

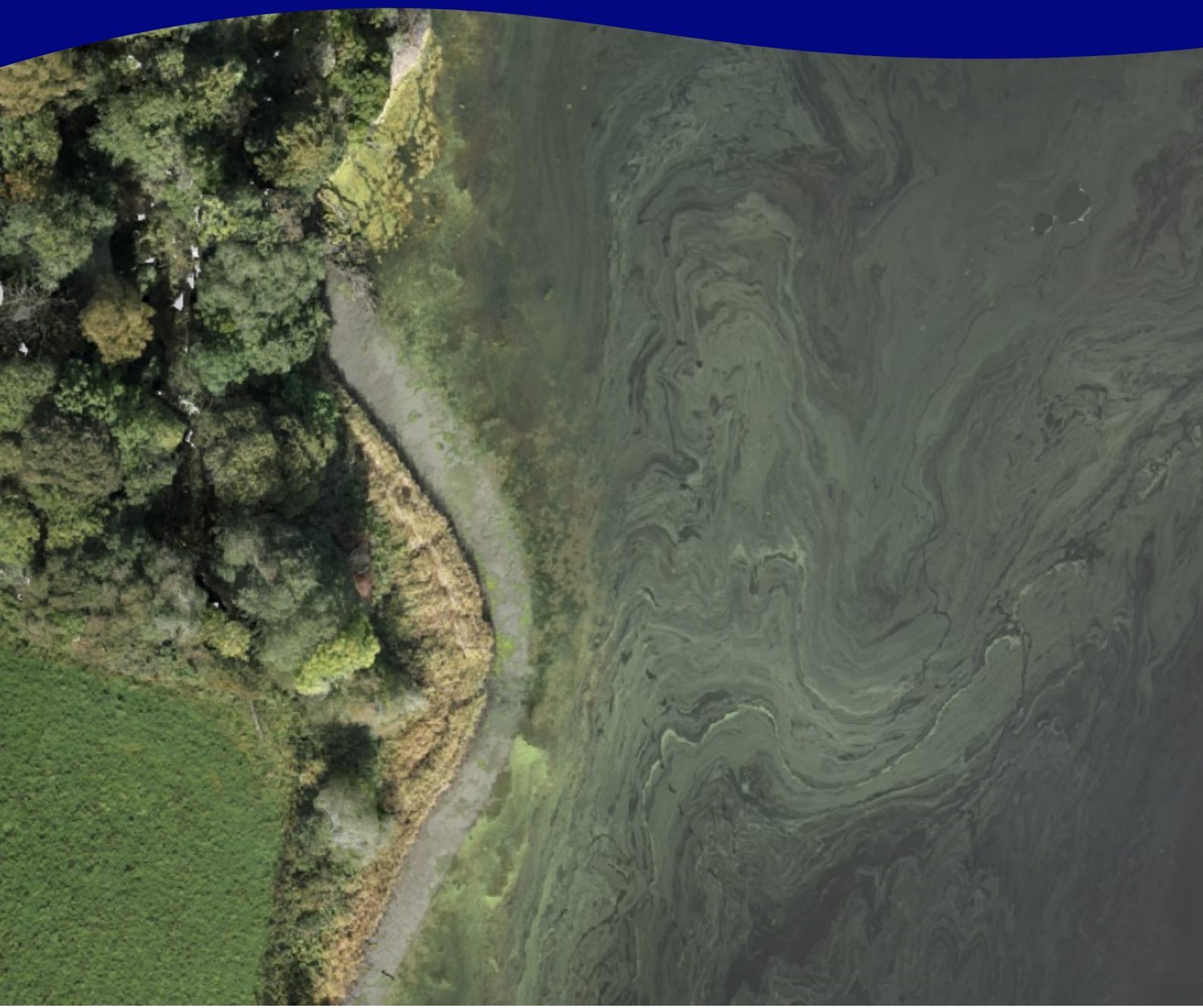


8123-2025



Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord

Årsrapport 2024



Rapport

Norsk institutt for vannforskning STI

Løpenummer: 8123-2025

ISBN 978-82-577-7862-0
NIVA-rapport
ISSN 1894-7948

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

André Staalstrøm
Prosjektleder/
Hovedforfatter

Wenche Eikrem
Kvalitetssikrer

Andrew King
Forskningsleder

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

Forsidebilde:
Medyan Antonsen

www.niva.no

Tittel

Undersøkelse av hydrografiske og
biologiske forhold i Indre Oslofjord,
Årsrapport 2024
Investigation of hydrographic and
biological conditions in the Inner Oslo
Fjord, Annual report 2024

Sider

99 + vedlegg

Dato

28.07.2025

Forfattere

André Staalstrøm, Pipatthra Saesin,
Susanne Jørgensen, Kristine H. Sperre,
Anette Engesmo, Therese Harvey, Sonja
Kistenich, Tânia Gomes, Janne K. Gitmark,
Gunhild Borgersen og Hege Gundersen

Fagområde

Marinbiologi

Distribusjon

Åpen

Oppdragsgiver

Fagrådet for vann og avløp/teknisk
samarbeid i indre Oslofjord

Kontaktperson hos oppdragsgiver

Elisabeth B. Solheim

Utgitt av NIVA

Prosjektnummer 240100

Sammendrag

Rapporten presenterer resultater fra overvåkning av Indre Oslofjord som omfatter undersøkelse av planteplankton, hydrografi, næringssalter, oksygenforhold, makroalger, helsetilstanden for blåskjell, forekomst av reker og utbredelse av naturtyper. Noen av de viktigste funnene i undersøkelsen er at på ni av tolv stasjoner blir økologisk tilstand i vannmassene klassifisert til tilstanden «moderat» som er under miljømålet. Det ble ikke funnet blåskjell på to av fem undersøkte stasjoner i 2024, men helsetilstanden til de blåskjellene som ble funnet var signifikant bedre enn i 2022. Høye forekomster av de hurtigvoksende grønnealgene grønn dusk og tarmgrønske ble registrert flere steder i fjorden. Disse algene kan raskt utnytte overskudd av næringssalter, og høye forekomster av disse er en indikasjon på eutrofi. Den største blå skogen i Indre Oslofjord er sukkertareskogen i området rundt Drøbak, som det er viktig å bevare.

Emneord: Økosystem, Makroalger, Planteplankton, Hyperbentos

Keywords: Ecosystem, Macro algae, Phytoplankton, Hyper benthos

Innholdsfortegnelse

Forord	5
Sammendrag	6
Summary	9
1 Innledning	12
1.1 Overvåkningsprogrammet 2024	12
1.1 Fjordens topografi	16
1.2 De meteorologiske forholdene i fjorden	17
2 Biologisk effektovervåking i indre Oslofjord ved bruk av lokale blåskjellpopulasjoner	19
2.1 Innledning	19
2.2 Feltinnsamling	20
2.3 Biologiske effektsvar	21
2.4 Statistisk analyse	23
2.5 Oppsummering av blåskjellundersøkelsene	30
3 Horisontalutbredelse av tang og dekningsgrad i fjæresonen	31
3.1 Innledning	31
3.2 Datainnsamling	32
3.3 Resultater fra undersøkelser av fem dominerende tangarter	35
4 Nedre voksegrense for makroalger	43
4.1 Innledning	43
4.2 Datainnsamling	44
4.3 Resultater	46
5 Kartlegging av naturtyper ved bruk av statistisk modellering og droner	51
5.1 Modellering	51
5.2 Dronekartlegging	54
5.3 Sammenligning av modelleringen og dronekartlegging	56
6 Vannkvalitet i vannmassen	58
6.1 Dypvannsfornyelse	58
6.2 Utvikling av næringssalter i 2024	60
6.3 Siktdyp	67
6.4 Klassifisering	68
7 Planteplankton	71
7.1 Planteplanktonsamfunnet i 2024	71
8 Dyreplankton	78
9 Undersøkelse av reker og andre hyperbentos	81

9.1 Innledning	81
9.2 Materialer og metode	81
9.3 Resultater for 2024	84
9.4 Utvikling over tid: oksygen og antall reker	87
9.5 Oppsummering av rekeundersøkelsene	92
10 Viktige funn i 2024 og avsluttende bemerkninger	94
11 Referanser	95
Vedlegg A: Hydrografi i bassengene i Indre Oslofjord	100
Drøbaksundet	100
Vestfjorden	103
Holmenfjorden	109
Bærumsbassenget	110
Lysakerfjorden	111
Oslo havn	112
Bekkelagsbassenget inkludert Paddehavet	117
Bunnefjorden	119
Bunnebotten	121

Forord

NIVA har på oppdrag fra Fagrådet for vann- & avløpteknisk samarbeid i Indre Oslofjord gjennomført miljøovervåkning av fjorden i 2024. Forurensing av fjorden har en lang historie. Amnéus skrev allerede i 1914: *«Den omstændighed, at byens kloakker uden nogen rensing sender sine strømmer ut i Akerselven og byens havnebassin, medfører, at forurensningene er særdelse betydelig, idet betingelserne for en selvrensing er ugunstige, likesom heller ikke sjøvandet øver nogen desinficerende virkning på smittestoffer. Utenfor de forskjellige kloakkers utmunding i havnen likesom nederst i Akerselven bundfælder de uopløste stoffer sig og udvikler ildelugtende og giftige gasarter. Spørsmålet om en bedring i disse forhold har derfor lenge staat paa dagsordenen.»* (Amnéus, Rolsted & Høe, 1914, s. 206).

Forholdene ble siden verre, og tilførselen var på sitt største på 70-tallet. Overvåkingen av fjorden er del av et pågående program, der undersøkelser av marinbiologi og hydrografi/hydrokjemi har vært gjennomført hvert år siden 1973. Sjøområdet som omfattes av miljøprogrammet gjelder hele Indre Oslofjord, avgrenset i sør ved Filtvedt-Brenntangen i Drøbaksundet.

André Staalstrøm er prosjektleder. Anette Engesmo, Pipatthra Saesin, Susanne Jørgensen, Marit Norli, Janne Gitmark, Maia Røst Kile, Øyvind Torp, Marijana Stenrud Brkljacic, Siri Moy, Camilla With Fagerli, Gunhild Borgersen og Medyan Antonsen har bidratt til innsamling av data. Mannskapet på F/F Trygve Braarud, samt SH Maritime, har tatt aktiv del i innsamlingen av materiale.

Oslo, 31. mai 2025

Sammendrag

Denne rapporten presenterer resultatene fra årsovervåkingen foretatt for Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord i 2024.

Helsetilstanden til blåskjell ble forsøkt undersøkt ved fem stasjoner i fjorden. Fraværet av blåskjell ved Storøyodden og Solbergstrand i 2024, hindret dessverre en fullstendig sammenligning av biologiske responser mellom indre og ytre Oslofjord, slik det ble gjort i tidligere undersøkelser. Fullstendig fravær av skjell på to av fem lokaliteter, er i seg selv alarmerende, men ved sammenligning av tørketest-resultatene (SoS) fra 2024 med de fra prøvetaking i 2020 og 2022, var LT_{50} (den tiden det tar før halvparten av skjellene er døde) for Hovedøya og Steilene lik verdiene observert i 2020, men høyere enn i 2022, noe som indikerer en bedring i blåskjellenes evne til å overleve i luft. I 2022 var LT_{50} for blåskjell ved Steilene så lav som 1,3 dager som tyder på at de var sterkt stresset. I 2024 var LT_{50} 9,8 dager, som tyder på at de er i svært mye bedre forfatning enn to år tidligere.

Miljøovervåkingen i Indre Oslofjord omfatter undersøkelser av den horisontale utbredelsen av fem vanlige tangarter i området, spiraltang (*Fucus spiralis*), blæretang (*Fucus vesiculosus*), grisetang (*Ascophyllum nodosum*), gjelvtang (*Fucus evanescens*) og sagtang (*Fucus serratus*) på 123 stasjoner. I 2024 ble spiraltang, blæretang og sagtang observert i relativt tette bestander i store deler av Indre Oslofjord. Sagtang vokser ikke inn i de indre havnebassenger eller i Bærumsbassenget, og selv om noe spiraltang og blæretang vokser her, er forekomstene mer glisne enn andre steder. Gjelvtang har sitt hovedområde i indre del av fjorden (havnebassenget) hvor den vokser i relativt tette bestander, men i 2024 var denne mindre dominerende enn tidligere. Grisetang ble kun funnet på 15 stasjoner fra Vollen og sørover mot Drøbak. Dette bildet er nokså likt som tidligere år. Sammenliknet med undersøkelsene gjort i 2013 har utbredelsene til gjelvtang blitt kraftig redusert, mens utbredelsen til blæretang har økt. Utbredelsen av sagtang og grisetang har ikke endret seg stort siden 2013. Av fremmede arter ble stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*) registrert på 109 stasjoner. I tillegg ble det registrert kun døde individer av stillehavsøsters på fire stasjoner. Japansk drivtang ble registrert på 17 stasjoner. Det må merkes at under feltarbeidet i 2024 var det ett tett lag med pollen på vannet på flere av stasjonene som gjorde det vanskelig å gjøre observasjoner under vannflaten. Det ble ikke registrert betydelig mengder søppel på stasjonene (det ble funnet søppel på 26 % av stasjonene). Dominerende type søppel var taustumper, isoporbiter, plankebiter og husholdningsavfall.

Grundigere undersøkelser i fjæresonen viser at antall arter registrert varierer en del fra år til år, men at artsantallet generelt er høyere nå enn i 1970-årene. En stor andel av denne økningen skyldes en økning i antall arter rødalger og dyr. Av fremmede arter ble rødalgene strømgarn registrert på stasjon R7 Katten i Bunnefjorden, og stillehavsøsters ble registrert på alle stasjoner bortsett fra R6 Haslumtangen N i Bunnefjorden, hvor den ikke ble registrert. Høye forekomster av de hurtigvoksende grønnalgene grønn dusk og tarmgrønske ble registrert på R2 Storskjær, R4 Rabben, R6 Haslumtangen N og R7 Katten. Disse algene kan raskt utnytte overskudd av næringsalter, og høye forekomster av disse er en indikasjon på eutrofi.

I 2024 var det kun tilstrekkelig med datagrunnlag til å kunne beregne økologisk tilstand basert på nedre voksegrense for utvalgte makroalger (MSMDI-indeksen) på to stasjoner (Steilene og Fornebu). Økologisk tilstand på Steilene var «moderat», mens økologisk tilstand på Fornebu var «dårlig». På Steilene er den økologiske tilstanden blitt forbedret fra 2022-undersøkelsene (dårlig tilstand), grunnet litt økning i voksedypet til de observerte artene. På Fornebu er tilstanden uendret siden 2017, og voksedypet til de observerte artene i 2024 er ganske lik det som ble registrert i 2022.

Utbredelsene av de marine naturtypene i Indre Oslofjorden er modellert som koder i Natur i Norge-systemet (NiN). NiN-kode MA06 er den naturtypen som utgjør den største andelen av bunnarealet i fjorden. Dette er afotisk saltvann-sedimentbunn, og er bløtbunn hvor det er lite lys. I modelleringen er det utbredelsen som beregnes. I vannforskriftene er tilstanden på bløtbunnsfaunaen et biologisk kvalitetselement som skal brukes for å klassifisere økologisk tilstand, men dette er ikke inkludert i dette overvåkningsprogrammet.

MA02 er en NiN hovedtype som ofte kalles grunn hardbunn, og dette utgjør 15 % av bunnarealet i fjorden. Dette er hardt substrat hvor lyset er tilstrekkelig for fotosyntese. MA02 har en rekke hovedtyper, som er basert på hvilke arter som dominerer. I fjorden er det kun noen få områder hvor det er registrert at makroalger dominerer. Vi har noen områder i indre fjord hvor det er registrert sagtang-bunn (MA02-02). Ved Drøbak har vi et relativt stort område med sukkertarebunn (MA02-05). Hvis det kun registreres koden MA02 kan dette bety at hardbunnen er ubevokst, og mesteparten av grunn hardbunn i Indre Oslofjord klassifiseres på denne måten. Dette kan bety at dette store området burde ha hatt en undertype, og dette vitner om at det har vært en negativ utvikling i fjorden over lang tid, som har gjort den betraktelig mer gold enn den var i utgangspunktet (naturtilstanden). Derfor er det svært viktig å bevare den relativt store sukkertareskogen ved Drøbak.

Datagrunnlag for kartlegging av naturtyper har blitt samlet inn med drone i fem områder av fjorden i september 2023 og 2024. Fra dronekartene er det mulig å identifisere for eksempel klaser med tang. Sammenligning av bilder fra Paddehavet viser at det var mer lurv på bunnen i september 2024 enn i september 2023. Arbeidet med å beregne NiN-koder fra dronebildene vil fortsette i 2025.

I terskelfjorder kommer det bare inn oksygenrikt vann i bunnvannet under dypvannsfornyelser. I Bunnefjorden var det dypvannsfornyelse i midten av mars 2023, men det var ingen ny utskiftning av bunnvannet i 2024. Siktdypet var veldig bra sommeren 2022 på mange stasjoner, mens det var betydelig dårligere sikt i 2023, og enda lavere klassifisering i 2024. Pga. god sikt i tørkeåret 2022 får stasjonene sentralt i Vestfjorden god klasse for perioden 2022-2024, mens alle de andre stasjonene får klassen «moderat» eller «dårlig». Samlet klassifisering for vannmassene for stasjonene i indre Oslofjorden for 2022-2024 gir at økologisk tilstand i Drøbaksundet blir «svært god». På stasjonene Søndre Langåra og Steilene blir samlet økologisk tilstand «god». På ni av tolv stasjoner blir tilstanden «moderat». Planteplankton-prøver ble analysert på tre stasjoner i 2024: De to stasjonene inkludert i programmet, Dk1 Steilene og Ep1 Bunnefjorden, samt på Bl4 Bærumsbassenget. Sammensetningen av planktonsamfunnet og suksessjon av artene var utenom det vanlige i 2024 på alle tre stasjonene med generelt høye celletall og mye karbonbiomasse. I 2024 ble det ikke registrert en klassisk våroppblomstring. Derimot ble det observert en stor oppblomstring på alle stasjonene fra slutten av mai til starten av juli. Denne oppblomstringen ble etterfulgt av en økt forekomst av kiselalgeslekten *Pseudo-nitzschia*. I slutten av september ble det registrert en ny oppblomstring, denne gangen bestående av kiselalgene *Chaetoceros socialis* og *Leptocylindrus danicus* sammen med den store fureflagellaten *Tripos furca*, som bidro med mye karbonbiomasse.

I 2024 ble dyreplankton samlet inn på stasjon Dk1 Steilene i Indre Oslofjord i totalt seks måneder: februar, april, mai, august, oktober og desember. Den høyeste tettheten av dyreplankton (individer per m²) på stasjonen ble registrert i prøvetakingsmånedene april og mai i 2024. Det var også i disse månedene at det ble registrert flest individer av meroplankton med ca. 12.000 og 20.000 individer per m² i henholdsvis april og mai. Dette ligner på utviklingen i 2023, men totalt antall individer per m² var mer enn halvert i disse månedene i 2024 sammenlignet med 2023.

Reker og andre hyperbentos ble prøvetatt med en Beyerslede på 8 stasjoner i september 2024. Ved Svartskog i Bunnefjorden og Hellviktangen var oksygenkonsentrasjonene såpass lave (< 0,1 ml/l) at

prøvetaking ikke ble gjennomført. Med så lite oksygen i bunnvannet er det normalt ingen reker. Reketettheten på de øvrige stasjonene var lav i 2024 sammenlignet med resultater fra de siste årene. I motsetning til tidligere år observerte vi avtakende reketetthet utover i fjorden, og høyest tetthet av reker i Lysakerfjorden.

Summary

This report presents the results of the annual monitoring conducted for the Technical Council for Water and Wastewater Engineering Cooperation in the Inner Oslofjord in 2024.

The health condition of blue mussels was attempted to be investigated at five stations in the fjord. The absence of mussels at Storøyodden and Solbergstrand in 2024 unfortunately prevented a complete comparison of biological responses between the inner and outer Oslofjord, as was done in previous surveys. The complete absence of mussels at two of the five locations is alarming in itself, but when comparing the Stress on Stress test-results (SoS) from 2024 with those from sampling in 2020 and 2022, the LT_{50} (the time it takes for half of the mussels to die) for Hovedøya and Steilene was similar to the values observed in 2020, but higher than in 2022, indicating an improvement in the mussels' ability to survive in air. In 2022, the LT_{50} for mussels at Steilene was as low as 1.3 days, indicating that they were highly stressed. In 2024, the LT_{50} was 9.8 days, indicating that they are in much better condition than two years earlier.

Environmental monitoring in the Inner Oslofjord includes investigations of the horizontal distribution of five common seaweed species in the area, *Fucus spiralis*, *Fucus vesiculosus*, *Ascophyllum nodosum*, *Fucus evanescens* and *Fucus serratus* at 123 stations. In 2024, *Fucus spiralis*, *Fucus vesiculosus* and *Fucus serratus* were observed in relatively dense populations in large parts of the Inner Oslofjord. *Fucus serratus* does not grow into the inner harbor basins or in the Bærum Basin, and although some *Fucus spiralis* and *Fucus vesiculosus* grow here, the occurrences are sparser than elsewhere. *Fucus evanescens* has its main area in the inner part of the fjord (the harbor basin) where it grows in relatively dense populations, but in 2024 it was less dominant than previously. *Ascophyllum nodosum* was only found at 15 stations from Vollen and south towards Drøbak. This is quite similar to previous years. Compared to the surveys conducted in 2013, the distribution of *Fucus evanescens* has decreased significantly, while the distribution of *Fucus vesiculosus* has increased. The distribution of *Fucus serratus* and *Ascophyllum nodosum* has not changed much since 2013. Of alien species, *Crassostrea gigas* were recorded at 109 stations. In addition, only dead individuals of *Crassostrea gigas* were recorded at four stations. The introduced brown algae *Sargassum muticum* was recorded at 17 stations. It should be noted that during the fieldwork in 2024, there was a dense layer of pollen on the water at several of the stations, which made it difficult to make observations below the water surface. No significant amounts of litter were recorded at the stations (litter was found at 26% of the stations). The dominant types of litter were rope stumps, polystyrene pieces, pieces of planks and household waste.

More thorough investigations in the intertidal zone show that the number of species recorded varies somewhat from year to year, but that the number of species is generally higher now than in the 1970s. A large proportion of this increase is due to an increase in the number of species of red algae and animals. Of alien species, the red algae *Dasya baillouviana* was recorded at station R7 Katten in Bunnefjorden, and *Crassostrea gigas* was recorded at all stations except R6 Haslumtangen N in Bunnefjorden, where it was not recorded. High occurrences of the fast-growing green algae *Cladophora* sp. and *Ulva intestinalis* were recorded at R2 Storskjær, R4 Rabben, R6 Haslumtangen N and R7 Katten. These algae can quickly utilize excess nutrients, and high occurrences of these are an indication of eutrophication.

In 2024, there was only sufficient data to calculate ecological status based on the lower growth limit for selected macroalgae (MSMDI index) at two stations (Steilene and Fornebu). Ecological status at Steilene was "moderate", while ecological status at Fornebu was "poor". At Steilene, the ecological status has improved from the 2022 surveys (poor status), due to a slight increase in the growth depth of the observed

species. At Fornebu, the status has remained unchanged since 2017, and the growth depth of the observed species in 2024 is quite similar to that recorded in 2022.

The distributions of the marine habitat types in the Inner Oslofjord are modeled as codes in the NiN system. NiN code MA06 is the habitat type that makes up the largest proportion of the bottom area in the fjord. This is aphotic saltwater sediment bottom and is soft bottom where there is little light. In the modeling, it is the distribution that is calculated. In the water regulations, the condition of the soft bottom fauna is a biological quality element that is to be used to classify ecological status, but this is not included in this monitoring program.

MA02 is a NiN main type that is often called shallow hard bottom, and this constitutes 15% of the bottom area in the fjord. This is hard substrate where the light is sufficient for photosynthesis. MA02 has a number of main types, which are based on which species dominate. In the fjord, there are only a few areas where macroalgae have been recorded as dominant. We have some areas in the inner fjord where saw wrack has been recorded (MA02-02). At Drøbak we have a relatively large area with sugar kelp bottom (MA02-05). If only the code MA02 is registered, this may mean that the hard bottom is unvegetated, and most of the shallow hard bottom in the Inner Oslofjord is classified in this way. This may mean that this large area should have had a subtype, and this indicates that there has been a negative development in the fjord over a long time, which has made it considerably more barren than it was initially (the natural state). Therefore, it is very important to preserve the relatively large sugar kelp forest at Drøbak.

Data for mapping habitat types has been collected by drone in five areas of the fjord in September 2023 and 2024. From the drone maps it is possible to identify, for example, clusters of seaweed. Comparison of images from the Paddehavet shows that there were more turf algae on the bottom in September 2024 than in September 2023. The work of calculating NiN codes from the drone images will continue in 2025.

In sill fjords, only oxygen-rich water enters the bottom water during deep water renewals. In Bunnefjorden, there was deep water renewal in mid-March 2023, but there was no new replacement of the bottom water in 2024. The visibility depth was very good in the summer of 2022 at many stations, while there was significantly worse visibility in 2023, and an even lower classification in 2024. Due to good visibility in the drought year 2022, the stations in central Vestfjorden receive a good class for the period 2022-2024, while all the other stations receive the class "moderate" or "poor". The overall classification for the water masses for the stations in the inner Oslofjord for 2022-2024 gives that the ecological status in Drøbaksundet will be "very good". At the stations Søndre Langåra and Steilene, the overall ecological status will be "good". At nine out of twelve stations, the status will be "moderate".

Phytoplankton samples were analyzed at three stations in 2024: The two stations included in the program, Dk1 Steilene and Ep1 Bunnefjorden, as well as at Bl4 Bærumsbassenget. The composition of the plankton community and succession of species were unusual in 2024 at all three stations with generally high cell counts and a lot of carbon biomass. In 2024, a classic spring bloom was not recorded. On the other hand, a large bloom was observed at all stations from late May to early July. This bloom was followed by an increased occurrence of the diatom genus *Pseudo-nitzschia*. At the end of September, a new bloom was recorded, this time consisting of the diatoms *Chaetoceros socialis* and *Leptocylindrus danicus* together with the large dinoflagellate *Tripos furca*, which contributed a lot of carbon biomass.

In 2024, zooplankton were collected at station Dk1 Steilene in the Inner Oslofjord for a total of six months: February, April, May, August, October and December. The highest density of zooplankton (individuals per m²) at the station was recorded in the sampling months of April and May in 2024. It was also in these months that the most individuals of meroplankton were recorded with approximately 12,000 and 20,000

individuals per m² in April and May, respectively. This is similar to the development in 2023, but the total number of individuals per m² was more than halved in these months in 2024 compared to 2023.

Shrimp and other hyper benthos were sampled with a “Beyerslede” at 8 stations in September 2024. At Svartskog in Bunnefjorden and Hellviktangen, the oxygen concentrations were so low (< 0.1 ml/l) that sampling was not carried out. With such little oxygen in the bottom water, there is normally no shrimp. The shrimp density at the other stations was low in 2024 compared to results from recent years. In contrast to previous years, we observed decreasing shrimp density further out in the fjord, and the highest density of shrimp in Lysakerfjorden.

1 Innledning

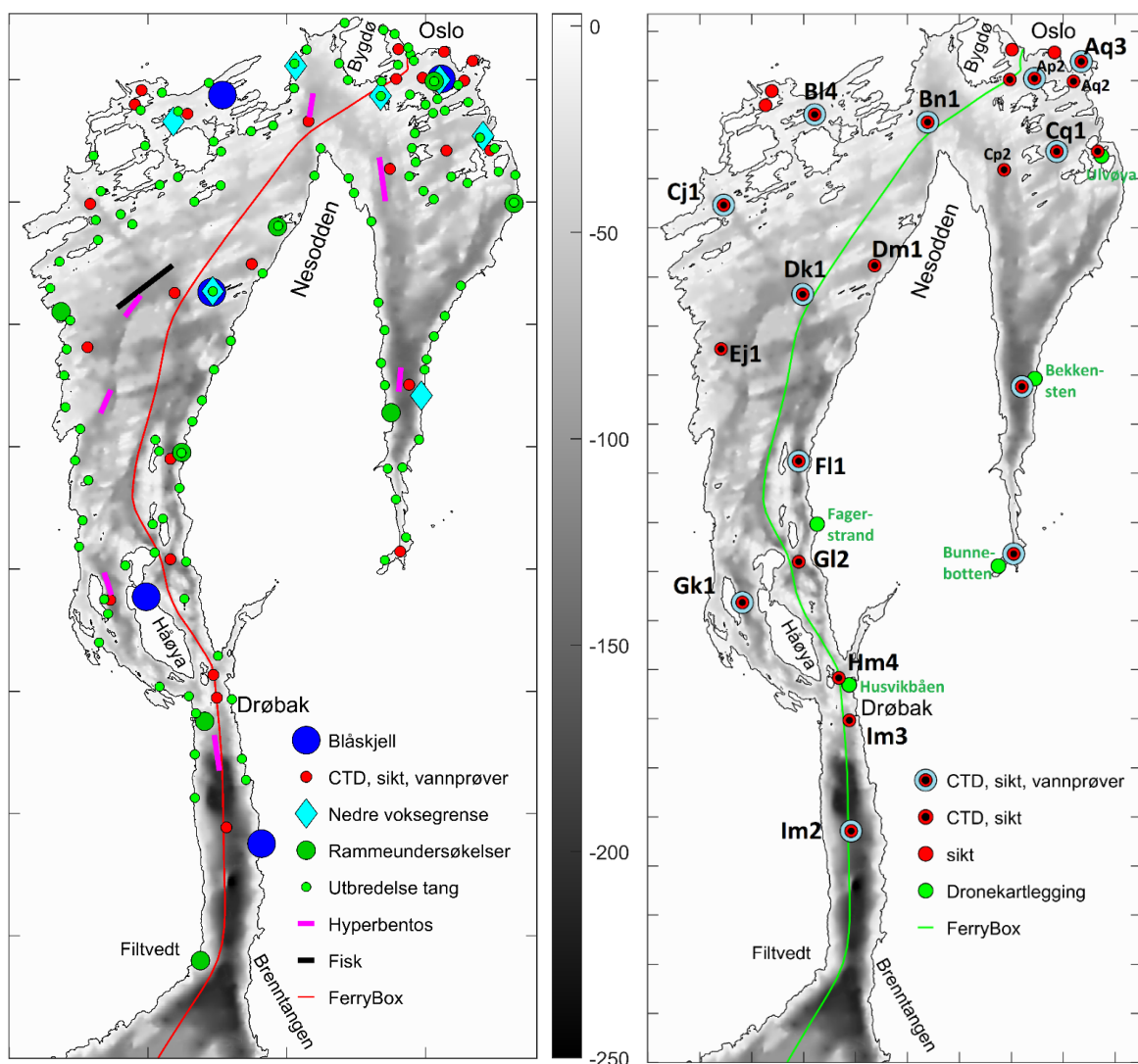
1.1 Overvåkningsprogrammet 2024

Overvåkingen av Indre Oslofjorden er del av et pågående program, der undersøkelser av marinbiologi og hydrografi/hydrokjemi har vært gjennomført siden 1970-tallet. Sjøområdet som omfattes av programmet gjelder hele Indre Oslofjorden, avgrenset i sør ved Filtvet-Brenntangen i Drøbaksundet. NIVA har, etter anbudsrunde i 2022, hatt ansvar for gjennomføring av programmet 2023-2026. Det kommunale samarbeidsorganet «Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeide i indre Oslofjord» finansierer miljøovervåkingen av indre Oslofjorden. Prosjektet ledes av NIVA og gjennomføres i samarbeid med Universitetet i Oslo.

Vannmassene i fjorden undersøkes på 25 stasjoner hvor plasseringen er vist i kartet i Figur 1 (høyre side). I 2024 ble det gjennomført 18 tokt (Tabell 1). Hovedtokt og kombitokt ble gjennomført av F/F Trygve Braarud. På overflatetokt ble båt fra SH Maritime benyttet. I Tabell 2 gis en oversikt med metodebeskrivelse for undersøkelser i vannmassene.

Tabell 1. Toktprogrammet for 2024.

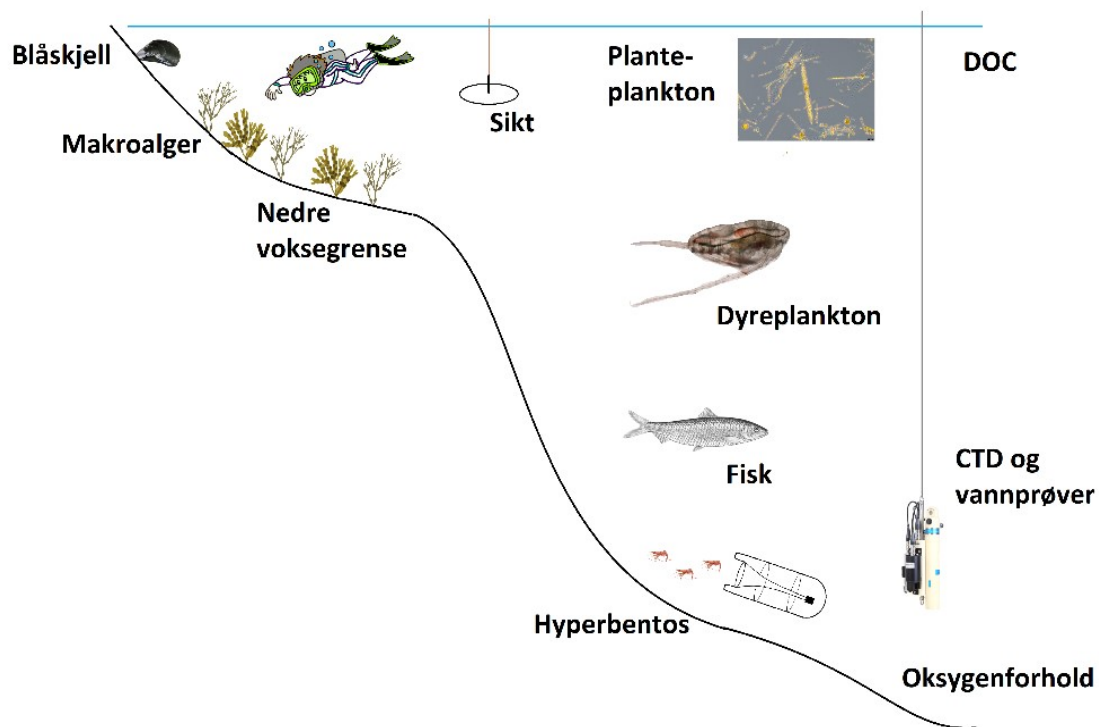
Dato	Type
08/1-24	Overflatetokt
16/2-24	Kombitokt
04/3-24	Overflatetokt
26/3-24	Overflatetokt
17/4-24	Hovedtokt
29/4-24	Overflatetokt
13/5-24	Hovedtokt
29/5-24	Overflatetokt
12/6-24	Overflatetokt
24/6-24	Overflatetokt
08/7-24	Overflatetokt
23/7-24	Overflatetokt
04/8-24	Overflatetokt
22/8-24	Hovedtokt
09/9-24	Overflatetokt
26/9-24	Overflatetokt
21/10-24	Hovedtokt
11/11-24	Overflatetokt
05/12-24	Kombitokt



Figur 1. I kartet til venstre vises det hvor i fjorden forskjellige aktiviteter ble gjort. Til høyre vises plasseringen til stasjoner hvor det ble gjort vannmasseundersøkelser og dronekartlegging. Fargeskalaen i kartene viser dybdeforholdene. Det er dypest ute i Drøbaksundet. Indre Oslofjord er adskilt fra Drøbaksundet med en terskel på ca. 20 m ved Drøbak. I Vestfjorden er det dypeste punktet 165 m ved stasjon Fl1 Spro. I begge kartene viser en linje hvor M/S Color Fantasy vanligvis seiler, og langs denne linjen blir det gjort målinger med FerryBox-systemet.

Det marine økosystemet består av mange elementer. De delene som har blitt undersøkt i dette overvåkningsprogrammet er illustrert i Figur 2. I kartet i Figur 1 blir det vist hvor de forskjellige aktivitetene ble gjort i fjorden.

Det ble også gjort undersøkelse av helsetilstanden til blåskjell (kapittel 2). Innsamling av blåskjell ble gjort av Marinreparatørene. Det ble utført forskjellige tester (biomarkør-tester), som avslører om blåskjellene allerede er påvirket av andre stressfaktorer som høye forekomster av miljøgifter. Utbredelse av makroalger og annen undervannsvegetasjon ble også foretatt (kapittel 3 og 4). I tillegg ble naturtyper i strandsonene kartlagt med droner (kapittel 5). Vannkvalitet i vannmassene (kapittel 6) ble undersøkt med automatisk registrerende sonde (CTD) som måler saltholdighet, temperatur, oksygen, klorofyll-a fluorescens og turbiditet som en funksjon av dypet. I tillegg til dette ble det tatt vannprøver som ble analysert for mengden næringssalter og organisk stoff. Videre analyseres det planteplankton fra stasjoner, Dk1 Steilene og Ep1 Bunnefjorden (kapittel 7). I 2023 ble det også for første gang samlet inn dyreplankton fra stasjon Dk1 Steilene, og dette har fortsatt i 2024 (kapittel 8). Ved å samle inn dyreplankton får man et bedre bilde av hele økosystemet. De har en viktig rolle i næringsnettet, ved å beite på planteplankton og å ved å selv være føde for blant annet fiskeyngel. Oksygenforholdene påvirker forekomsten av hyperbentos som f.eks. reker (kapittel 9). Disse ble fanget med en Beyerslede som ble slept langs bunnen. I vannmassene i Figur 2 er det også tegnet inn en fisk for å illustrere at Fagrådet også undersøkte forekomsten av flere fiskearter. Dette ble gjort i et separat prosjekt og er ikke inkludert i denne rapporten.



Figur 2. Illustrasjon av omfanget til overvåkningsprogrammet. Fisken som er tegnet inn i figuren inngår ikke i denne rapporten, men undersøkes av Universitetet i Oslo.

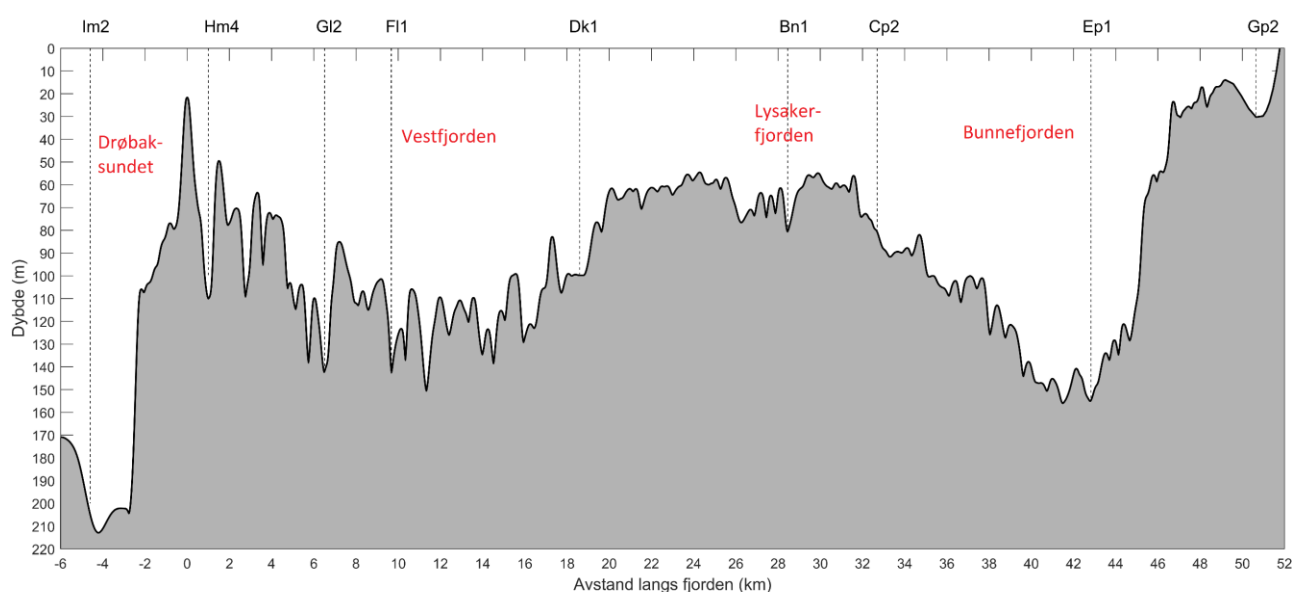
Tabell 2. Metodeoversikt for hydrografiske undersøkelser

Kvalitetselement	Parameter	Enhet	Metodikk prøvetaking	Metodikk analyser
Næringssalt-forhold	Total fosfor (Tot-P)	µg P/L	OSPAR 1997-2(JAMP guidelines)	Skalar autoanalysator intern metode basert på NS 4725
	Fosfat (PO ₄)	µg P/L		Skalar autoanalysator intern metode basert på NS 4724
	Total nitrogen (Tot-N)	µg N/L	NS-ISO 5667-9:1992	Skalar autoanalysator, intern metode basert på NS-EN ISO 11905-1:1998 og NS 4743
	Nitritt+Nitrat (NO ₂ +NO ₃)	µg N/L		Skalar autoanalysator, intern metode basert på NS 4745
	Ammonium (NH ₄)	µg N/L		Intern metode basert på (Kerouel og Aminot 1997)
	Silikat (SiO ₂)	µg SiO ₂ /L		Skalar autoanalysator, intern metode basert på NS-EN ISO 16264-2004
DOC	Løst organisk karbon	mg/L		NS-EN ISO 1484:1997, Katalytisk forbrenning
cDOM*	farget løst organisk stoff	m ⁻¹		IOCCG, 2019
Planteplankton	Klorofyll-a	µg/L	NS 4767	Metode basert på NS 4767:1983, metanolekstraksjon
Planteplankton	Artssammensetning	Taxa, antall celler/L, biovolum (mm ³ /L), cellekarbon (µgC/L)	NS-EN 15972:2011	NS-EN 15972:2011
Dyreplankton	Artssammensetning	Taxa, antall dyr/m ² og m ³ . Biovolum (mL/m ³)	Plankton-håv (WP2 utstyrt med 180 µm nett)	Identifikasjon og telling av arter i lupe.
Temperatur-forhold	Temperatur	°C	In situ	NS 9425-3 sonde
Salinitet	Salinitet		In situ	NS 9425-3 sonde
Oksygenforhold	Oppløst oksygen	ml O ₂ /L / %	In situ	NS-ISO 5813/sonde
Turbiditet	Turbiditet	FTU	In situ	NS 9425-3 sonde
Siktdyp	Siktdyp	Meter	Secchi-skive	

1.1 Fjordens topografi

Indre Oslofjord var sannsynligvis det siste havområdet i Skagerrak som ble isfritt etter siste istid sluttet for ca. 10,2 til 10,8 tusen år siden¹. Denne kunnskapen har man fra en 32 m lang kjerne som ble samlet inn 28,7 km sør-sørøst for Nevlunghavn² som er datert til å strekke seg nesten 12 tusen år tilbake i tid. I kjernen så man at det ved det angitte tidspunktet var et brått skille hvor det ikke lenger var grovt sediment-materiale som antagelig stammer fra kalvende isbreer (Gyllencreutz, 2005). Indre Oslofjord har likevel ikke en topografi som er typisk for en fjord som er gravd ut av en isbre. Dette er fordi området er en del av en forkastning³ som har skapt en svært variert topografi (Larsen et al., 2008).

I mange sammenhenger så defineres Indre Oslofjord som området innenfor Drøbak, siden Drøbakerskelen med sitt maksimale dyp på ca. 20 meter avgrenser bassengene innenfor Drøbak fra bassengene i Ytre Oslofjord. Det ca. 10 km lange Drøbaksundet er forbindelsen til Ytre Oslofjord, og det ville være naturlig å betrakte innsnevringen av fjorden mellom Filtvet og Brenntangen som innløpet til Indre Oslofjord. På det dypeste er Drøbaksundet over 200 m dypt. Det dypeste punktet innenfor Drøbakerskelen er ved stasjon Fl1 Spro hvor det er 165 m dypt. I Lysakerfjorden er det ca. 80 m dypt, og dette bassenget er adskilt av grunnere områder med terskeldyp rundt 50-55 m. I Bunnefjorden er det 150 m på det dypeste. Dybdeforholdene i fjorden er vist i Figur 1. I Figur 3 er det vist en dybdeprofil som går fra sør i Drøbaksundet, gjennom Vestfjorden, via Lysakerfjorden og til Bunnefjorden og Bunnebotten.



Figur 3. I figuren vises en dybdeprofil fra Drøbaksundet, via Vestfjorden og Lysakerfjorden til Bunnefjorden.

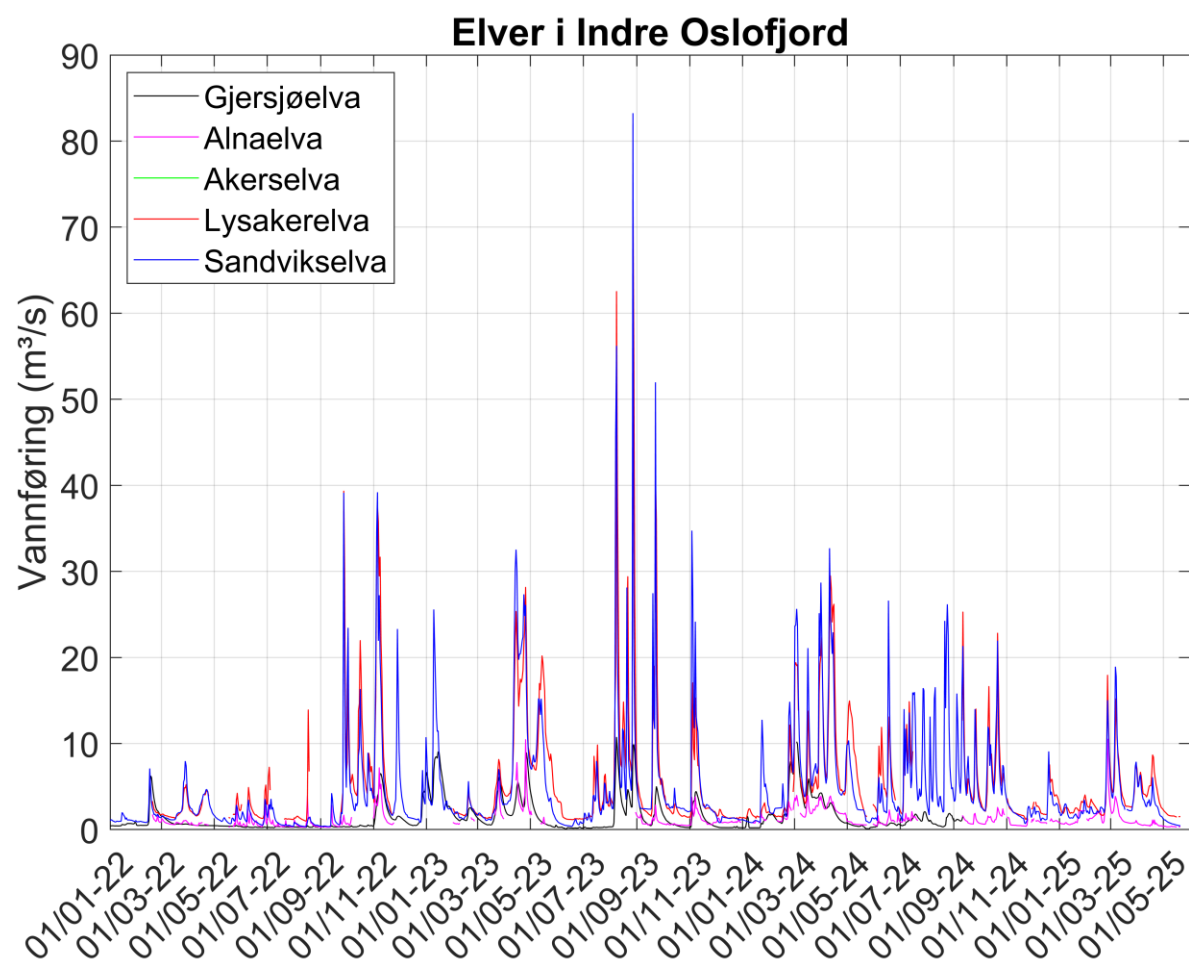
¹ Mest sannsynlig så trakk isen i Indre Oslofjorden seg opp på land for ca. 10,8 tusen år siden. Men is kunne fraktes ut i havet under flomhendelser, og sannsynligvis var det en slik hendelse i Glomma for ca. 10,4-10,2 tusen år siden (Gyllencreutz, 2005).

² Kjerneboring MD99-2286 N 59,7381° E 10.2055° på 225 m dyp.

³ En forkastning er en struktur som dannes i jordskorpen ved at en del av jordskorpen beveger seg i forhold til en annen langs en bruddsone.

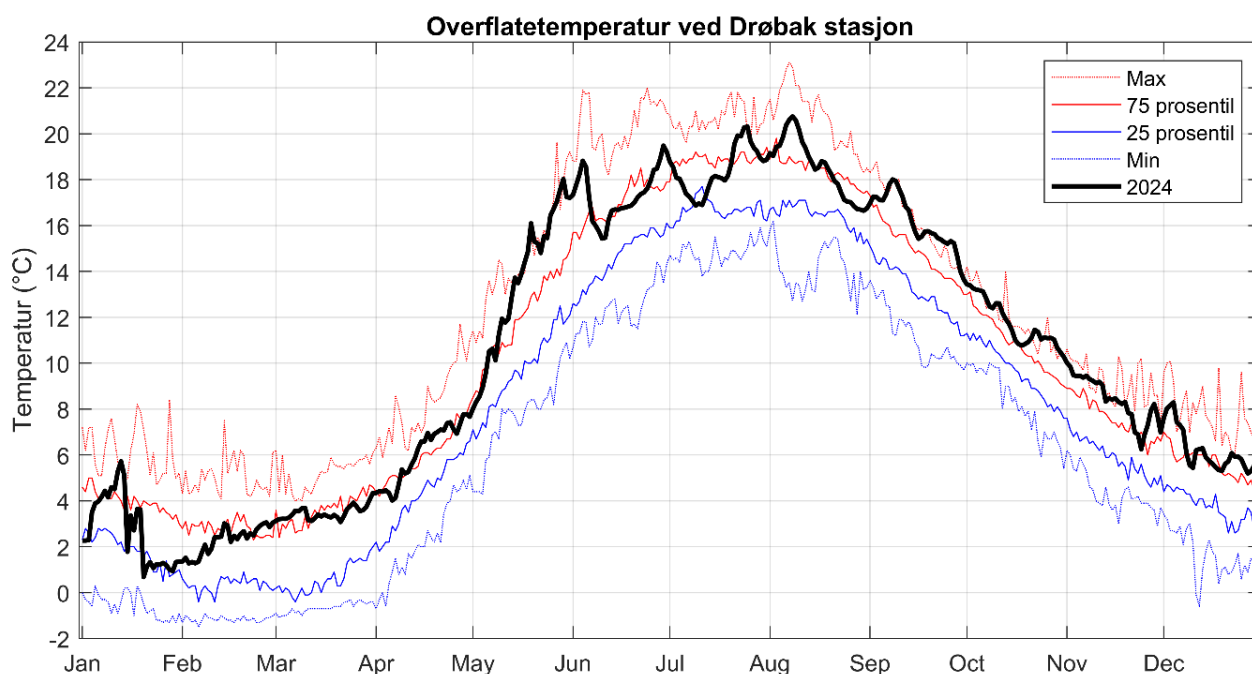
1.2 De meteorologiske forholdene i fjorden

Hele Oslofjorden er påvirket av ferskvannstilførselen, og de meteorologiske forholdene kan påvirke vannkvaliteten i fjorden i stor grad. I Figur 4 vises utviklingen av ferskvannstilførselen til Indre Oslofjord fra 2022 og til mai 2025. Første del av 2022 var preget av meget lite vannføring, før det i september kom mye vann ut i fjorden. Året 2023 hadde mer ferskvannstilførsel, og august til oktober 2023 hadde vannføring på nivåer som kan sammenliknes med 5 – 50 års flom. Året 2024 var helt forskjellig fra 2022, med mye ferskvannstilførsel hele året fram til november etterfulgt av en tørr periode som varte ut året.



Figur 4. Vannføring fra fem elver i Indre Oslofjord for perioden januar 2022 til mai 2025. Date er fra sildre.nve.no.

Fra Drøbak stasjon har vi historiske målinger over 27 år fra 1967 til 1993 (temperatur og saltholdighet fra overflaten). Temperaturutviklingen i hele fjorden fra Drøbak til Bunnefjorden følger hverandre relativt tett, og vi kan si at denne stasjonen er representativ for utviklingen i hele Indre Oslofjord. Hvis vi definerer perioden 1967-1993 som en normalperiode, kan vi på samme måte som MET betegne temperaturen som normal om den er mellom 25 og 75 prosentilene, svært varm om den er over 75 prosentilen og svært kald om den er under 25 prosentilen. Hvis målt temperatur er over den maksimale temperaturen målt i perioden, så betegnes den som ekstremt varm. Daglig middeltemperatur for 2024 er vist i Figur 5. Under mesteparten av året har overflatetemperaturen vært svært varm, med temperaturer over 75 prosentilen for perioden 1967-1993. Måneden mai og hele høsten fra september til ut i november hvor sjøtemperaturen ved Drøbak var på grensa til ekstremt varm. Dette henger sammen med at 2024 var det tredje varmeste året som er registrert i Norge etter 2020 og 2014 (Mamen, 2025). 2024 var også det tredje våteste året som er registrert, og den relativt regnfulle sommeren er kanskje noe mange husker best fra dette året, til tross for at sjøtemperaturen lå rundt 75 prosentilen i denne perioden.



Figur 5. Temperaturen på ca. 1 m dyp utenfor Drøbak stasjon målt med temperaturlogger. Statistikk for normalperioden 1967-1993 er vist som blå og røde kurver. Den svarte kurven viser middeltemperatur for hver dag i 2024.

