

Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord

Årsrapport 2020



Hovedkontor

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

NIVA Region Sør

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

NIVA Region Innlandet

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

NIVA Region Vest

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

NIVA Danmark

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

Internett: www.niva.no

Tittel Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord Årsrapport 2020	Løpenummer 7650-2021	Dato 31.08.21
Forfatter(e) André Staalstrøm, Anette Engesmo, Guri Sogn Andersen, Sandra Gran, Gunhild Borgersen, Siri Moy, Louise Valestrand, Steven Brooks, Ketil Hylland, Tor Fredrik Holth	Fagområde Marin biologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oslofjorden	Sider 121 + vedlegg

Oppdragsgiver(e) Fagrådet for vann & avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord	Kontaktperson hos oppdragsgiver Tone Høysæter
Oppdragsgivers utgivelse:	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 200010

<p>Sammendrag</p> <p>Blåskjell fra Hovedøya hadde dårligere helsetilstand enn ellers i fjorden, som sannsynligvis skyldes høyere miljøgiftbelastning. Utbredelsesmønstrene for undersøkte tangarter har ikke endret seg mye de siste ti årene. Gjelvtang har fortsatt sitt hovedområde i indre del av fjorden. Vinteren 2019/2020 var det høye verdier av nitrogen i hele fjordens overflatelag, og siktdypet var moderat eller dårligere. Forekomst av lurv har økt både i tetthet og i dybdeutbredelse i Bærumsbassenget og innenfor Nesodden. Det ble registrert en del giftige arter av planteplankton i 2020. Reketettheten innenfor Drøbak har sammenheng med oksygenforholdene, men varierer mye fra år til år. På stasjoner med lite oksygen i bunnvannet er det ingen reker, men tettheten øker med bedre oksygenforhold. 70 % av bunnarealet innenfor Drøbakerskelen har dårligere enn 50 % oksygenmetning. Fiskesamfunnet har endret seg fra å være dominert av bunnlevende arter, til et samfunn dominert av hvitting.</p>
--

<p>Fire emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Økosystem Makroalger Planteplankton Hyperbentos 	<p>Four keywords</p> <ol style="list-style-type: none"> Ecosystem Macro algae Phytoplankton Hyper benthos
--	---

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

André Staalstrøm
Prosjektleder

Wenche Eikrem
Kvalitetssikrer

Ailbhe Lisette Macken
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7386-1
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

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

Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord

Årsrapport 2020

Forord

NIVA har på oppdrag fra Fagrådet for vann- & avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord gjennomført miljøovervåkning av fjorden i 2020. Overvåkingen er del av et pågående program, der undersøkelser av marinbiologi og hydrografi/hydrokjemi har vært gjennomført hvert år siden 1970-årene. Sjøområdet som omfattes av miljøprogrammet gjelder hele Indre Oslofjord, avgrenset i sør ved Filtvedt-Brenntangen i Drøbaksundet. André Staalstrøm er prosjektleder.

I 2020 har overvåkning av hydrografi/vannkjemi, utbredelse av makroalger, hyperbenthos, samt undersøkelse av biologiske effekter på blåskjell vært gjennomført. Fagansvarlig for hydrografi har vært André Staalstrøm og for planteplankton har det vært Anette Engesmo. Guri Sogn Andersen har vært ansvarlig for makroalger, Gunhild Borgersen for hyperbenthos og Steven Brooks for biologiske effekter på blåskjell. Sandra Gran har vært ansvarlig for statistiske analyser av parameter i vannmassene.

Kirk Meyer, Bjørnar Beylich, Louise Valestrand og Siri Moy har bidratt til innsamling av data. Mannskapet på F/F Trygve Braarud har tatt aktiv del i innsamlingen av materiale.

Oslo, 13. august 2021

André Staalstrøm

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	16
1.1	Overvåkningsprogrammet i 2020	16
1.2	Fjordens topografi	18
1.3	Om rapportens inndeling	18
2	Biologiske effekter av miljøgifter på blåskjell	19
2.1	Innledning	19
2.2	Metodikk.....	21
2.3	Resultat fra kjemiske analyser	22
2.4	Resultat fra biomarkørtestene	24
2.5	Oppsummering	32
3	Horisontalutbredelse av tang og dekningsgrad av arter i fjæresona	33
3.1	Innledning	33
3.2	Datainnsamling	34
3.2.1	Undersøkelser av fem dominerende tangarter	34
3.2.2	Undersøkelser av fjæresamfunn – dekningsgrad av ulike makroalger og dyr	34
3.3	Resultater og diskusjon	36
4	Vannkjemi	45
4.1	Måleparametere	45
4.2	Årssuksesjon av næringsalter og klorofyll a.....	46
4.2.1	Drøbaksundet.....	46
4.2.2	Vestfjorden.....	50
4.2.3	Bærumsbassenget.....	55
4.2.4	Lysakerfjorden.....	56
4.2.5	Oslo havn.....	56
4.2.6	Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden	58
4.3	Oppsummering og diskusjon	62
5	Plantep plankton	68
5.1	Metodikk og innsamling av data	68
5.2	Påvirkninger av planktonsamfunnet	69
5.3	Plantep planktonsamfunnet i 2020	70
5.3.1	Dk1 Steilene	70
5.3.2	Ep1 Bunnefjorden	74
5.4	Giftige arter	76
6	Siktdyp og organisk stoff	77
6.1	Innledning og beskrivelse av metodikk	77
6.2	Resultat av statistisk analyse	77

7	Nedre voksegrense for alger (og vertikal-fordeling av kråkeboller)	81
7.1	Innledning	81
7.2	Datainnsamling	82
7.3	Resultater	82
8	Fiskesamfunn i indre Oslofjord: Utvikling 2011-2021	87
8.1	Sammensetning av fiskesamfunnet	87
8.2	Endringer for utvalgte arter.....	90
8.3	Diskusjon.....	93
8.4	Masteroppgaver ved UiO (effekter av miljøgifter).....	93
9	Oksygenforhold	94
9.1	Generelt om miljømål for oksygenforhold	94
9.2	Hydrografi og vannutskiftning	95
9.3	Oksygenforhold langs bunn.....	97
10	Undersøkelse av reker og andre hyperbenthos	99
10.1	Innledning	99
10.2	Materialer og metode	99
10.3	Oppsummering av resultater.....	102
10.4	Utvikling over tid: oksygen og antall reker	104
10.4.1	Svartskog (Bunnefjorden) og Hellviktangen:	104
10.4.2	Lysakerfjorden.....	106
10.4.3	Steilene og Vesthullet	106
10.4.4	Gråøyrenna	108
10.4.5	Drøbaksundet.....	109
10.5	Oppsummering	110
11	Diskusjon	111
11.1	Hvordan henger det hele sammen?.....	111
11.2	Fiskefauna som biologisk kvalitetselement for kystvann	116
12	Referanser	117
	Vedlegg A: Vannprøver	122
	Vedlegg B: Planteplanktonanalyser fra stasjon Dk1	132
	Vedlegg C: Planteplanktonanalyser fra stasjon Ep1	141

Sammendrag

I miljøovervåkningen i 2020 har flere elementer i Indre Oslofjordens økosystem blitt undersøkt. Vannkjemien ble undersøkt med automatisk registrerende sonde (CTD) som måler saltholdighet, temperatur, oksygen, klorofyll a fluorescens og turbiditet som en funksjon av dypet. I tillegg til dette ble det tatt vannprøver som ble analysert for mengden næringssalter og organisk stoff. Oksygenforholdene påvirker forekomsten av hyperbentos som f.eks. reker. Disse ble fanget med en Beyerslede som ble slept langs bunn. I overflatelaget ble det tatt vannprøver som ble analysert for mengde og artssammensetning av planteplankton. Utbredelse av makroalger og annen undervannsvegetasjon ble også foretatt. Det ble ikke gjort analyse av blåskjellforekomst, men blåskjellenes helsetilstand ble undersøkt. Dette ble gjort ved å utføre forskjellige tester (biomarkørtester), som avslører om blåskjellene allerede er påvirket av andre stressfaktorer som høye forekomster av miljøgifter. På denne måten er biomarkørundersøkelsene i denne rapporten knyttet til andre undersøkelser av miljøgifter i fjorden. I et separat prosjekt har forekomst av fisk i fjorden også blitt undersøkt, og resultatene er inkludert i denne rapporten.

Det var en signifikant høyere biologisk stressrespons for blåskjell fra Hovedøya i Oslos havnebasseng, enn for blåskjell på stasjoner lenger ut i Oslofjorden. Blåskjell samlet fra de tre andre lokalitetene i Indre Oslofjord (Steilene, Storøyodden og Håøya) hadde mye lavere biologiske stressrespons, og var mer lik responsene målt i blåskjell fra Solbergstrand i Drøbaksundet. Integrert biologisk respons gir ingen absolutt status på helsetilstanden til blåskjell, men brukes som et relativt mål på helsetilstanden. Men basert på erfaringer vurderes helsetilstanden til blåskjellene på alle stasjonene, bortsett fra den ved Hovedøya, til å være rimelig god. Helsetilstanden til blåskjellene ved Hovedøya skiller seg ut ved å ha en signifikant høyere stressrespons, og helsetilstanden her er mindre god. Selv om kjemiske konsentrasjoner ikke ble målt i blåskjell i denne studien, har tidligere overvåkingsstudier i området vist forhøyede konsentrasjoner av miljøgifter i blåskjell samlet i nærheten av Hovedøya. Hovedøya ligger også nærmest kjente områder med potensiell forurensning i Indre Oslofjord, inkludert avrenning fra Oslo by, industrihavner og industrielle utslipp. Dårligere helsetilstand til blåskjell fra Hovedøya, skyldes sannsynligvis at disse skjellene har høyere miljøgiftbelastning. Det er verdt å merke seg at i testen hvor volum av basofile celler i fordøyelseskjertlene til blåskjell ble målt, fins det internasjonale grenseverdier som man skal helst skal ligge under. Resultatene av denne testen på alle de fem blåskjellbestandene, også de fra Drøbaksundet lå over disse grenseverdiene.

Utbredelsesmønstrene for de fem tangartene spiraltang, blæretang, grisetang, gjelvtang og sagtang har ikke endret seg mye de siste ti årene. Spiraltang, blæretang og sagtang ble observert i relativt tette bestander i store deler av indre Oslofjord i 2020. Sagtang vokser fortsatt ikke inn i de indre havnebassenger og i Bærumbassenget ved Sandvika, 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) hvor den vokser i relativt tette bestander, men i 2020 var denne mindre dominerende enn tidligere. I 2017 og 2020 ble den ikke funnet like langt inn i Bunnefjorden som i 2016, og forekomstene syntes også generelt lavere. I 2020 ble den heller ikke observert på stasjoner fra Steilene og sørover mot Drøbak.

Grisetang ble, med unntak av ett enkeltfunn i Bunnefjorden, kun funnet på stasjoner fra Steilene og sørover mot Drøbak. Dette bildet er nokså likt som tidligere år. I 2016 ble spredte enkeltindivider funnet også lenger inn i fjorden, men i 2017 var disse forekomstene borte igjen. 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 hører hjemme i Nord-Norge helt ned til Trondheimsfjorden. I Oslofjorden regnes den som 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 en markant nedgang i mengde gjelvtang på de fleste stasjoner, og denne utviklingen ser ut til å ha fortsatt. Observasjoner fra disse siste 5 årene kan tyde på forbedret tilstand i de indre delene av fjorden mht. forurensing. Men, variasjon i forekomst av grisetang i de samme områdene, viser at miljøforholdene sannsynligvis fortsatt ikke er gode nok til at grisetangen trives.

Konsentrasjon av næringsalter i overflatelaget viste hovedsakelig et likt forløp på alle stasjonene, med høye konsentrasjoner i de første vintermånedene, en brå nedgang på våren, lave konsentrasjoner gjennom hele veksts sesongen, før det igjen blir høye verdier på høsten. Nedgangen i veksts sesongen henger sammen med oppblomstring av planteplankton. Men det er en del forskjell på nivået av næringsalter på de forskjellige stasjonene i fjorden. Det ble også målt til dels store forskjeller mellom stasjonene på enkeltdatoer. På sommeren 2020 var alle næringsalter i «god» eller bedre tilstandsklasse, bortsett fra fosfor på stasjon Gp2 som ligger nær elva Årungens utløp og Aq3 som ligger nær Akerselva. Bunnebotten (stasjon Gp2) skiller seg ut med å ha de høyeste verdier av næringsalter. Vinteren 2019/2020 var det høye verdier av nitrogen i hele fjordens overflatelag, med en tydelig gradient med de høyeste verdiene innerst i fjorden og lavere verdier ytterste. Det ble målt høye verdier av fosfat på flere stasjoner i starten av juli og høye verdier av silikat i starten av august. Dette kan sannsynligvis forklares av topper i tilførsel av ferskvann til fjorden.

Det ble registrert giftige alger i dette programmet. Av fureflagellatene var det mye av slekten *Dinophysis*, kjent for å være en av de forårsakende organismene for diarégivende giftstoff i blåskjell. Den var fremtredende i 2020 og ble registrert gjennom hele året på begge stasjonene. De var særlig tallrike på Dk1, der det ble registrert over 1000 celler/L i både mars, mai og juli. Arter fra slekten *Alexandrium* kan forårsake at paralyserende giftstoff oppkonsentreres i blåskjell, en av de mest alvorlige skjellforgiftningene. Det var sporadiske registreringer av *Alexandrium* gjennom året, på begge stasjoner. *Azadinium* spp. er en relativt nyoppdaget fureflagellatslekt bestående av meget små celler, hvorav noen produserer giftstoffene azaspirasider som forårsaker skjellforgiftning. *Azadinium* spp. ble registrert sporadisk gjennom sommeren, samt at det var noe høyere konsentrasjoner av denne i begynnelsen av juli på begge stasjoner.

Det ble også registrert mange fiskegiftige arter, fureflagellatene *Karenia mikimotoi* og *Karlodinium veneficum* ble sporadisk registrert om våren og i sommermånedene. Kiselflagellatslekten *Pseudochattonella* ble registret ved Dk1 i slutten av april. I tillegg ble det nakne stadiet til kiselflagellaten *Octactis speculum* (tidligere *Dictyocha speculum*) registrert i mai. *Octactis speculum* var også meget vanlig, ofte dominerende, i håvtrekkene fra vinteren. Nålfagellatslekten *Heterosigma* ble sporadisk observert. Det var også relativt høye konsentrasjoner svepeflagellatslekten *Chrysochromulina* i både mai, juni og juli.

Siktdyp er et mål på hvor langt lys trenger ned i vannmassen. Alle stasjonene fra Steilene og innover i fjorden hadde et siktdyp sommeren 2020 som var «moderat» eller dårligere. Siden 2019 har det vært målt DOC i vannmassen, og det har i denne rapporten blitt gjort en statistisk analyse av sammenhengen mellom de tre parameterne siktdyp, klorofyll a og DOC. Begge forklaringsparameterne hadde signifikant betydning for variasjon i observert siktdyp på de fleste stasjonene i fjorden. Et viktig unntak var stasjon Gp2 i Bunnebotten, hvor sikten i vannet i stor grad påvirkes av elvevann fra Årungen med mye partikler.

Utbredelsen av fastsittende alger nedover i dypet (vertikalutbredelsen) bestemmes i stor grad av lystilgang. Lystilgangen avhenger av hvor klart vannet er, fordi dette har betydning for hvor mye sollys som når ned til dypet der algen vokser. Tildekking forårsaket av for eksempel påvekst og nedslamming vil kunne ha stor betydning, fordi lys blokkeres fra å nå algens overflate. I 2020 har vertikalutbredelsen til ni indeksarter blitt undersøkt på syv stasjoner: Krusflik, Svartkluft, Skolmetang, Sukkertare, Krusblekke, Hummerblekke, Teinebusk, Fagerving og Eikeving.

Nedre voksedyp for makroalger i Indre Oslofjord ser ut til å variere en god del fra år til år. I 2020 var nedre voksedyp ved Hovedøya markant bedre enn på lenge, men fortsatt dårligere enn i perioden fra 1989 til 2012. Ved Steilene, Borøya og Nakkholmen, var nedre voksedyp relativt likt som ved forrige undersøkelse i 2017, mens nedre voksedyp ved Fornebu, Ormøya og Svartskog var betydelig redusert. Det er jevnt over Steilene som har hatt den dypeste nedre voksegrensen for opprette alger de siste årene. Dette er også dykkestasjonen som ligger lengst ut i fjorden.

Data fra dykkerundersøkelsene i indre Oslofjord deler seg klart i to grupper. Det ble foretatt relativt jevnlig undersøkelser i 80- og 90-årene. Deretter var det et opphold på om lag 20 år (fra 1991-2011), før dykkerundersøkelsene ble gjenopptatt og utført jevnlig de siste 10 årene. Data vi har, tyder på at nedre voksegrense i indre Oslofjord var i bedring utover mot 90-tallet, mens det til sammenligning ser ut til å ha foregått en forverring de siste ti årene ved flere av stasjonene. Bruddet i tidsserier gjør det imidlertid vanskeligere å tolke tidstrender i datamaterialet, fordi informasjon fra perioder der endringer kanskje foregikk, ikke finnes.

Lurv er et folkelig samlebegrep som brukes om hurtigvoksende, trådformede alger. Lurv er vanlig i marine økosystemer over hele kloden, og under gitte forhold, med god tilgang på næring, kan fremveksten av disse bli så omfattende at de dekker over og «kveler» andre organismer. Mange av artene kan også leve som epifytter, som vil si at de lever på andre organismer. Men de kan også forsvinne relativt raskt, når forholdene er mindre gunstige for dem. Lurv representerer et problem fordi de kan fortrenge mer vedvarende arter, og dermed skape et mer ustabil kysthabitat for f.eks. krepsdyr, snegl og fisk.

Mengden påvekstalger og lurv (trådformede, hurtigvoksende alger) ble i 2020 registrert i form av dybdeintervall der dekningsgraden ble anslått til å ligge over 50 %. Disse tallene er ikke direkte sammenlignbare med tidligere undersøkelser, da fulle transekter ikke ble utført, men intervallanslagene tyder på at forekomster av lurv og påvekstalger har økt både i tetthet og i dybdeutbredelse ved alle stasjonene bortsett fra ved Steilene, hvor det ikke ser ut til å ha vært noen endring. Dette må ansees som en alvorlig utvikling med tanke på i hvor stor grad dette påvirker de øvrige bentiske algene og viktige habitater i grunne hardbunnsområder. Dette påvirker også i stor grad rekreasjonsverdien til publikum som bruker strender og svaberg blant annet til bading.

Fisk i Indre Oslofjord har hatt både kommersiell og rekreasjonsmessig betydning, og det har i de siste ti årene vært bekymring over status for fiskepopulasjoner i fjorden, spesielt torsk. Dette har resultert i restriksjoner på fiske i indre Oslofjord. Siden høsten 2011 har det fire ganger i året vært gjennomført standardiserte trålinger på Midtmeie, like utenfor Steilene. Det benyttes en bunntål med høyde 8-10 m og bredde 20 m. Hvert trekk har vært rundt 2000 m. Midtmeie er spesiell siden den har høy tetthet av både krill og reker stort sett hele året og derfor har et generelt høyt arts- og individantall av fisk.

Det har vært åpenbare endringer i fiskesamfunnet i perioden undersøkelsene har vært gjennomført, og det er stor variasjon i artssammensetning og individantall både gjennom året og mellom år. Siden alle data baserer seg på enkle tråltrekk vil en stim av sei som går i trålen ha stor innflytelse på både antall og sammensetning, som i mai 2020.

Indre Oslofjord er trolig et oppvekstområde for gapeflyndre (*Hippoglossoides platessoides*) og arten var tallrik på vinteren de første årene i perioden. Deretter tok øyepål (*Trisopterus esmarkii*) over som den mest tallrike arten i februar, men i senere år har hvitting (*Merlangius merlangus*) dominert. Fiskesamfunnet på Midtmeie har endret seg fra å være dominert av bunnlevende arter med sterkt innslag av små torskefisk som tangbrosme, øyepål og sypike (*Trisopterus minutus*), til et samfunn dominert av hvitting. Visuelt synes det som at torsken som nå finnes i fjorden er torsk som har vandret inn fra ytre Oslofjord/Skagerrak. Den "opprinnelige" Oslofjord-torsken var visuelt gråere enn den som nå fanges og hadde høyt antall måkeikter (svartprikk), noe som ikke finnes på den som nå er i fjorden. Det har blitt gjort genetiske studier av torskepopulasjonene langs kysten tidligere, med resultater som tydet på at torsken i Oslofjorden var en unik populasjon.

Hvitting-populasjonen i indre Oslofjord har tilsynelatende økt kraftig. Hvitting lever av krepsdyr, men skifter tidlig til småfisk. Den observerte utviklingen for torsk og andre arter som gyter i indre Oslofjord kan delvis forklares ved predasjon fra hvitting på tidlige livsstadier av de aktuelle artene. Det er ikke klart om hvitting gyter i indre Oslofjord.

Situasjonen for andre torskefisk som sypike og øyepål er ikke klar. Det er få torsk i fjorden sammenlignet med for fem eller ti år siden, noe som vil gi et minnet beitetrykk. Begge artene er imidlertid av en størrelse der stor hvitting vil kunne være en predator. Resultatene fra toktet i mai 2021 var imidlertid oppløftende. Mange av artene som var vanlige for ti år siden var tilbake, om enn i lavere antall enn tidligere.

I løpet av våren og sommeren 2020 var det dypvannsfornyelse i deler av fjorden. I april var det oksygenrikt vann på stasjonene Hm4 rett innenfor Drøbakerskelen, G12 på østsiden av Håøya og F11 i Vestfjorden. Det var fortsatt relativt lave oksygenforhold på stasjon Dk1 ved Steilene i april, men i juni var det også kommet oksygenrikt vann til denne stasjonen. Det var ingen fullstendig fornyelse av dypvannet i Bunnefjorden i 2020. Oksygenforholdene ble jevnt lavere i løpet av året. I desember 2020 var oksygenkonsentrasjonen lavere enn 1,5 ml/L under omtrent 60 m i både Lysakerfjorden og Bunnefjorden. Grenseverdien mellom gode og moderate oksygenforhold går på 50 % oksygenmetning. Det er påfallende at det aller meste av bunnarealet innenfor Drøbak er lavere enn dette. Dette utgjorde et bunnareal på 136 km², som er over 70 % av bunnarealet innenfor Drøbakerskelen.

I omtrent 4.0 km² av bunnarealet var oksygenmetningen lavere enn 5 % oksygenmetning, som betyr at dette arealet er svært nær å være anoksisk, dvs. helt fritt for oksygen. Av dette arealet utgjør bassenget Steilene Nord 1108 dekar, Bærumsbassenget 1079 dekar, Bunnefjorden 1653 dekar og Paddehavet 122 dekar. I Paddehavet er det kun er 13 m dypt, som betyr at oksygenfattig og sannsynligvis næringsrikt vann befinner seg nær overflatelaget hvor dette kan gi opphav til algevekst.

For å vurdere effekten av tiltak for å forbedre forholdene i fjorden, burde det også tas høyde for hvor dypt ned de oksygenfattige vannmassene befinner seg. I Bærumsbassenget (B14), i Oslos havnebasseng (Ap2), i Paddehavet (Br1) og i Bunnebotten (Gp2) fins det oksygenfattig bunn som ligger relativt grunt.

Oksygeninnholdet i bunnvannet ble også målt i forbindelse med undersøkelser av hyperbenthos (hovedsakelig i september), og det generelle bildet er at den øker fra innerst i Bunnefjorden til ytterst ved Drøbaksundet. Også reketettheten øker utover i fjorden, fra Bunnefjorden og Hellviktangen hvor det ikke er noen reker og ut til Gråøyrenna som har den høyeste reketettheten av de syv rekestasjonene. I Drøbaksundet går reketettheten ned, selv om antallet arter er like høyt som på de andre stasjonene.

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

For foraminiferer er derimot konklusjonen at korrelasjonen mellom foraminiferdata og målte oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet er svært god, og gir en sterk indikasjon på at oksygen er en av de viktigste faktorene som styrer sammensetningen av poredyr (foraminiferer) i Indre Oslofjord. Det har tidligere blitt beregnet at den økologisk tilstand basert på fossile foraminiferer i daterte sedimentkjerner viser at naturtilstand (før menneskelig påvirkning) i Bunnefjorden var *god* til *svært god*. Undersøkelser av foraminiferer fra 2018 viser at økologisk tilstand i Bunnefjorden i dagens situasjon er *svært dårlig*.

Summary

Title: Investigation of hydrographic and biological conditions in the Inner Oslo Fjord - Annual Report 2020
Year: 2021
Author(s): André Staalstrøm, Anette Engesmo, Guri Sogn Andersen, Sandra Gran, Gunhild Borgersen, Siri Moy, Louise Valestrand, Steven Brooks, Ketil Hylland, Tor Fredrik Holth
Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7386-1

In the environmental monitoring in 2020, several elements in the Inner Oslo Fjord's ecosystem have been investigated. The water chemistry was examined with an automatic recording probe (CTD) that measures salinity, temperature, oxygen, chlorophyll a fluorescence and turbidity as a function of depth. In addition to this, water samples were taken which were analyzed for concentration of nutrients and organic matter. The oxygen conditions affect the occurrence of hyperbenthos such as shrimp. These were caught with a sledge that was towed along the bottom. In the surface layer, water samples were taken which were analyzed for the amount and species composition of phytoplankton. Mapping of the distribution of macroalgae and other underwater vegetation was also carried out. No analysis of mussel occurrence was performed, but the health status of the mussels was examined. This was done by performing various tests (biomarker tests), which reveal whether the mussels are already affected by other stressors such as high levels of environmental toxins. In this way, the biomarker surveys in this report are linked to other surveys of environmental toxins in the fjord. In a separate project, the occurrence of fish in the fjord has also been investigated, and the results are included in this report.

There was a significantly higher biological stress response for mussels from Hovedøya near Oslo harbor basin, than for mussels at stations further out in the Oslo Fjord. Mussels collected from the three other localities in the Inner Oslo Fjord (Steilene, Storøyodden and Håøya) had significantly lower biological stress responses and were more similar to the responses measured in mussels from Solbergstrand outside Drøbak. Integrated biological response does not give an absolute status of the health condition of mussels but is used as a relative measure of the health condition. But based on experience, the health condition of the mussels at all stations, except the one at Hovedøya, is considered to be reasonably good. The health condition of the mussels at Hovedøya stands out by having a significantly higher stress response, and the health condition here is less good. Although chemical concentrations were not measured in mussels in this study, previous monitoring studies in the area have shown elevated concentrations of environmental toxins in mussels collected near Hovedøya. This location is also closest to known areas with potential pollution in the Inner Oslo Fjord, including runoff from the city of Oslo. Poorer health condition for mussels from Hovedøya, is probably because these mussels have a higher environmental toxin load. It is worth noting that in the test where the volume of basophilic cells in the digestive glands of mussels was measured, there are international limit values that one should preferably be below. The results of this test on all five mussel stocks, including those from outside Drøbak, were above these limit values.

The distribution patterns of the five species of seaweed included in the study, have not changed much in the last ten years. *Fucus spiralis*, Bladderwrack and *F. serratus* were observed in relatively dense populations in large parts of the inner Oslofjord in 2020. Toothed seaweed still does not grow into the inner harbor basins and in the Bærum basin at Sandvika, and although some spiral seaweed and bladder seaweed grow here, the abundance are sparser than elsewhere. *Fucus evanescens* (Norwegian

name Gjelvtang), on the other hand, has its main area in the inner part of the fjord (the harbor basin) where it grows in relatively dense populations, but in 2020 this was less dominant than before. In 2017 and 2020, it was not found as far into the Bunnefjord as in 2016, and the deposits also generally seemed lower. In 2020, it was also not observed at stations from Steilene and south towards Drøbak.

Ascophyllum nodosum (Norwegian name Grisatang) were, with the exception of one single find in the Bunnefjord, only found at stations from Steilene and south towards Drøbak. This picture is quite similar to previous years. In 2016, scattered individuals were also found further into the fjord, but in 2017 these deposits were gone again. In the 1890s, knotted kelp was also common in the innermost parts of the fjord, by Bygdøy and Nakkholmen. The species are vulnerable to pollution and has gradually disappeared from larger areas of the fjord.

Fucus evanescens is a northern species that belongs in northern Norway all the way down to the Trondheim Fjord. In the Oslo Fjord, it is considered an introduced species and was first registered around the turn of the century (1890s). In southern Norway, this seaweed grows mostly in harbor basins and polluted areas. *F. evanescens* were found at 97% of the stations in 1974-75 and grew in dense populations at most of the stations (dominant). In the late 1980s, a slight decrease in the density of this species was recorded, a picture that was still valid in the 1990s. In 2011-2013, a marked decrease in the amount of *F. evanescens* was registered at most stations, and this development seems to have continued. Observations of this species from the last 5 years may indicate an improved condition in the inner parts of the fjord. However, variation in the occurrence of Knotted kelp in the same areas shows that the environmental conditions are probably still not good enough for the Knotted kelp to thrive.

Concentration of nutrients in the surface layer showed mainly a similar seasonal development at all stations, with high concentrations in the first winter months, a sharp decline in the spring, low concentrations throughout the growing season, before again high values in the autumn. The decline in the growing season is related to phytoplankton blooms. But there is some difference in the level of nutrients at the different stations in the fjord. In some cases, large differences between the stations were also measured on individual dates. In the summer of 2020, all nutrients were in "good" or better condition class, except for phosphorus at station Gp2 which is located near the river Årungen's outlet and Aq3 which is located near Akerselva. The station Gp2 stands out by having the highest values of nutrients. In the winter of 2019/2020, there were high values of nitrogen in the entire surface layer of the fjord, with a clear gradient with the highest values in the innermost part of the fjord and lower values in the outermost part. High levels of phosphate were measured at several stations in early July and high values of silicate in early August. This can probably be explained by peaks in the supply of fresh water to the fjord.

Toxic algae were detected during 2020. Of the dinoflagellates, many were of the genus *Dinophysis*, known to be one of the causative organisms for diarrhea-causing toxins in mussels. It was prominent in 2020 and was registered throughout the year at both stations. They were particularly numerous at station Dk1, where more than 1000 cells/L were registered in March, May and July. Species from the genus *Alexandrium* can cause paralyzing toxins to accumulate in mussels, one of the most serious mussel poisonings. There were sporadic registrations of *Alexandrium* throughout the year, at both stations. *Azadinium* spp. is a relatively newly discovered dinoflagellate genus consisting of very small cells, some of which produce the toxins azaspirasides which cause shellfish poisoning. *Azadinium* spp. were registered sporadically throughout the summer, and there were somewhat higher concentrations of this at the beginning of July at both stations.

Many fish-toxic species were also registered, the dinoflagellates *Karenia mikimotoi* and *Karlodinium veneficum* were sporadically registered in the spring and in the summer months. The dinoflagellate genus *Pseudochattonella* was registered at Dk1 at the end of April. In addition, the naked stage of the dinoflagellate *Octactis speculum* (formerly *Dictyocha speculum*) was recorded in May. *Octactis speculum* was also very common, often dominant, in the winter. The genus *Heterosigma* was sporadically observed. There were also relatively high concentrations of the genus *Chrysochromulina* in May, June and July.

Secchi depth is a measure of how far light penetrates into the water mass. All stations from Steilene and inward into the fjord had a secchi depth in the summer of 2020 that was "moderate" or worse. Since 2019, DOC has been measured in the water mass, and in this report a statistical analysis has been made of the connection between the three parameters secchi depth, chlorophyll a and DOC. Both explanatory parameters had significance for variation in observed secchi depth at most stations in the fjord. An important exception was station Gp2 in Bunneboten, where visibility in the water is largely affected by river water from Årungen, often with high concentrations of particles.

The distribution of benthic algae downwards in depth (vertical distribution) is largely determined by light access. This depends on how clear the water is (high secchi depth), because this has an effect on how much sunlight penetrates down to the depths where the algae grow. Covering caused by, for example, turf growth can be of great importance, because light is blocked from reaching the algae's surface. In 2020, the vertical distribution of nine index species has been examined at seven stations (Norwegian names Krusflik, Svartkluft, Skolmetang, Sukkertare, Krusblekke, Hummerblekke, Teinebusk, Fagerving and Eikeving).

The lower growth depth for macroalgae in the Inner Oslo Fjord seems to vary a great deal from year to year. In 2020, the lower growth depth at Hovedøya was significantly better than for a long time, but still worse than in the period from 1989 to 2012. At Steilene, Borøya and Nakkholmen, the lower growth depth was relatively similar to the previous survey in 2017, while the lower growth depth at Fornebu, Ormøya and Svartskog was significantly reduced. The station at Steilene had the deepest lower growth limit for algae in recent years. This is also the station that is located furthest out in the fjord.

Data from the diving surveys in the inner Oslo Fjord are clearly separated into two groups. Regular surveys were conducted in the 1980s and 1990s. Thereafter, there was a period of about 20 years (from 1991-2011), before the diving surveys were resumed and has now been carried out regularly for the last 10 years. Available data indicate that the lower growth limit in the inner Oslo Fjord was improving towards the 1990s, while in comparison it seems to have deteriorated in the last ten years at several of the stations. However, the break in the time series makes it more difficult to interpret time trends in the data material, because information from periods where changes may have taken place does not exist.

Turf (Norwegian name Lurv) is a popular collective term used for fast-growing, filamentous algae. Turf are common in marine ecosystems across the globe, and under given conditions, with good access to nutrients, their emergence can become so extensive that they cover up and "suffocate" other organisms. Many of the species can also live as epiphytes, which means that they live on other organisms. But they can also disappear relatively quickly, when conditions are less favorable for them. Turf represent a problem because they can displace more persistent species, and thus create a more unstable coastal habitat for e.g. crustaceans, snails and fish.

The amount of filamentous, fast-growing algae (turf) was registered in 2020 in the form of depth intervals where the coverage rate was estimated to be above 50%. These results are not directly comparable with previous surveys, as full transects were not performed, but the estimates indicate that occurrence of turf have increased both in density and in depth distribution at all stations except at Steilene, where there does not appear to have been any change. This must be regarded as a serious development in view of the extent to which this affects the other benthic algae and important habitats in shallow hard bottom areas. This also greatly affects the recreational value to the public who use the coastline for swimming, among other things.

Fish in the Inner Oslo Fjord have had both commercial and recreational significance, and in the last ten years there has been concern about the status of fish populations in the fjord, especially cod. This has resulted in restrictions on fishing in the inner Oslo Fjord. Since the autumn of 2011, standardized trawling has been carried out four times a year at Midtmeie, just outside Steilene. A bottom trawl with a height of 8-10 m and a width of 20 m is used. Each haul has been around 2000 m. Midtmeie is special since it has a high density of both krill and shrimp most of the year and therefore has a generally high number of species and individual fish.

There have been dramatic changes in the fishing community during the period the surveys have been carried out, and there is great variation in species composition and number of individuals both throughout the year and between years. Since all data is based on simple trawl hauls, a shoal of pollock that goes into the trawl will have a great influence on both number and composition, as in May 2020.

The inner Oslofjord is probably a breeding area for the species American plaice (*Hippoglossoides platessoides*) and the species was numerous in winter during the first years of the period. After that, Norway pout (*Trisopterus esmarkii*) took over as the most numerous species in February, but in recent years whiting (*Merlangius merlangus*) has dominated. The fish community aton Midtmeie has changed from being dominated by benthic species with a strong element of small cod fish to a community dominated by whiting. Visually, it seems that the cod that are now found in the fjord are cod that has migrated in from the outer Oslofjord/Skagerrak. Genetic studies have been carried out on the cod populations along the coast in the past, with results indicating that the cod in the Oslo Fjord was a unique population.

The whiting population in the inner Oslo Fjord has increased sharply. Whiting initially feeds on crustaceans but changes early to small fish. The observed development for cod and other species that spawn in the inner Oslo Fjord can be partly explained by predation from whiting in the early life stages of the species in question. It is not clear whether whiting spawn in the inner Oslo Fjord.

The situation for other cod fish is not clear. There are few cod in the fjord compared to five or ten years ago, which will reduce grazing pressure. However, both species are of a size where large whiting could be a predator. However, the results from the cruise in May 2021 were uplifting. Many of the species that were common ten years ago were back, albeit in lower numbers than before.

During the spring and summer of 2020, there was deep-water renewal in parts of the fjord. In April, there was oxygen-rich water at stations Hm4 just inside the Drøbak Sill, the station GI2 on the east side of Håøya and FI1 in Vestfjorden. There were still relatively low oxygen conditions at station Dk1 at Steilene in April, but in June oxygen-rich water had also arrived at this station. There was no complete renewal of the deep water in the Bunnefjord in 2020. Oxygen conditions were steadily lower during the year. In December 2020, the oxygen concentration was lower than 1.5 ml/L below about 60 m in both Lysakerfjorden and Bunnefjorden. The limit value between what is regarded as good and moderate oxygen conditions is 50 % oxygen saturation. It is striking that most of the bottom area

within Drøbak is lower than this. This amounted to a bottom area of 136 km², which is over 70 % of the bottom area within the Drøbak Sill.

In about 4.0 km² of the bottom area, the oxygen saturation was lower than 5%, which means that this area is very close to being anoxic, i.e. completely free of oxygen. Of this area, the Steilene Nord basin comprises 1108 decares, the Bærum basin 1079 decares, the Bunnefjord 1653 decares and the Paddehavet 122 decares. In Paddehavet, it is only 13 m deep, which means that oxygen-poor and probably nutrient-rich water is close to the surface layer where this can give rise to algae growth.

In order to assess the effect of measures to improve conditions in the fjord, the depth of the oxygen-poor water masses should be considered. In Bærumsbassenget (Bl4), in Oslo's harbor basin (Ap2), in Paddehavet (Br1) and in Bunneboten (Gp2), hypoxic or anoxic water is found relatively shallow.

The oxygen content of the bottom water was also measured in connection with the investigations of hyperbenthos (mainly in September), and the general picture is that it increases from the innermost part of the Bunnefjord to the outermost part of Drøbaksundet. The shrimp density is also increasing in the fjord, from Bunnefjorden and Hellviktangen where there are no shrimp and out to Gråøyrenna which has the highest shrimp density of the seven shrimp stations. At the location outside Drøbak, shrimp density is declining, even though the number of species is as high as at the other stations.

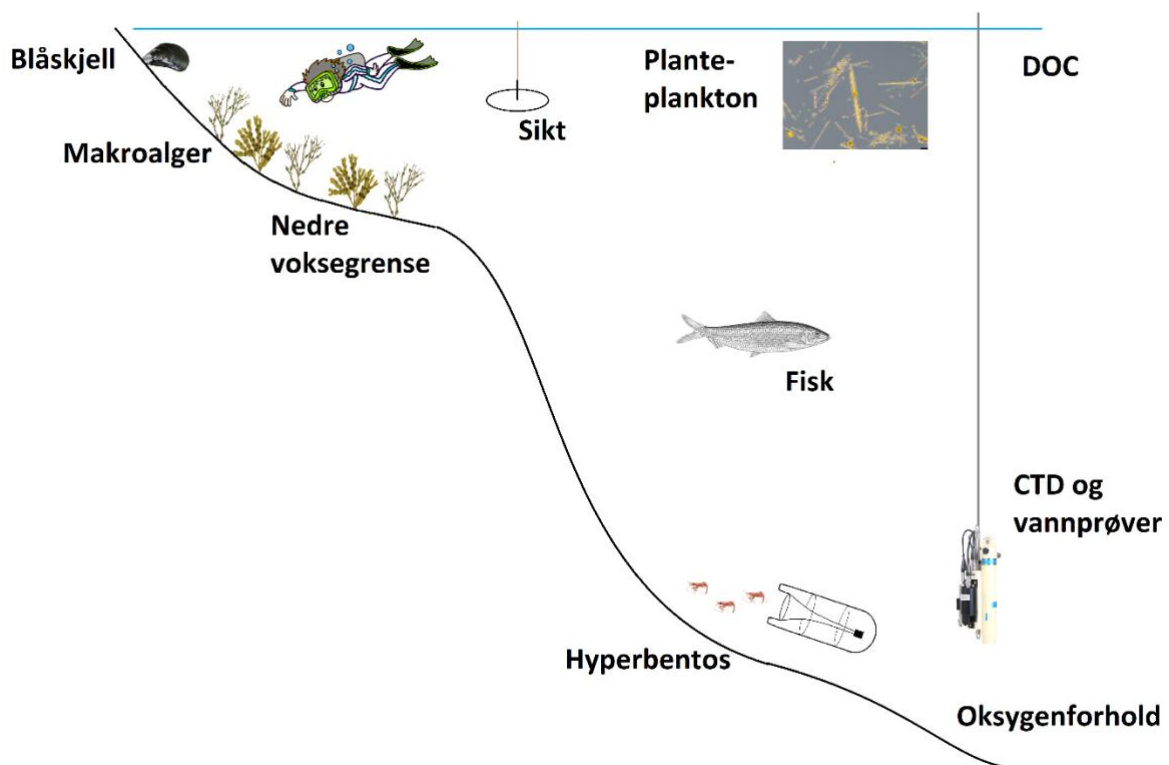
Shrimp density varies greatly from year to year, and more than the fluctuations in oxygen content would indicate. This is also reflected in the low correlation between oxygen content in groundwater and shrimp density ($R^2 = 0.07$). There is thus no clear statistical relationship between oxygen content in deep water and shrimp density. There is still a clear connection at station level, even though the oxygen content from year to year cannot predict shrimp density: at stations with little oxygen in the bottom water there are no shrimp (Svartskog in Bunnefjorden and Hellviktangen), and further out in the fjord both oxygen content and shrimp density increase. The exception is the location outside Drøbak, that has the highest oxygen content, but low shrimp densities.

For foraminifera, on the other hand, the conclusion is that the correlation between foraminiferal data and measured oxygen concentrations in the deep water is very good, and gives a strong indication that oxygen is one of the most important factors controlling the composition of foraminifera in the Inner Oslofjord. It has previously been calculated that the ecological condition based on fossil foraminifers in dated sediment cores shows that the natural condition (before human impact) in the Bunnefjord was good to very good. Surveys of foraminifers from 2018 show that the ecological condition of the Bunnefjord is currently very poor.

1 Innledning

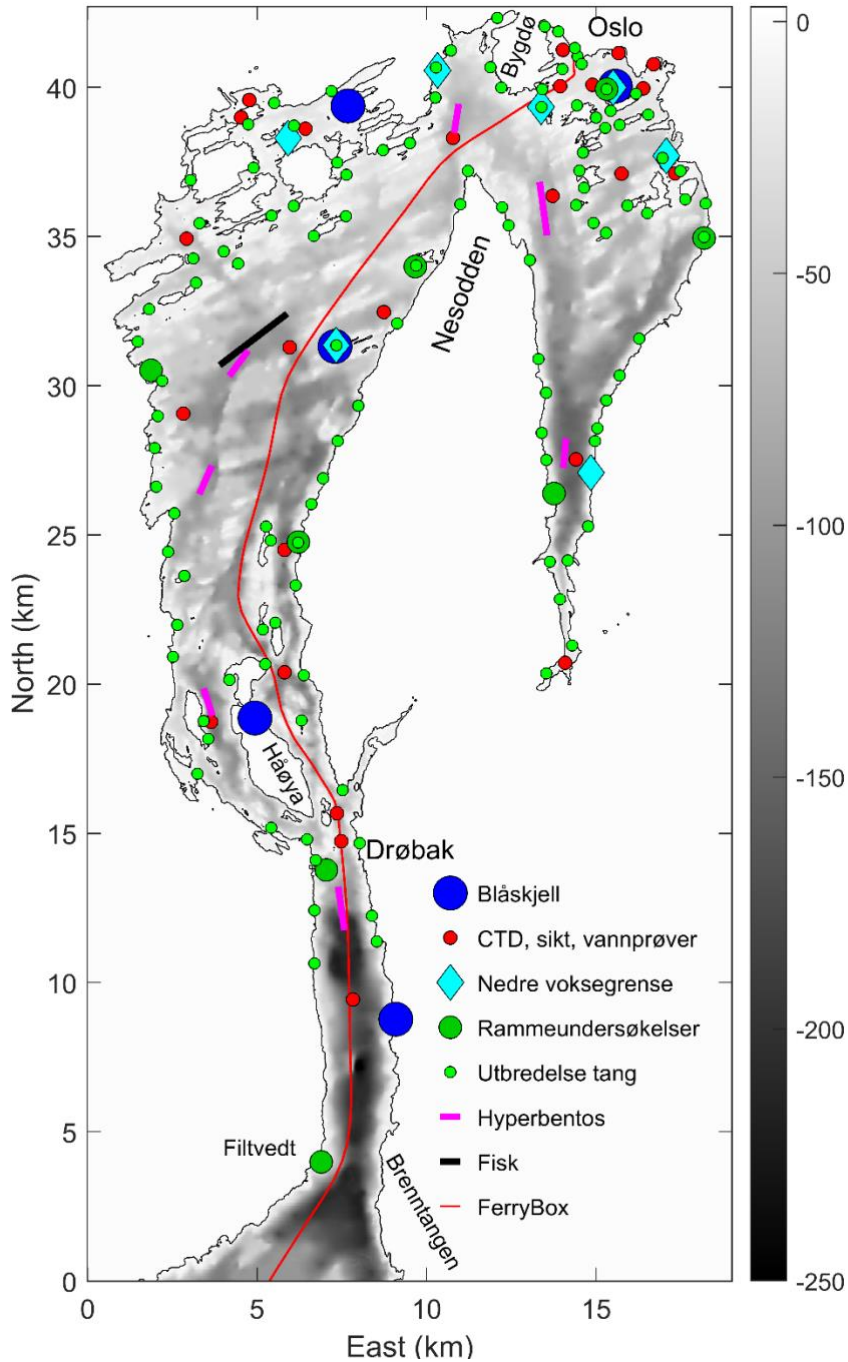
1.1 Overvåkningsprogrammet i 2020

Det marine økosystemet består av mange elementer. De delene som har blitt undersøkt i dette overvåkningsprogrammet er illustrert i Figur 1. Vannkjemien ble undersøkt med automatisk registrerende sonde (CTD) som måler saltholdighet, temperatur, oksygen, klorofyll a fluorescens og turbiditet som en funksjon av dypet. I tillegg til dette ble det tatt vannprøver som ble analysert for mengden næringssalter og organisk stoff. Oksygenforholdene påvirker forekomsten av hyperbentos som f.eks. reker. Disse ble fanget med en Beyerslede som ble slept langs bunn. I overflatelaget ble det tatt vannprøver som ble analysert for mengde og artssammensetning av planteplankton. Utbredelse av makroalger og annen undervannsvegetasjon ble også foretatt. Det ble ikke gjort undersøkelse av forekomsten til blåskjellene, men hvilken tilstand de var i. Dette ble gjort ved å utføre forskjellige tester (biomarkør-tester), som avslører om blåskjellene allerede er påvirket av andre stressfaktorer som høye forekomster av miljøgifter. På denne måten er biomarkør undersøkelsene i denne rapporten knyttet til andre undersøkelser av miljøgifter i fjorden (f.eks. Moseid et al. 2021). I vannmassene i Figur 1 er det også tegnet inn en fisk for å illustrere at Fagrådet også undersøkte forekomsten av flere fiskearter. Dette ble gjort i et separat prosjekt, men resultatene er inkludert i denne rapporten.



Figur 1. Fagrådet overvåker forskjellige deler av det marine økosystemet. I 2020 ble tilstanden til blåskjell, utbredelse av makroalger, utbredelse av hyperbentos som reker, planteplankton, vannkjemi og oksygenforhold undersøkt. Det ble også gjort undersøkelser av fisk i 2021.

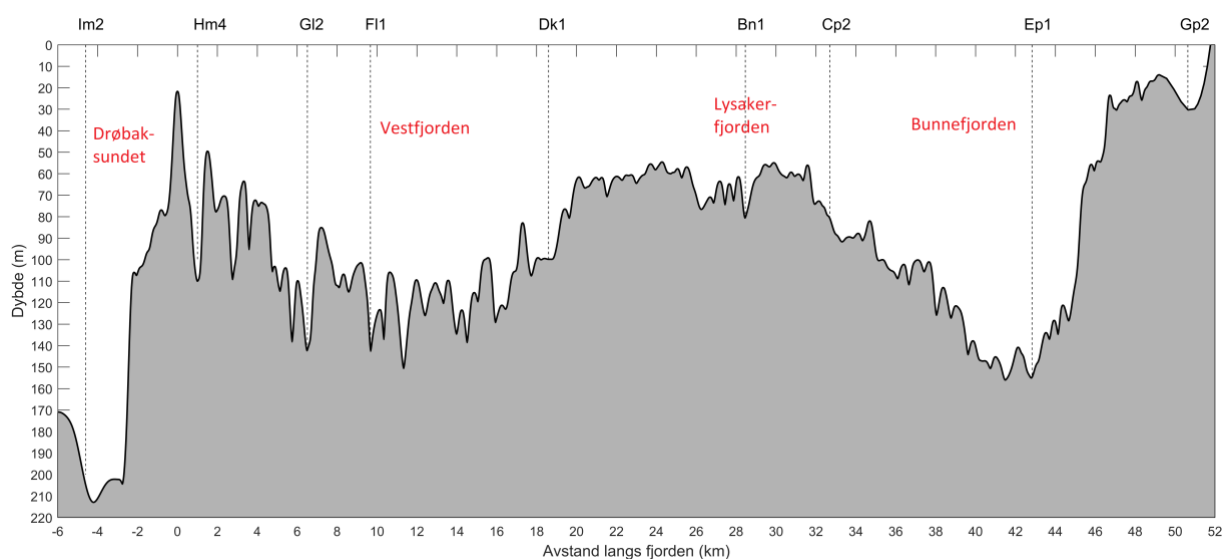
I kartet under (Figur 2) vises det hvor det ble gjort undersøkelser i fjorden, og hvilke typer undersøkelser som ble gjort.



Figur 2. I kartet vises plasseringen til stasjoner og transekt hvor det har blitt gjort undersøkelser. Fargeskalaen i kartet viser dybdeforholdene. Dypest er det ute i Drøbaksundet. Indre Oslofjord er adskilt fra Drøbaksundet med en terskel på 19,5 m ved Drøbak. I Vestfjorden er det dypeste punktet 165 m ved stasjon FI1. Den røde linjen viser hvor Color Fantasy vanligvis seiler, og langs denne linjen blir det gjort målinger med FerryBox-systemet.

1.2 Fjordens topografi

I mange sammenhenger så defineres Indre Oslofjord som området innenfor Drøbak, siden Drøbakerskelen med sitt maksimale dyp på ca. 20 meter avgrenser bassengene innenfor Drøbak fra bassengene i ytre Oslofjord. Det ca. 10 km lange Drøbaksundet er forbindelsen til ytre Oslofjord, og det ville være naturlig å betrakte innsnevringen av fjorden mellom Filtvet og Brenntangen som innløpet til indre Oslofjord. På det dypeste er Drøbaksundet over 200 m dypt. Det dypeste punktet innenfor Drøbakerskelen er ved stasjon F11 hvor det er 165 m dypt. I Lysakerfjorden er det ca. 80 m dypt, og dette bassenget er adskilt av grunnere områder med terskeldyp rundt 50-55 m. I Bunnefjorden er det 150 m på det dypeste. Dybdeforholdene i fjorden er vist i Figur 2. I Figur 3 er det vist en dybdeprofil som går fra sør i Drøbaksundet, gjennom Vestfjorden, via Lysakerfjorden og til Bunnefjorden og Bunnebotten.



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

1.3 Om rapportens inndeling

Hvis vi tar utgangspunkt i illustrasjonen av de forskjellige undersøkelsene i Figur 1, så starter vi denne rapporten med å beskrive tilstanden for blåskjellene langs stranda i fjorden. Videre ser vi på utbredelsen av makroalger i kapittel 3, før vi ser på vannkjemien (kap. 4) og planteplankton i overflatelaget (kap. 5). I kapitlet om vannkjemien vil vi også se på forholdene i hele vannsøylen. Så vil vi se på sammenhengen mellom organisk stoff (DOC) og siktdyp (kap. 6). Deretter beveger vi oss videre nedover i vannmassene og ser hvor dypt makroalgene vokser i fjorden (kap. 7), som blant annet er avhengig av siktdypet, før vi ser på sammensetningen av fiskesamfunnene i vannmassene (kap. 8). Sirkulasjon i vannmassene og oksygenforhold blir beskrevet i kapittel 9. Oksygenforholdene har stor betydning for forekomst av hyperbentos, som blir undersøkt i kapittel 10.

I siste kapittel forsøker vi å knytte alle disse delundersøkelsene sammen, og det vil stilles noen spørsmål som vi fortsatt ikke har fullstendig svar på.

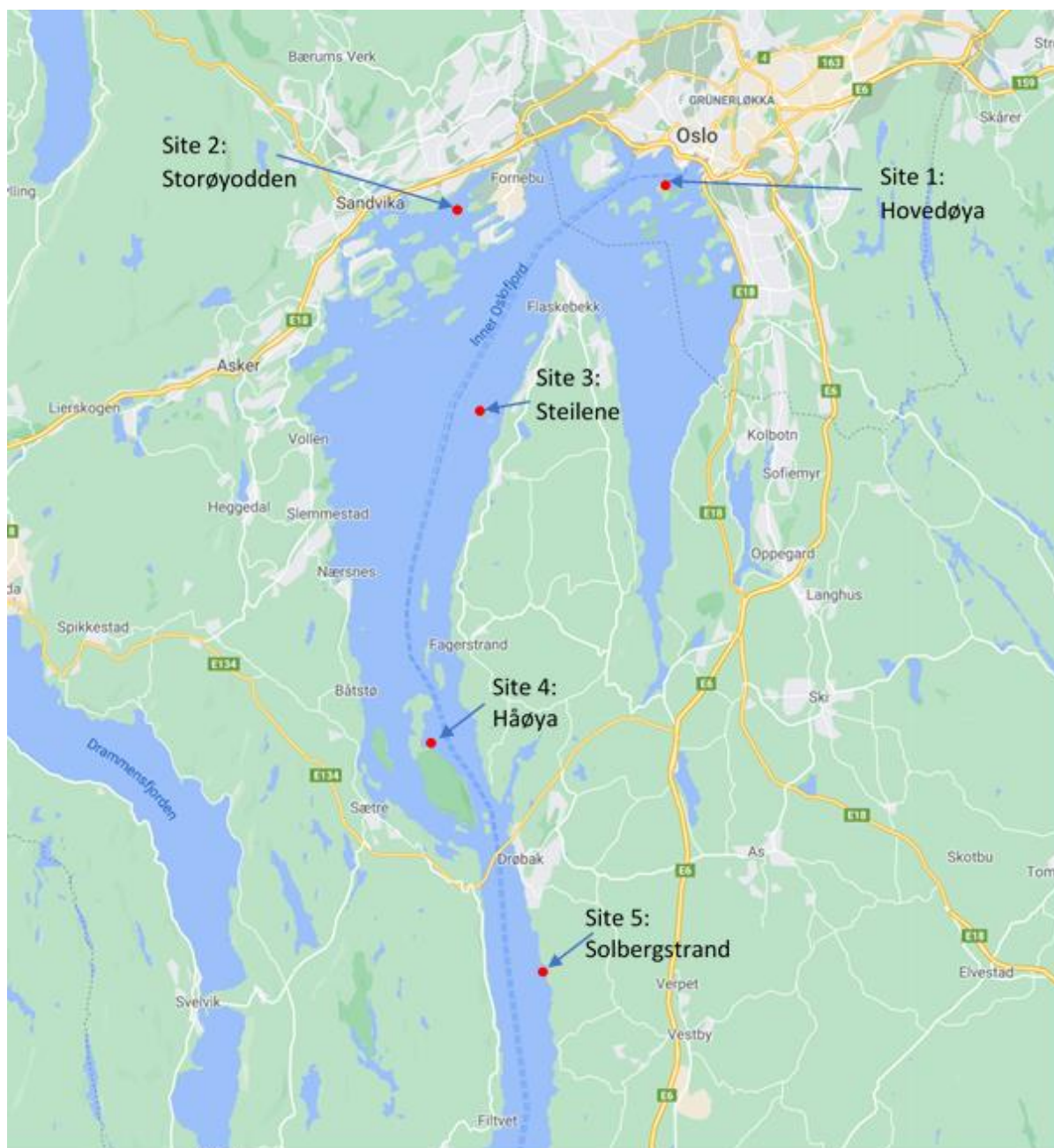
2 Biologiske effekter av miljøgifter på blåskjell

2.1 Innledning

I de to-tre siste årene har det kommet meldinger fra publikum om at det er mindre blåskjell i Indre Oslofjord. Det rapporteres også om unaturlig høy dødelighet av blåskjell fra Frankrike, Nederland og Skottland (Syversen, 2018). Hva som er årsaken til endringene er ikke kjent, men temperaturendringer spiller nok en rolle. I Frankrike er det funnet bakterier som formerer seg når det blir varmt i vannet, og disse kan produsere giftstoffer som dreper skjellene (Syversen, 2018). Om lignende mekanismer spiller inn i Indre Oslofjord er ikke kjent. Ved Steilene ble det ved et tilfelle sommeren 2019 bare funnet noen blåskjell som var 6-8 cm lange, som tyder på at de er relativt gamle. Ved Paddehavet ble det på samme tid derimot kun funnet tett i tett med bittesmå blåskjell (1-4 mm). Det ser altså ut til at det er skjellene fra ett til et par år som mangler, selv om det per dags dato ikke foretas noen systematisk kartlegging av forekomsten av blåskjell i Indre Oslofjord for å dokumentere dette. Basert på feltundersøkelser fra november 1988 ble det beregnet at det var omtrent 31000 tonn (rundvekt, \pm 50%) med blåskjell i strandsonen i Indre Oslofjord (Bjerkeng & Kirkerud, 1994). I forbindelse med et modelleringsprosjekt (Staalstrøm, 2020) har det blitt funnet at blåskjellene har stor betydning for vannkvaliteten i overflatevannet, siden de renses vannet ved at de filtrerer for partikler. Modellresultatene tyder på at hvis alle blåskjell i fjorden plutselig skulle forsvinne, så kan vannkvaliteten i overflatelaget bli en tilstandsklasse dårligere. Med andre ord så kan det vise seg nærmest umulig å oppnå god vannkvalitet i fjorden om blåskjellene forsvinner.

I dette kapitlet blir ikke forekomsten av blåskjell diskutert, men snarere hvilken fysiologisk tilstand de er i. Målinger av miljøgifter i sediment fra Indre Oslofjord viser at tilstanden ikke er tilfredsstillende noe sted i fjorden (Moseid et al., 2021). Dette vil kunne ha en effekt på blåskjellene, og i hvilken grad de er i stand til å opprettholde den økosystemtjenesten de gjør, ved å rense vannet. Det er i 2020 gjennomført et integrert overvåkningsprogram av biologiske effekter, for å bestemme nivået av kjemisk forurensning i Indre Oslofjord og undersøke om eksponering for forurensning gir skadelige helseeffekter på organismer som lever i fjorden. Blåskjell, *Mytilus edulis*, er arten som er valgt til dette formålet på grunn av sin omfattende bruk i overvåkningsprogrammer for biologiske effekter i Norge (f.eks. Brooks et al., 2012; 2015) og over hele verden (f.eks. Zorita et al., 2007, Beyer et al., 2017).

