

nr. 3/2006

Effekter av oksygensvikt på fjordfauna

Bunnfauna og miljø i fjorder på Skagerrakkysten

Prosjektleder: Lene Buhl-Mortensen

PROSJEKTRAPPORT



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
INSTITUTE OF MARINE RESEARCH

Nordnesgaten 50, Postboks 1870 Nordnes, 5817 BERGEN
Tlf. 55 23 85 00, Fax 55 23 85 31, www.imr.no

Tromsø	Flødevigen	Austevoll	Matre
9294 TROMSØ	4817 HIS	5392 STOREBØ	5984 MATREDAL
Tlf. 55 23 85 00	Tlf. 37 05 90 00	Tlf. 55 23 85 00	Tlf. 55 23 85 00
Fax 77 60 97 01	Fax 37 05 90 01	Fax 56 18 22 22	Fax 56 36 75 85

Distribusjon:

HI-prosjektnr.: 10278

Oppdragsgiver(e):

NFR

Oppdragsgivers referanse:

153383

Dato:

05.07.06

Program:

ProFo

Forskningsgruppe:

Bunnhabitatgruppen

Antall sider totalt:

108

Rapport:

FISKEN OG HAVET

Nr. - År

nr. 3 2006

Tittel (norsk/engelsk):

Effekter av oksygensvikt på fjordfauna: Bunnfauna og miljø i fjorder på Skagerrakysten/Effects of hypoxia on fjordfauna: The bottomfauna and environment of fjords on the Skagerrak coast

Forfatter(e):

Lene Buhl-Mortensen	Havforskningsinstituttet
Jan Aure	Havforskningsinstituttet
Elisabeth Alve	Universitetet i Oslo
Katrine Husum	Universitetet i Oslo
Eivind Oug	Norsk institutt for vannforskning

Sammendrag (norsk):

Rapporten presenterer resultater fra et studie av et bunnfaunaen og miljø i 11 fjorder langs Skagerrakkysten ledet av Havforskningsinstituttet og finansiert av NFR. Fjordene representerer en gradient i oksygenforhold ved bunnen. Et viktig mål for prosjektet var å finne følsomme indikatororganismer med hensyn på oksygenvinn og dokumentasjon av biologisk mangfold i fjordene. Resultatene fra prosjektet viser meget god sammenheng mellom oksygenforhold ved bunn og antall arter bunndyr. Responsen på oksygenvinn er tydeligst for "hyperbenthos" og sammenheng mellom artsantall og O₂ minimum målt ved bunn de siste 5 år er meget sterk (r = 0,96). Dette viser at > 90 % av faunaforskjellen mellom fjordbassengene kan forklares av ulikhet i oksygenforhold. Også for infauna var responsen tydelig (r = 0,90). Den generelle sammenhengen mellom oksygen og antall arter gjør det mulig å omregne nedgangen i bunnært oksygen fra før 1980 til etter 1990 til tap av biologisk mangfold knyttet til eutrofiering av de enkelte fjordene. Studiet av den historiske sammensetningen av foraminiferer i fjordene har vist seg å være et godt redskap for å få informasjon om miljøforhold i fjordene før menneskelige aktiviteter hadde særlig innflytelse på økosystemet.

Summary (English):

Many fjord basins on the Norwegian Skagerrak coast has experienced a decrease in oxygen concentration during the last 30 years due to increased load of organic matter. The Institute of Marine Research has studied the bottom fauna of 11 fjord basins in this region representing a gradient in hypoxia. A strong negative relation between hypoxia and biodiversity is documented both for infauna and the crustacean fauna living at the sediment-water interface, "hyperbenthos". The results show that the "hyperbenthos" is particularly susceptible to hypoxia and that sensitive indicator-species can be found in this fauna-group. For documentation of historical oxygen conditions of the fjord basins foraminifera proved very useful. The results show that it is possible, based on the relation between oxygen concentrations and species richness of zoobenthos, to estimate loss in diversity due to eutrophication and to predict effects of improvement in the eutrophication situation.

Emneord (norsk):

1. Skagerrakfjorder
2. Hypoxia
3. Bunndyr

Subject heading (English):

1. Skagerrakfjords
2. Hypoxia
3. Bottomfauna

Lene Buhl-Mortensen
.....
prosjektleder

[Signature]
.....
forskningsgruppeleder

Effekter av oksygensvikt på fjordfauna

Bunnfauna og miljø i fjorder på Skagerrakkysten

Innhold	side
1. Sammendrag	7
2. Introduksjon	9
3. Beskrivelse av fjordbassengene	11
<i>J. Aure & L. Buhl-Mortensen</i>	
3.1 Områdebeskrivelse og beliggenhet av målestasjoner	11
3.2 Oksygenforhold i fjordene	16
3.2.1 Midlere oksygenforhold i fjordbasseng langs Skagerrakkysten før og etter 1980.	
3.2.2 Tilførsler av organisk materiale (Fc) til bassengene	
3.2.3 Oksygenforholdene nær bunn etter 1995	
3.2.4 Oksygenminimum observert i perioden 1999-2003	
3.3 Miljødata innsamlet i 2003	28
3.3.1 Oksygen målinger	
3.3.2 Sedimentmålinger	
3.3.2.1 Metoder og resultater	
3.3.2.1.1 Redoks målinger (RDL)	
3.3.2.1.2 Organisk karbon og nitrogen	
3.3.2.1.3 Pigmentinnhold	
3.3.2.1.4 Kornstørrelse sammensetning	
3.4 Gruppering av fjordene etter miljøinformasjon	36
3.5 Konklusjon	36
3.6 Video dokumentasjon av bunnforhold	40
4. Hyperbenthos	45
<i>L. Buhl-Mortensen</i>	
4.1 Økologisk betydning	45
4.2 Metoder	46
4.2.1 Stasjonsvalg og prøvetaking	
4.2.2 Analyser	
4.3 Faunasammensetning	48
4.3.1 Artsrikhet og individtetthet	
4.3.2 Artsmangfold og tilstandsvurdering	
4.3.3 Artssammensetning, følsomme grupper og arter	
4.4 Bunnfauna og miljøforhold	54
4.5 Konklusjoner	57
5. Infauna	59
<i>E. Oug</i>	
5.1 Bruk av bløtbunnsfauna i miljøundersøkelser	59
5.2 Metoder	60
5.2.1 Stasjonsvalg og prøvetaking	
5.2.2 Analyser	
5.3 Faunasammensetning	62
5.3.1 Artsrikhet og individtettheter	
5.3.2 Artsmangfold og tilstandsvurdering	
5.3.3 Artssammensetning	
5.3.4 Biomasse	
5.4 Bunnfauna og miljøforhold	67

6.	Foraminifera	71
	<i>E. Alve & K. Husum</i>	
6.1	Evaluering av fjordmiljø basert på bentiske foraminiferer	71
6.2	Materiale og metoder	71
	6.2.1 Stasjonsvalg og prøvetakning	
	6.2.2 Prøve- og databehandling	
	6.2.3 Hydrografiske data	
6.3	Mikrohabitat	75
6.4	Faunavariasjoner langs oksygengradienter	77
6.5	Artsmangfold	80
6.6	Individtetthet	83
6.7	Konklusjon	84
6.8	Referanser	85
7.	Retrospektiv foraminiferfauna	87
	<i>K. Husum & E. Alve</i>	
7.1	Historisk faunasammensetning	87
7.2	Metodikk	87
7.3	Faunasammensetning	88
	7.3.1 Artsrikhet og individtettheter	
	7.3.2 Hovedgrupper	
	7.3.3 Artsmangfold og tilstandsvurdering	
7.4	Miljøhistorikk indikert av faunasammensetningen	93
	7.4.1 Tidsserier av hydrografiske data og foraminiferfauna	
	7.4.2 <i>Stainforthia fusiformis</i> som kvantitativ indikatorart for oksygen i vannmassene	
	7.4.3 Historisk oksygenutvikling basert på bentiske foraminiferer	
7.5	Konklusjon	96
8.	Sammenliknende analyse av bunnfaunagrupper	98
	<i>Lene Buhl-Mortensen</i>	
8.1	Sammenlikning av miljøresponsen hos hyperbenthos og infauna	98
	8.1.1 Sammenheng mellom miljøforhold og forekomst og artsrikhet av hyperbenthos og infauna.	
	8.1.2 De ulike taksonomiske grupperes respons på miljøforhold.	
8.2	Foraminiferer som indikatorer på miljøforhold	101
	8.2.1 Analyse av levende foraminiferfauna	
	8.2.2 Historisk faunasammensetning	
8.3	Samlet klassifisering basert på hyperbenthos, infauna og foraminiferer	102
9.	Prediksjon av fauna i fjordbassenger med fjordmodell	105
	<i>Jan Aure & L Buhl-Mortensen</i>	
9.1	Endringer i oksygenforhold i Skagerrakfjordene før og etter 1980	105
9.2	Tap av biologiskmangfold etter 1980	106

1. Sammendrag

I perioden 2003-2005 ledet Havforskningsinstituttet prosjektet "The response of hyperbenthos, infauna and foraminifera to hypoxia in fjord-basins" finansiert av Norges Forskningsråd. Prosjektet ble utført i samarbeid med forskere fra NIVA og Universitetet i Oslo. Hovedmålet for prosjektet var å finne følsomme indikatorarter med hensyn på oksygensvikt. Et annet viktig mål var å lage en modell som kan beskrive endringer i oksygenforhold ved økt organisk belastning og effektene på bunndyr. Prosjektet skulle også identifisere fjorder som naturlig er utsatt for oksygensvikt ved hjelp av foraminiferer i sedimentet som kan brukes som et arkiv over historiske bunnforhold.

For å finne fram til de dyregrupper som best egner seg som indikatorer på miljøtilstanden ble mobil og bunntilknyttet krepsdyrfauna, "hyperbenthos", "infauna" og foraminiferer studert i 11 fjordbassenger langs Skagerrakkysten. Bassengene ble valgt slik at de representerer 3 kategorier basert på oksygenforhold ved bunnen:

1. Fjordbasseng med dårlige oksygenforhold ($O_2 < 2$ ml/l),
2. Fjordbasseng med mindre gode oksygenforhold ($O_2 : 2-3$ ml/l)
3. Fjorder med gode oksygenforhold (> 3 ml/l)

Det ble benyttet bunnsløde for innsamling av "hyperbenthos", grabb og boxcorer for dokumentasjon av henholdsvis "infauna" og sedimentkvalitet og kjerneprøvetaker for innsamling av foraminiferer.

Resultatene viser en meget god sammenheng mellom artsrikhet av bunndyr og oksygenforhold ved bunnen for konsentrasjoner $< 3,5$ ml l⁻¹. Hyperbenthos var den faunagruppen som viste sterkest responsen på oksygensvikt. Korrelasjonen mellom artsantall og laveste oksygenkonsentrasjon målt de siste 5 år ($R^2 = 0,91$, $p < 0,01$) viste at $> 90\%$ av forskjellen i antall arter mellom fjordbassengene kan forklares av ulikhet i oksygenforhold. Også for infauna var responsen på oksygensvikt klar og signifikant ($R^2 = 0,81$, $p < 0,01$). Artsrikheten var også korrelert med miljøfaktorene % karbon i sedimentet og fjordenes terskeldyp, faktorer som er avgjørende for oksygensituasjonen i fjordbassenger. Krepsdyrgruppene, amphipoder, isopoder og tanaider var den del av hyperbenthos som viste sterkest negativ respons på oksygensvikt mens molluskene var den mest følsomme infaunagruppe.

Den relative forekomsten av den opportunistiske arten *Stainforthia fusiformis* økte med avtakende oksygenkonsentrasjon i bunnvannmassene ved oksygenverdier $< 3,5$ ml l⁻¹. ($R^2 = 0,88$; $n = 25$). Dette viser at denne arten er en god indikator på oksygensvikt i sørnorske fjorder. Anvendelse av de ovennevnte sammenhenger ved tolkning av døde foraminiferfaunaer i daterte sedimentkjerner fra 8 fjorder, viste et godt samsvar mellom faunautviklingen og oksygentidsseriene til Havforskningsinstituttet. Grunnet raskere sedimentasjonsrate enn opprinnelig antatt, er det kun kjerner fra fire fjorder som representerer sedimenter avsatt før måleseriene startet. Blant de sistnevnte, viser to fjorder oksygensvikt før 1900 og to fra første halvdel av 1900-tallet.

Økte tilførsler av langtransporterte næringssalter og organisk materiale til Skagerrakkysten etter ca 1980 har ført til at oksygenforbruket i fjordbassengene langs Skagerrakkysten har økt med 50 - 60 % . I tillegg har lokal forurensing i Langesundsfjorden og Groosefjorden bidratt til at den totale økingen i oksygenforbruket i disse to fjordbassengene var henholdsvis ca 130 % og 200 % sammenlignet med naturgitt oksygenforbruk før 1980.

Modellen for beregning av tapt biologisk mangfold viser at etter 1980, da økt tilførsel av organisk materiale til mange fjordbasseng på Skagerrakkysten førte til en markant forverring av oksygenforholdene, har fjordene i **gruppe 1** mistet 50–90% av bunndyrartene, **gruppe 2** 50–35% mens **gruppe 3** ikke ser ut å være påvirket.

2. Introduksjon

Fjordbasseng er spesielt følsomme for forurensing

Fjorder er en karakteristisk naturtype i det norske kystlandskap. De karakteriseres ved terskler som avgrenser fjordbassengene fra utenforliggende kystvann. Den begrensede vannutskiftingen i fjordbassengene gjør dem spesielt følsomme for forurensing. Store deler av den norske befolkning bor i nærheten av fjorder. Som en konsekvens av dette er fjorder utsatt for negative effekter av menneskelige aktiviteter som industriutslipp av tungmetaller, næringssalter fra jordbruk og organisk belastning fra kloakk og oppdrettsanlegg mm. Når tilførslen av organisk materiale er stor og tiden mellom hver gang det strømmer inn nytt oksygenrikt vann til fjordbassengene er lang, fører dette til lavt oksygeninnhold i bassengvannet.

Havforskningsinstituttet har en unik langtidsserie av oksygenmålinger fra flere fjorder langs kysten av Skagerrak. Den viser en klar nedgang i oksygeninnholdet etter 1970-årene. Dette utgjør et storskala eksperiment som gjør det mulig å få detaljerte observasjoner av hvordan bunnfaunaen påvirkes. Siden de historiske oksygennivåene for fjordene er forskjellig vil en sammenlikning av bunnfaunaen gi detaljert informasjon om respons på oksygenmangel. I tillegg vil dokumentasjonen av bunnfaunaen gi et godt utgangspunkt for videre overvåking av biodiversiteten langs Skagerrakkysten.

Økologiske kvalitetskriterier (EcoQOs)

Det er et sterkt behov for økologiske kvalitetskriterier (EcoQOs) innen miljøforvaltning. Dette gjelder spesielt for havbunnen. Tidlig varsku om miljøforringelse er essensielt for en føre-var forvaltning av marine økosystemer og identifisering av følsomme indikatorer er i denne sammenheng avgjørende. Tradisjonelt har bunnfaunastudier fokusert på infauna (dyr som lever nedgravet i bløtbunn) ved hjelp av sedimentprøver som har gitt et godt bilde av forekomsten av mollusker og polychaeter. Som en konsekvens har indikatorarter for forurensing blitt valgt fra denne fauna. Samtidig finnes det mange indikasjoner på at den mer bevegelige faunaen, 'hyperbenthos', som lever i overgangsområdet mellom sediment og vann, er spesielt følsom for dårlige oksygenforhold.

I perioden 2003-2005 ledet Havforskningsinstituttet prosjektet "The response of hyperbenthos, infauna and foraminifera to hypoxia in fjord-basins" finansiert av Norges Forskningsråd. Prosjektet ble utført i samarbeid med forskere fra NIVA og Universitetet i Oslo. Denne rapporten presenterer de viktigste resultatene fra dette prosjekt.

Mål for prosjektet

Hovedmål: Øke forståelsen av effekten eutrofiering har på bunndyr i fjorder og avdekke hvilke miljøfaktorer som har størst innflytelse.

Delmål:

- 1) Dokumentere responsen hos ulike deler av bunndyrsamfunnet på økt tilførsel av karbon med påfølgende nedgang i oksygen. Med utgangspunkt i den følsomme delen av bunnfaunaen identifisere eutrofi-indikatorer.
- 2) Dokumentere artsmangfoldet hos bunnfaunaen i 11 norske fjorder langs Skagerrakkysten, informasjon som kan brukes som bakgrunn for overvåking av lokal biodiversitet langs kysten.
- 3) Identifisere generelle sammenhengene mellom fjordbassengers karakter og bunnfauna for å lage en modell som kan predikere fjordhelsetilstand.
- 4) Identifisere fjorder som historisk har hatt lave oksygenverdier ved hjelp av et retrospektivt studie av miljøforholdene basert på foraminifer-faunaen som er bevart i sedimentene i fjordbassengene.

3. Beskrivelse av fjordbassengene

J. Aure & L. Buhl-Mortensen

3.1 Områdebeskrivelse og beliggenhet av målestasjoner

Kartet i figur 3.1 viser lokaliseringen av fjordbassengene som ble studert i prosjektet. Bassengene er valgt slik at de representerer tre miljøkategorier med hensyn på oksygen historikk: **1.** fjordbasseng hvor målinger av oksygeninnholdet i bunnvannet har vært lavere enn 2 ml/l, **2.** fjordbasseng hvor laveste oksygeninnhold har ligget i området 2–3 ml/l, **3.** fjorder med gode oksygenforhold hvor målt oksygeninnhold alltid har vært større enn 3 ml/l. Målestasjonenes posisjon og topografisk informasjon er gitt i tabell 3.1. Kart over enkeltfjorder som viser målestasjoner og transekter for de ulike innsamlingene er gitt i figur 3.2–3.6.

Grenlandsfjordene (105, 106, 107, og 102/111): Her ligger tre bassenger på rad innenfor en 50 m dyp felles terskel vest for Geiterøya. Langesundsfjorden (105) ligger ytterst etterfulgt av Ytre og Indre Eidangerfjorden (106 og 107) (figur 3.2). I dette område ligger også Håøyfjorden (102/111) som har større dyp og grunnere terskel (35 m) enn de andre bassengene. Terskelen ligger sør for Store-Arøya i Helgerofjorden. Det ble utført to trekk med epibentisk slede og tatt fem grabbprøver og en bokscorer prøve som ”standard prøvetaking” i de dypeste delene av bassengene (figur 3.2).

Kragerø-fjorden (71): Det bueformede fjordbassenget ligger sør - vest for Kragerø og vannutskiftingen skjer gjennom en utenforliggende skjærgård (figur 3.3). Terskelområdet til bassenget er rundt 18 meter dypt og er lokalisert i området med grunner og skjær sør for øya Losskisse. I bassenget ble det utført ”standard prøvetaking” (se over), innsamling av foraminifer-prøver langs et dybdetransekt fra 80-140 m, og videodokumentasjon av bunnen langs ett transekt på 138 m dyp med ROV (fjernstyrt undervannsfartøy).

Nordfjorden (52): Nordfjorden ligger like øst for Risør, med største dyp på 180 meter nær stasjon 52 (figur 3.4). Utenfor fjorden ligger en rekke øyer og utskiftingen av bassengvannet i fjorden skjer trolig i et sund sør for Risør med terskeldyp på ca 28 meter. I fjordbassenget ble det utført ”standard - prøvetaking”. I tillegg ble det innsamlet foraminifer-prøver langs et dybdetransekt fra 80-140 m og bunnen ble dokumentert med video langs ett transekt med ROV fra 73-120 meter dyp (figur 3.4).

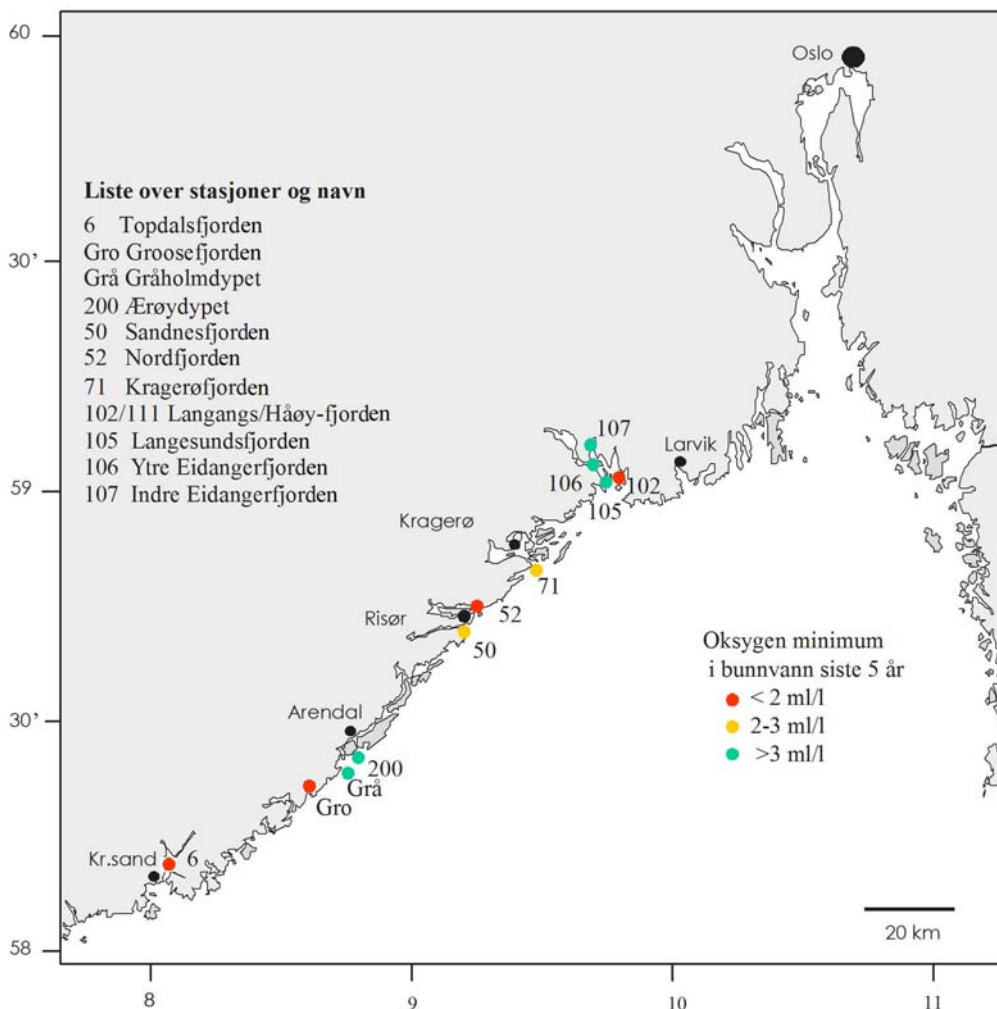
Sandnesfjorden (50): Sandnesfjorden munner ut vest for Risør og innstrømning til fjordbassenget skjer i hovedsak gjennom sundene øst og vest for Lille og Store Furuøya over en 30 m dyp terskel. Det ble utført ”standard prøvetaking” og et ROV-transekt på ca 65 meter dyp i den ytre del av fjorden (figur 3.4)

Ærøydypet (200): Dette er et åpent kystbasseng som ligger vest for Arendal begrenset av øyer og skjær på utsiden. Utveksling av bunnvann skjer i hovedsak over en 60 meter dyp terskel vest av Store Torungen (figur 3.5). I bassenget ble det tatt et video-transekt på 104 meter dyp sammen med ”standard-prøvetaking”

Gråholmdypet (Grå): Dette bassenget ligger også åpent til og vest for Ærøydypet. Det er avgrenset fra det åpne Skagerrak av øyer, skjær og grunner (figur 3.5). Utvekslingen av bunnvann skjer gjennom en ganske åpen 90 m dyp terskel som ligger vest for bassenget. I dette bassenget ble det også tatt et video-transekt med ROV på 193 meter dyp, sammen med ”standardprøvetaking”.

Tabell 3.1. Posisjon og topografi for de undersøkte fjord-bassengene. Af = overflateareal, Ht = terskeldyp, H max = største basseng dyp, Hm = midlere basseng dyp under terskelnivå. Fargene representerer de tre kategoriene basert på målt oksygenminimum ved bunn siste 5 år. Grønn: laveste oksygenkonsentrasjon er over 3 ml/l, gul: minimum har ligget mellom 2 og 3 ml/l og rød: minimum har vært lavere enn 2 ml/l.

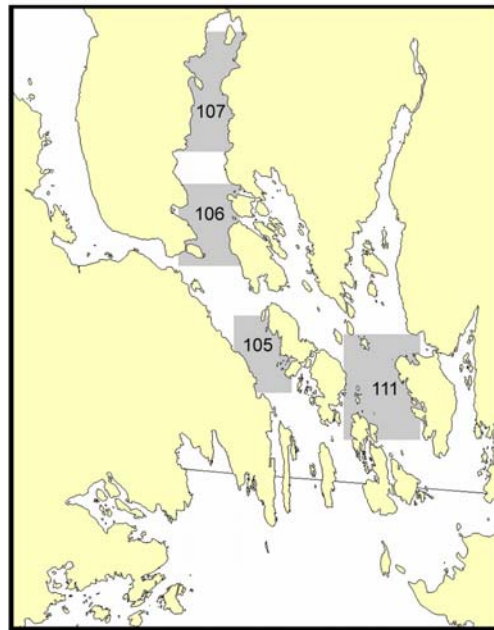
Fjordbasseng	Stasjon	Posisjon		Af (km ²)	Ht (m)	Hmax (m)	Hm (m)
		N	E				
Nordfjorden	52	58°44'	09°15'	20,00	28	180	57
Håøyfjorden	102/111	59°02'	09°48'	10,00	35	200	48
Groosefjorden	Gro	58°19'	08°36'	4,10	21	64	25
Topdalsfjorden	6	58°10'	08°04'	8,70	25	75	22
Kragerøfjorden	71	58°50'	09°28'	14,00	18	140	37
Sandnesfjorden	50	58°41'	09°10'	4,40	30	70	15
Indre Eidangerfjorden	107	59°06'	09°43'	6,20	50	100	40
Yttre Eidangerfjorden	106	59°04'	09°42'	6,20	50	100	40
Langesundsfjorden	105	59°02'	09°36'	6,50	50	120	40
Ærøydypet	200	58°24'	08°46'	4,70	60	110	28
Gråholmdypet	Grå	58°22'	08°43'	3,40	90	198	46



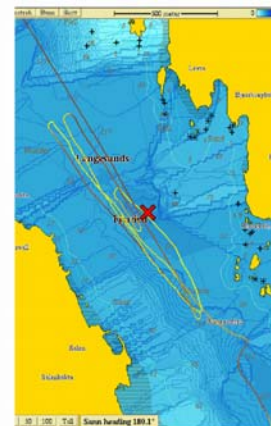
Figur 3.1. Oversiktskart over fjordbassengene som ble studert i prosjektet. Bassengene er valgt slik at de representerer tre miljøkategorier: 1. Fjordbasseng med dårlige oksygenforhold ($O_2 < 2$ ml/l), 2. Fjordbasseng med mindre gode oksygenforhold ($O_2 : 2-3$ ml/l), 3. Fjorder med gode oksygenforhold (> 3 ml/l).

Goosefjorden (Groo): Fjorden ligger utenfor Grimstad og den dypeste delen av fjorden finner vi i den ytre delen nordøst for Maløya (figur 5). Terskelen er 21 meter og ligger sør for Risholmen. I tillegg til ”standard prøvetaking” (se over) ble det tatt prøver av foranimiferer i et dybdestransekt mellom 35 og 70 meter dyp. Et videotranssept med ROV ble utført i den dypeste delen av fjorden (69 meter).

Topdalfjorden (6): Topdalsfjorden ligger innenfor Kristiansand (figur 6). Terskeldypet er ca 25 meter ved Varodden og største bassengdyp er ca 75 meter i den ytre del av fjorden. Det ble utført en ”standard - prøvetaking” i den dypeste delen av bassenget.

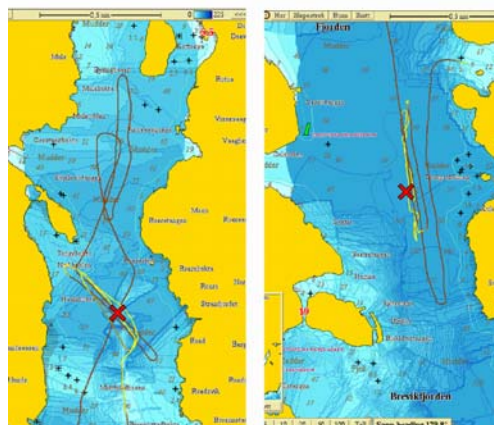


Fjordstasjoner i Grenlandsfjord-området.



Langesundsfjorden 105

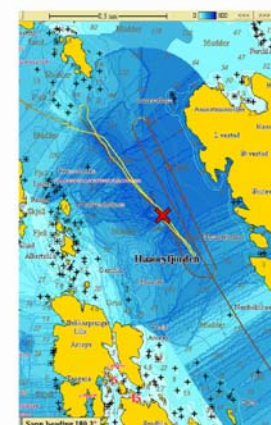
I Langesundsfjorden 105 toks tre sledetrek (gule striper) 105A, dyp 105–103m, 105B, dyp 105–107m og 105C, dyp 106–105m, og fem grabb-prøver og en box-corer (rødt kryss) dyp 107m.



Indre Eidangerfjorden 107

Ytre Eidangerfjord 106

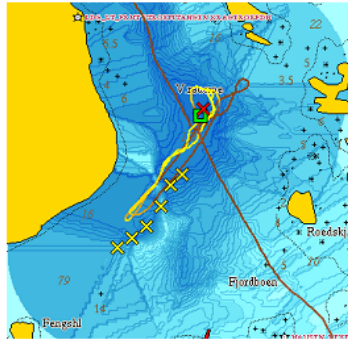
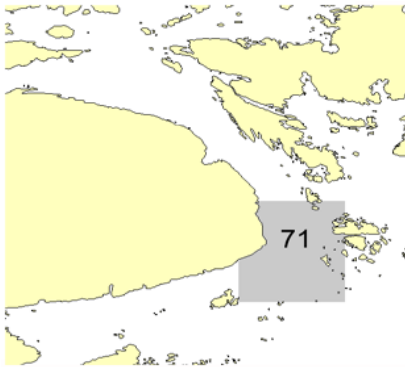
Prøver tatt i indre Eidangerfjorden: to sledetrek (gule linjer) 107A, dyp 87–92m, og 107B, dyp 87–93m og fem grabb-prøver og en box-corer prøve (rødt kryss) dyp 89m. I Ytre Eidangerfjord toks to sledetrek 106A, dyp 98–98m og 106B, dyp 97–99m og fem grabb-prøver og en box-corer (rødt kryss) dyp 89m.



Håøyfjorden 111

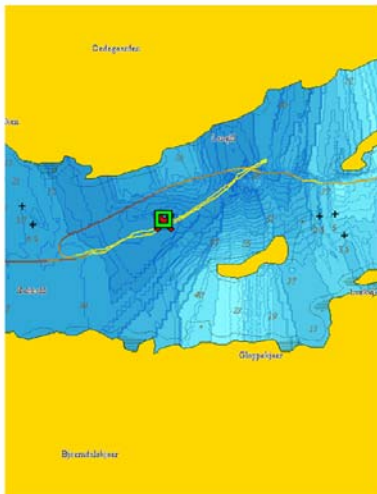
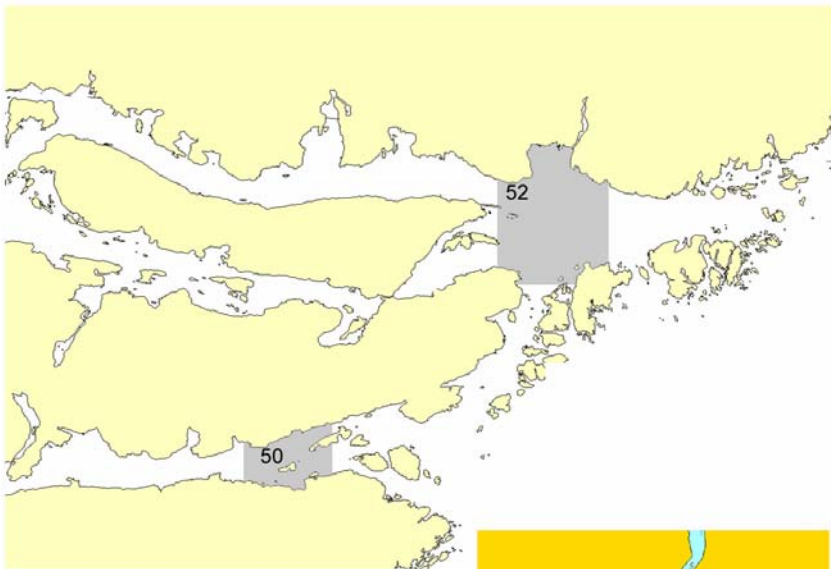
I Håøyfjorden 111 toks to sledetrek 111A, dyp 190–201m og 111B, dyp 201–198m, og fem grabb-prøver og en box-corer (rødt kryss), dyp 201m

Figur 3.2. Grenlandsfjordene (105, 106, 107, og 102/111)

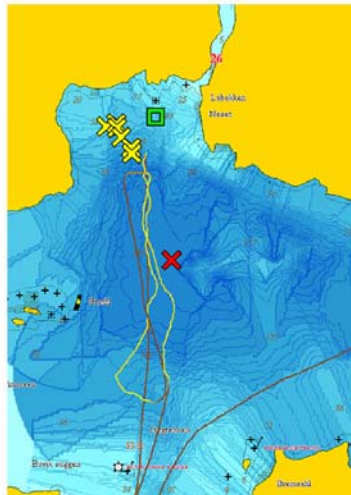


Innsamlinger i Kragerøfjorden (71)
 To sledetrek (gule linjer) 71 A, dyp 127-136m, og 71 B, dyp, 131-136m.
 Fem grabb-prøver og en box-corer prøve (rødt kryss) dyp 138m.
 Foraminifer-transekt (gule kryss) 80-140 m og ROV transekt (grønn kvadrat) dyp 138 m, ~100 m transekt.

Figur 3.3. Kragerøfjorden 71

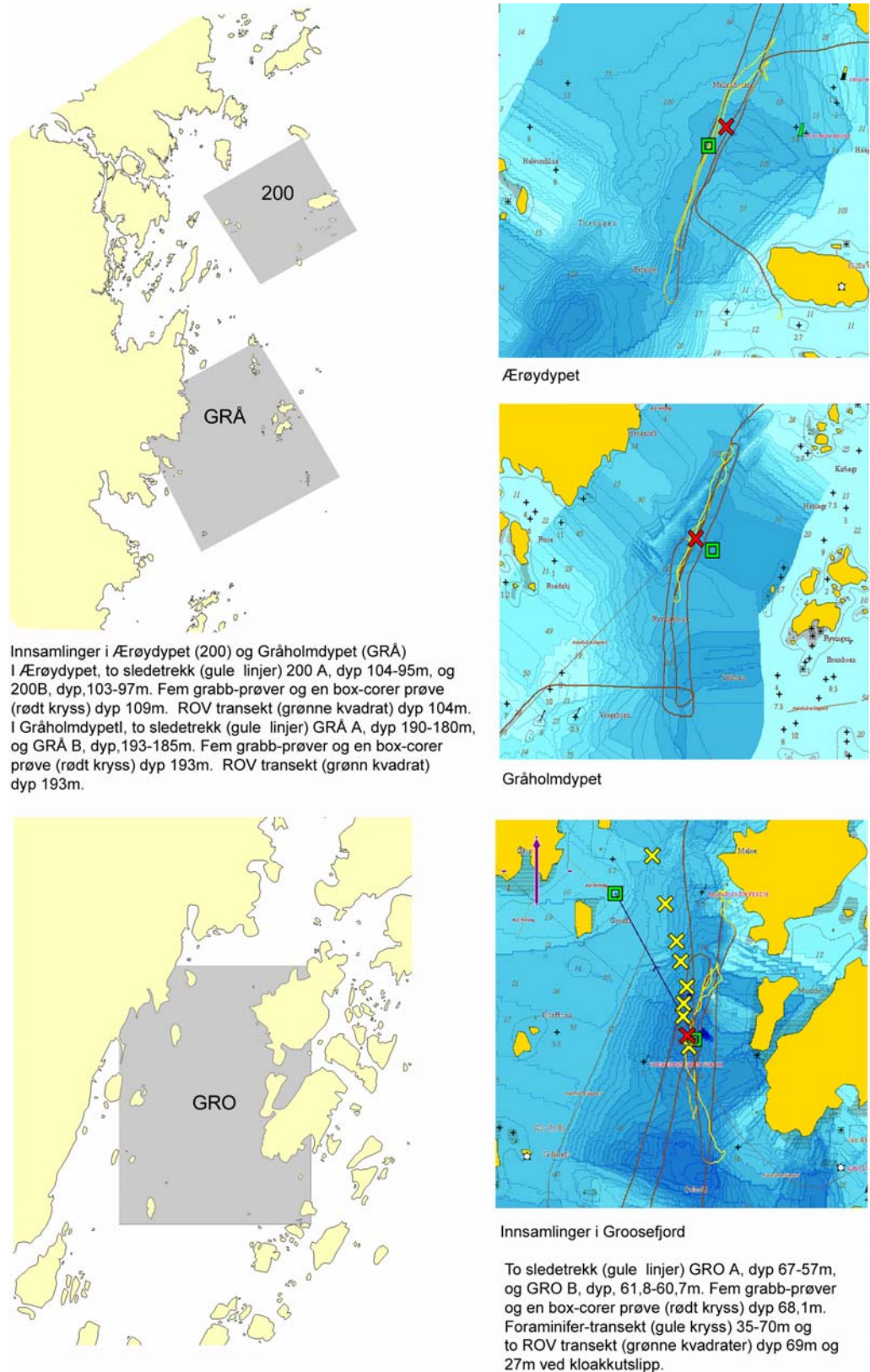


Innsamlinger i Sandnesfjorden (50)
 To sledetrek (gule linjer) 50 A, dyp 63-69m og 50 B, dyp, 63-58,5m. Fem grabb-prøver og en box-corer prøve (rødt kryss) dyp 64m. ROV transekt (grønn kvadrat) dyp 66-63m.

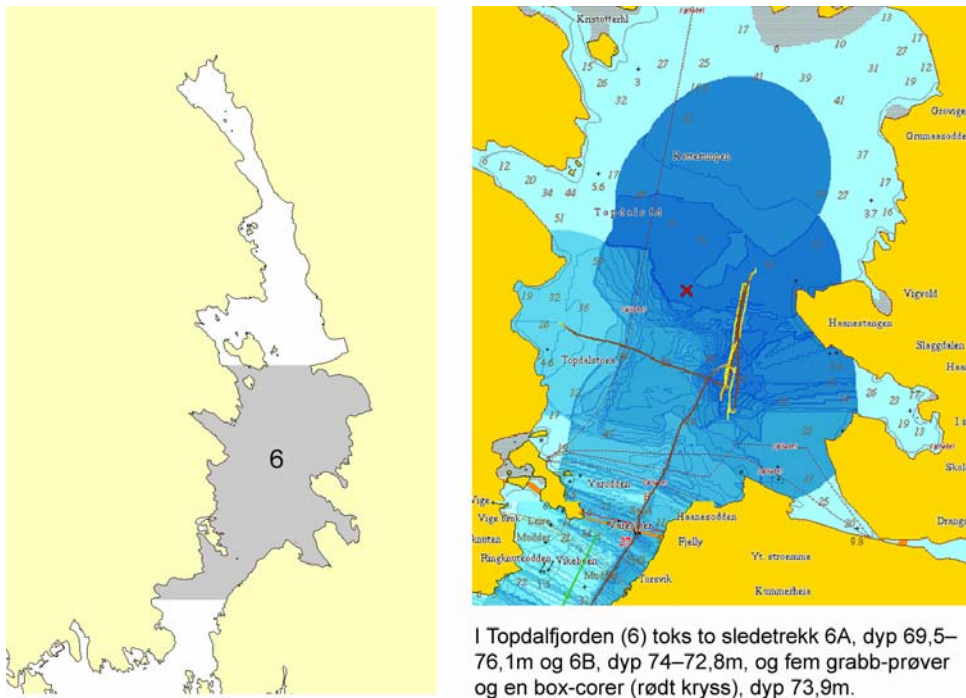


Innsamlinger i Nordfjord (52)
 To sledetrek (gule linjer) 52 A, dyp 176-173m, og 52 B, dyp, 176-176m.
 Fem grabb-prøver og en box-corer prøve (rødt kryss) dyp 179m.
 Foraminifer-transekt (gule kryss) 80-120m og ROV transekt (grønn kvadrat) dyp 73-120m.

