

8120-2025

Vurdering av utslippspunkt for nytt renseanlegg i Grenland



Rapport

Norsk institutt for vannforskning STI

Løpenummer: 8120-2025

ISBN 978-82-577-7857-6
NIVA-rapport
ISSN 1894-7948

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

André Staalstrøm
Prosjektleder/
Hovedforfatter

Elianne Egge
Kvalitetssikrer

Ailbe Lisete Macken
Forskningsleder

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

Forsidebilde:
André Staalstrøm/NIVA

www.niva.no

Tittel

Vurdering av utslippspunkt for nytt
renseanlegg i Grenland

Sider

33

Dato

26.06.2025

Forfatter(e)

André Staalstrøm, Svetlana
Pakhomova

Fagområde

Hydrologi og
oseanografi

Distribusjon

Åpen

Oppdragsgiver(e)

Porsgrunn kommune

Kontaktperson hos oppdragsgiver

Petter Hellum

Utgitt av NIVA

Prosjektnummer 250084

Sammendrag

Det planlegges å bygge et nytt sentralt renseanlegg i Grenland som skal samle utslipp fra Elstrøm, Knarrdalstrand, Heistad og Salen renseanlegg. I denne rapporten blir dypvannsutslipp i Frierfjorden sammenlignet med utslipp utenfor Brevikstrømmen. I både Frierfjorden og Langesundsfjorden er lav oksygenkonsentrasjon en utfordring for økologisk vannkvalitet. På grunn av økt vertikal blanding ved et dypvannsutslipp i Frierfjorden, så vil oksygenforholdene i vannmassene bli bedre her. Økte oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet vil kunne redusere mengden miljøgifter i sedimentene ved at organiske stoffer brytes ned raskere og tungmetaller vil sedimentere raskere. Ved utslipp til Langesundsfjorden kan det være uheldige effekter av økt vertikal blanding, siden redusert egenvekt på vannet i terskeldyp utenfor Brevik, kan gjøre at dypvannsfornyelse i Frierfjorden skjer mer sjelden.

Emneord: Oksygenforhold, Økologisk tilstand, Kunstig omrøring, Renseanlegg

Keywords: Oxygen conditions, Ecological condition, Artificial circulation, Sewage cleaning plant

Innholdsfortegnelse

Forord	4
Sammendrag	5
Summary	6
1 Bakgrunn for prosjektet	7
2 Oksygenforhold	8
2.1 Hvorfor er det viktig å ha gode oksygenforhold?	8
2.2 Dypvannsfornyelse og oksygenforhold i terskelfjorder	10
3 Modellering med NIVA Fjordmodell	14
3.1 Generell beskrivelse av NIVA Fjordmodell	14
3.2 Oppsett av modellen i Frierfjorden	16
3.3 Sammenligning av modellert og observert temperaturutvikling i Frierfjorden	18
3.4 Modellresultat for oksygenforhold ved forskjellige utslippspunkt	19
4 Miljøgifter i sediment	21
4.1 Tidligere kartlegging	21
4.1 Oksygenforhold og tungmetaller	24
4.2 Oksygenforhold og organiske miljøgifter	26
4.3 Faren for oppvirvling av sedimentene	28
5 Samlet vurdering	29
6 Referanser	30

Forord

NIVA har vært i dialog med Porsgrunn kommune angående utslippspunkt for nytt renseanlegg i Grenland. Det var ønskelig at NIVA gjorde en mer detaljert vurdering av alternativer for utslippspunkt.

André Staalstrøm har vært prosjektleder og ansvarlig for modelleringen. Svetlana Pakhomova har vært ansvarlig for vurdering av hvordan endringer i oksygenforhold i vannmassen som følge plassering av utslippspunktet kan påvirke miljøgifter i fjorden.

NIVAs kontaktperson hos Porsgrunn kommune har vært Petter Hellum.

30. mai 2025

Sammendrag

Bakgrunnen for dette prosjektet er at det planlegges å bygge et sentralt renseanlegg i Grenland som skal samle utslipp fra Elstrøm, Knarrdalstrand, Heistad og Salen renseanlegg.

I denne rapporten blir dypvannsutslipp i Frierfjorden sammenlignet med utslipp utenfor Brevikstrømmen. Effekten av dypvannsutslipp i Frierfjorden er modellert med NIVA Fjordmodell.

På grunn av økt vertikal blanding ved et dypvannsutslipp i Frierfjorden, så vil oksygenforholdene i vannmassene bli bedre her helt ned til det dypet hvor avløpsvannet slippes ut.

Ved utslipp til Langesundsfjorden kan det være uheldige effekter av økt vertikal blanding, siden redusert egenvekt på vannet i terskeldyp utenfor Brevik, kan gjøre at dypvannsfornyelse i Frierfjorden skjer mer sjelden.

Økte oksygenkonsentrasjoner ved sjøbunnen vil redusere mengden miljøgifter i sedimentene ved at organiske stoffer brytes ned raskere og tungmetaller vil sedimentere raskere. Når det er gode oksygenforhold er de fleste metaller til stede i oksidert form, som betyr at de er i partikkelform, og synker ned til bunnen. Ved lave oksygenforhold kan noen metaller reduseres og være til stede i vannet i oppløst form og kan dermed spre seg over hele fjorden. Dette er situasjonen vi har nå i Frierfjorden. Å forbedre oksygenforholdene i vannsøylen vil fremme sedimentering av metaller. Mobiliteten til organiske forurensninger avhenger ikke av oksygenforhold, men nedbrytning av organiske forurensninger vil gå raskere hvis oksygenforholdene forbedres.

Det må unngås at en jetstrøm ut av avløpsrøret eroderer sjøbunnen og dermed også virvler opp partikler og miljøgifter. Dette kan unngås ved å legge røråpningen på utslippsledningen 1-2 m over bunn.

Summary

The background for this project is that it is planned to build a central treatment plant in Grenland that will collect discharges from Elstrøm, Knarrdalstrand, Heistad and Salen treatment plants.

In this report, deep-water discharges in Frierfjorden are compared with discharges outside the Brevik stream. The effect of deep-water discharges in Frierfjorden is modeled with the NIVA Fjordmodel.

Due to increased vertical mixing during a deep-water discharge in Frierfjorden, the oxygen conditions in the water masses will improve here all the way down to the depth where the wastewater is discharged.

In the case of discharges to Langesundsfjorden, there may be an unfortunate effect of increased vertical mixing, since reduced specific gravity of the water at threshold depths outside Brevik can make deep-water renewal in Frierfjorden occur less frequently.

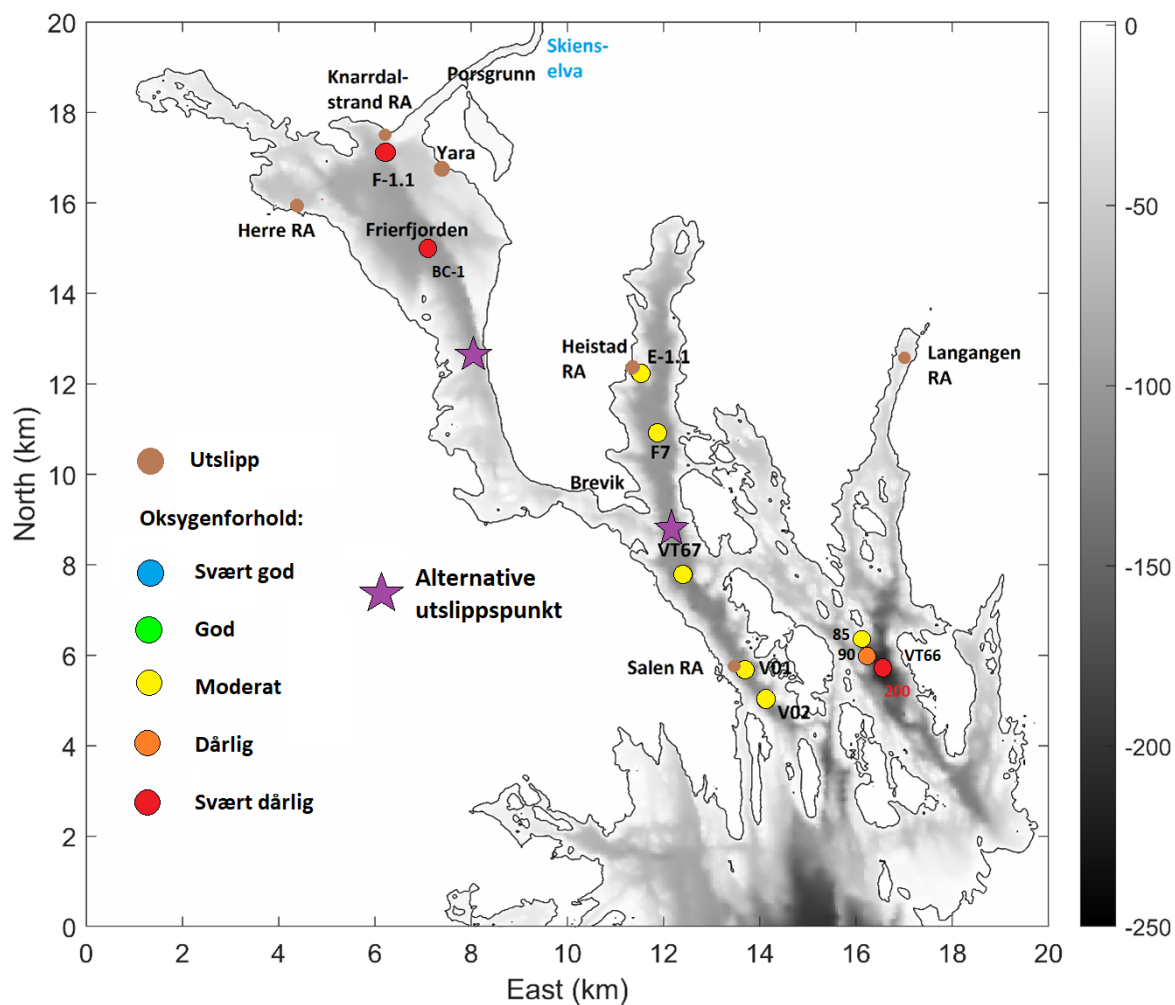
The effect of increased oxygen concentrations above the bottom will have a positive effect on pollutants in the sediments by causing organic substances to break down faster and heavy metals to sediment faster.

When there are good oxygen conditions, most metals are present in oxidized form, which means that they are in particulate form, and sink to the bottom. At low oxygen conditions, some metals can be reduced and be present in the water in dissolved form and can thus spread throughout the fjord. This is the situation we now have in Frierfjorden. Improving the oxygen conditions in the water column will promote sedimentation of metals. The mobility of organic pollutants does not depend on oxygen conditions, but the decomposition of organic pollutants will be faster if the oxygen conditions are improved.

It must be avoided that a jet stream out of the drainpipe erodes the seabed and thus also swirls up particles and pollutants. This can be avoided by placing the pipe opening on the discharge line 1-2 m above the bottom.

1 Bakgrunn for prosjektet

Bakgrunnen for dette prosjektet er at det planlegges å bygge et sentralt renseanlegg i Grenland som vil samle avløpsvann fra de største anleggene som har utslipp til fjorden i dag. Det er planlagt at utslipp fra Elstrøm, Knarrdalstrand, Heistad og Salen renseanlegg skal føres til et sentralt renseanlegg lokalisert på vestsiden av Frierfjorden. Det er da mulig å legge utslippet på 85-90 m dyp i Frierfjorden, som er markert med lilla stjerne i Figur 1. Dette betyr at to renseanlegg (Heistad og Salen) vil få sine utslipp innenfor Brevikstrømmen. For at ikke antallet utslipp skal øke i Frierfjorden blir et utslippspunkt utenfor Brevikstrømmen vurdert, som er markert med en annen lilla stjerne nord for stasjon VT67 i Figur 1.



