



KLIMA- OG
FORURENSNINGS-
DIREKTORATET

Statlig program for forurensningsovervåking
Rapportnr. 2777/2011

Kystovervåkingsprogrammet Årsrapport for 2010

TA
2777
2011

Utført av Norsk institutt for vannforskning i samarbeid med Havforskningsinstituttet





Statlig program for forurensningsovervåking

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge

SPFO-rapport: 1089/2011

TA-2777/2011

ISBN 978-82-577-5869-1

Oppdragsgiver: Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif)

Utførende institusjon: Norsk institutt for vannforskning NIVA

: Årsrapport for 2010

**Rapport
2777/11**

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Kystovervåkingsprogrammet. Årsrapport for 2010.



Utførende institusjoner:
Norsk Institutt for Vannforskning NIVA
Havforskningsinstituttet HI

Prosjektansvarlig: NIVA
NIVA-prosjektnummer.: 10050
NIVA-rapport: 6134-2011

Forord

Kystovervåkingsprogrammet - "Langtidsovervåking av miljøkvalitet i kystområdene av Norge" ble startet i 1990 under Statlig program for forurensningsovervåking. Programmet ble utarbeidet av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i 1989 på oppdrag fra Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif, tidligere SFT). Kystovervåkingsprogrammet omfatter hydrofysiske, hydrokjemiske og biologiske undersøkelser (plankton, hard- og bløtbunn) langs den ytre kyst av Sør-Norge. Den hydrofysiske/-kjemiske delen av programmet utføres av NIVA og Havforskningsinstituttet i Bergen (HI), samt Havforskningsinstituttets forskningsstasjon Flødevigen i Arendal. De biologiske undersøkelsene utføres av NIVA. NIVA har også hovedansvaret for gjennomføring av prosjektet og utarbeidelse av rapportene.

Denne rapporten beskriver miljøtilstanden i 2010 og utviklingstrender i perioden fra 1990 til i dag.

Rapporten er skrevet av følgende personer (NIVA om ikke annet er gitt):

Klima, vannmasser og næringssalter: Anna Birgitta Ledang, Birger Bjerkgeng og Jan Aure (HI)

Planteplankton: Torbjørn M. Johnsen, Kai Sørensen, Evy R. Lømsland og Are Folkestad

Dyreplankton: Tone Falkenhaus (HI) og Lena Omli (HI)

Bløtbunn: Hilde Cecilie Trannum

Hardbunn: Kjell Magnus Norderhaug

Redaktør for rapporten: Kjell Magnus Norderhaug

Mange mennesker har vært med og gjennomføringen av Kystovervåkingsprogrammet hadde ikke vært mulig uten deres medvirkning. En spesiell takk rettes Lise Tveiten og Marijana Brkljacic for uvurderlig organisatorisk bistand. Også følgende personer har vært av stor betydning for gjennomføringen av programmet og alle takkes for innsatsen:

Hydrografi/kjemi/plankton: Einar Dahl (HI) og Terje Jåvold (HI).

Hardbunn: Norman W. Green, Janne Gitmark, Frithjof Moy (HI), Mats Walday, Lise Tveiten og Camilla With Fagerli

Bløtbunn: Gunhild Borgersen, Hilde Birkeland, Jesper Hansen, Rune Roland Hansen, Anders Hobæk, Jarle Håvardstun, Brage Rygg og Tea Turtumøygard.

Vi takker også Danmarks Miljøundersøkelser, Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut og Biologische Anstalt Helgoland for å kunne benytte deres hydrografidata fra Kattegat og Tyskebukta.

Kjell Magnus Norderhaug har vært leder av programmet i 2010. Lena Omli er prosjektansvarlig på HI og saksbehandler hos Klif var Pål Inge Hals.

Oslo, 15. mars 2011.

Kjell Magnus Norderhaug
Programleder



Innhold:

Sammendrag	6
Abstract	8
1. Innledning	10
1.1 Bakgrunn for programmet	10
1.2 Målsetting	10
1.3 Faginnhold og stasjonsnett	10
1.4 Metodikk	13
2. Klima og vannmassene i Skagerrak	14
2.1 NAO, lufttemperatur og nedbør	14
2.2 Vannmasser og sjøtemperatur	18
3. Tilførsler av næringsalter til Skagerrak	23
3.1 Langtransporterte tilførsler	23
3.2 Lokale tilførsler	26
4. Vannkvalitet i kystvannet av Skagerrak	32
4.1 Vinterverdier i overflatelaget	32
4.2 Sommerverdier i overflatelaget	39
4.3 Siktdyp	43
4.4 Vannkvalitet i ulike vannmasser	45
4.5 Geografiske gradienter i saltholdighet og næringsalter	52
4.6 Spesielle forhold med betydning for biologien	54
5. Planktonsamfunn i Skagerrak	59
5.1 Planteplankton	59
5.2 Dyreplankton	69
6. Hardbunnssamfunn	77
6.1 Tilstand	77
6.2 Utvikling over tid	81
7. Bløtbunnssamfunn	92
7.1 Bunnfauna	92
7.2 Bunnsedimenter	107
7.3 Tidstrender	108
8. Tilstanden i indre og ytre kystområder på hardbunn	111
9. Referanser	114

Sammendrag

Årsrapporten fra Kystovervåkingsprogrammet, 'Langtidsovervåking av miljøkvalitet i kystområdene av Norge' under Statlig program for forurensningsovervåking beskriver miljøstatus i kystvannet av Sør-Norge i 2010 og utviklingstrender i perioden fra programstart i 1990 og fram til i dag. Rapporten omfatter klima, næringssalter, vannkvalitet og biologisk mangfold i vannsøylen (plankton), på hardbunn (makroalger og -dyr) og bløtbunn (dyr). I tillegg omfatter rapporten en sammenligning av tilstanden på indre og ytre kyst basert på to års overvåkingsdata fra Sukkertareovervåkingsprogrammet.

Programmets målsetning er å

- gi oversikt over miljøtilstanden mht. næringssalter og effekter av disse
- identifisere fra hvilke områder ulike næringssaltmengder kommer til norskekysten
- kartlegge endringer i næringssaltkonsentrasjoner over tid
- kartlegge effekter av næringssalter på utvikling og tilstand i plankton-, hard- og bløtbunnssamfunn
- dokumentere det biologiske mangfoldet og beskrive endringer i dette

Mye planteplankton kan være tegn på overgjødsling, men 2010 var det niende året på rad med relativt liten algemengde (i Arendalsområdet) og lave klorofyllkonsentrasjoner på alle stasjonene. Selv om enkelte diarégift-produserende arter ble registrert nær eller over faregrensen for opphopning av diarégift i skjell, ble ikke slik opphopning registrert. To blomstringsperioder ble registrert vinteren/våren 2010 hvor den første fant sted allerede i begynnelsen av januar med to arter av kiselalger, mens forekomstene av dinoflagellater var generelt sett lave. *Prorocentrum triestinum* og *Pseudosolenia calcar-avis* er varmekjære arter som har blitt registrert de siste årene og som også ble registrert i 2010. *Dinophysis norvegica* og *D. acuminata* er potensielt diarégift-produserende arter som ble registrert i konsentrasjoner over faregrensenivå for opphoping av gift i skjell. Generelt sett ble det registrert relativt lite flagellater, men midt i juni ble *Chrysochromulina* registrert. Gjennomsnittlig dyreplanktonbiomasse var i 2010 den høyeste siden 2003. Denne økningen i biomasse skyldes blant annet relativt høy forekomst av *Calanus* i juni-juli. Til tross for noe høyere tettheter i 2010 sammenlignet med året før av blant annet *Calanus*, var konsentrasjonene av de fleste artene under gjennomsnittet for perioden 2000-2010.

Alle stasjonene med unntak av Arendal St. 2 var i tilstandsklasse Meget god eller God for alle de målte næringssaltparameterne og med liten risiko for uønskede algeoppblomstringer iht. OSPARs kriterier. Generelt var det mindre næringssalter i 2010 sammenlignet med 2009, bortsett fra ved Jomfruland og ved Lista hvor det var en liten økning eller ingen endring av PO_4^- og $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$. Det var liten endring i nitrogenkonsentrasjonene (PON, partikulært organisk nitrogen) for alle stasjonene i vintermånedene i 2010, mens fosfat- (POP, partikulært organisk fosfat) og karbonkonsentrasjonen økte i 2010 for Lista og Utsira sammenlignet med 2009. For POC og PON sommerstid er det ingen sterke trender gjennom overvåkingsperioden. Siktdypet var sommeren 2010 best på Jomfruland (Klifs tilstandsklasse Meget god) og dårligere østover (Ytre Oslofjord Mindre god) og vestover (Arendal St. 2 og Lista hadde tilstand God). Siktdypet har vært dårligere i senere år enn tidlig i overvåkingsperioden. POC/PON-forholdet både vinter- og sommerstid varierte mye i Ytre Oslofjord og på Sørlandet (Arendal) med høye forhold som antyder stort innslag av terrestrisk materiale. På Sørvest- (Lista) og Vestlandet (Utsira) har POC/PON-forholdet antydnet en større andel marint materiale. Dette kan komme av at nedbørsmengden på Vestlandet var mindre enn normalt, mens resten av Sør-Norge hadde lite avvik fra normalen. Den totale

vannføringen i Glomma avvek i 2010 lite fra normalen, men var mindre enn foregående år. Vårflommen uteble og fjellflommen startet i juni med varighet ut i oktober. På Vestlandet var vannføringen lav vinterstid og ingen flomtopper ble registrert på grunn av den kalde vinteren.

Etter en periode med økende eutrofi langs Skagerakkysten, har utviklingen vært positiv etter 1999-2002. Langtransporterte tilførsler av næringssalter til den norske kyststrømmen fra sydlige deler av Nordsjøen er redusert i perioden 2000-2007. Årsaken er nedgang i næringssaltutslipp til Tyskebukta og mindre transport av vann fra sørlige Nordsjøen til vår kyst. I begynnelsen av 2010 ble det identifisert vann fra Tyskebukta ved Arendal, men gjennomsnittlig konsentrasjon av nitrat langs Sørlandet i 2006-2010 var lavere enn før 1995.

Tilstanden for bunndyr, både på bløtbunn og hardbunn, var generelt god langs ytre kyst i Skagerrak og på Vestlandet i 2010. Bunnsamfunnene i Ytre Oslofjord har vært i en positiv utvikling over lengre tid og i 2010 økte biomangfoldet både på hardbunn og på den grunne og dype bløtbunnstasjonen. Biomangfoldet på hardbunn på Sør- og Sørvestlandet har gått tilbake de siste årene og var i 2010 det laveste som har vært registrert siden før 1995. På Sørlandet gikk mangfoldet av både alger og dyr tilbake. Dette skyldtes antagelig ikke overgjødning, men kan ha sammenheng med tidlig våroppblomstring og redusert vannkvalitet tidlig på året, og perioder med svært kaldt vann. NAO-klimaindeksen var sterkt negativ og det var temperaturer under normalt for store deler av Sør-Norge. På Sør- og Sør-Vestlandet, ble det i perioder i januar målt lavere temperaturer enn 0 °C helt nede på 21 m dyp. For mange organismer kan så lave temperaturer være under tålegrensen. På Vestlandet ble det ikke registrert vesentlige endringer i bunnsamfunnene. Biomangfoldet var høyt og tilstanden generelt god både på hard- og bløtbunn.

På de grunne bløtbunnstasjonene på Sør- og Sørvestlandet var det ingen endring i tilstanden og på de dype stasjonene var ingen endring eller en forbedring. Det ser dermed ut til at forhold som dårligere oksygenforhold i dypere vannmasser ikke har hatt målbar negativ effekt på bunndyrsamfunn på ytre kyst. Oksygenkonsentrasjonen i dypvannet (> 200 m) har vært god, men avtatt i perioden 1991-2004. I de siste årene har den negative utviklingen bremsset opp og det var fortsatt gode oksygenforhold i dypvannet. Økende oksygenforbruk i bassengvannet i Risørfjorden og avtagende oksygenkonsentrasjoner i kystvannet generelt tyder på økt organisk belastning. Ut fra POC-observasjonene er belastningen størst ved Jomfruland og avtakende mot øst (Ytre Oslofjord) og vest (Arendal, Lista og Utsira). I brakkvannet ved Jomfruland og Arendal St. 2 kan det påvises en økning av POC i perioden 1991-2010, selv om konsentrasjonen gikk noe ned i 2010 sammenlignet med 2009.

Tilstanden på indre og ytre kyst var noe forskjellig i 2009 og 2010. Tilstanden i ytre kystområder var generelt god på hardbunn. Biomangfoldet i Ytre Oslofjord økte, først og fremst utslag i økt antall arter dyr, mens grønn-, brun- og rødalger var som normalt eller gikk tilbake i 2010. På Sør- og Sørvestlandet minket biomangfoldet. For indre kystområder finnes det ennå ikke data om trender, men tilstanden for sukkertare er stort sett den samme eller marginalt bedret siden sukkertareprosjektets siste undersøkelser ble gjennomført i 2008. Helt siden regimeskiftet på 1990-tallet med endring fra sukkertaredominert til trådalgedominert bunn, har tilstanden for sukkertare generelt sett vært dårlig på indre kyst i Skagerrak og deler av Vestlandskysten. To kalde år på rad uten høye sommertemperaturer kan ha bidratt til noe bedre tilstand på enkelte stasjoner i 2009 og 2010.

Abstract

The report for the 2010 Coastal Long-term Monitoring Programme of Environmental Quality in the coastal regions of Norway, describes the environmental status in South Norway coastal waters, and the development from 1990 and until today. Topics described in the report include climate, nutrients, water quality and biodiversity in the plankton, and on hard (macroalgae and fauna) and soft bottom (fauna). In addition, the status in hard bottom communities on outer coast is compared with two years of monitoring data from inner coastal areas (The Sugar kelp Monitoring Programme).

The aims of the program are to

- give an overview of the environmental status with regard to nutrients and effects of nutrients
- identify important nutrient inputs to Norwegian coastal areas
- describe temporal changes in nutrient concentrations
- describe effects of nutrients on the status and development in plankton, hard bottom and soft bottom communities
- describe the biodiversity and possible changes in biodiversity.

Large amounts of phytoplankton may be a sign of eutrophication, but 2010 was the ninth year with low amount of phytoplankton (at Arendal) and low chlorophyll concentrations at all stations. Two spring blooms were recorded and the first, dominated by diatoms, occurred already early in January. Dinoflagellates occurred generally in low amounts. *Prorocentrum triestinum* and *Pseudosolenia calcar-avis* are warm water species which have been recorded in Norwegian waters in the last years and also in 2010. *Dinophysis norvegica* and *D. acuminata* are potentially diarrhoea toxin producing species which were recorded in concentrations exceeding limits for risk of accumulation of toxins in mussels. In general, small amounts of flagellates were recorded, but *Chrysochromulina* was recorded in mid June. The average zooplankton biomass was the highest recorded since 2003. This increase was mainly caused by high concentrations of *Calanus* spp in June and July. The concentrations of most other species were below average concentrations for the last ten years.

In 2010, all stations except for Arendal St2 were classified as status I (Very Good) or II (Good) for all the measured nutrient parameters. Generally, the nutrient concentrations decreased compared to 2009, except for Jomfruland and Lista where the PO_4 and $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ concentrations increased. Jomfruland has occasionally been classified as status III (Less Good) between 1991 and 2010, and $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ concentrations were in status III during four years between 1999 and 2002. There were small changes in the nitrogen concentrations (PON) for all stations during the winter 2010, while POP and carbon concentrations increased in 2010 at Lista and Utsira compared to 2009. There are no strong trends in the summer values for POC and PON during the monitoring period. The secchi depth during summer 2010 was better compared to 2009 in the Outer Oslo fjord, but still in class III. Lista, Arendal 2 as well as Jomfruland were classified as I. The Secchi depth has generally been lower in later years compared to early in the monitoring period. The variability in the POC/PON has been high in the Outer Oslo fjord and on the S Coast. On the SW Coast and W Coast, the POC/PON indicates higher marine origin. This may have been due to low precipitation on the W Coast. The precipitation was on average in the rest of South Norway. The river Glomma flow rate was normal in 2010. No spring flood was registered in 2010, and the rate of melting water from the mountains increased from June to October. On the West coast the river flow rates were generally low.

After a period with increasing nutrient loading, the conditions have improved after 1999-2002. The transport of nutrients from the southern North Sea to the Norwegian coast was reduced from 2000-2007. This was mainly due to reduced water transport from the Southern North Sea to Norwegian coastal waters. Early in 2010, significant amounts of water on the Norwegian coast identified as South North Sea water were identified.

The status in soft bottom and hard bottom communities was generally good on outer coast in Skagerrak and on the W Coast in 2010. The diversity is increasing on hard bottom and in shallow and deep soft bottom communities in the Outer Oslo fjord. On the South and SW Coast, the lowest diversity since 1995 was recorded on hard bottom communities. Both algae and animal diversity were reduced. This was probably not caused by eutrophication, but may have been related to reduced water quality because of an early spring bloom and periods with very cold water. The NAO index was strongly negative in 2010, and temperatures were lower than normal in most of South Norway. During winter, the temperatures below 0 °C as deep as 21 m depth were in periods recorded on the South and SW Coast. This may be critically low temperature to many organisms. No significant changes were recorded in the hard bottom or soft bottom communities on the West Coast, and the status were generally Good both on hard and soft bottom.

In the shallow soft bottom communities on the S and SW Coast, no changes were found, and in the deep soft bottom communities, the status was unchanged or improved. It seems that reduced oxygen conditions in deeper water have not had measurable negative effects in the benthos on outer coast. The oxygen concentrations in the deep water (below 200 m) were reduced from 1991 to 2004, but the reduction has levelled off in recent years. The oxygen conditions are still good. Increasing oxygen consumption in the Risør fjord basin water and decreasing oxygen levels in the coastal water in general, reflect increased organic loading to coastal waters. Regarding POC, the loading was largest in the Jomfruland area and decrease west- and eastward. In brackish water from Jomfruland to Arendal, there was an increase in the amount of POC 1991-2010, although the concentrations decreased from 2009 to 2010.

The status in hard bottom communities in inner coastal areas was somewhat different from outer coastal areas. For inner areas, there is still not enough data to identify trends, but the status for sugar kelp is generally similar or slightly improved since the last investigations in the Sugar kelp project in 2008. Since a regime shift with change in dominance from sugar kelp to opportunistic, fast growing annual algae took place in the late 1990s, the status for sugar kelp has been Poor on the South coast and in many areas on the West Coast. However, the last two years have been cold and critically high summer temperatures have not been recorded, and this may have contributed to a slightly better status in 2009 and 2010.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn for programmet

Kystområdene er sentrale som matkammer, oppvekst- og tilholdssted for marine arter og arter på land i kystsonen. Tilfredsstillende miljøforhold i kystområdene har derfor stor betydning, både for livet og produktiviteten i havområdet og for menneskenes trivsel (St.meld. nr. 64, 1991-92). Den menneskelige aktiviteten i Skagerrak, Nordsjøen og områdene som drenerer til dette havområdet, bidrar til store forurensningstilførsler via elver, luft og direkteutslipp, samt tiltagende interessekonflikter i kystsonen.

Den store algeoppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis* våren 1988 medførte dramatiske konsekvenser av tidligere ukjent omfang for det marine liv. Hyppige oppblomstringer av giftalger i Skagerrak påfører et betydelig tap for oppdrettsnæringen og er negativt for allmennhetens skjellhøsting.

Med bakgrunn i Nordsjødeklarasjonen og konsekvensene av *Chrysochromulina*-oppblomstringen, ble det bestemt å opprette et langsiktig overvåkingsprogram under Statlig program for forurensningsovervåking, med fokus på eutrofiproblematikken i Skagerrak. Kystovervåkingsprogrammet fikk som målsetning å overvåke miljøtilstanden mht. næringssalter og de biologiske samfunn.

Kystovervåkingsprogrammet ble startet i 1990 og er administrert og finansiert av Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) gjennom Statlig program for forurensningsovervåking. Programmet ledes av Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) og utføres av NIVA i samarbeid med Havforskningsinstituttet (HI). Resultater fra Kystovervåkingsprogrammet rapporteres til ICES som del av Norges forpliktelser innen OSPAR.

1.2 Målsetting

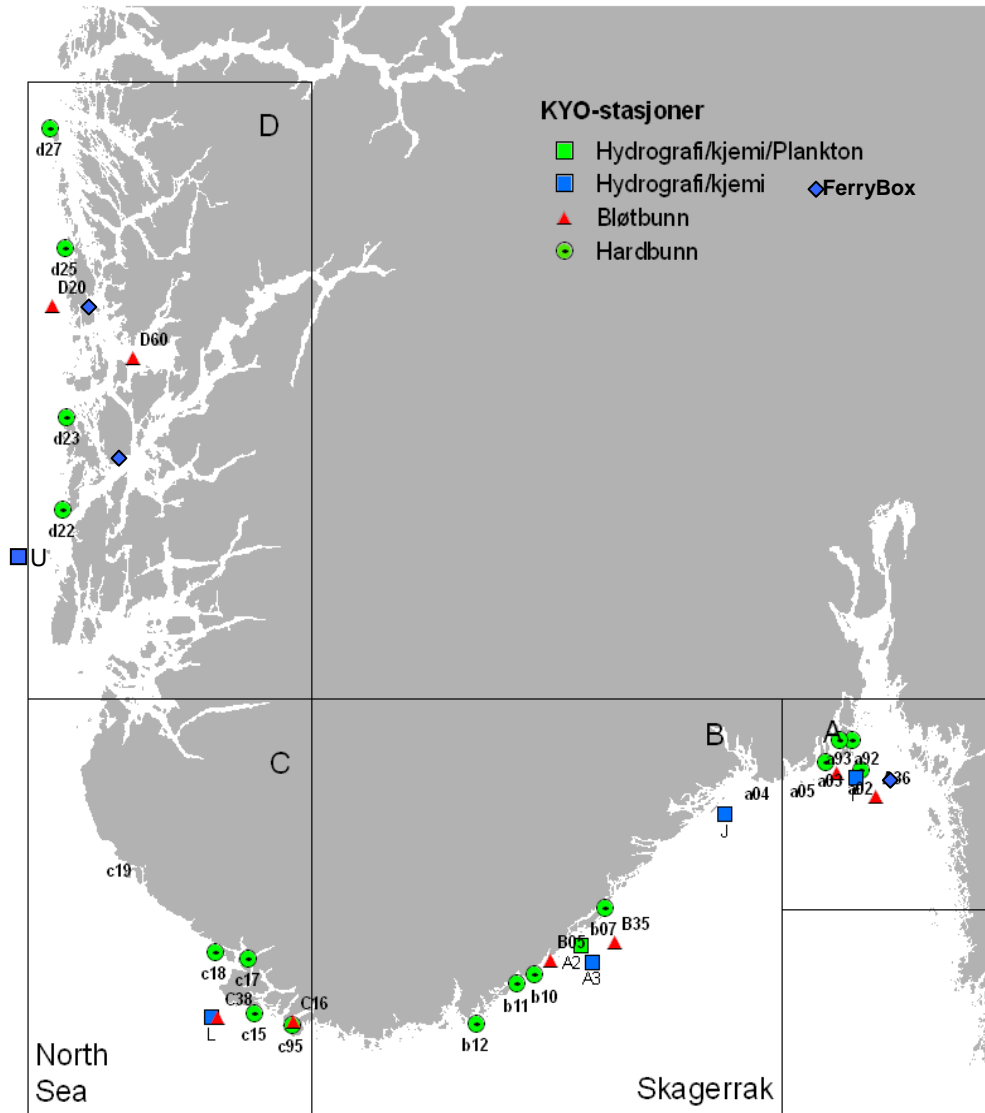
Formålet med Kystovervåkingsprogrammet er å:

- gi oversikt over miljøtilstanden mht. næringssalter og effekter av disse
- identifisere fra hvilke områder ulike næringssaltmengder kommer til norskekysten
- kartlegge endringer i næringssaltkonsentrasjoner over tid
- kartlegge effekter av næringssalter på utvikling og tilstand i plankton-, hard- og bløtbunnsamfunn
- dokumentere det biologiske mangfoldet og beskrive endringer i dette.

1.3 Faginnhold og stasjonsnett

Siden 1990 har Kystovervåkingsprogrammet samlet inn vannprøver for næringssaltanalyser, oksygenmålinger og planktontellinger fra 12 til 22 ganger årlig. Årlig er det blitt samlet inn bløtbunnsprøver for samfunnsanalyse og sedimentkarakterisering, og det er også gjennomført årlige dykkeundersøkelser for registrering av fastsittende alger og dyrs forekomst på klippekyst (hardbunn) fra fjæra og ned til 30 m dyp. Kyststrekningen fra svenskegrensen til fylkesgrensen Hordaland - Sogn og Fjordane ble i første omgang prioritert, med spesiell fokus

på Skagerrak. Stasjonsvalget (Figur 1.1.) ble foretatt med sikte på å overvåke tilstanden i kystvannet langs den ytre kystlinjen, og stasjonene skulle fungere som referanser ("referansetilstand") for lokale undersøkelser.



Figur 1.1. Kystovervåkingsprogrammet i 2010 dekket de 4 områdene A: Ytre Oslofjord, B: Sørlandet, C: Sør-Vestlandet og D: Vestlandet. Stasjonsposisjoner er gitt i tabeller under. FerryBox er automatisert prøvetaking fra 4 m dyp.

Vannmasser

Tabell 1.1. Oseanografistasjoner overvåket i 2010 (EUREF89-WGS84).

Region	Stasjon	Lengdegrad	Breddegrad	Dyp (m)	Frekvens
A	Torbjørnskjær – OF1*	10.77	59.03	0-150	7 ggr. pr. år
A	CF Færder*	10.6300	59.0400	4	ca hver 14 dag Ferrybox**
B	Jomfruland – J	09.6667	58.8500	0-100	22 ggr. pr. år
B	Arendal St. 2 - A2	08.8167	58.3833	0-75	22 ggr. pr. år
B	Arendal St. 3 - A3	08.9000	58.3333	100-240	12 ggr pr. år
C	Lista – L	06.5333	58.02	0-300	12 ggr. pr. år
D	Y. Utsira - U	04.7333	59.3166	0-250	12 ggr. pr. år
D	FN 13	05.510	59.745	4	ca hver 14 dag Ferrybox**
D	FN 16	05.1666	60.2216	4	ca hver 14 dag Ferrybox**

* Hovedstasjonen er nå Torbjørnskjær (koordinering med overvåkingen av Ytre Oslofjord). Ferrybox-stasjonen (CF Færder) ligger nær Torbjørnskjær og i denne rapporten kalles den også for Ytre Oslofjord. Jomfrulandsrennen (22 ggr pr år, N:58.89166, E: 9.616) tas bare et utvalg av parametrene.**Ferrybox observasjoner ca. hver 14 dag gjelder vannanalyser (næringsalter etc). Temperatur, saltholdighet og klorofyllfluorescense måles med sonder og observeres hver gang fartøyet passerer området- hvilket er flere ganger pr. uke.

Utenfor Arendal er det to stasjoner; A2 og A3 henholdsvis 1 og 2 nautiske mil fra land, for å kunne overvåke endringer i hele vannsøylen fra 0-240 m dyp. Vanddyppet på A2 er ca. 105 m og på A3 ca. 260 m.

Bløtbunn

Tabell 1.2. Bløtbunnstasjoner overvåket i 2010. Prøveinnsamling i mai (EUREF89-WGS84).

Region	Stasjon	Lengdegrad	Breddegrad	Dyp (m)	Frekvens
A	A05	10.3717	59.0123	50	1 g. pr. år
A	A36	10.6392	58.9467	360	1 g. pr. år
B	B05	8.6295	58.3253	50	1 g. pr. år
B	B35	9.0312	58.4038	350	1 g. pr. år
C	C16	7.0480	58.0358	160	1 g. pr. år
C	C38	6.5747	58.0188	380	1 g. pr. år
D	D60	5.4667	60.1042	600	1 g. pr. år
D	D20	4.8778	60.2290	200	1 g. pr. år

Hardbunn

Tabell 1.3. Hardbunnsstasjoner overvåket i 2010 (EUREF89-WGS84). Prøvetakingsfrekvens er 1 gang pr. år, i juni måned (E=eksponert. M=moderat eksponert).

Region	Stasjon	Lengde-grad	Bredde-grad	Dyp (m)	Himmel-retn (°)	Eksponering	Periode (år)
A	a02 Færder fyr	10.5268	59.0267	0-26	89	E	1990, 94-2010
A	a03 Lyngholm.	10.2963	59.0432	0-30	160	E	1990-2010
A	a92 Kongshlm	10.4549	59.1219	0-30	80	M	2002-2010
A	a93 Vakerholm	10.3754	59.1169	0-30	100	M	2002-2010
B	b07 Tromøy N.	8.9443	58.5132	0-30	360	M	1990-2010
B	b10 Prestholm.	8.5372	58.2732	0-30	140	E	1990-2010
B	b11 Humleøy	8.4289	58.2382	0-30	85	M	1990-2010
B	b12 Meholmen	8.1980	58.0961	0-30	10	E	1990-91,95-2010
C	c95 Launes	7.0406	58.0239	0-30	270	M	2002-2010
C	c15 Revø	6.7960	58.0480	0-25	190	E	1990-2010
C	c17 Stolen	6.7147	58.2216	0-30	240	M	1990-2010
C	c18 Rosø	6.5011	58.2280	0-26	170	E	1990-2010
D	d22 Marholm	5.14426	59.5805	0-30	116	M	1990-99+2005-10
D	d23 Ylvesøy	5.08530	59.8800	0-30	340	E	1990-99+2005-10
D	d25 Arebrot	4.90816	60.4210	0-30	25	M	1990-99+2005-10
D	d27 Mageøy	4.68393	60.7965	0-30	30	E	1990-99+2005-10

stasjoner som er omtalt eller er med i figurer i denne rapporten, men som ikke er undersøkt siden 2001*:

A	a04 Oddaneskj.	9.8642	58.9547	0-30	100	E	1990-2001
A	a05 O-skjær	10.1548	58.9731	0-30	010	E	1995-2001
C	c19 Oddeflue	5.8305	58.4797	0-30	165	E	1995-2001

*)Stasjonenes lokalisering er vist med stasjonsnummer i figur 1.1 og aktive stasjoner er merket med grønn sirkel.

Detaljerte oversikter over hvilke parametre som måles på de ulike stasjonene er gjengitt i datarapporten for 2010.

1.4 Metodikk

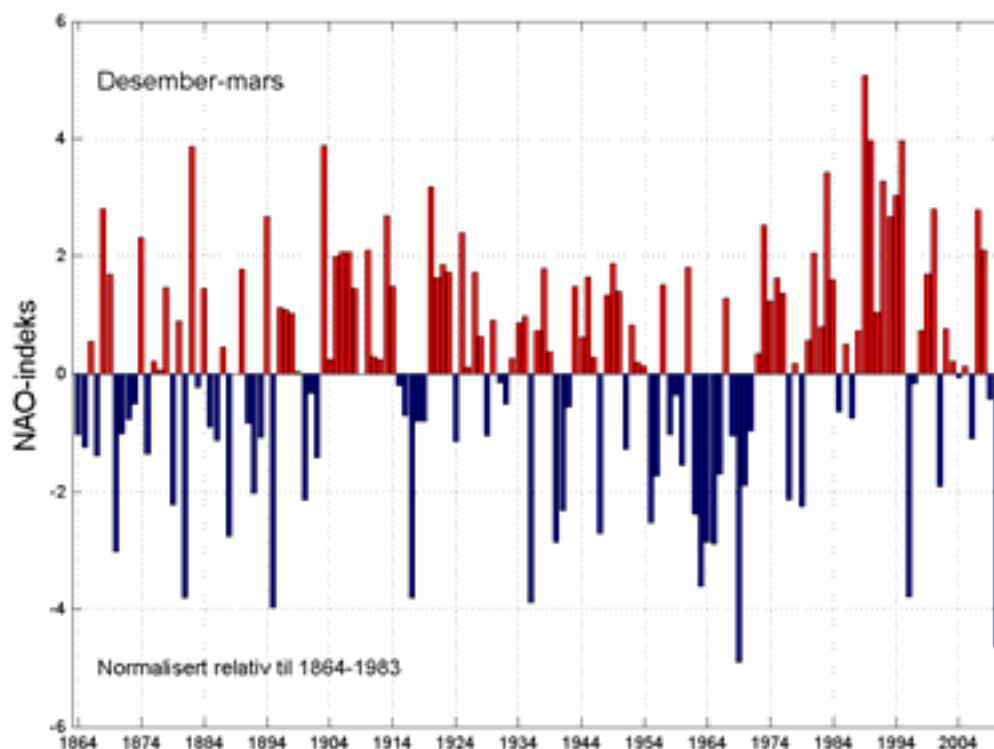
Innsamling, opparbeiding og analyser følger standard og akkrediterte metoder (hvor dette finnes, ISO-90001, NIVA-M5, EN45000, NS9420, NS9423, NS9424). Metodikken er fylldig beskrevet i Moy m.fl. (2002, 10-årsrapporten for Kystovervåkningen) og er ikke gjentatt her.

2. Klima og vannmassene i Skagerrak

I 2010 var NAO-klimaindeksen sterkt negativ og det ga temperaturer under normalt for store deler av Sør-Norge. Vinteren 2010 var det lave temperaturer på Sør- og Sørvestlandet i januar i perioder lavere enn 0 °C helt nede på 21 m dyp. For mange organismer kan så lave temperaturer være under tålegrensen. På Vestlandet var nedbøren mindre enn normalt, mens resten av Sør-Norge hadde nedbør som avvek i mindre grad.

2.1 NAO, lufttemperatur og nedbør

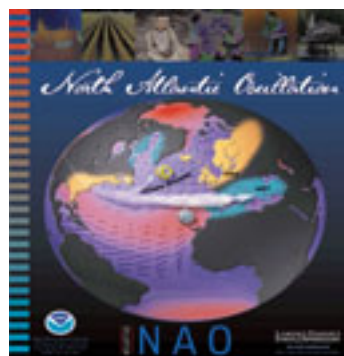
Klimaforholdene har generelt vært milde vinterstid i de senere årene. Dette illustreres i Figur 2.1 hvor North Atlantic Oscillation (NAO) indeksen fra desember til mars fra perioden 1864 til 2010 er presentert. NAO-indeks er normalisert lufttrykksforskjell mellom Lisboa, Portugal, og Stykkisholmur/Reykjavik, Island. Ved positiv indeks har lavtrykkene en bane mot Sør-Skandinavia med relativ høy frekvens av sørvestlige vinder og en mild værtype med mye nedbør (Figur 2.2). Negativ indeks karakteriseres av lavere frekvens av lavtrykk inn mot Nordsjøen og Skagerrak og større frekvens av nordlige vinder og kaldere værtype i Sør-Norge. Fra begynnelsen av 90 tallet har det vært få vintre med negativ indeks og kald og tørr værtype; 1996, 2001, 2006 og 2010. Vinterindeksen var svært negativ i 2010. I 2009 var indeksen svak negativ, men det var kun februar som var kaldere enn normalt, mens vinteren som helhet var omtrent normal kald (Norderhaug et al. 2009).



Figur 2.1. North Atlantic Oscillation (NAO) vinterindeks (desember til mars) fra 1864 til 2010 med normalisert lufttrykkforskjell mellom Lisboa, Portugal, og Stykkisholmur/Reykjavik, Island. (Kilde: <http://www.cgd.ucar.edu/cas/jhurrell/indices.html>).



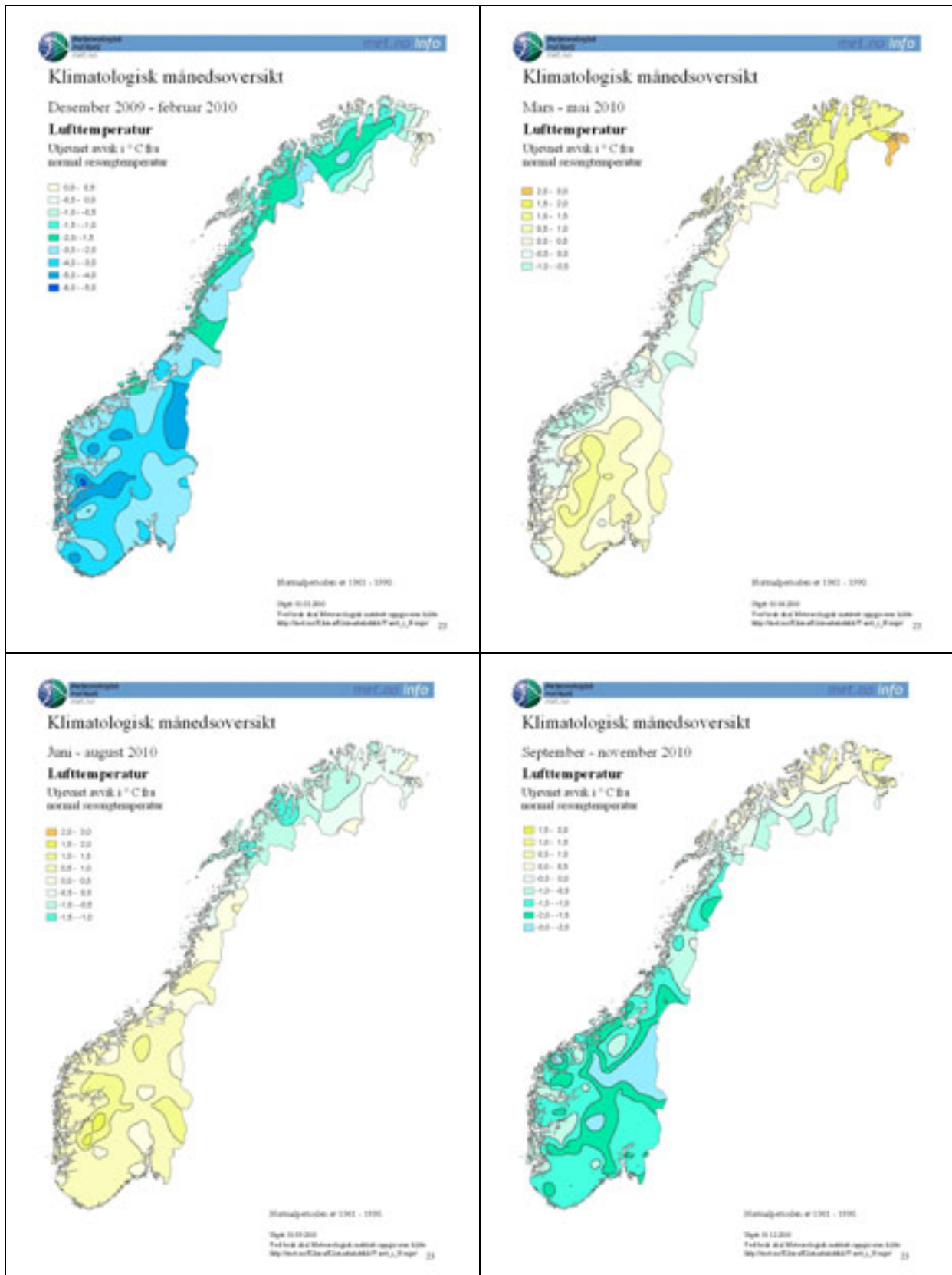
Positiv NAO-indeks



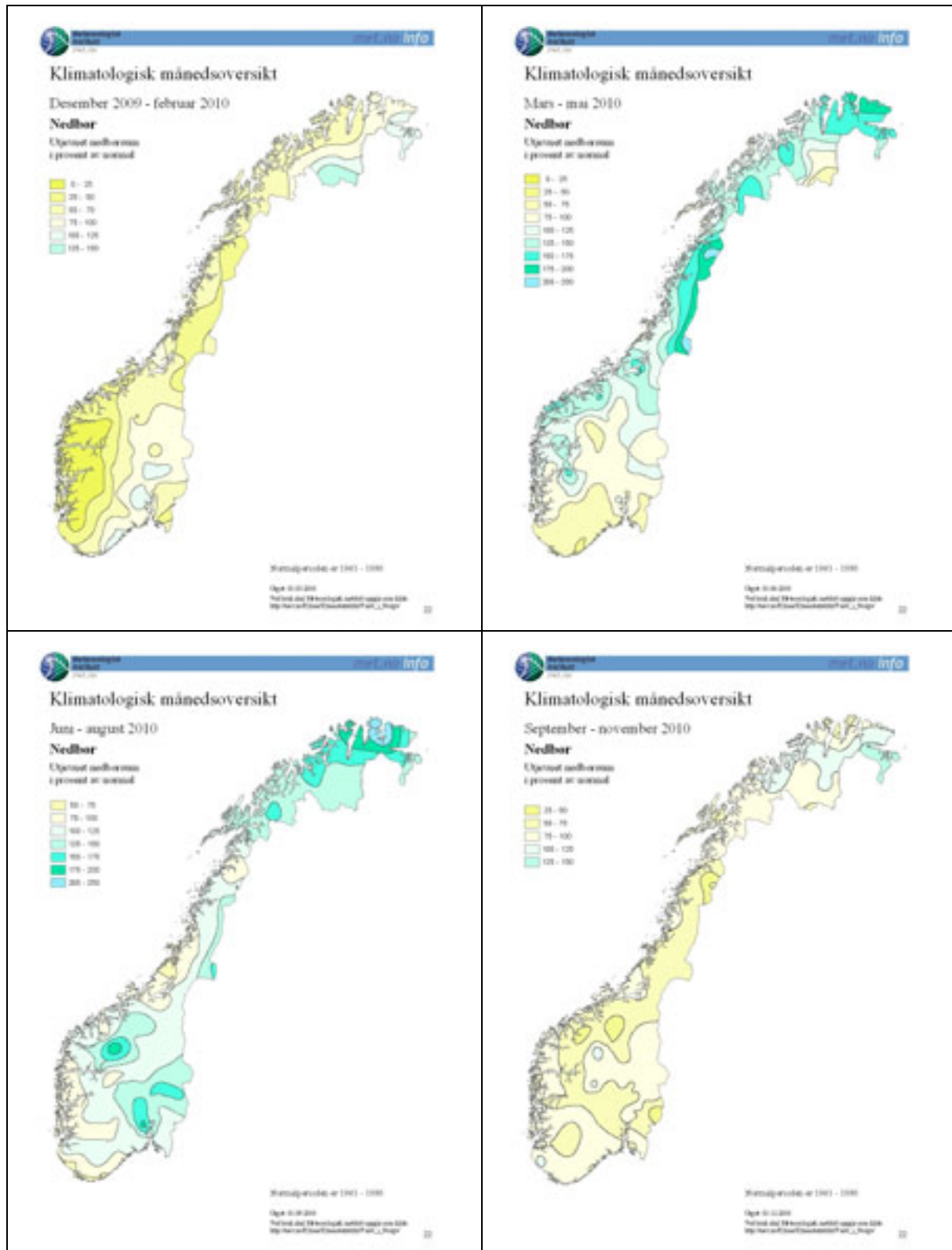
Negativ NAO-indeks

Figur 2.2. Den Nordatlantiske svingningen (NAO-indeksen), er variasjonen i forskjellen mellom lufttrykket over Stykkisholmur/Reykjavik, Island, og Lisboa, Portugal. Positiv indeks (til høyre) fører mild og fuktig luft inn over Sør-Norge og negativ indeks (til venstre) gir kald og tørr luft over Sør-Norge. (Kilde: <http://www.ideo.columbia.edu/NAO> av Martin Visbeck, Columbia University).

Vinteren 2010 var temperaturene under normalt for Osloområdet, Sørlandet og Vestlandet (Figur 2.3). Spesielt stort avvik var det for sentrale deler av Vestlandet. Nedbøren for vintermånedene i samme området avvek ikke i like stor grad som temperaturene (Figur 2.4), med unntak av Vestlandet hvor nedbøren var lavere enn normalt. Nedbøren i Osloområdet var lavere enn normalt i januar, mens den i desember og februar var henholdsvis litt over normalt og som normalt (Fagrådet, 2009 og 2010). Våren var kald og med lite nedbør sammenlignet med normalen for Osloområdet, Sørlandet og Vestlandet. Noe høyere sommertemperaturer enn normalt var det i 2010 for hele kystområdet i sør og øst og på Vestlandet, men det var større forskjeller i nedbøren med mer nedbør i 2010 for kystområdet i sørøst. På Vestlandet var det derimot nedbør som normalt. Høsten 2010 var kaldere enn normalt for hele kysten med nedbør mindre enn eller som normalt.



Figur 2.3. Sesongmessig oversikt over avvik fra normal lufttemperatur i Norge i 2009-2010 (Kilde: http://met.no/Klima/Klimastatistikk/Varet_i_Norge/2010/Hostsesongen/). Gul/orange farge = varmere, blå farge = kaldere og hvit farge = som normalt.



Figur 2.4. Sesongmessig oversikt over nedbør i Norge i 2010 som sum utjevnet nedbør i prosent av normalen (Kilde: http://met.no/Klima/Klimastatistikk/Varet_i_Norge/2010/Hostsesongen/).

2.2 Vannmasser og sjøtemperatur

Vannmasser deles inn etter saltholdighet og temperatur, og tradisjonelt i oseanografi deles vannmassene langs Skagerrakkysten inn i fem hovedvannmasser som reflekterer hvor vannet kommer fra og hvor influert det er av ulike kilder (Tabell 2.1). Denne inndelingen skiller seg fra inndelingen som ligger til grunn i Vanddirektivet, hvor saltvannet deles i 4 klasser etter saltholdighet: oligohalin (0,5-5), mesohalin (5-18), polyhalin (18-30) og euhalin (>30). Ferskvann regnes som vann med saltholdighet lavere enn 0,5. Sjøvann ble tradisjonelt definert som vann med saltholdighet høyere enn 30 (euhalin) og brakkvann er en blanding av sjøvann og ferskvann. Forskjell i inndeling av vannmasser medfører ingen problemer mht. utnyttelse av Kystovervåkingsdata i Vanddirektivsammenheng. Saltholdighet er en viktig økologisk faktor som påvirker og bestemmer hvilke organismer som lever i en vannmasse og Kystovervåkings inndeling gir større informasjonsverdi mht. programmets målsetning.

Tabell 2.1. Vannmasser i Skagerrak etter saltholdighet, temperatur og kilde.

	Saltholdighet	Temperatur °C	Kilde
BV - Brakkvann	< 25	-1 – 23	Ellevann blandet med SK
SK - Skagerrak kystvann	25 - 32	-1 – 21	Overflatevann fra Kattegat og Nordsjøen
SV - Skagerrakvann	32 - 35	3 – 16	Nordsjøvann og vann fra Kattegat
SVØ - SK-øvre	32 - 34,5		Sørlige Nordsjøen og Kattegat
SVN - SK-nedre	34,5 - 35		Sentrale deler av Nordsjøen
AV - Atlantisk vann	>35	5,5 – 7,5	Norskehavet via nordlige Nordsjøen

Brakkvann dannes ofte i perioder med stor lokal ferskvannstilførsel. Normalt ligger vannet mellom overflaten og ca. 5 meters dyp, men kan forekomme ned til ca. 10 m dyp. Brakkvannet består av vann fra de norske elvene blandet med Skagerrak kystvann.

Skagerrak kystvann består hovedsakelig av en blanding mellom Østersjøvann/overflatevann fra Kattegat, lokalt ellevann og vann med opprinnelse i sørlige og sentrale deler av Nordsjøen. Vannmassene ligger mellom overflaten og ned til ca. 15-20 m dyp.

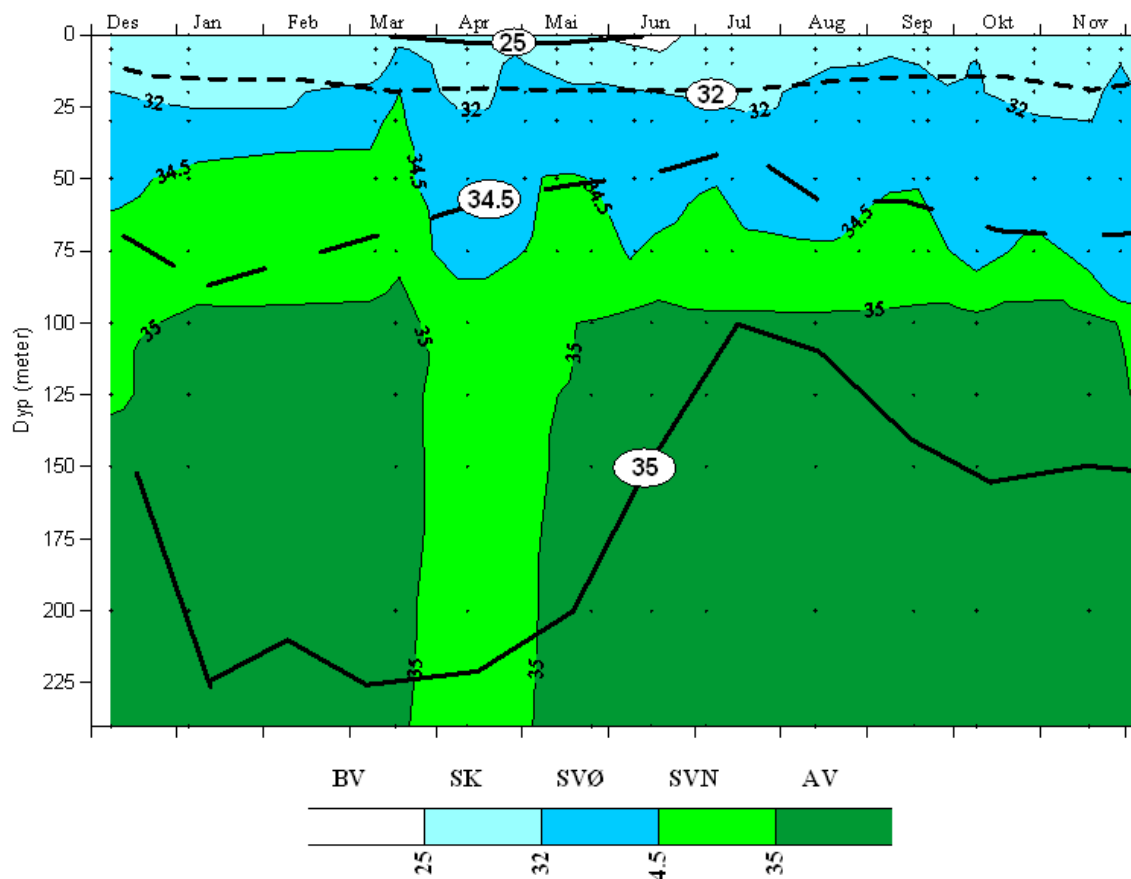
Skagerrakvann øvre har sin opprinnelse i sørlige Nordsjøen, og blandes med vann fra Østersjøen/Kattegat og lokalt ferskvann. Vannmassen ligger mellom ca. 20-80 m dyp med en klar årlig variasjon og med størst utbredelse i oktober-mars.

Skagerrakvann nedre er i hovedsak vann fra de sentrale deler av Nordsjøen. Vannmassen kan forekomme mellom ca. 60-200 m dyp og er mektigst i perioden fra januar til mai.

Atlantisk vann tilføres Skagerrak fra Norskehavet via nordlige Nordsjøen og forekommer fra ca. 100 m dyp og ned til bunn. Atlantisk vann trenger generelt høyt opp i vannmassene i juni/juli og er minst dominerende om vinteren.

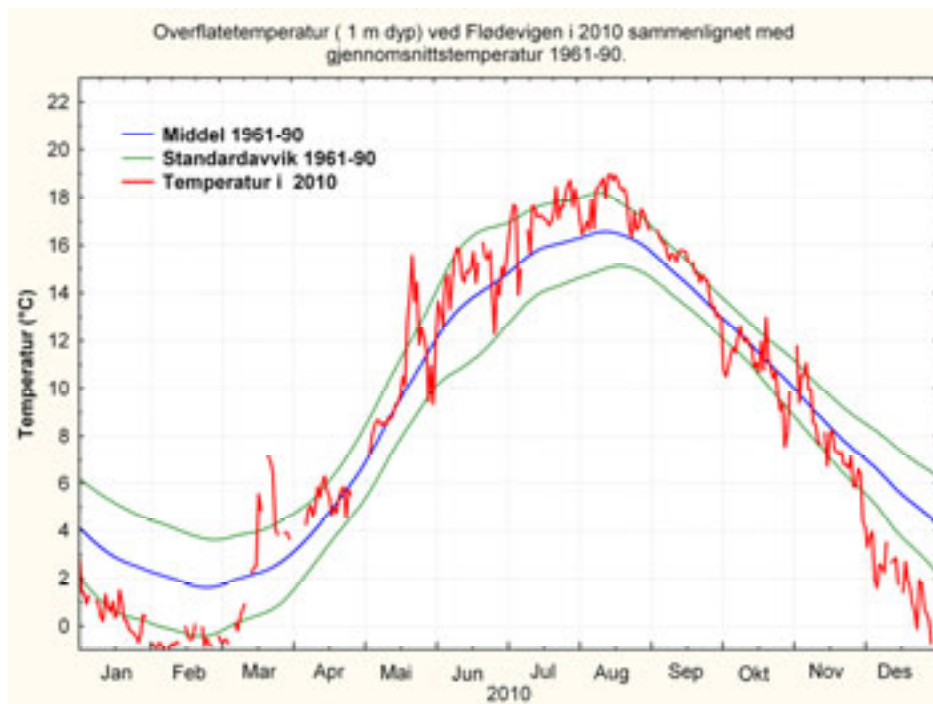
Den vertikale fordelingen av vannmassene i 2010 sammenliknet med en "normalfordeling", beregnet ut i fra en sammenhengende måleperiode fra 1947 til 1992, er vist i Figur 2.5. Karakteristisk for 2010 var mindre brakkvann (BV) i mars til mai og mer i juni sammenlignet med normalen. Overflatevann fra Kattegat og Nordsjøen er tilstedet i et større lag fra desember til mars sammenlignet med normalen. Samtidig er det vann som stammer fra sentrale Nordsjøen (SVN) og Atlantisk vann (AV) fra nordlige Nordsjøen som dominerer mer enn normalt ved dyp > 25 meter fra desember til mars. Dominansen av Atlantisk vann er større enn normalt også i mai og frem til november i 100 til 150 meter dyp, men med normale forhold i dyp > 100 meter i juli.