Figur 3.4. Nordfjorden 52 og Sandnesfjorden 50



Figur 3.5. Ærøydypet 200, Gråholmdypet Grå og Goosefjorden Groo

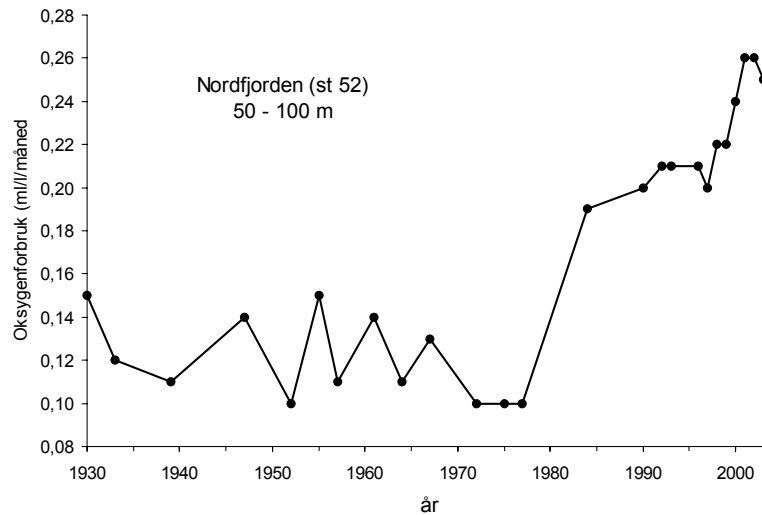


Figur 3.6. Topdalsfjorden 6

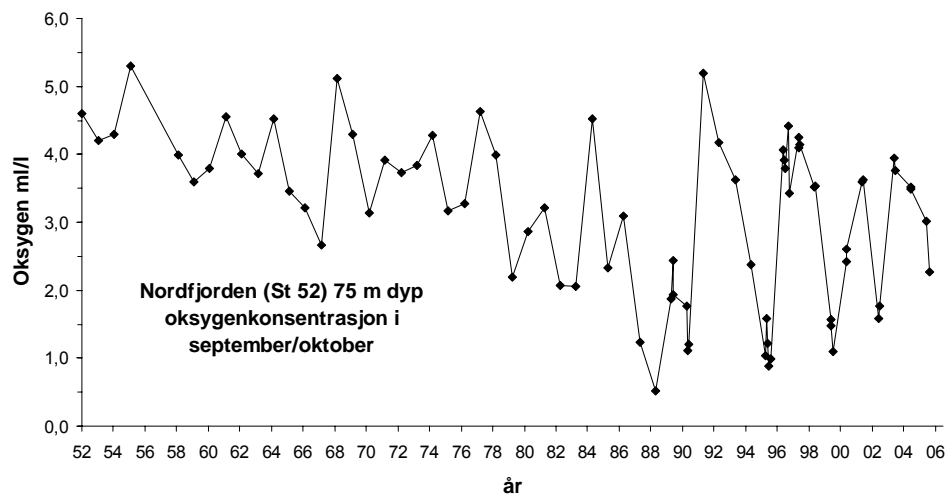
3.2 Oksygenforhold i fjordene

3.2.1 Midlere oksygenforhold i fjordbasseng langs Skagerrakkysten før og etter 1980.

Havforskningsinstituttet - Flødevigen har overvåket miljøforholdene i en rekke fjorder langs den norske Skagerrak - kysten i de siste 50-70 år. Årlige oksygenmålinger har vanligvis vært utført om høsten i månedsskiftet september - oktober. Studier av utviklingen i oksygenforholdene har vist en klar nedgang etter ca 1980 (Aure, et al. 1996, Johannessen & Dahl, 1996). Nordfjorden, stasjon 52, benyttes som referansebasseng for overvåking av den organiske belastning fra kystvannet på terskelbassengene i indre Skagerrak (figur 1 og 4). Figur 3.7 viser at oksygenforbruket og dermed den organiske belastning i Risørbassenget (og andre fjorder på Sørlandskysten) har økt betydelig etter ca. 1980. Det midlere oksygenforbruket i Risørbassenget i 1990-2000 var 60-70 % høyere enn i perioden 1930-70. Figur 3.7 viser også at det har vært en tendens til økt oksygenforbruk etter 2000. Det økte oksygenforbruket etter ca 1980 førte til forverrede oksygenforhold i en rekke fjord- og kystbasseng langs Skagerrakkysten (Aure, et al 1996, Johannessen & Dahl, 1996). Figur 3.8 viser at oksygenverdiene observert om høsten i Nordfjorden i 75 m dyp i ble redusert fra 3-3.5 ml l⁻¹ før 1975 til omlag 1.0 ml l⁻¹ etter 1980. De forverrede oksygenforholdene i terskelbassengene langs Skagerrakkysten etter 1980 var forårsaket av økte tilførsler av menneskeskapt næringsalter og organisk materiale fra sørlige Nordsjøen, Kattegat/Østersjøen og indre Skagerrak. Endel fjordbasseng er også påvirket av lokale tilførsler. Figur 3.9 viser at den økte langtransporterte organiske belastningen etter ca 1980 førte til et økt oksygenforbruk i alle de undersøkte terskelbassengene. Ved å sammenligne oksygenforbruket før 1980 og oksygenforbruket beregnet for naturlige upåvirkete forhold ser vi også at Groosefjorden og Langesundsfjorden i tillegg er påvirket av menneskeskapt lokale utslipp av næringsalter og organisk materiale.



Figur 3.7. Oksygenforbruket i 50 - 100 m dyp i bassengvannet i Nordfjorden ved Risør mellom 1930 og 2005.



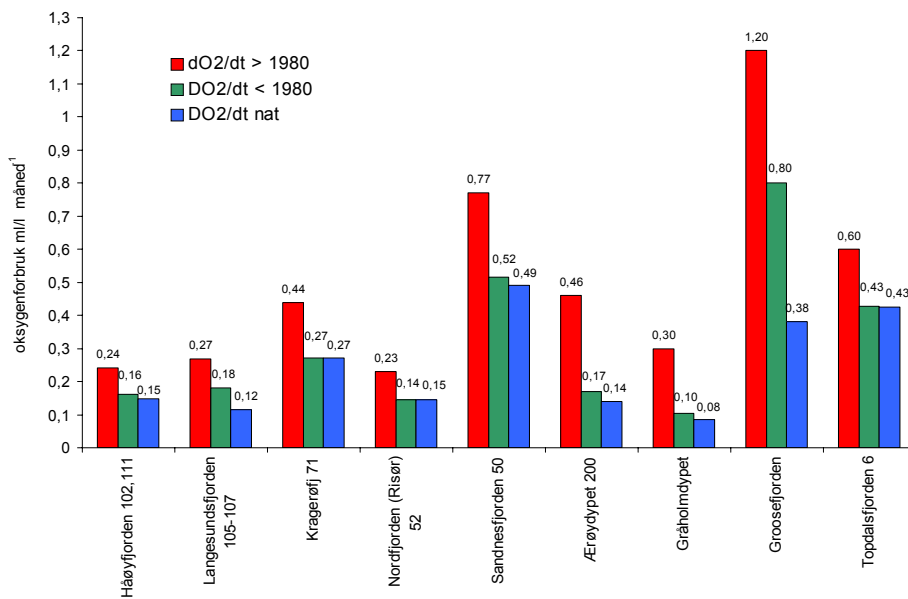
Figur 3.8. Oksygenverdier i 75 meter dyp i bassengvannet i Nordfjorden (Risør) i september/oktober mellom 1952 og 2005.

Midlere oksygenforbruk dO_2/dt ($ml\ l^{-1}\ måned^{-1}$) i et fjordbasseng og organiske belastning F_c ($gCm^{-2}\ måned^{-1}$) er knyttet sammen på følgende vis (Aure & Stigebrandt 1990, Aure et al. 1996):

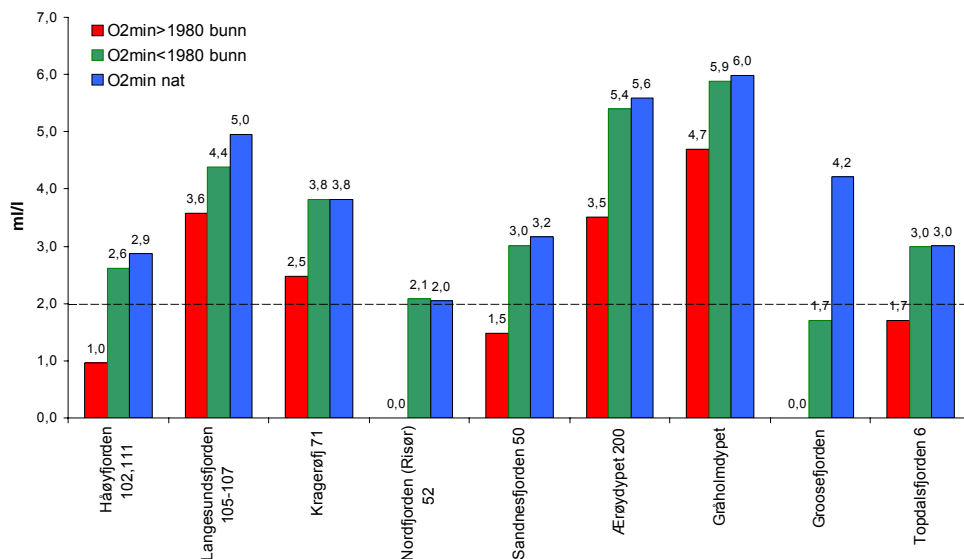
$$dO_2/dt = mF_c/H_b\ ml\ l^{-1}\ måned^{-1}$$

Hvor H_b (m) er midlere basseng dyp og $m = 2.43$ ($mlO_2\ gC^{-1}$) og C = karbon.

En gitt prosentvis økning i organisk belastning (F_c) i et terskelbasseng gir en tilsvarende økning i oksygenforbruket. Dette betyr at terskelbasseng som i utgangspunktet har et høyt oksygenforbruk vil oppleve de største reduksjonene i oksygeninnholdet ved økt organisk belastning.



Figur 3.9. Midlere oksygenforbruk (ml l⁻¹ måned⁻¹) i de undersøkte fjordbassengene langs Skagerrakkysten før og etter 1980. Beregnet oksygenforbruk under naturlige forhold (DO₂/dt nat)



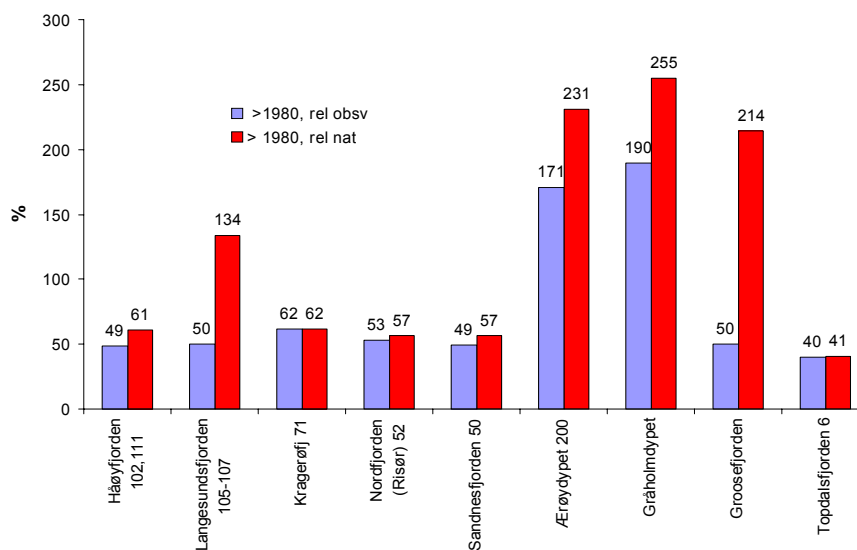
Figur 3.10. Midlere oksygenminimum (ml l⁻¹) i de undersøkte bassengene langs Skagerrakkysten før og etter omlag 1980. Beregnet oksygenminimum under naturlige forhold (O₂min nat)

Figur 3.10 viser at det økte oksygenforbruket etter 1980 førte til lavere oksygenminimum i alle de undersøkte terskelbassengene etter 1980. I Håøyfjorden (102), Nordfjorden (52), Sandnesfjorden (50) og Topdalsfjorden (6) ble oksygenminimum i de dypere delene av bassengene redusert til under 2.0 ml/l. I Groosefjorden, som også har en betydelig lokal belastning, var allerede oksygenminimum under 2.0 ml/l før 1980. I alle fjordbassengene økte oksygenforbruket etter 1980 med 50 - 60 % sammenlignet med observert oksygenforbruk før 1980 (figur 3.11). I kystbassengene Ærøydypet og Gråholmdypet var den prosentvise økningen i oksygenforbruket etter 1980 imidlertid betydelig større enn i

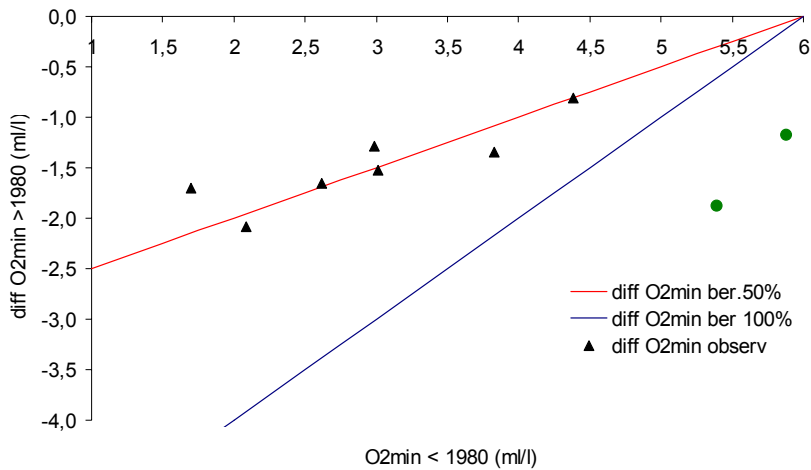
fjordbassengene (ca 180 %). Den store prosentvise økningen av oksygenforbruket i Langesundsfjorden og Groosefjorden etter 1980, relativt naturgitt oksygenforbruk viser igjen at de to fjordbassengene er påvirket av lokale tilførsler. Oksygenreduksjonen i terskelbasseng responderer ulikt på en gitt % økning i oksygenforbruket. Reduksjonen i oksygen minimum ($\text{Diff } O_{2\min}$) i et terskelbasseng ved en gitt prosentvis økning av oksygenforbruket ($\text{diff } O_{2\text{dt}} \%$) kan uttrykkes som følger (Aure et. al 1996):

$$\text{Diff } O_{2\min} = - \text{diff } O_{2\text{dt}} \% / 100 * (O_{2i} - O_{2\min}) \quad (\text{ml l}^{-1})$$

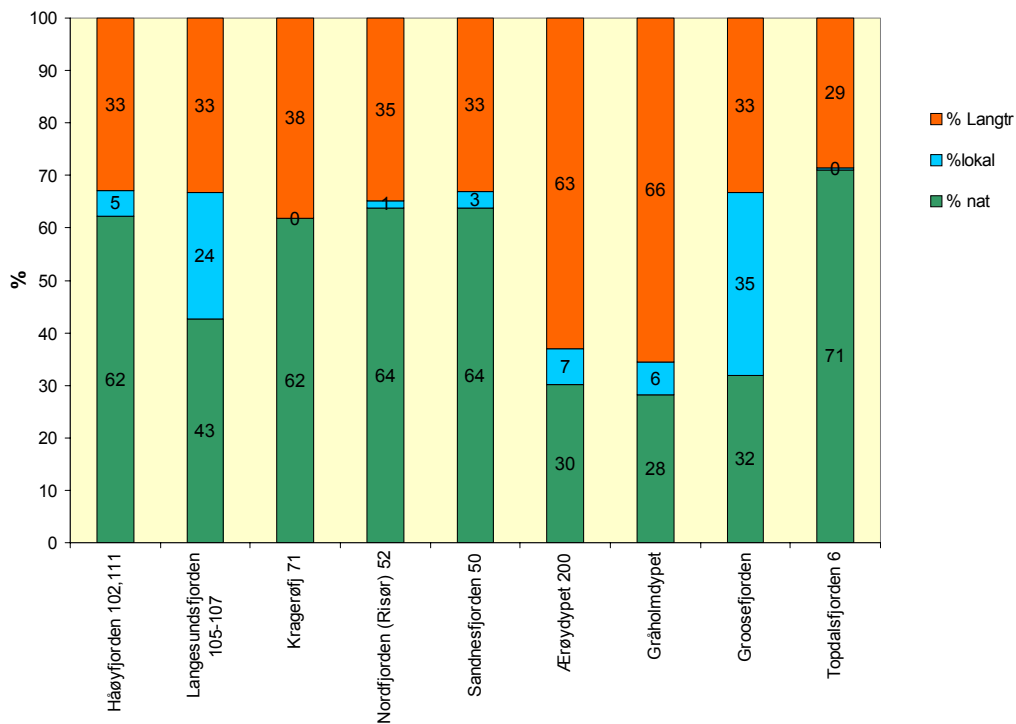
Hvor O_{2i} er oksygeninnholdet i bassengvannet på starten av en stagnasjonsperiode og $O_{2\min}$ er oksygenminimum før økning i organisk belastning og dermed oksygenforbruk. Fjordbasseng som i utgangspunktet har et relativt høyt oksygenminimum er minst følsomme for økninger i oksygenforbruket. Figur 3.12 viser også at fjordbasseng med oksygenminimum lavere enn 3.5 ml/l før 1980, vil få et oksygenminimum under 2.0 ml/l med den midlere observerte økning i oksygenforbruket i fjordbassengene på 55 % etter 1980. I figur 3.13 er det totale oksygenforbruket etter 1980 splittet opp i bidrag fra langtransporterte bidrag (% langtr), lokale bidrag (% lokal) og naturlige bidrag (% nat). Vi ser igjen at Langesundsfjorden og da særlig Groosefjorden har et markert lokalt bidrag (25 - 35%) til oksygenforbruket. Det langtransporterte bidraget varierer mellom 29 og 38 % i fjordbassengene. Unntaket er igjen kystbassengene Ærøydypet og Gråholmdypet, hvor det langtransporterte bidraget etter 1980 er omlag 64 %.



Figur 3.11. % økning i oksygenforbruket etter 1980 relativt observert oksygenforbruk før 1980 og beregnet naturlig oksygenforbruk.



Figur 3.12. Beregnet reduksjon i oksygenminimum (diff O₂min) med 50 og 100 % økning av oksygenforbruket . Observert reduksjon i oksygenminimum i de undersøkte fjordbassengene etter 1980 (blå punkter). For kystbassengene Ærøydypet og Gråholmdypet (grønne punkter).



Figur 3.13. Prosentvise bidrag til oksygenforbruket i de undersøkte bassengene etter 1980 fra langtransporterte kilder (% langtr), lokale kilder (% lokal) og naturlige bidrag (% nat).

3.2.2 Tilførsler av organisk materiale (Fc) til bassengene

Tilførslene av organisk materiale, minus det som blir permanent sedimentert i terskelbassengene (Fc), kan beregnes som følger (Aure & Stigebrandt, 1990, Aure et al. 1996):

$$F_c = dO_2/dt * H_b / m \quad (\text{gCm}^{-2}\text{måned}^{-1})$$

Hvor dO_2/dt er midlere oksygenforbruk i bassenget, H_b er midlere bassengdyp mens $m = 2.43 \text{ (ml O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ C)}$ er en omregningsfaktor for oksidasjon av organisk materiale.

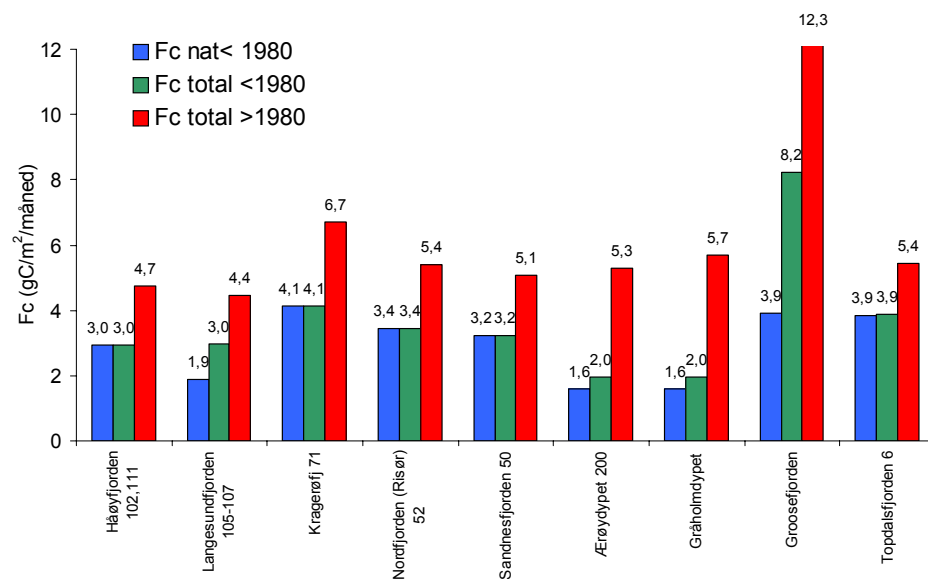
I vann med lavt oksygeninnhold kan denitrifikasjon redusere den effektive verdien av m og i ligning bør det derfor benyttes oksygenverdier $>1\text{-}2 \text{ ml l}^{-1}$.

Det er også vist ut fra observasjoner at F_c avtar med økende terskeldyp (H_t) (Aure & Stigebrandt, 1990, Aure *et al.* 1996):

$$F_c = a - b * H_t \quad (\text{gCm}^{-2}\text{måned}^{-1})$$

($H_t < 40 \text{ m}$)

For upåvirkete lokaliteter på Vestlandet er $a = 5.4 \text{ (gCm}^{-2}\text{måned}^{-1})$ og $b = 0.07 \text{ (gCm}^{-2}\text{måned}^{-1} \text{ m}^{-1})$. Tilførslene av organisk materiale til fjordbassengene langs Skagerrakkysten, upåvirket av lokale tilførsler, var før 1975 - 80 omlag de samme som på Vestlandet. Den organiske belastningen (F_c) (og midlere oksygenforbruk) økte som beskrevet tidligere med 50 - 60 % som følge av økt langtransportert tilførsel etter ca 1980. I fjordbasseng uten lokal påvirkning langs den norske Skagerrakkysten er under dagens forhold $a = 8.5 \text{ (gCm}^{-2}\text{måned}^{-1})$ og $b = 0.11 \text{ gCm}^{-2} \text{ måned}^{-1} \text{ m}^{-1}$ for terskeldyp mindre enn ca 40 m. I figur 3.14 ser vi at tilførslene av organisk materiale til bassengene før 1980 varierte mellom 1.6 og 8.2 $\text{g C m}^{-2} \text{ måned}^{-1}$. Langesundsfjorden og Groosefjorden lå høyere enn de naturlige tilførslene før 1980 grunnet lokal forurensning. Som følge av økt langtransportert tilførsel av organisk materiale etter ca 1980 økte tilførselen til mellom ca 4.5 og 12 $\text{g C m}^{-2} \text{ måned}^{-1}$. Det var også en betydelig økning av den organiske belastningen i kystbassengene Ærøydypet og Gråholmdypet etter 1980 fra ca 1.8 til 5.5 $\text{g C m}^{-2} \text{ måned}^{-1}$ grunnet økt langtransportert forurensning. Som nevnt tidligere var den prosentvise økningen i oksygenforbruket betydelig større enn i fjordbassengene.



Figur 3.14. Tilførsler av organisk materiale før ($F_c < 1980$) og etter 1980 ($F_c > 1980$) til terskelbassengene langs Skagerrakkysten. Tilførsler av organisk materiale under naturlige forhold ($F_c \text{ nat} < 1980$)

Konklusjoner

- Økt tilførsel av langtransporterte næringssalter og organisk materiale til Skagerrakkysten etter ca 1980 førte til at oksygenforbruket i fjorbassengene langs Skagerrakkysten økte med 50 - 60 %.
- I kystbassengene Ærøydypet og Gråholmdypet var økningen, som følge av langtransportert forurensning betydelig større enn i fjordbassengene, ca 200 %.
- I tillegg har lokal forurensning i Langesundsfjorden og Goosefjorden bidratt til at den totale økingen i oksygenforbruket i disse to fjordbassengene var henholdsvis ca 130 % og 200 % sammenlignet med naturgitt oksygenforbruk før 1980.
- Det økte oksygenforbruket resulterte i lavere oksygenverdier i fjordbassengene, med størst oksygenreduksjon i basseng som i utgangspunktet hadde relativt lave oksygenverdier.
- Tilførslene av organisk materiale til bassengene før 1980 er beregnet å ligge mellom 1.6 og 8.2 g C m⁻² måned⁻¹, med største verdi i den lokalt forurensete Goosefjorden. Etter 1980 lå verdiene mellom 4.5 og 12 g C m⁻² måned⁻¹.

Referanser:

Aure, J. & Stigebrandt, A. 1989. On the influence of topographic factors upon the oxygen consumption rate in sill basins of fjords. *Estuarine, Coastal and Shelf science* 28: 59-69.

Stigebrandt, A., Aure, J. and Molvær, J. 1996. Oxygen budget method to determine the vertical flux of particulate organic matter with application to the coastal waters off western Scandinavia. *Deep Sea Res. II*. Vol. 43.No.1.pp.7-21, 1996.

Aure, J., Danielssen, D. and Sætre, R. 1996. Oxygen consumption in fjordic sill basins used to assess the environmental conditions in the Skagerrak coastal water. *ICES Journal of Marine Science* 53: 589-595.1996.

Johannessen, T and Dahl, E., 1996a. Decline in oxygen concentrations along the Norwegian Skagerrak coast, 1927-1993: A signal of ecosystem changes due to eutrophication ?. *Limnol . Oceanogr.* 41, 1996, pp.766-778.

3.2.3 Oksygenforholdene nær bunn etter 1995

Nordfjorden (52)

I Nordfjorden er største bassengdyp ca 180 meter og terskeldypet er 28 m (Tabell 3.1). HI - Flødevigen har målt oksygeninnholdet i vannmassene i september/oktober siden 1920-årene. Fra 1989 og framover har det vært tilnærmet månedlige observasjoner av oksygeninnholdet, med største måledyp på 175 m. Etter 1980 har det jevnlig blitt observert svært lavt oksygeninnhold nær bunnen og tildels lengre perioder med oksygenfritt bunnvann. Figur 3.15 viser at det kan gå 5 år mellom innstrømning av oksygenrikt vann til de dypeste delen av bassenget og at det mellom 1997 og 2004 har vært svært dårlige oksygenforhold nær bunnen i Nordfjorden ($<1-2 \text{ ml l}^{-1}$).

Håøyfjorden (111)

På stasjon 111 har oksygeninnholdet blitt målt relativt hyppig etter 1999 nær bunn på 200 meters dyp (figur 3.16). Målingene viser at det kan gå 2-3 år uten bunnvannsutskifting i den dypeste delen av dette bassenget. Siste vannutskifting var i 2003 og laveste målte oksygeninnhold nær bunn, i 200 meters dyp, var $0,1 \text{ ml l}^{-1}$ i 2000 og $0,9 \text{ ml l}^{-1}$ 2002.

Groosefjorden (Groo)

Bassenget i Groosefjorden er 70 meter på det dypeste og har en 21 m dyp terskel (se tabell 1). Det er bare sporadiske målinger fra denne fjorden og observert oksygeninnhold mellom 1995 og 2003 nær bunn (70 m) er vist i figur 3.17. Oksygeninnholdet nær bunn er lavt bortsett fra 2 målinger, trolig målt like etter en vannutskifting i august/september i 1998, hvor oksygeninnholdet var ca $3,0 \text{ ml l}^{-1}$. Allerede i oktober 1998 var oksygeninnholdet nær bunn redusert til $0,5 \text{ ml l}^{-1}$. Bortsett fra korte episoder i forbindelse med vannutskifting tyder målingene på at oksygenkonsentrasjonene nær bunn i Groosefjorden er lavere enn $1-1,5 \text{ ml l}^{-1}$.

Topdalsfjorden (6)

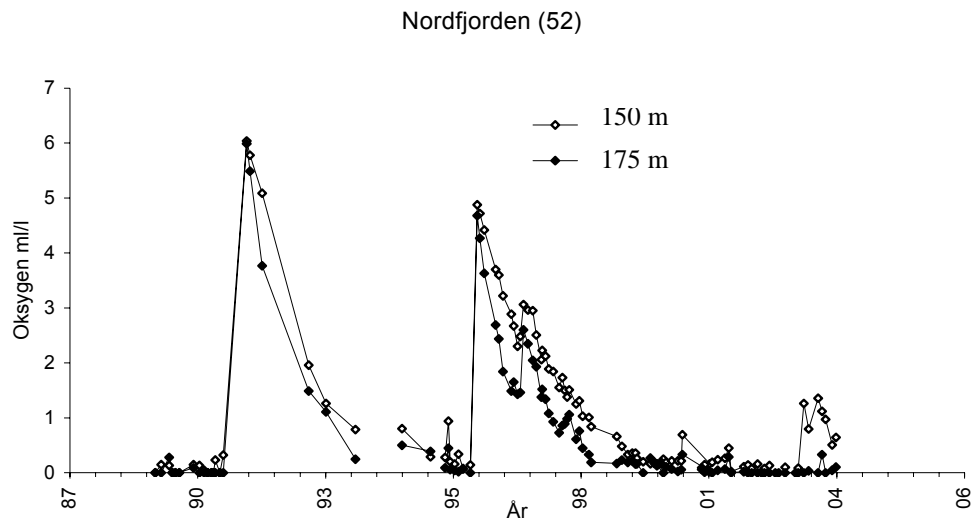
Topdalsfjorden er 85 m på det dypeste og har en 25 m dyp terskel (Tabell 3.1). Fra denne fjorden har HI årlige målinger fra perioden 1953-63 og fra 1988 og framover. I 2002 og 2003 ble det utført 5 målinger i de dypere deler av bassenget av NIVA (rapport 4745-2003). Tilgjengelig oksygeninformasjon fra bunnvann i perioden 1995-2003 er vist i figur 3.18. Etter 1980 har oksygeninnholdet nær bunn ofte vært lavere enn $3,0 \text{ ml l}^{-1}$. Lavest oksygeninnhold ved bunn ble målt i oktober 2002 ($0,75 \text{ ml l}^{-1}$).

Kragerøfjorden (71)

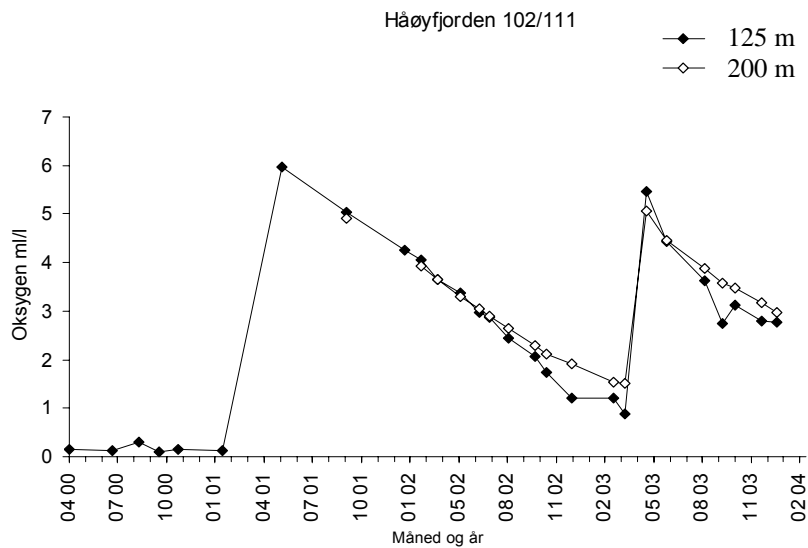
Kragerøfjorden er 140 m på det dypeste og har en 18 m dyp terskel (Tabell 3.1). Fra denne fjorden har HI utført årlige oksygenmålinger i september/oktober siden 1952. Oksygenmålinger er tatt nær bunn på 125 m dyp. I figur 3.19 er oksygeninnholdet ved 125 m dyp fra 1995 til 2003 vist. Oksygeninnholdet ved 125 m dyp om høsten ligger med få unntak over $3,0 \text{ ml l}^{-1}$. Lavest oksygeninnhold nær bunn i nyere tid var $2,1 \text{ ml l}^{-1}$, målt i september 1999.

Sandnesfjorden (50)

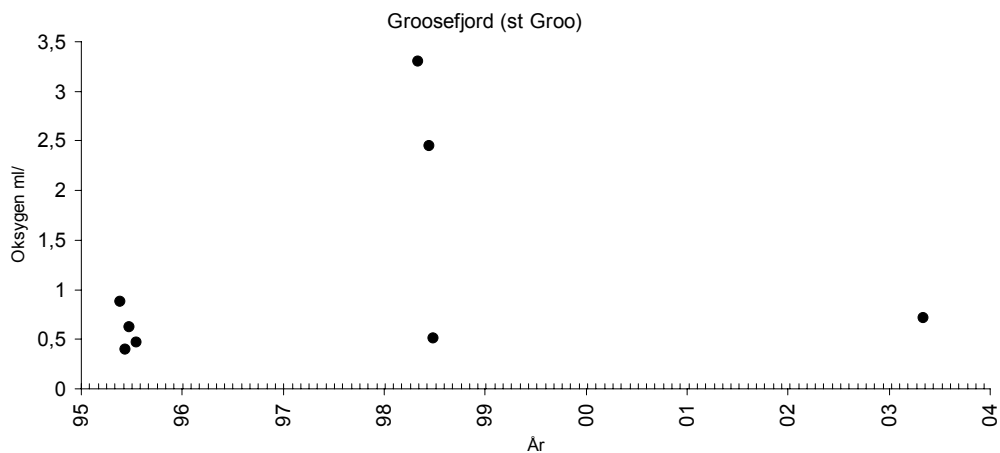
Sandnesfjorden er 70 m på det dypeste og har en 30 m dyp terskel (Tabell 3.1). Fra fjorden har HI årlige oksygenmålinger i september/oktober siden 1925, med et mindre opphold på 1960-tallet. Oksygenmålinger er tatt nær bunn på 60 m dyp. Etter 1995 har oksygeninnholdet på 60 m dyp variert mellom ca $2,4$ og $3,0 \text{ ml l}^{-1}$, med unntak i 1996 hvor oksygeninnholdet var noe under $2,0 \text{ ml l}^{-1}$ (figur 3.20).



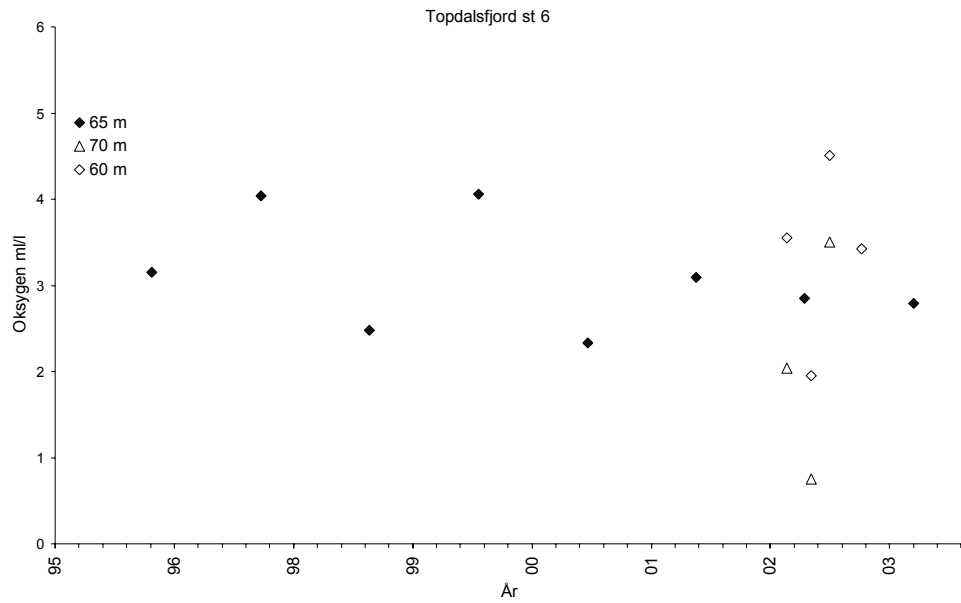
Figur 3.15. Oksygenverdier på 150 og 175 m dyp i Nordfjorden i perioden 1990-2004.



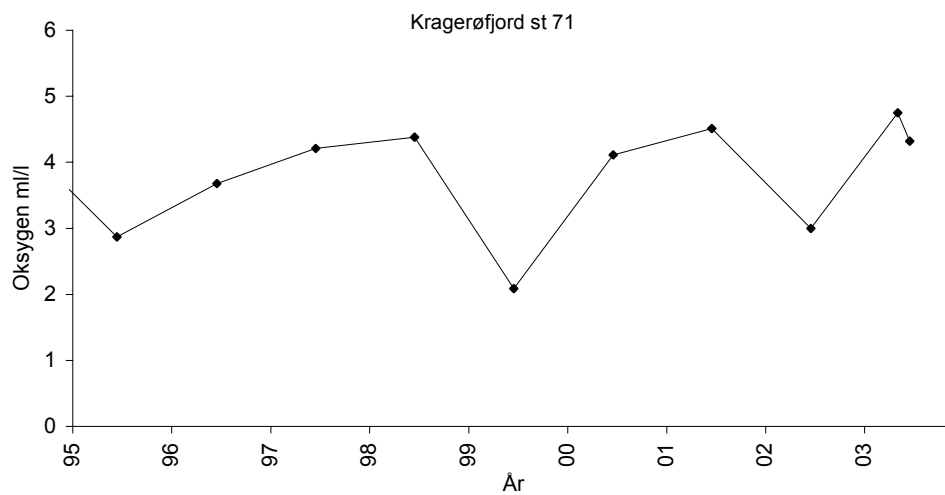
Figur 3.16. Oksygeninnhold på 200 og 125 meters dyp på stasjon 111 fra 2000 til 2004.



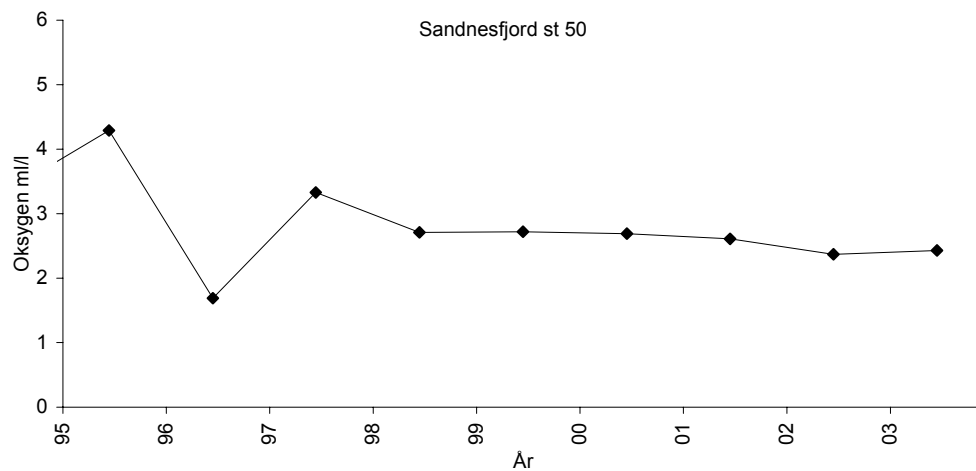
Figur 3.17. Oksygeninnhold på 70 m dyp i Groosefjorden i perioden fra 1995-2003.



Figur 3.18. Oksygeninnholdet nær bunn i Topdalsfjorden i perioden 1995-2003. Hvite symboler er verdier hentet fra NIVAs rapport 4745-2003.



Figur 3.19. Oksygeninnholdet på 125 m dyp i Kragerøfjorden for perioden 1995-2003.



Figur 3.20. Oksygenmålinger fra 60 m dyp i Sandnesfjorden for perioden 1995-2003

Langesundsfjorden (105), ytre og indre Eidangerfjorden (107) og (106)

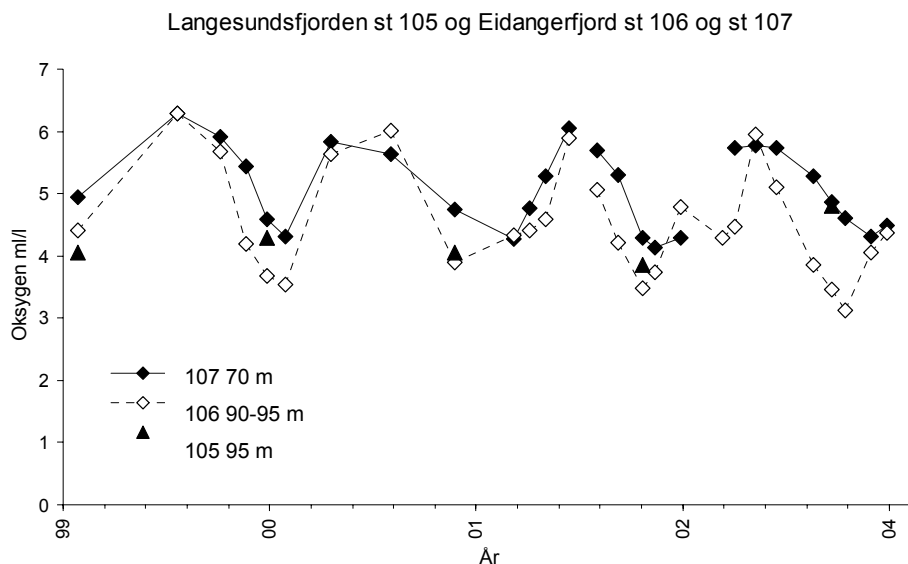
Disse tre stasjonene ligger i et sammenhengende basseng på noe ulikt dyp. Største dyp er 89 m på st 107, 98 m på st 106 og 107 m på st 105. Terskelen inn til fjord-systemet er 50 m dyp. HI har hatt årlige høst-målinger på de tre stasjonene siden 1954 med unntak av en kort periode i 1960 årene. I Eidangerfjorden på stasjon 106 og 107 har det siden 1999 vært foretatt tilnærmet månedlige målinger av oksygen (figur 3.21). Også for dette fjordsystemet er det en synkende trend i oksygenkonsentrasjonen, men laveste verdi ligger gjennomgående over $3,0 \text{ ml l}^{-1}$. Lavest målte oksygenverdi i Eidangerfjorden er $3,4 \text{ ml l}^{-1}$ i 95 m dyp og i Langesundsfjorden $3,85 \text{ ml l}^{-1}$ i 95 m dyp. Det er årlig utskiftinger av bunnvannet i fjorden og dette skjer oftest i vintermånedene.

Ærøydypet (200)

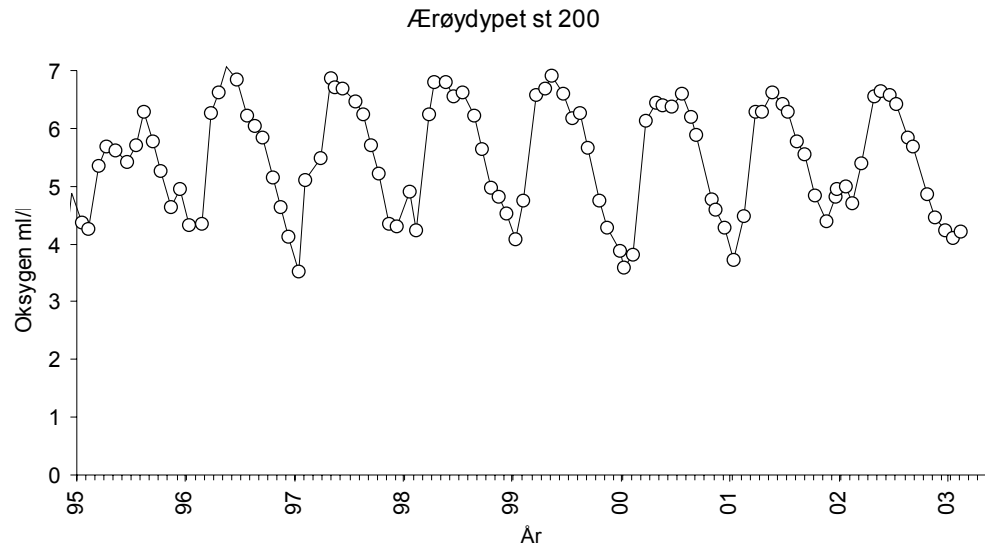
Dette er et åpent kystbasseng med største dyp på 109 m og et terskeldyp på 60 m. Det er først i senere år HI har målt oksygen i dette bassenget, men fra 1990 og fremover finnes månedlig målinger av bunnvannet på 100 m dyp. Figur 3.22 viser oksygenkonsentrasjonene i bunnvannet mellom 1995 og 2003. Bassenget har en årlig utskifting av bunnvannet og innstrømningene foregår i vintermånedene. Laveste årlige oksygenverdi etter 1995 varierte mellom $3,5\text{-}4 \text{ ml l}^{-1}$.

