

# Bilag 6 Vurdering af BAT for udledning af forurenede grundvand

Projekt navn **Himmark Strand**  
 Projektnr. **1100048603**  
 Kunde **Region Syddanmark**  
 Notatnr. **01**  
 Version **1.0**

Udarbejdet af **ARO, DOH**  
 Kontrolleret af **CABR/METC**  
 Godkendt af **AGST**

Dato 2026-03-04

## Indholdsfortegnelse

1	Indledning .....	1
2	Rensning for chlorerede opløsningsmidler, BTEX og kulbrinter .....	2
3	Estimerede rensningsgrader for rensningsanlægget .....	3
4	Rensning for metaller .....	7
4.1	Biosorption .....	8
4.2	Kemisk fældning .....	9
4.3	Ionbytning og/eller membranfiltrering:.....	9
5	Rensning for PFAS .....	10
6	Vurdering af BAT .....	14
7	Referencer.....	15

Rambøll  
 Sverigesgade 3 TV  
 5000 Odense C  
 T+45 5161 1000  
<https://dk.ramboll.com>

## 1 Indledning

Dette notat omhandler en vurdering af BAT-rensning for forurenede vand inden udledning til Lillebælt. Det forurenede vand består både af forurenede grundvand, havvand og regnvand.

Der er fokus på den primære forurening med chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter, BTEX og kulbrinter samt metaller og PFAS, da de er fundet i koncentrationer over miljøkvalitetskravene.

Det bemærkes indledningsvist, at teknologier til rensning af den beskrevne vandtype ned til miljøkvalitetskravene, der for nogle stoffer er lavere end drikkevandskravene og lavere end grundvands naturlige stofindhold, ikke er veldokumenterede, og der haves ikke erfaringer med rensning af så stort flow af

vand med så høj grad af forurenende stoffer. Derfor må det forventes meget vanskeligt at nå miljøkvalitetskravene for metaller og PFAS.

## 2 Rensning for chlorerede opløsningsmidler, BTEX og kulbrinter

Den primære forurening i vandet er chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter, BTEX og kulbrinter, hvor vinylchlorid er vurderet at være dimensionsgivende for renseløsningen på grund af høje koncentrationer og lavt miljøkvalitetskrav.

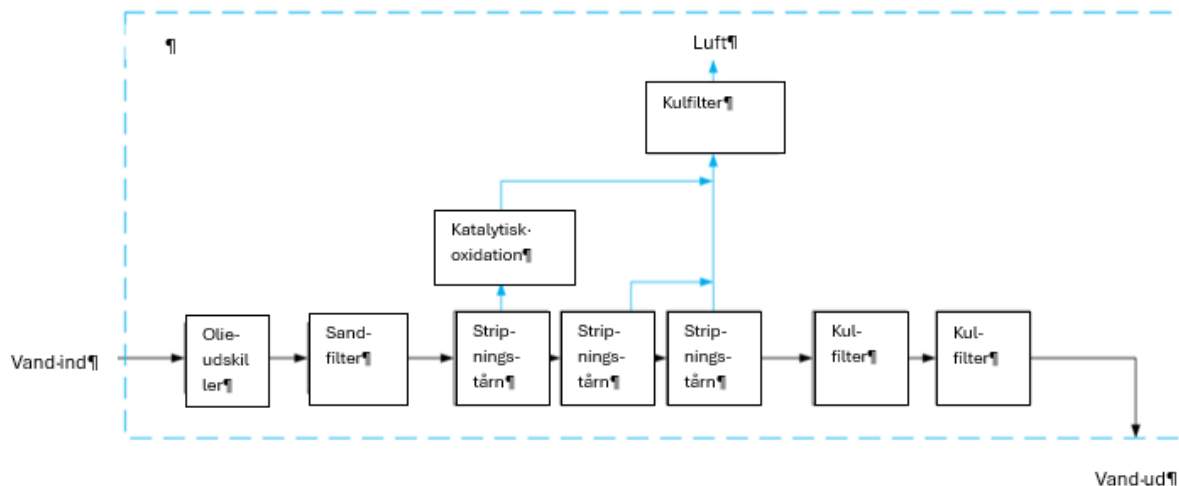
Der er udført flere forureningsundersøgelser på lokaliteten siden 1993, hvor der er udtaget et omfattende antal jord- og vandprøver til analyse. I "Oprensning ved Himmarn Strand. Ansøgning om midlertidig udledningstilladelse til oppumpet grund- og havvand, bilag 3" (1) er der udregnet gennemsnit for alle de analyserede stoffer efter retningslinjerne beskrevet i Miljøstyrelsens FAQ nr. 53 vedr. udledning af visse forurenende stoffer.

Mange af stofferne er påvist i koncentrationer, der overskrider eksisterende miljøkvalitetskrav, både hvad angår de generelle miljøkvalitetskrav og de maksimalt tilladte koncentrationer. De største overskridelser ses for de chlorerede stoffer tetrachlorethylen, trichlorethylen, cis-1,2-dichlorethylen og vinylchlorid samt kulbrinter. Derfor er rensningsanlægget hovedsageligt dimensioneret til at fjerne disse stoffer.

Rambøll har tidligere vurderet (2), at et renseanlæg (GWTP) bestående af en multi-stripning vil være den bedst egnede renseteknologi til rensning af det forurenede vand. GWTP er vurderet at skulle have en maksimal kapacitet på 70 m<sup>3</sup>/time i en driftsperiode på ca. 480 dage.

Rensning igennem GWTP er fokuseret på at rense for vinylchlorid men vil også medtage andre flygtige forureningskomponenter som øvrige chlorerede opløsningsmidler, nedbrydningsprodukter og olie- og benzinkomponenter (2), nogle tungmetaller og PFAS.