Arendal St. 2/3 2010 og vannmasser i Skagerrak 1947-92 og i 2010.



Figur 2.5. Midlere vannmassefordeling ved Arendal (St. 2 og 3) over perioden 1947-92 (svarte linjer) og i 2010 (farget felt: BV=Brakkvann, SK= Skagerrak kystvann, SVØ= Skagerrak kystvann øvre, SVN= Skagerrak kystvann nedre og AV= Atlantisk vann).

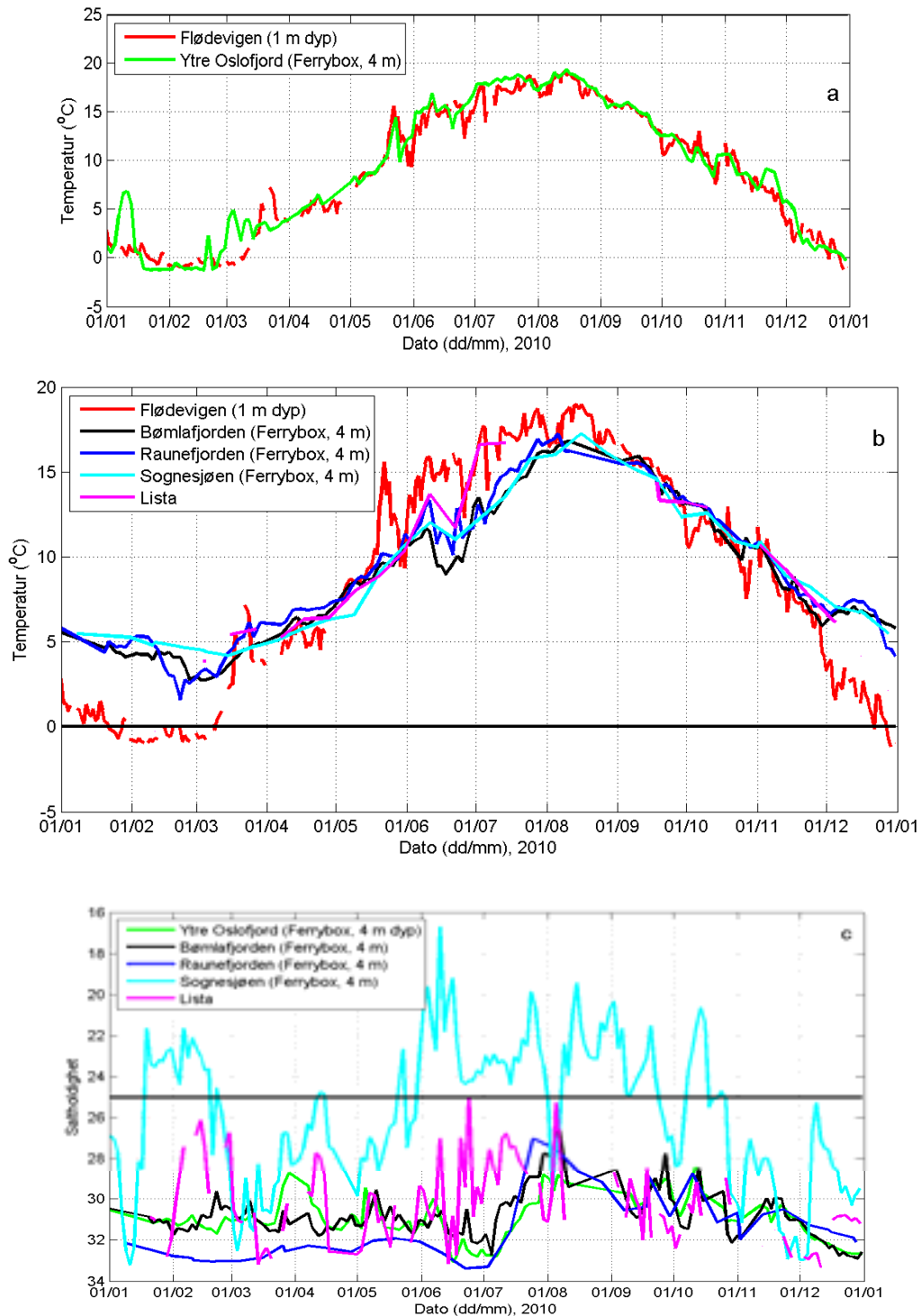
Overflatetemperaturen (1 meter) i Skagerrak representert ved temperaturer målt på Flødevigen stasjon vist i Figur 2.6 var over gjennomsnitt (1961-90) for sommermånedene juli og august. I vintermånedene januar, februar og en kort periode i desember i 2010 var temperaturen godt under gjennomsnittet og med temperaturer under 0°C . Også i Ytre Oslofjord i Figur 2.7a ved stasjon OF-1 var det i begynnelsen av desember og i februar sjøtemperatur under 0°C ved 4 meters dyp. I sommermånedene juli og august lå overflatetemperaturene omkring 18°C , både ved Flødevigen og i Ytre Oslofjord.



Figur 2.6. Temperaturen på 1 meters dyp ved Flødevigen (Hisøy, Arendal) fra januar til desember 2010 sammenlignet med middelvei og standardavvik fra 1962 til 1990 (Data fra Havforskningsinstituttets forskningsstasjon Flødevigen).

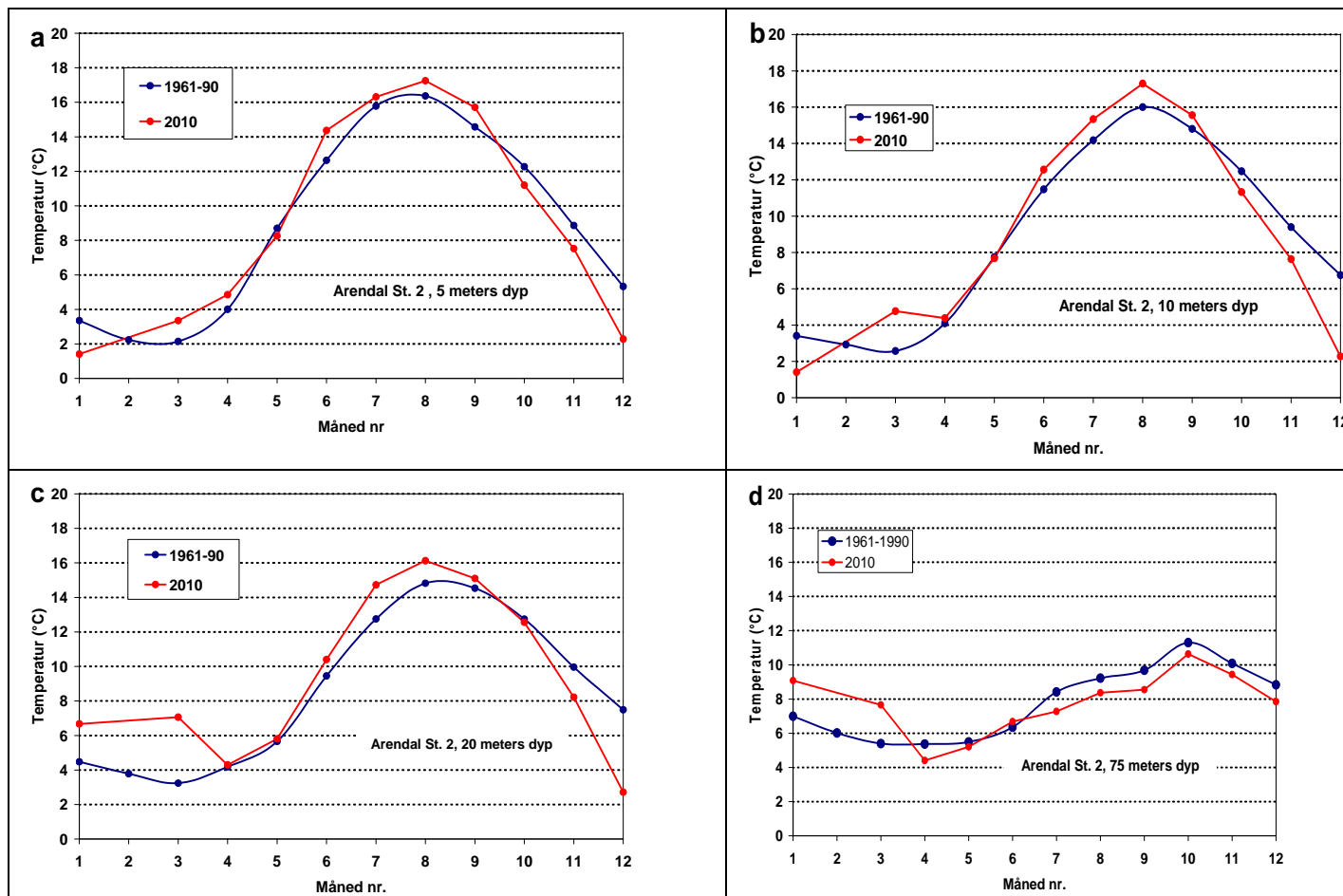
På Vestlandet var overflatetemperaturene som normalt høyere vinterstid og lavere sommerstid enn i de øvrige områdene (Figur 2.7b). De høyeste temperaturene i Bømlafjorden, Raunefjorden og Sognesjøen var i sommermånedene omkring 18 °C og i vintermånedene aldri lavere enn 0 °C.

Overflatesaltholdigheten var lavest ved Sognesjøen der et brakkvannslag ble registrert. Her var saltholdigheten lavere enn 25 psu, med unntak av periodene mars til april og november til desember. I Ytre Oslofjord består overflatelaget av overflatevann fra Nordsjøen og Kattegat.



Figur 2.7. Hydrografidata fra 2010 ved 1 og 4 meters dyp. A: Temperatur fra Flødevigen og Ytre Oslofjord, b: Temperatur fra Flødevigen, Bømlafjorden, Raunefjorden, Sognesjøen og Lista, c: Saltholdighet fra Ytre Oslofjord, Flødevigen, Bømlafjorden, Raunefjorden, Sognesjøen og Lista.

I de dypere vannmassene ved Arendal St. 2 vist i Figur 2.8 er temperaturen i de dypere vannlagene stort sett lite avvikende fra gjennomsnittstemperaturen for perioden 1961 til 1990 unntatt noe høyere temperaturer mellom 5 og 20 meters dyp i sommermånedene juni til august. I januar 2010 er temperaturen under gjennomsnittstemperaturen mellom 5 og 10 meter, mens den ved større dyp er høyere enn gjennomsnittet for denne måneden. I februar er det ingen målinger fra Arendal St. 2 på grunn av isforholdene dette året.



Figur 2.8. Månedsmiddeltemperatur for 2010 på 5 meter (a), 10 meter (b), 20 meter (c) og 75 meter (d) ved Arendal St. 2 sammenlignet med observasjonene fra 1961 til 1990. 1961-90 observasjonene er fra Havforskningsinstituttet (HI) og observasjonene fra 2010 er fra Kystovervåkingsprogrammet.

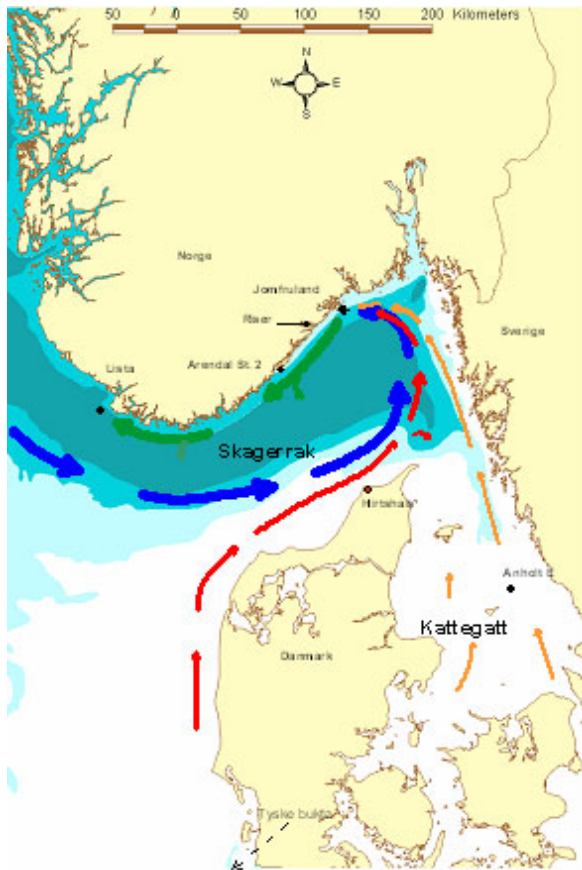
3. Tilførsler av næringsalter til Skagerrak

Etter en periode med negativ eutrofiutvikling langs Skagerakkysten, har utviklingen vært positiv siden 1999-2002. Langtransporterte tilførsler av næringsalter til den norske kyststrømmen fra sydlige deler av Nordsjøen er redusert i perioden 2000-2007. Årsaken er nedgang i næringssaltutslipp til Tyskebukta og mindre transport av vann fra sørlige Nordsjøen til vår kyst. I begynnelsen av 2010 ble det funnet vann fra Tyskebukta ved Arendal, men gjennomsnittlig konsentrasjon av nitrat langs Sørlandet i 2006-2010 er lavere enn før 1995 (men høyere enn 1965 til 1980). Den totale vannføringen i Glomma avvek i 2010 lite fra normalen, men var mindre enn foregående år. Vårflommen uteble og fjellflommen startet i juni med varighet ut i oktober. På Vestlandet var vannføringen lav vinterstid med ingen flomtopper registrert på grunn av den kalde vinteren. Tilførselen av Tot-N, Tot-P og Tot-C pr. år gikk noe ned i 2010 sammenlignet med 2009 med unntak av Glomma hvor tilførselen var som i 2009.

3.1 Langtransporterte tilførsler

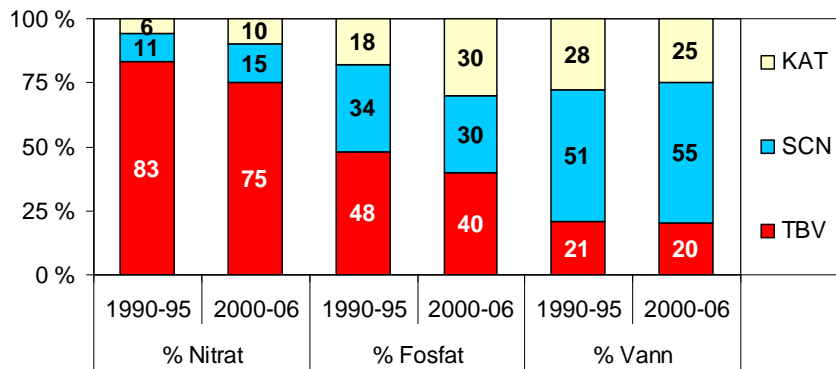
Forurensning fra Tyskebukta, sørlige Nordsjøen og Kattegat føres med havstrømmer mot den norske Skagerrakkysten (Figur 3.1). Transporten av vann fra sørlige deler av Nordsjøen med Jyllandsstrømmen til Skagerrak er vindavhengig, og størst i år med sterke sørlige vinder. Det er beregnet at overflatekystvannet (0-30 m) utenfor Arendal er en blanding av vann fra sørlige og sentrale deler av Nordsjøen (ca. 55 %), overflatevann fra Kattegat (ca. 25 %) og vann fra Tyskebukta (ca. 20 %, Aure og Magnusson 2008). Det er vist at denne transporten av vann med næringsalter og forurensninger har ført til økte næringssaltkonsentrasjoner, spesielt av nitrat, i vårt kystvann. For en periode fra 1980 til 1995, var en ca 100 % økning i nitratverdiene målt i kystvannet (0-30 m dyp) om våren utenfor Arendal (Moy et al. 2007, Aure og Magnusson 2008).

Figur 3.1. Forenklet bilde over strømmene i Skagerrak. Jyllandstrømmen (røde piler) fører vann fra sydlige del av Nordsjøen inn i

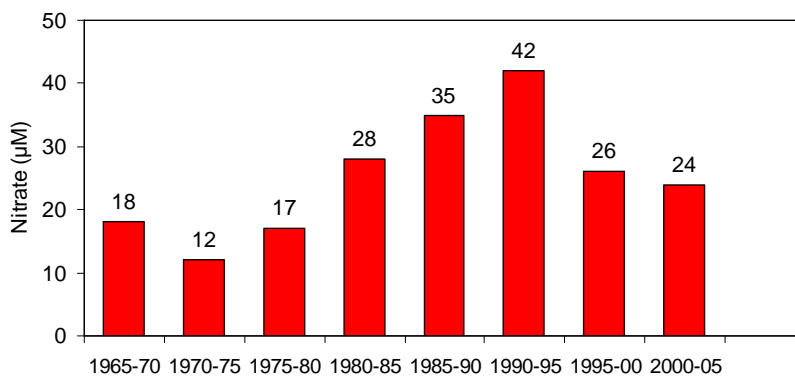


Skagerrak hvor Jyllandsstrømmen blandes med ferskere vann fra Kattegat (oransje piler) og salt Atlanterhavsvann (blå piler). Den norske kyststrømmen (grønne piler) er en lagdelt blanding av lokale elvetilførsler og ulike havstrømmer.

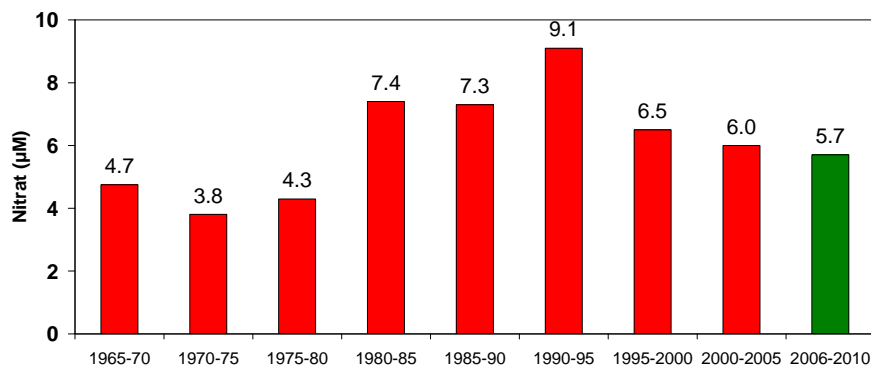
Aure og Magnusson (2008) beregnet at tilførslene av vann fra Tyskebukta i vårsesongen per i dag utgjør 20 % av overflatevannmassene (0-30 m) i kyststrømmen utenfor Arendal, og at dette vannet bidrar med henholdsvis 75 og 40 % av nitraten og fosfatet i kyststrømmen (Figur 3.2). Det er noe lavere enn henholdsvis 83 og 48 % for nitrat og fosfat som Aure et al. (1998) beregnet for perioden 1990-1995. Det var i denne perioden utslippene fra de kontinentale elvene var størst (Figur 3.3). På grunn av høye konsentrasjoner av løste næringsalter i Tyskebukta i vinterhalvåret har transport fra Tyskebukta størst betydning for vårt kystvann i vinter- og vårsesongen. En sammenlikning av vannmålinger i Tyskebukta og Arendal St. 2 indikerer at vannet fra Tyskebukta har stor innflytelse på vannkvaliteten i vår kyststrøm (Figur 3.3 og Figur 3.4). I 2006-2010 lå konsentrasjonene ved Arendal St. 2 omtrent som for 1995-2005. Det ser dermed ut til at situasjonen har stabilisert seg på et nytt nivå som ligger under 1980-95 nivåene, men fortsatt klart over tidligere perioder (1965-80). Langtransporterte tilførsler var temakapittel i 2006-årsrapporten fra Kystovervåkingsprogrammet, og endringer over tid er videre utredet der (Moy et al. 2007).



Figur 3.2. Andelen nitrat, fosfat og vannmengde fra Tyskebukta (TBV), Nordsjøen (SCN) og Kattegat (KAT) i kystvannet utenfor Arendal beregnet for 0-30 m dyp i mai måned (Aure et al. (1998) og Aure og Magnusson (2008)).

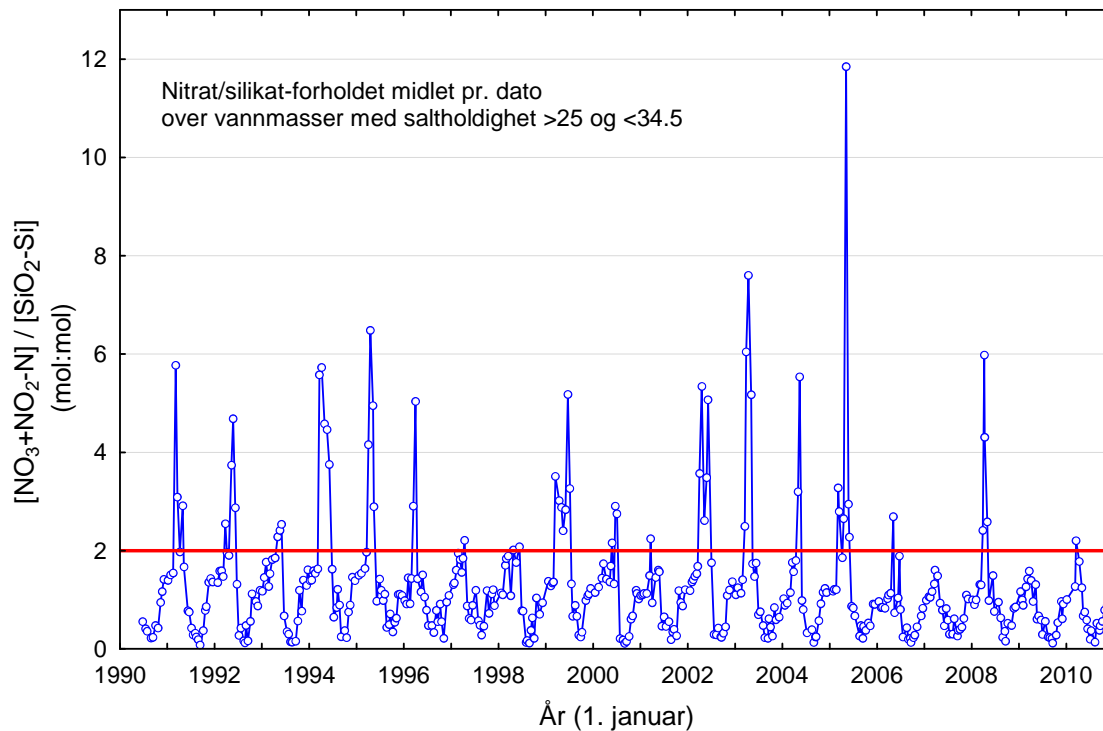


Figur 3.3. Nitratkonsentrasjoner ved Helgoland (Tyskebukta) i januar-april beregnet for 5-årsperioder (gjennomsnitt) (Kilde: AWI).



Figur 3.4. Nitratkonsentrasjoner på Arendal St. 2 i januar-april beregnet for 5-årsperioder, samt 2006-2010 (middelverdi, 0-30m dyp).

I Figur 3.5 er nitrat/silikat-forholdet på stasjon Arendal 2 vist for perioden 1990-2010. Vann med forholdstall større enn 2 mol indikerer tilførsler av nitratrikt vann fra Tyskebukta. Vann med forholdstall lavere enn 2 indikerer andre vannmasser (se figur 2.5). Beregningene viser at det ble påvist vann fra Tyskebukta i 2008, og slike signaler var det også i begynnelsen av 2010. Etter flomårene 1994-95 var det lave langtransporterte tilførsler i årene fram til flomåret 1999. Tilførslene var lave også i 2000 og 2001, men høyere i perioden 2002-2005.



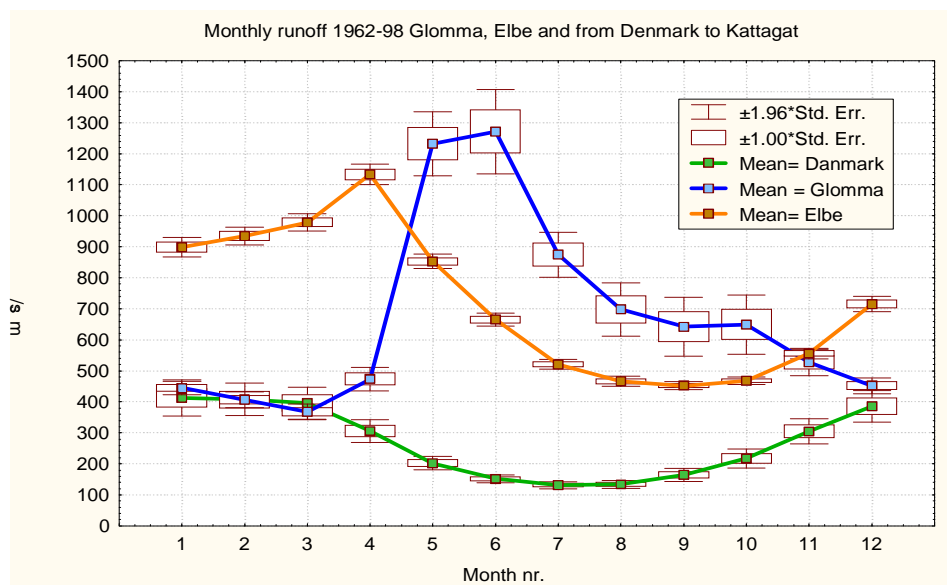
Figur 3.5. Nitrat/silikatforhold (atomer) ved Arendal St. 2 fra 1990-2010. Forholdstall over 2 indikerer vann fra Tyskebukta

3.2 Lokale tilførsler

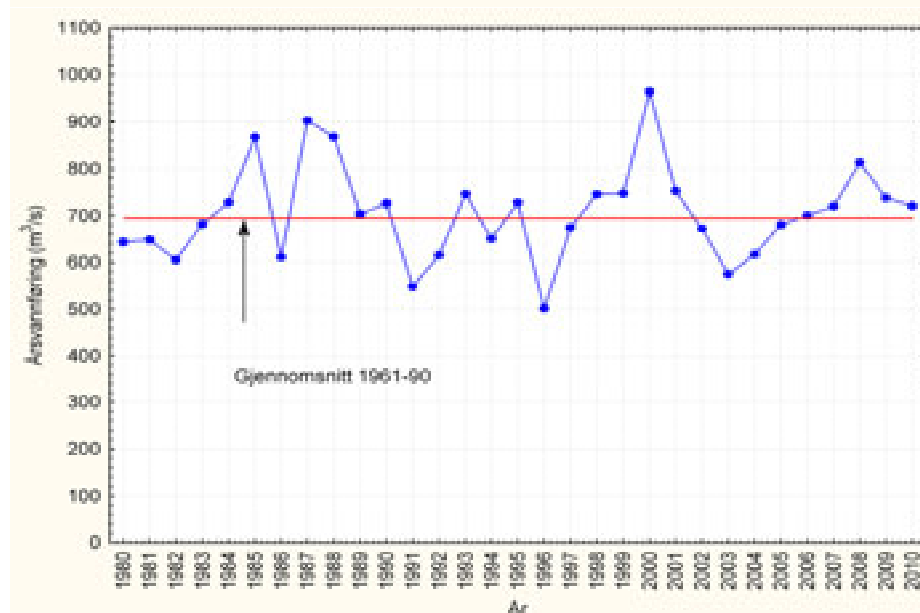
Tilførsler fra de store norske elvene som Glomma, Drammenselva og Numedalslågen starter vanligvis med vårfloppen i mai og strekker seg ut i juni for Glommas del. I de kontinentale elvene (som for eksempel Elbe) er vannføringen derimot størst i desember til mai og kulminerer i april før vår lokale vårflopp starter (Figur 3.6). Avrenningen fra Danmark til Kattegat er til sammenlikning lav.

Sommerstid har normalt lokale tilførsler fra Norge en relativt større innflytelse på kystvannet enn langtransporterte tilførsler. De lokale tilførslene av bl.a. nitrogen og fosfor har nær sammenheng med vannføringen i elvene. Undersøkelser i Numedalslågen viste at mer enn 90 % av den årlige tilførselen av næringssalter og partikler fra elva gikk ut med flomepisoder. Spesielt partikkeltransport, fosfor og andre stoffer som er knyttet til partikler, samvarierer med vannføringen.

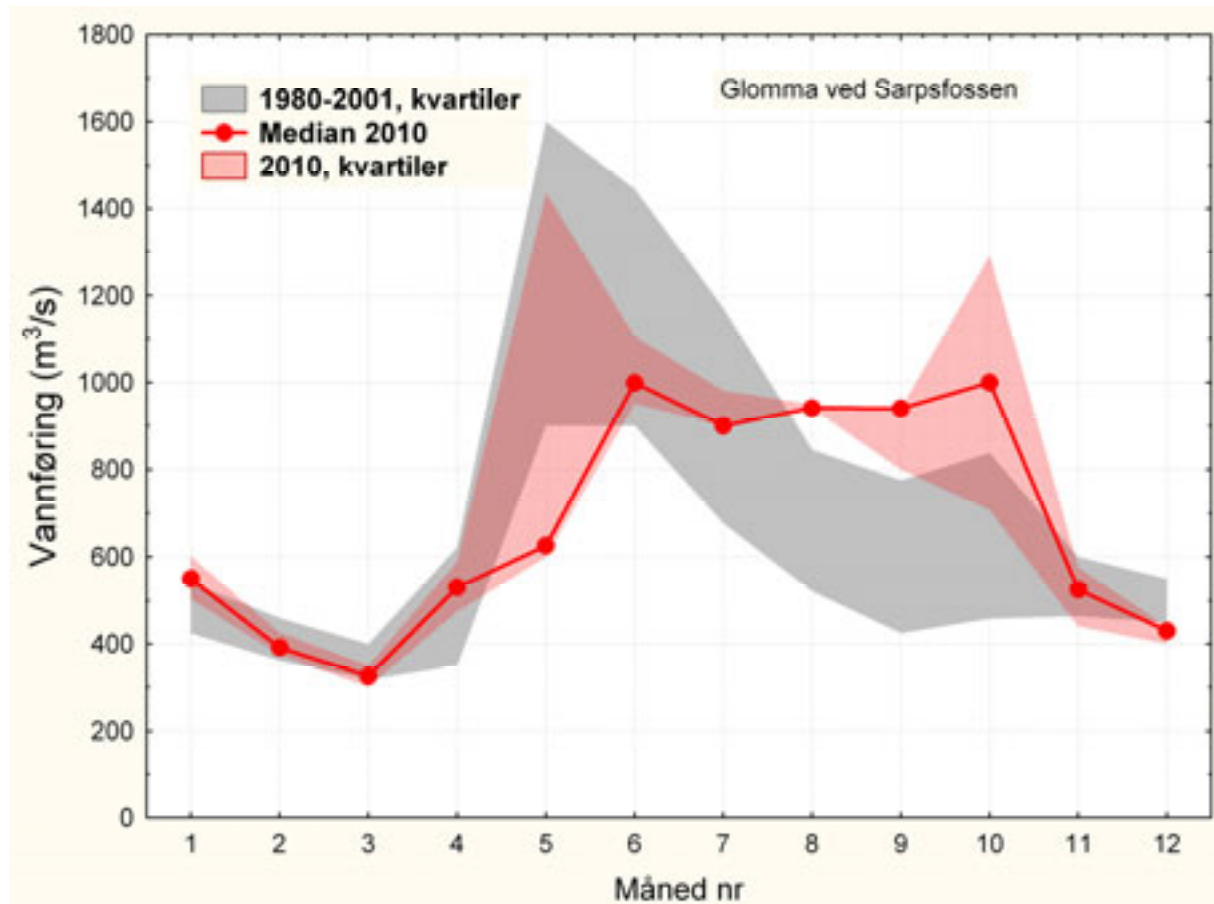
Den totale vannføringen i Glomma avvek i 2010 lite fra normalen (Figur 3.7). Likevel, mens vintervannføringen var normalt lav, uteble vårfloppen i 2010 (Figur 3.8). Fjellfloppen ser ut til å ha blitt forskyvet med start i juni og varighet videre ut til oktober og dermed med høyere vannføring enn normalen for august, september og oktober.



Figur 3.6. Ferskvanns-avrenning fra Elben og Glomma, og beregnet avrenning fra Danmark til Kattagat

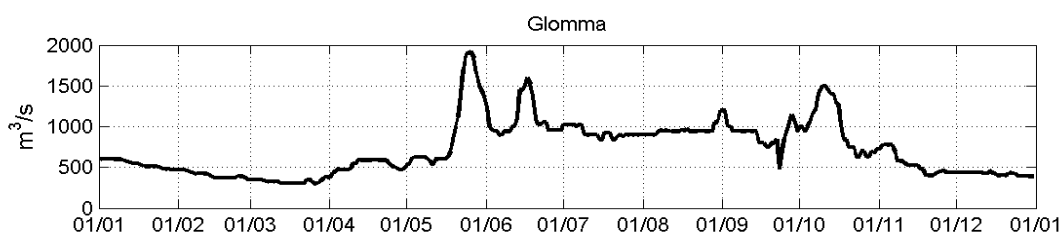


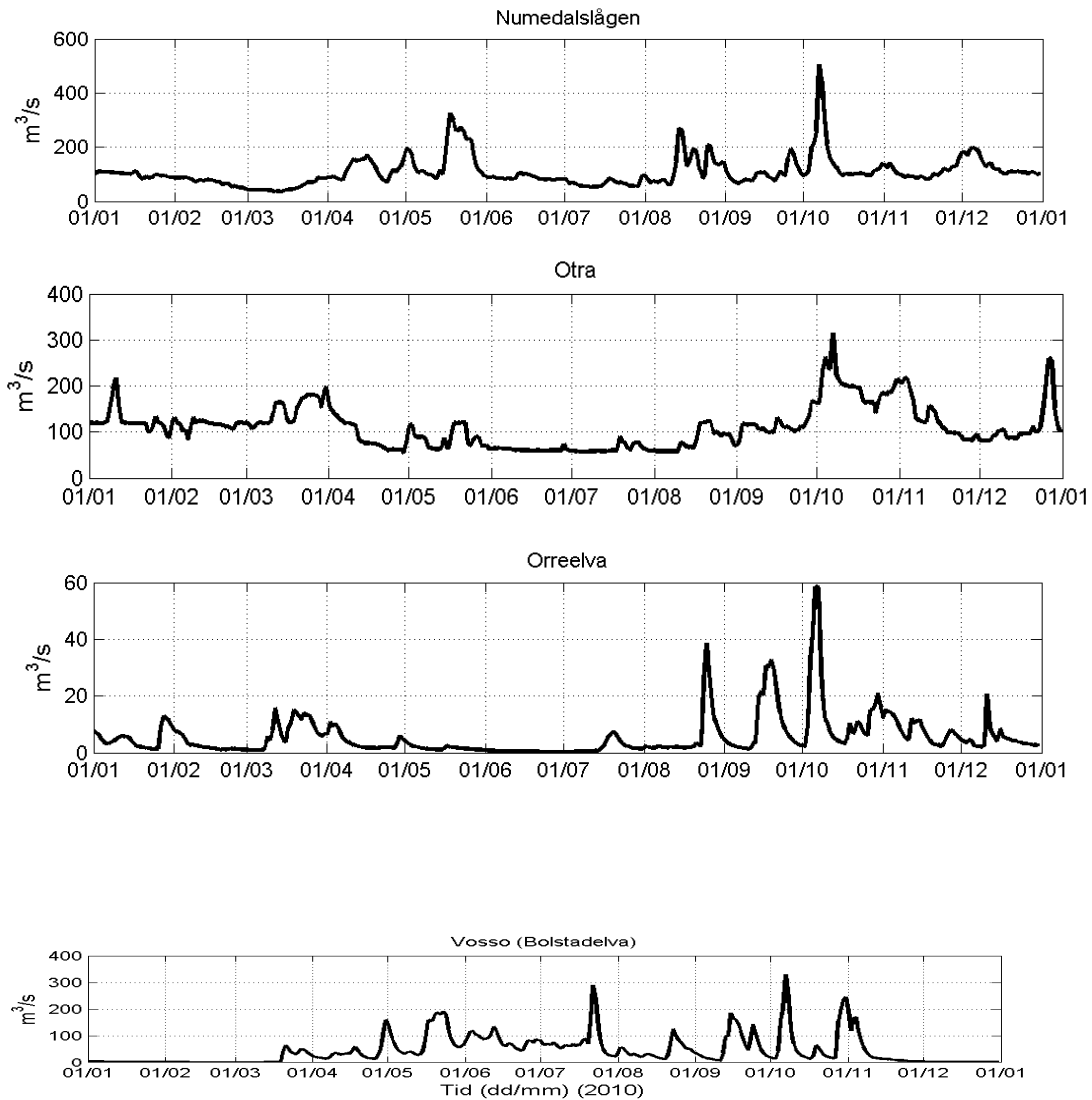
Figur 3.7. Midlere årsvannføring i Glomma fra 1980 til 2010 og gjennomsnitt for 30-årsnormalen 1961-90. (Data fra NVE og Glommens og Laagens Bruks-eierforening (GLB).



Figur 3.8. Månedsvannføring i Glomma i 2010 sammenlignet med gjennomsnittlig vannføring fra 1980 til 2001. (Kilde: NVE og Glommens og Laagens Brukseierforening (GLB)).

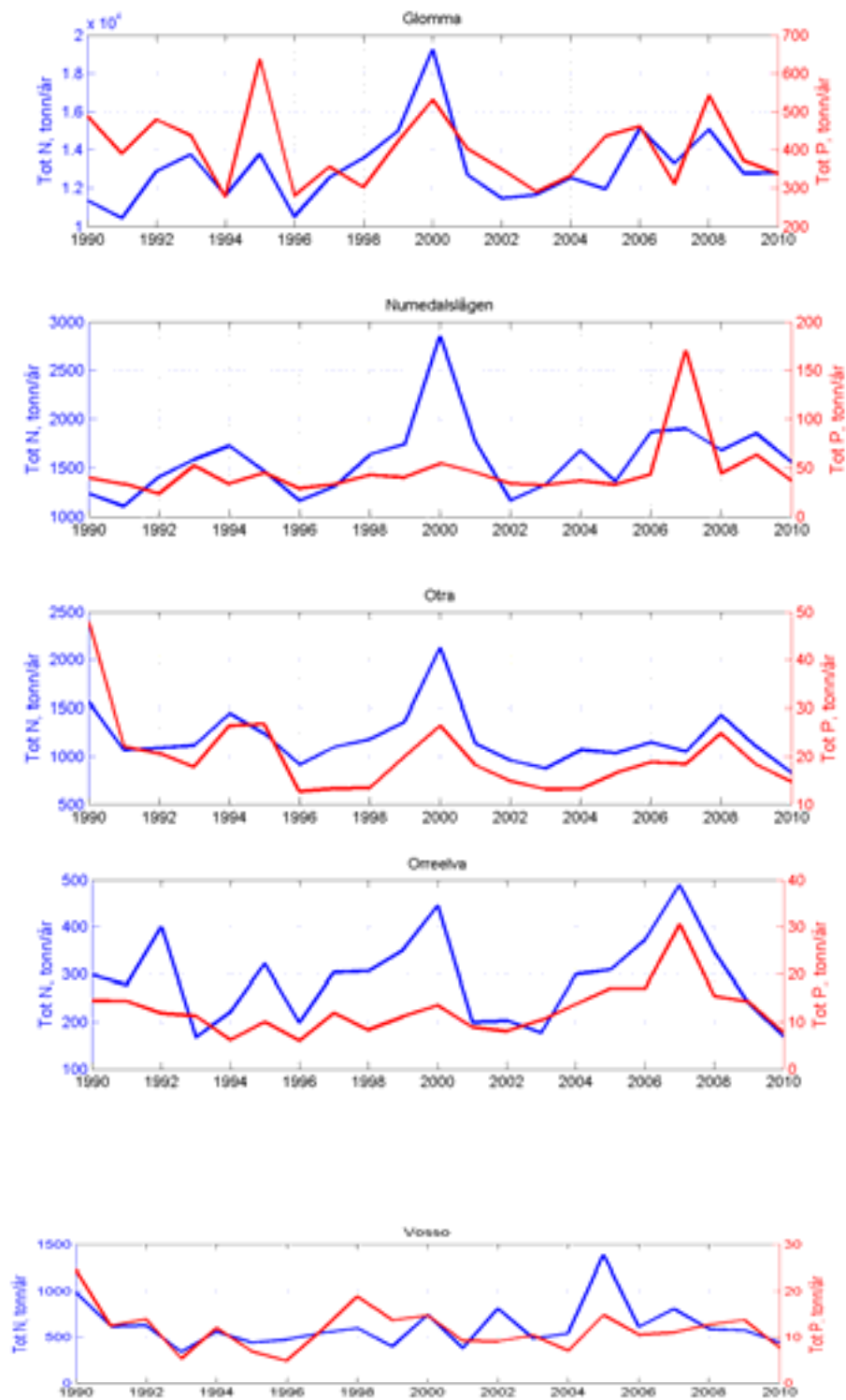
Glomma med utløp i Ytre Oslofjord er den elva som tilfører mest ferskvann til kystvannet i Skagerrak. Vannføringen i utvalgte elver på Østlandet, Sørlandet og Vestlandet vist i Figur 3.9 viser at vannføringen var som normalt i vintermånedene, lav gjennom mai til juni, som normalt i juli og høyere enn normalt fra august til oktober i Østlandsområdet. Generelt drenerer Glomma et stort nedbørsfelt med mange bassenger. Dette resulterer i lange perioder med høy vannføring. Vannføringen i Numedalslågen er generelt mindre og med kortere vannføringstopper enn Glomma. Numedalslågen hadde i 2010 en kort flomtopp i mai og høy vannføring i en kort periode i oktober. Vannføringen i Otra på Sørlandet er generelt lavere enn Glomma, men har vannføring omtrent som Numedalslågen. I 2010 ble det i likhet med på Østlandet registrert få perioder med økt vannføring tidlig på året, men enkelte vannføringstopper i oktober. Vannføringen i elvene på Vestlandet var lav vinterstid i 2010 med ingen flomtopper vintermånedene både i Suldalslågen og Vosso som skyldes de lave temperaturene denne vinteren. I april-mai økte vannføringen i Vosso og i august i Orreelva.





Figur 3.9. Vannføring (døgnmiddel m³/s for 2010) i elvene Glomma, Numedalslågen, Otra, Orreelva og Vosso. (Kilde: RID).

Beregninger viser at de årlige tilførslene av næringsalter fra elver domineres av Glomma på Østlandet (Figur 3.10). I hele overvåkingsperioden har det vært store år til år variasjoner med en tydelig topp for både Tot-N og Tot-P i 2000 for elvene presentert fra Østlandet, Sørlandet og Vestlandet med unntak av Vosso. I 2010 gikk tilførslene noe ned for alle elvene presentert, med unntak av Glomma hvor tilførselen var omtrent som i 2009 (men lavere enn i 2008).



Figur 3.10. Beregnede elvetilførsler av Tot-N og Tot-P i tonn pr.år for elvene Glomma, Numedalslågen, Otra, Orrelva og Vosso. (Kilde: RID).

Østlandet

Glomma har stor påvirkning på Ytre Oslofjord og stasjonene i A-området. De totale tilførslene av nitrogen og fosfor for hele året var stort sett uendret i 2010 sammenlignet med året før. I 2010 startet vårflommen i mai, sammenlignet med april i 2009. På grunn av flom tidlig på året kan tilførslene ha vært høye i perioden før hard- og bløtbunnsundersøkelsene ble gjennomført i A-området. Det er generelt store år til år variasjoner i transporten av næringsalter til Ytre Oslofjord og det kan være med på å forklare relativt store endringer hardbunns- og grunne bløtbunnsamfunn i A- området. Spesielt tydelige var flommene i 1995, 2000 og 2008. Tilførslene fra Numedalslågen gikk ned i 2010 sammenlignet med året før.

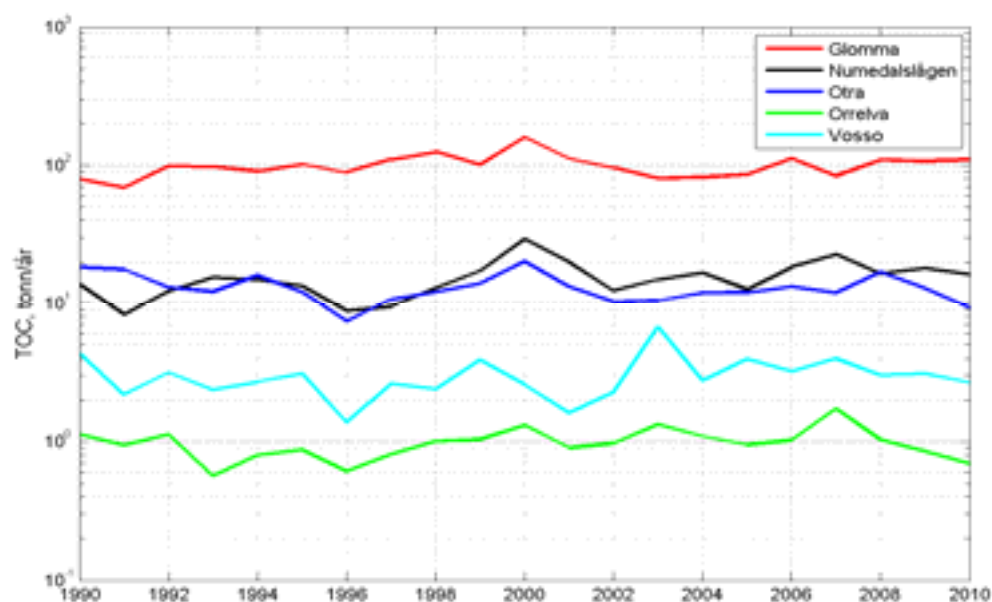
Sørlandet

Elvetilførsler til Sørlandet (B-området) representert ved tilførselsberegninger fra Otra fortsatte å gå ned også i 2010 fra 2008 etter flere år med oppgang. Det var ingen spesielt høy vannføring tidlig på året i Otra. En klar tilførselstopp fra Otra er å se i 2000, som for Østlandet.

Vestlandet

Tilførsler av nitrogen og fosfor fra Orreelva viser nedgang de siste tre årene, etter en økning fra 2003 til 2007 tilførsler. Orreelva representerer tilførsler fra jordbruksområder i dette området. Vosso renner ut i Bolstadfjorden og tilførslene i 2010 her var noe mindre eller omtrent som i 2009.

De totale tilførslene av organisk karbon (TOC) til Ytre Oslofjord har vært store de siste to årene via Glomma og Numedalslågen (Figur 3.11). Tilførselen på Vestlandet gjennom Orreelva og Vosso er lavest sammenlignet med de andre presenterte elvene fra Østlandet og Sørlandet, mens på Sørlandet er tilførselen i mengde mellom Østlandet og Vestlandet. Siden 2008 har tilførselen gått ned for alle elvene med unntak av Glomma hvor TOC tilførselen har vært nokså lik 2008.



Figur 3.11. Beregnede elvetilførsler av organisk karbon (TOC) i 1000 tonn pr. år (1990-2010) for elvene Glomma, Numedalslågen, Otra, Orreelva og Vosso.

4. Vannkvalitet i kystvannet av Skagerrak

Vinterkonsentrasjonene av næringsalter var lave i 2010 og generelt i Klifs tilstandsklasse Meget god eller God. Det har vært en minkning av næringsalter i vannet sammenlignet med 2009, bortsett fra ved Jomfruland og ved Lista hvor det har vært en liten økning eller ingen endring av PO_4 og NO_3+NO_2-N . Det er stort sett Jomfruland som har hatt parametere i tilstandsklasse III (mindre god tilstand) i løpet av perioden 1991 til 2010. Dette har kun vært enkelte år med unntak av NO_3+NO_2-N hvor det var tilstandsklasse III i 4 år i perioden 1999 til 2002. Det var små endringer i nitrogenkonsentrasjonene (PON, partikulært organisk nitrogen) for alle stasjonene i vintermånedene i 2010 sammenlignet med 2009, mens fosfat (POP, partikulært organisk fosfat) og karbonkonsentrasjonen økte i 2010 for Lista og Utsira. I Ytre Oslofjord gikk både TSM-, karbon- og fosfatkonsentrasjonen noe ned i 2010 sammenlignet med 2009.

Vannkvaliteten for alle parametere sommeren 2010 var i tilstandsklassen klasse I (meget god) eller II (god). Siktdeepet sommeren 2010 var noe bedre enn i 2009 i Ytre Oslofjord, men likevel i tilstandsklasse III. Både Lista, Arendal St. 2 og Jomfruland var i tilstandsklasse I.

Oksygenkonsentrasjonen i dypvannet (> 200 m) har vært god men avtatt i perioden 1991-2004. I de siste årene har den negative utviklingen bremsset opp og det er fortsatt gode oksygenforhold. Økende oksygenforbruk i bassengvannet i Risørffjorden og avtagende oksygenkonsentrasjoner i kystvannet generelt tyder på økt organisk belastning. Ut fra POC-målingene er belastningen størst i Jomfruland og avtar mot øst (Ytre Oslofjord) og vest (Arendal, Lista og Utsira). I brakkvannet ved Jomfruland og Arendal St. 2 er det en økning av POC i perioden 1991-2010, selv om konsentrasjonen gikk noe ned i 2010 sammenlignet med 2009.

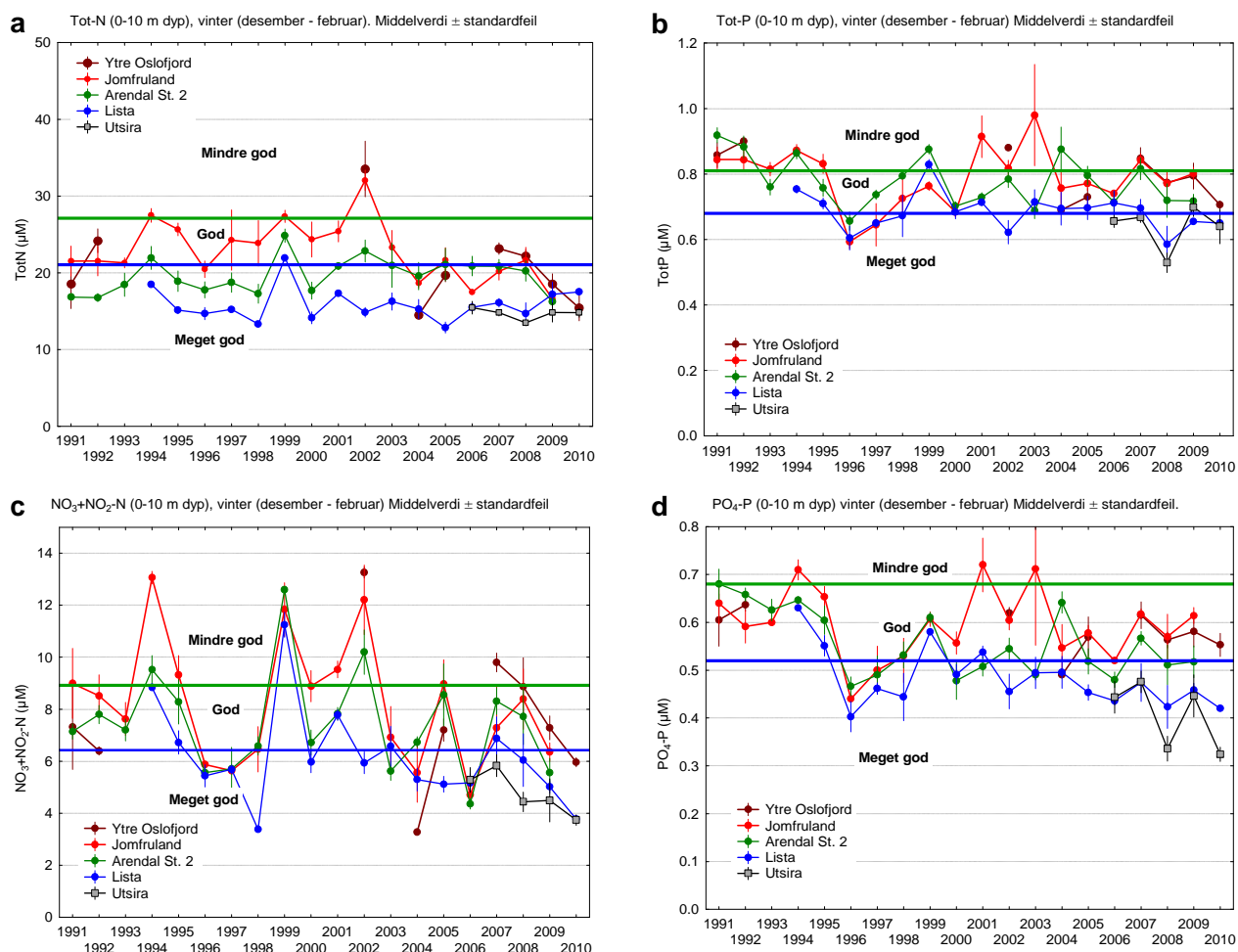
4.1 Vinterverdier i overflatelaget

Liten planteplanktonproduksjon vinterstid gjør næringssaltkonsentrasjoner målt i denne perioden mest egnet for å si noe om næringssalttilførsler. Vinterkonsentrasjonene av næringsalter var lave i 2010 og generelt i Klifs tilstandsklasse Meget god eller God. Vintersituasjonen for de stasjoner som regelmessig er blitt overvåket i perioden 1991-2010, er presentert i Figur 4.1- Figur 4.5. I tillegg er også resultater fra to stasjoner som har vært overvåket enkelte år (område A, Færder/Torbjørnskjær i Ytre Oslofjord (hhv. 1991-1992 og 2002-2010) samt Utsira (område D, Vestlandet, 2006-2010)) tatt med. Fra 2005 er antall observasjoner fra overflaten i Ytre Oslofjord økt betydelig ved innsamling og analyse av vann med FerryBox. For de variable hvor det finnes kriterier for klassifisering etter Klifs miljøkvalitetskriterier (SFT 1997), er aktuelle grenser markert. Fra og med fjorårets rapport er definisjonen på vinterobservasjoner endret i tråd med Vanndirektivet. Med vintersituasjoner menes nå observasjoner fra desember til februar med klorofyllkonsentrasjoner ikke overskrider 0,62 µg/l (litt justert fra 0,6 i fjorårets rapport) for å unngå å inkludere våroppblomstringsdata i det som defineres som vintersituasjonen.

