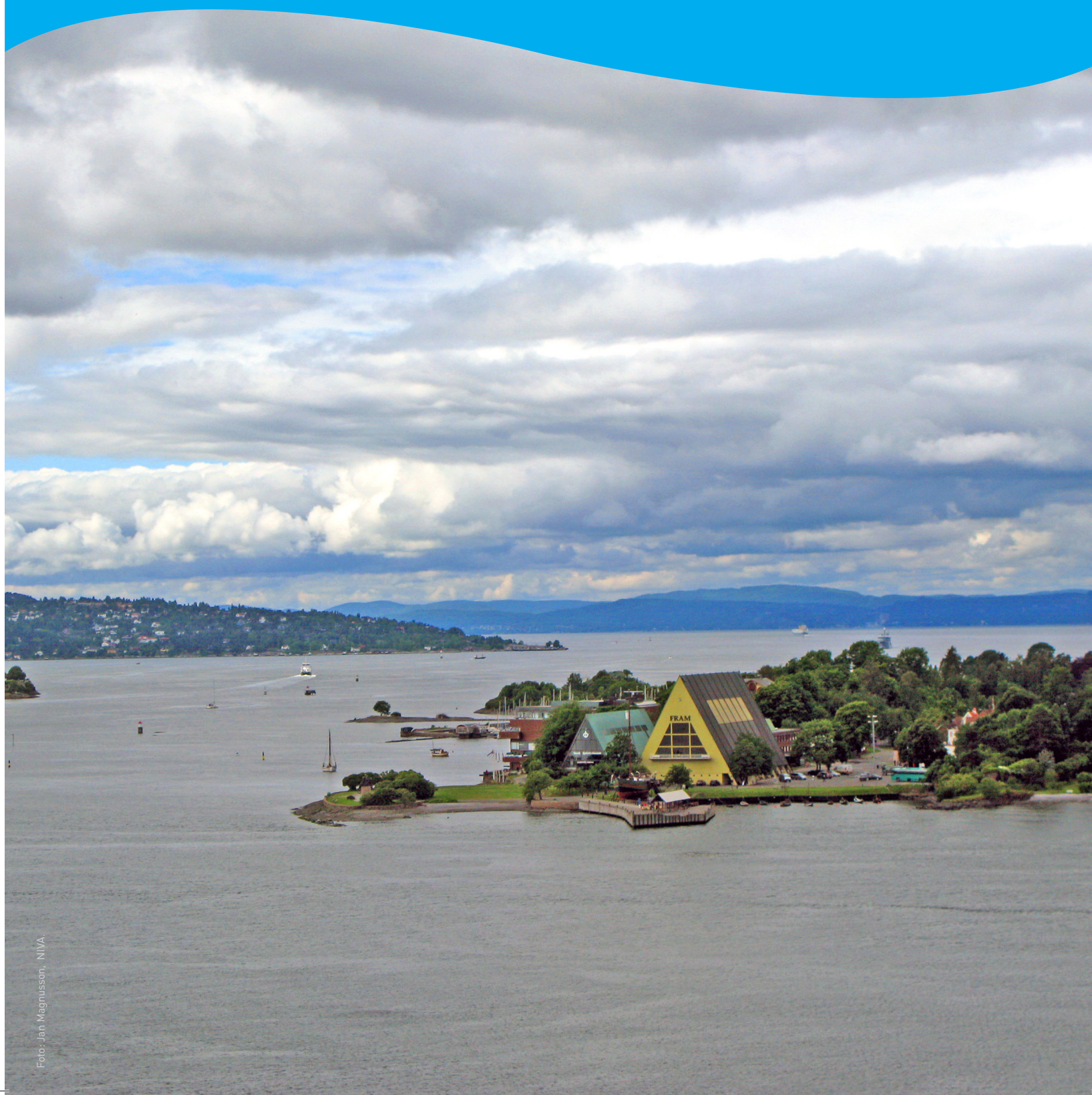


NIVA

RAPPORT L.NR. 6697-2014



Overvåking av Indre Oslofjord i 2013



**Tittel:**

Overvåking av Indre Oslofjord i 2013

NIVA rapport l.nr. 6697-2014

ISBN 978-82-577-6432-6

Prosjekt nr. O-13052

Forfattere:

John Arthur Berge, Rita Amundsen, Janne Gitmark, Hege Gundersen, Sigrid Haande, Torbjørn M. Johnsen, Tone Kroglund, Anna Birgitta Ledang, Evy R. Lømsland, Andre Staalstrøm (alle fra NIVA)

Ketil Hylland, Tor Fredrik Holth, Tage Bratrud, Nicolai Bølling, Espen Erdahl, Christopher Hinchcliffe, Cathrine Wisbech, Raoul Wolf, (alle fra Institutt for Biovitenskap, Universitetet i Oslo)

Kvalitetssikring:

Morten Schaanning/Sigurd Øxnevad

Fagområde:

Marin forurensning

Geografisk område:

Oslo

Akershus

Buskerud

Oppdragsgiver:

Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord

Layout og trykk:

CopyCat AS

Forsidefoto:

Jan Magnusson, NIVA

Utgitt 10. juni 2014

Forord

Rapporten gir en kort oversikt over resultatene fra overvåkingen foretatt for Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord i 2013. En mer utfyllende presentasjon av resultatene er gitt i en vedleggsrapport (NIVA rapport l.nr.6698-2014). Undersøkelsene omfatter fysiske, kjemiske og biologiske forhold. Overvåkingen i 2013 ble gjennomført av NIVA i samarbeid med Universitetet i Oslo.

Oslo 10/6-2014

John Arthur Berge

Prosjektleder

Morten Schaanning

Forskningsleder

Hovedkonklusjon

Indre Oslofjord er et relativt innelukket fjordområde. Utslipp til fjorden vil dermed fort kunne medføre uønskede effekter som overgjødning ved tilførsler av næringssalter og forhøyede nivåer av miljøgifter. Dette er påvirkninger som fremdeles er aktuelle, fordi områdene rundt Indre Oslofjord har hatt og ventes å få en betydelig befolkningsøkning i fremtiden med de økede tilførslene som dette vil kunne medføre.

I Norge gjennomføres EUs vanddirektiv gjennom Vannforskriften med mål om at alle vannforekomster skal oppnå minst god tilstand. Den overvåkingen som forskriften legger opp til er imidlertid ikke tilstrekkelig til å kunne dekke den informasjonen en trenger for å løse de miljøutfordringene en står over for.

De lokale næringssalttilførslene til Indre Oslofjord har blitt betydelig redusert siden midten av 1970-tallet til 2003, men har siden økt frem til 2007, hvoretter verdiene har ligget omtrent på samme nivå.

Fjordens miljø har blitt stadig forbedret i takt med økende rensing av avløpsvannet, sanering av utslipp og tiltak for å redusere overløpsutslippene og andre tilførsler. De reduserte tilførslene har gitt lavere næringssaltkonsentrasjoner i fjorden. Konsentrasjon av fosfor og nitrogen i overflatelaget viser en nedgang fra begynnelsen av 1980-tallet. For fosfor var det et minimum i 1999, og etter dette har konsentrasjonen økt noe frem til 2003. Fra 2003 og frem til 2013 har konsentrasjonen hatt en svak nedgang, men med konsentrasjon høyere enn i 1999. For nitrogen var minimumet i 2011, men konsentrasjonen har de to påfølgende årene økt noe. Kapasiteten på anleggene for rensing av kommunalt avløpsvann er imidlertid i ferd med å bli sprengt, og det trengs store utbygginger for å møte fremtidens avløpsutfordringer.

En dypvannsfornyelse fant sted vinteren 2012/2013 og man unngikk forekomst av hydrogen-sulfid i bunnvannet i Bunnefjorden.

Oksygenforholdene i Bunnefjorden viser en klar endring i positiv retning fra 2001, omtrent sammenfallende i tid med når dyputslippet fra det nye Bekkelaget renseanlegg ble satt i drift. Også i Vestfjorden antydes en forbedring i oksygensituasjonen siden 2001 på dyp større enn 20 m. Selv om det er litt tidlig å konkludere kan det se ut som om dyputslippet i Bekkelagsbassenget også har medført en forbedring i deler av vannsøylen i Bunnefjorden. Endringer i oksygenforholdene i de dypere deler av Bunnefjorden er likevel først og fremst et resultat av naturlige variasjoner i hvor lenge det går mellom større vannutskiftninger

Midlere siktedyp var i 2013 i samme nivå eller svakt høyere enn middelverdien for årene 2002-2010. Resultatene viser at overflatelaget i fjorden har blitt suksessivt mindre «grumsete» i løpet av de siste fire tiår. Den totale algebiomassen integrert over året var i 2013 ca. 10 % lavere enn de to foregående årene, mens mengden klorofyll i 2013 var omtrent på samme nivå som gjennomsnittet for perioden 2002-2010.

De senere år har en bare sporadisk observert reker i Bunnefjordens dypområder. I 2013 ble det observert reker i Bunnefjorden ved Hellvikstangen. Dette skyldes at en vinteren 2013 hadde en betydelig utskiftning av bunnvannet i Bunnefjorden slik at forholdene igjen lå til rette for reker. Reker ble likevel ikke observert ved Svartskog i 2013. I 2013 var det også gjennomgående mange reker i fjorden (unntatt ved Vesthullet). Det var også uvanlig mange arter i forhold til tidligere ved Hellvik i Bunnefjorden og i Lysakerfjorden. Den dominerende rekearten i 2013 var *Crangon allmanni*.

Samlet sett har det skjedd store endringer i tangvegetasjonen i fjorden siden slutten av 1970-tallet. Det har vært en økning i de opprinnelige tangartene og reduksjon i mengde gjelvtang i Vestfjorden, Bunnefjorden og de indre havneområdene. Samlet sett har dette gitt en positiv utvikling i områdene nærmest Oslo, og negativ utvikling i sørlige deler av Vestfjorden og Drøbak-området.

Registreringene av nedre voksegrense for alger og arts mangfold tyder på at det på lang sikt har skjedd en forbedring av vannkvaliteten i Indre Oslofjord. Beiting av kråkeboller er imidlertid en forstyrrende faktor som også kan påvirke nedre voksegrense i betydelig grad.

Fisk er en viktig ressurs i Indre Oslofjord. Trålundersøkelser på dypt vann gir et bilde av fiskefaunaen som er vesensforskjellig fra det en får fra strandnotundersøkelser i grunnområdene. Tråling i dypområdene viser at øypål er dominerende. Både gapeflyndre, hvitting og sølv torsk og til dels sypike var imidlertid også blant de mer tallrike artene. Fangstene av torsk var på topp i mai måned.

Strandnotundersøkelsene i Indre Oslofjord ga lite torskeyngel. I 2013 var det færre torskeyngel på stasjonene i Indre fjord enn i 2012 og ingen av strandnottrekkene gav mer enn ett individ, men det ble fanget noe mer større voksen torsk (5 stk.) på en stasjon. Årene i 2012 og 2013 avviker likevel ikke nevneverdig fra de lave fangstene av torsk en har hatt i Indre Oslofjord de senere år. Utviklingen i fangsten av torsk i Indre Oslofjord tyder på at rekrutteringen av torsk i Oslofjorden ligger under gjennomsnittet for Skagerrak. I 2013 var imidlertid fangsten av ørret i Indre Oslofjord 3.5 ganger større enn langtidsgjennomsnittet for Skagerrak. Sjørørret har hatt en generell økning på Skagerrak i perioden etter krigen. I Indre Oslofjord har det vært perioder på 50 og 60 tallet, hvor det også var gode fangster av sjørørret i fjorden. Selv om fangstene av ørret i Indre Oslofjord nå er bedre enn på lenge, er økningen mindre enn ellers på Skagerakkysten. Leppefiskfangstene var dominert av bergnebb som fordelte seg jevnt i området. Grønngylt ble funnet i alle trekkene i Hallangspollen, men i mindre grad innover i fjorden

Det er mange ulike kilder til miljøgifter i indre Oslofjord, til tross for at det ikke lenger er mye forurensende industri i tilknytning til fjorden. Det er derfor viktig å vite noe om fiskens helsetilstand. Metodene som er benyttet (biomarkører) forteller oss om torsken er utsatt for miljøgifter og kan gi informasjon om utviklingen av forurensningstilstanden i et område. Resultatene fra de siste ti årene har generelt vist tegn til gradvis mindre effekter av miljøgifter på torsken i Indre Oslofjord, men påvirkningen er likevel større her enn i Ytre Oslofjord.

Innledning

I Norge gjennomføres EUs vanddirektiv gjennom Vannforskriften. Hovedmålet med direktivet er forvaltning av vannmiljø og derigjennom å sørge for at alle vannforekomster skal oppnå minst god tilstand.

Indre Oslofjord er en innelukket fjord på ca. 190 km² som kun kommuniserer med området utenfor gjennom det ca. 1 km smale Drøbaksundet som har en terskel på ca. 20 m dyp. Pga. fjordens innelukkede karakter vil utslipp til fjorden fort kunne medføre uønskede effekter, eksempelvis som overgjødning (ved tilførsler av næringssalter) eller ved uønskede effekter hos organismer (ved tilførsler av miljøgifter). Dette er påvirkninger som fremdeles er aktuelle, særlig fordi områdene rundt Indre Oslofjord har hatt og ventes å få en betydelig befolkningssøkning i fremtiden med de økede tilførslene som dette vil kunne medføre. I denne situasjonen er vanddirektivets krav en stor utfordring.

For kystvann er det utarbeidet klassifiseringer basert på forekomst av miljøgifter (kjemisk tilstand) og det er også utviklet biologiske kvalitetselementer for å karakterisere økologisk

tilstand (se Veileder 02:2013, www.vannportalen.no). Indre Oslofjord dekker 7 vannforekomster inkludert Drøbaksundet. Overvåkingen som gjøres av Fagrådet i Indre Oslofjord berører all disse vannforekomstene, men i varierende grad. Mesteparten av vannforekomstene i Indre Oslofjord (Bunnefjorden, Bekkelagsbassenget, Holmenfjorden, Oslofjorden/Vestfjorden, Hurum/Drøbaksundet,) er klassifisert til vanntypen beskyttet kyst/fjord. Sandvika/Bærumsbassenget har imidlertid vanntypen sterkt ferskvannspåvirket fjord og Bunnebotten har en spesiell vanntype som ikke inngår i dagens system for typifisering.

Kvalitetselementene planteplankton (klorofyll), ålegress (nedre voksegrense), makroalger (nedre voksegrense og multimetrisk indeks av algesamfunn i fjæresonen) og bløtbunnsfauna er biologiske kvalitetselementer som til nå er godkjent for kystvann, men grenseverdien er ikke definert for alle de vann/kysttypene som er identifisert i Indre Oslofjord. Eksempelvis er grenseverdiene for bløtbunnsfauna, nedre voksegrense for alger og multimetrisk indeks for algesamfunn ikke definert for en sterkt ferskvannspåvirket fjord slik en har i Bærumsbassenget. Heller ikke for den spesielle vanntypen en har i Bunnebotten har en godkjente kvalitetselementer.

Dette betyr at det i dag ikke foreligger kvalitetselementer som er fullt ut dekkende for all deler av Indre Oslofjord. Et annet forhold er at Vannforskriften ut fra de kvalitetselementer som i dag er godkjent i hovedsak legger opp til kontroll av tilstanden for noen få parametere, snarere enn en bredere forståelse av mekanismer og hva som skjer i en fjord med hensyn til vannutskiftning, stratifisering, oksygenforbruk, forekomst av fisk og andre ressurser. Den overvåkingen som Vannforskriften legger opp til er derfor neppe tilstrekkelig til å kunne dekke den informasjonen en trenger for å løse de miljøutfordringene en står over for når det gjelder tiltak for å møte effektene av den økende befolkningen rundt Indre Oslofjord og mulige klimaendringer. I en nylig utkommet rapport (Thaulow og Faafeng, 2013) er det foreslått 3 hovedmål for Indre Oslofjord: Rekreasjon og friluftsliv, fiske- og fangst og økologi i henhold til vanddirektivet. Det er ingen målkonflikter mellom de tre hovedmålene, men ulike tiltak vektlegges forskjellig. Eksempelvis vil rekreasjon og friluftsliv omfatte spesielle tiltak mot hygienisk forurensning, fiske og fangst krever en god kunnskapsbase for fiskeforvaltning, mens økologi i henhold til vanddirektivet fordrer reduksjon av tilførselene av oksygenforbrukende stoffer.

