

Miljø- og Ligestillingsministeriet Miljøstyrelsen

Rensning for DMS i drikkevand med AOP/BAC- og µGACrenseteknologier

MUDP Rapport Marts 2025

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion: Peter Lysholm Tüchsen, Novafos Liselotte Clausen, HOFOR Sonsoles Quinzanos, HOFOR Anne Holm Thomsen, HOFOR Louise Vang Aahauge, Insatech Julie Elise Christoffersen, DTU Sustain Hans-Jørgen Albrechtsen, DTU Sustain

ISBN: 978-87-7038-717-0

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

1.	Forord	5
2.	Indledning	6
2.1	Baggrund	6
2.2	Formål	6
3.	Belastningsundersøgelse af AOP/BAC	7
3.1	AOP/BAC renseteknologi	7
3.2	Beskrivelse af forsøget	9
3.2.1	Undersøgte lokationer og vandtyper	9
3.2.2	Beskrivelse af pilotanlægget	11
3.2.2.1	Forbehandling af vandet	14
3.2.2.2	UV-dosering med RemUVe®-teknologien	15
3.2.2.3	Styring og overvågning	16
3.2.2.4	Doseringen af H ₂ O ₂	17
3.2.2.5	Biologisk aktivt kulfiltre (BAC)	18
3.2.3	Gennemførelse af forsøg og udfordringer	18
3.2.4	Testparametre og undersøgelsesstrategi	19
3.2.4.1	Langtidsforsøg på Bagsværd Vandværk	19
3.2.4.2	Forundersøgelse på Marbæk Kildeplads	20
3.2.5	Analysemetoder	22
3.2.5.1	Kommercielle laboratorieanalyser	22
3.2.5.2	Assimilable Organic Carbon (AOC)	22
3.2.5.3	Non-target analyser og suspect screening	22
3.3	AOP-forsøgene – resultater og diskussion	23
3.3.1	Langtidsforsøg med BAC på Bagsværd Vandværk	23
3.3.1.1	Drift af anlæg - styring og energiforbrug	23
3.3.1.2	Fjernelse af DMS og dannelse af nitrit	25
3.3.1.3	Ingen målbar dannelse af nitrosaminer	28
3.3.1.4	Overskud af H ₂ O ₂ i AOP-behandlet vand	28
3.3.1.5	Omsætning af nitrit i BAC-filterne	29
3.3.1.6	Omsætning af AOC i BAC-filterne	31
3.3.1.7	Omsætning af NVOC	32
3.3.1.8	Effekt af BAC-filtre på DMS	33
3.3.1.9	Effekten af AOP/BAC undersøgt med NTA	34
3.3.2	Forundersøgelse på Marbæk Kildeplads	38
3.3.3	Resultater fra Region Hovedstadens pilottest ved St. Rørbækvej	43
3.3.4	Bæredygtighedsvurdering	45
3.3.4.1	Bæredygtighedsvurdering af AOP (UV/H ₂ O ₂) ved opskalering til fuldskala	45
3.3.4.2	Energiforbrug og -effektivitet i forsøgene	46
4.	µGAC-forsøg	50
4.1	Indledning	50
4.2	Materialer og metoder	50
4.2.1	Procesbeskrivelse	50
4.2.2	Forsøgsanlæg	51

4.2.3	Anvendte kultyper	52
4.2.4	Forsøgsplan	53
4.2.5	Tids- og analyseplan	54
4.3	Resultater	55
4.3.1	Vandkvalitetsparametre	55
4.3.2	DMS	58
4.3.3	PFAS	59
4.3.4	Klorerede opløsningsmidler og BAM	60
4.3.5	NVOC	61
4.4	Diskussion - µGAC	61
4.5	Konklusion - µGAC	62
5.	Samlet konklusion	63
5.1	Evaluering af AOP-teknologien	63
5.2	Evaluering af µGAC-teknologien	63
^	Referencer	65
б.		
o. Bilag 1.P	I-diagram AOP pilotanlæg	67
6. Bilag 1.P Bilag 2.A	I-diagram AOP pilotanlæg Inalyseresultater AOP	67 68
bilag 1.P Bilag 2.A Bilag 2.1	I-diagram AOP pilotanlæg nalyseresultater AOP Laboratorieanalyser – AOP langtidsforsøg	67 68 68
Bilag 1.P Bilag 2.A Bilag 2.1 Bilag 2.2	I-diagram AOP pilotanlæg nalyseresultater AOP Laboratorieanalyser – AOP langtidsforsøg AOC-analyserapport – AOP-langtidsforsøg	67 68 68 68
Bilag 1.F Bilag 2.A Bilag 2.1 Bilag 2.2 Bilag 2.3	I-diagram AOP pilotanlæg nalyseresultater AOP Laboratorieanalyser – AOP langtidsforsøg AOC-analyserapport – AOP-langtidsforsøg Nitrosamin-analyserapporter – AOP-langtidsforsøg	67 68 68 68 68
Bilag 1.P Bilag 2.A Bilag 2.1 Bilag 2.2 Bilag 2.3 Bilag 3.H	I-diagram AOP pilotanlæg nalyseresultater AOP Laboratorieanalyser – AOP langtidsforsøg AOC-analyserapport – AOP-langtidsforsøg Nitrosamin-analyserapporter – AOP-langtidsforsøg	67 68 68 68 68 68
Bilag 1.P Bilag 2.A Bilag 2.1 Bilag 2.2 Bilag 2.3 Bilag 3.H Bilag 4.N	I-diagram AOP pilotanlæg Inalyseresultater AOP Laboratorieanalyser – AOP langtidsforsøg AOC-analyserapport – AOP-langtidsforsøg Nitrosamin-analyserapporter – AOP-langtidsforsøg	67 68 68 68 68 68 69 70
b. Bilag 1.F Bilag 2.A Bilag 2.1 Bilag 2.2 Bilag 2.3 Bilag 3.F Bilag 4.N Bilag 5.F	I-diagram AOP pilotanlæg Inalyseresultater AOP Laboratorieanalyser – AOP langtidsforsøg AOC-analyserapport – AOP-langtidsforsøg Nitrosamin-analyserapporter – AOP-langtidsforsøg lændelseslog - AOP lotat vedr. non-target analyser ID-diagram for μGAC forsøgsanlæg	67 68 68 68 68 68 70 70
b. Bilag 1.P Bilag 2.A Bilag 2.1 Bilag 2.2 Bilag 2.3 Bilag 3.F Bilag 4.N Bilag 5.P Bilag 6.E	I-diagram AOP pilotanlæg nalyseresultater AOP Laboratorieanalyser – AOP langtidsforsøg AOC-analyserapport – AOP-langtidsforsøg Nitrosamin-analyserapporter – AOP-langtidsforsøg lændelseslog - AOP lotat vedr. non-target analyser ID-diagram for μGAC forsøgsanlæg kspansionsforsøg med μGAC	67 68 68 68 68 69 70 71 71
Bilag 1.P Bilag 2.A Bilag 2.1 Bilag 2.2 Bilag 2.3 Bilag 3.H Bilag 3.H Bilag 5.P Bilag 6.E Bilag 7.J	I-diagram AOP pilotanlæg Inalyseresultater AOP Laboratorieanalyser – AOP langtidsforsøg AOC-analyserapport – AOP-langtidsforsøg Nitrosamin-analyserapporter – AOP-langtidsforsøg lændelseslog - AOP lotat vedr. non-target analyser ID-diagram for μGAC forsøgsanlæg kspansionsforsøg med μGAC ar-test med μGAC	67 68 68 68 68 69 70 71 72 73
b. Bilag 1.P Bilag 2.A Bilag 2.1 Bilag 2.2 Bilag 2.3 Bilag 3.F Bilag 3.F Bilag 4.N Bilag 5.F Bilag 6.E Bilag 7.J Bilag 8.E	I-diagram AOP pilotanlæg Inalyseresultater AOP Laboratorieanalyser – AOP langtidsforsøg AOC-analyserapport – AOP-langtidsforsøg Nitrosamin-analyserapporter – AOP-langtidsforsøg lændelseslog - AOP lotat vedr. non-target analyser ID-diagram for μGAC forsøgsanlæg Ikspansionsforsøg med μGAC ar-test med μGAC beregninger for μGAC pilotanlæg	67 68 68 68 68 69 70 71 72 73 73
b. Bilag 1.P Bilag 2.A Bilag 2.1 Bilag 2.2 Bilag 2.3 Bilag 3.H Bilag 3.H Bilag 4.N Bilag 5.P Bilag 6.E Bilag 7.J Bilag 8.E Bilag 9.C	I-diagram AOP pilotanlæg Inalyseresultater AOP Laboratorieanalyser – AOP langtidsforsøg AOC-analyserapport – AOP-langtidsforsøg Nitrosamin-analyserapporter – AOP-langtidsforsøg lændelseslog - AOP lotat vedr. non-target analyser ID-diagram for μGAC forsøgsanlæg kspansionsforsøg med μGAC ar-test med μGAC æregninger for μGAC pilotanlæg MS-data fra μGAC undersøgelser og beregnet kulforbrug	67 68 68 68 68 69 70 71 72 73 73 74 75
b. Bilag 1.P Bilag 2.A Bilag 2.1 Bilag 2.2 Bilag 2.3 Bilag 3.H Bilag 3.H Bilag 5.P Bilag 6.E Bilag 7.J Bilag 8.E Bilag 9.C Bilag 10.	I-diagram AOP pilotanlæg Inalyseresultater AOP Laboratorieanalyser – AOP langtidsforsøg AOC-analyserapport – AOP-langtidsforsøg Nitrosamin-analyserapporter – AOP-langtidsforsøg lændelseslog - AOP lotat vedr. non-target analyser ID-diagram for μGAC forsøgsanlæg kspansionsforsøg med μGAC ar-test med μGAC eregninger for μGAC pilotanlæg MS-data fra μGAC undersøgelser og beregnet kulforbrug PFAS-data fra μGAC undersøgelser	67 68 68 68 68 69 70 71 72 73 74 75 76
b. Bilag 1.P Bilag 2.A Bilag 2.1 Bilag 2.2 Bilag 2.3 Bilag 3.H Bilag 3.H Bilag 5.P Bilag 5.P Bilag 6.E Bilag 7.J Bilag 8.E Bilag 9.C Bilag 10. Bilag 11.	I-diagram AOP pilotanlæg Inalyseresultater AOP Laboratorieanalyser – AOP langtidsforsøg AOC-analyserapport – AOP-langtidsforsøg Nitrosamin-analyserapporter – AOP-langtidsforsøg lændelseslog - AOP lotat vedr. non-target analyser ID-diagram for μGAC forsøgsanlæg kspansionsforsøg med μGAC ar-test med μGAC beregninger for μGAC pilotanlæg MS-data fra μGAC undersøgelser og beregnet kulforbrug PFAS-data fra μGAC undersøgelser	67 68 68 68 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77

1. Forord

Denne rapport udgør en samlet teknisk opsamling og dokumentation for VTU-projektet: "Belastningsundersøgelse af AOP/BAC- og µGAC renseteknologier for pesticidrester (DMS, DPC, Alachlor ESA og dimethachlor ESA)".

Projektet er udført i perioden fra december 2021 til juni 2024, og er udført med støtte fra VTU (særskilt pulje i 2021 under MUDP "Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram").

Projektet er et samarbejde mellem Novafos, HOFOR, Insatech, DGE, Krüger Veolia A/S og DTU Sustain. Projektet er initieret af InSa-Drikkevand: Innovationssamarbejdet til sikring af rent drikkevand.

Projektgruppen har bestået af:

- Peter L. Tüchsen og Bo Lindhardt, Novafos
- Sonsoles Quinzanos, Mathilde Jørgensen Hedegaard, Anne Holm Thomsen og Liselotte Clausen, HOFOR A/S
- Ronny Rahbek, Mathias Schouw og Louise V. Aahauge, Insatech A/S
- Martin Bymose, DGE Miljø- og Ingeniørfirma
- Rasmus Boe-Hansen, Krüger Veolia A/S
- Julie Elise Christoffersen og Hans-Jørgen Albrechtsen, DTU Sustain

2. Indledning

2.1 Baggrund

I de seneste år er der påvist et stigende antal nye pesticid-metabolitter i mange drikkevandsboringer, fx DMS, DPC, alachlor-ESA og dimethachlor-ESA. DMS er fx i 2022 påvist i 33% af de undersøgte boringer - i 7,5% over kravværdien - og der påvises pesticider eller pesticidmetabolitter i over halvdelen af drikkevandsboringerne (GEUS, 2024). Det betyder, at DMS forekommer i en meget stor andel af det vand, der distribueres til forbrugerne, omend under kravværdien. Imidlertid er det også vanskeligt for de store vandforsyninger at finde rent vand til at fortynde det DMS-holdige grundvand til ned under grænseværdien, så indvindingstilladelserne kan ikke udnyttes fuldt ud, hvilket kan sætte begrænsninger for at levere tilstrækkeligt vand til forbrugerne. Derfor er det relevant at overveje at implementere renseteknologier for at fjerne en række af disse stoffer. Desværre er det vanskeligt at fjerne fx DMS kost-effektivt fra drikkevandet med velafprøvede renseteknologier, som fx kulfiltrering og membranfiltrering. Dette er således en meget akut, aktuel og alvorlig situation for dansk vandforsyning.

Som bidrag til at løse denne udfordring er der i projektet undersøgt to renseteknologier, som ikke tidligere har været anvendt i Danmark til at rense drikkevand.

2.2 Formål

Den ene teknologi er RemUVe®, der anvender en Avanceret Oxidations Proces (AOP) baseret på UV og H₂O₂. Ved den kraftige oxidationsproces er der imidlertid risiko for, at der dannes en række biprodukter fx nitrit, letomsætteligt organisk stof (AOC) eller skadelige specifikke organiske miljøfremmede stoffer, hvilket er dokumenteret i en netop afsluttet undersøgelse (Tüchsen et al., 2023). Derfor var de overordnede formål med dette projekt for denne teknologi, med fokus på fjernelse af DMS, at vurdere robustheden af UV/H₂O₂-renseteknologien ved forskellige koncentrationer i pilotskala, mulighed for at fjerne dannede biprodukter i BAC-filtre (Biologiske Aktive Kulfiltre) samt ressourceforbrug ved teknologien.

Den anden teknologi er Mikro-GAC (μ GAC), som er aktivt kul med en meget lille kornstørrelse og dermed en stor evne til adsorption af miljøfremmede stoffer. Det overordnede formål i dette projekt var at afprøve teknologiens evne til at fjerne DMS i laboratorie- og pilotforsøg med hensyn til teknologiens renseeffektivitet over for DMS, kulforbrug, og mulighed for optimering.

3. Belastningsundersøgelse af AOP/BAC

Ved tidligere udførte korttidsforsøg med RemUVe® teknologien på 4 danske lokaliteter, blev der dannet biprodukter i form af ammonium, nitrit, nitrosaminer, AOC og ukendte miljøfremmede stoffer (Tüchsen et al., 2023). Det blev derfor konkluderet, at AOP-metoden ikke kan stå alene, da flere af biprodukterne overskred drikkevandskvalitetskravene. Metoden kræver derfor en efterpolering af det behandlede vand, f.eks. ved brug af BAC-filtrering (biologisk aktivt kulfiltrering). Da der ved metoden kan være et overskud af H₂O₂ kan det imidlertid være vanskeligt at få en bakteriologisk proces startet op. Ligeledes kan der ske en desorption af dårligt adsorberende stoffer fra aktive kulfiltre, hvorfor det er særdeles vigtigt at undersøge, om BAC-filtrering er en mulig rensningsmetode for de dannede biprodukter. Fokus i dette projekt har derfor netop været at undersøge om BAC-filtrering kan fungere som en effektiv og sikker barriere mod biprodukter dannet ved AOP rensningen.

De specifikke formål med undersøgelsen er:

- At vurdere robustheden af UV/H₂O₂-renseteknologi over for variationer i koncentrationer af DMS under driftsforhold
- At undersøge om der dannes væsentlige biprodukter ved UV/H2O2 vandbehandling
- At undersøge fjernelse af biprodukter i BAC-filtre
- At undersøge ressourceforbrug ved at anvende UV/H2O2 vandbehandling

Der er udført langtidsforsøg med BAC-filter med en DMS-koncentration lige under kravværdien for drikkevand for at fjerne biprodukter, og der er udført kortidsforsøg med koncentration af DMS på 10 gang grænseværdien for at undersøge robustheden af metoden.

3.1 AOP/BAC renseteknologi

AOP (UV/H₂O₂) er en avanceret oxidationsproces, der genererer OH*-radikaler ved dosering af brintoverilte (H₂O₂) og fotolyse ved brug af UV. OH*-radikalerne har generelt et højt oxidationspotentiale og kan oxidere en bred vifte af mikroforureninger i vandet. Ved kemisk oxidation kan pesticider og andre mikroforureninger nedbrydes til andre stoffer (transformationsprodukter), som kan videreoxideres og potentielt blive fuldt mineraliseret. Udover at kunne oxideres af OH*-radikaler, kan nogle mikroforureninger nedbrydes direkte via fotolyse fra UV-belysning, afhængigt af stoffernes UV-absorptionskoefficient.

Ideelt ville hydroxylradikalerne, dannet under AOP-processen, selektivt reagere med forureningsstofferne og fjerne dem effektivt. Desværre er hydroxylradikaler yderst reaktive, men ikke selektive, hvilket betyder, at de reagerer med mange forskellige stoffer i vandmatricen. Flere både organiske og uorganiske stoffer i vandet vil reagere med OH*-radikaler og dermed udgøre "radikale scavengers", der begrænser nedbrydningseffektiviteten for de uønskede mikroforureninger. Kendte scavengers i grundvand er bl.a. NVOC, karbonat, jern og klorid, og det er derfor vanskeligt at forudsige rensningsgraden, uden forudgående laboratorie- eller pilottest med den specifikke grundvandstype. Tidligere undersøgelser med fire forskellige danske vandtyper viste, at den testede AOP-renseteknologi med UV og H₂O₂ er effektiv til at fjerne pesticidresterne DMS, Alachlor ESA og Dimethachlor ESA og de klorerede opløsningsmidler PCE og TCE (Tüchsen et al., 2023). DMS krævede det højeste energiforbrug for fuldstændig fjernelse, mens Alachlor ESA og Dimethachlor ESA kunne fjernes med lavere energidoser. Metoden forventes ikke at være effektiv overfor PFAS-stoffer, hvilket også blev bekræftet i Tüchsen et al. (2023), da de påviste fluorerede forbindelser PFBA, TFA og Chlordifluormethan ikke blev fjernet ved de testede UV og H₂O₂ doser.

Da OH*-radikalerne ikke er selektive, vil denne proces ikke alene føre til oxidation af pesticidnedbrydningsprodukter og uønskede mikroforureninger men også nedbrydning af andre stoffer, der måtte være til stede i vandet, hvilket betyder produktion af en lang række biprodukter. Nogle af de kendte, uønskede bi- og transformationsprodukter, der kan dannes er:

- Organiske forbindelser: I AOP-processen nedbrydes de oprindelige forurenende stoffer til mindre organiske forbindelser. Disse nye forbindelser kan have varierende toksicitet og stabilitet og kan udgøre en human og miljømæssig risiko. Mindre, let omsættelige kulstofforbindelser kan måles som AOC (assimilerbart organisk kulstof).
- Ammonium, nitrat og nitrit: Hvis der er nitrogenholdige stoffer i vandet, kan AOP-behandlingen med UV/H₂O₂ omdanne disse forbindelser til nitrat og nitrit, som kan have sundhedsmæssige og miljømæssige konsekvenser. Nitrit kan også dannes ved fotoreduktion af både nitrat (NO₃⁻) og ammonium (NH₄⁺). Dannelse af ammonium kan skyldes flere mekanismer:
 - Hydrolyse af nitrogenholdige forbindelser: AOP-processer, såsom ozonering eller fotokatalyse, kan nedbryde organiske eller uorganiske nitrogenholdige forbindelser til mindre fragmenter. Disse fragmenter kan derefter hydrolyseres, hvorved der dannes ammonium-ioner.
 - Oxidation af nitrogenforbindelser: Nogle nitrogenforbindelser, såsom aminer eller nitrater, kan oxideres under AOP-behandling. Oxidationsprocesser kan omdanne disse forbindelser til ammonium-ioner som følge af tab af nitrogen-atomer.
- Bromat og chlorat: Både bromat (BrO₃⁻) og chlorat (ClO₃⁻) kan dannes ved at hydroxylradikaler (•OH) fra processen tilføjer iltatomer til bromid (Br-) og klorid (Cl⁻) i vandet og omdanner dem til bromat og chlorat.
- **Nitrosaminer:** Under behandling kan nitrit reagere med aminer i vandet og danne nitrosaminer. Nitrosaminer er potentielt kræftfremkaldende og derfor uønskede i vandet.
- Halogenerede forbindelser: Som biprodukter af reaktionen mellem H₂O₂ og klorid eller bromid i vandet kan der dannes halogenerede forbindelser som trihalomethaner (THM) og haloeddikesyrer. Disse forbindelser kan være sundhedsskadelige og kræver overvågning.
- Ukendte biprodukter: AOP-processer nedbryder ikke alle forurenende stoffer fuldstændig til uskadelige slutprodukter. I stedet kan nogle forurenende stoffer omdannes til biprodukter, hvis kemiske identitet og egenskaber ikke nødvendigvis er kendte. Dette skyldes, at grundvand kan indeholde en bred vifte af organiske forbindelser, herunder pesticider, lægemiddelrester, industrielle kemikalier og andre miljømæssige forureninger, hvoraf mange ikke er specifikt kendt på forhånd.