Rensningen vil foregå igennem en af to ens enheder (se Figur 1) bestående af en forbehandling til fjernelse af jern (sandfilter), 3 strippertårne og 2 aktive kulfiltre. Afgangsluften renses ved aktiv kulfiltrering. Katalytisk oxidation er tilføjet som indledende renses trin.



**Figur 1 – Oversigt over de to renseenheder i GWTP.**

### 3 Estimerede rensningsgrader for rensningsanlægget

Rensningsgrader ved rensningsanlægget er blevet vurderet teoretisk baseret på litteraturstudier og Rambølls erfaringer, og resultatet er opsummeret i Tabel 1. Disse estimer er baseret på litteraturværdier for fjernelsesrater, og er derfor ikke blevet verificeret af leverandørerne af rensningsanlæg. Rensningsgraderne er blevet vurderet på stofgruppeniveau for alle forbindelser undtagen de forbindelser, der er klassificeret som metaller og forbindelser kategoriseret som "Andet" se Tabel 1.

Rensningsgrader blev beregnet ud fra individuelle vurderinger af hver GWTP-behandlingsenhed: sedimentering, strippertårne og aktivt kul.

Det skal nævnes, at:

- Denne vurdering er teoretisk og skal verificeres med pilotdata. Rensningsgrader er stærkt påvirket af vandmatrixen, deraf tilstedeværelsen og interferensen med andre forbindelser. Der er ingen erfaring med de vurderede teknologier til at behandle netop denne type stærkt forurenede grundvand og havvand.
- For aktivt kul kan konkurrerende adsorptionshastigheder i en kompleks vandmatrix ændre de individuelle fjernelseshastigheder betydeligt, hvor desorption af nogle forbindelser resulterer i tidligere gennembrud.
- For anerkendte online datakilder, der angiver, at en teknologi er relevant for at fjerne en bestemt forbindelse/klasse uden nævnte fjernelsesrater, antages minimums- og maksimumsfjernelsesrater på henholdsvis 30 til 80 %.
- Visse metaller kan fjernes med specialbehandlet aktivt kul, som ikke er optimeret til maksimal fjernelse af organiske forbindelser. Mulighederne og begrænsningerne ved samtidig at nå aktive

kulfjernelseshastigheder for forskellige typer forurenende stoffer ved at pakke specialiserede aktive kultyper i en og samme aktive kulfilterbeholder i rensningsanlægget bør undersøges.

- For NH<sub>4</sub><sup>+</sup> forventes begrænset fjernelse ved neutral pH, NH<sub>3</sub> (hvis et problem) kan også kontrolleres ved breakpoint-chlorering.
- Jo længere hydrocarboner jo bedre fjernelse i adsorption, men dårligere fjernelse ved stripping
- Fjernelse af phenoler afhænger af forbindelsen: maksimale fjernelseshastigheder ved strippetårn gælder for phenol (flygtigt), tetrachlorphenol: minimal fjernelse i strippetårne.

**Tabel 1 - Teoretiske minimums- og maksimum rensningsgrader for stofgrupper og forbindelser for rensningsanlægget.**

Compound class	Compound name	Minimum theoretical GWTP removal rate (%)	Maximum theoretical GWTP removal rate (%)	Source
<b>Hydrocarbons (HC)</b>		99,969	99,9996	1
<b>Chlorinated HCs</b>		99,5995	99,9995	1
<b>Dioxines</b>		51	96	2
<b>BTEX</b>		99,5995	99,9995	1
<b>Phenoles</b>		90	99	3
<b>Pesticides</b>		30	80	4
<b>PFAS</b>		30	80	5
<b>PAH</b>		30	80	6
<b>Metals</b>	Arsenic (As)	50	70	7
	Barium (Ba)	0	0	8
	Lead (Pb)	0	50	8
	Boron (B)	0	0	8
	Cadmium (Cd)	0	50	8
	Calcium (Ca)	0	0	8
	Chrome (Cr)	0	50	8
	Iron (Fe)	0	0	8
	Potassium (K)	0	0	8
	Cobber (Cu)	0	50	8
	Cobolt (Co)	0	0	8
	Magnesium (Mg)	0	0	8
	Manganese (Mn)	0	0	8
	Molybdene (Mo)	0	0	8
	Sodium (Na)	0	0	8
	Nickel (Ni)	0	50	8
	Silver (Ag)	0	50	8

	Zinc (Zn)	0	50	8
<b>Andet/Other</b>	2-Butanone	97	99	9
	Acetone	99,9	99,9999	Volatile compound + 9 + 11
	Aggressive CO2	99	99,995	Volatile compound + 12
	Ammonium (NH4)	40	68	Limited removal expected at neutral pH, NH3 can also be controlled by breakpoint chlorination.
	Chloride	0	0	Salt
	Cyanid, volatile	90	99	13
	Cyanid, total	90	99	13
	Dimethyl Sulfide	75	99,5	14
	Ethyl Acetate	0	75	15
	Fluoride	0	0	Salt
	Hydrogen carbonate	0	0	No removal at std pH. If acidified, could strip out some of this as CO2.
	Methyl Acetate	50	99,5	Highly volatile compound
	Nitrate	0	0	Salt
	Nitrite	0	0	Salt
	NVOC	0	99	Depends on NVOC species distribution and affinity
	p-Bromofluorobenzene	30	80	Not water soluble, and benzene-like ring.
	Styrene*	75	99	16
	Sulphate (SO4)	0	0	Salt
	Total Phosphor	0	0	Salt

