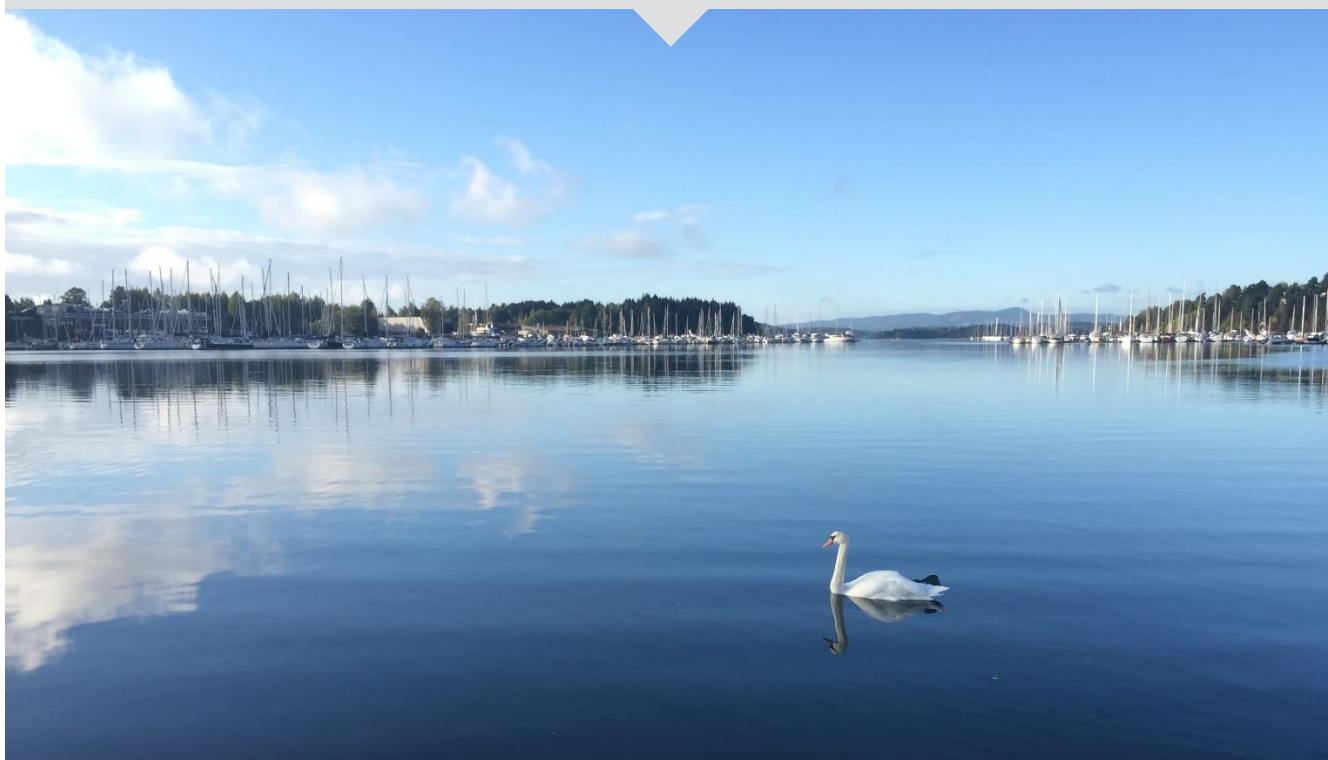


Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre
Oslofjord

Overvåking av Indre Oslofjord 2017

Vedleggsrapport



Oppdragsnr.: 5145099 Dokumentnr.: 5145099-08 Versjon: J04
2018-06-07

Oppdragsgiver:	Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord
Oppdragsgivers kontaktperson:	Svanhild Fauskrud
Rådgiver:	Norconsult AS, Apotekergaten 14, NO-3187 Horten
Oppdragsleder:	Elisabeth Lundsør
Fagansvarlig:	Vannundersøkelser: Jane K. Dolven Hardbunn og biogeografi: Elisabeth Lundsør Miljøgifter biota (torsk): Gunn Lise Haugestøl Plankton: Elisabeth Lundsør Analyser vann: ALS
Andre nøkkelpersoner:	Pernille Bechmann, Gaute Rørvik Salomonsen og Kathrine Sundeng, Håkon Gregersen, Omar al-Khayat og Torbjørn Kornstad,

Vi ønsker å takke alle våre utmerkede samarbeidspartnere, spesielt Sindre, Tom, Jan og Tor Eigil på F/F Trygve Braarud, Steph (SH Maritim), Fredrik Noren (N-Research), Øyvind (DNV), Mark Berry og Daniela Maria Pampanin (IRIS), og alle hos ALS. Takk også til Birgitte Kasin Hønsvall (Universitetet i Sørøst-Norge).

I tillegg vil vi som har jobbet med overvåkingen takke alle i «*Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord*» for et spennende oppdrag og flott samarbeid. En spesiell takk til leder av «Utvalg for miljøovervåking» Knut Bjørnskau og sekretær Svanhild Fauskrud for god og informativ kommunikasjon.

J04	2018-06-07	Endelig versjon	jakdo	pebec	ellun
B03	2018-05-27	Fo gjennomgang hos oppdragsgiver	jakdo	pebec	ellun
A02	2018-05-26	Til kvalitetssikring	jakdo	pebec	
A01	2018-04-03	Intern bruk	jakdo		
Versjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult AS som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.

Sammendrag

Overvåkingsprogrammet i Indre Oslofjord har pågått siden 1970-årene og innebærer undersøkelser av marinbiologi samt hydrografiske og hydrokjemiske parametere i fjorden. Programmet har som mål å gi løpende informasjon om fjordens status og kartlegge hvordan miljøforholdene i fjorden endrer seg over tid. Områdene rundt Indre Oslofjord er i stadig vekst noe som fører til økt belastning på systemet og behov for utslippsreducerende tiltak. Miljøovervåking i Indre Oslofjord er derfor avgjørende for å beholde oversikten over utviklingen. Dataene som samles inn i overvåkingsprogrammet brukes også i planlegging av ny aktivitet i og rundt fjorden, med fokus på å ivareta og forbedre miljøet.

Oksygenforholdene i dypvannet i Vestfjorden var svært gode til gode gjennom vinteren og våren 2017, med en forringelse utover sommeren og høsten, og deretter en forbedring mot vinteren igjen. Det var også økte oksygenkonsentrasjoner i de mellomliggende vannmassene i Bunnefjorden. Selv om det ikke resulterte i noen dypvannsfornyelse i Bunnefjorden i 2017, er det sterke indikasjoner på dette kan skje våren 2018.

Konsentrasjonene av nitrogen i dypvannet kan se ut til å ha gått noe ned, men konsentrasjonen av fosfor i dypere lag av Bunnefjorden ser ut til å ha økt noe. Samlet klassifisering av næringsalter i perioden 2015-2017 viser at det i sommerperioden er «god» og «meget god» tilstand i alle vannforekomstene, men i vintermånedene er tilstanden «moderat» og «dårlig».

For klorofyll ligger sommerværdiene innenfor klassegrensene «god» og «meget god», men det ble også observert svært høye verdier i mars/april. Dette berodde på en svært kraftig våroppblomstring av dinoflagellaten *Prorocentrum cf. minimum* og de to kiselalgene *Skeletonema sp.* og *Pseudo-nitzschia sp.* Oppblomstringen ga grønn-brunt vann i Indre Oslofjord og svært dårlig siktedyp i alle stasjoner fra Bærumsbassenget/Lysakerfjorden og innover i fjorden.

For makroalgeundersøkelsene er det kun små endringer som stort sett antas å skyldes naturlig variasjon og muligvis også prøvetakingstidspunkt. Dykkerundersøkelsene indikerer likevel en liten bedring i nedre voksegrense og funn av sukkertare på flere stasjoner viser en svak forbedring i tilstanden.

Resultatene fra biomarkørmålinger tyder på at det gradvis har blitt mindre effekter av miljøgifter på torsken i Indre Oslofjord, og at forskjellene mellom Indre og Ytre Oslofjord er mindre. Det ble også tatt prøver av mikroplast fra torsken i Indre og Ytre Oslofjord og resultatene indikerer større forekomst av plast i fisken i indre fjord.

Det er mange positive signaler i materialet fra overvåkingen i 2017, men også usikkerhet i forhold til om det er en svak forverring i vannkvaliteten etter mange år med forbedring. Videre overvåking vil vise om trenden fortsetter.

Innhold

1	Innledning	7
1.1	Overvåkingsprogrammet	7
1.2	Bakgrunn for overvåkingen	8
2	Hydrografi og hydrokjemi	10
2.1	Innledning	10
2.1.1	Vannforekomster og vanntyper	12
2.1.2	Overvåkingsstasjoner	12
2.1.3	Prøvetakingsfartøy og hydrografisk utstyr	13
2.1.4	Oksygenkonsentrasjon og klassifisering av bunnvann	14
2.2	Resultater	14
2.2.1	Dypvannsfornyelse i Indre Oslofjord	14
2.2.2	Hydrografisk utvikling på utvalgte stasjoner gjennom 2017	15
2.2.3	Overflatevannets temperatur	26
2.3	Referanser	28
3	Plantep plankton og støtteparameter	29
3.1	Innledning	29
3.2	Metodikk	31
3.2.1	Prøvetakingsstasjoner	31
3.2.2	Prøveinnsamling klorofyll a og næringsstoffer	31
3.2.3	Prøveinnsamling plantep plankton taxa	31
3.2.4	Klassifisering av klorofyll, næringsstoffer og siktedyp	31
3.3	Resultater og diskusjon	33
3.3.1	Klorofyll a	33
3.3.2	Sammenheng mellom klorofyll a og plantep plankton taxa	38
3.3.3	Næringsalter i fjorden	40
3.3.4	Siktedyp	43
3.4	Referanser	45
4	Horisontalutbredelse av tang	47
4.1	Innledning	47
4.2	Datainnsamling	48
4.2.1	Undersøkelser av fem dominerende tangarter	48
4.2.2	Undersøkelser av fjæresamfunn	48

4.3	Resultater og diskusjon	50
4.4	Referanser	54
5	Nedre voksegrense for alger og vertikal-fordeling av kråkeboller	55
5.1	Innledning	55
5.2	Datainnsamling	55
5.3	Resultater	57
5.3.1	Nedre voksegrense	57
5.3.2	Endringer i flora og faunasamfunnene ulike stasjoner	59
5.3.3	Vanndirektivet – Nedre voksegrense	66
5.4	Oppsummering og diskusjon	67
5.5	Referanser	68
6	Biogeografi: Kartlegging og modellering av marin natur	69
6.1	Innledning	69
6.2	Fra NiN 1 til NiN 2	69
6.3	Datainnsamling i 2017	70
6.4	Typifisering etter NiN 2 og EUNIS	71
6.5	Modellering i 2017	72
6.5.1	Programvare	75
6.5.2	Modellen	75
6.5.3	Usikkerheter	77
6.6	Biogeografisk kart	79
6.7	Referanser	79
7	Undersøkelse av hyperbentos (reker) i 2017	80
7.1	Innledning	80
7.2	Materiale og metode	81
7.3	Resultater og diskusjon	83
7.4	Referanser	87
8	Biologiske effekter av miljøgifter i torsk	89
8.1	Innledning	89
8.2	Metodikk	89
8.3	Resultater og diskusjon	93
8.3.1	Analyser av biomarkører for effekter av miljøgifter	93
8.3.2	Resultater av analyser av mikroplast i magesekk	98
8.4	Referanser	100
9	Blågrønner fra Årungen til Bunnefjorden	101

10 Vedlegg	103
10.1 Overvåkingsstasjoner og prøvetakingsdyp	103
10.2 Biomarkører, toktdata	104
10.3 Biomarkører resultater	108
10.4 Vedleggsrapport fra IRIS	116

1 Innledning

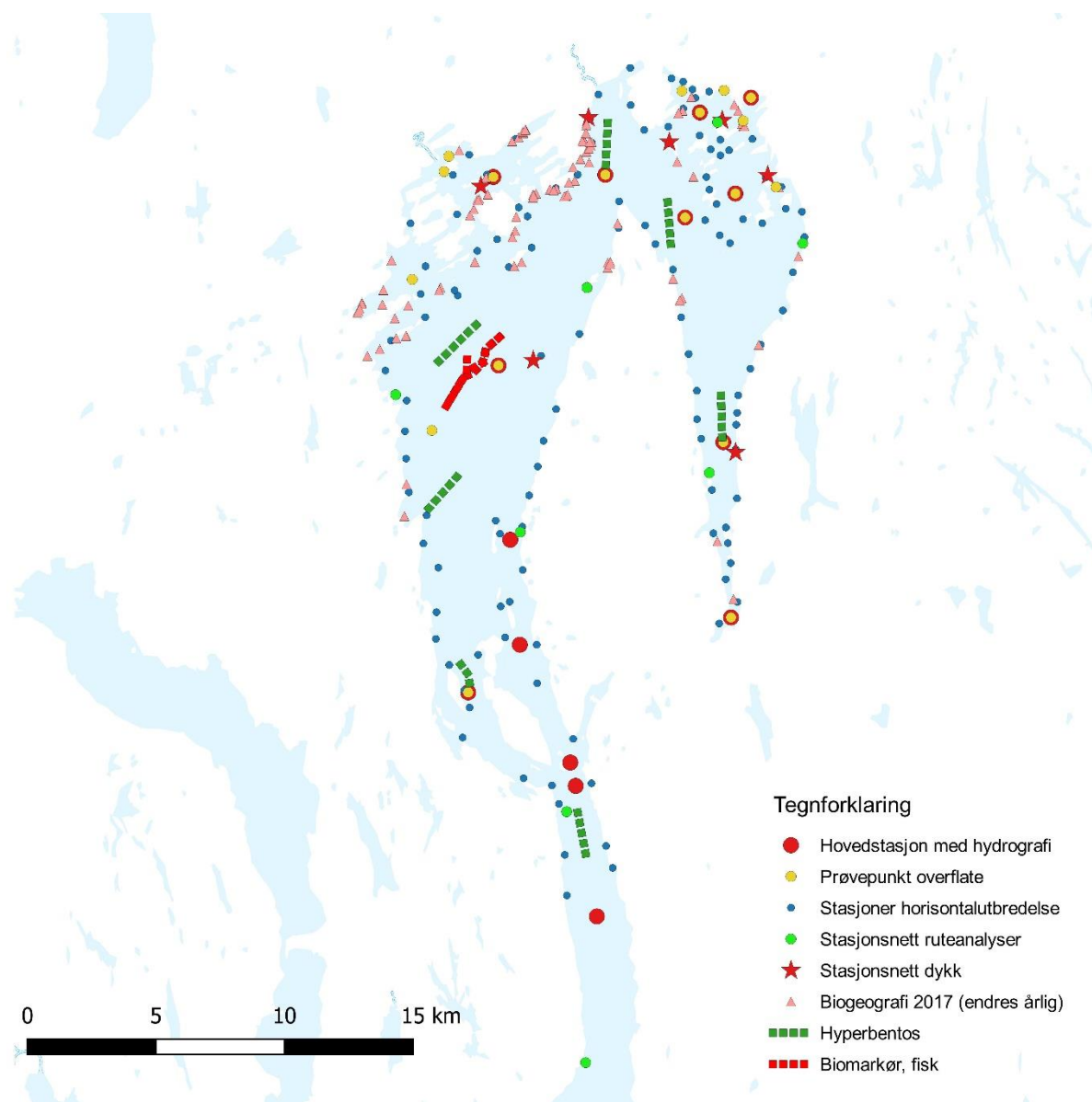
1.1 Overvåkingsprogrammet

Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord har ansvar for miljøovervåkingsprogrammet i Indre Oslofjord, som har vært gjennomført siden 1970-årene. Programmet for 2017 består av følgende hovedaktiviteter (Figur 1):

- Innsamling av vannprøver for analyse av klorofyll a, plankton og næringssalter, samt data for hydrografi og siktedyp (totalt 18 tokt)
- Kartlegging av 123 algestasjoner (mai)
- Kartlegging strandsonestasjoner (august)
- Kartlegging dykkestasjoner (august/september)
- Biogeografi-feltarbeid (september/oktober)
- Innsamling av hyperbentos (oktober)
- Innsamling av foraminiferer for bestemmelse av økologisk tilstand og levevilkår på havbunnen (oktober)
- Innsamling av torsk for biomarkør-analyser i Indre og Ytre Oslofjord (desember)
- Undersøkelse av mengde mikroplast i torskemager (desember)

Overvåkingsprogrammet har som mål å gi løpende informasjon om fjordens status og kartlegge hvordan miljøforholdene i fjorden endrer seg over tid. Kort oppsummert gir programmet informasjon om næringssaltkonsentrasjonen i fjorden, algeoppblomstringer, oksygenkonsentrasjonen i vannmassene, vannutskiftning og dypvannsfornyelser. I tillegg overvåkes horisontal-utbredelsen og nedre voksegrense av fastsittende alger. Levevilkår for organismer på havbunnen blir utledet gjennom studier av hyperbentos og foraminiferer. Det gjøres også biomarkør-analyser for å undersøke hvilke effekter ulike miljøgifter har på torskebestanden i Indre og Ytre Oslofjord. I 2017 ble denne fisken også undersøkt for mikroplast.

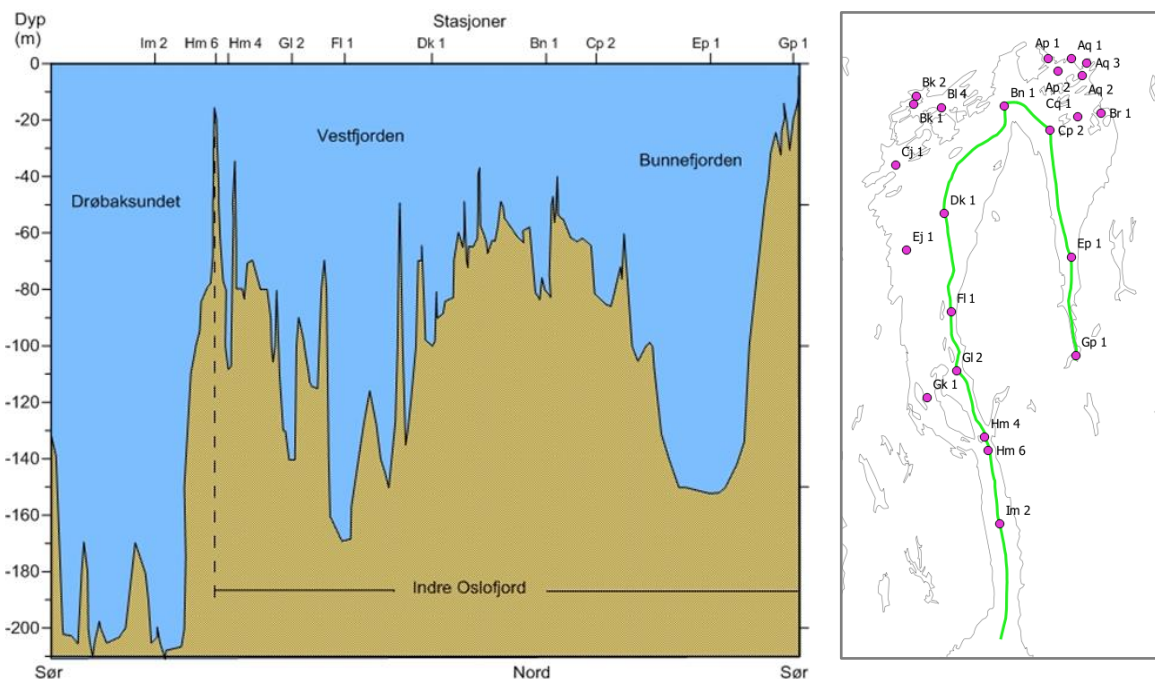
Norconsult AS har gjennomført overvåkingsprogrammet i 2017 i tett samarbeid med Universitetet i Oslo (UiO) med forskningsfartøyet Braarud, SH-Maritim, IRIS og DNV. Analyser av vann er gjennomført ved ALS.



Figur 1. Oversikt over stasjoner i Indre Oslofjord hvor hovedaktivitetene i overvåkningsprogrammet har foregått i 2017.

1.2 Bakgrunn for overvåkingen

Indre Oslofjord er en terskelfjord med et areal på 190 km². Fjorden har forbindelse til Skagerrak gjennom Drøbaksundet. Terskelen i fjordmunningen er svært grunn med et vanddyb på kun 20 m. Flere terskler innover i fjorden deler Indre Oslofjord i store og små bassenger. Den varierende bunntopografien (Figur 2) påvirker vannsirkulasjonen i fjorden.



Figur 2. Topografien i Indre Oslofjord (venstre). Fjorden har mange terskler som begrenser utskiftning av bunnvannet, spesielt i Indre del. Kartet til høyre viser hvilken rute som er brukt for å tegne profilet.

Det smale innløpet og den grunne terskelen begrenser bunnvannutskiftningen til Indre Oslofjord. I Vestfjorden skjer likevel bunnvannutskiftningen årlig mens det lenger inn i Bunnefjorden vanligvis kun skjer hvert 3.-4. år.

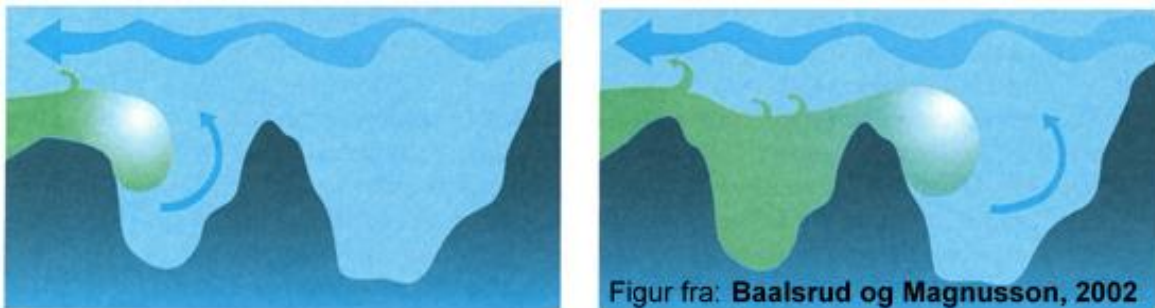
Overgjødning har vært et av hovedproblemene i Indre Oslofjord siden starten av 1900-tallet. Det er flere årsaker til dette: 1) Stadig økende befolkning og industri rundt fjorden har ført til økt tilførsel av næringssalter og organisk materiale, med påfølgende eutrofiering. Eutrofieringen har medført algeoppblomstringer med påfølgende oksygenvinn i bunnvannet der biomassen brytes ned. 2) Fjerning av næringssalter (fosfor og nitrogen) i prosessen med rensing av avløpsvann har kommet på plass først i senere tid. 3) Begrenset vannutskiftning i fjorden. Fjordens innelukkede karakter, med flere terskel-adskilte bassenger og et smalt (ca. 1 km), grunt (ca. 20 m) innløp nord for Drøbaksundet begrenser vannsirkulasjonen og dypvannsfornyelsen, spesielt i de indre deler av fjorden.

Generelt har tilførselen av næringssalter blitt gradvis redusert fra og med 1970-tallet, noe som har resultert i en konsentrasjonsnedgang i planteplankton (klorofyll a) i vannmassene. Men områdene rundt Indre Oslofjord er i stadig vekst noe som vil gi en økende belastning på systemet, og økende krav til tiltak for å redusere/stoppe utslipp. Miljøovervåking i Indre Oslofjord er avgjørende for å beholde oversikten over utviklingen i området. Dette både i forhold til planlegging av ny aktivitet i/rundt fjorden og for å sikre bærekraftig bruk av fjorden slik at den kan fortsette å være en viktig ressurs for næringsaktivitet og rekreasjon i fremtiden.

2 Hydrografi og hydrokjemii

2.1 Innledning

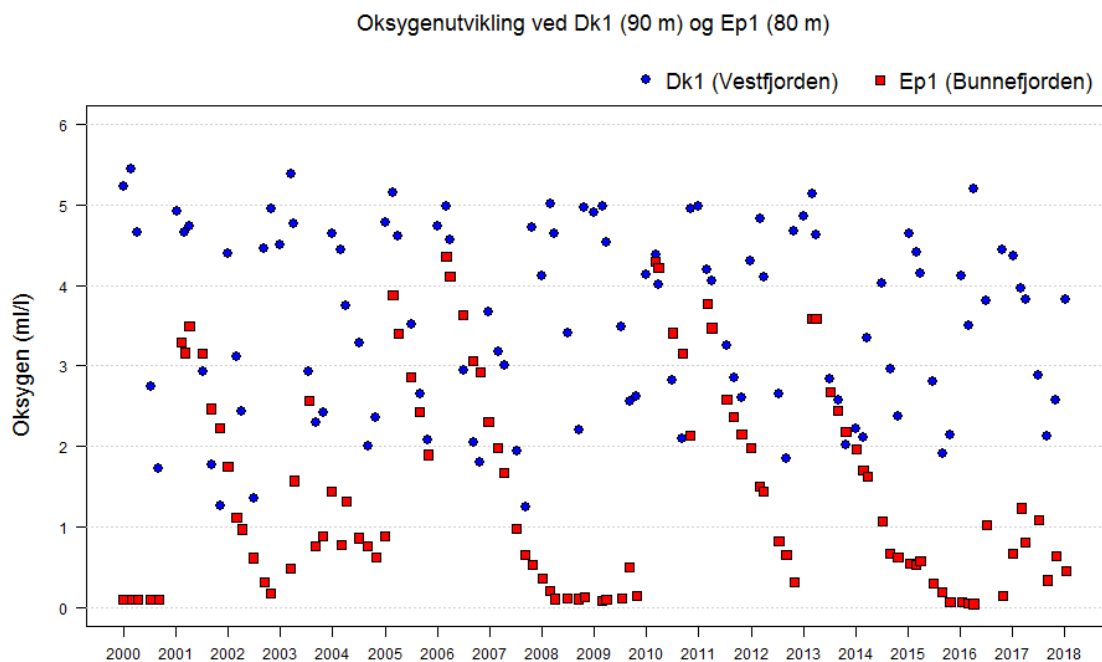
Dypvannet i Indre Oslofjord fornyes gjennom tilførsel av tyngre sjøvann fra Ytre Oslofjord og Skagerrak over Drøbaksterskelen. Denne dypvannsutskiftningen er i stor grad bestemt av tetthetsforskjeller i vannmassene. Vannet som strømmer inn i Vestfjorden må ha en høyere tetthet (være tyngre) enn bunnvannet som allerede finnes der for å få til en vannutskiftning. Og tilsvarende videre innover i fjorden, må vannet i Vestfjorden ha høyere tetthet enn dypvannet i Bunnefjorden, for at det skal kunne skje en dypvannsfornyelse i Bunnefjorden. Metrologiske faktorer, slik som vindretning og vindstyrke er også av avgjørende betydning for dypvannsutskiftningen. Lange, kalde vintre med vind fra nord er gunstige for å få en vannutskiftning.



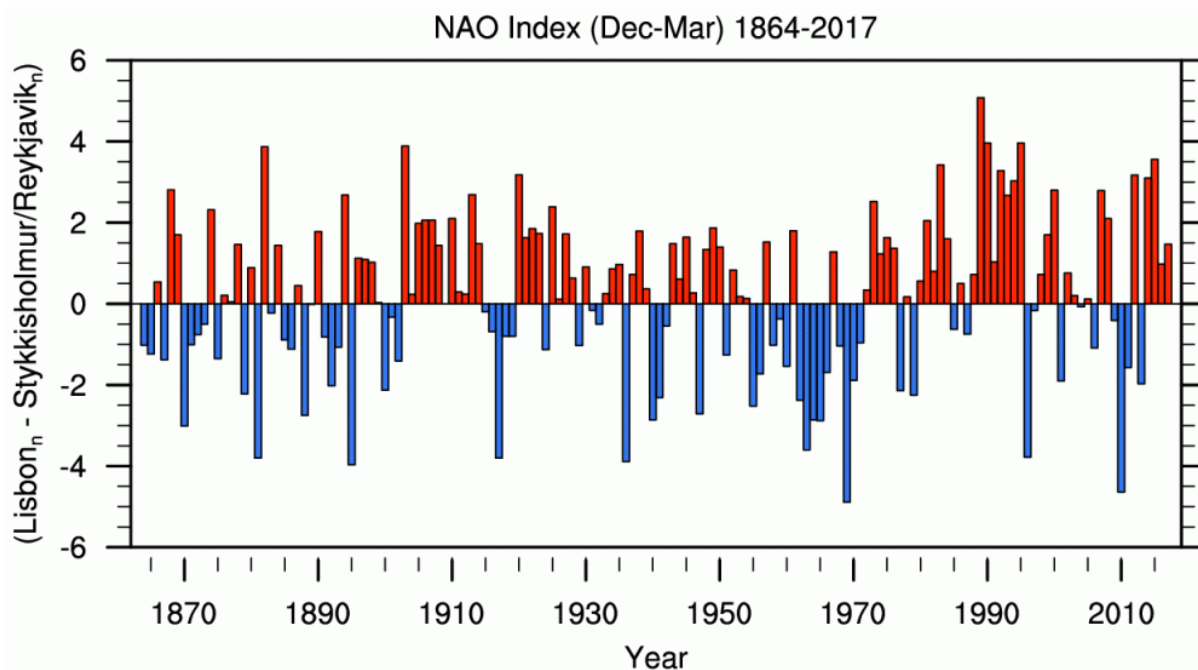
Figur 3. Skjematisk illustrasjon som viser tilførsel av tyngre oksygenrikt vann fra ytre fjord inn i Indre Oslofjord (figur hentet fra Baalsrud og Magnusson, 2002).

Normalt skjer det en årlig dypvannsutskiftning i Vestfjorden, mens det i Bunnefjorden i snitt kun skjer hvert 3. – 4. år (Baalsrud og Magnusson, 2002). Høyere vannutskiftningsfrekvens i Vestfjorden enn Bunnefjorden skyldes flere faktorer. Vestfjorden ligger nærmere inn-/utløpet av fjorden og påvirkes derfor lettere av tetthetsvariasjoner i vannet utenfor Drøbaksterskelen. I tillegg synker egenvekten i bunnvannet i Vestfjorden hurtigere enn i Bunnefjorden, ved at ferskt overflatevann raskere blandes inn i underliggende saltene (tyngre) vann. Raskere innblanding i Vestfjorden kan ha flere årsaker: f.eks. rådende vindretninger, skipstrafikk, tidevannsstrømmer og tilførsel av rensset avløpsvann (ferskvann). I tillegg finnes det i Vestfjorden terskel-initierte tidevannsbølger («Indre bølger» på terskeldyp) som skaper turbulens som medfører økt blanding. Sistnevnte finnes ikke i Bunnefjorden.

Fjordsystemet påvirkes også av klimatiske faktorer slik som den Nord-Atlantisk oscillasjon (NAO). Fenomenet kjennetegnes av sykliske fluktuasjoner i lufttrykket og endringer i vind- og trykksystemer over Nord-Atlanteren, spesielt mellom Island og Asorene. Dette påvirker værsystemene i Nord-Atlanteren. Det er utviklet en NAO-indeks som gir informasjon om variasjonen i lavtrykk- og høytrykkforholdet i Nord-Atlanteren vinterstid. Høy (positiv) indeks indikerer lavtrykk over Island i forhold til Asorene. Dette gir mildvær i Skandinavia og sørlige vinder blir mer fremtredende. Lav (negativ) indeks indikerer høytrykk over Island, noe som resulterer i kalde vintre i Skandinavia med mye vind fra nord. I årene 2001, 2005 og 2010 var NAO-indeksen tydelig negativ (Figur 5) og vintrene i Sør-Norge kalde. Vedvarende vind fra nord/nord-østlig retning resulterer i at det lavsaline, lette overflatevannet i Indre Oslofjord ble ført ut av fjorden. Dermed ble det plass til at tyngre vann kunne stige opp over Drøbaksterskelen inn i fjorden. Dette resulterte i at det foregikk en dypvannsfornyelse i det meste av Indre Oslofjord, inklusive Bunnefjorden, disse tre vintrene (Figur 4).



Figur 4. Oksygenutvikling i dypvannet i Vestfjorden (Dk1) og Bunnefjorden (Ep1) i perioden 2000-2017.



Figur 5. North Atlantic Oscillation (NAO) indeks (desember-mars) de siste 150 år. Kilde: Hurrell, J. & National Center for Atmospheric Research Staff (Eds), nov. 2017.

Undersøkelser av naturtilstand, ved hjelp av foraminiferundersøkelser bakover i tid, viser generelt gode oksygenforhold i fjordsystemet frem til slutten av 1800-tallet. Menneskelig påvirkning har senere ført til redusert oksygen i bunnvannet (spesielt i Bunnefjorden), sannsynligvis som følge av økt tilførsel av næringssalter og organisk materiale til fjordsystemet. I de dypeste deler av Bunnefjorden startet den negative utviklingen allerede på slutten av 1800-tallet og tiltok utover 1900-tallet, med etablering av anoksiske bunnsedimenter på 1950-tallet (Dolven & Alve, 2010). Disse lavoksygenforholdene har vedvart frem til i dag, med svake tegn til bedringer de senere år. Noe av årsaken til forbedringen er

antatt å være forbedret renseteknologi ved Bekkelaget renseanlegg (i 2001) som har bidratt til forbedrede oksygenforhold i Bunnefjorden.

Selv om forurensningsbelastningen har avtatt de siste tiårene, er det fremdeles mye «oksygengjeld» i sedimentene. Dette fører til en tidsforsinkelse med hensyn til restituering av bunnfaunaen. Gode oksygenforhold er viktig for å opprettholde biodiversiteten i hele området og det er etablert tentative mål for oksygenkonsentrasjonen i de ulike bassengene. Det opereres med tre ambisjonsnivåer: lavt, middels og høyt ut ifra antatt mulighet om hvilke konsentrasjoner området naturlig kan oppnå av forbedret vannkvalitet ved reduksjon av forurensningstilførsler.

2.1.1 Vannforekomster og vanntyper

Indre Oslofjord-programmet inkluderer overvåking i syv forskjellige vannforekomster (Tabell 1). Alle vannforekomstene inngår i økoregion Skagerrak og er tilordnet en vanntype basert på ulike fysiske og kjemiske faktorer. I Tabell 1 er det vist en oversikt over hvilke vannforekomster og vanntype de forskjellige overvåkede stasjonene tilhører.

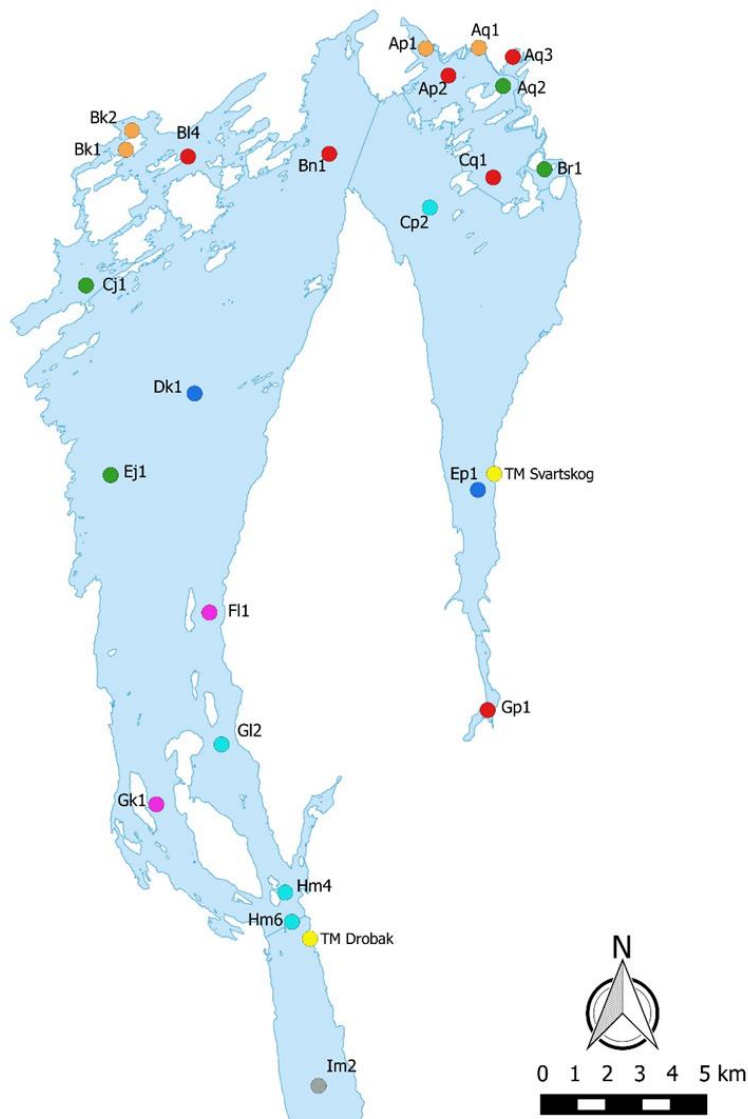
Tabell 1. Overvåkingsprogrammets vannforekomster med respektive vanntyper og stasjoner ihht. Vann-nett.no.

Vannforekomst	Vanntype	Stasjoner i vannforekomsten
Oslofjorden (Vestfjorden)	Moderat eksponert kyst	Bn1, Dk1, Ej,1, FI1, GI2, Gk2, Hm4, Hm6
Holmenfjorden	Sterkt ferskvannspåvirket fjord*	Cj1
Oslo havn og by	Beskyttet kyst/fjord	Aq3, Br1
Bekkelagsbassenget	Beskyttet kyst/fjord	Ap1, Ap2, Aq1, Aq2, Cq1,
Sandvika	Sterkt ferskvannspåvirket fjord	Bk2, Bk1 og BI4
Bunnefjorden	Beskyttet kyst/fjord	Cp2, Ep1
Bunnebotten	Sterkt ferskvannspåvirket fjord*	Gp1
Hurum	Beskyttet kyst/fjord	Im2

* Bunnebotten og Holmenfjorden er i Vann-nett registrert som beskyttet/kyst fjord. Fylkesmannen i Oslo og Akershus er imidlertid enig i Norconsults vurdering om at disse bør typifiseres som «sterkt ferskvannspåvirket fjord» og skal oppdatere typifiseringen.

2.1.2 Overvåkingsstasjoner

I 2017 ble det gjennomført totalt 18 tokt for undersøkelse av hydrografi og hydrokemi i Indre Oslofjord. Undersøkelsene varierer i omfanget på de ulike stasjonene. Stasjonsnettets er vist i Figur 6 og koordinater er gitt i Vedlegg 1. I tillegg til toktene er temperaturen målt kontinuerlig i overflaten (ca. 1 meters vanddyb) på to stasjoner. Den ene måleren er plassert ved Biologisk stasjon ved Drøbak, og den andre måleren ved en privat brygge ved Svartskog i Bunnefjorden (Figur 6). Koordinater for plasseringen er vist i Vedlegg 1.



Stasjonsbeskrivelse

- Hovedstasjon med hydrografi og hydrokjemi alle dyp. Overflatestasjon
- Hovedstasjon med hydrografi og hydrokjemi alle dyp. Klorofyll a
- Hovedstasjon med hydrografi og hydrokjemi overflate. Overflatestasjon
- Hovedstasjon med hydrografi og hydrokjemi overflate. Klorofyll a
- Hovedstasjon med hydrografi
- Overflatestasjon kun hydrografi og siktedyp
- Overflatestasjon kun siktedyp
- Temperatur overflate

Figur 6. Stasjonsnett for vannprøver, hydrografi- og temperaturmålinger i Indre Oslofjord i 2017.

2.1.3 Prøvetakingsfartøy og hydrografisk utstyr

Seks av toktene ble gjennomført med F/F Trygve Braarud som har en Seabird CTD-sonde (modell SBE 9plus), som måler salinitet (conductivity), temperatur, dyp (dvs. trykk), turbiditet, fluorescens og oksygen. I tillegg ble to CTD'er av typen SAIV model SD204 med tilleggssensorer montert på samme rigg for innsamling av backupdata. Rigger med måleutstyr ble senket ned og opp gjennom vannsøylen med en hastighet på 0,5 m/s. De nederste 1-2 meter mot havbunnen ble ikke målt for å

være sikker på at utstyret ikke skulle komme nedi bunnen, da dette vil kunne ødelegge utstyret og påvirke resultatene.

På tolv av toktene (overflatetokt) ble SH-Maritims båter benyttet for innhenting av hydrografiske data. I disse tilfellene ble en SAIV STD/CTD modell SD204 med ekstra påmonterte turbiditet-, oksygen- og fluorescencesensorer benyttet. Sonden ble ført gjennom vannsøylen med en hastighet på 0,5-1 m/s.

Ytterligere spesifikasjoner for instrumentene er gitt i tidligere vedleggsrapport (Norconsult, 2016).

2.1.4 Oksygenkonsentrasjon og klassifisering av bunnvann

Oksygenkonsentrasjonene i bunnvannet i norske fjorder er hovedsakelig relatert til vannutskiftningsfrekvens samt tilførsel og nedbrytning av organisk materiale (som er oksygenkrevende). Vannutskiftningen vil variere fra fjord til fjord bl.a. ut i fra fjordens utforming (innsnevring, terskler og fjordens dybde) og strømforhold. Stor tilførsel av organisk materiale og dårlig vannutskiftning i bunnvannet gir dårlige livsbetingelser for organismene som lever der. Tilstandsklasser for oksygenkonsentrasjonen i dypvannet er vist i Tabell 2.

Tabell 2. Klassifisering av oksygen i dypvann (Veileder 02:2013 - revidert 2015). * Beregnet ved saltholdighet 33 og temperatur 6 °C.

Parameter	I Svært god	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært Dårlig
Oksygen (mL O ₂ /L)	>4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
Oksygen metning (%)*	>65	65-50	50-35	35-20	<20

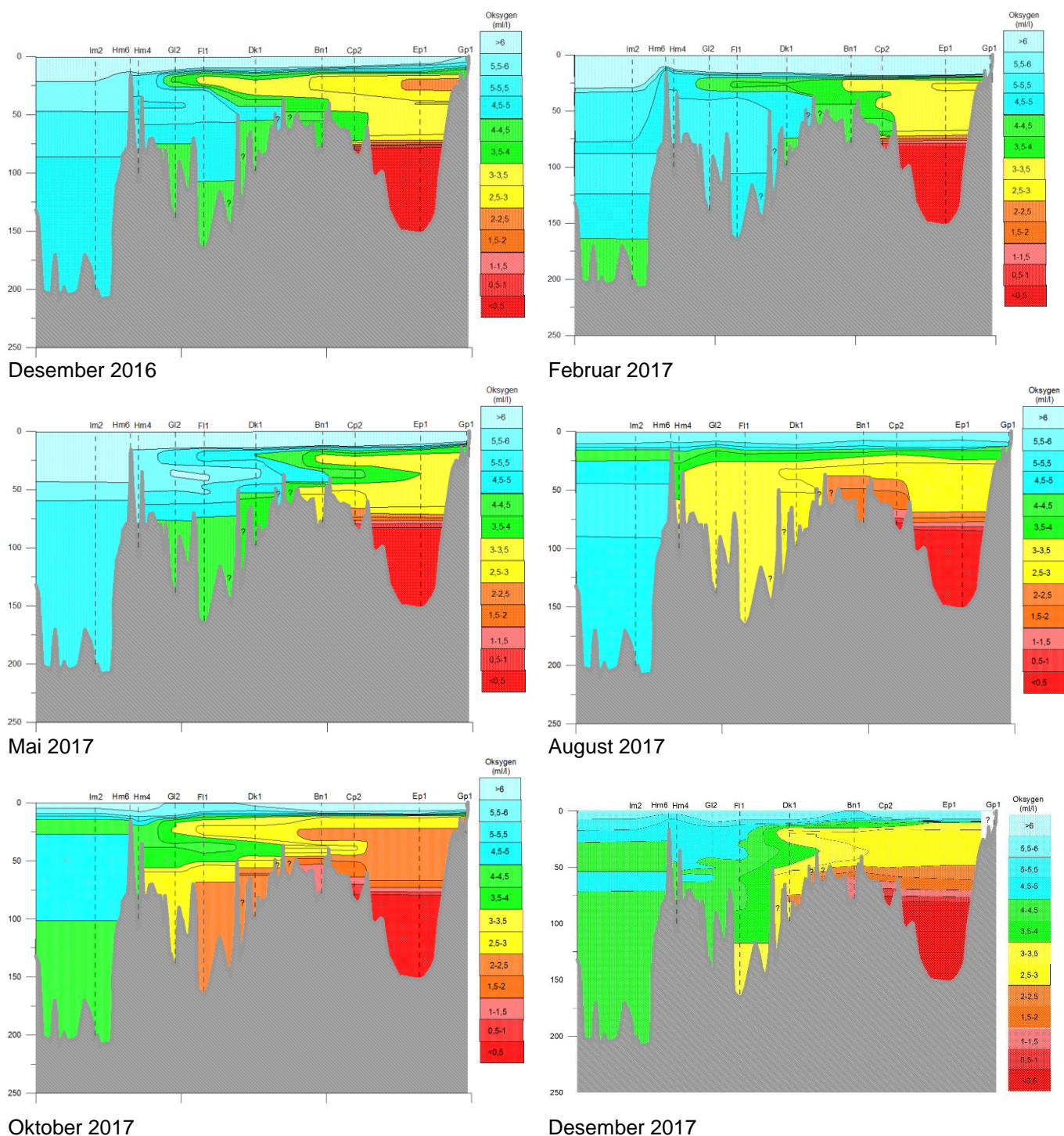
2.2 Resultater

2.2.1 Dypvannsfornyelse i Indre Oslofjord

Hydrografiske plott gjennom fjorden på utvalgte tidspunkt i 2017 (Figur 7) viser store oksygenvariasjoner i vannmassene i Indre Oslofjord, med unntak av under 70 meter i Bunnefjorden hvor forholdene er stagnerende og «svært dårlige» (tilstandsklasse V) gjennom hele året. Ved Steilene (Dk1), omtrent midt i Vestfjorden, varierte forholdene i 2017 fra «svært god» tilstand (tilstandsklasse I) til «dårlig» tilstand (tilstandsklasse IV). Forholdene var «svært gode» til «gode» gjennom vinteren og våren 2017, med en forringelse utover sommeren og høsten, og deretter en forbedring mot vinteren igjen. Slike variasjoner er relatert til vannutskiftningen i fjorden. Det er vanlig at Vestfjorden blir tilført «pulser» med nytt vann over Drøbakterskelen og dette kan skje både en til flere ganger per år, men oftest på senhøsten og om vinteren. Disse «pulsene» resulterer i økte oksygenkonsentrasjoner i vannmassene i Vestfjorden, og også lenger inn i fjorden i de dypeste deler av Lysakerfjorden og de mellomliggende vannmassene i Bunnefjorden. Det har i løpet av 2017 ikke vært noen dypvannsfornyelse i Bunnefjorden, men det er sterke indikasjoner på dette vil skje våren 2018.

Dypvannet fornyes gjennom tilførsel av tyngre sjøvann fra Ytre Oslofjord og Skagerrak. For at dette skal skje må vannet som strømmer inn i fjorden ha større tetthet enn vannet som allerede er i fjorden. Omfanget av dypvannsfornyelsen vil kunne variere fra år til år. I noen tilfeller, hvor tetthetsforskjellen mellom to bassenger ikke er store nok til å medføre en fullstendig dypvannsfornyelse vil det likevel kunne skje fornyelse av de mellomliggende vannmasser.

Vann som tilføres Indre Oslofjord gjennom Drøbaksundet vil normalt inneholde betydelig høyere oksygenkonsentrasjoner og lavere næringsstoffinnhold enn hva som allerede finnes i Indre Oslofjord, noe som vil ha en positiv effekt på vannkvaliteten.



Figur 7. Figurene viser oksygenforholdene i Indre Oslofjord fra des. 2016 – des. 2017.

2.2.2 Hydrografisk utvikling på utvalgte stasjoner gjennom 2017

Hydrografisk utvikling av temperatur, salinitet og oksygenkonsentrasjon gjennom 2017 (februar til desember) i 8 utvalgte stasjoner i Indre Oslofjord er vist i Figur 8 - Figur 16. Resultatene er presentert fra ytre fjord og innover. Først vises forholdene utenfor Drøbaksterskelen i Drøbaksundet (Im2, Figur 8), deretter Gråøyrenna (Gk1; Figur 9), ved Håøya (G12; Figur 10), ved Spro (F11; Figur 11), ved Steilene (Dk1; Figur 12), i Bærumsbassenget (B14; Figur 13), i Lysakerfjorden (Bn1; Figur 14), i Bekkelagsbassenget (Cq1; Figur 15) og til sist ved Svartskog i Bunnefjorden (Ep1; Figur 16).

Temperaturrendringer i fjorden gjennom året følger sesongene og er omtrent lik på alle stasjoner. De største endringene finner sted i øvre del av vannsøylen (ca. 0-20 meter). Som normalt er det i 2017 en typisk oppvarming av overflatevann gjennom våren-sommeren med de varmeste temperaturer på sensommeren (august). Utover høsten avkjøles overflatevannet, det blir tyngre og synker ned i dypere vannmasser utover høsten og vinteren.

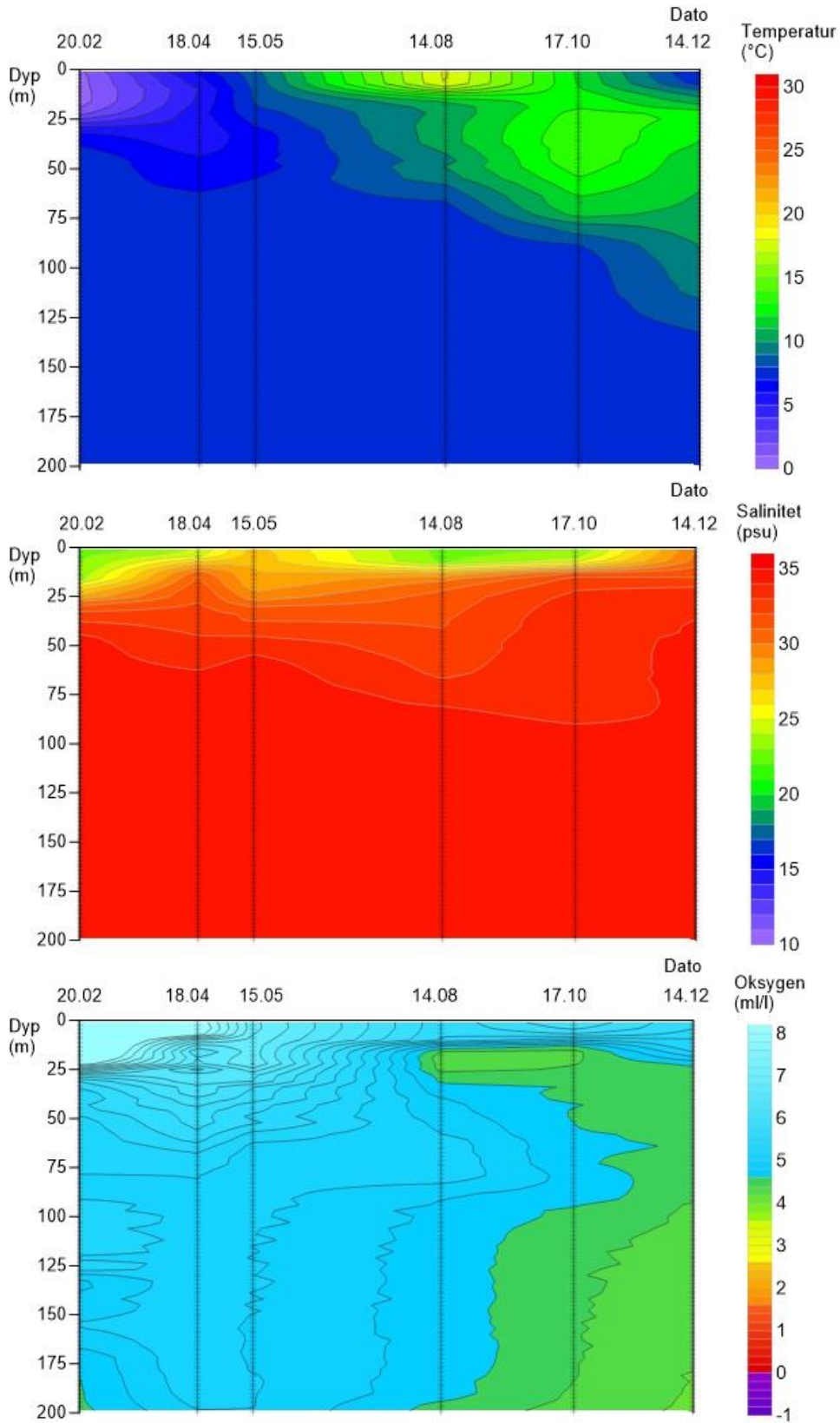
Sesongmessige variasjoner i salinitet er, som for temperatur, størst i de øverste 0-20 meter. Alle undersøkte stasjoner viser varierende salinitet i dette overflatelaget gjennom året. Lavest salinitet ble for de fleste stasjoner registrert i april og i perioden august til oktober. Salinitetsvariasjoner i overflatelaget er hovedsakelig relatert til mengden ferskvann som tilføres fjorden (nedbør, elvetilførsel og avrenning fra land). I underliggende vannmasser er det kun små variasjoner gjennom året. Saliniteten i dypvannet varierer noe fra basseng til basseng. Høyest salinitet finner vi i dypvannet i Drøbaksundet (Im2). Gjennom dypvannsfornyingsprosessene som jevnlig skjer i Indre Oslofjord vil vann med høy salinitet og tetthet føres inn fra ytre fjord og øke saliniteten i dypvannet i innenforliggende bassenger.