I undersøgelsen udført af Tüchsen et al. (2023) blev der dannet biprodukter i form af ammonium, nitrit, nitrosaminer, AOC og ukendte miljøfremmede stoffer, hvoraf 18 blev identificeret ved suspect screening. Koncentrationen af ammonium steg med øget dosering af H₂O₂, og nitrit dannes som følge af nitratphotolyse under UV-bestråling.

Dannelse af nitrosaminer blev observeret på 3 ud af de 4 undersøgte lokaliteter. I forsøg på grundvand fra Solhøj Kildeplads blev det observeret, at der blev dannet højere koncentrationer af nitrosaminer ved høje H₂O₂-doser og lave UV-doser, men nitrosaminerne blev fjernet igen (eller ikke dannet) ved høje UV-doser jf. FIGUR 1.

Det samme mønster blev ikke observeret på vand fra Femhøj og Pilegårdens Vandværker. Her blev der dannet nitrosaminer også ved høje UV-dosis jf. FIGUR 1. Forståelsen for hvornår nitrosaminerne dannes, og hvornår de igen fjernes ved AOP (UV/H₂O₂) teknologien er ikke klarlagt. Der findes pt. ikke grænseværdier for nitrosaminer i Danmark, men de er som udgangspunkt helt uønskede.



FIGUR 1. Dannelse af nitrosaminer ved forsøg med vand fra Pilegården og Femhøj Vandværker samt Solhøj Kildeplads ved forskellige H₂O₂ tilsætninger og UV-power (Tüchsen et al., 2023).

Udover nitrosaminer blev der i forsøgene udført af Tüchsen et al. (2023), også observeret en markant stigning i AOC som følge af AOP-teknologien. Non-target analyse afslørede dannelse af ukendte og ikke-kvantificerede stoffer både før og efter AOP-behandlingen (Tisler et al., 2022). På alle lokationer blev der dannet flest biprodukter med den højeste H₂O₂ dosering (50 ppm), og på to ud af tre lokationer blev der dannet flere biprodukter, end der blev fjernet. AOP-metoden kræver derfor en efterpolering af det behandlede vand, f.eks. BAC-filtrering (biologisk aktivt kulfiltrering), hvilket er undersøgt i langtidsforsøg i nærværende projekt.

3.2 Beskrivelse af forsøget

3.2.1 Undersøgte lokationer og vandtyper

Forsøg med RemUVe® AOP (UV/H₂O₂)-teknologien er udført på vand fra henholdsvis Bagsværd Vandværk i Gladsaxe Kommune og Marbæk Kildeplads i Frederikssund Kommune. Fakta om indvinding er vist i TABEL 1. Som tidligere nævnt dokumenterede en forundersøgelse med RemUVe® AOP (UV/ H₂O₂)-teknologien på vand fra Bagsværd Vandværk (Tüchsen et al. (2023)) dannelsen af biprodukter, og denne lokalitet er derfor valgt til langtidstest af BAC-filtrering. På Marbæk Kildeplads er der påvist et hotspot af DMS pga. anvendelse af svampemidler på jordbærmarker (Frederiksen, 2023). Denne lokalitet er derfor valgt for at teste robustheden af rensningsteknikken ved høje koncentrationer af DMS.

TABEL 1. Forsøgslokationer.

Parameter		Marbæk og Marbæk Nord Kil- depladser	Bagsværd Vandværk
Indvindingstilladelse	(m³/år)	1.400.000	1.220.000
Indvinding 2023	(m³/år)	488.205	864.481
Antal boringer		4 aktive indvindingsboringer 3 inaktive boringer 2 afværgeboringer	5 indvindingsboringer 1 afværgeboring
Grundvandsmagasin		Danienkalk	Danienkalk – hydraulisk kontakt til sand 2 og sand 3
Alder af grundvand		Blandingsvandtype. Ungt i top- pen af filteret og ældre i bunden	Ungt

På Marbæk Vandværk er det primært DMS, der giver anledning til bekymring. På Bagsværd Vandværk påvises en række miljøfremmede stoffer herunder PFAS, DMS og klorerede opløsningsmidler.

Udvalgte parametre der er målt i indløbsvandet til pilotanlægget, er vist i TABEL 2. Alle analyseresultater er vedlagt i Bilag 2.

TABEL 2. Tilstandsparametre i indløbsvand på de fire lokationer. Parametre noteret med "<" var under detektionsgrænsen."i.m." betyder at parameteren ikke er målt.

Parameter	Enhed	Bagsværd	Marbæk	Kravværdi
UVT	%	96	94,8-96,5	
рН		7,4	7,4	7,0-8,5
Ledningsevne	µS/cm	730	i.m.	2.500
Turbiditet	FNU	0,62	<0,05	1,0
Farvetal, Pt	Mg Pt/I	2,1	i.m.	15
Oxygen, opløst, O ₂	mg/l	i.m.	-5,0	5,0
Sulfat, SO ₄ ²⁻	mg/l	53	120	250
Nitrat, NO ₃ -	mg/l	1,55	<0,10	50
Nitrit, NO ₂ -	mg/l	0,0009	0,0041	0,01
Ammonium+ammoniak, NH₄ ⁺	mg/l	0,007	0,029	0,05
Mangan, Mn	mg/l	0,0016	0,0685	0,05
Jern, Fe	mg/l	0,095	0,015	0,2
NVOC	mg/l	1,38	1,4	4
VOC	mg/l	i.m.	-	-
Hårdhed, total		19,3	24	-
Hydrogencarbonat, HCO ₃ ⁻	mg/l	315	320	-
Hydrogensulfid, H_2S	mg/l	<	<	-
Methan, CH ₄	mg/l	<	<	-
Bromid, Br	mg/l	<	<	-
Bromat	µg/l	<		-
Calcium, Ca ²⁺	mg/l	120	145	-
Chlorid, Cl⁻	mg/l	61	65	250
Fluorid, F ⁻	mg/l	0,15	0,18	1,5

Parameter	Enhed	Bagsværd	Marbæk	Kravværdi
Magnesium, Mg ²⁺	mg/l	11	15	50
Natrium, Na⁺	mg/l	24	22	175
Kalium, K⁺	mg/l	-	3,8	-
Total phosphor, P	mg/l	-	0,0030	-
Total Kvælstof, N	mg/l	-	0,12	-
Arsen, As	µg/l	-	0,27	5
Bor, B	µg/l	-	32	1.000
Barium, Ba	µg/l	-	75	700
Kobolt, Co	μg/l	-	0,23	5,0
Nikkel, Ni	μg/l	-	4	50
<i>N,N</i> -Dimethylsulfamid (DMS)	µg/l	0,03-0,1*	1,1	0,1

*Variationen over forsøgsperioden.

Vandtyperne er relativt ens, ungt vand uden forhøjede indhold af klorid og fluorid. Vand fra Marbæk adskiller sig ved ikke at indeholde nitrat, selv om der er tale om en arealanvendelse med overvejende landbrug. Det viser, at der i området trods alt er dæklag af moræneler med nitratreduktionskapacitet.

3.2.2 Beskrivelse af pilotanlægget

I forsøgene er anvendt en patenteret teknologi, RemUVe®, som benytter UV-lys fra mellemtryks-lamper i en specialdesignet UV-reaktor med et unikt reflektionssystem (se FIGUR 3), kombineret med præcis dosering af H_2O_2 (33 w%) baseret på molvægt (Bymose et al., 2020).

UV-systemet er produceret af den israelske virksomhed Atlantium. Systemet er designet med et patenteret spejlrefleks system i UV-kammeret. Kammeret består af et stålrør som er foret med kvarts. Mellem stålrør og kvartsrør ligger en luftlomme, der giver indersiden af røret effekt som et spejlfolie. Derved reflekteres UV-lyset fra lamperne og bliver inde i kammeret indtil dets energi afsættes i molekyler eller adsorberes af luftbobler. Dette hindrer døde zoner i kammeret og optimerer effekten af behandlingen samt nedsætter energiforbruget. På www.atlantium.com findes der flere oplysninger om selve UV-reaktoren.



FIGUR 2. Længdesnit af UV-reaktoren der viser effekten af spejlrefleks systemet i forhold til konventionelle UV-systemer.



FIGUR 3. Tværsnit af UV-reaktoren.

TABEL 3. Designparametre for RemUVe®-delen.

Parameter	Værdi
Flow gennem UV	2,5 m³/h
Flow gennem Kul- filtre	1 m³/h
Bypass til recipient	1,5 m³/h
Lampe effekt	2,3 kWh
Tryk i indløb på Bagsværd	2,5-4,5 bar
Tryk i indløb på Marbæk	2,5 bar

Pilotanlægget er indbygget i en 20-fods container (FIGUR 4), som ud over RemUVe-anlægget også er forsynet med 4 serielt forbundne i biologisk aktive kulfiltre (BAC), der fungerer som barriere for evt. dannede biprodukter (fx nitrit, AOC eller nitrosaminer). I TABEL 3 er designparametrene listet.



FIGUR 4. Indretning i forsøgscontainer med AOP/BAC.

I Bilag 1 er indsat et PI-diagram, der beskriver den tekniske opbygning af anlægget.



FIGUR 5. Principskitse af pilotanlægget der illustrerer UV-anlægget og de fire BAC-filtre i serie.

Igennem anlægget er der placeret en række prøvehaner til at udtage vandprøver (jf. FIGUR 5).

3.2.2.1 Forbehandling af vandet

For at opnå en effektiv fjernelse er det nødvendigt, at vandet har et lavt indhold af jern og mangan. I rapporten Region Hovedstaden (2024) er anført krav til vandkvaliteten; for suspenderede stoffer <3 mg/l, jern <0,3 mg/l og mangan < 0,05 mg/l.

På Bagsværd er pilotanlægget koblet til vandværket efter vandets 100 m³ opbevaringstank. Det vil sige, at vandet har passeret beluftning, sandfilter og coplator, men er ikke kulfilteret.

På Marbæk er pilotanlægget koblet til et minivandværk, der forsynes med vand fra tre tidligere indvindingsboringer, som i dag fungerer som afværgeboringer. Der pumpes samlet 10 m³/t fra de tre boringer, for at hindre en DMS-forureningsfane i at forurene resten af kildepladsen. Jern og mangan fjernes fra vandet med simpel vandbehandling (beluftning og udfældning i sandfilter), før det ledes til et nærliggende rørlagt vandløb. Vandet har et højt indhold af mikrobobler, som dannes i pumpen i den ene boring. Da vandet er under tryk i sandfilteret, er der stadig et højt indhold af mikrobobler ved afgang fra miniværket. Mikroboblerne er forsøgt fjernet med en trykløs 2000 L buffertank efterfulgt af en trykforøger, der er sat til at levere 2,5 bar.



FIGUR 6. Ved Marbæk Vandværk er pilotanlægget placeret side om side med sandfilteranlæg.

3.2.2.2 UV-dosering med RemUVe®-teknologien

Når vandet passerer gennem anlægget, udsættes det for en UV-dosis, som betegnes som UV-dosering [mJ/cm²]. UV-dosen beregnes ved hjælp af følgende ligning:

UV-dosis (mJ/cm²) = UVT (%) x UV-intensitet (mW/cm²) x Kontakttid (s)

- UV-dosis (mJ/cm²): Dette er den beregnede mængde ultraviolette stråling, der leveres til vandet og er nødvendig for at udføre en specifik reaktion. Denne parameter angiver den samlede energi, som vandet modtager pr. arealenhed.
- UV-intensitet (mW/cm²): Dette er den målte eller beregnede intensitet af ultraviolet lys, som genereres af UV-lampen i reaktoren. Denne parameter angiver strålingens effekt pr. arealenhed. UV-intensiteten måles direkte med en UV-sensor, der registrerer den ultraviolette stråling og omsætter den til en målt værdi i mW/cm². Det er vigtigt at bemærke, at lampens effekt ændres over tid.
- Kontakttid (s): Dette er den tid, vandet tilbringer i UV-reaktoren, hvor det eksponeres for den ultraviolette stråling. Denne parameter angiver varigheden af kontakten mellem vandet og UV-lyset og kan beregnes ved at dividere det volumen af vand, der passerer gennem reaktoren, med flowhastigheden.

UV-dosis er således en beregnet værdi, der afhænger af vandflow (opholdstiden i anlægget), UVT (hvor meget UV-lys, der trænger igennem vandet) og lampens effekt (lampens maksimale effekt falder med tiden). I RemUVe®-systemet kan UV-power justeres, så der opretholdes en konstant UV-dosis i vandet afhængig af vandets målte UVT og lampens aktuelle intensitet eller effekt fordelt over et areal.:

I = P (effekt, mW) / A (areal, cm²)

Hvor:

I: Intensitet måles i milliwatt per kvadratcentimeter (mW/cm²). Intensitet er et mål for, hvor meget effekt der er koncentreret på et givet areal.

P: Effekt måles i milliwatt (mW). Effekt er den mængde energi, der bliver overført eller brugt pr. tidsenhed.

A: Areal måles i kvadratcentimeter (cm²). Areal er den overflade, hvorpå effekten bliver fordelt.

Af konkurrencemæssige hensyn deler RemUVe® ikke specifikke oplysninger om UV-dosis. I stedet angives UV-power i rapporten som en procentvis effekt i forhold til lampens maksimale effekt på 2,3 kW.

I rapporten er anvendt forskellige termer for UV-doseringen som er defineret i TABEL 4.

Udtryk	Enhed	Definition
UV-dosis	mJ/cm²	Samlede UV-energi, som vandet modtager pr. are- alenhed.
Normaliseret UV-dosis	%	Aktuel beregnet UV-dosis ift. maksimal UV-dosis under de givne betingelser
UV-Power	%	Lampens procentvise effekt [kW] ift. maksimal effekt [kW]
Energiforbrug	kWh/m ³	Den reelt af lampen forbrugte energi pr. m ³ vand (beregnet som effekt [kW] pr vandflow [m ³ /h]

TABEL 4. Anvendte definitioner i rapporten.

Den intensitet, UV-lampen udsender, falder gradvist over tid, så 100% effekt efter nogen tid ikke giver samme dosis som ved en ny lampe. Lamperne har en garanteret levetid på 4000 timer ved 100% effekt, men levetiden afhænger også af antallet af tændinger.

3.2.2.3 Styring og overvågning

I anlægget måles kontinuert en række parametre på minutskala, som uploades direkte til en cloud-baseret database (TABEL 5).

Parameter	Enhed	Forklaring
Date	dd-mm-åå tt.mm.ss	Tidsangivelse
Vandflow	m³/h	Vandflow gennem UV-reaktor, samt gennem BAC-filtre
Effekt	kW	Den aktuelle energiforbrug (Effekt) i lampen
Running hours	Hrs	Antal timer siden lampeskift
Status Power	%	Status på lampens aktuelle kapacitet (ældning)
System Power	%	Lampens reelle relative afsatte effekt ift. Maksi- mum
Temperatur	°C	Temperatur målt i indløb, afgang UV og udløb.
UVT	%	UV-transmittans målt med en sensor ved lampen og en sensor overfor lampen
Flow H ₂ O ₂	g/h	Aktuelt tilsat H ₂ O ₂ -opløsning til systemet målt i massflow controller
UV-dosis	mJ/cm ²	Den beregnede dose (FORTROLIG)

TABEL 5. Udvalgte parametre der logges i RemUVe.

Parameter	Enhed	Forklaring
Tryk	Bar	Tryk måles i indløb, BAC-01, BAC-02, BAC-03, BAC-04 og udløb

Anlægget kan indstilles til to driftstilstande:

Dose mode (langtidsforsøg):

Dette er den normale driftstilstand, hvor lampens effekt bliver tilpasset for at opretholde en konstant UV-dosis, ud fra de målte parametre (Se FIGUR 7). Herved sikres en effektiv behandling, hvor der hverken over- eller underdoseres energi, hvilket er en fordel både for vandbehandlingssikkerheden, økonomien og anlæggets bæredygtighed.

Power mode (forundersøgelse):

Her indstilles anlægget til at køre med en fast UV-Power (0-100%). Denne tilstand anvendes til forundersøgelser, hvor den optimale konfiguration kortlægges. Under forundersøgelsen blev UV-Power fastsat til 25%, 50%, 75% eller 100% af lampens maksimale effekt. Den beregnede UV-dose er en funktion af UVT, hvilket betyder, at 75% UV-Power ved en UVT på 80% giver en betydeligt lavere UV-dosis til vandet end ved en UVT på 95%. Den UV-dosis, der kan opnås ved en given UV-Power, kan derfor variere betydeligt fra lokalitet til lokalitet.



FIGUR 7. Principper for dynamisk tilpasning af dosering.

3.2.2.4 Doseringen af H₂O₂

 H_2O_2 doseres med en membranpumpe og en mini-Coriolis masseflowcontroller. Erfaringen viser, at når H_2O_2 suges op med vakuum, så kan der dannes små bobler i væsken, og det kan resultere i at der doseres mindre opløsning end forventet. Det er vigtigt for processen at doseringen af H_2O_2 er stabil og nøjagtig.

Forbruget af H₂O₂-opløsning kan beregnes ved følgende formel og er baggrund for doseringen pr. m³ behandlet vand i forsøgene:

 $Q_{H2O2} = Q_{vand} * C_{vand} / C_{H2O2}$

Hvor,

 $\begin{array}{l} Q_{vand} = Vand \ flow \ (m^3/t) \\ C_{vand} = koncentration \ af \ ren \ H_2O_2 \ i \ vandbanen, \\ C_{H2O2} = koncentrationen \ af \ ren \ H_2O_2 \ i \ H_2O_2\ blandingen \ (35\% \ w/w) \\ Q_{H2O2} = Massestrømmen \ (masse \ / \ tid) \end{array}$

3.2.2.5 Biologisk aktivt kulfiltre (BAC)

Der dannes nitrit og assimilérbart organisk kulstof (AOC), når der anvendes H_2O_2/UV (Tüchsen et al., 2023). Begge stoffer kan fjernes i biologisk aktive kulfiltre (BAC), hvor mikroorganismer, der koloniserer overfladen af det aktive kul, fjerner dem gennem biologiske processer. Nitrit fjernes i BAC-filtre ved nitrifikation, hvor specifikke nitrificerende bakterier omdanner nitrit (NO₂-) til nitrat (NO₃-). Denne biologiske oxidation af nitrit er effektiv i BAC-filtre på grund af det store overfladeareal af det aktive kul, som giver rigelig plads til bakterievækst. For at nitrifikationsprocessen kan forløbe optimalt, kræves der tilstrækkeligt højt iltindhold.

Kulfiltrene er designet, så der opnås 20 minutters opholdstid. Med henblik på senere dimensionering af fuldskala-anlæg blev kulfiltrene designet som 4 lige store serieforbundne kolonner, så der kunne udtages vandprøver efter hhv. 5, 10, 15 og 20 minutters opholdstid. Se kulfiltrenes designparametre i TABEL 6.

