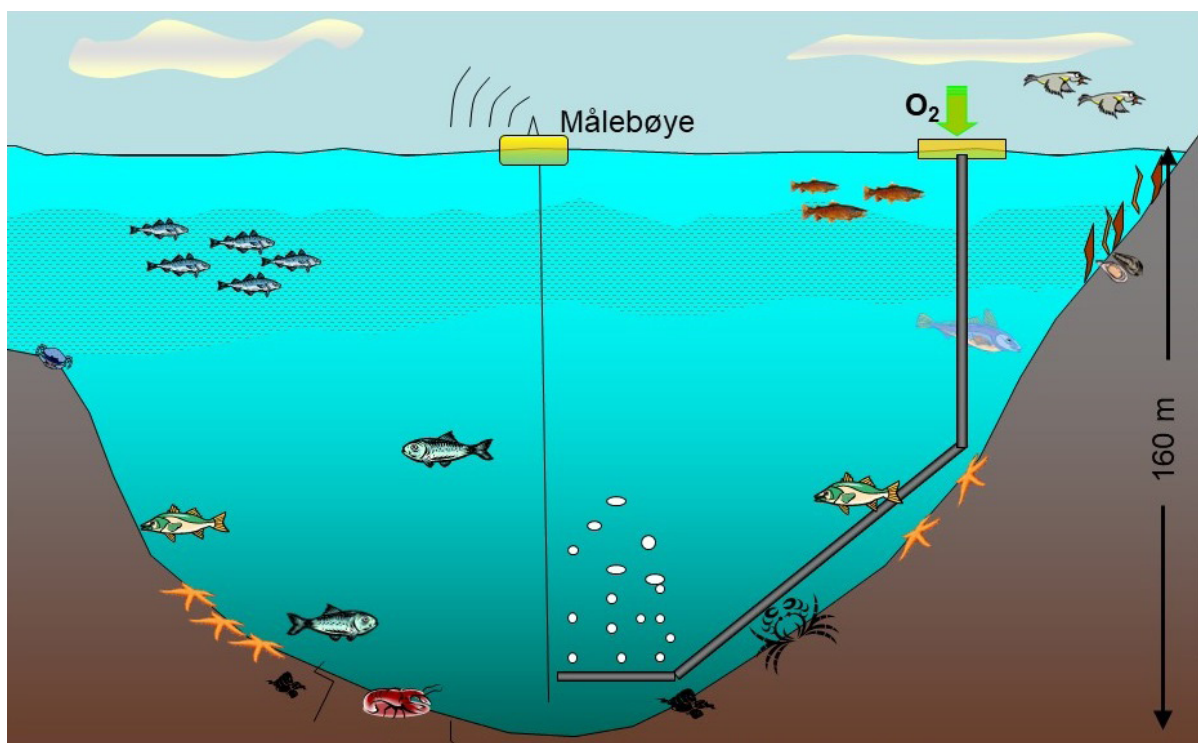


Forbedring av oksygenforhold ved kunstig omrøring i Oslofjorden





Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Økernveien 94
0579 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel Forbedring av oksygenforhold ved kunstig omrøring i Oslofjorden	Løpenummer 7874-2023	Dato 20.06.2023
Forfatter(e) André Staalstrøm, Mats Walday, Evgeniy Yakushev, Svetlana Pakhomova, Anfisa Berezina & Lars Golmen	Fagområde Hydrologi og oseanografi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oslofjorden	Sider 52 + vedlegg

Oppdragsgiver(e) Hafslund	Kontaktperson hos oppdragsgiver Otto Vik Mathisen
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 230036

<p>Sammendrag</p> <p>Indre Oslofjorden har ca. 11,4 km² med havbunn hvor vannmassen over er periodevis eller permanent anoksisk. I denne rapporten blir effekt av nedpumping av overflatevann på oksygenforholdene modellert. Det blir dokumentert at Paddehavet har anoksiske forhold, og at nedpumping av 250 liter/s med overflatevann i en periode på 9 dager vil gi kunne gi 100 % oksygenmetning i hele vannsøylen, og det er sannsynlig at opp mot 120000 m² av sjøbunnen vil gå fra å være anoksisk til å få tilbake bioturberende organismer. Siden oppholdstiden i dypvannet er gitt av topografiske forhold, vil det være nødvendig å gjenta nedpumping av overflatevann med jevne mellomrom, for å oppnå en varig forbedring av oksygenforholdene.</p>
--

<p>Fire emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Oksygenforhold Økologisk tilstand Kunstig omrøring Hydrogensulfid 	<p>Four keywords</p> <ol style="list-style-type: none"> Oxygen conditions Ecological condition Artificial circulation Hydrogen sulphide
--	---

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

André Staalstrøm
Prosjektleder/Hovedforfatter

Christian Vogelsang
Kvalitetssikrer

Ailbhe Lisette Macken
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7610-7
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

Forbedring av oksygenforhold ved kunstig omrøring i Oslofjorden

Forord

Indre Oslofjord er kjent for å ha dårlige oksygenforhold, siden fjordbassenget har en bunntopografi som gjør at bunnvannet ikke kan utveksles fritt med områdene på utsiden. Hafslund tok kontakt med NIVA med forespørsel om vi kunne vurdere forskjellige konsept for å forbedre oksygenforholdene i Oslofjorden, og i hvilke områder dette kunne være aktuelt.

Under utarbeidelse av prosjektforslaget var Oslos havnebasseng tenkt som et testområde, men tidlig i prosjektet ble det klart at Paddehavet var et mer egnet basseng for å demonstrere konseptet. Det var i utgangspunktet tenkt at NIVA Fjordmodell skulle benyttes, men denne modellen beskriver ikke Paddehavet spesifikt. André Staalstrøm, som har vært prosjektleder, tok kontakt med Anders Stigebrandt ved Universitetet i Göteborg, som har jobbet med et tilsvarende prosjekt i Byfjorden utenfor Uddevalla, for å få råd om hvordan en sikrest mulig kunne beregne effekten av kunstig omrøring i fjorder. Stigebrandts råd var å ikke bruke modeller, men heller beregne dette på egenhånd. Dette rådet ble fulgt og i dette prosjektet har det istedenfor blitt utviklet en forenklet modell for Paddehavet som beskrives i denne rapporten. Det var likevel nødvendig å støtte seg til modellering for å beregne fortykning av vannmassen som pumpes ned, som er en svært viktig parameter. Staalstrøm deltok fra 8. til 10. mai på en workshop om fjorder i Fiskebäckil i regi av Universitetet i Göteborg. Her presenterte blant annet Stigebrandt erfaring fra prosjektet i Byfjorden, og noe av denne kunnskapen er tatt med i arbeidet med denne rapporten.

Evgeniy Yakushev, Svetlana Pakhomova, Anfisa Berezina, Anette Engesmo og Kai Sørensen har bistått med prøvetakning og analyse av vannprøver. Mats Walday har hatt ansvar for å utarbeide et opplegg for overvåkning av økologiske effekter i forbindelse med forbedring av oksygenforhold ved kunstig omrøring. Bjørnar Beylich har bistått med kunnskap om SPI-overvåkning av sedimentene.

Kontaktpersoner hos Hafslund har vært Otto Vik Mathisen og Arild Hartmann.

Oslo, 8. juni 2023

André Staalstrøm

Innholdsfortegnelse

1	Bakgrunn for prosjektet	8
2	Oksygenforhold i Oslofjorden	9
2.1	Hvorfor er det viktig å ha gode oksygenforhold i fjordens dypere vannlag?	9
2.2	Klassifisering av oksygenforhold	10
2.3	Dannelse av hydrogensulfid	12
2.4	Områder med oksygenfri bunn i regionen	13
3	Metoder for å bedre oksygenforholdene	14
3.1	Naturlig dypvannsfornyelse	14
3.2	Beskrivelse av en dypvannsfornyelse i Bunnefjorden	16
3.3	Kunstig omrøring	19
3.3.1	Pågående tilførsel av ferskvann til Bunnefjorden	19
3.3.2	Eksempel med å pumpe opp bunnvann	21
3.3.3	Eksempel med å pumpe ned overflatevann	22
3.4	Diffusjonspumpen	23
3.5	Enkel modell for effekt av nedpumping av overflatevann	25
4	Detaljert beskrivelse av Paddehavet	27
4.1	Bunnforholdene i Paddehavet	27
4.2	Kartlegging av Paddehavet i 2023	31
4.3	Beregning av kunstig omrøring i Paddehavet	34
5	Overvåkning	36
5.1	Forslag til overvåking av bunnområdet	36
5.2	Forslag til overvåking av vannmasser	41
6	Utvidelse av prosjektet	42
6.1	Potensialet i Indre Oslofjord	42
6.2	Bærumsbassenget	44
6.3	Steilene Nord	46
6.4	Bunnefjorden	48
7	Avsluttende bemerkninger	50
8	Referanser	51

Sammendrag

Bakgrunnen for dette prosjektet er at det i mange områder i Oslofjorden er svært dårlige oksygenforhold, siden flere fjordbasseng har en bunntopografi som gjør at bunnvannet ikke kan utveksles fritt med områdene på utsiden. Disse innelukkede vannmassene har derfor lang oppholdstid, og er sårbare for oksygenforbruket som følger med hvis belastningen fra organisk stoff og ammonium er for stor. Oksygensvikt i bunnvannet hemmer biologisk liv. Indre Oslofjorden har ca. 11,4 km² med havbunn hvor vannmassen over er periodevis eller permanent anoksisk.

Det er helt nødvendig å redusere tilførsene av stoffer som bidrar til denne oksygensvikten i bunnvannet i disse fjordområdene. Men dette er en svært utfordrende oppgave, siden det er store utslipp fra befolkning, landbruk og industri. For å hjelpe til i de mest akutte områdene hvor vannmassene er helt oksygenfrie, er det mulig å gjøre tiltak som reduserer oppholdstiden til vannet samt å tilføre oksygenrikt vann. Det blir vist tre forskjellige metoder som har blitt utprøvd og som har hatt svært god effekt på oksygenforholdene: Bunnefjorden som nå tilføres ferskvann (som er renset avløpsvann) på 139 m dyp via Nordre Follo renseanlegg sitt utslippsrør, Kyllaren i Askvoll hvor dypvannet ble pumpet opp, og Byfjorden i Uddevalla hvor overflatevann ble pumpet ned.

I denne rapporten ble effekt av nedpumping av overflatevann på oksygenforholdene modellert. Det blir dokumentert at Paddehavet har anoksiske forhold, og at nedpumping av 250 liter/s med overflatevann i en periode på 9 dager vil gi kunne gi 100 % oksygenmetning i hele vannsøylen, og det er sannsynlig at opp mot 120000 m² av sjøbunnen vil gå fra å være anoksisk til å få tilbake bioturberende organismer. Siden oppholdstiden i dypvannet er gitt av topografiske forhold, vil det være nødvendig å gjenta nedpumping av overflatevann med jevne mellomrom, for å oppnå en varig forbedring av oksygenforholdene.

Summary

Title: Improvement of oxygen conditions by artificial circulation in the Oslo Fjord

Year: 2023

Author(s): André Staalstrøm, Mats Walday, Evgeniy Yakushev, Svetlana Pakhomova, Anfisa Berezina & Lars Golmen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7610-7

The background for this project is the very poor oxygen condition observed in many areas of Oslo fjord. This is due to the bottom topography in these areas that prevents the bottom water from being frequently exchanged with the outside areas. The concomitant long residence times of the water in these enclosed water bodies make them vulnerable to the oxygen depletion that come as a result from excessive discharges of organic matter and ammonium. Poor oxygen conditions in the bottom water will have detrimental effects on the biological life. The inner Oslo fjord has approx. 11.4 km² of seabed where the water mass above is periodically or permanently anoxic.

It is necessary to reduce the discharges of compounds that contribute to oxygen depletion in these oxygen-poor pools. But this is a very challenging task, since there are large emissions from the population, agriculture and industry. To help in the most acute areas where the water masses are completely oxygen-free, it is possible to take measures that reduce the residence time of the water and to supply oxygen-rich water. Three different methods are shown which have been tested and which have had a very good effect on the oxygen conditions: Bunnefjorden, which is now supplied with fresh water (which is treated waste water) at a depth of 139 m via the Nordre Follo treatment plant's discharge pipe, the Kyllaren in Askvoll where the deep water was pumped up, and Byfjorden outside Uddevalla in Sweden where surface water was pumped down.

In this report, the effect of pumping down surface water on the oxygen conditions was modelled. It is documented that Paddehavet has anoxic conditions, and that pumping down 250 litres/s of surface water for a period of 9 days will result in 100% oxygen saturation in the entire water column, and it is likely that up to 120,000 m² of the seabed will go from being anoxic to recover bioturbating organisms. Since the residence time in the deep water is given by topographical conditions, it will be necessary to repeat the pumping down of surface water at regular intervals, in order to achieve a lasting improvement in the oxygen conditions.

1 Bakgrunn for prosjektet

Bakgrunnen for dette prosjektet er at det i mange områder i Oslofjorden er svært dårlige oksygenforhold, siden flere fjordbasseng har en bunntopografi som gjør at bunnvannet ikke kan utveksles fritt med områdene på utsiden. Disse innelukkede vannmassene har derfor lang oppholdstid, og er sårbare for belastning fra organisk stoff og ammonium. Lang oppholdstid og belastning fra organisk stoff og ammonium gir dårlige oksygenforhold i bunnvannet, noe som hemmer biologisk liv.

Det er helt nødvendig å redusere belastningen fra organisk stoff og ammonium i disse fjordområdene, og på den måten redusere oksygenforbruket i disse oksygenfattige bassengene. Men dette er en svært utfordrende oppgave, siden det er store utslipp fra befolkning, landbruk og industri. For å hjelpe til i de mest akutte områdene hvor vannmassene er helt oksygenfrie, er det mulig å gjøre tiltak som reduserer oppholdstiden til vannet samt å tilføre oksygenrikt vann.

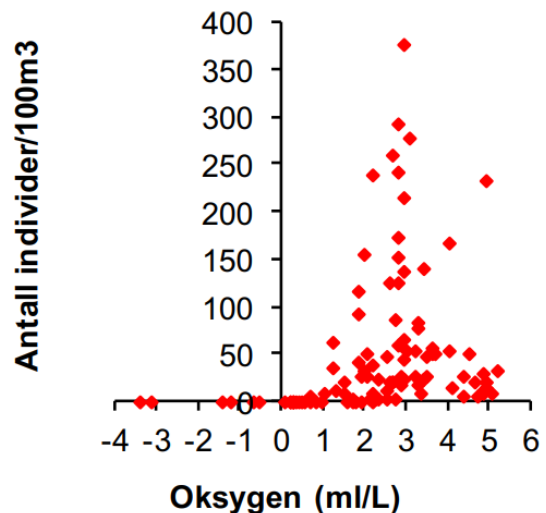
Konseptet som skal vurderes går ut på å plassere ut en flytende plattform eller lignende hvor det kan stå en pumpe som pumper vann fra overflatelaget og ned til det stillestående bunnvannet. Vannet fra overflaten har mindre tetthet enn tettheten til bunnvannet, og har derfor positiv oppdrift. Når denne vannmassen stiger oppover så drar den med seg vann, og det skapes derfor vertikal omrøring som gjør at bunnvannet får kortere oppholdstid. Dette vil forbedre oksygenforholdene.

2 Oksygenforhold i Oslofjorden

2.1 Hvorfor er det viktig å ha gode oksygenforhold i fjordens dypere vannlag?

Alle høyere former for marine organismer har et minstekrav til vannets oksygenkonsentrasjon for å kunne trives. Ved for lav konsentrasjon flykter de mobile artene (som for eksempel fisk) fra området. Forekomsten av reker i fjorden er for eksempel begrenset til områder hvor oksygenkonsentrasjonen er over 1 ml/l (Figur 1). Torskene har større krav enn rekene (2-3 ml/L, Plante et al., 1998).

Hvis alt oksygenet forsvinner, dannes hydrogensulfid som er en dødelig forbindelse for de fleste marine arter. Fastsittende organismer dør, og fisken flykter i beste fall. Slike forhold er vanlige i mange av bassengene i Indre Oslofjord. På 1970-tallet var oksygenkonsentrasjonen i nordre del av Vestfjorden så lav at rekene forsvant, men etter at rensetiltak ble gjennomført på 1980-tallet, kom de tilbake.



Figur 1. Sammenheng mellom oksygenkonsentrasjon og reketetthet i Indre Oslofjord. Data er fra 2000-2014 (Berge og Amundsen, 2016)

Oksygen er en viktig forklaringsvariabel for økologisk tilstand; målinger av oksygen i dypvannet over tid gir informasjon om oksygenforbruk, vannutskifting og belastning fra organisk stoff og ammonium. Det er ingen miljøvariabel, med en så omfattende økologisk påvirkning, som har endret seg så dramatisk over kort tid, som oksygen (Diaz & Rosenberg 1995).

Oksygen i vannmassene forbrukes ved nedbrytning av organisk stoff, ved bakteriell nitrifikasjon av ammonium og ved organismers respirasjon. Tilførsel av oksygen skjer bare i kontakt med luft og ved fotosyntese til planteplankton og makroalger i øvre vannlag. I fjordbassenger hvor utskifting av dypvann er forhindret av terskler, vil oksygenet i vannmassene derfor brukes gradvis opp. Oftest skjer fornying av dypvannet i løpet av senhøsten eller vinteren.

2.2 Klassifisering av oksygenforhold

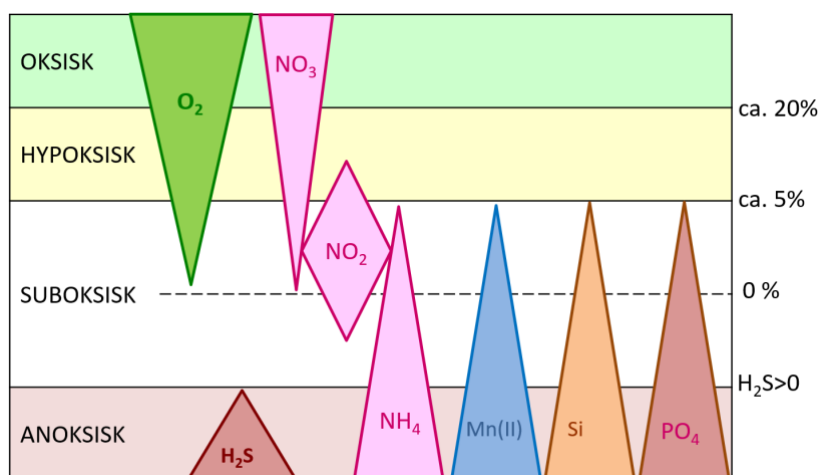
Vann med høyere oksygenmetning enn ca. 20 % defineres som oksygenholdig eller **oksisk**. Kirkerud (1998) gjorde en grundig gjennomgang av hvilke oksygennivåer som gir økosystemeffekter. Om oksygenmetningen er under 65% så bør dette vekke bekymring. I intervallet 50-65% vil det kunne være små effekter, som f.eks. redusert respirasjon. I intervallet 35-50% vil det være mer alvorlige konsekvenser, som redusert vekst for fisk, men det vil ikke være dødelig. I intervallet 20-35% vil det kunne forekomme fiskedød, samt negative effekter på hyperfauna, som er dyr som lever over bunnen (f.eks. reker) og epifauna som er dyr som er knyttet til stein eller andre faste gjenstander i sjøen. Eksperimenter som Plante et al. (1998) utførte på atlantisk torsk, viste at oksygennivåer ned mot 35% (over fire dager) ikke gir dødelighet. I intervallet 20-35% vil det være dødelighet for torsk. Ved oksygenmetning på 21% dør halvparten av torsken.

Fra Indre Oslofjord finner man en klar sammenheng mellom forekomst av reker og oksygenforhold i intervallet 20-35%. Når oksygenmetningen er 15-20 % (rundt 1,0-1,5 ml/L) er det svært lav reketetthet, men er oksygenmetningen 35 % (ca. 2,5 ml/L) er reketettheten høy (se Figur 1). Forholdene for reker er mye bedre om oksygenforholdene klassifiseres til å være «dårlig» (1,5-2,5 ml/L) etter Veileder 02:2018, enn om forholdene klassifiseres til å være «svært dårlig» (<1,5 ml/L).

Yakushev & Newton (2013) gir en grunnleggende innføring i de kjemiske forholdene i oksygenfattige (hypoksiske) og oksygenfrie (sub- og anoksiske) forhold. Dette er skjematisk fremstilt i Figur 2. Vann med lavere oksygenmetning enn ca. 20 % defineres som oksygenfattig (**hypoksisk**). Kirkerud (1998) fremhever denne grensen og sier at dette oksygennivået har alvorlige økologiske konsekvenser, som betyr at det vil være dødelighet i epifaunaen og det vil forekomme fiskedød i vannmassene.

Vann med lavere oksygenmetning enn 5% defineres som **suboksisk**. Det er da så lite oksygen at bakterier starter å denitrifisere nitrat, og det vil forekomme økte konsentrasjoner av nitritt og også ammonium. Andre kjemiske forbindelser, som f.eks. mangan, reduseres også. Det vil også være lite primærproduksjon som forbruker næringsstoffer, og disse vil da hope seg opp siden det er en stadig tilførsel fra høyere opp i vannmassene. Under suboksiske forhold vil det typisk være svært høye konsentrasjoner av fosfat (PO_4), silikat (SiO_2) og ammonium. Ammonium hoper seg opp fordi nitrifikasjonsbakteriene får ugunstige betingelser. Når oksygenfrie vannmasser (suboksisk eller anoksisk) løftes opp i terskelfjorder, i forbindelse med dypvannsfornyelser, vil det derfor gi en brå tilførsel av næringssalter til grunnere områder, og i tillegg kan fiskedød forekomme grunnet rask nedgang i oksygentilgang. Av disse grunner er det viktig at dypvannet i en vannforekomst holder seg over 5 % oksygenmetning (ca. 0,3 ml/L). Det vil derfor være gunstig om denne grenseverdien innarbeides i klassifiseringssystemet for vannforekomster som har naturlig dårlige oksygenforhold i bunnvannet. Det vil være mulig å bestemme om oksygenkonsentrasjonen er under 5 % med en oksygensonde, uten at det tas vannprøver.

De kjemiske forholdene endrer seg radikalt når alt oksygen forsvinner. I anoksiske vannmasser er det svært lite som lever, og det er derfor heller ingen organismer som bruker opp næringssaltene. Næringssalter som synker ned sammen med organiske partikler hoper seg derfor opp med tiden. Nitrat og nitritt reduseres (denitrifiseres) og det dannes nitrogen (N₂), mens det vil være igjen store mengder nitrogen i form av ammonium (pga. fullstendig fravær av nitrifikasjon), fosfat og silikat som stammer fra nedsynkende organisk stoff. Under anoksiske forhold vil også fosfor bundet i sedimentene lekke ut til bunnvannet. Derfor burde en av grenseverdiene for klassifisering av oksygen være skillett mellom oksygenholdig og helt oksygenfrie forhold, som foreslått av Walday et al. (2023).



