

OVERVÅKING AV EUTROFITILSTANDEN I YTRE OSLOFJORD

FEMÅRSRAPPORT 2001 - 2005



RAPPORT NR. 2006-0831

REVISJON NR. 01



DET NORSKE VERITAS



FEMÅRSRAPPORT 2001 - 2005

DET NORSKE VERITAS AS
DNV Consulting

Veritasveien 1
1322 Høvik
Norway
Tel: +47 67 57 99 00
Fax: +47 67 57 99 11
http://www.dnv.com
Org. No: NO945 748 931 MVA

| | |
|--|---|
| Dato for første utgivelse: 2006-05-25 | Prosjekt nr.: 62504276 |
| Godkjent av: Tor Jensen Principal Consultant | Organisasjonsenhet: DNV Consulting |
| Oppdragsgiver: Fagrådet for Ytre Oslofjord / Statens Forurensningstilsyn | Oppdragsgiver ref.: Bjørn Svendsen / Tor Johannessen |

Sammendrag:

Fagråd for Ytre Oslofjord (FYO) og Statens forurensningstilsyn (SFT) har sammen engasjert Det Norske Veritas (DNV) til å utføre en samordnet overvåking av eutrofitilstanden i Ytre Oslofjord. Overvåkingen startet i 2001 og avsluttet i 2005. Programmet omfatter vannkvalitet, gruntvannssamfunn og bløtbunnsfauna. En biogeokjemisk modell er benyttet til å beregne tilstanden i området og til å beregne effekten av to mulige lokale tiltak for å redusere tilførsler av næringssalter til området. Effekten av forbedret tilstand i utenforliggende havområder ble også beregnet med denne modellen. Rapporten omhandler alle resultater for perioden 2001 - 2005.

Overvåkingsområdet er avgrenset av Drøbaksundet i nord og linjen mellom Kosterøyene og Jomfruland i sør. Antall stasjoner innen de tre temaene har variert fra år til år og omfanget av programmet har variert mellom sesongene. Overvåkingen av vannkvalitet har vært gjennomført gjennom hele året med hovedvekt på sommer- og vintersesongen. Totalt er ca 26 stasjoner benyttet. I tillegg kommer en del stasjoner for andre oppdragsgivere. Undersøkelsen av gruntvannssamfunn (25 stasjoner) har vært gjennomført i perioden august – september, mens bløtbunnsfaunaen (19 stasjoner) har blitt samlet inn i mars – april.

Eutrofieringsgraden i Ytre Oslofjord øker innover fra ytre området ved Torbjørnshjør og inn til Breiangen. Generelt kan tilstanden i ytre område beskrives som god, mens den i Breiangen er god til mindre god avhengig av parameter som benyttes. Tilstanden i enkelte av de lokale bassengene kan karakteriseres som dårlig. Viktigste lokale årsak til eutrofiering er tilførsler med elvene hvor jordbruk er den største tilførselskilden.

Scenarieregningene tyder på at ingen av de lokale tiltakene vil ha effekt på tilstanden i hovedfjorden eller i de lokale bassenger med god vannutskiftning til denne. Beregnet effekt av tiltakene er liten og begrenset til innelukkede områder med store lokale tilførsler. Det er større effekt av tiltak i jordbruket sammenlignet med sekundærrensing av nitrogen i renseanlegg. Forbedret tilstand i utenforliggende havområder vil ha en betydelig effekt i hele området.

| | | |
|---|---------------------------------|----------------------|
| Rapport nr.: 2006-0831 | Emnegruppe: Marin overvåking | |
| Rapporttittel: Overvåking av eutrofitilstanden i Ytre Oslofjord Femårsrapport 2001 - 2005 | | |
| Utført av: Egil Dragsund, Ole Aspholm, Karl Tangen, Siri M. Bakke, Lise Heier & Tor Jensen (prosjektleder) | | |
| Verifisert av: Sam-Arne Nøland | | |
| Dato for denne revisjon: 2006-07-10 | Rev. nr.: 01 | Antall sider: 127 |

Indekseringstermer

Eutrofiering
Vannkvalitet
Bunnsfauna
Gruntvann

- Ingen distribusjon uten tillatelse fra oppdragsgiver eller ansvarlig organisasjonsenhet, dvs. fri distribusjon innen DNV etter 3 år
- Strengt konfidensiell
- Fri distribusjon



| <i>Innholdsfortegnelse</i> | <i>Side</i> |
|---|--------------------|
| 1 SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER | 6 |
| 1.1 Program og områdebeskrivelse | 6 |
| 1.2 Tilstandsvurdering | 8 |
| 1.3 Modellberegninger av tiltak | 19 |
| 2 INNLEDNING | 22 |
| 2.1 Bakgrunn | 22 |
| 2.2 Målsetning | 22 |
| 2.3 EUs rammedirektiv for vann | 22 |
| 3 OMRÅDEBESKRIVELSE | 24 |
| 4 LOKALE TILFØRSLER | 28 |
| 4.1 Oppsummering tilførsler | 33 |
| 5 OVERVÅKING AV VANNKVALITET | 34 |
| 6 VANNMASSER OG VANNUTSKIFTNING | 36 |
| 7 NÆRINGSSALTER | 40 |
| 7.1 Sommerverdier | 40 |
| 7.2 Vintervedier | 43 |
| 7.3 N/P forhold | 46 |
| 7.4 Oppsummering og konklusjoner | 47 |
| 8 SIKTEDYP | 48 |
| 8.1 Observasjoner | 48 |
| 8.2 Oppsummering og konklusjoner | 50 |
| 9 PLANKTONALGER | 51 |
| 9.1 Generelt grunnlag | 51 |
| 9.2 Vurderingskriterier og indikatorarter | 51 |
| 9.3 Oppblomstringer i 5-årsperioden – bakgrunn for valg av indikatorarter | 54 |
| 9.4 Klorofyll- <i>a</i> | 56 |
| 9.5 Multivariate analyser | 58 |
| 9.6 Oppsummering og konklusjoner | 65 |
| 10 OKSYGENFORHOLD | 70 |



| | | |
|---------|---|-----|
| 10.1 | Oksygen i bassengvannet | 70 |
| 10.1.1 | Utviklingen i hovedfjorden | 71 |
| 10.1.2 | Oksygenforholdene i noen lokale bassenger | 72 |
| 10.2 | Oksygen i vannmassene | 74 |
| 10.3 | Oppsummering og konklusjoner | 77 |
| 11 | GRUNTVANSSAMFUNN..... | 78 |
| 11.1 | Generelt om hardbunnsflora | 78 |
| 11.2 | Stasjoner i undersøkelsen | 79 |
| 11.3 | Registreringsmetode | 81 |
| 11.4 | Registrerte arter og økologisk karakterisering | 82 |
| 11.5 | Antall registrerte arter | 84 |
| 11.6 | Diversitetindeks | 86 |
| 11.7 | Fordeling mellom grønn-, brun- og rødalger | 88 |
| 11.8 | Indeks A | 89 |
| 11.9 | Stasjoner som er registrert alle år | 91 |
| 11.10 | Sammenlikning med tidligere undersøkelser | 94 |
| 11.10.1 | Hvalerområdet | 94 |
| 11.10.2 | Sandefjordsfjorden | 96 |
| 11.10.3 | Larviksfjorden | 97 |
| 11.10.4 | Sandebukta | 98 |
| 11.11 | Vurdering av tilstand | 99 |
| 11.12 | Sukkertareforekomst | 101 |
| 12 | BLØTBUNSSAMFUNN..... | 102 |
| 12.1 | Generelt om bløtbunssamfunn | 102 |
| 12.2 | SFTs tilstandsklassifisering | 102 |
| 12.3 | Klassifiseringssystem iht EUs rammedirektiv for vann | 104 |
| 12.4 | Multivariate analyser | 106 |
| 12.5 | Oppsummering og konklusjon | 108 |
| 13 | MODELLBEREGNINGER..... | 110 |
| 13.1 | Formål og modellbeskrivelse | 110 |
| 13.2 | Datagrunnlag | 111 |
| 13.3 | Tilstandsvurdering basert på beregninger og observasjoner | 112 |
| 13.4 | Scenario 1 – økt nitrogenrensing av 14 kommunale utslipp | 116 |
| 13.5 | Scenario 2 – reduserte tilførsler fra landbruk | 118 |
| 13.6 | Scenario 3 – reduserte langtransporterte tilførsler | 121 |
| 13.7 | Oppsummering | 123 |



| | | |
|------------|-----------------------------------|-----|
| 14 | REFERANSER | 124 |
| Appendix A | Stasjonsnett - vannkvalitet | |
| Appendix B | Tidligere rapporter | |
| Appendix C | Fjordområder - bassenger | |
| Appendix D | Vassdragsområder - Ytre Oslofjord | |



FORORD

DNV har på vegne av Fagrådet Ytre Oslofjord og SFT gjennomført en overvåking av eutrofitilstanden i Ytre Oslofjord som et femårsprogram 2001-2005.

Følgende personer og institusjoner har deltatt i programmet:

Arbeidsgruppen for oppdragsgiverene:

Tor Johannessen, SFT
Per Erik Iversen, SFT
Tore Rolf Lund, Fagrådet for Ytre Oslofjord
Bjørn Svendsen, Fagrådet for Ytre Oslofjord

Underleverandører:

Oceanor FUGERO – planteplankton
Analycen – vannanalyser
Universitetet i Oslo – feltfartøy
SMHI – modellberegninger

Personer som har hatt vesentlige bidrag:

Egil Dragsund – vannkvalitet/hovedrapportering
Karl Tangen – planteplankton
Ole Aspholm – gruntvannssamfunn
Siri M. Bakke – bløtbunnsamfunn
Tor Jensen – gruntvannssamfunn/bløtbunnsamfunn
Tormod Hansen – feltarbeid
Helene Østbøll – feltarbeid
Lise Heier - statistikk

Bedrifter som har utvidet programmet ved å inkludere "sine" stasjoner:

Saugbruksforeningen Halden
Borregaard i Fredrikstad
Peterson Moss
NOAH, Langøya ved Holmestrand



1 SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

1.1 Program og områdebeskrivelse

På oppdrag fra Fagrådet for Ytre Oslofjord og Statens forurensningstilsyn er det gjennomført en overvåking av eutrofitilstanden i Ytre Oslofjord fra og med 2001 til og med 2005.

Målsetningen med overvåkingen er å:

- fremskaffe en årlig oversikt over tilførsler av næringssalter og organisk materiale fra ulike norske kilder.
- beskrive tilstanden og følge utviklingen over tid i forhold til:
 - hydrografi
 - hydrokjemi
 - planteplankton
 - bløtbunnsfauna
 - gruntvannssamfunn
- levere informasjon og data som grunnlag for oppfølging av relevante nasjonale og internasjonale forpliktelser, utarbeide miljømål, vurdere behovet for og effekten av tiltak

Det er gjennomført modellberegninger av tilstanden til området samt beregnet effekter av tiltak som vil redusere tilførslene av næringssalter.

I tilknytning til EUs rammedirektiv for vann er det bestemt at man skal ta utgangspunkt i de fjord- og kystområder som er definert i DNS Fjordkatalog når man avgrenser de marine influensområdene (marine vannforekomster). Overvåkingsområdet er avgrenset av Drøbaksundet i nord og linjen mellom Kosterøyene og Jomfruland i sør og inkluderer Drammensfjorden (Figur 1-1). Fjordkatalogen deler dette området inn i 68 vannforekomster. Av praktiske og forvaltningsmessige grunner har vi valgt å slå sammen en del av de mindre vannforekomstene og vil i den videre vurderingen benytte 32 vannforekomster som omtales som områder eller bassenger (Figur 1-1).

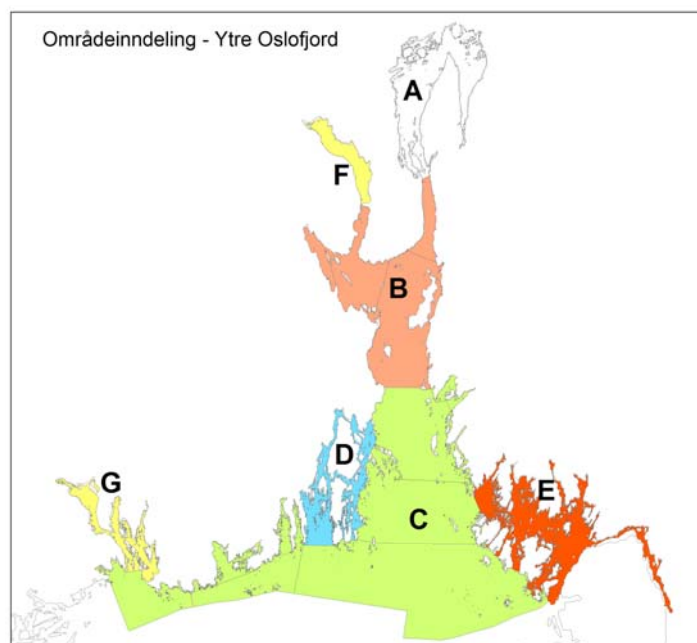
Samlet sjøareal inkludert i overvåkingsområdet på norsk side er ca 2035 km². Inkluderes arealene på svensk side i Iddefjorden, Ringdalsfjorden og det utenforliggende kystområdet blir arealet ca 2200 km².



| | |
|------------------------|---------------------|
| B01-Langesundsbukta | B17 Missingen |
| B02 Svenner | B18 Lera |
| B03 Hvalerdypet | B19 Indre Løperen |
| B04 Dypingen | B20 Løperen |
| B05 Langesundsfjorden | B21 Skjærhalden |
| B06 Frierfjorden | B22 Singlefjorden |
| B07 Helgerofjorden | B23 Iddefjorden |
| B08 Larviksfjorden | B24 Rauøybassenget |
| B09 Viksfjorden | B25 Krokstadfjorden |
| B10 Sandefjordsfjorden | B26 Kurefjorden |
| B11 Tønsbergfjorden | B27 Bastøydypet |
| B12 Vestfjorden | B28 Breiangen |
| B13 Tjøme | B29 Sandebukta |
| B14 Vrengen | B30 Drammensfjorden |
| B15 Vallø | B31 Drøbaksundet |
| B16 Træla | B33 Mossesundet |

Figur 1-1. Ytre Oslofjord inndelt i 32 bassenger basert på DN Fjordkatalogen. Indre Oslofjord ble definert som et eget basseng i tilknytning til modellberegningene.

Resultater og vurderinger av det omfattende planktonalgematerialet fra Ytre Oslofjord i 2001-2005 gir, sammen med annet materiale fra samme område, grunnlag for å dele inn Ytre Oslofjord i delområder (Figur 1-2), der effektene i form av forskjell på planktonalgeforekomstene, kan sees som et uttrykk for forskjeller i eutrofisituasjonen. I den følgende oppsummering er det gitt en kort vurdering av tilstanden i disse regionene og områdene/bassengene basert på det totale innsamlede materialet.



Figur 1-2. Inndeling av Ytre Oslofjord i mindre områder med basis i forekomsten i planteplankton som et uttrykk for forskjeller i eutrofiering.



1.2 Tilstandsvurdering

Eutrofiering (overgjødning) er karakterisert ved en eller flere fysiske, kjemiske og/eller biologiske parametre. Tilstanden (eutrofieringsgraden) til et område vurderes ut fra avviket fra en referansetilstand som kan være en antatt naturtilstand.

Kjemiske parametre er konsentrasjonen av næringssalter som er nødvendige for plantevekst. Analyser av vannprøver fra sommerperioden vil inkludere effekten av kilder som er knyttet til avrenning fra land (f.eks. jordbruk). Vinterobservasjoner kan avsløre overkonsentrasjoner av utslipp som er konstante over året (f.eks. kloakkutslipp og utslipp fra industri). Imidlertid legges det nå langt mer vekt på biologiske effekter av overgjødning. Ytre Oslofjord programmet har omfattet planteplankton, gruntvannssamfunn og bløtbunnsfauna.

Næringssalter er en forutsetning for plantevekst. Erfaringene fra områder med ekstra tilskudd av næringssalter både i Norge og andre land at viser at økte tilførsler i gjennomsnitt fører til at konsentrasjonene av planteplankton blir høyere enn i upåvirkede områder. Vanlig benyttede mål for slike effekter har vært klorofyllenheter, celletall og forekomsten av karakteristiske arter (indikatorarter). Det eksisterer imidlertid ikke internasjonalt anerkjente vurderingskriterier for indikatorartene eller algesamfunnene forøvrig. Slike kriterier er heller ikke beskrevet i SFT's veiledning for klassifisering av miljøtilstand (SFT 1997) eller i veiledningen for gjennomføring av resipientundersøkelser (SFT 2002). I påvente av at det utvikles numeriske metoder eller andre vurderingskriterier for sammenligning av planteplanktonbestander, må vurderingene derfor gjøres på faglig skjønn eventuelt understøttet av statistiske analyser.

Plante- og dyresamfunnet i fjæra endrer seg med miljøforholdene og gjenspeiler hvordan tilstanden har vært over tid. For eksempel vil et større utslipp av avløpsvann kunne påvirke gruntvannssamfunnet ved at næringssaltinnholdet i sjøen endres. Fastsittende alger er planter som benytter næringssalter til vekst og produksjon, og en økning i næringssaltkonsentrasjonen vil endre vekstbetingelsene for algene. Svake overkonsentrasjoner av næringssalter kan virke gunstig på algesamfunnet og medføre at artsrikheten og mengden alger øker (gjødningseffekt). Ved høye, vedvarende overkonsentrasjoner av næringssalter vil imidlertid antall arter reduseres og artsutvalget endres slik at man får dominans av noen få arter. Ofte vil dette være små hurtigvoksende grønnalger og enkelte trådformete brunalger. De flerårige tangartene blir lett overgrodd av de hurtigvoksende algene slik at lystilgangen reduseres, og det kan til slutt resultere i at tangen forsvinner.

Bløtbunnsamfunnet reflekterer effekten av forstyrrelse som for eksempel eutrofiering, ved at artssammensetningen endrer seg og diversiteten avtar. I naturlige upåvirkede områder er diversiteten i bløtbunnsamfunnet høy, dvs at det er en relativt jevn fordeling av antall arter over antall individer i samfunnet. Ved økt eutrofiering forsvinner de følsomme artene. Arter som er mindre følsomme eller tolerante, og som kan karakteriseres som indikatorer eller opportunistar, får en konkurransefordel. Når individantallet øker og artsantallet reduseres, får faunasamfunnet en lavere diversitet.

Økt biologisk produksjon i et område påvirker også oksygenforholdene i vannmassene. Oksygen tilføres sjøvannet fra atmosfæren og ved algenes fotosyntese. Innstrømmende vann til lokale bassenger fra utenforliggende åpne områder vil ofte ha høyere oksygenmetning enn vannet det erstatter. Oksygenet forbrukes ved nedbrytning av organisk materiale som enten tilføres fra



lokale landbasert kilder, ved nedsynking av marint produsert organisk materiale eller organiske partikler som tilføres med vannmassene fra utenforliggende områder som Nordsjøen eller Kattegat/Østersjøen.

For en del av parametrene som benyttes til vurderinger av eutrofiering (Tabell 1-1) angir SFT veiledningen tilstandsklasser og grenseverdier for tilstandsklassene. Det forekommer ofte tilfeller hvor klassene for de ulike parametrene ikke stemmer overens for et område. I slike tilfeller bør - i følge veiledningen - den biologiske parameter (virkningsparameteren) tillegges størst vekt. Dette innebærer for eksempel at mengde klorofyll generelt skal tillegges større vekt enn konsentrasjonen av de enkelte næringsalter.

Tabell 1-1. Parametre relatert til eutrofiering som inngår i SFT veiledningen (1997) for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann

| | Parametre |
|--|--|
| Overflatelag Sommer: (Juni-September) | Total fosfor ($\mu\text{g/l}$) |
| | Fosfat-fosfor ($\mu\text{g/l}$) |
| | Total nitrogen ($\mu\text{g/l}$) |
| | Nitrat-nitrogen ($\mu\text{g/l}$) |
| | Ammonium-nitrogen ($\mu\text{g/l}$) |
| | Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) |
| | Siktedyp (m) |
| Overflatelag Vinter: (desember-februar) | Total fosfor ($\mu\text{g/l}$) |
| | Fosfat-fosfor ($\mu\text{g/l}$) |
| | Total nitrogen ($\mu\text{g/l}$) |
| | Nitrat-nitrogen ($\mu\text{g/l}$) |
| | Ammonium-nitrogen ($\mu\text{g/l}$) |
| Dypvann | Oksygen ($\text{ml O}_2/\text{l}$) |
| Sediment | Organisk karbon (mg/g) |
| Artsmangfold for bløtbunnsfauna | Hurlberts indeks ($\text{ES}_n=100$) |
| | Shannon-Wiener indeks (H) |

Oversikten i Tabell 1-1 viser at det ikke foreligger kriterier som kan benyttes ved undersøkelser av gruntvannssamfunn og eneste biologiske indikator benyttet i tilknytning til planteplankton har vært klorofyll.

I tilknytning til implementeringen av EUs rammedirektiv for vann utarbeides et nytt klassifiseringssystem som i større grad skal ta hensyn til biologisk respons i vannforekomstene. Dette vil også inkludere kriterier for gruntvannssamfunn i tillegg til flere parametre for artsmangfoldet i bløtbunnsfauna. Det foreliggende forslaget fra 2004 er under revisjon og er derfor ikke tilgjengelig. I forhold til vurderingen av vannkvalitet har denne vurderingen derfor benyttet SFT (1997). I tillegg har vi valgt ut noen arter fra planteplanktonmaterialet som mulige indikatorarter. Dette er arter som er observert i oppblomstringskonsentrasjoner og som har hatt en geografisk utbredelse som sannsynliggjør at forekomsten kan relateres til grader av eutrofi.

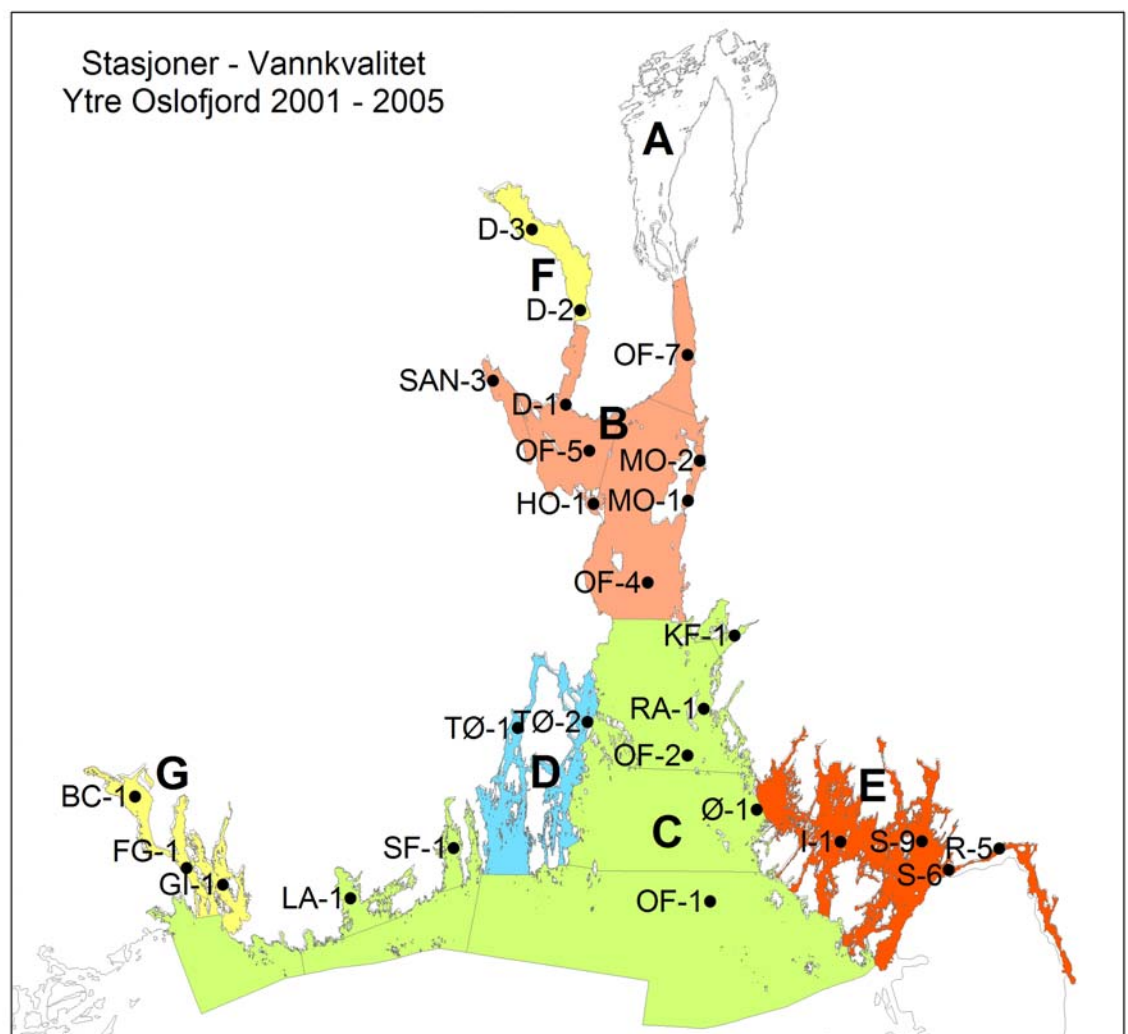


Ved vurderingen av gruntvannssamfunn har vi benyttet fire ulike parametre som alle er benyttet som kriterier for å vurdere eutrofiering. Disse er sammenstilt for å gi en samlet vurdering av miljøtilstanden på stasjonene. Miljøtilstanden er her inndelt i tre klasser for de aktuelle stasjonene; lite påvirket, moderat påvirket og påvirket.

For vurderingene av bløtbunnsfaunaen har vi benyttet parametrene fra SFT (1997) sin veiledning sammen med forslaget til nye kriterier gitt i NIVA 2004.

I det følgende er det gitt en kort tabellarisk sammenfatning av resultatene fra overvåkingen 2001 – 2005. En noe mer detaljert diskusjon av tilstanden til de enkelte underområdene er gitt i avsnittene etter tabellene.

Stasjonsnettets som er benyttet flere år ved overvåking av vannkvalitet er vist i Figur 1-3 og klassifiseringen av status av alle stasjoner er presentert i Tabell 1-2.



Figur 1-3. Stasjoner benyttet til overvåking av vannkvalitet i Ytre Oslofjord 2001 – 2005.



Klassifiseringen er basert på medianverdien for alle tokt i løpet av sommersesongene 2001-2005. Tabellen viser at mengde nitrogenforbindelser generelt er forhøyet på ferskvannspåvirkede stasjoner (område E - Indre Østfold, F - Drammensfjorden, G – Grenlandsområdet). Fosfor varierer i liten grad mellom underområdene, men er generelt høyere på stasjoner med god kontakt med utenforliggende havområder, noe som kan tyde på langtransporterte tilførsler. I forhold til klorofyllmengdene skiller Singlefjorden, Ringdalsfjorden og Grenlandsfjordene seg ut med tilstandsklasse *III-Mindre god*.

Tabell 1-2. Klassifisering av tilstanden på stasjoner i Ytre Oslofjord på grunnlag av analyser av næringsalter fra vannprøver tatt i løpet av sommersesongen (juni – september) i perioden 2001 - 2005. Klassifiseringen er basert på kriterier gitt i SFT 97:03 for saltholdighet høyere enn 20 psu for samtlige stasjoner.

| Område | Stasjon | Stasjonsnavn | NO ₃ | Tot-N | PO ₄ | Tot-P | Klorofyll-a | Siktedyp |
|--------|---------|-----------------------|-----------------|-------|-----------------|-------|-------------|----------|
| B | OF-4 | Bastø | I | I | I | II | I | III |
| | OF-5 | Breiangen | I | I | I | II | II | III |
| | OF-7 | Filtvedt | I | II | II | II | II | III |
| | D-1 | Ytre Drammensfjord | III | I | I | III | II | III |
| | SAN-3 | Sandebukta | I | II | I | III | II | IV |
| | MO-1 | Indre Mossesundet | I | I | I | III | II | IV |
| | MO-2 | Kippenes | I | I | II | II | II | III |
| | HO-1 | Horten havn | I | I | I | III | III | III |
| C | OF-1 | Torbjørnskjær | I | I | I | III | I | II |
| | OF-2 | Missingene | I | I | I | II | I | III |
| | SF-1 | Sandefjordsfjorden | I | I | I | II | I | II |
| | RA-1 | Rauerfjorden | II | I | I | III | II | III |
| | KF-1 | Krokstadfjorden | I | I | I | III | II | IV |
| | Ø-1 | Leira | II | II | I | III | II | IV |
| D | TØ-1 | Vestfjorden | I | II | II | III | II | IV |
| | TØ-2 | Vallø | I | I | I | II | I | III |
| E | I-1 | Ramsø | IV | II | I | II | I | IV |
| | S-9 | Haslau | III | II | I | II | III | IV |
| | S-6 | Kjeøy | III | II | I | II | III | IV |
| | R-5 | Ringdalsfjorden | IV | III | I | III | III | V |
| F | D-2 | Indre Drammensfjorden | IV | III | I | I | II | IV |
| | D-3 | Drammensfjorden | IV | III | I | I | II | IV |
| G | BC-1 | Frierfjorden | IV | III | I | II | III | IV |
| | FG-1 | Langesundsfjorden | III | II | I | II | III | III |
| | GH-1 | Håøyfjorden | I | II | I | II | II | II |

Tabell 1-3 viser en tilsvarende klassifisering for vintersesongene 2001-2005. Nitratkonsentrasjonen viser en klar sammenheng med ferskvannspåvirkningen av stasjonene, mens de øvrige parametre tilsvarende tilstandsklasse *I-Meget god/II-God*. Sammenlignet med sommersituasjonen er tilstanden i forhold til totalfosformengden i område E noe bedre i vinterperioden, spesielt i Ringdalsfjorden/Iddefjorden (R-5).

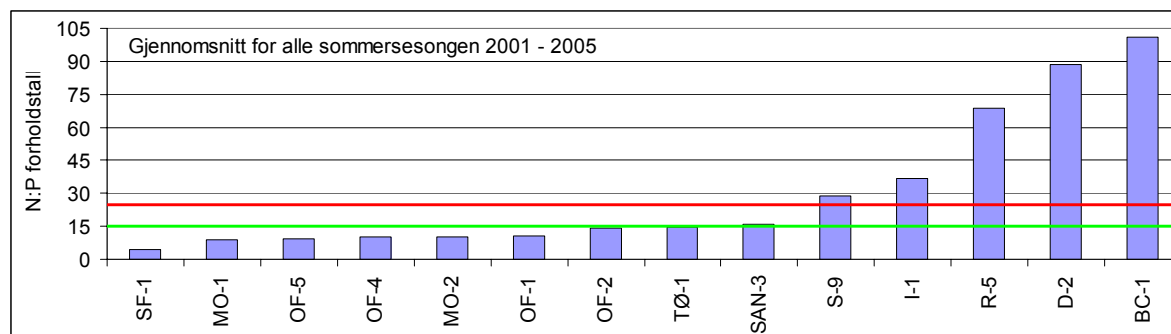
Tilstanden vinterstid i forhold til nitrat er generelt dårligere enn om sommeren. Relativt høye konsentrasjoner i det ytre område (C) tyder på at langtransporterte tilførsler gir et vesentlig bidrag til dette. Den sterkt ferskvannspåvirkede Ringdalsfjorden/Iddefjorden skiller seg igjen ut med meget dårlige forhold.



Tabell 1-3. Klassifisering av tilstanden på stasjoner i Ytre Oslofjord på grunnlag av analyser av næringsalter fra vannprøver tatt i løpet av vintersesongen (november - februar) i perioden 2001 - 2005. Klassifiseringen er basert på kriterier gitt i SFT 97:03 for saltholdighet høyere enn 20 psu for samtlige stasjoner.

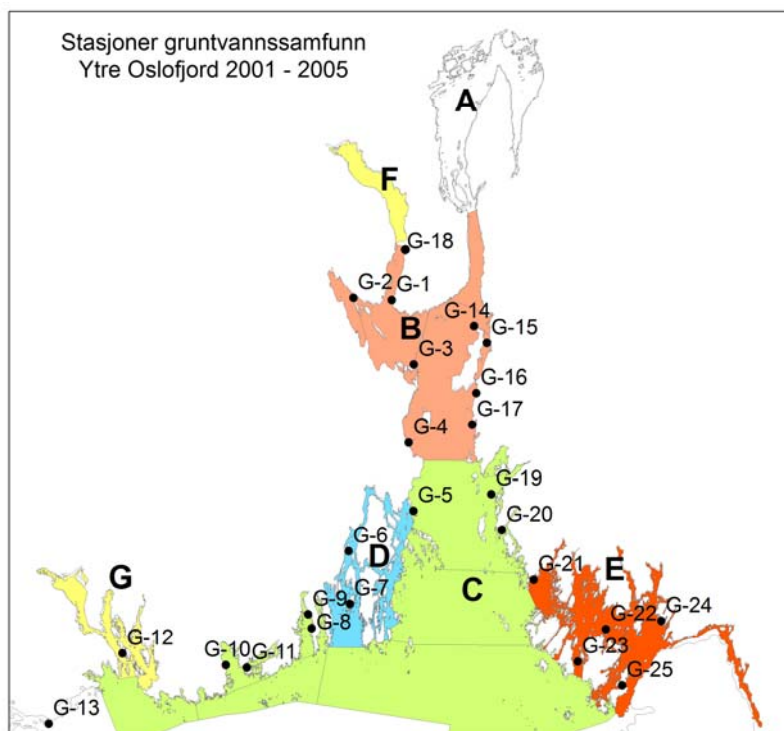
| Område | Stasjon | Stasjonsnavn | NO ₃ | Tot-N | PO ₄ | Tot-P |
|--------|---------|-----------------|-----------------|-------|-----------------|-------|
| B | OF-4 | Bastø | III | II | I | II |
| | OF-5 | Breiangen | III | I | I | I |
| | SAN-3 | Sandebukta | III | II | I | II |
| C | OF-1 | Torbjørnskjær | II | II | I | II |
| | OF-2 | Missingene | II | II | I | II |
| | Ø-1 | Leira | III | II | I | II |
| E | I-1 | Ramsø | III | I | I | I |
| | S-9 | Haslau | III | II | I | II |
| | S-6 | Kjeøy | III | II | I | II |
| | R-5 | Ringdalsfjorden | V | I | I | I |

Høye nitratverdier og relativt lave fosfatverdier fører til avvikende nitrat/fosfat-forhold på ferskvannspåvirkede stasjoner (Figur 1-4). Det er hevdet at høyt N:P-forhold kan gi opphav til hyppigere oppblomstring av skadelige alger.



Figur 1-4. Gjennomsnittlig forholdstall mellom nitrat og fosfat ($\mu\text{mol/L}$) i overflatevann fra prøver tatt i sommerperioden 2001 – 2005 (juni – september). Kolonnene viser gjennomsnittet for hele perioden. Rød linje markerer forholdstall 25 (50% avvik) og grønn Redfield-forholdet 15.

Figur 1-5 viser stasjoner som er benyttet ved overvåkingen av gruntvannssamfunn i Ytre Oslofjord 2001 – 2005.



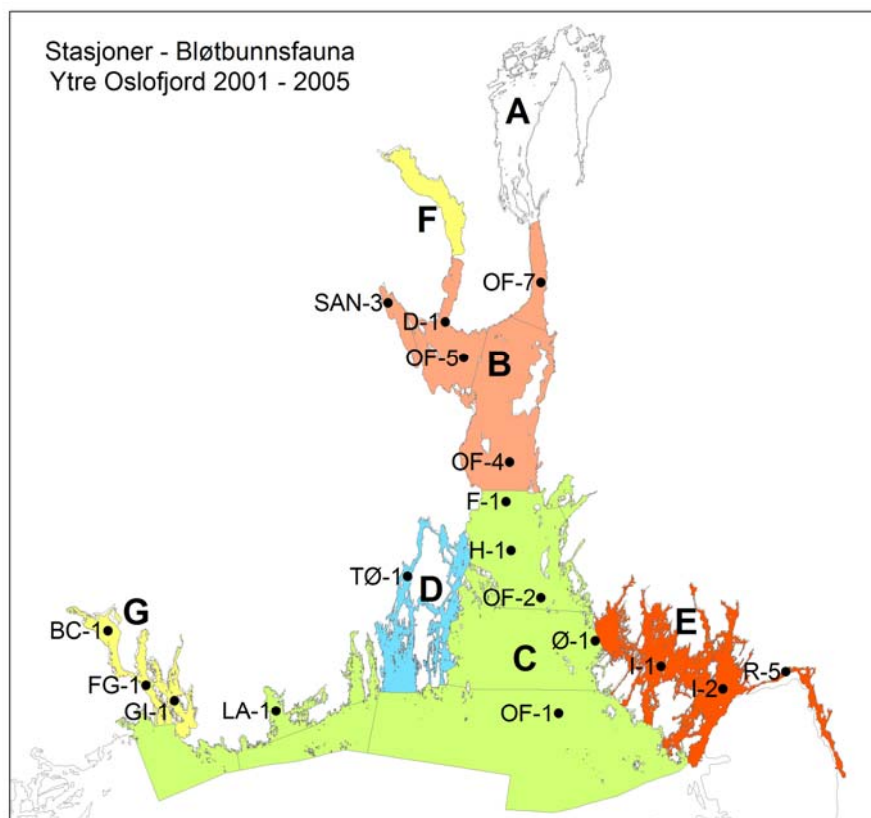
Figur 1-5. Stasjoner benyttet til overvåking av gruntnvannssamfunn i Ytre Oslofjord 2001 – 2005.

Tabell 1-4 viser tilstandsvurdering av gruntnvannssamfunn på bakgrunn av en helhetsvurdering av overvåkningsdata fra 2001 til 2005. Stasjon G10 (Larviksfjorden), G12 (ved Langesund), G18 (Drammensfjorden) og G23 (i Hvalerområdet) er alle vurdert som påvirket. Disse stasjonene ligger i områder med stor ferskvannstilførsel fra elver og stasjonene viser en klar indikasjon på eutrofi. Stasjon G9 i Sandefjordsfjorden har også et algesamfunn som klart er påvirket av eutrofi.

Tabell 1-4. Tilstandsvurdering av gruntnvannssamfunn på grunnlag av undersøkelser i perioden 2001-2005.

| Område | Stasjon | Tilstandsklasse | Område | Stasjon | Tilstandsklasse |
|--------|---------------|------------------|--------|---------|------------------|
| B | G-1 | Moderat påvirket | D | G-6 | Lite påvirket |
| | G-2 | Moderat påvirket | | G-7 | Moderat påvirket |
| | G-3 | Moderat påvirket | E | G-21 | Moderat påvirket |
| | G-4 | Moderat påvirket | | G-22 | Moderat påvirket |
| | G-14 | Lite påvirket | | G-23 | Påvirket |
| | G-15 | Lite påvirket | | G-24 | Moderat påvirket |
| | G-16 | Moderat påvirket | | G-25 | Moderat påvirket |
| | G-17 | Moderat påvirket | G | G-12 | Påvirket |
| G-18 | Påvirket | | | | |
| C | G-5 | Moderat påvirket | | | |
| | G-8 | Lite påvirket | | | |
| | G-9 | Påvirket | | | |
| | G-10 | Påvirket | | | |
| | G-11 | Moderat påvirket | | | |
| | G-13 | Lite påvirket | | | |
| | G-19 | Moderat påvirket | | | |
| G-20 | Lite påvirket | | | | |

Stasjoner benyttet til overvåking av tilstanden til bløtbunnsfaunaen er vist i Figur 1-6.



Figur 1-6. Stasjoner benyttet ved innsamling av bløtbunnsfauna i Ytre Oslofjord 2001 – 2005.

Bløtbunnsfaunaen påvirkes både av mengde organiske partikler som tilføres og av oksygenkonsentrasjonene i vannmassene ved bunnen. Tabell 1-5 viser tilstandsklassifiseringen av stasjoner i forhold til oksygen i bunnvannet (vannprøve ca 2 m over bunnen) og artsmangfoldet i bløtbunnsfaunaen.

Tabell 1-5. Klassifisering av tilstanden på stasjoner i Ytre Oslofjord på grunnlag av mangfoldet i bløtbunnsfaunaen og innholdet av oksygen i bunnvannet

| Område | Stasjon | Stasjonsnavn | Oksygen i bunnvann | SFT kriterier bløtbunnsfauna | | Økologisk status (NIVA 2004) |
|--------|---------|----------------------|--------------------|------------------------------|-------------------------------|------------------------------|
| | | | | H' diversitetsindeks | ES ₁₀₀ Rarefaction | |
| B | OF-4 | Bastø | I | I | I | Naturtilstand |
| | OF-5 | Breiangen | III | II | II | God |
| | OF-7 | Filtvedt | I | I | I | Naturtilstand |
| | D-1 | Ytre Drammensfjorden | I | I | I | Naturtilstand |
| | SAN-3 | Sandebukta | II | I | I | Naturtilstand |
| | LØ-1 | Langøya | - | I | I | Naturtilstand |
| | MO-1 | Indre Mossesundet | III | - | - | - |
| | HO-1 | Horten Havn | V | - | - | - |



| Område | Stasjon | Stasjonsnavn | Oksygen i bunnvann | SFT kriterier bløtbunnsfauna | | Økologisk status (NIVA 2004) |
|--------|---------|-----------------------|--------------------|------------------------------|-------------------------------|------------------------------|
| | | | | H' diversitetsindeks | ES ₁₀₀ Rarefaction | |
| C | OF-1 | Torbjørnskjær | I | II | III | God / Moderat |
| | OF-2 | Missingene | I | I | II | Naturtilstand |
| | F-1 | Larkollen | - | I | I | Naturtilstand |
| | H-1 | Rauø | - | II | II | Naturtilstand |
| | LA-1 | Larviksfjorden | - | I | I | Naturtilstand |
| | RA-1 | Rauerfjorden | I | - | - | - |
| | KF-1 | Krokstadfjorden | III | - | - | - |
| | Ø-1 | Leira | II | I | I | Naturtilstand |
| D | TØ-1 | Vestfjorden | III | II | III | God |
| | TØ-2 | Vallø | II | - | - | - |
| E | I-1 | Ramsø | IV | I | I | Naturtilstand |
| | I-2 | Singlefjorden | - | I | I | Naturtilstand |
| | S-9 | Haslau | III | - | - | - |
| | S-6 | Kjeøy | II | - | - | - |
| | R-5 | Ringdalsfjorden | V | II | III | God |
| F | D-2 | Indre Drammensfjorden | V | - | - | - |
| | D-3 | Drammensfjorden | V | - | - | - |
| G | BC-1 | Frierfjorden | IV | IV | V | Dårlig |
| | FG-1 | Langesund | II | I | II | Naturtilstand |
| | GH-1 | Håøyfjorden | IV | IV | IV | Dårlig |

Generelt er det en god sammenheng mellom oksygenivået og tilstanden i bunnfaunaen. Stasjon R-5 i Ringdalsfjorden og I-1 i Indre Løperen skiller seg ut med perioder med svært lave oksygenverdier (tilstandsklasse *V-Meget dårlig*), mens tilstanden i bunnfaunaen karakteriseres som meget god til mindre god.

Delområde B, omfatter indre del av hovedfjorden sammen med enkelte av de lokale bassengene. Inkluderer B31-Drøbaksundet, B28-Breiangen, B27-Bastøydypet, B29-Sandebukta og B33-Mossesundet.

Området tilføres næringsalter hovedsakelig fra Drammenselva, indre fjord og fra Glomma. De lokale bassengene Sandebukta og Mossesundet påvirkes i tillegg av mindre elvetilførsler. I forhold til næringsalter klassifiseres tilstanden til området generelt som meget god til god, men i forhold til totalfosfor sommerstid og nitrat vinterstid er tilstanden god til mindre god.

Oppblomstringene av enkelte arter av planteplankton i Breiangen har indikert at dette er et område med noe gunstigere forhold for algevekst enn generelt for upåvirkede deler av kysten. Planteplanktonet i Sandebukta og Mossesundet skiller seg ikke ut fra hovedfjorden, men kan ha noe større bestander. I forhold til klorofyll-a er tilstanden i hele området klassifisert som *II-God*.

Gruntvannsamfunnet fremstår generelt som moderat påvirket, bortsett fra på stasjon G18 som ligger innerst på grensen mot område F Drammensfjorden og som er klart påvirket av eutrofi. To stasjoner i området, G14 i hovedfjorden og G15 i Mossesundet er lite påvirket av eutrofi.

Terskler med varierende dybder deler området inn i flere bassenger med begrenset utskiftning av dypereliggende vannmasser. Breiangen og Bastøydypet er begge atskilt fra områdene lenger ut. Oksygenforholdene i Breiangen kan i perioder med liten vannutskiftning være lavt og tilsvare tilstandsklasse *IV-Dårlig* og har vært generelt vært klassifisert som *III-Mindre god* i



overvåkingsperioden. Oppholdstiden til bunnvannet har variert fra noen måneder til år. Mossesundet har en terskel som begrenser utskiftning av dypere vannlag og oksygenforholdene er generelt karakterisert som *III-Mindre god*. Oppholdstiden til bunnvannet er normalt noen måneder.

Mangfoldet i bløtbunnsfaunaen i Breiungen ligger på grensen mellom tilstandsklassene god og mindre god, noe som indikerer en belastning av bassenget. I ytre del av Drammensfjorden, Bastøybassenget og i Drøbaksundet er mangfoldet i faunasamfunnet høyt og tilsvarer tilstandsklasse *I-Meget god*.

Sandebukta er åpen mot utenforliggende område og mangfoldet i faunasamfunnet på to stasjoner er høyt tilsvarende SFTs tilstandsklasse *I-Meget god* på begge stasjonene, og reflekterer gode forhold i bassenget.

Delområde C, omfatter ytre del av hovedfjorden med bassengene B24-Rauøybassenget, B17-Missingen, B03-Hvalerdypet, B02-Svenner og B01-Langesundsbukta, i tillegg til en del av de lokale bassengene preget av åpen vannutveksling med hovedfjorden (B10-Sandefjordsfjorden, B08-Larviksfjorden, B09-Viksfjorden, B26-Kurefjorden, B25-Krogstadfjorden).

Deler av området tilføres periodevis store mengder næringssalter fra Glomma. I tillegg bærer enkelte av de lokale bassengene preg av lokale tilførsler. Vinterverdiene av næringssalter tilsvarer *I-Meget god* til *II-God*. Det samme gjelder nitrogenforbindelser og fosfat i sommerperioden, mens totalfosfor er klassifisert som *III-Mindre god* blant annet på den ytre stasjonen på Torbjørnskjær som er påvirket av tilførsler fra utenforliggende havområder.

Periodevis kan det være relativt store bestander i de åpne delene av fjorden av arter som samtidig har oppblomstringer i innenskjærs farvann i Østfold, mens det i andre perioder kan være dominert av arter med oppblomstring i Skagerrak. Ser en bort fra slike tilførsler, kan det være grunn til å vurdere om hovedfjorden utenfor Moss-Horten skiller seg vesentlig fra kysten ellers når det gjelder områdets egenproduksjon av planktonalger.

Mengde klorofyll tilsvarer tilstanden meget god til god i hele området.

I Rauøybassenget ligger gruntvannsstasjon G19 (på grensen til Krogstadfjorden) og G20 på østsiden, mens G5 ligger akkurat i overgangen mellom område C og D på vestsiden av fjorden. Stasjon G20 ligger svært beskyttet, men har et "friskt" og fint algesamfunn som er vurdert som lite påvirket. Stasjon G19 og G5 er vurdert som moderat påvirket på bakgrunn av indikatorparameterne, men en helhetsvurdering av de to stasjonene tilsier at de muligens burde vært karakterisert som lite påvirket.

I Larviksfjorden er gruntvannsstasjon G10 vurdert som påvirket. Selv om stasjonen ligger relativt langt ute i fjorden ligger den midt i strømmen fra Lågen. Dette påvirker algesamfunnet betydelig. Like øst for munningen av Larviksfjorden ligger stasjon G11, som er vurdert som moderat påvirket.

Gruntvannssamfunnet i Sandefjordsfjorden varierer fra lite påvirket ytterst i fjorden (stasjon G8) til påvirket midtveis inne i fjorden (G9).



Lengst vest helt i utkanten av undersøkelsesområdet er stasjon G13. Den er vurdert som lite påvirket.

Oksygenforholdene i hele området har vært klassifisert som *I-Meget god* bortsett fra i Sandefjordsfjorden (*II-God*) og Krokstadfjorden (*III-Mindre god*). Denne siste fjorden er en lokal trang fjordarm, uten terskler som reduserer vannutvekslingen, men som tilføres relativt store mengder organisk materiale fra lokale tilsig..

Tilstanden i bløtbunnsfaunaen på to stasjoner i Rauøybassenget har variert mellom *I-Meget god* og *II-God*. I Hvalerdypet er stasjonen OF-1 Torbjørnskjær blitt undersøkt årlig fra 2001 til 2004. Mangfoldet i faunasamfunnet varierer mellom tilstandsklasse *II-God* og *III-Mindre god*. Stasjonen er dyp 452 m og avgrenset av terskler. Slike områder fungerer ofte som sedimentasjonsområde med akkumulasjon av organisk materiale. Faunasamfunnet synes å være noe forstyrret.

I Larviksfjorden ble en bløtbunnstasjon prøvetatt i 2002 (LA-1). Mangfoldet i faunaen var høyt tilsvarende tilstandsklasse *I-Meget god*.

Delområde D, består av innenskjærs områder og skjærgården i Vestfold. Omfatter bassengene B12-Vestfjorden, B11-Tønsbergfjorden, B14-Vrengen, B16-Træla, B15-Vallø og B13-Tjøme.

Største lokale tilførsel er Aulielva i Tønsberg som er sterkt preget av tilførsler fra jordbruk. Stasjonene er bare prøvetatt sommerstid og Vestfjorden skiller seg klart ut fra den ytre stasjonen i Vallø-området med høyere konsentrasjoner av næringssalter, spesielt i forhold til fosfor.

Området er naturlig inndelt i en rekke større og mindre områder av terskler og skjærgård som reduserer utvekslingen av vann i alle dyp. I multivariate analyser basert på planteplankton skilte dette seg ikke ut fra forholdene i hovedfjorden, men bestandene synes å være noe større. Klorofyllmengden gir en klassifisering lik *I-Meget god* til *II-God*.

Gruntvannsstasjon G5 ligger i B15-Vallø, på grensen til området C. Denne stasjonen vurderes som lite til moderat påvirket. I Tønsbergfjorden er gruntvannssamfunnet undersøkt på stasjon G7. Denne stasjonen er vurdert som moderat påvirket.

En bløtbunnstasjon i Vestfjorden ble prøvetatt i 2002 (TØ-1). Mangfoldet i faunasamfunnet ligger på grensen mellom tilstandsklasse *II-God* og *III-Mindre god*. Faunaen på stasjonen er noe belastet. Oksygenforholdene tilsvarer *III-Mindre god*, mens det er *II-God* på den ytre stasjonen (TØ-1).

Delområde E, består av innenskjærs områder og skjærgården i Østfold. Omfatter bassengene B18-Lera, B19-Indre Løperen, B20-Løperen, B21-Skjærhalden, B22-Singlefjorden og B23-Iddefjorden.

Området er preget av store lokale tilførsler fra Glomma, Haldenvassdraget og Enningsdalselva. Basert på totalfosfor i sommerperioden er tilstanden i området klassifisert som *II-God* til *III-Mindre god*, mens nitrogenforbindelsene gir *III-Mindre god* til *IV-Dårlig*. I vinterperioden er



området klassifisert som *I-Meget god* til *II-God* (fosfor) og *II-God* til *V-Meget dårlig* i forhold til nitrogenforbindelser. Noe bedre forhold vinterstid skyldes mindre vannføring i spesielt Glomma i denne perioden og kan tyde på liten effekt av tilførsler fra befolkning og industri. Iddefjorden-Ringdalsfjorden har klart den dårligste statusen.

Basert på planteplanktonanalyser gjennom hele perioden er det god grunn til å dele dette i to delområder, Iddefjorden/Ringdalsfjorden (B-23) og området mellom Iddefjorden og Hvaler (de øvrige bassengene). Deler av Singlefjorden er et transittområde for alger som transporteres ut fra Iddefjorden og som kan gi opphav til å feilaktig overdrive eutrofieringsgraden av dette området.

Gruntvannsundersøkelsene tilsier at stasjon G23 i Løperen er påvirket av eutrofi. Stasjon G21 i Lera, G22 i Indre Løperen samt G24 og G25 i Singlefjorden er alle vurdert som moderat påvirket.

Hele området er inndelt av en rekke terskler som begrenser utskiftningen av bunnvannet i varierende grad. Oksygenforholdene er redusert i flere bassenger og resultaene viser spesielt høyt oksygenforbruk i Ringdalsfjorden/Iddefjorden. Her er tilstanden klassifisert som *V-Meget dårlig*, mens det for øvrig er *II-God* til *IV-Dårlig*.

En bløtbunnstasjon i Ringdalsfjorden (R5) er prøvetatt fra 2001 – 2004. Det er en arts- og individfattig bunnfauna som er klart påvirket.

Delområde F, B30-Drammensfjorden innenfor Svelvikterskelen.

Det tilføres store mengder ferskvann og næringssalter fra Drammenselva som er den nest største elva i Ytre Oslofjord. Den trange utformingen av fjorden fører til et markert brakkvannslag som strømmer utover i fjorden. Dette gir små muligheter til å bygge opp store bestander av planteplankton. Generelt er planteplanktonet preget av ferskvanns- og brakkvannarter normalt i små bestander. Klorofyllmengdene tilsvarer tilstandsklasse *II-God*.

Fosfor-nivået er lavt og tilsvarer tilstandsklasse *I-Meget god*, mens nitrogenforbindelsene forekommer i høyere konsentrasjoner (tilstandsklasse *III-Mindre god* til *IV-Dårlig*), typisk for ferskvannspåvirkede stasjoner.

Den grunne terskelen i munningen til Drammensfjorden fører til sterkt redusert utskiftning av bunnvannet. Fjorden er derfor regnet å være naturlig anoksisk i bunnvannet. Oksygenforholdene er bedret de siste 20- 30 år basert på dypest observasjon av oksygen i vannmassene og har vært relativt stabilt gjennom femårsperioden.

Delområde G, Grenlandsfjordene som omfatter bassengene B06-Frierfjorden, B05-Langesunds-fjorden, B07-Helgerofjorden og B04-Dypingen .

Området er i varierende grad preget av tilførslene fra Skiensvassdraget. Frierfjorden har et markert brakkvannslag, mens Langesunds-fjorden og Helgerofjorden/Håøyfjorden har god vannutskiftning med overflatelaget i utenforliggende åpne områder og er derfor mer preget av forholdene der. Dette gir tilsvarende klassifisering av tilstanden i forhold til næringsalter hvor man ser en gradient i nitrogen fra Frierfjorden (*III-Mindre god* (nitrat) og *IV-Dårlig* (totalnitrogen)), til det ytre området som er klassifisert som *I-Meget god*.



Delområdet kjennetegnes på evnen til å utvikle store lokale forekomster av planteplankton som skiller seg fra hovedfjorden i artssammensetning og biomasse. Spesielt gjelder dette Frierfjorden som utvikler store oppblomstringer av spesielt kiselalger. Langesundsfjorden og Håøyfjorden er påvirket av utstrømming av overflatevann med mye alger som er produsert i Frierfjorden. Gjennomsnittlige klorofyllverdier har vært noe lavere i Håøyfjorden (*II-God*), mens nivået er tilnærmet likt i Frierfjorden og Langesundsfjorden (*III-Mindre god*).

Gruntvannsstasjon G12 ligger i Langesundsfjorden og er vurdert som påvirket av eutrofi.

Oksygenverdiene i Frierfjorden og Håøyfjorden er klassifisert som *IV-Dårlig*. Modellberegninger tyder på at bunnvannet i Frierfjorden enkelte år ikke blir skiftet ut. I overvåkingsperioden har dette skjedd årlig. Oksygennivået i Langesundsfjorden er *II-God*.

På bløtbunnstasjonene i Frierfjorden (BC-1) og Håøyfjorden (GI-1) var mangfoldet i faunaen lavt og lå på grensen mellom tilstandsklasse *IV-Dårlig* og *V-Svært dårlig*. Faunaen er klart påvirket.

I Langesundsfjorden ble en bløtbunnstasjon prøvetatt i 2002 (FG-1). Mangfoldet i faunaen er relativt høyt, men ligger på grensen mellom tilstandsklasse *I-Meget god* og *II-God*, noe som kan indikere en liten belastning.

1.3 Modellberegninger av tiltak

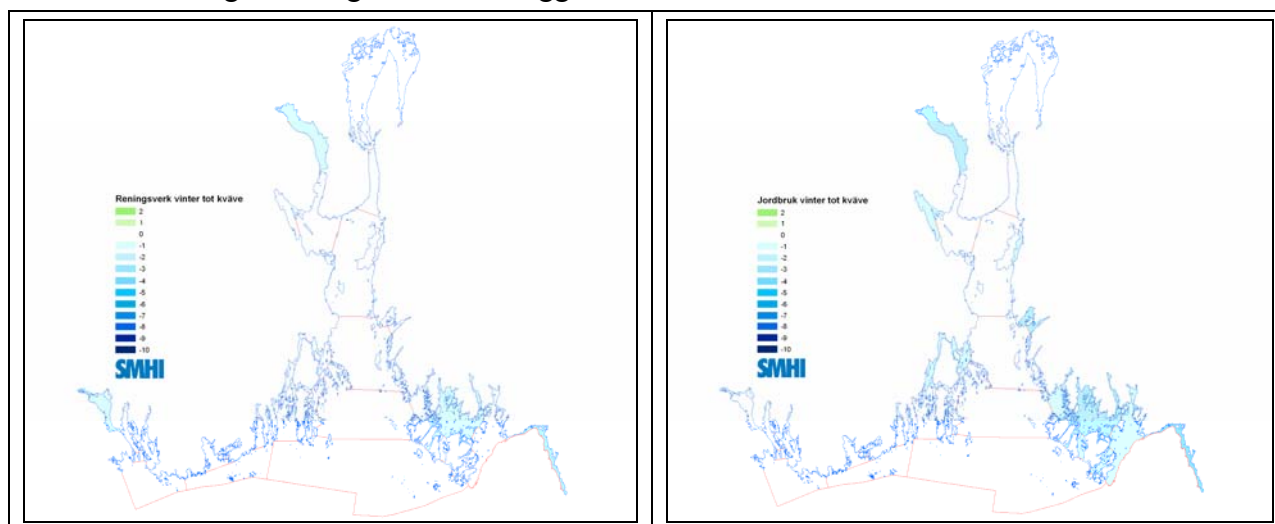
Kystsonemodellen til SMHI ble benyttet for å modellere effekten av tiltak for å redusere lokale tilførsler av næringssalter til Ytre Oslofjord. Modellberegningene ble validert med observerte data fra treårsperioden 2001 - 2003. Resultatene av modellberegningene viser en meget god overenstemmelse med de observerte data av hydrografi (salinitet og temperatur), næringssalter (nitrat, totalnitrogen, fosfat, totalfosfor) og oksygen. Avvikene mellom de to datasettene kan i stor grad forklares ved at modellberegningene er et gjennomsnitt for overflatelaget (0-10m) i hele det aktuelle fjordområdet, mens de observerte data er på 2 m dyp i en (to) stasjon(er) innen det samme området.

Større forskjeller er det mellom beregnede og observerte klorofyllmengder. Dette skyldes hovedsakelig at modellen benytter klorofyll som et direkte mål på biomasse, mens forholdet mellom biomasse og klorofyllmengder kan variere i observerte data. Blant annet fanger modellen ikke opp ekstremisituasjoner med høye klorofyllverdier i observerte data knyttet til større oppblomstringer i Singlefjorden – Iddefjorden.