Parameter	Værdi
Flow	1 m³/h
Antal kolonner	4
Konfiguration	Serieforbundet
Strømningsretning i kulfiltrene	Nedadrettet
Opholdstid (EBCT) pr. kolonne	5 min. (i alt 20 min over 4 kolonner)
Indre diameter	Ø 500 mm
Kuldybde pr. kolonne	430 mm
Kulvolumen pr. kolonne	0,086 m ³
Kultype	Aquasorb CS (kokosnød baseret kul fra Jacobi / Wendt & Sørensen)

TABEL 6. Designparametre for kulfiltrene.

3.2.3 Gennemførelse af forsøg og udfordringer

Langtidsforsøget blev udført i 2021/2022 på Bagsværd Vandværk og forundersøgelse ved høj koncentration blev udført i november 2023 på Marbæk kildeplads. Undervejs i forsøgene gjorde forskellig uforudsete udfordringer, at blev der besluttet flere afvigelser fra de oprindelige planlagte aktiviteter. I Bilag 3 er udvalgte væsentlige hændelser beskrevet i en kronologisk log.

Et af formålene med projektet var at undersøge fjernelseseffektiviteten ved forskellige koncentrationsniveauer for at vurdere teknologiens robusthed overfor variationen i koncentrationer. Pilotanlægget blev derfor udvidet med et doseringsanlæg og en statisk mixer, men det viste sig hurtigt, at det setup ikke kunne opretholde en konstant inputkoncentration af fx DMS. Som alternativ til en totalombygning med en stor opblandingstank, blev pilotanlægget flyttet fra Bagsværd Vandværk til Marbæk Vandværk. På Marbæk Kildeplads er der meget høje koncentrationer af DMS i grundvandet (op til 1,5 µg/L). Forureningen skyldes flere kraftige opstrøms punktkilder i forbindelse med intensiv jordbærdyrkning. På kildepladsen bliver der afværgepumpet fra tre tidligere indvindingsboringer for at hindre forureningen i at sprede sig til resten af kildepladsen. Der blev indkøbt et sandfilteranlæg indbygget i endnu en 20-fods-container med det formål at fjerne jern og mangan. I maj 2023 blev sandfilteranlægget sat i drift og i august 2023 blev AOP-containeren tilkoblet. I kraft af det nye setup uden doseringsanlæg var det ikke længere muligt at undersøge fjernelsen af DPC, Alachlor ESA, Dimethachlor ESA.

De tre afværgeboringer har konstante, men forskellige koncentrationsniveauer af DMS, og det var derfor planen at variere ydelsen på boringerne og dermed opnå koncentrationer i spændet 0,5-1,5 μ g/L i indløbsvandet.

I november 2023 blev gennemført forundersøgelse på Marbæk Kildeplads. Resultatet var ikke tilfredsstillende og en lang række af forskellige tiltag blev gjort for at afhjælpe problemerne. Der blev bl.a. installeret en trykforøger, trykregulator og en 2 m³ afgasningsbeholder, men efter en lang række af tekniske nedbrud på flowmåler og ballastmodul kombineret med meget lange leveringstider på reservedele, var konsekvensen at forsøget blev lukket ned i maj 2024.

Som følge af de manglende positive resultater fra forundersøgelsen blev der ikke gennemført undersøgelse af dannelsen af biprodukter ved forsøget på Marbæk Kildeplads.

3.2.4 Testparametre og undersøgelsesstrategi

3.2.4.1 Langtidsforsøg på Bagsværd Vandværk

I 2021/2022 blev der gennemført langtidsforsøg over en periode på ca. et år, med det formål at:

- Belyse BAC-filtrenes evne til at fjerne biprodukter, med fokus på nitrit og AOC
- Belyse AOP og BACs effekt på vandets indhold af organiske stoffer, undersøgt med non-target analyser
- Afprøve teknologien i driftssituation over en længere periode

I langtidsforsøget blev UV-dosen sat til 63% (normaliseret ift. max UV-dosis ved ny lampe) med en dosering af H_2O_2 på 15 ppm, for at opnå en reduktion af DMS på ca. 75% (Tüchsen et al., 2023), (Se FIGUR 8).



FIGUR 8. DMS-fjernelse i forundersøgelse på Bagsværd Vandværk udført i 2021 (Tüchsen et al., 2023).

Undervejs i forsøget blev afprøvet andre doseringskombinationer som angivet i TABEL 7.

TABEL 7. Hændelseslog for langtidsforsøg på Bagsværd Vandværk.

Dag nr.	Dato	Normaliseret UV- dosis (%)	H ₂ O ₂ -doseringen	Hændelse
	08-06-2021			Forundersøgelse til fastlæg- gelse af driftskonfiguration
0	06-07-2021	63%	15 ppm	Opstart af forsøg
70	14-09-2021			Flere driftsstop pga. bobledan- nelse i H ₂ O ₂ føderøret
92	06-10-2021			Afhjælpning af problem med bobledannelse
98	12-10-2021	63%	10 ppm	Ændring af H ₂ O ₂ -dosis
134	17-11-2021			Utilsigtet driftsstop på vand- værket
140	23-11-2021	63%	10 ppm	Opstart efter driftsstop
150	03-12-2021	63%	7 ppm	Ændring af H ₂ O ₂ -dosis
154	07-12-2021	63%	5 ppm	Ændring af H ₂ O ₂ -dosis
162	15-12-2021	63%	2,5 ppm	Ændring af H ₂ O ₂ -dosis
189	11-01-2022	53%	10 ppm	Ændring af UV-dosis
251	14-03-2022	53%	10 ppm	Lampeskift
262	25-03-2022	53%	10 ppm	CIP af UV-reaktor
364	05-07-2022			Forsøg afsluttet

Der blev ugentligt udtaget vandprøver til laboratorieanalyse for: DMS, nitrit og NVOC. Desuden blev der ved hver prøvetagning udført feltmålinger for temperatur og ilt.

Herudover blev der to gange udtaget udvidet sæt vandprøver ved to forskellige kombinationer af UV- og H_2O_2 -dosis (TABEL 8):

TABEL 8. Konfiguration ved udvidet vandprøver.

Dag nr.	Dato	Normaliseret UV-dosis	H ₂ O ₂ -doseringen	Parametre
98	12-10-2021	63%	15 ppm	NTA, AOC, nitrosa- miner og H ₂ O ₂
358	29-06-2022	53%	10 ppm	NTA

Hvor: AOC: Assimilérbart organisk kulstof, NTA: Non-target analyse på KU-PLEN og Nitrosaminer: Pakke med 8 nitrosaminer.

3.2.4.2 Forundersøgelse på Marbæk Kildeplads

Formålet med forundersøgelsen var at belyse teknologiens evne til at fjerne DMS ved høje koncentrationer.

Tilgangen er struktureret som en matrixundersøgelse, hvor den optimale rensningseffektivitet blev fastlagt ved at afprøve forskellige kombinationer af UV- og H_2O_2 -doser, som vist i TABEL 8. For hver kombination blev der udtaget prøver til forskellige analysepakker for at maksimere informationsudbyttet i forhold til de anvendte ressourcer (TABEL 10). I alle kombinationsfelter blev der udtaget prøver til analyse for target-stofferne samt kemiske hovedbestanddele (Pakke A).

TABEL 9. Forsøgsmatrix med angivelse af analysepakker der udtages i Afgang UV ved forskellige kombinationer af H_2O_2 og UV-Power.

UV-Power	0ppm	5ppm	10ppm	15ppm	25ppm	50ppm
0%	-	-	-	-	-	-
25%	-	A + A*	В	В	В	В
50%	-	В	А	В	В	В
75%	-	В	В	А	В	В
100%	-	В	В	В	А	B + A*

* Der udtages desuden to indløbsprøver (Pakke A) ved opstart og afslutning af forsøget

TABEL 10. Analysepakker.

Parameter	Pakke A	Pakke B	Parameter	Pakke A	Pakke B
UVT	х	х	Hårdhed, total	х	
Farvetal, Pt	х	Х	Fluorid, F ⁻	х	
Turbiditet	Х	Х	Natrium, Na⁺	Х	
Ammo- nium+ammo- niak, NH₄⁺	Х	Х	Kalium, K⁺	Х	
Nitrit, NO ₂ -	Х	Х	Calcium, Ca ²⁺	Х	
Nitrat, NO ₃ -	х	х	Magnesium, Mg ²⁺	х	
Total-kvælstof- N	х	х	Hydrogencar- bonat, HCO₃⁻	х	
Jern, Fe	Х	Х	Sulfat, SO42-	Х	
Mangan, Mn	Х	Х	Inddampnings- rest	Х	
NVOC	Х	Х	Aggressiv kuldi- oxid, CO ₂	Х	
DMS	Х	Х	Hydrogensulfid, H_2S	Х	
N-Nitrosomorp- holine (NMOR)	Х	Х	Chlorid, Cl ⁻	Х	
N-Nitroso- dimethylamin (NDMA)	Х	Х	Methan, CH ₄	Х	
N-Nitrosodi- ethylamin (NDEA)	Х	Х	Total phosphor, P	Х	
N-Nitrosodipro- pylamine (NDPA)	Х	Х	Bor, B	Х	
N-Nitrosodi- butylamine (NDBA)	Х	Х	Arsen, As	Х	
N-Nitroso- methylethyla- min (NMEA)	Х	Х	Kobolt, Co	Х	
N-Nitrosopiperi- dine (NPIP)	Х	Х	Nikkel, Ni	Х	
N-Nitrosopyrro- lidine (NPYR)	Х	Х	Bromid	Х	

Parameter	Pakke A	Pakke B	Parameter	Pakke A	Pakke B
			Bromat	Х	

3.2.5 Analysemetoder

3.2.5.1 Kommercielle laboratorieanalyser

Vandkvalitetsparametre herunder kemiske hovedbestanddele, tilstandsparametre, pesticidmetabolitter og diverse kendte biprodukter blev analyseret på kommercielle, akkrediterede analyselaboratorier. Prøverne er udtaget af medlemmer af projektgruppen i prøveflasker leveret af laboratorierne og så vidt muligt sendt til analyse samme dag som prøvetagning.

Koncentrationen af pesticidmetabolitter er målt med LC MS/MS-analysemetoder med en generel analyseusikkerhed på 30 %.

3.2.5.2 Assimilable Organic Carbon (AOC)

Assimilable organic carbon også kaldet assimilérbart organisk kulstof (AOC) blev analyseret på DHI. Princippet i målingen er at den pasteuriserede prøve tilsættes en blanding af 2 bakteriekulturer med kendt udbyttekonstant. De to bakteriers vækst i prøven måles og det højeste antal, N_{max}, bestemmes for hver bakterie. Koncentrationen af AOC udregnes ved multiplikation af N_{max} med de tilsatte bakteriers respektive udbyttekonstant. Forsøgsrapporten er vedlagt i Bilag 2.2.

3.2.5.3 Non-target analyser og suspect screening

For at få et bedre indblik i det fulde spektrum af organiske forbindelser i grundvandet, er der udtaget vandprøver til non-target screening og suspect screening.

Non-target screening anvendes til at identificere et bredt udvalg af organiske forbindelser uden foruddefinerede target-stoffer. Denne tilgang kan give information om det samlede antal forskellige organiske stoffer til stede, hvilket kan hjælpe med at identificere ukendte forbindelser og potentielle biprodukter af AOP-behandlingen. Fremgangsmåden er især velegnet til at estimere antal stoffer før og efter fx AOP-behandling.

Suspect screening kan anvendes til identificere kendte grupper af forbindelser, hvor der er en vis mistanke om deres tilstedeværelse i prøven. Dette kan hjælpe med at identificere og bekræfte tilstedeværelsen af specifikke forurenende stoffer, som kan omdannes til biprodukter under AOP-behandlingen.

Hverken non-target screening eller suspect screening giver præcise kvantitative målinger af stofkoncentrationer. Disse metoder fokuserer primært på identifikation af forskellige forbindelser og kan give en indikation af det overordnede omfang og arten af biprodukterne. Yderligere analyser og karakterisering af de identificerede biprodukter kan være nødvendige for at evaluere deres toksicitet og miljømæssige virkninger.

Prøver blev undersøgt ved hjælp af non-target analyser foretaget på KU Plen. Vandprøverne blev udtaget i syrevaskede og glødede glasflasker og transporteret på køl til laboratoriet. Prøverne blev forbehandlet med en flerlags solid phase extraction (SPE) indenfor 4 timer efter prøvetagning. Derved blev prøverne opkoncentreret 1000 gange til en slutvolumen af 1 mL opløst i metanol (FIGUR 9). Den præcise procedure for SPE metoden er beskrevet i Tisler et. al (2022).



FIGUR 9. Analyse og databehandlingsworkflow ved non-target analyse (Tisler et al., 2022).

Prøverne blev herefter analyseret i triplikater ved liquid chromatography (LC) og supercritical fluid chromatography (SFC). Begge enheder var tilsluttet en high resolution mass spectrometer (HRMS). Toppunkterne i analysen blev detekteret med apex peak detection algorithm, og for at identificere komponenterne blev der foretaget en isotop clustering med UNIFI software 1.9 (Waters). Der er anvendt en række kriterier for udvælgelse af peaks, som er beskrevet i detaljer i Tisler et al. (2022).

Til non-target analyser er der desuden inkluderet blindprøver, hvor tomme glasflasker har været åbnet i forbindelse med prøvetagning på pilotanlægget og derefter sendt tomme og lukkede til KU, hvor de er blevet fyldt med rent Milli-Q-vand.

3.3 AOP-forsøgene – resultater og diskussion

3.3.1 Langtidsforsøg med BAC på Bagsværd Vandværk

3.3.1.1 Drift af anlæg - styring og energiforbrug

For at stressteste systemet og for at undersøge performance blev der gennemført et langtidsforsøg gennem 365 dage, hvor forskellige konfigurationer af H_2O_2 og UV-dosis blev undersøgt (jf. afsnit 3.2.4.1). Under forsøget blev der udtaget vandprøver ugentligt, mens systemet loggede minutværdier for flere parametre, som beskrevet i afsnit 2.2.1.5. Disse minutværdier er i de nedenstående grafer aggregeret som medianværdier over et døgn for at fjerne støj, som er uundgåelige ved højopløselig logning. I løbet af forsøget opstod tre driftsstop af hhv. 7, 6 og 13 dages varighed (FIGUR 10). De to første driftsstop var forårsaget af bobledannelse i føderørene til H_2O_2 -doseringen.

FIGUR 10 viser en normaliseret værdi for den beregnede UV-dosis, som er setpointet for systemets justering af lampens effekt, der reguleres afhængigt af vandflow, UVT og lampens målte lysafvigelse som beskrevet i 3.2.2.1 På FIGUR 10 fremgår også aggregerede medianværdier for logget UVT (%) og energiforbrug [kWh/m³ behandlet vand] samt markering af udskiftning af lampe og CIP af reaktoren.

Trods forventningen om, at energiforbruget ville stige over tid på grund af lampens ældning og udfældninger i UV-reaktoren, faldt energiforbruget generelt gennem hele forsøgsperioden, selvom setpoint for UV-dosis var konstant i to perioder: 63% indtil dag 189 og derefter 53% (FIGUR 10). Den målte UVT (%) steg imidlertid over tid (FIGUR 10), hvilket får systemet til at reducere lampens effekt, da højere UVT kræver mindre UV-intensitet for at opretholde samme dosis. Denne tilsyneladende stigning i UVT er overraskende, da UVT normalt er konstant på et vandværk, hvis driften er konstant, da kvaliteten af råvandet er meget stabil. Driften på Bags-værd var konstant under hele forsøget, og den stigende UVT tilskrives derfor drift i sensoren, og denne fejlmåling har formentlig ført til, at systemet har reduceret effekten, og at UV-dosis derfor har været lavere end forventet i forsøget. En pålidelig UV-dosis og dermed den resulte-rende power på lampen forudsætter velkalibrerede og velfungerende sensorer i UV-reaktoren. Med tiden vil der desuden ske udfældninger på glasset i kammeret og på sensorerne, som vil påvirke behandlingens effektivitet over tid.

Efter ændring til lavere UV-dose (dag 189) faldt energiforbruget, hvilket var forventeligt, da en lavere UV-dose kræver mindre effekt (og dermed mindre energiforbrug) fra lampen. Men få dage efter ændring i UV-dose steg energiforbruget imidlertid frem til den 14. marts (forsøgets dag 251), hvor lampen blev udskiftet (FIGUR 10). På det tidspunkt havde lampen været i drift i cirka 6.100 timer, cirka 50% længere end de anbefalede 4.000 timer mellem lampeskift. UVT var relativ konstant i denne periode, hvor energiforbrug netop fulgte det forventede - at energiforbrug øges for at kompensere for lampens faldende effekt ved ældning. Efter lampeskift faldt energiforbruget markant fra 0,65 kWh/m³ til 0,45 kWh/m³. Den 25. marts (dag 262) blev UV-reaktoren CIP'et, hvilket medførte et yderlige fald i energiforbruget fra 0,45 kWh/m³ til ca. 0,4 kWh/m³. Dog blev en markant stigning i UVT (%) observeret omkring lampeskift og CIP, hvilket antyder, at ændringer i energiforbruget ikke kun skyldtes tekniske opdateringer, men også fejl i UVT-sensorens målinger (FIGUR 10). Efter lampeskift og CIP (dag 262) var energiforbruget generelt lavere ift. den normaliserede UV-dosis end under forsøgets første 185 dage. Det generelt lavere energiforbrug følges af et samtidigt peak i UVT til 99% mod forsøgets slutning (FIGUR 10).

Imidlertid er den kraftige stigning i energiforbrug ved forsøgets start (dag 0) til en max værdi på ca. 0,75 kWh/m³ omkring dag 28 ikke relateret til markante ændringer i målt UVT (FIGUR 10). Lampens ældning og aflejringer på lampen forventes at være af lille betydning ved forsøgets opstart, hvorfor den kraftige stigning kan indikere, at forkert kalibrering eller tekniske fejl fik systemet til at øge lampens effekt unødigt.



FIGUR 10. Loggede data for UVT [%], energiforbrug [kW/m³] og normaliseret UV-dosis med markering af lampeskift og CIP.

I løbet af forsøget var der kun få perioder, hvor systemet havde mulighed for at stabilisere sig på grund af ændringer i konfigurationen af H₂O₂ og UV-dosis, driftsstop, lampeskift og CIP. Energiforbruget (kWh/m³) for udvalgte perioder er opsummeret i TABEL 11, der fremhæver systemets variation i energiforbrug og -tab samt ustabilitet på grund af driftsudfordringer og sensorfejl. Samlet set viste det loggede energidata, at systemets langsigtede ydeevne og effektivitet under de forskellige testforhold ikke kan evalueres.

TABEL 11. Energiforbruget (kWh/m³) i delperioder af langtidsforsøg på Bagsværd vandva	ærk
(uden værdier ved driftsstop).	

	Energiforbruget (kWh/m ³)		
Scenarie	Gennemsnit (SD)	Min	Мах
UV-dosis 63%	0,65 (0,05)	0,57	0,75
UV-dosis 53% før lampeskift	0,59 (0,03)	0,57	0,65
UV-dosis 53% efter lampeskift, før CIP	0,46 (0,04)	0,43	0,55
UV-dosis 53% efter lampeskift og CIP	0,38 (0,02)	0,35	0,43

3.3.1.2 Fjernelse af DMS og dannelse af nitrit

I de første 100 dage af langtidsforsøget på Bagsværd Vandværk blev der fjernet mere end 80% af DMS i vandet (FIGUR 11). Derefter falder fjernelsesraten til ca. 0,7 når H₂O₂-doseringen reduceres fra 15 ppm til 10 ppm. Ved dag 150 falder fjernelsesrate igen samtidig med, at

H₂O₂-doseringen reduceres sekventielt til 7, 5 og 2,5. Ved dag nr. 189 ændres både H₂O₂-doseringen til 10 ppm, samtidigt med at UV-dosis reduceres til 53%, hvilket afspejler sig i en stigning i fjernelsesraten til et plateau på ca. 60%.