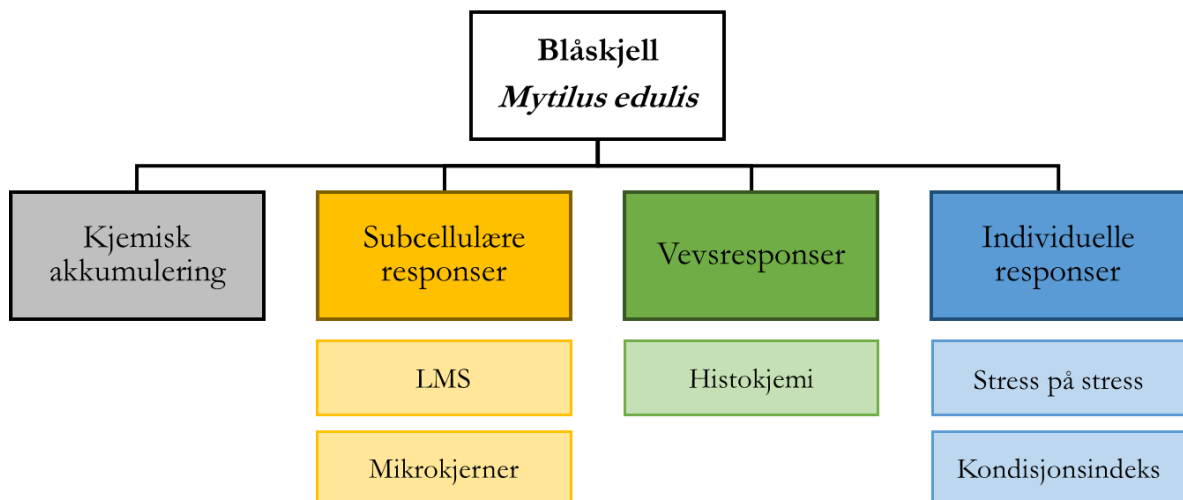
2 Biologisk effektovervåking i indre Oslofjord ved bruk av lokale blåskjellpopulasjoner

2.1 Innledning

Dette kapittelet beskriver resultatene fra den integrerte overvåkingen av biologiske effekter i 2024, der blåskjell (*Mytilus edulis*) ble brukt for å undersøke potensielt skadelige helseeffekter hos organismer som lever i indre Oslofjord, og som kan knyttes til kjemisk forurensning. Blåskjell egner seg godt for dette formålet.

I likhet med prøvetaking i 2020 og 2022, hadde undersøkelsene i 2024 som mål å samle inn blåskjell fra de samme fire lokalitetene i indre Oslofjord, samt én lokalitet i ytre Oslofjord (vist som blå prikker i venstre kart i Figur 1). Dette ble gjennomført av Marinreparatørene, som er en lokal miljøgruppe som jobber for et rikt og bærekraftig marint miljø. Det lyktes imidlertid kun å samle inn blåskjell fra tre lokaliteter i indre Oslofjord (Hovedøya, Steilene og Håøya), og det ble ikke funnet individer ved Storøyodden og Solbergstrand i henholdsvis indre og ytre Oslofjord. Det er alarmerende at det ikke ble funnet blåskjell på to av tre stasjoner.

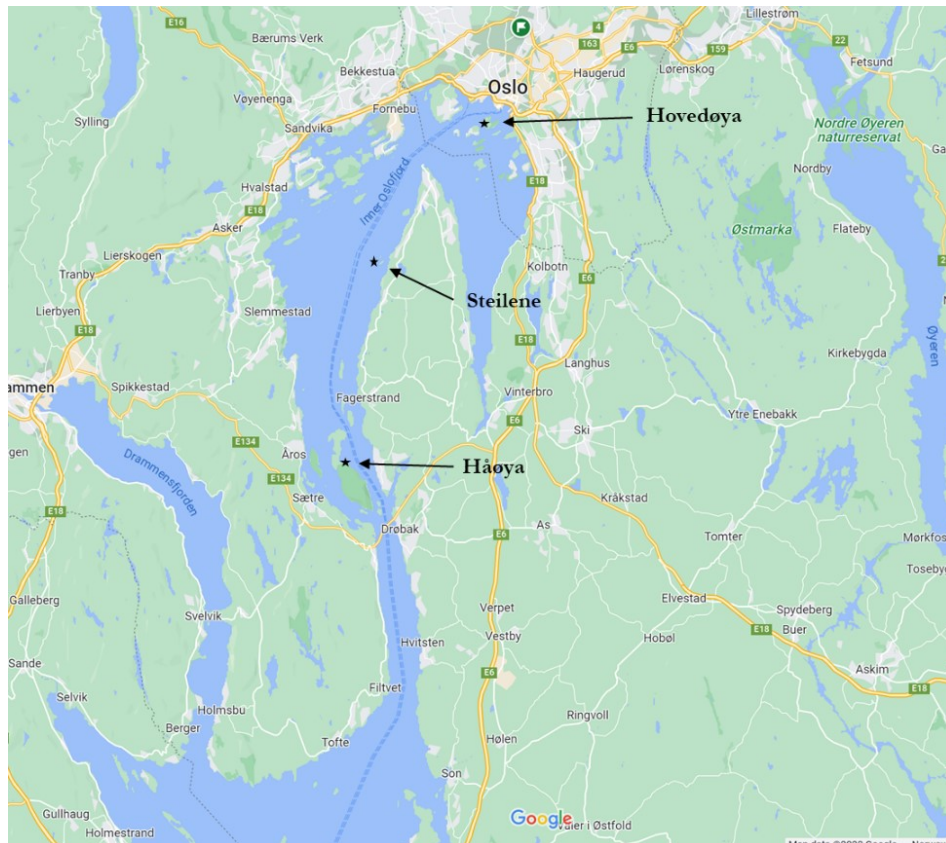
De biologiske effektene som ble undersøkt i de innsamlede blåskjellene inkluderte stress på stress (SoS), kondisjonsindeks (CI), lysosomal membranstabilitet (LMS) og dannelsen av mikrokjerner (MN). Blåskjell ble også samlet inn for kjemisk analyse (ikke inkludert i denne rapporten) og histokjemisk vurdering (ikke analysert) (Figur 6).



Figur 6. Kjemiske og biologiske effektsvar i blåskjell samlet inn fra Oslofjorden. Hele bløtdelene ble samlet inn for kjemisk analyse, hele blåskjell ble brukt for bestemmelse av stress på stress og kondisjonsindeks, fordøyelseskjertler ble tatt ut for histokjemiske endepunkter, og lysosomal membranstabilitet (LMS) samt mikrokjerner dannelse ble målt i blåskjellenes hemocytter.

2.2 Feltinnsamling

Blåskjell ble samlet inn fra tre lokaliteter i indre Oslofjord (Hovedøya, Steilene og Håøya) ved bruk av en liten båt og dykker, der det var nødvendig (Figur 7). Skjellene ble hentet fra den sublittorale sonen og transportert levende til laboratoriet innen 2 timer etter innsamling, og ble prosessert umiddelbart etter ankomst. Lengden ble målt i alle blåskjellene som ble samlet inn (Hovedøya: 70.2 ± 14.3 mm, Steilene: 66.4 ± 11.3 mm, Håøya: 24.9 ± 2.1 mm) og hele bløtdeler, fordøyelseskjertler og hemolymfe ble samlet inn for kjemiske analyser og analyser av biologiske effekter.



Figur 7. Omtrentlig plassering av blåskjellprøvetaking i indre Oslofjord (hentet fra Google Maps). Det ble også sett etter blåskjell i Bærumsbassenget og i Drøbaksundet, men det ble ikke funnet skjell (se Figur 1).

Femten blåskjell, delt i 3 puljer med 5 individer hver, ble prøvetatt for kjemisk akkumulering. Hele bløtdelene ble dissekert og lagt i glassbeholdere behandlet ved høy temperatur (560°C), og deretter fryst ved -20°C frem til analyse.

2.3 Biologiske effektsvar

2.3.1. Stress på stress

Stress på stress (SoS) måler blåskjellenes evne til å overleve uten vann og er en pålitelig indikator på generell helsestatus hos blåskjell. Energi (adenosintrifosfat, ATP) kreves for å holde skallene lukket og unngå uttørking (De Zwaan og Mathieu, 1992). Tiden et blåskjell kan overleve uten vann reflekterer energitilgjengelighet og generell helsetilstand.

Femten blåskjell fra hver lokalitet ble brukt til vurdering av SoS. Skjellene ble plassert i et fuktig inkubatorskap ved konstant temperatur på 15 ± 0.5 °C og kontrollert hver 24 ± 4 timer. Dødelighet ble registrert daglig, og døde individer ble fjernet fra inkubatoren. Blåskjell ble ansett som døde når skallene sto åpne og det ikke ble observert noen reaksjon ved ytre stimulering (forsiktig banking på skallet eller klemming av skallene). SoS-resultatene uttrykkes som overlevelsesprosent, samt overlevelsestid for 50 % av de prøvetatte blåskjellene (LT_{50}).

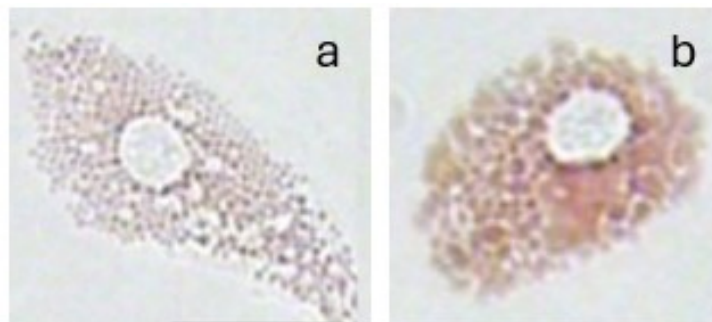
2.3.2. Kondisjonsindeks

Kondisjonsindeksen gir et enkelt mål på en organismes helsetilstand og omfatter fysiologiske aktiviteter som vekst, reproduksjon, sekresjon osv., under gjeldende miljøforhold. Kondisjonsindeksen for femten blåskjell fra hver lokalitet ble estimert som forholdet mellom tørrvekten av bløtdelene og tørrvekten av skallet (Moschino og Marin, 2006). Tørrvekten av bløtdeler og skall ble oppnådd ved tørking ved 80 °C i maksimalt 24 timer, til konstant vekt ble nådd.

$$CI = \left(\frac{\text{Tørrvekt av bløtdeler (g)}}{\text{Tørrvekt av skall (g)}} \right) \times 100$$

2.3.3. Lysosomal membranstabilitet

Lysosomal membranstabilitet (LMS) er en generell helseparameter som kan vurderes i blåskjellenes hemocytter ved bruk av metoden for nøytralrødt-retensjon (NRR) (Lowe og Pipe, 1994). NRR-analysen bestemmer motstandsdyktigheten til lysosommembraner i hemocytter og gir et mål på cellenes funksjonelle integritet. Evnen til lysosomene i hemocyttercellene til å holde på det nøytralrøde fargestoffet er en veletablert metode som er følsom for et bredt spekter av stressfaktorer, inkludert metaller og organiske kjemikalier (Figur 8).



Figur 8. Hemocytter fra blåskjell som viser a) nøytralrød løsning beholdt innenfor lysosomene og b) en hemocytt som viser lekkasje av nøytralrød løsning fra lysosomene ut i cytoplasma.

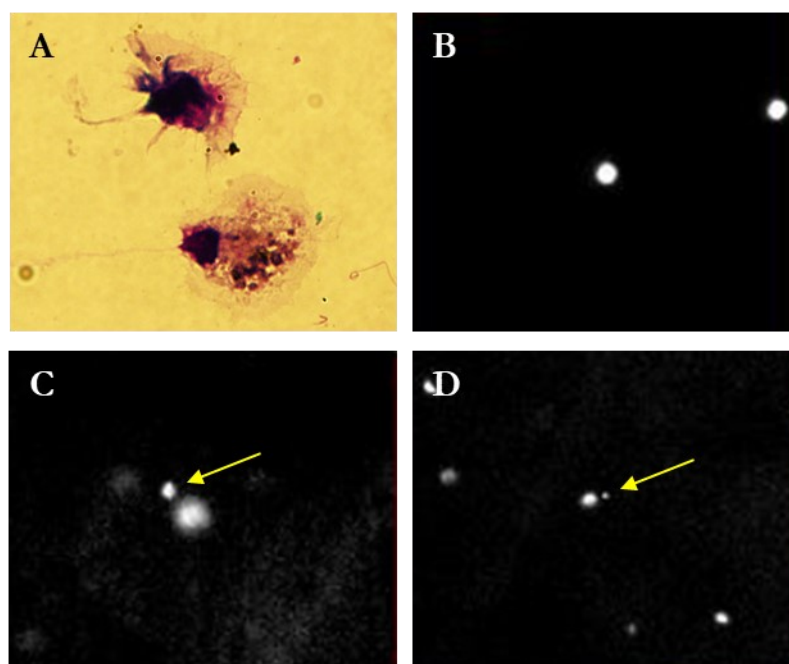
LMS ble målt i hemocytter fra 15 blåskjell fra hver prøvetakingslokalitet. Skallet på blåskjellet ble åpnet forsiktig med en fastmontert skalpell slik at en sprøyte kunne føres inn for å trekke ut hemolymfe fra lukkemuskelen. Omtrent 0.1 ml hemolymfe ble trukket ut med en sprøyte som inneholdt cirka 0.1 ml filtrert (0.2 µm) sjøvann. Hemolymfe-/saltvannsløsningen ble overført til et mikrocentrifugerør, hvorfra en prøve på 40 µl ble pipettert på midten av et objektglass.

Objektglasset ble plassert i en mørk og fuktig beholder i 15 minutter for å la cellene feste seg til glasset. Etter denne tiden ble overflødig væske forsiktig fjernet, og 40 µl nøytralrød løsning ble tilsatt, før et dekkglass ble plassert forsiktig oppå, uten å danne luftbobler. Den nøytralrøde løsningen ble tatt opp i hemocytter og lagret i blåskjellets lysosomer. Evnen til lysosomene til å holde på fargestoffet ble kontrollert med jevne mellomrom i opptil 180 minutter ved hjelp av lysmikroskopi (x400 forstørrelse). Testen ble avsluttet, og tiden registrert, når mer enn 50 % av hemocytterne lekket nøytralrødt fargestoff ut av lysosomene og inn i cytosol.

2.3.4. Mikrokjernedannelse

Mikrokjerner (MN) er kromatinholdige strukturer omgitt av en membran, uten påvisbar forbindelse til cellekjernen. De dannes i slutfasen av celledelingen når kromatinfragmenter eller hele kromosomer ikke blir inkorporert i kjernen til dattercellen. Flere molekylære mekanismer kan føre til mikrokjernedannelse, inkludert cellens håndtering av DNA-brudd, mitotisk tap av asentriske fragmenter, endret kromosomsegregering eller skade relatert til apoptose. I tillegg til ytre eksponering, kan MN også dannes som følge av endogene prosesser som oksidativt stress, dannelse av reaktive oksygenforbindelser (ROS) eller spontane mitotiske feil (Stankevičiūtė et al., 2022). Hos bløtdyr som *Mytilus edulis* utføres MN-analyse vanligvis på hemocytter (Figur 8A), sirkulerende immunceller i hemolymfen, på grunn av deres følsomhet for miljøstress og enkel innsamling. Frekvensen av mikrokjerner i blåskjellenes hemocytter gir en indikasjon på genotoksisitet gjennom kromosomskader, som er kjent for å kunne induseres av kjemisk eksponering som tungmetaller, polysykliske aromatiske hydrokarboner og lignende (Baršienė et al., 2006).

Tilstedeværelsen av mikrokjerner i hemocytter fra blåskjell ble undersøkt i 15 individer fra hver gruppe. Kort oppsummert ble omtrent 0.2 ml hemolymfe trukket ut fra den bakre lukkemuskelen med en sprøyte som inneholdt 0.6 ml PBS-buffer (100 mM PBS, 10 mM EDTA). Hemolymfen ble blandet med PBS-bufferen i sprøyten og overført til et objektglass, hvor hemocytterne fikk feste seg i løpet av 15 minutter. De festede hemocytterne ble deretter fiksert med metanol i 15 minutter og lufttørket i mørke over natten. Objektglassene ble farget med to dråper Prolong Diamond antifade-mounting medium med DAPI (Thermo Fisher), dekkglass ble plassert over, og preparatene ble oppbevart i romtemperatur i mørke frem til avlesning. Frekvensen av mikrokjerner i hemocytter ble bestemt mikroskopisk ved hjelp av et automatisert system (MetaSystems) gjennomsnittlig ble 47 000 celler analysert per blåskjellgruppe. Klassifiseringssystemet ble satt opp etter følgende kriterier: 1) kjernen og mikrokjernen har et felles cytoplasma; 2) fargeintensitet og tekstur i mikrokjernen ligner på hovedkjernen; 3) mikrokjernens størrelse er lik eller mindre enn 1/3 av kjernens størrelse; og 4) mikrokjerner fremstår som sfæriske strukturer med tydelig og skarp avgrensning. Eksempler på typisk mikrokjernedannelse i hemocytter fra blåskjell vises i Figur 9.



Figur 9. Representasjonsbilder av hemocytter med og uten mikrokjerner fra blåskjell *Mytilus edulis*: A) Normale hemocytter uten mikrokjerner, farget med May-Grünwald/Giemsa; B) Normale hemocytter fra prøvetaking i 2024 uten mikrokjerner, kjerner farget med DAPI; C–D) Hemocytter fra prøvetaking i 2024 med én mikrokjerne markert (gul pil), kjerner farget med DAPI.

2.3.5. Histokjemiske metoder

Vev fra fordøyelseskjertelen ble tatt ut fra de samme 15 individene som ble brukt til LMS-analysen, hurtigfrosset i flytende nitrogen og lagret ved -80°C for histokjemisk vurdering av forholdet mellom basofile celler og fordøyelsesceller, samt akkumulering av nøytrale lipider og lipofuscin. Histokjemiske analyser ble ikke utført.

2.4 Statistisk analyse

Biologiske responser er presentert som gjennomsnitt $\pm$ standardfeil (SEM). Statistiske analyser ble utført med XLSTAT 2024.4.2® (Addinsoft, Paris, Frankrike). Alle datasett ble testet for normalfordeling og homogenitet av varians ved henholdsvis Shapiro-Wilk-testen og Levenes test. Videre ble data analysert med den ikke-parametriske Kruskal-Wallis-testen for å identifisere signifikante forskjeller mellom blåskjellpopulasjoner. Ved signifikante forskjeller ble parvise multiple sammenligninger utført med Dunns metode. Statistisk signifikans ble satt til $p < 0.05$. En hovedkomponentanalyse (PCA) ble også benyttet for å identifisere hvilke variabler (biologiske endepunkter) som bidro mest til den observerte variasjonen mellom blåskjellgruppene. Analysen hadde også som mål å avdekke romlige og tidsmessige mønstre knyttet til de ulike prøvetakingslokalitetene (indre og ytre Oslofjord) og prøvetaking (2020, 2022 og 2024). GraphPad Prism 10.4.2® (GraphPad Software, La Jolla, California, USA) ble brukt for grafiske fremstillinger og beregning av LT_{50} for SoS-vurderingen.

2.4.1. Resultat fra biomarkørtestene

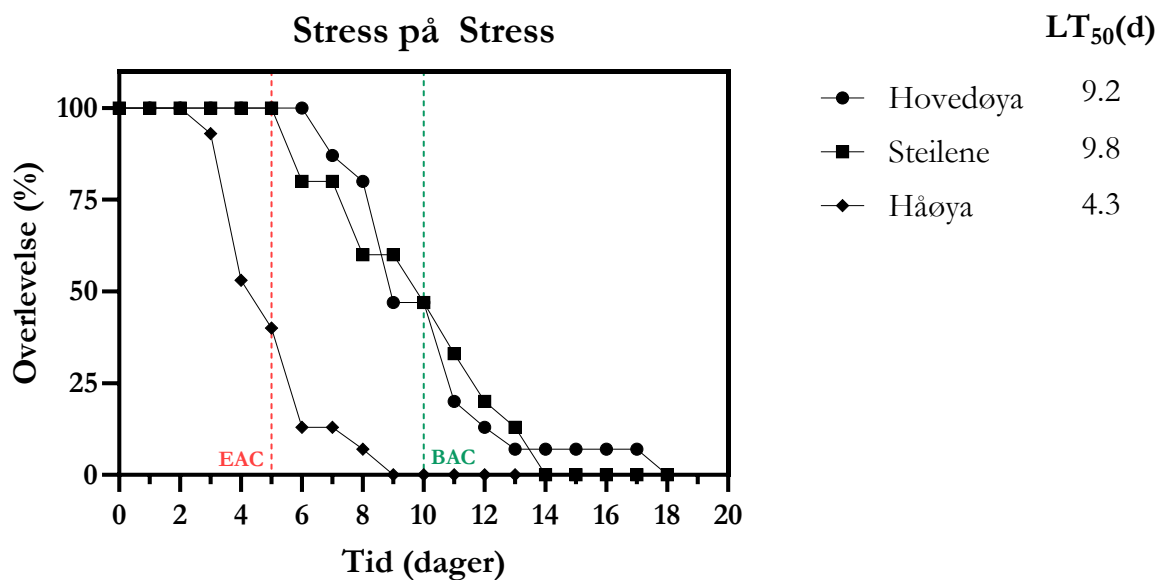
Totalt fire biologiske effektendepunkter ble målt i blåskjellene som ble samlet inn fra indre Oslofjord. Bruken av en batteri-tilnærming med flere biologiske effektverktøy er karakteristisk for studier innen biologisk effektovervåking, og har vist seg å være særlig effektiv ved vurdering av eksponering for miljømessige kjemikalieblandinger.

SoS-resultatene for de ulike blåskjellgruppene er vist i Figur 10, inkludert de beregnede LT_{50} -verdiene, det vil si tiden i dager som kreves for å forårsake 50 % dødelighet hos blåskjell. Lave verdier er tegn på dårlig tilstand, mens høye verdier er positivt. Overlevelseskurvene for de ulike blåskjellpopulasjonene var generelt like, og LT_{50} -verdiene varierte mellom 4.3 og 9.8 dager. Den laveste LT_{50} -verdien ble funnet hos blåskjell fra Håøya, mens de høyeste verdiene ble målt i blåskjell fra Hovedøya og Steilene, noe som indikerer mer robuste populasjoner. Det er imidlertid verdt å merke seg at blåskjellene samlet inn fra Håøya var betydelig mindre (24.9 ± 2.1 mm) sammenlignet med de to andre lokalitetene (70.2 ± 14.3 mm og 66.4 ± 11.3 mm), noe som kan ha påvirket deres evne til å overleve i luft. Mindre blåskjell har vanligvis lavere toleranse for emersjonsstress på grunn av deres høyere overflate-til-volum-forhold, som fører til raskere vanntap og økt risiko for uttørking. I tillegg har mindre individer generelt lavere energireserver, noe som begrenser deres evne til å opprettholde anaerob metabolisme under perioder uten vann (Mendt og Gosselin, 2022). Tidligere studier har vist at toleranse for uttørking hos blåskjell øker betydelig med kroppsstørrelse, noe som tyder på at størrelse er en viktig faktor for overlevelse i SoS-analyser (Jenewein og Gosselin, 2013). Av denne grunn bør SoS-resultatene fra blåskjell samlet inn på Håøya tolkes med forsiktighet.

Ved sammenligning av SoS-resultatene fra denne studien med de fra prøvetaking i 2020 og 2022, var LT_{50} for Hovedøya og Steilene lik verdiene observert i 2020, men høyere enn i 2022, noe som indikerer en bedring i blåskjellenes evne til å overleve i luft. I 2022 var LT_{50} for blåskjell ved Steilene så lav som 1,3 dager som tyder på at de var sterkt stresset. I 2024 var LT_{50} 9,8 dager, som tyder på at de er i svært mye bedre forfatning enn to år tidligere.

For Håøya var LT_{50} sammenlignbar med verdiene fra 2022. På grunn av den lille størrelsen på blåskjellene som ble samlet inn ved denne lokaliteten, er det imidlertid vanskelig å trekke en konkret konklusjon om en eventuell tidsmessig trend. Ved sammenligning av LT_{50} -verdiene for Hovedøya og Steilene med andre overvåkingsprogrammer, ble det registrert LT_{50} -verdier mellom 8 og 12 dager for blåskjell transplantert til Sydvarangerfjorden i Kirkenes (Brooks *et al.*, 2015), mellom 7 og 8.2 dager i Sunndalsfjorden (Brooks *et al.*, 2022a), og mellom 5.6 og 9.8 dager i Karmøy nær Haugesund (Brooks *et al.*, 2022b), alle innenfor samme området som det som ble observert i denne studien.

Internasjonalt anerkjente vurderingskriterier er utviklet av ICES for flere biologiske effekter hos blåskjell, inkludert SoS (Davies og Vethaak, 2012). ICES sine bakgrunns- og miljøvurderingskriterier for SoS i blåskjell, BAC og EAC⁴, er for tiden satt til henholdsvis 10 og 5 dager. Blåskjell fra Hovedøya og Steilene hadde LT₅₀-verdier nær BAC, noe som indikerer en liten påvirkning under typiske bakgrunnsnivåer. Blåskjellene samlet inn fra Håøya hadde derimot LT₅₀-verdier under EAC og anses derfor å være alvorlig stresset.



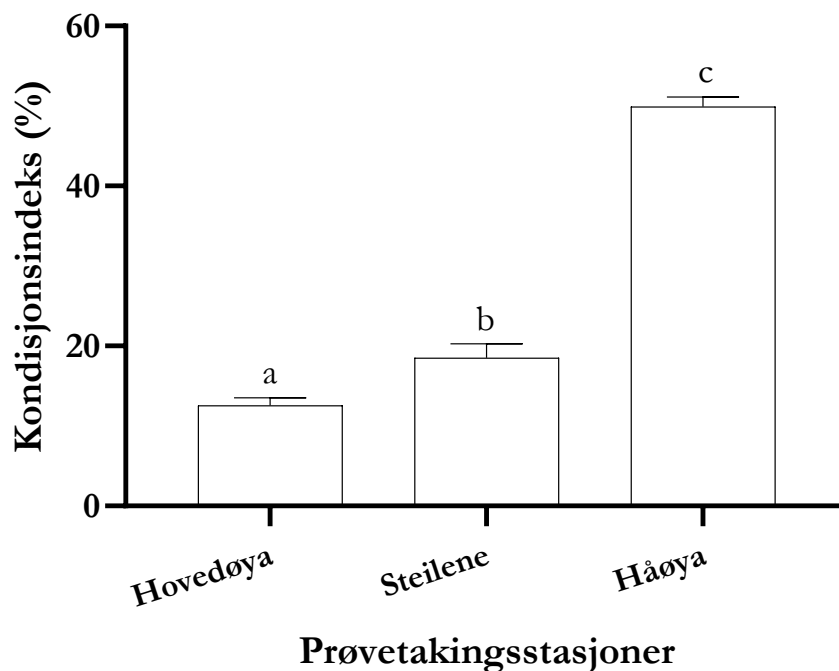
Figur 10. Stress på stress-kurver for blåskjell fra de ulike lokalitetene i indre Oslofjord. LT₅₀-verdiene representerer tiden som kreves for å forårsake 50 % dødelighet i populasjonen, og er beregnet ut fra kurvene (n=15).

⁴ EAC er forkortelse for Environmental Assessment Criteria, eller miljøvurderingskriterie. BAC står for bakgrunnskonsentrasjon.

Kondisjonsindeksen (CI) for blåskjell samlet inn fra indre Oslofjord er vist i Figur 11. Det ble funnet signifikante forskjeller i CI mellom alle blåskjellgruppene, hvor blåskjell fra Håøya hadde den høyeste verdien, etterfulgt av Steilene og Hovedøya. CI og SoS er to ofte brukte biomarkører for å evaluere blåskjellenes fysiologiske status, og begge kan påvirkes av miljøfaktorer som mattilgjengelighet, årstidsvariasjoner, kjemisk eksponering, habitatforhold og temperatur, samt intrinsiske fysiologiske egenskaper som størrelse og alder.

Blåskjell fra Håøya viste en markant høy CI til tross for deres lille størrelse. Som observert for SoS, er denne forhøyede verdien sannsynligvis et størrelsesrelatert artefakt, da mindre blåskjell vanligvis har en uforholdsmessig lav skallvekt sammenlignet med bløtdelsmassen. Siden CI beregnes som forholdet mellom tørrvekt av bløtdeler og tørrvekt av skall, kan lettere skall kunstig øke indeksen, selv når den absolutte biomassen av bløtdeler er lav. Dette fenomenet, som ofte observeres hos unge eller tidlige stadier av blåskjell, indikerer ikke nødvendigvis en bedre fysiologisk tilstand (Sukhotin *et al.*, 2003).

I tillegg, som nevnt tidligere, er mindre individer mer sårbare for luft-eksponering, noe som sannsynligvis bidro til den lavere LT_{50} -verdien i SoS, til tross for den tilsynelatende høye CI. Derfor kan kondisjonsindeksen i dette tilfellet ikke gi en pålitelig refleksjon av den faktiske fysiologiske tilstanden til blåskjell samlet inn på denne lokaliteten. Sammenlignet med tidligere prøvetaking var CI for blåskjell fra Hovedøya lavere enn i 2020, men lik verdiene observert i 2022. For Steilene lå CI innenfor samme område som i 2020, men høyere enn i 2022.

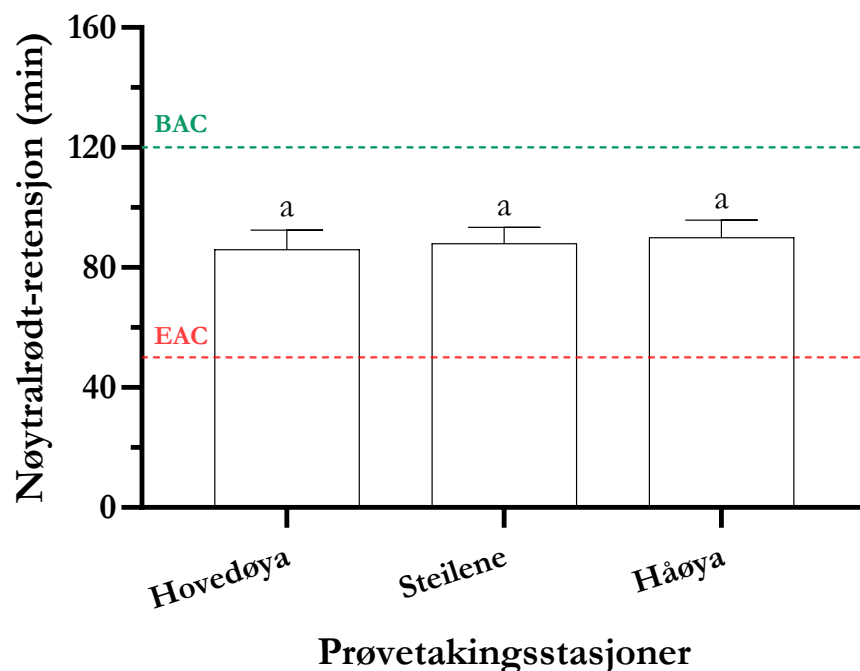


Figur 11. Kondisjonsindeks for blåskjell fra ulike lokaliteter i indre Oslofjord (gjennomsnitt $\pm$ SEM, $n=15$). Ulike bokstaver indikerer signifikante forskjeller mellom blåskjellgruppene (Kruskal-Wallis, Dunn, $p<0.05$).

Resultatene for lysosomal membranstabilitet hos de ulike blåskjellgruppene, uttrykt som nøytralrødt-retensjonstid (NRR), er vist i Figur 12. Gjennomsnittlige NRR-verdier lå mellom 86 og 90 minutter, uten signifikante forskjeller mellom blåskjellgruppene.

Basert på ICES vurderingskriterier for NRR, var alle verdiene innenfor EAC (50 minutter) og BAC (120 minutter), noe som indikerer at blåskjellene var stresset, men kompenserte for dette. NRR-verdiene for blåskjell fra Steilene og Håøya lå generelt innenfor samme område som verdiene fra 2020, men var lavere enn prøvetakning i 2022, noe som tyder på en moderat nedgang i lysosomal membranstabilitet.

Ved Hovedøya var NRR-verdiene i 2022 og 2024 høyere enn de som ble observert i 2020, noe som indikerer forbedret lysosomal membranstabilitet og antyder en mer gunstig eller stabil fysiologisk tilstand på denne lokaliteten de siste årene sammenlignet med de andre lokalitetene.



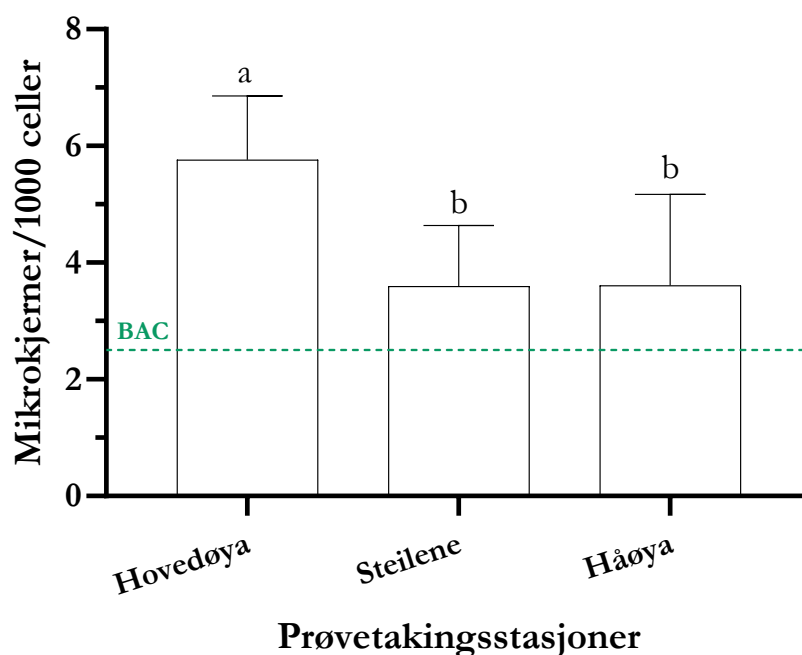
Figur 12. Nøytralrødt-retensjon i lysosomer fra blåskjell ved ulike lokaliteter i indre Oslofjord (gjennomsnitt $\pm$ SEM, $n=15$). Samme bokstaver indikerer fravær av signifikante forskjeller mellom blåskjellgruppene (Kruskal Wallis, Dunn's, $p<0.05$).

Frekvensen av mikrokjerner (MN) i blåskjell fra de ulike gruppene er vist i Figur 13. Den høyeste frekvensen av mikrokjerner ble funnet i blåskjell fra Hovedøya, 5.8 MN/1000 celler, mens verdier registrert ved Steilene og Håøya var på henholdsvis 3.6 og 3.7 MN/1000 celler.

De forhøyede MN-verdiene hos blåskjellene fra Hovedøya, kombinert med deres lavere CI- og SoS-verdier, reflekterer sannsynligvis et høyere miljøpress ved denne lokaliteten, som ligger nærmest Oslo sentrum og er mer utsatt for urban avrenning, industriutslipp, kloakkutslipp og skipsaktivitet (Green *et al.*, 2019).

Hos *Mytilus edulis* anses mikrokjernefrekvenser over BAC på 2.5 MN/1000 celler som en indikasjon på en genotoksisk respons (Davies og Vethaak, 2012). Alle blåskjellgruppene oversteg denne fastsatte BAC-verdien, noe som indikerer genotoksiske effekter over bakgrunnsnivå. MN-verdiene hos blåskjell fra Hovedøya var også noe høyere enn de som ble rapportert i tidligere undersøkelser, men den overordnede romlige trenden var konsistent, uten signifikante forskjeller mellom lokalitetene i tidligere år. Lignende studier i andre norske fjorder som bruker blåskjell har også rapportert MN-frekvenser innenfor det området som ble funnet i denne studien.

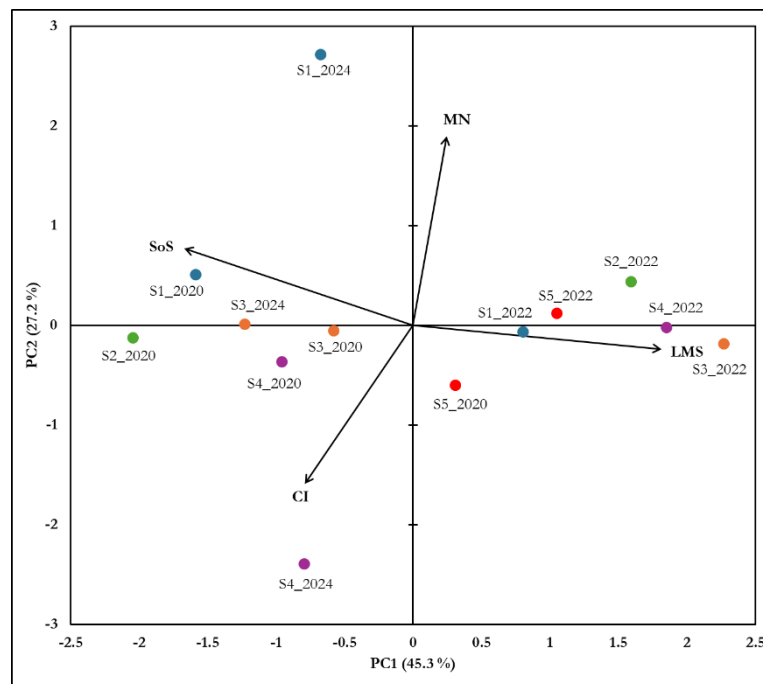
For eksempel ble verdier opptil 11.4 og 10 MN/1000 celler rapportert i blåskjell i Sunndalsfjorden (Brooks *et al.*, 2022a) og nær Hustadmarmor-gruven i Frænfjorden (Brooks *et al.*, 2018), henholdsvis. Frekvenser på 7 MN/1000 celler ble registrert hos blåskjell plassert nær Ekofisk olje- og gassplattform (Brooks *et al.*, 2011), og verdier på 4.7 MN/1000 celler ble funnet i blåskjell nær utslippet fra Sydvaranger jernmalmgrove i Bøkfjorden (Brooks *et al.*, 2015).



Figur 13. Frekvensen av mikrokjerner i hemocytter fra blåskjell ved ulike lokaliteter i indre Oslofjord (gjennomsnitt ± SEM, n=10–15). Ulike bokstaver indikerer signifikante forskjeller mellom blåskjellgruppene (Kruskal Wallis, Dunn's, $p < 0.05$).

En hovedkomponentanalyse (PCA) ble gjennomført for å utforske romlige og tidsmessige mønstre i biomarkørresponser på tvers av de fem prøvetakingslokalitetene i indre og ytre Oslofjord over de tre prøvetakingskampanjene (Figur 14).

Totalt viste PCA-en en tydelig tidsmessig og romlig differensiering mellom blåskjellgruppene. PC1, som forklarer 45.3 % av den totale variasjonen, viste en klar separasjon mellom blåskjellgruppene fra 2022 og gruppene fra 2020 og 2024, der LMS- og MN-responsene bidro sterkt til denne variasjonen. Til sammenligning var blåskjellgruppene fra 2020 og 2024 tett beslektet og assosiert med høyere SoS- og CI-verdier. Blåskjellgruppene fra 2020 og 2022 samlet seg relativt tett i PCA-plottet, noe som reflekterer relativt konsistente biologiske responser på tvers av lokaliteter. Derimot var blåskjellgruppene fra 2024 mer spredt, som vist ved den klare separasjonen i PC2 (27.2 % variasjon), noe som indikerer større variasjon i biologiske responser mellom lokaliteter. For eksempel var Hovedøya sterkt knyttet til høyere MN-verdier og lavere CI, noe som antyder høyere miljøpress sammenlignet med de to andre lokalitetene. Håøya befant seg derimot i motsatt ende av PC2, drevet av høyere CI-verdier, men lavere SoS, sannsynligvis påvirket av forvirrende effekter knyttet til den lille størrelsen på de innsamlede blåskjellene.



Figur 14. Hovedkomponentanalyse av biologiske responser hos blåskjell samlet inn fra indre og ytre Oslofjord over tre prøvetakingskampanjer (2020, 2022 og 2024). S1 – Hovedøya, S2 – Storøyodden, S3 – Steilene, S4 – Håøya, S5 – Solbergstrand, MN – Mikrokjernerdannelse, LMS – Lysosomal membranstabilitet, CI – Kondisjonsindeks, SoS – Stress på stress.

2.5 Oppsummering av blåskjellundersøkelsene

Totalt viste de fire biologiske effektendepunktene som ble målt i blåskjell varierende responser og skilte signifikant mellom de tre lokalitetene i indre Oslofjord. De mest responsive biomarkørene var SoS, kondisjonsindeks og mikrokjernerdannelse, som viste ulike responser mellom blåskjellene, mens det ikke ble observert forskjeller i NRR. Likevel ble lignende trender funnet for disse biomarkørene som i undersøkelsene i 2020 og 2022.

Som i tidligere undersøkelser var Hovedøya fortsatt det mest påvirkede området, med blåskjell som viste lavere SoS- og CI-verdier, samt økt mikrokjernerdannelse, noe som indikerer både fysiologisk og genotoksisk stress. På grunn av lokalitetens nærhet til Oslo sentrum er det sannsynlig at denne lokaliteten er mer utsatt for forurensning, inkludert urban avrenning, industriell havneaktivitet og utslipp fra industrien. Blåskjell fra Håøya viste derimot lavere SoS, men forhøyede CI-verdier, som trolig reflekterer størrelsesrelaterte artefakter snarere enn påvirket fysiologisk tilstand, og resultatene bør derfor tolkes med forsiktighet.

Fraværet av blåskjell ved Storøyodden og Solbergstrand i 2024, hindret dessverre en fullstendig sammenligning av biologiske responser mellom indre og ytre Oslofjord, slik det ble gjort i tidligere undersøkelser. Fullstendig fravær av skjell på to av fem lokaliteter, er i seg selv alarmerende, men ved sammenligning av SoS-resultatene fra 2024 med de fra prøvetaking i 2020 og 2022, var LT_{50} for Hovedøya og Steilene lik verdiene observert i 2020, men høyere enn i 2022, noe som indikerer en bedring i blåskjellenes evne til å overleve i luft. I 2022 var LT_{50} for blåskjell ved Steilene så lav som 1,3 dager som tyder på at de var sterkt stresset. I 2024 var LT_{50} 9,8 dager, som tyder på at de er i svært mye bedre forfatning enn to år tidligere.

Kjemiske analyser av blåskjellvev er ikke inkludert i denne rapporten, noe som begrenser vår mulighet til å direkte knytte de observerte biologiske effektene til spesifikke kjemiske forurensninger på disse lokalitetene. Inkludering av kjemiske data i fremtidige vurderinger vil gi en mer helhetlig forståelse av miljøpresset og potensielle forurensningskilder som påvirker blåskjellpopulasjonene i Oslofjorden.

3 Horisontalutbredelse av tang og dekningsgrad i fjæresonen

3.1 Innledning

Formålet med undersøkelsen har vært å undersøke artssammensetningen i fjæresamfunn i Indre Oslofjord. Menneskelig aktivitet som fører til fysiske endringer i habitat, og/eller ulike former for forurensing, påvirker og kan endre den naturlige artssammensetningen. Eutrofieffekter som følger av høye konsentrasjoner av næringssalter vil kunne endre fjordsystemer ved at opportunistiske, hurtigvoksende mikro- og makroalger i økende grad vinner i konkurransen med mer saktevoksende flerårige alger. Lurv er en samlebetegnelse som ofte blir benyttet for slike hurtigvoksende alger. NIVA sin definisjon på lurv er:

Lurv er en uformelig masse av sammenvevde fintrådige alger, der enkeltindividene er vanskelige å skille fra hverandre. Lurv dannes av fintrådige, opportunistiske alger, inkludert rørforma grenete og ugrenete arter, bentiske kiselalger og trådformete blågrønnbakterier, og kan forekomme både fastsittende og løstliggende (Rinde m.fl. 2024).

Lurv kan danne tette «matter» som dekker sjøbunnen og kan hindre lys i å nå ned til alger under dem, fange partikler i vannet og endre oksygenforhold, noe som påvirker forekomster av både alger og dyr. Endringer i tangvegetasjon som følge av økende eutrofi er vist av flere (f.eks. Middelboe & Sand-Jensen 2000⁵, Lotze & Schramm, 2000⁶).

Tap av viktige habitatformende organismer som tang er alvorlig fordi de er flerårige arter og vokser som «tuer» som er relativt stabile i volum. Tang er derfor oppvekst- og leveområder for en rekke marine dyr. De opportunistiske, hurtigvoksende algeartene er stort sett ettårige, og biomassen reduseres om vinteren, noe som gjør dem dårlig egnet som erstatning. Tap av habitatformende arter vil kunne føre til kaskader av endringer i det lokale økosystemet. Samlet sett har det skjedd store endringer i makroalgevegetasjonen i Oslofjorden siden slutten av 1970-tallet (Kroglund m.fl., 2017⁷).

Miljøovervåkingen i Indre Oslofjord omfatter undersøkelser av den horisontale utbredelsen av fem vanlige tangarter i området. I tillegg er det foretatt undersøkelser av fjæresamfunn (alger og dyr) ved åtte stasjoner. Data som beskriver strukturen i algesamfunn i Indre Oslofjord finnes så langt tilbake som fra Grans undersøkelser fra 1897⁸. Registreringen av de fem vanligste tangartene, samt mer inngående undersøkelser av fjæresamfunn, ble initiert i 1974, og representerer derfor en av de få langtidsseriene som finnes på makroalger i Norge. Undersøkelsene, sett i sammenheng med samtidige registreringer av ulike miljøparametere, kan gi økt forståelse av økologiske effekter av endringer i klima og forurensningstilstand.

⁵ Middelboe, A.L. & Sand-Jensen, K. 2000. Long-term changes in macroalgal communities in a Danish estuary. *Phycologia* 39: 245-257.

⁶ Lotze, H.K. & Schramm, W. 2000. Ecophysiological traits explain species dominance patterns in macroalgal blooms. *J. Phycol.* 36: 287-295.

⁷ Kroglund, T., Berge, J.A., Bokn, T.L., Gitmark, J.K. og Magnusson, J., 2017. Endringer i horisontalutbredelsen av tang i Indre Oslofjord – betydningen av kommunenes rensetiltak. *Vann* 52 (1): 87-103

⁸ Gran, H.H., 1897. Kristianiafjordens algeflora. I. Rhodophyceæ og Phaeophyceæ. *Skr. Vidensk. Selsk. Chris. I. Mat.-Nat. Kl.* 1896 (2): 1-56.

3.2 Datainnsamling

3.2.1. Undersøkelser av fem dominerende tangarter

Det ble gjennomført registrering av fem brunalger (spiraltang, blæretang, grisetang, sagtang og gjelvtang) på 123 stasjoner (Figur 15). Gjelvtang og blæreløse former av blæretang kan lett forveksles, men skilles best i perioden der artene har reseptakler (formeringsorganer). Registreringen ble gjennomført i mai 2024, som er perioden da gjelvtangen og blæretangen er fertil. I tillegg til de fem tangartene ble det også registrert forekomst av japansk drivtang (*Sargassum muticum*)⁹ og stillehavssøsters (*Crassostrea gigas*)¹⁰, som begge er vurdert i fremmedartslista som arter med «svært høy risiko (SE)» pga. stort invasjonspotensial og middels økologisk effekt. På hver stasjon ble det undersøkt ca. 10 m av strandlinjen. Observasjoner under vann ble gjort vha. vannkikkert fra lettbåt. Forekomst til artene ble angitt etter en firedelt skala (semikvantitativ registrering):

0. Ikke til stede
1. Sjelden (>0 – 25 %)
2. Vanlig (>25 – 75 %)
3. Dominerende (>75 – 100 %)

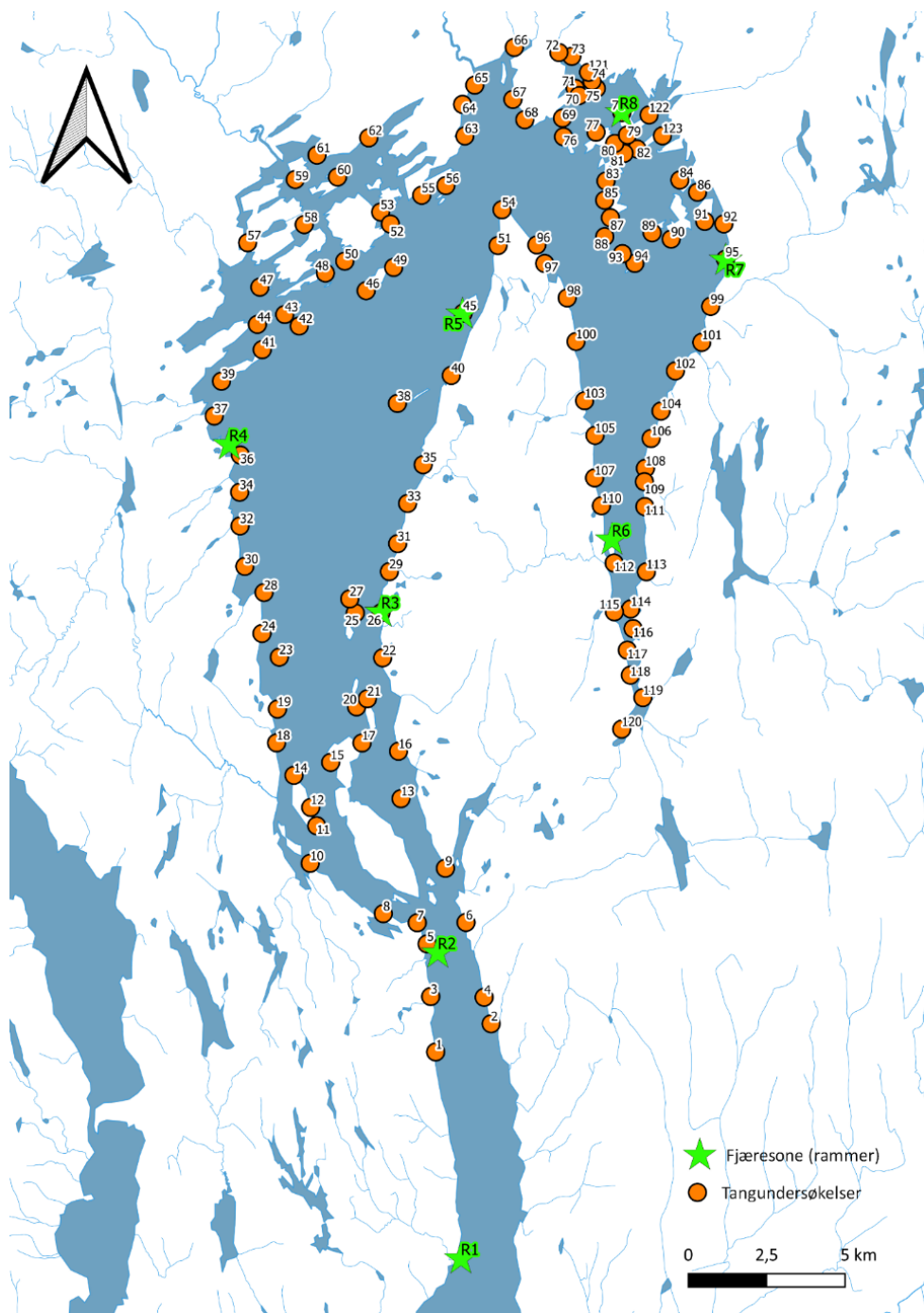
Fotodokumentasjon ble gjort på et utvalg av stasjonene. Det ble tatt flere prøver av reseptakler til gjelvtang og blæretang, som ble undersøkt i mikroskop på lab, for å bekrefte bestemmelsene gjort i felt. I tillegg ble det registrert og ryddet søppel. Det ble notert hva slags type søppel som ble funnet og ca. størrelse.

⁹ Husa V, Eilertsen M, Haugland B og Steen H (2023). Phaeophyceae: Vurdering av japansk drivtang *Sargassum muticum* for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken.

<http://www.artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/2799>. Nedlastet 12.12.2024

¹⁰ Mortensen S, Agnalt A-L, Falkenhaus T, Glenner H, Husa V og Jelmert A (2023). Mollusca: Vurdering av stillehavssøsters *Crassostrea gigas* for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken.

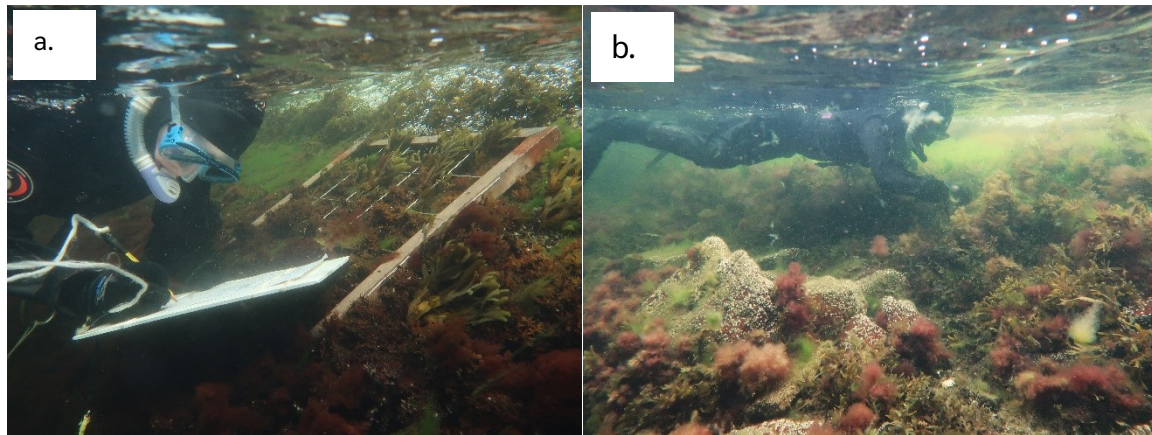
<http://www.artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/102>. Nedlastet 12.12.2024



Figur 15. Oversikter over stasjoner for fjæræsone- og tangundersøkelser.

3.2.2. Undersøkelser av fjæresamfunn – dekningsgrad av ulike makroalger og dyr

Det ble utført undersøkelser av fjæresamfunn ved åtte stasjoner 5 – 8. august 2024. Stasjonsnettet er spredt fra Filtvet fyr utenfor Drøbak til Haslumtangen i Bunnefjorden (Figur 16). Det ble utført to typer undersøkelser av alger og dyr i fjæresonen: rammeregistreringer og fjæresoneundersøkelser.



Figur 16. Registrering av dekningsgrad av alger og dyr i fjæra. a. Rammeregistrering på Katten (stasjon 7) 8. august 2024 Foto: Maia Kile/NIVA b. Fjæresoneregistrering på Hovedøya (stasjon 8) 8. august 2024. Foto: Siri Moy/NIVA

I 2024 ble det utført både rammeregistreringer og fjæresoneundersøkelser på alle åtte stasjonene. I 2022 ble fire av de åtte stasjonene undersøkt med rammeregistreringer (stasjon R2, R4, R7 og R8), mens det ble utført fjæresoneundersøkelser på alle åtte stasjonene. I undersøkelsene utført før 2022 ble det kun utført rammeregistreringer på de åtte stasjonene. Fem parallelle og tilfeldig plasserte ruter (registreringsrammer) på 0,1 eller 0,5 m² blir undersøkt i 1-2 vegetasjonsbelter (spiraltangbeltet, grisetangbeltet, blæretangbeltet og/eller blåskjell/gjelvtangbeltet) på hver stasjon (Figur 16a). Dekningsgraden av makroskopiske alger og dyr ble registrert som prosent dekningsgrad.