Modellberegningen gir et godt grunnlag for å gjennomføre en generell klassifisering av tilstanden i hele Ytre Oslofjord som en komplettering i forhold til et måleprogram. Klassifiseringen basert på modellberegninger viser størst samsvar med klassifiseringen basert på observerte verdier fra vinterperioden. I sommerperioden er det godt samsvar mellom de to klassifiseringene i områder med stor lokal påvirkning.

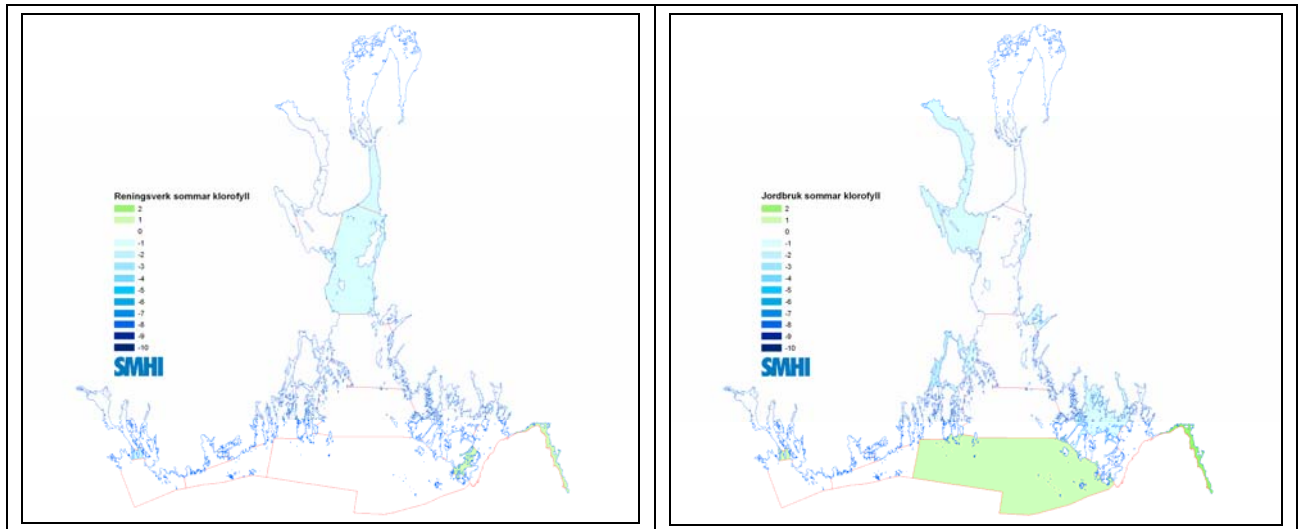
Tiltaksscenarioene som ble vurdert var sekundærrensing av nitrogen i 14 renseanlegg med utslipp til Ytre Oslofjord (70% reduksjon av nitrogenforbindelser), reduserte utslipp fra jordbruket (25% av både nitrogen og fosfor). I tillegg ble effekten av bedre forhold i Skagerrak (10% reduksjon i fosfor og nitrogen) som følge av reduserte tilførsler fra Nordsjøen og Østersjøen beregnet.

Scenarieregningene tyder på at ingen av de lokale tiltakene vil ha effekt på tilstanden i forhold til nitrat i hovedfjorden og lokale bassenger med god vannutskiftning til denne (Figur 1-7 og Figur 1-8). Beregnet effekt av tiltakene er liten og begrenset til innelukkede områder med store lokale tilførsler. Det er imidlertid noe større effekt av tiltak i jordbruket sammenlignet med sekundærrensing av nitrogen i renseanlegg.



Figur 1-7. Beregnet prosentvis endring av totalnitrogen i overflatelaget (0-10m) i vinterperioden basert på simuleringer over en 14 års periode etter reduserte utslipp av nitrogen (75%) fra 14 kommunale renseanlegg (venstre figur) og nitrogen og fosfor (25%) fra landbruket (høyre).

Den beregnede effekten av sekundærrensing i kommunale renseanlegg på planteplankton forløper noe annerledes med størst reduksjon (1 – 2%) i de indre sentrale delene av fjorden (Bastøydypet og Drøbaksundet, Figur 1-8). I Iddefjorden angir modellen en økt mengde klorofyll (1 – 2%) etter rensing. Ved reduserte utslipp fra jordbruk ser man primært redusert konsentrasjon i resipienter hvor denne kilden dominerer, dvs. Drammensfjorden, Sandebukta, Breianger, Tønsbergområdet, Krokstadjorden og Singlefjorden. Igjen beregner modellen økt mengde klorofyll i enkelte bassenger. Forklaringen til dette kan være at tiltaket også medfører reduserte mengder organisk materiale i utslippet. Dette vil redusere mattilgangen til beiterne (dyreplanktonet) og derved redusere bestanden av disse som igjen gir redusert beitetrykk på planteplanktonet.



Figur 1-8. Beregnet prosentvis endring av klorofyll-a i overflatelaget (0-10m) i sommerperioden basert på simuleringer over en 14 års periode etter reduserte utslipp av nitrogen (75%) fra 14 kommunale rensesanlegg (venstre figur) og nitrogen og fosfor (25%) fra landbruket (høyre).



2 INNLEDNING

2.1 Bakgrunn

Fagrådet for Ytre Oslofjord (FYO) og Statens Forurensningstilsyn (SFT) har sammen engasjert Det Norske Veritas (DNV) til å utføre en samordnet overvåking av eutrofitilstanden i Ytre Oslofjord i perioden 2001 – 2005. Resultater fra overvåkingen de fire foregående år har vært rapportert årlig som tre delrapporter (tilførsler/vannkvalitet, gruntvannssamfunn og bløtbunnsfauna) og en sammenfattende rapport. Den foreliggende rapporten omhandler hele femårsperioden.

Bakgrunnen for overvåkingen er å få økt kunnskap om miljøtilstanden i området og forhold som påvirker denne. EUs avløpsdirektiv (1991/271/EØF) legger vekt på at tilstanden i resipienten er av stor betydning for hvilke rensekrav som skal fastsettes. Avløpsdirektivet og nitratdirektivet (91/676/EØF) var grunnlaget for at SFT midt på 90-tallet krevde sekundærrensing av nitrogenforbindelser fra et utvalg kommunale renseanlegg hvorav noen hadde sitt utslipp til Ytre Oslofjord. Imidlertid var det diskusjon om nødvendigheten av kravet, delvis begrunnet i usikkerhet rundt tilstanden til fjorden.

Begge disse direktivene ligger under EUs rammedirektiv for vann som om kort tid vil bli en del av EØS avtalen. Noen viktige elementer i rammedirektivet er:

- Å nå målsetningen om ”god vannstatus” for vassdrag, kystvannområder og grunnvann
- Etablering av vannregionmyndighet med en vannregion som følger grensene for en samling av nedbørfelt med tilhørende kystsoner
- Integriert forvaltning av biologisk mangfold, forurensning og vannmengde

2.2 Målsetning

Målsetningen med overvåkingen er å:

- fremskaffe en årlig oversikt over tilførsler av næringssalter og organisk materiale basert på tilgjengelige rapporter fra eksisterende databaser, undersøkelser og beregninger.
- beskrive tilstanden og følge utviklingen over tid i forhold til:
 - hydrografi
 - hydrokjemi
 - planktonalger
 - bløtbunnsamfunn
 - hardbunnsamfunn
- levere informasjon og data som grunnlag for oppfølging av relevante nasjonale og internasjonale forpliktelser, utarbeide miljømål, vurdere behovet for og effekten av tiltak.

2.3 EUs rammedirektiv for vann

EUs rammedirektiv skal blant annet sikre at karakteriseringen av vannforekomster blir gjort på en enhetlig måte. Et felles klassifiseringssystem er under utarbeidelse. Dette skal beskrive tilstanden til en vannforekomst basert på opplysninger om fysisk-kjemiske, biologiske og hydromorfologiske kvalitetselementer. Klassifiseringssystemene skal i større grad ta hensyn til



biologisk respons i vannforekomstene. Et forslag foreligger (NIVA, 2004), og et oppdatert versjon er ventet å skulle foreligge i løpet av 2006 – 2007.

I denne vurderingen har vi benyttet SFT sine kriterier gitt i SFT 97:03, men referert forslag til nye kriterier der disse foreligger.

3 OMRÅDEBESKRIVELSE

Overvåkingsområdet er avgrenset av Drøbaksundet i nord og linjen mellom Kosterøyene og nordspissen av Jomfruland i sør. Det er foretatt innsamling av data innenfor fem fylker; Østfold, Akershus, Buskerud, Vestfold og Telemark (Figur 3-1).



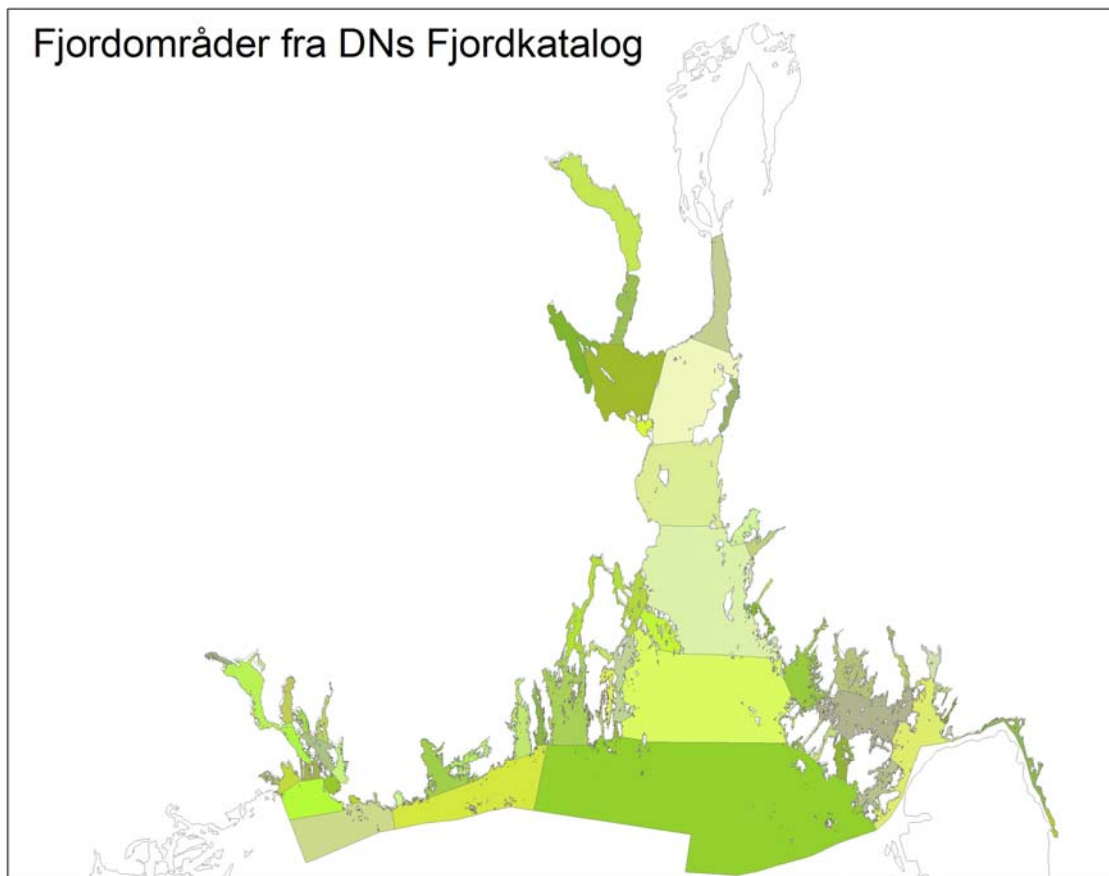
Figur 3-1. Kart over undersøkelsesområdet med de aktuelle kommunene som er med i Fagrådet for Ytre Oslofjord.

Samlet sjøareal for overvåkingsområdet er 2035 km² beregnet med basis i avgrensingen benyttet i DNs Fjordkatalog (se Figur 3-2). Inkluderes arealene på svensk side i Iddefjorden, Ringdalsfjorden og det utenforliggende kystområdet som naturlig inngår i de enkelte fjordområdene, blir arealet ca 2200 km².

Et av grunnelementene i rammedirektivet er en samordnet forvaltning av vassdragsområder og deres marine influensområder. I Norge er det bestemt at man skal ta utgangspunkt i de fjord- og kystområder som er definert i DNs Fjordkatalog når man avgrenser de marine influensområdene. I tilknytning til Rammedirektivet er hvert fjord- eller kystområde i Fjordkatalogen definert som en *vannforekomst*. Med bakgrunn i innsamlede data, vurderinger av disse og forvaltningsmessige

vurderinger, kan man eventuelt velge å slå disse områdene sammen til større vannforekomster eller dele dem ytterligere opp i mindre vannforekomster.

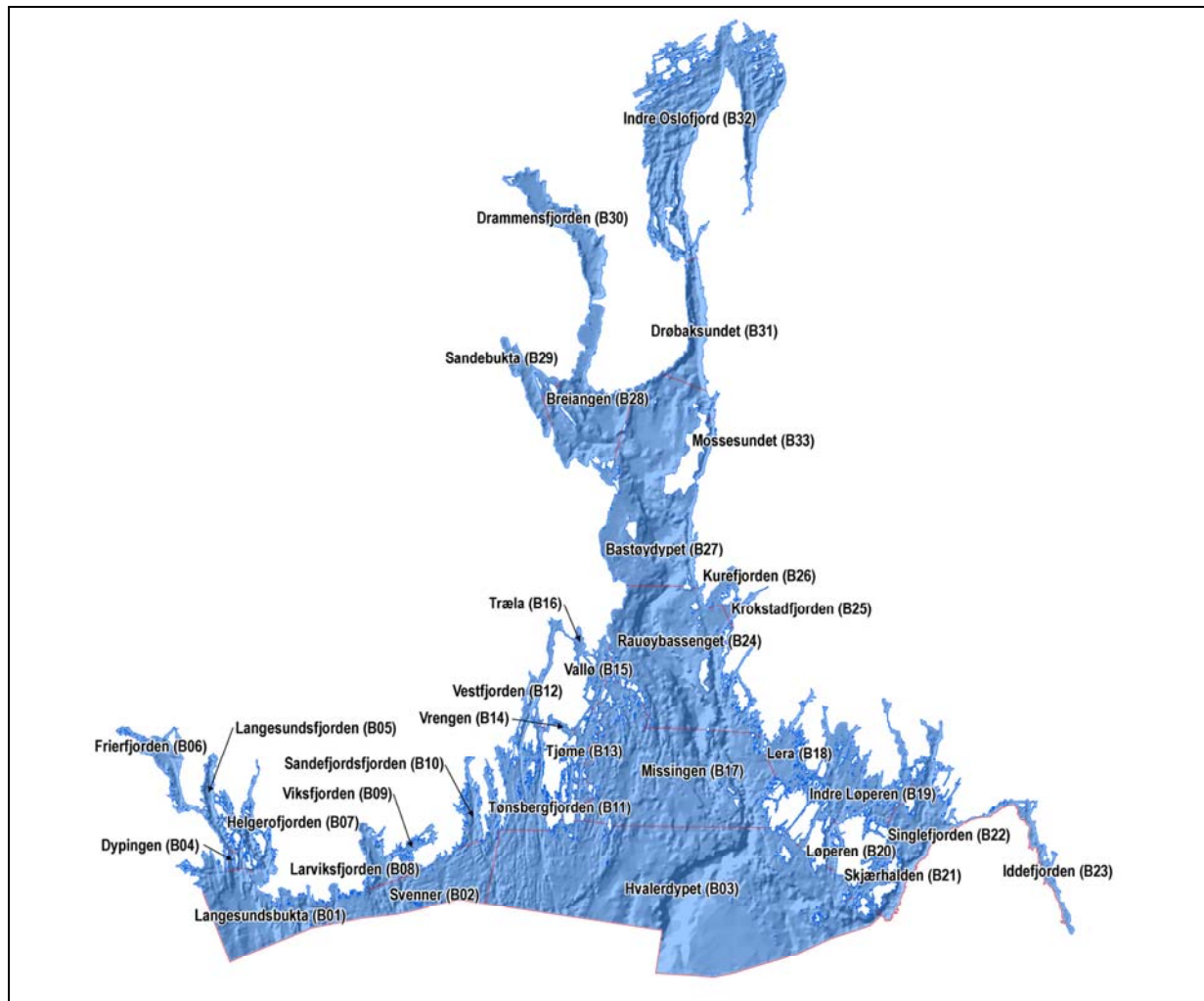
Overvåkingsområdet Ytre Oslofjord er inndelt i totalt 68 kyst- og fjordområder (Figur 3-2). Inndelingen i Fjordkatalogen er basert på naturlige avgrensinger som topografiske og dybdemessige forhold. Imidlertid er grensene trukket som rette linjer som ikke nødvendigvis følger terskler mellom bassenger, og de avviker derfor flere steder fra de naturlige avgrensningene. Ved en eventuell senere oppdatering av systemet, bør man i større grad søke å følge de faktiske topografiske inndelingene som terskler og annet. Dett vil gjøre det betydelig enklere å benytte systemet ved vurderinger som inkluderer modellberegninger.



Figur 3-2. Overvåkingsområdet i Ytre Oslofjord inndelt i 68 fjord- og kystområder fra Fjordkatalogen (Direktoratet for Naturforvaltning – DN). Detaljer om fjordområdene er vist i Appendix C.

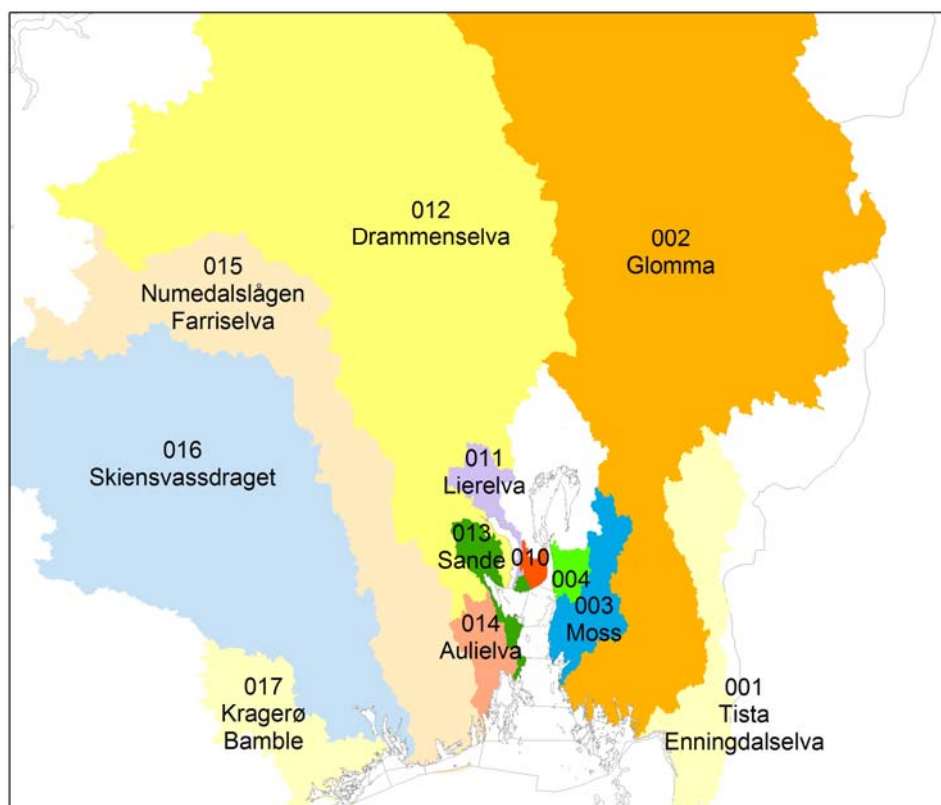
Flere av de 68 vannforekomstene er svært små i utstrekning (se Appendix C). Verken denne undersøkelsen eller lokale undersøkelser som er gjennomført tidligere, dekker disse små lokale områdene med prøvetakingstasjoner og det foreligger derfor lite eller ingen data som grunnlag for en tilstandsvurdering (vurdering av status). I dette arbeidet har vi derfor valgt å slå sammen en del av de mindre områdene. Antall vannforekomster er derved redusert fra 68 til 32 (Figur 3-3 og Appendix C).

I den følgende tekst benyttes betegnelsene *bassenger* eller *fjord- og kystområder* på disse vannforekomstene.



Figur 3-3. Undersøkellesområdet i Ytre Oslofjord inndelt i 32 bassenger. I tillegg er Indre Oslofjord definert som ett basseng.

Undersøkellesområdet i Ytre Oslofjord mottar ferskvann fra totalt 12 vassdragsområder (Figur 3-4), mens det er definert fem vassdragsområder med avrenning til Indre Oslofjord. Totalt areal som drenerer til Ytre Oslofjord er beregnet til 81.456 km², mens 1.363 km² drenerer til Indre Oslofjord (Figur 3-4, data fra NVE, 2005). De fire store elvene Glomma, Drammenselva, Numedalslågen og Skienselva utgjør til sammen 93% av arealet, mens åtte mindre vassdrag utgjør ca 5%. I en foreløpig karakterisering av vannforekomstene på Østlandet (NIVA, 2004b) ble avrenningsområdet til hele Oslofjorden slått sammen til fire avrenningsområder.



Figur 3-4. Vassdragsområder med avrenning til Ytre Oslofjord. Data fra NVEs REGINE.



4 LOKALE TILFØRSLER

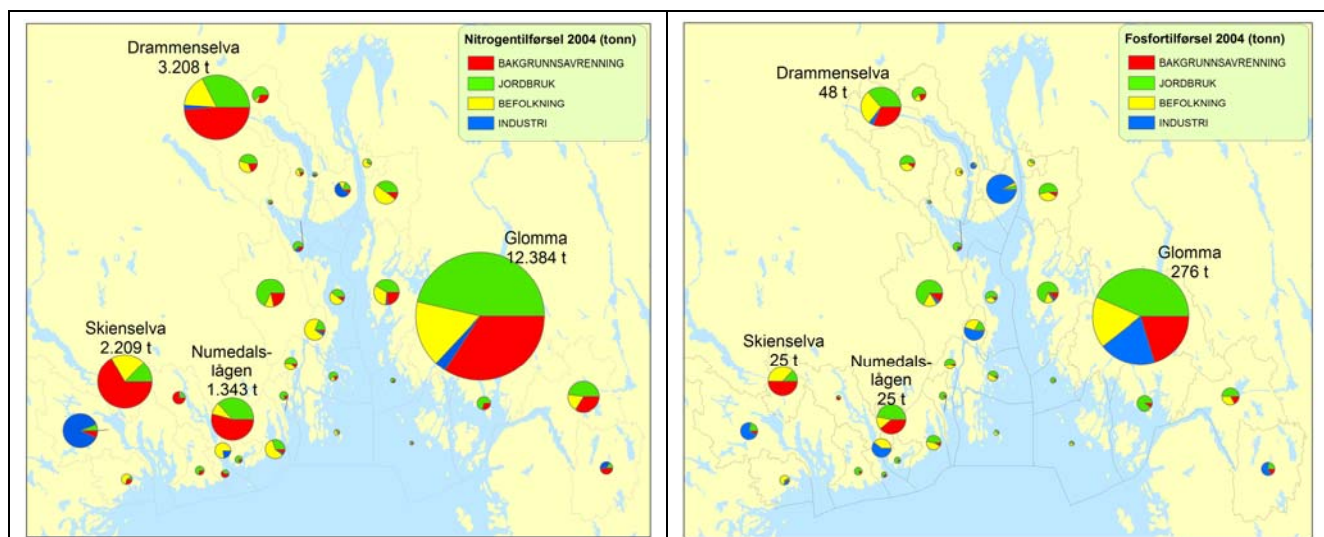
Grunnlagsdata for fremstillingen i dette kapitlet er hentet fra andre pågående programmer. Ferskvannsavrenningen fra elver og områder som drenerer til Ytre Oslofjord er beregnet av NVE (NVE 2005, og senere mottatte datafiler), mens tilførsler av næringssalter og organisk materiale er hentet fra elvetilførselsprogrammet (bl.a. SFT 2002a & b, 2003a & b, 2004a, 2006) og beregninger utført av NIVA på oppdrag fra SFT med datamodellen TEOTIL (NIVA 2006). Formålet med denne sammenstillingen av data er å gi en noe mer detaljert oversikt av tilførslene til Ytre Oslofjord i forhold til hva som presenteres i de refererte grunnlagsdokumentene. Dette gjør at en bedre kan vurdere den observerte tilstanden i forhold til tilførslene. Det foreligger foreløpig ikke tilførselsdata fra TEOTIL beregninger eller elvetilførselsprogrammet for 2005.

I TEOTIL er tilførselskildene kategorisert i fem grupper (NIVA 2006). Dette er:

1. Bakgrunnsavrenning
2. Jordbruk
3. Befolkning - kommunale utslipp
4. Industri
5. Akvakultur

Tilførslene fra kildene akvakultur, bakgrunn og landbruk er beregnet i modellen, mens tilførslene fra industri og kommunale utslipp er rapporterte verdier fra de enkelte anlegg. TEOTIL modellen er primært satt opp for å beregne tilførsler til større sjøområder, men grunnlagsberegningene for avrenning fra mindre arealer som er presentert her, er basert på NVE sin inndeling i statistikkområder. De geografisk detaljerte data fra modellen inneholder imidlertid tilnærmelser i faktisk lokalisering av enkelte lokale kilder. Dette kan derfor føre til feil fordeling av tilførsler fra områder med små bidrag. For de totale bidragene fra store vassdrag og for hele området, har modellresultatene ubetydelige avvik. Dette innebærer at TEOTIL resultatene ikke kan benyttes som grunnlag for vurderinger i lokale resipienter som for eksempel Mossesundet, men de kan benyttes for å vurdere bidragene fra de enkelte kildene i underområdene i Ytre Oslofjord. Modellen tar heller ikke hensyn til varierende avrenning og representerer derfor et middelnivå. Modellresultatene benyttes derfor her hovedsakelig for å vise bidraget fra de enkelte kildene, mens data fra elvetilførselsprogrammet benyttes for å vise variasjoner fra år til år.

Samlet lokal tilførsel av totalfosfor er for 2004 beregnet til 548 tonn hvorav landbruk utgjør 41 % og befolkning knapt 20% (Figur 4-1). Tilsvarende tall for totalnitrogen er 24.960 tonn og henholdsvis 39 % og 19 %. Det er stor variasjon mellom områdene i andelen til de ulike kilder. Jordbruk er den dominerende tilførselskilden til de fleste av bassengene, bortsett fra Frierfjorden og til dels også Larviksfjorden. Industri utgjør generelt en liten andel, bortsett fra i Frierfjorden, Breianger (både N og P) og Singlefjorden/Hvaler (P). Det er ingen akvakultur aktivitet i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord.



Figur 4-1. Beregnet tilførsel av totalnitrogen og totalfosfor fra avrenningsområder til Ytre Oslofjord. Beregningene er utført med datamodellen TEOTIL for året 2004 (NIVA, 2006), men fordelingen er representativ for alle år i perioden 2001 – 2005.

Glomma utgjør vel 50% av de samlede fosfortilførslene til Ytre Oslofjord, mens det er knapt 50% for totalnitrogen. Generelt er det elvene som er de største punktkildene til Ytre Oslofjord. Det samlede nedbørsfeltet til de fire største elvene utgjør mer enn 93 % av avrenningsarealet til Ytre Oslofjord (Tabell 4-1).

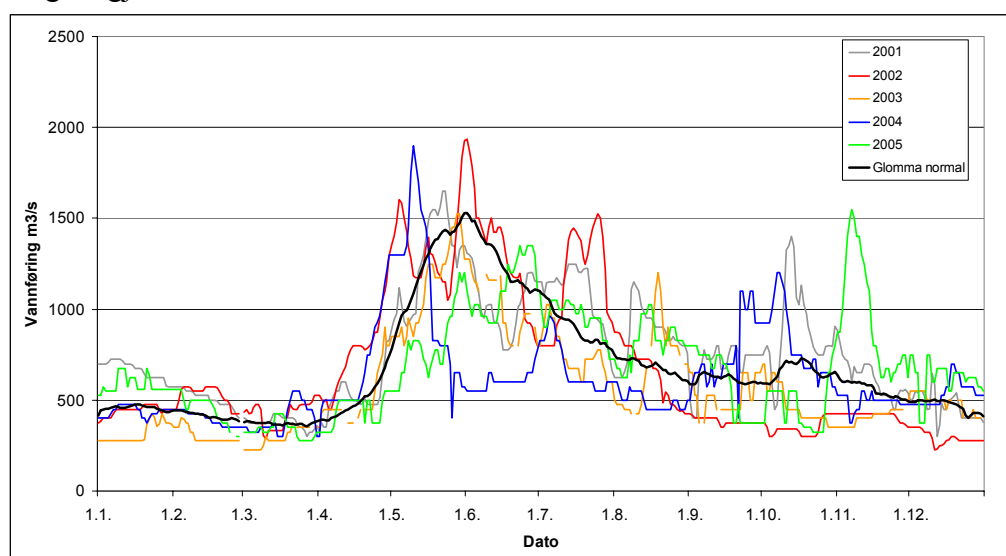
Tabell 4-1. Areal på nedbørsfelt og avrenningen fra de største elvene med avrenning til Ytre Oslofjord (NVE, 2005). Langtidsgjennomsnittet er for perioden 1960 – 1990.

| Vassdrag | Nedbørsfelt (km ²) | Avrenning* (Langtids gj.sn.) 1000 m ³ /døgn |
|----------------|--------------------------------|--|
| Enningdalselva | 779 | - |
| Tista | 1589 | 1 975 |
| Glomma | 41 970 | 61 350 |
| Mosseelva | 689 | 866 |
| Hølenelva | 139 | - |
| Drammenselva | 17 110 | 28 850 |
| Lierelva | 310 | 496 |
| Sandeelva | 193 | 282 |
| Aulielva | 364 | 469 |
| Numedalslågen | 5 554 | 10 200 |
| Farris | 492 | 915 |
| Skienselva | 10 810 | 23 535 |
| SUM | 79 999 | - |

* - Avrenning ved nederste NVE målepunkt



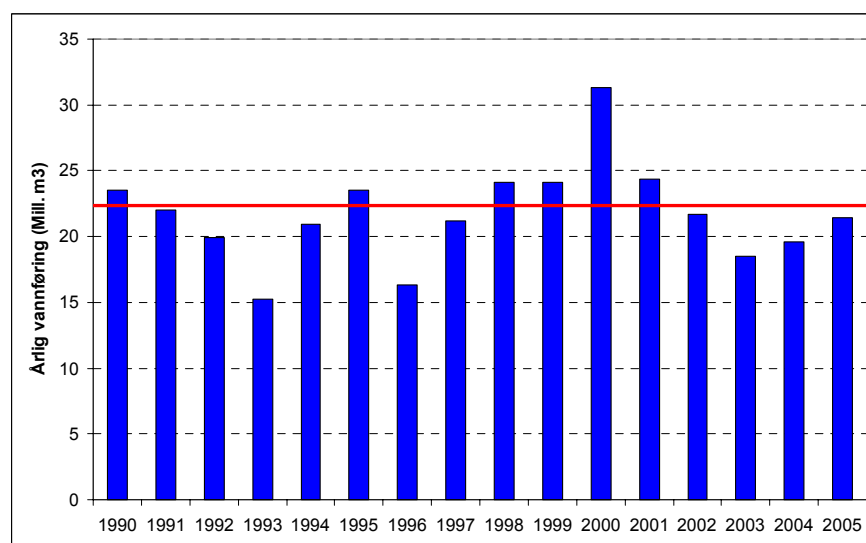
Det er en betydelig variasjon i vannføringen i elvene både gjennom året og fra år til år. Figur 4-2 presenterer døgnverdier for vannføringen i Glomma i perioden 2001 – 2005 sammen med langtidsgjennomsnittet.



Figur 4-2. Døgnverdier for vannføringen i Glomma ved nedre målepunkt (Solbergfoss) i perioden 2001 – 2005. Glomma normal er gjennomsnittsverdien for perioden 1960 – 1990..

Våren 2005 var vannføringen betydelig lavere enn normalt, mens det i august og spesielt i november kom store vannmengder. Forholdene i 2002 var motsatt med store mengder om våren og tørr høst.

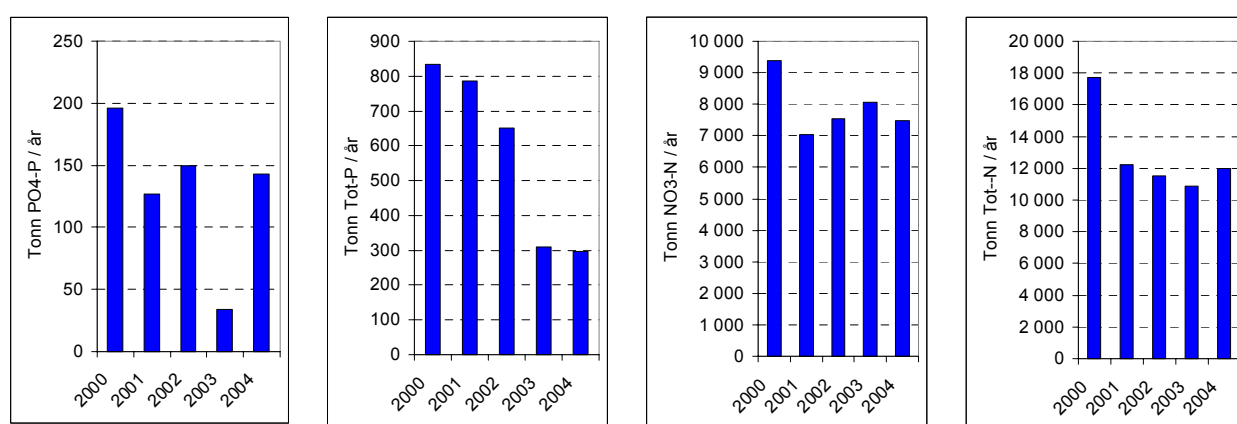
Årlig vannføring lå i 2001 noe høyere enn langtidsgjennomsnittet, men har for øvrig ligget under i perioden 2001 – 2005 med 2003 som det tørreste året (Figur 4-3).



Figur 4-3. Årlig vannføring (Mill. m³) over året i Glomma for perioden 1990 – 2005. Langtidsgjennomsnittet for perioden 1960 – 1990 er vist som rød linje. Data fra NVE.



Stor vannføring fører større mengder næringssalter og organisk materiale ut i fjorden. Variasjonen i tilførslene av næringssalter og organisk materiale er til dels større enn variasjonen i vannføringen spesielt for fosfat og totalfosfor (SFT 2004). Blant annet er det observert en nedgang i fosforkonsentrasjonen i elvene etter 2000. Dette kan skyldes mindre erosjon ved redusert vannføring og dermed en forsterket nedgang i partikkelbundede næringssalter. Det er også vist til at tiltak i jordbruket kan ha bidratt til nedgangen (SFT 2004).

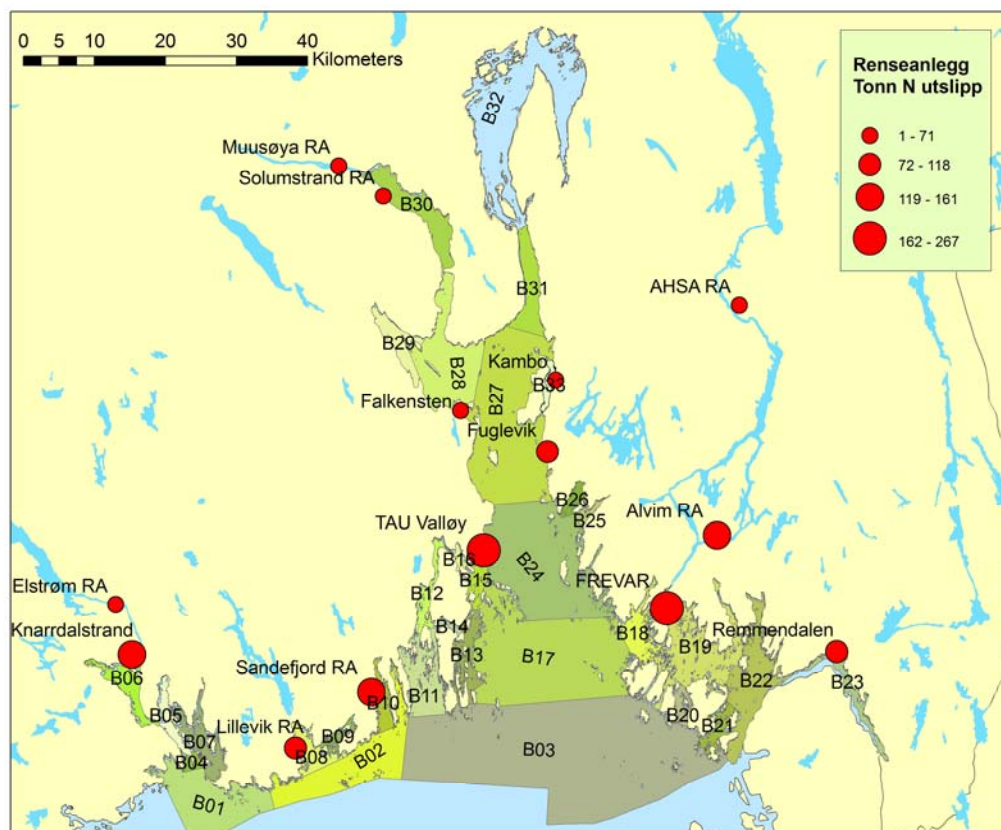


Figur 4-4. Årlige tilførsler av næringssalter med Glomma hentet fra årsrapportene fra elvetilførselsprogrammet (SFT 2001, 2002, 2003, 2004, 2005)

Tilførslene fra befolkning (kommunale avløp) utgjorde i 2004 henholdsvis ca 20% av de lokale fosfortilførslene og knapt 19% av lokale nitrogentilførsler. Til sammen er det beregnet at befolkningen bidro med 4653 tonn nitrogen i 2004 til Ytre Oslofjord (NIVA, 2006).

Kommunale avløp kommer delvis fra renseanlegg og delvis fra spredte utslipp for eksempel i forbindelse med lekkasjer i ledningssystemet eller overløp i tilknytning til stor vannføring der overflatevann og kloakk går i samme rørsystem.

SFT har tidligere gitt pålegg om sekundærrensing av nitrogen til en rekke større renseanlegg med utslipp til Nordsjøområdet. Dette inkluderer også 14 anlegg med utslipp til Ytre Oslofjord (Figur 4-5 og Tabell 4-2).



Figur 4-5. De største kommunale renseanleggene med avløp til Ytre Oslofjord som tidligere har fått pålegg om sekundærrensing av nitrogen. Størrelsen på sirkelen antyder tonn tot-N i utslippet. Data fra KOSTRA - Statistisk Sentralbyrå (SSB).

I følge Statistisk Sentralbyrå database (KOSTRA) var utslippet av nitrogen i 2005 fra disse 14 anleggene ca 1600 tonn (Tabell 4-2). De totale utslippene fra befolkning til Ytre Oslofjord er beregnet til ca 4700 tonn (tall for 2004, NIVA 2006). Dvs. at utslippene fra de 14 anleggene utgjør ca 35% av de totale utslippene fra befolkning til Ytre Oslofjord og 6,5% av de totale lokale nitrogen tilførslene.

Sekundærrensing av nitrogen vil anslagsvis kunne redusere utslippene fra det enkelte anlegg med ca 70%. Dette tiltaket vil føre til at de totale lokale tilførslene til Ytre Oslofjord blir redusert med anslagsvis 4,5%. Imidlertid vil den faktiske reduksjonen av de totale tilførslene til de enkelte fjord- og kystområder (resipienter) variere. Utslippene fra de 14 anleggene er lokalisert til 10 resipienter (Tabell 4-2). Dette innebærer at enkelte resipienter mottar utslipp fra flere anlegg, mens 22 fjord- og kystområder ikke er direkte påvirket av utslipp fra de 14 anleggene.

Tabell 4-2. Utslipp av nitrogen fra 14 rensenanlegg med utslipp til Ytre Oslofjord (KOSTRA)

| Anleggsnr. | Anlegg | Kommune | Resipient | Utslipp (2005) Nitrogen kg |
|------------|-------------------|-------------|--------------------------------------|-------------------------------|
| 0101AL07 | Remmendalen RA | Halden | B-23 Iddefjorden | 89 596 |
| 0106AL00 | FREVAR | Fredrikstad | B-19 Indre Løperen | 266 790 |
| 0105AL00 | Alvim RA | Sarpsborg | Glomma – B-19 (B-18) | 156 979 |
| 0124AL01 | AHSA (Revhaug RA) | Askim | Glomma – B-19 (B-18) | 51 903 |
| 0136AL00 | Fuglevik RA | Moss | B-27 Bastøybassenget | 118 421 |
| 0104AL01 | Kambo RA | Moss | B-33 Mossesundet | 54 672 |
| 0602AL45 | Muusøya RA | Drammen | B-30 Drammensfjorden | 52 757 |
| 0602AL06 | Solumstrand RA | Drammen | B-30 Drammensfjorden | 63 099 |
| 0701AL01 | Falkensten RA | Horten | B-28 Breiangen | 71 399 |
| 0704AL40 | TAU Valløy | Tønsberg | B-15 Vallø | 212 823 |
| 0706AL15 | Enga RA | Sandefjord | B-10 Sandefjordsfjorden | 160 719 |
| 0709AL01 | Lillevik RA | Larvik | B-8 Larviksfjorden | 116 510 |
| 0805AL01 | Knardalstrand | Porsgrunn | B-6 Frierfjorden | 157 277 |
| 0806AL30 | Elstrøm RA | Skien | SkienSVassdraget - B-06 Frierfjorden | 61 087 |
| SUM | | | | 1 634 032 |

4.1 Oppsummering tilførsler

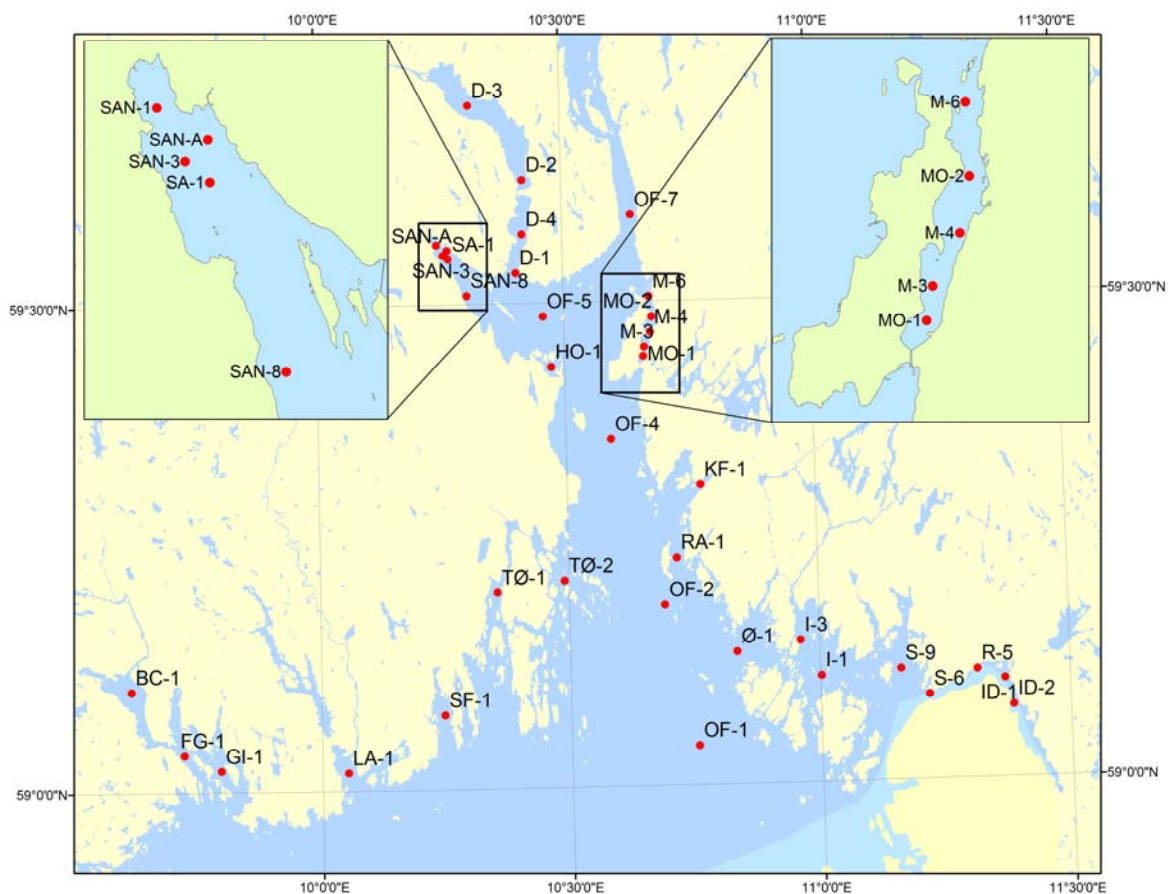
Generelt utgjør kommunale tilførsler av både nitrogen og fosfor til Ytre Oslofjord 19 – 20 % av de totale lokale tilførslene. Landbruk er totalt den største bidragsyteren med ca 41% av fosfortilførslene og 39% av nitrogentilførslene. Imidlertid varierer andelen fra de ulike kildene betydelig mellom de enkelte fjord- og kystområder. For eksempel utgjør tilførslene fra landbruket til Vestfjorden i Vestfold knapt 60% av de totale tilførslene, mens den samme kilden utgjør vel 10% i Frierfjorden. Dette gjør at tiltak for å redusere tilførslene fra de enkelte kildene vil ha varierende effekt i de enkelte fjord- og kystområder.

TEOTIL beregninger har vist at over en 20-årsperiode har økt rensing av kommunale utslipp og industriutslipp redusert de lokale tilførslene av fosfor med vel 40% og nitrogen med knapt 10%. Imidlertid benytter TEOTIL beregningene en gjennomsnittlig vannføring som grunnlag for beregningene. Overvåkingen av elver utført på oppdrag av SFT har vist at tilførslene av næringssalter og organisk materiale kan variere betydelig mellom de enkelte år avhengig av vannføringen. Denne variasjonen gjør at effekten av tiltak i liten grad kan observeres i de faktiske tilførslene til Ytre Oslofjord. Fra 2001 til 2003 gikk de lokale tilførslene ned på grunn av redusert vannføring i elvene. Vannføringen økte i både 2004 og 2005 med økte tilførsler av næringssalter i hvertfall i 2004 (data for 2005 foreligger ikke).

De samlede utslippene av nitrogen fra kommunale rensenanlegg som tidligere er pålagt sekundærrensing av nitrogen, utgjør ca 6,5% av de totale lokale utslippene. Innføring av sekundærrensing av nitrogen i 14 større rensenanlegg med utslipp til Ytre Oslofjord kan redusere de totale tilførslene av nitrogen med ca 4,5 %.

5 OVERVÅKING AV VANNKVALITET

Overvåkingen av vannkvalitete er blitt gjennomført på et varierende antall stasjoner gjennom femårsperioden. En full oversikt over hvilke stasjoner som er benyttet i de enkelte år og sesonger er gitt i Appendix A. Figur 5-1 viser plasseringen av stasjonene. Den høye tettheten av stasjoner i Mossesundet, Sandebukta og Iddefjorden skyldes at det er gjennomført lokal overvåking på oppdrag fra industri i disse fjordområdene. Denne lokale overvåkingen er gjennomført som en del av programmet for Ytre Oslofjord i de aktuelle årene.



Figur 5-1. Stasjoner benyttet ved overvåkingen av vannkvalitet i Ytre Oslofjord i perioden 2001 – 2005. Stasjonene er benyttet i varierende grad gjennom perioden, se tabell i Appendix A.



På samtlige stasjoner ble det samme prøveprogrammet gjennomført, se Tabell 5-1.

Tabell 5-1. Gjennomført prøveprogram på stasjonene

| Parameter | Dyp |
|---------------------|-----------------------|
| Konduktivitet | 0 – ca. 2 m over bunn |
| Temperatur | 0 – ca. 2 m over bunn |
| Oksygen | 0 – ca. 2 m over bunn |
| Oksygenprøve | 2 m over bunnen |
| Vannprøve alger | 0 – 3 m |
| Håvtrekkprøve alger | 0 – 2 m |
| Siktedyp | - |
| Vannprøve kjemi | 2 m |
| | 20 m |

Resultater av denne overvåkingen er presentert i kapitlene 6, 7, 8, 9 og 10.

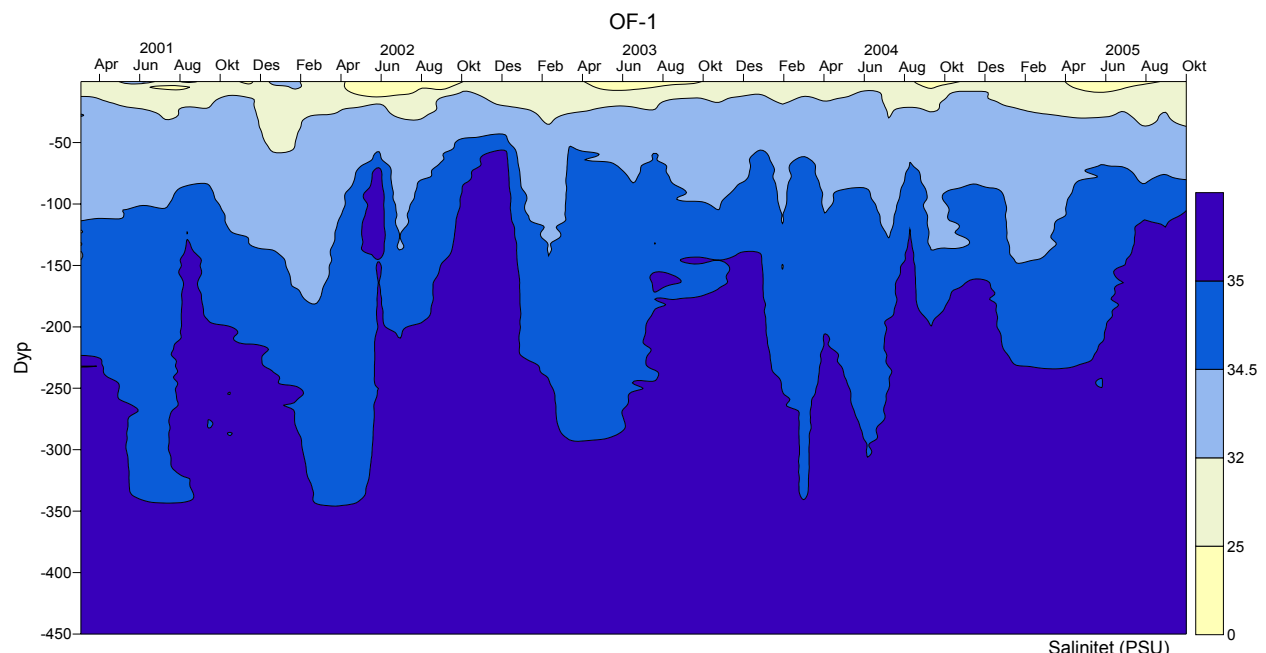


6 VANNMASSER OG VANNUTSKIFTNING

Vannmassene i Ytre Oslofjord er inndelt i fire hovedvannmasser (Anon, 1996):

- Brakkvann med saltholdighet lavere enn 25 psu¹ og temperaturer mellom -1° og ca 23°C. Dette dannes av lokale ferskvannstilførsel og viser størst mektighet i perioder med stor vannføring.
- Skagerrak kystvann med saltholdighet mellom 25 og 32 psu. Dette er hovedsakelig en blanding av Østersjøvann, overflatevann fra Kattegat, vann fra sørlige/sentrale Nordsjøen og med innblanding av lokalt ferskvann.
- Skagerrakvann med saltholdighet mellom 32 og 35 psu. Dette deles ofte inn i to:
 - Øvre: med saltholdighet mellom 32 og 34,5 psu. Opprinnelsen er sørlige Nordsjøen, men blandes også med vann fra Østersjøen/Kattegat og noe lokalt ferskvann.
 - Nedre: med saltholdighet mellom 34,5 og 35. Opprinnelsen er hovedsakelig fra sørlige Nordsjøen.
- Atlantisk vann med saltholdighet over 35 psu.

Figur 6-1 viser utbredelsen av vannmassene på stasjon OF-1 Torbjørnskjær i perioden 2001 – 2005. De fleste år kan man se en innstrømming av atlantisk vann om høsten med økt vertikal utbredelse fra 350 m opp til 50 – 100 m. Brakkvann kan observeres regelmessig i perioden april – oktober i varierende grad fra år til år.

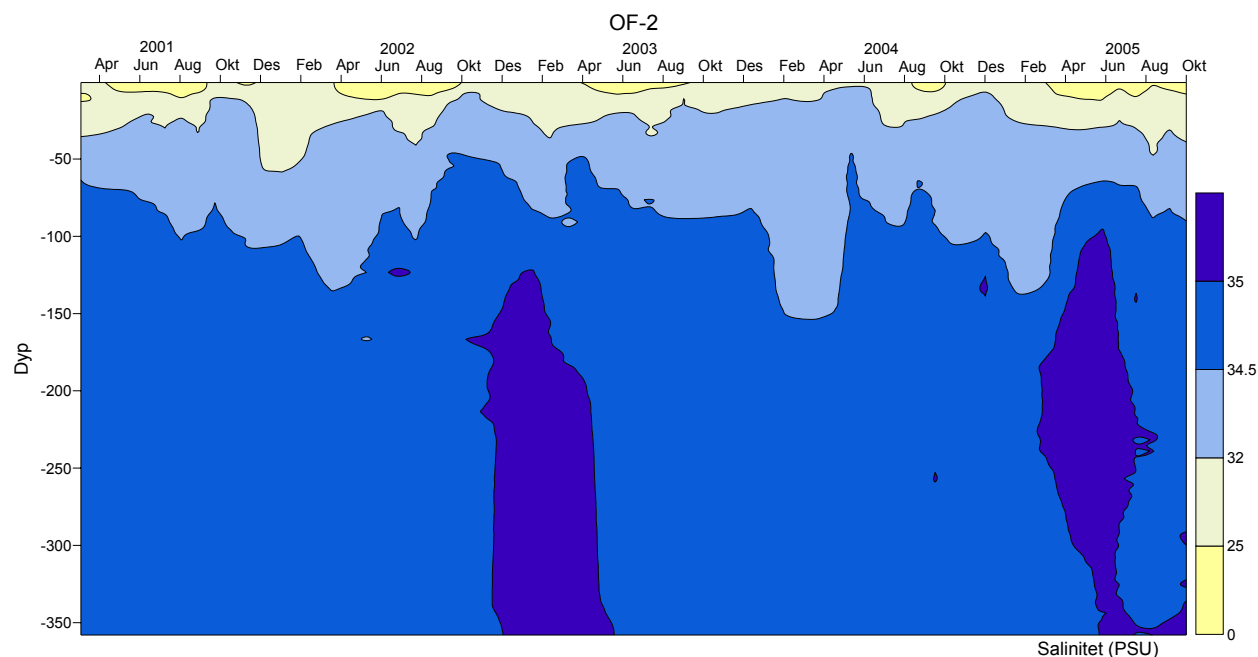


Figur 6-1. Utviklingen av saltholdighet på stasjon OF-1 Torbjørnskjær gjennom perioden 2001 – 2005. Horisontal akse angir måned. Fargekode tilsvarende inndelingen i vannmasser beskrevet over. Isolinjene er basert på 9 tokt pr år fordelt på periodene desember – februar og juni – september.

¹ Psu: practical salinity unit, tilsvarende i praksis saltholdighet i promille

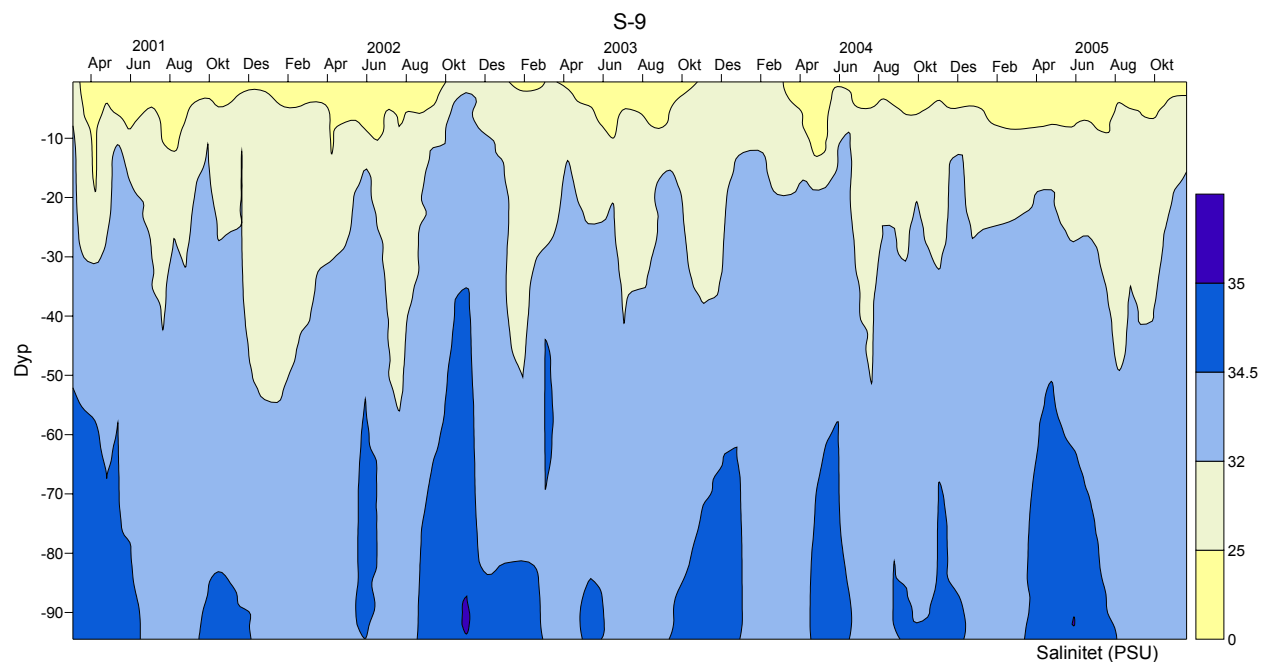


Høst – vinter 2002 er det atlantiske vannet tilstrekkelig høyt oppe i vannmassene slik at en får en innstrømming videre innover i innenforliggende bassenger (Figur 6-2) og ble også observert i enkelte lokale bassenger (Figur 6-3).