Figur 4.1 viser tidsserier av vinterkonsentrasjonene av nitrogen og fosfor, både totalkonsentrasjoner og uorganiske næringsalter i 0-10 m dyp. Sørlandet (område B, Jomfruland og Arendal St.2) hadde klorofyllkonsentrasjoner over grensen vinteren 2010, og har derfor ingen data med i figuren for dette året.

For de tre stasjonene som hadde vinterdata ut fra klorofyllkriteriet, dvs. Ytre Oslofjord, Sør-Vestlandet (område C, Lista) og Vestlandet (område D, Utsira) var det i 2010 lave konsentrasjoner av Tot-N (totalt nitrogen) og $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ (nitrat + nitritt-nitrogen), klart innenfor klasse I (meget god tilstand). I 2009 var alle stasjonene innenfor klasse I, og konsentrasjonene ved Jomfruland og Arendal var lavere enn i Ytre Oslofjord.

Ved Lista og Utsira var også Tot-P (totalt fosfor) og PO_4 (fosfat) i klasse I i 2010, mens de i Ytre Oslofjord og Jomfruland lå i klasse II (god tilstand). Det har generelt vært en minskning av næringsstoffs-konsentrasjoner i 2010 sammenlignet med 2009, med unntak av Tot-N på Lista og Utsira og Tot-P ved Lista hvor det var omtrent like verdier begge år.



Figur 4.1. a) Tot-N, b) Tot-P, c) $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ og d) $\text{PO}_4\text{-P}$ (μM) i 0-10 m dyp, desember-februar 1991-2010 med observasjoner hvor Klorofyll-a er mindre enn $0,62 \mu\text{g/l}$. Klif's grenser for miljøtilstand er markert (SFT 1997).

Jomfruland har hatt parametere i tilstandsklasse III (mindre god tilstand) i løpet av perioden 1991 til 2010, men dette har kun vært enkelte år, bortsett fra at $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ ved Jomfruland lå i tilstandsklasse III i perioden 1999 til 2002. Også ved Arendal var det konsentrasjoner i klasse III to av årene i denne perioden. Økning av næringssalter (spesielt nitrogen) skyldes i stor grad transport fra sørlige Nordsjøen (Aure og Johannessen (1997), Aure og Magnusson (2008)). I 2007 og 2008 var det derimot de milde vintrene som ga høyere konsentrasjoner av $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ grunnet lokal tilførsel fra elvene til kystvannet.

Generelt minker næringssaltkonsentrasjonen fra øst (Ytre Oslofjord/Jomfruland) til vest (Lista/Utsira). Det er også en tendens til at Utsira ligger noe lavere enn Lista. Ser vi på de sammenhengende lange tidsserier fra Jomfruland, Arendal og Lista, er det en tendens til at Jomfruland ligger høyest, og Lista lavest. For totalnitrogen er det entydig fram til 2003, deretter er det liten forskjell mellom Jomfruland og Arendal, mens Lista fortsatt ligger lavest. For de andre parametrene er det mindre entydig forskjell. Jomfruland ligger klart øverst i årene 2001-2003, men de andre årene skifter det om det er Arendal eller Jomfruland som har høyest konsentrasjoner. Lista ligger gjennomgående lavest. Ytre Oslofjord er bare med i figurene enkelte tidlige år (1991,1992, 2002) og hvert år fra 2004.

Det er ingen helt klar forskjell mellom Jomfruland og Ytre Oslofjord når en ser på de årene hvor begge stasjoner har data. Jomfruland lå høyere enn Ytre Oslofjord i 2004-2006. Siden har det vært omtrent likt for totalnitrogen og totalfosfor, mens nitrat+nitritt har vært høyest i Ytre Oslofjord. Fosfat har ligget høyere ved Jomfruland også de seneste år.

Figur 4.2 viser tidsserier med vinterverdier for mengde og sammensetning av partikler i de øverste 10 m av vannsøylen. For TSM (a) er det bare Ytre Oslofjord som har data for 2010. For Jomfruland og Arendal St. 2 er det ikke tatt med noe data fra 2010 pga. de høye klorofyll-konsentrasjonene.

Tidlig på året er det ofte høyere total konsentrasjon av partikler (TSM, totalt suspendert materiale) i overflatelaget enn på sensommeren, mens konsentrasjonen av organiske partikler (POC, partikulært organisk karbon) i overflatelaget er størst om sommeren. For TSM henger dette antageligvis sammen med stor avrenning fra land tidlig på året, mens endringene i POC i større grad er et resultat av marin planktonproduksjon.

I Ytre Oslofjord var konsentrasjonene av TSM og POC litt lavere eller uendret i 2010 sammenlignet med 2009, mens PON (partikulært organisk nitrogen) var uendret. POP (partikulært organisk fosfor) var klart lavere enn i 2009. Ved Lista var det en viss økning av partikulært organisk stoff både målt som POC, PON og POP.

Ved Utsira viser POC en markert økning fra 2008 til 2010, det skyldes svært høye verdier i 0 m dyp de to siste årene. En ser ikke denne økningen på 5 og 10 m dyp, og det synes bare å berøre vannet nærmest overflaten. Også for PON er de høyere verdiene i 2009 og 2010 en følge av høye verdier spesielt i 0 m. For POP er det også en økning fra 2008 til 2010, men her er det mer likt på 0, 5 og 10 m dyp.

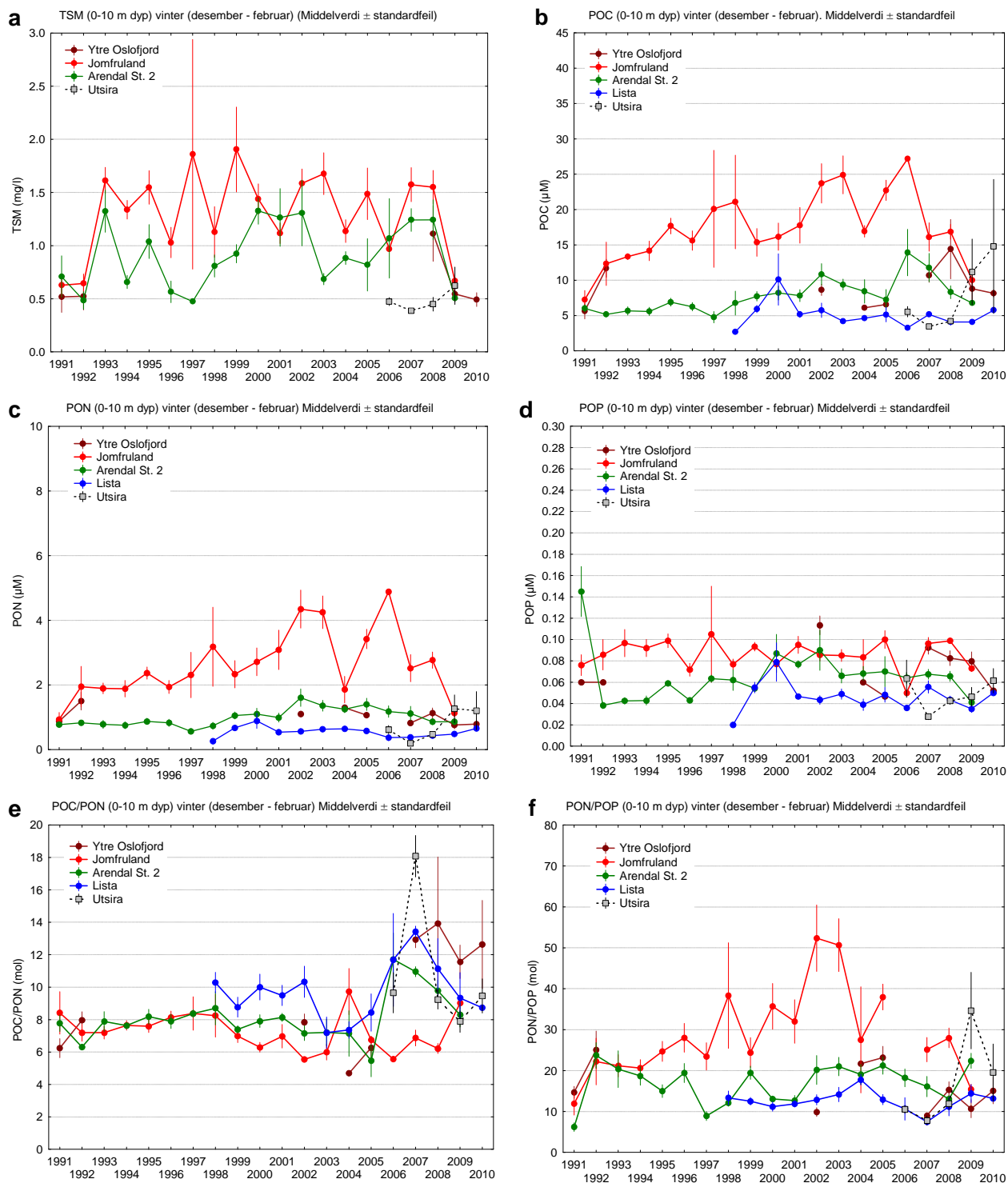
Gjennom det aller meste av tidsserien har Jomfruland hatt høyere konsentrasjoner av organisk partikulært karbon og nitrogen enn de andre stasjonene. Unntaket er første år av overvåkingsperioden, og hittil siste år med data, 2009, hvor konsentrasjonen er langt lavere enn før, og nede på samme nivå som i Ytre Oslofjord. De høye konsentrasjonene i resten av serien kan muligens forklares av forskjeller i strømforhold (langtransporterte organiske

stoffer) sammenlignet med de andre stasjonene og/eller lokale tilførsler fra Frierfjorden. Også POP ligger gjennomgående høyere på stasjon Jomfruland.

Forholdet POC/PON (e) har ved Jomfruland og Arendal St. 2 ligget relativt nær 7:1 fra 1991 til 2005. Dette forholdstallet er typisk for marint dannet organisk materiale. Fra 2004 til 2010 har forholdet POC/PON økt sterkt for Ytre Oslofjord, og de siste 4 årene svingt omkring 13:1. Også Arendal viser høyere POC/PON-forhold i de siste år, spesielt i 2006-2008. Derimot har POC/PON-forholdet ved Jomfruland holdt seg relativt stabilt mellom 6 og 8, bortsett 2004 og 2008 med noe forhøyde verdier. Ved Utsira var det i 2007 et svært høyt forholdstall, mot mer normale verdier for marint materiale de andre årene. Noe av den samme tendensen ses ved Lista, hvor det også var noe høye verdier tidligere, i årene 1998-2002.

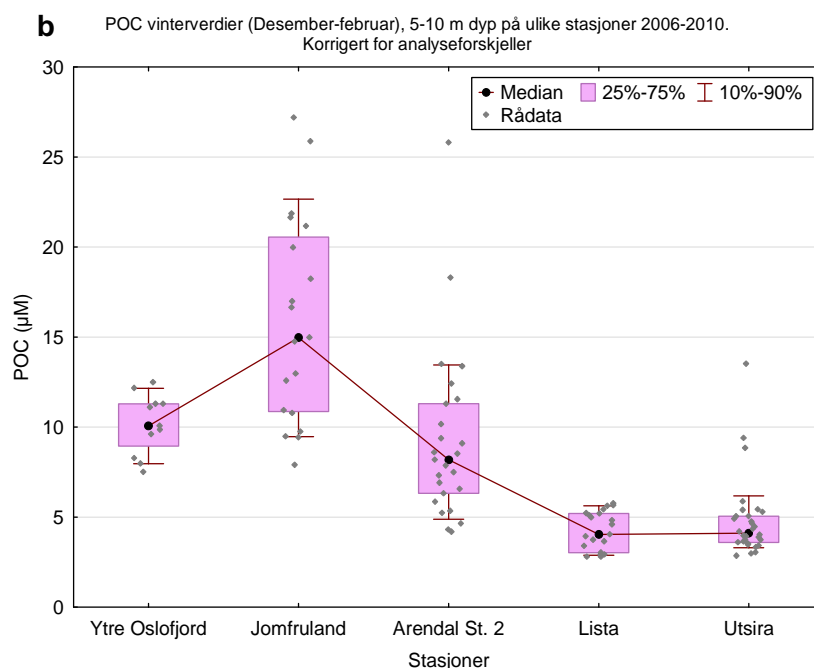
Høyt POC/PON-forhold forklares generelt av stort innslag av terrestrisk materiale i kystvannet på grunn av ferskvannsavrenning. Imidlertid kommer det høye forholdstallet ved Utsira i 2007 av spesielt lave verdier av nitrogen; karbon var heller litt lavere sammenlignet med andre år, så forklaringen er heller at det er spesielt lite marint dannet materiale; klorofyllverdiene var gjennomgående lave, og det var omtrent homogene vannmasser ned til 50 m dyp vinteren 2007, så det er heller påvirkning fra dypere vannmasser enn spesiell lokal påvirkning av terrestrisk materiale.

Variasjonen i PON/POP-forholdet er liten for stasjonene Arendal St.2, Lista, Utsira og Ytre Oslofjord. For Jomfruland er både forholdstallet og variasjonen mellom år større, spesielt i perioden fra 1997 til 2005. I 2009 var forholdet nest lavest gjennom hele tidsserien. I 2010 var klorofyllkonsentrasjonene om vinteren ganske høye ved Jomfruland og Arendal st. 2, slik at ingen vinterverdier er tatt med i figuren. På Utsira er verdiene høyere i 2009 og 2010 pga. det nevnte utslaget i POC-konsentrasjonene i 0 m dyp.



Figur 4.2. Partikkelmålinger i overflatevann (0-10 m dyp), når klorofyll-a er mindre enn $0,62 \mu\text{g/l}$. a) Partikler (TSM), b) POC*, c) PON* og d) POP vinterstid 1991-2010 i Ytre Oslofjord, Jomfruland, Arendal St. 2, Lista og Utsira, samt forholdstallene e) POC/PON og f) PON/POP. * = Det er en systematisk forskjell mellom Jomfruland og øvrige stasjoner i analysen av POC og PON. Parallellanalyser har vist god korrelasjon mellom de ulike laboratoriene (HI og NIVA), men at NIVAs analyser gir høyere konsentrasjoner. I denne rapporten er alle POC og PON analyser fra NIVA korrigert iht. resultatet fra parallellanalyserne.

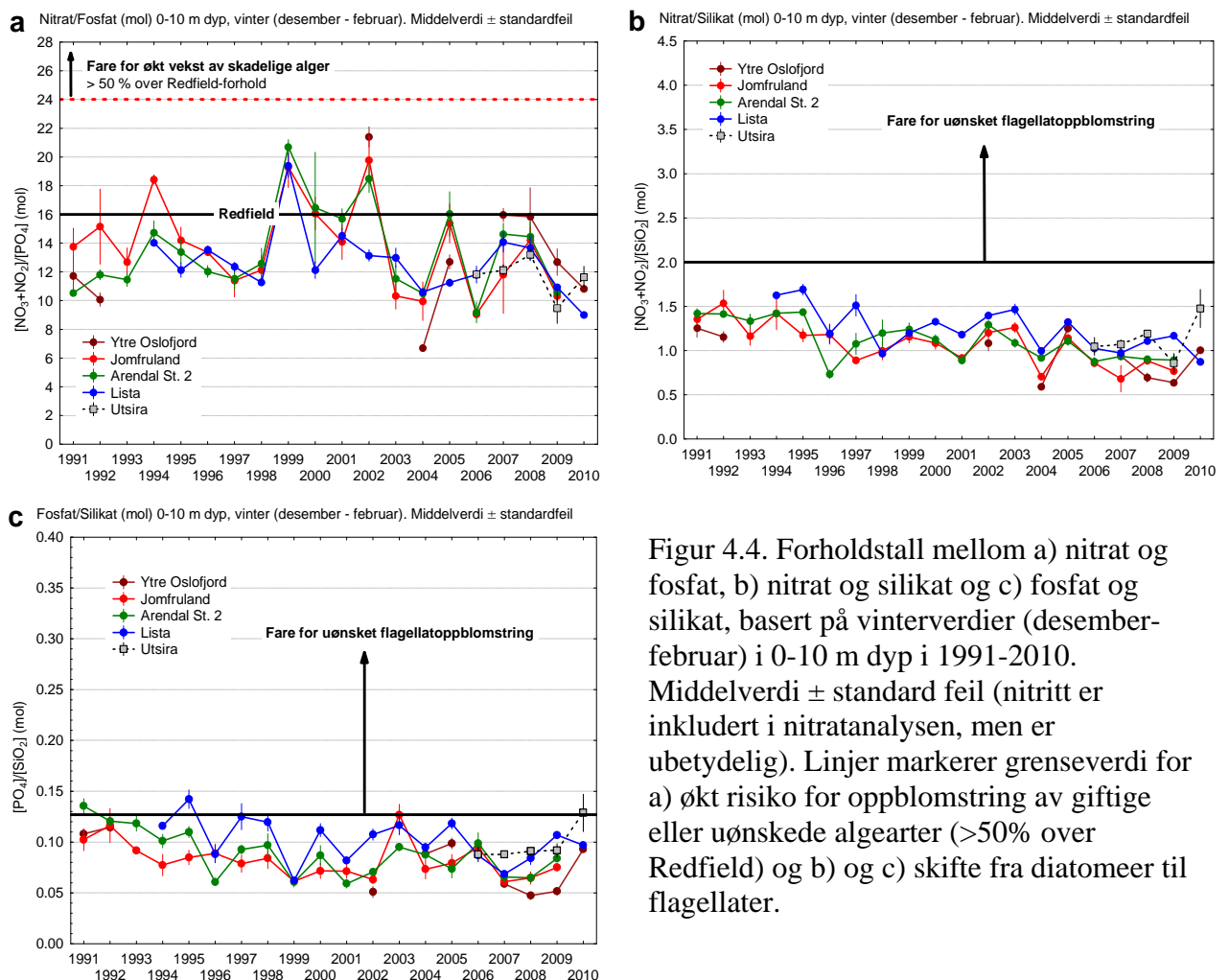
Vinterstid ble de høyeste konsentrasjonene av partikulært organisk karbon (POC) målt på Jomfruland. I Figur 4.3 sammenlignes middelveiden av vintermengden POC ved stasjonene Ytre Oslofjord, Jomfruland, Arendal St. 2, Lista og Utsira. I årets rapport er det valgt å bare ta med data for de siste 5 år i denne sammenligningen, altså perioden 2006-2010, for å få sammenlignbare data på de ulike stasjonene. Figuren viser median og persentiler for fordelingen av data fra 0-10 m for hver stasjon. Medianen er mest representativ for de vanlige forholdene, mens en aritmetisk middelveid er sterkt influert av noen få svært høye og utypiske verdier, Jomfruland skiller seg ut med høyest verdier; som Figur 4.2 indikerer er det særlig pga. høye verdier i 2006, mens forskjellen har vært mindre senere år. mens det ellers er minkning fra Ytre Oslofjord til Lista. Ved Utsira er medianen omtrent den samme som ved Lista, mens det er noen avvikende svært høye verdier de siste 2-3 år som trekker middelveiden opp for Lista i Figur 4.2.



Figur 4.3. Midlere POC-konsentrasjoner (median) vinterstid (0-10 m dyp) på alle stasjoner. POC-observasjonene er korrigerte for analyseforskjeller mellom laboratorier (se datarapporten for 2009). Rådata er vist som grå punkter; det er også noen svært høye verdier opp mot 80 mg/l som ikke vises i plottet.

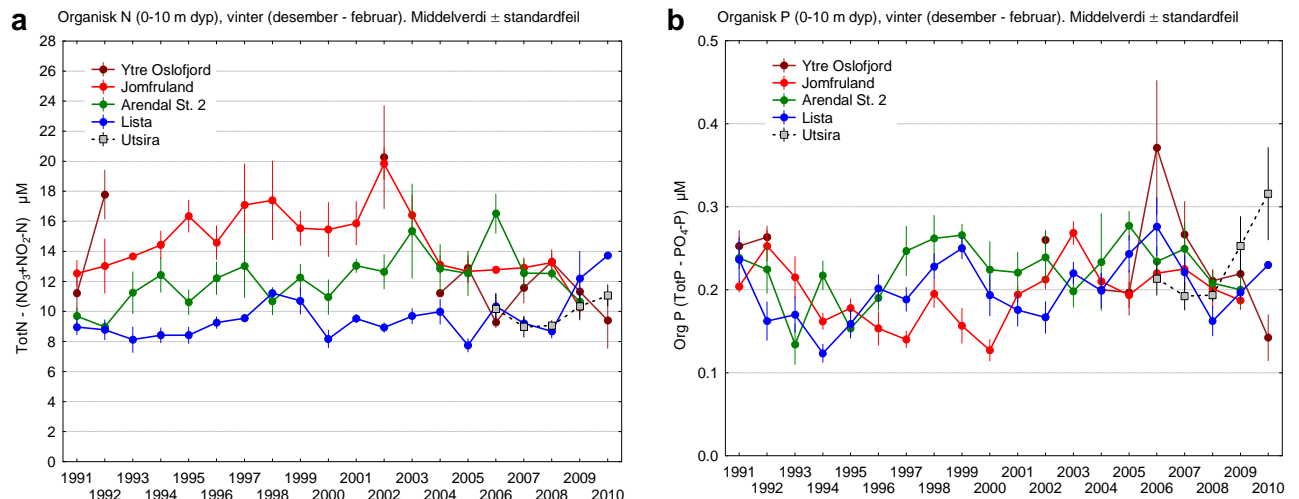
OSPAR (Oslo-Paris kommisjonen) opererer med et sett kriterier for næringsalter vinterstid som kommisjonene mener kan være kritisk for utvikling av giftige eller uønskede algearter. Kriteriene gjelder forholdstall mellom nitrat, silikat og fosfat. Økt nitrat/fosfat forhold (> 24 , 50 % økning sammenlignet med Redfield-ratio (16:1 mol:mol)) og overskudd på nitrat vil øke risikoen for skadelige alger. Økt forhold nitrat/silikat (> 2 mol:mol) og fosfat/silikat ($> 0,125$ mol:mol) vil kunne føre til et skifte fra diatomeer til flagellater. I Figur 4.4 er disse tre forholdene sammenlignet med OSPARs kritiske forholdstall. I 2010 var forholdene nitrat/fosfat og nitrat/silikat godt under de kritiske grensene for alle de tre stasjonene som har data, dvs. Ytre Oslofjord. Lista og Utsira (det er ikke tatt med noen observasjoner fra de andre stasjonene siden klorofyllkonsentrasjonen var over $0,6 \mu\text{g/l}$). Dette gjelder også for forholdet fosfat/silikat for Ytre Oslofjord og Lista, men for Utsira ligger verdien på grensen til fare for

uønsket flagellatoppblomstring. Forholdet nitrat/silikat og fosfat/silikat ser ut til å ha en avtagende trend når en ser på hele serien samlet, men med fluktuasjoner som gjør at det er vanskelig å se endringene de siste 3-4 årene som noe mer enn en kortsiktig variasjon, Nitrat/silikat-forholdet viser ingen vesentlig endring siden 2004, mens det kanskje er tendens til en viss økning av fosfat/silikat-forholdet.



Figur 4.4. Forholdstall mellom a) nitrat og fosfat, b) nitrat og silikat og c) fosfat og silikat, basert på vinterverdier (desember-februar) i 0-10 m dyp i 1991-2010. Middelerdi \pm standard feil (nitritt er inkludert i nitratanalysen, men er ubetydelig). Linjer markerer grenseverdi for a) økt risiko for oppblomstring av giftige eller uønskede algearter (>50% over Redfield) og b) og c) skifte fra diatomeer til flagellater.

Organisk nitrogen (definert her som forskjellen mellom Tot-N og $\text{NO}_3 + \text{NO}_2\text{-N}$) er i hovedsak nitrogen som er bundet til partikler som for eksempel planteplankton eller annet materiale som ikke er løst i vannet, men omfatter også ammonium (NH_4) og løst organisk nitrogen. I Figur 4.5 vises det at organisk nitrogen økte over tid for Jomfruland og Arendal St. 2 fra 1991 og til henholdsvis 2002 og 2003. Ved Jomfruland avtok organisk nitrogen fra 2003 til 2009, mens det ved Arendal St. 2 er en klar reduksjon først fra 2006 (de to stasjonene har ikke med noen observasjoner i 2010 siden klorofyllkonsentrasjonen da var $> 0,6 \mu\text{g/l}$). For Lista har det vært en mindre variasjon gjennom tidsserien. I Ytre Oslofjord og ved Utsira er det motsatt fase med henholdsvis økning og minking fra 2006 til 2008 og en minking og stigning fra 2008 til 2010, men variasjonen ligger innenfor det en ellers ser som fluktuasjoner fra år til år i de lengre tidsseriene. Organisk fosfor, definert som forskjellen mellom Tot-P og $\text{PO}_4\text{-P}$, viser ingen tydelig trend i tidsserien annet at det er en klar økning ved Utsira fra 2008 til 2010, og en reduksjon i Ytre Oslofjord fra 2006 til 2010.

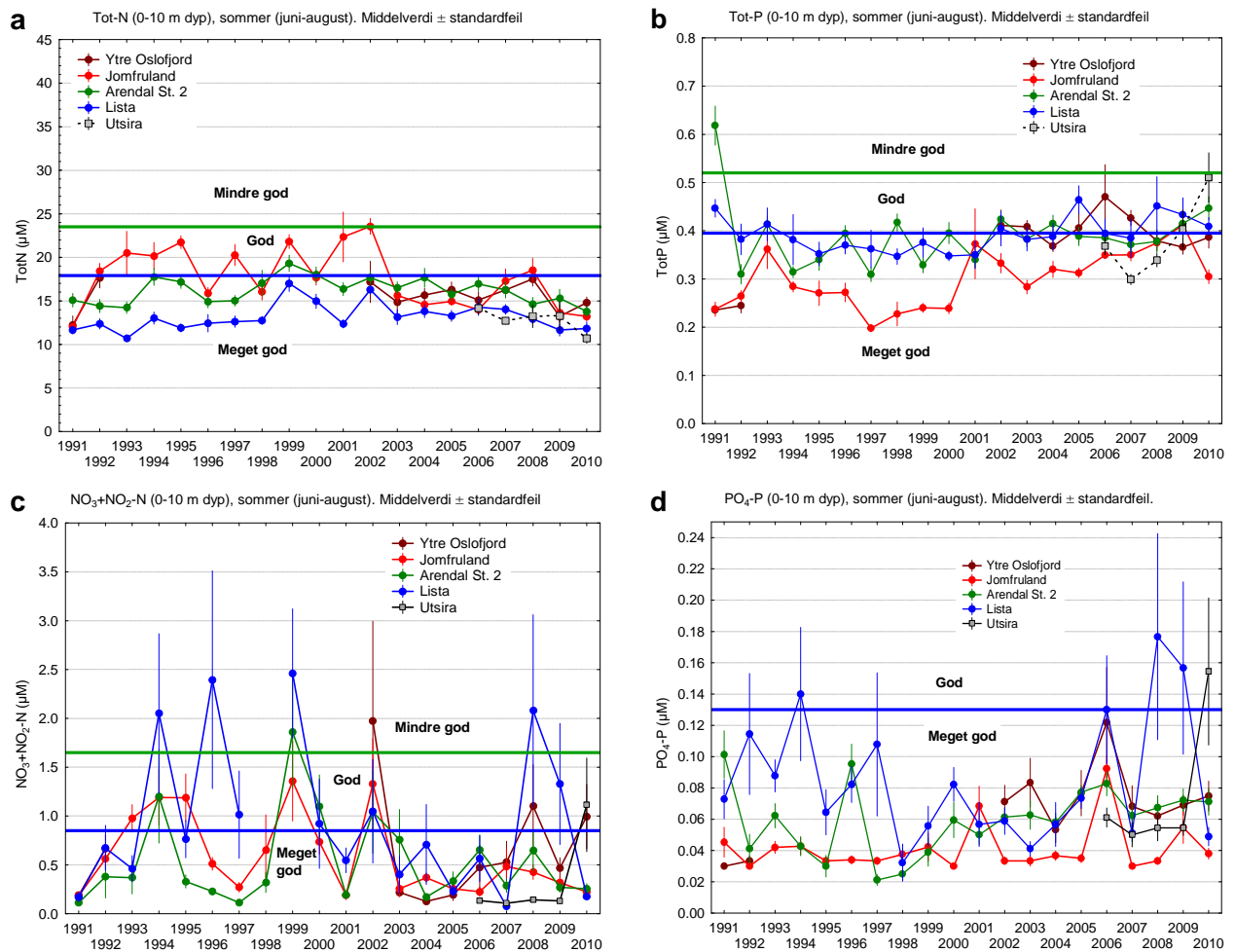


Figur 4.5. Organisk nitrogen (a) og fosfor (b) i Ytre Oslofjord, Jomfruland, Arendal St.2, Lista og Utsira vinterstid 1991-2010 i 0-10 meters dyp og ved klorofyll-a mindre enn 0,6µg/l.

4.2 Sommerverdier i overflatelaget

Sommerkonsentrasjonene av næringsalter varierer med tilførsler og opptak i planteplankton. I Figur 4.6 er sommerkonsentrasjoner i overflatelaget (vannprøver fra 0, 5 og 10 m dyp) sammenlignet med Klifs miljøkvalitetskriterier for kystvann (SFT 1997). Vannkvaliteten for alle parametere sommeren 2010 er i tilstandsklassen klasse I (meget god) med unntak for Tot-P (total fosfor) ved Lista, Utsira og Arendal St. 2, $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ (nitrat + nitritt) ved Ytre Oslofjord og Utsira og $\text{PO}_4\text{-P}$ (fosfat) ved Utsira hvor tilstanden er i klasse II (god). Sommerstid er innholdet av løste næringsalter ofte nær eller under den nedre målbare grense fordi planteplanktonproduksjonen ”tømmer” vannet for løste næringsalter. I denne analysen er alle verdier mindre enn nedre målbare grense satt lik denne grenseverdien.

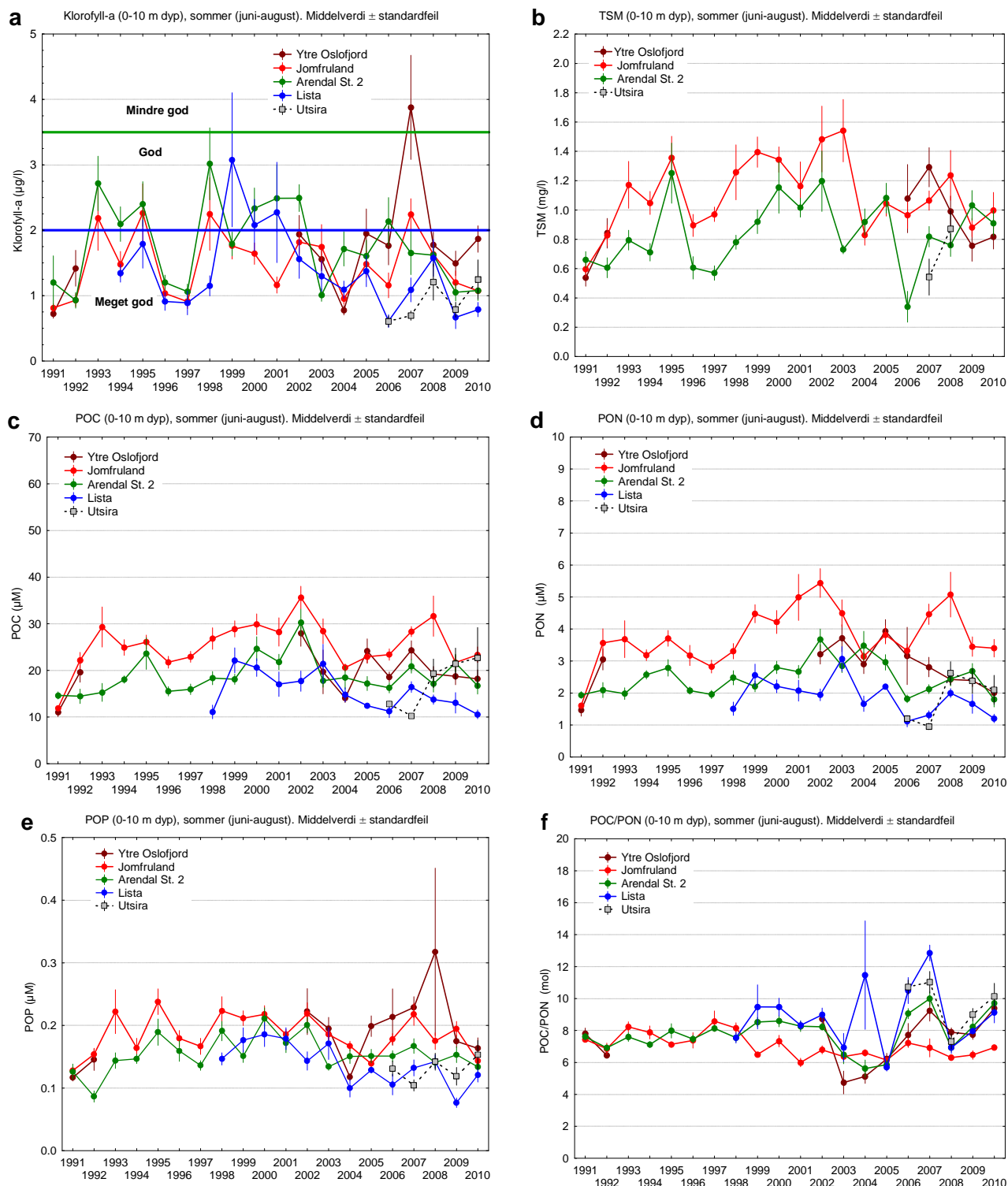
Gjennom overvåkingsperioden som helhet er det ingen tydelig endring av nitrogen (Tot-N) for de fleste stasjonene; bare på Jomfruland er det en tendens til gjennomgående lavere verdier etter 2002. For Tot-P (fosfor), $\text{PO}_4\text{-P}$ (fosfat) og $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ (nitrat + nitritt), er det ikke noen signifikant forandring i perioden 1991-2010, unntatt for Tot-P på Jomfruland som øker gjennom tidsrommet. I tidsrommet 1991-2009 skiller 1999 og 2002 seg ut med samtidig forhøyede konsentrasjoner av totalnitrogen på Jomfruland, Arendal og Lista.



Figur 4.6. Næringsalter i overflatevann (0-10m dyp) sommerstid (juni-august) i 1991-2010. a) Tot-N, b) Tot-P, c) $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ og d) $\text{PO}_4\text{-P}$ (μM). Klif's klassifiseringsgrenser er markert. Utsira er bare overvåket i perioden 2006-2010.

Figur 4.7 viser overflatekonsentrasjoner (middelerdier) av partikler (TSM), klorofyll-a og partikulært organisk karbon (POC), partikulært organisk nitrogen (PON), partikulært organisk fosfor (POP) og partikulært N/P-forhold (PON/POP). Sammenlignet med Klif's miljøkvalitets-kriterier er klorofyllkonsentrasjonene sommeren 2010 i tilstandsklasse meget god (Ytre Oslofjord, Jomfruland, Arendal, Lista og Utsira). Det er ikke noen signifikant trend i observasjonene for perioden 1991-2010, og verdiene i 2010 er i hovedsak omtrent som de to foregående år.

Partikkelkonsentrasjonen (TSM) økte på Jomfruland og Arendal St.2 gjennom observasjonsperioden frem til 2003, men har siden da blitt lavere, og det er ikke noen trend når en ser på hele tidsperioden. Det kan se ut som tidsrommene 1999-2003 for Jomfruland og 1999-2002 for Arendal St. 2 var spesielle med tanke på høye partikkelkonsentrasjoner. De siste årenes observasjoner antyder mer stabile konsentrasjoner på noe lavere nivåer, men det finnes også slike perioder tidligere.



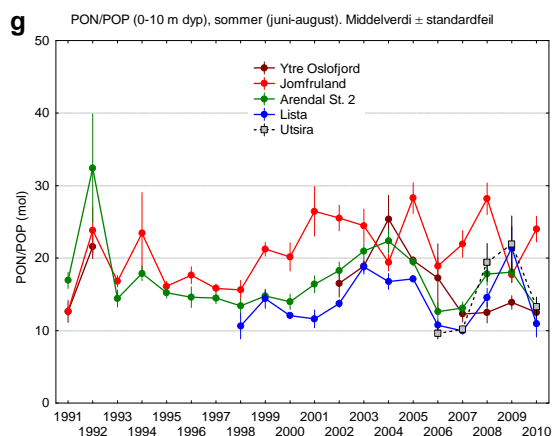
Figur 4.7. Sommerverdier i overflatelaget (0-10 m dyp) 1991-2010 av a) klorofyll *a*, b) totalt suspendert materialet (TSM), c) partikulært organisk karbon (POC), d) nitrogen (PON), e) fosfor (POP), f) karbon /nitrogen (POC/ PON). Observasjoner fra Lista og Ytre Oslofjord er kun for deler av perioden.

For partikulært karbon (POC) og nitrogen (PON) er det ingen sterke trender i løpet av overvåkingsperioden. På Arendal St. 2 var det en økning fra 1991 til 2002 og deretter en

reduksjon frem til i dag. Jomfruland viser noe av det samme forløpet, men med høyere konsentrasjoner. Ved Jomfruland økte både PON og POC fra 2004 til 2008, men det var lavere igjen i 2009 og 2010. I Ytre Oslofjord er det en tendens til nedgang i PON over tid fra 2006, men ingen tydelig trend for POC. Ved Lista er det en tendens til nedgang over tid både for POC og PON fra 2003 til 2010. Ved Utsira har konsentrasjonen vært større enn ved Lista i perioden 2008-2010. Trendene er som sagt ikke sterke, og ikke nødvendigvis signifikante som langtidstrender i forhold til fluktuasjonene fra år til år. Det er ikke noen langtidstrender for partikulært fosfor (POP). Etter en nedgang i perioden 2002-2004 økte POP i Ytre Oslofjord fram til 2008, men er nå (2009-2010) nede på lavere verdier.

POC/PON-forholdet ligger nær 7:1, dvs. at det partikulære materialet domineres av marine organismer. Imidlertid kan økningen av forholdet i 2006/2007 tyde på et midlertidig større relativt innslag av terrestrisk materiale. Det var ikke spesielt høye konsentrasjoner av POC for Lista og Utsira, som hadde de høyeste POC/PON-forholdene, så det kan mer skyldes at det er lite marint materiale enn at det er økt terrestrisk påvirkning. De to siste årene har POC/PON-forholdet økt på alle stasjonene fra relativt lave verdier i 2008; her skiller Jomfruland seg ut med det laveste forholdstallet.

PON/POP-forholdet var betydelig lavere i 2006 og 2007 enn i 2005, men igjen større i 2008 og 2009. I 2010 er det økning i dette forholdet på Jomfruland, men en minkning for de resterende stasjonene. Det er en svak økning i forholdet ved Jomfruland gjennom hele overvåkingsperioden (dvs. økende tendens til fosforbegrenset algevekst). Det er også Jomfrulandstasjonen som skiller seg ut med et høyere PON/POP-forhold.

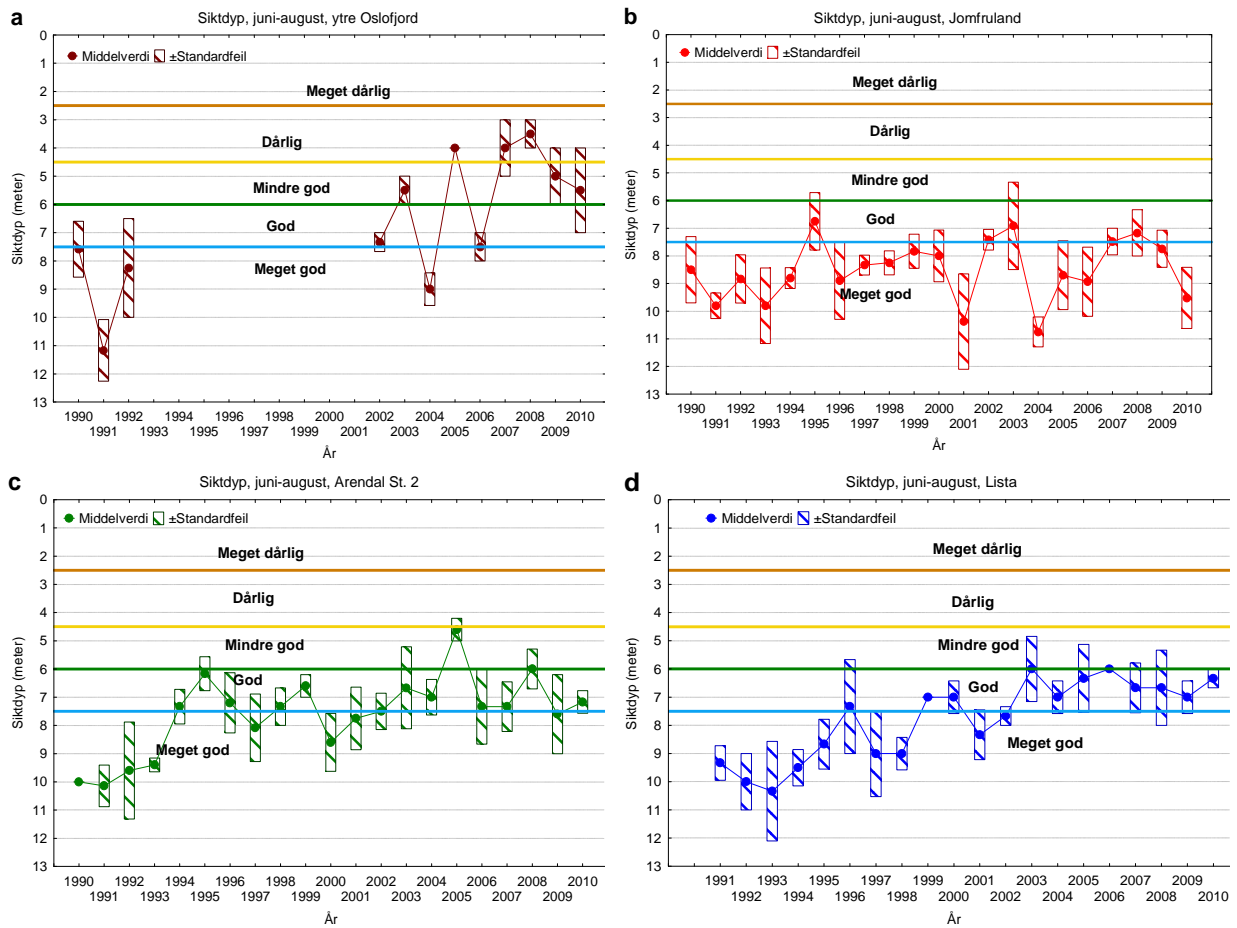


Figur 4.7 g). Sommerverdier i overflatelaget (0-10 m dyp) 1991-2010 av nitrogen/fosfor (PON/POP). Observasjoner fra Lista og Ytre Oslofjord er kun fra deler av denne perioden.

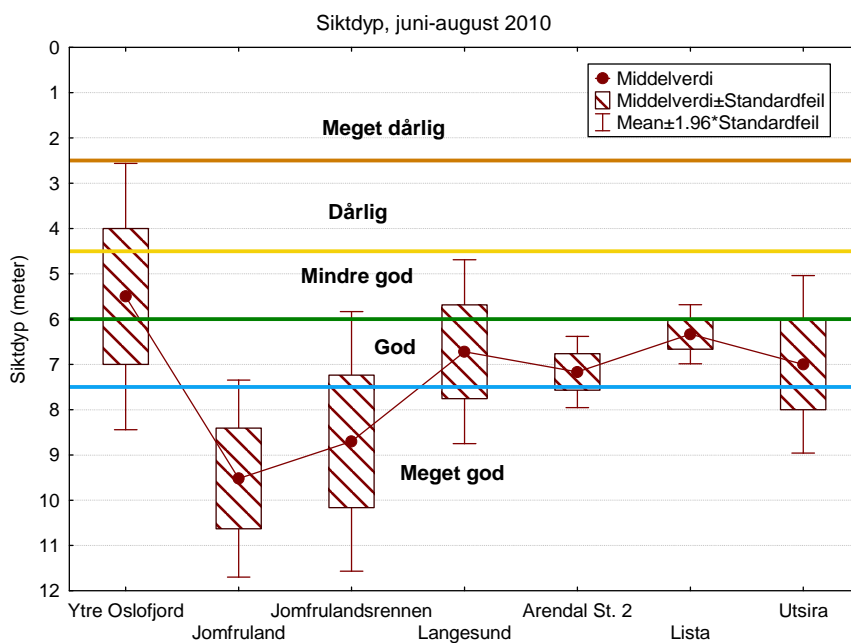
4.3 Siktdyp

Siktdypet avhenger blant annet av vannets sjiktning (ferskvannstilførsler) og mengden partikler i vannet. Det viser hvor dypt lyset når og dermed også hvor dypt det er nok lys til algevekst. Siktdypet har vært dårligere i Ytre Oslofjord og på Sør- og Sørvestlandet i senere år sammenlignet med tidlig i overvåkingsperioden. Siktdypet sommeren 2010 for Ytre Oslofjord vist i Figur 4.8 var noe bedre enn i 2009, men var likevel i tilstandsklasse III (mindre god). Både Lista og Arendal St. 2 var innenfor tilstandsklasse II (god), men det midlele siktdypet var så vidt dårligere enn i 2009. Jomfruland derimot hadde mye bedre sikt enn i 2009 og tilfredsstillende også i 2010 tilstandsklasse I (meget god). I perioden 1991-2002 var siktdypet avtagende på Lista og Arendal St. 2, og har siden svingt fra år til år uten noen videre trend. I Ytre Oslofjord synes det som det har vært en viss reduksjon også etter 2002, men det har svingt mye også der. Ved Jomfruland er det ingen trend, men relativt gode siktdyp gjennom hele overvåkingsperioden. Avtagende siktdyp betyr at vannet har blitt mer grumsete på samtlige stasjoner langs kysten, med unntak for Jomfrulandstasjonen. Dette kan påvirke bunnsamfunnene negativt.

I Figur 4.9 sammenlignes siktdyp fra sommeren 2010 ved de ulike stasjonene. Siktdypet er best ved Jomfruland og Jomfrulandsrenna med siktdyp i tilstandsklasse I (meget god), mens stasjonene lenger øst og vest har dårligere siktdyp. Dårligst siktdyp var det i 2010 i Ytre Oslofjord med tilstandsklasse III (mindre god), mens de resterende fire stasjonene tilfredsstillende tilstandsklasse II (god).



Figur 4.8. Siktdyp målt i kystvannet i Skagerrak i sommerperioden juni-august 1990-2010. a) Torbjørnskjær (Ytre Oslofjord), b) Jomfruland, c) Arendal, d) Lista. Klassifiseringen er iht. Klifs kvalitetskriterier.

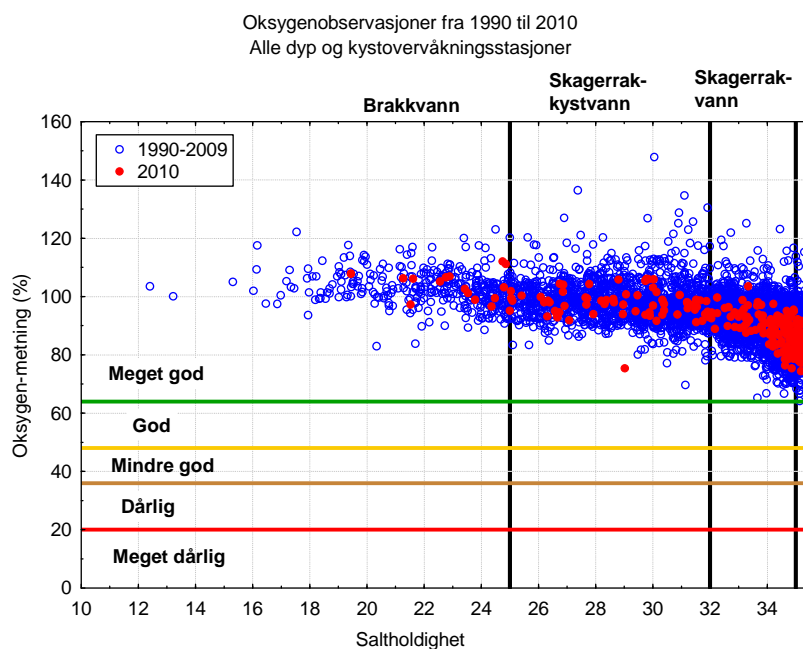


Figur 4.9. Midlere siktdyp juni-august 2010 for alle stasjoner i Kystovervåkningen.

4.4 Vannkvalitet i ulike vannmasser

4.4.1 Oksygenforhold

Forenklet kan en si at oksygen i vannet forbrukes av dyr og produseres av alger. Oksygenforholdene i vannet påvirkes av organisk belastning og oppholdstid (vannutskiftning). Produksjonen av oksygen er dermed begrenset til de øvre, opplyste vannmasser. Oksygenmetningen i de dypere vannmassene i kyststrømmen var i 2010 i tilstandsklasse ”meget god” i henhold til Klif’s miljøkvalitetskriterier, slik det også har vært tidligere (Figur 4.10).

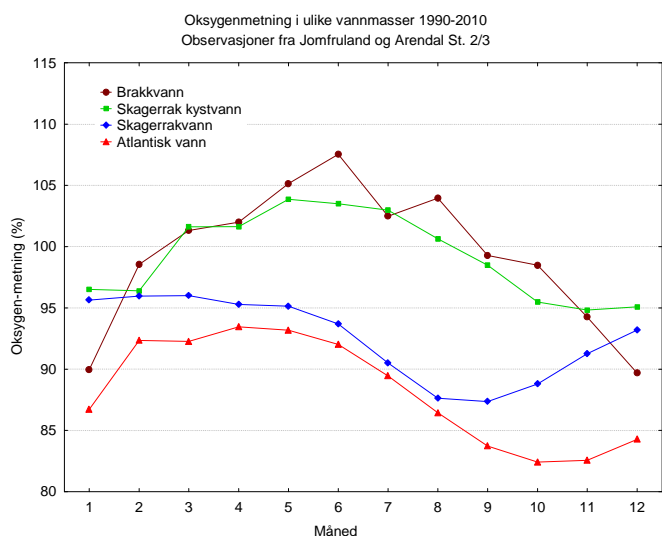


Figur 4.10. Oksygenmetning (%) i kystvannet målt over perioden 1990-2010. Observasjoner fra Færder, Jomfruland, og Arendal. Resultater fra 2010 er markert med røde punkter.

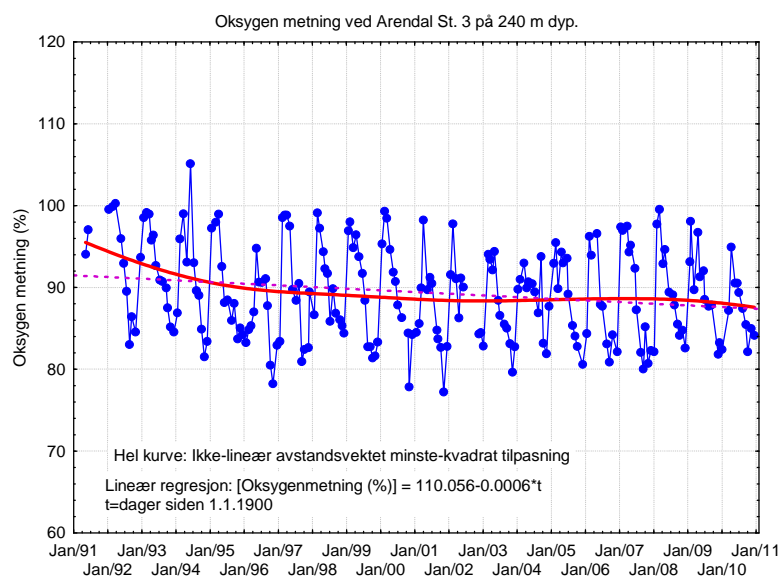
Kystvannets oksygeninnhold varierer gjennom året og mellom de ulike vannmassene i Skagerrak (Figur 4.11). I det brakke overflatevannet måles det hvert år overmetning i de varme sommermånedene juni-august og lavest metningsprosent på høsten (lite brakkevann om høsten gjør at få målinger ligger til grunn for forløpet av brakkevannskurven for høsten, og dette resultatet må derfor brukes med forsiktighet). Overmetning betyr at oksygenkonsentrasjonen overstiger 100 % av hva vannmassen etter temperatur og saltholdighet normalt klarer å holde på. I overflatelaget er overmetning ofte et resultat av høy planteplanktonproduksjon (som gir oksygen). I Skagerrak-kystvann er det gode oksygenforhold gjennom hele året. I Skagerrakvann (som oftest vann fra 25 til 100-150 m dyp) er det lavest oksygeninnhold på sensommeren (august-september), mens det i Atlantisk vann (dypere enn 100 m, jfr. Figur 2.5) er lavest i oktober-november (Figur 4.11).

