Emmen                            | 3–4                       | Dosering av fällningskemikalie          | Norit 830 (kontinuerligt filter med lufttillförsel) | 4,5±1,6                       | 25,5–34                 | 4,3–5,7            | 2,2±1,1                                   | Wouters et al. 2023                         |

<sup>1</sup> Resultat för GAK-filtret följ av anjonutbytesfilter.

### Tabell 3.8

Halter av ammonium i samband med GAK-filtret vid olika pilotförsök.

---

### **Nitrit och nitrat**

Nitrit och nitrat i GAK-filter har följts upp vid ett antal pilotstudier i Sverige och utomlands. En pilotstudie på Främbys ARV uppvisade en hög reduktion av nitrit sommartid, från  $0,5 \pm 0,3$  mg N/l ner till under  $0,01$  mg N/l. Vintertid var reduktionen mindre, och halten nitrit ut från filtret var ca  $0,2-0,5$  mg/l (Baresel et al. 2023). I samma studie följdes nitrat upp vilket uppvisade en ökning efter GAK-filtrering från  $25 \pm 5$  mg N/l till ca  $29 \pm 4$  mg/l, kopplat till nitrifikationen (Baresel et al. 2023). Vid en pilotstudie på STEP des Mureaux i Frankrike, ökade i stället nitrathalten för både nedströms- och uppströmsfilter (från  $4,8 \pm 2,5$  mg/l till  $5,3 \pm 2$  mg/l) och nitrithalten ökade i genomsnitt från  $0,18 \pm 0,16$  mg/l till  $0,28 \pm 0,27$  mg/l i nedströmsfilter och  $0,25 \pm 0,25$  mg/l i uppströmsfilter (Mailler et al. 2024). Detta kan bero på en ej fullständig nitrifikation orsakad av olika hastighetsreaktioner för oxidering av ammonium till nitrit och oxidering av nitrit till nitrat. Skillnaden på effekten av GAK-filtret avseende nitrit och nitrat mellan studierna kan bero på att den inkommande halten av ammonium var lägre i pilotstudien på Främby ARV, olika bakteriesamhällen och olika syrehalter i avloppsvattnet.

Vid försöket med GAK-filter (3 kolonner i serie) på Henrikdals ARV i Stockholm observerades det en minskning av nitrat från  $5,4 \pm 0,6$  mg/l till  $5,0 \pm 0,6$  mg/l i första kolonnen och ner till  $4,3 \pm 0,5$  mg/l efter den andra kolonnen (Ek et al. 2013). Avloppsvattnet som pumpades in i kolonnerna hade relativt hög syrehalt medan utloppet från GAK-filtrena var syrefritt, enligt författarna.

I ett denitrifierande GAK-filtrer med tillsatt kolkälla och ozonförbehandling, som testades i pilotskala på RWZI Horstermeer, observerades en hög reduktion av nitrat, från  $3,0$  till  $0,27$  mg/l (Luimstra et al. 2023). Även nitrit minskade från ca  $0,2$  mg/l till  $0,02$  mg/l. Trots en syrekonzentration på ca  $13$  mg/l i första lagret av filtret observerades en minskning av nitrat, vilket tyder på att både aerob och anoxisk omvandling sker i filtrets översta del. Denitrifikationen blev tydligare längre ner i filtret vid en mer anoxisk miljö (Luimstra et al. 2023). Hypotesen om simultant aerob och anoxisk omvandling av kvävefraktioner förstärks enligt författarna med faktumet att en tjock biofilm kunde observeras på granulerna i toppen av filtret.

### **Organiskt kväve**

I pilotstudien på RWZI Horstermeer med ozonering följt av ett denitrifierande GAK-filter har partikulärt och löst organiskt kväve genom GAK-filtret följts upp med ett fåtal prover. En viss sänkning av halten partikulärt organiskt kväve från  $0,1$  till  $0,06$  mg/l kunde observeras men få prover gör det svårt att dra några slutsatser enligt författarna (Luimstra et al. 2023).

### **Totalkväve**

En sänkning av halten av totalkväve i GAK-filtret kopplas ofta till avskiljningen av den partikulära kvävefraktionen om inte en denitrifikationsprocess förekommer. Vid pilotstudien på Främbys ARV (GAK-filter respektive MBBR följt av GAK-filter) kunde en sänkning av totalkvävehalten, om än inte tydlig, observeras (Hedén et al. 2020). Vid pilotstudien på Slagelse renseanlæg i Danmark testades GAK-filter efter förfiltrering med en mikrosil ( $10 \mu\text{m}$ ). Koncentrationen av totalkväve sjönk från  $4,1$  till  $3,5$  mg N/l (Less is More 2023). Det är inte klarlagt hur stor andel av avskiljningen som skedde i mikrosilen respektive GAK-filtret. På HCR Syd (Hillerød) testades ozonbehandling i kombination med GAK-filter. Koncentrationen av totalkväve till pilotanläggningen var  $2,2$  mg N/l och sänktes till  $1,6$  mg N/l efter behandling med ozon följt av GAK-filter (Skaarup 2024). Vid en storskalig studie på KA Harsenwinkel i Tyskland, totalkväve ( $4-7$  mg N/l) noterades inga märkbara sänkningar av halten totalkväve genom GAK-filtret (Austermann et al. 2015). Under pilotstudien på STEP des Mureaux visades det att totalkväve, med en initial koncentration på  $8,9 \pm 3,9$  mg/l, sänktes med ca  $1,5$  mg N/l i ett efterföljande GAK-filter oavsett om filtret drevs med flödesriktning uppströms eller nedströms (Mailler et al. 2024).

---

### 3.2.3 Fosfor

Oorganiska fosforföreningar som fosfat adsorberas inte på aktivt kol. Minskningen av totalfosfor eller fosfat i avloppsvatten sker därför endast genom avskiljning av den partikulära fraktionen efter fällning, då löst fosfor, exempelvis ortofosfat, omvandlats till partikulär fosfor. Pilotstudier där avskiljning av fosfor i GAK-filter följts upp har generellt visat en minskning av totalfosfor, men med varierande resultat. Minskning av totalfosfor har observerats både vid initialt låga halter på ca 0,04 mg/l (Edefell et al. 2019) och högre halter över 1 mg/l totalfosfor (Mailler et al. 2024) och däremellan (Tabell 3.9). Reduktionerna var ofta mellan 20 och 60 %. För pilotstudien på Kungsängsverket i Uppsala (Baresel et al. 2023) inkluderar de redovisade halterna även behandlingen av avloppsvatten med anjonutbytesfilter, men reduktion av fosfor anses ske mest i GAK-filtret.

Sänkningen av halten av ortofosfat var, enligt förväntan, nästan obefintlig för de flesta pilotstudier. Därför kan det argumenteras att minskning av totalfosfor drivs av partikelavskiljningen, vilket diskuteras närmare i nästa avsnitt (3.2.4). Två tyska studier använde fällningskemikalie i form av järnklorid innan GAK-filter, vilket ledde till reduktioner av totalfosfor på mellan 60 och 85 % (Altmann et al. 2016; Telgmann et al. 2020).

I pilotstudien på RWZI Horstermeer med ozon följd av ett denitrifierande GAK-filter har partikulärt och löst organisk fosfor följts upp med ett fåtal prover. En viss reduktion av partikulärt organisk fosfor från 0,04 till 0,02 mg/l kunde observeras, liksom en marginell minskning av löst organisk fosfor från 0,08 till 0,07 mg/l. Det begränsade antalet prover gör det svårt att dra några slutsatser enligt författarna (Luimstra et al. 2023). I pilotstudie på RWZI Emmen, där ett kontinuerligt GAK-filter med lufttillförsel för att stimulera biologin kombinerades med dosering av koaguleringsmedel för ökad reduktion av fosfor, analyserades de olika fosforfraktionerna (Wouters et al. 2023). Resultaten visade att löst organisk fosfor kunde avskiljas från initiala koncentrationer av 0,09–0,12 mg P/l till utgående koncentrationer av 0,01–0,04 mg P/l. En avskiljning av partikulär organisk fosfor redovisades från initiala koncentrationer av 0,28–0,34 mg P/l till utgående koncentrationer av 0,05–0,08 mg P/l.

| Reningsverk                            | Flöde (m <sup>3</sup> /h) | Teknik                                    |   | Tot-P (PO <sub>4</sub> -P) till GAK (mg/l) | EBCT (min)              | Ytbelastning (m/h) | Tot-P (PO <sub>4</sub> -P) efter GAK (mg/l) | Referens                            |
|--|---------------------------|---|---|--|-------------------------|--------------------|---|-------------------------------------|
|  |                           | Förbehandling                             | Aktivt kol  |  |                         |                    |   |                                     |
| Kalmar ARV                             | 5–7                       | UF (0,02 µm)                              | AquaSorb™ 5000                                      | 0,04                                       | 16–21                   | 3,7–4,9            | 0,02  | Edefell et al. 2019                 |
| Främby ARV                             | 0,07                      | Patronfilter                              | Filtrisorb 400                                      | 0,28(0,1)                                  | 15                      | 4                  | 0,18 (0,1) <sup>2</sup>                     | Hedén et al. 2020                   |
|  |                           | MBBR+patronfilter                         |   | 0,21(0,12) <sup>1</sup>                    | 7,5–30                  | 2–8                | 0,23 (0,2)                                  |                                     |
| Kungsängsverket                        | 1–3                       | SF  | Cyclecarb®401                                       | 0,15(0,09)                                 | 2 filter i serie :10+10 |                    | 0,10 (0,08)                                 | Baresel et al. 2023                 |
|  |                           |   |   |  | 1 filter: 20            |                    | 0,09 (0,06)                                 |                                     |
| Slagelse renseanlæg                    | 30                        | Microscreen (10 µm)                       | Organosorb 20                                       | 0,5  | 34                      | 6                  | 0,4   | Less is More 2023                   |
| HCR Syd (Hillerød)                     | 1,8                       | Ozonering (0,1–1 g O <sub>3</sub> /g DOC) | Brennsorb 1240                                      | 0,15                                       | 30                      | 3                  | 0,08  | Kisielius et al. 2023; Skaarup 2024 |
| STEP des Mureaux                       | 1,2                       |   | Uppströmsfilter                                     | 1,1(0,6)                                   | 6±1                     | 10–20              | 0,7 (0,59)                                  | Mailler et al. 2024                 |
|  |                           |   | Nedströmsfilter                                     |  |                         |                    | 0,6 (0,58)                                  |                                     |
| KA Harsenwinkel                        | 25                        |   | AquaSorb™ 5000                                      | 0,18(-)                                    | 39                      | 3,5                | 0,13  | Austermann et al. 2015              |
| KA Düren Merken                        | 280–525                   |   | HCR 700, NRS Carbon GA 0,5–2,5                      | 0,5(-)                                     | ~12                     | ~7                 | 0,2   | Pinnekamp et al. 2012               |
| Klärwerk Münchehofe                    | 0,10                      | Dosering av järnklorid innan GAK-filter   | Epibon A (uppströmsfilter)                          | 0,54                                       | 19                      | 6                  | 0,08  | Altmann et al. 2016                 |
|  |                           |   | Epibon A (Tvåmediafilter)                           |  | 14                      |                    | 0,06  |                                     |
| Kommunalt ARV Tyskland                 |                           | Dosering av järnklorid innan GAK-filter   | Hydraffin AR <sup>3</sup>                           | 0,25–0,3                                   |                         | 6–9                | 0,10–0,11                                   | Telgmann et al. 2020                |
| RWZI Horstermer (BO <sub>3</sub> )     | 0,8–2                     | Syresättning med syrerik gas (93%)        | -   | 0,2(0,06)                                  | 20–60                   |                    | 0,13 (0,05)                                 | Piai och de Wilt 2023               |
| RWZI Horstermer (O <sub>3</sub> -STEP) | 5                         | Ozonering (0,4 g O <sub>3</sub> /g DOC)   | GAK 612 WFD   | 0,25(0,11)                                 | 17                      | 10–15              | 0,12 (0,02)                                 | Luimstra et al. 2023                |
| RWZI Emmen                             | 3–4                       | Dosering av fällningskemikalie            | Norit 830 (kontinuerligt filter med lufttillförsel) | 0,68–0,94 (0,46–0,79)                      | 25,5–4                  | 4,3–5,7            | 0,34-0,37 (<0,02)                           | Wouters et al. 2023                 |

<sup>1</sup> Provtagningspunkt inkluderar patronfilter efter MBBR.

<sup>2</sup> Provtagningspunkt inkluderar filter innan GAK-filter. Olika filterkonfigurationer testades, i tabellen visas endast monomedia GAK-filter.

**Tabell 3.9**

Halter av fosfor före och efter GAK-filter vid olika pilotförsök. Värdena utanför parentes är Tot-P och värdena inom parentes är PO<sub>4</sub>-P.

### 3.2.4 Suspenderade ämnen

Genom GAK-filtrering skiljs partiklar av, och reduktionen avseende suspenderad substans kan vara 60–80 % eller mer. Detta resultat har observerats vid både förhållandevis höga halter (upp till ca 30 mg/l) och vid lägre SS-halter (<5 mg/l). Mer detaljerade data visas i Tabell 3.10.

I pilotstudien vid STEP des Mureaux var det tydligt att bättre avskiljning av suspenderade ämnen uppnåddes med nedströmsfilter, ca 80 %, än vid uppströmsfilter där reduktionen var ca 60 % (Mailler et al. 2024). Detta speglades också enligt ovan i den bättre avskiljningen av den partikulära fraktionen av fosfor i nedströmsfilter. Vid tyska studier där järnklorid doserades före GAK-filtret gav filtreringen ett filtrat med låg SS-halt (generellt 1 mg/l), där GAK-filtret effektivt kunde avskilja suspenderade ämnen, trots den extra belastning av suspenderade ämnen i form av kemsam på ca 2–4 mg/l (Telgmann et al. 2020) och 9–12 mg/l (Altmann et al. 2016). I den nederländska pilotstudien på RWZI Emmen, där ett kontinuerligt GAK-filter med lufttillförsel för att stimulera biologin kombinerades med dosering av koaguleringsmedel, redovisades i stället en ökning av TSS genom filtret från 3±1 till 18±18 mg/l (Wouters et al. 2023). Författarna identifierade olika faktorer som kan ha påverkat ökningen av suspenderat material och som borde undersökas vidare men presenterade ingen tydlig förklaring.

Andra studier har redovisat en minskning av turbiditet genom GAK-filter, vilket tyder på partikelsavskiljning. Vid pilotförsöket i Kalmar observerades en liten effekt på turbiditet, från 0,3 till 0,2 NTU (nephelometric turbidity unit), med redan låga initiala halter tack vare förbehandlingen med ultrafiltrering (Edefell et al. 2019). I fullskala i Tyskland har minskningar från 3–30 FNU (Formazin nephelometric unit) till 0–2 FNU påvisats vid Kläranlage Düren-Merken (Pinnekamp et al. 2012). Även vid Kläranlage Harsenwinkel med lägre initial turbiditet (< 1 FNU) sågs en sänkning till 0,2–0,4 FNU efter GAK-filter (Austermann et al. 2015). Vid Kläranlage Buchenhofen visades det att turbiditet kunde sänkas ytterligare i GAK-filter ner till ca 0,3 FNU vid förfiltrering med sand och antracitfilter. Även utan förfiltrering låg turbiditeten ut från GAK-filtret på ca 0,5 FNU (Bornemann et al. 2015).

**Tabell 3.10**

Suspenderade ämnen före och efter GAK-filter vid olika pilotförsök. För litteraturreferenserna är partikelhalten angiven som TSS, SS eller AFS (i Tyskland). Här antas dessa begrepp beskriva samma mått.

| Reningsverk            | Flöde (m <sup>3</sup> /h) | Teknik                                    |                                | SS till GAK (mg/l) | EBCT (min) | Ytbelastning (m/h) | SS efter GAK (mg/l) | Referens                            |
|------------------------|---------------------------|---|--------------------------------|--------------------|------------|--------------------|---------------------|-------------------------------------|
|                        |                           | Förbehandling                             | Aktivt kol                     |                    |            |                    |                     |                                     |
| HCR Syd (Hillerød)     | 1,8                       | Ozonering (0,1–1 g O <sub>3</sub> /g DOC) | Brennsorb 1240                 | 3,3                | 30         | 3                  | 0,7                 | Kisielius et al. 2023; Skaarup 2024 |
| STEP des Mureaux       | 1,2                       |   | Uppströmsfilter                | 18±16              | 6±1        | 10–20              | 5,9±3,4             | Mailler et al. 2024                 |
|                        |                           |   | Nedströmsfilter                |                    |            |                    | 1,5±0,6             |                                     |
| KA Düren Merken        | 280–525                   |   | HCR 700, NRS Carbon GA 0,5–2,5 | 20–30              | ~12        | ~7                 | 3–4                 | Pinnekamp et al. 2012               |
| Klärwerk Münchehofe    | 0,10                      | Dosering av järnklorid innan GAK-filter   | Epibon A (uppströmsfilter)     | 1,7–3,7            | 19         | 6                  | 0,08–0,51           | Altmann et al. 2016                 |
|                        |                           |   | Epibon A (tvåmediafilter)      |                    | 14         |                    | 0,05–0,271          |                                     |
| Kommunalt ARV Tyksland |                           | Dosering av järnklorid innan GAK-filter   | Hydraffin AR <sup>1</sup>      | 4–6                |            | 6–9                | 0,7–1,3             | Telgmann et al. 2020                |

<sup>1</sup> Olika filterkonfigurationer testades, i tabellen visas endast monomedia GAK-filter.

---

### 3.2.5 Sammanfattning granulerat aktivt kol

En tydlig effekt av ett GAK-filter på standardparametrarna är just att det filtrerar vatten. Reduktioner av suspenderat material på 60 % eller mer är vanliga, men den exakta reduktionen beror på halten in till filtret och partiklarnas egenskaper, liksom vilka tidigare avskiljningsprocesser vattnet genomgått. Även relativt välfiltrerade vatten uppvisar ytterligare avskiljning av partiklar i ett GAK-filter. I många fall är partikelhalten ut från GAK-filtret runt 1 mg SS/l och 10 mg SS/l som mest.

Denna partikelavskiljning ger en direkt, om än liten, effekt på övriga parametrar. Partikelbundet kväve och fosfor liksom organiskt material avskiljs väl i GAK-filter. Dock är dessa parametrar sällan det direkta målet för GAK-filtreringen vilket innebär att provtagningar och analysprogram för de försök som redovisas i litteraturen oftast inte är anpassade för att kvantifiera dem.

Från tillgänglig litteratur framgår att GAK-filtret förbättrar kvaliteten på avloppsvatten med avseende på fosfor till halter ner till 0,2 mg P/l eller därunder vid anläggningar som använder fällning av fosfor. Ingen avskiljning av fosfat, förutom i kombination med fällning, förväntas eller kunde ses i litteraturen.

För organiskt material är adsorptionen en viktig mekanism för reduktion, men också den biologiska nedbrytning som sker i biofilmen på det aktiva kolet. Initialt kan DOC sänkas med 70–90 %, främst kopplat till adsorption, över ett GAK-filter för att redan efter 5 000–10 000 bäddvolymter sänkas till under 30 %. Den slutliga avskiljningsnivån på upp till ca 20 % kopplas ofta till biologisk aktivitet, eftersom kolets adsorptionskapacitet antas vara uttjänad vid dessa bäddvolymter. Att adsorptionen och den biologiska avskiljningen har betydelse framgår av att även löst organiskt kol, DOC, sänks över filtret med ett liknande mönster som COD. En del av denna sänkning antas bero på adsorption, en del på biologisk nedbrytning och en mindre del på avskiljning av ytterst små partiklar. En intressant iakttagelse är att i GAK-filter tycks det ske biologisk nedbrytning av delar av det lösta organiska materialet som bildas vid en föregående ozonering.

Förutom partikelavskiljning bidrar GAK-filter till omsättning av kväve genom de biologiska processer som förekommer i biofilmen. När filtret är syresatt, även efter ozonering, kan nitrifikation noteras och de utgående ammoniumhalterna blir låga. I många fall är redan halten av ammonium in till filtret låg och i de fallen blir den ytterligare sänkningen liten. Halten av ammonium ut från filtret kan vara från nära detektionsgränsen till några milligram ammoniumkväve per liter. Eftersom ett GAK-filter oftast är sist eller nära slutet av reningsverket innehåller avloppsvattnet ingen nedbrytbar kolkälla. Denitrifikation ses därför sällan om inte processen särskilt anpassats för det och kolkälla tillsatts.

### 3.3 Pulveriserat aktivt kol

Avloppsvatten kan behandlas med pulveriserat aktivt kol (PAK) genom att dosera en PAK-slurry i bassänger för biologisk rening eller i separata kontaktvolymter. Avskiljning av PAK består i vanliga fall av sedimentering, mediafilter, membran eller en kombination av dem.

I detta avsnitt har fokus legat på dosering av PAK i separata kontaktbassänger med efterföljande partikelavskiljning, med särskild betoning på effekten av PAK-adsorptionssteget på standardparametrar, medan partikelavskiljningen har lämnats utanför analysen. En anledning till mindre fokus på dosering av PAK direkt i biologisk rening är ambitionen i Sverige att använda slam som gödsel på åkermark, varför inblandning av PAK i slammet hittills inte har ansetts önskvärt eftersom det riskerar att förorena slammet. Detta kan förändras och då kan PAK vara ett mer intressant alternativ.

### 3.3.1 Organiskt material

På liknande sätt som för GAK kan PAK sänka koncentrationen av lösta organiska ämnen, genom att adsorbera dessa ämnen på kolpartiklarnas yta. Skillnaden är att PAK har mindre partikelstorlek och större yta per volymenhet än GAK, vilket leder till skillnader i adsorptionsprocesserna.

#### DOC

I pilotstudier med PAK-dosering i Sverige har reduktioner av TOC på cirka 30 % observerats, medan pilotstudier i Schweiz och Tyskland i vissa fall har erhållit något högre reduktionsgrader på ca 50 % (Tabell 3.11). I de flesta fall har tvåmediafilter använts som separationssteg. Den förhållandevis höga reduktionen vid pilotstudierna med liknande doser i Schweiz och Tyskland, kan delvis förklaras genom lägre DOC-halter (dvs mindre konkurrens för adsorptionsplatser) men också med att dosering av järnbaserade fällningskemikalier har tillämpats i dessa studier (ofta mellan 0,1 och 0,3 g Fe/g PAK), vilket kan bidra till ökad reduktion av DOC.

Actiflo® Carb har testats i pilotskala både i Sverige och Schweiz. Actiflo® Carb består av PAK-dosering följt av koagulering, flockning och en lamelledimentering, där mikrosand används för att öka partiklarnas sedimenteringshastighet. I pilotförsök vid Kullaviks ARV, uppnåddes en reduktion av DOC på ca 30 % (från initialt 11–12 mg/l) redan utan PAK-dosering. Avskiljningen blev i princip oförändrad vid en PAK-dos på 15 mg/l och ökade marginellt till ca 35 % vid en PAK-dos på 30 mg/l (Lind et al. 2024). Vid förozoner (1,5 mg O<sub>3</sub>/l) var reduktionen av DOC ca 20 % utan PAK-dosering och ca 23 och 33 % vid 15 respektive 30 mg PAK/l (Lind et al. 2024). Vid pilotstudien i ARA Schönau, med inkommande DOC 5,5–7 mg/l, ledde en PAK dos på ca 10 mg/l med förozoner (0,6–2 g O<sub>3</sub>/g DOC) till en reduktion av DOC med stor variation på 16±17 % genom Actiflo® Carb och 26±14 % för ozon följt av Actiflo® Carb (Böhler et al. 2012). I samma studie resulterade halveringen av den hydrauliska belastningen (från uppehållstid av 18 minuter till 9 minuter) i en bättre reduktion av DOC, från 30 % till 40 % (Böhler et al. 2012). Skillnader mellan processbetingelser som ozondos, kontakttid för PAK och polymerdosering kan förklara skillnaderna i resultat vid de båda pilotstudierna med Actiflo® Carb.

**Tabell 3.11**

Reduktion av DOC genom PAK-processer vid olika pilotförsök.

| Reningsverk                           | Flöde (m <sup>3</sup> /h) | Initial DOC (mg/l) | PAK-dos (mg/l) | Kontakttid (min) | DOC-reduktion (%) | Separationssteg | Referens              |
|---------------------------------------|---------------------------|--------------------|----------------|------------------|-------------------|-----------------|-----------------------|
| Fors ARV                              | 0,05                      | 6–131              | 15–25          | 60               | 28 ± 11           | Tvåmediafilter  | Björleinius 2021      |
| Lindholmens ARV                       | 0,05                      | 10–121             | 15–35          | 60               | 27 ± 10           | Tvåmediafilter  | Åberg et al. 2022     |
| STEPVidy <sup>2</sup>                 | 36                        | 5–9                | 10–20          | 30               | 54                | UF              | Margot et al. 2011    |
| ARA Kloten/Opfikon <sup>2</sup>       | 94                        | 5–6                | 15             | 27               | 45                | SF              | Böhler et al. 2011    |
| ARA Birsfelden <sup>2</sup>           | 0,16                      | 8–12               | 20             | 60               | 40–60             | UF              | Löwenberg et al. 2013 |
| ARA Ergolz <sup>2</sup>               | 180                       | 4–7                | 10–20          | 20–30            | 20–40             | Tvåmediafilter  | Löwenberg et al. 2016 |
| Klärwerk Münchhofe <sup>2</sup>       | 8,5                       | 10–12              | 10–50          | 15               | Upp till 37       | Tvåmediafilter  | Altmann et al. 2015   |
| KA Wuppertal-Buchenhofen <sup>2</sup> | 180–540                   | 7–9                | 20             | 17–50            | 33–35             | Tvåmedia filter | Bornemann et al. 2015 |
| KA Moers-Gerdt <sup>2</sup>           | 2,5                       | 5–10               | 10–20          | 1                | 40–60             | MF (0,1 µm)     | Yüce et al. 2012      |

<sup>1</sup>TOC

<sup>2</sup> Fe-dosering i samband med PAK-dosering.