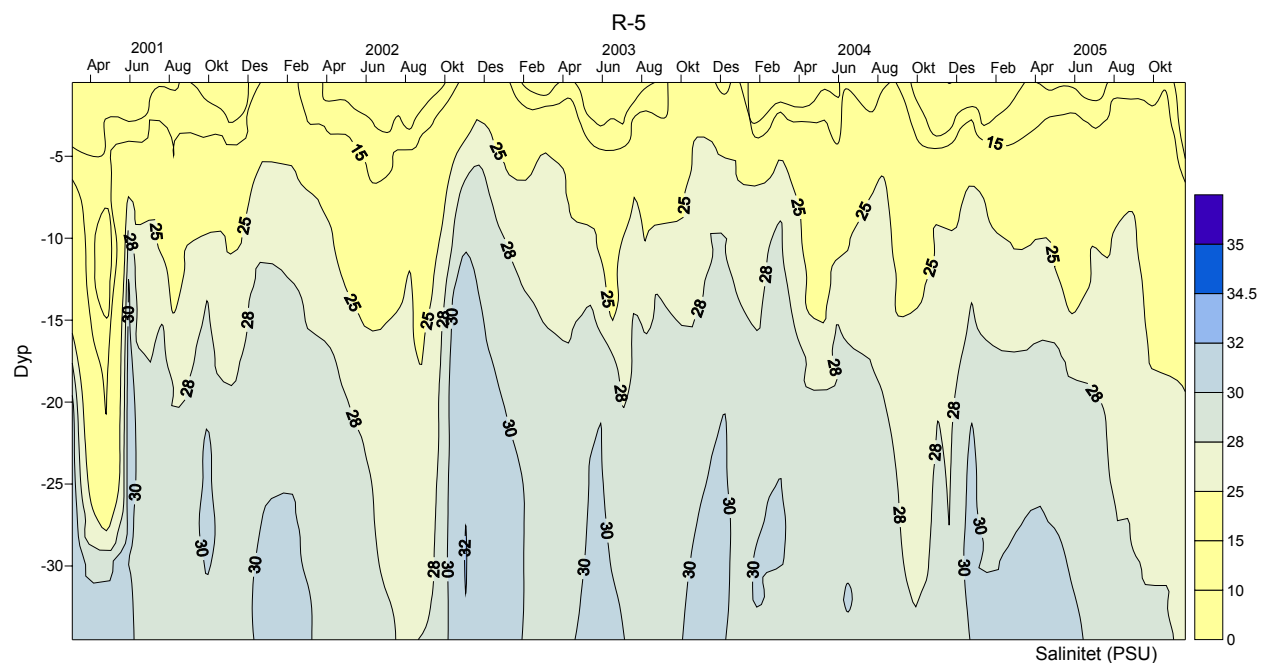


Figur 6-2. Utviklingen av saltholdighet på stasjon OF-2 Missingen gjennom perioden 2001 - 2005. Horizontal akse angir måned. Fargekode tilsvarer inndelingen i vannmasser beskrevet over. Isolinjene er basert på 9 tokt pr år fordelt på periodene desember – februar og juni – september.

I de lokale bassengene er vannmassene mer preget av lokale ferskvannstilførsler med et tykkere brakkvannslag og Skagerrak kystvann. Skagerrakvann strømmer periodevis inn i de dypere bassengene (Figur 6-3 og Figur 6-4).



Figur 6-3. Utviklingen av saltholdighet på stasjon S-9 Haslau gjennom perioden 2001 - 2005. Horizontal akse angir måned. Fargekode tilsvare inndelingen i vannmasser beskrevet over.

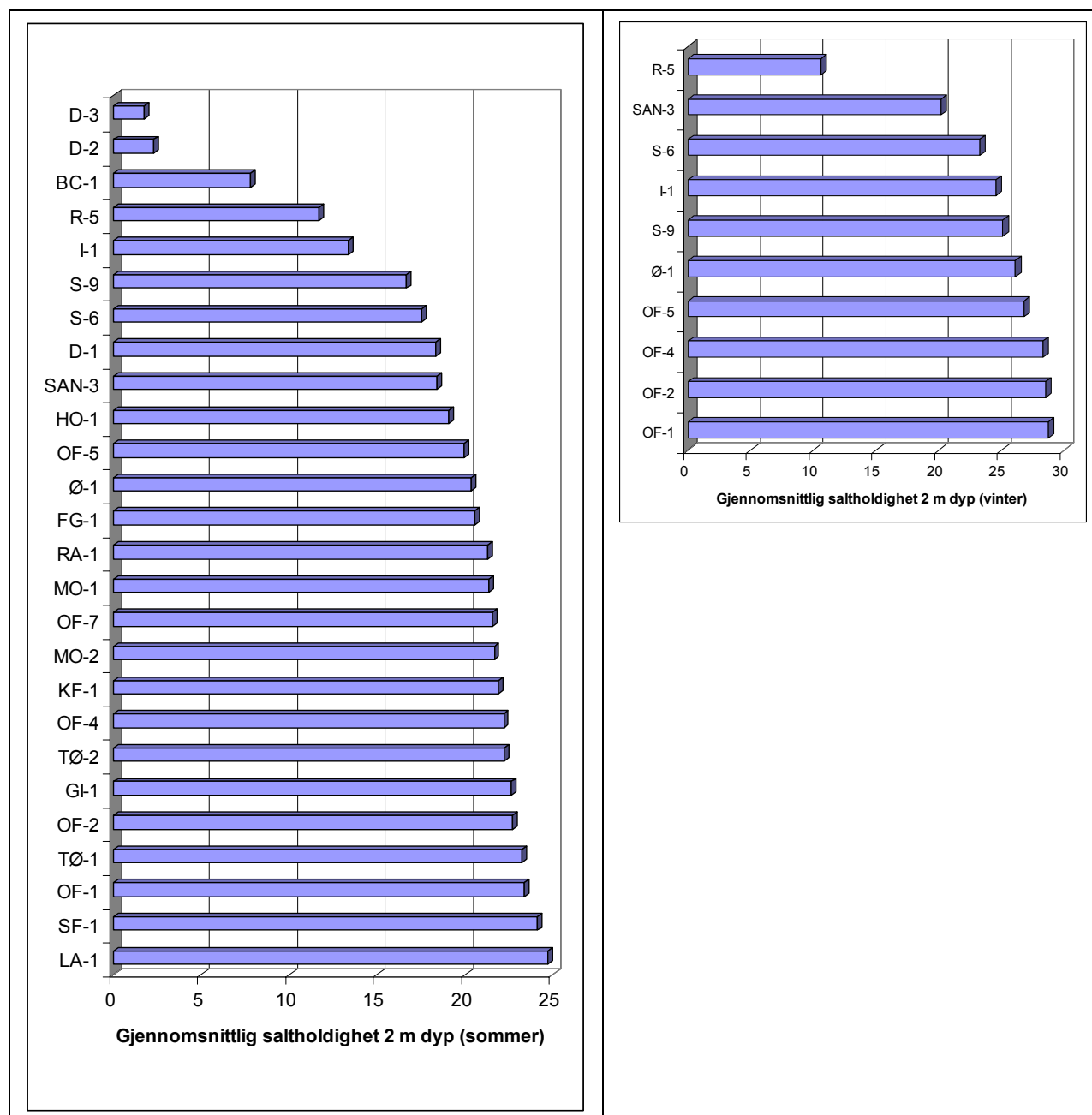


Figur 6-4. Utviklingen av saltholdighet på stasjon R-5 Ringdalsfjorden gjennom perioden 2001 - 2005. Horizontal akse angir måned. Fargekode tilsvare inndelingen i vannmasser beskrevet over.

I Figur 6-5 er stasjonene rangert basert på gjennomsnittlig saltholdighet i 2 m dyp fra sommer- og vinterperioden i hele perioden 2001 – 2005. Både vinter og sommer ser man en økende ferskvannspåvirkning innover i hovedfjorden (OF-stasjonene) bortsett fra OF-7 Drøbaksundet hvor saltholdigheten ligger noe over OF-5 Breiangen. I sommersesongen er saltholdigheten



høyere både i Larviksfjorden (LA-1) og i Sandefjordsfjorden (SF-1) sammenlignet med den ytre stasjonen i hovedfjorden (OF-1 Torbjørnskjær). Dette skyldes påvirkningen fra Glomma på det sentrale fjordområdet i Ytre Oslofjord. LA-1 ligger midt i Larviksfjorden og er i liten grad påvirket av ferskvannstilførslene fra Numedalslågen og Farrisvassdraget som hovedsakelig går ut langs med land på vestsiden av fjorden.



Figur 6-5. Gjennomsnittlig saltholdighet på 2 m dyp basert på målinger i sommersesongen (juni – september) og vintersesongen (desember – februar). Gjennomsnittet er beregnet ut fra et varierende antall år på de enkelte stasjoner.

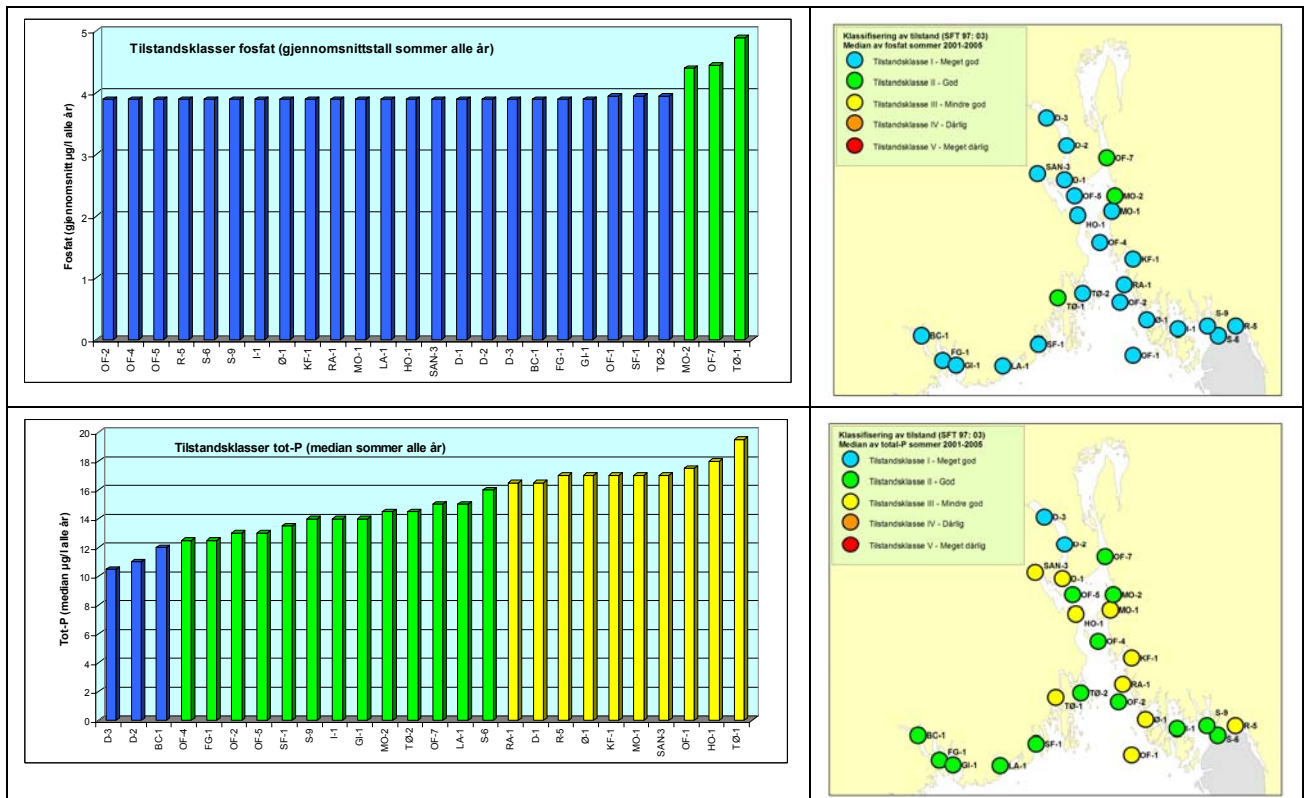


7 NÆRINGSSALTER

Næringssaltene (bl.a. nitrat, ammonium, fosfat og silikat) er en forutsetning for vekst av planter inkludert planteplankton. I sommersesongen fra juni til september vil løste næringssalter som ammonium, nitrat og fosfat, i stor grad være bundet i organismer i overflatelaget grunnere enn 20 m. Disse vil derfor normalt bare påvises i lave konsentrasjoner. Forhøyede verdier i overflatelaget (her observasjoner fra 2 m dyp) i denne perioden tyder på lokale tilførsler eller oppstrømming av dypereliggende vannmasser. Store lokale tilførsler kan føre til overgjødning (eutrofiering). Avrenning fra land, havstrømmer, nedbør og utslipp fra kommunale renselanlegg og industri er de viktigste kildene. I tillegg tilbakeføres næringsaltene når dyr beiter på algene. Biologisk produksjon er lav gjennom vinterperioden og konsentrasjoner av næringssalter i vannmassene vil i større grad reflektere tilførselene av næringssalter til de ulike kyst- og fjordområdene.

7.1 Sommerverdier

Figur 7-1 og Figur 7-2 viser klassifiseringen av tilstanden til området basert på indikatorene fosfat-fosfor, totalfosfor, nitrat-nitrogen og totalnitrogen. Medianverdien for alle år er benyttet som grunnlag for klassifiseringen.

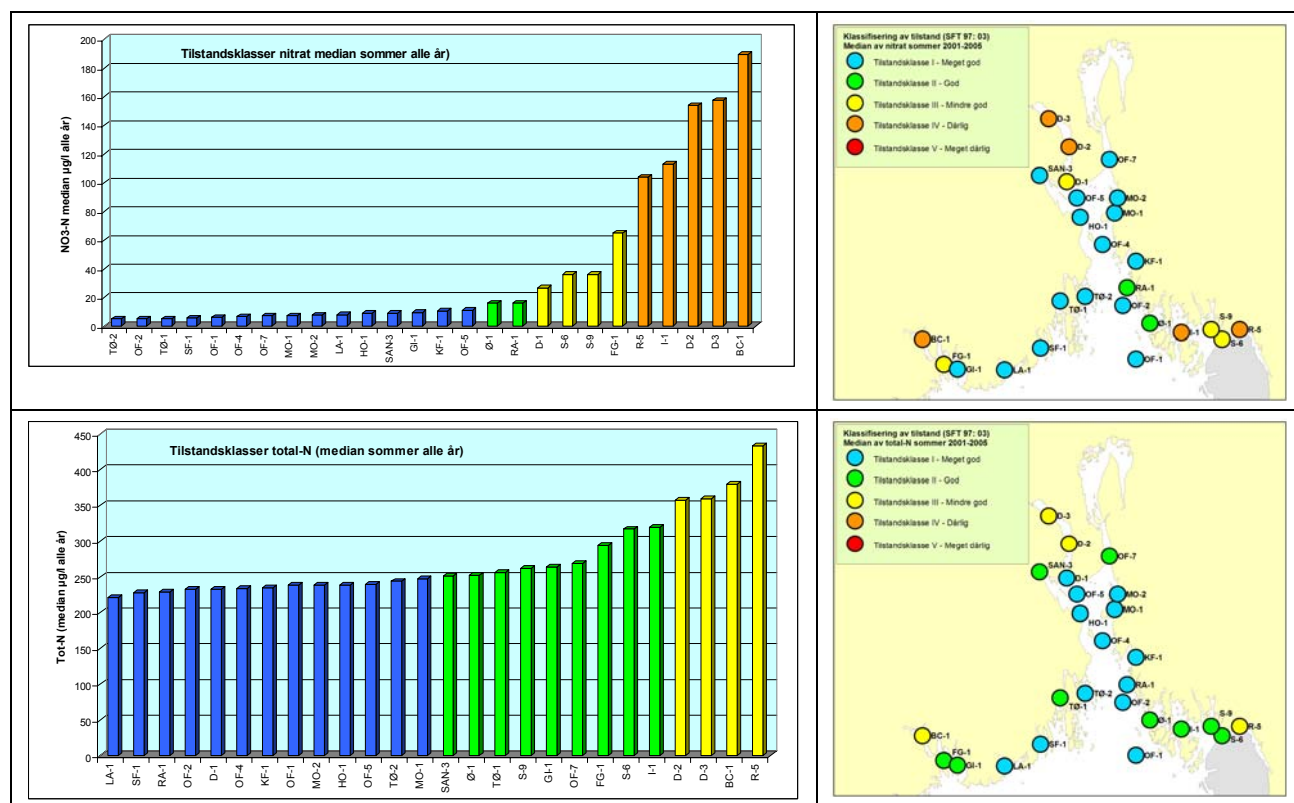


Figur 7-1. Klassifisering av tilstanden på stasjoner i Ytre Oslofjord på grunnlag av analyser av næringssalter (fosfat-fosfor og total fosfor) fra vannprøver tatt i løpet av sommersesongen (juni – september) i perioden 2001 - 2005. Deteksjonsgrensen til analysemetoden av fosfat-fosfor er 4 µg/L. Lavere verdier er angitt som 3,9 µg/L i beregningen av median. Klassifiseringen er basert på kriterier gitt i SFT 97:03 for saltholdighet høyere enn 20 psu for samtlige stasjoner.



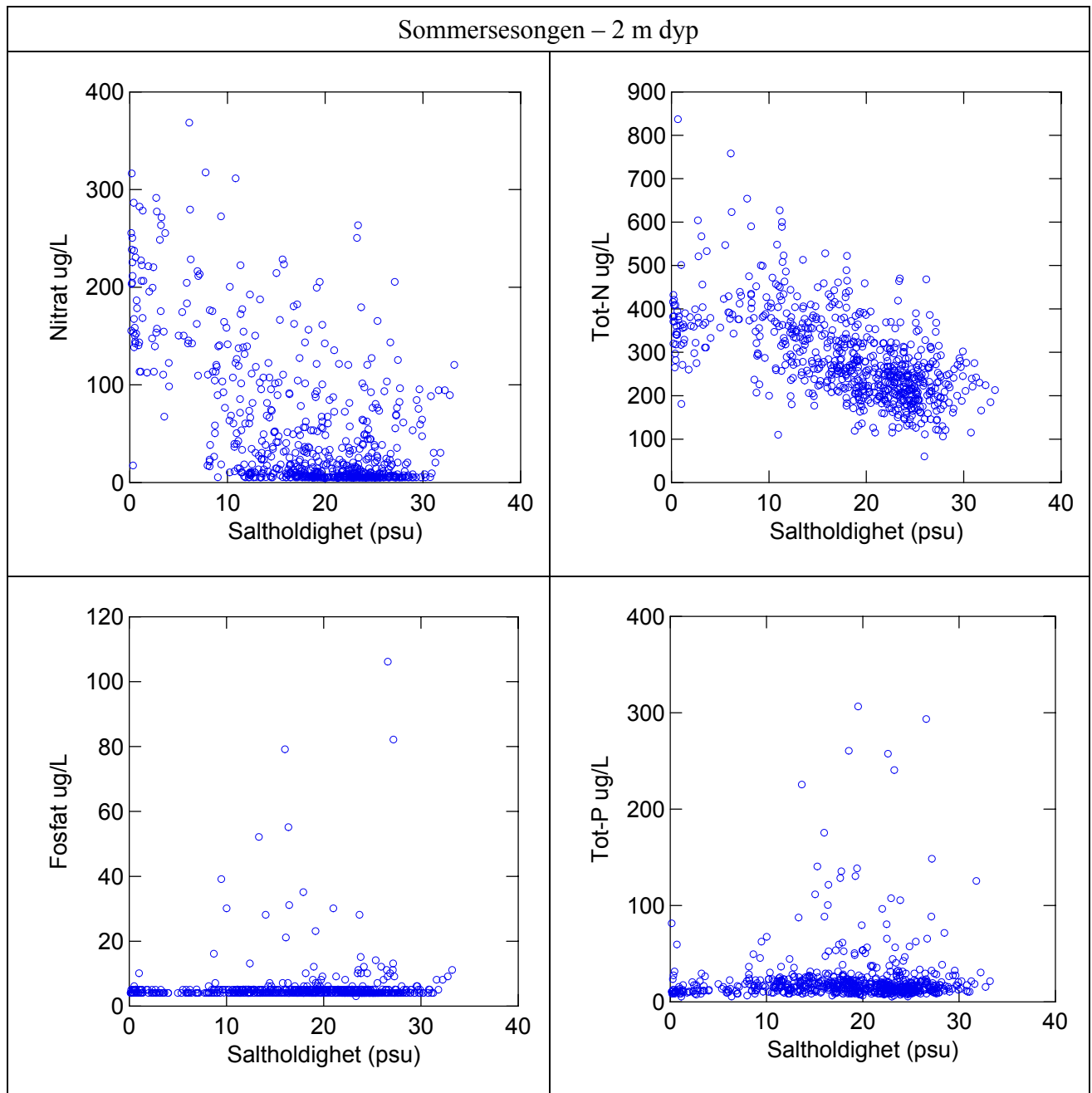
I sommersesongen ligger konsentrasjonen av fosfat-fosfor under deteksjonsgrensen for analysemetoden på de fleste stasjonene og tilstanden for området kan generelt karakteriseres som *I-Meget god*. For totalfosfor er tilstanden på 10 stasjoner karakterisert som *III-Mindre god*. I tillegg til ni stasjoner påvirket av lokale tilførsler er også den ytre stasjonen OF-1 Torbjørnskjær i denne gruppen. Til sammenligning er flere områder med store ferskvannstilførsler som Drammensfjorden (D-2, D-3), Frierfjorden (BC-1) og Løperen – Singlefjorden (I-1, S-9, S-6) karakterisert som *II-God*.

I forhold til nitrogenforbindelsene ser man en klar sammenheng mellom redusert tilstand og ferskvannspåvirkning av stasjonene (Figur 7-2). Typiske brakkvannslokaliteter som Ringdalsfjorden/Iddefjorden, Singlefjorden, Drammensfjorden og Frierfjorden er alle karakterisert som *III-Mindre god* til *IV-Dårlig* for henholdsvis totalnitrogen og nitrat.



Figur 7-2. Klassifisering av tilstanden på stasjoner i Ytre Oslofjord på grunnlag av analyser av næringsalter (nitrat-nitrogen og totalnitrogen) fra vannprøver tatt i løpet av sommersesongen (juni – september) i perioden 2001 - 2005. Klassifiseringen er basert på kriterier gitt i SFT 97:03 for saltholdighet høyere enn 20 psu for samtlige stasjoner.

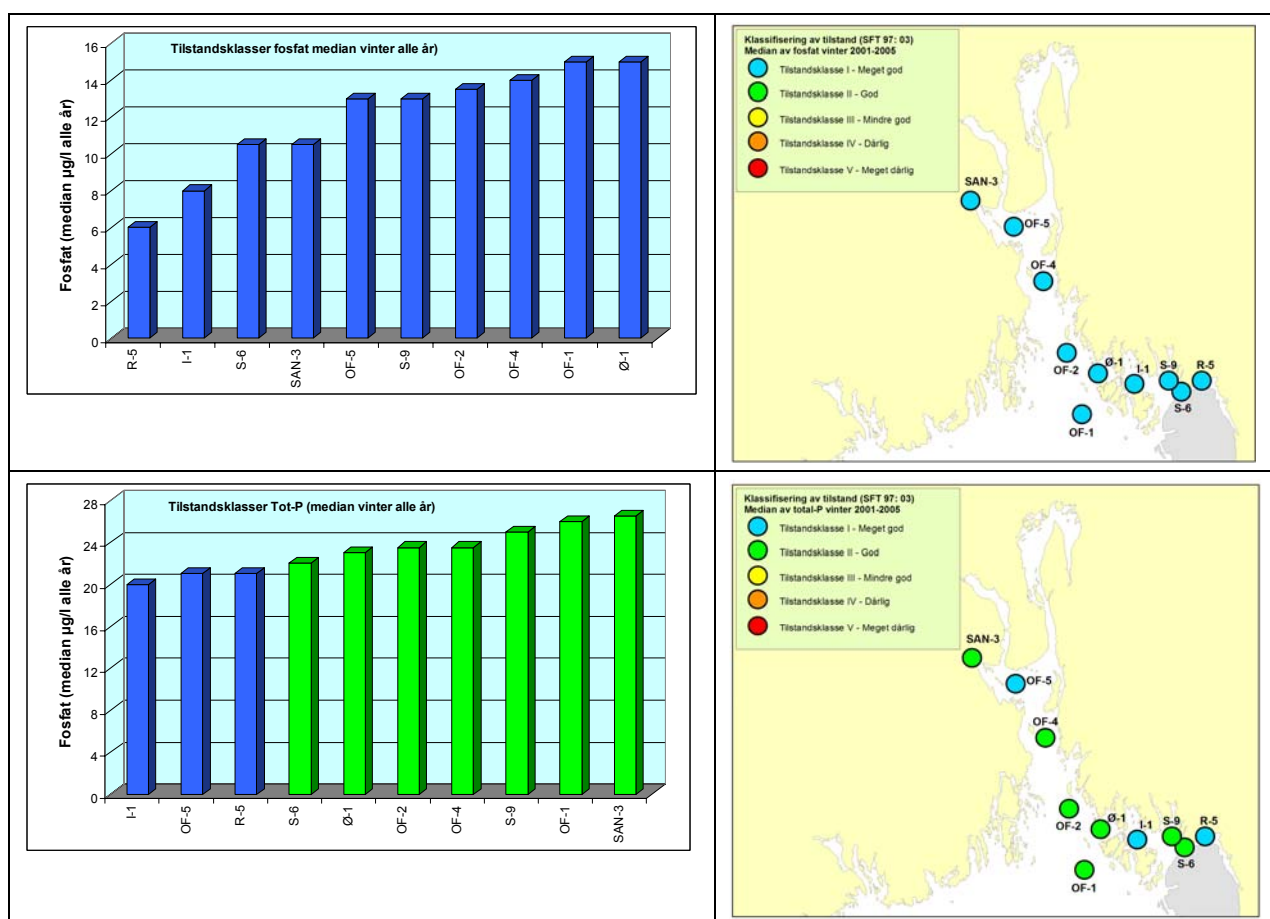
Sammenhengen mellom næringsalkonsentrasjon og lokal ferskvannspåvirkning i sommersesongen indikeres i punktdiagrammene presentert i Figur 7-3. For nitrogenforbindelser ser man en generell og tydelig sammenheng med økende konsentrasjoner ved lave saltholdigheter som normalt opptrer på stasjoner i nærheten av større vassdrag. Konsentrasjonen av fosforforbindelsene synes å være upåvirket av lokale ferskvannsavrenning.



Figur 7-3. Punktdiagram av saltholdighet og næringsalter målt på samtlige stasjoner i sommerseasonen 2001 – 2005.

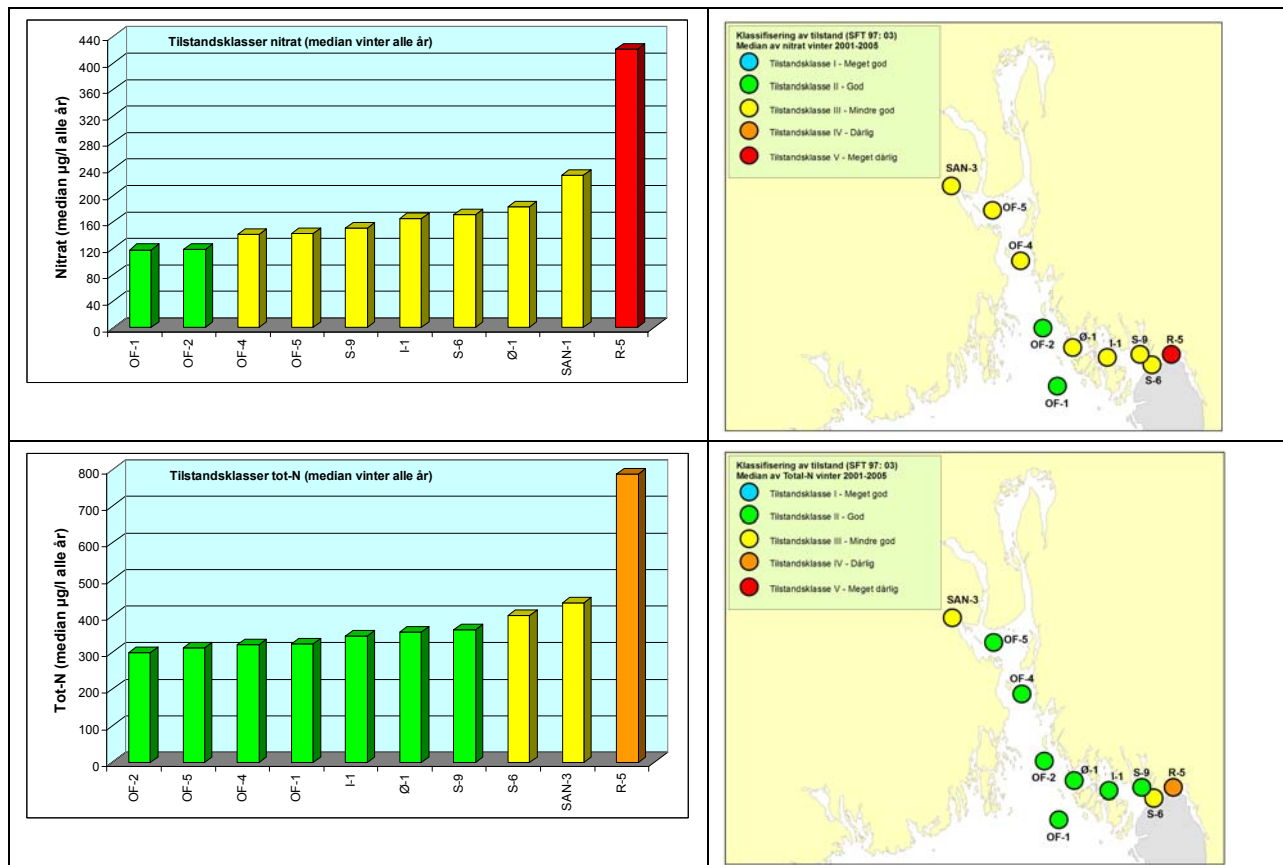
7.2 Vinterverdier

Figur 7-4 og Figur 7-5 presenterer klassifiseringen av tilstanden til stasjoner overvåket i vinterperioden 2001 – 2005 basert på medianverdien av henholdsvis fosfat-fosfor/totalfosfor og nitrat-nitrogen/totalnitrogen.



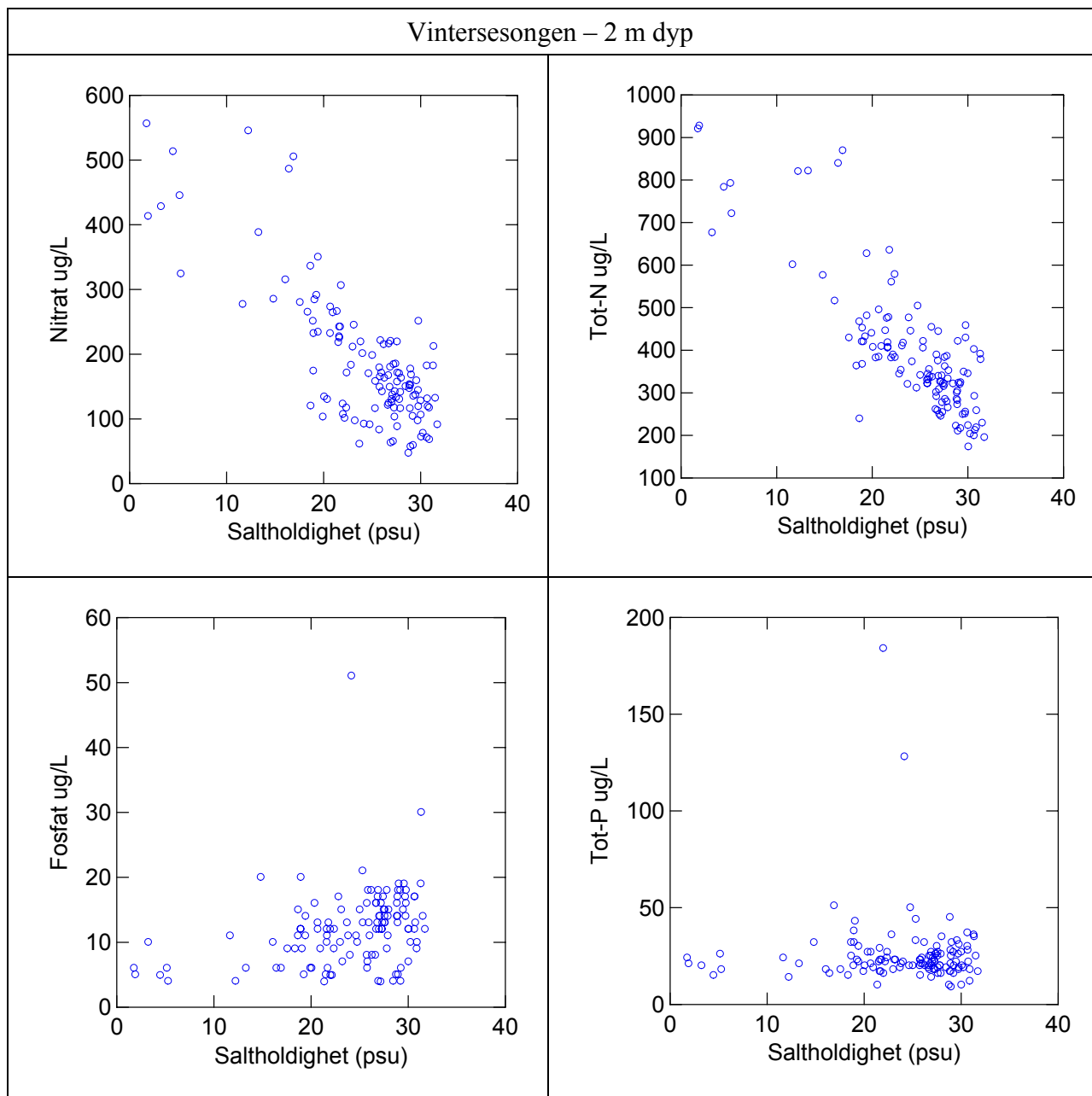
Figur 7-4. Klassifisering av tilstanden på stasjoner i Ytre Oslofjord på grunnlag av analyser av næringsalter (fosfat-fosfor og total fosfor) fra vannprøver tatt i løpet av vintersesongen (desember - februar) i perioden 2001 – 2005. Klassifiseringen er basert på kriterier for saltholdighet høyere enn 20 psu for samtlige stasjoner.

Tilstanden til området kan generelt karakteriseres som *I-Meget god* til *II-God* basert på fosforforbindelser. Basert på nitrogenforbindelser ser man en tydelig effekt av lokale ferskvannstilførsler med best tilstand (og lavest konsentrasjon sammenlignet med andre stasjoner i samme kategori) på hovedfjord stasjonene.



Figur 7-5. Klassifisering av tilstanden på stasjoner i Ytre Oslofjord på grunnlag av analyser av næringsalter (nitrat-nitrogen og total nitrogen) fra vannprøver tatt i løpet av vintersesongen (desember - februar) i perioden 2001 – 2005. Klassifiseringen er basert på kriterier for saltholdighet høyere enn 20 psu for samtlige stasjoner.

Punktdiagrammet for vinterperioden presentert i Figur 7-6 viser igjen klar sammenheng mellom høye konsentrasjoner av nitrogenforbindelser og stor ferskvannspåvirkning. I motsetning til dette synes det å være en motsatt sammenheng for fosfat med en svakt økende tendens i fosfatkonsentrasjonen med økt saltholdighet noe som kan tyde på at fosfat i større grad tilføres med havstrømmer i forhold til lokale tilførsler. For totalfosfor synes det ikke å være noen samvariasjon.



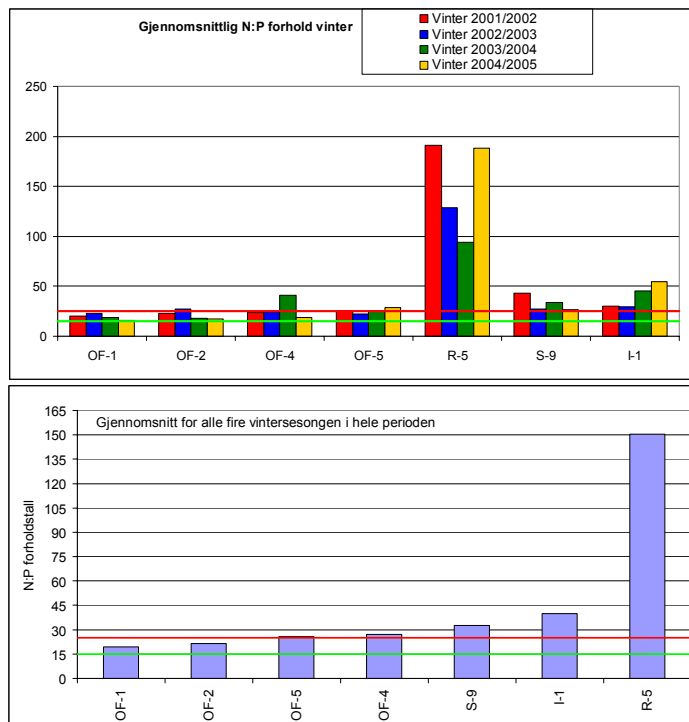
Figur 7-6. Punktdiagram av saltholdighet og næringsalter målt på samtlige stasjoner i vintersesongen 2001 – 2005.



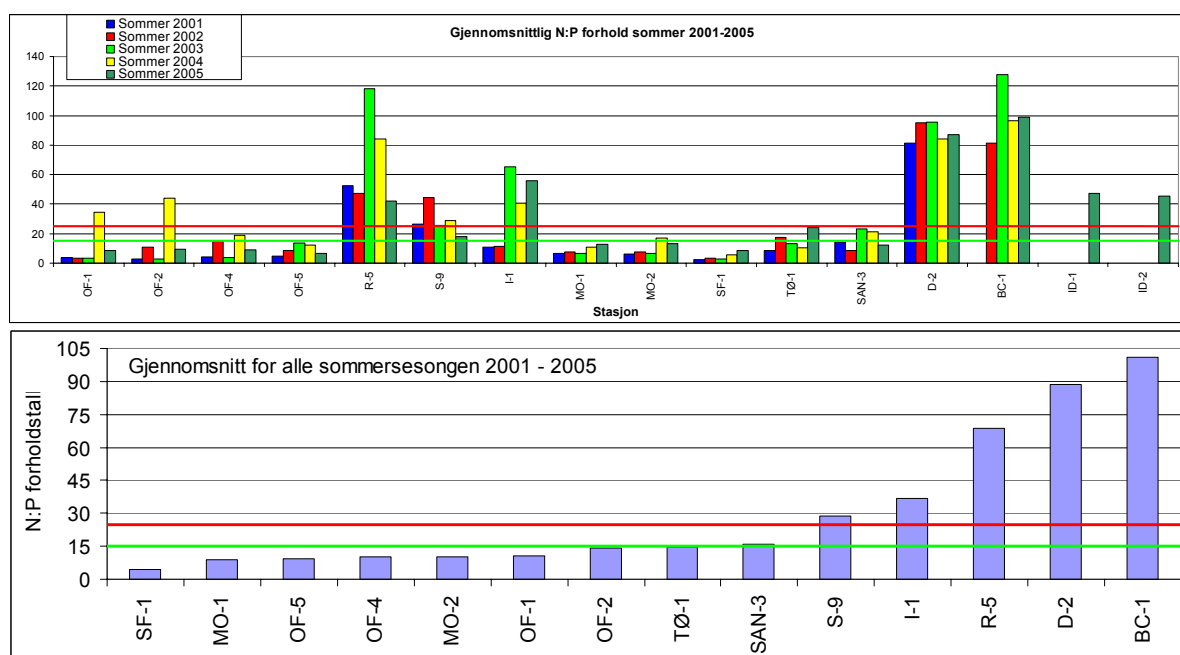
7.3 N/P forhold

Gjennomsnittlig forholdstall mellom nitrogen- og fosfor-innholdet i planteplanktonet angis ved Redfield-forholdet som uttrykt i atomer er N:P = 16:1. Forholdstallet mellom de tilsvarende næringssaltene i havet er totalt ca. 15:1. Store avvik fra dette forholdet, spesielt i vinterverdiene, kan tyde på lokale tilførsler eller andre lokale forhold som remineralisering i oksygenfattig dypvann.

OSPAR arbeidsgruppe innen eutrofiering antydnet et forholdstall større enn 25 (50% økning) basert på vinterverdiene som kriterium for betydelig avvik fra normale verdier. Slike avvik finner man på de typisk ferskvannspåvirkede områdene Frierfjorden, Drammensfjorden, Ringdalsfjorden/Iddefjorden og Singlefjorden både i vinterperioden og sommerperioden (Figur 7-7 og Figur 7-8).



Figur 7-7. Gjennomsnittlig forholdstall mellom nitrat og fosfat ($\mu\text{mol/L}$) i overflatevann fra prøver tatt i vinterperioden 2001 - 2005. Rød linje markerer forholdstall 25 (50% avvik) som OSPAR foreslo som et kriterium for å fastslå betydelig avvik fra Redfield-forholdet 15 som er markert med grønn linje i figuren. Øvre figur er for hver enkelt vintersesong, mens nedre er gjennomsnittet for alle fire vinterperiodene rangert etter gjennomsnittlig N:P forholdstall for hele perioden.



Figur 7-8. Gjennomsnittlig forholdstall mellom nitrat og fosfat ($\mu\text{mol/L}$) i overflatevann fra prøver tatt i sommerperioden 2001 – 2005 (juni – september). Nedre figur viser gjennomsnittet for hele perioden hvor stasjonene er rangert. Rød linje markerer forholdstall 25 (50% avvik) og grønn Redfield-forholdet 15.

7.4 Oppsummering og konklusjoner

I løpet av fem årsperioden 2001 – 2005 har tilstandsvurderingen til enkeltstasjoner basert på konsentrasjonen av næringssalter i vannmassene variert til dels betydelig. Dette gjelder både vinterverdier og sommerverdier. I de lokale områdene med stor ferskvannspåvirkning kan dette til dels forklares med variasjoner i de lokale ferskvannstilførslene mellom år.

Basert på gjennomsnittet for sommerperiodene 2001-2005 i forhold til fosfat og totalfosfor er stasjonene klassifisert som *I-Meget god* til *III-Mindre god*. Det er ingen åpenbar sammenheng mellom klassifisering og graden av lokal påvirkning. Vinterstid er stasjonene klassifisert som *I-Meget god* til *II-God*. Rangeringen av stasjonene og punktdiagrammer kan tyde på at fosfat i større grad tilføres området med havstrømmer enn med lokale tilførsler.

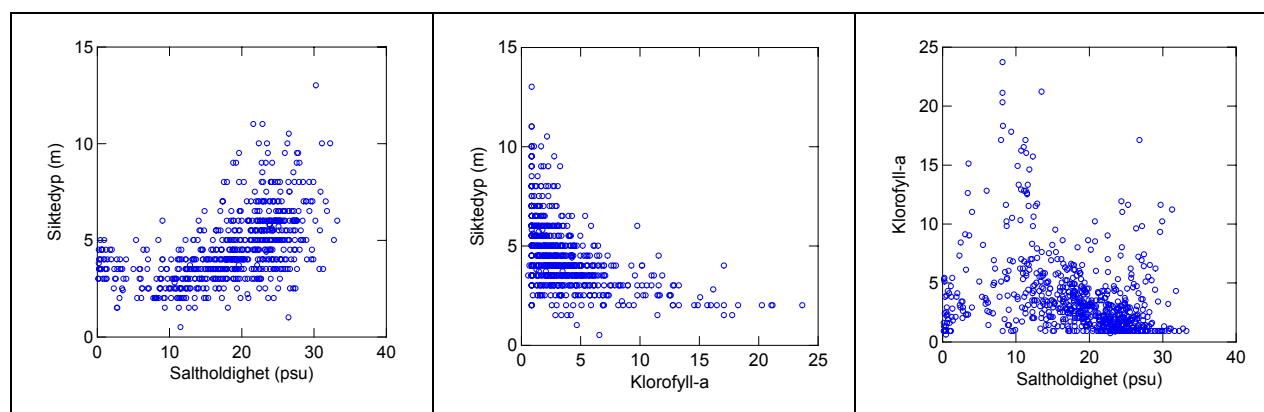
Sammenhengen mellom nitrogenforbindelsene og lokale ferskvannstilførsler er tydelig. De sterkt ferskvannspåvirkede i Iddefjorden, Indre Løperen, Drammensfjorden og Frierfjorden er alle karakterisert som *IV-Dårlig* (nitrat) eller *III-Mindre god* (totalnitrogen). Dette gir til dels store avvik i N:P forholdet lokalt i forhold til Redfield-forholdstallet. Dette gjelder spesielt Ringdalsfjorden – Singlefjorden – Hvalerområdet, Drammensfjorden og Grenlandsområdet.

8 SIKTEDYP

8.1 Observasjoner

Siktedypet kan erfaringsmessig uttrykkes som en funksjon av vannets innhold av fargestoffer, organiske og uorganiske partikler. I Ytre Oslofjord er elvene de viktigste tilførselskildene av partikler og humus. I tillegg fører de med seg store mengder næringsalter som gir grunnlag for vekst av algeplankton. Generelt ser man en sammenheng mellom saltholdighet og siktedyp (Figur 8-1) i dette området. I situasjoner med stor vannføring i elvene reduseres saltholdigheten i overflatevannet og siktedypet går ned på grunn av elvevannets innhold av humus og partikler.

Planktonalger inngår som en del av de organiske partiklene og det midtre punktdiagrammet viser at det også er en samvariasjon mellom klorofyllmengden og observert siktedyp på stasjonene. Elvene er de største tilførselskildene av næringsalter til Ytre Oslofjord. Høyre punktdiagram tyder på at man har størst klorofyllmengder i typiske brakkvannsområder med saltholdighet rundt 10 psu. Store ferskvannstilførsler reduserer derved siktedypet både ved tilførsler av humus og partikler og ved økte mengder algeplankton.

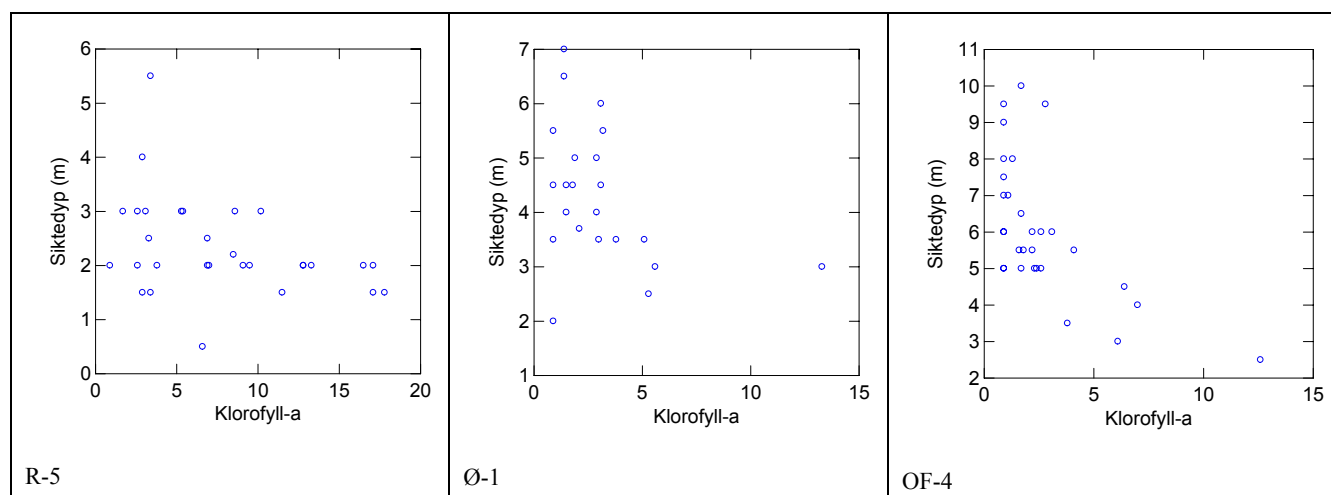


Figur 8-1. Punktdiagram med saltholdighet, siktedyp og klorofyll som variabler. Data fra alle stasjoner i sommerperiodene i årene 2001 – 2005.

Det er imidlertid stor forskjell mellom enkelt stasjoner og områder i Ytre Oslofjord. Vassdraget Tista ved Halden er sterkt preget av høye konsentrasjoner av humus og stasjon R-5 i Ringdalsfjorden har derfor et siktedyp som ligger mellom 2 og 3 m det meste av sommeren uavhengig av eventuelle algeoppblomstringer (Figur 8-2).

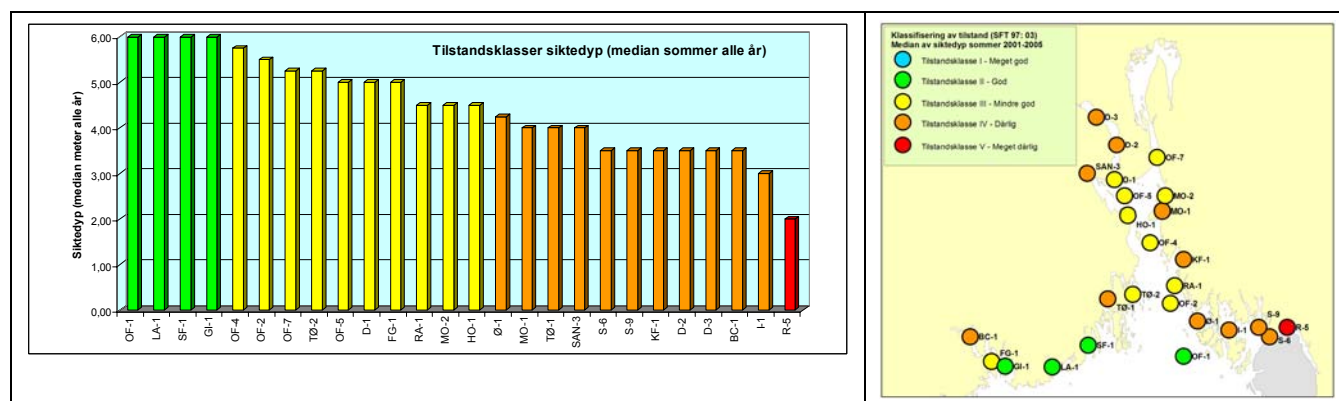
Området ved stasjon Ø-1 Leira påvirkes periodevis av Glommavann med store mengder partikler. I dette området er det derfor en stor variasjon i siktedypet uavhengig av endringer i mengde algeplankton.

På stasjoner i hovedfjorden som i liten grad er direkte påvirket av lokale ferskvannstilførsler ser man en klar sammenheng mellom siktedyp og mengde klorofyll-a i vannmassene (stasjon OF-4 Figur 8-2)



Figur 8-2. Punktdiagram med saltholdighet, siktedyp og klorofyll som variabler. Data fra stasjonene R-5, Ø-1 og OF-4 i sommerperiodene i årene 2001 – 2005.

Medianverdien av siktedyp-observasjonene fra sommerperiodene i årene 2001 - 2005 er benyttet som grunnlag for å klassifisere tilstanden i fjorden (Figur 8-3).



Figur 8-3. Klassifisering av tilstanden på stasjoner i Ytre Oslofjord på grunnlag av observasjoner av siktedyp i løpet av sommersesongen (juni – september) i perioden 2001 – 2005.

Hovedfjorden er karakterisert som *II-God* til *III-Mindre god*, mens lokale områder med direkte ferskvannspåvirkning er karakterisert som *III-Mindre god* til *V-Meget dårlig*. De fire ytre stasjonene OF-1 (Torbjørnskjær), GI-1 (Håøyfjorden), LA-1 (Larviksfjorden) og SF-1 (Sandefjordsfjorden) er alle karakterisert som *II-God*. Sandefjordsfjorden er ikke påvirket av store elvetilførsler, mens både Numedalslågen og Farriselva munner ut i Larviksfjorden. Imidlertid er stasjonen LA-1 lite påvirket av ferskvannet fra elvene (Figur 6-5) og begge elvene inneholder normalt relativt lite partikler og humus (data fra overvåkingen av elver 1990 – 2004).



8.2 Oppsummering og konklusjoner

Siktedyp kan ikke benyttes som en indikator for eutrofiering i hele området Ytre Oslofjord. Siktedypet påvirkes blant annet av humus (løste organiske stoffer) og uorganiske partikler i vannmassene og lokale tilførsler med elvene av disse fører til at for eksempel Mossesundet og Lera ved Glomma får en betydelig redusert tilstandstatus sammenlignet med de øvrige indikatorparametrene for vannmassene som planteplankton og næringssalter. I enkelte områder som Sandefjordsfjorden, Drøbaksundet og Rauøybassenget, varierer siktedypet i større grad avhengig av mengde planteplankton i vannmassene.



9 PLANKTONALGER

9.1 Generelt grunnlag

Planktonalgene er mikroskopiske planter som svever fritt i vannmassene og utnytter tilgjengelige næringsalter til sin vekst. Fordi de er planter og dermed er avhengige av lys for å vokse, vil de i alminnelighet holde seg nær overflaten der lystilgangen er god. Der det er mye alger, for eksempel under oppblomstringsperioder, blir overflatelaget grumset, ofte med en karakteristisk farge alt etter hvilken alge det er. I vannmasser med et stabilt overflatelag vil lokal tilførsel av næringsalter til overflatelaget gi betingelser for økt algevekst i form av økt antall algeceller.

Algene vil ikke være i stand til å skille mellom næringsalter, for eksempel nitrat, fra de forskjellige kildene, som kan være fra ferskvannsavrenning, kloakk, nedbrytning av alger og andre organismer, eller fra episodisk tilførsel til overflatelaget fra næringsrikt vann under dette. Selv om økt algevekst under slike betingelser blir delvis regulert ved at dyreplanktonet øker sin aktivitet og konsumerer (beiter ned) det ekstra algetilskuddet, viser erfaringene fra Norge og andre land at områder med ekstra tilskudd av næringsalter i gjennomsnitt fører til at algekonsentrasjonene blir høyere enn i upåvirkede områder. Sammenliknet med mer næringsfattige områder er primærproduksjonen pr. mengdeenhet av alger også normalt høyere i overgjødde områder.

På bakgrunn av kunnskapen om den direkte koplingen mellom næringssalttilførsler og forekomstene av planktonalger, har en rekke planktonalgeundersøkelser i Oslofjorden, spesielt i den indre delen, bidratt til beslutningene om å iverksette tiltak for å begrense tilførselene av næringsalter til overflatelaget fra kommunalt avløpsvann. Allerede fra 1920- og 30-årene ble det påpekt at de noe høyere konsentrasjonene av planktonalger i den innerste delen av fjorden sammenliknet med de ytre områdene, kunne være forårsaket av kloakkutslippene (Gaarder & Gran 1927, Braarud & Bursa 1939, Braarud 1945). Den store Oslofjordundersøkelsen i 1960-årene (Braarud & Nygaard 1967) og undersøkelser i 1970- og 80-årene bekreftet denne sammenhengen og beskrev også de sekundære effektene, bl.a. stort oksygenforbruk under sprangskiktet ved nedbrytning av organisk materiale fra planktonalgens primærproduksjon. Braarud & Bursa (1939) kommenterte, på grunnlag av observasjoner av store konsentrasjoner av kiselalgen *Skeletonema costatum* og andre alger i Breiangen utenom de da antatt naturgitte oppblomstringene, at også deler av ytre fjord kunne være noe påvirket av overgjødning fra kommunale avløp og annen avrenning fra land.

Vurderingene var basert på algeinnsamlingsprogram og analyser av høyst varierende innhold, slik som lavfrekvent innsamling (månedlig eller sjeldnere) fra et relativt lite antall prøvepunkter, til omfattende samtidige innsamlinger for å beskrive den romlige fordelingen av planktonalger. Det ble beskrevet en situasjon der overgjødningen førte til gjennomgående stor algebiomasse nær de store kloakkutslippene, dvs. i innerste del av indre fjord, i perioder av året hvor det var ventet liten planktonalgeproduksjon, og planktonet var karakterisert av store oppblomstringer i sommerperioden, spesielt av dinoflagellater (Paasche 1977, Tangen 1985).

9.2 Vurderingskriterier og indikatorarter

Effektbeskrivelser, tilstandsanalyser og vurderinger av planktonalgeforholdene har i liten grad, om noen, basert seg på statistiske metoder. Dette gjelder ikke Oslofjorden spesielt, men er et



gjennomgående trekk også internasjonalt, som har sammenheng med karakteristiske forhold ved planktonalgene, for eksempel vekstdynamikken som fører til svært raske endringer i biomassen, og en utpreget ujevn horisontal og vertikal fordeling av mange bestander under oppblomstringssituasjoner på grunn av fysiske forhold. Det har derfor også vært vanskelig å beskrive endringene i planktonmengdene ved tradisjonell prøvetakning, fordi prøvetakingsfrekvensen blir for lav i forhold til de raske endringene, og utsagnsverdien av observasjonene har derfor blitt begrenset. I enda større grad er det nødvendig å være forsiktig i bruken av algedata, for eksempel i lavfrekvente data av kjemisk sammensetning og biomasse, i indirekte beregninger av for eksempel primærproduksjon og næringssaltbegrensning i områder med kompliserte vekslinger mellom vannmassetyper.

Internasjonalt har det vært lagt størst vekt på den totale biomassen, for eksempel uttrykt som klorofyllenheter, celledtall og forekomsten av karakteristiske arter. Ikke minst har det vært lagt vekt på episodiske forhold, som enkeltstående oppblomstringer av toksiske arter assosiert med fiskedød, episoder av skumdannelse under oppblomstringer av *Phaeocystis* eller iøynefallende misfarging av overflatelaget («red tide»). Det har vært påpekt at i områder med økt næringssalttilførsel fra land, som langs kysten av Nederland, har effekten vært sekundæroppblomstringer etter våroppblomstringen av kiselalger, med episodisk høy primærproduksjon, men fortsatt moderat årsproduksjon (Bennekom & al. 1975). Enkelte oppblomstringer av antatt uskadelige planktonalger i slike områder, slik som dinoflagellaten *Ceratium furca* i Tyskebukta, har ført til stort oksygenforbruk under sprangskiktet og fiskedød (Gillbricht 1983). I en rekke geografiske områder har observasjoner av arter som ikke har vært vanlige eller er «nyinnvandrere», blitt trukket inn i diskusjonen om eutrofiering gjennom næringsrik ferskvannsavrenning eller utslipp av avløpsvann. Vurderingene har således vært basert på et sammensatt sett av informasjoner som sammen har ført fram til en mer eller mindre sikker konklusjon.

I SFTs veiledning for gjennomføring av resipientundersøkelser (SFT 2002c) er algeproduksjonen nevnt som en indikator på stadier av eutrofiering. OSPAR-kommisjonens eutrofieringskomite (EUC) har lagt vekt på å vurdere planktonalgene, spesielt navngitte indikatorarter, i forbindelse med å identifisere primæreffektene av eutrofiering.

OSPAR har foreløpig ikke beskrevet vurderingskriteriene for indikatorartene eller algesamfunnene forøvrig. Slike kriterier er heller ikke beskrevet i SFT's veiledning for klassifisering av miljøtilstand (SFT 1997) eller i veiledningen for gjennomføring av resipientundersøkelser (SFT 2002).

I påvente av at det utvikles numeriske metoder eller andre vurderingskriterier for sammenligning av planteplanktonbestander må vurderingene derfor gjøres på faglig skjønn eventuelt understøttet av statistiske analyser. I det foreliggende materialet, som dekker en femårsperiode og et stort antall målepunkter i Ytre Oslofjord, har vi gjort en tallmessig analyse (prinsipalkomponentanalyse, PCA) av algeplanktonet. Analysen viser den biologiske avstanden mellom målepunktene slik at det er mulig å gruppere målepunktene i forhold til biologisk likhet og ulikhet og grad av eutrofiering. Ellers er det godt kvalifisert faglig skjønn som er anvendt i stor utstrekning i undersøkelser fra Oslofjorden siden 1930-tallet (Braarud & Bursa 1939), i den store Oslofjordundersøkelsen i 1960-årene (Braarud & Nygaard 1967) og i rutineundersøkelser i 1970- og 1980-årene.



I materialet fra 2002 ble det forsøkt å evaluere noen indikatorarter spesielt (DNV 2003). Dette var dinoflagellatslekten *Dinophysis* som ellers er mest kjent for å produsere toksiner som akkumuleres i skjell, men som OSPAR har nevnt som en mulig indikator på eutrofiering. Disse algene ble funnet i de antatt mest eutrofierte områdene i Østfold, men i lave konsentrasjoner. De er vanlige med relativt høye celletall i Vestlandsfjordene og lokalt en rekke andre steder uten at de kan settes i forbindelse med eutrofiering. Basert på resultatene fra 2002 og observasjonene i 2003 ble det derfor konkludert med at *Dinophysis* i Norge ikke kan regnes som en klar indikator på eutrofiering. Store konsentrasjoner av disse algene i Norge ser ut til å ha sammenheng med spesielle naturgitte forhold.