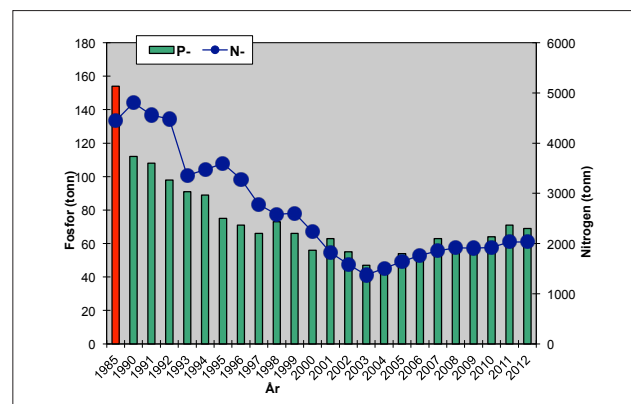
Overvåkingen i Indre Oslofjord slik den er gjort de senere årene er et redskap for å kontrollere fjordens tilstand og samtidig få oversikt over viktige hendelser i fjorden, eksempelvis dypvannutskiftninger. Uten overvåking har vi ikke mulighet til å vite om forholdene i fjorden er i bedring eller forverring. Overvåkingen gir også mulighet til å avklare om det er behov for tiltak for å bedre miljøsituasjonen i fjorden. Gjennomføres tiltak for å forbedre miljøsituasjonen vil overvåkingen også kunne fastslå i hvilken grad en oppnår den ønskede effekten i fjorden. Overvåking blir derfor et viktig redskap for å forbedre og opprettholde fjordens miljøkvalitet i en tid hvor tilstanden i fjordene trues av økede tilførsler fra en befolkning i vekst.

Overvåkingen som Fagrådet har bidratt til i Indre Oslofjord har siden starten i 1973 vært konsentrert om å følge eventuelle endringer i fjordens miljø etter gjennomførte rensiltak rettet mot tilførselene av næringssalter (nitrogen og fosfor) og organisk stoff, dvs. stoffgrupper som bidrar til overgjødning eller eutrofiereffekter. Overvåkingen har imidlertid også gitt forståelse av hva som skjer i fjorden og gitt kunnskap som har vært nyttig ifm planlegging av rensanlegg i fjorden både bakover i tid og i fremtiden (se eksempelvis Thaulow og Faafeng, 2013).

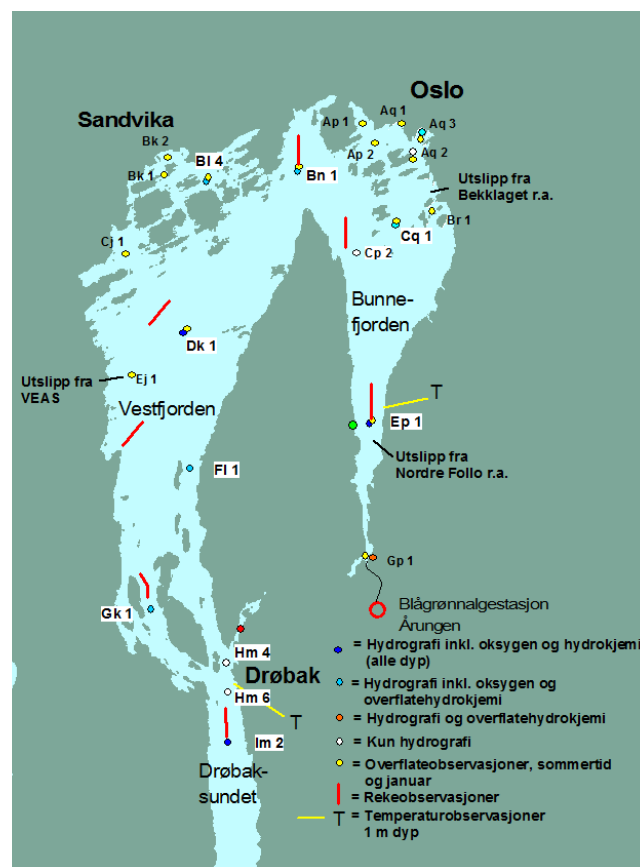
De lokale næringssalttilførselene til Indre Oslofjord har blitt betydelig redusert siden midten av 1970-tallet til 2003, men har siden økt frem til 2007, hvor etter verdiene har ligget omtrent i samme nivå (**Figur 1**).

Mesteparten av tilførselene av næringssalter til Indre Oslofjord er menneskeskapte og stammer fra befolkningen. Selv ved fremtidig utbygging av renskapasiteten vil en økning i befolkningen medføre en hvis økning i tilførselene til fjorden av N og P.

Selv om overgjødning har vært et hovedtema i overvåkingen



Figur 1. Menneskeskapt tilførsel av fosfor og nitrogen (tonn/år) 1990–2012 sammenlignet med tilførselene i 1985. Reduksjonen var omtrent 70 % i 2003 men har blitt noe mindre i de senere år.



Figur 2. Stasjoner i Indre Oslofjord i 2013.

har etter hvert også miljøgiftsproblematikk blitt en del av programmet. I tillegg til annen overvåking ble det i 2012 og 2013 gjennomført undersøkelser for å få en oversikt over de totale tilførselene av miljøgifter til Indre Oslofjord. En sammenstilling av disse undersøkelsene ble gjennomført i 2013 (Berge et al. 2013).

Overvåkingens hovedprogram er årlig. Hovedstasjoner for overvåkingen ses i **Figur 2**.

Overvåkingen av Indre Oslofjord i 2013 ble som tidligere år gjennomført av Norsk institutt for vannforskning i samarbeid med Institutt for biovitenskap ved Universitetet i Oslo (UiO).

I den årlige overvåkingen observeres fjordens dypvannsfors-

nyelse, oksygenforhold (oksygenforbruk) og næringssaltinnhold ved 6 tokter pr. år. Overflatevannets kvalitet sommerstid blir målt ved ukentlige observasjoner av siktedyp, planteplankton og næringssalter. Planteplanktonmengden og næringssalter i fjordens overflatevann observeres med automatisk prøvetaking ombord på Color Fantasy når den passerer Vestfjorden (annenhver dag året rundt). Systemet om bord i Color Fantasy pumper inn vann fra 4 m dyp gjennom et hull i fergens skrog. Systemet måler klorofyll-a fluorescens som et mål på algetetthet, partikkelmengden i form av turbiditet, temperatur, saltholdighet og oksygen. I tillegg til slike kontinuerlige målinger kan systemet ta vannprøver automatisk.

Hver høst gjennomføres sledetrekk på bunnen i de ulike delene av fjorden for å kartlegge forekomsten av reker i fjorden som et uttrykk for miljøtilstanden. Det gjennomføres også regelmessige undersøkelser for å kartlegge forekomsten av bunnlevende alger.

Programmet dekker også undersøkelser hvor målsetningen har vært å følge eventuelle effekter av miljøgifter på torsk i Indre Oslofjord samt å kartlegge forekomsten av ulike fiskeslag. Disse undersøkelsene er ledet av Ketil Hylland og Tor Fredrik Holth, Institutt for biovitenskap, Universitetet i Oslo, og innebærer blant annet innsamling og prøvetaking av torsk i Indre Oslofjord og utenfor Hvaler.

Oppblomstringen av blågrønnalger i Årungen sommeren 2007 førte til en transport av alger til Bunnebotn innerst i Bunnefjorden, og det ble advart mot bading i fjordområdet da giftnivået var over anbefalt grense. I perioden 2008-2013 har det blitt foretatt en løpende overvåking av blågrønnalger i Årungen for å kunne advare mot bading når giftnivået eventuelt overstiger faregrensen.

For å følge med på en langsiktig klimautvikling i fjorden ble kontinuerlige observasjoner av temperaturen i fjordens overflatevann begynt i 2008. Observasjoner blir tatt 1 gang pr. time i Bunnefjorden og Drøbaksundet (Biologisk stasjon) på ca. 1 meters dyp. Temperaturen i fjordens dypvann følges ved de ordinære toktene i fjorden.

Programmet omfatter en viss beredskap for varsling av ekstreme hendelser i fjorden. I 2013 ble det ikke registrert slike hendelser.

I tillegg til de mer rutinemessige delene av programmet gjennomføres også spesielle undersøkelser etter behov.

Miljøet i Indre Oslofjord blir stadig bedre, men befolkningstilveksten truer denne utviklingen. Bunnefjordens dypvann har på ny et lavt innhold av oksygen

Næringssaltreduksjonen frem til 2003 (**Figur 1**) er i hovedsak en følge av forbedret rensegrad på renseanleggene. Siden høsten 2001 har det vært kjemisk/biologisk rensing på de tre store anleggene – VEAS (1995/96), Nordre Follo (1997) og Bekkelaget renseanlegg (2001). Renseanleggenes beliggenhet ses **Figur 2**.

Arbeidet med bedre rensing av kommunalt avløpsvann har imidlertid vært en fortløpende prosess siden midten av 1970-tallet. Byggingen av ”Midgardsormen” som nå er i gang og skal avsluttes i 2014 representerer et nytt tiltak som skal hindre at forurenset avløpsvann fra overløp renner ut i Oslofjorden etter langvarig eller kraftig nedbør. Anlegget vil også redusere tilførslene fra akuttutslipp og utslipp via feilkoblinger på avløpsnett. Avløpssystemet vil også kunne fange opp eventuell miljøgifter bundet i partikler som i dag slippes ut ubehandlet fra overløpsledninger og som til nå har gått direkte ut i fjorden og vassdragene.

Fjordens miljø har blitt stadig forbedret i takt med økende rensegrad på avløpsvannet, sanering av utslipp og tiltak gjennomført for å redusere overløpsutslippene. Kapasiteten på renseanleggene er imidlertid i ferd med å bli sprengt og det trengs store utbygninger for å møte fremtidens avløpsutfordringer.

Frem til begynnelsen av 1980-tallet ble mesteparten av avløpsvannet sluppet ut til fjordens overflatevann, mens det i økende grad etter 1980-tallet har blitt tilført til fjordens mellomlag (30-50 meters dyp) og det kommer dermed i mindre grad i kontakt med den del av vannsøylen der fotosyntesen kan foregå. Dette bidrar også til at overgjødningseffekten reduseres.

Den direkte og indirekte effekten av redusert lokal belastning av næringssalter er mindre intense planteplanktonoppblomstringer, klarere overflatevann samt mindre organisk belastning på de dypere vannmassene og derved redusert oksygenforbruk og bedre oksygenforhold.

Befolkningsveksten rundt Oslofjorden og eventuelle klimændringer er en utfordring og betyr at selv bare for å opprettholde dagens tilstand i fjorden så må rensekapasiteten og rensegraden totalt sett trolig økes.

Reduserte tilførsler har gitt lavere næringssaltkonsentrasjoner i fjorden. Konsentrasjonen av total fosfor og total nitrogen i det øvre laget (0 til 16 meter) gir et godt bilde av hvordan tilførselen av menneskeskapt tilførsler til overflatelaget har endret seg. Konsentrasjon av fosfor og nitrogen vist i **Figur 3** og i **Figur 4** viser nedgang fra begynnelsen av 1980-tallet. For fosfor var det et minimum i 1999, og etter dette har konsentrasjonen økt noe frem til 2003. Fra 2003 og frem til 2013 har konsentrasjonen hatt en svak nedgang og er i tilstandsklasse moderat (Veileder 02:2013), men med konsentrasjon høyere enn i 1999. For nitrogen var minimumet i 2011 med tilstandsklasse svært god

(I), men konsentrasjonen har de to påfølgende årene økt og i 2013 var tilstanden god (II).

North Atlantic Oscillation (NAO) Index, vist i **Figur 5**, gir informasjon om variasjonen i lavtrykk og høytrykk forholdet i Nord-Atlanteren som også påvirker værforholdene i Norge.

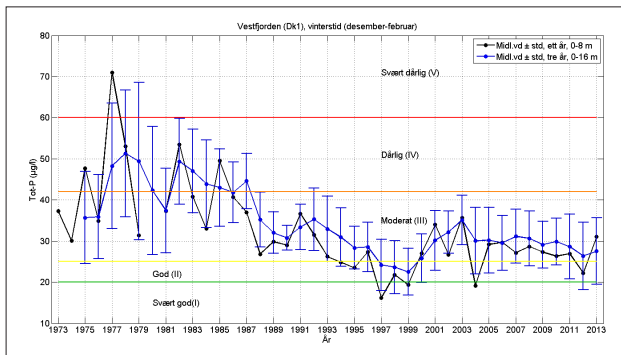
Positiv indeks fører mild og fuktig luft inn over Sør-Norge og sørlige vinder blir mer fremtredende, mens negativ indeks gir vinter med kald og tørr luft og større frekvens av nordlige vinder. Disse to situasjonene er illustrert i **Figur 6**. Lengre perioder av sterke nordlige vinder genererer dypvannsfornyelse i Indre Oslofjord. På grunn av positiv NAO-indeks vinteren 2011/2012, ble det ingen dypvannsfornyelse i Bunnefjorden (Ep1) den vinteren, og utover høsten 2012 var det lave oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet (**Figur 7**).

NAO-indeksen (North Atlantic Oscillation) for vinteren 2013 var imidlertid negativ, dette la forholdene til rette for en

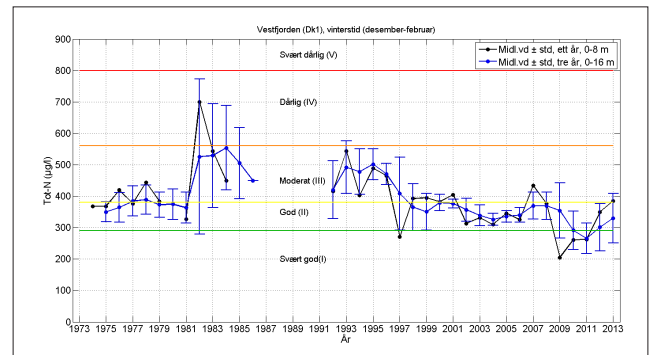
dypvannsfornyelse vinteren 2012/2013. I tråd med dette fant det også sted en dypvannsfornyelse mellom desember 2012 og mai 2013 (se **Figur 7**) og man unngikk forekomst av hydrogensulfid i bunnvannet i Bunnefjorden og i stedet inntraff en innstrømning av oksygenrikt vann ned til bunnen.

I **Figur 8** vises oksygenkonsentrasjonen over tid i dypvannet (80 og 90 m dyp) i Bunnefjorden og Vestfjorden. Dypvannsfornyelsen i Vestfjorden vinteren 2011/2012 er tydelig, samt dypvannsfornyelsen både i Vestfjorden og i Bunnefjorden vinteren 2012/2013.

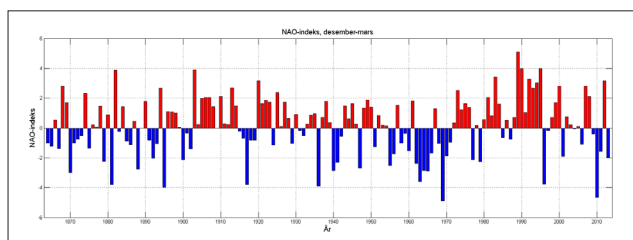
Vannutskiftningen særlig i Bunnefjorden, men også i Vestfjorden bekreftes i **Tabell 1**, samtidig som både figuren og tabellen viser at nedgangen i oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden er raskere enn i Bunnefjorden. I april var oksygenkonsentrasjonen høyest i Vestfjorden, mens den i desember var lavest i Vestfjorden.



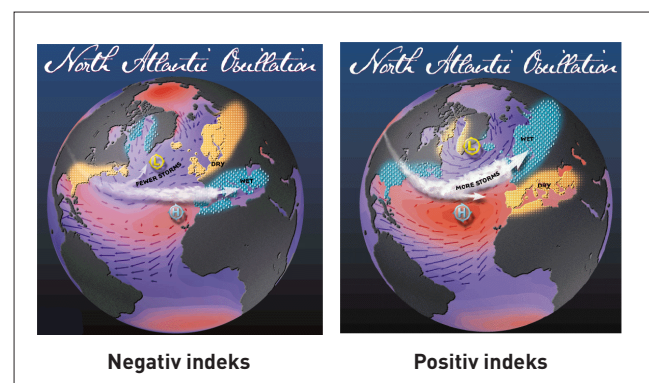
Figur 3. Vinterobservasjoner av Tot-P i Vestfjorden (Dk1) i 0, 4 og 8 meters dyp for perioden 1973 til 2013 (vist i sort), og i 0, 4, 8, 12 og 16 meters dyp for perioden 1975 til 2013 (vist i blått). Dataen vist i blått er mest i tråd med Veileder 02:2013 som anbefaler prøvedyp på 0,5,10 og 15 meter. Punktene i figuren er fremkommet ved at en først har beregnet middelvei over dyp for hver dato, deretter har en beregnet gjennomsnitt over datoene innenfor hver vinterperiode. Verdiene i sort viser gjennomsnitt over ett år, mens verdiene i blått viser gjennomsnitt over tre år som er i henhold til Veileder 02:2013. Årstall gjelder månedene januar og februar, men hver vinterperiode omfatter også data fra desember året før. Mengden data bak hvert gjennomsnitt vil variere noe fra år til år. Verdiene fra enkeltår kan avvike sterkt som følge av lokale flommer, varierende grad av algeoppblomstring, eller varierende tidspunkt av dypvannsfornyelse. Utviklingen er sammenlignet med grenseverdiene i Veileder 02:2013.