Figur 2. Skjematisk fremstilling av lave oksygenforhold og forekomst av noen kjemiske forbindelser som er avhengig av oksygenforholdene. Figuren er bearbeidet fra figur hentet fra Yakushev & Newton (2013).

I vannmasser som over tid er helt oksygenfrie vil det, etter at forskjellige kjemiske forbindelser er redusert, dannes hydrogensulfid. Hydrogensulfid oppstår raskere om det er store mengder organisk stoff til stede. Vann hvor hydrogensulfid forekommer defineres som **anoksisk**. Det bør være et mål at forekomst av hydrogensulfid unngås i alle vannforekomster. Det er nødvendig å analysere vannprøver for å påvise hydrogensulfid. Luktesansen til mennesker kan faktisk ha lavere deteksjonsgrense enn de fleste kjemiske analyser, så hvis det lukter hydrogensulfid fra vannprøven så bør dette registreres.

De norske og svenske grensene for klassifisering av oksygenforhold er sammenlignet i Tabell 1. En vannforekomst blir klassifisert som svært dårlig når den laveste verdien i det dypeste punktet er under 1,5 ml O₂/L ifølge det norske systemet (Veileder 02:2018). Det oppnås ikke god økologisk tilstand om de laveste oksygenforholdene i dypvannet kommer under 3,5 ml O₂/L, og det vil si at det for mange vannforekomster vil være umulig å oppnå god tilstand. Dagens norske grenseverdier for oksygen er strengere enn de svenske grenseverdiene (HVMFS 2019-25¹). I tabellen er det også lagt inn et sett med grenseverdier som ble foreslått av Walday et al. (2023), som kunne gjelde for vannforekomster som defineres som «naturlig oksygenfattig».

Tabell 1. Sammenligning av grenseverdier for oksygenklasser fra Veileder 02:2018 og forslag til grenseverdier for «naturlig oksygenfattig dypvann». Svenske klassegrenser er også vist.

Tilstandsklasse	Dagens grenseverdier i Veileder 02:2018 Enhet: ml/L (%)	Forslag til grenseverdier for «naturlig oksygenfattig dypvann». Enhet: ml/L (%)	Svenske klassegrenser fra HVMFS 2013:19 Enhet: ml/L
Svært god	> 4,5 (>65)	> 3,5 (>50)	> 3,5
God	3,5 – 4,5 (50-65)	2,5 – 3,5 (35-50)	2,1 – 3,5
Moderat	2,5 – 3,5 (35-50)	1,5 – 2,5 (20-35)	1,0 – 2,1
Dårlig	1,5 – 2,5 (20-35)	0,3 – 1,5 (5-20)	< 1,0
Svært dårlig	< 1,5 (<20)	< 0,3 (<5)	H ₂ S

¹ Pga. en skrivefeil i den svenske forskriften så finner en verdiene i den eldre utgaven HVMFS 2013-19. <https://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/foreskrifter/register-vattenforvaltning/klassificering-och-miljokvalitetsnormer-avseende-ytvatten-hvmfs-201925.html>

2.3 Dannelse av hydrogensulfid

I Figur 2 defineres vannmassen som anoksisk om det er forekomst av hydrogensulfid. Dette er også en betingelse for at en vannmasse skal defineres som å ha «svært dårlig» oksygenforhold iht. de svenske klassegrensene (se Tabell 1). Dannelse av hydrogensulfid skjer sannsynligvis vesentligst ved såkalt dissimilatorisk² SO₄ reduksjon etter den kjemiske formelen:



Denne produksjonen er avhengig av organiske tilførsler siden bakteriene trenger organisk stoff (CH₂O) som energikilde (eller med andre ord som elektrondonor). SO₄ forekommer naturlig i saltvann. Næs m. fl. (1988) fant vertikal fluks av organisk stoff i Framvaren³ (20 m over bunn) lik 20g C/m²/år. Børnheim (1978) estimerte primærproduksjonen i Sælenvatnet (øvre lag) i Bergen til 140 g C/m²/år, som altså betyr at planteplankton i vannmassene danner dette organiske stoffet fra tilførte uorganiske næringssalter. Dette utgjorde mindre enn 50 % av det materialet som blei nedbrutt. M.a.o. må det også skje betydelige tilførsler fra nedslagsfeltet og evt. fra fjorden utenfor. Karbon-produksjon (primærproduksjon) i øvre lag av Framvaren var estimert til 50-100 g C/m²/år, som indikerer at ca. 20-40 % synker ned i anoksisk dypvann for videre nedbrytning, vesentligst i topplag av sedimentet.

H₂S produksjon er for øvrig rapportert høyere enn 3 mg S/m² pr dag i anoksiske sedimenter (Andreae og Jaeschke 1992). I vannfasen er nok produksjonen mindre. Sjøvannets svovel foreligger i form av NaSO₄⁻, MgSO₄, CaSO₄⁻, KSO₄⁻ og SO₄²⁻. Gjennomsnittlig konsentrasjon (ved salinitet på ca. 35 psu) er 0.904 gS/kg (Krouse og Grinenko 1991), altså ca. 1/35 vektandel av alt saltet. Samlet sulfatkonsentrasjon som funksjon av salinitet i havvann gis av formelen:

$$[\text{SO}_4^{2-}] = 0.808 \times \text{salinitet (enhet: mMol/l)} \quad (2)$$

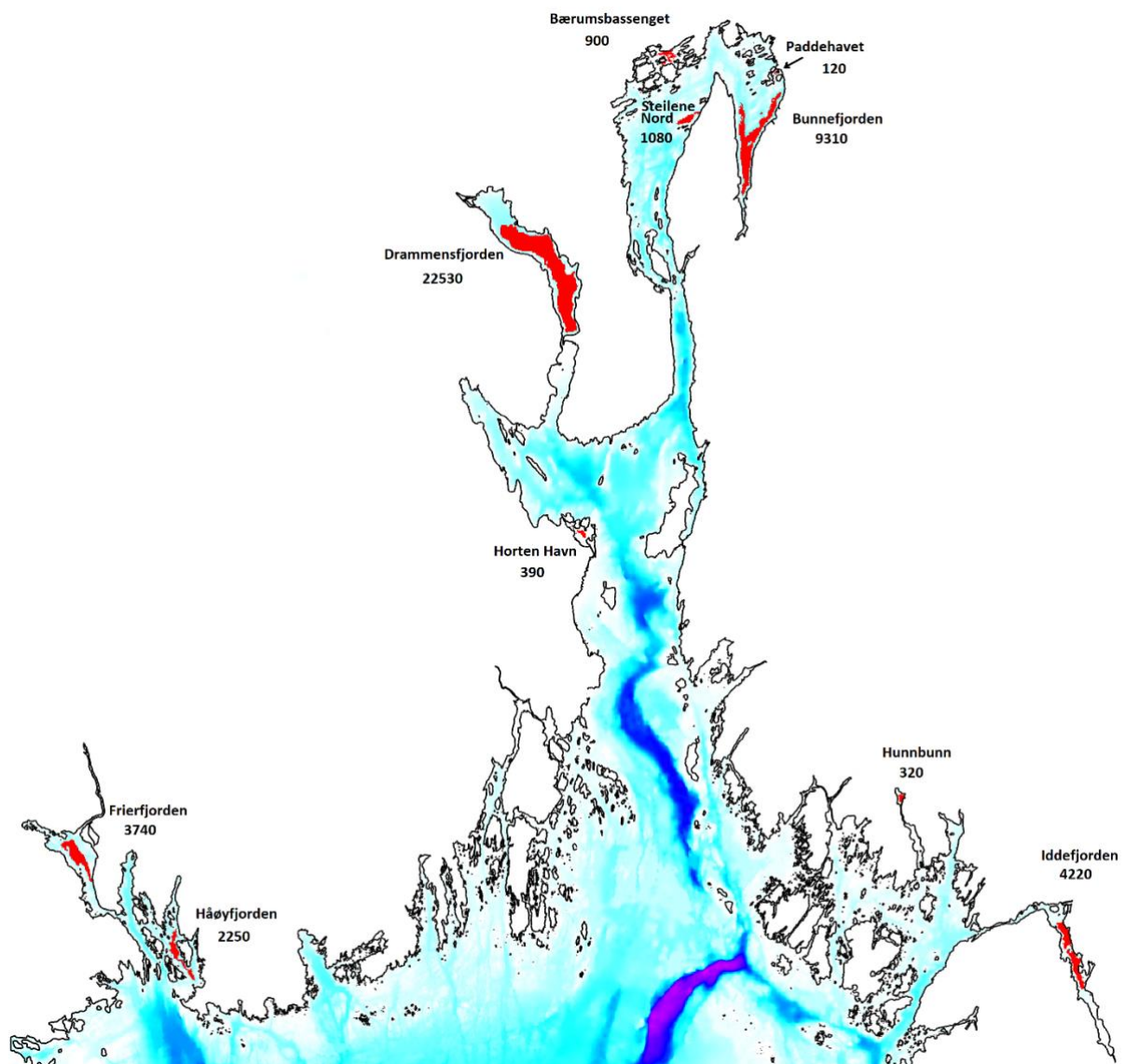
Hvis saliniteten 21 psu blir eksempelvis teoretisk SO₄ konsentrasjon 17 mMol/l, mens målt for samme salinitet er 14-15 (Sælenvatnet). M.a.o. må 2-3 mMol/l der være konvertert til H₂S ved kjemiske og mikrobiologiske prosesser. Dette stemmer bra med den H₂S konsentrasjon som faktisk er målt. Noe svovel frigjøres også i dypvannet fra døde organismer (planteplankton og dyreplankton, med svovelinnhold ca. 1-3 % av tørrvekt).

² Dissimilatorisk (respiratorisk) sulfatreduksjon utføres av anaerobe bakterier som bruker organiske syrer (acetat, propionat, butyrat, malat, fumarat, pyruvat, laktat, fettsyrer), alkoholer eller hydrogen som elektrondonor.

³ Framvaren (N 58.1594°, Ø 6.7452°) er en unik vannforekomst nær Farsund.

2.4 Områder med oksygenfri bunn i regionen

I Figur 3 er det tegnet inn områder av havbunnen hvor vannet over bunn er periodisk eller nesten permanent oksygenfritt. Her er oksygenfritt vann definert som vann med lavere målt oksygenmetning enn 5 %, altså suboksidisk vann etter definisjonene i Figur 2. Oksygenmetning i dette området kan måles med vanlige oksygensonder. Kartet er hovedsakelig basert på oksygensondemålinger fra desember 2020. Data fra Paddehavet er innhentet i arbeidet med dette prosjektet. Ifølge kartet er det 44,9 km² med oksygenfri havbunn i regionen, og 11,4 km² av dette arealet befinner seg i Indre Oslofjord.



Figur 3. Områder med oksygenfritt vann langs bunn i området rundt Oslofjorden (røde felter). Hvis en skal ta for seg alle havområdene på Østlandet (altså ned til Sørlandsporten) så bør også de anoksiske fjordene Eksefjorden innenfor Jomfruland og Kilsfjorden ved Kragerø nevnes, som er utenfor kartet. Tallene ved hvert rødt område er bunnareal i antall dekar (1000 m²).

3 Metoder for å bedre oksygenforholdene

I dette kapitlet skal vi se på hvilke fysiske forhold som gjør at en får oksygenfri bunnområder, og hvilke tiltak som kan gjøres for å bedre den vertikale omrøringen.

3.1 Naturlig dypvannsfornyelse

Som vi ser av Figur 3 er det oksygenfrie bunnområder i flere av bassengene i Indre Oslofjord, som skyldes kombinasjonen av stor belastning fra oksygenforbrukende stoffer og at vannmassene har lang oppholdstid. Dette gjelder spesielt Steilene Nord, Bunnefjorden og Bærumsbassenget, men det er også oksygenfrie områder i Paddehavet som ligger nær Oslo. I perioden når vannet er stillestående tilføres ikke bassengvannet oksygen, og det vil med tiden brukes opp. Samtidig vil konsentrasjon av silikat, fosfat og ammonium etter hvert hope seg opp, siden dette ikke forbrukes i oksygenfattig vann. Nytt oksygenrikt vann tilføres under dypvannsfornyelser.

Men hvorfor skjer det dypvannsfornyelser? I Figur 4 vises fem stadier i utviklingen fra situasjonen rett før en dypvannsfornyelse, under dypvannsfornyelsen og etter dypvannsfornyelsen. Venstre kolonne viser egenvekten til vannmassene hvor rødt er det tyngste vannet og rosa er lettere vann. Høyre kolonne viser oksygenforholdene hvor lilla er oksygenfattig vann og hvitt er oksygenrikt vann. Dypvannsfornyelse skjer når vann som er tyngre enn bunnvannet løftes opp over terskeldypet. Etter dypvannsfornyelsen vil det være et kappløp mellom den vertikale blandinga i fjorden som gjør dypvannet lettere, og oksygenforbruket som gjør at det etter hvert dannes oksygenfattige forhold.

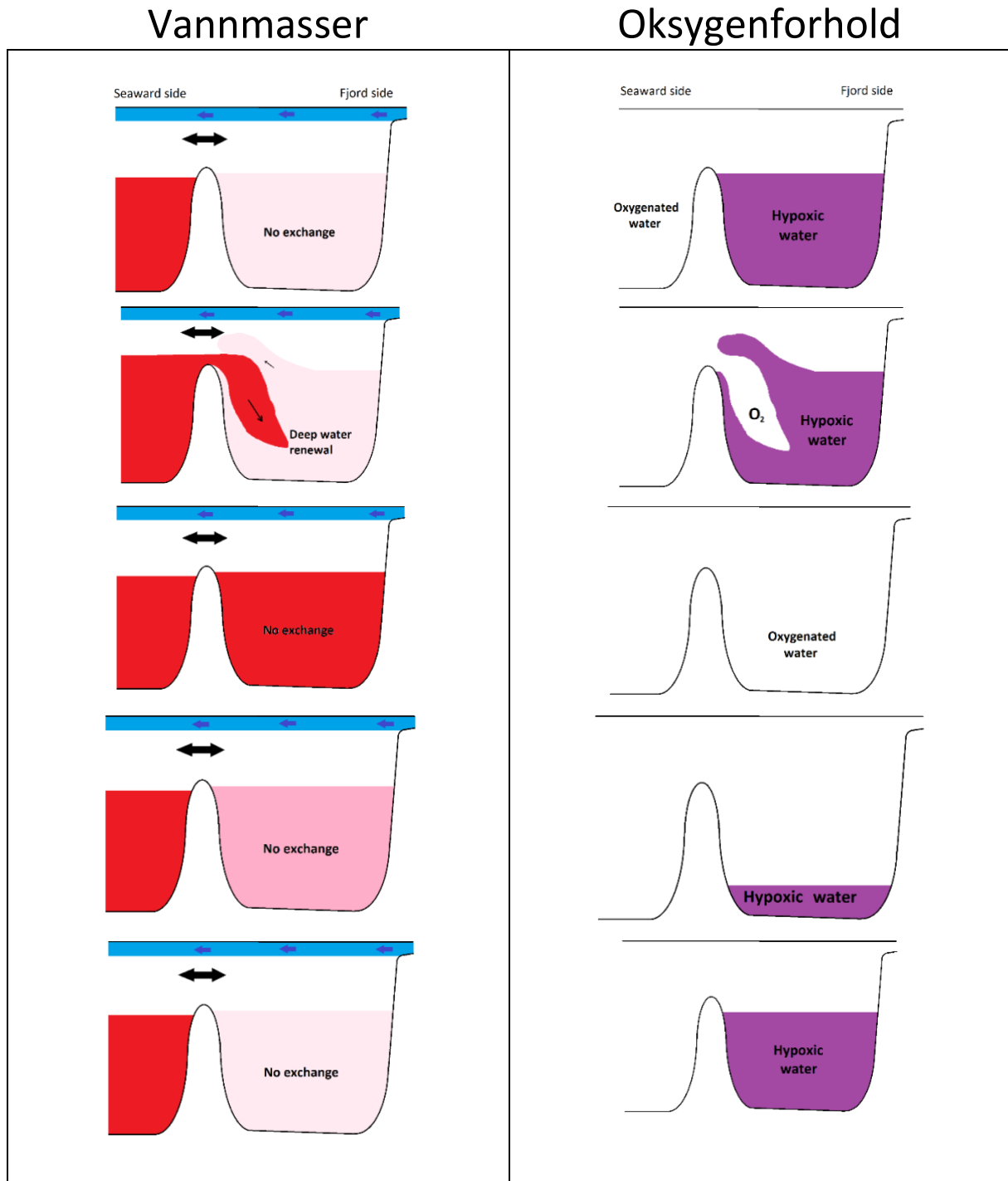
Vannmassene under 20 m i indre Oslofjord er adskilt fra havområdet på utsiden av Drøbakterskelen. I kystsonen er som regel vannet sjiktet, med ferskt og lett vann i overflatelaget, som ligger over saltere og tyngre vann. Vannets egenvekt eller tetthet, øker derfor som regel med dypet. Det tunge vannet som befinner seg innenfor terskelen og under terskeldyp er derfor fanget i fjorden, og byttes bare ut når vann som er enda tyngre kommer inn over terskelen. Slike episoder kalles dypvannsfornyelser. I perioden mellom disse episodene ligger dypvannet i ro, bortsett fra en begrenset vertikal blanding som blander ned lettere vann fra overflatelaget.

Denne prosessen er illustrert i Figur 4, som viser de forskjellige stadier av vannutvekslingen i en fjord. I stadiet 1 ligger forholdene til rette for en dypvannsfornyelse: på sjøsiden er det vann med tilstrekkelig høy egenvekt (rødt) nesten helt opp til terskeldyp, men terskelen hindrer dette vannet fra å trenge inn i fjorden, hvor vannmassene (lys rosa) har lavere egenvekt. Vannet på sjøsiden er oksygenrikt, mens dypvannet innenfor terskelen er hypoksisk (lav oksygenkonsentrasjon).

I stadiet 2 vises en dypvannsfornyelse. Det tunge oksygenrike vannet fra utsiden av terskelen er hevet over terskeldypet, og fortrenger det oksygenfattige dypvannet. I stadiet 3 har alt det oksygenfattige dypvannet blitt fornyet av tungt oksygenrikt vann. På dette stadiet er det ikke noe potensial for ytterligere dypvannsfornyelse, og en stagnasjonsperiode starter. I denne perioden (stadiet 4 og 5) er det et kappløp mellom vertikal blanding, som blander ned lettere vann og dermed reduserer tettheten i dypvannet, og oksygenforbruket i fjorden.

For å bedre på oksygenforholdene i bunn kan man endre på forutsetningene i dette kappløpet. Dette har vi mennesker allerede gjort med negativt fortegn, ved at vi har økt tilførselene av stoffer som fører til økt oksygenforbruk. Derfor er det helt nødvendig å redusere tilførselene til fjorden. Men det er også

mulig å endre forutsetningen ved å øke den vertikale omrøringen i fjordbassengene, og dermed gjøre oppholdstiden kortere og tilføre mer oksygen til bunnvannet.



Figur 4. Kappløpet mellom vertikal blanding og oksygenforbruk. Skisse av hvordan vannutveksling kan foregå i en terskelfjord med lite vertikal blanding av bunnvannet. På venstre siden vises egenvekten til vannmassene, hvor rødt indikerer tungt vann og rosa lettere vann. På høyre side vises oksygenforholdene i vannmassene, hvor hvitt indikerer oksygenrikt vann og lilla oksygenfattig vann.

3.2 Beskrivelse av en dypvannsfornyelse i Bunnefjorden

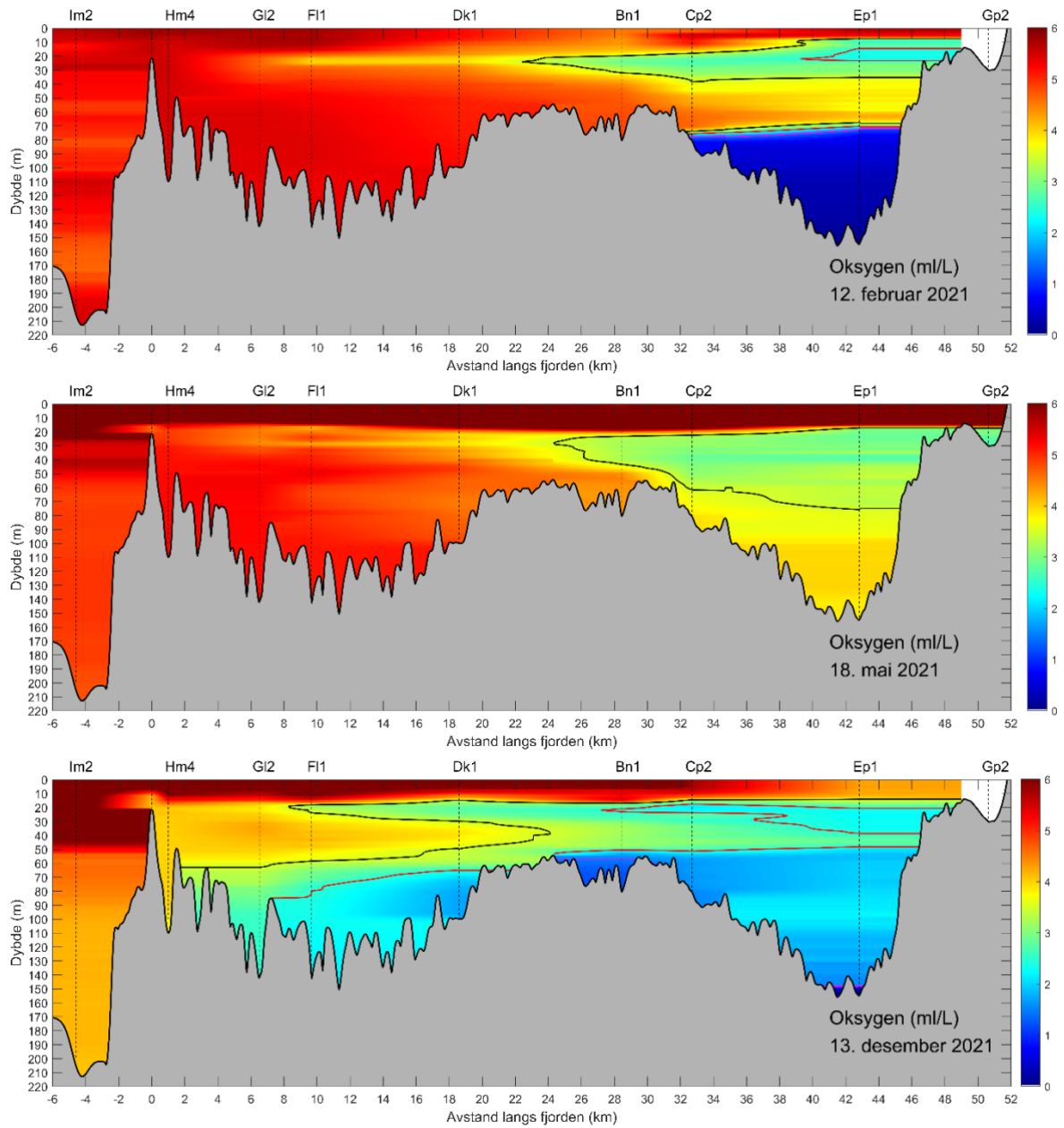
Det som er påfallende med indre Oslofjord er at den vertikale blandingen i Vestfjorden er opp til fem ganger så stor som i Bunnefjorden. Dette betyr at prosessen med å blande ned lett vann under terskeldypet inne i fjorden, som er beskrevet i stadiet 3 til 5 på venstre side i Figur 4, går fortere i Vestfjorden, og det er dermed kortere perioder mellom dypvannsfornyelsene. I Bunnefjorden hvor denne prosessen går saktere, er det mer tid for å utvikle hypoksiske forhold i dypvannet. Hvis den vertikale blandingen kunne økes i Bunnefjorden så ville dette bassenget tålt mer tilførsel av stoffer som forbruker oksygen. I kapittel 3.3.1 skal vi se at det er nettopp dette som har skjedd i forbindelse med Nordre Folle Renseanlegg (NFR) sitt nye dypvannsutslipp.