På alle åtte stasjonene ble det i tillegg utført fjæresoneundersøkelser (Figur 16b) i 2024. På hver stasjon ble det undersøkt ca. 10 m av strandlinjen ved hjelp av snorkling. Alle fastsittende makroalger og fastsittende eller langsomt bevegelige dyr ble registrert. Mengden av de registrerte organismene ble bestemt etter en semi-kvantitativ skala som angir % dekningsgrad:

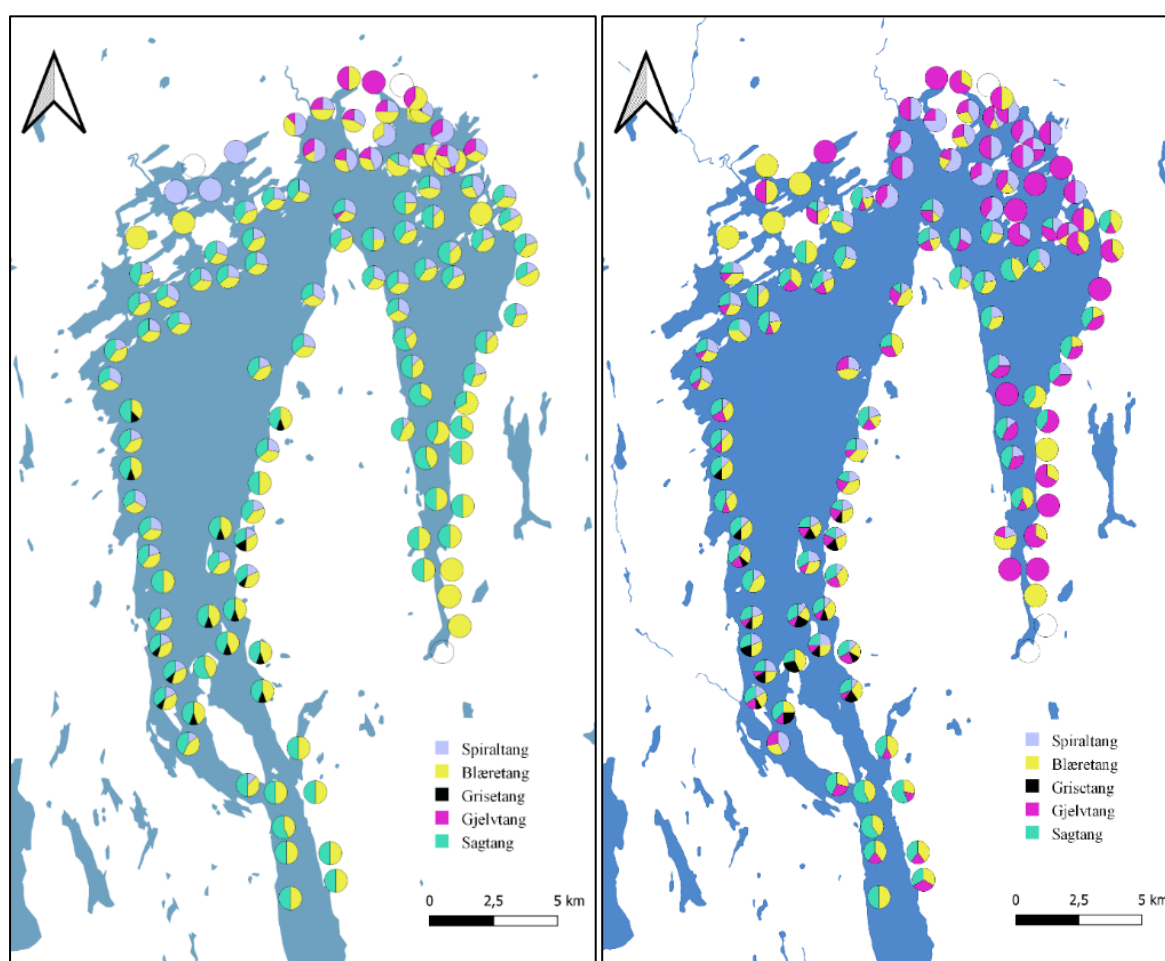
- 1 = enkeltfunn
- 2 = spredt forekomst (>0 - 5 %)
- 3 = frekvent forekomst (>5 - 25 %)
- 4 = vanlig forekomst (>25 - 50 %)
- 5 = betydelig forekomst (>50 - 75 %)
- 6 = dominerende forekomst (>75 - 100 %)

De organismene som ikke kunne identifiseres i felt, ble samlet inn og senere bestemt under mikroskop.

3.3 Resultater fra undersøkelser av fem dominerende tangarter

Sammenliknet med undersøkelsene gjort i 2013¹¹ har utbredelsene til gjelvtang blitt kraftig redusert, mens utbredelsen til blæretang har økt (Figur 17). Innerst i Bærumsbassenget ble det i 2013 kun registrert gjelvtang og blæretang, mens i 2024 ble det kun observert spiraltang og blæretang (Figur 17). Gjelvtang kan lett forveksles med blæreløse former av blæretang, og det er mulig at noe av tangen er blitt feilidentifisert. Utbredelsen av sagtang og grisatang har ikke endret seg stort siden 2013 (Figur 17).

I 2024 ble spiraltang, blæretang og sagtang ble observert i relativt tette bestander i store deler av Indre Oslofjord. Sagtang vokser ikke inn i de indre havnebassenger eller i Bærumsbassenget, og selv om noe spiraltang og blæretang vokser her, er forekomstene mer glisne enn andre steder. Gjelvtang har sitt hovedområde i indre del av fjorden (havnebassenget) hvor den vokser i relativt tette bestander, men i 2024 var denne mindre dominerende enn tidligere (2013).



Figur 17. Generelle mønstre i utbredelse for de fem vanligste tangartene i indre Oslofjord. Den mest dominerende arten i området utgjør den største andelen av hver sirkel. Til venstre vises utbredelsen i 2024 og til høyre utbredelsen i 2013

¹¹ Berge, J. Amundsen, R., Bratrud, T., Bølling, N., ERdahl, E., Gitmark, J., Gundersen, H., Hinchcliffe, C., Holth, T. F., Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T., Kroglund, T., Ledang, A. B., Norli, M., Lømsland, Staalstrøm, A., Wisbech, C., Wolf, R. Overvåking av Indre Oslofjord i 2013 – Vedleggsrapport. NIVA-rapport 6698-2014. 131 s.

Grisetang ble kun funnet på 15 stasjoner fra Vollen og sørover mot Drøbak (Figur 17, venstre side). Dette bildet er nokså likt som tidligere år. I 2016 ble spredte enkeltindivider funnet også lenger inn i fjorden, men i 2017 var disse forekomstene borte igjen.^{12,13}

Det foreligger mye kunnskap om tangvegetasjonen i indre Oslofjord, og det har foregått store endringer siden de første kjente nedtegnelsene¹⁴. Blæretang og grisetang var de dominerende tangartene i indre Oslofjord rundt århundreskiftet (1900), og grisetang vanlig også i fjordens innerste deler, ved Bygdøy og Nakkholmen¹¹. Gjeltang er en arktisk art, som ble observert i Oslofjorden første gang i Drøbak i 1900¹⁵. Den ble tidligere regnet å være en introdusert art i Oslofjorden, men den er ikke lenger i Artsdatabankens fremmedartsliste. I Sør-Norge vokser gjeltang stort sett i havnebassenger og andre miljøer som er berørt av menneskelig forstyrrelser, og har vist seg å være en god indikator på forurensing¹². På 1970-tallet var gjeltang den dominerende tangarten, mens de naturlig hjemmehørende artene ble redusert i mengde og innergrensen for grisetang er forskjøvet utover i fjorden sammenliknet med tidligere undersøkelser¹⁶. I 2011-2013 ble det registrert en reduksjon i mengden gjeltang på de fleste stasjoner sammenliknet med undersøkelser fra 70-tallet¹⁷, og denne utviklingen ser ut til å ha fortsatt. Det siste års undersøkelser kan tyde på forbedret tilstand i de indre delene av fjorden mht. forurensing, men at miljøforholdene sannsynligvis fortsatt ikke er gode nok til at grisetangen trives.

Det ble ikke registrert betydelig mengder søppel på stasjonene (det ble funnet søppel på 26 % av stasjonene). Dominerende type søppel var taustumper, isoporbiter, plankebiter og husholdningsavfall. Det er sannsynlig at mengden registrert søppel hadde vært høyere dersom undersøkelsene hadde blitt utført i en periode når det er høyere aktivitet i/langs fjorden. Men det er også generelt mye strandrydding som pågår i Oslo-området på vår- og sommerhalvåret.

Den introduserte arten stillehavsøsters ble registrert på 109 stasjoner, hvor forekomsten varierte fra enkeltfunn til dominerende (Figur 18, venstre side). Dominerende forekomst ble registrert på ni stasjoner og vanlig forekomst på 12 stasjoner (Figur 19a). I tillegg ble det registrert kun døde individer av stillehavsøsters på fire stasjoner. Den introduserte brunalgen japansk drivtang (*Sargassum muticum*) ble registrert på 17 stasjoner, hvor forekomsten varierte fra enkeltfunn til dominerende (Figur 18, høyre side). Dominerende forekomst ble registrert på fem stasjoner og vanlig forekomst på fem stasjoner (Figur 19b). Dette er en art som lett kan spre seg ved at både sporer og fragmenter kan feste seg og vokse opp. Det må merkes at under feltarbeidet i 2024 var det ett tett lag med pollen på vannet på flere av stasjonene som gjorde det vanskelig å gjøre observasjoner under vannflaten (Figur 19c). Det er sannsynlig at japansk drivtang var til stede på flere stasjoner enn det som ble observert i 2024. I 2022 ble stillehavsøsters registrert på 88 stasjoner, og japansk drivtang på 42 stasjoner¹⁸.

¹² Norconsult (2017). Overvåking av Indre Oslofjord. 2016. Vedleggsrapport. Rapport til Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Dokumentnr.: 5145099-04 Versjon: B02

¹³ Norconsult (2018). Overvåking av Indre Oslofjord. 2017. Vedleggsrapport. Rapport til Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Dokumentnr.: 5145099-08 Versjon: J04

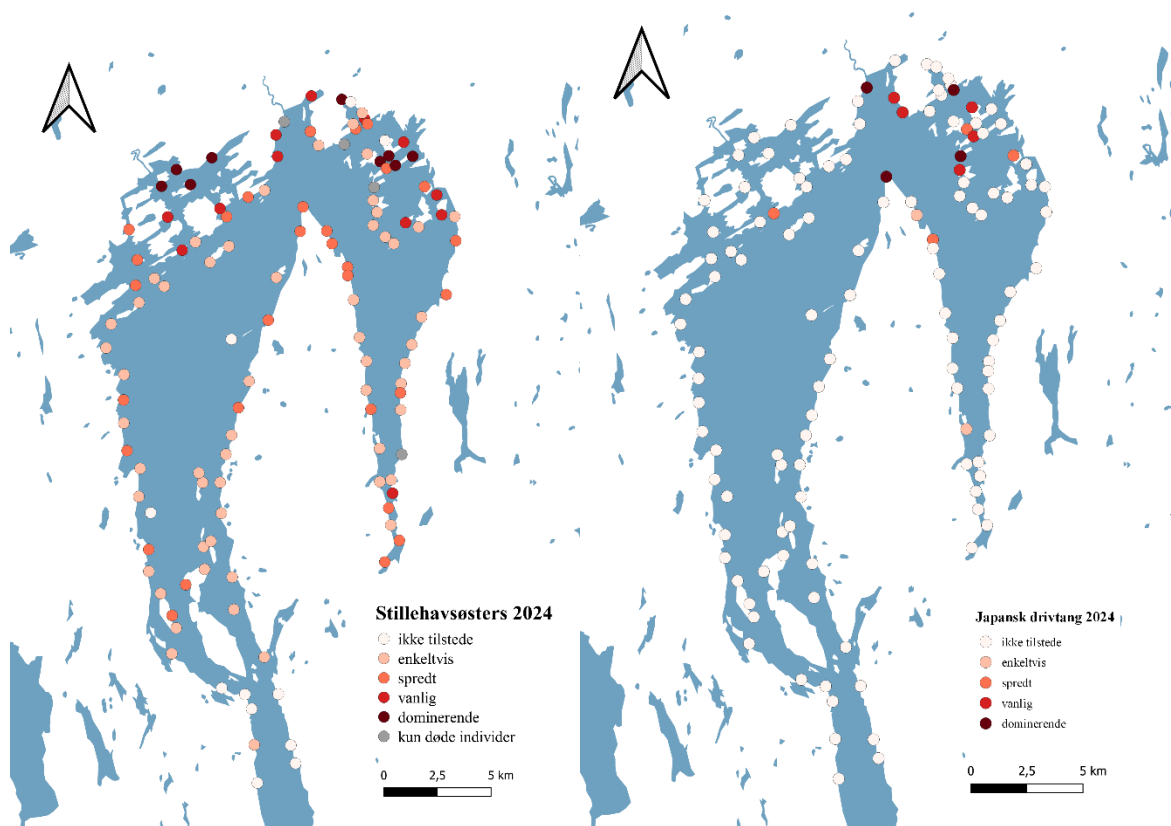
¹⁴ Gran, H.H., 1897. Kristianiafjordens algeflora. I. Rhodophyceæ og Phaeophyceæ. Skr. Vidensk. Selsk. Chris. I. Mat.-Nat. Kl. 1896 (2): 1-56.

¹⁵ Norling, P., Jelmert, A. (Hl). Fremmede marine arter i Oslofjorden. NIVA-rapport 5919-2010. 42 s.

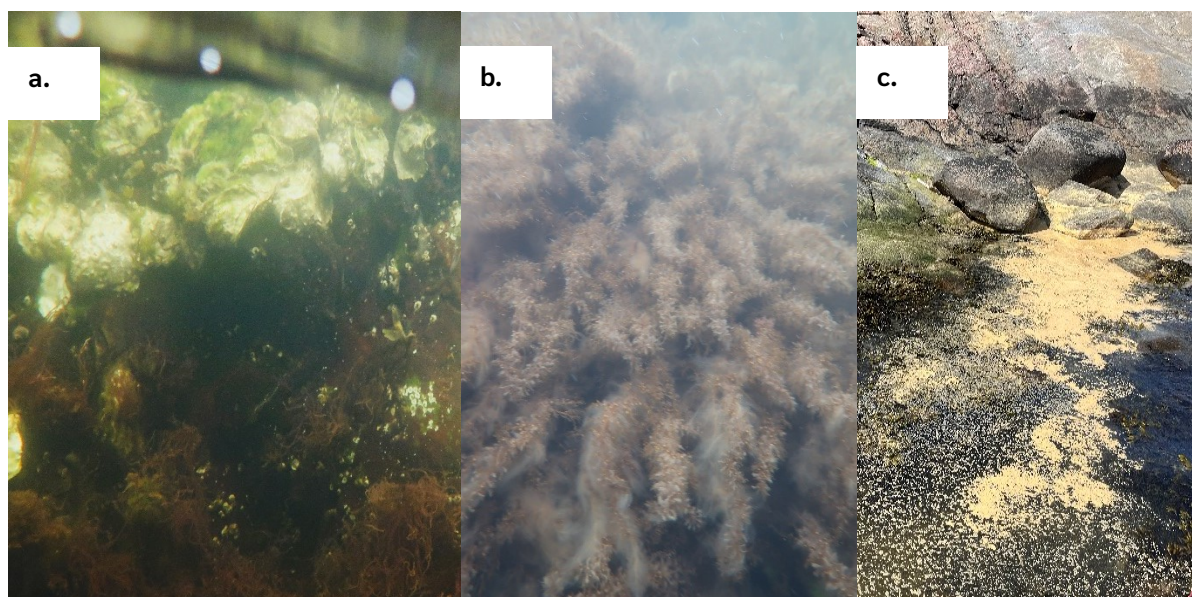
¹⁶ Krogdahl, T., Berge, J.A., Bokn, T.L., Gitmark, J.K. og Magnusson, J., 2017. Endringer i horisontalutbredelsen av tang i Indre Oslofjord – betydningen av kommunenes rensetiltak. Vann 52 (1): 87-103.

¹⁷ Berge, J., Amundsen, R., Bratrud, T., Bølling, N., ERdahl, E., Gitmark, J., Gundersen, H., Hinchcliffe, C., Holth, T. F., Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T., Krogdahl, T., Ledang, A. B., Norli, M., Lømsland, Staalstrøm, A., Wisbech, C., Wolf, R. Overvåking av Indre Oslofjord i 2013 – Vedleggsrapport. NIVA-rapport 6698-2014. 131 s.

¹⁸ Staalstrøm, A., Gomes, T., Gitmark, J., Engesmo, A., Borgersen, G., Andersen, G.S. (2023). Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord Årsrapport 2022. (NIVA-rapport 7883-2023). Norsk institutt for vannforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3082850>

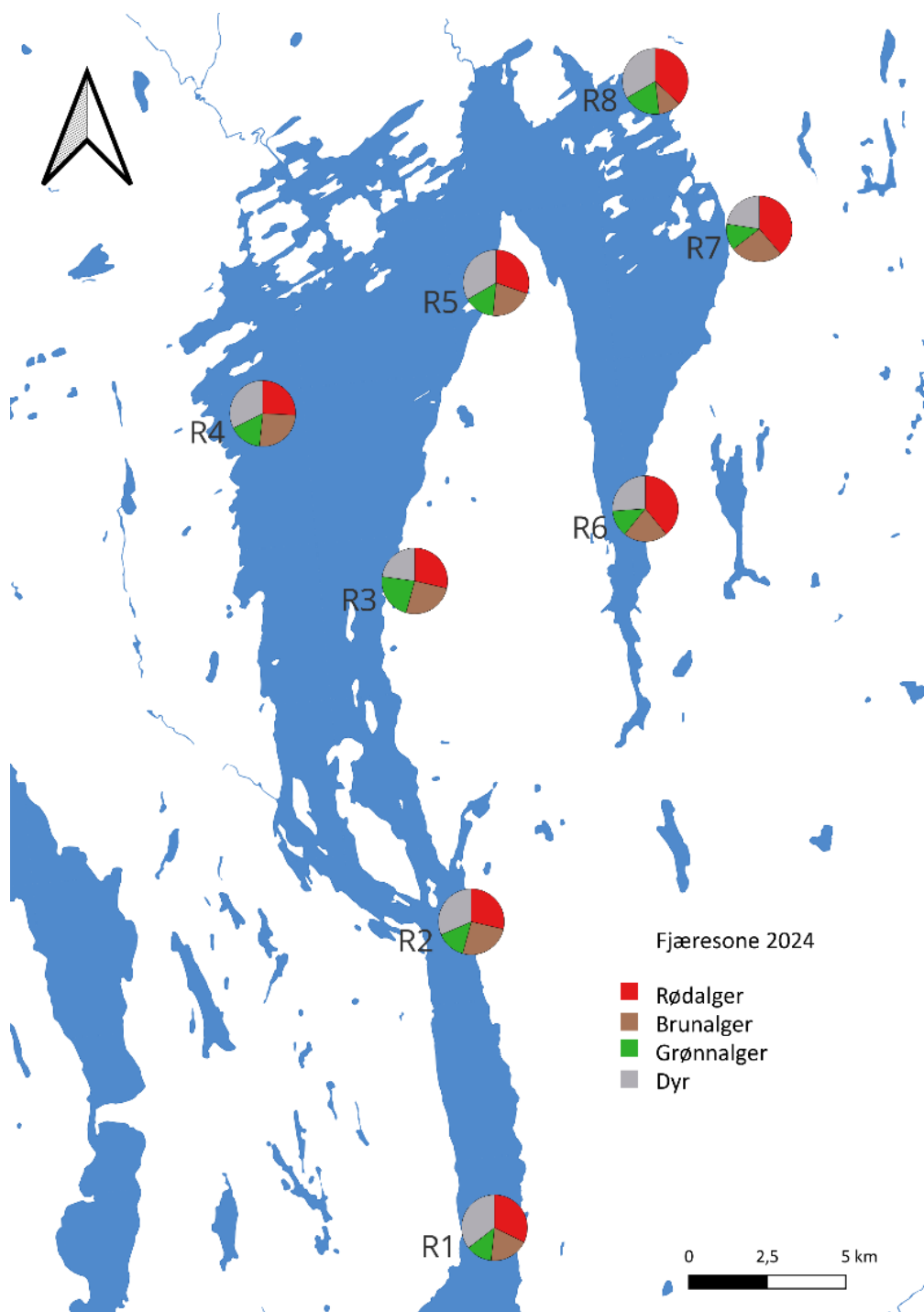


Figur 18. Utbredelse av de fremmede artene stillehavssøsters (t.v.) og japansk drivtang (t.h.) i 2024.



Figur 19. a. Dominerende forekomst av stillehavssøsters på stasjon 61 i mai 2024. b. Dominerende forekomst av japansk drivtang på stasjon 83 i mai 2024. c. Pollenlag i vannoverflaten på stasjon 3 i mai 2024. Foto: Janne Gitmark/NIVA. (Plassering av stasjon 61, 83 og 3 er vist i Figur 15).

Det ble foretatt mer detaljerte undersøkelser av fjæresonesamfunnene ved åtte stasjoner (Tabell 3), som er dekkende for hele fjordområdet (Figur 15). Fordeling av arter innen hver algegruppe (rødalger, brunalger, grønnalger), samt fastsittende/lite bevegelige dyr funnet i fjæresoneundersøkelsene er vist i Figur 20.

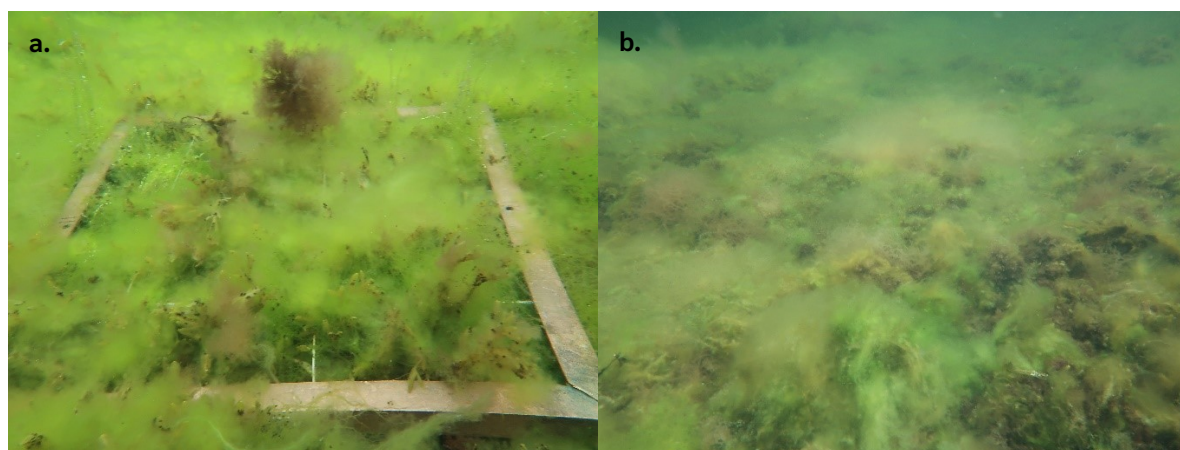


Figur 20. Oversikt over fordelingen av antall arter innen hver algegruppe (grønn-, rød- og brunalger) og fastsittende/lite bevegelige dyr ved hver fjærestasjon undersøkt i 2024. Figuren viser kun resultatene fra fjæresoneregistreringen, og ikke rammeundersøkelsen.

Tabell 3. Liste over de åtte stasjonene hvor det ble gjort fjæresone- og rammeundersøkelser i 2024

Kode	Navn	Breddegrad	Lengdegrad
R1	Filtvet fyr	59.57110	10.61802
R2	Storskjær	59.65880	10.60915
R3	Søndre Spro	59.75668	10.58172
R4	Rabben	59.80562	10.49765
R5	Ildtjernet	59.84142	10.63202
R6	Haslumtangen N	59.77573	10.71365
R7	Katten	59.85490	10.78257
R8	Hovedøya	59.89792	10.72560

I fjæresoneundersøkelsene ble det registrert dominerende forekomster (>75-100% dekningsgrad) av grønndusk (*Cladophora* sp.) på stasjon R6 Haslumtangen N og R7 Katten (Figur 21), og betydelige forekomster (>50-75% dekningsgrad) av tarmgrønske (*Ulva intestinalis*) på stasjon R2 Storskjær og R4 Rabben. Grønndusk og tarmgrønsker er hurtigvoksende grønnalger som raskt kan utnytte overskudd av næringssalter, og høye forekomster av disse er en indikasjon på eutrofi.



Figur 21. Dominerende forekomster av grønndusk (*Cladophora* sp.) på stasjon R6 Haslumtangen N (a) og R7 Katten (b).

I Norge har vi en fjæreindeks (RSLA/RSL) som benyttes for å dokumentere vannkvaliteten basert på artssammensetning av makroalger i fjæresonen¹⁹. Fjæreindeksen baseres på en multimetrisk indeks som inneholder informasjon om antall makroalgearter som forekommer i fjæra, forhold mellom grupper og

¹⁹ Direktoratetsgruppe for vannforvaltning. (2025, 28. 01). [Veileder for klassifisering av miljøtilstand i kyst- og ferskvann](#). Vannportalen.

typer av arter, samt justering for en verdisetting av de fysiske forhold i fjæra. Det er utviklet forskjellige klassegrenser for indeksene alt etter hvilken region og vanntype som undersøkes. Det er per i dag (mai 2025) verken utviklet artslister eller klassegrenser for fjæreindeksen i region Skagerrak.

Andelen grønnalger brukes ofte som en indikator på eutrofi, og er også en parameter i fjæreindeksen. Nedre klassegrense for «god» tilstand er 25 % i vanntype 3 (beskyttet kyst/fjord), og 30 % i vanntype 4 (ferskvannspåvirket beskyttet fjord i region Nordsjøen Sør). Hele indre Oslofjorden, bortsett fra Bunnebotten, kan ansees å være vanntype beskyttet kyst/fjord. I 2024 var andelen grønnalger stort sett under 30 % på de fleste stasjonene (Figur 22). Lavest andel grønnalger (17 %) ble registrert ved fjæresoneregistreringene på stasjon R7 Katten, mens høyest andel grønnalger (36 %) ble registrert ved rammeundersøkelsene på stasjon R1 Filtvet fyr og R8 Hovedøya (Figur 22). I forholdet mellom antallet arter av de ulike algegruppene (brunalger, rødalger og grønnalger) er det ingen markante forskjeller som ser ut til å henge sammen med plassering innover i fjorden.

Antallet arter registrert i hver organismegruppe varierer fra år til år (Figur 23), og noe av variasjonen skyldes tidspunkt for undersøkelsene. I 2016 og 2017 ble undersøkelsene gjennomført i hhv. juni og august, mens det tidligere år og i 2020 ble gjennomført i september. Artsantallet er generelt høyere nå enn i 1970-årene, og en stor andel av denne økningen skyldes en økning i antall arter rødalger og dyr (Figur 23).

På hver av fjærestasjonene ble det utført både rammeregistreringer og fjæresoneundersøkelser (se kap. 3.2.2). Det ble registrert ulikt antall arter på samme stasjon under de to ulike undersøkelsene. Det varierer om det ble registrert flest taxa i fjæresoneundersøkelsene eller i rammeundersøkelsene (Figur 23). I fjæresoneundersøkelsene blir ett større areal av fjæresonen undersøkt sammenliknet med rammeregistrering, og det er en tidseffektiv metodikk sammenliknet med rammeregistreringer. Rammeregistrering er en svært tidkrevende, men grundig undersøkelse. Små arter og/eller arter med liten dekningsgrad vil lettere kunne bli oversett i fjæresoneundersøkelser enn i rammeregistreringer.

En grundigere sammenlikning mellom de to metodikkene er gitt i 2022 årsrapporten for Indre Oslofjord²⁰. Begge metodene har fordeler og ulemper, men det anbefales å fortsette med fjæreundersøkelser i overvåkingsprogrammet for Indre Oslofjord da denne metodikken blir benyttet i de fleste andre overvåkingsprogram.

Av fremmede arter ble rødalgene strømgarn (*Dasya baillouviana*)²¹ registrert i vanlig forekomst (>25 – 50% dekningsgrad) på stasjon R7 Katten i Bunnefjorden. Stillehavssøsters (*Crassostrea gigas*)²² ble registrert i spredt eller frekvent forekomst (>0-25% dekningsgrad) på alle stasjoner bortsett fra R6 Haslumtangen N i Bunnefjorden, hvor den ikke ble registrert.

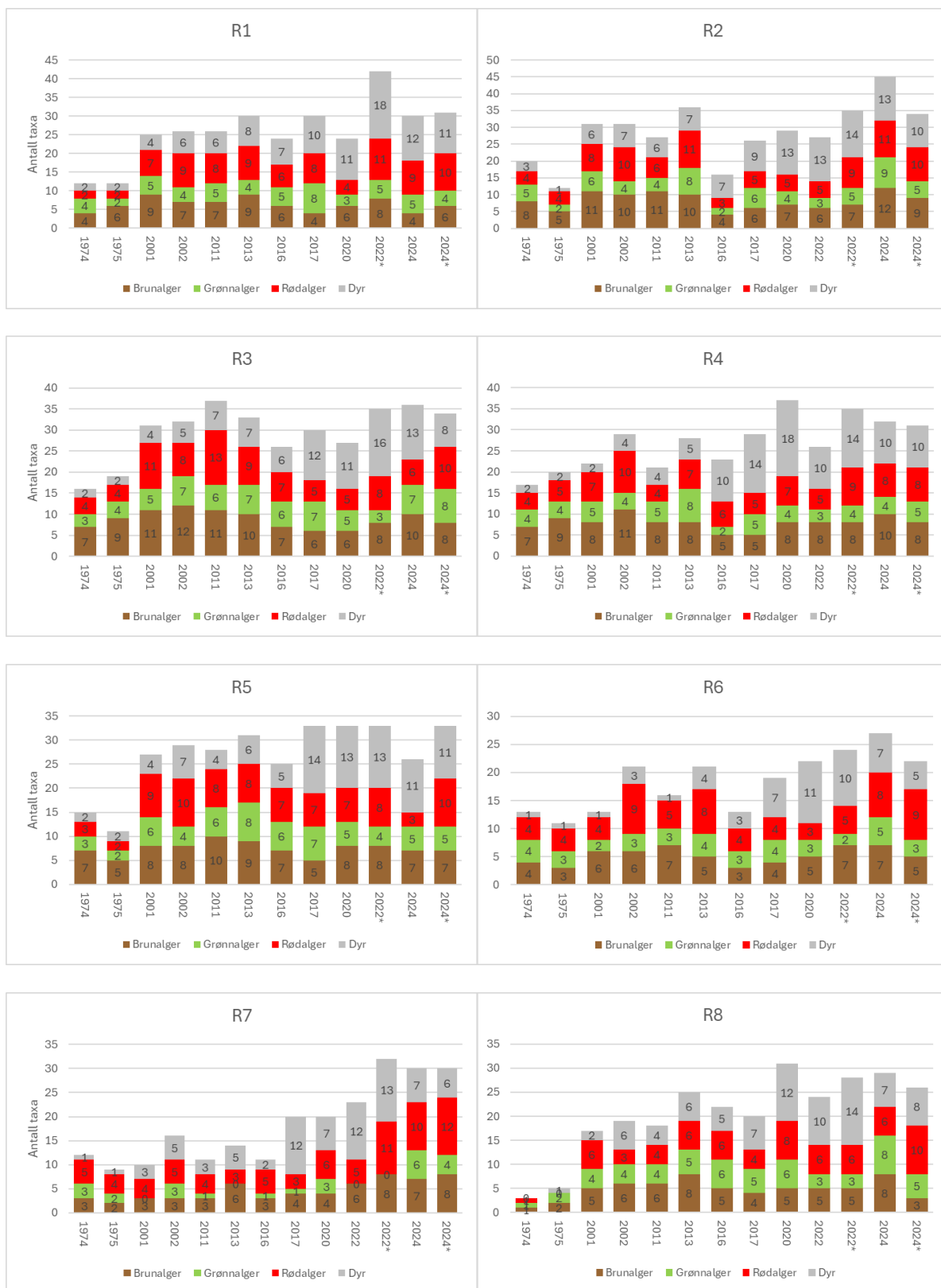
²⁰ Staalstrøm, A., Gomes, T. Gitmark, J., Engesmo, A., Borgersen, G., Andersen, G.S. (2023). Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord Årsrapport 2022. (NIVA-rapport 7883-2023). Norsk institutt for vannforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3082850>

²¹ Husa V, Eilertsen M, Haugland B og Steen H (2023). Rhodophyta: Vurdering av strømgarn *Dasya baillouviana* for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken. <https://lister.artsdatabanken.no/fremmedartslista/2023/2490>. Nedlastet 02.05.2025

²² Mortensen S, Agnalt A-L, Falkenhaug T, Glenner H, Husa V og Jelmert A (2023). Mollusca: Vurdering av stillehavssøsters *Crassostrea gigas* for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/102>. Nedlastet 02.05.2025



Figur 22. Oversikt over andeler av de ulike algearter innen ulike organismegrupper registrert i fjæresoneundersøkelsene (rammer) over tid. I 2022 og 2024 ble det gjort to ulike typer undersøkelser i fjæresonen. * viser resultatene fra fjæresoneundersøkelsene (alle stasjonene i 2022 og 2024), mens årstall uten stjerne viser resultatene fra rammeregistreringene.



Figur 23. Fordelingen av antall arter innen de ulike organismegruppene registrert i fjæresoneundersøkelsene (rammer) over tid. I 2022 og 2024 ble det gjort to ulike typer undersøkelser i fjæresonen. * viser resultatene fra fjæresoneundersøkelsene (alle stasjonene i 2022 og 2024), mens årstall uten stjerne viser resultatene fra rammeregistreringene.

4 Nedre voksegrense for makroalger

4.1 Innledning

Formålet med undersøkelsen har i hovedsak vært å kartlegge nedre voksegrense for alger i Indre Oslofjord. Undersøkelsen har hatt fokus på opprette alger (ikke skorpedannende alger). Forandringene i algers vertikale utbredelse vil kunne brukes til å detektere endringer i forurensning og eutrofi. Dette er bakgrunnen for nedre voksegrense-indeksen (MSMDI - Multi Species Macroalgae Depth Index) som benyttes som biologisk element i evaluering av økologisk tilstand i kystvann iht. Veileder for klassifisering av miljøtilstand i kyst- og ferskvann, heretter kalt Klassifiseringsveilederen²³.

Registreringer av fastsittende algers vertikalutbredelse har tidligere vært gjennomført på sju stasjoner i Indre Oslofjord, i årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016, 2017, 2020 og 2022²⁴. I årene frem til og med 2017 er det gjort registreringer av alle makroskopiske arter (både makroalger og dyr). Fra og med 2020 er det kun gjort undersøkelser av nedre voksegrense for ni indekssarter, i henhold til Klassifiseringsveilederen. Undersøkelsene som ble gjennomført fra og med 2020 er altså ikke like omfattende som undersøkelsene før 2020. Undersøkelsene fra 2020, 2022 og 2024 er like.

De ni artene som inngår i indeksen, er:

- Krusflik (*Chondrus crispus*)
- Svartkluft (*Furcellaria lumbricalis*)
- Skolmetang (*Halidrys siliquulosa*)
- Sukkertare (*Saccharina latissima*)
- Krusblekke (*Phyllophora pseudoceranoides*) eller
- Hummerblekke (*Coccotylus truncatus*)
- Teinebusk (*Rhodomela confervoides*)
- Fagerving (*Delesseria sanguinea*)
- Eikeving (*Phycodrys rubens*)

Utbredelsen av fastsittende alger nedover i dypet (vertikalutbredelsen) bestemmes i stor grad av lystilgang. Lystilgangen avhenger av hvor klart vannet er, fordi dette har betydning for hvor mye sollys som når ned til dypet der algen vokser. Siktedypet som er beskrevet i kapittel 6.3 er et mål på lystilgangen og det er relativt liten lystilgang i store deler av fjorden (se Tabell 9). Tildekking forårsaket av for eksempel påvekst og nedslamming vil kunne ha ytterligere negativ betydning, fordi lys blokkeres fra å nå algens overflate. Lysgjennomtrengelighet i vannet og grad av nedslamming er i stor grad avhengig av partikkelmengden (turbiditeten) i vannet. Når det er mer partikler, planteplankton eller løst organisk stoff i overflatelaget vil siktedypet/lysgjennomtrengeligheten avta og nedslamming øke, og nedre voksedyp for alger vil dermed forventes å bli grunnere. Likeledes vil det ved økt siktedyp og redusert nedslamming over tid forventes en dypere utbredelse av alger.

²³ Direktoratgruppen for vannforvaltning. (2025, 28. 01). [Veileder for klassifisering av miljøtilstand i kyst- og ferskvann](#). Vannportalen.

²⁴ Staalstrøm, A., Gomes, T. Gitmark, J., Engesmo, A., Borgersen, G., Andersen, G.S. (2023). Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord Årsrapport 2022. (NIVA-rapport 7883-2023). Norsk institutt for vannforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3082850>

Andre faktorer som påvirker vertikalutbredelsen av opprette alger er tilgang på næringssalter og substrat, samt helningsvinkel på sjøbunnen, vanngjennomstrømning og bølgeeksponering, blant annet fordi mengden påvekst og hurtigvoksende trådformede alger (lurv) forventes å variere med disse miljøforholdene.

I tillegg kan forekomster av beitedyr som f.eks. kråkeboller og snegler være bestemmende for algesamfunns vertikalutbredelse. Beiting kan føre til at nedre vegetasjonsgrense flyttes oppover i forhold til hva man ville forventet basert på lystilgang og vannkvalitet²⁵. Endringer i vertikalutbredelsen av alger over tid vil altså kunne brukes til å identifisere endringer i vannkvaliteten og lysgjennomgangen i en vannforekomst, men må også sees i sammenheng med andre påvirkningsfaktorer.

4.2 Datainnsamling

Sju stasjoner ble undersøkt ved dykkerundersøkelser (Tabell 4). Feltarbeidet ble gjennomført i september 2024. Registrering og fastsetting av nedre voksedyp (> 5 % dekning) av de ni indeksartene ble gjennomført i henhold til Klassifiseringsveilederen (Figur 24).

Nedre voksegrense for makroalger som gruppe ble også registrert, og regnes i denne sammenhengen som det største dyp hvor det finnes spredt forekomst (dekningsgrad på ca. 5 %) av opprette alger.

Tabell 4. Oversikt over dykkestasjoner, med dato for undersøkelse, maksimalt dykkedyp og posisjon.

Stasjon	Dato	Maks dykkedyp	Breddegrad	Lengdegrad
St 1 - Steilene	25.09.2024	18,5	59,81648	10,59357
St 2 - Borøya	25.09.2024	16	59,87765	10,56012
St 3 - Fornebu	23.09.2024	18	59,90065	10,63600
St 4 - Ormøya	23.09.2024	16	59,87895	10,75953
St 5 - Hovedøya	23.09.2024	17	59,89856	10,72894
St 6 - Nakkholmen	23.09.2024	15	59,89145	10,69175
St 7 - Svartskog	23.09.2024	14	59,78262	10,73213

For å kunne foreta beregninger av indeksen for økologisk status basert på MSMDI, må tre eller flere av de ni indeksartene bli registrert på en stasjon med minimum spredt forekomst (> 5% dekningsgrad), og individene må være i stand til å formere seg (ikke juvenile individer). Artenes forekomst må ikke være begrenset av substrattilgjengelighet, og stasjonen må ha tilstrekkelig dykkedyp for undersøkelsen. De sju stasjonene har tilstrekkelig dykkedyp og substrattilgjengelighet for undersøkelsene, men i Indre Oslofjord blir det ofte ikke registrert tilstrekkelig antall eller mengde av indeksartene.

²⁵ Jorde, I. & Klavestad, N. (1963). The natural history of the Hardangerfjord. 4. The benthonic algal vegetation. Sarsia 9. p. 1-100.

Indeksverdien til MSMDI kommer direkte ut som nEQR (normalisert Ecological Quality Ratio), og beregnes i forhold til referanseverdier som indikerer svært god økologisk tilstand (Klassifiseringsveilederen). nEQR-verdier varierer fra 0 (svært dårlig) til 1 (svært god). For å tilfredsstille kravene i vannforskriften må det oppnås en nEQR over 0,6 (grenseverdien mellom god og moderat tilstand). Ifølge Klassifiseringsveilederen skal en indeksart som tidligere har blitt observert på en stasjon, men ikke gjenfunnet i registreringsåret, få en poengverdi på 0, og dermed gi en dårligere poengsum og nEQR-verdi.



Figur 24. Dykker registrerer nedre voksegrense for utvalgte makroalger på stasjon 7 Svartskog i september 2022. Foto: Janne Gitmark/NIVA.

4.3 Resultater

I Skagerrak er det foreløpig kun utviklet klassegrenser for nedre voksegrense-indeksen (MSMDI), og kun for vanntypene «åpen eksponert kyst (1)», «moderat eksponert kyst/fjord (2)» og «beskyttet kyst/fjord (3)». Tabell 5 viser en oversikt over hvilke vannforekomster og vanntyper de sju stasjonene i Indre Oslofjord ligger i. Vannforekomst «Bærumsbassenget» har vanntype 5 «sterkt ferskvannspåvirket fjord». Det foreligger ingen klassegrenser eller kriterier for utregning av MSMDI for vanntypen «sterkt ferskvannspåvirket fjord», og følgelig må resultatene fra stasjon 2 Borøya i vannforekomst «Bærumsbassenget» utelates fra indeksberegningene.

Tabell 5. Oversikt over hvilke vannforekomster og vanntyper dykkestasjonene er plassert i

Stasjon	Vannforekomst	Vanntype
St 1 - Steilene	Oslofjorden (0101020601-C)	2 - moderat eksponert kyst/fjord
St 2 - Borøya	Bærumsbassenget (0101020602-C)	5 – sterkt ferskvannspåvirket fjord
St 3 - Fornebu	Oslofjorden (0101020601-C)	2 - moderat eksponert kyst/fjord
St 4 - Ormøya	Oslo havn og by (0101020702-1-C)	3 - beskyttet kyst/fjord
St 5 - Hovedøya	Bekkelagsbassenget (0101020702-2-C)	3 - beskyttet kyst/fjord
St 6 - Nakkholmen	Bunnefjorden (0101020701-5-C)	3 - beskyttet kyst/fjord
St 7 - Svartskog	Bunnefjorden (0101020701-5-C)	3 - beskyttet kyst/fjord

I rapporten «Revisjon av kystvannsdelen av veileder 02:2018»²⁶ er det anbefalt å kun beregne indeksen ut fra de artene som faktisk er til stede på stasjonen. 0-poenggivning gir arter som ikke blir gjenfunnet en ganske stor innvirkning på nEQR-verdien, spesielt hvis det er svært få arter som er registrert (som det er på de fleste Indre Oslofjord stasjonene). Tabell 6 viser beregnet indeksverdi både med og uten bruk av 0-verdi. nEQR-verdier fra tidligere undersøkelser er beregnet på nytt i foreliggende rapport for å være sikker på at samme beregningsmetodikk er benyttet. Det er også regnet konservativt; dvs. at dersom nedre voksedyp til en art er registrert som 7 m, og det står i Klassifiseringsveilederen at arten får 4 poeng hvis dyp >7 m, så gis arten 3 poeng. Ifølge Klassifiseringsveilederen er det fremdeles beregningen som inkluderer 0-verdi som skal benyttes, og det er disse verdiene som er rapportert til Vannmiljø.

I 2024 var det tilstrekkelig med datagrunnlag til å kunne beregne økologisk tilstand basert på MSMDI på kun to stasjoner (St.1 Steilene og St. 3 Fornebu) (Tabell 6). Økologisk tilstand på Steilene var «moderat», mens økologisk tilstand på Fornebu var «dårlig».

Økologisk tilstand ved Steilene (nEQR-verdi=0,53) er forbedret fra 2022-undersøkelsene (nEQR-verdi 0,30). I 2024 ble sju av indeksartene registrert, mens to arter (svartkluft og skolmetang), registrert i hhv. 2022 og 2020 ble ikke gjenfunnet i 2024, og fikk derfor 0-poeng i indeksberegningen. Voksedypet til de observerte artene i 2024 har blitt litt dypere sammenliknet med 2022 undersøkelsene.

²⁶ 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. NIVA-rapport 7856-2023. 57 s.

Økologisk tilstand ved Fornebu (nEQR-verdi=0,32) er lik som i 2022-undersøkelsene (nEQR-verdi 0,30). I 2024 (og 2022) ble tre av indeksartene registrert, mens to arter (sukkertare og teinebusk), registrert i hhv. 2017 og 2020 ble ikke gjenfunnet i 2024 (eller i 2022), og fikk derfor 0-poeng i indeksberegningen. Voksedypet til de observerte artene i 2024 er ikke signifikant forskjellig fra det som ble registrert i 2022.

Tabell 6. Økologisk tilstand (nEQR-verdi) basert på nedre voksegrense indeksen (MSMDI) på stasjonene i Indre Oslofjord fra 1981 til 2024. n.a: nEQR er ikke beregnet da det ikke ble registrert tilstrekkelig med indeksarter til å gjøre beregning av MSMDI. Grønn farge indikerer «god» tilstand, gul farge «moderat» tilstand, oransje farge «dårlig» tilstand og rød farge «svært dårlig» tilstand. (grenseverdien mellom «god» og «svært god» er 0,8, mellom «god» og «moderat» er 0,6, mellom «moderat» og dårlig er 0,4 og mellom «dårlig» og «svært dårlig» er 0,2). Øverste tabell viser nEQR-verdier beregnet med 0-verdi (0 poeng for arter som ikke er gjenfunnet på stasjonen), mens nederste tabell viser nEQR-verdier uten bruk av 0-verdier. Det er verdiene med bruk av 0-verdi som er den korrekte i hht. Klassifiseringsveilederen.

Med 0-verdi ↓

Stasjon / År	1981	1982	1983	1989	1991	2011	2012	2013	2015	2016	2017	2020	2022	2024
1 - Steilene	n.a.	0,60	0,63	0,43	0,26	n.a.	n.a.	n.a.	0,20	0,33	0,40	0,50	0,30	0,53
2 - Borøya	Stasjonen er i vanntype 5 - sterkt ferskvannspåvirket fjord - ikke utviklet klassegrenser for MSMDI													
3 - Fornebu	n.a.	n.a.	n.a.	0,67	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,40	0,35	0,32	0,32
4 - Ormøya	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,60	n.a.
5 - Hovedøya	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,80	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
6 - Nakkholmen	n.a.	0,60	0,45	0,56	n.a.	n.a.	0,36	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,33	n.a.
7 - Svartskog	n.a.	0,67	0,67	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

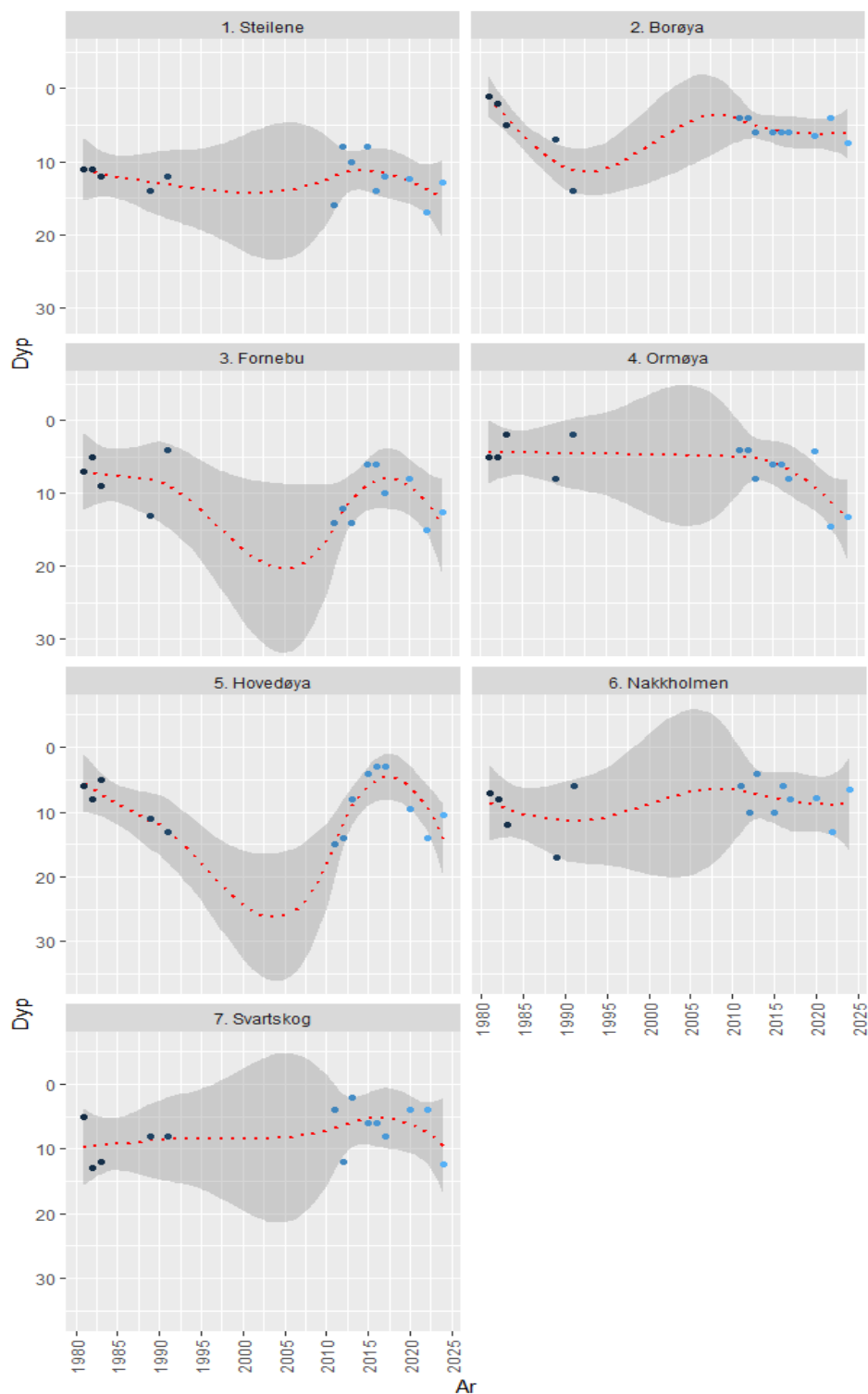
Uten 0-verdi ↓

Stasjon / År	1981	1982	1983	1989	1991	2011	2012	2013	2015	2016	2017	2020	2022	2024
1 - Steilene	n.a.	0,60	0,63	0,60	0,45	n.a.	n.a.	n.a.	0,53	0,65	0,64	0,67	0,48	0,70
2 - Borøya	Stasjonen er i vanntype 5 - sterkt ferskvannspåvirket fjord - ikke utviklet klassegrenser for MSMDI													
3 - Fornebu	n.a.	n.a.	n.a.	0,67	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,53	0,47	0,53	0,53
4 - Ormøya	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,60	n.a.
5 - Hovedøya	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,80	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
6 - Nakkholmen	n.a.	0,60	0,60	0,70	n.a.	n.a.	0,45	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,50	n.a.
7 - Svartskog	n.a.	0,67	0,67	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

På Ormøya (St. 4) og Hovedøya (St. 5) er det kun blitt registrert tilstrekkelig med indeksarter til å beregne indeksen én gang (i hhv. 2022 og 2011). På Nakkholmen (St. 6) ble det i 2022 registrert tilstrekkelig antall indeksarter til å beregne indeksen for første gang siden 2012. På Svartskog (St. 7) er det ikke funnet tilstrekkelig antall indeksarter til å beregne indeksen siden 1983.

Nedre voksedyp for makroalger (ca. 5% dekningsgrad av opprette alger) i Indre Oslofjord ser ut til å variere en god del fra år til år. I 2024 var nedre voksedyp stort sett litt dårligere sammenliknet med 2022, men markant bedre enn på lenge sammenliknet med undersøkelsene før 2022, på de fleste stasjonene (Figur 25). På Svartskog (St. 7) var nedre voksedyp registrert i 2024 (12,4 m) den dypeste registreringen siden 1982 (13 m). Det er jevnt over Steilene som har hatt den dypeste nedre voksegrensen for opprette alger de siste årene. Dette er også dykkestasjonen som ligger lengst ut i fjorden.

Observasjonene av nedre voksedyp fro makroalger i Indre Oslofjord tyder på at det har foregått en forverring de siste ti årene ved flere av stasjonene (Figur 25). Bruddet i tidsserier gjør det imidlertid vanskeligere å tolke tidstrender i datamaterialet, fordi informasjon fra perioder der endringer kanskje foregikk, ikke finnes.



Figur 25. Utviklingen i nedre voksedyp (ca. 5 % dekke av opprette alger) fra 80-tallet og frem til i dag. Variasjonen er stor fra år til år, og det er en betydelig glippe i 1990-årene og begynnelsen av 2000 som fører til brudd i tidsserien.

Tidligere år er endringer i flora- og faunasamfunn ved de ulike stasjonene diskutert basert på registreringer av alle makroskopiske arter alger og dyr fra dypeste dykkedyp og opp til overflaten, i intervaller på 2 til 1 m (transektdykk). Dette gir en økologisk forståelse av fjordsystemet og pågående endringer som går langt utover det MSMDI klarer å fange opp. Særlig der beregninger ikke kan foretas

eller grenseverdier mangler, som er tilfelle for flesteparten av stasjonene i Indre Oslofjord, er dette viktig. Fordi fulle transekter ikke lenger er en del av overvåkingsprogrammet, utgår denne delen.

Ved registreringen av nedre voksegrense ble det også gjort enkelte observasjoner av fremmedarter²⁷ og masseforekomster (over 50 % dekke) av trådformede, hurtigvoksende alger (lurv) (Tabell 7). Av fremmede arter ble det registrert japansk drivtang (*Sargassum muticum*)²⁸, strømgarn (*Dasya baillouviana*)²⁹, stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*)³⁰ og japansk sjølyng (*Dasysiphonia japonica*)³¹ (Figur 26a og b). Det ble registrert masseforekomster av lurv på alle stasjonene, unntatt stasjon 6 Nakkholmen (Figur 26c). På stasjon 2 Borøya og stasjon 7 Svartskog ble det også registrert felt med bakteriebelegg, som tyder på forråtnelse av organisk materiale (Figur 26d). Det inngår ikke i oppdraget å registrere fremmedarter og lurv, så det er mulig at antall fremmedarter og mengden lurv kan være større enn det som er rapportert her. Generell sedimentasjonsgrad på stasjonene ble estimert fra vanlig (25 – 75 % dekke) til dominerende (75 – 100 % dekke) (Figur 26e og f). Det ble ikke observert dominerende mengder kråkeboller under dykkene i 2024.

Tabell 7. Oversikt over dyp hvor det er notert masseforekomster (over 50 % dekke) av trådformede, hurtigvoksende alger (påvekster/lurv) ved de 7 dykkestasjonene, samt fremmede arter som ble observert.