Bruken av blåskjell i undersøkelser av biologiske effekter, gir indikasjoner om deres evne til å filtrere store mengder sjøvann og deres påfølgende bioakkumulering av kjemiske forurensninger fra dette vannet. De har en utbredt distribusjon i mange kysthabitater, og det er flere biologiske effekter som kan måles på forskjellige nivåer av biologisk kompleksitet, fra hele organismen, vev og på subcellulært nivå, noe som gjør dem til en ideell art for dette formålet. Blåskjell anbefales av ICES som overvåkingsorganisme, og mange tester for biologiske effekter er validert med kvalitetssikringsprogrammer (f.eks. BEQUALM) og har vurderingskriterier knyttet til seg. Et utvalg av slike tester for biologiske effekter er valgt i denne studien, som sammen med kjemiske bioakkumuleringsdata vil bidra til å gi en helhetlig vurdering av potensielle effekter av kjemikalier på organismer i Oslofjorden.



Figur 4. Blåskjell ble samlet inn på fem lokaliteter. Se også kart i Figur 2 som viser stasjonene i forhold til andre undersøkelser i fjorden.

2.2 Metodikk

Det ble samlet inn prøver på fem stasjoner i fjorden (se Figur 2 og Figur 4) og det ble foretatt syv forskjellige biomarkørtester. Disse er detaljert beskrevet i Vedlegg A, men beskrives her kort hvor de forkortelsene av de engelske navnene på testene er skrevet i parentes.

1. Stress på stress (SoS)

Blåskjell ble plassert i et fuktig kammer, og det ble undersøkt hvor lenge de overlevde når de ikke var neddykket i sjøvann.

2. Kondisjonsindeks (CI)

Dette er forholdstallet mellom tørrvekten til de bløte delene av blåskjellene og tørrvekten til hele skjellet multiplisert med 100.

3. Lysosomal membran-stabilitet (NRR)

Lysosomer er enzymholdige organeller inne i cellene, hvor skadelige eller overflødige stoffer kan brytes ned. Det tas prøver av blåskjellenes muskelcelle. En "neutral red" løsning ble brukt som sporstoff og tilsatt. Dette tas opp i lysosomene i celleprøven. Det blir undersøkt hvor lenge celleprøven kan holde på den røde væsken.

4. Dannelse av mikrokjerner i cellene (MN)

Inne blåskjellenes celler kan det dannes mikrokjerner (micronuclei) som er omgitt av en membran og som ikke har noen funksjon i cellen. Blir cellene utsatt for miljøgifter dannes det flere slike mikrokjerner. Antall slike mikrokjerner blir telt.

5. Volum av basofile celler (VvBAS)

Et snitt av en celleprøve blir tilsatt et fargestoff, og volumet av de cellene som tar opp dette fargestoffet blir målt. Basofil er en fellesbetegnelse på bestanddeler i celler og vev som lett lar seg farge med basiske, positivt ladede fargestoffer.

6. Akkumulering av nøytrale lipider (NL)

I et snitt av en celleprøve blir det målt hvor mye lipider (fettstoffer) som ikke har noen elektrisk ladning.

7. Akkumulering av lipofuscin (LF)

I et snitt av en celleprøve blir det målt hvor mye lipofuscin som er akkumulert i cellene.

Basert på de syv biomarkørtestene ble det beregnet en indeksverdi, som kalles Integrert Biologisk Respons (IBR). Normaliserte resultater fra de syv testene blir kombinert for å gi en helhetlig vurdering av organismenes helsestatus (Beliaeff and Burgeot, 2002, Broeg and Lehtonen, 2006). De inverse verdiene fra biomarkørtestene ble brukt, siden en lav verdi på testene indikerer en stor negativ påvirkning på organismen. En høy IBR-verdi betyr altså at blåskjellene er påvirket i stor grad, og dermed har dårlig helsetilstand.

I undersøkelsene i dette prosjektet er det ikke inkludert kjemiske analyser av blåskjellene, men det er tilgjengelig en del data fra nærliggende lokaliteter fra andre prosjekter, som Milkys programmet (Green et al. 2019) hvor det ble samlet inn prøver til kjemiske analyser i blåskjell nær Hovedøya og ved Solbergstrand i 2019. I tillegg var det også tilgjengelig data fra blåskjell samlet inn ved Steilene som en del av prosjektet Urban fjord (Ruus et al. 2020). En oversikt over tilgjengelig kjemiske analyser er vist i Tabell 1.

Tabell 1. Stasjoner hvor det ble samlet inn blåskjell, hvor det samtidig var tilgjengelig data fra kjemiske analyser.

Stasjon	Parametere som er analysert	Referanse
Hovedøya (dvs. Akershuskaia noen hundre meter fra denne stasjonen)	PAH-forbindelser, metaller, PCB, organiske tinnforbindelser	Green et al. (2019)
Steilene	Metaller, PCB, PFAS, bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, UV-kjemikalier, siloksaner, dekloraner	Ruus et al. (2020) (Urban fjord 2019)
Solbergstrand	Metaller, PCB, organotins	Green et al. (2019)

2.3 Resultat fra kjemiske analyser

I Tabell 2 vises et utvalg av miljøgifter på de tre lokalitetene Hovedøya, Solbergstrand og Steilene. Kromkonsentrasjonene var over bakgrunnsverdiene på alle tre lokalitetene, og i 2019 var konsentrasjonene av krom ved Hovedøya spesielt høy som tyder på alvorlig forurensning. Nikkel konsentrasjonene ved Hovedøya i 2019 var også over bakgrunnsverdiene. Alle de andre metallene hadde tilfredsstillende lave konsentrasjoner på alle tre stasjonene.

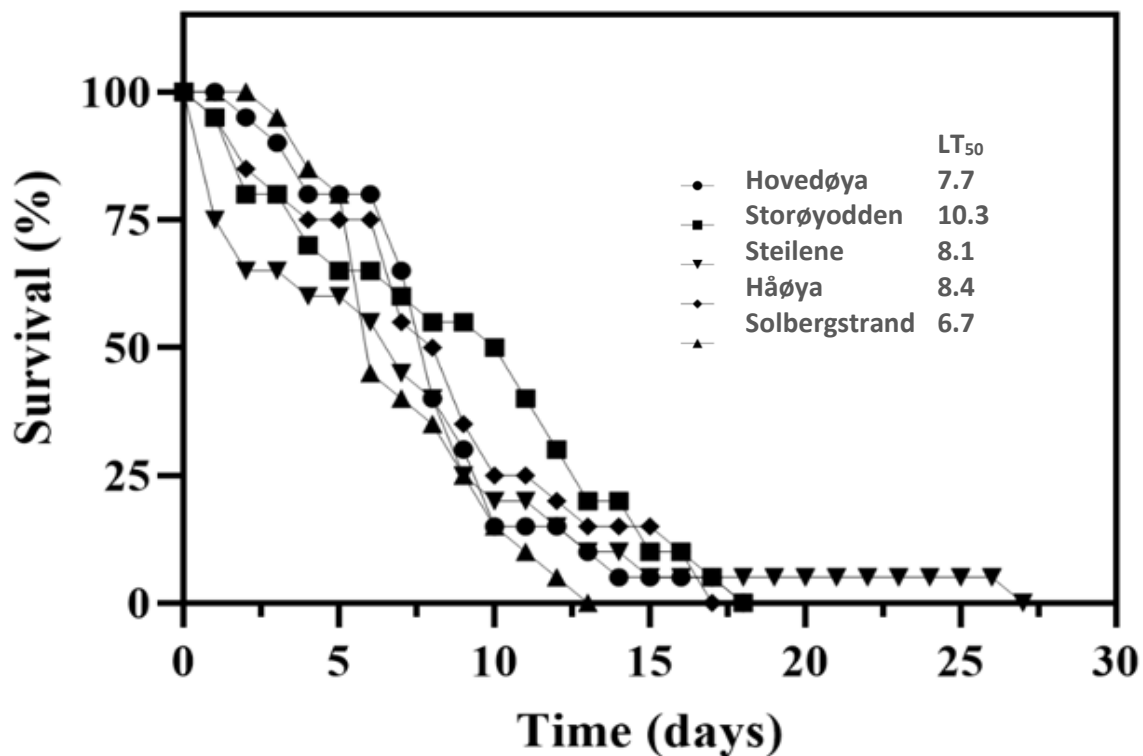
For PCB var det noe høyere konsentrasjoner ved Hovedøya enn ved de to andre stasjonene (Solbergstrand and Steilene). TBT konsentrasjonen var også høyere ved Hovedøya sammenlignet med Solbergstrand, men ikke sammenlignet med Steilene. Selv om det er lite datagrunnlag for å si noe om kjemisk tilstand i blåskjell, er det en tendens til at det er høyere konsentrasjoner i områdene som er nærmest de urbane områdene i Oslo. Til sammenligning så hadde Steilene lignende kjemiske konsentrasjoner som det som er funnet ved Solbergstrand.

Tabell 2. Et utvalg av kjemiske konsentrasjoner målt i blåskjell i Oslofjorden. Data innsamlet fra Hovedøya og Solbergstrand er fra 2018 og 2019 (Green et al., 2019), og data fra Steilene er fra Urbanfjord programmet i 2019 (Ruus et al., 2020). Enhetene er mg/kg våtvekt for metaller og µg/kg våtvekt for PCB, PAH and TBT.

Chemical(s)	Hovedøya		Solbergstrand		Steilene
	2018	2019	2018	2019	2019
Arsenic	1.73	2.50	3.53	0.06	2.54
Cadmium	0.29	0.19	0.14	0.02	0.23
Cobalt	0.07	0.10	0.10	0.01	
Chromium	0.50	3.97	0.89	0.55	0.44
Copper	0.75	0.59	1.70	0.53	1.12
Iron					50.30
Mercury	0.02	0.01	0.01	0.00	0.02
Nickel	0.32	2.24	0.44	0.17	0.41
Lead	0.34	0.30	0.16	0.01	0.72
Zinc	24.67	17.33	18.67	2.89	26.16
Sum PCB_S7	4.70	4.58	1.87	0.10	3.87
Sum 16 EPA-PAH	24.80	21.63			
TBT	16.00	6.99	2.37	0.70	

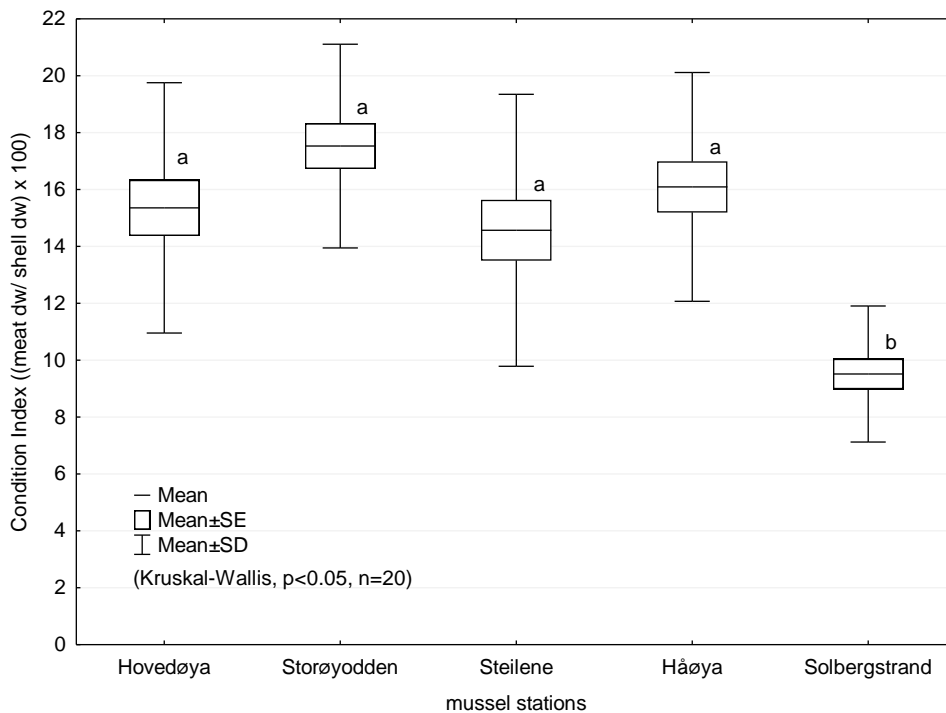
2.4 Resultat fra biomarkørtestene

Det ble gjennomført totalt syv biomarkørtester på blåskjellene fra indre og ytre Oslofjord. En detaljert beskrivelse av resultatene er gitt i Vedlegg A. Resultatene fra de syv testene er vist i Figur 5 til Figur 11.



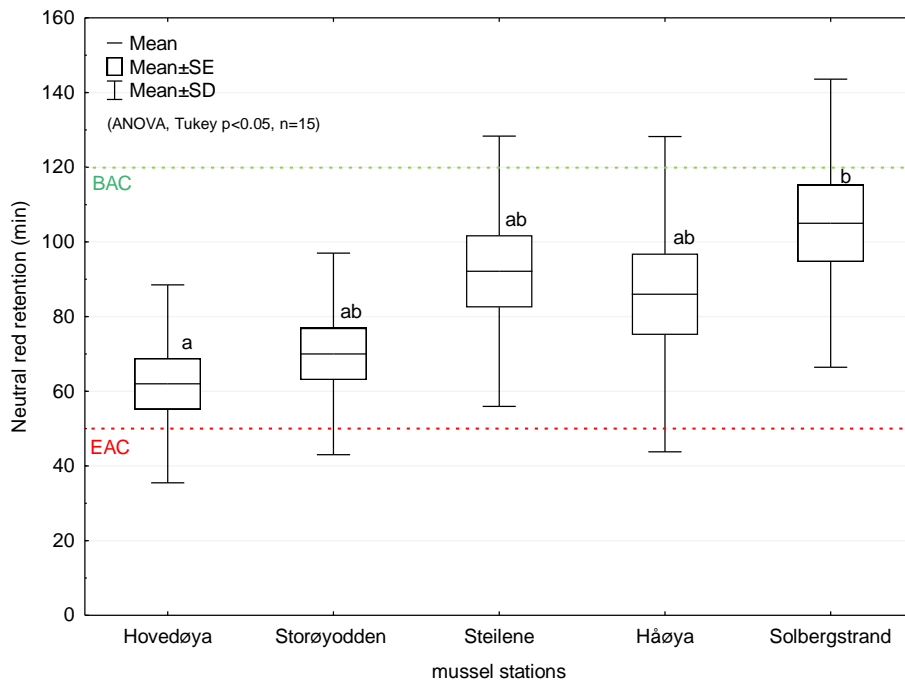
Figur 5. Kurver for «Stress på stress» (SoS) testene fra de fem stasjonene. LT₅₀ verdien, som er den tiden som brukes for å forårsake en mortalitet på 50%, er beregnet.

Resultatene fra «Stress på Stress»-testen, hvor det måles hvor lenge blåskjell overlever i et fuktig kammer, men hvor de ikke er neddykket i vann er vist i Figur 5. Overlevelseskurvene til de forskjellige blåskjellgruppene var like og LT₅₀-verdiene, som er tiden som trengs for å forårsake 50% dødelighet i bestanden, var mellom 6,7 og 10,3 dager. De laveste LT₅₀-verdiene ble funnet i blåskjell fra Solbergstrand utenfor Drøbak og ved Hovedøya i Indre Oslofjord. Den høyeste LT₅₀ ble registret for blåskjell fra Storøyodden, noe som indikerer en mer motstandsdyktig bestand.



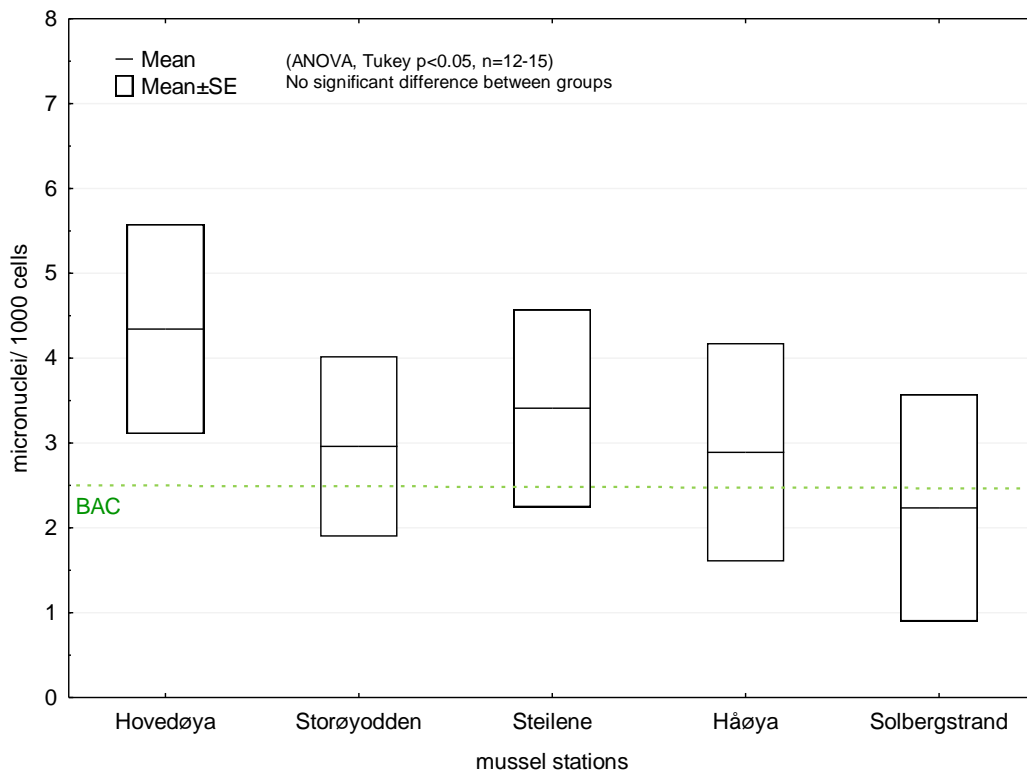
Figur 6. Kondisjonsindeks (CI) for blåskjell fra de forskjellige stasjonene. Bokstavene indikerer om resultatene avviker signifikant fra hverandre (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$). Resultatene markert med «a» varierer ikke signifikant fra hverandre, mens resultatet markert «b» er signifikant forskjellig fra de andre.

De beregnede kondisjonsindeksene for blåskjell fra de fem stasjonene er vist i Figur 6. En betydelig lavere indeks ble funnet i blåskjell fra Solbergstrand, utenfor Drøbak sammenlignet med de andre blåskjellgruppene i Indre Oslofjord. Dette ser ut til at Solbergstrand-blåskjellene var i et annet utviklingsstadium sammenlignet med de andre gruppene. Under prøvetaking ble det lagt merke til at blåskjell i Indre Oslofjord hadde modne kjønnsorgan, noe som til tider gjorde hemolymfeprøvetaking vanskeligere. Det er sannsynlig at blåskjellenes reproduktive stadium påvirket kondisjonsindeksen til en viss grad. Imidlertid indikerte begge testene som omfatter hele organismen (SoS og CI) lavere verdier for Solbergstrand-blåskjell, noe som kan gjenspeile andre faktorer enn reproduksjonsstadiet i den tilsynelatende reduserte kondisjonen til blåskjellene fra Solbergstrand.



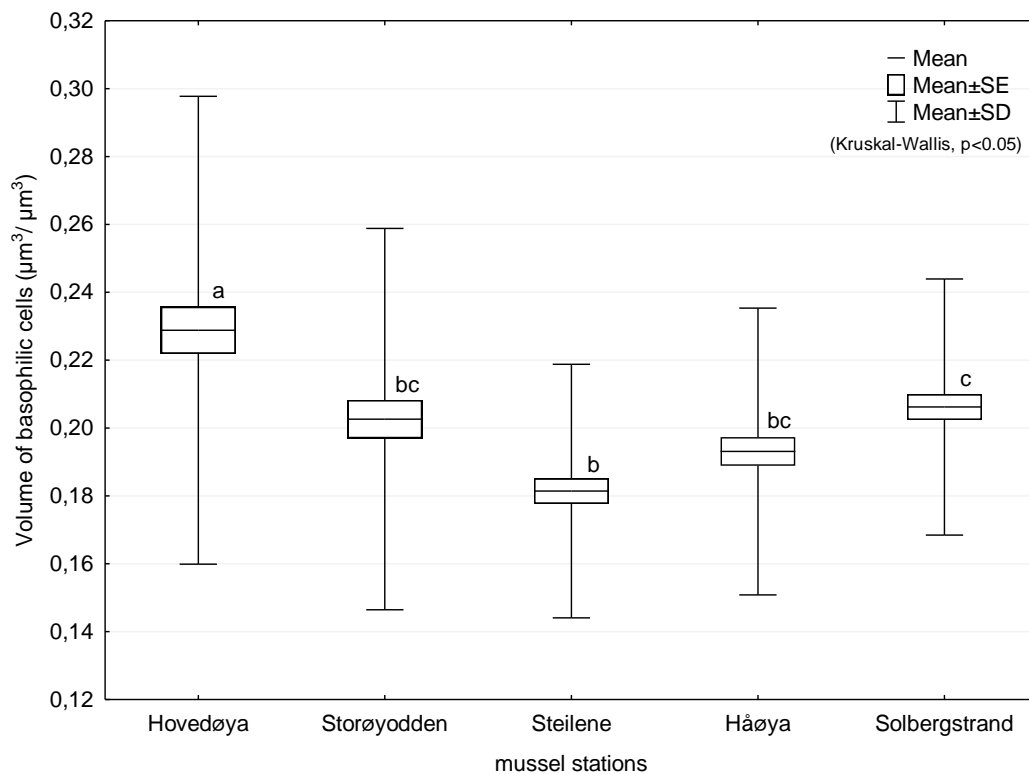
Figur 7. Lysosomal membran-stabilitet målt som “neutral red retention” (NRR). Et rødt nøytralt sporstoff blir brukt for å undersøke hvor godt enzymholdige organeller i muskelceller fungerer, fra de fem blåskjell-stasjonene. Bokstavene angir om resultatene avviker signifikant fra hverandre (ANOVA, Tukey $p < 0.05$, $n=15$). Resultatene merket «a» og «b» er signifikant forskjellig fra hverandre, men ikke fra de merket «ab».

Test av membran-stabiliteten til lysosomene, ga retensjonstider mellom 50 og 120 minutter, noe som indikerer noe stressnivå (Figur 7). Imidlertid ble det funnet signifikant lavere retensjonstider i blåskjell fra Hovedøya sammenlignet med de fra Solbergstrand (ANOVA, Tukey $p < 0,05$). Det var ingen signifikante forskjeller i nøytrale retensjonstider mellom blåskjellgrupper fra de andre stasjonene i Indre Oslofjord. Hovedøya-blåskjell ligger nærmest Oslo sentrum, og det er mer sannsynlig eksponering for landavrenning, samt industrielle tilførsler, kloakkrensing og skipsfart. Dette er delvis indikert i kjemiske data i blåskjell fra nær Hovedøya, som rapportert i Milkys-programmet, der forhøyede nivåer av metaller som krom og nikkel, samt relativt høyere konsentrasjoner av TBT, PCB og PAH er rapportert.



Figur 8. Forekomst av mikrokjerner (MN) i celler fra de fem blåskjell-bestandene. Høyt antall av mikrokjerner indikerer stresspåvirkning. BAC er forkortelse for “Background Assessment Concentration” som betyr bakgrunnskonsentrasjon.

Forekomst av unyttige mikrokjerner i blåskjellceller fra de fem forskjellige bestandene er vist Figur 8. Selv om det ble funnet høyest antall mikrokjerner i Hovedøya-blåskjell og lavest i Solbergstrand-gruppen, som samsvarer med resultatene fra lysosomal membran-stabilitet, var det ingen signifikant forskjell i mikrokjernefrekvens mellom blåskjellgruppene (ANOVA, Tukey $p > 0,05$). Sammenlignet med andre bioovervåkingsstudier med blåskjell, er det rapportert om mikrokjernefrekvenser mellom 8 og 10 per 1000 celler i blåskjell som ligger opptil 2 km fra Hustadmarmor-gruven i Frænfjorden, Norge (Brooks et al., 2018), og 3.6 og 4.7 per 1000 celler i blåskjell holdt i Bøkfjord innen 1 km fra Sydvaranger jernmalmgruveutslipp i Finnmark, Norge (Brooks et al., 2015). Høyere mikrokjernefrekvenser, opptil 7 per 1000 celler, har blitt rapportert i blåskjell plassert innen 500 m fra Ekofisk olje- og gassplattform (Brooks et al., 2011). Her ble kjemikalier i produsert vannutslipp ansett som ansvarlige for den gentoksiske responsen.

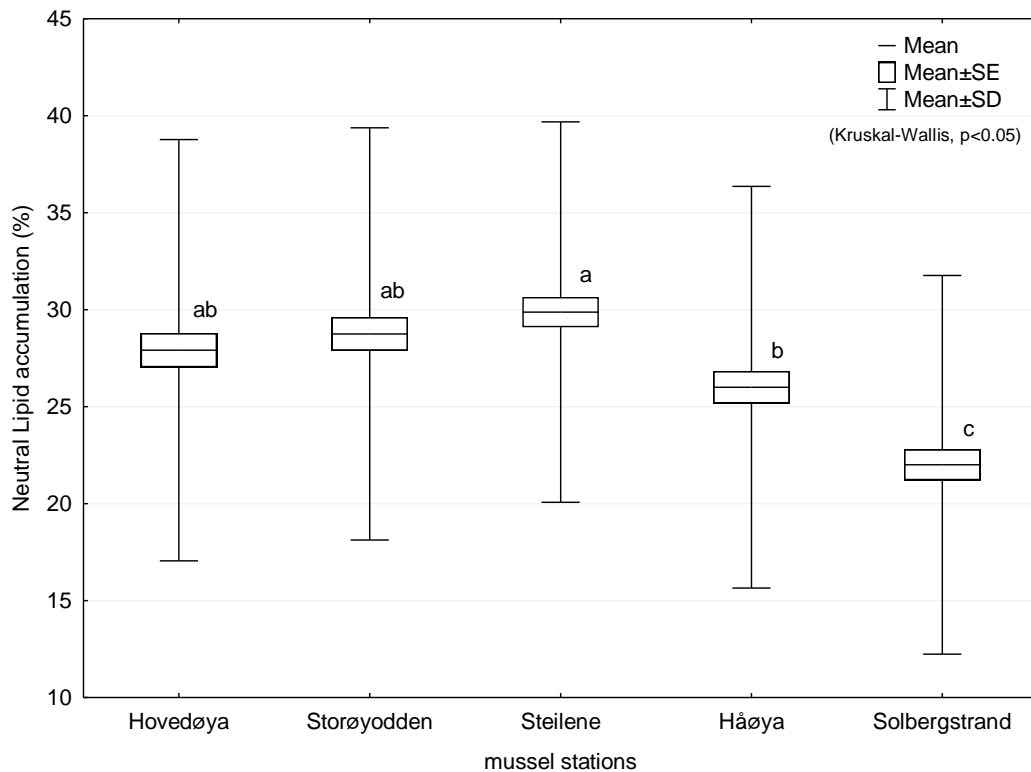


Figur 9. Volum av basofile celler (VvBAS) i fordøyelseskjertlene til blåskjell. Bokstavene angir om resultatene avviker signifikant fra hverandre (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$).

Endringen i cellesammensetning av blåskjellenes fordøyelseskjertel, fra for det meste fordøyelsesceller hos friske individer, til økende tilstedeværelse av basofile celler i stressede blåskjell (Cajaraville et al. 1990; Zaldibar et al., 2007) er vist i Figur 9. En signifikant økning i basofile celler (VvBAS) og/eller reduksjon i fordøyelsesceller, ble funnet i blåskjellene fra Hovedøya. VvBAS i blåskjell fra Steilene blåskjell var signifikant lavere enn VvBAS for blåskjell fra Solbergstrand, men var ikke statistisk forskjellig fra blåskjellbestandene fra Håøya og Storøyodden. Den høye VvBAS-verdien i Hovedøya-blåskjellene støtter funnene av som ble gjort i testene i Figur 7 og Figur 8. Denne blåskjellgruppen befant seg nærmest byen Oslo og var mer sannsynlig utsatt for kjemisk forurensning fra en rekke kilder, inkludert landavrenning, skipsfart og utslipp fra industrien. ICES-vurderingskriterier for VvBAS i blåskjell er tilgjengelige med henholdsvis BAC¹- og EAC²-verdier på henholdsvis 0,12 og 0,18 $\mu\text{m}^3/\mu\text{m}^3$ (Davies og Vethaak, 2012). Basert på disse tersklene hadde alle blåskjellgruppene middelerverdier over disse grensene og dette indikerer en stressrespons.

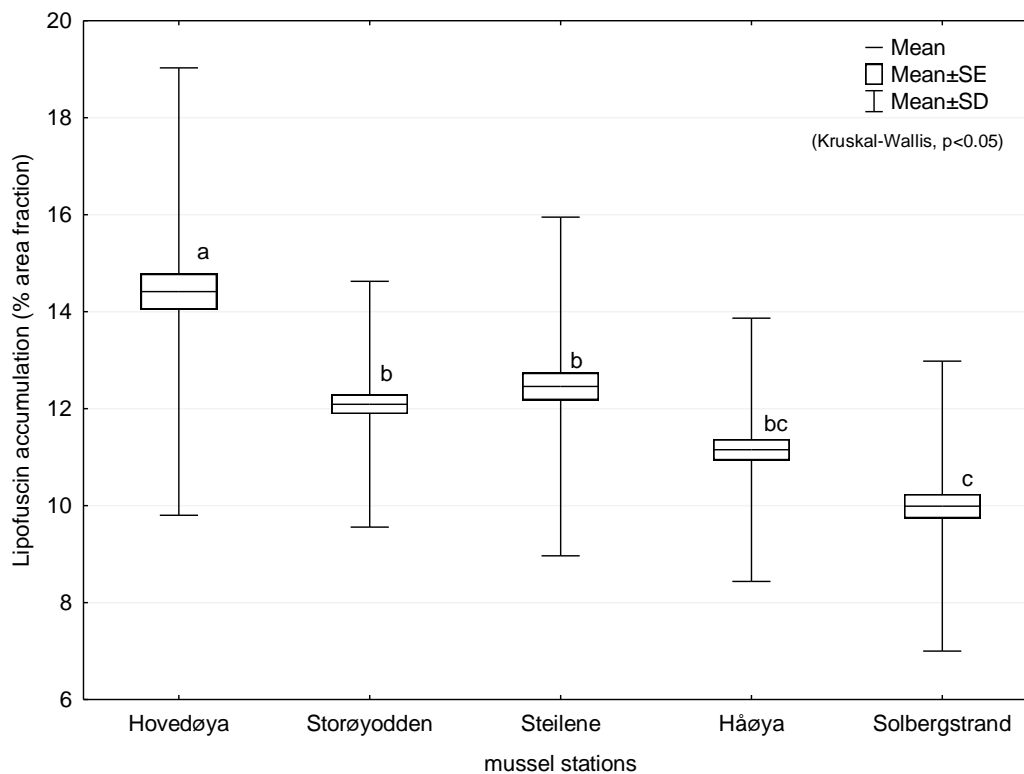
¹ Forkortelse for "Background Assessment Concentration" som betyr bakgrunnskonsentrasjon.

² Forkortelse «Environmental Assessment Criteria» som betyr miljøvurderingskriterie.



Figur 10. Akkumulering av nøytrale lipider (NL) i fordøyelsesceller fra blåskjell fra de fem bestandene. Bokstavene angir om resultatene avviker signifikant fra hverandre (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$).

Akkumuleringen av nøytral lipider i fordøyelseskjertelcellene til blåskjell fra de forskjellige gruppene er vist i Figur 10. Signifikant lavere nøytral lipidakkumulering ble funnet i blåskjell fra Solbergstrand i Drøbaksundet. Stasjonene i Indre Oslofjord hadde høyest nøytral lipidakkumulering, selv om Håøya var betydelig lavere enn Steilene. Kjemisk eksponering er kjent for å indukere opphopning av nøytrale lipider i blåskjellens cytoplasma, som blir internalisert i lysosomene i fordøyelseskjertelcellene (Viarengo et al., 2007). ICES-vurderingskriterier er ikke tilgjengelig for nøytrale lipider, og bare en sammenlignende vurdering mellom gruppene kan gjøres, noe som antyder at blåskjellene fra Solbergstrand hadde en lavere kjemisk eksponering i dagene/ukene før de ble samlet inn.

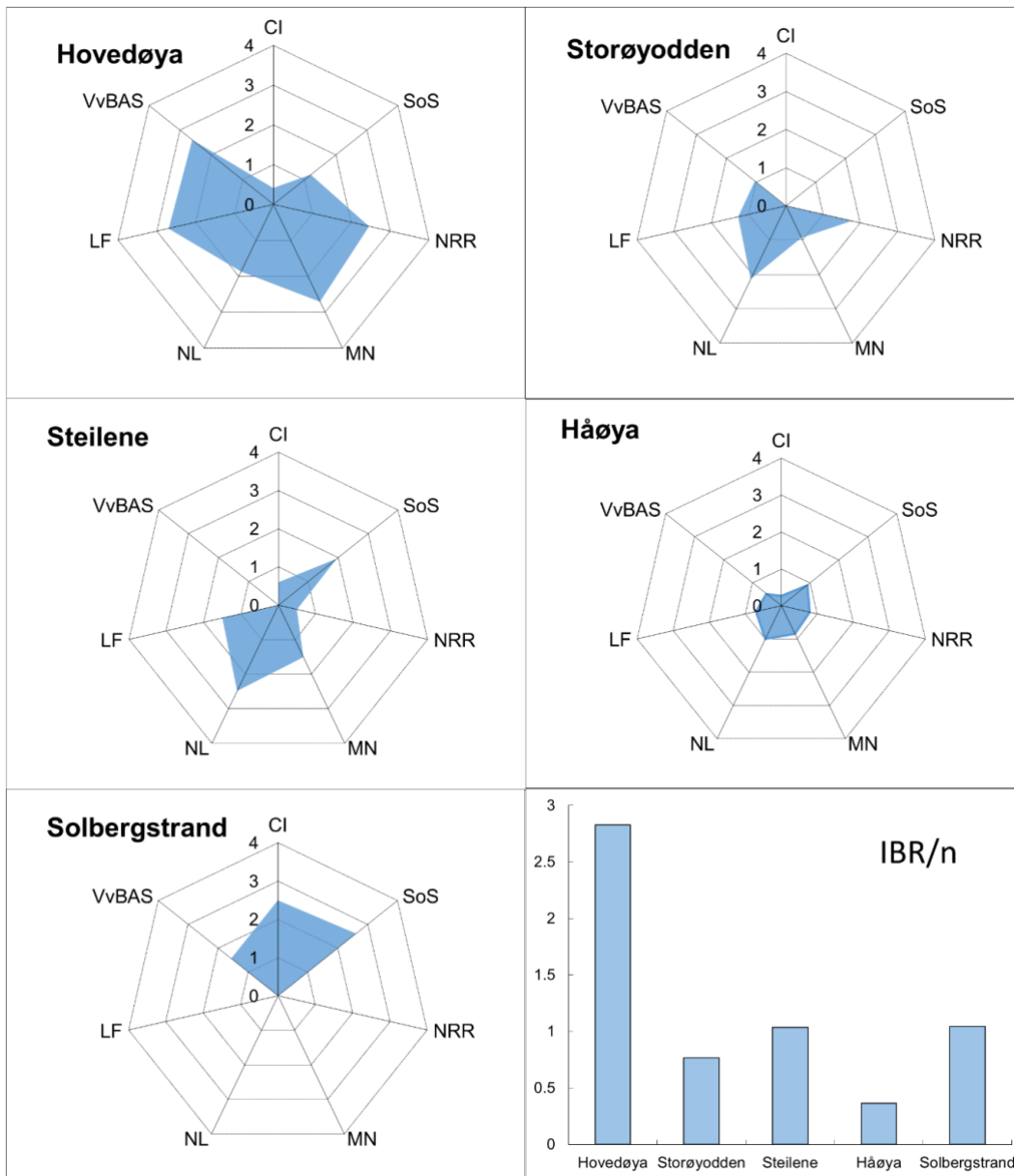


Figur 11. Akkumulering av lipofuscin (LF) i fordøyelsesceller fra blåskjell fra de fem bestandene. Bokstavene angir om resultatene avviker signifikant fra hverandre (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$).

Akkumuleringen av lipofuscin i fordøyelseskjertelen til blåskjellene er vist i Figur 11. Signifikant høyere lipofuscinakkumulering ble observert i Hovedøya-blåskjellene og lavest i Solbergstrand-blåskjellene. Lipofuscin-akkumulering gir et mål på oksidativ skade på lipidmembraner forårsaket av kjemisk eksponering (Moore, 1988). ICES-vurderingskriterier er ikke tilgjengelige for lipofuscin, og bare en sammenlignende vurdering mellom gruppene kan gjøres. Disse resultatene støtter imidlertid mange av de andre biomarkørene som indikerer høyere nivåer av stress og kjemisk eksponering i Hovedøya-blåskjell og lavere stress og eksponeringsnivå i Solbergstrand-blåskjell.

Det ble beregnet en integrert biologisk respons (IBR) som kombinerer resultatene fra de syv biomarkør testene som ble gjennomført, for å gjøre en samlet vurdering av helsetilstanden til blåskjellene i fjorden (Figur 12). Resultatene fra de syv testene har blitt normalisert, og invertert slik at høye verdier betyr høy stressrespons. Med andre ord, helsetilstanden til blåskjellene er god om verdiene er lave. Resultatene er presentert i det som kalles stjerneplott, som gir en visuell indikasjon på bidraget til hver av de forskjellige biomarkørene til den totale IBR-poengsummen. Den samlede poengsummen er vist nederst til høyre i Figur 12.

Den integrerte biologiske responsen (IBR) ble brukt til å gi en samlet vurdering av blåskjellenes helsestatus ved å kombinere de syv individuelle biomarkørresultatene fra de forskjellige gruppene. En høyere IBR indikerer økt stressrespons og lavere helsetilstand. Den høyeste IBR ble observert i blåskjellene fra Hovedøya. De andre indre Oslofjord-blåskjellene har en signifikant lavere IBR-poengsum, med Håøya som scorer lavest og indikerer mest optimal blåskjellhelse. Steilene- og Storøyodden-blåskjell hadde lignende IBR og var sammenlignbare med blåskjellene fra Solbergstrand i ytre Oslofjord. Hos Solbergstrand-blåskjell bidro CI og SoS mest til IBR, noe som kan gjenspeile et annet reproduksjonsstadium hos disse blåskjellene, snarere enn eksponering for miljøkjemikalier.



Figur 12. Samlet integrert biologisk respons (IBR) i blåskjell fra de fem lokalitetene er vist nede til høyre. Disse er beregnet fra stjerneplottene fra de fem lokalitetene.

Den høyeste IBR ble beregnet i blåskjell fra Hovedøya og indikerer økt stressrespons i 5 av de 7 biomarkørene inkludert de tre histokjemiske testene, mikrokjerner og lysosomal membran-stabilitet. Som tidligere nevnt ligger Hovedøya nærmest potensiell avrenning fra Oslo by, kommersielle havner og industrielle utslipp. Det var derfor ikke så overraskende at disse blåskjellene ble funnet å ha en dårligere helsetilstand, noe som sannsynligvis var et resultat av kjemisk eksponering. Selv om kjemiske konsentrasjoner ikke ble spesifikt målt i disse blåskjellene, har tidligere studier vist forhøyede konsentrasjoner hos blåskjell i dette området (Green et al., 2019), som presentert i Tabell 2.

2.5 Oppsummering

Det var en signifikant høyere biologisk stressrespons for blåskjell fra Hovedøya i Oslos havnebasseng. I motsetning til ved denne lokaliteten hadde blåskjell samlet fra de tre andre lokalitetene i Indre Oslofjord (Steilene, Storøyodden og Håøya) mye lavere biologiske responser og tilhørende IBR-verdi, og var mer lik responsene målt i blåskjell fra Solbergstrand i Drøbaksundet. Disse biologiske responsene inkluderte de tre histokjemiske markørene (VvBAS, NL og LF), dannelse av mikrokjerner og nøytral rødretensjon og bidro til den høyeste IBR-verdien. I motsetning til dette hadde blåskjell fra de tre andre stedene i indre Oslofjord (Steilene, Storøyodden og Håøya) mye lavere biologiske responser og tilhørende IBR-verdier og var lik resultatene målt i blåskjell fra Solbergstrand i Drøbaksundet. Integrrert biologisk respons gir ingen absolutt status på helsetilstanden til blåskjell, men brukes som et relativt mål på helsetilstanden. Men basert på våre erfaringer vurderes helsetilstanden til blåskjellene på alle stasjonene enn den ved Hovedøya, til å være rimelig god. Helsetilstanden til blåskjellene ved Hovedøya skiller seg ut ved å ha en signifikant høyere stressrespons, og helsetilstanden her er mindre god.

Selv om kjemiske konsentrasjoner ikke ble målt i blåskjell i denne studien, har tidligere overvåkingsstudier i området vist forhøyede konsentrasjoner av miljøgifter i blåskjell samlet i nærheten til Hovedøya. Hovedøya ligger også nærmest kjente områder med potensiell forurensning i Indre Oslofjorden, inkludert avrenning fra Oslo by, industrihavner og industrielle utslipp. Dårligere helsetilstand til blåskjell fra Hovedøya, skyldes sannsynligvis at disse skjellene har høyere miljøgiftbelastning.

Det er verdt å merke seg at i testen hvor volum av basofile celler (VvBAS) i fordøyelseskjertlene til blåskjell ble målt (Figur 9) fins det internasjonale miljøvurderingskriterier, med grenseverdi som resultatet helst skal ligge under. Resultatene av denne testen på alle de fem blåskjellbestandene, også de fra Drøbaksundet lå over disse grenseverdiene.

3 Horisontalutbredelse av tang og dekningsgrad av arter i fjæresona

3.1 Innledning

Menneskelig aktivitet som fører til fysiske endringer i habitat og/eller ulike former for forurensing påvirker økologien i fjordsystemer. Eutrofi-effekter som følger av høye konsentrasjoner av næringssalter vil kunne endre fjordsystemer ved at opportunistiske mikro- og makroalger i økende grad vinner i konkurransen med mer langsomtvoksende 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» (lurv) som dekker sjøbunnen, hindrer lys i å nå ned til alger under dem, fanger sedimenter og endrer oksygenforhold, noe som påvirker forekomster av både alger og dyr. En del av disse opportunistiske artene er i tillegg vanlig å finne voksende på tang og tare, og noen ganger i så tette forekomster at tangen eller tares overflate dekkes fullstendig. Lysmengden som trenger igjennom et slikt lag med påvekster³ kan bli så liten at det er dødelig for ertsalgen (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. De opportunistiske algeartene er stort sett ettårige, og biomassen reduseres om vinteren, noe som gjør dem dårlig egnet som erstatning. Tap av habitatformende arter vil kunne føre til kaskader av endringer i det lokale økosystemet. Samlet sett har det skjedd store endringer i makroalgevegetasjonen i Oslofjorden siden slutten av 1970-tallet (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.

³ Et annet ord for påvekster er epifytter, som kan være alger som har tang og tare som substrat.

3.2 Datainnsamling

3.2.1 Undersøkelser av fem dominerende tangarter

Det ble gjennomført registrering av 5 brunalger (spiraltang, blæretang, grisetang, sagtang og gjelvtang) på 123 stasjoner ved bruk av lettboat. Registreringen ble gjennomført i mai 2020, og sammenfalt med gjelvtang og blæretangens fertile perioder. Gjelvtang og blæreløse former av blæretang kan lett forveksles, men skiller best i perioden der artene har reseptakler (formeringsorganer). Tangens forekomst ble angitt etter en firedelt skala (semikvantitativ registrering):

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

Forekomst av de introduserte artene japansk drivtang (*Sargassum muticum*) og stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*) ble registrert etter samme 4-delte skala (ikke til stede, sjelden, vanlig eller dominerende). Fotodokumentasjon ble gjort på et utvalg av stasjonene.

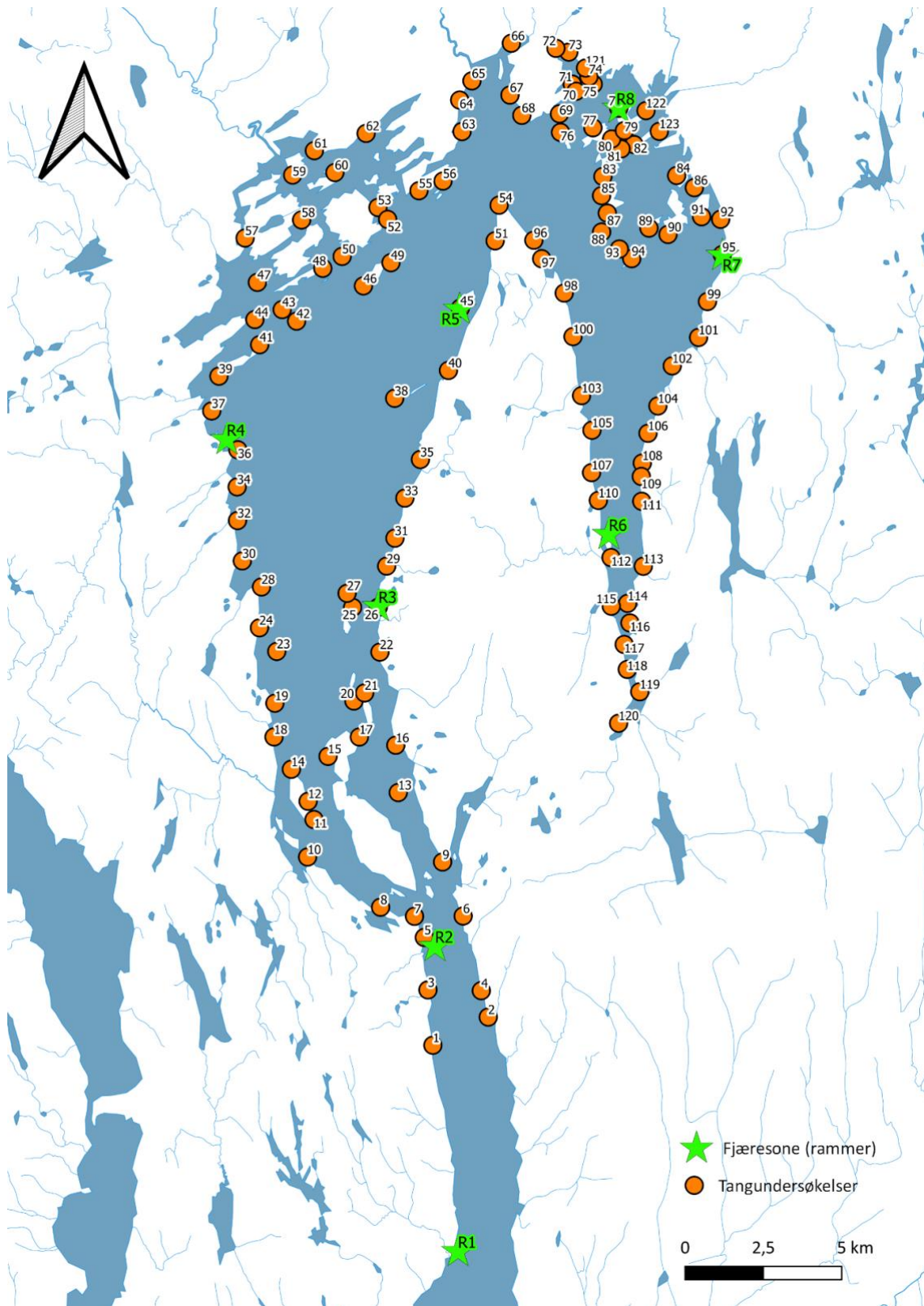


Figur 13. Registrering av dekningsgrad og frekvens av alger og dyr i fjæra. Foto: NIVA

3.2.2 Undersøkelser av fjæresamfunn – dekningsgrad av ulike makroalger og dyr

Fjæresamfunn ved åtte stasjoner i fjorden ble undersøkt i 2020. Stasjonsnettet er spredt over hele Indre Oslofjord, fra Filtvedt fyr utenfor Drøbak til Haslumtangen langt inni Bunnefjorden (se Figur 14). Undersøkelsene av fjæresamfunn ble foretatt ved hjelp av ruteregistreringer, som muliggjør sammenligninger med tidligere utførte undersøkelser. Feltarbeidet ble gjennomført fra 7. til 10. september i 2020 i henhold til ISO19493.

Fem parallelle og tilfeldig plasserte ruter (registreringsrammer) på 0,1 eller 0,5 m² ble undersøkt i 1-2 vegetasjonsbelter (spiraltangbeltet, grisetangbeltet, blæretangbeltet og/eller blåskjell/gjelvtangbeltet) på hver stasjon. Dekningsgraden av makroskopiske alger og dyr ble registrert som antall ruter der arten forekom (frekvens) og % dekningsgrad (Figur 13). Arter som ikke kunne bestemmes i felt ble tatt med til laboratoriet. Alle rammene ble fotodokumentert.



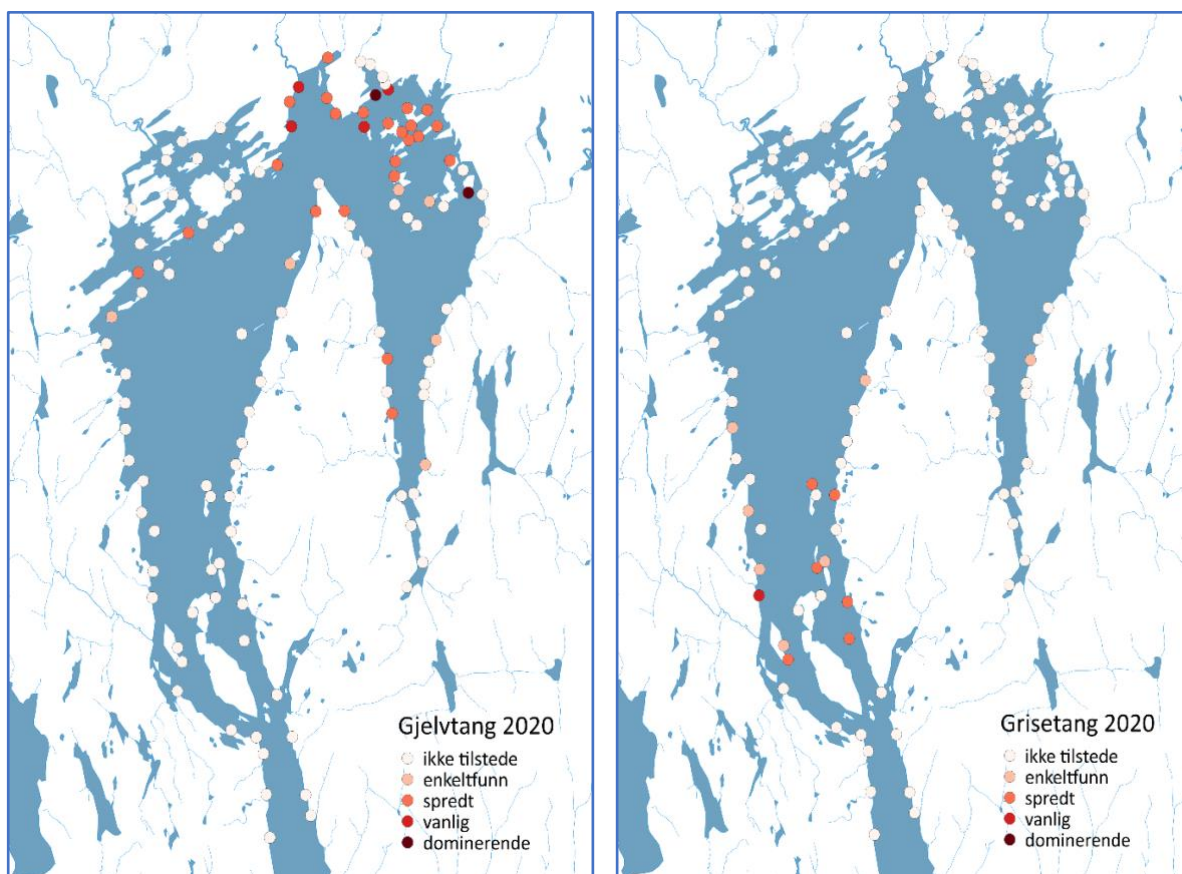
Figur 14. Oversikter over stasjoner for fjæresone- og tangundersøkelser.

3.3 Resultater og diskusjon

Utbredelsesmønstrene for de fem tangartene (Figur 16) i 2020 har ikke endret seg mye de siste ti årene. 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 15, venstre side) hvor den vokser i relativt tette bestander, men i 2020 var denne mindre dominerende enn tidligere. I 2017 og 2020 ble den ikke funnet like langt inn i Bunnefjorden som i 2016, og forekomstene syntes også generelt lavere. I 2020 ble den heller ikke observert på stasjoner fra Steilene og sørover mot Drøbak.

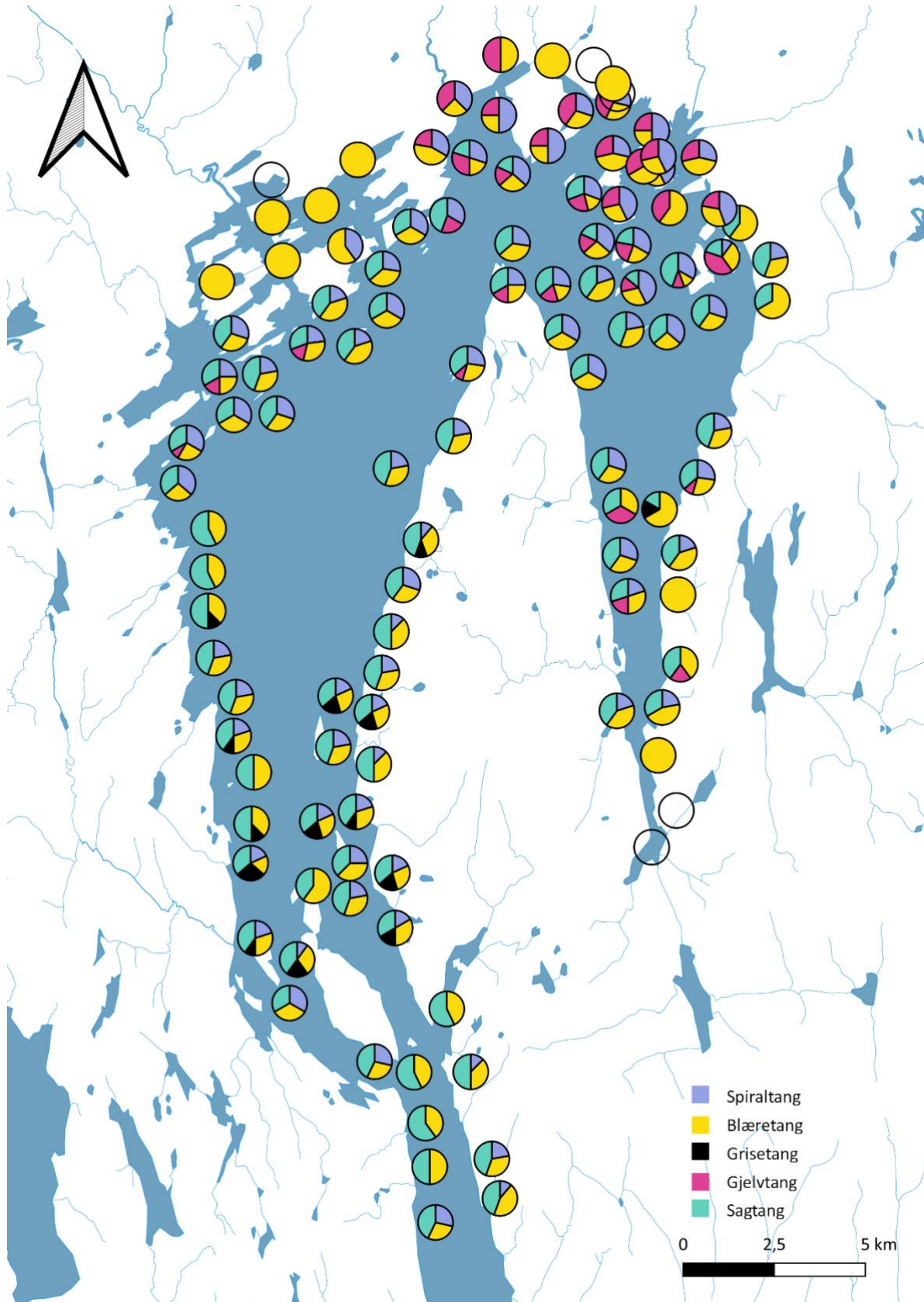
Grisetang ble, med unntak av ett enkeltfunn i Bunnefjorden, kun funnet på stasjoner fra Steilene og sørover mot Drøbak (Figur 15, høyre side). Dette bildet er nokså likt som tidligere år. I 2016 ble spredte enkeltindivider funnet også lenger inn i fjorden, men i 2017 var disse forekomstene borte igjen (Norconsult 2017, 2018).



Figur 15. Utbredelse av gjelvtang (t.v.) og grisetang (t.h.) i 2020. Gjelvtang er en art som tolerer mye forurensing, mens grisetangen er mer sårbar.

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. Gjeltang 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 gjeltang stort sett i havnebassenger og forurensede områder.

Gjeltang 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 gjeltang, et bilde som fortsatt var gjeldende i 1990-årene. I 2011-2013 ble det registrert å ha foregått en markant nedgang i mengde gjeltang på de fleste stasjoner, og denne utviklingen ser ut til å ha fortsatt. Observasjoner fra disse siste 5 årene kan tyde på forbedret tilstand i de indre delene av fjorden mht. forurensing. Men, variasjon i forekomster av grisetang i de samme områdene, viser at miljøforholdene sannsynligvis fortsatt ikke er gode nok til at grisetangen trives.



Figur 16. 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.

Det ble ikke registrert betydelig mengder søppel på stasjonene (det ble funnet søppel på 23% av stasjonene). Det er generelt mye strandrydding som pågår i Oslo-området i vår- og sommerhalvåret, og betydelige mengder søppel kan ha vært fjernet fra områdene før registreringen. Dominerende type søppel var for eksempel taustumper, båtrester, diverse byggrester samt plast og gummigjenstander (se Figur 17).