Med hensyn på oksygen, er det store variasjoner i fjorden gjennom året, og lokale variasjoner fra basseng til basseng. I Drøbaksundet (stasjon Im2) er oksygenforholdene gode eller svært gode (tilstandsklasse I og II) gjennom hele vannsøylen fra februar til desember 2017. Dette er naturlig da stasjonen ligger utenfor Drøbaksterskelen og i Ytre Oslofjord som har kontinuerlig god vannutskiftning.

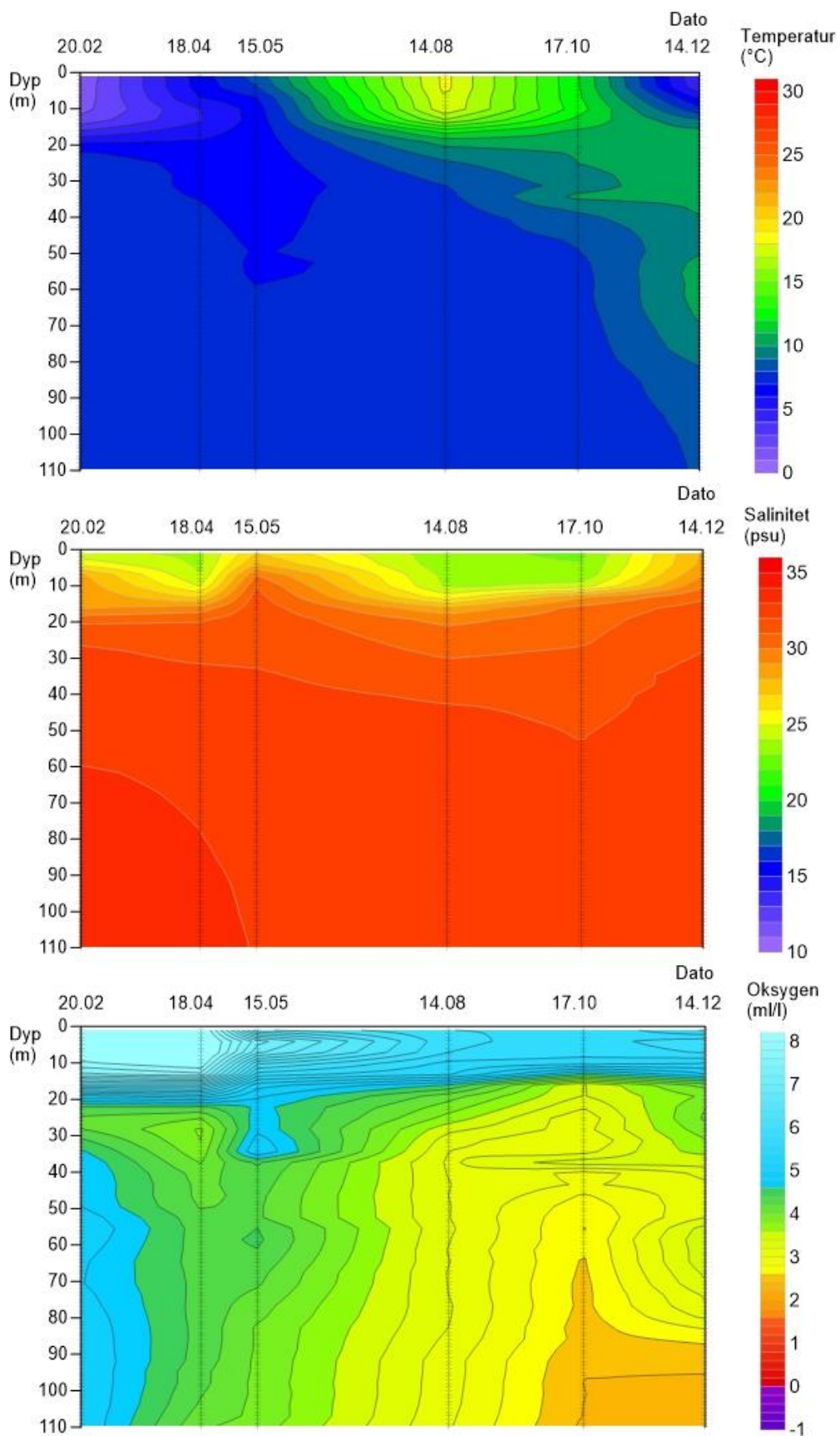
Innenfor Drøbaksterskelen er situasjonen en annen. Oksygenkonsentrasjon er stort sett god eller svært god i de øverste 15-20 meter fra februar til desember (2017), men under 20 meter er det store sesongvariasjoner. I Vestfjorden (GI2, FI1 og Dk1) var oksygenforholdene svært gode til gode gjennom vinteren-våren 2017, men forholdene ble forverret utover sommeren og høsten. I overgangen høst til vinter ble nytt oksygenrikt vann tilført Vestfjorden fra ytre fjord og konsentrasjonene økte igjen. Lenger inn i Indre Oslofjord, i Lysakerfjorden (Bn1), var oksygenforholdene gode i februar, men ble deretter stadig forverret utover året til det ble observert dårlig til svært dårlig tilstand i bunnvannet fra høsten og ut året.

Det var ingen dypvannsfornyelse i Bunnefjorden (Ep1) i løpet av 2017. Mellomliggende vannmasser mellom ca. 20-75 m vanddyb hadde i all hovedsak tilstandsklasse III-IV gjennom hele året. Og bunnvannet under dette hadde gjennomgående svært dårlig oksygenforhold (tilstandsklasse V). Men det er flere faktorer som tyder på at situasjonen raskt endret seg videre utover i 2018, med oppstart av en dypvannsfornyelse våren 2018.

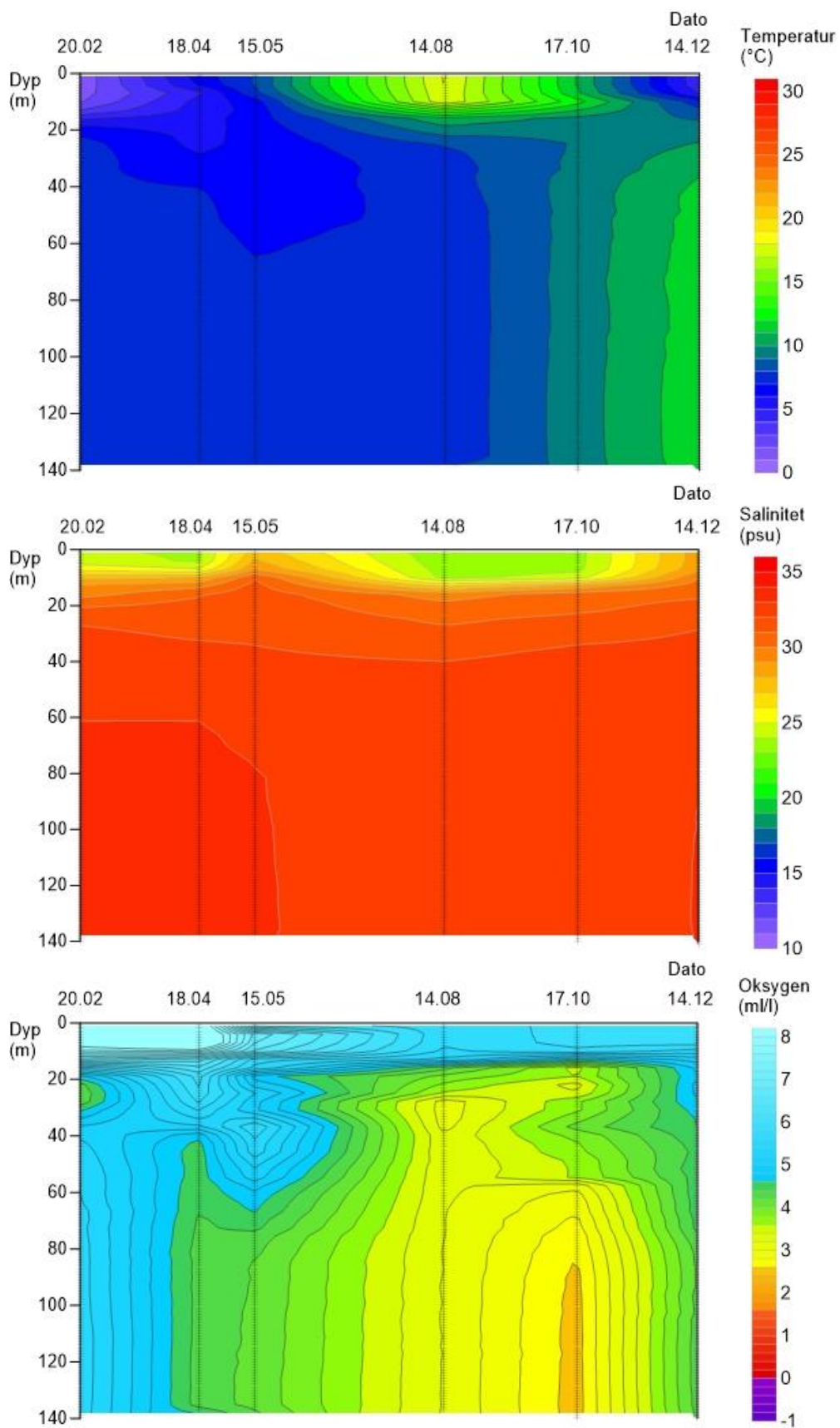
I Bærumsbassenget er det kjent at bunnvannet (dypere enn 25m) har vært generelt anoksisk tilbake til 1700-tallet og at redoksgrensen (dvs. grensen mellom vann med og uten fritt oksygen) flyttet seg oppover i vannsøylen mot 20 meter allerede i løpet av 1800-tallet. Det antas at årsaken delvis skyldes den generelle forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord og dels naturlige begrensninger i dypvannsfornyelsen (grunt terskeldyp) i Bærumsbassenget (Alve m.fl., 2009). Likevel synes det å være enkelte korte episoder hvor oksygenforholdene viser forbedrede forhold også under 20 meters vanddyb. Siste gang var i juni 2013 (Berge m.fl., 2015), høsten 2016 og nå også våren 2017. I Bekkelagsbassenget (Cq1) (Figur 15) var oksygenforholdene under 20 m vanddyb dårlige til svært dårlige (tilstandsklasse IV til V) det meste av året, med en noe bedre tilstand i begynnelsen av året moderate forhold (tilstandsklasse III).



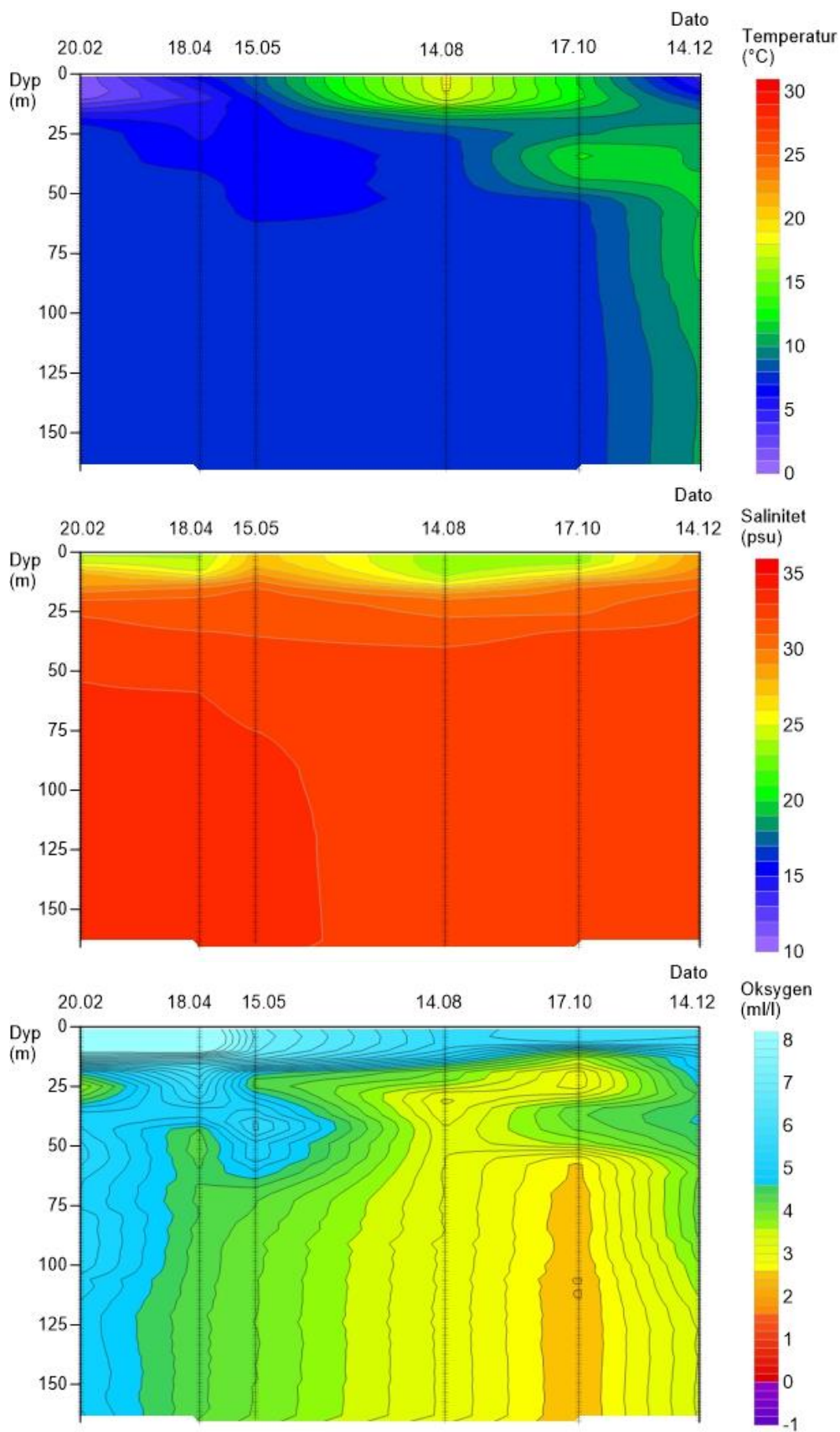
Figur 8. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon Im2 i Drøbakundet utenfor Drøbaksterskelen fra februar til desember 2017. Øverst: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).



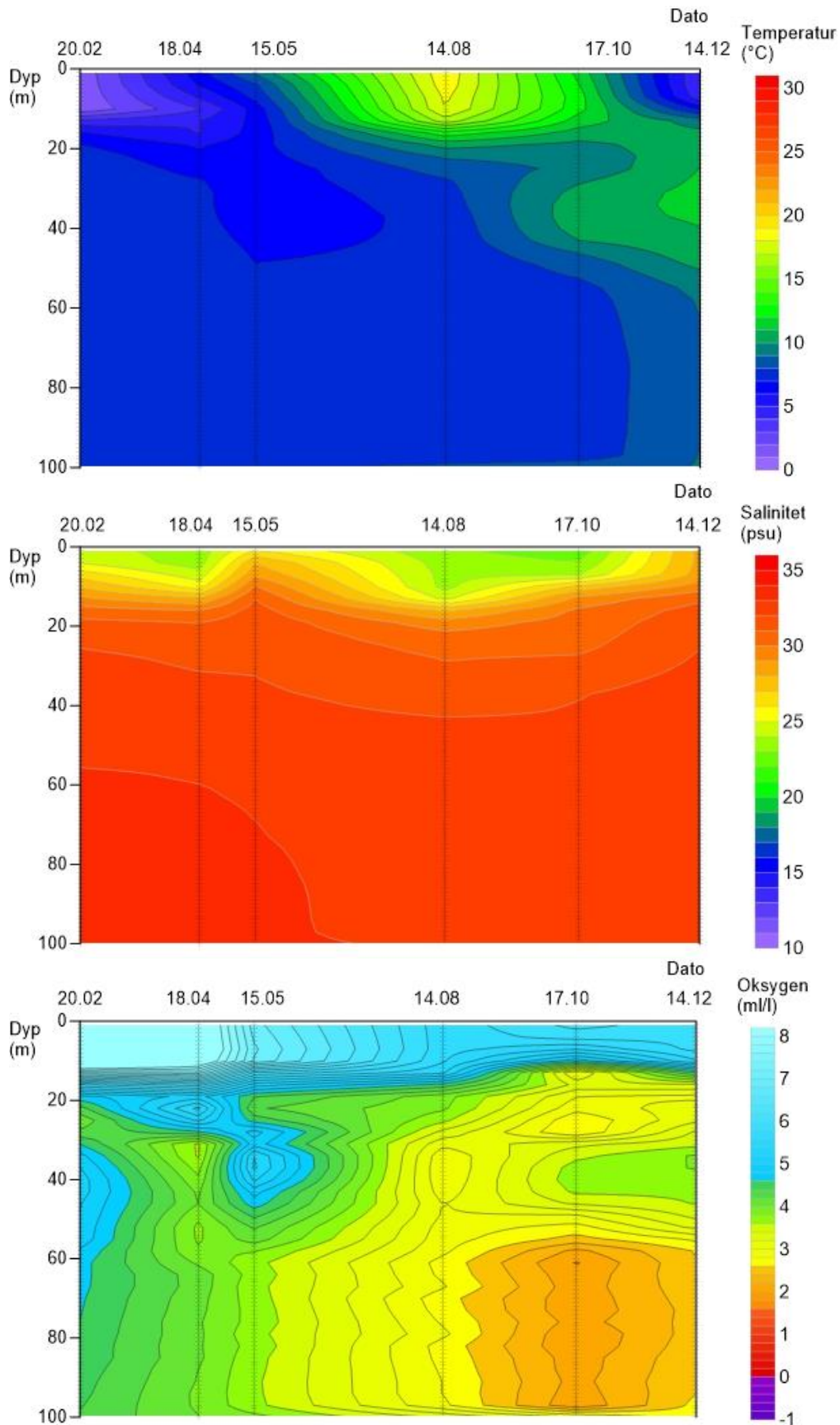
Figur 9. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon Gk1 i Gråøyrenna fra februar til desember 2017. Øverst: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).



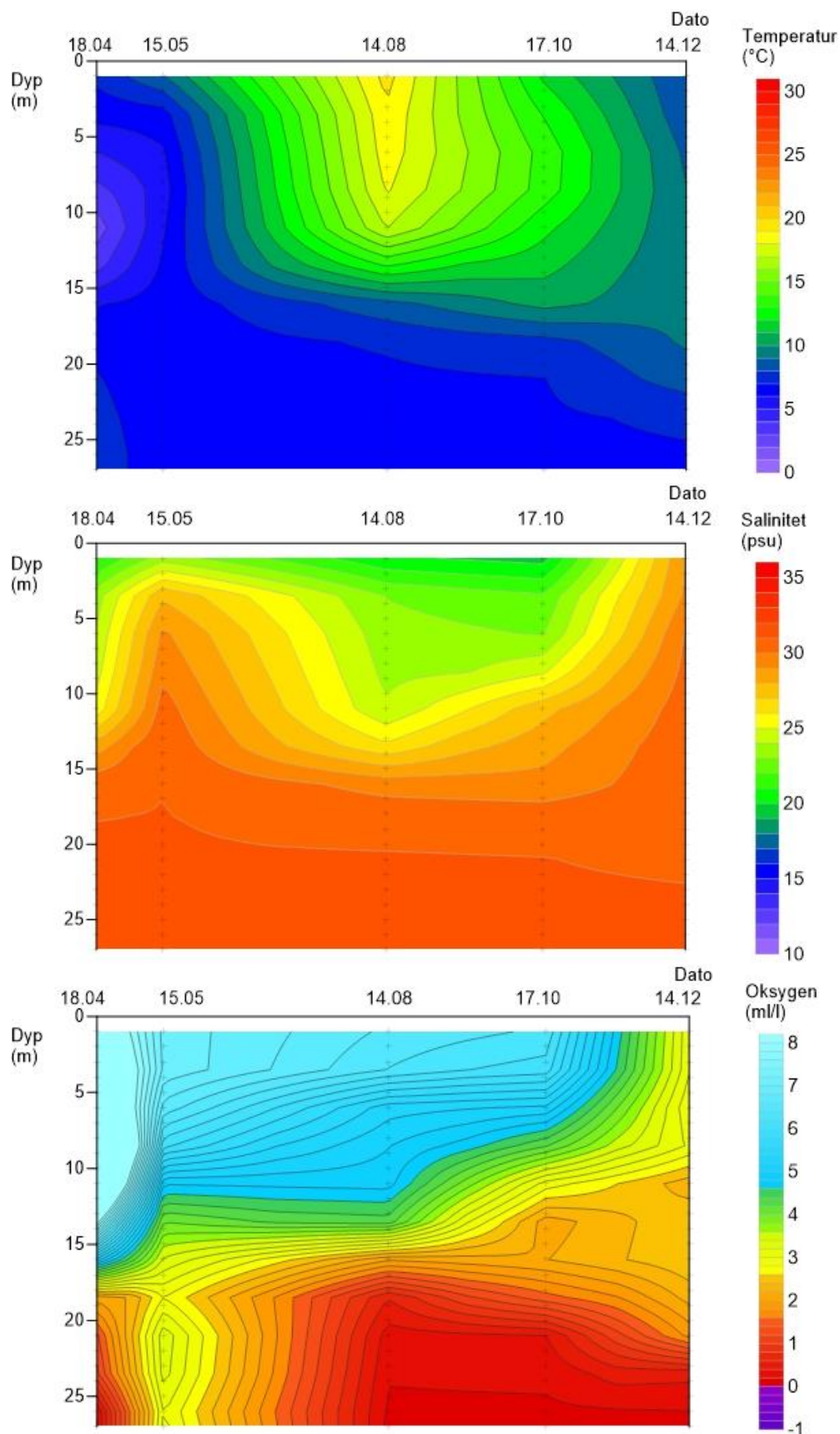
Figur 10. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon G12 ved Håøya i Vestfjorden fra februar til desember 2017. Øverst: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).



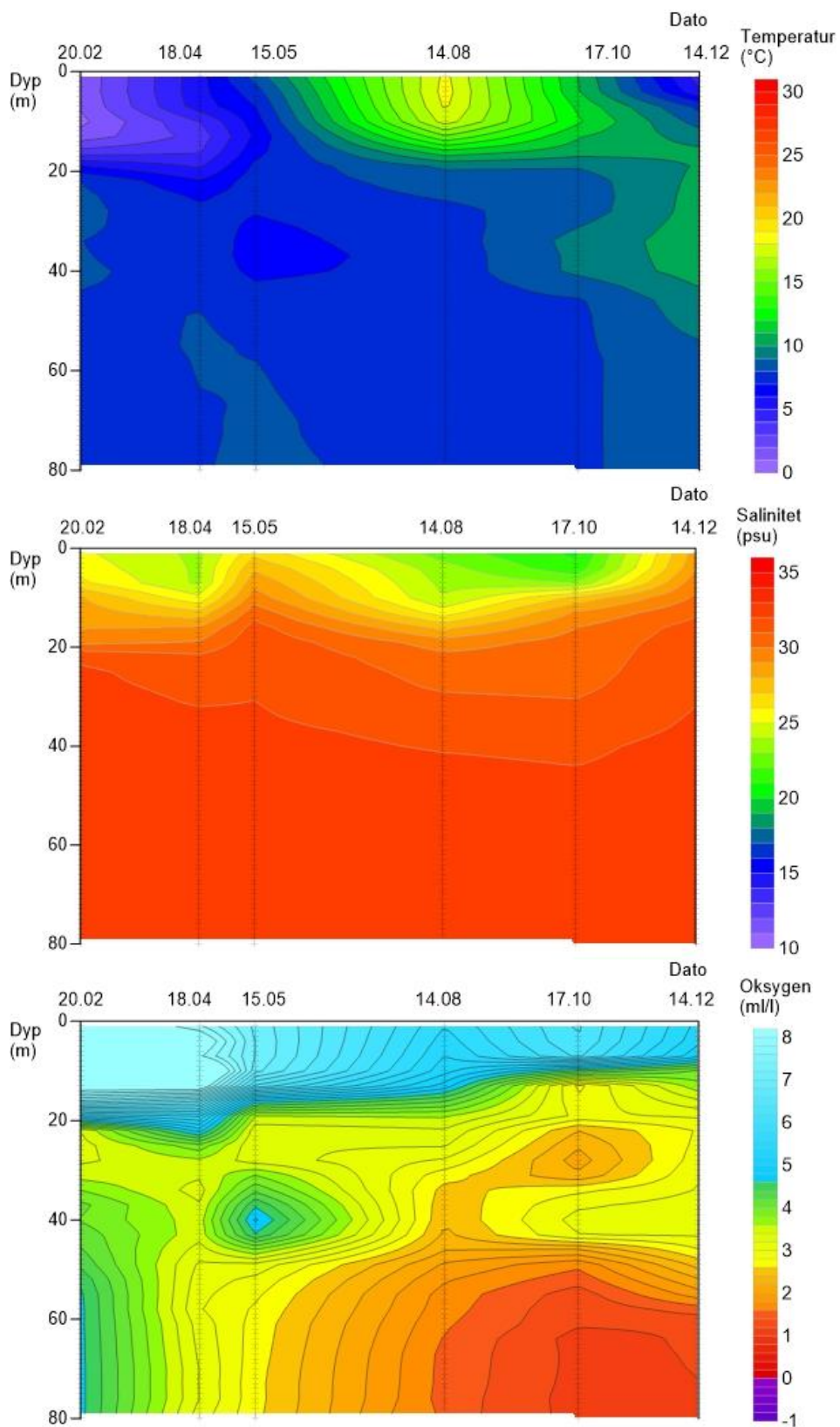
Figur 11. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon FI1 i Spro fra februar til desember 2017. Øverst: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).



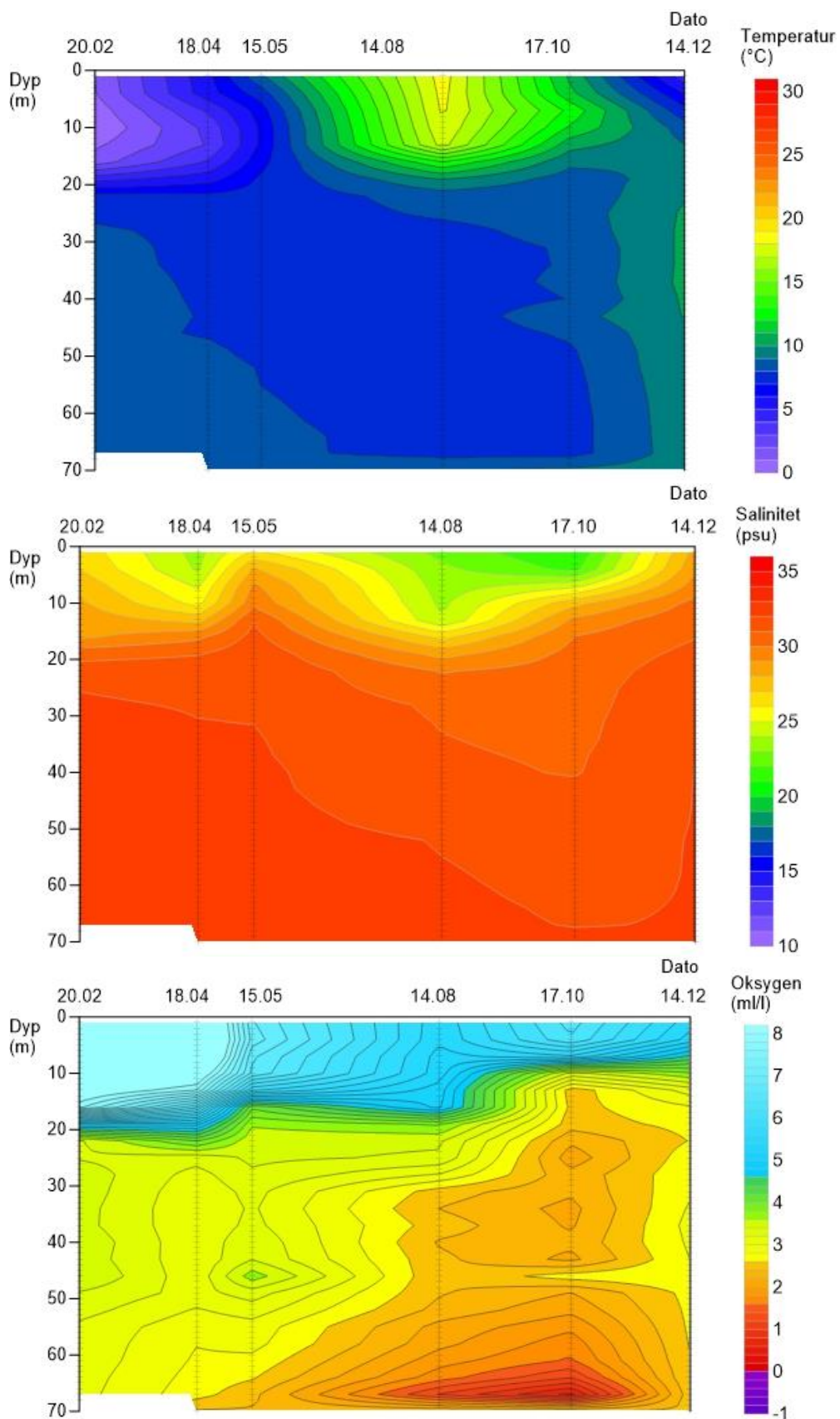
Figur 12. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon Dk1 ved Steilene i Vestfjorden fra februar til desember 2017. Øverst: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).



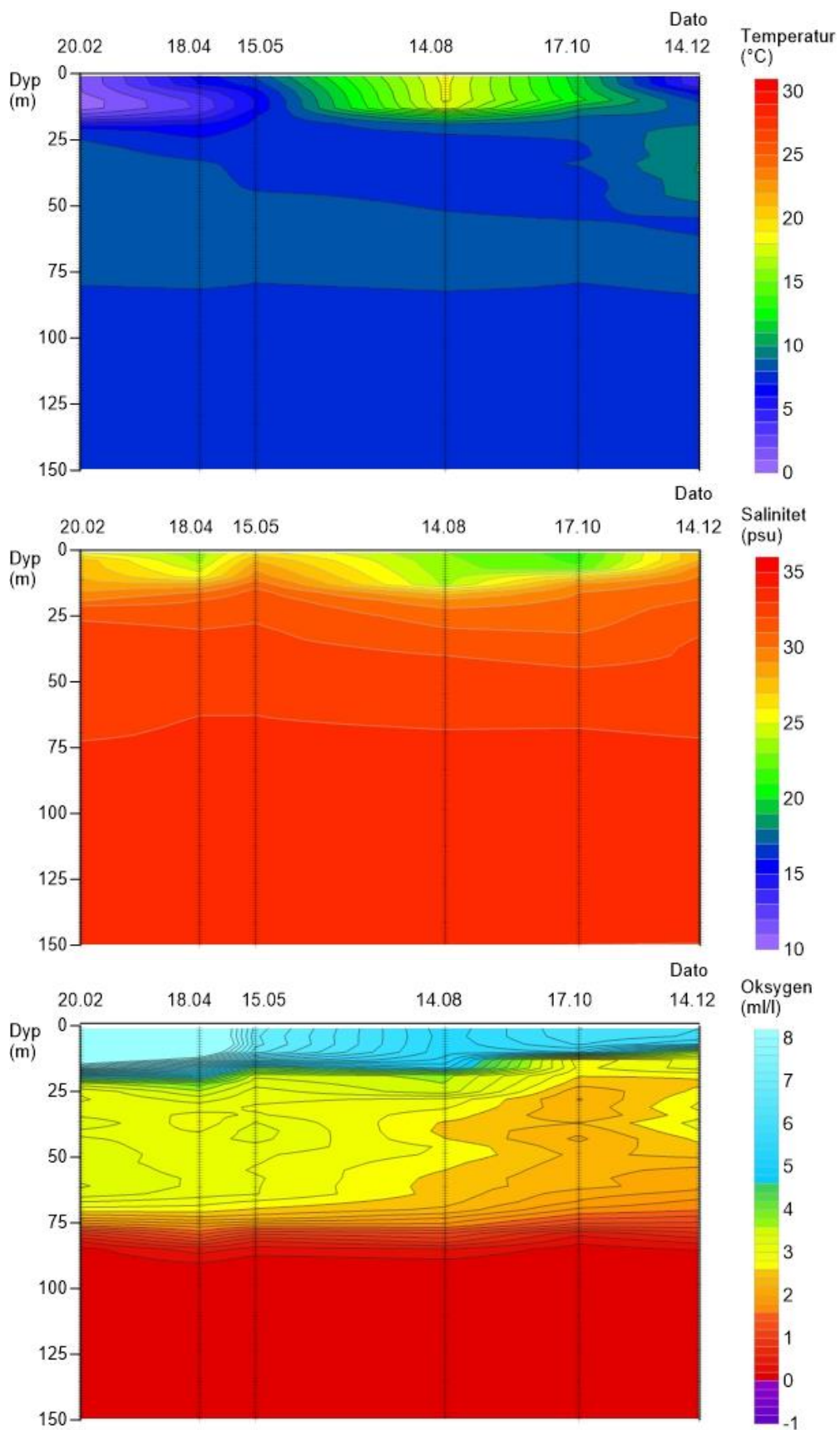
Figur 13. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon B14 i Bærumssjøen fra april til desember 2017. Øverst: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l). Hydrografiske undersøkelser ble ikke gjennomført i Bærumssjøen i februar pga. is.



Figur 14. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon Bn1 i Lysakerfjorden fra februar til desember 2017. Øverst: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).



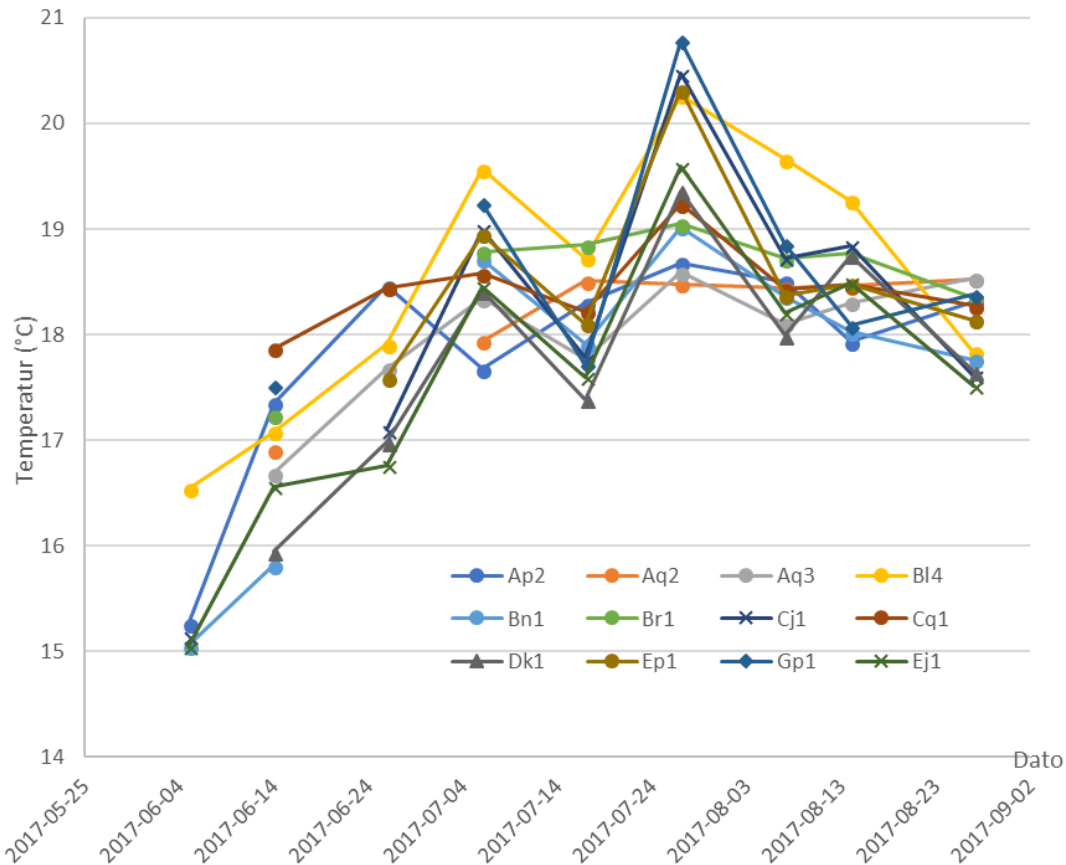
Figur 15. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon Cq1 i Bekkelagsbassenget fra februar til desember 2017. Øverst: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).



Figur 16. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon Ep1 i Svartskog, Bunnfjorden, fra februar til desember 2017. Øverst: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).

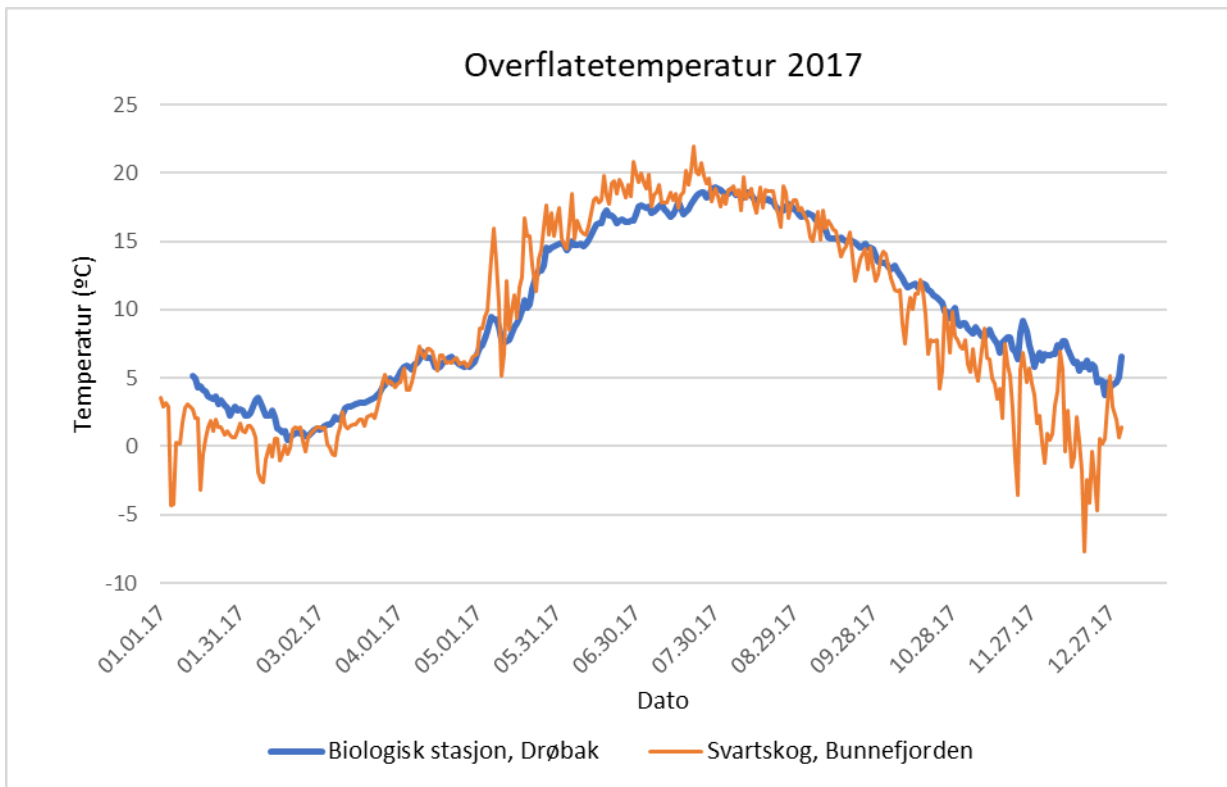
2.2.3 Overflatevannets temperatur

Overflatetemperaturen er registrert på overflatetoktene om sommeren (Figur 17). På disse stasjonene ble det målt temperatur ca. hver tiende dag gjennom hele sommeren. Resultatene viser at temperaturene i overflatevannet sommerstid lå på normalt nivå (Berge m.fl., 2015), men de høyeste målte temperaturene er lavere enn i 2014, 2015 og 2016 (Norconsult 2016 og Norconsult 2017). Temperaturen stiger frem til rundt 6. juli. Deretter synker temperaturen litt til 17. juli før den øker til et maksimum 27. juli.

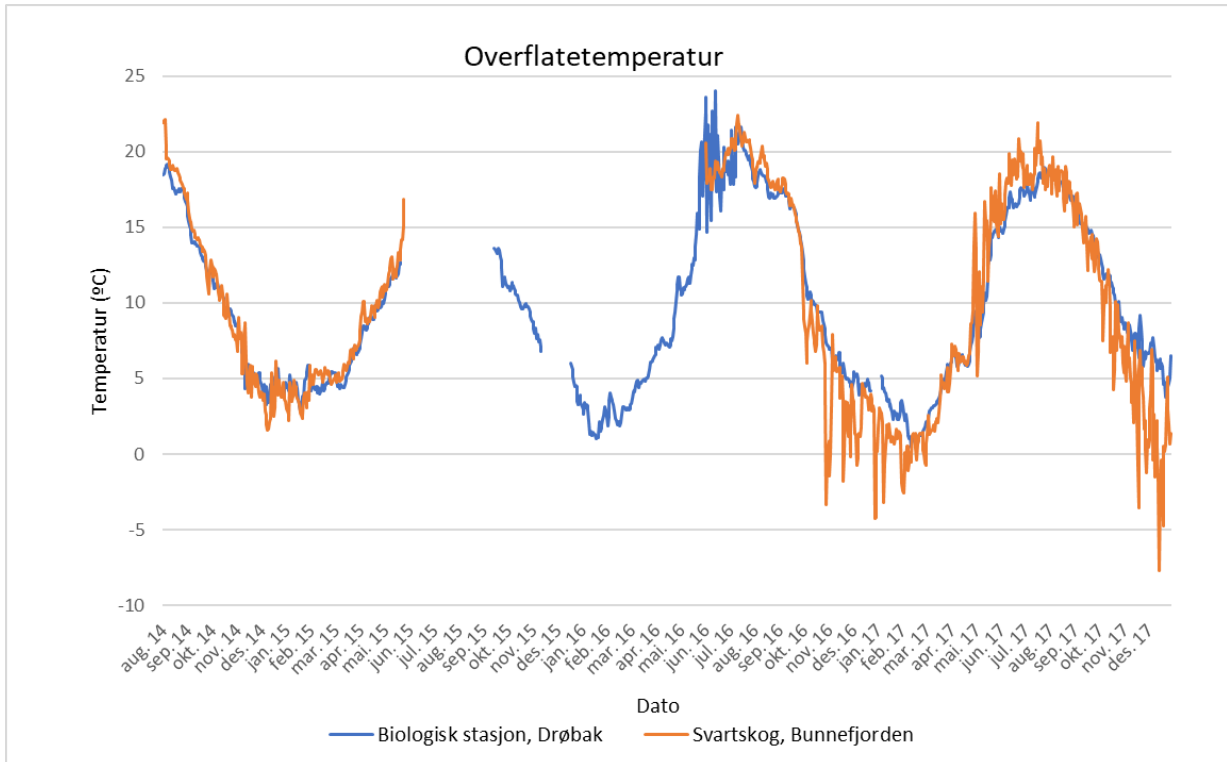


Figur 17. Temperatur i overflaten (1 m) i sommerperioden 2017.

Det er utplassert automatiske loggere på en stasjon i Bunnefjorden og en ved Drøbak. Temperatur målt i 2017 er vist i Figur 18 og temperatur fra august 2014 til årsslutt 2017 er vist i Figur 19. Temperaturene målt i 2017 tilsvarer det som ble målt i 2015 og 2016. Vinteren 2016-2017 og første del av vinteren 2017-2018 er det målt lavere temperaturer i Bunnefjorden enn det som ble målt vinteren 2014-2015. Fra vinteren 2015-2016 har vi ikke måledata.



Figur 18. Temperatur i overflatevannet i Bunnefjorden og ved Drøbak i 2017.



Figur 19. Temperatur i overflatevannet i Bunnefjorden og ved Drøbak i 2014-2017.

2.3 Referanser

- Alve, E., Helland, A., Magnusson, J. 2009. Bærumsbassengetet naturlig anoksisk basseng?. NIVA rapport nr 5735-2009. 30s.
- Baalsrud, K. og Magnusson, J., 2002. Indre Oslofjord – natur og miljø. Fagrådet for vann og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord, 135 sider.
- Berge, J.A., Amundsen, Gitmark, J., R., Gundersen, H., Hylland, K., Johnsen, T.M., Ledang, A.B., Norli, M., Lømsland, E.R., Staalstrøm, A. og Strand, D.A., 2015. Overvåking av Indre Oslofjord i 2014 – Vedleggsrapport. NIVA Rapport nr. 6834: 104 sider.
- Dolven, J.K. og Alve, E., 2010. Naturtilstanden i Indre Oslofjord. Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Rapport no. 106. ISBN 978-82-91885-39-1. 86 s.
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet. 2015. Veileder 02:2013, revidert 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Norsk Klassifiseringssystem for vann i henhold til vannforskriften. 229 sider.
- Hurrell, J. og National Center for Atmospheric Research Staff (Eds), 2016. "The Climate Data Guide: Hurrell North Atlantic Oscillation (NAO) Index (station-based)." <https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/hurrell-north-atlantic-oscillation-nao-index-station-based> (Last modified nov. 2017).
- 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.

3 Planteplankton og støtteparameter

3.1 Innledning

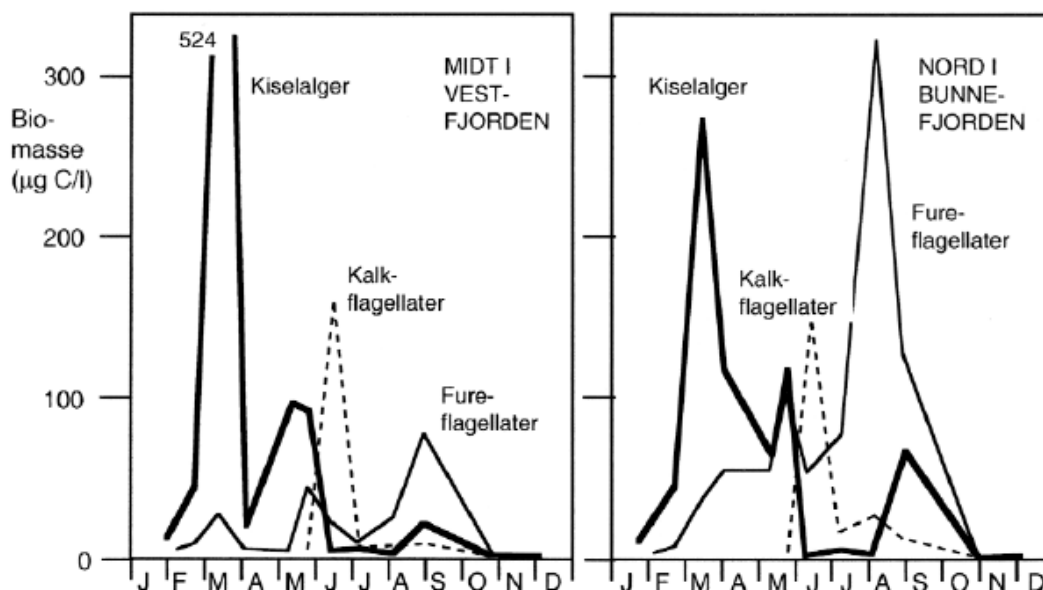
Klorofyll a er et mål på planteplanktonproduksjonen i vannmassene og inngår som et biologisk kvalitetselement i Vannforskriften (Veileder 02:2013 revidert 2015).

Mer fokus og effektivitet i renseanleggene har ført til en gradvis nedgang i konsentrasjonen av planteplankton i Indre Oslofjord de siste 30-40 årene.

Sammensetningen og mengde planktonalger vil til enhver tid være styrt av forholdet mellom tilgang på lys og næring og tap i form av beiting eller utsynking. Den årlige syklusen i planteplanktonsamfunnet i Indre Oslofjord er i utgangspunktet typisk for norske kystvannsforekomster. Vinterstid dvs. november, desember og januar er det så lite lys tilgjengelig at veksten blir liten selv om det er rik tilgang på næringssalter (Tabell 8). Når lysforholdene bedres vil produksjonen komme i gang. I Indre Oslofjord, som er et relativt beskyttet område, ser vi normalt en betydelig våroppblomstring, dominert av kiselalger, i februar eller mars, mens den i andre deler av landet kan komme en måned senere. Kiselalgene er avhengig av tilgang på silisium for vekst og deling. Næringsmangel, beiting og utsynking blir etter hvert begrensninger som gjør at og algevekst/produksjonen stopper opp. I sommerperioden, når tilgangen til silisium i overflatelaget (ca. 0-8m) er liten, dominerer andre grupper som dinoflagellater (fureflagellater) og coccolitoforider (kalkflagellater) (Paasche & Ostergren, 1980; Paasche, 2005).

Når vårfloppen bringer næringsrikt elvevann ut til fjorden sent på våren eller tidlig om sommeren vil vi kunne se en ny oppblomstring og igjen på høsten når sprangsjiktet svekkes som følge av sirkulasjon i vannmassene slik at næringsrikt bunnvann føres til overflaten og algene får tilgang på mer næring nedenfra samtidig som lystilgangen fortsatt er god. Bunnefjorden er permanent lagdelt og der er sirkulasjonen mellom bunnvann og overflatevann svært begrenset.

Typisk årssyklus for planteplankton i to områder i Indre Oslofjord; Vestfjorden og Bunnefjorden, er vist i Figur 20.