Gråholmdypet (Grå)

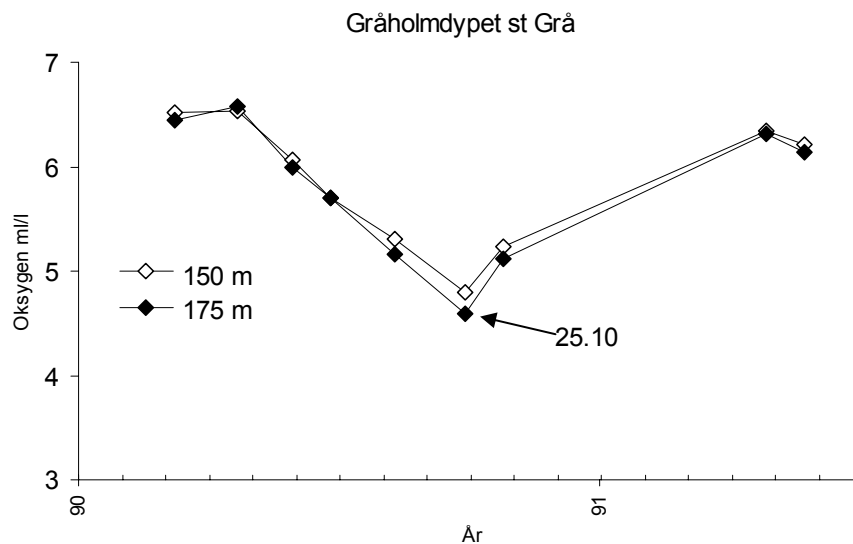
Dette er igjen et åpent kystbasseng. Største dyp i bassenget er 198 m og terskeldypet er 90 m. HI har kun målinger fra 1990-91 på denne stasjon (figur 3.23). Det er trolig årlige bunnvanns-utskiftinger i løpet av vinteren. Oksygenminimum i 175m dyp høsten 1991 var ca $4,6 \text{ ml l}^{-1}$ mens det i Ærøydypet til samme tid var $4,0 \text{ ml l}^{-1}$ i 140 m dyp, dvs en forskjell på ca $0,6 \text{ ml l}^{-1}$ mellom de to bassengene. Den eneste nyere måling er tatt som en del av dette prosjektet i august 2003 og viste $5,2 \text{ ml l}^{-1}$ nær bunn på 193 m dyp.



Figur 3.21. Oksygeninnhold i 70 m i Indre Eidangerfjorden (st 107), i 90-95 m i Ytre Eidangerfjorden (st 106) og i 95m dyp i Langesundsfjorden (st 105) i 1999 - 2003.



Figur 3.22. Oksygeninnhold i 100 m dyp i Ærøydypet (st 200) i perioden 1995-2003.



Figur 3.23. Oksygenverdier fra 150 og 175 meters dyp i Gråholmdypet for perioden 1990-1991. Pilen viser dato for oksygenminimum.

3.2.4 Oksygenminimum observert i perioden 1999-2003

Fra de historiske oksygenmålingene ble målte oksygen minimum for perioden 1999-2003 plukket ut som de mest relevante for beskrivelsen av det oksygenmiljø dagens fauna opplever i bassengene. Tabell 3.2 viser målte og korrigerte O_2 minimum for bunnvann i bassengene i perioden 1999-2003. For stasjoner hvor målinger er blitt tatt nær bunnen og jevnt gjennom hele året: 52, 102/111, 106, 105 og 200 har vi benyttet laveste observerte oksygenverdi i perioden 1999-2003. På stasjon 107 er målt oksygenminimum ved 70 m justert til forventet verdi ved bunnen (95m) basert på målt oksygen på dette dyp på stasjon 106 og 105 i samme basseng. Fra stasjonene 6, 71 og 50 hvor det finnes regelmessige målinger hver høst (september/oktober) er laveste høstverdi de siste 5 årene benyttet som minimumskonsentrasjon. I enkelte år er trolig målinger i september noe lavere enn årsminimum for oksygen. For Goosefjorden (Groo) har vi benyttet oksygenverdien nær

bunn observert i august 2003, sett i sammenheng med observasjoner nær bunn i 1995 og 1998 og beregnet oksygenminimum (figur 16 og 10). Fra Gråholmdypet finnes målinger i 1990-91 og i 2003. En sammenligning mellom oksygenverdiene i Gråholmdypet og Ærøydypet viser at oksygenminimum nær bunn er omlag 0,6 ml l⁻¹ høyere i Gråholmdypet enn i Ærøydypet.

Tabell 3.2. Oksygen - minimum observert i de siste 5 år før 2003. Verdiene og dato for laveste oksygenkonsentrasjon (ml/l) målt hvert år i perioden fra høsten 1999-til våren 2003 er vist. Laveste verdi i perioden for hver stasjon er vist med uthevet skrift og korrigert minimum er gitt for 2 stasjoner markert med *.

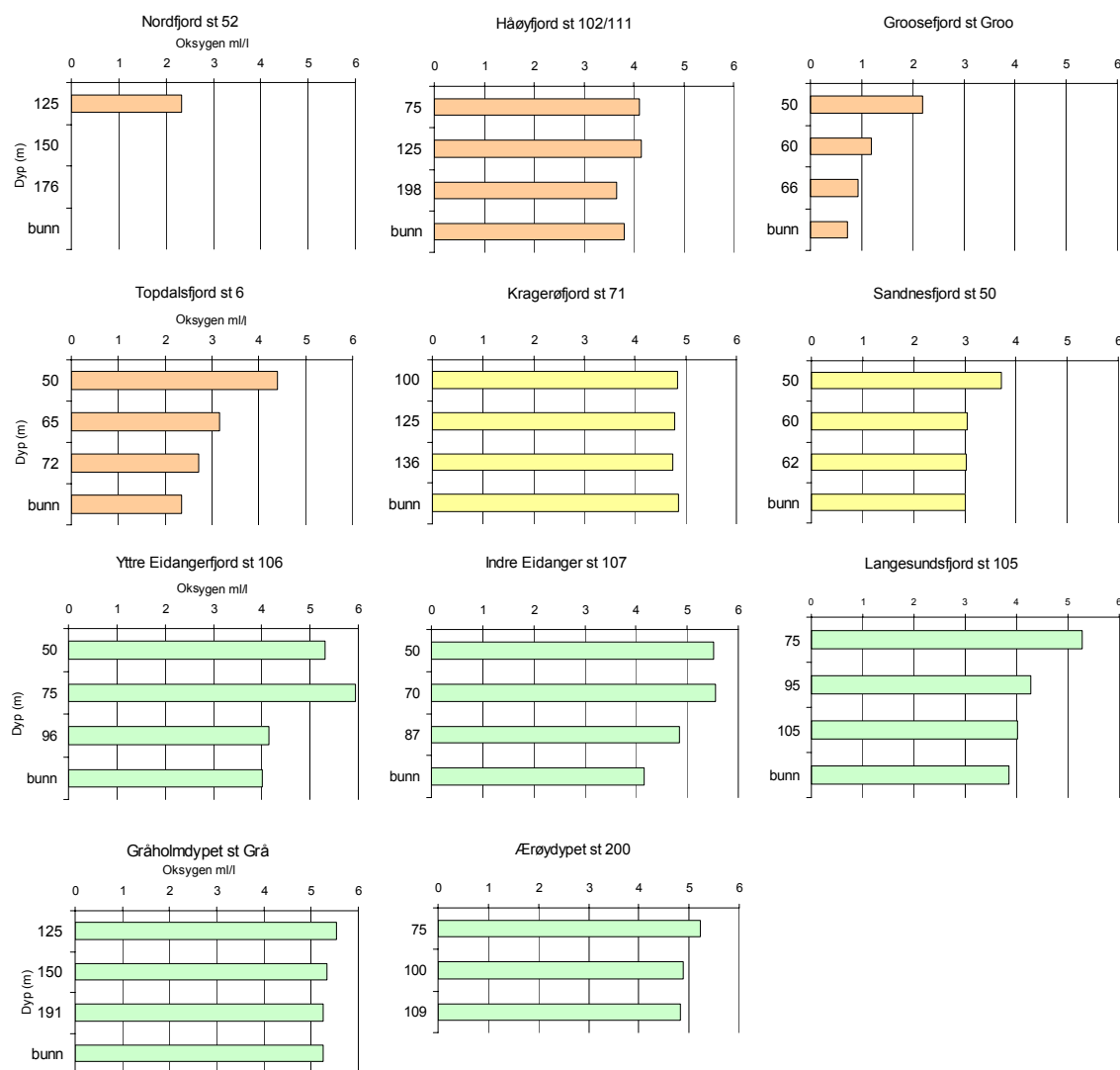
Stasjon	Dato	Dyp (Hmax) (m)	Målt O ₂ min 1999-2003 (ml/l)	Stasjon	Dato	Dyp (Hmax) (m)	Målt O ₂ min 1999-2003 (ml/l)	Korrigert O ₂ min (ml/l)
52 Nordfj.	21.09.1999	175 (178)	0,16	107 I.Eidangerfj.	24.09.1999	70 (89)	4,94	
	18.08.2000	175 (178)	0,03		25.09.2000	70 (89)	4,58	
	09.04.2001	175 (178)	0,01		24.09.2001	70 (89)	4,74	
	16.01.2002	175 (178)	0,02		24.09.2002	70 (89)	4,28	3,5*
	08.06.2003	175 (178)	0,04		*Senket O ₂ min basert på målinger på 90 m på st 106			
102/111 Håøyfj.	25.09.2000	200 (200)	0,10	106 Y. Eidangerfj.	25.09.1999	90 (98)	4,40	
	26.01.2001	200 (200)	0,14		25.09.2000	90 (98)	3,68	
	06.12.2002	200 (200)	1,20		24.09.2001	95 (98)	3,90	
	25.02.2003	200 (200)	1,20		24.09.2002	95 (98)	3,48	
	19.03.2003	200 (200)	0,87		20.08.2003	95 (98)	3,86	
Groo	05.10.1998	70,00	0,51		24.09.2003	95 (98)	3,47	
6 Topdalsfj.	16.09.1999	65 (74)	4,06	105 Langesunds fj.	25.09.1999	95 (105)	4,05	
	17.09.2000	65 (74)	2,33		25.09.2000	95 (105)	4,30	
	16.09.2001	65 (74)	3,09		24.09.2001	95 (105)	4,05	
	16.09.2002	65 (74)	2,85		24.09.2002	95 (105)	3,86	
	08.10.2002	70 (74)	0,75		200 Ærøydypet	05.11.1999	100 (109)	4,09
71 Kragerøfj.	22.09.1999	125 (138)	2,09	02.11.2000		100 (109)	3,59	
	23.09.2000	125 (138)	4,11	07.11.2001		100 (109)	3,71	
	22.09.2001	125 (138)	4,51	13.09.2002		100 (109)	4,39	
	22.09.2002	125 (138)	3	18.08.2003		100 (109)	4,87	
50 Sandnesfj.	20.09.1999	60 (69)	2,72	Grå Gråholmdypet	10.08.2003	193 (198)	5,25	4,25*
	21.09.2000	60 (69)	2,69		*Senket fordi laveste O ₂ verdi oftest er målt senere, i Oktober .			
	20.09.2001	60 (69)	2,61		Forventet nedgang på 1 ml basert på målinger på stasjon 200			
	20.09.2002	60 (69)	2,37					

3.3 Miljødata innsamlet i 2003

På alle stasjoner ble det på toktet i august 2003 målt oksygen i bunnvann og vanninnhold, partikkelsammensetning, innhold av organisk materiale, karbon, nitrogen, pigmenter og oksygen målt i sedimentet. En oversikt over miljødata er gitt i Tabell 3.3 (side 39). Under blir metoder og resultater presentert.

3.3.1 Oksygen målinger

Vannprøver for oksygenmåling ble tatt med vannhentere på 3 dyp, nær bunn, og et par dyp høyere opp i vannsøylen. I tillegg ble det tatt vannprøve rett over bunnsedimentet, dette ble gjort med "gravity-corer" som i tillegg til sedimentsamler inn 1-5 liter uberørt vann nær bunn. Vannet ble tappet på flasker for analyse etter Winkler-metoden. Oksygenverdiene målt ved bunn i august 2003 er vist i figur 3.24. Siden disse verdier kun gir et øyeblikksbilde fra august gjenspeiler de ikke det forventede årlige minimum i bassenget. Generelt er oksygenverdiene som ventet lavere nærmere bunn. De er også høyere for de fjordene som historisk har hatt gode verdier (grønne stapler) og lavest i gruppen med fjorder med historisk lave verdier (oransje stapler). Ett unntak er Håøyfjorden hvor det ofte går flere år mellom utvekslingen av bunnvann og som derfor kan få svært lave oksygenverdier. Her var målingene relativt høye noe som skyldes at det var utskifting våren 2003, få måneder før innsamlingen av vannprøver (se figur 3.10 i avsnitt 3.2.2.).



Figur 3.24. Oksygenverdier målt ved bunn i fjordene 7-11 i august 2003. Fargene angir oksygenkategori.

3.3.2. Sedimentmålinger

Sediment ble innsamlet med boxcorer ($0,1 \text{ m}^2$), med en prøve på hver stasjon (Tabell 3.4). Boxcoreren har en indre pleksiglass-kasse noe som gjorde det mulig å observere fargen på sedimentet, som kan benyttes som indikator på oksygentilstanden i sedimenter. Fargen på sedimentet ble dokumentert med foto (figur 3.25). Sort og mørkt sediment som i Nordfjorden, Groosefjorden og Topdalsfjorden skyldes anoksiske (oksygenfrie) forhold med hydrogensulfid (H_2S) tilstede helt opp i sedimentoverflaten. Det brune laget som sees tydelig i sediment fra Sandnesfjorden og Indre Eidangerfjorden indikerer rik tilgang på organisk materiale.

Tabell 3.4. Dato posisjon og dyp for innsamlingen av sediment med boxcore for analyse av kornstørrelse sammensetning, vanninnhold, karbon, nitrogen, og oksygenforhold i sediment.

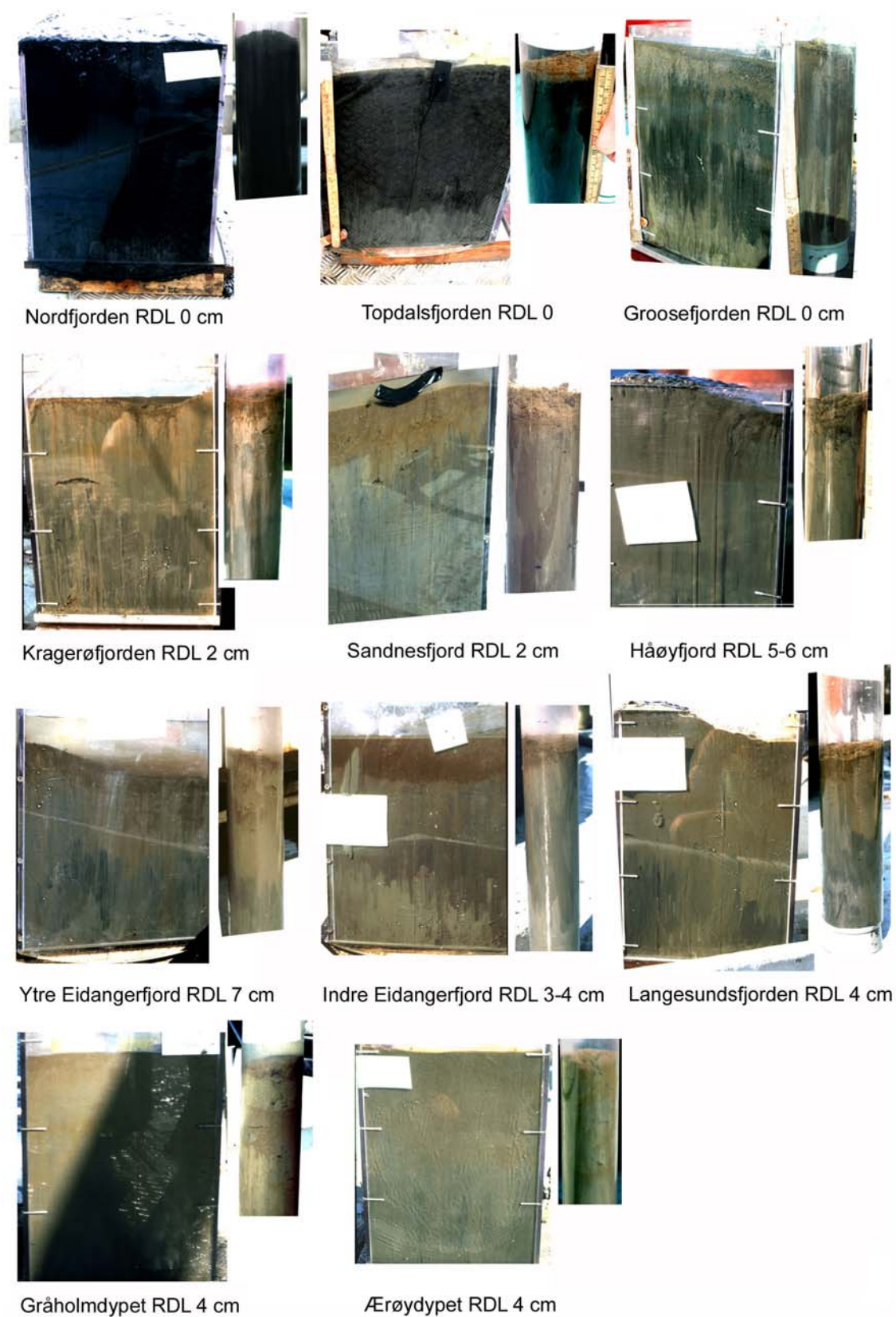
Dato	Stasjon	Lokalitet	Dyp (m)	Posisjon	
06.08.2003	St 106	Y. Eidangerfjorden	98	59°03 60 N	9°42 77 E
"	St 107	I. Eidangerfjorden	90,5	59°05 14 N	9°42 48 E
"	St 105	Langesundsfjorden	107	59°01 76 N	9°44 40 E
"	St 102/111	Håøyfjorden	201	59°01 31 N	9°47 94 E
08.08.2003	St 71	Kragerøfjorden	138	58°49 88 N	9°28 57 E
"	St 52	Nordfjorden	179	58°44 35 N	9°15 19 E
09.08.2003	St 50	Sandnesfjorden	64	58°41 77 N	9°10 42 E
10.08.2003	St Grå	Gråholmdypet	193	58°22 24 N	8°43 25 E
"	St 200	Ærøydypet	109	58°24 34 N	8°46 62 E
11.08.2003	10:45	Topdalsfjorden	73,9	58°10 44 N	8°03 72 E
12.08.2003	17:45	Goosefjorden	68,4	59°19 20 N	8°35 52 E

Fra sedimentet i boxcorer ble 5 mindre prøver tatt med plastikk rør (diameter 7 cm) for analyse av sedimentmiljø: to rør for replikate analyser av partikkelsammensetning, vann, karbon og nitrogenanalyse, 1 rør for pigmentanalyse og 2 rør for replikate målinger av oksygenforhold i sediment (redoks-måling). Redoks-målingen ble foretatt umiddelbart etter prøven ble tatt om bord. Resten av materialet (3 rør) ble frosset for senere analyse. Redoksmålinger ble utført med en platina elektrode som ble stukket ned i sedimentet fra overflaten. Målinger ble gjort ved overflaten og ned til 10 cm med 1 cm mellom avlesningene.

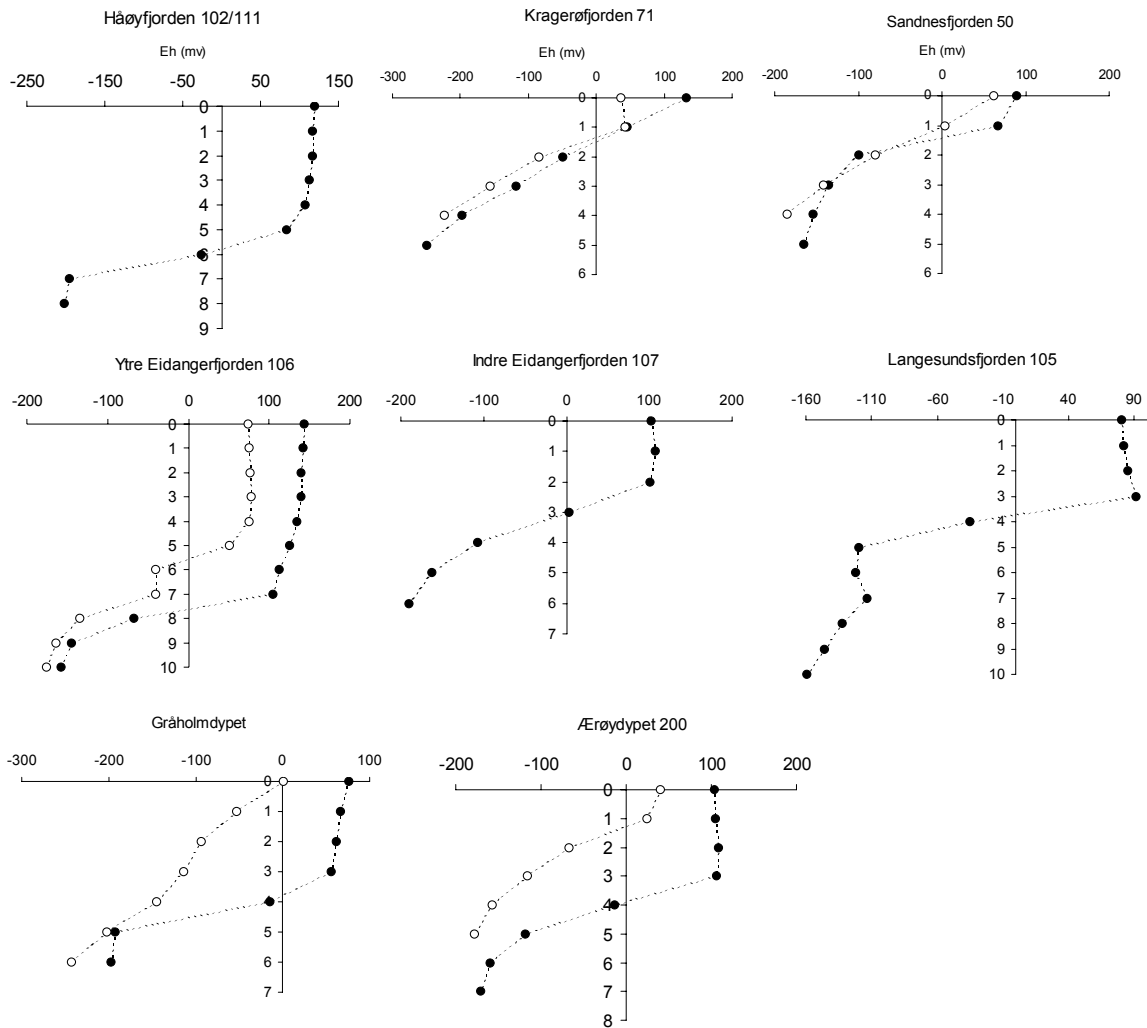
3.3.2.1 Metoder og resultater

3.3.2.1.1 Redoksmålinger (RDL)

RDL er forkortning for (Redoks Diskontinuitets Laget), det overgangsområdet i sedimentet hvor målte redoksverdier plutselig faller med økt måledyp i sedimentet. Denne overgangssone viser hvor langt ned i sedimentet det finnes oksygen. Resultatene er vist i figur 3.26. Sediment fra Nordfjorden, Goosefjorden, og Topdalsfjorden luktet sterkt av H₂S og det ble målt meget lave redoksverdier (Eh < -100 mV) helt opp i overflatelaget. Dette viser at sedimentet var anoksisk helt opp i overflaten. I Kragerøfjorden og Sandnesfjorden var kun de øverste 1-2 cm oksiske. I Indre Eidangerfjorden og Langesundsfjorden var det oksygen i sedimentet ned til ~3 cm og i Gråholmdypet, Ærøydypet og Håøyfjorden ned til minst 4 cm dyp.



Figur 3.25. Foto av sediment tatt med boxcorer. Grå-svarte partier indikerer områder med lite oksygen. RDL verdien angir hvor langt ned i sedimentet det finnes oksygen (se figur 3.26 som viser redoksprofiler).



Figur 3.26. Redoks-profiler fra sediment i fjordbassengene. Profiler fra Nordfjorden (52), Groosefjorden (Groo), og Topdalsfjorden (6) er ikke vist da sedimentene i disse fjordene var anoksiske helt opp i overflaten.

3.3.2.1.2. Organisk karbon og nitrogen

Organisk karbon og nitrogen ble analysert i de øverste 2 cm av sedimentet. Organisk materiale målt som % glødetap ble gjort i to omganger. Den mest lettnekbrytelige delen ble målt som vekttap etter 24 timers forbrenning ved 280 °C. Prøven ble så videre brent ved 500 °C i 24 timer. Atomært karbon og nitrogen ble analysert i en Carlo Erba NCS 2500 element analysator. Isotopsammensetningen, $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ ble analysert i en Micromass Optima, Isotope Ratio Mass Spectrometer. Resultatene viser at det er best samsvar mellom glødetap ved 280 °C og atomært karbon innhold ($r = 0,97$). Dette peker på at forbrenning ved lavere temperatur gir et bedre bilde av mengde letttilgjengelig karbon i sedimentet.

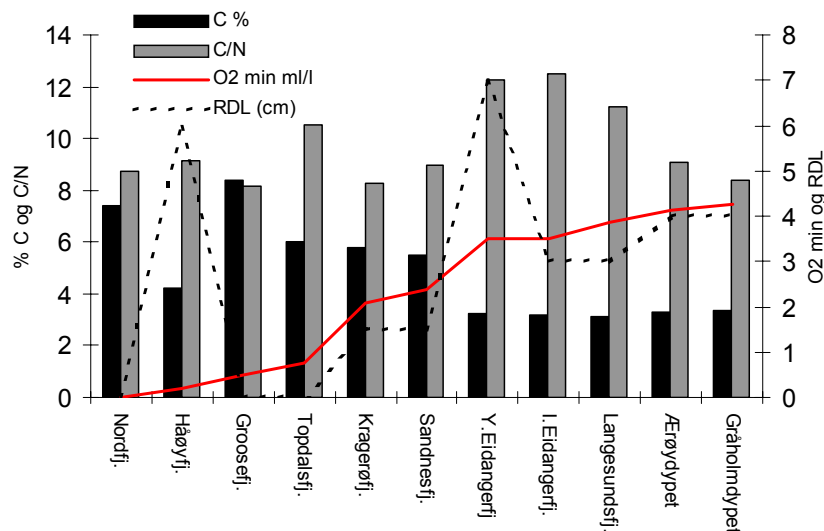
Karbon (C %) og nitrogenforholdet (C/N) sammen med isotopsammensetningen ($\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$) indikerer opphavet til det organiske materialet (Druffel & William 1992, Rullkötter 2000). Høye C/N verdier (> 10) tyder på karbonkilder fra land eller vanskelig nedbrytelige karbonforbindelser, mens lave verdier (< 9) er typisk for materiale produsert i den marine næringskjeden. Karboninnhold og karbon/nitrogen-forhold i sedimentet sett i

relasjon til oksygen situasjonen i bassengene er vist i figur 3.27. Isotopsammensetningen, $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ er vist i figur 3.28.

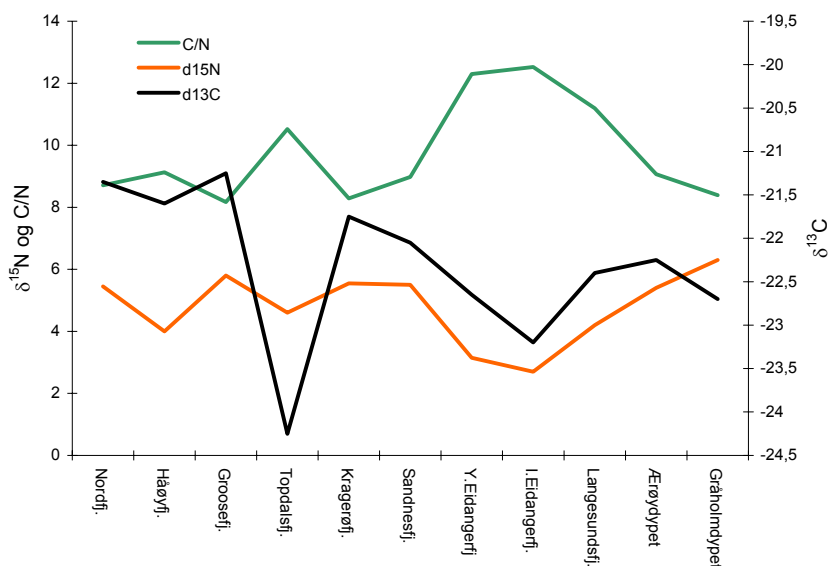
Ikke uventet er de høyeste karbon-verdiene knyttet til bassenger med dårlige oksygenforhold og lite oksygen i sedimentet og overgangssjiktet (RDL) mot anoksisk sediment ligger kun få centimeter under sedimentoverflaten. De høyeste karbonverdier (> 5%) ble målt i Groosefjorden og Nordfjorden etterfulgt av Kragerøfjorden, Sandnesfjorden og Topdalsfjorden. Dette er alle fjorder med bunnvann og sediment preget av oksygensvikt. Grenlandsfjordene sammen med Ærøydypet og Gråholmdypet hadde relativt lavere karbonverdier.

For Grenlandsfjordene (unntatt Håøyfjorden) og Topdalsfjorden tyder høye karbon/nitrogen (C/N) verdier (> 10) på at det organiske materialet stort sett kommer fra land. Til sammenligning har rent marint organisk materiale C/N-verdier på ~ 9 (Riera 1998). I flere av bassengene ble det observert "algedusker" på bunn en karbonkilde som også kan ha høye C/N verdier. I de øvrige bassengene er kilden i større grad fra marin produksjon. Høyest karboninnhold og lavest C/N forhold ble målt i sediment fra Groosefjorden, Sandnesfjorden og Kragerøfjorden (~8). Det organiske materiale i disse bassenger er derfor for en stor del fra den marine næringskjeden (plante- og dyreplankton rester) og er lett nedbrytelig.

Isotopsammensetningen for nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) viser et speilbilde av C/N forholdet med lave verdier (< 4) knyttet til Grenlandsfjord-systemet og Topdalsfjorden. Dette tyder på at en større andel av det organiske materialet i disse fjordene har sin opprinnelse fra land (Hellan 2003). Karbonisotop-sammensetningen følger stort sett samme mønster som for nitrogen, men Topdalsfjorden har ekstremt lav verdi og Håøyfjorden og Nordfjord de høyeste.



Figur 3.27. Prosent karbon og karbon/nitrogen forholdet i øverste 2 cm av sedimentet sett i relasjon til oksygen minimum og oksygendyp i sedimentet målt som RDL.



Figur 3.28. Sammensetningen av organisk materiale i fjordene vist som karbon nitrogen forhold (C/N) og isotopsammensetning, $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$.

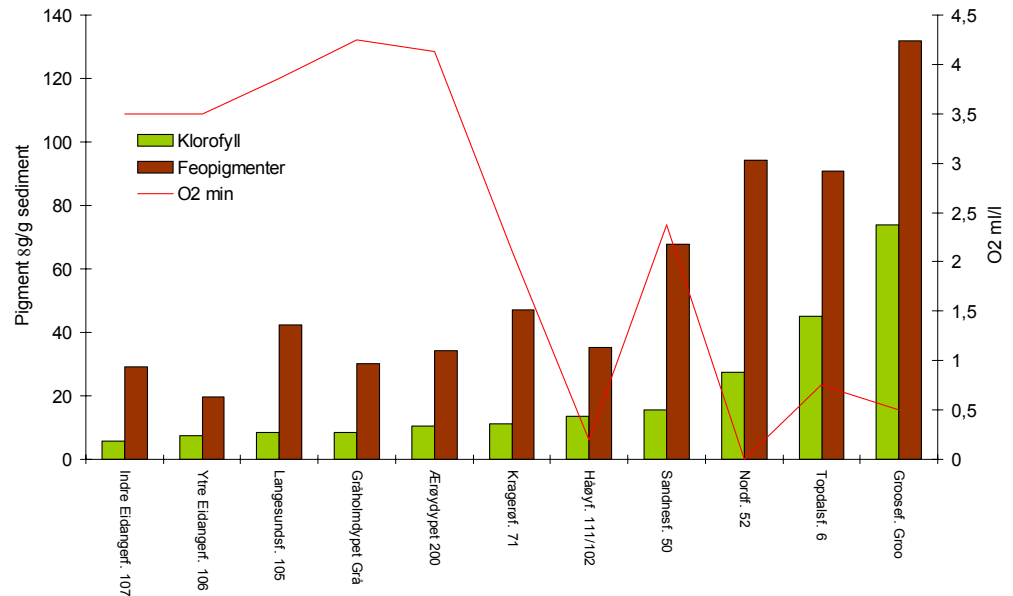
3.3.2.1.3. Pigmentinnhold

Innhold av pigmenter i den øverste centimeter av bunnsedimentet i fjordene ble målt. Klorofyll a og pheopigmenter ble ekstrahert med 90% aceton og sentrifugert og fluorometrisk målt med Turner Design modell 10 AU. I fluorometeret bestråles ekstraktet med blått lys (400-500 nm). Klorofyll a vil da sende ut rødt lys (fluorescerer) med maksimum ved 686 nm. Alternativt kan klorofyll a bestemmes fotometrisk ved 662-664 nm. (Fluorescensmålinger er betydelig mer følsomme enn fotometriske målinger). Feopigmenter bestemmes etter sur-gjøring av prøven med saltsyre.

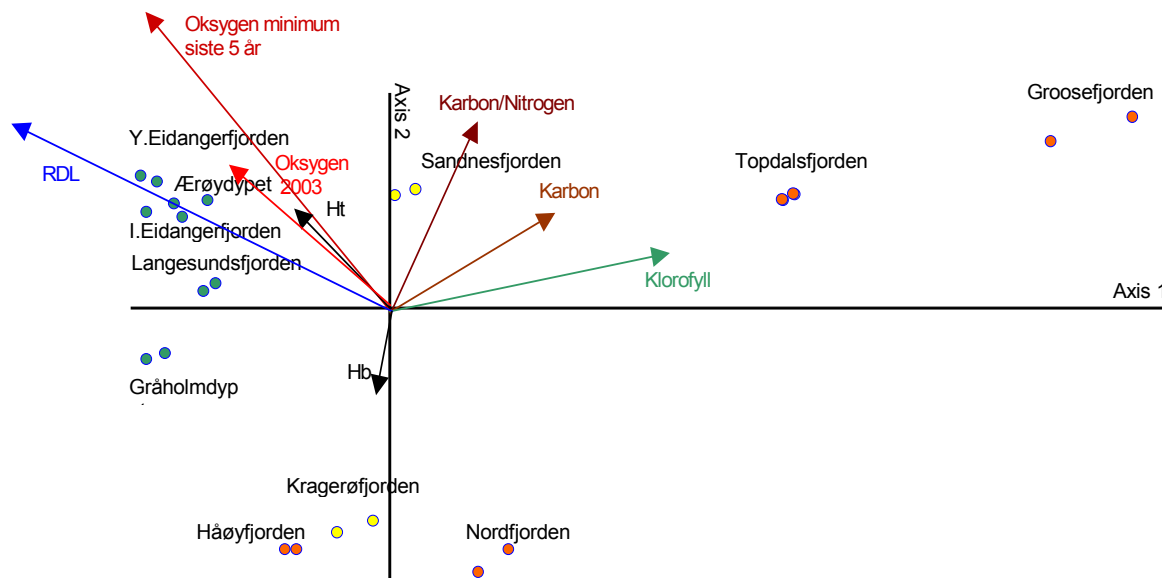
I figur 3.29 er resultatene sammenholdt med oksygenminimum målt siste 5 år. Høye pigmentverdier (rester fra primærproduksjonen i vannsøylen) er målt i de 3 fjordene som har dårligst oksygenforhold (st. Nordfjorden, Topdalsfjorden og Groosefjorden). Unntaket er Håøyfjorden hvor det er betydelig lenger tidsrom mellom lave oksygenverdier. Dette kan tyde på lokal høy primær-produksjon i disse fjordene. En relativt stor opphoping av pigmenter ved bunn kan imidlertid også forklares av at mangel på levende bunnfauna hindrer videre omsetning av sedimentert materiale.

3.3.2.1.4. Kornstørrelsesammensetning

Resultatene fra analyse av kornstørrelse fordeling og vanninnhold i de øverst 2 cm av sedimentet i fjordbassengene er gitt i Tabell 3.3. Generelt har fjordbassengene et meget finkornet sediment med et høyt vanninnhold. Den fine fraksjonen (leire+silt) utgjør 91-99% av sedimentet med en leire-andel på mellom 29-51% med høyest verdi for Gråholmdypet og Ærøydypet. Silt andelen ligger mellom 47-68% og sand: 0,5-8,6%. Vanninnholdet er ligger mellom 58-76%



Figur 3.29. Innhold av pigmenter i den øverste centimeter av bunnsedimentet i fjordene sammenholdt med oksygenminimum målt siste 5 år.



Figur 3.30. Gruppering av fjordene basert på 8 miljøparametre (Ht= terskel dyp, Hb= basseng dyp) vha ordinasjonsmetoden DCA (Detrended Correspondence Analysis). Miljøparametre er vist med piler og fjordene er markert med fylte sirkler hvor farge er relatert til gruppering etter historisk oksygenforhold (se Tabell 3.1).

3.4 Gruppering av fjordbassengene etter miljøforhold

Gruppering av stasjoner basert på de 8 miljøparametre som best beskriver miljøet i fjordene (% karbon, % nitrogen, karbon/nitrogen, bunndyp (Hb), terskeldyp (Ht), oksygenert dyp i sedimentet (RDL), klorofyll, oksygenminimum siste 5 år og målt oksygen høsten 2003) er vist i figur 3.30. Grupperingen er gjort med ordinasjonsmetoden DCA (Detrended Correspondence Analysis) (Braak 1987).

Miljøparametrene er vist med vektorer som peker i retning for økende verdi, fjordene er plassert i forhold til de målte verdiene for miljøparametrene. I motsatt retning er det fallende verdier. Lange vektorer markerer sterke trender, mens korte vektorer viser svake eller ingen trender. Vinkelen mellom vektorer viser tilnærmet graden av korrelasjon mellom parametrene. Motsatt rettede vektorer viser motsatt korrelerte parametre.

Stasjonene plasseres etter beste tilpasning til parameterverdiene. Generelt vil en stasjon (for eksempel Groosefjorden) som ligger for enden av en lang vektor (Klorofyll) være karakterisert ved høy verdi for denne parameteren og lav verdi for en vektor som peker i motsatt retning (O₂ min). Aksene gir en totalsummering av hovedmønstrene i datamaterialet. Første akse vil alltid vise det sterkeste mønsteret (hovedgradienten) og er den akse som fanger opp mest mulig av variansen i datamaterialet. Akse 2 viser det nest sterkeste mønsteret som er uavhengig av det første.

Av analysen framgår det at på høyre side i aksesystemet er verdiene for klorofyll og karbon høye mens i motsatt retning øker verdiene for oksygen både i sedimentet og i bunnvann, i denne retning øker også terskeldypet (Ht). De friske fjordene (grønne punkter) ligger til venstre i diagrammet mens de ekstremt dårlige (rosa punkter) ligger til høyre. Håøyfjorden, Kragerøfjorden og Sandnesfjorden ligger i et overgangs område.

3.5. Konklusjon

- *Tabell 3.5 viser miljøklasser for oksygen i dypvann, organisk karbon og oksygenforhold i sediment (RDL). Klassifiseringen av de 11 fjordbassengene med utgangspunkt i disse parametere er vist i Tabell 3.6.*
- *Alle de 11 bassengene har et relativt høyt innhold av organisk karbon i sedimentet, 5 er i klassen mindre god og 6 meget dårlig.*
- *Oksygenmålinger foretatt som del av feltstudiet i august 2003 peker på dårlige forhold i 3 av bassengene mens klassifisering basert på oksygenminimum målt i perioden 1999-2003 viser at forholdene var dårlig- meget dårlig i de 6 bassenger som har høyes innhold av organisk karbon.*
- *Oksygenforholdene nær bunn er spesielt dårlige i Nordfjorden, Håøyfjorden, Groosefjorden og Topdalsfjorden.*
- *For Høyfjorden skyldes dette at bunnvannet ikke utskiftes årlig og et relativt lavt innhold av organisk karbon (4,24 %) derfor kan føre til betydelig oksygenmangel. Oksygenforholdene i bunnsedimentet (RDL verdien) er bra i fjorden, dette skyldes antakelig det relativt lave karboninnholdet i sedimentet og utskiften av bunnvann som skjedde våren 2003. Dette tilførte nytt oksygen til bassenget etter en lang stagnasjonsperiode (se figur 3.16 avsnitt 3.2.3.).*
- *Avviket mellom observasjonene under toktet i august 2003 og oksygenminimum de siste 5 år, viser at det er nødvendig å foreta oksygen målinger regelmessig i flere år for å kunne benytte oksygen som miljøindikator. Det er også avgjørende*

å måle nær bunn på det tidspunkt på året når oksygenforholdene er som dårligs. Dette er normalt i perioden oktober – januar men varierer fra fjord til fjord. Slike målinger er avgjørende for å kunne dokumentere og forstå effekter av eutrofiering på fjorder.

Tabell 3.5. Klassifisering av miljø i forhold til karbon i sedimentet, oksygen i dypvann og redoksprofil (RDL). Klassene er hentet fra Molvær (1997) med unntak for RDL klassifiseringen som er fra Coast and Seas (2000).

Parametre	I	II	III	IV	V	VI
	Meget god	God	Mindre god	Dårlig	Meget dårlig	
Organisk karbon mg/g	< 20	20-27	27-34	34-41	>41	
Organisk karbon %	< 2	2-2,7	2,7-3,4	3,4-4,1	>4,1	
O ₂ ml/l	> 4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5	
RDL (cm)	> 5	5-3,6	3,5-2,1	2,0-1,1	1- 0,1	0

Tabell 3.6. Klassifisering av fjordbassengene med utgangspunkt i karbon, oksygenminimum i bunnvann siste 5 år, oksygen ved bunn målt høsten 2003 og oksygenforhold i sedimentet (RDL) målt høsten 2003. For definisjon av klassene se tabell 3.