---

## COD

Ett mer begränsat antal pilotstudier har följt upp reduktion av COD genom PAK-processer men de relevanta referenserna uppvisar varierande reduktioner. I pilotstudien på STEP Vidy i Schweiz, med en inkommande koncentration av COD på 10–40 mg/l, observerades en reduktion av COD på ca 57 % (inklusive separationssteg) vid en PAK dos på 15 mg/l. Den relativt höga reduktionen kan delvis förklaras med avskiljning av den partikulära COD-fraktionen genom avskiljningen av PAK med UF membran (Margot et al. 2011). På Kläranlage Wuppertal Buchenhofen (Tyskland), byggdes en filtercell på 60 m<sup>2</sup> om från tvåmediafilter så att PAK och fällningskemikalie kunde doseras i en liten föregående volym för att sedan använda den fria vattenvolymen i filtret som kontaktzon (35–50 min). Utifrån en initial COD-koncentration på 20–26 mg/l, gav en konstant PAK-dosering på 20 mg /l en medelreduktion av COD på 40–45 %. Detta ska jämföras med ett referensfilter med sand och antracit där reduktionen blev 21 %. Löst COD reducerades också bättre i det ombyggda filtret med en medelreduktion mellan 37 och 43 %, från en initial koncentration 16–22 mg/l jämfört med referensfiltret som hade en medelreduktion av löst COD på 16 % (Bornemann et al. 2015). I Baden-Württemberg uppgraderades ett antal reningsverk med Ulmer-processen, en PAK-baserad process med sedimentering följt av sandfilter som separationssteg. De större reningsverken, mellan 69 000 och 250 000 pe, förbättrade sina COD-utsläpp. Reduktionen av COD genom hela reningsverket ökade från 93–95 % innan ombyggnation till 97 % med Ulmer-processen (Launay et al. 2018).

## BOD och AOC

I litteraturen har resultat för reduktion av BOD<sub>5</sub> (5–15 mg/l) endast identifierats i pilotstudien på STEP Vidy i Schweiz, där hög reduktion (ca 70 %) observerades. Reduktionen inkluderar även separationssteget med ultrafiltrering (Margot et al. 2011).

### 3.3.2 Kväve

Varken ammonium, nitrit eller nitrat har någon särskild affinitet till kolet och adsorberas därför inte till PAK. På STEP Vidy observerades dock en hög reduktion av ammonium på ca 85 % (från en initial koncentration på 0,5–6 mg N-NH<sub>4</sub>/l) vid PAK-UF vid en PAK dos på 15 mg/l (Margot et al. 2011). I de försöken recirkulerades PAK från ultrafiltret till PAK-reaktorn. I pilotstudien på Kläranlage Ennigerloh testades PAK-adsorption följt av fiberdiskfilter med tre olika typer av PAK. I det fallet recirkulerades PAK som avskilt med hjälp av fiberdiskfiltret. Försök med en typ av PAK uppvisade hög reduktion av ammonium på ca 88 % och reduktion av totalkväve på ca 11 % (initiala koncentrationer ej tillgängliga i rapporten), medan de andra två typer visade reduktion av ammonium på 20–30 % och av totalkväve på 4–5 % (Harmjanßen 2017). Ammonium kan inte separeras fysiskt med ultrafilter (UF) eller fiberdiskfilter, vilket tyder på att en annan mekanism, förmodligen biologisk nedbrytning, ägde rum. Halterna redovisades inte i studien på Kläranlage Ennigerloh (Harmjanßen 2017), vilket gör det svårt att dra några slutsatser, men en teori kan vara att recirkulationen av PAK tillsammans med slam tillhandahåller en viss slamålder som gynnar nitrifikation.

### 3.3.3 Fosfor

Partikulärt bunden fosfor och fosfat kan avskiljas i samband med att koagulant tillsätts för att avskilja PAK. I Schweiz, i pilotstudien på STEP Vidy uppnåddes hög medelreduktion på ca 97 % av Tot-P genom PAK-UF, vilket kan kopplas till den höga reduktionen av suspenderade ämnen (>99 %) genom separationssteget (UF). Hög reduktion av löst fosfor (ca 91 %) indikerar också att en stor andel av fosfor gick från den lösta fraktionen till den partikulära fraktionen (Margot et al. 2011). Det storskaliga försöket på ARA Ergolz med PAK (dosering 10–20 mg PAK/l och 0,1 mg Fe/mg PAK) och avskiljning genom tvåmediafilter bestående av sand och lerskiffer visade en reduktion av PO<sub>4</sub>-P på

---

38±12 % (initial koncentration 0,5 ± 0,2 mg PO<sub>4</sub>-P/l) jämfört med en reduktion på ca 5 % i referensfiltret utan PAK eller Fe-dosering (Löwenberg et al. 2016). I en pilotstudie vid Kullaviks reningsverk observerades 82 % avskiljning av PO<sub>4</sub>-P (initial koncentration 0,22 ± 0,03 mg PO<sub>4</sub>-P/l) vid dosering av 0,3 mg Fe/mg PAK (Lind et al. 2024). På pilotstudien på KA Ennigerloh, där PAK-adsorption följt av fiberdiskfilter testades, uppmättes en medelreduktion för Tot-P mellan 19 och 55 % beroende på vilken typ av PAK som användes. Det observerades att fosforavskiljning även skedde utan tillförsel av fällningsmedel (i genomsnitt på 22 %) vilket tyder på en relativt stor mängd bundna fosforföreningar som separeras genom fiberdiskfilter. (Harmjanßen 2017). I pilotstudien på Klärwerk Müchenhofen reducerades Tot-P genom filtret från 0,65–0,8 mg/l till <0,1 mg/l redan utan PAK och avskiljningen förbättrades inte när PAK doserades (Altmann et al. 2015).

De reningsverk (mellan 35 000 och 250 000 pe) som uppgraderades med Ulmer-processen (PAK-baserad process med sedimentering följt av sandfilter som separationssteg) i Baden-Württemberg förbättrade sina Tot-P-utsläpp, där reduktionen av Tot-P genom hela reningsverket ökade från 93–97 % före ombyggnation till 99 % med Ulmer-processen. För mindre reningsverk var avskiljningsgraden hög redan innan ombyggnaden (Launay et al. 2018). Ett exempel är Kläranlage Böblingen-Sindelfingen (250 000 pe) som hade ett filter med föregående dosering av koagulant (FeClSO<sub>4</sub>) sedan 2007. Reningsverket kompletterades 2011 med PAK-dosering i form av Ulmer-processen. Detta resulterade i att utsläpp av fosfor förbättrades från nivån 0,41–0,44 mg/l innan 2011 till koncentrationer på 0,21–0,24 mg/l (Acosta et al. 2021).

### 3.3.4 Sammanfattning pulveriserat aktivt kol

Vid separat efterbehandling med PAK har vattnet genomgått en biologisk behandling och i de fall som återfunnits i litteraturen är initial DOC oftast i storleksordningen 5–15 mg /l. Med en dosering på runt 20 mg PAK/l reduceras vanligtvis DOC med 20 till 50 %. Löst COD reduceras i liknande omfattning. Reduktion av partikulärt organiskt material sker, vilket kan utläsas av de fåtal COD-analyser som återfunnits. Avskiljningen av partikulärt organiskt material beror till stor del på hur effektiv partikelavskiljning som används. Ammonium adsorberas inte på ytan av PAK men trots detta förekommer uppgifter om betydande reduktion av ammonium över anläggningar med PAK. Detta kan bero på att en nitrifierande kultur förekommer på eller runt det aktiva kolet. Sannolikt behöver inte slamåldern vara så hög eftersom en ympning av nitrifikationsbakterier från ett föregående biosteg kan förväntas. Partikulärt kväve kan reduceras i den omfattning som partikelavskiljningen sker. För fosfor är partikelavskiljningen avgörande för en eventuell reduktion i samband med processer med PAK. I de fall fällningskemikalier för fällning av löst fosfor har tillsatts så kan även denna fraktion reduceras.

Fokus i litteraturstudien var på system med separat kvartär rening med PAK, varför inte de effekter som kan uppstå då PAK tillsätts ett aktivslamsteg har kvantifierats.

---

## 4 Konsekvenser för svenska reningsverk

I det här kapitlet sammanfattas kunskap som framkommit om 1) hur processerna för kvartär rening kan påverka standardparametrarna och 2) hur de konventionella reningsprocesserna kan påverka den kvartära reningen, med inriktning på att beskriva och om möjligt kvantifiera konsekvenserna vid en implementering på ett svenskt avloppsreningsverk.

*Den konventionella reningen* kan sänka resursåtgången för den kvartära reningen i huvudsak genom att generera vatten med så lite partikulärt och löst organiskt material som möjligt. Detta gäller för kvartär rening både i form av ozonering och aktivt kol även om mekanismerna och potentialen för att spara resurser skiljer sig åt. För jämförbarhetens skull görs vissa gemensamma antaganden om förutsättningarna. I de fall påverkan på driften kvantifieras för ett reningsverk används ett fiktivt reningsverk med en ansluten befolkning på 50 000 personer, där det specifika spillvattenflödet är 200 l/p,d och avloppsvattnet till 50 % består av tillskottsvatten, vilket ger ett totalt avloppsvattenflöde på 20 000 m<sup>3</sup>/d. Flödet till reningsverket blir då 7 300 000 m<sup>3</sup>/år varav 3 650 000 m<sup>3</sup>/år är spillvatten. Här antas att 90 % av avloppsvattnet (6 570 000 m<sup>3</sup>/år) genomgår kvartär rening. Exakt hur stor andel av vattnet som behöver genomgå kvartär rening kommer att avgöras av hur EU-direktivet införs i svensk lagstiftning samt utifrån vilka krav som i slutändan ställs på reningsverken.

*Effekterna av den kvartära reningen* på de konventionella parametrarna är komplexa och skillnaden mellan effekterna för processer baserade på ozonering och aktivt kol är betydande. De sammanfattas översiktligt i tabeller i respektive stycke nedan.

Erfarenheterna från studiebesöken i Schweiz och Tyskland präglas av att reningsverken byggdes ut för kvartär rening utan att samtidigt behöva hantera striktare krav på N, P och BOD. De behövde inte dra nytta av eventuell samverkan mellan reningssteg utan ”kopplade bara på” ett steg till, och förbättringarna avseende de konventionella parametrarna har i huvudsak givit ytterligare marginal till befintliga utsläppsvillkor. För svenska reningsverk kommer utbyggnad av kvartär rening i en del fall sammanfalla med striktare krav vilket kan öppna upp för behov av total översyn av reningsprocesserna.

### 4.1 Hur konventionell rening påverkar kvartär rening

#### 4.1.1 Ozonering

Reningsprocesserna som föregår ett ozoneringssteg på ett reningsverk har betydande påverkan på driftekonomin för ozoneringen. Nödvändig ozondos i det enskilda fallet brukar relateras till innehållet av organiskt material, mätt som DOC, i vattnet. Att ozondosen relateras till DOC-halten beror på att ozonets reaktion med organiska ämnen inte tar hänsyn till om det är organiska mikroföroreningar eller annat förekommande organiskt material i avloppsvattnet. Som ett exempel kan tas ett lågbelastat biosteg där dosen ozon till den efterföljande ozoneringsprocessen ska vara 0,5 g O<sub>3</sub>/g DOC. Om DOC i vattnet är 9 mg/l innebär det enligt Tabell 4.1 ett elbehov på 0,045 kWh/m<sup>3</sup> och en syrgasanvändning på 45 kg O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>. För det fiktiva reningsverket för 50 000 personer krävs då ca 300 000 kWh el/år och 300 ton O<sub>2</sub>/år. Om vattnet i stället innehåller 12 mg DOC/l förväntas resursåtgången vara 33 % högre. Detta skulle teoretiskt innebära att ett vatten från ett högbelastat biosteg som renar till 12 mg DOC/l skulle kräva motsvarande högre resursförbrukning. I realiteten finns det i dag begränsat underlag för att dra sådana slutsatser. Dagens kunskap om de inblandade mekanismerna, enligt projektgruppen,

är att en del av de organiska molekylerna som tas bort i ett lågbelastat biosteg är sådana som påverkar ozonets funktion och därmed hur mycket ozon som behövs, men inte alla. En ozonanläggning efter ett högbelastat biosteg kan alltså i det här fallet förväntas kräva mindre än 30 % mer än vad det skulle om det föregås av ett lågbelastat biosteg. Effekten av kemisk förbehandling i syfte att sänka ozonbehovet för kvartär rening är också osäker, och gruppens kunskaper om mekanismerna indikerar att den är lägre än för biologisk rening. Det vill säga att de organiska ämnen som kan reduceras kemiskt till en betydande del inte är de som påverkar ozondosen. Om DOC sänks med en tredjedel blir vinsten alltså troligtvis mindre än så.

|   | Enhet                            | Vatten A | Vatten B |
|---|----------------------------------|----------|----------|
| DOC   | mg/l                             | 9        | 12       |
| Ozondos   | g O <sub>3</sub> /m <sup>3</sup> | 4,5      | 6,0      |
| Specifik elanvändning                                   | kWh/m <sup>3</sup>               | 0,045    | 0,060    |
| Specifik syrgasanvändning                               | g O <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> | 45       | 60       |
| Resursåtgång för exempelreningsverk för 50 000 personer |                                  |          |          |
| Ozondos   | kg O <sub>3</sub> /år            | 30 000   | 40 000   |
| El  | kWh/år                           | 300 000  | 400 000  |
| Syrgas  | ton O <sub>2</sub> /år           | 300      | 400      |

**Tabell 4.1**

Teoretiskt beräknad resursåtgång för kvartär rening med ozon för ett exempelreningsverk för 50 000 personer där erforderlig ozondos är 0,5 mg O<sub>3</sub>/l. Flödet antas vara 400 l/p,d varav ca 90 % genomgår kvartär rening. Ozonkoncentration i gas antas vara 10 % (dvs 10 g O<sub>2</sub>/g O<sub>3</sub>) och elanvändningen på 10 kWh/kg O<sub>3</sub>.

Vid förhöjda nitrithalter behöver ozondosen höjas med 3,43 gram ozon per gram nitritkväve för att åstadkomma samma reningsresultat. Vattnets innehåll av partiklar påverkar också till viss del hur hög ozondos som behövs för att åstadkomma en viss reduktion av mikroföroreningar, åtminstone vid de halter som kan uppstå i samband med processstörningar eller förbiledning av den biologiska behandlingen. I realiteten kommer detta vanligen att få konsekvenser i form av tillfälligt försämrad kvartär rening och merarbete för driftpersonalen, snarare än ökad åtgång av ozon. Merarbetet för driftpersonalen är typiskt ett resultat av igensättning i ozoneringsanläggningen eller sedimentation av partiklar i ozonreaktorn. En annan negativ konsekvens som partiklar medför är störning på online-sensorer, vid till exempel styrning av ozondos via UV-absorbans vid 254 nm. Höga partikelhalter in till ozoneringsanläggningen bör alltså undvikas av flera skäl. Detta kan åstadkommas genom processoptimering eller förfiltrering. Om nitrit förekommer i vattnet påverkar det den nödvändiga ozondosen. Höga nitrithalter ut från biosteget bör även av andra skäl inte förekomma varaktigt, varför detta inte antas påverka driftteknomin. Däremot riskerar driftincidenter som genererar måttligt förhöjda nitrithalter att påverka resultatet av den kvartära reningen negativt. Vid begränsade förhöjningar av nitrithalten från biosteget kan ozoneringsprocessen sänka den utgående nitrithalten (Figur 4.1 b).

#### 4.1.2 Granulerat aktivt kol

För ett GAK-filter innebär en lägre halt DOC i inkommande vatten att mer vatten kan behandlas innan kolet behöver bytas ut eller reaktiveras. Om vi antar att vårt exempelreningsverk har ett lågbelastat biosteg och utrustas med ett filter med GAK och vi antar att 30 000 bäddvolymeter vatten kan behandlas innan kolet behöver reaktiveras eller bytas ut så kan vi beräkna kolförbrukningen per år (Tabell 4.2, Vatten A). Detta innebär en kolförbrukning på 15 g GAK per m<sup>3</sup> behandlat avloppsvatten vilket för det fiktiva exempelreningsverket för 50 000 personer innebär en årsförbrukning på ca 100 ton GAK/år (Tabell 4.2, Vatten A). Om vattnets kvalitet innebär att färre bäddvolymeter kan behandlas innan kolet behöver reaktiveras (Vatten B) så innebär det högre kolförbrukning per år. Det bör vara mer gynnsamt i termer av förlängd gångtid och därmed lägre förbrukning

av aktivt kol med ett renare vatten till en GAK-anläggning. Hur stor effekten är av den sänkning av halten av organiskt material som längre gående biologisk rening ger i form av längre tid innan reaktivering har inte gått att kvantifiera i den litteratur som ingått i studien, än mindre den effekt som eventuellt kan åstadkommas genom kemisk förfällning av vattnet till ett GAK-filter.

|  | Enhet                          | Vatten A | Vatten B |
|--|--------------------------------|----------|----------|
| Bäddvolymen före utbyte av kol                                 | m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> | 30 000   | 25 000   |
| Densitet för aktivt kol  | kg/m <sup>3</sup>              | 450      | 450      |
| Kolförbrukning   | g GAK/m <sup>3</sup>           | 15       | 18       |
| <b>Resursåtgång för exempelreningsverk för 50 000 personer</b> |                                |          |          |
| GAK  | ton GAK/år                     | 100      | 120      |

**Tabell 4.2**

Teoretiskt beräknad resursåtgång för kvartär rening med GAK för ett exempelreningsverk för 50 000 pe. Flödet antas vara 400 l/p,d varav ca 90 % genomgår kvartär rening.

Partikelhalten i vattnet avgör på samma sätt som för sandfilter hur ofta filtret behöver backspolas. Vid en partikelhalt på 5–20 mg SS/l behöver ett filter backspolas efter ungefär 20–100 timmar. Denna tid kan förlängas väsentligt om effektiv förfiltrering införs. Exempel finns där ultrafiltrering och långtgående sandfiltrering före GAK-filtret gett backspolningsfrekvenser på mindre än en gång per månad. Biologisk påväxt kan förkorta tiden mellan backspolningarna. I system med ozonering före GAK-filter kan detta vara särskilt aktuellt. Det biologiska material som har gjorts biologiskt tillgängligt genom ozoneringen ger i kombination med ozonets syresättningseffekt goda förutsättningar för biologisk tillväxt i filtret.

#### 4.1.3 Pulveriserat aktivt kol

I Sverige förutsätts separat efterbehandling med PAK vara den rimligaste tillämpningen av kvartär rening med PAK, så länge reningsverkens slam används som gödsel på jordbruksmark. Då har vattnet genomgått en biologisk behandling före processen med PAK. För att inte förorena slammet med aktivt kol behöver ett sådant system separat hantering och disponering av PAK-slammet. Mycket begränsad erfarenhet finns av en sådan hantering och bara det faktum att det är svårt eller omöjligt att reaktivera och återanvända kolet bör innebära att lösningen får höga driftkostnader och betydande klimatpåverkan. Förutsättningarna för PAK kan förändras i framtiden om det blir aktuellt med en annan hantering av slammet.

I de fall som återfunnits i litteraturen är initial DOC-koncentration i storleksordningen 5–15 mg/l och doseringen av PAK ca 20 mg/l. För det fiktiva exempelreningsverket för 50 000 personer innebär det en årlig åtgång av ca 130 ton PAK, som till skillnad från det aktiva kolet i ett GAK-filter inte kommer att kunna reaktiveras. Med det vanliga antagandet att nödvändig dos påverkas av DOC i vattnet blir åtgången av PAK högre om processen följer efter ett högbelastat biosteg jämfört med ett biosteg som är lågbelastat. Slammet som uppstår utgör en blandning av PAK och det material som adsorberats i kolet och de partiklar som avskiljs tillsammans med kolet. Det tillkommer ett behov av att behandla och disponera slammet, exempelvis genom förbränning och deponering av askan, vilket förordrar alternativet med separat behandling med PAK väsentligt.

#### 4.1.4 Flöden

Flödet är inte ett resultat av den konventionella reningen utan ett resultat av avloppssystemets principer och standard i kombination med lokala förutsättningar och hur villkoren för den kvartära reningen sätts. Men liksom för den konventionella reningen kommer kostnader, resursförbrukning, utsläppta mängder till recipient och investeringar att bero på hur mycket vatten som ska behandlas. Hur högt flöde som ska kunna behandlas som mest och hur mycket vatten som behöver behandlas på årsbasis är i

---

sin tur beroende på hur kraven ställs i det enskilda fallet och verksamhetsutövarens ambitionsnivå. Vid de anläggningar som besöktes i Schweiz hade den kvartära reningen samma hydrauliska kapacitet som den föregående sekundära och tertiära reningen. Flödeskapaciteten för den föregående reningen och den kvartära reningen var typiskt ungefär 2,5 gånger torrvädersflödet till reningsverket.

Nyckelparametern som styr driftkostnaderna för ozoneringen är ozondosen uttryckt som gram ozon per kubikmeter av det vatten som ska behandlas. Det innebär att driftkostnaden vid samma vattenkvalitet är proportionell mot den vattenmängd som ska behandlas i kvartär rening. Det finns resultat som indikerar att avskiljningsgraden för mikroföroreningar blir lägre vid högre flöden.

För rening i GAK-filter är volymen avloppsvatten som kan renas innan det aktiva kolet behöver reaktiveras, uttryckt som antalet bäddvolym, avgörande för driftekonomi. Även för GAK är alltså antalet kubikmeter tillskottsvatten som behöver behandlas tillsammans med spillvattnet viktigt för driftkostnaden. Förbrukningen av aktivt kol uttrycks därför som gram aktivt kol per kubikmeter av det vatten som ska behandlas. Reningsgraden uttrycks ofta som procent av inkommande halt. Hur reningsgraden påverkas av utspädning är inte helt klart och därmed inte heller hur mycket massflödet av mikroföroreningar till recipient påverkas av flödet till reningsverket. Tillfällen med höga vattenflöden och låga koncentrationer av mikroföroreningar kan dock orsaka desorption av mikroföroreningar från GAK-filter som då släpper ett betydligt högre massflöde till recipienten.

Vad gäller dimensioneringen och investeringarna för den kvartära reningen blir den nödvändiga tillkommande investeringen för behandling av höga flöden beroende av hur kraven ställs. Enligt avloppsdirektivet ska 80 % avskiljning uppnås vid torrvädersflöde, men det återstår att definiera vad torrvädersflöde innebär. Om det räcker att ett årsmedelflöde till reningsverket ska behandlas blir den extra investeringen som behövs för att hantera flödesvariationerna mindre än om allt avloppsvatten som idag genomgår sekundär och tertiär rening också ska genomgå kvartär rening. Beroende på var på skalan som kraven ställs så kommer tillskottsvattnets flödesvariationer att ha ett större eller mindre genomslag i dimensionering och därmed investeringskostnaderna. Om kraven ställs så att dimensioneringen kan reduceras så blir en konsekvens att en större andel av det avloppsvatten som genomgått sekundär och tertiär rening måste förbiledas kvartär rening vid höga flöden.