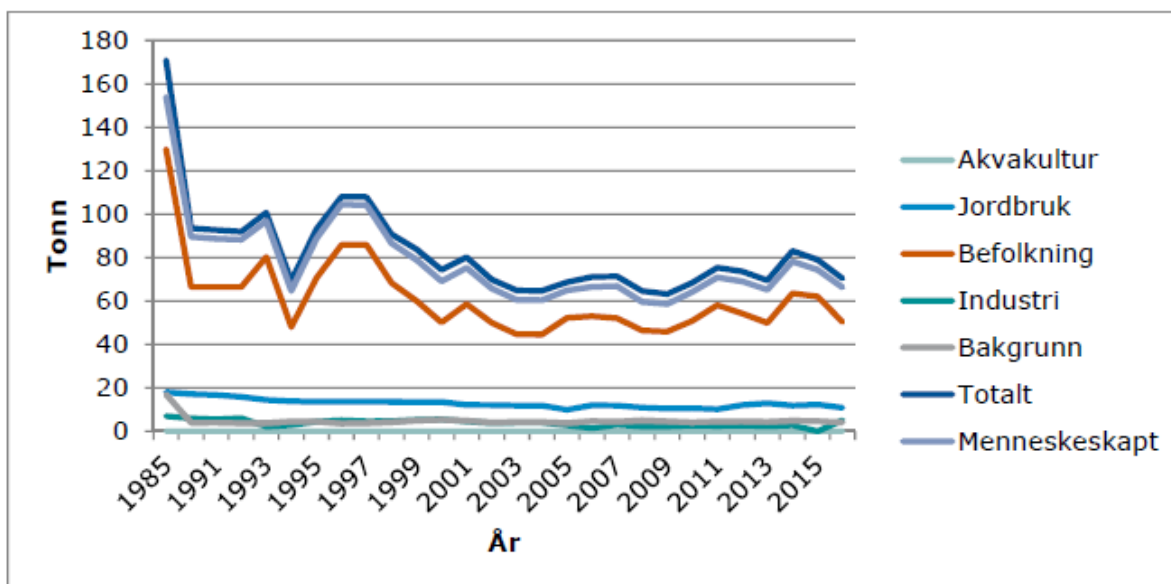


Figur 20. Typisk årssyklus for planteplankton (målt i biomasse ug C/l). (Paasche & Ostergren, 1980; Paasche, 2005)

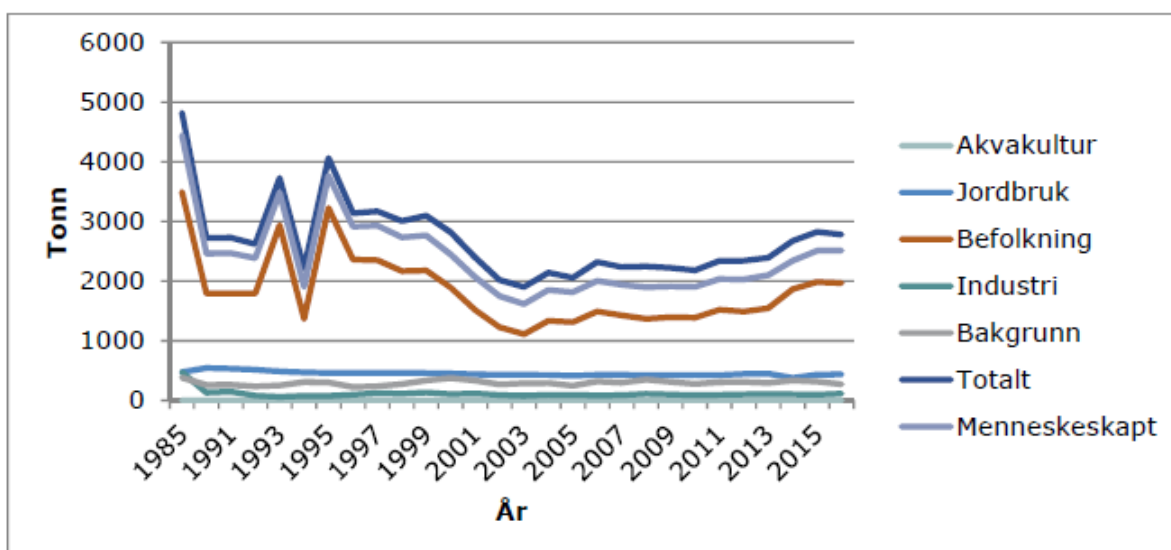
Nærings saltene som tilføres Indre Oslofjord kommer fra flere kilder, eksempelvis avrenning fra land, avløp og med kyststrømmen fra Skagerrak. De senere årene har de langtransporterte tilførselene blitt redusert og rensegraden til avløpsanleggene betydelig forbedret. I tillegg slippes ikke lenger avløpsvannet ut i overflaten, slik det gjorde frem til 1980-tallet, men på større dyp.

NIVA har beregnet utslipp av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 1985 og hvert år siden 1990. Beregningene er gjort med TEOTIL-modellen og datagrunnlaget består av avløpsdata fra KOSTRA, produksjonsdata fra fiskeoppdrett, industridata, tapskoeffisienter for norsk jordbruk og avrenningskoeffisienter for norske naturområder (Selvik & Høgåsen, 2016).

Beregningene viser at mesteparten av de tilførte næringsstoffene er menneskeskapt og stammer fra befolkningen (Selvik & Høgåsen, 2016). Siden 1985 er tilførselene kraftig redusert, men de senere år (siden 2003) har det vært en svak økning igjen (Figur 21 og Figur 22).



Figur 21. Menneskeskapt tilførsel til Indre Oslofjord av fosfor (tonn/år). Data hentet fra (Selvik & Sample, 2017).



Figur 22. Menneskeskapt tilførsel til Indre Oslofjord av nitrogen (tonn/år). Data hentet fra (Selvik & Sample, 2017).

3.2 Metodikk

3.2.1 Prøvetakingsstasjoner

Prøvetakingsstasjoner for klorofyll a og planteplankton taxa samt støtteparametere (næringsalter og siktedyp) er vist i kapittel 2 under Figur 6 og Tabell 19 i vedlegg.

3.2.2 Prøveinnsamling klorofyll a og næringsstoffer

Vannprøver, for innsamling av data om klorofyll a og næringsstoffer, ble innhentet med Niskin vannhenter på rosett på hoved- og kombinasjonstokt. På overflatetokt ble vannprøver tatt med Ruttner håndholdt vannhenter. Prøver fra 0-2 m ble på alle tokt tatt med 2 m langt rør som rommer 2L.

Vannprøvene ble overført til egnet emballasje, holdt kjølig og transportert til ALS Laboratory Group der analyser ble gjennomført.

Prøvetakingen av klorofyll a er i 2017 utført i henhold til Veileder 02:2013 rev 2015 med hensyn på frekvens og prøvetakingsdyp. Det er beregnet 90-percentil for klorofyll a øverste 5 m vanddyp på hver stasjon for hele vekstsesongen (februar-oktober). Målinger med konsentrasjon $<0,25 \mu\text{g/l}$ (rapporteringsgrensen for analysen) er satt til $0,25 \mu\text{g/l}$. Det er noe usikkerhet mht. klassifiseringen av klorofyll siden hyppigheten for prøvetaking har variert i perioden 2012-2017 både i forhold til prøvetakingsdyp og frekvens.

3.2.3 Prøveinnsamling planteplankton taxa

I 2017 er det samlet inn planteplankton fra vannprøver for kvantitativ analyse av planteplankton fra 0-2 m og 5 m på Dk1 (Steilene) og Ep1 (Svartskog, Bunnefjorden). Disse prøvene konserveres med lugol og analyseres i omvendt mikroskop i henhold til NS-EN 15972:2011 (Veiledning for kvantitative og kvalitative undersøkelser av marine planktonalger) samt NS-EN 15204:2006 (Utermöhl's metode med omvendt mikroskop). I tillegg gjennomføres håvtrekk på alle hovedtokt for kvalitativ analyse av planteplankton.

3.2.4 Klassifisering av klorofyll, næringsstoffer og siktedyp

Planteplankton er det første leddet i den marine næringskjeden. Temperatur, tilgang på lys og tilgang på næringsalter påvirker veksten og biomassen av planteplankton. Planteplankton reagerer raskt på endringer og er derfor en god miljøindikator. Vanligvis finner det sted en oppblomstring av planteplankton om våren når lys og temperatur øker. I tillegg kan det ofte være flere mindre oppblomstringer i løpet av sommer- og høstsesongen. Kraftig eutrofiering kan føre til masseoppblomstring av enkelte arter utenom naturlig vekstperiode. Dette kan føre til redusert biologisk mangfold da hurtigvoksende, opportunistiske arter vil kunne fortrenge andre arter ved å bruke opp næringsgrunnlaget.

Klorofyll a er et indirekte mål på algebiomasse. I henhold til Veileder 02:2013 skal klorofyll a måles på 5 meters dyp hver 14. dag de første to månedene i vekstsesongen (februar og mars) og månedlig frem til utgangen av oktober. Klassifisering av klorofyll a skal gjennomføres på grunnlag av 90-percentilen for prøver fra 5 m og baseres på data fra minimum 3, helst 6 år. Tilstandsklassegrensene varierer mellom de ulike økoregionene og med ulike vanntyper. Tilstandsklassegrensene for økoregion Skagerak er vist i Tabell 3.

Tabell 3. Tilstandsklasser for klorofyll a i økoregion Skagerak (Veileder 02:2013 revidert 2015) som Indre Oslofjord er en del av.

Region	Vanntype	Vanntype nr.	Salinitet	Referanse-tilstand	I Svært god	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært Dårlig
Skagerak	Ekspontert	1	>25	2,3	<3,5	3,5-<7	7-<11	11-<20	>20
	Moderat ekspontert	2	>25	2,0	<3	3-<6	6-<9	9-<18	>18
	Beskyttet	3	>25	2,0	<3	3-<6	6-<9	9-<18	>18
	Sterkt Ferskvannspåvirket*	5	5-25	-	-	-	-	-	-

*Vanntypen inngår ikke i klassifiseringssystemet for planteplankton

Veileder 02:2013 benyttes også for klassifisering av næringsstoffer og siktedyp. Denne er en revidering av tilstandsklassene fra SFTs veiledning fra 1997 (TA-1467/1997). Siktedyp og konsentrasjon av næringsstoffer fungerer som støtteparametere til de biologiske kvalitetselementer når økologisk tilstand skal bestemmes.

Mengden næringsstoffer er avgjørende for vekst av planteplankton. Konsentrasjonen av næringsstoffer varierer gjennom året i vannmassene. Om vinteren er konsentrasjonene høyere som følge av lav biologisk aktivitet og dermed lavt forbruk av næringsstoffer. Forhøyede konsentrasjoner som følge av tilførsler som er jevne gjennom året (f.eks. utslipp av kommunalt avløpsvann) fanges derfor best opp ved klassifisering av prøver fra vinterperioden. Om sommeren er forbruket av næringsstoffer høyere og konsentrasjonene i vannmassen synker. Økte tilførsler om sommeren (f.eks. avrenning fra jordbruk) oppdages vanligvis best ved klassifisering av prøver fra sommermånedene.

Vinterklassifisering gjennomføres på prøver tatt etter siste oppblomstring av plankton om høsten og før våroppblomstringen, i perioden desember til februar. Sommerklassifisering gjennomføres for perioden juni til august.

Tilstandsklassifisering med hensyn på næringsstoffer skal gjøres med prøver fra overflatelaget (0 – 15 m) og skal helst baseres på 3 års data. Tidligere har det vært anbefalt å ha minimum 10 prøvetakingstidspunkt for å gjennomføre tilstandsklassifisering. Det er ikke lenger oppgitt et bestemt antall prøver anbefalt for tilstandsklassifisering. Det anbefales prøvetaking hver 2. uke for å fange opp variasjoner innenfor sesongen.

Grenser for de ulike tilstandsklassene for næringsstoffer i vann med salinitet over 18 psu er vist i Tabell 4. For vann med salinitet mellom 5 og 18 psu er tilstandsklasser vist i Tabell 5. Det benyttes lineær sammenheng for salinitet mellom 5 og 18 psu.

Tabell 4. Tilstandsklasser for næringsstoffer og siktedyp i vann med salinitet over 18 psu (Veileder 02:2013 revidert 2015).

Årstid	Parameter	I Svært god	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært Dårlig
Overflatelag Sommer (jun.-aug.)	Total fosfor (µg P/L)	<11,5	11,5-16	16-29	29-60	>60
	Fosfat (µg P/L)	<3,5	3,5-7	7-16	16-50	>50
	Total nitrogen (µg N/L)	<250	250-330	330-500	500-800	>800
	Nitrat (µg N/L)	<12	12-23	23-65	65-250	>250
	Ammonium (µg N/L)	<19	19-50	50-200	200-325	>325
	Siktedyp (m)	>7,5	7,5-6	6-4,5	4,5-2,5	<2,5
Overflatelag Vinter (des.-feb.)	Total fosfor (µg P/L)	<20	20-25	25-42	42-60	>60
	Fosfat (µg P/L)	<14,5	14,5-21	21-34	34-50	>50
	Total nitrogen (µg N/L)	<291	291-380	380-560	560-800	>800
	Nitrat (µg N/L)	<97	97-125	125-225	225-350	>350
	Ammonium (µg N/L)	<33	33-75	75-155	155-325	>325

Tabell 5. Tilstandsklasser for næringsstoffer og siktedyp i vann med salinitet 5 – 18 psu (Veileder 02:2013 revidert 2015).

Årstid	Parameter	Salinitet	I Svært god	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært Dårlig
Overflatelag Sommer (Juni-August)	Total fosfor (µgP/l)	5	<8	8-12	12-22	22-53	>53
		18	<11,5	11,5-15,5	15,5-28	28-59	>59
	Fosfat-fosfor (µgP/l)	5	<2	2-3,5	3,5-7,5	7,5-21	>21
		18	<3,5	3,5-6,5	6,5-15	15-46	>46
	Total nitrogen (µgN/l)	5	<250	250-383	383-538	538-800	>800
		18	<250	250-337	337-505	505-800	>800
	Nitrat-nitrogen (µgN/l)	5	<97	97-156	156-223	223-363	>363
18		<24	24-41	41-86	86-265	>265	
Siktedyp (m)	5	>7	7-4,5	4,5-2,5	2,5-1,5	<1	
	18	>7,5	7,5-6	6-4	4-2,5	<2,5	
Overflatelag Vinter (Desember-Februar)	Total fosfor (µgP/l)	5	<10,5	10,5-14,5	14,5-26	26-53	>53
		18	<20	20-24	24-40	40-59	>59
	Fosfat-fosfor (µgP/l)	5	<7	42194	42263	16-31	>31
		18	<14,5	14,5-19	19-32	32-48	>48
	Total nitrogen (µgN/l)	5	<261	261-385	385-553	553-800	>800
		18	<291	291-398	398-559	559-800	>800
	Nitrat-nitrogen (µgN/l)	5	<143	143-226	226-326	326-478	>478
18		<97	97-139	139-239	239-367	>367	

Siktedyp er et mål på vannets klarhet. Siktedyp måles ved å føre en hvit secciskive ned i vannet til den blir usynlig. Deretter trekkes skiven sakte opp og når den kommer til syne avleses avstanden fra skiven til vannoverflaten. Prosedyren gjentas tre ganger og et snitt av målte dyp beregnes.

Dårlig sikt kan skyldes forhøyet algevekst og være tegn på dårlig vannkvalitet. Men dårlig sikt kan også skyldes naturlige prosesser, som for eksempel tilførsel av finpartikulært materiale (sediment) gjennom avrenning fra land. Grenseverdier for tilstandsklassene for siktedyp er gitt i Tabell 4 og Tabell 5.

3.3 Resultater og diskusjon

3.3.1 Klorofyll a

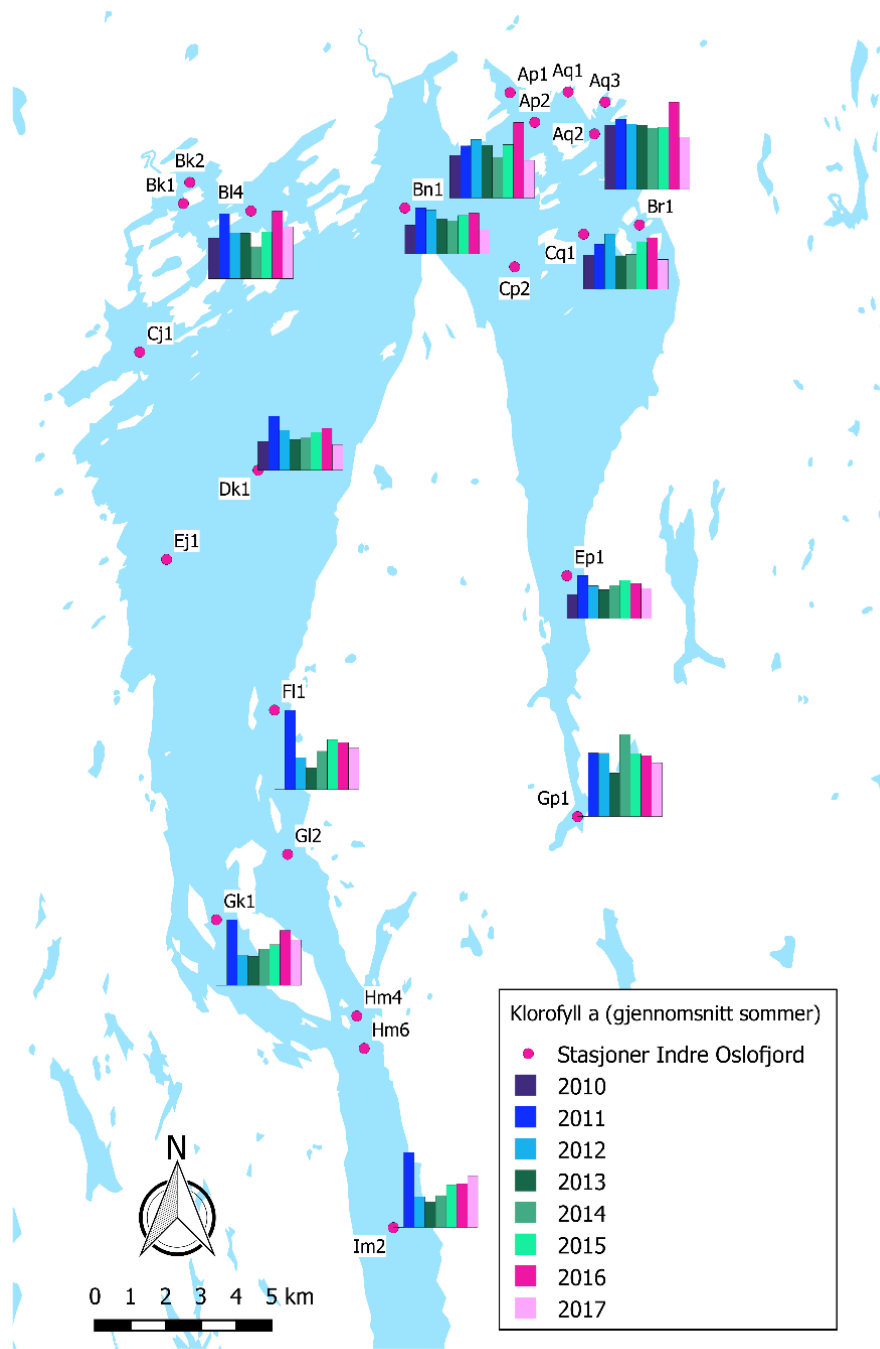
Resultatene er vist i Tabell 6. Kun fem av vannforekomstene kan klassifiseres. De to siste tilhører vanntypen «Sterkt ferskvannspåvirket fjord» som på det nåværende tidspunkt ikke har tilegnede klassegrenser jf. Veileder 02:2013 (revidert 2015).

Fire vannforekomster (Oslofjorden, Bekkelagsbassenget, Bunnefjorden og Hurum) klassifiseres i tilstandsklasse II (god) iht. konsentrasjon av klorofyll a, mens Oslo havn og by klassifiseres i tilstandsklasse III (moderat). Data fra hvert enkelt år i perioden 2015-2017 viser en økning i konsentrasjon av klorofyll a i alle vannforekomster med unntak av Hurum (Im2) hvor konsentrasjonen var vesentlig lavere i 2017 enn foregående år. Økte konsentrasjoner av klorofyll a i 2017 er relatert til en kraftig våroppblomstring (mars-april) av dinoflagellaten *Prorocentrum cf. minimum* og de to kiselalgene *Skeletonema sp.* og *Pseudo-nitzschia sp.* Oppblomstringen ga grønn-brunt vann i Indre Oslofjord og svært dårlig siktedyp i alle stasjoner fra Bærumsbassenget/Lysakerfjorden og innover i fjorden.

Tabell 6. Klassifisering av klorofyll a-verdier fra 5 m vanddyb i vannforekomstene i Indre Oslofjord 2015-2017. Fargekoder er iht. tilstandsklasser i Veileder 02:2013 – revidert 2015. nEQR er ikke beregnet for vannforekomstene Bunnebotten og Sandvika da det ikke finnes tilstandsklasser for vanntypene her.

Vannforekomst	Vanntype	Prøvetakingstasjon	Verdier i vekstsesong Chl a (90-persentil)				nEQR
			2015	2016	2017	2015-2017	2015-2017
Oslofjorden (Vestfjorden)	S2	Dk1, F11, Gk1, Bn1	3,65	4,86	5,62	4,90	0,64
Bekkelagsbassenget	S3	Ap2, Cq1	3,65	5,20	10,80	5,66	0,61
Bunnefjorden	S3	Ep1	3,32	4,12	9,92	5,45	0,62
Hurum	S3	Im2	4,33	4,55	2,32	4,33	0,68
Oslo havn og by	S3	Aq3	4,72	5,42	10,00	6,24	0,58
Bunnebotten	S5	Gp1	4,63	5,39	9,66	6,09	
Sandvika	S5	Bl4	3,76	4,38	8,56	4,54	

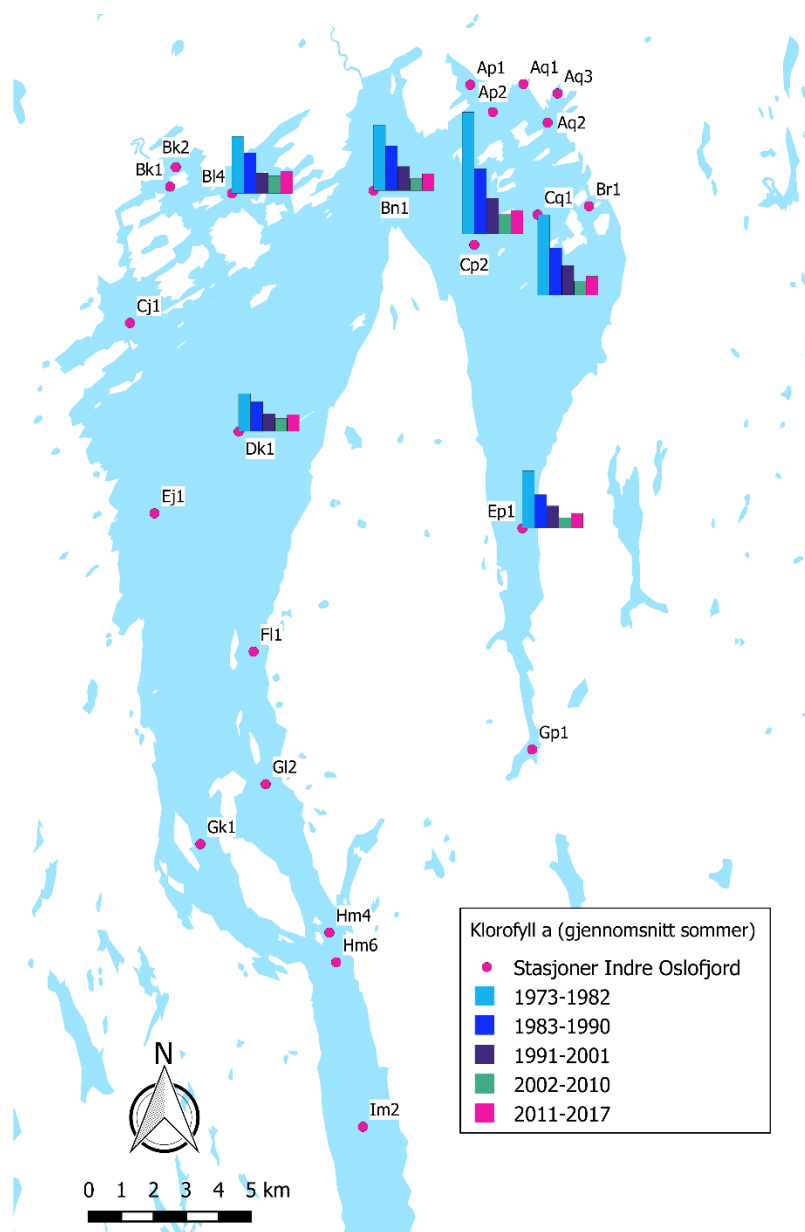
Innsamlede data viser en tydelig nedadgående trend fra 1970-tallet og fremover med hensyn til klorofyll a konsentrasjon. Men siste måleperiode (2011-2017) viser igjen en svak økning i klorofyll a (Tabell 7 og Figur 24).



Figur 23. Årlige variasjoner i gjennomsnittlig konsentrasjon av klorofyll a i sommermånedene (juni-august) i perioden 2010-2017 på utvalgte stasjoner i Indre Oslofjord.

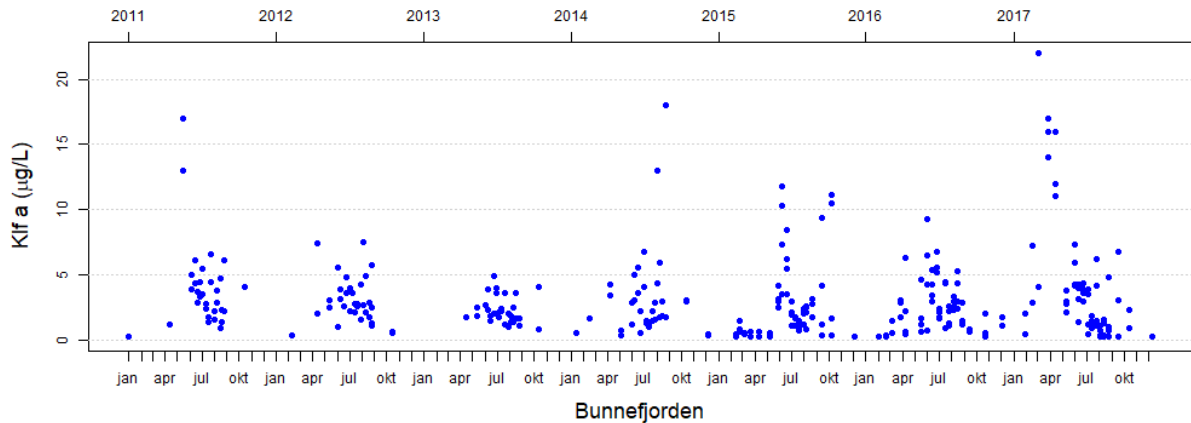
Tabell 7. Gjennomsnittlig konsentrasjon av klorofyll a ($\mu\text{g/L}$) i overflatelaget (0-2 m vanddyb) for sommermånedene (juni-august) i utvalgte perioder fra 1973 til og med 2017. Data fra 1973-2014 er innsamlet av NIVA (data fra Berge m.fl., 2015), og data 2015-2017 er innsamlet av Norconsult. Resultatene er plottet i figuren nedenfor.

Klorofyll a ($\mu\text{g/L}$) middelverdier juni-august					
Stasjon	1973-1982	1983-1990	1991-2001	2002-2010	2011-2017
Ap 2	18,0	9,6	5,3	2,9	3,5
Bl 4	8,4	6,0	3,0	2,6	3,3
Bn 1	9,7	6,6	3,6	1,8	2,5
Cq 1	11,9	7,0	4,4	2,1	2,8
Dk 1	5,6	4,4	2,6	1,9	2,5
Ep 1	8,5	5,0	3,3	1,6	2,2

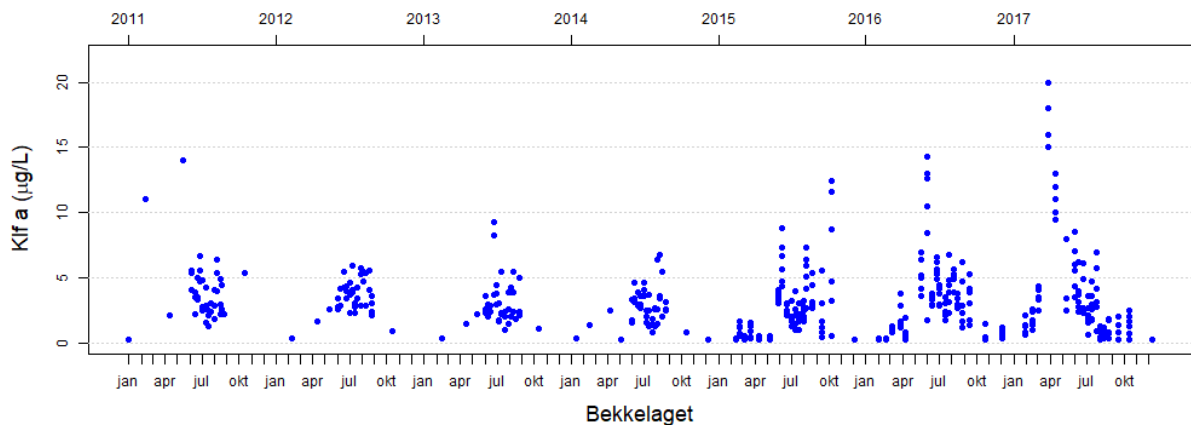


Figur 24. Gjennomsnittlig konsentrasjon av klorofyll a ($\mu\text{g/L}$) i overflatelaget (0-2 m vanddyb) for sommermånedene (juni-august) i utvalgte perioder fra 1973 til og med 2017. Data fra 1973-2014 er innsamlet av NIVA (data hentet fra Berge m.fl., 2015), og data 2015-2017 er innsamlet av Norconsult.

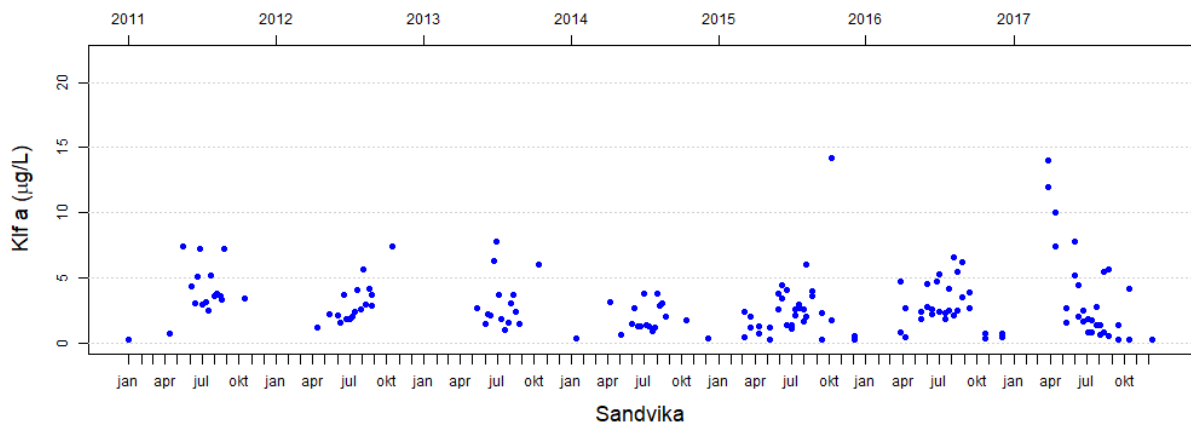
I figurene under vises samleplott av stasjonene som inngår i de ulike vannforekomstene. Resultatene viser at det i 2017, som i 2016, er observert noe høyere klorofyllkonsentrasjoner enn tidligere år i Indre Oslofjord (Figur 25-Figur 28). Aller høyest var det i Bunnefjorden og Bekkelaget i mars og april. Dataene viser vår og sommeroppblomstring, men ikke en kraftig høst-oppblomstring slik vi så i 2015.



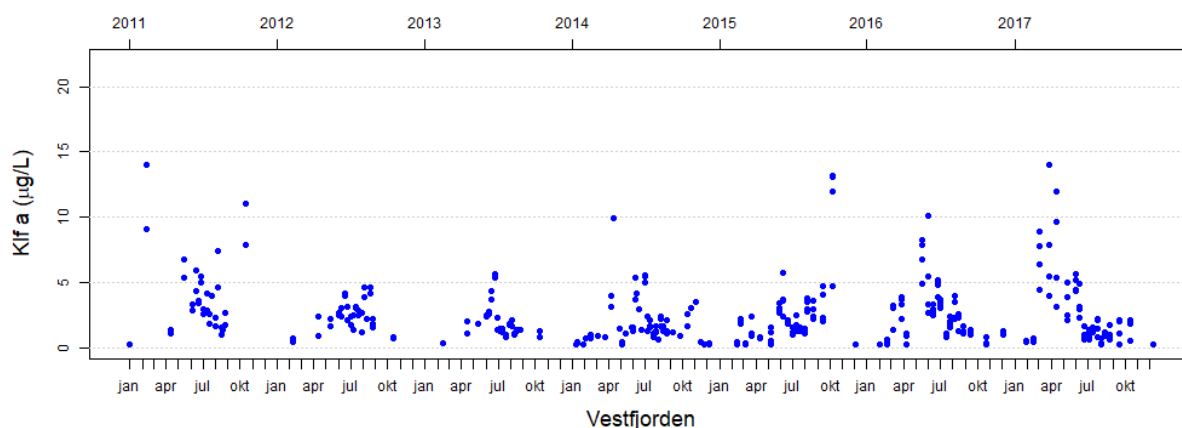
Figur 25. Klorofyll - a målt i overflatelaget (0-5 m) i vannforekomst Bunnefjorden i perioden 2011-2017.



Figur 26. Klorofyll - a målt i overflatelaget (0-5 m) på stasjon Aq3, Ap2 og Cq1 i vannforekomst «Bekkelaget» og «Oslo havn og by» i perioden 2011-2017.



Figur 27. Klorofyll - a målt i overflatelaget (0-5 m) på stasjon BI4 i vannforekomst «Sandvika» i perioden 2011-2017.



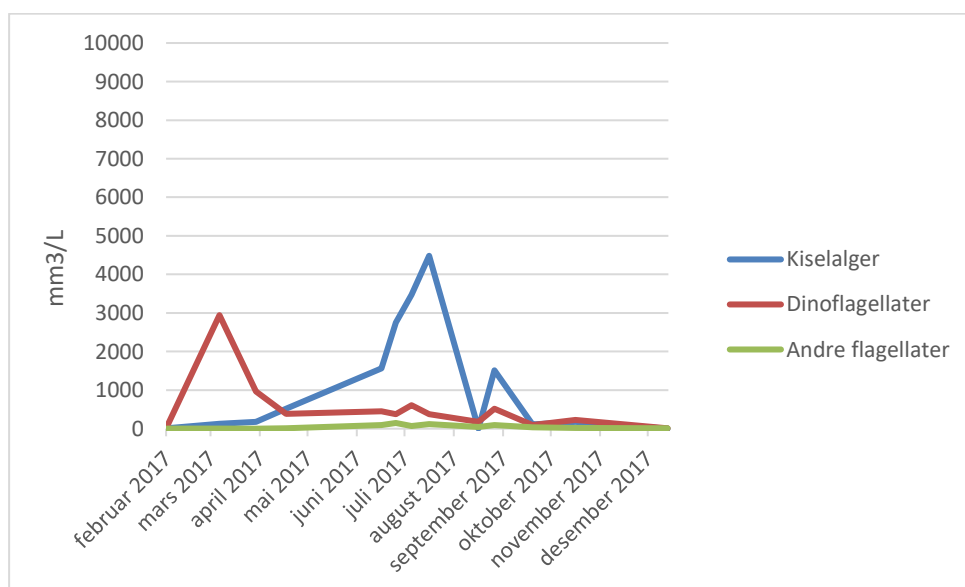
Figur 28. Klorofyll - a målt i overflatelaget (0-5 m) på stasjon Dk1 og Bn1 i vannforekomst «Oslofjorden» (Vestfjorden) i perioden 2011-2017.

3.3.2 Sammenheng mellom klorofyll a og planteplankton taxa

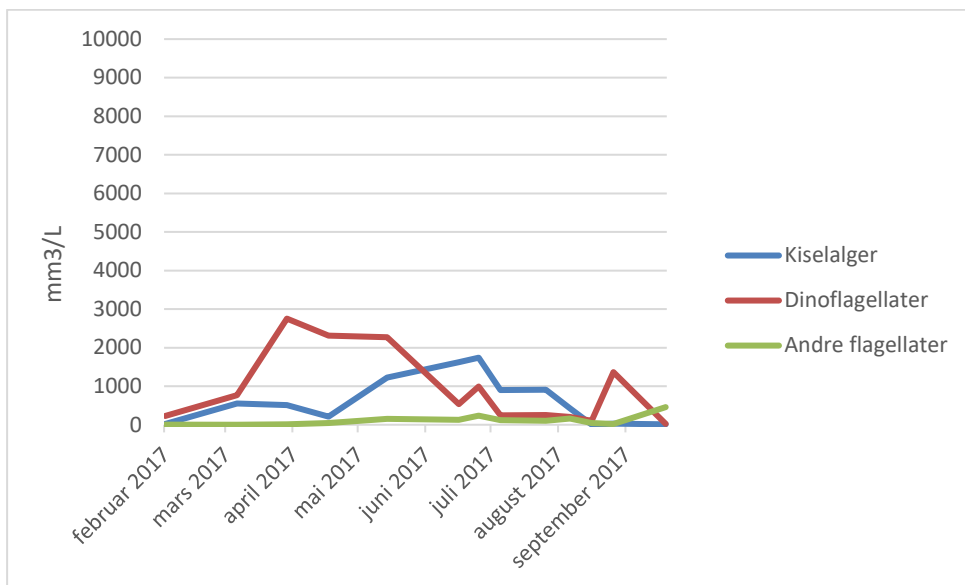
Som vist over var det en massiv våroppblomstring i alle vannforekomster. Denne var dominert av dinoflagellaten *Prorocentrum minimum* og de to kiselalgene *Skeletonema* sp. og *Pseudo-nitzschia* sp. som ble observert i konsentrasjoner over en million celler pr liter i både Bunnefjorden og Vestfjorden. Som vist i Figur 31 og Figur 32 var oppblomstringen størst i Bunnefjorden og aller mest kraftig i overflatelaget (0-2m).

I Vestfjorden var det en oppblomstring av kiselalger/diatomerer midtsommers (Figur 29 og Figur 30). Og på høsten en ny oppblomstring av dinoflagellater, men ikke like kraftig som om våren.

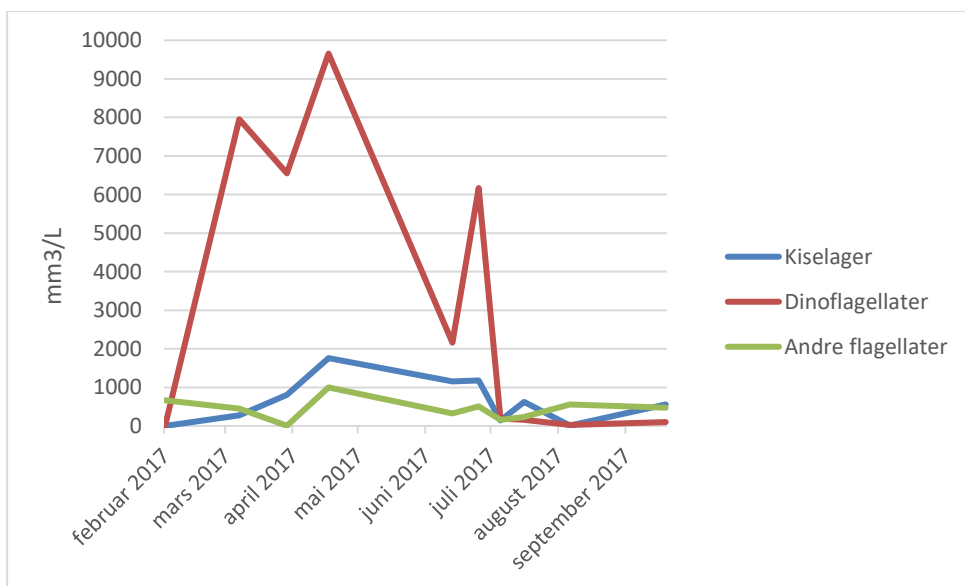
I Bunnefjorden kom oppblomstringen av kiselalger senere på sommeren og det ble ikke registrert den samme høstoppblomstringen av dinoflagellater som i Vestfjorden.



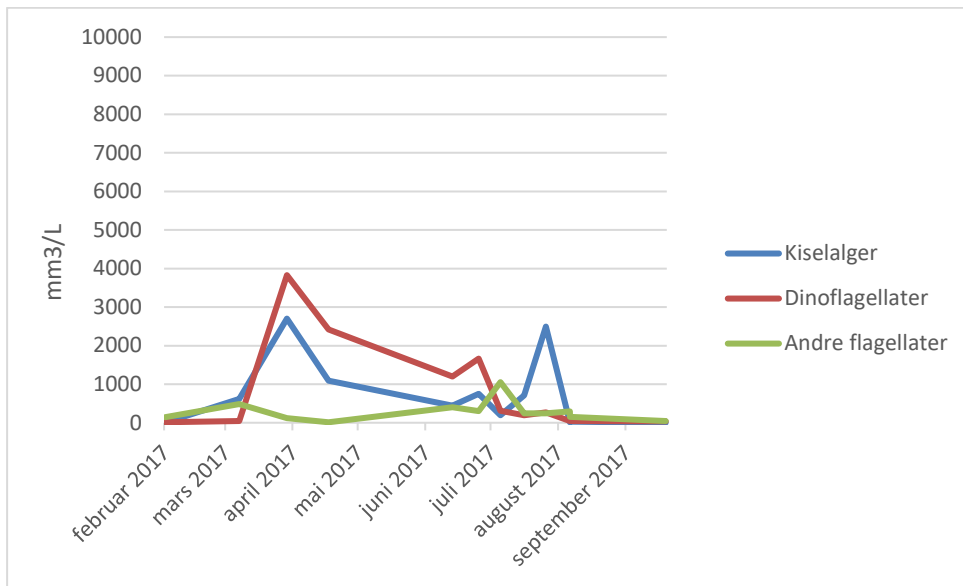
Figur 29. Utvikling i algebiomasse (mm^3/l) for de ulike algegruppene ved Steilene (Dk1) i Vestfjorden 0-2m dyp gjennom året 2017.



Figur 30. Utvikling i algebiomasse (mm³/l) for de ulike algegruppene ved Steilene (Dk1) i Vestfjorden 5m dyp gjennom året 2017.



Figur 31. Utvikling i algebiomasse (mm³/l) for de ulike algegruppene ved Svartskog (Ep1) i Bunnefjorden 0-2m dyp gjennom året 2017.



Figur 32. Utvikling i algebiomasse (mm^3/l) for de ulike algegruppene ved Svartskog (Ep1) i Bunnefjorden 5m dyp gjennom året 2017.

3.3.3 Næringsalter i fjorden

Konsentrasjonene av næringsalter i fjorden er betydelig redusert siden 1970-tallet grunnet innføring av stadig forbedrede renseprosesser for avløpsvann.

Resultatene for klassifisering av næringsstoffer er vist i Tabell 8. For sommerperioden ligger gjennomsnittlig konsentrasjonen av alle de ulike næringssaltparametere i tilstandsklasse I og II («svært god» og «god» tilstand). Tilstanden er generelt dårligere i vinterperioden hvor flere av parametere har konsentrasjoner som tilsvarer tilstandsklasse III («moderat» tilstand) og IV («dårlig» tilstand). Bunnebotten har noe dårligere tilstand i vinterperioden sammenlignet med de andre vannforekomstene, men det er verd å merke seg at vinterdatasettet for Bunnebotten er svært begrenset grunnet at det ofte er tykk sjøis på stasjonen i perioden desember-februar og dermed ikke mulig å prøveta stasjonen.

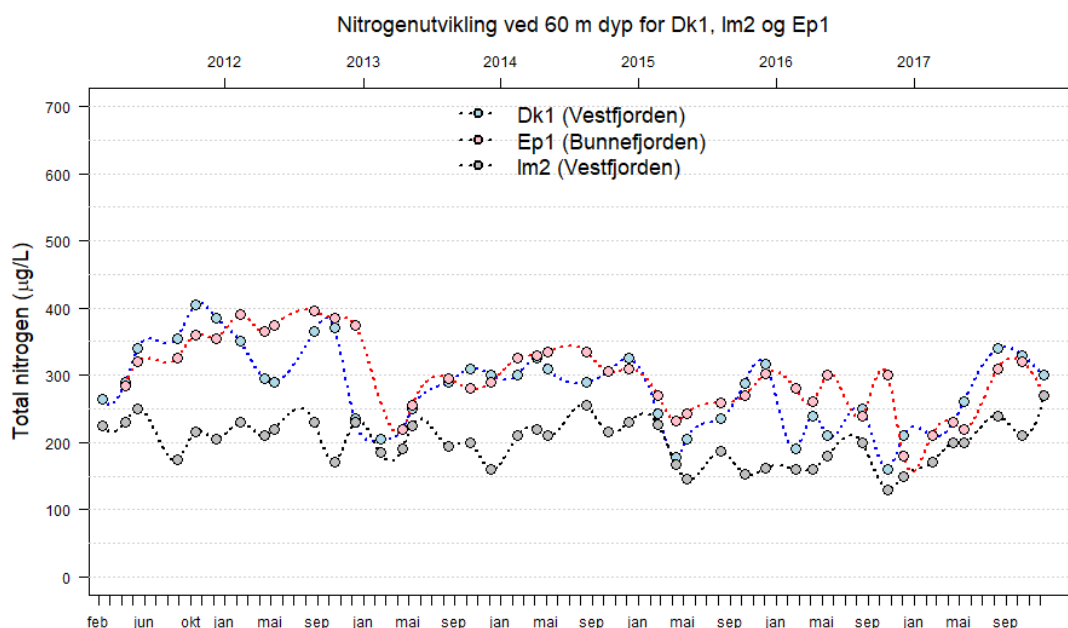
Tabell 8. Klassifisering av gjennomsnittlige næringsstoffkonsentrasjoner i overflatelaget (0-15 m) i Indre Oslofjord for perioden 2015-2017. Sommer- og vinterdata klassifisert i henhold til tilstandsklasser for kystvann med salinitet >18 psu i henhold til Veileder 02:2013 – revidert 2015. Vinterdata fra Bunnebotten er svært begrenset og klassifiseringen er derfor mer usikker enn i de andre vannforekomstene (derav skravert).

Periode	Næringsstoffer, (µg/l)	Vannforekomst (snitt for 2015-2017)						
		Bekkelaget	Bunnebotten	Bunnefjorden	Hurum	Oslo havn	Sandvika	Vestfjorden
Sommer (juni-august)	Total fosfor	16	15	12	15	14	15	16
	Fosfat	2,5	1,7	1,2	1,9	1,7	1,0	1,6
	Total nitrogen	172	234	157	150	221	205	177
	Nitrat	5,5	7,3	17	24	12,6	6,8	15
	Ammonium	19	32	7,3	16	27	8,0	7,8
Vinter (desember-februar)	Total fosfor	30	40	33	29	32	40	32
	Fosfat	20	23	22	15	21	25	21
	Total nitrogen	335	406	341	260	347	381	314
	Nitrat	228	290	237	151	241	243	215
	Ammonium	6,6	18	3,4	4,0	9,4	19	7,9

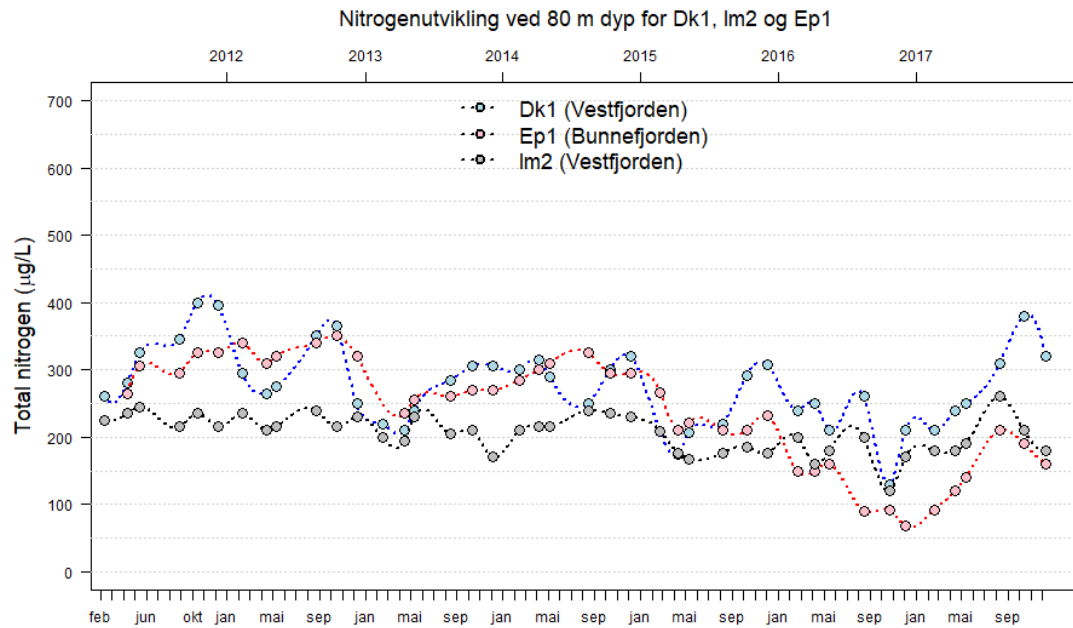
Utviklingen i nitrogenkonsentrasjoner i dypvannet de siste 5 årene er vist i Figur 33 og Figur 34. De siste par årene ser det ut til at nitrogenkonsentrasjonene i dypvannet i Vestfjorden og Bunnefjorden har gått noe ned. Likevel ligger de høyere enn utenfor Drøbakerskelen (Im2).

Fosforkonsentrasjonene i dypvannet i Vestfjorden ligger på omtrent samme nivå som ved Drøbakerskelen, men i Bunnefjorden har det økt noe de siste par årene. Dette er vist i Figur 35 og Figur 36.