#### Kilder til estimering af rensningsgrader:

1. HMVT NV, Offer GWTP, 28-01-2022.
2. [https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-04/documents/a\\_citizens\\_guide\\_to\\_activated\\_carbon\\_treatment.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-04/documents/a_citizens_guide_to_activated_carbon_treatment.pdf)
3. Review on Research for Removal of Phenol from Wastewater, Sunil J. Kulkarni, Dr. Jayant P. Kaware, International Journal of Scientific and Research Publications, Volume 3, Issue 4, April 2013, ISSN 2250-3153
4. Activated carbon filtration in drinking water production: New developments and concepts. S.G.J. Heijman & R. Hopman, Studies in Surface Science and Catalysis, Volume 120, Part B, 1999, Pages 723-743
5. [Short-chain PFAS show low removal rates, even lower than the minimum indicated \(can be 0%\).](https://www.ect2.com/solutions-pfas/granular-activated-carbon/)  
<https://www.ect2.com/solutions-pfas/granular-activated-carbon/>
6. <https://arviatechnology.com/pollutants/fluoranthene-removal-from-water>

7. [https://www.researchgate.net/publication/258377122\\_Application\\_of\\_Activated\\_Carbon\\_for\\_Removal\\_of\\_Arsenic\\_Ions\\_from\\_Aqueous\\_Solutions](https://www.researchgate.net/publication/258377122_Application_of_Activated_Carbon_for_Removal_of_Arsenic_Ions_from_Aqueous_Solutions)
8. <https://www.waterprofessionals.com/learning-center/activated-carbon-filters/>
9. <https://www.lantecp.com/wp-content/uploads/2013/04/cs54.pdf>
10. <https://www.allcarbon.com.cn/activated-carbon-for-solvent-recovery>
11. <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00657737>
12. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2588912522000029#:~:text=The%20capacities%20at%2070%20%E2%81%B0C,CO2%2Fg%20for%20Kaolinite>
13. <https://www.activatedcarbon.net/activated-carbon-for-cyanide-wastewater/>
14. <https://www.mdpi.com/2071-1050/7/11/15057>
15. Removal\_of\_ethyl\_acetate\_from\_process\_wastewater\_using\_pervaporation\_method  
<https://www.researchgate.net/publication/328840836>
16. <https://www.freedrinkingwater.com/blogs/contaminants-facts/styrene-contaminants-removal-water#:~:text=The%20following%20treatment%20methods%20have,combination%20with%20Packed%20Tower%20Aeration.>

- **Metaller:**

Det forventes, at en del af de bundne metaller kan tilbageholdes igennem GWTP, se Tabel 1. Derudover kan der også ske en tilbageholdelse af metaller igennem aktivt kul filtret (AKF). Barium og kobolt har lav eller ingen tilbageholdelse igennem AKF-anlægget.

- **PFAS:**

Det forventes, at stripper-processen overfører en del af PFOS (og øvrige PFAS) til luftfasen (7) (8), da PFOS og andre PFAS gerne vil opkoncentreres i grænsefladen mellem vand og luft. I luftrensningen opsamles PFAS på kulfiltrene på luftafgangen i det omfang sorptionskapaciteten ikke er opbrugt. Stripning er dog ikke en almindeligt anvendt eller velundersøgt metode til fjernelse af PFAS i vand, og der er ikke valide publicerede data om rensningseffekter, hvorfor det ikke er muligt at sætte tal på rensningseffekterne (3). Derudover vil PFOS/PFAS også bindes til det aktive kul, men her er det kontakttiden, og hvor ofte kullet skiftes (kullet vil ikke nødvendigvis blive skiftet, når der er gennembrud af PFAS/PFOS, men når der er gennembrud af andre stoffer, da det er svært at dimensionere og monitorere for PFAS i driften pga. lange analysetider og høje koncentrationer af andre stoffer), der er afgørende for rensningsgraden.

I litteraturen findes der rensningsgrader for PFOS på >99% i drikkevand (3) (5) og >90% i perkolat (6) ved rensning igennem aktivt kulfilter, men det kræver tilstrækkelig kontakttid og kuludskiftning for at opnå dette, og en mere realistisk og konservativ rensningsgrad for PFOS er af Rambøll vurderet at være, 80-85% igennem det foreslåede GWTP.

Der er ikke litteratur, der viser reduktionen af PFOA-ækvivalenter, men den kan muligvis beregnes på baggrund af litteraturerfaring. Det må dog forventes, at rensningsgraden er lavere end for PFOS.

## Økonomi

Det foreslåede renselanlæg er vurderet at koste 4,4-7,3 mio. i anlægsomkostninger (CAPEX) og ca. 18 mio. kr. i driftsomkostninger. Denne udgift er hovedsageligt leje. Den samlede udgift for oprensningen for vinylchlorid mm. bliver dermed omkring 22-24 mio. kr. Da der er tale om et lejet anlæg afhænger den samlede udgift meget af driftsperioden.

#### 4 Rensning for metaller

Der er analyseret for en række metaller i feltfiltrerede grundvandsprøver på land og på søterritoriet i det nordlige og sydlige indsatsområde (1).

Der er fundet overskridelse af miljøkvalitetskravene (generelle og/eller maks. koncentrationer) for en række metaller.

GWTP forventes at have lav eller ingen fjernelse af mange af de opløste metaller, som overskrider miljøkvalitetskravene. I Tabel 2 er anført forventede minimum og maksimum rensegrader for metallerne, og det er anført om miljøkvalitetskravet forventes overholdt (grønt tal) eller overskredet (rødt tal) efter rensning i GWTP.