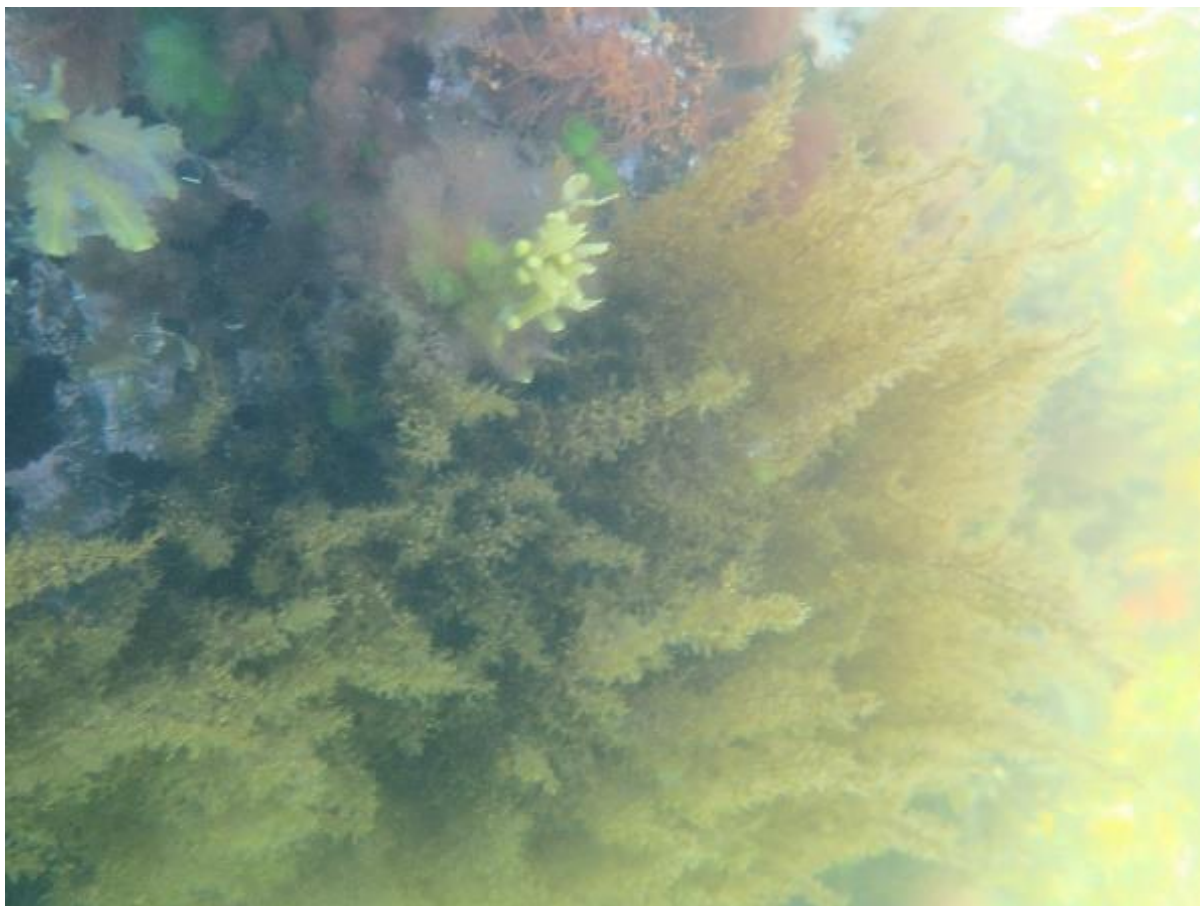
Figur 17. Eksempel på søppel funnet ved undersøkelsene av tangutbredelse i Indre Oslofjord 2020.

Av fremmede arter, ble stillehavsøsters registrert på 108 stasjoner, hvor forekomsten varierte fra enkeltfunn til dominerende. Dominerende forekomst ble registrert på to av stasjonene (61 og 62; Figur 18) og vanlig forekomst på 8 stasjoner. Stillehavsøsters er utbredt i fjorden, men på de fleste stasjoner i lavere forekomster (spredt og enkeltfunn) i 2020.



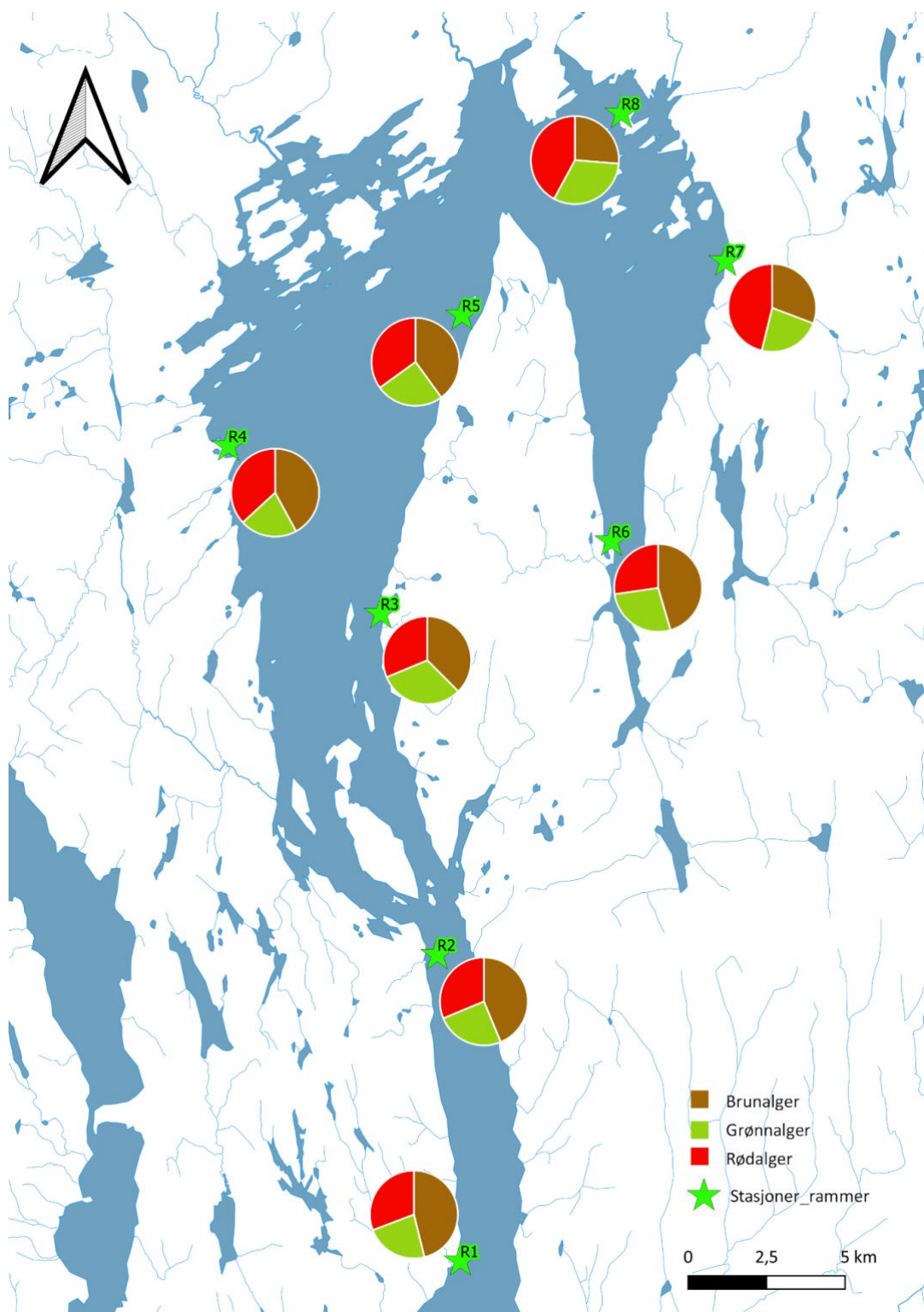
Figur 18. Dominerende forekomst av den fremmede arten stillehavsøsters på stasjon 61 (øverst) og 62 (nederst).

Den introduserte brunalgen japansk drivtang (*Sargassum muticum*; Figur 19) ble registrert på 53 stasjoner. Dette er en art som lett kan spre seg ved at både sporer og fragmenter kan feste seg og vokse opp. Denne arten ble funnet med vanlig og dominerende forekomst på 20 stasjoner, blant annet i Lysakerfjorden, Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden.



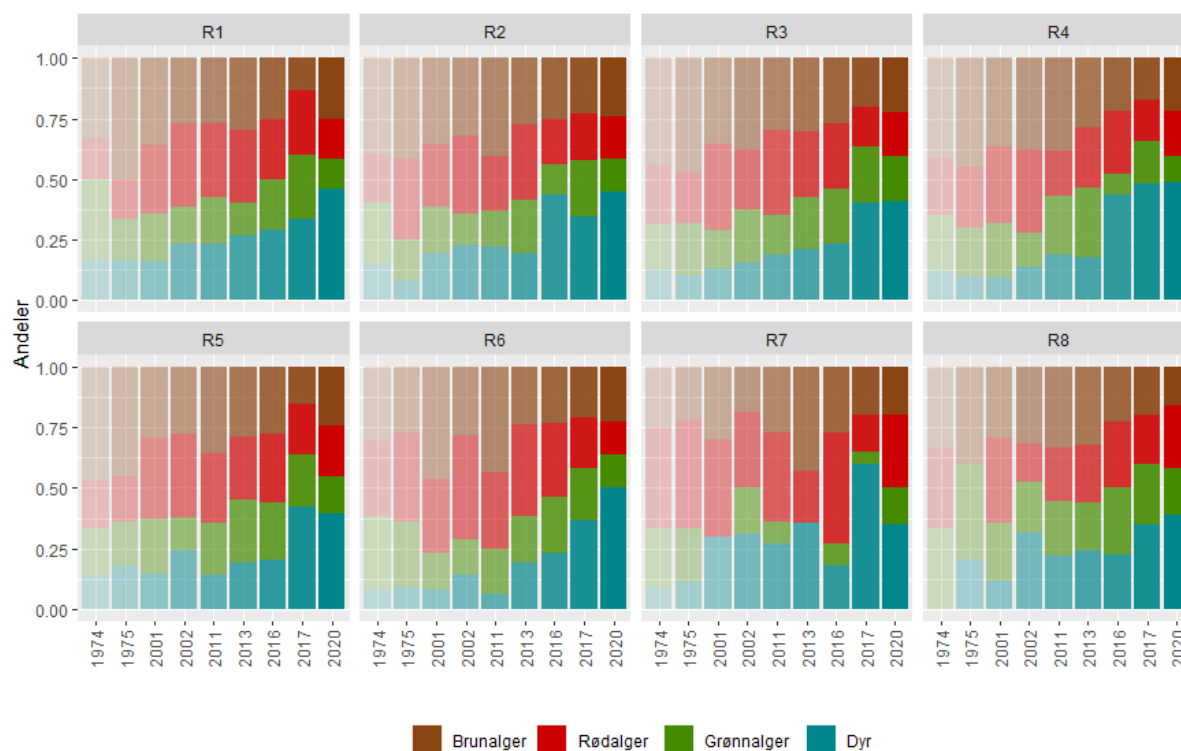
Figur 19. Japansk drivtang fotografert på stasjon 45, som ligger ved øya Ildjernet på vestsiden av Nesoddtangen. Den japanske drivtangen er tangen som dominerer nedre del av bildet.

Det ble foretatt mer detaljerte undersøkelser av fjæresonesamfunnene ved 8 stasjoner, som er dekkende for hele fjordområdet. Fordeling av arter innen hver algegruppe funnet i ruteundersøkelser er vist i Figur 20. 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.



Figur 20. Oversikt over fordelingen av arter innen hver algegruppe (grønn-, rød- og brunalger) ved hver stasjon.

Andelen grønnalgearter funnet ved hver stasjon varierer noe fra år til år, men ser ut til å ha vært mer stabil enn de andre organismegruppene. Andelen brunalger og rødalger er imidlertid redusert sammenlignet med tidligere, mens andelen dyr ved de fleste stasjoner har økt gjennom tidsserien (se Figur 21).



Figur 21. Oversikt over andeler av arter innen ulike organismegrupper registrert fjæresoneundersøkelsene (ruter) over tid.

Antallet arter registrert i hver organismegruppe varierer fra år til år (se Figur 22), og noe av variasjonen skyldes tidspunkt for undersøkelsene. I 2016 og 2017 ble undersøkelsene gjennomført i hhv. juni og august, mens det tidligere år og i 2020 ble gjennomført i september.

Artsantallet er generelt høyere nå enn i 1970-årene, men en stor andel av denne økningen ser ut til å skyldes en økning i antall arter dyr. I senere år ser det ut som flesteparten av dyreartene som har kommet til er filtrerende organismer. Dette kan være en indikasjon på økt partikkelbelastning, men kan også henge sammen med endringer i tangsamfunnene over tid.

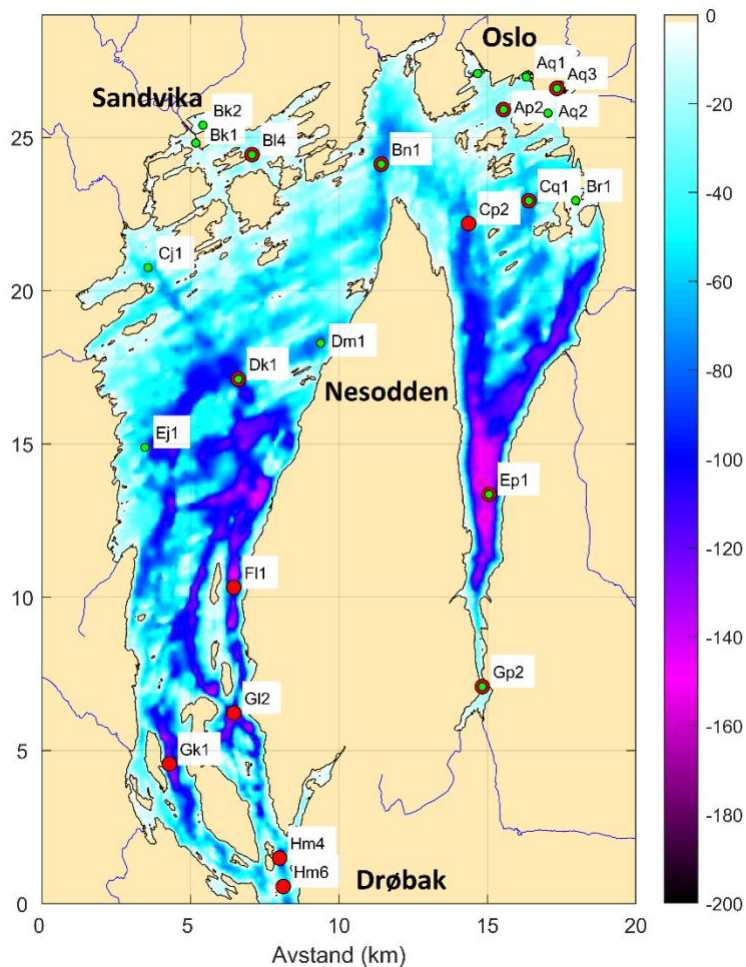


Figur 22. Fordelingen av antall arter innen de ulike organismegruppene registrert i fjæresoneundersøkelsene (ruter) over tid.

4 Vannkjemi

4.1 Måleparametere

Vannprøver i overflatelaget tas med et to meter langt rør, og vil derfor være en blandprøve fra 0 til 2 m. På stasjonene Im2, Gk1, Fl1 ble det tatt vannprøver på de seks hovedtoktene. På stasjon Dk1, Bn1, Bl4, Aq3, Ap2, Cq1, Gp2 og Ep1 ble det tatt vannprøver på alle de 19 toktene i Tabell 1. På alle stasjonene måles det klorofyll a, oppløst organisk stoff (DOC) og næringsalter (Tot-N, NO₃+NO₂, NH₄, Tot-P, PO₄ og SiO₂).



På de tre hovedstasjonene Im2, Dk1 og Ep1 ble det på fem av seks hovedtokt tatt vannprøver gjennom hele vannsøylen, som ble analysert for oppløst organisk stoff og næringsalter. På grunn av covid-19 restriksjoner ble det planlagte hovedtoktet den 20/4-2020 gjennomført med "MS Springerren" i stedet for "FF Trygve Braarud". På grunn av dette ble det kun samlet inn overflatevann fra 0-2 m på dypvannsstasjonene Ep1, Dk1 og Im2 denne datoen.

Figur 23. I kartet vises plasseringen til stasjonene hvor vannmassene overvåkes. Stasjonene merket med rødt besøkes på hovedtoktene og de merket grønt på overflatetoktene. Merk at 8 av stasjonene besøkes på begge typer tokt. Fargeskalaen i kartet viser dybdeforholdene. Dypest er det ute i Drøbaksundet (ikke vist i kartutsnittet). Indre Oslofjord er adskilt fra Drøbaksundet med en terskel på 19,5 m ved Drøbak. I Vestfjorden er det dypeste punkt 165 m ved stasjon Fl1. Nord for Nesodden ligger Lysakerfjorden, hvor det er noe over 80 m dypt. Innenfor ligger Bunnefjorden, som er skilt fra resten av fjorden av terskler på ca. 50 m. Stasjon Im2 ligger i Drøbaksundet sør for kartutsnittet.

4.2 Årssuksesjon av næringsalter og klorofyll a

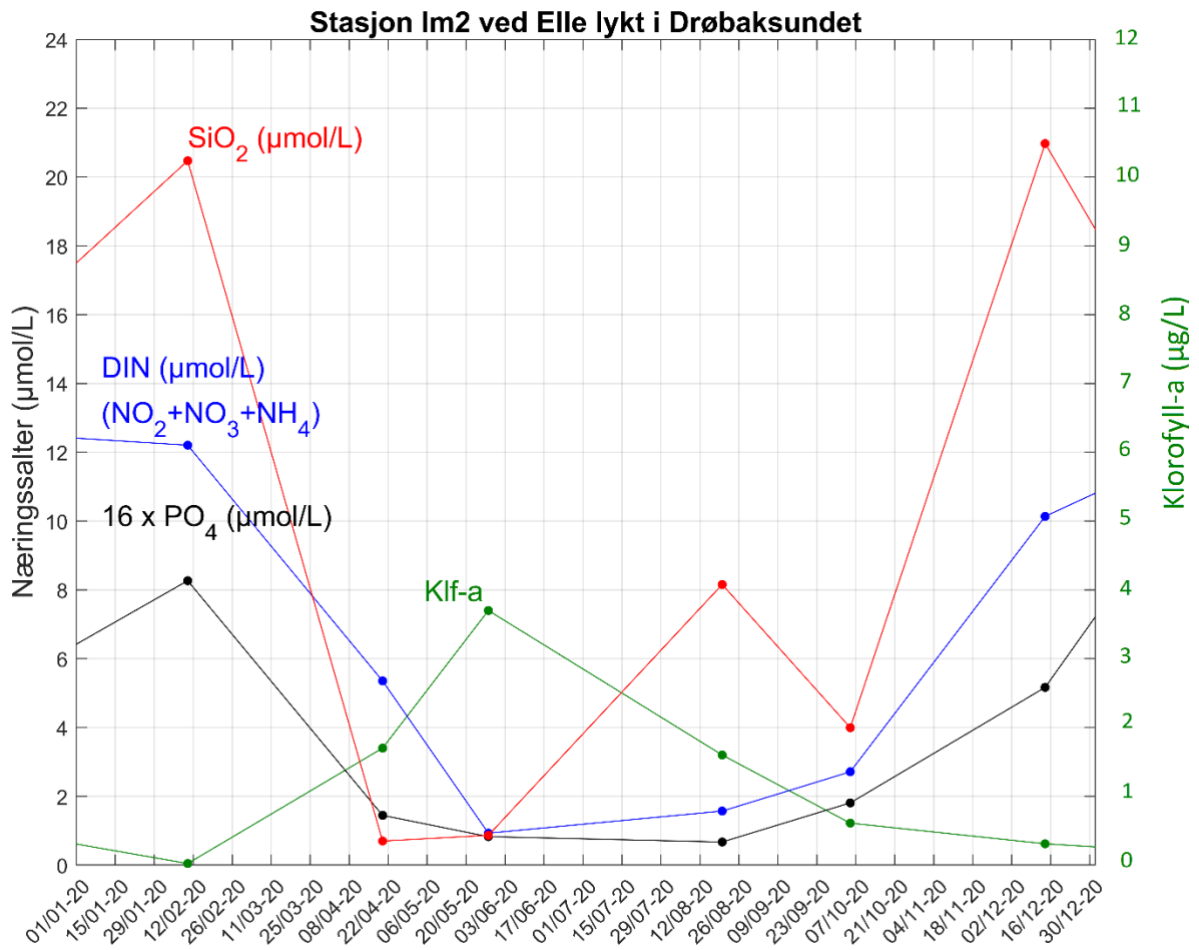
Konsentrasjon av næringsalter utvikler seg i en årlig syklus grunnet både biologiske og fysiske prosesser. Planteplankton bruker næringsalter til vekst, og de frigjør næringsalter ved nedbrytning. Dette skjer i de øvre vannlagene hvor det er tilgang på sollys, og det er derfor tidvis lite næringsalter i dette området. Under nedbrytningsprosesser vil næringsaltene synke ned til bunn hvor det er utilgjengelig for planteplankton. Der samles næringsaltene opp i høye konsentrasjoner, og blir mikset oppover i vannsøylen gjennom vinteren når det er lite stratifisering av vannet. På nytt vil næringsaltene bli tilgjengelig for planteplankton. I tempererte områder, slik som Oslofjorden, vil ny planktonvekst starte på våren, når det er lengre dager med sollys, samt økt ferskvannstilførsel. Sistnevnte fører til ytterligere økt næringsaltkonsentrasjon i tillegg til å skape et øvre stabilt vannlag med lavere tetthet som hjelper planteplankton med å holde seg i den eufotiske sonen (vannsonen med tilgang på sollys for fotosyntese).

Oslofjorden er en terskelfjord hvor vannet innenfor terskelen og under terskeldyp ikke kan utveksles fritt med vannmassen på utsiden. Det kreves mye energi for å løfte opp det tunge og næringsrike dypvannet på innsiden av terskelen. Dette gjelder spesielt de dypeste vannmassene i Bunnefjorden.

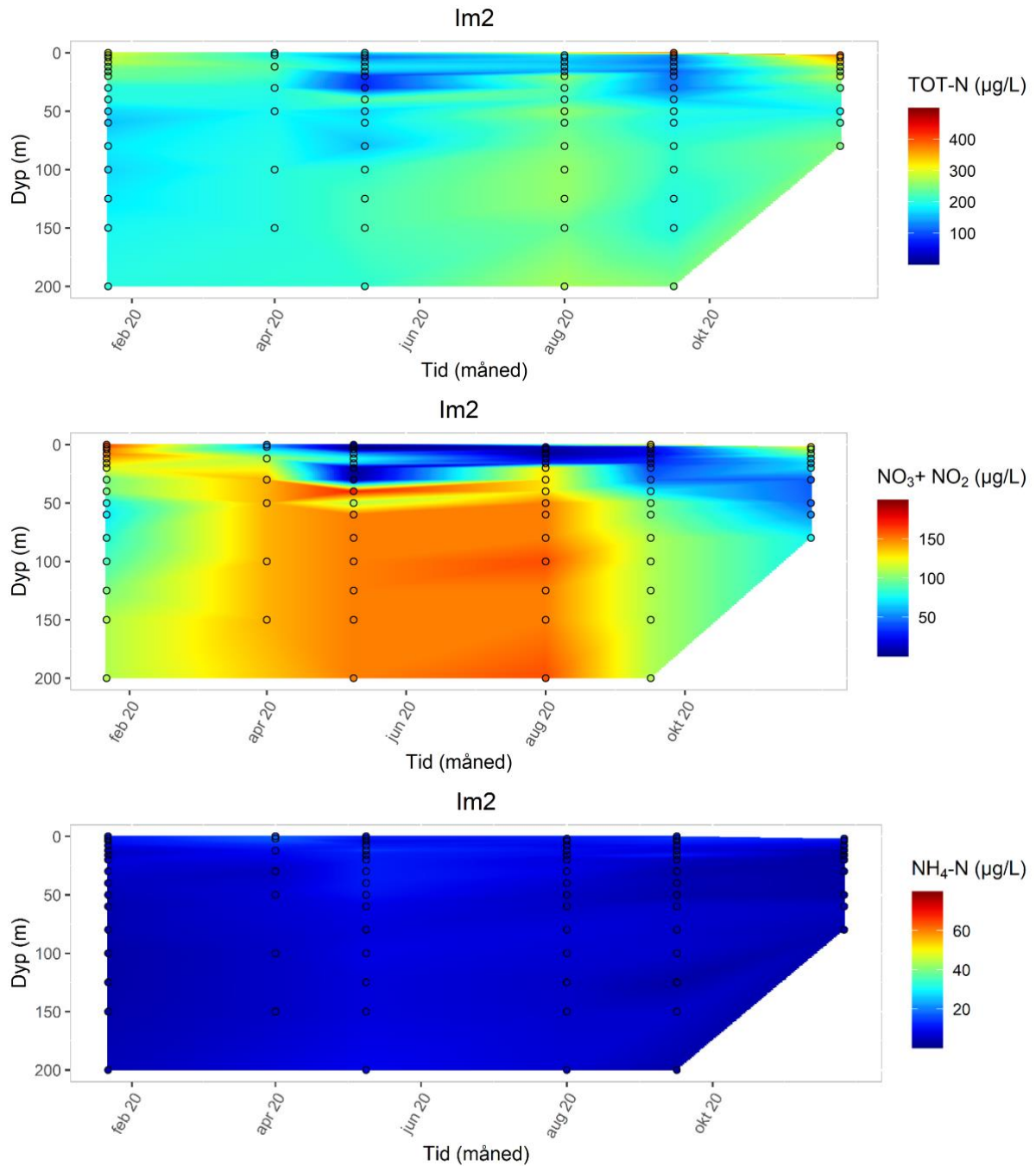
På vinteren vil store deler av dypvannet løftes opp til den eufotiske sonen. Dette kan skyldes at dypvannet kommer opp i forbindelse med dypvannsfornyelser. Perioder med mye vind vil også blande opp næringsrikt vann fra mellomdyp. I tillegg vil vanntilførsel fra elveutløp påvirke næringsaltkonsentrasjonen, deriblant fra Alna- og Akerselva. Også de større elvene i Ytre Oslofjorden, som Glomma og Drammenselva påvirker indre Oslofjorden. Under snøsmelting på våren vil ferskvannstilførselen øke, og det samme gjelder på høsten med økt nedbør. Dette bidrar ofte til oppblomstring av planteplankton.

4.2.1 Drøbaksundet

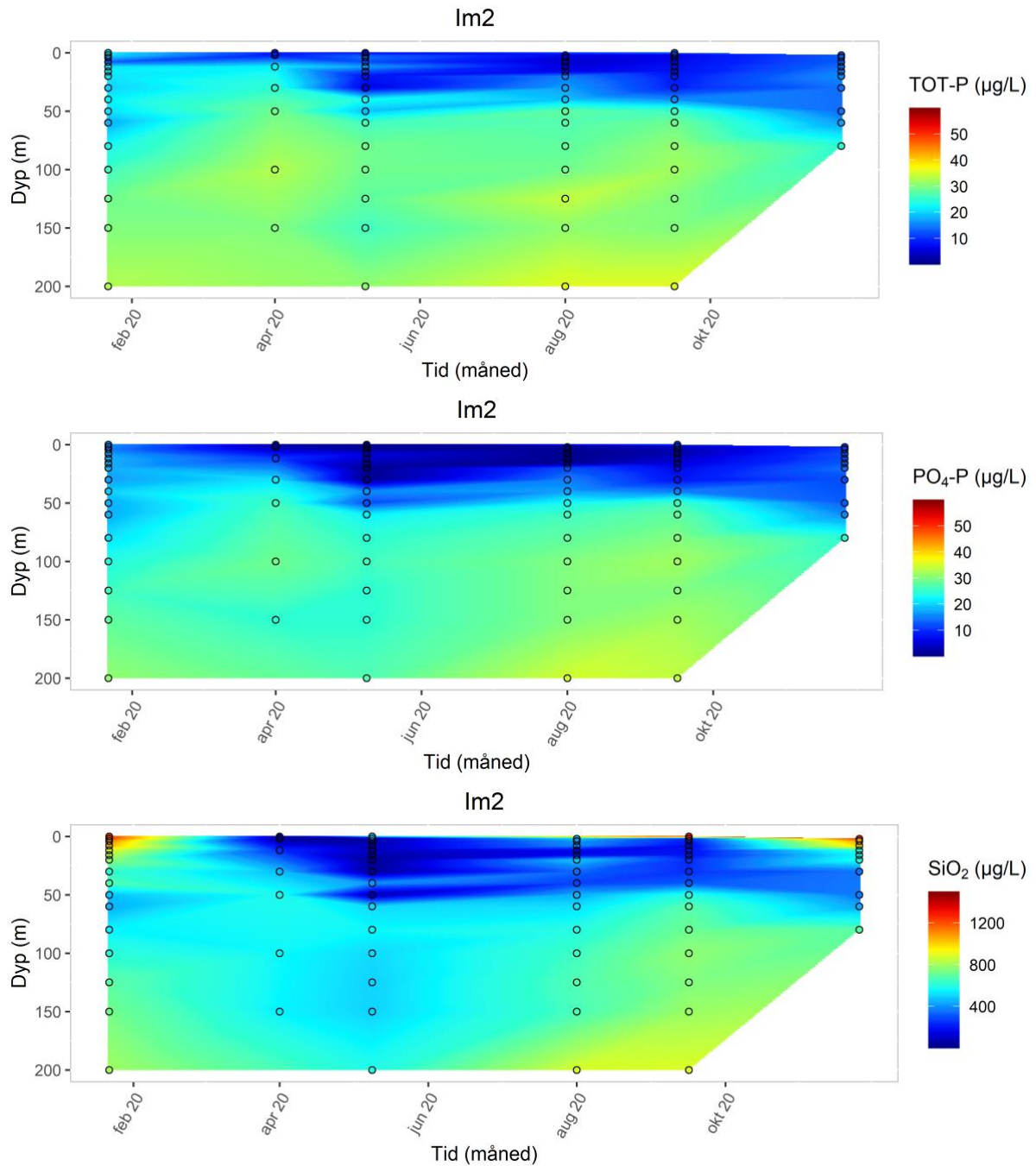
Stasjonen Im2 Elle startet med høye næringsaltkonsentrasjoner i hele vannsøylen på vinteren. Klorofyll a verdiene begynte å øke på våren, som indikerer økt mengde planteplankton, og disse brukte opp mye av de tilgjengelige næringsaltene i det øvre vannlaget. Rundt mai ble det litt lavere næringsaltnivåer i de dypere vannlagene, samtidig som den høyeste klorofyll a verdien ble målt. Dette tyder på at dypt næringsrikt vann ble mikset opp til den eufotiske sonen, hvor planteplankton har brukt det til vekst. Næringsaltene holdt lave nivåer i overflatevannet utover sommeren, med en økning av næringsalter i august. Da var det spesielt økningen av silikat som var fremtredene. Klorofyll a verdiene var fortsatt høye, og sank i takt med at mengden silikat ble brukt til vekst. Rundt oktober begynte på nytt næringsaltene å øke i det øvre vannlaget. Dette sammenfalt med at det ble lavere næringsaltkonsentrasjoner i bunnvannet, som tyder til at det var miksing av hele vannsøylen som har brakt ny tilførsel av næringsalter opp til overflaten (Figur 24, Figur 26 og Figur 26) .



Figur 24. Sesongvariasjon av klorofyll a og næringsalter fra 0-2 m på stasjon Im2 Elle i 2020. For sammenligning er konsentrasjonen av fosfat multiplisert med 16 (Redfield-forholdstallet).



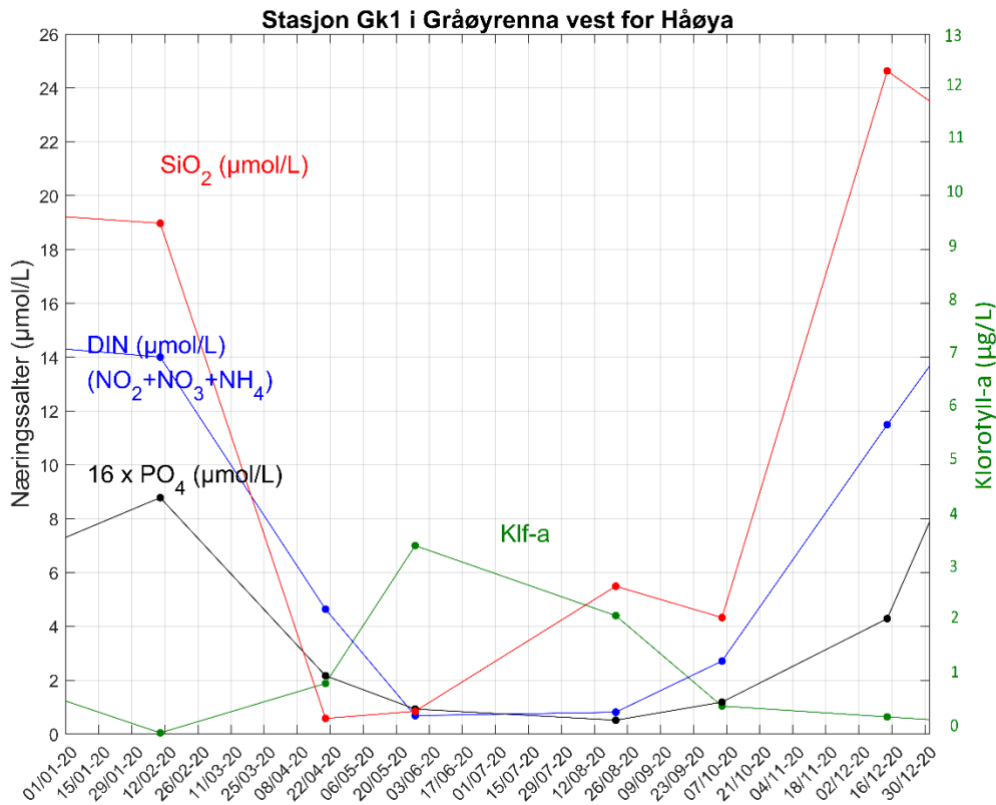
Figur 25. Næringsalter som funksjon av tid og dyp for stasjon Im2 Elle i perioden 2020. De svarte sirkelene er prøvetakingstidspunkt- og dyp. Det hvite området er grunnet mangel på data fra dypvannet i desember.



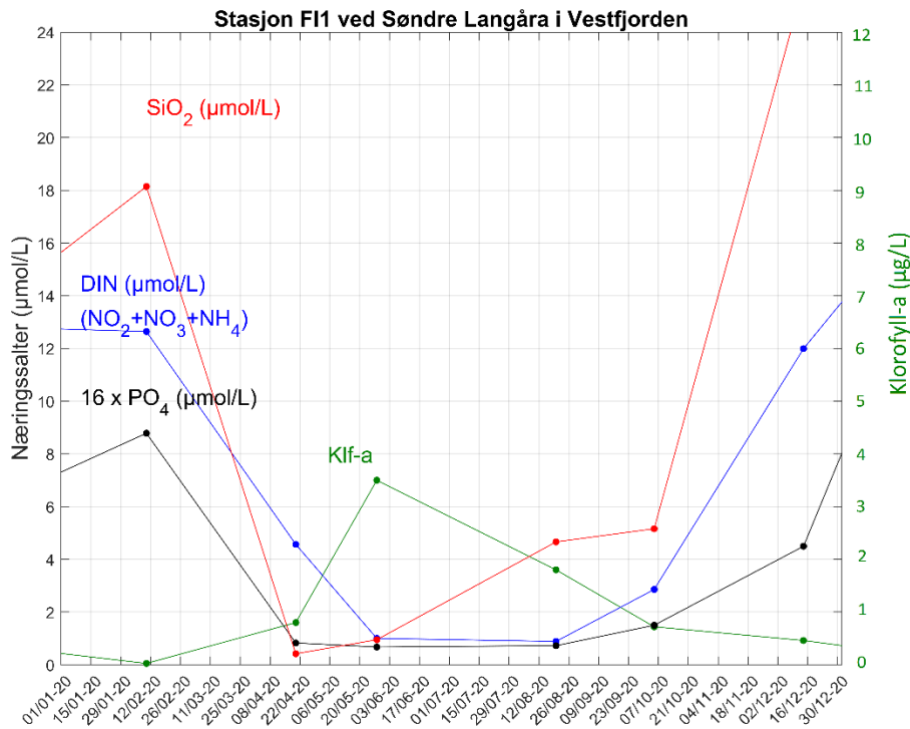
Figur 26. Næringsalter som funksjon av tid og dyp for stasjon Im2 Elle i perioden 2020. De svarte sirkelene er prøvetakingstidspunkt- og dyp. Det hvite området er grunnet mangel på data fra dypvannet i desember.

4.2.2 Vestfjorden

Stasjonen Gk1 Gråøyrenna er innenfor Drøbakterskelen mellom Gråøya og Håøya, og stasjon Fl1 Søndre Langåra ligger i Vestfjorden. Måling av klorofyll a og næringsalter i overflatelaget fra disse to stasjonene er vist i Figur 27 og Figur 28. Begge stasjonene hadde høye næringsaltkonsentrasjoner under vinterperioden. Denne konsentrasjonen gikk gradvis nedover mot våren ettersom planteplankton brukte dette for vekst, og førte videre til at mengden klorofyll a økte i april. Den høyeste toppen av klorofyll a ble observert mot mai for begge stasjonene. Næringsalldata fra overflatevannet i denne perioden var lav, og forklarer derfor ikke den høye klorofyll a konsentrasjonen. Derimot viser næringsalldata fra dypvannet på stasjonene fra Dk1 (Figur 30 og Figur 31) og Im2 (Figur 25 og Figur 26) at det var en miksing av dypere næringsrikt vann rundt samme tid. Det var trolig en lik miksing av vannsøyel på Gk1 og Fl1 som økte tilgangen til næringsalter i overflatevannet. Med høyere temperatur i overflatevannet, og ny tilgjengelig næringsalter var det gunstige forhold for planktonvekst. Mengden klorofyll a gikk litt ned utover sommeren, men med ny tilgang på silikat i august økte det igjen. Klorofyll a konsentrasjonen sank igjen mot september, og forble på lave nivåer ut året. Næringsaltkonsentrasjonene økte derimot utover høsten, og sammenfalt med perioden med lavere næringsaltkonsentrasjoner i dypvannet på Im2, Dk1 og Ep1.



Figur 27. Sesongvariasjon av næringsalter og klorofyll a fra 0-2m på stasjonene Gk1 i 2020.

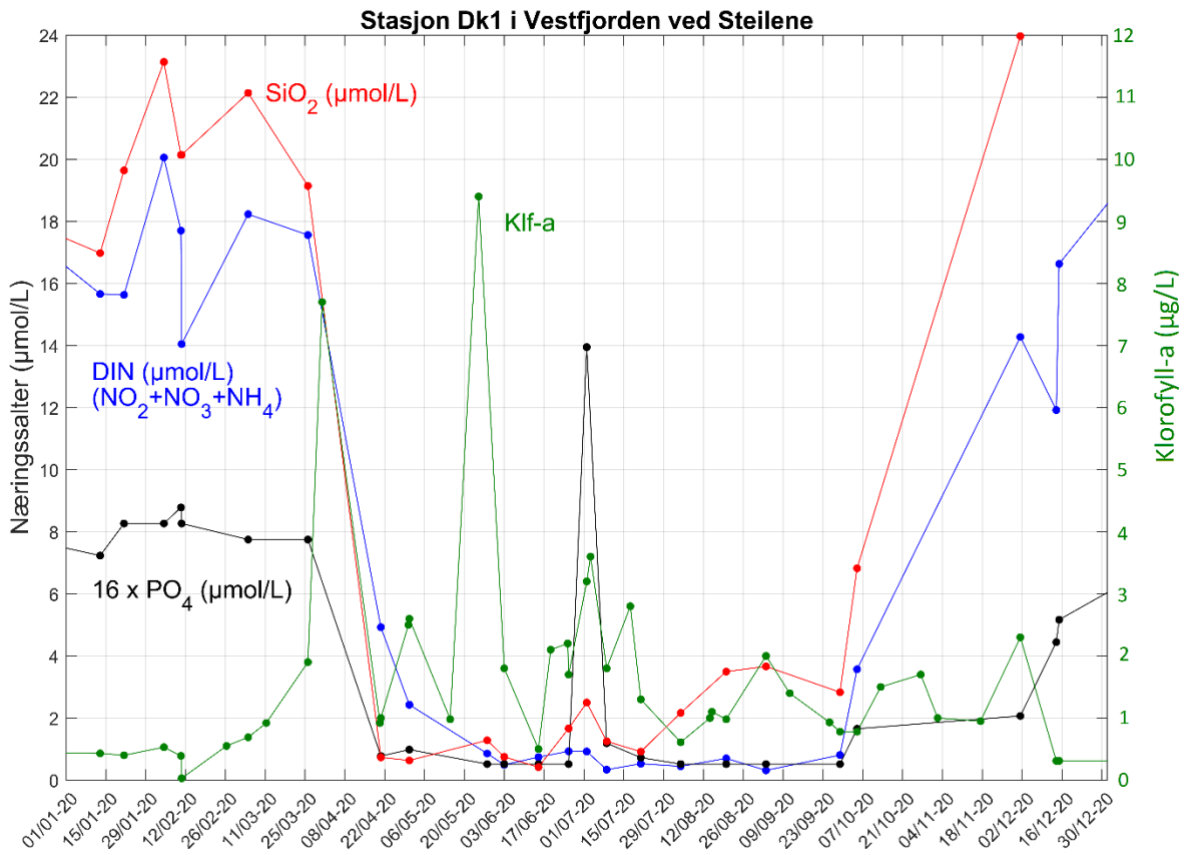


Figur 28. Sesongvariasjon av næringsalter og klorofyll a fra 0-2m på stasjonen FI1 Søndre Langåra i 2020.

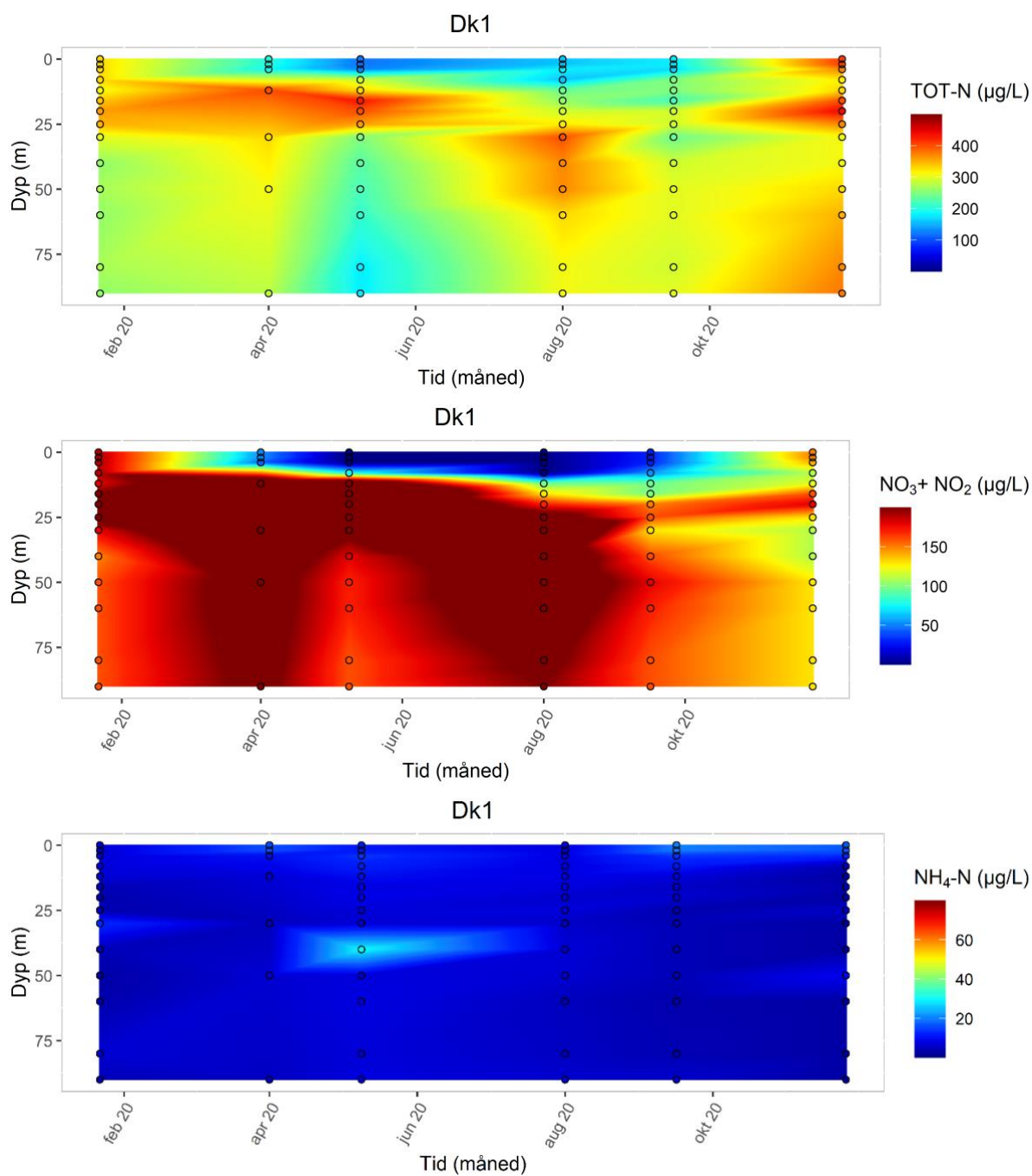
Figur 29 viser suksesjonen gjennom året av næringsalter og klorofyll a fra stasjon Dk1 Steilene. Stasjonen viser en tidsserie med forventede høye næringsaltnivåer i hele vannsøylen under vinterperioden. Dette var grunnet liten stratifisering av vannmassene der dypt næringsrikt vann kan ha blitt mikset opp til de øvre vannlagene. I mars ble de tilgjengelige næringsaltene i overflatevannet brukt av planteplankton, som førte til at konsentrasjonen sank. Næringssaltkonsentrasjonen holdt lave nivåer i de øvre vannlagene frem til høsten.

Planteplankton kan ha en eksponentiell vekst, og bruke opp tilgjengelig næringsalter. Derav kan små endringer i de øvre vannlagene være krevende å fange opp. Den første klorofyll a-toppen på Dk1 (Figur 29) kommer i begynnelsen av april og sammenfaller med at konsentrasjonen av næringsalter i vannet går raskt ned. I slutten av mai var det en ny, stor topp i klorofyll a konsentrasjonen, samtidig som nivåene av både silikat, biotilgjengelig nitrogen (DIN) og fosfat var nær nullpunktet. De to klorofylltoppene i mars og mai var meget høye, resten av året fluktuerer klorofyllkonsentrasjonene på langt lavere nivå. Det er verdt å merke seg at disse verdiene, som var de høyeste som ble målt i 2020, ble observert på den stasjonen som har høyest prøvetakingsfrekvens. Det er grunn til å tro at tilsvarende høye måleverdier for klorofyll a kunne blitt fanget opp også andre steder i fjorden, om prøvetakingsfrekvensen var tilsvarende.

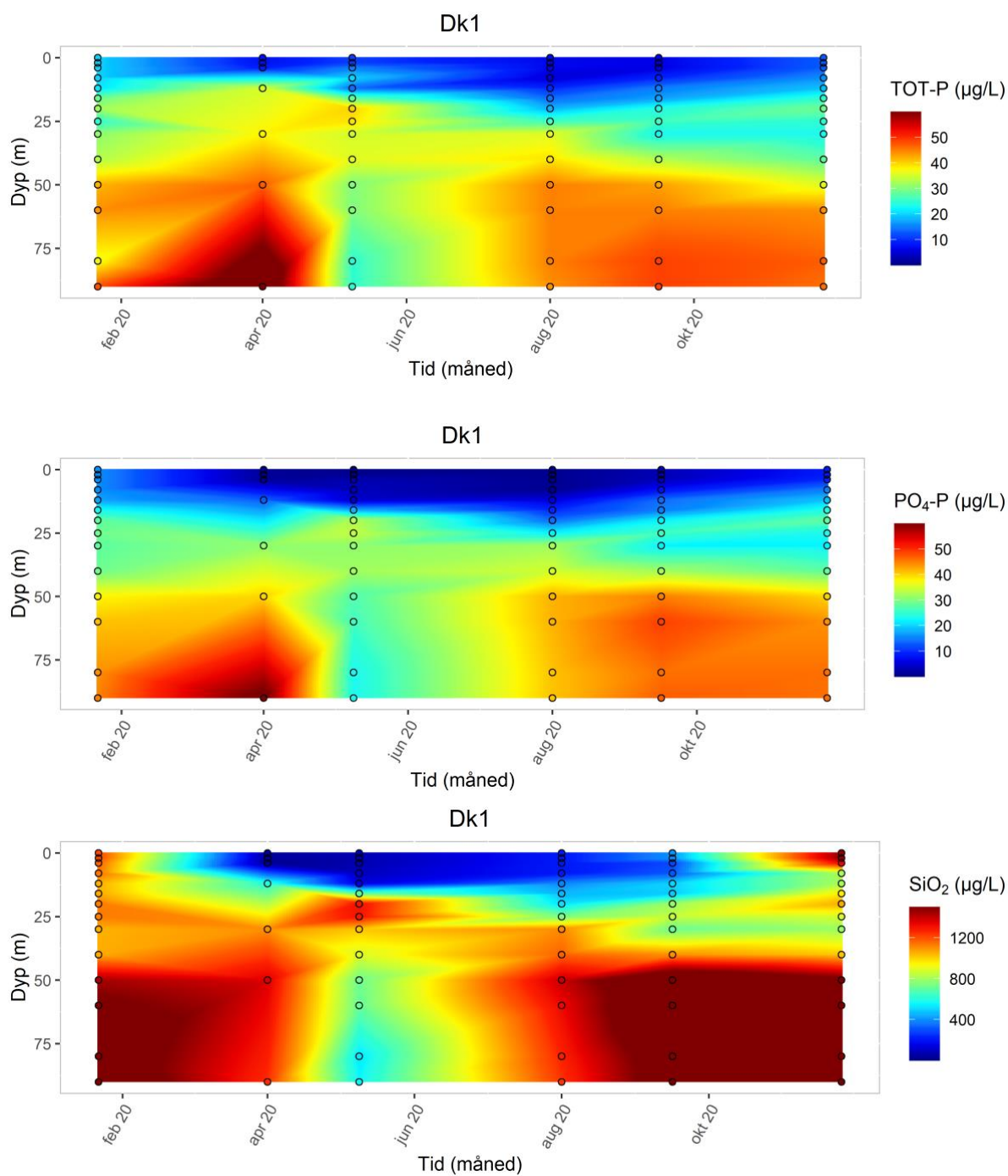
Konsentrasjonen av næringsalter holdt seg lav frem til begynnelsen av juli, men da var det en betydelig økning av fosfat og en mindre økning av silikat. Denne økningen av næringsalter sammenfaller med en klorofyll a økning i samme periode. Fra midten av juli øker silikat-verdiene jevnt, med unntak av en liten nedgang i konsentrasjonen påfølgende en høstoppløst blomstring i begynnelsen av september. Nitrogen- og fosfat-verdiene holder seg jevnt lave frem til slutten av september, da de brått stiger tilbake til høye vinterkonsentrasjoner. Klorofyllverdiene holder seg relativt lave gjennom høsten, før de synker til tilnærmet null gjennom vintermånedene.



Figur 29. Sesongvariasjon av klorofyll a og næringsalter fra 0-2 m på stasjon Dk1 Steilene i 2020. Data er hentet fra både hovedprogrammet og fra FerryBox systemet montert om bord MS Color Fantasy.



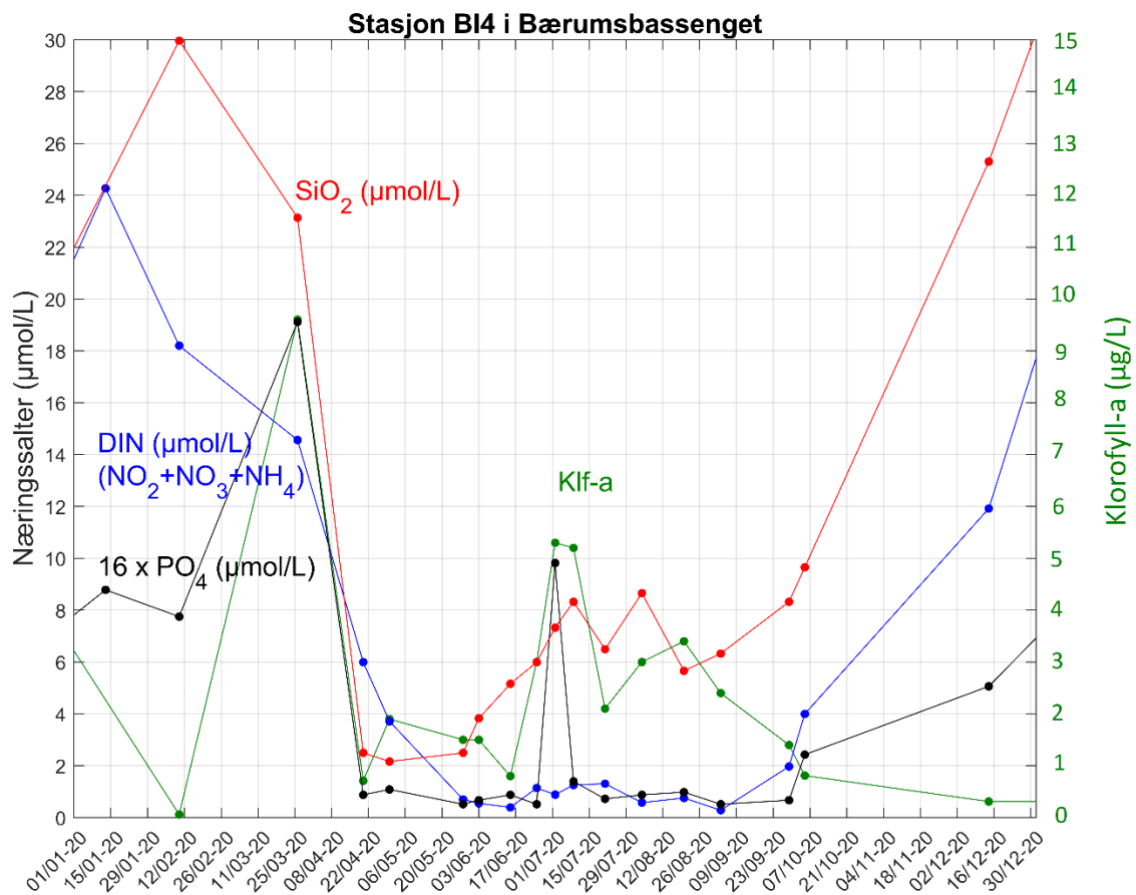
Figur 30. Næringsalter som funksjon av tid og dyp for stasjon Dk1 Steilene i perioden 2020. De svarte sirklene er prøvetakingstidspunkt- og dyp.



Figur 31. Næringsalter som funksjon av tid og dyp for stasjon Dk1 Steilene i perioden 2020. De svarte sirklene er prøvetakingstidspunkt- og dyp.

4.2.3 Bærumsbassenget

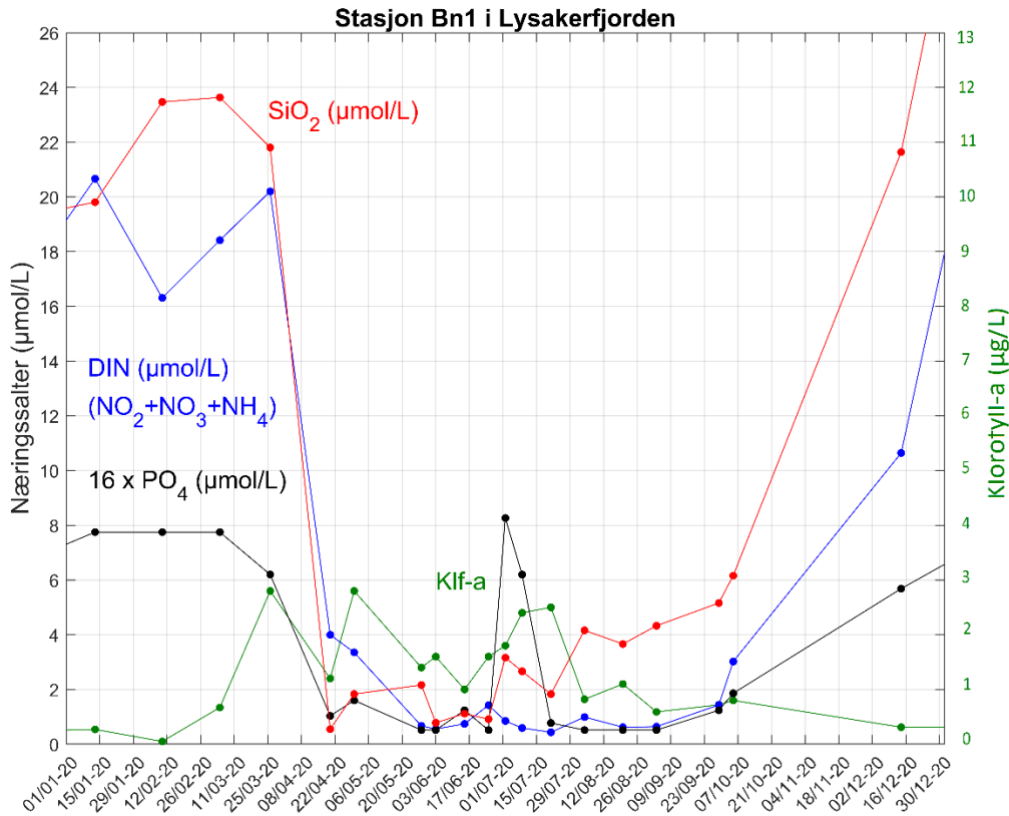
Stasjon B14 ligger innaskjærs i Bærumsbassenget og viser litt annen nærings salt- og klorofyll a variasjoner enn stasjonene i Vestfjorden. Dette bassenget kan være isbelagt om vinteren, som til tider har ført til at det ikke har blitt prøvetatt i disse periodene. Det var ikke tilfellet i 2020, hvor det ble observert høye nærings saltkonsentrasjoner på vinteren (Figur 32). Nitrogen var oppe i 24 $\mu\text{mol/L}$ i januar og silikat målte 30 μmol per liter, til sammenlikning med rundt 12 μmol Nitrogen og 18 $\mu\text{mol/L}$ silikat på stasjonene i Vestfjorden. Disse høye nærings saltverdiene støttet en sterk vekst av planteplankton, med klorofyll a verdier rundt 9 $\mu\text{g/L}$. Nærings salt- og klorofyll a verdiene sank etter denne toppen i mars. Det var en ny topp i klorofyll a i mai, og så en sterk økning i juli som sammenfalt med økning av nærings salter, spesielt silikat og fosfat. Fosfatkonsentrasjonen falt fort, og med det gikk også klorofyll a konsentrasjonen ned. Mengden silikat i overflatevannet holdt høye verdier ut sommeren, med et lite fall samtidig som klorofyll a gikk opp i august. Videre økte alle nærings saltkonsentrasjonene ut året, men klorofyll a minket og gikk mot null i slutten av desember.



Figur 32. Sesongvariasjon av nærings salter og klorofyll a fra 0-2m på stasjonene B14 Bærumsbassenget i 2020.