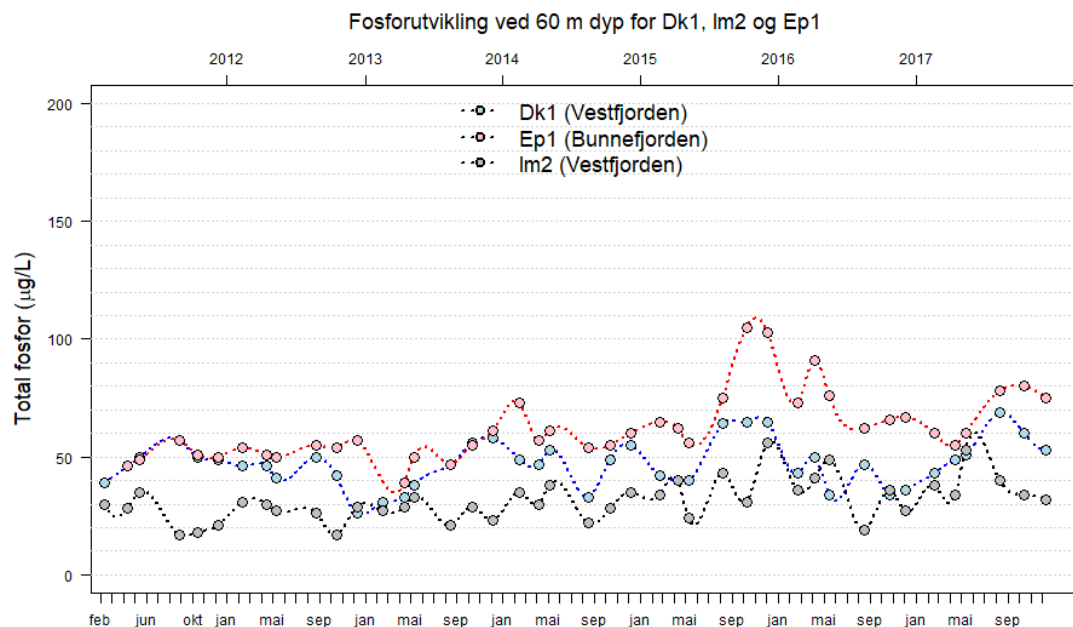
Iht. analyser som NIVA har gjennomført på data innsamlet i perioden er ingen klar økning eller reduksjon i næringsstoffsaltkonsentrasjonen i overflatelaget, dvs. de øverste 10 m (Frigstad m.fl. 2017).



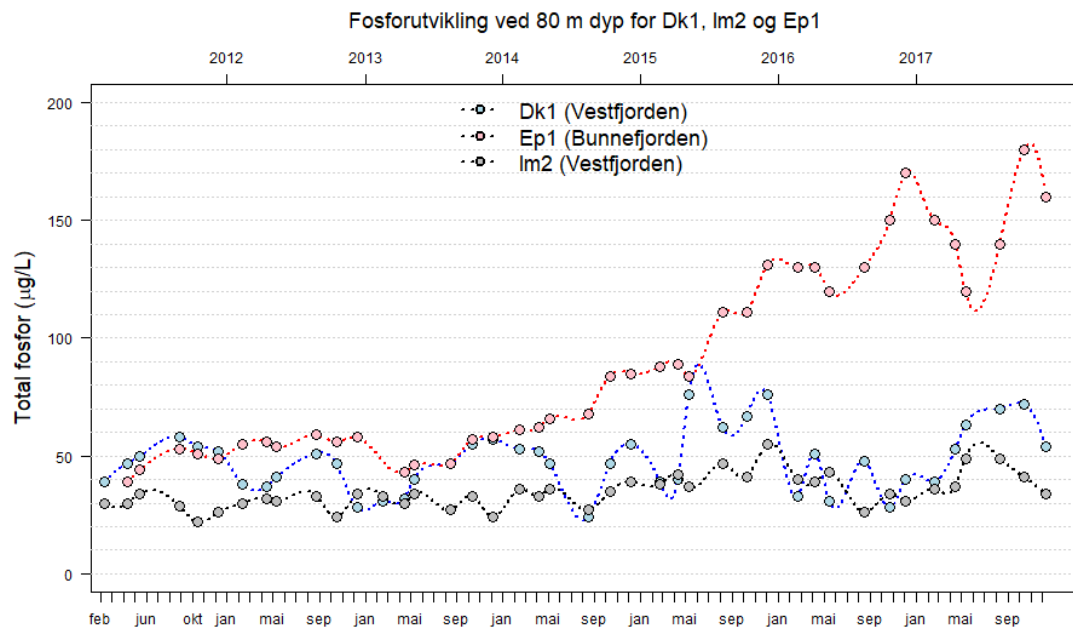
Figur 33. Nitrogenkonsentrasjoner (tot-N) ved 60 m dyp for stasjonene Dk1 (Vestfjorden) (blå linje), Ep1 (Bunnefjorden) (rød linje) og Im2 (utenfor Drøbakerskelen) (grå linje).



Figur 34. Nitrogenkonsentrasjoner (tot-N) ved 80 m dyp for stasjonene; Dk1 (Vestfjorden) (blå linje), Ep1 (Bunnefjorden) (rød linje) og Im2 (utenfor Drøbakerskelen) (grå linje).



Figur 35. Fosforkonsentrasjoner (tot-P) ved 60 m dyp for stasjonene; Dk1 (Vestfjorden) (blå linje), Ep1 (Bunnefjorden) (rød linje) og Im2 (utenfor Drøbakerskelen) (grå linje).

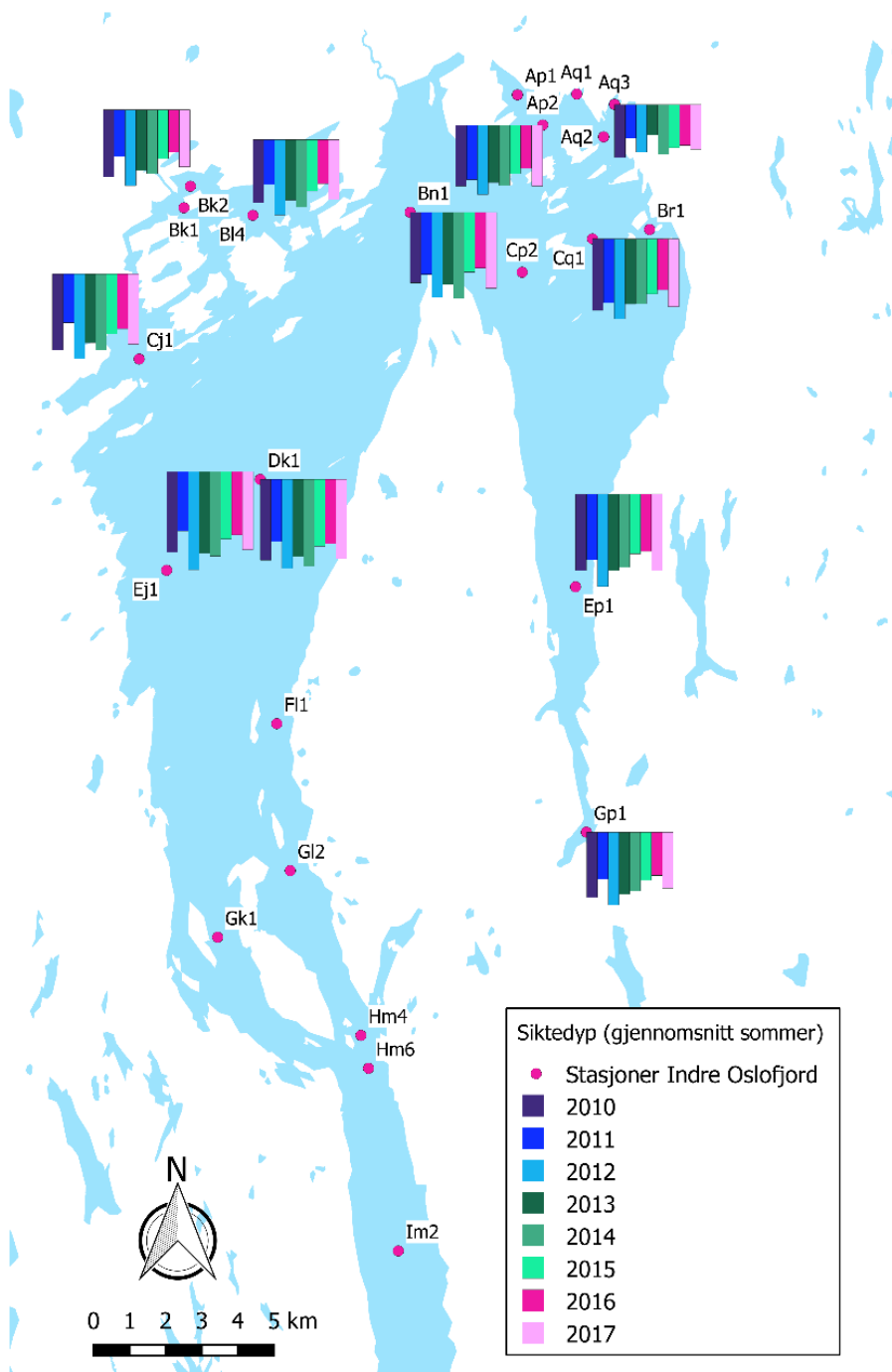


Figur 36. Fosforkonsentrasjoner (tot-P) ved 80 m dyp for stasjonene; Dk1 (Vestfjorden) (blå linje), Ep1 (Bunnefjorden) (rød linje) og Im2 (utenfor Drøbakerskelen) (grå linje).

3.3.4 Siktedyp

Siktedypet er et mål på hvor mye partikler, løst organisk materiale (karbon) og plankton (hovedsakelig planteplankton) som finnes i vannmassene. Lite av de tre faktorene gir godt siktedyp. Tilførsel av partikler og løst organisk materiale skjer hovedsakelig via elver, avrenning fra land og ved tilførsler av avløpsvann/overvann. Slike tilførsler er nært knyttet opp mot nedbørmengder, ved at økt nedbør gir økte tilførsler av partikler og organisk materiale. Mengden plankton i vannmassene er relatert til tilførsel av næringssalter og abiotiske faktorer (som temperatur, salinitet og lys). Når planteplanktonets behov for de abiotiske faktorene er tilfredsstillt vil mengden næringssalter være den styrende faktoren for mengden planteplankton i vannmassene. Høy tilførsel av næringssalter vil gi økt algeoppblomstring (økt mengde klorofyll a) i overflatevannet og resultere i redusert siktedyp.

Generelt har siktedypet i fjorden forbedret seg fra 1970-tallet frem til i dag. Størst forbedring finner man i Lysakerfjorden, Oslo Indre havn og Bunnefjorden. Men det er fortsatt årlige variasjoner (Figur 37). I 2016 var gjennomsnittlig siktedyp i sommermånedene generelt sett dårligere enn andre år i måleperioden 2010-2017, mens det i 2017 igjen var noe bedre (Norconsult, 2017).



Figur 37. Årlige variasjoner i gjennomsnittlig sommersiktedyb i perioden 2010-2017 på utvalgte stasjoner i Indre Oslofjord.

Tabell 9. Klassifiseringen av siktedyp (m) i sommermånedene jf. Veileder 02:2013 – revidert 2015.

Stasjon	Gjennomsnittlig siktedyp i sommermånedene (m)	
	2012-2014	2015-2017
Ap1	4,5	3,7
Ap2	4,7	3,9
Aq1	4,2	3,7
Aq2	3,9	3,8
Aq3	3,2	3,3
Bk1	4,3	3,6
Bk2	5,1	3,7
Bl4	5,1	3,9
Bn1	6,1	4,8
Br1	5,4	4,0
Cj1	5,8	4,7
Cq1	5,3	4,4
Dk1	6,4	5,3
Ej1	6,7	5,3
Ep1	6,1	4,9
Gp1	4,9	3,7

Klassifisering av siktedypet for sommermånedene (gjennomsnitt av målinger i juni-august i tre år) viser at siktedypet har blitt forringet i perioden 2015-2017 sammenlignet med perioden 2012-2014.

Generelt er det en god korrelasjon mellom siktedyp og konsentrasjon av klorofyll a. Dette vises f.eks. i data innsamlet våren 2017, hvor det var en klar sammenheng mellom redusert siktedyp og økning i konsentrasjon av klorofyll a. Men endringer i klorofyll a-konsentrasjoner kan likevel ikke forklare den observerte forverringen i siktedyp over tid. Nedgang i siktedyp i de fire vannforekomstene Bekkelaget, Bunnefjorden, Sandvika og Vestfjorden, spesielt om sommeren, i perioden fra 2005 til 2016 er også registrert av NIVA (Frigstad m.fl. 2017). NIVA forklarer dette med data som viser økt tilførsel av løst totalt organisk karbon (TOC) til Indre Oslofjord via Akerselva, Alnaelva og Lysakerelva i perioden 2000-2016. Økt organisk karbon i vannmassene påvirke fargen på vannet, noe som igjen fører til endringer i lysforholdene i kystvannet og dermed også siktedypet. Denne såkalte «browning»-effekten er observert i elver i boreale og tempererte områder over hele verden og skyldes trolig økt nedbør og redusert pH på grunn av klimaendringer (de Wit et al., 2016). Det også viser seg at det er en tydelig økning i DOC i norske innsjøer og spesielt i sør-øst Norge (Finstad et. al. 2016)

3.4 Referanser

Berge m.fl., 2015. Berge, J.A., Amundsen, Gitmark, J., R., Gundersen, H., Hylland, K., Johnsen, T.M., Ledang, A.B., Norli, M., Lømsland, E.R., Staalstrøm, A. og Strand, D.A., 2015. Overvåking av Indre Oslofjord i 2014 – Vedleggsrapport. NIVA Rapport nr. 6834: 104 sider.

De Wit et al. 2016. Current Browning of Surface Waters will be Further Promoted by Wetter Climate. Environ. Sci. Technol. Lett., Just Accepted Manuscript • DOI: 10.1021/acs.estlett.6b00396 • Publication Date (Web): 04 Nov 2016. Downloaded from <http://pubs.acs.org> on November 7, 2016

Direktoratsgruppa Vanndirektivet. 2015. Veileder 02:2013, revidert 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Norsk Klassifiseringssystem for vann i henhold til vannforskriften. 229 sider.

Finstad, A. G. et al. 2016. From greening to browning: Catchment vegetation development and reduced S-deposition promote organic carbon load on decadal time scales in Nordic lakes. Sci. Rep. 6, 1–8.

- Frigstad m. fl., 2017. Frigstad, H., Andersen, G. S. og Walday, M. Har vannkvaliteten i Indre Oslofjord blitt dårligere – og hva er i så fall årsakene? Notat. 2017-09-22. Journalnr. 1230/17. 12 sider
- Norsk Standard. 2006. NS-EN 15204:2006. Utermøhls metode med omvendt mikroskop. Utgave 1. 48 sider
- Norsk Standard. 2011. NS-EN 15972:2011. Veiledning for kvantitative og kvalitative undersøkelser av marine planktonalger. Utgave 1. 32 sider
- Paasche, E. FORELESNINGER I MARIN BIOLOGI BOTANISK DEL (2005). Undervisningskompendium. Universitetet i Oslo. 61sider
- Paasche, E., & Ostergren, I. (1980). The annual cycle of plankton diatom growth and silica production in the inner Oslofjord, Norway. *Limnology & Oceanography*, 25(3), 481–494.
[http://doi.org/10.1016/0198-0254\(80\)96048-3](http://doi.org/10.1016/0198-0254(80)96048-3)
- Selvik, J. R., & Høgåsen, T. (2016). Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2015 – tabeller, figurer og kart, (RAPPORT L.NR. 7106-2017), 57 sider
- Selvik, J. R., & Sample, J. E. (2017). Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2016 – tabeller, figurer og kart, (RAPPORT L.NR. 7205-2017), 60 sider
- SFT. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03. TA-1467/1997. 33 sider

4 Horisontalutbredelse av tang

4.1 Innledning

Menneskelig aktivitet som fører til fysiske endringer i habitat og/eller ulike former for forurensing påvirker økologien i fjordsystemer. Oppgjennom tidene har det skjedd betydelige endringer i utbredelsen av flere tangarter i Oslofjorden som følge av dette. De siste årenes utvikling tyder imidlertid på at det negative presset på tangsamfunnene er i ferd med å reduseres.

Eutrofi-effekter som følger av høye konsentrasjoner av næringssalter vil endre økologien i fjorden ved at opportunistiske mikro- og makroalger i økende grad vinner i konkurransen med mer langsomt-voksende flerårige alger. Oppblomstringer av mikroalger i vannsøylen endrer lysforholdene på sjøbunnen og kan føre til dårligere vekstvilkår for flerårige arter, som tang og tare. Opportunistiske makroalger, som en rekke trådformede arter, vokser raskt når tilgangen på næringssalter er god og har ofte ikke like høye krav til lysforhold. Slike arter kan danne tette «matter» som dekker sjøbunnen. De tette mattene reduserer mengden lys som når sjøbunnen ytterligere, noe som for eksempel kan hindre kimplanter av de litt tregere artene i å vokse opp. En del av de opportunistiske artene er i tillegg vanlig å finne voksende på tang og tare, og noen ganger i så tette forekomster at tangen eller tarenes overflate dekkes fullstendig. Lysmengden som trenger igjennom et slikt lag med påvekster kan bli så liten at det er dødelig for vertsalgen (Sogn Andersen, 2013).

Tap av viktige habitatformende organismer som tang og tare er alvorlig. Fordi tang og tare er flerårige arter og vokser som «tuer» og «skoger» som er relativt stabile i volum, danner de oppvekst- og leveområder for en rekke marine dyr. Tap av disse grunnleggende artene vil derfor føre til endringer i det lokale økosystemet. De opportunistiske algeartene er stort sett ettårige, og biomassen reduseres om vinteren, noe som gjør dem dårlig egnet som erstatning. Vegetasjonsendringer har derfor konsekvenser for sammensettingen av både makroalger og dyr som man finner i fjorden. Samlet sett har det skjedd store endringer i algevegetasjonen i Oslofjorden siden slutten av 1970-tallet (Berge m.fl., 2014).

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*). I tillegg er det foretatt undersøkelser av fjæresamfunn (alger og dyr) ved 8 stasjoner. Data som beskriver strukturen i algesamfunn i Indre Oslofjord finnes så langt tilbake som fra Grans undersøkelser (1897).

Registreringen av de fem vanligste tangartene på 123 stasjoner i Indre Oslofjord, samt mer inngående undersøkelser av fjæresamfunn ved åtte stasjoner, 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. Dersom klare årsakssammenhenger identifiseres, vil informasjon om endringer i tang- og fjæresamfunnet også kunne gi indikasjoner på miljøendringer som er i ferd med å skje, og dermed være svært nyttig i overvåkingssammenheng.

4.2 Datainnsamling

4.2.1 Undersøkelser av fem dominerende tangarter

I tidligere undersøkelser er registreringer av tangartenes forekomst langs 15-30 m strandlinje foretatt ved 123 stasjoner (Figur 38). Forekomster av artene er vurdert i forhold til en firedelt semikvantitativ skala:

- fraværende (0)
- sjelden (1)
- vanlig (2)
- dominerende (3)

Plassering av hver stasjon er blitt dokumentert med foto og notering av GPS-posisjon. I 2016 ble de samme punktene undersøkt og forekomster av de fem tangartene ble beskrevet etter den samme skalaen. Undersøkelsene ble foretatt mai, og sammenfalt med avslutningen av gjelvtangens fertile periode. Gjelvtang og blæreløse former for blæretang kan lett forveksles, men skilles best i perioden der artene har fertile strukturer (reseptakler).

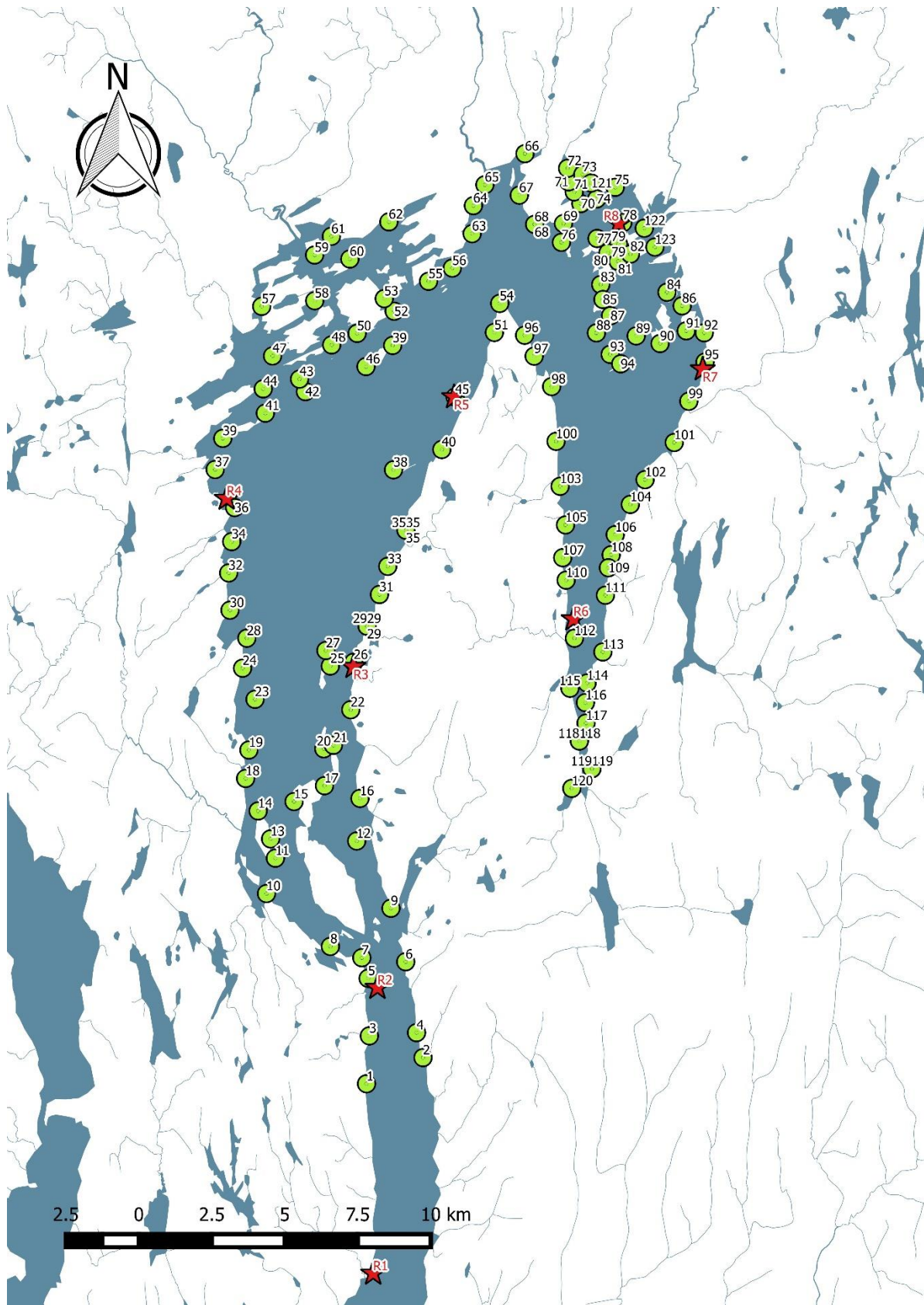
4.2.2 Undersøkelser av fjæresamfunn

Fjæresamfunn ved åtte stasjoner i fjorden ble undersøkt i 2017. Stasjonsnettet er spredt over hele Indre Oslofjord, fra Filtvedt til Bunnefjorden (Figur 38). Undersøkelsene av fjæresamfunn ble foretatt ved hjelp av ruteregistreringer, som muliggjør sammenligninger med tidligere utførte undersøkelser.

Rutene ble plassert tilfeldig innen nivåene; spiraltangbeltet, grisetangbeltet, blæretangbeltet og blåskjell/gjelvtang/sagtangbeltet, og minst fire parallelle ruter ble undersøkt ved hvert nivå. Ruter av ulike størrelser ble benyttet også i 2017, og rutestørrelse ble avgjort på bakgrunn av beltets dybdeutbredelse (dvs. den ruten som fikk plass innen beltet ble benyttet).

Dekningsgraden av fastsittende dyr og alger ble registrert i form av antall ruter og prosentvis dekning. Ved forekomst av store arter/individer ble også antallet registrert. Lokalitetene ble dokumentert med bilder og hver registrering ble også georeferert.

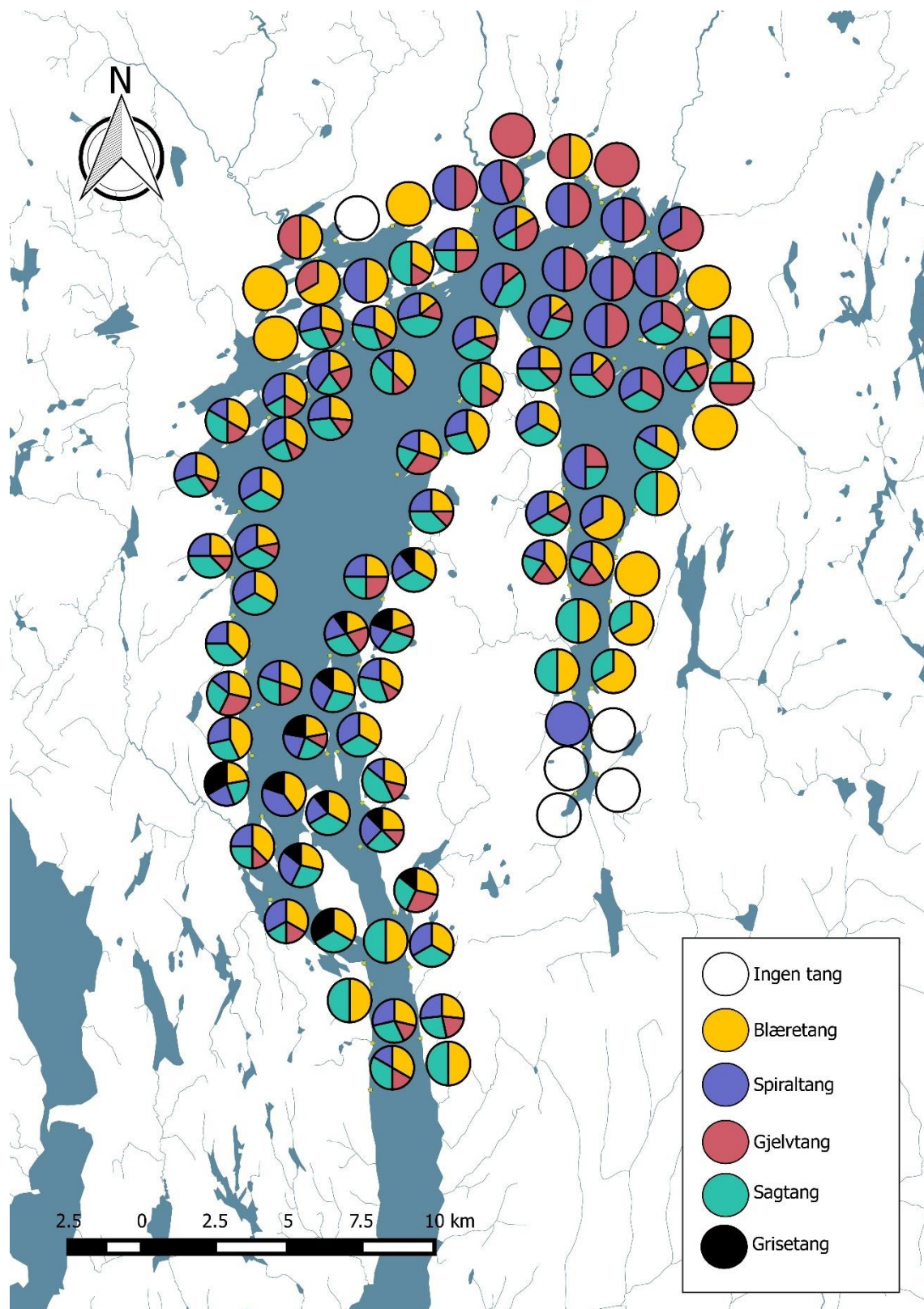
Feltmetodikken følger i dag den siste versjonen av «Veiledning for marinbiologisk undersøkelse av litoral og sublitoral hardbunn» (ISO 19493:2007).



Figur 38. Oversikt over stasjonsnettverkene i undersøkelsene av de fem viktigste tangartene (grønne punkter) og av arter i fjæresona (røde stjerner) i Indre Oslofjord.

4.3 Resultater og diskusjon

Utbredelsesmønstrene for de fem tangartene i 2017 er vist i Figur 39.

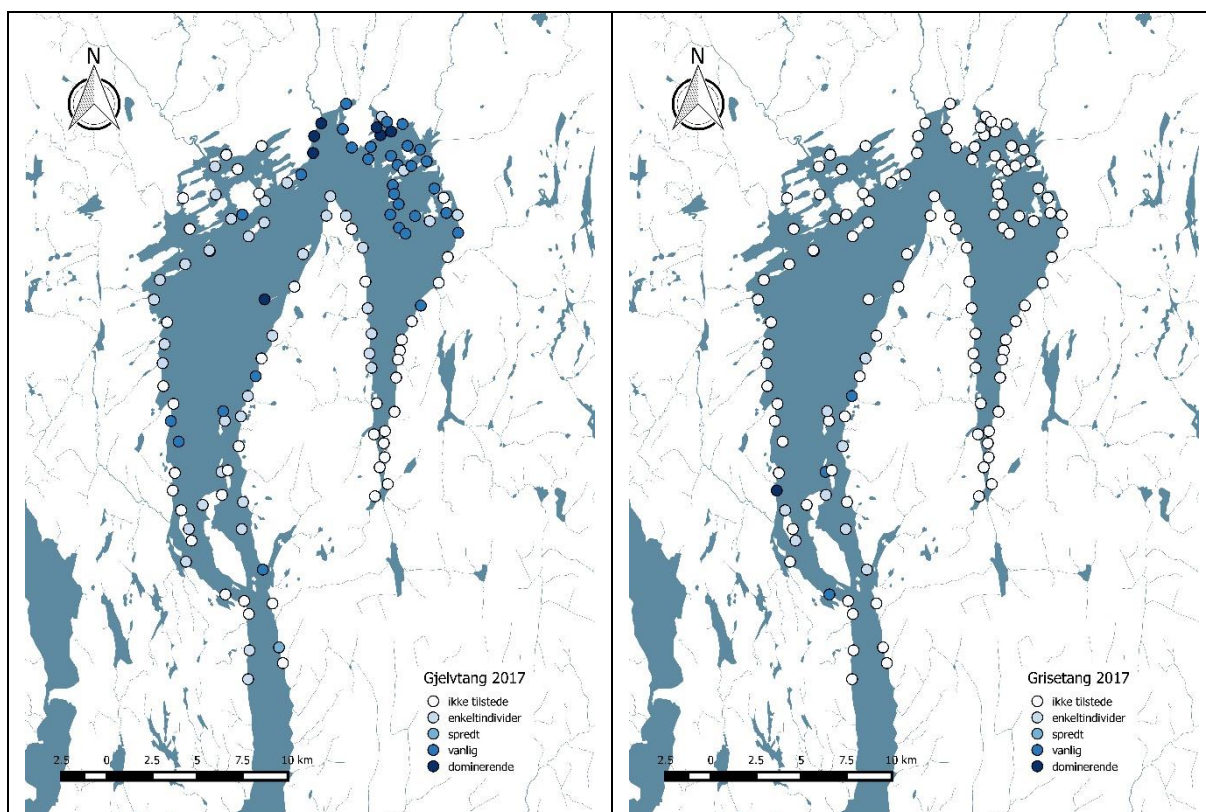


Figur 39. Generelle mønstre i utbredelse for de fem vanligste tangartene i Indre Oslofjord 2017. Den mest dominerende arten i området utgjør den største andelen av hver sirkel.

Utbredelsesmønstrene for de fem tangartene (Figur 39) i 2017 er tilsvarende som i 2015 og 2016 og tilsvarende det som er rapportert i forrige periode (2011-2013). Spiraltang, blæretang og sagtang ble observert i relativt tette bestander i store deler av Indre Oslofjord. Sagtang vokser fortsatt ikke inn i de indre havnebassenger og i Sandvikbassenget, og selv om noe spiraltang og blæretang vokser her, er forekomstene mer glisne enn andre steder.

Gjelvtang har derimot sitt hovedområde i indre del av fjorden (havnebassenget) (Figur 40) hvor den vokser i relativt tette bestander, men i 2017 var denne mindre dominerende enn tidligere. Den ble ikke funnet like langt inn i Bunnefjorden som i 2016 da den ble funnet hyppigere enn i 2015.

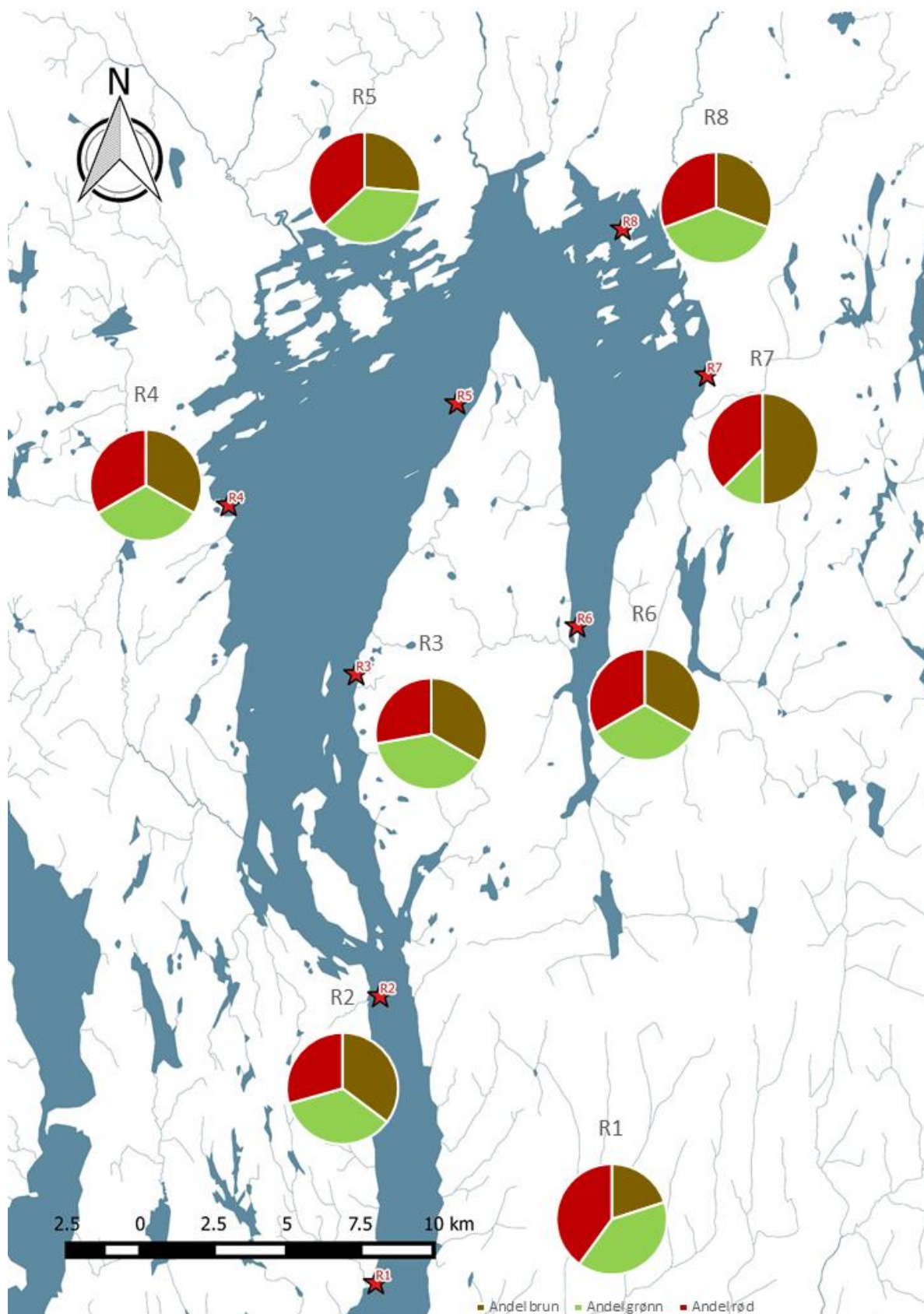
Grisetang ble funnet kun på et fåtall stasjoner i sørlige deler av Vestfjorden, som i tidligere år. I 2016 ble spredte enkeltindivider funnet også lenger inn i fjorden, men det ble den ikke i 2017.



Figur 40. Utbredelse av gjelvtang (t.v.) og grisetang (t.h.) i 2017. Gjelvtang er en art som typisk tolererer mye forurensning og som var svært vanlig i hele fjorden på 70-tallet. Grisetang tåler ikke forurensning i like stor grad. Arten var vanlig i fjorden på rundt år 1900, men forsvant fra store deler i takt med økt urbanisering.

På 1890-tallet var grisetang vanlig også i fjordens innerste deler ved Bygdøy og Nakkholmen. Grisetang er sårbar for forurensninger og har gradvis forsvunnet fra større områder av fjorden. Gjelvtang er en nordlig art som er hjemmehørende i Nord-Norge helt ned til Trondheimsfjorden. I Oslofjorden regnes den å være en introdusert art og ble første gang registrert rundt århundreskiftet (1890-årene). I Sør-Norge vokser gjelvtang stort sett i havnebassenger og forurensede områder. Gjelvtang ble funnet på hele 97 % av stasjonene i 1974-75 og vokste i tette populasjoner på de fleste av stasjonene (dominerende). I slutten av 1980-årene ble det registrert en liten nedgang i tettheten av gjelvtang, et bilde som fortsatt var gjeldende i 1990-årene. I 2011-2013 ble det registrert å ha foregått en markant nedgang i mengde gjelvtang på de fleste stasjoner, og dette bildet støttes av observasjonene fra 2015 og 2016.

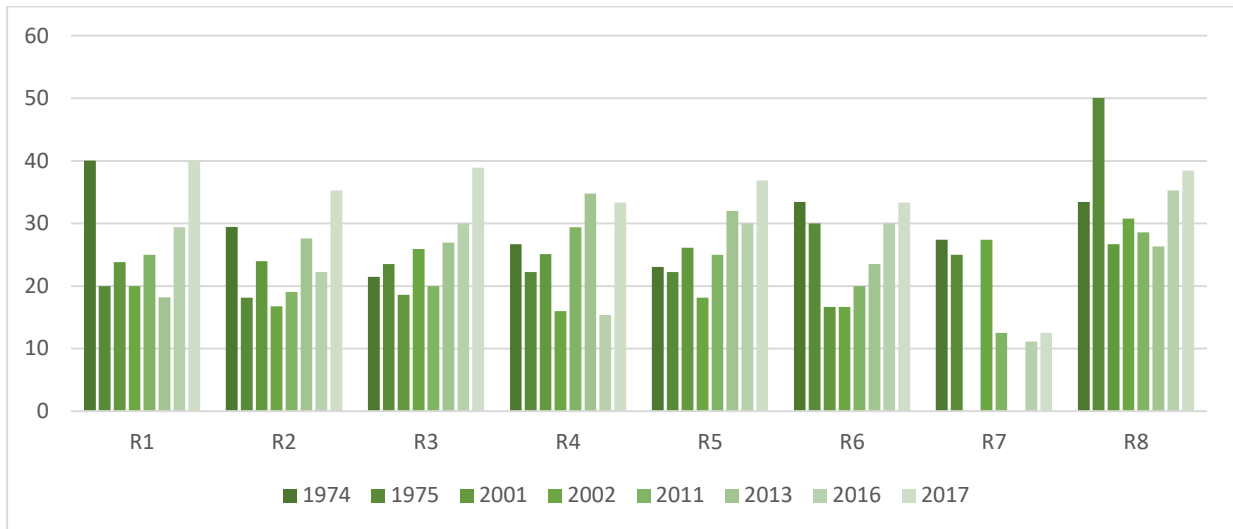
Fordeling av arter innen hver algegruppe funnet i ruteanalysene er vist i Figur 41.



Figur 41. Oversikt over fordelingen av arter innen hver algegruppe (grønn-, rød- og brunalger) ved hver stasjon.

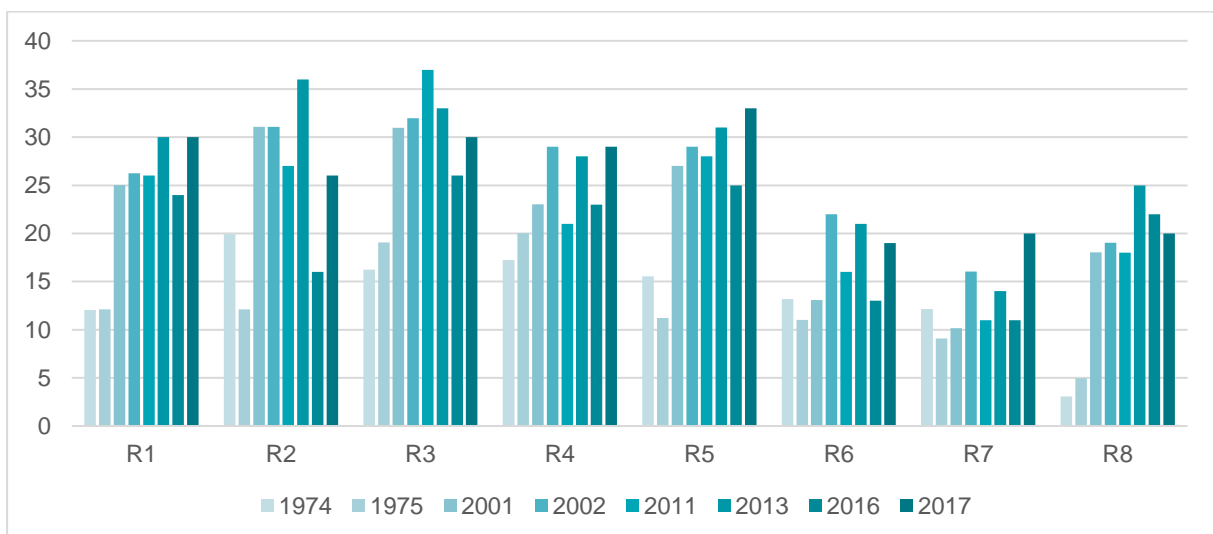
Andelen grønnalger brukes ofte som en indikator på eutrofi, og i Indre Oslofjord er andelen noe høyere enn man vil forvente i kystområder. I forholdet mellom antallet arter av de ulike algegruppene (brunalger, rødalger og grønnalger) er det likevel ingen markante forskjeller som ser ut til å henge sammen med plassering innover i fjorden. Det er heller ingen tydelige mønster innover i fjorden når en ser på dekningsgrad av den mest dominerende arten innen hver algegruppe og innen hver stasjon.

Andelen grønnalgearter funnet ved hver stasjon varierer noe fra år til år. I samlegraf presentert i rapporten i fjord viste vi at antall grønnalgearter i forhold til andre alger varierte mellom årene, men stor sett lå på samme nivå som tidligere. I 2017 kan det se ut som antall grønnalgearter er noen flere enn andre algearter (Figur 41 og Figur 42)



Figur 42. Andelen av totalt antall algearter som utgjøres av grønnalger.

I 2016 ble det funnet færre arter i ruteanalysene enn tidligere år, mens det i 2017 økte igjen (Figur 43) og det er sannsynlig at dette har med tidspunktet for undersøkelsene å gjøre. I 2016 ble undersøkelsene gjennomført i juni mens det tidligere år har blitt gjort i september. 2017 undersøkelsene ble gjort i august og det anbefales at videre undersøkelser gjennomføres på sensommeren.



Figur 43. Totalt antall arter (alger og dyr) funnet ved hver stasjon.

4.4 Referanser

Berge m.fl.2014. Berge, J.A, Amundsen, R., Gitmark, J., Gundersen. H., Haande, S., Johnsen, T., Kroglund, T, Ledang, A., Lømsland, E.R., Staaltsrøm, A. 2014. Overvåking av Indre Oslofjord i 2013. NIVA. Rapport L.nr. 6697-2014

Gran, H. H. 1897. Kristianiafjordens Algeflora I, VSK Skr. I 1896 nr. 2

Sogn Andersen, 2013: PhD avhandling om sukkertare og problemer knyttet til påvekst (UiO): Growth, survival and reproduction in the kelp *Saccharina 54atissimi* – Seasonal patterns and the impact of epibionts: <http://guriandersen.no/files/ThesisComplete.pdf>

5 Nedre voksegrense for alger og vertikalfordeling av kråkeboller

5.1 Innledning

Formålet med undersøkelsen har vært å kartlegge nedre voksegrense for alger i Indre Oslofjord. Undersøkelsen har hatt fokus på opprette alger (i motsetning til skorpedannende alger). Forandringene i vertikalprofiler av algeforekomst over tid vil kunne brukes til å påvise eventuelle forandringer i forurensning og eutrofi situasjonen i Indre Oslofjord. Registreringer av vertikalutbredelsen til fastsittende alger har tidligere vært gjennomført på 7 stasjoner i Indre Oslofjord i årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015 og 2016 (Källqvist et al., 1989; Magnusson et al. 1991; Berge et al. 2012, 2013, 2014; Norconsult, 2016, 2017).

Utbredelsen av fastsittende alger nedover i dypet (vertikalutbredelsen) avhenger i stor grad av lystilgang. En alges tilgang på lys avhenger av 1) hvor mye lys som når ned til dypet den vokser, samt 2) grad av tildekking av påvekster og slam som blokkerer lys fra å nå algens overflate. Lysgjennomtrengelighet i vannet og grad av nedslamming er i stor grad avhengig av partikkelmengden (turbiditeten) i vannet. Ved økt turbiditet vil siktedypet/lysgjennomtrengeligheten avta og nedslamming øke, og nedre voksedyp for alger vil dermed forventes å bli grunnere. Likeledes vil det ved minkende turbiditet/økt siktedyp og redusert nedslamming over tid forventes en dypere utbredelse av alger. Andre faktorer av viktighet for vertikalutbredelsen av alger er tilgang på næringssalter, salinitet, substrat, helningsvinkel og bølgeeksponering, som blant annet kan forventes å påvirke mengden påvekster på algen.

I tillegg kan andre biotiske faktorer som beiteeffekter fra f.eks. kråkeboller og snegler være bestemmende for algesamfunns vertikalutbredelse. Beiting fra planteetende, mobil fauna kan medføre at nedre vegetasjonsgrense flyttes oppover i forhold til hva man ville forventet basert på lystilgang og vannkvalitet (Jorde & Klavestad 1963).

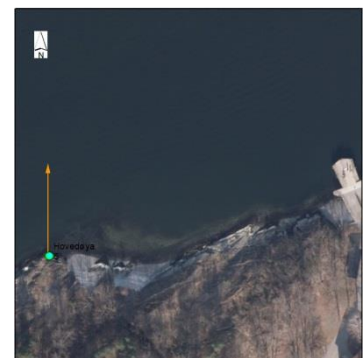
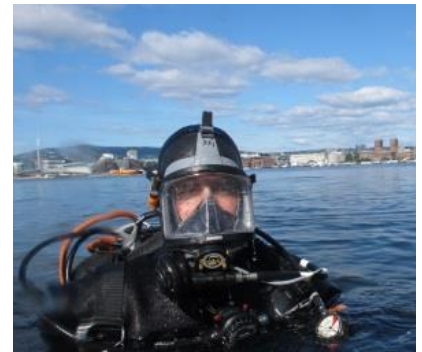
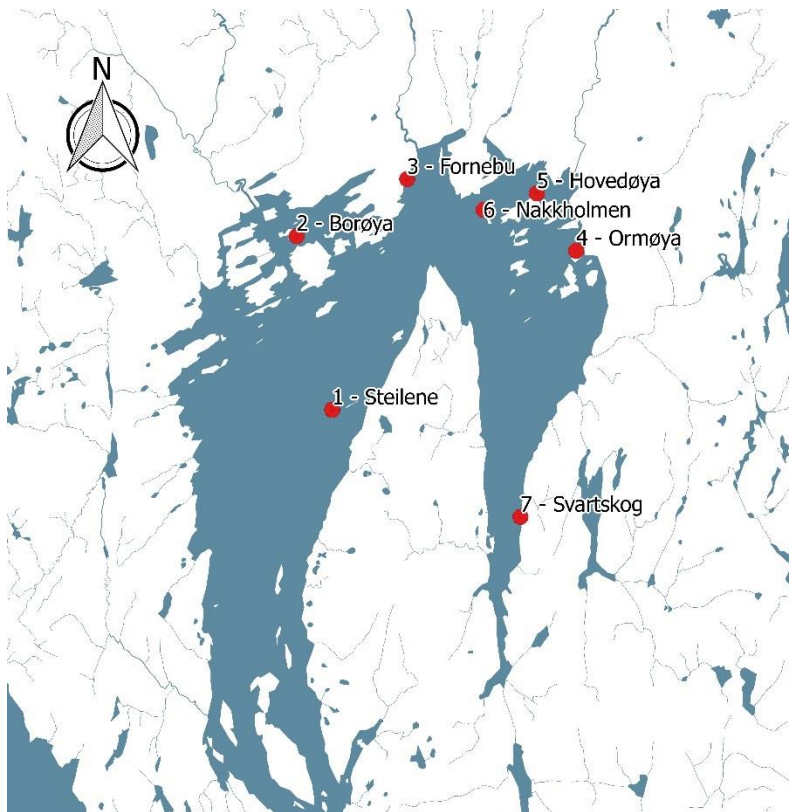
Endringer i vertikalutbredelsen av alger over tid vil derfor kunne brukes til å identifisere endringer i vannkvaliteten og lysgjennomgangen i en vannforekomst.

5.2 Datainnsamling

7 stasjoner ble undersøkt ved dykkerundersøkelser foretatt av DNV GL i 2017 (Tabell 10 og Figur 44). Feltarbeidet ble gjennomført i slutten av august (29. august – 1. september). Det hadde regnet moderat i perioden før dykkingen. De øvre vannlag i indre deler av Oslofjorden var tydelig påvirket av ferskvannsavrenning ved å ha høy turbiditet og nedsatt sikt. Generelt sett bedret sikten seg med dypet under dykkerundersøkelsen. Tidspunkt for dykkerundersøkelsen er lik det utført i 2015 og 2016 men skiller seg fra årene før ved at undersøkelsen ble utført på sensommeren i forhold til ved starten av sommeren.

På alle stasjoner ble det registrert forekomst av opprette alger og stasjonære og mobile dyr. Registreringer ble utført annenhver dybdemeter fra største dykkedyp (Tabell 10) til 4 meters vanddyp hvor det deretter ble utført registreringer hver dybdemeter opp til fjæresonen. Det ble også notert bunntype, helningsgrad, % -dekning av alger på bunnssubstrat og % -dekning av epifytter på alger.

Nedre voksegrense for makroalger ble registrert, og regnes i denne sammenhengen som det største dyp hvor det blir registrert spredt forekomst (minimum 0 – 5 % dekningsgrad) av en algart/et taxa.



3



6



4



1



2



7

Figur 44. Kart som viser dykkestasjoner Indre Oslofjord. Stasjonene er undersøkt årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015 og 2016. Oversiktsbilder av de ulike stasjonene er angitt med stasjonsnummer.