Gode oksygenforhold i kyststrømmen er å forvente siden vannet har kort oppholdstid. Stor planteplanktonproduksjon og stor mengde organisk materiale som gir stort oksygenforbruk i dypere vannmasser, vil normalt ikke føre til kritisk lave oksygenkonsentrasjoner i vann-

masser med kort oppholdstid, noe som også observasjonene fra Kystovervåkingsprogrammet viser. Selv om oksygenforholdene er gode, har det vært tendens til avtakende konsentrasjoner i de dypere vannmassene utenfor Arendal over tid. Figur 4.12 viser at både maksimum- og minimumverdiene har samme tendens, og ser ut til å avta noe fra 1990 til ca. år 2003. Figuren gir inntrykk av at den negative tendensen har bremsset opp de siste årene (fra 2005), kanskje med en ny nedgang de siste par årene. Andre analyser har tidligere vist avtakende oksygenkonsentrasjoner i fjorder og kystvann langs Skagerrakkysten (Johannessen og Dahl, 1996) og ute i Skagerrak (Andersson, 1996).



Figur 4.11. Oksygen i kystvannmasser plottet som midlere oksygenmetning (%) pr. måned i 1990-2010. Vanntypene er definert i kap. 2.



Figur 4.12. Oksygenmetning (%) på 240 meters dyp på stasjon Arendal St. 3 i perioden 1991-2010

Tidsutviklingen i Figur 4.12 kan være vanskelig å bedømme fordi årstidsvariasjonen er så dominerende. For å få et klarere bilde av langtidsutviklingen i oksygenmetning kan det være en fordel å korrigere for dette. Variasjonen gjennom året kan beskrives godt av en funksjon:

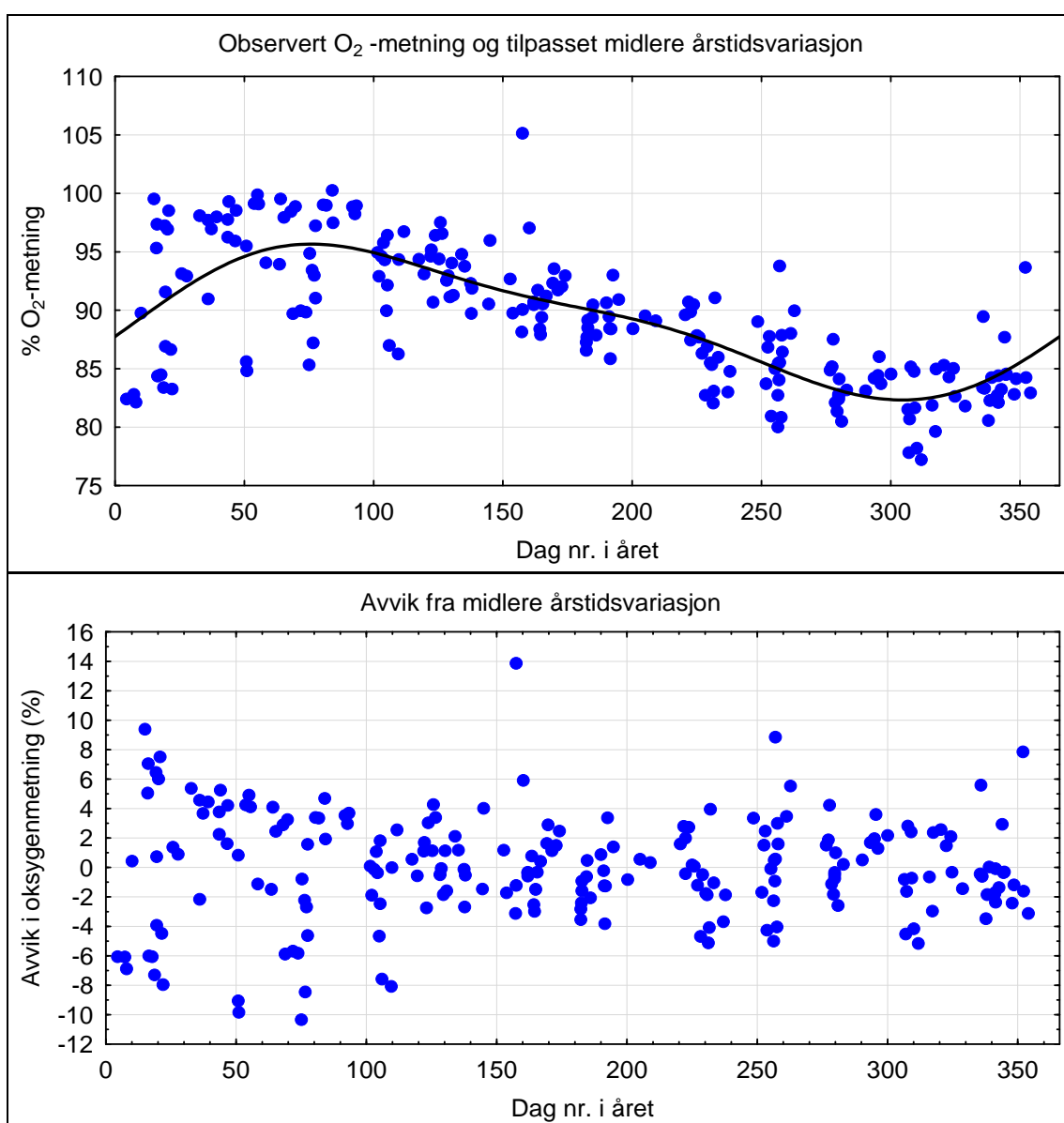
$$[\% \text{ O}_2 - \text{metning}] = \exp\{c_0 + c_1 \cdot \sin[2\pi(t + \theta_1)/Y] + c_2 \cdot \sin[4\pi(t + \theta_2)/Y]\}$$

Her er t = dag nr. i året for observasjonen, $Y=365.25$ (midlere lengde på året i dager), c_0 , c_1 og c_2 er konstanter med enhet % og θ_1 og θ_2 er konstanter med enhet dager.

Tilpasning til alle observasjoner fra Arendal St. 3 240 m gir disse koeffisientene:

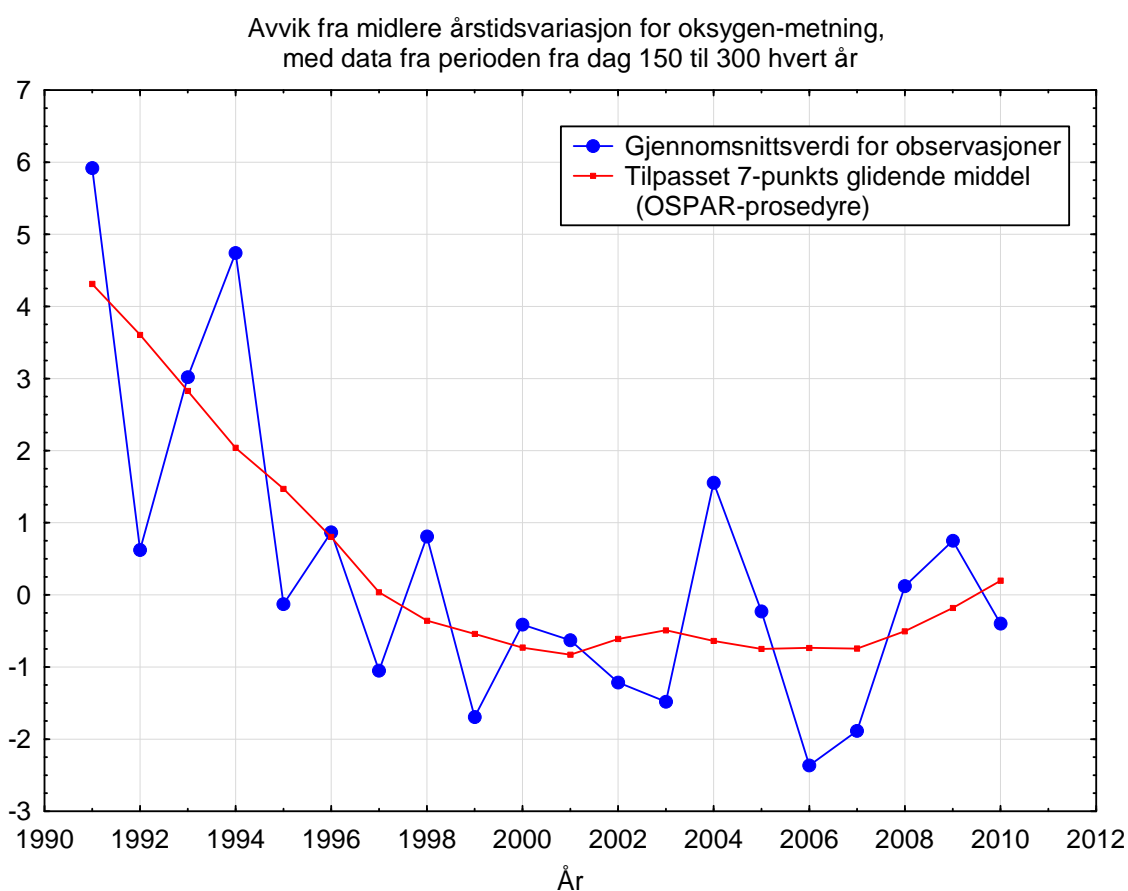
c_0	c_1	c_2	θ_1	θ_2
4.489531	0.067296	0.018683	-11.4295	-2.92496

Resultatet er vist nedenfor i Figur 4.13. Øverst er observerte verdier vist mot årstid med tilpasset årstidskurve tegnet inn. Nederst er avvikene fra kurven vist mot årstid. Figurene viser at residualene er ganske homogene i perioden fra dag 150 til dag 300, dvs. i perioden med synkende oksygenmetning mot høsten. Om vinteren er oksygenmetningen i gjennomsnitt høyere, men også mer variabel fra år til år.



Figur 4.13. Oksygenmetning (%) på 240 meters dyp på stasjon Arendal St. 3 i perioden 1991-2010. Øverst observert metning med tilpasset midlere årstidsvariasjon. Nederst vises avvik fra årstidsvariasjon.

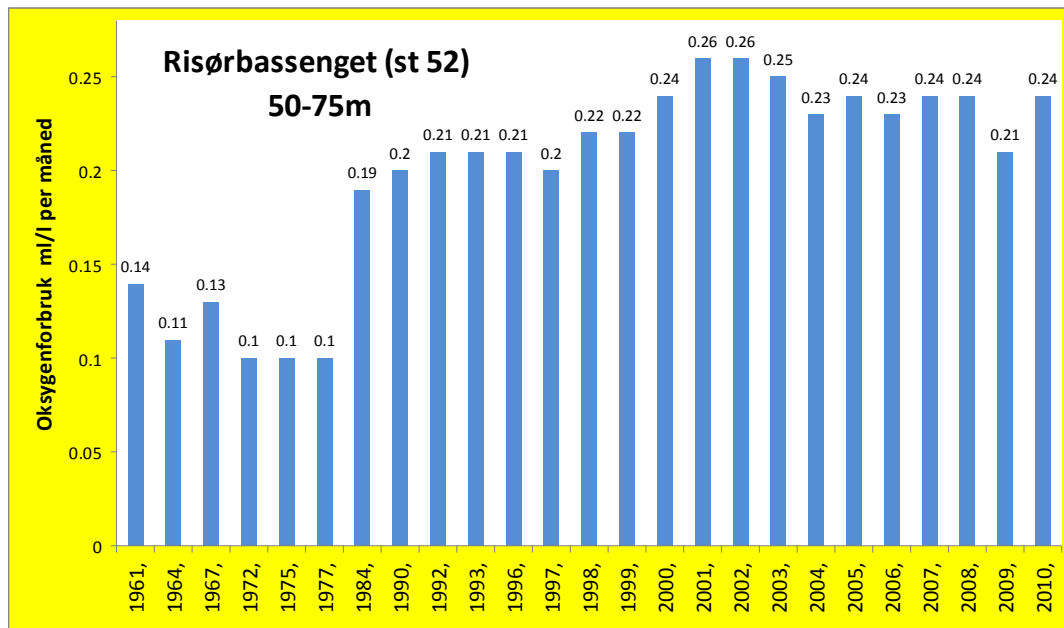
Ut fra dette er det gjort en videre analyse av avvikene fra den gjennomsnittlige årstidsvariasjonen. Det er da bare brukt data fra den perioden på året hvor oksygenmetningen reduseres over tid, dvs. fra dag 150 til dag 300. Først er det beregnet et gjennomsnittlig avvik for hvert år. For den tidsserien dette gir, er det tilpasset en glattet kurve ved lokal vektet regresjon (LOWESS) med et midlingsvindu på 7 år (OSPAR-prosedyre). Resultatet er vist i Figur 4.14. Gjennomsnittsverdiene fluktuerer fra år til år, men viser en klar tendens til reduksjon i oksygenmetning fra år 1990 til ca. 1998, deretter varierer verdiene fra år til år uten noen klar tidstrend. Den glattede kurven viser trenden klarere, men utflating fra og med ca. år 1998, og en mulig liten økning over de siste 4 år.



Figur 4.14. Tidstrend for oksygenmetning (%) sommer-høst (dag 150-300) på 240 meters dyp på stasjon Arendal St. 3 i perioden 1991-2010 etter korreksjon for årstidsvariasjon med 7-punkts vektet lokal regresjon (LOWESS).

Selv om oksygenforholdene i Kyststrømmen er gode, vil avtakende konsentrasjoner i Kyststrømmen ha betydning for fjorder og estuarier langs Skagerrakkysten. Dette fordi fjordene og estuariene forsynes med, og er avhengige av, oksygenrikt vann fra Kyststrømmen. En moderat lavere oksygenkonsentrasjon i det innstrømmende vannet kan få alvorlige konsekvenser for oksygenkonsentrasjonen i fjordbassenget, avhengig av oppholdstiden på bassengvannet. Økt organisk belastning på fjorder og kystbasseng gir økt oksygenforbruk, og sammen med lavere oksygeninnhold i innstrømmende vann fører det til dårlig vannkvalitet i dypvannet. Figur 4.15 illustrerer en klar økning i oksygenforbruket fra 1980 til i dag, - omlag dobbelt så stort

forbruk i perioden 2000-2010 som fram til 1977 (målinger og beregninger for Risørbassenget er utført av Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjonen i Flødevigen). Økningen ser ut til å ha skjedd fra begynnelsen av 1980-årene til 2000-2002, etter det har det ikke vært noen videre forverring av oksygenforbruket. Resultatene betyr at den organiske belastningen på Risørbassenget har økt tilsvarende i den perioden figuren viser. Dette har sammenheng med økte tilførsler av næringsalter fra Tyskebukta i samme periode (Figur 3.3 og 3.4). Økt oksygenforbruk har ført til dårligere oksygenforhold i en rekke fjord- og kystbasseng langs Skagerrakkysten, med klart negative konsekvenser for bl.a. faunaen i bassengene (Buhl-Mortensen m.fl. 2006).

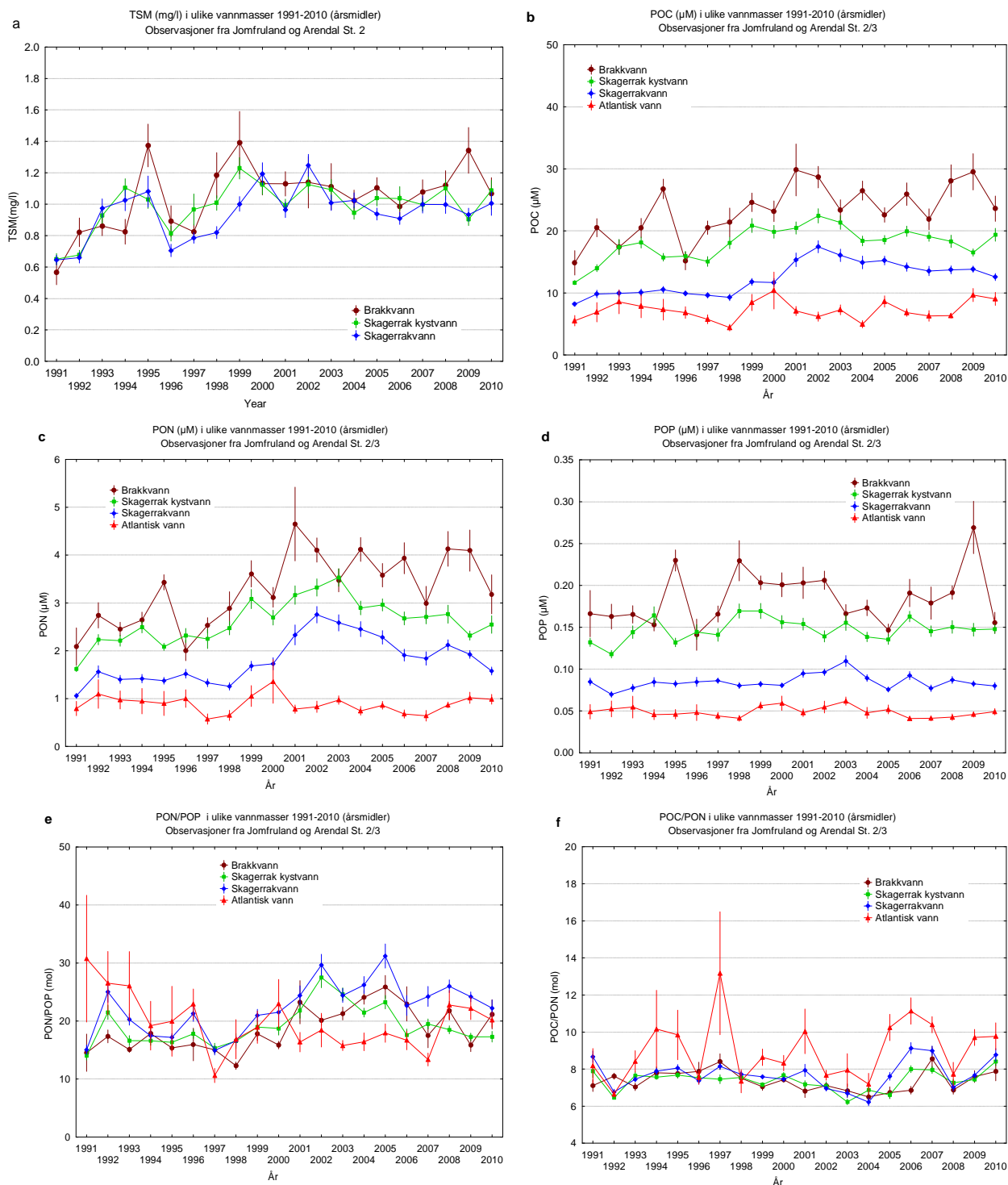


Figur 4.15. Oksygenforbruket i Risørbassenget fra 1961 til 2010 (Kilde: HI):

4.4.2 Partikler og næringsalter

Årsmiddelverdiene for mengden partikler i ulike vannmasser viser få klare trender gjennom overvåkingsperioden. Figur 4.16 viser tidsutviklingen for konsentrasjoner og sammensetning av partikler i ulike vannmasser. TSM økte fram til 1998-99, og har siden variert fra år til år uten noen tidstrend. Konsentrasjonene av POC og PON økte fra 1990 til 2001 i brakkvann og Skagerrak kystvann; i det dypere Skagerrakvannet særlig fra 1998 til 2002. Deretter fluktuerte konsentrasjonene i brakkvannet uten noen tidstrend, mens det ser ut til å ha vært en viss reduksjon i Skagerrak kystvann og Skagerrakvann. For Atlantisk vann er det ikke noen store forandringer i perioden, kun år til år variasjoner. For POP er det ingen betydelig endring over tid i noen av vannmassene, men det er relativt større fluktusjoner i Brakkvann enn i de øvrige vannmassene.

PON/POP-forholdet (Figur 4.16e) var lavest omkring 1997, og viser tendens til høyest verdier i perioden 2001-2006 i Brakkvann og Skagerrakvann, men avtar fra 2006. I Atlantisk vann er det store år til år variasjoner, med tendens til høyere verdier i de første årene av overvåkningen, og en viss økning de siste tre årene. POC/PON-forholdet ligger nær 7:1, dvs. det organiske materialet som måles er i all hovedsak marine organismer (planteplankton etc.).

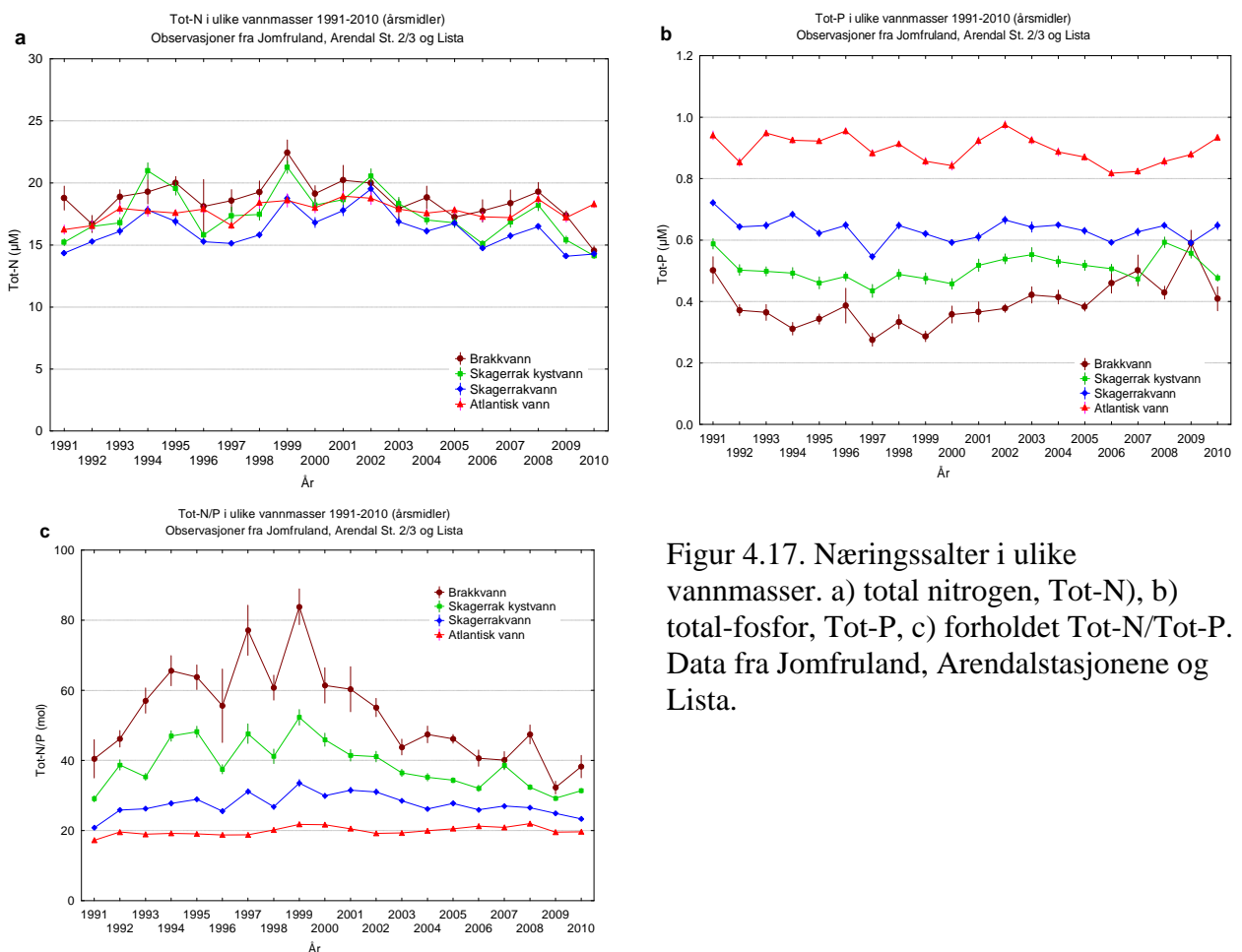


Figur 4.16. Partikulært materiale i ulike vannmasser. a) partikler TSM, b) partikulært organisk karbon, POC, c) nitrogen, PON, d) fosfor, POP, e) forholdet nitrogen og fosfor, PON/POP, f) forholdet karbon og nitrogen POC/PON. For TSM er det brukt data fra Jomfruland og Arendal St. 2, for POC, PON og POP data fra Jomfruland og Arendal St 2 og 3.

Figur 4.17 viser tidsutvikling for totalkonsentrasjon av nitrogen og fosfor, og forholdstallet mellom dem, i de samme vannmassene. Konsentrasjonen av total nitrogen (Tot-N, Figur

4.17a) er vanligvis størst i Brakkvann, deretter i Skagerrak kystvann. Atlantisk vann har ofte høyere konsentrasjoner enn Skagerrakvann. Det er relativt små forskjeller i totalnitrogen mellom de ulike vanntypene, og ingen entydig sammenheng med saltholdighet. Det er en tendens til en økning fram til 1999 i Brakkvann og Skagerrakvann og en viss reduksjon etter det, mens det i Atlanterhavsvann ikke er noen langtidstrend.

For total fosfor (Tot-P, Figur 4.17b) er konsentrasjonen gjennomgående høyere i de dypereliggende vannmasser som Atlantisk vann, enn i f.eks. Brakkvann. N/P-forholdet blir derved størst i Brakkvann og lavest i Atlantisk vann, som også framgår av Figur 4.17c. Her er det altså en klar tendens til økning med økende saltholdighet. Tot-P-konsentrasjonen i brakkvannet øker etter 1999 og med en svak avtagende trend i Tot-N gir dette avtakende N/P-forhold i brakkvannet (Figur 4.17c). For Skagerrak kystvann og Skagerrakvann avtar Tot-N konsentrasjonen sakte fra 1999 men det er ingen endring i Tot-P konsentrasjonen. Dette resulterer i et svakt avtakende N/P-forhold fra 1999 til 2010. I Atlantisk vann er det ingen langtidstrender i perioden 1991 til 2010, men år til år variasjoner som også synes i N/P-forholdet til Atlantisk vann. Ut fra utviklingen i brakkvannet og kystvannet ser det ut som det skjedde en endring rundt 1999-2000 i retning av potensielt mindre fosforbegrenset algevekst i de eufotiske vannmasser.

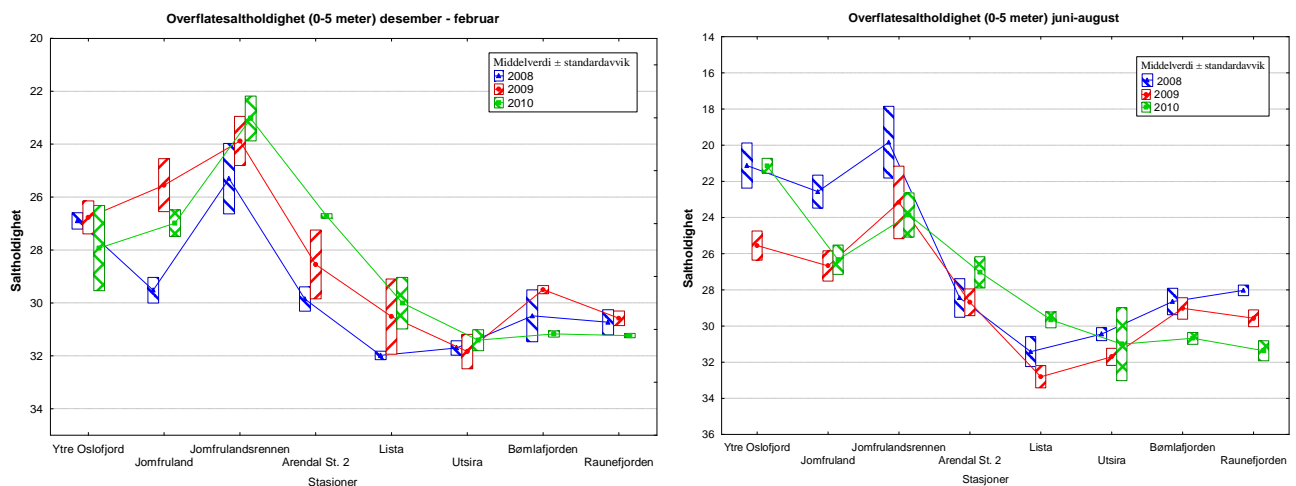


Figur 4.17. Næringsalter i ulike vannmasser. a) total nitrogen, Tot-N, b) total-fosfor, Tot-P, c) forholdet Tot-N/Tot-P. Data fra Jomfruland, Arendalstasjonene og Lista.

4.5 Geografiske gradienter i saltholdighet og næringsalter

Havstrømmer og tilførsler av ferskvann fra elver langs kysten fører til en saltholdighetsgradient i overflatevannet langs Skagerrakkysten med den laveste saltholdigheten i øst ved Ytre Oslofjord som har store ferskvannstilførsler fra Glomma (Figur 4.18). Jomfrulandsrennen og Jomfruland er også ofte påvirket av brakkvann fra Frierfjorden. Overflatevannet langs Skagerrakkysten avvek i liten grad i saltholdighet vinteren 2010 sammenlignet med vinteren 2008 og 2009. I Jomfrulandsrenna og ved Arendal St. 2 var det lavere saltholdighet denne vinteren sammenlignet med de to foregående år. I Bømlafjorden og Raunefjorden var saltholdigheten høyere vinteren 2010 enn vinteren i 2008 og 2009; det skyldes lite nedbør på Vestlandet denne vinteren.

Også om sommeren 2010 var saltholdigheten høyere enn i 2008 og 2009 i Bømlafjorden og Raunefjorden, noe som sannsynligvis har samme forklaring som vintersaltholdigheten. Ved Jomfruland og Jomfrulandsrenna var det omtrent som i 2009, mens de resterende stasjonene hadde lavere saltholdighet sammenlignet med 2009. Sommeren 2009 var det flere situasjoner med oppstrømming av dypvann (upwelling) som kan forklare de høye saltholdighetsverdiene denne sommeren.

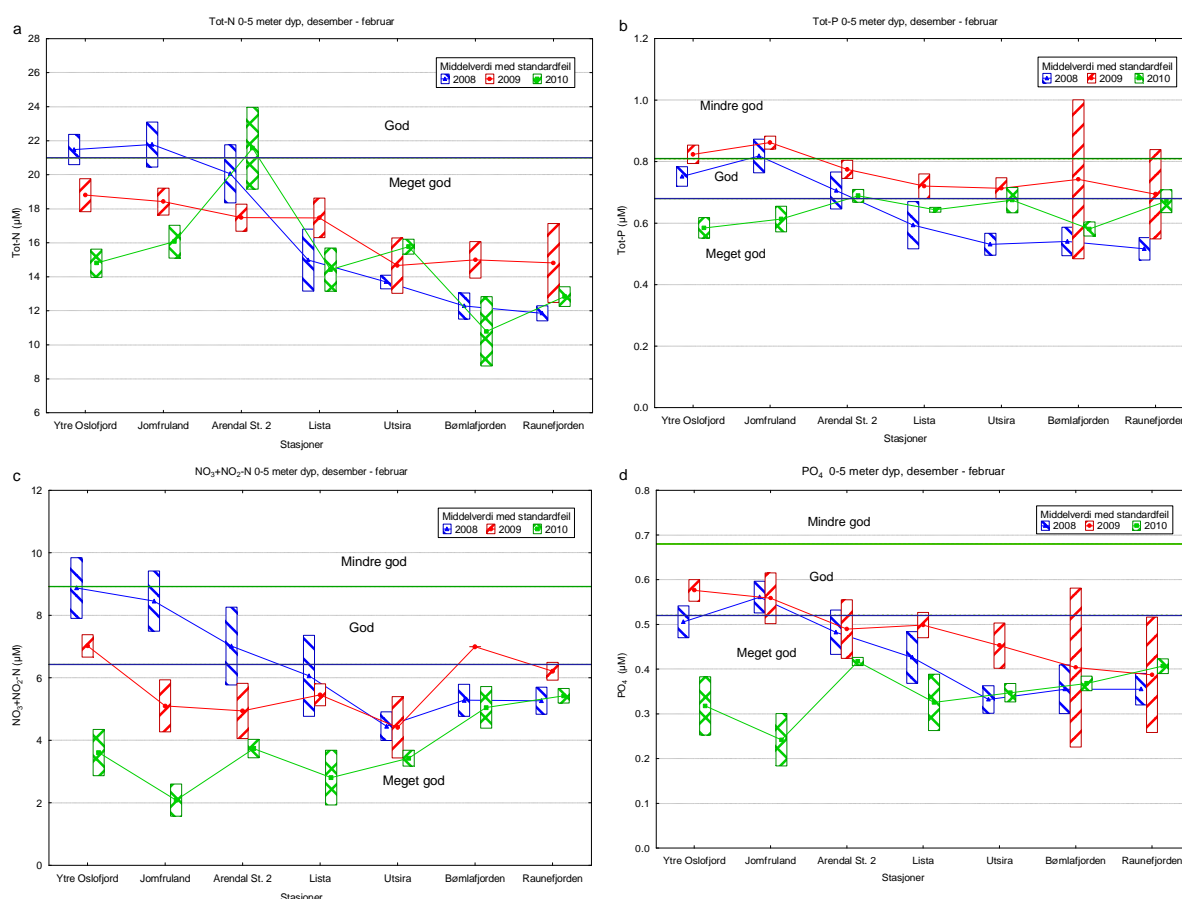


Figur 4.18. Saltholdighet i overflatevann (0-5 m) vinter (venstre figur) og sommer (høyre figur) 2008, 2009 og 2010.

Vintermålinger av næringsalter i overflatevannet (0-5 m dyp) i 2008-2010 (år med målinger fra alle stasjonene) viser at det er en klar geografisk gradient fra Ytre Oslofjord til Vestlandet med de høyeste verdiene i østlige deler av Skagerrak (Figur 4.19). Som vist i kapittel 3 har det sammenheng med store langtransporterte tilførsler i kyststrømmen som starter i østre deler av Skagerrak, men også på grunn av stor lokal tilførsel fra elver til overflatevannet. I 2010 var vinterkonsentrasjonene av nitrogen betydelig lavere på østlige Skagerrakkysten enn i 2008 og 2009, noe som kan forklares med lav ferskvannstilførsel fra Glomma. Ved Arendal St.2 var det likevel høyere nitrogenkonsentrasjoner enn vinteren 2008 og 2009. Nitrat/silikat forholdet ved Arendal St. 2 vist i Figur 3.5 indikerte noe vann fra Tyskebukta i begynnelsen av vinteren 2010. Vann fra Tyskebukta har normalt betydelig høyere nitratkonsentrasjoner enn Kattegatvann. På Vestlandstasjonene var gjennomsnittskonsentrasjonene av Tot-N (total

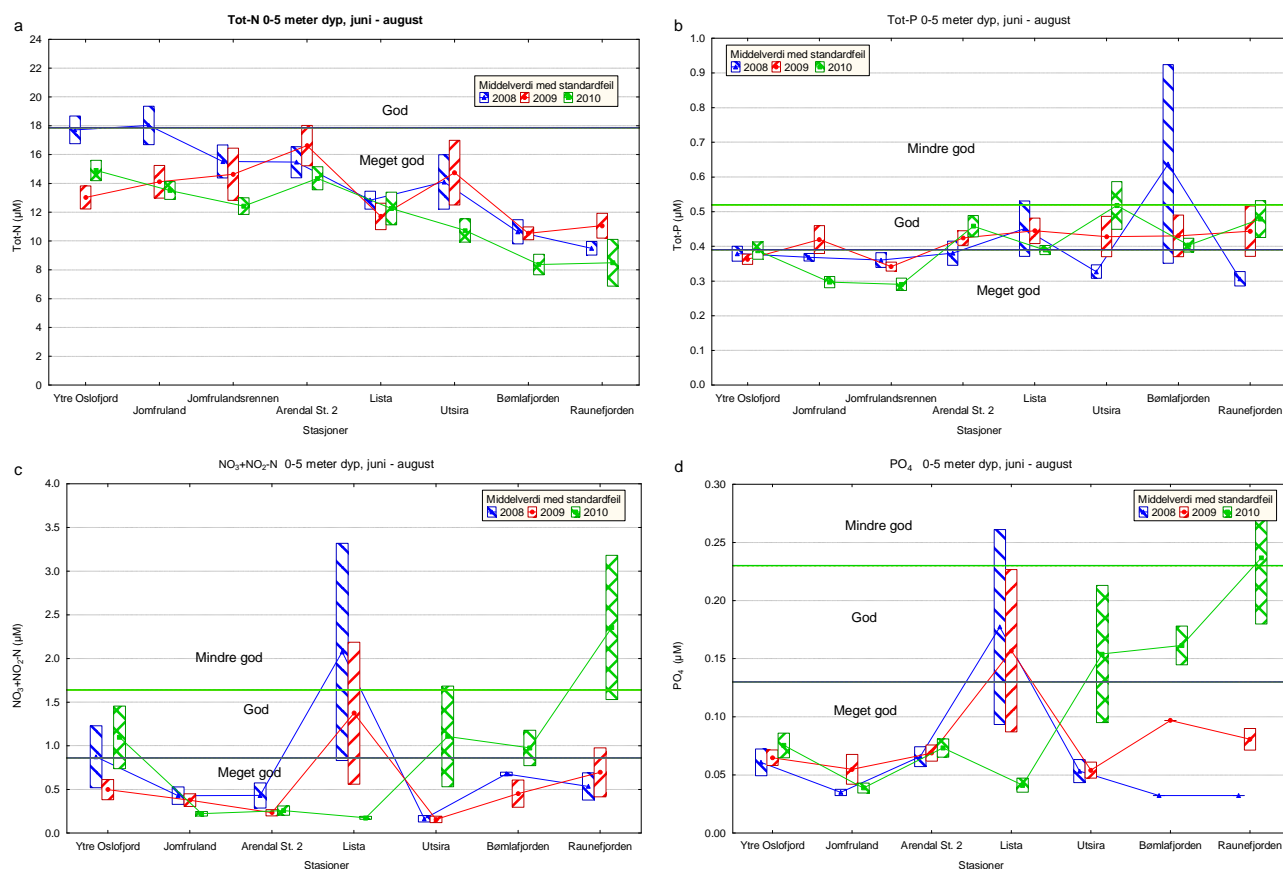
nitrogen) lavere i Bømlafjorden og Raunefjorden vinteren 2010 sammenlignet med vinteren 2009 og innenfor tilstandsklasse I (meget god).

Tot-P (total fosfor) hadde lavere vinterkonsentrasjoner enn i 2009 på alle stasjoner. Forskjellen er klartest for Ytre Oslofjord og Jomfruland, mens det var minst forskjell ved Utsira og Raunefjorden. Alle stasjonene lå i tilstandsklasse meget god i 2010. Det gjaldt også nitrat+nitritt og fosfat, hvor det også var gjennomgående lavere verdier enn året før, spesielt på Skagerrakkysten.



Figur 4.19. Vinterverdier av total nitrogen (Tot-N), total fosfor (Tot-P), nitrat (NO₃+NO₂) og fosfat (PO₄) i overflatevann (0-5 m) i 2008-2010 på stasjonene Torbjørnshjør (Y. Oslofjord), Jomfruland, Arendal st 2, Lista, Utsira, Bømlafjorden* og Raunefjorden*. * = FerryBox-målinger (vannprøver).

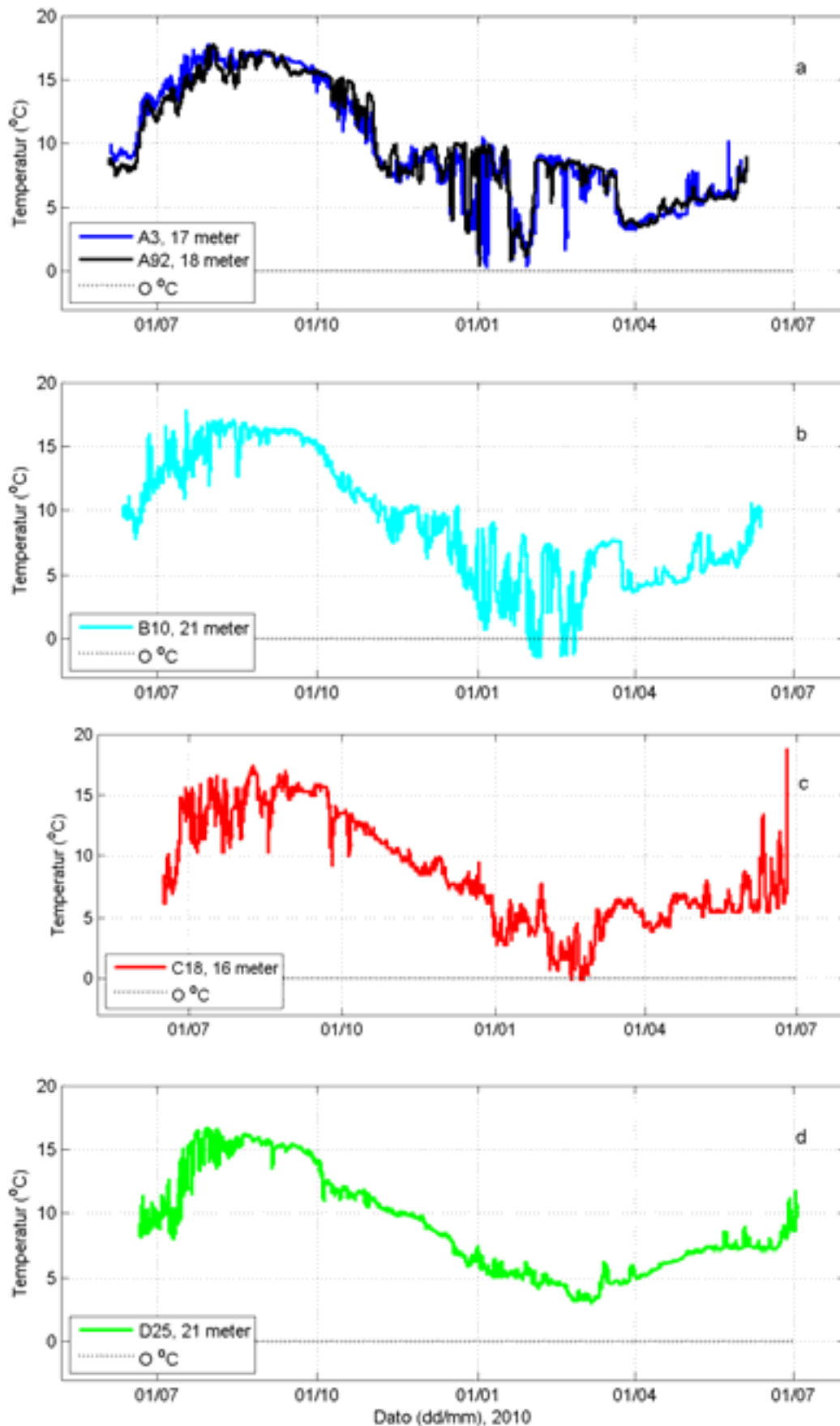
Sommerobservasjonene viser avtakende Tot-N konsentrasjoner fra øst til vest, og noe lavere konsentrasjoner i 2010 enn i 2008 og 2009 ved alle stasjoner med unntak av Ytre Oslofjord og Lista (Figur 4.20). For Tot-P er sommerkonsentrasjonene lavere i 2010 ved Jomfruland og Jomfrulandsrenna, men noe høyere ved Utsira og Bømlafjorden og i tilstandsklasse II (god) og III (mindre god) henholdsvis. For noen stasjoner viser de øvrige næringssaltene store forskjeller fra 2008 og 2009. Dette gjelder spesielt Utsira, Bømlafjorden og Raunefjorden hvor konsentrasjonene av nitrat + nitritt og fosfat er høyere sommeren 2010 og i tilstandsklasse II (god) og III (mindre god). Ved Lista er sommerkonsentrasjonene lavere enn i 2008 og 2009, mens ved Ytre Oslofjord, Jomfruland og Arendal St.2 er det liten forskjell mellom disse årene.



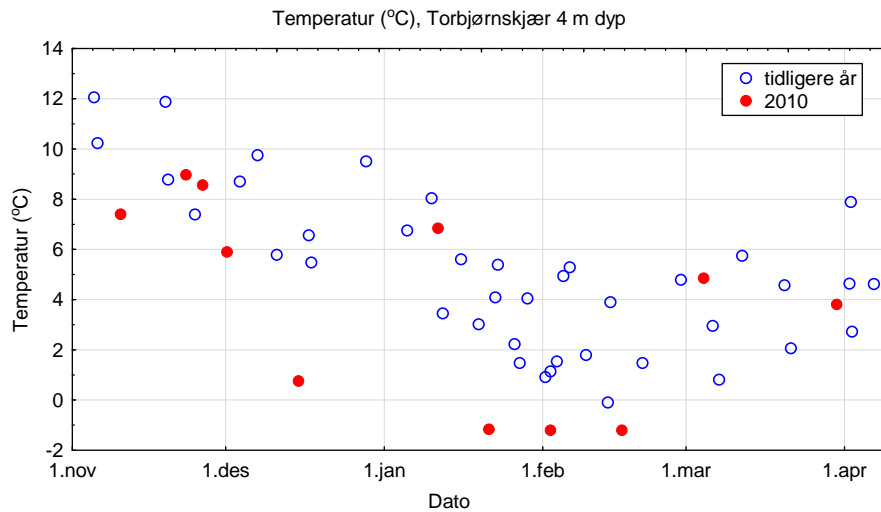
Figur 4.20. Sommerverdier av total nitrogen (Tot-N), total fosfor (Tot-P), nitrat ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2$) og fosfat (PO_4) i overflatevann (0-5 m) i 2008-2010 på stasjonene Torbjørnshjær, Jomfruland, Arendal st 2, Lista, Utsira, Bømlafjorden* og Raunefjorden*. * = FerryBox-målinger.

4.6 Spesielle forhold med betydning for biologien

Vinteren 2010 ga lave temperaturer for noen områder, spesielt i januar. I Figur 4.21 presenteres temperaturmålinger tatt med sonde i ulike dyp i Ytre Oslofjord (område A), på Sørlandet (område B), Sørvestlandet (område C) og Vestlandet (område D). Disse viser at i området B og C var temperaturen i januar i perioder under 0°C helt nede på 21 m dyp. Temperaturen ved Torbjørnshjær på 4 meters dyp er sammenlignet med tidligere år i Figur 4.22. Også ved denne stasjonen var temperaturen under 0°C i januar 2010 og sammenlignet med temperaturer fra 2005 til 2009 (Ferrybox data) er det den laveste temperaturen som er målt i disse månedene. For mange organismer kan så lave temperaturer være under tålegrensen.

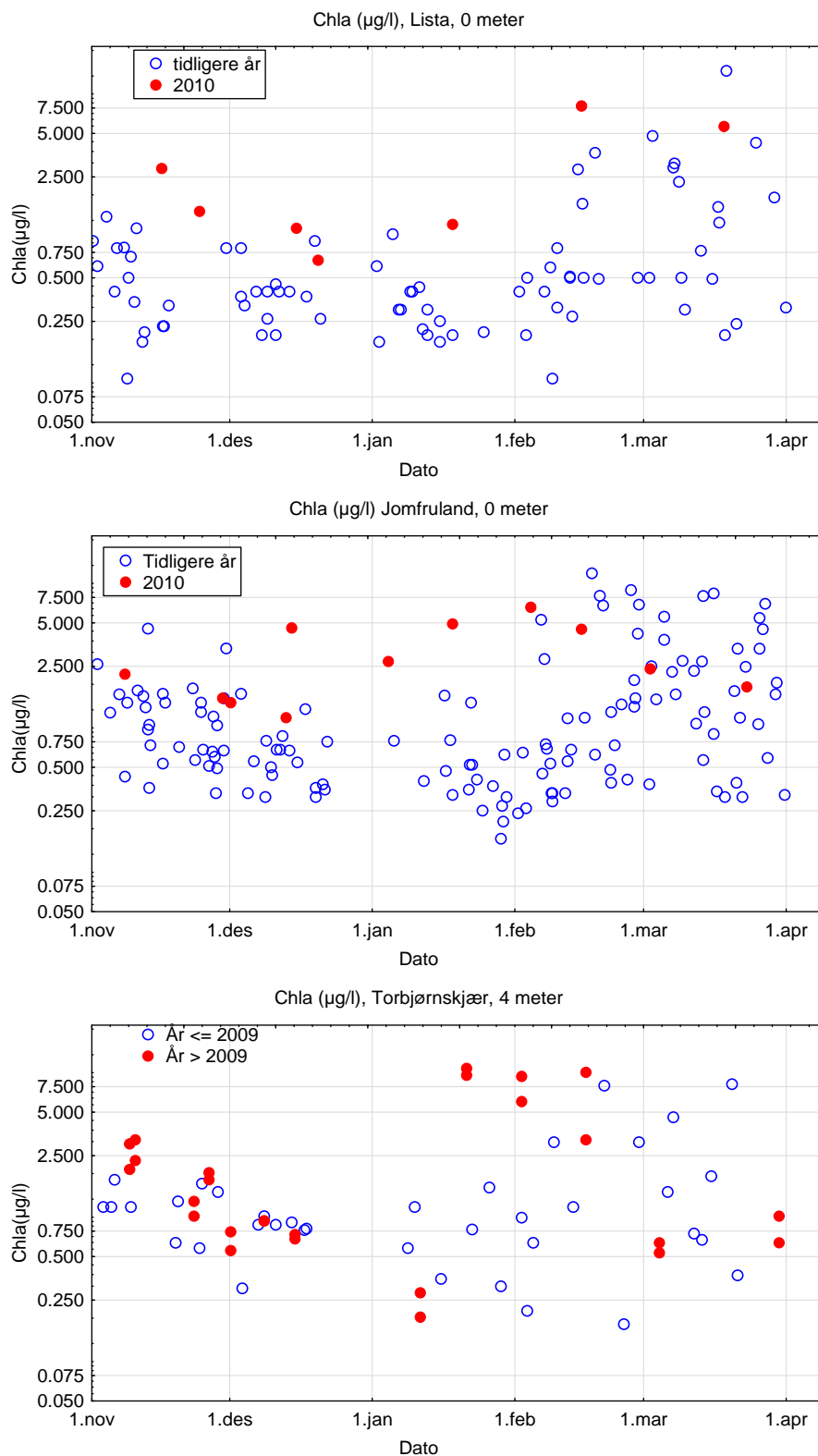


Figur 4.21. Sondetemperaturmålinger fra dykkerstasjoner i Ytre Oslofjord (A3, A92), på Sørlandet (B10), Sør-Vestlandet (C18) og Vestlandet (D25) i 2010.



Figur 4.22. Temperatur i 4 meters dyp ved Torbjørnskjær i Ytre Oslofjord fra 2005 til 2010.

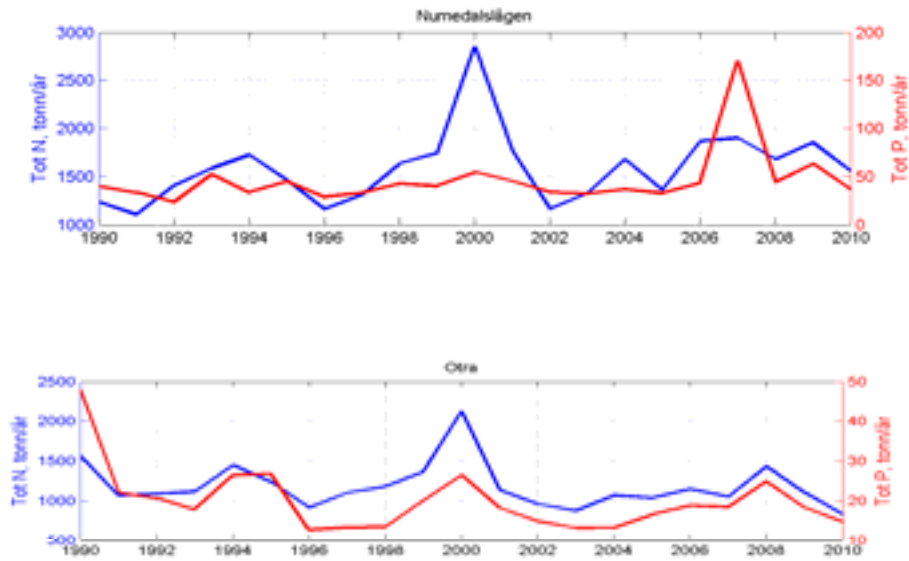
Et spesielt trekk ved vinteren 2009/2010 er den tidlige oppblomstringen av planktonalger. For både Lista og Jomfruland (Figur 4.23) var det høye klorofyll-a verdier allerede i desember 2009 som vedvarte til februar og mars 2010. Ved Torbjørnskjær skjedde ikke oppblomstringen like tidlig som ved Lista og Jomfruland. Likevel var det en tidlig oppblomstring her sammenlignet med tidligere år, Oppblomstringen i 2010 startet i midten/slutten av januar og varte ut februar. Tidlig våroppblomstring kan påvirke bunnalger negativt ved å redusere vannkvaliteten i en periode når algene spirer.



Figur 4.23. Klorofyll -a ved: øverst: Lista i 0 meters dyp fra 1991 til 2010, midten: Jomfruland i 0 meters dyp fra 1991 til 2010, nederst: Torbjørnskjær i 4 meters dyp fra 2005 til 2010.

Den kalde vinteren i 2010 har ført til en liten nedgang i tilførselen av Tot-N og Tot-P pr. år sammenlignet med 2006 til 2009. Tidsserier med årlige tilførsler av nitrogen og fosfor er vist i Figur 4.24 for elvene Numedalslågen og Otra som representerer overvåkningsområde B. En

nedgang i tilførslene kan også ses for elvene på Vestlandet, mens lenger øst med Glomma er nedgangen mindre (Figur 3.10).



Figur 4.24. Utdrag fra Figur 3.10 som viser beregnet Tot-N og Tot-P i elvene Numedalslågen og Otra fra 1990 til 2010.

5. Planktonsamfunn i Skagerrak

I 2010 var den integrerte algebiomassen over året noe lavere enn snittet for perioden 2002-2009 og det niende året på rad med relativt lav algemengde. To blomstringsperioder ble registrert vinteren/våren 2010 hvor den første fant sted allerede i begynnelsen av januar med to arter av kiselalgeslekten *Pseudo-nitzschia* som de biomassemessig dominerende, men algesamfunnet på dette tidspunktet hadde høy diversitet. En spesiell følgeart var en *Chaetoceros*-art som har habituell likhet med *C. peruvianus* og betegnes som en varmtvanns-/temperert art. Neste blomstringsperiode ble registrert i midten av mars med kiselalgen *Leptocylindrus danicus* som den biomassemessig dominerende arten. På dette tidspunktet ble varmtvannsarten *Pseudosolenia calcar-avis* registrert igjen – en kiselalgeart som første gang ble påvist i våre farvann i 2009.