Efter lampeskift (dag nr. 251) og CIP (dag nr. 262) indstiller energiforbrug sig på et lavere niveau end før lampeskift og CIP, selvom setpoint for UV-dosis er uændret. Det er formentlig den lavere energiforbrug, der medfører en lavere DMS-fjernelse. Det har ikke været muligt at finde en forklaring på, hvorfor energiforbruget er så lavt, når setpoint for UV-dosis er uændret. Overordnet set er fjernelsesraten for DMS styret af H₂O₂-dosering og energiforbrug. Jo højere H₂O₂-dosis og energiforbrug, desto større fjernelse af DMS.

Koncentrationerne i indløbet til pilotanlægget lå i hele forsøgsperioden i intervallet fra $0,03 - 0,1 \mu g/L$, med en gennemsnitskoncentration på $0,06 \mu g/L$, og der må forventes en del usikkerhed på analysenøjagtigheden ved koncentrationer så tæt på detektionsgrænsen på $0,01 \mu g/L$.

Da nitrit dannes ved fotoreduktion af nitrat, må det forventes, at UV-dosis er styrende for dannelsen af nitrit. I FIGUR 12 er vist nitrit-dannelse og energiforbrug afbildet. Der er en tydelig sammenhæng mellem det faldende energiforbrug og nitritkoncentrationen i afgangsvandet fra UV-reaktoren. I takt med faldet i energiforbrug faldt også dannelsen af nitrit. Der ses som forventet ingen sammenhæng mellem H_2O_2 og dannelsen af nitrit.

Den manglende nitritdannelse ifm. lampeskift må tilskrives ustabilitet i systemet.

Det gennemgående fald i lampens energiforbrug, nitrit-dannelse og DMS-fjernelse understreger indikationen om, at systemet fejlagtigt har reduceret lampens effekt, og at UV-dosis i forsøget har været lavere end forventet.



FIGUR 11. Udviklingen i DMS-fjernelse, H₂O₂-dosering, normaliseret UV-dosis og energiforbrug over tid. Fjernelsen af DMS er opgjort som forholdet mellem koncentrationen af DMS i indløbet og koncentrationen efter UV-anlægget. Indløbskoncentrationen af DMS ligger i intervallet 0,03-0,1 μ g/L med en gennemsnitskoncentration på 0,06 μ g/L.



FIGUR 12. Dannelsen af nitrit afhænger af energiforbrug og ikke (den beregnede) UV-dosis.

3.3.1.3 Ingen målbar dannelse af nitrosaminer

Den 12. oktober (dag 98) blev vandprøver til analyse for nitrosaminer (jf. TABEL 12) udtaget. Der kunne ikke påvises nitrosaminer over detektionsgrænsen ved den aktuelle indstilling af UV og H₂O₂-dosering på hhv. 63% normaliseret UV-dosis og 15 ppm H₂O₂. Tidligere undersøgelser i Tüchsen et al. (2023) har påvist dannelse af nitrosaminer i visse tilfælde.

TABEL 12. Resultater af analyser for pakke med 8 nitrosaminer, udtaget på pilotanlægget d. 12. oktober 2021 (Dag 98).

Komponent	Indgang	Afgang UV	Afgang BAC- 01	Enhed
N-Nitrosomorpholine (NMOR)	< 1	< 1	< 1	ng/l
N-Nitrosodimethylamin (NDMA)	< 1	< 1	< 1	ng/l
N-Nitrosodiethylamin (NDEA)	< 1	< 1	< 1	ng/l
N-Nitrosodipropylamine (NDPA)	< 1	< 1	< 1	ng/l
N-Nitrosodibutylamine (NDBA)	< 1	< 2	< 1	ng/l
N-Nitrosomethylethylamin (NMEA)	< 1	< 1	< 1	ng/l
N-Nitrosopiperidine (NPIP)	< 1	< 1	< 1	ng/l
N-Nitrosopyrrolidine (NPYR)	< 10	< 10	< 10	ng/l

3.3.1.4 Overskud af H₂O₂ i AOP-behandlet vand

Ikke alt det tilsatte H₂O₂ bliver forbrugt ved AOP-behandlingen, og den resterende H₂O₂ i det behandlede vand skal håndteres inden det kan ledes til ledningsnettet, fx med et BAC-filter.

Samtidig med prøvetagning til NTA, nitrosaminer og AOC den 12. oktober 2021, blev der også målt indholdet af H₂O₂. Resultaterne er angivet i TABEL 13. Målingerne blev udført med et fotometer, eXact iDIP®.

TABEL 13. Målt rest H₂O₂ i vandet efter UV-behandlinger og efter kulfiltrene.

Dato	Prøvested	H ₂ O ₂ -rest (ppm) 15 ppm dosis	H ₂ O ₂ -rest (ppm) 10 ppm dosis
12-10-2021	Indgang	-	-
12-10-2021	Afgang UV	6	3,35
12-10-2021	Afgang BAC-01	0,34	0
12-10-2021	Afgang BAC-02	0,02	-
12-10-2021	Afgang BAC-03	0	-
12-10-2021	Afgang BAC-04	-	-

- : ikke målt

I april 2022 blev der desuden udført et matrixforsøg med en håndholdt H₂O₂-sensor: Prominent Dulcotest DT3B (TABEL 14). Forsøget blev udført i pilotanlægget på Bagsværd Vandværk og viste, at kun ca. 25-30% af det doserede H₂O₂ bliver forbrugt ved 75% UV-Power ved 10, 15 og 20 ppm H₂O₂. Ved 5 ppm H₂O₂ forbruges maksimalt 20% ved alle UV-doseringer. Det procentvise forbrug er det samme for 10, 15 og 20 ppm H₂O₂, så forbruget af H₂O₂ er ikke styret af mængden af doseret H₂O₂, men af UV-Power: Jo mere UV-Power, jo større forbrug (FIGUR 13).

UV-dose	5 ppm	10 ppm	15 ppm	20 ppm
25%	4,5	9,1	13	17,1
50%	3,9	7,8	12,1	15,8
75%	4,2	7	11,2	14,4
100%	4,1	6,4	10	12,3



FIGUR 13. Procentvis forbrug af H₂O₂ ved behandling i UV-reaktor.

3.3.1.5 Omsætning af nitrit i BAC-filterne

I foregående afsnit er det beskrevet, hvordan der dannes nitrit som følge af AOP-behandlingen. Kravværdien for nitrit i drikkevand er 0,10 mg/l og efter AOP når koncentrationen af nitrit op på 0,20 mg/L. Som det fremgår af foregående afsnit, så varierer nitrit-dannelsen i AOP-anlægget, så nitrit-koncentrationen i slutningen af forsøgsperioden ikke længere overskrider kravværdien (Se FIGUR 14).

TABEL 14. Målt rest H_2O_2 i vandet efter UV-behandling ved forskellige kombinationer af H_2O_2 -dosering og UV-Power.



FIGUR 14. Koncentrationen af nitrit som funktion af tiden, samt markering af grænseværdien for nitrit i drikkevand.

For at undersøge de enkelte filtres kapacitet er den relative nitrit-koncentration plottet i FIGUR 14. Hver serie viser den relative koncentrationsændring over hvert filter.

I starten af forsøget er der ingen fjernelse af nitrit, men efter allerede 2 uger ses der et fald i koncentrationen (i forhold til indløb) efter sidste BAC-filter (BAC-4). Og efter ca. 60 dage er nitrit faldet til under detektionsgrænsen i BAC-4. I BAC-3, BAC 2 og BAC-1 er nitrit fjernet efter hhv. 70, 90 og 180 dage.

Det ses på figuren, at fjernelsen i de to bagerste BAC-filtre, BAC-03 og BAC-04, er næsten den samme, men at det går langsommere i BAC 2, og især i det forreste filter BAC-1. Det skyldes med stor sandsynlighed indholdet af rest- H_2O_2 i vandet efter AOP-behandlingen. I afsnit 3.3.1.4 er beskrevet målinger af H_2O_2 i vandet der viser at kun ca. 25% af den tilsatte H_2O_2 bliver forbrugt i AOP-processen. H_2O_2 vil med sikkerhed inhibere opformeringen af bakterier i et kulfilter. Der er to ting, der overrasker:

- Der er stadig en rest H2O2 i vandet efter første og andet kulfilter
- På trods af H₂O₂ i vandet, sker der alligevel en opformering af bakteriekultur der kan oxidere nitrit til nitrat



FIGUR 15. Den relative ændring af nitrit-koncentrationen i hvert BAC-filter beregnet som $C_{udløb BAC-x}/C_{indløb BAC-x}$ for hvert filter.

3.3.1.6 Omsætning af AOC i BAC-filterne

Den 12. oktober 2021 (dag nr. 98) blev der udtaget vandprøver til analyse for AOC. Prøverne blev analyseret på DHI og resultatet er vist i TABEL 15. Analyserapporten er vedlagt i Bilag 2.2. På prøvetagningstidspunktet var anlægget indstillet til at dosere 15 ppm H₂O₂ og UV-dosis svarende til ca. 63% af maksimum.

TABEL 15. AOC-målinger.

Prøvemærkning	AOC (µg/l)	Bemærkning
Indgang	3,9	
Afgang UV AOC-A	0	Bakterierne døde.
Afgang UV AOC-B	0	Bakterierne døde.
Afgang BAC-01	13	Vækst hæmmet
Afgang BAC-02	22	Vækst hæmmet
Afgang BAC-03	73	
Afgang BAC-04	14	

Prøverne UV AOC-A og UV AOC-B, der forventedes at have et højt indhold af H₂O₂, blev testet for deres indflydelse på bakteriestammernes vækst og AOC-analyser. H₂O₂ blev forsøgt fjernet i UV AOC-A ved at justere pH til 10 og pasteurisere prøven, efterfulgt af en pH-sænkning til den initiale værdi. Kontrolforsøg viste, at pH-justering ikke påvirkede bakterievæksten negativt. Resultaterne viste, at UV AOC-A og UV AOC-B ikke understøttede bakterievækst, idet bakterierne døde inden for 2 dage. Dette kan skyldes toksicitet fra H₂O₂, utilstrækkelig koncentration af næringssalte (N og P), eller mangel på assimilérbart organisk kulstof (AOC) i prøverne.

På trods af den hæmmende effekt på AOC-assay'et af overskydende H_2O_2 i vandprøverne, viste målingerne en kraftig forøgelse af AOC i vandprøver udtaget efter de forskellige BAC-filtre – op til 73 µg acetat-C/I. Det ser ud til, at der fjernes en del igennem de sidste BAC-filtre, hvor H_2O_2 er reduceret. Udgangskoncentrationen fra det sidste BAC-filter (14 µg acetat-C /I) er imidlertid højere end 10 µg acetat-C /I, som betragtes som den øvre grænse for om vandet er biostabilt (van der Kooij, 1992) og der er således risiko for mikrobiologisk eftervækst under transport og opbevaring af det behandlede drikkevand.

3.3.1.7 Omsætning af NVOC

Der blev målt NVOC i hele forsøgsperioden og den relative koncentration over hhv. AOP og BAC er vist i indløbet. Koncentrationen i indløbsvandet (før AOP) lå i intervallet 0,8-2,2 mg/L, med et gennemsnit på 1,3 mg/L (FIGUR 16).

Det kan konstateres at AOP ikke påvirker koncentrationen i nævneværdig grad, da den relative koncentration (C_{ud}/C_{ind}) ligger tæt på 1 gennem hele forsøgsperioden. Det antages at AOP omdanner en mindre del af NVOC til AOC.

Derimod falder koncentrationen af NVOC henover BAC-filtrene. I de første 50 dage er udløbskoncentrationen ca. 0,6 (60%) af indløbskoncentrationen og derefter reduceres fjernelsen, så udløbskoncentrationen er omkring 0,8 i resten af forsøget. Det antages at den initielle fjernelse skyldes sorption på kullene, og når sorptionskapaciteten er opbrugt efter 50 dage, skyldes ændringen biologisk nedbrydning, bl.a. af den i AOP dannede AOC.



FIGUR 16. Ændringen i NVOC gennem hhv. AOP og BAC beregnet som koncentrationen i udløbet ift. koncentrationen i indløbet.

I FIGUR 17 er vist forskellen mellem indløb og udløb til/fra BAC og efter dag 50 ligger forskellen på ca. 0,2 mg/L (bortset fra nogle enkelt outliers), hvilket til dels svarer til den forventede AOC-dannelse.



FIGUR 17. Differencen mellem indløb og udløb på BAC-filtrene, samt den gennemsnitlige forskel efter dag 50. (NB. Der er set bort fra de to outliers <-0,4).

3.3.1.8 Effekt af BAC-filtre på DMS

BAC-filtrene har ikke nogen nævneværdig effekt på DMS-koncentrationen. Efter kort tid er koncentrationen den samme før og efter kulfiltrene, hvilket tyder på, at kulfiltrene er fuldt mættet med DMS. Der kan ses en lille udjævnende effekt, som skyldes, at der sker sorption, når DMS-koncentrationen stiger i indløbet til kulfiltrene, og desorption, når koncentrationen falder. Det skal dog bemærkes, at koncentrationsniveauerne er meget tæt på detektionsgrænsen, og analyseusikkerheden må antages at være betydelig.



FIGUR 18. DMS-koncentrationer i indløb, afgang UV og Afgang BAC-04 som funktion af tiden.

3.3.1.9 Effekten af AOP/BAC undersøgt med NTA

Der blev i tre omgange udført undersøgelser med non-target analyser på pilotanlægget på Bagsværd Vandværk. Første gang d. 8. juni 2021i forbindelse med forundersøgelsen som er beskrevet Tüchsen et al. (2023), og dernæst to gange i løbet af langtidsforsøget efter hhv. 98 og 358 dage. Forløbet er samlet op i TABEL 16.

Dato	Dag nr.	UV-Dosis (%)	H ₂ O ₂ -doseringen	Hændelse
08-06-2021				Forundersøgelse til fastlæggelse af driftskonfiguration. NTA-prøvetag- ning
06-07-2021	0	63%	15 ppm	Opstart af langtidsforsøg
12-10-2021	98	63%	15 ppm	Prøvetagning: NTA, AOC, nitrosaminer og H_2O_2
29-06-2022	358	56%	10 ppm	NTA Prøvetagning
30-06-2022	359			Forsøg afsluttet

TABEL 16. Prøvetagning til non-target analyse for langtidsforsøg.

I forundersøgelse blev der udtaget vandprøver til non-target analyse ved udvalgte kombinationer af H₂O₂-dosis (5, 15 og 50 ppm) og konstant UV-Power på 75%. Konklusionen var overordnet, at højere H₂O₂-koncentrationer (15 og 50 ppm) var mere effektive til at fjerne targetstofferne.

Dog førte dette også til dannelsen af et betydeligt antal biprodukter eller transformationsprodukter (TP'er) (Tisler et al., 2022). FIGUR 19 viser antallet af stoffer i indløbet (precursors), samt antallet af TP'er der bliver dannet. Bagsværd Vandværk (W1) ligger i bymæssigt område og har det lavest antal forskellige stoffer i drikkevandet. De to øvrige vandværker er beliggende i hhv. blandet by og land (W2) og rent landbrugsområde (W3).



FIGUR 19. Samlet antal påviste forbindelser i AOP-processen ved forundersøgelser på 3 vandværker. W1= Pilotanlægget på Bagsværd Vandværk (Tisler et. al, 2022). I langtidsforsøget blev AOP-rensningen kombineret med fire på hinanden følgende BAC-filtre. Denne opsætning viste en betydelig reduktion i antallet og intensiteten af de TP'er, der blev dannet under AOP.

Sammenligningen mellem første (dag 98) og anden undersøgelse (dag 358) er begrænset på grund af forskellen i det eksperimentelle set-up. FIGUR 20 viser resultaterne for første undersøgelse med 15 ppm H₂O₂ og 63 % UV-dosis (%) i AOP-processen. FIGUR 21 viser resultaterne for anden undersøgelse med 10 ppm H₂O₂ og 53 % UV-dosis. Ydermere er det sandsynligt at sorptions- og nedbrydningskapaciteten er ændret i løbet af de 260 dage der adskiller de to undersøgelser.

FIGUR 20 viser at, af de 128 forbindelser, der kunne detekteres i indløbsvandet, blev 81 fjernet ved AOP, yderligere 26 forbindelser blev fjernet af de fire BAC-kolonner, og 21 forbindelser var stabile og blev ikke fjernet af nogen af behandlingsmetoderne. AOP-processen dannede 206 transformationsprodukter (TP'er), hvoraf 67 % af forbindelserne blev fjernet efter det første BAC-filter. Kun 11 TP'er forblev efter de fire BAC-kolonner.



FIGUR 20. Heatmap af de detekterede forbindelser i AOP-BAC-processen ved første undersøgelse i langtidsforsøget (dag 98).



FIGUR 21. Heatmap af de detekterede forbindelser i AOP-BAC-processen ved anden undersøgelse i langtidsforsøget (dag 358).

FIGUR 21 viser heatmappet for anden undersøgelse (dag 358). Forbindelser blev talt med, hvis de optrådte i 2 ud af 3 replikater, og intensiteten/antallet skulle være afgørende i de andre prøvepunkter (ved anden undersøgelse var instrumentets følsomhed omkring dobbelt så høj som i første undersøgelse).

I den anden undersøgelse (dag 358) blev der detekteret 195 indløbsforbindelser, hvoraf 109 blev fjernet ved AOP, og yderligere 18 forbindelser blev fjernet af de fire BAC-filtre. AOP-fjernelsen i første undersøgelse var omkring 6 % højere, hvilket kan forklares med en lidt højere H₂O₂-koncentration. I anden undersøgelse blev 309 TPs dannet ved AOP, hvilket i forhold til antallet af indløbsforbindelser er en tilsvarende mængde som i første undersøgelse.

Det er allerede blevet vist i forundersøgelsen (FIGUR 19), at TP-dannelsen var ens for H_2O_2 koncentrationer på 5 og 15 ppm, hvilket også kunne ses ved sammenligning af 10 og 15 ppm i henholdsvis anden og første undersøgelse. Det viser også, at datafiltrering og analyse er reproducerbar mellem de to faser. I anden undersøgelse blev kun 52 % af TP'erne fjernet af det første BAC-filter, og 75 TP'er forblev efter de fire BAC-kolonner (24 %). Dette er en betydeligt højere mængde stabile TP'er sammenlignet med første undersøgelse (5 % forblev efter den fjerde BAC-kolonne).

For at undersøge disse forskelle yderligere, blev 24 forbindelser, der blev dannet i både første og anden undersøgelse, brugt til sammenligning (FIGUR 22). Af de 24 specifikke TP'er, forblev kun en forbindelse efter behandling med de fire BAC-filtre i første undersøgelse, og deres peakintensiteter blev reduceret i forhold til deres oprindelige niveauer før BAC-behandlingen. Dette indikerer, at BAC-filtrering er meget effektiv til at fjerne TP'er dannet under AOP.

Den nederste figur viser heatmap for de samme 24 specifikke TP'er, men i anden undersøgelse (dag 359). Efter det fjerde BAC-filter forbliver markant flere forbindelser end dem, der blev observeret i den første undersøgelse. Det kunne tyde på, som før nævnt, at sorptionskapaciteten er mindre på dag 358 end dag 98.


FIGUR 22. Heatmap over 24 specifikke TP'er dannet ved AOP i begge undersøgelser og sammenligning af deres skæbne i BAC-filtrene.

I anden undersøgelse blev benzamid, uracil og de fire dibutylaminer detekteret med tilstrækkelig peak-intensitet til at følge deres tendens i BAC-filtrene. Disse forbindelser blev også detekteret i første undersøgelse (FIGUR 23). Fjernelsestendensen i de fire BAC-filtre var meget ens mellem første og anden undersøgelse. Derudover kunne fjernelsestendensen for dibutylurea og 2,6-BAM følges i anden undersøgelse (der ikke blev detekteret med tilstrækkelig topintensitet i første undersøgelse, og som derfor ikke fremgår af grafen for første undersøgelse), begge forbindelser blev fjernet med mere end 95 % efter de fire BAC-filtre i anden undersøgelse.