I en tidligere oversikt over planktonalgene i Ytre Oslofjord ble eutrofisituasjonen vurdert på bakgrunn av forekomsten av potensielt toksinproduserende arter som indikatorarter (Tangen, Dahl & Paasche 1995) ut fra diskusjonen på 1990-tallet om mulig økt frekvens av skadelige oppblomstringer ved økende eutrofiering og ubalanserte næringsstoffforhold. Det mer omfattende materialet vi har nå, tyder på at det er mer fruktbart å se på arter som - etter våre forhold - danner uventede oppblomstringer på de tidene av året der bestandene er stabilt moderate eller små i områder som ikke kan knyttes til eutrofiering.

I algematerialet fra femårsperioden 2001-2005 har vi valgt ut noen arter som mulige indikatorarter. Dette er arter som er observert i oppblomstringskonsentrasjoner og som har hatt en geografisk utbredelse som sannsynliggjør at forekomsten kan relateres til grader av eutrofi. Det er fokusert spesielt på et sett av planktonalger som er relativt lett å identifisere og kvantifisere (Tabell 9-1).

Tabell 9-1. Viktige/dominerende planktonalger (indikatorarter) i Ytre Oslofjord i 2001-2005, med karakteristikk av hovedutbredelse i norske farvann langs gradienten: brakkvann, fjord, kyst, hav

| Gruppe | Art | Typisk område |
|-----------------|------------------------------------|------------------|
| Kiselalger | <i>Cerataulina pelagica</i> | Fjord, kyst, hav |
| | <i>Chaetoceros curvisetus</i> | Fjord, kyst |
| | <i>C. subtilis</i> | Brakkvann |
| | <i>C. tenuissimus</i> | Brakkvann |
| | <i>C. thronsenii</i> | Brakkvann |
| | <i>C. wighamii</i> | Brakkvann, fjord |
| | <i>Cyclotella choctawhatcheana</i> | Brakkvann, fjord |
| | <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> | Fjord, kyst |
| | <i>Diatoma elongatum</i> | Brakkvann |
| | <i>Leptocylindrus</i> spp. | Fjord, kyst, hav |
| | <i>Pseudo-nitzschia calliantha</i> | Fjord, kyst |
| | <i>Skeletonema costatum</i> | Fjord, kyst |
| | <i>Thalassionema nitzschioides</i> | Fjord, kyst, hav |
| Dinoflagellater | <i>Heterocapsa triquetra</i> | Fjord, kyst |
| | <i>Prorocentrum minimum</i> | Fjord, kyst |
| | <i>Scrippsiella trochoidea</i> | Fjord, kyst |
| Flagellater | <i>Dinobryon divergens</i> | Brakkvann |
| | <i>Emiliania huxleyi</i> | Fjord, kyst, hav |

Dette er arter, slekter og grupper man kan regne med vil være i en hovedrolle under oppblomstringssituasjoner i Ytre Oslofjord. Samtidig er det denne typen alger man har de



sikreste data om. I tillegg er det selvfølgelig en rekke arter som finnes i mer moderate konsentrasjoner eller bare i sporbestander, men som likevel har betydning i en totalvurdering.

9.3 Oppblomstringer i 5-årsperioden – bakgrunn for valg av indikatorarter

I alle år i femårsperioden er det en rekke arter som er observert i høye konsentrasjoner og langvarige oppblomstringer i sommerperioden. De fleste av disse artene er omtalt spesielt i de årlige rapportene. Felles for indikatorartene er flere oppblomstringer og gjentatte markerte forekomster i femårsperioden. Det er likevel slik at oppblomstringene er mindre kraftige enn de massive algeforekomstene en ser i de mest eutrofierte områdene av Nordsjøområdet og Østersjøen.

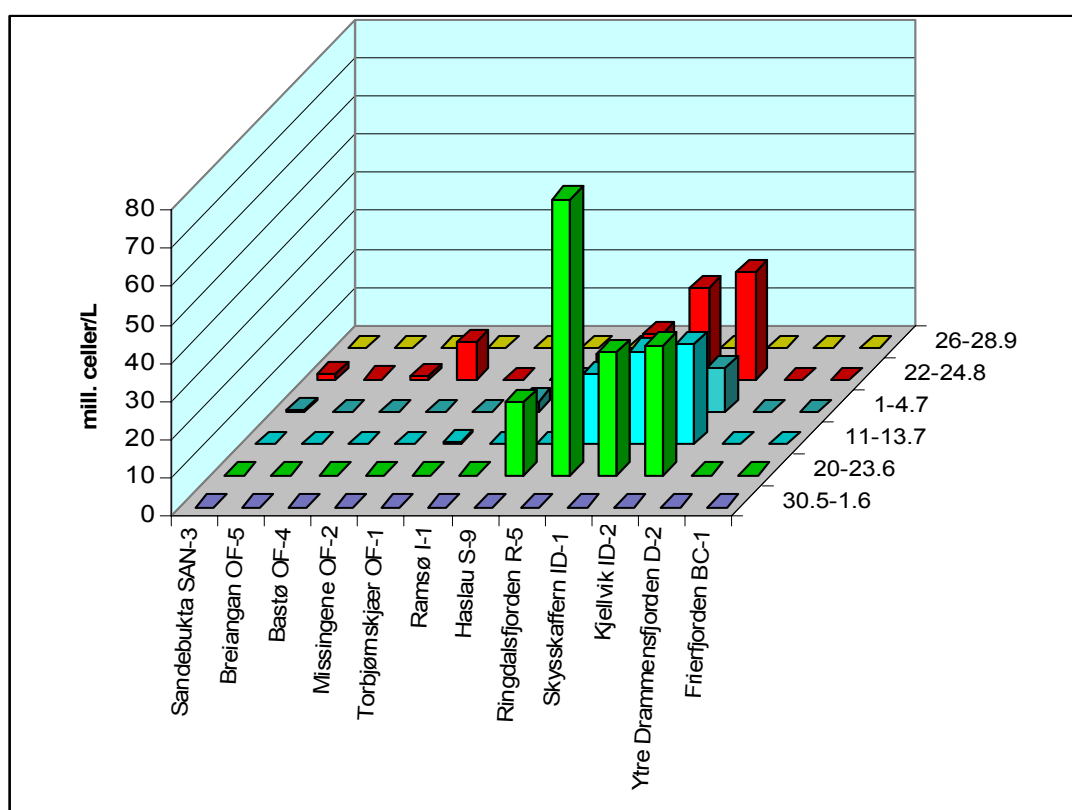
Det er mange eksempler på at enkelte stasjoner/målepunkter kommer ut med høyere algekonsentrasjoner enn det som åpenbart er produsert på det aktuelle stedet. Spesielt gjelder dette innenskjærs i Østfold mellom Hvalerøyene og Iddefjorden der dette ser ut til å være et transittområde for utstrømming av store algeforekomster fra oppblomstringer i Iddefjorden. I enkelte tilfeller når disse utstrømmingene også de åpne delene av fjorden, med forhøyede celletall av for eksempel *Chaetoceros thronsdonii* eller *Cyclotella*. De åpne områdene er også eksponert for tilførsel av oppblomstringsalger som har vært utviklet i Skagerrak, for eksempel større oppblomstringer av kalkflagellater (*Emiliana*) og store dinoflagellater (*Ceratium furca* i 2002). Under slike forhold blir det også registrert høyere klorofyllkonsentrasjoner enn det som skyldes den lokale algeproduksjonen, og dette bør tas hensyn til ved vurderingene av tilstandsklasser, som er beregnet på grunnlag av rene måleverdier uten å skille på arter og utbredelsesforløpet.

Oppblomstringer av små *Chaetoceros*-arter og andre små kiselalger er beskrevet som karakteristisk for eutrofierte brakkvannsområder i USA, og er dokumentert i Nordåsvannet i Bergen mens området enda ble tilført avløpsvann til overflatelaget fra tettbebyggelsen i Fana (Tangen 1974). Det er derfor av spesiell interesse å se om slike arter er etablert i området og gir gjentatte oppblomstringer slik det tidligere er kjent for dinoflagellaten *Prorocentrum minimum* i Oslofjorden. Denne arten som nå er en karakterart i Oslofjorden, ble dokumentert for første gang i Norge og Nord-Europa under en stor oppblomstring i Ytre Oslofjord i 1979 (Tangen 1980) og har hatt en rekke masseforekomster her de siste 25 årene. Den har senere spredt seg og gitt massive oppblomstringer blant annet i Østersjøområdet og i fjorder på Vestlandet.

Chaetoceros thronsdonii har vært en markert alge i alle år etter at den først kom i blomstringsmengder i 2002. Denne arten ser ut til å ha etablert seg som en karakterart for brakkvannsområdene i Østfold, med store forekomster også i Drammensfjorden og Grenland enkelte år. I 2005 ble den ikke funnet i rutineprøvene fra Drammensfjorden og bare som sporbestand på en prøvetaking fra Frierfjorden. I Drammensfjorden og Frierfjorden var det *Chaetoceros tenuissimus*, en annen liten og solitær art, som oppnådde de største konsentrasjonene i 2005. Som typisk for *Chaetoceros thronsdonii* etter den første forekomsten i 2002, var oppblomstringen i Iddefjorden-Singlefjorden i 2005 langvarig, fra første juni til månedsskiftet august-september (Figur 9-1).

Nytt i 2005, og en parallell til *Chaetoceros thronsdonii* i 2002, var kraftige oppblomstringer av *Chaetoceros tenuissimus*. Denne lille kiselalgen representerer en morfotype som har vært observert sporadisk i Oslofjorden tidligere, blant annet i 2004, og som hadde massive oppblomstringer i Nordåsvannet rundt 1970 (Tangen 1974). I tidligere undersøkelser er den

oppført under andre navn (*Chaetoceros simplex* var. *calcitrans*, *Chaetoceros calcitrans*). I 2005 ble de høyeste konsentrasjonene observert i Iddefjorden (6,4 mill./L, juni), Frierfjorden (14 mill./L, midten av juli), og Drammensfjorden (5,4 mill./L, slutten av september), men høye celledtall ble også registrert i Sandebukta. Til forskjell fra Frierfjorden og Drammensfjorden der *Chaetoceros tenuissimus*-oppblomstringene tallmessig dominerte fullstendig, var oppblomstringen i Iddefjorden sammenfallende med den kraftige oppblomstringen av *Chaetoceros throssenii* i en blandet oppblomstring av små *Chaetoceros*-arter.



Figur 9-1. Forekomsten av *Chaetoceros throssenii* i sommersesongen 2005.

Kiselalgene *Cyclotella choctawhatcheana*, *Diatoma elongatum*, *Chaetoceros wighamii*, *Skeletonema costatum*, *Pseudo-nitzschia calliantha* o.a. og dinoflagellaten *Prorocentrum minimum*, som alle har hatt oppblomstringer i tidligere år før 2001, ble observert i varierende konsentrasjoner i 2001-2005 med flere tilfeller av oppblomstringsmengder. *Pseudo-nitzschia calliantha* hadde en sen høstoppblomstring (midten av oktober) i indre Østfold i 2005. Denne arten hadde en kraftig og langvarig oppblomstring i 2001 i hele sommerperioden fra begynnelsen av juni til utpå høsten og som etter hvert dekket hele Oslofjord-området med unntak av de indre delene av Drammensfjorden. Denne algen ble observert bare i små mengder i 2002 og 2004, men hadde en lokal oppblomstring i Iddefjorden også 2003. Dette er en ganske vanlig kiselalge på norskekysten, med oppblomstringer både i upåvirkede kyst- og fjordområder og også i andre eutrofierte områder enn Iddefjorden (Nordåsvannet, Tangen 1974).



Skeletonema er kjent fra massive oppblomstringer i Oslofjorden, ofte etter flom og stor vannføring i Glomma og Drammenselva. Denne kiselalgen som er satt i forbindelse med overgjødning i Oslofjorden allerede i 1930-årene (Braarud & Bursa 1939) og senere kommentert i overvåkningsrapportene for 2001-2004, har vært en av de vanligste oppblomstringsalgene også de siste fem årene. Dette er vist i måleprogrammet og andre tilgjengelige data (Fugro OCEANOR) fra prøvetaking i Singlefjorden og i åpne områder i Ytre Oslofjord (Grensebøye 4) som har gitt tilleggsinformasjon gjennom høyere målefrekvens (ukentlig), også i overgangssesongen vår-sommer. Blant annet er det observert oppblomstringer innenskjærs i Østfold med maksimum i første halvdel av mars. Dette er en type oppblomstring som har sammenheng med naturgitte næringstilførsler (vår oppblomstringen) og ikke en direkte eutrofieringseffekt.

Det er lite vi vet om krav til voksebetingelser for de enkelte artene som oppnådde oppblomstringskonsentrasjoner. Brakkvannsområdene, som fikk de spesielt kraftige oppblomstringene av *Chaetoceros thronsdeni*, *Chaetoceros tenuissimus*, *Diatoma elongatum*, *Heterocapsa triquetra* og *Dinobryon divergens* med flere, viser seg å ha markert avvikende næringssaltforhold, i den forstand at N:P-forholdet i disse områdene er høyere (inntil 60-100) enn det en mener er optimalt (15-16) for de fleste artene av planteplankton. OSPAR anslår at et forholdstall på over 25 basert på vinterverdier som kriterium på betydelig avvik fra normaltilstanden. Målingene i fem-årsperioden (Figur 7-7 og Figur 7-8) viste at N:P-forholdstallet både i sommer- og vinterperioden på alle stasjonene innenfor Hvaler, de to innerste stasjonene i Drammensfjorden og de to innerste stasjonene i Grenland har svært høye N:P-forhold sammenlignet med hovedfjorden. Det er god grunn til å se på ferskvannsavrenningen fra land og muligens andre utslipp i overflaten som årsaken til dette avviket.

9.4 Klorofyll-*a*

Klorofyllkonsentrasjonene kan oppfattes som mål på algebiomassen. Stor algebiomasse kan være en indikasjon på høy næringstilførsel og dermed et av vurderingskriteriene for eutrofitilstand. Innsikt i hvilke alger det er som til sammen gir klorofyllkonsentrasjonen, gir også mulighet til å vurdere om eutrofitilstanden kan være forskjellig i lokaliteter der biomasseverdiene er tilnærmet like store. Dette gir en tilleggsdimensjon som godt kan tenkes å gi et annet resultat enn en tilstandsklassifisering basert på gjennomsnittstall for klorofyll-*a* og andre miljøparametre.

I denne undersøkelsen legger vi vekt på å vurdere algesamfunnene innenfor tilstandsklassene og på den måten se om det er indikasjoner på overgangsstadier i eutrofitilstand. Algedataene kan også avdekke om høye enkeltverdier av klorofyll skyldes algeforekomster som normalt ikke settes i forbindelse med eutrofi, men likevel gir utslag i klassifiseringen. Klorofyllkonsentrasjonen er ikke et direkte mål på primærproduksjonen, som er avhengig av flere dynamiske forhold i miljøet knyttet til både fysiske, kjemiske og biologiske faktorer.

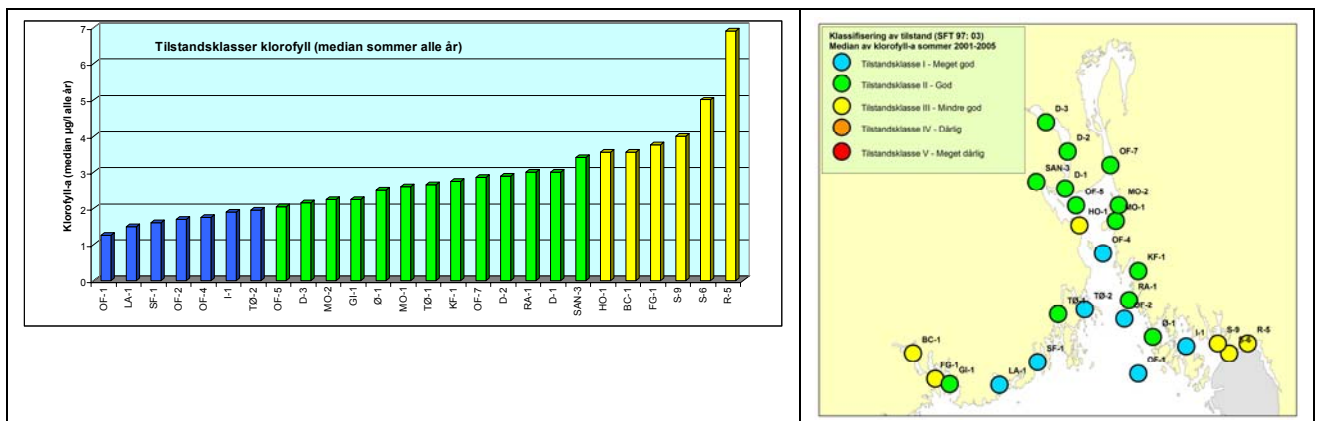
Medianverdiene av klorofyll-*a*-konsentrasjonene i sommerperioden er vist i Figur 9-2 rangert i tilstandsklasser i henhold til SFT (1997). Sju stasjoner, som representerer hovedfjorden og tilgrensende områder i den ytre delen, inkludert Larviksfjorden, har verdier under 2 µg kl-a/L som tilsvarer tilstandsklasse *I-Meget god*. Innenfor nest beste tilstandsklasse (*II-God*) er det 13 stasjoner som har verdier i området 2-3,5 µg kl-a/L. Dette er Drammensfjorden, indre deler av hovedfjorden, Sandebukta og bynære områder ved Tønsberg og Moss. De øvrige stasjonene er enten i nedre del av tilstandsklasse *III-Mindre god* for Horten Indre (HO-1), Grenlandsfjordene



og Singlefjorden/Haslau (S-9), eller har noe høyere verdier innenfor denne tilstandsklassen, som har øvre grense på 7 $\mu\text{g klf-a/L}$. Ingen av stasjonene kom i tilstandsklasse *IV-Dårlig* eller *V-Meget dårlig*. På denne skalaen kom Ringdalsfjorden (R-5) ut med den høyeste verdien for klorofyll-*a*. I 2005 ble det gjennomført undersøkelser på to stasjoner i Iddefjorden (ID-1 og ID-2). Tar vi med målingene for disse stasjonene i Iddefjorden, ser vi at hele dette fjordområdet totalt sett ser ut som et ensartet område for klorofyll som indikator. Dette bekreftes også av planktonalgedataene som viser at oppblomstringene i Iddefjorden hadde tilnærmet samme styrke i Ringdalsfjorden og på de to stasjonene i Iddefjorden (ID-1 Skysskaffern og ID-2 Kjellvik) i 2005.

Stasjonen Kjeøy nærmest utløpet av Iddefjorden (S-6) og til dels Haslau (S-9) lenger ut i Singlefjorden er transittstasjoner for transport av overflatevannmasser med mye planktonalger ut fra Iddefjorden, slik algedataene indikerer. Det er derfor grunn til å vurdere dette området som mindre eutrofiert enn klorofylldataene viser.

Ved enkelte tilfeller ser vi at hovedfjorden i korte perioder er påvirket av tilførsler fra innenskjærs farvann i Østfold, slik at klorofyllverdiene kan være noe høyere enn de egentlige bakgrunnsverdiene i de åpne områdene.



Figur 9-2: Klassifisering av status på stasjoner i Ytre Oslofjord på grunnlag av medianverdien av klorofyll-*a* målinger i sommerperioden 2001 – 2005. Stasjonene er besøkt et varierende antall ganger hvert år og inngår, og enkelte stasjoner er bare benyttet tre av fem år (se Appendix A).

Drammensfjorden kommer ut i nest beste tilstandsklasse og er karakterisert av brakkvannsalger som *Dinobryon* og til dels de samme indikatorartene som i Iddefjorden. Det tredje markerte brakkvannsområdet i Grenland, Frierfjorden og Langesundsfjorden, er klassifisert i tilstandsklasse *III-Mindre god* så vidt over tilstandsklasse *II-God*, med algesamfunn som har mange trekk til felles med Singlefjorden utenfor Iddefjorden.



9.5 Multivariate analyser

Den biologiske avstanden mellom stasjonene ble beregnet ved hjelp av prinsipalkomponent-analyse (PCA). Analysen resulterte i et plott, hvor stasjoner som ligner hverandre biologisk, er gruppert sammen, mens stasjoner som er ulike, er plassert langt fra hverandre. PCA-plottet viser i tillegg hvilke arter som er typiske på hver stasjon. Hver art er angitt med en linje som går fra sentrum i plottet og utover, og individtallet (konsentrasjonen) øker i linjens retning. Stasjoner som ligger langt ute i linjens retning, har dermed mange individer av denne arten. Artens gjennomsnittlige individtall ligger ved origo, og på den andre siden av origo synker individtallet mot null.

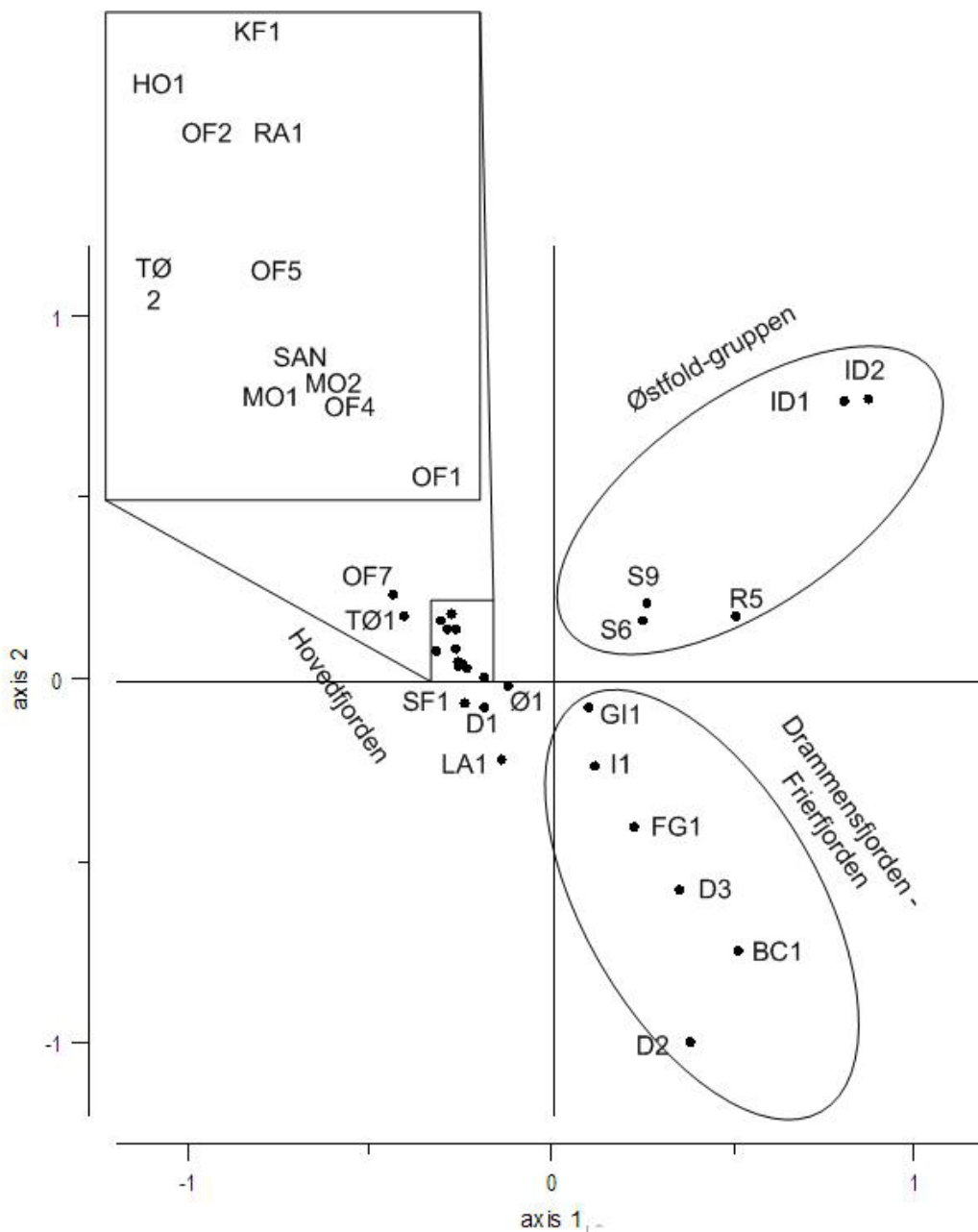
Resultatet av analysen med gjennomsnittstall fra alle år er vist i Figur 9-3 (stasjonsplott), Figur 9-4 (artsplott) og Tabell 9-2.

Stasjonsplottet viser ingen klar og entydig gruppering av stasjonene, men spredningen av stasjoner i det todimensjonale plottet reflekterer blant annet i hvilken grad stasjonen er påvirket av lokal ferskvannsavrenning. På høyre side ligger typiske brakkvannslokaliteter som Iddefjorden/Ringdalsfjorden, Singlefjorden, Drammensfjorden og Frierfjorden. På venstre side ligger stasjoner i hovedfjorden sammen med lokale stasjoner i mindre ferskvannsbelastede områder.

Et PCA-plott er en projeksjon av punkter i et n-dimensjonalt rom ned på to dimensjoner. Artslinjene som forklarer hvilke arter som bidrar mest til fordelingen av stasjoner i PCA plottet, er også projiserte og de må tolkes med forsiktighet. Lange linjer gir et godt bilde av individtallet på stasjonene, mens kortere linjer gir større usikkerhet. Derfor bør man lese PCA-plottet av arter sammen med tabellen som dataene er hentet fra.

Utgangspunktet for analysen er et datasett med antall individer av de forskjellige observerte artene på hver stasjon og hvert tokt. Det er ca. 25 stasjoner, 5 år og opptil 6 tokt hvert år. Totalt antall observerte taxa ("arter") i de kvantitative prøvene er vel 120. Av disse ble de 18 vanligste artene valgt til bruk i analysen. Deretter ble individtallene transformert med kubikkrot og gjennomsnittlige individtall for hele perioden ble beregnet (gjennomsnittet over alle tokt og alle år). Datasettet ble lastet inn i analyseprogrammet Brodgar, som utførte en standard PCA. En korrelasjonsmatrise ble benyttet i analysen, dvs. at dataene ble sentrert og normalisert (dividert på deres standardavvik). Euklidisk distanse ble brukt som avstandsmål. Resultatet av analysen er et plott som viser den biologiske spredningen av stasjonene.

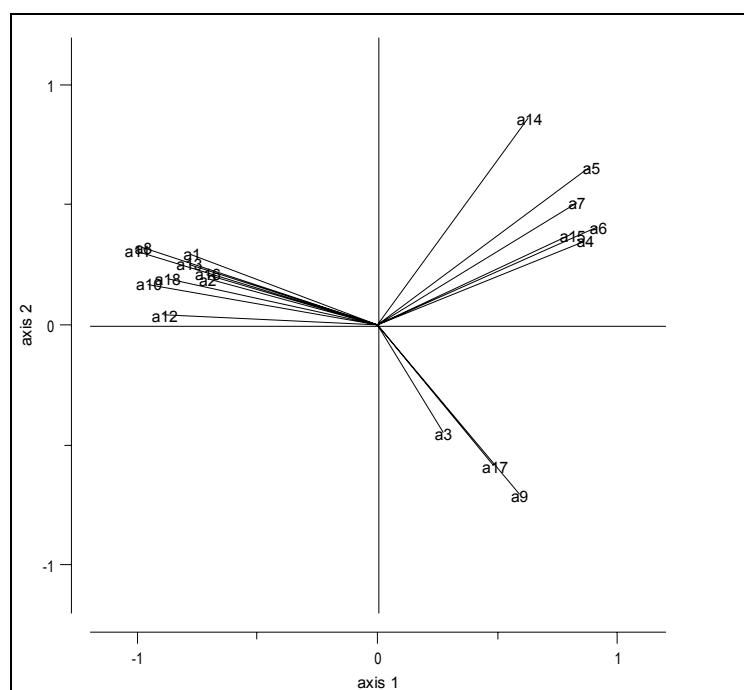
I tillegg til analysen for hele datasettet ble det også gjennomført analyser av datasettene for hvert enkelt år, for juni-toktene samlet for hele perioden og for august-toktene for hele perioden. Disse er ikke presentert i den foreliggende rapport, men viser tilnærmet lik fordeling av stasjonene.



Figur 9-3. PCA plott av stasjoner i Ytre Oslofjord basert på mengde algeplankton. Rammen angir identiteten til de stasjonene som ligger i den tette gruppen på venstre side.

Resultatene gjør at det er naturlig å dele stasjonene i tre grupper hvor stasjonene innbyrdes i gruppene viser en relativ stor likhet. Dette er:

- Østfoldgruppen (Singlefjorden – Iddefjorden)
- Hovedfjorden (inkludert flere lokale fjord- og kystområder på øst- og vestsiden av fjorden)
- Drammensfjorden og Frierfjorden (med I-1 Indre Løperen fra Østfoldsiden)



Figur 9-4. PCA-plott av indikatorartene, kodenummer referert i Tabell 9-2.

Tabell 9-2. Indikatorartene med kodenummer benyttet i Figur 9-4.

| Kode | Artsnavn | Kode | Artsnavn |
|------|------------------------------------|------|------------------------------------|
| a1 | <i>Cerataulina pelagica</i> | a10 | <i>Leptocylindrus spp.</i> |
| a2 | <i>Chaetoceros curvisetus</i> | a11 | <i>Pseudo-nitzschia calliantha</i> |
| a3 | <i>Chaetoceros subtilis</i> | a12 | <i>Skeletonema costatum</i> |
| a4 | <i>Chaetoceros tenuissimus</i> | a13 | <i>Thalassionema nitzschioides</i> |
| a5 | <i>Chaetoceros trondsenii</i> | a14 | <i>Heterocapsa triquetra</i> |
| a6 | <i>Chaetoceros wighamii</i> | a15 | <i>Prorocentrum minimum</i> |
| a7 | <i>Cyclotella choctawhatcheana</i> | a16 | <i>Scrippsiella trochoidea</i> |
| a8 | <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> | a17 | <i>Dinobryon divergens</i> |
| a9 | <i>Diatoma elongatum</i> | a18 | <i>Emiliana huxleyi</i> |

A. Østfold-gruppen

Østfold-stasjonene S-6, S-9 og R-5 danner en egen gruppe stasjoner. Dette ser man også i PCA-plottene for enkeltårene 2001, 2002, 2003 og 2005, men som ikke er presentert her, og av plottene for juni alle år og august alle år. Året 2004 var spesielt med mer moderate algeoppblomstringer enn andre år, og her var det flere andre stasjoner innimellom Hvaler-stasjonene. I 2003 var Drammensfjord-stasjonene i nærheten av Østfold-gruppen, noe som kan forklares med nedbørsforholdene og derfor lignende miljø. Stasjonene i Iddefjorden ID-1 og ID-2 som bare er prøvetatt i 2005, plasserer seg sammen med S-6, S-9 og R-5 både i Figur 9-3 og i PCA analysen for 2005. Stasjonene S-6, S-9, R-5, ID-1 og ID-2 utgjør Østfold-gruppen.

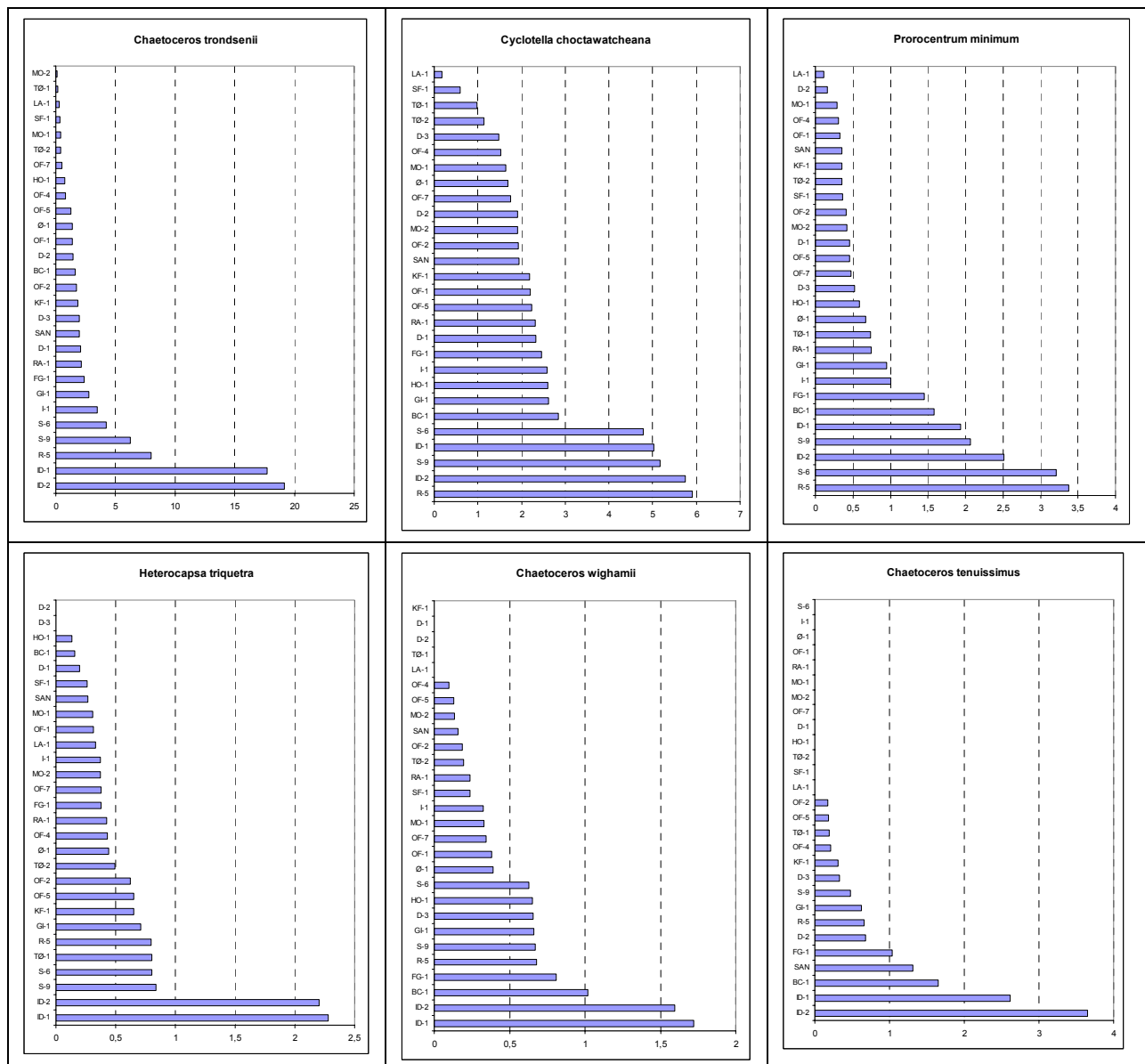
Figur 9-4 viser at Hvaler-stasjonene skiller seg ut på grunn av indikatorartene *Chaetoceros trondsenii*, *Cyclotella choctawatcheana* og *Prorocentrum minimum*. I tillegg er følgende arter

EUTROFITILSTANDEN I YTRE OSLOFJORD: FEMÅRSRAPPORT 2001 - 2005

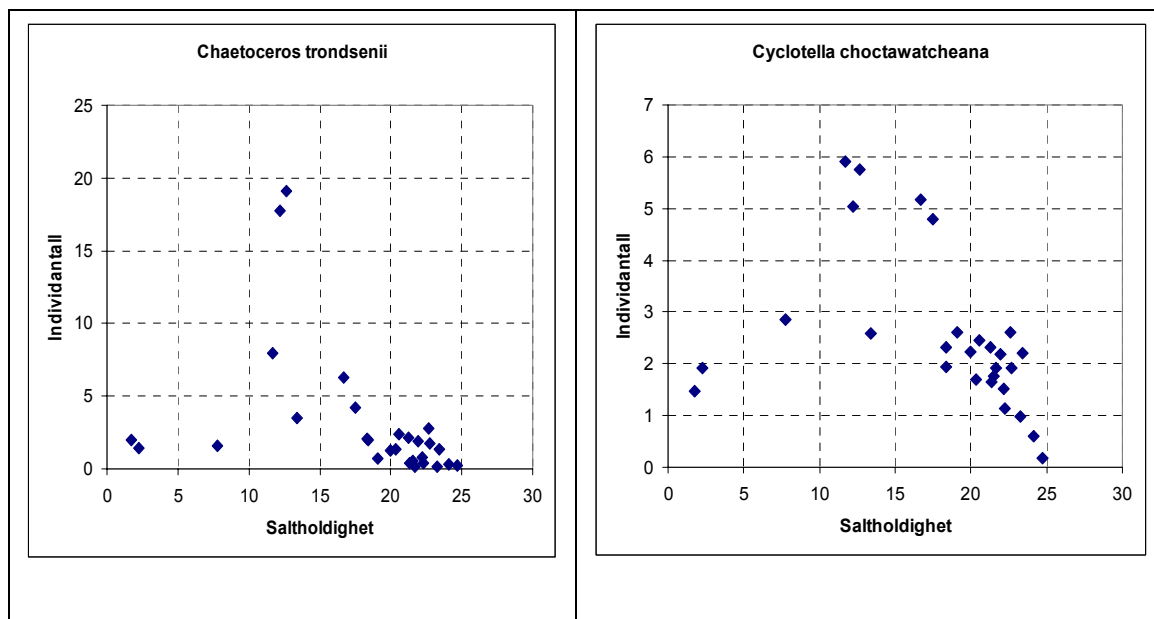
spesielle for gruppen i noen av årene: *Chaetoceros wighamii*, *Chaetoceros subtilis*, *Heterocapsa triquetra* (juni alle år), *Chaetoceros tenuissimus* (juni alle år).

Figur 9-5 er plott for én og én art som viser hvor mye det er av arten på hver stasjon. Stasjonene er sortert etter individtall, i seks plott: et for hver av artene *Chaetoceros trondsenii*, *Cyclotella choctawatcheana*, *Prorocentrum minimum*, *Heterocapsa triquetra*, *C. wighamii* og *C. tenuissimus*. De beste indikatorartene for Østfold-gruppen i PCA-analysen er, i prioritert rekkefølge, *Cyclotella choctawatcheana*, *Chaetoceros trondsenii* og *Prorocentrum minimum*.

To av indikatorartene, *Chaetoceros throndsenii* og *Cyclotella choctawatcheana*, har størst forekomst i Ytre Oslofjordområdet ved brakkvannssaltholdigheter mellom 10 og 20 psu (Figur 9-6). De har en konkurransemessig fordel i å utnytte næringssalttilførsler til oppblomstringer ved denne typen miljøforhold, der saltholdigheten kan være mindre gunstig for typiske kystalger.



Figur 9-5. Celletall (transformert) for indikatorartene i Hvalergruppen.

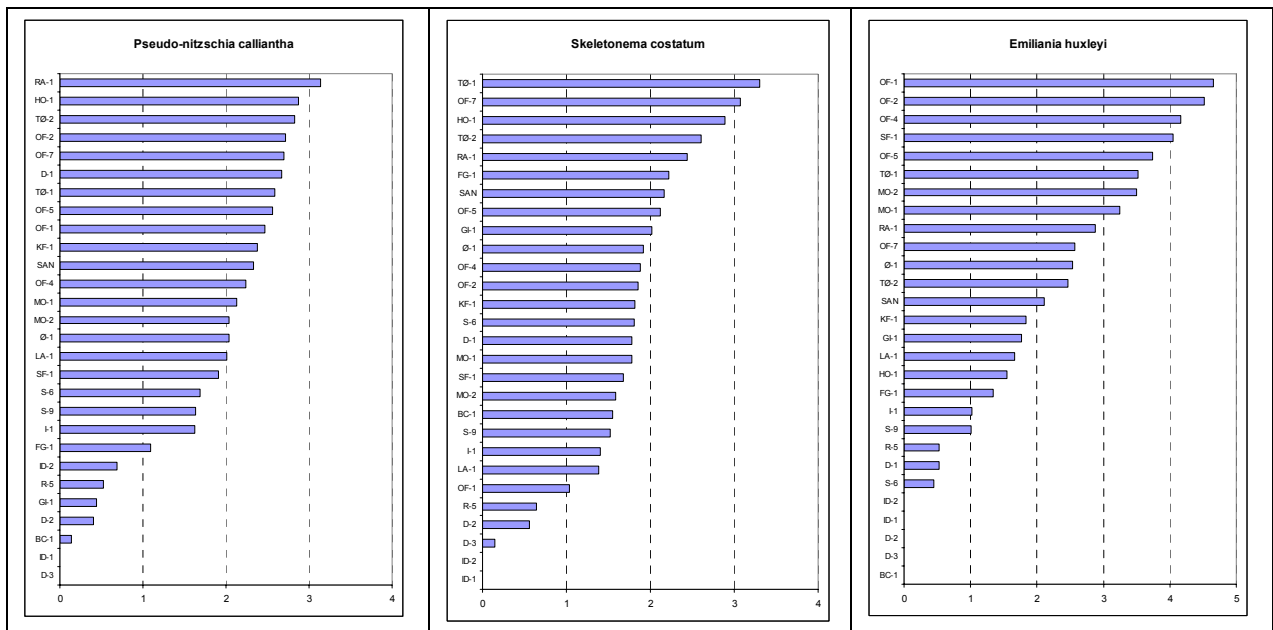


Figur 9-6. Saltholdighetsfordeling for indikatorartene *Chaetoceros thronsdonii* og *Cyclotella choctawatcheana*.

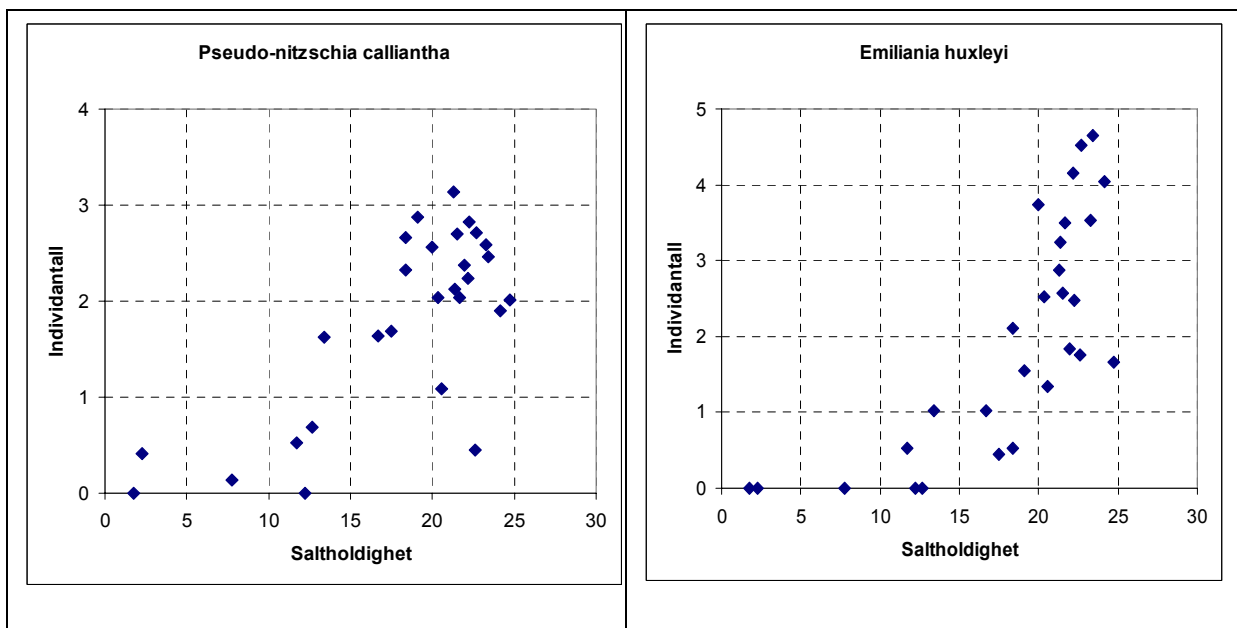
B. Hovedfjorden

En rekke stasjoner sentralt i fjorden (OF-stasjonene fra Breiangen og utover) og de fleste stasjonene ytterst på Østfold-siden og langs Vestfold er biologisk beslektet gjennom indikatorarter av typen fjord-kyst-alger. Figur 9-7 viser at de artene som bidrar mest til denne grupperingen er *Emiliana huxleyi* (best) og *Pseudo-nitzschia calliantha* (nest best) og *Skeletonema costatum*. De er ganske tallrike, og de tar i liten grad med eutrofierte stasjoner (f. eks. *P. calliantha* tok med D-1). Dette er arter som normalt oppfattes å ha sin hovedutbredelse ved moderate til høye saltholdigheter, som dette materialet viser for *Pseudo-nitzschia calliantha* og *Emiliana huxleyi* (Figur 9-8).

Benytter man artene som indikatorer på graden av vannutveksling i overflatelaget mellom de enkelte fjord- og kystområder med utenforliggende åpne områder, tyder dette på at man har relativ god utveksling i til dels innelukkede områder som Mossesundet og Vestfjorden ved Tønsberg.



Figur 9-7: Celletall (transformert) for indikatorartene i Hovedfjorden.



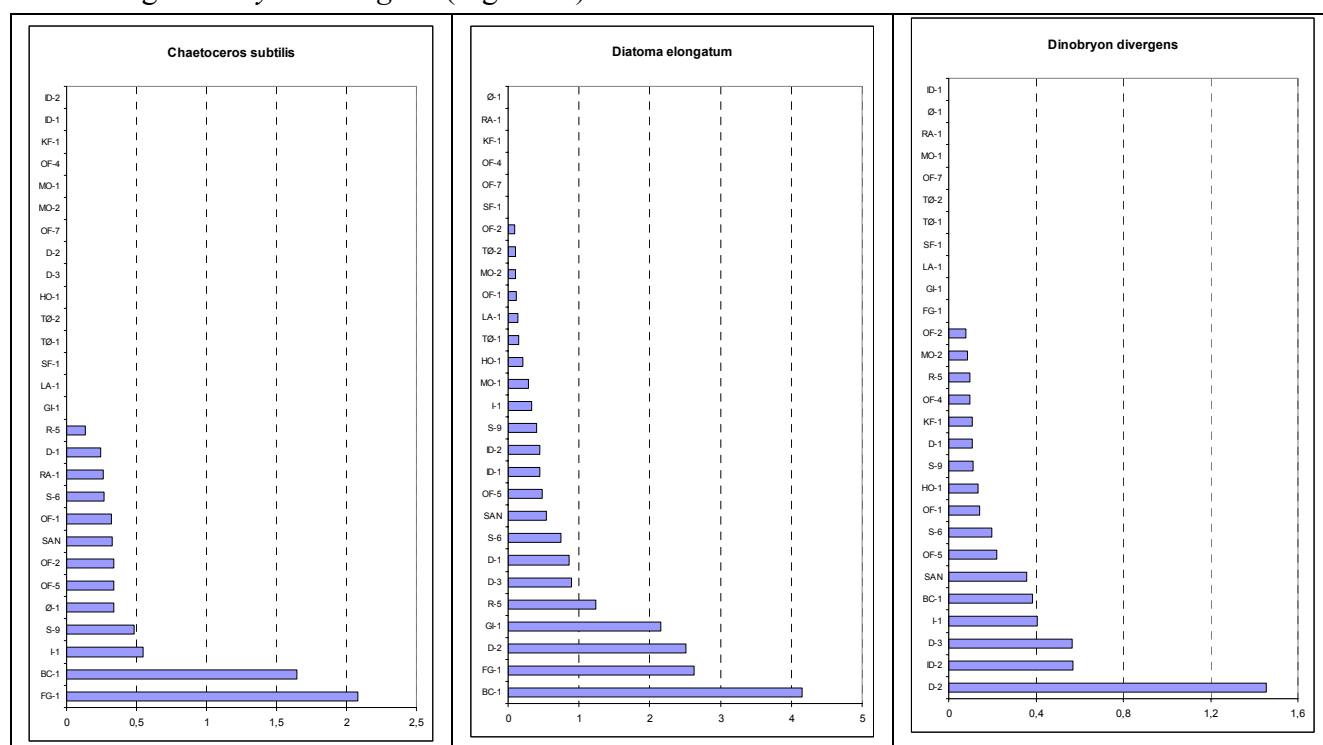
Figur 9-8: Saltholdighetsfordeling for indikatorartene Pseudo-nitzschia calliantha og Emiliana huxleyi



C. Drammensfjorden og Frierfjorden

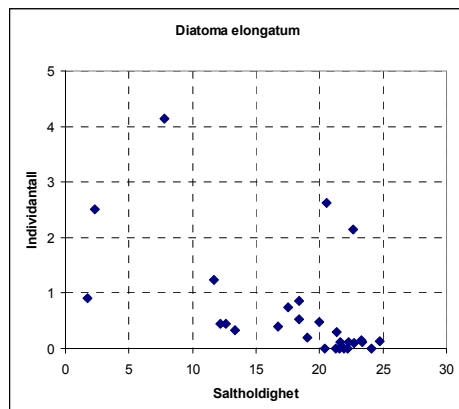
Slektskapet mellom indikatorartene for denne gruppen er mer uklar enn for Østfold-gruppen. Det er en kjernegruppe for D-2, D-3, BC-1 som er stasjonene med den laveste saltholdigheten, beliggende innenfor Svelvikterskelen i Drammensfjorden og Frierfjorden innerst av Grenlandsfjordene. Stasjonene FG-1 og GI-1 fra Grenlandsområdet og I-1 fra Østfoldsiden, er løsere tilknyttet.

De beste indikatorartene her er typiske brakkvannarter, *Diatoma elongatum*, *Chaetoceros subtilis* og *Dinobryon divergens* (Figur 9-9).



Figur 9-9. Celletall (transformert) for indikatorartene i Drammensfjorden og Frierfjorden.

I PCA-analysen viser *Chaetoceros tenuissimus* biologisk slektskap mellom Østfold-gruppen og området Drammensfjorden-Frierfjorden og kan oppfattes som en generell indikatorart for eutrofierte områder. *Diatoma elongatum* er en større art som utgjør mye i biomasse. Dette er en klassisk brakkvannart som har oppblomstringer ved saltholdigheter under 10 psu og ned mot 2 psu (Figur 9-10).



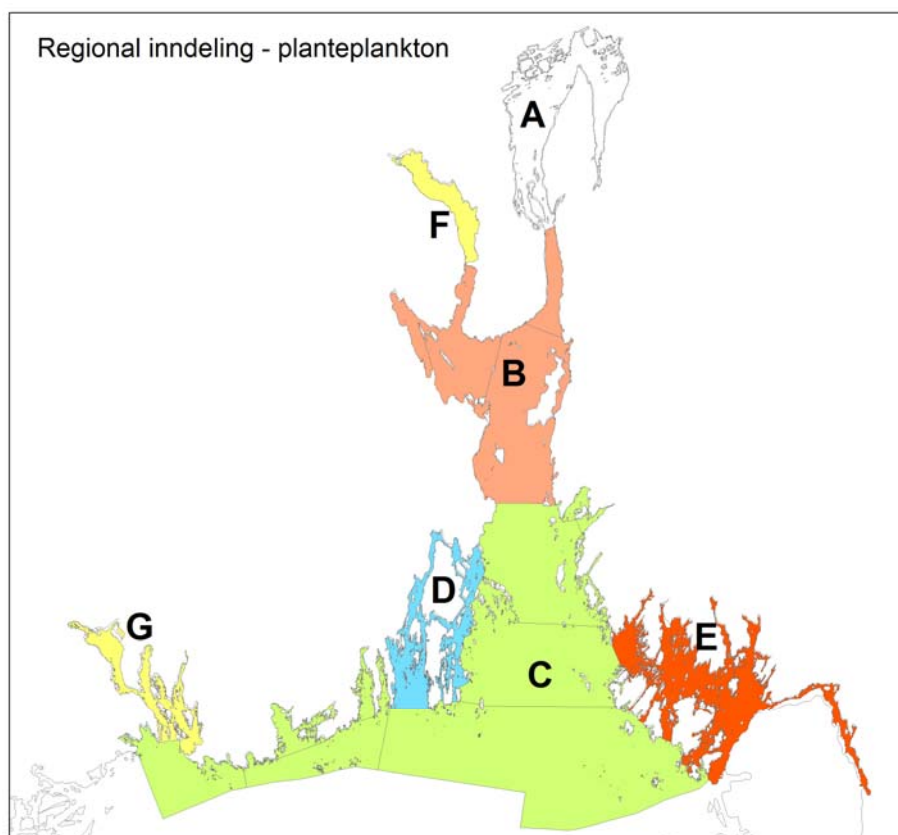
Figur 9-10. Saltholdighetsfordeling for indikatorarten *Diatoma elongatum*.

9.6 Oppsummering og konklusjoner

Planktonalgematerialet fra Ytre Oslofjord i 2001-2005 er omfattende og er i tillegg vurdert ut fra tidligere erfaringer fra mange års algeanalyser fra to faste stasjoner på Østfoldsiden (Fugro OCEANOR, upubliserte data) som har vist at det er store forskjeller fra år til år i hvilke alger som gir oppblomstringer og når oppblomstringene kommer. Observasjonene er også vurdert i sammenheng med målingene av andre klassifiseringskriterier og indikatorer, spesielt klorofyll-a. Samlet gir resultatene grunnlag for å dele inn Ytre Oslofjord i delområder, der effektene i form av forskjell på planktonalgeforekomstene, kan sees som et uttrykk for forskjeller i eutrofisituasjonen (Figur 9-11). Hvert av delområdene omfatter flere av

Etter at vi nå har fire års data fra undersøkelser i Grenlandsområdet i Telemark synes det klart at dette området skiller seg så mye fra hovedfjorden at det bør behandles som et separat delområde. I 2002 var forskjellene mindre, og området ble ikke skilt ut fra delområde C basert på resultatene det året.

I årene 2003 - 2005 var det overraskende likheter mellom brakkvannsområdene i Østfold, Drammensfjorden og Telemarksfjordene, når den geografiske avstanden tas i betraktning. Dette gjelder spesielt hvilke arter som oppnår store oppblomstringskonsentrasjoner. I PCA analysen ble Drammensfjorden og Grenlandsområdet gruppert sammen.



Figur 9-11. Regional inndeling av Ytre Oslofjord som følger Fjordkatalogens områdeinndeling, med basis i forekomsten i planteplankton som et uttrykk for forskjeller i eutrofiering.

Delområde A. Indre fjord fra Drøbaksundet og innover.

Betingelsene for planteplanktonvekst er spesielle i forhold til områdene utenfor Drøbaksundet, men vil ikke bli gjenstand for videre vurdering her.

Delområde B. Inkluderer bassengene Drøbaksundet, Breiangen, Bastøydypet, Sandebukta og Mossesundet.

Allerede Braarud & Bursa (1939) satte høye konsentrasjoner av *Skeletonema costatum* i dette delområdet i 1933-34 i sammenheng med effekten av kloakkutslipp, men utslagene var mindre enn innenfor Drøbaksundet (delområde A), antatt på grunn av fysiske faktorer. I materialet fra 1970-årene var det ingen vesentlig forskjell i konsentrasjonene av planteplankton mellom Drøbaksundet og de åpne områdene av Breiangen. Området kan i en viss grad regnes som et transittområde som periodevis tilføres relativt store planteplanktonbestander fra indre fjord. Også de store oppblomstringene av *Karenia mikimotoi* med tyngdepunkt i Skagerrak har i enkelte tilfeller omfattet Breiangen (Tangen & Bjørnland 1985) slik som store oppblomstringer i Skagerrak av *Emiliania huxleyi* og *Ceratium furca* i 5-årsperioden. Oppblomstringene av enkelte kiselalger (*Skeletonema*, *Chaetoceros*, *Dactyliosolen*) har indikert at dette er et område med noe gunstigere forhold for algevekst enn generelt for upåvirkede deler av kysten, som kan skyldes hydrografiske forhold som tilfører overflatelaget næringsalter fra intermedieære dyp, i



kombinasjon med tilførsler fra indre fjord, Drammensfjorden og Glomma. Mens algeforekomstene i 2003 i Breiangen var markert mindre enn i de foregående årene både når det gjelder klorofyll og celletall, var situasjonen i 2004 og 2005 mer lik det vi fant i 2001 og 2002.

Sandebukta hadde sammenlignet med Breiangen noe større algeforekomster, blant annet store forekomster av *Chaetoceros thronsenii* og *Chaetoceros tenuissimus*. De to ytre målepunktene (D-1 og D-4) i Drammensfjorden har preg av å være et transittområde for oppblomstringer fra indre fjord med periodevis innslag av ganske mye brakkvannsalger ved utstrømming fra Drammensfjorden, mens det ellers lignet mer på Sandebukta. Dette kan gi et muligens feilaktig inntrykk av at Sandebukta er mer eutrofiert enn de åpne delene av dette delområdet.

Delområde C. Ytre del av hovedfjorden med bassengene Rauøybassenget, Missingen, Hvalerdypet, Svenner, og Langesundsbukta som inkluderer en del av de lokale bassengene (Sandefjordsfjorden, Larviksfjorden, Viksfjorden, Kurefjorden, Krokstadfjorden). Disse lokale områdene har en åpen vannutveksling med hovedfjorden.

Resultatene fra undersøkelsene i 1970-årene og 1990-årene ga ingen indikasjoner på store forskjeller mellom stasjonene innenfor dette delområdet. I begge periodene var det en del lokale variasjoner, men hovedinntrykket er relativt høye konsentrasjoner av kiselalger, dinoflagellater og flagellater gjennom vekstsesongen. I 1970-årene var det likevel eksempler på karakteristiske arter (eks. *Thalassionema nitzschioides*) som hadde en gradient fra gjennomsnittlig høyest celletall i Drøbaksundet til lavere i Breiangen (Delområde B) og lavest i de ytre delene (Delområde C). Artssammensetningen i kvantitative prøver og håvtrekkmateriale har i alle år etter 2001 vist at det periodevis kan være relativt store bestander i de åpne delene av fjorden av arter som samtidig har oppblomstringer i innskjærs farvann i Østfold (eller Vestfold) (f. eks. *Cyclotella* sp., *Chaetoceros thronsenii*), og dette delområdet er som regel en del av oppblomstringsområdet for store oppblomstringer av dinoflagellater, f. eks. *Ceratium* spp. og *Karenia mikimotoi*. Dette inntrykket forsterkes av observasjonene i 2003 og 2004. Her synes planktonforekomstene i stor grad å være påvirket av tilførsler utenfra. Eksempler på dette i 2003 var den massive oppblomstringen av *Emiliania huxleyi* i Nordsjøen og Skagerrak samt tilførslene fra Hvalerområdet av *Chaetoceros thronsenii* og *Cyclotella* sp., som ga ganske høye celletall i hovedfjorden avtakende innover. Ser en bort fra slike tilførsler, kan det være grunn til å vurdere om hovedfjorden utenfor Moss-Horten skiller seg vesentlig fra kysten ellers når det gjelder områdets egenproduksjon av planktonalger. Dette inntrykket har holdt seg gjennom 5-årsperioden.

Delområde D. Innskjærs områder og skjærgården i Vestfold. Omfatter bassengene Vestfjorden, Tønsbergfjorden, Vrengen, Træla, Vallø og Tjøme.