Fjordbasseng	Karbon %	Faste obs O ₂ min ml/l	Tokt 2003 O ₂ ml/l	Redox DL (cm)
Nordfjorden 52	7,45	0	0	0
Håøyfjorden 111/102	4,24	0,1	3,8	6
Goosefjorden Groo	8,37	0,5	0,72	0
Topdalsfjorden 6	6,00	0,75	2,35	0
Kragerøfjorden 71	5,82	2,09	4,85	1,5
Sandnesfjorden 50	5,47	2,37	3	1,5
Y.Eidangerfjorden 106	3,24	3,5	4,02	7
I.Eidangerfjorden 107	3,21	3,5	4,16	3
Langesundsfjorden 105	3,14	3,86	3,86	3
Ærøydypet 200	3,32	3,59	5,42	4
Gråholmdypet Grå	3,35	4,25	5,25	4

Referanser

Braak, C. J. F. Ter. 1987. Ordination, in R. H. G. Jongman, C. J. F. ter Braak and O.F.R. van Tongeren (eds) Data analysis in community and landscape ecology, (Wageningen:Pudoc), pp. 91-173.

Coast and Seas, 2000. Naturvårdsverket. Rapport 5052 ISBN 91-620-5052-4

Druffel, E.R.M., William, P.M., 1992. Importance of isotope measurements in marine organic geochemistry, Mar. Geochem. 39: 209-215.

Hellan, A., 2003. Transport and sedimentation of metals and organic matter in Glomma estuary, south east Norway. Thesis, Department of Soil and Water Science Agricultural University of Norway, ISBN 82-575-0544-7.

Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J, Sørensen J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:03. 36 s.

Oug, E., 2003. Overvåking av Topdalsfjorden og Ålefjærfjorden, Kristiansand Kommune 2002-2003, Norges Institutt for Vannforurensning, NIVA, rapport 4745-2003.

Riera P. 1998. $\delta^{15}\text{N}$ of organic matter sources and benthic invertebrates along an estuarine gradient in Marennes-Oléron Bay (France): implication for the study of trophic structure. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 166: 143-150.

Rullkötter J. 2000. Organic matter: The driving force for early diagenesis. In: (eds.) Schulz H.D. and Zabel M.) *Marine Geochemistry*. Springer, Berlin, 129-172.

Tabell 3.3. Miljøinformasjon. Tall for organisk materiale og partikkelsammensetning er basert på homogenisert prøve av de øverste 2 cm av bunnsedimentet. Glødetap er bestemt ved to prosesser: forbrenning først ved 280 °C siden ved 520 °C . Oksygenverdier for bunnvann er angitt både som laveste konsentrasjon ved bunn i perioden 1999-2003 og målt konsentrasjon i vannprøver tatt ved bunn på tokt i august 2003. Det sedimentdyb hvor redokspotensialendres kraftig (RDL) er angitt i cm og indikerer overgangen mellom oksisk og anoksisk sediment. Pigmenter er målt i homogenisert prøve av den øverste centimeter av sedimentet.

Stasjonsnummer	Organisk materiale i sedimentet								Kornstørrelse og vanninnhold					O ₂ i bunnvann og sediment			Pigmenter	
	% Glødetap	% Glødetap	Totalt glødetap	Nitrogen	Karbon	N isotop	C isotop	C/N forhold	Leire	Silt	Sand	Grus	Vann	O ₂ Minimum fra faste obs.	O ₂ målt 2003	Redoks DL	Klorophyll a	Feopigment
	280 °C	500 °C	%	%	%	δN15	δC13		%	%	%	%	%	ml/l	ml/l	(cm)	µg/g	µg/g
52A	6,56	10,93	17,49	0,81	7,59	5,3	-21,2	9,37	29	70	1	0	76	0	0	0	29,36	94,03
52B	7,41	10,92	18,33	0,9	7,25	5,6	-21,5	8,06	40	59	1	0	76	0	0	0	25,39	94,51
102/111A	4,16	9,21	13,37	0,48	4,23	4,4	-21,4	8,81	44	55	1	0	66	0,1	3,8	6	14,54	37,25
102/111B	4,40	8,81	13,21	0,45	4,25	3,6	-21,8	9,44	42	57	1	0	70	0,1	3,8	6	12,75	33,22
GroA	8,55	12,32	20,88	1,05	8,58	5,9	-21,2	8,17	40	58	2	0	71	0,5	0,72	0	80,32	146,63
GroB	8,36	11,18	19,54	1	8,17	5,7	-21,3	8,17	42	56	1	0	70	0,5	0,72	0	67,19	117,08
6A	6,74	7,21	13,95	0,58	6,00	4,8	-24,1	10,34	32	67	1	0	68	0,75	2,35	0	44,29	90,54
6B	7,03	6,81	13,85	0,56	5,99	4,4	-24,4	10,70	31	68	1	0	69	0,75	2,35	0	45,69	91,45
71A	5,30	10,14	15,44	0,7	5,72	5,5	-21,4	8,17	34	66	1	0	69	2,09	4,85	1,5	13,15	49,60
71B	5,45	10,24	15,70	0,7	5,88	5,6	-22,1	8,40	31	68	1	0	69	2,09	4,85	1,5	9,21	44,91
50A	5,88	9,88	15,76	0,62	5,50	5,8	-21,9	8,87	48	51	0	0	71	2,37	3	1,5	14,88	67,28
50B	5,67	10,56	16,22	0,6	5,45	5,2	-22,2	9,08	46	54	1	0	69	2,37	3	1,5	16,42	68,34
106A	2,95	8,38	11,33	0,29	3,36	3,4	-22,6	11,59	32	64	3	0	63	3,5	4,02	7	8,35	17,57
106B	2,87	8,52	11,40	0,24	3,12	2,9	-22,7	13,00	29	68	3	0	64	3,5	4,02	7	6,46	21,73
107A	3,87	6,24	10,11	0,3	3,41	3,5	-23	11,37	35	58	6	0	66	3,5	4,16	3	6,38	28,07
107B	3,61	6,02	9,62	0,22	3,01	1,9	-23,4	13,68	32	60	9	0	59	3,5	4,16	3	5,00	30,36
105A	2,96	6,77	9,74	0,28	3,04	4,6	-22,4	10,86	42	51	7	0	59	3,86	3,86	3	8,01	41,81
105B	3,21	7,30	10,50	0,28	3,23	3,8	-22,4	11,54	42	51	7	0	60	3,86	3,86	3	8,85	43,14
200A	2,95	9,13	12,07	0,36	3,28	5,4	-22,3	9,11	45	52	4	0	62	3,59	5,42	4	7,30	42,91
200B	3,03	9,01	12,04	0,37	3,34	5,4	-22,2	9,03	46	50	3	0	62	3,59	5,42	4	13,60	25,67
GråA	3,21	10,19	13,40	0,41	3,38	6,5	-23,1	8,24	50	48	1	0	64	4,25	5,25	4	7,05	31,18
GråB	3,07	10,21	13,28	0,39	3,33	6,1	-22,3	8,54	51	47	2	0	58	4,25	5,25	4	9,94	28,86

3.6 Video-dokumentasjon av bunnforhold

I seks av de 11 fjordbassengene ble det foretatt visuell observasjon langs et transekt med ROV. Disse bassenger var Groosefjord (Gro) Gråholmdypet (Grå), Ærøydypet (200), Sandnesfjorden (50), Nordfjorden (52) og Kragerøfjorden (71).

Gråholmdypet

Bløt bunn med tydelige krype- og gravespor etter irregulært sjøpinnsvin (*Brissopsis lyrifera*). Bunnen var sterkt preget av sporene (se figur 3.31). Aktiviteten til sjøpinnsvinet fører til en betydelig omrøring av bunnsedimentet på lokaliteten. Andre større organismer som ble observert var sjørosen *Bolocera tuediae* og noen fisker, slimål og flyndre. Anslått antall av observerbare organismer per meter ROV transekt var: 5 sjøpinnsvin per meter, 1 reke hver tiende meter, 2 *Bolocera* anemoner på 100 m.

Ærøydypet

Bløt bunn med gravespor etter det irregulære sjøpinnsvinet *B. lyrifera* (figur 3.32). De var nedgravde og få individer kunne ses. Ellers fantes det mange store gravehull, antakelig fra sjøkreps, og en god del duskformede rester av alger liggende løst på bunnoverflaten. Antall av observerbare organismer på 100m videotransekt var: ~40 sjøpinnsvin, 20 algedusker og 6 reker. Andre større organismer var en sjøpenn og to flyndrer.

Kragerøfjorden

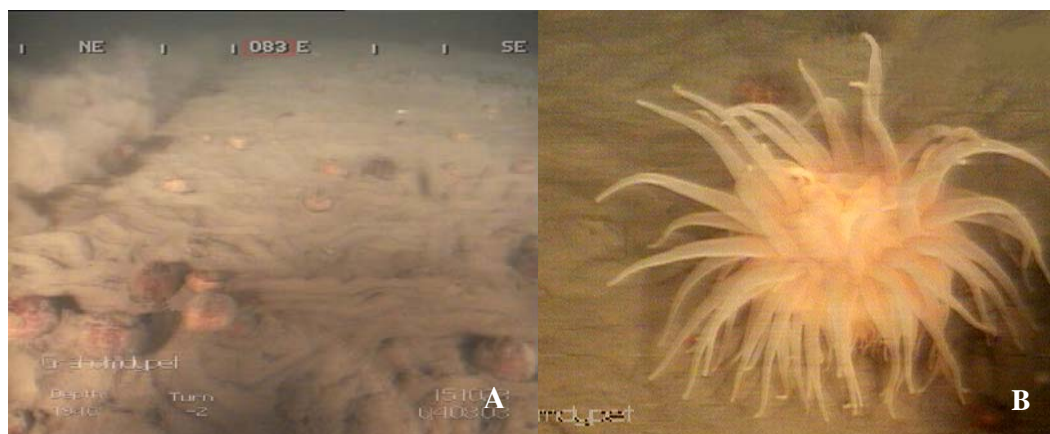
Bunnen var sterkt kupert noe som antakelig er et resultat av tråling (figur 3.33). Bunnen var bløt med et tydelig øvre lag av organisk materiale og et mørkt oksygenfattig underliggende sediment. Slangestjerner (*Ophiura sarsi/albida*) var vanligst av større organismer. De krøp meget aktivt rundt på bunnen. På 100 m video transekt ble ~70 *Ophiura* og 37 reker observert. Andre større organismer var tre anemoner og to eremitt kreps. Algedusker var vanlige (~20) noen tareblader kunne også sees.

Sandnesfjorden

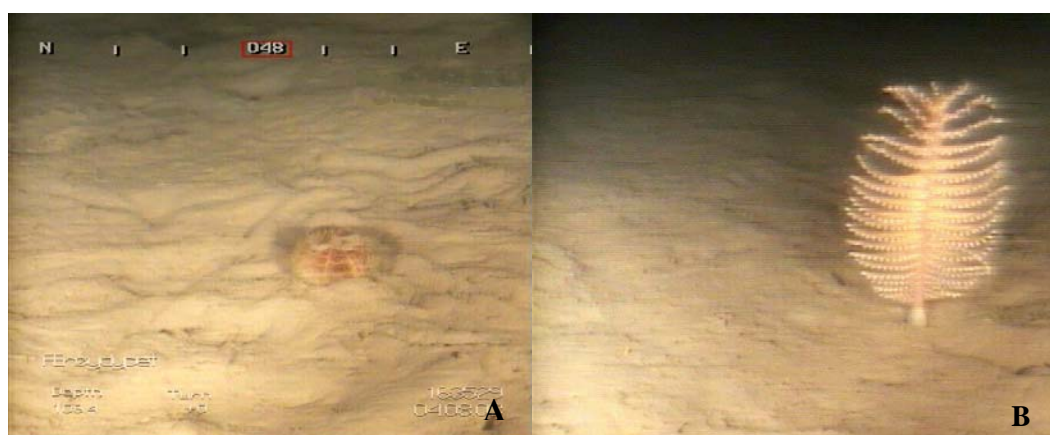
Jevn og bløt bunn med tett dekke av oppstikkende rør av børstemark (Polychaeta). Rørene sto vertikalt i bunnen og ga overflaten et loddent inntrykk (Figur 3.34). Meget få synlige organismer bortsett fra børstemarkrørene. På det ~50 m lange video transektet ble en eremittkreps og en reke observert. Noen større hauger med hull i midten indikerer at det kan finnes større gravende krepsdyr. Noen få algedusker og tareblad ble også observert.

Groosefjorden

Jevn bløt bunn med et gulhvitt bakteriedekke og ingen gravehull. Sedimentet under var svart og anoksisk (figur 3.35). Meget få synlige organismer bortsett fra noen røde hauger med tråder som trolig var tentakler fra børstemark. På det ~50 m lange videotransekt ble fem røde tentakelhauger observert men ellers ingen levende organismer.



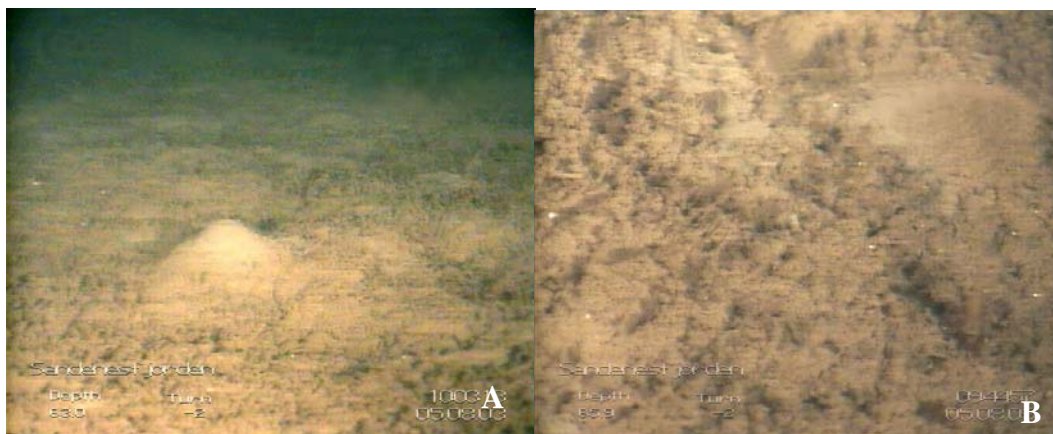
Figur 3.31. Gråholmdypet, 194 m dyp. **A.** Merk det bløte sedimentet og de mange sjøpinnsvin (*Brissopsis lyrifera*) og dere gravespor. **B.** Sjørose (*Bolocera tuediae*) med reker under.



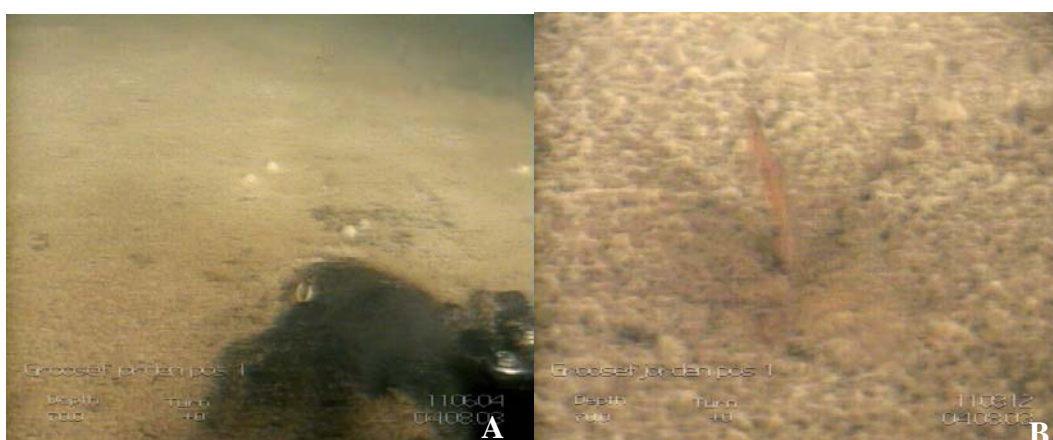
Figur 3.32. Ærøydypet, 104 m dyp. **A.** Bløtt sediment med sjøpinnsvin og noen gravespor. **B.** Sjøpenn (*Pennatula phosphorea*).



Figur 3.33. Kragerøfjorden, 138 m dyp. **A.** Bløtt og kupert sediment med reke i forgrunnen. **B.** Slangestjernen (*Ophiura sarsi*), den vanligste organismen synlig på video.



Figur 3.34. Sandnesfjorden, 64 m dyp. **A.** Bløtt sediment dekket med rør av børstemark (Polychaeta) og enkelte hauger med hull i midten. **B.** Nærbilde av rør som danner loddent dekke på bunn.



Figur 3.35. Goosefjorden, 69 m dyp. **A.** Bløtt sort anoksisk sediment dekket med bakteriefilm og tomme skall etter døde muslinger. **B.** Nærbilde av den eneste levende organismen som kunne observeres, trolig en rørbyggende børstemark.

Nordfjorden

I denne fjorden dekket det ~100 m lange ROV-transektet en dybdegradient fra 73 til 120 m for å dokumentere overgangen fra friske vannmasser til oksygenfattig bunnvann.

73-95 m: Bunnen var grå og bløt med skjellrester (figur 3.36). På bunnen var det oppstikkende rør av børstemarken *Spiochaetopterus typicus* og enkelte spredte påfuglmark (sabellide polychaeter). *Spiochaetopterus* danner et stivt pergamentaktig rør som står vertikalt på bunnen og kan stikke 20-30 cm ned i sedimentet. Arten er karakteristisk for områder med lave oksygenforhold. På transektet var det ~20 ind./m². Her finnes også små anemoner som sitter på søppel.

95-105 m: Antall synlige organismer minker kraftig og bakteriedekket på sedimentoverflaten blir mer vanlig (figur 3.37A). Mye døde skall av små tynnskallede muslinger.

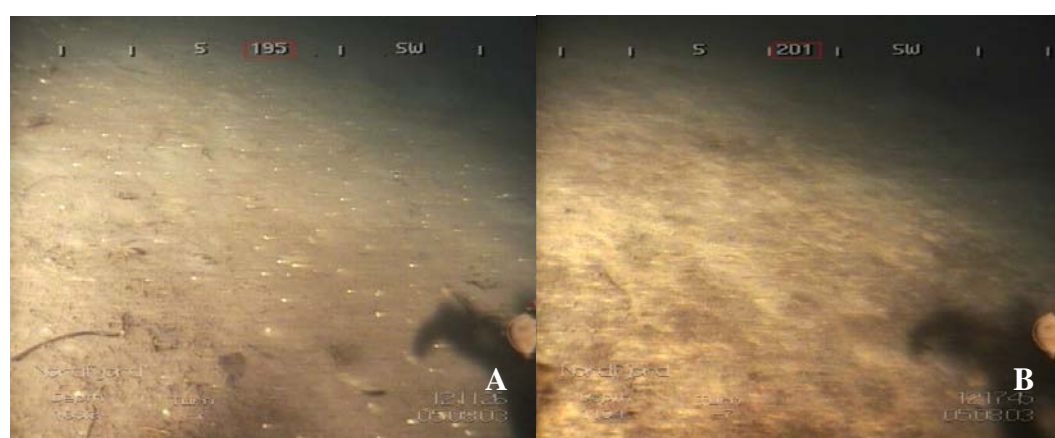
>110 m: Bunnen er mer eller mindre dekket av gulhvite svovelbakterier (*Beggiatoa*) (figur 3.37 B). Bakterien lever i sjiktet mellom sulfidholdig sediment og vannmasser med oksygen. Bakterieteppe blir tykkere ned mot 120 m.

110-115 m: Overgangssone, hvor sedimentet var delvis dekket av bakterier, men med svarte flekker som indikerer hydrogen sulfid (H₂S) (figur 3.38). Her ble polychaeten *Ophiodromus flexuosus* observert med ~2 ind/m². Denne arten er karakteristisk for slike overgangssoner.

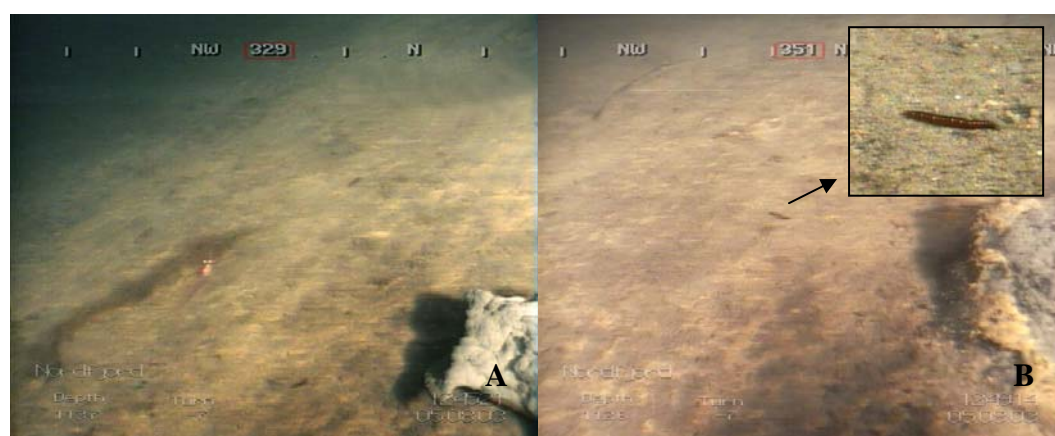
>115 m: Ingen observerbare dyr, svart sediment med kraftig bakteriedekke. 17 reker ble observert langs transektet, noen nede på 125 m dyp stående på bakteriedekket sedimentet. Oksygenkonsentrasjon ble her målt til 2,5 ml/l under toktet i august 2003.



Figur 3.36. Nordfjorden, 81 m dyp, bildene viser, **A.** rør av børstemarken *Spirochaetoperus* og **B.** en påfuglmark med utstrakt tentakkelkrone.



Figur 3.37. Nordfjorden, **A.** 105 m dyp, jevn bunn med få dyr, **B.** 110 m dyp, tynn bakteriefilm.



Figur 3.38. 113 m dyp **A.** Reke på bakterieteppe. **B.** *Ophiodromus flexuosus* indikatorart.

Konklusjoner

- *På bunnen i de friske bassengene Gråholmdypet og Ærøydypet forekommer store bunndyr (sjøpenner, anemoner og sjøpinnsvin). Sjøpinnsvinet *Brissopsis lyrifera* som vanligvis er nedgravet holder her til på overflaten, noe som indikerer høy sedimentasjon og god fødetilgang (Hollertz1 et al. 1998).*
- *I Kragerøfjorden som har dårlige oksygenforhold i dypere deler var det største synlige dyr slangestjernen *Ophiura sarsi* som beveget seg rundt på sediment overflaten. Tråling etter reker i området har satt tydelige spor på bunnen og fører sannsynlig til stor omveltning av bunnsedimentet.*
- *I Sandnesfjorden som også har relativt dårlige oksygenforhold ble det ikke observert større organismer og bunnen var dekket av et teppe av børstemarkrør.*
- *I Groosefjorden som til tider har oksygenverdier nær 0 er bunnen dekket av bakterier og er tilsynelatende livløs. Sedimentet er også grå-svart under bakteriefilmen og oksygenfritt.*
- *I Nordfjord dekket video-transektet en oksygengradient fra friskt vann på 81 m til bunn uten oksygen på dyp større enn 115 m. Transektet viste en tydelig overgangssone på 105-113 m dyp hvor bakteriefilmen økte i dekningsgrad og børsteormen *Ophiodromus flexuosus* forekom. Dette viste at denne arten er en god indikator på grenseområdet til livløs og oksygenfri bunn.*

Referanser

Karin Hollertz1, K. Sköld, M. & Rosenberg, R. 1998 Interactions between two deposit feeding echinoderms: the spatangoid *Brissopsis lyrifera* (Forbes) and the ophiuroid *Amphiura chiajei* Forbes. *Hydrobiologia* 375/376: 287–295.

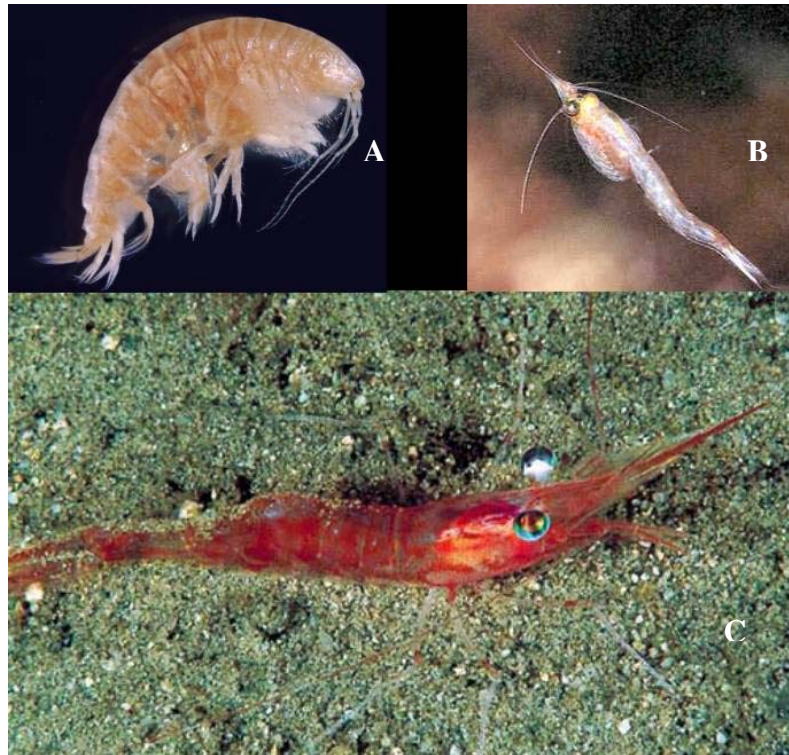
4. Hyperbenthos

L. Buhl-Mortensen

4.1 Økologisk betydning

Følsomme indiktorer på eutrofiering og oksygensvikt

Det er et sterkt behov for økologiske kvalitetskriterier (EcoQOs) innen miljøforvaltning, og spesielt for havbunnen. Dette fremkom på et arbeidsmøte om EcoQOs for Nordsjøen (Anon 1999, Lanters et al. 1999). Tidlig varsku om miljøforringelse er essensielt for en føre-var forvaltning av marine økosystemer og identifisering av følsomme indikatorer er i denne sammenhengen avgjørende. Tradisjonelt har bunnfaunastudier fokusert på infauna (dyr som lever nedgravet i bløtbunn) ved hjelp av sedimentprøver som har gitt et godt bilde av forekomsten av mollusker og polychaeter. Som en konsekvens har indikatorarter for forurensing blitt valgt fra denne fauna (Gray & Pearson 1982, Pearson et al. 1983). Samtidig finnes det mange indikasjoner på at den mer bevegelige faunaen som lever i overgangsområdet mellom sediment og vann, 'hyperbenthos', er spesielt følsom for dårlige oksygenforhold (figur 4.1 viser noen eksempler på hyperbenthos organismer). Denne fauna består i hovedsak av krepsdyr som generelt ser ut til å være den mest følsomme gruppen i forhold til oksygensvikt, mens polychaeter and mollusker er mer tolerante (Theede 1973, Dries & Theede 1974, Josefson & Widbom 1988 og arbeider sitert i Diaz & Rosenberg 1995). Et viktig mål med studiet av hyperbenthos i de 11 fjordene som prosjektet omfatter er derfor å dokumentere responsen på eutrofirelatert oksygensvikt og identifisere indikatorarter og/eller indikatorgrupper.



Figur 4.1. Noen av de større krepsdyr som inngår i hyperbenthos-faunaen, **A.** Amphipod, **B.** Mysid og **C.** Reke (foto tatt av E. Svensen).

Bentisk-pelagisk kobling

Hyperbenthos-faunaen utgjør et element i den s.k. "bentisk-pelagiske koblingen" som er definert som en toveis utvekslingen av næringsstoffer og materiale mellom havbunnen og de frie vannmasser. Tradisjonelt har disse to miljøene blitt studert separat, men utvekslingen av materiale og organismer mellom de to systemene er ikke ubetydelig. Rester av produksjonen i vannsøylen sedimenterer ned på bunn og vil der utgjøre hovedføde for de fleste bunndyr. Samtidig vil en del bunndyr, spesielt hyperbenthos, svømme noen meter opp i vannmassene under døgnetts mørke timer mens en del plankton vandrer ned mot bunn om dagen. Hyperbenthos vil gjennom denne døgnvandring utgjøre et bindeledd mellom de to systemene ved å være en viktig fødekilde for fisk både ved bunnen og i de fri vannmassene.

4.2 Metoder

4.2.1. Stasjonsvalg og prøvetaking

Hyperbenthos ble innsamlet på en stasjon i hver fjord. Stasjonene ble plassert i den dypeste delen av fjordbassenget. Innsamlingsdato, dyp og nøyaktig plassering av stasjonene er gitt i Tabell 4.1 og vist på kart i Kapittel 3 (3.2-3.6) under beskrivelsen av topografi og lokale forhold i fjordbassengene. Alle prøvene ble innsamlet med Rothlisberg-Pearcy epibentisk slede (figur 4.2). Sleden er opprinnelig beskrevet av Rothlisberg & Pearcy (1977); og den modifiserte typen brukt i dette studiet er beskrevet av Buhl-Jensen (1986). Sleden består av en ramme som inneholder en boks med en planktonduk montert i enden. I en test av prøvelikhet for innsamlinger med RP- slede ble det konkludert at for mysider og reker gir sleden gode og sammenlikningsbare prøver både for antall og diversitet (Brattegard & Fosså 1991). Dette bekreftes også av likheten mellom replikater i dette studiet (se figur 4.3).



Figur 4.2. Rothlisberg-Pearcy epibentisk slede.

To sledetrekke ble tatt på hver stasjon. Trekkhastigheten var 1 knop og standard trekk-lengde var 15-20 min. Dette gir et innsamlet areal på ~600 m². Prøvene ble forsiktig vasket gjennom flere sikter ombord med minste størrelse 500 µm. Sikterestene ble fiksert i 4% bufret formaldehydløsning i sjøvann for senere analyse i laboratorium.

Tabell 4.1. Oversikt over innsamlete hyperbenthosprøver. Dypene er angitt for utsetting-opptak. Ut og opp angir posisjoner for utsetting og opptak av slede.

St.	Lokalitet	Dato	Dyp (m)	ut	opp
6A	Topdalsfjorden	27-jul-03	69.5-76.1	58°10 18N 8°04 16E	58°10 23N 8°04 08E
6B	"	27-jul-03	76.2-73.9	58°10 25N 8°04 00E	58°10 48N 8°04 09E
GROA	Goosefjorden	28-jul-03	67-57	58°19 19N 8°35 56E	58°19 33N 8°35 62E
GROB	"	28-jul-03	61.8-60.7	58°19 27N 8°35 58E	58°19 02N 8°35 62E
GRÅA	Gråholmdypet	29-jul-03	191-180	58°22 4N 8°43 41E	58°22 51N 8°43 58E
GRÅB	"	29-jul-03	193-185	58°22 24N 8°43 29E	58°2 241N 8°43 44E
200A	Ærøydypet	29-jul-03	104-95	58°24 17N 8°46 45E	58°24 44N 8°46 66E
200B	"	29-jul-03	103-97	58°24 18N 8°46 44E	58°24 42N 8°46 68E
50A	Sandnesfjorden	30-jul-03	63-69	58°41 73N 9°10 32E	58°41 85N 9°10 72E
50B	"	30-jul-03	63-58.5	58°41 72N 9°10 27E	58°41 82N 9°10 65E
52A	Nordfjorden	30-jul-03	176-173	58°44 43N 9°15 06E	58°44 21N 9°15 06E
52B	"	30-jul-03	176-176	58°44 41N 9°15 06E	58°44 25N 9°15 18E
71A	Kragerøfjorden	31-jul-03	127-136	58°49 70N 9°28 33E	58°49 88N 9°28 63E
71B	"	31-jul-03	131-136	58°49 74N 9°28 36E	58°49 90N 9°28 64E
111/102A	Håøyfjorden	31-jul-03	190-201	59°01 54N 9°47 54E	59°01 36N 9°47 86E
111/102B	"	31-jul-03	201-198	59°01 32N 9°47 94E	59°01 50N 9°47 65E
105A	Langesundsforde	1-aug-03	105-103	59°01 68N 9°44 32E	59°01 87N 9°44 03E
105B	"	1-aug-03	106-105	59°01 77N 9°44 18E	59°01 57N 9°44 48E
106A	Y. Eidangerfjorder	1-aug-03	98-98	59°03 77N 9°43 73E	59°03 55N 9°42 76E
106B	"	1-aug-03	97-99	59°03 75N 9°43 72E	59°03 53N 9°43 79E
107A	I. Eidangerfjorden	2-aug-03	87-92	59°05 28N 9°42 30E	59°05 11N 9°42 0E
107B	"	2-aug-03	87-93	59°05 24N 9°42 36E	59°05 05N 9°42 59E

4.2.2 Analyser

Ved opparbeidingen av prøvene i laboratorium ble materialet skyllet i ferskvann for å fjerne formaldehyd og sortert under lupe. Alle dyr ble plukket ut i hovedgrupper og overført til etanol for artsidentifisering. Hyperbenthos fra hvert sledetrek er karakterisert ved totalt antall arter, individtall for artene, artsmangfold (= diversitet) og artssammensetning. Artsmangfold ble beregnet med Shannon-Wiener indeks H' (Shannon & Weaver 1963) og Hurlberts indeks $ES_{(300)}$ (Hurlbert 1971). Forskjellen i artsmangfold mellom de ulike fjordene er sett i forhold til oksygentilstanden i fjordene karakterisert i henhold til SFT sitt system for klassifisering av miljøkvalitet (Molvær et al. 1997).

4.3 Faunasammensetning

4.3.1 Artsrikhet og individtetthet

Totalt ble det registrert 149 arter hyperbenthos i prøvene (Tabell 4.2). Av dette utgjorde Amphipodene den største andelen med 56 arter (38 %) og decapodene den nest største med 26 arter (18 %). Totalt ble det i prøvene innsamlet 63971 individer. Av dette utgjorde isopoder, amphipoder og tanaider den største andelen med henholdsvis, 30 %, 23 % og 21 % hver. Bortsett fra Cumacea (16 %) var de andre gruppene antallsmessig av liten betydning (se tabell 4.2).

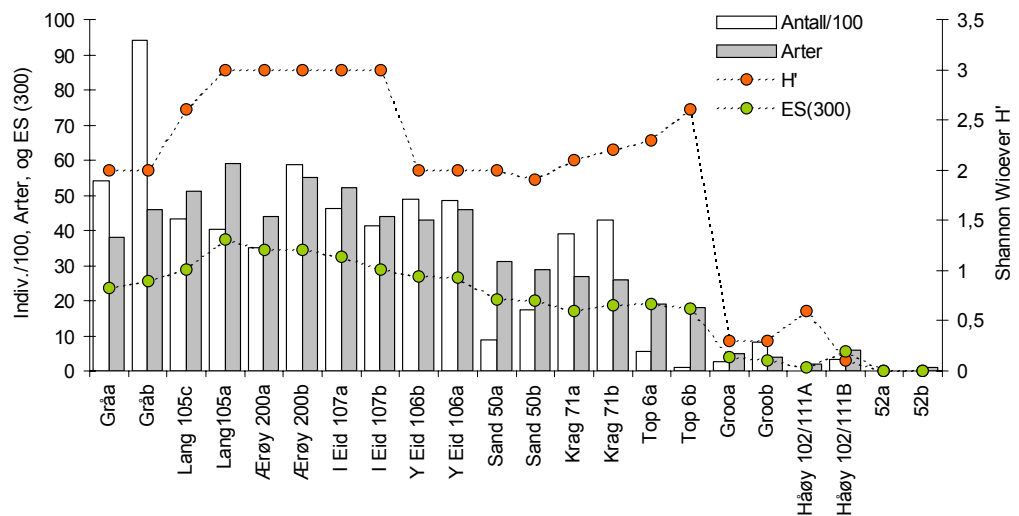
Tabell 4.2. Registrert antall individer og arter innen Ulike hovedgrupper og prosentvis fordeling på gruppene.

Hyperbenthos grupper	Antall individer	Prosent av totalen	Antall arter	Prosent av totalen
Amphipoder	14653	23	56	38
Cumaceer	10339	16	14	9
Isopoder	19339	30	19	13
Decapoder	1673	3	26	18
Tanaider	13217	21	15	10
Mysider	1396	2	11	7
Ostracoder	3354	5	8	5
SUM	63971	100	149	100

Artsantall per prøve varierte noe i forhold til oksygengradienten men var klart synkende mot lavere oksygenverdier (Figur 4.3). I Nordfjorden (st. 52), Groosefjorden (st. Gro) og Håøyfjorden (102/111) fantes kun meget få individer av et fåtall arter. I Topdalsfjorden var det noe rikere fauna. Denne fjorden har også en bedre oksygensituasjon enn de tre andre.

Korrelasjonen mellom ulike diversitetsmål og oksygenforhold er vist i Tabell 4.3. Det er gjennomgående bedre sammenheng mellom artsmangfold og 5-års $O_{2\ min}$ enn med målingen foretatt under feltstudiet i august 2003. I videre presentasjon av sammenheng mellom fauna og oksygenforhold vil derfor 5-års $O_{2\ min}$ tatt fra faste observasjonsserier (se avsnitt 3.2.3) bli brukt. Den klare sammenhengen mellom antall arter og 5-års $O_{2\ min}$ ($r = 0,96$) sees også for Hurlberts indeks $ES(300)$ (beregnet antall arter per 300 individer). Shannon-Wieners indeks H' følger ikke denne gradient like klart. Det framgår også av forskjellen mellom $ES(100)$ og $ES(300)$ at det ikke er uvesentlig hvor store prøver man velger å beregne Hurlberts indeks for. En liten prøvestørrelse vil i mindre grad reflektere

det egentlige mangfoldet i den opprinnelige prøven den er basert på. Størst individantall og artsrikhet ble funnet på stasjonene i Langesundsfjorden og Eidangerfjorden (st. 105, 106, 107), Gråholmdypet og Ærøydypet, med 46-59 arter og 4300-9300 ind./prøve.



Figur 4.3. Antall individer, arter, Hurlberts indeks (antall arter på 300 individer) og diversitet (Shannon-Wiener H') på stasjonene i undersøkelsen. Alle verdier er beregnet for hvert av de to parallellprøvene på stasjonene. Stasjonene er arrangert etter avtagende 5-års O_2 min i dypvannet (se tabell 2 avsnitt 3.2.4.)

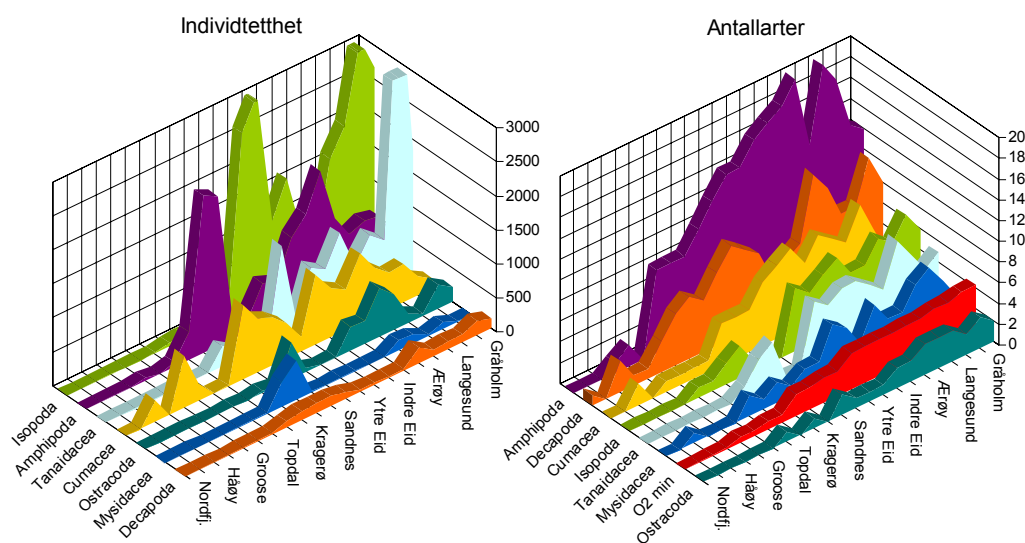
Tabell 4.3. Tabellen viser korrelasjonen (r) mellom oksygenforhold i fjordbassengene og artsrikhet og forekomst av hyperbenthos

	O_2 målt 2003	O_2 minimum siste 5 år
Antall arter	0,73	0,96
Hurlbert ES(300)	0,73	0,91
Antall individer	0,76	0,88
Hurlbert ES(100)	0,70	0,85
Shanon Wiener H'	0,69	0,78

Table 4.4. Korrelasjon mellom artsrikhet for de ulike krepsdyr-gruppene og O_2 minimum i fjordbassengene (r = korrelasjonskoeffisienten).

	r
Amphipoda	0,91
Ostracoda	0,88
Isopoda	0,88
Tanaidacea	0,85
Cumacea	0,82
Mysidacea	0,81
Decapoder	0,81

I de friskere fjordbassenger fantes et stort antall individer isopoder og tanaider sammen med amphipoder, mens de oksygenfattige bassenger domineres av cumaceer. Amphipoder dominerte med hensyn til antall arter. Isopodene var den gruppen med flest individer men det var ikke noen sterk dominans av en enkeltgrupper med hensyn på individer på de friske lokalitetene. Kun Cumacea forekom også i fjorder med meget dårlige oksygenforhold. Fordelingen av individer og arter på krepsdyrgruppene er vist i figur 4.4 sammen med oksygengradienten som er vist i rødt. Antall arter avtok for alle grupper langs oksygengradienten og korrelasjonen for de ulike gruppene med oksygen minimum i fjordbassengene er vist i Tabell 4.4. Det er spesielt amphipoder, ostracoder, isopoder og tanaider som minker i artsdiversitet langs gradienten men også mysider og decapoder har en klar nedgang i diversitet.



Figur 4.4. Sammensetningen av bunnfauna fordelt på hovedgrupper for hver stasjon. Stasjonene er arrangert etter avtagende oksygeninnhold i dypvannet.

4.3.2 Artsmangfold og tilstandsvurdering

Artsmangfoldet angitt som antall arter, Hurlberts indeks (antall arter på 300 individer) og diversitet (Shannon-Wiener H') er illustrert i figur 4.5. H' tar hensyn både til antall arter i prøvene og hvor jevnt individene er fordelt mellom artene (jevnhet). Artsmangfoldet var høyest på stasjonene i Eidangerfjorden, Langesundsfjorden og i Ærøydypet.

Det er klart færre individer og arter i fjordene med dårlige oksygenforhold enn i de med gode (figur 4.5 og Tabell 4.3). Både antall individer, arter og forventet antall arter ES(300) er klart lavere i fjorder med oksygenminimum verdier under 3 ml/l mens diversitet målt med Shannon-Wiener indeks H' ikke viser et like klart mønster.