**Tabel 2 – Forventede rensegrader i GWTP. Overskridelser af MKK (miljøkvalitetskravet) i det rensede vand er angivet med **rødt**, overholdelse med **grønt****

Stofnavn	Rensegrad i GWTP (%)		MKK / PNEC		Overskridelser af MKK efter rensning i GWTP	
	Min	max	MKK (µg/l)	PNEC (µg/l)	Min rensgrad	Max rensgrad
Arsen (As)	50	70	1,6	Se MKK	1,14	0,68
Arsen (As) feltfiltreret	50	70	1,6	Se MKK	0,82	0,49
Barium (Ba)	0	0	55,8	Se MKK	3,26	3,26
Barium (Ba) feltfiltreret	0	0	55,8	Se MKK	3,22	3,22
Bly (Pb)	0	50	1,3	Se MKK	Mangler data	Mangler data
Bly (Pb) feltfiltreret	0	50	1,3	Se MKK	0,02	0,01
Cadmium (Cd)	0	50	0,2	Se MKK	Mangler data	Mangler data
Cadmium (Cd) feltfiltreret	0	50	0,2	Se MKK	0,07	0,03
Chrom (Cr)	0	50	3,4	Se MKK	Mangler data	Mangler data
Chrom (Cr) feltfiltreret	0	50	3,4	Se MKK	0,13	0,06
Kobber (Cu)	0	50	1,5	Se MKK	Mangler data	Mangler data
Kobber (Cu) feltfiltreret	0	50	1,5	Se MKK	0,26	0,13
Kobolt (Co)	0	0	1,528	Se MKK	1,59	1,59
Kviksølv (Hg) feltfiltreret	0	0	-	-	Mangler data	Mangler data
Molybdæn (Mo)	0	0	16,7	Se MKK	0,11	0,11
Molybdæn (Mo) feltfiltreret	0	0	16,7	Se MKK	0,08	0,08
Nikkel (Ni)	0	50	8,6	Se MKK	0,41	0,20
Nikkel (Ni) feltfiltreret	0	50	8,6	Se MKK	0,13	0,07
Selen (Se) feltfiltreret	0	0	5,08	Se MKK	0,18	0,18
Sølv (Ag)	0	50	0,21	Se MKK	0,16	0,08
Zink (Zn)	0	50	8,8	Se MKK	Mangler data	Mangler data

For at nedbringe koncentrationerne yderligere for arsen, barium og kobolt er der flere muligheder. De relevante metoder er er oxidations- og sorptionsteknologier, der typisk anvendes til drikkevandsbehandling, da der er tale om meget lave indløbskoncentrationer og meget lave udlederkrav,

#### 4.1 Biosorption

Biosorption er en proces med reversibel binding af stoffer til et biosorptionsmiddel. Det kræver, at der er høje koncentrationer af stofferne til stede før sorptionen finder sted (hvilket ikke tilfældet her), og der kan fx kun forventes at arsen sorberes ned til 5 µg/l (>>MKK). Andre metaller sorberes ikke og har 0% rensgrad. Disse sorberes kun ved ekstrem øget pH i vandet, som ikke anses for realistisk her.

Der findes forskellige biosorptionsmidler, der har forskellige egenskaber, og derved kan de have forskellige renseseffektiviteter i forhold til de enkelte metaller. Et biosorptionsanlæg består typisk af et gennemstrømnings- og kontaktfilter med biosorptionsfiltermediet i. Høje TSS-indhold kan kræve installation af forfilter til anlægget, for eksempel et sandfilter. Som sorptionsmiddel kan der blandt andet bruges:

- Mineralsk: zeolit, silika. Der er risiko for senere udvaskning. Eksempel: granular, ferric hydroxide Lennox 101 adsorberer metaller som krom, kobber, bly, arsen, molybdæn og selen. Chlorid forventes ikke at påvirke renseseffekten.
- Biosorbenter: Et eksempel er Dansand's Blueguard. Materialet er et fint pulver af knust olivin. Blueguard kan have adsorptionskapacitet op til 95-99% af alle metaller undtaget bor og barium, hvis renseseffekt skal undersøges. Chlorid forventes ikke at påvirke renseseffekten.

- Udførelse: sorptionsmaterialet bliver pakket i et trykfilter, hvor vandet pumpes igennem. Arsen kan e.g. sorberes med jern oxid partikler. Affinitet og site competition testes i pilot ved opstart, for at bekræfte rensegraden. Det mættede sorptionsmateriale skal bortskaffes og destrueres eller regenereres.

#### 4.2 Kemisk fældning

En af de mest anvendte og billigste metoder er simpel udfældning ved at tilsætte kemisk fældningsmiddel fx et sulfidbaseret kemikalie (fx TMT15) og en polymer til vandet, efterfulgt af en filtrering (fx kammerfilterpresse). Herved fjernes de fleste opløste metaller, men ikke til lavere koncentration end metalsulfidets opløselighedspunkt i vand, og derfor er det heller ikke sikkert, at alle metaller kan fjernes til under miljøkvalitetskravene.

- Udførelse: sorptionsmaterialet bliver pakket i et trykfilter, hvor vandet pumpes igennem. Arsen kan f.eks. sorberes med jernoxidpartikler. Affinitet og konkurrence om adsorptionskapaciteten testes i pilot ved opstart, for at bekræfte rensegraden. Det mættede sorptionsmateriale skal bortskaffes og destrueres eller regenereres.

#### 4.3 Ionbytning og/eller membranfiltrering:

Skal der opnås en mere effektiv reduktion og dermed også sikre, at alle metallerne reduceres til under miljøkvalitetskravene, vil det være nødvendigt med ionbytning og/eller membranfiltrering. Med disse metoder kan der opnås op til 90-95% reduktion af de relevante metaller. Ionbytning kræver generelt selektive resiner, og til fjernelse af de relevante metaller forventes der at skulle bruges flere typer selektive resiner. Der findes ikke selektive resiner for bl.a. barium. Begge teknologier producerer store mængder spildevand enten fra regenerering af ionbytermaterialet eller rejktvand fra membranfiltreringen og CIP/CEB-rensning af membranerne. Det er vurderet (4), at der ved ionbytning og/eller membranrensning af vand fra GWTP vil blive produceret 25-35% spildevand, som skal køres væk til ekstern behandling/destruktion (forbrænding ved Fortum koster 5.960 kr./ton). Dette vil ca. svare til en tankbil i timen, som skal hente spildevand, hvilket vil medføre øget lastbiltrafik (heraf afledte negative miljøpåvirkninger såsom ringere trafiksikkerhed, større udledning af CO<sub>2</sub>, partikler, støj, etc.).