Det foreligger ingen sammenhengende historiske måleserier fra dette delområdet, men spesialundersøkelser under oppblomstringssituasjoner har vist at det kan utvikles misfarget sjø og store forekomster, spesielt av dinoflagellater (Tangen 1985, Paasche & al. 1984), også i ekstremt høye konsentrasjoner (Tangen 1980). Hvorvidt dette er unntakstilfeller eller om situasjonen har endret seg i de senere år, er ikke kjent, men i 5-årsperioden er det ikke observert slike oppblomstringer. Materialet fra 2004 og 2005 ga et bilde som ikke er særlig forskjellig fra observasjonene i 2001-2003. Stasjon TØ-2 (Vallø) ligner mest på de åpne områdene og er noe forskjellig fra fjordene ved Tønsberg, Sandefjord og Larvik. I 2003 og 2004 kom



klorofyllkonsentrasjonene i samme tilstandsklasse som de åpne områdene (*I-Meget god*), med stort sett ganske like algeforekomster. I 2004 og 2005 så vi eksempler på noe større algeforekomster i Tønsbergfjorden og enkelte moderate, lokale oppblomstringer av kiselalger, som gjør at dette lokalområdet kan oppfattes å være svakt eutrofiert sammenlignet med hovedfjorden. I de multivariate analysene er dette området gruppert sammen med hovedfjorden som tyder på god vannutveksling av overflatelaget og en noe økende grad av eutrofiering i de indre bassengene.

Delområde E. Innenskjærs områder og skjærgården i Østfold. Omfatter bassengene Lera, Indre Løperen, Løperen, Skjærhalden, Singlefjorden og Iddefjorden.

Dette delområdet ble ikke inkludert i undersøkelsene i 1970-årene, men resultatene fra senere undersøkelser og det omfattende materialet fra 1990-årene som er referert ovenfor, viser at dette delområdet skiller seg markert ut som den delen av Ytre Oslofjord som har de gjennomgående største planktonalgeforekomstene. Dette er bekreftet av resultatene fra 2001 til 2005. Hele perioden sett under ett er det god grunn til å dele dette i to delområder, a) Iddefjorden og b) området mellom Iddefjorden og Hvaler. Hele Delområde E er karakterisert av at det omtrent hvert år er en serie av oppblomstringer der alle hovedgrupper av planktonalger kan være representert. Etter den første dokumenterte oppblomstringen av *Prorocentrum minimum* i Nord-Europa, som fant sted i innenskjærs områder i Østfold og Vestfold i 1979 (Tangen 1980), har Østfold blitt et kjerneområde for denne arten, med tildels massive oppblomstringer omtrent hvert år. Også i 2003 ble det observert moderate oppblomstringsmengder av denne arten, mens det ble observert bare sporbestander i 2004 og moderate oppblomstringer i 2005. I dette delområdet er det *Chaetoceros thronsdonii* som har overtatt som karakteralge etter 2002, mens *Prorocentrum minimum* nå er langt mindre framtrepende enn i 1980-årene. Resultatene fra 2005 bekrefter antakelsene fra 2001-2004 som tydet på at Ringdalsfjorden/Iddefjorden har en annen algestatus enn Singlefjorden, og at nærområdet til Glommas utløp (Ramsø, I-1) skiller seg ut med gjennomgående noe mindre algebestander. Ved siden av forskjellene i algebestandenes artssammensetning og celletall er dette også bekreftet av klorofyllkonsentrasjonene. En spesiell observasjon høsten 2004 var oppblomstring av fjord-kyst-plankton med helt annen artssammensetning enn tidligere i vekstsesongen. En rekke større kiselalger (store *Chaetoceros*-arter, *Cerataulina*, *Leptocylindrus* o.a.) hadde moderate oppblomstringer samtidig, uten at tilsvarende forhold ble registrert i de åpne områdene. Tilsvarende ble det observert en oppblomstring i Iddefjorden av *Cerataulina* og *Pseudo-nitzschia* høsten 2005. Dette kan være en indikasjon på næringstilførsel også ved høyere saltholdigheter, som utnyttes bedre av kystalger enn av brakkvannsortene som ellers karakteriserer dette området. At disse oppblomstringene er svakere utviklet i de andre innenskjærs områdene kan tolkes som en gunstigere eutrofieringsstatus enn i Iddefjorden/Ringdalsfjorden.

Delområde F. Drammensfjorden innenfor Svelvikterskelen.

Algematerialet fra dette delområdet er forholdsvis sparsomt. I en undersøkelse fra mars til desember 1951 beskrev Braarud & al. (1958) forekomsten av planktonalger i Drammensfjorden og kommenterte også komponenten av ferskvanns- og brakkvannsorter. I perioden 2001-2005 har det generelt vært dominans av brakkvannsorter som *Diatoma elongatum* og *Dinobryon* sp. med innslag av ferskvannsalger. Fra 2002 til 2005 er det observert store oppblomstringer av



kiselalger (*Chaetoceros thronsdensii*, *Cyclotella choctawatcheana*) og for første gang en markert oppblomstring av *Prorocentrum minimum* i indre deler av Drammensfjorden (1 mill/L på D-3 i slutten av september 2003). Her ser det ut til å være betydelige forskjeller fra år til år, men gjennomgående algeforekomster som viser en eutrofieringseffekt i overflatelaget i Drammensfjorden. Utstrømming av overflatevann med mye alger, for eksempel *Chaetoceros tenuissimus*, kan spores også i Sandebukta som ligner et transittområde slik som enkelte stasjoner i Østfold.

Delområde G. Grenlandsfjordene som omfatter bassengene Frierfjorden, Langesundsfjorden, Helgerofjorden og Dypingen.

Det foreligger data fra fire års undersøkelser fra og med 2002. Delområdet kjennetegnes på evnen til å utvikle store lokale forekomster av algeplankton som skiller seg fra hovedfjorden i artssammensetning og biomasse. Spesielt gjelder dette Frierfjorden som utvikler store oppblomstringer av spesielt kiselalger. Gjennomsnittlige klorofyllverdier har vært noe lavere i Langesundsfjorden og Håøyfjorden enn i Frierfjorden og er påvirket av utstrømming av overflatevann med mye alger som er produsert i Frierfjorden. Det er observert situasjoner med høye celltall som skiller de ytre Grenlandsfjordene fra områdene utenfor. På en eutrofigradient ser det ut til at disse områdene kommer i en mellomstilling mellom Frierfjorden og hovedfjorden. I de multivariate analysene grupperes dette området sammen med Drammensfjorden som også er et innelukket sterkt ferskvannspåvirket område.



10 OKSYGENFORHOLD

Oksygen tilføres sjøvannet fra atmosfæren og ved algenes fotosyntese. Innstrømmende vann til lokale bassenger fra utenforliggende åpne områder vil ofte ha høyere oksygenmetning enn vannet det erstatter. Oksygenet forbrukes ved nedbrytning av organisk materiale. Dette kan enten tilføres fra lokale landbasert kilder, ved nedsynking av marint produsert organisk materiale eller organiske partikler som tilføres med vannmassene fra utenforliggende områder, Nordsjøen eller Kattegat/Østersjøen.

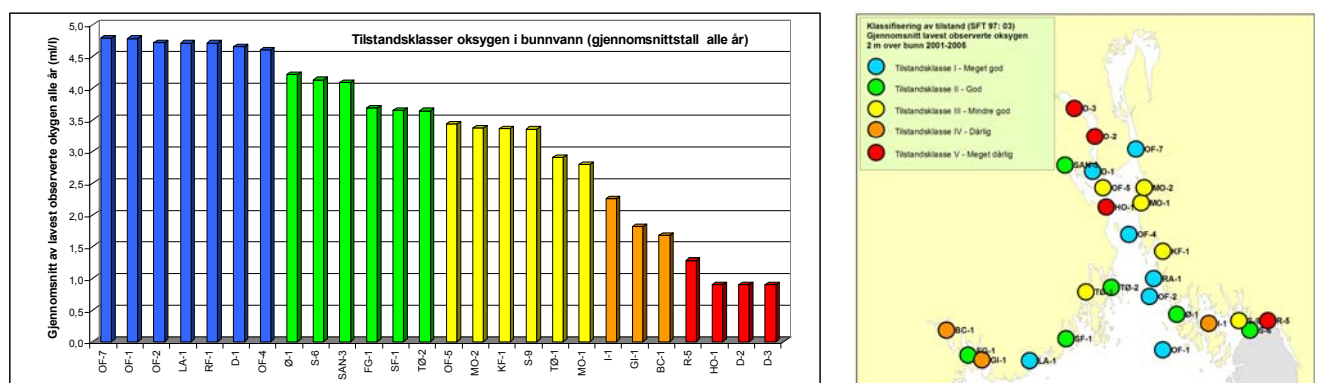
Lokale tilførsler fra land har de siste 15 år vist en økende tendens som følge av økt vannføring (diverse SFT rapporter fra overvåkingen av elver). Imidlertid har dette ikke vært tilfelle i overvåkingsperioden hvor ferskvannsavrenningen har ligget under langtidsgjennomsnittet.

Langtransporterte tilførsler til Skagerrakkysten inkludert de ytre delene av Ytre Oslofjord har i følge kystovervåkingen økt de siste 10 årene (SFT, 2002b).

I enkelte lokale resipienter som for eksempel Mossesundet og Sandebukta er det store mengder organisk materiale i sedimentet fra eldre tilførsler som medfører et betydelig oksygenforbruk. Disse lokale resipientene kan imidlertid betraktes som spesialtilfeller og forbruksraten av oksygen i en resipient er vanligvis en god indikasjon på lokale og langtransporterte tilførsler av organisk materiale.

10.1 Oksygen i bassengvannet

Kriteriene for oksygen i bunnvann i SFTs veiledning (SFT 97:03) for klassifisering av vannkvalitet ble benyttet som grunnlag for en vurdering av tilstanden på de 26 mest benyttede stasjonene (Figur 10-1).



Figur 10-1. Klassifisering av vannkvalitet på stasjoner i Ytre Oslofjord på grunnlag av gjennomsnittet av lavest observerte oksygenverdi 2 m over bunnen i hvert av enkeltårene i perioden 2001 – 2005. Stasjonene er besøkt et varierende antall ganger hvert år og inngår, og enkelte stasjoner er bare benyttet tre av fem år (se Appendix A).

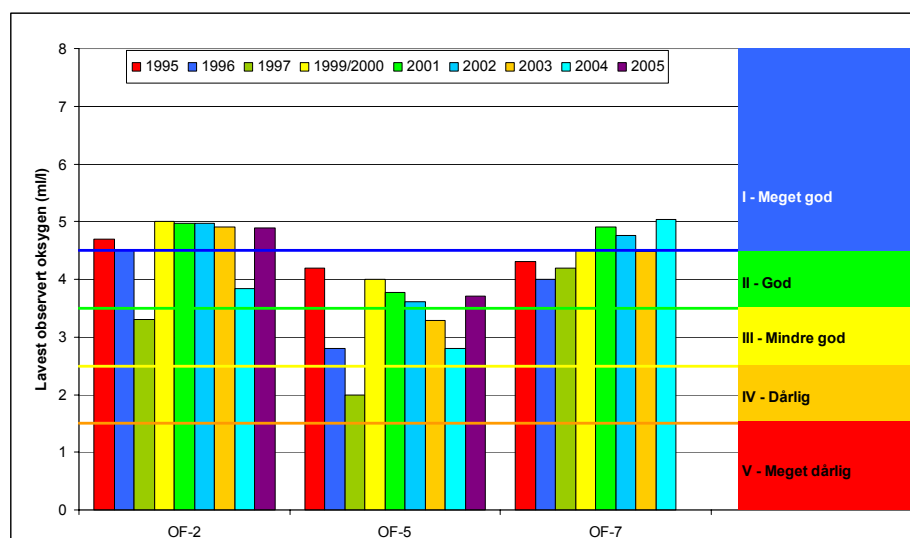
Tilstanden på halvparten av stasjonene er karakterisert som *I-Meget god* eller *II-God*. Stasjoner med redusert tilstandsklassifisering er alle beliggende i fjord- og kystområder med begrenset utskiftning av dypere liggende vannlag som følge av terskler mot de åpne utenforliggende



områdene og/eller med store lokale tilførsler. Breiangen (OF-5) er den eneste delen av hovedfjorden med tilstand karakterisert som *III-Mindre god*.

10.1.1 Utviklingen i hovedfjorden

Figur 10-2 viser lavest observerte oksygenverdi i Rauøybassenget (OF-2), Breiangen (OF-5) og Drøbaksundet (OF-7) i perioden 1995 – 2005.



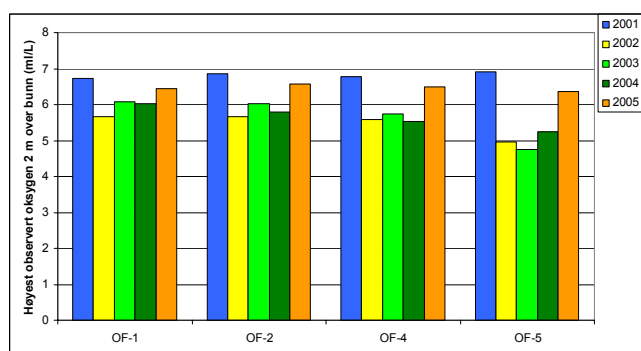
Figur 10-2. Lavest observerte oksygenverdi i tre terskelbassenger i hovedfjorden i perioden fra 1995 til 2005 (data før 2001 fra Aure & Danielsen 2001, 1999, 1998).

Etter 1997 har tilstanden i ytre område vært relativt stabil lik tilstandsklasse *I-Meget god* bortsett fra i 2004 hvor tilstanden ble karakterisert som *II-God*. I Breiangen har det vært en jevnt nedadgående trend fra 1999/2000 fram til 2004, mens forholdene var noe bedre i 2005. Forholdene i Drøbaksundet har variert noe mellom tilstandsklasse *II-God* og *I-Meget god* og har ikke fulgt samme variasjon som de øvrige bassengene i hovedfjorden blant annet i 1997 og 2004.

De observerte variasjonene i perioden fra 1995 har generelt sammenheng med hyppigheten av utskiftning av bassengvannet og kvaliteten til de innstrømmende vannmassene. Dette er spesielt tydelig i Breiangen hvor det observeres nedadgående minimumsverdier i perioden fra 1999 til 2004 samtidig som de lokale tilførslene har blitt redusert som følge av redusert vannføring i elvene.

Normalt er det en stor innstrømming av vann til hovedbassengene i Ytre Oslofjord hvert år som til dels brer seg innover i de innenforliggende lokale bassengene. Denne skjer i perioden seinhøst til vinter. Det lave nivået i bassengene i 1996/1997 skyldtes liten til ingen innstrømming av vann over en lengre periode (Aure & Danielsen, 1999). Utskiftningen av bassengvann i 2001 – 2005 har generelt fulgt dette normale mønsteret med en større innstrømming i vinterhalvåret og enkelte mindre innstrømminger i løpet av året.

I 2001 hadde det vært en stor innstrømming av atlantisk vann med høyt oksygenivå i hele Ytre Oslofjord området sannsynligvis like før undersøkelsen startet februar 2001. Oksygenivået i de senere innstrømmingene spesielt i Breiangen, synes å ha hatt et betydelig lavere oksygenivå (Figur 10-3).



Figur 10-3. Høyest observerte oksygenivå 2 m over bunnen i løpet av året perioden 2001 – 2005 for stasjoner i hovedfjorden.

10.1.2 Oksygenforholdene i noen lokale bassenger

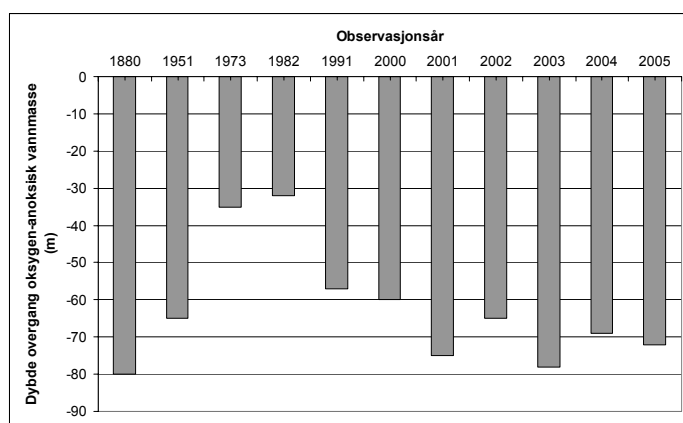
Lokale resipienter med begrenset vannutskifting og redusert oksygenivå i bassengvannet er:

- Iddefjorden - Ringdalsfjorden
- Singlefjorden - Hvalerområdet
- Krokstadvfjorden
- Mossesundet
- Drammensfjorden
- Horten havn
- Vestfjorden ved Tønsberg
- Grenlandsområdet

Drammensfjorden (D-2 og D-3) og muligens indre Horten havn (HO-1) er naturlig anoksiske områder hvor utskiftingen av bassengvannet skjer for sjelden og/eller hvor volumet som skiftes ut ikke er tilstrekkelig til å opprettholde gode oksygenforhold, selv om bassengent bare hadde mottatt naturlige tilførsler.

Horten havn utgjør et lite lokalt basseng og i denne analysen inngår det i det større utenforliggende fjordområdet Bastøydypet (B-27).

I Drammensfjorden har NIVA (2000) foreslått å benytte dypeste observasjon av oksygenholdig vann som indikator for tilstanden (se Figur 10-4).

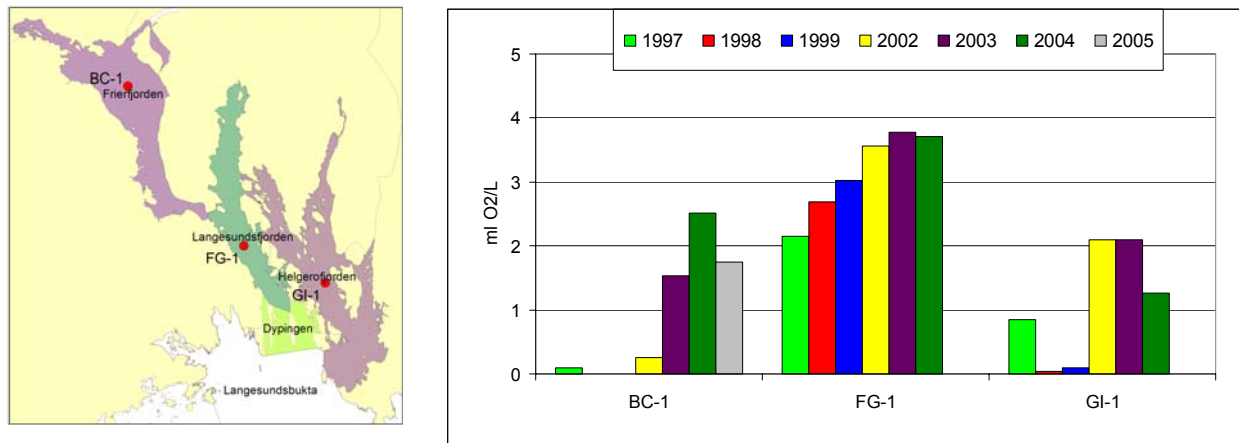


Figur 10-4. Dypest observerte oksygenholdige vannmasse i Drammensfjorden innenfor terskelen ved Svelvik (Stasjon D-2). Data fra før 2001 er hentet fra NIVA (2000a) og fra Braarud et al. (1958). Verdien for 1880 er basert på observasjoner av fauna fra denne perioden (NIVA 2000a) og ikke på oksygenmålinger.



Basert på tilgjengelige data synes det å ha vært en markert bedring fra 1970 fram til 1990-2000, mens tilstanden etter 1990-tallet synes å være stabil og nærmere seg forholdene antatt for 1880. Imidlertid bør man være oppmerksom på at observasjonene i 2001 – 2005 begrenser seg til sommerperioden juni – september.

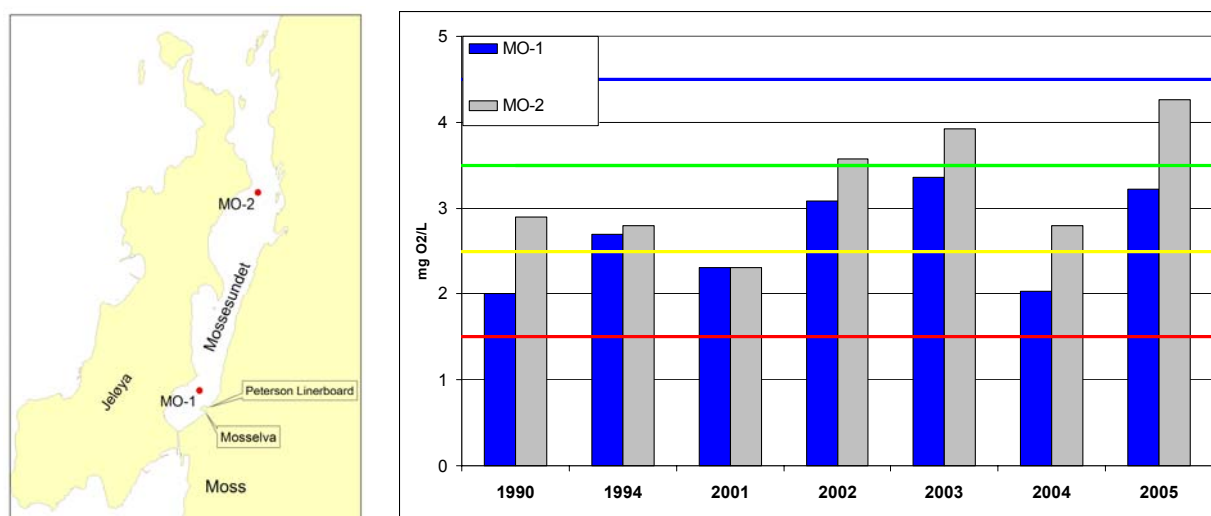
Også i Grenlandsområdet er det observert en betydelig bedring i oksygenforholdene fra 70-tallet til slutten av 90-tallet (Figur 10-5). Data fra Frierfjorden (BC-1) og Håøyfjorden (GI-1) fra 70-tallet viste langvarige oksygenfrie forhold med høyt nivå av hydrogen sulfid (NIVA 1979, 1991a, 1991b), mens det i løpet av perioden 2002 – 2005 ikke har vært observert anoksiske forhold. Dette kan imidlertid ha forekommet senere på høsten etter siste tokt som har vært gjennomført i midten/slutten av september i dette området.



Figur 10-5. Lavest observerte oksygenivå i dypvannet på stasjoner i Frierfjorden – Langesundområdet 1988-2005. Data for 2002 er hentet fra NIVA (1999; 2000c).

Figur 10-6 viser utviklingen i lavest observerte oksygenivå i bunnvannet i Mossesundet i perioden 1990 til 2005. Det er ikke funnet data for situasjoner fra 70-tallet eller tidligere. Stasjonen MO-2 ligger i den dypeste partiet av terskelbassenget (102 m, utenforliggende terskeldyp er 70 m), mens MO-1 ligger betydelig grunnere på ca 46 m dyp. Lavest observerte oksygenverdi i bunnvannet viser samme variasjon mellom årene på begge stasjonene, men det er betydelig lavere verdier på den innerste grunne stasjonen MO-1 tross at vannutskiftningen her ikke er begrenset av terskelen. Tidligere undersøkelser har konkludert at denne forskjellen skyldes store mengder organisk materiale i sedimentet i indre område fra tidligere utslipp av trefiber som fører til høyt oksygenforbruk lokalt.

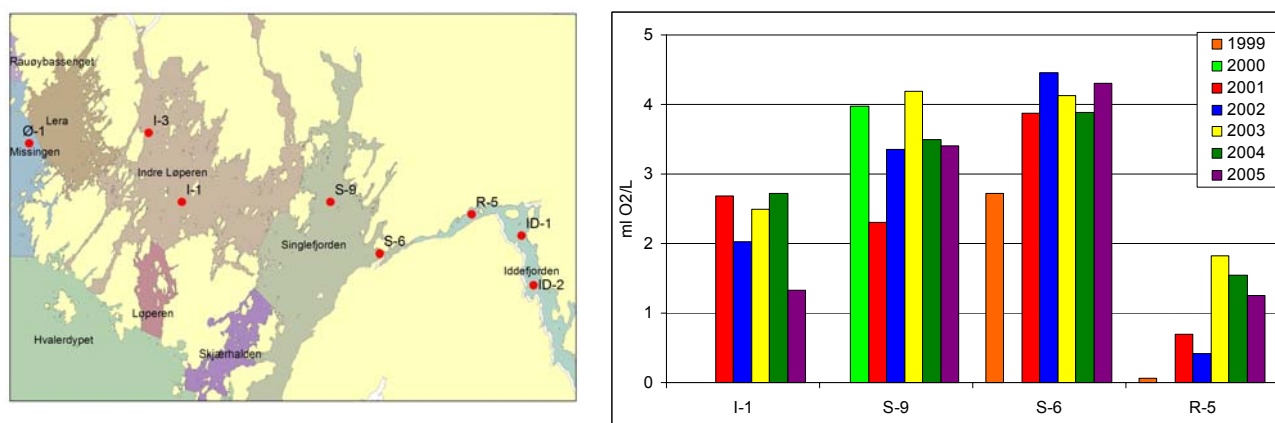
Det kan ikke observeres noen bedring i oksygenivået på de to stasjonene i denne perioden. De største tilførselene av næringssalter og organisk materiale til Mossesundet kommer med Mosseelva med avrenning fra den sterkt forurensede Vansjø. Største kilde av næringssalter er landbruk og bakgrunnsavrenning, mens industri er den tredje største kilden og betydelig mindre enn landbruk. Utviklingen er sammenlignbar med Vestfjorden ved Tønsberg (se DNV, 2004) hvor landbruk også er største tilførselskilde.



Figur 10-6. Lavest observerte oksygenverdi 2 m over bunn på to stasjoner i Mossesundet. Data fra før 2001 er fra DNV (1996) og DNV (1991)

Området Hvaler, Løperen, Singlefjorden, Ringdalsfjorden og Iddefjorden er delt opp i en rekke lokale mindre bassenger med varierende dyp og terkledyp mot utenforliggende åpne områder. I likhet med utviklingen i Mossesundet kan det heller ikke her observeres noen bedring i tilstanden basert på tilgjengelige data. Data fra 1999 og 2000 hentet fra NIVA (2000b, 2001).

Ringdalsfjorden (R-5) skiller seg ut med klart dårligst tilstand. Observasjoner fra Iddefjorden (ID-1 og ID-2) i 2005 viser tilsvarende forhold her. Terskeldypet ved utløpet er ca 17 m og bassengdypet knapt 40m.

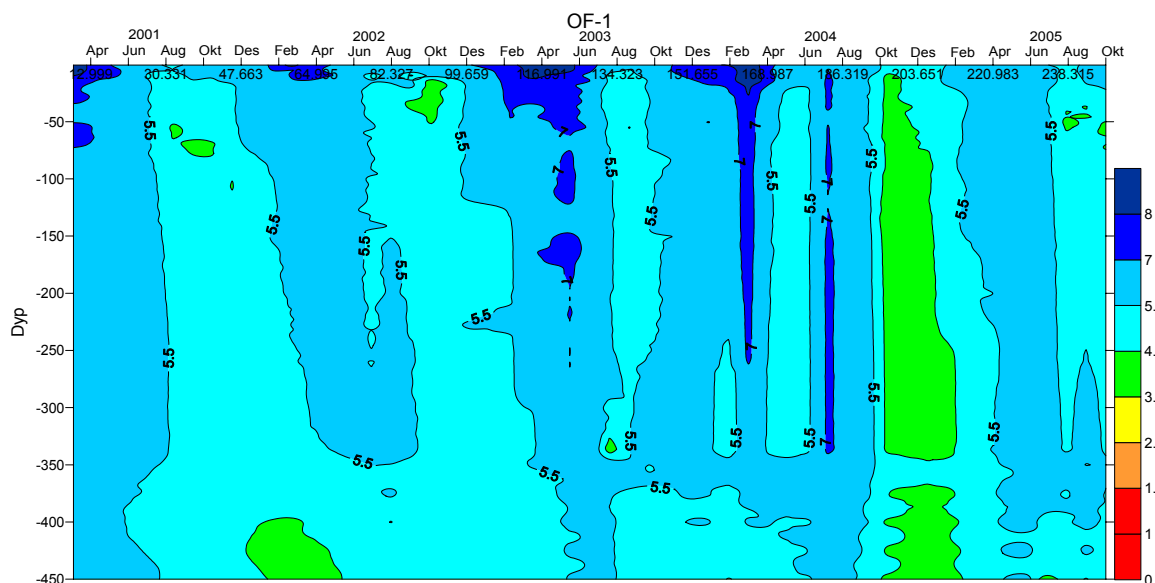


Figur 10-7. Lavest observerte oksygenverdi 2 m over bunn på stasjoner Singlefjorden – Ringdalsfjorden. Data fra 1999 og 2000 hentet fra NIVA (2000, 2001).

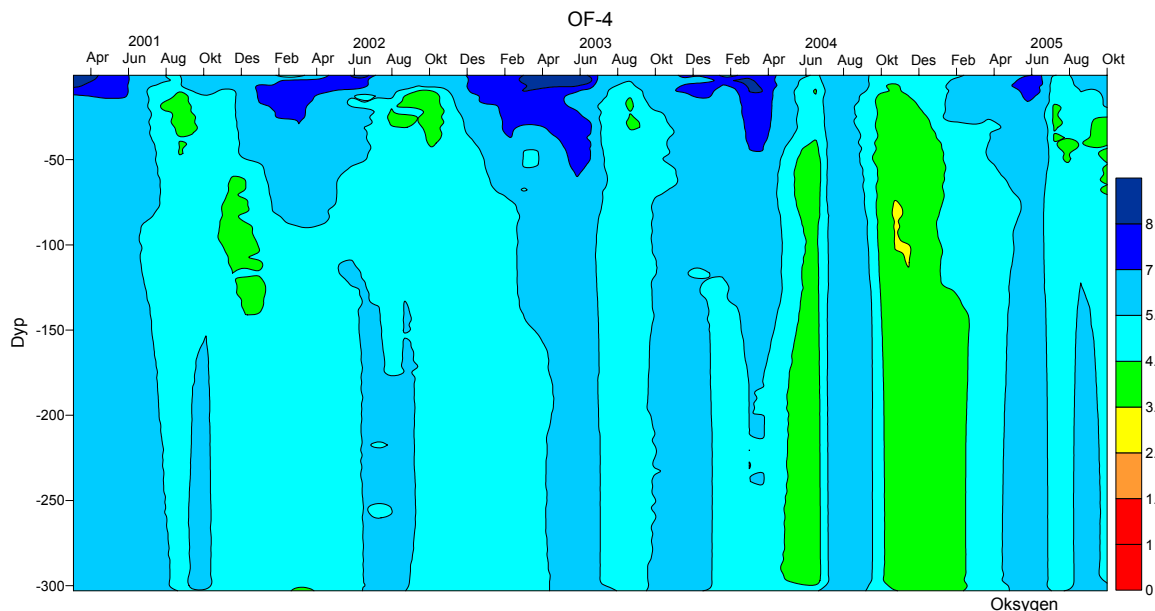
10.2 Oksygen i vannmassene

Organisk materiale som synker nedover i vannmassene, vil i perioder hvor det er markerte sprang i tettheten til vannmassene kunne akkumulere i disse sjiktene. Ved nedbrytning forbrukes

oksygen og dette gir et oksygenminimum som ofte ligger rundt 20 – 50 m i Ytre Oslofjord. Dette observeres både i de lokale resipientene og i hovedfjorden (Figur 10-8, Figur 10-9, Figur 10-10, Figur 10-11 og Figur 10-12).

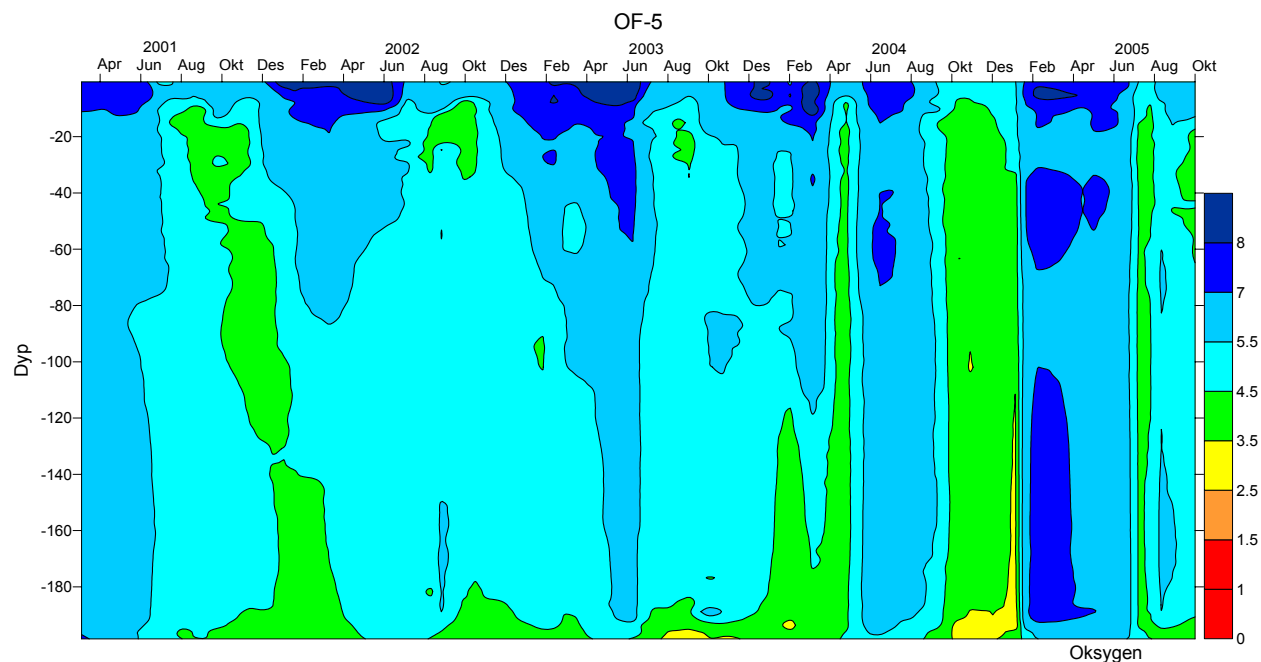


Figur 10-8. Isoplott av oksygenforholdene på stasjon OF-1 gjennom perioden 2001 - 2005. Horizontal akse representerer måned - år. Fargekoden tilsvare SFT tilstandsklasser bortsett fra I-Meget god ($> 4,5$ ml/L) hvor det er angitt en inndeling.



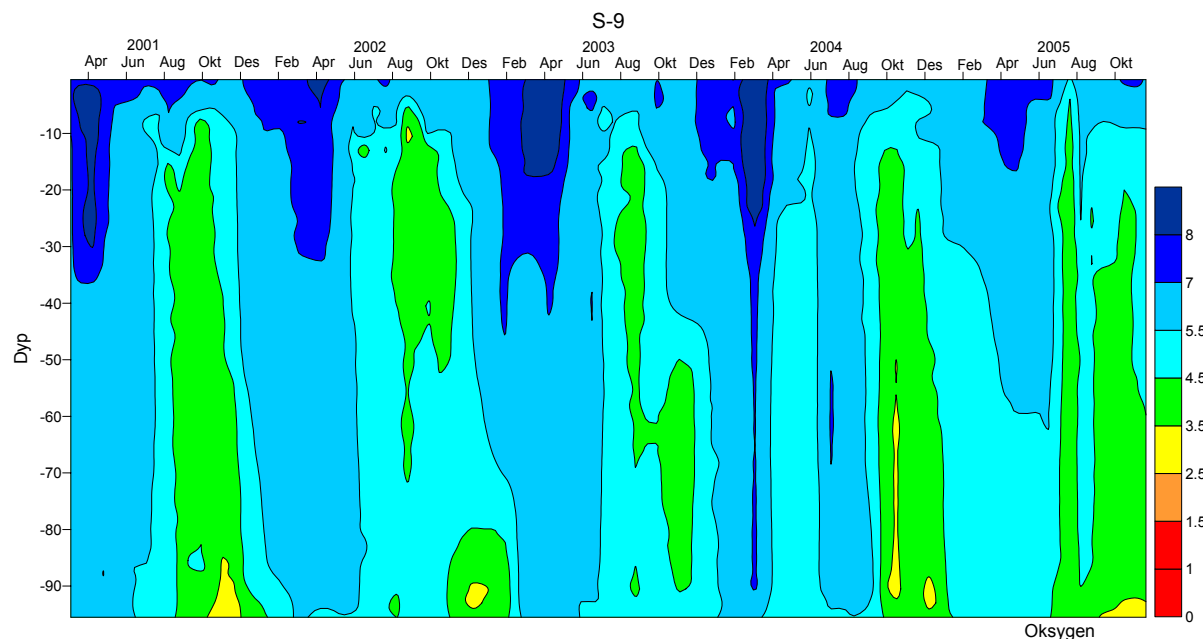
Figur 10-9. Isoplott av oksygenforholdene på stasjon OF-2 gjennom perioden 2001 - 2005. Horizontal akse representerer måned - år. Fargekoden tilsvare SFT tilstandsklasser bortsett fra I-Meget god ($> 4,5$ ml/L) hvor det er angitt en inndeling.

Minimumet er mest markert på sensommeren – høsten etter oppblomstringen av planktonalger og på stasjoner med stor lokal påvirkning. I hovedfjorden er dette minimumet mest markert på stasjon OF-5 med en økende trend innover fjorden.

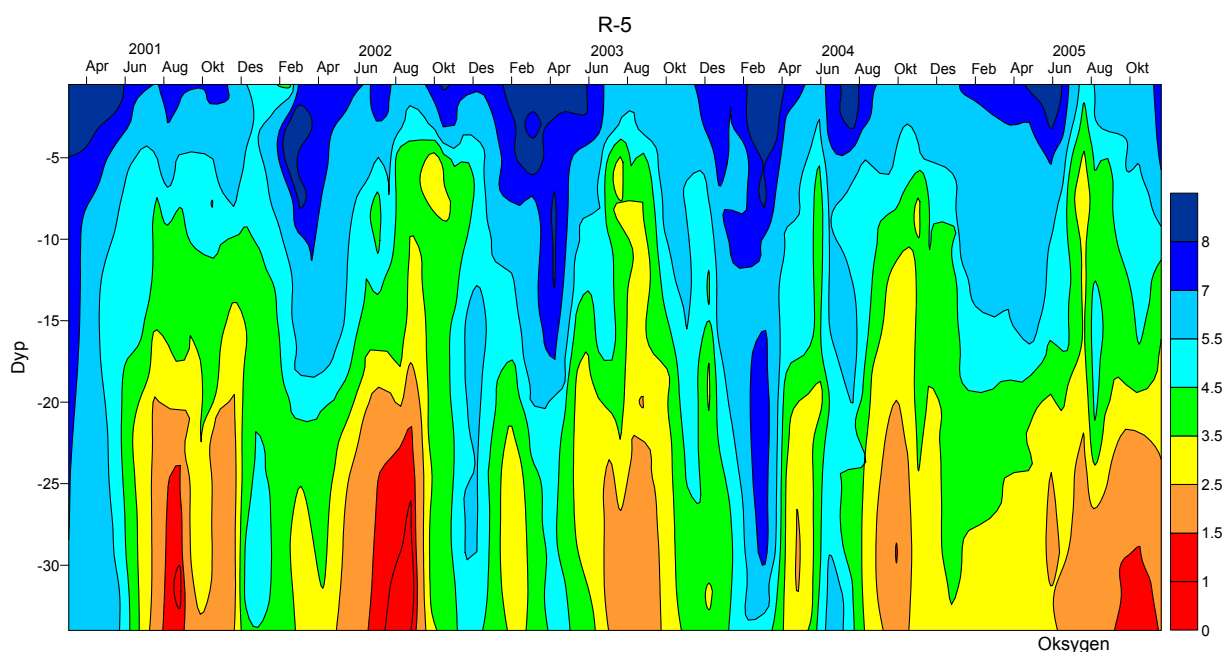


Figur 10-10. Isoplott av oksygenforholdene på stasjon OF-5 gjennom perioden 2001 - 2005. Horizontal akse representerer måned - år. Fargekoden tilsvare SFT tilstandsklasser bortsett fra i I-Meget god ($> 4,5$ ml/L) hvor det er angitt en inndeling.

På de lokale og grunnere stasjonene er dette ikke alltid like tydelig, delvis fordi sjiktene kan ligge relativt nær bunnen. Redusert nivå i vannmassene kan derfor skyldes en kombinasjon av oksygenforbruket i sedimentet (spesielt tydelig i Mossesundet og Sandebukta) og nedsynkende organisk materiale. På stasjon R-5 reflekterer isoplottet dynamikken i Ringdalsfjorden med hyppige vannutskiftninger og høyt forbruk av oksygen.



Figur 10-11. Isoplott av oksygenforholdene på stasjon S-9 gjennom perioden 2001 - 2005. Horizontal akse representerer måned - år. Fargekoden tilsvare SFT tilstandsklasser bortsett fra i I-Meget god ($> 4,5$ ml/L) hvor det er angitt en inndeling.



Figur 10-12. Isoplott av oksygenforholdene på stasjon R-5 gjennom perioden 2001 - 2005. Horizontal akse representerer måned - år. Fargekoden tilsvare SFT tilstandsklasser bortsett fra I Meget god ($> 4,5$ ml/L) hvor det er angitt en inndeling.

10.3 Oppsummering og konklusjoner

I måneden(e) før oppstart av overvåkingsperioden i februar 2001 hadde det vært en innstrømming av atlantisk vann med høyt innhold av oksygen som hadde skiftet ut bassengvannet i hele hovedfjorden og i de fleste av de lokale bassengene. I de følgende fire årene fra 2001 til 2004 ble det observert en jevnt synkende trend i hovedfjorden. Dette skyldtes delvis redusert oksygennivå på det innstrømmende vannet fra Skagerrak og ikke økt organisk belastning. I den samme perioden har de lokale tilførslene gått ned som følge av redusert avrenning fra land. Oksygenforholdene blant annet i Breiangen ble betydelig bedre i 2005 etter at innstrømmende vann igjen hadde høyere oksygenivå.

Generelt karakteriseres tilstanden i hovedfjorden som I-Meget god til II-God bortsett fra i Breiangen (OF-5) hvor tilstanden i gjennomsnitt er karakterisert som III-Mindre god.

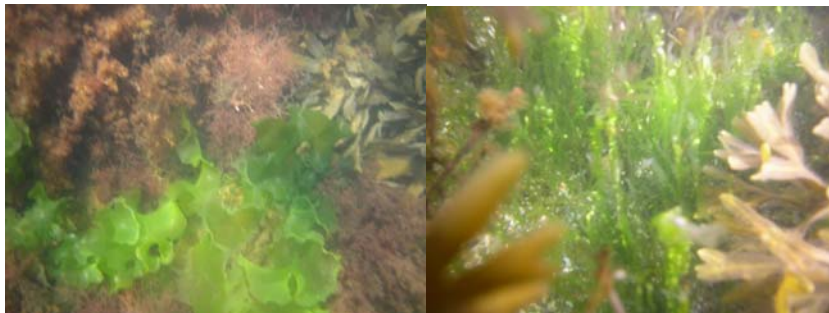
Åtte lokale fjord- og kystområder er karakterisert med redusert tilstand som følge av lavt oksygenivå fra III-Mindre god til V-Meget dårlig. I flere av disse lokale resipientene som til dels var anoksiske på 70-tallet, har det i tidligere undersøkelser på 90-tallet vært observert en bedring. Undersøkelsene i 2001 – 2004 bekrefter denne trenden. Dette gjelder spesielt Grenlandsfjordene og Drammensfjorden. I den naturlig anoksiske Drammensfjorden har dypet med oksygenholdig vann økt fra ca 30-40 m på 70-tallet til 60-80 m i undersøkelsesperioden og nærmer seg nå den antatte status fra 1880.

I de fjord- og kystområdene hvor landbruket er dominerende utslippskilde som for eksempel Vestfjorden ved Tønsberg, Mossesundet og Hvaler – Singlefjorden, kan man ikke observere en tilsvarende tydelig utvikling over en 20-årsperiode.

11 GRUNTVANNSSAMFUNN

11.1 Generelt om hardbunnsflora

På fjell og stein i strandsonen er det vanligvis etablert et stort utvalg av makroalger og en del fastsittende dyr som blåskjell og rur. Makroalger deles inn i tre grupper (klasser); grønnalger, brunalger og rødalger. Grønnalger er ofte hurtigvoksende og former ofte tynne blad som grønnhinne (*Monostroma grevillei*), havsalat (*Ulva lactuca*) og grønskearter, f.eks. tarmgrønske (*Enteromorpha intestinalis*). En annen vanlig form hos hurtigvoksende grønnalger er tynne tråder som danner busker/tepper på bunnen, f.eks. fjærepyttsnøre (*Chaetomorpha linum*). De fleste grønnalgeartene er stresstolerante. De er ofte pioneralger på nytt substrat, for eksempel etter en vinter med isskuring. I brakkvannsområder og i forurensede områder vil de kunne utkonkurrere tang (brunalger) i fjæra og kan ofte dominere i vegetasjonsbildet.



Figur 11-1 Vanlige grønnalger i fjæra, rysjegrønske (*E. linza*) og tarmgrønske, (stasjon G10)

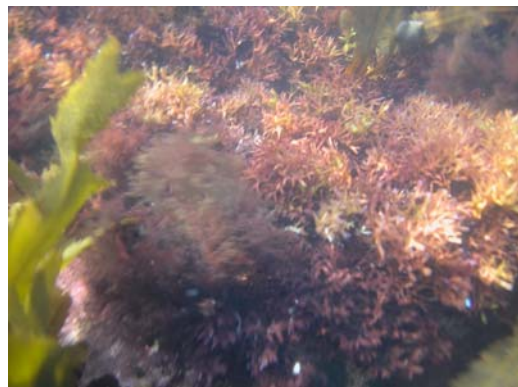
Brunalger utgjør hovedmassen av marin vegetasjon langs norskekysten og de største makroalgene er innen denne klassen. I fjæra er de vanligste brunalgene forskjellige tangarter (orden *Fucales*) f.eks. blæretang (*Fucus vesiculosus*) og grisetang (*Ascophyllum nodosum*). Dette er flerårige arter som bruker relativt lang tid på å kolonisere og vokse opp. Disse artene er i større eller mindre grad sensitive for fysiske forstyrrelser eller redusert lystilgang. Tangartene kan bli utkonkurrert som følge av at de fysisk blir fjernet fra et område og ikke klarer å rekolonisere fordi substratet er overtatt av rasktvoksende alger. En annen måte de kan bli utkonkurrert på er ved at grønnalger og andre teppefomende alger vokser på tangen og reduserer lystilgangen. Det finnes enkelte stresstolerante brunalger også, f.eks. perlesli (*Pilayella littoralis*) og brunslil (*Ectocarpus siliculosus*).



Figur 11-2 Eksempler på tangarter, grisetang til venstre (st. G21) og blæretang til høyre (st G5)

Rødalger er den mest artsrike algeklassen. De fleste artene er relativt små og vokser dypere enn fjæra (i sublittoralen). Det er enkelte rødalgearter som er vanlige i fjæra, noen av dem er

stresstolerante som purpurtråd (*Bangia atropurpurea*) og purpurfjærehinne (*Porphyra purpurea*). Andre vanlige rødalger i fjæra er fjæreblood (*Hildenbrandia rubra*), slettrugl (*Phymatolithon lenormandii*) og krusflik (*Chondrus crispus*).



Figur 11-3 Krusflik i fjæra på stasjon G14

Selv om artene er tilpasset forholdene i fjæresonen, varierer artsutvalget og mengder både lokalt, geografisk og sesongmessig. Naturlige faktorer som påvirker artssammensetningen er isskuring, eksponeringsgrad, ferskvannspåvirkning, substrattypen og himmelretning. I tillegg kommer menneskeskapt faktorer som tilførsler av næringssalter, organisk materiale og partikler. Plante- og dyresamfunnet i fjæra endrer seg med miljøforholdene og gjenspeiler hvordan tilstanden har vært over tid. For eksempel vil et større utslipp av avløpsvann kunne påvirke gruntvannssamfunnet ved at næringssaltinnholdet i sjøen endres. Fastsittende alger er planter som benytter næringssalter til vekst og produksjon, og en økning i næringssaltkonsentrasjonen vil endre vekstbetingelsene for algene. Svake overkonsentrasjoner av næringssalter kan virke gunstig på algesamfunnet og medføre at artsrikheten og mengden alger øker (gjødslingseffekt). Ved høye, vedvarende overkonsentrasjoner av næringssalter vil imidlertid antall arter reduseres og artsutvalget endres slik at man får dominans av noen få arter. Ofte vil dette være små hurtigvoksende grønnalger og enkelte trådformete brunalger. De flerårige tangartene blir lett overgrodd av de hurtigvoksende algene slik at lystilgangen reduseres, og det kan til slutt resultere i at tangen forsvinner.

11.2 Stasjoner i undersøkelsen

Undersøkelsene av makroalger og fastsittende dyr på hardbunn har variert en del i metode og omfang i løpet av femårsperioden. Det har vært lagt opp til en dynamisk overvåking (resultatene fra forrige års undersøkelse legger premisset for den neste). I 2001 ble det gjennomført både semikvantitative transektundersøkelser fra fjæra til største utbredelsesdyp og kvantitative ruteanalyser i fjæra på tolv stasjoner. I de øvrige årene er det kun gjennomført kvantitative ruteanalyser. Tabell 11-1 gir en oversikt over hvilke stasjoner som er undersøkt i undersøkelsesperioden fra 2001 – 2005, og plasseringen av disse. I 2002 og 2003 ble det gjennomført rutenettanalyse på 25 stasjoner. I 2004 og 2005 har undersøkelsesprogrammet vært betydelig redusert og kun syv stasjoner er undersøkt hvert år. Merk at stasjon G18 ikke er i geografisk nærhet av G17 og G19, men av G1.



EUTROFITILSTANDEN I YTRE OSLOFJORD: FEMÅRSRAPPORT 2001 - 2005

Tabell 11-1. Stasjoner undersøkt i de respektive årene, i 2001 var det både transekt og rutenettanalyse, mens det kun var rutenettanalyse i de øvrige årene.

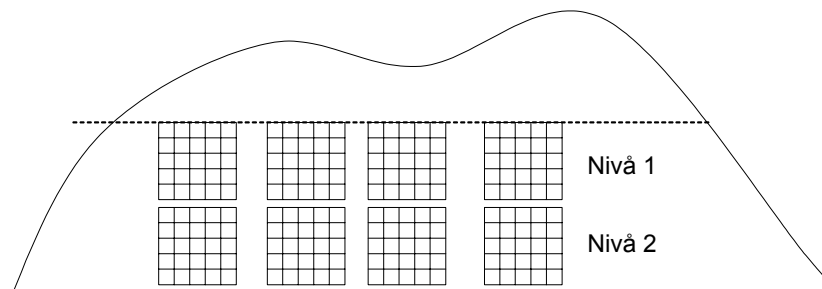
| Kart over stasjonene | Stasjonsnummer | Stasjonsnavn | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 |
|----------------------|----------------|----------------------|------|------|------|--------------|------|
| | G-1 | Ytre Drammensfjorden | X | X | X | | |
| | G-2 | Kommersøya | | X | X | | |
| | G-3 | Østøya | X | X | X | | |
| | G-4 | Teigsberget | | X | X | | |
| | G-5 | Torgersøy | X | X | X | X | X |
| | G-6 | Ravnøy | X | X | X | | |
| | G-7 | Hui | | X | X | | |
| | G-8 | Hellesøy | X | X | X | | |
| | G-9 | Asnes | | X | X | X | X |
| | G-10 | Lillevikodden | X | X | X | X | X |
| | G-11 | Malmø nord | | X | X | | |
| | G-12 | Risøy | | X | X | | |
| | G-13 | Vågøy | | X | X | | |
| | G-14 | Bevøya syd | X | X | X | ¹ | X |
| | G-15 | Kippenes | | X | X | | |
| | G-16 | Kallum | | X | X | | |
| | G-17 | Rompa | X | X | X | | |
| | G-18 | Svelvik | | X | X | X | X |
| | G-19 | Rødskjær | X | X | X | | |
| | G-20 | Risholmen | | X | X | | |
| | G-21 | Hue | X | X | X | X | X |
| | G-22 | Vestre Damholmen | X | X | X | | |
| | G-23 | Kjøkø (Løpern) | X | X | X | | |
| | G-24 | Sponvikskansen | | X | X | X | X |
| | G-25 | Søndrer Sandøy | | X | X | | |

¹ Stasjon G-14 ble utelatt i 2004 pga dårlig vær.

11.3 Registreringsmetode

Dekningsgraden av fastsittende makroalger og dyr registreres for hver art innen en ramme på 0,5 x 0,5 m. Rammen er delt inn i 10 x 10 cm ruter og registreringene gjennomføres i halvparten av rutene, hvilket gir et representativt bilde av forekomsten av artene innen hele rammen. Dyr og algeforekomstene registreres i tilsammen åtte rammer fordelt på to dybdenivå. Fire rammer på nivå 1 i midlere lavvannsmærke (øvre del av rurbeltet) og fire rammer på nivå 2 som er plassert like under nivå 1. Figur 11-4 illustrerer plassering av rammene. Plasseringen er merket, fotografert og registrert i forhold til retning og geografiske koordinater.

Dekningsgraden av artene i ruten betegnes som prosentandelen av ruten som dekkes av algen. Buskete alger er lagt ned mot fjellet for å visualisere dekkningen. De arter som ikke er identifiserbare i felt er tatt med til laboratoriet for nærmere artsbestemmelse.



Figur 11-4. Over: Illustrasjon av rammeplassering i fjæra. Rammene festes med to bolter slik at nøyaktig samme område undersøkes fra år til år. Under: Foto fra en av registreringene.



11.4 Registrerte arter og økologisk karakterisering

Tabell 11-3 viser algeartene som er registrert i løpet av femårsperioden. Artene er gitt en økologisk karakterisering i forhold til om de er sensitive eller tolerante for menneskeskapt påvirkning som eutrofiering, men naturgitte endringer som isskuring vil også påvirke de samme artene. Karakteriseringen er basert på NIVAs arbeid med å utvikle grenseverdier for makroalger i forhold til eutrofiering (NIVA 2004a). NIVA har karakterisert sensitiviteten i to grupper, **følsomme** og **tolerante** for menneskeskapt påvirkning, basert på publisert viten og erfaring/ekspertvurdering. Karakteriseringen omfatter ikke alle artene som vi har registrert. Vi har derfor karakterisert en brunalgeart, fem rødalgearter og to grønnalgearter. Dette har vi gjort basert på algens morfologi og vekststrategi. De artene vi har karakterisert er merket med en stjerne (*). Skorpeformede alger som fjæreblood, rugl og fjæreskorpe (*Ralfsia verrucosa*) er ikke karakterisert. Fjæreblood dekker ofte store deler av fjellet i fjæra og er tilstede på så godt som samtlige stasjoner i undersøkelsen. Disse artene er utelatt ved beregning av indeks A som er basert på sårbarhetsindelingen (se kap. 11.8).

Tabell 11-2 viser de artene/artsgruppene av dyr som er registrert i fjæra i undersøkelsesperioden. Raskt bevegelige dyr som tanglopper, krabber og liknende er ikke tatt med i listen. Dyrene er ikke karakterisert med hensyn på sensitivitet og er ikke med i beregning av indeks A.

Tabell 11-2. Registrerte dyrearter/artsgrupper

| | |
|-----------------------------|-------------------------------|
| <i>Asterias rubens</i> | <i>Littorina sp.</i> |
| <i>Balanus balanus</i> | <i>Mytilus edulis</i> |
| <i>Balanus crenatus</i> | <i>Semibalanus balanoides</i> |
| <i>Bryozoa spp</i> | <i>Spirorbis sp</i> |
| <i>Halichondria panicea</i> | <i>Tealia felina</i> |
| <i>Hydroidea</i> | |



Tabell 11-3. Registrerte arter og økologisk karakterisering mellom følsom og tolerant

| Art brunalger | følsom=1 tolerant=2 | art rødalger | følsom=1 tolerant=2 | art grønnalger | følsom=1 tolerant=2 |
|-----------------------------------|------------------------|--------------------------------------|------------------------|----------------------------------|------------------------|
| <i>Ascophyllum nodosum</i> | 1 | <i>Ahnfeltia plicata</i> | 1 | <i>Acrosiphonia spp.</i> | 2* |
| <i>Chordaria flagelliformis</i> | 1 | <i>Bonnemaisonia hamifera</i> | 2 | <i>Blidingia minima</i> | 2 |
| <i>Dictyosiphon foeniculaceus</i> | 1 | <i>Callithamnion corymbosum</i> | 2 | <i>Bryopsis plumosa</i> | 2* |
| <i>Ectocarpus siliculosus</i> | 2 | <i>Ceramium nodulosum</i> | 2 | <i>Chaetomorpha linum</i> | 2 |
| <i>Ectocarpus sp.</i> | 2 | <i>Ceramium sp.</i> | 2 | <i>Chaetomorpha mediterranea</i> | 2 |
| <i>Elachista fucicola</i> | 1 | <i>Ceramium tenuicorne</i> | 2 | <i>Chaetomorpha melagonium</i> | 1 |
| <i>Feldmannia irregularis</i> | 2 | <i>Chondrus crispus</i> | 1 | <i>Chaetomorpha sp.</i> | 2 |
| <i>Fucus evanescens</i> | 2 | <i>Coccotylus truncata</i> | 1* | <i>Cladophora albida</i> | 2 |
| <i>Fucus serratus</i> | 1 | <i>Corallina officinalis</i> | 1 | <i>Cladophora rupestris</i> | 1 |
| <i>Fucus sp.</i> | 1 | <i>Dumontia contorta</i> | 1 | <i>Cladophora spp.</i> | 2 |
| <i>Fucus spiralis</i> | 1 | <i>Gracilaria gracilis</i> | 2 | <i>Cladophora vagabunda</i> | 2 |
| <i>Fucus vesiculosus</i> | 1 | <i>Hildenbrandia rubra</i> | | <i>Enteromorpha clathrata</i> | 2 |
| <i>Furcellaria lumbricalis</i> | 1 | <i>Nemalion helminthoides</i> | 2* | <i>Enteromorpha intestinalis</i> | 2 |
| <i>Halidrys siliquosa</i> | 1 | <i>Osmundea truncata</i> | 2 | <i>Enteromorpha linza</i> | 2 |
| <i>Laminaria saccharina</i> | 1 | <i>Palmaria palmata</i> | 1 | <i>Enteromorpha sp.</i> | 2 |
| <i>Mesogloia vermiculata</i> | 2 | <i>Phyllophora crispa</i> | 1 | <i>Prasiola stipitata</i> | 2 |
| <i>Petalonia zosteriaefolia</i> | 2 | <i>Phyllophora pseudoceranooides</i> | 1 | <i>Spongomorpha aeruginosa</i> | 2 |
| <i>Pilayella littoralis</i> | 2 | <i>Phymatolithon lenormandii</i> | | <i>Ulothrix sp.</i> | 2 |
| <i>Punctaria latifolia</i> | 1* | <i>Polyides rotundus</i> | 1* | <i>Ulva lactuca</i> | 2 |
| <i>Ralfsia verrucosa</i> | | <i>Polysiphonia fibrillosa</i> | 1 | | |
| <i>Sphacelaria aeruginosa</i> | 2 | <i>Polysiphonia fucoides</i> | 2 | | |
| <i>Sphacelaria cirrosa</i> | 2 | <i>Polysiphonia harveyi</i> | 2 | | |
| <i>Spongonema tomentosum</i> | 2 | <i>Polysiphonia lanosa</i> | 1 | | |
| | | <i>Polysiphonia sp.</i> | 2 | | |
| | | <i>Polysiphonia stricta</i> | 2 | | |
| | | <i>Porphyra purpurea</i> | 2* | | |
| | | <i>Porphyra umbilicalis</i> | 2 | | |
| | | <i>Pterothamnion plumula</i> | 1* | | |
| | | <i>Rhodomela confervoides</i> | 1 | | |

* arter som ikke er karakterisert av NIVA



11.5 Antall registrerte arter

Artsantall er den enkleste indeksen for å beskrive hardbunnssamfunn. Overgjødning kan føre til en økning i artsantallet fordi opportunistiske grønnalger og trådformede rød- og brunalger får bedre voksevilkår. Dersom overgjødningen er betydelig og vedvarende vil det føre til dominans av de opportunistiske artene og reduksjon av artsantallet.