I Tabell 4.5 er antall arter per prøve, indekser for diversitet (Shannon-Wiener indeks, og Hurlberts indeks) sammenholdt med fargekode som viser tilstandsklasser for fjordene (se Tabell 3.6 i avsnitt 3.5). Fjorder med gode oksygenforhold (markert med grønt) har 38-59 arter, og H' ligger her mellom 2-3 og ES (300) 23-38. Fjorder i gruppen mindre god (markert med gult) har artsantall på 26-32, H' rundt 2 og ES (300) fra 17-20. I fjorder i kategori meget dårlig, hvor Topdalsfjorden bør betraktes som et grensetilfelle, er artsantallet i hovedsak under 10, $H' < 1$ (med unntak for Topdalsfjorden), og ES (300) 6-0. Sammenhengen mellom disse målene og oksygenforhold er også vist i Tabell 4.3. Antall arter er det målet på artsamangfold som er best i samsvar med oksygenforhold $r = 0,96$.

Tabell 4.5. Indekser for diversitet, Shannon-Wieners indeks (H') og Hurlberts indeks (ES (300)) (artsantall pr. 300 individer), for to replikate sledetrek. Fargekoding viser tilstandsklasser basert på oksygen minimum i dypvannet siste 5 år etter SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet (Molvær et al. 1997).

Lokalitet	O ₂ min 5år	Arter	H'	ES(300)
Gråholmdypet	4,25	38	2	23,5
Gråholmdypet	4,25	46	2	25,7
Langesundfjorden	3,86	44	3	28,8
Langesundfjorden	3,86	55	3	37,5
Ærøydypet	3,59	51	2,6	34,3
Ærøydypet	3,59	59	3	34,4
Indre Eidangerfjorden	3,5	52	3	32,5
Indre Eidangerfjorden	3,5	44	3	29
Ytre Eidangerfjorden	3,5	43	2	27
Ytre Eidangerfjorden	3,5	46	2	26,4
Sandnesfjorden	2,37	31	2	20,3
Sandnesfjorden	2,37	29	1,9	20,1
Kragerøfjorden	2,09	27	2,1	17,2
Kragerøfjorden	2,09	26	2,2	18,7
Topdalsfjorden	0,75	19	2,3	18,9
Topdalsfjorden	0,75	18	2,6	17,8
Groosefjorden	0,5	5	0,3	4
Groosefjorden	0,5	4	0,3	3
Håøyfjorden	0,1	2	0,6	1
Håøyfjorden	0,1	6	0,1	5,7
Nordfjorden	0	0	0	0
Nordfjorden	0	1	0	0

4.3.3 Artssammensetning, følsomme grupper og arter

De 10 vanligste hyperbenthosartene i fjordbassengene er ført opp i tabell 4.6 sammen med antall individer og arter per prøve. Antall individer i fjordgruppe 1 ($O_2 < 2$ ml/l) er fra 1-824. Gruppe 2 (O_2 2-3 ml/l) har individantall mellom 1729 og 4297, og gruppe 3 ($O_2 > 3$ ml/l) varierer individantallet mellom 4323 og 9348. Antall arter er i gruppe 1 0-19 i gruppe 2 26-31 og i gruppe 3 38-59.

I fjorder med de laveste oksygenverdier finnes meget få arter. I Nordfjorden er faunaen fraværende og i Groosefjorden og Håøyfjorden dominerte to ulike Cumacea-arter, henholdsvis *Diastylodes serrata* og *Diastylis bradyi*, men ellers forekommer noen få arter i lavt antall.

I Topdalsfjorden hvor verdiene historisk stort sett har vært høyere enn 2 ml/l (figur 3.18 avsnitt 3.2.3.), men hvor en meget lav verdi (0,75 ml/l) ble målt på 70 m dyp i 2002, er faunaen noe bedre enn forventet. Selv om prøvene er små er det flere arter amphipoder i bassenget. Det ser ut som dette bassenget ligger faunamessig mellom kategorien middels påvirket og sterkt påvirket av oksygensvikt.

I fjorder med oksygenminimum 2-3 ml/l er Cumacea-arten *Leucon nasica* meget vanlig og faunaen domineres antallsmessig sterkt av noen få arter i hovedsak amphipoder og cumaceer. *Arrhis phyllonix* som dominerer sterkt i Kragerøfjorden er en vanlig art i det åpne Skagerrak utenfor (Miskov-Nodland et al. 1999). Individantallet er på høyde med friske fjordbasseng men antall arter er på ca 2/3 av bassengene i kategori 3.

I de fem fjordene med best oksygenforhold utgjør tanaid- og isopodarter en individmessig viktig del av faunaen mens cumaceer forekommer i relativt lavere antall. Det er spesielt noen arter isopoder (*Eugerda tenuimana*, *Disconectes furcatum*) og tanaider av slekten *Leptognathia* og *Typhlotanais* som bare dominerer i disse bassengene. Antall amphipodearter, som er sterkt korrelert med oksygenminimum (se tabell 4.4.), er i de friske bassengene representert med fler gravende arter av slektene *Monoculodes* og *Harpinia*. Studier av hyperbenthos i Norske og Svenske fjorder (Buhl-Jensen & Fosså 1991, Buhl-Mortensen 1996) tyder på at disse slektene er følsomme for belastning av organisk materiale og oksygensvikt.

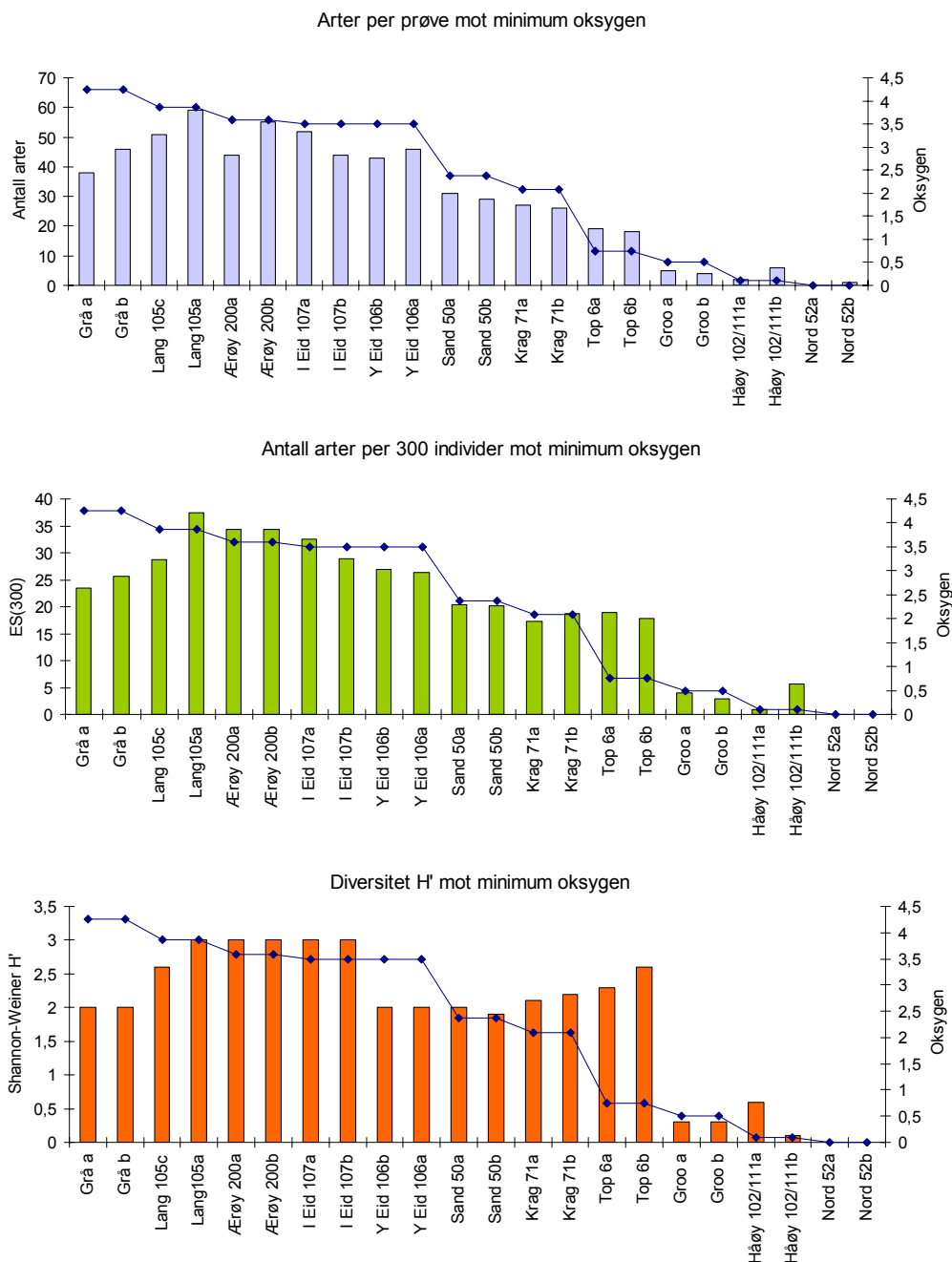
Generelt vil tilstedeværelsen av en rik amphipod, isopod og tanaid fauna indikere et godt oksygenmiljø mens fravær eller nedgang av disse gruppene og dominans av cumaceer kan tyde på forringet miljø. Denne endringen i faunasammensetning med oksygenforhold er vist i figur 4.4.

Tabell 4.6. De ti vanligste arter på hver av stasjonene i undersøkelsen sammen med antall individer og arter per prøve. Tallene er gjennomsnitt av to sledetrek. Bokstavene angir fauna-gruppe, A: Amphipoda, C: Cumacea, I: Isopoda, O: Ostracod, D: Decapoda, T: Tanaidacea. Artslistene er ordnet etter oksygenmiljø i fjordene fra dårlig til bra.

Nordfjord 52		Håøyfjord 102/111		Groosefjord GROO	
<i>Pisidia longicornis</i>	1 K	<i>Diastylodes serrata</i>	320 C	<i>Diastylis bradyi</i>	1028 C
		<i>Corophium insidiosum</i>	3 A	<i>Microdeutopus sp.</i>	32 A
		<i>Pandalus borealis/montague</i>	2 R	<i>Crangon sp. (juv)</i>	16 D
		<i>Erythroops serrata</i>	2 M	<i>Microdeutopus anomalous</i>	12 A
		<i>Eudorella emarginata</i>	1 C	<i>Natantia juv</i>	8 D
		<i>Macropipus pusillus</i>	1 K	<i>Gnathia sp. (praniza)</i>	4 I
		<i>Pontophilus norvegicus</i>	1 D	<i>Macropipus pusillus</i>	4 K
		<i>Spirontocaris lilljeborgi</i>	1 D	<i>Upogebia deltaura</i>	4 K
Totalt antall arter	1	Totalt antall arter	6	Totalt antall arter	5
Totalt antall individer	1	Totalt antall individer	327	Totalt antall individer	824
Topdalsfjord 6		Kragerøfjord 71		Sandnesfjord 52	
<i>Amphilochooides odontonyx</i>	172 A	<i>Arrhis phyllonyx</i>	2910 A	<i>Leucon nasica</i>	1108 C
<i>Westwoodilla caecula</i>	98 A	<i>Leucon nasica</i>	1335 C	<i>Philomedes globosus</i>	576 O
<i>Gammaropsis sophiae</i>	87 A	<i>Erythroops erythrothalma</i>	923 M	<i>Westwoodilla caecula</i>	166 A
<i>Gammaropsis oceanicus</i>	39 A	<i>Bathymedon longimanus</i>	547 A	<i>Crangon allmanni</i>	160 D
<i>Pandalina brevirostris</i>	37 D	<i>Synchelidium intermedium</i>	508 A	<i>Aora typica</i>	92 A
<i>Diastylodes biplicata</i>	28 C	<i>Amphilochooides odontonyx</i>	431 A	<i>Dulichia falcata</i>	88 A
<i>Microdeutopus sp.</i>	24 A	<i>Eudorella emarginata</i>	308 C	<i>Arrhis phyllonyx</i>	79 A
<i>Pandalus borealis/montague</i>	19 D	<i>Leptognathia breviremis</i>	266 T	<i>Eudorella emarginata</i>	68 C
<i>Gnathia sp. (praniza)</i>	18 I	<i>Diastylodes serrata</i>	226 C	<i>Diastylis bradyi</i>	52 C
<i>Perioculodes longimanus</i>	16 A	<i>Pandalus borealis/montague</i>	216 D	<i>Corophium insidiosum</i>	47 A
Totalt antall arter	19	Totalt antall arter	27	Totalt antall arter	31
Totalt antall individer	538	Totalt antall individer	4297	Totalt antall individer	1729
Langesundsfjord 105		Indre Eidangerfjord 107		Ytre Eidangerfjord 106	
<i>Eugerdia tenuimana</i>	1743 I	<i>Eugerdia tenuimana</i>	1380 I	<i>Eugerdia tenuimana</i>	5025 I
<i>Disconectes furcatum</i>	1276 I	<i>Disconectes furcatum</i>	882 I	<i>Leptognathia brevimana</i>	1105 T
<i>Leptognathia breviremis</i>	692 I	<i>Arrhis phyllonyx</i>	713 A	<i>Leucon nasica</i>	634 C
<i>Arrhis phyllonyx</i>	626 A	<i>Philomedes globosus</i>	644 O	<i>Disconectes furcatum</i>	446 I
<i>Leptostylis longimana</i>	477 C	<i>Leptognathia gracilis</i>	488 T	<i>Diastylodes serrata</i>	240 C
<i>Eurycope cornuta</i>	386 I	<i>Typhlotanais aequiremis</i>	456 T	<i>Harpinia crenulata</i>	214 A
<i>Leptognathia gracilis</i>	280 T	<i>Diastylodes serrata</i>	452 C	<i>Synchelidium intermedium</i>	210 A
<i>Leucon nasica</i>	254 C	<i>Harpinia crenulata</i>	418 A	<i>Arrhis phyllonyx</i>	192 A
<i>Monoculodes packardi</i>	230 A	<i>Leucon nasica</i>	408 C	<i>Tanaopsis laticaudata</i>	174 T
<i>Leptognathia brevimana</i>	212 T	<i>Synchelidium intermedium</i>	310 A	<i>Westwoodilla caecula</i>	155 A
Totalt antall arter	59	Totalt antall arter	52	Totalt antall arter	47
Totalt antall individer	4323	Totalt antall individer	4616	Totalt antall individer	4879
Ærøydypet 200		Gråholmdypet GRA			
<i>Typhlotanais brevicornis</i>	1244 T	<i>Typhlotanais brevicornis</i>	6004 T		
<i>Leucon nasica</i>	1046 C	<i>Echinopleura aculeata</i>	3794 I		
<i>Arrhis phyllonyx</i>	1014 A	<i>Eugerdia tenuimana</i>	530 I		
<i>Macrocythere simplex</i>	800 O	<i>Munnopsis typica</i>	393 I		
<i>Monoculodes packardi</i>	564 A	<i>Desmosoma armata</i>	384 I		
<i>Disconectes furcatum</i>	554 I	<i>Synchelidium intermedium</i>	356 A		
<i>Bathymedon longimanus</i>	391 A	<i>Conchoesia elegans</i>	320 O		
<i>Trachyleberis dunelmensis</i>	384 O	<i>Leucon nasica</i>	285 C		
<i>Synchelidium intermedium</i>	379 A	<i>Eurycope cornuta</i>	271 I		
<i>Baconectes muticus</i>	304 I	<i>Harpinia crenulata</i>	260 A		
Totalt antall arter	55	Totalt antall arter	46		
Totalt antall individer	5853	Totalt antall individer	9348		

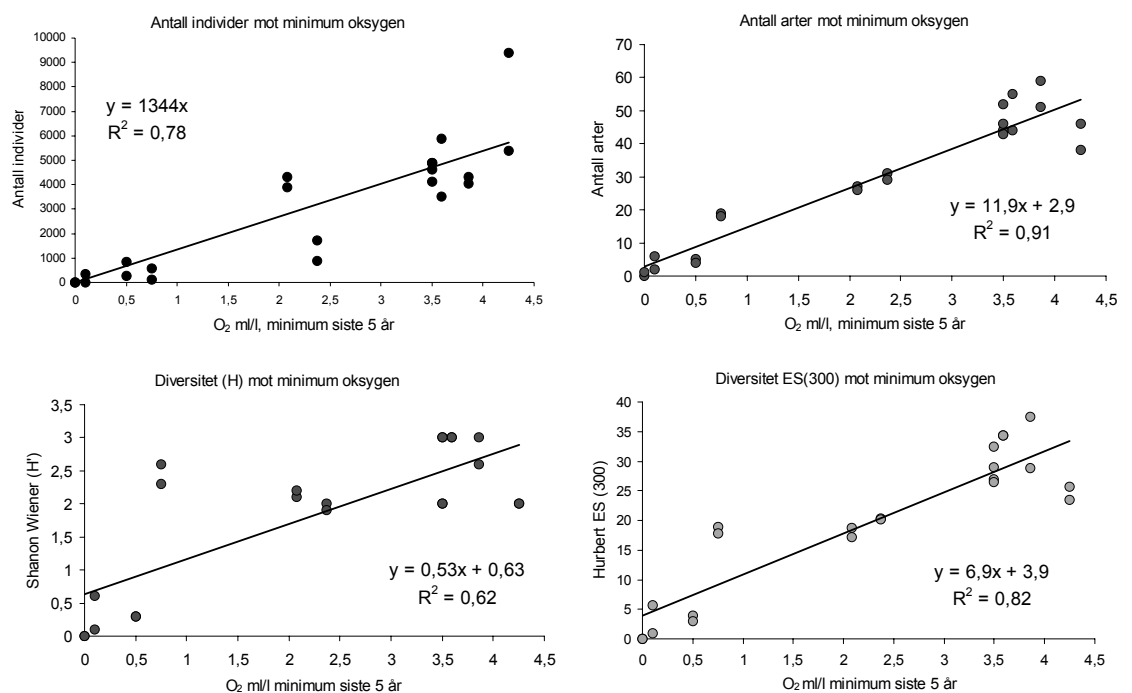
4.4 Bunnfauna og miljøforhold

Figur 4.5 viser hvordan artsmangfoldet varierer i forhold til oksygentilstanden på stasjonene. I fremstillingen benyttes laveste oksygenkonsentrasjon målt siste fem år før prøvetaking av bunnfauna (1999-2003) (se tabell 3.2 seksjon 3.2.4) siden den viser bedre samsvar med artsmangfold enn oksygenkonsentrasjonen målt i august 2003 (se tabell 4.3). Generelt avtok antall arter med fallende oksygenkonsentrasjon. Samme trend vises også for beregnet antall arter per 300 individer ES(300). Diversitet målt med Shannon-Wieners indeks (H') viste ikke samme klare mønster men var lav på de tre fjordene med dårligst oksygenforhold ($< 1 \text{ ml l}^{-1}$).



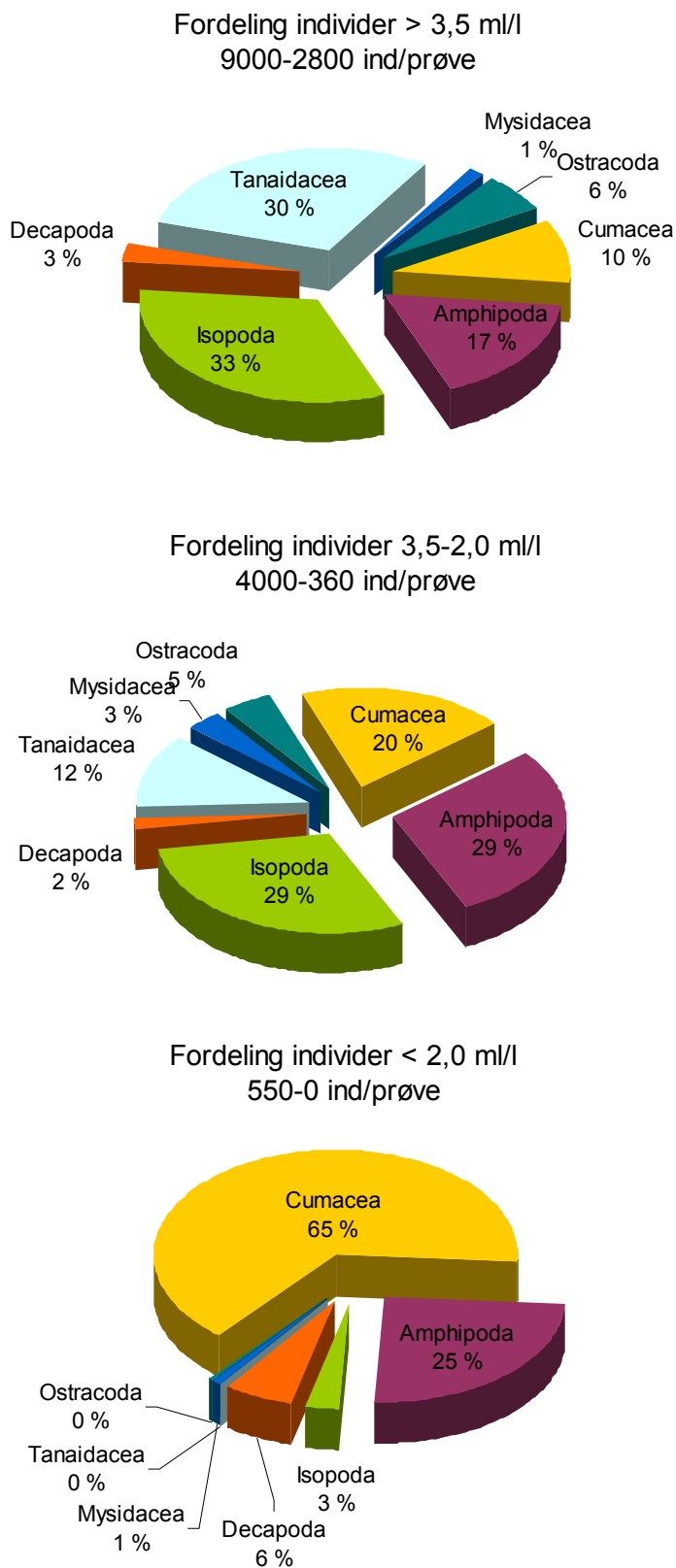
Figur 4.5. Antall arter, Hurlberts indeks ES (300) og Shannon-Wieners diversitets indeks H' i relasjon til minimum oksygenkonsentrasjon over siste fem år på stasjonene i undersøkelsen. Stasjonene er rangert etter avtagende oksygenkonsentrasjon.

Figur 4.6 viser plott av antall individer, antall arter, Hurlberts mål ES (300) og Shannon-Wieners diversitet indeks (H') mot 5 års O_2 min. For alle parametre er det en tydelig positiv korrelasjon med nedsatt oksygenkonsentrasjon. Denne positive lineære sammenheng vil ikke forventes å gjelde over en gitt oksygenverdi som representerer friskt miljø. Av figuren framgår det at artsmangfold ikke øker ved oksygenkonsentrasjoner over 3,5 ml/l. Dette indikerer at den øvre grense for negativ effekt av oksygensvikt ligger lavere enn 3,5 ml/l. Variasjonen i mangfold mellom stasjonene over denne grense skyldes antakelig andre naturlige miljøforskjeller. R^2 vist i figur 4.6 angir hvor stor andel av endringen i parameterverdien som kan forklares av oksygengradienten. Forskjellen i oksygenforhold mellom fjordbassengene kan forklare 91% av observert forskjell i artsantall. Tilsvarende tall for ES(300), antall individer og H' er 82%, 78% og 62%. Den lineære sammenhengen mellom antall arter og oksygenminimum ($y = 11,9x + 2,9$) er så klar at ligningen kan brukes for å beregne forventet antall arter med utgangspunkt i observert oksygenminimum.



Figur 4.6. Endringer i antall individer, antall arter, Shannon-Wieners diversitets indeks H' og Hurlberts indeks ES(300) som angir forventet antall arter i en prøve på 300 individer langs oksygengradienten representert ved de 11 fjordene.

Figur 4.7. viser hvordan antall individer fordeler seg på hovedgruppene i forhold til oksygentilstanden i fjordene. I fjorder med dårlige oksygenforhold var cumaceer sterkt dominerende og utgjorde 65 % av det totale individantallet. I fjordene med middels gode oksygenforhold avtok den relative dominansen av cumaceer, mens isopoder og amphipoder relativt sett økte. I fjordene med gode oksygenforhold utgjorde isopoder og tanaider omkring en tredjedel hver av totalt individantallet.



Figur 4.7. Antall individer i hovedgrupper fordelt etter oksygentilstand i fjordbassengene. $O_2 < 2$ ml/l: Håøyfj, Nordfj, Groosefj, Topdalsfj; O_2 2-3 ml/l: Kragerøfj, Sandnesfj; $O_2 > 3$ ml/l: Langesundsfj, Indre Eidangerfj, Ytre Eidangerfj, Ærøydypet, Gråholmsdypet

4.5 Konklusjoner

- *Det er gjennomgående en bedre sammenheng mellom artsmangfold for hyperbenthos og oksygenminimum målt siste 5 år enn med oksygenmålingene foretatt under feltstudiet i august 2003. Dette antyder at effekten av lave oksygenverdier på faunaen blir værende noen år etter at oksygenforholdene er bedret ved for eksempel bunnvannsutskifting. Dette peker på nødvendigheten av tett overvåking av oksygenkonsentrasjonen ved bunn for å kunne vurdere effektene på bunnfaunaen av eutrofiering (se også avsnitt 3).*
- *Hyperbenthosfaunaen i fjordbassengene domineres i individantall av isopoder og i artsmangfold av amphipoder. Begge disse grupper viser en sterk negativ respons på nedgang i oksygenkonsentrasjonen under 3,5 ml/l. Oksygenminimumsverdier over 3,5 ml/l har liten effekt på artsmangfold av hyperbenthos.*
- *Diversitet målt som antall arter eller beregnet antall arter ES(300) viser meget godt samsvar med oksygenmiljø ved bunn. Diversitetsindeks H' viste derimot ikke samme tydelige negative trend.*
- *Sammensetningen av faunaen endres klart i forhold til oksygenforhold og mange grupper av organismer er representert i friskt miljø mens cumaceer dominerer faunanen i de oksygenfattige basseng.*
- *Den lineære sammenhengen mellom oksygenminimum og antall hyperbenthosarter gjør det mulig å beregne endring i biologisk mangfold både ved forverret og forbedret oksygenmiljø.*

Referanser

- Anon, 1999. Workshop on the Ecological Quality Objectives (EcoQOs) for the North Sea, TemaNord 1999:591 72 pp.
- Brattegard, T. & Fosså, J.H. 1991. Replicability of an epibenthic sampler, Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. 71, 153-166.
- Buhl-Jensen, L. 1986. The benthic amphipod fauna of the west-Norwegian continental shelf compared with the fauna of five adjacent fjords. Sarsia 71: 193-208.
- Buhl-Jensen, L. & Fosså, J. H. 1991. Hyperbenthic crustacean fauna of the Gullmarfjord area (western Sweden): species richness, seasonal variation and long-term changes. Marine Biology 109: 245-258.
- Buhl-Mortensen, L. 1996. Amphipod fauna along an offshore-fjord gradient. Journal of Natural History 30:23-49.
- Diaz, R.J. & Rosenberg, R. 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses on benthic macrofauna, Oceanography and Marine biology, 33:245-303.

- Dries, R.R. & Theede, H. 1974. Saurstoffmangelresistenze mariner Bodenvertebraten aus der Westlichen Ostsee, *Marine Biology*, 25:327-33.
- Gray, J.S. & Pearson, T.H. 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced changes in benthic communities. I. Comparative methodology, *Marine Ecology Progress Series*, 9:111-119.
- Hurlbert SN. 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology* 53, 577-586.
- Josefson, A.B. & Widbom, B. 1988. Differential response of benthic macrofauna and meiofauna to hypoxia in the Gullmar fjord-basin, *Marine Biology*, 100:31-40.
- Lanters, R.L.P., Skjoldal, H.R., & Noji, T.T. 1999. Ecological Quality Objectives for the North Sea, *Fisken og Havet* 10-1999.
- Miskov-Nodland, K., Buhl-Mortendsen, L. & Høisæter, T. 1999. Has there been a fauna change in the Skagerrak? : a comparison of the present amphipod fauna with observations from 1933/37. *Sarsia* 84:137-155.
- Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J, Sørensen J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:03. 36 s
- Pearson, T.H., Gray, J.S., & Johanessen, P.J. 1983. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced changes in benthic communities. 2. Data analysis, *Marine Ecology Progress Series*, 12:237-255.
- Rothlisberg, P.C & Percy, W.G. 1977. An epibenthic sampler used to study the ontogeny of vertical migration of *Pandalus jordani* (Decapoda, Caridea). *Fishery Bulletin, National Oceanic and Atmospheric Administration of the United States* 74:994-997.
- Shannon, C.E. & Weaver, W. 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana. 117 s.
- Theede, H., 1973. Comparative studies on the influence of oxygen deficiency and hydrogen sulphide on marine bottom invertebrates, *Netherlands Journal of Sea Research*, 7:244-52.

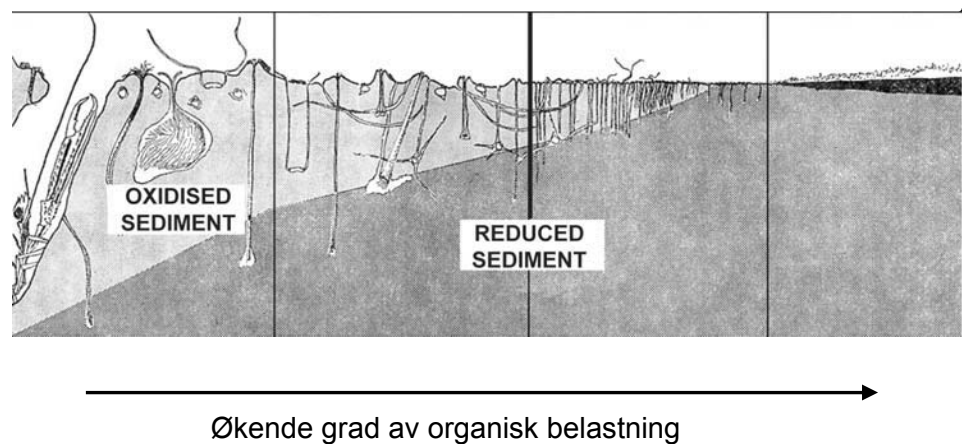
5. Infauna

Eivind Oug

5.1 Bruk av bløtbunnsfauna i miljøundersøkelser

Bløtbunnsfauna er dyrene som lever på og i sedimentet på sand-, silt- og leirbunn. Faunaen domineres av flerbørstemark, krepsdyr, muslinger og pigghuder, men mange ulike organismegrupper kan være representert. Over mange år har bløtbunnsfauna blitt benyttet som indikator på miljøforhold og for å karakterisere virkninger av forurensninger. Dette er fordi faunaen er artsrik, de fleste artene er relativt lite mobile, mange arter er flerårige og unaturlige forstyrrelser fører til endringer i bunnfaunaens sammensetning som kan beskrives og tallfestes. Negative effekter på bunnfauna kan påvises ved reduksjon i antall arter, økning i andel av forurensningstolerante arter og reduksjon i artsmangfold (diversitet). Et viktig moment er også at faunaen kan innsamles med kvantitative redskap, dvs. at antall arter og individer kan relateres til faste bunnarealer, noe som er påkrevd for sammenligning mellom ulike områder eller ved overvåking av forandringer over tid. Bunnfaunaen har også en viktig trofisk rolle, for eksempel som næring for fisk og for omsetning av organisk materiale og næringsalter.

I Figur 5.1 er det vist en skjematisk fremstilling av forandringer i sammensetningen av bunnfaunaen langs en gradient i organisk belastning fra godt oksygenerte forhold til oksygenfri tilstand. Ved god tilstand er faunaen preget av flere større arter som graver dypt og bringer frisk vann med oksygen nedover i sedimentene. Ved gradvis dårligere forhold preges faunaen av mer gruntlevende organismer små avtar i størrelse, men som ofte finnes i høye tettheter. Ved økende belastning avtar antall arter og individer inntil faunaen nær oksygenfri bunn består av bare noen få svært tolerante arter.



Figur 5.1. Illustrasjon av endringer i bløtbunnsfauna langs en gradient i organisk påvirkning fra friske bunnsedimenter under gode oksygenforhold til dårlige bunnsedimenter ved oksygensvikt (fra Pearson & Rosenberg 1978).

Forandringene langs en gradient i påvirkning lar seg måle og karakterisere ved faunaparametre som antall arter, individtettheter, biomasse og diversitet. Spesielt diversitet har vært mye benyttet. I Norge har Statens forurensningstilsyn SFT utarbeidet et system for klassifisering av miljøkvalitet som omfatter to indekser for diversitet, nemlig Shannon-Wieners H' og Hurlberts $E(S_{100})$. Shannon-Wiener indeksen (H') har et verdiområde som varierer fra null til ca. 6. Lave verdier markerer dårlige forhold, mens

verdiområdet 3-5 indikerer normale til gode forhold. Hurlberts indeks $E(S_{100})$ gir forventet antall arter i prøver med et individtall standardisert til 100 individer. Verdier > 20 vil indikere normale til gode forhold. I Tabell 5.1. er klassifikasjonssystemet basert på disse indeksene vist. I forbindelse med innføringen av EUs vannrammedirektiv for overvåking av vannforekomster er det nå under utvikling mer omfattende klassesystemer hvor bløtbunnsfauna vil inngå som et viktig element.

Tabell 5.1. SFTs system for klassifisering av miljøtilstand på basis av diversitet i bløtbunnsfauna (Molvær et al. 1997).

	Parametre	Tilstandsklasser				
		I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Artsmangfold	Hurlberts indeks ($ES_{n=100}$)	>26	26-18	18-11	11-6	<6
	Shannon-Wiener indeks (H)	>4	4-3	3-2	2-1	<1

5.2 Metoder

5.2.1 Stasjonsvalg og prøvetaking

Prøver av bløtbunnsfauna ble innsamlet på en stasjon i hver fjord. Stasjonene ble plassert slik at de lå på et punkt i traséen for bunnsledeprøvene. Nøyaktig plassering av stasjonene er vist på kart for lokalitetene i Kapittel 3.1 under beskrivelsen av topografi og lokale forhold i fjordbassengene.

Alle prøvene ble innsamlet med 0,1 m² van Veen bunngrabb. Det ble tatt fem prøver på hver stasjon, med unntak for Nordfjorden ved Risør (st. 52) hvor det ble tatt to prøver (Tabell 5.2). I denne fjorden er bunnvannet oksygenfritt og uten dyreliv. Sedimentfanget i grabbhuggene ble siktet på 5 mm og 1 mm sifter for fjerning av finmateriale. Sikteresten ble fiksert i 4-6 % formaldehydløsning i sjøvann og tatt til videre analyse i laboratoriet. Alle prøvene ble i felt karakterisert med hensyn på sedimentfarge, sjiktning og lukt. Det ble kontrollert spesielt for lukt av hydrogensulfid (H₂S) i sedimentet. Innsamling og opparbeiding av prøver ble gjennomført i henhold til Norsk Standard for undersøkelser av bløtbunnsfauna (NS 9423: 1998).

5.2.2 Analyser

Ved laboratorieoppbeidingen ble materialet skylt i ferskvann for fjerning av formaldehyd og sortert under lupe ved 4-6 x forstørrelse. Alle dyr ble plukket ut og fordelt i hovedgrupper for bestemmelse av biomasse. Etter bestemmelse av biomasse ble materialet overført til etanol og tatt videre til artsidentifisering.

Biomasse ble bestemt som våtvekt. For analysene ble følgende hovedgrupper benyttet: flerbørstemark, muslinger, krepsdyr, pigghuder og diverse (varia). Vekten ble bestemt ved veiing på mikrovekt med nøyaktighet 0,01 g. Flerbørstemark i rør ble plukket ut separat og veid både med rør og uten rør for bestemmelse av vekt av rør og beregning av samlet vekt uten rør. Sjømus ble tappet for vann før vektbestemmelse. Muslinger ble veid med skall. Artsbestemmelsene ble ført til artsnivå såfremt mulig. Arter ble ikke bestemt for båndmark (Nemertini), rundmark (Nematoda) og enkelte grupper av nesledyr

Tabell 5.2. Prøvetaking av bunnfauna 7-12. august 2003. Lokalteter, dyp og visuelle observasjoner av bunnforhold og sedimenter. Alle prøver ble tatt med 0,1 m² van Veen bunngrabb.

St.	Lokalitet	Dato	Dyp (m)	Antall prøver	Visuelle observasjoner
102	Håøyfjorden	7.8	200	5	Fint bløtt og løst mudder, gråbrun overflate. En prøve (V) med mørke flekker i sediment. Overflate med små rør av mark. Alle prøver fylningsgrad 1/1.
105	Langesunds-fjorden	7.8	107	5	Fint bløtt grått mudder, 1-3 cm brunt topplag. Litt leire. Alle prøver fylningsgrad 1/1.
106	Ytre Eidangerfjorden	7.8	98	5	Fint ganske løst grått sediment, 3-5 cm sjokoladebrunt topplag. Alle prøver fylningsgrad 1/1.
107	Indre Eidangerfjorden	7.8	89	5	Finkornet gråbrunt sediment, en prøve (IV) med lysbrunt topplag. Alle prøver fylningsgrad 1/1.
71	Kragerøfjorden	8.8	138	5	Mørk grått sediment med tynt brunt topplag. Mørke flekker og svak lukt av hydrogensulfid i tre prøver (II, III, IV). Alle prøver fylningsgrad 1/1.
52	Nordfjorden	8.8	179	2	Sort bløtt mudder, moderat lukt av hydrogensulfid. Skall av muslinger. Begge prøver fylningsgrad 1/1.
50	Sandnesfjorden	9.8	68-69	5	Fint grått mudder med brunt topplag. Mye rør av børstemark. Alle prøver fylningsgrad 1/1.
200	Ærøydypet	10.8	109	5	Fint grått sediment med litt lysere brunlig topplag. Alle prøver fylningsgrad 1/1.
Grå	Gråholmdypet	10.8	193	5	Fint grått leiraktig mudder. Litt lysere topplag. To prøver med nokså stiv leire (III, IV). Sjømus og småmuslinger. Alle prøver fylningsgrad 1/1.
Gro	Groosefjorden	12.8	69	5	Sort bløtt mudder, med flekkvis tynt oransjebrunt topplag. Svak til moderat lukt av hydrogensulfid. Skall av muslinger (<i>Thyasira</i>) og stive pergamentaktige rør av børstemarken <i>Spiochaetopterus</i> . Alle prøver fylningsgrad 1/1.
6	Topdalsfjorden	11.8	74	5	Svart løst mudder med tynt oransjebrunt topplag, svak lukt av hydrogensulfid. Grå leire i bunn. Rester av skjell og blad. Alle prøver fylningsgrad 1/1.

(Cnidaria). Planktonformer i prøvene ble utelatt ved identifiseringene. Alle data fra prøvene er lagt inn i NIVAs database for bløtbunnsfauna.

Bunnfaunaen på hver av stasjonene er karakterisert ved totalt antall arter, individtall for artene, artsmangfold (= diversitet) og artssammensetning. Artsmangfoldet ble beregnet

ved Shannon-Wiener indeks H' (Shannon & Weaver 1963) og Hurlberts indeks $E(S_{100})$ (Hurlbert 1971). På basis av indeksverdiene er tilstanden i fjordene karakterisert i henhold til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet (Molvær et al. 1997).

Det ble også beregnet en indeks (ISI) som uttrykker innslaget av forurensningsømfintlige arter i bunnfaunaen. Indeksen bygger på et system hvor artene er karakterisert med hensyn til toleranse overfor forurensning. Indeksverdien beregnes med grunnlag i artssammensetningen i prøvene (Rygg 2002).

5.3 Faunasammensetning

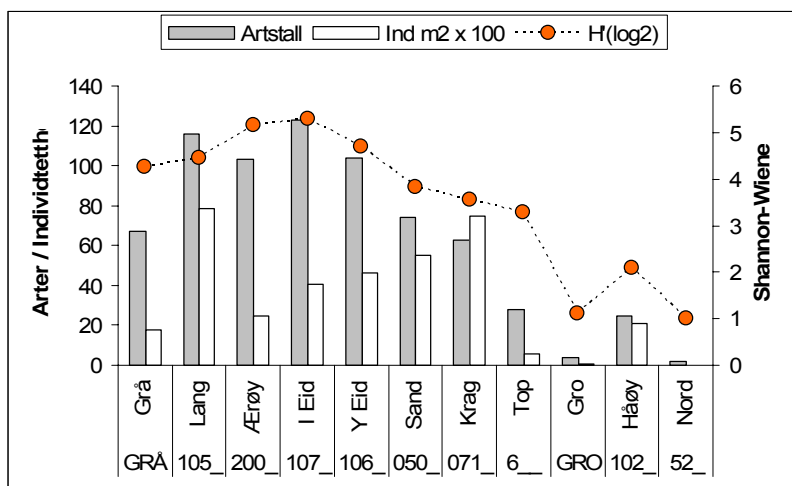
5.3.1 Artsrikhet og individtettheter

Totalt ble det registrert 255 arter av bunnfauna i prøvene. Av dette utgjorde flerbørstemarkene (Polychaeta) den største andelen med 139 arter (55 %) og krepsdyrene nest største andel med 58 arter (23 %). Av bløtdyr (Mollusca) ble det funnet 28 arter, mens det var 17 arter av pigghuder (Echinodermata).

Totalt ble det i prøvene innsamlet mer enn 18000 individer. Flerbørstemarkene var dominerende med mer enn 13000 individer (74 %), mens bløtdyrene var nest største gruppe med godt og vel 2500 individer (14 %). Krepsdyr og pigghuder utgjorde en mindre andel av individene med henholdsvis 3 og 2 %.

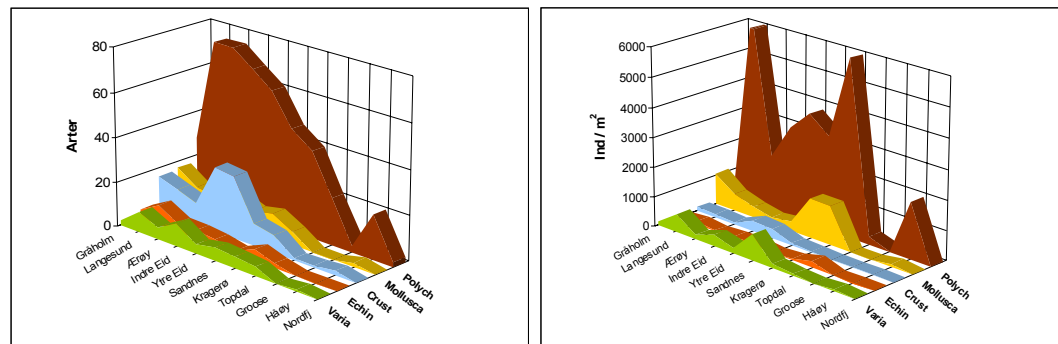
Artstall og individtettheter varierte sterkt mellom stasjonene (Figur 5.2). I Nordfjorden (st. 52), som har dårligst forhold, ble det registrert to tilfeldige individer i prøvene, mens det i Groosefjorden (st. Gro) bare ble funnet et lite antall individer av noen få arter. I Topdalsfjorden var det også en meget sparsom fauna. Størst artsrikhet og individtett ble det funnet på stasjonene i Langesundsfjorden og Eidangerfjorden (st. 105, 106, 107) med mer enn 100 arter og tettheter på 4000-7000 ind./m². Dette er arts- og individmengder som er høyere enn normalt for bløtbnnsfauna.