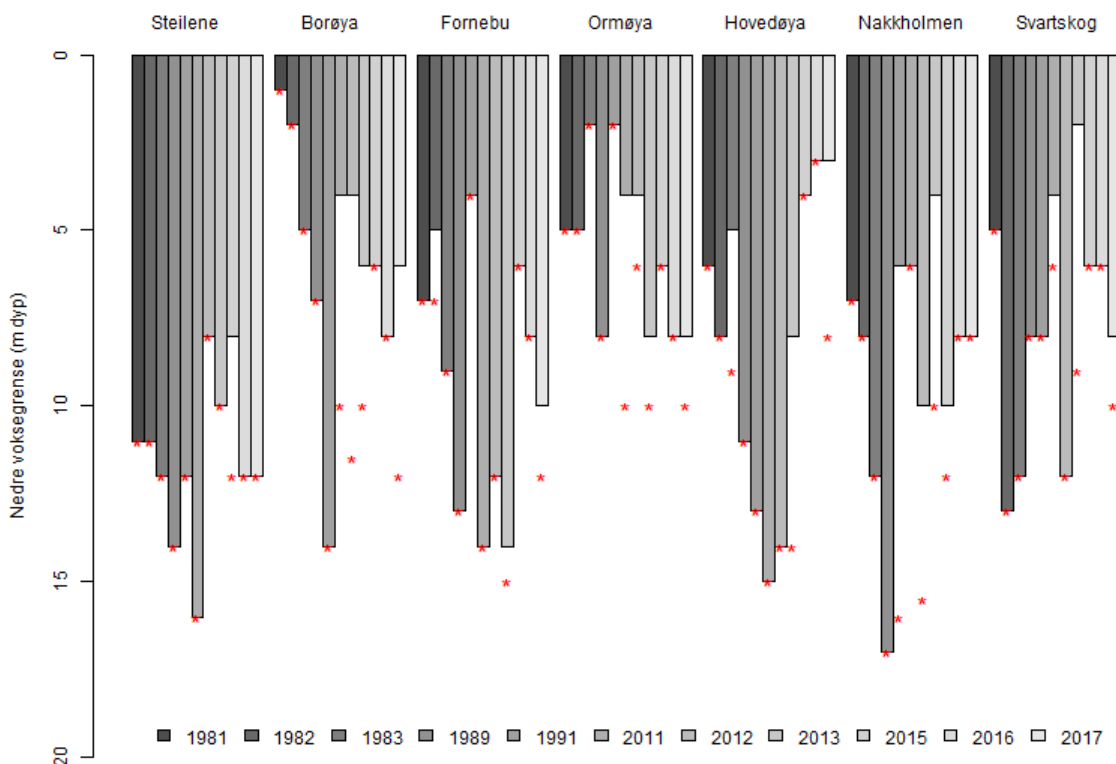
Tabell 10. Oversikt over dykkestasjoner i Indre Oslofjord 2016.

Stasjonsnr.	Stasjonsnavn	Dato	WGS 84 - lengdegrad	WGS 84 - breddegrad	Største dykkedyp
1	Steilene	26/8-2016	10,59357	59,81648	20
2	Borøya	23/8-2016	10,56012	59,87765	16
3	Fornebu	23/8-2016	10,63600	59,90065	18
4	Ormøya	25/8-2016	10,75953	59,87895	18
5	Hovedøya	25/8-2016	10,72894	59,89856	20
6	Nakkholmen	24/8-2016	10,69175	59,89145	16
7	Svartskog	24/8-2016	10,73213	59,78262	20

5.3 Resultater

5.3.1 Nedre voksegrense

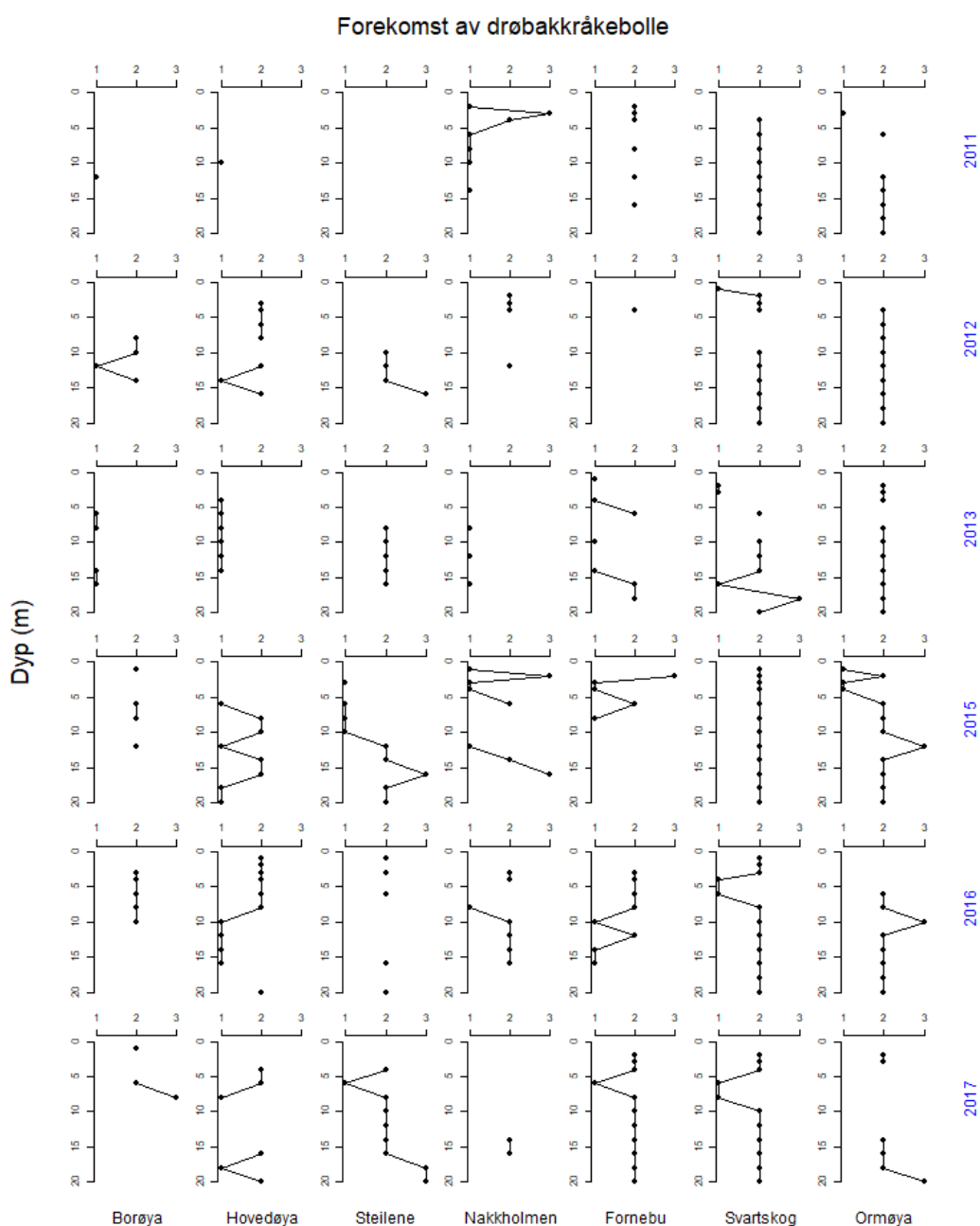
Nedre voksegrense for makroalger ble registrert, og regnes i denne sammenhengen som det største dyp hvor det blir registrert spredt forekomst (minimum 0 – 5 % dekningsgrad) av en algart/et taxa.



Figur 45. Nedre voksegrense opprette alger (spredt forekomst), 7 stasjoner i Indre Oslofjord årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016 og 2017. Stjerne angir første dybde for registrering av opprette alger.

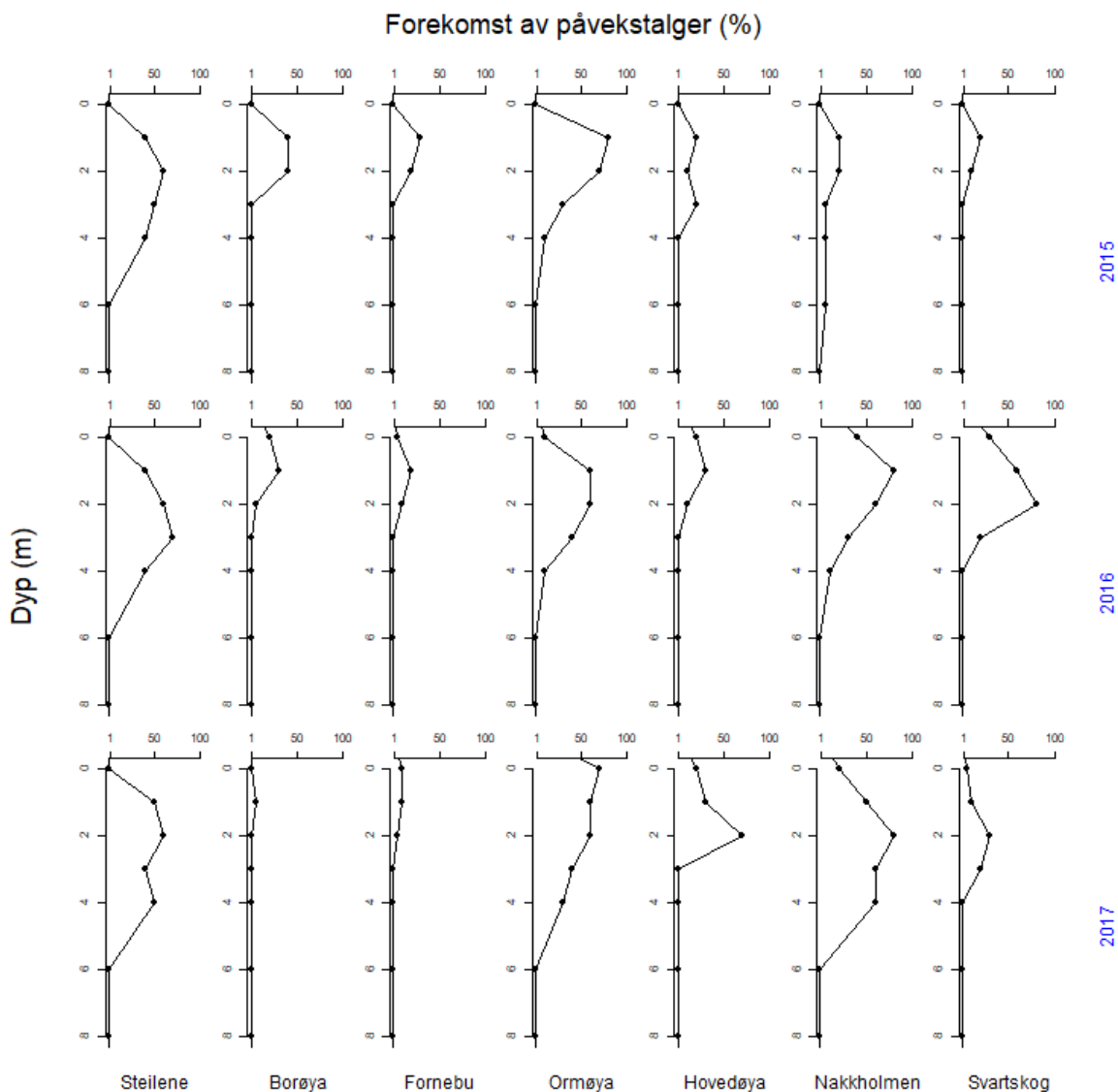
En sammenligning av registrert nedre voksegrense ulike år er gitt i Figur 45. Av grafen går det frem at det er noe økning i nedre voksegrense på Fornebu, Ormøya, Nakkholmen og Svartskog siden 2016, mens den nedre voksegrense er noe grunnere på Steilene i 2017 sammenlignet med 2016. Steilene er den stasjonen med dypest grense for opprette alger sammenlignet med de fleste stasjoner de siste årene. På Borøya og Hovedøya er det uendret nedre voksegrense siden sist undersøkelse.

Registrerte forekomster av kråkeboller (drøbakkråkebolle, *Strongylocentrotus droebachiensis*) ved forskjellige dyp er presentert i Figur 46. Det ble kun observert små mengder kråkeboller på 14-16 meters dyp på Nakkholmen. På Hovedøya var det størst mengder på det største dypet. Svartskog og Ormøya er historisk sett de stasjonene med jevnest fordeling av kråkeboller med dypet, mens det på de andre stasjonene har variert mellom svært få til «vanlig» tettheter langs med dybdegradientene de ulike år. Det er ikke observert dominerende mengder kråkeboller som vil kunne medføre stort beitetrykk på algepopulasjonene.



Figur 46. Vertikalutbredelse av drøbakkråkebolle på 7 dykkestasjoner Indre Oslofjord årene 2011 - 2013 og 2015 - 2017.

Mengde påvekstalger (i %) er kun registrert i 2015 - 2017. Tettheten så ut til å være generelt høyest fra 1-3 m dyp ved samtlige stasjoner (> 50 % dekning ved flere stasjoner). Det varierer noe fra år til år hvilke stasjoner som har høyest forekomst av påvekstalger, men både Steilene og Ormøya har gjevnt over mer enn de andre stasjonene. De siste to årene kan det se ut som det er en økning i forekomsten av påvekstalger på Nakkholmen



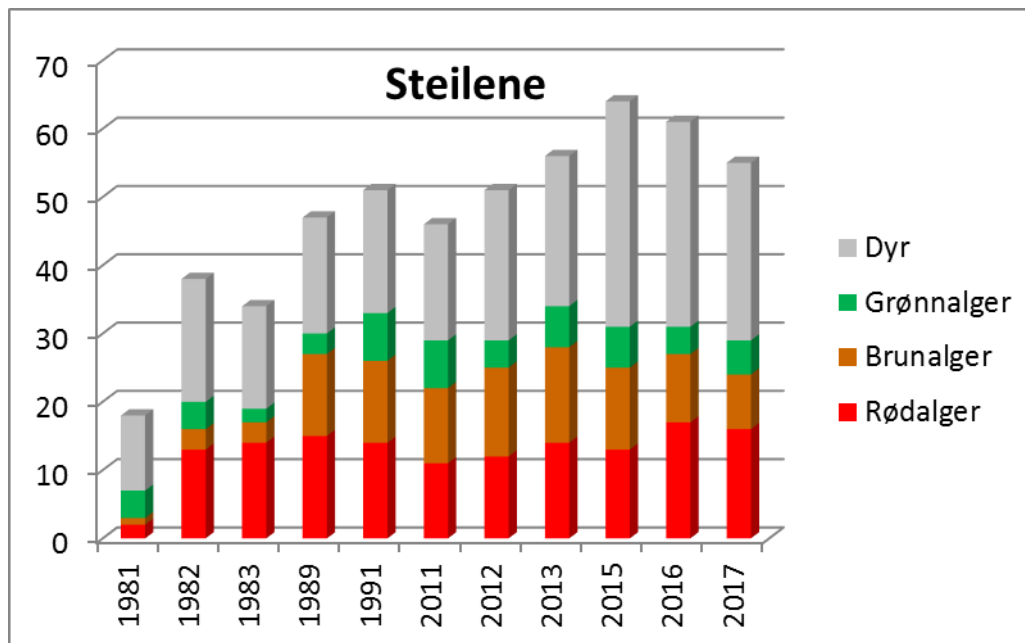
Figur 47. Vertikalutbredelse av påvekstalger ved 7 dykkestasjoner Indre Oslofjord i 2015 – 2017.

5.3.2 Endringer i flora og faunasamfunnene ulike stasjoner

5.3.2.1 Stasjon 1 - Steilene

Steilene er den stasjonen i Indre Oslofjord hvor man siden 1981 har hatt flest arter registrert. Artsantallet har vist en gradvis bedring siden 80-tallet og har hatt stabile fordelinger de siste undersøkelsene (Figur 48). Undersøkelsen i 2017 viser at antallet brunalger er gått noe ned mens andre alger ble registrert som tidligere. Spesielt gjelvtang og blæretang var fraværende i dykketransektet sammenlignet med i fjor. Gjelvtang ble imidlertid observert langs land et stykke unna transektet. Det ble registrert samme mengder rødalger men noe grunnere enn i 2016. Nedre

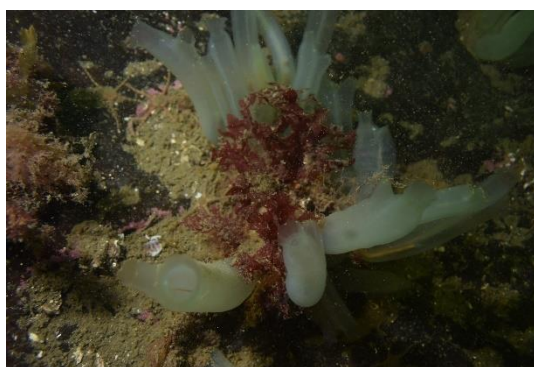
voksegrense og spredte forekomster av opprette alger var 12 meter som er noe dårligere enn i 2016. Det ble imidlertid registrert sukkertare som ikke har blitt registrert på Steilene på flere år. S sammensetningen vitner om en stasjon med relativt mye arter og god vannkvalitet. Det ble registrert vanlige forekomster av kråkeboller på 20 meters dyp, men ellers spredte forekomster.



Figur 48. Figur som viser antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Steilene årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016 og 2017.



3 meters dyp. Sukkertare for første gang på flere år registrert på Steilene.

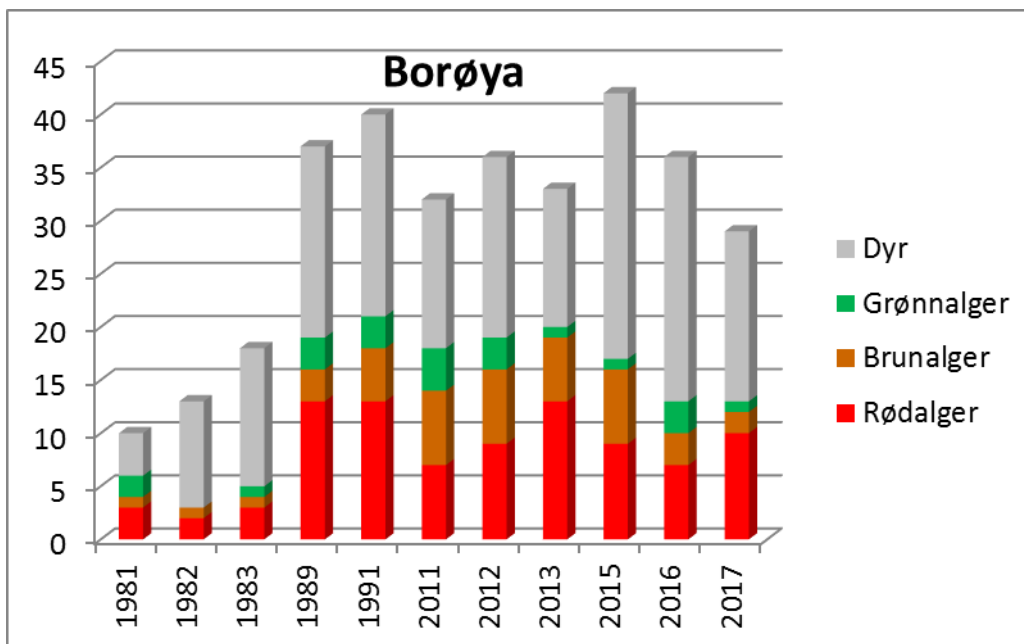


12 meters dyp. Dypeste registrering av eikeving, *Phycodrys rubens* som er en av mållartene for beregning av MSDMI.

Figur 49. Bildeeksempler fra dykketransektet ved Steilene.

5.3.2.2 Stasjon 2 - Borøya

Borøya hadde et oppsving i algeforekomster i 1989, og har siden hatt nokså jevne men lave mengder registrerte alger (Figur 50). Mengder av både brunalger var noe lavere enn tidligere undersøkelser. Det ble registrert noen flere rødalger enn i 2016. Det var generelt svært lite alger nedover i dypet og nedre voksegrense lå på 6 meter som de siste år. Dypere enn 17 meter var det tomt for liv og en bakteriematte som trolig indikerer overgangen fra oksygenert vann til oksygenfritt vann som er kjent fra Bærumsbassenget (Alve et. al., 2009). Det ble påtruffet større ansamlinger av vanlig nettsnegl på grunt vann. Disse forekomstene er unike for Borøya-stasjonen.



Figur 50. Figur som viser antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Borøya årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016 og 2017.



1 meters dyp. Store ansamlinger av sneglen *Tritia reticulata*, Vanlig nettsnegl.



Spredte algeforekomster på 1 meters dyp.



Bakteriematte i overgangsdypet til anoksisk vann i Bærumsbassenget

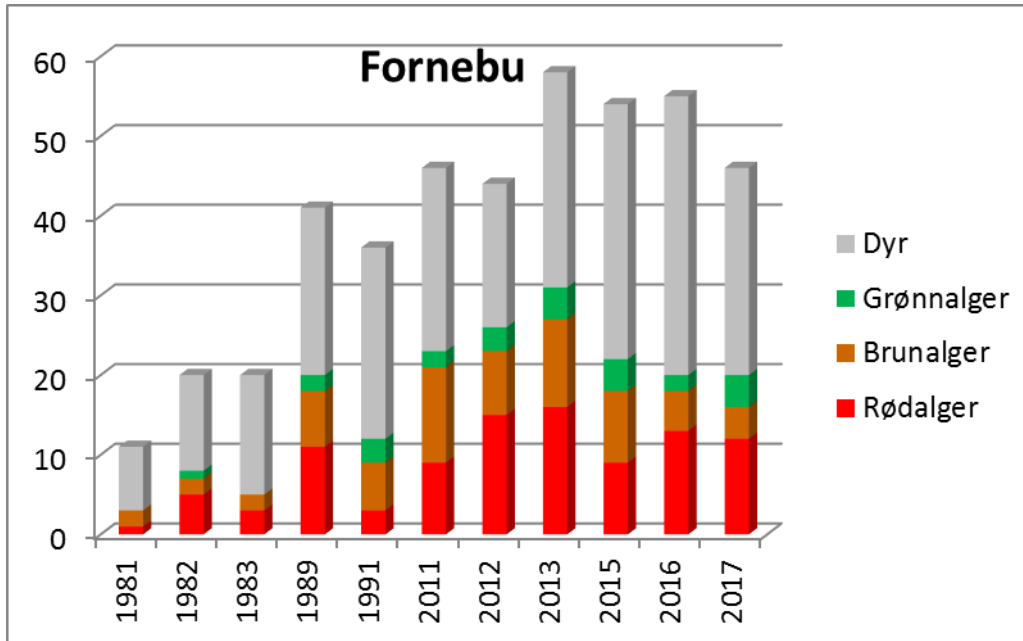
Figur 51. Bildeeksempler fra dykke transektet ved Borøya.



17 meters dyp. Livløs mudderbunn.

5.3.2.3 Stasjon 3 – Fornebu

Antall arter alger og dyr (Figur 52) ved Fornebu var i 2017 på nivå med det registrert i 2016, med unntak av noe mindre brunalger og noe fler grønnaglearter observert. Det var dårlig sikt og tydelig nedslammet materiale på alger og berg nedover i dypet. Det ble gjort enkelte registreringer av stillehavsøsters. Nedre voksegrense var tydelig dypere enn de siste års undersøkelser.



Figur 52. Figur som viser antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Fornebu årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016 og 2017.



1 meter. Gjevltang, rekeklø, grønnalger (*Ulva*)

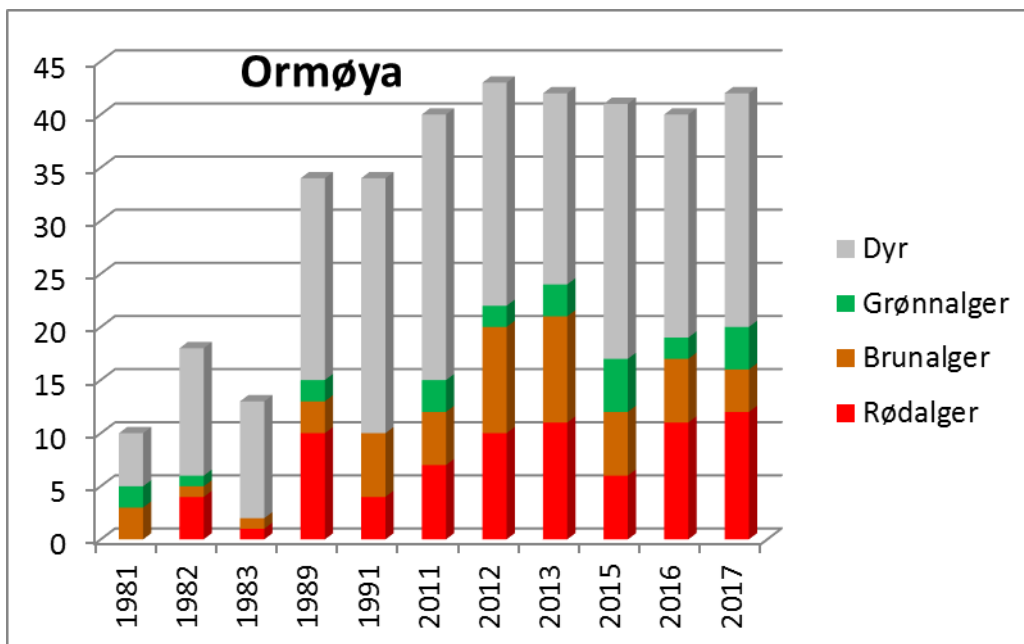


Nålefisk, drøbakskråkeboller, tretannmark og kammusling på ca. 10 meters dyp.

Figur 53. Bildeeksempler fra dykketransektet ved Fornebu.

5.3.2.4 Stasjon 4 - Ormøya

Antallet arter av alger (Figur 54) fluktuerer noe på Ormøya. Som på mange av de andre stasjonene undersøkt i 2017 er det noe økning i antallet arter av rødalger og grønnalger mens brunalgeantallet har gått litt ned. Nedre voksegrense har krøpet noe oppover siden 2013 og det er registrert noe større mengder med kråkeboller i dypet rundt 11 meter sammenlignet med forrige undersøkelse. Rett ovenfor dykkestasjonen er det et rør med utslipp av ferskvann som periodevis trolig vil medføre økt vekst av grønnalger.



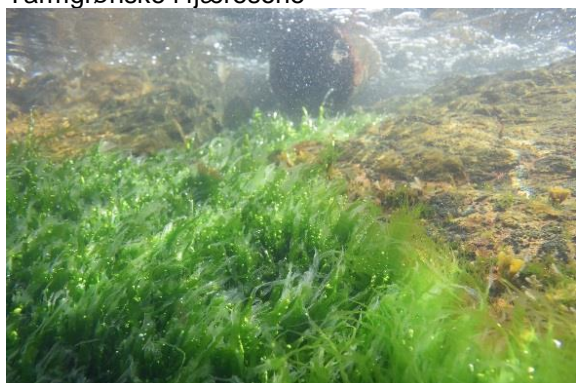
Figur 54. Figur som viser antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Ormøya årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016 og 2017.



Tarmgrønske i fjæresone



2 m dyp.



Rør

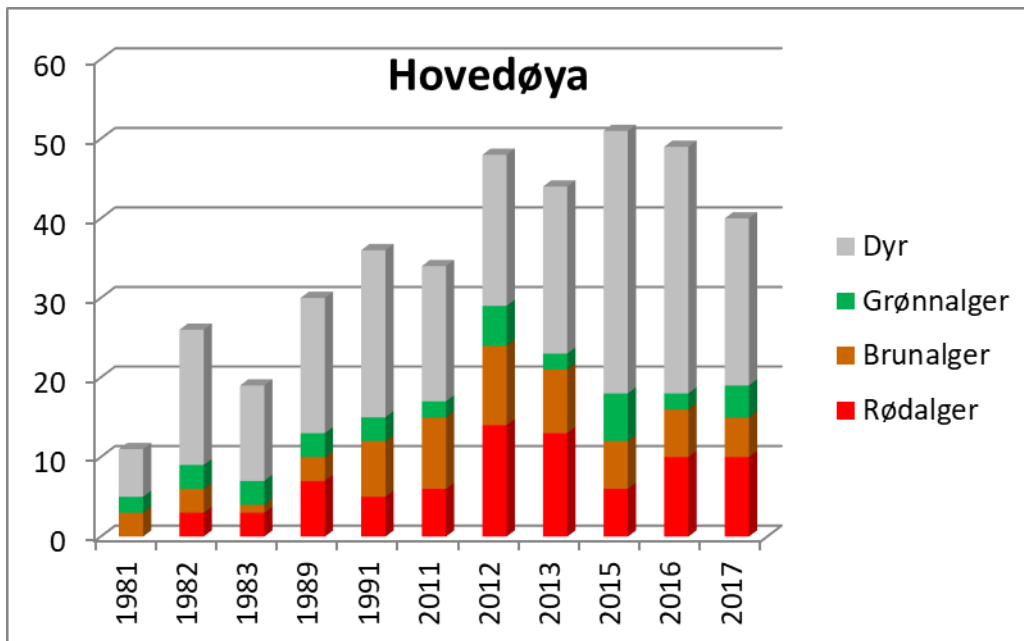


Rester av stillehavssøsters

Figur 55. Bilder som viser fjæresone ved Ormøya.

5.3.2.5 Stasjon 5 - Hovedøya

Antallet rødalger og brunalger er på samme nivå som i 2016 (Figur 56). Ved Hovedøya har det siden 2015 vært registrert svært lite alger dypere enn 3 meter (Figur 45). Det har også vært en generell nedgang i antall algearter siden 2012. Sammenlignet med de andre stasjonene har Hovedøya grunneste nedre voksegrense. Det ble registrert spredte mengder kråkeballer med dypet.



Figur 56. Figur som viser antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Hovedøya årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016 og 2017.



1 meters dyp. Frodig algevekst gjevltang, krusflik, og store ansamlinger av blåskjell.



4 meters dyp. Sjøbunn uten påvekst av opprette alger.

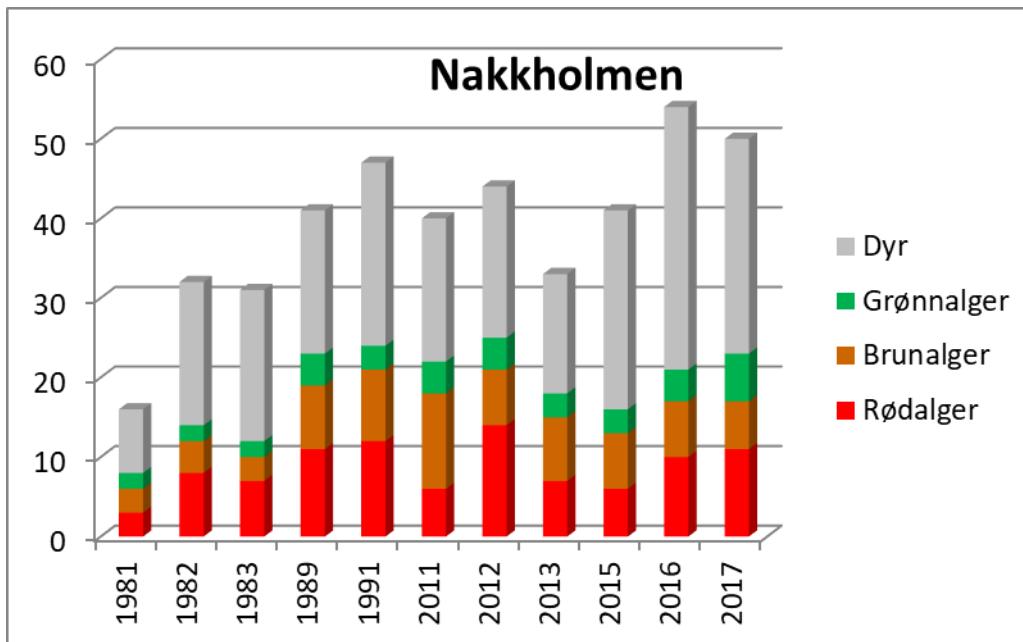


Fløyfisk

Figur 57. Bildeeksempler fra dykketransektet ved Hovedøya.

5.3.2.6 Stasjon 6 – Nakkholmen

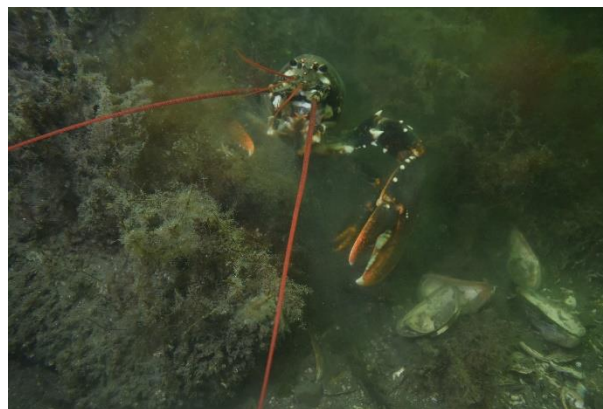
Registrerte antall arter og mengder av de ulike grupper (Figur 58) er svært likt som i 2016 med unntak av noen flere registrert grønnalger. Det ble registrert spesielt mye dyr sammenlignet med tidligere i 2016. Nedre voksegrense (Figur 45) er dypere enn i 2016 (8 meter vs. 6 meter), men ligger dypere enn på Hovedøya som er plassert lenger inn i Havnebassenget. Det ble observert svært lite kråkeboller på Nakkholmen sammenlignet med andre stasjoner.



Figur 58. Figur som viser antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Nakkholmen årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016 og 2017.



8 m dyp nedre voksegrense opprette alger



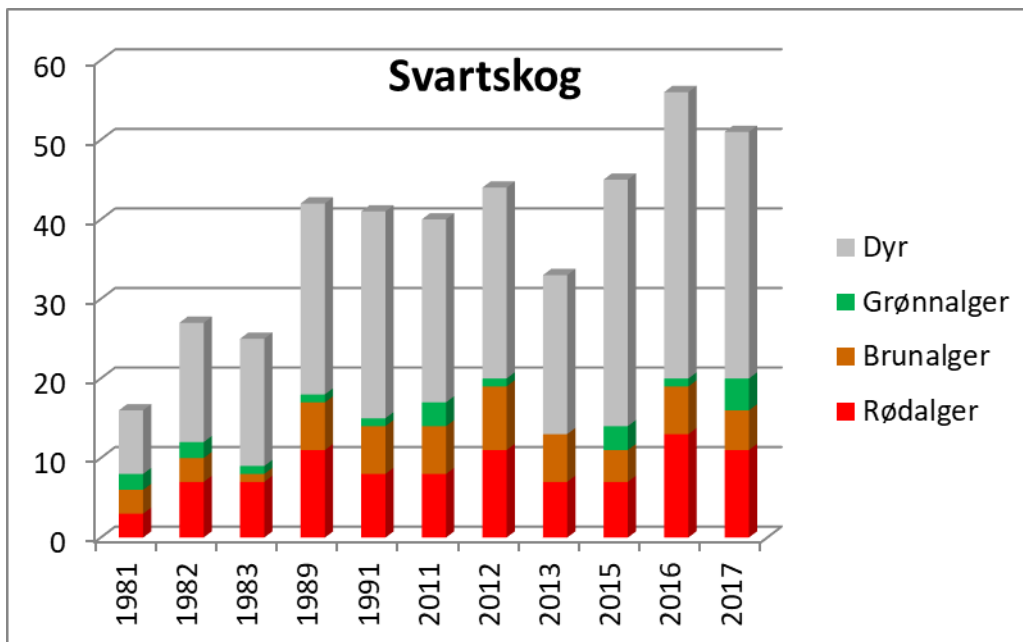
Hummer på 4 meters dyp

Figur 59. Bildeeksempler fra dykketransektet ved Nakkholmen.

5.3.2.7 Stasjon 7 - Svartskog

Antallet registrerte algearter og dyrearter (Figur 60) viser generelt like mengder som i 2016 med et oppsving siden 2015. Det er noe mer grønnalger i 2017 enn 2016. Antallet algearter er generelt sett relativt lavt. Nedre voksegrense har blitt litt dypere enn ved undersøkelsen i 2016 (8 meter vs. 6 meter). Mengde kråkeboller er som ved tidligere undersøkelser (spredte til lave forekomster ned mot 20 meter). Typisk for dykkestasjonen ved Svartskog er spesielt dårlig sikt i øvre vannlag, mens det er

klart vann og tilsynelatende ganske god vannutskiftning på dypere vann. Fjellvegg på 14-17 meter er rikt bekledd med gul sjøpung og nellikkorall.



Figur 60. Figur som viser antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Svartskog årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016 og 2017.



Fjæresone 2017

Figur 61. Bildeeksempler fra dykketransektet ved Svartskog.



Stillehavsøsters, *Magallana gigas*. 4m dyp.

5.3.3 Vanndirektivet – Nedre voksegrense

Dykkerundersøkelsene i Indre Oslofjord er fordelt på fire vannforekomster som tilhører tre ulike vanntyper; «Moderat eksponert kyst», «Sterkt ferskvannspåvirket beskyttet fjord» og «Beskyttet kyst/fjord». I Oslofjorden skal økologisk tilstand bestemmes blant annet ut fra beregning av indeks for nedre voksegrense for fastsittende alger – MSMDI. Resultater fra beregningene gis som normaliserte EQR (Ecological Quality Ratio). Klassegrensene for nEQR-verdiene er: >0,8 Meget god, >0,6 God, >0,4 Moderat, >0,2 Dårlig og <0,2 Meget dårlig. For vanntypen «Sterkt ferskvannspåvirket beskyttet fjord» foreligger det ingen kriterier for utregning av denne indeksen og stasjon 2 Borøya er derfor utelatt fra disse beregningene.

Tabell 11. Oversikt over vannforekomster undersøkt på 7 dykkestasjoner i Indre Oslofjord (vann-nett).

Stasjon	Økoregion	Vannforekomst	Vanntype
1	Skagerrak	0101020601-C Oslofjorden	Moderat eksponert kyst
2	Skagerrak	0101020602-C Sandvika	Sterkt ferskvannspåvirket beskyttet fjord
3	Skagerrak	0101020601-C Oslofjorden	Moderat eksponert kyst
4	Skagerrak	0101020702-C Bekkelagsbassenget	Beskyttet kyst/fjord
5	Skagerrak	0101020702-C Bekkelagsbassenget	Beskyttet kyst/fjord
6	Skagerrak	0101020701-5-C Bunnefjorden	Beskyttet kyst/fjord
7	Skagerrak	0101020701-5-C Bunnefjorden	Beskyttet kyst/fjord

Tabell 12. Viser beregnede nEQR verdier basert på nedre voksegrense av 8 utvalgte opprette alger. Grønn: God; Gul: Moderat. Vær oppmerksom på at kriterier for bedømming av nedre voksegrense er endret etter 2013. n.a: nEQR har ikke blitt beregnet da det er registrert færre enn 3 av artene. Gul farge: Moderat status; grønn farge: God status.

Stasjon	1981	1982	1983	1989	1991	2011	2012	2013	2015	2016	2017
1	n.a.	0,67	0,71	0,8	0,45	n.a.	n.a.	0,47	0,45	0,47	0,53
3	n.a.	n.a.	n.a.	0,8	n.a.	0,73	0,73	0,67	n.a.	n.a.	0,53
4	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,8	0,8	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
6	n.a.	0,6	0,6	0,73	n.a.	n.a.	0,45	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
7	n.a.	0,67	0,67	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

nEQR Indekser kunne beregnes for både Steilene og Fornebu i 2017. Begge stasjonene ble beregnet til å ha nEQR verdi tilsvarende moderat status. Analysene er sårbare ovenfor arter som var tilstede ved forrige undersøkelse men som ikke ble registrert i 2017. Frafall av hummerblekke/krusblekke er det som hindrer Steilene i å oppnå status «god» i 2017.

På Hovedøya (5) og Nakkholmen (6) ble det registrert hhv. god og moderat tilstand i 2012, mens siden 2013 har det ikke vært tilstrekkelig antall arter til å beregne nEQR-verdier.

Det ble ikke registrert mange nok av mållartene på de andre stasjonene i 2017 for å kunne beregne nEQR. På Ormøya (4) har man aldri kunnet beregne nEQR og på Svartskog (7) har man ikke kunnet beregne tilstand siden 1983 (da ble andre kriterier lagt til grunn).

5.4 Oppsummering og diskusjon

Undersøkelsen i 2017 viste som tidligere år et moderat til artsfattig algesamfunn i dykketransektene i Indre Oslofjord, med høyest artsrikdom og dypest nedre voksegrense på Steilene som er den ytterste stasjonen. I motsatt ende er stasjonen på Hovedøya den som har den grunneste nedre voksegrense av alle stasjonene i undersøkelsen. De siste årene er det registrert svært lite alger nedenfor 3 meter dyp. Ellers er det registrert noe dypere nedre voksegrense i 2017 enn 2016 på de fleste stasjonene, noe som er positivt. I 2017 ble det funnet sukkertare på en del stasjoner, blant annet på Steilene hvor denne ikke har vært observert på en god stund. Dette er et godt tegn da sukkertare har vist en nedgang mange steder i Norge grunnet nedslamming. Generelt virker det være en svak positiv trend eller ingen endring i nedre voksegrense for algesamfunnene i Indre Oslofjord på de fleste stasjoner

siden 2016. Det ble registrert noe færre brunalgearter og noe mer grønnalgearter i 2017 på noen stasjoner sammenlignet med sist undersøkelse.

5.5 Referanser

- Alve, E., Helland, A., Magnusson, J. 2009. Bærumsbassengetet naturlig anoksisk basseng?. NIVA rapport nr 5735-2009. 30s.
- Berge m.fl. 2012. Berge, J.A, Amundsen, R., Bergland, K., Bjerkeng, B., Gitmark, J., Gjøsæter, J.(HI), Holt, T.F., Hylland, K., Johnsen, T.M., Knutsen, H. (HI), Kroglund, T., Olsen, E.M. (HI), Paulsen, Ø. (HI), 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 m.fl. 2013. 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. 2012. Overvåking av Indre Oslofjord i 2012 – Vedleggsrapport. NIVA, Oslo. Rapport nr. 6534. 142 s.
- Berge m.fl. 2014b. Berge, J.A., Amundsen, R., Bratrud, T, Bølling, N., Erdahl, E., Gitmark, J., Gundersen. H., Hindchliffe, C, Holth, T, Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T., Kroglund, T, Ledang, A., Norli, M., Lønnsland, Evy., Staaltsrøm, A., Wisbech, C., Wolf, R. 2014. Overvåking av Indre Oslofjord i 2013 – Vedleggsrapport. NIVA, Oslo. Rapport nr. 6698-2014. 131 s.
- Berge m.fl.2014a. Berge, J.A., Amundsen, R., Gitmark, J., Gundersen. H., Haande, S., Johnsen, T., Kroglund, T, Ledang, A., Lømsland, E.R., Staaltsrøm, A. 2014. Overvåking av Indre Oslofjord i 2013. NIVA. Rapport L.nr. 6697-2014
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet. 2015. Veileder 02:2013, revidert 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Norsk Klassifiseringssystem for vann i henhold til vannforskriften. 229 pp.
- Jorde, I. & Klavestad, N. 1963. The natural history of the Hardangerfjord. 4. The benthonic algal vegetation. 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.
- 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.
- 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

6 Biogeografi: Kartlegging og modellering av marin natur

6.1 Innledning

FN's Rio-konvensjon fra 1992 (UN 1992) forplikter alle land til å kjenne til og ivareta sitt biologiske mangfold. I oppfølgingen av dette ble det etablert et nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold i Norge. Programmet hadde oppstart i 2003. Naturmangfoldloven (2009) har som formål å ta vare på naturens mangfold og de økologiske prosessene gjennom bærekraftig bruk og vern. Den er det tydeligste holdepunktet for forvaltning av norsk natur og inneholder et bredt spekter av virkemidler. Loven stiller klare krav til kunnskapsgrunnlaget i forbindelse med aktivitet som kan påvirke naturens mangfold. I lovens § 8 står det blant annet:

«Offentlige beslutninger som berører naturmangfoldet skal så langt det er rimelig bygge på vitenskapelig kunnskap om arters bestandssituasjon, naturtypers utbredelse og økologiske tilstand, samt effekten av påvirkninger.»

Derfor er det ikke bare viktig, men et lovpålagt ansvar å kartlegge natur i områder som påvirkes av menneskers samfunnsutvikling.

Arbeidet med kartlegging av Indre Oslofjord er godt i gang. En grov kartlegging av marine bunntyper i hele Indre Oslofjord ble gjennomført i et samarbeidsprosjekt mellom Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Universitetet i Oslo (UiO) i 2005 og 2007. Bunnefjorden er kartlagt ved nærmere 2500 observasjoner, innsamlet med undervannskamera av NIVA i perioden 2005-2013. Transekter fra strandlinjen og ned til ca. 30 m dyp er godt dokumentert i dette området. Naturtypene som ble observert på filmene er klassifisert i henhold til det europeiske systemet EUNIS og Naturtyper i Norge (NiN, versjon 1). 15. april 2015 ble en betydelig oppdatering av dette systemet lansert. Systemet kalles Natur i Norge versjon 2.0 (NiN 2). I tillegg til en videreføring av kartleggingsprogrammet i 2015 ble det derfor nødvendig å oversette tidligere data fra NiN 1 til NiN 2.

6.2 Fra NiN 1 til NiN 2

Årsakene til oppdateringen av NiN er blant annet at det var identifisert noen svakheter ved det gamle systemet som inkluderte: 1) Mangelfull tilrettelegging for naturkartlegging; 2) ikke etterprøvable typeinndeling og 3) at det manglet viktige kilder til variasjon.

NiN 2 ble utviklet for å håndtere disse svakheterne. NiN 2 skiller seg vesentlig fra NiN 1, både med hensyn til metodikk for å identifisere typer og variabler og med hensyn til innhold i typesystem og beskrivelsessystemet. Konsekvensen er at kodeverket er fullstendig endret. Gamle koder beskriver ikke lenger samme naturtype/biotop, noen kategorier er splittet opp, mens andre kategorier har forsvunnet. En forutsetning for at resultater etter bruken av NiN 1 skal kunne benyttes når NiN 2 nå tas i bruk i stort omfang, er derfor en oversettelsesnøkkel mellom de to systemene (se Tabell 13). Denne oversettelsesnøgkelen er nylig publisert.

Tabell 13. Utdrag av oversettelsesnøkkel (NiN 1 til NiN 2) som er relevant for datasettet fra Indre Oslofjord.

NiN1	NiN 1.0 – kategori	Obs. 2005-2013	Tilsvarende NiN 2.0 – kategori
M11.2	eufotisk normal svak energi saltvannsfastbunn	28,4 %	M1 1,4
M11.4	Rødalgefastbunn	0,1 %	M1 2
M12.1	afotisk bløt mellomfast bunn	0,1 %	M5 1,4(9),11,14,(18),20,23,(26),27,(32),(33),(38)
M12.2	afotisk hard mellomfast bunn	0,1 %	M5 3,13,22,29(35)
M13.2*	eufotisk bløt mellomfast bunn i salt vann	8,6 %	M4 1,3,4,12,15
M13.4*	eufotisk hard mellomfast bunn i salt vann	3,7 %	M4 6,7,14
M13.6	eufotisk skjellsandbunn	0,1 %	M4 10,19
M14.2	eufotisk kalsiumkarbonatutfellingsbunn	6,6 %	M4 28
M15.2	løs afotisk bunn med kontinuerlig oksygentilgang	44,2 %	M5 2,5,12,15,21,24,28
M15.3	Ålegraseng	0,2 %	M7 3,4
M8.2	afotisk normal fast saltvannsbunn	2,9 %	M2 1-12
S4.2	svak energi fjæresonevannstrand på fast bunn i salt vann	4,1 %	M3 1,4
S4.3	middels energi fjæresone-vannstrand på fast bunn i salt vann	1,3 %	M3 7
S6.2	sand-forstrand	0,6 %	M4 29,31,33 & (T29 8+S1-e) & T21 1
S6.4*	brakkvannsskjellforstrand	1,1 %	-

* Prediksjoner av disse naturtypene ble ikke ansett som troverdige (Berge m.fl. 2015), men dekker også kun 2,4 % av det modellerte arealet grunnere enn 30 m dyp

Rødt angir biotoper som ikke er modellert pga. for få observasjoner (Berge m.fl. 2015)

6.3 Datainnsamling i 2017

De 2500 observasjonene som ble samlet frem til 2013 er i hovedsak samlet ved filming av transekter fra fjæresonen og ned til ca. 30 meters dyp. I 2015 ble denne strategien lagt om. I 2015 og 2016 ble det samlet inn data ved filming av punkter i fjorden, og punktene ble valgt ut for å dekke 1) en gradient på 0-30 m dyp 2) størst mulig del av forskjellige bunnsstrat 3) størst mulig del av fjorden og 4) enkelte dypere punkter. Målet med strategiendringen har vært å kunne dekke et større område av fjorden i modelleringsarbeidet på et tidligere tidspunkt. Dette vil resultere i et noe grovere oversiktsbilde i utgangspunktet, med en gradvis forbedring etter hvert som data samles inn (over år). Modellen som skal beskrive det marine naturmiljøet i fjorden (fordelingen av NiN 2-typer) vil dermed endres og bli mer treffsikker for hvert år som går. Fordelene med punktinnsamling er at man minimerer problemer med autokorrelasjon, at man kan produsere modeller som dekker hele fjorden på

et tidligere tidspunkt og at man skaper en mulighet for å plukke opp endringer over tid med større sikkerhet.

I 2017 ble 70 punkter i Indre Oslofjord undersøkt med dropkamera. Det naturmiljøet som hyppigst ble observert (20 % av observasjonene) i 2017 falt innunder NiN 2-kategorien M1-4, «Sagtangbunn». Derneft var observasjonene relativt likt fordelt mellom M4-16 – «Finsedimentbunn i rødalgebeltet», M4-5 – «Grunn finsedimentbunn» og M4-13 – «Løs mudderbunn i rødalgebeltet». Tabell 14 viser en oversikt over funnene i 2017.

Tabell 14. Oversikt over observasjoner i 2017

NiN 2	Beskrivelse	Antall	%	Gjennomsnittsdyp
M1-4	Sagtangbunn	14	20 %	-2.8
M4-16	Finsedimentbunn i rødalgebeltet	12	17 %	-11.7
M4-5	Grunn finsedimentbunn	9	13 %	-2.75
M4-7	Grunn grus- og steinbunn med finmat	9	13 %	-3.7
M4-13	Løs mudderbunn i rødalgebeltet	6	9 %	-19.75
M4-18	Algegytjebunn i rødalgebeltet	5	7 %	-13.5
M4	Grunn marin sedimentbunn	2	3 %	-16.5
M4-10	Grunn skjellsandbunn	2	3 %	-4
M4-12	Sandbunn i rødalgebeltet	2	3 %	-12
M4-2	Grunn løs mudderbunn	2	3 %	-3
M4-4	Grunn grovere blandet sandbunn	2	3 %	-2.5
M1-11	Nokså brakk beskyttet øvre circalitoral fastbunn	1	1 %	-4
M4-1	Grunn sandbunn	1	1 %	-2
M4-23	Brakk fin til middels grusbunn	1	1 %	-10
M4-6	Grunn grus- og steinbunn	1	1 %	-1
M4-9	Grunn algegytjebunn	1	1 %	-2
Totalt		70		

6.4 Typifisering etter NiN 2 og EUNIS

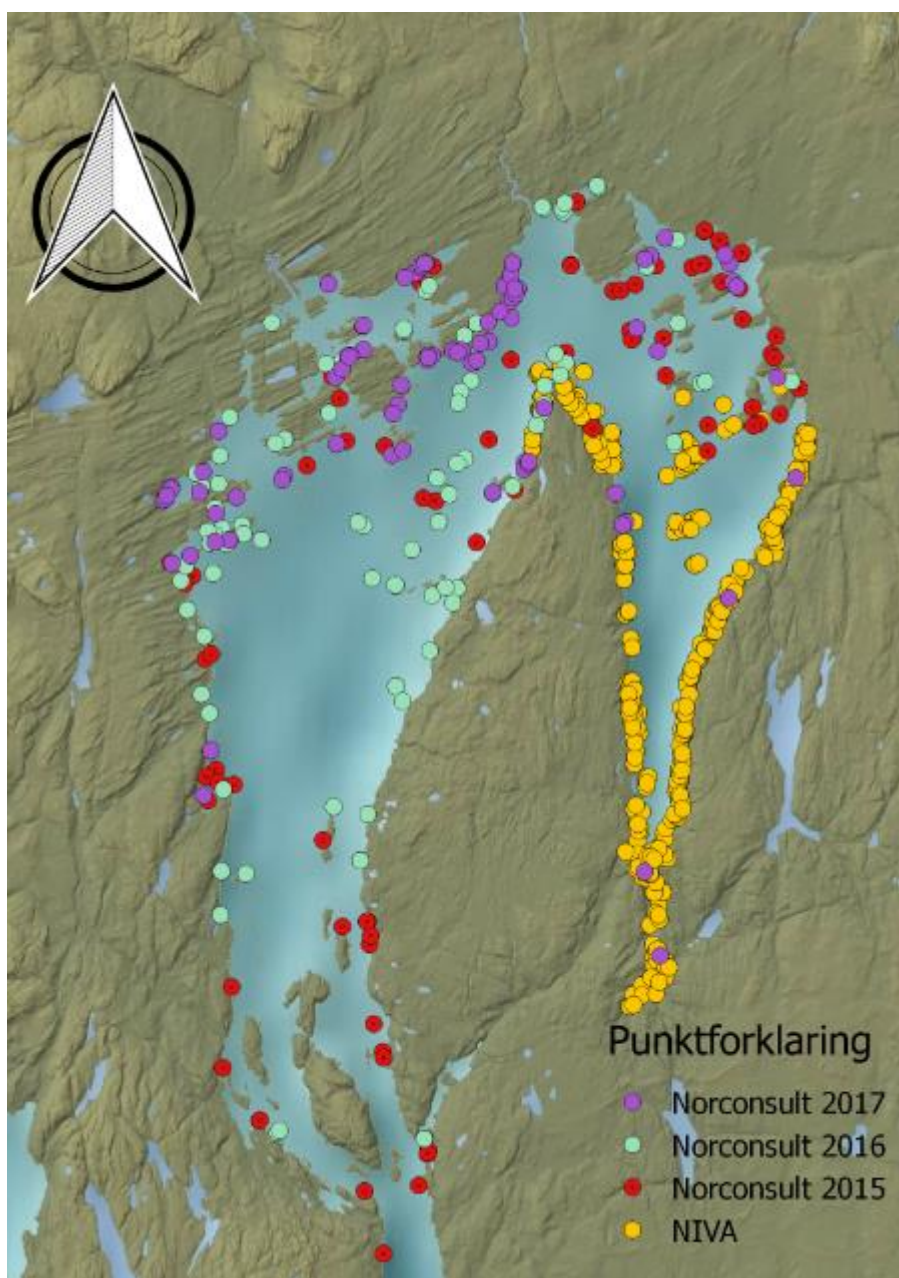
Data ble klassifisert ned til nivå 3 (grunntyper) i NiN-systemet og nivå 5 i EUNIS-systemet (der dette var mulig). EUNIS er det europeiske systemet for naturinndeling, men er ikke spesielt godt tilpasset norske forhold. I mange tilfeller vil det nok likevel være bedre å benytte dette systemet i modelleringen av marint naturmiljø med tanke på biologiske karakteristika (<http://eunis.eea.europa.eu/index.jsp>). Det bør vurderes om dette kan være et praktisk og hensiktsmessig supplement i Indre Oslofjord også.