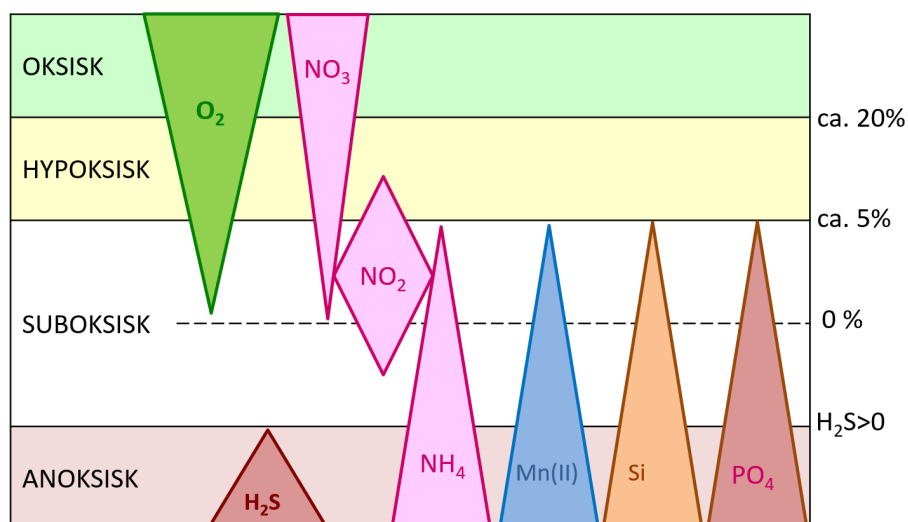
Figur 1: Kart over store utslipp (brune punkter), stasjoner (fargelagte sirkler) og alternativer for utslippspunkter (lilla stjerner). Fargeskalaen angir vanddybden. Brune punkter viser viktige utslippspunkt i Grenland. Målestasjonene viser oksygenklassifisering. På stasjon VT66 i Håøyafjorden er oksygentilstanden klassifisert på forskjellige dyp.

2 Oksygenforhold

2.1 Hvorfor er det viktig å ha gode 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 bentiske organismer som lever over bunnen (f.eks. reker) og epifauna som er dyr knyttet til stein eller andre faste gjenstander i sjøen. Eksperimenter som Plante m. fl. (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. På stasjon BC-1 i Frierfjorden var oksygenforholdene under 1,5 ml/L (ca. 20 %) i bunnvannet i store deler av perioden 2022-2024 (Staalstrøm & Saesin). 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 (Berge & Amundsen, 2016). Å øke oksygenmetning fra 20 til 35 % vil sannsynligvis ha svært positiv effekt på reketettheten også i Frierfjordens bunnvann.

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 oksygenivået 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 (NH_4). Når oksygenfrie vannmasser 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).



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**.

Grensene for klassifisering av oksygenforhold er vist i Tabell 1. En vannforekomst blir klassifisert som svært dårlig når den laveste verdien i det dypeste punktet er under 20 % oksygenmetning ifølge det norske systemet (Veileder 02:2018). I tabellen er det også lagt inn et sett med grenseverdier som ble foreslått av Walday m. fl. (2023), som kunne gjelde for vannforekomster som defineres som «naturlig oksygenfattig». For sammenligning er også svenske grenseverdier lagt inn i tabellen.

Tabell 1. Sammenligning av grenseverdier for oksygenklasser fra Veileder 02:2018 og forslag til grenseverdier for «naturlig oksygenfattig dypvann». Svenske klassegrenser er også vist (HVMFS 2019-25¹).

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

Oksygenforhold i bunnvannet er altså en viktig parameter for klassifisering av økologisk tilstand. Det er lave oksygenforhold som trekker ned den økologiske klassifiseringen på mange stasjoner i Grenland (Staalstrøm & Saesin, 2025). I Tabell 2 er oksygenforholdene klassifisert etter oksygenmålinger foretatt i november 2024, etter veileder for klassifisering av miljøtilstand i kyst- og ferskvann². Dette var den tiden

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 <https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveiledere/>

på året hvor det var lavest oksygenforhold (Staalstrøm & Saesin, 2025). Alle stasjonene får «moderat» eller dårligere klassifisering. Stasjon VT66 er ikke lenger med i Økokyst programmet, og denne stasjonen ble derfor undersøkt på toktet i november. Det var bare tatt med 160 m med tau til oksygensonden, og derfor ble det ikke gjort oksygenmålinger helt ned til bunnen (ca. 200 m), men det er kjent at oksygenforholdene her ofte har tilstanden «svært dårlig» (Fagerli m. fl., 2021).

Ved klassifisering ser man først på de biologiske kvalitetselementene planteplankton, bløtbunnsfauna, makroalger og ålegress, og får en tilstandsklasse som et utgangspunkt. De kjemisk- fysiske støtteparameterne, hvor oksygen inngår, kan trekke ned den økologiske tilstanden én klasse. Med andre ord kan oksygentilstandene vist i Tabell 2 gi samlet «moderat» tilstand for en vannforekomst, selv om økologisk tilstand er «god». Det er verdt å merke seg at oksygenforholdene ikke bare trekker ned tilstanden i Frierfjorden og Håøyafjorden, men også i Eidangerfjorden og Langesundsfjorden. Dette betyr at området utenfor Brevik er sårbart for økt tilførsel. Det er også verdt å merke seg at en relativt liten bedring av oksygenforholdene i dette området kan føre til at tilstandsklassen for oksygen når miljømålet (som er «god» tilstand).

Tabell 2: Oksygenforhold i Grenland målt 11. november 2024.

Stasjon	Dyp (m)	Oksygen (%)	Oksygen (ml/L)
E-1.1	79	45,5	2,74
VT67	106	48,6	3,15
V01	108	40,0	2,59
V02	113	47,6	3,09
VT66	85	35,9	2,42
VT66	90	34,1	2,30
VT66	159	27,7	1,86
F-1.1	74	18,9	1,27

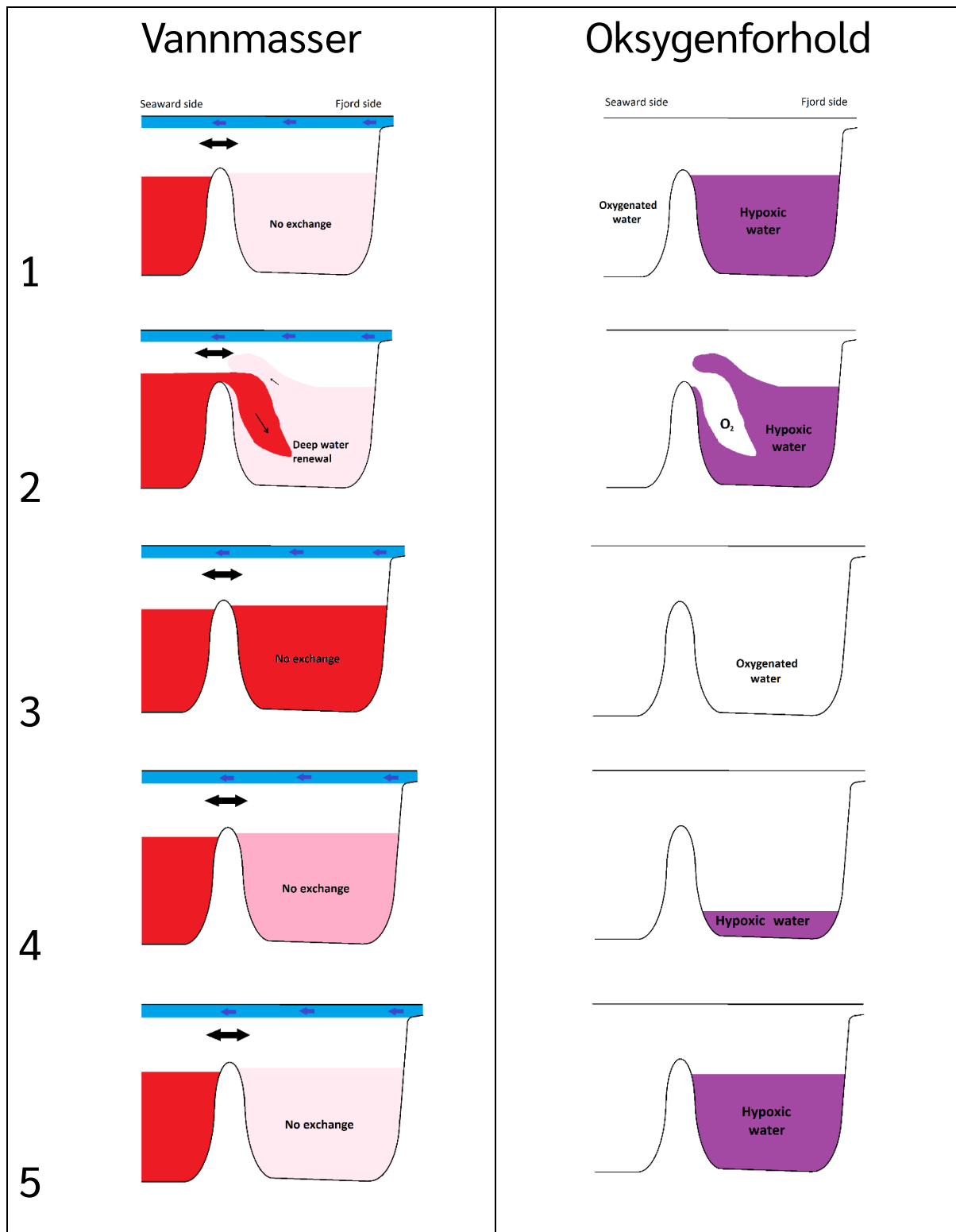
2.2 Dypvannsfornyelse og oksygenforhold i terskelfjorder

I fjorder hvor det er grunne områder i munningen, er vannutvekslingen i dypvannet på innsiden begrenset. Slike fjorder kalles terskelfjorder og det fins mange slike i norske farvann. I kystsonen er som regel vannet sjiktet, med ferskt og lett vann i overflatelaget, som ligger over saltene 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. I perioden når vannet er stillestående tilføres ikke bassengvannet oksygen, og det vil med tiden brukes opp. Nytt oksygenrikt vann tilføres under dypvannsfornyelser.

Denne prosessen er illustrert i Figur 3, som viser de forskjellige stadier av vannutvekslingen i en fjord. I stadie 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 stadie 2 vises en dypvannsfornyelse. Det tunge oksygenrike vannet fra utsiden av terskelen er hevet over terskeldypet, og fortrenger det oksygenfattige dypvannet. I stadie 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 (stadie 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.



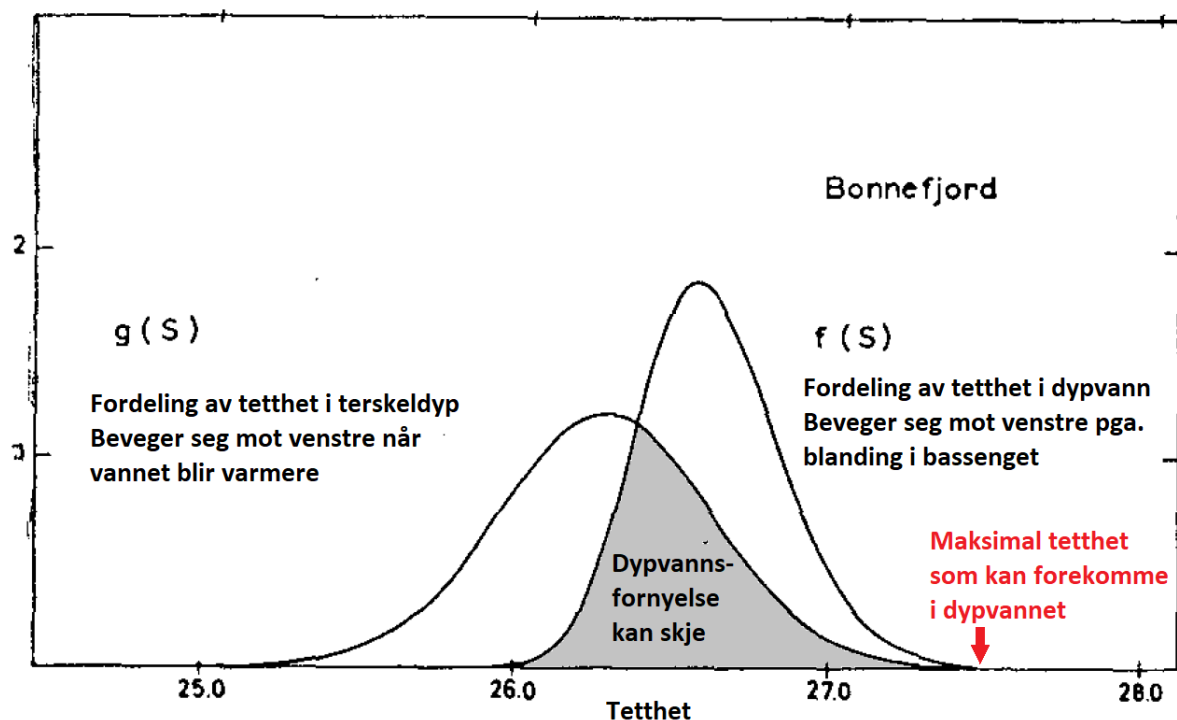
Figur 3: Skisse av hvordan vannutveksling kan foregå i en terskelfjord med lite vertikal blanding av bunnvannet. Det er et kappløp mellom vertikal blanding og oksygenforbruk. På venstre siden vises egenvekten til vannmassene, hvor rødt indikerer tungt vann og rosa lettere vann. På høyre side vises oksygenforholdene i vannmassene, hvor hvitt indikerer oksygenrikt vann og lilla oksygenfattig vann.