Stasjon	Obs. av masseforekomst av lurv (dyp)	Fremmede arter
St 1 - Steilene	6 – 2,5 m	Japansk drivtang, strømgarn
St 2 - Borøya	3,3 – 1,7 m	Strømgarn
St 3 - Fornebu	2,6 m	Strømgarn, stillehavsøsters
St 4 - Ormøya	5,6m og 2,2 – 1,7 m	Strømgarn, stillehavsøsters
St 5 - Hovedøya	4 m	Strømgarn, stillehavsøsters
St 6 - Nakkholmen	Ikke observert	Strømgarn
St 7 - Svartskog	2 m	Japansk sjølyng, strømgarn

²⁷ Artsdatabanken (2023, 11. august). Fremmede arter i Norge - med økologisk risiko 2023.

<https://lister.artsdatabanken.no/fremmedartslista/2023>. Nedlastet 02.05.2025

²⁸ Husa V, Eilertsen M, Haugland B og Steen H (2023). Phaeophyceae: Vurdering av japansk drivtang *Sargassum muticum* for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken.

<https://lister.artsdatabanken.no/fremmedartslista/2023/2799>. Nedlastet 02.05.2025

²⁹ Husa V, Eilertsen M, Haugland B og Steen H (2023). Rhodophyta: Vurdering av strømgarn *Dasya baillouviana* for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken. <https://lister.artsdatabanken.no/fremmedartslista/2023/2490>. Nedlastet 02.05.2025

³⁰ Mortensen S, Agnalt A-L, Falkenhaug T, Glenner H, Husa V og Jelmert A (2023). Mollusca: Vurdering av stillehavsøsters *Crassostrea gigas* for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken.

<http://www.artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/102>. Nedlastet 02.05.2025

³¹ Husa V, Eilertsen M, Haugland B og Steen H (2023). Rhodophyta: Vurdering av japansk sjølyng *Dasysiphonia japonica* for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken.

<https://lister.artsdatabanken.no/fremmedartslista/2023/2335>. Nedlastet 02.05.2025



Figur 26. Bilder fra nedre voksegrenseundersøkelsene i september 2024. **a.** Fremmedarten japansk drivtang (*Sargassum muticum*) (rød ring) ved siden av sukkertare på stasjon 1 – Steilene. **b.** Fremmedarten strømgarn (*Dasy baillouviana*) på sedimentert fjell på stasjon 5 Hovedøya. **c.** Masseforekomster av lurv (hurtigvoksende, trådformede alger) på stasjon 7 Svartskog. **d.** Bakteriebelegg på bløtbunn på st.7 Svartskog. **e.** Sedimentert fjell med hummerblekke og hydroider på st. 5 Hovedøya. **f.** Sedimentert stein med algevegetasjon på st. 7 Svartskog. Foto: Janne Gitmark/NIVA.

5 Kartlegging av naturtyper ved bruk av statistisk modellering og droner

5.1 Modellering

Utbredelsene av de marine naturtypene i Indre Oslofjorden er modellert. Viktige inngangsdata er bunntopografi, avstand fra land, temperatur, saltholdighet og bølgeeksponering. Disse inngangsdataene blir brukt sammen med faktiske observasjoner av naturtypen i punkter i fjorden samlet inn over mange år. Basert på dette er det lagd en statistisk modell som beskriver hvilke naturtyper som finnes i Indre Oslofjord.

De modellerte naturtypene er vist i Figur 27 og Tabell 8 hvor det også er vist hvor stor andel hver naturtype utgjør av det samlede bunnarealet i Indre Oslofjord. Det er naturtype med Naturtyper i Norge koder som vises i tabellen (NiN3.0) (<https://naturinorge.artsdatabanken.no/>).

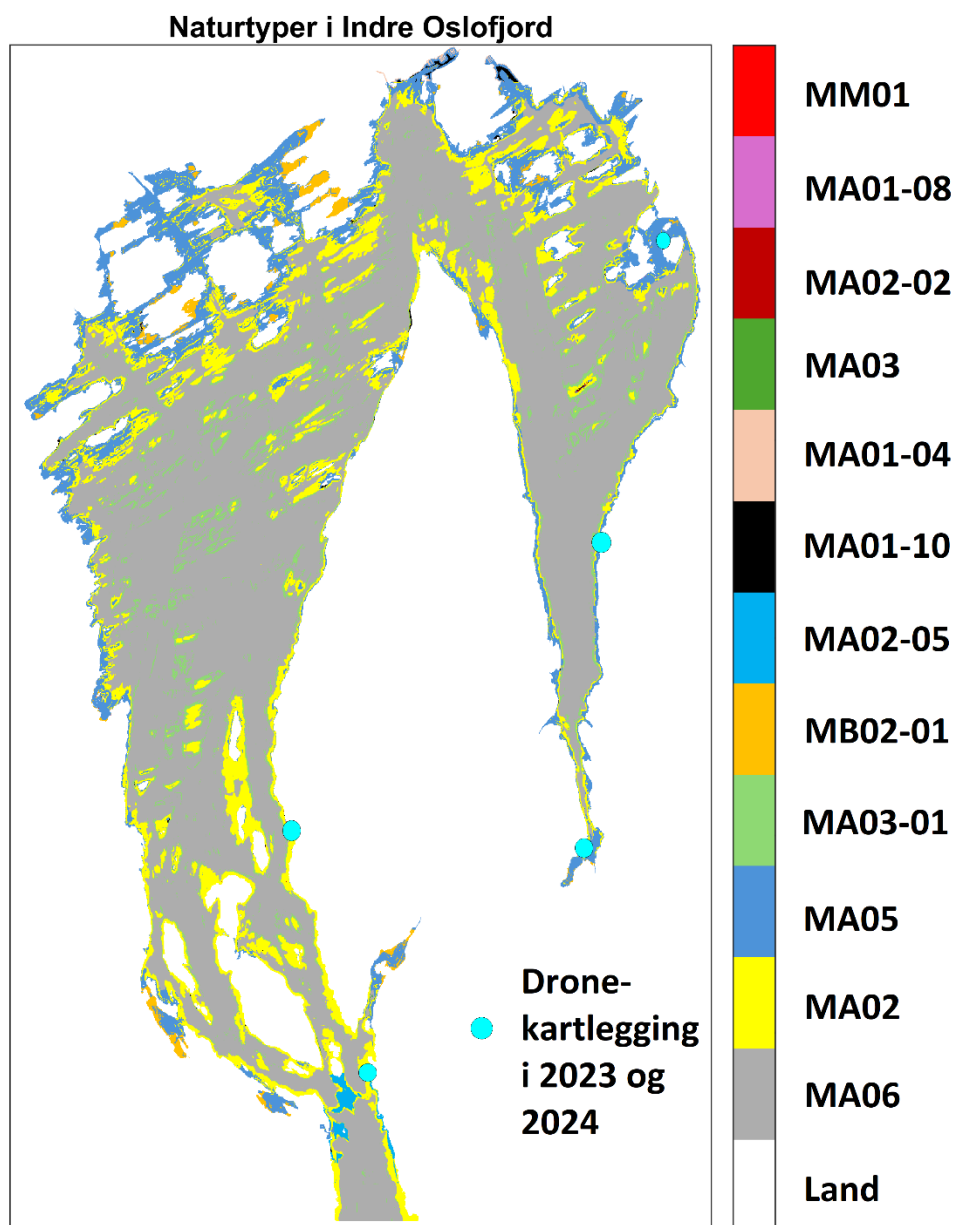
Tabell 8. Modellerte naturtyper i Indre Oslofjord. Fargekodene angir ulike naturtyper fra NiN 3 systemet. Klikk på hver enkelt naturtype for å få en detaljert beskrivelse.

Fargekode	NiN3	Beskrivelse	Areal (km ²)	Andel (%)
	MM01	Sterkt endret eller ny marin bunn	0.002	0.001
	MA01	Fast saltvanns-fjæreltebunn	0.289	0.146
	MA01-04	Blæretangbunn	0.167	0.085
	MA01-08	Strandsnegl - blåskjellbunn	0.017	0.008
	MB02-01	Sublittoral saltvanns-undervannseng	2.389	1.212
	MA02	Eufotisk fast saltvannsbunn	28.646	14.534
	MA02-05	Sukkertarebunn	0.682	0.346
	MA02-02	Sagtang-saltvannsbunn	0.031	0.016
	MA03	Aforisk fast saltvannsbunn	0.032	0.016
	MA03-01	Beskyttet afotisk fastbunn i kystvann	10.056	5.102
	MA05	Eufotisk saltvanns-sedimentbunn	25.022	12.696
	MA06	Aforisk saltvanns-sedimentbunn	129.759	65.837
		Totalt areal	197.091	100.000

MM01 er en naturtype som omfatter bunn som er sterkt påvirket av menneskelig påvirkning. Modellen estimerer at kun 2000 m² er av denne naturtypen, som vi antar er et underestimat. MA01 er en hovedtype som omfatter tidevannssonen. Denne typen omfatter området over laveste lavvann, som utgjør et veldig tynt belte i fjorden, siden forskjell mellom lavvann og høyvann er relativt liten.

MB02-01 er undervannsenger som ålegress og er modellert til å dekke et areal på 2.4 km². Her har vi mulighet til å sammenligne dette arealet med uavhengig kartlegging av ålegressenger, men det er ikke gjort i denne rapporten.

MA02 er en hovedtype som ofte kalles grunn hardbunn, og dette utgjør 15 % av bunnarealet i fjorden (gult område i Figur 27). Dette er hardt substrat hvor lyset er tilstrekkelig for fotosyntese. MA02 har en rekke hovedtyper, som er basert på hvilke arter som dominerer. I fjorden er det kun noen få områder hvor det er registrert at makroalger dominerer. Vi har noen områder i indre fjord hvor det er registrert sagtangbunn (MA02-02). Ved Drøbak har vi et relativt stort område med sukkertarebunn (MA02-05). Hvis det kun registreres koden MA02 kan dette bety at hardbunnen er ubevokst, og mesteparten av grunn hardbunn i Indre Oslofjord klassifiseres på denne måten. Dette kan bety at dette store området burde ha hatt en undertype, og dette vitner om at det har vært en negativ utvikling i fjorden over lang tid, som har gjort den betraktelig mer gold enn den var i utgangspunktet (naturlilstanden).



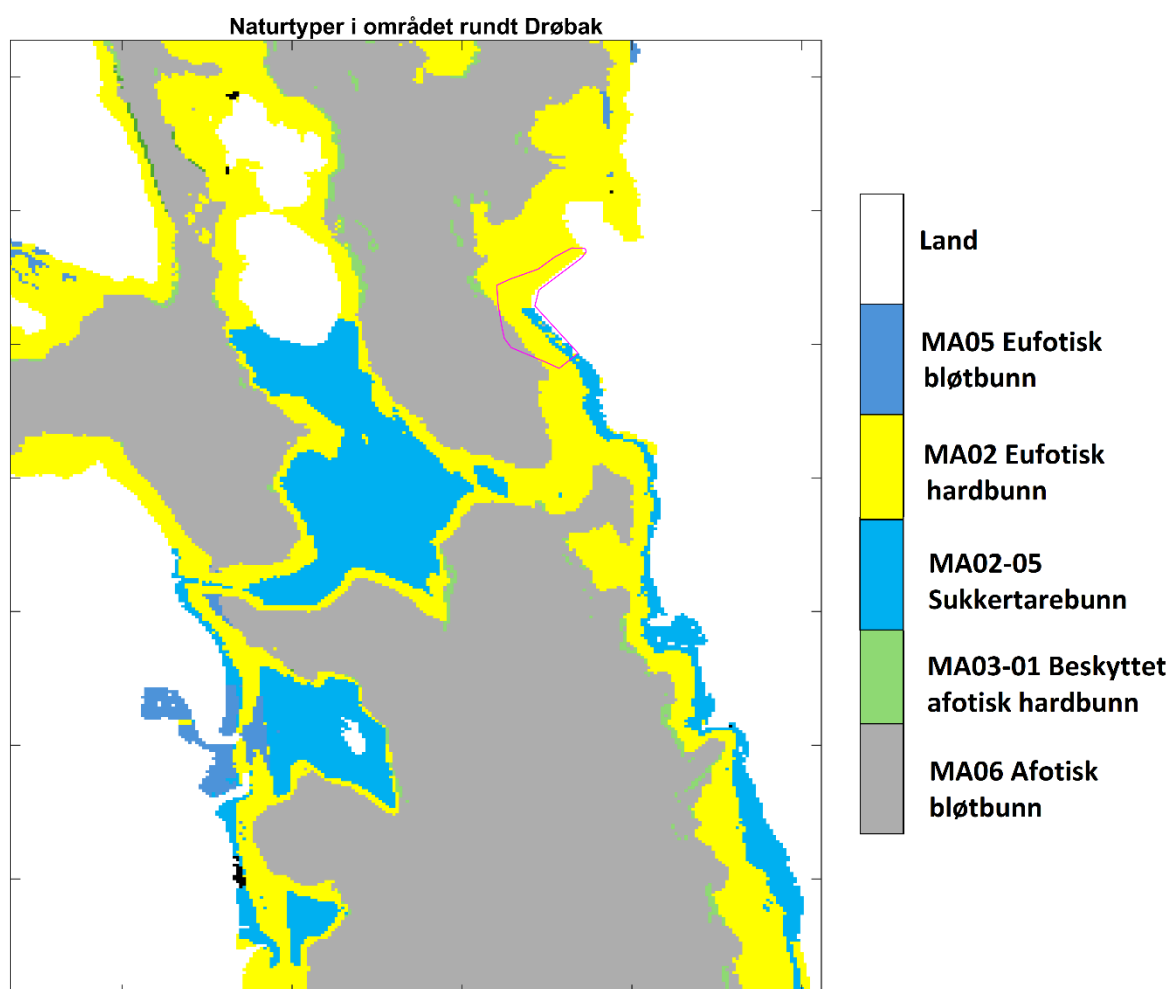
Figur 27. Modellerte naturtyper på et 10m x 10m grid som dekker hele Indre Oslofjord. Fargekodene angir ulike naturtyper fra NiN 3.2 systemet. I Tabell 8 er kodene beskrevet. De turkise punktene viser hvilke områder som har vært kartlagt med drone i 2023 og 2024.

Det fins også hardbunn som ligger så dypt at lyset ikke trenger ned, og dette er hovedtypen MA03. 10 km² av bunnen i Indre Oslofjord er av denne typen.

Hovedtype MA05 kalles ofte grunne bløtbunnsområder og dette utgjør 25 km² av bunnen i fjorden.

MA06 er den naturtypen som utgjør den største andelen av arealet i fjorden. Dette er afotisk saltvann-sedimentbunn, og er bløtbunn hvor det er lite lys. I vannforskriftene er tilstanden på bløtbunnsfaunaen et biologisk kvalitetselement som skal brukes for å klassifisere økologisk tilstand, men dette er ikke inkludert i dette overvåkningsprogrammet. Borgersen et al. (2025) klassifiserte bløtbunnsfauna 200 til 500 m fra fabrikkene Chemring Nobel vest for Håøya. Det ble funnet at tre stasjoner på 40-58 m dyp hadde moderat tilstand, mens stasjonene på 72 m dyp hadde god tilstand.

Sukkertarebunn (MA02-05) og Blæretangbunn (MA01-04) er modellert til å dekke hhv. 0,7 og 0,2 km². Disse arealene er såkalte blå skoger (Frigstad, et al., 2021), og har mange økosystemtjenester, og er dermed viktig å bevare (Gundersen, et al., 2017). For å etterleve Naturavtalen som forplikter Norge til å bevare 30 % av representativ natur, vil det være svært gunstig gi bunnområdene i området rundt Drøbak sterkt vern.



Figur 28. Naturtyper ved Drøbak. I dette området er 0,7 km² dominert av sukkertarebunn. Sukkertarebunn finnes ingen andre steder i Indre Oslofjord. Det rosa polygonet viser området som ble kartlagt med drone i 2023 og 2024.

5.2 Dronekartlegging

Fotomateriale fra drone (dronen er vist til venstre i Figur 29) har kartlagt fem områder fra Drøbak og inn til Bunnebotten i september 2023 og 2024. Det ble valgt å besøke de samme områdene to ganger for å kunne sammenligne bildene fra de to årene. Det ble samlet inn data om naturtyper ved befaring, og ved bruk av nøyaktig posisjoneringsutstyr. Dette ble kun gjort i 2023. Disse dataene blir i neste omgang brukt til å tegne polygoner i dronebildene, som viser hvor det er forskjellige naturtyper. Dette kalles annotering, og det er illustrert hvordan dette ser ut i et eksempel til høyre i Figur 29. Neste skritt er å bruke treningsdatasettet fra annoteringen, og bruke statistiske metoder (kalles nå ofte «maskinlæring») til å produsere kart over naturtyper med svært høy oppløsning. Dette arbeidet er ikke helt fullført, og vil fortsette i 2025.



Figur 29. Til venstre vises dronen som ble brukt i kartlegging av naturtyper i fem utvalgte områder i Indre Oslofjord. Bildet er fra Fagerstrand i 2023. Foto: André Staalstrøm. Til høyre vises et eksempel hvor det er gjort annotering.

Med dronen vil det være mulig å bestemme naturtypene med en horisontal oppløsning på < 2 cm – altså mye høyere enn det modellerte naturtypekartet. I Figur 30 er et lite utsnitt av et dronebilde fra Paddehavet vist. Et rødt rektangel viser området det er zoomet inn på i Figur 31.



Figur 30. Her vises et eksempel på detaljgraden som er i dronebildene, hvor et skjær som ligger rett sør for den lille øya Padda (egentlig Skilpadda) er vist.

Satellittbilde



2023



2024

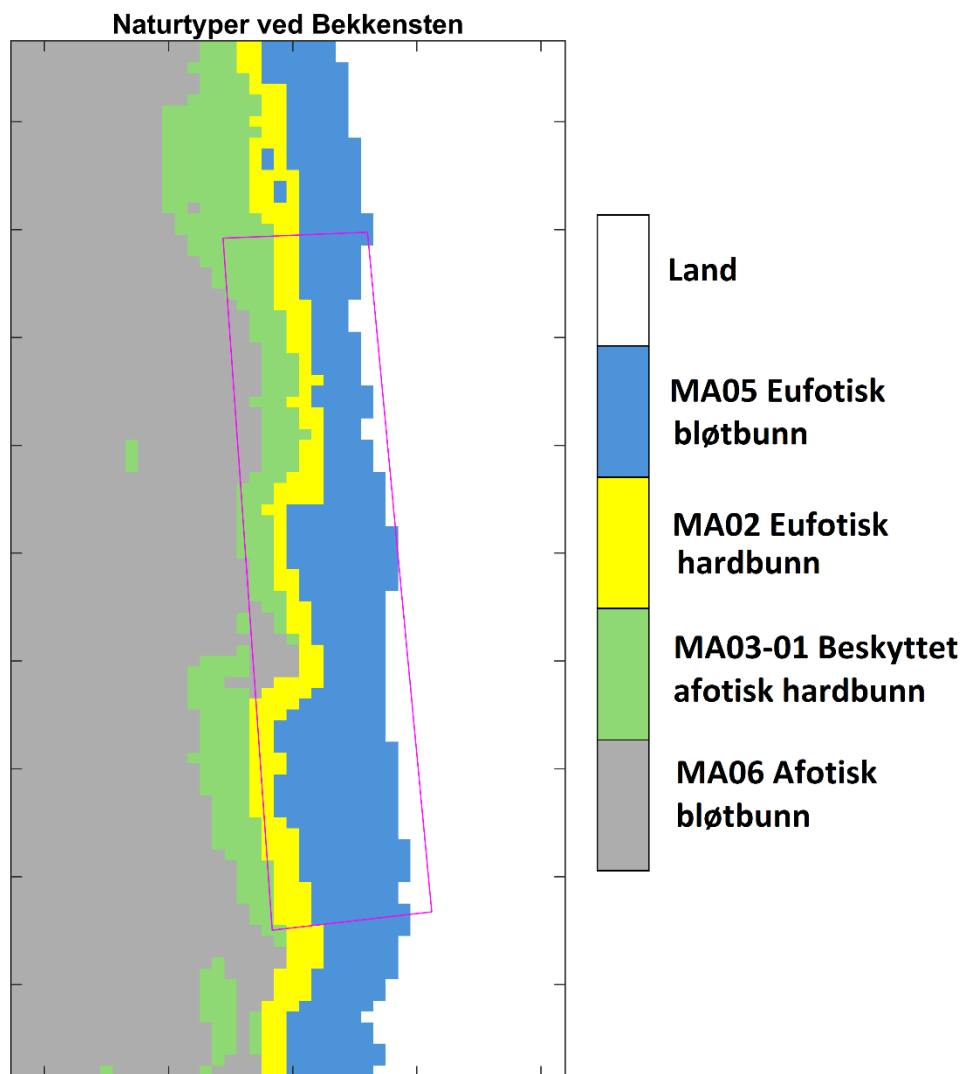


Figur 31. Sammenligning av satellittbilde og dronebilder. Øverst vises satellittbilde av området merket med rød rektangel i Figur 30. I midten vises dronebilde fra 2023, og underst bildet fra 2024.

Ved å sammenligne bildene fra samme område må man ta hensyn til flere faktorer. I 2023 var det brunere vann og vannstanden var høyere. Når dronekartlegging gjøres ved lavvann, vil det være mulig å bedømme hvor grensen for tidevannssonen går. Individuelle klaser med tang kan identifiseres på både bildet fra 2023 og 2024, som gjør at det vil være mulig å se på endring i utbredelse med svært høy oppløsning, gitt at man klarer å identifisere artene/naturtypene med god presisjon. I bildet fra 2024 sees områder med grønne bentiske alger, som ikke var der i 2023. Det kan antas at dette er lurv.

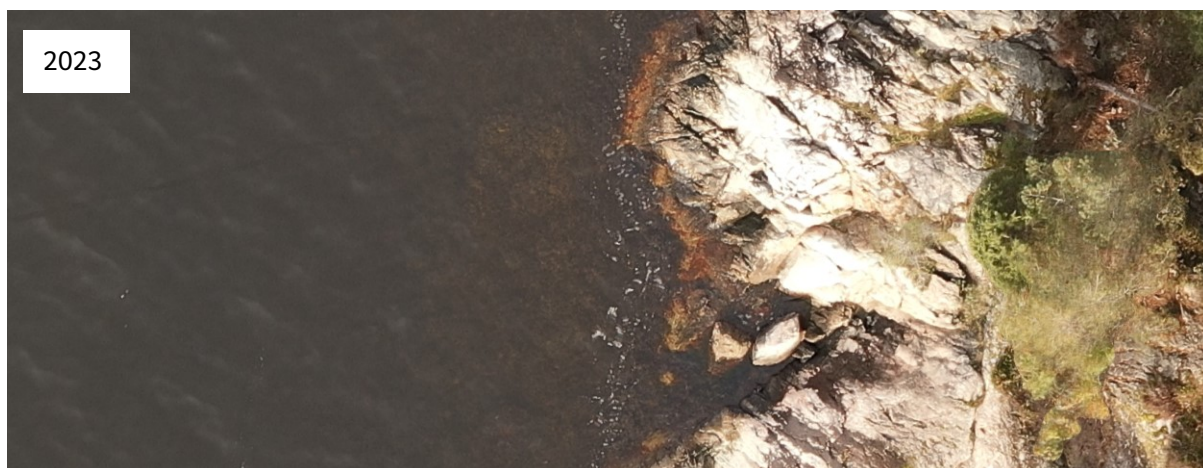
5.3 Sammenligning av modelleringen og dronekartlegging

I Figur 32 vises modellerte naturtyper ved Bekkensten. Det området som ble kartlagt med drone er tegnet inn som et rosa polygon. I figuren er land til høyre, før det er et område med grunn bløtbunn (MA05, mørkeblått). Utenfor der finner man hardbunn, først med tilgang til lys (MA02, gult) og så uten lys (MA03-01, grønt). Utenfor der igjen er det bløtbunn uten tilgang på lys (MA06, grått).



Figur 32. Modellerte naturtyper ved Bekkensten. Det rosa polygon viser det området som ble kartlagt med drone. Rutene i modellen er 10x10 m.

I Figur 33 vises utsnitt av dronebildene fra Bekkensten i 2023 og 2024. I 2023 var det relativt dårlig sikt, men i 2024 syntes bunnen i dypere områder. Når dronebildene er ferdig analysert og det er produsert kart over naturtyper med høy oppløsning, kan dette sammenlignes med modelleringen. Da kan man se om man ser den samme utviklingen fra land, til grunne bløtbunnsområder og til hardbunn. Spesielt modellering av utbredelsen til grunn bløtbunn vil man få validert. Om naturtypekart fra modell og dronebilder ikke samsvarer så kan det vurderes om modellen bør forbedres.



Figur 33. Øverst vises dronebilde fra Bekkensten i 2023 og nederst vises samme område i 2024.

6 Vannkvalitet i vannmassen

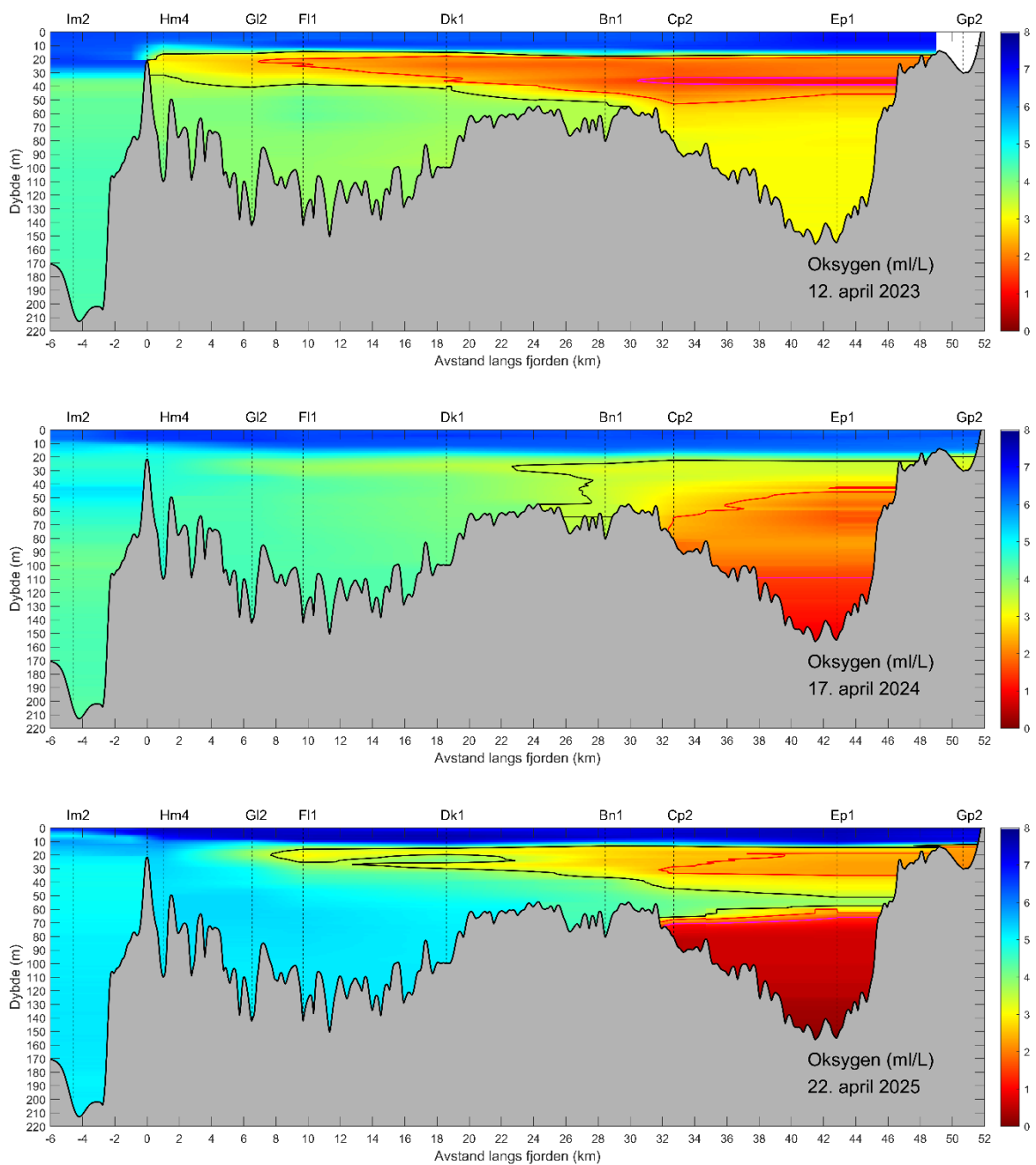
Stasjoner som ble overvåket i 2024 er vist i Figur 1 (høyre side). CTD-sonde ble brukt sammen med vannprøvetaker. CTD er et instrument som måler profiler av saltholdighet, temperatur, oksygen og klorofyll a fluorescens. Hovedtoktene ble utført med hjelp fra FF Trygve Braarud og overflatetoktene, med unntak av januartoktet ble utført med MS Springereren. Vannprøver fra overflaten tas med et 2 m langt rør og er derfor en blandprøve fra 0-2m. På alle stasjoner analyseres overflateprøven for klorofyll a og DOC samt de fire næringssaltene fosfat, nitritt+nitrat, ammonium og silikat. De to parameterne tot-N og tot-P ble hovedsakelig analysert på tokt i sommermånedene (jun.-aug.) og på vinteren. På hovedstasjonene Dk1 Steilene, Ep1 Bunnefjorden og Im2 Elle ble det også analysert for næringssalter og DOC gjennom hele vannsøylen på hovedtoktene. For validering av sensordata ble det også tatt oksygenprøver ved Ep1 Bunnefjorden på hovedtoktene. CTD-målinger fra hver stasjon er presentert i vedlegg A.

6.1 Dypvannsfornyelse

I terskelfjorder kommer det bare inn oksygenrikt vann i bunnvannet under dypvannsfornyelser. I Bunnefjorden var det dypvannsfornyelse i midten av mars 2023, men det var ingen ny utskiftning av bunnvannet i 2024. I Figur 34 vises utviklingen av oksygenforholdene i Indre Oslofjord over en periode på to år. Øverste bildet viser situasjonen rett etter dypvannsfornyelsen i mars 2023, og det var da rikelig med oksygen helt ned til bunn i Bunnefjorden. Oksygenfattig vann som har blitt løftet opp i forbindelse med dypvannsfornyelsen ligger som et belte fra ca. 20-40 m over hele fjorden.

Et år etter, i april 2024 har bunnvannet i Bunnefjorden ligget i ro, og oksygenkonsentrasjonene er veldig lave. Ett år etter det igjen, i april 2025, har det fortsatt ikke vært noen fullstendig dypvannsfornyelse, og vannmassene nær bunnen i Bunnefjorden er nesten helt oksygenfrie.

Et belte av oksygenfattig vann i 20-40 m dyp som brer seg over store deler av fjorden, tyder på at det har vært en delvis fornyelse av dypvannet i Bunnefjorden.

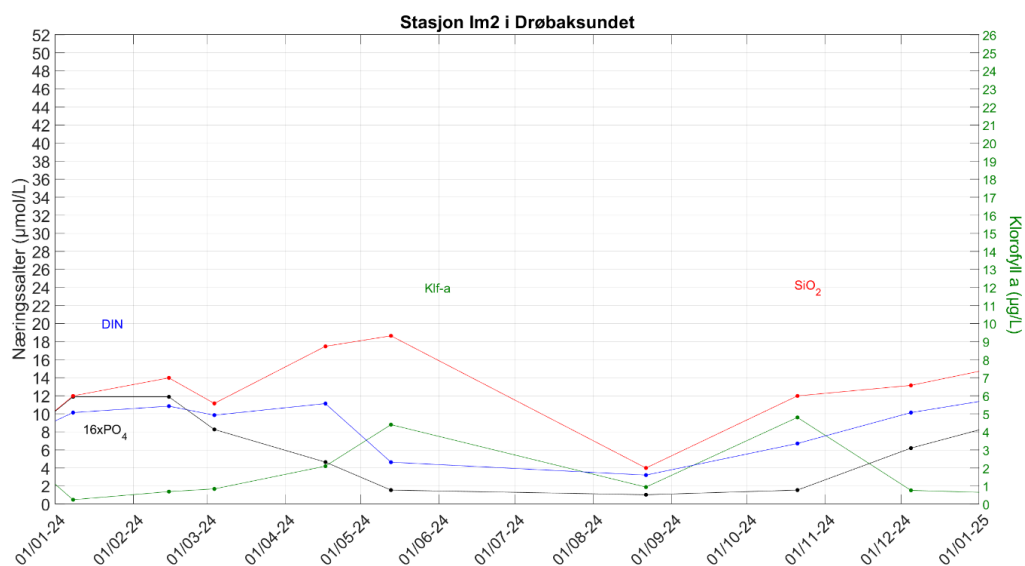


Figur 34. Oksygenforholdene i Indre Oslofjord fra april 2023 til april 2025. Øverst vises forholdene rett etter at det hadde vært dypvannfornyelse i Bunnefjorden. I midten vises forholdene et år etter. Nederst vises oksygenforholdene i april 2025. Fargeskalaen viser konsentrasjon oksygen med enhet ml/L, som går fra blått som er høy verdi, til rødt som er lav verdi.

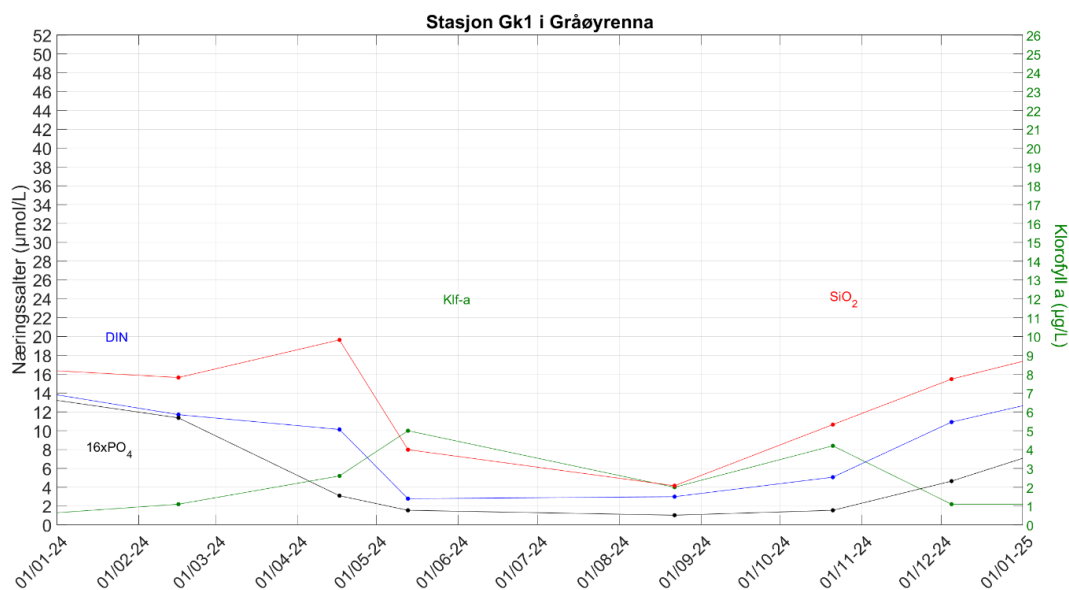
6.2 Utvikling av næringssalter og klorofyll a i 2024

Her ser vi på utviklingen av næringssalter i overflatelaget sammenlignet med klorofyll a målinger. Enheten for næringssalter er i $\mu\text{mol/L}$, slik at det er lettere å sammenligne Redfield-forholdet mellom nitrogen og fosfor som skal ideelt sett være 16:1. Konsentrasjonene av fosfat er ganget med 16, så når kurven for løst uorganisk nitrogen ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3 + \text{NH}_4$) sammenfaller med kurven for løst uorganisk fosfor (PO_4) så er forholdstallet $\text{N:P} = 16$. Når forholdstallet er mindre enn 16 indikerer dette at nitrogen begrenser vekst av planteplankton, og når det er høyere enn 16 indikerer det at det er fosfor som er begrensende.

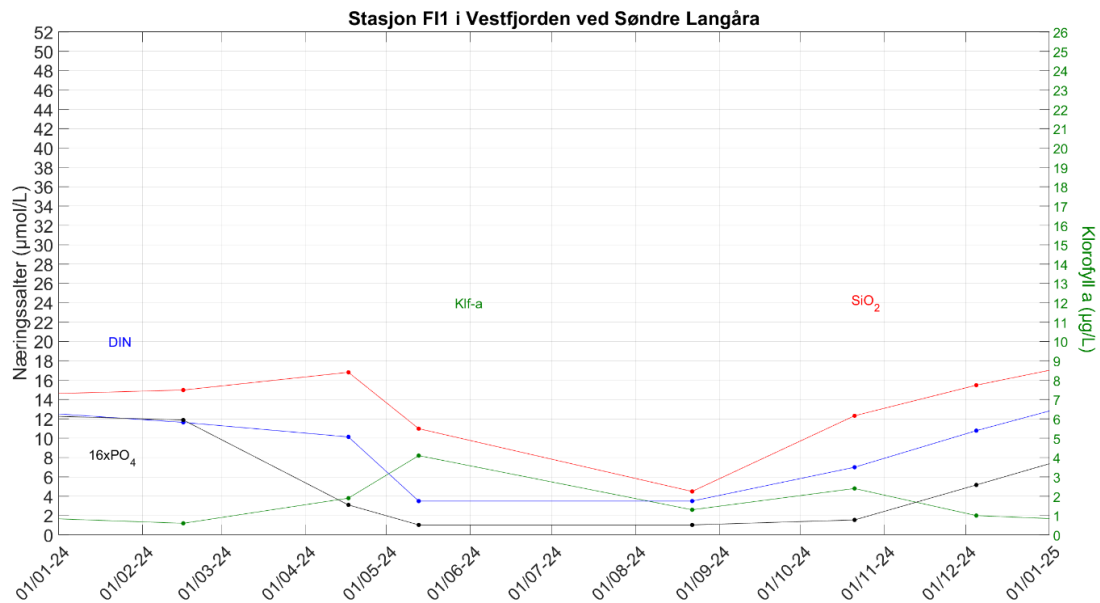
For stasjon Im2, Gk1 og Fl1 er det lite data i sommermånedene, og det er for få målepunkter for å kunne si noe sikkert om hvordan utviklingen er gjennom året (Figur 35-Figur 37).



Figur 35. Nivåer av næringssalter og klorofyll-a ved Im2 Elle i Drøbaksundet.

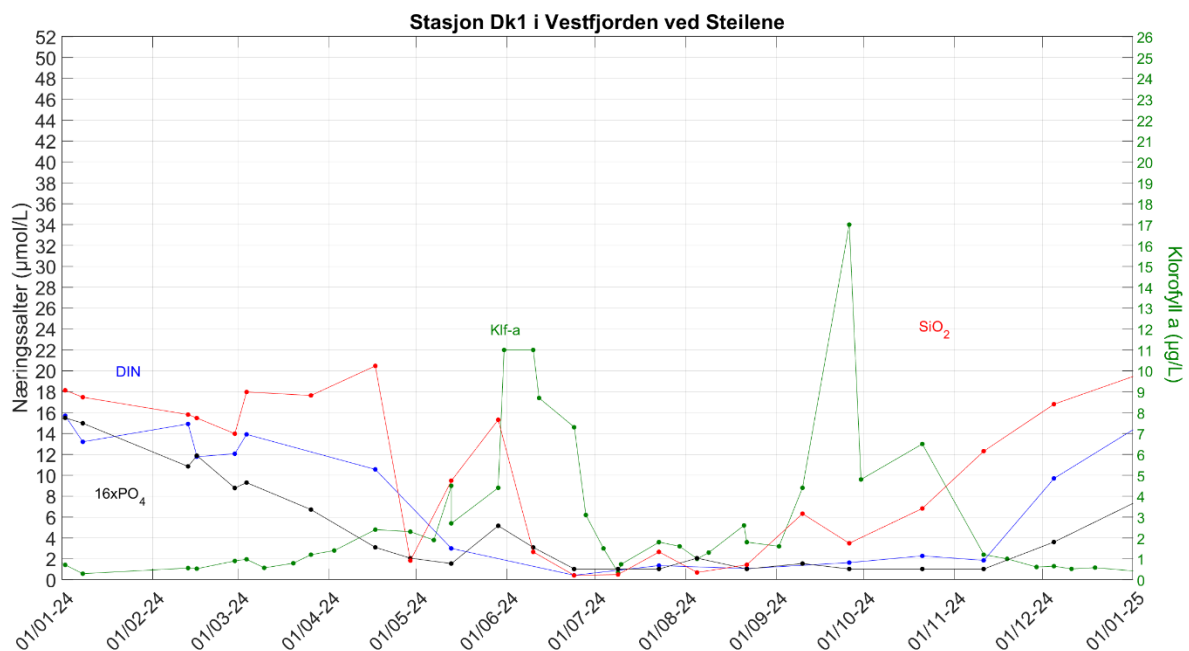


Figur 36. Nivåer av næringssalter og klorofyll-a ved Gk1 Gråøyrenna.



Figur 37. Nivåer av næringssalter og klorofyll-a ved F11 Søndre Langåra.

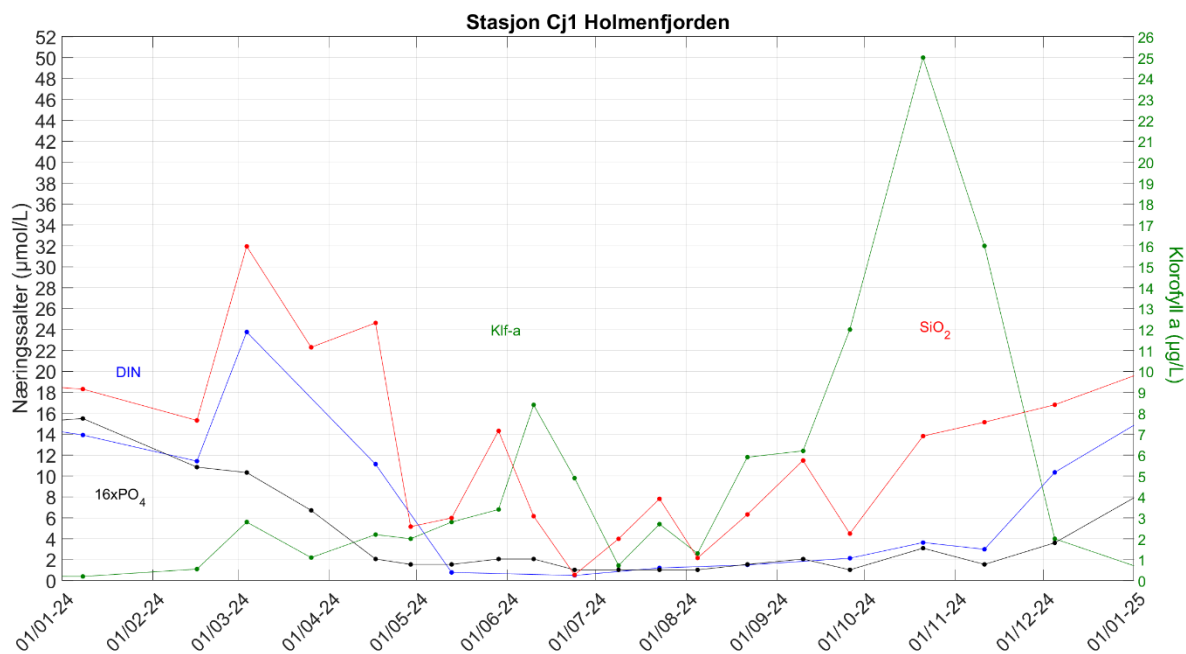
I Figur 38 vises utviklingen av næringssalter ved stasjon Dk1 Steilene. Her er det også tatt med data samlet inn med Ferrybox, og derfor er det veldig mange prøvetakningspunkter sammenlignet med de foregående plottene. Næringssaltene har høye verdier på vinteren, siden det er mindre vekst av planteplankton på denne tiden. Vi skal se nærmere på planteplankton i neste kapittel.



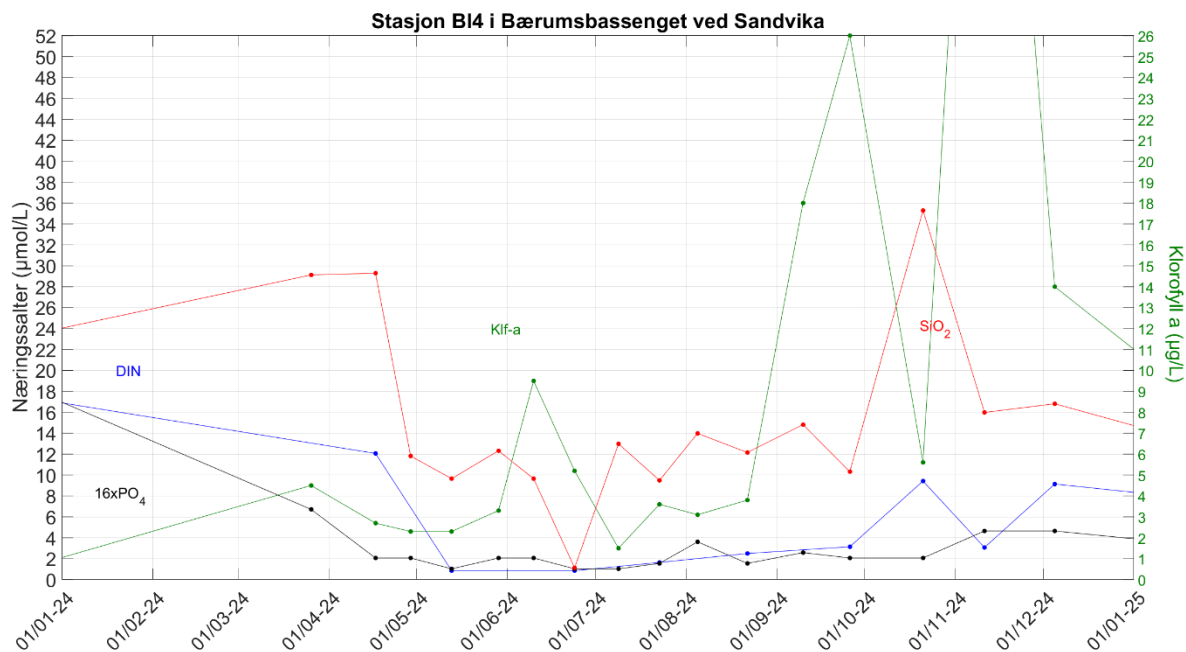
Figur 38. Utvikling av næringssalter og klorofyll-a ved stasjon Dk1 Steilene 2024.

Figur 39 til Figur 46 viser næringssaltutviklingen på stasjon Cj1 i Holmenfjorden, Bl4 i Bærumsbassenget, Bn1 Lysakerfjorden, Aq3 ved Operaen, Ap2 ved Kavringen i Oslos havnebasseng, Cq1 Bekkelagsbassenget,

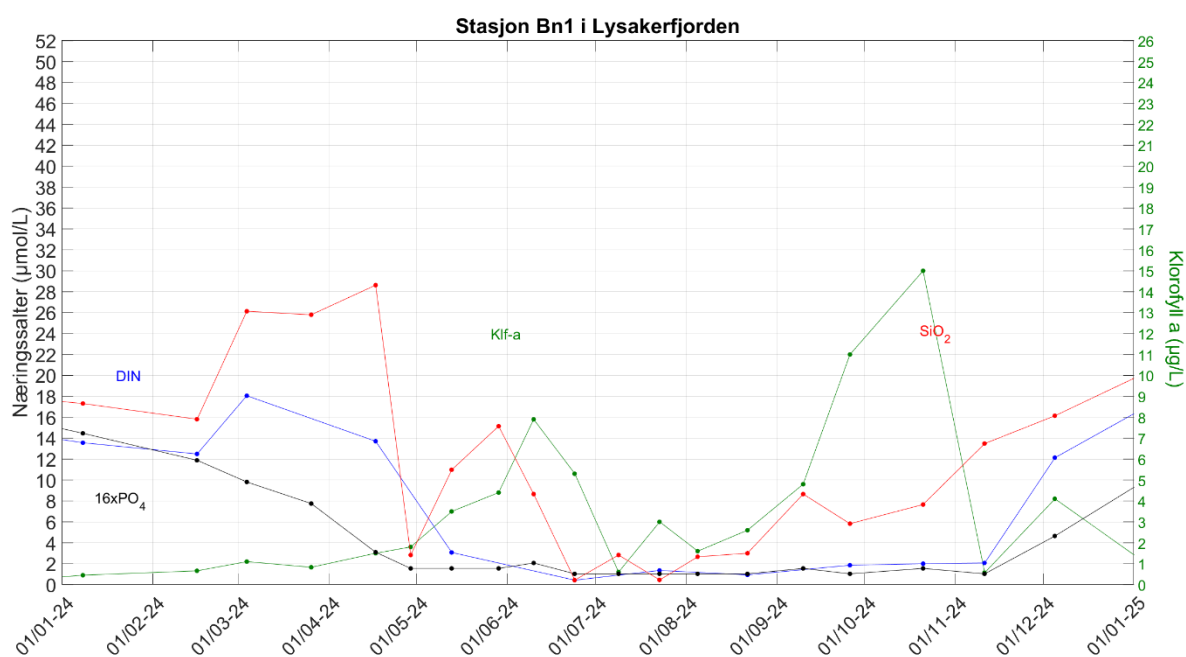
Ep1 i Bunnefjorden og Gp2 i Bunnebotten. Høsten 2024 ble det målt svært høye konsentrasjoner av klorofyll a på mange stasjoner. Det ble målt klorofyll a på 55 µg/L i Bærumsbassenget i november. Den 21. september ble det målt en konsentrasjon av klorofyll a på hele 250 µg/L! Dette skyldes cyanobakterier som stammet fra Årungen (se Figur 47). Denne høye målingen ble ikke inkludert i klassifiseringen, siden algene stammet fra ferskvann.



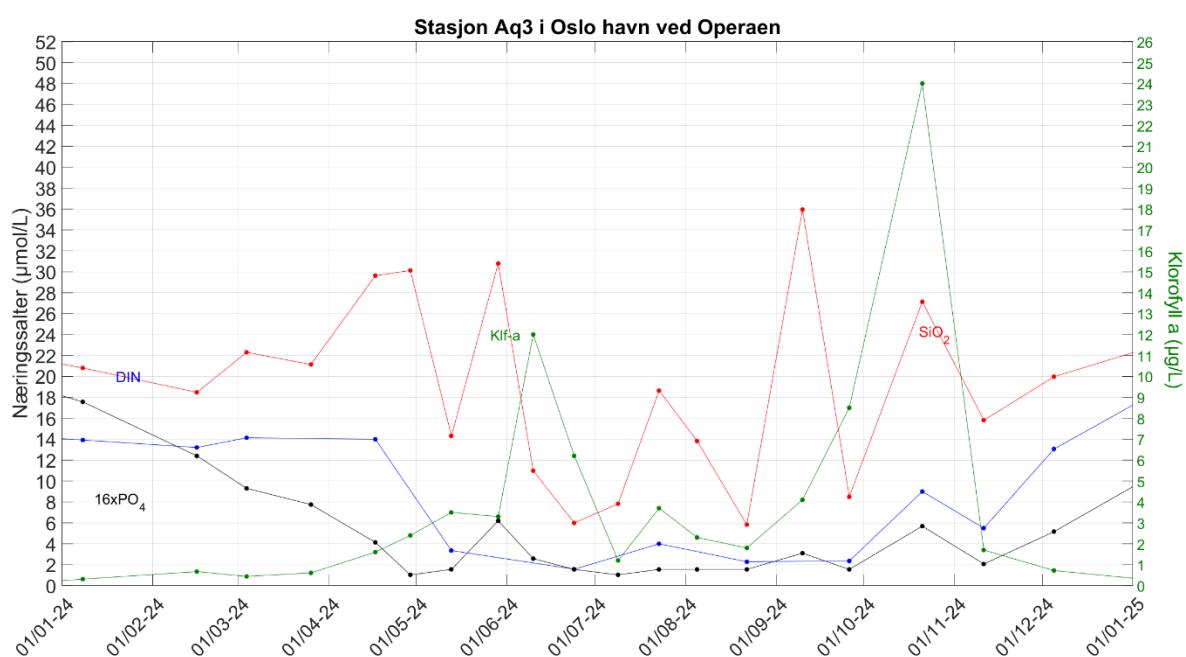
Figur 39. Utvikling av næringssalter og klorofyll-a ved stasjon Cj1 Holmenfjorden i 2024.



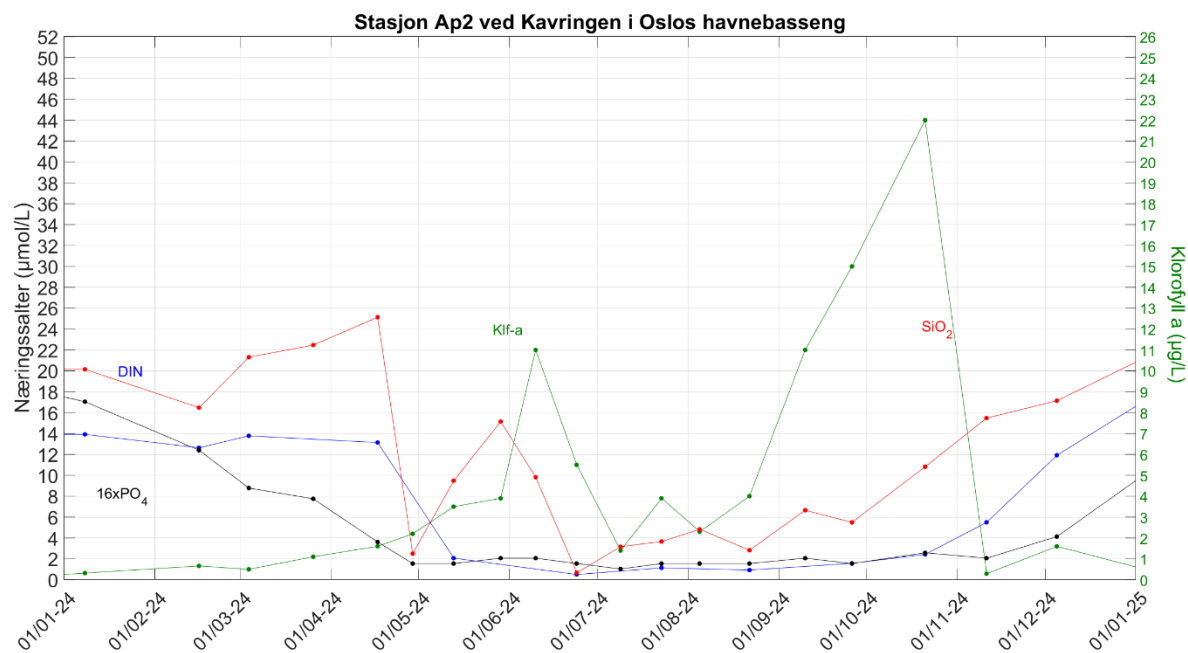
Figur 40. Nivåer av næringssalter og klorofyll-a ved B14-Bærumsbassenget gjennom 2024. I november ble det målt en klorofyll a konsentrasjon på 55 µg/L.