Figur 4. Vinterobservasjoner av Tot-N i Vestfjorden (Dk1) i 0, 4 og 8 meters dyp for perioden 1973 til 2013 (vist i sort), og i 0, 4, 8, 12 og 16 meters dyp for perioden 1975 til 2013 (vist i blått). Dataen vist i blått er mest i tråd med Veileder 02:2013 som anbefaler prøvedyp 0,5,10 og 15 meter. For detaljert beskrivelse, se Figur 3. Utviklingen er sammenlignet med grenseverdiene i Veileder 02:2013.



Figur 5. North Atlantic Oscillation (NAO) Index fra 1864 til 2013 med middelvei fra desember til mars. NAO-indeks er basert på differansen av normalisert havnivå trykk mellom en fast målestasjon i Lisboa, Portugal, og en fast målestasjon i Reykjavik, Island. (Kilde: <http://www.cgd.ucar.edu/cas/jhurrell>).



Figur 6. Den Nordatlantiske svingningen (NAO-indeksen), er variasjonen i forskjellen mellom lufttrykket over Lisboa, Portugal og Stykkisholmur/Reykjavik. (Kilde: www.ideo.columbia.edu/NAO av Martin Visbeck, Columbia University).

Tabell 1. Oksygenkonsentrasjon ved 80 og 90 m dyp i Bunnefjorden og i Vestfjorden fra de tre siste toktene i Indre Oslofjord 2013.

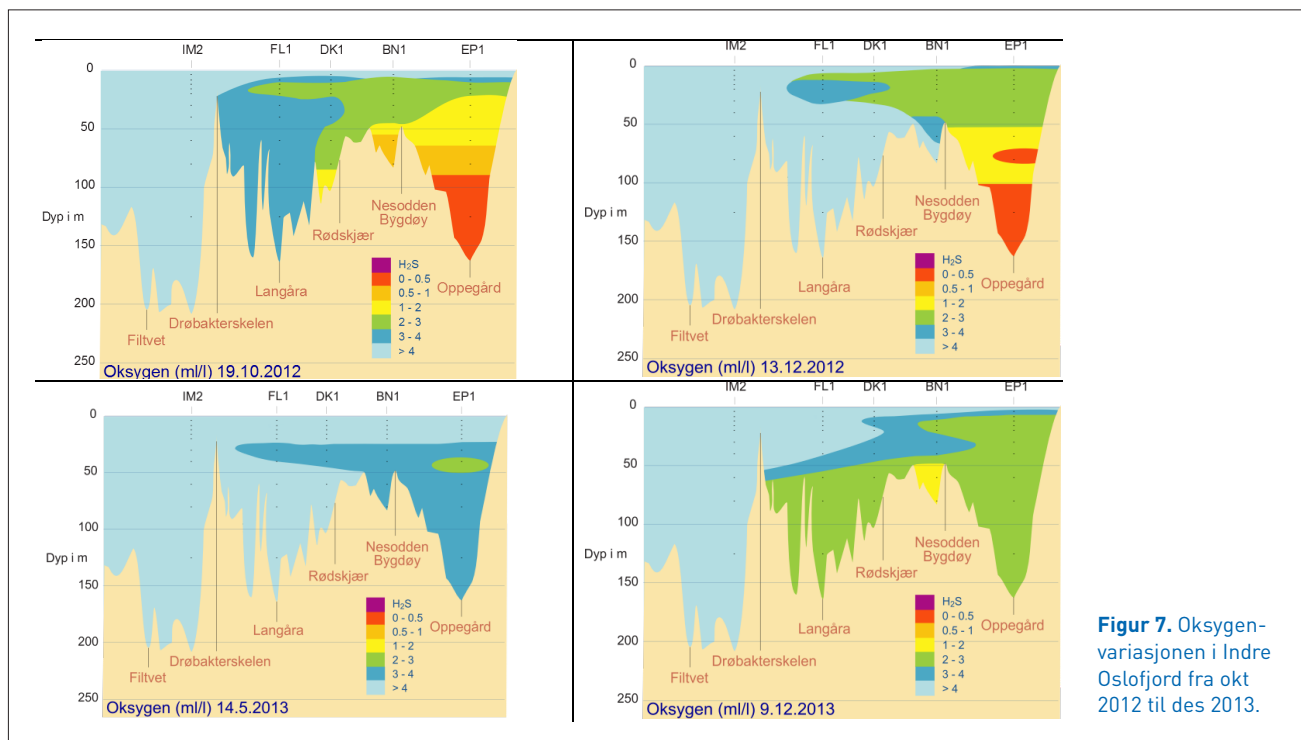
	13. des 2012	18. apr 2013	9. des 2013
Bunnefjorden (Ep1), 80 m	0.32	3.58	2.18
Vestfjorden (Dk1), 90 m	4.68	5.14	2.02

Oksygenkonsentrasjonen er et sentralt mål på tilstanden i en vannmasse. Basert på analyse av historiske observasjoner er det foreslått egne mål for oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden og Bunnefjorden (se **Figur 9**, **Figur 10** og **Figur 11**). Oksygenforholdene i Bunnefjorden (**Figur 9**) viser en klar endring fra 2001, omtrent sammenfallende i tid med at dyputslippet fra det nye Bekkelaget renseanlegg ble satt i drift. Siden da har forholdene omkring 70 m stort sett oppfylt høyt mål (2 ml/l), mens det tidligere kunne være sulfidutvikling opp til dette dyppet. Fra 25 til 50 m dyp har oksygenkonsentrasjonene etter år 2000 stort

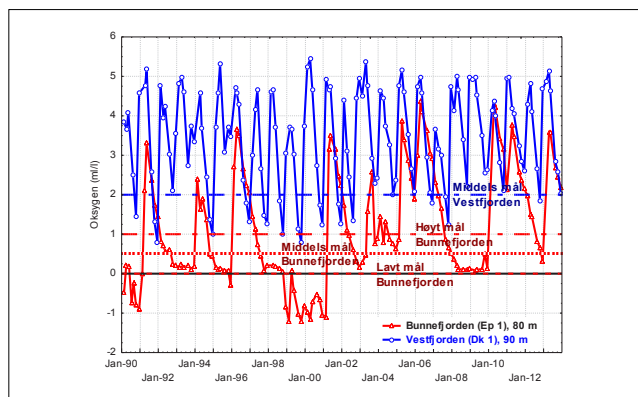
sett oppfylt iallfall lavt mål, mot tidligere år med regelmessig dårligere enn lavt mål i store deler av året.

Etter dårlige oksygenforhold i de dypere deler av Bunnefjorden i 2012 ble det i 2013 igjen gode forhold der, tilsvarende som i 2010 og 2011. Etter 2001 er det i Bunnefjorden ikke observert lengre perioder med en tilstand dårligere enn «lavt mål» slik en så regelmessig før 2001. Det er imidlertid fortsatt litt tidlig å si sikkert om den observerte forbedringen fra omkring 2001 i dyp større enn 50 m i Bunnefjorden er varig. Til sammenligning er perioden fra 2011 til 2012 ikke mye forskjellig fra perioden 1977 til 1987. Endringer i tilstand er først og fremst et resultat av naturlige variasjoner i hvor lenge det går mellom større vannutskiftninger.

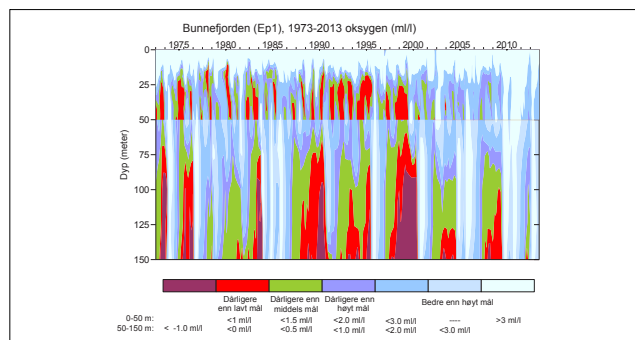
Det nye Bekkelaget renseanlegg ble etablert høsten 2001. Før dette var det ofte hydrogensulfidholdig vann og dårlige oksygenforhold i Bekkelagsbassenget. Etter etablering av det



Figur 7. Oksygenvariasjonen i Indre Oslofjord fra okt 2012 til des 2013.



Figur 8. Oksygenkonsentrasjon ved 80 m dyp (Bunnefjorden) og ved 90 m dyp (Vestfjorden) fra 1990 til desember 2013.



Figur 9. Oksygenkonsentrasjon i Bunnefjorden (Ep1) 1973-2013, sammenlignet med miljømål for oksygen. Bare variasjoner under 3 ml/l er markert. Miljømålene setter høyere krav til oksygen i vannmassen mellom 20-50 meters dyp enn fra 50 meter til bunn.

nye anlegget, med dyputslipp av rensert avløpsvann på 50 m dyp er oksygenkonsentrasjonene blitt betydelig bedre (**Figur 10**). Denne forbedringen er en konsekvens av det nye renseanlegget, både gjennom mindre restutslipp av næringssalter og organisk stoff og pga. forbedret vannutskiftning. Ferskvannet fra dyputslippet stiger opp mot et innlagingsdyp på omkring 30 m og fortynnes med omkringliggende sjøvann, og fortynnet avløpsvann vil delvis strømme ut av bassenget. Gjennom dyputslippet reduseres egenvekten i dypvannet. Dette destabi-

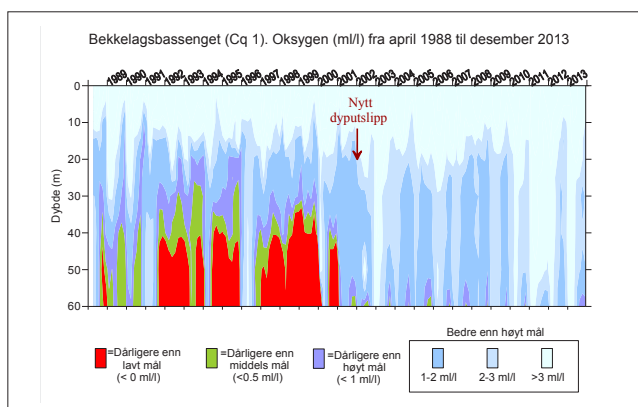
liserer bunnvannet og begunstiger episoder med utskiftning av dypvannet med ”nytt” vann fra områdene utenfor.

Oksygenforholdene i Bekkelagsbassenget i 2011 var de beste siden målingene startet. Mens 2012 lå godt innenfor det som har vært vanlig etter 2001, har vannutskiftningen i 2013 gitt gode forhold i første halvdel av året. I løpet av sommeren og høsten 2013 har imidlertid oksygenkonsentrasjon i bunnvannet gått noe ned og i desember 2013 var oksygenkonsentrasjonen på 60 m nede i 0,68 ml/l, som er dårligere enn høyt mål.

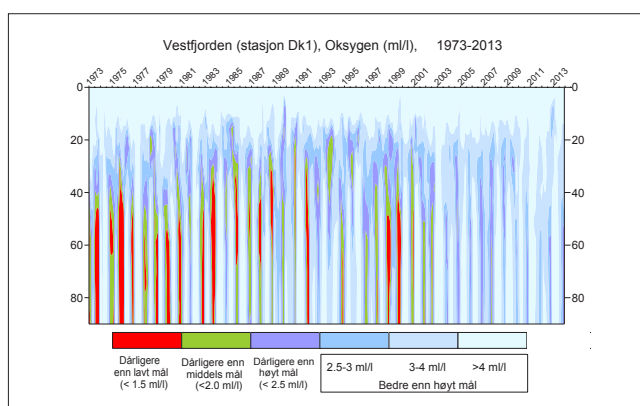
Også i Vestfjorden har det skjedd en forbedring siden 2001 på dyp større enn 20 meter (**Figur 11**). Oksygenforholdene der varierer ganske regelmessig med årstid; fra 2003 har minimumsverdiene om høsten på 50-90 m dyp stort sett holdt seg omkring middels mål eller litt høyere, med et kortvarig unntak høsten 2007 da det var under lavt mål en kort periode. Før 2001 var oksygenkonsentrasjonen regelmessig under lavt mål fra 40-50 m og nedover, og ofte for en lengre periode om høsten. Forholdene i 2013 ligger innenfor vanlig variasjonsområde fra og med 2003.

Oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet i Vestfjorden er i hovedsak bra, men unntak finns.

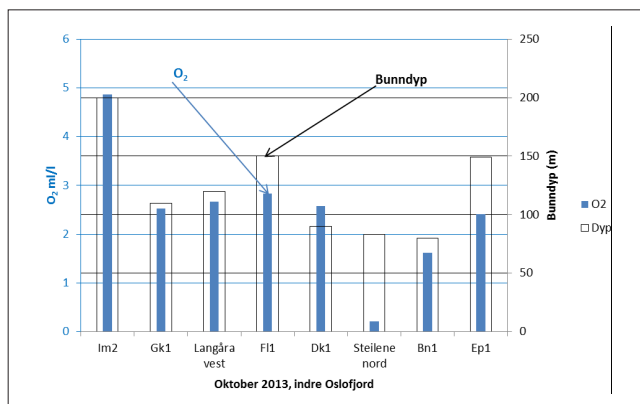
I oktober 2013 ble det tatt ekstra vannprøver ved Steilene nord (se **Figur 13**) og vest for nordre Langåra (Langåra vest) for å måle oksygenkonsentrasjon ved bunnen. Resultatene viste betydelig lavere oksygenkonsentrasjon ved Steilene nord, til tross for at bunn-dypet her er noenlunde som ved Dk1 sentralt i Vestfjorden og Bn1 i Lysakerfjorden (se **Figur 12**).



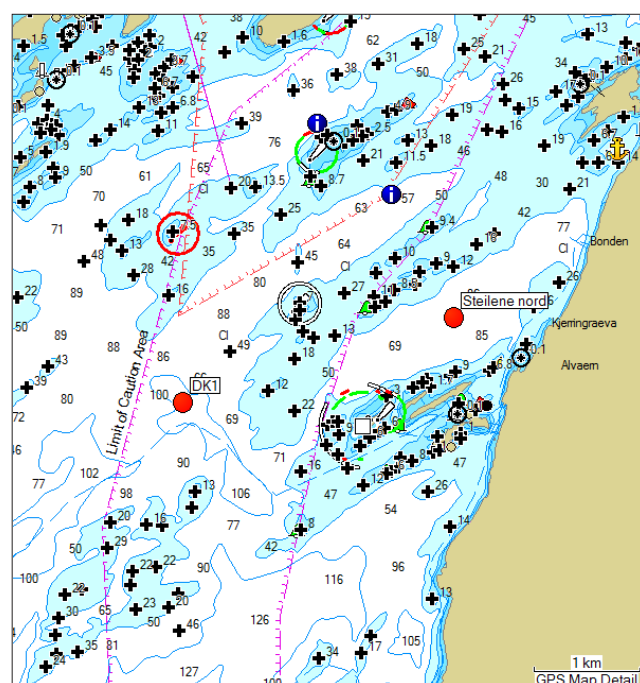
Figur 10. Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq1) 1973-2013, sammenlignet med tentative miljømål. Bare variasjoner under 3 ml/l er vist på figuren.



Figur 11. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk1) 1973-2013, sammenlignet med tentative miljømål. Bare variasjoner under 4 ml/l er vist på figuren.



Figur 12. Oksygenkonsentrasjoner ved bunn fra oktober 2013 vist for alle stasjoner i Indre Oslofjord samt to nye stasjoner; Langåra vest og Steilene nord.



Figur 13. Bunn-topografi kart over bassenget nord for Steilene.