4.2.4 Lysakerfjorden

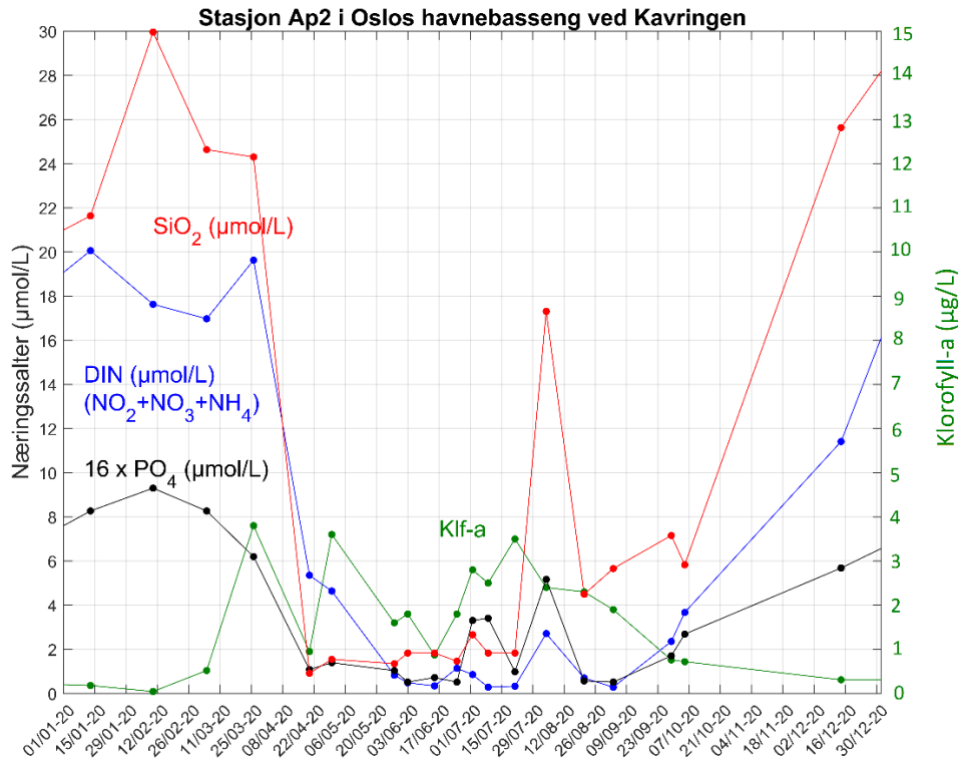
Stasjon Bn1 Lysakerfjorden (Figur 33) hadde tilnærmet lik variasjon av næringsalter og klorofyll a i løpet av 2020 som observert på stasjon B14 Bærumsbassenget, men næringsalt- og klorofyll a konsentrasjonene var noe lavere. Likt som for øvrige stasjoner var det observert en høye konsentrasjoner av fosfat og silikat i juli. Til samme tid var det en moderat økning av nitrogenkonsentrasjonen, og sammen fremmet dette en ny økning i klorofyll a mengden.



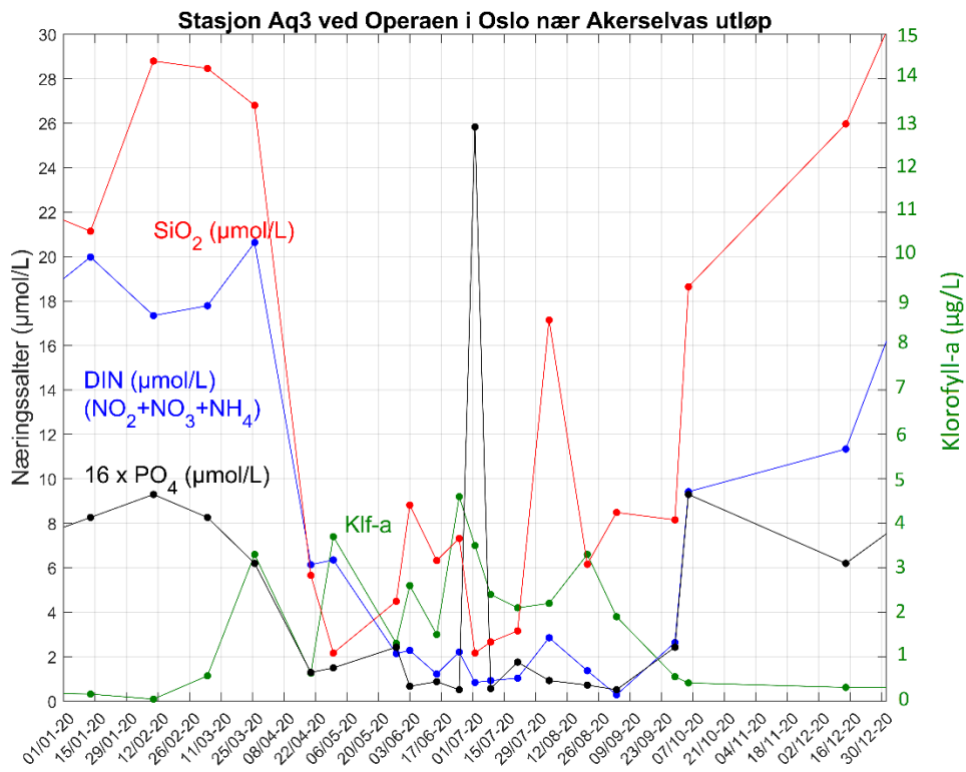
Figur 33. Sesongvariasjon av næringsalter og klorofyll a fra 0-2m på stasjonene Lysakerfjorden i 2020.

4.2.5 Oslo havn

Stasjonene Ap1 Kavringen og Aq3 Bjørvika hadde lik variasjon av næringsalter og klorofyll a (Figur 34 og Figur 35). Som for Bærumsbassenget var vinterverdiene høye, og dette bidro til en sterk klorofyll a konsentrasjon i mars på rundt 4 µg/L. Klorofyll a verdiene var høye ut sommeren, med noen markante topper. Deriblant var det en økning mai, som sammenfaller med den økte klorofyll a konsentrasjonen som ble observert i hele indre Oslofjorden. Likt som øvrige stasjoner var det i juni en sterk økning av fosfat ved Aq3. Det var også en økning av silikat og nitrogen i begynnelsen av august, og som en følge økte klorofyll a konsentrasjonen på nytt. Utover høsten sank nivåene av klorofyll a, mens næringssaltkonsentrasjonen gikk opp mot vinterverdier.



Figur 34. Sesongvariasjon av næringsalter og klorofyll a fra 0-2m på stasjonen Ap2 Kavringen i 2020.

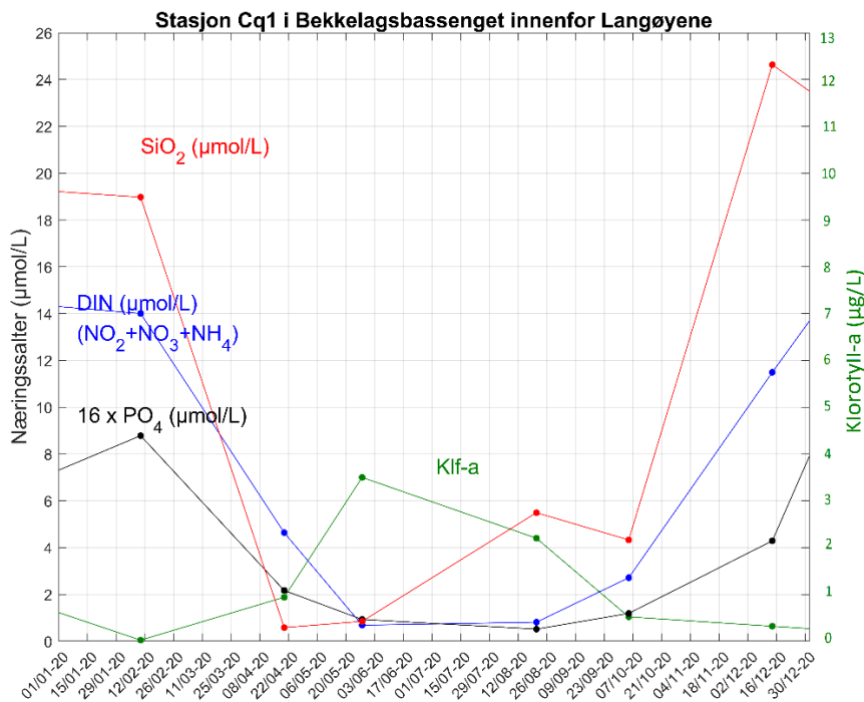


Figur 35. Sesongvariasjon av næringsalter og klorofyll a fra 0-2m på stasjonen Aq3 Bjørvika i 2020.

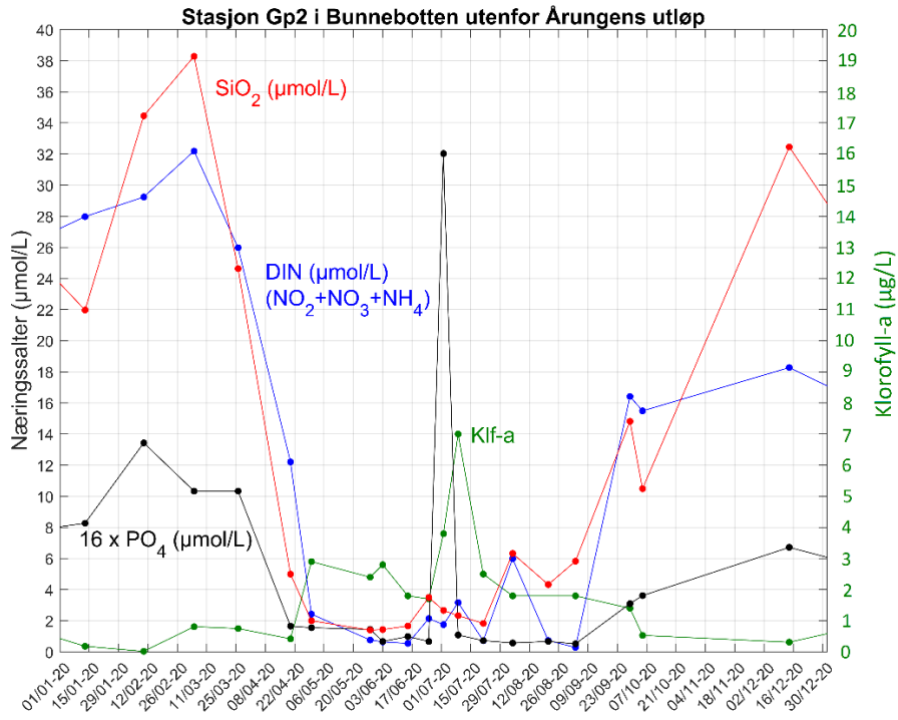
4.2.6 Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden

Stasjonen Cq1 Bekkelagsbassenget er på veien inn mot Bunnefjorden og stasjonen Gp2 Bunnebotten er innerst i Bunnefjorden (Figur 36 og Figur 37). Begge stasjonene har høye vinterverdier, hvor Gp2 skiller seg mest ut, og som kan forklares av at den ligger ved utløpet til Årungen. Klorofyll a verdien økte mot våren, og holdt høye konsentrasjoner ut sommeren. Bunnebotten hadde også en sterk økning av fosfat i juli, hvor også de øvrige næringssaltene økte. Dette bidro til en høy klorofyll a topp. Det ble ikke prøvetatt i Bekkelagsbassenget på samme datoen, og en potensiell klorofyll a topp i dette området ble dermed ikke fanget opp. Derimot ble en økning av silikat og nitrogen i begynnelsen av august fanget opp på begge stasjoner. Dette støttet en siste økning av klorofyll a før konsentrasjonen gradvis gikk ned. Samtidig økte næringssaltkonsentrasjonen opp mot vinterverdier.

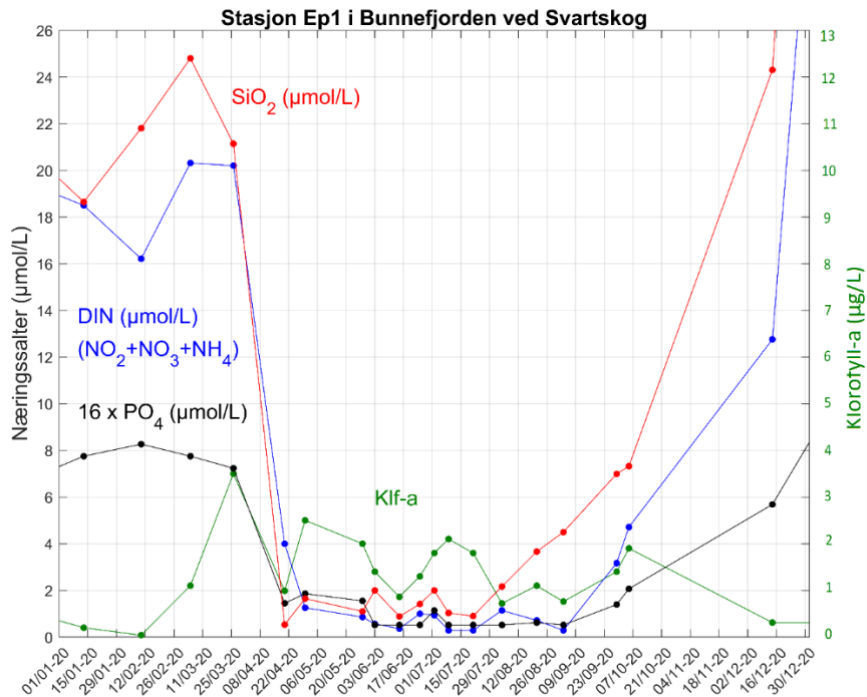
Stasjon Ep1 Bunnerfjorden startet året med høye næringssaltkonsentrasjoner i hele vannsøylen (Figur 39 og Figur 40). Det tiggelige næringssaltet sank i takt med at klorofyll a øker, som viser til at planteplankton har brukt dette for vekst (se Figur 38). Det forble lave konsentrasjoner i overflatevannet ut sommeren. Til sammenlikning med Im2 og Dk1 var det høyere næringssaltverdier i bunnvannet på Ep1. Det var tegn til dypvannfornyelse i mai, med noe lavere konsentrasjoner nedover i vannsøylen som var tydeligst for TOT-N. På høsten var det på nytt tegn til miksing av dypvannet, spesielt synelig for TOT-N og Nitrogen. Liknende fenomen ble observert på Im2 og Dk1.



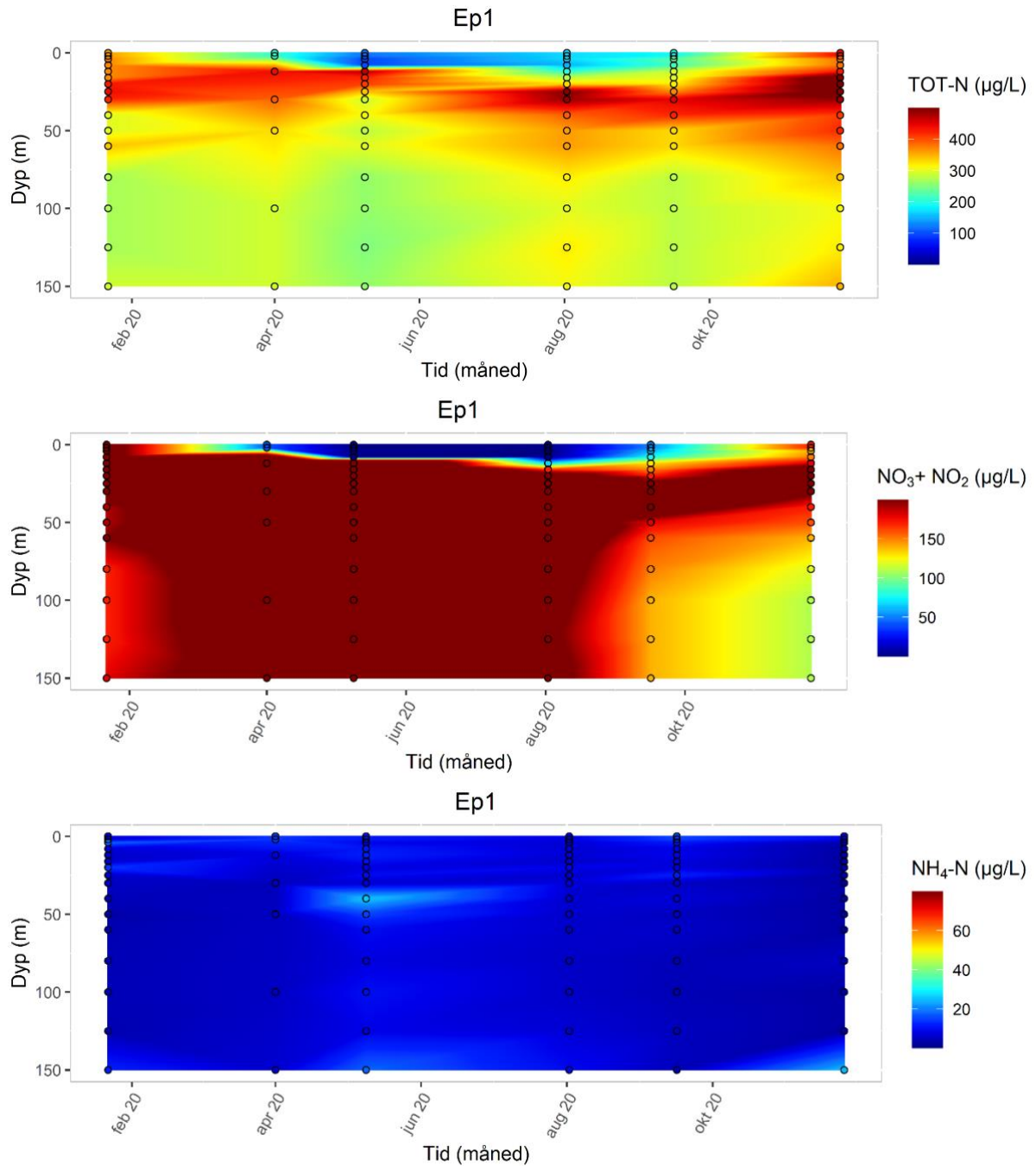
Figur 36. Sesongvariasjon av næringssalter og klorofyll a fra 0-2m på stasjonen Cq1 Bekkelagsbassenget i 2020.



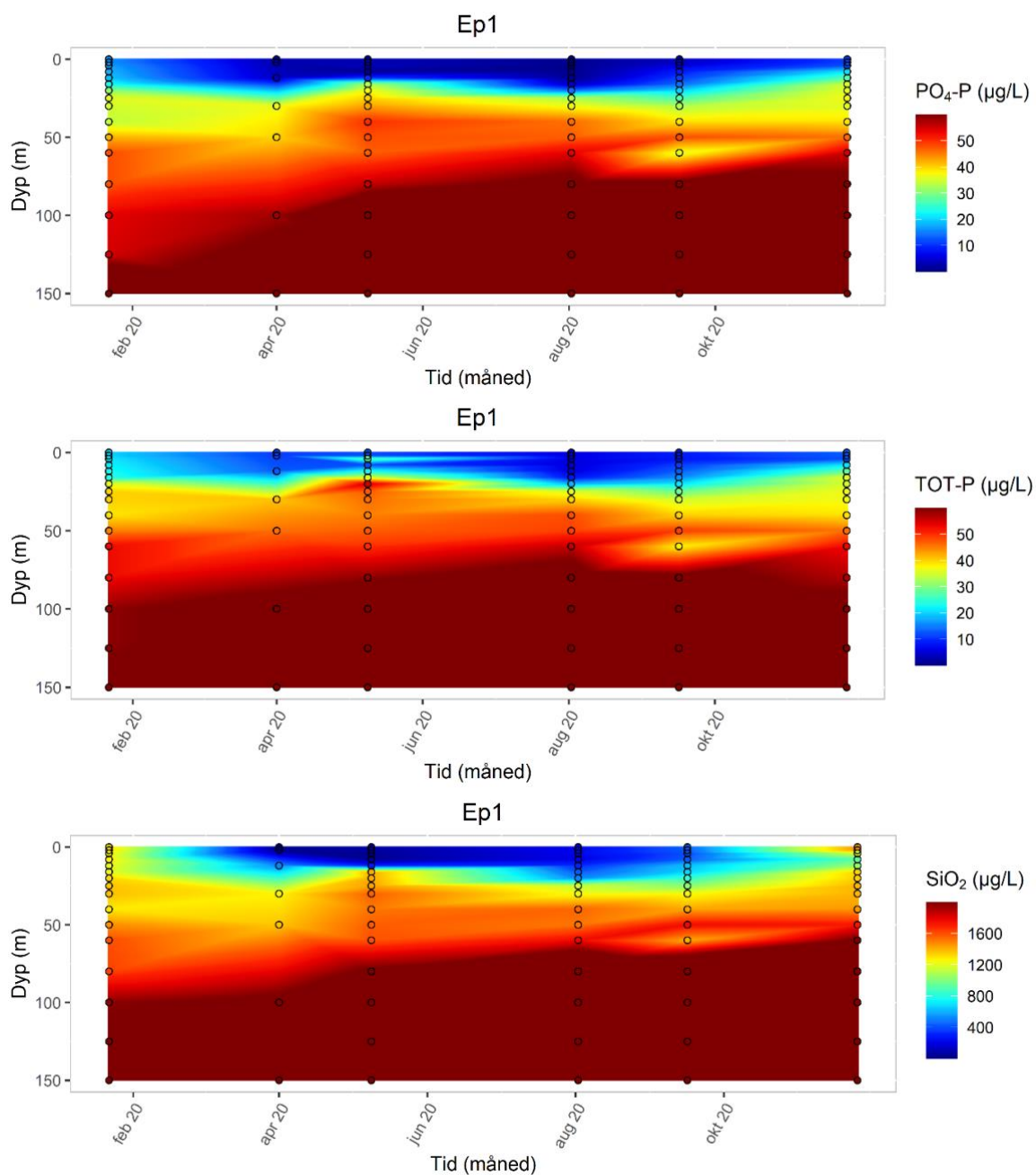
Figur 37. Sesongvariasjon av næringsalter og klorofyll a fra 0-2m på stasjonen Gp2 Bunneboten i 2020.



Figur 38. Sesongvariasjon av klorofyll a og næringsalter fra 0-2 m på stasjon Ep1 Bunnefjorden i 2020.



Figur 39. Næringsstoffer som funksjon av tid og dyp for stasjon Ep1 Bunnefjorden i perioden 2020. De svarte sirklene er prøvetakingstidspunkt- og dyp.



Figur 40. Næringsalter som funksjon av tid og dyp for stasjon Ep1 Bunnefjorden i perioden 2020. De svarte sirklene er prøvetakingstidspunkt- og dyp.

4.3 Oppsummering og diskusjon

Konsentrasjon av næringsalter på alle stasjonene viste hovedsakelig et likt forløp med høye konsentrasjoner i de første vintermånedene, en brå nedgang på våren, lave konsentrasjoner gjennom hele vekstsesongen, før det igjen blir høye verdier på høsten. Nedgangen i vekstsesongen henger sammen med oppblomstring av planteplankton. Men det er en del forskjell på nivået av næringsalter på de forskjellige stasjonene i fjorden. Det ble også målt til dels store forskjeller mellom stasjonene på enkeltdatoer.

I Tabell 3 er det beregnet statistiske verdier basert på data fra desember 2019 til august 2020: 90 persentilen for klorofyll a i vekstsesongen, middelerdi for næringsaltene for sommer og vintersesongen, middelerdi for siktdyp på sommeren og minste målte oksygenverdi ved bunn. Det er også beregnet middelerdi for silikat og løst organisk stoff (DOC), men disse brukes foreløpig ikke i klassifisering. For vintersesongen er data fra desember 2019 til februar 2020 benyttet. For å klassifisere en vannforekomst så kreves det data for minst tre år, så vurderingene her er bare en vurdering av dataene fra 2020.

Målinger av klorofyll a som er et biologisk kvalitetselement for planteplankton i Veileder 02:2018, gir en tilstandsklasse «svært god» på alle stasjonene i tabellen, bortsett fra stasjon BI4 i Bærumsbassenget hvor det er «god» tilstand. Samtidig gir støtteparameterne et annet bilde. Siktdyp var i klassen «moderat» eller «dårlig» på alle stasjonene innenfor Steilene (Dk1). Siktdypet påvirkes av både mengden planteplankton, løst organisk stoff (DOC) samt andre parametere som partikler i vannet. Sammenhengen mellom siktdyp og DOC blir analysert i kapitel 6.

På sommeren er alle næringsalter i «god» eller bedre tilstandsklasse, bortsett fra fosfor på stasjon Gp2 som ligger nær elva Årungens utløp og Aq3 som ligger nær Akerselva. Bunnebotten (stasjon Gp2) skiller seg ut med å ha de høyeste verdier av næringsalter. Vinteren 2019/2020 var det høye verdier av nitrogen i hele fjordens overflatelag, med en tydelig gradient med de høyeste verdiene innerst i fjorden og lavere verdier ytterste.

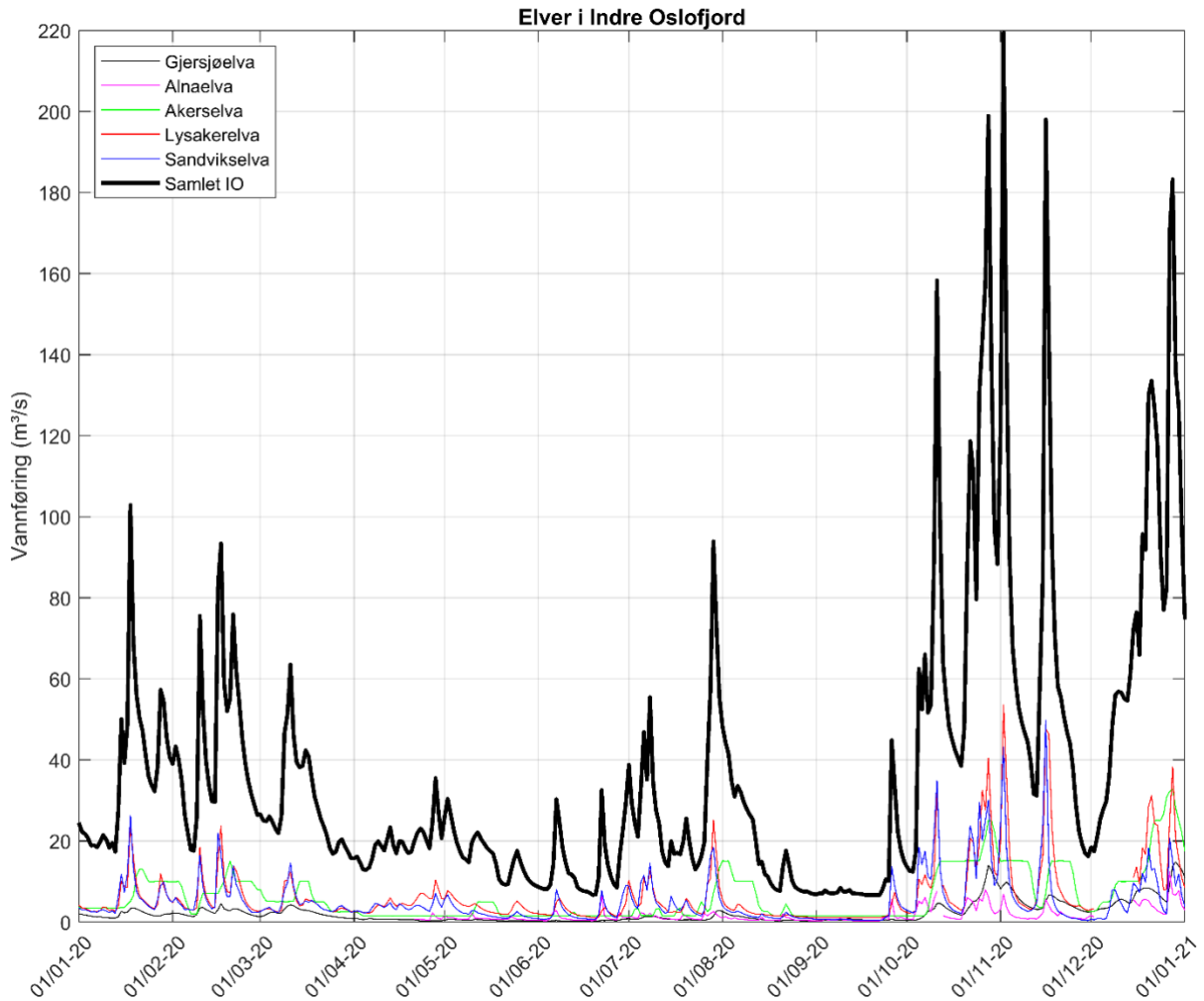
Tilstanden for ammonium er «svært god» både sommer og vinter. Middelerdiene på sommeren varierer mellom 6.3 og 11.5, og på vinteren mellom 9.7 og 18.0. Det er betenkelig at ammonium nesten alltid havner i kategorien «svært god», og dette blir diskutert i kapitel 11.

Tabell 3. Oversikt over statistiske verdier for de forskjellige parameterne som inngår i klassifisering av vannkvalitet. Data er fra 2020, samt desember 2019, og det er tatt vannprøver fra 0-2 m. Fargeskalaen gir tilstandsklasse etter Veileder 02:2018, hvor blått er «svært god», grønn «god», gul «moderat», oransje «dårlig» og rød «svært dårlig» vannkvalitet.

Sesong	Parameter	Im2	Gk1	Fl1	Dk1	Bl4	Bn1	Ap2	Aq3	Cq1	Ep1	Gp2
Vekstseongen (feb-okt)	Klorofyll a P90 (µg/L)	3.7	3.5	3.5	2.5	5.3	2.7	3.6	3.7	2.5	2.4	3.7
Sommer (mai-aug)	Total fosfor (µg P/L)	9.4	15.9	10.0	11.0	12.9	11.2	14.4	16.6	8.7	7.9	19.3
Sommer (mai-aug)	Fosfat (µg P/L)	1.5	1.4	1.4	4.1	3.5	4.1	3.5	7.4	1.2	1.4	8.4
Sommer (mai-aug)	Total nitrogen (µg N/L)	160	160	150	163	201	173	166	191	179	169	201
Sommer (mai-aug)	Nitrat + nitritt (µg N/L)	6.0	2.7	2.0	1.7	4.3	2.5	4.3	13.8	1.6	1.4	18.0
Sommer (mai-aug)	Ammonium (µg N/L)	11.5	7.8	11.2	7.6	7.5	8.2	7.6	9.4	6.3	8.2	7.6
Sommer (mai-aug)	Silikat (µg SiO ₂ /L)	271	191	169	96	360	137	231	389	128	101	170
Sommer (mai-aug)	DOC (µg C/L)	2050	1900	1850	2350	2567	2356	2289	2311	2325	2333	2400
Sommer (mai-aug)	Siktdyp (m)	6.1	7.2	7.4	5.9	3.7	4.9	4.3	4.2	4.6	4.8	3.9
Vinter (des-feb)	Total fosfor (µg P/L)	18.0	18.0	17.5	18.3	19.0	17.3	19.7	20.0	19.0	18.3	24.7
Vinter (des-feb)	Fosfat (µg P/L)	13.5	15.0	15.0	14.3	16.0	14.3	15.7	16.0	15.0	14.7	19.0
Vinter (des-feb)	Total nitrogen (µg N/L)	320	360	320	353	400	380	423	403	397	410	520
Vinter (des-feb)	Nitrat + nitritt (µg N/L)	155	185	165	190	285	240	243	243	240	243	377
Vinter (des-feb)	Ammonium (µg N/L)	18.0	14.1	13.1	11.4	12.5	12.7	15.7	13.6	12.7	9.7	12.9
Vinter (des-feb)	Silikat (µg SiO ₂ /L)	1105	1150	985	1053	1800	1253	1437	1447	1233	1230	1650
Vinter (des-feb)	DOC (µg C/L)	2700	2450	2600	2200	2600	2467	2433	2500	2267	2167	2450
Hele året	Oksygen (ml/L)	3.91	2.21	2.53	2.05	0.05	0.79	0.74	4.43	0.10	0.12	1.14
Hele året	Oksygenmetning (%)	58.7	34.0	34.6	31.5	0.7	12.0	11.1	70.2	1.5	1.8	16.9

På noen av stasjonene ble det målt høye verdier av fosfat i starten av juli og høye verdier av silikat i starten av august.

I Figur 41 vises vannføring til Indre Oslofjord i 2020. Den samlede vannføringen er beregnet basert på målt vannføring fra fem av elvene, og så er det tatt hensyn til nedbørsfeltet til de andre elvene. Gjennomsnittlig vannføring for hele året var $37.1 \text{ m}^3/\text{s}$. Høyest vannføring var det i de tre siste månedene av året, mens det var lite i april, mai, juni, august og september. Det var relativt mye ferskvannstilførsel i juli, spesielt i starten og slutten av måneden. Akerselva som er et regulert vassdrag, hadde mye vannføring i første del av august. Midlet vannføring for hver måned er vist i Tabell 4.



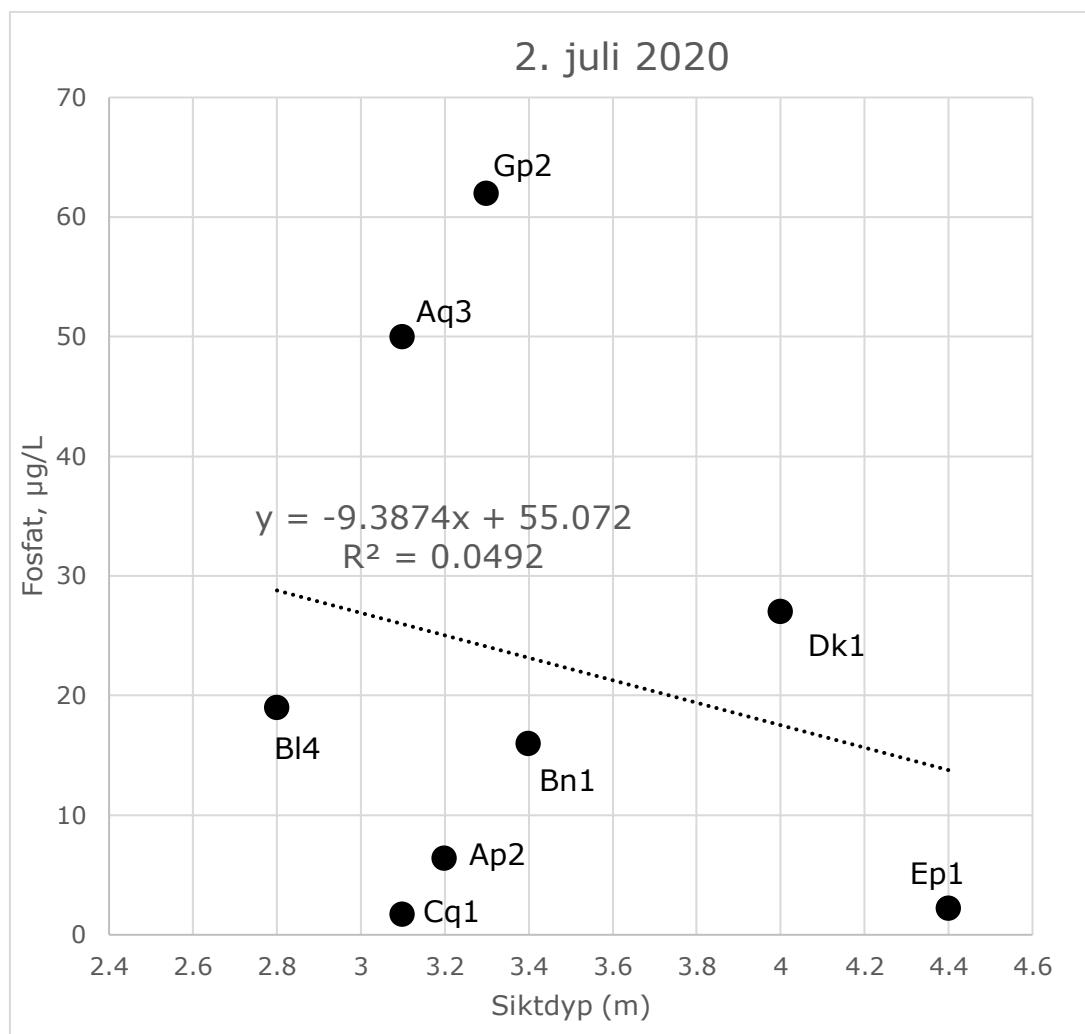
Figur 41. Vannføring til Indre Oslofjord i 2020.

Tabell 4. Beregnet vannføring til Indre Oslofjord i 2020

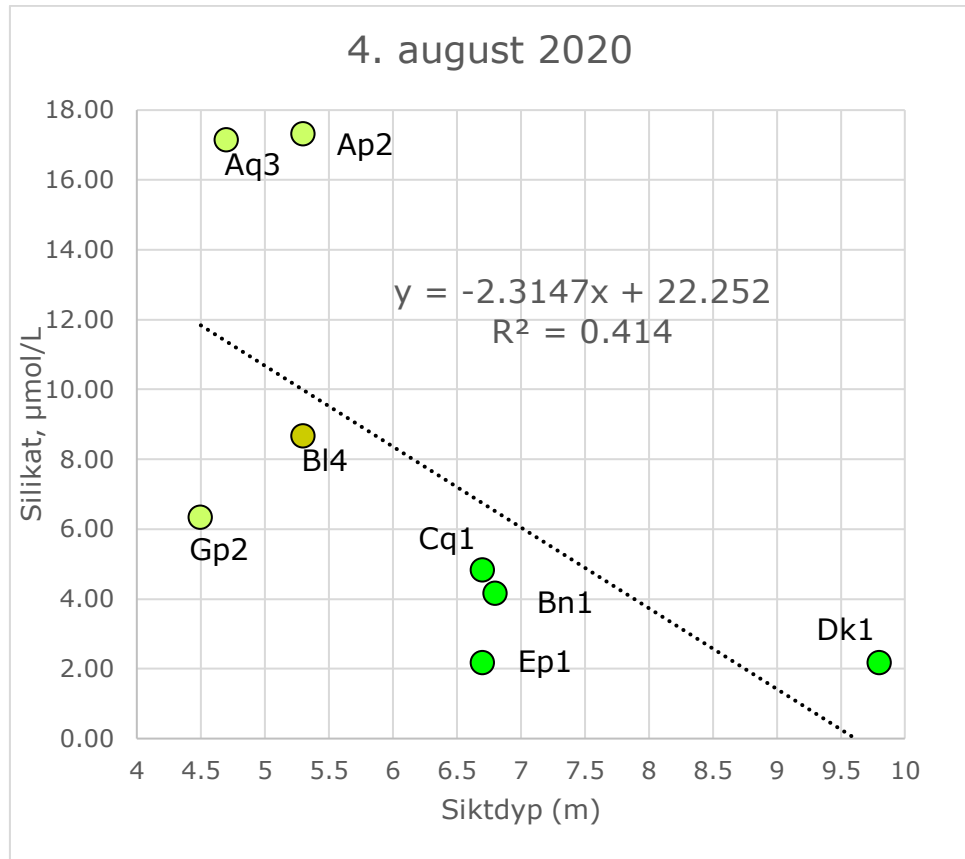
2020	Vannføring (m ³ /s)
Januar	36.5
Februar	43.8
Mars	29.5
April	19.4
Mai	16.5
Juni	13.6
Juli	30.7
August	19.0
September	10.6
Oktober	78.1
November	68.1
Desember	78.7
Hele året	37.1

Som vi kan se fra Figur 29, Figur 32, Figur 33 og Figur 35 ble det målt høye verdier av fosfat på stasjon Dk1, Bl4, Bn1 og Aq3 den 2. juli 2020. Høyest verdier var det på stasjon Aq3 rett utenfor Akerselva og Gp2 utenfor Årungenes munning. Det var ingen tydelig sammenheng mellom målt fosfat og siktdyp denne datoen (se Figur 42). Det var også lite vannføring i Akerselva ved dette tidspunktet (se grønn kurve i Figur 41). Vannføring fra Årungen er ikke inkludert i figuren, men det er generelt mye vannføring til fjorden i starten av juli som muligens kan forklare de høye konsentrasjonene.

Det er lettere å forklare de høye verdiene av silikat som ble målt i starten av august, spesielt på stasjon Aq3 rett ved Akerselva og Ap2 litt lenger ut. Det var mye vannføring i både Lysakerelva og Sandvikselva i slutten av juli. Akerselva som er regulert hadde høy vannføring i starten av august. Det var også en klar sammenheng mellom målt silikat og målt siktdyp 4. august (se Figur 43).



Figur 42. Sammenheng mellom målte konsentrasjoner av fosfat og siktdyp i Indre Oslofjord 2. juli 2020. Det var ingen tydelig sammenheng mellom siktdyp og målt fosfat.



Figur 43. Sammenheng mellom målte konsentrasjoner av silikat og siktdyp i Indre Oslofjord 4. august 2020. Det ble rapportert at vannet hadde gulbrun farge på stasjon Bl4, grønn gul på Aq3, Ap2 og Gp2, mens den var grønn på de fire andre stasjonene.

5 Planteplankton



Figur 44. Den varmekjære kiselalgen *Pseudosolenia calcar-avis* var å finne i Oslofjorden fra sensommeren utover høsten, her fra stasjon Dk1.

Planteplankton er encellede mikroskopiske organismer som flyter fritt i vannmassene hvor et eksempel er vist i Figur 44. Veksten til planteplankton er styrt av en rekke faktorer. En av de viktigste faktorene er tilgang på næringssaltene nitrogen og fosfor, samt silikat for gruppen kiselalger. I tillegg vil fysiske forhold som temperatur, lys, sjiktning i vannmassen og annen biologisk aktivitet som beiting, kunne påvirke vekst, sammensetning og økning av biomasse. Siden planteplankton responderer relativt hurtig på endringer i vekstforholdene vil økning i næringssaltkonsentrasjon (eutrofiering) kunne føre til en økning i biomasse dersom øvrige faktorer tilsier det. Eutrofiering kan resultere i at enkelte arter danner masseoppblomstringer utenom de vanlige blomstringsperiodene og føre til endret arts mangfold.

5.1 Metodikk og innsamling av data

Det ble utført kvalitative (håvtrekk) og kvantitative (telleprøver) planteplanktonanalyser fra to stasjoner i 2020, Dk1 Steilene og Ep1 Bunnefjorden. Håvtrekkene ble tatt vertikalt fra 30-0 m (maskevidde <20 µm), mens de kvantitative prøvene var blandprøver fra 0-2 m. Prøvene ble fiksert med Luogols løsning. Artene ble identifisert i lysmikroskop (Thronsen et al. 2003) og kvantifisert i henhold til Utermöhl's metode (Utermöhl 1958), som beskrevet i NS-EN 15972:2011. Biovolum for hver art ble beregnet i henhold til HELCOM 2006 (Olenina et al. 2006) og omregnet til karbonverdier i henhold til Menden-Deuer & Lessards metode (Menden-Deuer & Lessards 2000). AlgaeBase ble brukt som taksonomisk referanse⁴. Undersøkelsene ble gjort i henhold til beste praksis og mye av planteplanktonet kan identifiseres til slekt eller art i lysmikroskop, men det har begrensninger: Mange morfologiske detaljer som er viktige for artsbestemmelse kan ikke observeres fordi lysmikroskopet har for lav oppløsning; noen arter har få morfologiske karakter og krever molekylærbiologiske metoder for å kunne identifiseres; nye undersøkelser av etablerte arter påvirker identifikasjon og artsavgrensninger; det oppdages og beskrives nye mikroalger hele tiden og den overordnede

⁴ <https://www.algaebase.org/>

taksonomien endrer seg. Erfaringen til den som gjør mikroskopanalysene kan også gi utslag på resultatene og til sammen gjør dette artsidentifikasjon komplisert og iblant usikkert.

Beta diversity dissimilarity matrices ble kalkulert med Bray–Curtis avstander (Bray & Curtis, 1957) på Hellinger-transformerte samfunnsdata med "vegdist" -funksjonen i R. Påvirkningen av fysisk-kjemiske egenskaper på planktonsamfunnet ble deretter undersøkt ved hjelp av permutasjon multivariat variansanalyse (PERMANOVA) med bruk av "adonis" -funksjonen med 999 permutasjoner.

5.2 Påvirkninger av planktonsamfunnet

Historisk har Oslofjorden vært sterkt påvirket av høye næringssaltkonsentrasjoner som har ført til eutrofi-tilstander, men vannkvaliteten i Oslofjorden har blitt betydelig bedre fra 1970-tallet til i dag. Innfasingen av kjemisk rensing (først fosfat, deretter nitrogen) på renseanleggene med utslipp til Indre Oslofjord fra 1975 har ført til en betydelig nedgang i tilførselen av næringssalter, noe som igjen antas å være grunnen til en drastisk nedgang i mengden klorofyll a. Tilførsel av fosfor til Indre Oslofjord har holdt seg på samme nivå de siste 20 årene. Derimot har tilførselen av nitrogen steget betydelig siden 2003 (Guerrero & Sample, 2021).

En nylig studie har analysert data fra dette overvåkningsprogrammet med fokus på stasjon Dk1 bakover i tid, og deres funn viste at planteplanktonsamfunnet i Indre Oslofjord ser ut til å være begrenset av fosfat på våren og tidlig sommer og begrenset av nitrogen på høsten (Lundsør et al. 2020). En multivariat diversitetsanalyse (PERMANOVA) ble benyttet for å se på hvilke kjemiske og fysiske parametere som har størst påvirkning på planteplanktonsamfunnet i 2019 og 2020. Når analysen utføres på hele datasettet er det kun de fysiske parameterne temperatur og salinitet som blir signifikante, men hvis analysen kjøres for kun vår- og sommersesongen blir fosfat signifikant (Tabell 5).

Tabell 5. Resultater fra PERMANOVA analyser. Det ble testet for effekten av forskjellige abiotiske faktorer på planktonsamfunnets struktur i Dk1 og Ep1 i løpet av en toårsperiode (2019-2020) og i vår- og sommersesongen. $p < 0,05$ er markert med rødt og anses å vise at det er en signifikant effekt av faktorene på planktonsamfunnet. P-verdier ble oppnådd ved bruk av 999 permutasjoner. Df: frihetsgrader; SS: summen av kvadratverdiene, MS; gjennomsnitt av kvadratverdiene; %Var: varians i prosent; P: p-verdi.

Stasjon	Kilde	Df	SS	MS	F.Model	R2	%Var.	P
Dk1 ~	Temperatur	1	0,566	0,566	2,68	0,066	6,6	0,001
	Salinitet	1	0,408	0,408	1,93	0,047	4,7	0,016
	NH4.N	1	0,191	0,191	0,91	0,022	2,2	0,554
	NO3.NO2.N	1	0,277	0,277	1,31	0,032	3,2	0,160
	PO4.P	1	0,268	0,268	1,27	0,031	3,1	0,158
	SiO2	1	0,344	0,344	1,63	0,040	4,0	0,052
	Rester	31	6,546	0,211		0,761	76,1	
	Totalt	37	8,602			1	100	
Dk1 Vår/Sommer ~	Temperatur	1	0,455	0,455	1,67	0,115	11,5	0,028
	Salinitet	1	0,535	0,535	1,97	0,135	13,5	0,004
	NH4.N	1	0,302	0,302	1,11	0,076	7,6	0,357
	NO3.NO2.N	1	0,390	0,390	1,44	0,099	9,9	0,096
	PO4.P	1	0,513	0,513	1,89	0,130	13,0	0,007
	SiO2	1	0,401	0,401	1,48	0,101	10,1	0,070
	Rester	5	1,357	0,271		0,343	34,3	
	Totalt	11	3,953			1	100	
Ep1 ~	Temperatur	1	0,580	0,580	2,836	0,070	7,0	0,001
	Salinitet	1	0,441	0,441	2,158	0,053	5,3	0,007
	NH4.N	1	0,169	0,169	0,825	0,020	2,0	0,647
	NO3.NO2.N	1	0,248	0,248	1,214	0,030	3,0	0,239
	PO4.P	1	0,260	0,260	1,271	0,031	3,1	0,207
	SiO2	1	0,292	0,292	1,427	0,035	3,5	0,101
	Residuals	31	6,335	0,204		0,761	76,1	
	Total	37	8,324			1	100	
Ep1 Vår/Sommer ~	Temperatur	1	0,359	0,359	1,160	0,088	8,8	0,281
	Salinitet	1	0,476	0,476	1,538	0,117	11,7	0,077
	NH4.N	1	0,360	0,360	1,163	0,088	8,8	0,286
	NO3.NO2.N	1	0,479	0,479	1,547	0,117	11,7	0,068
	PO4.P	1	0,234	0,234	0,756	0,057	5,7	0,798
	SiO2	1	0,319	0,319	1,033	0,078	7,8	0,406
	Residuals	6	1,856	0,309		0,455	45,5	
	Total	12	4,083			1	100	

5.3 Planteplanktonsamfunnet i 2020

5.3.1 Dk1 Steilene

Året startet med høye næringssaltkonsentrasjoner i hele vannsøylen (Figur 29 i kapittel 4). I løpet av vinteren bygger det seg opp høye konsentrasjoner av næringsalter i vannet, men på grunn av lite sollys og høy miksing (manglende stratifisering) av vannsøylen vil det likevel være lite planteplankton. På vinteren var det typisk vintersamfunn, med relativt høy diversitet og lave celleantall.

Mot våren øker sollyset, og vannet blir stratifisert, noe som gir gunstige vekstforhold for planteplankton. Figur 45 viser en gradvis økning av klorofyll *a*, med en topp i slutten av mars. Denne toppen kommer ikke tydelig fram i mengden planteplankton (Figur 45), men dette kan være fordi det var store celler som dominerte samfunnet, for eksempel kiselalgene *Thalassiosira anguste-lineata*, forskjellige *Chaetoceros*-arter og *Skeletonema cf. marinoi*. På grunn av sin evne til å effektivt benytte

tilgjengelig næringsstoffer i vannet er det oftest kiselalgene som dominerer våroppblomstringen. Kiselalger er ofte kjededannende arter. Dette kan gi en fordel med at de får større overflate som både fører til oppdrift i vannsøylen og begrenser beiting. Både klorofyll a konsentrasjonen og mengden planteplankton i vannet økte betydelig i løpet av ukene fra 26 til 31 mars (Figur 45 og Figur 46).

Det var i tillegg flere store fureflagellater som bidro betraktelig til mengden karbon. Blant fureflagellatene var det særlig større mengder av *Dinophysis acuminata* og *D. norvegica*, samt ubestemte tekate- og atekate⁵ fureflagellater. Algeoppblomstringer pågår typisk sett til næringssaltene i overflatevannet blir brukt opp og i Figur 29 kan man se at næringssaltkonsentrasjonene synker drastisk fra slutten av mars til det er tilnærmet ingenting igjen i slutten av april.

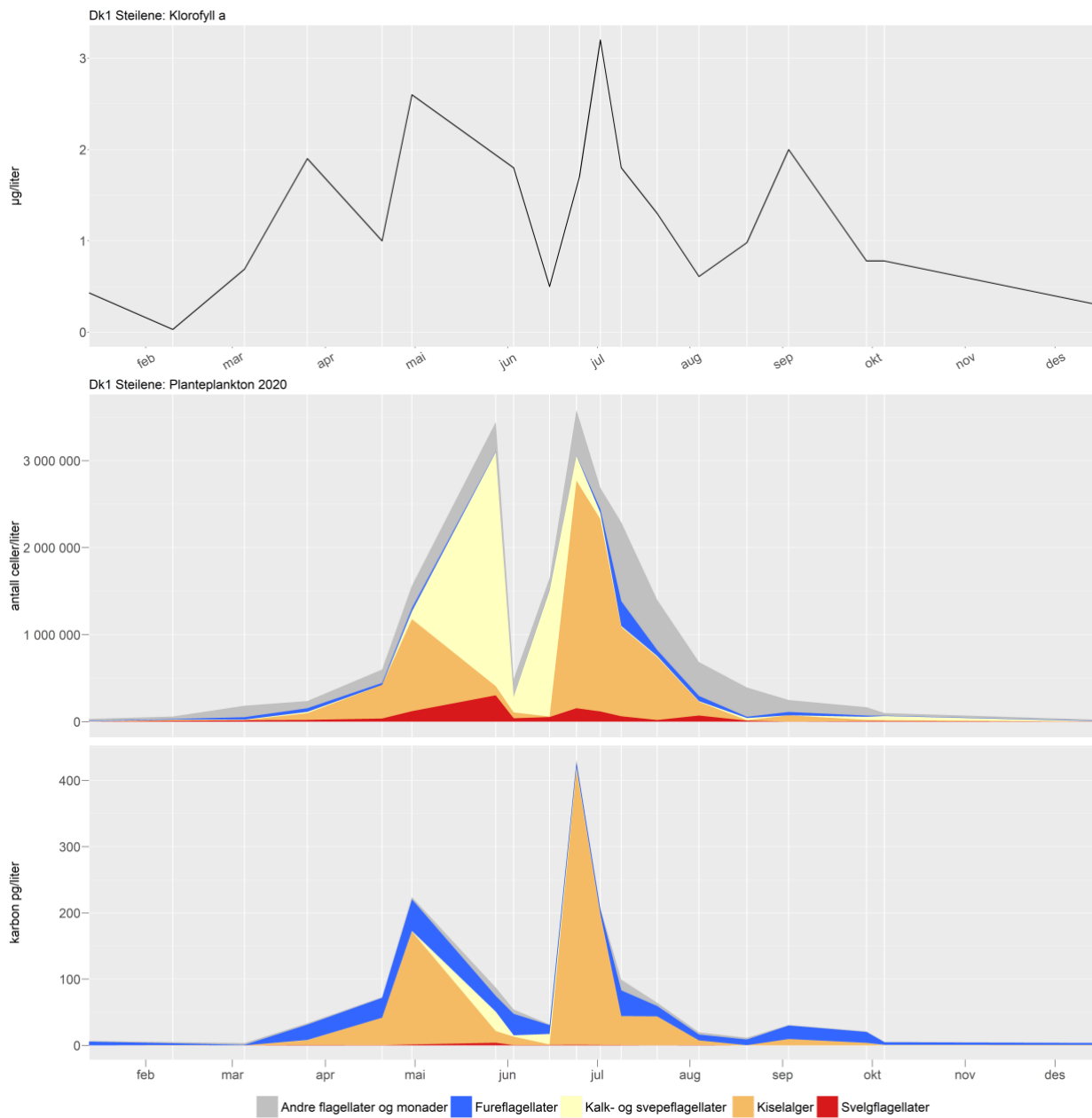
Planteplanktonet holdt seg stabilt utover starten av april, før det nådde en ny topp i slutten av samme måned. Planteplanktonsamfunnet var fortsatt dominert av kiselalger, spesielt *Chaetoceros*-arter og *Skeletonema*, samt en del fureflagellater.

Etter toppen i april sank mengden planteplankton i starten av mai. Vannmassen var dominert av mindre flagellater og monader som i liten grad bidrar til biomassen, men som kan bli meget tallrike (Figur 46). I slutten av mai ble årets høyeste klorofyll a topp registret. Planteplanktonsamfunnet var da dominert av kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* og store kiselalger som *Dactyliosolen fragilissimus*, *Probotica alata* og slekten *Pseudo-nitzschia*. Det var også en økning av fureflagellater, deriblant *Tripes muelleri*, og kiselflagellaten *Octactis speculum*. Det ble ikke observert økning i næringssaltkonsentrasjonen i overflatevannet i forkant av denne toppen, trolig fordi det var raskt brukt opp av planteplankton. Derimot var det en endring i dypvannet i mai, se Figur 30 og Figur 31 i kapittel 4. Det ble lavere næringssaltkonsentrasjoner i dypvannet, som er et tegn på en dypvannsfornyelse i Vestfjorden. Under en dypvannsfornyelse kan det være en tilførsel av næringsalter far dypet og til overflatelaget, som derved kan ha blitt tilgjengelig for planteplankton. At det var en dypvannsfornyelse i Vestfjorden bekreftes også av målinger av oksygen, som viser at det kom inn oksygenrikt vann i dette bassenget. Utviklingen av oksygenforholdene vil bli nærmere beskrevet i kapittel 9.

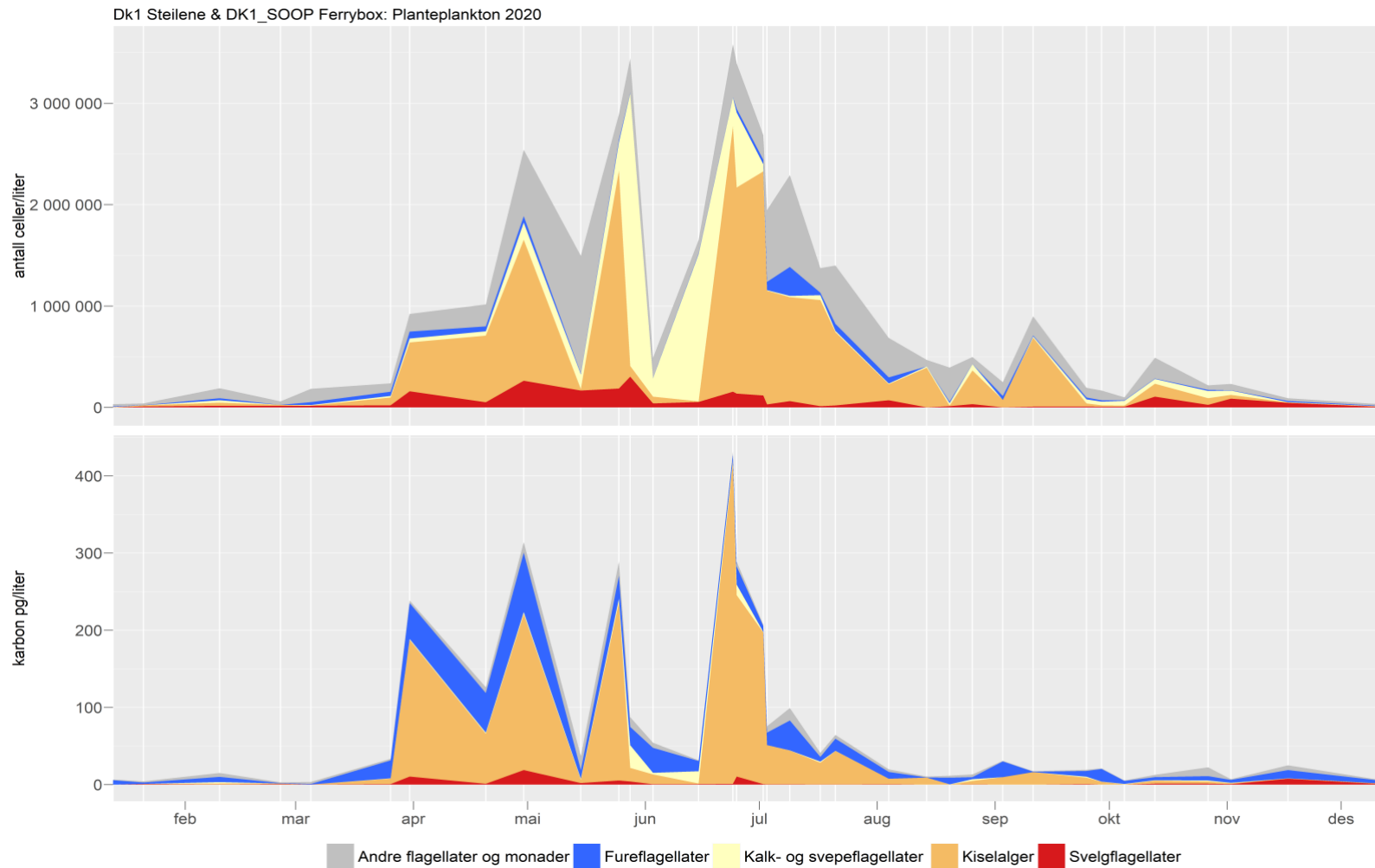
Oppblomstringen i mai ble etterfulgt av en rask kollaps i starten av juni, før algekonsentrasjonen økte igjen i slutten av samme måned. Det var et variert algesamfunn hvor kiselalgene dominerte, og bidro betraktelig til karbonmengden. Dette kan være fordi det var større celler, slik som *Dactyliosolen fragilissimus* og *Cerataulina pelagica*. Også de mindre flagellatene var fremtredende, som kalkflagellaten *Emiliana huxleyi*, grønnalgen *Pyramimonas* spp., kiselflagellaten *Octactis speculum*-liknende flagellater og andre ubestemte flagellater. Det var også et variert fureflagellatsamfunn i slutten av juni og i begynnelsen av juli, med blant annet *Heterocapsa rotundata*, *Azadinium* spp., og atekate flagellater inkludert *Karenia*-liknende celler.