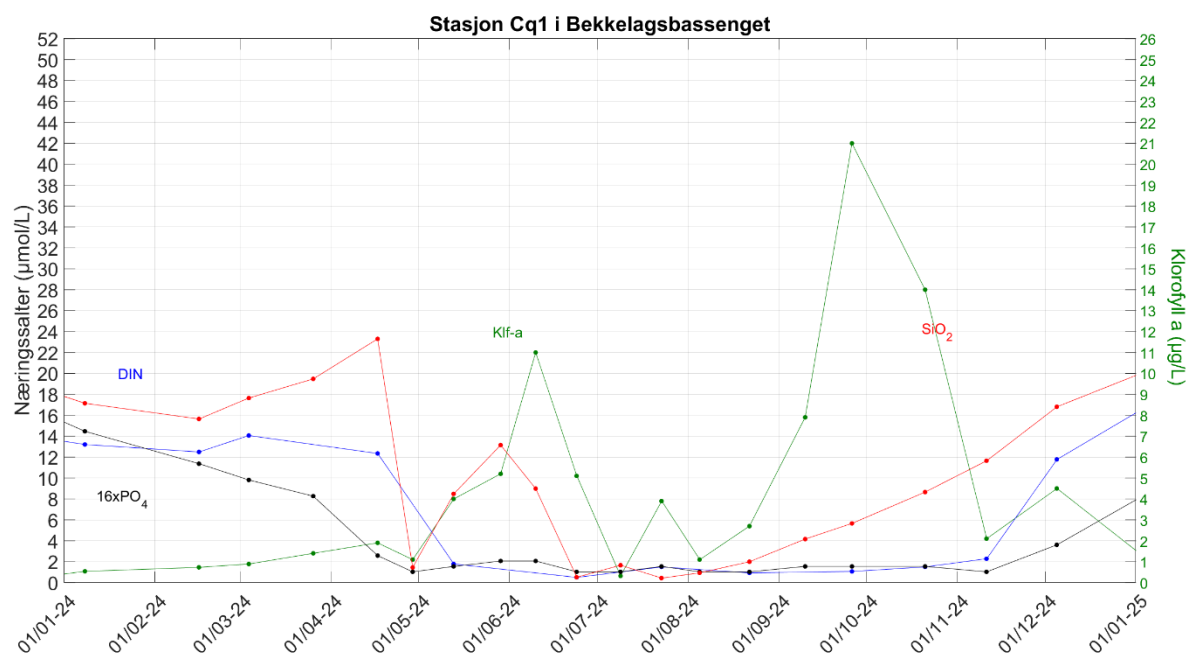
Figur 41. Utvikling av næringssalter og klorofyll-a ved stasjon Bn1 Lysakerfjorden i 2024.



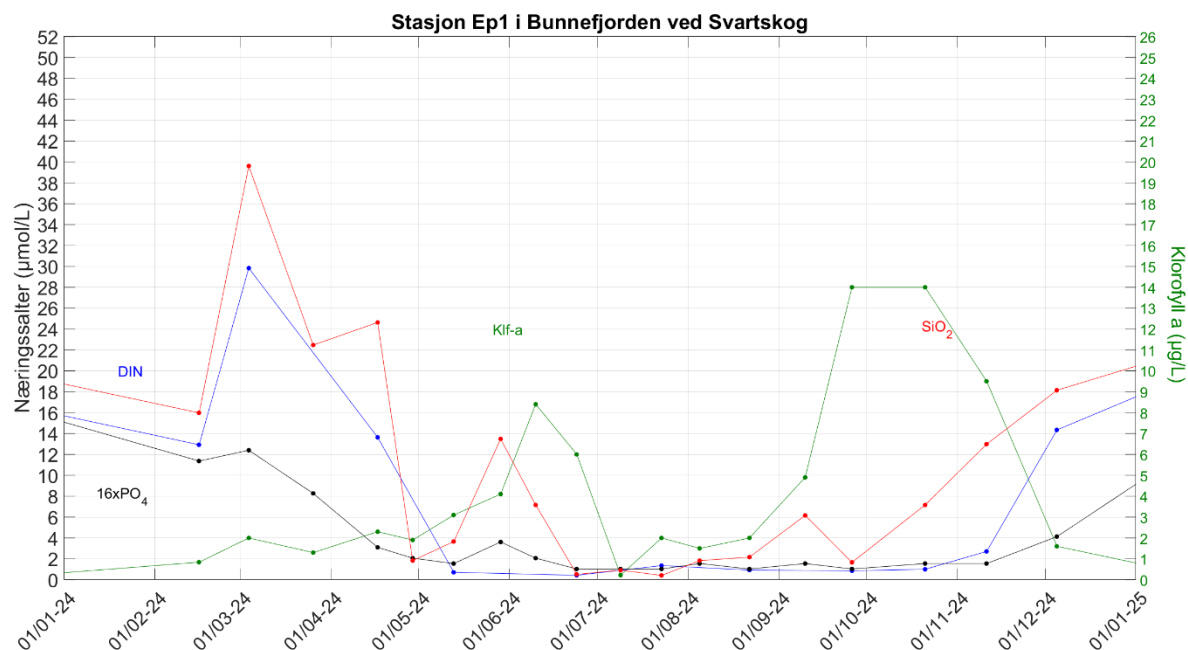
Figur 42. Utvikling av næringssalt- og klorofyll-a nivåer ved stasjon Aq3 Bjørvika gjennom 2023.



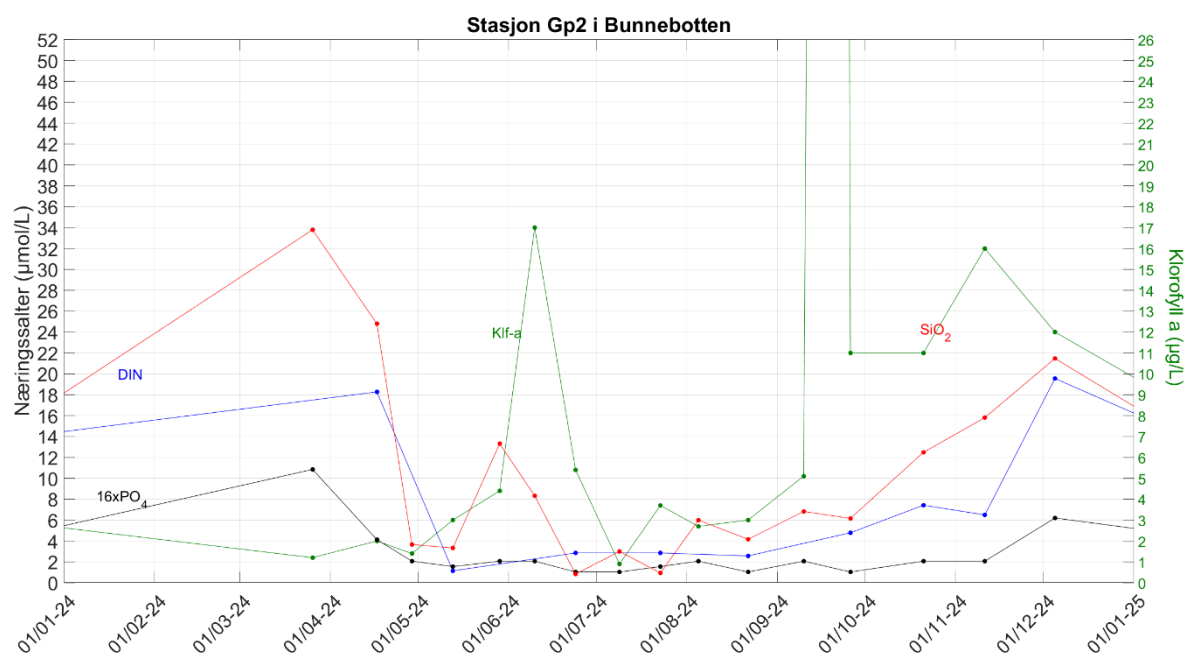
Figur 43. Utvikling av næringssalter og klorofyll-a ved stasjon Ap2 Kavringen gjennom 2023.



Figur 44. Utvikling av næringssalter og klorofyll-a ved stasjon Cq1 Bekkelagsbasseng i 2023.



Figur 45. Utvikling av næringssalter og klorofyll-a ved Ep1 Bunnefjorden gjennom 2023.



Figur 46. Utvikling av næringssalter og klorofyll-a ved Gp2 Bunnebotten gjennom 2024. Den 21. september ble det målt en konsentrasjon av klorofyll a på hele $250 \mu\text{g/L}$.



Figur 47. Bilde fra Årungens utløp i Bunnebotten den 21. september 2025. Det ble målt klorofyll a på 310 $\mu\text{g/L}$ fra vannet rett utenfor brygga som er vist i bildet, og det ble målt 250 mg/L ute i Bunnebotten.

6.3 Siktdyp

Her benyttes metodikk fra Veileder for klassifisering av miljøtilstand i kyst- og ferskvann³². Det er benyttet foreslåtte klassegrenser fra Engesmo et al. (2025). I Tabell 9 vises siktdyp fra alle stasjonene, hvor det er regnet middelverdi for sommeren for alle stasjonene. Siktdypet var veldig bra sommeren 2022 på mange stasjoner, mens det var betydelig dårligere sikt i 2023, og enda lavere klassifisering i 2024. Pga. god sikt i tørkeåret 2022 får stasjonene sentralt i Vestfjorden god klasse for perioden 2022-2024, mens alle de andre stasjonene får klassen «moderat» eller «dårlig».

Tabell 9. Siktdyp midlet (i meter?) for sommermånedene, og klassifisert etter veilederen.

Stasjons-kode	Stasjons-navn	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2022-2024
Ap1	Frognerkilen	3.66	3.79	3.63	4.03	3.97	3.43	3.81
Ap2	Kavringen	3.51	4.35	4.22	4.63	3.99	3.81	4.14
Ap3	Skurven					4.66	3.67	4.16
Aq1	Oslo havn	3.50	4.33	4.60	3.81	3.70	3.43	3.65
Aq2	Hovedøya	3.53	3.83	5.58	4.19	4.16	3.53	3.96
Aq3	Bjørsvika	3.06	4.06	4.27	4.19	3.40	3.36	3.65
Bk1	Sandviksbukta	3.51	3.67	3.98	4.56	3.36	2.82	3.58
Bk2	Sandvikselva	3.04	3.20	4.42	4.36	3.41	2.78	3.52
Bl4	Bærumsbassenget	3.49	3.60	5.08	5.27	4.01	2.90	4.06
Bn1	Lysakerfjorden	4.41	4.90	7.50	6.57	4.93	4.44	5.31
Br1	Paddehavet	3.57	4.46	5.02	4.56	4.49	4.30	4.45
Cj1	Holmenfjorden	4.37	5.38	6.20	6.99	4.98	3.90	5.29
Cp2	Oksval	4.90	7.90		7.00	5.30	5.28	5.86
Cq1	Bekkelagsbassenget	4.15	4.59	5.32	5.80	5.05	4.93	5.26
Dk1	Steilene	4.85	6.15	7.87	8.91	5.21	5.26	6.46
Dm1	Steilene Nord	4.88	6.16	7.28	8.58	5.57	4.90	6.35
Ej1	VEAS	4.64	6.53	7.74	9.06	5.54	4.17	6.26
Ep1	Bunnefjorden	4.05	4.98	5.70	6.62	5.19	5.73	5.84
Fl1	Spro	5.00	10.30		9.25	5.09	4.26	6.20
Gk1	Gråøyrenna	4.50	10.20		9.50	5.31	4.39	6.40
Gl2	Håøya	4.50	7.00	8.00	8.50	4.98	4.11	5.86
Gp2	Bunnebotnen	3.43	3.90	4.14	4.81	3.50	3.95	4.09
Hm4	Oscarsborg	4.00	11.50	6.00	8.00	5.00	3.94	5.65
Im2	Elle	5.10	8.00	7.50	8.75	4.71	3.49	5.65
Hm6/Im3	Drøbak		12.00	5.50	8.25	4.94	3.70	5.63

³² <https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/>

6.4 Klassifisering

I Tabell 10 vises samlet klassifisering for stasjonene i indre Oslofjord. Statistikk for alle parametere er vist i Tabell 11. For klassifisering tar man utgangspunkt i de biologiske kvalitetselementene. Her brukes kun planteplankton som biologisk kvalitetselement. Det er beregnet 90 persentil av klorofyll a for vekstsesong fra februar til oktober, og også for en utvidet vekstsesong (til november) siden vi har sett kraftige oppblomstringer i november de siste årene. Det er benyttet foreslåtte nye klassegrenser fra Engesmo et al. (2025). Planteplankton får klassen «svært god» på tre stasjoner, «god» på fem stasjoner, og «moderat», «dårlig» og «svært dårlig» på en stasjon.

Neste skritt blir å sjekke om støtteparameterne kan trekke tilstanden på de av stasjonene som har «svært god» eller «god» ned en tilstandsklasse. For støtteparameterne på sommeren har tre stasjoner «moderat» tilstand. For støtteparameterne på vinteren har åtte stasjoner «moderat» tilstand. For oksygen har alle stasjoner bortsett fra Im2 i Drøbaksundet «moderat» eller dårligere tilstand. Den verste tilstanden for støtteparameterne på sommer, vinter og for oksygen skal benyttes. Er støtteparameterne «moderat» eller dårligere skal tilstanden trekkes ned en klasse.

Økologisk tilstand i Drøbaksundet blir «svært god». På stasjonene Søndre Langåra og Steilene blir samlet økologisk tilstand «god». På ni av tolv stasjoner blir tilstanden «moderat».

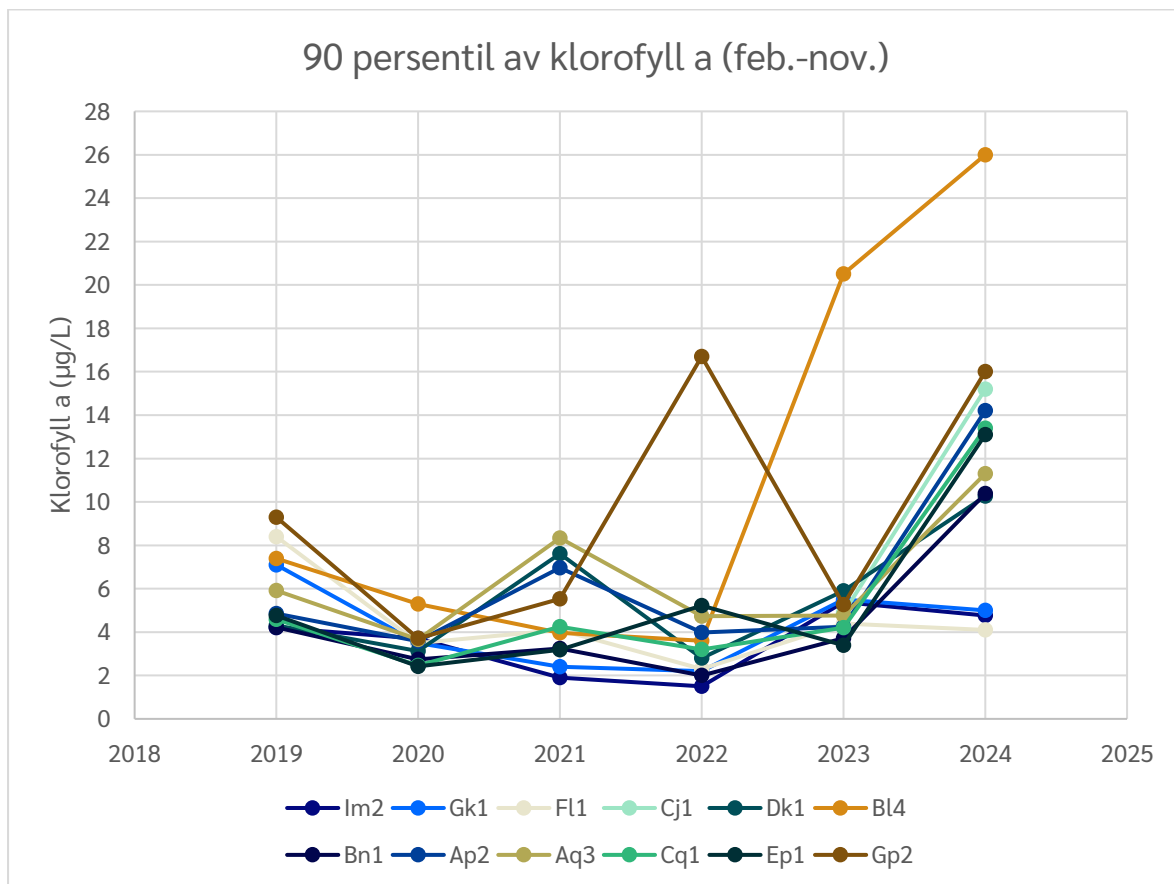
Tabell 10. Samlet klassifisering basert på vannmassene basert på data fra 2022-2024.

Sesong	Parameter	Im2	Gk1	Fl1	Cj1	Dk1	Bl4	Bn1	Ap2	Aq3	Cq1	Ep1	Gp2 S03
Snitt	Klorofyll a	0.84	0.80	0.86	0.48	0.82	0.31	0.78	0.72	0.69	0.72	0.75	0.09
Snitt	Sommer	0.66	0.69	0.69	0.63	0.65	0.55	0.63	0.61	0.56	0.62	0.64	0.51
Snitt	Vinter	0.64	0.62	0.53	0.58	0.62	0.51	0.59	0.52	0.55	0.59	0.60	
Snitt	Oksygen	0.82	0.48	0.50	0.38	0.42	0.01	0.19	0.41	0.37	0.10	0.01	0.43
Samlet	Støttepar.	0.64	0.48	0.50	0.38	0.42	0.01	0.19	0.41	0.37	0.10	0.01	0.43
Samlet	Tilstand	0.84	0.60	0.66	0.48	0.62	0.31	0.58	0.52	0.49	0.52	0.55	0.09

Tabell 11. Klassifisering av stasjonene i indre Oslofjord basert på data fra 2022-2024.

Sesong	Parameter	Im2	Gk1	Fl1	Cj1	Dk1	Bl4	Bn1	Ap2	Aq3	Cq1	Ep1	Gp2 S03
Vekstses. (feb-okt)	Klorofyll a P90 (µg/L)	4.6	5.0	4.1	9.2	4.5	15.6	5.1	5.1	5.8	5.2	5.8	12.2
Vekstses. (feb-nov)	Klorofyll a P90 (µg/L)	4.6	5.0	4.1	11.1	4.5	18.3	5.0	4.8	5.6	5.1	6.0	16.1
Sommer (mai-sep)	Klorofyll a (µg/L)	2.2	2.4	2.2	4.0	2.4	5.5	2.6	3.4	3.3	3.3	2.5	14.5
Sommer (mai-aug)	Total fosfor (µg P/L)	10.5	10.1	10.3	14.6	10.7	14.6	10.5	11.2	12.3	11.5	9.9	15.0
Sommer (mai-aug)	Fosfat (µg P/L)	2.02	2.00	1.83	2.75	2.81	2.97	2.48	2.68	3.66	2.52	2.59	2.98
Sommer (mai-aug)	Total nitrogen (µg N/L)	233	217	212	223	251	326	266	259	282	284	275	393
Sommer (mai-aug)	Nitrat + nitritt (µg N/L)	27.8	12.8	18.8	13.7	10.1	17.2	10.5	9.0	17.9	9.6	10.0	59.9
Sommer (mai-aug)	Ammonium (µg N/L)	9.3	9.1	9.0	10.7	12.5	13.1	12.4	11.3	13.9	10.9	12.9	12.6
Sommer (mai-aug)	Silikat (µg SiO ₂ /L)	439	229	298	349	203	475	247	278	601	211	175	299
Sommer (mai-aug)	DOC (µg C/L)	2667	2733	2867	3106	3104	3428	3232	3036	3232	3184	2908	3305
Sommer (mai-aug)	Siktdyp (m)	5.7	6.4	6.2	5.3	6.5	4.1	5.3	4.1	3.7	5.3	5.8	4.1
Vinter (des-feb)	Total fosfor (µg P/L)	23.9	24.0	25.8	31.0	25.9	32.0	26.7	28.4	29.3	26.8	24.9	
Vinter (des-feb)	Fosfat (µg P/L)	17.6	19.7		24.4		26.0	22.0	24.0	24.9	21.4	19.6	
Vinter (des-feb)	Total nitrogen (µg N/L)	296	317	314	284	320	395	330	342	358	342	354	
Vinter (des-feb)	Nitrat + nitritt (µg N/L)	144	170	164	197	178	180	191	192	202	195	209	
Vinter (des-feb)	Ammonium (µg N/L)	10.6	8.1	44.2	7.0	6.0	19.5	7.9	30.5	10.7	8.2	7.3	
Vinter (des-feb)	Silikat (µg SiO ₂ /L)	810	938	906	1098	942	1160	1016	1078	1204	1049	1050	
Vinter (des-feb)	DOC (µg C/L)	1625	1517	1680	1720	1678	1500	1522	1522	1711	1533	1663	
Hele året	Oksygen (ml/L)	4.8	2.8	2.9	2.3	2.5	0.0	1.3	2.4	2.6	0.7	0.1	2.6
Hele året	Oksygen- metning (%)	71.0	42.0	43.0	35.0	37.0	1.0	20.0	37.0	28.0	10.0	1.0	38.0

I Figur 48 vises beregnet 90 persentil for klorofyll a for hvert år. I 2024 var det svært mye planteplankton på høsten i forhold til tidligere år.



Figur 48. Beregnet 90 persentil for klorofyll a for hvert år. Den svært høye målingen (250 µg/L) fra Gp2 i september er ikke inkludert, siden dette var cyanobakterier som stammet fra Årungen.

7 Planteplankton

Planteplankton er planktoniske organismer som flyter fritt i vannmassene. Som landplantene utfører de fotosyntese ved å absorbere karbondioksid (CO_2) og løste næringssalter fra vannmassene og bruke sollys som energikilde. Planteplankton er basisen i næringskjeden og legger grunnlaget for alt liv i vannmassene langs kysten. Deres vekst er styrt av en rekke faktorer. Blant de viktigste er tilgang på næringssaltene nitrogen og fosfor, samt silikat for gruppen kiselalger. I tillegg vil fysiske forhold som temperatur, lys, sjiktning i vannmassen og annen biologisk aktivitet som beiting, kunne påvirke vekst, sammensetning og mengde (biomasse). Planteplankton går gjennom en naturlig suksesjon i løpet av året med en våroppblomstring tidlig på året. Denne våroppblomstringen skal typisk sett bruke opp næringsstoffene som har akkumulert gjennom vinteren, og for å danne nye oppblomstringer er det nødvendig med ny tilførsel av næring. Derfor kan man generelt si at våroppblomstringen er et naturlig fenomen, mens store sommeroppblomstringer sannsynligvis er eutrofieffekter.

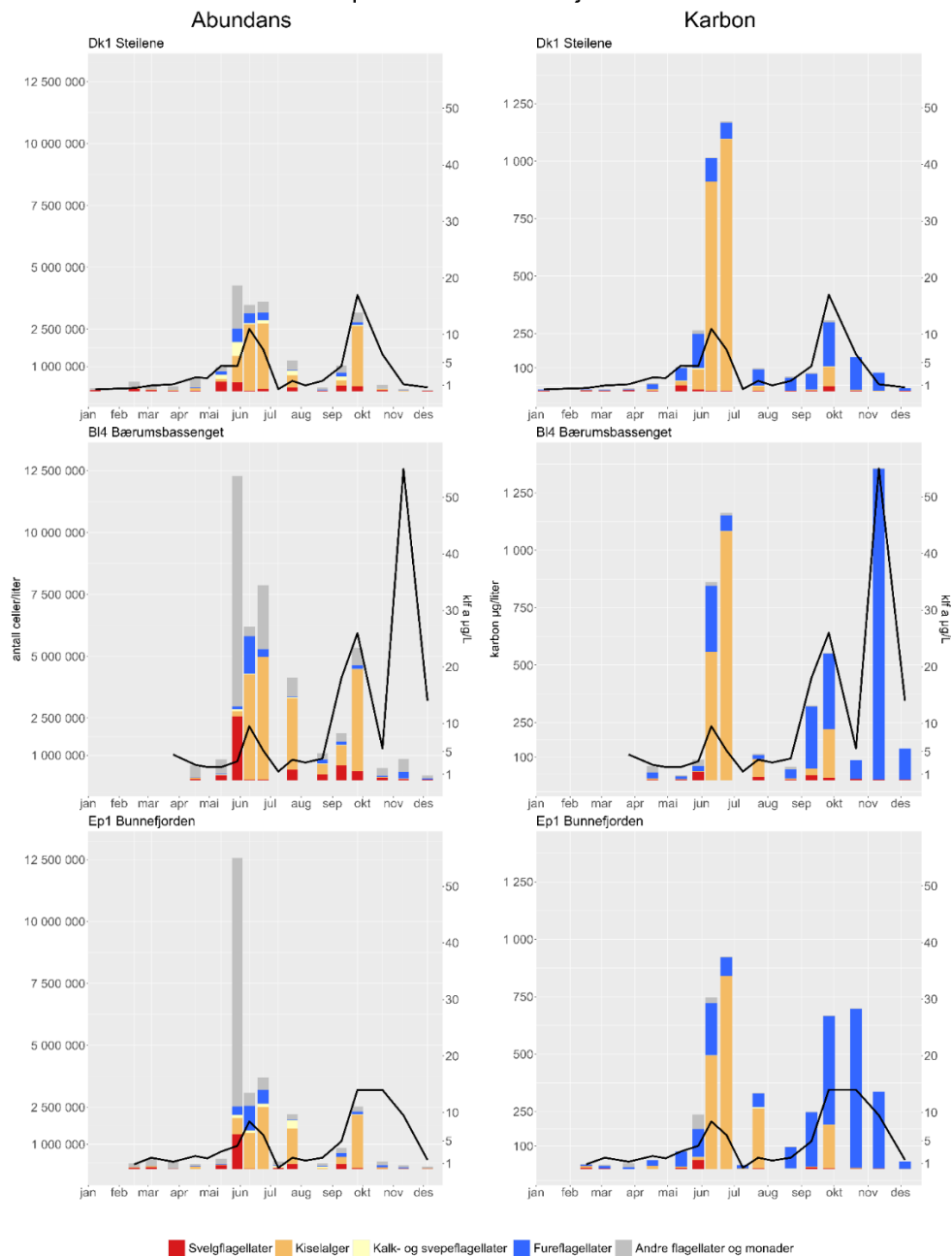
Planteplanktonceller kan dele seg så ofte som en gang i døgnet, noe som gir enormt potensiale for vekst. En celle kan bli til 1000 i løpet av 10 døgn. Denne veksten fortsetter frem til ressursene er oppbrukt, og populasjonen kan da kollapse raskt. På grunn av den raske responsen på næringssalter, samt rask vekst kan planteplanktonsamfunnet variere stort i tid og rom, og store endringer kan komme på kort tid. Dette er et viktig bakteppe for tolkning av planteplanktondataene; prøvene gir øyeblikksbilder og bidrar med lite informasjon om situasjonen mellom prøvetakninger. Derfor er det viktig med høy-frekvens data som kan komplementere overvåkingen, for eksempel fra FerryBox-systemet.

Planteplankton er analysert ved NIVAs planteplanktonlaboratorium i Oslo. Artene ble identifisert i omvendt lysmikroskop (Thronsdén et al. 2003) og kvantifisert i henhold til Utermöhl's metode (Utermöhl 1958), som beskrevet i NS-EN 15972:2011. Biovolum for hver art ble beregnet i henhold til HELCOM 2006 (Olenina 2006) og omregnet til karbonverdier i henhold til Menden-Deuer & Lessards (2000). Det gir en beregnet algekarbonbiomasse for hvert takson som identifiseres. Som taksonomisk referanse ble www.algaebase.org brukt.

7.1 Planteplanktonsamfunnet i 2024

Planteplankton-prøver ble analysert på tre stasjoner i 2024: De to stasjonene inkludert i programmet, Dk1 Steilene og Ep1 Bunnefjorden, samt på Bl4 Bærumsbassenget, finansiert av Bærum kommune. Sammensetningen av planktonsamfunnet og suksesjon av artene var utenom det vanlige i 2024 på alle tre stasjonene med generelt høye celletall og mye karbonbiomasse (Figur 49).

Planteplankton Indre Oslofjord 2024



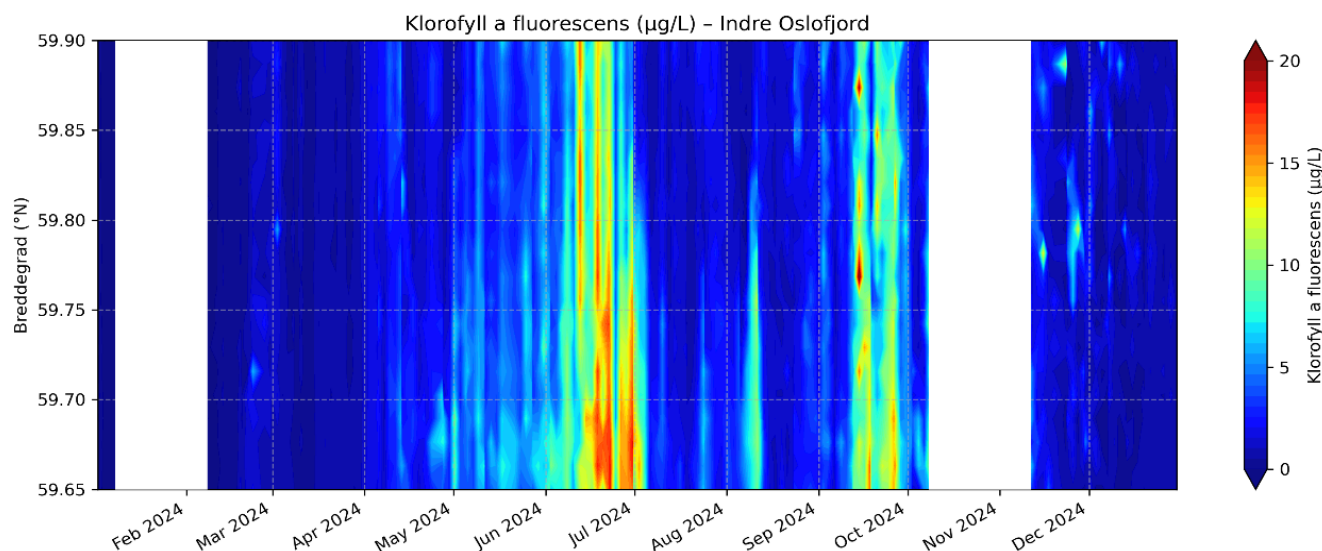
Figur 49. Utvikling av antall celler (stolper til venstre), karbonbiomasse (stolper til høyre) og klorofyll-a (svart linje) over tid ved 2 m dyp for stasjonene Dk1 Steilene, B14 Bærumsbassenget og Ep1 Bunnefjorden i 2024.

I 2024 ble det ikke registrert en klassisk våroppblomstring. Derimot ble det observert en stor oppblomstring på alle stasjonene fra slutten av mai til starten av juli. I denne tiden bestod algesamfunnet hovedsakelig av høye celletall fra kiselalgene *Cerataulina pelagica*, *Dactyliosolen fragilissimus*, *Chaetoceros thronsdonii*, fureflagellaten *Prorocentrum cordatum* og ubestemte svelgflagellater, der spesielt de to førstnevnte artene bidro med mye karbonbiomasse. Denne oppblomstringen ble etterfulgt av en økt forekomst av kiselalgeslekten *Pseudo-nitzschia*. I slutten av september ble det registrert en ny oppblomstring, denne gangen bestående av kiselalgene *Chaetoceros socialis* og *Leptocylindrus danicus* sammen med den store fureflagellaten *Triplos furca*, som bidro med mye karbonbiomasse.

Planteplanktonsamfunnet ved Dk1, Bl4 og Ep1 gjennomgå i mer detalj under.

7.1.1. Stasjon Dk1 – Vestfjorden ved Steilene

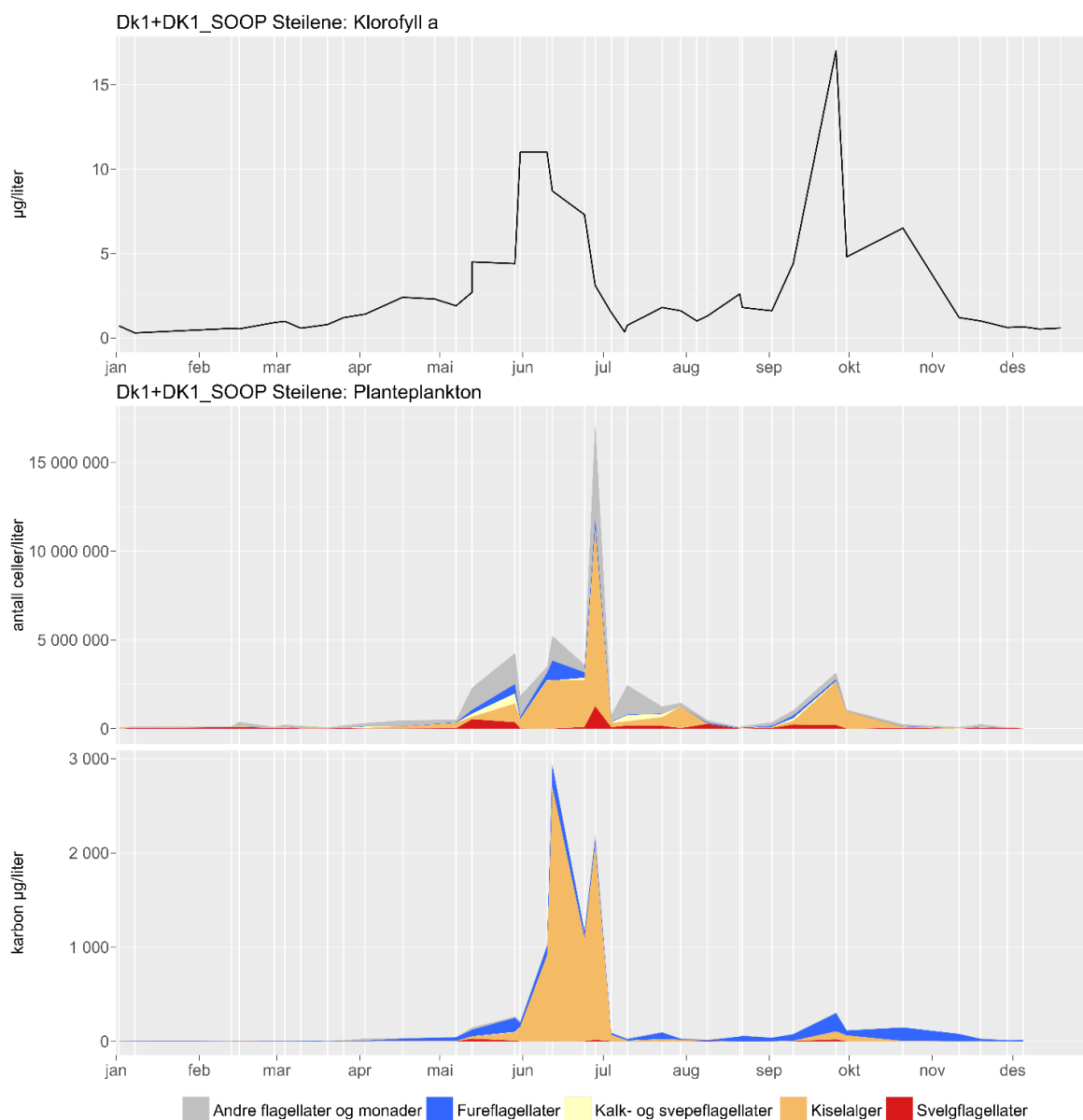
I perioden januar til mars var det lite alger i vannet. Klorofyll-a konsentrasjon i Vestfjorden i 2024 (Figur 50), målt med kontinuerlige sensormålinger på MS Color Fantasy FerryBox av klorofyll-a fluorescens, viser kun en svak våroppblomstring i slutten av mars. Det var tidlig om sommeren den kraftigste blomstringen oppsto, hovedsakelig forårsaket av de store kiselalgene *Cerataulina pelagica* og *Dactyliosolen fragilissimus* som førte til årets høyeste celletall (< 17 mill. celler/L) og karbonbiomasse (< 3 mg C/L) ved stasjonen (Figur 51). Denne oppblomstringen kollapset i starten av juli.



Figur 50. FerryBox klorofyll-a fluorescens for 2024 mellom Drøbak (59,65 °N) og Oslo (59,90 °N). Stasjon Dk1 er på breddegrad 59,84 °N. De hvite områdene mangler sensordata og skyldes at skipet var i dokk i januar og begynnelsen av februar og sensorfeil en periode i oktober-november.

De høyeste klorofyll a verdiene (17 µg/L) som ble registrert på stasjon Dk1 var i slutten av september der det ble observert mange forskjellige arter av kiselalgeslekten *Chaetoceros* og arten *Leptocylindrus danicus*. Det ble ikke observert en like stor oppblomstring av fureflagellaten *Tripes furca* i Vestfjorden som i Bærumsbassenget, men økt forekomst av denne arten og andre *Tripes* arter ble registrert fra slutten av september til november. Ettersom dette er store arter, bidrar disse med mye karbonbiomasse selv ved forholdsvis lave celletall. FerryBox-data bekrefter oppblomstringen og viser økte verdier for klorofyll-a-fluorescens i andre halvdel av november (Figur 50). Grunnet feil med pumpen (på grunn av kraftig blåskjellbegroing) i oktober-november ble data fra denne perioden fjernet ved kvalitetssikring av fluorescens-data. Fra om med desember var det lite alger i vannet igjen.

Generelt er kiselalgene den dominerende gruppen av planteplankton i både celletall og biomasse ved stasjonen, selv om det er stor diversitet i prøvene og mange andre klasser er også representert i høyt antall. Det er verdt å nevne at det også er meget høye silikat-konsentrasjoner i hele Oslofjorden, noe som kan være en bidragende faktor til at kiselalgene er så dominerende.



Figur 51. Planteplanktonsamfunnet ved stasjon Dk1 Steilene i 2024, basert på biologiske analyser fra både hovedprogrammet og FerryBox-innsamling. Øverst vises mengden målt klorofyll-a i µg per liter vann. De to nederste panelene viser resultater fra de biologiske analysene som celler per liter (i midten) og biomasse i kalkulert cellekarbon oppgitt som µg per liter (nederst).

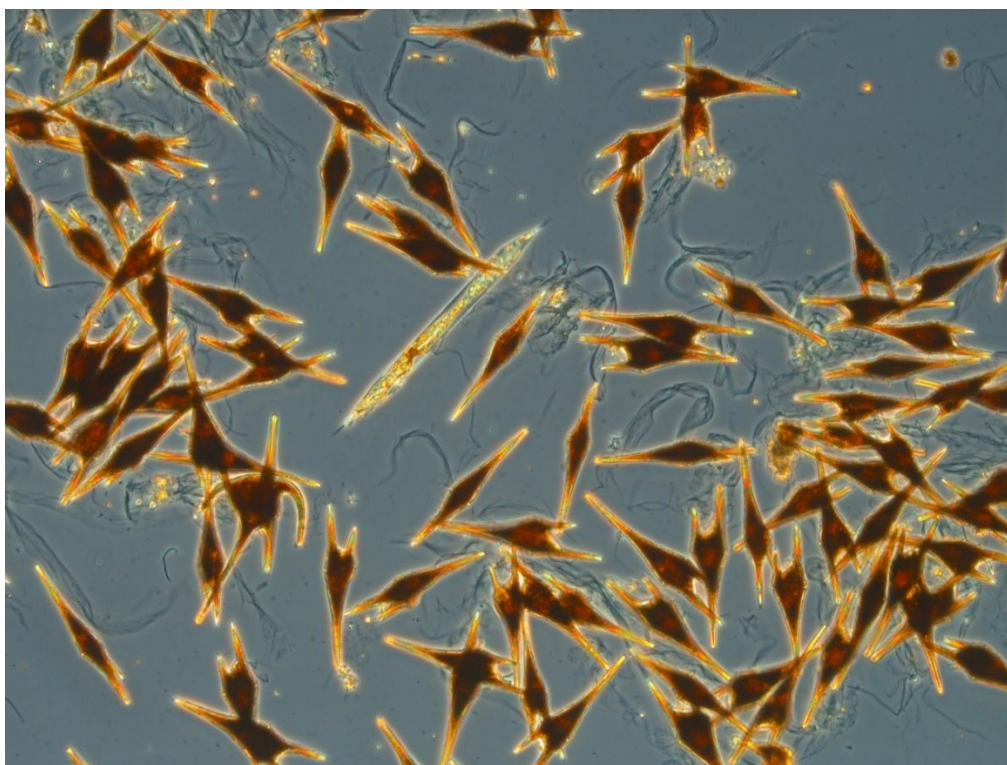
7.1.2. Stasjon BL4 – Bærumsbassenget

Det lå is i Bærumsbassenget frem til om lag midten av mars. Ved prøvetakningen 26 mars var det allerede 4,5 µg/L klorofyll-a på stasjonen, og det ble målt vedvarende høye klorofyll-a mengder gjennom året. Kun en måling i 2024 var under 2 µg/L klorofyll-a. De første biologiske planteplanktonprøvene ble samlet 17. april 2024.

I slutten av mai ble det registrert en stor forekomst av små, ubestemte flagellater (< 5 µm) og av små svelgflagellater (<10 µm) med nesten 12,5 millioner celler per liter (Figur 53). Ettersom dette er små celler, bidrar disse ikke med store mengder karbonbiomasse, men slike høye forekomster er likevel nevneverdig. Ved neste måling, hadde forsommer-oppblomstringen startet opp med kiselalgene

Cerataulina pelagica, *Dactyliosolen fragilissimus*, *Chaetoceros thronsdonii*, *Cyclotella choctawhatcheana* og fureflagellaten *Prorocentrum cordatum* samt mange små ubestemte flagellater (< 5 µm) i juni og juli. I denne perioden ble det målt nesten 6 millioner celler per liter (10. juni 2024) og nesten 1,2 mg karbon per liter (24. juni 2024).

I slutten av juli var det i tillegg kiselalgen *Pseudo-nitzschia* som bidro til å holde antall celler høyt. Om sensommeren var det forholdsvis få alger i vannet før det kom en ny oppblomstring i september der kiselalgene *Chaetoceros* og *Leptocylindrus danicus* var tallrike. I tillegg begynte forekomsten av den store fureflagellaten *Tripes furca* å øke. Denne hadde en svært spesiell oppblomstring i år der den var tallrik fra starten av september til starten av desember med en uvanlig høy forekomst i november (260.000 celler/L og 1,3 mg C/L; Figur 52) der klorofyll a ble målt til 55 µg/L. Forekomst av store *Tripes* arter er vanlig om høsten, men det er sjeldent at disse blomstrer opp i slike mengder og har en så høy forekomst så sent som i november og desember.



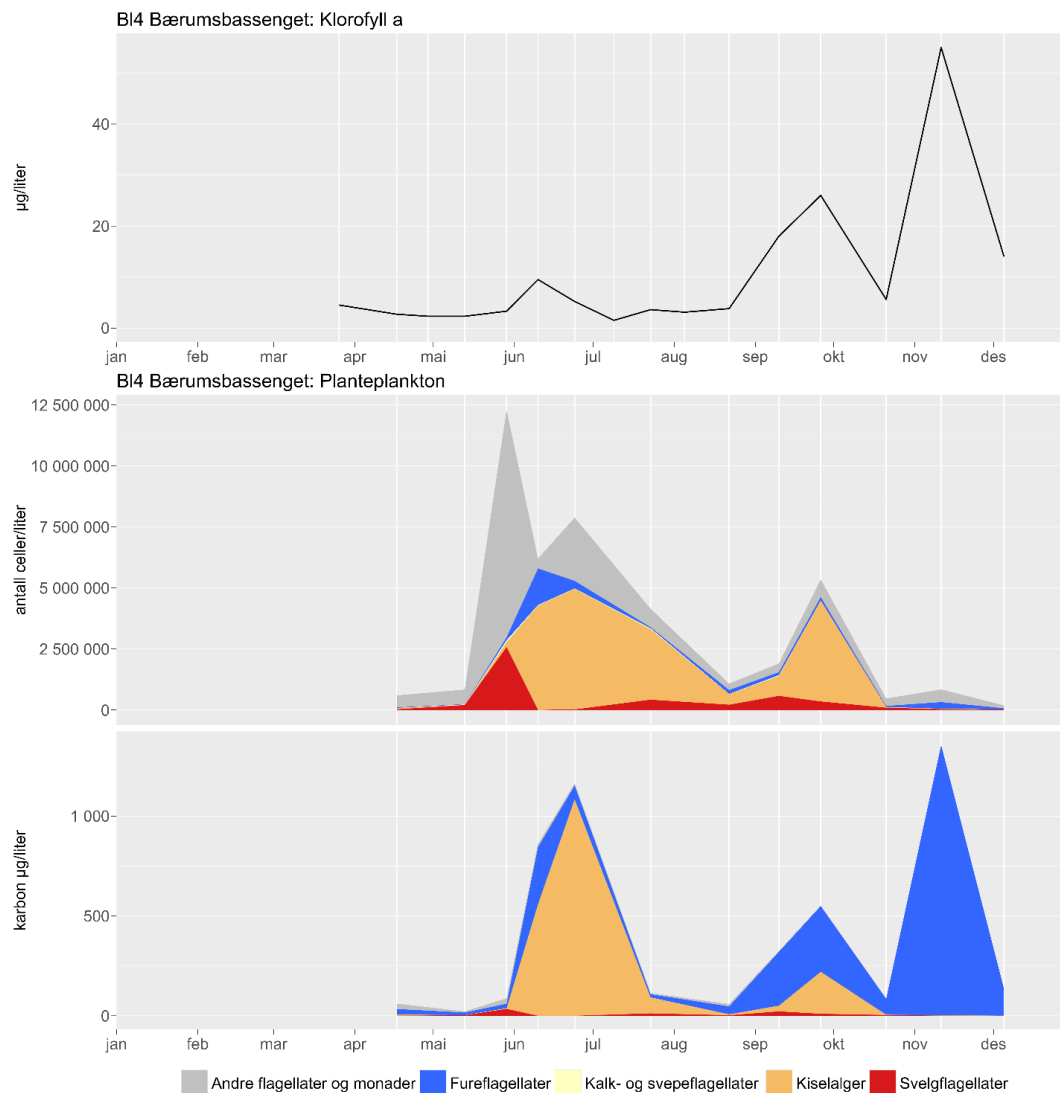
Figur 52. Oppblomstring av *Tripes furca* (< 250.000 celler/L) i Bærumsbassenget 11. november 2024.

En forklaring på de høye forekomstene i Bærumsbassenget er de hydromorfologiske³³ forholdene, med ferskvannstilførsel innenfor en rekke øyer med trange åpninger. Næringssalter kan dermed akkumulere i området, noe som kan være årsaken til at fureflagellaten *Tripes furca* kunne bruke disse til denne uvanlige oppblomstringen.

Planteplanktonsamfunnet på BL4 Bærumsbassenget viser noen likhetstrekk med samfunnet fra både Dk1 Steilene og Ep1 Bunnefjorden. På forsommeren lignet sammensetningen av taksonomiske grupper i Bærumsbassenget mest planktonsamfunnet i Bunnefjorden, mens den på sensommeren og høsten

³³ De hydromorfologiske forholdene er definert litt poetisk som den fysiske scenen hvor det biologiske livet utspiller seg. Begrepet inkluderer blant annet kystlinjens form, bunntopografi, ferskvannstilførsel, saltholdighet, vannstandsendringer og naturtyper som danner biologiske strukturer.

utviklet seg separat. Med unntak av oppblomstringen på senhøsten, var det også kiselalgene som var den dominante gruppen på BL4 men større innslag av andre klasser enn ved Dk1.



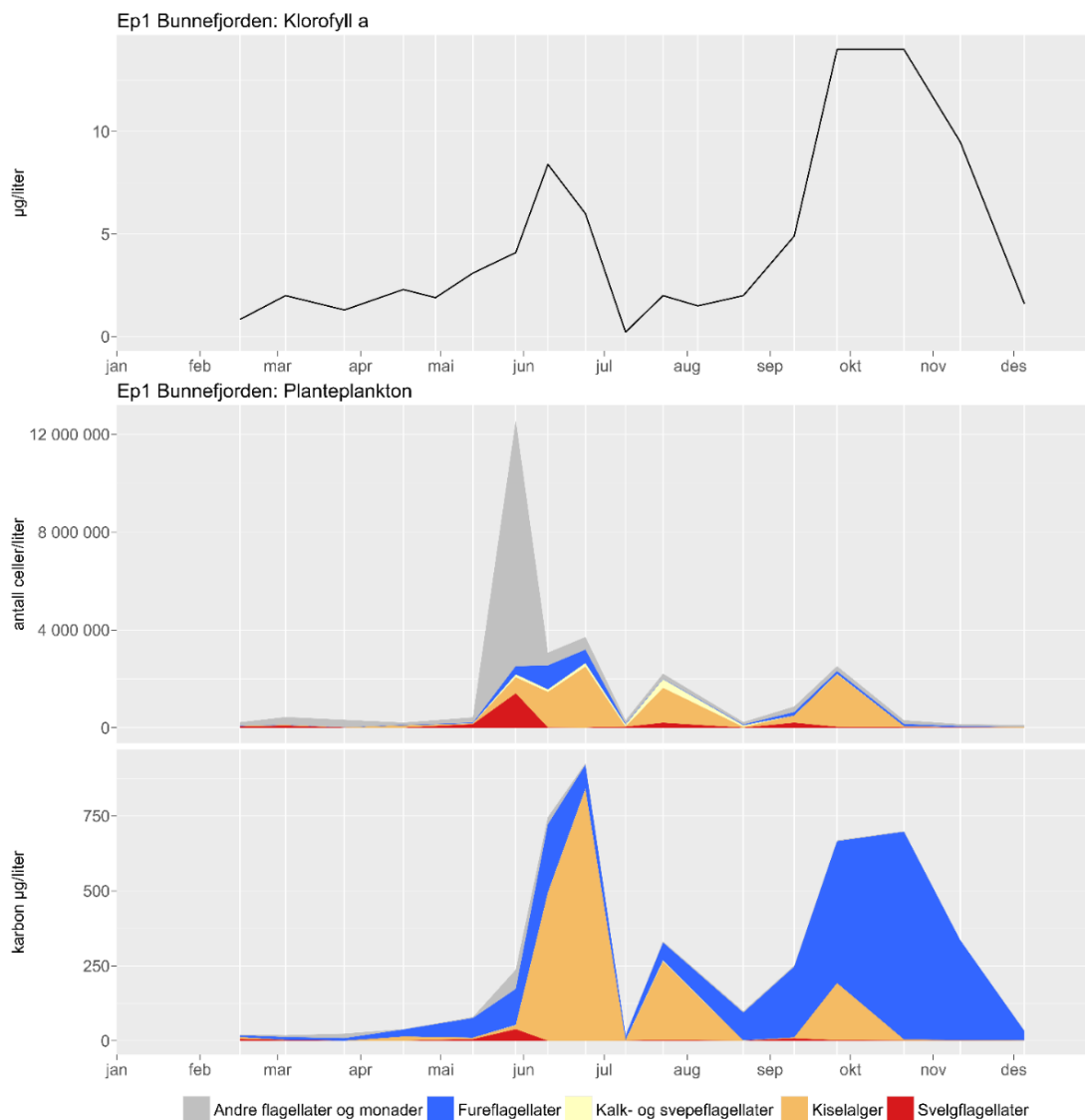
Figur 53. Planteplanktonsamunnet ved stasjon BL4 Bærumsbassenget i 2024. Øverst vises mengden målt klorofyll-a i µg per liter vann. De to nederste panelene viser resultater fra de biologiske analysene som celler per liter (i midten) og biomasse i kalkulert cellekarbon oppgitt som µg per liter (nederst).

7.1.3. Stasjon Ep1 – Bunnefjorden

Stasjon Ep1 ligger sentralt i Bunnefjorden. I 2024 ble de første prøvene tatt i midten av februar ettersom stasjonen var dekket med is i januar. Det var lite alger i vannet frem til mai og en typisk våroppblomstring ble ikke registrert i planktonprøvene (Figur 54). I mai ble det observert en liten forekomst av den store fureflagellaten *Tripos muelleri* som bidro til økt karbonbiomasse. I slutten av mai ble det også her registrert en stor forekomst av små, ubestemte flagellater (< 5 µm) og av små svelgflagellater (<10 µm) med over 12 millioner celler per liter. Oppblomstringen av kiselalgene *Cerataulina pelagica* og *Dactyliosolen fragilissimus* samt fureflagellaten *Prorocentrum cordatum* i juni var mindre utpreget enn i Vestfjorden og Bærumsbassenget, men førte likevel til målt karbonbiomasse på over 800 µg C/L. I første halvdel av juli var det svært lite alger i vannet før kiselalger fra *Pseudo-nitzschia seriata*-gruppen sammen med svepeflagellaten *Chrysochromulina* ble tallrike i andre halvdel. Årets klorofyll a maksimum ble målt

i slutten av september og oktober med 14 $\mu\text{g/L}$ (Figur 54). På dette tidspunktet fant vi at kiselalgene *Chaetoceros socialis* og *Leptocylindrus danicus* var svært tallrike, samtidig som også her fureflagellatslekten *Tripos* hadde tett forekomst. Arten *Tripos furca* var det mest av og denne bidro sammen med andre arter til en samlet karbonbiomasse på nesten 700 $\mu\text{g C/L}$ i andre halvdel av oktober. Oppblomstringen var dermed av mindre karakter enn i Bærumsbassenget, men likevel av uvanlig omfang. I desember hadde denne oppblomstringen imidlertid kollapset igjen i Bunnefjorden, mens den fortsatte i Bærumsbassenget.

Planktonsamfunnet i Bunnefjorden har en del likheter med tilleggsstasjonen i Bærumsbassenget, men førsommer-oppblomstringen var av mindre omfang enn på Bl4. Det ble funnet flere ferskvannsarter ved Ep1 enn ved de andre to stasjonene.



Figur 54. Planteplanktonsamfunnet ved stasjon Ep1 Bunnefjorden i 2024. Øverst vises mengden målt klorofyll-a i μg per liter vann. De to nederste panelene viser resultater fra de biologiske analysene som celler per liter (i midten) og biomasse i kalkulert cellekarbon oppgitt som μg per liter (nederst).