## **4.2 Hur kvartär rening påverkar konventionell rening**

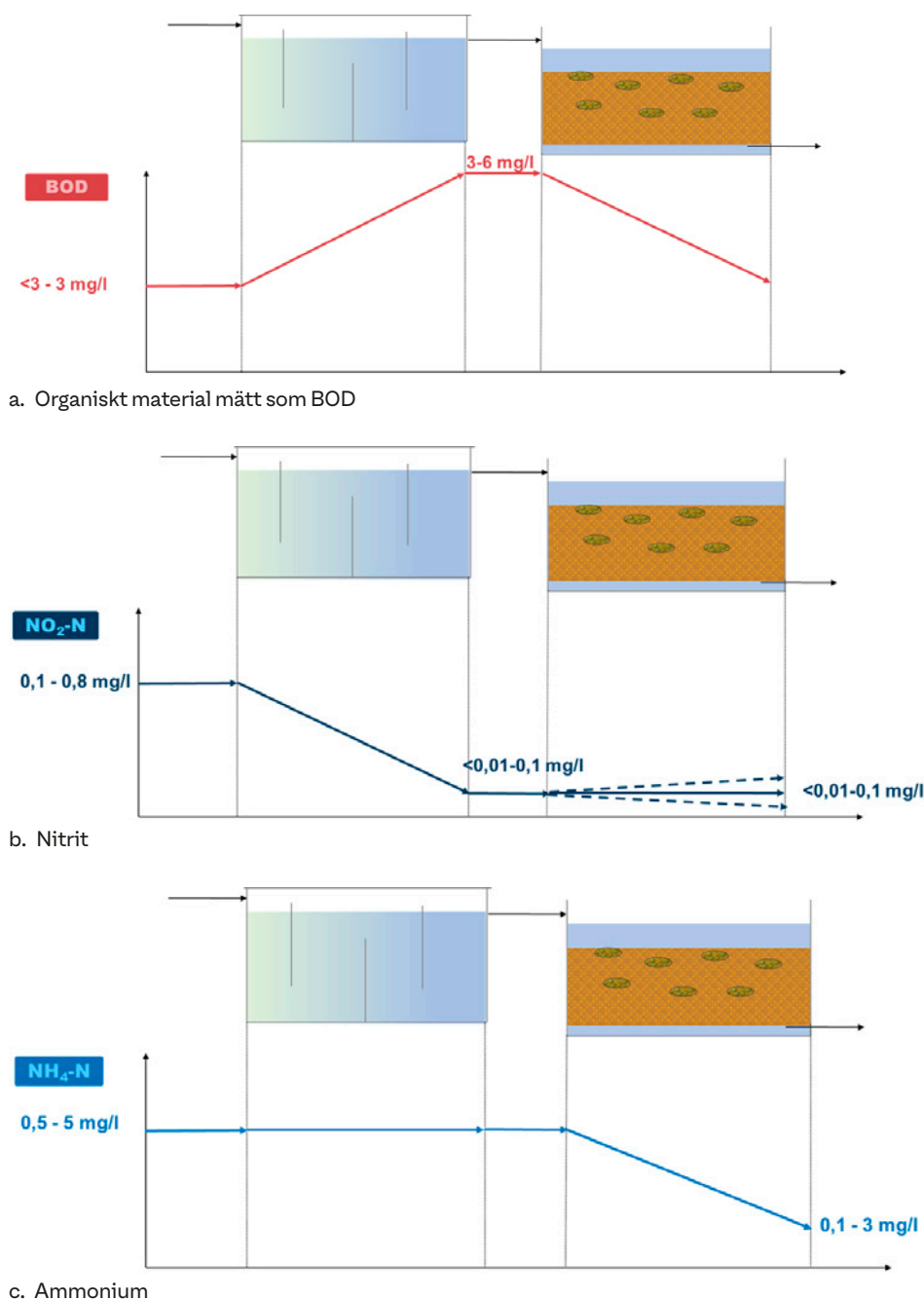
### **4.2.1 Ozonering**

En effekt av själva ozoneringen är att en del mindre tillgängligt organiskt material sönderdelas och görs tillgängligt (Tabell 4.3). Detta yttrar sig genom att BOD och AOC ökar utan någon större förändring av DOC och COD. Vid den efterföljande biologiska efterbehandlingen bryts sedan en del av denna extra BOD ned, och BOD ut från efterbehandlingen är ungefär samma eller marginellt lägre än in till ozoneringen (Figur 4.1 a), medan de parametrar som speglar det totala innehållet av organiskt material har reducerats något (exempelvis COD). Totalt sett innebär detta att mängden organiskt material i utgående avloppsvatten reduceras med 10–20 %. Påverkan på BOD, vilket vanligen är den reglerade parametern, blir dock mindre. Effekten på BOD kan vara större för reningsverk med högbelastade biosteg än för reningsverk där den biologiska reningen redan är långt driven. Dessa effekter stärker möjligen ytterligare behovet av biologisk efterbehandling vid ozonering, särskilt i de fall då marginalen till utsläppsvillkor uttryckt som BOD är liten.

Ozonering och efterbehandling bör även påverka fosfor och kväve som är bunden i det organiska materialet. Genom litteraturstudien kan dessa effekter anas, men underlaget

är för knapphändig och spretigt för att ge stöd åt någon kvantifiering av effekterna. Vid ytterst stränga utsläppsvillkor för fosfor är det dock möjligt att dessa mekanismer kan vara betydelsefulla genom att göra den lilla andel av fosfor, som annars inte är tillgänglig för fällning och avskiljning, mer tillgänglig. För att processen ska leda till ökad fosforavskiljning förutsätts givetvis efterföljande fällning och partikelavskiljning. Ett exempel på en sådan processlösning skulle kunna vara fällning i ett sandfilter som används för biologisk efterbehandling.

När ozonbehandling väljs för kvartär rening förutsätts att den följs av någon form av biologisk efterbehandling. Efterbehandlingen i sig kommer att påverka vattnets kvalitet. Är den i form av en biofilmsprocess och förutsättningar finns i termer av fosfat och alkalinitet så kommer syret i det ozonerade vattnet att bidra till nitrifikation av eventuell kvarvarande ammonium och nitrit i vattnet (Figur 4.1 c). Efterbehandling i form av exempelvis ett sandfilter bidrar dessutom med partikelavskiljning.



**Figur 4.1**

Hur kvartär rening med ozonering och efterbehandling i ett sandfilter påverkar BOD, nitrit och ammonium (schematiskt).

| Kategori           | Parameter                    | Till ozonering (mg/l) | Reduktion ozonering (%) | Reduktion efterbehandling (%) | Från ozonering och efterbehandling (mg/l) | Kommentar  |
|--------------------|------------------------------|-----------------------|-------------------------|-------------------------------|---|--|
| Organiskt material | DOC                          | Ca 10                 | Ca 0                    | 15                            | 8–15                                      | Ozonering oxiderar visst organiskt material utan att minska total koncentration av DOC och COD. Viss biologisk nedbrytning i efterbehandling.                          |
|                    | COD                          | 30–50                 | Ca 10                   | 20                            | 20–35                                     |  |
|                    | BOD                          | Ca 3                  | Halten ökar             | 50                            | Upp till 3                                | Andel biotillgängligt material ökar under ozonering. Betydande biologisk nedbrytning i efterbehandling. Större reduktion om inkommande koncentration BOD är högre.     |
|                    | AOC                          | 0,1–0,3               | Halten ökar             | Upp till 80                   | 50–120                                    |  |
| Kväve              | Ammonium                     | 0,5–20                | 0                       | Upp till 90                   | Låg                                       | Eventuell nitrifikation i efterbehandling avgör reduktion.   |
|                    | Nitrit                       | Varierar              | Hög                     | Hög                           | Låg                                       | Nitrit reagerar snabbt med ozon. Ozonering kan skydda mot nitrittoppar i utgående vatten.  |
|                    | Nitrat                       | Varierar              | Ev. ökning              | -                             | -   | Normalt ingen förändring av nitrat vid ozonering. Efterbehandling kan påverka koncentrationen genom nitrifikation eller denitrifikation beroende på förutsättningarna. |
|                    | Organiskt kväve              | 1–2                   | Oklart                  | Låg                           |   | Ev. blir partikulärt organiskt kväve tillgängligt under ozonering. Efterbehandling kan medföra partikelavskiljning eller aerob nedbrytning.                            |
| Fosfor             | Ortofosfat                   | 0,01–1                | Ingen                   | -                             | -   |  |
|                    | Löst organiskt bunden fosfor | Låg                   |                         | -                             | -   | Möjligen kan icke-reaktiv organisk fosfor reduceras något.   |
|                    | Partikulärt bunden fosfor    | Låg                   | -                       | Varierar                      | -   | Ev. avskiljning beror på partikelavskiljning vid efterbehandling.  |

**Tabell 4.3**

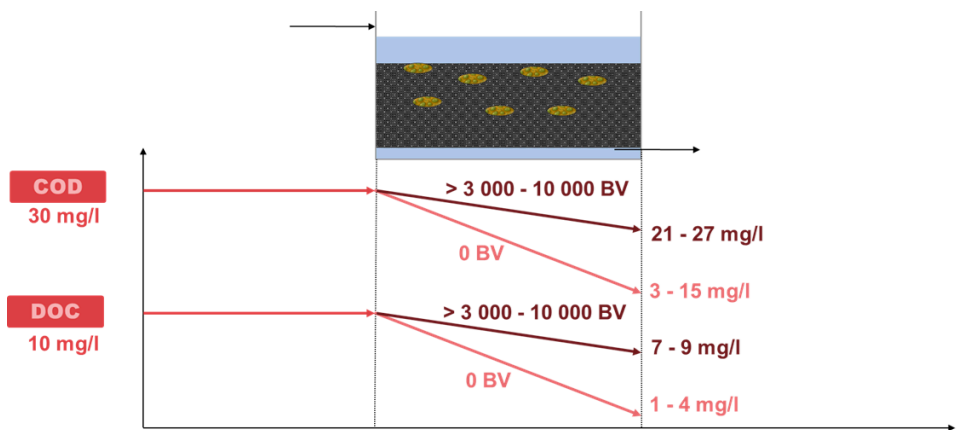
Översiktlig beskrivning av hur kvartär rening genom ozonering med biologisk efterbehandling påverkar standardparametrarna för organiskt material, kväve och fosfor.

## 4.2.2 Granulärt aktivt kol

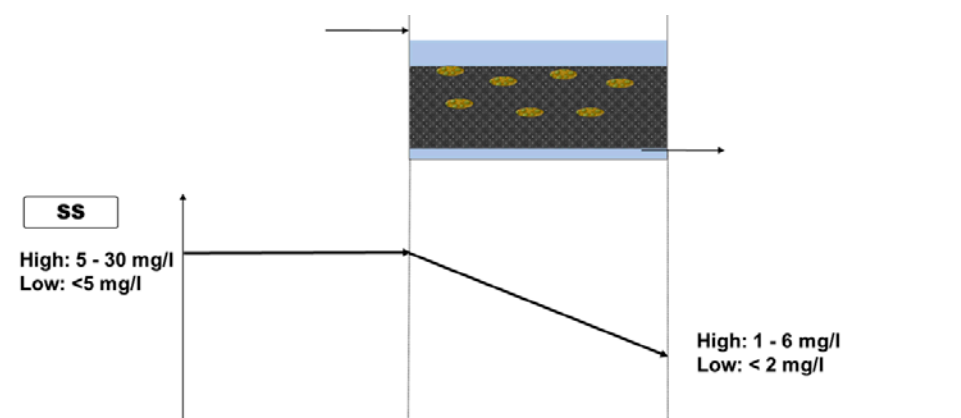
När ett GAK-filter införs på ett reningsverk kan det förbättra avloppsreningen på tre principiellt olika sätt: partikelavskiljning, adsorption av organiskt material samt biologisk nedbrytning av organiskt material och kvävefraktioner. Liksom ett sandfilter skiljer GAK-filtret av partiklar, med alla de ämnen som de innehåller. Även från ett relativt rent vatten skiljs ytterligare partiklar av i GAK-filter och en avskiljning på 60 % eller mer avseende SS kan förväntas från en nivå på 10 mg SS/l (Figur 4.2 b). Partikelavskiljningen har en direkt effekt på partiklarnas bidrag till BOD, fosfor och kväve, där effekten på fosfor bör vara viktigast vid de vanligast förekommande svenska utsläppsvillkoren.

Adsorption av lösta organiska ämnen påverkar DOC i allmänhet på samma sätt som de mikroföroreningar som GAK-filtret har som mål att avlägsna. Reduktionen är relativt hög när det aktiva kolet är nytt. Reduktionen av DOC minskar dock betydligt snabbare än reduktionen av organiska mikroföroreningar, långt innan en reaktivering av kolet är nödvändig.

Den tredje effekten ges av den biologiska aktivitet som kan pågå om förutsättningarna är de rätta. Vid de reningsverk som har besökts och den litteratur som har studerats så har dessa aspekter givits begränsad uppmärksamhet. Beroende på utsläppsvillkoren kan effekten av nitrifikation på ammoniumhalten eller nedbrytningen av organiskt material mätt som BOD vara viktigast. Vid goda förutsättningar kan GAK-filter förväntas sänka utgående halter till under 3 mg BOD/l och till låga halter av ammonium (Tabell 4.4).



a. Organiskt material mätt som DOC



b. Partikelhalt mätt som suspenderad substans (SS)

**Figur 4.2**

Hur kvartär rening med GAK påverkar DOC och partikelhalt (schematiskt).

| Kategori           | Parameter                    | Till GAK (mg/l) | Reduktion GAK (%)                    | Från GAK (mg/l)          | Kommentar   |
|--------------------|------------------------------|-----------------|--------------------------------------|--------------------------|---|
| Partiklar          | SS                           | 10              | 60 eller mer                         | Ca 1–4                   | Även vid relativt låga halter in kan ytterligare avskiljning förväntas.   |
| Organiskt material | DOC                          | 10              | 70–90 initialt, sjunkande till ca 20 | 1–3 initialt sedan högre | Avskiljningen är initialt god, men sjunker och är ganska låg när kolet behöver reaktiveras eller kasseras.                      |
|                    | COD                          | 30–50           | Liknande som för DOC                 | 5–15                     | Partikulär COD skiljs av. Den lösta fraktionen avskiljs likt DOC.   |
|                    | BOD                          | Kring 3         | Betydande                            | <3                       | Biologisk nedbrytning genom biofilmsprocesser.  |
|                    | AOC                          | 0,1–0,3         | Ca 70                                | Ca 0,1                   | Biologisk nedbrytning genom biofilmsprocesser.  |
| Kväve              | Ammonium                     | 0,5–20          | Varierar                             | <0,01-ca 20              | Förutsättningar för nitrifikation i biofilm finns om filtret är väl syresatt. Denitrifikation förutsätter dosering av kolkälla. |
|                    | Nitrit                       | varierar        | Varierar                             | -                        |   |
|                    | Nitrat                       | varierar        | Ev. ökning                           | -                        |   |
|                    | Organiskt kväve              | 1–2             | Viss reduktion                       | -                        |   |
| Fosfor             | Ortofosfat                   | 0,01–0,5        | Liten                                | -                        | Ev. reduktion förutsätter fällning.   |
|                    | Löst organiskt bunden fosfor | Låg             | Liten                                | -                        |   |
|                    | Partikulärt bunden fosfor    | 0,1–0,5         | Betydande                            | <0,2                     | Partikelbunden fosfor bör avskiljas väl (men data saknas).  |

#### Tabell 4.4

Översiktlig beskrivning av hur kvartär rening med granulerat aktivt kol (GAK) påverkar eller förväntas påverka organiskt material, kväve och fosfor.

### 4.2.3 Pulveriserat aktivt kol

Med en dosering på runt 20 mg PAK/l reduceras vanligtvis DOC med 20–50 % (Tabell 4.5). Löst COD reduceras i liknande omfattning. I vissa fall har en sänkning av ammoniumhalten iakttagits, vilket kopplas till nitrifikation i ett recirkulerande PAK-system, likt ett aktivslamsystem.

Reduktion av partikulärt organiskt material sker, vilket kan utläsas av de fåtal COD-analyser som har återfunnits. Avskiljningen av partikulärt organiskt material, fosfor och kväve kommer i praktiken att bero på hur effektiv partikelavskiljningen som används vid avskiljningen av PAK-slammet är.

**Tabell 4.5**

Översiktlig beskrivning av hur PAK påverkar eller förväntas påverka standardparametrarna BOD, N och P.

| Kategori           | Parameter                    | Till PAK (mg/l) | Reduktion PAK (%)                                   | Från PAK (mg/l) | Kommentar   |
|--------------------|------------------------------|-----------------|---|-----------------|---|
| Organiskt material | DOC                          | 10              | 20–50   | 5–10            | Adsorption av organiskt material  |
|                    | COD                          | 30–50           | 20–50   | 15–40           |   |
|                    | BOD                          | Ca 3            | Betydande   | Låg             | Adsorption och ev. biologisk nedbrytning.   |
|                    | AOC                          | 0,1–0,3         | -   | -               |   |
| Kväve              | Ammonium                     | 0,5–20          | -   | -               | Förutsättningarna för nitrifikation kan finnas. Ingen avskiljning via adsorption till det aktiva kolet förväntas. |
|                    | Nitrit                       | Varierar        | -   | -               |   |
|                    | Nitrat                       | Varierar        | -   | -               |   |
|                    | Organiskt kväve              | 1–2             | Viss reduktion                                      | -               | Viss adsorption.  |
| Fosfor             | Ortofosfat                   | 0,01–0,5        | -   | -               | Ev. reduktion förutsätter fällning.   |
|                    | Löst organiskt bunden fosfor | Låg             | -   | -               |   |
|                    | Partikulärt bunden fosfor    | 0,1–0,5         | Ev reduktion pga efterföljande partikelavskiljning. |                 |   |

---

## 5 Slutsatser och råd

Samverkan mellan konventionell och kvartär avloppsrening har inte beaktats i de flesta av de studerade avloppsreningsverken. Den konventionella reningen avseende fosfor, kväve och BOD, och den kvartära reningen av mikroföroreningar har hittills byggts och drivits för att uppfylla sina respektive parametrar i utsläppsvillkoren. Trots det kan viktig lärdom dras från litteraturdata och erfarenheter från de besökta anläggningarna.

Projektets mål var:

- att undersöka hur konventionell rening påverkar kvartär rening
- att undersöka hur kvartär rening påverkar konventionell rening

I projektet undersöktes tre metoder för kvartär rening:

- ozonering
- granulerat aktivt kol (GAK)
- pulveriserat aktivt kol (PAK)

### 5.1 Hur konventionell rening påverkar kvartär rening

Flera av de framgångsfaktorer som gynnar den konventionella reningen kommer också att vara till fördel för dimensionering och drift av kvartär rening (Tabell 5.1). Långtgående rening före kvartär rening möjliggör kostnadsbesparingar genom att sänka halten av *löst organiskt material* i vattnet in till den kvartära reningen. Långtgående biologisk rening kan åstadkommas exempelvis genom hög slamålder i ett aktivslamsteg och bedöms kunna ha större effekt än om motsvarande sänkning av löst organiskt material genomförs genom fällning. Effekten av lägre innehåll av vissa fraktioner av löst organiskt material har en dokumenterad inverkan på ozondosen vid ozonering och dosen av aktivt kol när pulveriserat aktivt kol används. För kvartär rening baserad på filtrering med granulerat aktivt kol bör en lägre tillförsel av löst organiskt material resultera i att mer vatten kan renas i filtret innan det aktiva kolet behöver reaktiveras. Varken i litteraturen eller vid de fullskaleanläggningar som besökts har anläggningar drivits så länge och på ett sådant sätt att någon sådan skillnad kan verifieras.

*Löst organiskt material kvantifieras* oftast som DOC (*Dissolved Organic Carbon*). Detta är ett trubbigt mått som omfattar allt löst organiskt material oavsett om det har stor eller liten inverkan på processerna för kvartär rening. Det finns behov av mer träffsäkra parametrar och sådana är under utveckling.

*Lägre partikelhalt* i vattnet gynnar kvartär rening på olika sätt. Vid ozonering krävs en något lägre ozondos vid lägre partikelhalt för att åstadkomma samma reningsresultat. Partiklar kan dessutom orsaka driftproblem. För ett GAK-filter innebär ett partikelfritt vatten att tiden mellan backspolningarna kan förlängas väsentligt.

*Flödet* och variationen av det flöde som ska behandlas med kvartär rening är givetvis inte ett resultat av den konventionella reningen men är ändå en viktig förutsättning som påverkar den kvartära reningen liksom det påverkar alla steg i den konventionella reningen. Flödet och flödesvariationen kommer i kombination med hur villkoren ställs att styra dimensionering och resursåtgång för driften och utsläppta mängder av mikro-föroreningar efter kvartär rening. Den nödvändiga bassängvolymen bör öka proportionellt mot behandlat flöde om det tillkommande flödet är jämnt fördelat över tiden. För tillskottsvatten kräver dock den extra volymen vatten (liksom för konventionell rening) en betydligt större ökning av bassängvolymerna än om det extra flödet vore jämnt fördelat över året.

| Framgångsfaktor                  | Effekt på kvartär rening                       | Hur åstadkomma detta?   | Kommentar  |
|----------------------------------|--|---|--|
| Låg halt löst organiskt material | Lägre ozondos.                                 | God biologisk rening.<br>Kanske genom kemisk fällning, effekten blir troligen mindre.                             | Löst TOC är ett grovt mått för olika organiska föreningar och en given sänkning av TOC kan ge olika effekt beroende på vilka ämnen som den gäller. |
|                                  | Lägre dos PAK.                                 |   |  |
|                                  | Troligen längre tid innan reaktivering av GAK. |   |  |
| Låg nitrithalt                   | Lägre ozondos.                                 | Stabil nitrifikation eller ingen nitrifikation.   |  |
| Låg partikelhalt                 | Något lägre ozondos.                           | Stabil och god sedimentering.<br>Filtrering.<br>Membran etc.  |  |
|                                  | Längre tid mellan backspolningar.              |   |  |
| Lågt och jämnt flöde             | Rimligare dimensionering.                      | Mindre tillskottsvatten.<br>Lägre vattenförbrukning.<br>Återanvändning av vatten uppströms den kvartära reningen. | Effekten av flödet på dimensioneringen kommer också att bero på exakt hur kraven formuleras i det enskilda fallet.                                 |
|                                  | Lägre utsläpp.                                 |   |  |
|                                  | Lägre förbrukning av ozon.                     |   |  |
|                                  | Troligen lägre förbrukning av GAK.             |   |  |

**Tabell 5.1**

Hur det befintliga reningsverket påverkar den kvartära reningen.

## 5.2 Hur kvartär rening påverkar konventionell rening

*Kvartär rening med ozonering* påverkar resultatet för den konventionella reningen på olika sätt (Tabell 5.2). Ozoneringen kan begränsa eventuella nitrittoppar genom att oxidera nitrit till nitrat. Syresättningen i samband med ozonering kommer att gynna aeroba processer vid biologisk efterbehandling, exempelvis nitrifikation och nedbrytning av lättnedbrytbart organiskt material. Ozonbehandlingen förändrar sammansättningen av det organiska materialet i vattnet vilket kan yttra sig som förhöjd halt BOD direkt efter ozoneringen. Detta tillkommande BOD är lättnedbrytbart och kommer att brytas ned vid en väl fungerande biologisk efterbehandling. Netto kan ozonering tillsammans med biologisk efterbehandling sänka innehållet av organiskt material med upp till i storleksordningen 3 mg COD/l. Om den biologiska efterbehandlingen genomförs i form av ett filter avskiljs även partiklar.

*Kvartär rening med granulerat aktivt kol i filter* ger förutom kvartär rening en filtreringseffekt. Det innebär att partiklar avskiljs och suspenderat material ut sänks till nivån 5 mg SS/l eller lägre, vilket även sänker mängden partikulärt bundet fosfor till låga nivåer. Filtren byggs och dimensioneras för kvartär rening men utvecklas snabbt till biologiska filter vilket ger nedbrytning av organiskt material och nitrifikation i de fall andra förutsättningar är de rätta.

*Ozonering som förbehandling* stimulerar biologisk aktivitet i ett filter med granulerat aktivt kol genom att tillföra syre och sönderdela organiskt material. Detta innebär i sin tur att mer vatten kommer att kunna behandlas i filtret innan det aktiva kolet behöver reaktiveras.

*Kvartär rening med pulveriserat aktivt kol* i en enhet placerad efter den konventionella reningen påverkar de konventionella parametrarna i huvudsak genom avskiljning av partiklar och fosfor tillsammans med kolet.

| Kvartär rening   | Mekanism   | Effekt på målen för den konventionella reningen   | Kommentar   |
|--|--|---|---|
| Ozonering  | Oxiderar nitrit till nitrat.                                 | Förhöjda nitrihalter till recipient undviks.  | Effekter som är oberoende av biologisk efterbehandling. |
|  | Gör delar av det organiska materialet lätt nedbrytbart.      | Större andel av COD ger utslag som BOD.   |   |
|  |  | Initial ökning av BOD vilket troligen bryts ned vid eventuell biologisk efterbehandling. Dvs ingen nettohöjning av BOD. |   |
|  |  | Lägre halt COD efter biologisk efterbehandling.   |   |
|  | Syresätter vattnet.  | Gynnar exempelvis nitrifikation i efterföljande nitrifikationsanläggning.   |   |
|  | Aerob biologisk aktivitet vid ev. biologisk efterbehandling. | Nitrifikation sänker halten av ammonium, nitrit och BOD.  |   |
| Partikelavskiljning om den biologiska efterbehandlingen är ett filter. | Lägre halt partiklar och partikelbundna ämnen.               |   |   |
| Granulärt aktivt kol (GAK)   | Filtrering   | Lägre halt partiklar och partikelbundna ämnen.  | Ev. även löst fosfor förutsatt fällning.                |
|  | Biologiska processer, inklusive nitrifikation.               | Sänkt halt BOD, ammonium och nitrit.  | Förutsätter syre mm.                                    |
| Pulveriserat aktivt kol (PAK)  | Partiklar avskiljs med kolet.                                | Sänkt halt partikelbunden fosfor.   |   |

### 5.3 Råd till VA-huvudmän

Införande av kvartär rening vid ett reningsverk kommer att innebära väsentliga investeringar, ökad resursåtgång och ökade driftkostnader. Den kvartära reningen placeras i regel efter den konventionella och dimensioneringen avgörs av utsläppsvillkoren, flödena samt innehållet i vattnet från den konventionella reningen. I den här studien framgår flera framgångsfaktorer som bör gynna en hållbar implementering av kvartär rening.