I februar 2021 var det oksygenfritt vann under 80 m dyp i Bunnefjorden. I Vestfjorden og Lysakerfjorden var det mye oksygen helt ned bunn, som tyder på at nytt dypvann allerede hadde kommet inn i denne delen av fjorden (se øverst i Figur 5). Øverst i Figur 6 vises vannets tetthet på samme tidspunkt. Tetthetsflatene heller brått nedover innover i fjorden fra Drøbak og mot Lysakerfjorden. Dette er tegn på at dypvannsfornyelsen er pågående, og at figuren viser vann som strømmer ned i dypet i Vestfjorden⁴.

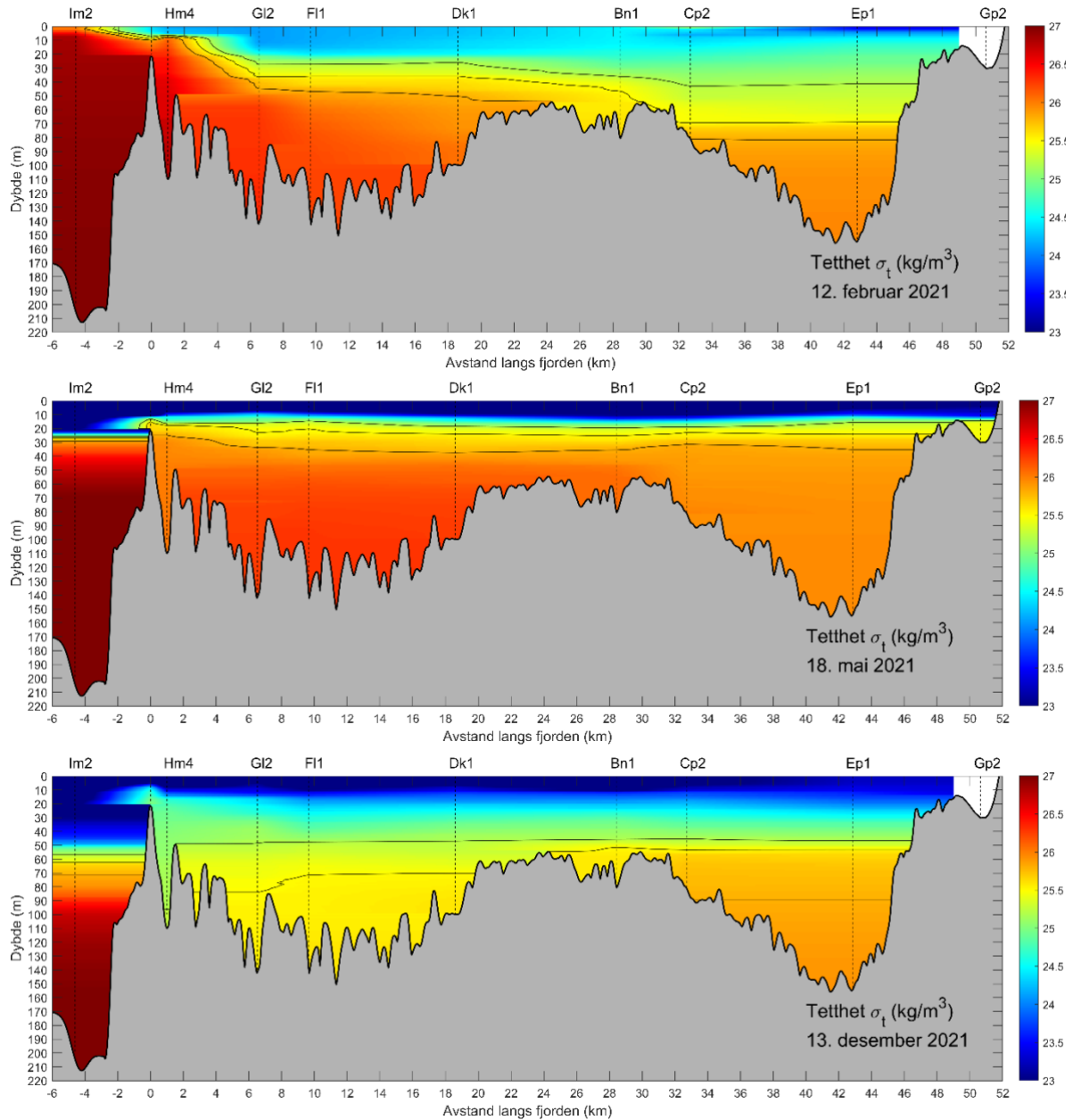
I mai 2021 er dypvannsfornyelsen ferdig og det er oksygenrikt vann helt ned til bunn i hele fjorden (se midten i Figur 5). Det gamle oksygenfattige vannet befinner seg i mellomdyp (20-70 m). Ved Oscarsborg (stasjon Hm4) er det så mye vertikal blanding at dypvannet her allerede har fått betydelig lavere tetthet.

I desember har alt dypvannet blitt lettere pga. vertikal blanding (se nederst i Figur 6). Aller lettest har det blitt ved Oscarsborg, men det er også tydelig at vannet i Vestfjorden har blitt lettere enn vannet i Bunnefjorden. Nedbrytning av organisk materiale og nitrifikasjon av ammonium har gjort at det er lavt oksygen i bunnvannet over hele fjorden (se nederst i Figur 5).

⁴ Dypvannsfornyelser skjer over relativt kort tid, og det er sjelden at en tar målinger akkurat mens den pågår slik som er tilfellet her.



Figur 5. Oksygenforholdene i indre Oslofjord fra februar til desember 2021. Øverst vises forholdene i starten av dypvannsfornyelse. I midten vises forholdene etter dypvannsfornyelsen. Nederst vises forholdene etter at vannmassene har vært stagnerte i flere måneder og oksygenet brukes gradvis opp.



Figur 6. Tettheten, eller vannets egenvekt, i indre Oslofjord fra februar til desember 2021. Øverst vises forholdene i starten av dypvannsfornyelse. I midten vises forholdene etter dypvannsforynelsen. Nederst vises forholdene etter at vannmassene har vært stagnerte og dypvannet blir lettere og lettere pga. vertikal blanding.

3.3 Kunstig omrøring

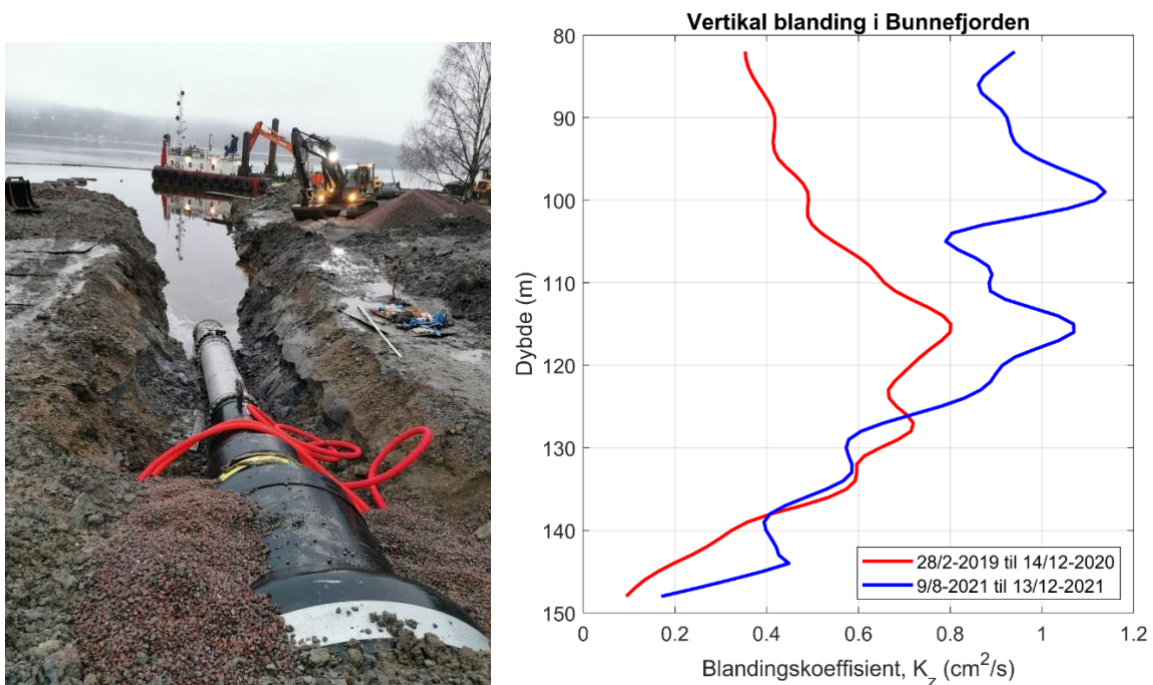
En kan si at Indre Oslofjord har «pustevansker» siden tilførsel av oksygen til bunnvannet er begrenset. Under har vi listet opp noen metoder som kan benyttes for å øke tilførselen av oksygen til dypvannet («fjordforbedring»):

1. Tilføring av ferskvann til dypet fra elv eller rensset avløp
2. Regelmessig oppumping av dypvann
3. Nedpumping av oksygenrikt overflatevann

De opplista metodene er i varierende grad brukt eller omtalt i litteraturen. Alle metodene har visse ulemper (Singleton og Little, 2006). Alle vil sannsynligvis medføre visse inngrep på land og evt. installasjoner ute på fjorden. De fleste av tiltaka over, om ikke alle, vil sannsynligvis ha positiv effekt for vannkvaliteten i Indre Oslofjord ved eventuell iverksetting. Enkelt gjennomførbare løsninger bør innebære mulighet for rask saksbehandling og samling av berørte beboere, lokalpolitikere og forvaltning rundt løsninger som kan være akseptable for alle. Her skal vi se på tre eksempler som er prøvd ut med god effekt.

3.3.1 Pågående tilførsel av ferskvann til Bunnefjorden

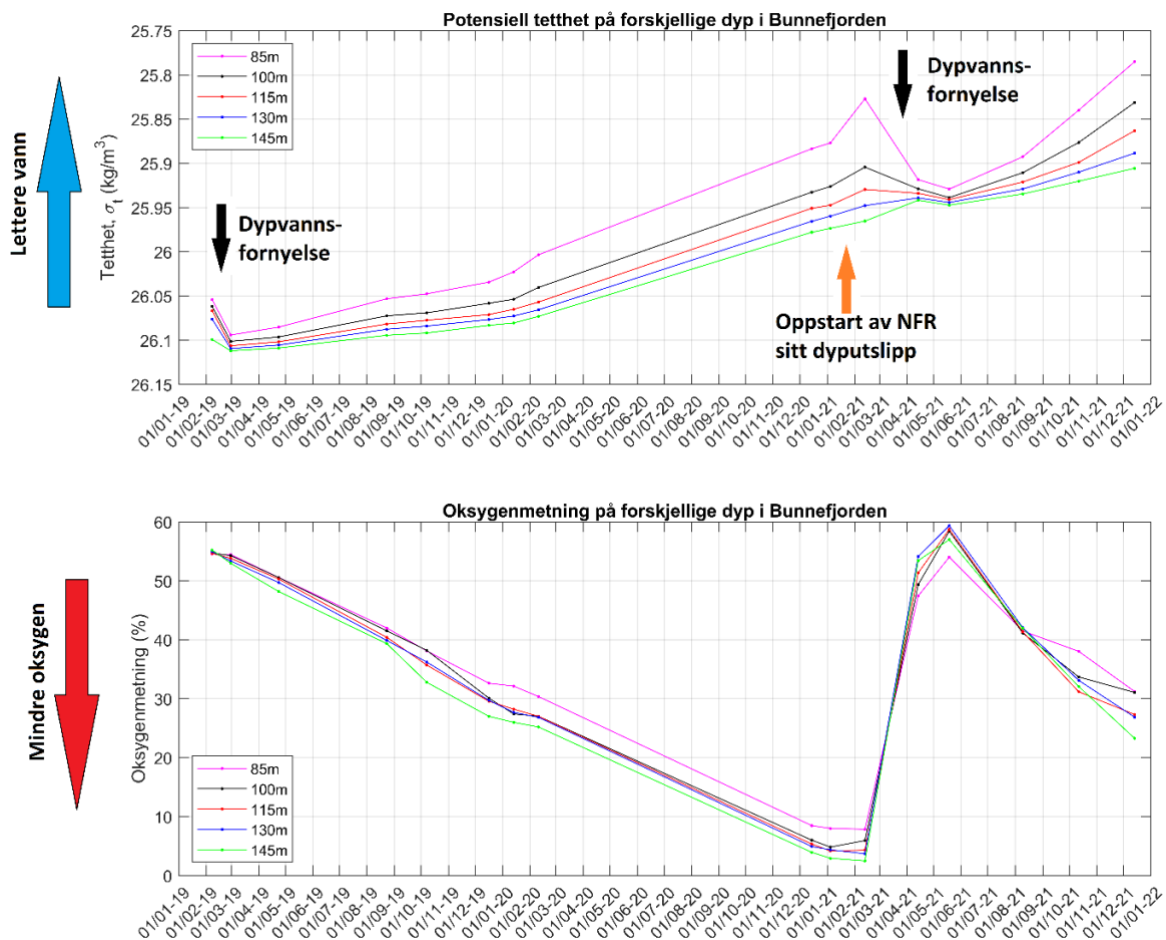
I løpet av vinteren 2020/2021 pågikk det arbeid med nytt avløpsrør for Nedre Follo Renseanlegg (NFR) (se bildet til venstre i Figur 7). Tidligere gikk avløpsvannet fra renseanlegget ut på 20-30 m dyp. Nå er utslippsledningen lagt ned på 139 m dyp i Bunnefjorden. Avløpsvannet er ferskvann så dette er et eksempel på å tilføre ferskvann til dypet (punkt 1 i lista over). I dette tilfellet ble vertikal blanding målt og det ble påvist at den var økt etter at nytt rør ble lagt ut.



Figur 7. Til venstre vises et bilde fra nedgravning av ny utslippsledning. Foto: Nordre Follo Kommune. Bildet er hentet fra <https://www.vanytt.no/?p=18638>. Til høyre vises en sammenligning av blandingskoeffisient i Bunnefjordens dypvann. Den røde kurven viser situasjonen før NFR la sitt utslipp ned på 139 m. Den blå kurven viser situasjonen etter oppstart av nytt dyputslipp.

Øverst i Figur 8 vises vannets tetthet i Bunnefjorden på 85 til 145 m dyp. På y-aksen vises tettheten, og aksens er snudd slik at når kurvene peker oppover, så betyr det at vannet blir lettere og tallverdien blir lavere. Som forklart tidligere så gjør den vertikale omrøringen i bassenget at tettheten blir mindre i dypet, siden det blandes ned lettere vann fra overflatelaget. Under dypvannsfornyelser så øker tettheten brått. Dette skjedde i starten av 2019 og mellom februar og april i 2021. Dypvannsfornyelsene er markert med svarte piler i figuren. Nederst i Figur 8 vises oksygenmetningen på de samme dypene. Oksygen tilføres når det er dypvannsfornyelse, og en kan se at oksygenmetningen økte brått mellom februar og april 2021. I perioden mellom dypvannsfornyelsene så tilføres det mindre oksygen enn det som samlet forbrukes når organisk stoff brytes ned og ammonium nitrifiseres.

Hvis det blir mer vertikal blanding så er det forventet at vannets tetthet blir fortere lettere, det vil si at stigningen til tetthetskurvene blir brattere. Oppstart av det nye dypvannsutslippet til NFR er markert med en oransje pil i figuren. Etter dette tidspunktet ser det ut til at stigningen til tetthetskurvene blir brattere.



Figur 8. Tettheten (øverst) og oksygenmetningen (nederst) i dypvannet i Bunnefjorden. Y-aksen på den øverste figuren er snudd, slik at når kurven peker oppover betyr det at dypvannet blir lettere.

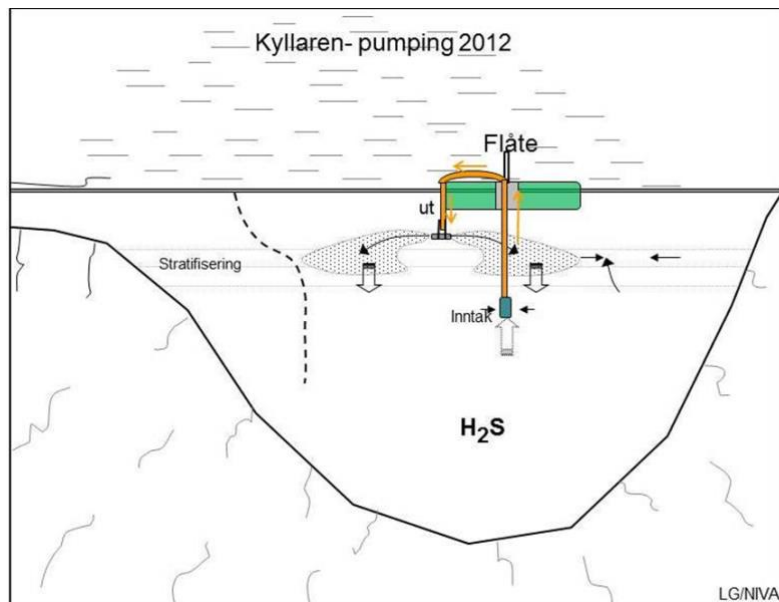
For å kvantifisere effekten av NFR sitt nye dyputslipp, har den vertikale blandingskoeffisienten blitt beregnet ved å lage et massebudsjett for dypvannet (se til høyre i Figur 7). Metodikken er beskrevet blant annet i Staalstrøm og Røed (2016). Den vertikale blandingen fra 130 m til 80 m er signifikant høyere i perioden etter det nye dyputslippet. Det har ikke skjedd noen andre endringer i bassenget som kan forklare en slik endring, og dette tyder på at endringen av utslippspunktet til NFR har gitt økt vertikal omrøring i Bunnefjorden.

Det må også nevnes at det var uventet at det kom en dypvannsfornyelse i 2021, bare 24-26 måneder etter forrige dypvannsutskiftning. Som en kan se i øverste plott i Figur 6 så lå forholdene til rette for en dypvannsfornyelse i Bunnefjorden i februar 2021, men marginene er små. Det kan være at NFR sitt nye dyputslipp var tungt på vektskålen, som gjorde at tettheten i Bunnefjorden ble tilstrekkelig lav, slik at vannet fra Vestfjorden var tungt nok til å presse opp vannet helt ned til bunn. Hvis det ikke hadde vært en dypvannsfornyelse i 2021, så ville det ha utviklet seg helt oksygenfrie forhold i Bunnefjorden i løpet av vinteren 2021/2022.

Det må også nevnes at Bekkelagsbassenget tidligere også hadde anoksiske bunnforhold, men at dette bassenget aldri har det lenger på grunn av senkingen av dypvannsutslippet til Bekkelaget renseanlegg ned fra 20 m til 50 m dyp (se for eksempel Staalstrøm, 2017). Det er dermed godt dokumentert at denne metoden gir bedre oksygenforhold.

3.3.2 Eksempel med å pumpe opp bunnvann

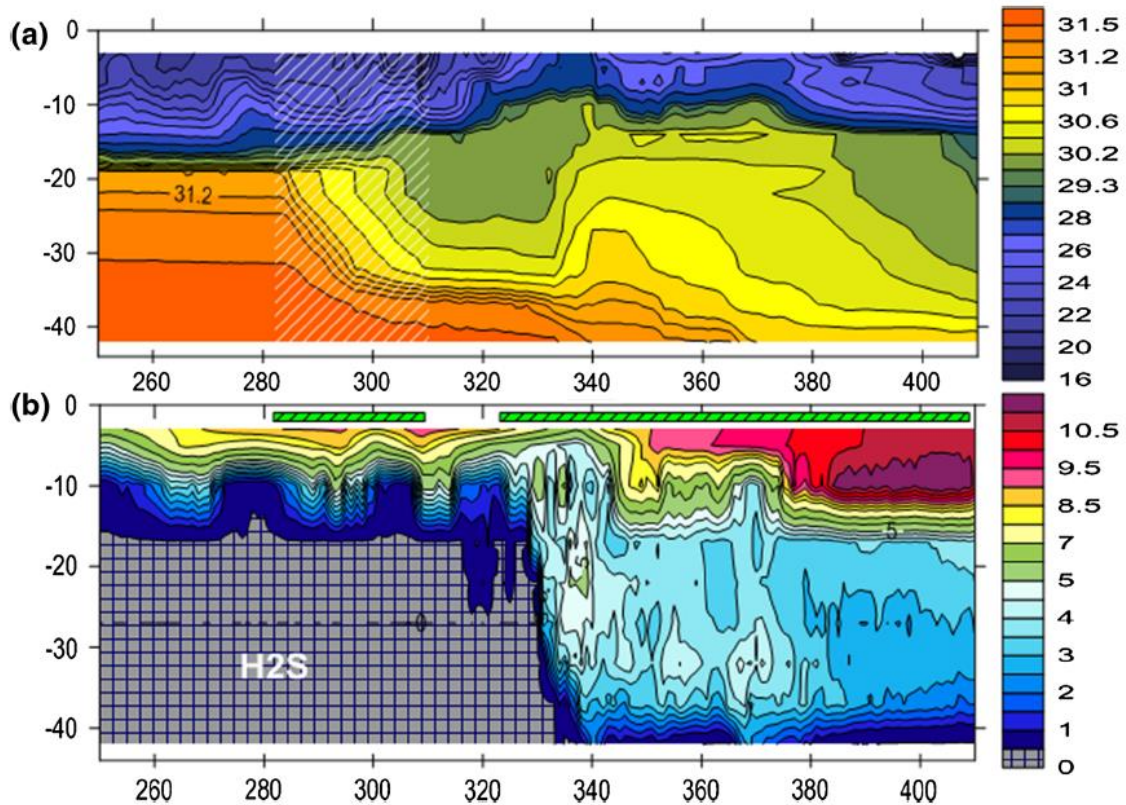
Et alternativ er å pumpe opp dypvannet og slippe det ut i overflatelaget. Metoden har vært benyttet med godt resultat i Kyllaren i Askvoll (Golmen, 2014), og prinsippet er vist i Figur 9. Her var det utplassert en flåte som vist på figuren, som pumpet opp oksygenfritt vann og slapp det ut over sprangsjiktet.