- Udførelse: Der findes selektive resiner, som pakkes i et trykfilter. Det forventes, at der skal installeres flere typer for at fange alle stoffer. Ingen selektive resiner for f.eks. barium, hvorfor der skal bruges ikke-selektive resiner til blødgøring/fjernelse af samtlige kationer. Resiner ville fjerne calcium og magnesium før der fjernes barium pga. højere affinitet, derfor skal resiner regenereres tit og on site. Der dannes affald som skal bortskaffes og destrueres.

#### Økonomi

Der er vurderet økonomi (4) på den dyreste rensemethode. Et anlæg (ionbytning og /eller membranfiltrering) til metalfjernelse i vand fra GWTP vil koste omkring 18-58 mio. kr. Hertil kommer driftsudgifter til bortkørsel og håndtering af spildevand (spildevand fra regenerering eller rejktvand) og andre driftsudgifter. For at kunne vurdere præcis hvilken rensning, der er nødvendigt, og hvad det vil koste, er det nødvendigt at gennemføre pilotforsøg på vand fra GWTP og dette kan først gøres når GWTP er i drift. Pilotforsøget forventes at tage omkring 3-6 mdr. (4).

## 5 Rensning for PFAS

Der er analyseret 55 grundvandsprøver for PFOS og 21 grundvandsprøver for PFAS4 og PFAS22 (1). Resultatet er vist i Tabel 3. Tidligere (1) var der beregnet PFAS24 med udgangspunkt i PFOA-ækvivalenter, men beregningen har kun været lavet med anvendelse af PFAS4. I Tabel 3 er der lavet en ny beregning for PFOA-ækvivalenter, hvor alle 16 relevante PFAS i PFAS22 er anvendt til beregning af PFOA-ækvivalenterne ved bedst- og worst-case.

**Tabel 3 – Gennemsnits- og maksimumkoncentrationer af PFAS i grundvand, sammenholdt med grundvandskvalitetskriterier og miljøkvalitetskrav for overfladevand**

	Antal analyser	Gennemsnit ng/l	Maks. koncentration ng/l	Grundvands- kvalitetskriterium ng/l	Overfladevand	
					Generelt kvalitetskrav ng/l	Maks. koncentration ng/l
PFOS	55	<b>5,94</b>	74	-	0,13	7.200
PFAS4	21	<b>22,52</b>	150	2	-	-
PFAS22	21	33,04	160	100	-	-
PFOA-ækv. <sup>1</sup>	21	<b>66-86</b>	518	-	4,4	-

1) Til beregning af PFOA-ækv. er der foretaget en bedst- og en worst-case beregning. I best-case er et analyseresultat under detektionsgrænsen (LOQ) sat til 0 ng/l og den laveste RPF-værdi er anvendt for de RPF-værdier med variation. I worst-case er et analyseresultat under detektionsgrænsen (LOQ) sat til halvdelen af LOQ og den højeste RPF-værdi er anvendt.

Det fremgår, at der for PFOS gennemsnitlig er fundet 5,94 ng/l med et max på 74 ng/l. Begge værdier er over det generelle miljøkvalitetskrav for PFOS på 0,13 ng/l, men under det maksimale miljøkvalitetskrav for PFOS på 7.200 ng/l. Der er målt omkring 0,22-0,32 ng/l PFOS i havvand tættest på kysten og op til 0,38 ng/l i Lillebælt. PFOA-ækvivalenter, beregnet ud fra 16 af de 24 PFAS, er fundet til gennemsnitlig 66-86 ng/l og med et max på 518 ng/l. Begge værdier er over miljøkvalitetskravet på 4,4 ng/l.

### Rensning og rensegrader

GWTP forventes at have lav til forholdsvis høj fjernelse af de opløste PFAS-forbindelser, som overskrider miljøkvalitetskravene. I Tabel 4 er anført forventede minimum og maksimum rensegrader for PFAS-forbindelserne, og det er anført om miljøkvalitetskravet forventes overholdt (grønt tal) eller overskredet (rødt tal) efter rensning i GWTP.

**Tabel 4 - Forventede rensegrader i GWTP. Overskridelser af MKK (miljøkvalitetskravet) i det rensede vand er angivet med **rødt**, overholdelse med **grønt****