3.3.2 Forundersøgelse på Marbæk Kildeplads

I november 2023 blev der udført en forundersøgelse for at undersøge fjernelsen af DMS ved en højere koncentration på ca. 1µg/L. Desuden blev der udtaget vandprøver til analyse for de stoffer som erfaringsmæssigt kan påvirke AOP-processen eller som bliver dannet under processen. Forsøget er udført som en matrixundersøgelse hvor der blev udtaget vandprøver ved forskellige kombinationer af H_2O_2 koncentrationer og UV-Power. Forsøgsmatricen er beskrevet i afsnit 3.2.4.2.



FIGUR 24. DMS på Marbæk Kildeplads: Udløbskoncentration er vist som funktion af UV-power.

Forsøgsresultaterne i FIGUR 24 viser at jo højere dosis af UV og H_2O_2 , des mere DMS bliver fjernet. Den maksimale fjernelse på ca. 30% blev opnået ved 15 ppm H_2O_2 og 75% UV-power. I et tilsvarende forsøg, som Region Hovedstaden har udført opstrøms kildepladsen, blev der opnået en fjernelsesgrad på 84% (jf. afsnit 3.3.3). Det er derfor sandsynligt, at resultatet af nærværende undersøgelse ikke er retvisende, og at der potentielt kan opnås væsentlig højere fjernelsesgrader. Der kan være flere forklaringer på det dårlige resultat:

- Systemet har været ustabilt og har ikke leveret den forventede UV-Power
- UV-sensorerne har været defekte eller målt forkert
- Der var et højt indhold af mikrobobler i vandet som kan have forhindret en effektiv spredning af UV-lyset i vandet
- Indholdet af mikrobobler har medført en unøjagtig kalibrering af UVT-sensoren



FIGUR 25. UVT som funktion af UV-bestrålingen for alle undersøgte koncentrationer af H_2O_2 på Marbæk Kildeplads.

Målingerne af UVT i FIGUR 25 viser, at jo mere H_2O_2 der tilsættes, des lavere er UVT'en. Ved tilsætning af H_2O_2 op til 15 ppm opnås højere UVT i det behandlede vand i forhold til indløbet, men tilsætning af H_2O_2 på 25 eller 50 ppm reducerede UVT'en. Ved 5 ppm starter UVT på ca. 96,5% og ved 50 ppm er den på ca. 93%. UV-Power påvirker ikke umiddelbart UVT'en, hvilket stemmer godt overens med erfaringer fra tidligere forsøg (Tüchsen et al., 2023).



FIGUR 26. Mangan som funktion af UV-bestrålingen for alle undersøgte koncentrationer af H₂O₂ på Marbæk Kildeplads.





FIGUR 27. Nitrit som funktion af UV-bestrålingen for alle undersøgte koncentrationer af H₂O₂ på Marbæk Kildeplads.

I forsøget falder nitritkoncentrationen ved AOP-behandlingen, hvilket er i modstrid med tidligere undersøgelser og teorien. Ifølge teorien dannes nitrit (NO_2^-) ved fotoreduktion af nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+), samtidig med at tilførsel af H_2O_2 oxiderer nitrit til nitrat. Fotoreduktionen er dog den dominerende effekt, hvilket normalt resulterer i højere koncentrationer af nitrit med stigende UV-dosis.

I dette tilfælde falder nitritindholdet (se FIGUR 27), hvilket indikerer, at UV-anlægget ikke har leveret tilstrækkelig UV-dosis til vandet. Dette kan skyldes vandkvaliteten og/eller en fejlfunktion i UV-anlægget. I alle forsøg udført af Tüchsen et al. (2023) oversteg nitritkoncentrationerne grænseværdien på 0,1 mg/L, når der blev behandlet med mere end 25% UV.



FIGUR 28. Ammonium+ammoniak som funktion af UV-bestrålingen for alle undersøgte koncentrationer af H₂O₂ på Marbæk Kildeplads.

I forsøget observeres en stigning i ammoniumindholdet med stigende H_2O_2 -dosering (FIGUR 28). Doseringen af UV-Power har ingen effekt på ammoniumkoncentrationen. Grænseværdien for ammonium i afgangsvandet er 0,05 mg/l. I forsøgsrækken med tilsætning af 50 ppm H_2O_2 måles op til 0,25-0,27 mg/l i det behandlede vand, hvilket er fem gange højere end grænseværdien.

En mulig forklaring på stigningen er, at H_2O_2 fungerer som en stærk oxidant, når det tilsættes til grundvand, og nedbryder organiske kvælstofforbindelser til mindre molekyler, herunder ammonium. Organisk kvælstof findes ofte i form af aminosyrer, proteiner og andre organiske forbindelser. Denne nedbrydningsproces frigiver ammonium, hvilket forklarer den observerede stigning i koncentrationen.

3.3.3 Resultater fra Region Hovedstadens pilottest ved St. Rørbækvej

Region Hovedstaden gennemførte i december 2022 en pilottest i oplandet til Marbæk Kildeplads, for at vurdere, om AOP-renseteknologien RemUVe® kan anvendes til rensning for DMS i oppumpet vand, fra en potentiel afværgeboring ved en punktkilde. Pilotforsøget blev udført ved brug af en mobil testtrailer, som var udstyret med samme type teknologi som beskrevet i nærværende rapport. Region Hovedstadens forsøg er beskrevet i et internt notat (Region Hovedstaden, 2024)

Forsøget blev gennemført ved boring B107 (DGU nr. 192.2259), der har en geologisk lagfølge bestående af moræneler og smeltevandssand med et vandspejl 13,15 m under terræn. Grund-vandet indeholder 0,36 mg/l ilt, 0,12 mg/l nitrat, 0,2 mg/l opløst jern og 160 mg/l sulfat. Det lave indhold af nitrat og opløst jern indikerer, at grundvandet er tæt på oxiderede forhold.

Formålet var at reducere koncentrationen af DMS fra 10-50 µg/l til under kvalitetskriteriet for grundvand på 0,1 µg/l. Under forsøget blev der oppumpet og behandlet 18 m³ grundvand med et flow på cirka 4,5 m³/time. Resultaterne viste, at den maksimale rensningseffekt blev opnået ved 30 ppm H₂O₂ og 100% UV-belysning, hvor DMS-koncentrationen blev reduceret med 84% fra 8,8 µg/l til 1,4 µg/l (FIGUR 29).

D		0/10/	11000	10.07				
Prøveindstilling	Prøve-	₩UV	H2O21	UVI-	Flow	Koncentration	Koncentration	% reduktion
	mærke	Energi	ppm	værdi	m³/h	DMS µg/I	DMS µg/I	DMS
						(indløb)	(udløb)	
Før sandfilter	1A	0	0	94,2	0	10	-	-
15 – 75%	1B	75	15	91,4	4,5		3,6	64%
15 før UV	2A	0	15		4,5	9,1		
15-100%	2B	100	15	97,3	4,4		2,5	73%
20 før UV	3A	0	20	96,6	4,5	9,4		
20-75%	3B	75	20	96,7	4,5		2,6	72%
20 før UV	4A	0	20	97.2	4.5	8.6		
20-100%	4B	100	20	97.3	4.4		2	77%
25 før UV	5A	0	25	97,5	4,5	10		
25-75%	5B	75	25	98	4.5		2,7	73%
							í í	
25 før UV	6A	0	25	98.5	4.4	8.8		
25-100%	6B	100	25	98.1	4.5		1.6	82%
					- 1-		- 1-	
30 før UV	7A	0	30			8.6		
30-75%	7B	75	30	97.7	4.5		3	65%
					.,0		5	2370
30 før UV	8A	0	30	97.7	4.5	8.8		
15-100%	8B	100	15	91.7	4.4		1.4	84%
				<u> </u>	.,.			

FIGUR 29. Indstillinger på RemUVe anlæg med resulterende DMS-reduktion (Region Hovedstaden, 2024).

Evalueringen af RemUVe®-teknologien viste, at metoden er lovende for fjernelse af DMS i grundvand. Der blev dog også observeret dannelse af uønskede biprodukter som nitrit og nitrosaminer. Der blev dannet nitrosaminer til et indhold på op til 9 ng/L. Disse dannes ved høje doser af H_2O_2 og kan nedbrydes ved høje doser af UV (FIGUR 30).



FIGUR 30. Koncentrationer af nitrosaminer i prøverne 1A, 1B, 7A og 7B, før og efter H_2O_2 og UVdoseringer. Blå markeret er prøverne sendt til non-target kemisk analyse. (Region Hovedstaden, 2024).

Nitrit blev dannet i koncentrationer op til 0,35 mg/L, hvilket er væsentlig over kravværdien p	å
0,1 mg/L og derfor kræver efterpolering med fx BAC-filter.	

Denver in de fillier e	Deserve	0/ 1.8./	11202	LING	Flow	Kanan tarting of	Kanadartian	Kanadarta
Prøveindstilling	Prøve-	% UV	H2O2	001-	Flow	Koncentration af	Koncentration	Koncentration
	mærke	Energi	i ppm	værdi	m³/h	ammonium og	af nitrat i mg/l	af nitrit i mg/l
E 101	4.4	0	0	04.2	0	ammoniak i mg/i	2.4	0.07
Før sandfilter	1A	0	0	94,2	0	0,036	3,4	0,07
15 – 75%	1B	75	15	91,4	4,5	0,059	3,4	0,27
15 før UV	2A	0	15		4,5	0,063	4,1	0,06
15-100%	2B	100	15	97,3	4,4	0,054	3,5	0,34
20 før UV	3A	0	20	96,6	4,5	0,084	3,9	0,06
20-75%	3B	75	20	96,7	4,5	0,076	3,8	0,27
20 før UV	4A	0	20	97,2	4,5	0,063	4,0	0.07
20-100%	4B	100	20	97,3	4,4	0.061	3.6	0.35
25 før UV	5A	0	25	97,5	4,5	0.077	3,9	0.06
25-75%	5B	75	25	98	4.5	0.083	3,9	0.28
25 før UV	6A	0	25	98,5	4.4	0.12	3,9	0.05
25-100%	6B	100	25	98.1	4.5	0.075	3.9	0.32
30 før UV	7A	0	30			0.074	4.3	0.1
30-75%	7B	75	30	97,7	4,5	0.090	4.0	0.26
30 før UV	8A	0	30	97.7	4.5	0.12	4.3	0.05
15-100%	8B	100	15	91.7	4.4	0.11	3,9	0.31
	Grænsev	/ærdier i d	rikkevand			0.05 mg/l	50 ma/l	0.1 mg/l

FIGUR 31. Resultat af behandlingens indvirkning på indholdet af NH₄⁺, NO₃⁻ og NO₂⁻. (Region Hovedstaden, 2024).

Der blev udført non-target og suspect screening analyser for at identificere potentielle biprodukter i vandet før og efter behandling. Disse analyser identificerede flere nye stoffer dannet under behandlingen, hvoraf nogle kunne være nedbrydningsprodukter af DMS eller andre metabolitter.

I rapporten konkluderes at RemUVe®-teknologien har potentiale til at blive skaleret op til fuldskalaanlæg for behandling af grundvandsmængder på 5-25 m³/time med DMS-koncentrationer op til 50 μ g/l. For at sikre effektiv fjernelse af DMS og minimere dannelse af biprodukter, anbefales det at kombinere AOP-processen med efterpolering i BAC-filtre.

3.3.4 Bæredygtighedsvurdering

Bæredygtighedsvurdering af AOP (UV/H₂O₂) vandbehandling fokuserer på ressourceforbrug og miljømæssig bæredygtighed med baggrund i målinger og driftserfaringer fra langtidsforsøget på Bagsværd vandværk. Bæredygtighedsbetragtninger fra litteratur og andre pilotforsøg integreres for at sammenligne projektets resultater med eksisterende viden og erfaringer.

3.3.4.1 Bæredygtighedsvurdering af AOP (UV/H₂O₂) ved opskalering til fuldskala

Miljømæssig bæredygtighed af AOP-teknologien (UV/H2O2) til at fjerne DMS med efterfølgende filtrering med biologisk aktivt kul (BAC/GAC) er blevet vurderet for en mulig fuldskala implementering på Bagsværd Vandværk af Rambøll (Søndergaard & Faragò, 2024). Bæredygtighedsvurderingen blev skaleret til en fuldskalaproduktion på 1 mio. m³ renset vand/år, baseret på et vejledende fuldskaladesign udarbejdet af HOFOR A/S, Niras og Krüger (Søndergaard & Faragò, 2024) samt på data fra pilotforsøg udført på Bagsværd vandværk, der rapporteres i nærværende rapport. Bæredygtighedsvurderingen omfattede hele AOP-systemet opskaleret til fuld skala, og vurderingen af fuldskalasystemet var opdelt i et forgrunds- og et baggrundssystem. Forgrundssystemet omfatter alle aktiviteter, der er nødvendige for at opfylde formålet med vandbehandlingsteknologien (at rense for DMS), fx elektricitet til at drive AOPbehandlingen. Baggrundssystemet omfatter alle de materialer og komponenter, der er nødvendige for forgrundssystemets funktionalitet, fx produktion af UV-lamper, kemikalier, materialer og transport heraf (Søndergaard & Faragò, 2024). I opgørelsen blev det specificeret, at der til en årlig produktion på 1 mio. m³ drikkevand på Bagsværd vandværk antages et forbrug på 32 UV-lamper pr. år til AOP (men lampeeffekt og UV-dosis oplyses ikke). Energiforbruget for AOP-processen blev sat til 0.75 kWh/ m3, baseret på max-værdier målt i nærværende projekt (TABEL 17). Desuden blev der antaget en dosering på 30 g/m³ med en 49,5% H₂O₂-opløsning, svarende til en resulterende koncentration af H₂O₂ på 15 ppm under behandlingen i AOP (TABEL 17). Forbruget af GAC over 30 år blev antaget at være 3,82 g/ m³ inklusiv 10% top up årligt, som følge af tab ved regenerering (TABEL 17).

TABEL 17. Nøgletal for AOP (H₂O₂/UV) + aktivt kul (GAC/BAC) processer til årlig produktion af 1 mio. m³ drikkevand på Bagsværd vandværk (Søndergaard & Faragò, 2024).

	Enhed	Værdi
El til AOP	kWh/m ³	0,75
El til almindelig vandbehandling*	kWh/m ³	0,54
UV-lamper, antal	stk./år	32
H ₂ O ₂ (49,5%) til AOP	g/m ³	30
GAC-forbrug over 30 år inkl. 10% top up årligt	g/m ³	3,82

* El til produktion og distribution inkl. udvinding af råvand (pumper). Den almindelige kulfiltrering indstilles ved indførsel af AOP vandbehandling (Søndergaard & Faragò, 2024).

Det totale klimaaftryk for vandbehandling med AOP + GAC på Bagsværd vandværk opgøres til 0,23 kg CO₂-ækv/m³ produceret vand (TABEL 18). Elforbrug til den almindelige vandbehandling udgør 32%, hvor elforbruget til AOP udgør 45%, og forbruget af H₂O₂ udgør 15% (TABEL 18).

Det fremgår tydeligt, at den største bidragsyder til klimabelastning i form af CO₂-aftryk er elforbruget til AOP (TABEL 18). Samlet udgør drift af AOP-processen (bidrag fra elforbrug og H₂O₂) 60% af CO₂-aftrykket svarende til 0,138 CO₂ ækv/m³. Dette er næsten dobbelt så meget som det totale CO₂-aftryk fra almindelig vandbehandling på Bagsværd vandværk (produktion og distribution inkl. udvinding af råvand), der er estimeret af Rambøll til 0,091 kg CO₂ ækv/m³ (Søndergaard & Faragò, 2024). Procesudstyr og bygningsmaterialer til udvidelse af vandværket samt transport af materialer ifm. etablering og drift af AOP-processen er forsvindende – i alt 4%. Forbruget af biologisk aktivt kul til efterpolering bidrager med kun 3% til det totale CO₂aftryk for AOP + GAC. Den primære ressourcebelastning ved AOP-teknologien er med overvægt forbruget af el og H₂O₂, der alene udgør dobbelt så stor en klimabelastning som almindelig vandbehandling.

TABEL 18. Bidrag til CO₂-aftryk (kg. CO₂-ækv/m³ produceret vand) fra delprocesser i AOP (UV/H₂O₂) + GAC på Bagsværd vandværk. Bidrag angivet i % samt total CO₂- aftryk gengivet fra Søndergaard & Faragò (2024). Bidrag fra delprocesser er beregnet ud fra %-vis bidrag og total CO₂- aftryk.

Delproces	Bidrag til CO₂-aftryk		
	%	kg. CO ₂ -ækv/m ³	
Procesudstyr og bygningsmaterialer til udvidelse af vandværket	3	0,0069	
Transport: materialer, kemikalier og andre ressourcer	1	0,0023	
GAC-forbrug og regenerering	3	0,0069	
H ₂ O ₂	15	0,0345	
Elforbrug til AOP	45	0,1035	
Elforbrug til almindelig vandbehandling	32	0,0736	
Total	99	0,2277	

3.3.4.2 Energiforbrug og -effektivitet i forsøgene

Resultaterne i nærværende forsøg viste en tydelig sammenhæng mellem energiforbrug og fjernelsesgrad af DMS. Trods usikkerheder om lampens reelle effekt over tid, viste langtidsforsøget på Bagsværd vandværk, at en gennemsnitlig fjernelsesgrad på 80% blev opnået ved et gennemsnitligt energiforbrug på 0,68 kWh/m³ ved 63% UV-dosis og 15 ppm H₂O₂. Ved 53% UV-dosis og 10 ppm H₂O₂ (efter lampeskift og CIP) var den gennemsnitlige fjernelsesgrad 50% med et gennemsnitligt energiforbrug på 0,38 kWh/m³.

Resultaterne fra forsøget sammenholdes med estimater for AOP i fuldskala på energiforbrug og CO₂–aftryk for el og H₂O₂ (TABEL 19). Tabellen omfatter også resultater fra pilotforsøg med RemUVe® udført ved højere DMS-koncentrationer i oplandet til Marbæk kildeplads, samt tilhørende estimater for fuldskaladesign af RemUVe® til at fjerne hhv. 10 µg/l og 50 µg/l DMS (Region Hovedstaden, 2024). Sammenligningen (TABEL 19) er baseret på AOP-teknologi alene, og inkluderer ikke aktivt kulfiltrering, medmindre andet fremgår.

For at omsætte energiforbruget til CO₂-aftryk har vi taget udgangspunkt i den fremskrevne emissionsfaktor for Danmarks elproduktionsmiks i 2025 på 0,13 kg CO₂-ækv/kWh, som beskrevet af Rambøll (Søndergaard & Faragò, 2024). For H₂O₂ har vi anvendt data fra Rambølls vurdering af CO₂-aftrykket ved dosering af en 49,5% H₂O₂-opløsning (Søndergaard & Faragò, 2024). Ud fra det totale CO₂ aftryk for H₂O₂ til AOP på 0,035 kg. CO₂ ækv/m³ (TABEL 18) og en dosering på 30 g/m³ behandlet vand (TABEL 17) har vi isoleret en emissionsfaktor på 0,00115 kg CO₂ ækv/g H₂O₂-opløsning, der er anvendt til at omsætte H₂O₂ forbrug til CO₂-aftryk (TABEL 19). I nærværende undersøgelse og Region H's pilotforsøg ved Marbæk er der anvendt en 35% H₂O₂-opløsning, så det estimerede CO₂ aftryk for H₂O₂ (TABEL 19) er derfor tillagt en vis usikkerhed.

I pilotforsøget og fuldskalaestimaterne i oplandet til Marbæk udført af Region H fremgår ikke målte data på energiforbrug. Derfor har vi estimeret energiforbruget ud fra den oplyste lampeeffekt (kW), UV-power (%) og flow i forsøg/skalering. For langtidsforsøget på Bagsværd sammenlignes gennemsnitsværdier for energiforbrug, indløbs- og udløbskoncentration af DMS og fjernelsesgrad for tre forsøgsperioder: 63% UV-dosis og 15 ppm H₂O₂, 63% UV-dosis og 10 ppm H₂O₂, 53% UV-dosis og 10 ppm H₂O₂ efter lampeskift og CIP (TABEL 19). **TABEL 19.** Sammenligning af energiforbrug og fjernelsesgrad ved forskellige scenarier fra pilotskala undersøgelser og estimater til fuldskala design. Grå felter indikerer ingen tilgængelige data eller ikke relevant for scenariet.