*Väl fungerande och stabil biologisk rening* genererar stabila och låga halter av löst organiskt material i vattnet som ska renas i den kvartära reningen. Detta ger förutsättningar för att begränsa förbrukning av ozon och/eller aktivt kol. Från ett sådant system är nitrihalterna i vattnet låga, vilket också bidrar till att begränsa ozonförbrukningen.

*God partikelavskiljning* ger färre partiklar i vattnet till ett GAK-filter och innebär, liksom för ett sandfilter, att det inte behöver spolås så ofta. Det finns även tecken på att lägre partikelhalt sänker ozonbehovet.

*Låga flöden och måttliga flödesvariationer* håller nere investeringskostnaderna för kvartär rening på samma sätt som för den konventionella reningen. Exakt hur stor effekten av flödet blir kommer att bero på hur villkoren formuleras och vilka flöden som anläggningen dimensioneras för.

Hur stor inverkan dessa effekter har och hur mycket resurser som bör sättas in för att förbättra förutsättningarna för kvartär rening får avgöras i det enskilda fallet. Även vilken process eller kombination av processer som kommer att vara mest gynnsam kommer att variera mellan reningsverk. Den process som tydligast gynnar även målen för den konventionella reningen är granulerat aktivt kol som förutom den kvartära reningen bidrar med en filtreringseffekt och även kan bidra med biologisk rening.

För många anläggningar kan tidpunkten för implementering av kvartär rening vara avlägsen. För dessa kommuner kan mellantiden med fördel användas för att begränsa flödena till reningsverken och optimera reningsprocesserna så att anläggningarna har

**Tabell 5.2**

Hur den kvartära reningen kan bidra till att uppfylla målen för den konventionella reningen.

---

stabila biologiska reningssteg med god partikelavskiljning den dag då kvartär rening ska implementeras. Åtgärderna bidrar till hållbar avloppsrening med låga utsläpp av fosfor, kväve och BOD och kan vara positiva även om kvartär rening inte blir aktuellt.

## 5.4 Fortsatt arbete och forskning

Under projektets gång har kunskapsluckor identifierats inom vissa områden. En betydande del av de återstående osäkerheterna kring karakterisering av löst organiskt material i avloppsvatten och dess inverkan på den kvartära reningen. Löst organiskt kol, DOC, är ett trubbigt mått på alla de *lösta organiska ämnen* i avloppsvatten som påverkar resursåtgången för kvartär rening. Mer specifika kvantifieringsmetoder, inriktade på de ämnen som har betydelse för den kvartära reningen, behöver utvecklas och tillämpas. Detta sker i bästa fall i samverkan mellan lokal och internationell expertis och utgår från den kunskap och erfarenhet som finns i dag.

Vid *ozonering* är mängden löst organiskt material i vattnet av stor vikt för reningsresultatet och åtgången av ozon. En långt driven biologisk rening före ozoneringen bör därför vara fördelaktig. Dock är det inte helt klarlagt om alla de fraktioner av organiskt material som tas bort i biologisk och/eller kemisk rening är exakt de som är mest ozonförbrukande och hur mycket ozon som skulle kunna sparas genom bättre konventionell rening. En ökad förståelse för behovet av *biologisk efterbehandling* efter ozonering skulle underlätta en ändamålsenlig integration av ozonering i svenska reningsverk.

Även vid filtrering genom en bädd med *granulerat aktivt kol* är organiskt material av stor vikt och påverkar livslängden av kolet innan det reaktiveras eller byts ut. Dock är det inte helt klart vilka fraktioner av organiskt material som har mest betydelse i adsorptionsprocesser, och hur de påverkas av olika förbehandlingsmetoder. Förståelse för samverkan mellan adsorption och biologisk aktivitet i GAK-filter är också av avgörande betydelse för att optimera processen. Mer systematiska studier kan bidra till en bättre insikt om hur organiskt material och olika förbehandlingsmetoder påverkar gångtiden av filtret innan man behöver reaktivera eller kolet behöver bytas ut.

Fördjupad förståelse för de faktorer som driver *backspolningsbehovet* kan bidra till att optimera driften av GAK-filter.

Även fördjupad kunskap om prestandan för kvartär rening vid *höga flöden och utspädda vatten* skulle vara värdefull för hållbar design och drift av kvartär rening.

En fråga som kan ha betydelse vid stränga krav avseende fosfor och kväve är hur ozonering påverkar de så kallade *inerta fraktionerna* i avloppsvattnet. Om ozonbehandling innebär att en del av dessa ämnen bryts ned eller ändrar form så att de blir tillgängliga för kemisk fällning respektive biologisk kväverening så kan detta bidra till att öka marginalen till utsläppsvillkoren för fosfor och kväve vid reningsverk som tillämpar ozonering tillsammans med en relevant metod för efterbehandling. Vissa litteraturuppgifter tyder på sådana effekter, men de skulle behöva verifieras genom riktade försök.

Osäkerheter kring exakt *hur EU-direktivets krav införs vid svenska reningsverk* klaras förhoppningsvis ut i närtid. Till dessa hör definitionen av det torrvädersflöde för vilket reduktionskravet för kvartär rening ska följas upp, samt hur uppföljningen ska gå till. Även målsättningen för reduktionsgraden och valet av ämnen för uppföljning av reduktionsgraden kan påverka vilken ozondos som krävs.

---

# Referenser

- Abegglen, C., Escher, B., Hollender, J., Koepke, S., Ort, C., Peter, A. och Rensch, D. (2009). *Ozonung von gereinigtem Abwasser. Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf*. Studie der Eawag im Auftrag des Bundesamts für Umwelt BAFU und des AWEL Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich, in enger Zusammenarbeit mit BMG/Hunzinker-Betatech. Dübendorf: Eawag.
- Acosta, L., Launay, M. och Zettl, U. (2021). *Untersuchungen zur Kombination von weitestgehender P-Elimination und Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen-Stufe 1*. Abschlussbericht. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. Eine Kooperation von DWA Landesverband Baden-Württemberg, Hochschule Biberach und Universität Stuttgart.
- Altmann, J., Rehfeld, D., Träder, K., Sperlich, A. och Jekel, M. (2016). Combination of granular activated carbon adsorption and deep-bed filtration as a single advanced wastewater treatment step for organic micropollutant and phosphorus removal. *Water Research*, 92, 131-139.
- 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, 58-65.
- Altmann, J., Zietzschmann, F., Geiling, E.-L., Ruhl, A., Sperlich, A. och Jekel, M. (2015). Impacts of coagulation on the adsorption of organic micropollutants onto powdered activated carbon in treated domestic wastewater. *Chemosphere* (125), 198-204.
- Austermann, H., Roderfeld, H., Sürder, T., Schlösser, F., Alt, K. och Nahrstedt, A. (2015). *Großtechnische Versuche zur Elimination von Spurenstoffen auf der Kläranlage Harsewinkel. Einsatz granulierter Aktivkohle*. Harsewinkel: IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasseforschung gemeinützige GmbH.
- Austermann-Haun, U., Nahrstedt, A., Witte, H., Kuhlmann, S. och Alt, K. (2018). *Pilotanlage Ozon + BAK (zweite Laufzeitphase) auf der Kläranlage Detmold*. Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Baresel, C. och Malovanyy, A. (2019). *Införande av läkemedelsrening vid Himmerfjärdsverket. Sammanställning av tidigare undersökningar vid Himmerfjärdsverket. Nr B 2339*. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Baresel, C., Andersson, J., Olofsson, L., Sundin, A.-M., Malovanyy, A., Högberg, C.-J. och Björkman, L. (2025). Assessing the potential of activated carbon and anion-exchange in combination to remove organic micropollutants from wastewater – Long term pilot trials at Kungsängsverket WWTP, Uppsala, Sweden. *Science of the Total Environment* (964), 178628.
- 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*. Rapportnummer C811. IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Baresel, C., Malovanyy, A., Karlsson, L., Bornold, N., Habagil, M. och Keucken, A. (2021). *Förstudie - Läkemedelsrening vid Getteröverket. Utredning om behov och möjligheter för en utökad rening av avloppsvatten från mikroföroreningar*. Rapport Nr U 6531. IVL Svenska Miljöinstitutet.

- 
- Baresel, C., Malovanyy, A., Karlsson, L., Karlsson, J., Andersson, J., Sundin, A.M., Olofsson, L., Petersson, M., Götlind, O., Svanberg, N. och Högberg, C.-J. (2023). *Pilotstudie läkemedelsrening på Kungsängsverket*. Oktober.
- Baur, B., Pinnekamp, J. och Niehoff, H. (2020). *Umrüstung der Kölner BIOFOR-Flockungsfilter auf Spurenstoffelimination (AdOx Köln) – Abschlussbericht Phase 2*, gerichtet an das Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MULNV NRW). Köln.
- Berg, J. (2023). *Slutrapport Läkemedelsrening Hammargårds reningsverk*. Mellifig på uppdrag av Kungsbacka kommun.
- Björlenius, B. (2021). *Pilotförsök med läkemedelsrening 2020. Fors ARV, Haninge kommun*. Hägersten: Björlenius Labs AB.
- Bornemann, C., Alt, K., Böhm, F., Hachenberg, M., Kolisch, G., Nahrstedt, A. och Taudien, Y. (2015). *Technische Erprobung des Aktivkohleeinsatzes zur Elimination von Spurenstoffen in Verbindung mit vorhandenen Filteranlagen "Filter AK+", Abschlussbericht*, gerichtet an das MKULNV. Wuppertal.
- Bourgin, M., Beck, B., Boehler, M., Borowska, E., Fleiner, J., Salhi, E., Teichler, R., von Gunten, U., Siegrist, H. och McArdell, C.S. (2018). Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant upgraded with ozonation and biological post-treatments: Abatement of micropollutants, formation of transformation products and oxidation by-products. *Water Research*, 129, 486-498.
- Burbaum, H., Alt, K., Mauer, C., Nahrstedt, A. och Rohn, A. (2013). *Einsatz von granulierter Aktivkohle auf dem Verbandsklärwerk „Obere Lutter“-Teil 2-*. Gefördert durch das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Abwasserverband Obere Lutter (AOL).
- Böhler, M., Blunski, M., Czekalski, N., Fleiner, J., Kienle, C., Langer, M., McArdell, C.S., Teichler, R. och Siegrist, H. (2017). *Biologische Nachbehandlung von kommunalem Abwasser nach Ozonung - ReTREAT*, Abschlussbericht für das Bundesamt für Umwelt (Bafu) im Rahmen eines Projektes der Technologieförderung. Dübendorf: Eawag.
- Böhler, M., Brocker, S., Kobler, B., Le Goaziou, Y., Moser, R., Rettby, R. och Rigault, M. (2012). *Untersuchungen zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser mittels PAK in einem Actiflo®Carb und durch Ozon auf der ARA Schönau, Cham (GVRZ)*, Technologieförderungsprojekt des Bundesamtes für Umwelt (Bafu), Bern. Nidau: Alpha Umwelttechnik AG.
- Böhler, 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*. Dübendorf: Eawag.
- Böhler, M., Joss, A., McArdell, C.S. och Brander, A. (2023). *Faktenblatt – aktueller Stand diskontinuierlich gespülte GAK-Filter zur Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser*. Konsenspapier zum Ergebnis eines Workshops mit Fachexperten aus der Schweiz und Deutschland. Aktualisierte Version. Dübendorf: Eawag und VSA.
- Böhler, M., Wittmer, A., Heisele, A., Wohlhauser, A., Salhi, L., von Gunten, U., Siegrist, H., McArdell, C.S., Longrée, P. och Beck, B. (2012). *Berichterstattung -Ergänzende Untersuchungen zur Elimination von Mikroverunreinigungen auf der ARA Neugut*. Dübendorf: Eawag.
-

---

Böhler, M., Zwickenpflug, B., Grassi, M., Behl, M., Neuenschwander, S., Siegrist, H., Dorusch, F., Hollender, J., Sinnet, B., Ternes, T., Fink, G., Liebi, C. och Wullschläger, W. (2011). *Aktivkohledosiering in den Zulauf zur Sandfiltration Kläranlage Klotten/Opfikon-Abschlussbericht (ergänzende Untersuchungen zum Projekt Strategie MicroPoll)*. Dübendorf: Eawag.

Çeçen, F. och Aktaş, Ö. (2011). *Activated Carbon for Water and Wastewater Treatment. Integration of Adsorption and Biological Treatment* (Wiley-VCH uppl.).

Cimbritz, M. (2018). *Reduktion av svårnedbrytbara ämnen i avloppsvatten (RESVAV) – En projektsammanställning*. VA-teknik Södra, Rapport nr. 11, 2018.

Cimbritz, M., Tumlin, S., Hagman, M., Dimitrova, I., Hey, D., Mases, M., Åstrand, N. och la Cour Jansen, J. (2016). *Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. En kunskapsammanställning*. SVU-Rapport 2016-04. Stockholm: Svenskt Vatten..

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

de Rouck, N. och van de Merlen, K. (2023). *Rapport pilotonderzoek Microforce++*. Rapport 2023-49. Amersfoort: STOWA.

de Vera, G. A., Gernjak, W., Weinberg, H., Farré, M. J., Keller, J. och von Gunten, U. (2017). Kinetics and mechanisms of nitrate and ammonium formation during ozonation of dissolved organic nitrogen. *Water Research*, 108, 451-461.

Edefell, E., Falås, P., Kharel, S., Hagman, M., Christensson, M., Cimbritz, M. och Bester, K. (2021). MBBRs as post-treatment to ozonation: Degradation of transformation products and ozone-resistant micropollutants. *Science of the Total Environment*, 754.

Edefell, E., Ullman, R. och Bengtsson, E. (2019). *Ultrafilter och granulerat aktivt kol för avskiljning av mikroföroreningar*. SVU-rapport 2019-1. Stockholm: Svenskt Vatten.

Ek, M., Bergström, R., Magnér, J., Harding, M. och Christian, B. (2013). *Aktivt kol för avlägsnande av läkemedelsrester ur behandlat avloppsvatten*. Rapport Bdo89. Stockholm: IVL Svenska miljöinstitutet.

Ekblad, M., Cimbritz, M., Nilsson, F., Ernst, G., El-taliawy, H., Tumlin, S., Bester, K., Hagman, M., Mattsson, A., Blom, L., Stålhandske, L. och la Cour Jansen, J. (2015). *Ozonering för nedbrytning av organiska mikroföroreningar. Pilottester i södra Sverige*. Rapport Nr. 04. RESVAV delprojekt 1. VA-teknik Södra.

Ekblad, M., Falås, P., El-taliawy, H., Nilsson, F., Bester, K., Hagman, M. och Cimbritz M. (2019). Is dissolved COD a suitable design parameter for ozone oxidation of organic micropollutants in wastewater. *Science of the Total Environment*, 658, 449-456.

Ekblad, M., Juárez, R., Falås, P., Bester, K., Hagman, M. och Cimbritz, M. (2021). Influence of operational conditions and wastewater properties on the removal of organic micropollutants through ozonation. *Journal of Environmental Management*, 286.

Europeiska Unionen. (2024). *Europaparlamentets och rådets direktiv (EU) 2024/3019 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse*. Europeiska unionens officiella tidning.

Fundneider, T., Acevedo Alonso, V., Abbt-Braun, G., Wick, A., Albrecht, D. och Lackner, S. (2021). Empty bed contact time: The key for micropollutant removal in activated carbon. *Water Research*, 191, 116765.

---

- 
- Gidstedt, S., Betsholtz, A., Falås, P., Cimbritz, M., Davidsson, Å., Micolucci, F. och Svahn, O. (2022). A comparison of adsorption of organic micropollutants onto activated carbon following chemically enhanced primary treatment with microsieving, direct membrane filtration and tertiary treatment of municipal wastewater. *Science of the Total Environment*, 811, 152225.
- Guerrero-Granados, K. F., Mante, J., Zhang, H., Boegers, A., Panglisch, S. och Tuerk, J. (2025). Immediate Ozone Reaction During Micropollutant Removal at Advanced Wastewater Treatment Using Ozone-Strong Water. *American Chemical Society ES & Water*.
- Harmjanßen (2017). *Pilotbetrieb einer Pulveraktivkohle-Adsorptionsstufe auf der Kläranlage Ennigerloh*. Abschlussbericht. Gefördert durch Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Havixbeck: Eigenbetrieb Abwasser der Stadt Ennigerloh.
- Hedén, M., Silfwerin, M., Baresel, C. och Malovanyy, A. (2020). *Förstudie av läkemedelsrening vid Främby reningsverk. Inklusive pilotförsök med filtrering av utgående avloppsvatten genom granulerat aktivt kol (GAK)*.
- Hey, G., Holm, G., Mikusinska, M., Salmonsson, E. och Taoussi, M. Ö. (2022). *Fördjupad utredning om avancerad rening av mikroföröreningar, Ekeby avloppsreningsverk. Från bänkskaletests med ozon och aktivt kol till pilotstudier med ozon följt av MBBR*. Sweco.
- Hoyer, K., Höglind, L., Sjölin, A., Cimbritz, M., Falås, P., Juárez Cámara, R., Svahn, O., Kragh Andersen, J. och Berg Olesen, C. (2022). *Kvartär rening vid Sjölanda ARV. Ozonering vid höga bromidhalter och regenerering av aktivt kol*.
- Huber, M. M., Göbel, A., Joss, A., Hermann, N., Löffler, D., McArdell, C.S., Ried, A., Siegrist, H., Ternes, T. och von Gunten, U. (2005). Oxidation of Pharmaceuticals during Ozonation of Municipal Wastewater Effluents: A Pilot Study. *Environmental Science & Technology* (39), 4290-4299.
- Itzel, F., Baetz, N., Hohrenk, L. L., Gehrmann, L., Antakyali, D., Schmidt, T. C. och Tuerk, J. (2020). Evaluation of a biological post-treatment after full-scale ozonation at a municipal wastewater treatment plant. *Water Research*, 170.
- Jekel, M. R. (1994). Flocculation Effects of Ozone. *Ozone: Science & Engineering* (16), 55-66.
- Juárez Cámara, R. och Lind, P. (2023). *Pilotstudie ozonering + Opacarb® FL*. Envidan (på uppdrag av Borås Energi och Miljö AB).
- Juárez, R., Karlsson, S., Falås, P., Davidsson, Å., Bester, K. och Cimbritz, M. (2021). Integrating dissolved and particulate matter into a prediction tool for ozonation of organic micropollutants in wastewater. *Science of the Total Environment* (795), 148711.
- Khan, E., Babcock, R. W., Viriyavejakul, S., Suffet, I. H. och Stenstrom, M. K. (1998). Biodegradable dissolved organic carbon for indicating wastewater reclamation plant performance and treated wastewater quality. *Water Environment Research*, 70(5), 1033-1040.
- Kisielius, V., Kharel, S., Skaarup, J., Sevelsted Lauritzen, B., Lukas, M., Bogusz, A., Szumska, M. och Bester, K. (2023). Process design for removal of pharmaceuticals in wastewater treatment plants based on predicted no effect concentration (PNEC). *Chemical Engineering Journal* (476), 146644.
- Launay, M., Röbber, A., Rau, W. och Metzger, S. (2018). *Spurenstoffelimination auf Kläranlagen in Baden Württemberg Belastungssituation und zusätzliche Reinigungseffekte*. Wendlingen: KA Nachbarschaft NO-SO.
-

---

Leikam, K. och Huber, S. (2015). *Abwassertverk Rosenbergsau. Strategie Zukunft - Behandlungsstufe für Mikroverunreinigungen. Pilotierung Ozonung*. Zürich: Pöyry Schweiz AG.

Less is More (2023). *Deliverable 4.1 - Part II, Danish national report. Specific expert paper on treatment technology/efficiency for the Danish pilot plant*. Copenhagen: Less is More. Energy-efficient technologies for removal of pharmaceuticals and other contaminants of emerging concern. (Interreg South Baltic).

Lind, P., Sauvignet, P., Flodin, J., Bourghardt, C. och Bengtsson, S. (2024). Pilot scale Pilot removal of organic micropollutants by combining ozonation with powdered activated carbon. *Water Practice & Technology*, 16(6), 2255-2266.

Lindberg, J. (2020). *Förstudie läkemedelsrening på Sundets reningsverk, Växjö*. Växjö: Växjö kommun.

Lindberg, J. J. (2022). *Läkemedelsrening - Hjo kommun. Slutrapport*. Mellifq AB på uppdrag av Hjo kommun.

Luimstra, V., Spit, T., Bechger, M., van der Aa, R., Morgenschweis, C., van den Eijnde, T., van den Oost, R., van der Hoek, J.P., Foekema, J., de Jong, C., Broeders, E. och Kramer, F. (2023). *Pilotonderzoek O<sub>3</sub>-STEP*. Rapport 2023-43. Amersfoort: STOWA.

Löwenberg, J., Wintgens, T., Krahnstöver, T., Baggenstos, M. och Koch, G. (2016). *Elimination von Mikroverunreinigungen mittels PAK-Dosierung im Zulauf der Raumfiltration- Aktifilt*. Abschlussbericht. Ein vom Bundesamt für Umwelt in der Umwelttechnologieförderung unter Vertragsnummer UTF 450.06.13/IDM 2004.2423.391 unterstütztes Projekt. Fachhochschule Nordwestschweiz Hochschule für Life Sciences.

Löwenberg, J., Zenker, A. och Wintgens, T. (2013). *Aquapure-Optimierte Verfahrenskombination von Pulverkohle und Membranfiltration zur Entfernung von Mikroverunreinigungen-Abschlussbericht*. Fachhochschule Nordwestschweiz. Hochschule für Life Sciences.

Mailler, R., Danel, O., Esperanza, M., Courtois, S. och Gonzalez Ospina, A. (2024). Mastering granular activated carbon filtration to remove organic micropollutants, antibiotic resistance and metals for municipal wastewater reuse. *Science of the Total Environment*, 952, 175918.

Margot, J., Magnet, A., Thonney, D., Chèvre, N., de Alencastro, F. och Rossi, L. (2011). *Traitement des micropolluants dans les eaux usées. Rapport final sur les essais pilotes à la STEP de Viduy (Lausanne)*. Etude réalisée par le service d'assainissement de la ville de Lausanne sous mandat de l'office fédéral de l'environnement (OFEV). Lausanne: Assainissement Lausanne.

McArdell, C.S., Böhler, M., Hernandez, A., Oltramare, C. och Siegrist, H. (2020). *Pilotversuche zur erweiterten Abwasserbehandlung mit granulierter Aktivkohle (GAK) und kombiniert mit Teilozonung (O<sub>3</sub>/GAK) auf der ARA Glarnerland (AVG), Ergänzende Untersuchungen zur PAK-Dosierung in die biologische Stufe in Kombination mit GAK*. Dübendorf: Eawag.

Meier, J. F., Austermann-Haun, U., Kuhlmann, S. och Alt, K. (2014). *Pilotprojekt zur Mikroschadstoffelimination mittels Ozonung auf der ZKA Detmold*. Hydro-Ingenieure, Hochschule Ostwestfalen Lippe.

Mellifq. (2021). *Pilotförsök för läkemedelsrening- Nohaga avloppsreningsverk*. Mellifq på uppdrag av Alingsås kommun.

Mellifq. (2023). *Slutrapport Läkemedelsrening Sälfjällets reningsverk*. VAMAS och Mellifq.