Flerbørstemarkene var den dominerende gruppen både med hensyn til antall arter og til individtetthet på de fleste stasjonene (Fig 5.3). Spesielt var dominansen sterk for individtetthet på stasjonene i Grenlandsområdet og ved Kragerø. Det var forholdsvis mange arter og individer av krepsdyr på stasjonene i Eidangerfjorden, mens det var mange bløtdyr i Sandnesfjorden og Gråholmsdypet.



Figur 5.2. Antall arter, individtettheter og diversitet (Shannon-Wiener H') på stasjonene i undersøkelsen. Alle verdier er beregnet på basis av summerte resultater for

parallellprøvene på stasjonene. Stasjonene er arrangert etter avtagende oksygeninnhold i dypvannet.



Figur 5.3. Sammensetningen av bunnfauna fordelt på hovedgrupper. Venstre: antall arter på hver stasjon (summert over parallellprøver). Høyre: individtetteter. Stasjonene er arrangert etter avtagende oksygeninnhold i dypvannet.

5.3.2 Artsmangfold og tilstandsvurdering

Artsmangfoldet for stasjonene beregnet ved Shannon-Wiener indeksen (H') er illustrert i Figur 5.2. Indeksverdien tar hensyn både til antall arter (artsrikheten) i prøvene og hvor jevnt individene er fordelt mellom artene (jevnhet). Artsmangfoldet var høyest på stasjonene i Eidangerfjorden, Langesundsfjorden og i Ærøydypet. Dette var de stasjonene hvor det ble funnet flest arter i prøvene.






I Tabell 5.3 er det gitt en oversikt over tilstanden i fjordene karakterisert på basis av SFTs klassifikasjonssystem for miljøkvalitet. Etter dette systemet får Langesundsfjorden, Eidangerfjorden, Ærøydypet og Gråholmdypet karakteristikken 'meget god tilstand' (klasse I). Tilstanden var 'god' (klasse II) i Sandnesfjorden og Topdalsfjorden, mens den var 'mindre god' (klasse III) i Kragerøfjorden og Håøyfjorden. Tilstanden var 'dårlig' (klasse IV) i Goosefjorden og meget dårlig (klasse V) i Nordfjorden. Med unntak for Kragerøfjorden ga de to indeksene samme resultat.

I Tabell 5.3 er det også vist resultater for artsindeksen ISI. I hovedtrekkene viste denne samme mønster som diversitetsindeksene, med høyest verdier for fjordene med best tilstand og lavest verdier for fjordene med dårlig tilstand. Generelt vil lavere verdier av indeksen ($< ca. 5$) vise at faunaen domineres av forurensningstolerante arter, mens høyere verdier (> 7) viser innslag av forurensningsømfintlige arter (Rygg 2002). Ved denne undersøkelsen var det bare Goosefjorden som fikk lav verdi.

5.3.3 Artssammensetning

De viktigste artene på stasjonene er vist i Tabell 5.4. Børstemarkene *Chaetozone setosa* og *Heteromastus filiformis* var top-dominante på stasjonene i Grenlandsområdet og Kragerø. Dette er arter som er svært vanlige i bløte bunnsedimenter og som begunstones ved noe organisk anrikning. De viktigste bløtdyrene var muslinger av slektene *Thyasira* og *Nuculoma* som også trives i anrikede sedimenter.

Tabell 5.3. Indekser for diversitet og klassifisering av tilstand for bløtbunnsfauna. Indekser for artsmangfold: H' = Shannon-Wiener indeks (\log_2), $E(S_{100})$ = Hurlberts indeks (artstall pr. 100 individer). ISI = artsindeks for følsomhet for forurensning. Fargekoding viser tilstandsklasser etter SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Molvær et al. 1997):

 = meget god  = god  = mindre god  = dårlig  = meget dårlig

Lokalitet	Stasjon	H'	$E(S_{100})$	ISI
Håøyfjorden	102	2,1	11,1	6,1
Langesundsfjorden	105	4,4	28,4	9,0
Ytre Eidangerfjorden	106	4,7	31,0	9,0
Indre Eidangerfjorden	107	5,3	38,0	9,0
Kragerøfjorden	71	3,6	17,4	7,6
Nordfjorden	52	1,0	- *	6,0 [#]
Sandnesfjorden	50	3,8	21,7	7,9
Ærøydypet	200	5,2	36,6	9,5
Gråholmdypet	Grå	4,3	28,1	8,6
Groosefjorden	Gro	1,1	- *	3,1 [#]
Topdalsfjorden	6	3,3	19,0	5,9

* ikke beregnet, færre enn 100 individer på stasjonen

usikker, få arter

I Sandnesfjorden (st. 50) var børstemarken *Melinna cristata* dominerende. Dette er en større rørbyggende form som lever av partikler som samles fra sedimentoverflaten. Tettheten av denne arten var så høy at bunnen hadde en helt ujevn overflate med oppstikkende rør. *Melinna* var også vanlig i Ærøydypet, men tettheten var ikke på langt nær så høy som i Sandnesfjorden.

Gråholmsdypet skilte seg fra de andre stasjonene ved at muslinger var tallmessig dominerende. De dominerende artene er alle vanlige i bløte bunnsedimenter. På denne stasjonen ble det observert relativt høy tetthet av sjømus (*Brissopsis lyrifera*) ved videoinspeksjonen (Kapittel 3.3). *Brissopsis* er en frittlevende form som graver seg gjennom de øvre sedimentlagene og lager spor i bunnen. Aktiviteten fører til en omrøring av bunnsedimentet.

I Topdalsfjorden var det en spesiell artssammensetning med et særlig innslag av pølseormen *Echiurus echiurus*. Denne arten er ikke vanlig på kysten, men kan synes å klare seg ved de dårlige oksygenforholdene i fjorden. Flere av de andre artene i prøvene, som børstemarkene *Chaetozone setosa* og *Pectinaria koreni* kan klare seg ved svært dårlige oksygenforhold.

I Groosefjorden var børstemarken *Capitella capitata* den vanligste i prøvene. Dette er en art med svært høy toleranse for organisk anrikning og finnes hyppig på lokaliteter med sterk organisk overbelastning og svake oksygenforhold.

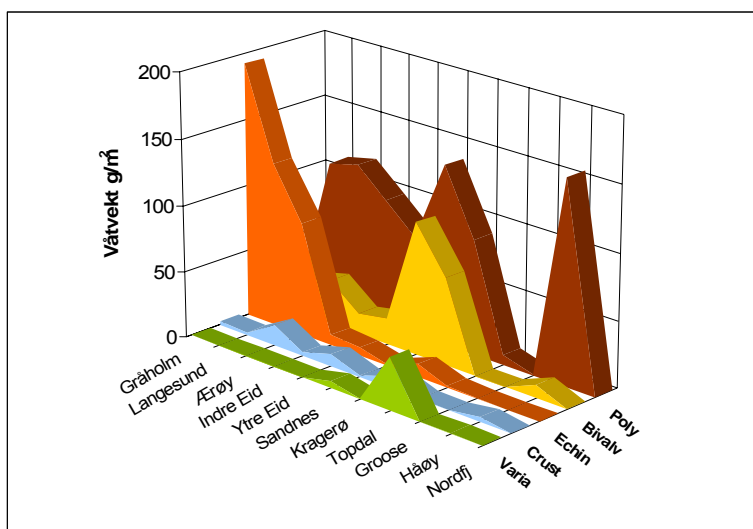
Tabell 5.4. De ti mest dominerende arter på hver av stasjonene i undersøkelsen. Grupper: bm = båndmark, fb = flerbørstemark, k = krepsdyr, m = muslinger, p = pølseorm, s = slangestjerne, sj = sjømus (irregulær kråkebolle). Totalt antall arter og individer er også vist.

Gråhølsdypet St. Grå (0,5 m ²)		Gr	Ant.	Ærøydypet St. 200 (0,5 m ²)		Gr	Ant.	Langesundsfjord St. 105 (0,5 m ²)		Gr	Ant.
		Ind.				ind.				ind.	
Nuculoma tenuis	m	199	Pseudopolydora	fb	154	Chaetozone setosa	fb	910			
Abra nitida	m	178	Melinna cristata	fb	106	Heteromastus filiformis	fb	541			
Thyasira equalis	m	64	Spiophanes kroeyeri	fb	100	Nemertinea indet	bm	253			
Heteromastus filiformis	fb	47	Heteromastus filiformis	fb	73	Cossura longocirrata	fb	239			
Paramphinome jeffreysii	fb	37	Nuculoma tenuis	m	64	Prionospio fallax	fb	219			
Nemertinea indet.	bm	32	Tharyx killariensis	fb	58	Tharyx killariensis	fb	198			
Decapoda indet larver	k	23	Thyasira equalis	m	51	Thyasira equalis	m	183			
Tharyx killariensis	fb	21	Levinsenia gracilis	fb	51	Paradoneis eliasoni	fb	183			
Cossura longocirrata	fb	21	Nemertinea indet.	bm	45	Myriochele oculata	fb	87			
Myriochele oculata	fb	20	Prionospio multibranchiata	fb	37	Paramphinome jeffreysii	fb	80			
<i>Totalt antall arter</i>		67	<i>Totalt antall arter</i>		103	<i>Totalt antall arter</i>		116			
<i>Totalt antall individer</i>		897	<i>Totalt antall individer</i>		1225	<i>Totalt antall individer</i>		3939			
Indre Eidangerfjord St. 107 (0,5 m ²)		Gr	Ant.	Ytre Eidangerfjord St. 106 (0,5 m ²)		Gr	Ant.	Sandnesfjord St. 50 (0,5 m ²)		Gr	Ant.
		Ind.				ind.				ind.	
Heteromastus filiformis	fb	219	Heteromastus filiformis	fb	494	Melinna cristata	fb	606			
Prionospio fallax	fb	173	Spiophanes kroeyeri	fb	204	Thyasira flexuosa	m	490			
Nemertinea indet	bm	128	Aphelochaeta cf mcintoshii	fb	152	Nemertinea indet.	bm	432			
Chaetozone setosa	fb	127	Thyasira equalis	m	130	Pseudopolydora paucibranchiata	fb	248			
Spiophanes kroeyeri	fb	113	Chaetozone setosa	fb	129	Paramphinome jeffreysii	fb	156			
Prionospio cirrifera	fb	99	Paramphinome jeffreysii	fb	119	Nuculoma tenuis	m	127			
Paradoneis eliasoni	fb	97	Paradoneis eliasoni	fb	110	Amphicteis gunneri	fb	83			
Paramphinome jeffreysii	fb	92	Prionospio fallax	fb	90	Heteromastus filiformis	fb	71			
Aphelochaeta cf mcintoshii	fb	76	Tharyx killariensis	fb	80	Myriochele oculata	fb	66			
Thyasira equalis	m	75	Nemertinea indet	bm	67	Scalibregma inflatum	fb	45			
<i>Totalt antall arter</i>		123	<i>Totalt antall arter</i>		104	<i>Totalt antall arter</i>		74			
<i>Totalt antall individer</i>		203	<i>Totalt antall individer</i>		2297	<i>Totalt antall individer</i>		2760			
Kragerøfjord St. 71 (0,5 m ²)		Gr	Ant.	Topdalsfjord St. 6 (0,5 m ²)		Gr	Ant.	Groosefjord St. Gro (0,5 m ²)		Gr	Ant.
		Ind.				ind.				ind.	
Chaetozone setosa	fb	773	Echinocardium sp juv	sj	104	Capitella capitata	fb	16			
Spiophanes kroeyeri	fb	618	Chaetozone setosa	fb	51	Diastylis bradyi	k	3			
Cossura longocirrata	fb	585	Echiurus echiurus	p	26	Pectinaria koreni	fb	1			
Thyasira sarsi	m	456	Pseudopolydora	fb	17	Polydora hermaphroditica	fb	1			
Heteromastus filiformis	fb	354	Trochochaeta multisetosa	fb	15						
Thyasira equalis	m	185	Pectinaria koreni	fb	14						
Pseudopolydora paucibranchiata	fb	177	Gyptis rosea	fb	8						
Proclea graffi	fb	97	Ophiuroidea indet juv	s	7						
Chone sp.	fb	88	Phyllodoce groenlandica	fb	6						
Prionospio cirrifera	fb	49	Gattyana cirrosa	fb	5						
<i>Totalt antall arter</i>		63	<i>Totalt antall arter</i>		28	<i>Totalt antall arter</i>		4			
<i>Totalt antall individer</i>		374	<i>Totalt antall individer</i>		287	<i>Totalt antall individer</i>		21			
Håøyfjord St. 102 (0,5 m ²)		Gr	Ant.	Nordfjord St. 52 (0,2 m ²)		Gr	Ant.				
		Ind.				ind.					
Chaetozone setosa	fb	561	Myriochele oculata	fb	1						
Scalibregma inflatum	fb	293	Polychaeta indet	fb	1						
Nemertinea indet	bm	37									
Nereimyra punctata	fb	30									
Thyasira equalis	m	24									
Thyasira sarsi	m	23									
Gyptis rosea	fb	18									
Cossura longocirrata	fb	11									
Paramphinome jeffreysi	fb	9									
Ophiodromus flexuosus	fb	6									
<i>Totalt antall arter</i>		25	<i>Totalt antall arter</i>		2						
<i>Totalt antall individer</i>		104	<i>Totalt antall individer</i>		2						

5.3.4 Biomasse

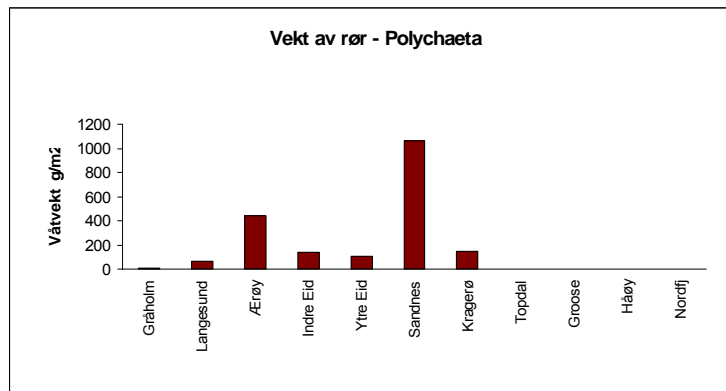
De viktigste gruppene med hensyn på biomasse var flerbørstemark (Polychaeta), muslinger (Bivalvia) og pigghuder (Echinodermata) (Figur 5.4). Krepssdyrene (Crustacea) utgjorde en mindre andel av biomassen i alle fjordene. Andre grupper (Varia) var generelt små, med unntak for i Topdalsfjorden hvor pølseormen *Echiurus echiurus* utgjorde det meste av biomassen i prøvene. I andre fjorder var båndmark (Nemertinea) den viktigste gruppen i Varia. Samlet biomasse var i de fleste fjordene 100-250 g våtvekt.

Flerbørstemark dominerende biomassen i de fleste fjordene. I Langesundsfjorden, Ærøydypet og Gråholmsdypet var det høy biomasse av pigghuder, som hovedsakelig ble utgjort av sjømus (*Brissopsis lyrifera*). Spesielt Gråholmsdypet skilte seg ut med høy vekt av sjømus. Muslingene utgjorde en viktig komponent i Kragerøfjorden, Sandnesfjorden og Gråholmsdypet.



Figur 5.4. Biomasse (våtvekt) for hovedgruppene av bløtbunnsfauna på stasjonene i undersøkelsen. Stasjonene er arrangert etter avtagende oksygeninnhold i dypvannet.

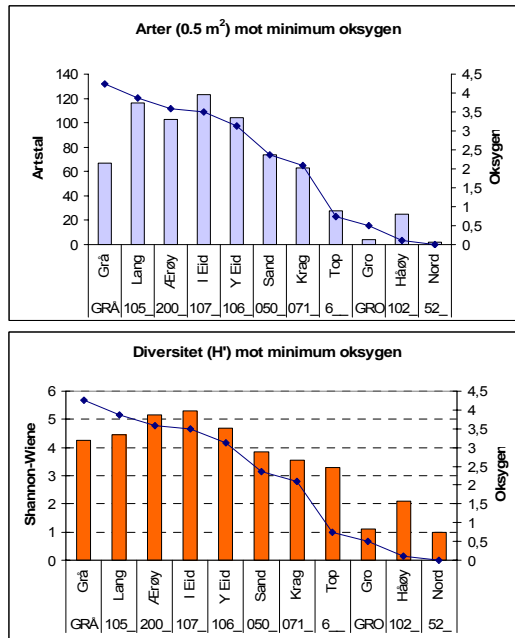
Rør, skall og andre produkter som lages av bunnfaunaen er med å gi struktur til bunnsedimentet. I flere av fjordene var det større mengder av faste og kompakte mudderrør av flerbørstemark. Dette var spesielt tilfelle i Sandnesfjorden hvor børstemarken *Melinna cristata* dominerte. I Sandnesfjorden var samlet vekt av rør mer enn 1 kg/m² (Figur 5.5). Også i Ærøydypet var det et betydelig innslag av rør av *Melinna*. Det var minimale forekomster av rørbyggende børstemark i fjordene med svake oksygenforhold.



Figur 5.5. Vekt av rør av flerbørstemark på stasjonene i undersøkelsen. Stasjonene er arrangert etter avtagende oksygeninnhold i dypvannet.

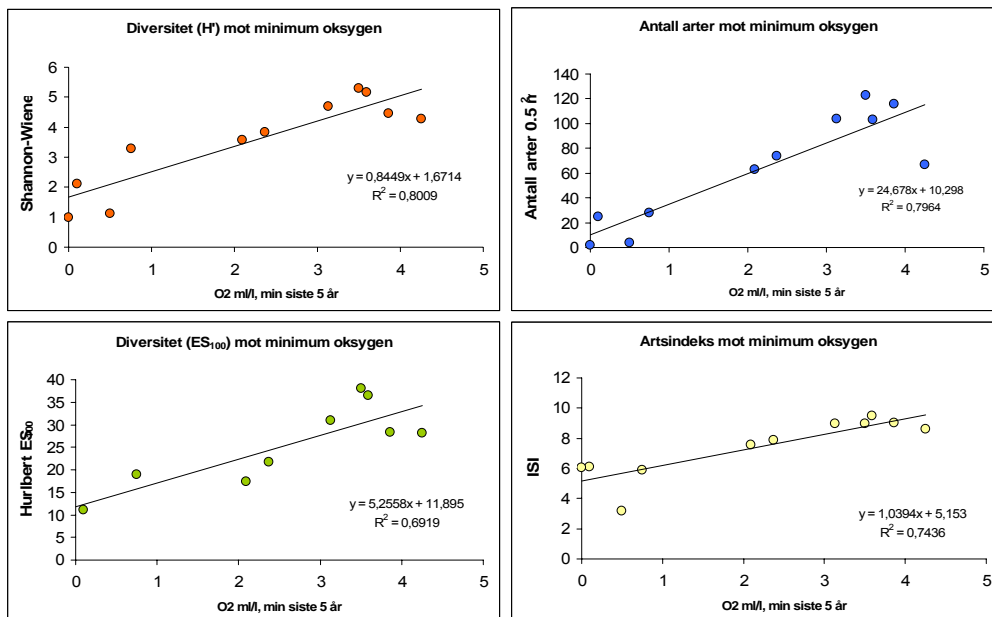
5.4 Bunnfauna og miljøforhold

Figur 5.6 viser hvordan antall arter og artsmangfoldet varierer i forhold til oksygentilstanden på stasjonene. I fremstillingen er det her benyttet laveste oksygenkonsentrasjon over siste fem år, som forutsettes å representere tilstanden i en periode forut for prøvetakingen. Generelt avtok antall arter med fallende oksygenkonsentrasjon, men artstallet avtok også på stasjonene med høyest oksygeninnhold. Dette reflekterer nok det velkjente forholdet at artstallene er høyest i områder som er stimulert av organiske tilførsler og derved gjerne har noe reduserte oksygenforhold.



Figur 5.6. Antall arter og artsmangfold (Shannon-Wiener H') i relasjon til minimum oksygenkonsentrasjon over siste fem år på stasjonene i undersøkelsen. Stasjonene er rangert etter avtagende oksygenkonsentrasjon.

I Figur 5.7 er arts mangfold, antall arter og artsindeksen ISI plottet mot minimum oksygeninnhold. For alle parametrene er det en tydelig sammenheng med nedsatte verdier for lave oksygenkonsentrasjoner. Ut fra en lineær modell er Shannen-Wiener indeksen H' den av de valgte parametrene som best samsvarer med oksygenminimum.



Figur 5.7. Arts mangfold, artstall og indeksen ISI i relasjon til minimum oksygenkonsentrasjon over siste fem år. Alle relasjonene er statistisk signifikante ($p < 0,001$).

Figur 5.8 viser hvordan hovedgruppene av arter fordelte seg i forhold til oksygentilstanden i fjordene. I fjordene med dårlige oksygenforhold var børstemarkene sterkt dominerende og utgjorde nær tre firedeler av alle registrerte arter (32 av totalt 44). I fjordene med middels gode oksygenforhold avtok den relative dominansen av børstemarkene (66 av totalt 108 arter), mens mollusker og krepsdyr relativt sett økte. I fjordene med gode oksygenforhold utgjorde børstemarkene omkring halvparten av artene (117 av 222), mens krepsdyr økte vesentlig og utgjorde nær en firedel av artene. Pigghudene hadde nær samme relative andel i alle fjordgruppene.

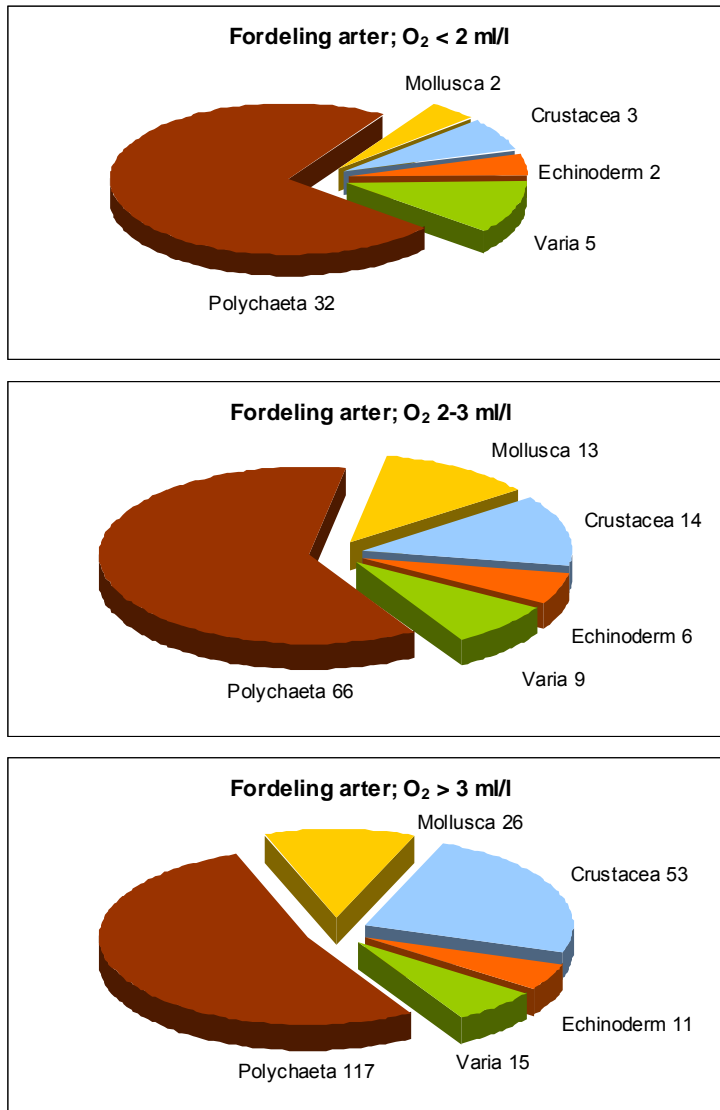
Referanser

- Hurlbert, S.N. 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology* 53, 577-586.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J. Rygg B., Skei J., Sørensen J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:03. 36 s.
- Norsk Standard NS 9423. 1998. Vannundersøkelse. Retningslinjer for kvantitative undersøkelser av sublitoral bløtbunnsfauna i marint miljø. Norsk Allmennstandardisering (NAS), Oslo. 16 s.

Pearson, T.H. & Rosenberg R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16: 229-311.

Rygg, B. 2002. Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway. NIVA report 4548-2002, Norsk institutt for vannforskning. 32 s.

Shannon, C.E., Weaver, W. 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana. 117 s.



Figur 5.8. Antall arter i hovedgrupper fordelt etter oksygentilstand i fjordbassengene.
O₂ < 2 ml/l: Håøyfj, Nordfj, Groosefj, Topdalsfj; O₂ 2-3 ml/l: Kragerøfj, Sandnesfj;
O₂ > 3 ml/l: Langesunds fj, Indre Eidangerfj, Ytre Eidangerfj, Ærøydypet, Gråholmsdypet

6. Foraminifera

E. Alve & K. Husum

6.1 Evaluering av fjordmiljø basert på bentiske foraminiferer

Bentiske foraminiferer utgjør en betydelig del av meiofaunaen i de fleste marine miljøer. Langs Skagerrak-kysten opptrer de i store antall (ofte >50 levende/cm³) fra intertidalsonen til de dypeste fjordområdene (e.g., Alve & Murray, 1997), så sant området ikke er utsatt for permanent anoxia (Alve, 1995). Tidligere undersøkelser har vist at foraminiferene i Skagerrakfjordene viser klare gradienter i faunaparametere som direkte avspeiler endringer i hydrografiske så vel som sedimentære parametere med økende vanddyb (e.g., Alve & Nagy, 1990). Dette gjelder ikke minst faunaens respons på oksygenkonsentrasjoner og næringstilførsel (Gustafsson og Nordberg, 2000; Alve, 2003). Til nå har imidlertid kvantitative sammenhenger mellom faunadata og miljøparametere vært sparsomt dokumentert (til dels pga manglende robuste langtidsmålinger av miljøparametere). Slik kvantifisering har vært fokus i dette prosjektet.

Hovedformålet med analysene av levende foraminiferer innen prosjektet har vært å etablere kalibreringssett for retrospektive tolkninger av oksygenforholdene i fjordene til tiden før de hydrografiske måleseriene startet. En forståelse av årsakene til at oksygentilstanden i fjordene er slik vi ser den i dag, forutsetter kunnskap om hvordan situasjonen har utviklet seg over et lengre tidsrom (i mange tilfeller >100 år).

Resultatet av de retrospektive tolkningene er presentert i Kapittel 7. Andre formål har vært 1) å studere fordelingen av de levende foraminiferers individtetthet på forskjellig nivå i sedimentet. Dette er av betydning for å vurdere nøyaktigheten i tidsoppløsningen man kan forvente ved høyoppløselige retrospektive studier basert på foraminiferdata og 2) som for de øvrige faunagruppene i prosjektet, studere faunavariasjoner, inklusive endringer i artsmangfold, i relasjon til oksygenforholdene i de enkelte fjordene.

6.2 Materiale og metoder

6.2.1 Stasjonsvalg og prøvetakning

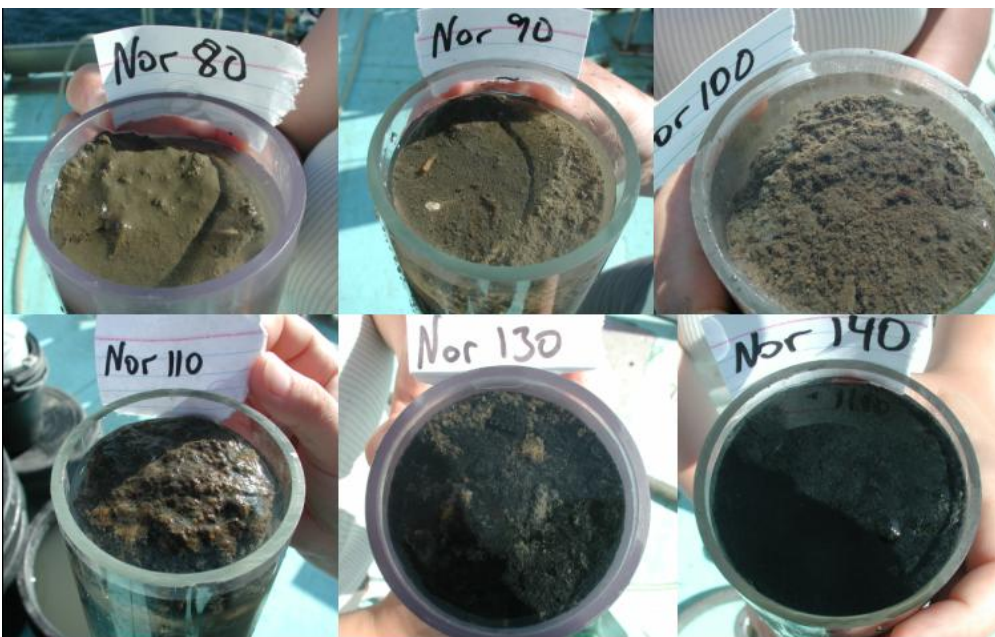
Sedimentprøver til analyser av levende (fargede) foraminiferer ble samlet inn 8. og 12. august, 2003, fra vanddybstransekter i Kragerøfjord (st. 71), Groosefjord (st. Gro) og Nordfjord (st. 52), samt fra box-core fra de stasjoner i de øvrige fjordene som ble benyttet til analyser av andre faunatyper. De tre nevnte fjordene ble valgt til foraminiferanalyser langs dybde/oksygen-transekter da HIs oksygentidsserier viste at de dypere deler av disse fjordene har de lavest registrerte oksygenkonsentrasjonene blant de utvalgte bassengene. Det har således vært mulig å studere endringer i foraminiferfaunaen langs etablerte oksygengradienter innen hver av de tre fjordbassengene.

Prøvene langs dybdestransektene ble samlet inn med en liten graviasjonsprøvetaker som kan ta sedimentkjerner med diameter på 6,7 cm og en maksimumslengde på ca 60 cm avhengig av sedimentegenskapene. For hver stasjon langs dybdestransektene ble vannet umiddelbart over sediment-vannkontakten i kjernerøret overført (hevertprinsipp) til Winkler-flasker, tilsatt reagenser og lagret mørkt for senere oksygenanalyser ved NIVA. Sedimentet ble (i vertikal stilling) skjøvet forsiktig ut av røret og snittet ned til 6 cm sedimentdyb. Den øverste 1 cm ble snittet i to 0,5 cm tykke skiver, mens skivetykkelsen fra 1 til 6 cm var 1 cm. Alle prøvene ble preservert i bufret 4% formalin i sjøvann tilsatt

bengalrosa (1 g/l). Prøvene fra box-corene ble tatt med de samme kjernerørene som benyttet i gravitasjonsprøvetakeren, men her ble kun den øvre 0-2 cm sediment prøvetatt – enten som 1 cm, eller som bulk 2 cm skiver. Prøvebehandlingen ellers, både på tokt og senere i laboratoriet, var som beskrevet for prøvene fra dybdetransektene. I Goosefjorden og Nordfjorden endret sedimentet dramatisk karakter fra grålig med lys brun oksisk overflate i de grunnere, til meget løse (sterkt vannholdige), svarte sedimenter dekket med varierende grad av oransjebrune bakteriematter i de dypere liggende områdene (Fig. 6.1 og 6.2; Tabell 6.1). Overflatesedimentene langs Kragerøfjordtransektet var tydelig oksiske og viste liten endring med økende vanddyb.



Figur 6.1. Bilder av overflatesedimentet i kjerner fra 45, 60 og 69 m vanddyb i Goosefjorden.



Figur 6.2. Bilder av overflatesedimentet i kjerner fra 80, 90, 100, 110, 130 og 140 m vanddyb i Nordfjorden.

Tabell 6.1. Toktdata for prøver samlet inn til foraminiferanalyser 8. og 12. august 2003; lokalitet, vanndyp, [O₂] i bunnvann på prøvetakningstidspunkt, samt visuelle observasjoner av bunnforhold og sedimenter. Alle sedimentkjerner (diameter 6,7 cm) ble samlet inn med en liten gravitasjonsprøvetaker. * sterkt avvikende verdi (på 45 m) som utelates fra videre behandling av data.

St.	Lokalitet	Dato	Vann-dyp (m)	[O ₂] (ml/l) Bunnvann	Antall kjerner	Visuelle observasjoner
71	Kragerøfjorden	8.8	80, 90, 100, 110, 120, 130	4,76-4,81	1 pr vanndyp	Lyst/mellomgrått sediment med brunlig topplag.
Gr o	Groosefjorden	12.8	35, 40, 45, 50	3,34; 3,12; 5,77*; 2,56	1 pr vanndyp	Mellomgrått sediment med brunt topplag. Børstemarkrør.
Gr o	Groosefjorden	12.8	55	0,96	1	Mellomgrått, løst sediment med brunt topplag.
Gr o	Groosefjorden	12.8	60	0,90	1	Mellomgrått, løst sediment med "fluffet", brunt topplag.
Gr o	Groosefjorden	12.8	65 og 69	0,76 og 0,93	1 pr vanndyp	Sort, løst sediment med flekkvis brunoransje, "fluffet", topplag. Svak til moderat lukt av hydrogensulfid.
52	Nordfjorden	8.8	80	3,77	1	Lyst/mellomgrått sediment med brunlig topplag. Børstemarkrør.
52	Nordfjorden	8.8	90	3,56	1	Mellomgrått, løst sediment med brunlig topplag.
52	Nordfjorden	8.8	100	3,38	1	Mellomgrått, løst sediment. Muligens mistet øvre mm?
52	Nordfjorden	8.8	110, 120	3,13 og 2,59	1 pr vanndyp	Gråsvart sediment dekket med "filler" av oransjebrun bakteriematte
52	Nordfjorden	8.8	130, 140	1,95 og 1,04	1 pr vanndyp	Sort, løst sediment, moderat lukt av hydrogensulfid.

6.2.2 Prøve- og databehandling

I laboratoriet ble sedimentene vasket gjennom sikter med maskevidde på 63 og 500 μm . Fraksjonen $>500 \mu\text{m}$ inneholdt alltid meget få (<10) individer sammenliknet med 63-500 μm -fraksjonen. Denne største fraksjonen ble analysert i sin helhet, behandlet separat og er ikke rapportert i detalj her. Antall individer i fraksjonen 63-500 μm var så høyt (typisk 2000-3000) i de fleste sedimentkjernesnittene (3 prøver per kjerne/vanddyb) at det av tidsmessige årsaker ikke var mulig å telle alle. Følgelig ble 63-500 μm -fraksjonen i individrike prøver våtsplittet ved hjelp av en modifisert utgave av Jensens (1982) meiofaunasplitter og $\frac{1}{2}$ eller $\frac{1}{4}$ av hver prøve ble analysert. Dette medfører at antall arter ikke kan sammenliknes direkte mellom prøver. Alle individer ble bestemt til artsnivå, talt og preservert i 70 % etanol. Organiskveggede foraminiferer (allogromiider) og skjøre agglutinerte (sandskall-) arter ble identifisert og talt i prøvene fra de tre dybdetransektene. Disse formene bevares ikke som fossiler i sedimentet og er eliminert fra beregningene av faunadata som presenteres her.

Artsmangfoldet er angitt som Shannon-Wiener indeks H' (Shannon & Weaver, 1963) og Hurlberts indeks $E(S_{100})$ (Hurlbert, 1971). SFTs klassifisering av miljøkvalitet basert på H' og $E(S_{100})$ for makro-bløtbunnsfauna (se Kapittel 5) er her for første gang benyttet for bentiske foraminiferer. Andre faunaparametere inkluderer individkonsentrasjon (antall individer/ cm^3) samt relativ og absolutt forekomst av arter.

Faunadataene (antall individer per art) for hver sedimentkjerne (data for bulk 0-2 cm sedimentdyb) langs de tre dybdetransektene ble kjørt gjennom en ikke-metrisk multidimensjonal skaleringsordinasjonsanalyse (MDS ordinerings) ved hjelp av programmet PRIMER (Clarke & Warwick, 1994). Denne statistiske metoden beregner likheten mellom prøver og resultatene fremstilles visuelt i et 2-dimensjonalt ordineringsplott. Beregningene er basert på en likhetsmatrise med utgangspunkt i Bray-Curtis likhetskoeffisienten (Bray & Curtis, 1957), og en enkel 2-rotstransformasjon av dataene ble benyttet for å redusere påvirkningen av dominerende arter. Påliteligheten av resultatene er vist ved en stressverdi (Kruskal & Wish, 1973) som ideelt sett skal være $<0,1$, men verdier $<0,2$ gir også et potensielt pålitelig 2-dimensjonalt bilde.

For sammenlikning med hyperbentos- og makro-bløtbunnsfaunaen er artsamangfoldet i en til to box-coreprøver (øvre 1 eller 2 cm av sedimentet) fra hver av de 8 fjordene som ikke omfattes av vanddybstransektene også presentert her. Den tidsmessige utviklingen av foraminiferfaunaene over de siste 50-200 år i 8 av fjordene er presentert i kapittel 7.

6.2.3. Hydrografiske data

Havforskningsinstituttets (HIs) hydrografiske måleserier omfatter bl.a. salinitet, temperatur og løst oksygen. Alle disse tre parametrene er av betydning for bentiske foraminiferfaunaers forekomst og artssammensetning. Blant de tre fjordene hvor vanddybstransekter ble analysert, foreligger det årlige høstmålinger for fire vanddyb siden 1951 for Nordfjord, og siden 1952 for tre vanddyb i Kragerøfjord, mens det for Goosefjord kun er spredte data tilgjengelig siden 1967.

Saliniteten var relativt stabil på rundt 33-34 på de prøvetatte stasjoner i årene før de foreliggende sedimentprøvene ble samlet inn i august 2003 (Tabell 6.2.). Temperaturen lå på ca 5-6 $^{\circ}\text{C}$, med noe høyere verdier (8-9 $^{\circ}\text{C}$) i de grunneste delene av Goosefjordprofilen. Oksygen-konsentrasjonen viste imidlertid en klart avtakende tendens med økende vanddyb i Nordfjorden og Goosefjorden og en noe svakere tendens i Kragerøfjorden.

Tabell 6.2. Hydrografiske parametere (minimums- og maksimums-verdier). Kragerøfjord: målinger på angitte vanddyb i september hvert år i perioden 1998-2003 (HI-data). Groosefjord: målinger på angitte vanddyb ved 4 anledninger i perioden 28.08 – 25.10. 1995 (Jacobsen et al., 1997). Nordfjord: målinger (ca 10 ganger per år; alle årstider) på angitte vanddyb i perioden august 1998-august 2003 (HI-data).

Parameter/ Vanddyb (m)	Kragerøfjord			Groosefjord				Nordfjord			
	75	100	125	40	50	60	70	75	100	125	150
S _{Min} (psu)	33,3	33,3	33,3	33,5	33,5	33,6	33,6	33,8	33,8	33,9	33,9
S _{Max} (psu)	33,7	33,7	33,7	34,2	34,2	34,0	34,0	34,2	34,2	34,3	34,3
T _{Min} (°C)	4,9	4,8	4,8	8,4	6,0	6,0	5,7	5,1	5,2	5,4	5,6
T _{Max} (°C)	6,4	6,5	6,5	9,0	7,9	6,5	6,3	6,4	6,1	6,1	6,1
[O ₂] _{Min} (ml/l)	2,6	2,2	2,1	3,5	1,8	0,7	0,4	1,1	0,4	0,1	0,0
[O ₂] _{Max} (ml/l)	4,7	4,6	4,5	4,2	3,7	1,1	0,9	5,0	4,4	3,7	1,4

Det eksisterer ikke tidsserier for oksygenkonsentrasjonen på hvert av vanddybene (langs transektene) hvor det ble tatt prøver til foraminferanalyser. Ved sammenlikning mellom faunadata og [O₂] har vi kommet frem til de oksygenverdiene som benyttes i diskusjonen (Fig. 6.3) på følgende måter:

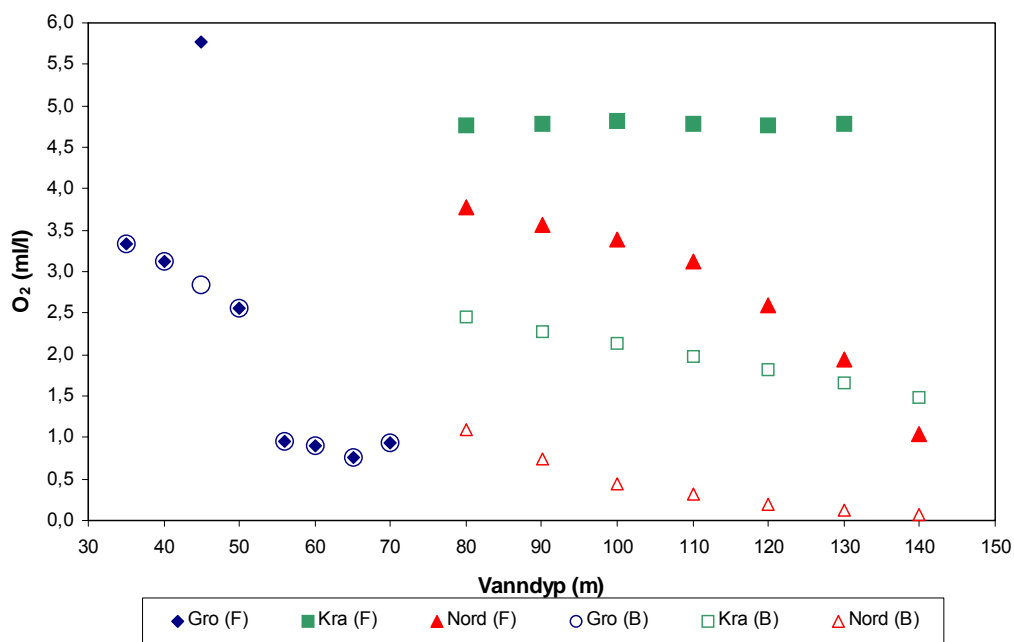
Kragerøfjord: Da det kun foreligger oksygendata for en måned (september) per år og det er kjent fra andre fjorder at dypvannsutskiftningen foregår i perioden desember-januar, representerer ikke våre toktdata fra august 2003 de laveste oksygenverdiene faunaen har vært utsatt for i løpet av det siste året før innsamling. Vi har følgelig, med utgangspunkt i tidsseriedata fra 75, 100 og 125 m vanddyb for perioden 1998-2002 beregnet oksygenforbruket og deretter oksygenminimum for hvert av de tre nevnte vanddyb for desember 2002. Disse viser en lineær økning med vanddypet og på denne bakgrunn er verdiene for hvert aktuelt vanddyb innen dybdetransektet beregnet ved interpolasjon.