Forekomstene av dinoflagellater var generelt sett lave eller moderate. *Prorocentrum triestinum* som er en art med sørlig utbredelse som er blitt mer vanlig i våre farvann de seneste årene, ble registrert i lavt antall i oktober. Blant de potensielt diarégift-produserende artene var det *Dinophysis norvegica* og *D. acuminata* som forekom i konsentrasjoner på eller over faregrensenivå for opphoping av gift i skjell. Analyser av skjell fra ulike overvåkingsstasjoner langs Skagerrakkysten tyder imidlertid på at *D. norvegica* var lite giftig i 2010. Ellers var den nylig beskrevne humantoksiske dinoflagellaten *Azadinium spinosum*, som er en potensiell produsent av azaspirasid (AZA), vanlig forekommende i perioden august-november. Generelt sett ble det registrert relativt lite flagellater. Midt i juni ble slekten *Chrysochromulina* registrert med over 1 million celler pr liter, mens den resten av året forekom i lavt antall.

Gjennomsnittlig dyreplanktonbiomasse i 2010 var den høyeste siden 2003. Denne økningen i biomasse skyldes blant annet relativt høy forekomst av hoppekreps (*Calanus spp*) i juni-juli. Til tross for noe høyere tettheter av enkelte arter i 2010 sammenlignet med året før, var konsentrasjonene av de fleste artene under gjennomsnittet for perioden 2000-2010. Tettheten av små hoppekreps (*Pseudocalanus* og *Oithona*) har avtatt de siste syv årene.

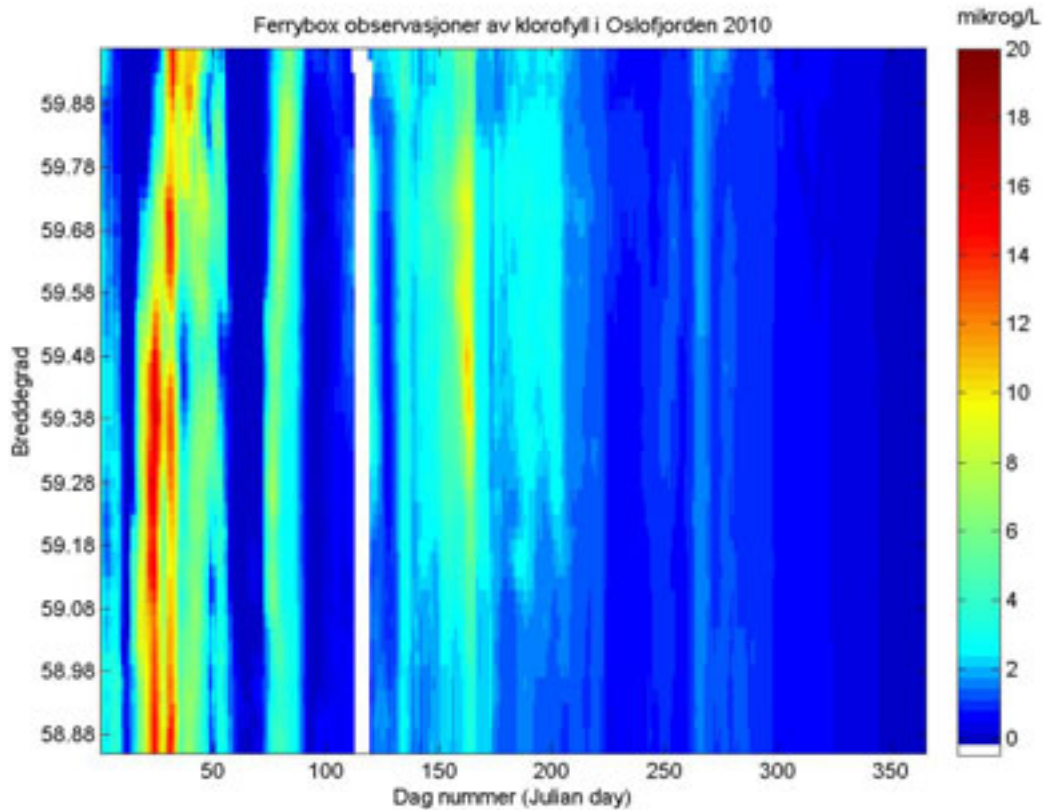
5.1 Planteplankton

Planktonalger tar opp næringsalter fra vannet og driver fotosyntese. Noen planteplankton er også heterotrofe. De spises av dyreplankton og representerer grunnlaget for den pelagiske næringskjeden. Forekomsten av planteplankton i de øvre 50 m på Arendal St. 2 (i område B) har vært overvåket siden 1994, ca. hver 14. dag.

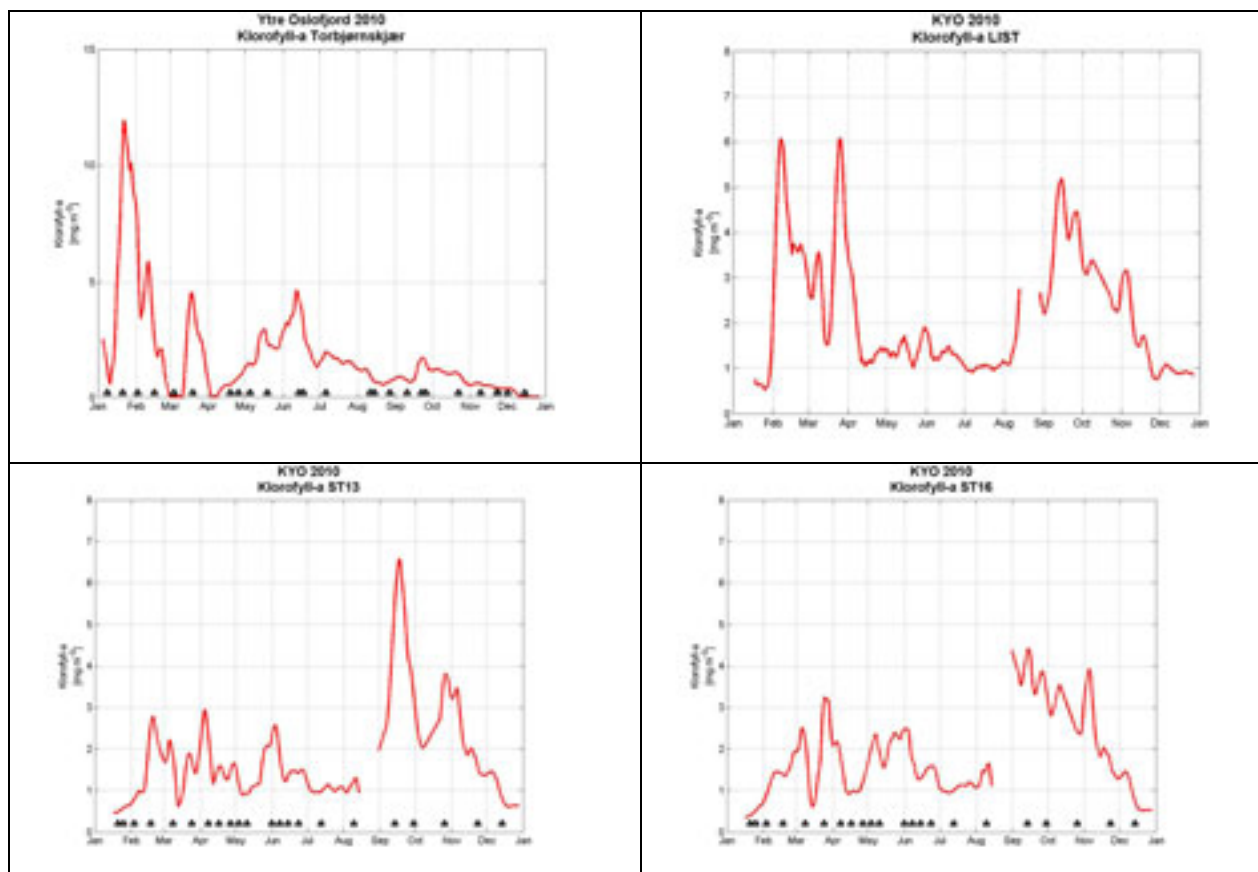
5.1.1 Klorofyll a

Klorofyllfluorescense måles med sonder kontinuerlig (flere ganger per uke) på overflatestasjonene (FerryBox) i programmet (Tabell 1.1). I tillegg har programmet tilgang til FerryBox-data fra andre NIVA-prosjekter. Observasjonene viste en kraftig våroppblomstring som startet allerede i første halvdel av januar (i område A, Ytre Oslofjord, Torbjørnskjær), kulminerte omkring den 20. januar og var over omtrent 1. mars. Større oppblomstring inntraff også i mars og juni (Figur 5.1 og Figur 5.2). På Lista (område C, Figur 5.2) startet våroppblomstringen i siste uken av januar. På våren ble det observert to ulike oppblomstringer

som kulminerte henholdsvis første halvdel av februar og siste halvdel av mars. I tillegg var det en blomstring i september-oktober. På Vestlandet (område D, St. 13 og St. 16) var det også flere perioder med oppblomstringer, med høyest algekonsentrasjoner observert på høsten.



Figur 5.1. Klorofyll-a i Oslofjorden 2010 basert på klorofyll-a fluorescense data fra Ferrybox om bord i MS Color Fantasy. Torbjørnskjær ligger ved breddegrad ca 59.04 N.



Figur 5.2. Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) ved Torbjørnskjær (Ytre Oslofjord), Lista, Bømlafjorden (St. 13) og Raunefjorden (St.16) i 2010. De røde linjene illustrerer Ferrybox-observasjoner (7 dagers glidende middel av døgmedian). Tidspunkt for manuell eller hydrografisk prøvetaking er markert.

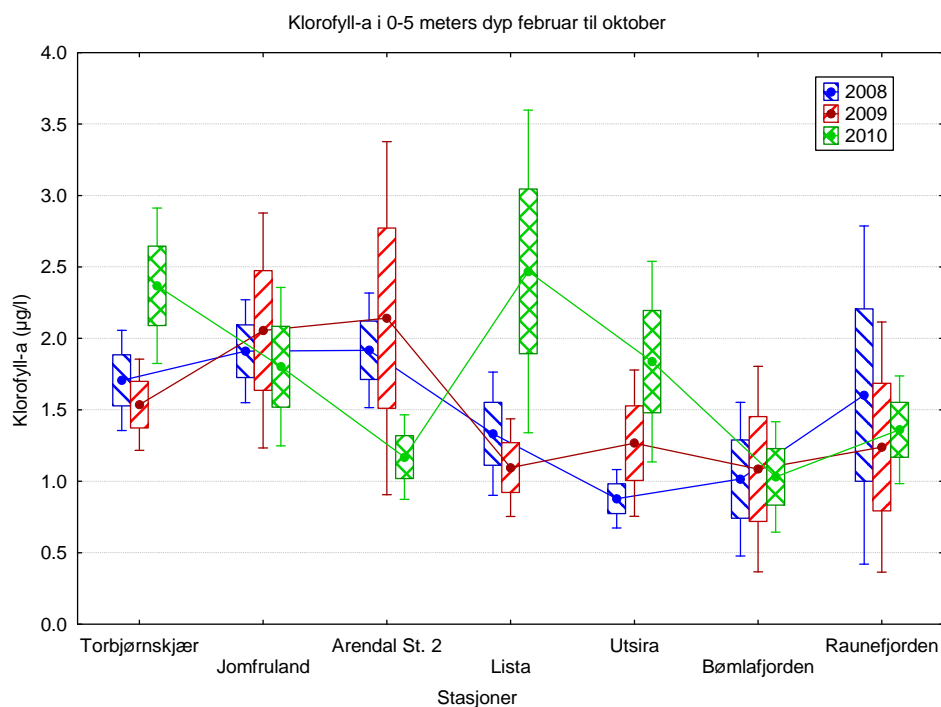
I Vanddirektivet vil planteplanktonbiomassen under produksjonssesongen inngå som et av de biologiske kvalitetselementene som skal danne grunnlag for klassifisering av vannmassene i ulike vanttper i de ulike økoregioner. På grunnlag av FerryBox-observasjonene og vannprøvedata fra 2010 er det foretatt ulike beregninger for klorofyll a (Tabell 5.1) etter en metode som er benyttet i Østersjøen (Fleming og Kaitala, 2006). Beregningsmetoden avviker fra den metoden som benyttes i forbindelse med interkalibrering av klorofyll a innen NEA-GIG (North-East Atlantic Geographic Intercalibration Group), men gjennom bearbeidelse av flere års data kan denne metoden gi informasjon om trender i datamaterialet som for eksempel endringer i produksjonsperiode (vekstsesong), produksjonsperiodens varighet osv. Grunnlaget for alle beregninger er 7-døgns glidende middel og interpolering i perioder uten observasjoner, og at grenseverdien for oppblomstringer er satt til $0,9 \mu\text{g kl.f.a/l}$.

Beregningene for 2010 viser at indeksen var relativt lik for de tre stasjonene som er sammenlignet (Torbjørnskjær, Bømlafjorden og Raunefjorden), dvs. omtrent samme planteplanktonbiomasse. Ved Torbjørnskjær var varigheten på produksjonsperioden noe kortere enn foregående år, mens den på Vestlandet var lengre. Middelerdien av klorofyll-konsentrasjon var imidlertid på samme nivå som foregående år for alle tre stasjonene.

Tabell 5.1. Beregninger av klorofyll *a*-konsentrasjoner ved Torbjørniskjær (Ytre Oslofjord), Bømlafjorden (FN13) og Raunefjorden (FN16) i 2010. Tilsvarende verdier er gitt for 2009 og 2008. Verdiene er relatert til produksjonsperioden (definert av klorofyllkonsentrasjon over 0,9 µg/l). Verdiene er basert på sensor-data fra Ferrybox-systemene på "Color Fantasy" og "Bergensfjord". For FN13 og FN16 er verdiene fra 2008 og 2009 beregnet fra vannprøver og derfor basert på noe færre antall prøver enn når sensorobservasjoner inkluderes.

	Torbjørniskjær (2009; 2008)	FN13 (2009; 2008)	FN16 (2009; 2008)
Grenseverdi (µg/l)	0,9	0,9	0,9
Startdato (Jday)	4 (38; 50)	36 (78; 46)	34 (130; 46)
Varighet (d)	212 (306; 253)	287 (161; 262)	291 (125; 240)
Klf-a maks (µg/l)	11,9 (13,0; 6,1)	6.6 (4,1; 7,4)	4,4 (4,9; 5,1)
Klf-a middel (µg/l)	2,7 (2,6; 2,1)	2,0 (2,1; 2,0)	2,0 (2,7; 1,8)
Klf-a index (d * µg/l)	568 (782; 529)	566 (336; 515)	592 (342; 420)

Analyser fra vannprøvetaking for 2008-2010 i Figur 5.3 Figur 5.2 viser at klorofyll *a*-konsentrasjonen ved Lista er høyere enn de andre stasjonene i perioden februar til oktober i 2010 og sammenlignet med tidligere år ved samme stasjon. Også for Torbjørniskjær er konsentrasjonen høyere enn tidligere år, og konsentrasjonen i øst er høyere enn i vest. Figur 5.3 viser tilsvarende for vintrene 2008-2010, med data bare fra perioden desember-februar. Klorofyllkonsentrasjonene om vinteren var langt høyere i 2009 og 2010 enn i 2008 på alle stasjoner fra Jomfruland til Utsira.



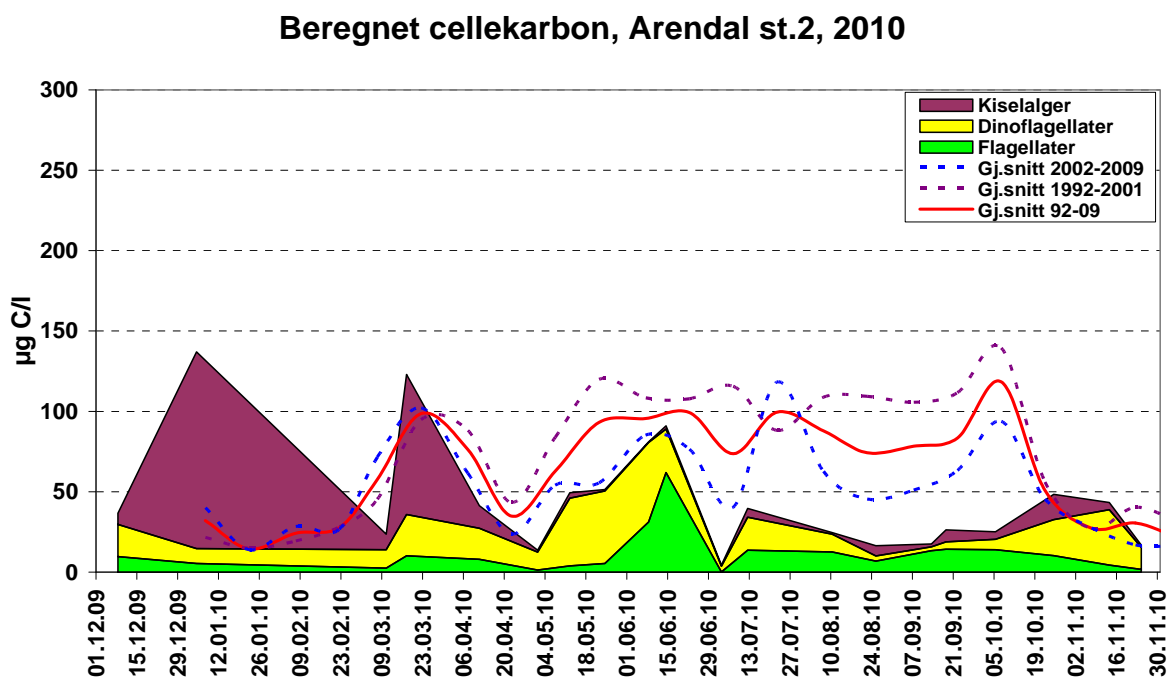
Figur 5.3. Klorofyll *a* i 0-5 meters dyp februar til oktober i 2008-2010, fra Torbjørniskjær (Ytre Oslofjord) til Raunefjorden.

5.1.2 Algebiomasse

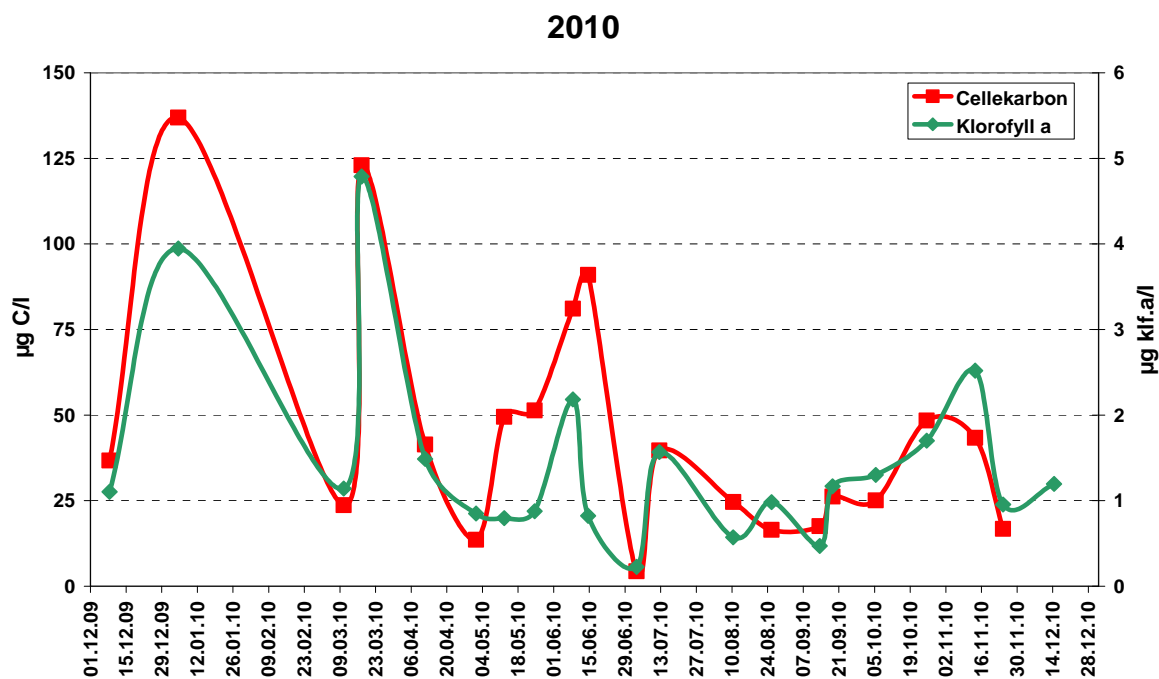
En uvanlig høy forekomst av ulike kiselalger ved starten av nyåret (4. januar) ga relativt høy algebiomasse både i form av cellekarbon (136,9 $\mu\text{g C/l}$) og klorofyll a (3,9 $\mu\text{g/l}$) (Figur 5.4 og Figur 5.5). Næringssaltanalysene viser lave konsentrasjoner tidlig i mars (Figur 5.6), og våroppblomstringen fant sted før innsamlingen fant sted 10. mars (stor ismengde i Skagerrak hindret prøvetaking i februar).

Mellom 10. og 17. mars fikk vannmassene tilført ny næring som resulterte i en ny kiselalgeblomstring med *Leptocylindrus danicus* som biomassemessig viktigste art, og vannmassene ble igjen tappet for næringssalter. En liten ny tilførsel av næringssalter i månedsskiftet april-mai faller sammen med starten på en økning i dinoflagellatenes biomasse, men hvorvidt det er sammenheng mellom disse hendelsene, er vanskelig å si. Perioden mai-juni startet med en begrenset dinoflagellatblomstring som ble etterfulgt av en flagellatblomstring. Dinoflagellatblomstringen ga et godt tilskudd til cellekarbonmengden, men var lite synlig i form av klorofyll a (jfr. Figur 5.5). Starten på flagellatblomstringen tidlig i juni ga et godt utslag på klorofyll a målingen, men ved toppen av flagellatblomstringen i midten av juni var konsentrasjonen av klorofyll a betydelig redusert til tross for at flagellatenes cellekarbonmengde hadde økt til nesten det doble. Tidlig i juli ble det registrert en uvanlig lav algemengde.

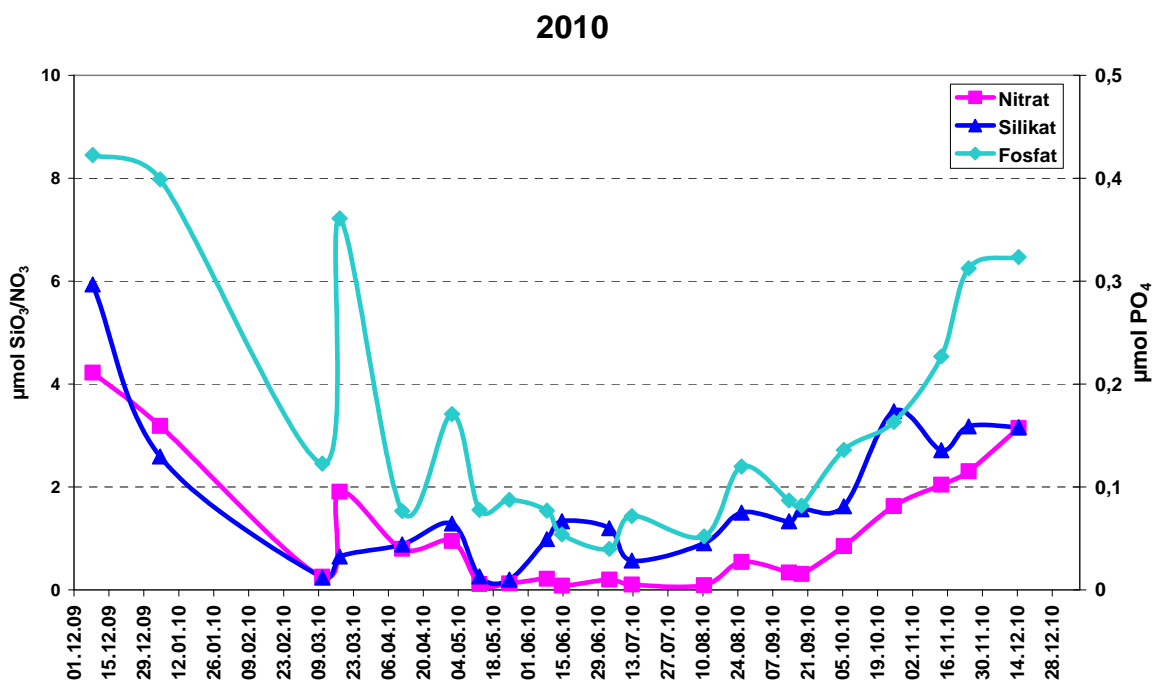
I slutten av oktober og begynnelsen av november ble en svak høstoppblomstring registrert med dinoflagellater som viktigste algeklasse i forhold til biomasse.



Figur 5.4. Algebiomasse i form i form av beregnet cellekarbon ($\mu\text{g C/l}$) gjennom vekstsesongen 2010.



Figur 5.5. Beregnet cellekarbon vs. målt klorofyll a på 5 meters dyp ved Arendal (st.2) gjennom året 2010.



Figur 5.6. Tidsutviklingen for næringssaltene silikat, nitrat og fosfat på 5 meters dyp ved Arendal (st.2) gjennom året 2010.

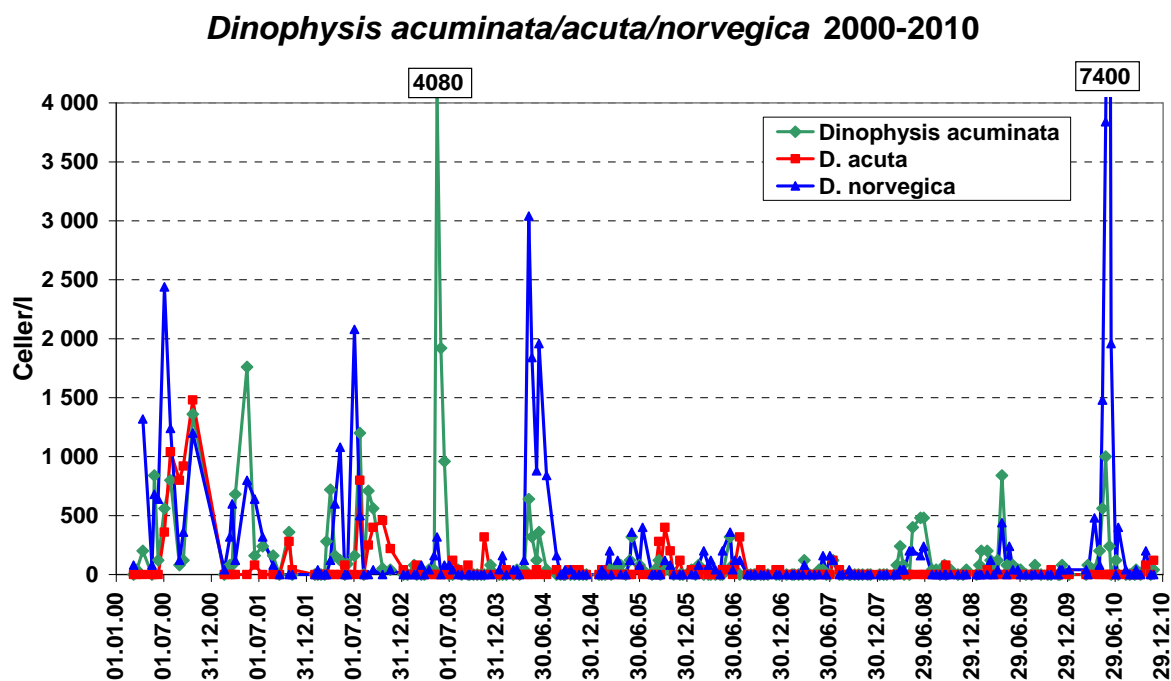
5.1.3 Algeforekomster

DINOFLAGELLATER (Dinophyceae)

Alexandrium, som er en slekt med flere potensielle PSP-produsenter (produsenter av paralytisk algetoksin), ble i 2010 registrert med spredte og lave forekomster i perioden fra mars til november. Kun ved en anledning i juni lå forekomstene over faregrensenivå da *Alexandrium tamarense* ble registrert i et antall på 200 celler/L.

Slekten *Dinophysis*, som består av flere ulike arter som er potensielle produsenter av diaré-gift, ble registrert stort sett hele året og forekom i 2010 i et langt høyere antall enn i 2009 (Figur 5.7). De mest framtrædende artene var *D. acuminata* og *D. norvegica*. *D. acuminata* hadde maksimumsforekomst i slutten av mai, da den tangerte faregrensen for opphoping av diaré-gift i skjell med 1.000 celler/L. Maksimumsforekomsten av *Dinophysis norvegica* var i begynnelsen av juni da den i et antall på 7.400 celler/L overskred gjeldende faregrense (4.000 celler/L) og bidro med 30 % til den totale algebiomassen. Data fra Mattilsynets overvåkingsstasjoner langs Skagerrakkysten tyder imidlertid på at *D. norvegica* var lite giftig og bidro derfor lite til akkumulering av gift i skjell.

Den nylig beskrevne humantoksiske dinoflagellaten *Azadinium spinosum*, som er en potensiell produsent av azaspirasid (AZA), var vanlig forekommende i perioden august-november. Maksimumsregistrering var 7.200 celler/L. Slekten *Azadinium* består av flere habituell lignende arter, men bare *A. spinosum* synes å være produsent av azaspirasid.



Figur 5.7. Forekomstene av *Dinophysis acuminata*, *D. acuta* og *D. norvegica* i perioden 2000-2010.

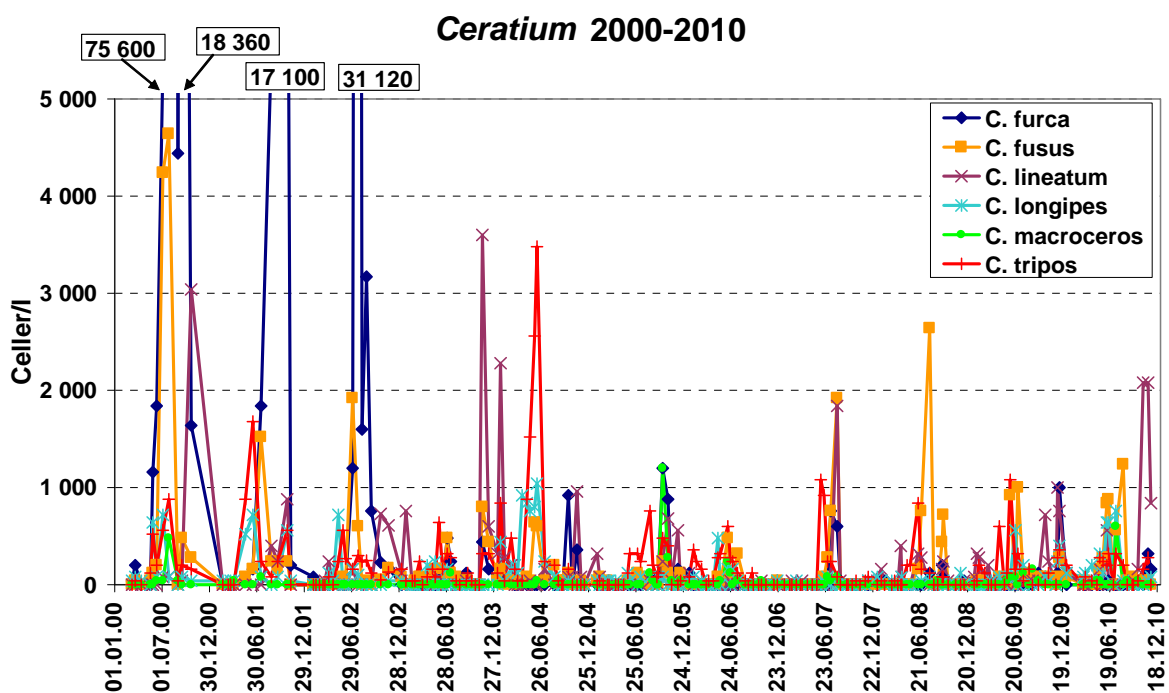
Andre framtrepende dinoflagellater

2010 ble, som de foregående årene, et år uten store *Ceratium*-blomstringer (Figur 5.8), men slekten *Ceratium* var likevel en framtrepende bidragsyter til algebiomassen, spesielt i desember, begynnelsen av juni, i perioden midten av juli til begynnelsen av august og i perioden oktober-november. Slekten *Ceratium* bidro på det meste med 38 % av den totale algebiomassen. Imidlertid ble kun de to artene *C. fusus* og *C. lineatum* registrert med blomstringskonsentrasjon over 1.000 celler/l, med henholdsvis 1.240 celler/L i begynnelsen av august og 2.080 celler/L i oktober/november.

Generelt var det lave eller moderate forekomster av dinoflagellater i 2010. Høyest forekomst ble registrert i perioden midten av mai til begynnelsen av juni da *Dinophysis norvegica*, *Protoperidinium depressum*, *Ceratium tripos*, *C. longipes*, *C. fusus* og *Scrippsiella trochoidea* var de biomassemessig mest framtrepende artene.

Dinoflagellater som gruppe var også framtrepende i oktober-november der cf. *Gymnodinium chlorophorum*, *Akashiwo sanguinea* og *Ceratium lineatum* var de biomassemessig mest framtrepende artene og deres relative bidrag til den totale biomassen i november var på det meste henholdsvis 21, 38 og 14 %.

Prorocentrum triestinum er en art med sørlig utbredelse som er blitt mer vanlig i våre farvann de seneste årene og ble registrert i oktober i lavt antall.



Figur 5.8. Forekomstene av ulike *Ceratium*-arter i perioden 2000-2010.

KISELALGER (Bacillariophyceae)

Det ble registret 2 blomstringer i 2010. Den første og største kiselalgeblomstringen (1,7 mill. celler/L) ble registrert svært tidlig, allerede i begynnelsen av januar, da minst to arter av slekten *Pseudo-nitzschia* (987.000 celler/L) dominerte algebiomassen. De viktigste følgeartene var *Skeletonema*, *Thalassiosira nordenskiöldii*, *Chaetoceros debilis* og *Proboscia alata*. En annen følgeart under denne blomstringen var en solitær *Chaetoceros*-art som utseendemessig ligner *C. peruvianus*. *C. peruvianus* forekom i et antall på 12.650 celler/L, som er det høyeste antallet vi har registrert for denne arten. Denne arten betegnes som en varmtvannsart/temperert art. Den forekom i perioden september-desember i 2009 og forekomsten i januar 2010 er sannsynligvis en rest av disse forekomstene. I tillegg forekom *Ditylum brightwellii* i et antall på 960 celler/l.

Neste kiselalgeblomstring (1,4 mill. celler/L) ble registrert i midten av mars da *Leptocylindrus danicus* (878.900 celler/L) dominerte, men hvor også *Chaetoceros debilis* (90.000 celler/l) var svært framtreddende. Viktige følgearter var *Rhizosolenia hebetata* f. *semispina*, *Chaetoceros socialis* og *Proboscia alata*.

Også i 2010 ble *Pseudosolenia calcar-avis* registrert. Dette er en varmtvannsart som så langt det er kjent, først ble påvist i våre farvann i 2009. Den ble 2010 registrert i oktober og november med maksimumsforekomst på 4.080 celler/L. Den bidro da til 61 % av kiselalgeforekomstene og 20 % av den totale algebiomassen.

FLAGELLATER

Det ble også i 2010 generelt sett registrert lite flagellater.

Fisketoksiske (ichthyotoksiske) flagellater

Det ble også i 2010 registrert relativt lave forekomster av de potensielt fisketoksiske flagellatene *Pseudochattonella*, *Heterosigma akashiwo*, *Chattonella globosa* og det flagellerte stadiet av *Dictyocha speculum*.

Andre flagellater

Cryptophyceae

Av flagellatklassene Cryptophyceae, Euglenophyceae og Prasinophyceae var det cryptophyceene som var biomassemessig mest framtreddende, men forekomstene av cryptophycerer var også i 2010 lave.

Prymnesiophyceae

Kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* ble med få unntak påvist hele året, men det ble heller ikke i 2010 registrert noen masseblomstring. Høyest forekomst ble registrert i juni og september med maksimumsforekomster på henholdsvis 0,5 og 0,4 mill. celler/L. Det relative bidraget til den totale algebiomassen var høyest i begynnelsen av september da algebiomassen totalt sett var lav og *E. huxleyi* bidro med 38 % til den totale algebiomassen.

Slekten *Chrysochromulina* ble i hovedsak registrert sommer og høst i stort sett lave konsentrasjoner. Unntaket var maksimumsregistreringen i midten av juni da *Chrysochromulina* ble registrert med et antall på 1 mill. celler/L og bidro til 19 % av den totale algebiomassen. *Chrysochromulina* og andre nakne former må fikseres umiddelbart etter

prøvetaking I prøvene fra juni var alle nakne former i dårlig forfatning, noe som påvirket identifisering og kvantifisering.

Ubestemte flagellater/monader

Generelt var forekomstene av gruppen ubestemte nakne flagellater/monader også i 2010 lave med de høyeste registreringene i første halvdel av juni og med maksimum i midten av juni (2,1 mill. celler/L) da denne gruppen bidro med ca. 33 % til den totale algebiomassen. Prøvene var imidlertid i dårlig forfatning i denne perioden som påpekt ovenfor.

ANDRE FOREKOMSTER

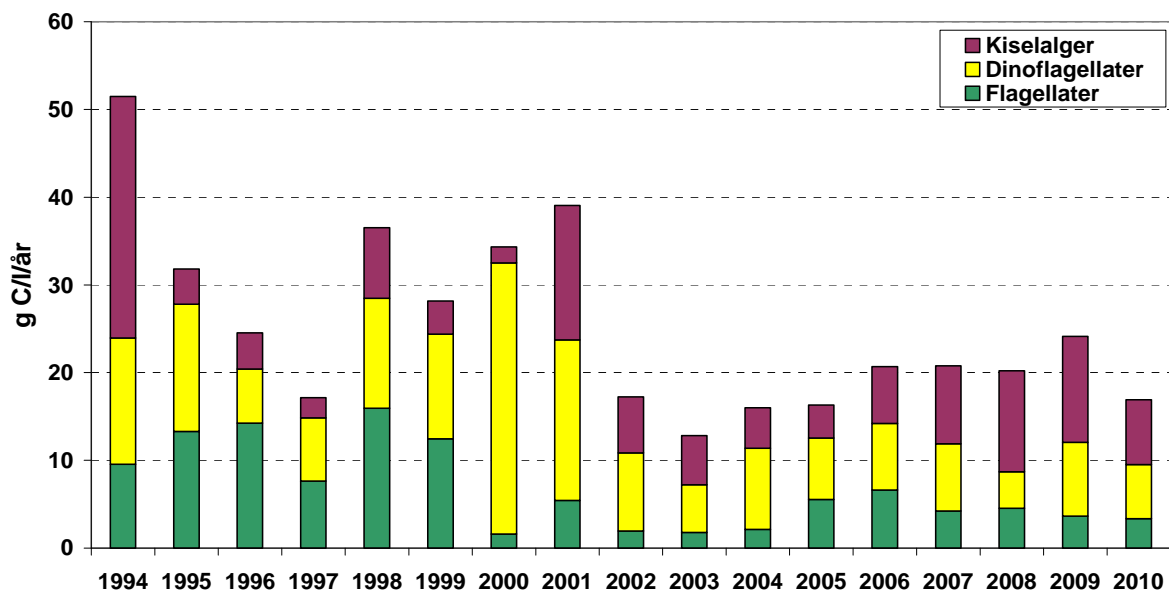
Det kan nevnes at *Anabaena* ble registrert i begynnelsen av august. Dette er en toksinproduserende blågrønnalge som tillegg til ferskvann også trives i brakkvann og som sommerstid ofte danner masseblomstringer i Østersjøen.

UTVIKLING I PLANTEPLANKTONSAMFUNN OVER TID

I 2010 var den integrerte algebiomassen over året 17,0 g C/l/år (Figur 5.9). Dette er noe lavere enn snittet på 18,5 g C/l/år for perioden 2002-2009 og det niende året på rad med relativt lav mengde sammenlignet med årene 1994-2001 hvor gjennomsnittet for integrert algebiomasse var 32,9 µg C/l/år. Beregningen av cellekarbon for 2010 er imidlertid beheftet med en del usikkerhet fordi en kald og isfull vinter forhindret prøvetaking på Arendal st.2 i over 2 måneder fra tidlig i januar til nesten midt i mars. Dermed kunne ikke et nøyaktig tidspunkt for starten på våroppblomstringen og blomstringens varighet og styrke i 2010 fastsettes. Ut fra næringssaltanalyser av vannprøver tatt 10. mars er det imidlertid sannsynlig å anta at våroppblomstringen fant sted en eller annen gang i februar, og det gjør at utviklingen mot at våroppblomstringene finner sted tidligere enn det som var vanlig på 1990-tallet, fortsetter.

Biomassemessig var kiselalgene viktigste algeklasse i 2010 og bidro med 43,5 % av den totale algebiomassen, mens dinoflagellatene og flagellatene bidro med henholdsvis 36,5 og 20 %. De siste 4 årene har biomassen av kiselalger integrert over hele året vært den dominerende algeklassen (jfr. Figur 5.9).

Integrert cellekarbon, Arendal st.2, 1994-2010



Figur 5.9. Total planteplanktonbiomasse ($\mu\text{g C/l/år}$) integrert over året for perioden 1994-2010.

5.2 Dyreplankton

Dyreplankton lever i stor grad av planteplankton og er et viktig ledd i næringskjeden mellom planteplankton og fisk. De fleste gruppene av dyreplankton som blir registrert i Kystovervåkingsprogrammet er planteetere (herbivore) eller altetende (omnivore), mens enkelte (f.eks. pilorm, chaetognatha) er utelukkende rovdyr (carnivore). Forekomsten av dyreplankton i de øvre 50 m på Arendal St. 2 har vært overvåket siden 1994, ca. hver 14. dag.

5.2.1 Artssammensetning

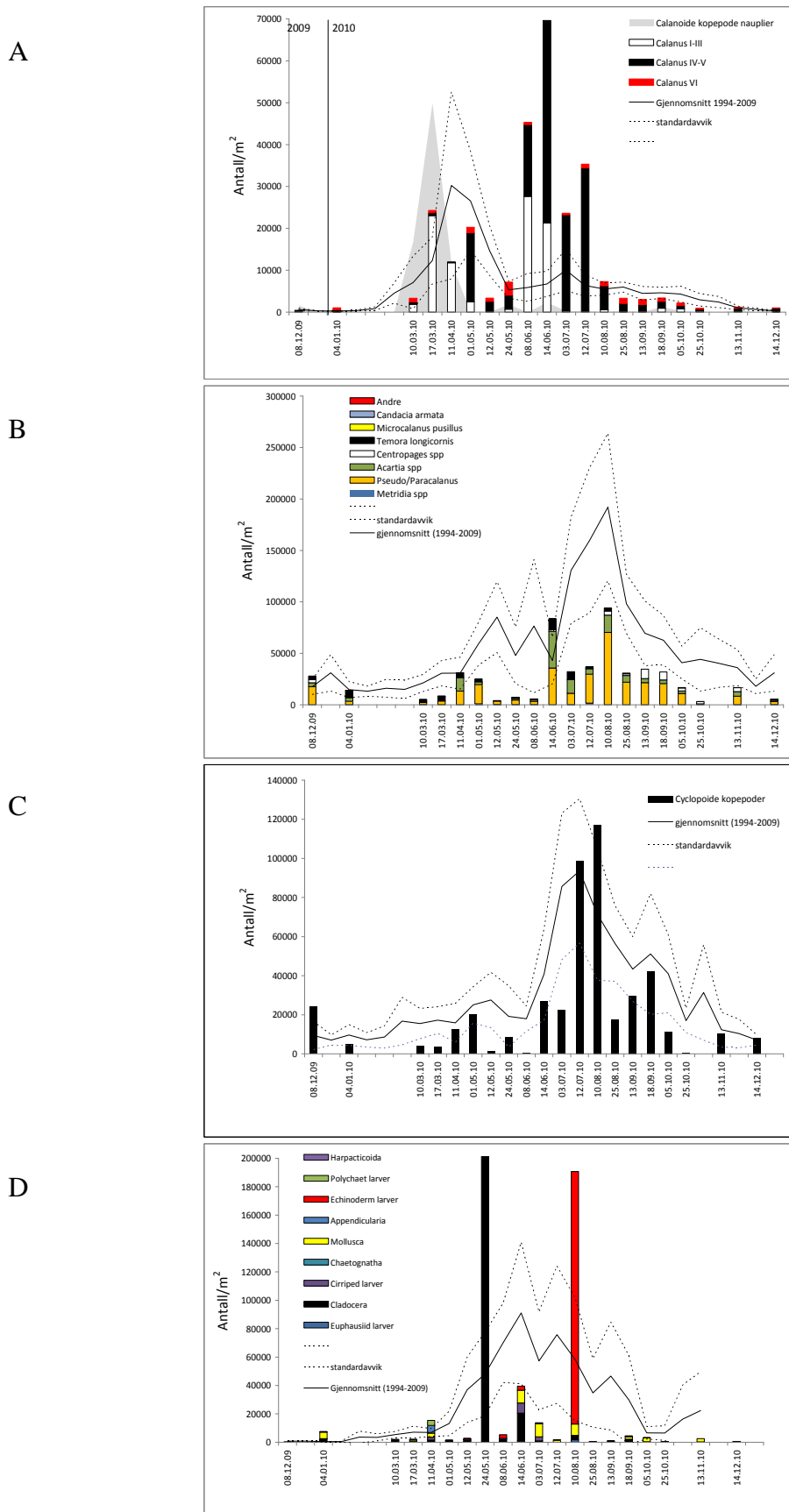
Artssammensetningen av dyreplanktonet ved Arendal St. 2 i 2010 viste lignende sesongvariasjon som er blitt observert tidligere år og som avspeiler de ulike artenes livssyklus. *Calanus* spp. utgjør en viktig komponent i planktonet i perioden februar - mai, mens andre calanoide kopepoder og cyclopoide kopepoder dominerer dyreplanktonet både i antall og i biomasse senere på sommeren (juli- september).

Calanus spp.

Calanus spp (*C. finmarchicus* og *C. helgolandicus*) lever primært av planteplankton. De er nøkkelarter i det pelagiske økosystemet fordi de er føde for fiskelarver og planktonspisende fisk. *Calanus finmarchicus* overvintrer på dypere vannlag (juli-januar) og vandrer opp i øvre

vannlag i februar/mars for å gyte. *C. helgolandicus* lever side om side med *C. finmarchicus* i Nordsjøen og Skagerrak. I kystvannet langs Skagerrakkysten er det *C. finmarchicus* som dominerer om våren, mens *C. helgolandicus* vanligvis opptrer i juli-august.

Gjennomsnittlig tetthet av *Calanus* spp. i 2010 var høyere enn i 2009 (Fig 5.10a). Dette gjaldt spesielt den sekundære toppen i juni-juli, som vanligvis er lavere enn vårtoppen. I 2010 ble de høyeste tetthetene av *Calanus* spp. (69 600 ind./ m²) observert i midten av juni. Tettheten av kopepoditt nauplier var derimot relativt lav i denne perioden, og kan tyde på en advektiv tilførsel av *Calanus*. Den sekundære toppen av *Calanus* spp. i figuren er sannsynligvis dominert av *C. helgolandicus*. Dette er en varmekjær art som gyter senere på sesongen enn *C. finmarchicus*.



Figur 5.10. Sesongmessig variasjon og mengdefordeling av dyreplankton i de øvre 50 m i 2010 på Arendal St. 2 fordelt på ulike grupper og på enkelte arter. a) Calanus-stadier, b, c og d viser enkeltarter. Gjennomsnitt og standard avvik er vist for perioden 1994-2009.

Andre copepoder

Til tross for noe høyere tettheter av enkelte arter i 2010 sammenlignet med året før, var konsentrasjonene av de fleste artene under gjennomsnittet for perioden 2000-2010.

Pseudocalanus/Paracalanus spp. var som normalt tallmessig den dominerende gruppen av calanoide copepoder ved Arendal St2 med maksimalforekomst i midten av august (70 000 ind./m², Figur 5.10b). Tettheten av denne copepoden har avtatt de siste syv årene. I 2010 ble det registrert en svak oppgang, men fremdeles langt lavere enn registrerte tettheter fra ti år tilbake.

De calanoide copepodene *Metridia* spp., *Centropages* spp. og *Acartia* spp, forekom i noe høyere tettheter i 2010 sammenlignet med året før. *Acartia* spp. hadde sin maksimale forekomst i juni, og *Centropages* spp. i august (Figur 5.10b). Dette er nerittiske (kystnære) arter og indikerer tilstedeværelse av kystvann og liten innvirkning fra atlantisk innstrømming. Blant cyclopoide copepoder dominerte *Oithona helgolandicus/O. similis* med relativt høye tettheter i perioden juli/august (Figur 5.10c).

Annet dyreplankton

Cladocera (vannlopper) er knyttet til vann med høy temperatur og lav saltholdighet og denne gruppen var mest tallrik i månedskiftet mai-juni (Figur 5.10d), da overflatelaget holdt lave saltholdigheter (Figur 2.5). De vanligste vannloppene i kystvannet på vår og forsommer hører til slektene *Podon* og *Evadne*. Fra august og utover sesongen økte imidlertid innslaget av den varmekjære vannloppen *Penilia avirostris*. Dette er en art som har økt sin utbredelse i Nordsjøen som en følge av stigende temperaturer.

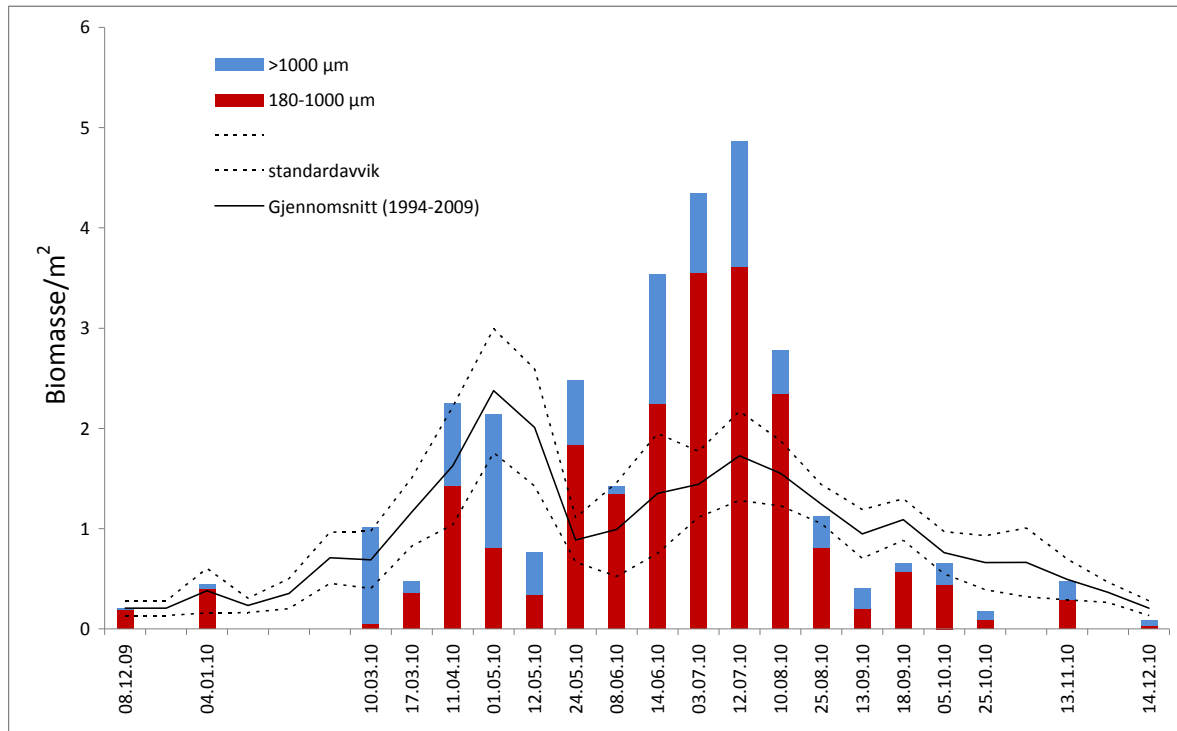
Forekomst av larveplankton karakteriseres ofte av en eller få arter som dominerer i korte perioder og raskt avløses av nye arter. I midten av august 2010 ble det registrert en kraftig oppblomstring av pigghudlarver (*Echinodermata*) som kan ha bidratt til de høye biomasseverdiene som ble observert i denne perioden. Det ble også registrert små mengder av rurlarver (*Cirripeda*) i juni og børstemarklarver (*Polychaeta*) i august.

Planktoniske mollusker (*Pteropoda*) forekom i størst mengde i juni -august. Disse organismene har et kalkskall og vil gi et uforholdsmessig stort bidrag til tørrvekten. Andre grupper av dyreplankton, for eksempel halesekkedyr (*Appendikularia*), og pilorm (*Chaetognatha*) ble observert periodevis i lave tettheter.