Almindelig vandbehandling		Estimat for Pilotforsøg Bagsværd, målinger fuldskala AOP på Bag- sværd ^b			Region Hovedsta- Region Hovedst den ^c , Pilotforsøg Fuldskala estim		dstaden ^c , timat			
Scenarie	Gennemsnit for forsynin- ger I DANVA, 2023 ^a	Bagsværd Vandværk [♭]		63% UV	-dosis	53% UV-dosis efter ny lampe og CIP	100% UV	-power	75% UV-pow	/er
Max. effekt ved 100% UV-power (kW)				2,3	2,3	2,3	4,6	4,6	16,8	42,0
Flow (m ³ /t)				2,5	2,5	2,5	4,5	4,5	5	5
H ₂ O ₂ -dosering (ppm)			15	15	10	10	30	25	25	25
H ₂ O ₂ -opløsning (wt%)			49,5	35	35	35	35	35	35	35
Doseret H ₂ O ₂			30	42,6	28,6	28,6	85,7	71,4	71,4	71,4
-opløsning pr. m³ (g/h)										
Energiforbrug (kWh/m ³)	0,44	0,54	0,75	0,68	0,63	0,38	1	1	3,4	5,1
Startkoncentration DMS (c0) (µg/l)				0,06	0,06	0,07	8,8	8,8	10	50
Slutkoncentration DMS (c) (µg/l)				0,01	0,02	0,03	1,4	1,6	0,095	0,095
Fjernelsesgrad				80%	64%	50%	84%	82%	99%	99%
CO₂aftryk, el (kg CO₂ ækv/m³)	0,057	0,07	0,1	0,09	0,09	0,05	0,13	0,13	0,44	0,66
CO ₂ -aftryk, H ₂ O ₂ (kg CO ₂ ækv/m³)			0,035	0,05	0,03	0,03	0,1	0,08	0,08	0,08
CO ₂ -aftryk, el og H ₂ O ₂ (kg CO ₂ ækv/m³)			0,135	0,14	0,12	0,08	0,23	0,21	0,52	0,74
CO ₂ -aftryk total (kg CO ₂ ækv/m ³)		0,091*	0,23**							
Merpris, drift (kr./m³)			0,82***						3,82∆	5,50 [∆]

a) Vand i tal, 2023. DANVA

b) Rambøll, 2024. (Søndergaard & Faragò, 2024)

c) Region Hovedstaden, 2024: Marbæk Kildepladser. Screening af rensemetoder og tests. Niras, 2024

* Almindelig vandbehandling og kulfiltrering (inkl. indvinding og distribution).

** Total for AOP inkl. GAC-filtrering samt procesudstyr, bygningsmaterialer, transport mm. og bidrag fra almindelig vandbehandling på 0,091 kg CO2 ækv/m³.

***Merpris for AOP + GAC estimeret af Rambøll, hvor bidrag fra GAC er fratrukket.

Δ Ved en kWh-pris på 1 kr.

I langtidsforsøget på Bagsværd ved 63% UV-dosis og 15 ppm H₂O₂ svarer energiforbrug og CO₂-aftrykket til estimaterne for fuldskala-design på Bagsværd (0,135 kg CO₂ ækv/m³) (TA-BEL 19). Det gennemsnitlige energiforbrug i pilotforsøget (0,68 kWh/m³) er lavere end fuldskalaestimaterne (0,75 kWh/m³), der er baseret på max. værdi, hvorfor CO₂-aftryk herfra også er lidt lavere i pilotforsøget, omend kun med en forskel på 0,005 kg. CO₂ ækv/m³ (TABEL 19). Omvendt doseres mere H₂O₂-opløsning i pilotforsøget, der giver et højere CO₂-aftryk (0,05 CO₂ ækv/m³) end ved fuldskalaestimaterne trods usikkerheder på CO₂-aftrykket fra en 35% H₂O₂-opløsning. Det gennemsnitlige energiforbrug ved 53% UV-dosis (efter lampeskift og CIP) i pilotforsøget på Bagsværd er ca. det halve af max. værdien, hvilket CO₂-aftrykket også afspejler (TABEL 19). CO₂-aftrykket fra driften af AOP-teknologien udgør den primære del af den totale miljøbelastning, og bidraget fra baggrundssystemet (UV-lamper, produktion af kemikalier, materialer og transporten heraf) tilfører kun yderligere en lille del til CO₂-aftrykket.

Overordnet viste målingerne i nærværende forsøg, at drift og ressourceforbrug ikke er markant anderledes end estimeret for fuldskala design anvendt af Rambøll. Den samlede bæredygtighedsvurderingen af fuldskala design på Bagsværd vandværk udarbejdet af Rambøll (Søndergaard & Faragò, 2024) kan derfor anvendes som et retvisende estimat for den miljømæssige belastning af AOP-teknologien ved lave koncentrationer (<0,1 µg/l) af DMS. Merprisen ved fuldskala produktion af drikkevand på Bagsværd med AOP-teknologien er estimeret til 0,82 kr./m³ alene for drift af AOP. Ved efterfølgende GAC-filtrering er merprisen 1,1 kr. m³ (Søndergaard & Faragò, 2024). Hertil kommer yderligere bidrag fra anlægsudgifter og prøvetagning.

Fjernelse af højere koncentrationer (8,8 µg/l) af DMS blev undersøgt med RemUVe® (UV/H₂O₂)-teknologien i pilotforsøg ved oplandet til Marbæk kildepladser, hvor 100% UV-dosis og hhv. 30 og 25 ppm H₂O₂ blev anvendt. Energiforbruget til reduktion af DMS-koncentrationen til hhv. 1,4 µg/l og 1,6 µg/l (82% og 84%) ved 100% UV-power og hhv. 25 og 30 ppm H₂O₂ i pilotforsøget blev fundet til ca. 1 kWh/m³ (TABEL 19). CO₂-aftrykket for forbrug af el og H₂O₂ til reduktion af 8,8 µg/l DMS med 82-84% er dobbelt så højt (0,23 og 0,21 kg CO₂ ækv/m3) som for langtidsforsøg på Bagsværd (0,1 til 0,14 kg CO2 ækv/m3), hvor DMS reduceres fra 0.06-0.07µg/l til 0.01-0.03 µg/l (TABEL 19). Med udgangspunkt i pilotforsøget ved oplandet til Marbæk kildeplads er skalering til fuldskala design estimeret for AOP-teknologien ved Marbæk kildepladser. Fuldskalaestimaterne beskriver scenarier, hvor en DMS-koncentration på hhv. 10 µg/l og 50 µg/l reduceres til <0,01 µg/l ved 75% UV-power og 25 ppm H₂O₂. Estimaterne er fremskrevet på baggrund af pilotdata, hvor DMS-koncentrationen kun reduceres til 1,4-1,6 µg/l ved 100% UV-power og 25-30 ppm H₂O₂. Det estimerede fuldskaladesign til 99,9% reduktion af 10 µg/l DMS kræver mere end tre gange så meget energi (3,4 kWh/m³), som vist i pilotforsøget (TABEL 19). Det estimerede energiforbrug til reduktion af 10 µg/l DMS i fuldskala er dermed næsten otte gange så stort som det gennemsnitlige energiforbrug til almindelig vandbehandling (0,44 kWh/m³). Ved oplandet til Marbæk kildepladser er observeret højeste DMS-koncentrationer i Danmark med enkelte tilfælde op til 50 µg/l. Ved DMS-koncentrationer i dette regi vil energiforbruget til rensning med AOP-teknologien ud fra fuldskalaestimaterne (5.1 kWh/m³) da være mere end 11 gange så højt som gennemsnittet for almindelig vandbehandling. Den resulterende merpris alene for drift af AOP-teknologien i fuldskala er 3,8 kr./m³ og 5,5 kr./m³ ved en startkoncentration på hhv. 10 μg/l og 50 μg/l DMS. Merprisen er estimeret ved en kWh-pris på 1 kr. (Region Hovedstaden, 2024). Det estimerede fuldskaladesign til reduktion af 50 µg/l DMS kan være relevant ved enkelte afværgeanlæg, men ikke i drikkevandssammenhænge.

Grundlæggende understøttes sammenhængen mellem energiforbrug og DMS-fjernelse ved AOP-teknologien, hvor højere energiforbrug kræves til højere fjernelsesgrad. Desuden kræves også højere energiforbrug ved fjernelse af højere indløbskoncentrationer af DMS (TABEL 19). Energiforbruget udgør det markant største bidrag til miljøbelastningen (i form af CO₂-aftryk). CO₂-aftrykket fra el kan fremtidig blive mindre i takt med, at mere strøm i Danmark bliver grøn, da disse beregninger er baseret på fremskrivning til 2025. H₂O₂-doseringen udgør også et væ-

sentligt bidrag til CO₂-aftrykket på grund af det høje forbrug. Ved højere UV-Power stiger forbruget af H₂O₂ (afsnit 2.3.1.4) og det samlede CO₂-aftryk er dermed kun stigende ved fjernelse af højere DMS-koncentrationer. Nærværende undersøgelse viste, at kun ca. 25-30% af det doserede H₂O₂ blev forbrugt ved 75% UV-Power ved koncentrationer på 10, 15 og 20 ppm. Dermed udgør overskuds H₂O₂ hele 70-75% af bidraget til CO₂-aftrykket fra H₂O₂-doseringen. Dertil kommer øvrige miljø- og arbejdsmiljømæssige belastninger ved brugen af kemikalier til vandrensning, fx toksikologiske påvirkninger.

UV-lamper indeholder kviksølv eller amalgam, og skal bortskaffes som farligt affald ved endt levetid. I en bæredygtighedsvurdering vægter farligt affald 10 gange så meget som almindeligt affald, så der skal pålægges ekstra miljømæssig belastning fra brugen af UV-lamper (Søndergaard & Faragò, 2024). UV-lamperne udgør en lille del af CO₂-aftrykket, men bidrager også med et aftryk til ressourceforbruget af mineraler og metaller. I en uddybende bæredygtighedsvurdering kan den miljømæssige belastning opgøres ved flere indikatorer såsom marin eutrofiering og ressourceforbrug (mineraler og metaller), som kan vise, hvis der er risiko for "burden shifting" i systemet. Dette vises fx, hvis en delproces har lavt CO₂-aftryk, men høj påvirkning på øvrige miljøindikatorer (Søndergaard & Faragò, 2024).

4. µGAC-forsøg

4.1 Indledning

Adsorptionsprocesser foretrækkes generelt som rensemetoder til miljøfremmede stoffer i drikkevand, idet der ikke tilføjes kemi ved disse metoder, og der ikke er risiko for dannelse af biprodukter. Desværre er adsorption med traditionel granulær aktivt kul-filtrering (GAC-filtrering) ikke cost-effektiv til at fjerne DMS (Thomsen et al., 2023). Dette blev konstateret i HOFORs fuldskalaforsøg med GAC-filtrering på Hvidovre Vandværk i 2018-2020. Forsøget blev udført med produktet AquaSorb CS fra Jacobi Carbons, og kulforbruget til at holde DMS under kvalitetskravet for drikkevand (0,10 µg/L) var ca. 125 g kul/m3 (Hedegaard et al., 2022).

Opacarb®FL er en ny renseteknologi udviklet af Veolia i Frankrig til bl.a. fjernelse af pesticider og miljøfremmede stoffer. Teknologien er baseret på en adsorptionsproces i en reaktor med fluidiseret mikro-granulært aktivt kul (µGAC) der filtrerer den opadgående vandstrøm. Det har ikke tidligere været afprøvet, om Opacarb®FL kan fjerne forurening med DMS, men en teoretisk forundersøgelse og efterfølgende jar-tests med µGAC Microsorb 400 R fra Chemviron (Bilag 7) sandsynliggjorde, at den kunne være en god teknisk løsning til at opnå effektiv DMSfjernelse. I nærværende projekt er derfor gennemført pilotforsøg med µGAC for at undersøge DMS-fjernelse i pilotskala på Hvidovre Vandværk.

Pilotforsøget er udført fra marts til september 2022, med følgende formål:

- At undersøge teknologiens renseeffektivitet over for DMS
- At beregne kulforbruget ved teknologien
- At optimere processen, hvis muligt, for at øge effektivitet og robusthed

4.2 Materialer og metoder

4.2.1 Procesbeskrivelse

Opacarb®FL er udviklet og produceret af Veolia i Frankrig, og leveret af Krüger A/S. Teknologien består af er en cylindrisk reaktor/kolonne, der er fyldt med granuleret aktivt kul med en kornstørrelse på 0,3-0,8 mm, kaldet µGAC. I reaktoren filtreres den opadgående vandstrøm gennem det fluidiserede µGAC. I modsætning til ordinær GAC-filtrering udskiftes µGAC-materialet i reaktoren løbende ved at flow stoppes, og hele (eller dele) af kulmængden udskiftes, hvorefter kolonnen (efter renskylning) startes igen. Vandet til anlægget tilføres i bunden af kolonnen, hvor der er etableret en dyssebund, for at sikre at vandet bliver fordelt over hele kolonnens tværsnitsareal. Vandet bevæger sig nedefra og op, hvilket får kullet til at ekspandere og fluidisere, og kullet er således "i bevægelse" i reaktoren. Den lille kornstørrelse af µGAC kombineret med fluidiseringen gør, at kontakt mellem kullet og miljøfremmede stoffer er optimeret i forhold til traditionelt aktivt kul filtrering.

De to primære procesparametre er kullets ekspansion og kontakttid med vandet. Ekspansion beregnes i procent som differencen mellem højde af det fluidiserede kul, når forsøgsanlægget er i drift og i stilstand [i meter] (FIGUR 32). Ekspansionen er afhængig af indløbsflow [vandha-stighed] og vandtemperatur, og anbefales at være minimum 40%. Kullets kontakttid med vandet, såkaldt empty-bed contact time (EBCT) anbefales til minimum 6 minutter.



FIGUR 32. Skitse af et µGAC anlæg i stilstand (tv) og i drift (th).

Når processen startes, tilsættes der en nyt batch µGAC til kolonnen, som kaldes startpåfyldning. Koncentrationen af miljøfremmede stoffer måles løbende i udløbet. Når der opnås ca. 70% gennembrud, dvs. når 70% af koncentrationen i indløbet måles i udløbet, udskiftes en batch af det brugte kul med nyt kul. Det brugte µGAC drænes og bortskaffes.

4.2.2 Forsøgsanlæg

Forsøgsanlægget består af følgende primære komponenter: Forsøgskolonne inkl. eltavle, indløbspumpe, kuludtag, kulinjektor, instrumentboks og online overvågning (PID-diagram i Bilag 5). Forsøgskolonnen er ca. 400 mm diameter (357 mm indvendig) og ca. 4,5 meter høj.

Forsøgsanlægget blev leveret og installeret på Hvidovre Vandværk i slut februar 2022 (FIGUR 33).



Kuludtag til udtagning af brugt kul



Instrumentboks



Kulinjektor til tilsætning af nyt kul



Online-overvågning

FIGUR 33. Forsøgsanlæg på Hvidovre Vandværk.

Instrumentboksen måler kontinuerligt på udløbsvand fra forsøgskolonnen, og indeholder følgende vandkvalitetsmålere fra Hach Lange:

- Iltmåler inkl. temperatur måler
- pH måler inkl. temperatur måler
- Turbiditetsmåler
- UV-måler
- UV-måler (UVAS plus sc) måler den spektrale absorptionskoefficient (absorption ved 254 nm) i væsker (SAC 254). SAC 254 er et mål for indholdet af organisk materiale i vandige opløsninger.

4.2.3 Anvendte kultyper

Der blev kørt to separate pilotforsøg med forskellige kultyper (FIGUR 34):



FIGUR 34. Kultyper anvendt i forsøget.

Microsorb 400R blev anvendt til Krügers jar-tests i december 2021, mens Aquasorb CS blev anvendt i GAC kornstørrelse i fuldskala aktivt kul forsøg på Hvidovre i 2018-2019 (TABEL 20).

TABEL 2	0. SI	oecifikationer	af uGA	C kultvpe	er anvendt i	pilotforsøaene.
	- · ·			•		

Kultype	MicrosorbTM 400 R	AquasorbTM CS	Enhed
Leverandør	Chemviron	Jacobi	-
Pore størrelse	20*50	20*50	Mesh
	0,3-0,85	0,3-0,85	Mm
Kulkilde	Stenkul	Kokosnød-kul	-
Poretype	Makroporer (>50 nm) og mesoporer (2-50 nm)	Mikroporer (0-2 nm)	-
Overfladeareal	1000	1050	m²/g
Densitet	450	470	Kg/m ³

4.2.4 Forsøgsplan

Forsøgene er udført på HOFORs Hvidovre Vandværk. Forsøget med Microsorb 400R er udført i marts-maj 2022, mens forsøget med Aquasorb CS er udført i august-september 2022.

Indløbsvand til forsøgsanlægget kom fra Hvidovre Vandværks egenproduktion. Dette er grundvand som har gennemgået iltning og sandfiltrering, og har derfor et lavt indhold af fx jern, mangan og ammonium (TABEL 21).

Inden forsøgsstart blev det tørre kul opblandet med vand fra Hvidovre egenproduktion og henstod i rustfristål beholder i ca. 24 timer, hvorefter det blev påfyldt kolonnen med en injektor. Da målet var at ramme den samme ekspansion for de to kultyper, blev der påfyldt hhv. 80 kg Microsorb 400R og 100 kg Aquasorb CS (TABEL 22).

Forsøgsanlægget blev indstillet til at køre med et kontinuerligt indløbsflow på 2 m³/t, hvilket medførte en kul-ekspansion på ca. 67-68% og en opholdstid på ca. 9 minutter (TABEL 22). Beregninger af ekspansion mm findes i Bilag 6 og Bilag 8.

TABEL 21. Vandkvalitet på Hvidovre Vandværk *04-05-2022.

Parameter	Værdi	Enhed
рН	7,5	-
Konduktivitet	138	mS/m
llt	7,8	mg/L

Parameter	Værdi	Enhed
Hårdhed	28	odH
Calcium	153	mg/L
Magnesium	30	mg/L
Kalium	8	mg/L
Natrium	95	mg/L
Klorid	187	mg/L
Jern	0,021	mg/L
Mangan	<0,001	mg/L
Ammonium	<0,005	mg/L
Nitrit	0,001	mg/L
DMS	0,094	µg/L
Sum4 PFAS	1,7	ng/L
PFOA	1,0	ng/L
PFOS	0,50	ng/L
PFNA	<0,1	ng/L
PFHxS	0,15	ng/L

Note: *Egenproduktion – tilførsel til rentvandsbeholder, som blandes med vand fra Regnemark (DMS 0,034 μ g/L), så gældende kvalitetskrav overholdes.

TABEL 22. Forsøgsdriftsparametre	for pilotkolonner med μ GAC.
----------------------------------	----------------------------------

Parameter	Anbefalet	Microsorb 400R	Aquasorb CS	Enhed
Startpåfyld	Ca. 145	Ca. 80	Ca. 100	Kg
Indløbsflow	-	2	2	m³/t
Kulhøjde i stil- stand	-	1,80	1,85	m
Kulhøjde i drift	-	3,00	3,10	m
Ekspansion af kul	40-100	67	68	%
Kulkoncentration	Ca. 200	Ca. 266	Ca. 322	g/L
Opholdstid (EBTC)	8-10	9	9	min.
Hastighed	20-40	20	20	m/t
Kuldosering	5 – 50 (forventet 20 – 50)	-	-	g/m³

4.2.5 Tids- og analyseplan

Hvert forsøgt varede ca. 5 uger: 1) forsøg med Microsorb 400R kørte fra den 6. april til den 9. maj 2022, mens 2) forsøg med Aquasorb CS kørte fra den 1. august til 2. september 2022 (TABEL 23).

I begge forsøg blev der udtaget vandprøver fra indløb og udløb af forsøgskolonnen. I det første forsøg (Microsorb 400R) blev der udtaget vandprøver ugentligt. I andet forsøg (Aquasorb CS) blev prøvetagningsfrekvensen øget, og prøverne blev udtaget dagligt for at få en bedre forståelse af DMS-gennembrud og adsorptionsproces.