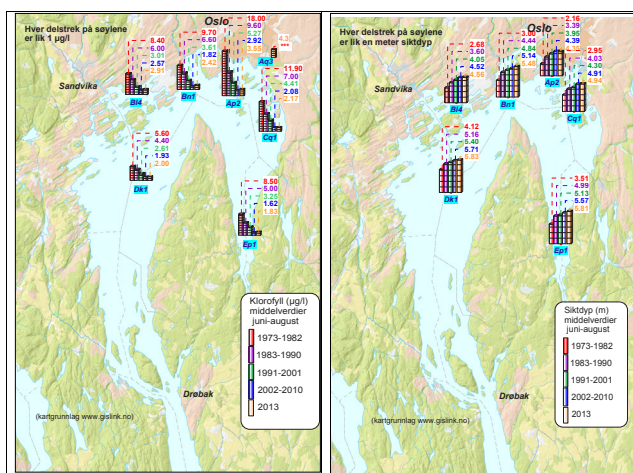
Årsaken til dette er trolig at dypområdet ved Steilene nord ligger i et basseng med et maksimaldyp på 86 m (**Figur 13**) hvor det er dårligere vannutveksling med resten av Vestfjorden. Altså vil vannutskiftningen av bunnvannet i dette bassenget være sjeldnere. Det er også verdt å merke seg at oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet ved Steilene nord (83 m) i Vestfjorden er lavere enn i bunnvannet ved Ep1 i Bunnefjorden som er på 150 m. Det har også ved tidligere undersøkelser vist seg at bunndyrsmiljøene i dette bassenget er tydelig påvirket av de dårlige oksygenforholdene.

Bedre forhold i fjorden - større siktedyp og mindre klorofyll

Rensetiltakene som ble satt i gang etter 1980-tallet med utslipp av avløpsvann til fjordens mellomlag og dermed vekk fra de dypene hvor fotosyntesen kan foregå, samt økende rensgrad på avløpsvannet har gitt tydelig forbedringer i fjorden. Dette kommer tydelig frem i målingene i Indre Oslofjord av vannkvalitetsenelementene siktedyp og klorofyll a.

I Figur 14 vises den historiske utviklingen av siktdyp og klorofyll a gjennom søyler presentert som middelerverdier fra juni til august over fire tiår samt middelerverdier fra juni til august 2013. Det er en tydelig nedgang på klorofyll a fra 1973 og frem til 2013 (**Figur 14, venstre side**). Dette skyldes lavere næringsstofftilførsel samt at næringsstofftilførselen er mindre i dyp hvor fotosyntese kan finne sted. Dette reduserer vekstvilkårene for planteplankton.

Siktedyp har også blitt kraftig forbedret. Dette vises ved at det fra 1973 og frem til 2013 har blitt observert økende siktedyp (**Figur 14, høyre side**).

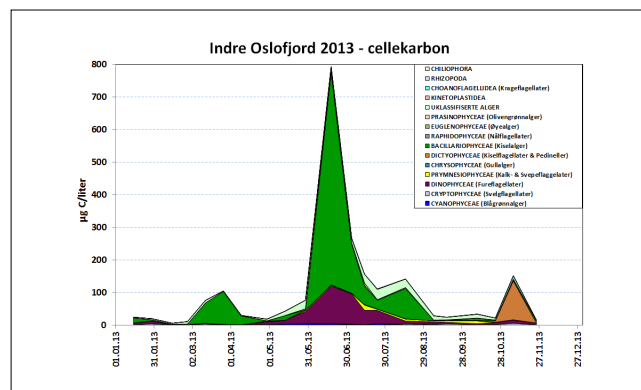


Figur 14. Historisk utvikling klorofyll a (venstre) og siktedyp (høyre) i Indre Oslofjord presentert som middelerverdier for fire tiår samt middelerverdi fra juni til august 2013.

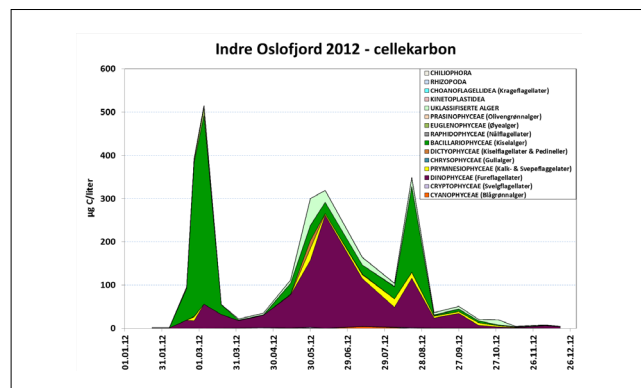
Planktoniske alger i Indre Oslofjord – algemengden i 2013 var ca. 20 % lavere enn middelerdien for perioden 2006-2012

Hvis tilførselen av næringsalter blir for store, kan det skje en opphoping som påvirker økosystemet negativt, blant annet i form av økt algevekst med påfølgende øket sedimentering av algemateriale. Dette kan igjen gi oksygenmangel i bunnvannet. Riktig mengde næringsalter og planteplanktonproduksjon er derfor nødvendig for et godt fungerende økosystem.

Analysene av planktonalger viste i 2013 tre blomstringsperioder av varierende varighet. Det startet med en relativt svak våroppblomstring i mars (**Figur 15**). En ny blomstringsperiode ble innledet i juni med en kraftig kiselalgeblomstring med full dominans av *Chaetoceros radians* etterfulgt i juli av svakere *Chaetoceros curvisetus*-blomstring og avsluttet i midten av august med *Skeletonema*-dominans. Det var også denne perioden dinoflagellatene blomstret med *Ceratium tripos* som viktigste art biomassemessig sett, men forekomstene var lavere og blomstringsperioden kortere enn i 2012 (**Figur 16**). Den fisketoksiske dinoflagellaten *Alexandrium pseudogoniaulax* som hadde en masseblomstring i 2009, forekom også i 2013, men også den med lavere maksimumsforekomst enn året før.



Figur 15. Algebiossammensetning i form av cellekarbon (µg C/L) for 2013. Prøver fra ca. 4 meters dyp i Vestfjorden automatisk samlet inn med MS «Color Festival» ved Steilene. Dominerende grupper i figuren: grønn=kiselalger, lilla=fureflagellater, brun=kiselflagellater og pedineller, gul=alk- og svepeflagellater, lys grønn=uklassifiserte alger.



Figur 16. Algebiossammensetning i form av cellekarbon (µg C/L) for 2012. Prøver fra ca. 4 meters dyp i Vestfjorden automatisk samlet inn med MS «Color Festival» ved Steilene.

Spesielt for 2013 var en sen høstblomstringsepisode i begynnelsen av november av kiselflagellaten *Dictyocha speculum*. Den totale algemengden i form av cellekarbon integrert over hele året var i 2013 ca. 10 % lavere enn forrige år og 20 % lavere enn middelverdien for perioden 2006-2012 (**Tabell 2**).

Tabell 2. Algekarbon ($\mu\text{g C/liter}/\text{år}$) integrert over året for årene 2006-2013.

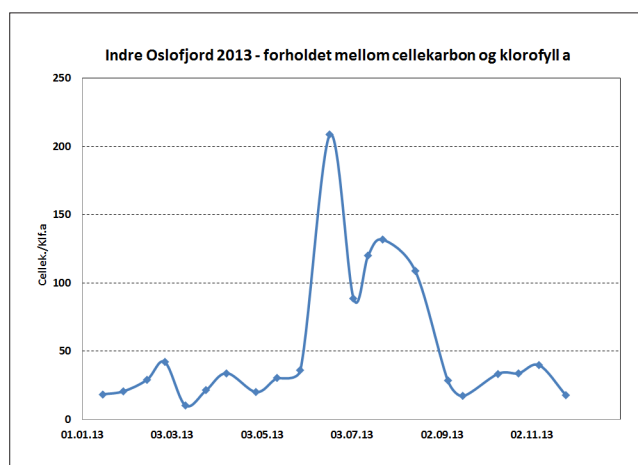
År	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Integrert algekarbon (gC/liter/år)	30,6	51,9	59,2	66,5	20,4*	39,8	39,1	35,4

Figur 17 viser hvordan forholdet mellom beregnet cellekarbon og klorofyll a øker fra våren til sommeren og avtar igjen utover høsten. Årsaken til dette er at autotrofe planktoniske alger tilpasser klorofyll a-nivået i cellene til lystilgangen slik at pigmentmengden reduseres når innstrålt lysmengden øker mot sommeren, men avtar igjen utover høsten etter hvert som den lysmengden avtar og algenes behov for klorofyll a i cellene øker igjen.

Liten transport av Cyanobakterier (blågrønnalger) fra Årungen til Bunnefjorden i 2013, ingen produksjon av gift

Overgjødningen med næringsalter fra menneskeskapte kilder er en av årsakene til at masseutviklinger av blågrønnalg er et vanlig fenomen i Norge, gjerne på sensommeren. Mange blågrønnalger kan produsere giftstoffer som kan påvirke human helse.

For å unngå slike problemer anbefaler Verdens Helseorganisasjon (WHO) å overvåke vann med blågrønnalger nøye og fraråder bading dersom grenseverdien for algegiftstoffer i vannet overskrides. Masseutviklinger av giftproduserende blågrønnalger er et årlig fenomen i Årungen. Hver sommer transporteres det giftproduserende blågrønnalger fra Årungen via Årungselva til Bunnefjorden.



Figur 17. Utviklingen av forholdet mellom cellekarbon og klorofyll a gjennom året på stasjon DK1 i 2013.

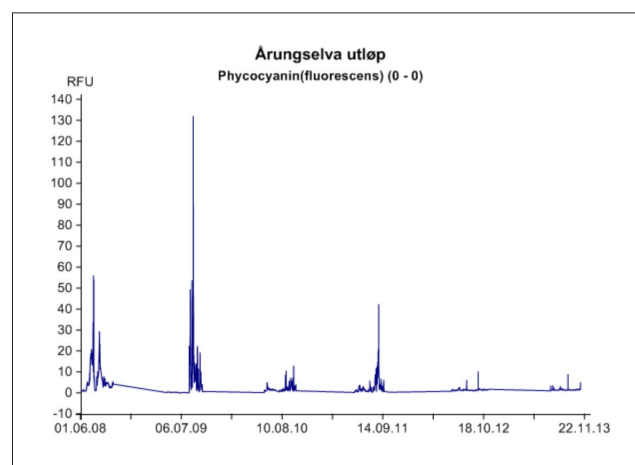
Tidligere trodde man at algene dør ved kontakt med saltvann. Observasjoner i august 2007 viste imidlertid at blågrønnalger overlever i noen tid i sjøvann og kan opptre i deler av Bunnefjorden og forringe badevannskvaliteten der (det ble advart mot bading). I 2008 ble det derfor satt i gang overvåking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

Overvåkingen gjøres kontinuerlig ved bruk av en sensor som måler mengden av blågrønnalger direkte. I perioden 2008-2013 har NIVA installert og driftet en slik sensor i Årungselva. I tillegg har NIVA, gjennom et samarbeidsprosjekt med Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB), hatt tilgang til algetoksindata fra jevnlig målinger i Årungen. Målingene ble i 2011 og 2013 finansiert av PURA, mens de tidligere har vært en del av overvåkingen finansiert av Fagrådet.

Også i 2013 ble det observert algeoppblomstringer i Årungen (**Figur 18**), men produksjonen var liten og det ble ikke observert transport av algetoksiner i Bunnefjorden. Det var derfor ikke nødvendig å gå ut med noen advarsler mot bading i Bunnefjorden slik som i 2007.

Rekeforekomster – Gjennomgående mange reker i fjorden i 2013 (unntatt i Vesthullet)

Som en del av overvåkingen innsamles det hvert år reker fra dypområdene på i alt 7 lokaliteter i fjorden (**Figur 2**). Rekene fanges ved bruk av en slede med et innsamlingsnett som dras over bunnen over en avstand på ca. 1 km. Rekene som ble fanget i 2013 ses i **Figur 19**. Reker er følsomme for oksygenforholdene. Undersøkelsene i Indre Oslofjord i perioden 2000-2013 viser på at det ved oksygenkonsentrasjoner under 1 ml/L normalt ikke forekommer reker. Ved oksygenkonsentrasjoner mellom 1-2 ml/L kan det forekomme noe reker, mens en må opp i konsentrasjoner på ca. 2,5-3 ml/L før en kan oppnå relativt høye individ- og artsantall.

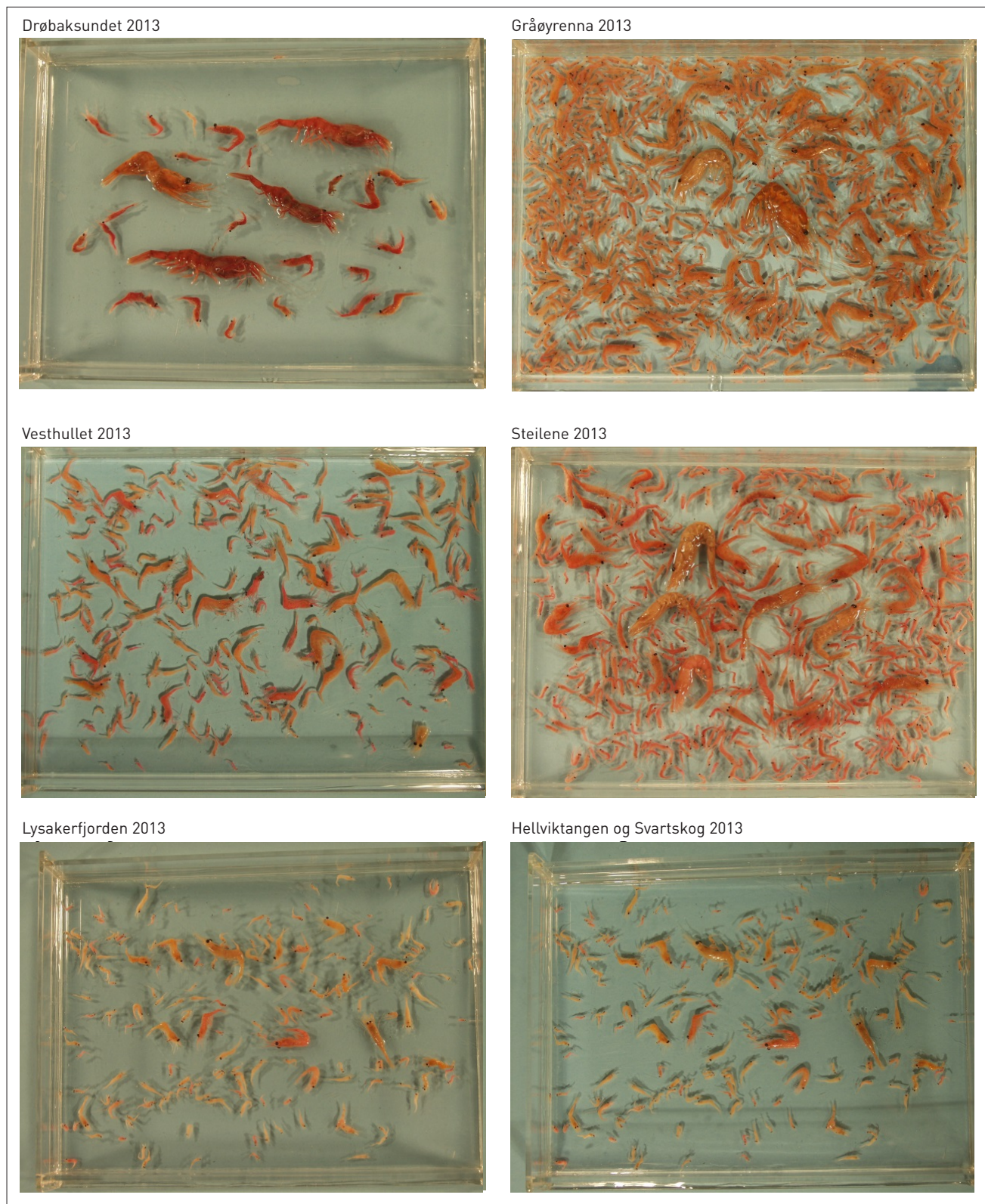


Figur 18. Figuren viser mengden av pigmentet phycocyanin (dvs. et mål for konsentrasjonen av blågrønnalger) i vannet (Årungselva) i perioden 2008-2013. RFU – referanse enhet.