8 Dyreplankton

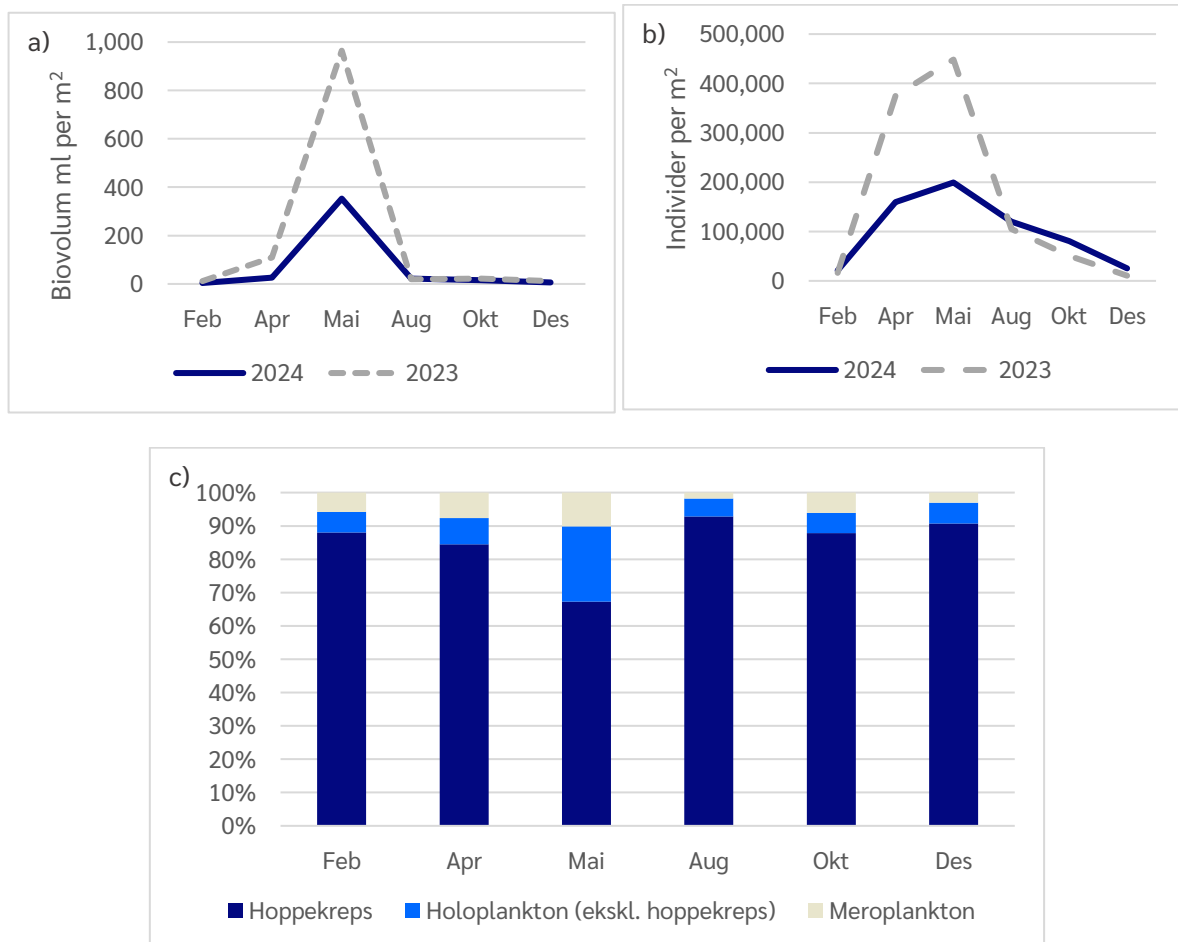
I 2024 ble dyreplankton samlet inn på stasjon Dk1 Steilene i Indre Oslofjord i totalt seks måneder: februar, april, mai, august, oktober og desember. Metodikk for innsamling av prøver tilsvarende som benyttes i Økokyst overvåkningsprogrammene, der det foretas et håvtrekk fra dypeste dyp (3 meter over bunnen) og opp til overflaten med en hastighet på 0,5 m/s. Det ble benyttet en planktonhåv (WP II-håv) med maskevidde 180 µm og åpningsdiameter på 56 cm (0,25 m²) som er effektiv for prøvetaking av planktonorganismer mellom 200 og 2000 µm (mesozooplankton). Dyreplanktonsamfunnet langs kysten har ofte store sesongmessige innslag av larvestadier til bunndyr. Disse kan være en viktig komponent i næringsnettet samtidig som deres tilstedeværelse i vannsøylen også er tett knyttet med temperatur. Derfor har vi også valgt å dele dyreplanktonsamfunnet i to hovedkomponenter; meroplankton (organismer som kun lever deler av livet sitt i vannsøyla som f.eks. larvestadiene til bunndyr) og holoplankton (organismer som lever hele livet sitt i vannsøyla). Hoppekreps er en viktig økologisk gruppe, og utgjør en stor del av holoplankton. Holoplankton er derfor delt inn i to grupper; hoppekreps og andre holoplankton (uten hoppekreps).

I både august og oktober utgjorde vannloppen *Penilia avirostris* 0,3 % av det totale antallet individer i dyreplanktonsamfunnet på Dk1 Steilene. Arten *P. avirostris* er definert som potensielt høy risiko på fremmedartslisten, med stort invasjonspotensiale, men ingen kjente økologiske effekter (Artsdatabanken, 2023). *Penilia avirostris* anses som etablert i Norge, og er vanlig å finne i planktonprøver ved Skagerakkysten fra august-oktober hvert år, da den sesongmessige sjøtemperaturen er som høyest. Utbredelsen videre langs kysten er ikke kartlagt, men sannsynligvis forekommer arten langs hele strekningen Oslofjord-Hordaland (Falkenhaug et al., 2023). I undersøkelsen fra 2023 (Valestrand et al., 2024) ble det også registrert vannlopper på stasjonen i august, disse utgjorde da 5 % av antall individer i dyreplanktonsamfunnet. Det er sannsynlig at også dette var *P. avirostris*.

Biovolum av plankton på stasjonen nådde en topp i mai både i 2023 og 2024 (Figur 55a), som var dominert av planteplankton i begge årene. Dominansen av planteplankton gjør det vanskelig å sammenligne biovolum av dyreplankton mellom årene. Biovolumet i maiprøven fra 2024 bestod hovedsakelig av planteplankton fra slektene *Chaetoceros* spp., *Gymnodinium* spp. og *Tripos* spp. *Chaetoceros* spp. var stort sett i fragmenter som dannet en tykk grøtlignende masse som ikke lot seg skille fra dyreplanktonet. Det er ikke gjort tellinger av planteplankton da de ikke vil være kvantitative med denne innsamlingsmetodikken, men de vil inngå i tellinger av planteplanktonprøver (se kap. 7.1.1). Planteplankton vil i utgangspunktet skylles ut av håven som blir brukt til prøvetaking av dyreplankton, men særlig slektene *Tripos* spp. og *Chaetoceros* spp. har pigger og børster som gjør at de kan hektes sammen slik at de blir større enn maskevidden i dyreplanktonhåven.

Den høyeste tettheten av dyreplankton (individer per m²) på stasjonen ble registrert i prøvetakingsmånedene april og mai i 2024 (Figur 55b). Det var også i disse månedene at det ble registrert flest individer av meroplankton med ca. 12.000 og 20.000 individer per m² i henholdsvis april og mai. Dette ligner på utviklingen i 2023, men totalt antall individer per m² var mer enn halvert i disse månedene i 2024 sammenlignet med 2023. Larver fra bløtdyrene snegler (*Gastropoda*) og skjell (*Bivalvia*) var sammen med larver fra flerbørstemarken *Spionida* de tre mest dominerende meroplanktontaksene i april og mai i 2024.

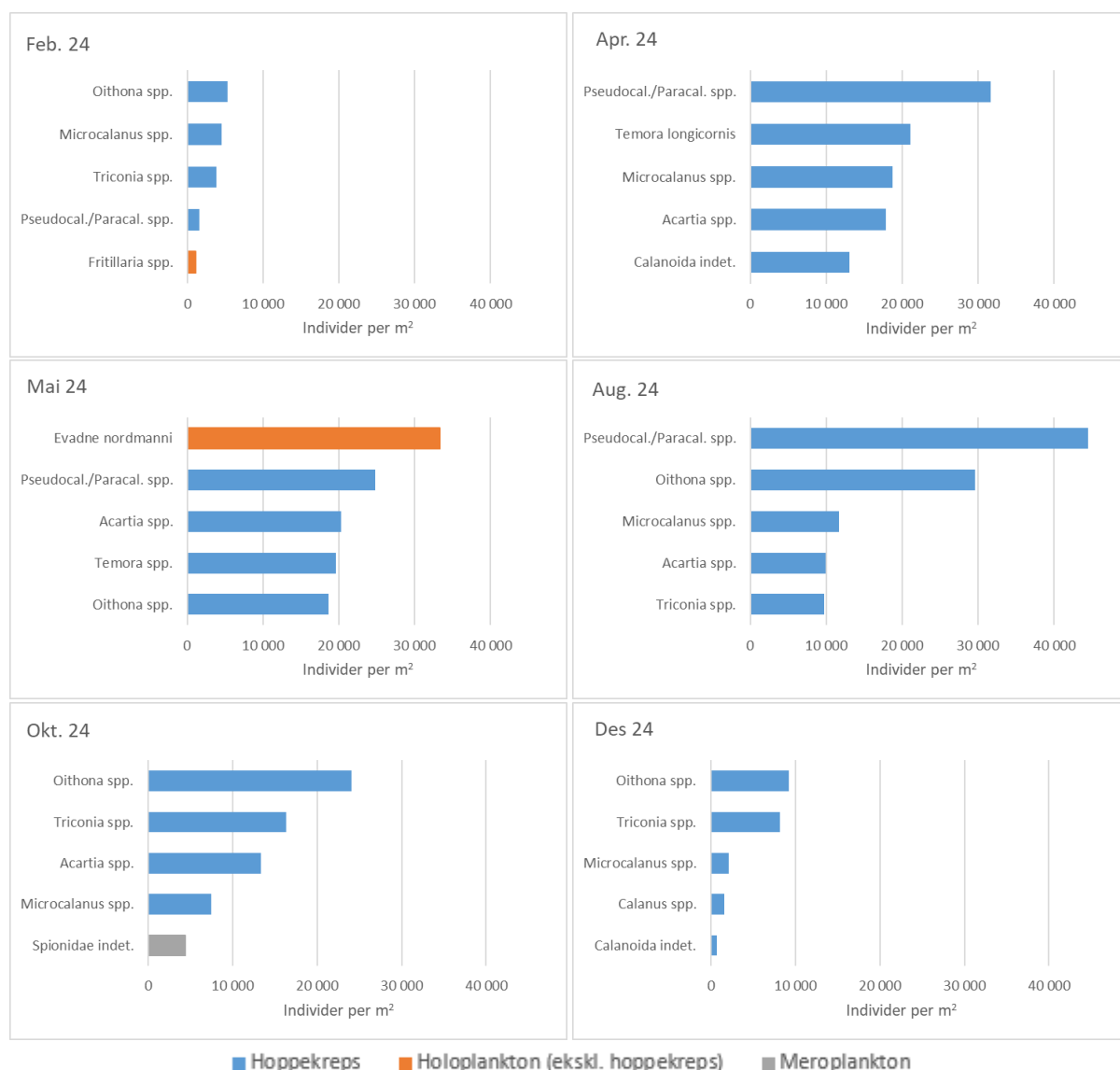
Hoppekreps utgjorde over 80 % av antall individer i dyreplanktonsamfunnet i samtlige prøvetakingsmånedene utenom i mai da hoppekreps utgjorde 67 % av individene i prøven (Figur 55c). Andre holoplankton var en viktig gruppe i mai, og utgjorde 23 % av dyreplanktonet på stasjonen. De andre prøvetakingsmånedene utgjorde andre holoplankton mellom 5 og 8 %. Meroplankton utgjorde størst andel av dyreplanktonsamfunnet i mai (10%) og april (8%).



Figur 55. Utvikling av dyreplankton på stasjon Dk1 Steilene i Indre Oslofjord i prøvetakingsmånedene februar, april, mai, august, oktober og desember i 2024 a) Sammenligning av biovolum per m² i 2024 og 2023 b) Sammenligning av individer per m² i 2024 og 2023 c) Utvikling av prosentvis sammensetning av dyreplanktonsamfunnet basert på antall individer per m² i 2024.

En oversikt over de fem dominerende dyreplanktontaksa (basert på biovolum) viser at hoppekreps, i 2024 som i 2023, er den viktigste gruppen. Hvilke arter/slekter som dominerer hver måned, varierer gjennom året (Figur 56). Det var kun tre dyreplanktontaksa som var på topp 5 listen i 2024 som ikke var hoppekreps.

I mai var vannloppearten *Evadne nordmanni*, som er et holoplankton, det mest dominerende dyreplanktontaksaet på stasjonen, og i februar var slekten *Fritillaria* spp. innenfor larvesekkeddyrene inne på topp fem. *Fritillaria* spp. var i mai 2023 det nest mest dominerende taksaet etter hoppekreps fra slekten *Oithona*. Den eneste måneden hvor en meroplanktongruppe kom blant de fem mest dominerende taksa, var i oktober, da larver av flerbørstemarkfamilien *Spionidae* utgjorde 5 % av dyreplanktonsamfunnet.



Figur 56. Topp fem dyreplanktontaksa basert på antall individer per m² på stasjon DK1 Steilene i Indre Oslofjord i prøvetakingsmånedene februar, april, mai, august, oktober og desember i 2024. *Pseudocal./Paracal. spp.* = *Pseudocalanus/Paracalanus. spp.* *Calanoida indet.* = copepoditter for små til å bestemme mer enn til orden *Calanoida* hoppekreps.

9 Undersøkelse av reker og andre hyperbentos

9.1 Innledning

Reker lever både i de frie vannmassene (pelagisk) og rett over havbunnen (hyperbentisk). Reker som lever på havbunnen tilhører dyregruppen hyperbentos. Andre dyregrupper som omtales som hyperbentos omfatter blant annet andre typer krepsdyr, muslinger og snegl, pigghuder som sjømus, sjøpølser og slangestjerner/sjøstjerner og flerbørstemark. I denne rapporten omtales kun resultatene for reker, men også andre grupper av hyperbentos blir samlet inn med metoden som benyttes.

I Norge finnes det omtrent 35 rekearter, og i Oslofjorden er det de siste 20 årene observert rundt 14 ulike arter (Norconsult, 2019). Reker er følsomme for miljøforholdene i bunnvannet, og de er særlig følsomme for lave oksygenkonsentrasjoner. Undersøkelse av reker kan derfor benyttes som et redskap for å synliggjøre effekten av oksygensvinn i Oslofjorden og belyse miljøsituasjonen. Tidligere undersøkelser i Indre Oslofjord har vist at man ikke finner reker når oksygennivået i bunnvannet er lavere enn ca. 1 ml/l (Berge m.fl., 2015). Dette er fordi rekene er mobile og kan forflytte seg horisontalt som en respons til endringer i miljøforholdene ved bunnen (eksempelvis oksygenkonsentrasjonen). Ved oksygenkonsentrasjoner mellom 1-2 ml/L kan det forekomme noe reker, mens høye individ- og artsantall finnes først når konsentrasjonen kommer opp på ca. 2,5-3 ml/L i bunnvannet.

Undersøkelse av reker og andre hyperbentos har vært gjennomført regelmessig i Indre Oslofjord tilbake til tidlig 1950-tallet. I starten og frem til 1990-tallet ble undersøkelsene gjennomført av Fredrik Beyer ved UiO. I perioden 2000-2014 ble undersøkelsene utført av NIVA i samarbeid med UiO, i perioden 2015-2018 ble undersøkelsene utført av Norconsult, og fra 2019 overtok NIVA igjen overvåkingen av Indre Oslofjord. I inneværende programperiode blir reker undersøkt annethvert år, først i 2020 (Staalstrøm m.fl. 2021), deretter 2022 (Staalstrøm m.fl. 2023) og nå sist i 2024.

9.2 Materialer og metode

Prøvetaking ble gjennomført 11.-12. september 2024 med Universitetet i Oslo sitt forskningsfartøy Trygve Braarud. Prøvetaking ble foretatt ved å dra en Beyer-bunnsløpe (Figur 57) langs sjøbunnen med fart på 1 knop over en distanse på 1 km. Sledens nett har en åpning i front på 50 cm i diameter, og en maskevidde på 0,5 mm, og samler inn reker og annen hyperbentos som befinner seg rett over havbunnen. Transponder var festet på sleden for bestemmelse av dyp og posisjon på bunnen og ga detaljert informasjon om hvor sleden til enhver tid befant seg og slik at slepelengde kan fastsettes. Sleden har en utløsermekanisme for å lukke nettet når sleden er på vei ned eller opp gjennom vannmassene. Det har blitt foretatt enkelte utbedringer på sleden siden forrige prøvetaking, og den fungerte derfor tilfredsstillende. For nærmere beskrivelse av innsamlingsmetoder henvises til Beyer & Indrehus (1995) og Magnusson m.fl. (2001).

Prøvetaking skulle gjennomføres på 8 lokaliteter: Elle i Drøbaksundet, Gråøyrenna, Vesthullet utenfor VEAS-utslippet, Steilene, Lysakerfjorden, Hellviktangen og Svartskog i Bunnefjorden (Figur 58). Dette er de samme lokalitetene som det er gjort undersøkelser på i forbindelse med overvåkingen i perioden 2010-2020. Ved Hellviktangen og Svartskog i Bunnefjorden ble det uken før målt så lave oksygenverdier (ned mot null) at det ikke ble gjennomført noe sledetrek. I stedet ble det lagt til en ny stasjon øst for Håøya ved Digeruddypet. Denne stasjonen ble valgt fordi det ble lagt fram en hypotese om at bedre vertikal blanding gir noe bedre oksygenforhold i bunnvannet og dermed også høyere reketetthet (se s. 54-55 i Staalstrøm et al. 2022a).

Informasjon om prøvetakingen på de ulike lokalitetene er gitt i Tabell 12.



Figur 57. Beyer-sleden som ble brukt for prøvetaking av hyperbentos (reker) på lokalitetene i Indre Oslofjord i 2024. Foto: NIVA

Tabell 12. Informasjon om prøvetakingen av hyperbentos (reker) på lokalitetene i Indre Oslofjord 11.-12.september 2024.

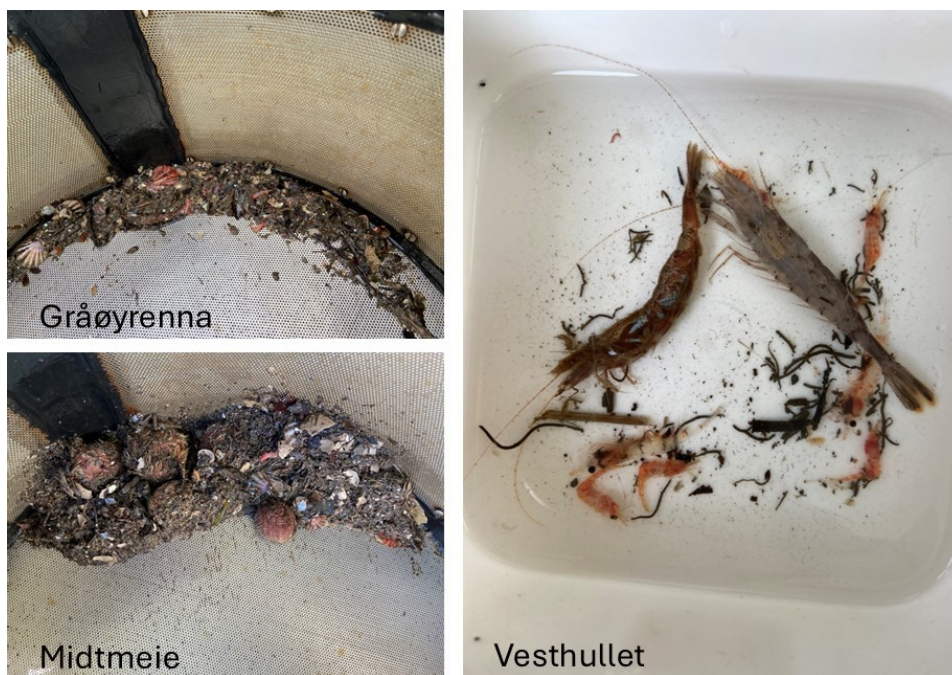
Sted	Dato	Dyp (m)	Start Pos.			Stopp Pos.	O2 (ml/L)
Hellviktangen (Cp2) *	11.09.2024		Data ikke samlet inn				0,7
Svartskog, Bunnefjorden (Ep1)*	11.09.2024		Data ikke samlet inn				* *
Vesthullet (Ej1)	11.09.2024	106	59,7786	10,5341	59,7699	10,5283	2,6
Gråøyrenna, vest for Håøya (Gk1)	11.09.2024	110	59,7097	10,5401	59,7006	10,5450	2,7
Midtmeie, Steilene (Dk1))	11.09.2024	103	59,8126	10,5473	59,8033	10,5368	2,4
Digeruddypet, øst for Håøya (Gl2)	12.09.2024	122-140	59,7193	10,5802	59,7107	10,5726	2,9
Elle, Drøbaksundet (Im2)	12.09.2024	185-190	59,6436	10,6195			4,0
Lysakerfjorden (Bn1)	12.09.2024	65-85	59,8842	10,6470	59,8937	10,6498	1,4

* Prøvetaking av hyperbenthos ble ikke gjennomført pga. lave oksygenverdier ** Oksygen ikke målt, antatt minst like lavt som på Hellviktangen



Figur 58. Kart over lokalitetene for prøvetaking av hyperbentos (reker) i Indre Oslofjord i 2024. Svarte punkter markerer start- og stopp posisjon. Grå punkter: ble ikke prøvetatt i 2024 (Helltiktangen og Svartskog) på grunn av lave oksygenkonsentrasjoner.

Alt materiale ble fiksert på 6 % formalin-sjøvannsløsning (Figur 59). På laboratoriet ble alle reker bestemt til art eller slekt (eventuelt høyere taksonomisk nivå der art/slekt ikke var mulig å bestemme) og volumtettheten ble beregnet. Øvrige dyr ble identifisert til hovedgruppe (klasse/familie) iht. samme dyregrupper som i Berge m.fl. (2015). Deler av materialet subsamlet før opparbeidelse.



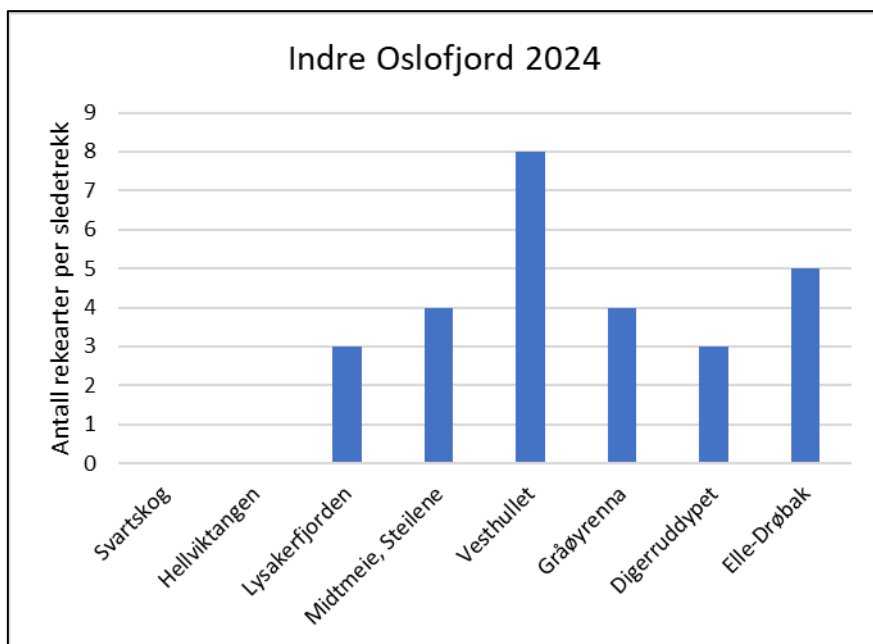
Figur 59. Bilder fra prøvetakingen av reker og andre hyperbentos i Indre Oslofjord i 2024.

9.3 Resultater for 2024

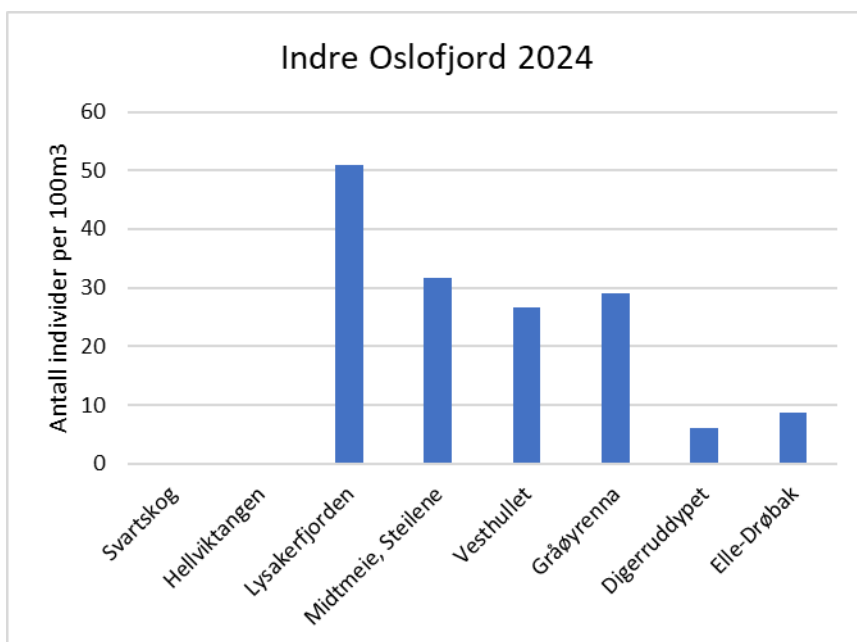
En oversikt over alle rekeartene som ble funnet på stasjonene i Indre Oslofjord i 2024 er gitt i Tabell 13. Det ble funnet totalt 11 rekearter på de seks stasjonene hvor det ble foretatt sledetrek. Det ble funnet flest rekearter ved Vesthullet (utenfor Slemmestad), med 8 arter. På de øvrige stasjonene ble det funnet 3-4 arter (Figur 60). Lysakerfjorden var mest individrikt, med 51 individer pr 100 m³ (Figur 61). Ved Steilene (Midtmeie), Vesthullet og Gråøyrenna ble det funnet 27-32 individer, mens for ved Digeruddypet og Elle ved Drøbak kun ble funnet henholdsvis 6-9 individer per 100 m³. Ved Svartskog i Bunnefjorden og Hellviktangen ble det ikke prøvetatt med slede på grunn av lave oksygenverdier målt i forkant av prøvetakingen.

Stasjonen ved Digeruddypet øst for Håøya ble lagt til som ny stasjon i 2022. Denne stasjonen ble valgt på grunnlag av en hypotese om at bedre vertikal blanding i bassenget Håøybukta på østsiden av Håøya gir noe bedre oksygenforhold i bunnvannet enn ellers i Indre Oslofjord og dermed også høyere reketetthet (Staalstrøm m.fl., 2022a). Det var derfor forventet at reketettheten ville være høyere i dette området enn ellers i fjorden, og i 2022 viste reketettheten seg å være mer enn dobbelt så høy som på de øvrige stasjonene (Staalstrøm m.fl., 2023). I 2024 var imidlertid reketettheten ved Digeruddypet svært lavt og lavere enn de øvrige stasjonene i Indre Oslofjord (Figur 61), og oksygenforholdene sammenlignbare med Vesthullet, Gråøyrenna og Steilene (Midtmeie) (mellom 2,4-2,9 ml/l).

Den meste tallrike arten i 2024 var *Pandalina profunda*, som utgjorde over litt over halvparten av det totale individtallet (Tabell 13). Dette samsvarer med tidligere år, hvor denne arten normalt er den mest dominerende. Andre rekearter som ble registrert på alle stasjonene hvor det ble funnet reker var *Crangon allmani* (sandreke), *Pontophilus norvegicus* (Nipiggmudderreke) og *Philoceras bispinosus*. Den kommersielle dypvannsreken *Pandalus borealis* ble det kun funnet ett individ av ved Digeruddypet (Tabell 13).



Figur 60. Antall rekearter per sledetrek i Indre Oslofjord 2024. Det ble ikke samlet inn prøver på Svartskog og Helleviktangen.



Figur 61. Antall individer totalt per 100 m³ i Indre Oslofjord 2024. Det ble ikke samlet inn prøver på Svartskog og Helleviktangen.

Tabell 13. Alle rekearter og individer som ble registrert i sledeprøvene fra Indre Oslofjord i 2024. Ved Svartskog og Hellviktangen ble det målt så lave oksygenverdier at det ikke ble gjennomført noe sledetrekk.

Rekearter 2024	Lysaker- fjorden	Midtmeie, Steilene	Vest-hullet	Gråøy- renna	Digerrud- dypet	Elle, Drøbak
<i>Crangon allmanni</i>	34		2			
<i>Crangon</i> sp. (Sandreker)*		1				
<i>Pandalus borealis</i> (Dypvannsreke)					1	
<i>Pandalina profunda</i>	28	57	22	49	8	7
<i>Atlantopandalus</i> cf. <i>propinquus</i>						2
<i>Pandalus</i> sp.*						1
<i>Pasiphaea multidentata</i> (Rosenglassreke)						1
<i>Pasiphaea</i> sp. (Glassreker)*			3			
<i>Philocheras bispinosus</i>		1	2	1		
<i>Philocheras echinulatus</i>			2			
<i>Philocheras trispinosus</i>			3			
<i>Philocheras</i> cf. <i>bispinosus</i>	14					
<i>Pontophilus norvegicus</i> (Nipiggmudderreke)		2	4	4	3	6
<i>Pontophilus spinosus</i> (Trettenpiggmudderreke)			1			
<i>Spirontocaris liljeborgi</i> (Kamouflasiereke)				1		
Caridea indet (Reke uident.)*	5					
Crangonidae indet*	19	1	1	2		
Pandalidae indet*			12			
Sum antall individer 2024	100	62	52	57	12	17
Antall bestemte rekearter	3	4	8	4	3	4
Slepelengde (m)	1000	1000	1000	1000	1000	1000
Åpning (m²)	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196
Slepevolum (m³)	196	196	196	196	196	196
Antall individer pr 100 m³	51	32	27	29	6	9

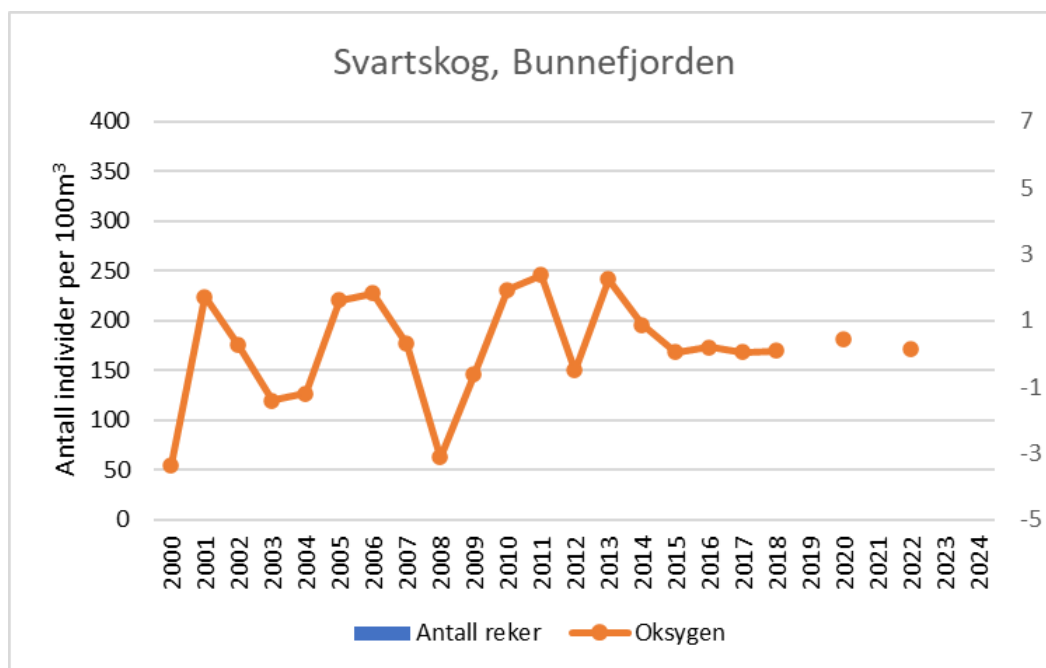
* Dette er individer som ikke kunne artsbestemmes nærmere fordi de enten var for små eller ødelagt. Slike taxa er ikke inkludert i det totale artsantallet, da de trolig ikke representerer andre arter enn de som allerede er registrert. Slike taxa er derimot inkludert i det totale individtallet.

9.4 Utvikling over tid: oksygen og antall reker

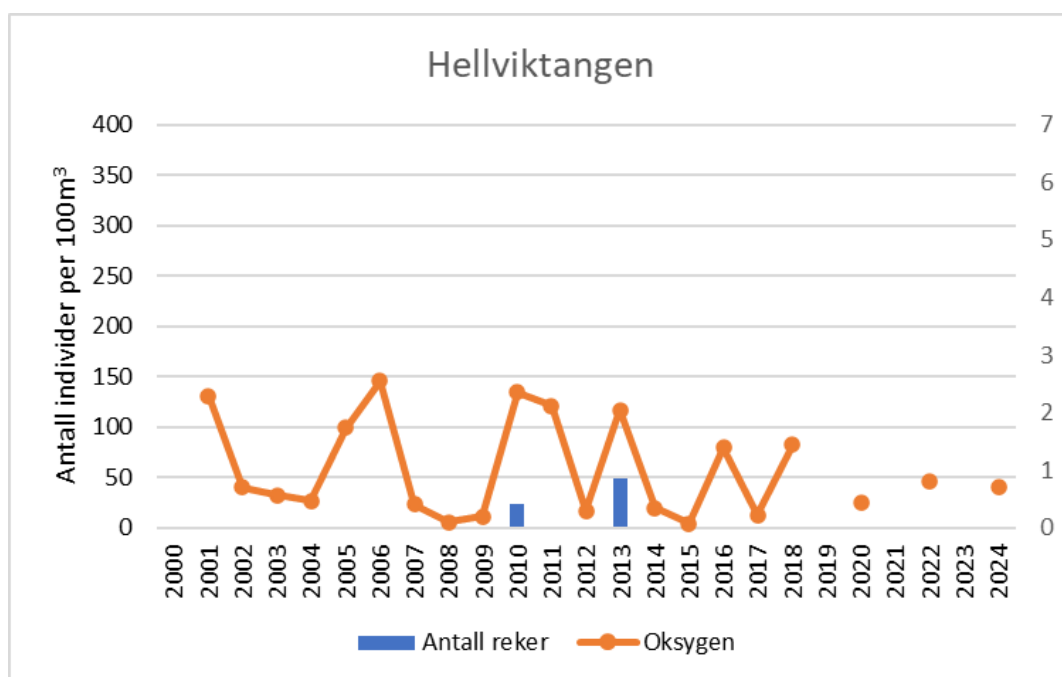
Oksygenforholdene og antall arter og individer av reker har blitt undersøkt i Indre Oslofjord siden 1950-tallet. Her viser vi utviklingen i oksygeninnholdet i bunnvannet og totalt antall individer per 100 m³ for de siste 25 årene (2000 til 2024) på syv rekestasjoner i Indre Oslofjord. Oksygeninnholdet i bunnvannet er målt samtidig med eller rett i forkant av prøvetakingen av reker, som normalt foretas i september eller noen tilfeller oktober eller november. Figurene i dette avsnittet viser årlige enkeltmålinger, og ikke hvordan oksygeninnholdet har vært over tid og ikke heller nødvendigvis oksygenminimum. Stasjonen ved Digeruddypet øst for Håøya har bare blitt undersøkt to ganger, så den har ikke noe tidsserie.

9.4.1. Svartskog (Bunnefjorden) og Hellviktangen

Oksygeninnholdet i bunnvannet på Svartskog i Bunnefjorden og Hellviktangen har i perioden 2000-2024 vært svært lavt (Figur 62 og Figur 63). De høyeste målingene er fra 2001, 2005, 2006, 2010, 2011 og 2013 og ligger på omkring 1,5-2,0 ml/l. Dette henger sammen med dypvannsfornyelser i dette bassenget. De øvrige årene er oksygenkonsentrasjoner i hovedsak under 1 ml/l. Det har gjennom hele perioden ikke blitt registrert noen reker i noen av sledetrekke, med unntak av noen få individer i 2010, 2011 og 2013. De siste årene (2020, 2022, og 2024) har oksygenkonsentrasjonen vært under 1 ml/l, og det har derfor ikke blitt foretatt noen sledetrekke. Det antas at det ikke var noen reker til stede under så dårlige oksygenforhold. Det har midlertid vært dypvannsfornyelser i årene mellom reketektene (2019, 2021 og 2023), så disse årene kan det ha vært bedre forhold og potensielt reker å finne i Bunnefjorden.



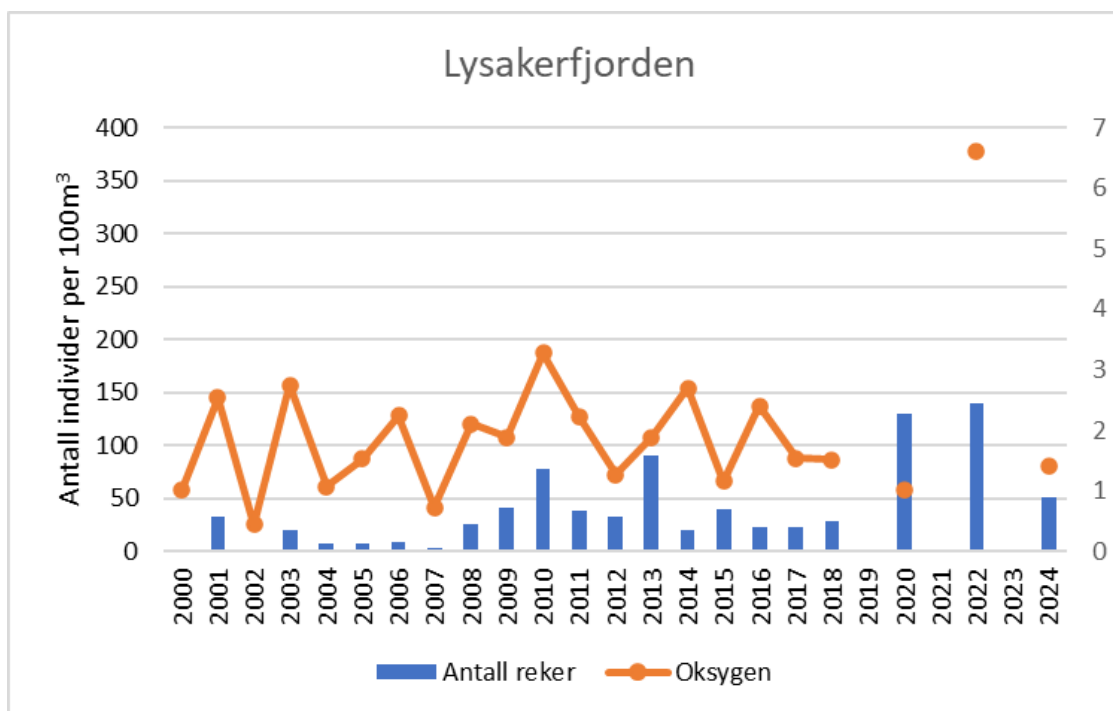
Figur 62. Oksygenkonsentrasjonen i bunnvann (ml/l) på stasjonen Svartskog i Bunnefjorden er vist på høyre akse. Negative konsentrasjon betyr forekomst av hydrogensulfid. Oksygen er målt samtidig med eller rett i forkant av prøvetakingen av reker, som normalt foretas i september. I 2022 og 2024 ble det ikke foretatt reketråling på grunn av lave oksygenverdier. Det ble ikke registrert noen reker i noen av sledetrekke, med unntak av noen få individer i 2010, 2011 og 2013 som ikke syns på figuren. Antall individer er sum for alle rekeartene som ble registrert og standardisert for et prøvetakingsvolum på 100 m³ vann.



Figur 63. Oksygenkonsentrasjonen i bunnvann (ml/l) på stasjonen Hellviktangen. Oksygen er målt samtidig med eller rett i forkant av prøvetakingen av reker, som normalt foretas i september. I 2022 ble prøvetaking av reker og oksygenmåling derimot gjennomført i starten av november. I 2020, 2022 og 2024 ble det ikke foretatt rekeetråling på grunn av lave oksygenverdier. Antall individer er sum for alle rekeartene som ble registrert og standardisert for et prøvetakingsvolum på 100 m³ vann.

9.4.2. Lysakerfjorden

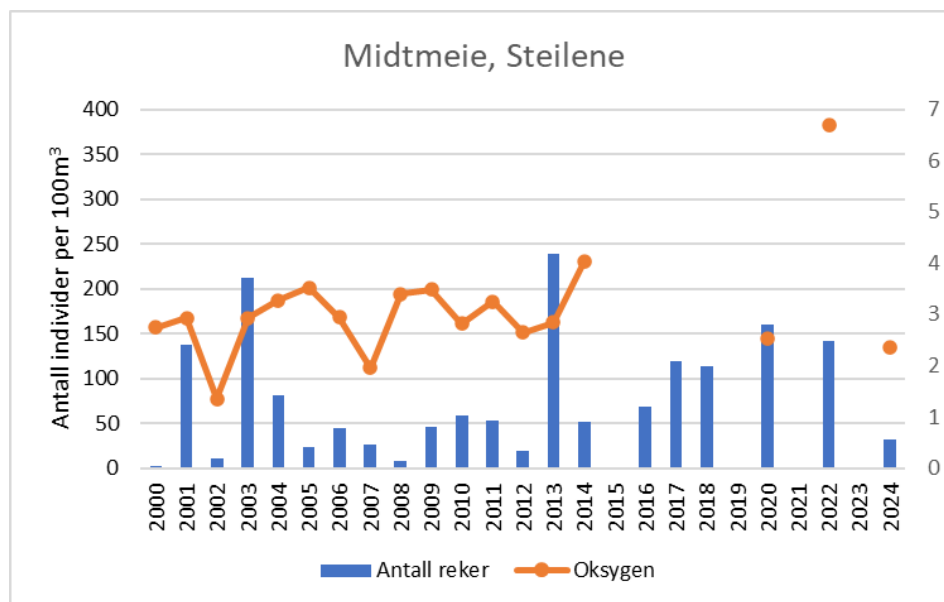
Oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet på stasjonen i Lysakerfjorden har i perioden 2000-2024 vært noe høyere enn i Bunnefjorden, og ligget mellom 1 og 3 ml/l de fleste årene (Figur 64). Reketettheten har de fleste årene vært lav. Antallet reker i 2020 og 2022 var høyere enn de fem foregående årene, men noe lavere igjen i 2024. I 2022 var oksygeninnholdet høyere enn det har vært tidligere år, og det samme var også tilfelle for alle de andre stasjonene bortsett fra i Bunnefjorden.



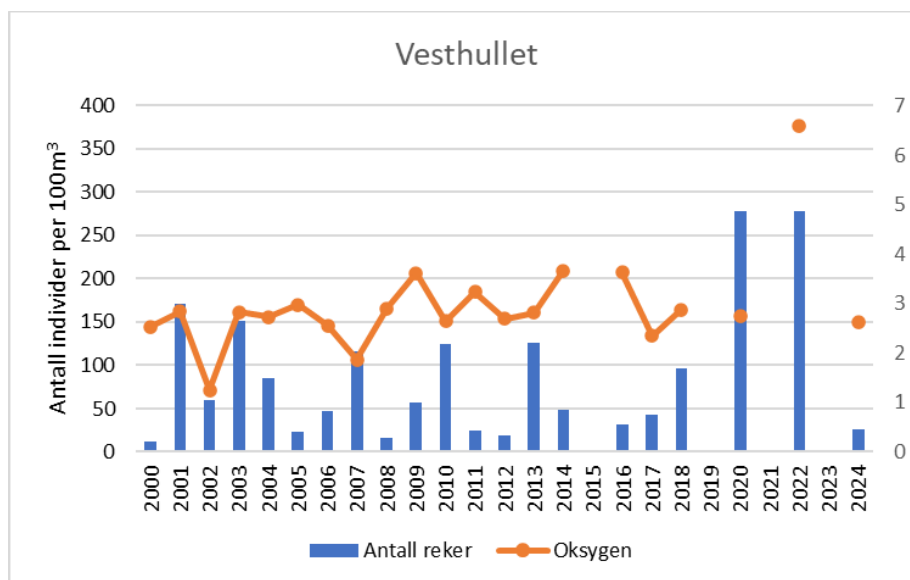
Figur 64. Oksygenkonsentrasjonen i bunnvann (ml/l) på stasjonen i Lysakerfjorden. Oksygen er målt samtidig med eller rett i forkant av prøvetakingen av reker, som normalt foretas i september. I 2022 ble prøvetaking av reker og oksygenmåling derimot gjennomført i starten av november. Antall individer er sum for alle rekeartene som ble registrert og standardisert for et prøvetakingsvolum på 100m³ vann.

9.4.3. Steilene og Vesthullet

Oksygeninnholdet i bunnvannet på Steilene og Vesthullet er normalt noe høyere enn i Lysakerfjorden, dette var også tilfelle i 2024 (Figur 65 og Figur 66). Laveste måling på disse to stasjonene var i likhet med Lysakerfjorden i 2002 og 2007, men ellers har oksygeninnholdet ligget på omkring 3 ml/l (med unntak av den høye målingen i 2022). Antallet reker har også normalt vært noe høyere her enn lenger inn i fjorden, men i 2024 var rekeantallet lavere på Steilene og Vesthullet enn i Lysakerfjorden. Sist det ble funnet så få reker på Steilene og Vesthullet var i 2012 (Steilene) og 2016 (Vesthullet).



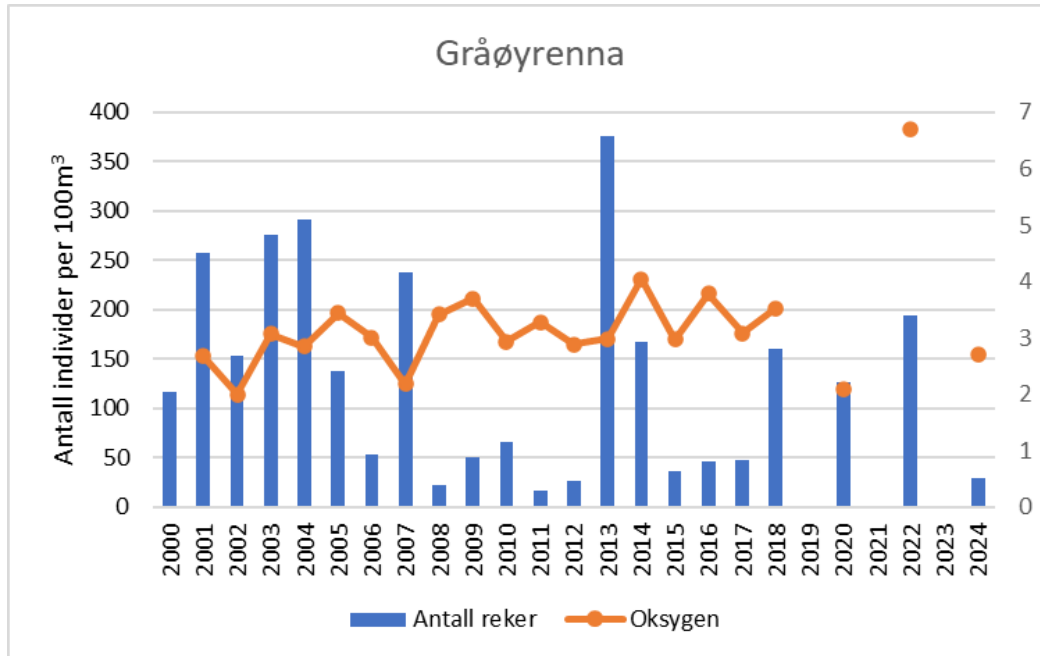
Figur 65. Oksygenkonsentrasjonen i bunnvann (ml/l) på stasjonen ved Steilene. Oksygen er målt samtidig med eller rett i forkant av prøvetakingen av reker, som normalt foretas i september. I 2022 ble prøvetaking av reker og oksygenmåling derimot gjennomført i starten av november. Antall individer er sum for alle rekeartene som ble registrert og standardisert for et prøvetakingsvolum på 100 m³ vann. Det ble ikke målt oksygen ved reketoktene i 2014-2018.



Figur 66. Oksygenkonsentrasjonen i bunnvann (ml/l) på stasjonen ved Vesthullet. Oksygen er målt samtidig med eller rett i forkant av prøvetakingen av reker, som normalt foretas i september. I 2022 ble prøvetaking av reker og oksygenmåling derimot gjennomført i starten av november. Antall individer er sum for alle rekeartene som ble registrert og standardisert for et prøvetakingsvolum på 100 m³ vann. Det ble ikke målt oksygen ved reketoktene i 2015-2016.

9.4.4. Gråøyrenna

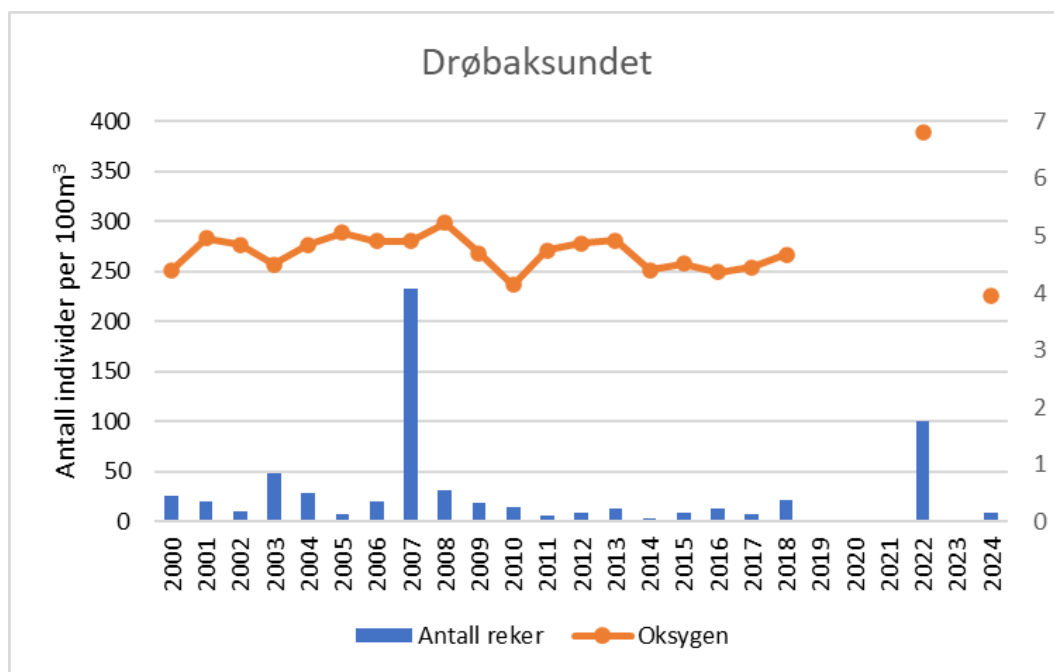
Oksygeninnholdet i bunnvannet ved Gråøyrenna har de fleste årene i perioden 2000-2020 vært mellom 3 og 4 ml/l. Antallet reker var lavt i periodene 2008-2012 og 2015-2017. De øvrige årene er antallet reker høyere, og spesielt i 2013 ble det funnet mange reker. Etter 2018 har oksygeninnholdet vært noe lavt i 2020 og 2024, men høyt i 2022. I 2024 ble det funnet svært lite reker her, det laveste antallet siden 2012 (Figur 67).



Figur 67. Oksygenkonsentrasjonen i bunnvann (ml/l) på stasjonen i Gråøyrenna. Oksygen er målt samtidig med eller rett i forkant av prøvetakingen av reker, som normalt foretas i september. I 2022 ble prøvetaking av reker og oksygenmåling derimot gjennomført i starten av november. Antall individer er sum for alle rekeartene som ble registrert og standardisert for et prøvetakingsvolum på 100 m³ vann.

9.4.5. Drøbaksundet

Oksygeninnholdet i bunnvannet i Drøbaksundet er det høyeste av de syv rekestasjonene i Indre Oslofjord, og ligger på omkring 4-5 ml/l (Figur 68). Til tross for dette er det normalt få reker på denne stasjonen, med unntak av årene 2007 og 2022. I 2024 ble det funnet svært få reker. Selv om individtettheten er lavere i Drøbaksundet er det vanligvis like mange arter registrert her som på de andre stasjonene (Norconsult 2019).



Figur 68. Oksygenkonsentrasjonen i bunnvann (ml/l) på stasjonen i Drøbaksundet (Elle). Oksygen er målt samtidig med eller rett i forkant av prøvetakingen av reker, som normalt foretas i september. I 2022 ble prøvetaking av reker og oksygenmåling derimot gjennomført i starten av november. Antall individer er sum for alle rekearterne som ble registrert og standardisert for et prøvetakingsvolum på 100 m³ vann.

9.5 Oppsummering av rekeundersøkelsene

Oksygeninnholdet i bunnvannet (målt hovedsakelig i september) øker fra innerst i Bunnefjorden til ytterst ved Drøbaksundet. Også reketettheten øker normalt utover i fjorden, fra Bunnefjorden og Hellviktangen hvor det oftest ikke er noen reker og ut til områdene øst og vest for Håøya (Digeruddypet og Gråøyrenna) som normalt har hatt den høyeste reketettheten av rekestasjonene. I Drøbaksundet går reketettheten ned, selv om antallet arter er like høyt som på de andre stasjonene.

I 2024 var imidlertid bildet motsatt, med høyest reketetthet i Lysakerfjorden, og avtagende tetthet utover i fjorden. Det ble generelt registrert svært få reker på alle stasjoner i 2024. Ved Vesthullet ble det registrert det høyeste antallet rekearter: 8 arter mot 3-4 på de øvrige stasjonene, men individtallet var fortsatt lavt. Også på stasjonen ved Digeruddypet øst for Håøya, hvor det antas at oksygenforholdene vil være bedre enn i resten av fjorden, var reketettheten lav i 2024 og faktisk lavere enn de øvrige stasjonene i Indre Oslofjord. Oksygenforholdene i 2024 var sammenlignbare med Vesthullet, Gråøyrenna og Steilene (Midtmeie) (mellom 2,4-2,9 ml/l), og lavere enn i 2022 da den var på 6,6 ml/l. Reketettheten var også mye lavere enn i 2022.