Det er tydelig at hovedutviklingen i NiN-systemet har skjedd i de terrestriske delene av systemet. Erfaringene vi har gjort oss i dette arbeidet var spesielt at oversettingen fra NiN 1 til NiN 2 kunne være svært vanskelig for marine typer. Flere steder passet oversettelsesnøkkelen relativt dårlig, og faglig skjønn måtte brukes, basert på artssammensetting som var notert observert på stedet og registrert dyp. I flere tilfeller ville det vært tidsbesparende å se igjennom videoer på nytt.

Begrepsbruken i NiN 2 er også noe forvirrende, da oseanografer og marinbiologer har en tendens til å bruke de samme begrepene, men i ulik betydning. Blant annet gjelder dette for den vertikale inndelingen av dybdekategorier, som generelt er nokså dårlig definert og hvor bruken varierer avhengig av fagmiljø og nasjonalitet. Her er det for eksempel vanlig at marinbiologer snakker om øvre sublitoral som områder fra rødalgebeltet og oppover til litoralsonen, mens oseanografer bruker det samme begrepet om større dybder (blant annet avhengig av energipåvirkning fra vannbevegelse på overflaten). Dette kan skape noe forvirring i klassifiseringsarbeidet.

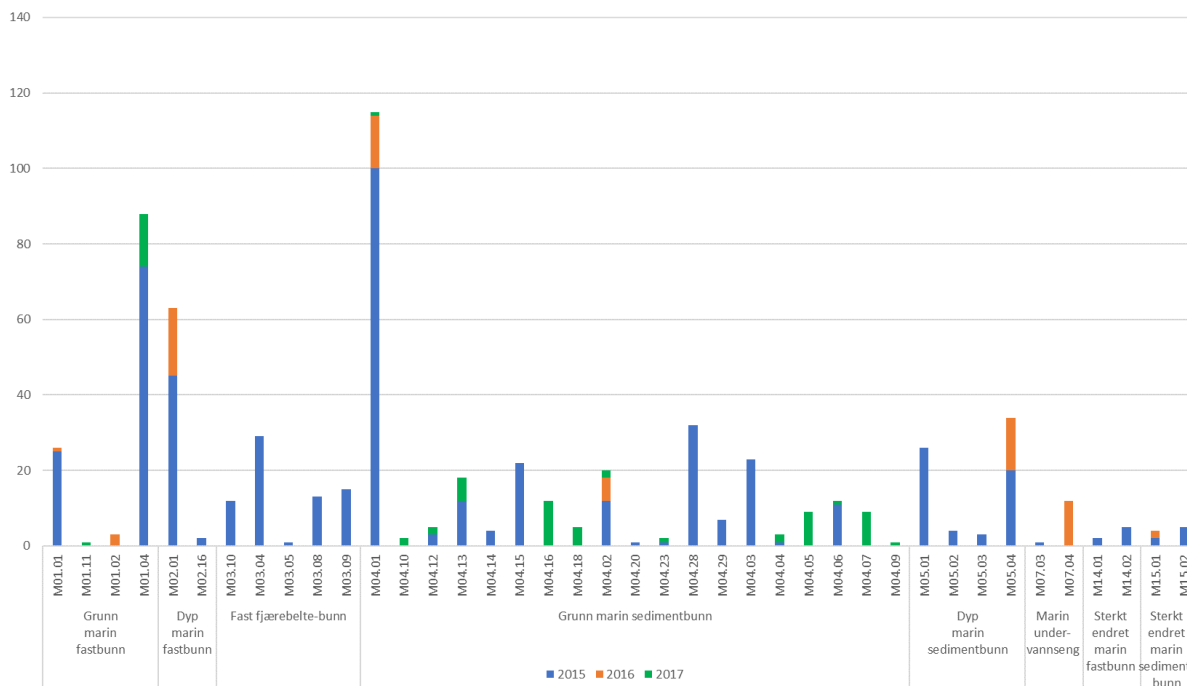
6.5 Modellering i 2017

Stasjonsnett for biogeografi er vist i Figur 62.



Figur 62. Fordeling av undersøkte punkter

Enkelte punkter fra gamle datasett måtte ekskluderes fordi posisjonsangivningen var for unøyaktig eller usikkerheten ved typeinndelingen og oversettelsen fra NiN 1 til NiN 2 var for stor. Til grunn for modelleringen utført i 2017 lå til slutt data fra 653 punkter spredt over hele Indre Oslofjord. Totalt er det registrert 41 ulike NiN-typer av sjøbunn i dette datasettet (se oversikt i Tabell 15 og Figur 63).



Figur 63. Oversikt over antall kartlagte punkter pr NiN-kategori. 2015 representerer alle data fremt t.o.m. 2015.

Fordelingen og utbredelsen av de ulike bunntypene som beskrives ved hjelp av NiN-systemet vil avhenge av fysiske miljøforhold som skaper ulike miljøgradienter i fjordsystemet. Blant de mest fremtredende av disse gradientene er dyp, grad av helning på sjøbunnen, helningsretning, grad av kupert terreng, mulig påvirkning fra landmasser og ferskvann, samt eksponering og grad av vannutskifting.

Hele Indre Oslofjord ligger relativt beskyttet, og områdene er i stor grad preget av båttrafikk som har ukjent innvirkning på de lokale forholdene sett i sammenheng med eksponering. Generelt vil både strøm og eksponering til dels være korrelert med avstand inn fjorden og med forekomster av substrattypen «bart fjell». Eksponering og strøm er ikke blitt inkludert som prediksjonsvariabler, men vil vurderes brukt i 2018 dersom data med god nok oppløsning kan skaffes.

I 2015-2017 ble data brukt som prediksjonsvariabler trukket ut av kart over:

- 1) Dyp – detaljerte dybdekart i 1 x 1 m oppløsning (NGU)
- 2) Helning – basert på de detaljerte dybdekartene (Norconsult)
- 3) Helningsretning – basert på de detaljerte dybdekartene (Norconsult)
- 4) Avstand fra land – basert på kart over kystkontur med 1 x 1 m oppløsning (NGU)
- 5) Avstand inn fjord – basert på avstand inn fjorden i en gradient fra utenfor Drøbak og inn til innerste tupp av Bunnefjorden med 10 x 10 m oppløsning (Norconsult)
- 6) Kurvatur – laget basert på de detaljerte dybdekartene (Norconsult)
- 7) Kart over bunnsstratyper (NGU)

For utvalget av målepunkter i 2017 valgte vi å fokusere på områder med over 20 meters dyp og hvor treffsikkerheten i modellen var under 0.2 (Se figur 8 for oversikt over treffsikkerheten i modellen). Omtrent 70 punkter ble valgt tilfeldig fra disse områdene. Figur 62 viser målepunktene som ble valgt ut til 2017-målingene, i tillegg til punktene for tidligere år og punktene NIVA har brukt.

Tabell 15. Oversikt over observasjonsdata som ligger til grunn for modelleringen i 2017

NiN2	Forklaring	Antall obs	% av obs	Kommentar
M4-1	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn sandbunn	115	17,6	
M1-4	Grunn, marin fastbunn - Sagtangbunn	88	13,4	
M2-1	Dyp marin fastbunn - øvre sublitoral med lite strøm	63	9,6	
M5-4	Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - finmaterierik sedimentbunn i øvre sublitoral	34	5,2	M4-28 skal antagelig også inn her.
M4-28	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - brakk løs kalkmudderbunn	32	4,5	Antagelig egentlig M5-4 (oversatt fra NIVA-data)
M3-4	Fast fjæreltebunn - dominert av blæretang	29	4,0	
M1-1	Grunn, marin fastbunn - Grønnalgebunn	26	4,0	
M5-1	Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - sandbunn i øvre sublitoral	26	4,0	
M4-3	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn fin til middels grusbunn	24	3,6	
M4-15	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - finmaterierik sedimentbunn i rødalgebeltet	24	3,6	
M4-2	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn, løs mudderbunn	20	3,1	
M4-13	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - løs mudderbunn i rødalgebeltet	18	2,7	
M3-9	Fast fjæreltebunn - dominert av strandsnegl, blåskjell og rur	15	2,3	
M3-8	Fast fjæreltebunn - dominert av strandsnegl og blåskjell	13	2,0	
M3-10	Fast fjæreltebunn - dominert av filamentøse alger	12	1,8	
M4-16	Finsedimentbunn i rødalgebeltet	12	1,8	
M4-6	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn grus og steinbunn	12	1,8	
M7-4	Sublitoral saltvannseeng	12	1,8	
M4-5	Grunn finsedimentbunn	9	1,3	
M4-7	Grunn grus- og steinbunn med finmat	9	1,3	
M4-29	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - hydrolitoral sandbunn	7	1,1	
M14-2	Sterkt endret marin fastbunn - grunn	5	0,8	
M15-2	Sterkt endret marin sedimentbunn - løsbunn	5	0,8	
M4-12	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - sandbunn i rødalgebeltet	5	0,8	
M4-18	Algegytjebunn i rødalgebeltet	5	0,8	
M4-14	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grus og steinbunn i rødalgebeltet	4	0,6	
M5-2	Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - løs mudderbunn i øvre sublitoral	4	0,6	
M1-2	Rødalgebunn	3	0,45	
M4-4	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn grovere blandet sandbunn	3	0,45	
M5-3	Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - fin grus til steinbunn i øvre sublitoral	3	0,5	
M14-1	Sterkt endret marin fastbunn - tidevannssonen	2	0,3	
M15-1	Sterkt endret sand- og grusbunn	2	0,3	

Tabell 15 fortsetter. Oversikt over observasjonsdata som ligger til grunn for modelleringen i 2017

NiN2	Forklaring	Antall obs	% av obs	Kommentar
M2-16	Dyp marin fastbunn - noe strømpåvirket bergvegg i atlantisk vann	2	0,3	Antagelig M2-14?: lite strømpåvirket bergvegg (oversatt fra NIVA)
M3-5	Fast fjærebeltetbunn - dominert av spiraltang	1	0,15	
M4-20	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - ruglbunn i rødalgebeltet	1	0,15	
M4-23	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - brakk fin til middels grusbunn	1	0,15	
M4-9	Grunn algegytjebunn	1	0,15	
M1-11	Nokså brakk beskyttet øvre circalitoral fastbunn	1	0,15	
M7-3	Marin undervannsseng - Grunn saltvannsseng (ålegras)	1	0,15	

For hvert observasjonspunkt ble det trukket ut verdier fra de syv kartlagene. Disse verdiene ble brukt som prediksjonsvariabler i oppbyggingen av en multivariat statistisk modell av typen multinomisk logistisk modell. Programvaren R, med tilleggspakkene mlogit, raster og gdal, ble brukt til den statistiske modelleringen og prediksjonene, og en kombinasjon av GIS-programvarene GRASS og QGIS ble brukt til bearbeidingen av kart og presentasjon av resultatene. Samtlige av disse programvarene er åpent tilgjengelig.

Den multinomiske modellen vi har bygget beskriver sannsynlig fordeling av de ulike bunntypene (etter NiN 2) i fjorden basert på hvor de ulike bunntypene allerede er observert. I tillegg til å ta hensyn til miljøforholdene på stedet, tar den hensyn til observerte forekomster av andre bunntyper ved lignende miljøforhold. Dette betyr at den predikerte sannsynligheten for at en bestemt bunntype skal finnes i et område også er beregnet ut ifra sannsynlighetene for samtlige av de resterende bunntypene som inngår i responsmatrisen. På denne måten tar den også hensyn til artsinteraksjoner der tilstedeværelse av arter danner grunnlaget for typifiseringen. En teknisk beskrivelse av modelltypen kan leses i dokumentasjonen for R-pakken mlogit (<https://cran.r-project.org/web/packages/mlogit/index.html>).

6.5.1 Programvare

I dette prosjektet har vi i hovedsak benyttet programvare med åpen kildekode i databehandlingen:

1. R software (CRAN) - The R Project for Statistical Computing: <https://www.r-project.org/>
 Spesifikke pakker:
 - mlogit
 - raster
 - gdal
2. GRASS - Geographic Resources Analysis Support System (OSGeo): <https://grass.osgeo.org/>
3. QGIS (OSGeo): <http://www.qgis.org/en/site/>

6.5.2 Modellen

I modellseleksjonen brukte vi i hovedsak Akaikes informasjonskriterie (AIC) som vurderingsgrunnlag. Modellen ble bygget ved gradvis inkludering av parametere basert på AIC-verdier, hvor beste modell er den som oppnår lavest AIC-verdi. Den beste modellen dannet til slutt grunnlaget for de biogeografiske kartene som presenteres nedenfor. Her presenteres kun den beste modellen fra hver seleksjonsrunde med tilhørende AIC-verdier.

Tabell 16. Oversikt AIC-verdi for hver runde i modellseleksjon. Beste modell anses å være den med lavest AIC-verdi.

Runde	Modell	Spesifikasjon	AIC-verdi
1	m2	NiN 2 ~ 1 Dyp	2800
2	m2.4	NiN 2 ~ 1 Dyp + log(Avstand inn fjord)	2600
3	m2.7.4	NiN 2 ~ 1 Dyp + log(Avstand inn fjord) + Avstand til land	2500
4	m2.7.4.3	NiN 2 ~ 1 Dyp + log(Avstand inn fjord) + Avstand til land + Helning	2400

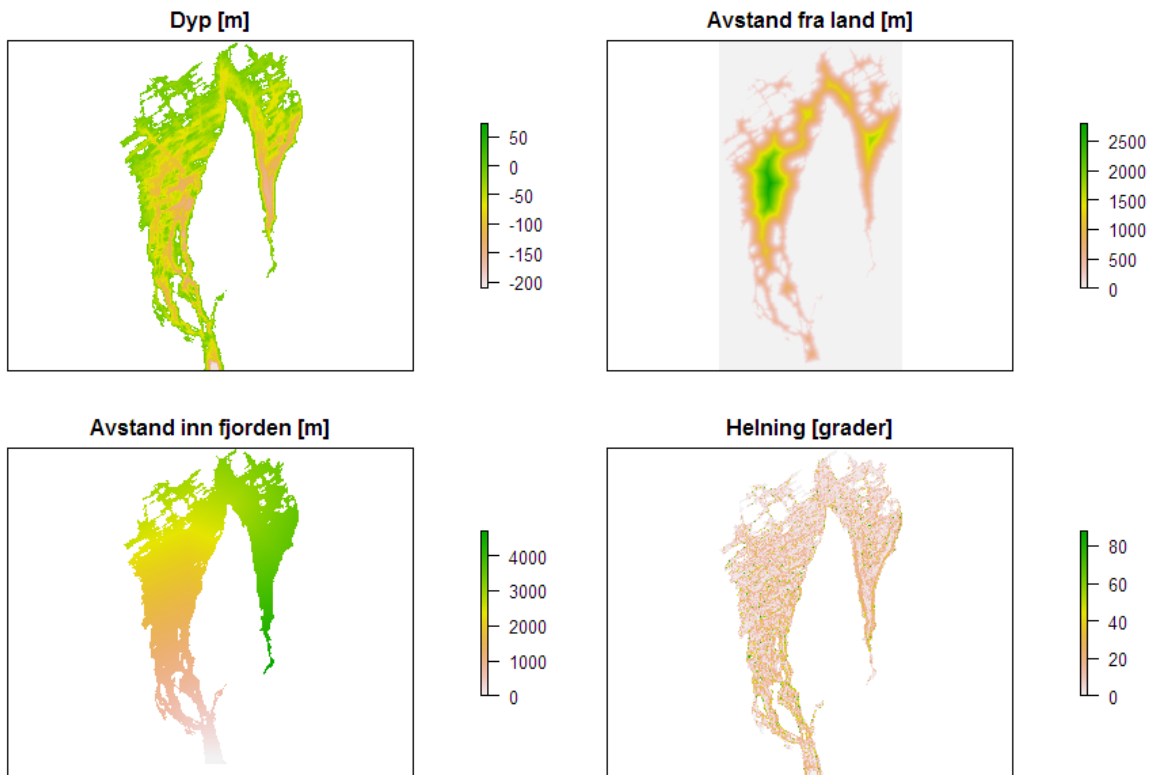
Den beste modellen inkluderte dyp, avstand inn fjorden, avstand fra land og helning på substratet som prediksjonsvariabler.

Dyp var også i 2016 prediksjonsvariabelen som forklarte desidert mest av variasjonen i observasjonene. Den groveste inndelingen av NiN er basert på dyp og på bunnsbunnsstrat (hardbunn eller bløtbunn). Det var derfor heller ikke overraskende at begge avstandsmålene og helningsgrad bidro med betydelig forklaringsevne. Avstand fra Drøbaksområdet og inn fjorden vil i stor grad representere gradienten over tersklene i fjorden, der bunnforholdene forventes å variere som følge av varierende grad av vannutskiftning (se foregående kapitler). Begge avstandsmålene vil forventes å være korrelerte med både bølgeeksponering, påvirkning fra båttrafikk og strøm, noe som også kan være årsak til avstandsvariablenes forklaringsevner. En del av forklaringsevnen i avstand fra land skyldes sannsynligvis påvirkning fra landmasser ved f.eks. tilførsel av partikler via avrenning og lignende. Helningsgrad vil være av direkte betydning for i hvilken grad partikler har mulighet til å sedimenteres og dermed også forekomster av NiN-typene. Inkludering av et interaksjonsledd med disse to variablene førte til en svak forbedring av AIC-verdi, men basert på den relativt store økningen av parametere i modellens prediktor med denne inkluderingen (20), og usikkerheten som følger med begrensede data, besluttet vi likevel å ekskludere dette leddet også i år (samme som i 2016).

Bunntypekartene viste forholdsvis dårlig forklaringskraft i modelleringen. Med flere data og større dekning av undersøkte punkter i hele fjorden er det imidlertid sannsynlig at en modell med denne variabelen inkludert vil slå bedre ut.

Kartgrunnet med prediksjonsvariablene ble konvertert til et rastersett med 10 x 10 m oppløsning. Dette kartsettet ble brukt for å lage et oppsummeringskart over den mest sannsynlige geografiske fordelingen av NiN 2-typer basert på modellprediksjonene.

Det må nevnes at AIC-verdiene har økt i forhold til de beste verdiene i fjor. Modellrunde 4 i 2016 ga beste modell med en AIC-verdi ~2000. Denne økningen kan forklares ved at 9 nye NiN typer er nå blitt observert og at vi har et større datasett. Det er også lite hensiktsmessig å sammenlikne AIC-verdier på tvers av datasett. Vi ser at modellen gir fortsatt en god prediksjon på mange av områdene. Vi forventer at med nye målinger vil modellen bli enda mer treffsikker.

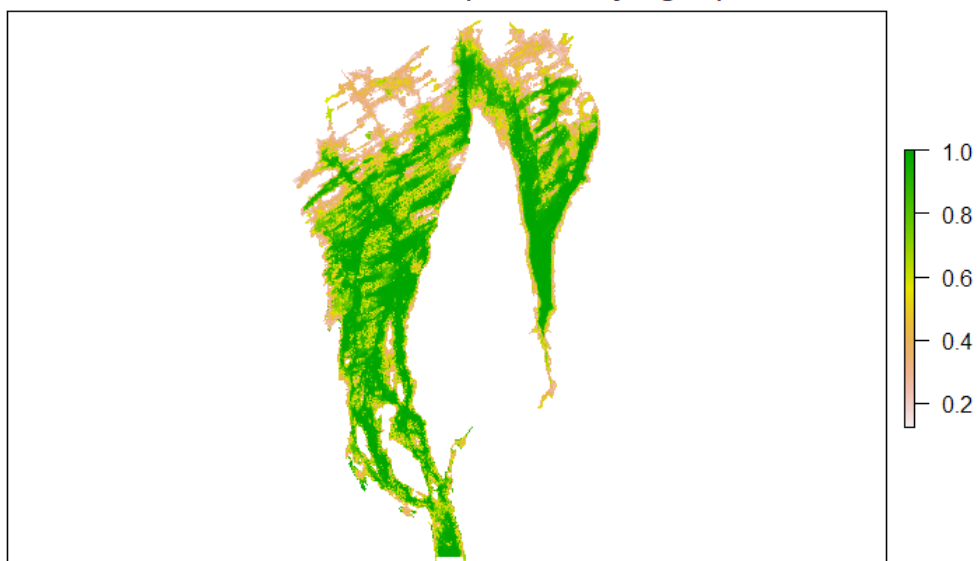


Figur 64. Oversikt over miljøgradientene som ble inkludert i den beste modellen.

6.5.3 Usikkerheter

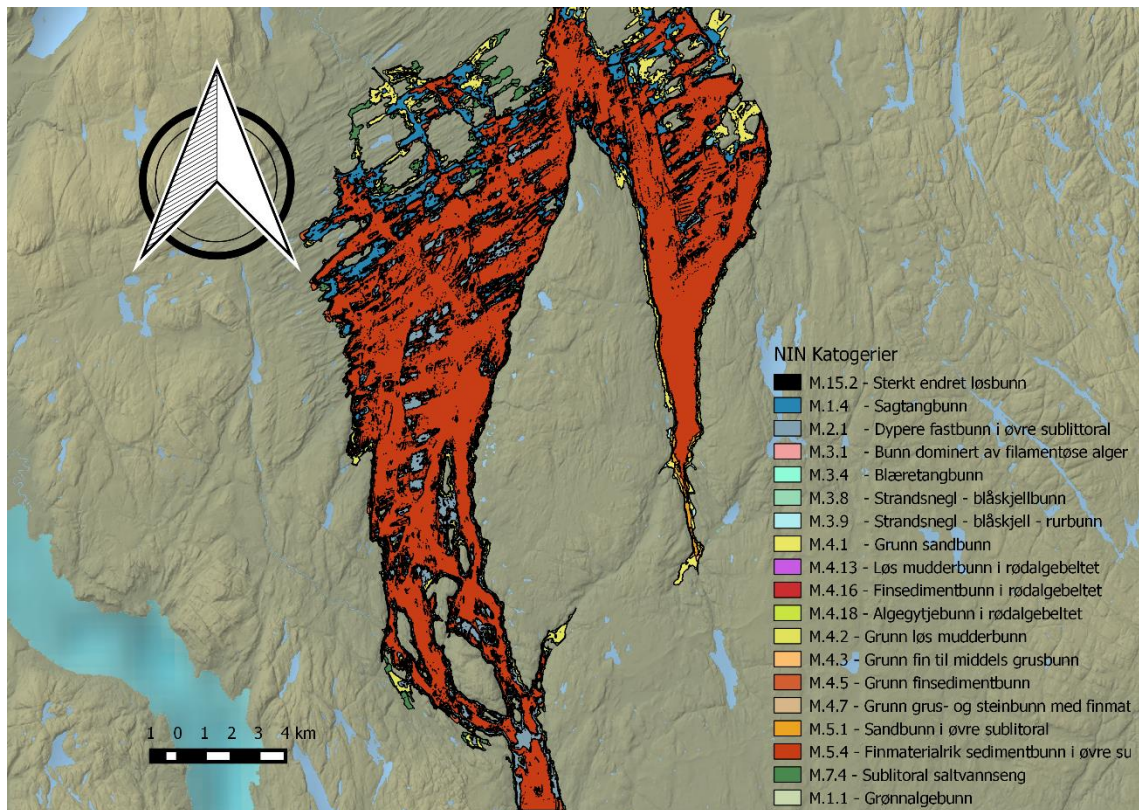
Observasjoner innen kategorier med færre enn 3 observasjoner ble ekskludert fordi prediksjoner ville blitt for usikre for disse kategoriene. Blant observasjonene er punkter fra Bunnefjorden overrepresentert, og det er rimelig å anta at modellen fortsatt er bedre tilpasset i dette området enn i andre deler av Indre Oslofjord per dags dato. Naturtypen ålegraseng, som vies oppmerksomhet i forvaltningssammenheng, er registrert i liten grad. Denne naturtypen ble ikke funnet på noen prøvepunkter i 2017. Det kan være hensiktsmessig å inkludere prøvepunkter med større sannsynlighet for å finne utvalgte naturtyper, som er viktige for forvaltningen. Det har også tidligere vært fremhevet viktigheten av å sjekke områdene i vest (Asker / Bærum) for å vurdere sannsynligheten for overestimering av enkelte NiN-kategorier, samt spesielt validere utbredelsen av M1-1 («grønnalgebunn») versus ålegrasforekomster eller tangsamfunn (Norconsult 2016).

Det oppsummerende biogeografiske kartet som presenteres (Figur 66) viser bunntypen modellen har predikert høyest sannsynlighet for i hver kartcelle på 10 x 10 m. Dette betyr at mindre vanlige bunntyper sannsynligvis underestimeres i oppsummeringen dersom de ikke er knyttet til svært spesifikke miljøforhold. Som støtte i forvaltningssaker kan det derfor være hensiktsmessig å benytte sannsynlighetskart (Figur 65). De biogeografiske kartene kan brukes som vurderingsgrunnlag, men det bør likevel alltid gjennomføres feltundersøkelser der en detaljert oversikt er nødvendig.

Treffsikkerhet i modell (max sannsynlighet)

Figur 65. Høyeste predikerte sannsynlighet i modellen. Oversikt over hvilke naturtyper det gjelder vises i oppsummeringskartet i Figur 66. Oversiktskart som viser NiN-typer med høyest predikert sannsynlighet for tilstedeværelse i hvert område basert på beste modell i 2017. Kartet er laget i vektorformat, basert på prediksjonskartet som er et rasterkart med 10 x 10 m oppløsning.

6.6 Biogeografisk kart



Figur 66. Oversiktskart som viser NiN-typer med høyest predikert sannsynlighet for tilstedeværelse i hvert område basert på beste modell i 2017. Kartet er laget i vektorformat, basert på prediksjonskartet som er et rasterkart med 10 x 10 m oppløsning.

Det er trolig fortsatt datamateriale/grunnlag tilgjengelig som kan være med på å styrke modellen. Det er flere av NiN-kategoriene som defineres ut fra salinitet. Dersom salinitetsdata kan knyttes til modellen vil det kunne styrke prediksjonene for enkelte kategorier.

Mange av de områdene som er belagt med usikkerhet vedrørende prediksjon er områder som ligger tilknyttet områder med stor gradient. Dvs. stor endring i habitat over små areal. For å øke treffsikkerheten for disse arealene, gjerne arealer som ligger i tilknytning til marbakke, eller i overgang fra hardbunn til bløtbunn vil det vurderes å bruke partiell GPS med bedre nøyaktighet. Vi vil også fremholde dybdemålinger videre ved å samholde fysisk dybdelodding med ekkoloddavlesning.

6.7 Referanser

Berge m.fl. 2015. Berge, J.A., Amundsen, Gitmark, J., R., Gundersen, H., Hylland, K., Johnsen, T.M., Ledang, A.B., Norli, M., Lømsland, E.R., Staalstrøm, A. og Strand, D.A., 2015. Overvåking av Indre Oslofjord i 2014 – Vedleggsrapport. NIVA Rapport nr. 6834: 104 sider.

UN. 1992. Konvensjon om biologisk mangfold. Vedtatt 05.06.1992

7 Undersøkelse av hyperbentos (reker) i 2017

7.1 Innledning

Hyperbentosundersøkelser har vært gjennomført regelmessig flere steder både i Indre og Ytre 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 (Magnusson m.fl., 2001), og fra 2015 overtok Norconsult.

Hyperbentos brukes som miljøindikatorer for vannkvalitet og levevilkår på sjøbunnen i dypområdene, hvor individ- og artsantall påvirkes av varierende oksygenforhold i dypvannet. I tilfeller der oksygenforholdene forringes migrerer mobile hyperbentos-organismer til områder med bedre forhold (Beyer og Indrehus, 1995).

Reker er den gruppen av hyperbentos som er gitt størst fokus i Indre Oslofjord-undersøkelsene. Dette fordi krepssdyr (og spesielt reker) er en organismegruppe som viser god korrelasjon mellom artsmangfold og oksygenforholdene i vannet (Buhl-Mortensen et al., 2009). I tillegg er det dokumentert at flere rekearter (eksempelvis som *Pandalina profunda* og *Pandalus borealis*) relativt raskt (< 6 måneder) vil rekolonisere et bunnområde dersom forholdene forbedrer seg (Beyer og Indrehus, 1995).

Tidligere undersøkelser viser at det ikke forekommer reker når oksygenkonsentrasjonen er lavere enn 1 ml/l og at man må opp i konsentrasjoner på 2,5-3 ml/l for å oppnå relativt høye individ- og artsantall (Berge m.fl., 2014). Det er siden tidlig 2000-tallet observert rundt 14 forskjellige rekearter i Indre Oslofjord. Hvilke arter som er tilstede og antallet individer av hver art varierer fra år til år på de forskjellige stasjoner (Figur 67).



Figur 67. Eksempler på en hyperbentosprøve samlet inn i Gråøyrenna i Indre Oslofjord i 2017. A: Reker konservert på sprit for analyse B: stor sjøanemone sammen med sjømus, diverse skjell og børstemark.

7.2 Materiale og metode

Innsamling av hyperbentos gjennomføres i samarbeid med F/F Trygve Braarud (UiO), en gang per år langs syv transekter i dypområdene i fjorden (Figur 69). Rekene samles inn med en Beyer-slede (Figur 68), som har en innsamlingshåv med maskevidde på 0,5 mm. Sleden dras over bunnen i en avstand på ca. 1 km før håven lukkes. Sleden har påmontert en transponder som gjør at sledens plassering (dyp) og posisjon kan overvåkes under trålingen. Håven samler kun inn organismer på og like over bunnen, ikke på vei ned/opp gjennom vannsøylen. Alle innsamlede individer er minimumstall i forhold til reell forekomst. For nærmere beskrivelse av innsamlingsmetoder henvises til Beyer og Indrehus (1995).



Figur 68. Beyer-slede brukt til innsamling av hyperbentos i utvalgte områder av Indre Oslofjord. (Foto: J. Dolven)

Innsamlede organismer identifiseres til hovedgruppe (klasse/familie) og resultatene presentert iht. samme dyregrupper som i Berge m.fl. (2015). Rekene er bestemt til art eller slekt (evt. høyere taksonomisk nivå der art/slekt ikke er mulig å definere) og volumtettheten er beregnet.

Det ble foretatt tråling ved Hellviktangen tross svært dårlige oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet (<1ml/l), men ingen hyperbentos ble funnet i trålen. Ved Svartskog var oksygenforholdene enda lavere enn ved Hellviktangen, med H₂S-lukt av bunnvannet, og prøveinnsamling ble derfor ikke gjennomført.



Figur 69. Lokalisering av de syv transektene som tråles i overvåkingen av hyperbentos i Indre Oslofjord. I september 2017, da innsamlingen fant sted, var oksygenforholdene ved Svartskog og Hellviktangen (i Bunnefjorden) lavere enn 1 ml/l. Tråling ble gjennomført ved Helleviktangen, men ikke ved Svartskog.

7.3 Resultater og diskusjon

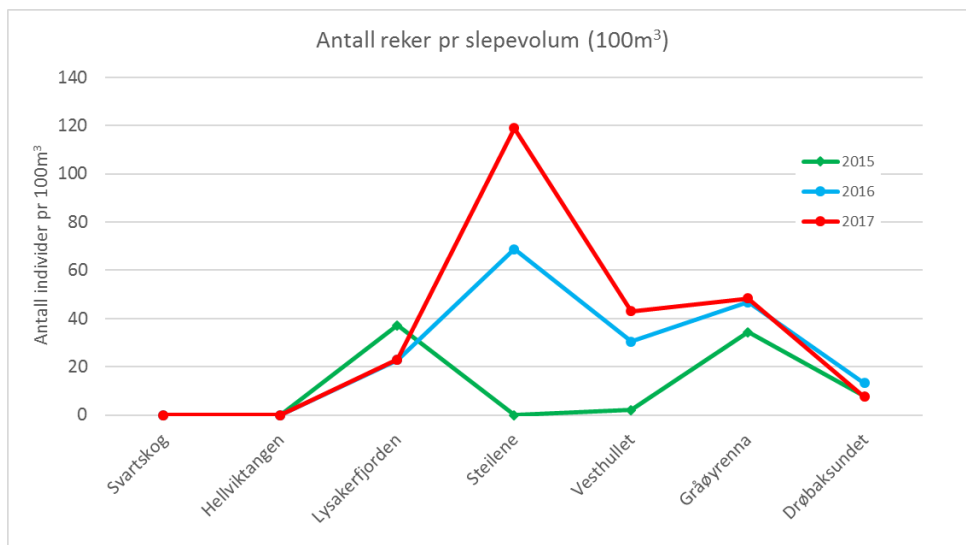
Forekomst av reker og andre hyperbentos i prøver innsamlet i 2017 er vist i Tabell 17-7.

Tabell 17. Rådata som viser antall reker i sledeprøver fra 2017.

TAXA 2017	Svartskog	Hellviktangen	Lysakerfjorden	Steilene	Vesthullet	Gråøyrenna	Drøbak-sundet
<i>Pandalina profunda</i>		0	20	190	80	74	5
<i>Pandalus</i> sp. (lang rostrum)		0	0	1		2	
<i>Pandalus borealis</i>		0	0	0	0	0	1
<i>Pandalus montagui</i>		0	0	0	0	0	1
<i>Palaemon</i> sp.		0	1				4
<i>Crangon allmani</i>		0	3	25	3	12	3
<i>Crangon</i> sp juv		0	24	7	4	4	
<i>Spirontocaris liljeborgi</i>		0	0	6			0
reker uidentifisert		0	0	5	1	6	2
Sum 2017		0	48	234	88	98	16
Slepelengde	0	994	1063	1004	1045	1035	1075
Åpning (m ²)		0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196
Slepevolum (m ³)	0	194,8	208,3	196,8	204,8	202,7	210,7
Antall individer pr 100 m ³	0	0	23	119	43	48	8
Antall arter	0	0	4	5	3	4	5

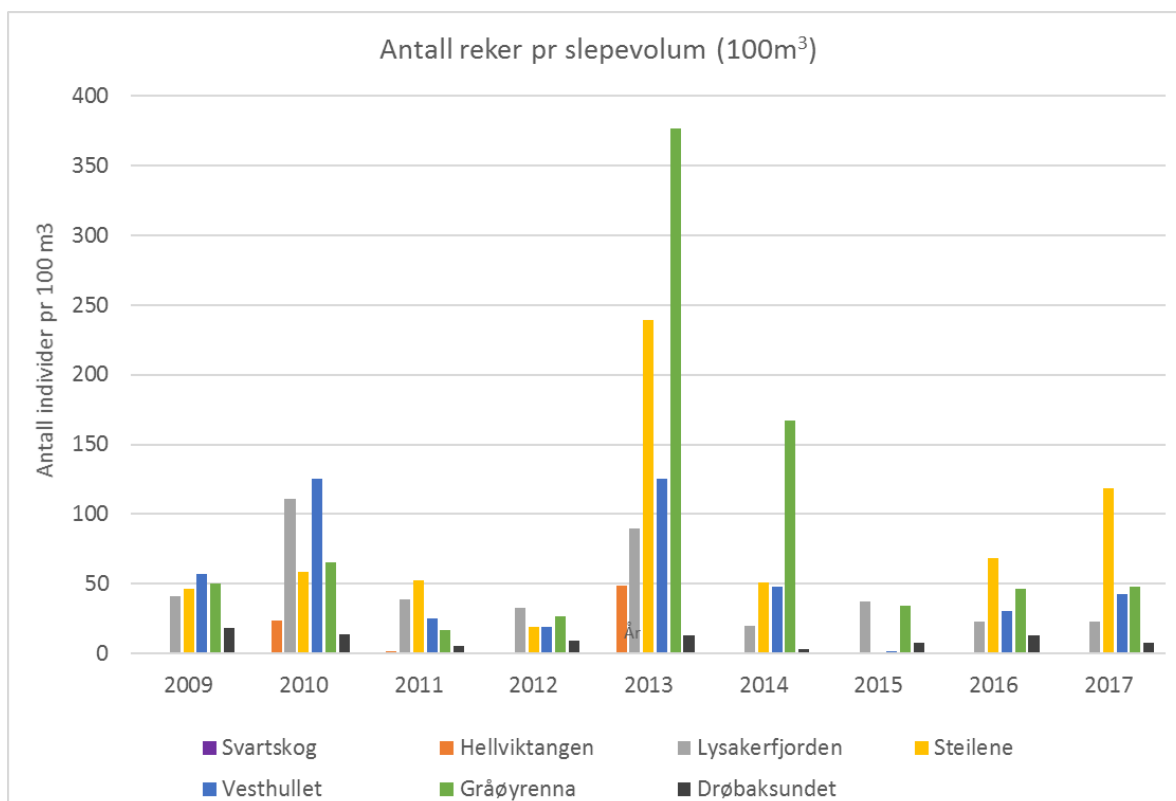
Tabell 18. Hovedgrupper av fauna i sledeprøvene fra 2017. Svartskog ble ikke prøvetatt i 2017 pga. lave oksygenforhold (<1ml/l) i bunnvannet. Hellviktingen ble prøvetatt men ingen hyperbentos funnet.

Rekke	Klasse	Uformelt navn	Lysaker-fjorden	Steilene	Vesthullet	Gråøyrenna	Drøbaksundet
Annelida	Polychaeta	Børstemark-rør		5	3	2	
Annelida	Polychaeta	Børstemark div.	4	28	14	20	8
Chordata	Ascidiacea	Sekkedyr	6				
Cnidaria	Anthozoa	Sjøanemone				3	
Crustacea	Cumacea	Halekreps		1	3	1	
Crustacea		Amfipoda in det.		23	78		19
Crustacea		Tanglopper				7	
Crustacea	Malacostraca	Reker	0	48	234	88	98
Crustacea	Malacostraca	Lysianassidae	1			9	1
Echinodermata	Echinodermata	Sjømus		5		5	
Echinodermata	Holothuroidea	Sjøpølse				6	
Echinodermata	Asteroidea	Sjøstjerne	6				
Echinodermata	Ophiuroidea	Slangestjerne	7	20	4	12	
Mollusca	Bivalvia	Kamskjell juvenil	1				
Mollusca	Bivalvia	Vanlig sandskjell	1		1	19	33
Mollusca	Gastropoda	Strandsnegl		2			
Mollusca	Gastropoda	uidentifisert	9				
Porifera		Svamp		2			
Cercozoa		Foraminiferer					25



Figur 70. Antall rekeindivider pr. slepevolum (100 m³) i undersøkte stasjoner i 2015, 2016 og 2017.

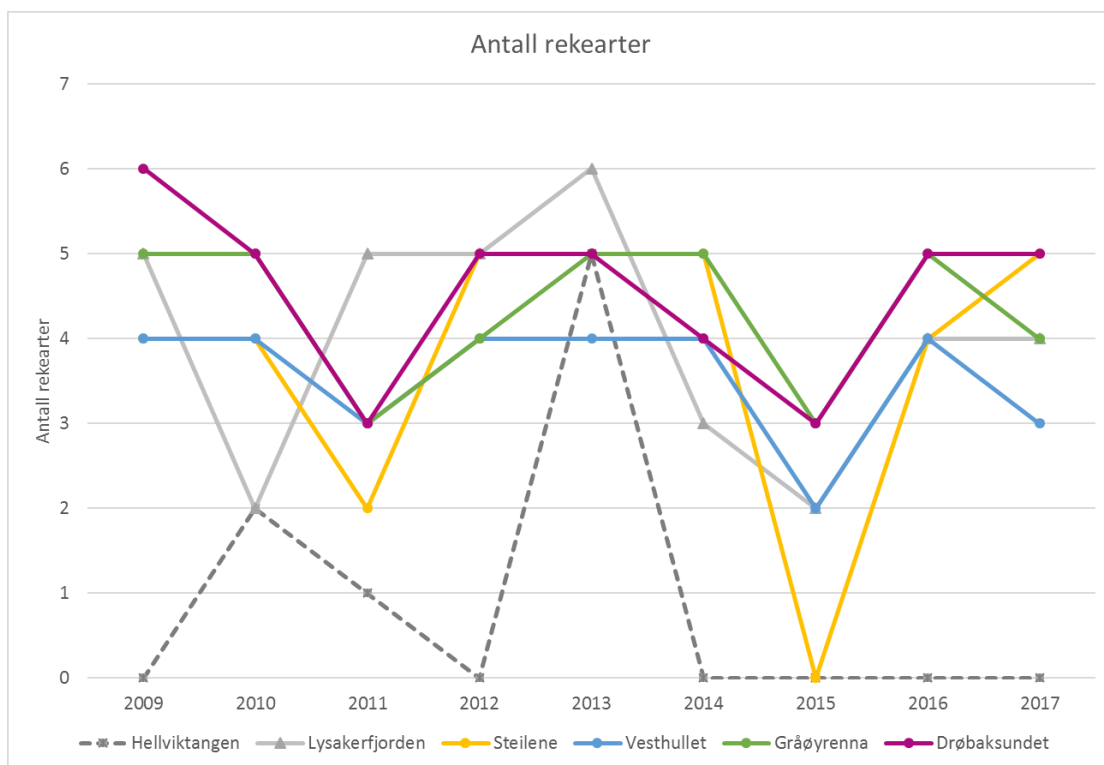
Individtetthet (rekeindivider pr. 100 m³) for innsamlede stasjoner i årene 2015-2017 er vist i Figur 70. Høyeste individtetthet i denne perioden er funnet ved Steilene i 2017. Gråøyrenna, Vesthullet, Lysakerfjorden og Drøbaksundet følger deretter. Største mellomårige variasjoner er funnet på Steilene, hvor individtettheten økte fra 0 i 2015, til 69 i 2016 og til 119 rekeindivider pr. 100 m³ i 2017. Også Vesthullet har noe variasjon i individtetthet fra år til år (henholdsvis 2, 31 og 43 rekeindivider pr. 100 m³ i årene 2015-2017), men på de andre stasjonene er de mellomårige variasjoner svært begrenset.



Figur 71. Individtetthet (antall reker pr 100 m³) på undersøkte stasjoner i 2009-2017. Data fra 2009-2014 er innsamlet av NIVA (Berge m. fl. 2010; 2011; 2012; 2013; 2014), mens data fra 2015-2017 er innsamlet av Norconsult.

Data for mellomårige variasjoner i individtettheten (antall reker pr 100 m³) over et lenger tidsrom (2009-2017) er vist i Figur 71. Det er de senere år kun sporadisk blitt observert reker i Bunnefjorden (Berge m.fl., 2015). Samlet sett (for alle stasjoner) var konsentrasjonen høyest i 2013, samme år som det fant sted en dypvannsfornyelse i Indre Oslofjord (dvs. vinteren 2012-2013). Dypvannsfornyelsen resulterte i økte oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet (inkludert Bunnefjorden; jf. Figur 4). Likevel ble det i 2013 ikke funnet reker ved Svartskog, kun ved Hellviktangen (Berge m.fl., 2015). I 2015 var individtettheten av reker spesielt lav, noe som antakeligvis skyldes generelt lave oksygenkonsentrasjoner i Indre Oslofjord gjennom høsten 2015.

Antall rekearter funnet på hver stasjon (i perioden 2009-2017) varierer noe fra år til år (Figur 72), men ligger i de fleste tilfeller mellom 3-5 arter. Hvis man ser bort fra Svartskog, hvor man sjeldent finner reker, er det Hellviktangen og Lysakerfjorden som har størst variasjon i antall arter. Dette er naturlig da disse områdene er lokalisert lengst inn i fjorden og vil dermed være mest følsomme for redusert oksygenkonsentrasjon i bunnvannet pga. begrenset dypvannutskifting.

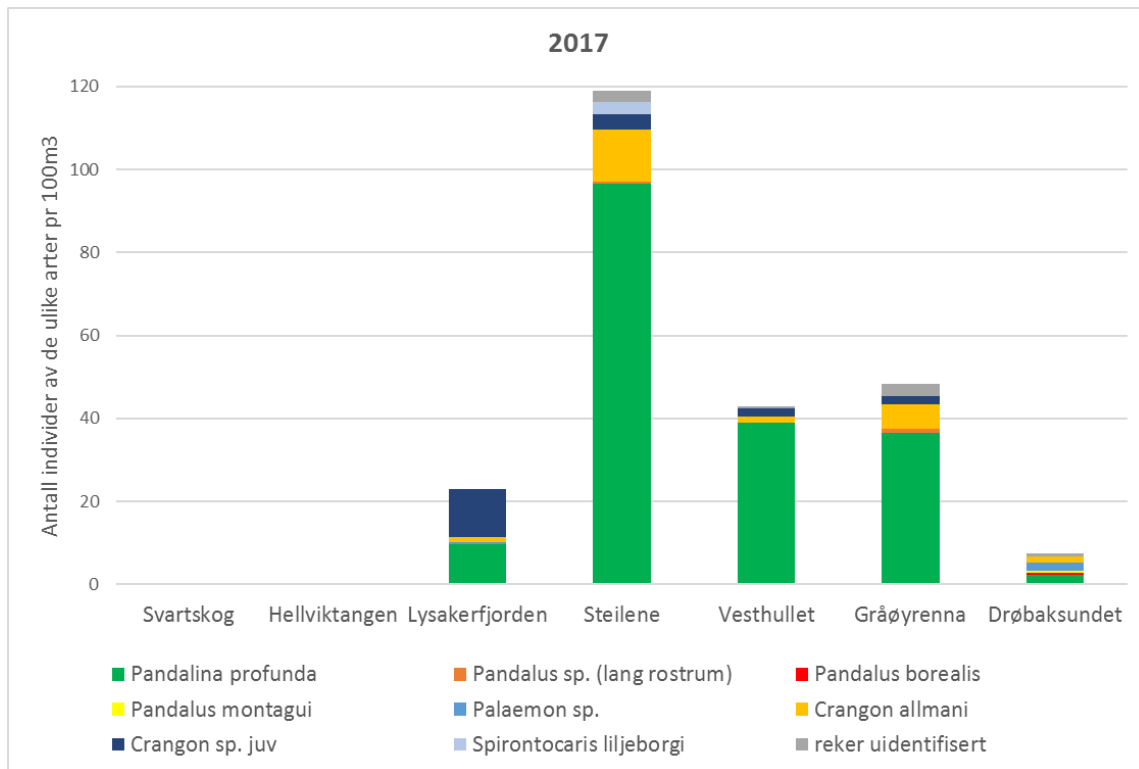


Figur 72. Antall rekearter registrert på de ulike stasjoner i perioden 2009-2017.

De senere år er det spesielt to arter som har dominert rekefaunaen i Indre Oslofjord; *Pandalina profunda* og *Crangon allmanni*. I tillegg er det ofte et høyt antall juvenile individer av *Crangon* sp. (se eksempel fra 2017 i Figur 73).

I 2016 var det en høy andel juvenile rekeindivider (inkludert *Crangon* sp. juvenil) i Indre Oslofjord, spesielt i Gråøyrenna, Vesthullet og Steilene hvor antall juvenile individer utgjorde mer enn 70% av rekefaunaen. I 2017 var andelen kraftig redusert (<5%) med unntak av Lysakerfjorden hvor %-andelen fremdeles lå på ca. 50%.

I Drøbaksundet er det vanligvis stor varians (mange arter), selv om individtettheten er lavere her. Den kommersielle dypvannsreken *Pandalus borealis* ble kun funnet i Drøbaksundet i 2017.



Figur 73. Antall individer (pr 100 m³) av registrerte arter på de ulike stasjoner i 2017.

7.4 Referanser

- Berge m.fl. 2012. Berge, J.A, Amundsen, R., Bergland, K., Bjerkeng, B., Gitmark, J., Gjøsæter, J.(HI), Holt, T.F., Hylland, K., Johnsen, T.M., Knutsen, H. (HI), Kroglund, T., Olsen, E.M. (HI), Paulsen, Ø. (HI), 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 m.fl. 2013. 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. 2012. Overvåking av Indre Oslofjord i 2012 – Vedleggsrapport. NIVA, Oslo. Rapport nr. 6534. 142 s.
- Berge m.fl. 2014. Berge, J.A., Amundsen, R., Bratrud, T, Bølling, N., Erdahl, E., Gitmark, J., Gundersen, H., Hindchliffe, C, Holth, T, Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T., Kroglund, T, Ledang, A., Norli, M., Lønnsland, E., Staalstrøm, A., Wisbech, C., Wolf, R. 2014. Overvåking av Indre Oslofjord i 2013 – Vedleggsrapport. NIVA, Oslo. Rapport nr. 6698-2014. 131 s.
- Berge m.fl. 2015. Berge, J.A., Amundsen, R., Gitmark, J., Gundersen, H., Hylland, K., Johnsen, T.M., Ledang, A.B., Norli, M., Lømsland, E.R., Staalstrøm, A. og Strand, D.A., 2015. Overvåking av Indre Oslofjord i 2014 – Vedleggsrapport. NIVA Rapport nr. 6834: 104 sider.
- Berge, J.A., m.fl., 2010. Berge, J.A, Amundsen, R., Bjerkeng, B., Bjerknes, E., Espeland, S.H., Hylland, K., Imrik, C., Johnsen, T., Lømsland, E.R., Magnusson, J., Nilsson, H.C., Rohrlack, T., Sørensen, K., Walday, M. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 2009. NIVA Rapport nr. 5985: NIVA 145 sider.
- Berge, J.A., m.fl., 2011. Berge, J.A, Amundsen, R., Bjerkeng, B., Borgersen, G., Bjerknes, E., Gitmark, J.K., Gjøsæter, J., Grung, M., Gundersen, H., Holt, T.F., Hylland, K., Johnsen, T., Knutsen, H., Ledang, A.B., Lømsland, E.R., Magnusson, J., Nerland, I.L., Olsen, E.M., Paulsen, Ø., Rohrlack,

T., Sørensen, K., Walday, M. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 2010. NIVA Rapport nr. 6181: 137 sider.