De senere år har en bare sporadisk observert reker i Bunnefjorden i dypområdene ved Svartskog og Hellviktangen, mens en lenger ut i fjorden normalt finner reker. De gode oksygenforholdene som en hadde i Bunnefjorden i 2011 gjorde at en dette året observert reker ved bunnen, selv om individantallet var lite (**Figur 20**). Utover i 2012 forverret oksygensituasjonen seg i bunnvannet i Bunnefjorden og ingen reker ble derfor observert der i 2012. I 2013 derimot ble det obser-

vert en del reker i Bunnefjorden ved Hellviktangen (**Figur 20**). Dette skyldes trolig at en vinteren 2013 hadde betydelig utskifting av bunnvannet i Bunnefjorden slik at forholdene igjen lå til rette for reker ved Hellviktangen. Reker ble likevel ikke observert ved Svartskog i 2013.

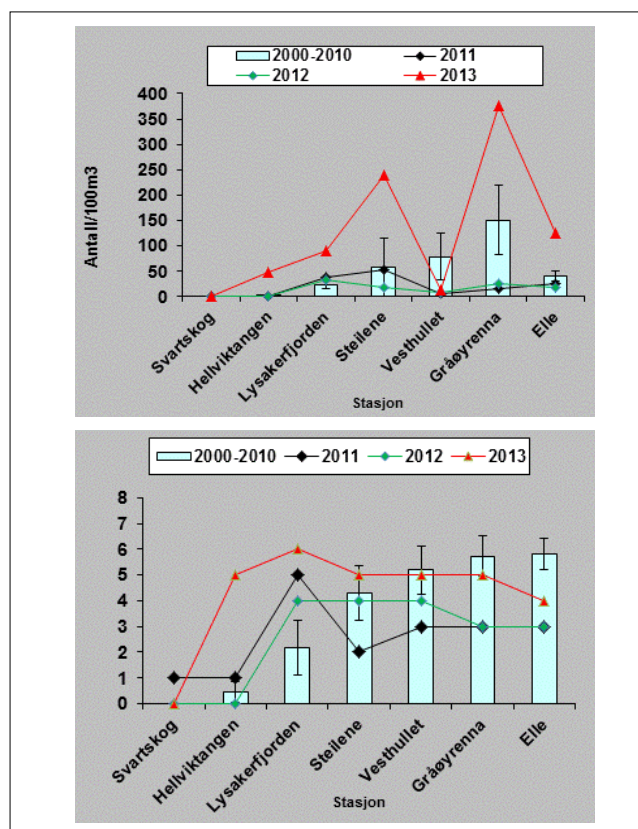
I 2013 var det gjennomgående mange reker i fjorden (unntatt ved Vesthullet) (**Figur 20**). Det var også uvanlig mange arter i



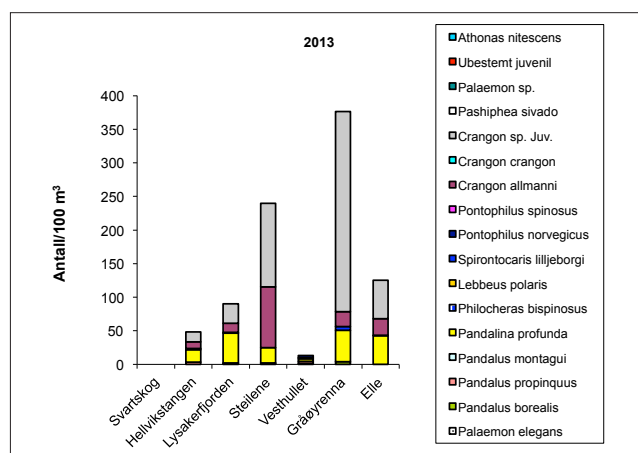
Figur 19. Reker i sledeprøver på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2013. Hvert bilde viser rekene som ble samlet i et sledetrekk på 1 km. (Foto R. Amundsen).

forhold til tidligere ved Hellvik i Bunnefjorden og i Lysakerfjorden, mens det var tilnærmet normalt antall arter ved Steilene, Vesthullet, Gråøyra, men litt færre ved Elle.

Den dominerende rekearten i 2012 var *Crangon allmanni*, mens juvenile små individer av *Crangon* dominerte i 2013 (Figur 21). Det er også verdt å bemerke at en i 2012 observerte dypvannsreken *Pandalus borealis* på 3 stasjoner og på 4 stasjoner i 2013, mens en i 2011 ikke observerte en eneste reke av denne arten.



Figur 20. Forekomst av reker i Indre Oslofjord og Drøbaksundet (Elle) for perioden 2000-2013. Øverst: Gjenomsnittlig antall rekearter pr. sledetrekk for perioden 2000-2010 og observasjonene for 2011 og 2012. Nederst: Gjenomsnittlig antall individer av reker pr/100 m3 for perioden 2000-2010 og observasjonene for 2011, 2012 og 2013. For begge figurer er 95 % konfidensintervall inntegnet.



Figur 21. Forekomst av ulike rekearter i sledeprøver fra 7 stasjoner i Indre Oslofjord i 2013.

Horisontalutbredelse av tang – store endringer de siste år – positiv utvikling i Vestfjorden og Bunnefjorden og negativ utvikling i sørlige deler av Vestfjorden og Drøbak-området

I 2011, 2012 og 2013 ble det gjennomført registreringer av de fem vanligste tangartene i Indre Oslofjord. Disse artene er: spiraltang (*Fucus spiralis*), blæretang (*Fucus vesiculosus*), grisetang (*Ascophyllum nodosum*), gjelvtang (*Fucus evanescens*) og sagtang (*Fucus serratus*). Foto av de fem tangartene ses i Figur 22.

Registreringene ble foretatt på 123 stasjoner fra innerst i Bunnefjorden til 3-4 km syd for Drøbak. Tangens forekomst (mengde) ble vurdert etter en tredelt skala hvor 1= sjelden, 2= vanlig og 3= dominerende. Undersøkelsen ble gjennomført med samme omfang og metodikk som tilsvarende undersøkelser i 1974-1980, 1988-1990, 1998-2000 (se også Figur 29). Formålet med undersøkelsen er å følge den videre utviklingen i tangsamfunnene og om mulig påvise endringer fra tidligere undersøkelser.

Dagens utbredelse av tang

Resultatene fra 2011-2013 viser at spiraltang, blæretang og sagtang vokser i tette bestander i store deler av Indre Oslofjord, men er mindre vanlig/fraværende i havnebassenget og Sandvikbassenget. Gjelvtang derimot har sitt hovedområde i indre del av fjorden (havnebassenget) hvor den vokser i tette bestander, mens den vokser i mindre tette forekomster i Bunnefjorden og Vestfjorden (Figur 23). Gjelvtang er den eneste tangen som har størst forekomst i de indre, mest belastede områdene. Grisetang vokser kun på et fåtall stasjoner i Bunnefjorden og i sørlige del av Vestfjorden. Den er ikke dominerende på noen av stasjonene.

Endringer i tangvegetasjonen

Grisetang. På 1890-tallet var grisetang vanlig også i fjordens innerste deler ved Bygdøy og Nakkholmen – der vokser den ikke i dag. Grisetang er sårbar for forurensninger og har gradvis forsvunnet fra større områder av fjorden. Grisetangen vokser stort sett på de samme stasjoner som for 10 år siden, men det har blitt mindre mengder på flere av stasjonene. Arten registreres stort sett som enkeltfunn i Indre Oslofjord.

Gjelvtang er en nordlig art som er hjemmehørende i Nord-Norge ned til Trondheimsfjorden. I Oslofjorden regnes den å være en introdusert art og ble første gang registrert rundt århundreskiftet (1890-årene). I Sør-Norge vokser gjelvtang stort sett i havnebassenger og forurensede områder.

Fram til 1950-tallet forekom gjelvtang i beskjedne mengder i Oslofjorden. På 1960-tallet ble den registrert på til sammen 10 av 31 stasjoner, og på 1970-tallet var den blitt den vanligste tangarten i Oslofjorden, samtidig som de 4 opprinnelige artene var blitt mindre vanlige. Gjelvtang ble funnet på hele 97 % av stasjonene i 1974-75 og vokste i tette populasjoner på de fleste av stasjonene (dominerende) (Figur 24). På slutten av 1980-årene ble det registrert en liten nedgang i mengde

gjelvtang i forhold til tidligere. På slutten av 1990-tallet var situasjonen omtrent uforandret mens i 2011-2013 har det vært en markant nedgang i mengde gjelvtang på de fleste stasjoner. Gjelvtang er fremdeles tilstede i alle deler av fjorden, men mengdene har blitt redusert. (Figur 23, Figur 24). Det er kun i de indre havneområdene at den fremdeles er dominerende på stasjonene. De største endringene i gjelvtang-utbredelsen har vært siste 10-15 år.

Oppsummert

Også samlet sett (alle artene vurdert samlet) har det skjedd store endringer i tangvegetasjonen siden slutten av 1970-

Sammensetningen av organismsamfunnene i en fjord er opprinnelig bestemt av naturlige fysiske, kjemiske og biologiske miljøfaktorer. Menneskeskapte endringer i vannmiljøet vil kunne endre den naturlige vegetasjonen. De vanlige tangartene er flerårige og kan tjene som gode indikatorer på langvarige og større endringer i det omgivende vannmiljø.

Spiraltang



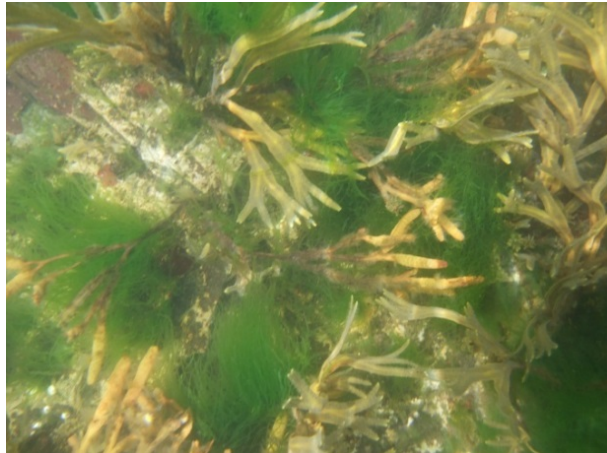
Blæretang



Grisetang



Gjelvtang



Sagtang



Figur 22. De 5 vanligste tangarter i Indre Oslofjord. Spiraltang, blæretang, grisetang og sagtang anses som opprinnelige arter i fjorden, mens gjelvtang anses som en introdusert art. (Foto: Tone Kroglund).

tallet. Det har vært en økning i de opprinnelige tangartene og reduksjon i mengde gjelvtang i Vestfjorden, Bunnefjorden og de indre havneområdene (**Figur 25**).

Samtidig med den positive utviklingen i Vestfjorden og Bunnefjorden har det vært en negativ utvikling i sørlige deler av Vestfjorden og Drøbak-området med nedgang i de opprinnelige tangartene grisetang, blæretang og sagtang og økning i gjelvtang. Siste 10-15 år har også gjelvtang blitt noe redusert i området. Det er uvisst om dette grunnes isskuring eller andre årsaker.

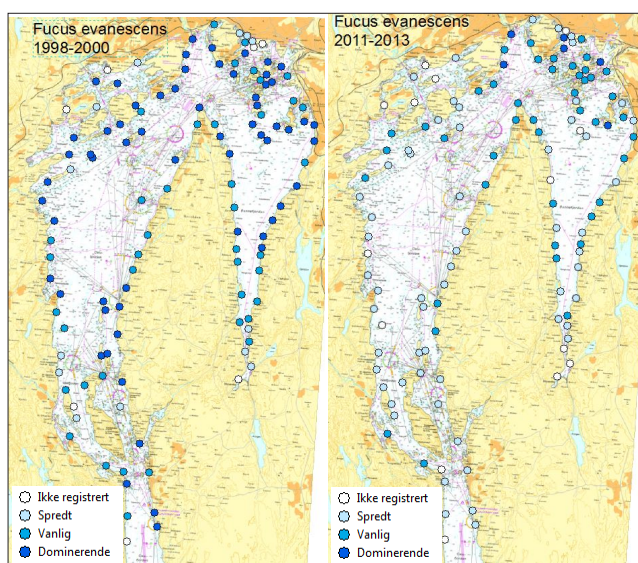
Algevegetasjonens dekningsgrad – Flest arter i Drøbaksundet og deler av Vestfjorden, færre arter i Bunnefjorden og havneområdet nær Oslo

Endringer i organismesamfunnene i strandsonen har ofte vist seg å skyldes endringer i næringssaltpåvirkning. Oslofjorden har gjennomgått store endringer i vannkvaliteten gjennom

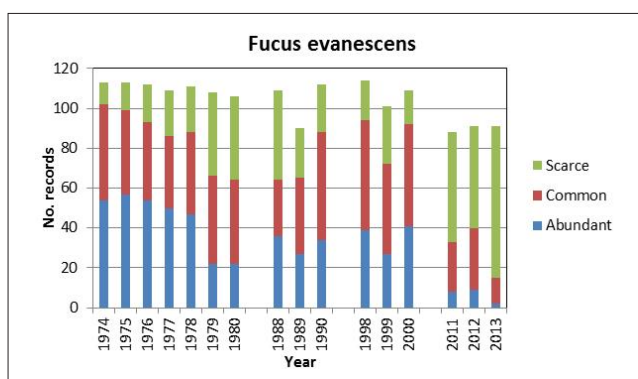
mange 10-år og det er gjennomført mange undersøkelser for å følge med på algevegetasjonen i fjorden. Redusert artsrikdom ble beskrevet fra 1940-1960-årene, mens det senere er påvist en tydelig bedring i algevegetasjonen.

Ruteanalyser av organismesamfunnene (flora og fauna) i strandsonen ble gjennomført sommeren 2011 og 2013 i indre Oslofjord. Registreringen ble utført på 8 stasjoner og skulle gi en detaljert og kvantitativ beskrivelse av gruntvannssamfunnet. Tilsvarende ruteregistreringer ble gjennomført i 1974 og 1975 og i 2001 og 2002. Hovedformålet med undersøkelsen var om mulig å kunne påvise endringer i gruntvannssamfunnene fra de foregående undersøkelsene. Stasjonenes plassering er vist i **Figur 26**.

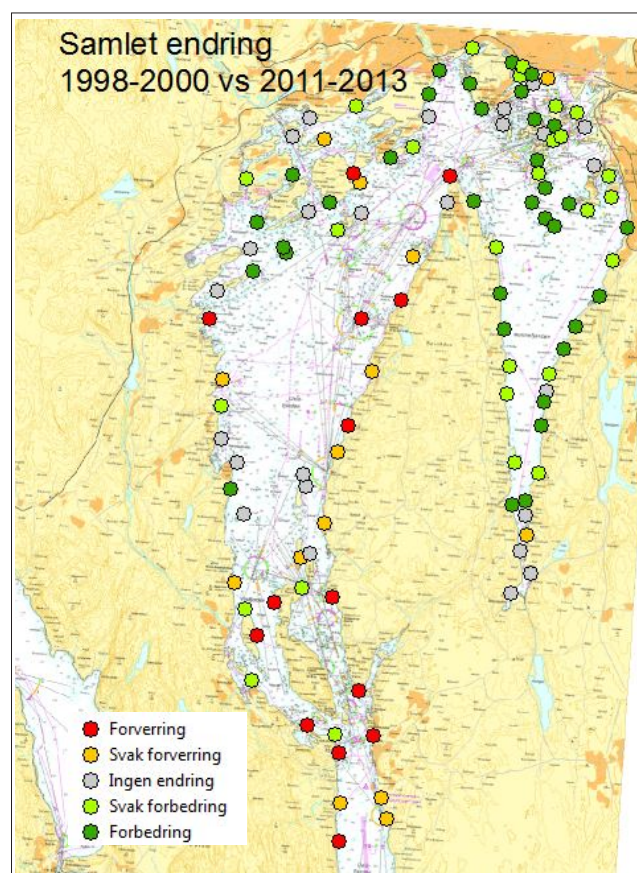
Tilsammen ble det registrert 51 arter i undersøkelsen i 2011 og 57 arter i 2013 (**Tabell 3**). Stasjonene i Drøbaksundet og deler av Vestfjorden hadde flest arter mens stasjonene i Bunnefjorden og havneområdet hadde færreste arter (**Figur 27**). Antallet arter i 2011/2013 ligger omtrent på samme nivå som i 2000-2001 og det har ikke vært større endringer i artstall hverken for fjorden sett under ett eller på de enkelte stasjonene (**Figur 27**). Antallet arter har imidlertid økt signifikant fra 1974/75, både



Figur 23. Utvikling i A. Utbredelsen av gjelvtang (*Fucus evanescens*) i 1998-2000 og 2011-2013.



Figur 24. Antall stasjoner hvor gjelvtang (*Fucus vesiculosus*) er registrert som spredt, vanlig og dominerende i tidsperioden fra 1974-2013 i Indre Oslofjord.