Utover sensommeren sank planteplanktonkonsentrasjonen, før så å øke litt i september. De samme kiselalgene som har blitt observert tidligere øker på nytt. I tillegg var *Pseudosolenia calcar-avis* (Figur 46) en varmekjær art vi ikke ser så ofte i Oslofjorden, til stede fra august og ut året. Samtidig øker mengden fureflagellater, som *Prorocentrum micans* og diverse *Dinophysis*-arter deriblant *D. acuminata*. På høsten sank planteplanktonkonsentrasjonen ytterligere og holdt seg lav ut året, med unntak av en liten økning av fureflagellater og ubestemte flagellater i september og oktober.

⁵ Fureflagellater kan deles inn i to grove grupperinger: atekate (nakne) og tekate. De tekate fureflagellatene har et ytre lag med celluloseplater, mens de atekate mangler dette laget. Begge gruppene kan være utfordrende å identifisere i lysmikroskop.



Figur 45. Oppsummering av planteplanktonsamfunnet i 2020 fra stasjon Dk1. Øverst vises klorofyllverdier fra overflatelaget (0-2 m). Under vises planteplanktonsamfunnet som antall celler/L (midten) og µg karbon/L (nederst). Diagrammene er delt inn i gruppene kiselalger (orange), fureflagellater (blå), kalk- og svepeflagellater (gul), svelgflagellater (rød) og gruppen andre flagellater og monader (grå), som omfatter alle andre plankteplanktongrupper, inkludert uidentifiserbare celler. Enheten på y-aksen på den nederste figuren er µg/liter.



Figur 46. Sesongvariasjon av planteplankton i 2020, vist i antall celler per liter og mengden karbon per liter på DK1 steilene og DK1_soop (tatt med Color Fantasy). Diagrammene er delt inn i de gruppene kiselalger (orange), fureflagellater (blå), kalk- og svepeflagellater (gul), svelgflagellater (rød) og gruppen andre flagellater og monader (grå), som omfatter alle andre plankteplanktongrupper, inkludert uidentifiserbare celler. Enheten på y-aksen på den nederste figuren er µg/liter.

5.3.2 Ep1 Bunnefjorden

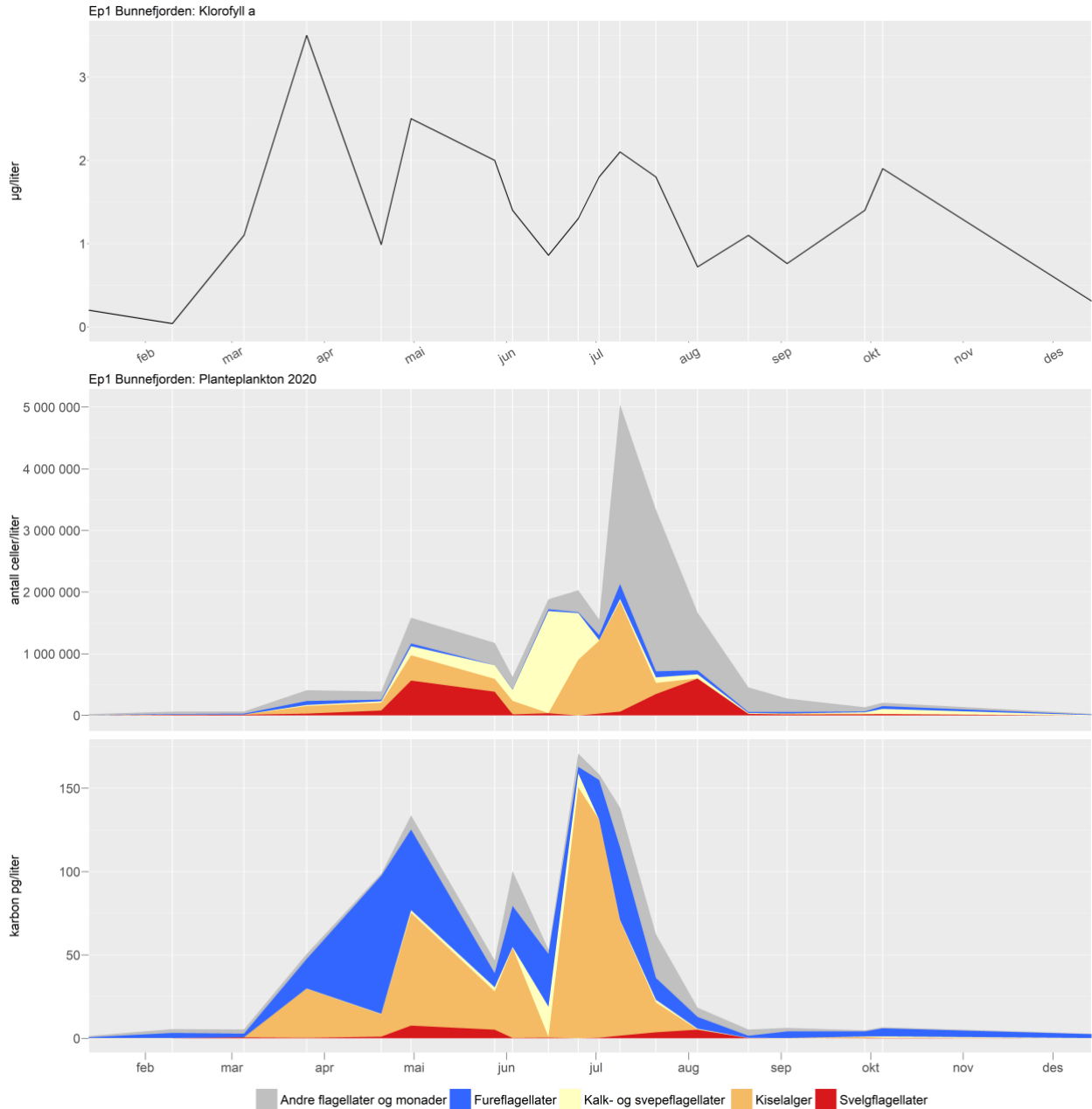
Stasjon Ep1 Bunnefjorden hadde høye næringssaltkonsentrasjoner i hele vannsøylen i starten av året. Tross dårlige vekstforhold med lite sollys og høy miksing av vannsøylen om vinteren finnes det oftest høy diversitet av planteplankton, i lave konsentrasjoner. Når forholdene ligger til rette for det vil planteplanktonsamfunnet øke betydelig og den ekstreme veksten fortsetter typisk sett til næringsgrunnlaget er brukt opp. Våroppblomstringen var i slutten av mars og innen midten av april var det aller meste av næringsalter i overflatelaget brukt opp (se Figur 38). Planteplanktonsamfunnet var dominert av store kiselalger, hovedsakelig flere arter av slekten *Chaetoceros*, samt *Thalassiosira anguste-lineata* (Figur 47). Det var også en del små fureflagellater.

Etter våroppblomstringen i mars sank klorofyllnivåene i begynnelsen av april, før det kom en ny økning i slutten av april. Det var da et variert algesamfunn hvor flere grupper var representert. Av de mest dominerende i celletall var det kiselalger, svelgflagellater og andre mindre flagellater. Fureflagellatene var ikke like fremtredende i antall celler per liter, men bidro betraktelig i mengden karbon helt fra den første oppblomstringen i mars og gjennom hele sesongen. Deriblant var det tekate flagellater fra *Scrippsiella*-gruppen, *Protoceratium reticulatum* og *Tripes muelleri* som var særlig fremtredende.

Mengden planteplankton sank gradvis etter toppen i april og det var på samme tid en endring i algesamfunnet. Kiselalgene *Dactyliosolen fragilissimus* og *Pseudo-nitzschia-delicatissima*-gruppen var fremtredende, og det var mye små flagellater og monader. Mengden kiselalger økte også igjen utover juni, særlig var det mye av slekten *Chaetoceros*. I slutten av juni var det også relativt høye konsentrasjoner av kalkflagellaten *Emiliania huxleyi* og svepeflagellatslekten *Chrysochromulina*.

I begynnelsen av juli var det en ny økning i kiselalgene, dominert tallmessig av slektene *Chaetoceros* og *Pseudo-nitzschia*. På samme tid og senere i juli var det også høye konsentrasjoner av forskjellige, små flagellater og monader. I midten av juli ble det registrert høye konsentrasjoner av en ukjent monade på om lag 4 µm, denne er tentativt identifisert som cf. *Aureococcus anophagefferens*, men videre undersøkelser er nødvendig for å gjøre en sikker identifisering.

Mot august synker mengden planteplankton, hvor kiselalgekonsentrasjonen synker mens antall svelgflagellater øker. Mengden planteplankton synker videre utover høsten og innen prøvetakningen i oktober er det igjen et typisk vintersamfunn. Fra september var det lavere næringssaltkonsentrasjoner i dypvannet, som vises spesielt godt på nitrat og nitritt-konsentrasjonen. Dette sammenfalt med en økning av næringsalter i overflatevannet som viser til at dypt næringsrikt vann har blitt dyttet opp mot overflaten. Med lite stratifisert vann og sollys, var det ikke gunstig vekstforhold for planteplankton, og mengden planteplankton holdt seg lav ut året. Næringssaltkonsentrasjonen vil derav holde høye nivåer i overflatevannet frem til en ny vår og ny algeoppblomstring.



Figur 47. Øverst vises klorofyllverdier fra overflatelaget (0-2 m). Under vises planteplanktonsamfunnet som antall celler/L (midten) og pg karbon/L (nederst). Diagrammene er delt inn i de funksjonelle gruppene kiselalger (orange), fureflagellater (blå), kalk- og svepeflagellater (gul), svelgflagellater (rød) og gruppen andre flagellater og monader (grå), som omfatter alle andre plankteplanktongrupper, inkludert uidentifiserbare celler. Enheten på y-aksen på den nederste figuren er µg/liter.

5.4 Giftige arter

Det ble registrert en del giftige alger i dette programmet. Av fureflagellatene var det mye av slekten *Dinophysis*, kjent for å være en av de forårsakende organismene for DSP⁶. *Dinophysis acuminata* og *Dinophysis norvegica* var begge fremtredende i 2020 og ble registrert gjennom hele året på begge stasjonene. De var særlig tallrike på Dk1, der det ble registrert over 1000 celler/L i både mars, mai og juli. Flere av artene i slekten *Alexandrium* forårsaker PSP⁷, en av de mest alvorlige skjellforgiftningene. Det var sporadiske registreringer av *Alexandrium* gjennom året, på begge stasjoner. *Azadinium* spp. er en relativt nyoppdaget fureflagellatslekt bestående av meget små celler, hvorav noen produserer giftstoffene azaspirasider som forårsaker skjellforgiftning. *Azadinium* spp. ble registrert sporadisk gjennom sommeren, samt at det var noe høyere konsentrasjoner av denne i begynnelsen av juli på begge stasjoner.

Det ble også registrert mange fiskegiftige arter, fureflagellatene *Karenia mikimotoi* og *Karlodinium veneficum* ble sporadisk registrert om våren og i sommermånedene. Kiselflagellatslekten *Pseudochattonella* ble registret ved Dk1 i slutten av april. I tillegg ble det nakne stadiet til kiselflagellaten *Octactis speculum* (tidligere *Dictyocha speculum*) registrert i mai. *Octactis speculum* var også meget vanlig, ofte dominerende, i håvtrekkene fra vinteren. Nålfagellatslekten *Heterosigma* ble sporadisk observert. Det var også relativt høye konsentrasjoner svepeflagellatslekten *Chrysochromulina* i både mai, juni og juli.

Av alle de giftige artene nevnt over er det kun *Dinophysis* og det ikke flagellerte stadiet til *Octactis speculum* som er klart gjenkjennelig i lysmikroskop. Alle andre arter og slekter er enten for små (*Azadinium* og *Chrysochromulina*) til at man sikkert kan identifisere de til art. Eller de har morfologiske trekk som ikke er identifiserbare i lysmikroskopi, noe som gjør at man er avhengig av elektronmikroskopi eller molekylære metoder for å sikkert identifisere dem (*Karenia*, *Karlodinium*, *Heterosigma*, flagellstadiet til *Octactis speculum*). *Alexandrium*-artene kan til dels identifiseres i fluorescens og lysmikroskop. Dette gjør identifikasjonsarbeidet møysommelig og resultatene må anses som sannsynlige.

⁶ DSP (Diarrhetic Shellfish Poisoning) er et diarégivende giftstoff som oppkonsentreres i filtrerende organismer som blåskjell.

⁷ PSP (Paralytic Shellfish Poisoning) er et paralyserende giftstoff som oppkonsentreres i filtrerende organismer som blåskjell.

6 Siktdyp og organisk stoff

6.1 Innledning og beskrivelse av metodikk

Siktdyp er et mål på hvor langt lys trenger ned i vannmassen. En hvit skive senkes ned i vannet til den ikke lenger sees. Deretter heves den opp til den igjen er synlig, og dybden leses av på tauet som brukes til å senke skiva ned i vannet. Dette dypet kalles siktdypet, eller secchidypet. På vei opp, når en er ved det halve siktdypet, registreres fargen på vannet. I Figur 48 vises et eksempel på siktskiva i vannet på en stasjon hvor det er lite sikt. Siktdypet påvirkes av både mengden planteplankton, løst organisk stoff (DOC) samt andre parametere som partikler i vannet. Det er ofte en negativ korrelasjon mellom siktdyp og klorofyll a. Siden 2019 har det vært målt DOC i vannmassen, og i dette kapitlet gjøres det en statistisk analyse av sammenhengen mellom de tre parameterne siktdyp, klorofyll a og DOC.

PERMANOVA (Hellinger-transformerte data) ble utført ved hjelp av adonis-funksjonen i R "vegan" pakke (Oksanen et al., 2020). Dette er en statistisk analyse som tar sikte på å teste betydningen av forklaringsvariablene klorofyll a og DOC (løst organisk karbon) sin påvirkning på siktdyp.



Figur 48. Måling av sikten i vannet med en siktskive. I dette tilfellet var det liten sikt og brunt vann. Målingen er fra stasjon Gp2 i Bunnebotten den 10. februar 2020.

6.2 Resultat av statistisk analyse

Turbiditeten i vann er en optisk egenskap som får lys til å spres og absorberes i stedet for å overføres. Noen av faktorene som påvirker vannturbiditet er sedimenter fra erosjon, suspenderte sedimenter fra bunnen som leire eller organisk og uorganisk materiale, avløpsutslipp, plankton og forskjellige mikroorganismer. Parameteren turbiditet er ikke inkludert i den statistiske analysen, men denne vil sammen med parameterne klorofyll a og DOC også ha en påvirkning på siktdypet.

Tabell 6. PERMANOVA analyse av data fra Indre Oslofjorden resultater som tester effekten av klorofyll a og DOC på siktdyp basert på euklidske likhetsmatriser utført på normaliserte data. $p < 0,05$ er markert med rødt og anses å vise at det er en signifikant effekt av faktorene på siktdybden.

Stasjon	Kilde	df	SS	MS	F.Model	R2	% Var.	P
Ap2	DOC	1	0,668	0,668	20,14	0,334	33,4	0,001
	Klf-A	1	0,236	0,236	7,13	0,118	11,8	0,013
	Rester	33	1,095	0,033		0,548	54,8	
	Totalt	35	1,999			1,000	100	
Aq3	DOC	1	0,682	0,682	13,71	0,270	27,0	0,001
	Klf-A	1	0,207	0,207	4,16	0,082	8,2	0,053
	Rester	33	1,642	0,050		0,649	64,9	
	Totalt	35	2,531			1,000	100	
Bl4	DOC	1	0,289	0,289	4,94	0,138	13,8	0,025
	Klf-A	1	0,290	0,290	4,95	0,138	13,8	0,034
	Rester	26	1,523	0,059		0,725	72,5	
	Totalt	28	2,103			1,000	100	
Bn1	DOC	1	0,738	0,738	18,02	0,316	31,6	0,002
	Klf-A	1	0,325	0,325	7,94	0,139	13,9	0,012
	Rester	31	1,270	0,041		0,544	54,4	
	Totalt	33	2,334			1,000	100	
Cq1	DOC	1	0,678	0,678	14,66	0,236	23,6	0,002
	Klf-A	1	0,762	0,762	16,47	0,265	26,5	0,001
	Rester	31	1,434	0,046		0,499	49,9	
	Totalt	33	2,874			1,000	100	
Dk1	DOC	1	0,871	0,871	20,26	0,323	32,3	0,001
	Klf-A	1	0,494	0,494	11,48	0,183	18,3	0,003
	Rester	31	1,333	0,043		0,494	49,4	
	Totalt	33	2,698			1,000	100	
Ep1	DOC	1	0,152	0,152	2,59	0,059	5,9	0,123
	Klf-A	1	0,487	0,487	8,33	0,190	19,0	0,009
	Rester	33	1,928	0,058		0,751	75,1	
	Totalt	35	2,567			1,000	100	
Fl1	DOC	1	0,078	0,078	1,12	0,086	8,6	0,318
	Klf-A	1	0,344	0,344	4,96	0,379	37,9	0,038
	Rester	7	0,486	0,069		0,535	53,5	
	Totalt	9	0,907			1,000	100	
Gk1	DOC	1	0,575	0,575	7,51	0,373	37,3	0,014
	Klf-A	1	0,430	0,430	5,62	0,279	27,9	0,045
	Rester	7	0,536	0,077		0,348	34,8	
	Totalt	9	1,540			1,000	100	
Gp2	DOC	1	0,002	0,002	0,04	0,001	0,1	0,825
	Klf-A	1	0,064	0,064	1,13	0,036	3,6	0,32
	Rester	30	1,698	0,057		0,963	96,3	
	Totalt	32	1,764			1,000	100	
Im2	DOC	1	0,489	0,489	18,14	0,528	52,8	0,009
	Klf-A	1	0,302	0,302	11,20	0,326	32,6	0,016
	Rester1	5	0,135	0,027		0,146	14,6	
	Total1	7	0,926			1,000	100	
Totalt IOF	DOC	1	2,191	2,191	92,55	0,207	20,7	0,001
	Klf-A	1	1,347	1,347	56,88	0,127	12,7	0,001
	Rester	297	7,032	0,024		0,665	66,5	
	Totalt	299	10,570			1,000	100	

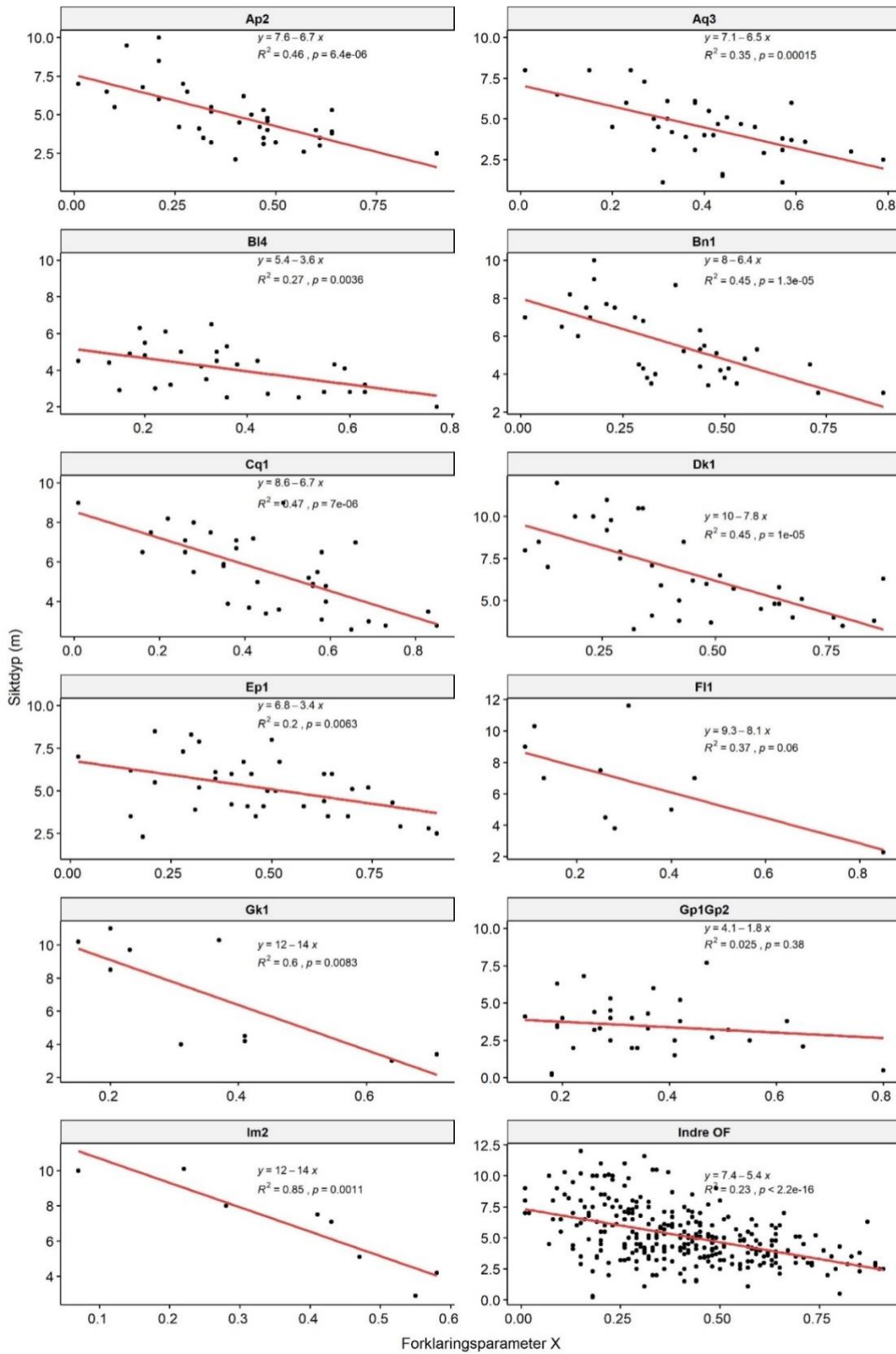
Df: frihetsgrader; SS: summen av kvadratverdiene, MS; gjennomsnitt av kvadratverdiene; %Var: varians i prosent; P: p-verdi

I Tabell 6 vises resultatene fra den statistiske analysen. For hver stasjon vises det hvor mye av variabiliteten til observert siktdyp som kan forklares av parameterne DOC og klorofyll a. Kvadratet av korrelasjonskoeffisienten (R^2) sier hvor stor andel av variabiliteten som forklares. Når p-verdien er mindre enn 0,05 er resultatet signifikant. Begge forklaringsparameterne er signifikante for de fleste av stasjonene. Unntakene er at DOC ikke er signifikant for variasjonen til siktdypet på stasjon Ep1 og Fl1. På stasjon Fl1 er det begrenset med data, siden stasjonen kun besøkes på hovedtoktene, og dette vil påvirke resultatet. Det er forventet at resultatene vil endres når det med tiden samles inn mer data.

På stasjon Gp2 i Bunnebotten er hverken DOC eller klorofyll a signifikant. Dette kan skyldes at siktdypet her er betydelig påvirket av turbid vann som stammer fra elva Årungen. Bildet vist i Figur 48 viser tydelig at vann fra Årungen gir veldig brunt vann.

Figur 49 viser regresjonslinje for hver av stasjonene mellom siktdyp og en forklaringsparameter (X) som er en kombinasjon av klorofyll a + DOC. Parameteren X forklarer mellom 20 og 60 % av variabiliteten. Unntaket er stasjon Gp2, hvor X ikke forklarer noe av variabiliteten i siktdypet.

Denne analysen viser at DOC forklarer en betydelig del av variabiliteten i siktdypet. Økt tilførsel av organisk stoff vil gi lavere siktdyp i fjorden. Analysen viser også at turbiditet har en betydelig effekt på siktdypet, spesielt på stasjoner som ligger nær elveutløpene i fjorden.



Figur 49. Regresjon mellom siktdybde og DOC + klorofyll a i de forskjellige IOF stasjoner og modellen som uttrykker hvordan de to faktorene sannsynligvis vil påvirke Siktdybden.

7 Nedre voksegrense for alger (og vertikalfordeling av kråkeboller)

7.1 Innledning

Formålet med undersøkelsen har i hovedsak vært å kartlegge nedre voksegrense for alger i Indre Oslofjord. Undersøkelsen har hatt fokus på opprette alger (ikke skorpedannende alger). Forandringene i algers vertikale utbredelse vil kunne brukes til å detektere endringer i forurensning og eutrofi. Dette er bakgrunnen for nedre voksegrense-indeksen (MSMDI) som benyttes som biologisk element i evaluering av økologisk tilstand i kystvann (se Veileder 02:2018, Direktoratgruppen vanddirektivet (2018)).

Registreringer av fastsittende algers vertikalutbredelse har tidligere vært gjennomført på 7 stasjoner i Indre Oslofjord, i årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016 og 2017 (Källqvist et al. 1982; Magnusson et al. 1992; Berge et al. 2012, 2013, 2014; Norconsult, 2016, 2017, 2018). I disse årene er det gjort registreringer av alle makroskopiske arter (både makroalger og dyr). Slik overvåkingsprogrammet er utformet nå, legges det imidlertid kun opp til undersøkelser av nedre voksegrense for ni indeksarter, i henhold til Veileder 02:2018. Undersøkelsene gjennomført i 2020 var altså ikke like omfattende som tidligere år.

De ni artene som inngår i indeksen, er:

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

Utbredelsen av fastsittende alger nedover i dypet (vertikalutbredelsen) bestemmes i stor grad av lystilgang. Lystilgangen avhenger av hvor klart vannet er, fordi dette har betydning for hvor mye sollys som når ned til dypet der algen vokser. Tildekking forårsaket av for eksempel påvekst og nedslamming vil kunne ha stor betydning, fordi lys blokkeres fra å nå algens overflate. Lysgjennomtrengelighet i vannet og grad av nedslamming er i stor grad avhengig av partikkelmengden (turbiditeten) i vannet. 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. Planteplankton og løst organisk stoff påvirker også siktedypet, og dette vil også kunne bidra med nedslamming i form av organiske stoff.

Andre faktorer som påvirker vertikalutbredelsen av opprette alger er tilgang på næringsalter og substrat, samt helningsvinkel på sjøbunnen, vanngjennomstrømning og bølgeeksponering, blant annet fordi mengden påvekster og lurv forventes å variere med disse miljøforholdene.

I tillegg kan forekomster av beitedyr som f.eks. kråkeboller og snegler være bestemmende for algesamfunns vertikalutbredelse. Beiting kan føre til at nedre vegetasjonsgrense flyttes oppover i forhold til hva man ville forventet basert på lystilgang og vannkvalitet (Jorde & Klavestad 1963). Endringer i vertikalutbredelsen av alger over tid vil altså kunne brukes til å identifisere endringer i vannkvaliteten og lysgjennomgangen i en vannforekomst, men *må* også sees i sammenheng med andre påvirkningsfaktorer.

7.2 Datainnsamling

7 stasjoner ble undersøkt (se Tabell 7) ved dykkerundersøkelser. Feltarbeidet ble gjennomført på sensommeren (24. og 25. september 2020). Tidspunkt for dykkerundersøkelsen er sammenlignbart med tidspunktene i 2015, 2016 og 2017, men skiller seg fra årene før da feltarbeidet stort sett ble utført ved starten av sommeren. Registrering og fastsetting av nedre voksedyp for enkeltfunn og spredt forekomst (> 5 % dekning) av de ni indeksartene ble gjennomført i henhold til Veileder 02-2018.

Nedre voksegrense for makroalger som gruppe ble registrert, og regnes i denne sammenhengen som det største dyp hvor det finnes spredt forekomst (dekningsgrad på ca. 5 %) av opprette alger. Sedimentasjonsgrad og dybdeutbredelse av trådformede alger/påvekst med over 50 % dekke ble også registrert.

Tabell 7. Oversikt over dykkestasjoner, med dato for undersøkelse, maksimalt dykkedyp og posisjon.

* Transektretningen ved Fornebu var muligens feil, og det var ikke mulig å komme dypere enn 11,3 m innenfor lengden på kommunikasjonskabel.

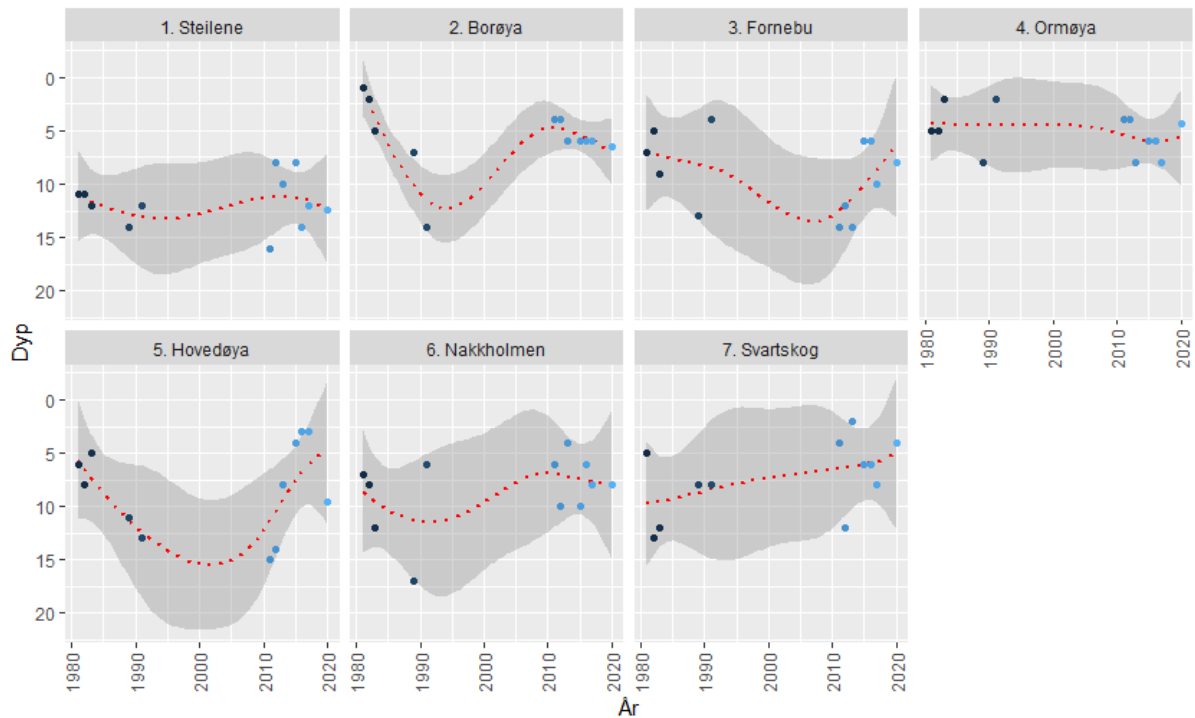
<i>Stasjon</i>	<i>Dato</i>	<i>Maks dykkedyp</i>	<i>Breddegrad</i>	<i>Lengdegrad</i>
<i>St 1 - Steilene</i>	25.09.2020	18	59,81648	10,59357
<i>St 2 - Borøya</i>	25.09.2020	16	59,87765	10,56012
<i>St 3 - Fornebu</i>	25.09.2020	11,3*	59,90065	10,63600
<i>St 4 - Ormøya</i>	24.09.2020	18	59,87895	10,75953
<i>St 5 - Hovedøya</i>	24.09.2020	18	59,89856	10,72894
<i>St 6 - Nakkholmen</i>	24.09.2020	16	59,89145	10,69175
<i>St 7 - Svartskog</i>	24.09.2020	12	59,78262	10,73213

7.3 Resultater

Nedre voksedyp for makroalger i Indre Oslofjord ser ut til å variere en god del fra år til år. I 2020 var nedre voksedyp ved Hovedøya markant bedre enn på lenge, men fortsatt dårligere enn i perioden fra 1989 til 2012. Ved Steilene, Borøya og Nakkholmen, var nedre voksedyp relativt likt som ved forrige undersøkelse i 2017, mens nedre voksedyp ved Fornebu, Ormøya og Svartskog var betydelig redusert (Figur 50 og Figur 51). Det er jevnt over Steilene som har hatt den dypeste nedre voksegrensen for opprette alger de siste årene. Dette er også dykkestasjonen som ligger lengst ut i fjorden.

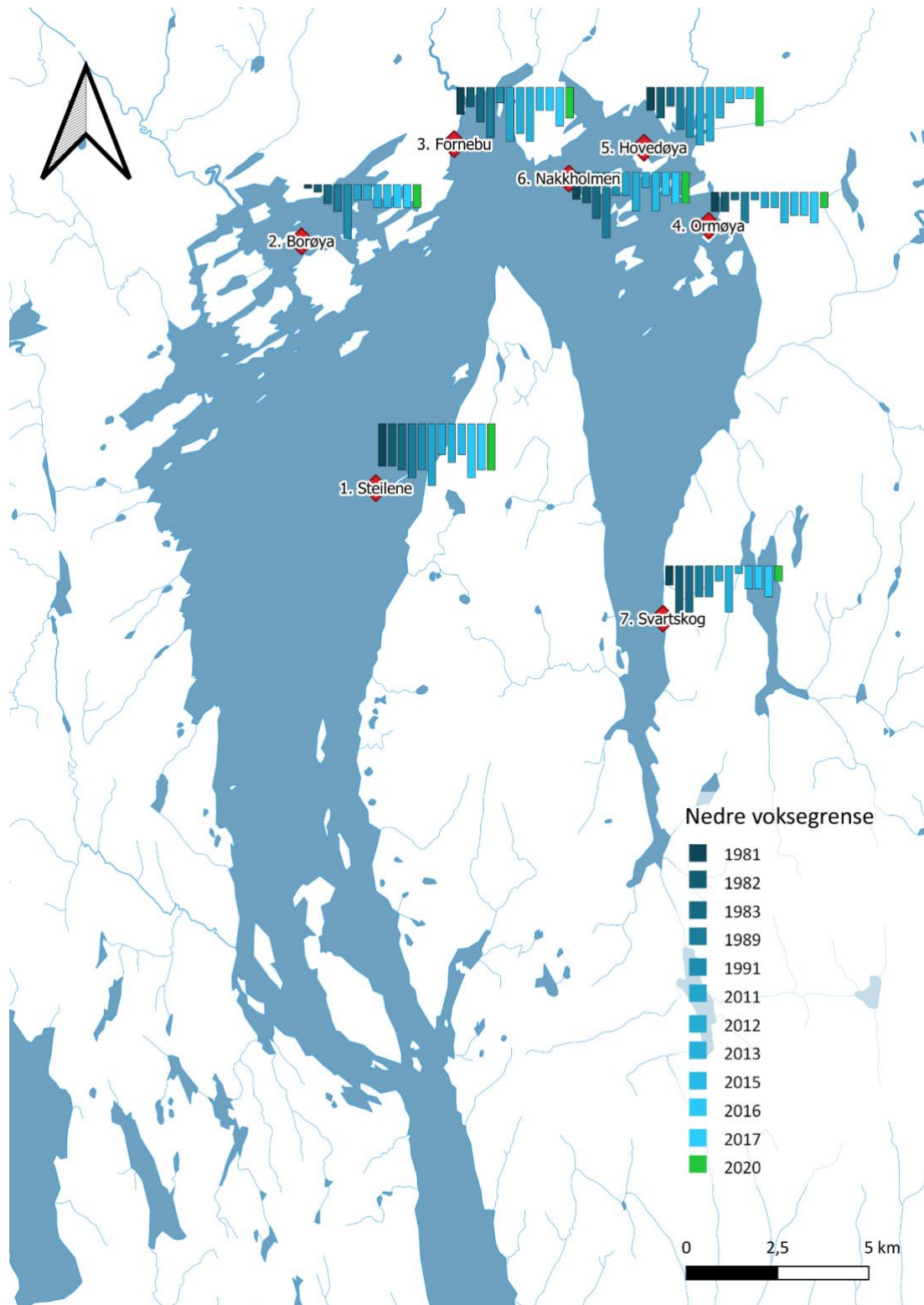
Data fra dykkerundersøkelsene i indre Oslofjord deler seg klart i to grupper (Figur 50). Det ble foretatt relativt jevnlig undersøkelser i 80- og 90-årene. Deretter var det et opphold på om lag 20 år (fra 1991-

2011), før dykkerundersøkelsene ble gjenopptatt og utført jevnlig de siste 10 årene. Data vi har, tyder på at nedre voksegrense i indre Oslofjord var i bedring utover mot 90-tallet, mens det til sammenligning ser ut til å ha foregått en forverring de siste ti årene ved flere av stasjonene. Bruddet i tidsserier gjør det imidlertid vanskeligere å tolke tidstrender i datamaterialet, fordi informasjon fra perioder der endringer kanskje foregikk, ikke finnes (se Figur 50).



Figur 50. Utviklingen i nedre voksedyp (ca. 5 % dekke av opprette alger) fra 80-tallet og frem til i dag. Variasjonen er stor fra år til år, og det er en betydelig glippe i 1990-årene og begynnelsen av 2000 som fører til brudd i tidsserien.

Fordi fulle dykketransekt med registrering av alle makroskopiske alger og dyr ikke ble gjennomført i 2020, i motsetning til foregående år, har vi ikke data for dybdeutbredelse av kråkeboller og påvekstalger. Det ble imidlertid ikke observert dominerende mengder kråkeboller under dykkene i 2020, og forekomstene er trolig relativt like som i 2017.



Figur 51. Kart som viser dykkestasjonenes plassering, samt utvikling i nedre voksegrense (ca. 5 % dekke av opprette alger) fra 1981 og frem til i dag. Søylenes høyde indikerer dybde for nedre voksegrense. Grønn søyle representerer undersøkelsen i 2020.

Generell sedimentasjonsgrad på stasjonene ble estimert fra vanlig (25 – 75 % dekke) til dominerende (75 - 100 % dekke).

Lurv er et folkelig samlebegrep som brukes om hurtigvoksende, trådformede alger. Lurv er vanlig i marine økosystemer over hele kloden, og under gitte forhold, med god tilgang på næring, kan fremveksten av disse bli så omfattende at de dekker over og «kveler» andre organismer. Mange av artene kan også leve som epifytter, som vil si at de lever på andre organismer. Men de kan også forsvinne relativt raskt, når forholdene er mindre gunstige for dem. Lurv representerer et problem fordi de kan fortrenge mer vedvarende arter, og dermed skape et mer ustabil kysthabitat for f.eks. krepsdyr, snegl og fisk.

Mengden påvekstalger og lurv (trådformede, hurtigvoksende alger) ble i 2020 registrert i form av dybdeintervall der dekningsgraden ble anslått til å ligge over 50 %. Disse tallene er ikke direkte sammenlignbare med tidligere undersøkelser, da fulle transekter ikke ble utført, men intervallanslagene tyder på at forekomster av lurv og påvekstalger har økt både i tetthet og i dybdeutbredelse ved alle stasjonene bortsett fra ved Steilene, hvor det ikke ser ut til å ha vært noen endring (se Tabell 8). Dette må ansees som en alvorlig utvikling med tanke på i hvor stor grad fremvekst av lurv påvirker de øvrige bentiske algene og viktige habitater i grunne hardbunnsområder. Lurv oppleves som «slimete», klebrig og ekkelt å bade i, og ustabile habitat kan føre til dårligere forhold for dyreliv, noe som i stor grad påvirker strender og svabergs rekreasjonsverdi for publikum.

Tabell 8. Oversikt over dybdeintervall der det ble observert over 50 % dekke av trådformede, hurtigvoksende alger (påvekster/lurv) ved de 7 dykkestasjonene. Intervallene er sammenlignet med registreringer fra fulle transekter utført i perioden 2015-2017 (Norconsult, 2019).

<i>Stasjon</i>	<i>Intervall</i>	<i>Utvikling</i>	<i>Kommentar</i>
<i>St 1 - Steilene</i>	2 - 0,5 m	Lik?	Relativt jevnt fra 2015-2017, og dybdeintervallet med dekke > 50 % ser ut til å være tilsvarende
<i>St 2 - Borøya</i>	4,5 - 1,1 m	Forverring	Økning i mengde og dybdeintervall
<i>St 3 - Fornebu</i>	2 - 0,5 m	Forverring	Økning i mengde og dybdeintervall
<i>St 4 - Ormøya</i>	5,5 - 0 m	Forverring?	Mulig økning i dybdeintervall
<i>St 5 - Hovedøya</i>	7,5 - 0 m	Forverring	Økning i mengde og dybdeintervall
<i>St 6 - Nakkholmen</i>	6 - 0 m	Forverring	Økning i mengde og dybdeintervall
<i>St 7 - Svartskog</i>	2 - 0,5 m	Forverring	Økning i mengde og dybdeintervall

I Skagerrak (Vannregion S) er det foreløpig kun utviklet klassegrenser for Nedre voksegrense-indeksen (MSMDI), og kun for vanntypene «åpen eksponert kyst (1)», «moderat eksponert kyst/fjord (2)» og «beskyttet kyst/fjord (3)».

De 7 stasjonene i Indre Oslofjord ligger i vannforekomstene «Bunnefjorden (0101020701-5-C)», «Bekkelagsbassenget (0101020702-2-C)», «Oslo havn og by (0101020702-1-C)», «Oslofjorden (0101020601-C)» og «Sandvika (0101020602-C)». Vannforekomstene «Bunnefjorden», «Oslo havn og by» og «Bekkelagsbassenget» har vanntype «beskyttet kyst/fjord». Vannforekomst «Oslofjorden» har vanntype «moderat eksponert kyst». Vannforekomst «Sandvika» har vanntype «sterkt ferskvannspåvirket fjord». Det foreligger ingen kriterier for utregning av MSMDI for vanntypen «sterkt ferskvannspåvirket fjord», og følgelig må resultatene fra stasjonen (Stasjon 2 Borøya) i vannforekomst «Sandvika» utelates fra indeksberegningene⁸.

⁸ Siden denne stasjonen har betydelig mengde data burde den inngå i datagrunnlag for å utarbeide grenseverdier for MSMDI-indeksen for vanntypen «sterkt ferskvannspåvirket fjord».

For å kunne foreta beregninger av indeksen for økologisk status basert på MSMDI, må tre eller flere av de ni indeksartene bli registrert på en stasjon med minimum spredt forekomst (> 5% dekningsgrad). Artenes forekomst må ikke være begrenset av substrattilgjengelighet, og stasjonen må ha tilstrekkelig dykkedyp for undersøkelsen. De 7 stasjonene har tilstrekkelig dykkedyp og substrattilgjengelighet for undersøkelsene, men i 2020 (som tidligere år) var det kun to av stasjonene der tre eller flere av indeksartene ble registrert (Steilene og Fornebu). Begge ligger i vanntype «moderat eksponert kyst». En nEQR-verdi (normalisert Ecological Quality Ratio) beregnes i forhold til referanseverdier som indikerer svært god økologisk tilstand (se Veileder 02:2018). nEQR-verdier varierer fra 0 (svært dårlig) til 1 (svært god). For å tilfredsstille kravene i vannforskriften må det oppnås en nEQR over 0,6 (grenseverdien mellom god og moderat tilstand). Steilene (Stasjon 1) oppnådde en nEQR på 0,48, som tilsvarer «moderat» tilstand basert på MSMDI. Verdien for Fornebu (Stasjon 3) er beregnet til 0,35, som tilsvarer tilstandsklasse «dårlig». nEQR-verdien ved Steilene er noe redusert i forhold til beregninger gjort i 2017 (nEQR på 0,53, se Tabell 9), men stasjonen ligger fortsatt innen samme tilstandsklasse som i 2017 («moderat»). Sist tilstanden ble beregnet som «god» på stasjon Steilene var i 1989. Tilstanden ved Fornebu ser ut til å ha blitt gradvis dårligere de siste årene og har gått ned fra «moderat» tilstand i 2017 til «dårlig» i 2020 (Tabell 9). I 2015 og 2016 var det ikke tilstrekkelig data fra stasjonen til å beregne nEQR basert på MSMDI. Stasjon Fornebu ble sist vurdert med «god» tilstand i 2013. Økologisk tilstand basert på MSMDI har aldri vært mulig å bregne for Ormøya (Stasjon 4), og for Svartskog (Stasjon 7) må vi tilbake til data fra 1983, mens det for Hovedøya (Stasjon 5) og Nakkholmen (Stasjon 6) ikke har vært registrert tilstrekkelig med indeksarter siden 2012. På Nakkholmen ble tre av artene som inngår i nedre voksegrense indeksen registrert i 2020, men to av artene (krusflik og krusblekke/hummerblekke) ble kun registrert som enkeltfunn. Ifølge veileder 02:2018 er nedre voksedyp for en art det dyp hvor en art forekommer med minimum spredt forekomst (dekningsgrad >5%) og disse observasjonene er derfor utelukket fra beregning av nEQR basert på MSMDI.

Tabell 9. Tabell 1. EQR/nEQR verdier basert på nedre voksegrense indeksen (MSMDI) på stasjonene i Indre Oslofjord fra 1981 til 2020. n.a: EQR/nEQR er ikke beregnet da det ikke foreligger datagrunnlag til å gjøre disse beregningene. Grønn farge indikerer «god» tilstand, gul farge «moderat» tilstand og oransje «dårlig» tilstand.

Indeks	1981	1982	1983	1989	1991	2011	2012	2013	2015	2016	2017	2020
Stasjon	EQR/ nEQR	EQR/ nEQR	EQR/ nEQR	EQR/ nEQR	EQR/ nEQR	EQR/ nEQR	EQR/ nEQR	EQR/ nEQR	EQR/ nEQR	EQR/ nEQR	EQR/ nEQR	EQR/ nEQR
1	n.a.	0,67	0,71	0,80	0,45	n.a.	n.a.	0,47	0,45	0,47	0,53	0,48
3	n.a.	n.a.	n.a.	0,80	n.a.	0,73	0,73	0,67	n.a.	n.a.	0,53	0,35
4	n.a.	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.	0,80	0,80	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
6	n.a.	0,60	0,60	0,73	n.a.	n.a.	0,45	n.a.	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.	n.a.

Tidligere år er endringer i flora- og faunasamfunn ved de ulike stasjonene diskutert basert på registreringer av alle makroskopiske arter alger og dyr fra dypeste dykkedyp og opp til overflaten, i intervaller på 2 til 1 m. Dette gir en økologisk forståelse av fjordsystemet og pågående endringer som går langt utover det MSMDI klarer å fange opp. Særlig der beregninger ikke kan foretas eller grenseverdier mangler, som er tilfelle for flesteparten av stasjonene i Indre Oslofjord, er dette viktig. Fordi fulle transekter ikke lenger er en del av overvåkingsprogrammet, utgår denne delen.

8 Fiskesamfunn i indre Oslofjord: Utvikling 2011-2021

Dette kapitlet er skrevet av Ketil Hylland og Tor Fredrik Holth⁹ ved Institutt for Biovitenskap, Universitetet i Oslo.

Fisk i indre Oslofjord har hatt både kommersiell og rekreasjonsmessig betydning, men det har i de siste ti årene vært bekymring over status for fiskepopulasjoner i fjorden, spesielt torsk. Dette har resultert i restriksjoner på fiske i indre Oslofjord.

Siden høsten 2011 har det fire ganger i året vært gjennomført standardiserte trålinger på Midtmeie, like utenfor Steilene. Det benyttes en bunntål med høyde 8-10 m og bredde 20 m. Hvert trekk har vært rundt 2000 m. Området som tråles er spesielt siden det har høy tetthet av både krill og reker stort sett hele året og derfor har et generelt høyt arts- og individantall av fisk.

Tråltoktene har vært gjennomført i februar, mai, august-september og november med UiOs forskningsfartøy FF Trygve Braarud. Tråltrekkene gjøres hver gang langs samme bunntase på et dyp fra 100-110 m. Selv i et relativt innelukket område som indre Oslofjord vil det være sesongvariasjoner i fiskesamfunnet, ikke minst på grunn av adferd knyttet til reproduksjon. Trekkene må derfor ses på som øyeblikksbilder, men vil over tid gi et bilde av utviklingen av fiskesamfunnet på dette dyppet i indre Oslofjord. Undersøkelsen har registrert antall individer av alle arter i fangstene i de fire periodene fra august 2011 til mai 2021.

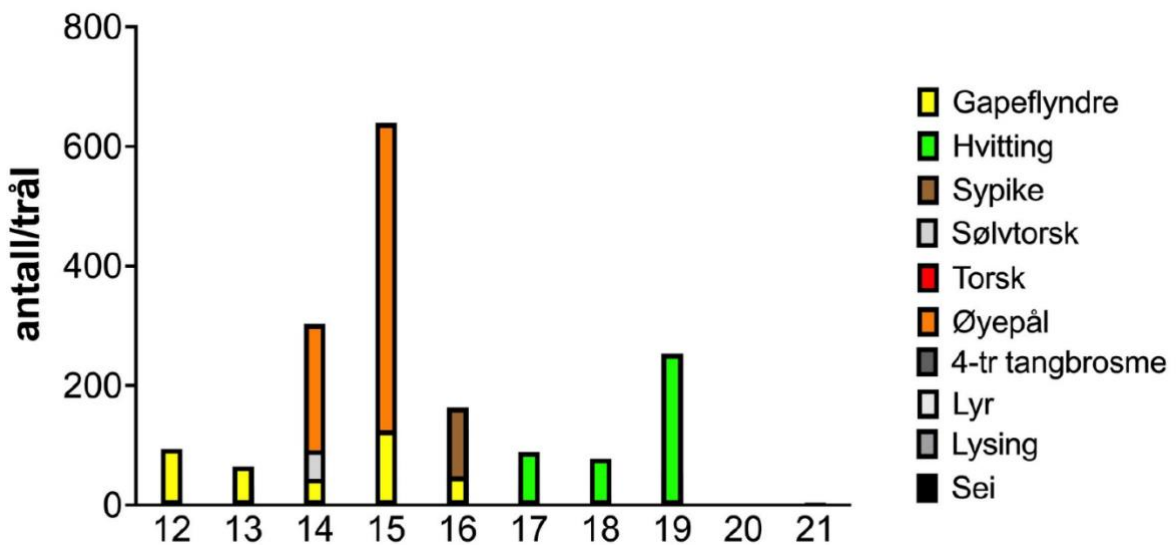
Parallelt med denne overvåkingen av fiskesamfunnet har det i enkelte år (2002, (2005), 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014) vært gjort studier av hvordan miljøgifter i fjorden påvirker torsk, delvis finansiert av Fagrådet. Disse studiene har i vært gjennomført helt eller delvis som masteroppgaver ved Universitetet i Oslo. De fleste er tilgjengelige i fulltekst (pdf) på <http://duo.uio.no>. Det er en liste over de aktuelle oppgavene i slutten av dette kapitlet.

8.1 Sammensetning av fiskesamfunnet

Det har vært åpenbare endringer i fiskesamfunnet over perioden undersøkelsene har vært gjennomført, og figurene 1-4 (februar, mai, august/september og november) viser at det er stor variasjon i artssammensetning og individantall både gjennom året og mellom år. Siden alle data baserer seg på enkle tråltrekk vil en stim av sei som går i trålen ha stor innflytelse på både antall og sammensetning, som i mai 2020.

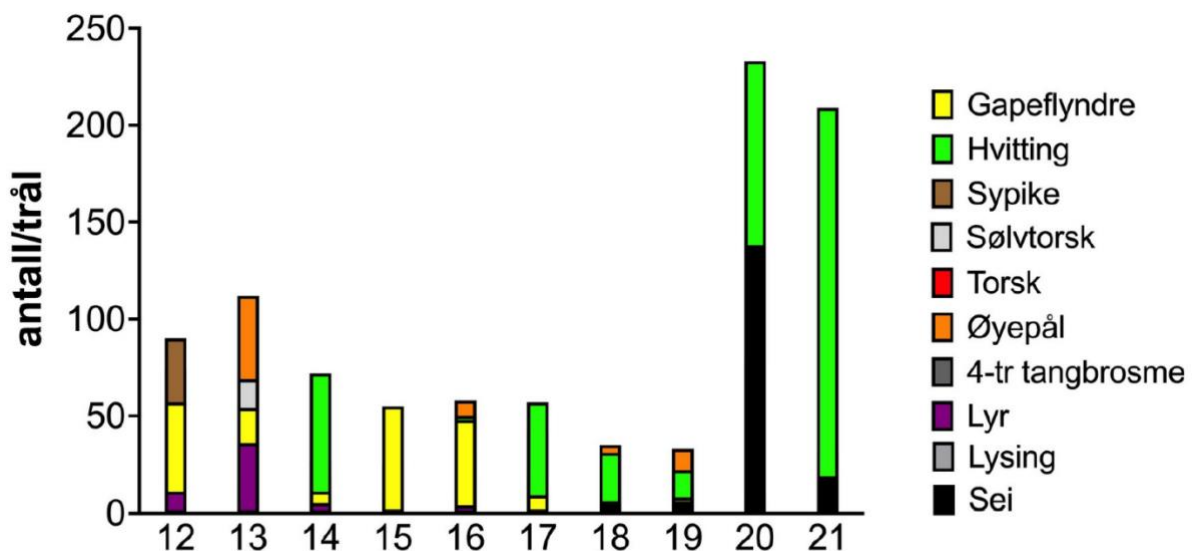
Indre Oslofjord er trolig et oppvekstområde for gapeflyndre (*Hippoglossoides platessoides*) og arten var tallrik på vinteren de første årene i perioden (Figur 52). Deretter tok øyepål (*Trisopterus esmarkii*) over som den mest tallrike arten i februar, men i senere år har hvitting (*Merlangius merlangus*) dominert (Figur 52).

⁹ Arbeider nå hos Statsforvalteren i Vestfold og Telemark, Tønsberg



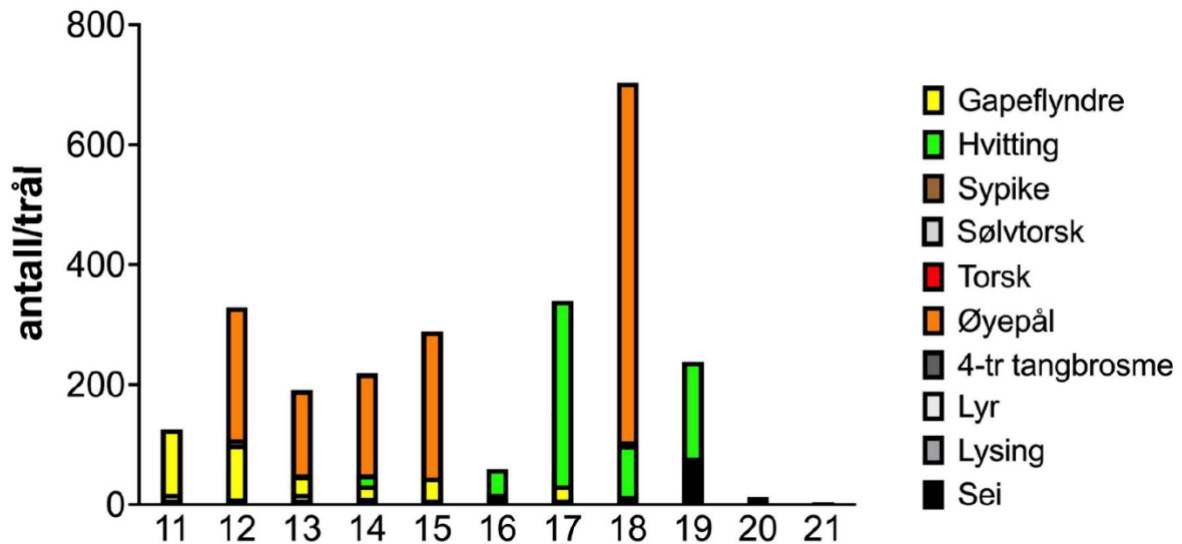
Figur 52. Artsfordeling i fiskesamfunnet på 100 m dyp ved Steilene i indre Oslofjord i februar fra 2012 til 2019; arter med fler enn 10 individer i et trekk er tatt med. Det er også gjort undersøkelser i februar 2020 og 2021, men data var ikke tilgjengelige ved skiving av rapporten (de viste samme tendens som i 2019).

Fire-trådet tangbrosme (*Enchelyopus cimbrius*) og flatfisk, som rødspette (*Pleuronectes platessa*), smørflyndre (*Glyptocephalus cynoglossus*) og gapflyndre har hatt den største nedgangen i perioden. Gapeflyndre var en tallrik art i fangstene på våren, men antallet i fangstene har sunket dramatisk de siste fem årene (se også neste avsnitt). Mai er en spesiell måned siden flere av artene har avsluttet eller er i ferd med å gyte og de oppholder seg da i andre områder. Resultatene viser også tydelig variasjonen, med store artsantall de siste par årene, særlig hvitting, men også småsei (*Pollachius virens*) (Figur 53).



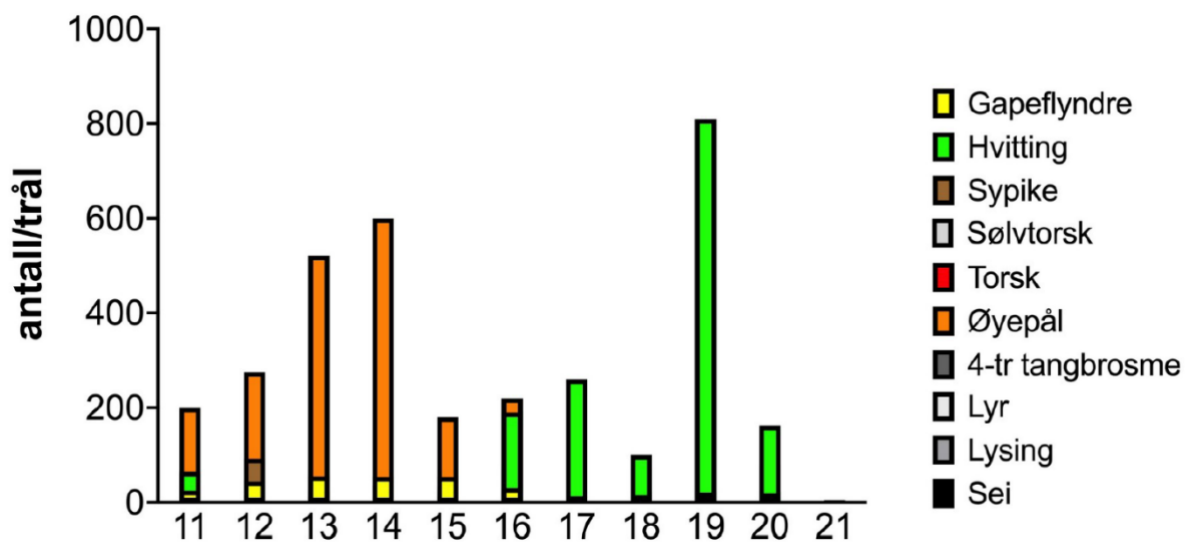
Figur 53. Artsfordeling i fiskesamfunnet på 100 m dyp ved Steilene i indre Oslofjord fra mai 2012 til mai 2021; arter med flere enn 10 individer i et trekk er tatt med.

På ettersommeren dominerte øyepål i fangstene i 2012-2015 og arten var også tallrik i 2018. Øyepål har en kort livssyklus og fangstene kan i noen grad være knyttet til gytevandring. Siden 2016 har hvitting vært en av de mest tallrike artene (Figur 54).



Figur 54. Arter i fiskesamfunnet på 100 m dyp ved Steilene i indre Oslofjord fra august/september 2011 til 2020; arter med fler enn 10 individer i et trekk er tatt med.