5.2.2 Biomasse

Dyreplanktonbiomassen som tørrvekt (g/m²) ble målt for to størrelsesfraksjoner: 180-1000 µm og større enn 1000 µm (Figur 5.11). *Calanus* spp. stadiet IV-VI bidrar mest til biomassen i den største størrelsesgruppen (> 1000 µm). Den minste størrelsesfraksjonen (180-1000 µm) utgjøres hovedsakelig av små stadier av *Calanus* spp, andre calanoide copepoder (*Pseudocalanus/Paracalanus* spp., *Acartia* spp.), cyclopoide copepoder (*Oithona* spp.) og larveplankton. Total biomasse i 2010 varierte mellom 0,09 og 4,9 g tørrvekt/m² (Figur 5.11). Gjennomsnittlig dyreplanktonbiomasse i 2010 var 1,59 g/m², som er den høyeste verdien siden 2003 (Figur 5.12, Tabell 5.2). Som normalt var biomassen dominert av den minste fraksjonen (180-1000 µm). Høye biomasseverdier i 2010 skyldes de høye verdiene av den

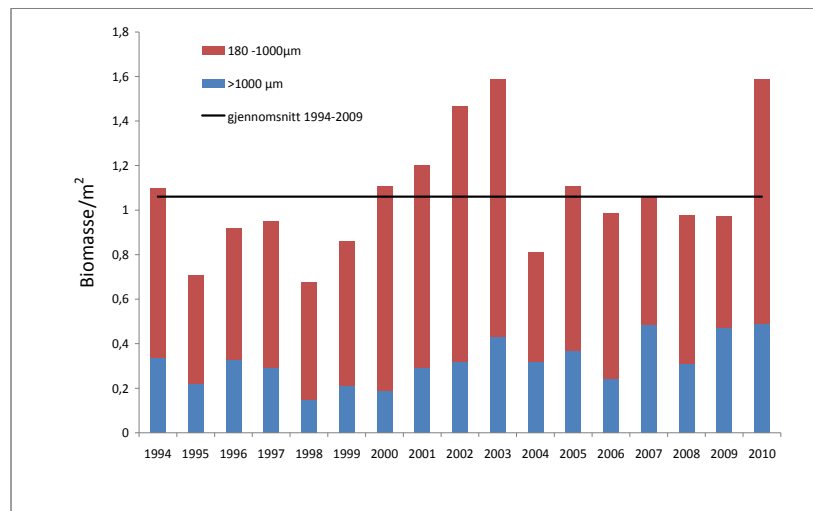
minste fraksjonen i perioden juli-august. Det som bidrar til denne biomassen er de relativt høye tetthetene av *Calanus* (stadie IV) i juli (Fig 5.10a), høye konsentrasjoner av *Oithona* i juli/august (Fig 5.10c) samt oppblomstring av pigghudlarver (*Echinodermata*) i august (Figur 5.12).



Figur 5.11. Dyreplanktonbiomasse som tørrvekt (g/m^2) for de øvre 50 m fordelt på to størrelsesfraksjoner, 180- 1000 μm og >1000 μm , i 2010 på Arendal St.2. Gjennomsnitt og standardavvik er vist for perioden 1994-2009.

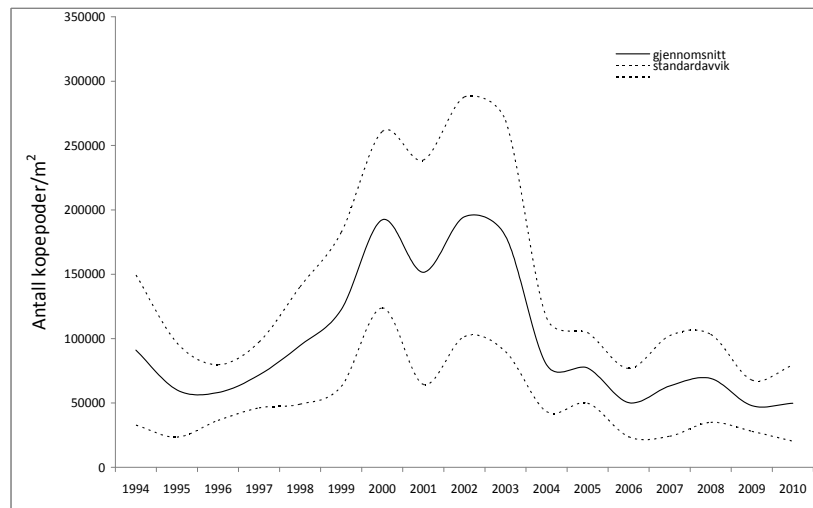
5.2.3 Endring i dyreplanktonet over tid

Årlig gjennomsnittlig dyreplanktonbiomasse (g tørrvekt/m^2) for årene 1994 til 2010 har variert fra 0,68 – 1,59 g/m^2 (Figur 5.12, Tabell 5.2). Den laveste dyreplanktonbiomassen ble registrert i 1998 og den høyeste i 2003. Dataene har vist en økende trend i perioden 1998–2003, fulgt av en nedgang fra 2004. Etter lave verdier i perioden 2004-2009, er gjennomsnittsverdien for 2010 (1,59 g/m^2) igjen på høyde med verdiene for 2003. Forskjellen mellom 2009 og 2010 er imidlertid ikke signifikant på grunn av stor variasjon i biomasse gjennom året.

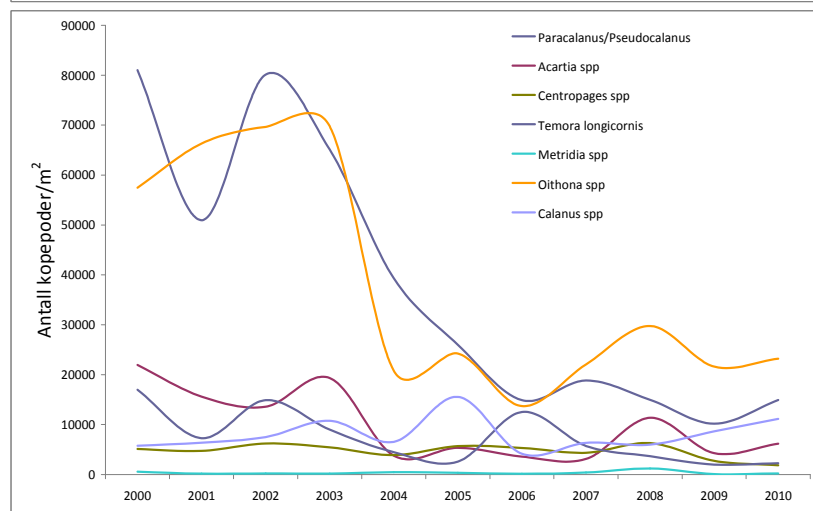


Figur 5.12 Årlig gjennomsnittlig dyreplanktonbiomasse (g tørrvekt/m²) for de øvre 50 m fordelt på to størrelsesfraksjoner, 180- 1000 µm og > 1000 µm, 1994-2010 på Arendal St.2. Horizontal linje viser gjennomsnitt for perioden 1994-2009.

A



B



Figur 5.13. Variasjon i tetthet av kopepoder på Arendal St.2 a) Midlere antall kopepoder per innsamling vist for hvert år (med standardavvik) for perioden 1994-2010. b) Antall av dominerende arter 2000-2010.

Tettheten av små hoppekreps har avtatt de siste seks årene ved denne stasjonen (Figur 5.13). Fra høye tettheter i 2002, har mengden av disse små kopepodene avtatt med 74 % frem til 2010 (Figur 5.13b og Tabell 5.2). I 2010 ble det observert en svak økning i forekomsten av gruppene *Acartia* spp., *Temora longicornis*, *Pseudocalanus* spp. og *Oithona* spp. For de to siste er imidlertid mengdene fremdeles lave sett i forhold til tidligere år. *Pseudocalanus* regnes for å være den viktigste arten i næringskjeden etter *Calanus* spp. i Nordsjøen og Skagerrak.

Nedgangen i *Pseudocalanus* og *Oithona* er spesielt fremtredende på høsten, dvs. at den vanlige sekundære "oppblomstringen" i august-september er redusert de siste årene (Figur 5.10b). Årsaken til nedgangen er ikke kjent, men en lignende nedgang i algekarbon er registrert i samme periode på stasjonen siden 2002 (Norderhaug et al. 2010). Man har dessuten observert reduksjon i høstoppblomstring av dinoflagellater på både dansk og norsk side av Skagerrak (Gjøsæter et al. 2010). Det er derfor nærliggende å tro at nedgangen av små kopepoder er forårsaket av lavere fødetilgang (planteplankton) for disse artene.

Etter 1988 har forekomsten av raudåte (*C. finmarchicus*) avtatt i Nordsjøen, mens *C. helgolandicus* har økt (Edwards et al. 2010). En tilsvarende endring i artsforholdet er også konstatert ved Arendal St 2. Andelen *C. helgolandicus* har økt gjennom hele undersøkelsesperioden. Spesielt utover sensommer/høst (august-oktober) dominerer *C. helgolandicus*. Forekomsten av *Calanus finmarchicus* i Skagerrak er delvis knyttet til innstrømming av atlantiske vannmasser til området, og variasjonen i den totale mengden av *Calanus* spp viser ikke noen klare trender over tid. I 2010 ble det observert relativt store mengder av *Calanus* spp. i juni-juli, og gjennomsnittsmengden for året er den høyeste siden 2005.

Tabell 5.2 a) Antall individer (årgjennomsnitt som sum/antall prøvetaking * 10⁴/m²) og prosentfordeling av dyreplanktongrupper og b) dyreplanktonbiomasse (total biomasse/antall prøvetakinger i gram tørrvekt/m²) og prosentfordeling mellom størrelsesfraksjoner for årene 1994 til 2010 på Arendal St. 2.

a)

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	1994-2009
Antall/m² 10⁴																		
Calanus spp	0.40	0.63	1.09	0.50	0.32	0.36	0.57	0.64	0.75	1.08	0.65	1.55	0.42	0.63	0.65	0.86	1.11	0.69
Andre calanoide kop. (< 1,5mm)	7.76	4.43	3.17	4.10	6.18	8.68	13.04	7.86	11.72	9.89	5.20	3.68	3.20	3.32	3.48	1.94	2.56	6.10
Cyclopoide kop.	0.94	1.24	1.55	2.57	2.97	3.23	6.09	6.64	6.96	6.99	2.08	2.45	1.40	2.32	2.68	2.18	2.32	3.27
Annet dyreplankton	0.73	2.56	3.61	2.26	1.63	6.00	8.34	3.02	7.80	3.19	1.24	1.26	0.86	2.48	1.44	1.49	2.91	3.00
Totalt	9.84	8.86	9.42	9.44	11.10	18.26	28.05	18.16	27.23	21.15	9.17	8.94	5.88	8.76	8.25	6.47	8.90	13.06
Prosentvis fordeling (% av totalt antall)																		
Calanus spp	4	7	12	5	3	2	2	4	3	5	7	17	7	7	8	13	12	7
Andre calanoide kop. (< 1,5mm)	79	50	34	43	56	48	47	43	43	47	57	41	54	38	42	30	29	47
Cyclopoide kop.	10	14	16	27	27	18	22	37	26	33	23	27	24	27	32	34	26	25
Annet dyreplankton	7	29	38	24	15	33	30	17	29	15	13	14	15	28	17	23	33	22

b)

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	1994-2009
g tørrvekt/m²																		
Fraksjon >1000 µm	0.34	0.22	0.33	0.29	0.15	0.21	0.19	0.29	0.32	0.43	0.32	0.34	0.24	0.48	0.30	0.47	0.49	0.31
Fraksjon 180-1000 µm	0.76	0.49	0.59	0.66	0.53	0.65	0.92	0.91	1.15	1.16	0.49	0.74	0.74	0.57	0.64	0.50	1.1	0.72
Totalt	1.1	0.71	0.92	0.95	0.68	0.86	1.11	1.2	1.47	1.59	0.81	1.08	0.99	1.06	0.93	0.97	1.59	1.03
Prosentvis fordeling (%)																		
Fraksjon >1000 µm	31	31	36	31	22	24	17	24	22	27	40	31	25	46	32	48	31	30.45
Fraksjon 180-1000 µm	69	69	64	69	78	76	83	76	78	73	60	69	75	54	68	52	69	69.55

Etter 1999 har utbredelsen av den sørlige vannloppen *Penilia avirostris* økt i sørlige Nordsjøen. Også i Skagerrak har vi registrert *P. avirostris* de siste seks årene, og alltid i prøver fra slutten av august. Den introduserte arten "Amerikansk lobemanet" (*Mnemiopsis leidyi*) ble første gang observert i norske kystvann høsten 2006 (Oslofjord-Bergen), og opptrer hvert år i kystvannet i sommer/høst perioden. I 2010 ble arten observert noe senere på sesongen (september) og i lavere tettheter enn året før. Dette kan ha sammenheng med en kald vinter 2009/2010.

De store endringene som er observert i både mengde og artssammensetting av dyreplankton i Nordsjøen de siste 20 årene vil også påvirke økosystemene ved kysten av Skagerrak. I forbindelse med høyere havtemperaturer har overlevelsessevnen til mer varmekjære planktonorganismer økt i våre farvann (f. eks *C. helgolandicus*, *P. avirostris*, *M. leidyi*). Endringer i artssammensetting, størrelsesfordeling og produksjonssykluser i dyreplanktonet vil ha betydning høyere opp i næringskjeden. Raudåte (*C. finmarchicus*) gyter tidlig vår slik at maksimumtettheten av kopepoder sammenfaller med tidspunktet for forekomsten av pelagiske fiskelarver, som beiter på disse. En nedgang i forekomsten av raudåte, og en økning i dyreplanktonarter med senere gytetidspunkt (f.eks. *C. helgolandicus*) kan gi et misforhold mellom fiskelarver av vårgytende fisk og deres byttedyr. På den annen side vil en nedgang i mengden dyreplankton i høstperioden (*Pseudocalanus/Paracalanus* spp.) ha negativ innvirkning på høstgytende fiskearter (f. eks sild). Amerikansk lobemanet har hatt stor innvirkning på sine byttedyr (dyreplankton og fiskelarver) i andre havområder. Vi vet ennå ikke hvilken effekt de årlige tette forekomstene av denne arten vil ha for økosystemene langs Skagerrakkysten.

6. Hardbunnsamfunn

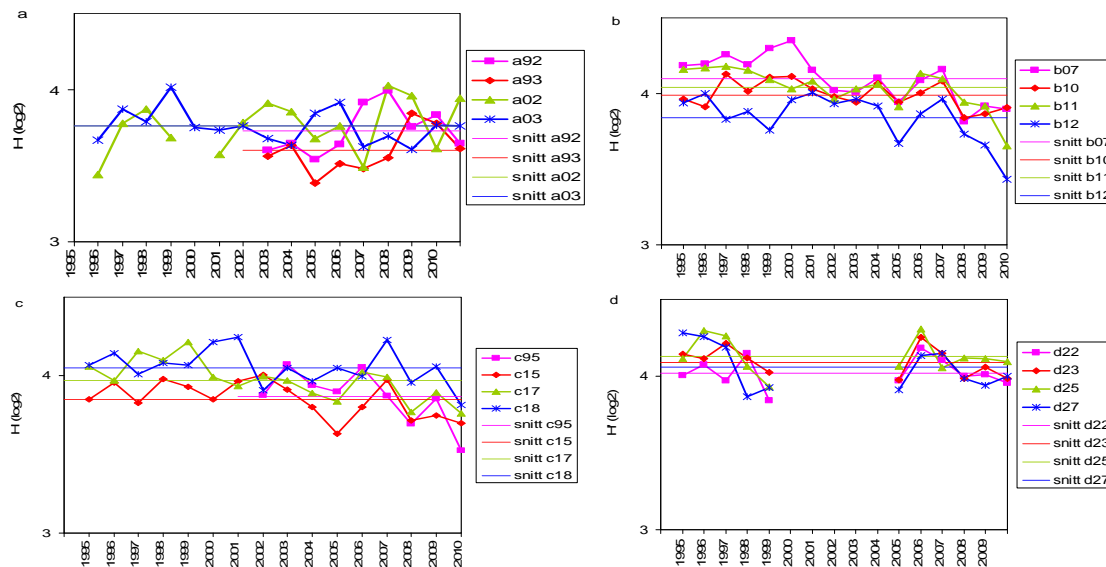
Tilstanden var generelt god på hardbunn på ytre kyst i 2010. Biomangfoldet i Ytre Oslofjord ser stadig ut til å være i økning. Dette vises først og fremst i økt antall arter dyr, mens grønn-, brun- og rødalger var som normalt eller gikk tilbake i 2010. Forekomstene av tare var noe bedre i 2010 enn de to foregående årene, spesielt på Sørvest- og Vestlandet. Negativ NAO indeks og kaldt klima i 2010 kan ha vært positivt for tarebestandene.

Biomangfoldet på Sør- og Sørvestlandet var det laveste som har vært registrert i perioden 1995-2010. Dette er bekymringsfullt. Et lavt antall registrerte arter i 2010 resulterte i et lavt biologisk mangfold. Dette gjaldt både alger og dyr. Tidlig våroppblomstring og vanntemperaturer på under 0 grader helt ned til 21 m dyp om vinteren på Sørlandet i 2010 kan ha hatt negativ effekt på hardbunnsamfunnene.

I Ytre Oslofjord og på Sørlandet var nedre voksegrense for rødalgen fagerving i 2010 dårligere (grunnere) enn normalt. Det kan indikere mer grumsete vann og dårligere lysforhold. På Sørvest- og på Vestlandet var nedre voksegrense som normalt i 2010.

6.1 Tilstand

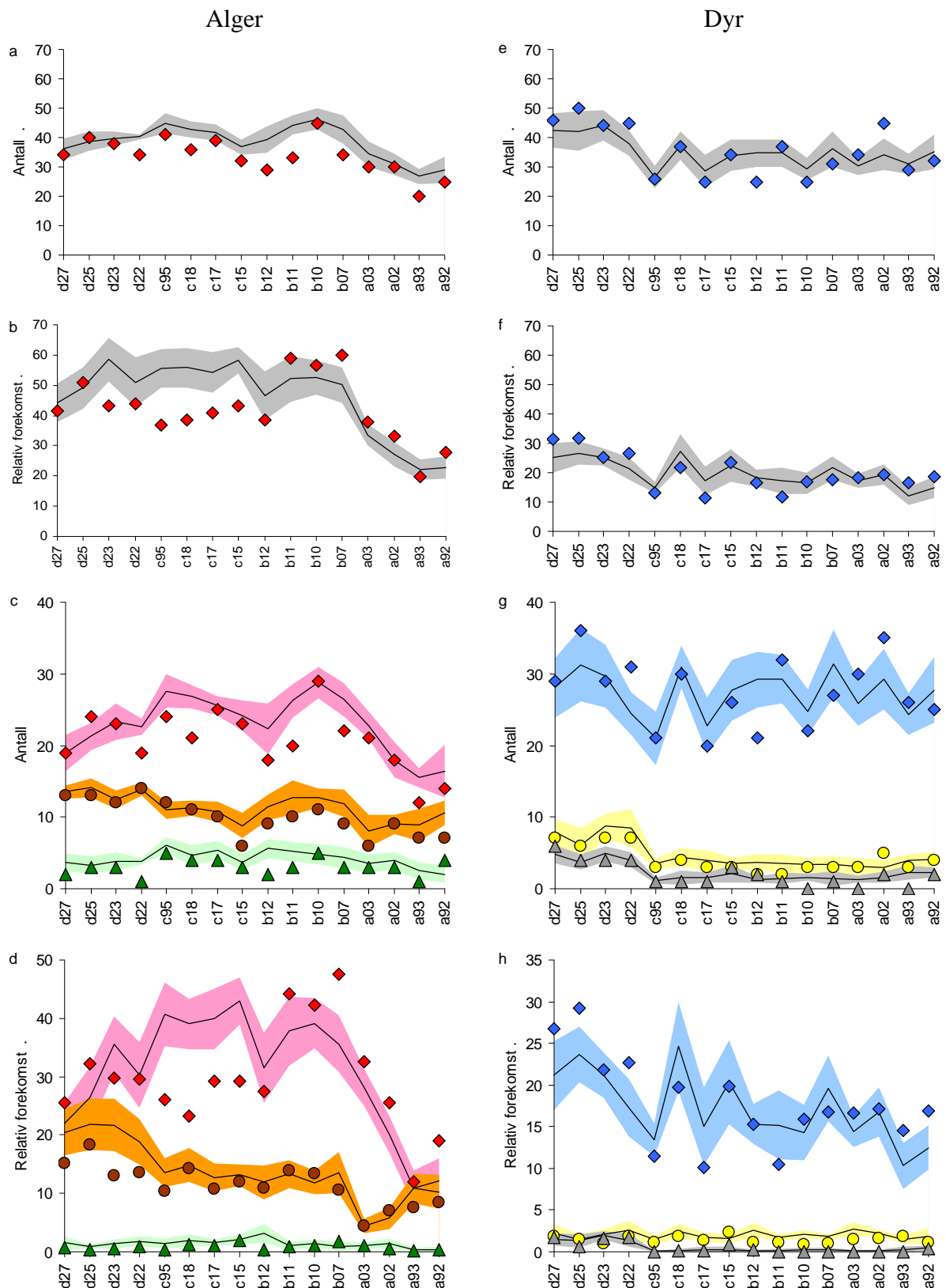
Det biologiske mangfoldet er høyere på Vestlandet enn i Skagerrak (Fig. 6.1). I forhold til gjennomsnittet for perioden 1995-2009 var mangfoldet i 2010 omtrent som tidligere i Ytre Oslofjord (område A) og på Vestlandet (område D), men har de siste årene vist en avtagende trend på Sørlandet (i område B) og på Sør-Vestlandet (område C). I område B og C ble det registrert det laveste gjennomsnittlige biologiske mangfoldet (diversiteten) i perioden. I 2006-2007 var biomangfoldet relativt høyt i alle områder og det totale biomangfoldet har vært preget av år-til-år variasjoner siden.



Figur 6.1. Biologisk mangfold i hardbunnsamfunn på grunt vann langs kysten av Sør-Norge i område A (Ytre Oslofjord), B (Sørlandet), C (Sør-Vestlandet) og D (Vestlandet). Biomangfold er basert på Shannon-Wiener indeks H' (\log_2) (Shannon & Weaver, 1963) og forekomst av alger og dyr er gitt som sum over dyppet av e^x hvor x er: 1=enkeltpunkt, 2=sjelden, 3=vanlig, 4=dominerende. Gjennomsnitt er beregnet for perioden 1995-2009.

Årsaken til lavt biologisk mangfold i områdene B og C var at både antall arter av alger og dyr var lavere enn gjennomsnittet for perioden (Fig. 6.2a, e). Både antallet arter rød-, grønn- og brunalger var lavere enn normalt i område B i 2010, og antallet arter rødalger lavere enn normalt i område C (Fig. 6.2c). Forekomstene av rødalger var i tillegg lav i område C, mens forekomstene av brunalger var noe lavere enn normalt i område D (Fig. 6.2d). Både i 2009 og i 2010 ble det registrert dårlig vannkvalitet tidlig på året, forårsaket av tidlig våroppblomstring i 2010 og av brunt brakkvann fra Kattegat i 2009 (Norderhaug et al. 2010). Dette kan ha påvirket spiring av både ettårige og flerårige alger negativt. I 2010 ble det også registrert svært kaldt vann (ned mot $-1,3\text{ }^\circ\text{C}$) helt nede på 21 m dyp tidlig på året i B- og C-området, og dette kan ha overtrådt tålegrensen for flere alger.

Antall arter og forekomster av dyr var som normalt eller noe høyere enn gjennomsnittet for perioden 1995-2009 i område A og D, og noe lavere enn normalt i område B og C (Fig. 6.2e, f). Både antall arter av vannfiltrere, rovdyr og beitere var lave i område B og C (Fig. 6.2g). Forekomstene av vannfiltrerende dyr og rovdyr var også lavere enn normalt på de fleste stasjonene i område B og C (Fig. 6.2h). Det kalde vannet som ble registrert tidlig på året i 2010 kan i likhet med alger, også ha ekskludert mange dyr.

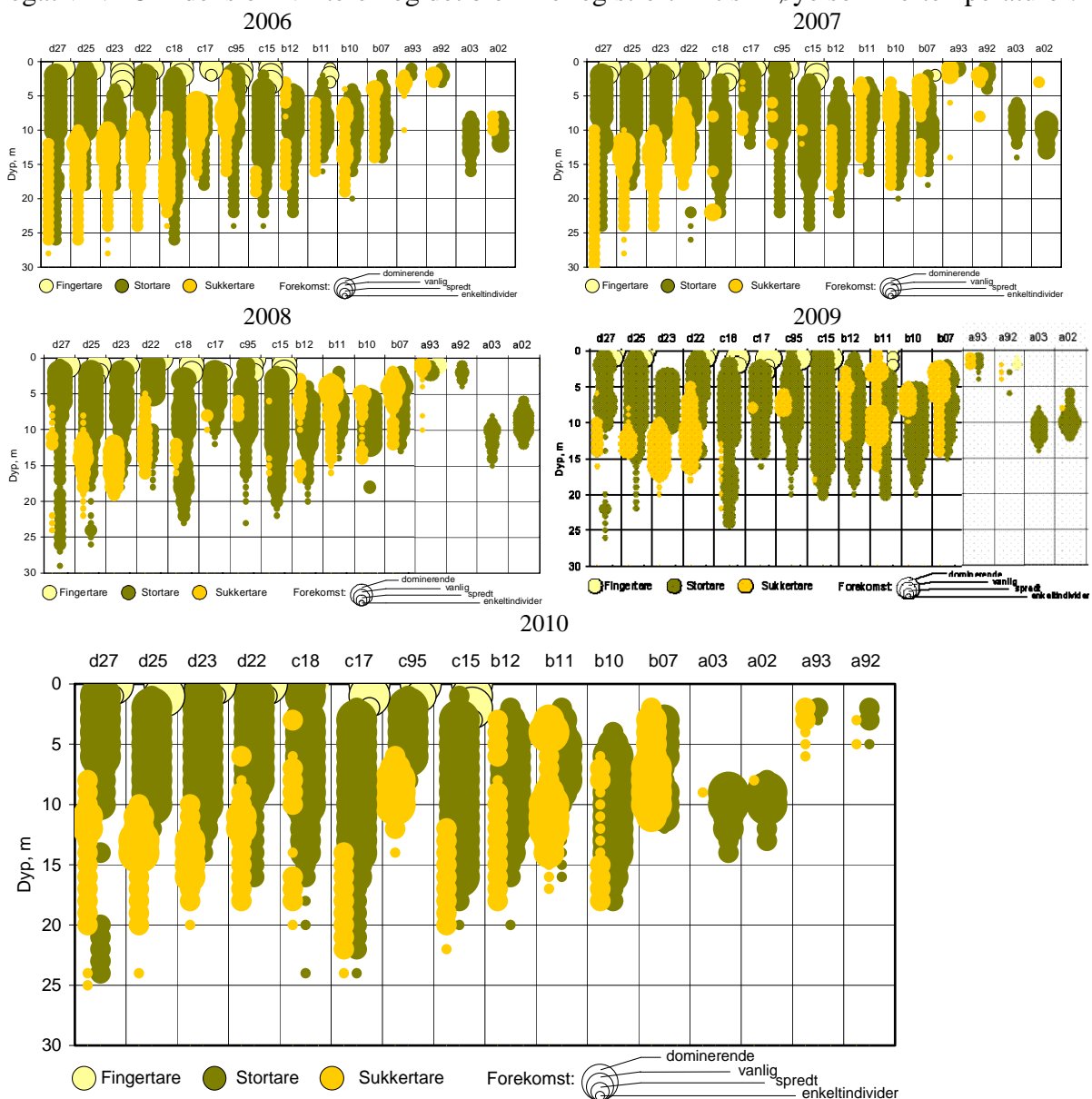


Figur 6.2. Antall arter og forekomst av makroalger og dyr i 2010 i dybdeintervallet 4-22 m. Punkter = 2010-observasjoner. Linje m/farget felt = gjennomsnitt og standardavvik (1995-2009). a) antall arter og b) forekomst alger, c) antall arter og d) forekomst av rødalger (rød), brunalger (brun) og grønnalger (grønn), e) antall arter og f) forekomst dyr, g) antall arter og h) forekomst av vannfiltrerere (blå), rovdyr/altetende (gul) og beitere (grå).

Tareskogvegetasjon

Etter to relativt dårlige år for sukkertare i ytre kystområder, var forekomstene noe bedre i 2010 og spesielt på Sørvest- og Vestlandet (område C og D, Fig. 6.3). Den nedre voksegrense for alle tareartene har imidlertid vært litt grunnere enn normalt de siste par årene og bare på stasjon D27 ble det registrert tare dypere enn 25 meter i 2010. Både i 2009 og i 2010 var det grumsete vann tidlig på året, noe som kan ha virket negativt for utbredelsen til tare.

Forekomstene av sukker- og stortare på de innerste stasjonene i område A (A92 og A93) og sukkertare i ytre områder (A02 og A03) har vært lave de siste årene. Skagerrak karakteriseres av høye sommertemperaturer og perioder med lav saltholdighet og dette gjør at alle de registrerte tareartene lever nær sine fysiologiske tålegrenser. Det forventes derfor større variasjoner i forekomstene i område A enn i de andre områdene. 2010 var et år med sterkt negativ NAO-indeks om vinteren og det ble ikke registrert kritisk høye sommertemperaturer.



Figur 6.3. Forekomst og vertikalutbredelse av fingertare, stortare og sukkertare de fem siste år. Bredden på søylene indikerer mengden av tare (enkeltpunn, sjelden, vanlig, dominerende).

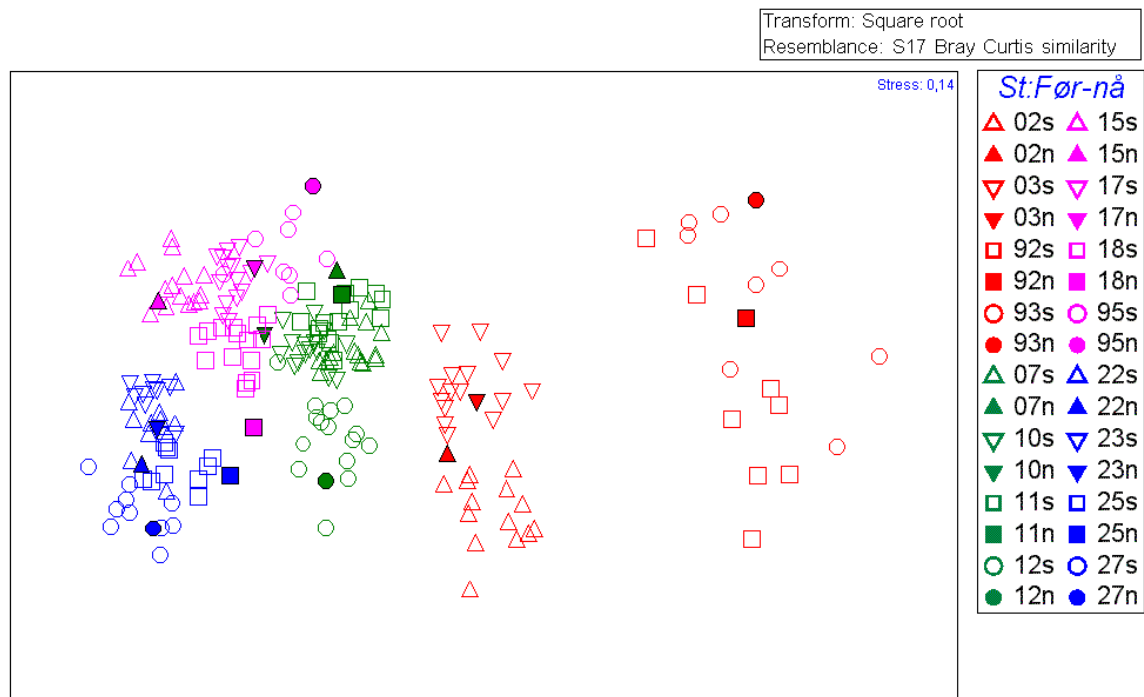
6.2 Utvikling over tid

Hardbunnsamfunnene i Skagerrak var de første fem årene av overvåkingsprogrammet (1990-94) preget av effekter av den store *Chrysochromulina*-oppblomstringen i 1988. Registreringer fra programmets første periode (1990-1994) viste et samfunn i en reetableringsfase med økende artsantall og stor variasjon i artsforekomst (Moy et al. 2002). 'Normalsamfunnet' er derfor beregnet fra perioden 1995-2008 for å ikke inkludere den dårlige tilstanden i den tidlige perioden.

I kapittel 6.2.1-6.2.4 belyses utvikling over tid; først på samfunnsnivå og så på arts-/gruppene nivå for utvalgte indikatorarter og funksjonelle grupper. Utvikling på samfunnsnivå over tid er basert på likhet i samfunnene mellom stasjoner og områder av kysten beregnet ved multivariate analysemetoder spesielt utviklet for slike samfunnsvurderinger (Multi Dimensional Scaling MDS, i PRIMER, Clarke & Warwick 1994). Disse analysene lager en likhetsmatrise basert på artssammensetning og artsforekomst. Ut fra likhetsmatrisen plottes resultatet slik at avstanden mellom punktene i plottet gjenspeiler graden av likhet mellom observasjonene. Hvert punkt representerer en stasjon med transektregistrering av alger og dyr, og punkter som ligger nær hverandre er mer like i artsammensetning enn punkter lengre unna. Den grafiske fremstillingen i et todimensjonalt plan er en forenklet framstilling for likheter i mange dimensjoner. Gjennom prosessen med å vise bare to dimensjoner (som Figur 6.4) beregnes en verdi (stressverdi) som viser graden av feil denne forenklingen medfører. En stressverdi på under 0,2 ansees som akseptabel, plottet viser dermed et tilnærmet riktig bilde.

6.2.1 Endringer på samfunnsnivå

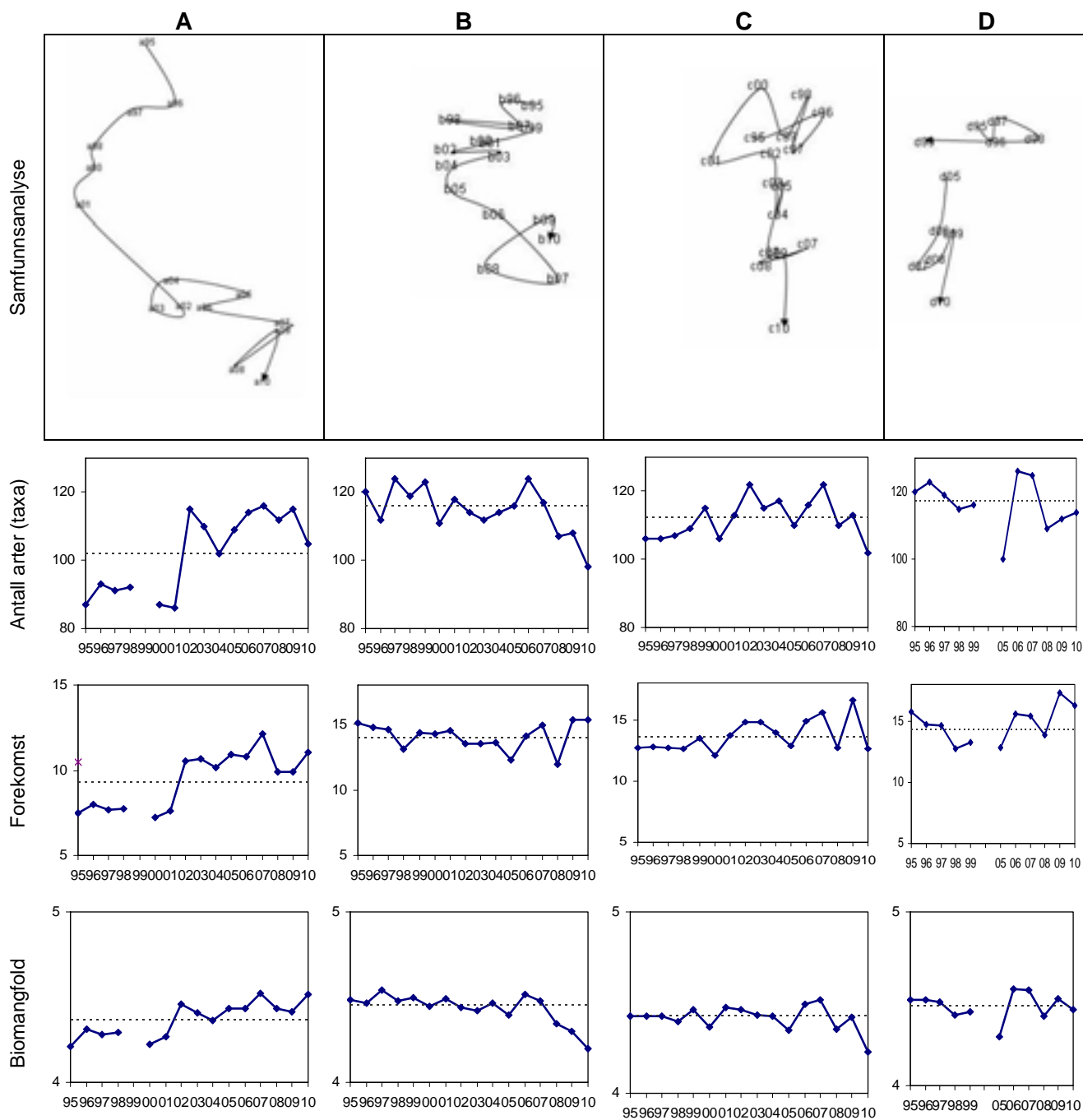
Til tross for nedgang i det biologiske samfunnet på Sør- og Sør-Vestlandet (Figur 6.1), viste ikke analysene av samfunnene av dyr og makroalger på de undersøkte stasjonene vesentlige forskjeller i 2010 i forhold til tidligere. Likhet mellom hardbunnsamfunnene i 2010 og tidligere år (1995-2009) er vist i Figur 6.4. Resultatene viser en rangering av områdene A, B, C og D fra høyre til venstre side i plottet. Dette gjenspeiler biogeografiske regioner langs kysten av Sør-Norge fra øst mot vest, og at artsammensetningen og artsforekomstene av makroalger og dyr på hardbunn endrer seg fra Ytre Oslofjord og til Vestlandet. År-til-år variasjonen har gjennom hele perioden vært større i område A enn i de andre områdene og samfunnene de ulike år ligger mer spredt enn i de andre områdene. I tillegg skiller de to stasjonene i indre områder A92 og A93 seg fra de ytre stasjonene A02 og A03, som ligger nærmere stasjonene i område B. Samfunnene på stasjonene og i alle områder var i 2010 innenfor det som har vært normalt i årene 1995-2009, men A93, C95 skiller seg noe ut og ligger i øvre del av plottet. Disse stasjonene var blant de som hadde lavere diversitet enn normalt i 2010 (se Fig. 6.1a og b).



Figur 6.4. Likhet mellom hardbunnsstasjoner basert på artssammensetning (tilstedeværelse og mengde av makroalger og dyr) i 2010 sammenlignet med tidligere år. Liten avstand mellom punkter betyr stor likhet. 2010-stasjoner er markert med fylte symboler og n (nå) i symbolforklaringen, mens stasjoner fra perioden 1995-2009 er vist med åpne symboler. Områdene A (røde symboler), B (grønn), C (rosa/lilla) og D (blå). Sammenlikningen er basert på forekomst av taxagrupper i dybdeintervallet 4-22m. Stressverdien er 0,14 og indikerer at figuren gir en god framstilling av likheter mellom stasjoner og år.

Utvikling over tid i samfunnene på hardbunn innen hvert av områdene A, B, C og D fra 1995 til 2010, er vist i Figur 6.5. Figuren er basert på de stasjoner i område A, B og C som har vært overvåket i hele den aktuelle perioden. Stasjonene A02 og A03 representerer A-området, B07, B10, B11 og B12 representerer B-området og C15, C17 og C18 representerer C-området. Område D ble ikke overvåket i perioden 2000-2004. Her inngår stasjonene D22, D23, D25 og D27 som har vært overvåket i periodene 1995-1999 og 2005-2010.

Samfunnsanalysen (Fig. 6.5) viser relativt små endringer i område B-D sammenlignet med i område A. Område A (Ytre Oslofjord) har endret seg mye gjennom hele perioden og hovedårsaken er en økning i antall arter i Ytre Oslofjord siden 1995. Artsantallet i område B (Sørlandet) har gått ned de siste årene og har de siste tre årene vært lavere enn i område A. Også i område C og D gikk artsantallet ned i 2010 og antall arter som ble registrert i område B og C er de laveste som har blitt registrert siden før 1995. Forekomstene av arter har generelt variert mye fra år til år. Lavt biologisk mangfold ($H' \log e$) i område B og C forklares derfor først og fremst av lavt antall arter.



Figur 6.5. Utvikling over tid (1995-2010) i områdene A, B C og D vist ved en samfunnsanalyse (MDS-plott), gjennomsnittlig antall arter, forekomst (mengde) og biomangfold (Shannon-Wiener's $H' \log_2$), basert på makroalger og dyr i dybdeintervallet 4-22m.

Stress i MDS-plott=0,09. Stiplet linje viser gjennomsnitt for perioden 1995-2009 (siste år er ikke medregnet i gjennomsnittet). Område A = st. 02 og 03, B = st. 07, 10, 11 og 12, C = st. 15, 17 og 18 og D = st. 22, 23, 25, 27.

I A-området er året 1999 utelatt i pga manglende data for samfunnsanalyse dette året.

D-området ikke undersøkt i 2000-04.

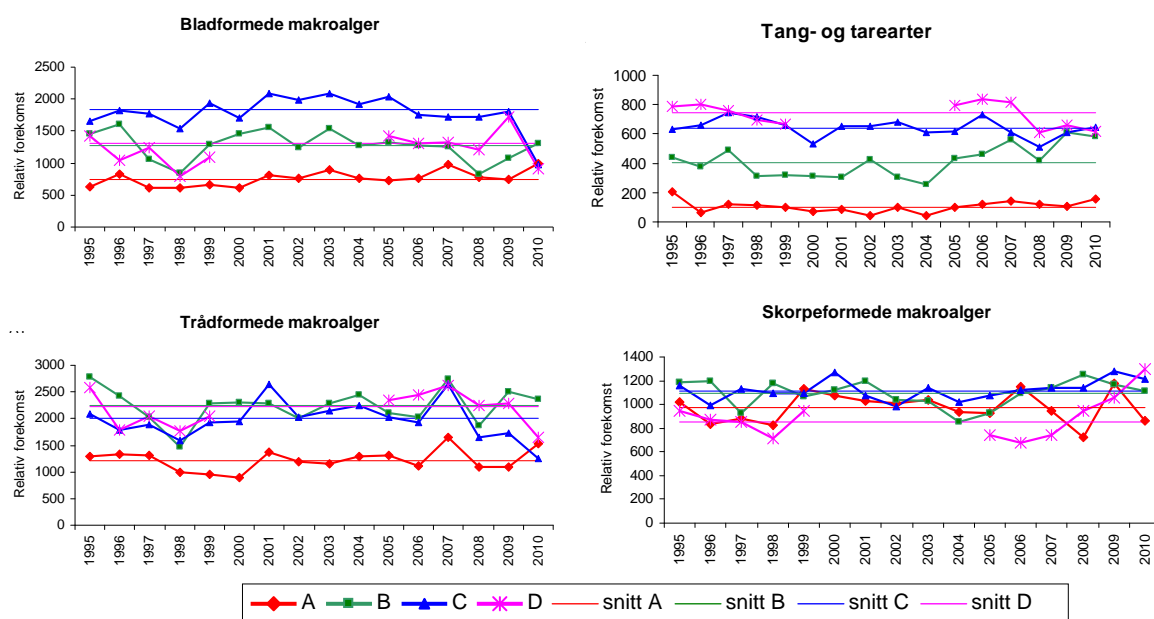
6.2.2 Endringer på artsnivå

Endringer på samfunnsnivå er resultat av mange små endringer på artsnivå. I det følgende presenteres noen av de viktige endringene for grupper av arter som har en viktig funksjon i økosystemet eller som på ulike vis kan indikere gode eller dårlige forhold. Bladformede makroalger, og spesielt tang- og tarearter, er viktige habitatbyggende arter. De danner skoger som huser et rikt biologisk mangfold og er oppvekstområde for fisk. Mange av disse er flerårige, vokser langsomt og er følsomme for eutrofi og dårlige lysforhold. Mange trådformede alger er opportunistiske og hurtigvoksende konkurrenter til de flerårige habitatbyggende algene og kan indikere eutrofe forhold. Skorpeformede rødalger er følsomme for sedimentering og tåler i liten grad økt mengde partikler på bunnen.

Blant dyrene er beitere viktige for å holde de hurtigvoksende trådalgene i sjakk, og rovdyr er viktige strukturerende arter som bidrar til høyt biologisk mangfold. Vannfiltrerende dyr drar nytte av partikler i vannet. Disse forventes å respondere på mengde og kvalitet av partikler i vannet. Organiske og næringsrike partikler vil kunne virke positivt i moderate mengder, mens partikler med lavt næringsinnhold vil gi en "utvanningseffekt" av maten og redusere forholdene for disse dyrene. Ulike grupper har ulike livsstrategi. Solitære sjøpunger formeres med pelagiske larver og kan raskt dra nytte av ledig substrat (f. eks. hvis algedekket reduseres). De anses for å ha en mer opportunistisk strategi i forhold til kolonidannende sjøpunger som vokser lateralt og trenger lang tid og stabile forhold for å spre seg (Jackson et al. 1977). Buskformede bryozoaer kan utnytte ledig substrat og vokse raskt, mens skorpeformede bryozoaer trenger mer stabile forhold og vokser langsommere.

Makroalger

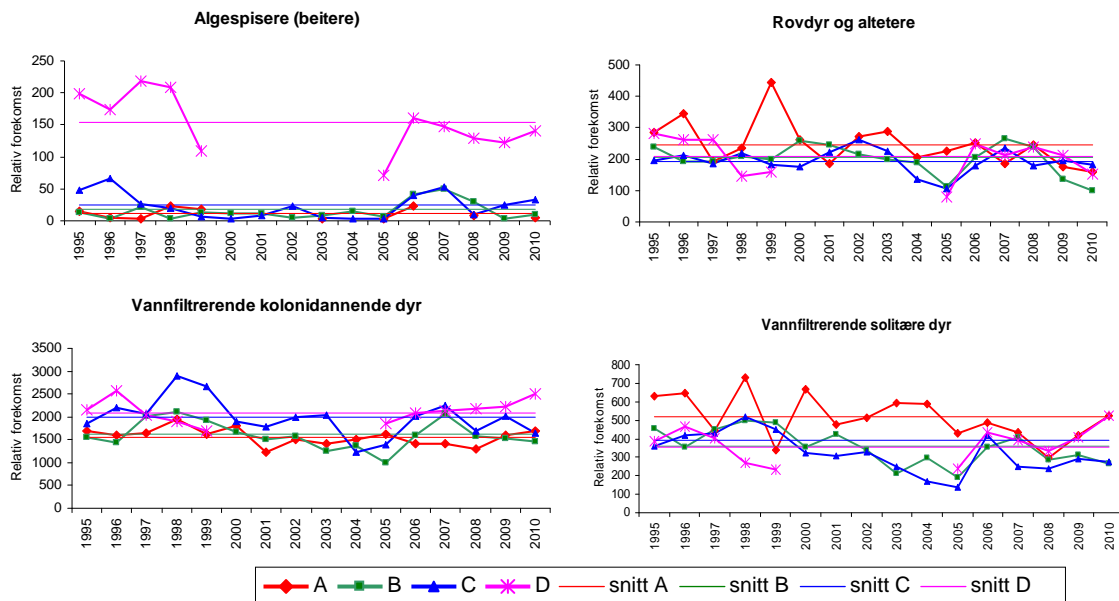
I 2010 gikk forekomstene av bladformede alger noe tilbake i område C (Sør-Vestlandet) og D (Vestlandet) i forhold til 2009 (Figur 6.6). I område A (Ytre Oslofjord) og B (Sørlandet) økte forekomstene litt. Økt mengde skorpeformede alger i område D kan tyde på forbedrede forhold, mens mengden trådformede opportunistiske alger økte litt i område A, men gikk litt ned i de andre områdene.



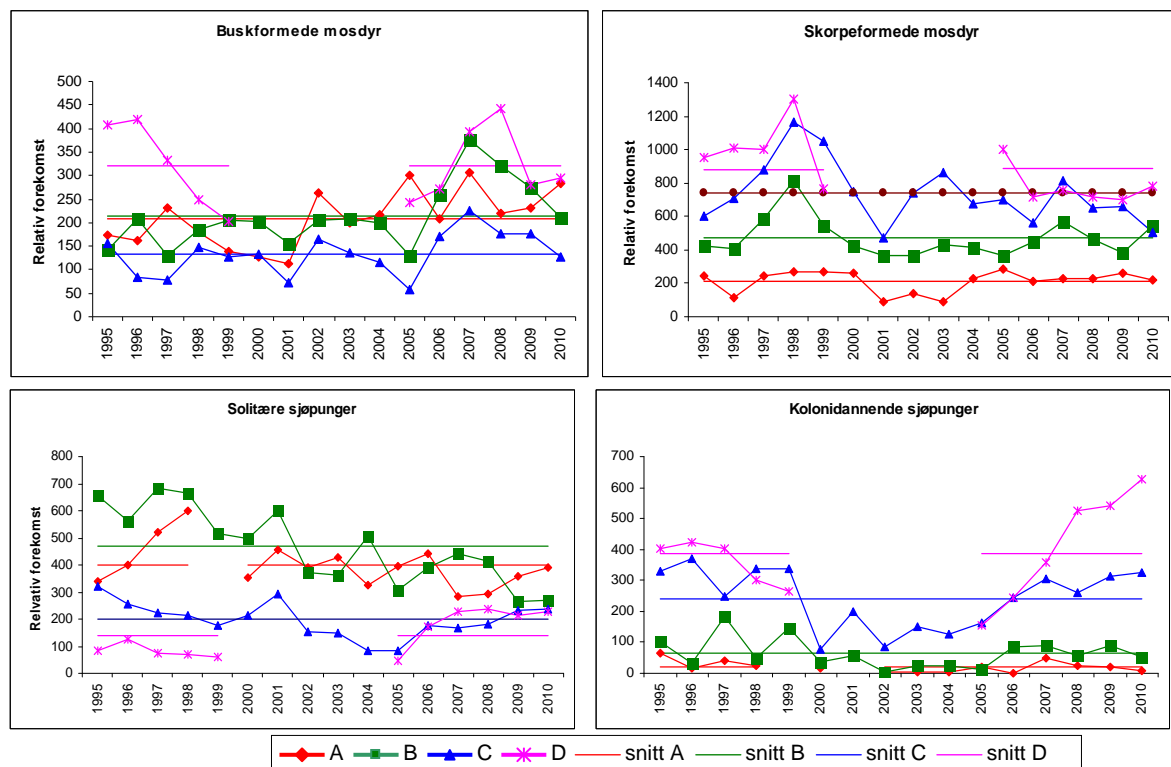
Figur 6.6. Endringer over tid i (relativ) forekomst av makroalgegrupper i regionene A-D. Snittverdi er over perioden 1995-2009. (Område D er ikke undersøkt i perioden 2000-2004)

Makrofauna

Forekomstene av rovdyr ser ut til å være i nedgang i hele Sør-Norge og spesielt på Sørlandet (Figur 6.7). Forekomstene av kolonidannende sjøpunger har vært høyt på Vestlandet de siste årene, noe som kan antyde gode forhold. Forekomstene av solitære sjøpunger har blitt redusert i område B helt siden 1995, mens forekomstene av buskformede mosdyr har gått ned de siste 3 årene.