Beyer, F. og Indrehus, J., 1995. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord. Effekter av forurensning og dyppvannsutskiftning 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.

Magnusson, J., m.fl., 2001. Magnusson, J., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Bokn, T., Gjørseter, J., Johnsen, T., Lømsland, E.R., Schram, T.A., Solli, A. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 2000. NIVA Rapport nr. 4387: 86 sider.

8 Biologiske effekter av miljøgifter i torsk

8.1 Innledning

Biologiske effekter av miljøgifter i fisk er undersøkt i overvåkingsprogrammet for Indre Oslofjord over flere år. Biomarkører for eksponering for, samt effekter av miljøgifter er inkludert i programmet. Tidsseriene i programmet gir mulighet for sammenligning over tid.

Torsk (*Gadus morhua*) er brukt som art i dette delprogrammet, og fisken samles inn i to områder: i indre og i ytre del av Oslofjorden. Torsk er en god indikatororganisme siden arten har vid utbredelse, den finnes i stort antall, og fordi individene er relativt stasjonære. Torsken eksponeres for miljøgifter gjennom en variert diett og har stor kommersiell betydning i Norge.

Biomarkører for ulike grupper av miljøgifter er inkludert i analyseprogrammet, som inkluderer biomarkører for eksponering/ effekter av metaller, klororganiske miljøgifter samt PAH-forbindelser. Indre Oslofjord er belastet av disse miljøgiftene, gjennom lang tid med menneskelig påvirkning.

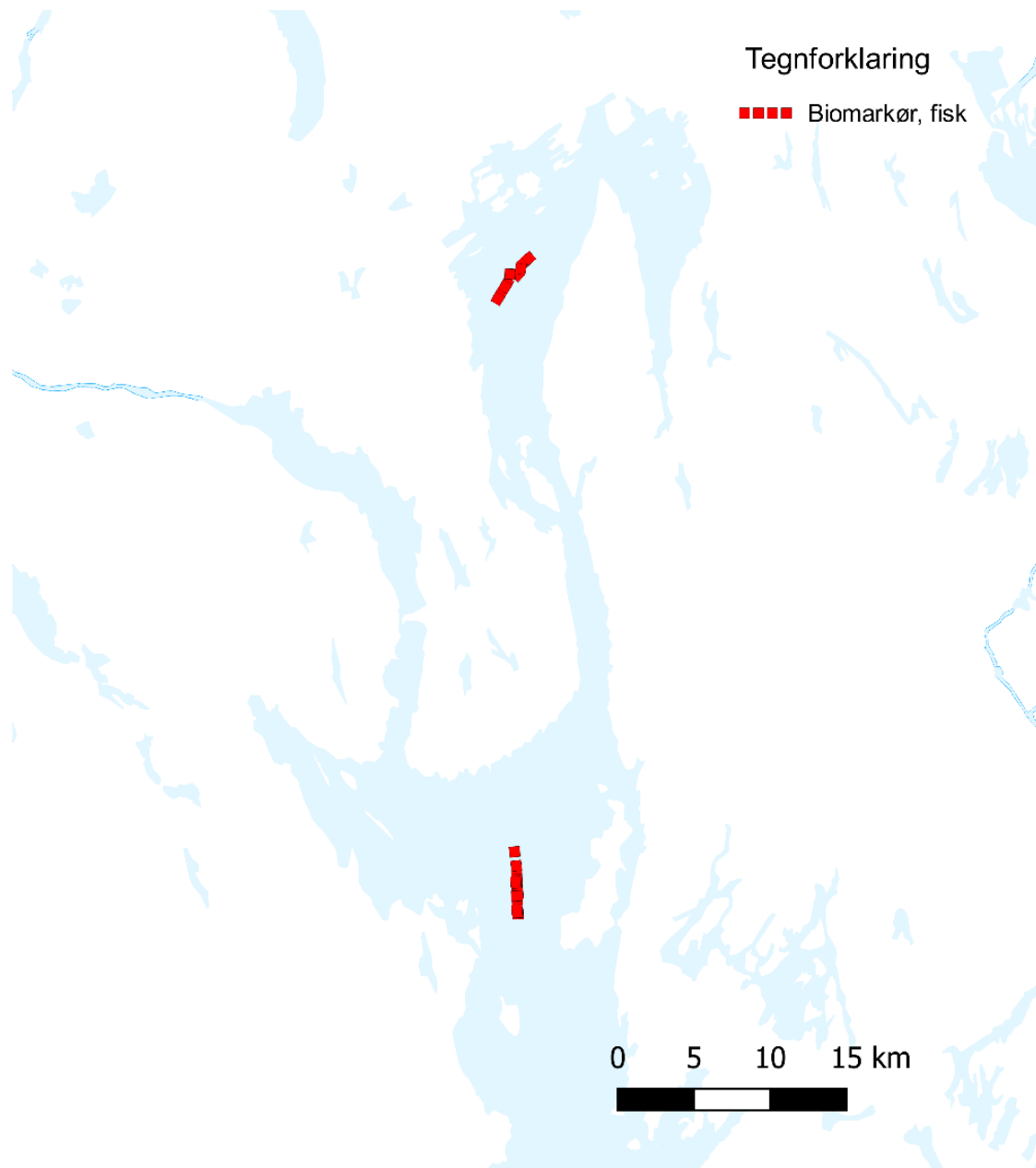
Sjøbunnen i Indre Oslofjord er påvirket av en rekke kilder forurensing, som har ført til at deler av fjorden har forurensede sediment. Det er gjennomført en omfattende opprydning i havneområder i Oslo, som har ført til en bedring av miljøtilstanden i disse områdene (prosjektet kalt Ren Oslofjord).

I programmet «Miljøgifter i norske kystområder – MILKYS», gjøres det overvåking av nivåer, trender og effekter av miljøgifter langs norskekysten (Green et al, 2017). Resultater fra siste overvåkingsrunde (2016) viste forhøyede nivåer av kvikksølv i filet i torsk fra Indre Oslofjord og høye nivåer av PCB i lever. Prøver av torsk fra Indre Oslofjord hadde også høyere nivåer av PBDE og PFAS enn andre bynære områder i Norge. Lav vannutskiftning med ytre fjord og urbane kilder nevnes som sannsynlige årsaker til dette.

8.2 Metodikk

Det ble fisket torsk i Oslofjorden for biomarkøranalyser ved bruk av trål i områder ved Steilene (Indre Oslofjord) og utenfor Horten (Ytre Oslofjord) i desember 2017. Tøktet ble gjennomført over tre dager (11.-13. desember), med forskningsfartøyet Trygve Braarud fra Universitetet i Oslo, og feltpersonell fra Norconsult og Iris. Tråltrekkene er vist på kart i Figur 74. Dette kartet viser oversikt over plasseringen av områdene i Oslofjorden. I Figur 75 og Figur 76 er de to områdene vist hver for seg.

Tid for tråling og koordinater for trekkene er vist i Tabell 21 i vedlegg 2.



Figur 74: Tråltrekk i Indre og Ytre Oslofjord for fiske av torsk til biomarkøranalyser



Figur 75: Tråltrekk i Indre Oslofjord for fiske av torsk til biomarkøranalyse



Figur 76: Tråltrekk i Ytre Oslofjord for fiske av torsk til biomarkøranalyser

Totalt ble det tatt ut prøvemateriale fra 80 torsk. Torsken ble tatt over i store kar ved gjennomstrømning av sjøvann. Øvrige arter ble også registrert per tråltrekk, med vekt. Resultatene fra de to områdene er vist i tabellene i vedlegg 2.

Torsk ble målt for lengde, og de ble veid med en fiskevekt av typen Berkley® (modell BTDFS50-1). Gonader og lever ble veid med en vekt om bord (av typen Marel M2000 series). Disse målene ble brukt for å beregne kondisjonsindeks, LSI og GSI. Torsken ble fortløpende dissekert om bord etter hvert tråltrekk. Prøvematerialet (blod, lever, galle) ble overført til eppendorfrør og fryst med flytende nitrogen og deretter oppbevart på tørris. Prøvene ble deretter oppbevart i kryofryser før prøvene ble transportert til IRIS i kjølebager pakket i tørris. Da prøvene ankom laboratoriet ble de oppbevart i kryofryser til analysene startet.

Det ble også tatt ut prøver av gonader, av mage og otolitter. I tillegg ble individene kjønnsbestemt under disseksjonen, og biologiske støtteparametere (kondisjonsindeks og lever somatisk indeks) ble evaluert.

Magesekken ble tatt ut og fryst ned for egne analyser for mikroplast. Senere ble 40 individer, ca. 20 per område undersøkt for mikroplast. Mikroplast- analysene ble gjort av Norconsult og baserte seg på visuelle observasjoner i mikroskop/lupe.

Analyser av biomarkører er gjennomført av IRIS AS (International Research Institute of Stavanger). Analyseresultater er oppgitt i Vedlegg 3. I tillegg er det lagt ved en vedleggsrapport (Vedlegg 4) fra IRIS som inneholder en beskrivelse av metodikken for analysene samt en beskrivelse av resultatene.

Lengde og vekt for individene som er fisket i indre og ytre område av Oslofjorden er vist i vedlegg 3.

8.3 Resultater og diskusjon

8.3.1 Analyser av biomarkører for effekter av miljøgifter

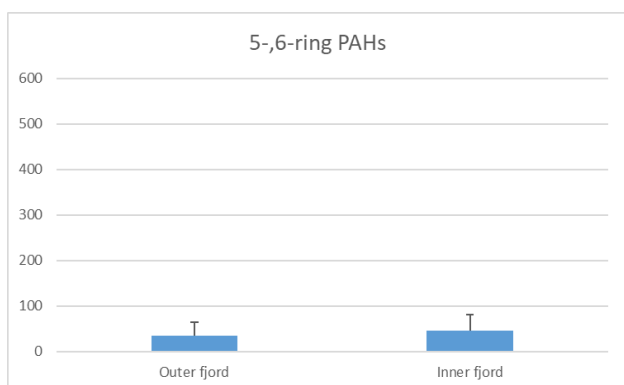
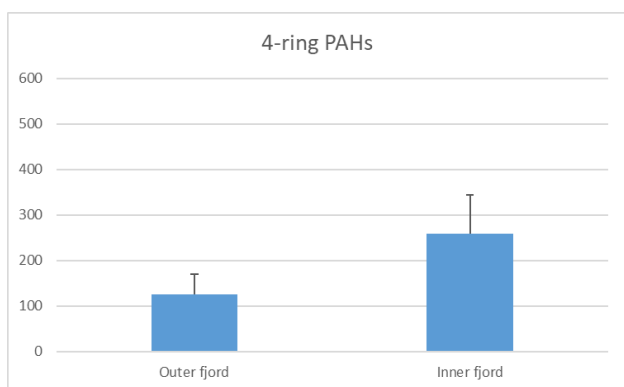
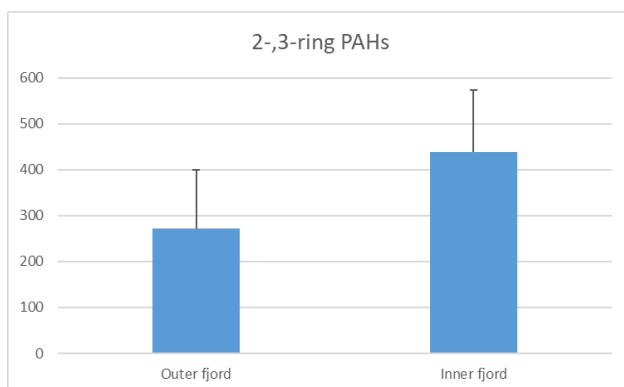
Resultatene under er et sammendrag av kapitler i vedleggsrapporten utarbeidet av IRIS (IRIS, 2018).

Resultatene fra overvåkingen av biologiske effekter fra 2017 er hovedsakelig sammenlignet med resultater fra overvåkingen i 2011 og 2012 og 2015. Disse resultatene er beskrevet i rapporter av NIVA (Berge m.fl 2013 og 2014) og Norconsult (2016).

8.3.1.1 PAH- metabolitter

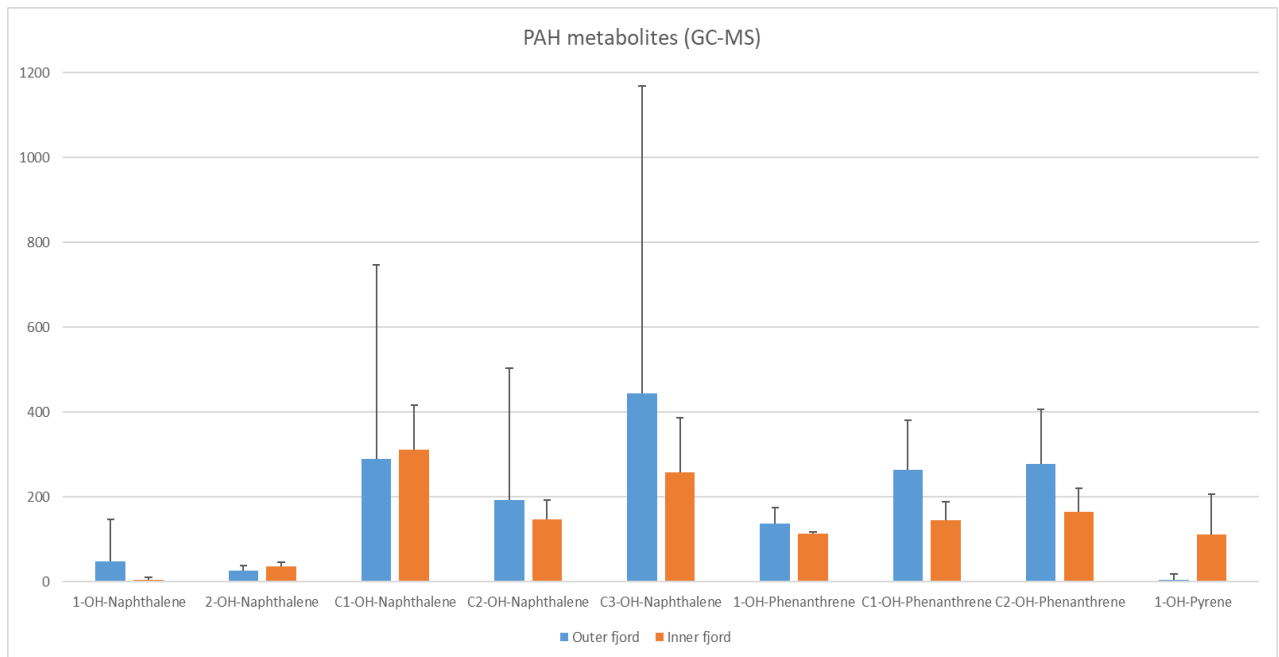
Biotransformasjon, og nedbrytning av PAH i fisk reduserer akkumuleringen av disse forbindelsene i vevet. Derfor vil ikke analyse av PAH-forbindelser i seg selv gi et godt nok bilde av eksponeringen (Beyer et al, 2010). Analyse av PAH-metabolitter i galle fra fisk er vist å være en svært sensitiv metode for å vurdere eksponering for PAH, både i lab- og feltforsøk (Aas et al.2001; Beyer et al., 2010). Resultater av analysene av PAH- metabolitter er vist i Figur 77.

Resultatene av disse analysene viser at det er målt høyere nivåer av 2,-3- ringede PAH-metabolitter samt 4- ringede PAH i fisk fra Indre Oslofjord.



Figur 77: «Fixed wavelength fluorescence» (FF) i galle fra torsk prøvetatt i Oslofjorden, uttrykt som PFE («pyrene fluorescens equivalents», µg/mL). Bølgelengder 290/334 nm er brukt for å identifisere 2-3 ringstrukturer, 341/383 nm for 4- ringede strukturer og 380/430 nm for å identifisere 5-6 ringstrukturer. Figuren viser gjennomsnittsverdier og standardavvik.

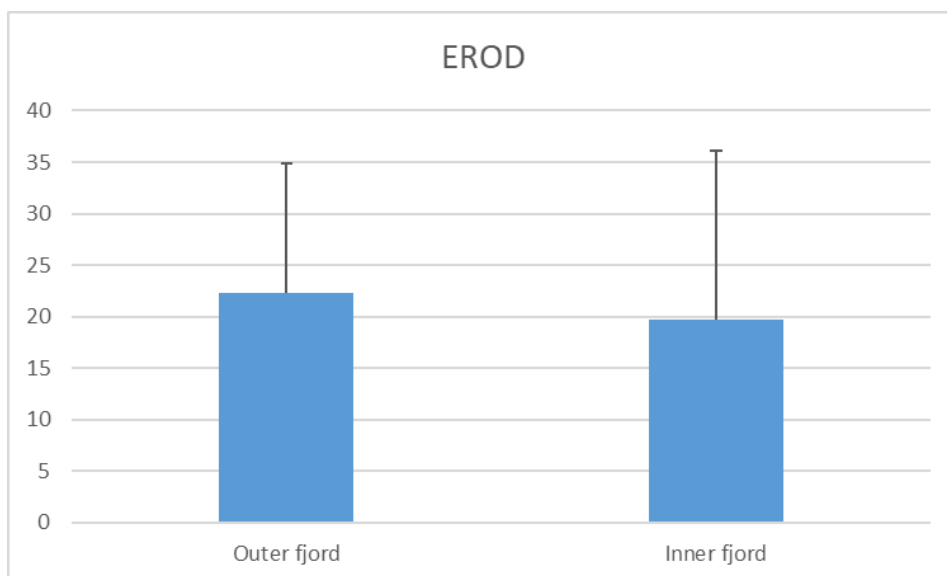
Et utvalg av prøver ble også analysert med GC-MS metode. Resultater fra analyser med GC-MS metoden er vist i Figur 78.



Figur 78: PAH-metabolitter i galleprøver analyser med GC-MS for prøver av torsk samlet inn i Indre og Ytre Oslofjord. Limit of quantification (LOQ) for enkeltkomponenter er 30 ng/g. For grupper C1, C2 er LOQ 200 ng/g og for C3 er den på 500 ng/g. Figuren viser gjennomsnittsverdier og standardavvik.

8.3.1.2 EROD

CYP1A- enzymer er et av de viktigste når det gjelder biotransformasjon av miljøgifter. Disse enzymene induseres når cellene eksponeres mot miljøgifter som dioksiner, enkelte PCB-forbindelser eller PAH. Induksjon av CYP1A- aktivitet er målt i leverprøver av torsk fra Ytre- og Indre Oslofjord, og resultatene er vist i Figur 79.

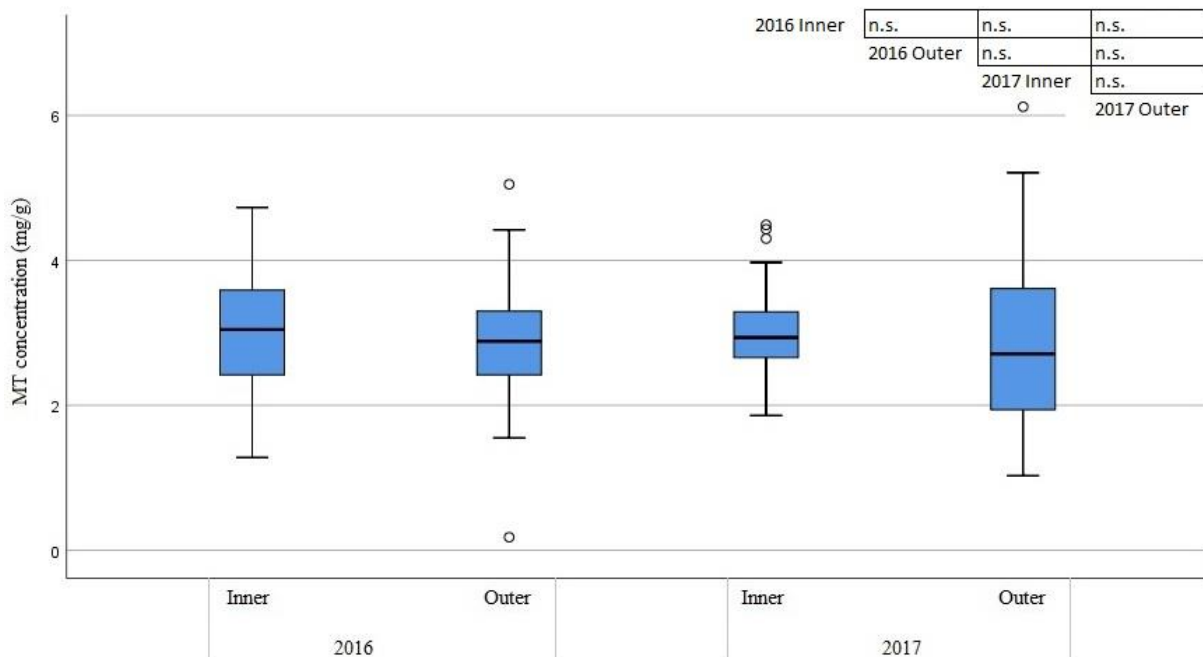


Figur 79: EROD- aktivitet i leverprøver av torsk samlet inn i Indre- og Ytre Oslofjord (benevningen er pmol/ min/ mg microsomal protein). Figuren viser gjennomsnittsverdier og standardavvik.

8.3.1.3 Metallothionein (MT)

Induksjon av metallothionein (MT) brukes som biomarkør for eksponering til metaller. MT spiller særlig en rolle i å redusere toksisiteten av kadmium, sølv og kvikksølv, og beskytter celler mot stress fra frie radikaler. MT- konsentrasjon som en biomarkør for metalleksponering brukes i flere internasjonale overvåkingsprogrammer (eksempelvis: Joint Assessment and Monitoring Programme- OSPAR JAMP, Mediterranean Pollution Biomonitoring Programme - MED POL) (ICES, 2012; Viarengo et al, 2000).

Konsentrasjoner av MT målt i leverprøver fra Indre- og Ytre Oslofjord er vist i Figur 80. Det er ikke vist signifikante forskjeller mellom de to områdene.



Figur 80: Metallothionein-konsentrasjon (MT) i leverprøver fra torsk fra Indre- og Ytre Oslofjord. Resultater fra overvåkingen i 2015 er vist for sammenligning. Den nedre delen av boksene viser 25. percentil, mens den øvre delen indikerer 75. percentilen. Streken i boksene viser medianverdier. Maks og minimumsverdier er også vist på figuren (uten "outliers", som er vist som sirkler). Statistisk sammenligning ble gjort ved å bruke post hoc Scheffé test, og er vist i det høyre øvre hjørnet av boksplottet. ***: $p \leq 0.001$, **: $p \leq 0.01$, *: $p \leq 0.05$, n.s.: ikke signifikant.

8.3.1.4 ALA-D

ALA-D (aminolevulinsyre dehydratase aktivitet) er en biomarkør for effekt av bly, da enzymet inhiberes av bly. Dermed vil lavere aktivitet være følge av bly-eksponering. Resultatet fra analysen er vist i Figur 81. Det er ikke påvist en signifikant forskjell i ALA-D aktivitet mellom de to områdene.



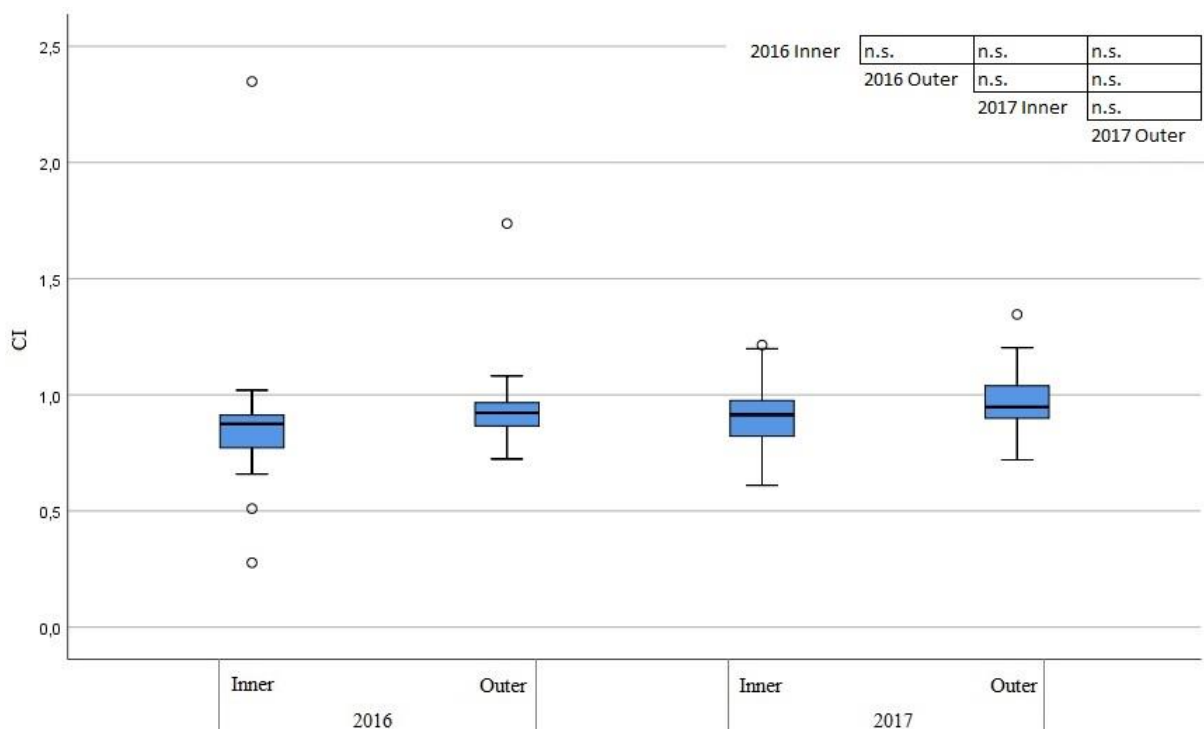
Figur 81. ALA-D aktivitet. Benevnningen er ng Porphobilinogen/mg proteiner / time

I 2015 viste resultatene en signifikant forskjell mellom de to områdene, og en inhibering av ALA-D i prøvene fra Indre Oslofjord sammenlignet med ytre. Resultatene fra prøver av torsk samlet inn i 2012 viste derimot ingen forskjeller i ALA-D aktivitet mellom de to gruppene (Berge m.fl. 2014). Overvåkingen fra 2011 viste en inhibering av ALA-D i prøver fra torsk fra «Indre Oslofjord» (Berge m.fl. 2013).

8.3.1.5 Kondisjonsfaktor og leversomatisk indeks (LSI)

Lengde- og vektdata ble registrert for hvert individ under feltarbeidet. Disse dataene brukes som støtteparametere i tolkningen av biomarkør-resultatene. Kondisjonsfaktor relaterer kroppslengde til vekt, og sier noe om fiskens helsetilstand. Leversomatisk indeks (LSI) kan bidra til tolkning av resultatene fra analyser av biomarkører.

Kondisjonsindeks er presentert i Figur 82. Gjennomsnittlig kondisjonsindeks fra ytre fjord varierte fra 0,94 (2015) til 0,97 (2017). I Indre Oslofjord varierte de gjennomsnittlige verdiene fra 0,87 (2015) til 0,91 (2017). Det er ikke vist signifikante forskjeller mellom målte verdier i torsk fra de to områdene. Disse resultatene tyder på at torsk fra de to områdene har like miljømessige forhold for vekst, energilagring og reproduksjon. Dette er også vist siden overvåkingen startet i 2002.



Figur 82. Diagram som viser kondisjonsindeks i et boksplokk. Resultater fra overvåkingen i 2015 er vist for sammenligning. Den nedre delen av boksene viser 25. percentil, mens den øvre delen indikerer 75. percentilen. Streken i boksene viser medianverdier. Maks og minimumsverdier er også vist på figuren (uten "outliers", som er vist som sirkler). Statistisk sammenligning ble gjort ved å bruke post hoc Scheffé test, og er vist i det høyre øvre hjørnet av boksplokket. ***: $p \leq 0.001$, **: $p \leq 0.01$, *: $p \leq 0.05$, n.s.: ikke signifikant.

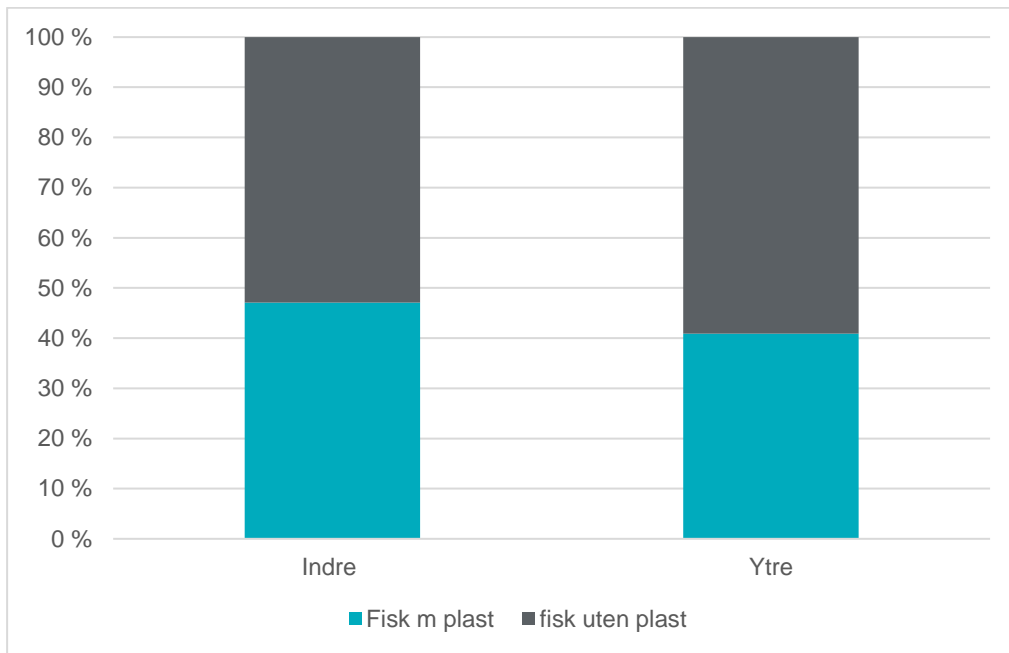
8.3.1.6 Oppsummering

Resultatene fra biomarkørmålinger tyder på at det gradvis har blitt mindre effekter av miljøgifter på torsken i Indre Oslofjord, og at forskjellene mellom Indre og Ytre Oslofjord er mindre.

Resultatene viser at individer fra Indre Oslofjord påvirkes i større grad av kilder til PAH-forurensning.

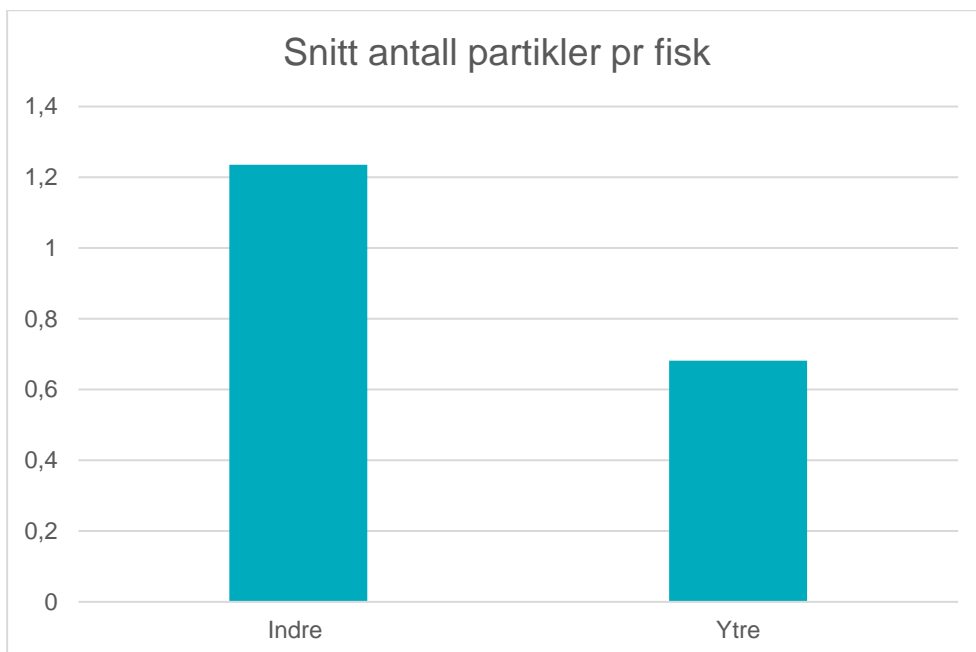
8.3.2 Resultater av analyser av mikroplast i magesekk

Grafene i Figur 83 og Figur 84 viser resultater av plastanalyser i magesekk til torsk fra Indre og Ytre Oslofjord.



Figur 83: Grafen viser resultater fra analyser av plastpartikler i fisk.

Grafen i Figur 83 viser andel av individer der det ble funnet plast i magesekken, for indre og ytre område. Selv om det ble funnet plast i omtrent like mange fisk i indre og ytre fjord ble det gjennomsnittlig funnet et høyere antall partikler per fisk i prøver fra Indre Oslofjord sammenlignet med Ytre Oslofjord, Figur 84.



Figur 84: Grafen viser resultater fra analyser av plastpartikler i fisk. Grafen viser gjennomsnittlig antall partikler per fisk fra indre- og ytre område.

8.4 Referanser

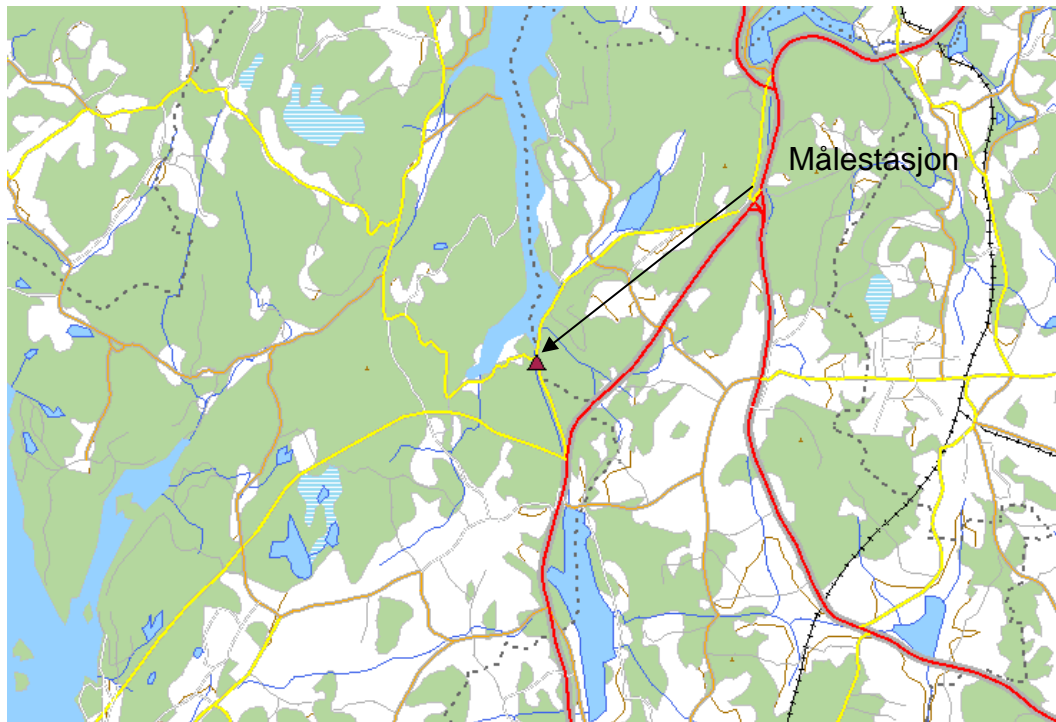
- Berge m.fl. 2013. Berge, J.A., Amundsen, R., Fredriksen, L., Bjerkeng, B., Gitmark, J., Holt, T.F., Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T., Kroglund, T., Ledang, A., Lenderink, A., Lømsland, E.R., Norli, M., Magnusson, J., Rohrlack, T., Sørensen, K., Wisbech, C. 2012. Overvåking av Indre Oslofjord i 2012 – Vedleggsrapport. NIVA, Oslo. Rapport nr. 6534. 142 s.
- Berge m.fl. 2014. Berge, J.A., Amundsen, R., Bratrud, T, Bølling, N., Erdahl, E., Gitmark, J., Gundersen, H., Hindchliffe, C, Holth, T, Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T., Kroglund, T, Ledang, A., Norli, M., Lønnsland, Evy., Staaltsrøm, A., Wisbech, C., Wolf, R. 2014. Overvåking av Indre Oslofjord i 2013 – Vedleggsrapport. NIVA, Oslo. Rapport nr. 6698-2014. 131 s.
- Green et al, 2016. Contaminants in coastal waters of Norway 2016. Miljøgifter i norske kystområder 2016. Miljødirektoratet report M report no. 856 | 2017
- ICES (2012) Integrated marine environmental monitoring of chemicals and their effects. ICES Cooperative Research Repot No. 305, pp 277.
- IRIS, 2016. Norconsult – Biomarker analyses.
- IRIS, 2018. Norconsult – Biomarker analyses 2017 Survey
- Norconsult, 2016. Overvåking av Indre Oslofjord. 2015. Vedleggsrapport. Rapport til Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Dokumentnr.: 5145099-02 Versjon: J04.
- Viarengo, A., Lafaurie, M., Gabrielides, G. P., Fabbri, R., Marro, A., and Romeo, M. 2000. Critical evaluation of an intercalibration exercise undertaken in the framework of the MEDPOL biomonitoring program. Marine Environmental Research, 49: 1–18.

9 Blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden

Undersøkelsene er gjennomført av NIVA for PURA og teksten under sammenfattet av Fagrådet, basert på tidligere rapporter.

Overgjødslingen fra menneskeskapte kilder er en av årsakene til at masseutviklinger av blågrønnalger er et vanlig fenomen i Norge, gjerne på sensommeren. Mange blågrønnalger kan produsere giftstoffer som kan påvirke human helse. Hver sommer transporteres potensielt giftproduserende blågrønnalger fra Årungen via Årungenelva til Bunnefjorden.

Tidligere trodde man at algene dør ved kontakt med saltvann. Observasjoner i august 2007 viste imidlertid at blågrønnalger overlever i noe tid i sjøvann og kan opptre i deler av Bunnefjorden og forringe badevannskvaliteten der (det ble advart mot bading). I 2008 ble det derfor satt i gang overvåking av transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden på en stasjon i Årungenelva (Figur 85).

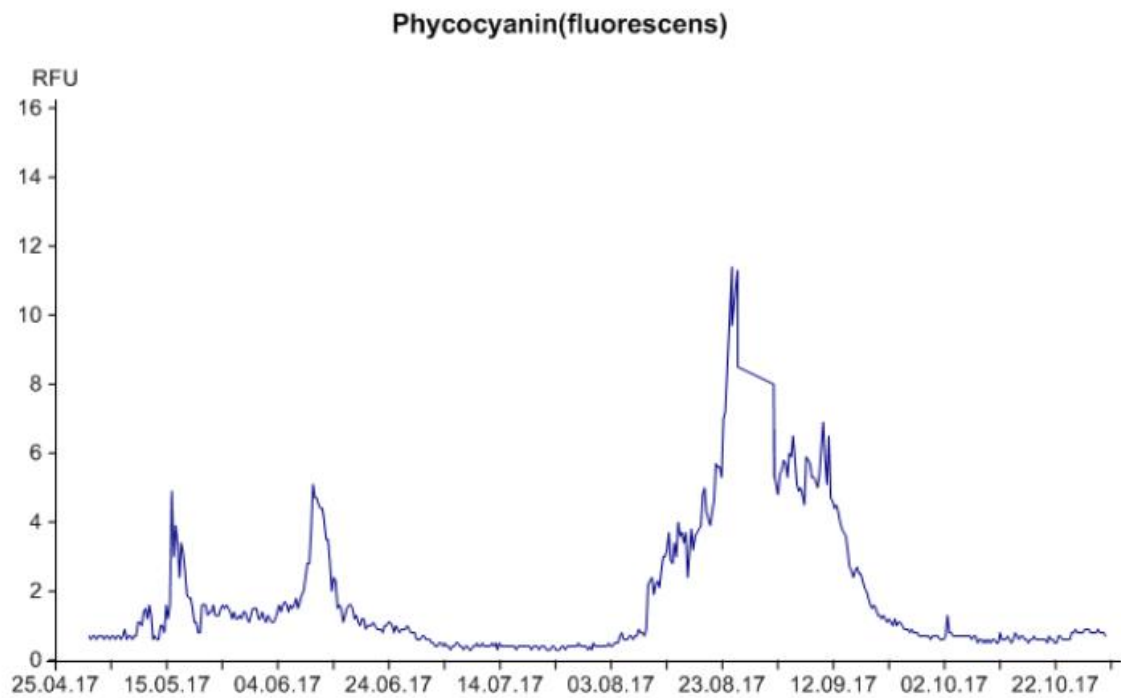


Figur 85: Stasjon for måling av blågrønnalger i Årungenelva.

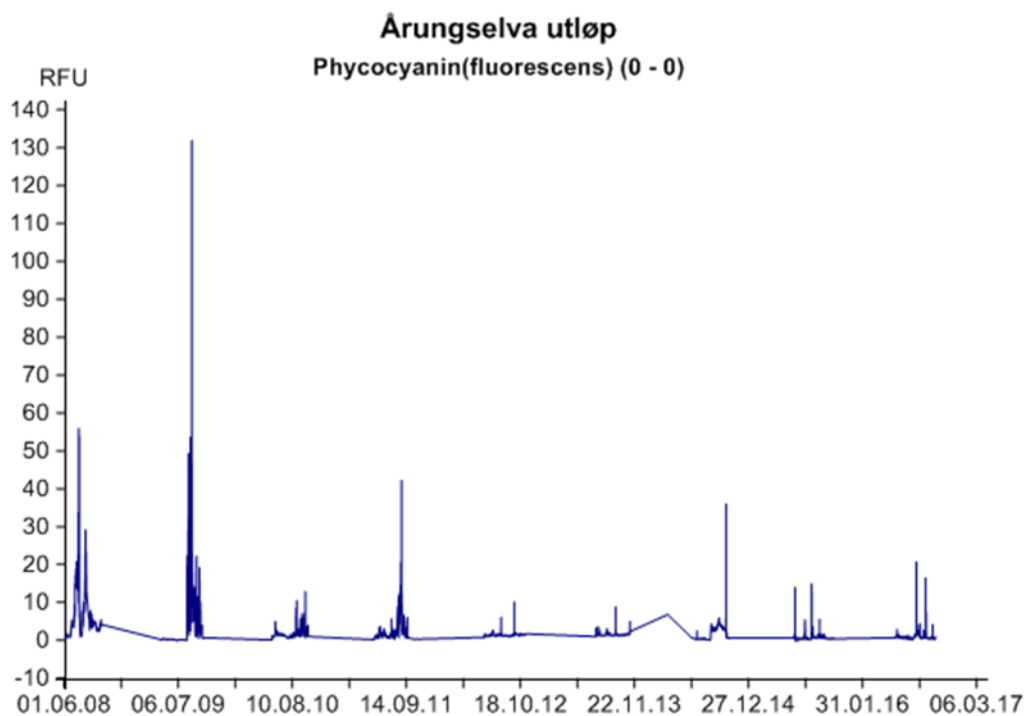
Overvåkingen gjøres kontinuerlig ved bruk av en sensor som måler mengden av blågrønnalger direkte. I perioden siden 2008 har en slik sensor vært i drift i Årungenelva. Målingene har de senere år blitt finansiert av PURA, mens de tidligere har vært en del av overvåkingen finansiert av Fagrådet.

Resultater av målingene i 2017 er vist i Figur 86. Blågrønnbakterier utgjorde en relativt liten del av det planteplanktonsamfunnet i Årungen i 2017 hvor største andel ble observert i august og september. Sensoren i Årungenelva registrerte en liten økning i mengden av phycocyanin (blågrønnbakterier) i august og september og dette sammenfaller med den økte forekomsten av blågrønnbakterier i Årungen. Den totale mengden transport av blågrønnalger gjennom sesongen var relativt liten.

En sammenstilling av resultatene tilbake til 2008 er vist i Figur 87.



Figur 86: Målt mengde phycocyanin som er et pigment i cyanobakterier i 2017.



Figur 87: Målt mengde phycocyanin som er et pigment i cyanobakterier for perioden 2008 til 2016.

I 2017 ble det ikke meldt om algeoppblomstringer eller transport av algetoksiner av betydning fra Årungen og ut i Bunnefjorden. Det var derfor ikke nødvendig å gå ut med noen advarsler mot bading i Bunnefjorden slik som i 2007.

10 Vedlegg

Rådata for hydrografi, hydrokjemisk og plankton kan lastes ned fra <http://vanmiljo.miljodirektoratet.no/>. Både disse dataene NiN-data og script kan også fås ved å kontakte Fagrådet: svanhild.fauskrud@vav.oslo.kommune.no

10.1 Overvåkingsstasjoner og prøvetakingsdyp

Tabell 19. Koordinater for stasjoner vann Indre Oslofjord 2017.

Stasjonsnr.	Stasjonsnavn	Nord	Øst	Dyp (m)	Vannforekomst	Vanntypenr.
Ap1	Frognerkilen	59 54.553	10 42.081	12	Bekkelagsbassenget	3
Ap2	Kavringen V	59 54.092	10 42.808	25	Bekkelagsbassenget	3
Aq1	Pipervika/Rådhuset	59 54.541	10 43.843	12	Oslo havn og by	3
Aq2	Sandtangen/ Hovedøya N	59 53.892	10 44.609	21,5	Bekkelagsbassenget	3
Aq3	Bjørvika	59 54.372	10 44.957	8	Oslo havn og by	3
Bk1	Kalvøya SV	59 52.987	10 32.089		Sandvika	5
Bk2	Sandviksbukta	59 53.306	10 32.296		Sandvika	5
Bl4	Bærumsbassenget	59 52.850	10 34.131	30	Sandvika	5
Bn1	Lysakerfjorden	59 52.838	10 38.804	82	Oslofjorden	2
Br1	Paddehavet	59 52.488	10 45.900	14	Oslo havn og by	3
Cj1	Holmenfjorden	59 50.741	10 30.660	55	Holmenfjorden	5*
Cp2	Oksval	59 51.900	10 42.083	80	Bunnefjorden	3
Cq1	Bekkelagsbassenget	59 52.371	10 44.200	70	Bekkelagsbassenget	3
Dk1	Steilene	59 48.900	10 34.163	100	Oslofjorden	2
Ej1	Veas	59 47.575	10 31.329	100	Oslofjorden	2
Ep1	Svartskog	59 47.178	10 43.427	150	Bunnefjorden	3
Fl1	Spro	59 45.244	10 34.484	166	Oslofjorden	2
Gk1	Gråøyrenna	59 42.073	10 32.585	114	Oslofjorden	2
Gl2	Håøya	59 43.043	10 34.778	140	Oslofjorden	2
Gp1	Bunnebotn	59 43.507	10 43.558	15	Bunnebotn	5*
Hm4	Oscarsborg	59 40.556	10 36.749	100	Oslofjorden	2
Hm6	Drøbak-terskel	59 40.061	10 36.947	19	Oslofjorden	2
Im2	Elle	59 37.322	10 37.693	202	Hurum	3

* Bunnebotn og Holmenfjorden er i Vann-nett registrert som vanntype 3 (beskyttet kyst fjord). Fylkesmannen i Oslo og Akershus er imidlertid enig i Norconsults vurdering om at disse bør typifiseres som vanntype 5 (sterkt ferskvannspåvirket fjord).

Tabell 20. Koordinater for stasjoner vann Indre Oslofjord 2017.

Stasjonsnavn	Nord (DDM)	Øst (DDM)	Latitude	Longitude
Bunnefjorden (Svartskog)	59 47.4372	10 43.8000	59.79062	10.73300
Drøbak Biologiske stasjon	59 39,7747	10 37,5330	59.6629	10.6255

10.2 Biomarkører, toktdata

Tabell 21. Tråldata, koordinater, tidspunkt og varighet

Nr	Område	Prøvestasjon	Dato	Tid	Koordinater Øst	Koordinater Nord	Satt/inn
I1	Mittmeie	Indre	11.des	11:45	10 32.106	59 48.200	satt
I1	Mittmeie	Indre	11.des		10 32.699	59 48.674	
I1	Mittmeie	Indre	11.des		10 33.101	59 48.750	
I1	Mittmeie	Indre	11.des		10 33.503	59 48.963	
I1	Mittmeie	Indre	11.des		10 33.644	59 49.238	
I1	Mittmeie	Indre	11.des	12:43	10 34.386	59 49.557	inn
I2	Mittmeie	Indre	11.des	14:35	10 31.963	59 48.081	satt
I2	Mittmeie	Indre	11.des		10 32.830	59 48.758	
I2	Mittmeie	Indre	11.des	15:15	10 32.872	59 49.070	inn
I3	Mittmeie	Indre	12.des	07:50	10.53641	59.804535	satt
I3	Mittmeie	Indre	12.des		10.54735	59.812580	
I3	Mittmeie	Indre	12.des		10.55149	59.813572	
I3	Mittmeie	Indre	12.des		10.55843	59.816071	
I3	Mittmeie	Indre	12.des		10.56082	59.820679	
I3	Mittmeie	Indre	12.des	08:50	10.57421	59.826668	inn
I4	Mittmeie	Indre	12.des	09:27	10 34.199	59 49.480	satt
I4	Mittmeie	Indre	12.des		10 33.900	59 49.359	
I4	Mittmeie	Indre	12.des		10 33.663	59 49.248	
I4	Mittmeie	Indre	12.des		10 33.558	59 48.977	
I4	Mittmeie	Indre	12.des	09:55	10 33.041	59 48.842	inn
Y1	Mittdraget	Ytre	12. des	13:37	10 32.385	59 26.383	satt
Y1	Mittdraget	Ytre	12. des	14:38	10 32.346	59 28.247	inn
Y2	Mittdraget	Ytre	12.des	15:17	10 32.412	59 27.098	satt
Y2	Mittdraget	Ytre	12.des		10 32.34	59 28.071	
Y2	Mittdraget	Ytre	12.des		10 32.205	59 28.794	inn
Y3	Mittdraget	Ytre	13.des	08:25	10 32.354	59 26.434	satt
Y3	Mittdraget	Ytre	13.des	09:25	10 32.343	59 28.177	inn
Y4	Mittdraget	Ytre	13.des	12:12	10 32.314	59 26.526	satt
Y4	Mittdraget	Ytre	13.des	12:58	10 32.275	59 27.852	Inn

Tabell 22. Bifangst-tabell Indre Oslofjord

Art	Antall	Mengde (kg)
Diverse småfisk, ikke identifisert til art		10,6
Firetrådet tangbrosme	3	0,3
Hvitting	180	84,9
Hyse	6	3,96
Rødspette	3	1,62
Sei	41	43,17
Sild	23	3,114
Smørflyndre	44	5,83
Sum	300	153,494

Tabell 23. Bifangst-tabell Ytre Oslofjord

Art	Antall	Mengde (kg)
Firetrådet tangbrosme	1	0,24
Flyndre, ikke identifisert til art	1	0,58
Havmus	1	0,115
Hvitting	29	13,107
Hyse	107	58,38
Lysing	1	0,34
Rødspette	19	6,09
Sei	3	9,6
Skate	30	
Skosåle	1	0,28
Smørflyndre	11	1,69
Sum	204	90,422

Tabell 24. Vekt og lengde-data for torsk fisket i Indre- og Ytre Oslofjord. Tabellen er sortert mht. stasjon og kjønn.