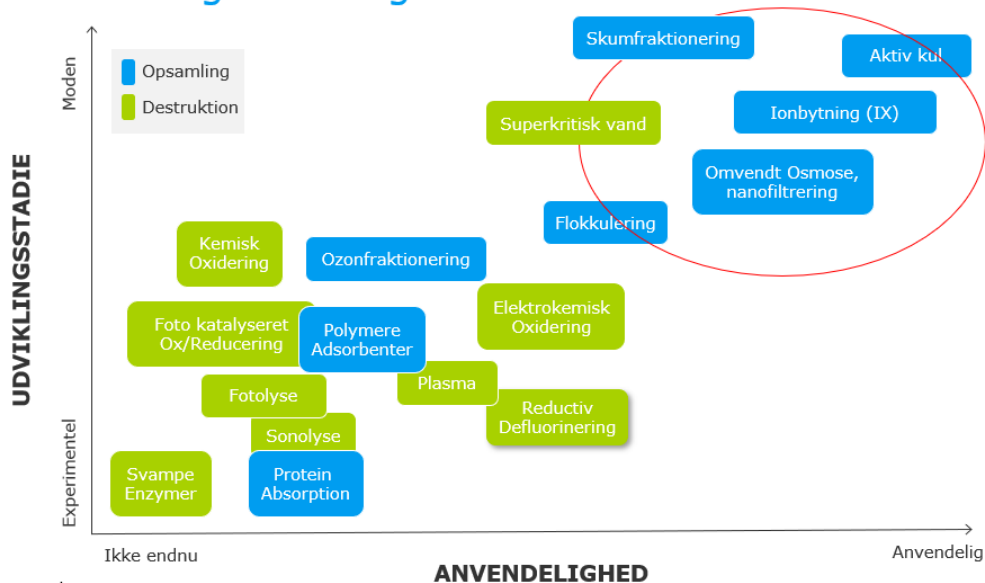
Stofnavn	Rensegrad i GWTP (%)		MKK / PNEC		Overskridelser af MKK efter rensning i GWTP	
	Min	max	MKK (µg/l)	PNEC (µg/l)	Min rensegrad	Max rensegrad
6:2 FTS (Fluortelomersulfonat)	30	80	0,0044	Se MKK	1,59	0,45
PFBA (Perfluorbutansyre)	30	80	0,0044	Se MKK	0,62	0,18
PFBS (Perfluorbutansulfonsyre)	30	80	0,0044	Se MKK	1,59	0,45
PFDA (Perfluordekansyre)	30	80	0,0044	Se MKK	1,59	0,45
PFDoDA (Perfluordodekansyre)	30	80	0,0044	Se MKK	1,59	0,45
PFDoDS (Perfluordodecansulfonsyre)	30	80	-	-	Mangler data	Mangler data
PFDS (Perfluordecansulfonsyre)	30	80	0,0044	Se MKK	1,59	0,45
PFHpA (Perfluorheptansyre)	30	80	0,0044	Se MKK	0,15	0,04
PFHpS (Perfluorheptansulfonsyre)	30	80	0,0044	Se MKK	0,16	0,05
PFHxA (Perfluorhexansyre)	30	80	0,0044	Se MKK	0,06	0,02
PFHxS (Perfluorhexansulfonsyre)	30	80	0,0044	Se MKK	0,11	0,03
PFNA (Perfluornonansyre)	30	80	0,0044	Se MKK	0,29	0,08
PFNS (Perfluornonansulfonsyre)	30	80	-	-	Mangler data	Mangler data
PFOA (Perfluoroktansyre)	30	80	0,0044	Se MKK	0,72	0,21
PFOS (Perfluoroktansulfonsyre)	30	80	0,00013	Se MKK	33,43	9,55
PFOSA (Perfluoroktansulfonamid)	30	80	-	-	Mangler data	Mangler data
PFPeA (Perfluorpentansyre)	30	80	0,0044	Se MKK	0,07	0,02
PFPeS (Perfluorpentansulfonsyre)	30	80	0,0044	Se MKK	1,59	0,45
PFTrDA (Perfluortridekansyre)	30	80	0,0044	Se MKK	0,05	0,01
PFTrDS (Perfluortridecansulfonsyre)	30	80	-	-	Mangler data	Mangler data
PFUnDA (Perfluorundecansyre)	30	80	0,0044	Se MKK	0,16	0,05
PFUnDS (Perfluorundecansulfonsyre)	30	80	-	-	Mangler data	Mangler data
Sum af 4 PFAS (PFHxS, PFNA, PFOA, PFOS)	30	80	-	-	Mangler data	Mangler data
Sum af påviste PFAS, 22 stoffer	30	80	-	-	Mangler data	Mangler data

Der findes pt. ikke BAT for rensning af PFAS i vand (da BAT oftest er ikke at rense for PFAS). I Figur 2 har Rambøll samlet en oversigt over rensemetoder for grundvand og spildevand i forhold til anvendelighed og udviklingsstadiet. Bemærk, at metoderne er baseret på vand med lav saltholdighed og altså ikke forurenede havvand. Rensning af PFAS i havvand er kun lidt undersøgt i litteraturen.

Figuren viser, at især aktiv kulfiltrering er en velafprøvet og anvendelig metode til at fjerne PFAS/PFOS i vand. Skumfraktionering, ionbytning, membranfiltrering og flokkulering er metoder, der ligeledes er anvendelige, om end ikke alle er lige velafprøvet og veldokumenterede på denne type vand, som både er stærkt forurenede og saltholdige. Kulfiltrering, ionbytning, flokkulering og skumfraktionering kan være mindre velegnede overfor saltholdigt vand, hvorimod membranfiltrering både kan fjerne salt og PFOS, om end en effektiv rensegrad i forhold til miljøkvalitetskravene kræver flere filtreringsenheder i serie. Af de nævnte rensemetoder er membranfiltrering erfaringsmæssigt den mindst bæredygtige metode pga. højt energiforbrug, stor mængde restprodukt/rejektvand og høje omkostninger.

Boblefraktionering er en nyere metode, som er en afart af skumfraktionering, og adskiller sig herfra ved, at der ikke dannes skum, og at PFAS opkoncentreres i et tyndt lag i grænsefladen mellem vand og luft. Metoden er på udviklings-/afprøvningsstadiet.

## PFAS rensningsteknologier – vand \*



\*Ikke udtømmende

**Figur 2 - Rensemetoder for PFAS i vand. Rød cirkel viser rensemetoder, der er kommercielt tilgængelig i Danmark eller i landene omkring**

### Økonomi

For at anskueliggøre omkostninger til rensning af det PFAS-holdige vand er der beregnet anlægs- og driftsomkostninger for et skumfraktioneringsanlæg og et membranfiltreringsanlæg, se Tabel 5. Omkostningerne til et skumfraktioneringsanlæg vurderes at være sammenlignelige med omkostningerne til et boblefraktioneringsanlæg (priser endnu ikke tilgængelige på markedet).