Figur 6.7. Endringer over tid i (relativ) forekomst av dyr på overordnet artsnivå (funksjonelle grupper) for områdene A, B, C og D. Gjennomsnitt er beregnet for perioden 1995-2009. (Område D er ikke undersøkt i perioden 2000-2004)



Figur 6.8 Forekomst av mosdyr (skorpeformede og opprette/buskformede mosdyr) og sjøpunger (solitære og kolonilevende). (Område D er ikke undersøkt i perioden 2000-2004)

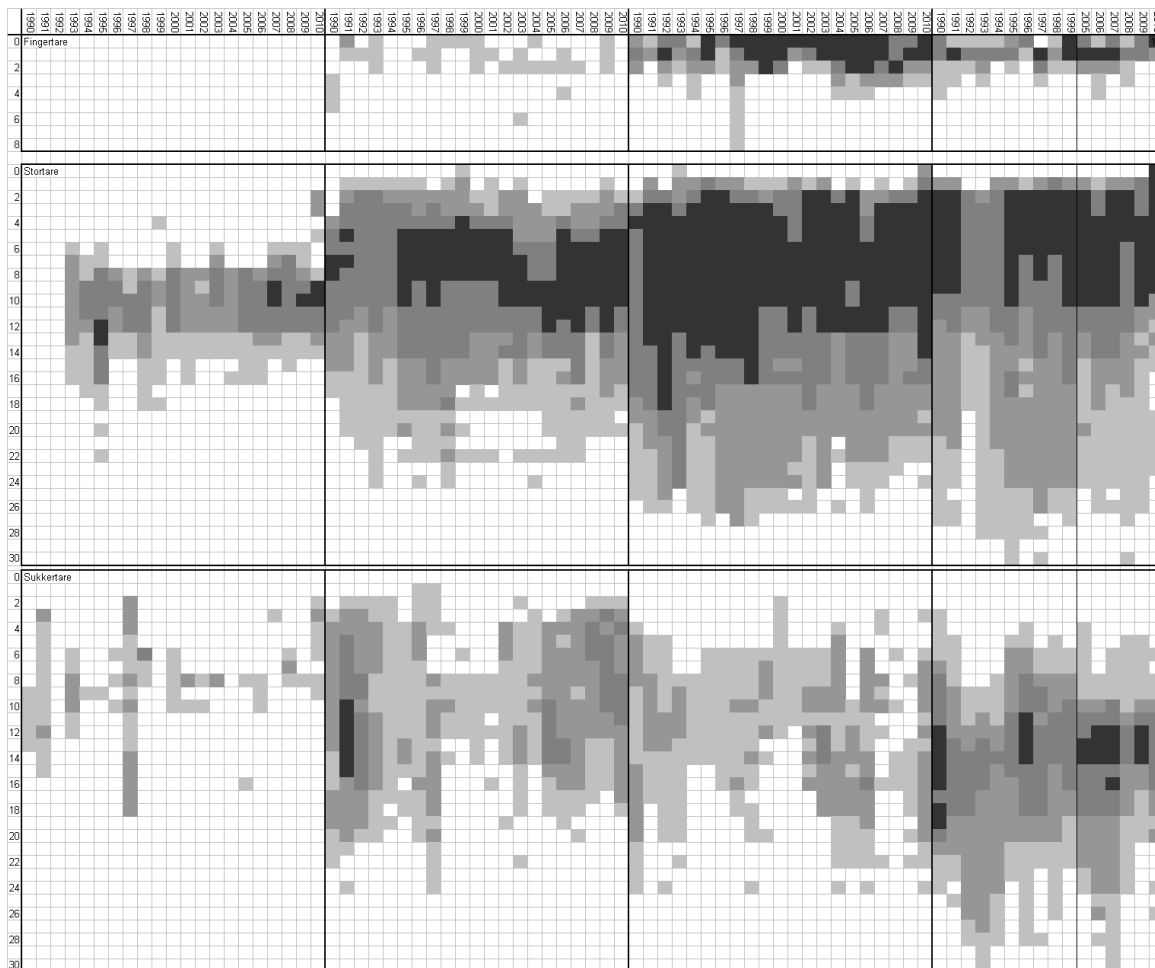
6.2.3 Endringer i tareskog

Tare er et habitat som huser et rikt mangfold av arter, både fastsittende og frittsvømmende (Christie et al. 2003). Endringer i forekomst (mengde) og utbredelse av tare har derfor stor betydning for det totale biomangfoldet i hardbunnsamfunnet. Tareskogene er dynamiske samfunn som naturlig varierer fra år til år blant annet på grunn av alder (gamle planter dør, unge planer vokser til), biologiske forhold (konkurransen mellom arter, beiting) og klimatiske variasjoner (stormer, temperaturendringer). Stortare er den dominerende arten på ytre, bølgeeksponert kyst og på de fleste av Kystovervåkingsstasjonene. Figur 6.9 viser at det er store forskjeller mellom de 4 regionene A, B, C og D i forekomst og utbredelse av fingertare, stortare og sukkertare fra programstart i 1990 og fram til i dag. Fra 1990 til 1993 ble det ikke funnet stortare i Ytre Oslofjord, og forekomstene var lave i de andre områdene. Det var trolig en følge av oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis* i 1988 da taredød ble observert. I denne restitusjonsfasen for stortare ble det registrert mye sukkertare. Stortare og sukkertare lever i et konkurranseforhold der sukkertare er underlegen i ytre, bølgeeksponerte områder.

Taren i område A er glissen (Fig. 6.9a). Figuren viser total forekomst av ulike tarearter på ulike dyp og i ulike år (1990-2010) i hvert av områdene A, B, C og D. En lys farge viser at taren bare er funnet på en liten andel av de overvåkede stasjonene og/eller er svært glissen der den er funnet. Mørk farge viser at tare dominerer de overvåkede stasjonene.

Fingertare finnes i et belte over de andre tareartene, men er ikke registrert på de ytre stasjonene i Ytre Oslofjord (A2 og A3, fingertare er imidlertid registrert på de innerste stasjonene A92 og A93, se Fig. 6.3). I Ytre Oslofjord og på Sørlandet kan det være vanskelig

å skille stortare og fingertare slik at forekomsten av disse kan være feilestimert. Stortaren dominerer ytre kystområder, fra ca. 8 m og nedover i Ytre Oslofjord (område A), fra 5 m på Sørlandet (område B) og fra 2 m på Sør-Vestlandet (område C) og Vestlandet (område D). Det har vært store variasjoner i utbredelse av stortare i overvåkingsperioden, men figuren antyder redusert nedre voksedyp for stortare de siste 15 årene, i hvert fall i område B (stortaren dør ut på dypt vann). Dette kan tyde på dårligere lysforhold. Sukkertare har opptrådt sporadisk på de ytre stasjonene i område A. De årene sukkertare har blitt registrert har gjerne etterfulgt kalde år. NAO-indeksen var negativ i 1996, 2001, 2006, 2009 og 2010 (Figur 2.1).



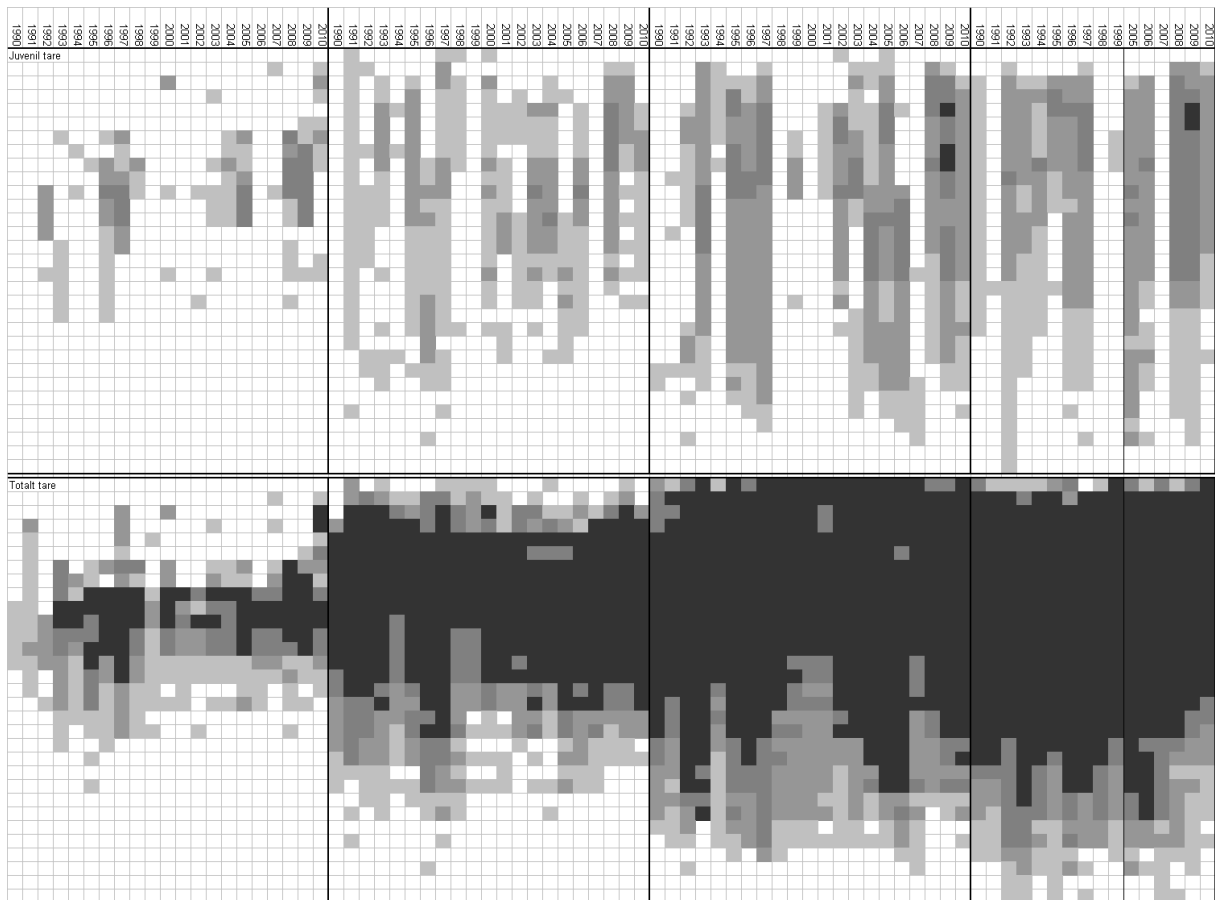
Figur 6.9a. Forekomst og utbredelse av ulike tarearter (justert for antall stasjoner) i områdene A (A02 og A03), B (B07, B10, B11 og B12), C (C15, C17, C18) og D (D22, D23, D25 og D27) i perioden 1990-2010 (område D ble ikke overvåket 2000-2004). Fra øverst til nederst vises fingertare, stortare og sukkertare.

Spire-suksessen til taren varierer fra år til år, og noen år er det ikke registrert juvenil tare (Fig. 6.9b). Figuren viser øverst forekomster av det som er registrert som juvenil tare. Juvenil tare er et kompleks av først og fremst stortare og fingertare som er vanskelige å skille når de er små, mens sukkertaren tidlig får sin karakteristiske form. I 2010 var rekrutteringen dårligere enn de to foregående årene.

Det er naturlig at forekomst og utbredelse av små, unge tarer varierer mye. I en frisk tareskog står det en underskog av små tareplanter under canopy-plantene som venter på en sjanse til å vokse opp. Etter stort tap av store planter, for eksempel som følge av vinterstormer, vokser

den unge taren raskt opp og kan utgjøre en betydelig andel av canopyen påfølgende sommer. En stor andel ung tare kan imidlertid også indikere dårlige forhold for voksen tare og unaturlig høy dødelighet.

Tareartene påvirker og konkurrerer med hverandre (Figur 6.9a). Sukkertare er subdominant i forhold til stortare i ytre områder og kan i perioder blomstre opp fordi det står dårlig til med stortare. For å vurdere den totale situasjonen for all tare er det laget en figur for det totale taredekket av alle tarearter. Den underbygger at nedre voksegrense for tare har blitt grunnere de siste 15 årene i område B, men det er store svingninger i det totale taredekket med dårlige perioder rundt 1999 og 2007 (spesielt område C). Sterke perioder for tare totalt sett var 1997 og 2005-06 i alle områder. Svake perioder var 1999 for alle områder og 2001-02 for område A, B og C (D området var ikke overvåket da).



Figur 6.9b. Forekomst og utbredelse av juvenil tare (øverst) og total tareforekomst av alle registrerte tarearter i områdene A (A02 og A03), B (B07, B10, B11 og B12), C (C15, C17, C18) og D (D22, D23, D25 og D27) i perioden 1990-2010 (område D ble ikke overvåket 2000-2004). Forekomstene er justert for antall stasjoner.

6.2.4 Endringer i nedre voksegrense for alger

Hvor dypt det er tilstrekkelig lys til at makroalger kan vokse (kompensasjonsdypet) er ofte et godt mål på hvor klart vannet over er. Siktdyp gir et øyeblikksbilde for måletidspunktet, mens nedre voksegrense for alger gir et gjennomsnittlig mål på vannets klarhet. Jo dypere lyset trenger ned, jo dypere kan algene vokse. Men siden algene trenger en viss tid, kanskje år, på å etablere en bestand, reflekterer deres nedre voksegrense en ”gjennomsnittlig” kvalitet. I tillegg kan også andre faktorer begrense nedre voksegrense, for eksempel kråkebollebeiting, og disse må også tas i betraktning.

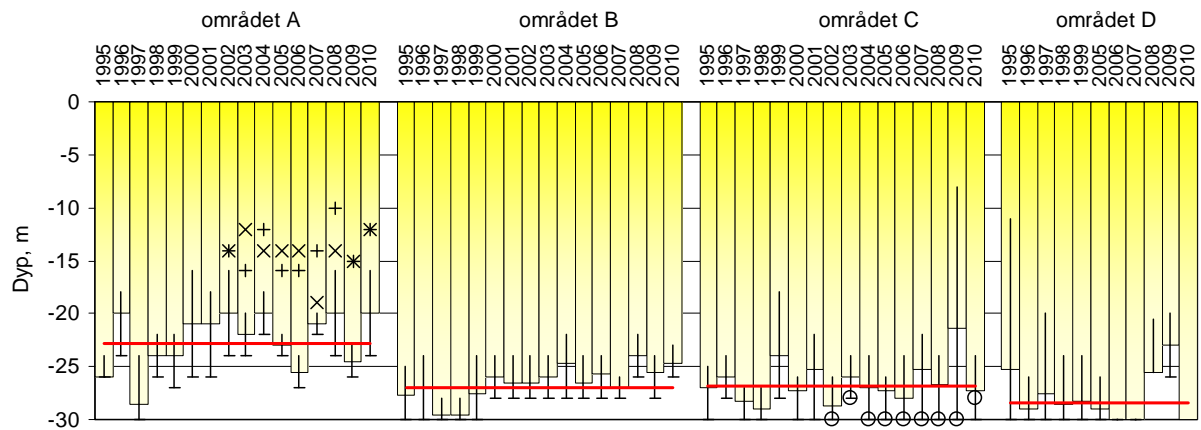


Fagerving (*Delesseria sanguinea*) er en flerårig, bladformet alge som er egnet som indikatoralge for nedre voksegrense i den forstand at den vokser på alle kystovervåkingsstasjonene, er relativt stor og har et utseende som gjør den lett å identifisere i felt. Algens verdi som økologisk indikator er mer usikker. Flere forslag til biologiske kvalitets-evalueringssystem kategoriserer den som en indikator på god økologisk tilstand fordi fagerving er en bladformet rødalge. Men samtidig er økt

forekomst av fagerving blitt knyttet til eutrofi (Johansson m. fl. 1998), noe vi også har observert på bølgebeskyttet i næringsbelastede områder. Svak eutrofi gir en gjødslingseffekt som mange alger responderer positivt på, men sterkere grad av eutrofiering fører til nedslamming og dårlig lystilgang til bunnfloraen. Det har negativ innvirkning på mange makroalger, deriblant fagerving. I Kystovervåkingsprogrammet måles nedre voksegrense i juni måned mens den nedre voksegrensen vil være bestemt av vannkvaliteten og andre påvirkningsfaktorer i en lengre periode før registreringer finner sted (vår, vinter og høst og sommer året før, men dette varierer for ulike arter bl.a. etter livslengde). I

Kystovervåkingsprogrammet har vi definert nedre voksegrense til det dypeste dyp hvor fagerving minst har spredt forekomst. Enkeltindivider av fagerving kan vokse dypere, men det kan variere når en dykker oppdager og registrere forekomst av enkeltindivider. Til sammenlikning har vi derfor valgt det dyp hvor dykkeren registrerer spredt forekomst av arten.

Gjennomsnittlig nedre voksegrense for fagerving i hvert av områdene A, B, C og D er vist i Figur 6.10 som søyler for hvert år i perioden 1995-2010. Til hjelp for sammenlikning er gjennomsnittet for perioden 1995-2009 markert med en rød horisontal linje. I område A og B var nedre voksegrense i 2010 grunnere enn normalt, mens i område C og D, var nedre voksegrense omtrent som normalt for perioden. En mulig årsak til grunt voksedyp i Ytre Oslofjord og på Sørlandet kan ha vært dårligere lysforhold (siktdyp, kap 4.3) i Ytre Oslofjord og på Sørlandet i senere år.



Figur 6.10. Nedre voksegrense for rødalgen fagring i perioden 1995 til 2010. Søyler viser gjennomsnittlig nedre voksedyp med spredt forekomst av fagring hvert år for områdene A til D. Vertikal linje som viser årsvariasjon mellom stasjonene. Røde, horisontale linjer viser gjennomsnittlig dyp for perioden 1995-2009. Utfasede stasjoner er ikke tatt med i snittberegninger og C15 er utelatt fordi den er grunnere enn 25 m. Nedre voksegrense på de nye stasjonene i A- og C-området er vist med egne symboler: + = a92, × = a93 og ○ = c95, men er ikke med i beregningen av søyler eller snittverdier.

7. Bløtbunnssamfunn

Tilstanden i bløtbunnssamfunnene i 2010 er god (klasse II) eller meget god (klasse I) på samtlige stasjoner. Innholdet av organisk karbon (TOC) ga i 2010 meget god til god tilstand (klasse I-II) på samtlige stasjoner bortsett fra stasjon B05 på Sørlandet, hvor den var mindre god (III). Samtidig synes ikke det forhøyede TOC-innholdet å påvirke faunasammensetningen på stasjon B05. Det er ingen tydelig utvikling av TOC-innholdet på noen av stasjonene i perioden 1990-2010.

Gjennom hele undersøkelsesperioden (1990-2010) har det generelt vært en forbedring av tilstanden i bløtbunnssamfunnene på de dype stasjonene i Skagerrak (A36 i Ytre Oslofjord og B35 utenfor Arendal på Sørlandet). På de grunne stasjonene i Skagerrak (A05 i Ytre Oslofjord og B05 på Sørlandet) og på stasjonene utenfor Lista (C16 og C38 på Sør-Vestlandet) var det derimot ingen entydige trender gjennom undersøkelsesperioden sett under ett. D-stasjonene (Vestlandet) utenfor Sotra har begge vist en økning i antall individer siden oppstart på prøvetakingen i 2005, men samtidig er det her ingen indikasjoner på forstyrrelse.

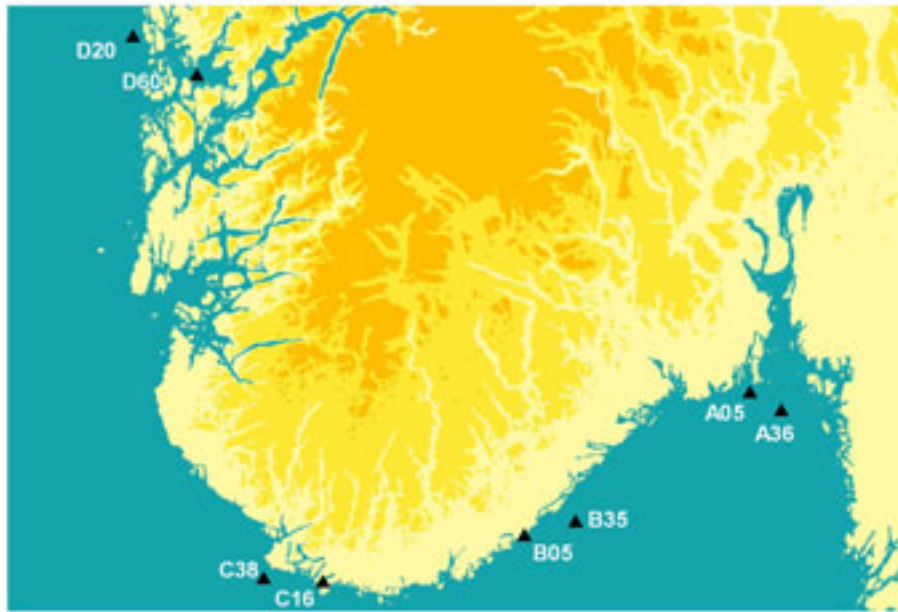
Når det gjelder utviklingen fra 2009 til 2010 har de to dype stasjonene i Skagerrak vist en generell reduksjon i innslaget av forurensningstolerante arter, og tilstanden synes derfor å være i stadig forbedring. Likevel bør det merkes at det fremdeles er arter som er relativt forurensningstolerante som dominerer, og mulig eutrofipåvirkning kan fremdeles ikke utelukkes. Også på den grunne A- stasjonen i Skagerrak (A05) synes tilstanden å ha forbedret seg det siste året. I 2010 ble det her observert like lav individtetthet som i 2009, men samtidig enda mindre innslag av forurensningstolerante arter enn foregående år.

Faunasammensetningen på den grunne B-stasjonen i Skagerrak var i 2010 svært lik det som ble observert i 2009, og det konkluderes med at tilstanden er uforandret. I 2009 viste den grunne stasjonen ved Lista (C16) mindre innslag av forurensningstolerante arter enn foregående år, men i 2010 hadde både antallet individer totalt og innslaget av forurensningstolerante økt igjen. Ettersom diversitetsindeksene var relativt uendret, kan det likevel ikke konkluderes med at eutrofipåvirkningen har økt. Situasjonen på denne stasjonen bør følges opp. På den dype stasjonen ved Lista (C38) var faunaen i 2010 som i 2009 dominert av arter som krever relativt stabile miljøforhold, og her er det ingen indikasjoner på eutrofipåvirkning. D-stasjonene (utenfor Sotra) hadde i 2010 lavt innslag av opportunistiske arter, og det er ingen nevneverdig endring fra 2009. Generelt synes altså eutrofipåvirkningen nå å være lav på samtlige undersøkte stasjoner, men de dype A- og B-stasjonene og den grunne C-stasjonen kan fremdeles ikke karakteriseres som fullstendig uforstyrret.

7.1 Bunnfauna

For bløtbunn/fauna beskrives artsmangfold, tetthet av individer og arter, artssammensetning og forekomst av enkelte dominerende arter, indikatorartsindeks og norsk kvalitetsindeks for bløtbunnssamfunn. Ut fra disse parametrene vil man få et solid inntrykk av utviklingen i samfunnene over tid, som da kan brukes til å tolke eventuelle effekter av økt tilførsel av næringsalter.

Stasjonskart er vist i Figur 7.1. Tidsplott for perioden 1990-2011 for faunadata er vist i Figur 7.2 - Figur 7.10 og oversikt over faunasammensetningen i 2011 i Tabell 7.1. Analyse av tidstrender til faunaparametre er vist i Tabell 7.2.



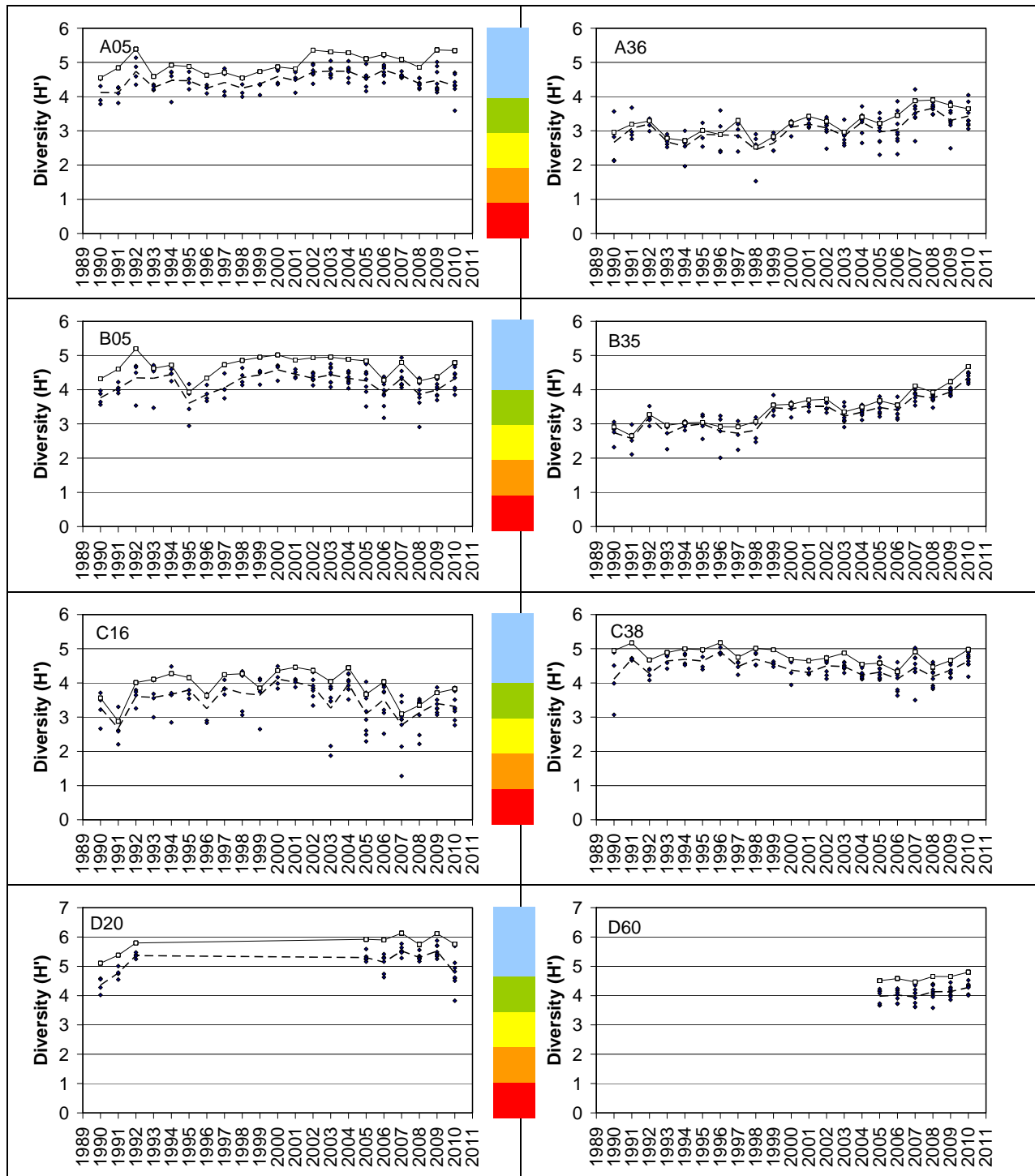
Figur 7.1 Kart over bløtbunnsstasjonene i 2011 (ved å legge til "0" til stasjonskodene angis dypet på stasjonen, for eksempel er A05 og A36 hhv. 50m og 360m).

Artsmangfold

Artsmangfoldet i bløtbunnsamfunnene er beregnet ved Shannon-Wiener indeks H' (Shannon & Weaver, 1963) og Hurlberts indeks ES_{100} (Hurlbert, 1971). Begge diversitetsindeksene indikerer tilstand i organismsamfunn (jfr. SFT, 1997), men de har en noe ulik vektlegging av artsantall, individantall og jevnhet av individtall blant artene.

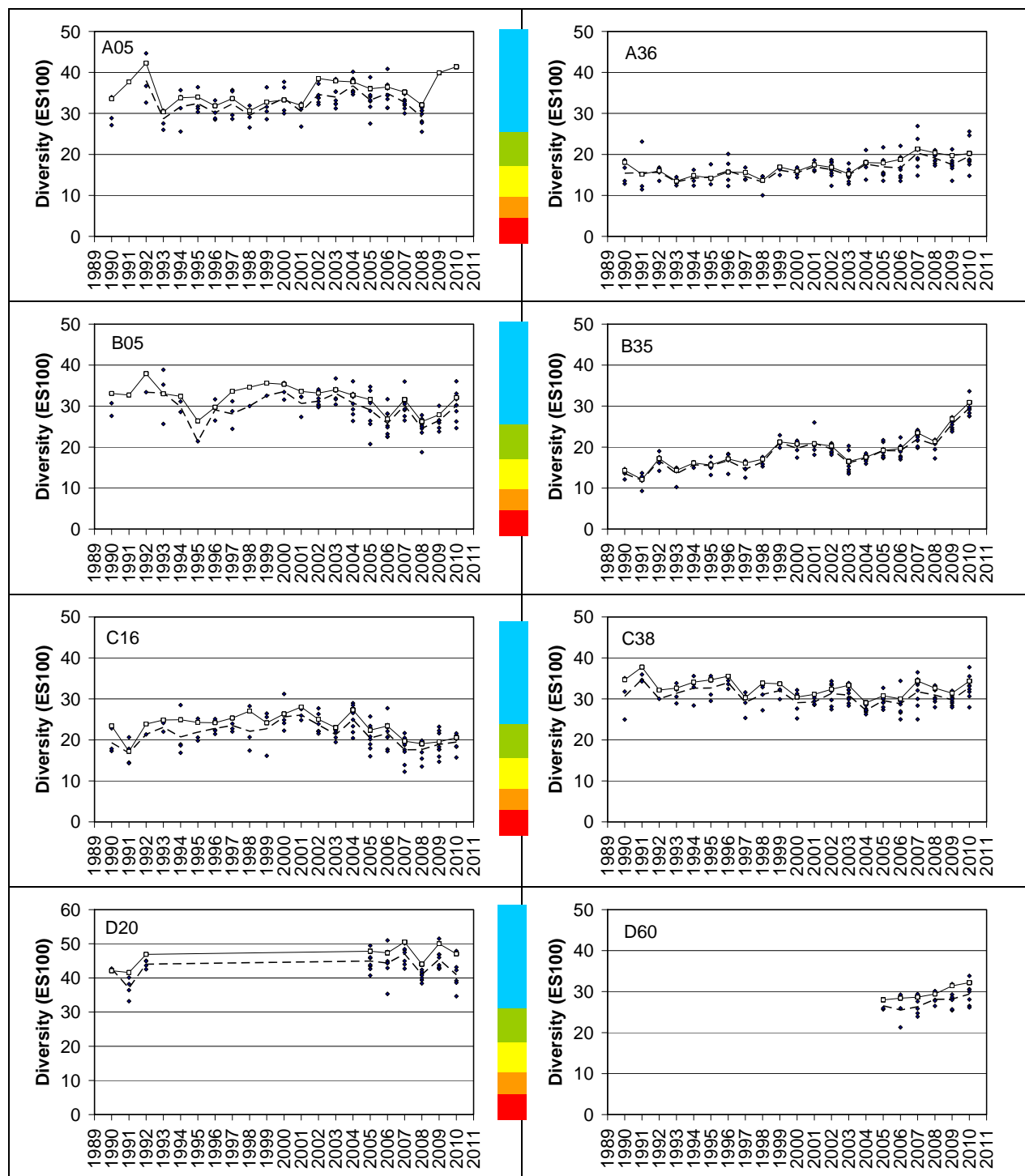
Diversiteten var i 2010 meget god eller god på alle stasjonene (klasse I eller II) ut fra Shannon-Wiener indeksen (Figur 7.2). På begge A-stasjonene (Ytre Oslofjord) har diversiteten vært stabil de siste årene, men samtidig noe høyere i 2010 enn i 2009. Stasjon B35 (Sørlandet) skiller seg ut fra de øvrige stasjonene ved at det har vært en jevn økning i diversitet siden 2003. På stasjon B05 har diversiteten vært relativt stabil gjennom hele perioden, med unntak av lave verdier i 1995. I de siste tre årene har det vært en svak økning i diversiteten, og fremtidig prøvetaking vil vise hvorvidt dette er en generell trend. Også på C-stasjonene (Sør-Vestlandet) har det vært en beskjeden økning i diversiteten de siste 3-4 årene, uten at man kan angi noen generell trend. D-stasjonene (Vestlandet) har hatt relativt stabil diversitet de siste årene, og muligens svak økning på stasjon D60. På stasjon D20 var diversiteten merkbart høyere enn på de øvrige stasjonene. Her var det store mengder svamp i sedimentet, som antas å ha ført til et heterogent sediment. Heterogene sedimenter gir gjerne flere nisjer, som igjen gir økt biomangfold.

Hurlberts indeks ga generelt samme resultater som Shannon-Wiener indeksen når det gjelder utviklingen gjennom tid, og også ut fra denne indeksen var diversiteten meget god eller god på samtlige stasjoner.



Tilstandsklasse
 I Meget god
 II God
 III Mindre god
 IV Dårlig
 V Meget dårlig

Figur 7.2. Shannon-Wiener diversitetsindeks (H') 1990-2010 (merk utvidet skala for stasjon D20). Punkter: Verdier pr. grabb. Prikkede linjer: Gjennomsnitt for parallelle grabber. Heltrukket linje og åpne punkter: Verdier for stasjonen (sammenslåtte grabber) (Klassifisering etter SFT 1997).



Figur 7.3. Hurlberts diversitetsindeks (artstall pr. 100 individer, ES_{100}) 1990-2010. Punkter: Verdier pr. grabb. Prikkede linjer: Gjennomsnitt for parallelle grabber. Heltrukket linje og åpne punkter: Verdier for stasjonen (sammenslåtte grabber). Fargene angir tilstandsklasser (se Figur 7.2). Merk at verdier pr. grabb ikke kunne beregnes på stasjon A05 i 2009 og 2010 fordi prøvene hadde <100 individer.

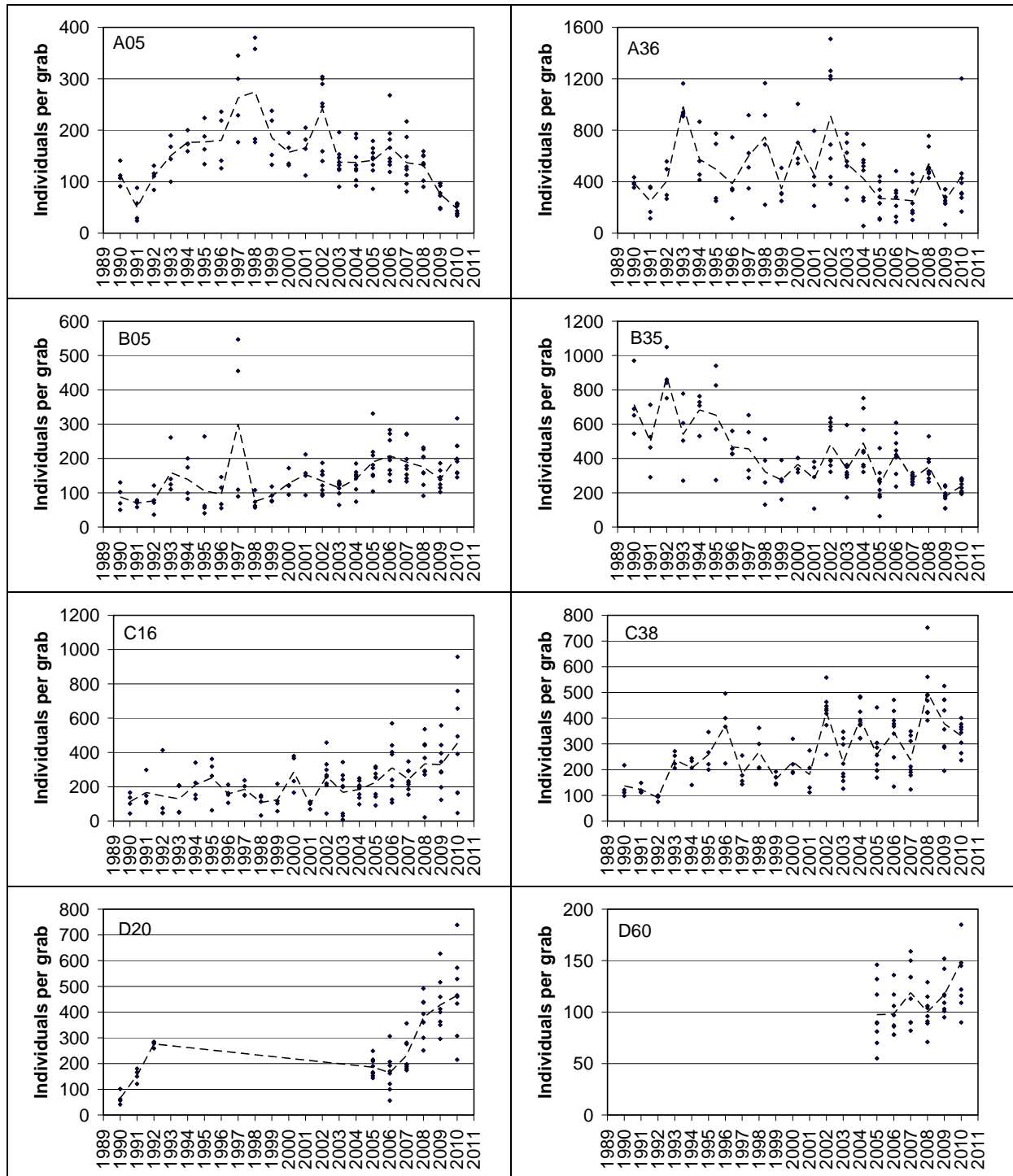
Individtetthet

Det er stor variasjon i antall individer mellom stasjonene og det har også vært betydelig variasjon i individtettheten gjennom tid innenfor hver enkelt stasjon. Variasjonen i antall individ var i 2010 særdeles stor på stasjonen C16 på Sør-Vestlandet (ca. 50 til ca. 950 individ pr. prøve), og det er ikke mulig å angi noen trend i antall individ sammenliknet med tidligere år. Prøvene fra feltarbeidet hadde ulikt volum, og det er tydelig at det var prøvene med minst volum som ga minst dyr. Selv om godkjenningskriteriet for prøver har fulgt bløtbunnsstandarder, har vi i etterkant økt minstevolumet for godkjente grabber i vår interne metode. I følge akkrediteringskravene har det her vært overfylte grabbprøver som har representert et problem. Vi har derfor måtte forkaste slike prøver, hvilket i enkelte tilfeller har ført til at prøver med mindre volum har blitt beholdt. Som det fremgår her, har slike kriterier gitt økt variasjon i prøvene, som er ugunstig for tolkningen av miljøtilstanden og utviklingen over tid. Også D-stasjonene var preget av stor innbyrdes variasjon i antall individ, men her er det samtidig en tendens til at antall individ har økt siden oppstart av prøvetakingen i 2005.

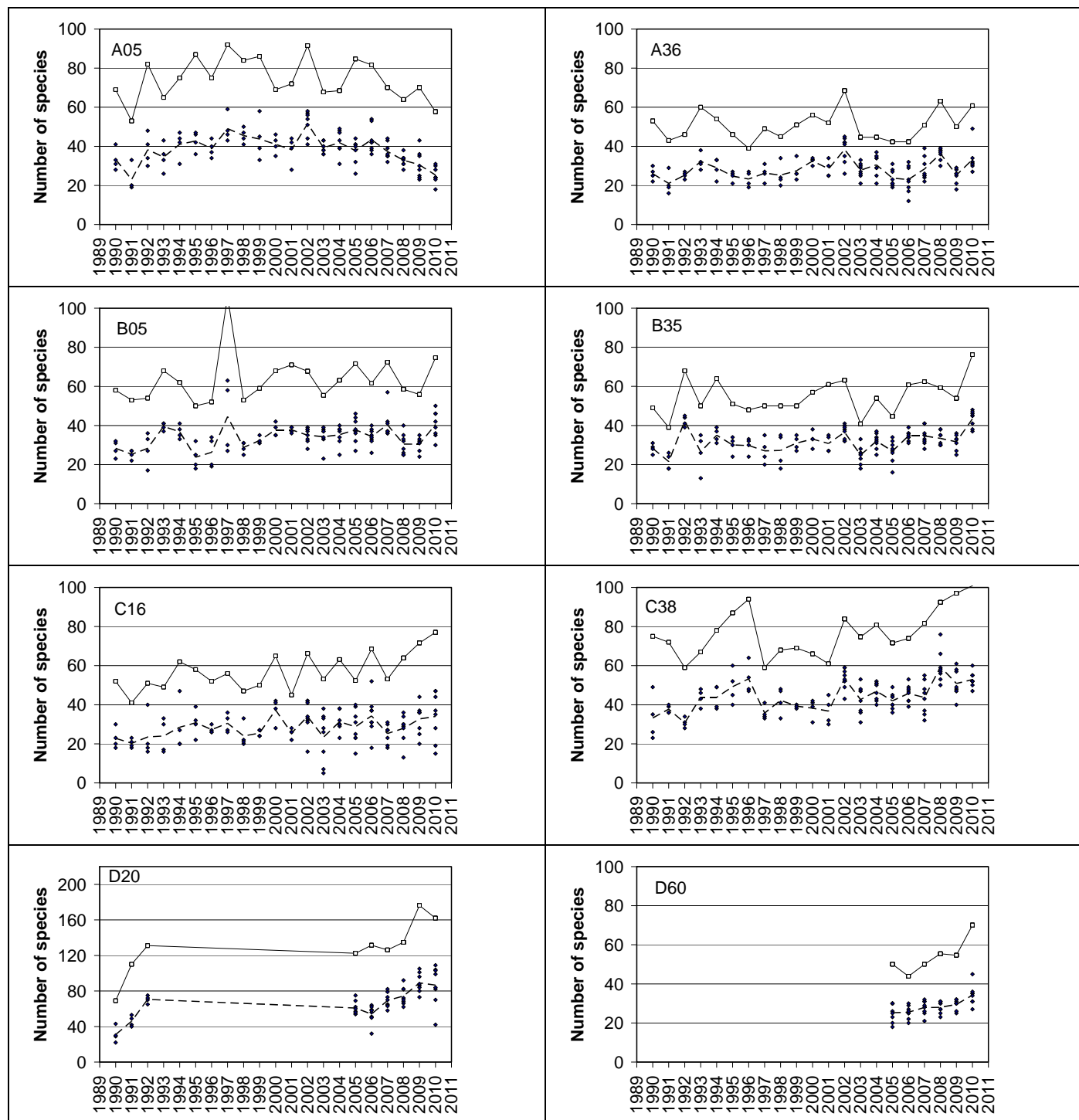
Den grunne bløtbunnstasjonen i Ytre Oslofjord, stasjon A05 er karakterisert av svært liten variasjon mellom prøvene i 2010, og samtidig tendens til reduksjon i antall individ over tid. På den dype stasjonen i A36, hadde én av prøvene svært mange individ (1200), mens de øvrige lavere antall (< 500). Her har det de siste fem årene vært tendens til lavere individantall enn tidligere, med unntak av i 2008. På den grunne Sørlandsstasjonen B05 har det vært en svak tendens til økning i antall individ siden slutten av 90-tallet, men de siste fem årene har samtidig antallet vært relativt stabilt. Den dype stasjonen på Sørlandet B35 er i likhet med A05 karakterisert av liten variasjon mellom prøvene i 2010, og samtidig tendens til reduksjon i antall individ over tid. Det anføres at alle prøvene på stasjon B35 var overfylte som følge av at sedimentet var svært bløtt. På stasjon C38 (Sør-Vestlandet) har det vært noe høyere antall individ de siste ti årene sammenliknet med de ti første, mens før de siste årene er det ikke mulig å angi noen klar trend.

Artstetthet

På stasjon A05 har det vært noe nedgang i antall arter de siste årene. Ingen av de andre stasjonene viser samme mønster. På den dype stasjonen i Ytre Oslofjord A36 og Sørlandsstasjonene B05 og B35 var gjennomsnittlig antall arter pr. prøve litt høyere i 2010 sammenliknet med i 2009, men det har samtidig vært mindre svinginger de siste årene slik at denne endringen ikke anses som noen generell trend. På begge C-stasjonene var antallet arter i gjennomsnitt veldig identisk med det som ble registrert i 2009, men heller ikke her synes det å være noen generell trend for de siste årene. Begge D-stasjonene har vist en jevn økning i antall arter siden 2005. Stasjon D20 er karakterisert av et særdeles høyt antall arter, som gir opphav til den høye diversiteten, se over.



Figur 7.4. Individantall for bløtbunnsfauna pr. grabb (0,1 m²) (punkter) og gjennomsnitt pr. år (linjer) 1990-2010. Etter 2001 er det tatt åtte grabber pr. stasjon, mot fire grabber pr. stasjon 1990-2001. Merk ulik skala i plottene.



Figur 7.5. Artstetthet 1990-2010 (merk utvidet skala for stasjon D20.) Punkter og prikkete linjer: Verdier pr. grabb (0,1 m²) og gjennomsnitt. Heltrukket linje og åpne punkter: Verdier for stasjonen (sammenslåtte grabber, 0,4 m²).

Artssammensetning

De ti mest dominerende artene på hver stasjon i 2010 er vist i Tabell 7.1. Mangebørstemark og muslinger dominerer på alle stasjoner, hvilket er typisk for bløtbunnssamfunn. Individtall for de vanligste slektene for hele tidsserien er vist i Figur 7.6 (grunne, kystnære stasjoner i Skagerrak), Figur 7.7 (dype stasjoner i Skagerrak) og Figur 7.8 (Vestlandet).

Stasjon A05 pekte seg ut med lavt individtall sammenliknet med de øvrige stasjonene (se også Figur 1.4) og hadde heller ikke innslag av opportunistiske arter. Også i 2009 var det lave individtall av hver art på denne stasjonen, men artene som var tilstede var i noen grad opportunistiske. Faunasammensetningen synes å ha forbedret seg gradvis de siste årene (Figur 1.6), og i 2010 synes tilstanden ut fra faunaen å være helt uforstyrret.

På stasjon A36 har slekten *Thyasira* (muslingslekt som generelt har opportunistiske arter) vist en jevn økning siden 2007. Videre var det på denne stasjonen i 2010 økt innslag av mangebørstemark-slektene *Tharyx/Caulleriella/Aphelochaeta* (tilhørende børstemark-familien Cirratulidae som generelt har forurensningstolerante arter). Tettheten til disse slektene har variert kraftig gjennom hele perioden, og økningen fra 2009 til 2010 kan derfor ikke tillegges mye vekt i tolkningen. For øvrig indikerer faunasammensetningen på denne stasjonen at det er relativt forurensningstolerante arter som dominerer, så faunaen kan ikke beskrives som helt uforstyrret.

På begge B-stasjonene endret faunasammensetningen seg minimalt fra 2009 til 2010, og tilstanden på disse stasjonene synes å være uendret. Reduksjonen av opportunistiske arter har vedvart. På stasjon B35 bør det likevel bemerkes at det er relativt forurensningstolerante arter som dominerer, slik at faunatilstanden fremdeles indikerer noe påvirkning.

Stasjon C16 viser økning i de to forurensningstolerante mangebørstemarkene *Heteromastus* og *Chaetozone* fra 2009 til 2009. *Heteromastus* sank merkbart fra 2008 til 2009, men viser nå økning igjen. Når man vurderer faunasammensetningen samlet (Tabell 12.1), ble det i 2009 konkludert med at det var indikasjoner på en reduksjon i eutrofipåvirkning sammenliknet med tidligere år, men denne utviklingen er muligens reversert. Hvorvidt dette er en generell trend, er det bare fremtidig prøvetaking som kan besvare.

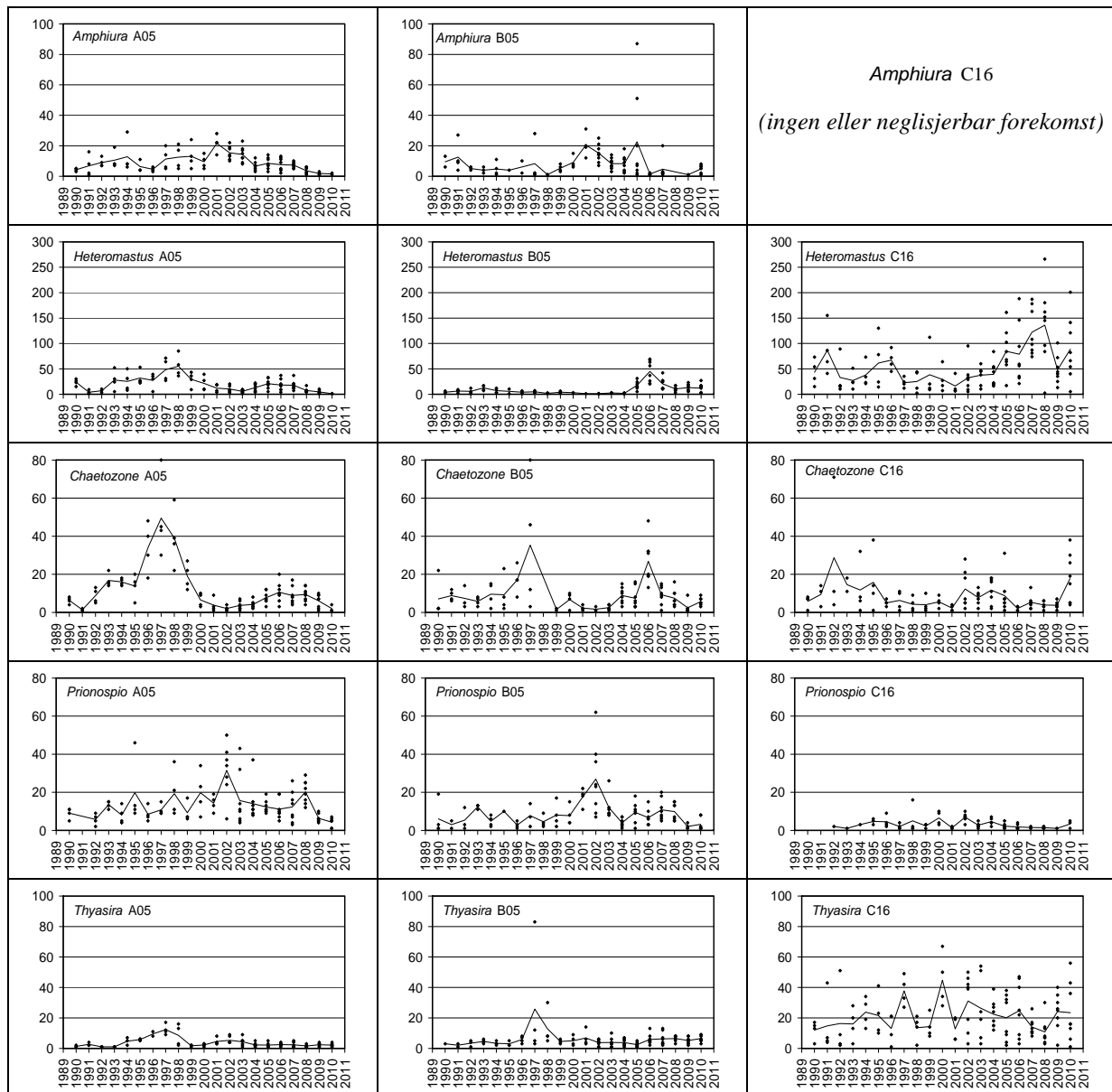
Stasjon C38 hadde i 2010 stort innslag av rørbyggende mangebørstemark (*Myriochele* og *Galathowenia*). Det er videre svært lite innslag av opportunistiske arter (Figur 7.7), og samfunnet karakteriseres som uforstyrret. Denne stasjonen har heller ikke tidligere hatt nevneverdig innslag av forurensningstolerante arter.

Begge D-stasjonene er karakterisert ved lavt innslag av opportunistiske arter. Stasjon D20 er dominert av rørbyggende børstemark, som er typisk for stabile samfunn. Det er altså ingen indikasjoner på eutrofipåvirkning av D-stasjonene.

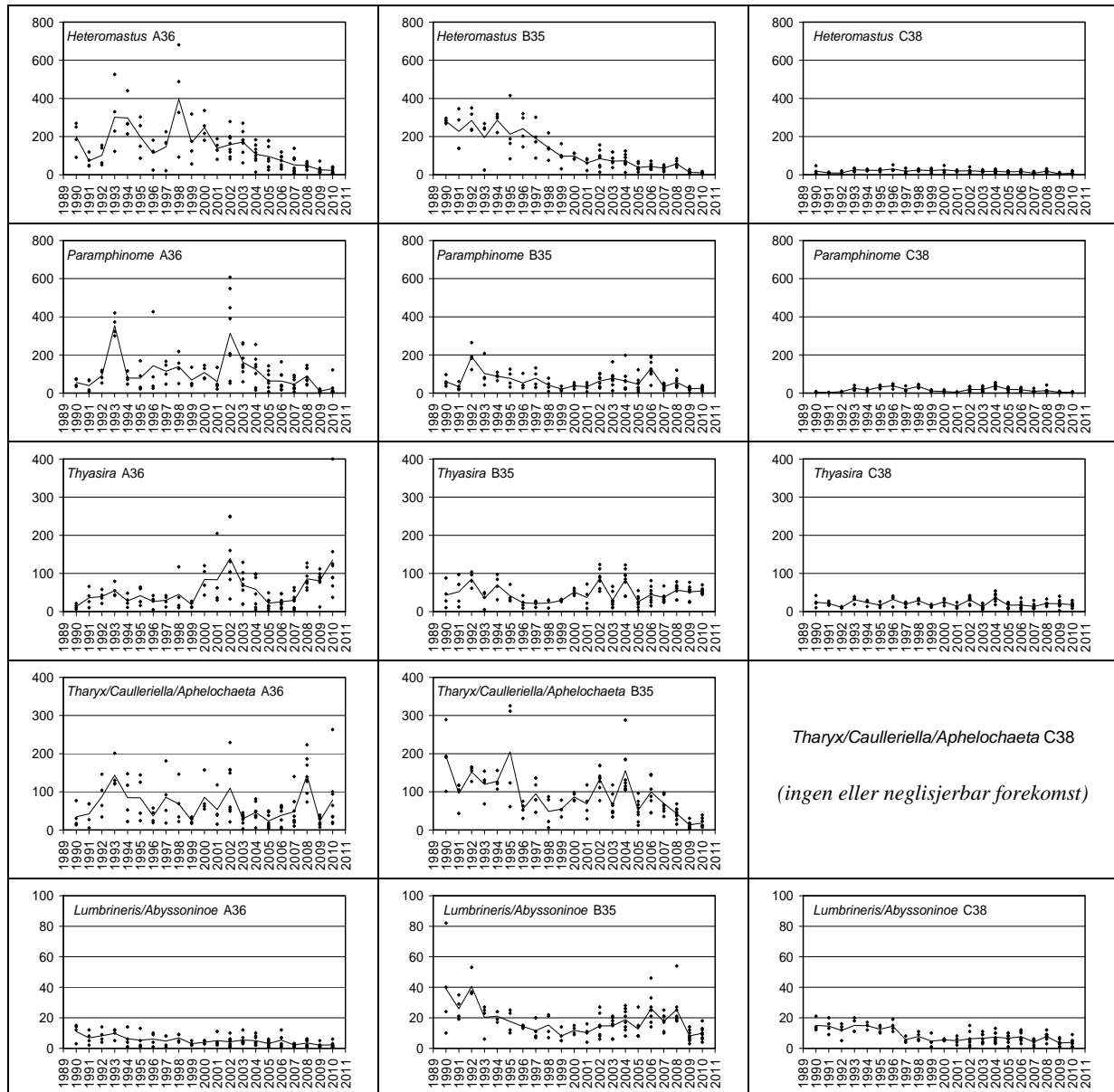
Når man tolker endring i faunasammensetning, er det viktig å være klar over tettheten til enkeltarter varierer uavhengig av endringer i forurensningstilstand. Variasjonen kan være styrt av miljøfaktorer som ikke er målt, biologisk variasjon (for eksempel rekrutteringsmønstre og artsinteraksjoner), men også patchiness og tilsynelatende tilfeldig variasjon. Men jevnt over er det i 2010 lav tetthet av forurensningstolerante arter sammenliknet med tidligere år, med mulig unntak av stasjonen A36 og C16 hvor det har vært noe økning av slike arter fra 2009 til 2010.