Figur 9. Mekanisk pumping opp dypvann i Kyllaren i Askvoll. Fra Golmen (2014).

3.3.3 Eksempel med å pumpe ned overflatevann

I Byfjorden i Uddevalla ble det gjennomført et eksperiment over to og et halvt år, hvor overflatevann ble pumpet ned i dypet (Stigebrandt et al., 2015). Byfjorden er en anoksisk fjord, og den fikk i løpet av eksperimentet oksygenholdig vann i hele vannsøylen. Dette hadde svært positiv effekt på bunnsfaunaen i sedimentene (se Figur 25 senere i rapporten). I dette tilfellet ble det pumpet ned 1,8-2,1 m³/s med overflatevann i lengre tid. Etter at eksperimentet var over, gikk byfjorden gradvis over til å bli anoksisk igjen.



Figur 10. Øverst vises saltholdigheten i Byfjorden fra 7. september 2010 (dag 250) til 14. februar 2011 (dag 410). Det var to pumpeperioder, merket med grønn strek. Nederst vises oksygenforholdene, som gikk fra å ha anoksisk vann fra ca. 16 m, til å ha oksygen i hele vannsøylen.

3.4 Diffusjonspumpen

Grunnen til at tiltakene i Kyllaren og Byfjorden ikke ble videreført, var at det ikke ble bemidlet mer midler for å drifte disse pumpe-systemene. Tiltaket i Bunnefjorden vil derimot ikke avsluttes, siden avløpsvannet fra Nordre Follo renseanlegg uansett skal ut i fjorden, men mengden avløpsvann er i dette tilfelle faktisk det som begrenser effekten av dette tiltaket. Her skal vi kort presentere en mulighet for å flytte vannmasser uten å tilføre energi.

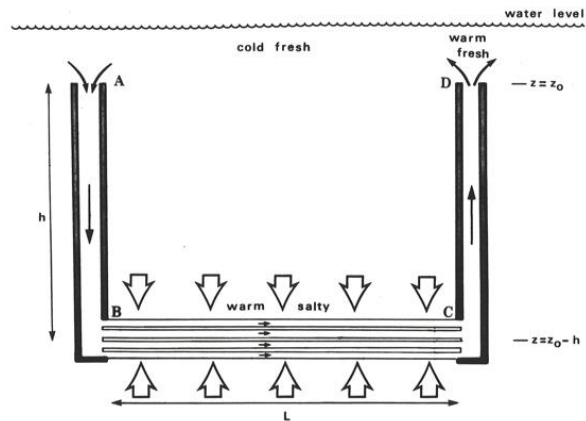
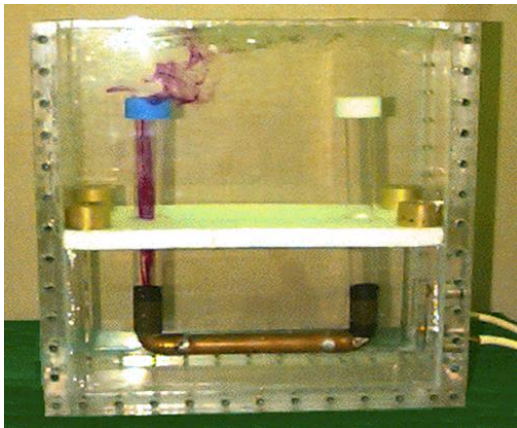
Her presenteres et alternativt system som pumper vann vertikalt i fjorden ved gratis fornybar potensiell energi fra sjøvannet, etter prinsippet om "diffusiv pumping" som opprinnelig ble designet av Golmen og Cushman-Roisin (1992). Dette er utredet teoretisk og har vært prøvd i lab, men ikke i felt så vidt vi kjenner til. En gjennomgang av konseptet er gitt nedenfor, med følgende tekst som beskriver tilpasninger til fjorder med noen mulige anvendelser og sammenligning med andre foreslåtte metoder.

Det har vært kjent i lang tid at det under visse hydrografiske forhold er teoretisk mulig å opprettholde en kontinuerlig vertikal strøm av sjøvann i et rør som krysser pyknoklinen i havet. Strømmen drives av en utveksling av varme med vannsøylen som omgir røret. Dette prinsippet ble først behandlet teoretisk av Stommel et al. (1956), som presenterte sin "perpetual saltfountain". Arbeidsprinsippet er basert på at vannet inne i røret mister, eller får oppdrift ved sideveis diffusjon av varme, men ikke salt, gjennom rørveggen.

Stommel et al. (1956) hevdet at en strømning i et termisk ledende rør som strekker seg fra det varme og salte overflatelaget i tropiske/subtropiske strøk inn i det kaldere og mindre salte dypvannet ville, etter initialisering, være selvopprettholdt, dvs. gå uten behov for pumper. Stommel et al. (1956) antydte til og med at dette prinsippet kunne brukes til å pumpe opp næringsrikt dypt vann inn i overflatelaget for å øke den biologiske produksjonen der. Artikkelen ble fulgt av en mulighetsstudie (Groves, 1959). Ved å bruke en modell for rørstrøm, som inkluderte rørmotstand, indikerte Groves at en betydelig vertikal vannstrøm kan opprettholdes i områder der varmt salt vann ligger over kaldere og mindre salt dypvann, noe som er karakteristisk for tropiske/subtropiske havområder.

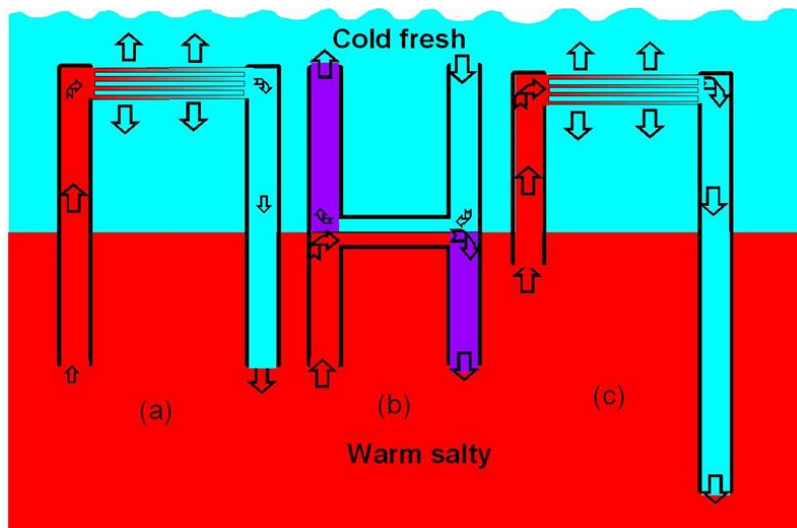
Disse konseptene om å skape kunstig oppstrømning eller utnytte termiske forskjeller i det tropiske havet har siden blitt studert mye i forbindelse med akvakultur og også kraftproduksjon. Den moderne parallellen til denne vannpumpingen er OTEC (Ocean Thermal Energy Conversion) hvor flere fullskalaer eksperimenter er utført (Avery & Wu, 1994). I løpet av de siste tiårene har det blitt gjort betydelig framgang med å designe enheter for å utvinne energi fra temperaturgradienter i havet, hovedsakelig ved å bruke Rankine Cycle (varmevekslere) (Isaacs & Schmitt, 1980, Kinelski, 1985).

Golmen og Cushman-Roisin (1992) tok opp igjen det grunnleggende arbeidsprinsippet til "saltfontenen", og fant at en modifisert metode teoretisk kunne fungere under andre oseanografiske forhold enn de man finner i tropene. De foreslo forskjellige utforminger av feltenheter som kan brukes i fjorder, med noen estimater for kraftproduksjonen under forskjellige hydrografiske forhold som kan finnes i mange fjorder og bukter med grunne terskler. Flere teoretiske problemstillinger knyttet til pumpen er beskrevet i artikkelen fra 1992. Det har blitt vist i småskala lab. eksperimenter at pumpen fungerer under kontrollerte forhold (Figur 11).



Figur 11. Laboppsett ved Dartmouth College med lagdelt tank og rør som krysser grenseflaten, her representert ved en isoporplate. Strømning (rødfarget vann) oppstod spontant, uten priming. Fra Lee (2000). Illustrasjon av en U-forma kombinasjon av rør og radiator under sprangsjiktet, som vil kunne opprettholde strømning.

I Figur 12 vises andre oppsett av pumpesystemet som vil kunne fungere på vinteren i Indre Oslofjord, når man har et kaldt og ferskt overflatelag (lyse blått) som ligger over et lag med varmt og saltet dyplag. Hvis den nederste delen av det røde laget er oksygenfritt, kan alternativ (c) i Figur 12 benyttes for å tilføre oksygen til dypvannet.

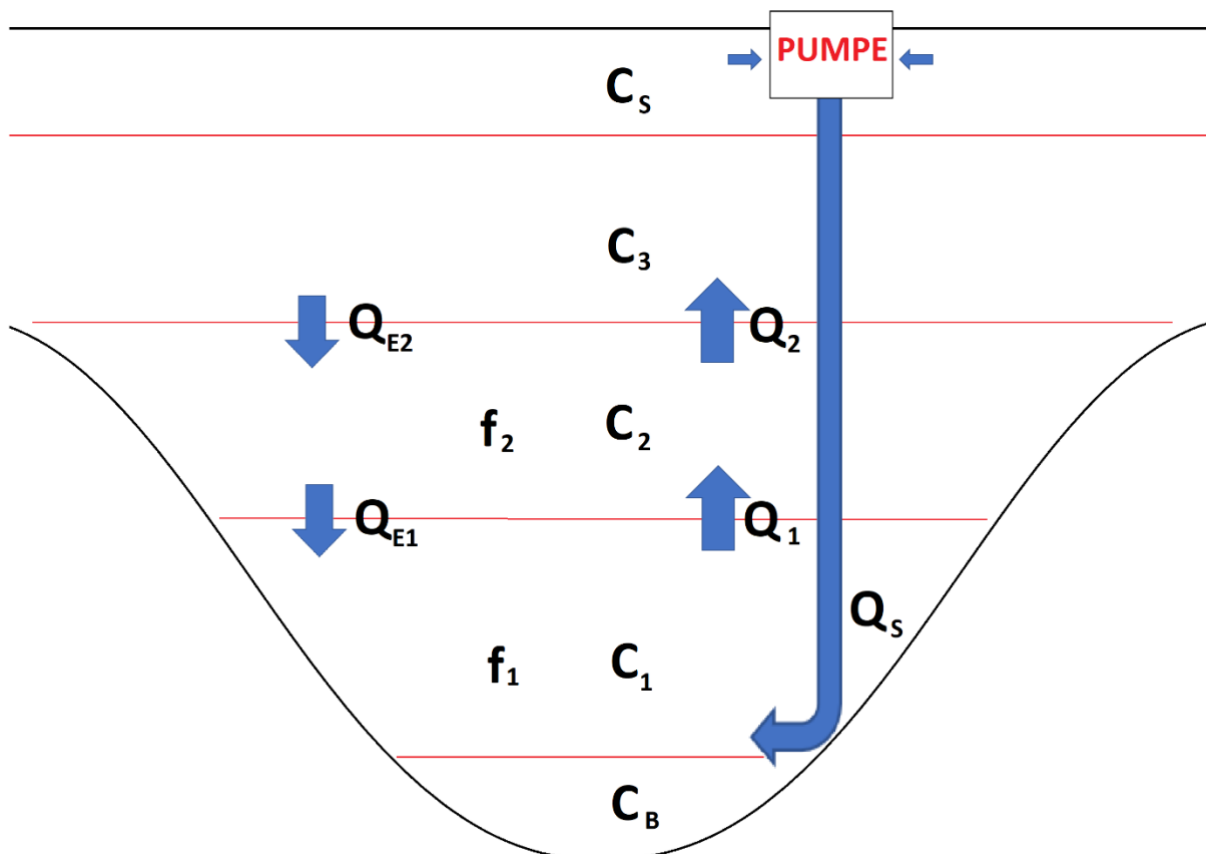


Figur 12. Flere mulige konfigurasjonen for diffusjonspumping. Fra Golmen (1998).

Det som holder diffusjonspumpa i gang er at vannet som strømmer ut i dypet har høyere tetthet enn vannet som strømmer inn, ved at det er nedkjølt av det kaldere overflatelaget uten at saltholdigheten er endret. Dette betyr at oppholdstiden til dypvannet kan bli lengre, og dermed kan oksygenforholdene faktisk bli dårligere siden det kanskje vil gå lengre tid mellom dypvannsfornyelser. Det er likevel et basseng hvor denne metodikken kan passe veldig bra, og det er i bassenget Steilene Nord. Vi vil se nærmere på dette i kapittel 6.3.

3.5 Enkel modell for effekt av nedpumping av overflatevann

Vi lager en enkel modell hvor bassenget deles inn i fem horisontale lag (se Figur 13), hvor vann fra overflatelaget pumpes ned til bunn. Vi har et overflatelag og et bunnlag som vi antar ikke påvirkes av pumping av overflatevann ned i de oksygenfattige vannmassene. Vi antar at overflatelaget har så stor utveksling med vannet på utsiden av bassenget, at dette ikke blir påvirket over tid. Det vil pumpes ned vann så dypt som mulig, men det vil av praktiske grunner ikke være mulig å pumpe vannet helt ned til de aller dypeste områdene. Laget under utslippsdypet vil derfor ikke bli påvirket. Konsentrasjonene av et stoff, som i dette tilfellet vil være oksygen er betegnet med C_s , C_3 , C_2 , C_1 og C_B .



Figur 13. Skisse av en forenklet modell for nedpumping av overflatevann i et innelukket fjordbasseng.

Vannmengden som pumpes ned er Q_s og det vannet som pumpes ned vil ha konsentrasjonen C_s . Konsentrasjonen under utslippsdyp påvirkes ikke. Når overflatevannet slippes ut vil det relativt til vannet rundt ha positiv oppdrift og det vil stige oppover, samtidig som det blandes inn vann med konsentrasjon C_1 . Hvor stor mengde som blandes inn bestemmes av i hvor stor grad overflatevannet fortynnes f_1 . Den volumstrømmen som går oppover fra lag 1 til lag 2 vil være større enn den vannmengden som pumpes inn, avhengig av hvor effektiv fortynningen er. Den økte vannmengde må kompenseres ved at det er en nedadgående volumstrøm (Q_{E1}) fra lag 2 til lag 1 som har konsentrasjonen C_2 . Hele prosessen gjentas i lag nummer 2, men her kan fortynningen (f_2) være annerledes. Det antas at skyen med overflatevann som pumpes ned ikke lenger har positiv oppdrift når det når lag 3.

Volumstrømmen kan beregnes hvis fortynningen er kjent. Det er ingen triviell oppgave å beregne fortynningen og den største usikkerheten i denne modelleringen ligger i hvordan dette skal beregnes. En måte å beregne dette på er å benytte modellen Visual Plumes.

$$Q_{E1} = Q_S (f_1 - 1) \quad (1)$$

$$Q_{E2} = Q_S (f_2 - 1) \quad (2)$$

$$Q_1 = Q_S + Q_{E1} \quad (3)$$

$$Q_2 = Q_S + Q_{E2} \quad (4)$$

Ved å sette opp budsjett for konsentrasjonen for hvert lag, så kan denne beregnes ved å gå korte skritt (Δt) fram i tid. Her indikerer indeksen n tidsskrittet hvor $n+1$ er Δt lenger fram i tid enn n .

Konsentrasjonen i lag 1 ved tidsskritt $n+1$ (n og $n+1$ er tidsnotasjon og ikke potens):

$$C_1^{n+1} = C_1^n + (Q_S \cdot C_S - Q_1 \cdot C_1^n + Q_{E1} \cdot C_2^n) \cdot (\Delta t / V_1) \quad (5)$$

Konsentrasjonen i lag 2 ved tidsskritt $n+1$:

$$C_2^{n+1} = C_2^n + (Q_1 \cdot C_1^{n+1} - Q_2 \cdot C_2^n + Q_{E2} \cdot C_3^n - Q_{E1} \cdot C_2^n) \cdot (\Delta t / V_2) \quad (6)$$

Konsentrasjonen i lag 3 ved tidsskritt $n+1$:

$$C_3^{n+1} = C_3^n + (Q_2 \cdot C_2^{n+1} - Q_{E2} \cdot C_3^n) \cdot (\Delta t / V_3) \quad (7)$$

Hvis en antar at fortynningen ikke endrer seg over tid vil volumtransportene beregnet fra ligning (1)-(4) være konstante over tid. Dette vil ikke være tilfelle, siden tetthetsprofilen hele tiden vil endre seg, men denne antagelsen er gjort i denne rapporten. I lag 3, som ligger over terskeldyp, kan det være utveksling med vannmassene på utsiden, akkurat som i overflatelaget. Dette er det heller ikke tatt hensyn til i denne forenklete modellen.

Hensikten med denne modellen er å gi en pedagogisk forståelse av modellen, samtidig som en får et anslag på hvor lang tid det vil ta å oksygenere hele vannsøylen.

4 Detaljert beskrivelse av Paddehavet

Området innenfor øyene Ormøya, Malmøya og Ulvøya kalles Paddehavet og ligger nær Oslo. Området er tegnet inn i Figur 3, og er det minste av de fire områdene med anoksiske bunnforhold en har i Indre Oslofjord. Derfor foreslår vi dette området for å teste ut metoden med å pumpe ned overflatevann. De anoksiske forholdene i Paddehavet blir for første gang dokumentert i dette kapitlet.

4.1 Bunnforholdene i Paddehavet

Et detaljert kart av Paddehavet er vist i Figur 14. Området er oppkalt etter den lille øya som kalles Skilpadda eller bare Padda. Vest for Padda er det et basseng hvor det maksimale dypet er litt over 15 m. Terskeldypene rundt dette bassenget er omtrent 9-10 m, så vannmassene under dette dypet må løftes opp for å kunne ha fri utveksling med områdene på utsiden. I Tabell 2 er det horisontale arealet av dette bassenget beregnet. Basert på arealberegningene er også volumet av vannmassene beregnet. Som vi skal se er vannet under ca. 11 m anoksiske, og dette utgjør et areal på 120 dekar.

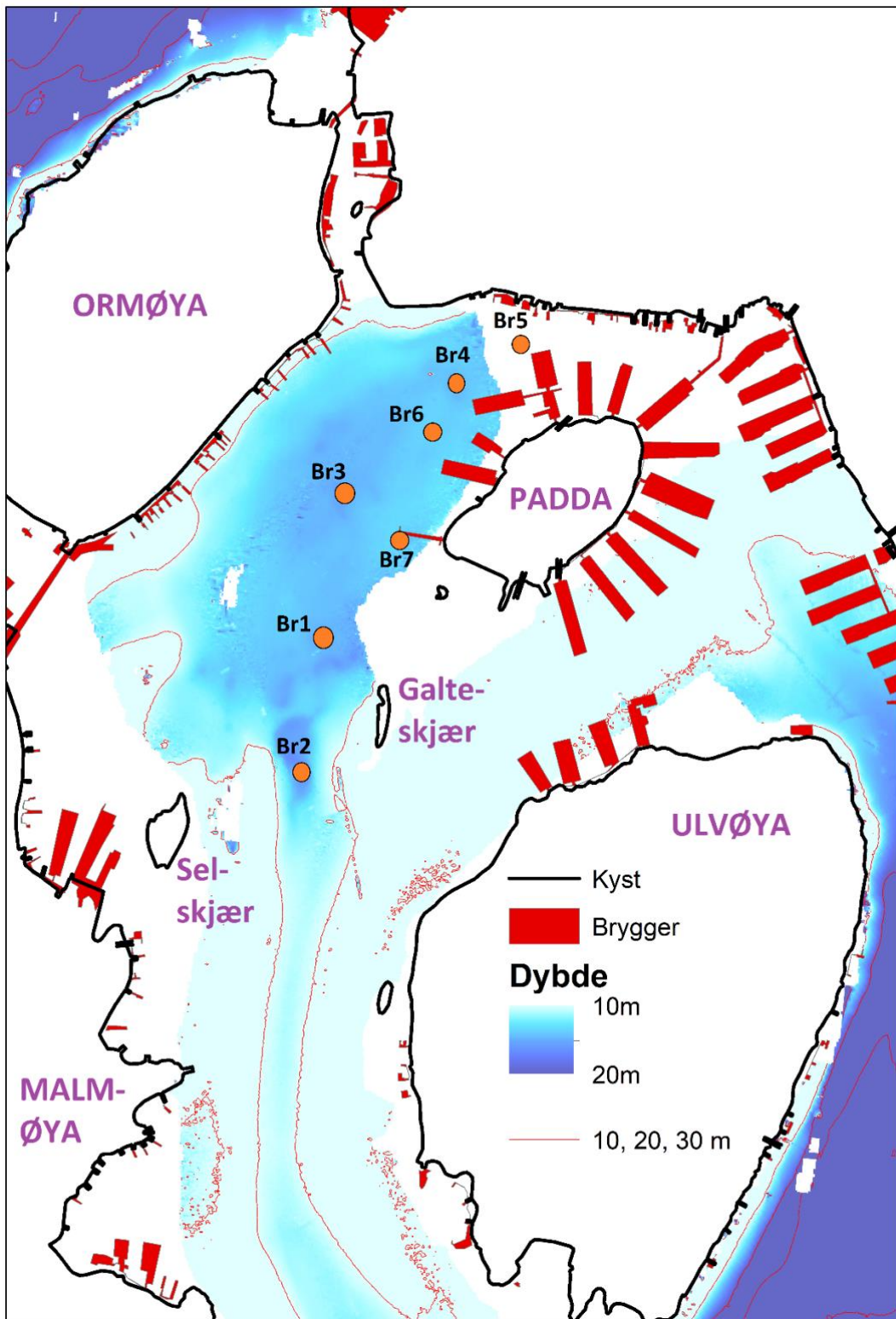
Tabell 2. Estimert av horisontalt areal og volum av det underliggende vannet i bassenget Paddehavet.