Figur 25. Samlede endringer i mengdemessig utbredelse av 5 tangarter fra 1998 til 2013. Endringer i tangsamfunnet er vist med ulike fargede symboler. Økning i mengde av de opprinnelige tangartene og nedgang i mengde gjelvtang er tolket som «forbedringer». Nedgang i de opprinnelige tangartene og økning i mengden gjelvtang er tolket som «forverring». Figuren viser en forbedring i tangvegetasjonen i nordlige deler av Vestfjorden, havneområder og Bunnefjorden, men en negativ utvikling i området Drøbak – Håøya siste 10-15 år.

for fjorden sett under ett og for den enkelte stasjon. Andelen rødalger har økt signifikant totalt sett og på de fleste stasjoner (unntatt R2 Storskjær og R7 Katten). Andelen brunalger har gått ned. Andelen grønnalger har ikke endret seg signifikant totalt sett, men har økt signifikant på R3 (Søndre Spro) og R5 (Ildjernet) og sunket signifikant på R7 (Katten) og R8 (Hovedøya).

Stasjonene hadde stort sett litt høyere andel grønnalger og lavere andel rødalger i 2011 enn det som regnes som normalt i kystområder (**Figur 28**). Normalintervallet for prosentandel rødalger regnes for å være 45 ± 10 , for brunalger 35 ± 10 og for grønnalger 15 ± 5 . Stasjonene nærmest havneområdet hadde

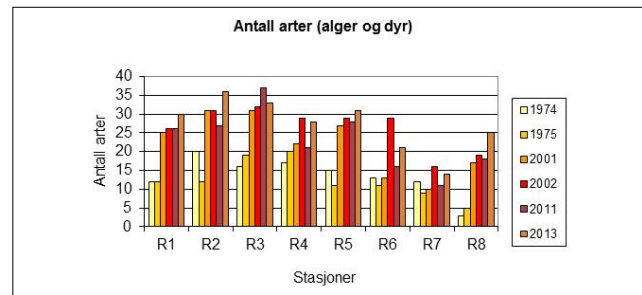
de høyeste andelen grønnalger og laveste andelen rødalger og er trolig et resultat av den samlede belastningen. Det kunne ikke påvises noen generell økt grønnalgeprosent innover i fjordsystemet. Fordelingen mellom antall rødalger, brunalger og grønnalger har ikke endret seg nevneverdig siden forrige undersøkelse i 2000/01.

Sammenlignet med undersøkelsen i 1974 - 1975 hadde stasjonene en mer artsrik flora og fauna, men det har ikke vært større forskjeller fra undersøkelsen i 2000/01. Nedgangen i forekomst av gjelvtang som er observert i undersøkelsen av horisontalutbredelser, er ikke observert på de 8 stasjonene i denne undersøkelsen.

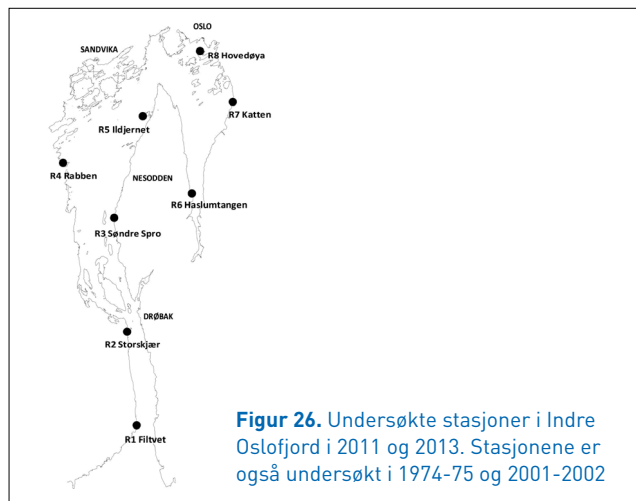
Tabell 3. Antall arter som ble registrert i hele undersøkelsesområdet i 1974, 1975, 2001, 2002, 2011 og 2013.

	1974	1975	2001	2002	2011	2013
Rødalger	11	10	18	18	17	18
Brunalger	10	13	15	14	14	17
Grønnalger	10	6	8	8	9	9
Sum antall alger	33	29	41	40	40	46
Antall dyr*	3	2	7	11	11	11
Totalt antall arter	36	31	48	51	51	57

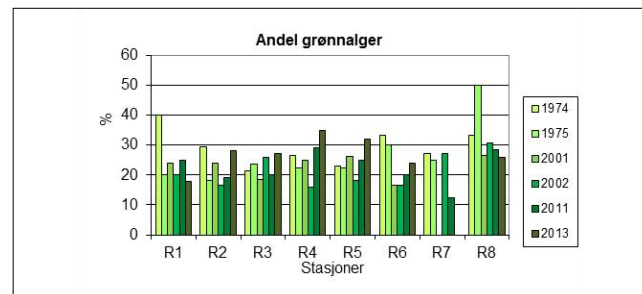
* Kun et utvalg er tatt med. Gjenspeiler ikke artsutvalget av fauna



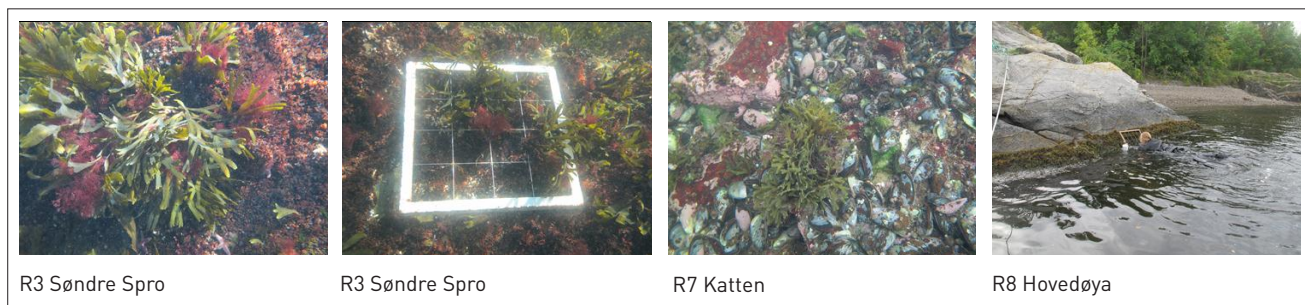
Figur 27. Antall arter registrert på de enkelte stasjoner i 1974, 1975, 2001, 2002, 2011 og 2013. Stasjon R1= Filtvet, R2= Storskjær, R3= Søndre Spro, R4= Rabben, R5= Ildjernet, R6= Haslumtangen, R7= Katten, R8= Hovedøya



Figur 26. Undersøkte stasjoner i Indre Oslofjord i 2011 og 2013. Stasjonene er også undersøkt i 1974-75 og 2001-2002



Figur 28. Andel grønnalger på de enkelte stasjoner i 1974, 1975, 2001, 2002, 2011 og 2013. Stasjon R1= Filtvet, R2= Storskjær, R3= Søndre Spro, R4= Rabben, R5= Ildjernet, R6= Haslumtangen, R7= Katten, R8= Hovedøya

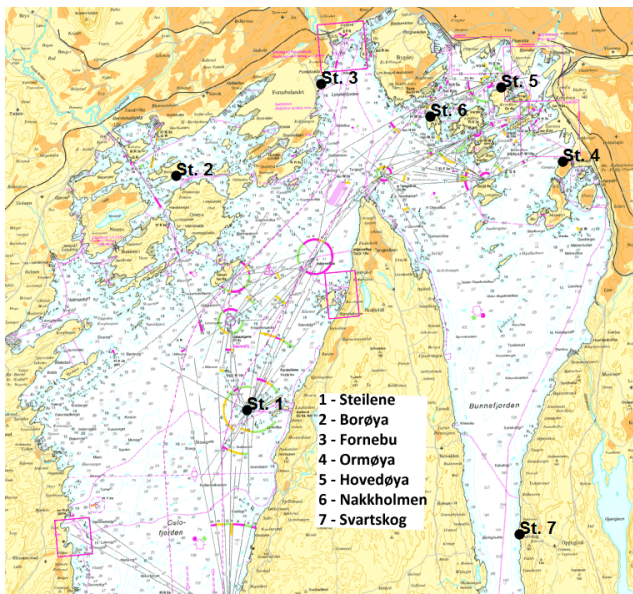


Figur 29. Bilde av algevegetasjon på 4 av lokalitetene tatt i august 2011 | bilde fra R3 ses rammen som brukes under registreringene.

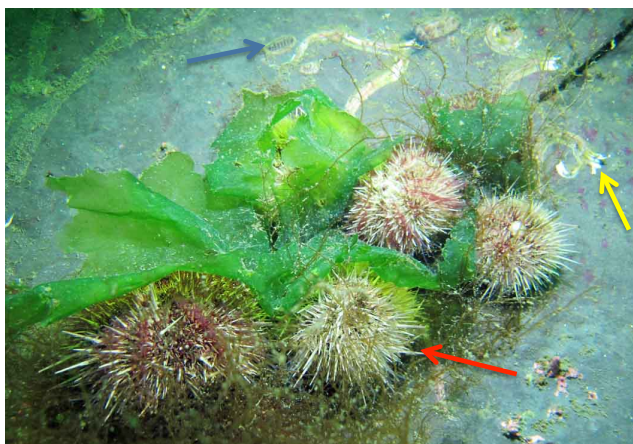
Nedre voksegrense og artsmangfold for bunnlevende alger – forbedring på sikt, men kråkeboller forstyrrer bildet

Registrering av alle fastsittende makroskopiske alger, og de vanligste fastsittende/lite bevegelige dyrene ble foretatt ved dykking forsommeren 2013. Registreringen ble utført på 7 stasjoner (Figur 30) og gir en beskrivelse av vertikalutbredelsen av gruntvannsorganismer. Tilsvarende registreringer ble gjennomført i 1981, 82, 83, 89, 91, 2011 og 2012. Hovedformålet med undersøkelsen er å kartlegge nedre grense for opprett algevegetasjon (dvs. større alger som vokser ut vertikalt fra substratet) i Indre Oslofjord. Nedre voksegrense regnes som det største dyp hvor det blir registrert spredt forekomst (minimum 0 – 5 % dekningsgrad) av en algart/taxa.

Vertikalutbredelsen til de fastsittende algene vil være avhengig av hvor langt ned i sjøen sollyset går. Lysgjennomgangen i vannet er avhengig av partikkelmengden (turbiditeten) i vannet. Reduseres



Figur 30. Stasjonskart for undersøkelse av nedre voksegrense for fastsittende alger på 7 stasjoner i Indre Oslofjord.

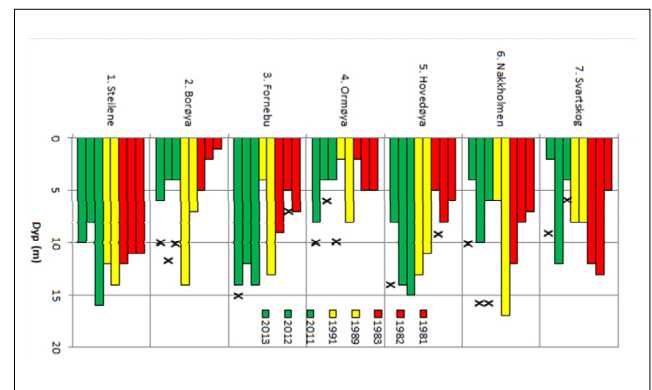


Figur 31. Kråkeboller (rød pil), trekantmark (*Pomatoceros triqueter*) (gul pil) og skalllus (*Polyplacophora indet.*) (blå pil). Fjell, ca. 14 m dyp, på Steilene (St. 1.) (Foto: Camilla Fagerli).

turbiditeten vil siktedypet øke, noe som igjen kan gi en dypere utbredelse av alger. Vannkvalitet, substrat, helningsvinkel, orientering og beiting påvirker også algenes nedre voksegrense. I tillegg ser det ut til at også forekomsten av kråkeboller (Figur 31) kan være en faktor som kan påvirke algenes nedre voksegrense.

Vannforskriften sier at alle vannforekomster skal dokumentere vannkvaliteten ved å benytte biologiske indekser. I Norge har vi per i dag to makroalgeindekser (Fjæreindeksen – RSLA og Nedre voksegrenseindeksen – MSMDI) som benyttes i forskjellige regioner og vanntyper. For de undersøkte stasjonene benyttes Nedre voksegrenseindeksen, med unntak av stasjon 2 i Bærumsbassenget som ligger i en vanntype (sterkt ferskvannspåvirket fjord) hvor indeksen foreløpig ikke er godkjent for bruk. Basert på historiske data, innsamlet informasjon fra forurensete områder og ekspertvurderinger, er det satt grenseverdier for vannkvalitet basert på nedre voksegrenser for 9 utvalgte arter for 3 vanntyper i Skagerrak (Veileder 01:2009). Ut fra resultatene for nedre voksegrense til de 9 utvalgte artene beregnes en EQR (Ecological Quality Ratio) – verdi mellom 0 (Svært dårlig tilstand) og 1 (Svært god tilstand). For å tilfredsstille kravene i Vannforskriften må det oppnås en EQR over 0,6 (grenseverdien mellom God og Moderat tilstand). Dersom EQR er lavere enn 0,6 skal det vurderes å sette inn tiltak. For å kunne beregne en EQR-verdi må minst 3 av de 9 artene være til stede.

De fleste stasjonene består av bløtbunn og svært nedslammet fjell, som er lite gunstige substrat for algevekst. Det er generelt registrert lite algevegetasjon dypere enn ca. 5 m på de undersøkte stasjonene, også i undersøkelsene gjort i 2013. Den svært



Figur 32. Nedre voksedyp for opprette alger (spredt forekomst) på 7 stasjoner i Indre Oslofjord. Kryssene viser dypet hvor det først ble registrert kun et enkeltfunn av opprette alger.

Indeks	1981	1982	1983	1989	1991	2011	2012	2013
Stasjon	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR
1	n.a.	0,67	0,71	0,80	0,45	n.a.	n.a.	0,47
3	n.a.	n.a.	n.a.	0,80	n.a.	0,73	0,73	0,67
4	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.
6	n.a.	0,60	0,60	0,73	n.a.	n.a.	0,45	n.a.

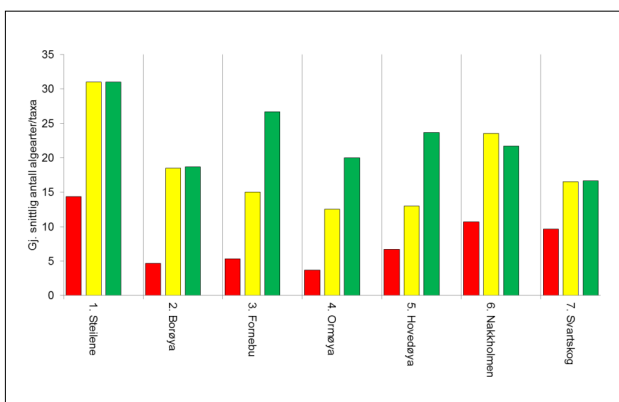
Figur 33. EQR-verdier beregnet på 7 stasjoner i Indre Oslofjord. n.a. (not available) betyr at EQR-verdier ikke har kunne blitt beregnet da ingen, eller færre enn tre, av de utvalgte artene er registrert. Gul farge indikerer moderat status for vannkvalitet, og grønn farge indikerer god status.

sparsommelige algevegetasjonen gjør resultatene vanskelig å tolke. Resultatene fra nedre voksegrenseundersøkelsene er ikke entydige. Det er ingen klar trend på Steilene (St. 1), Borøya (St. 2), Ormøya (St. 4), Nakkholmen (St. 6) og Svartskog (St. 7), mens det har skjedd en forbedring fra 80-tallet ved Fornebu (St. 3) og Hovedøya (St. 5) (Figur 32). Registreringer av enkeltfunn av alger (Figur 32) viser at på enkelte stasjoner er mulighet for vekst av alger dypere enn nederste registrerte voksedyp for spredt forekomst av alger. I 2013 ble det registrert moderat status på Steilene (St. 1), og god status på Fornebu (St. 3), men i de fleste undersøkelsene ble det ikke registrert tilstrekkelig antall arter for å kunne beregne EQR-verdier (Figur 33). Indeksen for nedre voksegrense er derfor ikke ideell å bruke for beregning av økologisk status i Indre Oslofjord.