Alle vandprøver blev analyseret for en række forskellige parametre bl.a. NVOC, DMS, PFAS, klorerede opløsningsmidler og BAM. Leverandøren oplyste, at NVOC er en indikator for kuludskiftning i anlægget. Normalt anbefales, at kullet udskiftes når NVOC-koncentrationen i udløbet nærmer sig 1 mg/L. I forbindelse med andet forsøg (Aquasorb CS), blev vandprøverne til DMS-analyse filtreret i forbindelse med prøvetagningen. Dette blev gjort for at fjerne eventuelle kulpartikler fra vandprøverne, og undersøge om der var forskel mellem ufiltreret og filtreret prøver.

Flow, volumen af behandlet vand, tryk, temperatur, opløst ilt, pH, turbiditet og UVT i udløb af forsøgskolonnen blev målt kontinuerlig via vandkvalitetsmålere i instrumentboksen.

Parameter	Microsorb 400R	Aquasorb CS			
Forsøgsstart	6. april 2022	1. august 2022			
Forsøgsslut	9. maj 2022	2.september 2022			
Prøvetagningsfrekvens	Ugentligt	Dagligt			
Parametre ved normal prøvetagning	DMS og NVOC	DMS, DMS filtreret og NVOC			
Parametre ved udvidet monitering	Fe, Mn, Ni, PFAS, chlorerede opløsningsmidler og BAM				
Online overvågning	Flow, Sum af antal behandlet m^3 , tryk, temp, O ₂ , pH, turbidit og UVT				

TABEL 23. Tids-og analyseplan for pilotforsøgene med µGAC på Hvidovre Vandværk.

4.3 Resultater

4.3.1 Vandkvalitetsparametre

For at sikre at anlægget fungerede som forventet, blev følgende vandkvalitetsparametre fulgt ved prøvetagning (jern, mangan, nitrit, nitrat og nikkel) og kontinuerlig måling i instrumentboks (ilt, temperatur, pH, turbiditet og absorbans) ved udløbet af forsøgskolonne (FIGUR 35, FIGUR 36 og TABEL 24).

Som forventet påvirkede rensningsmetoden ikke temperatur, pH, jern, mangan, nitrit, nitrat og nikkel i nogle af forsøgene (TABEL 24).

I forbindelse med tilsætning af nyt kul ændres ilt, pH og turbiditet i udløbet af kolonnen i de første dage af forsøget (FIGUR 35). Således faldt iltkoncentrationen fra 8-9 mg/L i indløbet til under 2 mg/L umiddelbart efter tilsætning af kul, imens pH steg fra 7,3-7,5 til 8,1 og turbiditet fra 0,3-0,5 FNU til >3,5 FNU. Stigningen i turbiditet blev også bekræftet ved prøvetagningen, hvor der i alle prøver blev observeret en stigning i turbiditet efter anlægget, og en stigning i konduktivitet blev også målt i det første forsøg (TABEL 24), hvilket indikerer, at kulpartikler slipper ud anlægget. Turbiditeten på udgangssiden af anlægget faldt i løbet af de første par døgn, hvilket skyldes at små kulpartikler (kulstøv), der forekommer ved tilsætning af nyt kul, gradvist forsvinder efter forsøgsstart.

Efter det første døgn steg iltkoncentrationen i udløbsvandet, og blev efter tre dage højere end indløbskoncentrationen (FIGUR 35 og TABEL 24). Årsagen til dette er, at kullet i den indledende fase forbruger ilt, indtil det er mættet med ilt. Den efterfølgende stigning i iltkoncentrationen er formodentligt forårsaget af, at vandet bliver iltet i et lille "fald" i toppen af forsøgskolonnen.

Absorbans (SAC 254) kan bruges som en indikator for, hvornår kullet er mættet med NVOC. Organiske molekyler absorberer lys ved 254 nm (nogle mere end andre), og hvis der er en rimelig konstant sammensætning af organiske molekyler – som f.eks. i gammelt dansk grundvand – er der en god korrelation mellem SAC254 og koncentrationen af NVOC. I forsøget med μ GAC Aquasorb CS blev der også observeret en sammenhæng mellem NVOC-indholdet og SAC254, som steg gradvis fra 0,7 m⁻¹ ved forsøgsstart til ca. 5,0-5,3 m⁻¹ efter 58 dage, i takt med at kullet blev mættet med NVOC. Dog blev der observeret en lidt underlig stigning i SAC254 målingen efter 20 dage, som ikke er i NVOC målingerne jf. FIGUR 36. Dette kan måske skyldes, at matrixen af organiske molekyler ændres over tid i udløbet fra kulfilteret, så her kan der også være usikkerhed forbundet med at omregne SAC254 til NVOC-koncentration, men det kan måske også skyldes usikkerhed på SAC254 målingen.

Samlet set fungerede pilotanlægget og µGAC-rensningsmetoden påvirkede den generelle vandkvalitet som forventet, hvor ilt, pH og turbiditet havde stabiliseret sig efter 1-2 dage. Data fra online overvågning af pilotanlægget er samlet i Bilag 12.



FIGUR 35. Ilt, pH og turbiditet i udløbet af kolonne i pilotforsøg med µGAC Aquasorb CS.



FIGUR 36. Absorbans (SAC254) og NVOC i udløbet af kolonne i pilotforsøg med µGAC Aquasorb CS.

TABEL 24. Analyseresultater for temperatur, pH, konduktivitet, ilt, turbiditet, jern, mangan, nitrit, nitrat og nikkel i indløb og udløb i pilotforsøgene med μ GAC hhv. Microsorb 400R og Aquasorb CS.

		Microsorb 400R Aquasorb C					asorb CS	
Dag-nr.		7	14	21	28	1	7	25
Temperatur	Ind	9,4	9,1	10,4	10,9	-	-	-
(°C)	Ud	8,8	10	10,6	11,1	-	-	-
рН	Ind	-	7,2	7,5	7,5	7,6	7,4	7,5
	Ud	-	-	-	7,6	7,6	7,5	7,5
Kon-	Ind	-	88,7	-	-	-	-	-
duktivitet (mS/m)	Ud	-	136	-	-	-	-	-
llt	Ind	-	7,6	-	-	8,2	7,5	7,5
(mg/L)	Ud	-	10,4	-	-	6,9	8	7,7
Turbiditet	Ind	-	0,26	0,92	0,37	0,51	0,48	0,34
(FNU)	Ud	-	0,62	1	0,59	1,6	0,7	0,45
Jern	Ind	0,28	0,004	0,043	0,02	0,024	0,016	0,022
(mg/L)	Ud	0,25	0,02	0,047	0,045	0,014	0,011	0,02
Mangan	Ind	0,005	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
(mg/L)	Ud	0,005	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Nitrit	Ind	0,005	<0,001	0,002	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
(mg/L)	Ud	0,005	0,004	0,002	0,002	0,003	0,001	0,001
Nitrat	Ind	-	3,5	5,3	5,2	5,5	5,6	5,7
(mg/L)	Ud	-	5	5,2	5,3	4,5	5,4	5,5

		Micros	Microsorb 400R				Aquasorb CS		
Nikkel	Ind	16	-	19	18	19	-	19	
(µg/L)	Ud	15	-	16	18	17	-	19	

4.3.2 DMS

I det første forsøg med Microsorb 400R, kunne der allerede ved første prøvetagning, efter 7 dages drift, måles >76% gennembrud af DMS i udløbet fra μGAC-kolonnen, svarende til en behandlet vandmængde på 336 m³ (FIGUR 37). På dette tidspunkt fjernede μGAC-kolonnen altså højest 24% af DMS fra vandet. Efter 14 dages drift fjernede kolonnen maximalt 12%, og ved de efterfølgende prøvetagninger kunne der ikke måles nogen fjernelse i μGAC-kolonnen (FIGUR 37). Det forventes, at der i en driftssituation skal skiftes kul ved et gennembrud på 70%, og på denne baggrund er det estimeret, at kulforbruget til DMS-fjernelse med Microsorb 400R med μGAC-teknologien, vil være 238 g kul/m³ (Bilag 9).



FIGUR 37. Analyseresultater for DMS i pilotforsøg med µGAC Microsorb 400R.

I efterfølgende forsøg med Aquasorb CS blev analysefrekvensen sat op. Fjernelsen af DMS var en anelse mere effektiv med Aquasorb CS, der efter 7 dage fjernede ca. 62% DMS og ca. 29% efter 14 dage, hvorefter kapaciteten hurtigt blev brugt op, og resulterede i fuldt gennembrud efter 32 dage (FIGUR 38). Med ca. 70% gennembrud af DMS efter 14 dage og 661 m³ behandlet vand, blev der estimeret et kulforbrug til DMS-fjernelse med Aquasorb CS på 151 g kul/m³ (Bilag 9).



FIGUR 38. Analyseresultater for DMS i pilotforsøg med µGAC Aquasorb CS. Kulforbruget med µGAC-teknologi var altså for begge de undersøgte kultyper (151-238 g/m³) i pilotforsøgene højere end ved traditionel GAC-filtrering (125 g/m³).

4.3.3 PFAS

For at få undersøgt potentialet for µGAC-teknologien til at fjerne PFAS, blev koncentrationen af PFAS undersøgt i en række vandprøver. I indløbsvandet til µGAC-kolonnen kunne der måles PFOA, PFOS, PFHxS, samt PFBA. PFOA, PFOS og PFHxS er langkædede PFAS-forbindelser der alle indgår i kravet til sum 4 PFAS (2 ng/L) (BEK nr 1023 af 29/06/2023). I forsøgene varierede koncentrationen af sum 4 PFAS i indløbet til kolonnen mellem 1,1 ng/L og 2,1 ng/L (Bilag 10). PFBA er en kortkædet PFAS, som ifølge litteraturen fjernes ineffektivt med aktivt kul (Croll et al., 2022), og blev målt i koncentrationer på <1,0-1,7 ng/L i indløbet til µGAC-kolonnen.

Alle de målte PFAS-forbindelser blev fjernet til under detektionsgrænsen (0,1 ng/L eller 1 ng/L) i udløbet fra kolonnen i hele forsøgsperioden (28 dage) med Microsorb 400R (FIGUR 39 og FIGUR 40).

I forsøget med Aquasorb CS var der ca. 30% gennembrud af PFOA efter 7 dage fra forsøgsstart (FIGUR 39 og Bilag 10). Både PFOS og PFHxS, blev fjernet til under detektionsgrænsen i op til 25 dage, men efter 58 dage fjernede kullet ikke længere sum 4 PFAS, og der var altså fuldt gennembrud (FIGUR 39 og Bilag 10). PFBA blev også fjernet til under detektionsgrænsen på 1,0 ng/L med Aquasorb CS op til 25 dage, men efter 58 dage var der gennembrud (FI-GUR 40 og Bilag 10).



FIGUR 39. Koncentrationen sum 4 PFAS (PFOA, PFOS, PFNA og PFHxS – lineær + forgrenet) i indløbet og udløbet fra µGAC pilotforsøg på Hvidovre Vandværk-anlægget.



FIGUR 40. Koncentrationen PFBA i indløbet og udløbet fra µGAC pilotforsøgene på Hvidovre Vandværk.

Da µGAC-teknologien kunne fjerne flere tilstedeværende PFAS-forbindelser i en længere periode, er der altså et muligt potentiale for at udnytte teknologien til at håndtere denne type af forurening. Dog var PFAS-koncentrationer på Hvidovre Vandværk under kravværdierne og altså for lave til at kunne lave en egentlig vurdering af, om det er en effektiv løsning til håndtering af PFAS. Det anbefales derfor at udføre forsøg med vand med en højere PFAS-koncentration, for at undersøge effektiviteten af PFAS-fjernelsen. Resultaterne indikerer, at Microsorb har en større fjernelseskapacitet for Sum4 PFAS end Aquasorb CS. På baggrund af resultaterne er det ikke muligt at skelne mellem fjernelseskapaciteten for PFBA for de to kultyper.

4.3.4 Klorerede opløsningsmidler og BAM

Indløbsvandet til pilotanlægget indeholdt også varierende koncentrationer af klorerede opløsningsmidler (Cis-DCE, TCE og PCE) og BAM. I begge forsøg blev disse stoffer fjernet til under detektionsgrænsen på hhv. 0,02 μ g/L og 0,01 μ g/L i hele den undersøgte periode, 14 dage med Microsorb 400R og 25 dage med Aquasorb CS (TABEL 25).

	Dag- nr.	Volu- men (m ³)	Cis-DCE		TCE		PCE		BAM	
		(11)	Ind	Lld	Ind	ud	۹) Ind	g,⊏, Ud	Ind	ud
Microsorb 400R	7	336	<0,02	<0,02	0,021	<0,02	0,061	<0,02	0,017	<0,01
	14	672	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,10	<0,02	<0,01	<0,01
	1	10	0,025	<0,02	0,034	<0,02	0,10	<0,02	0,016	<0,01
Aquasorb CS	7	328	0,025	<0,02	0,037	<0,02	0,10	<0,02	0,011	<0,01
	25	1183	0,026	<0,02	0,036	<0,02	0,11	<0,02	0,011	<0,01

TABEL 25. Koncentrationer af cis-1,2-Dichlorethen, cis-DCE, trichlorethylen, TCE, tetrachlorethylen, PCE, og BAM i indløb og udløb fra µGAC-kolonnen i forsøgene med Microsorb 400R og Aquasorb CS.

4.3.5 NVOC

Koncentrationen af NVOC i indløbsvandet var 2,0±0,2 mg/L i forsøget med Microsorb 400R og 1,8±0,1 mg/L i forsøget med Aquasorb CS (FIGUR 41). Efter en uge fjernede Microsorb 400R ca. 82% NVOC, imens Aquasorb CS kun fjernede 21% efter den samme periode. Som forventet faldt fjernelsen af NVOC over tid, og således fjernede Microsorb 400R 58% og Aquasorb CS 6% efter cirka fire uger (FIGUR 41 og Bilag 11).



FIGUR 41. Koncentrationen af NVOC i indløbet og udløbet fra µGAC pilotforsøgene på Hvidovre Vandværk.

4.4 Diskussion - µGAC

Kulforbruget til at fjerne DMS med μ GAC-teknologien var for begge de undersøgte μ GAC kultyper (151-238 g/m³) højere end ved traditionel GAC-filtrering (125 g/m³). I sin nuværende form er μ GAC-teknologien altså ikke effektiv til at rense for DMS i drikkevandet, og blev derfor ikke forsøgt yderligere optimeret.

Kapaciteten af aktivt kul kan reduceres af forskellige parametre fx et højt indhold af naturligt organisk stof samt udfældninger af jern og mangan, hvis den foregående sandfiltrering har været utilstrækkelig. En kraftig beluftning kan også medføre udfældninger af kalk, og dermed reducere kapaciteten af kullet (Arvin et a. 1998). Koncentration af naturligt organisk stof, NVOC, var 1,8-2,0 mg/L i indløbet til forsøget, hvilket er i samme størrelsesorden som HOF-ORs resterende vandværker. Der var lave koncentrationer af jern i indløbsvandet til anlægget, og da det er meget hårdt (24-28 °dH), kan udfældninger have påvirket kapaciteten af det aktive kul. Det kan derfor undersøges, om kapaciteten af kullet ville øges, hvis behandling med aktivt kul blev placeret efter en blødgøringsproces. Det er dog tvivlsomt, at det er udfældninger, der begrænser fjernelsen af DMS, idet det var tydeligt, at aktivt kul fjernede andre miljøfremmede stoffer som PFAS og klorerede opløsningsmidler i længere perioder.

Der er ikke udført en bæredygtighedsvurdering af μ GAC-teknologien til fjernelse af DMS grundet teknologiens umodenhed. Det kan dog fremhæves fra afsnit 3.3.4, at den miljømæssige belastning (i form af CO₂-aftryk) fra GAC var betydeligt lavere end for AOP (UV/H₂O₂) (TABEL 19). En renseteknologi alene baseret på GAC kan derfor være en mere bæredygtig løsning til DMS-fjernelse end fx AOP.

4.5 Konklusion - µGAC

Forsøgene med μ GAC på Hvidovre Vandværk viste, at teknologien i sin nuværende form ikke er en effektiv rensemetode for DMS med de to afprøvede μ GAC kultyper: Microsorb 400R, stenkul, fra Chemviron og Aquasorb CS, kokosnød-kul, fra Jacobi. Der blev målt 70% gennembrud af DMS allerede efter 7 dage med Microsorb 400R, og efter 15 dage med Aquasorb CS, svarende til et kulforbrug på hhv. 238 g/m³ for Microsorb 400R og 150 g/m³ for Aquasorb CS ved produktion af drikkevand. Dette forbrug er højere end ved traditionel GAC-filtrering, hvor der var et kulforbrug på ca. 125 g/m³. Idet kulforbruget til at fjerne DMS med μ GAC var højere end ved traditionel GAC-filtrering for begge afprøvede μ GAC kultyper, blev det ikke forsøgt at optimere processen yderligere.

Undersøgelserne viste, at teknologien fjernede PFAS (sum4 PFAS og PFBA), men idet PFASkoncentrationerne på Hvidovre var under de gældende kvalitetskrav, er det, på baggrund af disse resultater, ikke muligt at vurdere, om det vil være effektivt at fjerne PFAS med µGACteknologien. Det anbefales at undersøge PFAS-fjernelsen i et længerevarende forsøg ved højere koncentrationer, hvor driften af anlægget optimeres efter PFAS-fjernelsen.

5. Samlet konklusion

5.1 Evaluering af AOP-teknologien

- Den undersøgte AOP-teknologi (Advanced Oxidation Processes) baseret på UV/H₂O₂-behandling kunne fjerne DMS fra drikkevand med fjernelse på op til 80% i langtidsforsøg ved indløbskoncentrationer på 0,06 μg/L (63% UV-power og 15 ppm H₂O₂). Ved højere indløbskoncentrationer (ca. 1 ug/L) blev der derimod kun opnået en fjernelse på 30% (75% UV-power og 15 ppm H₂O₂). Dette skyldes muligvis ustabilitet i anlægget pga. flytning til en ny lokalitet. I en anden undersøgelse blev der på samme lokalitet med et tilsvarende pilotanlæg opnået en fjernelse på over 80% (100% UV-power og 30 ppm H₂O₂) ved en indløbskoncentrationen i det behandlede vand de sidstnævnte forsøg ikke nåede under kravværdien på 0,1 μg/L.
- Det etablerede pilotanlæg med AOP-teknologien var rimeligt stabilt igennem langtidsforsøget på Bagsværd Vandværk med en driftsperiode på cirka et år. Omend der var visse udfordringer med moniterings- og styringsenheden. Drift af AOP-teknologien kræver en særdeles tæt og kompetent overvågning af adskillige styringsparametre, og løbende vedligehold. Teknologien er endnu umoden, og kræver yderligere udvikling inden mulighederne for implementering i dansk drikkevandsforsyning reelt kan vurderes.
- Der dannes væsentlige, uønskede biprodukter ved UV/H₂O₂ vandbehandlingen. Der blev således observeret dannelse af nitrit og letomsætteligt organisk stof (AOC) med risiko for mikrobiel eftervækst i ledningsnettet. Non-target analyser viste, at UV/H₂O₂-behandling fjernede 81-109 af de 128-195 forbindelser, der blev påvist i indløbsvandet, men påviste imidlertid også dannelse af 206-309 transformationsprodukter. Desuden udnyttes kun op til 25-30% af det doserede H₂O₂, og der er således en del H₂O₂, i udløbsvandet fra anlægget. Der er således behov for en efterbehandling af det UV/H₂O₂-behandlede vand.
- Mange af biprodukterne kunne fjernes i de 4 serieforbundne BAC-filtre (Bakteriologiske Aktivt Kulfiltre). Nitrit fjernes effektivt efter en vis indkøringsperiode, og AOC reduceres betragteligt. BAC fjernede også en stor del af de dannede transformationsprodukter, så kun 18-75 stoffer var tilbage i udløbet fra den sidste BAC-kolonne. BAC havde ingen betydende fjernelse af DMS
- En bæredygtighedsvurdering af energiforbrug og –effektivitet viste, at UV/H₂O₂-behandlingen i pilotforsøget til DMS-fjernelse havde et samlet CO₂-aftryk (el og H₂O₂) på 0,08-0,14 kg CO₂ ækv/m³) afhængigt af fjernelsesgraden på 50-80%. Heraf udgjorde elforbruget alene ca. 2/3 og hvorimod H₂O₂ udgjorde resten. Efterpolering med BAC øgede kun CO₂-aftrykket med yderligere ca. 5%. CO₂-aftrykket af UV/H₂O₂-behandlingen inklusiv BAC vil således være ca. dobbelt så stort som det totale CO₂-aftryk fra almindelige vandbehandling (produktion og distribution inkl. udvinding af råvand). Ved fjernelse af høje DMS-koncentrationer fx 9 μg/L, vil det samlede CO₂-aftryk (el og H₂O₂) være i størrelsesorden af 0,23 kg CO₂ ækv/m³ svarende til 2-3 gange det totale CO₂-aftryk af almindelig vandbehandling.