Dyp (m)	Areal (m ²)	Volum under dyp (m ³)
10	153749	367959
11	120219	230975
12	86689	127521
13	53159	57597
14	28355	16840
15	3550	888
15.5	0	0

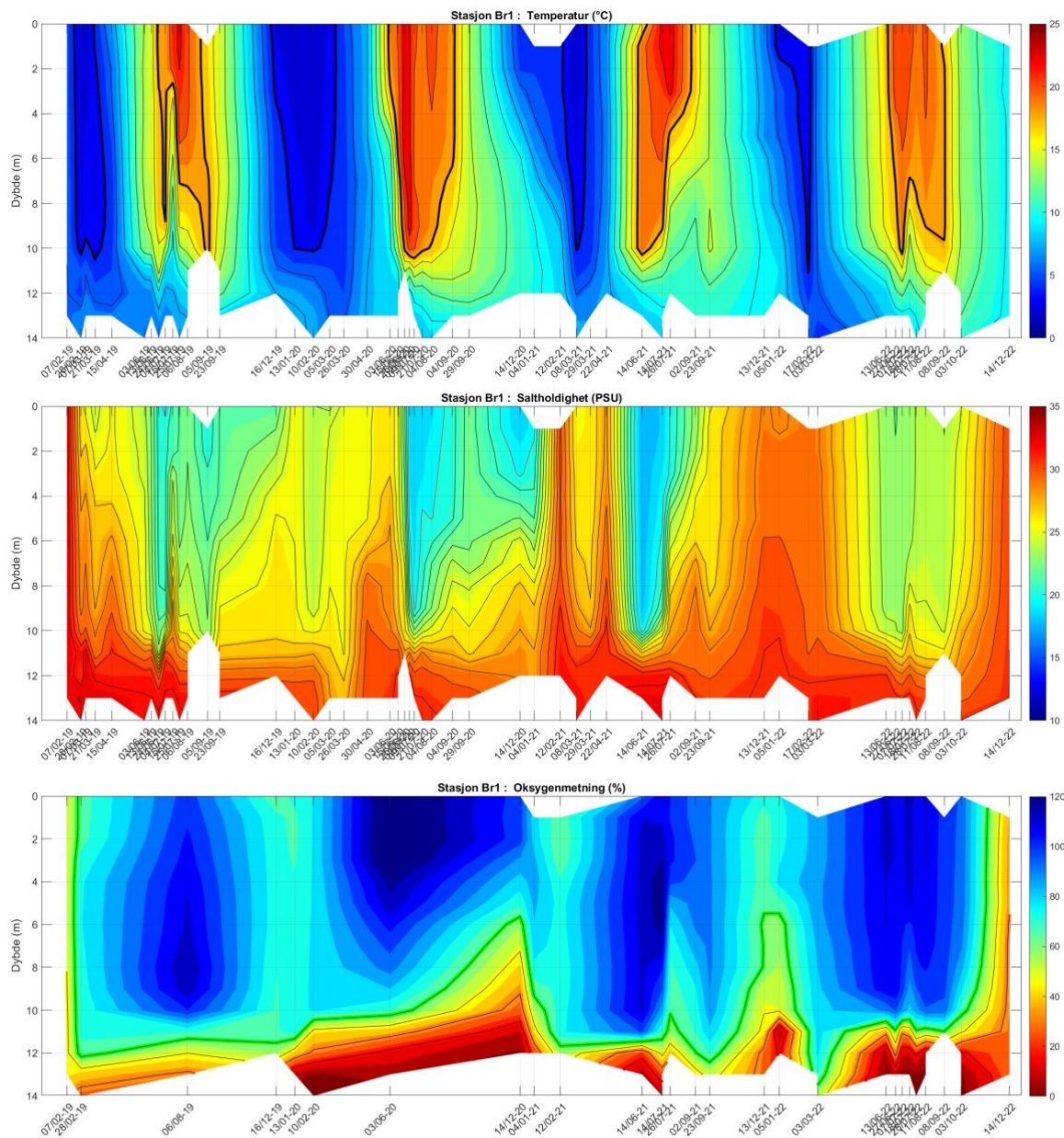
Fra 2015 ble oksygenforholdene i Paddehavet målt med oksygensonde, men det ligger bare data ned til 10 m dyp i Vannmiljø. I Figur 15 vises konturplott av temperatur, saltholdighet og oksygenmetning på stasjon Br1. Overflatelaget er ca. 10 m tykt og under dette er det lave oksygenverdier. Det ser ut til at bunnvannet er nesten permanent oksygenfritt.

Lave oksygenverdier i hele vannsøylen hver vinter tyder på årlig dypvannsfornyelse. Som illustrert i Figur 4 så vil det under en dypvannsfornyelse komme opp oksygenfattig bunnvann, og det er dette som skjer i Paddehavet. Den siste dypvannsfornyelsen var i desember 2022.

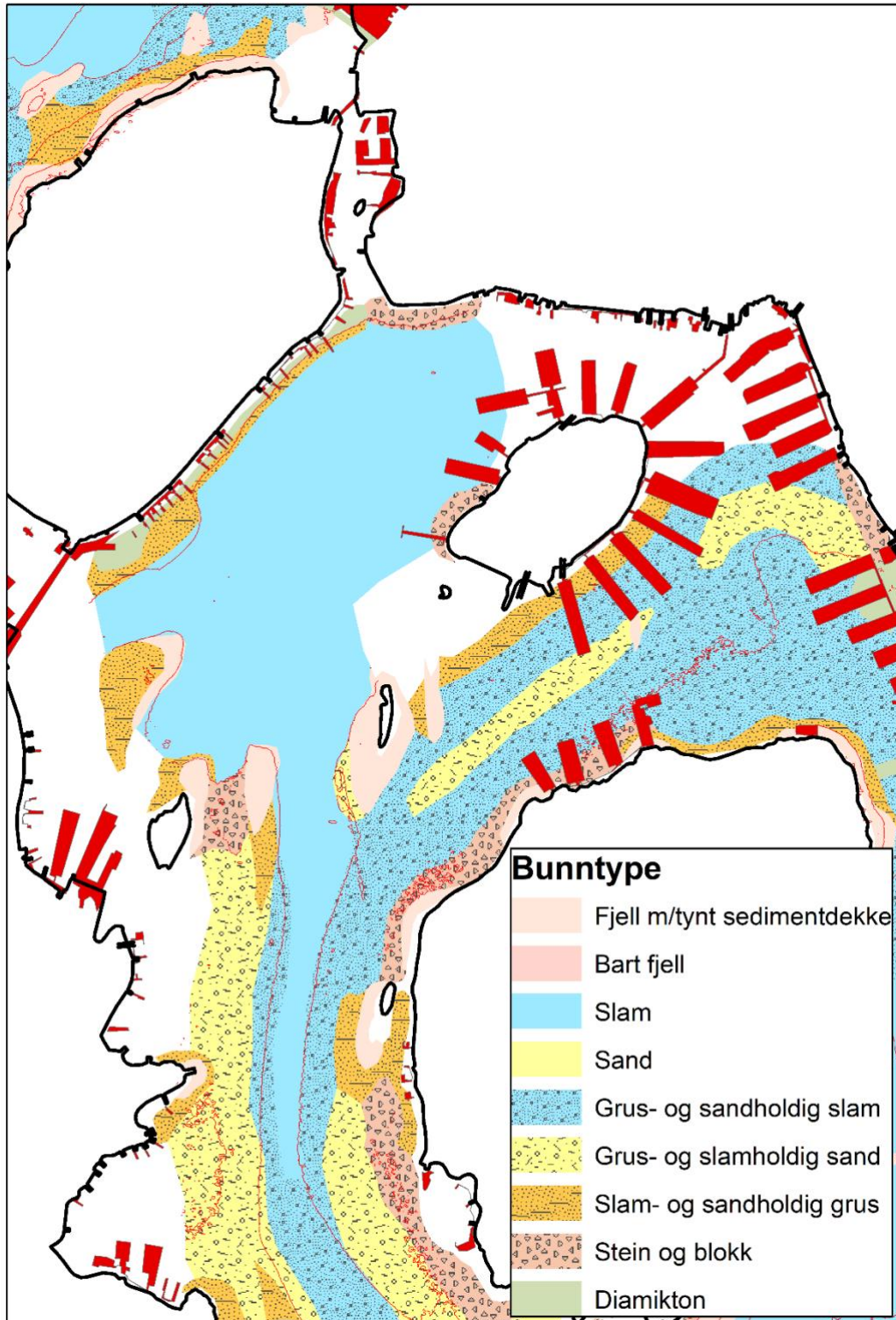
I Indre Oslofjord er kornfordelingen i sedimentene kjent, og bunntypene i Paddehavet er vist i Figur 16. I den dype delen av Paddehavet er det slam, som tyder på at vannmassen her er veldig stillestående, slik som er forventet i et basseng med stagnert bunnvann.



Figur 14. Kart over Paddehavet som er fjordområdet som ligger mellom Ormøya, Malmøya og Ulvøya. Fargekoden angir bunndyp mellom 10 og 20 m, og de røde linjene viser konturlinjer for 10, 20 og 30 m. De røde feltene er områder hvor det er menneskelige konstruksjoner som flytebrygger. De oransje punktene viser hvor det ble gjort målinger i dette prosjektet. Stasjon Br1 er en del av overvåkingen til Fagrådet for Indre Oslofjord.



Figur 15. Målinger med CTD på stasjon Br1 i Paddehavet innenfor Malmøya fra februar 2019 til desember 2022. Øverst vises temperaturen og en ser at sommervarmen strekker seg ned til omtrent 10 m dyp. I midten vises saltholdigheten som også viser et ca. 10 m tykt overflatelag. Nederst vises oksygenmetning som synker raskt fra 10 m og nedover.



Figur 16. Kart over bunntyper i Paddehavet. De røde feltene er områder hvor det er menneskelige konstruksjoner som flytebrygger.

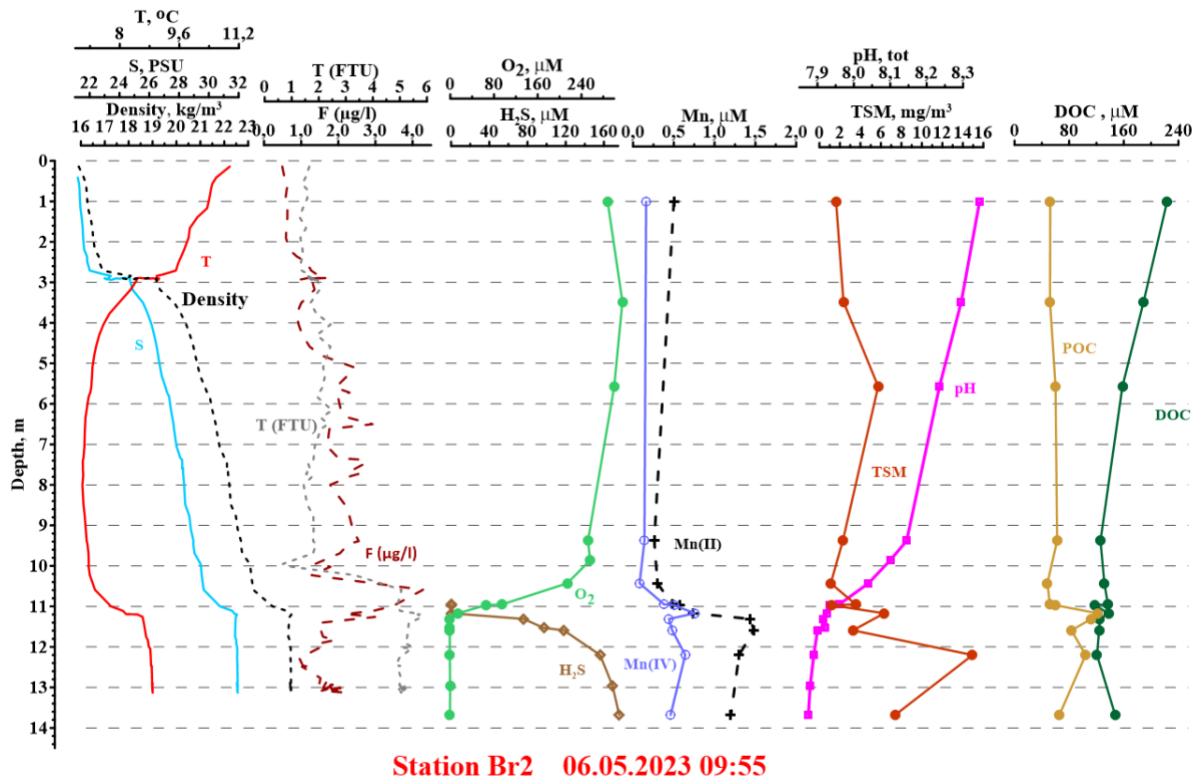
4.2 Kartlegging av Paddehavet i 2023

Isen i Paddehavet brøt ikke opp før i starten av april. De første oksygenmålingene ble tatt 12. april på stasjon Br1 (se Figur 14) og de viste at det fortsatt var oksygenfrie forhold. Det ble også tatt vannprøver på stasjon Br1 den 20. april 2023 på følgende dyp: blandprøve fra 0-2 m samt prøver fra 5, 12, 14, 14.5, 15.0 og 15.5 m. Disse prøvene ble analysert for næringsalter PO_4 , NH_4 , NO_3 , Tot N, Tot P og SiO_2 . Det ble i tillegg målt mengde klorofyll a i overflaten (0-2 m). Resultatene av disse analysene foreligger foreløpig ikke på det nåværende tidspunkt, men disse dataene vil være svært viktig bakgrunnsdata hvis det skal gjennomføres nedpumping av overflatevann, siden vi da forventer store endringer i profilene av næringsalter.

Den 6. mai ble det tatt vannprøver med svært høy vertikal oppløsning på stasjon Br2 (se Figur 14) som ligger mellom Galteskjær og Selskjær. Dette ble gjort ved at vann ble pumpet opp med en slange med en indre diameter på 7 mm. Vann blir sugd inn mellom to plastplater. Over plastplatene var det montert en Saiv CTD slik at en har nøyaktig kontroll på hvilket dyp man pumper vann fra (se Figur 17). Vannet som ble pumpet opp gikk innom en lukket beholder hvor det var sensorer som målte oksygen, pH og temperatur, før vann ble tappet for videre analyser. Vannprøvene ble analysert for oksygen, hydrogensulfid og mangan (Mn, se Figur 18).



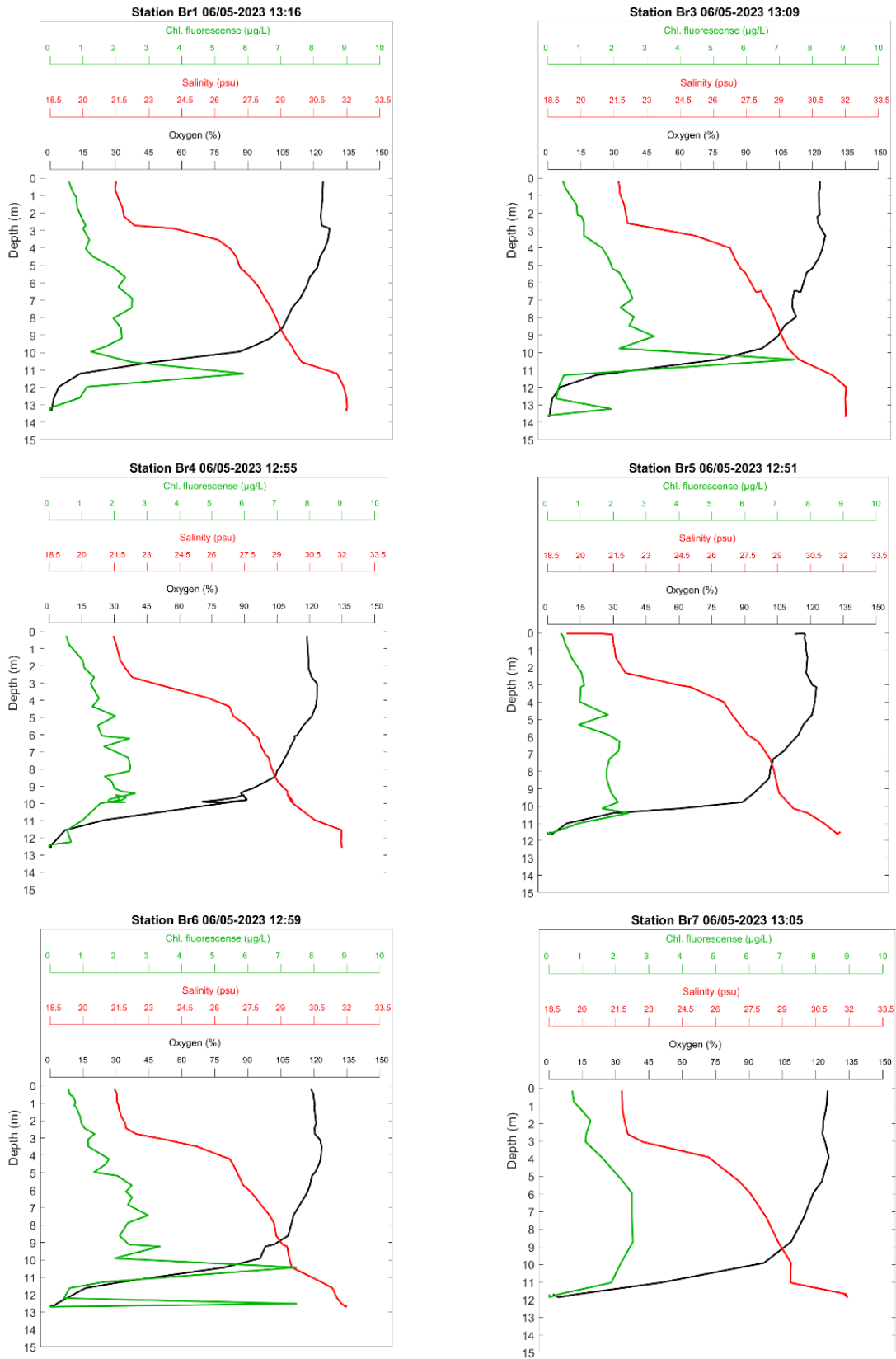
Figur 17. Pumpesystemet som ble brukt ved prøvetaking på stasjon Br2 den 6. mai 2023. Det er Evgeniy Yakushev som holder måleren. Han har også designet prøvetakningssystemet. Foto André Staalstrøm.



Figur 18. Profiler av en rekke parametere ved stasjon Br2 som ble prøvetatt den 6. mai 2023. Helt til venstre vises temperatur, saltholdighet og turbiditet som ble målt med Saiv CTD. Tetthet og klorofyll fluorescens som vises helt til høyre er også målt med Saiv CTD. pH er målt med sensor etter at vannet er pumpet opp. Den grønne kurven viser oksygenprofilen, og under 11 m er det oksygenfritt. I bunnlaget er det store mengder hydrogensulfid, og vannmassen kan klassifiseres som anoksisk (ikke bare suboksisk).

Legg merke til toppen i fluorescens (brun stiplet kurve) nede i det anoksiske laget (helt til høyre i Figur 18). Dette skyldes oksygenfri fotosyntese av bakterier (dette ble bekreftet av Kai Sørensen, pers. komm.), som benytter H_2S som hydrogenkilde (og ikke H_2O som i vanlig fotosyntese). Denne toppen i fluorescens kan altså brukes som en indikator på forekomst av hydrogensulfid og anoksisk vann.

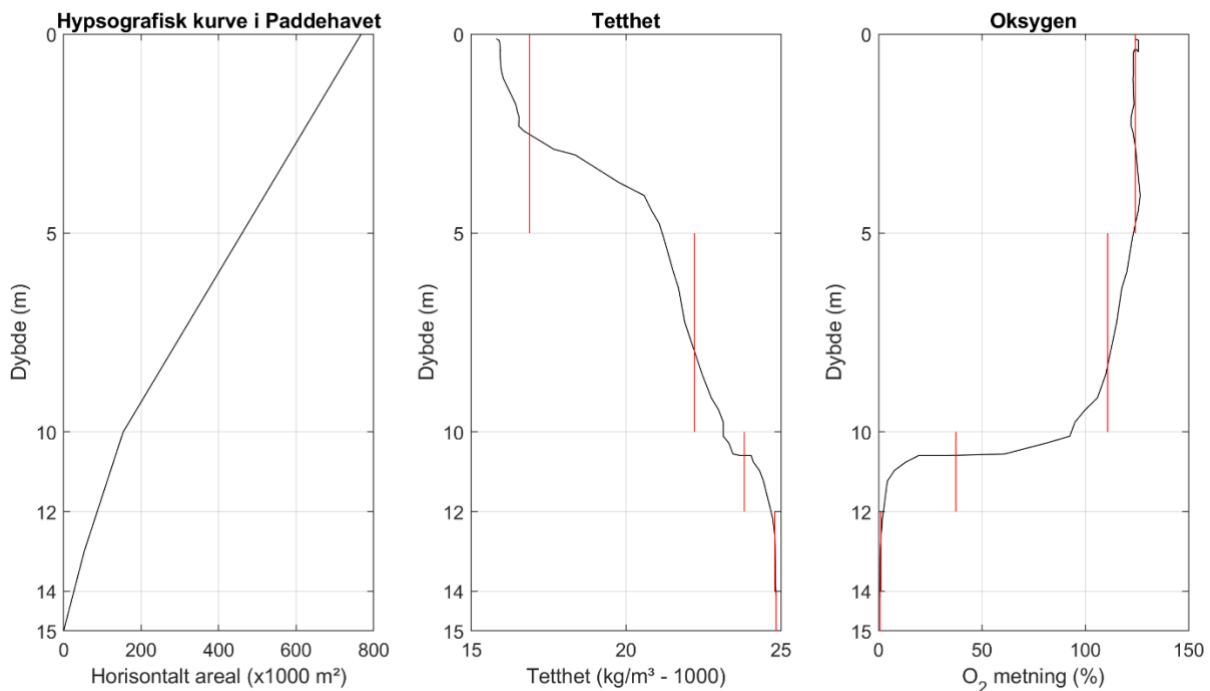
Denne samme dagen (6. mai 2023) ble oksygenforholdene i hele Paddehavet kartlagt med en annen Saiv CTD som hadde påmontert en Rinko oksygensonde samt en fluorescenssensor. Det ble målt profiler på alle stasjonene i Figur 14. På alle stasjonene var det oksygenfrie forhold fra 11-12 m dyp. På stasjon Br6, Br3, Br1 (og Br2 som ikke er vist) var det en tydelig topp i fluorescens i det oksygenfrie laget, som altså beviser at det er forekomst av hydrogensulfid i hoveddelen av bassenget.



Figur 19. Profiler av klorofyll fluorescens (grønn), salinitet (rød) og oksygenmetning (svart).

4.3 Beregning av kunstig omrøring i Paddehavet

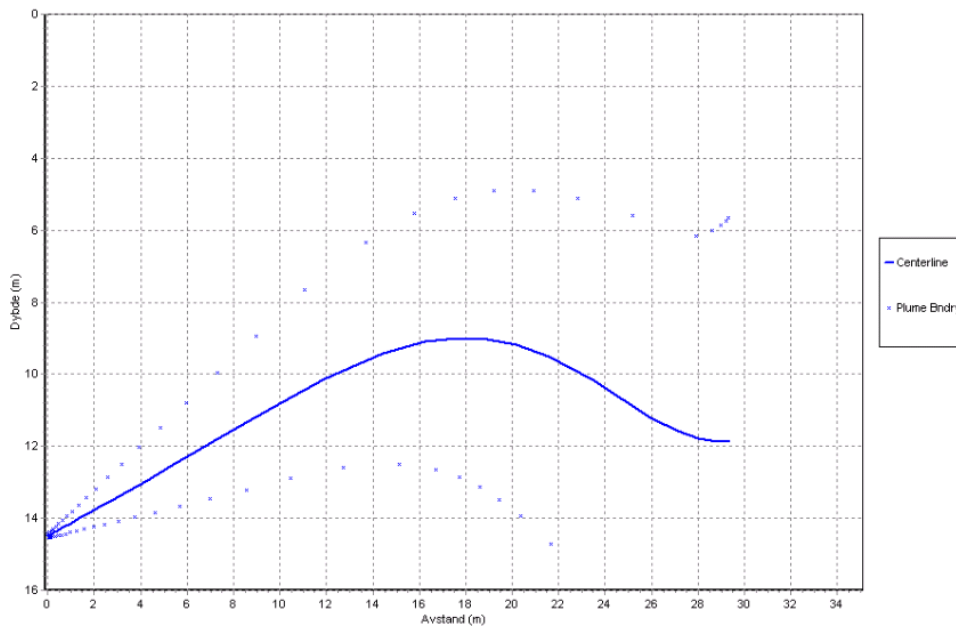
I kapitel 3.5 beskriver vi en forenklet modell for nedpumping av overflatevann, og vi vil her benytte denne modellen på Paddehavet. Vi antok at overflatevann skulle pumpes ned fra overflaten til litt under 14 m dyp, og bunnlaget i modellen er laget under dette dypet. Lag 1 er definert som laget fra 14 til 12 m dyp. Lag 2 er definert som laget fra 12 til 10 m dyp. Lag 3 er definert som laget fra 10 til 5 m dyp. Overflatelaget er de øverste 5 meterne. I Figur 20 er den hypsografiske kurven for bassenget (fra Tabell 2) vist sammen med tetthetsprofil og profil for oksygenmetning målt på stasjon Br2 den 6. mai 2023. Disse dataene blir brukt som startbetingelse for modellen.