Fra 1989 til 1991 ble nedre voksegrense løftet oppover betraktelig på Fornebu, Ormøya og Nakkholmen (Figur 32), og det ble samtidig også registrert en økning av kråkeboller. I 2011 ble det registrert lavere forekomst av kråkeboller på disse stasjonene, og nedre voksegrense har flyttet seg dypere. Økt forekomst, med påfølgende beitepress, kan medføre at nedre vegetasjonsgrense løftes oppover. Undersøkelsene gjort i 2013 viser ingen klare sammenhenger mellom forekomsten av kråkeboller og endringer i nedre voksegrense fra 2012 til 2013.

Det har skjedd en økning i antall registrerte arter på alle stasjonene siden begynnelsen av 80-tallet. Figur 34 viser gjennomsnittlig antall algearter/taxa som ble registrert i de tre undersøkelsesperiodene (1981-83, 1989/91 og 2011-2013). På Fornebu (St.3), Ormøya (St. 4) og Hovedøya (St. 5) er det registrert en stor økning i artsantallet siden undersøkelsene rundt 90-tallet, mens på Steilene, Borøya, Nakkholmen og Svartskog er det svært små endringer i registrert artsantall fra 90-tallet.

Ut fra registreringene av nedre voksegrense og arts mangfold kan det konkluderes med at det på lang sikt har skjedd en forbedring av vannkvaliteten i Indre Oslofjord. Beiting av kråkeboller er imidlertid en forstyrrende faktor som også kan påvirke nedre voksegrense i betydelig grad, og som en må ta hensyn til når en vurderer endringer fra år til år opp mot mulige forandringer i vannkvalitet.



Figur 34. Gjennomsnittlig antall algearter/taxa registrert på de 7 stasjonene i Indre Oslofjord i de tre undersøkelsesperiodene (Røde kolonner: 1981, 82 og 83, Gule kolonner: 1989 og 1991, Grønne kolonner: 2011, 12 og 13)

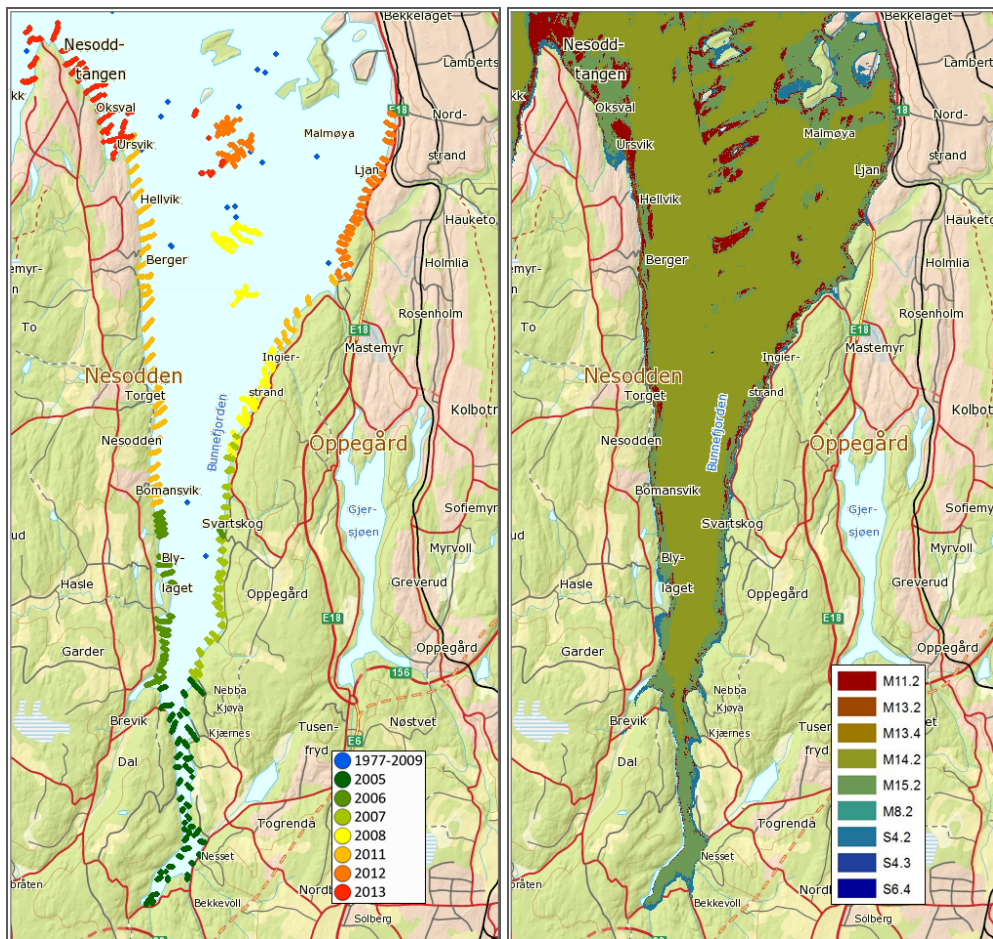
Biologisk mangfold – artsfattige naturtyper dominerer i grunnområdene i Bunnefjorden

Forvaltningen av strandsonen og grunnområdene forutsetter en viss kjennskap til hvilke naturtyper som finnes der. Arbeid med registrering av naturtyper i Bunnefjorden har pågått siden 2005 frem til i dag, med unntak av årene 2009 og 2010 (Figur 35a). Bunnforholdene i linjetransekter fra strandlinjen og ned til ca. 30 m dyp er dokumentert ved hjelp av et nedsenkbart videokamera med innebygd dybdemåler. I 2013 fortsatte registreringen fra Ursvikbukta og rundt Nesodd-tangen til Flaskebekk. Det ble også kartlagt noen områder vest for Skjælholmene og Husbergøya (se røde punkter i Figur 35a). Det totale bildematerialet på 2489 observasjoner er klassifisert i henhold til det internasjonale EUNIS-systemet for klassifisering av marine habitater og systembeskrivelsen av naturtyper i Norge (NiN). Dataene er videre bearbeidet i GIS før de ble analysert for utbredelsesmønstre. Siden vi ønsket et heldekkende kart over Bunnefjorden har vi lagt til 26 observasjoner fra dypere områder (alle i naturtype M14.2, se Tabell 4) som var tilgjengelig fra NIVAs database (se blå punkter i Figur 35a).

I alt ble det observert 15 naturtyper i Bunnefjorden hvorav M15.2 og M11.2 stod for 70,6 % og følgende syv naturtyper stod for 28,2 %: M14.2, M13.4, M13.2, M8.2, S6.4, S4.3 og S4.2 (Tabell 4). De seks resterende naturtypene var M15.3, M13.6, M12.2, M12.1, M11.4 og S6.2 og stod for til sammen litt over 1 % av observasjonene. Det endelige naturtypekartet viser at mer enn 95 % av de dypere områdene (30-200 meter) i Bunnefjorden er dekket av naturtypen M14.2, mens M15.2 (61 %), M11.2 (22 %) og S4.2 (14 %) dominerer i de grunnere områder (0-30 meter). Modellvalideringene viser godt samsvar mellom observert og predikerte naturtyper når modellene valideres mot punktene som selv inngår i modellen. Imidlertid trengs en validering på nye, uavhengige data, før vi kan si hvor godt kartet predikerer i områder hvor vi ikke har gjort datainnsamling. En slik validering er sterkt ønskelig før naturtypekartet kan tas i bruk i forvaltningen. Naturtypekartene er ment som et hjelpemiddel for kommunene i sin arealplanlegging, men vil også være et godt utgangspunkt ved for eksempel planlegging av miljøundersøkelser.

Tabell 4. Innsamlet datamateriale fra Bunnefjorden fordelt på de 15 ulike naturtypene observert og sortert etter antall observasjoner.

Naturtype	# obs.	% obs.	% areal (0-30 m)	% areal (30-200 m)
M15.2 Naken løs eufotisk saltvannsbunn	1050	42,2 %	61,3 %	2,9 %
M11.2 Eufotisk normal svak energi saltvannsbunn	708	28,4 %	22,4 %	0,3 %
M13.2 Eufotisk bløt mellomfast bunn i salt vann	214	8,6 %	2,3 %	0,0 %
M14.2 Løs afotisk bunn med kontinuerlig oksygentilgang	165	6,6 %	0,0 %	95,3 %
S4.2 Svak-middels energi fjæresone-vannstrand på fast bunn i salt vann	101	4,1 %	13,6 %	0,0 %
M13.4 Eufotisk hard mellomfast bunn i salt vann	91	3,7 %	0,1 %	0,0 %
M8.2 Afotisk normal fast saltvannsbunn	71	2,9 %	0,0 %	1,4 %
S4.3 Middels energi fjæresone-vannstrand på fast bunn i salt vann	32	1,3 %	0,2 %	0,0 %
S6.4 Stein-førstrand	28	1,1 %	0,0 %	0,0 %
S6.2 Sand-førstrand	15	0,6 %	0,0 %	0,0 %
M15.3 Ålegraseng	5	0,2 %	0,0 %	0,0 %
M11.4 Rødalgefastbunn	3	0,1 %	0,0 %	0,0 %
M12.2 Afotisk bløt mellomfast bunn	3	0,1 %	0,0 %	0,0 %
M13.6 Eufotisk skjellsandbunn	2	0,1 %	0,0 %	0,0 %
M12.1 Afotisk hard mellomfast bunn	1	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Totalt	2489	100 %	100 %	100 %



Figur 35 A) Venstre bilde: Områdene i Bunnefjorden som er blitt undersøkt med undervannskamera. Registreringene utført i 2013 er merket med rødt. **B)** Høyre bilde: Predikert naturtypekart basert på punktene vist i A).

Tabell 5. Grafisk presentasjon (ordsky) av dominerende arter (antall per km) i fangstene; tallene for hver art er rot-transformert, så mindre vanlige arter også synes.



Tråling etter fisk på dypt vann – Øyepål dominerte, sølvorsk, gapeflyndre, sypike, hvitting, var også fremtredende

Fisk er kanskje den viktigste biologiske ressursen i Indre Oslofjord, for kommersielt fiske, rekreasjon og forskning. Siden november 2011 har det blitt fisket fire ganger årlig i indre Oslofjord for å kunne få et inntrykk av fiskepopulasjonene på dypt vann i fjorden. Under disse toktene ble det gjennomført to til tre tråltrekk á 1,2 – 1,7 km med bunntål i Midtmeie (Steilene), med et gjennomsnittsdyp på omkring 100 meter. Fangstene fra disse tråltrekkene ble talt opp og artsbestemt.

Det var i løpet av perioden en viss sesongavhengighet av mengden av hver fiskeart, selv om de fleste artene ser ut til å være tilstede i Midtmeie året rundt (**Tabell 5**). Fangstene i november, mai og august var klart dominert av øyepål. Grunnen til at øyepål var lavt representert i februar 2013 (og i februar 2012) er uvisst, det kan ha tilknytning til gyting, men antallet individer per trålte km (40) er fortsatt i øverste sjikt blant de mest tallrike artene. Data fra 2014 (ikke presentert) indikerer at øyepål også kan være tallrik på denne årstiden i Midtmeie. Sypike var relativt tallrik, dog med synkende antall året gjennom. I februar 2013 ble fangsten dominert av gapeflyndre (76 stk. km⁻¹). Både gapeflyndre, hvitting og sølvorsk var med noe variasjon blant de mest tallrike artene gjennom året. Mengden av dypvannsreke per tråltrekk (*Pandalus borealis*) varierte mellom 5-50 L, var på topp i november og sank frem til august måned.

Fangstene av torsk varierte mellom 9 og 25 stk. km⁻¹, og var på topp i mai måned sammen med en uvanlig høy andel av lyr i fangsten samme måned (24 km⁻¹). Fiskearter som ble fanget i mindre antall (<10 km⁻¹) på ett eller flere av toktene var 4-trådet tangbrosme, hyse, kloskate, lysing, rødspette, sild, og smørfflyndre. Arter som ble fanget som enkeltseksemplarer var: vanlig ålebrosme.

Anslag av arter med en mer pelagisk livsførsel (sild, brisling, sei, hyse, rognkjeks) og arter av liten størrelse (kutlinger, brisling) blir mer usikre da de nok sporadisk fanges av trålen under hiv/hal (pelagisk) eller forsvinner gjennom trålmaskene (fisk av liten størrelse).

Strandnottrekk i grunnområdene - lite torsk og mer ørret

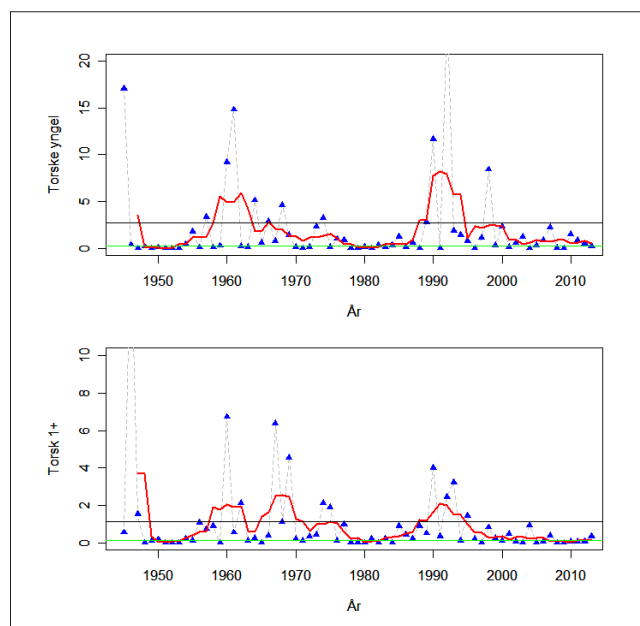
Havforskningen foretar årlige trekk med strandnot på Skagerrakkysten i september-oktober. Undersøkelsene omfatter også Indre Oslofjord fra Drøbaksundet og innover. Resultatene fra strandnotundersøkelsene fra 2012 og 2013 er rapportert i en egen rapport (Espeland og Knutsen, 2013). Noen utvalgte resultater fra denne rapporten med hovedfokus på Indre Oslofjord gjengis i det etterfølgende.

Strandnottrekk gjøres i grunnområder som blant annet kan være oppvekstområder for juvenil fisk. Strandnotundersøkelsene gir et bilde av fiskefaunaen som er vesensforskjellig fra det en får fra tråling på dypt vann slik at de to typer fiskeundersøkelser utfyller hverandre.

Torsk

Det var generelt lite torskeyngel i indre Oslofjord. I 2012 ble det funnet flest i Bunnefjorden, men antallet var lavt. Det ble kun fanget 1 torsk eldre enn 1 år i 2012. I 2013 var det færre torskeyngel på stasjonene i indre fjord enn i 2012 og ingen av strandnottrekkene gav mer enn ett individ, men det ble fanget noe mer større voksen torsk (5 stk.) på en stasjon. Årene i 2012 og 2013 avviker likevel ikke nevneverdig fra de lave fangstene av torsk en har hatt i Indre Oslofjord de senere år.

Utviklingen i fangsten av torsk i Indre Oslofjord fra 50-tallet og frem til i dag ses i **Figur 36**. Generelt har rekrutteringen av torsk i Oslofjorden ligget under gjennomsnittet for Skagerrak sett under ett. Siden 2000 har rekrutteringen av torsk i indre fjord vært dårlig også i forhold til langtidsgjennomsnittet for indre Oslofjord og ligger for begge årene 2012 og 2013 nær



Figur 36. Utvikling av fangst av torskeyngel (0-gruppe) øverst og voksen torsk (gruppe 1+) nederst for indre Oslofjord. For hvert år er det beregnet et gjennomsnitt basert på alle stasjonene som ble tatt i indre fjord det året (blå triangler). Den røde linjen er et fem års flytende gjennomsnitt beregnet for år t som er gjennomsnittet av t-2 til t+2. Den svarte linjen er langtidsgjennomsnittet for hele dataserien. Kilde: Espeland og Knutsen, 2013.

bare 10 % av langtidsgjennomsnittet. Det har ikke vært noen, over normalt, god årsklasse siden 1998 (**Figur 36**). Tidsserien viser likevel at dårlige perioder har forekommet tidligere, som etter krigen, rundt og etter 1950, samt rundt og etter 1980. Forekomsten av voksen torsk har vært tilsvarende svak. Den svake oppgangen fra 2012 til 2013 skyldes utelukkende trekket hvor det ble fanget 5 torsk og må tilskrives tilfeldig variasjon.

Siden november 2011 har det blitt fisket fire ganger årlig med trål i Indre Oslofjord for å kunne få et inntrykk av fiskepopulasjonene i fjorden på dypere vann (se kapitlet om trålundersøkelser). Undersøkelsene viser at antallet av de ulike arter varierer mellom år og årstider og at artene som fanges er svært forskjellig av det en observerer ved strandnottrekkene. Fangstene av torsk varierte mellom 9 og 44 individer for hvert tråltrekk (2.5 – 10 % av fangsten).