Antall arter som registreres i fjæra er også avhengig av registreringsmetode. Ved bruk av kvantitativ rammeregistrering er det kun et lite område (8 x 0,5 m²) som registreres. Dette slår ut i et relativt lavt antall registrerte arter per stasjon. Dataene kan derfor kun sammenliknes med andre undersøkelser utført på tilsvarende måte og ikke med transektundersøkelser og strandsonbefaring. Dette er metoder som registrerer algene kvalitativt og ikke kvantitativt, men som dekker et større område.

NIVA har foreslått grenseverdier for artsantall av fastsittende makroalger (NIVA 2004a) (Tabell 11-4). De er inndelt etter vanntyper, men vanntypen ”svært ferskvannspåvirket fjord” er ikke karakterisert. Enkelte av stasjonene i vår undersøkelse ligger i fjorder med stor ferskvannstilførsel og andre ligger i beskyttede til svært beskyttede områder. Vi har valgt å benytte grenseverdi for ”svært beskyttet kyst/fjord” for samtlige stasjoner.

Tabell 11-4. Foreslått grenseverdier for artsantall (NIVA 2004a)

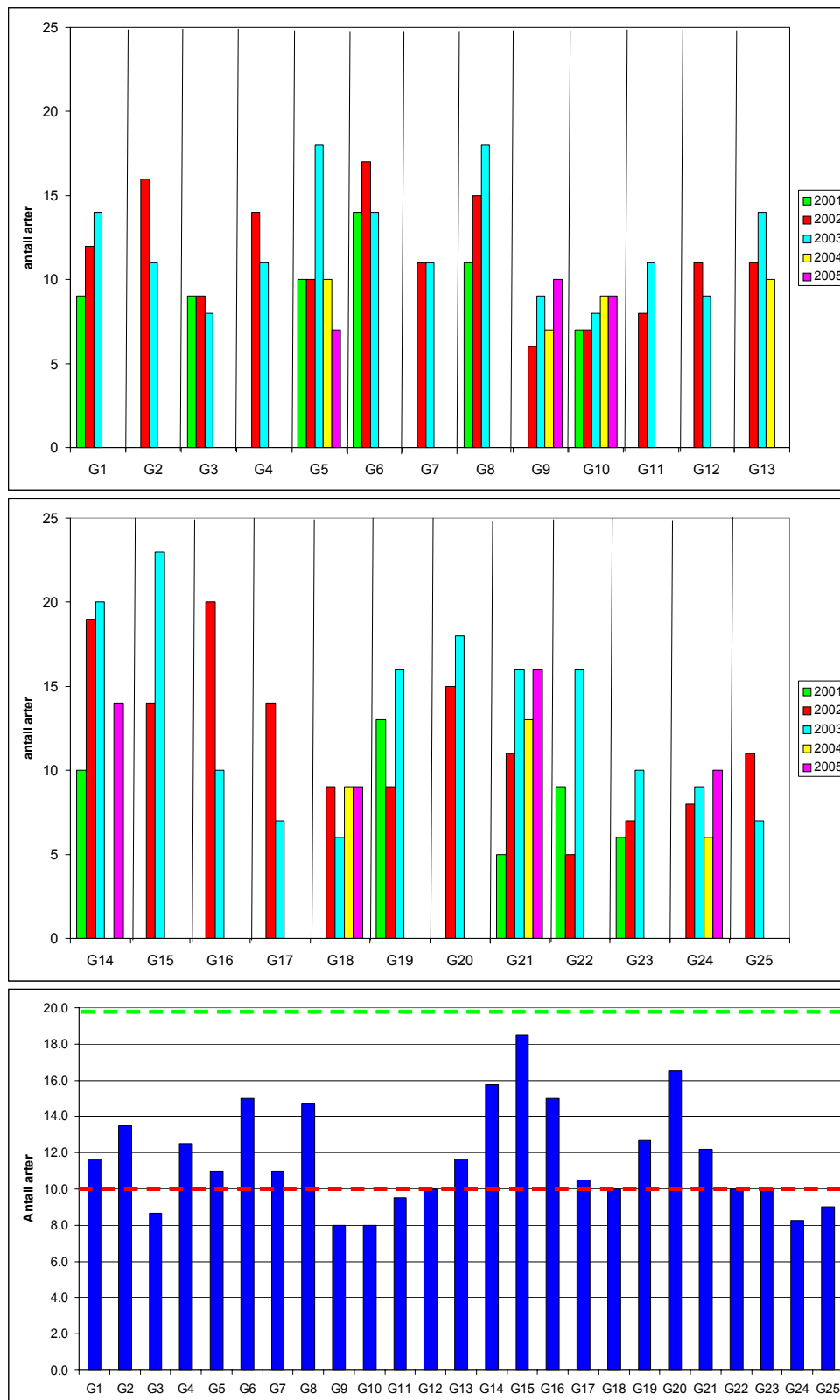
| | Beskyttet kyst/fjord | Svært beskyttet kyst/fjord |
|-------------------|----------------------|----------------------------|
| Referansetilstand | >30 arter | >20 arter |
| God tilstand | 15-30 arter | 10-20 arter |
| Moderat tilstand | <15 arter | <10 arter |

Figur 11-5 viser antall registrerte arter og artsgrupper av makroalger på hver enkelt stasjon for hvert av registreringsårene, og gjennomsnittlig antall arter for de årene det har vært undersøkelse. Det lave artsantallet på enkelte stasjoner i 2001 i forhold til de andre årene kan komme av at det året ble det kun registrert fire rammer på hver stasjon, mens det de andre årene er registrert åtte rammer. Årsaken til at antall rammer ble økt etter 2001 er at transektdykking ikke ble gjennomført og at vi valgte å øke innsatsen på rammeregistreringene. 2001 verdiene må derfor vurderes med forsiktighet. På 12 av stasjonene ble det høyeste artsantallet registrert i 2003, mens ni av stasjonene hadde høyest artsantall i 2002, og tre stasjoner hadde høyest artsantall i 2004/2005.

Tilstanden til stasjonene baseres på gjennomsnittlig artsantall for de årene det har vært undersøkelse (nederste graf i Figur 11-5. I henhold til inndelingen i Tabell 11-4 har følgende stasjoner tilstand ”moderat”:

G3, G9, G10, G11, G12, G18, G22, G23, G24, G25

De øvrige stasjonene har tilstand ”god”. Ingen stasjoner har referansetilstand.



Figur 11-5. Antall arter dyr og alger registrert på hver stasjon i de respektive undersøkelsesårene og gjennomsnittlig antall (nederste bilde).

11.6 Diversitetindeks

En modifikasjon av Margalefs artsrikhetsindeks d' er benyttet som mål for diversiteten (artsmangfoldet) til algesamfunnene. Indeksen er tilpasset ved å benytte dekningsgrad isteden for antall individer:

$$d' = (S-1)/\log(N)$$

Hvor S er antall arter og N er forekomst uttrykt som dekningsgrad.

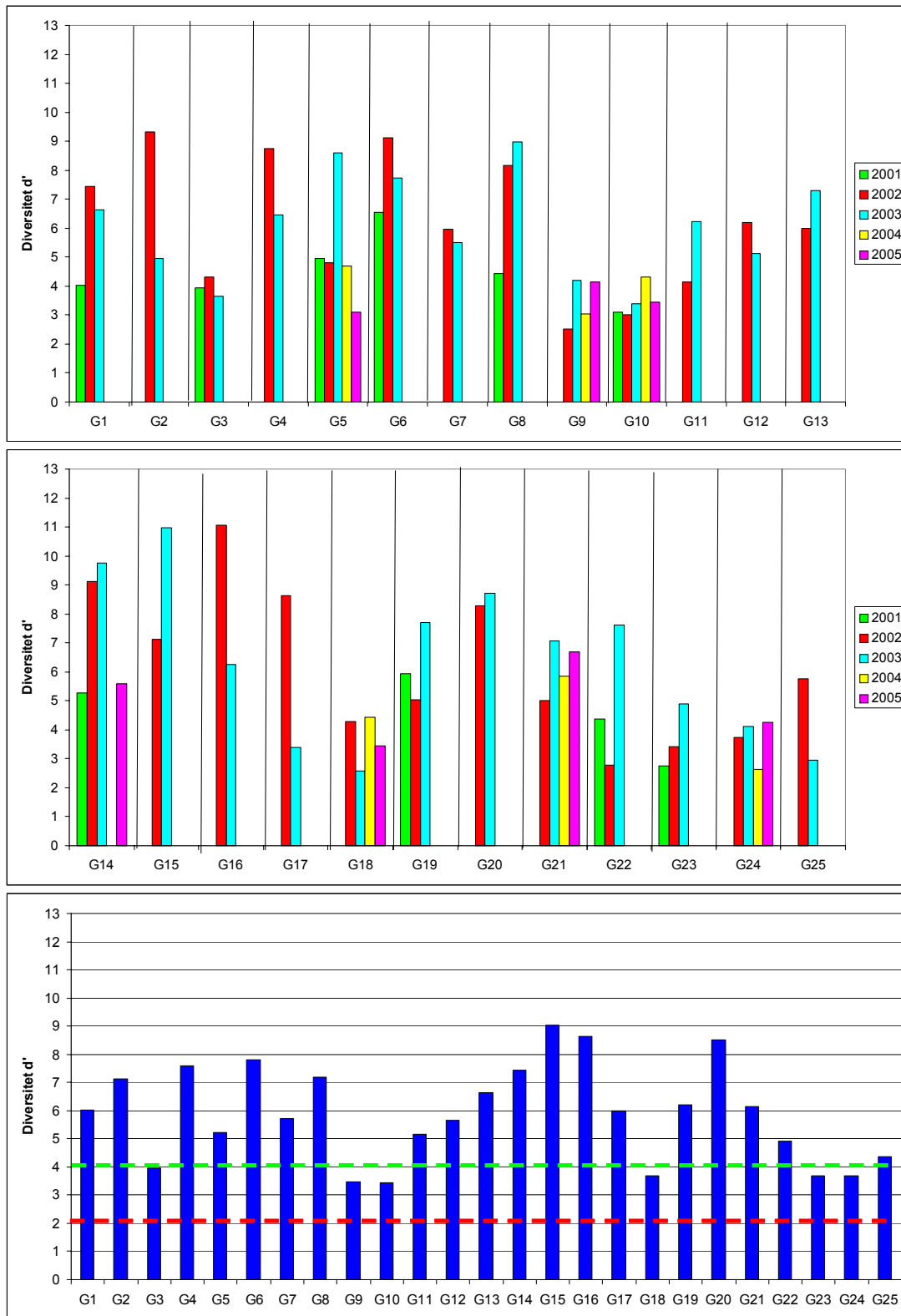
Tabell 11-5 viser foreslåtte grenseverdier for karakterisering av tilstand ved bruk av Margalefs artsrikhetsindeks d' (NIVA 2004a). Vi benytter grensene for vanntypen ”svært beskyttet kyst/fjord”.

Tabell 11-5. Foreslått grenseverdier for Margalefs artsrikhetsindeks d' (NIVA 2004a)

| | Beskyttet kyst/fjord | Svært beskyttet kyst/fjord |
|-------------------|----------------------|----------------------------|
| Referansetilstand | $d' > 5$ | $d' > 4$ |
| God tilstand | $d' 3-5$ | $d' 2-4$ |
| Moderat tilstand | $d' < 3$ | $d' < 4$ |

Artsrikhetsindeksen (Figur 11-6) gjenspeiler i stor grad det samme mønsteret som for artsantall. 2003 er året med høyest diversitet på de fleste stasjonene (13 stasjoner) tett fulgt av 2002 (9 stasjoner).

Nederste graf i Figur 11-6 viser gjennomsnittlig artsrikhetsindeks for de årene det er gjennomført undersøkelser på de enkelte stasjonene. Stasjon G3, G9, G10, G18, G23 og G24 har klart lavest diversitet. Disse stasjonene er karakterisert som ”god tilstand” i henhold til inndelingen i Tabell 11-5. Det ville de også vært om inndelingen hadde vært for vanntype ”beskyttet kyst/fjord” isteden for ”svært beskyttet”. De øvrige stasjonene er karakterisert som ”referansetilstand” med hensyn på Margalefs artsrikhetsindeks.



Figur 11-6. Margalefs artsrikhet d' for alle stasjoner i de respektive registreringsår.



11.7 Fordeling mellom grønn-, brun- og rødalger

På bakgrunn av flere undersøkelser langs kysten av Norge og Sverige er det etablert et ”normalintervall” for den relative fordelingen mellom rødalger, brunalger og grønnalger (Bokn 1978):

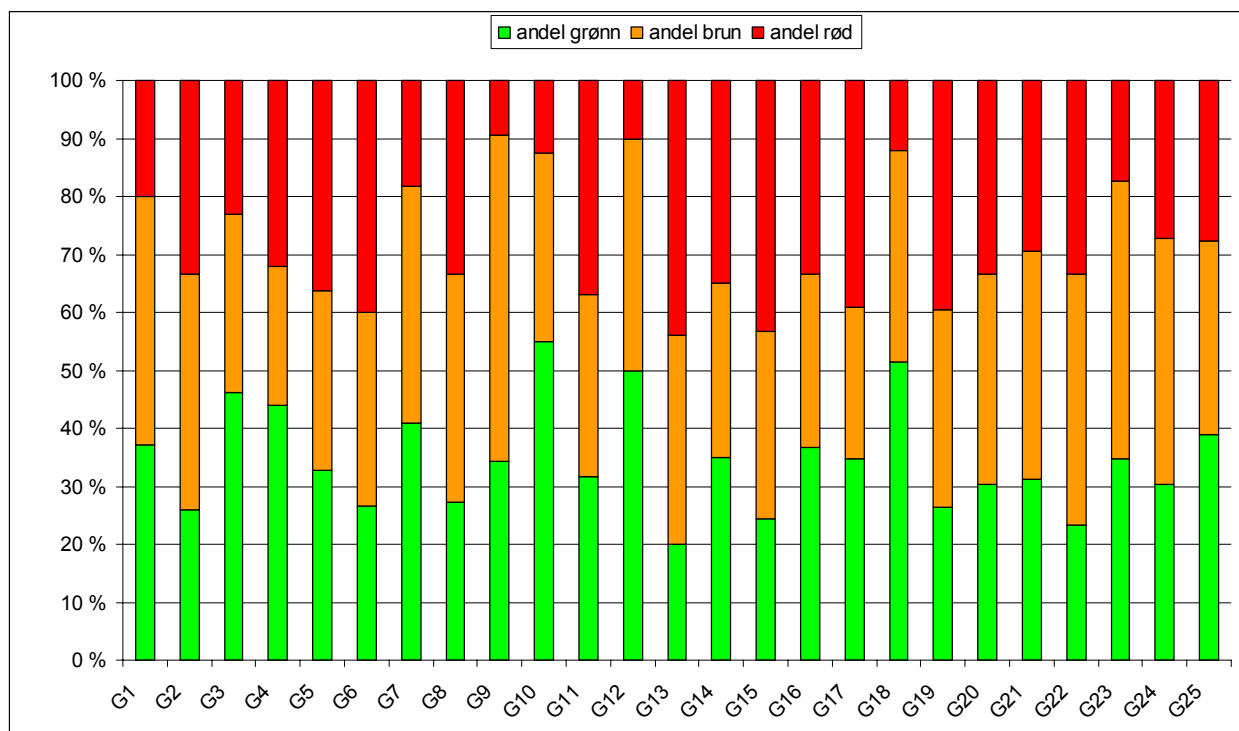
$$R:B:G = 45 \% \pm 10 \% : 40 \% \pm 10 \% : 15 \% \pm 5 \%$$

Figur 11-7 viser den relative fordelingen mellom algegruppene basert på gjennomsnittlig antall alger registrert i perioden 2001 – 2005. Stasjon G10 og G18 skiller seg ut med over 50 % grønnalger. Stasjon G3, G4, G7 og G12 har også relativt høy andel grønnalger (>40 %).

For å relatere fordelingen av rød-, brun- og grønnalger til tilstandsvurderinger har vi foreslått følgende grenseverdier:

- Referansetilstand: andel grønnalger < 20%
- God tilstand: andel grønnalger 20 – 40%
- Moderat tilstand: andel grønnalger >40%

Det vil si at stasjon G3, G4, G7, G10, G12 og G18 har moderat tilstand. De øvrige stasjonene har karakterisering ”god tilstand” bortsett fra stasjon G13 som har karakteristikkene ”referansetilstand”



Figur 11-7. Fordeling mellom andel rød-, brun- og grønnalger basert på gjennomsnitt av algerregistreringer fra 2001 – 2005.



11.8 Indeks A

Indeks A er en indeks som prøver å ivareta den økologiske variasjonen i registreringsdataene. Algeartene er gruppert i to grupper; arter som er følsomme for påvirkning og tolerante arter (se Tabell 11-3). Formelen for indeks A er:

$$\text{Log}10 S + ((\text{følsomme arter} - \text{tolerante arter}) / (\text{følsomme arter} + \text{tolerante arter}))$$

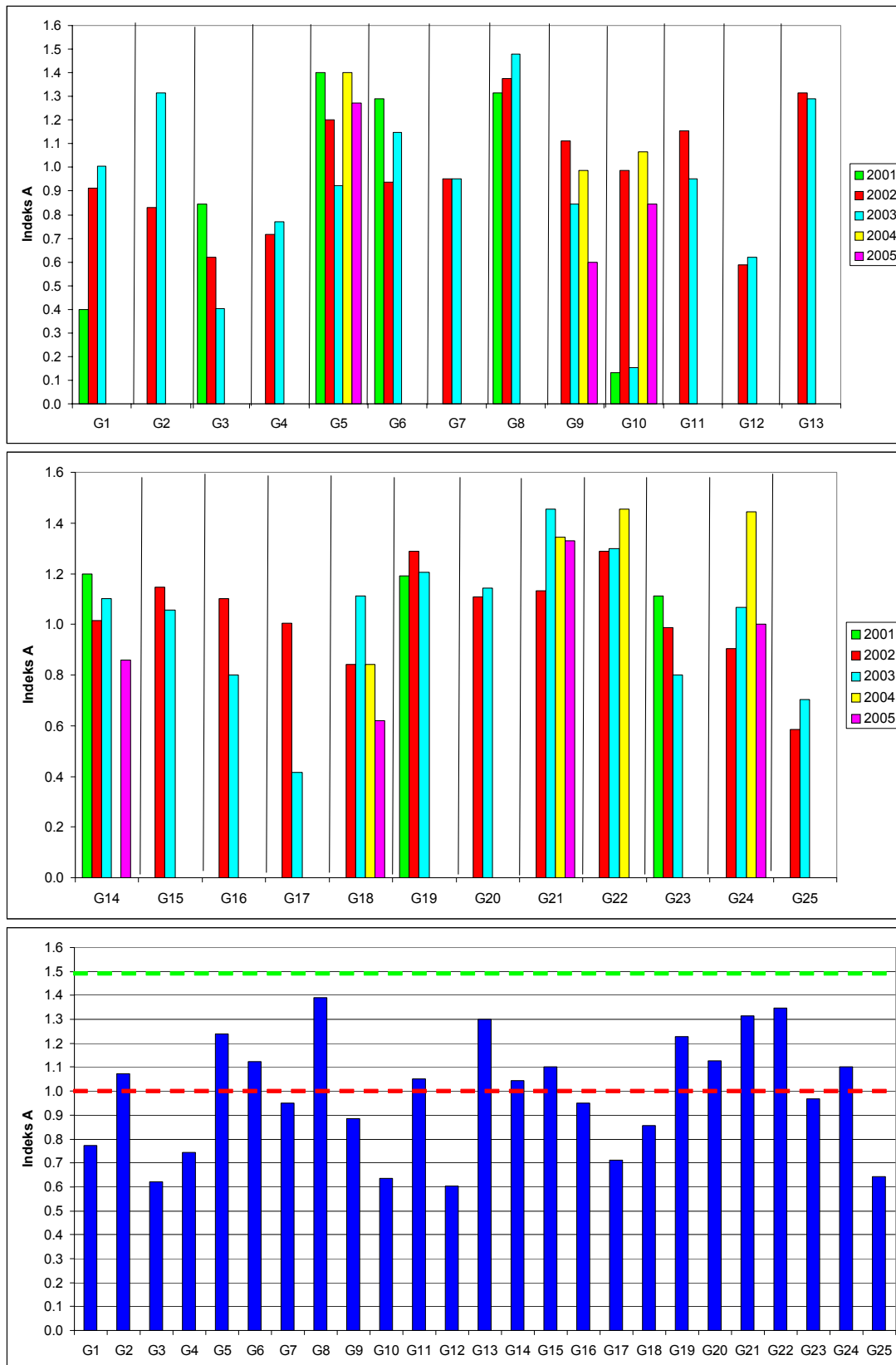
S er antall arter. I følge NIVA (2004) er denne indeksen konstruert for å uttrykke vannrammedirektivets normative definisjon matematisk. Indeks A baserer seg på logaritmen til antall arter med 10 som base, dvs. at 10 arter gir verdi = 1. Mindre enn 10 arter på stasjonen gir en verdi < 1. Til denne verdien adderes forholdet mellom følsomme og tolerante arter hvor forholdstallet blir negativt om mengden av tolerante arter overgår mengden av følsomme arter. Stor andel tolerante arter gir altså et fratreck i indeksverdien.

NIVA har foreslått følgende grenseverdier for inndeling av tilstand:

- Referansetilstand indeks A >1,5
- God tilstand indeks A 1 – 1,5
- Moderat tilstand indeks A <1

Figur 11-8 viser indeks A for hver stasjon og hvert undersøkelsesår, den nederste grafen viser indeksen basert på gjennomsnittstall for alle årene det har vært undersøkelse på stasjonene. Den største variasjonen mellom undersøkelsesårene er for stasjon G10, hvor indeks A var svært lav i 2001 og 2003 mens den er på ”normalnivå” i 2002, 2004 og 2005.

Basert på gjennomsnittsverdiene for indeks A og med inndelingen vist ovenfor er tilstanden på stasjon G1, G3, G4, G7, G9, G10, G12, G16, G17, G18, G23 og G25 klassifisert som ”moderat”. Tilstanden på de øvrige stasjonene er klassifisert som ”god”. Ingen stasjoner er klassifisert med ”referansetilstand”.

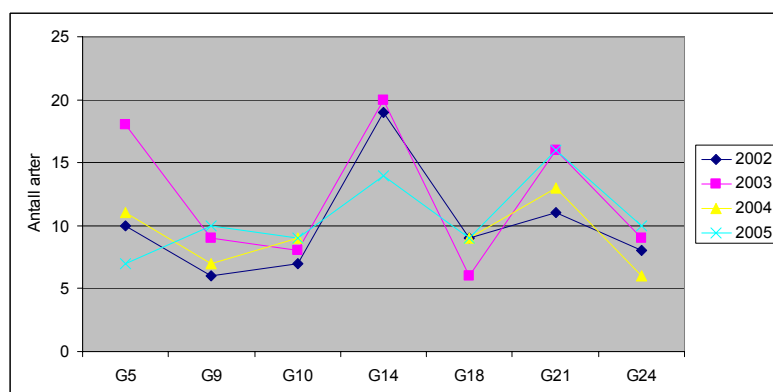


Figur 11-8. Indeks A for stasjoner og undersøkelsesår.

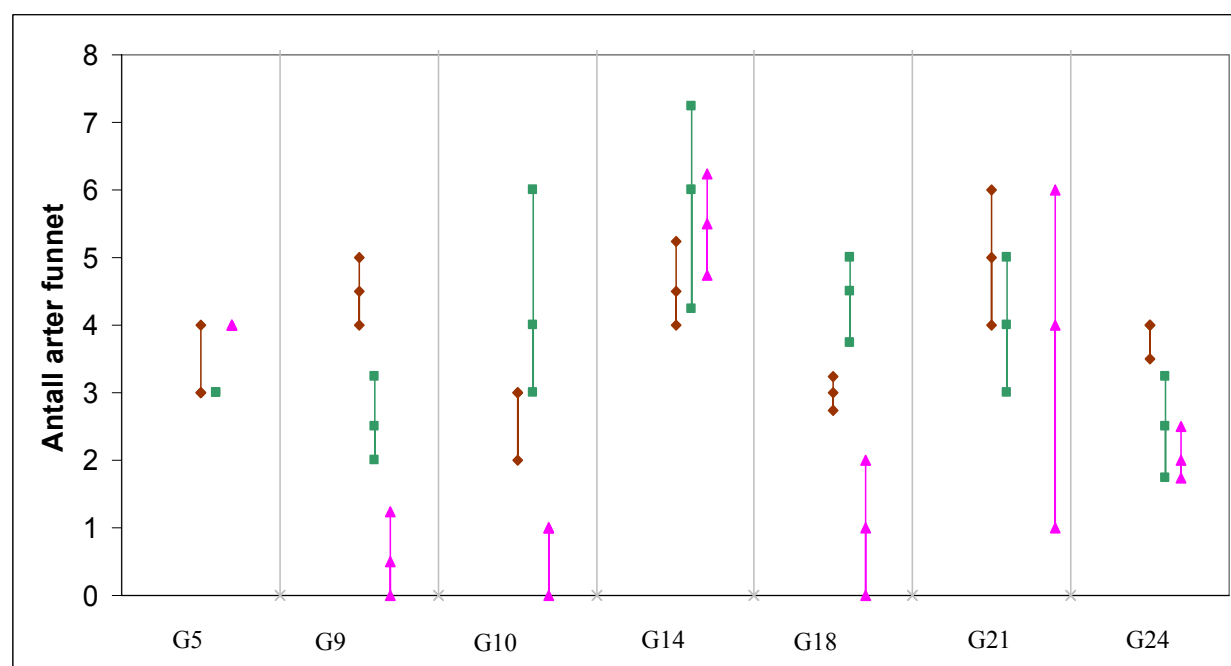
11.9 Stasjoner som er registrert alle år

På stasjon G5, G9, G10, G14, G18, G21 og G24 er hardbunnsamfunnet registrert i alle årene fra 2002 til 2005. Flere av stasjonene er også registrert i 2001, men som tidligere nevnt var metoden litt annerledes det året.

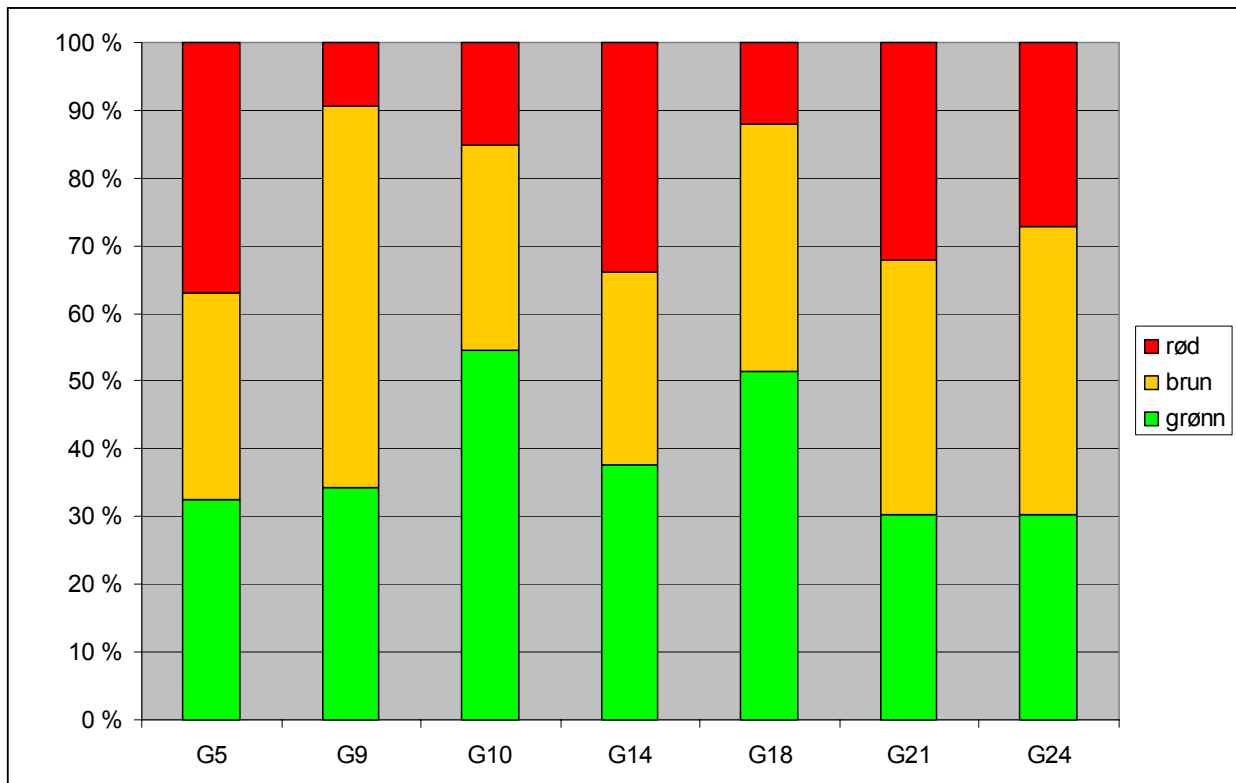
Artsantallet har vært relativt likt fra år til år på de respektive stasjonene (Figur 11-9) bortsett fra i 2003 hvor artsantallet var klart høyere på G5 i 2003. Artsantallet var også høyt på stasjon G14 og G21 i 2003. G14 har høyest artsantall av alle stasjoner bortsett fra i 2005. Figur 11-10 viser gjennomsnittet (medianverdien) av antall grønn-, brun- og rødalger registrert på stasjonene. Stasjon G10 og G18 skiller seg ut med både høy dekningsgrad av grønnalger og høy andel grønnalger. G5, G9 og G24 har lavest dekningsgrad og andel grønnalger. Figur 11-12 viser den relative fordelingen mellom algegruppene for hvert år.



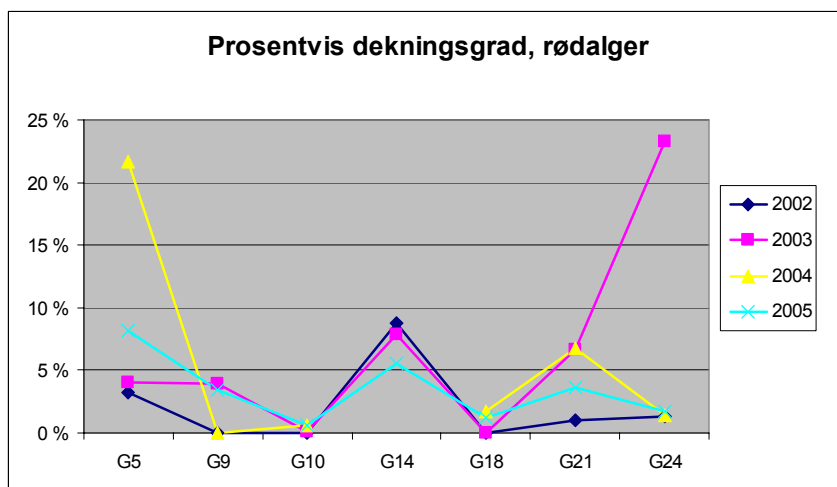
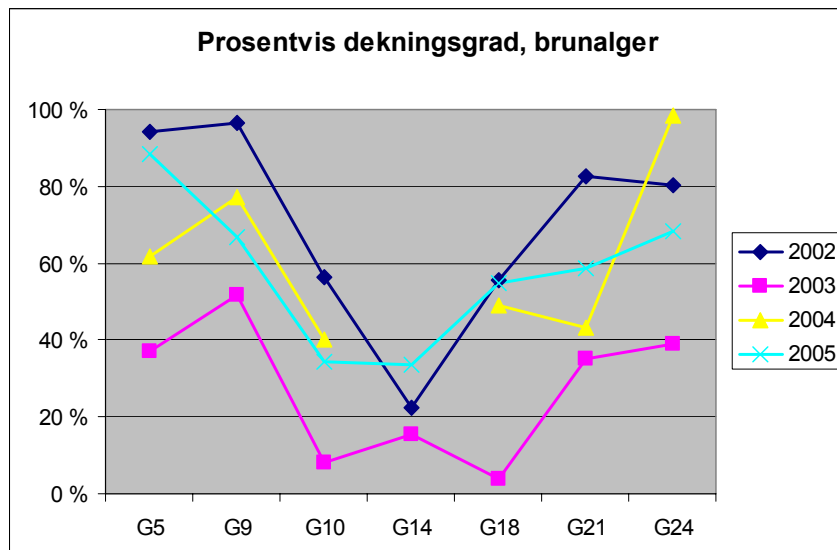
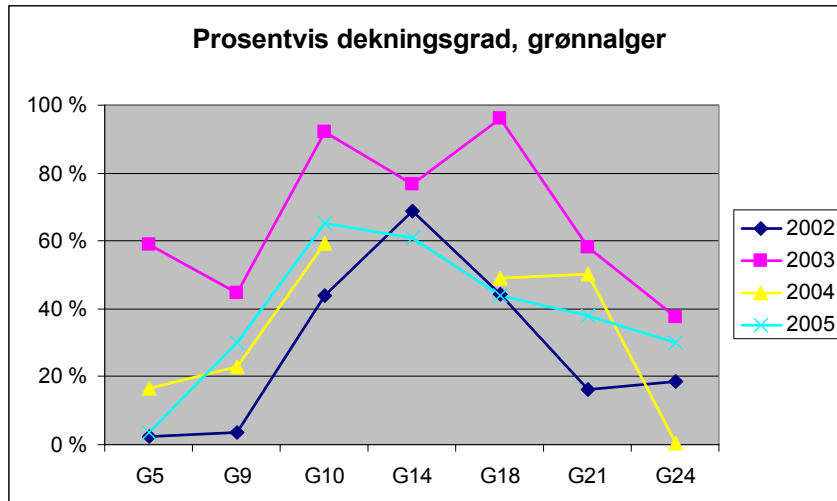
Figur 11-9. Antall alger registrert på hver stasjon i 2002-2005



Figur 11-10. Antall registrerte arter av grønn, rød og brunalger på hver stasjon, dataene er vist som median for alle undersøkelsesårene samt øvre og nedre kvartil.



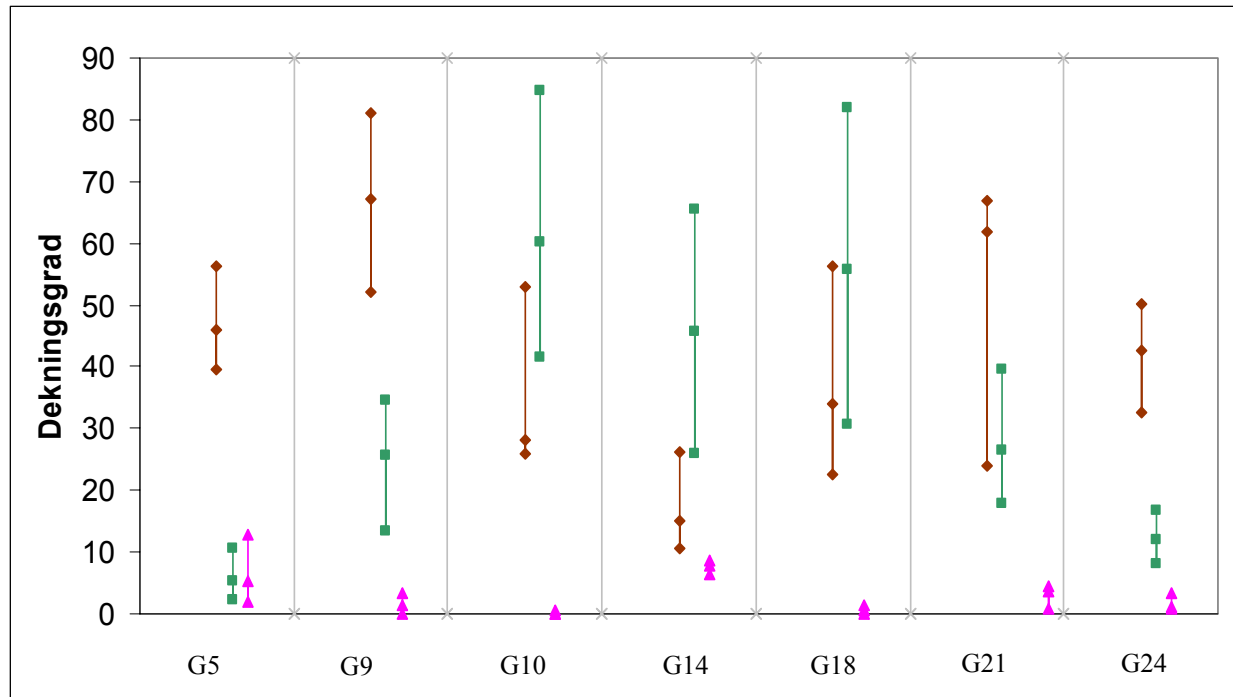
Figur 11-11. Relativ fordeling mellom grønn-, brun- og rødalger basert på gjennomsnitt for 2002-2005.



Figur 11-12. Relativ dekningsgrad for henholdsvis grønn-, brun- og rødalger i 2002-2005.



Den relative fordelingen av dekningsgrad av henholdsvis grønn-, brun- og rødalger viser at 2003 var et spesielt år med høy andel av grønnalger på alle stasjoner. Stasjon G10, G14 og G18 har høy relativ dekningsgrad av grønnalger (Figur 11-13).

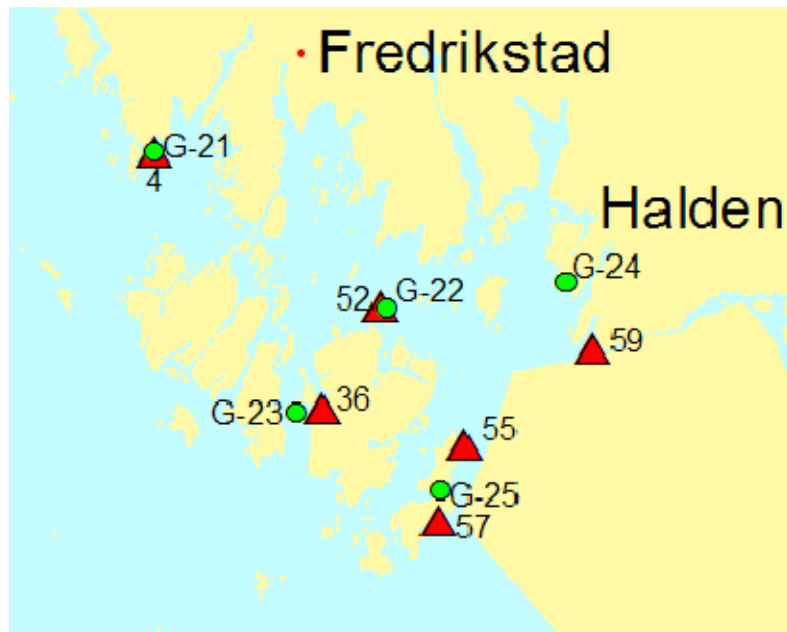


Figur 11-13. Dekningsgrad (%) av grønn, rød og brunalger på hver stasjon, dataene er vist som median for alle undersøkelsesårene samt øvre og nedre kvartil.

11.10 Sammenlikning med tidligere undersøkelser

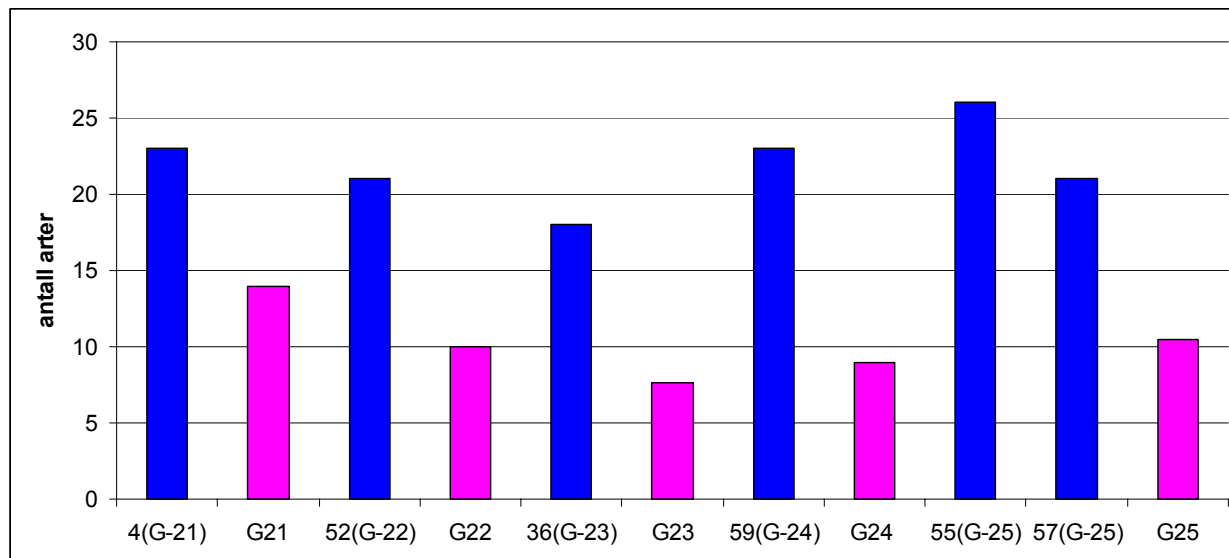
11.10.1 Hvalerområdet

Hardbunnsundersøkelser er gjennomført i Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden både på 80-tallet, 90-tallet og nå i perioden 2001-2005. Metoden for undersøkelser har variert en del. På 80- og 90-tallet ble det gjennomført strandsonetrafte med kvalitativ vurdering av alge- og dyreforekomsten i et bredt område av strandsonen samt at det ble gjennomført transektdykking på enkelte stasjoner. Ved undersøkelsene gjennomført i 2001-2005 er det benyttet en kvantitativ analyse i rutenett i strandsonen, samt at det er gjennomført transektdykk på enkelte stasjoner i 2001. I 2001-2005 undersøkelsen er noen av stasjonene (G21, G22 og G23) plassert i nærheten av stasjoner fra tidligere undersøkelser, mens for stasjon G24 og G25 er det større avstand til tidligere undersøkte lokaliteter (Figur 11-14). Grunnet avvik i metode og i stasjonsplassering må sammenlikning av registreringsdata vurderes med forsiktighet. Figur 11-15 viser gjennomsnittlig antall registrerte arter på hver stasjon for undersøkelsene på 90-tallet (NIVA 1996) og for 2001-2005. Undersøkelsen fra 90-tallet har jevnt over mye høyere antall arter enn ved undersøkelsene fra perioden 2001-2005. En av årsakene til dette er at ved strandsonetrafte undersøkes et mye bredere belte av strandsonen enn ved ruteanalyse, noe som fører til at man kan fange opp et større antall arter. Artslistene viser også at detaljeringsgraden er ulik i de forskjellige undersøkelsene, spesielt for tarmgrønskeartene.

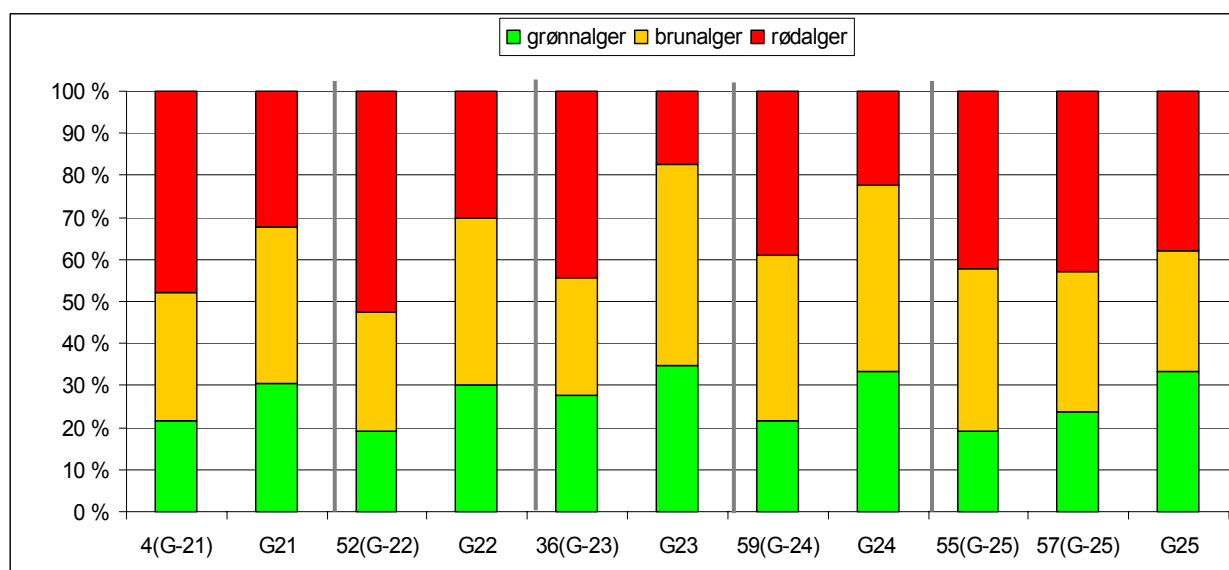


Figur 11-14. Oversikt over stasjoner fra undersøkelsen på 90-tallet (NIVA 1996) merket med trekant og i 2001-2003 merket med sirkel og nummerert med G-#.

Den prosentvise fordelingen mellom antall rød-, brun- og grønnalger viser ingen klar endring fra 90-tallet til undersøkelsene utført i perioden 2001-2005 (Figur 11-16).



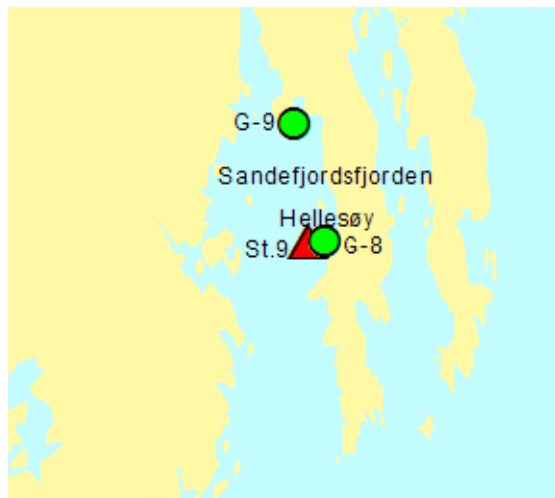
Figur 11-15. Antall alger registrert på 90-tallet (blå søyler) og ved undersøkelsene i 2001-2005 (rosa søyler). Stasjonene fra 90-tallet er merket med tilsvarende stasjonsnummer for 2001-2005 undersøkelsen i parentes.



Figur 11-16. Andel rød-, brun- og grønnalger registrert på 90-tallet og ved undersøkelsene i 2001-2005. Stasjonene fra 90-tallet er merket med tilsvarende stasjonsnummer for 2001-2005 undersøkelsen i parentes.

11.10.2 Sandefjordsfjorden

Hardbunnssamfunnet i Sandefjordsfjorden er tidligere undersøkt i 1983 (Miljøplan 1984) og i 1997 (DNV 1998), ved bruk av transektdykking, mens det ikke ble foretatt undersøkelser i fjæresonen. I inneværende undersøkelse er transektdykking benyttet i 2001, mens det ble utført ruteanalyse i fjæresonen for alle årene. Transektet for undersøkelsen på stasjon G-8 (i 2001) er identisk med stasjon 9 for 1983/97 undersøkelsene (se Figur 11-17), mens ruteanalysene ble foretatt på innsiden av Hellesøy. I 1983 ble det observert 59 arter under transektdykk på denne stasjonen, i 1997 ble det observert 24 arter, mens det i 2001 ble observert 35 arter. Årsaken til reduksjonen i antall arter fra 1983 til 1997 er begrunnet med at det ble gjennomført en mer grundig undersøkelse i 1983 med innsamling av en rekke arter, også epifytter, som ble identifisert i lupe og mikroskop. Økningen i antall arter igjen i 2001 viser at variasjonen mest trolig skyldes detaljeringsgrad og hvem som gjennomfører undersøkelsen.



Figur 11-17. Stasjonsplassering ved undersøkelsen i 1997 og i 2001-2003. Det er kun stasjon 9 fra 1997 undersøkelsen som er vist da det kun er den stasjonen som sammenfaller med undersøkelsen i 2001-2003.

Det er i gjennomsnitt registrert 15 arter i ruteanalysene fra 2001-2005 (gjennomsnitt over alle årene det har vært registrering). Den gjennomsnittlige fordelingen mellom grønn-, brun- og rødalger i undersøkelsesårene er 25% grønnalger, 39% brunalger og 36% rødalger.

I 1997 undersøkelsen ble det, i de øvre to meterne ved transektdykking, observert tilnærmet like mange arter som gjennomsnittet for ruteanalysene fra 2001-2005. Fordelingen mellom algegruppene var 29% grønnalger, 21% brunalger og 50% rødalger.

En samlet vurdering av gruntvannsamfunnet i Sandefjordsfjorden i 2001-2005 i forhold til 1983 og 1997, tyder på at det er liten endring i makroalgesamfunnet i fjæresonen. Det er ingen tegn på eutrofi midtveis ute i fjorden, mens det lengre inne er tegn som tilsier eutrofieringseffekter på algesamfunnet.

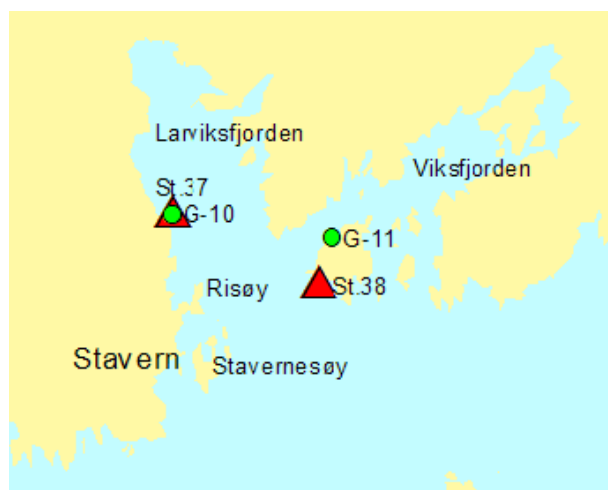
11.10.3 Larviksfjorden

Gruntvannssamfunnet i Larviksfjorden ble undersøkt ved strandsonedefaring i 1989 (Miljøplan 1990). Stasjon 37 er identisk med rammestasjon G10 i inneværende overvåkingsprogram, mens stasjon 38 var plassert litt mer eksponert på Malmøy enn stasjon G11 (Figur 11-18).

Under strandsonedefaringen i 1989 ble det registrert 26 arter både på stasjon 37 og 38. I inneværende undersøkelsesperiode er gjennomsnittet for registrerte arter 8 på stasjon G10 og 10 på stasjon G11. Antall grønnalger har økt både på G10 og G11, mens antall rødalger er sterkt redusert. På stasjon G10 er den gjennomsnittlige fordelingen mellom grønn-, brun- og rødalger 55:33:13 (G:B:R), mens den i 1989 var 4:31:65. På stasjon G11 er den gjennomsnittlige fordelingen 32:32:37 (G:B:R) i inneværende undersøkelse mot 8:31:62 i 1989 undersøkelsen.

Reduksjonen i artsantallet skyldes antakelig forskjellige registreringsmetoder. Ruteanalyse dekker over et mer begrenset område enn strandsonedefaring. Dette kan også delvis forklare reduksjonen i antallet og andelen av rødalger, men økningen i antall grønnalger i 2001-2005 undersøkelsen er ikke forårsaket av metodeforskjeller. Larviksfjorden bærer preg av å være

eutrofiert i indre del. Det er ikke datagrunnlag for å si at det er noen bedring mellom 1989 og undersøkelsen i 2000-2005.



Figur 11-18. Stasjonsplassering ved undersøkelsen i 1989 og i 2001-2005 for de stasjonene som er geografisk sammenfallende.

11.10.4 Sandebukta

Undersøkelser av hardbunnsamfunn i forhold til forurensing er gjennomført i Sandebukta siden begynnelsen på 90-tallet (Miljøplan 1990b, DNV 1996, 2001). Den ytterste stasjonen i disse undersøkelsene er identisk med stasjon G-2 i inneværende overvåking (Figur 11-19). Det er liten forskjell i antall arter og fordelingen mellom grønn-, brun- og rødalger i de forskjellige undersøkelsene. Det er gjennomsnittlig observert 15 arter ved undersøkelsene og fordelingen mellom algegruppene er omtrent 27:35:38 (G:B:R). Hardbunnsamfunnet virker friskt og normalt for en fjordlokalitet og virker ikke eutrofi påvirket.



Figur 11-19. Stasjonsplassering i 1995, 2000 og 2001-2005 for de stasjonene som er geografisk sammenfallende.



11.11 Vurdering av tilstand

I de foregående kapitlene er miljøtilstanden på stasjonene inndelt på grunnlag av fire forskjellige parametre relatert til gruntvannssamfunn. I dette avsnittet sammenstilles alle parametrene i et forsøk på å gi en samlet vurdering av miljøtilstanden på den enkelte stasjon med hensyn på eutrofiering. Dette er gjort ved å beregne summen av de fire indeksene. Dette gir grunnlag for å gi en tilstandsinndeling tilsvarende den tredelte skalaen som er benyttet for de enkelte parameterne som vist i Tabell 11-6.

Tabell 11-6. Inndeling og karakterisering av samlet tilstandsverdi.

| Sum indekser | Tilstandsverdi | Karakterisering |
|--------------|----------------|------------------|
| 4-6 | 1 | påvirket |
| 7-9 | 2 | moderat påvirket |
| 10-12 | 3 | lite påvirket |

Tabell 11-7 på neste side viser tilstandsverdiene for alle stasjonene. Tilstandsvurderingen stemmer relativt godt overens med tidligere års konkluderer med hensyn på hvilke områder som kan være påvirket av eutrofiering, med unntak av stasjon G3. Stasjon G3 har liten utbredelse av alger fordi store deler av undersøkelsesområdet var dominert av blåskjell i de tre årene denne stasjonen ble undersøkt (2001, 2002 og 2003). Dette slår ut i indeksene. Når dette tas i betraktning vurderes stasjon G3 som moderat påvirket.

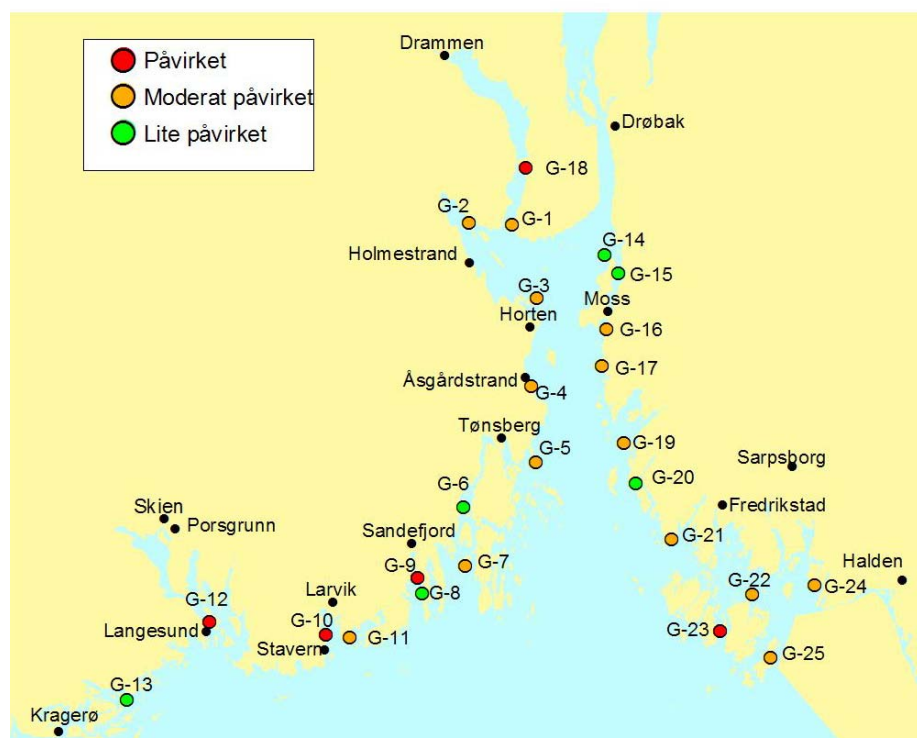
Figur 11-20 viser tilstandsvurdering av gruntvannssamfunn på bakgrunn av en helhetsvurdering av overvåkningsdata fra 2001 til 2005. Stasjon G10, G12, G18 og G23 er alle vurdert som påvirket. Disse stasjonene ligger i områder med stor ferskvannstilførsel fra elver og stasjonene viser en klar indikasjon på eutrofi-påvirkning. Stasjon G9 har også et algesamfunn som klart er påvirket av eutrofi.

Basert på tilstandindeksene (Tabell 11-7) vurderes de fleste stasjonene som moderat påvirket av eutrofi. Ut fra helhetsinntrykket ved undersøkelsene er det enkelte av disse stasjonene som muligens burde vært vurdert som lite påvirket. Dette gjelder spesielt stasjon G5 og G19. Stasjon G5 er undersøkt samtlige år også med transektdykking (i 2001). Det er et sunt algesamfunn på denne stasjonen foruten i 2003 hvor det generelt var mye grønnalger på samtlige stasjoner. Stasjon G19 ble undersøkt de tre første årene (2001-2003), også her ble det gjennomført transektdykk i 2001. Det generelle inntrykket av stasjonen er at den har et "normalt" algesamfunn for en beskyttet lokalitet.

Stasjon G6, G8, G13, G14, G15 og G20 er alle vurdert som lite påvirket. Disse stasjonene har friske "normale" algesamfunn hvor tangarter dominerer og det er lite grønnalger.

Tabell 11-7. Sammenstilling av samtlige miljøindekser for gruntvann, gjennomsnittet av verdiene og klassifisering av tilstand basert på alle parameterne. 1=påvirket, 2=moderat påvirket, 3=lite påvirket.

| Stasjon | Antall arter | Andel grønnalger | Margalefs indeks d' | Indeks A | Gjennomsnitt | Tilstand |
|---------|--------------|------------------|---------------------|----------|--------------|----------|
| G1 | 2 | 2 | 3 | 1 | 8 | 2 |
| G2 | 2 | 2 | 3 | 2 | 9 | 2 |
| G3 | 1 | 1 | 2 | 1 | 5 | 1 |
| G4 | 2 | 1 | 3 | 1 | 7 | 2 |
| G5 | 2 | 2 | 3 | 2 | 9 | 2 |
| G6 | 3 | 2 | 3 | 2 | 10 | 3 |
| G7 | 2 | 1 | 3 | 1 | 7 | 2 |
| G8 | 3 | 2 | 3 | 2 | 10 | 3 |
| G9 | 1 | 2 | 2 | 1 | 6 | 1 |
| G10 | 1 | 1 | 2 | 1 | 5 | 1 |
| G11 | 1 | 2 | 3 | 2 | 8 | 2 |
| G12 | 1 | 1 | 3 | 1 | 6 | 1 |
| G13 | 2 | 3 | 3 | 2 | 10 | 3 |
| G14 | 3 | 2 | 3 | 2 | 10 | 3 |
| G15 | 3 | 2 | 3 | 2 | 10 | 3 |
| G16 | 3 | 2 | 3 | 1 | 9 | 2 |
| G17 | 2 | 2 | 3 | 1 | 8 | 2 |
| G18 | 1 | 1 | 2 | 1 | 5 | 1 |
| G19 | 2 | 2 | 3 | 2 | 9 | 2 |
| G20 | 3 | 2 | 3 | 2 | 10 | 3 |
| G21 | 2 | 2 | 3 | 2 | 9 | 2 |
| G22 | 1 | 2 | 3 | 2 | 8 | 2 |
| G23 | 1 | 2 | 2 | 1 | 6 | 1 |
| G24 | 1 | 2 | 2 | 2 | 7 | 2 |
| G25 | 1 | 2 | 3 | 1 | 7 | 2 |



Figur 11-20. Tilstandsvurdering av gruntvannssamfunn basert på undersøkelser i perioden 2001-2005.