Tabell 7.1. Gjennomsnittlig tetthet til de ti (evt. elleve og tolv) mest dominerende artene pr. stasjon i 2010 (0.1 m²). A=Annelida (leddormer), M=Mollusca (bløtdyr), C=Crustacea (krepsdyr), S=Sipunculida (stjernemark), E=Echinodermata (pigghuder).

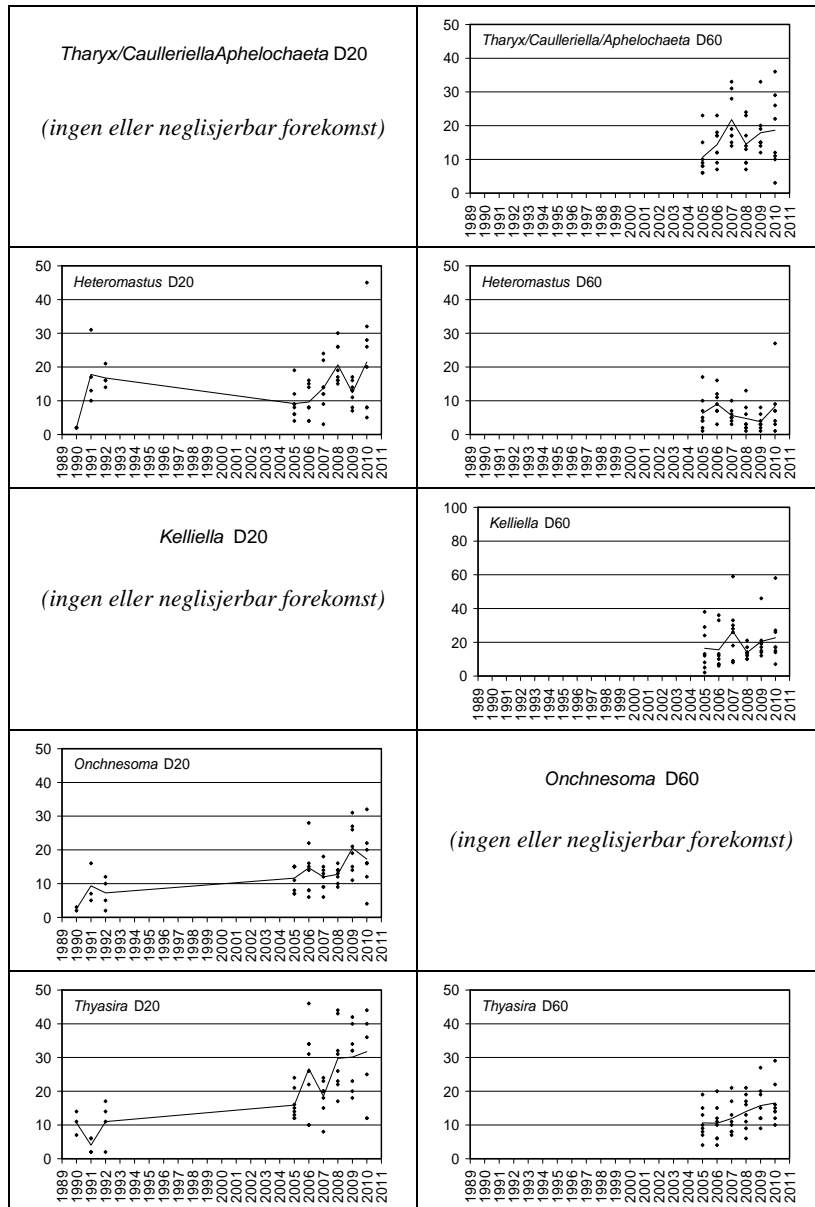
A05		A36		B05		B35	
Spiophanes kroeyeri (A)	6	Thyasira equalis (M)	109	Ennucula tenuis (M)	36	Thyasira equalis (M)	52
Nephtys incisa (A)	3	Abra nitida (M)	94	Onoba vitrea (M)	24	Paramphinome jeffreysii (A)	25
Abyssoninoe hibernica (A)	3	Aphelochaeta cf. marioni (A)	70	Diplocirrus glaucus (A)	15	Aphelochaeta cf. marioni (A)	18
Polycirrus plumosus (A)	2	Paramphinome jeffreysii (A)	24	Heteromastus filiformis (A)	12	Amphilepis norvegica (E)	13
Prionospio dubia (A)	2	Heteromastus filiformis (A)	22	Cylichna alba (M)	10	Yoldiella lucida (M)	10
Praxillella affinis (A)	2	Thyasira sarsi (M)	21	Abra nitida (M)	10	Abra nitida (M)	10
Prionospio fallax (A)	2	Melinna cristata (A)	15	Nemertinea indet	9	Heteromastus filiformis (A)	10
Levinsenia gracilis (A)	2	Ennucula tenuis (M)	12	Corbula gibba (M)	8	Melinna cristata (A)	8
Magelona minuta (A)	2	Tharyx cf. killariensis (A)	8	Chaetozone setosa (A)	6	Lumbrineris aniara (A)	8
Harmothoe sp (A)	1	Chaetozone setosa (A)	7	Nucula nitidosa (M)	6	Ophelina norvegica (A)	7
Ennucula tenuis (M)	1						
Abra nitida (M)	1						
C16		C38		D20		D60	
Heteromastus filiformis (A)	89	Myriochele heeri (A)	67	Ampharetidae indet (A)	102	Kelliella miliaris (M)	23
Kelliella miliaris (M)	79	Amphilepis norvegica (E)	23	Spiophanes kroeyeri (A)	25	Aphelochaeta cf. mcintoshii (A)	17
Spiophanes kroeyeri (A)	72	Galathowenia cf. fragilis (A)	18	Eclysippe vanelli (A)	17	Nucula tumidula (M)	14
Galathowenia oculata (A)	55	Kelliella miliaris (M)	18	Oligochaeta indet (A)	16	Terebellides stroemi (A)	13
Thyasira equalis (M)	22	Galathowenia oculata (A)	16	Galathowenia fragilis (A)	15	Lumbrineris aniara (A)	7
Chaetozone setosa (A)	18	Ophiurida indet (E)	16	Onchnesoma steenstrupi (S)	15	Thyasira obsoleta (M)	6
Paramphinome jeffreysii (A)	16	Onchnesoma steenstrupi (S)	13	Heteromastus filiformis (A)	14	Axinulus eumyrius (M)	5
Diplocirrus glaucus (A)	15	Philomedes lilljeborgi (C)	12	Thyasira obsoleta (M)	13	Paradiopatra fiordica (A)	5
Abra nitida (M)	13	Nucula tumidula (M)	11	Mendicula ferruginosa (M)	12	Heteromastus filiformis (A)	4
Mugga wahrbergi (A)	11	Golfingia sp (S)	9	Maldanidae indet (A)	11	Onchnesoma steenstrupi (A)	4
						Spiochaetopterus typicus (A)	4



Figur 7.6. Antall individer pr. grabb (punkter) og gjennomsnitt (linje) for noen vanlige slekter på de grunne stasjonene A05 (Ytre Oslofjord, 50m), B05 (Arendal, 50m) og den middels dype fjordstasjonen C16 (Grønsfjord ved Farsund, 160m). Merk ulik skala for forskjellige slekter.



Figur 7.7. Antall individer pr. grabb (punkter) og gjennomsnitt (linje) for noen vanlige slekter på de dype stasjonene A36 (Ytre Oslofjord, 360m), B35 (Arendal, 350m) og C38 (Lista, 380m). Merk ulik skala for forskjellige slekter.



Figur 7.8. Antall individer pr. grabb (punkter) og gjennomsnitt (linje) for noen vanlige slekter på de dype stasjonene på Vestlandet, D20 (utenfor Sotra, 200m) og D60 (Bjørnafjorden, 600m).

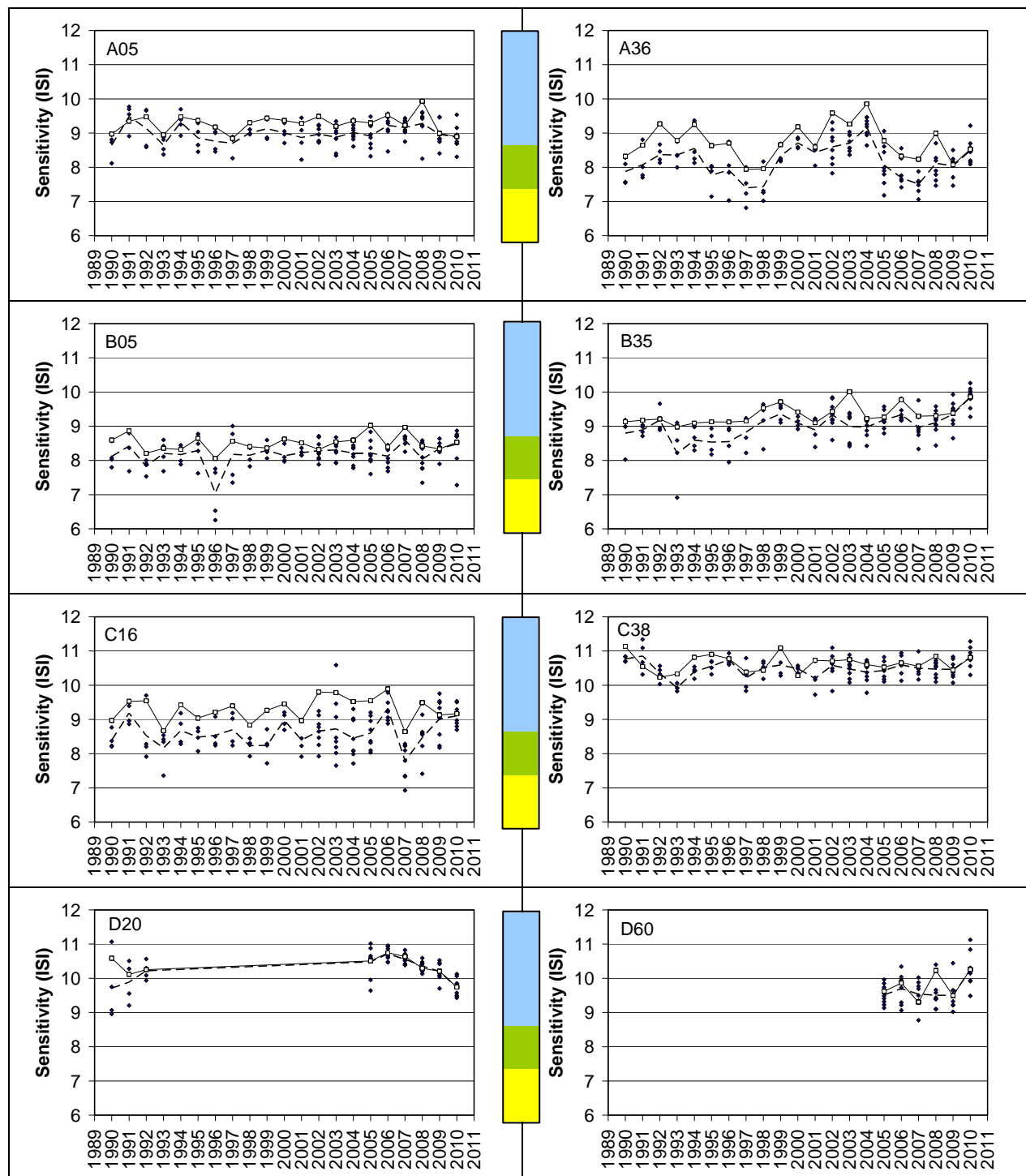
Indikatorarter (ISI)

Forekomst av indikatorarter (arter som indikerer god eller dårlig miljøtilstand) viste lite endring i perioden på de fleste av stasjonene (Figur 7.9) og alle stasjonene tilfredsstilte kriteriene til tilstandsklasse meget god eller god (klasse I-II).

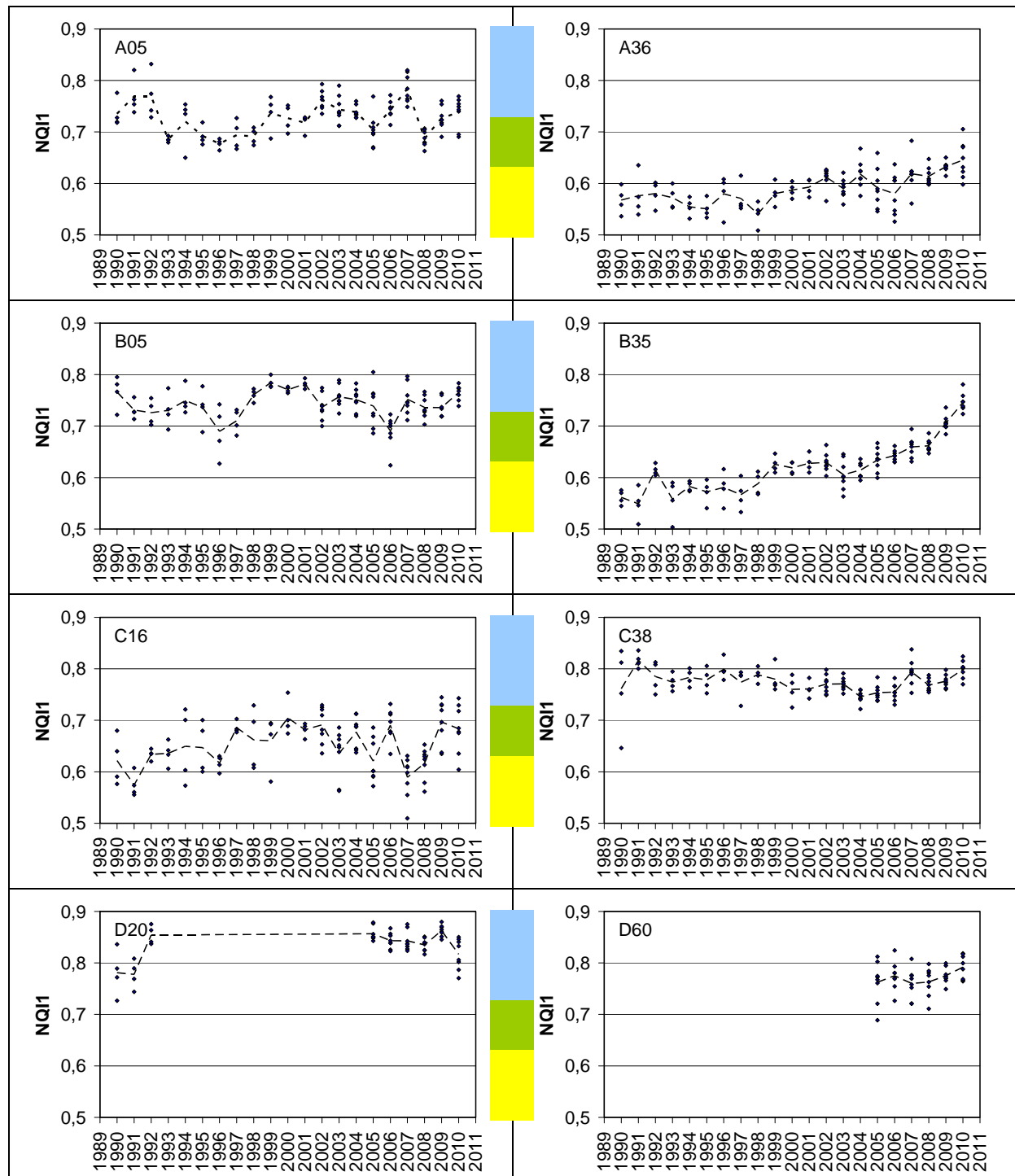
På de grunne stasjonene i Ytre Oslofjord (A05) og på Sørlandet (B05) har indikatorartsindeksen vært mer eller mindre stabil gjennom hele undersøkelsesperioden, med unntak av spesielt lav verdi på stasjon B05 i 1996. På den dype stasjonen i Ytre Oslofjord (A36) og på Sørlandet (B35) har det vært større svinginger, men økning i løpet av de siste årene. Også på den grunne stasjonen på Sør-Vestlandet C16 har det vært en økning i indikatorindeksen de siste årene. På den dype stasjonen på Sør-Vestlandet (C38) har indikatorartsindeksen derimot vært mer eller mindre stabil gjennom hele undersøkelsesperioden, Stasjon D20 (den grunne Vestlandsstasjonen) viser synkende verdi siden 2005, mens på stasjon D60 (den dype Vestlandsstasjonen) er det ingen tydelig trend. Reduksjonen i indeksen på stasjon D20 tolkes ikke som forverring i tilstand fordi antall arter økte i samme periode.

Tilstandsindeks NQI1

NQI1-indeksen (Norsk kvalitetsindeks) kombinerer artsmangfold og forekomsten av indikatorarter (Rygg, 2006; Molvær et al., 2008). Grensene mellom tilstandsklassene er satt etter interkalibrering med andre europeiske tilstandsindeks (Carletti & Heiskanen, 2008). Figur 7.10 viser NQI1 for bløtbunnsfauna over tid. På alle stasjonene var tilstanden mellom god og meget god. På den dype stasjonen i Ytre Oslofjord (A36) og på Sørlandet (B35) har det de siste årene vært en jevn økning av NQI1, spesielt på B35 hvor økningen har vært betydelig helt siden 2003. De grunne stasjonene i Ytre Oslofjord (A05), på Sørlandet (B05) og Sør-Vestlandet (C16) er karakterisert av svinginger over tid, og det er ikke mulig å angi noen tydelig trend. Samtidig bør det anmerkes at både stasjon A05 og B05 har noe høyere verdi i 2010 enn i 2009. På den dype stasjonen på Sør-Vestlandet (C38) har det vært mindre svingninger gjennom perioden, og heller ikke her noen tydelig trend bortsett fra svak økning de siste tre årene. På den grunne stasjonen på Vestlandet (D20) var NQI1 mer eller mindre stabil frem til 2009, men sank noe i 2010. På den dype stasjon D60 har det vært en svak økning i verdien de siste tre årene, men økningen er samtidig så liten av den ikke kan gi noen sikker konklusjon om utvikling av tilstand.



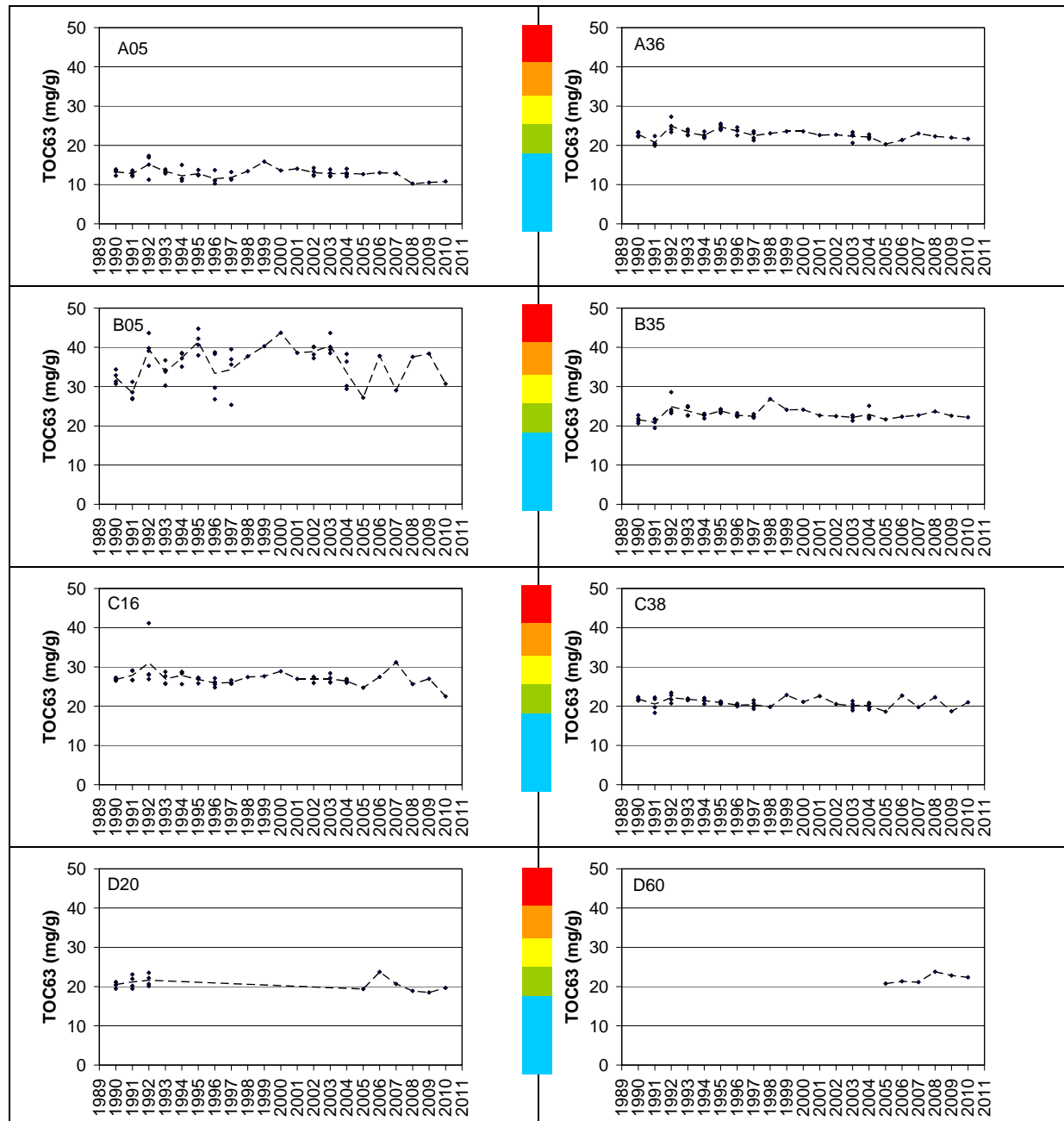
Figur 7.9. Indikatorartsindeks (ISI) for bløtbunnsfauna pr. grabb og stasjon 1990-2009. Punkter: Verdier pr. grabb. Prikkete linjer: Gjennomsnitt for parallelle grabber. Heltrukket linje og åpne punkter: Verdier for stasjonen (sammenslåtte grabber). Fargene angir tilstandsklasser (se Figur 7.2). (Klassifisering iflg. Rygg 2002.)



Figur 7.10. Norsk kvalitetsindeks (NQI1) for bløtbunnsfauna pr. grabb 1990-2009. Punkter: Verdier pr. grabb. Prirkete linjer: Gjennomsnitt for parallelle grabber. Fargene angir tilstandsklasser (se Figur 7.2, Klassifisering iflg. Molvær et al. 2008.)

7.2 Bunnsedimenter

Tidsserier for totalt organisk karbon (TOC) i sedimentet på stasjonene er vist i Figur 7.11. Organisk innhold (TOC_{63} -innhold; TOC korrigert for innholdet av silt og leire i sedimentet) var i 2010 meget god til god (klasse I-II) på samtlige stasjoner bortsett fra stasjon B05 (Sørlandet). På stasjon B05 var tilstand mindre god (klasse III) iht. klassifiseringen.



Figur 7.11. Innhold av totalt organisk karbon (TOC_{63} , mg/g), korrigert for sedimentets innhold av silt og leire i enkeltprøver (punkter) og som gjennomsnitt (linjer) pr. år 1990-2009 (som følge av nye retningslinjer for prøvetaking er prøvene i 2009 og 2010 tatt fra 0-5 cm for kornstørrelse og 0-1 cm for TOC, mens både kornstørrelse og TOC tidligere ble tatt fra 0-2 cm. På B-stasjonene er både TOC og kornstørrelse tatt fra 0-5 cm i 2009 og 2010). Fargekodene angir tilstandsklasser (se Figur 7.2).

På begge A-stasjonene og stasjon B35 var innholdet av organisk karbon svært likt det som ble målt i 2009, og videre har verdien vært veldig stabilt de siste årene. På stasjon B05 var innholdet atskillig lavere enn i 2009, men fordi verdien har vist stor variasjon de siste årene, og også vist stor variasjon mellom replikater i årene hvor man hadde tre replikater, kan ikke endringen fra 2009 til 2010 si noe om en generell utvikling. Stasjon B05 ligger nær kysten og mottar trolig organisk materiale fra nærliggende terrestriske kilder og fragmenter av marine makroalger fra strendene i nærheten, som antas å medføre større grad av heterogenitet enn på de øvrige stasjonene. På stasjon C16 var verdien i 2010 den laveste som er målt gjennom hele tidsperioden, og det synes som at det har vært en generell reduksjon i organisk innhold de siste årene. På stasjon C38 har verdien vært relativt stabil gjennom hele perioden, men noe varierende de siste årene. På stasjon D20 var verdiene målt de siste årene lik det som ble målt da denne stasjonen ble prøvetatt på begynnelsen av 1990-tallet. Den noe høyere verdien som ble målt i 2006, kan være et resultat av lokal heterogenitet og ikke årlig variasjon, så hovedinntrykket er at organisk karbon har vært stabilt på stasjon D20. Også på stasjon D60, som kun er prøvetatt fra 2005, synes innholdet av organisk karbon å være stabilt.

7.3 Tidstrender

I Tabell 7.2 vises resultater fra regresjonsanalyse av de enkelte parametrene for hver stasjon (lineær trend 1990-2009). + eller - betyr signifikant stigende eller synkende verdier, mens fargen grønn eller rød indikerer en positiv eller negativ utvikling på de seks stasjonene. Regresjonsanalyse består i å lage lineære likninger som beskriver forholdet mellom en prediktorvariabel (x) og en responsvariabel (y). Et mål på hvor mye av variansen i responsvariabelen som kan forklares av regresjonslinjen, angis med R^2 -verdien. R^2 varierer mellom 0 og 1, hvor verdier nær 0 betyr at ingenting av variasjonen blir forklart av regresjonslinjen og 1 betyr at all variasjonen forklares av regresjonslinjen. I regresjonsanalysen angis det også p-verdi, som benyttes for å si om regresjonen er signifikant eller ikke. I regresjonsanalysen som er utført her, er det viktig å være klar over at hensikten er å undersøke endringer gjennom hele perioden sett under ett, mens svingninger av mindre skala ikke vil fremkomme.

På stasjon A05 har det generelt vært marginale endringer i fauna og innhold av organisk karbon gjennom perioden sett under ett, med unntak av at regresjonen angir en signifikant endring i antall individ og i diversitet. Samtidig er R^2 -verdien så lav at så og si ingenting av variasjonen blir forklart. Figur 7.4 viser videre at antall individ endret seg som en kurve gjennom perioden, og at lineær regresjon altså ikke er noen god modell i dette tilfellet. Det konkluderes med at det ikke er betydelige endringer av faunaparametre eller TOC på stasjon A05 når man vurderer hele tjuårsperioden under ett.

Endringene på stasjon A36 var ikke entydige ettersom det her ble observert signifikant "forverring" ut fra antall individ, men "forbedring" ut fra antall arter, Hurlberts diversitet og NQI1. Imidlertid var R^2 -verdien for antall individ og antall arter lav, som indikerer dårlig forklaring av regresjonen, mens den var høyere for Hurlberts diversitet og NQI1. På denne bakgrunn konkluderes det med at det synes å være en forbedring av faunatilstanden gjennom tidsperioden på denne stasjonen. Ingen signifikant endring ble observert for TOC, hvilket klart fremkommer i Figur 7.11.

På stasjon B05 var det ut fra regresjonen signifikant forverring i antall individ, men forbedring i antall arter og i ISI-indeksen. Igjen må det anføres at R^2 -verdien var lav for antall

arter og for ISI-indeksen, slik at endringene ikke bør tilegges så mye vekt. Det faktum at antall individer økte, betyr ikke nødvendigvis en forverring av tilstand så lenge antallet er på et moderat nivå, hvilket er tilfelle her. Ingen signifikant endring i TOC ble observert, hvilket samsvarer med den store variasjonen både mellom prøver fra samme år og mellom år (Figur 7.11).

Stasjon B35 viser forbedring av tilstanden ut fra samtlige faunaparametre, og det konkluderes entydig med at forholdene har bedret seg på denne stasjonen. Samtidig har TOC-nivået vært uendret, og det er altså ingen sammenheng mellom TOC og fauna.

Det ser dermed ut til at forhold som dårligere oksygenforhold i dypere vannmasser utenfor Arendal ikke har hatt målbar negativ effekt på bunndyrsamfunn på ytre kyst. Det er tidligere vist at reduserte oksygenforhold og økt oksygenforbruk i fjorder har påvirket bunndyrsamfunn på indre kyst negativt langs Skagerrakkysten (Buhl-Mortensen m. fl. 2006).

Begge C-stasjonene var karakterisert av en signifikant økning i både antall arter og i antall individer gjennom hele undersøkelsesperioden. Det er her mulig at samfunnene er svakt beriket. I slike faser kan da en lett forhøyet næringstilgang øke samfunnets produksjon, uten at opportunistiske arter tar overhånd.

For første gang er regresjon også utført for D-stasjonene, ettersom tidsserien nå er på seks år. På stasjon D20 ble det observert en forverring av tilstand basert på en signifikant økning i antall individ og en signifikant reduksjon i ISI- og NQI1-indeksen. På tross av disse resultatene kan det ikke uten videre konkluderes med at endringen gjenspeiler stadig dårlige miljøforhold. Antall arter har generelt vært usedvanlig høyt på denne stasjonen, klassifiseringen viser meget god tilstand, og artssammensetningen indikerer et uforstyrret samfunn.

Tabell 7.2. Regresjonsanalyse av endringer i faunaparametre og TOC (lineær modell, $p < 0,05$) for perioden 1990-2010, med tilhørende R^2 og p-verdi. Regresjon for ES_{100} er ikke utført fordi flere prøver har hatt <100 individ gjennom prøvetakingsperioden.

	A05			A36		
Parameter	R^2	p	Endring	R^2	p	Endring
Individtetthet	0,06	0,01	-	0,04	0,02	-
Artstall pr grabb	0,02	0,10	0	0,04	0,02	+
H'	0,06	0,001	+	0,22	<0,001	+
ISI	0,01	0,37	0	0,00	0,70	0
NQI1	0,00	0,32	0	0,33	0,00	+
TOC ₆₃	0,07	0,05	0	0,07	0,06	0
	B05			B35		
Parameter	R^2	p	Endring	R^2	p	Endring
Individtetthet	0,13	<0,001	+	0,40	<0,001	-
Artstall pr grabb	0,07	0,004	+	0,09	0,001	+
H'	0,00	0,68	0	0,64	<0,001	+
ISI	0,05	0,03	+	0,21	<0,001	+
NQI1	0,00	0,70	0	0,66	<0,001	+
TOC ₆₃	0,02	0,33	0	0,00	0,93	0
	C16			C38		
Parameter	R^2	p	Endring	R^2	p	Endring
Individtetthet	0,19	<0,001	+	0,28	<0,001	+
Artstall pr grabb	0,07	0,004	+	0,22	<0,001	+
H'	0,02	0,15	0	0,04	0,03	-
ISI	0,01	0,21	0	0,00	0,45	0
NQI1	0,04	0,04	+	0,01	0,22	0
TOC ₆₃	0,05	0,09	0	0,12	0,01	0
	D20 (fra 2005)			D60 (fra 2005)		
Parameter	R^2	p	Endring	R^2	p	Endring
Individtetthet	0,59	<0,001	+	0,16	<0,001	+
Artstall pr grabb	0,07	0,07	0	0,35	<0,001	+
H'	0,05	0,11	0	0,17	0,004	+
ISI	0,44	<0,001	-	0,10	0,03	+
NQI1	0,11	0,03	-	0,06	0,08	0
TOC ₆₃	0,20	0,37	0	0,49	0,12	0

+	= stigende verdier
-	= synkende verdier
0	= ikke signifikant
	= tilstandsforbedring
	= tilstandsforverring

8. Tilstanden i indre og ytre kystområder på hardbunn

Tilstanden på indre og ytre kyst var noe forskjellig i 2009 og 2010. Tilstanden i ytre kystområder er generelt god på hardbunn. Biomangfoldet i Ytre Oslofjord økte, men minket på Sør- og Sør-Vestlandet og var det laveste som har vært registrert siden før 1995. Dette er bekymringsfullt. Nedgangen i biomangfold viste seg som lavt antall arter både av dyr og alger. Bedret biomangfoldtilstand i Ytre Oslofjord ga seg først og fremst uttrykk i økt antall arter dyr, mens grønn-, brun- og rødalger var som normalt eller gikk tilbake i 2010.

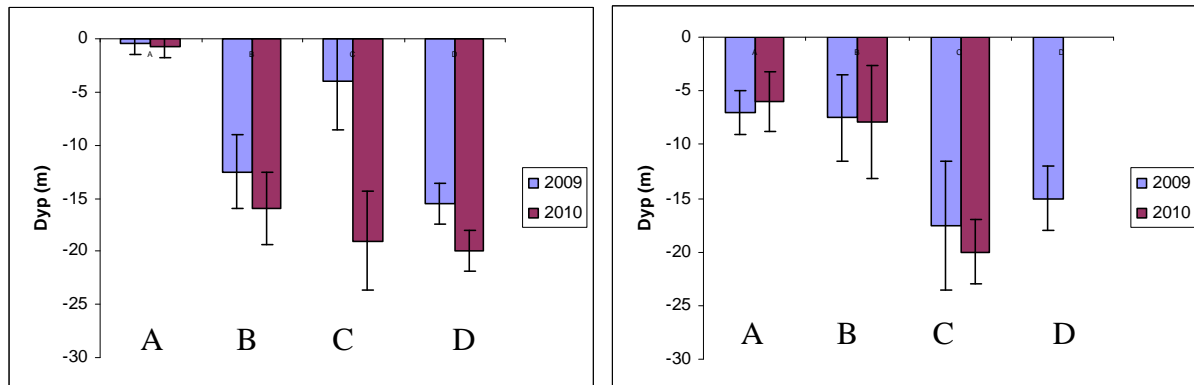
For indre områder finnes det ennå ikke data om trender men tilstanden for sukkertare er generelt den samme eller marginalt bedret siden sukkertareprosjektets siste undersøkelser ble gjennomført i 2008. Helt siden regimeskiftet på 1990-tallet, med endring fra sukkertaredominert bunn til trådalgedominert bunn, har tilstanden for sukkertare generelt sett vært dårlig på indre kyst i Skagerrak og deler av Vestlandskysten. To kalde år på rad uten høye sommertemperaturer kan ha bidratt til noe bedre tilstand i 2009 og 2010.

I 2009 og 2010 ble både ytre (Kystovervåkingsprogrammet) og indre kystområder (gjennom Sukkertareovervåkingsprogrammet) overvåket. Her gis en sammenligning av tilstanden for indre og ytre kystområder på hardbunn, basert på to års data. Undersøkelsene i indre områder er gjennomført på samme måte som i ytre områder og er direkte sammenlignbare. Beskrivelser av stasjonsnett for indre områder er gitt i Norderhaug et al. (2011).

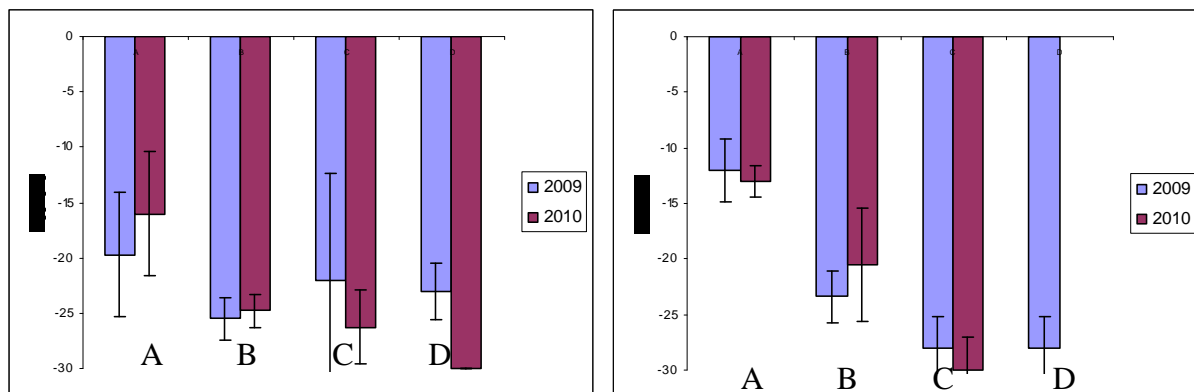
De naturlige forholdene og dermed naturtilstanden på indre og ytre kyst er forskjellig, og resultatene må sees i lys av dette. På ytre kyst er bølgeeksponeringen og vannutskiftningen høy, mens indre områder er mer beskyttet og vannet har lengre oppholdstid. Indre områder påvirkes mer enn ytre kystområder av ferskvann på grunn av elvetilførsler og annen avrenning fra land. Dette gjør også at indre områder er mer påvirket av ferskvann, is og terrestrisk materiale, og at næringssalt- og partikkelkonsentrasjoner og turbiditet naturlig er høyere. Ytre områder forventes dermed å være med stabile i den forstand at forholdene varierer mindre med årstid enn i indre kystområder.

Hvor dypt det er tilstrekkelig lys til at makroalger kan vokse (kompensasjonsdypet) er ofte et godt mål på hvor klart vannet over er. Dette er beskrevet i kapittel 6.2.4. Under er figurer for nedre voksegrense for sukkertare og fagerving i indre (stasjoner fra Sukkertareovervåkningen, se Norderhaug et al. 2011) og ytre områder (Kystovervåkningen, denne rapporten) gjengitt (Figur 8.1 og 8.2). Nedre voksegrense er definert som det største dyp der spredte forekomster (eller mer) ble funnet.

De største forskjellene i nedre voksedyp mellom indre og ytre kystområder for både sukkertare og fagerving ble funnet i Ytre Oslofjord (område A) og på Sørlandet (område B). Grunt voksedyp for sukkertare i Ytre Oslofjord kan skyldes at sukkertaren utkonkurreres av andre tarearter eller redusert siktdyp på grunn av påvirkning fra Glomma. Vesentlig grunnere voksedyp for sukkertare og fagerving på Sørlandet i indre i forhold til ytre områder kan tyde på dårlig vannkvalitet i indre områder, og lysforholdene er generelt dårligere i indre (Norderhaug et al. 2011) enn ytre områder (kapittel 4.3).



Figur 8.1. Nedre voksegrense for sukkertare i ytre områder (KYO-stasjoner) til venstre og indre områder (KYS-stasjoner) til høyre i 2009 og 2010. Indre deler av område D ble ikke overvåket i 2010.

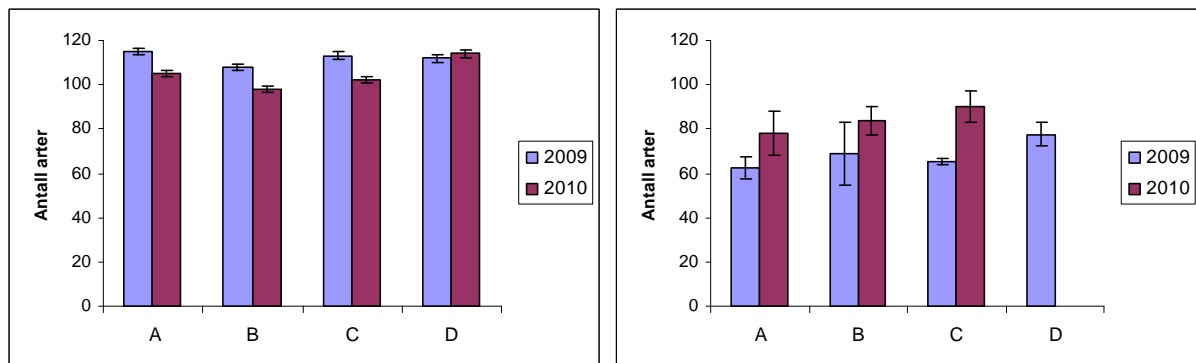


Figur 8.2. Nedre voksegrense for fagerving på ytre kyst (KYO-stasjoner) til venstre og på indre kyst (KYS-stasjoner) til høyre i 2009 og 2010. Indre deler av område D ble ikke overvåket i 2010.

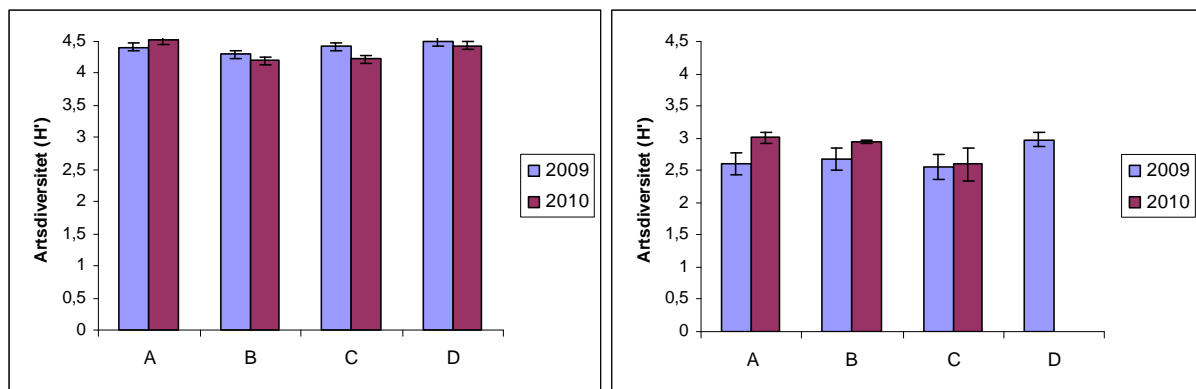
Tilstanden på indre og ytre kyst var noe forskjellig. Tilstanden i ytre kystområder er generelt god på hardbunn. Biomangfold i Ytre Oslofjord øker, men viser nedadgående trend på Sør- og Sørvestlandet og var det laveste som har vært registrert siden før 1995. Dette viste seg som lavt antall arter både av dyr og alger. Bedret biomangfoldtilstand i Ytre Oslofjord viste seg først og fremst som økt antall arter dyr, mens grønn-, brun- og rødalger var som normalt eller gikk tilbake i 2010.

For indre områder finnes det ennå ikke data om trender men tilstanden for sukkertare er generelt den samme eller marginalt bedret siden sukkertareprosjektets siste undersøkelser ble gjennomført i 2008 (Moy et al. 2008, Norderhaug et al. 2011). Helt siden regimeskiftet på 1990-tallet, med endret dominans fra sukkertaredominert til trådalgedominert bunn, har tilstanden for sukkertare generelt sett vært dårlig på indre kyst i Skagerrak og deler av Vestlandskysten. To kalde år på rad uten høye sommertemperaturer kan ha bidratt til noe bedre tilstand i 2009 og 2010. Vinteren var svært kald og tørr i 2010 og lite avrenning fra land tidlig på året kan ha vært positivt for spiresuksessen for sukkertaren, men det kalde vannet som ble registrert tidlig på året både i indre og ytre områder kan ha virket negativt på samfunnene også i indre områder.

Det biologiske mangfoldet var generelt lavere på indre enn på ytre kyst (Figur 8.4). Biomangfoldet var også lavere på Sørlandet enn i indre deler av Ytre Oslofjord og på Vestlandet. Dette i form av lavere antall arter og større dominans av trådformede alger på Sørlandet enn i de andre områdene. I motsetning til ytre områder ble det registrert lavere antall arter i indre områder i 2009 sammenlignet med 2010 (Figur 8.3). Dette kan imidlertid ha vært et resultat av at undersøkelsene ble gjennomført senere på sommeren i 2009 enn 2010. Det ble funnet størst endringer i samfunnene på Sørlandet fra 2009 til 2010. Hovedårsaken til at dette var endringer i dyresamfunnene og en økning i forekomstene av vannfiltrerende kolonidannende dyr og en minkning av forekomstene av rovdyr.



Figur 8.3. Gjennomsnittlig antall arter makroalger og fastsittende dyr på ytre kyst (KYO-stasjoner) til venstre og på indre kyst (KYS-stasjoner) til høyre i 2009 og 2010. Indre deler av område D ble ikke overvåket i 2010.



Figur 8.4. Biologisk mangfold i hardbunnssamfunn av makroalger og fastsittende dyr på grunt vann på ytre kyst (KYO-stasjoner) til venstre og på indre kyst (KYS-stasjoner) til høyre i Sør-Norge i 2009 og 2010. Biomangfold er basert på Shannon-Wiener indeks H' (\log_2) (Shannon & Weaver, 1963) og forekomst av alger og dyr er gitt som sum over dyppet av e^x hvor x er: 1=enkeltpunkt, 2= sjelden, 3=vanlig, 4=dominerende. Indre deler av område D ble ikke overvåket i 2010.

9. Referanser

- Andersson, L. 1996. Trends in nutrient and oxygen concentrations in the Skagerrak-Kattegat. *Journal of Sea Research* 35 (1-3): 63-71
- Aure, J., Johannessen, T., 1997. Næringsalter og klorofyll-a fra Skagerrak til Vestlandet. *Fisken og Havet* 2, 1997.
- Aure, J., Magnusson, J. 2008. Mindre tilførsel av næringsalter til Skagerrak. *Kyst og havbruk* 2008. s 28-30.
- Buhl-Mortensen, L., Aure, J., Alve, E., Husum K., Oug, E. 2006. Effekter av oksygensvikt på fjordfauna: Bunnfauna og miljø i fjorder på Skagerrakkysten. *Fisken og havet* 3, 2006.
- Clarke KR, Warwick RM. 1994. Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth. 144 pp.
- Christie H, Jørgensen NM, Norderhaug KM, Waage-Nielsen E. 2003. Species distribution and habitat exploitation of fauna associated with kelp (*Laminaria hyperborea*) along the Norwegian coast. *J Mar Biol Ass UK* 83:687-699
- Edwards, M., Beaugrand, G., Johns, D.G., Licandro, P., McQuatters-Gollop, A. & Wootton, M. 2010. Ecological Status Report: results from the CPR survey 2009. *SAHFOS Technical Report, 7*: 1-8. Plymouth, U.K. ISSN 1744-0750
- Fleming, V., Kaitala, S. 2006. Phytoplankton spring bloom intensity index for the Baltic Sea estimated for the years 1992 to 2004. *Hydrobiologia* 554 (1):57-65.
- Gjøsæter, H., Haug, T., Hauge, M., Karlsen, Ø., Knutsen, J.A., Røttingen, I., Skilbrei, O., Sunnset, B.H. (red.) 2010. Havforskningsrapporten 2010. *Fisken og havet, særnr. 1-2010*.
- Hurlbert, S.H. 1971. The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters, *Ecology* 52:577-586.
- Jackson, J.B.C. 1977. Competition of marine hard substrata: the adaptive significance of solitary and colonial strategies. *Amer. Nat.* 111(980):734-767.
- Johannessen, T., Dahl, E. 1996. Declines in oxygen concentrations along the Norwegian Skagerrak coast, 1927-1993: A signal of ecosystem changes due to eutrophication? *Limology and Oceanography* 41 (4)
- Johansson, G., Eriksson, B.K., Pedersén, M., Snoeijs, P., 1998. Long-term changes of macroalgal vegetation in the Skagerrak area. *Hydrobiologia* 385, 121-138.
- Molvær, J., Magnusson, J., Pedersen, A., Rygg, B. 2008. Vanndirektivet: Utarbeidelse av system for marin klassifisering. Framdriftsrapport høsten 2008. Water Framework Directive; Development of a system for marine classification. Progress report autumn 2008. NIVA rapport 5700-2008. 33 s.
- Moy, F., Aure, J., Dahl, E., Green, N., Johnsen, T.M., Lømsland, E.R., Magnusson, J., Omli, L. Oug, E., Pedersen, A., Rygg, B., Walday, M., 2002. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. 10-årsrapport 1990-1999 SFT-rapport 848/02. TA-1883/2002. NIVA-rapport 4543. 136s.
- Moy, F., Aure, J., Falkenhaug, T., Johnsen, T., Lømsland, E., Magnusson, J., Norderhaug, K.M., Pedersen, A., Rygg, B. 2007. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Årsrapport for 2006 fra Kystovervåkingsprogrammet. SFT-rapport TA-2286/2007. NIVA-rapport 5455. 95s.

- Moy, F., Christie, H., Stten, H., Stålnacke, P., Aksnes, D., Alve, E., Aure, J., Bekkby, T., Fredriksen, S., Gitmark, J, Hackett, B, Magnusson, J, Pengerud, A, Sjøtun, K, Sørensen, K, Tveiten, L, Øygarden, L, Åsen, PA, 2008. Sluttrapport fra Sukkertareprosjektet 2005-2008. Final report from the Sugar Kelp Project 2005-2008. NIVA-rapport l. nr OR-5709. 131 s.
- Norderhaug Kjell Magnus, Jan Aure, Tone Falkenhaus, Torbjørn Johnsen, Evy Lømsland, Jan Magnusson, Frithjof Moy, Lena Omli, Brage Rygg, Hilde Cecilie Trannum. 2010. Long-term monitoring of environmental quality in the coastal regions of Norway. Report for 2009. Klif report TA-2628. 1-112.
- Norderhaug KM, Ledang AB, Trannum H et al. 2011. Miljøovervåkning av sukkertare langs kysten. Sukkertareovervåkingsprogrammet 2009-2010. Årsrapport for 2009 og 2010. in prep.
- Rygg, B. 2002. Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway. NIVA-report 4548. 32 s.
- Rygg, B. 2006. Developing indices for quality-status classification of marine soft-bottom fauna in Norway. NIVA rapport 5208-2006. 33 s.
- SFT. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning . Forfattere: Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og Sørensen, J. SFT-veiledning nr. 97:03, TA 1467/97. 36 s.
- Shannon, C.E., Weaver, W. 1963. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana.



Statlig program for forurensningsovervåking
Kystovervåkingsprogrammet



Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif)
Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo - Besøksadresse: Strømsveien 96
Telefon: 22 57 34 00 - Telefaks: 22 67 67 06
E-post: postmottak@Klif.no - Internett: www.Klif.no

Utførende institusjon Norsk institutt for vannforskning – NIVA	ISBN-nummer 978-82-577-5869-1
---	----------------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Kjell Magnus Norderhaug	Kontaktperson Klif Pål Inge Hals	TA-nummer TA-2777/2011
---	-------------------------------------	---------------------------

År 2011	Sidetall 115	Klifs kontraktnummer 5010053
------------	-----------------	---------------------------------

Utgiver Norsk institutt for vannforskning NIVA-rapport 6134	Prosjektet er finansiert av Klima- og forurensningsdirektoratet
---	--

Forfatter(e) Kjell Magnus Norderhaug ¹ , Anna Birgitta Ledang ¹ , Hilde Cecilie Trannum ¹ , Birger Bjerkeng ¹ , Jan Aure ² , Tone Falkenhaug ² , Are Folkestad ¹ , Torbjørn Johnsen ¹ , Evy Lømsland ¹ , Lena Omli ² , Brage Rygg ¹ , Kai Sørensen ¹ <small>1) NIVA 2) HI</small>

Tittel - norsk og engelsk Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Kystovervåkingsprogrammet. Årsrapport for 2010. Long-term monitoring of environmental quality in the coastal regions of Norway. Report for 2010.

Sammendrag Rapporten beskriver miljøkvaliteten i kystområdene av Sør-Norge i 2010, med spesiell fokus på tilstand og utvikling i næringssalttilførsler, vannkvalitet og det biologiske mangfoldet i plankton-, bløt- og hardbunns-samfunn. I 2010 var NAO-klimaindeksen negativ med temperaturer under normalt for store deler av Sør-Norge. I område B og C var temperaturen i januar i perioder lavere enn 0 °C helt nede på 21 m dyp. Den totale vannføringen i Glomma avvek lite fra normalen. På Vestlandet var vannføringen lav. De fleste stasjonene var i tilstandsklasse I eller II for næringssalter. Siktdypet sommerstid var i tilstandsklasse III i Ytre Oslofjord. Både Lista, Arendal St. 2 og Jomfruland var i tilstandsklasse I. Det er fortsatt gode oksygenforhold i dypvannet i 2010. Den integrerte algebiomassen ga det niende året på rad med lav mengde. Vårøppblomstringen fant sted i januar. Gjennomsnittlig dyreplanktonbiomasse i 2010 var den høyeste siden 2003. Denne økningen i biomasse skyldes blant annet forekomst av <i>Calanus</i> spp. Tilstanden for bunndyr, både på bløtbunn og hardbunn, var generelt god på ytre kyst i 2010. I Ytre Oslofjord økte biomangfoldet både på hardbunn og på den grunne og dype bløtbunnstasjonen. Biomangfoldet på Sør- og Sørvestlandet var det laveste som har vært registrert i perioden 1995-2010 på hardbunn. På den grunne bløtbunnstasjonen på Sør- og Sør-Vestlandet var det ingen endring og på de dype bløtbunnstasjonene var tilstanden uendret eller forbedret. På Vestlandet ble det ikke registrert vesentlige endringer i bunnsamfunnene og tilstanden var generelt god både på hard- og bløtbunn.
--

4 emneord Langtidsovervåking Eutrofiering Norskekysten Biologisk mangfold	4 subject words Long-term monitoring Eutrophication Norwegian Coast Bio-diversity
---	---



Klima- og forurensningsdirektoratet

Postboks 8100 Dep,
0032 Oslo

Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00

Telefaks: 22 67 67 06

E-post: postmottak@klif.no

www.klif.no

Om Statlig program for forurensningsovervåking

Statlig program for forurensningsovervåking omfatter overvåking av forurensningsforholdene i luft og nedbør, skog, vassdrag, fjorder og havområder. Overvåkingsprogrammet dekker langsiktige undersøkelser av:

- overgjødsling
- forsuring (sur nedbør)
- ozon (ved bakken og i stratosfæren)
- klimagasser
- miljøgifter

Overvåkingsprogrammet skal gi informasjon om tilstanden og utviklingen av forurensningssituasjonen, og påvise eventuell uheldig utvikling på et tidlig tidspunkt. Programmet skal dekke myndighetenes informasjonsbehov om forurensningsforholdene, registrere virkningen av iverksatte tiltak for å redusere forurensningen, og danne grunnlag for vurdering av nye tiltak. Klima- og forurensningsdirektoratet er ansvarlig for gjennomføringen av overvåkingsprogrammet.