Stasjon (1= Indre, 2=Ytre)	Dato	Vekt (g)	Lengde 1 (cm)	Lengde 2 (cm)	Levervekt (kg)	Gonadevekt (kg)	Kjønn (f= hunn, m = hann)
1	11-des	1040	48	44	0,046	0,0302	f
1	11-des	3210	70	64,5	0,0999	0,0821	f
1	11-des	4640	81,5	76	0,2632	0,1886	f
1	11-des	520	40	36	0,0091	0,0038	f
1	11-des	1270	51,5	47	0,0546	0,0462	f
1	11-des	510	38,5	34	0,0113	0,0035	f
1	11-des	700	41	38	0,0273	0,0242	f
1	11-des	950	48	44	0,0288	0,0194	f
1	11-des	590	43	38,5	0,0085	0,0114	f
1	11-des	520	44	40,5	0,0351	0,0153	f
1	11-des	350	35,5	32	0,0056	0,0028	f
1	12-des	1240	52,5	48	0,496	0,0223	f
1	12-des	700	42,5	38	0,0226	0,0266	f
1	12-des	1180	53	48	0,0633	0,0451	f
1	12-des	450	34	31,5	0,0203	0,0169	f
1	12-des	810	46	41	0,0297	0,0249	f
1	12-des	1110	47	42,5	0,0357	0,0235	f
1	12-des	1070	44,5	40,5	0,0379	0,0369	f
1	11-des	850	48,5	45	0,0097	0,0342	m
1	11-des	1300	52	48	0,0322	0,019	m
1	11-des	630	41	37	0,0258	0,012	m
1	11-des	730	45	40,5	0,0135	0,0134	m
1	11-des	750	43,5	39,5	0,0223	0,0565	m
1	11-des	770	42	38	0,0212	0,0568	m
1	11-des	870	48	43	0,0227	0,0165	m
1	11-des	450	39,5	36	0,0138	0,0401	m
1	11-des	460	39,5	0	0,0147	0,0278	m
1	11-des	660	42	39	0,0102	0,0232	m
1	12-des	1460	53,5	49	0,0418	0,1805	m
1	12-des	670	42	38,5	0,0144	0,0104	m
1	12-des	600	40	37	0,0219	0,0503	m
1	12-des	1030	47,5	43,5	0,0369	0,0775	m
1	12-des	920	45	40,5	0,0267	0,0543	m
1	12-des	700	41,5	38	0,0147	0,0166	m
1	12-des	720	42	39	0,0337	0,0705	m
1	12-des	890	44	40	0,01	0,0291	m
1	12-des	790	43	39	0,0193	0,0502	m

Stasjon (1= Indre, 2=Ytre)	Dato	Vekt (g)	Lengde 1 (cm)	Lengde 2 (cm)	Levervekt (kg)	Gonadevekt (kg)	Kjønn (f= hunn, m = hann)
2	12-des	770	40	37	0,0117	0,0022	?
2	12-des	670	41,5	38	0,0099	0,0038	f
2	12-des	1590	51	48	0,0661	0,0499	f
2	12-des	820	43	44	0,0105	0,0135	f
2	12-des	600	39,5	36	0,0107	0,0034	f
2	12-des	1490	54	50,5	0,0306	0,0353	f
2	12-des	390	33,5	31	0,0179	0,0053	f
2	12-des	1050	49,5	45,5	0,021	0,0044	f
2	12-des	830	44	40,5	0,019	0,0117	f
2	12-des	350	36,5	34	0,006	0,0051	f
2	12-des	960	46	42	0,0258	0,0242	f
2	12-des	2520	62	57,5	0,0617	0,0108	f
2	12-des	1160	48	44	0,0355	0,0425	f
2	12-des	930	47	43	0,0156	0,0047	f
2	12-des	520	37,5	34	0,0094	0,0031	f
2	12-des	420	35,5	32,5	0,0071	0,0029	f
2	12-des	740	43	39,5	0,0247	0,0039	f
2	13-des	460	37	34,5	0,0069	0,002	f
2	13-des	1280	52	47,5	0,0174	0,0087	f
2	13-des	2630	62	56	0,0789	0,1814	f
2	13-des	1000	46	42,5	0,022	0,0129	f
2	13-des	380	34,5	31,5	0,0057	0,0015	f
2	13-des	1300	50	46	0,0477	0,0703	f
2	12-des	1840	59,5	54		0,0361	m
2	12-des	830	42	39	0,022	0,0037	m
2	12-des	1260	51,5	47	0,0315	0,0495	m
2	12-des				0,0208	0,0033	m
2	12-des	850	46	42	0,012	0,0026	m
2	12-des	850	45,5	42	0,0205	0,0286	m
2	12-des	1310	46	45	0,0221	0,0454	m
2	12-des	930	44,5	41	0,0262	0,0129	m
2	12-des	520	38	34,5	0,0108	0,0041	m
2	12-des	900	47	43,5	0,02	0,0363	m
2	13-des	1700	54	49,5	0,0342	0,0425	m
2	13-des	1270	50,5	46,5	0,019	0,0009	m
2	13-des	1380	52	47,5	0,0599	0,0806	m
2	13-des	1380	49	44,5	0,028	0,0471	m
2	13-des	540	38,5	35	0,0224	0,0171	m
2	13-des	380	36	32,5	0,0123	0,0011	m

Stasjon (1= Indre, 2=Ytre)	Dato	Vekt (g)	Lengde 1 (cm)	Lengde 2 (cm)	Levervekt (kg)	Gonadevekt (kg)	Kjønn (f= hunn, m = hann)
2	13-des	1310	51	46	0,0377	0,0031	m
2	13-des	1300	53,5	48	0,0155	0,0666	m
2	13-des	650	42,5	39	0,0152	0,0008	m
2	12-des	300	34	31	0,0115		

10.3 Biomarkører resultater

Tabell 25: PAH-metabolitter indre fjord.

Sample ID	PFE290/334	PFE341/383	PFE380/430	
	µg/ml	µg/ml	µg/ml	station
1	555	253	104	Inner
2	476	264	50	Inner
3				Inner
4	534	344	19	Inner
5	127	94	57	Inner
6				Inner
7				Inner
8	500	279	21	Inner
9	702	474	56	Inner
10	576	365	126	Inner
11	358	233	1	Inner
12	577	252	31	Inner
13				Inner
14				Inner
15	269	299	28	Inner
16	425	296	49	Inner
17	338	164	58	Inner
18	356	183	9	Inner
19	414	261	85	Inner
20	414	190	49	Inner
21	624	358	58	Inner
22	560	333	19	Inner
23	563	377	14	Inner
24	234	199	27	Inner
25	478	260	21	Inner
26	433	212	6	Inner
27	498	382	110	Inner
28	232	184	24	Inner
29	297	117	96	Inner
30	454	301	32	Inner
31	579	223	32	Inner
32	525	175	8	Inner
33				Inner
34				Inner
35	253	272	34	Inner
36	459	269	126	Inner
37	325	158	30	Inner
38				Inner
39	515	412	123	Inner
40	735	209	0	Inner

Tabell 26: PAH-metabolitter ytre fjord.

Sample ID	PFE290/334	PFE341/383	PFE380/430	
	µg/ml	µg/ml	µg/ml	station
41	275	118	18	Outer
42	266	185	78	Outer
43	390	44	13	Outer
44	163	84	6	Outer
45	244	124	48	Outer
46	231	155	86	Outer
47				Outer
48	246	143	15	Outer
49	240	91	58	Outer
50				Outer
51	280	102	9	Outer
52	397	191	49	Outer
53	201	142	32	Outer
54	205	104	8	Outer
55	211	122	102	Outer
56	135	115	45	Outer
57	60	66	10	Outer
58	185	111	5	Outer
59	308	199	43	Outer
60	464	142	90	Outer
61	583	168	31	Outer
62	48	123	17	Outer
63				Outer
64				Outer
65	439	67	67	Outer
66	122	111	8	Outer
67	229	114	50	Outer
68	181	110	1	Outer
69	317	244	37	Outer
70	255	197	33	Outer
71	422	143	7	Outer
72	357	139	72	Outer
73				Outer
74				Outer
75	515	97	33	Outer
76				Outer
77	128	70	10	Outer
78	308	97	24	Outer
79				Outer
80	328	151	57	Outer

Tabell 27: EROD indre og ytre fjord. Verdier under 1 er ikke vurdert og derfor ikke inkludert.

Inner sample ID	EROD activity pmol/min/mg prot	Outer sample ID	EROD activity pmol/min/mg prot
1	29,15313	41	27,9653
2	17,3173	42	5,4887
3	96,86139	43	21,09448
4	16,01178	44	38,05033
5	21,36869	45	30,88069
6	7,97103	46	31,76604
7	14,50682	47	21,71991
8	4,3628	48	15,02613
9	7,8928	49	66,51605
10	37,59639	50	16,79553
11	11,81557	51	36,83405
12	10,31422	52	12,92743
13	15,03109	53	19,51598
14	19,65935	54	43,57325
15	1,96267	55	17,05439
16	8,0992	56	8,09765
17		57	17,01288
18	9,49987	58	1,86975
19	12,72803	59	7,97741
20		60	28,93478
21	22,21454	61	29,4052
22	2,6356	62	19,68695
23	10,56162	63	27,98522
24	17,64919	64	24,86156
25	9,39197	65	13,84571
26	2,87391	66	21,42371
27	14,15885	67	25,25463
28		68	26,09344
29	32,78531	69	
30	18,4758	70	34,37101
31	17,75927	71	6,31826
32	21,94936	72	17,82382
33	16,31329	73	11,17049
34	15,17081	74	11,13989
35	33,24502	75	23,86098
36	30,0824	76	30,27566
37	42,19994	77	35,1536
38	31,52438	78	12,59634
39	24,75354	79	3,67249
40	23,89619	80	27,28136

Tabell 28: Metallothionein (MT) i indre og ytre fjord.

Inner		Outer	
sample ID	MT (mg/g)	Sample ID	MT (mg/g)
1	3,297926925	41	1,0954164
2	1,855384425	42	2,6432874
3	2,274408675	43	6,1237074
4	3,964244175	44	1,8556134
5	2,528570925	45	1,4526174
6	4,300837425	46	2,7257184
7	2,762125425	47	1,0313034
8	3,847466925	48	3,4767564
9	3,071241675	49	
10	2,762125425	50	3,5133924
11	2,1761784	51	3,6507774
12	2,170683	52	3,9438654
13		53	3,6233004
14	2,2750956	54	5,2078074
15	4,4897418	55	1,9380444
16	2,7312138	56	3,9713424
17	2,994993	57	2,0479524
18	2,967516	58	1,5167304
19	3,2917446	59	3,2935764
20	4,4292924	60	3,6141414
21	2,3520312	61	2,6524464
22	2,81227095	62	2,6890824
23	3,26564145	63	2,5150614
24	2,5168932	64	3,7881624
25	3,40302645	65	5,0612634
26	2,6817552	66	3,4034844
27	3,96630495	67	2,1578604
28	3,1213872	68	3,1470324
29	3,01834845	69	2,6616054
30	2,7779247	70	2,7531954
31	3,0252177	71	1,8006594
32	2,6680167	72	2,1212244
33	2,9427867	73	1,8006594
34	2,9290482	74	3,3485304
35	3,2038182	75	1,6999104
36	2,66114745	76	3,7423674
37	2,4069852	77	1,901
38	2,37263895	78	2,662
39	3,14199495	79	2,5516974
40	2,1047382	80	3,6233004

Tabell 29: ALA-D i indre og ytre fjord.

Inner		Outer	
Sample ID	ng Porpho/mg Protein/hour	Sample ID	ng Porpho/mg Protein/hour
1	47,6	41	no activity
2	63,6	42	15,6
3	73,7	43	15,8
4	93,0	44	no activity
5	55,8	45	no activity
6	77,0	46	16,0
7	65,4	47	16,5
8	61,1	48	11,2
9	57,9	49	11,6
10	47,2	50	20,1
11	21,2	51	40,2
12	19,9	52	55,6
13	20,9	53	32,6
14	20,6	54	54,9
15	21,7	55	61,1
16	18,6	56	46,9
17	13,8	57	48,8
18	11,4	58	38,2
19	19,3	59	47,6
20	40,8	60	47,8
21	42,8	61	27,8
22	42,0	62	23,9
23	50,5	63	16,7
24	39,6	64	17,0
25	43,8	65	23,0
26	46,1	66	26,5
27	40,9	67	16,6
28	57,5	68	17,5
29	42,4	69	no activity
30	44,1	70	17,1
31	31,8	71	42,1
32	39,8	72	25,2
33	22,8	73	49,6
34	26,3	74	48,0
35	42,8	75	56,7
36	27,7	76	64,2
37	19,8	77	30,5
38	24,4	78	37,7
39	18,3	79	33,0
40	26,8	80	47,7

Tabell 30: Kondisjonsindeks indre og ytre fjord.

Inner			Outer		
ID	CI	LSI	ID	CI	LSI
1	0,94	4,42	41	0,97	1,78
2	0,75	1,14	42	0,95	2,05
3	0,92	2,48	43	1,04	4,59
4	0,94	3,11	44	0,87	2,00
5	0,91	4,10	45	0,76	3,83
6	0,86	5,67	46	0,97	2,29
7	0,81	1,75	47	0,72	1,71
8	0,93	4,30	48	0,99	2,69
9	0,80	1,85	49	1,20	1,52
10	0,89	2,22	50	0,87	0,00
11	0,91	2,97	51	0,56	2,65
12	1,02	3,90	52	0,92	2,50
13	1,04	2,75	53		
14	0,79	2,61	54	1,06	2,45
15	0,73	3,07	55	0,87	1,41
16	0,86	3,03	56	0,90	2,41
17	0,74	1,44	57	1,35	1,69
18	0,61	6,75	58	1,05	3,06
19	0,75	3,20	59	0,90	1,68
20	0,89	1,55	60	1,06	2,82
21	0,78	1,60	61	0,95	2,08
22	0,95	2,86	62	0,87	2,22
23	0,86	4,00	63	0,99	1,81
24	0,90	2,15	64	0,94	1,69
25	0,94	3,65	65	0,93	3,34
26	0,96	3,58	66	0,91	1,50
27	1,01	2,90	67	0,91	1,36
28	0,98	2,10	68	1,08	2,01
29	0,91	3,23	69	1,10	3,00
30	0,79	5,36	70	0,99	1,50
31	1,14	4,51	71	0,98	4,34
32	0,83	3,67	72	1,17	2,03
33	1,07	3,22	73	1,03	2,20
34	1,21	3,54	74	0,95	4,15
35	0,97	4,68	75	0,93	1,50
36	1,04	1,12	76	0,81	3,24
37	0,99	2,44	77	0,99	2,88
38	0,94	1,48	78	0,85	1,19
39	1,20	4,16	79	1,04	3,67
40	1,03	1,28	80	0,85	2,34

Tabell 31: Konsisjonsindeks indre fjord.

Inner					
Female			Male		
sample ID	station	GSI	sample ID	station	GSI
1	1	2,90	2	1	4,02
4	1	2,56	3	1	1,46
6	1	4,06	5	1	1,90
7	1	0,73	9	1	1,84
8	1	3,64	11	1	7,53
10	1	0,69	13	1	7,38
12	1	3,46	14	1	1,90
16	1	2,04	15	1	8,91
17	1	1,93	19	1	6,04
18	1	2,94	20	1	3,52
21	1	0,80	22	1	12,36
23	1	1,80	24	1	1,55
29	1	3,80	25	1	8,38
30	1	3,82	26	1	7,52
31	1	3,76	27	1	5,90
32	1	3,07	28	1	2,37
33	1	2,12	35	1	9,79
34	1	3,45	36	1	3,27
38	1	0,57	37	1	6,35
39	1	3,14			
40	1	1,65			

Tabell 32: Kondisjonsindeks ytre fjord.

Outer					
Female			Male		
sample ID	station	GSI	sample ID	station	GSI
41	2	0,57	50	2	1,96
42	2	2,37	51	2	0,45
43	2	1,36	52	2	3,93
44	2	0,42	53	2	
46	2	1,41	55	2	0,31
47	2	1,46	56	2	3,36
48	2	2,52	57	2	3,47
54	2	0,43	60	2	1,39
58	2	3,66	61	2	0,79
59	2	0,51	62	2	4,03
63	2	0,60	68	2	2,50
64	2	0,69	70	2	0,07
65	2	0,53	71	2	5,84
66	2	0,43	72	2	3,41
67	2	0,68	74	2	3,17
69	2	6,90	76	2	0,29
73	2	1,29	77	2	0,24
75	2	0,39	78	2	5,12
79	2	5,41	80	2	0,12

10.4 Vedleggsrapport fra IRIS



International Research Institute of Stavanger

www.iris.no

**Daniela M. Pampanin, Øyvind Ulset, Emily
Ling, Mark Berry, Kjell Birger Øysæd, Ingrid
Caroline Valaand**

Norconsult – Biomarker analyses 2017 Survey

Report IRIS - 2018/Norconsult

Project number: 7911984
Project title: Norconsult Biomarker analyses – 2017 Survey
Client(s): Norconsult

Distribution restriction: Confidential

Stavanger, 31.05.2018

(Daniela M. Pampanin)
Project Manager

Contents

List of symbols	3
1 INTRODUCTION	4
2 MATERIAL & METHODS	4
2.1 PAH metabolites	5
2.1.1 FF method	5
2.1.2 GC-MS method	5
2.2 EROD	6
2.3 Metallothioneins	6
2.4 ALA-D	6
2.5 Condition Index, Gonad Somatic Index and Liver Somatic Index	7
3 RESULTS & DISCUSSION	8
3.1 PAH metabolites	8
3.2 EROD	10
3.3 Metallothionein	11
3.4 ALA-D	12
3.5 Condition Index, Gonad Somatic Index and Liver Somatic Index ...	13
4 REFERENCES	15

List of symbols

FF – Fix wavelength fluorescence

EROD - 7-ethoxy-resorufin-O-deethylase

GC – Gas chromatography

MS – mass spectrometry

LSI – Liver somatic index

CI – Condition index

MT - Metallothionein

PFE - Pyrene fluorescence equivalents

UiO – University of Oslo

ALA-D - δ -aminolevulinic acid dehydratase

TMS - Trimethylsilyl

TMS-OH-PAHs - Trimethylsilyl ethers of OH-PAHs

DTT – dithiothreitol

1 Introduction

Norconsult AS was engaged by the National Council for water and wastewater technical cooperation in the Oslo Fjord in conjunction with Environmental Monitoring in the inner Oslo Fjord. IRIS has been collaborating with Norconsult in the biomonitoring of the Oslo fjord, sampling cod specimens and analysing a set of biological parameters in 2017. The biomonitoring programme was design to compare the health status of fish populations living in the Oslo fjord, with reference fish from a clean area just outside the fjord (Outer Oslofjord). A battery of biomarkers has been analysed in the fish, including both biomarker of exposure and biomarker of effect.

2 Material & methods

The sampling was carried on in December 2017 (11th-13th), using the University of Oslo (UiO) boat (Figure 1). Atlantic cod (*Gadus morhua*) were collected in two locations of the Oslofjord, station name: Outer fjord (the reference station just outside the Oslofjord), Inner fjord (the potential polluted site in the inner part of the Oslofjord). For details about the sampling, see Norconsult final report.



Figure 1 – UiO boat used for *in situ* sampling of Atlantic cod.

The cod were sampled by trawling with the UiO fishing boat. All fish were measured and weighed onboard the vessel, including the liver and gonad. Liver, bile and blood were put in sample tubes and stored in dry-ice on the boat before being sent back to the laboratory. Once the samples arrived at the laboratory, they were cryo-stored until further analysis were conducted.

Individuals were collected in each station for analysis of the following biomarkers: PAH metabolites (fix wavelength fluorescence (FF) and gas chromatography - gas

spectrometry (GC-MS) methods), EROD (7-ethoxy-resorufin-O-deethylase) activity (i.e. P4501A), metallothionein (MT) and ALA-D (δ -aminolevulinic acid dehydratase) activity. In addition, biological supporting parameters were evaluated: the Condition Index (CI), the Gonad Somatic Index (GSI) and the Liver Somatic Index (LSI).

2.1 PAH metabolites

2.1.1 FF method

The FF method works on the principal that the optimal excitation wavelength increases with the size of the PAH molecule. Therefore, smaller PAHs can be detected using a relatively shorter excitation wavelength than larger PAHs (Aas et al., 2000). Bile samples were diluted 1:1600 in methanol: water (1:1). Slit widths were set at 2.5 nm for both excitation and emission wavelengths, and samples were analysed in a quartz cuvette. All bile samples were analysed by FF at the wavelength pairs 290/335, 341/383 and 380/430 nm, optimised for the detection of 2-3 ring, 4-ring and 5-ring PAH metabolites, respectively. The fluorescence signal was transformed into pyrene fluorescence equivalents (PFE) through a standard curve made by pyrene (Sigma St Louis, USA). Pyrene was measured at the same fluorimeter, with the same cuvette, same solvent, and with the same slit settings as the bile samples. It was, however, measured at the optimal wavelength pair of pyrene, 332/374 nm (excitation/emission). The concentration of PAH metabolites in bile samples was expressed as $\mu\text{g PFE/ mL bile}$.

2.1.2 GC-MS method

Fish bile was prepared for analysis as described by Jonsson et al., (2003; 2004). Briefly, 25–30 μL of bile was weighed accurately into a micro centrifuge vial. Internal standards (2,6-dibromophenol, 3-fluorophenanthrene and 1-fluoropyrene) and β -glucuronidase (3000 units) in sodium acetate buffer (0.4 M, pH = 5) were added and the solution left at 40°C for 2 h. The OH-PAHs were extracted with ethylacetate (4 times 0.5 mL), the combined extract dried with anhydrous sodium sulphate and concentrated to 0.5 mL. Trimethylsilyl (TMS) ethers of OH-PAHs were prepared by addition of 0.2 mL BSTFA and heating for 2 h at 60°C. TPA was added as a GC-MS performance standard before transferring the prepared samples to capped vials.

Trimethylsilyl ethers of OH-PAHs (TMS-OH-PAHs) in fish bile samples were analysed by a GC-MS system consisting of a HP5890 series II Gas chromatograph, Shimudadzu QP2010 GCMS. Helium was used as carrier gas and the applied column was CP-Sil 8 CB-MS, 50 m x 0.25 mm and 0.25 μm film-thickness (Varian). Samples and calibration standards (1 μL) were injected on a split/ splitless injector with splitless mode on for one minute. The temperatures for the injector, transfer-line and ion source were held at 250°C, 300°C and 240°C, respectively, and the GC oven temperature programme was as follows: 80°C to 120°C at 15°C/ min, 120°C to 300°C at 6°C/ min and held at 300°C for 30 min. Mass spectra were obtained at 70 eV in selected ion mode (SIM). Based on the fragmentation pattern of non-alkylated TMS-O-PAHs (Jonsson et al., 2003); the molecular ions were selected for determination of both alkylated and non-alkylated TMS-O-PAHs.

2.2 EROD

EROD activity was measured in liver microsomes as described by Burke & Mayer (1974) and modified for the plate reader by Eggens & Galgani (1992). Microsomes were prepared on ice with pre-cooled equipment and solutions. Cryo-preserved liver samples were homogenized in Ca phosphate buffer (0.1 M, pH 7.8) containing KCl (0.15 M), dithiothreitol (DTT) (1 mM), and glycerol (5% v/v), using a Potter-Elvehjem Teflon-glass homogenizer. The homogenate was centrifuged ($10,000 \times g$; 30 min, 4°C) before the supernatant was re-centrifuged ($100,000 \times g$; 60 min, 4°C). The microsomal fraction was obtained by resuspending the resulting pellet in potassium phosphate buffer (0.1 M, pH 7.8) containing KCl (0.15 M), DTT (1 mM), EDTA (1 mM), and glycerol (20% v/v). EROD activity was evaluated using IRIS-SOP (2.2-409). The method is based on Nilsen et al. (1998). The EROD activity values were normalized to the protein content in the microsomal fraction and expressed as pmol/ min/ mg microsomal protein. Protein concentrations were determined according to Bradford et al. (1951), adapted to measurement by plate reader. The protein standard was bovine gamma globulin.

2.3 Metallothioneins

The MT quantification is based on the method from Ellman (Viarengo et al. 1997). It consists of the ethanol/chloroform fractionation of the cytosolic containing fraction to obtain a partially purified MT fraction. MT concentration is quantified by evaluation the SH residues content by a spectrophotometric method, using Ellman's reagent (DTNB: 5,5 dithiobis 2 nitrobenzoic acid). The cytosolic fraction was used for Mt determination. MT concentration is expressed as mg/gr of wet liver weight.

2.4 ALA-D

The protocol used for this analysis was modified from those of Alves et al (2006). In brief, frozen whole blood samples were thawed over ice (up to 10 samples can be processed simultaneously). 100 µl of whole blood was transferred to a centrifuge tube and an equal volume of chilled dilution buffer (0.1 M potassium phosphate buffer at pH 7.0 with 0.2 % Triton X-100.) was added. The mixture was homogenized by hand using twenty finger rotations with a Teflon pestle. 15 µl of homogenate was pipetted into each of five clean, labelled tubes. Two control blanks, two for ALAD analysis and one for protein measurement. The protein tube was set aside for later measurement using a Bradford assay (Sigma). 75 µl of dilution buffer was added to each control blank and 75 µl of ALA reagent (3.35 mg Amino-levulinic acid in 5 ml dilution buffer) was added to the other two tubes. All tubes were mixed on a vortexer for 2 seconds and left to incubate for 2 hours at RT. Porphobilinogen standards were prepared by producing a stock concentration of 40 µg ml⁻¹ from which 20, 40, 80 and 160 µl volumes were transferred to centrifuge tubes, with each tube made up to 400 µl with dilution buffer.

Following the 2 hours incubation, 600 µl of precipitation solution (4.0 g Trichloro-acetic acid and 2.7 g n-ethylmaleimide in distilled water to a volume of 100 ml) was added to all tubes, (samples and standards) mixed on a vortexer for 2 seconds and left to stand for 5 minutes. All tubes were centrifuged at 1000 g for 5 minutes. 100 µl of each standard

and sample supernatant was added to a 96 well plate. 100 µl of Ehrlich's solution (750 µl double distilled water, 2.5 ml of 70% perchloric acid and 10.5 ml glacial acetic acid, with 0.25 g 4- dimethyl-amino-benzaldehyde dissolved into the final volume) was added to each well with the plate then shaken for 30 seconds. The samples were incubated for 15 mins at RT then absorbance at 540 nm measured on a plate reader. The quantity of porphobilinogen (ng) produced per hour per mg protein taken from homogenized whole blood, was calculated from the data set.

2.5 Condition Index, Gonad Somatic Index and Liver Somatic Index

With the aid of a measuring board and digital fish scale (Berkley® model BTDFS50-1) the length and total weight of each fish was measured on board the survey vessel. The fish were sexed by visual examination of their gonad. A motion compensated balance (Marel M2000 series) was used to measure the total liver and gonad weights on board the vessel. The condition index of each fish was determined by calculating the ratio between total weight and the cube of the fork length of the fish.

$$\text{Condition index (CI)} = \left[\frac{\text{weight (g)}}{\text{length (cm}^3\text{)}} \right] \times 100$$

The liver somatic index (LSI) reflects the animal nourishment status. The LSI was calculated as:

$$\text{Liver somatic Index (LSI)} = \frac{[\text{liver weight (g)} \times 100]}{\text{fish weight (g)}}$$

The gonad somatic index (GSI) reflects the animal reproduction status. The GSI was calculated as:

$$\text{Gonad somatic Index (GSI)} = \frac{[\text{gonad weight (g)} \times 100]}{\text{fish weight (g)}}$$

3 Results & Discussion

3.1 PAH metabolites

The biotransformation of PAHs by fish reduces the accumulation of these compounds in their tissues. As a result, the concentration of parent PAHs in fish samples does not provide an adequate assessment of PAH exposure. Alternatively, the analysis of PAH metabolites in the bile of fish, is considered to be a very sensitive method for the assessment of PAH exposure in laboratory and field studies. Two methods have been employed for the analysis of PAH metabolites. The FF method is a good screening tool to identify the general groups present. The advantages of this method are that it is relatively cheap with high sample throughput, although different PAH compounds as well as other natural constituents of the bile can interfere with the fluorescence signal, particularly at low PAH metabolite concentrations. FF results are reported in figure 2.

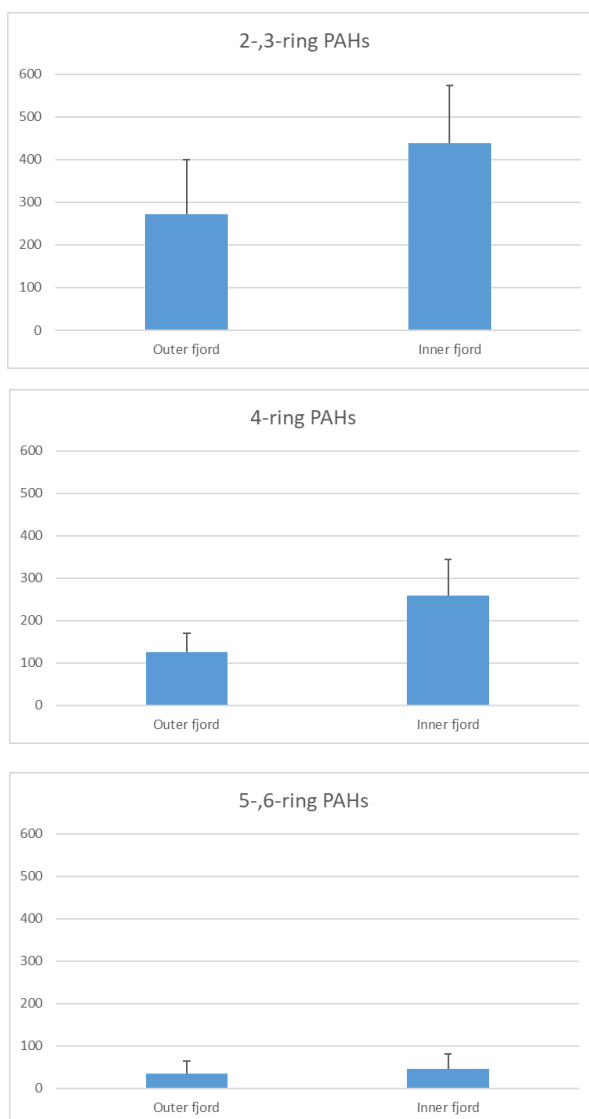


Figure 2. Fixed wavelength fluorescence (FF) levels in bile from the Atlantic cod sampled at the Oslofjord locations, expressed as pyrene fluorescence equivalents, PFE ($\mu\text{g/mL}$). The wavelength pair 290/334 nm identifies 2-3 ring structures, 341/383 nm identifies 4 ring structures and 380/430 nm 5-6 ring structures. The figure shows mean and standard deviation.

Higher level of 2-,3- ring PAHs and 4- ring PAHs were found in fish collected in the inner part of the Oslo fjord.

A subset of samples was analysed by the GC-MS method. This method provides a more quantitative and qualitative analysis of PAH metabolites. The GC-MS SIM method is the best suited for the detection of PAH compounds containing 2 to 3 ring structures, namely naphthalenes and phenanthrenes (Jonsson et al., 2003; Jonsson et al., 2004). Both alkyl substituted and non-alkyl substituted compounds are detected. GC-MS data is reported in figure 3.

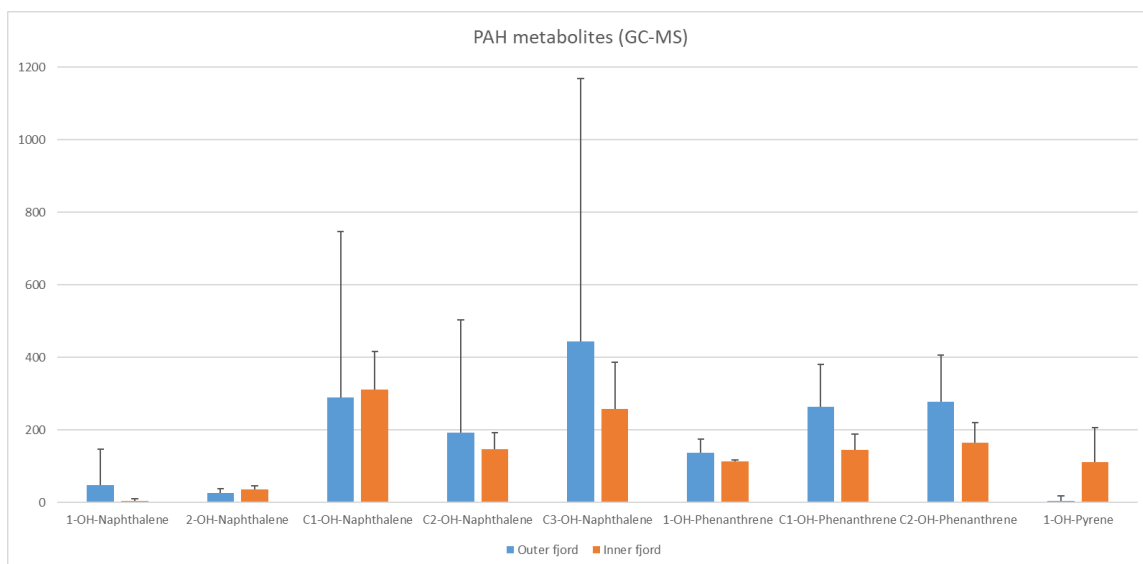


Figure 3. PAH metabolites in bile samples, as ng/g, measured by GC-MS for Atlantic cod collected from the Oslofjord. Limit of quantification (LOQ) for single compounds (30 ng/g) and groups C1, C2 (200 ng/g) and C3 (500 ng/g). The figure shows mean and standard deviation.

3.2 EROD

In the cytochrome P450 (CYP P450) superfamily, CYP1A-subfamily enzymes are one of the most important concerning biotransformation/bioactivation of xenobiotics. These enzymes are induced when the cell is exposed to xenobiotics like 2,3,7,8-tetrachloro-dibenzo-dioxin (TCDD), planar polychlorinated biphenyls (PCBs), or PAHs (Goksøyr and Förlin, 1992). CYP1A are heme-containing proteins, mainly located on the surface of the smooth endoplasmic reticulum within cells. The enzymes are isolated in the so-called microsomal fraction by differential ultracentrifugation following homogenisation of the cell. Most of the enzyme activity is retained using this procedure and CYP1A activity is measured in the microsomal samples in the ethoxyresorufin O-deethylase (EROD) assay. Here, 7-ethoxyresorufin is used as an artificial substrate for CYP1A and fluorescence of the product resorufin is measured as an indication of the CYP1A-activity. EROD results are reported in figure 4.

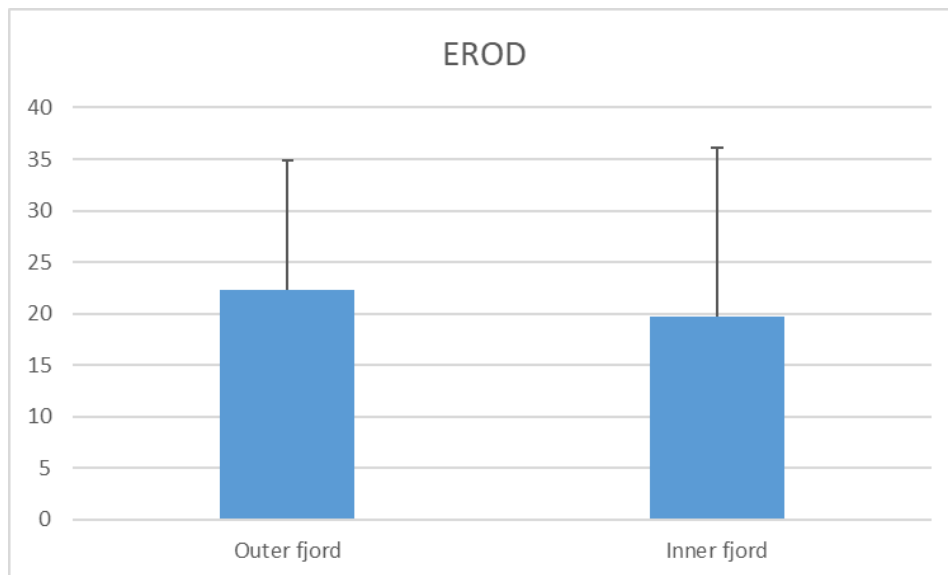


Figure 4. EROD activity, as pmol/min/mg proteins, of Atlantic cod collected in Oslofjord. The figure shows mean and standard deviation.

3.3 Metallothionein

MT induction is widely used as a biomarker of exposure to metals (ICES, 2012; Hauser-Davis et al., 2014). MTs are low molecular weight, cysteine-rich cytosolic proteins that bind class 1B (i.e. copper (Cu), silver (Ag)) and class 2B metals (i.e. zinc (Zn), cadmium (Cd) and mercury (Hg)). MTs play a role in multiple biological processes such as homeostasis of essential metals (Zn and Cu), detoxification of toxic metals (Cd, Ag and Hg) and cell protection against oxidative stress caused by free radicals (Viarengo et al., 2000). Evaluation of MT concentration is a biological marker of exposure to assess metal contamination in aquatic ecosystems included in international marine monitoring programmes such as OSPAR JAMP (Joint Assessment and Monitoring Programme) and MED POL (Mediterranean Pollution Biomonitoring Programme).

MT results are reported in figure 5. No differences were found in the MT content of the different fish.

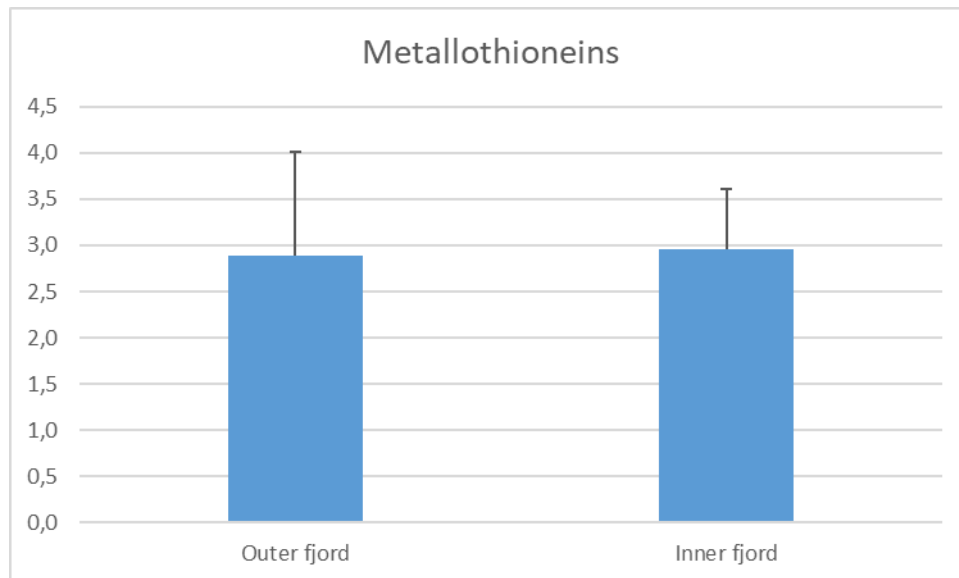


Figure 5. Metallothionein content (MT), as mg of MT per g of proteins, of Atlantic cod collected in Oslofjord. The figure shows mean and standard deviation.

3.4 ALA-D

ALA-D results are reported in figure 6, no differences were found between the two sampling stations.

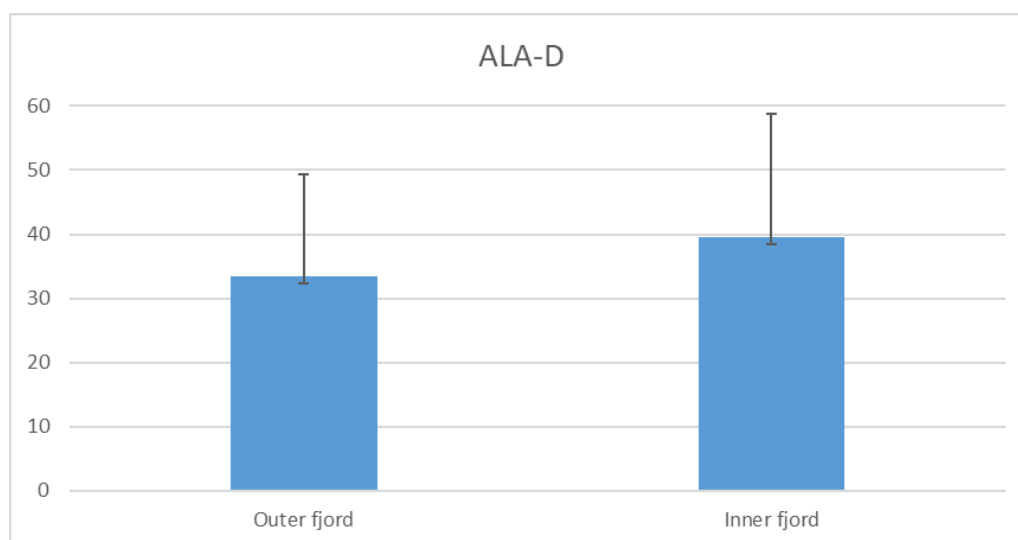


Figure 6. ALA-D activity as measured by porphobilinogen production from whole blood samples taken from Atlantic cod captured in the inner and outer regions of Oslofjord. Results reported as ng Porphobilinogen/mg proteins/hour, mean + standard deviation.

3.5 Condition Index, Gonad Somatic Index and Liver Somatic Index

For general health conditions including nutritional and reproductive status, length and weight data were collected from individual fish. These parameters can assist in understanding chemical bioaccumulation and biomarker results.

CI results are summarized in figure 7. There was no significant statistical difference between the recorded values in collected cod from the areas.

As an indicator of an organisms' general health and energy reserves, the results indicate that the cod population from both areas have similar environmental condition for growth, energy storage and reproduction.

LSI results are summarised in figure 7. There was no significant statistical difference between the recorded values in collected cod from the areas.

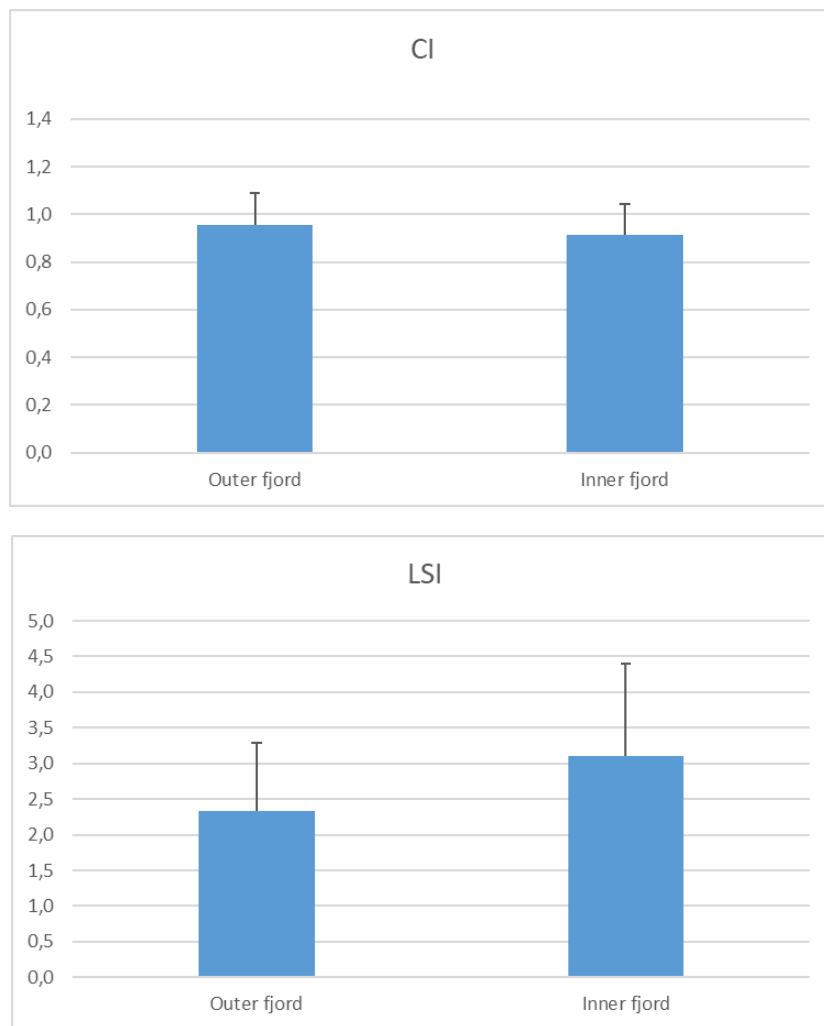


Figure 7. Condition index (CI) and Liver Somatic Index (LSI) of Atlantic cod collected in Oslofjord, mean +standard deviation.

GSI results are summarised in Figure 8. Mean values ranged from 2.38 (outer fjord) to 2.64 (inner fjord) for females, and from 2.5 (outer fjord) to 5.37 (inner fjord) for males. The only statistically difference was found between males from inner and outer fjord.

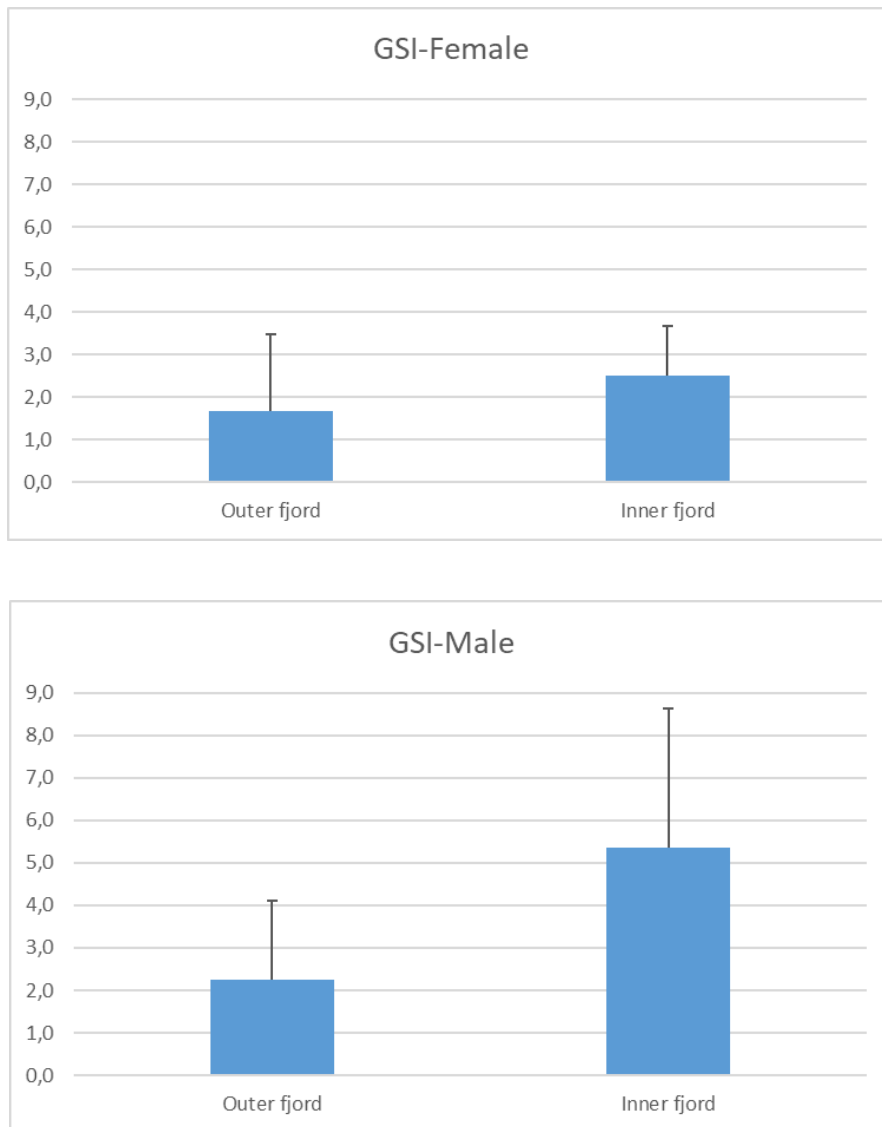


Figure 8. Gonad somatic index (GSI) of Atlantic cod, female and male, collected in Oslofjord, mean +standard deviation

4 References

- Aas E, Beyer J, Goksøyr A. 2000. Fixed wavelength fluorescence (FF) of bile as a monitoring tool for polyaromatic hydrocarbon exposure in fish: an evaluation of compound specificity, inner filter effect and signal interpretation. *Biomarkers*. 5:9-23.
- Alves, L.C. & Wood, C.M. (2006) The chronic effects of dietary lead in freshwater juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed elevated calcium diets. *Aquatic Toxicology* 78, 217-232.
- Bradford M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry*. 72:248–254.
- Burke MD, Mayer RT. 1974. Ethoxyresorufin – direct fluorimetric assay of a microsomal O-dealkylation which is preferentially inducible by 3-methylcholanthrene. *Drug Metabolism and Disposition* 2:583-588.
- Eggens ML, Galgani F. 1992. Ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) activity in flatfish: Fast determination with a fluorescence plate-reader. *Marine Environmental Research* 33:213-221.
- Goksøyr A, Förlin L. 1992. The cytochrome P-450 system in fish, aquatic toxicology and environmental monitoring. *Aquatic Toxicology*. 22:287-311.
- Hauser-Davis R., Bastos F.F., Danats R.F., Tobar S.A.L., Neto J., Bastos V., Zioli R.L., Arruda M.A. (2014). Behaviour of the oxidant scavenger metallothionein in hypoxia-induced neoptical fish. *Ecotox. Environ. Saf.* 103, 24-28.
- ICES (2012) Integrated marine environmental monitoring of chemicals and their effects. ICES Cooperative Research Report No. 305, pp 277.
- Jonsson G, Beyer J, Wells D, Ariese F. 2003. The application of HPLC-F and GC-MS to the analysis of selected hydroxy polycyclic hydrocarbons in two certified fish bile reference materials. *Journal of Environmental Monitoring*. 5:513-520.
- Jonsson G, Taban IC, Jørgensen KB, Sundt RC. 2004. Quantitative determination of de-conjugated chrysene metabolites in fish bile by HPLC-fluorescence and GC-MS. *Chemosphere*. 54:1085-1097.
- Nilsen, B. M., K. Berg and A. Goksøyr (1998). Induction of Cytochrome P450 1A (CYP1A) in Fish: A biomarker for Environmental Pollution. *Methods in Molecular Biology*. I. R. Phillips and E. A. Shephard. Totowa, NJ, Humana Press Inc. 107: 423-438.
- Viarengo, A., Lafaurie, M., Gabrielides, G. P., Fabbri, R., Marro, A., and Romeo, M. 2000. Critical evaluation of an intercalibration exercise undertaken in the framework of the MEDPOL biomonitoring program. *Marine Environmental Research*, 49: 1–18.