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 tilførselen av stoffer som fører til økt oksygenforbruk. Derfor er det helt nødvendig å redusere tilførselen 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. Forholdene kan også endre seg ved at klimaendringer gjøre vannet på utsiden varmere og dermed lettere. Dette kan føre til at dypvannsfornyelser skjer mer sjelden.

Gade (1973) beskrev dynamikken med dypvannsfornyelser som en stokastisk prosess (se Figur 4), som kunne forklares ved å se på sannsynlighetsfordelingen til vannets tetthet i terskeldyp på utsiden av fjorden ($g(S)$), og egenvekten til tettheten av dypvannet inne i fjorden ($f(S)$). Dypvannsfornyelse kan skje når

$$g(S) > f(S)$$

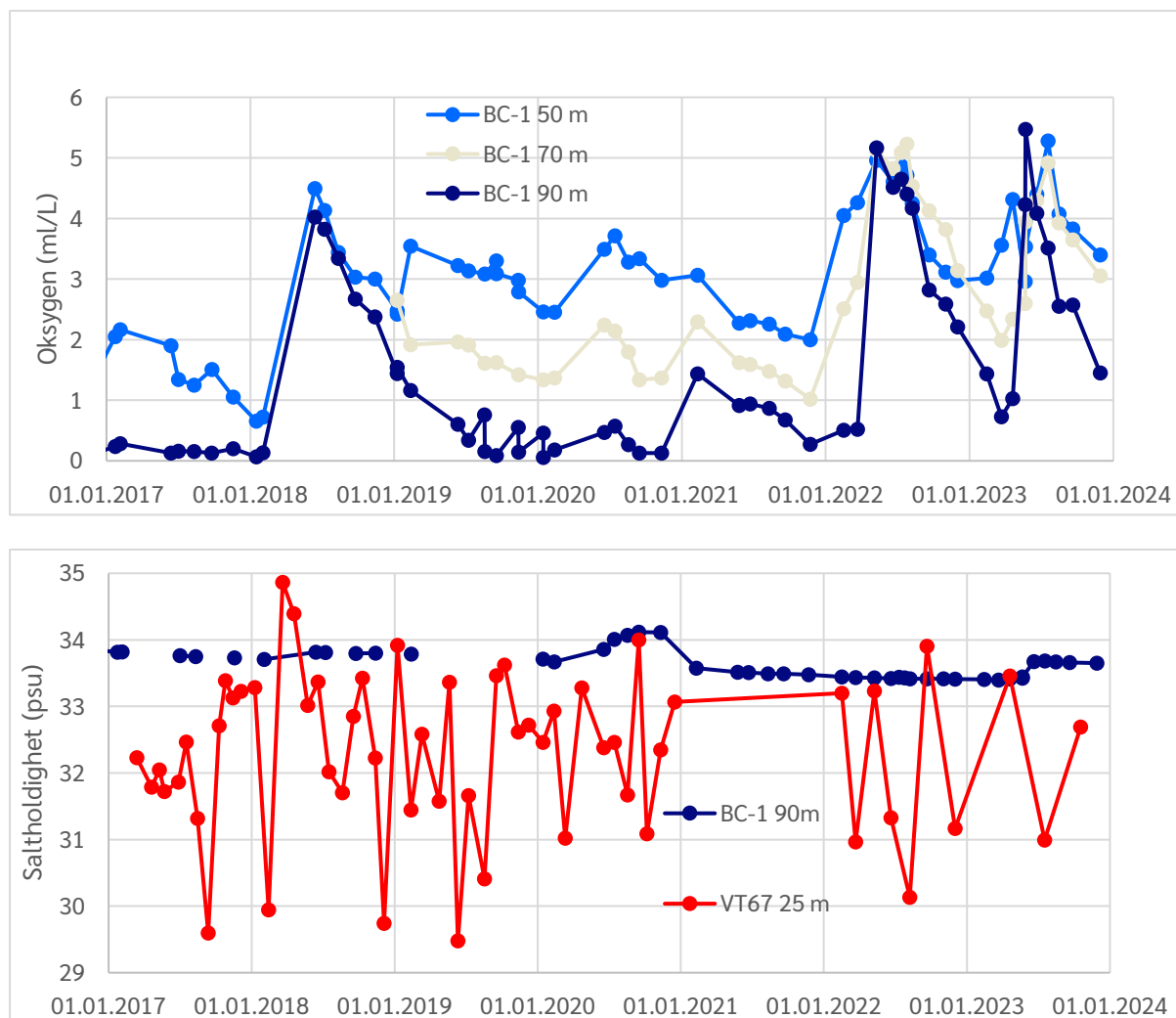
Dette området er markert med grått i Figur 4. I et varmere klima vil fordelingen av tetthet på utsiden ($g(S)$) bevege seg mot venstre, det vil si mot lavere tetthet. Dette betyr at det grå feltet i figuren blir mindre, og dypvannsfornyelser vil skje sjeldnere. Etter en stund vil også kurven for tettheten i dypet inne i fjorden bevege seg mot venstre, og dette vil motvirke denne effekten. Johnsen m. fl. (2021) så på endring i frekvensen av dypvannsfornyelser i 74 terskelfjorder langs norskekysten. De sammenlignet perioden 1960-1990 med perioden 1990-2020. De fant at i 23 av de 74 fjordene tydet beregningene på at dypvannsfornyelsene skjer mer sjeldnere i den seneste perioden.



Figur 4: Sannsynlighetsfordeling av tetthet i bassenget under terskeldyp $f(S)$ og i terskeldyp på utsiden $g(S)$. Sannsynlighet for at en dypvannsfornyelse kan skje er bestemt av arealet av det grå feltet, hvor tetthet i terskeldyp er høyere enn tetthet i bunnvannet. Figuren er modifisert fra Gade (1973) som brukte data fra Steilene og Bonnefjorden i Indre Oslofjord.

Tettheten i fjorder i kystområder med mye ferskvannstilførsel er som regel dominert av saltholdigheten. I Figur 5 er oksygenforholdene i Frierfjorden sammenlignet med saltholdigheten i terskeldyp på utsiden. I 2018, 2022 og 2023 kom det inn mye oksygenrikt vann i Frierfjorden og oksygenkonsentrasjonene i hele vannsøylen var veldig høy i en kort periode etter disse hendelsene. Disse hendelsene skjer når saltholdigheten (og dermed tettheten) terskeldyp er høyere enn saltholdigheten i dypvannet.

Ved å legge utslippspunktet til det nye sentrale renseanlegget utenfor Brevikterskelen, vil saltholdigheten reduseres (den røde kurven nederst i Figur 5). Dette kan bety at sannsynligheten for dypvannsfornyelse i Frierfjorden blir mindre, ved at fordelingen av tettheten til vannet utenfor terskelen, dvs. g(S) i Figur 4, flyttes til venstre.



Figur 5. Øverst vises oksygenforholdene i Frierfjorden på forskjellige dyp (stasjon BC-1). Brå økning i oksygenforhold betyr dypvannsfornyelse. Nederst vises saltholdigheten i bunnvannet inne i Frierfjorden (blå kurve) og saltholdigheten i terskeldyp utenfor Brevikstrømmen (rød kurve).

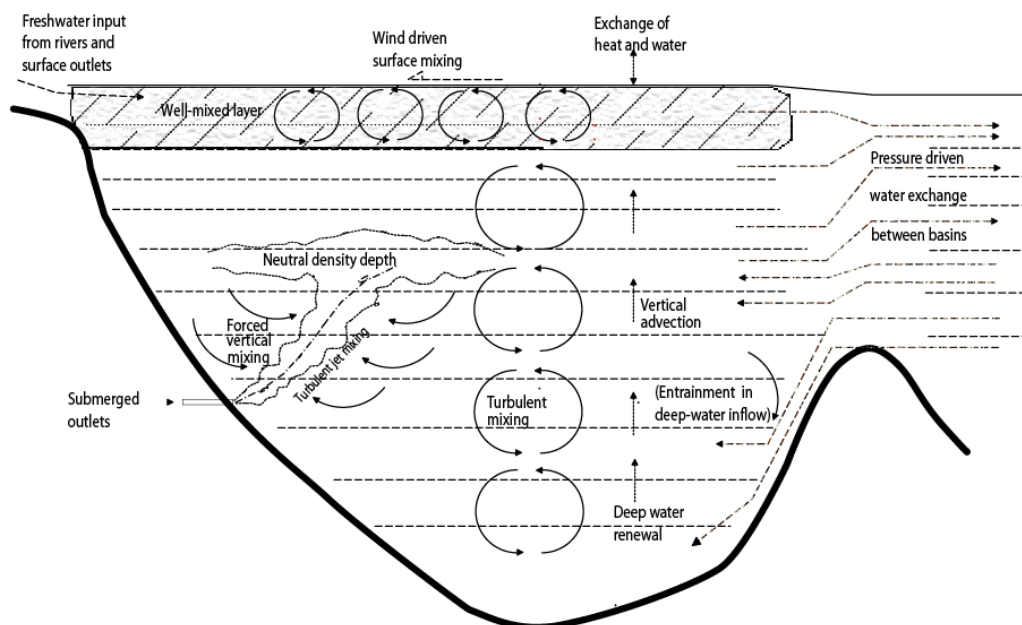
3 Modellering med NIVA Fjordmodell

3.1 Generell beskrivelse av NIVA Fjordmodell

Ved NIVA har det blitt utviklet en omfattende fjordmodell. Modellen ble opprinnelig kalt «Eutromod», men over flere år har navnet «fjordmodellen» blitt brukt. For å skille denne modellen fra for eksempel diverse 3D modeller som også er «fjordmodeller» er det bestemt at modellen skal kalles NIVA Fjordmodell, forkortet NFM.

Denne modellutviklingen ble gjort i forbindelse med at det skulle bygges nye renseanlegg i Indre Oslofjord. Den første modellkjøringen som ble gjort for Indre Oslofjord er beskrevet av Bjerkeng (1994a, 1994b). Modellen er designet for å vurdere hvordan forskjellige stoffer som organisk stoff, nitrogen, fosfor og silikat spres gjennom det økologiske systemet i en terskelfjord. Slike vannforekomster er sårbare for tilførsel av stoff som leder til økt oksygenforbruk, på grunn av lang oppholdstid til dypvannet som beskrevet tidligere.

Modellen er bygd opp slik at den består av en eller flere bassenger som står i forbindelse med et ytre basseng. I hvert basseng beskrives variasjon med dypet med høy oppløsning. Det tas også høyde for at dypvannsutslipp øker den vertikale blandingen, slik som vil være tilfellet i Frierfjorden. Utvekslingen mellom hvert basseng er drevet av tidevann, vind og forskjeller i trykk mellom vannmassene i to bassenger som står i forbindelse med hverandre. De fysiske prosessene som styrer modellen, er detaljert beskrevet av Bjerkeng (1994b, 1994c, 1994d). I det modelloppsettet som vil benyttes her, vil det være ett indre basseng som representerer fjorden innenfor Brevikterskelen. Dette bassenget står i forbindelse med et ytre basseng som representerer Langesundsfjorden. Lengden, bredden og dybden på forbindelsen mellom disse bassengene, spesifiseres i modelloppsettet. Tilførsler til det indre bassenget, og om disse går til overflaten eller slippes ut med rør i dypet, beskrives også i modelloppsettet.



Figur 6. Illustrasjon av de forskjellige fysiske prosessene som er inkludert i NIVA Fjordmodell. Legg merke til at det i modellen blir simulert hvordan de vertikale blandingsforholdene endrer seg hvis man legger inn et dykket utslipp i bassenget.