Reketettheten varierer altså mye fra år til år, og mer enn svingningene i oksygeninnholdet skulle tilsi. Dette gjenspeiler seg også i lav korrelasjon mellom oksygeninnhold i bunnvann og reketetthet ($R^2 = 0,07$, Staalstrøm m.fl., 2021). Det er altså ikke en klar statistisk sammenheng mellom oksygeninnhold i bunnvann og reketetthet. Det fremkommer likevel en sammenheng på stasjonsnivå, selv om oksygeninnholdet fra år til år ikke kan predikere reketettheten det samme året. På stasjoner med lite oksygen i bunnvannet er det ingen reker (Svartskog i Bunnefjorden og Hellviktangen), og videre utover i fjorden øker normalt både oksygeninnholdet og reketettheten. Unntaket er altså Drøbaksundet, hvor det er høyest oksygeninnhold, men lave reketettheter. Året 2024 var også et unntak fra dette mønsteret, med avtakende reketetthet utover i fjorden.

10 Viktige funn i 2024 og avsluttende bemerkninger

I overvåkningsprogrammet som er presentert i denne rapporten inngår mange elementer som illustrert i Figur 2. Undersøkelser av fisk inngår ikke i denne rapporten, men er undersøkt av blant annet Universitetet i Oslo over mange år (siden 2011). Etter vannforskriften blir den økologiske tilstanden bestemt ut ifra de biologiske kvalitetselement: planteplankton, bentiske alger, ålegress og bløtbunnsfauna. Det er et tankekors at fisk ikke inngår i klassifiseringen. Her vil vi referere til noen forskningsfunn som har blitt publisert i senere tid.

Hvis vi først ser på området utenfor Oslofjorden – Skagerrak. Andrews et al. (2025) fant at det hadde vært en genetisk forringelse hos makrellstørje (*Thunnus thynnus*) fra forhistoriske til moderne prøver. De moderne prøvene ble blant annet sammenlignet med 5000 år gamle prøver fra området utenfor Grimstad. Moderne prøver (2013-2018) hadde betydelig lavere mangfold i nukleotider, som er biokjemiske forbindelser som utgjør byggsteinene i DNA, og har viktige funksjoner i cellen som energibærere og signalmolekyler. I dag foregår fisket etter makrellstørje utenfor kysten av Vestlandet, og fangstene har blitt redusert til en hundredel av hva det var på for ca. 70 år siden (Johnsen, 2024)³⁴, men i forhistorisk tid så vet vi altså at makrellstørjen i Skagerrak hadde et større genetisk mangfold enn i dag. Dette funnet føyer seg inn blant mange andre som viser at det har vært en negativ trend for fiskebestander i Skagerrak over lang tid.

For Indre Oslofjorden ble det nylig vist at en stamme av kysttorsk har blitt utryddet. Analyser av genmateriale fra prøver fra Steilene i 2009-2011 viste at det var tre distinkte grupper av torsk³⁵. En av disse gruppene er helt forsvunnet fra nyere prøver, som kan bety at denne torskestammen er utryddet. Dette viser med størst grad av tydelighet at økosystemet i fjorden er under sterkt press. Dette samsvarer med klassifisering av den økologiske tilstanden i vannmassene i fjorden, som viser at den er under miljømålene på ni av tolv undersøkte stasjoner. Utviklingen til planteplankton i fjorden er urovekkende med svært høye klorofyll a verdier sent på høsten. Høye forekomster av de hurtigvoksende grønnalgene grønn dusk og tarmgrønske ble registrert flere steder i fjorden, er også tegn på eutrofi. Disse algene kan raskt utnytte overskudd av næringssalter. Den største blå skogen i Indre Oslofjord er sukkertaarskogen i området rundt Drøbak, som det er viktig å bevare, siden dette er et viktig oppvekstområde for fisk.

I 2022 var helsetilstanden til blåskjell svært dårlig, spesielt på stasjonen Steilene midt i fjorden. Det faktum at det bare ble funnet blåskjell på tre av fem undersøkte stasjoner i 2024, kan sees som et resultat av denne dårlige forfatning blåskjellene var i. Det er et gledelig funn fra 2024 at helsetilstanden til de blåskjellene som man fant, var god.

³⁴ https://snl.no/makrellst%C3%B8rje_-_fiske https://snl.no/makrellst%C3%B8rje_-_fiske

³⁵ <https://www.titan.uio.no/livsvitenskap/2025/torsken-som-forsvant.html>

11 Referanser

- Aarab N, Godal BF, Bechmann RK. (2011). Seasonal variation of histopathological and histochemical markers of PAH exposure in blue mussel (*Mytilus edulis* L.) *Mar Environ Res.* 71(3), 213-217.
- Alve, E., Helland, A., Magnusson, J. (2009). Bærumsbassengetet naturlig anoksisk basseng? NIVA-rapport nr 5735-2009. 30s.
- Andersen, G. S. (2013) PhD avhandling om sukkertare og problemer knyttet til påvekst (UiO): Growth, survival and reproduction in the kelp *Saccharina latissima* – Seasonal patterns and the impact of epibionts: <http://guriandersen.no/files/ThesisComplete.pdf>
- Amnéus, G., Rolsted, H. M. & Høe, J. (1914) Beretning om Kristiania kommune for aarene 1887-1911. Kristiania, J. Chr. Gundersen boktrykkeri. https://www.nb.no/items/URN:NBN:no-nb_digibok_2006121201061?page=247
- Baršienė J., Schiedek D., Rybakovas A., Šyvokienė J., Kopecka J., Forlin L. (2006) Cytogenetic and cytotoxic effects in gill cells of the blue mussel *Mytilus* spp. from different zones of the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin.* Vol. 53. P. 469–478.
- Barton, D. (2008). Sedflex-uncertainty analysis of remediation cost for contaminated marine sediments. NIVA-rapport 5320-2008. 41 sider.
- Beliaeff B, Burgeot T. (2002) Integrated biomarker response: a useful tool for ecological risk assessment. *Environ Toxicol Chem.* 21:1316-1322.
- Berge, J.A, Amundsen, R., Bergland, K., Bjerkeng, B., Gitmark, J., Gjøsæter, J., Holt, T.F., Hylland, K., Johnsen, T.M., Knutsen, H., Kroglund, T., Olsen, E.M., Paulsen, Ø., Ledang, A.B., Lømsland, E.R., Magnusson, J., Rohrlack, T., Sørensen, K. (2012). Overvåking av Indre Oslofjord i 2011 – Vedleggsrapport. NIVA, Oslo. Rapport nr. 6372. 154 s.
- Berge, J.A., Amundsen, R., Fredriksen, L., Bjerkeng, B., Gitmark, J., Holt, T.F., Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T., Kroglund, T., Ledang, A., Lenderink, A., Lømsland, E.R., Norli, M., Magnusson, J., Rohrlack, T., Sørensen, K., Wisbech, C. (2013). Overvåking av Indre Oslofjord i 2012 – Vedleggsrapport. NIVA, Oslo. Rapport nr. 6534. 142 s.
- Berge, J.A., Amundsen, R., Gitmark, J., Gundersen, H., Haande, S., Johnsen, T., Kroglund, T., Ledang, A., Lømsland, E.R., Staalsrøm, A. (2014a). Overvåking av Indre Oslofjord i 2013. NIVA. Rapport L.nr. 6697-2014
- Berge, J.A., Amundsen, R., Bratrud, T, Bølling, N., Erdahl, E., Gitmark, J., Gundersen, H., Hindchiff, C, Holth, T, Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T., Kroglund, T, Ledang, A., Norli, M., Lømsland, E., Staalsrøm, A., Wisbech, C., Wolf, R. (2014b). Overvåking av Indre Oslofjord i 2013 – Vedleggsrapport. NIVA, Oslo. Rapport nr. 6698-2014. 131 s.
- Berge, J.A., Amundsen, R., Gitmark, J., Gundersen, H., Hylland, K., Johnsen, T.M., Ledang, A.B., Norli, M., Lømsland, E.R., Staalsrøm, A. og Strand, D.A., (2015). Overvåking av Indre Oslofjord i 2014 – Vedleggsrapport. NIVA Rapport nr. 6834: 104 sider.
- Beyer, F. og Indrehus, J., (1995). Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord. Effekter av forurensning og dypvannsutskiftning på faunaen langs bunnen av Oslofjorden basert på materiale samlet siden 1952. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 621/95. Biologisk institutt, UiO. NIVA-rapport l.nr. 3324.

- Beyer J, Green NW, Brooks SJ, Allan IJ, Ruus A, Gomes T, Bråte ILN, Schøyen M. (2017). Blue mussels (*Mytilus edulis* spp.) as sentinel organisms in coastal pollution monitoring: A review. *Marine Environmental Research*.130: 338-365.
- Borgersen, G., Gitmark, J.K., Håvardstun, J., Staalstrøm, A. 2022. Tiltaksorientert overvåkning i Follafooss havneområde og Beitstadfjorden i 2021 for MM FollaCell AS og SalMar Settefisk AS. NIVA-rapport 7712-2022
- Borgersen, G., Gitmark, J.K., Norli, M., Engesmo, A. 2025. Tiltaksorientert overvåking i Håøyfjorden i 2024 for Chemring Nobel AS. NIVA-rapport 8063-2025. <https://hdl.handle.net/11250/3182014>
- Bray, R., & Curtis, T. (1957). An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4), 325–349. <https://doi.org/10.1890/1>
- Broeg K, Lehtonen KK. (2006). Indices for the assessment of environmental pollution of the Baltic Sea coasts: integrated assessment of the multi-biomarker approach. *Mar Pollut Bull.* 53:508-522.
- Brooks SJ, Gomes T. (2020). Integrated biological effects assessment of the discharge water into the Sunndals fjord from an aluminium smelter. NIVA report (pending approval)
- Brooks SJ, Escudero-Oñate C, Gomes T, Ferrando-Climent L. (2018). An integrative biological effects assessment of a mine discharge into a Norwegian fjord using field transplanted mussels. *Science of the Total Environment*. 644: 1056-1069.
- Brooks SJ, Harman C, Hultman MT, Berge JA. (2015). Integrated biomarker assessment of the effects of tailing discharges from an iron ore mine using blue mussels (*Mytilus* spp.). *Science of the total environment*. 524-525:104-114.
- Brooks SJ, Harman C, Soto M, Cancio I, Glette T, Marigómez I. (2012). Integrated coastal monitoring of a gas processing plant using native and caged mussels. *Science of the total environment*. 426:375-386.
- Brooks SJ, Harman C, Grung M, Farmen E, Ruus A, Vingen S, Godal BF, Baršienė J, Andreikėnaitė L, Skarphéðinsdóttir H, Liewenborg B, Sundt RC. (2011). Water column monitoring of the biological effects of produced water from the Ekofisk offshore oil installation from 2006 to 2009. *Journal of Toxicology and Environmental Health*. 74: 582-604.
- Bøhle, B. (1979). Dyrking av blåskjell i Norge: Biologisk grunnlag, praktisk veiledning og muligheter. Fisken og havet. Serie B, 1979 Nr. 5. 24 sider. https://imr.brage.unit.no/imr-xmloi/bitstream/handle/11250/114192/fhb_1979_05.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Bolognesi, C., and Fenech, M. 2012. Mussel micronucleus cytome assay. *Nature Protocols*, 7(6): 1125–1137.
- Cajaraville MP, Diez G, Marigómez IA, Angulo E. 1990. Responses of basophilic cells of the digestive gland of mussels to petroleum hydrocarbon exposure. *Diseases of aquatic organisms* 9:221-228.
- Christie, H., Andersen, G. S., Bekkby, T., Fagerli, C. W., Gitmark, J. K., Gundersen, H., & Rinde, E. (2019). Shifts between sugar kelp and turf algae in Norway: regime shifts or fluctuations between different opportunistic seaweed species?. *Frontiers in Marine Science*, 6, 72.
- Christie, H., Kraufvelin, P., Kraufvelin, L., Niemi, N., & Rinde, E. (2020). Disappearing Blue Mussels—Can Mesopredators Be Blamed?. *Frontiers in Marine Science*, 7, 550.

- Davies IM, Vethaak AD, (2012). Integrated marine environmental monitoring of chemicals and their effects. ICES Cooperative Research Report No. 315 (277 pp.).
- De Zwaan A, Mathiew M. 1992. Cellular energy metabolism in the Mytilidae: an overview. The Mussel *Mytilus*: Ecology, Physiology, Genetics and Culture. ed. / E. Gosling. Amsterdam: Elsevier B.V., 1992. p. 223-307.
- Direktoratsgruppen vanndirektivet (2018). Veileder 02:2018 Klassifisering Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.
- Dolven, J.K. og Alve, E., (2010). Naturlstanden i Indre Oslofjord. Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Rapport no. 106. ISBN 978-82-91885-39-1. 86 s.
- Eikrem W, Valestrand L, Harvey T, Saesin P, Berezina A, Tobiesen A. (2023). Årsovervåkning med FerryBox og satellittdata i Indre Oslofjord 2022 – Datarapport. NIVA rapport 7859-2023. 21 s + vedlegg.
- Engesmo A, Staalstrøm A, Gran S, Kaste Ø. (2023) Overvåking av Ytre Oslofjord 2019-2023. Årsrapport 2022» NIVA-rapport. *In prep.*
- Fagerli, C. W., Staalstrøm, A., Trannum, H. C., Gitmark, J. K., Eikrem, W. (2018) ØKOKYST – DP Norskehavet Sør (II). Årsrapport 2017. Miljødirektoratet-rapport 1011, 87 s
- Gran, H. H. (1897). Kristianiafjordens Algeflora I, VSK Skr. I 1896 nr. 2
- Green N, Schøyen M, Hjermann DØ, Øxnevad S, Ruus A, Beylich B, Lund E, Tveiten L, Jenssen MTS, Håvardstun J, Ribeiro AL, Doyer I, Rundberget JT, Bæk K. (2019) Contaminants in coastal waters of Norway (2018). Miljødirektoratet-rapport M-1515. NIVA-rapport 7412-2019.
- Grinde, L., Heiberg, H., Mamen, J., Skaland, R. G., Tajet, H. T. T., Tunheim, K. & Aaboe, S. (2022) Været i Norge. Klimatisk månedsoversikt. Året 2022. *MET info*, no. 13-2022, 30 sider.
- Gyllencreutz, R. (2005). Late Glacial and Holocene paleoceanography in the Skagerrak from high-resolution grain size records. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 222(3-4), 344-369.
- Hattenrath-Lehmann, T. K., Marcoval, M. A., Mittlesdorf, H., Goleski, J. A., Wang, Z., Haynes, B., ... & Gobler, C. J. (2015). Nitrogenous nutrients promote the growth and toxicity of *Dinophysis acuminata* during estuarine bloom events. *PLoS One*, 10(4), e0124148.
- Hellou J Law RJ. (2003). Stress on stress response of wild mussels, *Mytilus edulis* and *Mytilus trossulus*, as an indicator of ecosystem health. *Environmental Pollution*. 126:407–416.
- Hislop, J.R.G., Robb, A.P., Bell, M.A., Armstrong, D.W., (1991). The diet and food consumption of whiting (*Merlangius merlangus*) in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 48, 139–156.
- Jorde, I. & Klavestad, N. (1963). The natural history of the Hardangerfjord. 4. The benthonic algal egetation. *Sarsia* 9. p. 1-100.
- Källqvist, T., Magnusson, J., Pedersen, A. & Tangen, K. (1982). Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 1981. NIVA, Oslo. Rapport nr. 1424. 88 s.
- Larsen, B. T., Olaussen, S., Sundvoll, B., & Heeremans, M. (2008). The Permo-Carboniferous Oslo Rift through six stages and 65 million years. *Episodes Journal of International Geoscience*, 31(1), 52-58.

- Lowe DM, Pipe RK. (1994). The neutral red retention (NRR) assay to determine lysosomal membrane stability. *Aquat. Toxicol.* 30: 357–365.
- Lundsør, E., Bechmann, P., Haugestøl, G. L. & Andersen, G. S. (2016) Overvåkning av indre oslofjord 2015, Vedleggsrapport, Norconsult, dokumentnr. 5145099-2.
- Magnusson, J., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Bokn, T., Gjøsæter, J., Johnsen, T., Lømsland E.R., Schram, T.A., og Solli, A. (2001). Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 2000. Fagrådsrapport nr. 85. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 825/01: 86 sider.
- Magnusson, J., Bokn, T., Moy, F., Pedersen, A. & Larsen G. (1992). Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 1991. NIVA, Oslo. Rapport nr. 2722. 116 s.
- Mamen, J. (2025). Været i Norge i 2024: Det tredje varmeste og det tredje våteste året NIVA, Naturen 1/25. 2-21.
- Menden-Deuer, S. & Lessard, E.J. (2000). Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. *Limnology and Oceanography*, 45, 569-579.
- Moen, F. E., & Svensen, E. (2000). Dyreliv i havet. Håndbok i norsk marin fauna (2. utg.), Kristiansund: KOM forlag.
- Moseid, M., Størdal, I. F. & Slinde, G. S. (2021). Risikovurdering av sedimenter i indre Oslofjord. NGI-rapport 20200524-02-R. 208 sider.
- Moland, E., Synnes, A. E., Naustvoll, L. J., Freitas, C., Norderhaug, K. M., Thormar, J., ... & Haga, A. (2021). Krafttak for kysttorsken-Kunnskap for stedstilpasset gjenoppbygging av bestander, naturtyper og økosystem i Færder-og Ytre Hvaler nasjonalparker. Rapport fra havforskningen.
- Moschino V, Marin MG. (2006). Seasonal changes in physiological responses and evaluation of "well-being" in the Venus clam *Chamelea gallina* from the Northern Adriatic Sea. *Comp. Biochem. Physiol. A Mol. Integr. Physiol.* 145:433-40.
- Nellemann, C., Hain, S., & Alder, J. (2008) In Dead Water – Merging of climate change with pollution, over-harvest, and infestations in the world's fishing grounds. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal, Norway, www.grida.no
- Nielsen, P., Krock, B., Hansen, P. J., & Vismann, B. (2020). Effects of the DSP-toxic dinoflagellate *Dinophysis acuta* on clearance and respiration rate of the blue mussel, *Mytilus edulis*. *PloS one*, 15(3), e0230176.
- Norconsult (2016). Overvåking av Indre Oslofjord. 2015. Vedleggsrapport. Rapport til Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Dokumentnr.: 5145099-02 Versjon: J04.
- Norconsult (2017). Overvåking av Indre Oslofjord. 2016. Vedleggsrapport. Rapport til Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Dokumentnr.: 5145099-04 Versjon: B02
- Norconsult (2018). Overvåking av Indre Oslofjord. 2017. Vedleggsrapport. Rapport til Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Dokumentnr.: 5145099-08 Versjon: J04
- Norconsult (2019). Miljøovervåking i Indre Oslofjord 2018. Rapport til Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Dokumentnr.: 5145099-11 Versjon: J03
- Olenina, I., Hajdu, S., Andersson, A., Edler, L., Wasmund, N., Busch, S., Göbel, J., Gromisz, S., Huseby, S., Huttunen, M., Jaanus, A., Kokkonen, P., Ledaine, I., Niemkiewicz, E., (2006) Biovolumes and sizeclasses of phytoplankton in the Baltic Sea. *Baltic Sea Environment Proceedings* 106, 144pp.

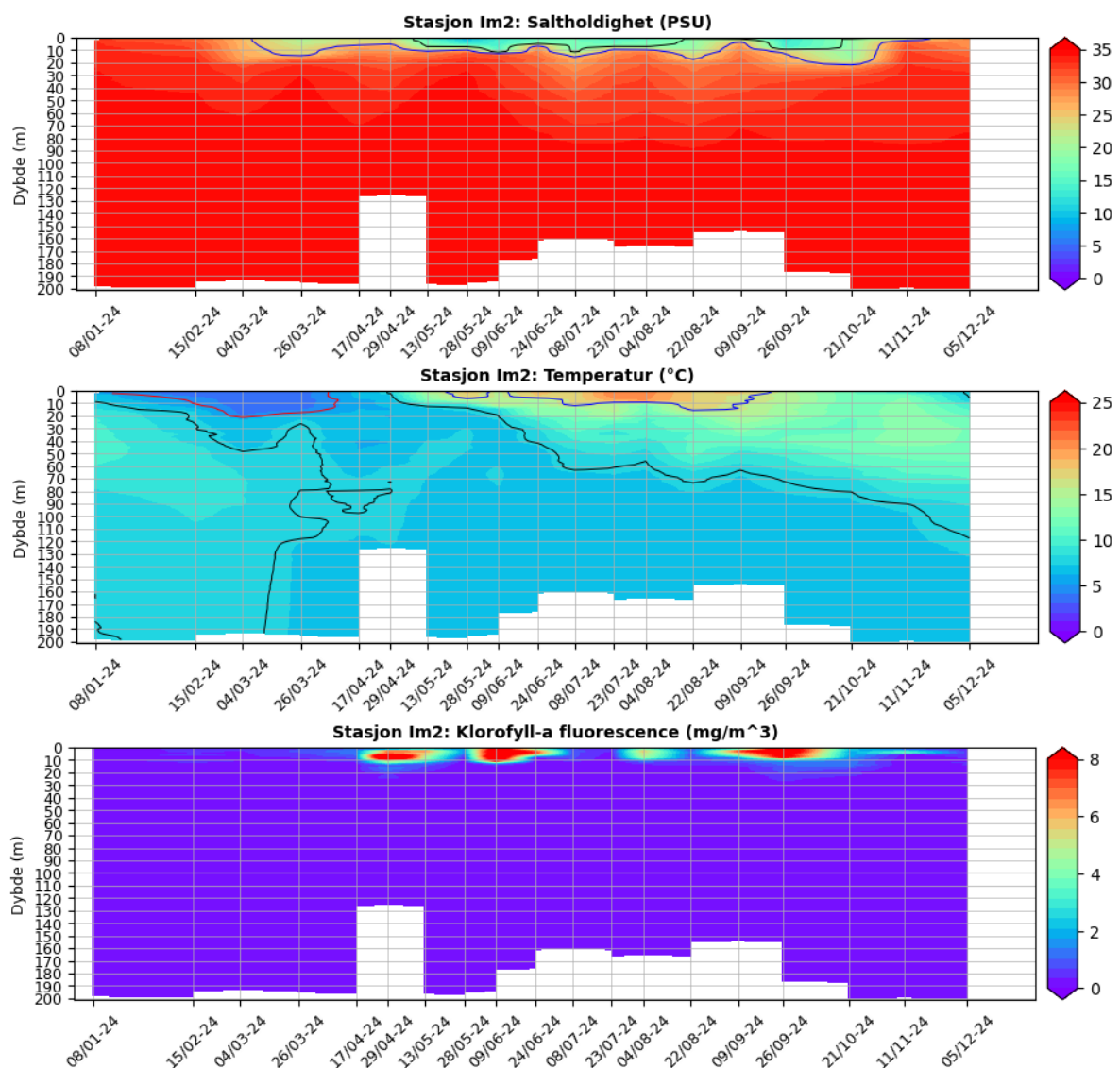
- Redfield, A. C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *American scientist*, 46(3), 230A-221.
- Staalstrøm, A., A. Engesmo, G. S. Andersen, S. Gran, G. Borgersen, S. R. Moy, L. Valestrand, S. Brooks, K. Hylland, and T. F. Holth. (2021) Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord Årsrapport 2020. NIVA-rapport 7650-2021. 121 sider.
- Staalstrøm, A., G. S. Andersen, M. walday, A. Engesmo, S. Gran, and T. Harvey. (2022a) Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord Årsrapport 2021. NIVA-rapport 7771-2022. 98 sider.
- Staalstrøm, A., Jackson-Blake, L. A., Norling, M. D., Kvile, K. Ø., Sample, J. E., Frigstad, H., & Wallhead, P. (2022b). Forprosjekt for modellering av Oslofjorden–vurdering av aktuelle modeller. NIVA-rapport 7803-2022. 53 sider.
- Staalstrøm, A., Gomes, T., Gitmark, J., Engesmo, A., Borgersen, G. & Andersen, G. S. (2023). Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord Årsrapport 2022. (NIVA-rapport 7883-2023). Norsk institutt for vannforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3082850>
- Staalstrøm, A., & Berezina, A. (2023). Areal dekket av flytebrygger og utfyllinger i Indre Oslofjord. NIVA-rapport 7815-2023. 14 sider. <https://hdl.handle.net/11250/3053940>.
- Thronsen J, Hasle GR, Tangen K. (2003). Norsk kystplanktonflora. Almater Forlag, Oslo. 341 pp.
- Utermöhl H. (1958). Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. int. Verein.theor. angew. Limnol.* 9, 1-38
- 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. NIVA-rapport 7856-2023. 57 s.
- Zorita I, Apraiz I, Ortiz-Zarragoitia M, Orbea A, Cancio I, Soto M, Marigómez I, Cajaraville MP. (2007). Assessment of biological effects of environmental pollution along the NW Mediterranean Sea using mussels as sentinel organisms. *Environmental Pollution*. 148:236-250.

Vedlegg A: Hydrografi i bassengene i Indre Oslofjord

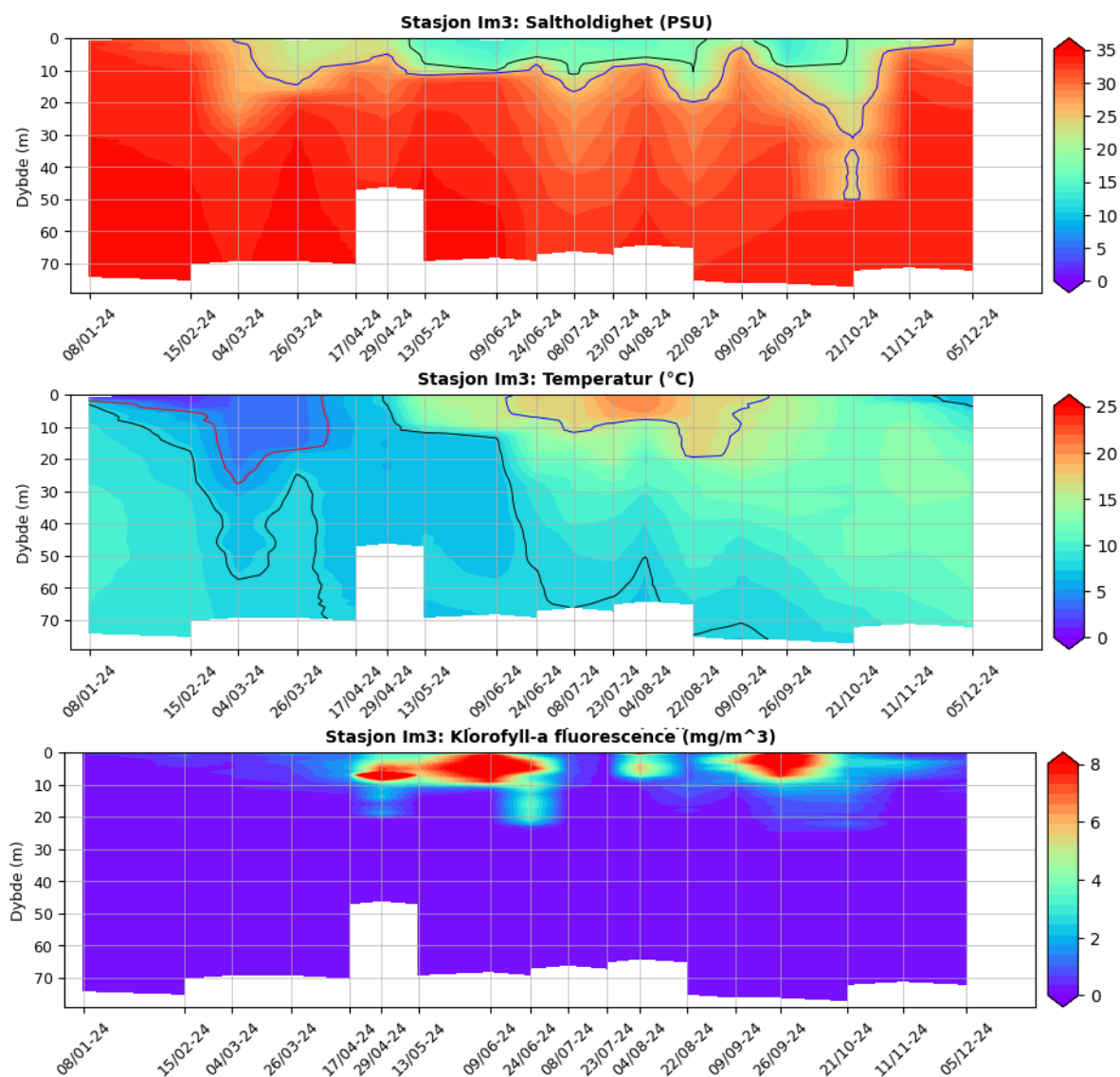
Her vises konturplott fra CTD målinger fra overvåkningsstasjonene i Figur 1. Vi starter i sør og går suksessivt innover i fjorden helt til Bunnebotten.

Drøbaksundet

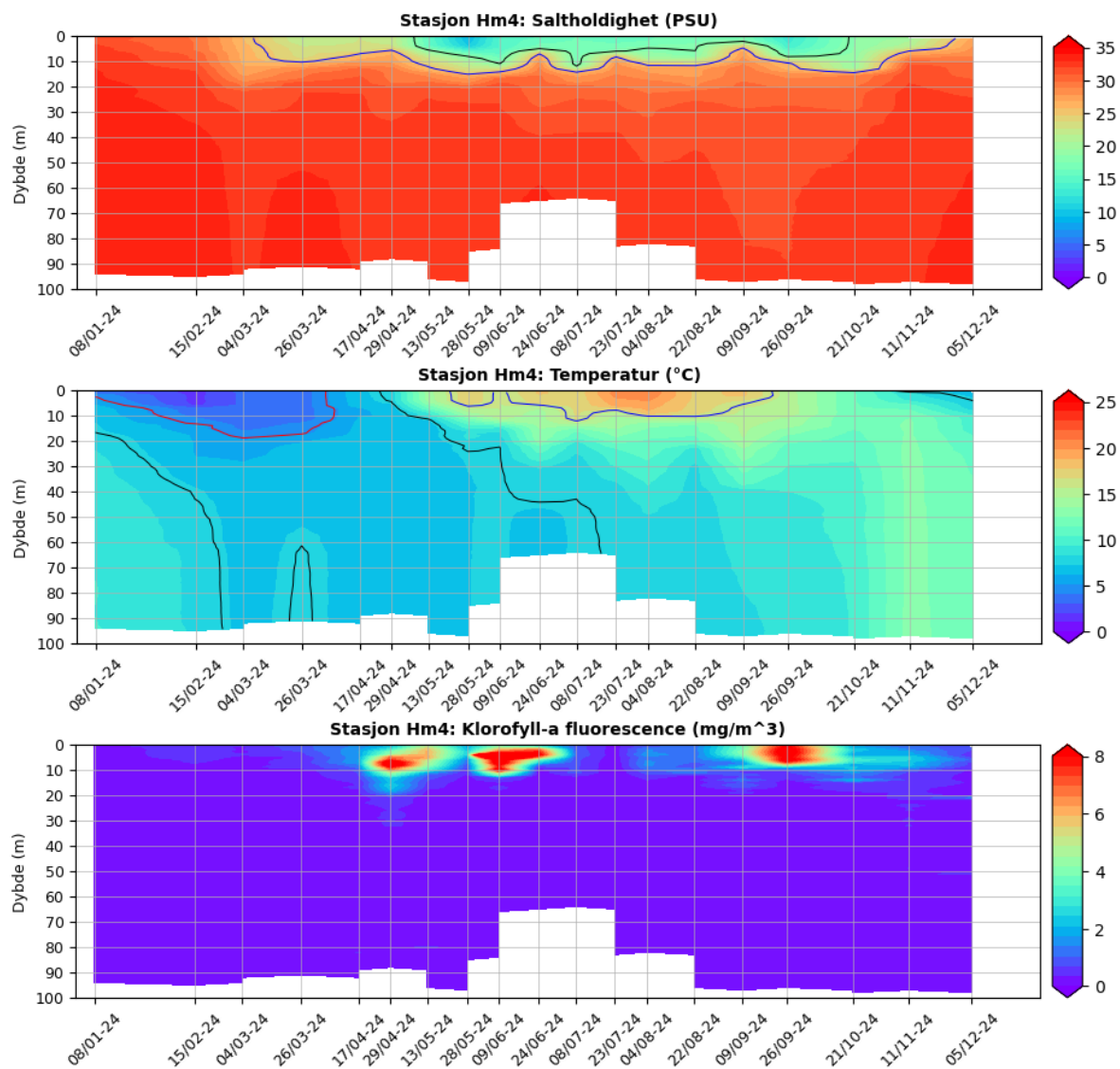
Her vises først hydrografien fra stasjon Im2 i Drøbaksundet, Im3 ved Drøbak havn og Hm4 ved Oscarsborg rett innenfor Drøbakerskelen (Figur 69-Figur 71).



Figur 69. CTD data fra stasjon Im2 Elle i Drøbaksundet. Øverst vises saltholdighet med konturlinje hver fra 20 til 35 psu. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorescens.



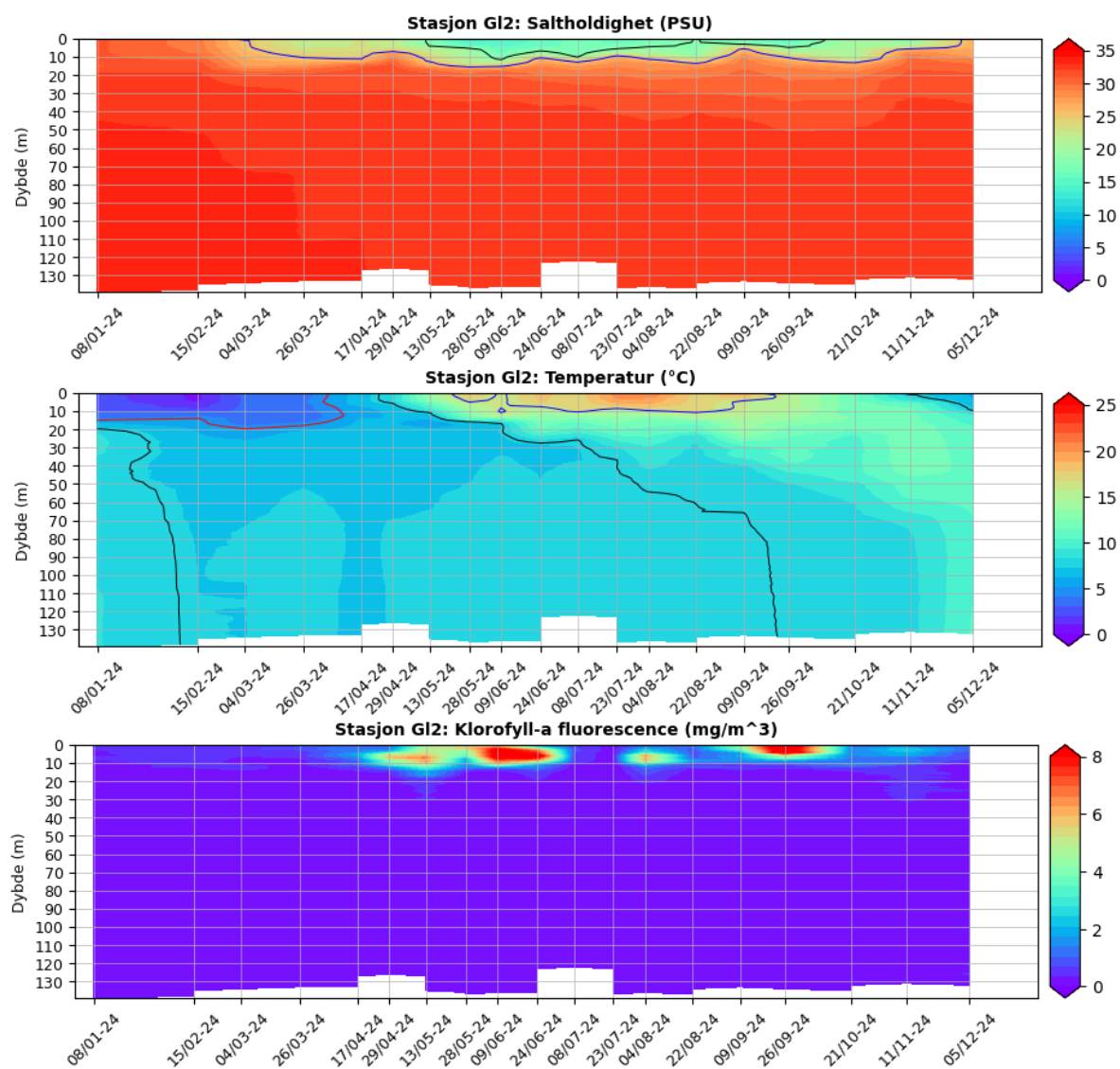
Figur 70. CTD data fra stasjon Im3 Drøbak havn. Øverst vises saltholdighet med konturlinje hver fra 20 til 35 psu. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorescens.



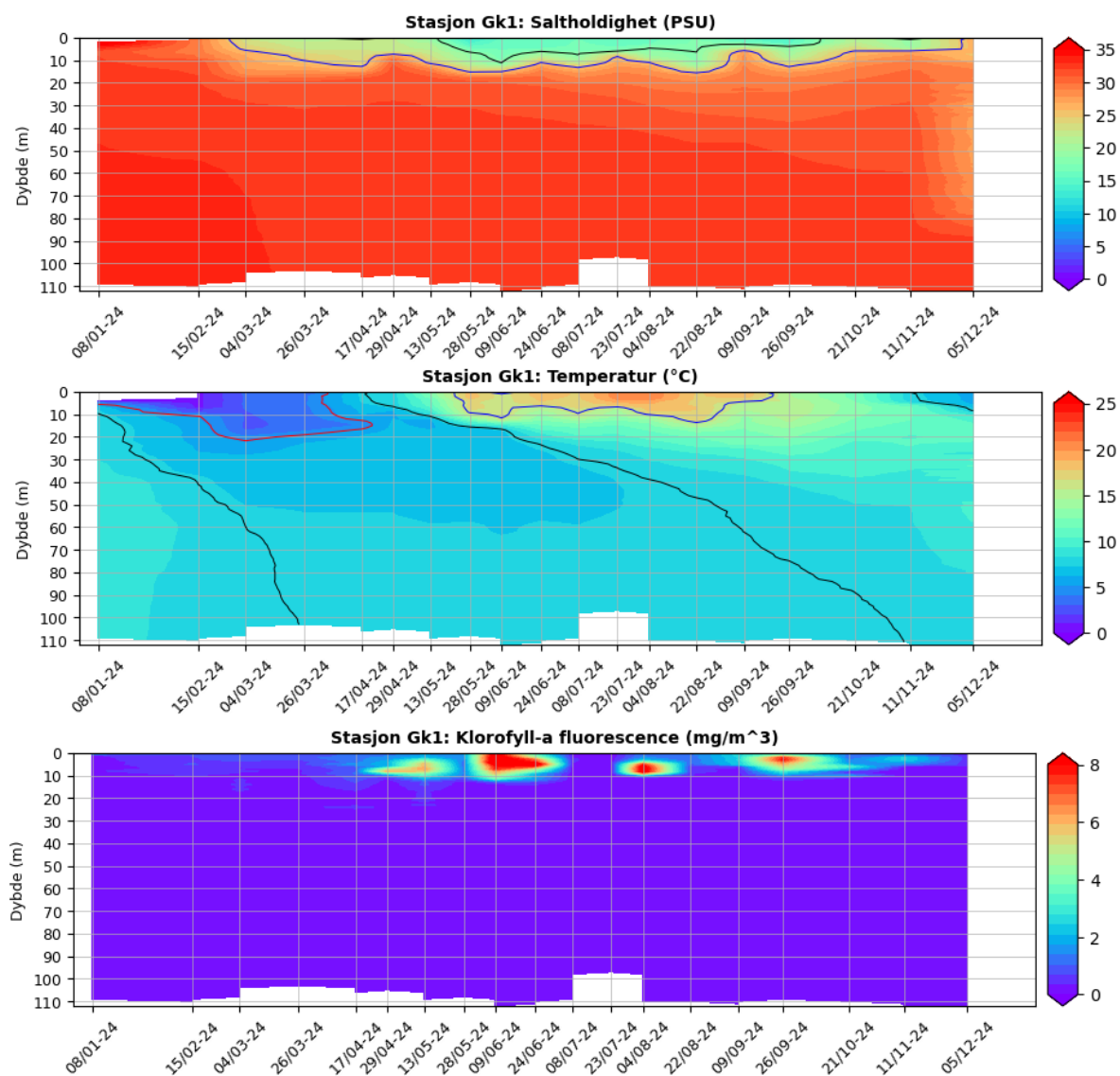
Figur 71. CTD data fra stasjon Hm4 Oscarsborg rett innenfor terskelen. Øverst vises saltholdighet med konturlinje hver fra 20 til 35 psu. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorescens.

Vestfjorden

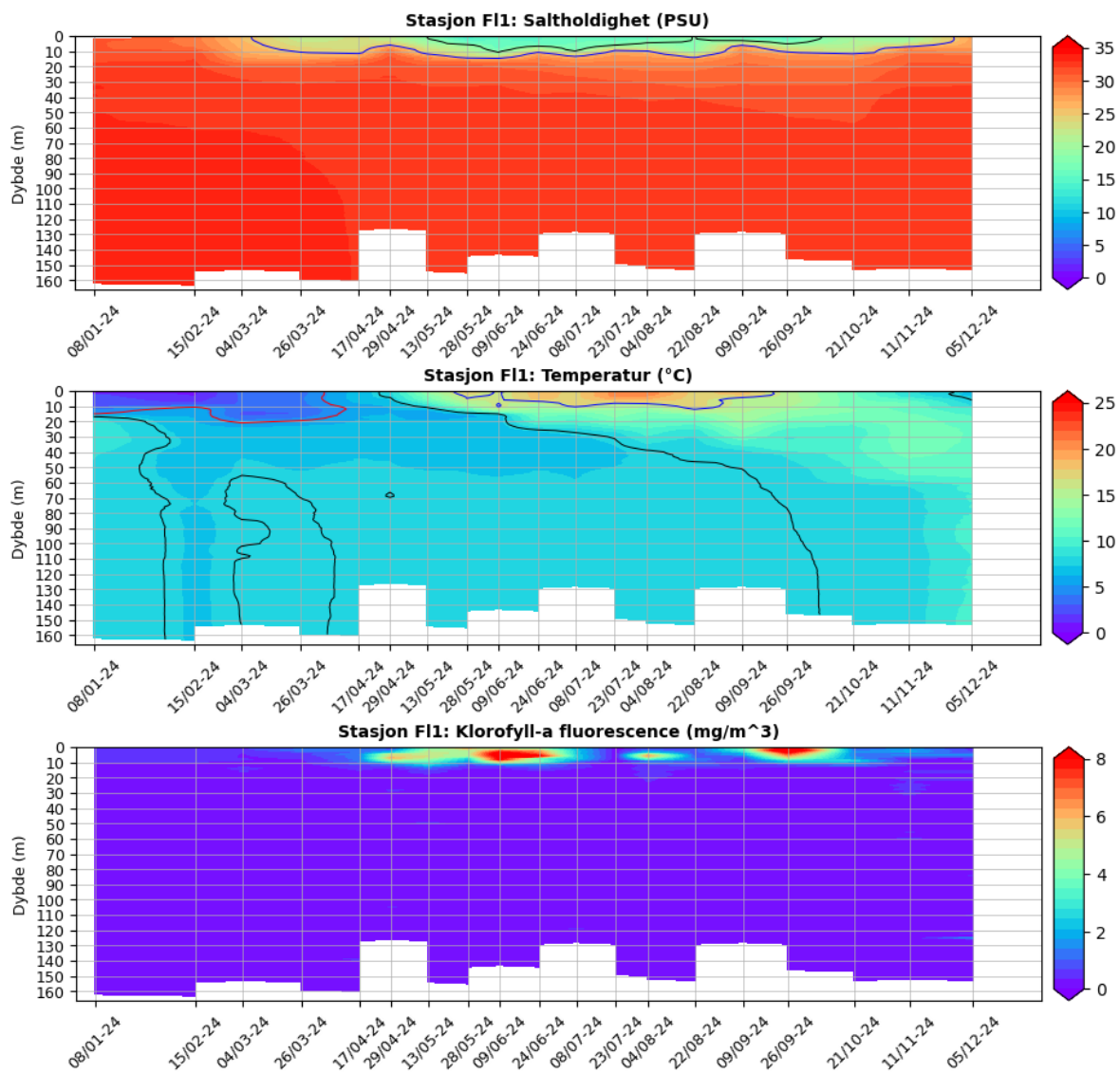
Her vises først hydrografien fra stasjon GL2 øst for Håøya, Gk1 vest for Håøya, Fl1 ved Søndre Langåra, Ej1 VEAS, Dk1 ved Steilene, Dm1 Steilene Nord (Figur 72 - Figur 77).



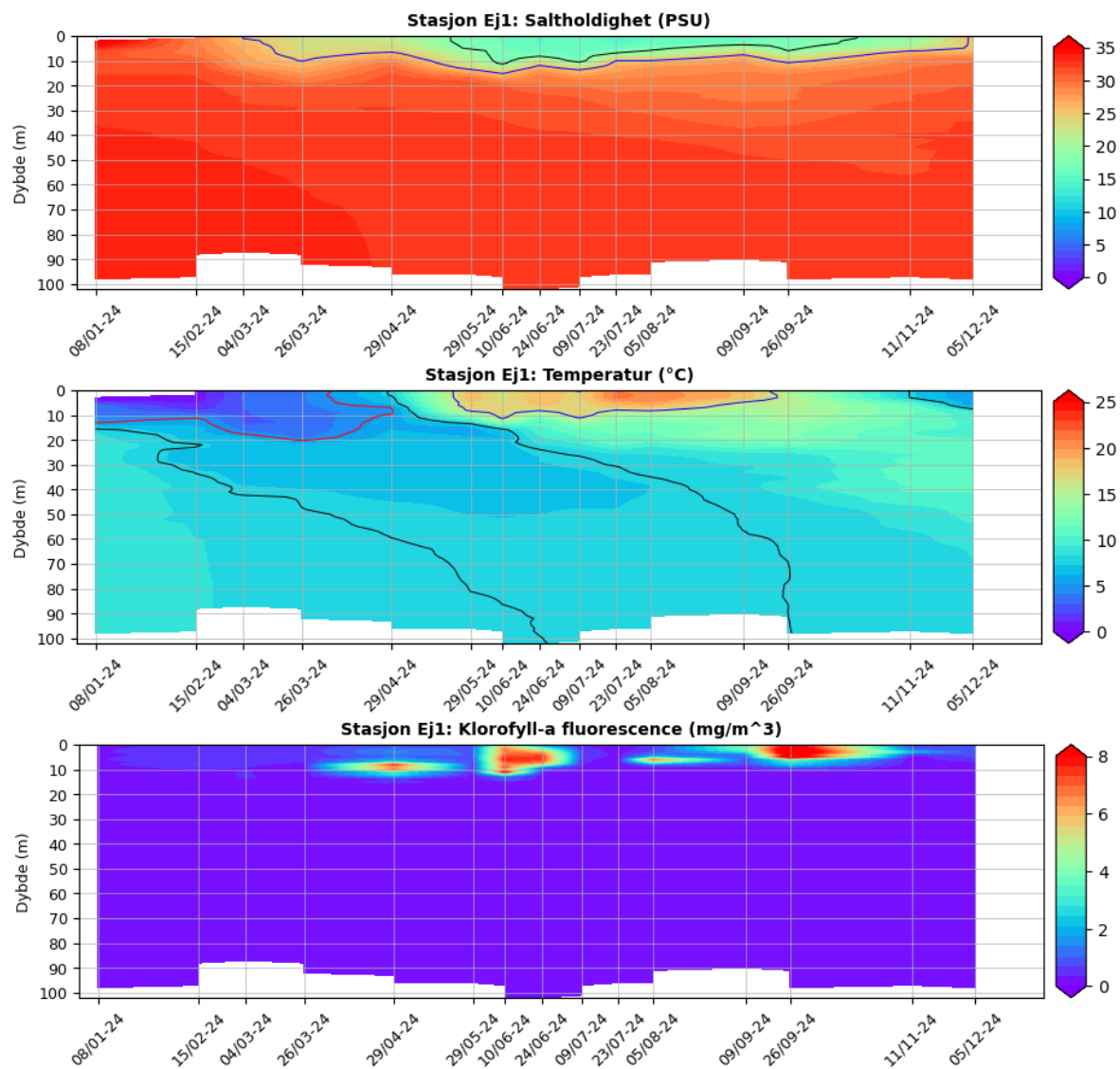
Figur 72. CTD data fra stasjon GL2 på østsiden av Håøya. Øverst vises saltholdighet med konturlinje hver fra 20 til 35 psu. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorescens.



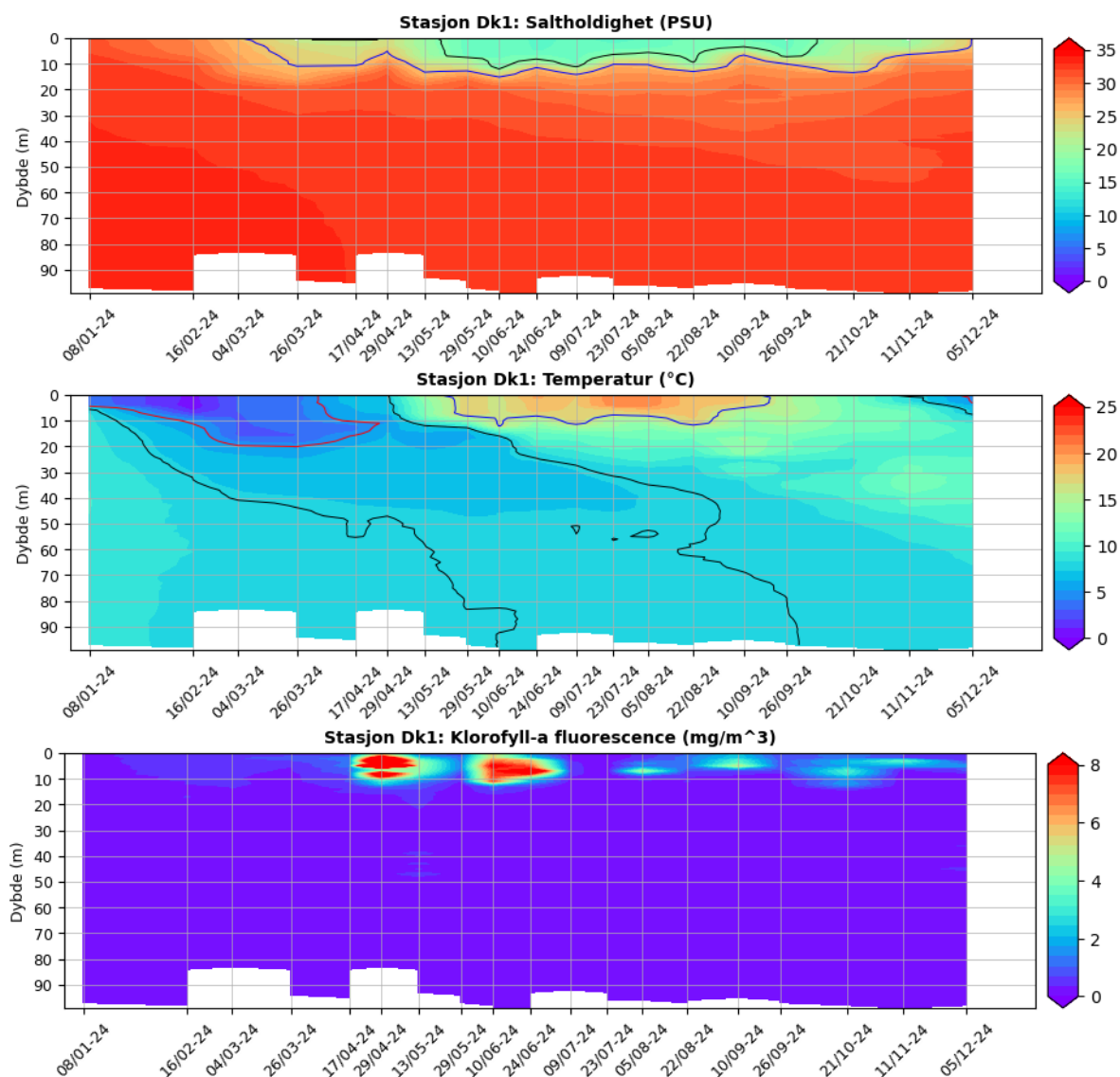
Figur 73. CTD data fra stasjon Gk1 Gråøyrenna vestsiden av Håøya. Øverst vises saltholdighet med konturlinje hver fra 20 til 35 psu. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorescens.



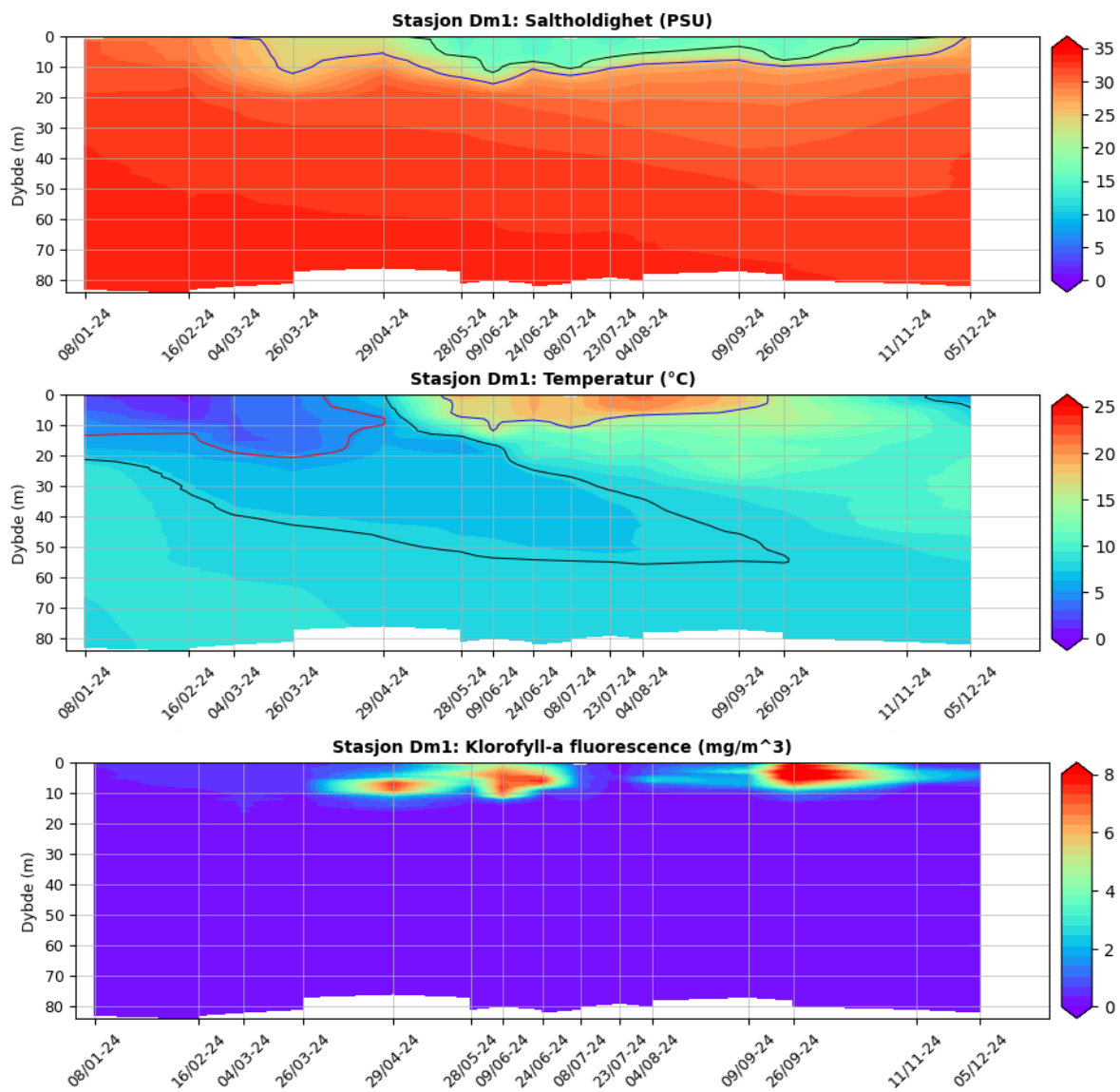
Figur 74. CTD data fra stasjon FI1 ve Søndre Langåra. Øverst vises saltholdighet. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorescens.