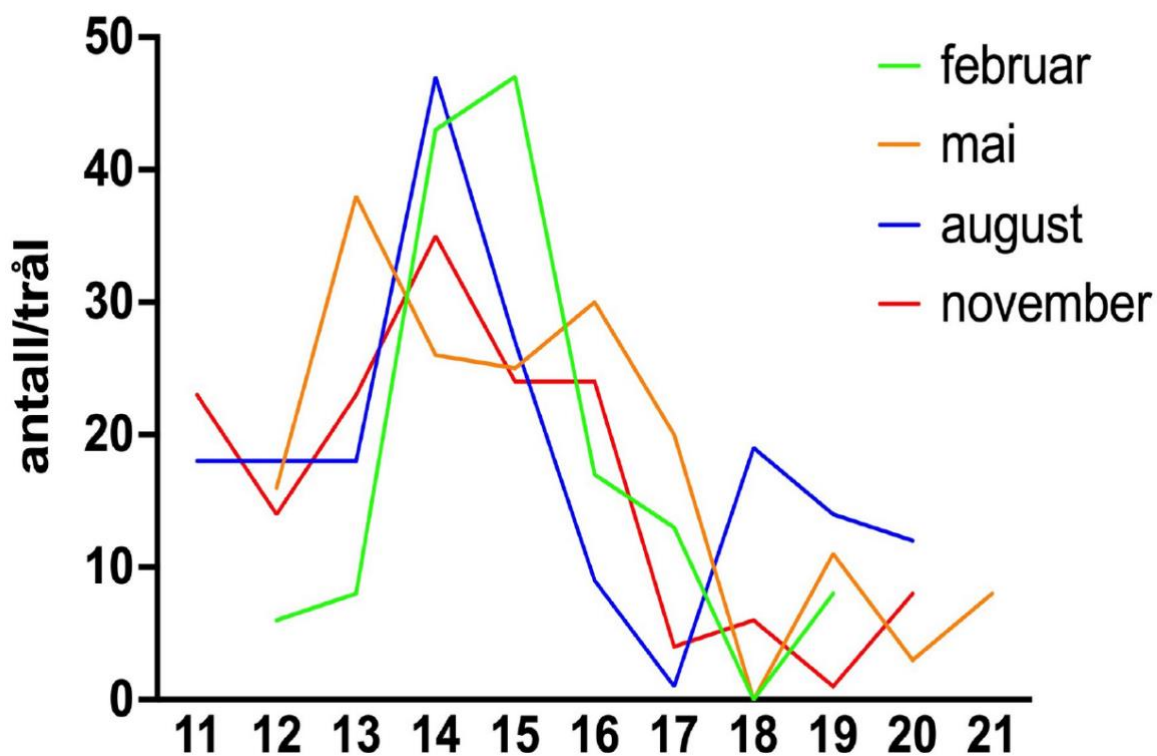
Hvitting har alltid vært til stede i fangstene på Midtmeie, men siden 2016 har den overtatt dominans i fangstene på høsten fra øyepål, spesielt i november (Figur 55). Det er ikke klart hvilke økologiske konsekvenser denne dominansen har hatt og vil kunne ha hvis den vedvarer, men hvitting er en predator som vil kunne påvirke populasjoner av andre arter, også ved å predatere ungfisk (se for eksempel Hislop m fl 1991).



Figur 55. De mest tallrike artene i fiskesamfunnet på 100 m dyp ved Steilene i indre Oslofjord i november fra 2011 til 2020.

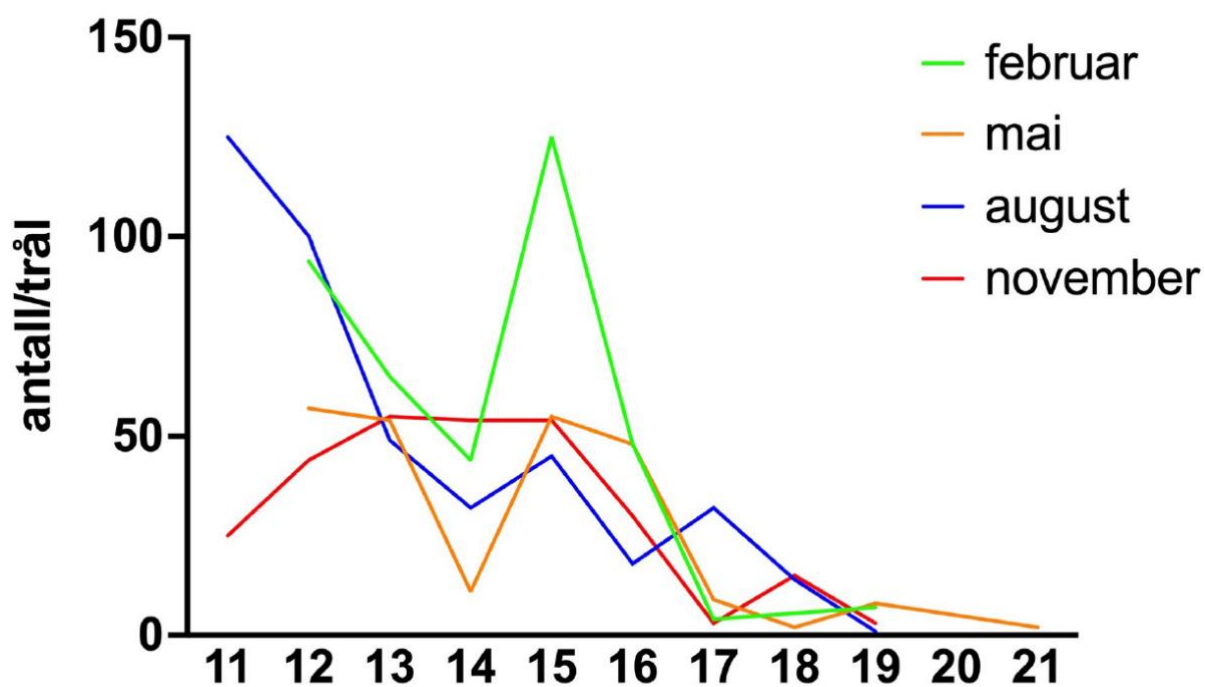
8.2 Endringer for utvalgte arter

Som nevnt ovenfor har det vært dramatiske endringer i fiskesamfunnet i indre Oslofjord de siste ti årene. Det har vært stor bekymring knyttet til torskepopulasjonen og det generelle bildet er en tydelig nedgang siden 2014-2015, men det er svake tegn til forbedring (Figur 56). Den store toppen i februar i 2013-2015 kan ha vært den lokale gytebestanden, som nå trolig er mer eller mindre forsvunnet.

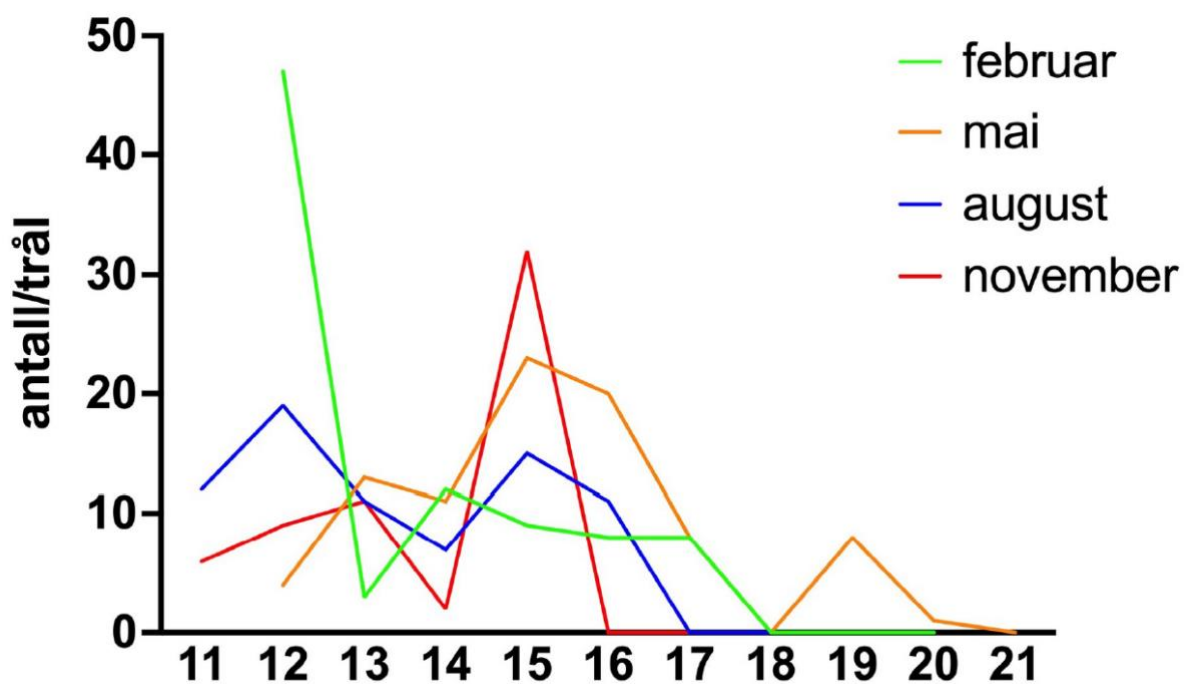


Figur 56. Torsk (*Gadus morhua*) i tråltrekk ved Steilene i årene 2011 til 2021.

De fleste av artene som er sterkt knyttet til bunnen, som gapflyndre, smørflyndre og fire-trådet tangbrosme, har gått sterkt tilbake i perioden (se Figur 57 for gapflyndre og Figur 58 for tangbrosme).

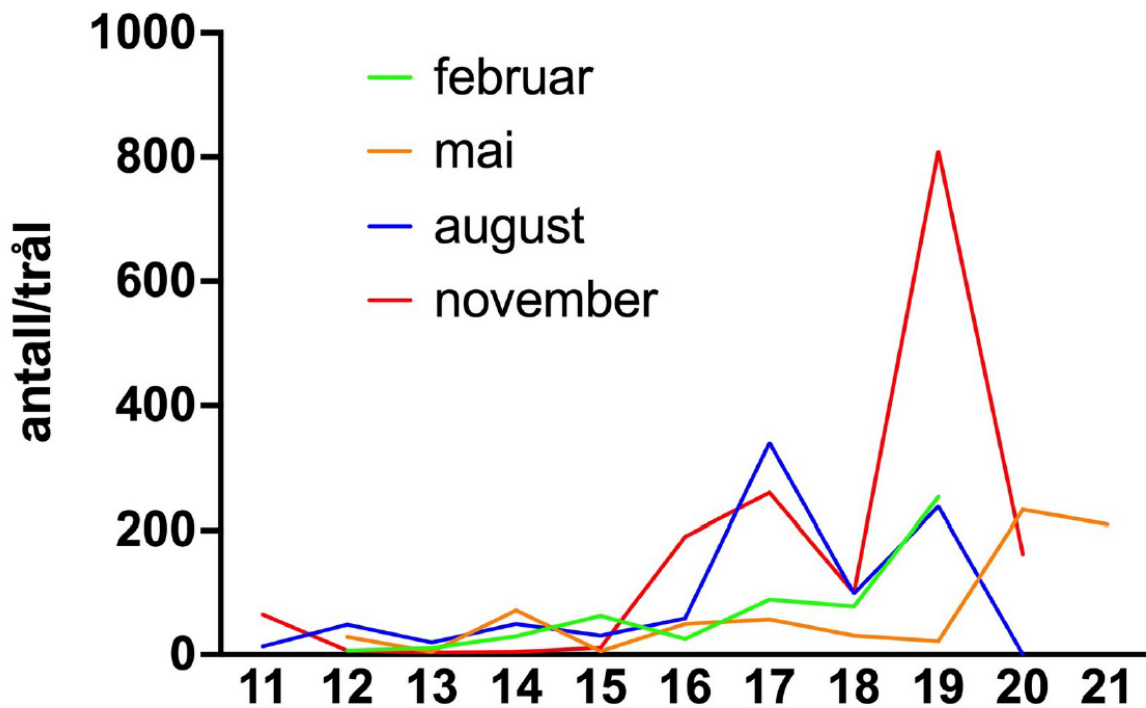


Figur 57. Gapeflyndre (*Hippoglossoides platessoides*) i tråltrekk ved Steilene i årene 2011 til 2021.



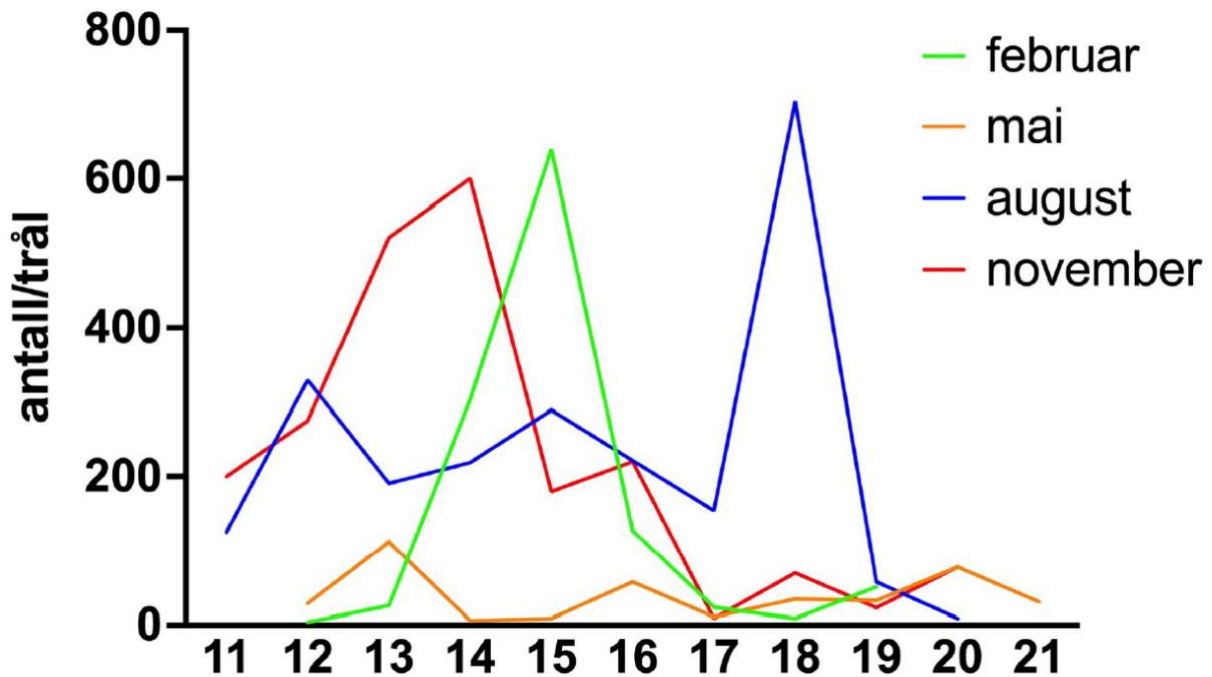
Figur 58. Fire-trådet tangbrosme (*Enchelyopus cimbrius*) i tråltrekk ved Steilene i årene 2011 til 2021.

Hvitting dominerer nå fullstendig trålfangster i fjorden gjennom hele året og populasjonen synes å øke kraftig, men det er tydelige årstidsvariasjoner (Figur 59).



Figur 59. Hvitting (*Merlangius merlangus*) i tråltrekk ved Steilene i årene 2011 til 2021.

I begynnelsen av undersøkelsesperioden var øyepål den mest tallrike arten i fangsten i tre av periodene, men ikke i mai (Figur 60). Dette er trolig knyttet til reproduksjon (se diskusjon). Med unntak av august 2018 synes det imidlertid som om det er en nedgang for denne arten også i perioden.



Figur 60. Øyepål (*Trisopterus esmarkii*) i tråltrekk ved Steilene i årene 2011 til 2021.

8.3 Diskusjon

Fiskesamfunnet på Midtmeie har endret seg fra å være dominert av bunnlevende arter med sterkt innslag av små torskefisk som tangbrosme, øyepål og sypike (*Trisopterus minutus*), med rundt 20 torsk i hvert tråltrekk, til et samfunn dominert av hvitting. Antallet torsk i hvert trekk er nå omkring 10. Visuelt synes det som at torsken som nå finnes i fjorden er torsk som har vandret inn fra ytre Oslofjord/Skagerrak. Den "opprinnelige" Oslofjord-torsken var visuelt gråere enn den som nå fanges og hadde høyt antall måkeikter (svartprikk), noe som ikke finnes på den som nå er i fjorden. Det har blitt gjort genetiske studier av torskepopulasjonene langs kysten tidligere, med resultater som tydet på at torsken i Oslofjorden var en unik populasjon (Knutsen m fl, 2003).

Det er ingen tvil om at hvitting-populasjonen i indre Oslofjord har økt. Hvitting lever av krepsdyr som juvenil, men skifter tidlig til småfisk (Hislop et al. 1991, Rowlands et al. 2008). Den observerte utviklingen for torsk og andre arter som gyter i indre Oslofjord kan forklares ved predasjon fra hvitting på tidlige livsstadier av de aktuelle artene. Det er ikke klart om hvitting gyter i indre Oslofjord.

Situasjonen for andre torskefisk som sypike og øyepål er ikke klar. Det er få torsk i fjorden sammenlignet med for fem eller ti år siden, noe som vil gi et minket beitetrykk. Begge artene er imidlertid i et størrelsesområde der stor hvitting vil kunne være en predator (Timmerman et al., 2020). Resultatene fra toktet i mai 2021 var imidlertid oppløftende. Mange av artene som var vanlige for ti år siden var tilbake, om enn i lavere antall enn tidligere.

8.4 Masteroppgaver ved UiO (effekter av miljøgifter)

Tor Fredrik Holth (2002)
Camilla Imrik (2008)
Inger Lise Nerland (2009)
Kristoffer Bergland (2010)
Lene Fredriksen (2011)
Tage Bratrud (2012)
Espen Erdahl (2013)
Daniel Neo (2014)

9 Oksygenforhold

Som det kommer frem av Tabell 3 i kapitel 4.3 så tilfredsstillers ikke oksygenforholdene ved bunn kravene for god vannkvalitet i Veileder 02:2018. Oksygenforholdene er kun gode ute i Drøbaksundet og på stasjon Aq3 ved Operaen, men her er det kun 7 m dypt, og denne parameteren er mindre relevant. På tre av stasjonene Gk1, Fl1 og Dk1 er oksygenforholdene moderate (dvs. <50% oksygenmetning). De ligger alle i vannforekomsten «Oslofjorden»¹⁰ som dekker hele fjorden fra Drøbak til Lysakerfjorden. Stasjonen Bn1 i Lysakerfjorden, Ap2 i Oslo havn og Gp2 i Bunnebotten har dårlige oksygenforhold (dvs. <35% oksygenmetning). Stasjon Bl4 i Bærumsbassenget (vannforekomsten Sandvika¹¹), Cq1 i Bekkelagsbassenget og Ep1 i Bunnefjorden er oksygenforholdene svært dårlig (dvs. <20% oksygenmetning).

I dette kapitlet vil vi se nærmere på hvordan oksygenforholdene utviklet seg fjorden i 2020 og hvordan situasjonen var langs bunn i hele fjorden på slutten av året.

9.1 Generelt om miljømål for oksygenforhold

I Veileder 02:2018, som er knyttet til Vannforskriften, tas kun oksygenforholdene i vannforekomstenes dypeste punkt i betraktning. Grenseverdiene i veilederen er heller ikke tilpasset fjordbasseng med stagnerte vannmasser, med lang oppholdstid under terskeldyp, slik som det er i mange av bassengene innenfor Drøbak. En vannforekomst blir klassifisert som svært dårlig når den laveste verdien i det dypeste punktet er under 1,5 ml O₂/L. Grenseverdien er fornuftig siden det er usannsynlig at høyere former for liv trives ved lavere oksygenforhold enn dette. Men det er ikke beskrevet i veilederen hvordan en skal vurdere hvor store volum og bunnareal som har lave oksygenforhold. I de senere årene har det blitt vanlig å måle oksygenkonsentrasjon med en profilerende sonde, som gir betraktelig større datagrunnlag enn det vannprøver på noen utvalgte dyp vil gi, siden en da får målinger gjennom hele vannsøylen. Den økte datamengden burde analyseres i sammenheng med bassengets hypsografiske kurve. Det vil si en funksjon som sier hvor stort bunnarealet i dybdeintervaller fra overflaten til bassengets dypeste punkt. På den måten kan det beregnes hvor store arealer og volum som har de forskjellige oksygenklassene. I kapitel 9.3 er det gjort et forsøk på dette.

I Tabell 3 i kapitel 4.3 har grenseverdier for oksygen langs bunn fra Veileder 02:2018 blitt benyttet. Grenseverdiene fra Veileder 02:2018 er vist i Tabell 10. I enkelte terskelfjorder med stagnante vannmasser under terskeldyp med høy oppholdstid, kan det forekomme perioder med anoksisk vann, og også forekomst av hydrogensulfid om de anoksiske forholdene vedvarer over lengre tid. Slik er det i flere av bassengene i Indre Oslofjord. Det var nær anoksiske forhold i Bunnefjorden, i Steilene Nord bassenget (på vestsiden av Vestfjorden) og i Bærumsbassenget. Hydrogensulfid oppstår raskere om det er store mengder organisk stoff som brytes ned i bassenget. I Veileder 02:2018 er vanntypen «naturlig oksygenfattig» nevnt (vanntype S6), men det fins ingen utdypende forklaring på hva dette innebærer, utover at vannmassen er beskyttet, lagdelt og at oppholdstiden er måneder til år. I slike vanntyper burde det skilles mellom de områder hvor det oppstår anoksiske forhold og der hvor det kun blir lave oksygenverdier, men ikke under null.

¹⁰ <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/0101020601-C>

¹¹ <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/0101020602-C>

De kjemiske forholdene endrer seg radikalt når alt oksygen forsvinner. I anoksiske vannmasser er det svært lite som lever, og det er derfor heller ingen organismer som bruker opp nærings saltene. Nærings salter som synker ned sammen med organiske partikler hoper seg derfor opp med tiden. Nitrat og nitritt reduseres (denitrifiseres) og det dannes nitrogengass (N_2), mens det vil være igjen store mengder nitrogen i form av ammonium som stammer fra nedsynkende organisk stoff. Man vil derfor ofte se høye konsentrasjoner av ammonium som bygger seg opp i anoksiske vannmasser. Fosfat (PO_4) og silikat (SiO_2) vil ikke reduseres, siden oksygenatomene i disse forbindelsene er sterkt bundet til disse molekylene. Under anoksiske forhold vil også fosfor som er bundet i sedimentene brytes opp, som vil gi en ekstra tilførsel til bunnvannet. Derfor burde en av grenseverdiene for klassifisering av oksygen være skillett mellom oksygenholdig og helt oksygenfrie forhold.

I Tabell 10 er grenseverdiene i Veileder 02:2018 sammenlignet med de som brukes i Figur 63 seinere i dette kapitlet. Det er kun grenseverdiene mellom klassen «moderat» og «dårlig» og mellom «dårlig» og «svært dårlig» som er modifisert. Grenseverdien 1,5 ml O_2 /L brukes for å bestemme om oksygenforholdene er «dårlig», og det vil da mest sannsynlig ikke være mulig for eksempelvis dypvannsreker å leve. Først når det er svært lite oksygen klassifiseres forholdene som «svært dårlig», og de kjemiske forholdene vil da kunne endre seg drastisk, med blant annet svært høye konsentrasjoner av fosfat og ammonium. (Siden oksygensensorer ikke går helt ned til null, er det valgt å sette denne grensen på 0,3 ml/L). Dette vil gjøre det tydeligere å vurdere kravet i vannforskriften om at det skal settes inn tiltak for terskelfjorder hvis vannkvaliteten forverres. En kan for eksempel tenke seg at oksygenkonsentrasjonen er under 1,5 ml O_2 /L, men fortsatt ikke anoksiske. Hvis forholdene da forverre seg ved at alt oksygen brukes opp, vil dette komme fram siden klassen da går fra «dårlig» til «svært dårlig».

Tabell 10. Sammenligning av grenseverdier for oksygenklasser fra Veileder 02:2018 og de som brukes i Figur 63 i dette kapitlet.

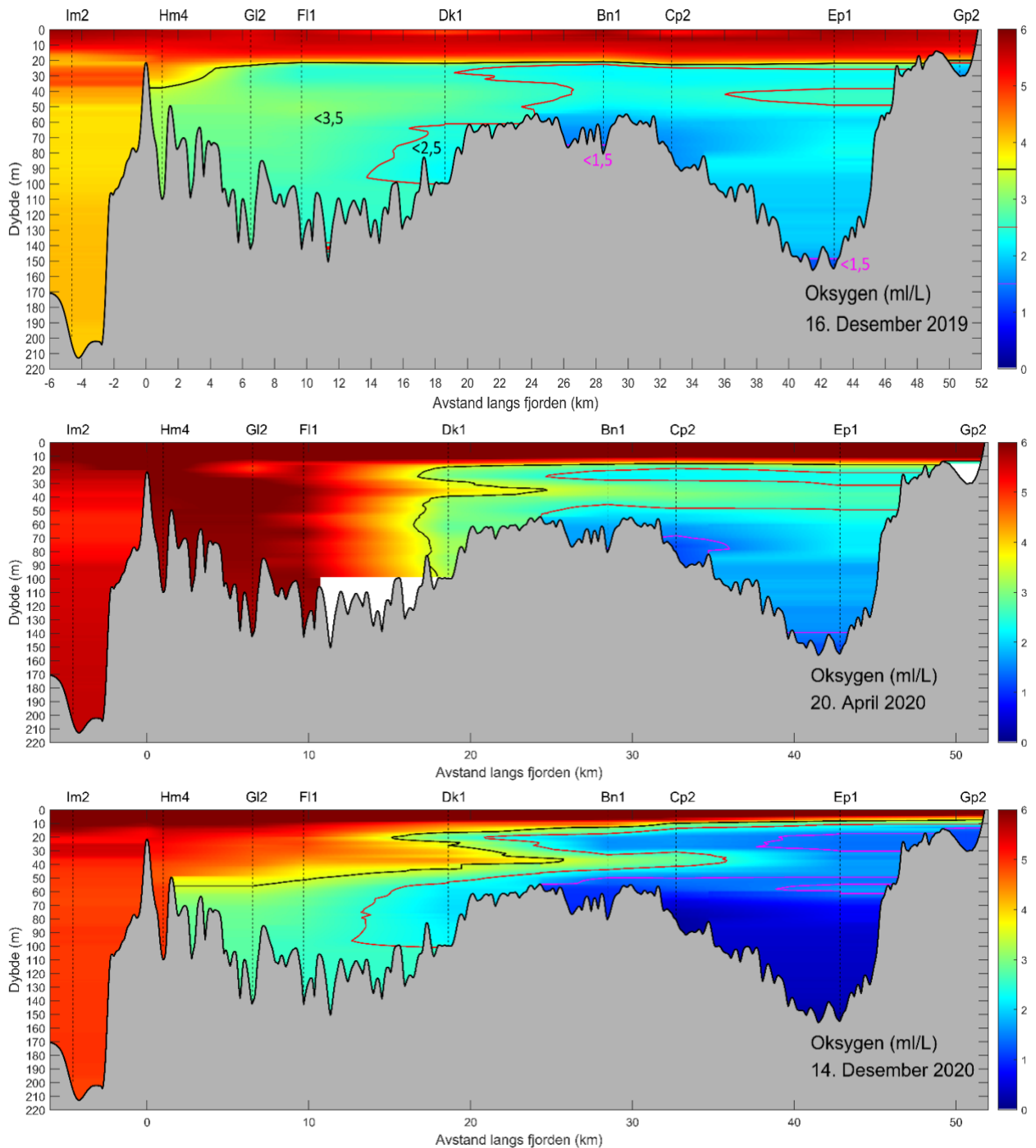
Tilstandsklasse	Dagens grenseverdier i Veileder 02:2018 Enhet: ml/L (%)	Grenseverdier brukt i figur 63 i denne rapporten Enhet: ml/L (%)
Svært god	> 4,5 (>65)	4,5 – 6,5 (65-100)
God	3,5 – 4,5 (50-65)	3,5 – 4,5 (50-65)
Moderat	2,5 – 3,5 (35-50)	1,5 – 3,5 (20-50)
Dårlig	1,5 – 2,5 (20-35)	0,3 – 1,5 (5-20)
Svært dårlig	< 1,5 (<20)	< 0,3 (<5)

9.2 Hydrografi og vannutskiftning

I løpet av våren og sommeren 2020 var det dypvannsfornyelse i deler av fjorden. I Figur 61 vises oksygenforholdene i fjorden fra desember 2019, april 2020 og desember 2020. I april var det oksygenrikt vann på stasjonene Hm4 rett innenfor terskelen, GI2 på østsiden av Håøya og FI1 i Vestfjorden. Høye oksygenverdier har rød farge i figuren. Det var fortsatt relativt lave oksygenforhold på stasjon Dk1 ved Steilene. I juni var det også kommet oksygenrikt vann til denne stasjonen, men det er ikke vist i figuren.

Det var ingen fullstendig dypvannsfornyelse av dypvannet i Bunnefjorden i 2020. Oksygenforholdene ble jevnt lavere i løpet av året. I desember 2020 var oksygenkonsentrasjonen lavere enn 1,5 ml/L under omtrent 60 m i både Lysakerfjorden og Bunnefjorden. Samtidig var det tegn til at oksygenfattig vann

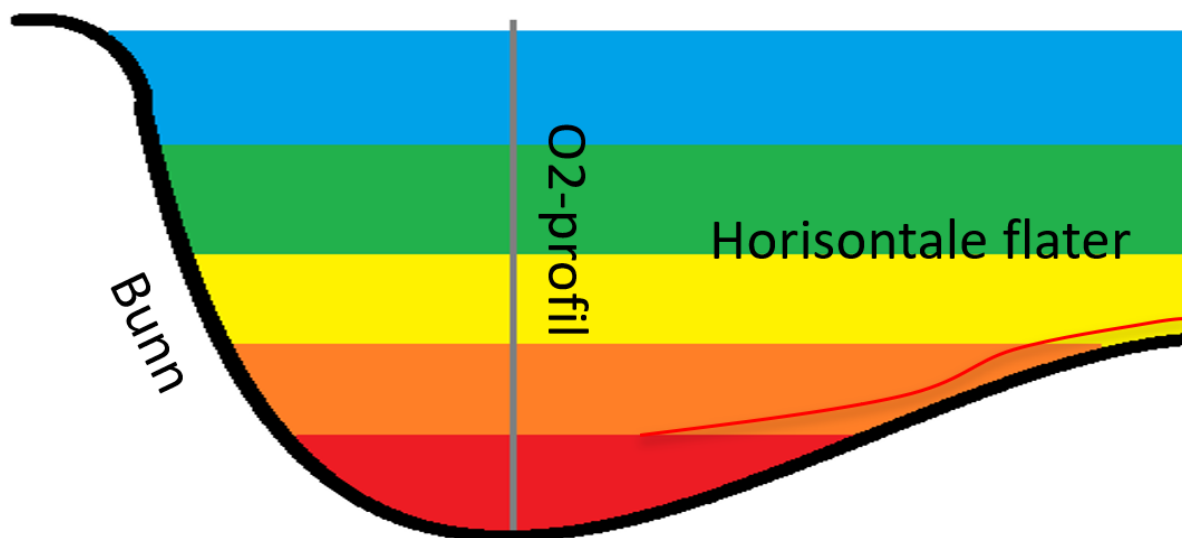
strømmet ut i Vestfjorden fra Lysakerfjorden. Et tegn på det er de relativt lave oksygenverdiene i dypet på stasjon Dk1.



Figur 61. Oksygenforholdene i indre Oslofjord fra desember 2019 til desember 2020. I april hadde det vært dypvannsfornyelse i deler av Vestfjorden. I løpet av 2020 ble oksygenforholdene i Bunnefjorden dårligere og dårligere.

9.3 Oksygenforhold langs bunn

I dette kapitlet vil vi benytte målinger av oksygen fra stasjonene til å estimere oksygenforhold i hele fjorden. Dette gjøres ved å anta at flater med lik oksygenkonsentrasjon er antatt å være helt horisontale. Dette vet vi ikke stemmer helt. Det er for eksempel lavere oksygenkonsentrasjon på 70 m på stasjon Cp2 rett innenfor terskelen til Bunnefjorden, enn det er på samme dyp på stasjon Ep1 lenger inn i samme basseng. Dette betyr at flaten med lik oksygenkonsentrasjon ikke er helt horisontal, men dette vil gi et inntrykk av hvor store områder som har lave oksygenforhold. En må likevel huske på at det vil være usikkerheter knyttet til at antagelsen om helt horisontale oksygenflater. I Figur 62 er det skissert hvordan dette gjøres.



Figur 62. Skisse av hvordan målinger fra en profil (grå vertikal linje) blir brukt til å estimere oksygenforholdene langs bunn. Bunnen er her vist som en tykk svart linje. Fargeskalaen angir oksygenkonsentrasjon i vannmassen fra rød (lav) til blå (høy). Den røde linjen langs bunn antyder hvordan oksygenflatene kan avvike fra de horisontale flatene.

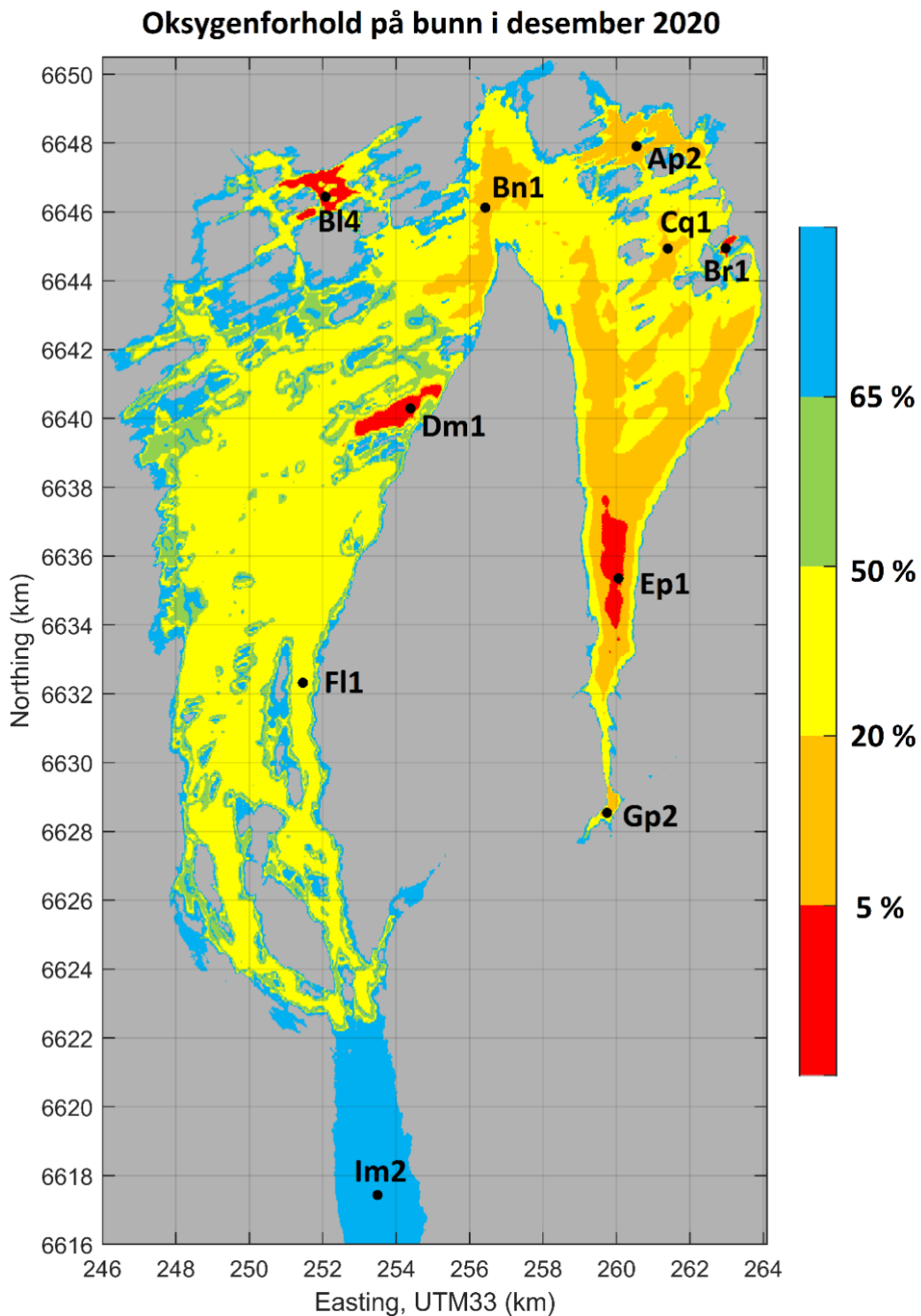
I Figur 63 vises oksygenforholdene langs bunn i Indre Oslofjord, basert på data fra oksygenprofiler fra desember 2020 og de hypsografiske kurvene¹². Det er antatt at flater med konstant oksygenverdi er vannrett i hvert basseng, slik at det kan ekstrapoleres horisontalt. Grenseverdien mellom gode og moderate oksygenforhold går på 50 % oksygenmetning. Det er påfallende at det aller meste av bunnarealet innenfor Drøbak er lavere enn dette. Dette utgjorde et bunnareal på 136 km², som er over 70 % av bunnarealet innenfor Drøbakterskelen. Merk at det var nær anoksiske forhold på stasjon Br1 i Paddehavet hvor det kun er 13 m dypt!

I omtrent 4.0 km² av bunnarealet var oksygenmetningen lavere enn 5 % oksygenmetning, som betyr at dette arealet er svært nær å være anoksiske, dvs. helt fritt for oksygen. Av dette arealet utgjør bassenget Steilene Nord 1108 dekar¹³, Bærumsbassenget 1079 dekar, Bunnefjorden 1653 dekar og Paddehavet 122 dekar. For å vurdere effekten av tiltak for å forbedre forholdene i fjorden, burde det også tas høyde for hvor dypt ned de oksygenfattige vannmassene befinner seg. Det burde for eksempel

¹² En hypsografisk kurve er en grafisk fremstilling av hvordan bassengets horisontale areal er fordelt på de forskjellige dybdenivåer.

¹³ En dekar er 1000 m².

være fokus på områder med oksygenfattig bunn som kunne vært leveområde for fisk, som i Bærumsbassenget (Bl4), i Oslos havnebasseng (Ap2), i Paddehavet (Br1) eller i Bunnebotten (Gp2).



Figur 63. Oksygenforholdene langs bunn i Indre Oslofjord basert på målinger fra desember 2020. De svarte punktene viser de profilerende oksygenmålingene som har blitt brukt for å lage kartet. Fargeskalaen angir oksygenmetning. Merk at data fra stasjon Fl1 brukes til å anslå oksygenforholdene over et stort område, som gjør estimatet mer usikkert.

10 Undersøkelse av reker og andre hyperbenthos

10.1 Innledning

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

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

Undersøkelse av reker og andre hyperbenthos har vært gjennomført regelmessig i Indre Oslofjord tilbake til tidlig 1950-tallet. I starten og frem til 1990-tallet ble undersøkelsene gjennomført av Fredrik Beyer ved UiO. I perioden 2000-2014 ble undersøkelsene utført av NIVA i samarbeid med UiO, i perioden 2015-2018 ble undersøkelsene utført av Norconsult, og fra 2019 overtok NIVA igjen overvåkingen av Indre Oslofjord. I 2019 ble det midlertid ikke gjennomført noen undersøkelse av reker, slik at undersøkelsen i 2020 var den første i innværende programperiode.

10.2 Materialer og metode

Prøvetaking ble gjennomført 24.-25. september 2020 med Universitetet i Oslo sitt forskningsfartøy Trygve Braarud. Prøvetaking ble foretatt ved å dra en Beyer-bunnsløde (Figur 64) langs sjøbunnen med fart på 1 knop over en distanse på 1 km. Sledens nett har en åpning i front på 50 cm i diameter, og en maskevidde på 0,5 mm. Transponder var festet på sleden for bestemmelse av dyp og posisjon på bunnen og ga detaljert informasjon om hvor sleden til enhver tid befant seg og slik at slepelengde kan fastsettes. Sleden har en utløsermekanisme for å lukke nettet når sleden er på vei ned eller opp gjennom vannmassene. Denne utløsermekanismen fikk seg trolig et slag under det første trekket, som medførte at den ble defekt. Vi måtte derfor gjennomføre alle trekkene med åpen pose gjennom vannmassene. Eventuelle pelagiske arter som har kommet med har blitt utelatt fra det endelige datamaterialet. For nærmere beskrivelse av innsamlingsmetoder henvises til Beyer & Indrehus (1995) og Magnusson m.fl. (2001).

Prøvetaking skulle gjennomføres på 7 lokaliteter: Elle i Drøbaksundet, Gråøyrenna, Vesthullet utenfor VEAS-utslippet, Steilene, Lysakerfjorden, Hellviktangen og Svartskog i Bunnefjorden (se Figur 65). Dette er de samme lokalitetene som det er gjort undersøkelser på i forbindelse med overvåkingen i perioden 2010-2018. Prøvetakingen ved Drøbaksundet måtte avbrytes på grunn av sterk vind (15-20 m/s) og høy sjø. Ved Hellviktangen ble det målt så lave oksygenverdier at det ikke ble gjennomført noe sledetrek. Ved Svartskog ble det også målt lave oksygenverdier, men her ble det likevel foretatt et

trekk. Sedimentet i sleden var midlertid svart og luktet av H₂S, og det var ingen synlige dyr (se til høyre i Figur 66).

Informasjon om prøvetakingen på de ulike lokalitetene er gitt i Tabell 11.



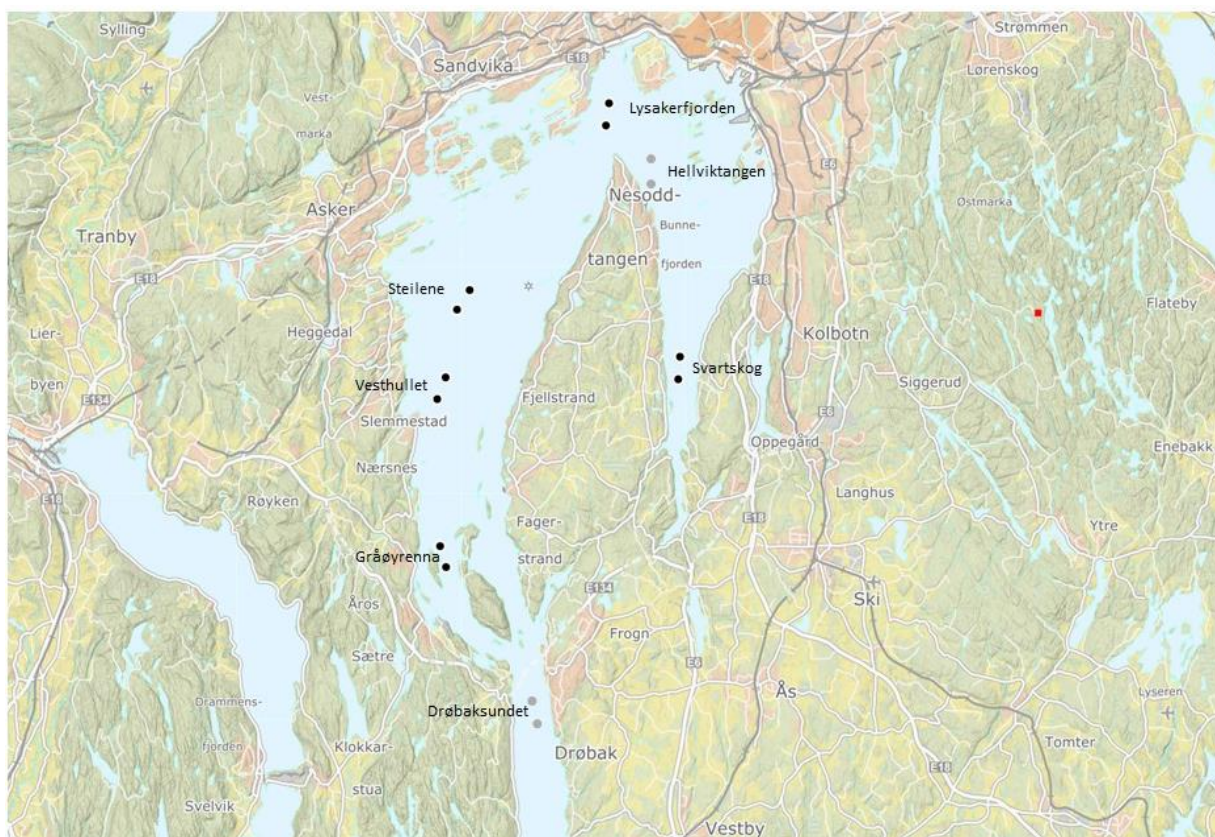
Figur 64. Beyer-sleden som ble brukt for prøvetaking av hyperbenthos (reker) på lokalitetene i Indre Oslofjord i 2020. Foto: NIVA

Tabell 11. Informasjon om prøvetakingen av hyperbenthos (reker) på lokalitetene i Indre Oslofjord i 2020.

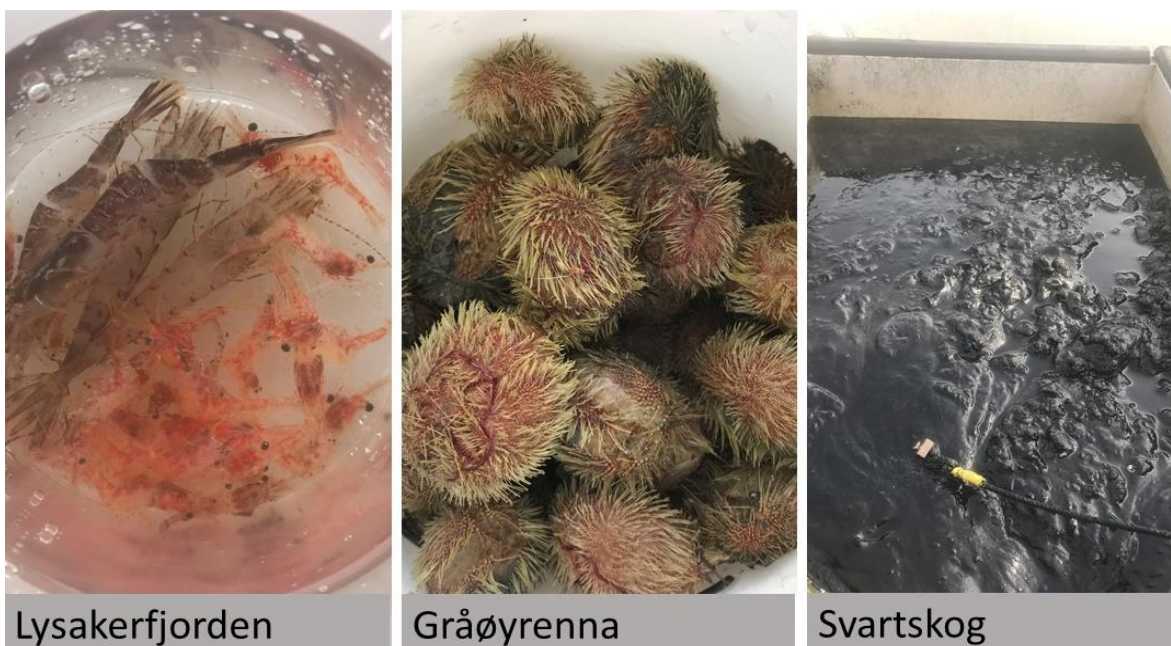
Sted	Dato	Dyp (m)	Virelengde (m)	Start.pos		Stopp.pos		Slepe-lengde (m)	O ₂ (ml/L)
Elle (Drøbaksundet)*	24.09.2020								
Gråøyrenna	24.09.2020	112	183	59,71112	10,5379	59,70298	10,5437	945	n.a.
Steilene	24.09.2020	100	163	59,81333	10,54773	59,80525	10,53875	1053	2,541
Lysakerfjorden	25.09.2020	80	130	59,88215	10,64718	59,89103	10,64845	1013	1,022
Hellviktangen**	25.09.2020								0,427
Svartskog (Bunnefjorden)	25.09.2020	150	245	59,78352	10,71747	59,79247	10,71775	981	0,441
Vesthullet	25.09.2020	100	163	59,76928	10,52785	59,7781	10,53333	1028	2,737

* Prøvetaking ble avbrutt på pga. sterk vind (15-20 m/s) og høy sjø.

** Prøvetaking ble ikke gjennomført pga lave oksygenverdier.



Figur 65. Kart over lokalitetene for prøvetaking av hyperbenthos (reker) i Indre Oslofjord i 2020. Svarte punkter markerer start- og stopp posisjon. Grå punkter: ble ikke prøvetatt i 2020 (Hellviktangen og Drøbaksundet).



Lysakerfjorden

Gråøyrenna

Svartskog

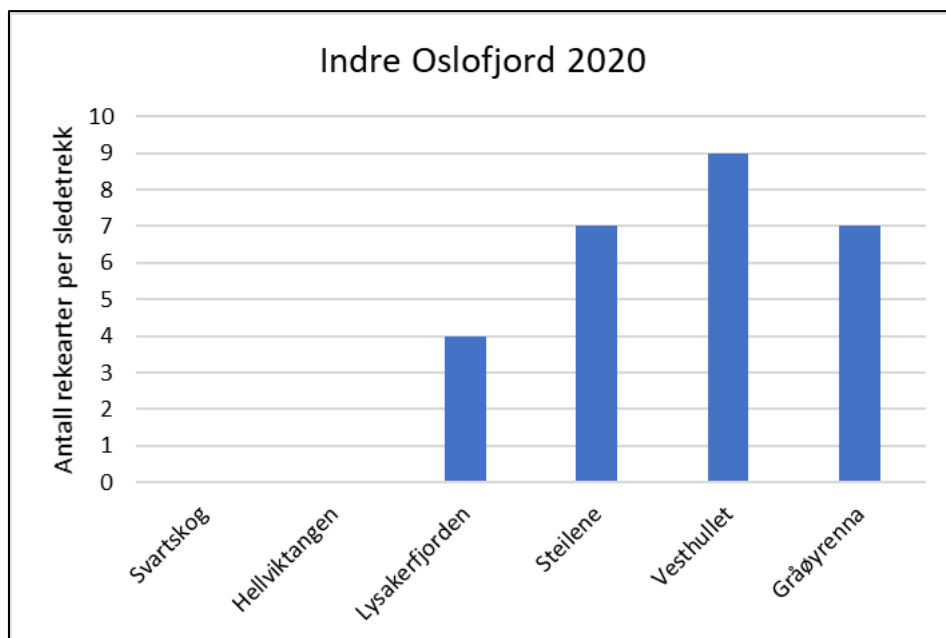
Figur 66. Bilder fra prøvetakingen av reker og andre hyperbenthos i Indre Oslofjord i 2020. Lysakerfjorden: reker; Gråøyrenna: kråkeboller; Svartskog i Bunnefjorden: svart sediment som luktet H_2S , uten synlig fauna.

Håven på Beyersleden skal i utgangspunktet samle inn organismer som befinner seg like over bunnen, altså den dyregruppen som kalles hyperbenthos. Av ukjente årsaker kom det likevel mye sediment med på flere av stasjonene. Det er mulig at dette skyldes svært bløtt sediment slik at fronten på sleden gravde seg ned. I slike tilfeller ble alt materialet i sleden siktet gjennom sikter med 1 mm og 0,5 mm hullstørrelse. Reker ble plukket ut og lagt på egne beholdere, mens restmaterialet fra håven/siktene ble oppbevart for seg. Alt materiale ble fiksert på 6 % formalin-sjøvannsløsning.

På laboratoriet ble alle reker bestemt til art eller slekt (evt. høyere taksonomisk nivå der art/slekt ikke var mulig å bestemme) og volumtettheten ble beregnet. Øvrige dyr ble identifisert til hovedgruppe (klasse/familie) iht. samme dyregrupper som i Berge m.fl. (2015). På grunn av store mengder materiale og høye individtettheter, særlig av rørbyggende flerbørstemark, ble deler av materialet for øvrige dyr (ikke reker) subsamlet før opparbeidelse.

10.3 Oppsummering av resultater

En oversikt over alle rekeartene som ble funnet på stasjonene i Indre Oslofjord i 2020 er gitt i Tabell 12. Det ble funnet totalt 12 rekearter på de fem stasjonene hvor det ble foretatt sledetrekk. Det ble funnet mest reker i Vesthullet, med 9 arter og 278 individer pr 100 m³. Videre fulgte Steilene og Gråøyrenna, med 7 arter og henholdsvis 159 og 126 individer pr 100 m³. I Lysakerfjorden ble det funnet 4 arter og 257 individer, mens ved Svartskog i Bunnefjorden ble det ikke funnet noen reker. Hellviktangen ble ikke prøvetatt pga. lave oksygenverdier, mens prøvetakingen i Drøbaksundet måtte avbrytes pga. værforhold. Se også Figur 67 for antall rekearter som ble registrert per sledetrekk i Indre Oslofjord 2020.



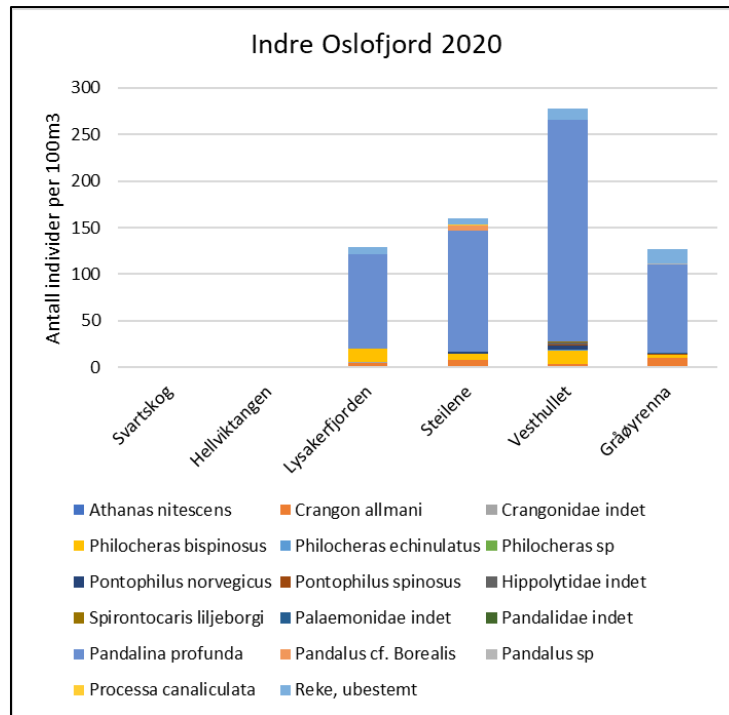
Figur 67. Antall rekearter per sledetrekk i Indre Oslofjord 2020.

Tabell 12. Alle rekearter og individer som ble registrert i sledeprøvene fra Indre Oslofjord i 2020. Prøvetakingen ved Drøbaksundet måtte avbrytes på grunn av sterk vind og høy sjø. Ved Hellviktagen ble det målt så lave oksygenverdier at det ikke ble gjennomført noe sledetrek. Ved Svartskog ble det ikke funnet noen reker i sledeprøvene.

Rekearter 2020	Svartskog	Hellvik-tangen	Lysaker-fjorden	Steilene	Vest-hullet	Gråøy-renna	Drøbak-sundet
<i>Athanas nitescens</i>				2			
<i>Crangon allmani</i> (sandreke)			10	15	8	19	
Crangonidae indet*			2				
<i>Philocheras bispinosus</i>			27	13	27	5	
<i>Philocheras echinulatus</i>					4	1	
<i>Philocheras</i> sp.*				1			
<i>Pontophilus norvegicus</i> (nipiggjørmereke)				3	8		
<i>Pontophilus spinosus</i> (trettenpiggjørmereke)					2	1	
Hippolytidae indet					4		
<i>Spirontocaris liljeborgi</i> (kamuflasjereke)					3	1	
Palaemonidae indet						1	
Pandalidae indet*				1			
<i>Pandalina profunda</i>			201	267	479	176	
<i>Pandalus cf. borealis</i> (dypvannsreke)				13	1		
<i>Pandalus</i> sp.*						2	
<i>Processa canaliculata</i>			1	1			
Caridea indet/juvenil*							
Reke, ubestemt			10/6	12/1	16/8	24/4	
Sum antall individer 2020	0		257	329	560	234	
Antall arter	0		4	7	9	7	
Slepelengde (m)	981	0	1013	1053	1028	945	0
Åpning (m ²)	0,196		0,196	0,196	0,196	0,196	
Slepevolum (m ³)	192		199	206	201	185	
Antall individer pr 100 m ³	0		129	159	278	126	

* Dette er taxa som ikke kunne artsbestemmes nærmere fordi de enten var for små eller ødelagt. Slike taxa er ikke inkludert i det totale artsantallet, da de ikke representerer andre arter enn de som allerede er registrert. Ubestemte reker er blitt skilt mellom Caridea indet (ofte deformerte eller kun hode o.l.) og Caridea juvenil (kan ikke artsbestemmes fordi de artsspesifikke karakterene ikke er utviklet)

Den meste tallrike arten i 2020 var *Pandalina profunda*, som utgjorde omkring 80 % av det totale individtallet (Figur 68). Dette samsvarer med tidligere år, hvor denne arten normalt er den mest dominerende. Mange av individene av *Pandalina profunda* var juvenile. Andre tallrike arter som ble registrert på alle de fire stasjonene hvor det ble funnet reker var *Crangon allmani* (sandreke) og *Philocheras bispinosus*. *Crangon allmani* har vært vanlig de siste årene, mens *Philocheras bispinosus* ikke har blitt registrert i nevneverdig grad (Norconsult 2019). Det er usikkert om dette skyldes at arten ikke har vært til stede, eller om den har blitt registrert som «Ubestemt reke». Den kommersielle dypvannsreken *Pandalus borealis* ble funnet på Steilene (13 individer) og Vesthullet (1 individ).



Figur 68. Antall individer per 100 m³ av de registrerte rekeartene i Indre Oslofjord 2020.

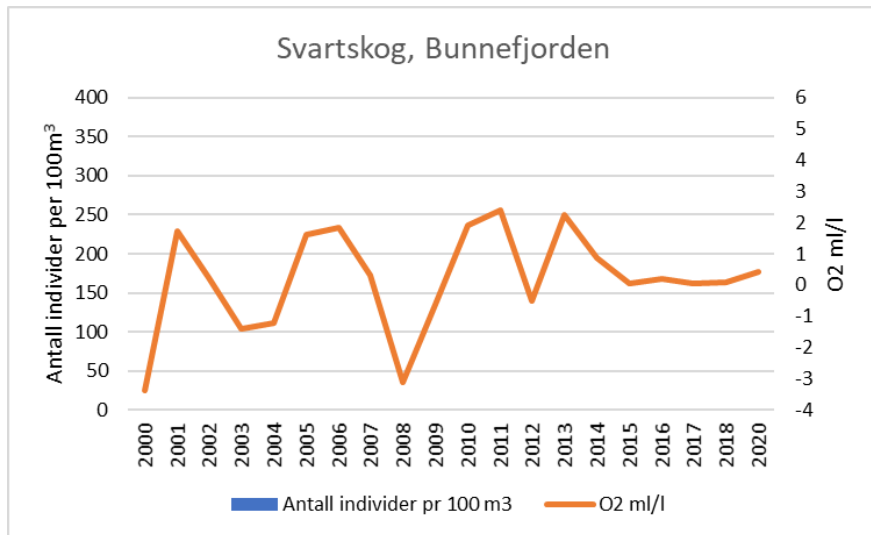
10.4 Utvikling over tid: oksygen og antall reker

Oksygenforholdene og antall arter og individer av reker har blitt undersøkt i Indre Oslofjord siden 1950-tallet. Her viser vi utviklingen i oksygeninnholdet i bunnvannet og totalt antall individer per 100 m³ for de siste 20 årene (2000 til 2020) på de syv rekestasjonene i Indre Oslofjord. Oksygeninnholdet i bunnvannet er målt samtidig med eller rett i forkant av prøvetakingen av reker, som normalt foretas i september eller noen tilfeller oktober. Figurene i dette avsnittet viser altså årlige enkeltmålinger, og ikke hvordan oksygeninnholdet har vært over tid og ikke heller nødvendigvis oksygenminimum.