De estimerede omkostninger er baseret på erfaringstal indhentet fra anlægsleverandører i 2023/2024 på andre vandrenseprojekter. Da kapaciteten for en vandrensning på Himmek Strand er noget større end de erfaringstal, der er pt., er omkostningerne skaleret op i forhold til erfaringstallene (ikke lineær opskalering, da et anlæg på 280.000 m<sup>3</sup>/år ikke er 4 gange dyrere end et anlæg på 70.000 m<sup>3</sup>/år). Der er regnet med nye anlæg, da der ikke er fundet lejmuligheder (i Danmark og Tyskland) for den beskrevne kapacitet.

Der er regnet på to parallelle skumfraktioneringsanlæg (2 containere med hver en kapacitet på 40 m<sup>3</sup>/t). Der er regnet med 2 membranfiltreringsanlæg i serie, hvor det første fjerner salt/ioner og det sidste fjerner PFOS. For membranfiltreringsanlægget er der medregnet et inddampningsanlæg, da mængden af retentat pr. rensetrin svarer til 15-25% af inflow og en reduktion af den mængde affald, der skal bortskaffes vurderes at være økonomisk fordelagtigt.

Anlægsomkostninger omfatter design og projektering, anlæg, indkøring og kontrol de første 6 måneder. Driftsomkostninger omfatter forbrug af vand og el, evt. kemikalieforbrug, rensning/vedligeholdelse af filtre/anlæg, bortskaffelse af restprodukter, monitoring og prøvetagning. Det er desuden forudsat, at vandet forbehandles i rensenanlægget for vinylchlorid, idet det fjerner andre ioner og miljøfremmede stoffer inden vandet ledes til PFAS-rensenanlægget.

**Tabel 5 - Anslåede størrelsesordener for anlægs- og driftsomkostninger i mio. kr. ekskl. moms**

	Anlægsomkostning	Driftsomkostning
Skumfraktionering	26	1-1,5
Membranfiltrering	35	15-20

Forudsættes på denne baggrund en driftstid på 420 dage kan den samlede udgift til rensning af PFOS (flux 48 mg PFOS/år) beregnes til 1,1 mio. kr./mg PFOS (200 kr./m<sup>3</sup> vand) ved membranfiltrering og 0,56 mio. kr./mg PFOS (100 kr./m<sup>3</sup> vand) ved skumfraktionering.

### Rensegrader

Membranfiltrering har de højeste rensegrader og forventes at kunne bringe PFOS og PFOA-ækv. under eller tæt på miljøkvalitetskravene. Skumfraktionering er rapporteret at have en renseeffekt for PFOS på omkring 85% (højere og lavere værdier findes i litteraturen), og nyere data tyder på at den kan være højere ved høj saltholdighed i vandet (7).

Forsøg fra USA med boblefraktionering, som Rambøll har kendskab til, men som endnu ikke er publiceret, har vist, at aerosoler dannet ved boblefraktionering opsamler PFAS (et enkelt forsøg viste 90% fjernelse af PFOS med aerosolerne efter 6 timers kontakttid).

Det understreges dog, at litteraturen omkring PFAS-fjernelse i vand fokuserer på;

- vand med højere koncentrationer af PFAS/PFOS end fundet i havvand
- dokumentation af rensegrader, der skal opfylde drikkevandskrav dvs. typisk 4-70 ng PFAS/l

Det må ligesom for alle andre forureningsparametre forventes, at rensning af grundvand/havvand ned til miljøkvalitetskravet for PFOS på 0,13 ng/l vil være vanskeligt, for slet ikke at nævne at detektionsgrænsen typisk er 0,2 ng/l med en analyseusikkerhed på 30%.

Af Tabel 5 fremgår, at det er anslået at anlægsomkostningerne vil ligge omkring 26-35 mio. kr. og driftsomkostningerne på 1-20 mio. kr. afhængig af rensningemetode. Skumfraktionering er klart den billigste metode, og burde være tilstrækkeligt til at nedbringe PFOS til under miljøkvalitetskravene (80-85% rensegrad igennem GWTP + 85% rensegrad igennem skumfraktionering), men det er uvist om PFOA-ækvivalent miljøkvalitetskravet på 4,4 ng/l vil kunne overholdes. I et nyligt afsluttet projekt, som Rambøll deltog i, kunne worst-case PFOA-ækv. i perkolat reduceres med 72% igennem skumfraktionering. Hvis det antages, at der kan opnås en PFOA-ækv. reduktion på 72% igennem skumfraktionering af det forurenede vand, så skal PFOA-ækv. reduceres med min. 82% igennem GWTP, for at sikre overholdelse af miljøkvalitetskravet, hvilket vurderes at være urealistisk. Membranfiltrering er således pt. den mest sikre rensningemetode i forhold til at opnå en renseeffekt svarende til miljøkvalitetskravet eller det allerede eksisterende indhold af PFOS i havvand.

### Usikkerhed

Gennemgang og prissætning af rensningemetoder er baseret på eksisterende viden og leverandørplysninger. Da der forskes intensivt i rensningemetoder, forventes det, at der sker en rivende udvikling i rensningemuligheder indenfor de næste 2-5 år. Det forventes også, at det bliver billigere at rense for PFAS i takt med, at anlæg bliver velafprøvede, og i takt med at efterspørgslen stiger. Når rensningemetoderne bliver velafprøvede, forventes det også, at udvalgte metoder defineres som BAT.