- 
- Mulder, M., Antakyali, D. och Ante, S. (2015). *Cost of removal of micropollutants from effluents of municipal wastewater treatment plants. General cost estimates for the Netherlands based on implemented full scale post treatments of effluents of wastewater treatment plants in Germany and Switzerland*. STOWA and Waterboard the Dommel, The Netherlands.
- Nahrstedt, A., Gimbel, R., Alt, K., Fritzsche, J., Sürder, T., Burbaum, H. och Klak, A. (2011). *CSB- und Spurenstoffadsorption am Aktivkohlefestbett. Abschlussberich. AOL-Abwasserverband „Obere Lutter“*. Gefördert durch das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Nilsson, E. och Lennkvist, L. (2022). *Optimerad kemisk efterfällning för låga fosforutsläpp och reduktion av DOC* (Examensarbete Nr 2022-07). Vattenförsörjnings- och avloppsteknik | Institutionen för kemiteknik, LTH | Lund University.
- Nilsson, F. (2015). *Application of ozone in wastewater treatment for mitigation of filamentous bulking sludge & reduction of pharmaceutical discharge*. Licentiate dissertation. Lund University.
- Phan, L. T., Schaar, H., Saracevic, E., Krampe, J. och Kreuzinger, N. (2022). Effect of ozonation on the biodegradability of urban wastewater treatment plant effluent. *Science of the Total Environment*, 812.
- Piai, L. och de Wilt, A. (2023). *Pilotonderzoek  $BO_3$ -technologie*. Rapport 2023-48. Amersfoort: STOWA.
- Pinnekamp, J., Bornemann, C., Yüce, S., Herr, J., Jagemann, P., Lyko, S., Benstöm, F., Montag, D., Platz, C., Wett, M., Biebersdorf, N., Kaub, M., Kolisch, G., Osthoff, T., Taudien, Y., Rolfs, T. och Stepkes, H. (2012). *Projekt Nr. 5: Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle (MIKROFlock)*. AZ IV+7+042 600 001E. Vergabenummer 08/058.1.
- Pinnekamp, J., Wessling, M., Yüce, S., Herr, J., Marti, C., Malms, S., Montag, D., Hochstrat, R., Kolvenbach, B., Zimmermann, B., Weber, M., Drensla, K., Janot, A. och Kühn, W. (2017). *Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren*. Vergabenummer 08-058/1. MIKROMEM. Aachen.
- Sehlén, R., Malmborg, J., Baresel, C., Ek, M., Magnér, J., Allard, A.-S. och Yang, J. (2015). *Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten*. Nr B 2218. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Sehlén, R., Nilsson, J., Stapf, M., Schütz, J., Bester, K., Kharel, S., Lukas, M., Bogusz, A. och Putna-Nimane, I. (2020). *Evaluation and experiences of full-scale ozonation followed by MBBR post-treatment and comparison with previous pilot tests. GoA3.1: Pharmaceutical removal at full scale*. Linköping: CWPharma, Clear Water From Pharmaceuticals.
- Skaarup, J. (2024). *HCR Syd 2.0- Kvartært trin til rensning for lægemidler*. Silkeborg: Ferksvandscentret Kursus: Valg af det 4. renses trin - få et solidt fundament for beslutningen.
- Svahn, O. och Borg, S. (2024). Assessment of full-scale 4th treatment step for micro pollutant removal in Sweden: Sand and GAC filter combo. *Science of the Total Environment*, 906, 167424.
- Svahn, O. och Borg, S. (2025). *Five years of operational experience with Sweden's first full-scale Granular Activated Carbon (GAC) filter at Degeberga Wastewater Treatment Plant (WWTP)*. Hämtat från LinkedIn: [Post | LinkedIn- Ola Svahn, Degeberga GAC](#) (Juni 2025)
-

---

Takman, M., Svahn, O., Paul, C., Cimbritz, M., Blomqvist, S., Struckmann Poulsen, J., Lund Nielsen, J. och Davidsson, Å. (2023). Assessing the potential of a membrane bioreactor and granular activated carbon process for wastewater reuse – A full scale WWTP operated over one year in Scania, Sweden. *Science of the Total Environment*, 895, 165185.

Telgmann, U., Borowska, E., Felmeden, J. och Frechen, F.-B. (2020). The locally resolved filtration process for removal of phosphorus and micropollutants with GAC. *Journal of Water Process Engineering*, 35, 101236.

van den Bulk, J., Deeke, A., van Horne, P., Robben, J. och Schemen, R. (2023). *Pilotonderzoek upflow GAK. Verwijdering van microverontreinigingen door granulair actiefkoolfiltratie*. Rapport 2023-52. Amersfoort: STOWA.

van Gijn, K., Zhao, Y., Balasubramaniam, A., de Wilt, H., Carlucci, L., Langenhoff, A. och Rijnaarts, H. (2022). The effect of organic matter fractions on micropollutant ozonation in wastewater effluents. *Water Research* (222), 118933.

von Sonntag, C. och von Gunten, U. (2012). *Chemistry of ozone in water and wastewater treatment. From basic principles to applications*. (2020 uppl.). London: IWA Publishing.

VSA Micropoll. (2022). *Aktueller Stand PAK-Dosierung vor einen Sandfilter*. Faktenblatt. Plattform Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen.

Wouters, H., Kramer, A., Veenendaal, G., Nonnekens, J. och Nijhuis, E. (2023). *Biologisch geactiveerde continufiltratie over granulair actief kool. Pilotonderzoek BIO-GAK*. Rapport 2023-51. Amersfoort: STOWA.

Wunderlin, P. och Grelot, J. (2021). *Abklärungen Verfahrenseignung Ozonung. Empfehlung (Version 2)*. Glattbrugg: Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA).

Yüce, S., Herr, J., Malms, S., Schumacher, D., Löwenberg, J., Hochstrat, R., Hommes, G., Panglisch, S., Tatzel, A., Weber, M., Leibe, D., Drensla, K., Janot, A. och Kühn, W. (2012). *Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz der Membrantechnik. Abschlussbericht MIKROMEM*. Gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Aachen.

Zimmermann, S. G., Wittenwiler, M., Hollender, J., Krauss, M., Ort, C., Siegrist, H. och von Gunten, U. (2011). Kinetic assessment and modeling of an ozonation step for full-scale municipal wastewater treatment: Micropollutant oxidation, by-product formation and disinfection. *Water Research*, 45, 605–617.

Zucker, I., Lester, Y., Avisar, D., Hübner, U., Jekel, M., Weinberger, Y. och Mamane, H. (2015). Influence of Wastewater Particles on Ozone Degradation of Trace Organic Contaminants. *Environmental Science&Technology* (49), 301-308.

Åberg, J., Björleinius, B., Örn, S., Carlsson, G., Ullman, A. och Gunnerblad, E. (2022). *Förstudie läkemedelsrening vid Lindholmens avloppsreningsverk i Norrtälje - slutrapport*. Norrtälje Vatten och Avfall AB. VA-avdelningen.

---

# Bilagor

---

# Bilaga A Studiebesök

## 1. Erfarenheter från Schweiz

Det enda landet i världen som har infört nationell lagstiftning för kvartär rening är Schweiz. Lagen trädde i kraft 2016 och innebär att reningsverk behöver uppgraderas om de faller inom ett av följande kriterier:

- Belastning >80 000 pe, dimensionerat för >24 000 pe med utsläpp till dricksvattentäkt
- Belastning >8 000 pe med utsläpp med otillräcklig spädning i känslig recipient.

Reningskraven har till stor del legat till grund för de nya kraven i EU:s avloppsvattendirektiv. I Schweiz gäller i korthet följande: avskiljning av ett urval av 12 indikatorämnen ska vara minst 80 % över reningsverket vid minst 90 % av provtillfällena. Antalet prover som ska tas varierar med storleken på reningsverket och varierar mellan 4 och 24 prov per år. I praktiken dimensioneras den kvartära reningen i regel för hela flödet som behandlas biologiskt, vilket brukar vara ca 2,5 gånger torrvädersflödet.

Under projektets studieresa besöktes fyra reningsverk i Zürich med omnejd. Två reningsverk har ozonering (ARA Neugut och ARA Kloten/Opfikon), ett har kolfilter (ARA Moos) och ett har en kombination av ozonering och kolfilter (ARA Altenrhein). Nedan beskrivs respektive reningsverk utifrån processval, dimensionering och drift av kvartär rening samt hur valet påverkades av eller har påverkat de konventionella, existerande reningsstegen. Eventuell samverkan mellan processer som har uppstått i kombinationen av reningssteg för att nå utsläppsvillkoren beskrivs också.

### 1.1 ARA Neugut

Avloppsreningsverket ARA Neugut ligger inklämt mellan parkerings- och bostadshus, parker och motorvägar, se Figur A.1. Reningsverket är dimensionerat för 150 000 pe och nuvarande belastning är ca 100 000 pe. Ca hälften av belastningen kommer från industrier varav de flesta är livsmedelsindustrier. ARA Neugut var det första reningsverket i Schweiz som installerade kvartär rening på grund av den nationella lagstiftningen. Ozon valdes eftersom det var utrymmesbrist på anläggningen samt att miljöpåverkan bedömdes som lägre med ozon än med aktivt kol. Sandfilter fanns också redan på plats som lämplig efterbehandling efter ozonering. Dessutom fanns mer kunskap om ozon än om GAK och PAK. Bromidhalten beaktades inte inför valet. Vid mätningar efter installation av ozon låg bromidhalten under aktuella risknivåer.

Det framgår inte tydligt ur Figur A.2, men ovanpå de öppna biologiska bassängerna (nr 5–7) har hopfällbara solceller från DHP Technology installerats, vilket innebär att de kan producera el under soliga dagar samtidigt som solcellerna kan fällas ihop när det är snöigt och blåsigt. Den bärande konstruktionen för solcellerna behöver därmed inte byggas för att hålla för lasten av vind och snö. Utöver elproduktionen skyddar solcellerna dessutom bassängerna, vilket motverkar algutväxt och avdunstning. Solcellerna genererar som mest 260 kW mitt på dagen och beräknas täcka hälften av reningsverkets effektbehov. Vissa dagar är de till 90 % självförsörjande på el med hjälp av biogas och solceller på tak och över bassänger. Utsläppskraven visas i Tabell A.1.



**Figur A.1**

Översiktsfoto på ARA Neugut tagen från [www.neugut.ch](http://www.neugut.ch). Siffrorna motsvarar följande: Grovt rengaller (1), sand- och fettfång (2), fint rengaller (3), försedimentering (4), biologisk rening (5), bio-P-rening (6), eftersedimentering (7), ozonering (8), sandfilter (9), utsläppspunkt (10), biogastillverkning (11), slamavvattnings och torkning (12), värmeåtervinning (13), el/värmeproduktion (14), spillvärmeutnyttjande (15), forskning- och utveckling (16), processövervakning (17), kvalitetskontroll (18).



**Figur A.2**

Hopfällbar solcellsanläggning över sedimenteringsbassänger.

| Parameter          | Gränsvärde (årsmedelvärde) | Reduktion (%) |
|--------------------|----------------------------|---------------|
| COD                | 40 mg/l                    | 80            |
| Tot-P              | 0,8 mg/l                   | 80            |
| Tot-N              | 15 mg/l (dygnsmedelvärde)  | 70            |
| NH <sub>4</sub> -N | 1 mg/l                     | 90            |
| NO <sub>2</sub> -N | 0,3 mg/l                   | -             |
| SS                 | 5 mg/l                     | -             |
| Mikroföroreningar  | -                          | 80            |

**Tabell A.1**

Utsläppsvillkor för ARA Neugut.

### 1.1.1 Utformning och dimensionering

Vattenreningen består av mekanisk rening med grovt rengaller, sand- och fettfång, samt fint rengaller, följt av försedimentering, biologisk rening, bio-P-rening, eftersedimentering, ozonering samt sandfilter (Figur A.1 och Figur A.3). Efter reningsstegen släpps det reade vattnet i vattendraget Glatt, som rinner förbi reningsverket. Under sommaren utgör avloppsvatten upp till 20 % av flödet i Glatt.

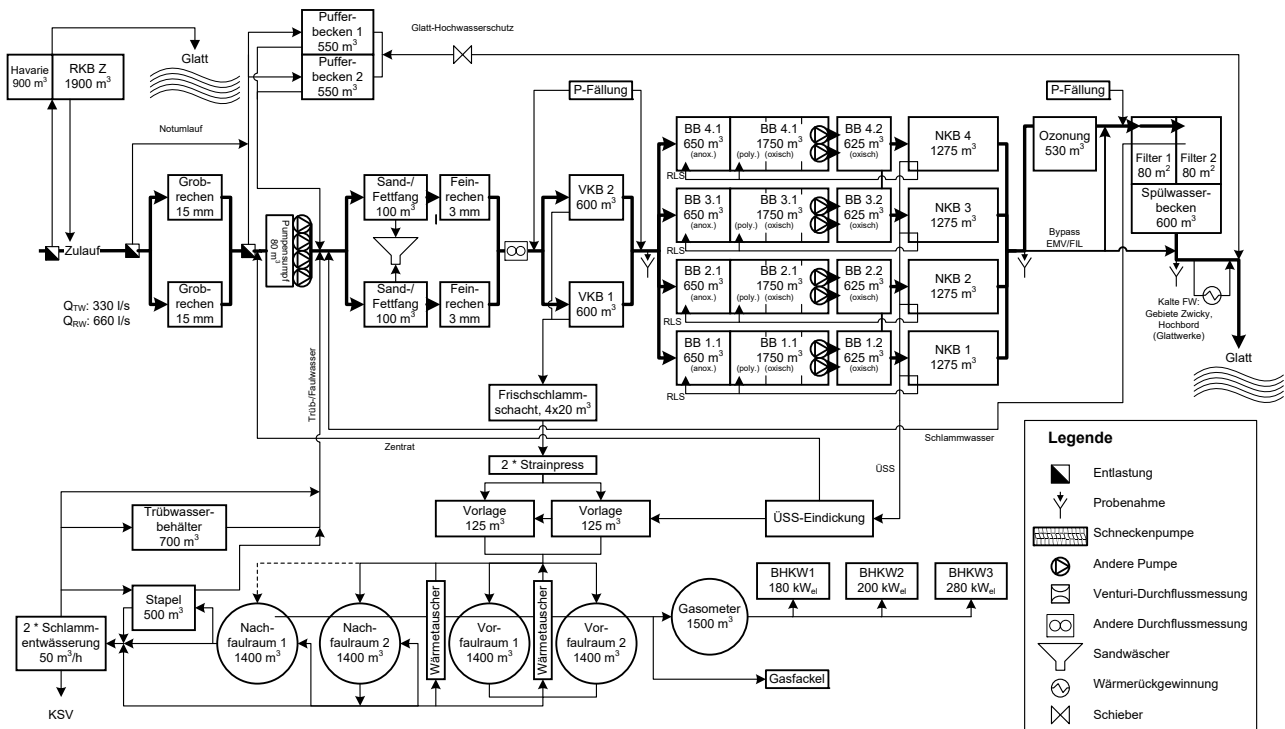
Det bildade slammets från reningsprocessen används som råvara för biogastillverkning. Efter biogasproduktionen avvattnas slammets och torkas, rejecktvalet används i en värmeväxlare för att kunna återanvända värmen i slamtorkningen och i biogasprocessen. Det torkade slammets skickas till förbränning och askan deponeras med målet att skapa en fosforgruva och kunna få tillbaka det i framtiden. Sandfiltret fanns sedan tidigare på grund av lagkrav som kräver att alla reningsverk i städer har ett sandfilter installerat som ett extra skydd eftersom det reade avloppsvattnet släpps ut inom tätbebyggt område. På grund av platsbrist är den biologiska reningen, fosforreningen och eftersedimenteringen byggd i två våningar. Den biologiska fosforreningen åstadkommer två tredjedelar av fosforreduktionen och fällning med järnklorid står för en tredjedel.

**Figur A.3**

Processchema för ARA Neugut. Bilden har laddats ner från [www.neugut.ch/ablaeufer-der-klaeranlage/](http://www.neugut.ch/ablaeufer-der-klaeranlage/).



ARA Neugut Dübendorf: Verfahrnschema IST-Zustand 2024



Dateiname: Duebendorf/2024\_vsd, Bearbeitung: UHo, 25.09.2024

---

Reningsverket har ett torrvädersflöde på 200 l/s och är dimensionerat för ett maxflöde på 660 l/s, både för de biologiska stegen och den kvartära reningen. Det lägsta flödet ligger på 70 l/s. Ozonsteget består av:

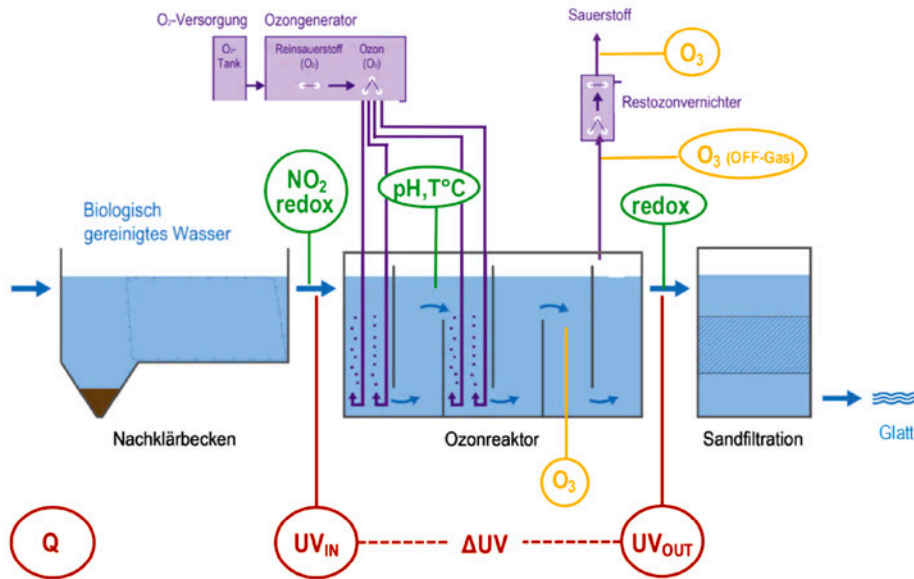
- LOX-tank (30 m<sup>3</sup>) och evaporator på gården. Syrgasen dopas med torkad luft för att förbättra ozongeneratorernas effektivitet. LOX-systemet hyrs och leverantören sköter allt kring det såsom påfyllnad, drift och underhåll. LOX-tanken fylls på 1 gång per månad.
- Dubbla ozongeneratorer, som kan köras med mellan 6–12 viktprocent ozon, för att möta ozonbehovet. Varje ozongenerator kan maximalt leverera 5,5 kg ozon/h. Båda används vid högflöde.
- Reaktionstank på 530 m<sup>3</sup> med 6 kammare och 6 meters djup. Kammare 1 och 3 innehåller dubbla system av keramiska diffusorer. System 1 har 20 diffusorer och system 2 har 33 diffusorer. HRT varierar mellan 13 minuter vid maximalt flöde och 37 min vid torrväderflöde. Vid lägsta flödet ligger HRT på 125 minuter. Reaktionstanken körs vid lågt undertryck (-1 till -12 mbar).
- Destruktor, som via en termisk katalysator, omvandlar eventuellt kvarvarande ozon i off-gasen från reaktorn till syrgas.
- Kylmaskin används för kylning. Neugut rekommenderade att inte använda renat avloppsvatten eftersom det sätter igen kylkanalerna.

Ozondosen har från start legat mellan 0,33–0,5 g O<sub>3</sub>/g DOC eller 1,6–2,7 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>. Initialt styrdes ozondosen proportionerligt mot DOC, men svårigheterna med att hitta tillförlitliga DOC-sensorer gjorde att de tillsammans med Eawag utvecklade en algoritm vid namn BEAR, som står för Bedarfgerechtete Dosis Elimination, Analytisch und Monitoring, eller Behovsbaserad Doselimination, Analytisk och Övervakning. BEAR innebär att dosen styrs baserat på skillnaden i UV-absorbans före och efter reaktionstanken. Absorbansen mäts vid 254 nm och för att det ska fungera behöver SS-nivån ligga lågt samt en regelbunden rengöring av sensorerna göras. För att undvika störning av UV-mätningen från partiklar användes först filter på vattnet som gick in till sensorerna. Dessa filter satte dock igen, och det visade sig att de inte behövdes då UV-mätningen inte påverkades märkbart vid verkets normala SS-halter på 3–4 mg/l. Högre halter SS verkar dock kunna störa UV-mätningen. Vid låga vattenflöden hinner SS sedimentera i ozonreaktorn som vid höga flöden virvlar upp, vilket påverkar styrningen av ozondos vid höga flöden. Med BEAR-algoritmen hamnar ozondosen på 0,48 g O<sub>3</sub>/g DOC (Sommer 2015) jämfört med 0,55 g O<sub>3</sub>/g DOC vid proportionerlig styrning/reglering (Herbst 2014). I båda fallen som nämns ovan (BEAR-algoritmen och proportionerlig styrning/reglering) tillsätts ozonet enbart i kammare 1. Initialt analyserades mikroföroreningar 24 gånger per år under två års tid. Neugut föreslog att förhandla fram ett bra pris hos ett analyslab. Idag sker analyser 12 gånger per år och proven tas som 48 h-prover.

Den enda skillnaden mellan BEAR-algorithmens styrning för 10 år sen och idag är att idag mäts absorbansen på nyare reningsverk vid både 254 och 266 nm, vilket innebär att nyare reningsverks implementering av BEAR korrelerar ännu bättre än vid Neugut. En förutsättning för att styrningen av ozon utifrån skillnaden i absorbans skall kunna fungera väl är att allt ozon skall ha reagerat innan vattnet når UV-sensorn på det utgående vattnet från ozoneringen. Ozon absorberar nämligen i sig UV-ljus, vilket påverkar styrningen på ett sätt som leder till en potentiellt självförstärkande överdosering av ozon.

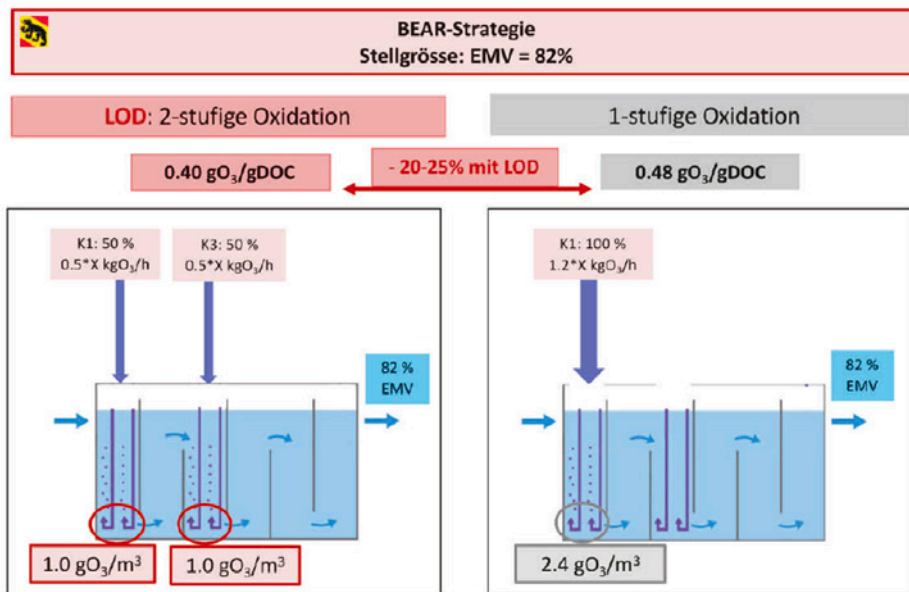
Utöver detta har det även utförts toxicitetsstudier i samarbete med Eawag i ett projekt som hette Retreat. Toxiciteten har i detta projekt konstaterats minska genom sandfiltret och recipienten har fått bättre förutsättningar efter att ozonering installerades. Utöver UV mäts även redoxpotential före och efter reaktorn, nitrithalt före reaktorn, pH, temperatur och löst ozon i reaktorn samt ozon i off-gas och efter destruktorn (Figur A.4). Om redoxpotentialen ökar i utgående vatten betyder det att det finns ozon där. Nitrit mäts enbart för att kunna veta om de har problem med nitritproduktion i biosteget. Nitrithalten styr inte ozondosen.

---



**Figur A.4**  
Översiktsbild av styrningen för ozonsteget på ARA Neugut. Bilden kommer från Aqua & Gas No 5, nedladdad från [www.neugut.ch](http://www.neugut.ch).

Efter implementeringen av BEAR-algoritmen vidareutvecklades metoden med LOD-Mehrkammarmarkonzept, vilket innebär att ozonet tillsätts i mer än en kammare och genom alla diffusorer samtidigt (Figur A.5). Detta har inneburit att det idag doseras 2x0,20 g O<sub>3</sub>/g DOC (Herbst 2015).



**Figur A.5**  
Översiktsbild av LOD-styrningen för ozonsteget på ARA Neugut. Bilden kommer från Aqua & Gas No 11, nedladdad från [www.micropoll.ch](http://www.micropoll.ch).

ARA Neugut har sparat mycket ozon genom mer träffsäker styrning av ozondosen men har också ibland stött på problem med att de befintliga ozongeneratorerna inte kan leverera så lite ozon som egentligen behövs, eftersom anläggningen kräver ett visst gasflöde. Ozondosen har kunnat sänkas jämfört med ursprungsdesignen och ändå upprätthålla tillräcklig avskiljning. Effekten har blivit att vid låg ozondos och låga flöden behöver de gå ner i ozonkoncentration i gasen (från max 12 % ner mot 6 %) för att kompensera för nödvändigt gasflöde. Det ger en ökad användning av LOX i förhållande till producerad mängd ozon och ökar driftkostnaderna. Personalen på Neugut rekommenderade att ha olika stora ozongeneratorer vid framtida ozoninstallationer. Andra rekommendationer är att ha så många diffusorer som möjligt och hög kvalitet på fogarna.

---

ARA Neugut har också kunnat konstatera genom beräkningar att om de skulle kunna köra kontinuerligt vid högre ozonkoncentration så skulle de kunna spara stora belopp varje år, eftersom det går åt mindre mängd LOX vid högre ozonkoncentration och LOX är dyrt jämför med elkostnaden.

Samtidigt behöver diffusorerna ett minsta gasflöde för att fungera och går gasflödet under det så måste koncentrationen minskas för att få korrekt gasflöde. Detta händer vid låga vattenflöden där en låg ozondos behövs, där en optimal körning skulle innebära att en högre ozonkoncentration används och därmed ett lägre gasflöde. Men eftersom det innebär att gasflödet blir för lågt måste koncentrationen minskas för att få upp gasflödet, vilket i sin tur innebär en ökad användning av LOX i förhållande till producerad mängd ozon.