I Figur 6 er de fysiske prosessene som modellen simulerer illustrert. Utvekslingen mellom bassengene beregnes ved å regne ut horisontale trykkgradienter som driver vannbevegelsene. Om et basseng har mye eller lite vertikal blanding må spesifiseres i modelloppsettet, så denne kunnskapen må være kjent på forhånd. Når de naturlige vertikale blandingsforholdene er spesifisert, kan modellen beregne hvordan disse blir påvirket av dykkede utslipp som gir kunstig omrøring i bassenget.

Effekten av kunstig omrøring fra et punktutslipp vil bre seg relativt raskt i bassenget som utgjør Frierfjorden. Dyputslippet vil resultere i endringer i den vertikale tetthetsprofilen i området rett ved utslippspunktet, og det vil oppstå horisontale trykkgradienter. Utstrekningen på bassenget fra sørøst til nordøst er ca. 6 km. Hvis en antar en lav strømhastighet i dypet på 5 mm/s, så vil horisontale forskjeller tettheten jevne seg ut i løpet av 14 dager. Derfor vil kunstig omrøring påvirke hele bassenget relativt raskt.

Modellen beskriver separat hvordan de forskjellige næringssaltene samt karbon spres i fjorden, og har to forskjellige grupper fytoplankton; kiselalger og andre alger. De biologiske prosessene i modellen er detaljert beskrevet av Bjerkeng (1994b, 1994e, 1994f). For hver algetype regnes det ut innhold av karbon, nitrogen, fosfor og silikat (hvis det er kiselalger). Hvert stoff følges fra tilførsel, gjennom næringskjeden, i organisk stoff i vannmassene og til sedimentet. En sentral del av modellen består i å beregne oksygenforbruk når organisk stoff brytes ned. Modellen inneholder også en beskrivelse av forbruk og produksjon av karbon, nitrogen og fosfor som blåskjell står for (Bjerkeng, 1994f). Modellen har blitt brukt for å vurdere endringer i utslipp til Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget i Indre Oslofjord (Staalstrøm, 2017, 2020), og for å vurdere mulige tiltak for å bedre vannkvaliteten i Hunnebunn (Staalstrøm & Yakushev, 2019).

3.2 Oppsett av modellen i Frierfjorden

I modelloppsettet her blir horisontalt areal av Frierfjorden og bredden av Brevikstrømmen som funksjon av dypet brukt for å beskrive topografien. Dette er vist i Tabell 3.

Tabell 3. Horisontalt areal av Frierfjorden og bredden av Brevikstrømmen i forskjellige lag. Dybdene angir grenseflaten mellom lagene. Det er 34 lag i modellen.

Nr.	Dybde (m)	Horisontalt areal (m2)	Bredde av åpning mot havet (m)
1	0,00	22070000	540,0
2	0,88	21744060	530,0
3	1,75	21418120	510,0
4	2,63	21092190	480,0
5	3,50	20766250	470,0
6	4,38	20440310	440,0
7	5,25	20114370	410,0
8	6,13	19788440	400,0
9	7,00	19462500	390,0
10	7,88	19136560	370,0
11	8,75	18810620	350,0
12	9,63	18484690	320,0
13	10,59	18133560	300,0
14	11,65	17752510	280,0
15	12,81	17333370	210,0
16	14,09	16872300	200,0
17	15,50	16365130	180,0
18	17,05	15807250	120,0
19	18,76	15193570	55,0
20	20,63	14547410	9,2
21	22,70	13899150	0,0
22	24,96	13186070	
23	27,46	12401670	
24	30,21	11557280	
25	33,23	10876700	
26	36,55	10128070	
27	40,21	9294162	
28	44,23	8184974	
29	48,65	6964868	
30	53,51	5985952	
31	58,87	5062703	
32	64,75	4466388	
33	71,23	3872534	
34	78,35	2993587	
35	91,00	0	

Det er lagt inn tilførsel fra syv kilder i Frierfjorden (se Tabell 4).

Tabell 4. Det er lagt inn syv tilførsler i modellen.

Nr.	Beskrivelse	Vannmengde (L/s)	Tot-P (kg/mnd)	Tot-N (tonn/mnd)	TOC (tonn/mnd)	Dyp
1	Skienelva	287000	3235,8	187,3	1968,1	0
2	Herreelva	2850	57,6	2,4	2,4	0
3	Knardalstrand RA	432	154,17	18,34	5,91	30
4	Yara	5478	477,5	54,61	50,69	0
5	Heistad RA	89	25,83	2,73	0,77	30
6	Salen RA	76	49,17	3,77	1,19	30
7	Elstrøm RA	96	60,83	5,77	3,32	0

I modellen legges det inn faktorer som tilførslene multipliseres med, slik at det kan kjøres scenarier hvor det er forskjellige tilførsler. I Tabell 6Tabell 5 vises faktorene for scenario SC00 som skal beskrive dagens situasjon. I dag har Heistad og Salen RA utslipp utenfor Frierfjorden, og multiplikasjonsfaktorene settes til null for disse to utslippene.

Tabell 5. Faktorer for scenario SC00 som beskriver dagens situasjon.

Nr.	Beskrivelse	Faktor vannmengde	Faktor Tot-P	Faktor Tot-N	Faktor TOC	Dyp
1	Skienelva	1	1	1	1	0
2	Herreelva	1	1	1	1	0
3	Knarrdalstrand	1	1	1	1	30
4	Yara	1	1	1	1	0
5	Heistad RA	0	0	0	0	0
6	Salen RA	0	0	0	0	0
7	Elstrøm RA	1	1	1	1	0

I scenario SC01 modelleres en situasjon hvor det er bygd et sentralt renseanlegg med utslipp på 90 m i Frierfjorden. Det er antatt at det er nitrogenfjerning på det nye anlegget. Dette simuleres ved å multiplisere utslipp nummer tre med forskjellige faktorer. For Heistad, Salen og Elstrøm er multiplikasjonsfaktorene satt til null (Tabell 6).

Tabell 6. Faktorer for scenario SC01 som beskriver et sentralt renseanlegg med dyputslipp i Frierfjorden.

Nr.	Beskrivelse	Faktor vannmengde	Faktor Tot-P	Faktor Tot-N	Faktor TOC	Dyp
1	Skienelva	1	1	1	1	0
2	Herreelva	1	1	1	1	0
3	Sentralt RA	1,6	1,84	0,47	1,89	90
4	Yara	1	1	1	1	0
5	Heistad RA	0	0	0	0	0
6	Salen RA	0	0	0	0	0
7	Elstrøm RA	0	0	0	0	0

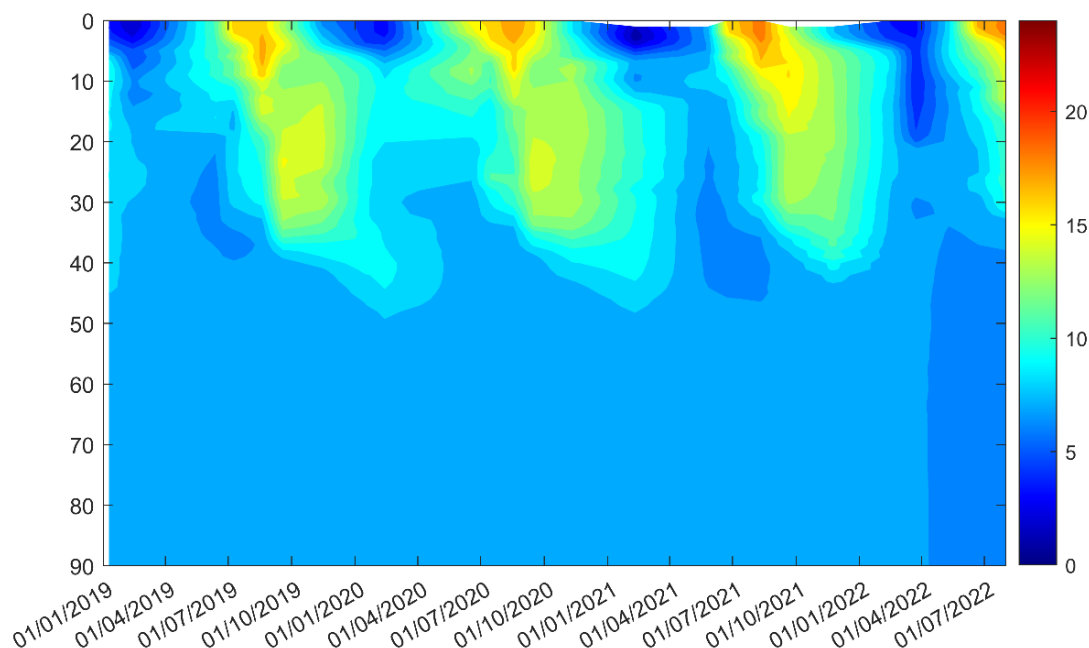
I scenario SC02 modelleres en situasjon hvor det er bygd et sentralt renseanlegg, men hvor utslippet er utenfor Frierfjorden. Multiplikasjonsfaktorene for utslipp nummer 3 settes til null (Tabell 7).

Tabell 7. Faktorer for scenario SC02 som beskriver et sentralt renseanlegg med dyputslipp i Langesundsfjorden.

Nr.	Beskrivelse	Faktor vannmengde	Faktor Tot-P	Faktor Tot-N	Faktor TOC	Dyp
1	Skienelva	1	1	1	1	0
2	Herreelva	1	1	1	1	0
3	Sentralt RA	0	0	0	0	0
4	Yara	1	1	1	1	0
5	Heistad RA	0	0	0	0	0
6	Salen RA	0	0	0	0	0
7	Elstrøm RA	0	0	0	0	0

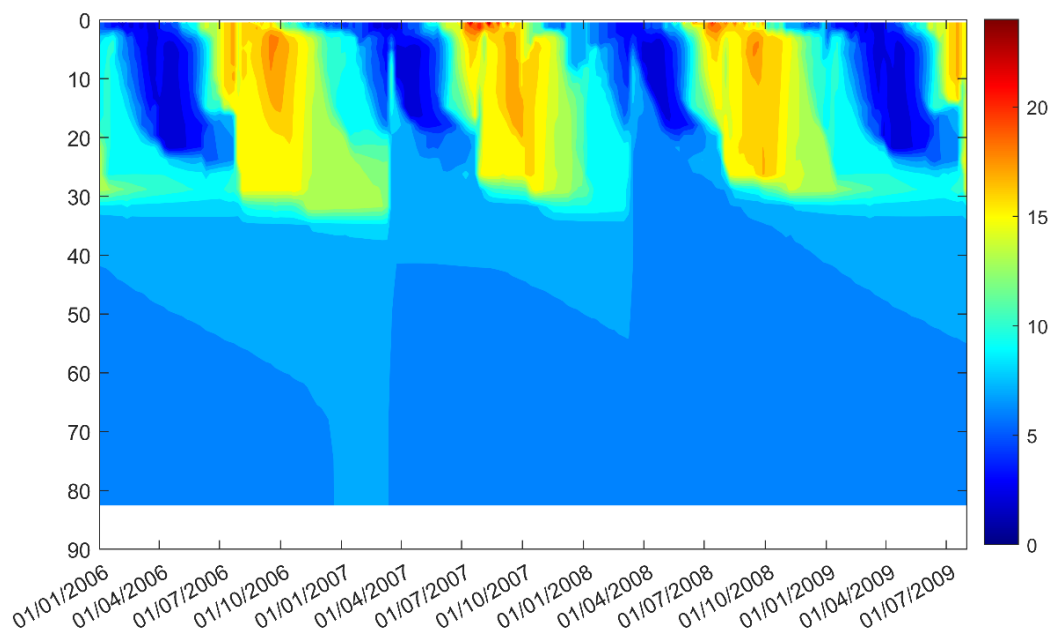
3.3 Sammenligning av modellert og observert temperaturutvikling i Frierfjorden

For å se hvordan fjordmodellen simulerer den observerte hydrografien i Frierfjorden, er det informativt å se på konturplott av temperaturen (se Figur 7). I overflatelaget er det en tydelig sesongvariasjon, med varmt vann på sommeren og hvor denne varmen brer seg nedover i dypet. Under 40-50 m dyp sees ikke denne sesongvariasjonen, siden det er begrenset vertikal blanding på grunn av terskelen ved Brevik.



Figur 7. Temperaturutviklingen i Frierfjorden slik den er observert på stasjon BC-1.