Renseeffektivitet overfor PFAS afhænger meget af vandets øvrige sammensætning og varierer meget fra vandtype til vandtype. Det er derfor vigtigt at udføre lab- og felttests med udpegede relevante rensemetoder inden endeligt valg af metode træffes. Det er usikkert, om det overhovedet er muligt at rense for PFOS ned til de ønskede niveauer svarende til indhold i havvand (IFFK).

## 6 Vurdering af BAT

Det er vurderet, at den foreslåede rensning igennem GWTP bestående af multi-stripning er den renseløsning, der kommer tættest på BAT for rensning af de primære forureningskilder.

For metaller i forurenede grundvand er BAT enten adsorption eller kemisk fældning. For PFAS i forurenede grundvand er BAT sorption ved aktiv kulfiltrering. Disse metoder er anvendelige til at rense grundvand til drikkevandskvalitetskravene, men de forventes ikke at kunne nå miljøkvalitetskravene. For vandtypen ved Himmarn Strand vil det være nødvendigt med teknologier, der renser til under grundvandets naturlige indhold af f.eks. barium, og teknologierne skal være mere effektive end de metoder, der bruges til rensning af drikkevand.

Teknologier til rensning af drikkevand og til produktion af meget rent teknisk vand (ultrapure vand) f.eks. membranfiltrering kan formentlig modificeres til at kunne rense ned til miljøkvalitetskravene. Der er dog følgende usikkerheder:

- Der er begrænset til ingen erfaring hos leverandørerne af denne type vandrensning, dvs. at der ikke kan forventes garanti på renseseffektiviteten og dermed på at kunne rense ned til miljøkvalitetskravene
- Membranfiltrering producerer store mængder restprodukt, der skal bortskaffes – Rambøll har skønnet en mængde restprodukt på 25-50%, da teknologileverandørerne har oplyst, at de ikke har erfaring nok til at skønne mængden
- Hvis der skal renses for metaller med ionbytning og/eller membranfiltrering, skal der gennemføres et pilotforsøg af 3-6 mdr. varighed efter GWTP er igangsat samt evt. yderligere periode for etablering af endelig rensemetode. I den periode kan der ikke ledes rensede vand fra GWTP og vandet skal i stedet tilbageføres. Der vil dermed ske en forsinkelse af oprensningen for chlorerede stoffer mm., hvilket har en stor negativ konsekvens for miljøet
- Der er begrænset erfaring med PFAS-rensning i fuldskala, specielt på denne type vand, hvor der kan være højt indhold af salt og lavere indhold af PFAS end i referenceprojekter. Det vil derfor være nødvendigt med gennemførelse af lab- og feltforsøg forud for test, som forsinker oprensningen for chlorerede stoffer mm., hvilket har en stor negativ konsekvens for miljøet.

Hertil kommer, at det rensede vand vil være så rent, at det er renere end naturligt grundvand og drikkevand. Det er umiddelbart vurderet ikke bæredygtigt at udlede dette vand til havet.

For særligt barium, som findes naturligt i grundvand i koncentrationer noget over miljøkvalitetskravet for overfladevand, bemærkes, at grundvand i dag konstant siver ud langs kysten rundt om Als, og vandlevende dyr i dag er tilpasset et varierende bariumindhold over en bred front.

Miljøkvalitetskravet for barium på 19 µg/l tillagt den naturlige baggrundskoncentration er fastfast på baggrund af menneskers indtag af fisk. Den laveste effektkoncentration fra økotoksikologiske forsøg er

for barium 2,9 mg/l (for en 21-dages reproduktionstest for dafnier) (9). Under afværgeprojektet ved Himmark strand vil grundvandet midlertidigt blive oppumpet og udledt i et punkt længere ude på havet, hvor der forventes en større fortynding end ved kysten. Det må derved forventes, at muligheden for en forringelse af havmiljøet som følge af barium-udledningen er af mindre betydning end den udsivning, der foregår i dag.

Omkostningerne til membranfiltrering er derudover meget høje i forhold til den opnåede miljøeffekt. For PFAS vil udgiften forventeligt være omkring 200 kr/m<sup>3</sup> forurenede vand.

Hertil kommer, at PFAS og metaller i vandet ikke er de primære forureningskilder.

På denne baggrund vurderes, at de nævnte teknologier til rensning af metaller og PFAS i vandet ikke er velafprøvet og kommerciel teknologi, at de ikke forventes at kunne rense ned til miljøkvalitetskravene, og at de ikke er BAT.

## 7 Referencer

- (1) Bilag 3: Stofliste og beregning af gennemsnit. Oprensning ved Himmark Strand. Ansøgning om midlertidig udledningstilladelse til oppumpet grund- og havvand. Marts 2025
- (2) Bilag 5: Beskrivelse af vandrensning. Oprensning ved Himmark Strand. Ansøgning om midlertidig udledningstilladelse til oppumpet grund- og havvand. Marts 2025
- (3) US EPA's Treatability Database for PFAS: <https://tdb.epa.gov/tdb/contaminant?id=11020>
- (4) Technical note "Himmark Beach Remediation – Groundwater Treatment" af 11/08-2023
- (5) <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2214714423002106?via%3Dihub>
- (6) <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389423017880>
- (7) Morrison, A.L., Strezov, V., Niven, R.K., Taylor, M.P., Wilson, S.P., Wang, D.J., Murphy, P.J.C. Impact of salinity and temperature on removal of PFAS species from water by aeration in the absence of additional surfactants: A novel application of green chemistry using adsorptive bubble fractionation. Ind. Eng. Chem. Res. 2023, 62, 12
- (8) Ahrens, L. Polyfluoralkyl compounds in the aquatic environment: a review of their occurrence and fate. J. Environ. Monit. 2011, 13, 20
- (9) Datablad for barium og bariumforbindelser. Miljøstyrelsen. 2009. <https://mst.dk/media/exncvwiw/barium-og-bariumforbindelser-7440-39-3.pdf>