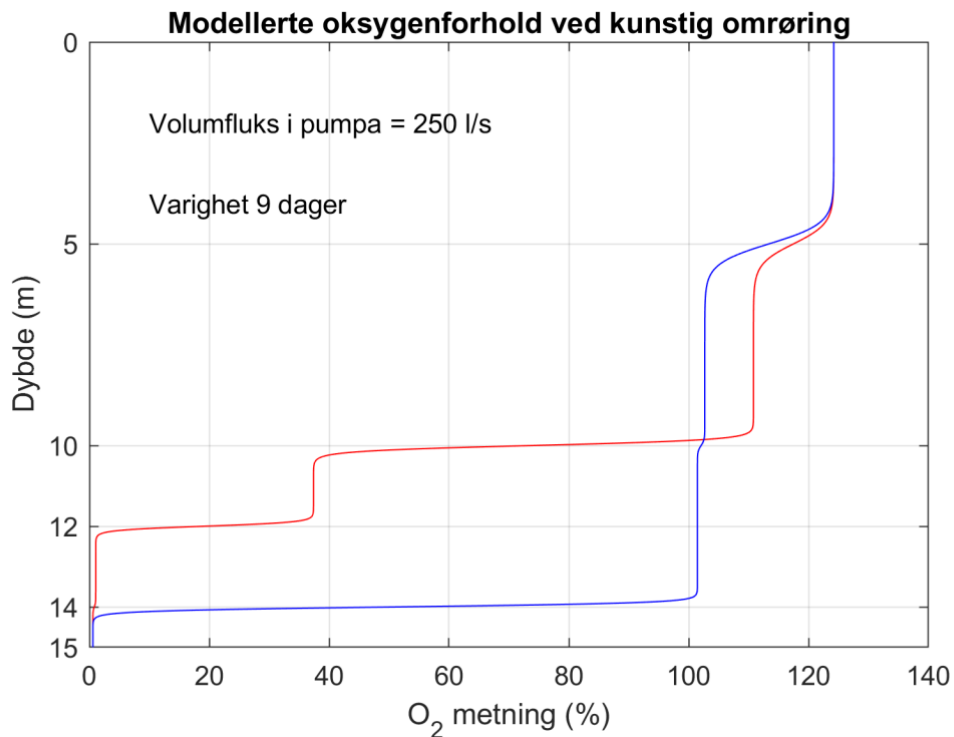
Figur 20. Hypsografisk kurve for Paddehavet er vist sammen med profil for tetthet (i midten) og oksygenmetning (til høyre). Målingene er fra stasjon Br2 den 6. mai 2023. De røde vertikale strekene er verdien midlet over hvert lag.

Det blir antatt at 250 L med overflatevann blir pumpet ned til litt under 14 m dyp per sekund. Modellen Visual Plumes (Frick, 2010) blir benyttet til å beregne fortynningen av skyen med overflatevann, basert på data fra Figur 20. Utskrift av modellresultatene er vist i vedlegg A. Fortyningen for lag 1 og 2 ble beregnet til hhv. 18 (f_1) og 42 (f_2) ganger. Banen til skyen basert på Visual Plumes er vist i Figur 21, og basert på beregningene så når øvre del av skyen opp til 5 m dyp, som er under overflatelaget.

I Figur 22 vises resultatet på oksygenforholdene i Paddehavet etter 9 døgn med nedpumping av 250 liter overflatevann per sekund. Volumet av vannmassen mellom 10 og 14 m i Paddehavet utgjør et volum på 350 000 m³. Det ville tatt over 16 dager å pumpe hele denne vannmengden. Modellen viser at pga. innblanding av vann så vil vannmassen fra 10 m og ned til 14 m dyp nå 100 oksygenmetning etter 9 dager.



Figur 21. Banen til skyen av overflatevann som blir sluppet ut under 14 m dyp. Skyen innlagres under 5 m dyp.



Figur 22. Resultat fra den forenklede modellen for nedpumping av overflatevann i Paddehavet. Den røde kurven er oksygenmetningen ved starttidspunktet. Den blå kurven er oksygenprofilen etter 9 døgn med nedpumping av 250 L/s med overflatevann.

5 Overvåking

Overvåking av miljøtilstand er per definisjon jevnlig, systematiske undersøkelser med lik metodikk over tid for å kunne avdekke eventuelle endringer i miljøtilstanden. For at resultatene skal ha god utsagnskraft må det ikke gå lang tid mellom hver gang undersøkelsene gjennomføres. Hvor lang tid, er avhengig av hva som skal overvåkes. Det trengs for eksempel hyppigere undersøkelser av forhold i vannmassene, gjerne ukentlig, enn på bunnen hvor det ofte kan være tilstrekkelig med årlige, eller kanskje sjeldnere undersøkelser.

I marine områder har bunnens dyreliv, særlig på bløtbunn, i mange tiår blitt brukt som indikator på miljøtilstand og vist seg å være et nyttig verktøy for å beskrive økologisk status og utvikling på en lokalitet. Det har samtidig foregått en kontinuerlig utvikling og forbedring av metodene som brukes til å beskrive og klassifisere tilstanden hos bløtbunnsamfunn.

Friske bløtbunnsamfunn er rike på arter. Endringer i strukturen i bløtbunnsamfunn (bl.a. antall arter, antall individer og diversitet) gjenspeiler derfor den sammenlagte respons hos mange arter og forsterker på den måten signalet fra forurensningspåvirkninger eller andre forstyrrelser. Disse stedbundne organismsamfunnene er representative for den lokale miljøtilstand og fanger opp svingninger i levetilstandene over tid.

En kan anta at utslipp til Indre Oslofjord påvirker bløtbunnsfauna i Paddehavet gjennom organisk belastning, enten direkte ved utslipp av organisk materiale eller sekundært via å tilføre næring til plankton som senere sedimenterer. Hvis vannutsiftningen er begrenset, som i tiltaksområdet, kan oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet bli lav som følge av at nedbrytningen av det organiske materialet og nitrifikasjonen av ammonium forbruker oksygen som beskrevet tidligere i rapporten.

Tiltaket i Paddehavet er ment å bedre tilstanden i vannmassene og på bunnen. For å kunne vurdere om tiltaket har gitt ønsket effekt er det derfor nødvendig med undersøkelser både i vannmassen og på bunnen; tiltaket forventes å gi raskere effekt i vannmassene enn på bunnen. Det bør dessuten gjøres parallelle undersøkelser i et referanseområde, et stykke unna tiltaksområdet. Referanseområdet bør ha tilsvarende dybdeforhold som tiltaksområdet, men bør ha gode oksygenforhold.

Vi vet at det er bløt sedimentbunn i tiltaksområdet (se Figur 16) og at oksygenforholdene ved bunnen er meget dårlige (se Figur 18 og Figur 19) – derfor er det sannsynlig at bunnen i de dypeste områdene er livløs, bortsett fra bakterievekst. En god og kostnadseffektiv måte å dokumentere forhold på i sedimentbunn er å ta profilbilder ned i sedimentet (SPI), samt å dokumentere bunnoverflaten ved å filme med en undervannsdroner.

5.1 Forslag til overvåking av bunnområdet

Undersøkelsene må gjøres før tiltaket settes i gang, som et sammenligningsgrunnlag (base-line), og underveis, etter igangsettelse av tiltak, for å kunne vurdere effektene av tiltaket. For å gjøre dette foreslår vi undersøkelser med to ulike metoder:

- Befaring med undervannsdroner
- Undersøkelser av bunnsedimentene med SPI-kamera

Befaring med undervannsdroner er en relativt enkel og effektiv måte å dokumentere forhold ved bunnen med hjelp av videooptak. Moderne små undervannsdroner er rimelige, enkle å manøvrere

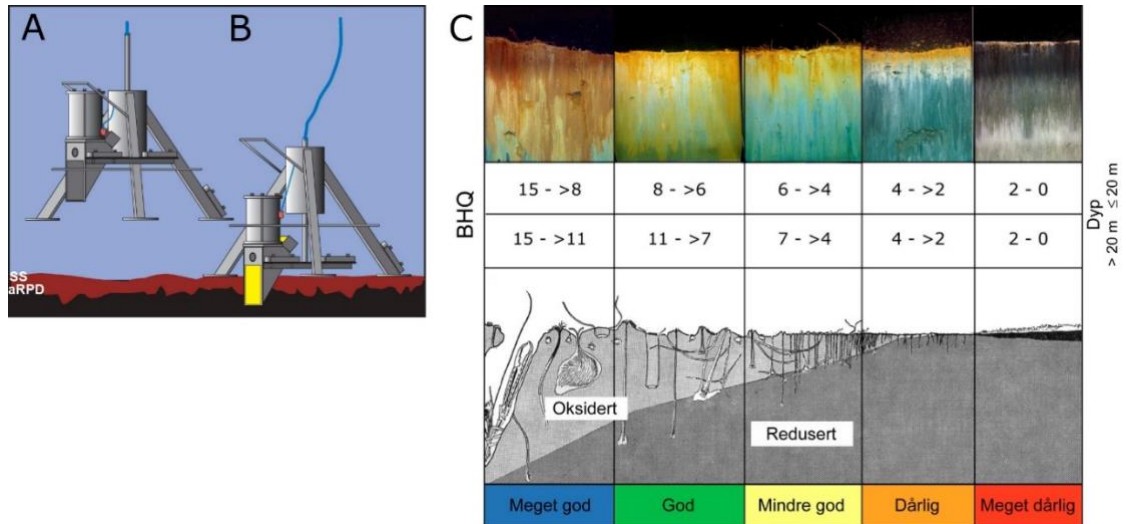
og de tar opp video av høy kvalitet. Video i dybdetranskter gjennom tiltaksområdet før og under tiltaket gir oss en visuell dokumentasjon av utbredelsen av dårlig bunn, og av de positive endringer som tiltaket forhåpentligvis medfører. Slike positive endringer kan for eksempel være observasjoner av fisk eller andre dyr ved bunnen. Slike videoopptak egner seg også godt til formidling. I Figur 28 vises et eksempel på et bilde av sjøbunnen tatt med undervannsdrone.



Figur 23. Undervannsdrone av type Blueye Pro er planlagt brukt i Paddehavet. Foto fra www.blueyerobotics.com

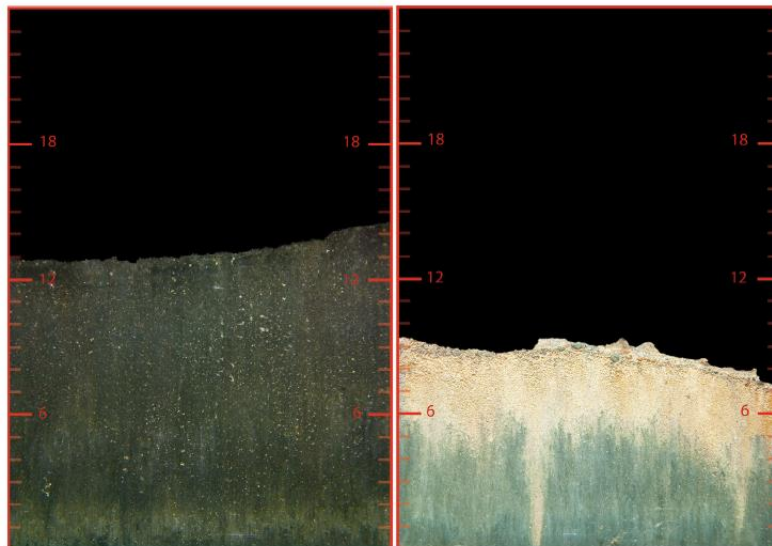
Sedimentprofilografering (SPI) er en rask metode for visuell kartlegging og klassifisering av sediment og bløtbunnfauna. Teknikken kan sammenlignes med et omvendt periskop som ser horisontalt inn i de øverste dm av sedimentet. Bildet som blir 17,3 cm bredt og 26 cm høyt, tas nede i sedimentet uten å forstyrre strukturer i sedimentet. Et digitalt kamera med blits er montert i et vanntett hus på en rigg med tre ben, Figur 24. Denne senkes ned til sedimentoverflaten slik at en vertikal glassplate presses ca. 20 cm ned i sedimentet. Bildet tas gjennom glassplaten via et skråstilt speil hvilket til sammen utgjør prismet. Resultatet er digitale fotografier med detaljer både av strukturer og farger av overflatesedimentet.

Fra bildene kan en beregne en miljøindeks (Benthic Habitat Quality-index; BHQ-indeks) ut fra strukturer i sedimentoverflaten (rør av børstemark, fødegrop og ekskrementhaug) og strukturer under sedimentoverflaten (bløtbunnsfauna, faunagang og oksiderte tomrom i sedimentet) samt redox-forhold i sedimentet. Indeksen varierer på en skala mellom 0 og 15. Denne indeksen kan siden sammenlignes med Pearson og Rosenbergs klassiske modell for faunaens suksesjon. Fra denne modellen klassifiseres bunnmiljøet i henhold til retningslinjer i EUs vannrammedirektiv.



Figur 24. Prinsippskisse for SPI-kamera og bildeanalyse. (A) Kamera og rigg over bunnen (SS = sediment overflate og aRPD = grense mellom det bioturberte oksiderte sedimentlag og reduserende sediment [apparent redox potential discontinuity]). (B) Kamera med prismet som har trengt ned i sedimentet og bildet eksponeres. (C) Figuren viser en modell av endringer i faunatype fra upåvirkede bunnsedimenter med en rik, dypravende fauna (Meget god) til en grunnlevende, fattig fauna i påvirkede områder (Meget dårlig). BHQ-miljøkvalitetsindeks for vandndyp ≤ 20 meter og > 20 m er i henhold til EUs vanndirektiv for marine sedimenter (Nilsson & Rosenberg 1997, Rosenberg m. fl. 2004, Nilsson & Rosenberg 2006).

Det ble gjort SPI undersøkelser før og etter eksperimentet i Byfjorden (se kapittel 3.3.3). Resultatene fra disse undersøkelsene er slående (se Figur 25). Etter at vannmassene var gjort oksygenholdige pga. kunstig omrøring, ble også sedimentene oksiske. Dette førte til at bunnfauna kom tilbake til området.

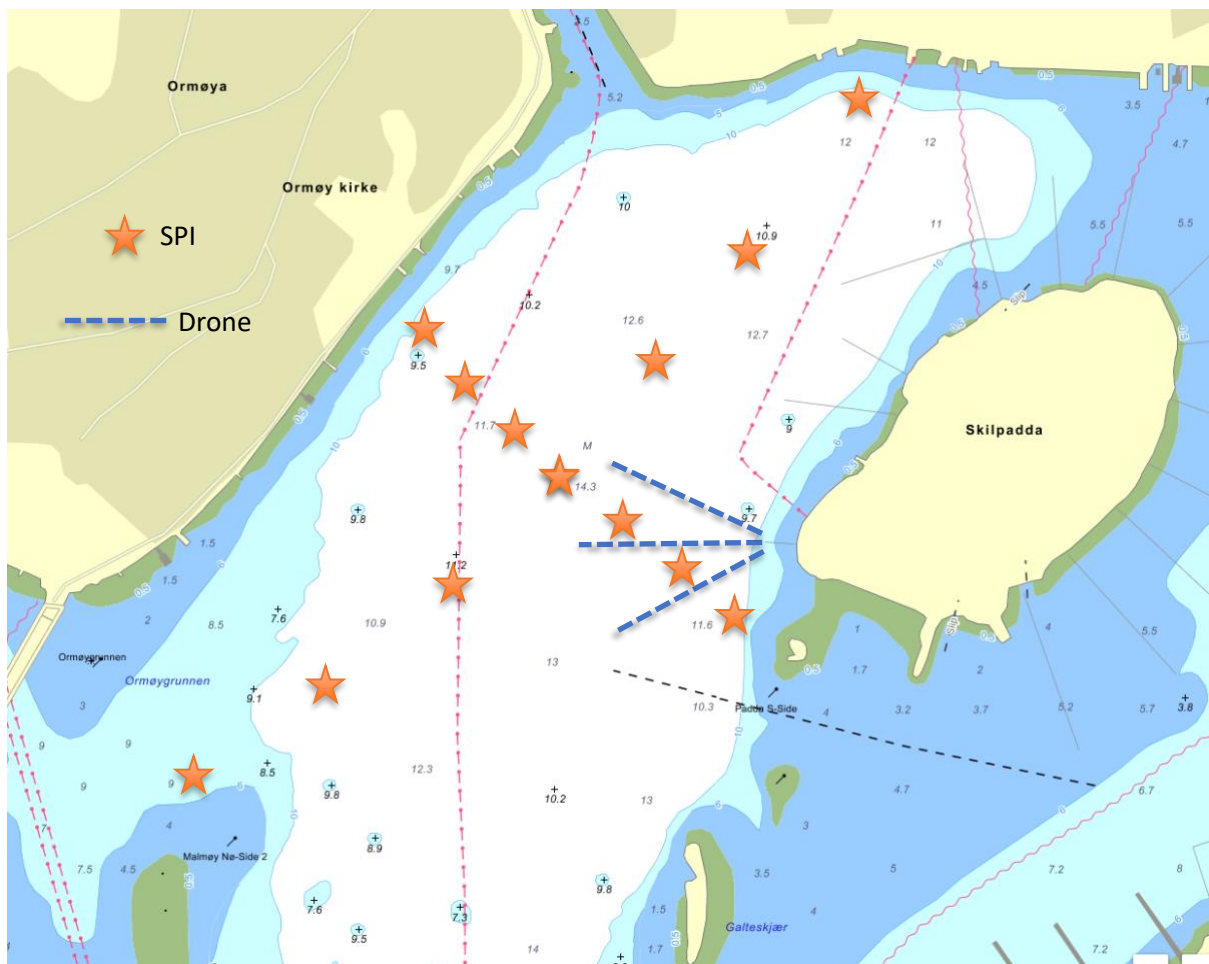


Figur 25. SPI bilder fra Byfjorden (stasjon B19). Bildet til venstre ble tatt i 2009 før pumping startet opp, sedimentet er oksygenfritt og det er intet biologisk liv. Bildet til høyre er fra samme sted, men tatt i mars 2012 etter at bunnvannet hadde vært oksisk i ca. ett år. Sedimentene hadde et oksidert lag og hadde blitt rekolonisert med tydelig spor etter bioturberende (dvs. gravende) organismer. Bildene er hentet fra Stigebrandt et al. (2015).

Vi foreslår 13 stasjoner med SPI-undersøkelser i en dybdegradient tvers over Paddehavet (Figur 26), med tre SPI-foto på hver stasjon. Hvis bunnen består av meget bløtt sediment kan det bli nødvendig å utvide arealet på SPI-riggens 'føtter' for å unngå at den synker ned i bunnen. Bunnens kvalitet (Benthic habitat quality, BHQ) blir på bakgrunn av bildene beregnet for hver stasjon. Undersøkelsene foretas én gang før iverksetting av tiltak (base-line), og én gang cirka ett år etter tiltaket. Tilsvarende undersøkelser gjøres på fem stasjoner i referanseområdet

Med undervannsdronen foreslår vi filming i tre transekt. Hvert av dem fra noen få meters dyp og ned til største dyp i området, som er drøyt 14 meter (Figur 26). På video-opptakene fremkommer informasjon om dato/klokkeslett, vanntemperatur, samt dronens retning og dyp (Figur 28). Undersøkelsene foretas én gang før iverksetting av tiltak (base-line), og jevnlig, f.eks. hver 2. måned, etter oppstart av tiltaket. Tilsvarende undersøkelser gjøres i referanseområdet.

Vi foreslår at referanseområdet etableres ved Skinnerbukta vest for Malmøya, hvor det også undersøkes med samme metodikk som i Paddehavet (Figur 27). Dette området er nærmere, og har sammenlignbare vandndyp, men har ikke oksygenfritt bunnvann.



Figur 26. Paddehavet: Tentativ plassering av stasjoner og transekt for bunnundersøkelser med hhv. SPI-kamera og drone. Kart fra Gule sider.



Figur 27. Skinnerbukta (referanseområde): Tentativ plassering av stasjoner og transekt for bunnundersøkelser med hhv. SPI-kamera og drone. Kart fra Gule sider.