I Figur 8 vises tilsvarende temperaturutvikling, men her modellert med NIVA Fjordmodell. På samme måte som i observasjonene ser en tydelig sesong variasjon i overflatelaget, men under 40-50 m er det mye mindre sesongvariasjon.



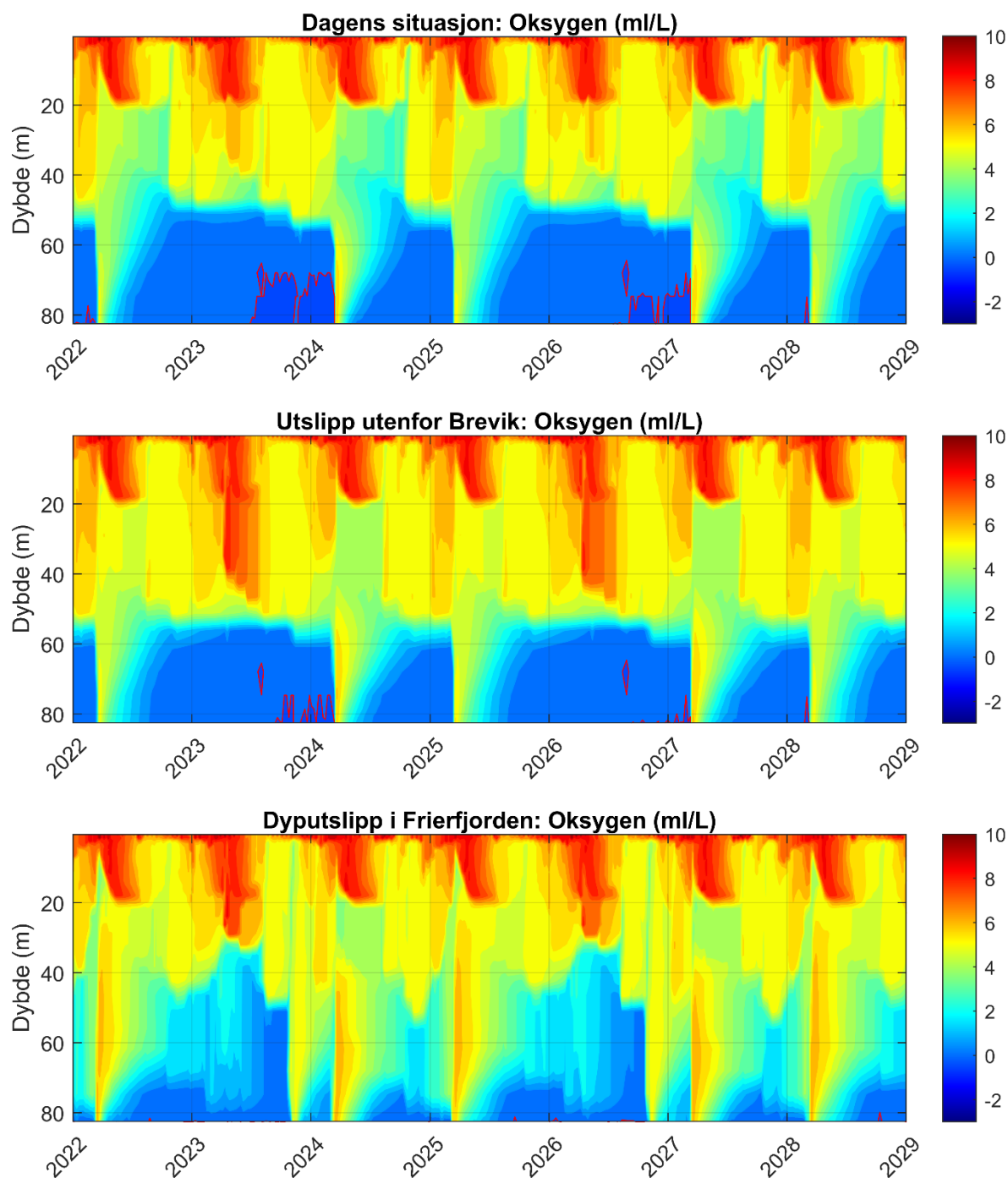
Figur 8. Modellert temperaturutvikling i Frierfjorden, med modellresultater fra scenario SC00, som skal beskrive dagens situasjon.

3.4 Modellresultat for oksygenforhold ved forskjellige utslippspunkt

Figur 9 viser modellerte oksygenforhold i Frierfjorden for de to alternativene til plassering av utslippspunkt, sammenlignet med dagens situasjon. Ved å plassere utslippet fra et nytt sentralt renseanlegg utenfor Frierfjorden vil oksygennivået i Frierfjordens dypvann kunne forbedres noe på grunn av lavere organisk belastning. Men store deler av vannmassen vil forbli oksygenfattige slik som i dag. Grunnen til at den ikke kan oppnå så stor forbedring er at renseanleggene Elstrøm og Knarrdalstrand i dagens situasjon utgjør en liten andel av den tilførselen som samlet kommer til Frierfjorden. Topografien har en stor påvirkning på oksygenforholdene i Frierfjorden, og dette endres ikke i scenario SC02.

I scenario SC01 legges det nye sentrale renseanlegget sitt utslipp på 90 m dyp i Frierfjorden. På grunn av økt vertikal blanding vil oksygenforholdene i vannmassene bli bedre her helt ned til det dypet hvor avløpsvannet slippes ut. Ifølge modellresultatene vil i dette scenariet (SC01) anoksiske forhold med dannelse av hydrogensulfid forekomme sjelden, selv om det fortsatt vil være lave oksygenkonsentrasjoner i de dypeste områdene. Dette vil ha stor betydning for klassifisering av oksygenforholdene i Frierfjorden, siden store bunnområder sannsynligvis ville få bedre oksygenforhold.

Siden dypvannsfornyelse ikke skjer hvert år i Frierfjorden, vil det ta noen år for å påvise varige positive effekter av å legge utslippet ned på dypet i Frierfjorden. Effekten på den vertikale blandingen inne i Frierfjorden vil det være mulig å observere kort tid etter at utslippspunktet er etablert, ved å analysere den hydrografiske utviklingen over noen måneder før og etter tiltaket.



Figur 9. Sammenligning av modellerte oksygenforhold med utslipp slik det er i dag (SC00, øverst), utslipp utenfor Brevik (SC01, midten) og utslipp på 90 m i Frierfjorden (SC02, nederst). Fargeskalaen viser konsentrasjon av oksygen med enhet ml/L. Negative verdier betyr forekomst av hydrogensulfid. Den røde konturlinjen indikerer oksygenkonsentrasjon lik null.

4 Miljøgifter i sediment

4.1 Tidligere kartlegging

Det har blitt gjort målinger av miljøgifter i Grenland over lang tid. Her vil vi fokusere på kartlegging av miljøgifter i sedimentene gjort i 2015 (Fagerli m. fl., 2016) og 2022 (Trannum m. fl., 2023). Posisjonene til stasjonene og på hvilket dyp og i hvilken vannforekomst de er vist i Tabell 8. Oversikt over plassering av sediment-stasjoner i 2015 og 2022.

Tabell 8. Oversikt over plassering av sediment-stasjoner i 2015 og 2022.

Stasjon	Dyp	Dato	Bredde-grad	Lengde-grad	Vannforekomst
BC-1	90	22.03.2022	59.104	9.619	Frierfjorden
F-1.1	60	22.03.2022	59.117	9.604	Frierfjorden
1S1	38	26.05.2015	59.110	9.625	Frierfjorden
1S2	17	26.05.2015	59.095	9.641	Frierfjorden
1S3	43	26.05.2015	59.063	9.649	Frierfjorden
3S1	47	26.05.2015	59.042	9.751	Håøyafjorden
2S1	38	26.05.2015	59.067	9.710	Eidangerfjorden

Prøvetakning på stasjonene fra 2015 ble gjort fra 17 til 47 m dyp. Dette er områder som det vanligvis er oksygen i vannmassene. I 2022 ble det prøvetatt en stasjon på ca. 60 m dyp og en på 90 m.

Tre av stasjonene fra 2015 har data bakover i tid, og er lite påvirket av tråling: en grunn stasjon, 1S2, og en relativt dyp stasjon 1S3 (43m), i Frierfjorden, samt en relativt dyp stasjon, 3S1, i Håøyafjorden. I 2015 var det også med ytterligere to stasjoner: stasjon 1S1, rett sør for Herøya industripark, og stasjon 2S1 i Eidangerfjorden (som har samme geografiske posisjon som stasjon F7). Prøvene ble tatt fra sjiktet 0-2 cm.

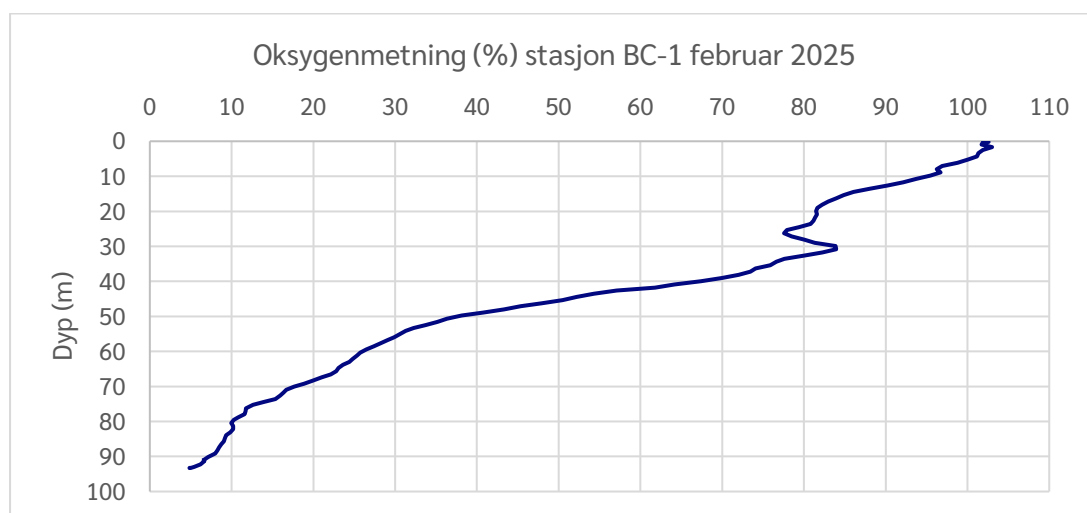
Prøvene fra hver stasjon er sammenlignet med grenseverdiene (M-241; Arp m. fl. 2014). 4-Nonylfenol, krom, kadmium og pentaklorbenzen var under grenseverdien på samtlige stasjoner. Fluoranten, nikkel og bly var over grenseverdien på to stasjoner i Frierfjorden (1S1 og 1S3). PAH-forbindelsene antracen, benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranten, benzo(g,h,i)perylene, benzo(k)fluoranten, indeno(1,2,3-cd)pyren og naftalen var over grenseverdien på samtlige stasjoner. Grenseverdiene ble oversteget for tributyltinn (TBT), kvikksølv, dioksiner og dioksinlignende forbindelser, samt heksaklorbenzen (HCB) på samtlige stasjoner. Klororganiske forbindelser var høyest på stasjonene i Frierfjorden og aller høyest på stasjonen nærmest Herøya (1S1). Resultatene er presenter i Tabell 9.

Tabell 9. Resultater fra sedimentprøver tatt i mai 2025. Tabellen er hentet fra Fagerli m. fl. (2016).