### 1.1.2 Drift och underhåll

Den totala investeringskostnaden för ozonsteget var 3,27 miljoner CHF i 2016 års kostnadsläge. Driftskostnaden låg vid 2016 på 0,014 CHF/m<sup>3</sup> eller 110 000 CHF per år. Idag ligger det på 0,0187 CHF/m<sup>3</sup> men kostnaden har varit nere på 0,012 CHF/m<sup>3</sup>. Ozonsteget drar 0,024 kWh/m<sup>3</sup> jämfört med hela reningsverket som drar 0,42 kWh/m<sup>3</sup>. Ungefär hälften av elbehovet för reningsverket är för pumpning av vatten.

Reaktionstanken rengörs en gång per år, efter att myndigheterna har godkänt att de stänger ned ozonsteget och därmed inte renar vattnet från mikroförureningar under de 2–3 dagar som underhållet tar. Under denna tid töms reaktorn på vatten, vilket underlättas pga. de sprinklers som installerades för att ta bort skum men i stället används för att snabbare få bort ozon-off-gasen i reaktorn. Under detta underhåll tvättas diffusorerna, vilket innebär att de inte har behövt bytas förrän efter 10 år och då var det framför allt några metall- och packningsdelar som var utslitna. Järnkloridfällningen påverkar också hur smutsiga diffusorerna blir, de har testat simultanfällning i den biologiska reningen vilket ledde till att diffusorernas skick blev mycket sämre.

Personalen på Neugut rekommenderade dock samtidigt att tänka på att enbart använda ozonbeständiga material för O-ringen mellan diffusorernas botten och den keramiska toppen, såsom teflon och 316L.

Neugut rekommenderar att installera tillräckligt stora rör ut från reaktorn eftersom alla kammare innehåller maskar och sniglar som ansamlas i reaktorn och som när de tömmer reaktorn kan uppgå till ca 20 x 20 l sniglar. Maskar och sniglar är inte unikt för Neugut. Personalen trodde att alla ARV hade det. De trodde att kammare 5 hade optimala förhållanden för tillväxt av sniglar då syrehalten var hög och organiskt material brutits ner i små beståndsdelar. Utöver rengöringen av tanken så rengörs UV-sensorerna löpande var tredje timme med tryckluft och kemikalier, annars blir det problem med biofilm. Från början var även filter installerat på inkommande vatten till UV-sensorerna men dessa täpptes igen hela tiden så dessa har plockats bort. Med högre SS-halt kan det dock vara klokt att ha filter.

Sandfiltren är likadana som innan ozonering installerades och används som efterbehandling. Totalt finns 2 filterceller om 80 m<sup>3</sup> vardera som i sin tur innehåller 2 sandfilter ca 60 cm, vilka backspolas varannan dag. Vid maxflöde används två sandfilterceller och ytbelastningen uppgår till knappt 15 m/h, vid medelflöde (200 l/s) motsvarar det en ytbelastning på knappt 10 m/h. Utgående vattnet från sandfiltren går till en 600 m<sup>3</sup> reservoar som används för backspolning och kemikalieberedning.

Neugut har haft problem med korrosion i rören och rekommenderar därför att använda rör i plast. De rekommenderar också att inte spara in på kvaliteten på betongen eftersom de har haft problem med erosion av betongen, inte minst ut från ozonreaktorn och sandfiltren där det är hög syrehalt (12 mg/l respektive 10 mg/l) i kombination med hög flödes hastighet. Erosionen i utloppen från ozonreaktorn har lett till att de har fått reparera dessa med epoxi. Detta genomfördes under två år i samband med årligt underhåll av reaktorn. Trots låga SS-halter hinner SS sedimentera vid låga vattenflöden

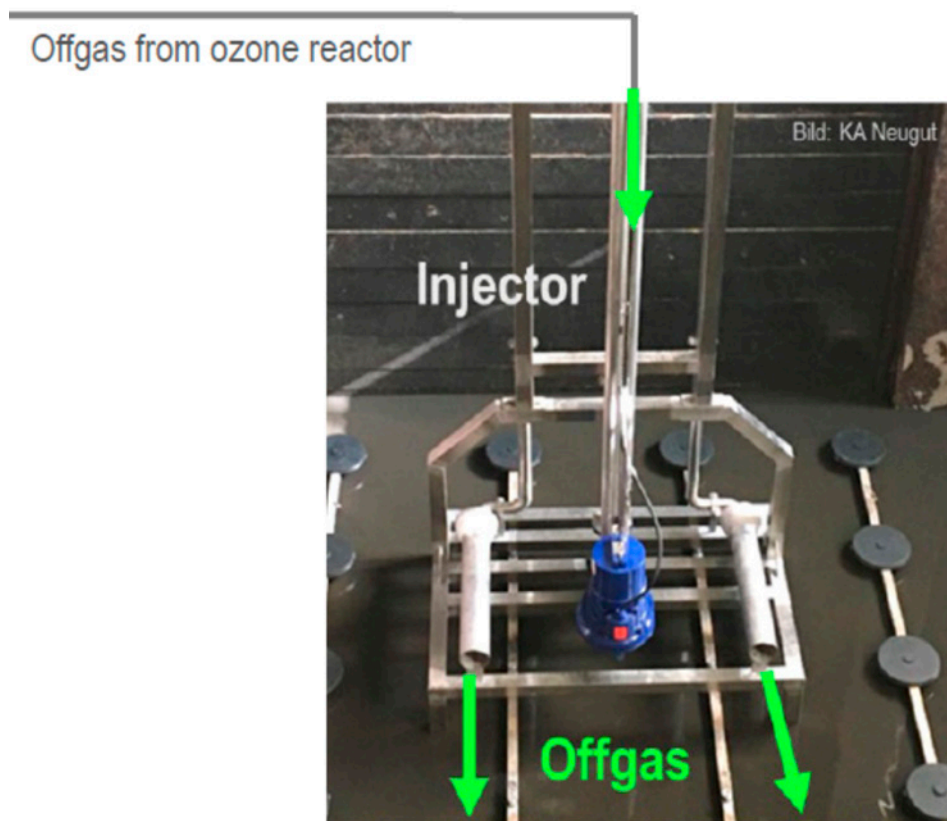
---

i ozonreaktorn och sedan virvla upp vid höga flöden, vilket påverkar styrningen av ozondos.

### 1.1.3 Samverkan

Enligt VSA's (Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute) tekniska projektdatablad står det att det sker en reduktion av DOC med 18–24 % över ozonering och sandfilter. Under platsbesöket konstaterades det också att syrehalten genom sandfiltret minskar från 12 till 10 mg/l vilket tyder på biologisk aktivitet men det finns inget som tyder på att det har med ozonsteget att göra. Inga ändringar gjordes i föregående biologisk rening eller efterföljande sandfilter då ozoneringen togs i drift. Biosteget har fått fler luftare installerat men syftet var att förbättra driftsekonomi och inte kopplat till ozoneringen.

ARA Neugut har under ett år testat att leda off-gasen från destruktorn, via en injektor (Figur A.6), till en av linjerna i det biologiska steget, med hopp om att detta skulle bidra till syrebehovet för den biologiska reningen. Tyvärr ökade energibehovet i ozonlinjen, och innan de hittar en injektor som kräver mindre energi så kommer de inte att gå vidare med detta.



**Figur A.6**

ARA Neuguts injektor i en av linjerna i det biologiska steget. Bilden är tagen från presentation som hölls vid studiebesöket.

Ett förslag som de också funderat över var att leda off-gas från ozondestruktorn till intaget för blåsmaskinerna. Då skulle syrgasen kunna utnyttjas utan att ett nytt injektions-system måste byggas i bioreaktorerna. Detta har de dock inga planer att göra i dagsläget.

Det har också diskuterats att använda ozon i biologin som ett sätt att förbättra sedimenteringen, som de tycker är dålig. Eftersom de då skulle behöva täcka bassängerna har detta inte testats. Istället genomförs nu tester med hydrocykloner i en av deras linjer. Hydrocyklonerna startar varannan timme. Detta har förbättrat sedimenteringen och SVI har minskat med hälften.

## 1.2 ARA Kloten Opfikon

Avloppsreningsverket Kloten Opfikon tar emot avloppsvatten från kommunerna Kloten och Opfikon med ca 21 000 invånare vardera och därtill även från Zürich flygplats där 30 000 personer arbetar och 31 miljoner passagerare flyger per år. Det renade avloppsvattnet släpps ut i floden Glatt. Driften av verket görs sedan 2010 av den gemensamt kommunalt ägda institutionen Abwasserreinigung Kloten Opfikon (IKA), där Kloten och Opfikon är partners. Den totala nuvarande belastningen har uppskattats till 80 000–90 000 pe. Det nyligen totaluppggraderade reningsverket (13 års projektid varav 8 års byggtid, 2017–2024) är designat för 125 000 pe och bemannas av 9 personer. Utsläppskraven visas i Tabell A.2 och foto över anläggningen i Figur A.7.

| Parameter          | Gränsvärde (årsmedelvärde) |
|--------------------|----------------------------|
| COD                | 40 mg/l                    |
| Tot-P              | 0,8 mg/l                   |
| Tot-N              | 15 mg/l                    |
| NH <sub>4</sub> -N | 1 mg/l                     |
| Mikroföroreningar  | 80 % reduktion             |

**Tabell A.2**

Utsläppsvillkor (gränsvärden) för ARA Kloten/Opfikon.



**Figur A.7**

Avloppsreningsverket Kloten Opfikon i direkt närhet till Zürich flygplats. Bild från Abwasserreinigung Kloten/Opfikon 2025.

### 1.2.1 Utformning och dimensionering

Vattenreningen består av mekanisk rening med rensgaller, sand- och fettfång samt försedimentering. Dessa delar driftsattes 2019. Därefter följer biologisk rening med AGS (Aerobt Granulärt Slam), i fyra Nereda®-linjer vilka har startats upp en i taget mellan 2021 och 2024. Om den biologiska fosforreningen i AGS-processen inte är tillräcklig doseras järnsulfat i reaktorerna. AGS-linjerna följs av ozonering i två parallella reaktorer, vilka startades i januari 2025, och till sist sandfilter, vilka funnits på plats i 35 år men utökats från 8 till 10 stycken i samband med uppgraderingen av reningsverket. Ingen extern kolkälla doseras till processen. Se processschema i Figur A.8. Designflödet för AGS, ozonering och sandfilter är 800 l/s. Torrvädersflödet är ca 230 l/s och lägsta

---

flödet nattetid är ca 40–50 l/s. Hela det 13-åriga uppgraderingsprojektet kostade ca 108 miljoner CHF (1 CHF = 12 SEK, juli 2025).

Slamhanteringen består av skruvpressar för förtjockning innan mesofil anaerob rötning i två parallella röt-kammare. Biogasproduktionen bidrar med 51 % av energin som används på reningsverket. Vikbara solceller som nyligen installerats beräknas kunna bidra med upp till 25 % av reningsverkets behov. I processchemat (Figur A.8) står ammoniakstripping på rejektvattnet med. Denna togs dock ur bruk för två år sedan, på grund av för höga produktionskostnader och inte tillräckligt hög betalningsvilja för produkten.

Kvartär rening infördes på grund av den nationella lagstiftningen i Schweiz och ozonering valdes för att bromidhalterna i vattnet var låga (0,05 mg/l) vilket leder till väldigt låga och oproblematiske bromatkoncentrationer i det ozonerade avloppsvattnet. De följde ett flerstegschema för att bedöma teknikens lämplighet framtaget av VSA (Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute), Schweiz motsvarighet till Svenskt Vatten, enligt följande (Wunderlin och Grelot, 2021):

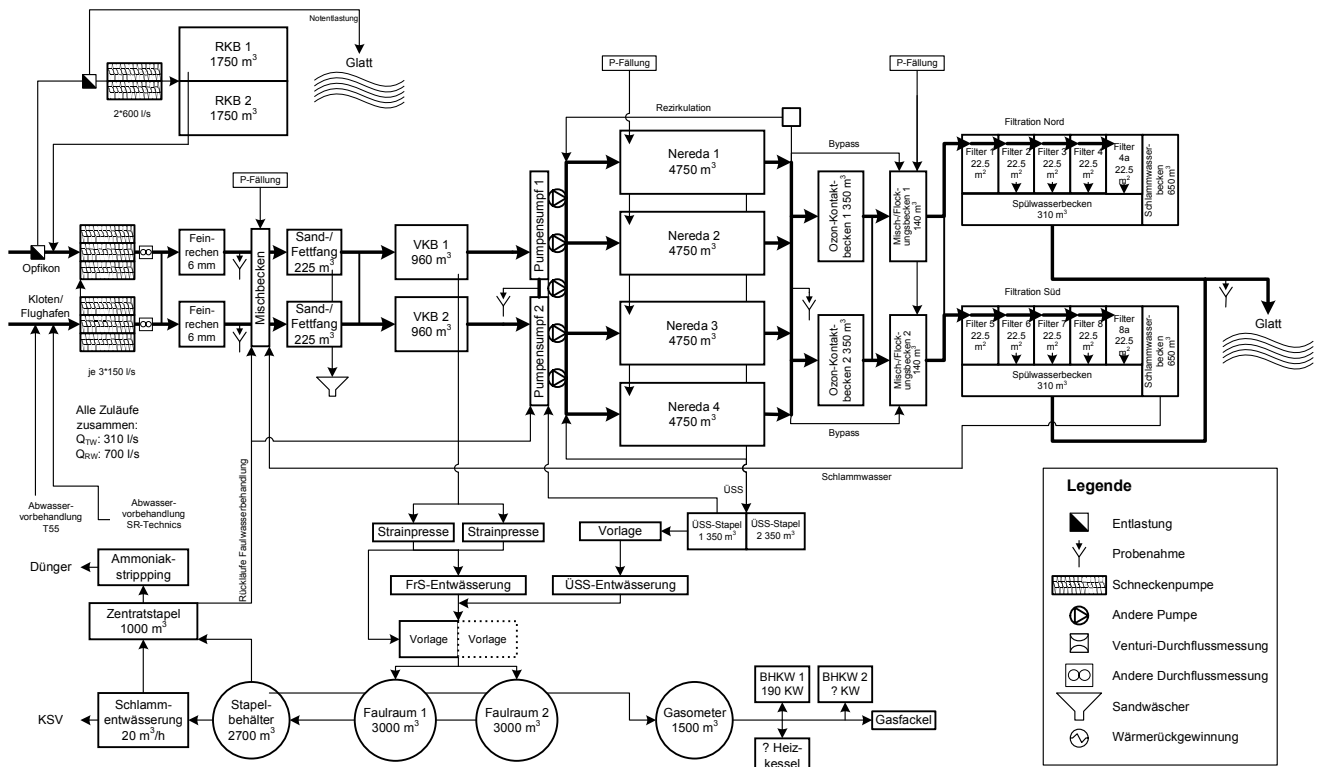
1. Undersöka hur ozonet beter sig i det aktuella avloppsvattnet
2. Undersöka effektiviteten för att ta bort mikroföroreningar
3. Undersöka oxidationsbiprodukter (bromat och nitrosaminer)
4. Biotester (hormonaktivitet, gentoxicitet, zytotoxicitet).

Om alla fyra steg är godkända rekommenderas pilottest. Det framkom även vid platsbesöket att de betraktade aktivt kol som smutsigt och något de inte ville hantera. Kloten Opfikon genomförde även multikriterieanalys tillsammans med forskningsinstitutet Eawag inför teknikvalet för kvartär rening.

Generellt liknar design och drift av ozoneringen anläggningen på ARA Neugut och viktiga erfarenheter har kunnat inhämtas därifrån. Ozonanläggningen är uppbyggd i två linjer med designflödet 400 l/s (min 160 l/s och max 870 l/s), reaktorvolymerna är 350 m<sup>3</sup> vardera. Det finns två ozongeneratorer av märket Ozonia M. Som syrgaskälla används flytande syrgas (LOX), och de har sin syrgastank på 40 m<sup>3</sup> som fylls var femte till sjätte vecka. De har två separata evaporatorer, varav den ena alltid är standby, och när den första är täckt av snö, byter de. Ozondosen är designad för 4,5 g/m<sup>3</sup> vilket är högre än Neuguts 2 g/m<sup>3</sup>. DOC-koncentrationen är också högre (ca 10 mg/l) i avloppsvattnet vid Kloten Opfikon än i Neugut (4,1 mg/l), vilket kan förklara att en högre ozondos behövs. De testade flertalet olika doser innan denna valdes. Maximal ozonproduktion är 10,6 kg/h och minimum 0,83 kg/h med en dos på 12 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>.

Styrningen av ozon sker med  $\Delta UV_{254nm}$  och BEAR-algoritmen (som beskrivs närmare för ARA Neugut). Ozonreaktorerna har två injektionspunkter för gasen (kammare 1 och 3 av totalt 8) via keramiska diffusorer. Uppehållstiden vid regnväder är ca 15 minuter och ungefär 30 minuter vid torrflöde.

Provtagning och analys av mikroföroreningar kommer att göras 24 gånger per år första året (2025) och om resultaten är goda är planen att minska antalet provtagningar till 12 gånger per år.



Dateiname: Kloten-Opfikon\_2024\_Projekt.vsd, Bearbeitung: UHo, 22.05.2017

## 1.2.2 Drift och underhåll

Avloppsvattnet som leds in till ozoneringen har en SS-halt kring 5 mg/l, totalkväve ca 6 mg/l, nitrit kring 0,3 mg/l, totalfosfor 0,2–0,7 mg/l och COD kring 20–30 mg/l.

Under vårvintern innehåller avloppsvattnet ut från biologin högre nitrithalter, vilket har observerats under lång tid, även innan ombyggnation av reningsverket. I och med att ozonering nu har tagits i drift innebär det ökad ozonåtgång under perioderna med höga nitrithalter i vattnet ut från biologin. Därför ska utredningar startas för att undersöka hur de kan drifva reningsverket för att minska nitrithalterna framöver.

Eftersom anläggningen inte varit i drift mer än några månader vid tidpunkten för platsbesöket hade inga stopp för underhåll gjorts ännu. Precis som i Neugut har sniglar, snäckor och maskar observerats i ozonreaktorerna. De har inte ställt till med problem ännu.

I nuläget pågår även arbete med att optimera anläggningen för att få ett kontinuerligt flöde in till ozoneringen. Då den föregående reningen med AGS är en batchprocess orsakas återkommande stopp på ca 10 min då inget flöde matas ut från AGS-reaktorerna och ozoneringen därför stängs av. Hittills har det dock inte inneburit några problem för ozongeneratorerna.

På Kloten Opfikon har tvåmediafilter funnits i decennier. De är mycket nöjda med dem och tycker de har en bra ”polis-funktion” som det uttrycktes vid platsbesöket. De räknar med att det sker viss nitrifikation i dessa, men har inte följt upp det. Tvåmediafiltren är 1,5 m djupa med kvartssand och antracit. De drifvar dem på samma sätt som innan ozoneringen togs i drift. Backspolning sker varje dag eller vid behov. Sanden har bytts 1 gång, då efter 35 års drift. Se Figur A.9 av utställningssandfilter på Kloten Opfikon.

Figur A.8

Bild från Abwasserreinigung Kloten/Opfikon 2025.



**Figur A.9**

Visningsmonter av tvåmediafilter på Kloten Opfikon.

### 1.2.3 Samverkan

Kloten Opfikon kommer att utvärdera eventuella samverkan mellan kvartär rening och de ordinarie reningsprocesserna, men då anläggningen enbart varit i drift sedan januari 2025 och de är i garanti- och fasen finns inga färdiga svar. Värt att notera är dock att såväl DOC på avloppsvattnet till ozoneringen som ozondosen är högre på Kloten Opfikon jämfört med Neugut, vilket är i enlighet med teorin om att högre halt organiskt material kräver en högre ozondos.

## 1.3 ARA Altenrhein

I de södra delarna av Bodensjön ligger ARA Altenrhein som drivs av Abwasserverband Altenrhein. Foto över anläggningen visas i Figur A.10. Reningsverket släpper ut sitt vatten i ett viktigt naturområde för flyttfåglar och sen vidare till Bodensjön som är dricksvattentäkt för över 4 miljoner människor. År 2019 driftsattes ozonering och kolfilter

---

för att minska utsläppen av organiska mikroföroreningar och var då Europas första avloppsreningsverk med kvartär rening där ozonering och kolfilter kombineras.

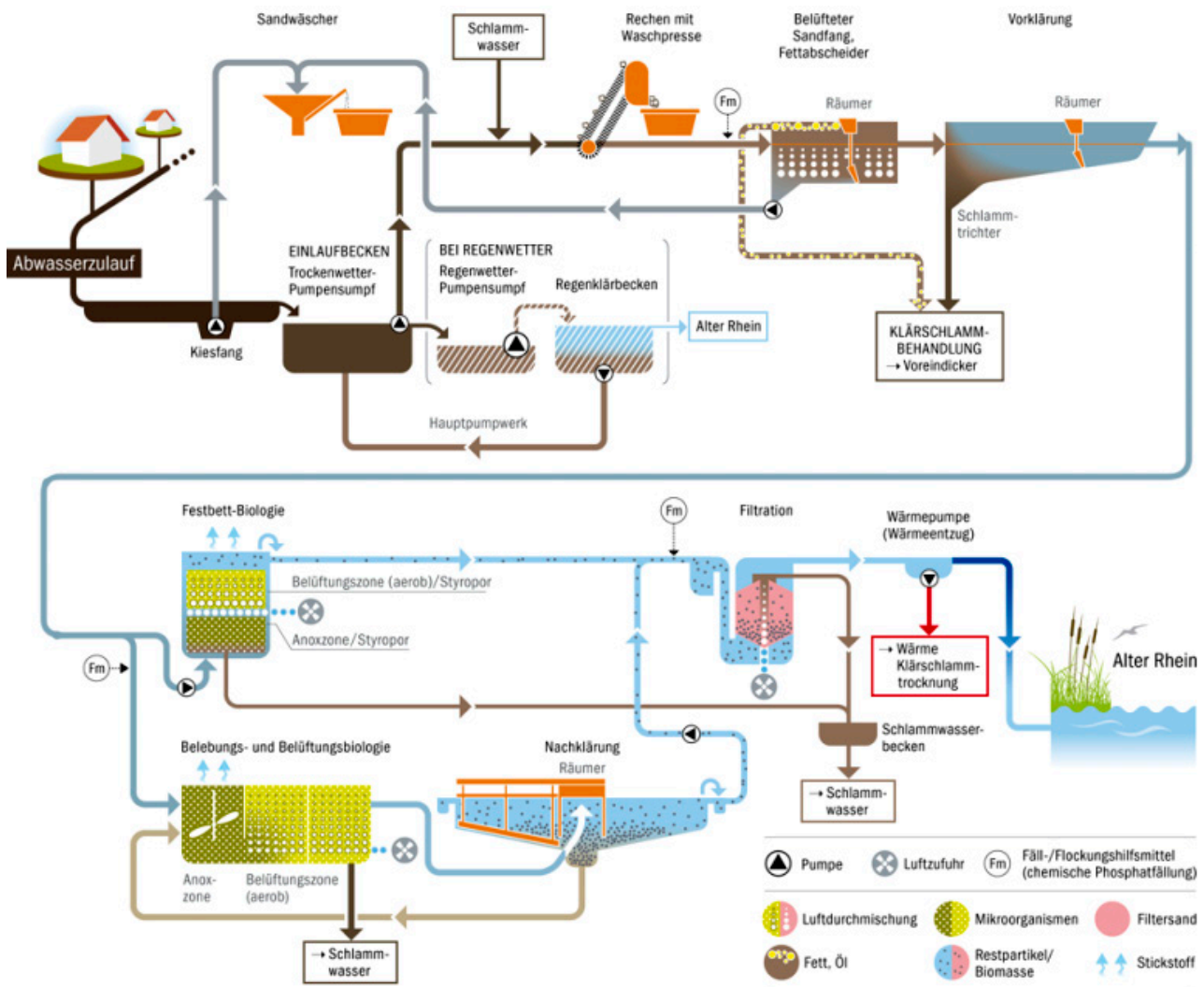


**Figur A.10**

Altenrheins reningsverk. Anläggning för ozonering och GAK-filter i nedre högra hörnet. Bild från Geschäftsbericht 2023 tillgänglig via <https://www.ava-altenrhein.ch/publikationen/publikationen/>.

### 1.3.1 Utformning och dimensionering

Reningsverket i Altenrhein tar emot avloppsvatten motsvarande 120 000 pe och slam motsvarande 350 000 pe. Slammet torkas och används för tillverkning av betong. Vattenreningen består av mekanisk rening med rensgaller, sandfång och försedimentering. Biologisk rening sker med aktivt slam och sedimentering parallellt med biofilter (Biostyr®). Därefter fälls fosfor ut med järn i dynasandfilter. Slutstegen är ozonering och kolfilter. Processchema över ARA Altenrhein visas i Figur A.11 och utsläppskraven visas i Tabell A.3. Provtagning görs 120 gånger per år och för att nå utsläppskraven får bara ett visst antal prover per år överstiga gränsvärdet. Värt att notera är att verket inte har krav på totalkväve och utgående halter av nitrat är ca 25 mg N/l i snitt under året.