5.2 Evaluering af µGAC-teknologien

- Pilotundersøgelsen af µGAC-teknologien med 2 forskellige kultyper kunne fjerne DMS, men mindre effektivitet end traditionel aktiv kulfiltrering, og havde et kulforbrug på 151-238g kul/m³, afhængigt af kultypen. Denne teknologi er således ikke kost-effektiv til at fjerne DMS, og der var således ikke grundlag for yderligere optimering af denne teknologi i fht. DMS-fjernelse i dansk drikkevandsforsyning.
- µGAC-teknologien viste et betydeligt potentiale for at fjerne klorerede opløsningsmidler (Cis-DCE, TCE og PCE) såvel som BAM til under detektionsgrænsen i hele forsøgsperioden på 14-25 dage for begge kultyper. Indledende undersøgelser viste ligeledes et betydeligt potentiale for at fjerne PFAS (PFOA, PFOS, PFHxS samt PFBA. PFOA, PFOS og

PFHxS fjernes til under detektionsgrænsen i hele forsøgsperioden (28 dage) med den ene kultype.

6. Referencer

Arvin, E., Albrechtsen, H. J., Arcangeli, J. P., Boe-Hansen, R., Andersen, J. N., & Stamer, C. (1998). Miljøprojekt nr. 391. Vandrensning ved hjælp af aktiv kulfiltre. Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen.

Bymose, M., Rahbek R., & Schouw, M., 2020: <u>Fjernelse af pesticider og chlorerede opløs-</u> <u>ningsmidler i vand - Med UV-H2O2 AOP</u>. MUDP Rapport, Miljø- og Fødevareministeriet, Miljøstyrelsen 2020.

Croll, H. C., Chow, S., Ojeda, N., Schwab, K., Prasse, C., Capelle, R., ... Jacangelo, J. G. (2022). <u>Adaptation of selected models for describing competitive per- and polyfluoroalkyl sub-</u><u>stances breakthrough curves in groundwater treated by granular activated carbon</u>. Journal of Hazardous Materials, 433, 128804.

Frederiksen, Majken. 2023. Tools for quantification of the duration and impact of pesticides in groundwater ressources. Ph.D. Thesis. DTU Sustain.

GEUS, 2024. Thorling, L., Albers, C.N., Ditlefsen, D., Hansen, B., Johnsen, A.R., Kazmierczak, J., Mortensen, M.H. & Troldborg, L., 2024: Grundvand. Status og udvikling 1989–2022. Teknisk rapport.

Hedegaard, M., Clausen, L., Wagner, F. B., Rebsdorf, M. L., Lopato, L., & Nilsen, P. B. (2022). Rensning for DMS på store vandværker (>1000 m3/h). AVT Jord og Grundvand. <u>Rensning for</u> <u>DMS på store vandværker (> 1000 m3/h) (atv-jord-grundvand.dk)</u>

Miljøministeriet, 2023. Drikkevandsbekendtgørelsen. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, BEK nr. 1023 af 29/06/2023

Region Hovedstaden, 2024: Marbæk Kildepladser. Screening af rensemetoder og tests. Niras, 2024

Søndergaard, G. L., & Faragò, M. (2024). Bæredygtighedsvurdering af vandforsyningsalternativer Metodeudvikling og afprøvning for to cases. Rapport udarbejdet af Rambøll for InSa-Drikkevand. <u>Afsluttede projekter | InSa-Drikkevand</u>

Thomsen, A. H., Tüchsen, P. L., Hummelshøj, T. F., Schliemann-Haug, M. A. M., Hedegaard, M. J., Rahbek, R., ... Albrechtsen, H.-J. (2023). Teknisk rapport: Renseteknologier for nye pesticidrester på vandværker – DMS og metabolitter fra alachlor og dimethachlor. Dansk Vandog Spildevandsforening - DANVA. <u>Microsoft Word - PUBLICERET - Bilag 1. Teknisk rap-</u> port Renseteknologier for nye D23-363234 3.0.docx (danva.dk)

Tisler, S., Tüchsen, P. L., Christensen, J. H. (2022): Non-target screening of micropllutants and transformation products for assessing AOP-BAC treatment in groundwater. Environ. Pol. Vol. 309 Art. 119758.

Tüchsen, P.L, Schliemann-Haug, M., Thomsen, A.H., Rahbek, R. Clausen, L., Hedegaard, M.J., Boe-Hansen, R. Hummelshøj, T. og Albrechtsen, H.-J., 2023: Pilot-test af avanceret kemisk oxidation med UV og H2O2 til fjernelse af pesticidmetabolitter. Bilag 3 til VUDP-rapport 19. september 2023. https://danva.dk/publikationer/vudp-rapporter/renseteknologi-for-nye-pe-sticidrester-dms-og-metabolitter-fra-alachlor-og-dimethachlor-paa-vandvaerker/.

van der Kooij, D. (1992) Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth, Journal of the American Water Works Association, vol. 84, no. 2, pp. 57-65

Bilag 1. PI-diagram AOP pilotanlæg



FIGUR 42. PI-diagram AOP pilotanlæg.

Bilag 2. <u>Analyseresultater</u> <u>AOP</u>

- Bilag 2.1 Laboratorieanalyser AOP langtidsforsøg
- Bilag 2.2 AOC-analyserapport AOP-langtidsforsøg
- Bilag 2.3 Nitrosamin-analyserapporter AOP-langtidsforsøg

Bilag 3. <u>Hændelseslog - AOP</u>

Bilag 4. <u>Notat vedr. non-target</u> <u>analyser</u>

Bilag 5. PID-diagram for µGAC forsøgsanlæg



FIGUR 43. PID-diagram for µGAC pilotanlæg.

Bilag 6. Ekspansionsforsøg med µGAC

Ekspansionsforsøg med μ GAC Microsorb 400R og indløbsflow mellem 1 og 4 m³/t, hvor kulhøjde blev målt ved hvert indløbsflow. Kolonnen fyldt med ca. 70 Kg kul, og kulhøjde i stilstand 160 cm.

Indløbsflow (m³/t)	Hastighed (m/t)	Kulhøjde (cm)	Ekspansion (%)	Tryk (mbar)
0	0	160	-	450
1,0	10	181	13	505
1,5	15	217	36	520
2,0	20	260	63	540
2,5	25	282	76	562
3,0	30	316	98	590
3,5	35	348	118	626
4,0	40	384	140	660

TABEL 26. Resultater fra ekspansionstest med µGAC Microsorb 400R, Chemviron.



FIGUR 44. Ekspansionsforsøg med µGAC Microsorb 400R, Chemviron.
Bilag 7. Jar-test med µGAC

For at undersøge nærmere teknologiens dårlig rensegrad over for DMS i forsøget med μ GAC Microsorb 400R, udførte Krüger en række jar-tests i maj 2022 (efter pilotforsøgene på Hvid-ovre).

Der blev udført jar-tests med kul fra følgende udtagningssteder:

- Ny Microsorb 400R fra sække
- Ny Microsorb 400R, som havde stået i blød i ca. 6 uger
- Brugt Microsorb 400R fra forsøgskolonne
- Ny Microsorb 400R anvendt i oprindelige jar-tests fra december 2021

Hver jar-test blev udført med 2 liter rentvand på Hvidovre Vandværk og en kul-koncentration på 50 g/L. Der blev udført to tests med kul fra de forskellige udtagningssteder: én test med 8 minutter opholdstid, og én test med 20 minutter opholdstid. Resultater fra jar-tests vises i TA-BEL 27.

Forsøgs-nr.	Udtagningssted	Opholdstid	DMS-koncentration
-	Indløbsvand	-	0,090 µg/L
1a	µGAC fra ny sække	8 min.	< 0,010 µg/L
1b	µGAC fra ny sække	20 min.	< 0,010 µg/L
2a	µGAC i blød	8 min.	< 0,010 µg/L
2b	µGAC i blød	20 min.	< 0,010 µg/L
3a	µGAC fra forsøgskolonne	8 min.	0,092 μg/L
3b	µGAC fra forsøgskolonne	20 min.	0,090 µg/L
4a	µGAC anvendt i oprindelig jar-tests	8 min.	< 0,010 µg/L
4b	µGAC anvendt i oprindelig jar-tests	20 min.	< 0,010 µg/L

TABEL 27. Resultater fra Krügers jar-tests i maj 2022.

Resultaterne fra jar-tests viser, at DMS bliver fjernet fra en startkoncentration på 0,090 µg/L til under detektionsgrænse på < 0,010 µg/L i alle forsøgene med nyt kul, dvs. i forsøgene 1a-1b, 2a-2b og 4a-4b. I forsøgene udført med brugt kul fra forsøgskolonne, dvs. 3a-3b, bliver der ikke fjernet noget DMS. Resultater fra jar-tests bekræfter delvist resultater fra pilotforsøget. Resultaterne indikerer dog også, at jar-test kan være misvisende, og at det ikke er et effektivt værktøj til at forudsige, om et specifikt stof vil blive fjernet i pilotskala.

Bilag 8. Beregninger for µGAC pilotanlæg

Ekspansion

Ekspansion beregnes som forskel mellem kulhøjde i stilstand og kulhøjde i drift, og den angives i procent. Leverandøren anbefaler en ekspansion mellem 40 og 100%. Ekspansionen i forsøget var 67-68%, se Eksempel:

Kulhøjde i stilstand: 1,8 m Kulhøjde i drift: 3,0 Kullets ekspansion: 3x100/1,8-100= 67%

Kulkoncentration

Kulkoncentration i reaktor beregnes ved at dividere kulmængde ved startpåfyld med kulvolume i drift. Leverandør anbefaler en kulkoncentration på minimum 200 g/L. Kulkoncentration i forsøget var 267-322 g/L. Eksempel:

Kulmængde ved startpåfyld: 80 Kg Kulvolume i drift: 0,1 m2 x 3 m= 0,3 m³ Kulkoncentration: 80 Kg/ 0,3 m³ = 267 Kg/m³ eller 267 g/L.

Opholdstid

Opholdstid eller EBCT (Empty Bed Contact Time) beregnes ved at gange kolonnes indvendigt areal med kulhøjde i drift divideret med indløbsflow. Leverandør anbefaler en EBTC mellem 8 og 10 minutter. EBCT i forsøget var 9 minutter. Eksempel:

Kolonnes indvendigt areal: 0,1 m2 Kulhøjde i drift: 3 m Indløbsflow: 2 m³/t EBCT= (0,1 x 3) m³/ 2 m³/t x 60 t/min.= 9 minutter

Hastighed

Hastighed beregnes ved at dividere kulhøjde i drift med EBCT. Hastighed i forsøget var 20 m/t. Eksempel:

Kulhøjde i drift: 3 m EBTC: 9 minutter Hastighed= 3 m/ 9 minutter* 60 min/time= 20 m/t

Bilag 9. DMS-data fra µGAC undersøgelser og beregnet kulforbrug

TABEL 28. Analyseresultater for DMS med µGAC Microsorb 400R.

Dag- nr.	Behandlet vand- mængde	DMS (µg/L)	Rense-grad	Gennembru	ıd
-	(m³)	Ind	Ud	%	%
7	336	0,076	0,066	24	76
14	672	0,039	0,077	12	88
21	1008	0,097	0,110	0	100
28	1344	0,094	0,090	0	100
33	1584	0,130	0,110	0	100

Kulforbrug: 80 Kg kul/ 336 m³x1000g/Kg= 238 g kul/m³

TABEL 29. Analyseresultater for DMS med µGAC Aquasorb CS.

Dag-nr.	Behandlet vandmængde	DMS (µg/L)			Rense-grad	Gennem- brud
-	(m ³)	Ind	Ud	Ud filtreret	%	%
0	10	0,10	<0,010	-	90	10
1	49	0,10	<0,010	0,021	90	10
2	96	0,09	<0,010	-	90	10
3	134	0,09	0,013	-	87	13
4	183	0,09	0,021	0,020	79	21
7	328	0,09	0,038	0,033	62	38
8	371	0,11	0,053	0,049	47	53
9	417	0,11	0,066	0,058	34	66
10	463	0,11	0,061	0,053	39	61
11	515	0,11	0,061	0,062	39	61
14	661	0,11	0,071	0,070	29	71
16	760	0,10	0,080	0,074	20	80
18	856	0,078	0,077	0,071	23	77
21	994	0,10	0,072	0,064	28	72
23	1089	0,095	0,072	0,066	28	72
25	1183	0,11	0,081	0,084	19	81
32	1521	0,11	0,099	0,084	0	100

Kulforbrug: 100 Kg/ 661 m³x1000g/Kg= 151 g kul/m³

Bilag 10. PFAS-data fra µGAC undersøgelser

TABEL 30. Analyseresultater for PFAS med μ GAC Microsorb 400R, Chemviron.

Dag-nr.	m ³		PFOA	PFOS		PFNA		
	behandlet		(ng/L)		(ng/L)		(ng/L)	
-	(m³)	Ind	Ud	Ind	Ud	Ind	Ind	
7	336	0,94	<0,1	0,99	<0,1	<0,1	<0,1	
14	672	0,58	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	
28	1344	0,86	<0,1	0,52	<0,1	<0,1	<0,1	
Dag-nr.	m ³		PFHxS	Su	m4 PFAS		PFBA	
	behandlet		(ng/L)		(ng/L)		(ng/L)	
		Ind	Ud	Ind	Ud	Ind	Ud	
7	336	0,18	<0,1	2,1	<0,1	1,1	<1	
14	672	0,27	<0,1	0,85	<0,1	1,0	<1	

TABEL 31. Analyse resultater for PFAS med μGAC Aquasorb CS.

Dag-nr.	m ³ behandlet	PF (n	FOA g/L)	PF((ng	0S //L)	PF (ng	NA g/L)
-	(m³)	Ind	Ud	Ind	Ud	Ind	Ind
1	10	0,85	<0,1	0,4	<0,1	<0,1	<0,1
7	328	0,90	0,25	0,43	0,1	<0,1	<0,1
25	1183	0,70	0,35	0,27	<0,1	<0,1	<0,1
58	2262	0,90	0,90	0,11	0,56	<0,1	<0,1
Dag-nr.	m ³	PF	HxS	Sum4	PFAS	PF	ВА
Dag-nr.	m³ behandlet	PF (n	HxS g/L)	Sum4 (ng	PFAS /L)	PF (ng	BA g/L)
Dag-nr.	m³ behandlet	PF (n Ind	HxS g/L) Ud	Sum4 (ng Ind	PFAS /L) Ud	PF (ng Ind	BA g/L) Ud
Dag-nr. 1	m ³ behandlet 10	PF (n Ind 0,14	HxS g/L) Ud <0,1	Sum4 (ng Ind 1,4	PFAS /L) Ud <0,1	PF (ng Ind 1,7	BA g/L) Ud <1
Dag-nr. 1 7	m ³ behandlet 10 328	PF (n 0,14 0,14	HxS g/L) Ud <0,1 <0,1	Sum4 (ng Ind 1,4 1,5	PFAS /L) Ud <0,1 0,35	PF (ng 1,7 1,1	BA g/L) Ud <1 <1
Dag-nr. 1 7 25	m³ behandlet 10 328 1183	PF (n 0,14 0,14 0,13	HxS g/L) Ud <0,1 <0,1 <0,1	Sum4 (ng 1,4 1,5 1,1	PFAS /L) Ud <0,1 0,35 0,35	PF (ng 1,7 1,1 <1	BA g/L) Ud <1 <1

Bilag 11. NVOC-data fra µGAC undersøgelser

TABEL 32. Analyseresultater for NVOC med µGAC Microsorb 400R, Chemviron.

Dag-nr.	m ³ behandlet	(mg/L)	
-	(m³)	Ind	Ud
7	336	2,1	7
14	672	1,8	14
21	1008	2,3	21
28	1344	1,9	28

TABEL 33. Analyseresultater for NVOC med µGAC Aquasorb CS, i.a.: ikke analyseret.

Dag-nr.	m ³ behandlet	NVOC (mg/L)	
-	(m³)	Ind	Ud
0	10	1,8	0,24
1	49	1,8	0,57
2	96	1,9	0,84
3	134	1,7	0,94
4	183	1,7	1,20
7	328	1,9	1,5
8	371	1,8	1,5
9	417	1,7	1,5
10	463	1,9	1,5
11	515	2,0	1,9
14	661	1,8	1,6
16	760	1,9	1,7
18	856	1,8	1,7
21	994	2,1	1,7
23	1089	1,8	1,7
25	1183	1,8	1,7
31	1521	i.a.	1,6

Bilag 12. Data fra online overvågning af µGAC pilotanlægget

TABEL 34. Online målinger i udløbet af forsøgskolonne i forsøg med Aquasorb CS.

Dag-nr.	m ³ behandlet	llt (mg/L)	Temperatur (°C)	рН (-)	Turbiditet (FNU)	Absorbans (m ⁻¹ SAK25)
0	9,8	1,69	13,8	8,11	3,740	0,7
1	48,7	6,90	13,8	7,37	1,350	1,4
2	96,3	7,56	13,8	7,34	1,030	2,1
3	133,5	8,55	13,9	7,36	0,812	2,6
4	183,2	8,67	14,0	7,36	0,627	2,9
7	328,4	8,94	13,8	7,30	0,487	3,4
8	370,8	9,28	13,8	7,30	0,640	3,6
9	416,7	9,15	13,8	7,32	0,640	3,6
10	462,6	9,01	13,9	7,34	0,554	3,6
11	515,0	8,90	13,9	7,36	0,493	3,7
14	660,3	8,52	14,1	7,40	0,394	3,7
16	759,8	8,49	14,1	7,38	0,435	3,8
18	855,8	8,22	14,2	7,39	0,605	4,4
21	993,7	8,56	14,3	7,41	0,414	5,1
23	1.089,3	8,63	14,3	7,42	0,348	5,3
25	1.183,0	8,58	14,3	7,44	0,334	5,3
32	1.521,0	8,13	14,1	7,47	0,360	5,2
58	2.261,5	7,70	13,4	7,46	0,411	5,1

Rensning for DMS i drikkevand med AOP/BAC- og µGAC-renseteknologier

I de seneste år er der påvist et stigende antal nye pesticid-metabolitter i mange drikkevandsboringer, fx DMS, DPC, alachlor-ESA og dimethachlor-ESA.

DMS er fx i 2022 påvist i 33% af de undersøgte boringer - i 7,5% over kravværdien - og der påvises pesticider eller pesticidmetabolitter i over halvdelen af drikkevandsboringerne (GEUS, 2024). Det betyder, at DMS forekommer i en meget stor andel af det vand, der distribueres til forbrugerne, omend under kravværdien. Imidlertid er det også vanskeligt for de store vandforsyninger at finde rent vand til at fortynde det DMS-holdige grundvand til ned under grænse-værdien, så indvindingstilladelserne kan ikke udnyttes fuldt ud, hvilket kan sætte begrænsninger for at levere tilstrækkeligt vand til forbrugerne. Derfor er det relevant at overveje at implementere renseteknologier for at fjerne en række af disse stoffer. Desværre er det vanskeligt at fjerne fx DMS kost-effektivt fra drikkevandet med velafprøvede renseteknologier, som fx kulfiltrering og membranfiltrering. Dette er således en meget akut, aktuel og alvorlig situation for dansk vandforsyning.

Som bidrag til at løse denne udfordring er der i dette projekt undersøgt to renseteknologier, som ikke tidligere har været anvendt i Danmark til at rense drikkevand.



Miljøstyrelsen Tolderlundsvej 5 5000 Odense C

www.mst.dk