Parameter	Enhet	Stasjonsnavn/kode	Stasjonsnavn/kode	Stasjonsnavn/kode	Stasjonsnavn/kode	Stasjonsnavn/kode
		1S1	1S2	1S3	2S1	3S1
EUs prioriterte miljøgifter i sediment, tilstandsklasse						
4-nonylfenol	µg/kg TS	<50	<50	<50	<50	<50
4-tert-oktylfenol		< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0
Antracen	mg/kg TS	0,34	0,042	0,13	0,059	0,045
Benzo(a)pyren		1,37	0,33	0,87	0,21	0,29
Benzo(b)fluoranten		3,3	0,69	1,8	0,51	0,65
Benzo(g,h,i)perylen		0,57	0,49	1,3	0,26	0,53
Benzo(k)fluoranten		0,99	0,22	0,54	0,20	0,23
Fluoranten		0,99	0,19	0,56	0,30	0,31
Indeno(1,2,3-cd)pyren		0,58	0,45	1,2	0,30	0,52
Naftalen		0,18	0,029	0,072	0,043	0,036
Tributyltinn	µg/kg TS	27	4,3	220	1900	29
Nikkel	mg/kg TS	52	28	45	35	42
Kadmium		1,8	0,22	1,1	0,23	0,40
Bly		190	100	170	100	120
Kvikksølv		3,3	1,2	2,0	2,1	1,4
Dioksiner og dioksinlign. Forb.	ng TEQ/kg TS	20000	3700	4800	1200	1300
Pentaklorbenzen	µg/kg TS	280	28	28	8,1	7,5
Heksaklorbenzen		1200	130	120	28	23
Totalresultat		Ikke god	Ikke god	Ikke god	Ikke god	Ikke god

Resultatene av miljøgiftanalysene i sediment på stasjonene F-1-1 og BC-1 er vurdert opp mot Miljødirektoratets klassifiseringssystem (M-608/2016-rev 2020), er vist i Tabell 10. På stasjon F-1-1 nærmest Knarrdalsstrand RA ble tilstanden «god» eller «svært god» for alle metallene. På stasjon BC-1 lenger ut i fjorden viste kvikksølv «dårlig» tilstand og arsen og sink «moderat» tilstand, mens de øvrige viste «god» eller «svært god» tilstand. For PAH-forbindelsene var tilstanden «god» for seks av forbindelsene på stasjon F-1-1, «moderat» for tre av forbindelsene og «dårlig» for sju av forbindelsene. På stasjon BC-1 ble tilstanden «god» for fem forbindelser, «moderat» for fire og «dårlig» for sju forbindelser. Summen av PAH'ene tilsvarte «moderat» tilstand på begge stasjoner. Slike nivåer kan medføre kroniske og akutt toksiske effekter for sedimentlevende organismer. For de øvrige organiske forbindelsene (bromerte difenyletere, HBCD, PCB'er og ftalaler) var nivåene iht. «god» tilstand på begge stasjoner.

I Figur 10 vises en typisk profil av oksygen i Frierfjorden. Oksygenet synker raskt under ca. 40 m dyp, mens over dette dypet er det mye oksygen i vannmassen. I dypet under 70-80 m er det ofte veldig lave oksygenverdier. Stasjonene 1S3 (43 m) og F-1.1 (ca. 60 m) er av stor interesse, siden det i dette dybdeintervallet kan bli bedring i oksygenforholdene med et dypvannsutslipp.



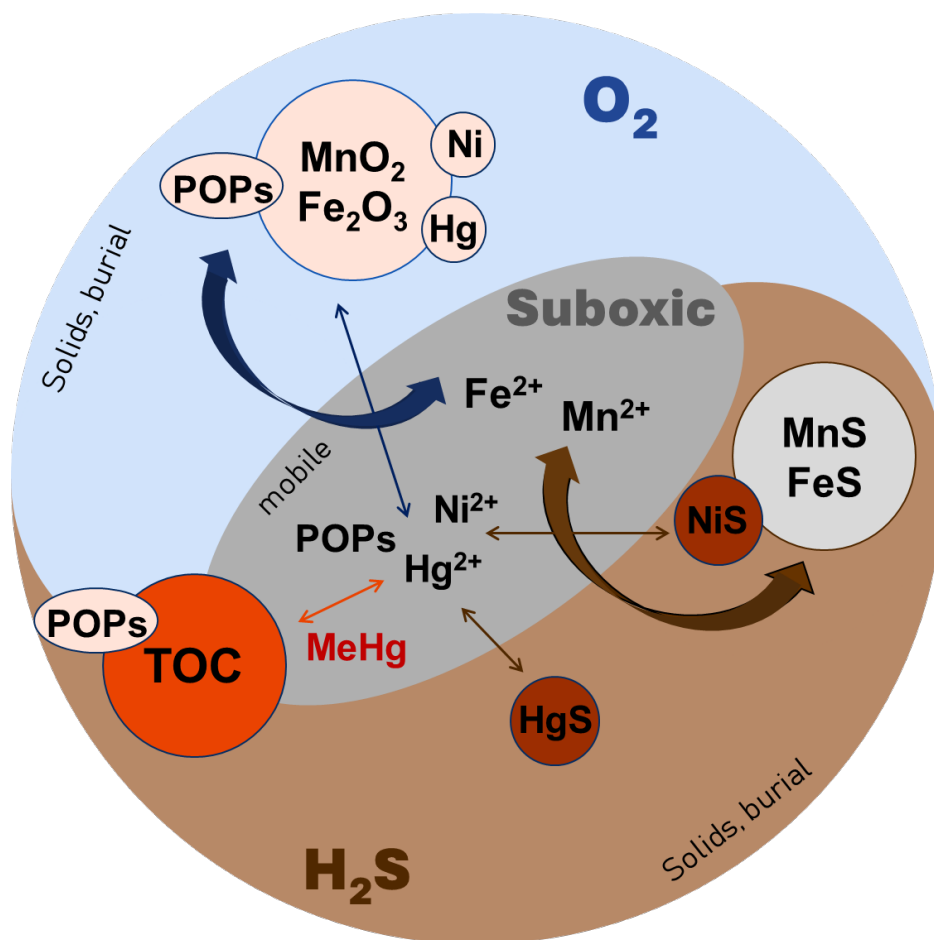
Figur 10. Oksygenprofil målt februar 2025 i Frierfjorden.

Tabell 10. Konsentrasjoner av tungmetaller og organiske forbindelser i sediment i Frierfjorden, 2022. Resultatene er klassifisert i henhold til klassifiseringssystem i veileder M-608/2016-rev 2020.

Parameter	Enhet	F-1-1	BC-1
Metaller			
Kvikksølv	mg/kg	0,46	0,83
Arsen		10	22
Bly		55	91
Kadmium		0,90	0,93
Kobber		25	34
Krom		15	30
Nikkel		10	23
Sink		120	200
Organiske forbindelser			
PAH-forbindelser	µg/kg		
Acenaften		6,25	7,84
Acenaftylen		6,16	20,3
Antracen		67,1	77,7
Benzo(a)antracen		345	286
Benzo(a)pyren		599	492
Benzo(b,j)fluoranten		711	636
Benzo(g,h,i)perylene		430	488
Benzo(k)fluoranten		268	244
Dibenzo(a,h)antracen		95,4	96,1
Fenantren		95,5	139
Fluoranten		490	265
Fluoren		15,7	21,0
Indeno(1,2,3-cd)pyren		434	471
Krysen		258	310
Naftalen		13,6	39,9
Pyren		376	350
Sum PAH16		4210	3940
Bromerte difenyletere (PBDE)		<0,17	<0,18
HBCD		0,893	0,273
Sum PCB7		0,025	0,014
DEHP (ftalater)		540	470
Tørrstoff	%	48,9	36,6

4.1 Oksygenforhold og tungmetaller

Oksygenforholdene³ i vannmassen og i sedimentene er helt avgjørende for kjemien til metallene som fins i systemet. Kjemien til metaller i havet er illustrert i Figur 11. Jern (Fe) og mangan (Mn) er de metallene det fins naturlig mest av i havet⁴. Det er når metallene er oppløst i vannmassen de er mest mobile, mens når de er bundet til partikler så synker de ned til bunn. Når det er oksygen til stede dannes det oksider av jern og mangan. Fe- og Mn-oksider er svært reaktive mineraler som finnes i sedimentære miljøer, der de påvirker transporten av potensielt giftige sporelementer og essensielle mikronæringsstoffer (Brown m. fl., 1999; Brown og Parks, 2001). Oksidene er partikler som synker ned til bunn. Andre metaller og organiske stoffer binder seg til disse oksidene og følger med ned til bunnen, og begraves etter hvert i sedimentene. Ved at sporelementer fester seg til partikulære Mn-oksider kankonsentrasjonene av disse elementene reduseres med flere størrelsesordener (Tebo m. fl., 1997), noe som antyder at Fe- og Mn-oksidmineraler forhindrer transport av sporelementer.



Figur 11. Skjematisk beskrivelse av hvordan oksygenforholdene påvirker metaller og organiske forbindelser (POPs) i sediment og vannmasser.

³ Dette også betegnes ofte som redoksforhold. Redoksforhold er forkortelse for reduksjon- og oksidasjonsforhold i kjemiske reaksjoner og beskriver om stoffer avgir eller mottar elektroner. Oksidasjon og reduksjon er koplet i par, redokspar, med overføring av elektroner fra et stoff til et annet.

⁴ Størstedelen av jern og mangan som er i vannsystemer forekommer i form av uløselige oksider (Fe og Mn) og silikatfaser (bare Fe), som produseres under forvitring av steindannende silikatmineraler (f.eks. oliviner, pyroksener og amfiboler) i det terrestriske miljøet og transporteres til kystnære marine miljøer og innsjøer av elver og bekker (Friedrich, Catalano, 2012).

Utfellingen og oppløsningen av Fe- og Mn-oksidmineraler styres ofte av aktiviteten til marine bakterier og havsopp (Skinner og Fitzpatrick, 1992). Hvordan sporelementer er bundet til Fe- og Mn-oksidmineraler blir ofte forstyrret av denne biologiske aktiviteten (Roden og Emerson, 2007). Feltstudier og analyser av naturlige prøver har vist at Fe- og Mn-oksidmineraler akkumulerer sporelementer og forurensninger i marine miljøer (Peacock og Sherman, 2007a,b; Takahashi m. fl., 2007). Fe- og Mn-oksidmineraler har ofte et betydelige sporelementinnhold. For eksempel kan Mn-oksider ha Ni-, Co-, Cu- og Zn-mengder på til sammen rundt 5 vektprosent, mens Fe-oksider med As- og Pb-konsentrasjoner så høye som henholdsvis 1.5 og 0.8 % (Friedrich, Catalano, 2012).

I en situasjon hvor deler av vannmassen er permanent oksygenfrie (anoksiske) vil jern og mangan danne sulfidforbindelser. Dette er også partikler som synker ned til sedimentene. Andre metaller vil også danne sulfidforbindelser og synke ned til bunn.

Effektiviteten til sedimentering av metaller og deres frigjøring fra sedimentet er avhengig av redokstilstanden til vannsøylen, ved bunnen og de øvre lagene av sedimentene (van de Velde m. fl., 2020). Under oksiderende forhold er løseligheten av sporstoffene lav (Hindermann, Manfeldt, 2014). Under svakt reduserende forhold (mindre enn 0,3 ml O₂/L) oppstår en reduktiv oppløsning av Mn-oksider ledsaget av frigjøring av noen spormetaller, hovedsakelig kobolt og nikkel (Co, Ni). Reduktiv oppløsning av Fe-oksider (og av gjenværende Mn-oksider) under moderat reduserende eller anoksiske forhold (helt oksygenfritt) fører i tillegg til frigjøring av arsen, kadmium, krom, kvikksølv og bly (As, Cd, Cr, Hg og Pb) (Hindersmann, Manfeldt, 2014; Pakhomova m. fl., 2018).

Når det er høy konsentrasjon av hydrogensulfid, som oppstår når vannmassen har vært oksygenfri en stund, danner de fleste metaller uløselige sulfider og sedimenterer og frigjøres ikke fra sedimentet. Derimot vil den mest intensive frigjøringen av metaller fra sedimentet observeres ved bunn under suboksiske forhold, spesielt når det veksler mellom oksiske og anoksiske forhold (Pakhomova et. al. 2007; Pakhomova m. fl., 2014; Pakhomova m. fl., 2018; Pakhomova m. fl., 2021). Cu og Zn er mindre påvirket av redokstilstand, mens de under sulfidiske forhold også effektivt akkumuleres i sedimentet i form av sulfider. Cu- og Zn-oppførsel ser ut til å være mer forbundet med syklusen av organisk karbon enn Fe- og Mn-oksider da de danner komplekser med DOC eller adsorberes på TOC (Pakhomova m. fl., 2004; Hindersmann, Manfeldt, 2014).

De mest ugunstige forholdene hvis spredning skal unngås, er når forholdene veksler mellom at det vekselvis oksygenfritt og deretter oksygen i til stede. Dette er slik det er i Frierfjorden i dag. Hvis det først er oksygen til stede og så blir oksygenfritt vil oksidene reduseres og en vil få løste metaller i vannmassen. Disse vil være løst i vannet til det begynner å danne hydrogensulfid, og det vil dannes forskjellige sulfidforbindelser som synker ned til bunn. Hvis det først er anoksiske med hydrogensulfid til stede, og så blir tilført oksygen, vil sulfidforbindelsene løses opp og metallene vil være løst i vannmassen.