**Figur A.11**  
 Processchema över ARA Altenrhein. Bild sammansatt från [www.ava-altenrhein.ch/ara/ara/](http://www.ava-altenrhein.ch/ara/ara/) samt Buch – Band 2: Betrieb und Weiterentwicklung, 2024, tillgänglig via [www.ava-altenrhein.ch](http://www.ava-altenrhein.ch).

| Parameter                    | Gränsvärde |
|------------------------------|------------|
| COD                          | 45 mg/l    |
| DOC                          | 10 mg/l    |
| Tot-P                        | 0,3 mg/l   |
| NH <sub>4</sub>              | 2 mg/l     |
| NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> | 0,3 mg/l   |
| SS                           | 5 mg/l     |
| Mikroföroreningar            | 80 %       |

**Tabell A.3**  
 Utsläppsvillkor (gränsvärden) för ARA Altenrhein.

Utgångspunkten för teknikvalet av kvartär rening var att den konventionella reningen inte skulle påverkas. Under en lång tid förekom driftproblem med biofiltren och de ville inte riskera att skapa nya problem när nya reningssteg introducerades. PAK valdes bort för att undvika att det aktiva slammets sedimenteringsegenskaper skulle försämrats. Valet av en kombination av ozonering och kolfilter gjordes efter en multikriterieanalys 2013 och efterföljande pilotförsök 2015. Fullskaleanläggningen invigdes 2019 och inga direkta förändringar infördes på det befintliga reningsverket. Kostnaden för den kvartära reningen blev 21,2 miljoner CHF varav 11,6 för ozoneringen och 7,7 för kolfiltren, vilket motsvarar ungefär 250 Mkr (2025).

Designflödet för den kvartära reningen är 470 l/s vilket personalen menade motsvarar ungefär 2,5 gånger torrvädersflödet och är samma som för den biologiska reningen. Då beräknas att 90 % av avloppsvattnet behandlas på årsbasis. Det faktiska torrvädersflödet till reningsverket är 220 l/s. Maxflödet till reningsverket vid kraftiga regn är 1000 l/s.

Ozonanläggningen är uppbyggd i två linjer à 470 l/s. Detta gjordes för att förenkla eventuell utbyggnad till fullt flöde i framtiden. Generellt är design och drift likt anläggningen på ARA Neugut. Värmen används i andra delar av reningsverket. Som syrgaskälla används LOX och de äger sin LOX-anläggning. Ozondosen är designad för 0,2–0,3 mg O<sub>3</sub>/mg DOC med möjlighet att producera 0,1–0,8 mg O<sub>3</sub>/mg DOC baserat på en DOC-koncentration på 8 mg/l. Från början användes flödesproportionell styrning av ozon men nu har det övergått till  $\Delta U_{V_{254nm}}$  och BEAR-algoritmen som beskrivs närmre för ARA Neugut. Ozonreaktorerna har två injektionspunkter för gasen via 34 dysor per reaktor. Vid låga flöden kan en del dysor stängas av för att upprätthålla tillräckligt gasflöde och säkerställa god inblandning av ozon i vattnet. Uppehållstiden vid designflödet är 15 minuter och ungefär 30 min torrvädersflöde.

Kolfilteranläggningen består av åtta filter varav ett alltid är i standby. Varje filter är 40 m<sup>2</sup> (4,5x9,5 m) med en vattennivå på 4 m inklusive kolbädden. Filterdjupet designades till 1,5–2,1 m GAK och initialt användes en kolbädd på 1,8 m. Kontakttiden vid designflödet är 18–23 minuter och vid torrvädersflöden 40 minuter. Filtreringshastigheten är som mest 5,85 m/h. Filteranläggningen är byggd delvis över marknivå i en byggnad med tak och väggar för att hindra större fåglar och tillväxt av alger (Figur A.12). Väggarna är av träribbor med springor. På utsidan av byggnaden finns anslutningar för underhåll och påfyllning av GAK.



**Figur A.12**  
Anläggning med GAK-filter  
på ARA Altenrhein.

---

### 1.3.2 Drift och underhåll

Normalt sett körs en ozonreaktor i taget och de växlar ozonreaktor varje månad. Efter driftsättningen 2019 har driften optimerats och ozondosen sänkts från 0,3 mg O<sub>3</sub>/mg DOC till 0,1 mg O<sub>3</sub>/mg DOC utan att riskera att understiga reningskraven. De vill testa lägre ozondos, men det är inte tekniskt möjligt med den valda utrustningen. De rekommenderar att ha en mindre och en större ozongenerator för bättre flexibilitet.

En stor del av avskiljningen av mikroföroreningar görs i kolfiltren. Ozoneringen tar de lätttoxiderade ämnena och efter noggrann uppföljning av provresultat styrs nu ozoneringen efter ett riktvärde på 10 % reduktion av  $\Delta UV_{254nm}$  vilket i kombination med GAK-filter ger tillräcklig avskiljning av mikroföroreningar.

Under pilotförsöken de gjorde inför fullskaleanläggningen testades 4 olika kol med jämförbar avskiljningsgrad. Resultaten visade att de fysiska egenskaperna hos kolet såsom hårdhet, kornstorlek och jodtal har stor betydelse då det avgör möjligheten att reaktivera kolet efter användning. Efter två års drift i fullskala testades kvaliteten och kolet var potentiellt i för dålig kvalitet för att kunna reaktiveras alternativt var kostnaderna för höga jämfört med att köpa nytt kol. Läget kan vara annorlunda nu då prisbilderna förändras snabbt. Kolfiltren har dock körts i 5 år och 65 000 BV utan tecken på behov av kolbyte. Det är Chemvicons Cyclecarb 401 som används.

Kolbäddarna backspolas ungefär en gång i veckan. Sekvensen tar ca 15 min och innefattar tryckluft för att bryta filterkakan, backspolning med vatten, sedimentation och uttag av vatten på 2,7 m höjd (normal vattennivå är 4 m). Backspolningspumpen ger 300 l/s. Det är tre faktorer som kan initiera backspolning: ökat filtertryck (95 % av tillfällena), vattennivå över 4,2 m eller att utloppsventilen är öppen >90 % (som en effekt av minskat flöde genom filtret).

Djupet på kolbädden mäts manuellt var tredje månad. På 5 år har nivån sjunkit 10 cm från 1,8 m, varav hälften under de första 3 månaderna till följd av en felaktig inställning för backspolningen. Hur stor del av minskningen av filterdjupet som kommer av kolförluster respektive nötning av granuler och komprimering går inte att avgöra. Veckan innan studiebesöket hade de fyllt på med använt kol direkt från ett dricksvattenverk. Det fanns inget behov av ökad adsorptionskapacitet utan orsaken var främst för att de ville se vad effekten blev av att tillföra använt kol till filtren.

Generellt fungerar anläggningen för kvartär rening bra och kräver inte så mycket underhåll. Det finns automatiska provtagare och UV-sensorer före, mellan och efter de kvartära reningsstegen, nitritanalysator före och efter ozoneringen, pH- och redoxsensorer i ozonreaktorn, ozonsensorer i gasen och i off-gas. Daglig tillsyn tar ca 1 timme per dag, veckovis rengöring av sensorer ca 1 timme per vecka, labbkontroller görs en gång i månaden, kvartalsvis kontroll av kolbäddsdjup tar ca 4 h per kvartal och den årliga rengöringen av dysorna i ozonreaktorer tar 2 dagar per år.

Driftkostnaderna för den kvartära reningen med ozon och kolfilter är 0,012 CHF/m<sup>3</sup> eller 1,53 CHF/person och motsvarar 3 % av de totala kostnaderna för reningsverket. Energiförbehovet för reningsverket ligger mellan 3–4,2 GWh/år beroende på nederbörd och ungefär 10% av detta är till följd av ozonering och kolfiltren.

### 1.3.3 Samverkan

Den kvartära reningen på ARA Altenrhein utformades och driftades som efterföljande steg till den konventionella reningen för att minimera risken att skapa obalans i reningsverket. Inga förändringar har gjorts för driften av den biologiska reningen och sandfiltreringen. De tidigare utsläppsvärdena uppnåddes innan den kvartära reningen infördes och uppnås nu med större marginal. Vattenkvaliteten mäts på flera platser i reningsverket, i stort sett mellan varje reningssteg förutom mellan ozoneringen och kolfiltren (Abwasserverband Altenrhein, 2023). Den kvartära reningen bidrar förutom med en reduktion av organiska mikroföroreningar med minskning av COD, DOC, NH<sub>4</sub>-N och SS (Tabell A.4). COD och DOC minskade med ca 30 % till 14 respektive 5,6 mg/l,

---

NH<sub>4</sub>-N-koncentrationen halverades till 0,22 mg/l men totalkväve var oförändrad. Medelkoncentrationen av nitrit in och ut från den kvartära reningen var 0,04 respektive 0,05 mg N/l, däremot varierade koncentrationerna mellan 0,01–0,12 mg/l. Hälften av månaderna ökade nitriten över den kvartära reningen i några fall upp till 300 %, och resterande minskade nitriten. Totalfosfor minskade något till 0,19 mg/l vilket kan hänga ihop med en minskning av SS till 0,8 mg/l. Däremot ökade PO<sub>4</sub>-P något från 0,13 till 0,15 mg/l under den kvartära reningen.

| Parameter          | Medelkoncentration (mg/l) |              |
|--------------------|---------------------------|--------------|
|                    | In ozonering              | Ut GAK-filer |
| COD                | 21,1                      | 14           |
| DOC                | 7,9                       | 5,6          |
| Tot-N              | 25,4                      | 24,8         |
| NH <sub>4</sub> -N | 0,45                      | 0,22         |
| NO <sub>2</sub> -N | 0,04                      | 0,05         |
| Tot-P              | 0,22                      | 0,19         |
| PO <sub>4</sub> -P | 0,13                      | 0,15         |
| TSS                | 1,5                       | 0,80         |

**Tabell A.4**

Medelkoncentrationer av analysparametrar på ARA Altenrhein år 2023.

## 1.4 ARA Moos

ARA Moos byggdes 1975 och tar emot spillvatten från 11 mindre kommuner i regionen Oberthurgau. Verket tar övervägande emot hushållspillvatten, under hösten förekommer dock en tydlig ökning i belastningen av organiskt material då traktens många musterier har högsäsong. Det renade vattnet släpps i vattendraget Brook Aach, som mynnar i Bodensjön, och vid torrväder utgör utgående vatten från verket ca 50 % av flödet i vattendraget. Foto över anläggningen visas i Figur A.13.

2016 togs beslut om installation av kvartär rening och en utredning startades för metodval, en multikriterieanalys genomfördes. Utredningen visade att kolfilter var ett hållbart och ekonomiskt fördelaktigt alternativ, då det fanns möjlighet att bygga om den befintliga DynaSand-anläggning till kolfilter. Beslut om total ombyggnation togs efter ett års pilotförsök och 2021 stod anläggningen klar till en kostnad av ca 2,5 miljoner CHF.



**Figur A.13**

Moos avloppsreningsverk. GAK-anläggningen inryms i byggnaden med sedumtak i bildens nedre vänstra hörn. Bild från presentationsmaterial från Kuster+Hager ingenjörbyrå AG (26.03.2025).

### 1.4.1 Utformning och dimensionering

ARA Moos är dimensionerat för 41 700 pe och ett maxflöde på 310 l/s. Vattenreningen inleds med mekanisk rening med rensgaller, sandfång och försedimentering. Den mekaniska reningen följs av ett aktivslamsteg med sedimentering för avskiljning av kväve och slutligen slutpolering genom kolfilter. Slammet avvattnas på plats och avyttras sedan för cementtillverkning till en central anläggning i området. Fosfor avskiljs genom tillsats av järnklorid i försedimenteringen och vid behov tidigt i aktivslamprocessen. Utsläppskraven visas i Tabell A.5. Värt att notera är att verket inte har krav på totalkväve men nitrathalten ut ska hållas så låg som möjligt och under perioden då spillvattnet är varmare än 10 °C finns såväl ett gränsvärde för ammoniumkoncentrationen som ett reduktionskrav för ammoniumkväve.

| Analys             | Koncentration |
|--------------------|---------------|
| COD                | 45 mg/l       |
| DOC                | 10 mg/l       |
| Tot-P              | 0,2 mg/l      |
| NH <sub>4</sub> -N | 1,0 mg/l      |
| NO <sub>2</sub> -N | 0,3 mg/l      |
| SS                 | 10 mg/l       |
| Mikroföroreningar  | 80 %          |

**Tabell A.5**

Utsläppsvillkor (gränsvärden) för ARA Moos.

Reningsverket fick krav på kvartär rening 2016 och utredningar startades med utgångspunkten att metodvalet skulle vara ekonomiskt hållbart och inte ha någon negativ inverkan på reningsgraden för befintliga villkorssatta parametrar. Utredningarna visade att ombyggnation av den befintliga DynaSand-anläggningen till kolfilter var ekonomiskt mycket fördelaktigt och att avskiljningen av fosfor och BOD inte påverkades negativt. DynaSand-anläggningen byggdes ursprungligen 1998 med syftet att öka avskiljningen av fosfor och partiklar. Avskiljningen av fosfor erhöles genom fällning med järnklorid direkt på sandfiltren. Principen för DynaSand togs fram på 70-talet i Sverige och bygger på att filterbädden spolas kontinuerligt, genom att sanden cirkulerar från botten av filtret till toppen.

2016 fanns det få studier gjorda på konvertering av DynaSand anläggningar till kolfilter så beslut togs att bygga om en mindre del av anläggningen och utföra ett längre pilotförsök för att få ett bättre beslutsunderlag. I pilotstudien undersöktes även hur övriga reningsresultat påverkades. Anläggningen är byggd helt i betong och består av fyra separata enheter med sex celler i varje enhet (Figur A.14).



**Figur A.14**

DynaSand-anläggningen vid Ara Moos. Fyra enheter med sex separata hexagonformade celler i varje (Foto: privat).

Pilotförsöket, där tre celler i en enhet om från sand- till kolfilter och utifrån insamlade erfarenheter avseende på drift och funktion togs sedan beslut att gå vidare och hela anläggning byggdes om kolfiltervolymen är dimensionerade för verkets maxflöde, för dimensioneringsdata se Tabell A.6.

| Parameter            | Värde   | Enhet          |
|----------------------|---------|----------------|
| Filter volym (total) | 390     | m <sup>3</sup> |
| Bäddhöjd             | 2,5–2,8 | m              |
| Max ytbelastning     | 9,9     | m/h            |

**Tabell A.6**  
Dimensioneringsdata för  
ARA Moos.

Valet av kol i filtren var en viktig parameter då den mekaniska påverkan på kolgranulerna blir mycket stor i DynaSand processen på grund av den kontinuerliga spolningen. Pilotförsöken visade att för stora mängder små kolpartiklar påverkade effektiviteten och orsakade igensättningar i både utrustning och filter. Processen kräver ett stabilt kol och vid ARA Moos föll valet på Filtrasorb® 300 från Chemviron.

Vid ombyggnationen till kolfilter fräschades befintlig anläggning upp genom att all betong renoverades och rörgallerierna och pumparna byttes ut. En modifikation som genomfördes var att bygga väggarna mellan cellerna något högre. Eftersom kolpartiklar inte sedimenterar lika snabbt som sand behövde väggarna mellan de sex cellerna i varje enhet byggas högre för att kolet skulle stanna kvar i respektive cell och inte spridas okontrollerat över hela ytan.

I tidigare process fälldes fosfor med järnklorid direkt på sandfiltren och den möjligheten kvarstod även efter ombyggnationen. Enligt leverantören hade slammet från fällningsprocessen en negativ påverkan på reaktivering av kolet. För att undvika detta flyttades doseringen av järnklorid från filtersteget till försedimenteringen för att få så lite påverkan på kolet som möjligt.

#### 1.4.2 Drift och underhåll

Kolet reaktiveras efter 30 000 bäddvolym, ca 3 års användning. De fyra enskilda enheterna startades upp vid olika tidpunkter för att allt kol inte ska behöva reaktiveras samtidigt. En enhet i taget töms och under de två-tre veckor reaktiveringsprocessen pågår går verket med enbart tre enheter. Kolet pumpas ut ur anläggningen med hjälp av en extern pump och slangar till ett lastbilsflak för transport till avtalad reaktiveringsanläggning. När enheten är tom rengörs den och rörgalleri och pumpas ses över.

Det reaktiverade kolet pumpas sedan tillbaka i enheten som en kol-slurry, spädvatten och sköljvatten går direkt till aktivslamsteget för att undvika att mindre kolpartiklar kommer ut i recipient eller sätter igen filtren.

För bästa reningsresultat fördelas flödet över de fyra enheterna i förhållande till hur nytt kolet är och hur högt flödet är. Vid höga flöden leds den största mängden vatten till de filter vars kol senast reaktiverats. Detta för att förmågan att binda upp mikroföroreningar är störst när kolet nyligen reaktiverats och att risken bedöms vara mindre för att ämnen som fångats upp börjar släppa från filtret när flödes hastigheten genom filtret ökar. Förlusten av kol vid reaktivering är mycket liten och nytt kol behöver inte tillföras vid varje byte. I varje enhet finns sex mammutpumpar (en i varje cell) som lyfts och servas varje år. Flödet kan regleras till varje enhet men inte till de olika cellerna inom enheten vilket de såg som en brist. De har idag ingen möjlighet att veta om alla celler belastas lika eller om det varierar. Bättre koll på och möjlighet att fördela vattnet mellan cellerna skulle eventuellt kunna förlänga livslängden på kolbädden ytterligare.

# Bilaga B Digitala erfarenhetsutbyten

## 1. Erfarenheter från Sverige

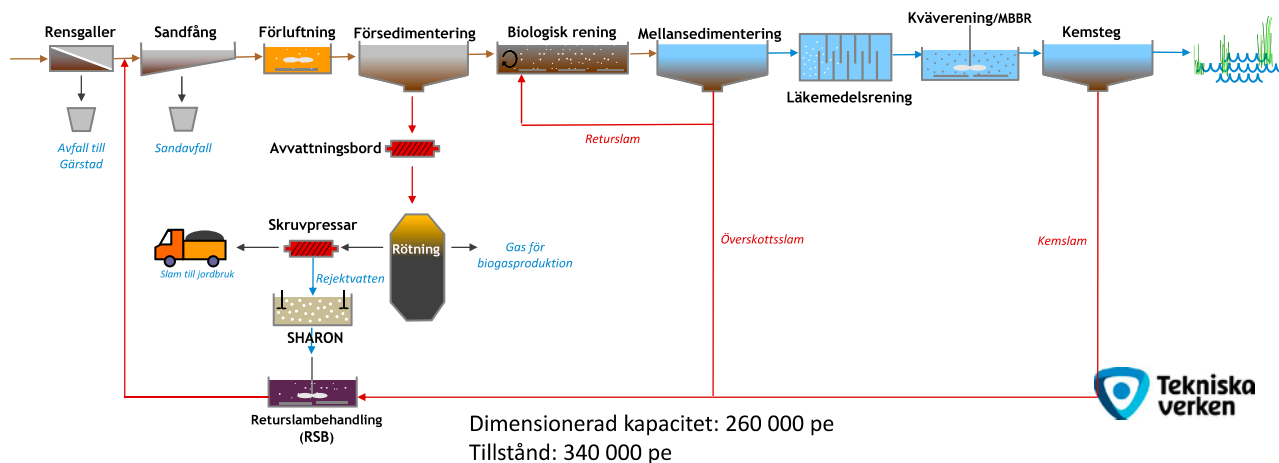
### 1.1 Nykvarnsverket i Linköping

Nykvarnsverket är Linköpings största avloppsreningsverk och behandlar avloppsvatten från cirka 155 000 personer. Det renade avloppsvattnet släpps ut i recipienten Stångån. Reningsverket drivs av det kommunala bolaget Tekniska verken i Linköping AB. 2017 togs ett nytt reningssteg för läkemedelsrening i drift på reningsverket.

#### 1.1.1 Utformning och dimensionering

Nykvarnsverket är dimensionerat för 260 000 pe och tar i dagsläget emot en belastning motsvarande 170 000 pe. Medelflödet in till verket är 59 000 m<sup>3</sup>/d. Vattenreningen består av mekanisk rening bestående av rensgaller, sandfång med dosering av järnsulfat, förluftning och försedimentering följt av biologisk rening i form av en IFAS-process (Figur B.1). IFAS betyder Integrated Fixed Film Activated Sludge och har i det här fallet åstadkommit genom att aktivslamanläggningen kompletterats med system för rörliga bärare i syfte att ytterligare öka kvävereningsskapaciteten. Därefter följer ett ozoneringssteg och därefter ytterligare ett biologiskt reningssteg med nitrifikation och denitrifikation i MBBR-reaktorer där etanol doseras som kolkälla följt av efterfällning. Vattenreningen avslutas med ett kemiskt steg, med dosering av aluminiumklorid, för rening av fosfor. Processschema över Nykvarnsverket visas i Figur B.1 och utsläppskraven visas i Tabell B.1.

**Figur B.1**  
Processschema  
Nykvarnsverket.



| Parameter          | Koncentration                           |
|--------------------|---|
| BOD <sub>7</sub>   | 8 mg/l (kvartalsmedelvärde)             |
| Tot-P              | 0,25 mg/l (kvartalsmedelvärde)          |
| Tot-N              | 10 mg/l (årsmedelvärde)                 |
| NH <sub>4</sub> -N | 2,5 mg/l (medelvärde 1 juni-31 oktober) |

**Tabell B.1**

Gränsvärden för Nykvarnsverkets utsläppsvillkor.

Den främsta drivkraften för att implementera kvartär rening på Nykvarnsverket var att skydda recipienten. En förstudie gjordes under 2013 för att jämföra ozon och aktivt kol samt för att undersöka vilka läkemedelssubstanser som var viktiga att följa. Utifrån förstudien framkom att ozon var den bästa tekniska lösningen eftersom den kunde implementeras på ett relativt enkelt sätt i den befintliga processen som redan hade ett MBBR-steg för efterbehandling. Genom att införa ozonering före MBBR-steget kunde MBBR-processen även fungera som biologisk efterbehandling efter ozoneringen. Under 2014 gjordes en pilotstudie med ozonering. Den visade ingen negativ påverkan på övriga reningsprocesser, ingen ökad toxicitet och att doser mellan 5 och 10 mg O<sub>3</sub>/l effektivt kunde reducera läkemedelsrester. Utifrån den genomförda pilotstudien fattades beslut om att gå vidare och bygga en fullskalig anläggning. Fullskaleanläggning med ozonering för kvartär rening invigdes 2017.

Ozonanläggningen är dimensionerad för ett maxflöde på 3000 m<sup>3</sup>/h, vilket motsvarar ungefär 95 % av årsflödet. Normalflödet är mellan 1 500 och 2 000 m<sup>3</sup>/h och reaktorvolymen 600 m<sup>3</sup>, vilket ger en uppehållstid på minst 12 minuter. Ozon blandas med en Venturiinjektor in i en sidostrom som sedan återförs till det stora vattenflödet genom en inblandningslans som sprider ozonet i vattnet. Vattnet flödar sedan genom ett antal kammare i en kontaktreaktor medan ozonet reagerar med mikroföroreningarna och förbrukas. Ozon genereras från flytande syre och ozongeneratoren har en kapacitet på 20 kg/h och koncentrationen på gasen är 13–14 %.

Den efterföljande MBBR-anläggningen består av tre linjer med fyra fack i varje, två för nitrifikation och två för denitrifikation. I ozongeneratoren produceras ozon av flytande syrgas och den del av syrgasen som inte blir ozon löses in i vattnet som syre. Dessutom bildas syre när ozon reagerar med vatten. Det gör att syrehalten in till första facket i MBBR-anläggningen är hög, ca 20 mg O<sub>2</sub>/l, men minskar normalt till 0–2 mg/l i det andra facket. Det krävs att det finns ammonium i vattnet för att syrehalten ska minska. Är ammoniumhalten låg tillsätts rejektvatten till första facket. Extern kolkälla tillsätts till denitrifikationen i fack 3. Dosering styrs av syrehalten och är syrehalten fortfarande hög blir doseringen av kolkälla hög. Det leder till hög slamproduktion och problem i efterföljande reningssteg. Upphållstiden för hela MBBR-steget är mellan 45 minuter och 4 timmar.

### 1.1.2 Drift och underhåll

Ozondosen styrs flödesproportionellt med en fast dos per volymenhet avloppsvatten. Onlinesensorer för UV-absorbans finns installerade in och ut från reaktorn. Möjligheten att styra dosen efter UV-absorbans har undersökts, men mätosäkerheten var för stor och skillnaderna i UV-absorbans för små för att göra det möjligt. Doseringen går att reglera mellan 4 och 10 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>. Då reningsverket inte har några krav på rening av mikroföroreningar har en bedömning gjorts kring vad som är en rimlig dosering i förhållande till reningsresultatet som uppnås. Vid höga halter av suspenderat material i vattnet (> 10 mg/l) försämras ozonets effekt på reningen av mikroföroreningar och doseringen stängs därför automatiskt av.

Provtagning av mikroföroreningar sker en gång per kvartal. DOC, nitrit och UV-absorbans mäts en gång per vecka. Eftersom reningsverket inte har krav på rening av mikroföroreningar har en egen bedömning gjorts kring vilka ämnen som ska analyseras och vilka reningsresultat som ska uppnås. Reduktionen beräknas som medelvärde

av åtta utvalda ämnen. Ämnena har valts utifrån att de är detekterbara efter behandlingssteget. Reduktionen ligger normalt mellan 60 och 80 %, och skulle kunna ökas med en högre dos.