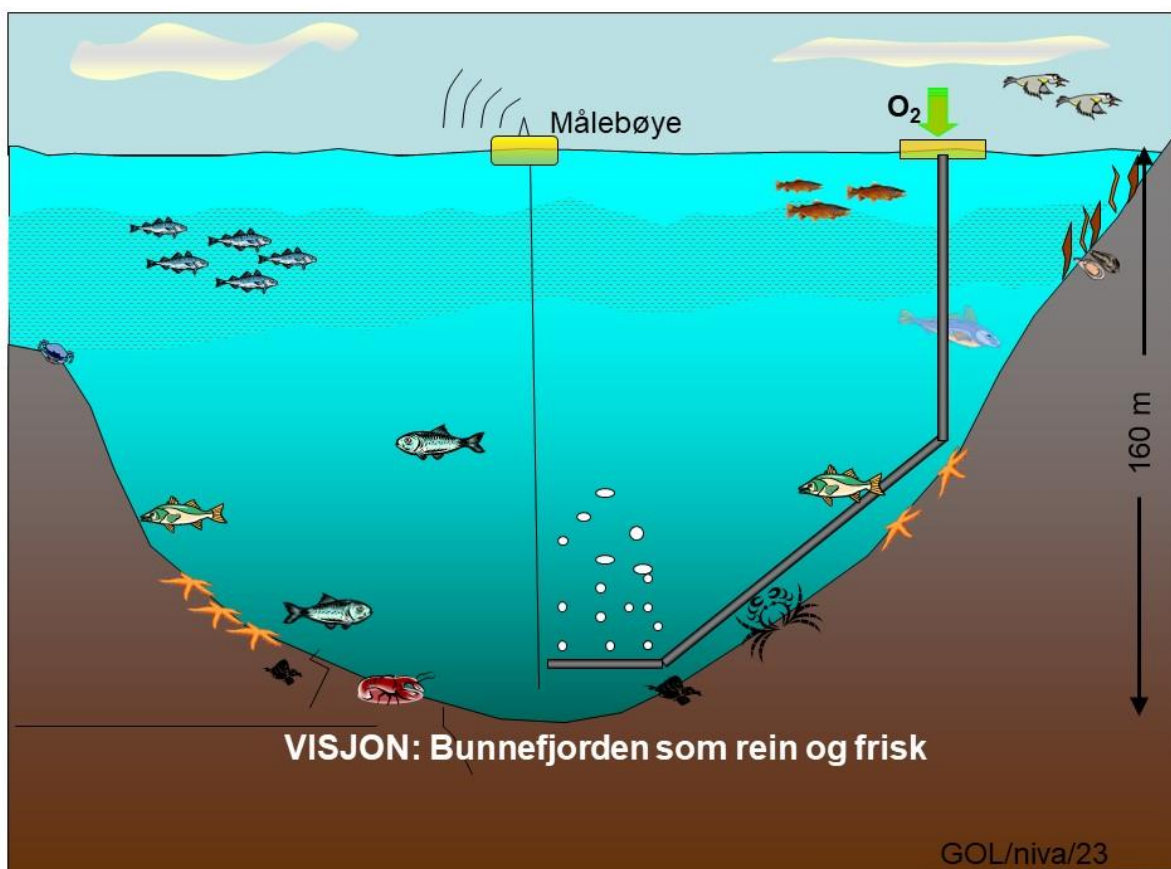
Figur 28. Bilde av bløtbunn hentet fra en dronevideo tatt i Rolfsbukta i Indre Oslofjord i oktober 2021. Dronen er av samme type som den som er planlagt brukt i Paddehavet (Blueye). Hull i bunnen, og en krabbe, indikerer at dette er en frisk levende bunn.

5.2 Forslag til overvåking av vannmasser

For å kartlegge oksygenforholdene i Paddehavet anbefaler vi at det gjøres undersøkelser med CTD med påmontert sensor for oksygen og fluorescens, på stasjonene Br5, Br3, Br1 og Br2 i Figur 14 for å få en oversikt over hvordan forholdene varierer innenfor bassenget. I tillegg må det tas prøver ved én til to stasjoner utenfor bassenget Paddehavet som vil gi informasjon om de vannmassene som kan strømme inn i Paddehavet. For å følge med på utviklingen bør disse undersøkelsene gjøres med en til 2 dagers mellomrom etter at pumpen er startet og til hele bassenget er oksygenholdig. Etter dette kan undersøkelsene gjøres ukentlig for å følge med på utviklingen. Det vil være oksygenforbruk pga. nedbrytning av organisk stoff, og derfor vil oksygenforholdene stadig bli dårligere. Derfor vil det etter en tid være nødvendig å gjennomføre pumping på nytt. Basert på overvåking av oksygenforholdene kan driften av pumpingen optimaliseres.

Etter at tiltaket er gjennomført bør det måles hvordan virkningen har vært på de andre parameterne i vannsøylen, og tilsvarende undersøkelser som ble gjort den 6. mai 2023 (vist i Figur 18) med vannprøvetakning bør gjentas. Her bør det måles næringsalter og utvalgte miljøgifter.

Det burde plasseres ut en målebøye som måler oksygen, saltholdighet og temperatur på ca. 13 m dyp. Disse dataene kan sendes fra målebøya og en kan dermed overvåke hvordan utviklingen i bunnvannet er online. Dette kan brukes til å styre pumpingen. I Figur 29 er det illustrert hvordan dette kan se ut.



Figur 29. En visjon om hvordan Bunnefjorden kunne sett ut om det var permanent oksisk bunnvann.

6 Utvidelse av prosjektet

6.1 Potensialet i Indre Oslofjord

Paddehavet er den minste av de helt oksygenfrie områdene i Indre Oslofjord. I Tabell 3 gis en oversikt over de fire områdene som er vist på kartet i Figur 3. Samlet areal av oksygenfri bunn var 11,4 km² basert på data fra desember 2020, og Paddehavet utgjør ca. 1 % av dette. Selv om Paddehavet er det minste av disse områdene er det verdt å legge merke til at dette er de grunneste oksygenfrie områdene vi har i Indre Oslofjord. Det betyr at det er tilgang på lys i dette området, og derfor finner vi oksygenfri fotosyntese med maksimum i klorofyll fluorescens i det oksygenfrie laget som skyldes bakterier. Slike bakterier er også observert i Bærumsbassenget (Kai Sørensen, pers. komm.), men ikke i Steilene Nord eller i Bærumsbassenget, hvor det anoksiske vannet er mye dypere.

Tabell 3. Oversikt over områder med periodisk oksygenfritt bunnvann. Beregningene her er basert på data fra slutten av 2020, bortsett fra for Paddehavet hvor data fra denne rapporten er brukt. For prosentberegningene har arealet av vannforekomstene innenfor Drøbak blitt brukt (191,6 km², vann-nett.no).

Nr.	Område	Største dybde (m)	Dyp Oksygenfritt vann (m)	Bunnareal oksygenfritt Vann (10 ³ m ²)	Andel av bunn innenfor Drøbak (%)
1	Paddehavet	15,5	11	120	0,06
2	Bærumsbassenget	31	20	900	0,5
3	Steilene Nord	86	60	1080	0,6
4	Bunnefjorden	150	100	9310	4,9

Ved å utvide dette prosjektet er det mulig å få fjernet alle helt oksygenfrie bunnområder i Indre Oslofjord, men det vil være aktuelt å benytte forskjellig metodikk i de forskjellige bassengene. I det største bassenget Bunnefjorden er det allerede satt i gang tiltak for å forbedre oksygenforholdene. Etter at Nordre Follo renseanlegg (NFR) la sin dypvannsledning ned på 139 m dyp, har det ikke vært observert anoksiske forhold, men det er fortsatt ikke dypvannsfornyelse hvert år, og oksygenkonsentrasjonene var svært dårlig (men ikke anoksiske) rett før dypvannsfornyelsen som kom på starten av 2023. Det ville derfor vært gunstig å økt vannmengden som slippes ut gjennom NFR sin avløpsledning. NFR gjorde en inspeksjon av sin rørledning 5. mai 2023 og det ble da observert torsk på 130 m dyp (se Figur 30).

I Steilene Nord kunne det vært aktuelt å bruke diffusjonspumpa som er beskrevet tidligere, mens i Bærumsbassenget ville det vært gunstig å pumpe ned overflatevann, slik som er modellert for i denne rapporten for Paddehavet.

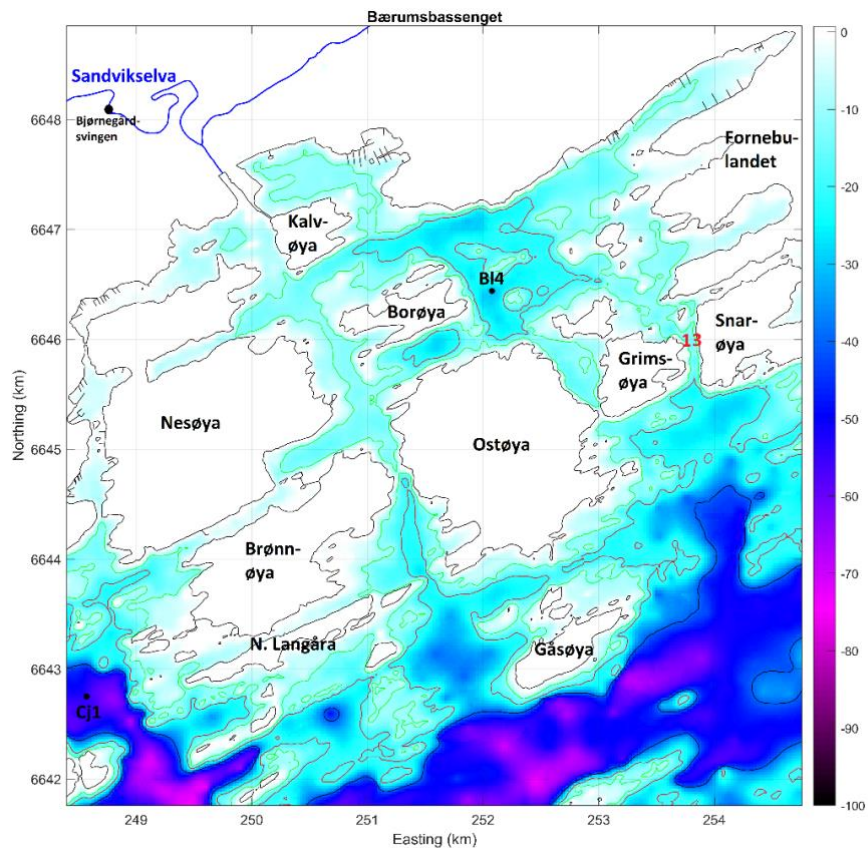
Her vil vi gi en nærmere beskrivelse av de tre bassengene Steilene Nord, Bærumsbassenget og Bunnefjorden.



Figur 30. En torsk som ble fotografert på 130 m dyp ved avløpsledningen til Nordre Follo RA (Foto: Dykkerteam AS)

6.2 Bærumsbassenget

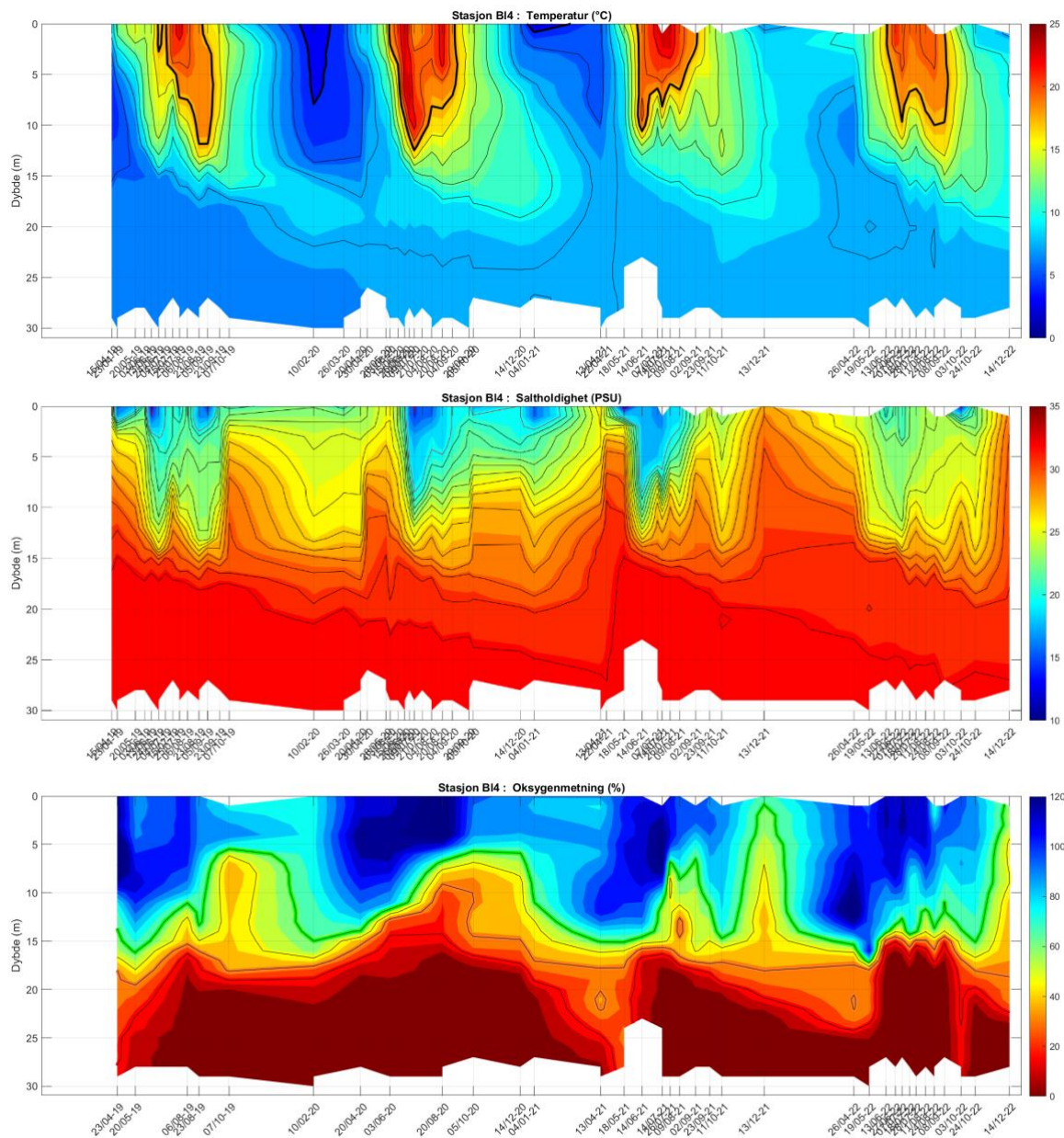
Bærumsbassenget er avgrenset fra Vestfjorden ved trange sund med flere grunne terskler. Dypeste terskel er i Snarøsundet på 13.5 m. Største dyp er ca. 31 m og ligger i et dypområde nord for Ostøya (se Figur 31). Middeldypet i bassenget er ca. 10 m, det vil si at bassenget domineres av relativt grunne områder. Vanddyp på mer enn 20 meter omfatter bare ca. 10 % av bassengets areal og ca. 4 % av bassengets volum.



Figur 31. Kart over Bærumsbasseng. Fargeskalaen angir bunndybden i meter. Dybdekonturer for 10, 20 og 40 m er tegnet inn med hhv. grønn, rød og svart linje. Stasjon BI4 fra overvåkingsprogrammet for Indre Oslofjord er tegnet inn med svart punkt.

I Figur 32 vises konturplott av temperatur, saltholdighet og oksygenmetning fra 2019-2022 i Bærumsbassenget. Sandvikselva påvirker saltholdigheten i overflatelaget. Fra ca. 16 meters dyp til bunn er saltholdigheten regulert ved innstrømming av tynge vann fra Vestfjorden, noe som vanligvis skjer om vinteren. Vannmassen under ca. 20 m er nesten permanent anoksisk.

I dette bassenget ville nedpumping av overflatevann gjort at hele vannmassen ble oksygenholdig på samme måte som beskrevet i Paddehavet, men volumstrømmen måtte sannsynligvis vært betydelig større enn $0,25 \text{ m}^3/\text{s}$. I Byfjorden ble det beregnet at pumpevolumet måtte være $2 \text{ m}^3/\text{s}$. Bærumsbassenget er mindre enn Byfjorden i volum og areal, så pumpevolumet trenger også å være mindre.

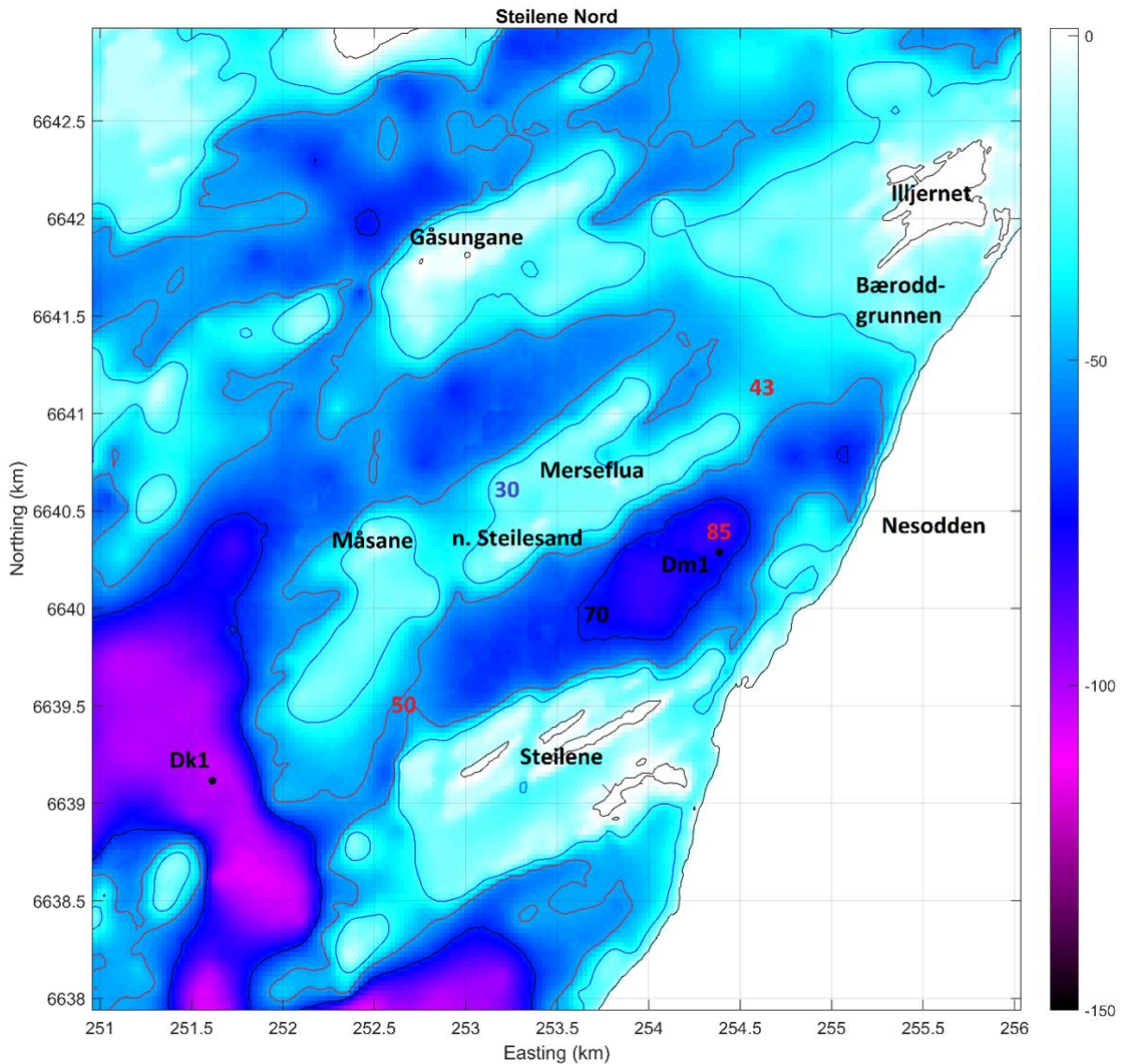


Figur 32. Stasjon BI4 i Bærumsbassenget utenfor Sandvika. Data for perioden fra 23.4.2019 til 14.12.2022 fra stasjon BI4 Bærumsbassenget. Øverst vises temperatur med konturlinjer for hver 2. grad fra 8 til 18 °C. I midten vises saltholdighet med konturlinjer fra 20 til 35 psu. Nederst vises oksygenmetning med konturlinjer for 65 % (grønn), 50 % (gul), 35 % (oransj) og 20 % (rød).

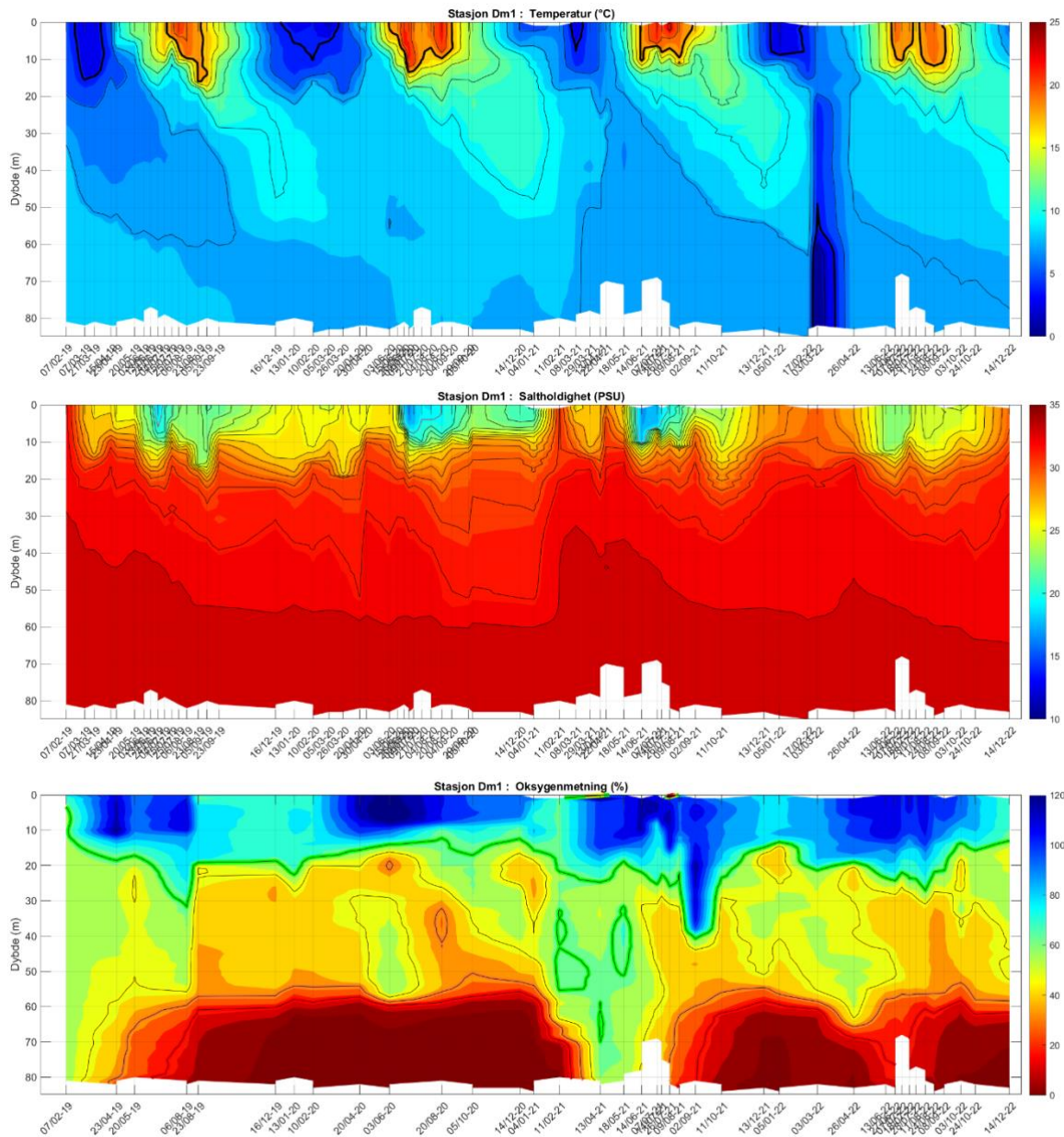
6.3 Steilene Nord

Bassenget Steilene Nord er i Vann-nett definert som en del av samme vannforekomst som Vestfjorden. Men dette bassenget, som ligger mellom øyene Illjernet og Steilene, er omringet av undersjøiske fjellrygger hvor dybden mange steder er mindre enn 30 m. Den dypeste forbindelsen ut til Vestfjorden er rett vest for Steilene og terskeldypet er ca. 50 m (se Figur 33).