I begge modellscenariene vist i Figur 9 vil det under 40-50 m dyp være en veksling mellom oksygenrike og oksygenfattige forhold, og metallene vil tidvis være mobile og spres i fjorden. I tilfellet med dypvannsutslipp i Frierfjorden vil man ha en overvekt av situasjoner hvor man befinner seg i den blå delen av sirkelen i Figur 11, altså i forhold med oksygen til stede.

I tilfellet hvor utslippspunktet legges ute i Langesundsfjorden, vil man mesteparten av tiden i under ca. 55 m dyp ha en situasjon hvor det er veldig lite oksygen, men heller ikke hydrogensulfid. Dette er forhold hvor metallene er løst i vannmassen og kan spres i størst mulig grad.

Med en forbedring av oksygenforholdene ved bunnen, kan det ikke forventes noen økning i utslipp av metaller fra sedimentet til vann. Kortsiktig utslipp av metaller kan forekomme i tilfelle de øvre sediment

har anoksisk tilstand. Det bør derfor unngås at anoksiske forhold oppstår, og et utslippsdyp som legges dypt nok vil bidra til å unngå dette.

I henhold til veileder for klassifisering av miljøtilstand i kyst- og ferskvann⁵ er hovedregelen at sedimentene skal ha oksygen og biologisk liv, siden bløtbunnfauna er et biologisk kvalitetselement. Det betyr at man etter vannforskiptene skal ha som mål å befinne seg i den øvre blå delen av sirkelen i Figur 11. Det fins vannforekomster hvor deler av bunnvannet er det som kalles naturlig oksygenfritt, hvor det har forekommet anoksiske forhold helt tilbake til før-industriell tid. Siden hydrogensulfid ble oppdaget i Frierfjorden allerede på 1890-tallet bør det undersøkes om deler av bunnområdet i Frierfjorden kan karakteriseres som naturlig oksygenfattig.

4.2 Oksygenforhold og organiske miljøgifter

Vi har funnet mest litteratur om tinnorganiske forbindelser (TBT) påvirkes av oksygenforhold, selv om det ikke fins veldig mye studier av hvordan fluks av TBT mellom sediment og vann påvirkes. Det vil fokuseres mest på TBT her.

Generelt frigjøres TBT til miljøet fra menneskeskapte kilder. Bruk av bunnstoff, påført som et strøk maling på de nedsenkede delene av båter og flytende strukturer, representerer hovedkilden til TBT til kystmiljøet. TBT frigjøres sakte fra malingen til vannet og skaper derved et miljø som frastøter organismene som kan feste seg til de nedsenkede overflatene. Bruk av TBT til andre formål kan også føre til at de slippes ut i miljøet (Müller m. fl., 2013).

TBT i vannmassen

Som et resultat av dets fysiske og kjemiske egenskaper er nesten all TBT som finnes i naturlig vann bundet til suspenderte partikler i vannet eller assosiert med oppløst organisk stoff. Under forskjellige forhold har forskjellige forfattere estimert at 10 til 90 % av TBT i vann er bundet til partikler. Noen av faktorene som absorpsjonen avhenger av er temperatur, saltholdighet, størrelse og mengde suspenderte partikler og tilstedeværelse av oppløst organisk materiale i vannet. Ettersom partikler i vannsøylen vil synke ut, fjernes TBT fra vannet og legger seg i sedimentet på bunn (WHO 1990).

Nedbrytning av TBT innebærer brudd av karbon-tinnbindingen og både abiotisk (fotolyse og hydrolyse) og biotisk nedbrytning kan forekomme. Hydrolyse skjer kun under ekstreme pH-forhold og er derfor ikke viktig under normale forhold i vann. Fotonedbrytning av TBT med dannelse av DBT-derivater er vist i både felt- og laboratorieforsøk. Betydningen av fotonedbrytning i vannet varierer imidlertid betydelig med varierende miljøforhold f.eks. turbiditet, lys og tilstedeværelse av fotosensibiliserende stoffer i vannet (ATSDR 2005, WHO 1990). Mikroorganismer, spesielt bakterier, men også mikroalger og sopp, er i stand til å bryte ned TBT, både under aerobe (med oksygen) og anaerobe (uten oksygen) forhold.

Når det gjelder de andre nedbrytningsprosessene, avhenger hastigheten av biologisk nedbrytning av flere miljøforhold som temperatur, oksygenkonsentrasjon, pH, tilstedeværelse av mineralelementer og lett nedbrytbare karbonkilder og mikrofloraens natur. I sjøvann anses biologisk nedbrytning som viktigst,

⁵ <https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/>

spesielt i vann rikt på suspenderte partikler, mens fotolyse i mer rent overflatevann kan overstige biologisk nedbrytning. Halveringstiden til TBT i sjøvannet varierer avhengig av temperatur, pH, turbiditet og lys; for primær nedbrytning er det generelt anslått å variere fra 1 dag til noen få uker. (ATSDR 2005, WHO 1990, Madsen 1998).

Generelt er konsentrasjonen av TBT høyere i vannprøver tatt i nærheten av marinaer og områder med høy båttaktivitet sammenlignet med mer avsidesliggende områder. Høye konsentrasjoner finnes også i nærheten av fiskegarn og merder behandlet med TBT og nær kjølesystemer. Konsentrasjonen er høyest i lukkede områder med dårlig vannutveksling og konsentrasjonen varierer i løpet av sesongen vanligvis med høyere konsentrasjoner om sommeren sammenlignet med vinteren. Det er målt høyere konsentrasjoner av TBT i overflatemikrolaget enn rett under overflaten. Generelt har TBT-konsentrasjonene i vann gått ned siden restriksjoner på bruk av TBT har kommet på plass.

TBT i sedimentene

TBT vil binde seg til partiklene i sedimentet. I sedimenter er TBT generelt persistent og halveringstider er estimert til flere år. TBT holdes derfor sterkt tilbake i sedimentet (ATSDR 2005). Selv om prosessene er trege er nedbrytningshastighetene i sediment tilsvarende som i vannmassen, og det vil være i sedimentene at nedbrytning av TBT vil foregå.

Det samme mønsteret som er observert av målinger i vannmassene finnes igjen i sedimentene. Konsentrasjonen av TBT er høyere i sediment-prøver tatt i nærheten av marinaer og områder med høy båttaktivitet sammenlignet med mer avsidesliggende områder. Til tross for begrenset bruk av TBT, har konsentrasjonen i sediment holdt seg relativt høy, selv om trenden er at konsentrasjonene går ned (Müller m. fl., 2013).

Fluks av TBT fra sediment til vann

Kun få studier har vurdert reaktiviteten til tinnorganiske forbindelser ved grenseflaten mellom sediment og vann. Mikrobiologisk aktivitet har betydning for egenskapene til organiske partikler mtp. nedbrytning av TBT ble studert av Berg m. fl. (2001) og Tam m. fl. (2002). Imidlertid er den totale effekten av ulike påvirkninger på fluks av TBT ikke fullt ut forstått. Ettersom TBT er bundet til sediment-partiklene, er fluksen fra sedimentet til vannmassen vanligvis svært lave. TBT-bunnflukser er ikke avhengig av redoksforhold⁶ ved bunnen (Point m. fl., 2007), men prosesser som bioturbasjon⁷ og resuspensjon av partikler vil spille en viktig rolle.

Det forventes ikke vesentlig endringer i fluks av TBT fra sedimentet til vann når oksygenforholdene blir bedre. Forbedring av oksygenforholdene nær bunn kan derimot resultere i raskere nedbrytning av TBT i de øvre sedimentene til mindre giftige stoffer DBT → MBT → Sn⁴⁺. Hvis det blir økt bioturbasjon ved at oksygenforholdene blir bedre i sedimentene, så kan dette mulig også gi en økt fluks av TBT, ved at dyr vil grave seg dypere ned i sedimentene, men det er ikke forventet at dette vil ha signifikant betydning.

⁶ Redoksforhold er forkortelse for reduksjon- og oksidasjonsforhold i kjemiske reaksjoner og beskriver om stoffer avgir eller mottar elektroner.

⁷ Bioturbasjon er forflytning eller blanding av sedimentene som skyldes gravende aktivitet som utføres av levende organismer.

PAH og PCB

Det finnes heller ikke mange studier av bentisk fluks av hydrofobe organiske forbindelser som PAH og PCB og påvirkningen av ulike redoksforhold på intensiteten av deres frigjøring fra sediment til vann. Det kan antas at fluks av PAH og PCB ved bunn vil påvirkes på samme måte som TBT, dvs. at frigjøring av PAH og PCB fra sedimentet ikke påvirkes nevneverdig av redoksforhold ved bunn. Aerobe mikrober bryter effektivt ned 2–3-ring PAH-er (f.eks. naftalen, fenantren) i løpet av måneder til noen få år. Overgangen til langvarige oksiske forhold i sedimenter vil føre til redusert toksisitet over tid, spesielt i overflatesedimenter. Risiko for miljøet vil påvirkes mest av bioturbasjon og resuspensjon.

Dioksiner

Dioksiner i sediment har en tendens til å være persistente og langlivede på grunn av sin kjemiske stabilitet og lave vannløselighet. Flere prosesser kan påvirke dioksineres skjebne over tid, men nedbrytningen skjer vanligvis svært sakte, og oppførselen avhenger av miljøforholdene. Dioksiner er hydrofobe og binder seg gjerne til fine partikler og organisk materiale, noe som holder dem fanget i sedimenter i flere tiår eller mer.

Fysiske forstyrrelser (f.eks. stormer, mudring eller bioturbasjon av bunnlevende organismer) kan resuspendere dioksinforurensset sediment i vannsøylen. Dette kan øke dioksinenes mobilitet og eksponeringen for vannlevende organismer. Et skifte fra anoksiske til oksiske forhold i bunnvannet kan også påvirke dioksinenes skjebne betydelig. Oksygen fører til oksidasjon av reduserte metaller (f.eks. $\text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{Fe}_2\text{O}_3$, $\text{Mn}^{2+} \rightarrow \text{MnO}_2$). Disse oksidene kan fange og binde seg sterkt til organiske forurensninger som dioksiner, noe som kan føre til at dioksiner adsorberes sterkere til nyformede jern- og manganoksider. Disse oksidene avsettes på havbunnen og bidrar til ytterligere immobilisering av dioksiner i overflaten av sedimentene (Figur 11).

God oksygentilførsel kan i noen grad øke nedbrytningen av dioksiner. Det verste miljøscenariet er imidlertid hyppige endringer i redoksforhold nær sedimentoverflaten, da dette kan øke dioksinenes mobilitet og biotilgjengelighet.

4.3 Faren for oppvirvling av sedimentene

Ved å legge et dyputslipp nær bunn så vil det være fare for at jetstrømmen som kommer ut av røret kan virvle opp sedimentene nær røråpningen. Både tungmetaller og organiske miljøgifter i sedimentene vil da spres rundt i fjorden. Dette vil være en fysisk prosess som skyldes vannbevegelsen til utslippsskyen. For å unngå påvirkning bør derfor utslippsrøret plasseres et stykke fra bunnen.

5 Samlet vurdering

I denne rapporten blir dypvannsutslipp i Frierfjorden sammenlignet med utslipp utenfor Brevikstrømmen. Effekten av dypvannsutslipp i Frierfjorden er modellert med NIVA Fjordmodell.

NIVAs modellscenarier viser at et dypvannsutslipp i Frierfjorden vil kunne bedre oksygenforholdene i vannmassene helt ned til det dypet hvor avløpsvannet slippes ut, som følge av økt vertikal blanding. I motsetning til dette vil utslipp til Langesundsfjorden utenfor terskelen kunne gi negative effekter for oksygenforholdene i Frierfjorden. Dette skyldes at økt vertikal blanding av disse vannmassene vil gi redusert egenvekt på vannet i terskeldypet utenfor Brevik, og dermed sjeldnere dypvannsfornyelse i Frierfjorden.

Økte oksygenkonsentrasjoner ved sjøbunnen vil kunne redusere miljøgifter i sedimentene ved at organiske stoffer brytes ned raskere og tungmetaller vil sedimentere raskere.