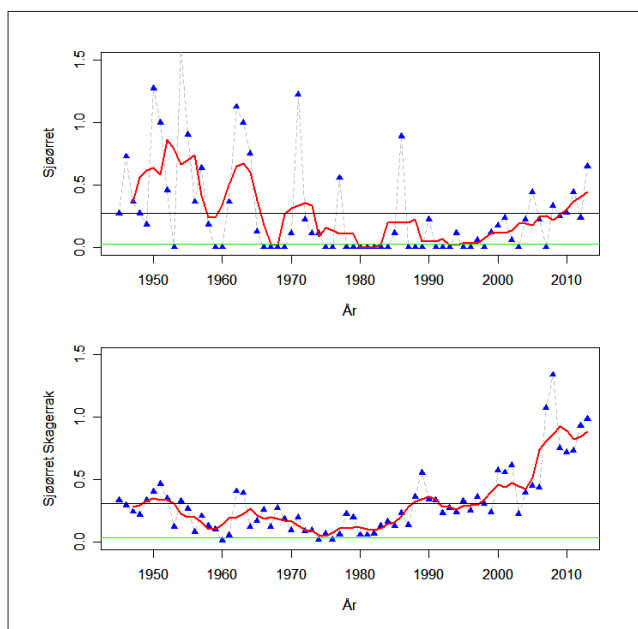
Ørret

Ved strandnottrekkene i 2012 ble det tatt 5 sjøørret i indre fjord. Gjennomsnittsfangsten pr stasjon i indre fjord var dette året lavere enn for resten av Skagerrak. I 2013 var imidlertid fangsten av ørret større (3.5 ganger langtidsgjennomsnittet for Skagerrak).

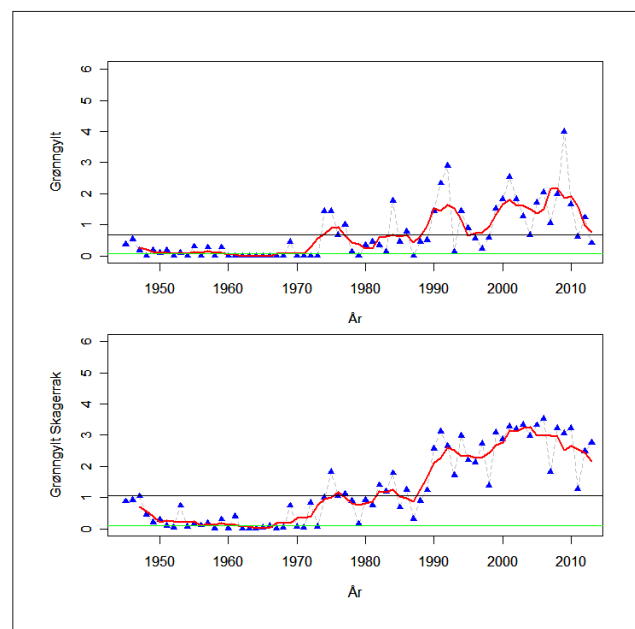
Sjøørret har hatt en generell økning på Skagerrak i perioden etter krigen (se **Figur 37** nederst) og antallet ligger nå godt over langtidsgjennomsnittet. I indre Oslofjord har det vært perioder tidligere, på 50 og 60 tallet, hvor det også var gode fangster av sjøørret i fjorden (**Figur 37** øverst). Selv om fangstene av ørret i Indre Oslofjord nå er bedre enn på lenge, er økningen mindre enn ellers på Skagerrakkysten (**Figur 37**).

Leppefisk

Leppefiskfangstene var dominert av bergnebb som fordelte seg jevnt i området. Grønnlylt ble funnet i alle trekkene i Hallangspollen, men i mindre grad innover i fjorden. Leppefisk er de siste årene blitt en kommersielt interessant gruppe fisk siden den fungerer som avluser i lakseindustrien. Det er i hovedsak bergnebb, berglylt og grønnlylt som fiskes kommersielt. Det ble stort sett bare fanget bergnebb og grønnlylt i trekkene i indre Oslofjord. Bergnebb har over år blitt fanget i relativt stabile mengder både på Skagerrak generelt og i Indre Oslofjord. Grønnlylt var tidligere mindre tallrik på Skagerrak, men har økt i mengde siden 70 tallet (**Figur 38**), mulig i sammenheng med økende temperatur i vannet. I indre fjord har ikke økningen vært like markant og langtidsgjennomsnittet for indre fjord er nå noe lavere enn gjennomsnittet for Skagerrak sett under ett. Siden litt før 2010 er det en tydelig nedgang i mengde grønnlylt i Indre Oslofjord enn i Skagerrak generelt (**Figur 38**).



Figur 37. Sjøørret i Indre Oslofjord (øverst) og Skagerrak sett under ett (nederst). De blå punktene er gjennomsnittlig antall sjøørret pr trekk for hvert år. Den røde linjen er et fem års flytende gjennomsnitt. Se mer forklaring under Figur 5. Kilde: Espeland og Knutsen, 2013.



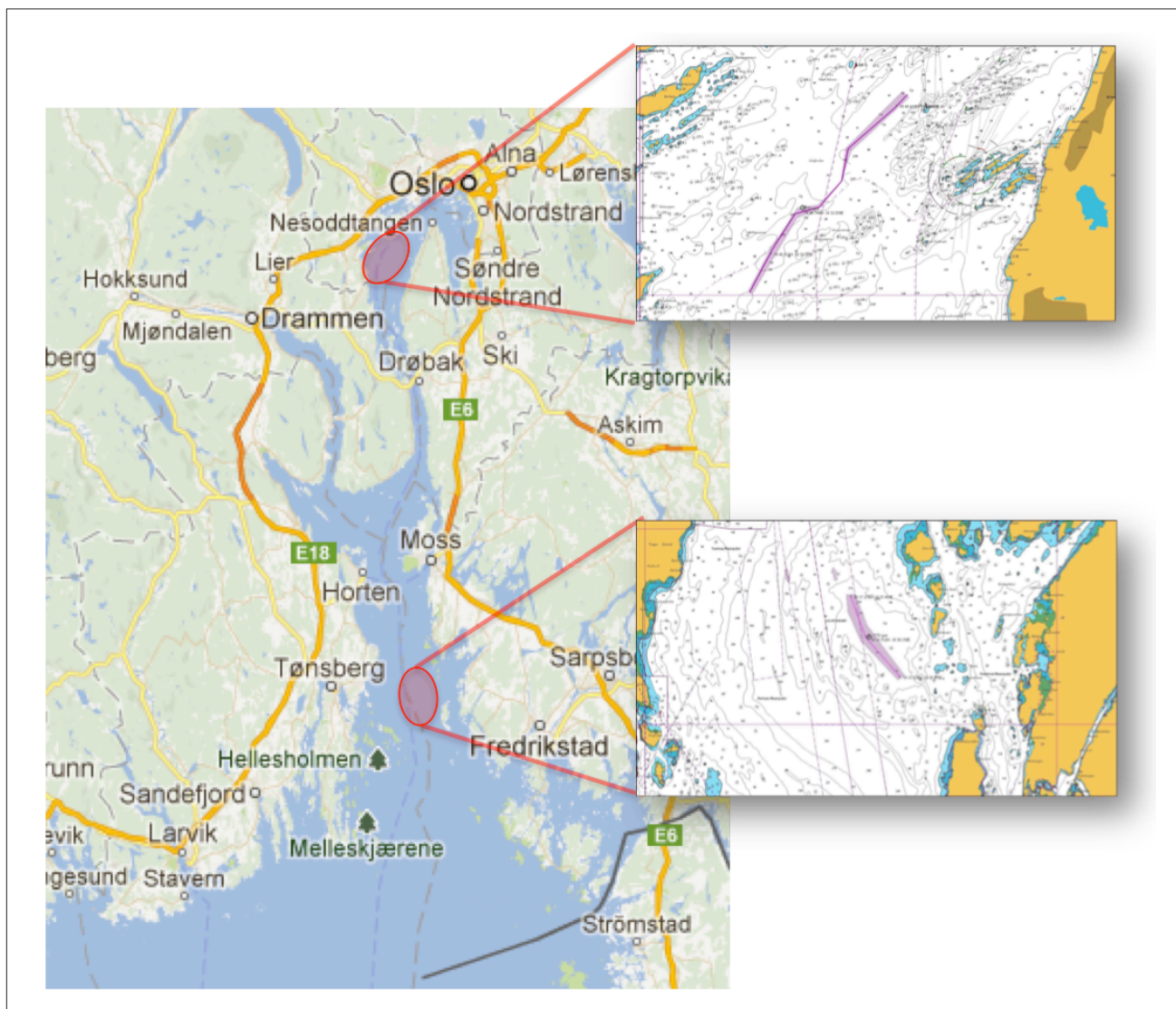
Figur 38. Grønnlylt i Indre Oslofjord (øverst) og Skagerrak sett under ett (nederst). De blå punktene er gjennomsnittlig antall grønnlylt pr trekk for hvert år. Den røde linjen er et fem års flytende gjennomsnitt. Se mer forklaring under Figur 36. Kilde: Espeland og Knutsen, 2013.

Er det effekter av miljøgifter på fisk i Indre Oslofjord?

Det er mange ulike kilder til miljøgifter i Indre Oslofjord, til tross for at det ikke lenger er mye forurensende industri i tilknytning til fjorden. Det er nylig gjennomført en undersøkelse av tilførsler av miljøgifter til Indre Oslofjord (Berge et al. 2014). Undersøkelsen tyder på at de største tilførslene av metaller kom fra elver (kvikksølv, kobber, nikkel) og tette flater (krom, sink, kadmium og bly). Renseanleggene var også en betydelig bidragsyter til tilførslene av kobber, nikkel og sink. De beregnede atmosfæriske tilførslene var med uttak av for kvikksølv relativt sett små. Den største tilførselen av polyklorerte bifenyl (PCB) kom fra tette flater fulgt av renseanleggene, mens tilførslene av PAH var dominert av elvene og tette flater. Det knytter seg imidlertid stor usikkerhet til tilførselsberegningene og bilde kan endre seg ettersom nye data foreligger. Data mangler også for mange forbindelser (eksempelvis flammehemmere og dioksiner).

Det er et kommersielt fiske i Indre Oslofjord, men fjorden er minst like viktig for rekreasjonsfiske. Det er derfor av betydning å vite noe om tilstanden til fiskepopulasjonene i fjorden.

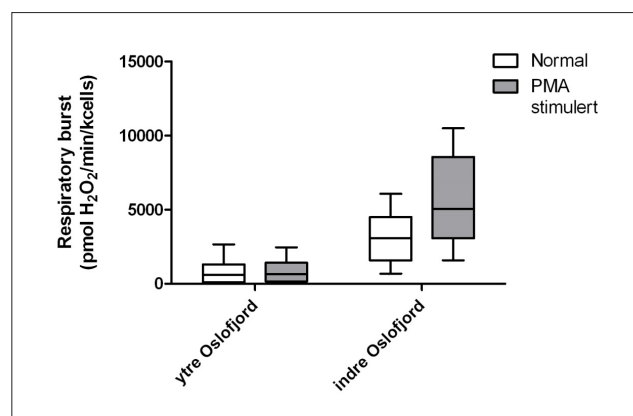
Kjemiske målinger av miljøgiftnivåer i fisken kan fortelle oss noe om hvor attraktiv fisken er for konsum, mens endringer i fiskens systemer for metabolisme kan gi indikasjoner på individets og populasjonens helsetilstand. Ekstra belastninger kan bety at fisken investerer mindre energi i vekst og reproduksjon, eller utvikler sykdom. Det er også nyttig å undersøke fisk, siden de er høyt i næringskjeder og således er gode indikatorer på hvordan det står til med fjorden når det gjelder miljøgifter. Vi har konsentrert oss om torsk i undersøkelsene som er gjennomført for Fagrådet. Vi tråler etter torsk ved Steilene en gang i året og undersøker 40 av dem for generell helse og om de er påvirket av miljøgifter. Vi tar også prøver fra like stor torsk fra Ytre Oslofjord i samme uke for å ha et direkte sammenligningsgrunnlag (Figur 39). Torsken blir undersøkt omtrent som en pasient hos en lege og vi har nå såpass mye bakgrunnskunnskap at vi kan fastslå om det vi måler er normalverdier eller tegn på sykdom. Metodene vi benytter i slike studier, som forteller oss om torsken er utsatt for miljøgifter, kalles biomarkører. Periodiske undersøkelser av områder gir mulighet for å fange opp tidstrender i biomarkørene og gir verdifull informasjon om utviklingen av forurensningstilstanden i et område.



Figur 39. Trålområder for innsamling av torsk i Indre og Ytre Oslofjord (kart: Google).

Resultatene fra de siste ti årene har generelt vist tegn til gradvis mindre effekter av miljøgifter på torsken i Indre Oslofjord. For ti år siden var det effekter av metaller (bly), som har avtatt de senere årene selv om man i 2011 (rapporteringsåret 2012) igjen fant en påvirkning av bly på torsk fra Indre Oslofjord. I 2012 var det ingen tegn til effekter av bly. Det er derimot fremdeles en påvirkning fra tjørestoffer på fisk i indre Oslofjord, både forhøyede nivåer av metabolitter i galle og klare effekter på biomarkører, som blant annet kan komme fra avrenning fra land (elver, tette flater), oljeutslipp, eller båttrafikk. Mange miljøgifter kan også påvirke immunsystemet i fisk og gjøre dem mer eller mindre mottakelige for sykdom. I 2012 tok vi i bruk en ny metode for måling av evnen hvite blodceller har til å bekjempe mikroorganismer. Denne viser at immunsystemet er i en mer aktiv normaltilstand i fisk fra Indre Oslofjord enn i fisk fra Ytre Oslofjord. Den viser også at immunsystemet lettere aktiveres i fisk fra Indre Oslofjord enn i fisk fra Ytre Oslofjord. Dette kan bety at immunsystemet i fisk fra Indre Oslofjord holdes i en alarmberedskap, noe som kan skyldes miljøgifter (**Figur 40**).

Det har generelt vært lavere kondisjon og mindre vekst for torsk i Indre Oslofjord sammenlignet med like stor torsk fra Ytre Oslofjord, selv om dette varierer noe fra år til år. I 2012 var det ingen forskjeller i levervekt eller gonadevekt i forhold til kroppsvekt (leversomatisk indeks; gonadosomatisk indeks) eller i kondisjon verken mellom områdene eller mellom kjønnene. Som de siste år kan disse markørene tyde på en bedring i fødetilgang, generell kondisjon og/eller en reduksjon i total miljøgiftbelastning i 2012.



Figur 40. Evnen hvite blodceller i torsk fra Indre- og Ytre Oslofjord har til å bekjempe patogener målt som produksjonen av hydrogenperoksid før og etter stimulering med et simulert patogen (PMA).

Referanser

Berge, J.A., Rannekleiv, S., Selvik, J.R. og Steen, A.O., 2013. Indre Oslofjord – Sammenstilling av data om miljøgifttilførsler og forekomst av miljøgifter i sediment. NIVA-rapport nr. 6565, 122s

Espeland, S.H. og Knutsen, H. 2013. Rapport for høst-undersøkelsene med strandnot i Oslofjorden 2012 og 2013. Delrapport for indre og ytre Oslofjord. HI-prosjekt nr.:10318, 24s

Thaulow, H. Faafeng, B., 2013. Indre Oslofjord 2013 – status, trusler og tiltak. NIVA-rapport nr.6593, 93s.

Green, Norman W., Merete Schøyen, Sigurd Øxnevad, Anders Ruus, Ian Allan, Tore Høgåsen, Bjørnar Beylich, Jarle Håvardstun, Åse K. Gudmundson Rogne, Lise Tveiten. 2013. Contaminants in coastal waters of Norway 2012. Miljøgifter i kystområdene 2012. Rapport fra Miljødirektoratet, rapport nr. M-69/2013, SPFO 1154 69/2013. 130s.

Lindholm, O. og S. Haraldsen, 2013. Miljøgifter i overvann fra tette flater, enseanlegg og overløp - Case Indre Oslofjord, Vann nr. 2, 2013, s 223-229.

Weideborg, M., Blytt, L.D., Stang, P., Henninge, L.B. og Vik, E.A. 2012. Utkast til Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota. Rapport fra Miljødirektoratet, TA 3001/2012, 105s.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no