Ozoneringskammaren har tömts en gång sedan driftsättning. Det gjordes eftersom det förekom nitrifikation i kammaren. Misstanken var att det fanns slam som hade sedimenterat på botten och bidrog till nitrifikationen. Vid tömningen kunde också lite slam hittas och avlägsnas.

Det har inte förekommit några stora problem med skumbildning i kontaktreaktorn, men det finns möjlighet att spruta vatten för att minska eventuell skumbildning.

Det har däremot varit problem med skum vid sidoströmsinjektionen. Detta har lösts genom att installera ett filter på sidoströmmen. Filtret fångar också snäckor och sniglar som tidigare kunde sätta igen inblandningslansen och orsaka driftproblem. Sedan filtret installerades har det inte krävts något underhåll av inblandningslansen.

Ozongeneratoren kyls med utgående vatten från reningsverket i en värmeväxlare. Inledningsvis användes biologiskt renat vatten för kylning, men det orsakade mycket biofilm i värmeväxlaren. Även kylning med utgående vatten orsakar lite biofilm, men efter installation av filter samt dosering av ozon har bildningen av biofilm minskat. Värmeväxlaren är den anläggningsdel som inneburit flest driftproblem kopplat till den kvartära reningen.

### 1.1.3 Samverkan

Implementering av kvartär rening visar inga tydliga skillnader över ozoneringssteget avseende organiskt material, medan en måttlig reduktion över MBBR-steget observeras (Tabell B.2). För kvävereningen har den höga syrehalten i vattnet efter ozoneringen förstärkt nitrifikationen.

Mellan augusti 2022 och januari 2025 har sex provtagningar utförts där DOC, nitrit, nitrat och ammonium mätts före och efter ozoneringen samt efter MBBR-anläggningen. Vid provtagningstillfällena har ozondosen varit mellan 3,62 och 5,57 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>. Analysresultaten visar ingen tydlig påverkan avseende DOC från ozoneringen, Tabell B.2. Vid mättillfällena minskade nitrithalten i genomsnitt med ca 45 % vid ozoneringen.

| Parameter          | Medelkoncentration (mg/l) |              |         |
|--------------------|---------------------------|--------------|---------|
|                    | In ozonering              | Ut ozonering | Ut MBBR |
| DOC                | 13,7                      | 14,3         | 10,8    |
| NO <sub>2</sub> -N | 0,50                      | 0,28         | 0,56    |
| NO <sub>3</sub> -N | 7,53                      | -            | 2,05    |
| NH <sub>4</sub> -N | 5,85                      | -            | 3,64    |

**Tabell B.2**

Medelkoncentrationer av analysparametrar på Nykvarnsverket år 2022–2025.

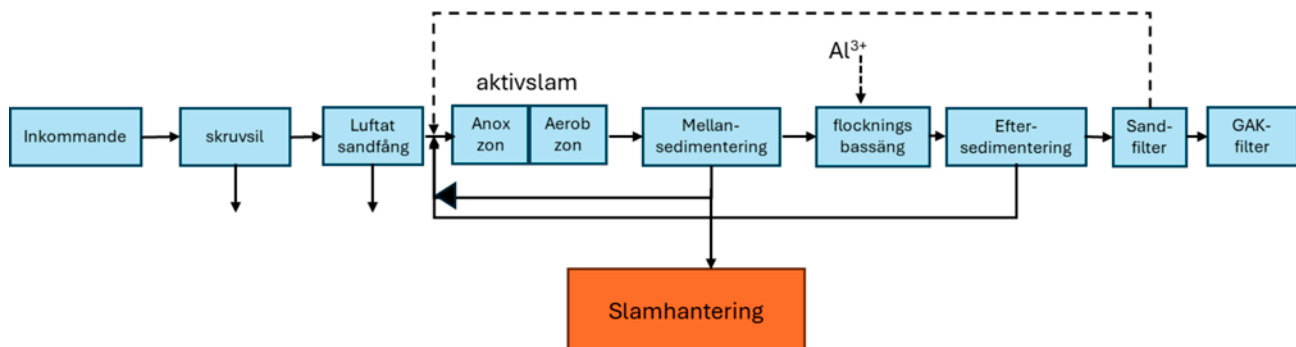
## 1.2 Degeberga ARV

Degeberga avloppsreningsverk i östra Skåne är ett litet avloppsreningsverk dimensionerat för 2 000 pe och ett flöde på 23 m<sup>3</sup>/h. Aktuell belastning år 2023 var 1094 pe och 12 m<sup>3</sup>/h. I april 2020 togs den kvartära reningen i drift med två parallella GAK-filtrer. Ett viktigt incitament till implementering av det kvartära reningssteget var att skydda den känsliga recipienten Segeholmsån, med flertalet skyddsvärda arter.

### 1.2.1 Utformning och dimensionering

Processen vid Degeberga ARV utgörs av mekanisk rening i skruvsil följt av ett luftat sandfång, biologisk rening i fördenitrifierande aktivslam (ingen försedimentering), samt kemisk fällning med aluminiumklorid i en flockningsbassäng med eftersedimentering (Figur B.2). Vattnet passerar därefter sandfilter och slutligen GAK-filtrering i

två parallella linjer där GAK av två olika typer utvärderas (stenkolsbaserat och kokosnötsbaserat). Vid införande av GAK-filter fanns tidigare reningssteg på plats, inklusive sandfiltret som kunde nyttjas som partikelavskiljning inför kommande GAK-filter.



**Figur B.2**  
Processchema Degeberga ARV.

Utsläppsvillkoren för Degeberga ARV anges i Tabell B.3. Reningen uppfyller idag betydligt mer än vad villkoret anger. Trots att reningskrav inte finns på kväve har Degeberga en fördenitrifierande aktivslam-process med mycket långtgående nitrifikation tack vare en slamålder på ca 15 dagar och en hydraulisk uppehållstid på 10 timmar. Utgående årsmedelvärden för 2023 låg på 0,07 mg/l för NH<sub>4</sub>-N, 0,065 mg/l för Tot-P, 1,5 mg/l för BOD samt <2 mg/l för SS. Samtliga dessa värden är under detektionsgränsen varför exakta värden ska tolkas med försiktighet.

| Analys           | Koncentration |
|------------------|---------------|
| BOD <sub>7</sub> | 10 mg/l       |
| Tot-P            | 0,3 mg/l      |

**Tabell B.3**  
Gränsvärden för Degeberga ARVs utsläppsvillkor.

De två GAK-filtren har en bäddvolym på 5,5 m<sup>3</sup> vardera, ett bädd-djup på 1 m och en yta på 5,5 m<sup>2</sup>. GAK-filtren drivs med olika koltyper: Jacobi Aquasorb 5000 (stenkolsbaserat) och Aquasorb CS (kokosnötsbaserat). Uppehållstiden (EBCT) för filtren är i medel runt 50 minuter för Aquasorb 5000 och 70 minuter för Aquasorb CS.

### 1.2.2 Drift och underhåll

GAK-filtren i Degeberga har körts i princip underhållsfritt sedan uppstarten 2020. Den långtgående biologiska reningen och partikelavskiljningen i kombination med lång uppehållstid och låg ytbelastning har gjort att filtren inte behövt backspolas under den 5-åriga driften, vilket är unikt för GAK-filter-anläggningar. Endast en backspolning har gjorts i undersökningssyfte, vilket inte påverkade reduktionen av mikroförroreningar. Sett till indikatorsubstanserna i avloppsvattendirektivet presterar GAK-filtren mycket bra, och med ett fördelaktigt urval av ämnen uppnås 86% rening fortfarande efter nästan 50 000 bäddvolym. Sandfiltret i Degeberga drivs med en uppehållstid på ca 80 minuter och ger ett i princip partikelfritt vatten.

### 1.2.3 Samverkan

Liksom i Kivik ger den långtgående förbehandlingen ett vatten med mycket bra förutsättningar för GAK-filtrering. DOC-halterna i Deberga in till GAK är förhållandevis låga och ligger på runt 7 mg/l (Svahn och Borg, 2024). Kombinationen av låga koncentrationer av BOD, SS och DOC har troligtvis bidragit till att filtren fortfarande efter 5 år uppvisar hög reduktion av många ämnen och presterar bra jämfört med många andra GAK-filter. Även sandfiltret har visat sig bidra med en viss biologisk nedbrytning av framför allt diklofenak.

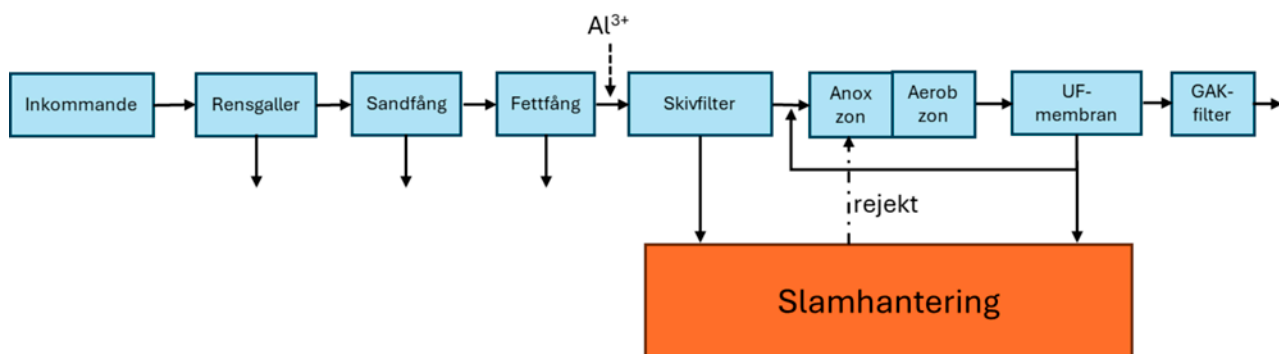
GAK-filtrering gav initialt en hög reduktion av DOC, COD och TOC men reduktionen avtog snabbt under de första 5000 BV. Rapporterade medelreduktioner för DOC, TOC och COD var 15–23 %, 3–11 % respektive 25–41 % under de första 3 åren med mellan 20 000–30 000 BV (Svahn och Borg, 2024). Inga märkbara reduktioner sågs för totalkväve. Nitrifikation genom GAK-filtren har inte undersökts, men ingen nitrifikation av betydelse förväntas heller eftersom inkommande ammoniumhalter till filtret redan är mycket låga (medel 0,07 mg/l). Medelreduktionen av totalfosfor är låg (5–6 %), vilket troligtvis beror på de mycket låga SS-halterna in till filtret, samt att totalfosfor in ofta ligger under detektionsgränsen (Svahn och Borg, 2024). På ett liknande sätt kan GAK-filtrens potentiella bidrag till BOD-reduktionen inte fastställas, dels för att det saknas mätningar över GAK-filtret och dels för att den biologiska reningen i föregående steg redan är så pass långtgående. Utifrån denna data går det alltså inte att uttala sig om vilket bidrag som GAK-filtren skulle kunna ha till reningen av NH<sub>4</sub>-N, P-tot och BOD, om föregående rening hade varit mindre långtgående.

## 1.3 Kivik ARV

### 1.3.1 Utformning och dimensionering

Kivik har ett modernt avloppsreningsverk där hela anläggningen nyligen byggts om och togs i drift i början på 2021. Anläggningen är dimensionerad för en max GVB på 7 500 pe, och kan idag hantera ett maxflöde på 162 m<sup>3</sup>/h. Reningen (Figur B.3) utgörs av mekanisk rening i rensgaller, fettfång, sandfång samt fällning med aluminiumklorid med efterföljande diskfilter. Efter det följer biologisk rening med denitrifikation och nitrifikation med tillhörande filtrering i MBR (0,038 µm). Slutligen renas vattnet i två parallella linjer med GAK-filter med kol av typen Jacobi Aquasorb 6100 (stenkolsbaserat).

Kivik ARV har endast utsläppskrav för BOD och Tot-P (Tabell B.4), men i utsläppsvillkoret ingår även en skyldighet att följa upp GAK-filtrets avskiljning av läkemedelsrester. Avskiljningen av totalt 15 utvalda läkemedelsrester följs upp, varav 6 är med i kategori 1 av indikatorsubstanserna i det nya avloppsvattendirektivet.



**Figur B.3**  
Processchema för Kivik ARV.

| Analys           | Koncentration |
|------------------|---------------|
| BOD <sub>7</sub> | 8 mg/l        |
| Tot-P            | 0,4 mg/l      |

**Tabell B.4**  
Gränsvärden för utsläppsvillkor på Kiviks ARV.

### 1.3.2 Drift och underhåll

GAK-filtren har ett bädd-djup på 1,2 m och en yta på 15 m<sup>2</sup>/filter, vilket ger en total filtervolym på 18 m<sup>3</sup>/filter. Uppehållstiden (EBCT) var i medel runt 40 minuter (2023), vilket motsvarar en ytbelastning på ca 1,8 m/h. Den lägsta möjliga uppehållstiden ligger på omkring 13 min (vid anläggningens maxflöde). När vattennivån når 1,55 m ovanför kolbäddens topp utlöses ett larm och filtren behöver backspolas. Den första backspolningen gjordes efter 46 veckor. Under en period uppstod problem med att slam läckte från MBR och satte igen topplagret av GAK-filtret, vilket ledde till en snabb ökning av tryckförlusten. Trots upprepad backspolning var det svårt att bli av med SS som ackumulerats i toppen av bädden, men det var ändå tillräckligt för att filtreringen skulle kunna fortgå och man har återgått till att backspola mer sällan igen (<1 gång/månad). I slutet av november 2024 hade GAK-filtren i Kivik körts i ca 51 000 bäddvolymeter. Reduktionsgraderna under 2024 var generellt mellan 90–100 % för de 15 undersökta substanserna. Undantaget var framför allt karbamazepin och oxazepam där avskiljningen i kolfiltret gick ned betydligt under perioder med höga flöden och låga inkommande koncentrationer. Liknande problem att uppnå >80 % avskiljning vid höglödesperioder har observerats vid GAK-filter i Schweiz.

Förbehandlingen med MBR inför GAK-filter ger goda förutsättningar för det efterföljande GAK-filtret genom att producera ett partikelfritt vatten. Detta är tydligt då GAK-filtret inte behövde backspolas de första 46 veckorna, och att backspolningsfrekvensen är mycket låg. MBR-reningen ger också upphov till låga DOC-halter på omkring 6 mg/l (Takman et al. 2023), vilket är betydligt lägre än utgående halter från många svenska reningsverk. Det är dock oklart hur mycket MBR-reningen har kunnat förlänga GAK-filtrets livslängd jämfört motsvarande reningsprocesser utan membranteknik.

Kiviks GAK-filter har uppvisat tecken på nitrifikation genom något minskad halt ammonium tillsammans med en något ökat halt nitrat (Takman et al. 2023). Det är dock svårt att uttala sig om hur stort bidraget till nitrifikation skulle kunna vara då inkommande ammoniumhalter till GAK-filtret generellt sett är väldigt låga tack vara en i princip fullständig nitrifikation i föregående MBR.

## 2. Erfarenheter från Nederländerna

### 2.1 RWZI Horstermeer

Horstermeer ARV, beläget mellan Amsterdam och Utrecht, drivs av vattentjänstbolaget Waternet och behandlar avloppsvatten motsvarande ungefär 150 000 pe. Waternet driver ett antal reningsverk och de planerar att bygga en anläggning för kvartär rening per år under de närmaste åren. Totalt kommer 10 avloppsreningsverk behöva implementera kvartär rening. Utsläppskraven visas i Tabell B.5.

| Parameter         | Gränsvärde (årsmedelvärde) |
|-------------------|----------------------------|
| Tot-P             | 0,5 mg/l                   |
| Tot-N             | 5 mg/l                     |
| Mikroföroreningar | 80 % reduktion             |

**Tabell B.5**

Utsläppsvillkor för RWZI Horstermeer.

#### 2.1.1 Utformning och dimensionering

Verket är dimensionerat för medelflödet 1 500 m<sup>3</sup>/h och ett maximalt flöde på 5 000 m<sup>3</sup>/h. Den konventionella behandlingen inkluderar en aktivslamprocess med biologisk kväve- och fosforavskiljning. Slammet rötas och anläggningen är netto energipositiv (116 %, 2021). I samband med att utsläppskraven för Horstermeer ARV skärptes från 15 till 5 mg/l totalkväve och från 1 till 0,5 mg/l totalfosfor byggdes verket 2012 ut med

---

ett denitrifierande GAK-filter (1-STEP®-filter, utvecklat av Waternet, Witteveen+Bos, Nijhuis Industries, Cabot Norit Activated Carbon och Delft Universitet). GAK-filtret dimensionerades för 1 550 m<sup>3</sup>/h med förbiledning av överskjutande flöden. Syftet med GAK-filtret var att åstadkomma denitrifikation, fällning av fosfor och avskiljning av partiklar. GAK valdes som filtermaterial eftersom det visade sig vara ett fördelaktigt för denitrifikation och partikelavskiljning, även om det ursprungligen inte fanns någon ambition att avskilja mikroföroreningar. Metanol doseras som kolkälla för denitrifikation och aluminiumklorid doseras för fällning vid behov om den biologiska fosforavskiljningen inte är tillräcklig. GAK-filtren består av fem parallella linjer.

Även om syftet med filtret var att åstadkomma polering med avseende på nitrat, fosfor och partiklar, fanns det med GAK som filtermaterial möjligheten att även organiska mikroföroreningar skulle adsorberas. Dock observerades att avskiljningen sjönk till under 70 % inom några månader och därefter övervakades inte avskiljningen av organiska mikroföroreningar under ca 10 år. Utöver kommande europeiska krav utvecklas nationella nederländska riktlinjer som anger en ambitionsnivå på 70 % avskiljning av sju av elva indikatorämnen.

För att möta dessa kommande krav startades ett pilotprojekt för att utvärdera förbehandling med ozon före filtret (O<sub>3</sub>-STEP). Vid dosering av 0,4 g O<sub>3</sub>/g DOC, ny GAK och 17 minuter EBCT uppnåddes målen med pilotförsöken vilka var minst 80 % avskiljning av organiska mikroföroreningar under 30 000 bäddvolym. Baserat på dessa resultat kompletterades fullskaleanläggningen med en ozonanläggning för maximalt 1 700 m<sup>3</sup>/h som togs i drift 2024. Ozonbehandlingen är dimensionerad för 12 min kontakttid vid det högsta flödet och består av två linjer och två ozongeneratorer. Ozon produceras från luft (10–120 Nm<sup>3</sup>/h) vilket ger 2–3 % ozon i inkommande gas. Vardera linjen för ozonbehandling är uppdelad i två sektioner med 30 respektive 20 diffusorer.

### 2.1.2 Drift och underhåll

Uppehållstiden i det fullskaliga filtret är lägre än i pilotanläggningen, nämligen 10 min EBCT vid de högsta flödena som behandlas i den kvartära reningen. Högflöden i samband med regnväder leds förbi både ozonering och GAK-filter. Luft i stället för syrgas används som utgångspunkt för ozongenerering. Syftet med detta är att få lägre syrehalt efter ozonbehandlingen. Genom en lägre syrehalt undviks att onödigt mycket av den metanol som tillsätts som kolkälla för denitrifikation förbrukas aerobt, och därmed inte bidrar till lägre nitrathalt. En ytterligare anledning till att använda luft är att hinna erhålla tillräckligt med denitrifikation givet den korta uppehållstiden i GAK-filtren. Syrehalten är normalt <12 mg/l efter ozonsteget jämfört med 25 mg/l i piloten där syrgas användes. Den låga ozonhalten som därmed erhålls, 1–3 viktprocent, leder dock till en låg masstransporteffektivitet och nyttjandegrad av ozonet. Enbart 10–30 % av ozonet överförs till vattnet, resterande ozon avgår med off-gasen. Detta kan jämföras med en massöverföringseffektivitet på >95 % vid en ozonhalt på >10 viktprocent.

Doseringen av metanol regleras av både feedback- och feed forward-styrning baserad på nitrathalt som mäts online. Backspolning sker ungefär var 20:e timme, vilket upplevs som mycket och stor bakterietillväxt har konstaterats i GAK-filtren. Utöver backspolningen sker tillsats av tryckluft för att frigöra stigande kvävgas.

Ozon doseras normalt med 0,35–0,40 g O<sub>3</sub>/g DOC med en extra dosering på 3,4 g O<sub>3</sub>/g NO<sub>2</sub> vid närvaro av nitrit. Doseringen styrs med hjälp av en detektor för DOC baserad på ultraviolett och synligt ljus (S::CAN). Denna givare har visat sig ge visst brus och automatisk rengöring har installerats för att förbättra signalen.

Under det första årets drift efter att ozonbehandlingen installerades har GAK reaktiverats i två av de fem parallella filtren (samma kol som från 2012) och resterande tre skulle reaktiveras under 2025. Det finns en reaktiveringsanläggning 30 min körtid från anläggningen. Närvaro av koagulant har inte varit något problem för reaktiveringen men filtermaterialet behöver rengöras från biomassa före behandling. Sulfat på granulerna

är också ett problem, det finns bestämmelser för hur mycket sulfat som kan tas in i reaktiveringsanläggningen.

Både närsalter och mikroföroreningar analyseras efter varje processteg: inkommande, efter aktivslam, efter ozon, efter GAK-filter och utgående. Övervakning och underhåll av ozon-GAK-anläggningen kräver personal motsvarande en heltidstjänst fördelad på olika roller såsom drifttekniker, instrumenttekniker och processingenjör.

De huvudsakliga fördelarna som nämns med kombinationen är att kunna ha en låg ozondos och längre livslängd för GAK innan det behöver reaktiveras.

### 2.1.3 Samverkan

Denitrifikationen i filtret reducerar nitrat från ca 4 till ca 1 mg N/l och totalkväve reduceras från 6 till 3 mg N/l. Eftersom de högsta flödena leds förbi slutsteget (ozon+GAK) är utgående halter på årsbasis något högre. Utgående totalfosfor är ca 0,2 mg P/l. Halterna av närsalter har varit liknande de tidigare halterna när endast GAK-filtret fanns. Ozoneringen har därmed ingen negativ effekt på kväveavskiljningen. Se Tabell B.6 för uppnådda halter i utgående vatten inklusive det vatten som förbiletts kvartär rening.

| Parameter            | Medelvärde |
|----------------------|------------|
| Tot-P                | 0,21 mg/l  |
| PO <sub>4</sub> -P   | 0,05 mg/l  |
| Tot-N                | 4 mg/l     |
| TKN                  | 2,5 mg/l   |
| NO <sub>2,3</sub> -N | 1,4 mg/l   |
| SS                   | 3,5 mg/l   |

**Tabell B.6**

Halter i utgående vatten från RWZI Hostermeer.

Avskiljningen av de utvalda organiska mikroföroreningarna var under det första årets drift 70–80 %. Då har GAK i 2 av 5 filter reaktiverats varför avskiljningen förväntas öka när resterande filter blir reaktiverade.

Doseringen av metanol (ca 5 kg COD/kg NO<sub>3</sub>) har ökat med ca 10 %, vilket var mindre än de ca 50 % som förväntades efter pilotkörningen med tanke på de höga halterna av löst syre till filtret. Det har observerats att BOD har ökat från 2 till 3 mg/l med ozoneringen vilket kan ha bidragit till att dämpa ökningen i metanolförbrukning. Samtidigt innebär ozonproduktion från luft att mer energi krävs i förhållande till den ozon som nyttjas. Vid dosering av 0,35 g O<sub>3</sub>/g DOC har ca 0,05 kWh/m<sup>3</sup> använts. Att ozonproduktionen sker från luft gör att det inte är relevant med återanvändning av syre för den biologiska behandlingen.

Bromidkoncentration i inkommande vatten är upp till 0,5 mg/l. Bromat producerades under ozoneringen men tack vare biologisk reduktion i filtret understeg koncentrationen av bromat 1 µg/l. Ekotoxiciteten reducerades med 50 % vid pilotförsöken.

Konceptet O<sub>3</sub>-STEP innebär att många funktioner ska samsas i bara två processteg. Det är en fördel i sig att ha få anläggningsdelar som ska skötas. Dock är frågan om adsorptionen fungerar optimalt i detta fall. Det kan dels bero på att uppehållstiden omkring 10 min är anpassad för denitrifikation men väl kort för adsorptionen. Det är också relativt mycket biologisk aktivitet i filtret och förhållandevis mycket slam som produceras. Detta kan påverka filtrets adsorption genom att exempelvis störa flödesmönster och/eller frisättning av lösta ämnen från mikroorganismer.

Under det första årets drift skedde det mesta av avskiljningen av organiska mikroföroreningar vid ozoneringen, medan GAK-filtret i första hand fungerade som en biologisk efterbehandling med denitrifikation och fosforpolering. Reduktionen av bromat i GAK-filtret är en fördel som sannolikt delvis beror på doseringen av kolkälla. Sannolikt kan inte lika stor effekt förväntas i ett konventionellt sandfilter utan denitrifikation som efterbehandling.

# 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](mailto:svensktvatten@svensktvatten.se)

[www.svensktvatten.se](http://www.svensktvatten.se)