Når det er gode oksygenforhold er de fleste metaller til stede i oksidert form, som betyr at de er i partikkelform, og synker ned til bunnen. Ved lave oksygenforhold kan noen metaller reduseres og være til stede i vannet i oppløst form og kan dermed spre seg over hele fjorden. Dette er situasjonen vi har nå i Frierfjorden. Å forbedre oksygenforholdene i vannsøylen vil fremme sedimentering av metaller. Mobiliteten til organiske forurensninger avhenger ikke av oksygenforhold, men nedbrytning av organiske forurensninger vil gå raskere hvis oksygenforholdene forbedres.

Det må unngås at en jetstrøm ut av avløpsrøret eroderer sjøbunnen og dermed også virvler opp partikler og miljøgifter. Dette kan unngås ved å legge røråpningen på utslippsledningen 1-2 m over bunn.

6 Referanser

- Arp, H. P., Ruus, A., Macken, A., & Lillicrap, A. (2014). Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder. Miljødirektoratets rapportserie M-241.
- ATSDR (2005). Toxicological Profile for tin and tin compounds. ATSDR 2005, U.S. Department of Health & Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- Berg M., C.G. Arnold, S.R. Muller, J. Muhleman, R.P. Schwarzenbach (2001). Sorption and desorption behavior of organotin compounds in sediment-pore water systems *Environmental Science and Technology*, 35 pp. 3151-3157.
- Berge, J. A. & Amundsen, R. (2016) Reker i Indre Oslofjord – overvåkning 2000-2014. VANN, 01-2016, 43-57.
- Bjerkeng, B. (1994a) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 1: Praktisk utprøving på indre Oslofjord. NIVA rapport 3112-1994. 96 sider.
- Bjerkeng, B. (1994b) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 2: Faglig beskrivelse av innholdet i modellen. NIVA rapport 3113-1994. 134 sider.
- Bjerkeng, B. (1994c) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 3: EDB-teknisk beskrivelse og praktisk brukerveiledning. NIVA rapport 3114-1994. 107 sider.
- Bjerkeng, B. (1994d) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 4: Fysiske prosesser. Litteraturstudium og dataanalyse. NIVA rapport 3115-1994. 107 sider.
- Bjerkeng, B. (1994e) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 5: Fytoplankton-prosesser – et litteraturstudium. NIVA rapport 3116-1994. 165 sider.
- Bjerkeng, B. (1994f) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 6: Filtrering og vekst hos blåskjell som funksjon av miljøforhold. NIVA rapport 3117-1994. 78 sider.
- Brown, Jr., G. E. and Parks G. A. (2001) Sorption of trace elements on mineral surfaces: modern perspectives from spectroscopic studies, and comments on sorption in the marine environment. *Int. Geol. Rev.* 43, 963–1073.
- Brown, Jr., G. E., Henrich V. E., WCasey W. H., Clark D. L., Eggleston C., Felmy A., Goodman D. W., Gratzel M., Maciel G., McCarthy M. I., Nealson K. H., Sverjensky D. A., Toney M. J. and Zachara J. M. (1999) Metal oxide surfaces and their interaction with aqueous solutions and microbial organisms. *Chem. Rev.* 99, 77–174
- COWI / konsortiet for overvåking av Grenlandsfjordene (2020). Overvåkingsprogram for Frierfjorden, Eidangerfjorden og Gunnekleivfjorden 2021. Oppdrag nr. A210369, rapportnr. 001
- Ekerøth, N., Hjort, T. & Stubø, E. (2020) Ren Drammensfjord sedimentundersøkelse 2019. NIRAS-rapport 6. april 2020. 24 sider + vedlegg.
- Ekerøth, N., Løchstøer, M., Røed, C., Taskoudis, T., Stubø, E. A., & Ekerholt, R. S. (2021) Ren Drammensfjord 2020. Årsrapport. NIRAS-rapport 30. april 2021. 234 sider.

- Fagerli, C.W., Ruus, A., Borgersen, G., Staalstrøm, A., Green, N., Hjermann, D.Ø., Selvik, J.R., 2016 – rev. 2017. Tiltaksrettet overvåking av Grenlandsfjordene i henhold til vannforskriften. Overvåking for konsortium av 11 bedrifter i Grenland. NIVA-rapport 7049-2016. 211 s.
- Fagerli, C.W., Trannum, H. C., Staalstrøm, A., Eikrem, W., Deininger, A., Sørensen, K., Marty, S. (2021) Økokyst – DP Skagerrak. Årsrapport 2020. M-1964. 129 sider.
- Friedrich A.J., Catalano J.G. (2012). Distribution and speciation of trace elements in iron and manganese oxide cave deposits *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 91, 240–253.
- Hindersmann, I., Mansfeldt, T. (2014). Trace Element Solubility in a Multimetal-Contaminated Soil as Affected by Redox Conditions. *Water Air Soil Pollut* 225, 2158.
- Jonsson, H., Staalstrøm, A., Eek, E., Norling, M., Ruus, A. & Dillinger, B. 2024. Forprosjekt Ren Frierfjord. NIVA-rapport 7937-2024. 53 s. + vedlegg.
- Kirkerud, L. (1998). Critical oxygen levels for demersal fishes and invertebrates. NIVA-rapport 3917-1998. 36 sider.
- Madsen T, Gustavson K, Samsøe-Petersen L, Simonsen F, Jakobsen J, Foverskov S og Larsen MM (1998). Kortlægning af vurdering af antibegroningsmidler til lystbåde i Danmark. Miljøprojekt Nr. 384, 1998. Miljøstyrelsen.
- Müller A.K., Nielsen E., Ladefoged O. (2013) Tributyltin compounds (TBT). Evaluation of health hazards and proposal of health based quality criteria for soil and drinking water. Environmental Project No. 1524, 56 sider.
- NIVA (2006) Sedimentundersøkelser i dypområdene i indre del av Drammensfjorden 2005. Rapport LNR 5138-2006.
- Pakhomova S.V., M.Yu. Kononets, M.V. Yudin, A.V. Vershinin, A.G. Rozanov. (2004). Studies of dissolved metal species fluxes across the bottom water-sediment interface in Vistula lagoon, Baltic Sea. *Oceanology*, V. 44. No 4. P. 481–488.
- Pakhomova S.V., P.O.J. Hall, M.Yu. Kononets, A.G. Rozanov, A. Tengberg, A.V. Vershinin (2007). Fluxes of iron and manganese across the sediment-water interface under various redox conditions. *Marine Chemistry*. V. 107/3. P. 319-331.
- Pakhomova S., H.F.V. Braaten, E. Yakushev, J. Skei, (2014). Positive and negative biogeochemical effects following an oxygenated intrusion into anoxic fjord system. *Geochemical Transactions*, 15:5. doi:10.1186/1467-4866-15-5.
- Pakhomova S, Yakushev E, Protsenko E, Rigaud S, Cossa D, Knoery J, Couture R-M, Radakovitch O, Yakubov S, Krzeminska D and Newton A. (2018). Modeling the Influence of Eutrophication and Redox Conditions on Mercury Cycling at the Sediment-Water Interface in the Berre Lagoon. *Front. Mar. Sci.* 5:291. doi: 10.3389/fmars.2018.00291.
- Pakhomova S., Yakushev E., Schaanning M.T. (2021). Modeling Nickel Leaching from Abandoned Mine Tailing Deposits in Jøssingfjorden. *Water*, 2021, 13(7), 967

- Peacock C. L. and Sherman D. M. (2007a) Sorption of Ni by birnessite: equilibrium controls on Ni in seawater. *Chem. Geol.* 238, 94–106.
- Pettersen, R. (2016). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. (Quality standards for water, sediment and biota). Miljødirektoratet basert på bakgrunnsdata fra Aquateam, NIVA og NGI.
- Plante, S., Chabot, D., & Dutil, J. D. (1998). Hypoxia tolerance in Atlantic cod. *Journal of Fish Biology*, 53(6), 1342-1356.
- Point D., M. Monperrus, E. Tessier, D. Amouroux, L. Chauvaud, G. Thouzeau, F. Jean, E. Amice, J. Grall, A. Leynaert, J. Clavier, O.F.X. Donard (2007). Biological control of trace metal and organometal benthic fluxes in a eutrophic lagoon (Thau Lagoon, Mediterranean Sea, France), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Volume 72, Issue 3, Pages 457-471.
- Roden E. E. and Emerson D. (2007) Microbial metal cycling in aquatic environments. In *Manual of Environmental Microbiology* (eds. C. J. Hurst, D. Lipson, R. Crawford, J. Garland, A. Mills and L. D. Stezenbach). American Society for Microbiology, Washington DC, USA, pp. 540–562.
- Skinner H. C. W. and Fitzpatrick R. W. (Eds.) (1992) *Biomineralization Processes of Iron and Manganese: Modern and Ancient Environments*. Catena Supplement 21, Catena-verlag, Cremlingen-Destedt, Germany.
- Staalstrøm, A. (2017) Vurdering av effekter på vannkvaliteten ved endret utslipp i Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget. NIVA rapport 7192-2017. 36 sider.
- Staalstrøm, A. & Yakushev, E. (2019) Vurdering av mulige tiltak for å bedre vannkvaliteten i Hunnebunn. NIVA rapport 7451-2020. 85 sider.
- Staalstrøm, A. (2020) Modellering av miljøtilstanden i indre Oslofjord sett i lys av utslippstillatelser og befolkningsutvikling. NIVA rapport 7493-2020. 118 sider.
- Staalstrøm, A. (2022) Vurdering av renseanlegg i Oslo- og Drammensfjorden Delrapport 1: Modellering av Drammensfjorden. NIVA rapport 7780-2022. 39 sider.
- Staalstrøm, A. (2023) Vurdering av renseanlegg i Oslo- og Drammensfjorden Delrapport 1: Modellering av Oslofjorden. NIVA rapport 7841-2023. 48 sider.
- Staalstrøm, A. & Berezina, A. (2024) Overvåkning for Porsgrunn og Bamble kommune i 2023. NIVA rapport 7967-2023. 28 sider.
- Staalstrøm, A. & Saesin, P. (2025) Overvåkning for Porsgrunn og Bamble kommune i 2024. NIVA rapport 8110-2025. 35 sider.
- Takahashi Y., Manceau A., Geoffroy N., Marcus M. A. and Usui A. (2007) Chemical and structural control of the partitioning of Co, Ce, and Pb in marine ferromanganese oxides. *Geochim. Cosmochim. Acta* 71, 984–1008.
- Tam N.F.Y., A.M.Y. Chong, Y.S. Wong (2002). Removal of tributyltin (TBT) by live and dead microalgal cells. *Marine Pollution Bulletin*, 45, pp. 362-371.

- Tebo B. M., Ghiorse W. C., van Waasbergen L. G., Siering P. L. and Caspi R. (1997) Bacterially mediated mineral formation: Insights into manganese(II) oxidation from molecular genetic and biochemical studies. *Rev. Mineral. Geochem.* 35, 225–266.
- Trannum, H. C., Staalstrøm, A., Kile, M. R., & Næss, R. (2023). Resipientundersøkelse for Porsgrunn og Bamble kommune i 2022 i forbindelse med utslipp av kommunalt avløpsvann. NIVA-rapport 7827-2023. 54 sider + vedlegg.
- van de Velde S.J., A. Hylén, M. Kononets, U. Marzocchi, M. Leermakers, K. Choumiline, P. O.J. Hall, F. J.R. Meysman. (2020) Elevated sedimentary removal of Fe, Mn, and trace elements following a transient oxygenation event in the Eastern Gotland Basin, central Baltic Sea. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 271, 16–32.
- Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. 220 s. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vannforskriften. Sist revidert oktober 2020.
- 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.
- Walday, M., Gundersen, H., Gitmark, J., Borgersen, G., Engesmo, A., Fagerli, C. W., Staalstrøm, A., 2022. Klassifiseringsveileder 02:2018 - Revisjonsbehov kystvann. Miljødirektoratet rapport M-2266 I 2022/NIVA-rapport 7740-2022. 37 s. + vedlegg.
- Walday, M., Borgersen, G., Gitmark, J., Engesmo, A., Fagerli, C. W., Staalstrøm, A., Gran, S. & Eikrem, W., 2023. Revisjon av kystvannsdelen av veileder 02:2018. Miljødirektoratet M-2529 I 2022/NIVA-rapport 7856-2023. 57 s. + vedlegg.
- WHO (1990). Tributyltin Compounds. Environmental Health Criteria 116. World Health Organisation, International Programme on Chemical Safety, Geneva.
- Yakushev EV. & Newton A. (2013). Introduction: redox interfaces in marine waters. Chemical structure of pelagic redox interfaces, 1-12. Springer.



Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning STI (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, overvåking, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.