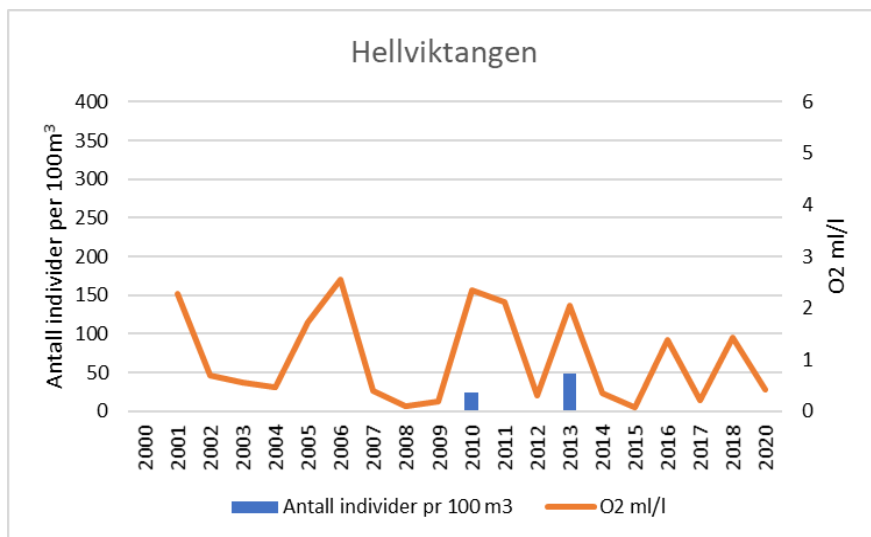
10.4.1 Svartskog (Bunnefjorden) og Hellviktangen:

Oksygeninnholdet i bunnvannet på Svartskog i Bunnefjorden og Hellviktangen har i perioden 2000-2020 vært svært lav (Figur 69 og Figur 70). De høyeste målingene er fra 2001, 2005, 2006, 2010, 2011 og 2013 og ligger på omkring 1,5-2,0 ml/l. Dette henger sammen med dypvannsfornyelser i dette bassenget. De øvrige årene er oksygenkonsentrasjoner i hovedsak under 1 ml/l. Det har gjennom hele perioden ikke blitt registrert noen reker i noen av sledetrekene, men unntak av noen få individer i 2010, 2011 og 2013.

Undersøkelser av foraminiferer¹⁴ viser at økologisk tilstand i Bunnefjorden i 2018 var *svært dårlig* (Norconsult 2019). Beregninger av økologisk tilstand basert på fossile foraminiferer i daterte sedimentkjerner viser at naturtilstand (før menneskelig påvirkning) i Bunnefjorden var *god* til *svært god* (Dolven og Alve, 2010). Det er altså et stort avvik mellom dagens tilstand og naturtilstanden.



Figur 69. Oksygenkonsentrasjonen i bunnvann (ml/l) på stasjonen Svartskog i Bunnefjorden. Oksygen er målt samtidig med eller rett i forkant av prøvetakingen av reker, som normalt foretas i september. Antall individer er sum for alle rekeartene som ble registrert og standardisert for et prøvetakingsvolum på 100 m³ vann.



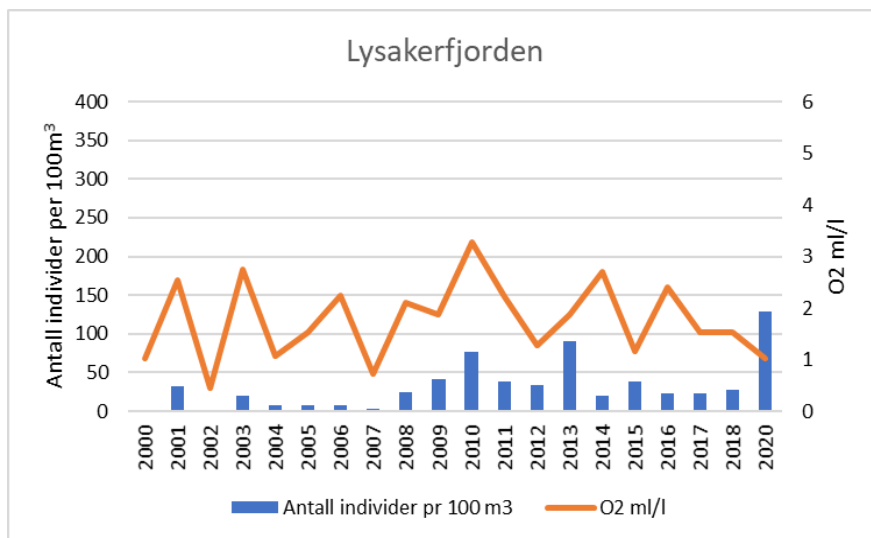
Figur 70. Oksygenkonsentrasjonen i bunnvann (ml/l) på stasjonen Hellviktangen. Oksygen er målt samtidig med eller rett i forkant av prøvetakingen av reker, som normalt foretas i september. Antall individer er sum for alle rekeartene som ble registrert og standardisert for et prøvetakingsvolum på 100 m³ vann.

¹⁴ Foraminiferer er en gruppe av encellede organismer. De kalles også poredyr, og de fleste artene er bunnlevende.

10.4.2 Lysakerfjorden

Oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet på stasjonen i Lysakerfjorden har i perioden 2000-2020 vært noe høyere enn på Svartskog og Hellviktangen, og har variert fra 0,4 ml/l i 2002 (eneste året det ikke ble funnet noen reker) til 3,3 ml/l i 2010 (Figur 71). Også i 2007 var oksygenkonsentrasjonen lav (< 1 ml/l), og det ble registrert kun noen få reker. I 2020 ble det registrert det høyeste antall reker i perioden, med 129 reker per 100 m³, til tross for at oksygenkonsentrasjonen var lav i 2020 (1 ml/l, Figur 71). Antallet reker i 2020 var betraktelig høyere enn de fem foregående årene, hvor individtettheten varierte fra 20-39 per 100 m³. Det er blitt registrert mer reker i perioden 2008-2020 sammenlignet med perioden før 2008, på tross av at oksygeninnholdet i bunnvannet har vært relativt stabilt.

Undersøkelser av forminifere viser at økologisk tilstand i Lysakerfjorden i 2018 var *moderat* (Norconsult 2019).

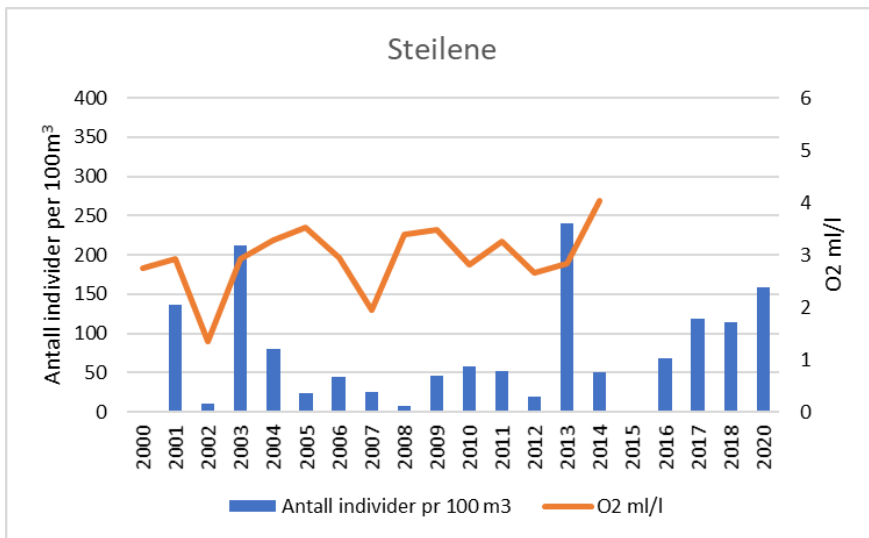


Figur 71. Oksygenkonsentrasjonen i bunnvann (ml/l) på stasjonen i Lysakerfjorden. Oksygen er målt samtidig med eller rett i forkant av prøvetakingen av reker, som normalt foretas i september. Antall individer er sum for alle rekeartene som ble registrert og standardisert for et prøvetakingsvolum på 100m³ vann.

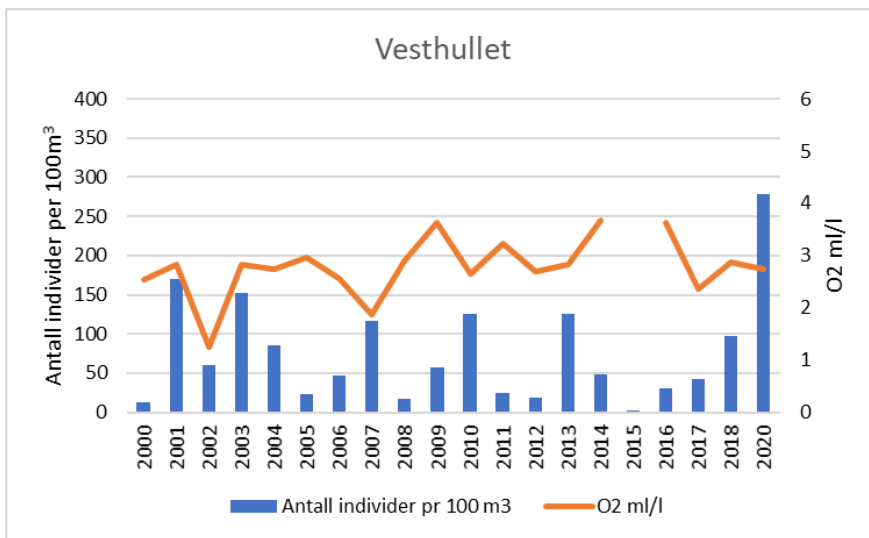
10.4.3 Steilene og Vesthullet

Oksygeninnholdet i bunnvannet på Steilene og Vesthullet har i perioden 2000-2020 vært noe høyere enn i Lysakerfjorden (Figur 72 og Figur 73). Laveste måling på disse to stasjonene var i likhet med Lysakerfjorden i 2002 og 2007, men utover disse to årene har oksygeninnholdet ligget på omkring 3 ml/l. Antallet reker er også noe høyere enn lenger inn i fjorden, selv om variasjonen fra år til år er stor. De siste fem årene er det vært en økning i antall reker, fra 2015 hvor det knapt ble funnet noen reker, til 2020 hvor det ble registrert over 150 reker per 100m³ på Steilene og over 250 reker per 100m³ ved Vesthullet (Figur 72).

Undersøkelser av forminifere viser at økologisk tilstand ved Steilene (Ck31) i 2018 var *god* (Norconsult 2019). På St2 litt vest for Steilene var økologisk tilstand derimot *moderat*.



Figur 72. Oksygenkonsentrasjonen i bunnvann (ml/l) på stasjonen ved Steilene. Oksygen er målt samtidig med eller rett i forkant av prøvetakingen av reker, som normalt foretas i september. Antall individer er sum for alle rekeartene som ble registrert og standardisert for et prøvetakingsvolum på 100 m³ vann.

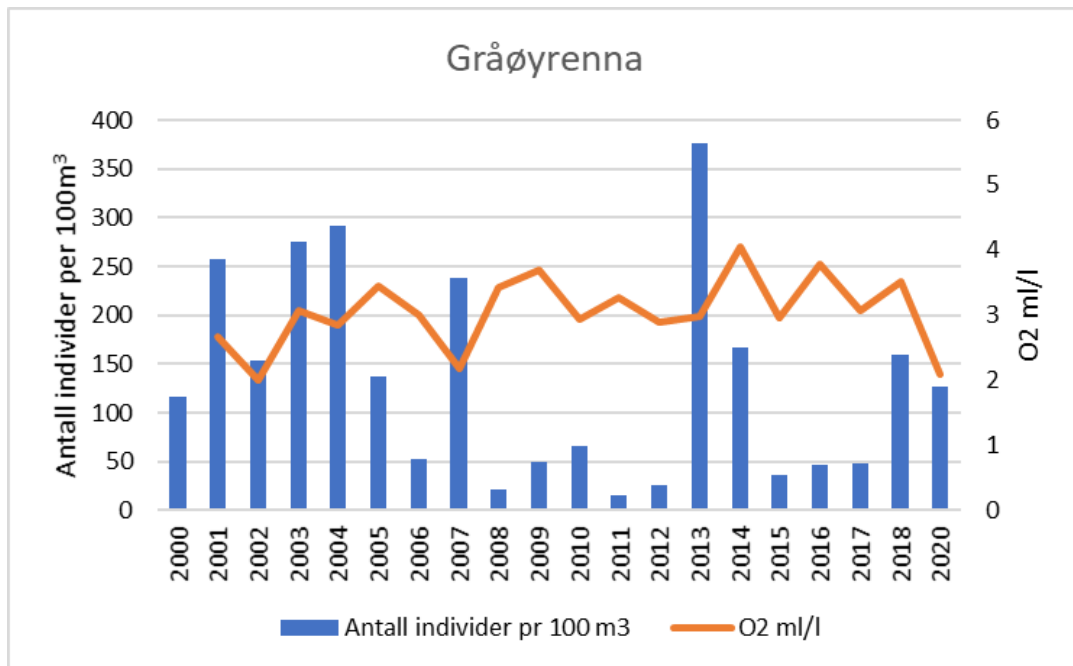


Figur 73. Oksygenkonsentrasjonen i bunnvann (ml/l) på stasjonen ved Vesthullet. Oksygen er målt samtidig med eller rett i forkant av prøvetakingen av reker, som normalt foretas i september. Antall individer er sum for alle rekeartene som ble registrert og standardisert for et prøvetakingsvolum på 100 m³ vann.

10.4.4 Gråøyrenna

Oksygeninnholdet i bunnvannet ved Gråøyrenna har de fleste årene i perioden 2000-2020 vært mellom 3 og 4 ml/l (Figur 74). I 2020 gikk oksygeninnholdet ned til 2,1 ml/l, som er det nest laveste i hele tidsperioden. Antallet reker var lavt i periodene 2008-2012 og 2015-2017. De øvrige årene er antallet reker høyere, i hovedsak mellom 150 og 300 reker per 100 m³, med unntak av 2013 da antallet var over 350 reker per 100m³.

Forminiferer har ikke blitt undersøkt på denne stasjonen eller i nærheten.

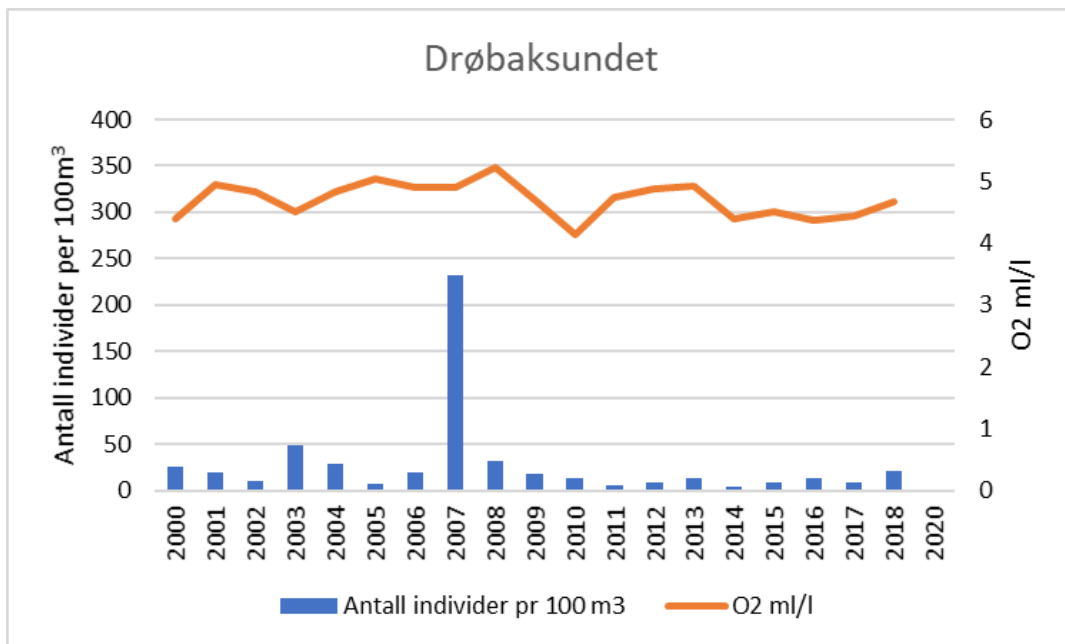


Figur 74. Oksygenkonsentrasjonen i bunnvann (ml/l) på stasjonen i Gråøyrenna. Oksygen er målt samtidig med eller rett i forkant av prøvetakingen av reker, som normalt foretas i september. Antall individer er sum for alle rekeartene som ble registrert og standardisert for et prøvetakingsvolum på 100 m³ vann.

10.4.5 Drøbaksundet

Oksygeninnholdet i bunnvannet i Drøbaksundet er det høyeste av de syv rekestasjonene i Indre Oslofjord, og ligger på omkring 4-5 ml/l (Figur 75). Individtettheten for reker er likevel lav, med under 30 reker per 100 m³ alle år med unntak av 2003 og 2007. I 2007 var individtettheten særlig høy, med 232 reker per 100 m³. Selv om individtettheten er lavere i Drøbaksundet er det vanligvis like mange arter registrert her som på de andre stasjonene (Norconsult 2019).

Undersøkelser av forminiferer viser at økologisk tilstand i Drøbaksundet i 2018 var *svært god* (Norconsult 2019).



Figur 75. Oksygenkonsentrasjonen i bunnvann (ml/l) på stasjonen i Drøbaksundet (Elle). Oksygen er målt samtidig med eller rett i forkant av prøvetakingen av reker, som normalt foretas i september. Antall individer er sum for alle rekeartene som ble registrert og standardisert for et prøvetakingsvolum på 100 m³ vann.

10.5 Oppsummering

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

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

For foraminiferer er derimot konklusjonen at korrelasjonen mellom foraminiferdata og målte oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet er svært god, og gir en sterk indikasjon på at oksygen er en av de viktigste faktorene som styrer sammensetningen av foraminiferer i Indre Oslofjord (Norconsult 2019).

11 Diskusjon

11.1 Hvordan henger det hele sammen?

Indre Oslofjord har en rekke terskelbasseng med lave oksygenforhold. I Bunnefjorden kan det være anoksiske forhold i dypvannet over flere år. Det er også regelmessig anoksiske forhold i bassenget Steilene Nord og Bærumsbassenget. I Bekkelagsbassenget er det lave oksygenforhold, men det er vanligvis oksygen til stede helt ned til bunn gjennom hele året. I de siste årene har det vært observert lave oksygenforhold i de mindre bassengene Bunnebotten, Paddehavet og Oslo havn. Oksygenforholdene påvirkes av organisk belastning som fører til oksygenforbruk. Dette kan komme direkte i form av tilført organisk stoff eller ved at det dannes organisk stoff ved primærproduksjon, enten pelagisk eller bentisk. Oksygenforholdene er også avhengig av blandingsforholdene i bassengene, og disse blir i stor grad påvirket av hvordan avløpsvann tilføres i bassengene.

Reker og andre organismer som lever nær bunn (hyperbentos) er følsomme for oksygenforholdene, og på stasjonsbasis er det en sammenheng mellom oksygenforholdene og reketetthet, ved at det er fravær av reker i anoksiske områder og forekomst av reker der det er gode nok oksygenforhold. Men det er ingen korrelasjon mellom målt oksygen på et gitt tidspunkt og på en gitt stasjon med målt reketetthet. Dette kan skyldes at det er stor variasjon fra år til år, eller at det er andre faktorer som påvirker reketettheten. I Drøbaksundet er det gode oksygenforhold, men relativt lav reketetthet. Dette passer ikke inn i bildet av oksygen som den viktigste faktoren, og det er et åpent spørsmål hvorfor det observeres en så lav reketetthet i Drøbaksundet. Det har vært lav reketetthet i Drøbaksundet minst siden år 2000 (se Figur 75), med unntak av 2007.

Beregninger av økologisk tilstand basert på foraminiferer, som er bunnlevende poredyr, viser at det er en sterk korrelasjon mellom foraminiferedata og målte oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet. Dette indikerer at oksygen er en av de viktigste faktorene som styrer sammensetningen av foraminiferer i Indre Oslofjord (Norconsult, 2019). I Bunnefjorden er tilstanden for foraminiferer **svært dårlig**, i Lysakerfjorden er tilstanden **moderat** og ved Steilene er den **god**. Litt vest for Steilene er tilstanden **moderat**. I Drøbaksundet er tilstanden **svært god**, som passer med de observerte oksygenforholdene. Det er verdt å merke seg at økologisk tilstand basert på fossile foraminiferer viser at tilstanden i Bunnefjorden var like god som i Drøbaksundet (svært god) i førindustriell tid (Dolven og Alve, 2010).

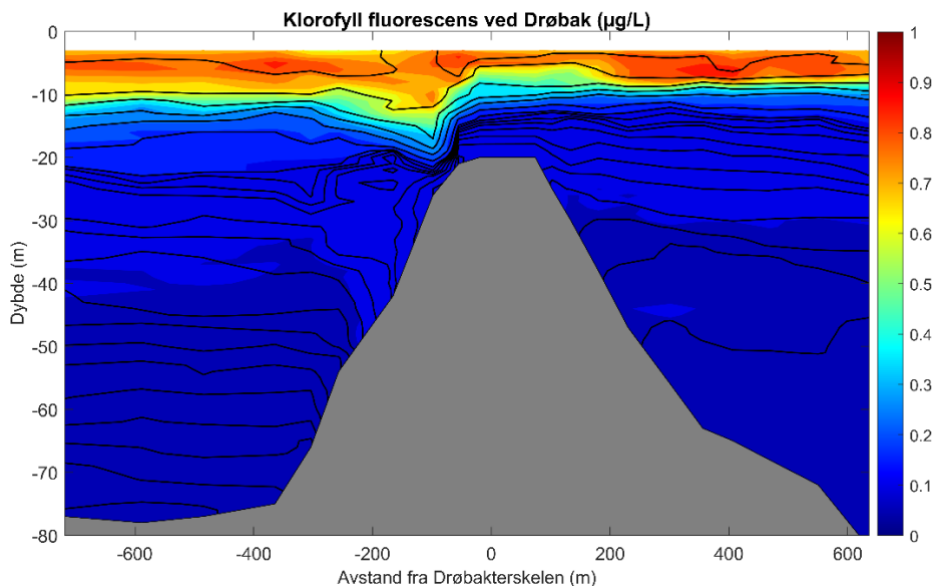
Et spørsmål vi kan stille oss er hvorfor reketettheten er lav i Drøbaksundet, samtidig som oksygenforholdene er gode? Det er verdt å merke seg at kondisjonsindeksen til blåskjell ved Solbergstrand, som ligger på østsiden omtrent midt i Drøbaksundet, var lav sammenlignet med blåskjell innenfor Drøbakerskelen. Dette betyr at skjellene har lite bløtvev i forhold til vekten av hele skjellet. Med andre ord så er skjellene magre. Blåskjellene i Indre Oslofjord hadde mer bløtvev, selv om helsetilstanden generelt var lavere. Kan det være en sammenheng mellom disse to observasjonene?

Mengden planteplankton i Drøbaksundet (stasjon Im2) var relativt lav i 2020, men det var den i stort sett hele Indre Oslofjord også (se Tabell 3). Selv om målt mengde klorofyll a på to stasjoner er på samme nivå, kan det likevel være forskjell i primærproduksjon. Variasjonen av planteplankton gjennom året har gjerne spisse toppe med høye verdier som varer i kort tid. Det er stort «gjennomtrekk» av disse algene som bebor vannmassen. Hele planktonsamfunn kan skiftes ut i løpet av noen dager. Denne utviklingen er lik differanse av hvor raskt de vokser og hvor raskt de dør. Når det er en viss mengde plantaplankton så kan en tenke seg at det er resultat av en rask vekst og at de

samtidig dør raskt. Men en kan også tenke seg at de har vokst noe tregere og samtidig også har dødd i et lavere tempo, og at resultatet er den samme mengden planteplankton. Den samme nivået av målt klorofyll a kan altså være resultat av vidt forskjellig nivå av primærproduksjon. Når planteplankton vurderes som kvalitetselement ifølge Veileder 02:2018 tas det ikke hensyn til dette, i hvert fall ikke direkte. Men dette har stor betydning for de andre aktørene i næringskjeden, som blåskjell og reker. Kan lav reketetthet og magre blåskjell i Drøbaksundet rett og slett være resultat av lavere primærproduksjon i dette området?

Planteplankton omdanner uorganiske næringsstoffer til organisk stoff, og dette gir oksygenforbruk når det synker ned mot bunn og brytes ned. Det er derfor viktig å betrakte oksygenforholdene i sammenheng med planteplankton. De gode oksygenforholdene i Drøbaksundet kan tyde på lavere primærproduksjon her, selv om oksygenforholdene også i stor grad er påvirket av de vertikale blandingsforholdene i bassenget. En kan si at Veileder 02:2018 indirekte tar hensyn til forskjell i primærproduksjon ved at oksygenforhold ved bunn er en støtteparameter for vurdering av vannkvalitet.

En økt primærproduksjon kan være gitt av lysforhold, næringsforhold, temperatur samt at sjiktning i overflatelaget også påvirker. Vi vet også at temperaturforholdene er like utenfor og innenfor Drøbak. Lysforholdene er neppe dårligere i Drøbaksundet enn i fjorden innenfor Drøbakerskelen, siden siktdypet er større her ute. Og på sommeren kan det faktisk være noe høyere konsentrasjon av næringssalter utenfor Drøbakerskelen (se Tabell 3). Kan det være andre forhold som gjør at det er lavere primærproduksjon i Drøbaksundet? Det er kjent at indre bølger brer seg sørover og nordover fra Drøbakerskelen. Disse er ofte så kraftige at de skaper turbulens som bryter ned sjiktningen. Et eksempel på dette er vist i Figur 76, hvor strømmen går sørover og det dannes turbulens som bryter ned sjiktningen. Dette påvirker planteplanktonet som dras ned i dypet av de vertikale vannbevegelsene. Om denne effekten er tilstrekkelig for å gi en generelt lavere primærproduksjon lenger sør i Drøbaksundet kan vi ikke si sikkert, men bør tas i betraktning.



Figur 76. Klorofyll-fluorescens målt ved Drøbakerskelen den 24. juli 2011 mens det var synkende vannstand. Strømmen gikk fra høyre til venstre i figuren, altså sørover. De svarte konturlinjene viser tetthetsflatene mens fargeskalaen angir klorofyll a fluorescens. Fluorescens-dataene er ikke tidligere publisert.

Fiskesamfunnet på Midtmeie i Vestfjorden har endret seg fra å være dominert av bunnlevende arter med sterkt innslag av små torskefisk som tangbrosme, øyepål og sypike (*Trisopterus minutus*), til et samfunn dominert av hvitting. Det har altså vært dramatiske endringer i fiskesamfunnet i indre Oslofjord de siste ti årene. Det har vært stor bekymring knyttet til torskepopulasjonen og det generelle bildet er en tydelig nedgang siden 2014-2015, men det er svake tegn til forbedring (Figur 56). Det har blitt gjort genetiske studier av torskepopulasjonene langs kysten tidligere, med resultater som tydet på at torsken i Oslofjorden var en unik populasjon (Knutsen m fl, 2003). Det er imidlertid resultater som tyder på at torsk som er fangstet de siste årene har den samme genetiske profilen som Skagerrak-torsk. Det er ingen tvil om at hvitting-populasjonen i indre Oslofjord har økt. Hvitting lever av krepsdyr som juvenil, men skifter tidlig til småfisk (Hislop et al., 1991, Rowlands et al., 2008). Den observerte utviklingen for torsk og andre arter som gyter i indre Oslofjord kan forklares ved predasjon fra hvitting på tidlige livsstadier av de aktuelle artene. Det er ikke klart om hvitting gyter i indre Oslofjord. En stor torskepopulasjon ville ha kunnet regulere hvittingpopulasjonen hvis så er tilfelle.

Nylig kom det en omfattende rapport kalt «Krafftak for kysttorsken» (Moland et al., 2021), hvor det oppsummeres at det har vært en stert tilbakegang av flere fiskearter også ute i Skagerrak. Fraværet av større individer av fiskespisende toppredatorer er tydelig. Fra 2016-klassen av kysttorsk ble det funnet svært få individer større enn 40 cm. Genetisk kartlegging viser at flere av fiskeartene er stedegne, og derfor sårbare. For å gjenoppbygge bestandene og gjenopprette den økologiske funksjonen til fiskeartene, må fiskedødeligheten i Ytre Oslofjord reduseres. For å få til dette konkluderes det med at stedstilpasset fiskeriforvaltning er helt nødvendig for å gjenoppbygge de lokale artene, men det påpekes også at jordbruket og kommunene må redusere sine utslipp til vassdrag på Østlandet og til Oslofjorden, slik at næringssaltbelastningen blir mindre og oksygenforholdene i bunnvannet blir bedre¹⁵.

Den reduserte forekomsten av toppredatorer som torsk, kan gi kaskadeeffekter nedover i næringskjeden som øker forekomsten av krabber, leppefisk og kutlinger. Det har blitt foreslått at større mengde krabber og leppefisk kan være en årsak til at det ser ut til å være mindre blåskjell i fjorden, siden det er vist at disse fortærer små blåskjell svært effektivt (Christie et al., 2020). Økt forekomst av leppefisk og kutling kan også redusere tilstedeværelsen av de evertebrater som beiter på alger og normalt holder nede forekomsten av trådformete alger, ofte kalt «lurv».

Lurv, trådformede alger som kan danne tette «matter» på sjøbunnen, vokser raskt når forholdene ligger til rette for det, med god tilgang på næring. I tette forekomster kan de fortrenge opprette alger, og skape et mer ustabil habitat for marint dyreliv, fordi de også kan forsvinne relativt raskt når forholdene er mindre gunstige for dem. Det kan derfor være store forskjeller i mengden som observeres fra år til år. Undersøkelsene tyder på at forekomst av lurv har økt både i tetthet og i dybdeutbredelse ved alle stasjonene som er undersøkt i Indre Oslofjord, bortsett fra ved Steilene, hvor det ikke ser ut til å ha vært noen endring (se Tabell 6). Dette må ansees som en alvorlig utvikling med tanke på i hvor stor grad dette påvirker de bentiske systemene, og i stor grad rekreasjonsverdien til publikum som bruker strender og svaberg blant annet til bading og fising.

Nedre voksedyp for makroalger i Indre Oslofjord ser ut til å variere en god del fra år til år. I 2020 var nedre voksedyp ved Hovedøya markant bedre enn på lenge, men fortsatt dårligere enn i perioden fra 1989 til 2012. Ved Steilene, Borøya og Nakkholmen, var nedre voksedyp relativt likt som ved forrige undersøkelse i 2017, mens nedre voksedyp ved Fornebu, Ormøya og Svartskog var betydelig redusert (Figur 50 og Figur 51). Det er jevnt over Steilene som har hatt den dypeste nedre voksegrensen for

¹⁵ Det nevnes også at forekomst av miljøgifter må ned.

opprette alger de siste årene. Dette er også dykkestasjonen som ligger lengst ut i fjorden. Data vi har, tyder på at nedre voksegrense i indre Oslofjord var i bedring utover mot 90-tallet, mens det til sammenligning ser ut til å ha foregått en forverring de siste ti årene ved flere av stasjonene.

Utbredelsen av fastsittende alger nedover i dypet (vertikalutbredelsen) bestemmes i stor grad av lystilgang. Lystilgangen avhenger av hvor klart vannet er, fordi dette har betydning for hvor mye sollys som når ned til dypet der algen vokser. Siktdyp er et mål på hvor langt lys trenger ned i vannmassen. Siktdypet vil avhengig av partikkelmengden (turbiditeten), planteplankton og løst organisk stoff. Alle stasjonene fra Steilene og innover i fjorden hadde et siktdyp sommeren 2020 som var «moderat» eller dårligere. Nær elveutløp vil turbiditet være den parameteren som forklarer variasjon i siktdyp, mens lenger ut i fjorden har planteplankton og løst organisk stoff større betydning. Ute i Skagerrak er det vist at konsentrasjoner av DOC er høyt i forhold til resten av de norske kystområdene (Frigstad et al. 2020a), i tillegg til at det er observert en økning i konsentrasjonene av partikulært organisk materiale (POM, Frigstad et al. 2013). Høye konsentrasjoner av løst og partikulært organisk materiale samt den totale mengden partikler (som turbiditet er en proxy for) vil bidra til at den totale mengden lys tilgjengelig i kystvannet minker og det er mindre lys igjen som kan brukes til fotosyntese av planteplankton, ålegress og makroalger (Frigstad et al. 2020b).

Andre faktorer som påvirker vertikalutbredelsen av alger er tilgang på næringsalter og substrat, samt helningsvinkel på sjøbunnen, vanngjennomstrømning og bølgeeksponering, blant annet fordi mengden påvekster på algen forventes å variere med disse miljøforholdene. I tillegg kan forekomster av beitedyr som f.eks. kråkeboller og snegler være bestemmende for algesamfunns vertikalutbredelse. Beiting kan føre til at nedre vegetasjonsgrense flyttes oppover i forhold til hva man ville forventet basert på lystilgang og vannkvalitet (Jorde & Klavestad 1963). Endringer i vertikalutbredelsen av alger over tid vil altså kunne brukes til å identifisere endringer i vannkvaliteten og lysgjennomgangen i en vannforekomst, men *må* også sees i sammenheng med andre påvirkningsfaktorer.

Planteplankton formerer seg ved celledeling og kan derfor vokse svært raskt. De må i hovedsak hente næring direkte fra vannet og kan få sin vekst begrenset ved mangel på et næringsstoff, være seg N, P eller Si. Mange bentiske alger har den fordel at de kan lagre næringsstoffer i plantekroppen, og er dermed mindre følsomme for endringer i næringstilgangen i vannmassen. Lurv er ettårige og har en sesongsyklus som ligner mer på planteplankton (se f.eks. Kiirikki & Lehvo, 1997). De vil vokse raskt når næringsstoffene er til stede, men kan også forsvinne igjen når næringsstoffene er brukt opp i, dog ikke like raskt som planteplankton, som kan synke ut straks det er slutt på næringen.

Veileder 02:2018 stiller krav til at planteplankton skal undersøkes gjennom hele vekstsesongen hvert år i flere år, før det er tilstrekkelig data til å gjøre en bedømming av planteplankton som kvalitetselement. Bentiske alger undersøkes gjerne en gang per år, kanskje annethvert år. Dette er ikke tilstrekkelig for å beskrive dynamikken til lurv, som konkurrerer om de samme næringsstoffene som planteplankton. Undersøkelser blant annet i Skagerrak viser at dominansen av lurv over andre bentiske arter som tang og tare, kan variere mye fra år til år (Christie et al. 2019).

Mest sannsynlig vil planteplankton dominere over lurv i konkurransen om næring mesteparten av tida, siden de summert opp over det tredimensjonale volumet som fjorden består av, utgjør en stor biomasse når de har en oppblomstring. Bentiske alger som kun vokser langs strandlinja vil vanligvis ikke utgjøre en like stor biomasse. Men i små basseng hvor volumet er relativt lite i forhold til strandlengden, kan trådformede bentiske alger dominere fullstendig. Et slikt eksempel er Hundesund som er en poll i Indre Oslofjord, som er koblet til Bærumsbassenget med en trang kanal. Her ble det registret en masseoppblomstring av trådformede bentiske alger i 2020, også kalt lurv (se Figur 77). Hundesund er i tillegg veldig grunn, noe over 3 m på de dypeste, så de bentiske algene kan vokse på

bunn selv midt i pollen. Når vannmassen ble undersøkt i starten av september var det ganske mye planteplankton (klorfyllmengden ble målt til 3,4 $\mu\text{g/l}$ i overflaten og 4,7 $\mu\text{g/L}$ på 3 m nær bunn), men ikke ekstremt mye. Næringsalter var det som forventet lite av. Dette eksemplet viser tydelig at lurv kan være et stort problem for de som bruker fjorden til rekreasjon.



Figur 77. Foto fra pollen innerst i Hundsvund tatt sommeren 2020.

Vi kommer ikke fram til en enkel konklusjon på hvordan det hele henger sammen i denne rapporten, men det er tydelig at de forskjellige elementene i Oslofjordens økosystem har en rekke koblinger som det er nødvendig å lære mer om.

11.2 Fiskefauna som biologisk kvalitetselement for kystvann

I de siste ti årene har det som vi har vært inne på tidligere vært store endringer i fiskesamfunnene i Indre Oslofjord. Det er uklart nøyaktig hvilke økologiske konsekvenser disse endringene har for Indre Oslofjord, men det er sannsynlig at dette kan ha til dels stor betydning for store deler av økosystemet, blant annet gjennom beiting. Forekomst av fisk er i seg selv en grunnleggende økosystemtjeneste gjennom for eksempel fiske som rekreasjon eller som økonomisk ressurs.

I Vannforskriftens Vedlegg V¹⁶ om kvalitetselementer for klassifisering av økologisk tilstand er sammensetning, mengde og alderssammensetning for fiskefauna et biologisk kvalitetselement for elver, innsjøer og brakkevann, men ikke for kystvann. De biologiske kvalitetselementene som er med i kystvann er kun planteplankton, makroalger og bunnlevende dyr. **Med støtte i Naturmangfoldsloven og på bakgrunn av de endringene som er observert i Indre Oslofjord, bør det vurderes at fiskefauna tas inn som biologisk kvalitetselement også for kystvann.** I Naturmangfoldsloven §4¹⁷ påpekes det at mangfoldet av naturtyper skal ivaretas, og dette inkluderer også økosystemets funksjoner, struktur og produktivitet så langt det anses rimelig.

I Indre Oslofjord er den økologiske tilstanden klassifisert som moderat, og de samme utslagsgivende parameterne, som f.eks. dårlige oksygenforhold, kan også ha en betydning for tilbakegangen av bunnlevende fiskearter. Men på den annen side så kan det tenkes at denne tilbakegangen av noen fiskearter skyldes andre faktorer, som for eksempel ødeleggelse av oppvekstområder eller uttak av fisk. Dette er faktorer som ville vært negativt for fiskebestanden uavhengig av om vannkvaliteten er god eller dårlig. I dag kan i prinsippet den økologiske tilstanden i en vannforekomst klassifiseres som tilfredsstillende etter Veileder 02:2018, samtidig som flere fiskearter som naturlig hører hjemme i denne vannforekomsten er fraværende.

¹⁶ https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446#KAPITTEL_12

¹⁷ https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100#KAPITTEL_2

12 Referanser

- Aarab N, Godal BF, Bechmann RK. (2011). Seasonal variation of histopathological and histochemical markers of PAH exposure in blue mussel (*Mytilus edulis* L.) *Mar Environ Res.* 71(3), 213-217.
- Alve, E., Helland, A., Magnusson, J. (2009). Bærumsbassengetet naturlig anoksisk basseng? NIVA-rapport nr 5735-2009. 30s.
- Andersen, G. S. (2013) PhD avhandling om sukkertare og problemer knyttet til påvekst (UiO): Growth, survival and reproduction in the kelp *Saccharina latissima* – Seasonal patterns and the impact of epibionts: <http://guriandersen.no/files/ThesisComplete.pdf>
- Baršienė J., Schiedek D., Rybakovas A., Šyvokienė J., Kopecka J., Forlin L. 2006. Cytogenetic and cytotoxic effects in gill cells of the blue mussel *Mytilus* spp. from different zones of the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin.* Vol. 53. P. 469–478. doi:10.1016/j.marpolbul.2005.11.015
- Beliaeff B, Burgeot T. 2002. Integrated biomarker response: a useful tool for ecological risk assessment. *Environ Toxicol Chem.* 21:1316-1322.
- Berge, J.A, Amundsen, R., Bergland, K., Bjerkeng, B., Gitmark, J., Gjøsæter, J., Holt, T.F., Hylland, K., Johnsen, T.M., Knutsen, H., Kroglund, T., Olsen, E.M., Paulsen, Ø., Ledang, A.B., Lømsland, E.R., Magnusson, J., Rohrlack, T., Sørensen, K. (2012). Overvåking av Indre Oslofjord i 2011 – Vedleggsrapport. NIVA, Oslo. Rapport nr. 6372. 154 s.
- Berge, J.A., Amundsen, R., Fredriksen, L., Bjerkeng, B., Gitmark, J., Holt, T.F., Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T., Kroglund, T., Ledang, A., Lenderink, A., Lømsland, E.R., Norli, M., Magnusson, J., Rohrlack, T., Sørensen, K., Wisbech, C. (2013). Overvåking av Indre Oslofjord i 2012 – Vedleggsrapport. NIVA, Oslo. Rapport nr. 6534. 142 s.
- Berge m.fl.2014a. Berge, J.A., Amundsen, R., Gitmark, J., Gundersen. H., Haande, S., Johnsen, T., Kroglund, T, Ledang, A., Lømsland, E.R., Staaltstrøm, A. (2014). Overvåking av Indre Oslofjord i 2013. NIVA. Rapport L.nr. 6697-2014
- 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., Staaltstrøm, A., Wisbech, C., Wolf, R. (2014). Overvåking av Indre Oslofjord i 2013 – Vedleggsrapport. NIVA, Oslo. Rapport nr. 6698-2014. 131 s.
- Berge, J.A., Amundsen, Gitmark, J., R., Gundersen, H., Hylland, K., Johnsen, T.M., Ledang, A.B., Norli, M., Lømsland, E.R., Staaltstrøm, A. og Strand, D.A., (2015). Overvåking av Indre Oslofjord i 2014 – Vedleggsrapport. NIVA Rapport nr. 6834: 104 sider.
- Beyer, F. og Indrehus, J., (1995). Overvåkning av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord. Effekter av forurensning og dypvannsutskiftning på faunaen langs bunnen av Oslofjorden basert på materiale samlet siden 1952. Statlig program for forurensningsovervåkning. Rapport nr. 621/95. Biologisk institutt, UiO. NIVA-rapport l.nr. 3324.
- Beyer J, Green NW, Brooks SJ, Allan IJ, Ruus A, Gomes T, Bråte ILN, Schøyen M. (2017). Blue mussels (*Mytilus edulis* spp.) as sentinel organisms in coastal pollution monitoring: A review. *Marine Environmental Research.*130: 338-365.

- Bray, R., & Curtis, T. (1957). An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4), 325–349. <https://doi.org/10.1890/1>
- Broeg K, Lehtonen KK. (2006). Indices for the assessment of environmental pollution of the Baltic Sea coasts: integrated assessment of the multi-biomarker approach. *Mar Pollut Bull.* 53:508-522.
- Brooks SJ, Gomes T. (2020). Integrated biological effects assessment of the discharge water into the Sundals fjord from an aluminium smelter. NIVA report (pending approval)
- Brooks SJ, Escudero-Oñate C, Gomes T, Ferrando-Climent L. (2018). An integrative biological effects assessment of a mine discharge into a Norwegian fjord using field transplanted mussels. *Science of the Total Environment.* 644: 1056-1069.
- Brooks SJ, Harman C, Hultman MT, Berge JA. (2015). Integrated biomarker assessment of the effects of tailing discharges from an iron ore mine using blue mussels (*Mytilus* spp.). *Science of the total environment.* 524-525:104-114.
- Brooks SJ, Harman C, Soto M, Cancio I, Glette T, Marigómez I. (2012). Integrated coastal monitoring of a gas processing plant using native and caged mussels. *Science of the total environment.* 426:375-386.
- Brooks SJ, Harman C, Grung M, Farmen E, Ruus A, Vingen S, Godal BF, Baršienė J, Andreikėnaitė L, Skarphéðinsdóttir H, Liewenborg B, Sundt RC. (2011). Water column monitoring of the biological effects of produced water from the Ekofisk offshore oil installation from 2006 to 2009. *Journal of Toxicology and Environmental Health.* 74: 582-604.
- Cajaraville MP, Diez G, Marigómez IA, Angulo E. 1990. Responses of basophilic cells of the digestive gland of mussels to petroleum hydrocarbon exposure. *Diseases of aquatic organisms* 9:221-228.
- Christie, H., Andersen, G. S., Bekkby, T., Fagerli, C. W., Gitmark, J. K., Gundersen, H., & Rinde, E. (2019). Shifts between sugar kelp and turf algae in Norway: regime shifts or fluctuations between different opportunistic seaweed species?. *Frontiers in Marine Science*, 6, 72.
- Christie, H., Kraufvelin, P., Kraufvelin, L., Niemi, N., & Rinde, E. (2020). Disappearing Blue Mussels—Can Mesopredators Be Blamed?. *Frontiers in Marine Science*, 7, 550.
- Davies IM, Vethaak AD, (2012). Integrated marine environmental monitoring of chemicals and their effects. ICES Cooperative Research Report No. 315 (277 pp.).
- De Zwaan A, Mathiew M. 1992. Cellular energy metabolism in the Mytilidae: an overview. *The Mussel Mytilus: Ecology, Physiology, Genetics and Culture.* ed. / E. Gosling. Amsterdam: Elsevier B.V., 1992. p. 223-307.
- Direktoratsgruppen vanddirektivet (2018). Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.
- 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.
- Frigstad, H., Andersen, T., Hessen, D. O., Jeansson, E., Skogen, M., Naustvoll, L.-J., Miles, M. W., Johannessen, T., & Bellerby, R. G. J. (2013). Long-term trends in carbon, nutrients and

- stoichiometry in Norwegian coastal waters: Evidence of a regime shift. *Progress in Oceanography*, 111, 113–124. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2013.01.006>
- Frigstad, H., Kaste, O., Deininger, A., Kvalsund, K., Christensen, G., Bellerby, R. G. J., Sorensen, K., Norli, M., & King, A. L. (2020a). Influence of Riverine Input on Norwegian Coastal Systems. *Frontiers in Marine Science*, 7, 332. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00332>
- Frigstad, H., T. Harvey, A. Deininger and A. Poste. (2020b). Increased light attenuation in Norwegian coastal waters - A literature review. NIVA report 7551-2020 / M-1808 | 2020.
- Gran, H. H. (1897). Kristianiafjordens Algeflora I, VSK Skr. I 1896 nr. 2
- Green N, Schøyen M, Hjermann DØ, Øxnevad S, Ruus A, Beylich B, Lund E, Tveiten L, Jenssen MTS, Håvardstun J, Ribeiro AL, Doyer I, Rundberget JT, Bæk K. 2019. Contaminants in coastal waters of Norway (2018). Miljødirektoratet-rapport M-1515. NIVA-rapport 7412-2019.
- Guerrero, J.-L. & Sample, J. E. (2021). Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2019 –tabeller, figurer og kart. NIVA-rapport 7599-2021. 99 s.
- Hellou J Law RJ. (2003). Stress on stress response of wild mussels, *Mytilus edulis* and *Mytilus trossulus*, as an indicator of ecosystem health. *Environmental Pollution*. 126:407–416.
- Hislop, J.R.G., Robb, A.P., Bell, M.A., Armstrong, D.W., (1991). The diet and food consumption of whiting (*Merlangius merlangus*) in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 48, 139–156.
- Hylland, K. & Holth, T. F. (2021). Fiskesamfunn I indre Oslofjord: Utvikling 2011-2021. Institutt for Biovitenskap, Universitetet i Oslo. 8 sider.
- Jorde, I. & Klavestad, N. (1963). The natural history of the Hardangerfjord. 4. The benthonic algal egetation. *Sarsia* 9. p. 1-100.
- Källqvist, T., Magnusson, J., Pedersen, A. & Tangen, K. (1982). Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 1981. NIVA, Oslo. Rapport nr. 1424. 88 s.
- Knutsen, H., Jorde, P.E., André, C., Stenseth, N., (2003). Fine-scaled geographical population structuring in a highly mobile marine species: the Atlantic cod. *Molecular ecology* 12, 385–394.
- Kiirikki, M., & Lehvo, A. (1997). Life strategies of filamentous algae in the northern Baltic Proper. *Sarsia*, 82(3), 259-267.
- Lowe DM, Pipe RK. (1994). The neutral red retention (NRR) assay to determine lysosomal membrane stability. *Aquat. Toxicol.* 30: 357–365.
- Lundsør, E., Stige, L. C., Sørensen, K., & Edvardsen, B. (2020). Long-term coastal monitoring data show nutrient-driven reduction in chlorophyll. *Journal of Sea Research*, 164, 101925.
- Magnusson, J., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Bokn, T., Gjøsæter, J, Johnsen, T., Lømsland E.R., Schram, T.A., og Solli, A. (2001). Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 2000. Fagrådsrapport nr. 85. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkningsrapport nr. 825/01: 86 sider.
- Magnusson, J., Bokn, T., Moy, F., Pedersen, A. & Larsen G. (1992). Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 1991. NIVA, Oslo. Rapport nr. 2722. 116 s.
- Menden-Deuer, S. & Lessard, E.J. (2000). Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. *Limnology and Oceanography*, 45, 569-579.
-

- Moland, E., Synnes, A. E., Naustvoll, L. J., Freitas, C., Norderhaug, K. M., Thormar, J., ... & Haga, A. (2021). Krafttak for kysttorsken-Kunnskap for stedstilpasset gjenoppbygging av bestander, naturtyper og økosystem i Færder-og Ytre Hvaler nasjonalparker. Rapport fra havforskningen.
- Moore MN. (1988). Cytochemical responses of the lysosomal system and NADPH-ferrihemoprotein reductase in molluscan digestive cells to environmental and experimental exposure to xenobiotics. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 46: 81-89.
- Moore MN. (1998). Cytochemical responses of the lysosomal system and NADPH-ferrihemoprotein reductase in molluscan digestive cells to environmental and experimental exposure to xenobiotics. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 46: 81-89.
- Moschino V, Marin MG. (2006). Seasonal changes in physiological responses and evaluation of "well-being" in the Venus clam *Chamelea gallina* from the Northern Adriatic Sea. *Comp. Biochem. Physiol. A Mol. Integr. Physiol.* 145:433-40.
- Norconsult (2016). Overvåking av Indre Oslofjord. 2015. Vedleggsrapport. Rapport til Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Dokumentnr.: 5145099-02 Versjon: J04.
- Norconsult (2017). Overvåking av Indre Oslofjord. 2016. Vedleggsrapport. Rapport til Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Dokumentnr.: 5145099-04 Versjon: B02
- Norconsult (2018). Overvåking av Indre Oslofjord. 2017. Vedleggsrapport. Rapport til Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Dokumentnr.: 5145099-08 Versjon: J04
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P. R., O'Hara, V, Simpson, G. L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Szoecs, E. & Wagner, H. (2020). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7.
- Olenina, I., Hajdu, S., Andersson, A., Edler, L., Wasmund, N., Busch, S., Göbel, J., Gromisz, S., Huseby, S., Huttunen, M., Jaanus, A., Kokkonen, P., Ledaine, I., Niemkiewicz, E., (2006) Biovolumes and sizeclasses of phytoplankton in the Baltic Sea. *Baltic Sea Environment Proceedings* 106, 144pp.
- Orban E, Di Lena G, Navigato T, Casini I, Marzetti A, Caproni R. (2002). Seasonal changes in meat content, condition index and chemical composition of mussels (*Mytilus galloprovincialis*) cultured in two different Italian sites. *Food Chemistry*, 77:57-65.
- Rowlands, W.LI., Dickey-Collas, M., Geffen, A.J., Nash, R.D.M. (2008). Diet overlap and prey selection through metamorphosis in Irish Sea cod (*Gadus morhua*), haddock (*Melanogrammus aeglefinus*), and whiting (*Merlangius merlangus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65, 1297–1306.
- Ruus A, Bæk K, Rundberget T, Allan I, Beylich B, Vogelsang C, Schlabach M, Götsch A, Borgå K, Helberg M. (2020). Environmental Contaminants in an Urban Fjord, 2019. NIVA report 7555-2020.
- Staalstrøm, A. (2015). Betydningen av indre bølger i Oslofjorden. *Vann*. 2015, 50 (3), 259-266. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2563550>
- Timmerman, C.-A., Marchal, P., Denamiel, M., Couvreur, C., Cresson, P. (2020). Seasonal and ontogenetic variation of whiting diet in the Eastern English Channel and the Southern North Sea. *PLoS ONE* 15, e0239436.
- Thronsdén J, Hasle GR, Tangen K. (2003). *Norsk kystplanktonflora*. Almatér Forlag, Oslo. 341 pp.

Tyler, J. E. (1968). The Secchi disc. *Limnol. Oceanogr.*, 13: 1-6.

Utermöhl H. (1958). Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. int. Verein.theor. angew. Limnol.* 9, 1-38

Viarengo A, Dondero F, Pampanin DM, Fabbri R, Poggi E, Malizia M, Bolognesi C, Perrone E, Gollo E, Cossa GP. (2007). A biomonitoring study assessing the residual biological effects of pollution caused by the Haven wreck on marine organisms in the Ligurian Sea (Italy). *Arch Environ Contam Toxicol.* 53:607-616.

Weibel ER. (1979). *Stereological methods. Practical methods for biological morphometry.* Academic Press, London.

Zaldibar B, Cancio I, Marigómez I. (2007). Reversible alterations in epithelial cell turnover in digestive gland of winkles (*Littorina littorea*) exposed to cadmium and their implications for biomarkers measurements. *Aquat. Toxicol.* 81: 183-196.

Zorita I, Apraiz I, Ortiz-Zarragoitia M, Orbea A, Cancio I, Soto M, Marigómez I, Cajaraville MP. (2007). Assessment of biological effects of environmental pollution along the NW Mediterranean Sea using mussels as sentinel organisms. *Environmental Pollution.* 148:236-250.

Vedlegg A: Vannprøver

Tabell 13. Vannprøver fra overflatelaget. Alle prøvene er blandprøver fra 0 til 2 m.