Nordfjord: Oksygenverdiene er beregnet ved interpolasjon mellom minimumsverdier (HI-data) målt på 75, 100, 125 og 150 m vanddyb over 16 tokt i perioden januar 2002 til august 2003.

Groosefjord: Grunnet manglende tidsserier, kjenner vi ikke oksygenforbruket i denne fjorden og det har ikke vært mulig å beregne forventet minimumsverdi på de enkelte stasjonene. Følgelig er oksygenverdiene fra toktet (august 2003) benyttet i sammenlikningen mellom faunadata og oksygenforhold i Groosefjorden i motsetning til minimumsverdiene for siste år som er benyttet for de to andre fjordene. Verdien for 45 m vanddyb er interpolert fra verdiene for 40 og 50 m da verdien fra toktet høyst sannsynlig er alt for høy og skyldes en feil.

6.3 Mikrohabitat

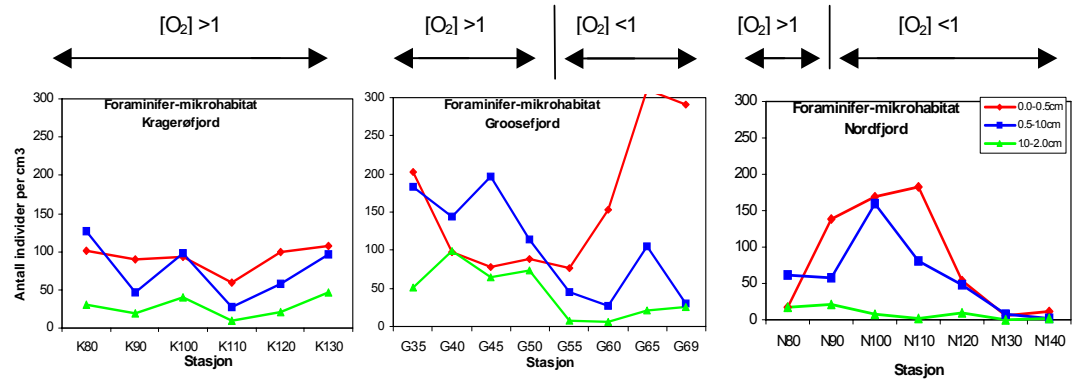
De fleste bentiske foraminiferer lever i de øvre ca 2 cm av sedimentet (noen kan leve ned til 40 cm dyp) eller på steiner, alger, dyr o.l. under eller over sediment-vannkontakten. Hvor de lever i forhold til sedimentoverflaten (mikrohabitat) har implikasjoner for tolkningen av fossile faunaer da retrospektive analyser baseres på variasjoner i faunasammensetningen i suksessivt dypere (eldre) sedimentlag (regnet fra sedimentoverflaten).



Figur 6.3. Oksygenkonsentrasjoner (ml/l) i bunnvannet på stasjoner i Groosefjord, Kragerøfjord og Nordfjord hvor prøver til foraminiferanalyser ble samlet inn 8. og 12. august 2003. (F) = felldata fra prøvetakningstidspunktet; (B) = data benyttet i korrelasjonsanalysene (for detaljer, se taksten).

Sedimentakkumulasjonsraten er også av stor betydning i denne forbindelse. Jo tynnere sedimentsnitt som benyttes i retrospektive studier og jo langsommere sedimentakkumulasjonsraten er, jo mer avgjørende er det for resultatene på hvilket dyp i sedimentet de forskjellige artene engang levde (dvs. på hvilket sedimendyp de etterlot sine tomme skall da de døde). I denne presentasjonen fokuseres det på vertikalfordelingen av faunaen som helhet og ikke på fordeling av enkeltarter.

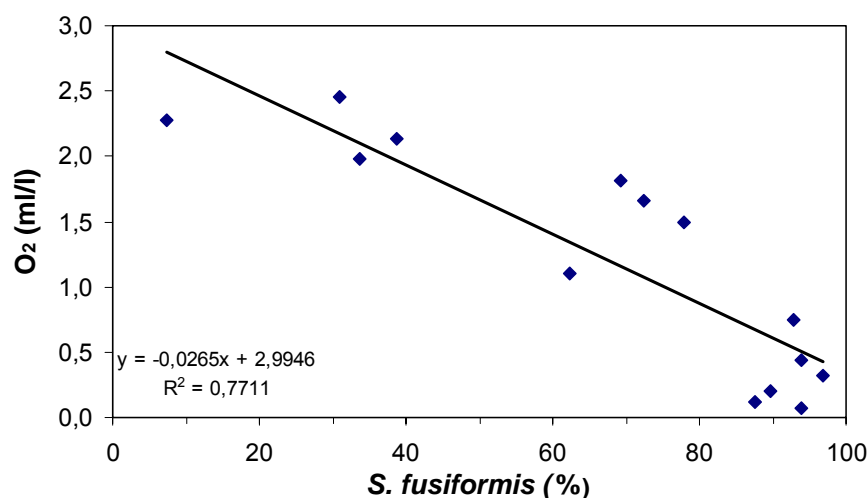
Individkonsentrasjonen langs de tre vanndypstransektene er, uten unntak, høyest i den øvre 0-1 cm av sedimentet (Fig. 6.4). I områder med $[O_2]$ minima $>1,0$ ml/l befinner 60-80 % av individene seg i den øvre 0-1 cm, mens i områder med $[O_2]$ minima $<1,0$ ml/l (hypoksia) er >80 % av individene i den øvre 1 cm av sedimentet. I de mest oksiske områdene er individkonsentrasjonen relativt lik i de to øvre 0,5 cm-intervallene. I de hypoksiske områdene i Groosefjord derimot, befinner i gjennomsnitt hele 70 % av alle individene seg i de øvre 0,5 cm. Tilsvarende tall for Nordfjord er 53 % (den lavere %-verdien skyldes meget små individkonsentrasjoner i området der de to dypeste kjernene ble tatt). Dette viser tydelig at retrospektive miljøstudier i disse områdene kan gi meget pålitelige data ved å basere analysene på fossile faunaer i 1 cm tykke sedimentskiver. Totalt sett, forekommer de høyeste individkonsentrasjonene i den øvre 1 cm av sedimentet i de hypoksiske områdene (hvor $[O_2]$ tidvis er $<ca$ 1 ml/l). Det er også her vi finner færrest individer i de dypere sedimentlag. Disse tidvis hypoksiske områdene har følgelig det best mulige potensialet for høyoppløselige retrospektive analyser.



Figur 6.4. Bentske foraminiferer: fordeling av individtetthet i de øvre 0-2 cm av sedimentet langs vanddyppstransekter i Kragerøfjord, Goosefjord og Nordfjord. Pilene viser dybdeintervall hvor den laveste beregnede [O₂] mellom januar 2002 og august 2003 var >1 ml/l og <1 ml/l.

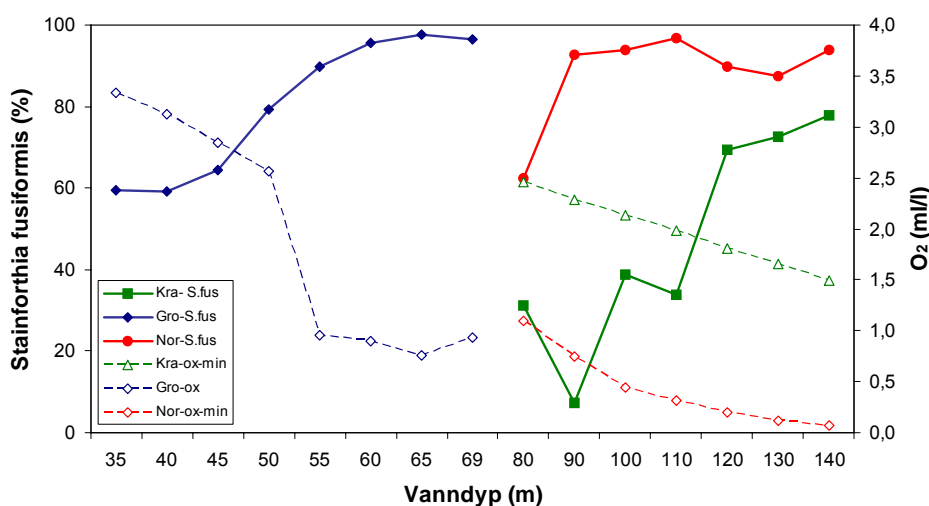
6.4 Faunavariasjoner langs oksygengradienter

Til sammen ble det identifisert 82 arter av levende (fargede) bentske foraminiferer (allogromiider og skjøre agglutinerte arter ikke inkludert) i kjernene fra de tre fjordtransektene. Blant disse er det en art, *Stainforthia fusiformis* (Williamson), som skiller seg markert ut fra de øvrige ved at den utgjør >80 % av den levende faunaen i 10 av de 22 analyserte kjernene. Alle disse 10 kjernene er fra tidvis hypoksiske områder med god næringstilgang (se Kapittel 3). Den sterke dominansen av *S. fusiformis* er ikke uventet, da tidligere studier har vist tilsvarende dominans av arten i andre oksygenfattede terskelfjorden både langs den svenske og den norske Skagerrak-kysten (se review i Alve, 2003). Den foreliggende undersøkelsen har imidlertid fremskaffet data som gjør oss i stand til å kvantifisere forholdet mellom faunaparametere og tilhørende [O₂]_{årsmin} på en måte som ikke har vært mulig tidligere.



Figur 6.5. Relativ hyppighet av *Stainforthia fusiformis* plottet mot oksygenminimumsverdiene for siste år før prøvetaking på de aktuelle vanddypp i Kragerøfjorden og Nordfjorden.

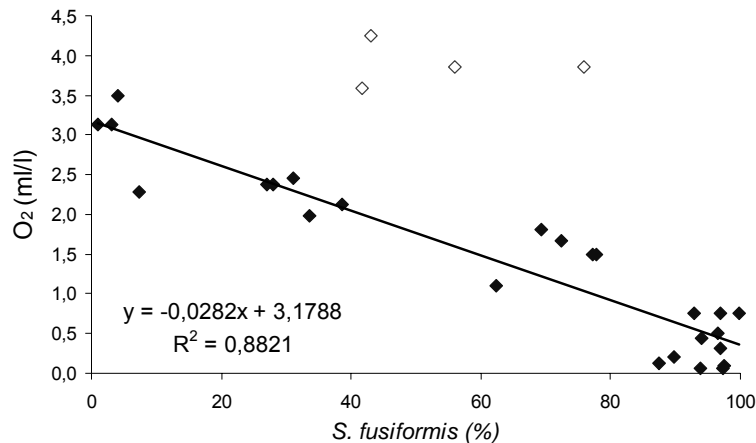
Langs vanddypstransektene i Kragerøfjord og Nordfjord er det en meget god lineær korrelasjon ($r^2 = 0,77$) mellom den relative forekomsten av *S. fusiformis* og $[O_2]_{\min}$ (Fig. 6.5). Korrelasjonen er enda bedre ($r^2 = 0,94$) i Groosefjord og viser nøyaktig samme trend. Trenden i Groosefjorden er noe forskjøvet mot høyere oksygenverdier da de benyttede $[O_2]$, grunnet manglende tidsserier (se kap. 6.2.3), representerer en augustsituasjon i motsetning til verdiene for årsminimum i Kragerøfjord og Nordfjord. Tendensen er imidlertid helt klar: maksimalt høye prosentverdier av *S. fusiformis* i områder med hypoksiske bunnforhold visse deler av året så lenge næring ikke er en begrensende faktor. Det inverse forholdet mellom disse to parametrene er verken knyttet til vanddyp (Fig. 6.6), salinitet eller temperatur (Tabell 6.2).



Figur 6.6. Relativ hyppighet av *Stainforthia fusiformis* og $[O_2]$ plottet mot vanddyp i Kragerøfjord, Groosefjord og Nordfjord. $[O_2]$ for Kragerøfjord og Nordfjord = siste års minimum; $[O_2]$ for Groosefjord = verdier fra innsamlingstidspunktet, august 2003.

Den nære sammenhengen mellom den relative forekomsten av *S. fusiformis* og $[O_2]_{\min}$ i terskelfjordene understrekes ytterligere ved at korrelasjonen forsterkes ($r^2 = 0,88$) når vi i tillegg til dataene fra Kragerøfjord og Nordfjord inkluderer dataene fra de andre fjordene i prosjektet, med unntak av Ærøydypet, Gråholmdypet og Langesundsfjord (Fig. 6.7). Faunaen i de tre sistnevnte områdene har relativt høye prosentverdier av *S. fusiformis* på tross av at de har de beste oksygenbetingelsene av alle de undersøkte fjordene ($[O_2] > 3,5$ ml/l). Tilsvarende høye verdier av *S. fusiformis* i godt oksygenerte områder er tidligere dokumentert flere steder i Nordsjøområdet i forbindelse med ustabile miljøer som hydrografiske fronter og fysisk forstyrrede sedimenter (for diskusjon, se Alve, 2003). Av alle de undersøkte fjordbassengene skiller Ærøydypet, Gråholmdypet og Langesundsfjorden seg markert ut fra de øvrige ved at de er de eneste hvor pigghuder utgjør den største andelen av biomassen (Fig. 5.4). Den vanligste pigghuden var den slamspisende sjømusen *Brissopsis lyrifera* som har en betydelig restrukturerende og destabiliserende effekt på sedimentene (se diskusjon i Widdicombe et al., 2004). Pigghudenes betydelige fysiske forstyrrelse av sedimentene illustreres ved resultatene fra video-observasjonene (Kap. 3) og det faktum at det ikke var mulig å datere sedimentkjernen som ble samlet inn til dette formål i Gråholmdypet pga bioturbasjon (Tabell 7.1). I tillegg er det rimelig å anta at disse slamspiserne øver et vesentlig predasjonstrykk på foraminiferene. Til sammen virker alle disse faktorene stressende på meiofaunaen, noe som igjen skaper et konkurransefortrin for en opportunistisk art som *S. fusiformis*. Disse godt oksygenerte, fysisk ustabile områdene representerer således andre

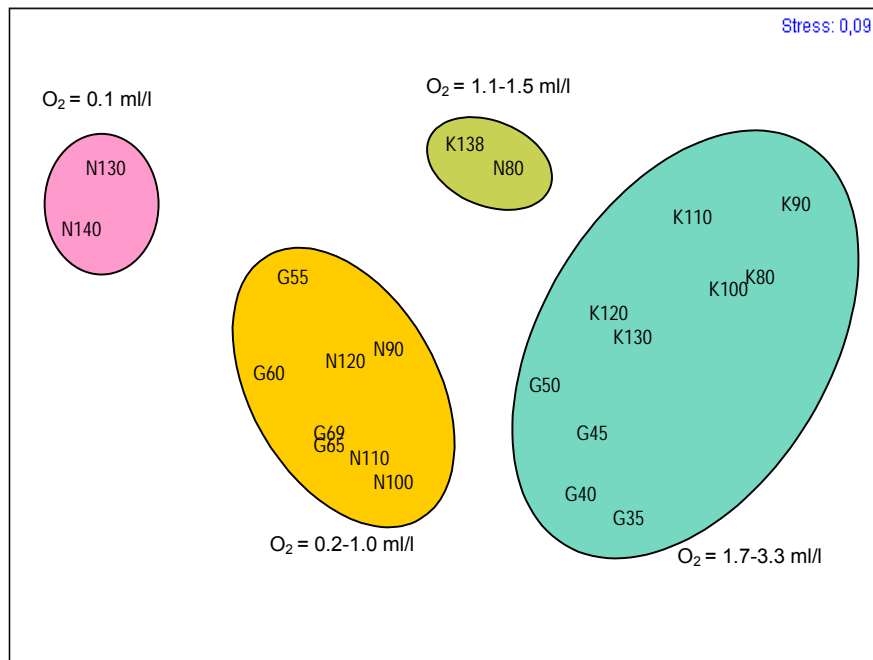
fysiokjemiske rammebetingelser enn det som forekommer i de oksygenfattige fjordbassengene og prøvene fra de nevnte tre områder er følgelig utelatt fra korelasjonsanalysen. Det at de relativt høye *S. fusiformis*-verdiene i disse tre fjordene skyldes andre miljøforhold enn lave ($[O_2]$) underbygges ved at de aktuelle stasjonene viser høyt artsmangfold (se diskusjon, kap. 6.5).



Figur 6.7. Relativ hyppighet av levende (fargede) *Stainforthia fusiformis* plottet mot O_2 -minima. Oksygenverdiene for vanddyppstransektene i Kragerø- og Nordfjord representerer siste års O_2 -min, mens verdiene for de øvrige fjordene representerer minimum for de siste fem år før prøvetakning. \diamond = prøver fra Ærøydypet, Gråholmdypet og Langesundsfjord som ikke er inkludert i regresjonsanalysen (for diskusjon, se teksten).

Som man vil forvente ut fra den relative forekomsten av *S. fusiformis*, viser alle andre arter en dramatisk nedgang i relative verdier i områder hvor $[O_2]$ nærmer seg null. Det faktum at også deres absoluttverdier (individer/cm³) følger den samme trenden viser imidlertid at dette er en reell nedgang som følge av ugunstige oksygenforhold. Nedgangen kan ikke skyldes endringer i temperatur eller salinitet da verdiene av disse parametrene holder seg meget stabile langs vanddyppstransektene (Tabell 6.2.). *Hyalinea balthica* (Schröter), *Cassidulina laevigata* d'Orbigny, *Nonionellina labradorica* (Dawson) og *Bulimina marginata* d'Orbigny er vanlig forekommende arter i åpne Skagerrakfarvann (e.g., Alve & Murray, 1997; Nordberg et al., 1999). Alle er til stede med en hyppighet på <1-8 individer/cm³ i de grunnere, mest oksygenrike delene av transektene. Med avtakende $[O_2]$ reduseres individkonsentrasjonen for alle artene i den rekkefølge de er nevnt over. Den eneste som ikke forsvikter helt, er *B. marginata* som opprettholder en individkonsentrasjon på 0,1 individ/cm³ på de to dypeste stasjonene (130 og 140 m) i Nordfjord.

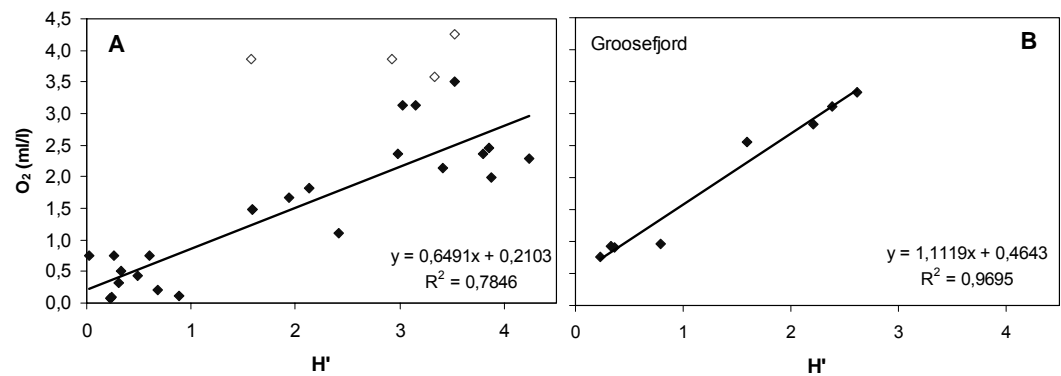
En sammenlikning av faunassammensetningen i prøvene fra de tre vanddyppstransektene viser en meget klar trend med fire grupperinger som kan knyttes direkte til $[O_2]$ i bunnvannet på de enkelte stasjoner. *Gruppe 1* består av prøvene fra de grunnere, mest oksiske deler av Kragerøfjord og Goosefjord ($[O_2]$ 1,7-3,3 ml/l), *Gruppe 2* består av den dypeste prøven fra Kragerøfjord og den grunneste i Nordfjord ($[O_2]$ 1,1-1,5 ml/l), *Gruppe 3* består av de dypeste prøvene fra Goosefjord og de på intermediært vanddypp i Nordfjord ($[O_2]$ 0,2-1,0 ml/l) mens *Gruppe 4* består av de to dypeste liggende prøvene fra Nordfjord hvor oksygenverdiene er lavest for alle tre fjorder sett under ett ($[O_2]$ 0,1 ml/l) (Fig. 6.8).



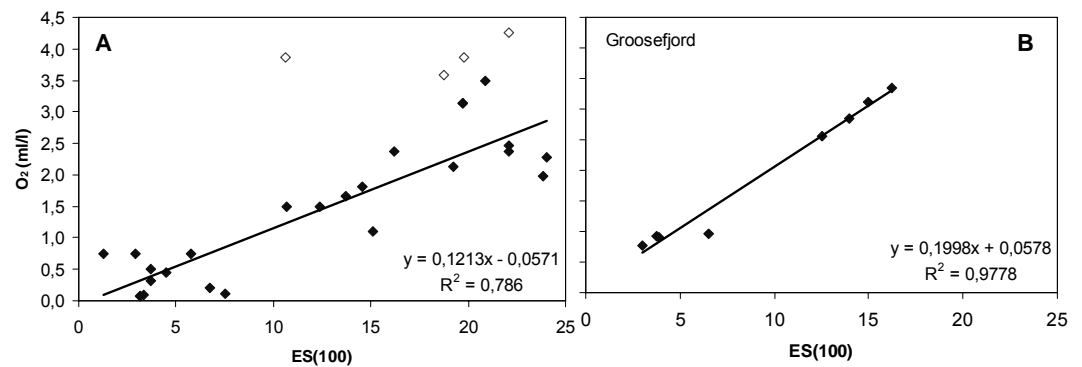
Figur 6.8. MDS-plott av faunasammensetningen i sedimentoverflaten (0-2cm) langs vandypstransekt i 3 fjorder. N = Nordfjord; G = Groosefjorden; K = Kragerøfjorden. Tallene etter hver bokstav viser vanddyp for prøven. For hver av de fire faunagruppene (prøver med størst innbyrdes likhet) er minimums-[O₂] for de aktuelle vanddyp i perioden januar 2002 - september 2003 (Nordfjorden/Kragerøfjorden) eller [O₂] på prøvetakningstidspunktet (Groosefjorden) angitt.

6.5 Artsmangfold

Artsmangfoldet, både uttrykt som H' og $E(S_{100})$, viser meget god lineær korrelasjon med oksygenkonsentrasjonen (Fig. 6.9 og 6.10). Dette er i tråd med utbredelsestrenden for de hyppigst forekommende artene (nevnt ovenfor) og illustrerer en jevnt over negativ respons på hypoksia hos de aller fleste arter. Dataene for Groosefjord kan heller ikke her slås sammen med dataene fra de øvrige fjordene da de tilgjengelige oksygendataene ikke representerer årsminimum (se diskusjon over). SFTs klassifisering av miljøkvalitet basert på H' og $E(S_{100})$ for makro-bløtbunnsfauna er her for første gang benyttet på benthiske foraminiferer (Tabell 6.3 og 6.4). Klassifiseringen reflekterer de samme tendensene som makrofaunaen (Kapittel 5), men verdiene er lavere for foraminiferene enn for makrofaunaen på tilsvarende stasjoner. Dette skyldes sannsynligvis at både allogromiider og skjøre agglutinerte former, som har et dårlig bevaringspotensiale, er utelatt fra foraminiferdataene som presenteres her. Resultatene viser imidlertid at et tilsvarende klassifiseringssystem med fordel kan etableres for denne viktige delen av meiofaunaen. Verdiene må muligens på sikt kalibreres noe for de enkelte tilstandsklasser.








Figur 6.9. Artsmangfold uttrykt som H' (\log_2) plottet mot O_2 -minima. De benyttede O_2 -minima avhenger av datatilgangen: A) Verdiene for vanddyptstransectene i Kragerø- og Nordfjord representerer siste års O_2 -min, mens verdiene for de øvrige fjordene representerer minimum for de siste fem år før prøvetakning; B) for Goosefjord er verdier fra innsamlingstidspunktet, august 2003, benyttet. \diamond = prøver fra Ærøydypet, Gråholmdypet og Langesundsfjord som ikke er inkludert i regresjonsanalysen (for diskusjon, se teksten).



Figur 6.10. Artsmangfold uttrykt som $E(S_{100})$ plottet mot O_2 -minima. De benyttede O_2 -minima avhenger av datatilgangen: A) Verdiene for vanddyptstransectene i Kragerø- og Nordfjord representerer siste års O_2 -min, mens verdiene for de øvrige fjordene representerer minimum for de siste fem år før prøvetakning; B) for Goosefjord er verdier fra innsamlingstidspunktet, august 2003, benyttet. \diamond = prøver fra Ærøydypet, Gråholmdypet og Langesundsfjord som ikke er inkludert i regresjonsanalysen (for diskusjon, se teksten).

Tabell 6.3. Artsmangfold for levende (fargede) bentiske foraminiferer i sedimentprøver langs vanddypstransekt i 3 Sørlandsfjorder august 2003. Indekser for artsomangfold: H' = Shannon-Wiener indeks (\log_2), $E(S_{100})$ = Hurlberts indeks (artstall pr. 100 individer). Fargekoding viser tilstandsklasser for H' og $E(S_{100})$ etter SFTs system for klassifisering av miljokvalitet basert på makro bløtbunnsfauna (Molvær et al. 1997). Dette klassifiseringssystemet er her, for første gang, benyttet på levende (fargede) bentiske foraminiferfaunaer. $[O_2]$ for Kragerøfjord og Nordfjord = siste års minimum; $[O_2]$ for Groosefjord = verdier fra innsamlingstidspunktet, august 2003.

 = meget god  = god  = mindre god  = dårlig  = meget dårlig

Lokalitet, Stasjon, Kjerne	Vanddyp (m)	$[O_2]$ årsmin (ml/l)	H'	$E(S_{100})$	
Kragerøfjord, 71, K 80	80	2,46	3,9	22,1	
	K 90	90	4,2	24,0	
	K 100	100	2,13	3,4	19,3
	K 110	110	1,98	3,9	23,8
	K 120	120	1,81	2,1	14,5
	K 130	130	1,66	1,9	13,7
	K 138 *	138	1,49	1,6	12,4
Groosefjord, Gro,	G 35	35	2,6	16,2	
	G 40	40	2,4	15,0	
	G 45	45	2,84	2,2	14,0
	G 50	50	2,56	1,6	12,5
	G 55	55	0,96	0,8	6,5
	G 60	60	0,90	0,4	3,9
	G 65	65	0,76	0,2	3,0
	G 69	69	0,93	0,3	3,7
Nordfjord, 52,	N 80	80	2,4	16,1	
	N 90	90	0,75	0,5	4,5
	N 100	100	0,44	0,5	4,5
	N 110	110	0,32	0,3	3,7
	N 120	120	0,20	0,7	6,8
	N 130	130	0,12	0,9	7,5
	N 140	140	0,07	0,2	3,2

* fauna fra øvre 2 cm sediment i box-corer.

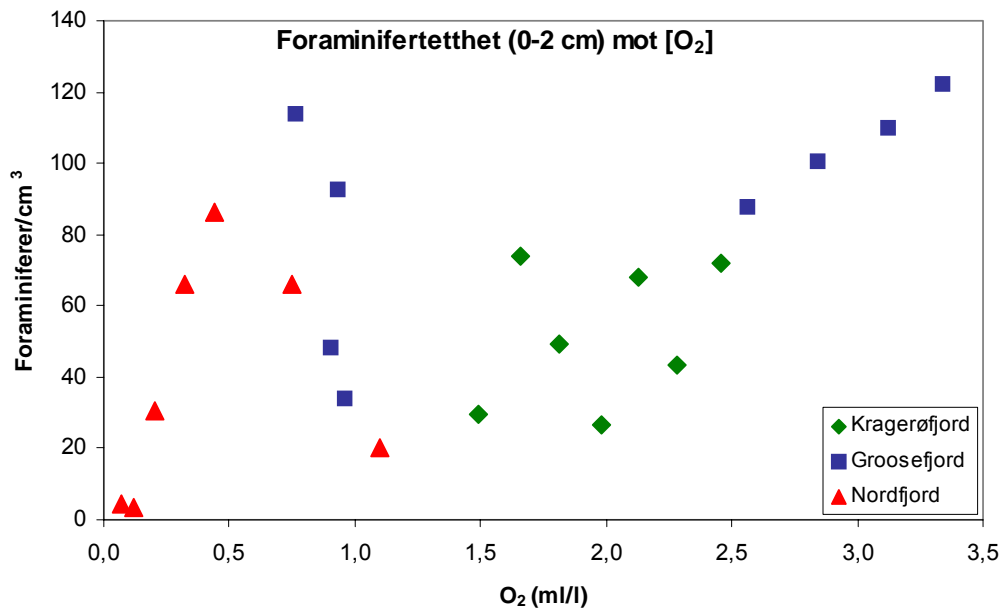
Tabell 6.4. Artsmangfold for levende (fargede) bentiske foraminiferer i sedimentprøver (øvre 1-2 cm) fra de Sørlandsfjordene innen prosjektet hvor vanddypstransektter ikke ble analysert. For indekser og koder for artsmangfold, se Tabell 6.3. Oksygenkonsentrasjonene er årsminima for tidsrommet 1999-2003 (se kap. 3).

Lokalitet	St.	Vanddyp (m)	[O ₂] _{årsmin} (ml/l)	Analysert sedimentdyp (cm)	H'	E(S ₁₀₀)
Håøyfjord	102	200	0,10	0-2	0,2	3,3
Langesundsfjord	105A	107	3,86	0-2	1,6	10,6
Langesundsfjord	105B	107	3,86	0-2	2,9	19,8
Ytre Eidangerfjord	106A	98	3,13	0-2	3,2	19,7
Ytre Eidangerfjord	106B	98	3,13	0-2	3,0	19,7
Indre Eidangerfjord	107	89	3,50	0-2	3,5	20,9
Sandnesfjord	50A	64	2,37	0-1	3,0	16,2
Sandnesfjord	50B	64	2,37	0-2	3,8	22,1
Ærøydypet	200	109	3,59	0-1	3,3	18,8
Gråholmdypet	Grå	193	4,25	0-2	3,5	22,1
Topdalsfjord	6A	74	0,75	0-1	0,0	1,3
Topdalsfjord	6C	74	0,75	0-2	0,3	2,9

6.6 Individtetthet

Groosefjord har den desidert høyeste individtettheten av de tre fjordene hvor vanddypstransektter er analysert, mens de laveste verdiene forekommer i de dypeste, mest oksygenfattige delene av Nordfjord (Fig. 6.11). Det foreligger ikke glødetaps-, klorofyll- eller feopigmentdata for overflatesedimentene langs vanddypstransektene, men data fra den dypeste delen av hvert transekt viser at verdiene for alle tre parametere er desidert høyest i Groosefjord etterfulgt av henholdsvis Nordfjord og Kragerøfjord (for detaljer, se Kapittel 3). I tillegg er det organiske materialet som tilføres disse fjordene dominert av lokal fytoplanktonproduksjon (alle har C/N-forhold på 8-9), så glødetaps- og pigmenttallene kan tolkes å reflektere næringstilgangen. Det er følgelig sannsynlig at den totalt sett høyere individtettheten i Groosefjord i forhold til de to andre fjordene avspeiler høyere næringstilgang.

Langs Nordfjordtransektet er individkonsentrasjonen maksimal ved [O₂] rundt 0,5 ml/l og avtar så mot null når [O₂] går mot null. Tilsvarende individmaksima ved [O₂] ~ 0,5 ml/l (dvs rett før faunakollaps grunnet oksygensvikt) er også observert i Drammensfjorden (Alve, 1995) og ytre Lyngdalsfjord (Alve, 1999) og avspeiler sannsynligvis en blanding av god næringstilgang samt manglende konkurranse og predasjonstrykk fra makrofauna.



Figur 6.11. Individtettheten av bentiske foraminiferer i øvre 0-2 cm sediment plottet mot $[O_2]_{\min}$ for siste ett år før prøvetakning i Kragerøfjord og Nordfjord, og for prøvetakningstidspunktet i Goosefjord

6.7. Konklusjon

Det er foretatt kvantitative analyser av levende (fargede) bentiske foraminiferer langs vandypstransekter i Kragerøfjord, Goosefjord og Nordfjord, hvor konsentrasjonen av løst oksygen i bunnvannet avtar med økende vandyp, samt av 1-2 prøver fra hver av de øvrige fjordene i prosjektet. For transektstasjonene, som er hovedfokus for foraminiferdelen, er de øvre 0,0-0,5, 0,5-1,0 og 1,0-2,0 cm av sedimentet analysert. For de øvrige stasjonene er bulk øvre 0-1 eller 0-2 cm analysert. Resultatene har vist:

1. Langs vandypstransektene befinner 60-80 % av individene seg i den øvre 0-1 cm av sedimentet, mens det tilsvarende tall for tidvis hypoksiske områder ($[O_2]_{\min} < 1$ ml/l) er >80 %. I de hypoksiske områdene befinner gjennomsnittlig 61 % seg i de øvre 0,5 cm av sedimentet. Dette viser at retrospektive miljøtolkninger basert på fossile bentiske foraminiferfaunaer i 1 cm tykke sedimentskiver har et potensiale for meget god tidsoppløsning i disse områdene.
2. Den relative forekomsten av den opportunistiske arten *Stainforthia fusiformis* viser en meget god negativ lineær korrelasjon ($r^2 = 0,88$) med $[O_2]_{\text{årsmin}}$ i bunnvannmassene ved oksygenverdier <3,5 ml/l. I de hypoksiske områdene ($[O_2]_{\text{årsmin}} < 1$ ml/l) utgjør denne arten >80 % av faunaen.
3. Artsmangfoldet, både uttrykt som H' og $E(S_{100})$, avtar lineært med avtakende $[O_2]_{\text{årsmin}}$ i bunnvannmassene ($r^2 = 0,79$) ved oksygenverdier <3,5 ml/l.
4. SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet basert på artsmangfold hos makrofauna er her, for første gang, benyttet på bentiske foraminiferfaunaer. Resultatet viser at miljøforholdene går fra "god" til "mindre god"/"dårlig" med økende vandyp og avtakende $[O_2]$ i Kragerøfjorden (80-138 m vandyp), mens

de i Groosefjord (35-69 m) og Nordfjord (80-140 m) går fra ”mindre god” til ”meget dårlig”. Dette stemmer godt over ens med det man vil forvente ut fra oksygendataene. En sammenlikning av artsmangfoldet hos makrofaunaen og foraminiferene viser imidlertid noe lavere tallverdier (dårligere tilstandsklasser) for foraminiferene. Dette skyldes sannsynligvis at organiskveggede (allogromiider) og skjøre agglutinerte foraminiferer med dårlig bevaringspotensiale er utelatt fra dataene for å optimere sammenlikningsgrunnlaget med fossile faunaer benyttet i de retrospektive studiene.

5. Artssammensetningen (representert ved MDS-plott) viser en klar trend med fire grupperinger av stasjonene som samsvarer med $[O_2]_{\text{årsmin}}$ i bunnvannet
6. Forskjellen i næringstilgang mellom de tre fjordbassengene hvor vanddypstransekter er analysert, avspeiles ved forskjeller i individkonsentrasjonen. Maksimal individtetthet opptrer i Groosefjord som har størst næringstilgang av de tre fjordbassengene. I tillegg ser vi at individkonsentrasjonen når et maksimum i oksygenfattige områder med $[O_2] \sim 0,5$ ml/l, for så å avta mot null når $[O_2]$ går mot null.

6.8 Referanser

- Alve, E. 1995. Benthic foraminiferal distribution and recolonization of formerly anoxic environments in Drammensfjord, southern Norway. *Marine Micropaleontology* 25: 169-186.
- Alve, E., 1999. Miljøstratigrafiske undersøkelser i Ytre Lyngdalsfjord, Vest-Agder. Institutt for Geologi, Universitetet i Oslo Rapport nr. 72, 44 s.
- Alve, E. 2003. A common opportunistic foraminiferal species as an indicator of rapidly changing conditions in a range of environments. *Est. Coast. Shelf Sci.* 57: 501-514.
- Alve, E. and Murray, J.W. 1997. High benthic fertility and taphonomy of foraminifera: a case study of the Skagerrak, North Sea. *Marine Micropaleontology* 31: 157-175.
- Alve, E. and Nagy, J. 1990. Main features of foraminiferal distribution reflecting estuarine hydrography in Oslo Fjord. *Marine Micropaleontology*. 16: 181-206.
- Bray, J.R., and Curtis, J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 325-349.
- Clarke, K.R. and Warwick, R.M. 1994. Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretations. Natural Environment Research Council, UK, 144 pp.
- Gustafsson, M. and Nordberg, K. 2000 Living (stained) benthic foraminifera and their response to the seasonal hydrographic cycle, periodic hypoxia and to primary production in Havstens Fjord on the Swedish west coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51: 743-761.
- Hurlbert, S.N. 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology* 53: 577-586.
- Jacobsen, T., Dahl, E., Oug, E., Johannessen, T., Moy, F. 1997. Tilstanden i sjøområdene ved Grimstad før start av biologisk renseanlegg på Groos. NIVA-rapport, lnr. 3622, 91s.

Jensen, P., 1982. A new meiofauna sample splitter. *Ann. Zool. Fennici* 19: 233-236.

Kruskal, J.B., and Wish, M., 1978. *Multidimensional scaling*, California, 93 pp.

Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og Sørensen, J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:03. 36 s.

Nordberg, K., Löfstedt Filipsson, H. and Malmgren, B. 1999. Oceanographic conditions in the deepest parts of the Kattegat, Scandinavia, revealed through recent benthic foraminifera and hydrography. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 49: 557-576.

Shannon, C.E. and Weaver, W., 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana. 117 pp.

Warwick, R.M. and Clarke, K.R. 1993. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 172: 215-226.

Widdicombe, S., Austen, M.C., Kendall, M.A., Olsgard, F., Schaanning, M.T., Dashfield, S.L., and Needham, H.R. 2004. Importance of bioturbators for biodiversity maintenance: indirect effects of fishing disturbance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 275: 1-10.

7. Retrospektiv foraminiferfauna

K. Husum & E. Alve

7.1 Historisk faunasammensetning

For å vurdere om oksygenstevningen i de undersøkte områdene er et resultat av menneskelig aktivitet eller ikke er det nødvendig å ha kjennskap til hvordan oksygenkonsentrasjonen i vannmassene har variert over et lengre tidsrom (dvs informasjon om bakgrunnsforholdene). Flere av langtidsseriene av oksygenmålinger fra fjordene langs Skagerrakkysten er imidlertid for korte til å dokumentere bakgrunnsforholdene på en tilfredsstillende måte. Dette gjelder spesielt fjordene med lavest oksygenverdier. For å skaffe tilveie informasjon om oksygenforholdene lenger tilbake i tid, har vi i dette prosjektet etablert serier av "proxy" data (indirekte data) basert på forekomsten av bentiske foraminiferer (skallbærende amøbeliknende dyr) i sedimentkjerner fra fjordbunnen. Foraminiferene utgjør en betydelig del av meiofaunaen i de fleste marine miljøer, de har høy artsdiversitet, deres fossile skall er tallrike selv i små prøver (noen få cm³), de er følsomme overfor endringer i livsmiljøet og de fleste arter med fast skall etterlater sine tomme skall i sedimentet etter sin død. Følgelig kan deres fossile skall studeres og endringer i deres artssammensetning og samfunnsstruktur i sedimenter som er avsatt over et visst tidsrom (langt eller kort) reflekterer de miljøendringene som har foregått i området i løpet av det aktuelle tidsrom (f. eks. noen hundre år).

7.2 Metodikk og materiale

Sedimentkjerner av 20 – 56 cm lengde og diameter på 6.7 cm ble tatt med en liten gravitasjonprøvetaker i 9 fjorder (Tabell 7.1). Kjernene ble snittet i 1 cm tykke skiver og frosset ned. Prøvene ble datert ved å analysere aktiviteten av de radioaktive isotoper ²¹⁰Pb og ¹³⁷Cs på Gamma Daterings Sentret på Universitetet i København, Danmark (Tabell 7.1). Mesteparten av sedimentkjernene ble ikke lengre enn 25 cm, hvilket er vanlig for denne prøvetaker ved innsamlinger av normalt oksygenerte leir/silt dominerte sedimenter.

Tabell 7.1. Lengde, alder og sediment akkumulasjonsrate av retrospektiv-kjernene. Denne alder ble beregnet ved lineær ekstrapolasjon av dateringskurven ned til 56 cm. ** Både datering og foraminifer analyse av retrospektiv-kjernen fra Gråholmdypet viser at den er gjennomgravet av organismer (bioturbert), og derfor kan kjernen ikke benyttes til miljørekonstruksjoner.

Lokalitet	Stasjon	Kjernelengde (cm)	Alder	Sed. akk rate (g/cm ² /år)
Topdalsfjord	6	25	1829 – 2003	0.03 - 0.15
Groosefjord	GRO	23	1906 – 2003	0.04 - 0.11
Sandnesfjord	50	21	1929 – 2003	0.12
Nordfjord	52	56	1760* - 2003	0.02 – 0.09
Kragerøfjord	71	24	1958 – 2003	0.18
Håøyfjord	102	29	1946 – 2003	0.15
Langesundsfjord	105	20	1964 – 2003	0.30
Gråholmdypet	GRÅ**	25	Bioturbert	Bioturbert
Ærøydypet	200	25	1973 – 2003	0.43

Akkumulasjonsraten av sediment var høyere enn det vi har erfart med andre fjorder for eksempel Lyngdalsfjord (Alve, 1999) med maksimale verdier på ca 0.1 – 1 g/cm²/år. Dette gjorde at de fleste foraminifertidsseriene ikke gikk så langt tilbake i tid som forventet. Ved laboratorieopparbeidningen ble prøvene først frysetørket og vanninnholdet i sedimentet beregnet. Utvalgte prøver ble analysert mht innholdet av total karbon ved Leco forbrennings- metode (Tabell 7.2). Før foraminiferanalysene ble prøvene våtsiktet gjennom 3 sikter med maskevidde 63 µm, 125 µm, og 500 µm. Dette ga en anslagsvis fordeling av innholdet av leire/silt og sand i prøvene (Tabell 7.2). De fleste sedimentkjernene består av 70 – 97 % leire/silt. Bare sedimentkjernene fra Nordfjord, Kragerøfjord og Håøyfjord har prøver med et lavere leire/silt-innhold (ned til 60 %). Karboninnholdet i alle sedimentkjernene er høyt, ca 3 – 8 %.