Figur 34 viser hydrografien på stasjon Dm1 i 2019, og det er tydelig at vannmassen under ca. 60 m er stillestående og at dette fører til at det oppstår anoksiske forhold.



Figur 33. Kart over bassenget Steilene Nord. Fargeskalaen angir bunndybden i meter. Dybdekonturer for 30, 50 og 80 m er tegnet inn med hhv. blå, rød og svart linje. Stasjon Dm1 fra overvåkingsprogrammet for Indre Oslofjord er tegnet inn med svart punkt.



Figur 34. CTD data for perioden fra 7.2.2019 til 14.12.2022 fra stasjon Dm1 i bassenget Steilene Nord mellom Steilene og Ildjernet. Øverst vises temperatur med konturlinjer for hver 2. grad fra 8 til 18 °C. I midten vises saltholdighet med konturlinjer fra 20 til 35 psu. Nederst vises oksygenmetning med konturlinjer for 65 % (grønn), 50 % (gul), 35 % (oransj) og 20 % (rød).

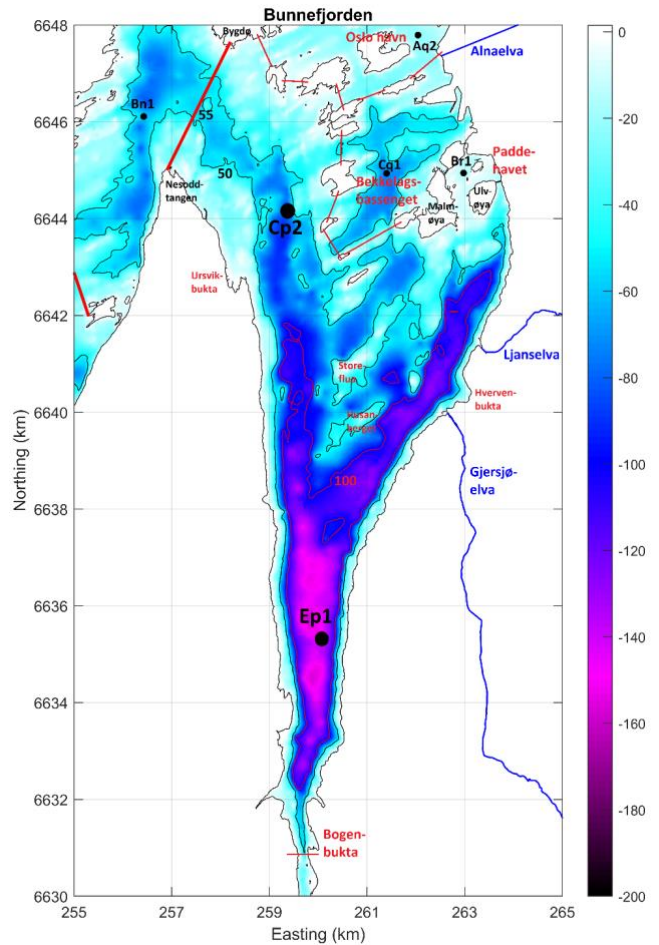
I bassenget Steilene Nord ville diffusjonspumpa hatt god effekt på oksygenforholdene. På 45 m dyp er det oksygenholdige vann, siden terskeldypet til bassenget er ca. 50 m. Denne vannmassen er samtidig varmere enn overflatevannet på vinteren, og det er dermed potensiale for å drive en diffusjonspumpe som frakter dette vannet ned i dypet i bassenget Steilene Nord. Denne pumpen ville ikke kreve ekstern energitilførsel, bortsett fra ved oppstart.

6.4 Bunnefjorden

Hovedbassenget øst for halvøya Nesodden kalles Bunnefjorden. Det dypeste punktet er på rundt 150 m. Vannmassen under 55 m dyp er skilt fra vannet utenfor med tre terskler. Først terskelen på 20 m ved Drøbak, deretter terskelen på ca. 50 m ved Illjernet og Snarøya og til slutt terskelen mellom Nesoddtangen og Bygdø.

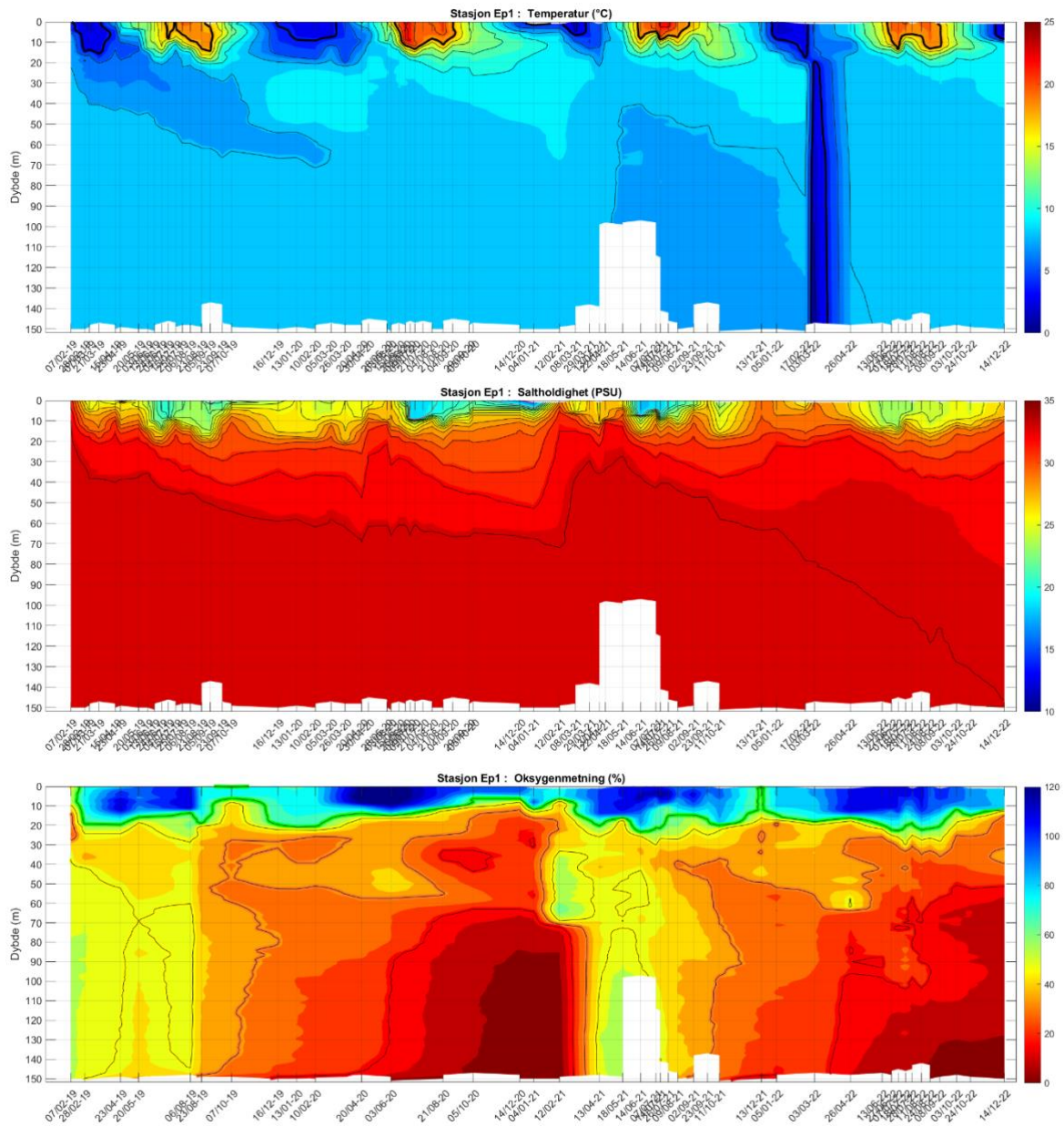
Dette gjør at det i vannet under ca. 60 m er lite vertikal blanding, og oppholdstiden til bunnvannet er høy. Sammen med oksygenforbruk fra nitrifikasjon av ammonium og nedbrytning av organisk stoff gjør dette at det oppstår anoksiske forhold i Bunnefjorden.

Figur 36 viser målinger fra stasjon Ep1 som ligger nær det dypeste punktet i bassenget, også her minker oksygenforholdene i løpet av året. Oksygenmetningen var 19 % på 150 m dyp i desember.



Figur 35. Kart over Bunnefjorden. Dybdekontur for 50 og 100 m er tegnet inn. Overvåkingsstasjonene er vist med svarte prikker.

Den beste løsningen for å bedre oksygenforholdene i Bunnefjorden, ville være å øke vannmengden i utslippet til Nordre Follo rensesanlegg (NFR). Dette kunne vært gjort ved å ta vann fra Gjersjøen i de situasjonene hvor det var høy vannstand i Gjersjøen.



Figur 36. Data for perioden fra 7.2.2019 til 14.12.2022 ved stasjon Ep1 ved Svartskog i Bunnfjorden. Øverst vises temperatur med konturlinjer for hver 2. grad fra 8 til 18 °C. I midten vises saltholdighet med konturlinjer fra 20 til 35 psu. Nederst vises oksygenmetning med konturlinjer for 65 % (grønn), 50 % (gul) og 35 % (oransj).

7 Avsluttende bemerkninger

Bakgrunnen for dette prosjektet er at det i mange områder i Oslofjorden er svært dårlige oksygenforhold, siden flere fjordbasseng har en bunntopografi som gjør at bunnvannet ikke kan utveksles fritt med områdene på utsiden. Den metodikken som er beskrevet her har fokusert på helt anoksiske områder. Indre Oslofjorden har ca. 11,4 km² med havbunn hvor vannmassen over er periodevis eller permanent anoksiske. I tillegg til dette så har nesten hele området innenfor Drøbak ikke tilfredsstillende oksygenforhold i forhold til Veileder 02:2018. Det er helt nødvendig å redusere tilførselene av organisk stoff og næringssalter til disse fjordområdene, og på den måten redusere oksygenforbruket i disse oksygenfattige bassengene.

I denne rapporten ble effekt av nedpumping av overflatevann på oksygenforholdene modellert. Det blir dokumentert at Paddehavet har anoksiske forhold, og at nedpumping av 250 liter/s med overflatevann i en periode på 9 dager vil gi kunne gi 100 % oksygenmetning i hele vannsøylen, og det er sannsynlig at opp mot 120000 m² av sjøbunnen vil gå fra å være anoksiske til å få tilbake bioturbierende organismer. Siden oppholdstiden i dypvannet er gitt av topografiske forhold, vil det være nødvendig å gjenta nedpumping av overflatevann med jevne mellomrom, for å oppnå en varig forbedring av oksygenforholdene.

I Byfjorden og Kyllaren ble eksperimentene ikke videreført, til tross for at de hadde svært gode resultater. Dette skyldes at det ikke ble funnet ønskelig å bruke ressurser på å forbedre oksygenforholdene på bunn. Vi tror dette skyldes at det ikke fins noen måte å belyse hva disse bunnområdene faktisk er verdt. I Paddehavet vil hele det området som nå er anoksiske, bli et helt nytt leveområde for bunnfisk, som har gått tilbake i Oslofjorden de siste årene (Staalstrøm et al., 2021), og dette har helt klart en verdi. Det fins foreløpig ikke noen tall som indikerer verdiøkningen i kroner per kvadratmeter, men arealprisen for havareal hvis den skal benyttes som bøyeplass for en fritidsbåter er omtrent 20 kr/m². Hvis en skulle lagt dette tallet til grunn, så ville verdien av de 120 dekanene en potensielt får som nytt leveområde for fisk være verdt 2,4 millioner per år.

Dette prosjektet har allerede generert helt ny kunnskap. For første gang har anoksiske forhold blitt dokumentert. Det ble funnet bakterier som utfører oksygenfri fotosyntese i Bærumsbassenget i 2022, og i løpet av dette prosjektet ble samme type bakterier påvist i Paddehavet. Hvis det gjennomføres et testprosjekt med kunstig omrøring i Paddehavet vil det være mulig å studere hvor fort den oksygenerte sjøbunnen koloniseres av bioturbierende organismer. Dette vil være svært nyttig kunnskap, siden dette er en problemstilling en finner over hele verden.

I løpet av en testperiode over et par sesonger vil en kunne dokumentere potensielle negative på kort sikt som følger av å få opp mer næringsrikt og/eller H₂S-inneholdende vann opp i de høyere vannmassene. Og en vil finne ut hvor ofte (frekvens) nedpumping må gjennomføres og hvor mye energi dette vil kreve, og hva vil forbedringen her ha å si for biodiversiteten lokalt og vil dette kunne gi positive effekter over et litt større område.

8 Referanser

- Andreae, M. O., & Jaeschke, W. A. (1992). Exchange of sulphur between biosphere and atmosphere over temperate and tropical regions. *Sulphur cycling on the continents: Wetlands, Terrestrial Ecosystems, and Associated Water Bodies*. SCOPE, 48, 27-61.
- Avery, W. H. og C. Wu 1994: *Renewable Energy from the Ocean. A Guide to OTEC*. Oxford Univ. Press, 446 pp.
- Bjerkeng, B. og J. Magnusson 2000. Forbedret dypvannsfornyelse i Indre Oslofjord, indre Oslofjord. Rep. nr. 4266, NIVA, Oslo, 53 s.
- Diaz, R. J., & Rosenberg, R. (1995). Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanography and marine biology. An annual review*, 33(245), 03.
- Dunst, R. og S. M. Born m fl. 1974: Survey of lake rehabilitation techniques and experiences. Techn. Bull. No. 75, Dept. of Natural Res., Madison, Wisconsin, 180s.
- Golmen, L. G. og B. Cushman-Roisin 1992: A self-sustained pump across salinity-temperature gradients in coastal waters. *Ocean Engineering*, Vol 19, No 1, s. 57-74.
- Golmen, L. G. 1995: OTEC in Cold Regions. IOA nyhetsbrev, vol. 6, nr. 4, s. 5-7.
- Golmen, L. G. og B. Cushman-Roisin 1999: Energy from seawater: A self-sustained diffusive pump. IOA Newsletter, Vol 10, No 3, s 1-7.
- Golmen 2014: Fjerning av luktplager i Kyllaren, Askvoll. Kort rapport frå tiltaket. VANN Nr 1, 2014, 142-144.
- Groves, G.W. 1959: Flow estimate for the perpetual salt fountain. *Deep Sea Res.*, Vol. 5. 209-214.
- Harada, S., E. E. Adams og R. K. Takata 1999: Upwelling seawater by short submerged wave pump. *J. Marine Env. Engineering*, Vol. 5, pp. 107-120.
- Isaacs, J.D. og Schmitt, W.R., 1980: Ocean Energy: Forms and Prospects. *Science*, vol. 207, nr. 4428.
- Joyce, J., Battenfield, T., Whitney, R., & Sorensen, H. (1995). H₂S biological oxidation. *Water environment & technology*, 7(3), 40-43.
- Kinelski. E.H., 1985: Ocean Thermal Energy Conversion Heat Exchangers: A review of Research and Development. *Mar Technol*. Vol. 22, 64-73.
- Kirkerud, L. (1998). Critical oxygen levels for demersal fishes and invertebrates. NIVA-rapport 3917-1998. 36 sider.
- Krouse, H. R., & Grinenko, V. A. (1991). Stable isotopes: natural and anthropogenic sulphur in the environment.

Lee, M. M. 2000: Laboratory experiment with a natural, renewable energy source. A Self-sustained prototype. Dartmouth Undergrad. J. of Science, Vol. 1, pp 26-29.

Liu, C. C. og Q. Jin 1995: Artificial upwelling in regular and random waves. Ocean Engineering, Vol 22, No. 4, pp 337-350.

Millero, F. 1991: The oxidation of H₂S in the Chesapeake Bay. Est. coast. Shelf. Sci. Vol 33, Nr 5, 521-527.

Nilsson, H. C., & Rosenberg, R. (1997). Benthic habitat quality assessment of an oxygen stressed fjord by surface and sediment profile images. Journal of Marine Systems, 11(3-4), 249-264.

Nilsson, H., & Rosenberg, R. (2006). Collection and interpretation of Sediment Profile Images (SPI) using the Benthic Habitat Quality (BHQ) index and successional models.

Plante, S., Chabot, D., & Dutil, J. D. (1998). Hypoxia tolerance in Atlantic cod. Journal of Fish Biology, 53(6), 1342-1356.

Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, H. C., Cederwall, H., & Dimming, A. (2004). Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. Marine pollution bulletin, 49(9-10), 728-739.

Singleton, V.L og J.C. Little 2006: Designing Hypolimnetic Aeration and Oxygenation Systems – A review. Env. Sci. Technol. Vol. 40, 7512-7520.

Staalstrøm, A., B. Bjerkgeng, E. Yakushev og H. Christie 2009: Vannutveksling og vannkvalitet i Hunnbund. Rapp. Nr. 5874, NIVA, Oslo, 51s.

Staalstrøm, A. (2017). Vurdering av effekter på vannkvaliteten ved endrede utslipp i Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget. NIVA-rapport 7192-2017. 36 sider.

Staalstrøm, A., & Røed, L. P. (2016). Vertical mixing and internal wave energy fluxes in a sill fjord. Journal of Marine Systems, 159, 15-32.

Stommel, H., Arons, A.B. og Blanchard, D., 1956: An Oceanographical curiosity: The perpetual salt fountain. Deep Sea Res., Vol. 3, 152-153.

Stigebrandt, A., Liljebladh, B., De Brabandere, L., Forth, M., Granmo, Å., Hall, P. & Viktorsson, L. (2015). An experiment with forced oxygenation of the deepwater of the anoxic By Fjord, western Sweden. Ambio, 44, 42-54.

Walday, M. G., Borgersen, G., Gitmark, J. K., Engesmo, A., Staalstrøm, A., Gran, S., & Eikrem, W. (2023). Revisjon av kystvannsdelen av veileder 02: 2018. NIVA-rapport 7856-2023. 57 sider.

Yakushev EV. & Newton A. 2013. Introduction: redox interfaces in marine waters. Chemical structure of pelagic redox interfaces, 1-12. Springer.

Vedlegg A. Utskrift fra Visual Plumes

/ UM3. 11.05.2023 15:05:45

Case 1; ambient file D:\Plumes\Modeller\Paddehavet\p02_Br2_2023_05_06.001.db; Diffuser table record 1: -----

Ambient Table:

Depth	Amb-cur	Amb-dir	Amb-sal	Amb-tem	Amb-pol	Decay	Far-spd	Far-dir	Disprsn	Density
m	m/s	deg	psu	C	kg/kg	s-1	m/s	deg	m0.67/s2	sigma-T
0.0	0.01	0.0	26.41	7.766	1.25	1.3090E-6	0.01	0.0	0.0003	20.6
4.4	0.01	0.0	26.67	7.501	1.25	1.3090E-6	0.00633	0.0	0.0003	20.85
4.8	0.01	0.0	26.95	7.325	1.24	1.3090E-6	0.006	0.0	0.0003	21.08
5.1	0.01	0.0	27.14	7.286	1.22	1.3090E-6	0.00575	0.0	0.0003	21.23
6.0	0.01	0.0	27.51	7.205	1.2	1.3090E-6	0.005	0.0	0.0003	21.54
6.4	0.01	0.0	27.71	7.163	1.18	1.3090E-6	0.00467	0.0	0.0003	21.7
7.2	0.01	0.0	27.95	7.096	1.15	1.3090E-6	0.004	0.0	0.0003	21.89
8.6	0.01	0.0	28.65	7.046	1.09	1.3090E-6	0.00283	0.0	0.0003	22.45
9.1	0.00784	0.0	29.03	7.068	1.05	1.3090E-6	0.00242	0.0	0.0003	22.74
9.4	0.00655	0.0	29.32	7.094	1.0	1.3090E-6	0.00217	0.0	0.0003	22.97
9.7	0.00525	0.0	29.52	7.125	0.95	1.3090E-6	0.00192	0.0	0.0003	23.12
10.1	0.00352	0.0	29.53	7.194	0.775	1.3090E-6	0.00158	0.0	0.0003	23.12
10.3	0.00266	0.0	29.76	7.222	0.687	1.3090E-6	0.00142	0.0	0.0003	23.3
10.5	0.0018	0.0	29.94	7.262	0.6	1.3090E-6	0.00125	0.0	0.0003	23.43
10.6	0.00136	0.0	30.76	7.719	0.2	1.3090E-6	0.00117	0.0	0.0003	24.02
10.8	0.0005	0.0	30.89	7.879	0.13	1.3090E-6	0.001	0.0	0.0003	24.09
11.0	0.0005	0.0	31.17	8.072	0.076	1.3090E-6	0.001	0.0	0.0003	24.28
11.2	0.0005	0.0	31.38	8.339	0.042	1.3090E-6	0.001	0.0	0.0003	24.41
12.2	0.0005	0.0	31.83	8.744	0.018	1.3090E-6	0.001	0.0	0.0003	24.71
12.6	0.0005	0.0	31.93	8.82	0.01	1.3090E-6	0.001	0.0	0.0003	24.77

Diffuser table:

P-dia	P-elev	V-angle	H-angle	Ports	AcuteMZ	ChrncMZ	P-depth	Ttl-flo	Eff-sal	Temp	Polutnt
(m)	(m)	(deg)	(deg)	()	(m)	(m)	(m)	(m3/s)	(psu)	(C)	(%)
0.1	0.5	20.0	0.0	1.0	100.0	110.0	14.5	0.25	21.0	10.5	100.0

Simulation:

Froude number: 346.0; effleunt density (sigma-T) 16.03; effleunt velocity 31.83(m/s);

Step	Depth	Amb-cur	P-dia	Polutnt	Dilutn	x-posn	y-posn
	(m)	(cm/s)	(m)	(%)	()	(m)	(m)
0	14.5	0.05	0.1	100.0	1.0	0.0	0.0;
100	13.97	0.05	0.715	14.07	7.191	1.444	0.0;
184	11.33	0.05	3.762	3.818	37.92	8.599	0.0; trap level;
186	11.2	0.05	3.914	3.818	39.45	8.955	0.0; stream limit reached;
200	10.13	0.305	5.189	9.29	52.06	11.9	0.0;
233	8.988	0.833	7.905	37.42	76.83	18.04	0.0; local maximum rise or fall;
274	10.49	0.229	10.06	51.98	102.3	24.26	0.0; bottom hit;
277	10.94	0.0674	10.42	51.68	106.9	25.29	0.0; trap level;
287	11.5	0.05	11.37	49.12	113.4	26.8	0.0; begin overlap;
300	11.78	0.05	11.99	47.53	117.5	28.01	0.0;
317	11.88	0.05	12.43	46.25	120.9	29.36	0.0; local maximum rise or fall;

Const Eddy Diffusivity. Farfield dispersion based on wastefield width of 12.43 m

conc	dilutn	width	distnce	time				
(%)	(%)	(m)	(m)	(hrs)	(%)	(d-1)	(cm/s)	(m0.67/s2)
8.1176	913.8	129.9	110.0	22.4	0.0	0.113	0.1	3.00E-4

count: 1

;

15:05:46. amb fills: 2

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressurs spørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.



Norsk institutt for vannforskning

Økernveien 94 • 0579 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no