11.12 Sukkertareforekomst

Det er i de siste årene observert en tilbakegang av sukkertareforekomst langs kysten av Oslofjorden og Skagerrak. En av årsakene til dette kan være nedslamming av partikler fra vannmassene. Sukkertareforekomsten er derfor undersøkt ved fridykking ned til omlag 5 meter. Utbredelse av sukkertare og fingertare/stortare ble karakterisert i en firedelt skala; enkeltindivid, spredt, vanlig og dominerende. På stasjon G5, G8, G10 og G14 forekommer sukkertare vanlig til spredt sammen med annen tare og buskformede rød og brunalger. Tarens tilstand virker frisk, med enkelte gamle eksemplare dekket med mosdyr og nyere eksemplare uten påvekst. Også stasjon G24 har spredt forekomst av sukkertare innimellom annen tare.

På stasjon G21 ble det, i 2001, observert spredt til vanlig utbredelse av sukkertare fra 2-4 meters dyp. I 2004 og 2005 var det ikke mulig å observere noe sukkertare på denne stasjonen. På stasjon G9 ble det heller ikke observert noe sukkertare. På begynnelsen av 1980 tallet forekom sukkertare vanlig på stasjonen (*pers. med. Per Erik Iversen SFT*). Algene på stasjon G9 var dekket med lange tråder med diatomeer og blågrønnalger (bakterier). Algeteppeet var veldig tilslammet.

På stasjon G18 ble det ikke observert noe sukkertare, men bunnens beskaffenhet tilsier at det ikke vokser tare i dette området. Fjellbunnen går over i sandbunn på grunt dyp på begge stasjonene (grunnest på G26) og danner et dårlig substrat for sukkertare. Det ble ikke observert slamdekket algeteppe som på stasjon G9.



12 BLØTBUNNSSAMFUNN

12.1 Generelt om bløtbunnsamfunn

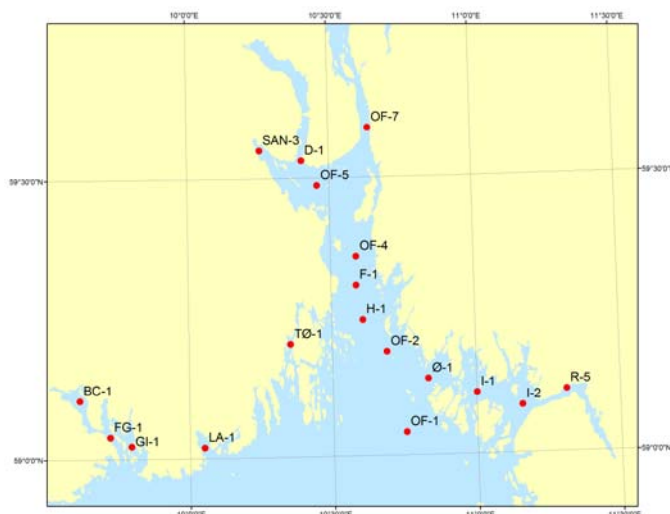
Bunntypen er av avgjørende betydning for bunnlevende organismer. Hardbunn er karakterisert av fastsittende organismer, mens bløtbunnen også har gravende. Majoriteten av marine habitater består av bløtbunn (sediment) og faunaen som lever i og på sedimentet utgjør derfor en stor komponent i Ytre Oslofjord både i samlet areal og i forhold til den biologiske produksjonen i dette området.

Den marine makrofauna er stedsbunden, den finnes naturlig i store mengder og der forholdene er gode har den generelt høyt mangfold (høy diversitet) i Ytre Oslofjord. Overvåking av bløtbunnsamfunn er en relativt sensitiv, effektiv og pålitelig teknikk som kan påvise små endringer i det marine miljø og dermed tjene som en tidlig indikator før mer drastiske miljømessige endringer oppstår. Det er også en effektiv metode for å måle endringer over tid.

Bløtbunnsamfunnet reflekterer effekten av forstyrrelse som for eksempel eutrofiering, ved at artssammensetningen endrer seg og diversiteten avtar. I naturlige upåvirkede områder er diversiteten i bløtbunnsamfunnet høy, dvs at det er en relativt jevn fordeling av antall arter over antall individer i samfunnet. Ved økt eutrofiering forsvinner de følsomme artene. Arter som er mindre følsomme eller tolerante, og som kan karakteriseres som indikatorer eller opportuniste, får en konkurransefordel. Når individantallet øker og artsantallet reduseres, får faunasamfunnet en lavere diversitet.

12.2 SFTs tilstandsklassifisering

Figur 12-1 viser stasjoner i Ytre Oslofjord som er benyttet overvåkinge av bløtbunnsfauna i løpet av 2001 – 2005, mens Tabell 11-1 viser informasjon om tilstanden til stasjonene (2001-2004) samt tilgjengelige data fra tidligere undersøkelser (NIVA 1990, 1996, 2000, 2001 og UiO, 1995) angitt med kursiv skrift.



Figur 12-1. Bløtbunnsstasjoner benyttet varierende antall ganger i løpet av perioden 2001 – 2005.

Tabell 12-1. Univarierte indekser¹ og SFTs tilstandsklasser.

| Sted | Stasjon | | År | S | N | H | J | ES ₁₀₀ | Tilstandsklasse | |
|---------------------|------------|-----|------|----|------|-----|------|-------------------|-----------------|-------------------|
| | Navn | Dyp | | | | | | | H' | ES ₁₀₀ |
| Ramsø | I-1 | 52 | 2001 | 63 | 909 | 4,5 | 0,8 | 30 | I | I |
| -Ramsø-NIVA | D6 (I-1) | 51 | 1994 | 52 | 859 | 4,2 | | | I | |
| Singlefjorden | I-2 | 90 | 2001 | 78 | 807 | 4,7 | 0,7 | 32 | I | I |
| Singlefjorden-NIVA | D17(I-2) | 94 | 1994 | 33 | 204 | 3,5 | | | II | |
| Bastø | OF-4 | 306 | 2001 | 65 | 821 | 4,7 | 0,8 | 31 | I | I |
| Bastø-NIVA | 18 (OF-4) | 223 | 1989 | 38 | 245 | 3,9 | | | II | |
| Breiangen | OF-5 | 199 | 2001 | 31 | 716 | 3,6 | 0,7 | 18 | II | II/III |
| | | | 2002 | 35 | 607 | 3,7 | 0,7 | 20 | II | II |
| Breiangen-NIVA | 10 (OF-5) | 190 | 1989 | 33 | 204 | 3,8 | | | II | |
| Filtvedt | OF-7 | 200 | 2001 | 67 | 827 | 4,6 | 0,8 | 31 | I | I |
| Filtvedt-UIO | LM-4 | 203 | 1993 | 45 | 402 | 4,1 | | | I | |
| Ytre Drammensfjord | D-1 | 85 | 2001 | 86 | 981 | 4,6 | 0,7 | 32 | I | I |
| Leira | Ø-1 | 50 | 2001 | 62 | 790 | 4,1 | 0,7 | 26 | I | I/II |
| | | | 2002 | 56 | 453 | 4,0 | 0,7 | 27 | I | I |
| Leira-NIVA | 28 (Ø-1) | 32 | 1989 | 47 | 1430 | 3,0 | | | II | |
| Rauø | H-1 | 343 | 2001 | 49 | 751 | 4,0 | 0,7 | 23 | I | II |
| | | | 2002 | 38 | 443 | 3,5 | 0,7 | 20 | II | II |
| | | | 2003 | 39 | 415 | 3,8 | 0,72 | 22 | II | II |
| | | | 2004 | 51 | 446 | 4,0 | 0,7 | 27 | I | I |
| Rauø-NIVA | 24 (H-1) | 306 | 1989 | 41 | 373 | 4,3 | | | I | |
| Torbjørniskjær | OF-1 | 452 | 2001 | 53 | 1632 | 3,6 | 0,6 | 19 | II | II |
| | | | 2002 | 45 | 1959 | 3,1 | 0,6 | 14 | II | III |
| | | | 2003 | 59 | 1843 | 3,0 | 0,5 | 15 | II/III | III |
| | | | 2004 | 45 | 1220 | 3,0 | 0,5 | 14 | II | III |
| Torbjørniskjær-NIVA | A460(OF-1) | 452 | 1999 | 47 | 1269 | 3,0 | | | II | |
| Missingene | OF-2 | 358 | 2001 | 44 | 715 | 4,3 | 0,8 | 24 | I | II |
| Missingene-NIVA | 26 (OF-2) | 355 | 1989 | 37 | 530 | 3,7 | | | II | |
| Ringdalsfjorden | R-5 | 34 | 2001 | 37 | 907 | 3,2 | 0,6 | 17 | II | III |
| | | | 2002 | 31 | 657 | 2,7 | 0,5 | 14 | III | III |
| | | | 2003 | 24 | 147 | 3,3 | 0,7 | 20 | II | II |
| | | | 2004 | 42 | 814 | 3 | 0,5 | 16 | II/III | III |
| Larkollen | F-1 | 288 | 2001 | 50 | 413 | 4,4 | 0,8 | 28 | I | I |
| Tønsberg | TØ-1 | 52 | 2002 | 39 | 1667 | 3,5 | 0,7 | 16 | II | III |
| Larvik | LA-1 | 105 | 2002 | 72 | 656 | 4,8 | 0,8 | 33 | I | I |
| Langesund | FG-1 | 106 | 2002 | 41 | 408 | 4,0 | 0,7 | 23 | I | II |
| Frierfjorden | BC-1 | 96 | 2002 | 4 | 9 | 1,8 | 0,8 | 3 | IV | V |
| Håøyfjorden | GH-1 | 208 | 2002 | 7 | 138 | 1,2 | 0,4 | 6 | IV | IV |
| Sandebukta | SAN-3 | 23 | 2002 | 49 | 694 | 4,3 | 0,8 | 27 | I | I |
| Langøya | LØ-1 | 67 | 2004 | 63 | 649 | 4,0 | 0,7 | 28 | I | I |

Sammenligningen er gjort på parametrene diversitet (H'), antall arter (S) og antall individer (N) på stasjoner som er lokalisert i noenlunde samme område og dyp. Det gjøres oppmerksom på at data fra DNV stasjonen er summen av 3 grabber (samlet areal 0,3 m²) som sammenlignes med

¹ Univarierte analyser bryter ned kompleksiteten i faunasamfunnet til en enkelt indeks (f.eks diversitetsindeks) som brukes til å måle endringer i faunasamfunnet. Univarierte indekser brukt her: antall arter (S), antall individer (N), Shannon-Wiener diversitetsindeks (H'), Rarefaction (ES₁₀₀) angir forventet antall arter per 100 individer og Pielou's jevnhetsindeks (J) som varierer mellom 0-1, jo nærmere 1 jo bedre fordeling av arter over antall individer.



summen av 4 grabber (areal 0,4 m²) prøvetatt tidligere år, med unntak av bløtbunnsstasjonene D-6 og D-17 i Singlefjorden hvor det ble tatt kun to grabber i 1994 (NIVA, 1996). Tilstandsklasse basert på SFTs klassifiseringssystem er angitt.

Faunaen prøvetatt på stasjonene i områdene Ramsø, Singlefjorden, Bastø, Filtvedt, Ytre Drammensfjord, Leira, Missingene og Larkollen i Ytre Oslofjord i 2001 kan betegnes som en normal fjordfauna uten markert påvirkning og med høy diversitet (arts mangfold). Faunaen på stasjon R-5 (Ringdalsfjorden), TØ-1 (Tønsberg), OF-1 (Torbjørnsskjær), OF-5 (Breiangen) og til en viss grad på stasjon H-1 (Rauø) har en noe lavere diversitet tilsvarende SFTs tilstandsklasse *II- God*.

Stasjon BC-1 (Frierfjorden) og FG-1 (Langesundsfjorden) som ble prøvetatt i 2002 hadde en fauna som tilsvarte SFTs tilstandsklasse IV/V (dårlig/meget dårlig) og var klart påvirket. De øvrige prøvetatte stasjonene tilsvarte SFTs tilstandsklasse I og II.

På grunn av ulike prøvetakingspunkt i løpet av året, ulikt utstyr og ulikt antall replikater er det en viss usikkerhet i en direkte sammenligning mellom resultatene fra tidligere prøvetatte stasjoner (NIVA og UIO). Imidlertid kan diversitetsindeksen H' gi en viss pekepinn på utviklingen i området. Diversiteten er generelt lik eller noe høyere i 2001 og senere, enn tidligere år noe som kan indikere bedre forhold.

I områdene ved stasjon I-1 (Ramsø), I-2 (Singlefjorden) og Ø-1 (Leira), hvor det i 2001 og senere ble funnet et friskt bunndyrsamfunn tilsvarende tilstandsklasse *I-Meget god* har det i tidligere undersøkelser i 1980 og 1990 vært et lett forstyrret bunnfaunasamfunn.

I 1994 var tilstanden på stasjon D6 (tilsvarende I-1, 2001) og D17 (tilsvarende I-2, 2001) *II-God* (NIVA -1996). Imidlertid utførte NIVA i år 2000 eutrofirelaterete dyp- og overflateobservasjoner (NIVA, 2001) i Hvaler og Singlefjorden og fant så lave oksygenivå i området ved stasjon I-1 Ramsø (tidligere L-8) og I-2 Singlefjorden at bunnfaunaen var antatt ødelagt.

12.3 Klassifiseringssystem iht EUs rammedirektiv for vann

EUs rammedirektiv for vann vil om kort tid tas inn som en del av EØS avtalen. I tilknytning til dette har NIVA (2004a) utarbeidet forslag til en del aktuelle kriterier og mulige grenseverdier. Forslaget er under oppdatering, men dette er foreløpig ikke tilgjengelig. De foreløpig angitte grenseverdiene for bunndyr, hentet fra 2004 forslaget (Tabell 12-3) er antatt å ha gyldighet for hele Norge. Basert på diversitetsindeksene H' og ES₁₀₀ er den økologiske status for bunnfaunaen vurdert for hver stasjon i henhold til grenseverdiene Tabell 12-2.

Tabell 12-2. Kriterier for klassifisering av økologisk status i norske vannforekoster basert på data fra bløtbunnsfauna undersøkelser på stasjoner dypere enn 40 m (NIVA, 2004). NB: Alle verdier er forslag og dermed foreløpige.

| Kriterier | Referansetilstand | Grenseverdi mellom god/moderat status |
|---|-------------------|---------------------------------------|
| H ₆₃ (Shannon-Wiener) | >3,7 | 2,9 |
| ES ₁₀₀ ₆₃ (Hurlberts) | >23 | 16 |
| S ₀₄ ₆₃ (ny artsindeks 1) | >50 | 35 |
| SN ₆₃ (ny artsindeks 2) | >2,1 | 1,9 |
| ISI _{dyp200} (Artsindikatorindeks) | >9,4 | 8,3 |



Tabell 12-3. Angitt økologisk status for bunnfauna basert på NIVA (2004). Kriterier gitt i Tabell 12-2 og er basert på foreløpige forslag fra NIVA.

| Sted | Stasjon | | År | Økologisk status - bunnfauna | | | |
|--------------------|---------|-----|------|------------------------------|------------|----------------|-----------------------|
| | Navn | Dyp | | Ref.verdi (naturtilstand) | God status | Moderat status | (Svært) dårlig status |
| Ramsø | I-1 | 52 | 2001 | x | | | |
| Singlefjorden | I-2 | 90 | 2001 | x | | | |
| Bastø | OF-4 | 306 | 2001 | x | | | |
| Breiangen | OF-5 | 199 | 2001 | | x | | |
| | | | 2002 | | x | | |
| Filtvedt | OF-7 | 200 | 2001 | x | | | |
| Ytre Drammensfjord | D-1 | 85 | 2001 | x | | | |
| Leira | Ø-1 | 50 | 2001 | x | | | |
| | | | 2002 | x | | | |
| Rauø | H-1 | 343 | 2001 | x | | | |
| | | | 2002 | | x | | |
| | | | 2003 | | x | | |
| | | | 2004 | x | | | |
| Torbjørnsskjær | OF-1 | 452 | 2001 | | x | | |
| | | | 2002 | | x | | |
| | | | 2003 | | | x | |
| | | | 2004 | | | x | |
| Missingene | OF-2 | 358 | 2001 | x | | | |
| Ringdalsfjorden* | R-5 | 34 | 2001 | | x | | |
| | | | 2002 | | | x | |
| | | | 2003 | | x | | |
| | | | 2004 | | x | | |
| Larkollen | F-1 | 288 | 2001 | x | | | |
| Tønsberg | TØ-1 | 52 | 2002 | | x | | |
| Larvik | LA-1 | 105 | 2002 | x | | | |
| Langesund | FG-1 | 106 | 2002 | x | | | |
| Frierfjorden | BC-1 | 96 | 2002 | | | | x |
| Håøyfjorden | GI-1 | 208 | 2002 | | | | x |
| Sandebukta | SAN-3 | 23 | 2002 | x | | | |
| Langøya | LØ-1 | 67 | 2004 | x | | | |

*Kan ikke klassifiseres iht Bioklass systemet, da dybden er grunnere enn 40 m.

I henhold til bioklass systemet (NIVA 2004a) faller de fleste prøvetatte stasjoner inn under status høy eller god. Kun to stasjoner i Frierfjorden og Håøyfjorden har en dårlig økologisk status, imidlertid viser artssammensetningen på R-5 (Ringdalsfjorden) at også faunaen på denne stasjonen er klart påvirket, men dette er en relativt grunn stasjon (34 m) som derfor ikke kan klassifiseres etter bioklass systemet.



12.4 Multivariate analyser

De multivariate analysene utført i PRIMER vises i dendrogram og MDS plot i Figur 12-2 og Figur 12-3. Stasjon BC-1 i Frierfjorden skiller seg mest fra de øvrige stasjonene og ble fjernet fra datasettet i MDS analysen. Klassifikasjons- og ordinasjonsanalysen viser at stasjonene hovedsakelig inndeler seg i tre grupper ved en faunalikhet på ca 20 % og at dyp generelt er en avgjørende faktor for forskjellen i fauna mellom disse stasjonene. De dype stasjonene midtfjords og de øvrige stasjonene nær land grupperer seg i hver sin gruppe ved en likhet på ca 30 %. Stasjon R-5 (Ringdalsfjorden) grupperer seg sammen med stasjon TØ-1 (Vestfjorden). Begge stasjonene er grunne og har en noe påvirket fauna.

Verken stasjon BC-1 (Frierfjorden) eller GI-1 (Håøyfjorden) grupperes sammen med de andre stasjonene. Stasjon BC-1 skiller seg mest fra de øvrige stasjonene. Disse to stasjonene har en fauna som er klart påvirket noe som er årsak til at de skilles ut fra de øvrige stasjonene i analysen. De øvrige stasjonene grupperes i tre distinkte grupper.

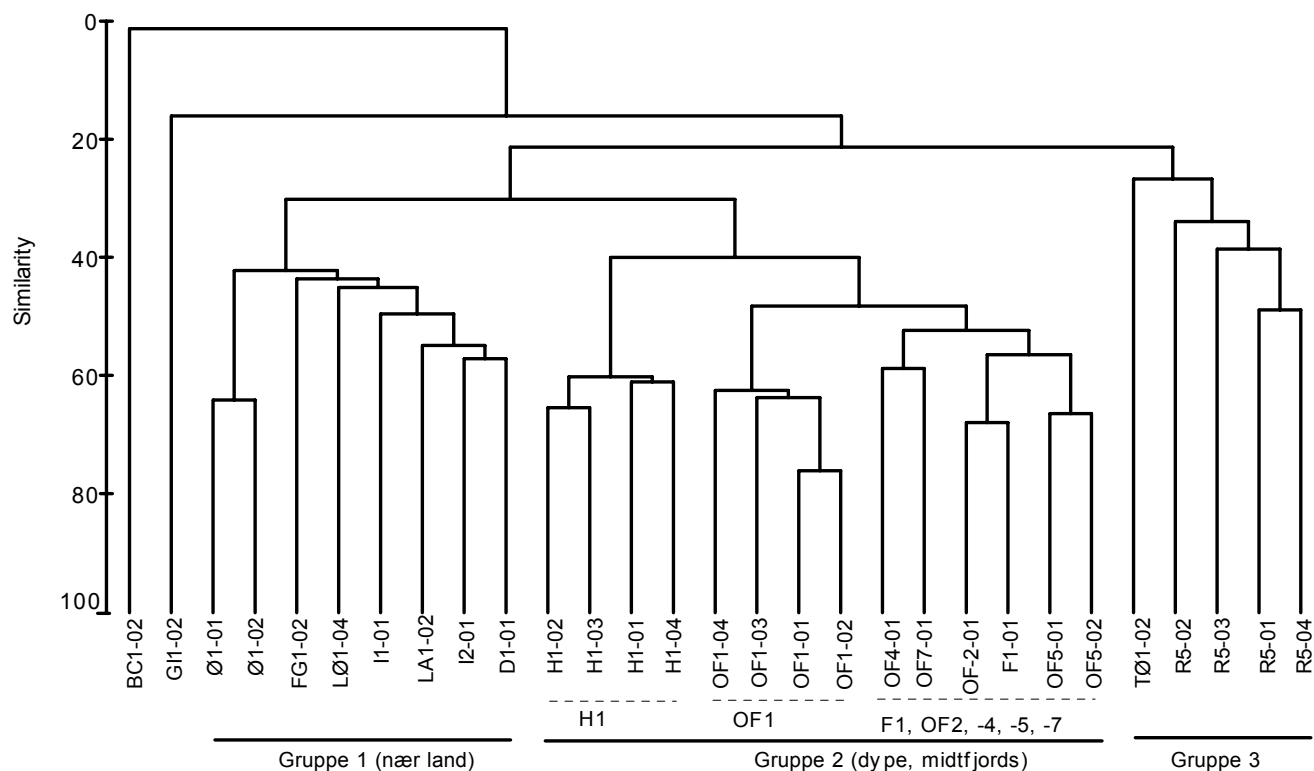
Den såkalte "simper analysen" viser hvilke arter som bidrar mest til forskjellen mellom gruppene. Gruppe 1 skiller seg fra de dype midtfjords stasjonene i gruppe 2 med en stor forekomst av børstemarkene *Prionospio cirrifera*, *Heteromastus filiformis* og *Chaetozone setosa*. Dominansen av disse artene tyder på en større tilgang av organisk materiale på stasjonene i gruppe 1 enn på stasjonene som er dype og lokalisert midtfjords.

Gruppe 3 består av stasjon R-5 og TØ-1. Disse skiller seg fra de øvrige ved å ha en klar overvekt av børstemarkene *C. setosa* og *Polydora* sammen med muslingen *Corbula gibba* som alle sammen er sterke indikator arter for organisk belastning.

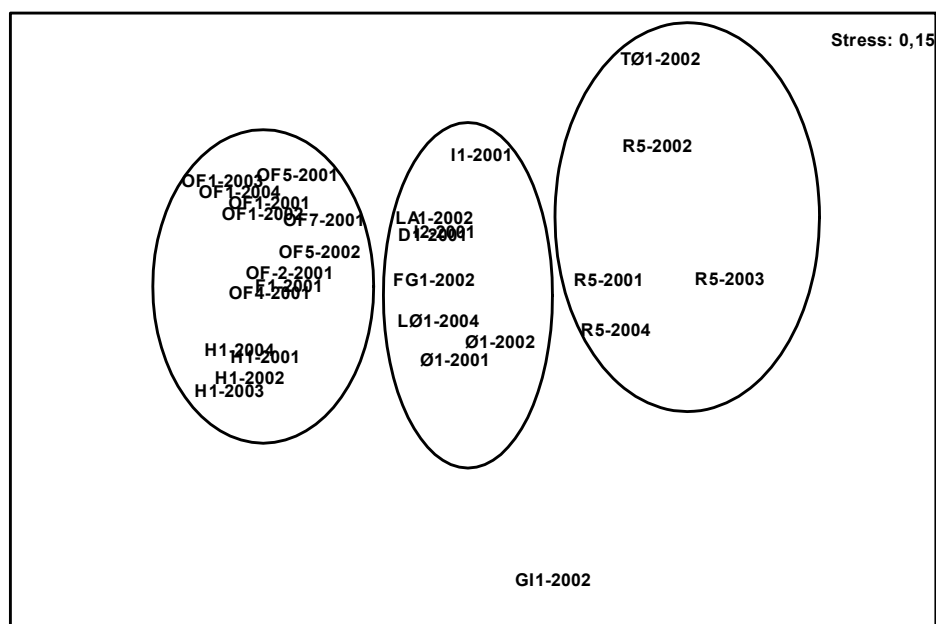
De dype midtfjordsstasjonene i gruppe 2 skiller seg ut med en klar overvekt av bl.a muslingene *Thyasira spp.*, *Ennucula tenuis*, *Abra nitida* og *Nuculoma tenuis* sammen med børstemarkene *Paramphinoe jeffreysii* og *Tharyx sp.* Flere av disse er indikatorarter, mens andre er sensitive arter og vil ikke forekomme i stort antall på forurensede stasjoner. *Thyasira* artene er ofte indikatorarter og opportunister, men *Thyasira equalis* som utgjør den største andelen av *Thyasira* gruppen er sensitive og i følge Wikander (pers. med) en typisk dypvannsart som trives på "ren" bunn, dvs. den trives ikke på spesielt organisk belastede lokaliteter. I tillegg blir denne arten relativt gammel (opptil 16 år) slik at på lokaliteter hvor man finner fullvoksne individer av denne arten, vil dette være en indikator på at forholdene har vært gode over lang tid. Imidlertid kan det store individantallet (ikke juvenile) av denne arten indikere en forstyrrelse på stasjon OF-1. Det store antallet av denne arten tyder på en liten konkurranse fra andre arter.

Det er også flere filterspisere blant de dominante artene på disse dype stasjonene noe som tyder på relativt gode forhold til tross for dypet.

De dype stasjonene i gruppe 2 kan inndeles videre i 3 undergrupper ved en likhet på ca 40 %. Hver av undergruppene har en innbyrdes likhet på 60 – 50 %. Stasjonene H-1 og OF-1 alle år inndeler seg i hver sin undergruppe med en likhet på 60 %, mens de øvrige dype stasjonene grupperer seg sammen i egen undergruppe ved ca 50 % likhet. *Thyasira spp.* er dominant på stasjon OF-1 sammen med muslingene *Ennucula tenuis* og *A. nitida*, mens de er fraværende eller finnes i lite antall i faunen på stasjon H-1. Faunaen på stasjonene i undergruppe 2c har et mindre antall av disse artene enn stasjon OF-1. På stasjon H-1 dominerer muslingen *Nucula tumidula*, mens denne finnes i liten grad på stasjon OF-1 og på stasjonene i undergruppe 2c.



Figur 12-2. Dendrogram alle prøvetatte stasjoner 2001 – 2004.



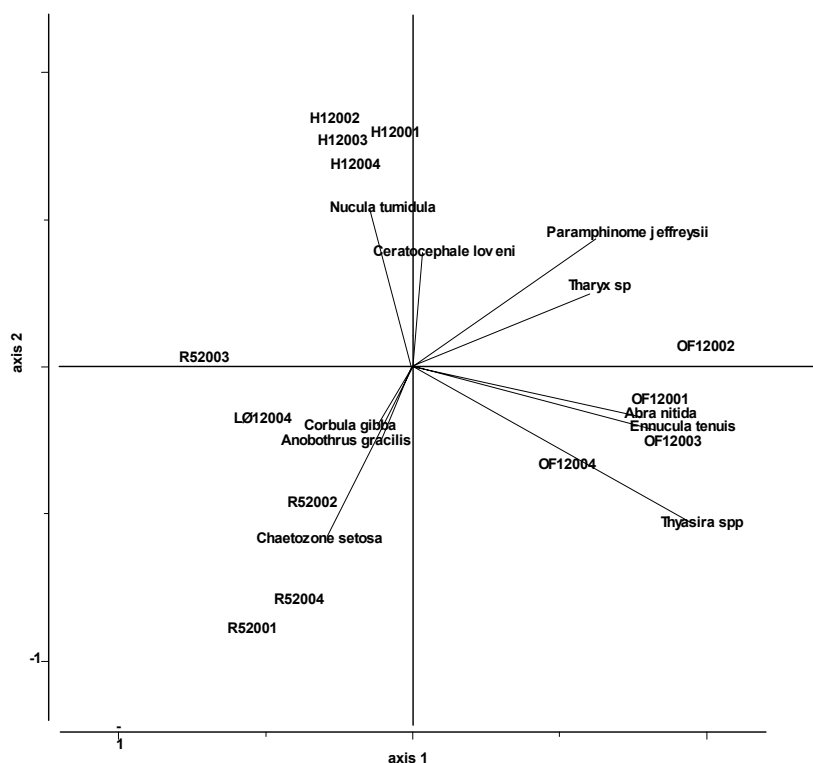
Figur 12-3. MDS plott alle prøvetatte stasjoner 2001 – 2004¹.

¹ En stress verdi på 0,15 i analysen er høyt og skyldes at faunaen på stasjon G11-2002 skiller seg vesentlig ut.



PCA analysen som er utført i dataprogrammet BRODGAR viser hvilke arter som betyr mest for hvordan stasjonene plasserer seg i forhold til hverandre i et biplott som er gitt i Figur 12-4.

Analysen støtter opp om analysene vist i Figur 12-2 og Figur 12-3 over. Biplottet viser at stasjonene lokalisert nær land grupperer seg i nærheten av hverandre og har en dominans av noenlunde de samme artene. De dype stasjonene midt fjords grupperer seg ikke i samme grad nærheten av hverandre og viser at det er noe forskjell i hvilke arter som forklarer mest plasseringen av stasjonene i plottet. Muslingene *Thyasira* spp., *E. tenuis* og *A. nitida* finnes i størst mengde på stasjon OF-1 og forklarer i stor grad plasseringen av stasjonen i plottet, mens disse artene i liten grad er tilstede i faunaen på stasjon H-1, hvor muslingen *N. tumidula* er fremtredende i faunaen.



Figur 12-4. PCA biplott alle prøvetatte stasjoner 2001 -2004. Bare arter som er viktige for grupperingen av stasjonene er tatt med i figuren, mens flertallet av arter som lå nær origo ikke er vist i figuren.

12.5 Oppsummering og konklusjon

De fleste prøvetatte stasjoner i Ytre Oslofjord i årene 2001 – 2004 har en fauna tilsvarende SFTs tilstandsklasse *I-Meget god* eller *II-God*. Stasjoner som ligger på grensen mellom tilstandsklasse II og *III-Mindre god* er OF-5 Breiangen, OF-1 Torbjørnsskjær og TØ-1 Vestfjorden. Stasjon R-5 Ringdalsfjorden er påvirket og har en svært fattig fauna, men få individer og en jevn fordeling av individantallet innen artene fører til at denne stasjonen - basert på kriteriene for diversitet i SFT



(1997) havner på grensen mellom tilstandsklasse II og III. Stasjon BC-1 Frierfjorden har en fauna som ligger på grensen mellom tilstandsklasse *IV-Dårlig* og *V-Svært dårlig*. Stasjon GI-1 Håøyfjorden faller inn under tilstandsklasse *IV-Dårlig*.

Ved å benytte de foreslåtte kriteriene i bioklass systemet (NIVA 2004) er status for de fleste stasjonene i Ytre Oslofjord *naturlig* eller *god*. Stasjoner som ikke faller inn under disse klassene er OF-1 Torbjørnsskjær, R-5 Ringdalsfjorden, BC-1 Frierfjorden og GI-1 Håøyfjorden. Faunaen på stasjon OF-1 har noe redusert kvalitet, tilsvarende *moderat status* i bioklass systemet. Dette skyldes sannsynligvis stort dyp (>450 m) med noe grunnere partier (terskler) rundt. Slike områder fungerer ofte som sedimentasjonsområder med akkumulasjon av organisk materiale. Faunaen på stasjon R-5 er klart påvirket, men faller også inn under *moderat status* (imidtild gjelder ikke bioklass systemet for stasjoner med dybde < 40 m). Faunaen på stasjon GI-1 og BC-1 i Grenlandsområdet var klart påvirket, tilsvarende *dårlig* og *svært dårlig* status.

Stasjonen i Breiangen (OF-5) ble kun prøvetatt i 2001 og 2002 og det var liten endring mellom år. Breiangen er påvirket av tilførsler fra Drammenselva og den noe reduserte diversiteten i faunaen kan skyldes en lett belastning.

Stasjonene i Ringdalsfjorden, ved Torbjørnsskjær og ved Rauø har blitt prøvetatt over 4 år.

Faunaen på stasjon H-1 ved Rauø viser en liten forbedring over årene og plasseres i tilstandsklasse *I-Meget god* i 2004.

Stasjon R-5 som er en grunn stasjon inne i Ringdalsfjorden skiller seg ut som den mest påvirkede stasjonen over år. Ringdalsfjorden er påvirket av bl.a tilførsler fra Haldenvassdraget og stasjonen har vært preget av mye algeplankton. På stasjon R-5 ble det i 2003 registrert en svært fattig og klart påvirket bunnfaunaen med råtten lukt av sedimentet. Sammensetningen av bunnfaunaen på stasjon R-5 i 2004 er mest lik sammensetningen i 2001, med både flere individer og arter, noe som kan tolkes som en forbedring selv om det fortsatt var en råtten lukt av sedimentet på stasjonen. Imidlertid har det vært store variasjoner mellom årene på denne stasjonen samt at den organiske belastningen av sedimentet er høy.

Stasjon BC-1 Frierfjorden, GI-1 Håøyfjorden og R-5 Ringdalsfjorden skiller seg ut med den mest påvirkede faunaen og et relativt høyt innhold av organisk materiale i sedimentet de årene stasjonene har blitt prøvetatt.

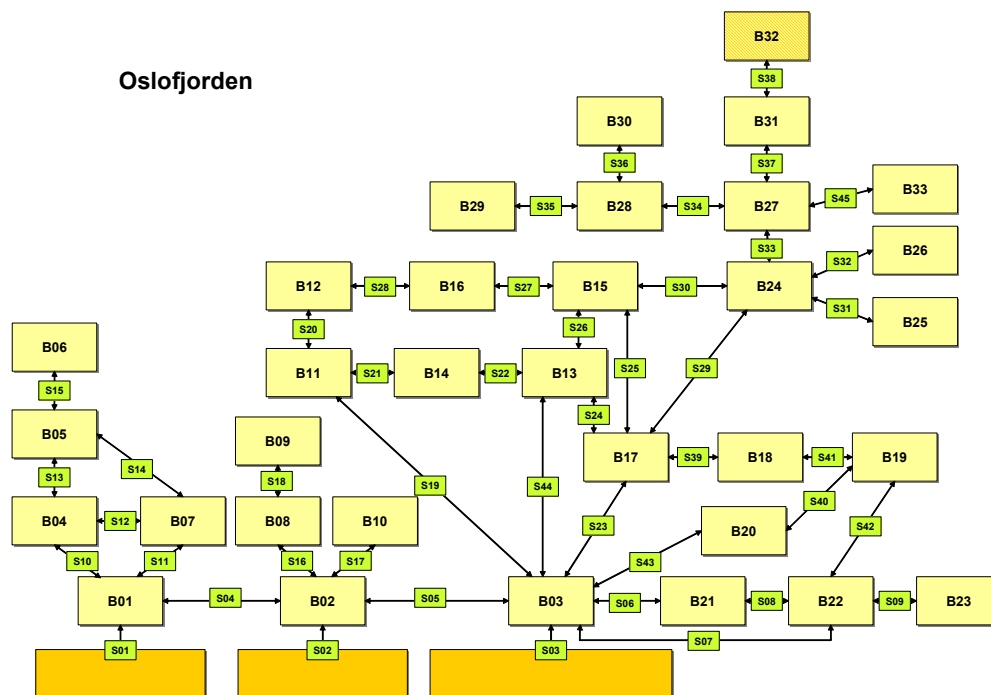
13 MODELLBEREGNINGER

13.1 Formål og modellbeskrivelse

SMHIs Kystzonsmodell er implementert i Ytre Oslofjord. Kystsonemodellen (PROBE-SCOBI), er en biogeokjemisk modell og beregner tilstanden i kyst- og fjordområder. Formålet er å beskrive den økologiske tilstanden til de ulike delene av fjorden i forhold til SFT sine kriterier og beregne endringer av tilstanden som følge av tre scenarier:

1. Økt nitrogenrensing i 14 renseanlegg med utslipp til Ytre Oslofjord
2. Reduserte utslipp av næringssalter fra jordbruket
3. Endrede forhold i Skagerrak og utenforliggende havområder som fører til reduserte tilførsler til Ytre Oslofjord

Kystsonemodellen er en-dimensjonal med høy oppløsning av modellvariablene i forhold til dyp (stort antall dybdesjikt), men som beregner en horisontal middelværdi innen de enkelte sjikt i hvert fjord-/kystområde. For å beregne forskjeller innen ulike deler av fjorden er den delt opp i 33 bassenger (fjord-/kystområde) presentert i Figur 3-3 og vist skjematisk i Figur 13-1. Inndelingen er basert på Fjordkatalogen som diskutert i Kapittel 3.



Figur 13-1. Skjematisk beskrivelse av bassenginnndelingen i Ytre Oslofjord inkludert sundene mellom bassengene. De tre nedre boksene representerer havområdene utenfor Oslofjordområdet.

Modellen har beregnet utviklingen for seks parametre (nitrat, totalnitrogen, fosfat, totalfosfor, klorofyll-a, oksygen) gjennom året for perioden 1990 – 2003. En omfattende validering av resultatene er gjort ved hjelp av observerte data på stasjonene i perioden 2001 – 2003. I den



følgende teksten er det gitt en kort oppsummering av resultatene. For en mer fyldig presentasjon og diskusjon vises det til delrapporten fra SMHI (2006).

13.2 Datagrunnlag

Datagrunnlaget består av en blanding av målte og modellerte data. Grunnlaget kan deles i tre kategorier; atmosfære-, Skagerrak- og landdata.

Atmosfære. Drivkrefter (vind, trykk), innstråling, temperatur, tilførselsdata fra atmosfæren og lignende data er hentet fra et integrert modellsystem ved SMHI som henter data fra en meteorologisk database for Østersjøen og Västerhavet inkludert Oslofjorden. En mer detaljert beskrivelse er gitt i SMHI (2006).

Skagerrak. Her det det benyttet to datasett. Observasjoner av vannstand for hele perioden er et viktig grunnlag for å beregne vannutvekslingen mellom Oslofjorden og utenforliggende havområder. Disse dataene er hentet fra SMHI sin database. En tilsvarende lang dataserie for hydrografi og næringsalter er hentet fra kystovervåkingens stasjon ved Jomfruland. Stasjonen ligger ikke optimalt til i forhold til kvaliteten på innstrømmende vann, men er valgt fordi det eksisterer en full dataserie for modellperioden. En mer detaljert diskusjon er gitt i SMHI (2006).

Land. Tilførslene fra land består av to datasett, ferskvannstilførsler og tilførsler av næringsalter og organisk materiale.

Ferskvannstilførslene er beregnet av NVE for hele modellperioden (1990 – 2003) for 12 vassdrag og de resterende mindre avrenningsområdene (se kapittel 3 og 4).

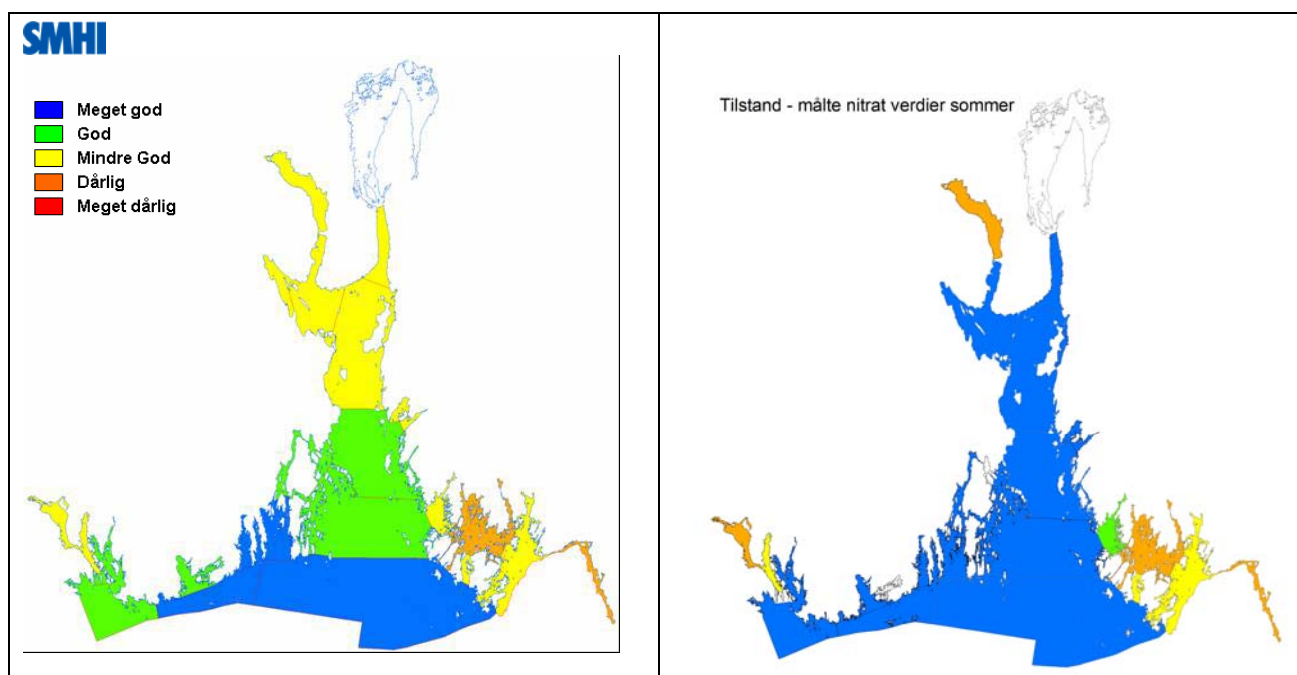
Data fra elvetilførselsprogrammet og TEOTIL er benyttet for å beregne tilførslene av næringsalter og organisk materiale. Elvetilførselsprogrammet har pågått siden 1990 og omfatter relativt hyppige analyser av vannkvaliteten fra de fire større elvene. Nedbørsfeltet til disse elvene utgjør ca 93% av det totale avrenningsområdet til Ytre Oslofjord og tilførselsdata er hentet fra årsrapportene for 1990 fram til 2003.

Elvetilførselsprogrammet omfatter også sporadiske analyser av vannprøver fra seks mindre vassdrag som til sammen utgjør knapt 5% av avrenningsområdet til Ytre Oslofjord. Imidlertid er datasettene fra disse vassdragene mangelfullt og TEOTIL beregninger er derfor i stor utstrekning benyttet for disse og for restområdene som totalt utgjør ca 2% av avrenningsområdet. TEOTIL beregner tilførselen av totalfosfor og totalnitrogen fra samtlige kilder innenfor NVE sine statistikkområder uavhengig av variasjoner i ferskvannstilførselen fra år til år. Gjennomsnittlig konsentrasjon av totalnitrogen og totalfosfor er beregnet ved å benytte årstilførslene beregnet med TEOTIL og årsavrenningen fra de samme områdene. Analysedata fra vassdragene er benyttet som grunnlag for å anta den tilsvarende tilførselen av uorganiske næringsalter (ammonium, nitrat og fosfat). Konsentrasjonen av næringsalter kan variere i betydelig grad gjennom året blant annet med vannføringen i vassdraget. En antatt variasjon gjennom året i de seks mindre vassdragene er basert på tilgjengelige målinger og TEOTIL data.

Tilførselsdata av næringsalter fra land er relativt godt dekket for ca 93% av avrenningsområdet, mens det foreligger betydelig større usikkerhet i forhold til de resterende 7% av arealet.

13.3 Tilstandsvurdering basert på beregninger og observasjoner

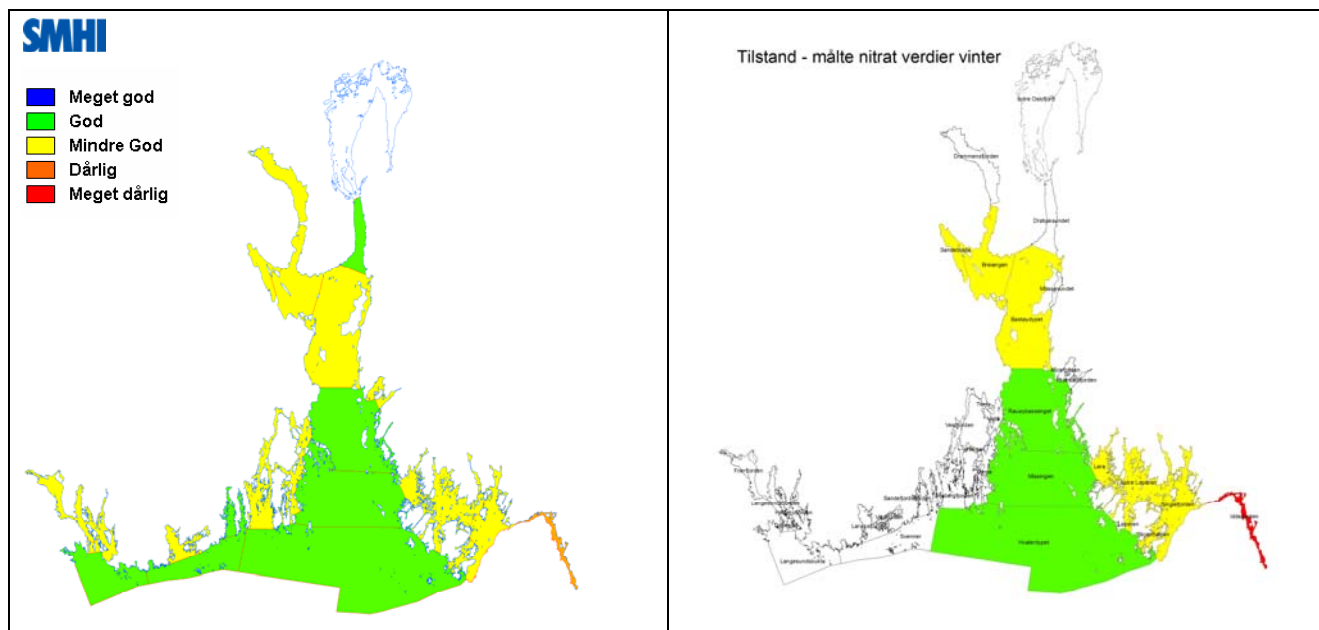
Resultatene av modellberegningene er vist i venstre kart i Figur 13-2 (nitrat - sommer), Figur 13-3 (nitrat – vinter), Figur 13-4 (totalnitrogen - sommer), Figur 13-5 (totalnitrogen – vinter) og Figur 13-6 (klorofyll-a). Klassifiseringen følger SFT veiledningen (97:03) og er basert på gjennomsnittsverdien i overflatelaget (0-10 m) for hele perioden. Høyre kart viser klassifisering av fjordområder basert på medianverdien av observasjoner i 2 m dyp på aktuelle stasjoner i perioden 2001 – 2005.



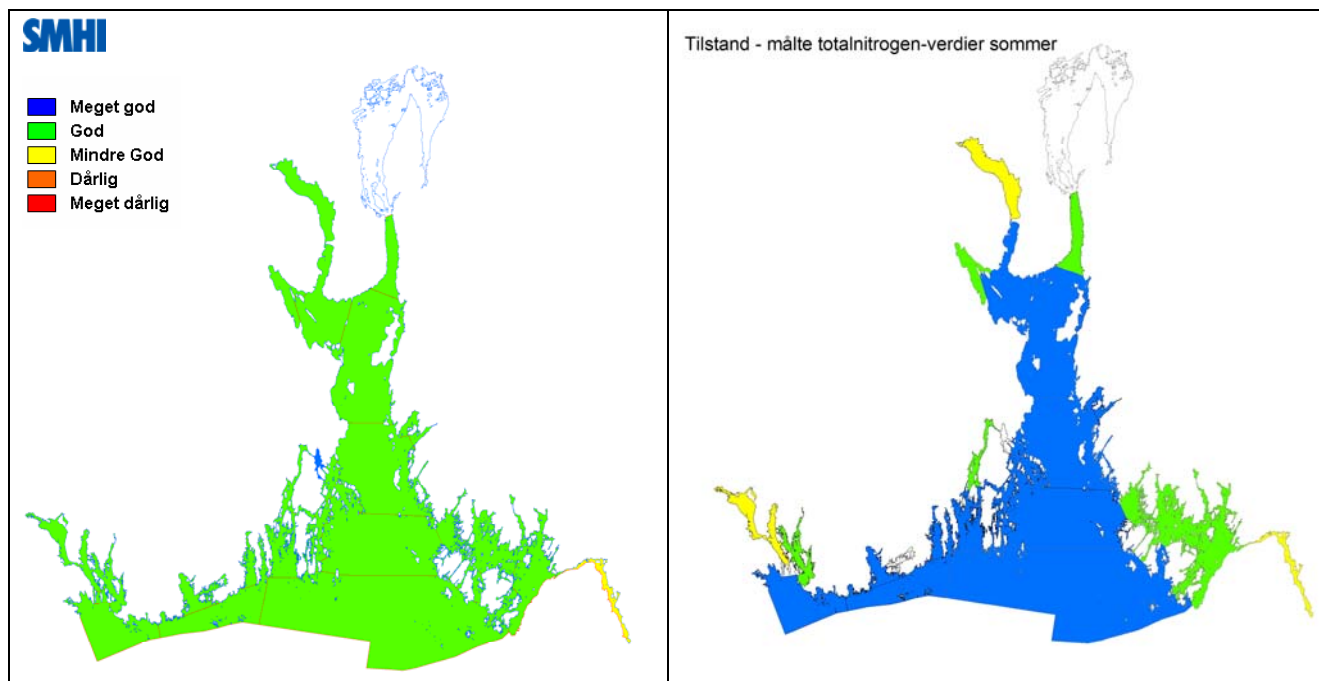
Figur 13-2. Klassifisering av tilstanden i Ytre Oslofjord basert på sommerverdier av nitrat. Venstre figur viser tilstanden beregnet med Kystsonemodellen, mens høyre figur viser tilstanden basert på gjennomsnittet av målte verdier om sommeren i perioden 2001 – 2005. Bassenger uten stasjoner er klassifisert basert på data fra nærliggende områder.

Klassifiseringen i sommerperioden basert på modellberegnete resultater er generelt dårligere i de åpne områdene sammenlignet med klassifiseringen basert på observasjoner. Dette gjelder både nitrat, totalnitrogen og klorofyll. I områder med høy ferskvannspåvirkning som Ringdalsfjorden, Singlefjorden, Drammensfjorden og Frierfjorden er det imidlertid god overenstemmelse.

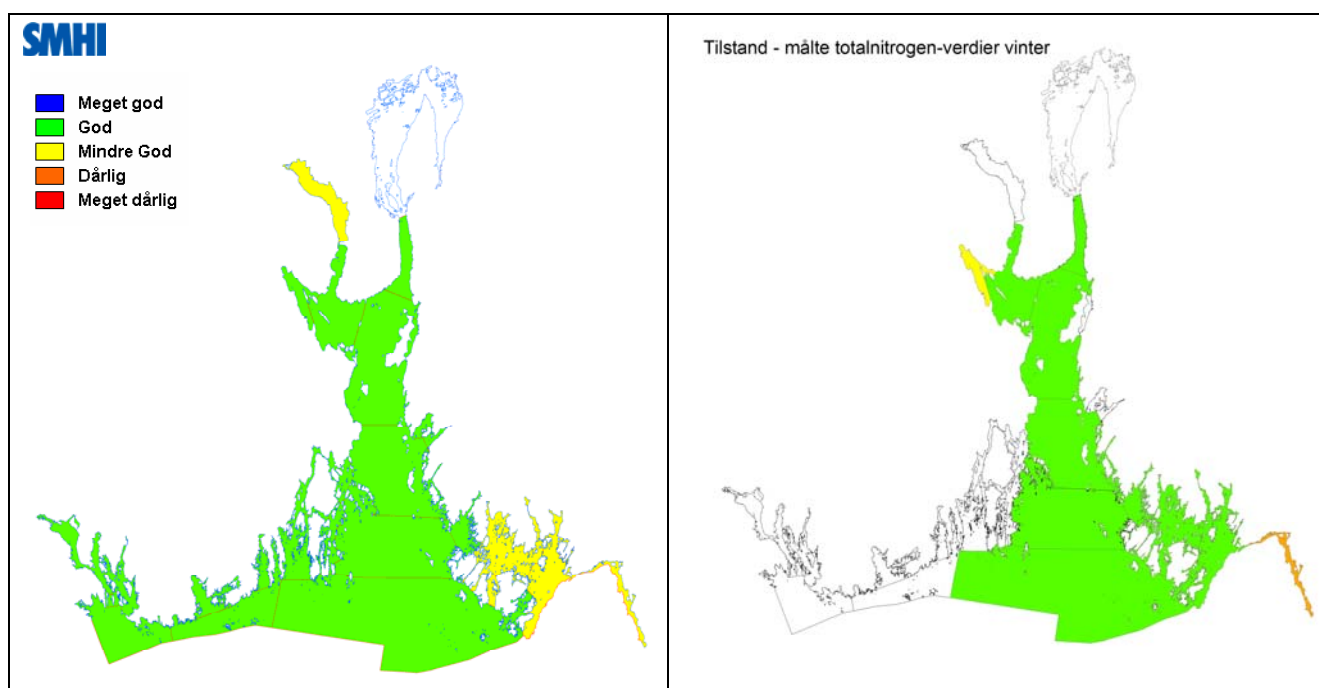
I vinterperioden er det godt samsvar mellom beregnet og observert tilstand (Figur 13-3 og Figur 13-5).



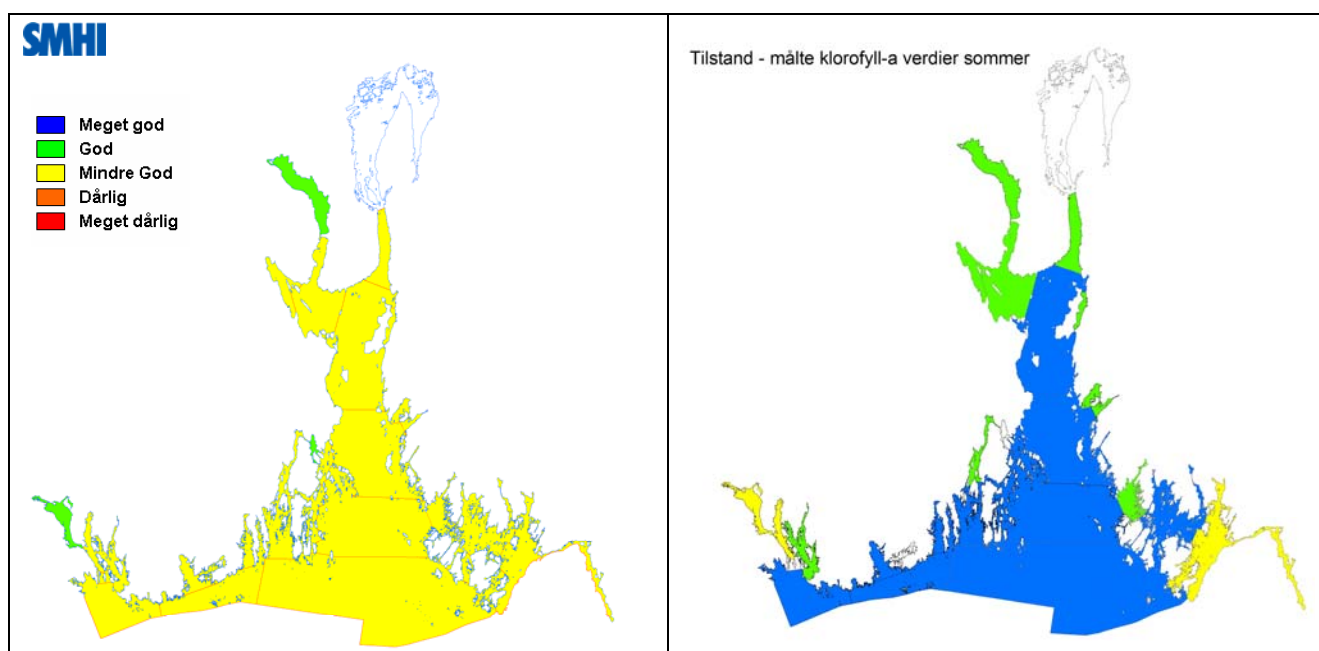
Figur 13-3. Klassifisering av tilstanden i Ytre Oslofjord basert på vinterverdier av nitrat. Venstre figur viser tilstanden beregnet med Kystsonemodellen, mens høyre figur viser tilstanden basert på gjennomsnittet av målte verdier om vinteren i perioden 2001 – 2005. Bassenger uten observasjoner er ikke klassifisert.



Figur 13-4. Klassifisering av tilstanden i Ytre Oslofjord basert på sommerverdier av totalnitrogen. Venstre figur viser tilstanden beregnet med Kystsonemodellen, mens høyre figur viser tilstanden basert på gjennomsnittet av målte verdier i perioden 2001 – 2005. Bassenger uten stasjoner er klassifisert basert på data fra nærliggende områder.



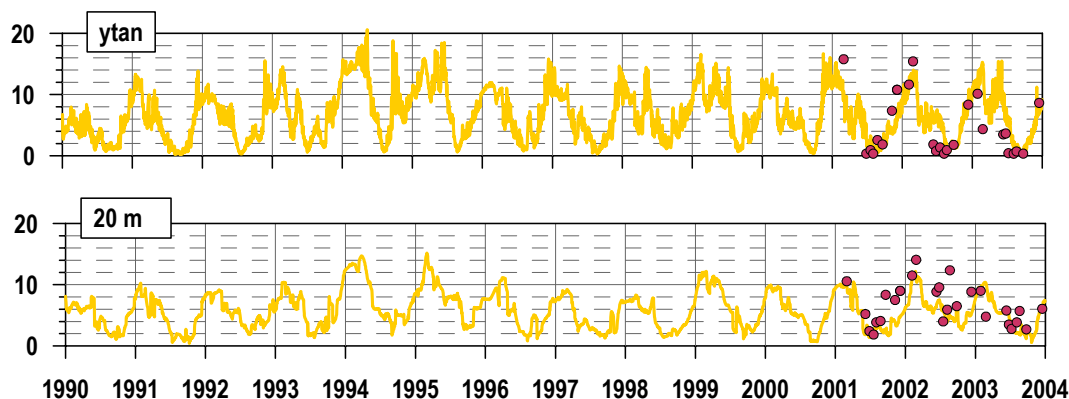
Figur 13-5. Klassifisering av tilstanden i Ytre Oslofjord basert på vinterverdier av totalnitrogen. Venstre figur viser tilstanden beregnet med Kystsonmodellen, mens høyre figur viser tilstanden basert på gjennomsnittet av målte verdier om vinteren i perioden 2001 – 2005. Bassenger uten observasjoner er ikke klassifisert.