Stasjon- kode	Dato	DOC mg/L	Klfa µg/L	NH4 µg/L	NO3+NO2 µg/L	PO4 µg/L	SiO2 µg/L	TN µg/L	TP µg/L
Gk1	10.02.2020	2.6	0.023	6.2	190	17	1140	330	20
Gk1	20.04.2020	2.1	0.94	16	49	4.2	35	180	9.9
Gk1	28.05.2020	2.1	3.5	8.6	< 1	1.8	51	160	25
Gk1	21.08.2020	1.7	2.2	7	4.4	1	330	160	6.8
Gk1	05.10.2020	2.1	0.52	19	19	2.3	260	160	6.3
Gk1	14.12.2020	2.9	0.32	21	140	8.3	1480	400	11
Bn1	13.01.2020	2.1	0.27	9.5	280	15	1190	380	18
Bn1	10.02.2020	2.9	0.05	8.5	220	15	1410	380	19
Bn1	05.03.2020	1.8	0.67	8	250	15	1420	430	19
Bn1	26.03.2020	2.1	2.8	23	260	12	1310	370	21
Bn1	20.04.2020	2.8	1.2	13	43	2	33	180	9.2
Bn1	30.04.2020	2.2	2.8	13	34	3.1	110	180	12
Bn1	28.05.2020	2.1	1.4	8.4	< 1	< 1	130	130	8.9
Bn1	03.06.2020	2.1	1.6	6.8	< 1	< 1	47	160	9.2
Bn1	15.06.2020	2.3	1	9.4	< 1	2.4	67	200	10
Bn1	25.06.2020	2.6	1.6	19	< 1	< 1	55		5.5
Bn1	02.07.2020	2.6	1.8	6.3	5.6	16	190	170	24
Bn1	09.07.2020	2.7	2.4	< 3	5.3	12	160	160	20
Bn1	21.07.2020	2.5	2.5	< 3	3.1	1.5	110	210	8.3
Bn1	04.08.2020	2.4	0.82	10	3.9	< 1	250	210	8.9
Bn1	20.08.2020	1.9	1.1	7.7	< 1	< 1	220	140	6.3
Bn1	03.09.2020	1.9	0.59	8	< 1	< 1	260	160	5.6
Bn1	29.09.2020	1.6	0.72	8.1	12	2.4	310	210	3.6
Bn1	05.10.2020	2.1	0.8	9.3	33	3.6	370	170	7
Bn1	14.12.2020	2.7	< 0,31	9.1	140	11	1300	390	13
Cq1	13.01.2020	2.1	0.19	9.2	270	16	1170	400	21
Cq1	10.02.2020	2.4	0.049	11	230	16	1410	390	20
Cq1	05.03.2020	1.6	0.85	4	260	15	1360	400	19
Cq1	26.03.2020	2	4.2	17	260	22	1310	390	36
Cq1	20.04.2020	2.3	0.72	12	48	1.9	88	180	7.8
Cq1	30.04.2020	2	2.5	9.2	24	2.3	61	140	11
Cq1	28.05.2020	2.2	1.9	12	< 1	1.6	65	190	12
Cq1	03.06.2020	2	2.2	6.6	< 1	1.2	120	160	9.9
Cq1	15.06.2020	2.2	0.87	< 3	< 1	1	73	180	8.6
Cq1	25.06.2020	2.2	2	11	< 1	< 1	81		7
Cq1	02.07.2020	2.6	2.1	4.5	< 1	1.7	130	190	9.9
Cq1	09.07.2020	2.6	1.9	< 3	< 1	< 1	69	150	7.8

Cq1	21.07.2020	2.6	2.3	< 3	2.1	1.3	83	210	8.5
Cq1	04.08.2020	2.2	1.1	6.8	4.9	< 1	290	200	7.5
Cq1	21.08.2020		1.6	7.1	< 1	1.1	240	150	6.7
Cq1	03.09.2020	1.9	0.72	< 3	< 1	< 1	230	150	4.8
Cq1	29.09.2020	1.5	0.95	4.7	17	1.3	360	210	4.2
Cq1	05.10.2020	2	1.1	4.5	32	2.5	340	170	5.3
Cq1	14.12.2020	2.8	4.5	9.5	180	9.4	1640	490	14
Ep1	13.01.2020	1.9	0.2	9.1	250	15	1120	380	18
Ep1	10.02.2020	2.4	0.04	7.1	220	16	1310	360	20
Ep1	05.03.2020	1.7	1.1	4.6	280	15	1490	450	20
Ep1	26.03.2020	2	3.5	13	270	14	1270	370	21
Ep1	20.04.2020	2.1	0.99	14	42	2.8	32	210	11
Ep1	30.04.2020	2.2	2.5	9.6	8	3.6	99	150	13
Ep1	28.05.2020	2.2	2	11	< 1	3	66	120	12
Ep1	03.06.2020	2	1.4	6.9	< 1	< 1	120	150	8.5
Ep1	15.06.2020	2.3	0.86	4.1	< 1	1	53	180	8.5
Ep1	25.06.2020	2.3	1.3	13	< 1	< 1	85		5.4
Ep1	02.07.2020	2.6	1.8	9.8	3.3	2.2	120	150	9.9
Ep1	09.07.2020	2.7	2.1	< 3	< 1	< 1	62	180	7.2
Ep1	21.07.2020	2.5	1.8	< 3	< 1	< 1	54	170	7
Ep1	04.08.2020	2.4	0.72	15	< 1	< 1	130	230	6.7
Ep1	21.08.2020	2	1.1	8.1	1.9	1.2	220	170	5.8
Ep1	03.09.2020	1.9	0.76	< 3	< 1	< 1	270	150	4.5
Ep1	29.09.2020	1.7	1.4	7.4	37	2.7	420	230	5.8
Ep1	05.10.2020	2	1.9	15	51	4	440	190	8.8
Ep1	14.12.2020	2.6	< 0,31	8.7	170	11	1460	440	13
Bl4	13.01.2020	2.1		10	330	17			19
Bl4	10.02.2020	3.1	0.06	15	240	15	1800	400	19
Bl4	26.03.2020	2.2	9.6	24	180	37	1390	340	71
Bl4	20.04.2020	2.4	0.71	19	65	1.7	150	230	8.1
Bl4	30.04.2020	2.2	1.9	13	39	2.1	130	170	8.7
Bl4	28.05.2020	2	1.5	8.8	< 1	< 1	150	120	8.6
Bl4	03.06.2020	2.1	1.5	6.7	< 1	1.3	230	160	9.5
Bl4	15.06.2020	2.5	0.8	4.5	< 1	1.7	310	200	9.1
Bl4	25.06.2020	2.6	3	15	< 1	< 1	360		8.5
Bl4	02.07.2020	2.9	5.3	6.4	6	19	440	160	32
Bl4	09.07.2020	3.2	5.2	5.6	12	2.7	500	290	14
Bl4	21.07.2020	3	2.1	4.3	14	1.4	390	280	10
Bl4	04.08.2020	2.6	3	6.7	1.4	1.7	520	190	13
Bl4	20.08.2020	2.2	3.4	9.5	1.1	1.9	340	210	11
Bl4	03.09.2020	2.1	2.4	< 3	< 1	< 1	380	180	7.3
Bl4	29.09.2020	1.8	1.4	4.6	23	1.3	500	220	7
Bl4	05.10.2020	2.3	0.81	23	33	4.7	580	160	8.8
Bl4	14.12.2020	2.7	< 0,31	27	140	9.8	1520	390	12
Dk1	13.01.2020	1.8	0.43	9.4	210	14	1020	340	18

Dk1	10.02.2020	2.6	0.029	6.8	190	16	1210	330	20
Dk1	05.03.2020	1.7	0.69	5.4	250	15	1330	390	19
Dk1	26.03.2020	1.8	1.9	16	230	15	1150	330	22
Dk1	20.04.2020	2.2	1	16	53	1.5	44	200	7.6
Dk1	30.04.2020	2	2.6	11	23	1.9	38	150	9.8
Dk1	28.05.2020	2.4		11	< 1	< 1	77	120	11
Dk1	03.06.2020	2	1.8	5.9	< 1	< 1	45	150	10
Dk1	15.06.2020	2.4	0.5	9.4	< 1	< 1	< 25	180	6.9
Dk1	25.06.2020	2.6	1.7	12	< 1	< 1	100		5.5
Dk1	02.07.2020	2.6	3.2	11	1.9	27	150	160	36
Dk1	09.07.2020	2.8	1.8	< 3	1.7	2.3	75	160	7.6
Dk1	21.07.2020		1.3	3	4.4	1.4	55	200	10
Dk1	04.08.2020	2.1	0.61	5.2	< 1	< 1	130	170	5.5
Dk1	20.08.2020	1.9	0.98	7.6	2.2	< 1	210	160	6.8
Dk1	03.09.2020	1.9	2	3.4	< 1	< 1	220	160	6.3
Dk1	29.09.2020	1.6	0.78	5.2	6.1	< 1	170	160	4.1
Dk1	05.10.2020	2.2	0.78	20	30	3.2	410	180	6.2
Dk1	14.12.2020	2.3	< 0,31	17	150	8.6	1470	410	13
Fl1	10.02.2020	2.7	0.025	7.1	170	17	1090	310	20
Fl1	20.04.2020	2.2	0.8	10	54	1.6	< 25	180	6.4
Fl1	28.05.2020	1.9	3.5	13	< 1	1.3	57	140	12
Fl1	20.08.2020	1.8	1.8	9.4	3	1.4	280	160	8
Fl1	05.10.2020	1.9	0.72	13	27	2.9	310	150	7.2
Fl1	14.12.2020	2.8	0.46	18	150	8.7	1550	420	12
Im2	10.02.2020	2.5	0.023	11	160	16	1230	290	21
Im2	20.04.2020	2.3	1.7	17	58	2.8	42	200	8.7
Im2	28.05.2020	2.1	3.7	12	< 1	1.6	52	140	12
Im2	20.08.2020	2	1.6	11	11	1.3	490	180	6.8
Im2	05.10.2020	1.8	0.61	14	24	3.5	240	140	6.3
Im2	14.12.2020	2.5	< 0,31	12	130	10	1260	390	13
Aq3	13.01.2020	2.3	< 0,16	9.9	270	16	1270	400	23
Aq3	10.02.2020	2.8	0.047	13	230	18	1730	400	21
Aq3	05.03.2020	1.9	0.57	9.2	240	16	1710	390	20
Aq3	26.03.2020	2.1	3.3	19	270	12	1610	380	21
Aq3	20.04.2020	2.5	0.63	17	69	2.5	340	220	7.8
Aq3	30.04.2020	2.1	3.7	19	70	2.9	130	220	12
Aq3	28.05.2020	2.2	1.3	13	17	4.7	270	170	17
Aq3	03.06.2020	1.9	2.6	12	20	1.3	530	200	10
Aq3	15.06.2020	2.3	1.5	5.1	12	1.7	380	200	11
Aq3	25.06.2020	2.4	4.6	14	17	1	440		9.5
Aq3	02.07.2020	2.7	3.5	9.5	2.3	50	130	160	62
Aq3	09.07.2020	2.4	2.4	< 3	10	1.1	160	220	9.1
Aq3	21.07.2020	2.4	2.1	4.6	9.9	3.4	190	170	11
Aq3	04.08.2020	2.6	2.2	11	29	1.8	1030	220	10
Aq3	21.08.2020	1.9	3.3	12	7.2	1.4	370	190	9.6

Aq3	03.09.2020	2	1.9	< 3	< 1	< 1	510	160	6.9
Aq3	29.09.2020	1.5	0.55	15	22	4.7	490	200	2.8
Aq3	05.10.2020	2.3	0.41	22	110	18	1120	270	20
Aq3	14.12.2020	3	< 0,31	8.9	150	12	1560	390	14
Gp1	13.01.2020		0.18	12	380	16	1320	450	22
Gp1	10.02.2020	2.2	< 0,017	9.6	400	26	2070	560	32
Gp1	05.03.2020	2.1	0.81	11	440	20	2300	670	29
Gp1	26.03.2020	1.9	0.75	14	350	20	1480	420	26
Gp1	20.04.2020	2.5	0.42	21	150	3.2	300	300	7.9
Ap2	13.01.2020	2.4	0.18	11	270	16	1300	420	20
Ap2	10.02.2020	2.6	0.045	17	230	18	1800	430	23
Ap2	05.03.2020	1.6	0.52	7.8	230	16	1480	390	20
Ap2	26.03.2020	2.1	3.8	15	260	12	1460	370	21
Ap2	20.04.2020	2.5	0.95	14	61	2.1	55	200	9.9
Ap2	30.04.2020	2.2	3.6	14	51	2.7	93	190	12
Ap2	28.05.2020	1.9	1.6	8.5	3.1	2	81	150	8.5
Ap2	03.06.2020	2.1	1.8	5.8	< 1	1	110	150	10
Ap2	15.06.2020	2.2	0.87	3.8	< 1	1.4	110	170	9
Ap2	25.06.2020	2.3	1.8	15	< 1	< 1	88		5.8
Ap2	02.07.2020	2.4	2.8	11	< 1	6.4	160	130	14
Ap2	09.07.2020	2.4	2.5	< 3	< 1	6.6	110	170	14
Ap2	21.07.2020	2.6	3.5	< 3	1.6	1.9	110	190	9.1
Ap2	04.08.2020	2.9	2.4	11	27	10	1040	200	52
Ap2	21.08.2020	1.8	2.3	7.5	2.3	1.1	270	170	7.6
Ap2	03.09.2020	1.9	1.9	< 3	< 1	< 1	340	160	7.6
Ap2	29.09.2020	1.5	0.76	11	22	3.3	430	200	< 2
Ap2	05.10.2020	1.9	0.72	8.4	43	5.2	350	160	8.6
Ap2	14.12.2020	2.8	< 0,31	9.9	150	11	1540	390	13
Gp2	30.04.2020	1.9	2.9	10	24	3	120	160	12
Gp2	28.05.2020	2.3	2.4	9.7	< 1	2.8	84	170	20
Gp2	03.06.2020	2.2	2.8	8	< 1	1.3	86	160	12
Gp2	15.06.2020	2.3	1.8	4.3	3.3	1.9	100	190	11
Gp2	25.06.2020	2	1.7	17	13	1.3	210		8.1
Gp2	02.07.2020	2.4	3.8	8.5	16	62	160	180	78
Gp2	09.07.2020	3	7	3.4	41	2.1	140	240	16
Gp2	21.07.2020	2.6	2.5	3.4	6.6	1.4	110	210	9.2
Gp2	04.08.2020	2.4	1.8	7.9	76	1.1	380	300	12
Gp2	21.08.2020			6.4	3.8	1.3	260	160	7.7
Gp2	03.09.2020	2	1.8	< 3	< 1	< 1	350	170	5.9
Gp2	29.09.2020	2.2	1.4	20	210	6	890	590	2.2
Gp2	05.10.2020	2.6	0.53	27	190	7	630	370	11
Gp2	14.12.2020	3.1	< 0,31	16	240	13	1950	570	17

Tabell 14. Vannprøver fra hovedstasjonene Im2, Dk1 og Ep1.

kode	Dato	Dyp m	DOC mg/L	NH ₄ µg/L	NO ₃ +NO ₂ µg/L	PO ₄ µg/L	SiO ₂ µg/L	TN µg/L	TP µg/L
Ep1	10.02.2020	0	2.4	7.1	220	16	1310	360	20
Ep1	10.02.2020	4	2.6	18	220	17	1260	370	21
Ep1	10.02.2020	8	2.7	7	220	18	1260	370	22
Ep1	10.02.2020	12		6.3	220	19	1220	370	23
Ep1	10.02.2020	16	2.5	6.2	230	23	1220	370	24
Ep1	10.02.2020	20		14	310	31	1320	430	36
Ep1	10.02.2020	25		6.3	330	36	1360	440	40
Ep1	10.02.2020	30	1.8	5.5	310	35	1370	420	40
Ep1	10.02.2020	40		4.6	190	34	1290	300	39
Ep1	10.02.2020	50		3.4	190	42	1470	300	45
Ep1	10.02.2020	60	1.7	4	200	48	1600	340	53
Ep1	10.02.2020	80		4.3	170	48	1630	270	53
Ep1	10.02.2020	100	1.7	4.4	170	54	1970	270	59
Ep1	10.02.2020	125		4	170	55	2060	270	59
Ep1	10.02.2020	150	1.8	12	180	75	2960	290	82
Ep1	20.04.2020	0	2.1	14	42	2.8	32	210	11
Ep1	20.04.2020	12		7.5	390	4.1	520	440	13
Ep1	20.04.2020	30		4.7	340	37	1270	390	41
Ep1	20.04.2020	50		5.1	270	40	1360	330	46
Ep1	20.04.2020	100		5.4	240	58	2080	290	64
Ep1	20.04.2020	150		6.5	230	68	2470	290	73
Ep1	28.05.2020	0	2.2	11	< 1	3	66	120	12
Ep1	28.05.2020	4	2.2	8.5	4.4	3.5	45	99	28
Ep1	28.05.2020	8	2	11	< 1	1.5	37	98	12
Ep1	28.05.2020	12		12	350	10	300	470	23
Ep1	28.05.2020	16	1.4	10	360	33	1410	420	36
Ep1	28.05.2020	20		7.7	360	37	1410	410	55
Ep1	28.05.2020	25		9.7	290	40	1430	340	47
Ep1	28.05.2020	30				43	1560	290	46
Ep1	28.05.2020	40		26	270	50	1520	310	45
Ep1	28.05.2020	50				48	1570	280	47
Ep1	28.05.2020	60	1.3	9.4	270	47	1590	300	50
Ep1	28.05.2020	80		7.6	240	56	2050	260	59
Ep1	28.05.2020	100				71	2470	260	68
Ep1	28.05.2020	125		8.3	230	66	2470	250	73
Ep1	28.05.2020	150	1.6	18	230	83	3310	260	89
Ep1	21.08.2020	0	2	8.1	1.9	1.2	220	170	5.8
Ep1	21.08.2020	4	1.8	6.5	< 1	< 1	230	170	6.3
Ep1	21.08.2020	8	1.7	6.6	< 1	< 1	200	150	5.4
Ep1	21.08.2020	12		6.9	67	1	320	210	5.7

Ep1	21.08.2020	16	1.1	5.8	170	4.1	430	280	8.4
Ep1	21.08.2020	20		8.8	230	14	520	330	18
Ep1	21.08.2020	25		6.1	390	33	1150	500	36
Ep1	21.08.2020	30				37	1240	490	40
Ep1	21.08.2020	40		6.3	280	46	1550	390	48
Ep1	21.08.2020	50				47	1520	360	49
Ep1	21.08.2020	60	< 0,8	6.1	260	54	1770	360	56
Ep1	21.08.2020	80		5.7	230	63	2500	320	65
Ep1	21.08.2020	100				66	2730	300	66
Ep1	21.08.2020	125		6.8	210	68	2860	320	71
Ep1	21.08.2020	150	< 0,8	9.2	220	86	3340	310	88
Ep1	05.10.2020	0	2	15	51	4	440	190	8.8
Ep1	05.10.2020	4	1.8	11	61	5.9	400	230	8.1
Ep1	05.10.2020	8	1.5	8.1	76	8.7	430	220	11
Ep1	05.10.2020	12		8.8	130	11	630	290	13
Ep1	05.10.2020	16	1.3	7.5	150	14	670	300	16
Ep1	05.10.2020	20		7.3	170	20	840	320	21
Ep1	05.10.2020	25		12	210	27	1020	370	29
Ep1	05.10.2020	30				33	1250	450	35
Ep1	05.10.2020	40		7	240	39	1420	420	40
Ep1	05.10.2020	50				48	1760	330	49
Ep1	05.10.2020	60	1.3	5.8	160	36	1410	330	38
Ep1	05.10.2020	80		4.6	150	63	2650	280	63
Ep1	05.10.2020	100				63	2930	280	66
Ep1	05.10.2020	125		5.1	140	65	2990	280	66
Ep1	05.10.2020	150	1.2	4.8	140	72	3260	280	74
Ep1	14.12.2020	0	2.6	8.7	170	11	1460	440	13
Ep1	14.12.2020	4	2.6	3.8	140	12	1170	380	12
Ep1	14.12.2020	8	1.4	< 3	150	21	920	380	21
Ep1	14.12.2020	12		< 3	180	27	1040	430	28
Ep1	14.12.2020	16	1.6	< 3	240	35	1330	550	36
Ep1	14.12.2020	20		< 3	240	36	1340	540	35
Ep1	14.12.2020	25		< 3	230	37	1390	530	37
Ep1	14.12.2020	30	1.2	3	210	36	1390	490	37
Ep1	14.12.2020	40		< 3	170	39	1450	410	39
Ep1	14.12.2020	50		< 3	160	46	1730	420	46
Ep1	14.12.2020	60	1.1	< 3	140	55	2050	380	53
Ep1	14.12.2020	80		5.1	120	63	2910	340	57
Ep1	14.12.2020	100	1	< 3	110	64	3170	310	64
Ep1	14.12.2020	125		< 3	110	67	3330	320	64
Ep1	14.12.2020	150	1	25	110	82	3990	350	85
Dk1	10.02.2020	0	2.6	6.8	190	16	1210	330	20
Dk1	10.02.2020	4	2.3	7	190	16	1160	330	20
Dk1	10.02.2020	8	2.7	7.5	190	16	1140	330	20
Dk1	10.02.2020	12		7	180	17	1050	310	21

Dk1	10.02.2020	16	2.5	4.4	200	23	1060	340	29
Dk1	10.02.2020	20		3.8	230	28	1130	360	32
Dk1	10.02.2020	25		4.1	220	29	1130	350	25
Dk1	10.02.2020	30	1.9	13	180	28	1050	300	31
Dk1	10.02.2020	40		4.5	150	29	1060	260	33
Dk1	10.02.2020	50		3.1	160	38	1440	270	42
Dk1	10.02.2020	60	1.8	3.7	160	41	1530	260	44
Dk1	10.02.2020	80		6.6	160	44	1640	270	37
Dk1	10.02.2020	90	2.2	4.5	160	45	1670	260	48
Dk1	20.04.2020	0	2.2	16	53	1.5	44	200	7.6
Dk1	20.04.2020	4		10	45	1.6	<25	190	8.9
Dk1	20.04.2020	12		6.9	260	13	610	400	35
Dk1	20.04.2020	30		4.8	260	31	1100	330	38
Dk1	20.04.2020	50		6.4	220	40	1360	310	47
Dk1	20.04.2020	90		5.4	210	62	1250	280	69
Dk1	28.05.2020	0	2.4	11	< 1	< 1	77	120	11
Dk1	28.05.2020	4		14	< 1	3	69	130	15
Dk1	28.05.2020	8	1.6	12	78	3.5	94	290	20
Dk1	28.05.2020	12		9.7	250	4.7	140	330	14
Dk1	28.05.2020	16	1.6	8	330	18	710	430	28
Dk1	28.05.2020	20		8.4	310	33	1310	400	40
Dk1	28.05.2020	25		7.1	310	34	1300	360	39
Dk1	28.05.2020	30	1.6	6.8	210	31	1020	250	35
Dk1	28.05.2020	40		30	180	32	890	230	36
Dk1	28.05.2020	50		7.4	170	27	720	220	30
Dk1	28.05.2020	60	1.4	7.7	170	26	710	210	30
Dk1	28.05.2020	80		7.1	160	23	530	180	25
Dk1	28.05.2020	90	1.5	7.6	160	23	560	180	25
Dk1	20.08.2020	0	1.9	7.6	2.2	< 1	210	160	6.8
Dk1	20.08.2020	4	1.9	8.1	1.1	< 1	210	180	6.7
Dk1	20.08.2020	8	1.7	7.6	1.2	< 1	210	160	5
Dk1	20.08.2020	12		8	97	5.6	390	240	9.7
Dk1	20.08.2020	16	1	7.6	130	9.7	460	260	14
Dk1	20.08.2020	20		6.4	170	14	520	290	18
Dk1	20.08.2020	25		7.3	220	22	740	320	26
Dk1	20.08.2020	30	0.9	5.9	300	32	1110	400	36
Dk1	20.08.2020	40		6.9	240	35	1170	370	39
Dk1	20.08.2020	50		6.5	240	42	1390	370	45
Dk1	20.08.2020	60	< 0,8	5	230	42	1330	330	45
Dk1	20.08.2020	80		5.4	210	41	1270	310	45
Dk1	20.08.2020	90	< 0,8	6.4	200	41	1240	310	44
Dk1	05.10.2020	0	2.2	20	30	3.2	410	180	6.2
Dk1	05.10.2020	4	1.9	14	31	3.5	290	170	5.9
Dk1	05.10.2020	8	1.5	11	54	7.8	320	250	9.4
Dk1	05.10.2020	12		7.4	96	14	500	250	15

Dk1	05.10.2020	16	1.2	5.7	99	15	490	220	17
Dk1	05.10.2020	20		6.3	150	22	790	290	24
Dk1	05.10.2020	25		3.9	160	26	850	290	26
Dk1	05.10.2020	30	1.2	4.4	130	22	720	240	23
Dk1	05.10.2020	40		4.4	160	32	1100	290	33
Dk1	05.10.2020	50		4.5	180	45	1730	300	43
Dk1	05.10.2020	60	1.1	3.6	170	49	1740	300	45
Dk1	05.10.2020	80		4.1	160	46	1630	290	49
Dk1	05.10.2020	90	1	6.2	160	47	1620	300	49
Dk1	14.12.2020	0	2.3	17	150	8.6	1470	410	13
Dk1	14.12.2020	4	2.6	13	140	9.7	1330	370	13
Dk1	14.12.2020	8	1.7	4.4	110	15	810	320	16
Dk1	14.12.2020	12		< 3	120	19	810	330	19
Dk1	14.12.2020	16	1.3	3.7	160	24	960	400	25
Dk1	14.12.2020	20		< 3	180	28	1060	440	29
Dk1	14.12.2020	25		5.6	130	23	880	370	25
Dk1	14.12.2020	30	1.2	3.1	110	22	790	310	23
Dk1	14.12.2020	40		< 3	110	28	1020	310	28
Dk1	14.12.2020	50		9	130	40	1550	330	36
Dk1	14.12.2020	60	1.2	< 3	130	44	1710	350	44
Dk1	14.12.2020	80		< 3	130	46	1720	370	47
Dk1	14.12.2020	90	1	< 3	130	46	1730	380	46
lm2	10.02.2020	0	2.5	11	160	16	1230	290	21
lm2	10.02.2020	4	2.3	10	150	15	1110	280	19
lm2	10.02.2020	8	2.7	8.3	150	17	1050	280	13
lm2	10.02.2020	12		5.8	140	18	890	250	21
lm2	10.02.2020	16	2.2	5.3	130	18	840	240	22
lm2	10.02.2020	20		7.3	120	18	770	240	21
lm2	10.02.2020	30	1.7	6.2	99	17	630	200	20
lm2	10.02.2020	40		4.9	100	20	670	200	22
lm2	10.02.2020	50		4.4	77	18	480	170	21
lm2	10.02.2020	60	2.1	3.8	72	18	450	160	18
lm2	10.02.2020	80		4	82	21	550	180	23
lm2	10.02.2020	100	1.5	3.1	88	24	610	170	26
lm2	10.02.2020	125		3.2	100	26	690	180	29
lm2	10.02.2020	150		3.5	110	28	730	190	30
lm2	10.02.2020	200	1.2	4.6	110	31	800	200	33
lm2	20.04.2020	0	2.3	17	58	2.8	42	200	8.7
lm2	20.04.2020	12		9.3	110	11	250	230	22
lm2	20.04.2020	30		5.4	140	21	470	200	25
lm2	20.04.2020	50		6.7	140	26	580	190	29
lm2	20.04.2020	100		5.4	140	29	560	200	33
lm2	20.04.2020	150		5.5	140	25	550	200	30
lm2	28.05.2020	0	2.1	12	< 1	1.6	52	140	12
lm2	28.05.2020	4	2	8.7	< 1	1	69	120	14

lm2	28.05.2020	8	1.6	11	55	5.7	82	160	12
lm2	28.05.2020	12		14	79	4.6	85	180	17
lm2	28.05.2020	16	1.6	11	67	3.3	75	160	12
lm2	28.05.2020	20		11	2.2	< 1	35	83	7.9
lm2	28.05.2020	30	2	11	4	< 1	31	79	6.2
lm2	28.05.2020	40		11	170	16	410	230	23
lm2	28.05.2020	50		10	110	12	74	170	19
lm2	28.05.2020	60	1.1	8.1	150	22	510	180	26
lm2	28.05.2020	80		7.3	150	25	560	160	29
lm2	28.05.2020	100	1	7.9	150	26	510	210	29
lm2	28.05.2020	125		7.1	150	25	500	220	28
lm2	28.05.2020	150		7.2	150	25	500	220	26
lm2	28.05.2020	200	< 0,8	8.7	150	27	590	210	31
lm2	20.08.2020	0	2	11	11	1.3	490	180	6.8
lm2	20.08.2020	4	2	9.7	6.5	< 1	420	170	5.8
lm2	20.08.2020	8	1.9	8.4	4.4	< 1	390	160	4.4
lm2	20.08.2020	12		9.3	16	< 1	170	170	5.6
lm2	20.08.2020	16	1.1	8.8	31	1.1	170	150	6.1
lm2	20.08.2020	20		7.2	130	12	480	260	15
lm2	20.08.2020	30	0.9	8	130	15	340	230	17
lm2	20.08.2020	40		6.4	130	17	280	220	19
lm2	20.08.2020	50		5.5	150	23	450	260	28
lm2	20.08.2020	60	< 0,8	5.7	150	26	520	240	27
lm2	20.08.2020	80		7.1	150	28	600	250	28
lm2	20.08.2020	100	< 0,8	6.5	160	30	650	260	29
lm2	20.08.2020	125		5.6	150	30	670	260	34
lm2	20.08.2020	150		6	150	30	660	240	31
lm2	20.08.2020	200	< 0,8	6.6	160	35	880	270	36
lm2	05.10.2020	0	1.8	14	24	3.5	240	140	6.3
lm2	05.10.2020	4	1.7	12	23	3.3	220	130	6.5
lm2	05.10.2020	8	1.5	8.7	19	2.8	180	120	7
lm2	05.10.2020	12		6.9	29	4.8	190	140	7.7
lm2	05.10.2020	16	1.3	11	31	5.3	200	110	7.6
lm2	05.10.2020	20		5.2	39	6.9	250	120	8.7
lm2	05.10.2020	30	1	3.6	44	8.1	250	120	9.2
lm2	05.10.2020	40		4.3	72	15	320	160	16
lm2	05.10.2020	50		3.5	100	26	600	200	26
lm2	05.10.2020	60	0.8	< 6	100	28	680	190	29
lm2	05.10.2020	80		< 6	110	30	720	210	31
lm2	05.10.2020	100	< 0,8	< 6	110	32	770	210	32
lm2	05.10.2020	125		3	110	30	750	200	30
lm2	05.10.2020	150		< 6	110	32	790	200	30
lm2	05.10.2020	200	< 0,8	3.5	110	34	890	250	36
lm2	14.12.2020	0	2.5	12	130	10	1260	390	13
lm2	14.12.2020	4	2.3	9.5	110	11	1080	350	13

lm2	14.12.2020	8	2	7.1	100	12	1000	330	13
lm2	14.12.2020	12		< 3	73	12	620	280	14
lm2	14.12.2020	16	1.6	< 3	67	13	560	260	15
lm2	14.12.2020	20		< 3	68	14	590	280	16
lm2	14.12.2020	30	1.2	< 3	43	12	360	230	14
lm2	14.12.2020	50		< 3	45	13	370	190	14
lm2	14.12.2020	60	< 0,8	5.2	54	16	440	220	17
lm2	14.12.2020	80	< 0,8	3.8	76	25	690	250	25
lm2	14.12.2020	200	< 0,8	5	92	34	970	280	34

Vedlegg B: Planteplanktonanalyser fra stasjon Dk1

Dk1 Steilene 2020 2 m	13/01	10/02	05/0 3	26/0 3	20/0 4	30/04	28/05	03/0 6	15/06	24/06	02/0 7	09/07	21/07	04/08	20/08	03/09	29/09	05/1 0	14/12
Antall celler/liter																			
Bacillariophyceae (kiselalger)																			
<i>Achnanthes</i> spp.						40													
<i>Cerataulina pelagica</i> cf. <i>Cyclotella</i> <i>choctawhatcheeana</i>							40			3600	4320	560	80				3760	80	240
<i>Chaetoceros (Phaeoceros) spp.</i>										160									
<i>Chaetoceros affinis</i>																1920	1040	160	
<i>Chaetoceros brevis</i>													60310			7920			
<i>Chaetoceros cf. affinis</i>													3268						
<i>Chaetoceros cf. socialis</i>												11438							
<i>Chaetoceros contortus</i>				1120												2560			
<i>Chaetoceros curvisetus</i>					367650	1022884	8080	2440	2920	2453517	129373 2	178106				1920	400		
<i>Chaetoceros debilis</i>		400		5440			280						14398						
<i>Chaetoceros decipiens</i>					280														
<i>Chaetoceros pseudobrevis</i>				6536															
<i>Chaetoceros spp.</i>			200	9680	4000					4440			8054		80	22960	720	2451	
<i>Chaetoceros tenuissimus</i>		817	80	11438		23693						375705		3267				80	
<i>Chaetoceros thronsenii</i>										103759	702620								
<i>Coccinodiscus</i> spp.					40														
<i>Cylindrotheca closterium</i>				6536		640	200	40	120	9360	4920	6536	31046	160			480	80	160
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>					1080	2200	66400	64056	1000	3320	23664	2160	64972	4320	80	3680	5360		
<i>Entomoneis alata</i>												130680							
<i>Eucampia groenlandica</i>										80									
<i>Guinardia delicatula</i>				400	280	320	200		160	80			1634						
<i>Guinardia flaccida</i>									40	480	200								
<i>Leptocylindrus danicus</i>						120										640			

<i>Licmophora cf. gracilis</i>										80									
<i>Licmophora spp.</i>	80			80		80													
<i>Navicula spp.</i>			800																
<i>Odontella aurita</i>					40														
Pennate kiselalger 10-12x35-50 μm									80									80	
Pennate kiselalger 10-12x70-110 μm				120	80														
Pennate kiselalger 20-30x40-60 μm											4040								
Pennate kiselalger 4-6x15-25 μm			80																
Pennate kiselalger 4-6x35-50 μm																		320	80
Pennate kiselalger 4-6x50-70 μm						1400													
Pennate kiselalger 4-6x70-100 μm											80								
Pennate kiselalger 7-9x50-70 μm												1320							
Pennate kiselalger 7-9x70-100 μm										600								1040	
<i>Proboscia alata</i>			40	80	80	2480	200		320	320	80	80	280						
<i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i> -grupper	160	80	1440	1280	1280	16880	360	120	200		212420	532684	148400				160		400
<i>Pseudo-nitzschia seriata</i> -grupper			80	200	2080	10080	80		34272	174021									
<i>Pseudosolenia calcar-avis</i>													80		80	80			
<i>Rhizosolenia cf. setigera</i>				120															
<i>Rhizosolenia hebetata</i>											80								
<i>Rhizosolenia setigera</i>					80														
<i>Rhizosolenia spp.</i>											40								
Sentriske kiselalger 12-17 μm			40															817	817
Sentriske kiselalger 17-22 μm				560															
Sentriske kiselalger 22-27 μm	80																		160
Sentriske kiselalger 3-7 μm														3267	27778		3268		
Sentriske kiselalger 40-50 μm			800																
Sentriske kiselalger 50-60 μm					40														
Sentriske kiselalger 60-70 μm		80																	

NIVA 7650-2021

<i>Skeletonema spp.</i>	.	8170	1080	29412	8720	1360	.	.	.	240	560	62073	6534	1040	.	960	2720	4885	480
<i>Striatella unipunctata</i>	80
<i>Tabellaria flocculosa</i>	40
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	.	.	.	720	2160	1440	840
<i>Thalassiosira anguste-lineata</i>	.	.	.	1440
<i>Thalassiosira spp.</i>	.	.	.	1280	1480

Sum:	320	9547	1480	77722	386090	1057817	104720	67176	4440	2614508	221067 7	1025656	723060	157547	3427	72018	14560	11821	3817
------	-----	------	------	-------	--------	---------	--------	-------	------	---------	-------------	---------	--------	--------	------	-------	-------	-------	------

**Choanoflagellata
(krageflagellater)**

<i>Choanoflagellata</i>	.	817	22869	4902	1634	.
-------------------------	---	-----	---	---	---	---	---	---	---	---	---	-------	---	---	---	---	------	------	---

Sum:	0	817	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22869	0	0	0	0	4902	1634	0
------	---	-----	---	---	---	---	---	---	---	---	---	-------	---	---	---	---	------	------	---

Chrysophyceae (gullalger)

<i>Dinobryon divergens</i>	6534
----------------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	------	---	---	---	---	---	---

<i>Dinobryon spp.</i>	.	.	.	1520	520	.	.	8987
-----------------------	---	---	---	------	-----	---	---	------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

<i>Ollicola vangoorii</i>	3267
---------------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	------	---	---	---	---	---	---

Sum:	0	0	0	0	1520	520	0	0	8987	0	0	0	9801	0	0	0	0	0	0
------	---	---	---	---	------	-----	---	---	------	---	---	---	------	---	---	---	---	---	---

Ciliophora (ciliater)

<i>Acanthostomella norvegica</i>	80
----------------------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	----	---	---	---	---	---	---	---	---

<i>cf. Leptotintinnus pellucidus</i>	80
--------------------------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	----	---	---	---	---	---	---	---

<i>Ciliophora 15-25 µm</i>	480	817	.	1634	8170	.	1120	480	.	.	320	.
----------------------------	-----	-----	---	------	---	---	---	---	---	---	---	------	---	------	-----	---	---	-----	---

<i>Ciliophora 15-25x30 µm</i>	80	.	.
-------------------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	----	---	---

<i>Ciliophora 25-35 µm</i>	.	160	.	640	880	1680	880	400	560	240	320	640
----------------------------	---	-----	---	-----	---	---	---	---	---	---	---	-----	------	-----	-----	-----	-----	-----	-----

<i>Ciliophora 35-45 µm</i>	.	240
----------------------------	---	-----	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

<i>Ciliophora 35-45x50 µm</i>	80	160
-------------------------------	----	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	-----

<i>Ciliophora 45-55 µm</i>	.	40	.	1440	400	80	.	.	.	480	.	.
----------------------------	---	----	---	------	---	---	---	---	---	---	---	-----	----	---	---	---	-----	---	---

<i>Ciliophora 5-15 µm</i>	.	817	3267	6534	.	.	1634	.	80	.
---------------------------	---	-----	---	---	---	---	---	---	---	---	---	------	------	---	---	------	---	----	---

<i>Ciliophora 55-65 µm</i>	240
----------------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	-----

<i>Mesodinium rubrum</i>	240	1954	.	80	320	800	240
--------------------------	-----	------	---	----	---	---	---	---	---	---	---	---	-----	-----	-----	---	---	---	---

<i>Salpingella acuminata</i>	1720	200
------------------------------	---	---	---	---	---	---	---	------	-----	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

<i>Tintinnopsis</i> spp.																			80
Sum:	800	4028	0	3794	0	0	0	0	1720	200	80	12797	8614	2800	1120	2194	880	880	880
Classes incertae sedis (ubestemte klasser)																			
<i>Flagellater 10-15 µm</i>	817	817	10621	1634	80	.
<i>Flagellater 15-20 µm</i>	80
<i>Flagellater 2-3 µm</i>	4902	7353	.	16340	248292	117612	147015	84942	19608	26144	1634	3268
<i>Flagellater 3-5 µm</i>	.	8170	2451	6536	28595	84968	123057	36765	21242	96406	.	81675	176418	101277	156816	11438	19608	8170	4085
<i>Flagellater 5-7 µm</i>	1634	1634	9804	3268	1634
<i>Flagellater 7-10 µm</i>	.	.	.	6536	39204	16335	22869	16335	4902	3268	2451	.
<i>Flagellates species incertae sedis</i>	79497
<i>Monader 10-15 µm</i>	6536
<i>Monader 15-20 µm</i>	80	.	80	.
<i>Monader 2-3 µm</i>	817	1634	74347	31046	45738	84942	26136	52272	65360	14706	13072	2451
<i>Monader 3-5 µm</i>	2451	.	.	4902	114380	123367	93955	45752	71896	365904	.	78408	.	39204	16335	27778	4902	817	817
<i>Monader 5-7 µm</i>	.	817	34314	45752	.	.	150282	817
<i>Monader 7-10 µm</i>	.	.	.	1634	.	40033	58824	94772	.	.	.	19602	3267	3267	6534	3268	3268	.	.
<i>Unicells species incertae sedis</i>	160083
Sum:	10701	20425	131537	68628	142975	248368	275836	183825	93138	508062	239580	512919	548856	339768	333314	132434	75164	26224	13072
Coccolithophyceae (kalk- og svepeflagellater)																			
<i>cf. Chrysochromulina</i> spp. <5 µm	.	817
<i>cf. Emilia</i> <i>huxleyi</i> 4-6 µm	181374
<i>Chrysochromulina</i> spp. <5 µm	67811	290852	.	424710	241832	70785	13068	.	.	13068
<i>Chrysochromulina</i> spp. 2-4 µm	4902	.	.
<i>Chrysochromulina</i> spp. 4-6 µm	1634	817	.
<i>Coccolithales</i> 2-4 µm	3268	.	.
<i>Coccolithales</i> 4-6 µm	13068
<i>Emilia</i> <i>huxleyi</i> 2-4 µm	.	3268	22876	1634	2451
<i>Emilia</i> <i>huxleyi</i> 4-6 µm	4085	.	6536	6536	.	22876	2397978	.	1029105	44935	.	.	3267	44118	.

Dinophyceae (fureflagellater)

<i>Alexandrium spp.</i>	40	.	.	320
<i>Amphidinium longum</i>	.	.	80	8170
<i>Amphidinium spp.</i>	.	160
<i>Amylax spp.</i>	80
<i>Atekate fureflagellater 10-15 µm</i>	817	3268	.	6536	26136	19602	13068	3267	1634	.	.	.
<i>Atekate fureflagellater 15-20 µm</i>	.	817	.	1634	1634	3268	.	240
<i>Atekate fureflagellater 20-27 µm</i>	400	160	.	3268	440	680	400	1360	.	1634	80	160	.	400	240	240	160
<i>Atekate fureflagellater 27-40 µm</i>	.	.	.	880	.	80	.	320	.	1600	120	2240	240	80	.	560	.
<i>Atekate fureflagellater 40-50 µm</i>	80	80	.	.	.
<i>Atekate fureflagellater 5-10 µm</i>	.	817	16335	9801	.	.	9804	3268	.	817
<i>Atekate fureflagellater 50-70 µm</i>	.	.	.	40	160
<i>Azadinium spp.</i>	9801
<i>cf. Alexandrium ostenfeldii</i>	80
<i>cf. Alexandrium tamarense</i>	.	.	80	40
<i>cf. Amphidinium acutissimum</i>	80
<i>cf. Azadinium spp.</i>	.	817	.	80
<i>cf. Karenia mikimotoi</i>	.	.	.	40	1634
<i>cf. Karlodinium veneficum</i>	.	.	240	160	480
<i>cf. Oblea rotunda</i>	.	.	160	80
<i>Cochlodinium spp.</i>	.	80	.	80
<i>Dinophysis acuminata</i>	.	.	680	120	160	120	.	.	80	280	2360	640	160	600	.	40	.
<i>Dinophysis norvegica</i>	40	40	40	840	40	40	40	40	280	40	40	.
<i>Dinophysis spp.</i>	40	160	.	.	.
<i>Gonyaulax cf. polygramma</i>	160	.	.	.
<i>Gyrodinium cf. fusiforme</i>	.	80	.	1040
<i>Gyrodinium cf. spirale</i>	400	.	.
<i>Gyrodinium fusiforme</i>	160	40	.	80	80
<i>Gyrodinium spirale</i>	40	.
<i>Gyrodinium spp.</i>	.	80	.	240	40	.	80	80

<i>Heterocapsa niei</i>										3267								
<i>Heterocapsa rotundata</i>	1634	80	28595	1634			3268		4085		30492	143748	29403	42471		19608		
<i>Karenia mikimotoi</i>				2080		80	200	40	360									
<i>Karenia spp.</i>				80														
<i>Katodinium glaucum</i>				320								3428				80	240	
<i>Lessardia elongata</i>	240	160		80										80	80			
<i>Lingulodinium polyedrum</i>												80			40	400	80	
<i>Nematopsides vigilans</i>																	160	
<i>Oxytoxum cf. laticeps</i>																	320	817
<i>Peridiniella catenata</i>							40											
<i>Phalacroma rotundatum</i>											40							
<i>Polykrikos schwartzii</i>																80	160	
<i>Procentrum cf. gracile</i>														80		120	40	
<i>Procentrum cordatum</i>														240			80	2000
<i>Procentrum micans</i>										120	40	360	800	3160	3280	3880	1640	640
<i>Protoceratium reticulatum</i>				400	480	200	160	40	40		40							
<i>Protoperidinium bipes</i>					400							80	80					
<i>Protoperidinium brevipes</i>						40	40											
<i>Protoperidinium cf. curtipes</i>							200					240						
<i>Protoperidinium cf. divergens</i>													240					
<i>Protoperidinium cf. marie-lebouriae</i>																	160	
<i>Protoperidinium claudicans</i>												120						
<i>Protoperidinium crassipes</i>							40	200	40									
<i>Protoperidinium depressum</i>													40					
<i>Protoperidinium divergens</i>										160	960			80	160	80		
<i>Protoperidinium oblongum</i>																80		
<i>Protoperidinium pallidum</i>							80										80	
<i>Protoperidinium pellucidum</i>						320			40									
<i>Protoperidinium spp.</i>					400	40	40	40	80	160	40	400				80		40
<i>Protoperidinium steinii</i>														40				
<i>Scripsiella-gruppen</i>				3154	10080	27520	440		520	360	720	1634	1794	80				

NIVA 7650-2021

<i>Tekate fureflagellater 10-15 µm</i>		817		9804							11979	29403			6534		1634		
<i>Tekate fureflagellater 15-20 µm</i>	817			4902								3268	3268						1634
<i>Tekate fureflagellater 20-27 µm</i>	160				9120	10080	360				480					80	480	160	240
<i>Tekate fureflagellater 27-40 µm</i>				2560		80					40	160			80				
<i>Tekate fureflagellater 40-50 µm</i>														120	80		240		
<i>Tekate fureflagellater 5-10 µm</i>												29403							
<i>Tekate fureflagellater 50-70 µm</i>					40											80			
<i>Torodinium robustum</i>				160															
<i>Tripos bucephalus</i>		40																	
<i>Tripos furca</i>	80	40		80												160	1600	200	
<i>Tripos fusus</i>					40	40	80	160	120	240	80	200	120						
<i>Tripos lineatus</i>	1080	200		840		40													
<i>Tripos longipes</i>	240			160		40													
<i>Tripos muelleri</i>	80	40		400	400	280	1360	1520	480	200	160	80				40		40	40
<i>Tripos spp.</i>								720											

Sum: 5748 7696 28635 42252 21880 39720 6828 2880 7285 3080 44551 284855 68148 60299 13841 38366 14290 4377 4748

**Ebriophyceae
(skjelettflagellater)**

<i>Ebria tripartita</i>												17974			80	240			
Sum:	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17974	0	0	80	240	0	0	0

Euglenophyceae (øyealger)

<i>Euglenales 11x75 µm</i>							1480												
<i>Euglenales 9x30 µm</i>								600											
<i>Eutreptiella spp.</i>	10124	4325		80								80	3347	320					
Sum:	10124	4325	0	80	0	0	1480	600	0	0	0	80	3347	320	0	0	0	0	0

Imbricatea

<i>Paulinella ovalis</i>																	1634	817	7353
Sum:	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1634	817	7353

Pelagophyceae

*cf. Aureococcus
anophagefferens*

														251559			3267				
Sum:	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	251559	0	0	3267	0	0	0	0

Prasinophyceae

(olivengrønnaelger)

cf. Cymbomonas tetramitiformis

Pachysphaera spp.

Pterosperma dictyon

Pyramimonas spp.

														9801							
														6534							
														80							
					10621	7353	13889	4085	6536	13889	4356	78408	9801	45738		1634					
Sum:	0	0	0	0	10621	7353	13889	4085	6536	13889	4356	94823	9801	45738	0	1634	0	0	0	0	0

Telonemea

Telonema spp.

									10621	23693											
Sum:	0	0	0	0	0	0	0	10621	23693	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Sum totalt:	32795	61744	184528	241536	600668	1565381	3442893	490594	1654353	3582247	268764	1	2303574	1407564	688147	394413	251788	168860	101252	33138
-------------	-------	-------	--------	--------	--------	---------	---------	--------	---------	---------	--------	---	---------	---------	--------	--------	--------	--------	--------	-------

Vedlegg C: Planteplanktonanalyser fra stasjon Ep1

Ep1 Bunnefjorden 2020 2 m	13/01	10/02	05/03	26/0 3	20/0 4	30/04	28/05	03/0 6	15/06	25/06	02/07	09/0 7	21/07	04/08	21/08	03/09	29/09	05/10	14/12
Antall celler/liter																			
Bacillariophyceae (kiselalger)																			
<i>Attheya cf. septentrionalis</i>	1634
<i>Aulacoseira granulata</i>	480	.
<i>Cerataulina pelagica</i>	2480	1760	600	160	.	.
<i>Chaetoceros cf. brevis</i>	.	.	.	640
<i>Chaetoceros cf. pseudobrevis</i>	817
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	92321	406866	680	.	.	865755	970299	222224	12958
<i>Chaetoceros debilis</i>	.	.	520	10760	40	760
<i>Chaetoceros decipiens</i>	.	.	.	40	680	160
<i>Chaetoceros pseudobrevis</i>	.	.	.	5600
<i>Chaetoceros spp.</i>	.	.	480	38000	600	6480	9881	240	.	.
<i>Chaetoceros subtilis</i>	.	.	.	320	.	120
<i>Chaetoceros tenuissimus</i>	.	.	817	26136	13889	.	132522 0	9801
<i>Coscinodiscus spp.</i>	.	.	.	160
<i>Cylindrotheca closterium</i>	40	.	80	480	40	280	.	40	40	1360	600	27778	9801	.	.	80	.	.	320
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	960	2680	96406	145426	880	2480	16463	33560	76599	.	.	.	400	.	.
<i>Entomoneis alata</i>	29403
<i>Guinardia delicatula</i>	.	.	.	160	280	40
<i>Guinardia flaccida</i>	40	680	200
<i>Licmophora cf. abbreviata</i>	80
<i>Licmophora spp.</i>	80	.	80	.	.	120
<i>Navicula spp.</i>	160
<i>Nitzschia cf. vermicularis</i>	40
Pennate kiselalger 1-3x150-210 µm	80

Sum:	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	640	0	240
Choanoflagellata (krageflagellater)																				
<i>Choanoflagellata</i>	.	.	.	9801	3267	.	.
Sum:	0	0	0	9801	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3267	0	0
Chrysophyceae (gullalger)																				
<i>cf. Chrysophyceae</i>	39204
<i>Dinobryon balticum</i>	16335
<i>Dinobryon faculiferum</i>	3267
<i>Dinobryon spp.</i>	.	.	.	80	.	.	.	3268
<i>Ollicola vangoorii</i>	13068	.	.
Sum:	0	0	0	0	80	0	0	0	3268	0	0	0	58806	0	0	0	13068	0	0	0
Ciliophora (ciliater)																				
<i>cf. Tintinnopsis beroidea</i>	80
<i>Ciliophora 15-25 µm</i>	.	480	.	9804	3268	13889	2240	640	800	320	640	400
<i>Ciliophora 15-25x30 µm</i>	80
<i>Ciliophora 25-35 µm</i>	200	320	320	1040	1440	240
<i>Ciliophora 35-45 µm</i>	80	.	160	1440	320	160	240
<i>Ciliophora 45-55 µm</i>	.	.	1440	480	.	240	.	80
<i>Ciliophora 45-55x60 µm</i>	320	.
<i>Ciliophora 5-15 µm</i>	.	1634	817	16335	5	240	720	.	6536
<i>Mesodinium rubrum</i>	40	240	240	320	240	560	.	80	80
<i>Salpingella acuminata</i>	200	40
<i>Tintinnopsis cf. beroidea</i>	320	.
<i>Tintinnopsis spp.</i>	200	200	.	.	.
Sum:	320	2674	2977	11244	0	200	0	0	200	40	0	4388	31664	2089	5	1120	1680	600	7896	640
Classes incertae sedis (ubestemte klasser)																				

<i>Flagellater 10-15 µm</i>	.	2451	.	6534	9804	
<i>Flagellater 2-3 µm</i>	3268	2451	2451	65340	26961	34314	441740	434511	3724 38	107811	45738	11438	8170	1634		
<i>Flagellater 3-5 µm</i>	3268	5719	10621	.	.	.	113563	.	75164	71896	58824	101940	182952	88	58806	39204	17974	11438	2451	
<i>Flagellater 5-7 µm</i>	.	.	.	39204	1634	1634
<i>Flagellater 7-10 µm</i>	817	2451	2451	9801	67960	39204	3267 0	42471	19602	6536	9804	.	
<i>Flagellates species incertae sedis</i>	40850
<i>Monader 1-2 µm</i>	1634
<i>Monader 10-15 µm</i>	.	817	.	3267	12255	1634	.	.	.
<i>Monader 15-20 µm</i>	.	.	.	817	160
<i>Monader 2-3 µm</i>	.	7353	5719	9801	.	121968	67960	176418	1176 12	104544	9801	17974	13072	2451	
<i>Monader 3-5 µm</i>	1634	4902	5719	.	62092	.	98040	.	69445	149193	141570	67960	65340	5880 6	42471	71874	9804	3268	1634	
<i>Monader 5-7 µm</i>	.	.	.	13068	17157	84968	1634
<i>Monader 7-10 µm</i>	1634	2451	4085	3267	.	110295	95589	.	.	102942	51471	16335	29403	2613 6	35937	16335	.	4902	.	
<i>Unicells species incertae sedis</i>	151962
Sum:	12255	28595	31046	151099	106210	351545	307192	192812	156864	333835	251865	763895	927828	8167 50	392040	202714	65360	52288	11438	
Coccolithophyceae (kalk- og svepeflagellater)																				
<i>Chrysochromulina spp. <5 µm</i>	.	.	.	22876	119790	156864	.	215688	359370	8170
<i>Chrysochromulina spp. 2-4 µm</i>	3267
<i>Chrysochromulina spp. 4-6 µm</i>	3268	.	.	.
<i>Chrysochromulina spp. 5-10 µm</i>	16335
<i>Coccolithales 4-6 µm</i>	817	4902	3268	.
<i>Coccolithales 6-10 µm</i>	13068
<i>Emiliana huxleyi 2-4 µm</i>	181374
<i>Emiliana huxleyi 4-6 µm</i>	.	817	817	9801	25327	65953	.	1440747	398574	.	.	.	3267	.	.	19608	75164	1634	.	
<i>Haptofytter 5-7x6-10 µm</i>	.	.	.	6534
<i>Phaeocystis spp.</i>	.	.	.	6534	80
<i>Prymnesiales 2-4 µm</i>	42471	3267 0
<i>Prymnesiales 4-6 µm</i>	33980	.	.	3267 0	9801
<i>Prymnesiales 5-7x6-10 µm</i>	16335
Sum:	817	817	817	22869	22876	145117	222817	181374	1656435	757944	8250	33980	91476	6534 0	13068	0	22876	80066	4902	

**Cryptophyceae
(sveglflagellater)**

<i>Cryptophyceae 10x15 µm</i>	40	.	7353	16335	80
<i>Cryptophyceae 3.5x6 µm</i>	.	817	4085	22869	160083	4279 77	16335	13068	6536	.	.
<i>Cryptophyceae 4.5x8 µm</i>	817	.	.	9801	11438
<i>Cryptophyceae 5x10 µm</i>	.	6536	.	19602	80066	565191	385506	17157	36765	.	29412	22869	160083	1045 44	9801	.	11438	11438	.
<i>Cryptophyceae 7x10-12 µm</i>	26136	6534 0
Sum:	857	7353	11438	29403	80066	565191	385506	17157	36765	0	29412	62073	346302	5978 61	26136	13068	17974	22876	80

Cryptophyta incertae sedis

cf. Leucocryptos marina

	8170
Sum:	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8170	0	0	0	0	0	0	0

**Dictyochophyceae
(kiselflagellater og pedineller)**

cf. Pseudopedinella thomsenii

cf. Vicicitus globosus

Octactis speculum

Pseudopedinella pyriformis

Pseudopedinella spp.

Pseudopedinella thomsenii

	6534
	.	.	817
	320	280	840	40	.	40	.	120
	.	1634	817	.	.	15523
	.	.	.	6534	33980	6534	1306 8
	.	.	.	1634	42471
Sum:	320	1914	2474	8168	0	15523	0	0	0	0	0	33980	49005	1306 8	6574	0	40	0	120

Dinophyceae (fureflagellater)

Alexandrium spp.

Amphidinium acutissimum

Amphidinium longum

Amylax spp.

Amylax triacantha

Atekate fureflagellater 10-15 µm

Atekate fureflagellater 15-20 µm

	240
	3267
	.	.	160	400
	40
	80	.	.
	817	2451	5719	16335	32670	29403	9801	.	3267	3268	3268	2451	
	.	1634	1634	3267	.	.	.	26961	.	.	13068	.	.	80	880	80	.	817	

<i>Atekate fureflagellater 20-27 µm</i>	80	80	.	8987	40	.	3268	800	480	.	1600	80	.	320
<i>Atekate fureflagellater 27-40 µm</i>	.	.	160	160	1040	1160	160	.	.	560	880	1520
<i>Atekate fureflagellater 40-50 µm</i>	80
<i>Atekate fureflagellater 5-10 µm</i>	.	.	817	10621	26136	3267	.	.	.	1634	26144
<i>Azadinium spp.</i>	3267	.	1960	.	.	.	1634
<i>cf. Alexandrium minutum</i>	6534	.	40
<i>cf. Alexandrium ostenfeldii</i>	.	80	40
<i>cf. Alexandrium spp.</i>	40
<i>cf. Amylax triacantha</i>	80
<i>cf. Karenia mikimotoi</i>	40	80
<i>cf. Karlodinium veneficum</i>	.	240	.	160	1634
<i>cf. Lessardia elongata</i>	80	.	.	.
<i>cf. Prorocentrum cordatum</i>	.	1634
<i>cf. Protoceratium reticulatum</i>	.	.	40
<i>Cochlodinium cf. helix</i>	40
<i>Dinophysis acuminata</i>	.	80	.	40	160	.	40	1600	120	.	.	.	40
<i>Dinophysis norvegica</i>	.	80	80	80	.	200
<i>Gonyaulax spp.</i>	320	80	160
<i>Gymnodinium spp.</i>	120
<i>Gyrodinium fusiforme</i>	.	160	.	160	40
<i>Gyrodinium spp.</i>	40	.	120	80
<i>Heterocapsa cf. niei</i>	9804
<i>Heterocapsa rotundata</i>	.	817	4902	22869	.	3268	4085	.	.	51471	101277	32670	1960	2	13068	3267	.	4902
<i>Heterocapsa spp.</i>	280
<i>Heterocapsa triquetra</i>	.	.	.	160
<i>Karenia mikimotoi</i>	240	40	80	200
<i>Karenia spp.</i>	.	.	.	160	160	.	.	160	.	.	.
<i>Katodinium glaucum</i>	40	80	1634	80	.	.	80	.	.
<i>Lessardia elongata</i>	.	.	.	3267	817
<i>Lingulodinium polyedrum</i>	80	80	.	.	.
<i>Oxytoxum spp.</i>	.	.	.	320

<i>Polykrikos schwartzii</i>											160							
<i>Prorocentrum cf. balticum</i>												3267						
<i>Prorocentrum cf. cordatum</i>												40						
<i>Prorocentrum cf. gracile</i>																40		
<i>Prorocentrum compressum</i>							40											
<i>Prorocentrum cordatum</i>													80	80	80	6536	4902	
<i>Prorocentrum micans</i>					40				40	200	560	1080	40	160	400	80		
<i>Protoceratium reticulatum</i>				2400	240		280		120									
<i>Protooperidinium bipes</i>				40						80	80							
<i>Protooperidinium brevipes</i>				40														
<i>Protooperidinium cerasus</i>	80																	
<i>Protooperidinium cf. conicum</i>							40											
<i>Protooperidinium cf. crassipes</i>						280	320											80
<i>Protooperidinium cf. oblongum</i>														40				
<i>Protooperidinium cf. ovatum</i>				40														
<i>Protooperidinium cf. steinii</i>													80					
<i>Protooperidinium claudicans</i>										80								
<i>Protooperidinium crassipes</i>								480										
<i>Protooperidinium curtipes</i>										80								
<i>Protooperidinium divergens</i>										1200	80					80		
<i>Protooperidinium pallidum</i>				120	120	80												
<i>Protooperidinium pellucidum</i>				280	40					1600								80
<i>Protooperidinium spp.</i>	857		80	80	240	40	80		40	320								
<i>Protooperidinium steinii</i>		80											80					
<i>Scrippsiella-gruppen</i>			160	720	11360	31680	40	240	80	360	5400	1200	800	160				
<i>Tekate fureflagellater 10-15 µm</i>		2451		3267					13072		22869	19602	13068	8	3267	13068	1634	4902
<i>Tekate fureflagellater 15-20 µm</i>	80		817								3267	80		80	80	80	80	3268
<i>Tekate fureflagellater 20-27 µm</i>		240		2451		7760		320	80			320			80			240
<i>Tekate fureflagellater 27-40 µm</i>				240	8720	120	160	1000		480	2640	400						
<i>Tekate fureflagellater 5-10 µm</i>		817									22869							
<i>Tripes furca</i>											40							40

NIVA 7650-2021

<i>Tripos fusus</i>	160	120	.	80	120	200	160	.	.	40	40	.	.
<i>Tripos lineatus</i>	.	40	.	160	.	.	.	40
<i>Tripos longipes</i>	.	.	.	40	.	.	160
<i>Tripos macroceros</i>	120
<i>Tripos muelleri</i>	.	120	.	.	2160	.	320	960	1160	120	320	40
Sum:	2154	11164	14409	62963	26760	45228	1400	7525	29281	15032	83456	242899	97373	6415 3	16735	22842	14032	46192	8850

**Ebriophyceae
(skjelettflagellater)**

<i>Ebria tripartita</i>	3520
Sum:	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3520	0	0	0	0	0	0	0

Euglenophyceae (øyealger)

<i>Euglenales 13-17x30-40 µm</i>	1000	480
<i>Eutreptiella spp.</i>	2451	6039	817	6535	11438	80	160
Sum:	2451	6039	817	6535	0	0	1000	480	0	0	0	11438	80	160	0	0	0	0	0

Imbricatea

<i>Paulinella ovalis</i>	6536	8170	1634
Sum:	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6536	8170	1634

Pelagophyceae

<i>cf. Aureococcus anophagefferens</i>	203880	0	1525689
Sum:	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	203880	0	1525689	0	0	0	0	0

**Prasinophyceae
(olivengrønnalger)**

<i>cf. Cymbomonas tetramitiformis</i>	39204
<i>Pterosperma cf. cristatum</i>	240	80
<i>Pterosperma cf. michaelsarsii</i>	80	.	.	.
<i>Pterosperma spp.</i>	3267
<i>Pyramimonas spp.</i>	.	.	.	25327	49020	26144	.	.	20425	.	47048	19602	7187 4	.	.	1634	1634	.	

NIVA 7650-2021

Sum:	0	0	0	0	25327	49020	26144	0	0	20425	0	50555	58886	7187 4	0	0	1714	1634	0
------	---	---	---	---	-------	-------	-------	---	---	-------	---	-------	-------	-----------	---	---	------	------	---

Telonemea

Telonema spp.

Telonema subtile

	24510	6536
	3267 0
Sum:	0	0	0	0	0	0	24510	6536	0	0	0	0	0	3267 0	0	0	0	0	0	0

Sum total:	21745	63698	67155	427468	388466	1584450	1177025	625150	1883893	2030640	1556669	504574 2	3367667	1686 918	455673	276401	140160	221756	28544
------------	-------	-------	-------	--------	--------	---------	---------	--------	---------	---------	---------	-------------	---------	-------------	--------	--------	--------	--------	-------

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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