Figur 75. CTD data fra stasjon Ej1 som ligger utenfor VEAS sitt utslipp på vestsiden av Vestfjorden. Øverst vises saltholdighet. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorescens.



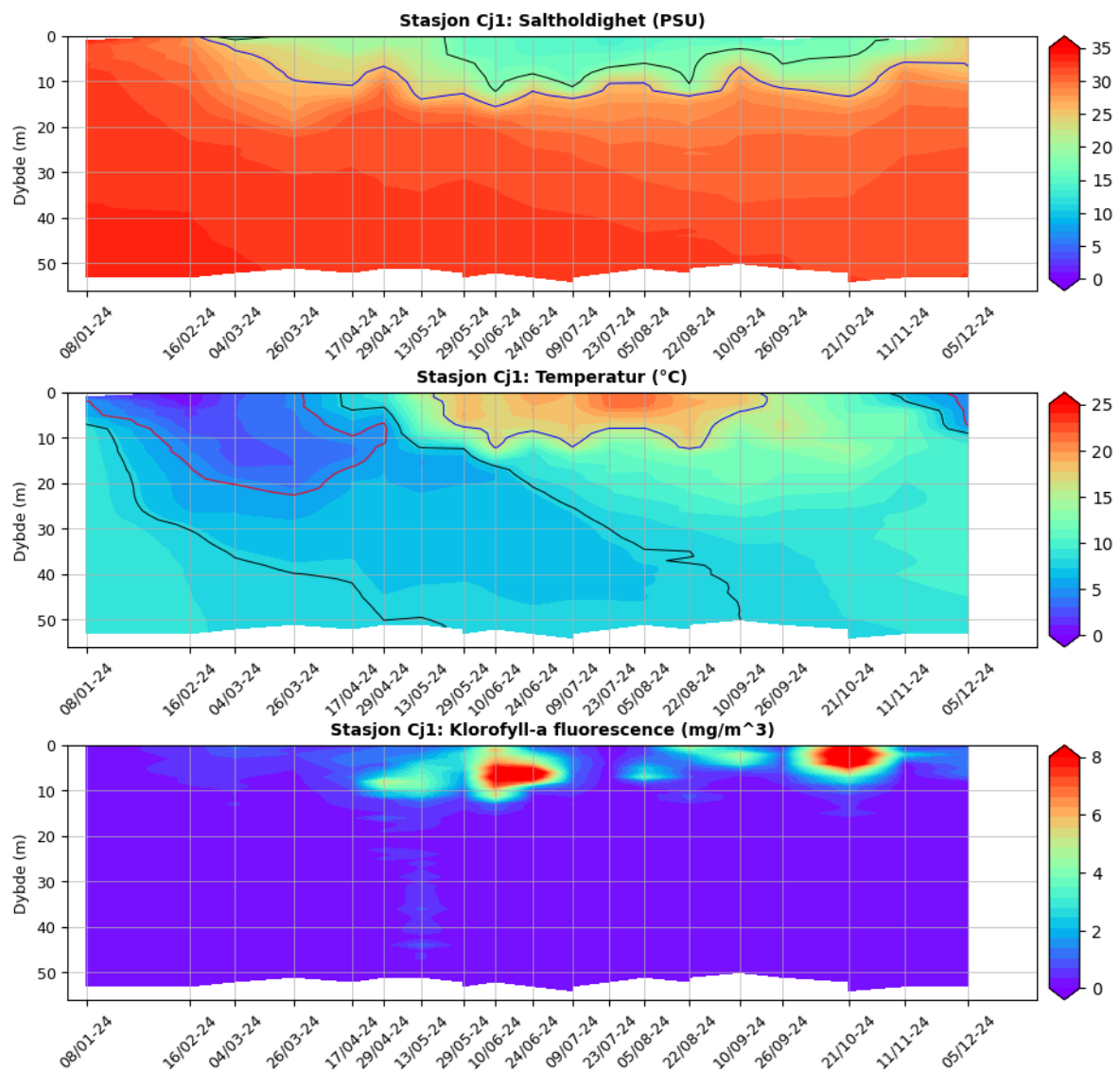
Figur 76. CTD data fra stasjon Dk1 Steilene. Øverst vises saltholdighet. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorescens.



Figur 77. CTD data fra stasjon Dm1 i bassenget Steilene Nord. Øverst vises saltholdighet. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorescens.

Holmenfjorden

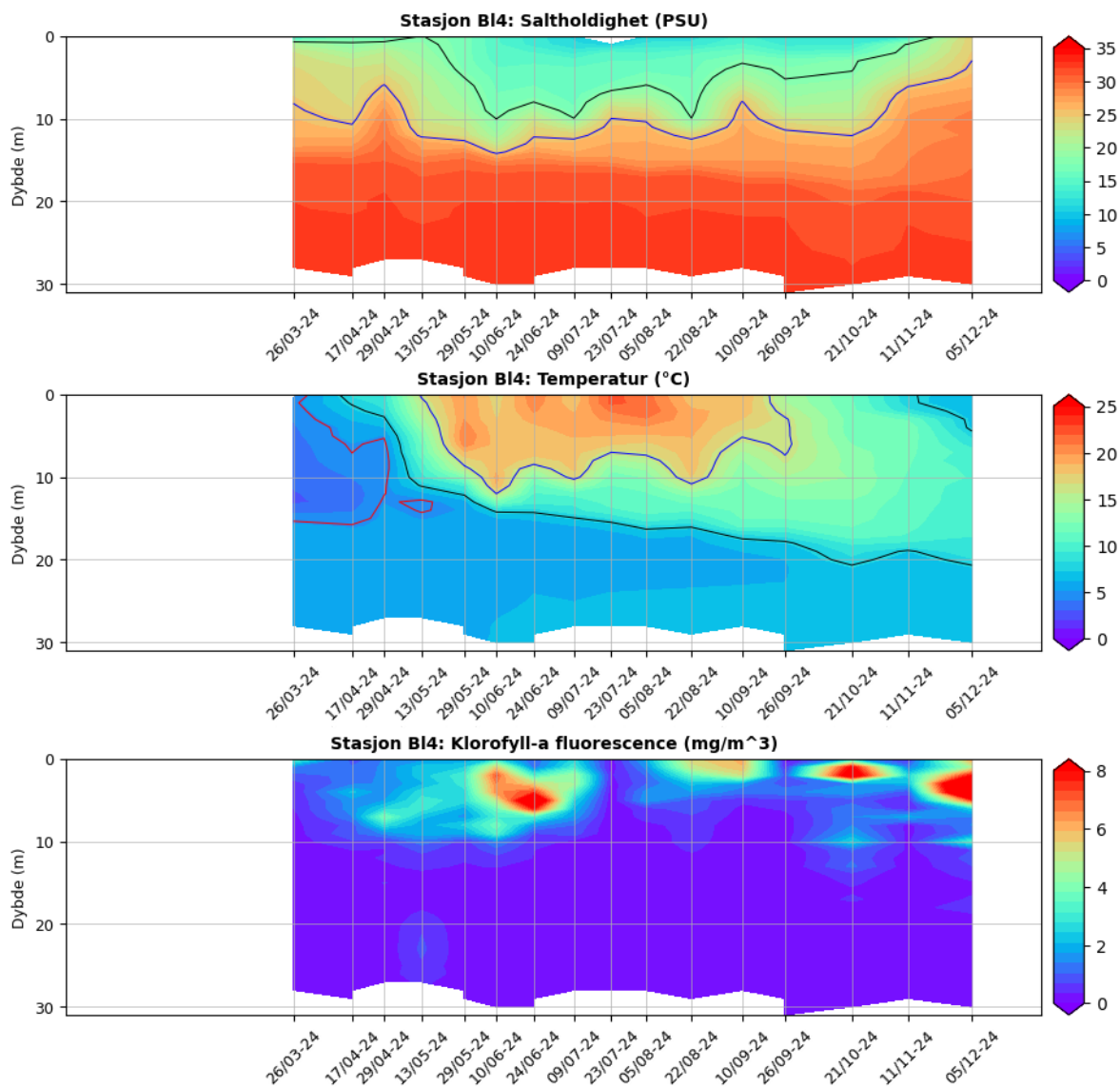
Holmenfjorden er definert som en egen vannforekomst i Vann-nett. Figur 78 viser CTD data fra Cj1.



Figur 78. CTD data fra stasjon Cj1 Holmenfjorden. Øverst vises saltholdighet. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorescens.

Bærumsbassenget

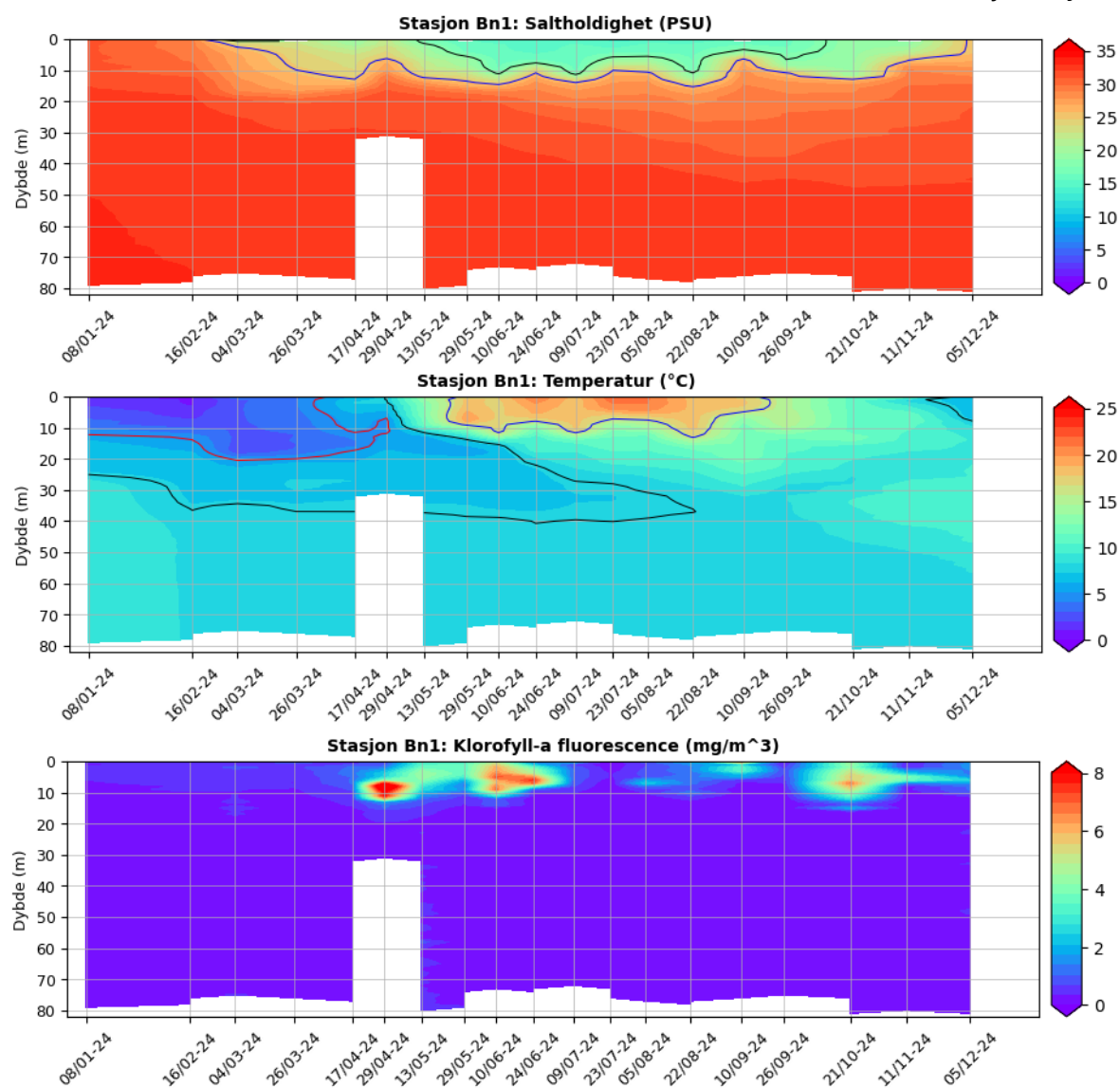
Bærumsbassenget er avgrenset fra Vestfjorden ved trange sund med flere grunne terskler. Dypeste terskel er i Snarøundet på 13.5 m. Største dyp er ca. 31 m og ligger i et dypområde nord for Ostøya. Figur 79 viser CTD data fra BL4.



Figur 79. CTD data fra stasjon BL4 Bærumsbassenget. Øverst vises saltholdighet. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorescens.

Lysakerfjorden

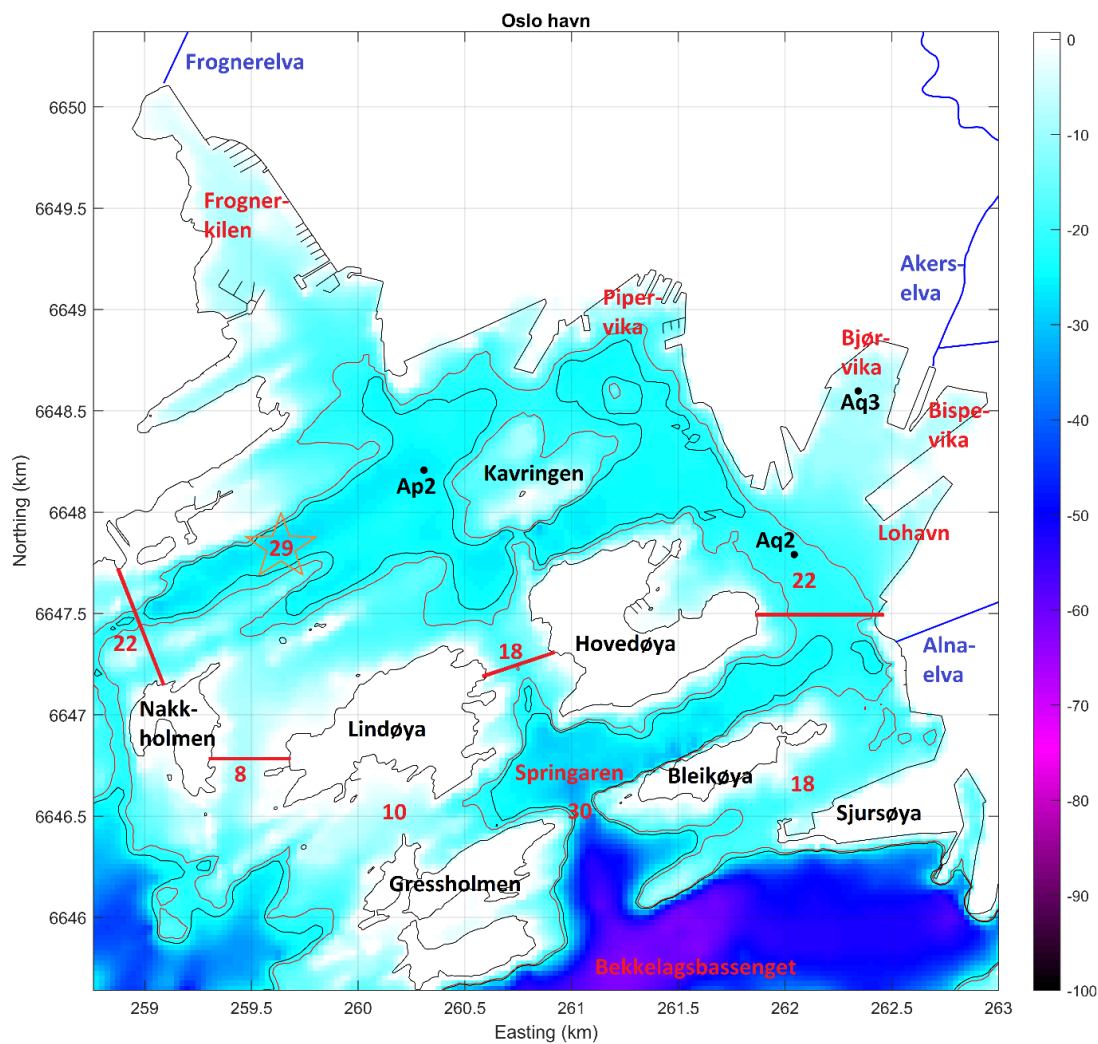
Lysakerfjorden ligger mellom Bunnefjorden og Vestfjorden. Det dypeste punktet er på omtrent 80 m dyp. Terskeldypet mellom Illjernet og Snarøya er 50 m og mellom Nesoddtangen og Bygdø 55 m. VEAS har utløp for sitt overløp på 25 m rett utenfor Lysakerselva munning. Figur 80 viser CTD data fra stasjon Bn1 i Lysakerfjorden.



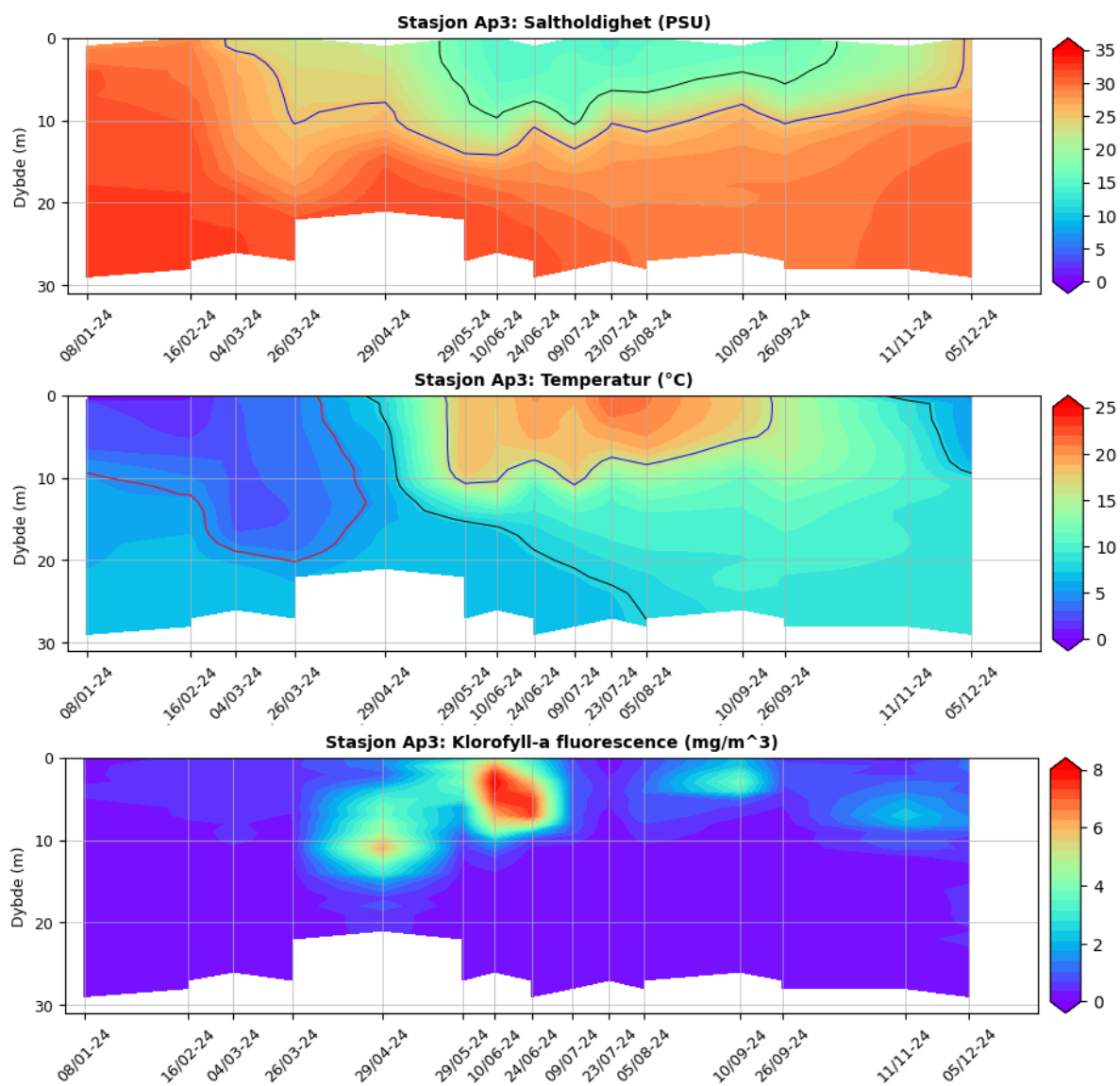
Figur 80. CTD data fra stasjon Bn1 Lysakerfjorden. Øverst vises saltholdighet. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorescens.

Oslo havn

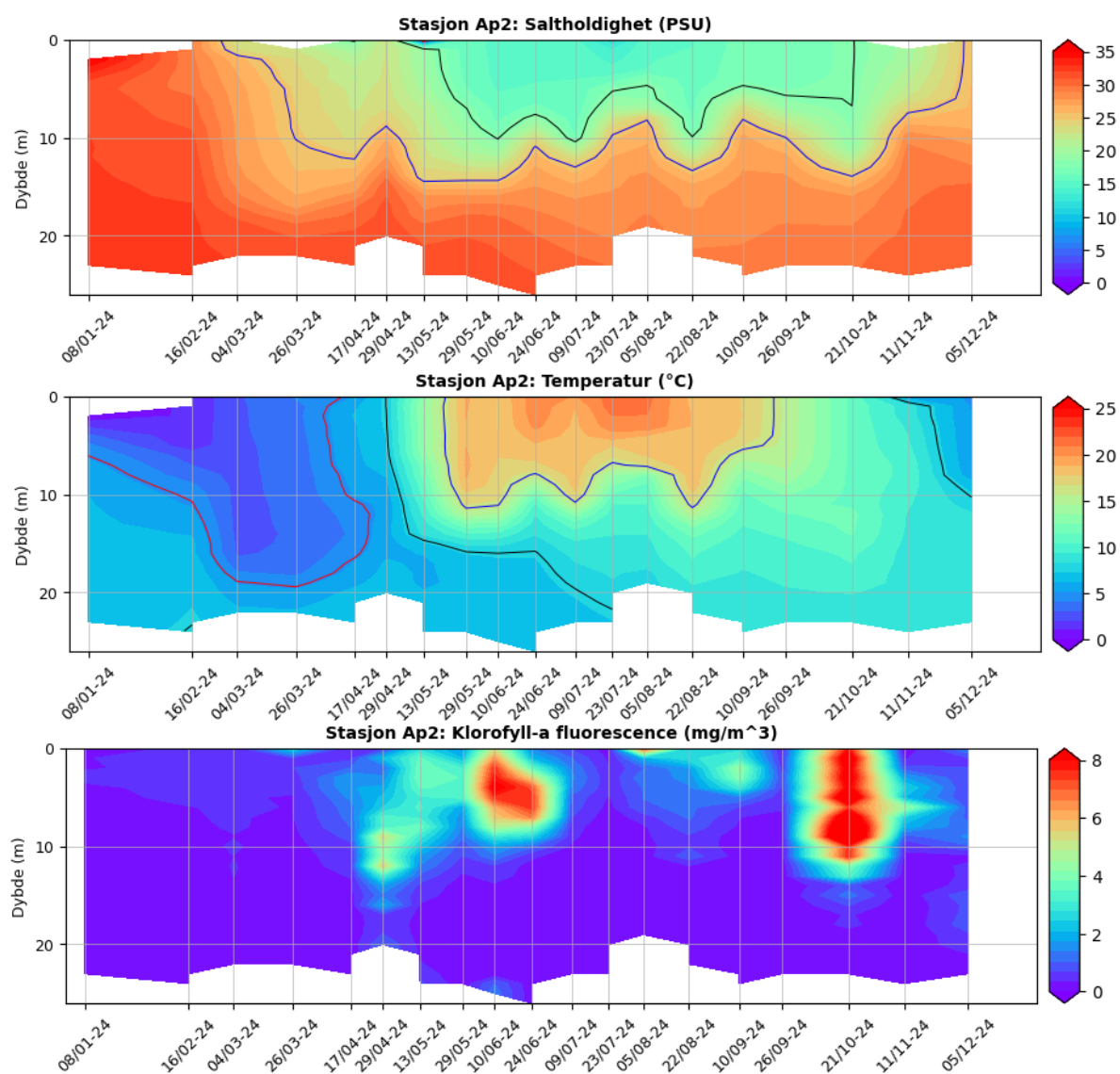
Den delen av fjorden som ligger innenfor øyene Nakkholmen, Lindøya og Hovedøya utgjør et eget basseng som er adskilt av et terskeldyp på 22 m fra resten av fjorden og hvor det dypeste dypet er på ca. 29 m. De dypeste områdene strekker seg fra rett nord av Nakkholmen og mot Kavringen. Det er også noen dype punkter med dyp opp mot 29 m rett sør for Kavringen (se kart i Figur 81). Figur 82 - Figur 85 viser CTD data fra stasjonene Ap3, Ap2, Aq2 og Aq3.



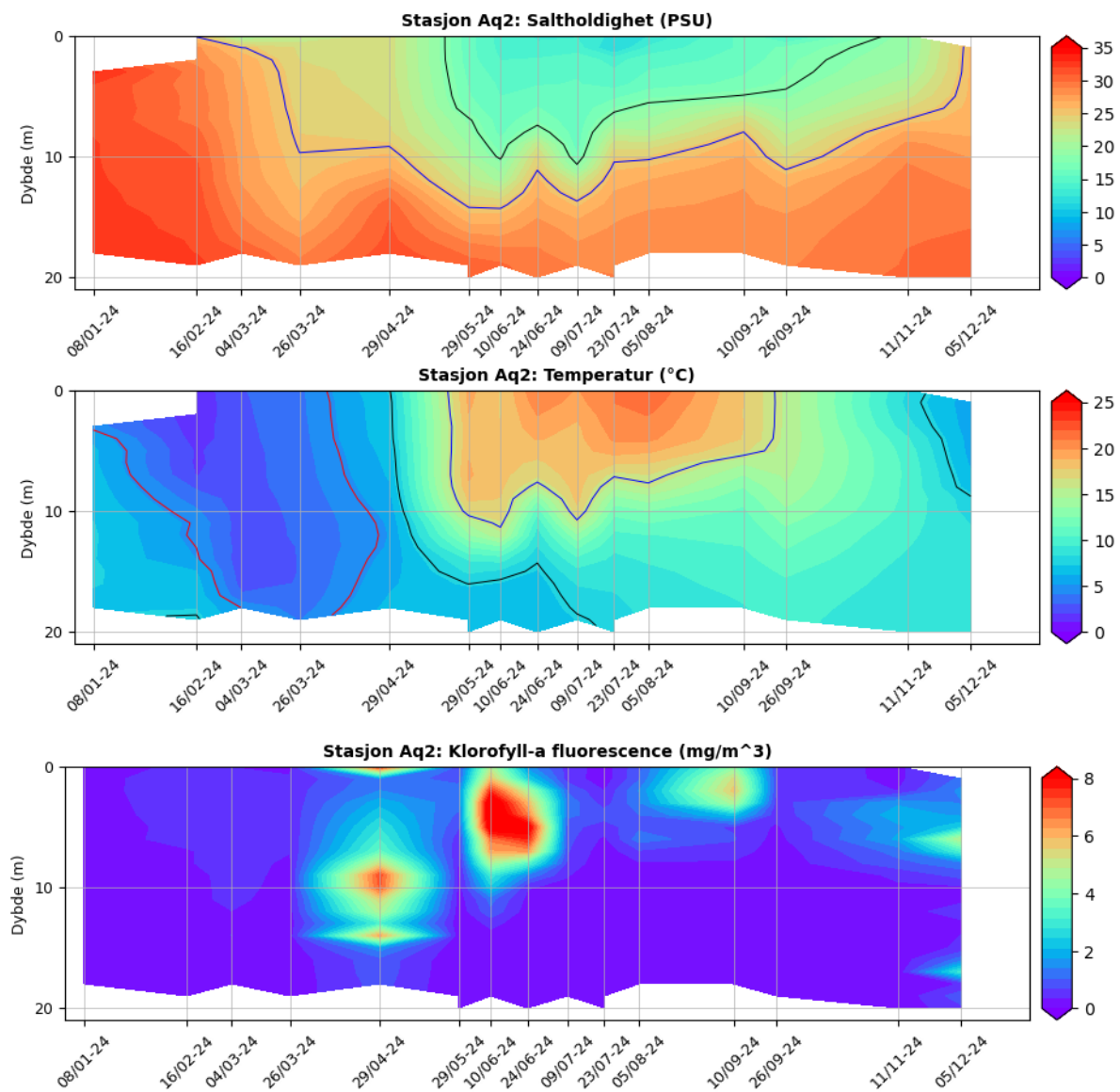
Figur 81. Kart over Oslohavnebasseng. Fargeskalaen angir bunndybden i meter. Dybdekonturer for 20 og 23 m er tegnet inn med hhv. rød og svart linje. Stasjoner for overvåknings-programmet for Indre Oslofjord er tegnet inn med svarte punkter. Det dypeste punktet i havnebassenget er på ca. 29 m og er markert med en oransje stjerne. Skala viser dybde i meter.



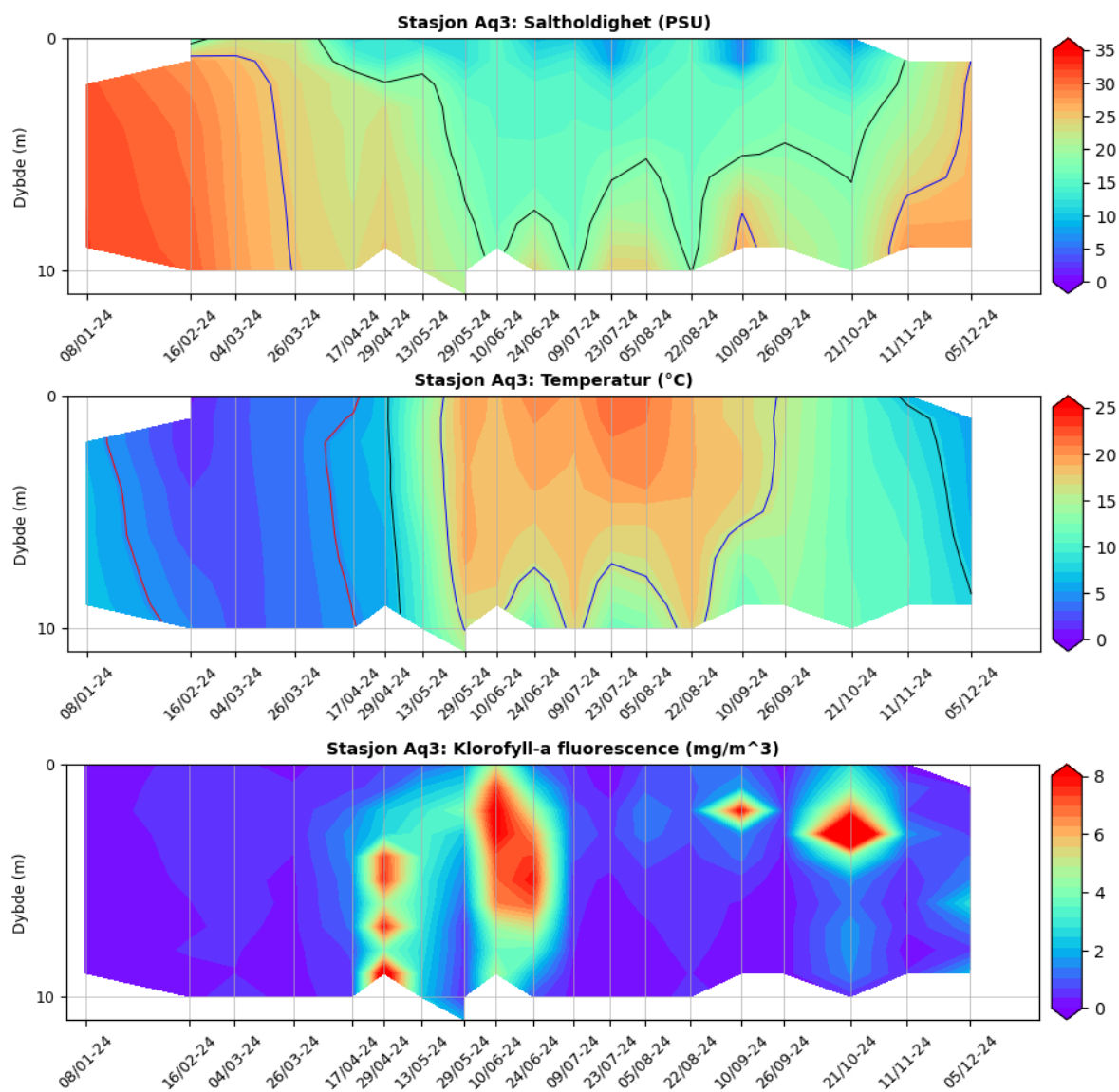
Figur 82. CTD data fra stasjon Ap3 Skurven. Øverst vises saltholdighet. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorescens.



Figur 83. CTD data fra stasjon Ap2 Kavringen. Øverst vises saltholdighet. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorescens.



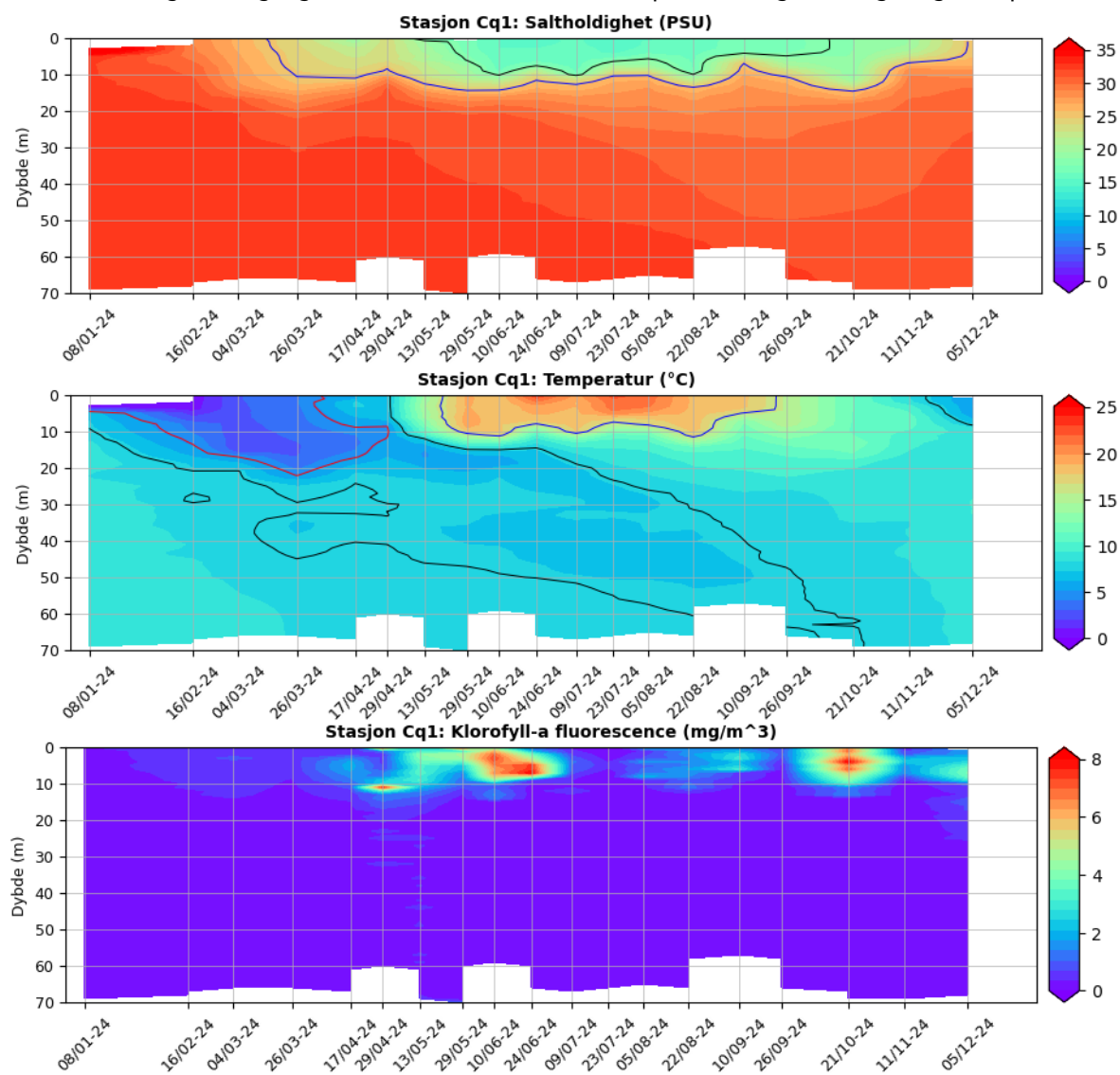
Figur 84. CTD data fra stasjon Aq2 Hovedøya. Øverst vises saltholdighet. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorescens.



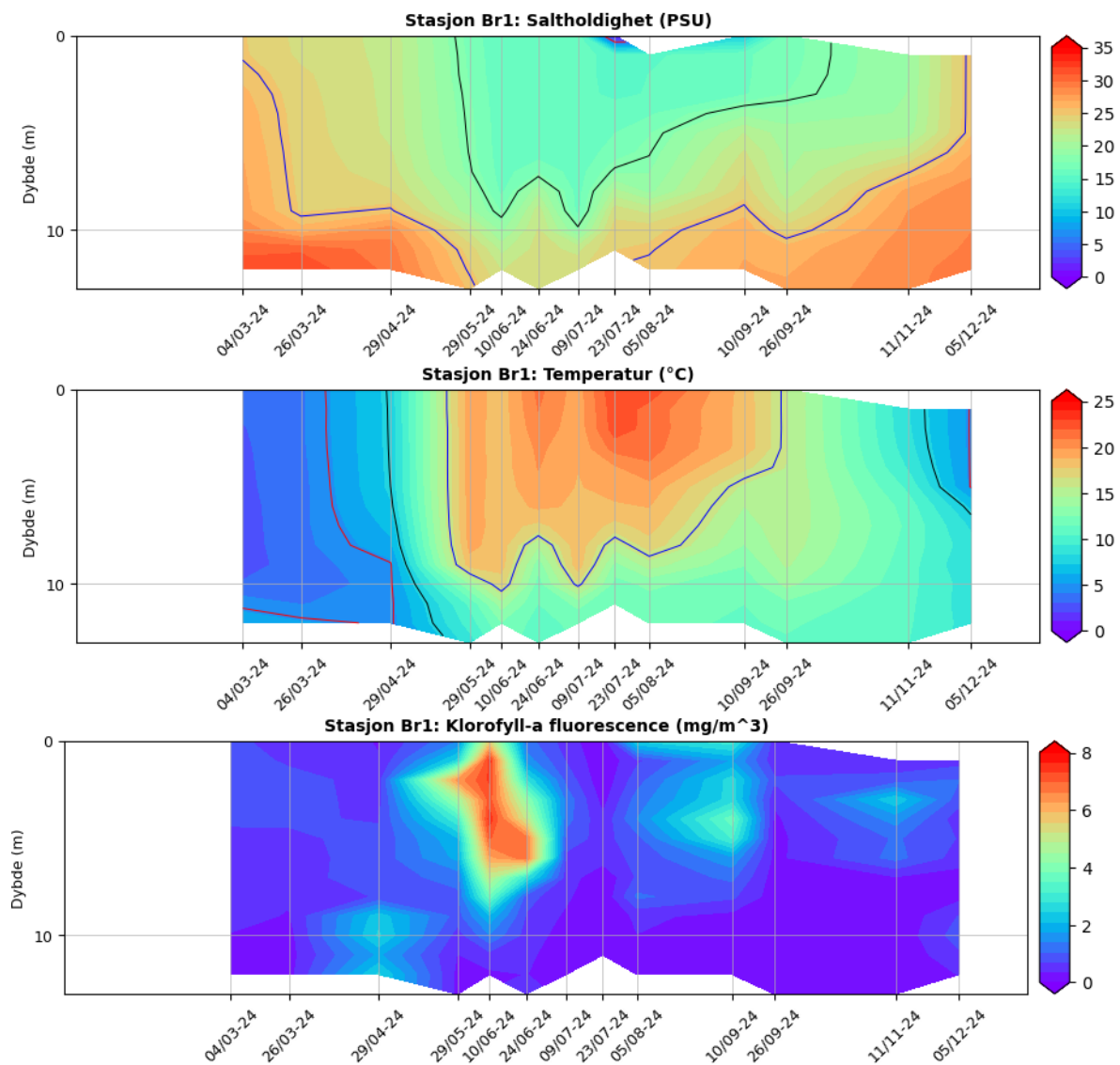
Figur 85. CTD data fra stasjon Aq3 ved Operaen. Øverst vises saltholdighet. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorescens.

Bekkelagsbassenget inkludert Paddehavet

Bekkelagsbassenget er et terskelbasseng med et totalt volum på omtrent 0,24 km³. Bassenget er adskilt fra Bunnefjorden og Oslo havn av øyene Ormøya, Malmøya, Nordre Skjælholmen, Husebergøya, Langøyene, Rambergøya, Gressholmen, Bleikøya og Sjursøya. Mye av ferskvannet fra Alnaelva renner ut i dette bassenget mellom Bleikøya og Sjursøya. Området mellom Ormøya, Malmøya og Ulvøya kalles Paddehavet. Figur 86 og Figur 87 viser CTD data fra hhv. Cq1 i Bekkelagsbassenget og Br1 i paddehavet.



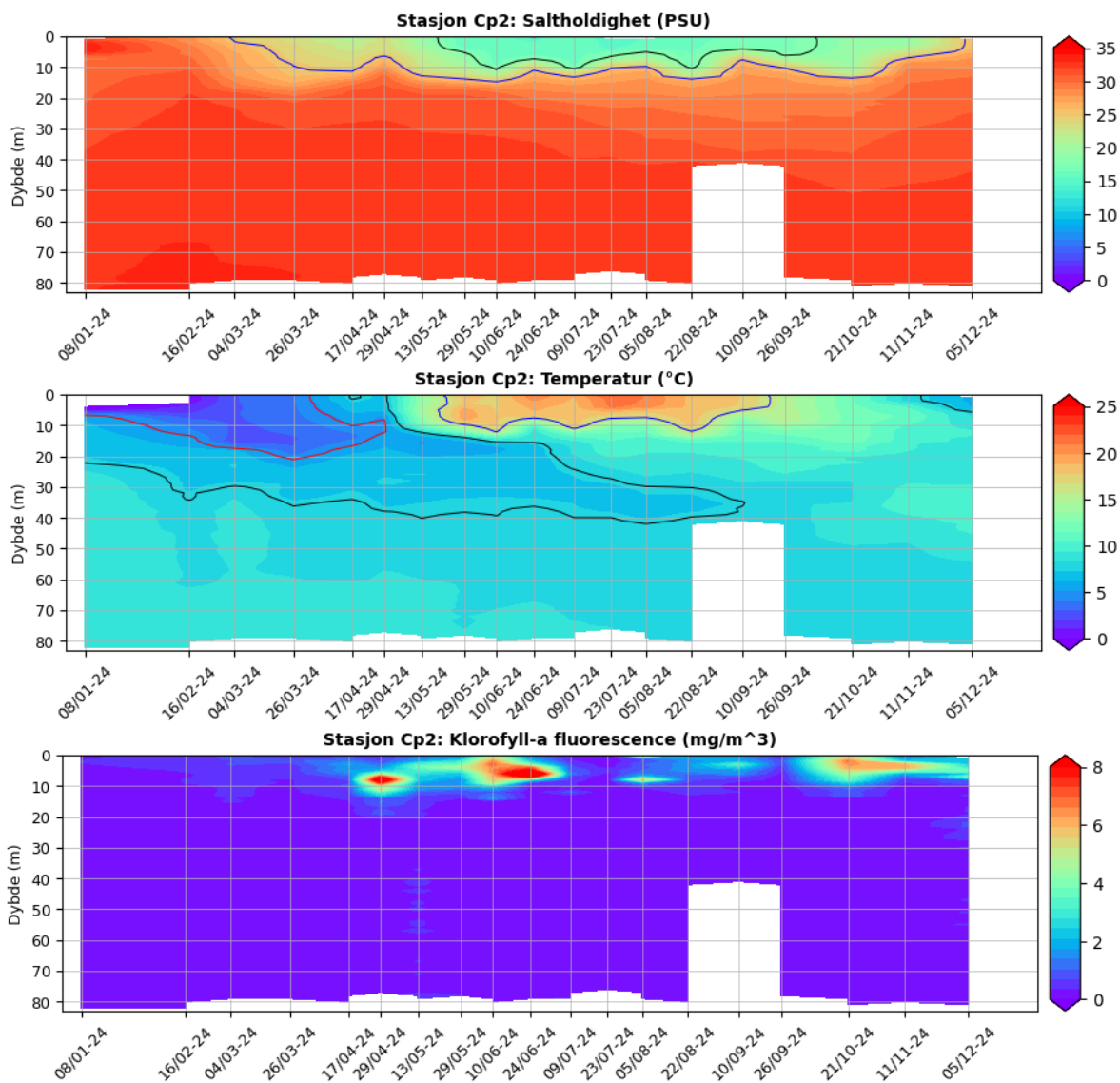
Figur 86. CTD data fra stasjon Cq1 Bekkelagsbassenget. Øverst vises saltholdighet. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorescens.



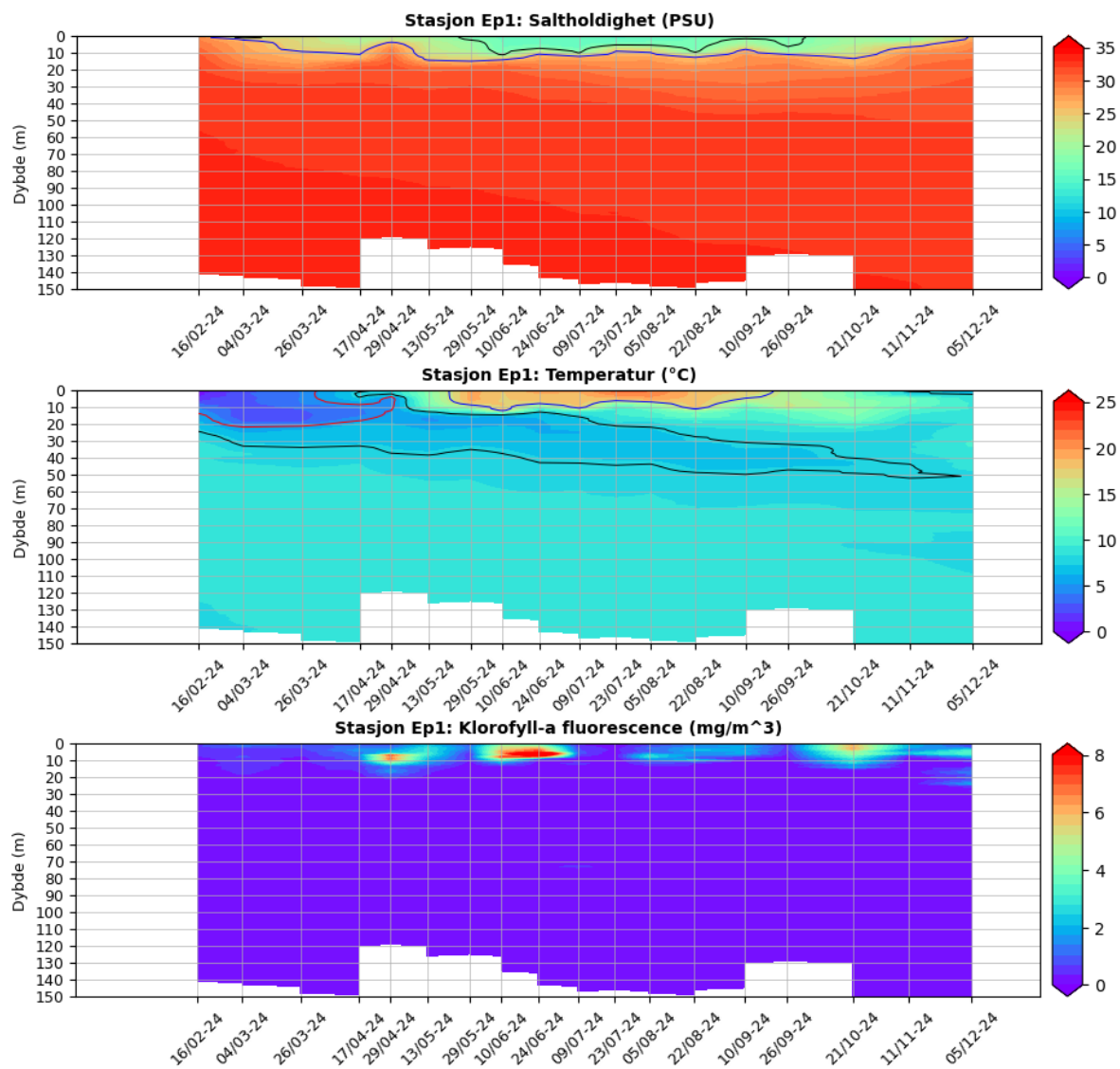
Figur 87. CTD data fra stasjon Br1 Paddehavet. Øverst vises saltholdighet. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorecens.

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. Figur 88 og Figur 89 viser CTD data fra stasjon Cp2 og Eop1 i Bunnefjorden.



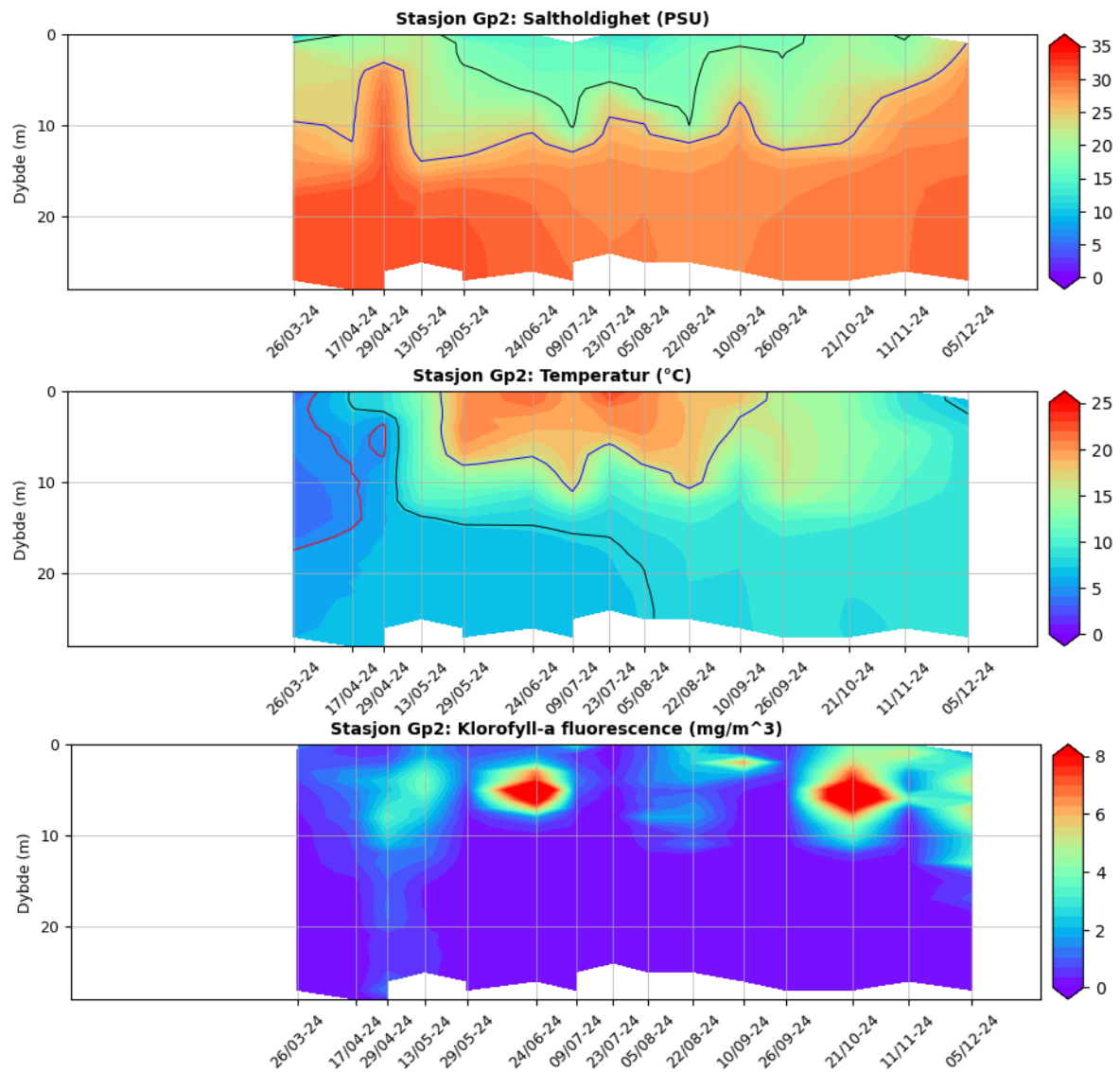
Figur 88. CTD data fra stasjon Cj1 Oksval. Øverst vises saltholdighet. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorescens.



Figur 89. CTD data fra stasjon Ep1 Bunnfjorden. Øverst vises saltholdighet. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorescens.

Bunnebotten

Bunnebotten er det bassenget som ligger helt innerst i fjordsystemet, og har bare forbindelse til Bunnefjorden. Figur 90 viser CTD data fra stasjon Gp2 i Bunnebotten.



Figur 90. CTD data fra stasjon Gp2 Bunnebotten. Øverst vises saltholdighet. I midten vises temperatur. Nederst vises klorofyll a fluorescens.



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.