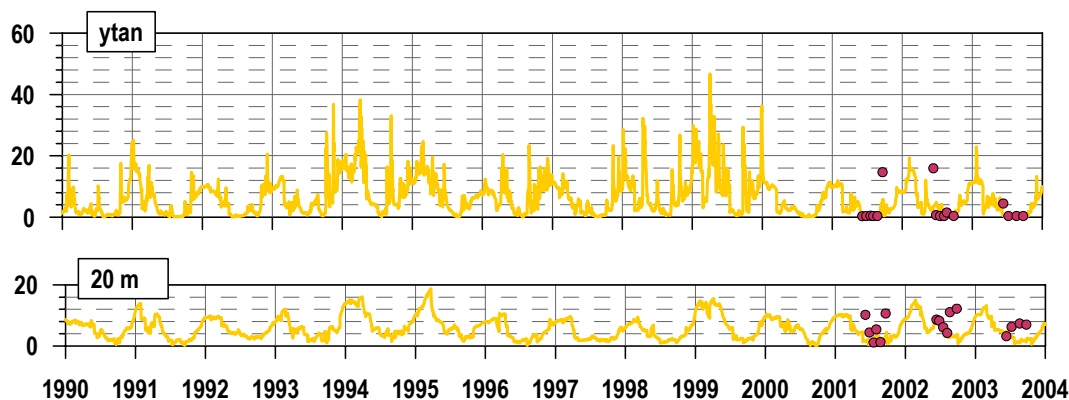
Figur 13-6. Klassifisering av tilstanden i Ytre Oslofjord basert på klorofyll-a verdier. Venstre figur viser tilstanden beregnet med Kystsonmodellen, mens høyre figur viser tilstanden basert på gjennomsnittet av målte verdier i perioden 2001 – 2005. Bassenger uten stasjoner er klassifisert basert på data fra nærliggende områder.



Figur 13-7, Figur 13-8 og Figur 13-9 presenterer en sammenligning mellom beregnede verdier og observerte verdier i et utvalg av bassengene der det er forskjell på klassifiseringen basert på henholdsvis beregnede og observerte verdier. I forhold til nitrat (Figur 13-7) klassifiseres Breiangen som *III-Mindre god* basert på beregnede verdier, mens den er klassifisert som *I-Meget god* basert på observasjoner. Tilsvarende klassifiseres Vestfjorden ved Tønsberg som henholdsvis *II-God* og *I-Meget god* basert på beregnede og observerte verdier av nitrat (Figur 13-8).



Figur 13-7. Kurvene viser beregnede nitratkonsentrasjoner ($\mu\text{mol/L}$) i Breiangen. Punktene viser målte verdier i vannprøver tatt på stasjon OF-5 i 2001 – 2003.



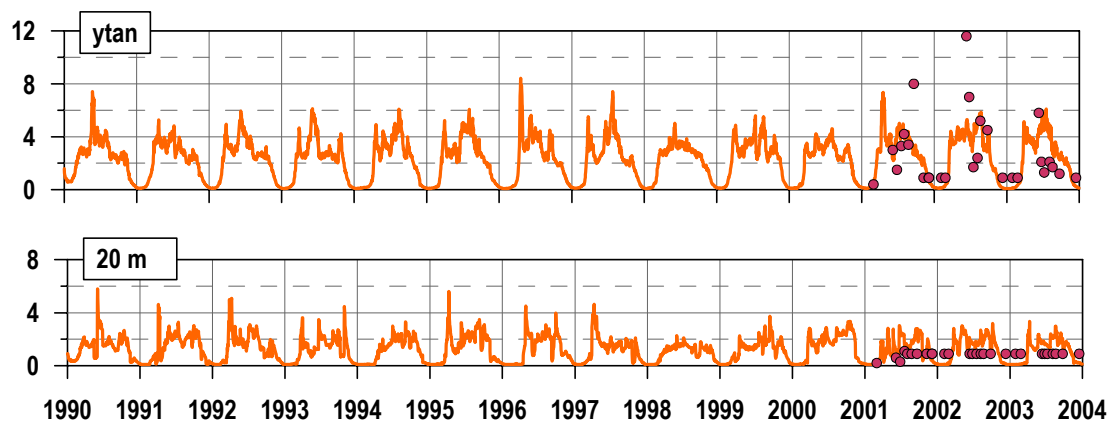
Figur 13-8. Kurvene viser beregnede nitratkonsentrasjoner ($\mu\text{mol/L}$) i Vestfjorden ved Tønsberg. Punktene viser målte verdier i vannprøver tatt på stasjon TØ-1 i 2001 – 2003.

Generelt viser figurene godt samsvar mellom observerte og beregnede verdier for overflatelaget. Imidlertid synes de observerte verdiene å ligge noe lavere enn de beregnede spesielt i juni og slutten av august.

For klorofyll-a (Figur 13-9) er det større avvik mellom observerte og beregnede verdier. Spesielt er avviket stort i tilknytning til observerte oppblomstringer her eksemplifisert ved observasjoner fra stasjon OF-5 og beregninger for Breiangen. Avviket er størst i områder som har en betydelig tilførsel av ferskvann. Modellen benytter klorofyll-a som et biomasse mål. Imidlertid kan mengden klorofyll-a variere betydelig i forhold til andre biomasse mål gjennom vekstsesongen



avhengig av hvilken art som dominerer i planktonet og hvilken fase i vekstsyklusen arten befinner seg i.



Figur 13-9. Kurvene viser beregnede konsentrasjoner av klorofyll-a ($\mu\text{g chl-a/L}$) i Breiangeren. Punktene viser målte verdier i vannprøver tatt på stasjon OF-5 i 2001 – 2003.

13.4 Scenario 1 – økt nitrogenrensing av 14 kommunale utslipp

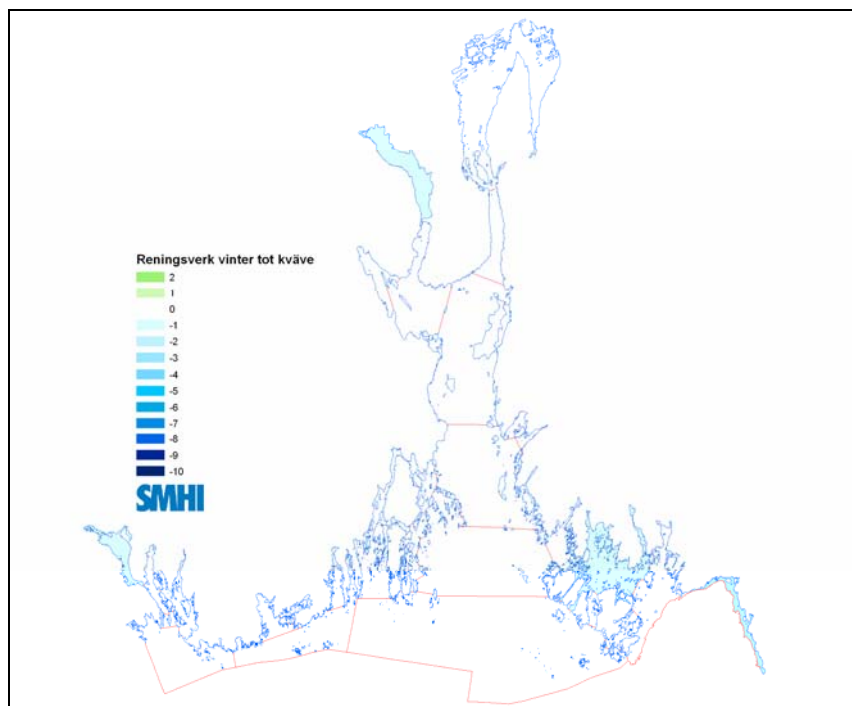
SFT har tidligere pålagt en del større renseanlegg med avløp til Ytre Oslofjord sekundærrensing av nitrogen. I dette scenariet har vi antatt at tiltaket gjennomføres og at utslippene av totalnitrogen, nitrat og ammonium reduseres med 70% på 14 anlegg (se Figur 4-5) som enda ikke har innført sekundærrensing. De fleste har direkte utslipp til Oslofjorden. For de øvrige har vi ikke inkludert retensjon i beregningen av effekten av tiltaket, men antatt at tilførselen til fjordområdene reduseres med 70%.

Utslippstall er hentet fra KOSTRA (Statistisk Sentralbyrå, se Tabell 4-2) og kontrollert med innhenting av data fra anleggene eller driftsselskapene. Alle anlegg overvåker mengde totalnitrogen i utslippet, men bare et fåtall har gjennomført målinger av nitrat og/eller ammonium. Vi har derfor gjort antagelser i forhold til størrelsen på utslippene av nitrat og ammonium fra anleggene.

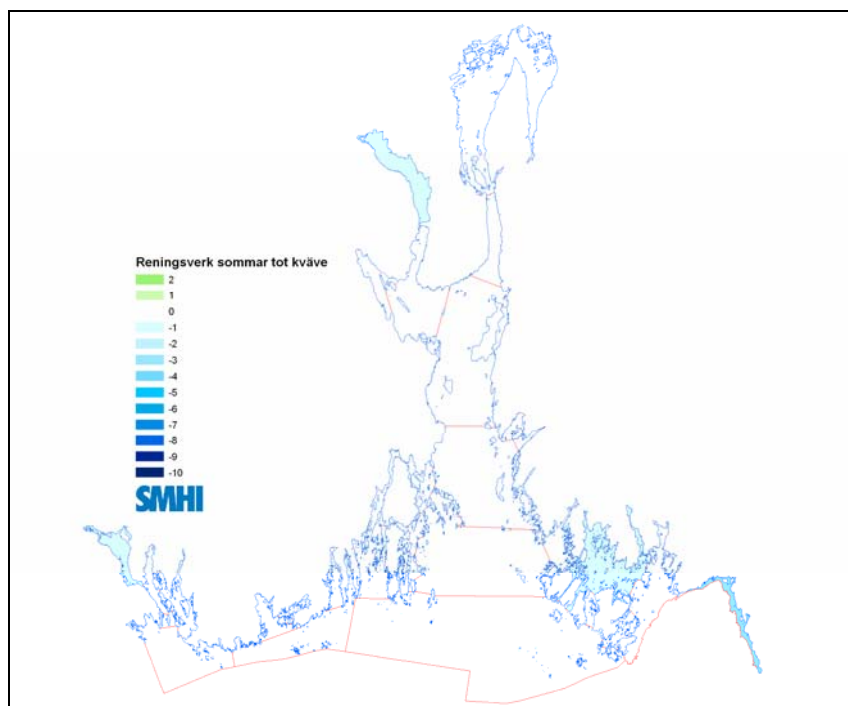
Anlegg med utslipp direkte til Ytre Oslofjord har avløp under antatt sprangsjiktdybde dvs. normalt dypere enn 30m. I beregningene har vi antatt at alle utslipp skjer i overflaten.

Begge antagelser fører til at den beregnede effekten av økt nitrogenrensing vil overdrives noe.

Beregningene indikerer at de største endringene (ca 2%) i totalnitrogen både i vinter- og sommerperioden vil være i enkelte innelukkede sjøområder med begrenset vannutskifting av overflatelaget med den sentrale delen av hovedfjorden (Figur 13-10 og Figur 13-11). Områdene er Drammensfjorden, Frierfjorden, Indre Løperen og Ringdalsfjorden/Iddefjorden.

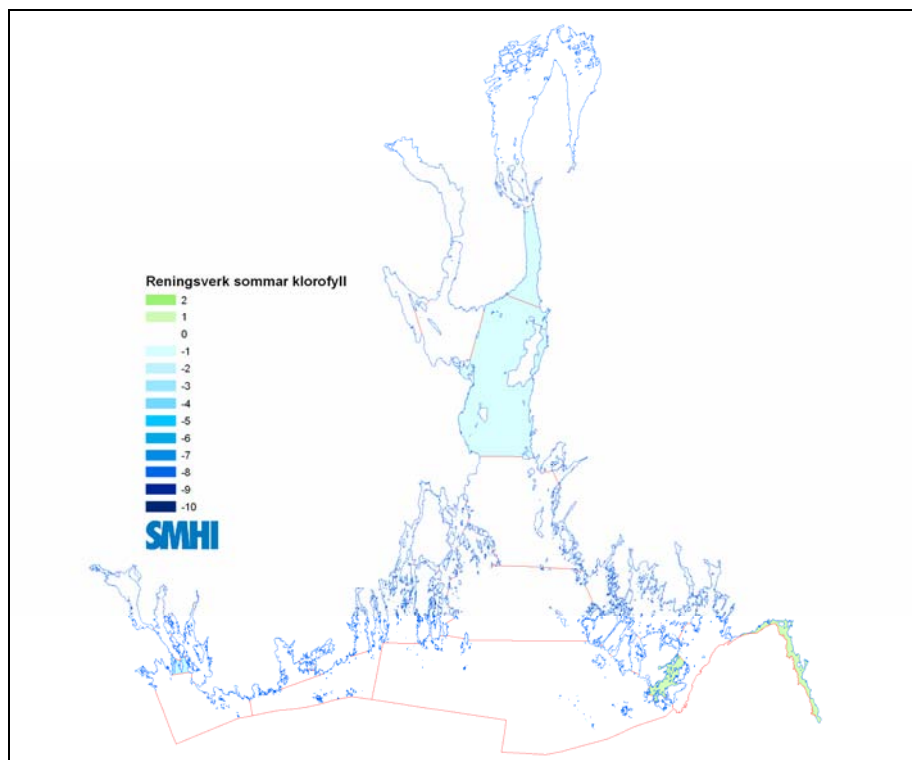


Figur 13-10. Beregnet prosentvis endring av totalnitrogen i overflatelaget (0-10m) i vinterperioden basert på simuleringer over en 14 års periode etter gjennomføring av sekundærrensing av nitrogen (70% reduksjon) i 14 kommunale renseanlegg.



Figur 13-11. Beregnet prosentvis endring av totalnitrogen i overflatelaget (0-10m) i sommerperioden juni – august basert på simuleringer over en 14 års periode etter gjennomføring av sekundærrensing av nitrogen i 14 kommunale renseanlegg.

Den beregnede effekten på planteplankton forløper noe annerledes med størst reduksjon (1 – 2%) i de indre sentrale delene av fjorden (Bastøydypet og Drøbaksundet, Figur 13-12). I Iddefjorden angir modellen en økt mengde klorofyll (1 – 2%) etter rensing. Forklaringen til dette kan være at tiltaket også medfører reduserte mengder organisk materiale i utslippet. Dette vil redusere mattilgangen til beiterne (dyreplanktonet) og derved redusere bestanden av disse som igjen gir redusert beitetrykk på planteplanktonet.



Figur 13-12. Beregnet prosentvis endring av klorofyll-a i overflatelaget (0-10m) i sommerperioden juni – august basert på simuleringer over en 14 års periode etter gjennomføring av sekundærrensing av nitrogen i 14 kommunale rensesanlegg.

13.5 Scenario 2 – reduserte tilførsler fra landbruk

I dette andre scenariet ble det antatt at gjennomførte tiltak i jordbruket reduserte utslippene av både fosfor og nitrogen med 25%. Det er ikke spesifisert hvilke tiltak som gjennomføres og det er antatt at tiltakene gir samme relative effekt (25% av bidraget til jordbruket) i alle avrenningsområder.

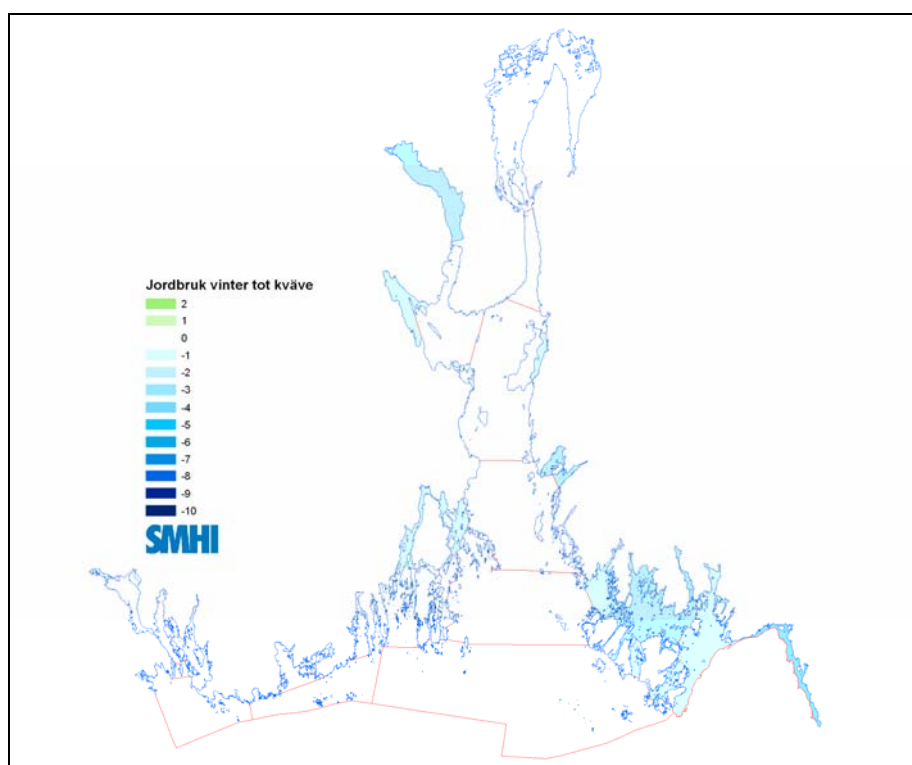
Grunnlaget for beregningene var tilførsler til de enkelte fjordbassenger basert på ferskvannsavrenningen beregnet av NVE og elvetilførselsprogrammet. TEOTIL beregninger som viste andelen av utslippene fra jordbruket innen de enkelte avrenningsområdene, ble benyttet som grunnlag for å beregne den reduserte tilførselen til hvert enkelt basseng (fjord – og kystområde) som følge av tiltaket. Figur 4-1 viser at det er betydelig forskjeller i jordbrukets andel av de

totale lokale tilførslene mellom de ulike avrenningsområdene. For eksempel utgjør jordbrukets bidrag av nitrogen- og fosfortilførslene hele 68% av de totale tilførslene som kommer med Aulielva i Vestfold, mens de tilsvarende verdiene for Skiensvassdraget er ca 13%.

En 25% reduksjon av jordbruksbasert nitrogentilførsel fra Aulielva fører til at den totale lokale nitrogen-tilførselen til Vestfjorden reduseres med 18%.

Tilførslene med Glomma utgjør ca halvparten av de totale nitrogentilførslene til Ytre Oslofjord. Av dette er andelen fra jordbruket ca 46%. Reduseres jordbrukets bidrag med 25% vil dette medføre at Glommas totale tilførsler av nitrogen reduseres med ca 12%.

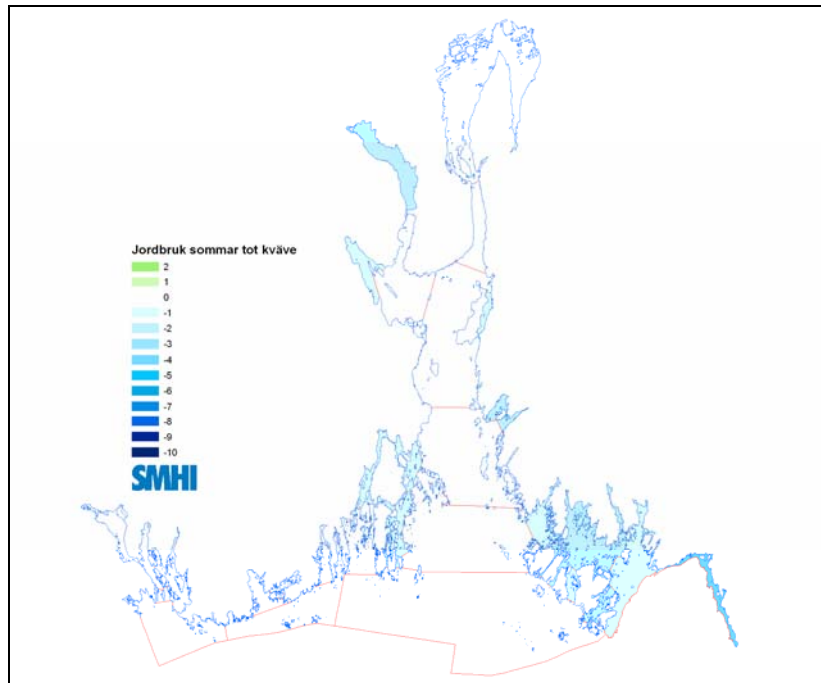
Totalt gir en 25% reduksjon av jordbrukets nitrogenbelastning en 11% reduksjon av den lokale belastningen i Ytre Oslofjorden.



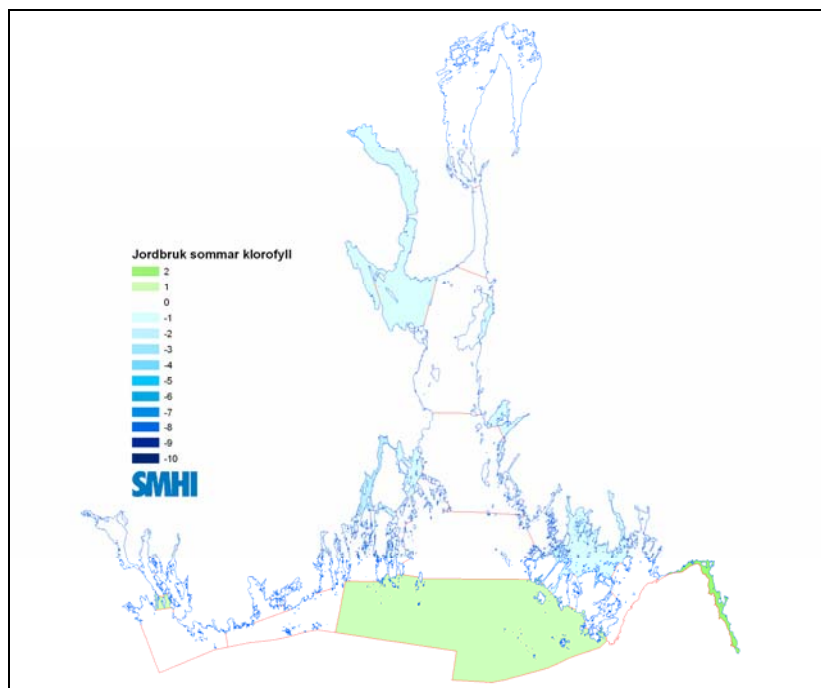
Figur 13-13. Beregnet prosentvis endring av totalnitrogen i overflatelaget (0-10m) i vinterperioden basert på simuleringer over en 14 års periode etter reduserte utslipp av nitrogen og fosfor fra landbruket

I likhet med beregningen for kommunale renseanlegg, gir tiltak i jordbruket bare lokale effekter i forhold til nitrogen i områder med begrenset vannuskiftning med hovedfjorden (Figur 13-13 og Figur 13-14). Dette gjelder spesielt fjorder og kystområder med store tilførsler fra jordbruket som Vestfjorden ved Tønsberg, Sandebukta, Drammensfjorden og Hvaler – Iddefjordsområdet.

I forhold til klorofyll gir modellen samme resultat i Iddefjorden, med økt mengde planteplankton måt som klorofyll-a ved reduserte tilførsler.



Figur 13-14. Beregnet prosentvis endring av totalnitrogen i overflatelaget (0-10m) i sommerperioden juni – august basert på simuleringer over en 14 års periode etter reduserte utslipp av nitrogen og fosfor fra landbruket.

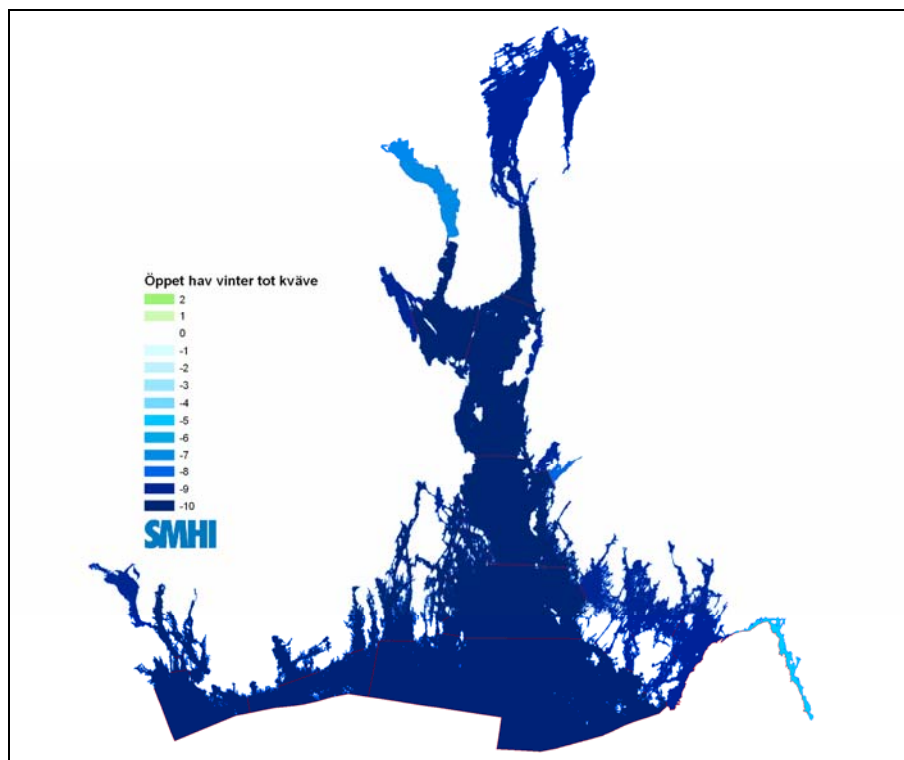


Figur 13-15. Beregnet prosentvis endring av klorofyll-a i overflatelaget (0-10m) i sommerperioden juni – august basert på simuleringer over en 14 års periode etter reduserte utslipp av nitrogen og fosfor fra landbruket.

13.6 Scenario 3 – reduserte langtransporterte tilførsler

Kystovervåkingen fra Jomfruland til Lista som har pågått siden 1990, har påvist en markert redusert tilstand i løpet av perioden sannsynligvis i stor grad som følge av økte tilførsler av særlig partikler fra kontinentet og fra Norge (NIVA 2002, 2004). Det er en betydelig vannutveksling mellom Ytre Oslofjord og de to havområdene Skagerrak og Kattegat. Tilstanden i disse åpne havområdene har derfor stor betydning for tilstanden i Oslofjorden.

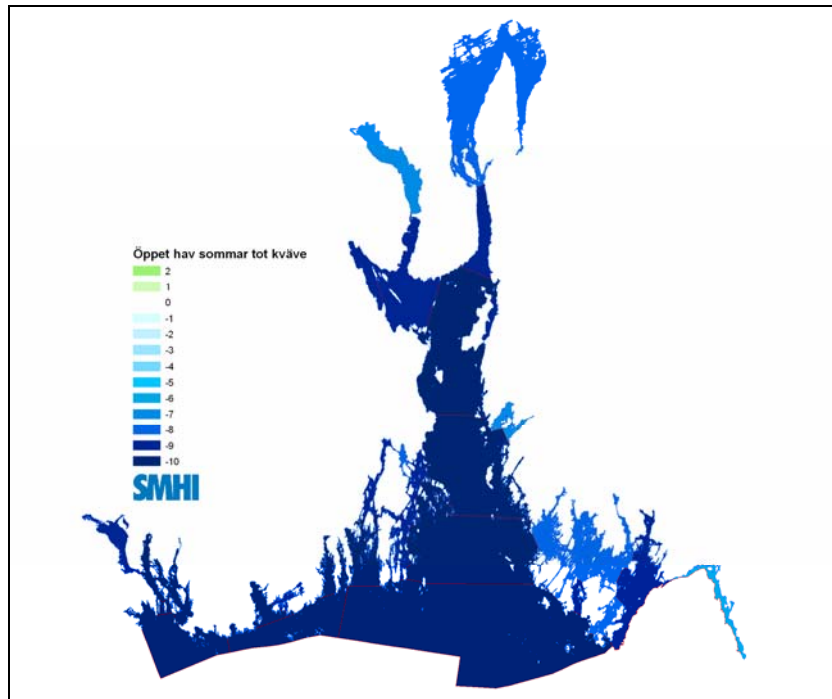
Det tredje og siste scenariet i modellberegningen fokuserer på effekten i Oslofjorden av en tenkt forbedring av Skagerraks tilstand som følge av reduserte tilførsler fra kontinentet til Nordsjøen og til Østersjøen. Vi har antatt at både nitrogen- og fosforforbindelser reduseres med 10% i forhold til de målte verdiene fra Kystovervåkingen i perioden fra 1990 til 1993. Antagelsen er basert på modellstudier utført av Havforskningsinstituttet som viser at forholdene i Skagerrak i stor grad er koplet til forholdene i Nordsjøen, men også til Østersjøen.



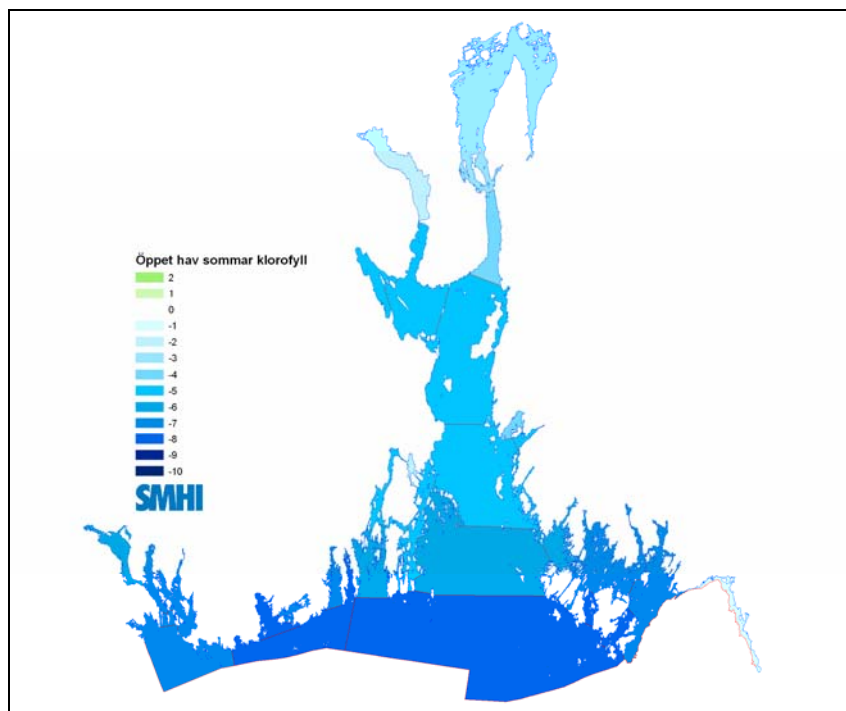
Figur 13-16. Beregnet prosentvis endring av totalnitrogen i overflatelaget (0-10m) i vinterperioden basert på simuleringer over en 14 års periode der belastningen fra Skagerrak er redusert med 10% både av nitrogen og fosfor.

Resultatene av beregningene (Figur 13-16, Figur 13-17 og Figur 13-18) tyder på at en slik endring ville gi en betydelig endring av tilstanden i hele Ytre Oslofjord. Endringene ville vært størst i de ytre og åpne delene av fjorden, men selv i relativt innelukkede områder som

Drammensfjorden og Iddefjorden ville en slik endring gi større eller sammenlignbare forbedringer sammenlignet med lokale tiltak.



Figur 13-17. Beregnet prosentvis endring av totalnitrogen i overflatelaget (0-10m) i sommerperioden basert på simuleringer over en 14 års periode der belastningen fra Skagerrak er redusert med 10% både av nitrogen og fosfor.



Figur 13-18. Beregnet prosentvis endring av klorofyll i overflatelaget (0-10m) basert på simuleringer over en 14 års periode der belastningen fra Skagerrak er redusert med 10% både av nitrogen og fosfor.

13.7 Oppsummering

Resultatene av modellberegningene viser en meget god overenstemmelse med de observerte data av hydrografi (salinitet og temperatur), næringssalter (nitrat, totalnitrogen, fosfat, totalfosfor) og oksygen. Avvikene mellom de to datasettene kan i stor grad forklares ved at modellberegningene er et gjennomsnitt for overflatelaget (0-10m) i hele det aktuelle fjordområdet, mens de observerte data er fra 2 m dyp på en til to stasjoner innen det samme området.

Større forskjeller er det mellom beregnede og observerte klorofyllmengder. Dette skyldes hovedsakelig at modellen benytter klorofyll som et direkte mål på biomasse, mens forholdet mellom biomasse og klorofyllmengder kan variere i observerte data. Blant annet fanger modellen ikke opp ekstremisituasjoner med høye klorofyllverdier i observerte data knyttet til større oppblomstringer i Singlefjorden – Iddefjorden.

Modellberegningen gir et godt grunnlag for å gjennomføre en generell klassifisering av tilstanden i hele Ytre Oslofjord som en komplettering i forhold til et måleprogram. Klassifiseringen basert på modellberegninger viser størst samsvar med klassifiseringen basert på observerte verdier fra vinterperioden. I sommerperioden er det godt samsvar mellom de to klassifiseringene i områder med stor lokal påvirkning.

Scenarieberegningene tyder på at lokale tiltak vil ha liten effekt begrenset til innelukkede områder med store lokale tilførsler.



14 REFERANSER

- Anon, 1996. Ytre Oslofjord. Eutrofitilstand, utvikling og forventede effekter av reduserte tilførsler av næringssalter. Rapport fra ekspertgruppe for vurdering av eutrofi forhold i fjorder og kystfarvann. SFT 1996.
- Anon, 2005. Rammedirektivet for vann – Metodikk for grov-karakterisering av vannforekomster i Norge. Foreløpig versjon 22. mars 2005. Direktoratgruppen.
- Aure, J. & D. Danielssen, 1996. Fjordbassengene i Ytre Oslofjord: Oksygenforbruk, organisk belastning og vannutskifting. Havforskningsinstituttet Prosjektrapport 17-1996.
- Aure, J. & D. Danielssen, 1998. Fjordbassengene i Ytre Oslofjord: Vannutskifting, oksygen og næringssalter 1995 – 1998. Statlig Program for forurensingsovervåking. Rapport 725/98 (TA-1529/1998).
- Aure, J. & D. Danielssen, 1999. Ytre Oslofjord. Hydrografi og næringssalter over terskeldyp. Prosjektrapport, Havforskningsinstituttet. Statlig Program for forurensingsovervåking. Rapport 785/99 (TA-1696/1999). ISSN 0071-5638.
- Aure, J. & D. Danielssen, 2001. Ytre Oslofjord. Overvåking av eutrofitilstanden 1999 - 2000. Fisken og Havet nr. 3 2001.
- Bennekom, A.J., Gieskes, W.W.C., Tijssen, S.B. 1975. Eutrophication of Dutch coastal waters. – Proc. R. Soc. (B) 189:359-374.
- Bokn, 1978. Klasser av fastsittende alger brukt som indikatorer på eutrofiering i estuarine og marine vannmasser. Norsk institutt for vannforskning. Årbok 1978, s. 53-59.
- Braarud, T. 1945. A phytoplankton survey of the polluted waters of inner Oslo Fjord. – Hvalrådets Skrifter 19:1-63.
- Braarud, T. & Bursa, A., 1939. The phytoplankton of the Oslo Fjord 1933-1934. - Hvalråd. Skr.19:1-63.
- Braarud, T., Føyn, B. & Hasle, G.R., 1958. The marine and freshwater phytoplankton of the Dramsfjord and the adjacent part of the Oslofjord March-December 1951. Hvalråd. Skr. 43, 1-102
- Braarud, T. & Føyn, B., 1958. Phytoplankton observations in a brackishwater locality of south-east Norway. - Nytt Mag. Bot. 6:47-73.
- Braarud, T. & Nygaard, I., 1967. Fytoplankton. Oslofjorden og dens forurensningsproblemer. I. Undersøkelsen 1962-65. Delrapport 4. - Norsk Institutt for Vannforskning (1967):1-171.
- DNV, 1991. Resipientundersøkelser i Mossesundet, 1990. Del I. Sammendrag og Hovedrapport. Del II Datatrapport. P90-525.
- DNV, 1996. Resipientundersøkelser av Mossesundet. DNV-rapport 96-3285
- DNV, 1996b. Resipientundersøkelse i Sandebukta 1995, Sande Paper Mill A/S, DNV Rapport nr 96-3177



- DNV, 1998. Miljøovervåkning i Sandefjordsfjorden og indre Mefjord 1997-98, Delrapport 5 Bløtbunnsfauna og gruntvannssamfunn. Statlig program for forurensning Rapport nr. 747/98
- DNV, 2001. Miljøovervåkning av Sandebukta 2000, Delrapport II, Sande Paper Mill A/S, DNV rapport nr 2001-0141
- DNV, 2003. Overvåking av eutrofiering i Ytre Oslofjord. Delrapport: Vannkvalitet og tilførsler - 2002. Rapport nr.: 2003-0202.
- Gaarder, T., Gran, H.H. 1927. Investigations of the production of plankton in the Oslo Fjord. – Rapp. Cons. Explor. Mer 42:1-48.
- Gillbricht, M. 1983. Eine “red tide” in der südlichen Nordsee und ihre Beziehung zur Umwelt. – Helgoländer wiss. Meeresunters. 36:119-139.
- NIVA, 1979. Resipientundersøkelse av nedre Skienselva, Frierfjorden og tiliggende fjordområder. Rapport 8, Sluttrapport. NIVA-rapport nr. 1103.
- Miljøplan, 1984. Forurensningssituasjonen i Sandefjordsfjorden og Mefjorden belyst gjennom forekomst av fastsittende alger. Fremdriftsrapport 1977-1983.
- Miljøplan, 1990. Resipientundersøkelse i Larviksfjorden 1989.
- Miljøplan, 1990b. Resipientundersøkelse i Sandebukta, Norske Skog Sande Paper Mill A/S.
- NIVA, 1990. Eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord 1989. Hovedrapport 427/90.
- NIVA, 1991a. Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 3. Vannutskiftning i fjordene. Overvåkingsrapport nr. 450/91. NIVA rapport nr. 2588.
- NIVA, 1991b. Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 9. Konklusjoner. Overvåkingsrapport nr. 751/97. NIVA rapport nr. 2697.
- NIVA, 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Bløtbunnsfauna 1994. Rapport 659/96.
- NIVA, 1999. Grenlandsfjordene 1994-1997. Undersøkelser av vannkjemiske forhold og vannutskiftning. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 756-99. TA-1626-99.
- NIVA, 2000a. Oksygenforholdene i Drammensfjorden oktober 2000. NIVA Rapport LNR. 4311-2000.
- NIVA, 2000b. Overvåking av Ytre Oslofjord. Delprosjekt nr. 2. Overvåking av Singlefjorden/Hvaler og Ringdalsfjorden 1999. NIVA Rapport 4237-2000.
- NIVA, 2000c. Overvåking av Grenlandsfjordene 1998 – 99. Badevannskvalitet og oksygenforhold. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport 794/00.
- NIVA, 2000d. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Bløtbunn datarapport 1999. Rapport 789/00.
- NIVA, 2001. Overvåking av Ytre Oslofjord. Delprosjekt nr. 2. Overvåking av Hvaler og Singlefjorden i 2000. NIVA Rapport LNR 4367-2001



- NIVA, 2003. Typifisering av norske marine vannforekomster. System for å beskrive økologisk naturtilstand. Forslag til referansenettverk Rapport 4731-2003.
- NIVA, 2004a. BIOKLASS – Klassifisering av økologisk status i norske vannforekomster. Rapport LNR 4860-2004.
- NIVA, 2004b. Foreløpig karakterisering av vannforekomster på Østlandet - Sluttrapport for karakteriseringsarbeidet våren 2004. L.nr. 4883-2004
- NIVA, 2006. Datafiler med resultater fra modellberegninger utført i 2005 - 2006 med modellen TEOTIL. Mottatt på mail april 2006.
- NVE, 2005. Ferskvannsavrenning til Ytre Oslofjord. Notat. Lars-Evan Patterson, NVE-HV, 15.03.2005.
- Paasche, E. 1977. Growth of three diatom species in Oslofjord water in absence of artificial chelators. – J. exp. Mar. Biol. Ecol. 29:91-106.
- Paasche, E., Bryceson, I., Tangen, K. 1984. Interspecific variation in dark nitrogen uptake by dinoflagellates. - J. Phycol. 20:394-401.
- SFT, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03. TA-1467/1997.
- SFT, 2002a. Riverine Inputs and Direct discharges to Norwegian Coastal Waters - 2000. OSPAR Commission. B: Data report. Report number: 01-031.
- SFT, 2002b. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. 10 års rapport 1990-1999. Rapport: 848/02
- SFT 2002c. Veiledning. Resipientundersøkelser I fjorder og kystfarvann. EUs avløpsdirektiv. 46 s.
- SFT, 2003a. Riverine Inputs and Direct discharges to Norwegian Coastal Waters - 2001. OSPAR Commission. B: Data report. Report number: 02-016 B.
- SFT, 2003b. Riverine Inputs and Direct discharges to Norwegian Coastal Waters - 2002. OSPAR Commission. B: Data report. Report number: 03-043 B.
- SFT, 2004a. Riverine Inputs and Direct discharges to Norwegian Coastal Waters - 2003. OSPAR Commission. B: Data report. Report number: 04-043 B
- SFT, 2004b. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Statlig program for forurensningsovervåking. Årsrapport for 2003. Rapport: 901/2004. TA-nr. 2025/2004.
- SFT, 2006. Riverine Inputs and Direct discharges to Norwegian Coastal Waters - 2004. OSPAR Commission. B: Data report. Report number: 06- B
- SMHI, 2006. Sluttrapport for Yttre Oslofjord. SMHI Rapportnr. 2005-74.
- Tangen, K., 1974. Fytoplankton og planktoniske ciliater i en forurenset terskelfjord, Nordåsvatnet i Hordaland. 449 s
- Tangen, K., 1980. Brunt vann i Oslofjorden i september 1979, forårsaket av den toksiske *Prorocentrum minimum* og andre dinoflagellater. Blyttia 38:145-158



- Tangen, K., 1985. *Gyrodinium aureolum* og andre dinoflagellater i Oslofjorden, 1966-1982. - Flødev. Meld. 3:33-54.
- Tangen, K. & Bjørnland, T., 1985. *Gyrodinium aureolum* høsten 1981. Observasjoner i Oslofjorden i oktober. – Flødev. Meld. 3:55-64.
- Tangen, K., Dahl, E., Paasche, E. 1995. Planktonalger i Ytre Oslofjord. – OCN R-95055:1-22.
- UiO, 1995. Overvåking av forurensnings-situasjonen i Indre Oslofjord. Undersøkelser av bløtbunnsfauna 1993. Statlig program for forurensningsovervåkning. Rapport 622/95.

- o0o -

APPENDIX

A

STASJONSNETT - VANNKVALITET

Stasjonsoversikt overvåking av vannkvalitet 2001 – 2005. Vi: Desember - Februar, Vå: Mars - Mai, So: Juni - September, Hø: Oktober - November. Nummer indikerer antall tokt på stasjonen innen de enkelte årstider og år.

| Navn | Nord (WGS 84) | Øst (WGS 84) | Dyp (m) | Navn | 2001 | | | | 2002 | | | | 2003 | | | | 2004 | | | | 2005 | | | |
|-------|------------------|-----------------|------------|----------------------|------|----|----|----|------|----|----|----|------|----|----|----|------|----|----|----|------|----|----|----|
| | | | | | Vi | Vå | So | Hø | Vi | Vå | So | Hø | Vi | Vå | So | Hø | Vi | Vå | So | Hø | Vi | Vå | So | Hø |
| OF-1 | 59.041050 | 10.754434 | 452 | Torbjørnskjær | 3 | | 6 | | 3 | | 6 | | 3 | | 6 | | 3 | | 6 | | 2 | | 6 | |
| OF-2 | 59.186668 | 10.691667 | 358 | Missingene | 3 | | 6 | | 3 | | 6 | | 3 | | 6 | | 3 | | 6 | | 2 | | 6 | |
| OF-4 | 59.358665 | 10.590567 | 306 | Bastø | 3 | | 6 | | 3 | | 6 | | 3 | | 6 | | 3 | | 6 | | 2 | | 6 | |
| OF-5 | 59.486668 | 10.458333 | 199 | Breiangen | 3 | | 6 | | 3 | | 6 | | 3 | | 6 | | 3 | | 6 | | 2 | | 6 | |
| OF-7 | 59.590000 | 10.640000 | 200 | Filtvedt | 1 | | 6 | | | | 6 | | | | 4 | | | | 6 | | | | | |
| D-1 | 59.531818 | 10.404866 | 85 | Ytre Drammensfjorden | 1 | | 6 | | | | 6 | | | | 4 | | | | 6 | | | | | |
| D-2 | 59.627766 | 10.420983 | 119 | Indre Drammensfjord | | | 6 | | | | 6 | | | | 4 | | 2 | 7 | 1 | | | 6 | | |
| D-3 | 59.705883 | 10.313517 | 97 | Drammensfjorden | | | 6 | | | | 6 | | | | 4 | | | | 6 | | | | | |
| D-4 | 59.57179 | 10.41874 | 22 | Solbergbukta | | | | | | | | | | | | | | | 6 | | | | | |
| LA-1 | 59.019299 | 10.051566 | 105 | Larviksfjorden | | | 6 | | | | 6 | | | | 4 | | | | 6 | | | | | |
| SF-1 | 59.077351 | 10.246067 | 60 | Sandefjord | | | 6 | | | | 6 | | | | 4 | | | | 6 | | | | 6 | |
| TØ-1 | 59.202835 | 10.355416 | 46 | Vestfjorden | | | 6 | | | | 6 | | | | 4 | | | | 6 | | | | 6 | |
| TØ-2 | 59.213818 | 10.490717 | 33 | Vallø | | | 6 | | | | 6 | | | | 4 | | | | 6 | | | | | |
| HO-1 | 59.433949 | 10.473300 | 25 | Horten Indre | | | 6 | | | | 6 | | | | 4 | | | | 6 | | | | | |
| SAN-3 | 59.55082 | 10.25745 | 45 | Sandebukta | 2 | | 6 | | 2 | | 6 | | | | 4 | | | | 6 | | | | 6 | |
| SAN-1 | 59.56156 | 10.24442 | 23 | Sandebukta | 2 | | 4 | | 2 | | 3 | | | | | | | | | | | | | |
| SAN-8 | 59.50907 | 10.30440 | 72 | Sandebukta | 2 | | 4 | | 2 | | 3 | | | | | | | | | | | | | |
| SAN-A | 59.55572 | 10.26602 | 43 | Sandebukta | 2 | | 4 | | 2 | | 3 | | | | | | | | | | | | | |
| LØ-1 | 59.48482 | 10.37355 | 67 | Langøya | | | | | | | | | | | | 3 | | 6 | | 1 | | | | |
| MO-1 | 59.443333 | 10.659950 | 46 | Indre Mossesundet | | | 6 | | | | 6 | | | | 4 | | | | 6 | | | | 6 | |
| MO-2 | 59.484333 | 10.678083 | 102 | Kippenes | | | 6 | | | | 6 | | | | 4 | | | | 6 | | | | 6 | |
| M-6 | 59.505 | 10.6733 | 119 | N-Jeløya | | | 4 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| M-3 | 59.453 | 10.662 | 36 | Kjellandsvik | | | 4 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| M-4 | 59.4683 | 10.675 | 67 | Kambo | | | 4 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| RA-1 | 59.234852 | 10.717433 | 120 | Rauerfjorden | | | 6 | | | | 6 | | | | 4 | | | | 6 | | | | | |
| KF-1 | 59.310116 | 10.768900 | 16 | Krokstadfjorden | | | 6 | | | | 6 | | | | 4 | | | | 6 | | | | | |
| Ø-1 | 59.136501 | 10.833950 | 50 | Leira | 3 | 2 | 6 | 1 | 3 | 1 | 6 | | | | 4 | | | | 6 | | | | | |

| Navn | Nord (WGS 84) | Øst (WGS 84) | Dyp (m) | Navn | 2001 | | | | 2002 | | | | 2003 | | | | 2004 | | | | 2005 | | | |
|------|------------------|-----------------|------------|--------------------|------|----|----|----|------|----|----|----|------|----|----|----|------|----|----|----|------|----|----|----|
| | | | | | Vi | Vå | So | Hø | Vi | Vå | So | Hø | Vi | Vå | So | Hø | Vi | Vå | So | Hø | Vi | Vå | So | Hø |
| I-1 | 59.109432 | 11.001966 | 52 | Ramsø | 1 | 1 | 6 | | | 2 | 6 | 2 | 3 | 2 | 6 | 2 | 3 | 2 | 7 | 2 | 2 | 1 | 6 | 2 |
| I-3 | 59.14650 | 10.96173 | | Kjøkøy Øst | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | |
| S-6 | 59.087284 | 11.217633 | 55 | Kjeøy | 3 | 3 | 6 | 1 | 3 | 3 | 6 | 2 | 3 | 2 | 6 | 2 | 3 | 2 | 7 | 2 | 2 | 1 | | 2 |
| R-5 | 59.111717 | 11.314266 | 34 | Ringdalsfjorden | 3 | 2 | 6 | 1 | 3 | 3 | 6 | 2 | 3 | 2 | 6 | 2 | 3 | 2 | 7 | 2 | 2 | 1 | 6 | 2 |
| S-9 | 59.114334 | 11.161667 | 95 | Haslau | 3 | 3 | 6 | 1 | 3 | 3 | 6 | 2 | 3 | 2 | 6 | 2 | 3 | 2 | 7 | 2 | 2 | 1 | 6 | 2 |
| ID-1 | 59.10150 | 11.36911 | | Skysskaffern | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | 6 | 2 |
| ID-2 | 59.109432 | 11.385033 | | Kjellvik | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 6 | 2 |
| BC-1 | 59.10437 | 9.61800 | 96 | Frierfjorden | | | | | | | 6 | | | | 4 | | | | 6 | | | | 6 | |
| FG-1 | 59.03908 | 9.72323 | 106 | Langesunds-fjorden | | | | | | | 6 | | | | 4 | | | | 6 | | | | | |
| GI-1 | 59.02265 | 9.79675 | 208 | Håøyfjorden | | | | | | | 6 | | | | 4 | | | | 6 | | | | | |

- o0o -

APPENDIX

B

TIDLIGERE RAPPORTER

Følgende rapporter er utgitt i programmet:

- DNV, 2002. Overvåking av eutrofitilstanden i Ytre Oslofjord. Samlerapport – 2001. Rapport nr.: 2002-0365.
- ICG, 2001. Delrapport: Tilførsler – Kildeoversikt, for perioden 1990 - 2000. Tre datavedlegg: Nitrogen, Fosfor, Organisk materiale.
- DNV, 2002. Delrapport: Vannkvalitet 2001. Rapport nr.: 2002-0363
- DNV, 2002. Delrapport: Gruntvannssamfunn 2001. Rapport nr.: 2002-0364
- DNV, 2002. Delrapport: Bløtbunnsfauna 2001. Rapport nr.: 2002-0362.
- DNV, 2003. Overvåking av eutrofitilstanden i Ytre Oslofjord. Samlerapport – 2002. Rapport nr.: 2003-0441.
- DNV, 2003. Delrapport: Vannkvalitet og tilførsler - 2002. Rapport nr.: 2003-0202.
- DNV, 2003. Delrapport: Gruntvannssamfunn 2002. Rapport nr.: 2003-0233.
- DNV, 2003. Delrapport: Bløtbunnsfauna 2002. Rapport nr.: 2003-0175.
- DNV, 2004. Overvåking av eutrofitilstanden i Ytre Oslofjord. Samlerapport – 2003. Rapport nr.: 2004-0442.
- DNV, 2004. Delrapport; Vannkvalitet og tilførsler - 2003. Rapport nr.: 2004-0180.
- DNV, 2004. Delrapport: Gruntvannssamfunn 2003. Rapport nr.: 2005-0375.
- DNV, 2004. Delrapport: Bløtbunnsfauna 2003. Rapport nr.: 2005-0117.
- DNV, 2005. Overvåking av eutrofitilstanden i Ytre Oslofjord. Samlerapport – 2004. Rapport nr.: 2005-0375.
- DNV, 2005. Delrapport; Vannkvalitet og tilførsler - 2004. Rapport nr. 2006-0049.
- DNV, 2005. Delrapport: Gruntvannssamfunn 2004. Rapport nr. 2005-0375
- DNV, 2005. Delrapport: Bløtbunnsfauna 2004. Rapport nr. 2005-0117
- DNV, 2006. Delrapport; Vannkvalitet og tilførsler - 2005. Rapport nr. 2006-XXXX.
- DNV, 2006. Delrapport: Gruntvannssamfunn 2005. Rapport nr. 2006-xxxx
- DNV, 2006. Overvåking av eutrofitilstanden i Ytre Oslofjord. Femårsrapport 2001 – 2005. Rapport nr. 2006- XXXX.

- o0o -

APPENDIX

C

FJORDOMRÅDER - BASSENGER

Bassenger benyttet i modellberegninger (SMHI) og hvilke fjordområder fra DNs Fjordkatalog som inngår i de enkelte bassengene.

| Nr. | Navn | Fjordid | Areal km ² | Nr. | Navn | Fjordid | Areal km ² |
|----------------|--------------------|----------------|-----------------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------------|
| B01 | Langesundsbukta | 01.10.00.03.00 | 6,3 | B17 | Missingen | 01.01.00.00.32 | 240,8 |
| | | 01.10.00.04.00 | 1,9 | | | 01.01.03.03.00 | 14,7 |
| | | 01.10.00.00.30 | 59,4 | B18 | Lera | 01.01.01.05.00 | 27,1 |
| | | 01.10.00.01.00 | 0,3 | B19 | Indre Løperen | 01.01.01.04.03 | 1,0 |
| | | 01.10.00.02.00 | 1,0 | | | 01.01.01.04.05 | 20,9 |
| | | 01.10.00.00.33 | 28,4 | | | 01.01.01.04.02 | 3,1 |
| 01.01.00.00.31 | 90,7 | 01.01.01.04.06 | 0,8 | | | | |
| B02 | Svenner | 01.01.04.05.00 | 1,6 | | | 01.01.01.04.07 | 2,9 |
| | | 01.01.04.01.00 | 6,9 | | | 01.01.01.04.01 | 52,3 |
| B03 | Hvalerdypet | 01.01.00.00.30 | 529,3 | B20 | Løperen | 01.01.01.04.08 | 8,5 |
| B04 | Dypingen | 01.10.01.08.02 | 5,1 | B21 | Skjærhalden | 01.01.01.03.06 | 12,9 |
| B05 | Langesundsfjorden | 01.10.01.06.00 | 6,6 | B22 | Singlefjorden | 01.01.01.03.05 | 4,4 |
| | | 01.10.01.08.01 | 7,8 | | | 01.01.01.03.01 | 51,9 |
| B06 | Frierfjorden | 01.10.01.07.03 | 2,0 | | | 01.01.01.03.04 | 1,2 |
| | | 01.10.01.07.01 | 20,2 | | | 01.01.01.03.02 | 0,7 |
| | | 01.10.01.07.02 | 0,8 | 01.01.01.03.03 | 1,0 | | |
| B07 | Helgerofjorden | 01.10.01.04.01 | 0,2 | B23 | Iddefjorden | 01.01.01.02.01 | 1,8 |
| | | 01.10.01.04.02 | 4,4 | | | 01.01.01.02.02 | 10,4 |
| | | 01.10.01.05.00 | 2,7 | | | 01.01.01.02.03 | 0,4 |
| | | 01.10.01.03.00 | 9,4 | B24 | Rauøybassenget | 01.01.02.01.01 | 199,7 |
| | | 01.10.01.02.00 | 5,6 | | | 01.01.02.01.01 | 0,004 |
| | | 01.10.01.01.00 | 4,1 | | | 01.01.02.01.01 | 0,001 |
| B08 | Larviksfjorden | 01.01.04.03.00 | 21,5 | | | 01.01.02.01.02 | 3,5 |
| B09 | Viksfjorden | 01.01.04.04.00 | 6,9 | | | 01.01.02.01.03 | 0,8 |
| B10 | Sandefjordsfjorden | 01.01.04.02.00 | 15,6 | B25 | Krokstadfjorden | 01.01.02.01.04 | 5,2 |
| B11 | Vestfjordenfjorden | 01.01.03.01.02 | 47,4 | B26 | Kurefjorden | 01.01.02.01.05 | 8,1 |
| B13 | Tjøme | 01.01.03.04.00 | 16,2 | B27 | Bastøydypet | 01.01.02.11.00 | 3,8 |
| | | 01.01.03.06.00 | 6,1 | | | 01.01.02.03.00 | 101,6 |
| | | 01.01.03.08.00 | 2,1 | | | 01.01.02.02.00 | 109,0 |
| | | 01.01.03.05.00 | 1,0 | B28 | Breiangen | 01.01.02.08.02 | 15,9 |
| 01.01.03.07.00 | 3,0 | 01.01.02.10.00 | 73,7 | | | | |
| B14 | Vrengen | 01.01.03.07.00 | 3,0 | B29 | Sandebukta | 01.01.02.09.00 | 22,3 |
| B15 | Vallø | 01.01.03.02.00 | 13,6 | B30 | Drammensfjorden | 01.01.02.08.01 | 46,6 |
| B12 | Vestfjorden | 01.01.03.01.01 | 18,4 | B31 | Drøbaksundet | 01.01.02.05.00 | 34,5 |
| B16 | Træla | | | B33 | Mossesundet | 01.01.02.04.00 | 6,7 |
| Total areal | | | 946,3 | | | | 1088,4 |

APPENDIX

D

VASSDRAGSOMRÅDER - YTRE OSLOFJORD

Vassdragsområder med avrenning til Ytre Oslofjordområdet slik fjorden er avgrenset i dette prosjektet (data fra NVE, 2005).

| Vassdragsnummer | Delområde | Navn, vassdragsområde | Areal km ² | Samlet areal km ² |
|------------------------------------|-----------|---|-----------------------|------------------------------|
| 001 | 001.1Z | Enningdalselva | 779 | 2501 |
| | 001.Z | Tista | 1589 | |
| | | Restfelt svenskegrensa til Sponvika | 133 | |
| 002 | 002.Z | Glomma | 41970 | 42441 |
| | | Restfelt fra Sponvika til Risholmen i Onsøy kommune | 471 | |
| 003 | 003.Z | Mosseelva | 698 | 848 |
| | | Restfelt fra Risholmen til Brevik i Vestby kommune | 159 | |
| 004 | 004.Z | Hølenelva | 139 | 205 |
| | | Restfelt Brevik til Husvik ved Drøbak | 66 | |
| 010 | | Hurumlandet fra Neset nord for Storsand til Rødtangen | 114 | 114 |
| 011 | 011.Z | Lierelva | 310 | 310 |
| 012 | 012.Z | Drammenselva | 17110 | 17110 |
| | 011 – 012 | Restfelt i Drammensfjorden innenfor Rødtangen | 127 | 127 |
| 013 | 013.Z | Sandeelva | 193 | 359 |
| | | Restfelt fra Sandvika i Sande kommune til Jarlsø i Tønsberg | 166 | |
| 014 | 014.Z | Aulielva | 364 | 590 |
| | | Restfelt fra Jarlsø til Ertsvikodden på Østerøya i Sandefjord kommune | 226 | |
| 015 | 015.Z | Numedalslågen | 5554 | 6277 |
| | 015.4Z | Farriselva | 492 | |
| | | Restfelt fra Ertsvikodden til Mølen i Larvik kommune | 231 | |
| 016 | 016.Z | Skienselva | 10810 | 11274 |
| | | Restfelt fra Mølen til Langesundstangen i Bamble kommune | 464 | |
| Samlet areal km² | | | | 82156 |

- o0o -