Tabell 7.2. Kornstørrelsesfordeling og innholdet av total karbon (%).

Lokalitet	Stasjon	% leire/silt (< 63 µm)	% partikler av sandstørrelse (> 63 µm)	% total karbon
Topdalsfjord	6	80 - 97	3 – 20	2.8 - 5.3
Goosefjord	GRO	80 - 90	10 – 20	4.2 - 7.8
Sandnesfjord	50	80 - 90	10 – 20	4.3 - 5.5
Nordfjord	52	60 - 80	20 – 40	4.9 - 6.8
Kragerøfjord	71	60 - 80	20 – 40	5.1 - 6.0
Håøyfjord	102	60 - 90	10 – 40	3.2 - 5.5
Langesundsfjord	105	70 - 80	20 – 30	2.5 - 3.6
Ærøydypet	200	70 - 95	5 – 30	3.4 - 3.9

Foraminiferene ble analysert under binokularlupe, og minst 250 individer ble identifisert på artsnivå og talt. De 10 viktigste arter i hver kjerne er vist i Tabell 7.3 og hovedgruppene innen forskjellige tidsintervaller er vist i Tabell 7.4.

7.3 Faunasammensetning

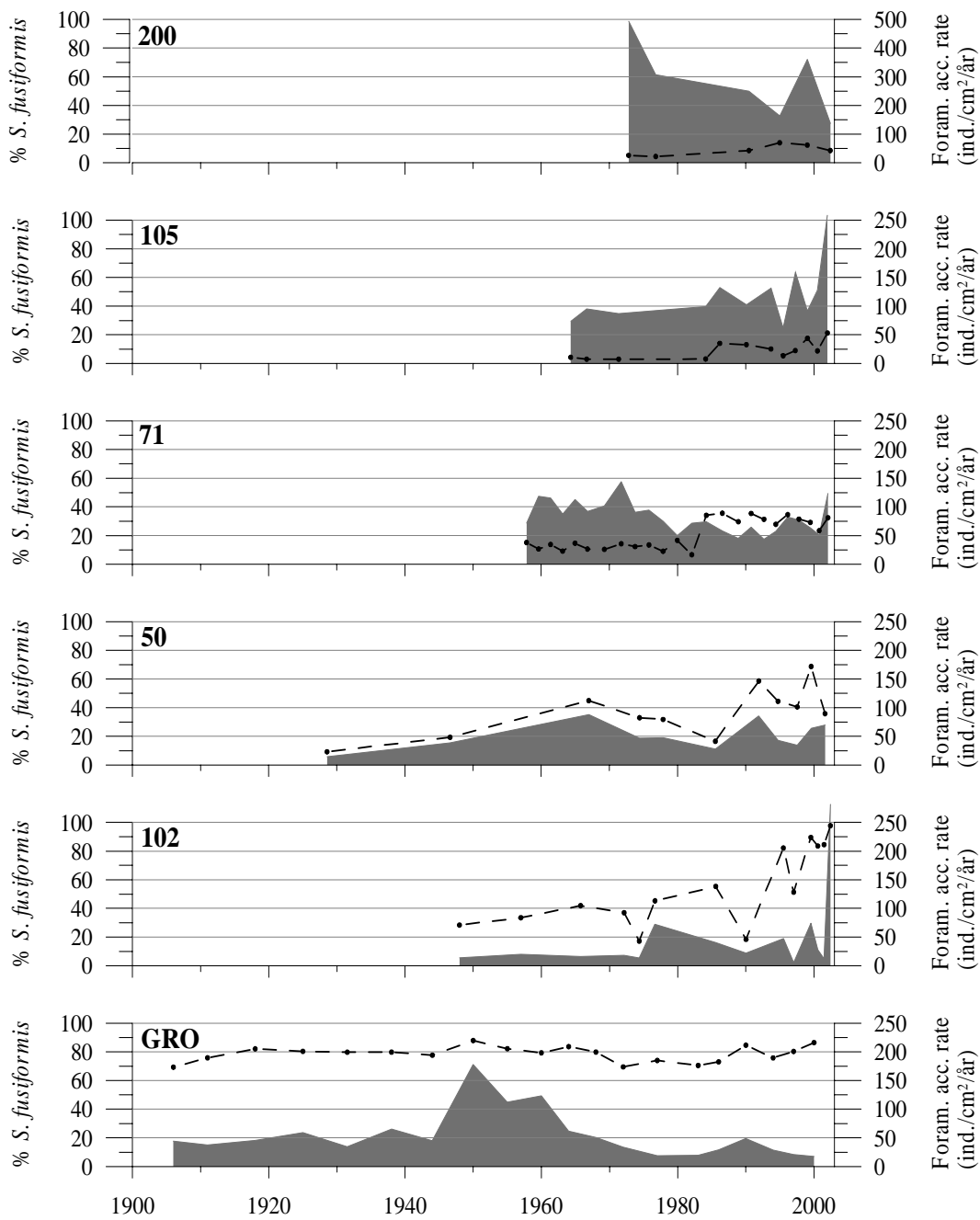
7.3.1 Artsrikhet og individtettheter

Det ble registrert 101 ulike arter i prøvene fra sedimentkjernene. Mer enn 95 % var foraminiferer med kalkskall. Foraminiferer med organisk eller skjøre agglutinert skall bevares dårlig i sedimentet (se også kapittel 6).

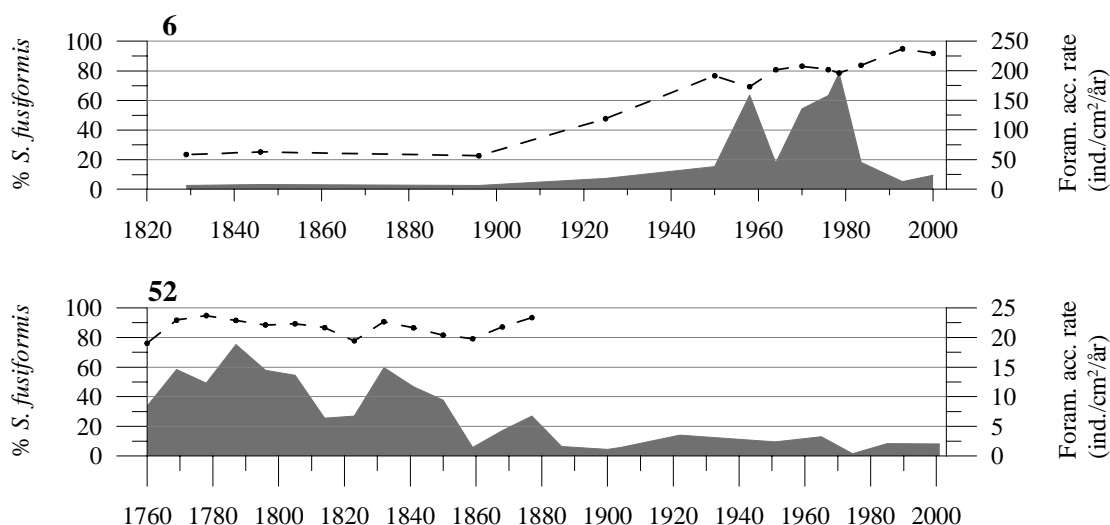
Det er forskjell på artsrikhet mellom fjordene. Det minste artstall (per ca 250 ind.) i Nordfjord, Håøyfjord, Goosefjord, og Topdalsfjord er mindre enn 10, mens det i Kragerøfjord og Sandnesfjord er på henholdsvis 13 og 18. Det minste artstall for Langesundsfjord og Ærøydypet er 21 (Tabell 7.3). Akkumulasjonsraten er størst i Topdalsfjord med 6 – 197 individer/cm²/år, og minst i Håøyfjord med 1 – 7 individer/cm²/år (bortsett fra en enkelt verdi på 28 individer/cm²/år). De andre fjorder ligger på 1 – 178 individer/cm²/år (Figur 7.1.1 og 7.1.2).

Tabell 7.3. De 10 viktigste arter og antall arter i hver sedimentkjerne.

<p>Nordfjorden 52 1760 – 2003 <i>Astrononion gallowayi</i> <i>Bolivina pseudupunctata</i> <i>Bulimina marginata</i> <i>Cassidulina laevigata</i> <i>Cibicides lobatulus</i> <i>Elphidium excavatum</i> <i>Hyalinea balthica</i> <i>Nonionellina labradorica</i> <i>Pullenia osloensis</i> <i>Stainforthia fusiformis</i> Totalt antall arter pr prøve: 7 – 20</p>	<p>Håøyfjorden 102 1946 – 2003 <i>Astrononion gallowayi</i> <i>Bolivina pseudupunctata</i> <i>Brizalina skagerrakensis</i> <i>Bulimina marginata</i> <i>Cassidulina laevigata</i> <i>Globobulimina auriculata</i> <i>Hyalinea balthica</i> <i>Nonionellina labradorica</i> <i>Pullenia osloensis</i> <i>Stainforthia fusiformis</i> Totalt antall arter pr prøve: 6 – 24</p>	<p>Groosefjorden GRO 1906 – 2003 <i>Astrononion gallowayi</i> <i>Bulimina marginata</i> <i>Buliminella elegantissima</i> <i>Cassidulina laevigata</i> <i>Cibicides lobatulus</i> <i>Elphidium albiumbilicatum</i> <i>Gavelinopsis praegeri</i> <i>Hyalinea balthica</i> <i>Nonionellina labradorica</i> <i>Stainforthia fusiformis</i> Totalt antall arter pr prøve: 10 – 25</p>
<p>Topdalsfjorden 6 1829 – 2003 <i>Astrononion gallowayi</i> <i>Bolivina pseudupunctata</i> <i>Bulimina marginata</i> <i>Cassidulina laevigata</i> <i>Cibicides lobatulus</i> <i>Elphidium excavatum</i> <i>Hyalinea balthica</i> <i>Nonionellina labradorica</i> <i>Pullenia osloensis</i> <i>Stainforthia fusiformis</i> Totalt antall arter pr prøve: 3 – 19</p>	<p>Kragerøfjorden 71 1958 – 2003 <i>Adercotryma glomeratum</i> <i>Astrononion gallowayi</i> <i>Bolivina pseudupunctata</i> <i>Bulimina marginata</i> <i>Cassidulina laevigata</i> <i>Cibicides lobatulus</i> <i>Hyalinea balthica</i> <i>Nonionellina labradorica</i> <i>Pullenia osloensis</i> <i>Stainforthia fusiformis</i> Totalt antall arter pr prøve: 18 – 29</p>	<p>Sandnesfjorden 50 1929 – 2003 <i>Astrononion gallowayi</i> <i>Bolivina pseudupunctata</i> <i>Bulimina marginata</i> <i>Cassidulina laevigata</i> <i>Cibicides lobatulus</i> <i>Epistominella vitrea</i> <i>Hyalinea balthica</i> <i>Nonionella turgida</i> <i>Nonionellina labradorica</i> <i>Stainforthia fusiformis</i> Totalt antall arter pr prøve: 13 – 27</p>
<p>Langesundsfjorden 105 1964 – 2003 <i>Astrononion gallowayi</i> <i>Brizalina skagerrakensis</i> <i>Bulimina marginata</i> <i>Cassidulina laevigata</i> <i>Globobulimina auriculata</i> <i>Hyalinea balthica</i> <i>Melonis barleanus</i> <i>Nonionellina labradorica</i> <i>Pullenia osloensis</i> <i>Stainforthia fusiformis</i> Totalt antall arter pr prøve: 21 – 28</p>	<p>Ærøydypeten 200 1973 – 2003 <i>Astrononion gallowayi</i> <i>Brizalina skagerrakensis</i> <i>Bulimina marginata</i> <i>Cassidulina laevigata</i> <i>Cassidulina obtusa</i> <i>Cibicides lobatulus</i> <i>Hyalinea balthica</i> <i>Melonis barleanus</i> <i>Pullenia osloensis</i> <i>Stainforthia fusiformis</i> Totalt antall arter pr prøve: 21 – 29</p>	



Figur 7.1.1. Relativ forekomst av *S. fusiformis* og individ-akkumulasjonsraten for sedimentkjerne fra Ærøydypet (200), Langesundsfjord (105), Kragerøfjord (71), Sandnesfjord (50), Håøyfjord (102), og Groosefjord (GRO). Bemerk at y-aksen for sedimentkjerne 200 går helt opp til verdien 500 ind./cm²/år.



Figur 7.1.2. Relativ forekomst av *S. fusiformis* og individ-akkumulasjonsraten for sedimentkjerner fra Topdalsfjord (6) og Nordfjord (52). Bemerk at det er ulike skala på x-akser og y-akser.

7.3.2 Hovedgrupper

Det er identifisert 4 generelle hovedgrupper på grunnlag av relativ forekomst og individ-akkumulasjonsraten som utgjøres av følgende bentiske foraminiferarter: *Astrononion gallowayi*, *Cassidulina laevigata*, *Brizalina skagerrakensis*, *Bulimina marginata*, *Hyalinea balthica*, *Pullenia osloensis*, *Stainforthia fusiformis*, og *Cibicides lobatulus* (Tabell 7.4). Alle er vanlige i marine, godt oksygenerte miljøer på shelfen og i fjorder.

Den eldste delen av Kragerøfjorden er den eneste som domineres av *P. osloensis* og *A. gallowayi*. Andre viktige arter i denne hovedgruppe er *H. balthica* og *S. fusiformis*. I de andre fjorder finnes 3 andre hovedgrupper. To av dem domineres enten av henholdsvis *C. laevigata* eller *S. fusiformis* sammen med andre arter som utgjør mer enn 10 % i minst en prøve. Den siste hovedgruppe består av nesten bare *S. fusiformis* som utgjør mer enn 80 % av faunaen (Tabell 7.4).

Ærøydypet og Langesundsfjorden har *C. laevigata* hovedgruppen gjennom hele det analyserte tidsintervall, mens denne arten bare sees i de eldste deler av Sandnesfjorden og Topdalsfjord. *Cassidulina laevigata* hovedgruppen består også av *H. balthica*, *C. lobatulus*, *B. marginata*, og *S. fusiformis*. I de yngste deler av kjernene fra Kragerøfjord og Sandnesfjorden sees *S. fusiformis* hovedgruppen, hvor også andre arter utgjør > 10 %. I disse fjorder er de andre arter enten *A. gallowayi*, *P. osloensis* og *H. balthica* eller *B. marginata*, *C. laevigata*, og *B. skagerrakensis*. Hovedgruppen med *S. fusiformis* og andre arter > 10 % finnes også i de eldste deler av Groosefjord og Håøyfjord i tillegg til den midtre del av Topdalsfjordkjernen. I disse tre fjordene avløses den av den siste hovedgruppen som nesten utelukkende består av *S. fusiformis*. Denne siste hovedgruppe (*S. fusiformis* > 80 %) finnes gjennom hele det analyserte tidsintervall i Nordfjord.

Tabell 7.4. Endringer i hovedgrupper av bentiske foraminiferarter som hver utgjør > 10 % av faunaen. Inndelingen i tidsintervaller er basert på forekomsten av de 4 hovedgrupper.

Stasjon	Tidsintervall	<i>P. osloensis</i> + <i>A. gallowayi</i>	<i>C. laevigata</i> + andre (> 10 %)	<i>S. fusiformis</i> + andre (> 10 %)	<i>S. fusiformis</i> (> 80 %)
71	1983 – 2003			x	
	1958 – 1983	x			
200	1973 – 2003		x		
105	1964 – 2003		x		
50	1957 – 2003			x	
	1929 – 1957		x		
6	1938 – 2003				x
	1910 – 1938			x	
	1829 - 1910		x		
	1995 – 2003				x
102	1946 – 1995			x	
GRO	1915 – 2003				x
	1906 – 1915			x	
52	1760 - 2003				x

7.3.3 Artsmangfold og tilstandsvurdering

Artsmangfoldet for de ulike fjorder er angitt som Shannon – Wiener indeks H' og Hurlberts indeks $E(S_{100})$ (se kapittel 5). Artsmangfoldet er beregnet innen de tidsintervaller, som er definert på basis av hovedgruppene (Tabell 7.5). Miljøtilstanden i de ulike tidsintervallene er klassifisert etter Statens forurensningstilsyns klassifikasjonssystem (se kapittel 5).

For Ærøydypet klassifiseres tilstanden som ”god” gjennom hele det analyserte tidsrom (1973 – 2003). Langesundsfjord (1964-2003) og Kragerøfjord (1958-2003) klassifiseres som ”god/mindre god”, mens Sandnesfjord har vært ”mindre god” siden slutten av 1920-tallet. . Det har følgelig ikke skjedd noen dramatiske endringer i miljøkvaliteten (som angitt ved artsdiversitet) i disse fire fjordene i det undersøkte tidsrom.

Både Topdalsfjord og Håøyfjord viser imidlertid en utvikling i negativ retning. Miljøtilstanden i Topdalsfjorden var ”mindre god” på begynnelsen av 1800-tallet, gikk over til å bli ”dårlig” på midten av 1800-tallet og har vært ”meget dårlig” siden tidlig på 1980-tallet. Håøyfjord har fulgt samme utviklingstendens med ”mindre god” miljøkvalitet fra 1940-tallet og overgang til ”dårlig” tidlig på 1990-tallet.

I Groosefjord har tilstanden vært ”dårlig” fra begynnelsen på 1900-tallet, mens den i Nordfjord har vært ”meget dårlig” helt siden slutten av 1700-tallet og så dårlig at den har vært uten makroskopisk liv siden begynnelsen av 1900-tallet.

Tabell 7.5. Artsmangfold for bentiske foraminiferer i sedimentkjernene. Tidsinndeling i tidsintervall basert på $H' = \text{Shannon} - \text{Wiener indeks} (\log_2)$, $E(S_{100}) = \text{Hurlberts indeks}$ (artstall pr 100 individer), gsn = gjennomsnitt. Fargekoding viser tilstandsklasser for H' og $E(S_{100})$ etter SFTs klassifisering av miljøtilstand (Molvær et al., 1997):

1 = meget god 2 = god 3 = mindre god 4 = dårlig 5 = meget dårlig

Lokalitet	St.	Tidsintervall	H'	H' gsn	$E(S_{100})$	$E(S_{100})$ gsn
Ærøydypet	200	1973 - 2003	3 - 4	3,72	17 - 20	18,66
Langesundsfjord	105	1964 - 2003	3 - 4	3,54	16 - 21	17,82
Kragerøfjord	71	1958 - 2003	3 - 4	3,50	14 - 21	17,89
Sandnesfjord	50	1982 - 2003	2 - 3	2,44	12 - 18	13,30
		1929 - 1982	2 - 3	2,97	11 - 16	13,78
Topdalsfjord	6	1981 - 2003	0 - 1	0,54	2 - 5	3,27
		1938 - 1981	1 - 2	1,25	6 - 7	7,69
		1829 - 1938	2 - 3	2,63	10 - 12	11,08
Håøyfjord	102	1993 - 2003	0 - 2	1,12	3 - 11	7,84
		1946 - 1993	2 - 3	3,00	13 - 20	15,19
Groosefjord	GRO	1906 - 2003	1 - 2	1,38	6 - 12	9,66
Nordfjord	52	1900 - 2003	Død sone		Død sone	
		1760 - 1900	0 - 2	0,96	5 - 12	8,43

Det tas forbehold om at klassifiseringssystemet er basert på makrofauna og benyttes her, for første gang, på bentiske foraminiferer. De foreløpige foraminifer-resultatene gir jevnt over en dårligere tilstandsklasse enn makrofaunaen for tilsvarende fjordbasseng (se Kapittel 5.3.2). Testing på større datasett fra områder med god miljøkontroll vil vise om tallgrensene mellom tilstandsklassene må justeres ved fremtidig klassifisering basert på bentiske foraminiferer.

Miljøtilstanden (uttrykt ved tilstandsklassene) innen hvert fjordbasseng, og eventuelle endringer i denne over tid, stemmer godt overens med faunasammensetningen (Kap. 7.3.2).

7.4 Miljøhistorikk indikert av faunasammensetningen

7.4.1 Tidsserier av hydrografiske data og foraminiferfauna

Når faunaen fra Ærøydypet (1974-2003), og Langesundsfjorden (1966-2003) sammenliknes med de målte hydrografiske data sees det, at de hydrografiske data er stabile gjennom tidsintervallene dekket av kjernene. Gjennomsnittlig verdi for O_2 er henholdsvis 5 og 4 ml/l (Tabell 7.6). Temperaturen i begge fjorder er gjennomsnittlig 7°C og saltinnholdet er på hhv 35 og 34 (Tabell 7.6).

I Kragerøfjord reduseres den gjennomsnittlige oksygenkonsentrasjonen fra 3 til 2 ml/l i tidsperioden 1958 - 2003 (Tabell 7.6). I perioden 1958 - 1983 er gjennomsnittet på 3 ml/l mens % *S. fusiformis* er 9 - 15 %. Etter 1983 er gjennomsnittet 2 ml/l og % *S. fusiformis* er 7- 36 %. I Sandnesfjorden er oksygenkonsentrasjonen i bunnvannmassene gjennomsnittlig på 2 ml/l i 1928 - 1957 og 1 ml/l 1957 - 2003. *Stainforthia fusiformis* øker og blir

dominerende etter 1957. Saltinnholdet endres ikke i de 2 fjorder fra tidsrommet før 1960 til etter, men den gjennomsnittlige temperatur går opp fra 5 til 6 °C i Kragerøfjord og fra 6 til 7 °C ved forverringen av oksygenforholdene i Sandnesfjord.

Tabell 7.6. Verdier av oksygen (O₂, ml/l), temperatur (T, °C), og saltinnhold (S, psu) sammenholdt med utvalgte verdier av % *S. fusiformis*. Gsn er gjennomsnitt. I de eldste intervaller av sedimentkjernene fra Nordfjord (52), Groosefjord (Gro), Håøyfjord (102), og Topdalsfjord (6) finnes det ikke målinger av oksygen, temperatur eller saltinnhold og følgelig ikke tatt med her.

Lokalitet	St.	Intervall	<i>S. fusif.</i> (%)	<i>S. fusif.</i> (%) gjennom- snitt	O ₂ min	O ₂ gsn	T	T gsn	S	S gsn
Ærøydypet	200	1973 – 2003	4 – 14	9 (n = 6)	4 - 6	4	3 - 11	7	33 - 35	35
		1985 – 2003	5 – 21	12 (n = 8)	2 - 6	4	5 - 8	7	34 - 35	35
Langesundsfj.	105	1964 – 1985	3 – 4	3 (n = 4)	0 – 5	3	5 - 8	6	34 - 35	34
		1983 – 2003	7 – 36	29 (n = 12)	0 – 3	2	5 – 7	6	33 - 34	34
Kragerøfjord	71	1958 – 1983	9 – 15	13 (n = 12)	1 – 4	3	3 – 7	5	33 - 34	34
		1957 – 2003	17 – 59	42 (n = 9)	0 – 3	1	5 – 11	7	32 - 35	34
Sandnesfjord	50	1929 – 1957	9 – 19	14 (n = 2)	1 – 3	2	6 – 7	6	34 - 35	34
		1938 – 2003	69 – 95	8 (n = 9)	1 – 4	2	5 - 7	6	34 - 35	34
Topdalsfjord	6	1924 – 1938	48	48 (n = 1)	1 – 4	2	6 - 7	6	34 - 35	34
		1995 – 2003	51 – 98	82 (n = 6)	0 - 3	1	5 - 7	6	34 - 35	34
Håøyfjord	102	1976 – 1995	18 – 55	40 (n = 3)	1 – 5	2	5 - 6	6	34 - 35	34
		1955 – 1976	17 - 42	32 (n = 4)	1 – 6	3	5 - 7	6	34 - 35	34
Groosefjord	Gro	1967 – 2003	71 – 88	73 (n = 18)	0 – 1	1	5 – 8	7	33- 34	34
Nordfjord	52	1926 – 2003	Død sone	Død sone	0 – 5	1	5 - 6	6	34	34

I Topdalsfjord avtar gjennomsnittlig oksygenkonsentrasjon fra 2 ml/l i perioden 1924 – 1960 til 1 ml/l fra 1960 - 2003 (Tabell 7.6). Foraminiferanalysene avspeiler også en endring av miljøforholdene, da faunaen utvikles mot *S. fusiformis* dominans, og den relative forekomst >80 % etter 1960 (Tabell 7.4, Figur 7.1.2). Verken temperatur eller saltinnhold viser endringer i det tidsrom kjernen dekker (Tabell 7.6).

I Håøyfjord viser oksygenkonsentrasjonen en viss nedgang over tid. Intervallet endres fra 1 – 6 ml/l til 0 – 3 ml/l omkring 1995 (Tabell 7.6). Verken temperatur eller saltinnhold endres. I sedimentkjernen fra Håøyfjord er *S. fusiformis* den hyppigst forekommende art i den eldste fauna, og faunaen utvikles til ren *S. fusiformis* dominans. Verdien av *S. fusiformis* blir større enn 80 % i 1995. Groosefjord viser den samme faunautvikling som Håøyfjord. Det finnes kun noen spredte oksygenmålinger fra Groosefjord i perioden 1967 –

2003, og de har et gjennomsnitt på 1 ml/l (Tabell 7.6). Temperaturen ligger på 5 – 6 °C, og saltinnholdet er 33 – 34.

Tidsserien av oksygenmålinger (1926 – 2003) i Nordfjord viser lave verdier med en gjennomsnittlig verdi på 1 ml/l (Tabell 7.6). Individ - akkumulasjonsraten i denne periode er meget lav sammenliknet med de andre fjordene og faunaen inneholder sannsynligvis en del transporterte individer (Figur 7.1.2).

7.4.2 *Stainforthia fusiformis* som kvantitativ indikatorart for oksygen i vannmassene

S. fusiformis er en opportunistisk art som finnes i stort antall ved hydrografiske fronter, fysisk forstyrrede områder og under hypoksiske forhold (Alve, 2003). I dette studiet synes den relative forekomst av *S. fusiformis* å øke med avtakende oksygenkonsentrasjon i bunnvannmassene (Figur 7.1, Tabell 7.6). Når verdier av oksygenkonsentrasjonen sammenholdes med den prosentvise fordeling av *S. fusiformis* antydes noen trender (Tabell 7.7). Ved < 20 % *S. fusiformis*, er den gjennomsnittlige oksygenkonsentrasjon 2 – 4 ml/l. En forekomst på 20-80 % *S. fusiformis* finnes ved gjennomsnittlig 1 - 3 ml/l, og når det blir > 80 % *S. fusiformis* er den gjennomsnittlige oksygenkonsentrasjon 1 - 2 ml/l. Endringene i temperatur og saltinnhold er ikke store nok til å påvirke *S. fusiformis* (Tabell 7.7), da den finnes i de fleste marine miljøer bare saltinnholdet i bunnvannmassene er > 28 (Alve, 2003). Dette medfører at oksygenkonsentrasjon og næringstilgang er de begrensende faktorer for *S. fusiformis* i de undersøkte områder.

Tabell 7.7. Oversikt over oksygen, temperatur og saltinnhold innenfor bestemte intervaller av % *S. fusiformis*.

<i>S. fusiformis</i> %	O ₂ (ml/l) gjennomsnitt	T (°C) gjennomsnitt	S (psu) gjennomsnitt
0 – 20	2 – 5	5 – 8	34 – 35
20 – 80	1 – 3	6 – 7	34
80 - 100	1 – 2	6 – 7	34

Den negative korrelasjon mellom relativ hyppighet av *S. fusiformis* og oksygenkonsentrasjon sees tydelig i studiet av den levende foraminiferfauna. I Groosefjord og Nordfjord utgjør % *S. fusiformis* > 80 %, når minimum oksygen konsentrasjonen < 1ml/l (se kapitel 6). Retrospektivstudiet viser, at når *S. fusiformis* > 80 % er oksygenkonsentrasjonen 0 – 5ml/l (fremskrevet årsminimum), gjennomsnittlig 1 – 2 (Tabell 7.6, 7.7). Det er følgelig godt belegg for, på sikt, å etablere *S. fusiformis* som en kvantitativ indikator av oksygentilstanden i bunnvannmassene i fjordene.

7.4.3 Historisk oksygenutvikling basert på bentiske foraminiferer

De foreliggende data indikerer følgende historiske utvikling for tidsrommet før de instrumentelle oksygen målingene startet:

Topdalsfjord

I Topdalsfjord finnes det bare oksygenmålinger f. o. m. 1924, så den eldste del av sedimentkjernen (1829 – 1924) kan ikke sammenliknes med instrumentelle målinger av oksygen. Foraminiferanalysene viser i dette intervall et skifte i 1910, hvor *S. fusiformis*

stiger fra gjennomsnittlig 24 % til 62 % (Figur 7.1.2). Dette indikerer et fall i oksygenverdiene. Tilsvarende skjer i Sandnesfjord rundt 1950.

Håøyfjord

Det finnes ikke oksygenmålinger i Håøyfjord for intervallet 1946 – 1955. Faunaen er den samme som faunaen fra 1955 – 1970 (Figur 7.1.1), så oksygenforholdene kan formodes å ha vært de samme.

Groosefjord

For tidsrommet 1906 – 1967 er det ingen oksygenmålinger i Groosefjord. I 1915 viser faunaen en økning av *S. fusiformis* til gjennomsnittlig > 80 %, og indikerer at oksygenverdien avtok fra en gjennomsnittlig verdi 1 - 3 ml/l til 1- 2 ml/l (Tabell 7.7). Verdien av *S. fusiformis* er uendret i 1967 – 2003 (Figur 7.1.1), hvor oksygenmålingene viser en gjennomsnittlig verdi på 1 ml/l (Tabell 7.6).

Nordfjord

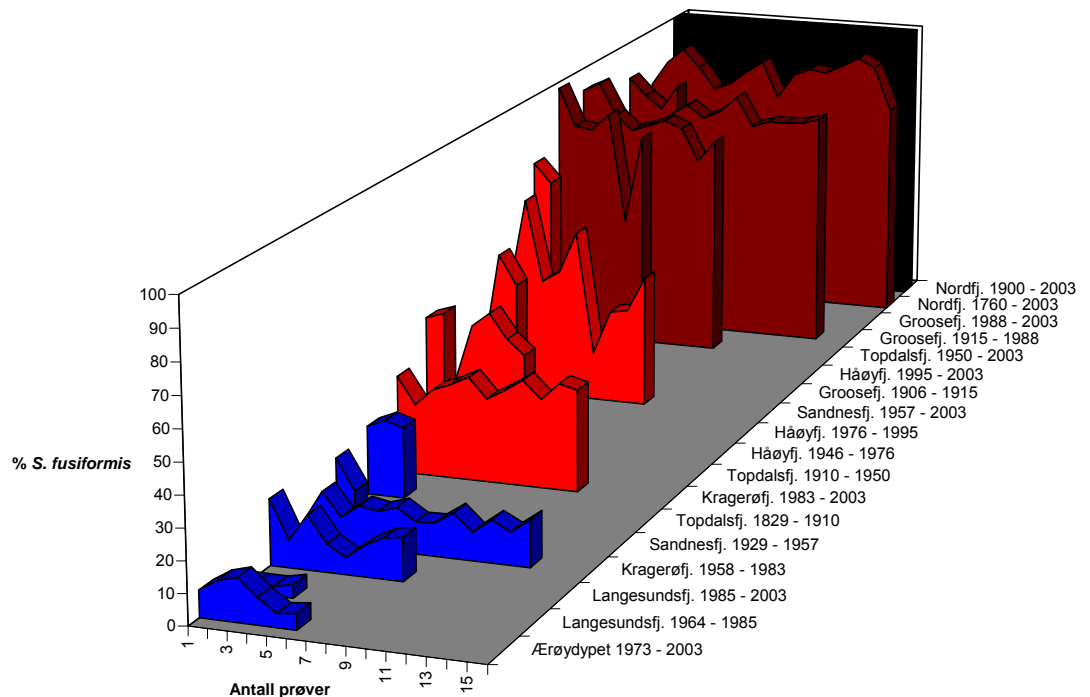
I Nordfjord utgjør *S. fusiformis* > 80 % fra 1760 – 1900 (Figur 7.1), noe som tyder på at oksygenverdiene har vært meget lave, 0 – 3 ml/l (Tabell 7.6). De dårlige miljøforhold fortsetter sannsynligvis med lengre/hyppigere anoksiske perioder enn tidligere, da antall individer reduseres dramatisk etter 1900 (Figur 7.1.2). Dette støttes av tidsserien av oksygenmålinger fra 1926 – 2003, som viser en gjennomsnittlig verdi på 1 ml/l (Tabell 7.6).

7.5 Konklusjon

Foraminiferfaunaen i fjordene reflekterer oksygenforholdene i bunnvannmassene. De retrospektive analysene viser hvordan alle fjordene, i ulik grad og til dels på forskjellig tidspunkt, har hatt en negativ utvikling av oksygenforholdene i løpet av det siste århundret. En sammenlikning av hydrografiske måleserier og retrospektive foraminiferdata viser at forekomsten av *Stainforthia fusiformis* kan utvikles til en kvantitativ indeks for oksygenkonsentrasjonen i bunnvannmasser i terskelfjorder. I områder med godt utluftede vannmasser ($[O_2]_{\text{årsmin}} > \text{ca } 4 \text{ ml/l}$) utgjør *S. fusiformis* <10 % av faunaen. Med avtakende årsminimumsverdier av $[O_2]$ øker den relative forekomsten av arten, og ved $[O_2]_{\text{årsmin}} < 1 \text{ ml/l}$ kommer den opp i > 80 %. Tilsvarende endringer med avtakende oksygenforhold ser vi også for den generelle faunasammensetningen og artsdiversiteten representert ved SFTs tilstandsklasser for miljøkvalitet.

De retrospektive foraminiferdata, støttet av hydrografiske data (hvor disse finnes), viser at Ærøydypet og Langesundsfjord har hatt gode oksygenforhold ($[O_2] > 3 \text{ ml/l}$) gjennom hele det undersøkte tidsintervall (1964 – 2003). Kragerøfjord og Sandnesfjord har også gode forhold i de eldste deler av det undersøkte tidsintervall, men forverres og går over til mindre gode og dårlige forhold i løpet av 1900 tallet (Figur 7.2). Topdalsfjord har relativt gode oksygenforhold i de eldste deler av det undersøkte tidsintervall, og etter ca 1940 forverres oksygenforholdene tydelig. Disse fjorder har alle gode forhold, men noen av dem endres og utvikler dårlige oksygenforhold på 1900 tallet.

Håøyfjord og Groosefjord har begge mindre gode forhold fra begynnelsen av det undersøkte tidsrom og blir ytterligere dårligere etter henholdsvis 1995 og 1915 (Figur 7.2). Nordfjord har ikke målte hydrografiske data fra starten av det undersøkte tidsrom, 1760. Foraminiferfaunaen viser imidlertid at fjorden har hatt dårlige oksygenforhold helt siden den tid. Forholdene forverret seg etter 1900. En dramatisk nedgang i individakkumulasjonsraten indikerer, at de dypere deler av Nordfjord har vært uten makroskopisk liv siden den tid (Figur 7.2).



Figur 7.2. De identifiserte faunasoneer (se tabell 7.4) plottet mot % *S. fusiformis*. Blå faunasone er ikke dominert av *S. fusiformis*, rød faunasone er dominert av *S. fusiformis* men det er en eller flere arter som utgjør mer enn 10 %. Mørkerød faunasone er dominert av bare *S. fusiformis* som utgjør mer enn 80 %. Sort faunasone er 100 % *S. fusiformis* eller død sone med ekstremt lavt individtall.

Referanser:

Alve, E., 1999. Miljøstratigrafiske undersøkelser i Ytre Lyngdalsfjord. Institutt for geologi, Universitetet i Oslo, Rapport nr. 72, 44 s.

Alve, E., 2003. A common opportunistic foraminiferal species as an indicator of rapidly changing conditions in a range of environments. *Estuarine, Coastal, and Shelf Science*, 57: 501-514.

Molvær, J. et al., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT Veiledning, 97:03. 36 s.

Murray, J.W., 1991. *Ecology and Paleocology of Benthic Foraminifera*. Longman Scientific & Technical, Essex, U.K., 397 pp.

8. Sammenliknende analyse av bunnfaunagrupper

Lene Buhl-Mortensen & Jan Aure

Tradisjonelt har infauna (dyr som lever nedgravd i bunnen) innsamlet med grabb vært brukt for overvåking og dokumentasjon av miljøkvalitet ved bunnen (se også Kapittel 5). Denne metode har gitt et godt bilde av forekomsten av mollusker og polychaeter på bløt bunn. Samtidig finnes det mange indikasjoner på at den mer bevegelige delen av bunnfaunaen som lever i sediment/vann overgangs området, 'hyperbenthos', som i hovedsak består av krepsdyr, er spesielt følsom for dårlige oksygenforhold. Et viktig mål for dette studie er å dokumentere responsen på oksygensvikt hos ulike bunnorganismer for å identifisere følsomme indikatorarter og eller grupper av organismer. I det som følger vil de ulike bunndyrgrupper bli sammenliknet med hensyn på respons på bunnmiljø.

8.1 Sammenlikning av miljørespons hos hyperbenthos og infauna

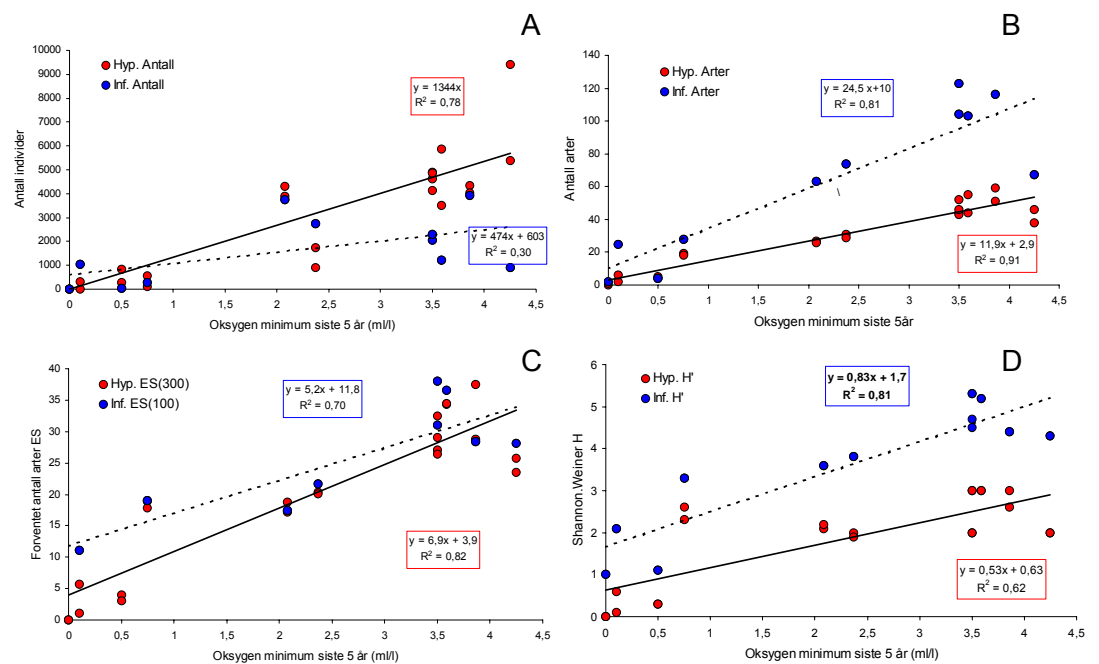
Sammenheng mellom miljøforhold og forekomst og artsrikhet av hyperbenthos og infauna

Korrelasjonen mellom miljøforhold og forekomst og artsrikheten av hyperbenthos og infauna er vist i Tabell 8.1. Av tilsammen 22 miljøparametere viser forekomst, artsatall og diversitet av bunndyr best samsvar med 5 års O_{2min} målt nær bunn i denne undersøkelse. Sammenhengen er spesielt tydelig for antall arter hyperbenthos ($r = 0,96$) men den er signifikant og god også for infaunaen ($r = 0,90$). For infaunane viser Shannon-Wieners (H') en like tydelig trend i forhold som artsantall mens korrelasjonen med Hurlberts indeks ($ES(100)$) er svakere ($r = 0,85$). For hyperbenthos er dette forhold snudd.

I figur 8.1 vises forekomst og mangfold i relasjon til 5 års O_{2min} sammen med regresjonslinje. R^2 verdi indikerer hvor stor del av forskjellen i fauna mellom fjordbassengene som kan forklares av oksygengradienten. For hyperbenthos kan mer enn 90 % av forskjellen i antall arter mellom fjordene forklares av forskjell i oksygenforhold mens tilsvarende verdi for infauna er 81 %. Denne klare sammenheng mellom antall arter av bunndyr og oksygen-forhold gjør det mulig å bruke den lineære sammenheng for beregning av forventet biologisk mangfold ved et gitt oksygen minimum. Dette vil bli brukt til å beregne tap av biologisk mangfold grunnet økt eutrofiering etter 1980 i Kapittel 9.

Tabell 8.1. Sammenheng mellom miljøforhold og forekomst og artsmangfold av hyperbenthos og infauna. Kun verdier for r (korrelasjons koeffisienten) $> 0,50$ er vist. Verdier $> 0,65$ er statistisk signifikante ($p < 0,05$). Karbon, nitrogen og vann er målt i de øverste 2 cm av sedimentet. Klorofyll a (Chl a) og pheopigmenter (Feo) er målt i den øverste centimeter. H' er Shannon-Wiener indeks og ES er Hurlberts indeks for beregnet antall arter i en gitt prøvestørrelse (antall individer). Verdiene for miljøparametre er gitt i Tabell 1 i Kapittel 3.

Miljøfaktorer	Hyperbenthos				Infauna			
	Antall	Arter	H'	ES(300)	Antall	Arter	H'	ES(100)
% Karbon	-0,70	-0,82	-0,67	-0,78	-0,84	-0,85	-0,71	
Karbon/nitrogen		0,52		0,52	0,61	0,52		
% Vann	-0,79	-0,84	-0,68	-0,79	-0,77	-0,77	-0,65	
O ₂ min 5Y	0,88	0,96	0,78	0,91	0,55	0,90	0,90	0,84
O ₂ i 2003	0,76	0,73	0,69	0,73	0,54	0,72	0,82	
RDL(cm)						0,58	0,56	
Chl a ug /g	-0,58	-0,63		-0,58	-0,61	-0,71	-0,69	
Feo ug/g	-0,69	-0,70	-0,57	-0,65	-0,52	-0,76	-0,77	-0,51
Terskeldyp	0,77	0,65		0,58	0,53	0,60	0,60	



Figur 8.1. Sammenhengen mellom oksygen minimum siste 5 år og **A.** Antall individer **B.** Antall arter **C.** Forventet antall arter (Hurlberts indeks ES) og **D.** Shannon-Wieners diversitet H' . Røde punkter er verdier for hyperbenthos (2 sledetrek per stasjon) og blå punkter er verdier for infauna (samlet verdi for 5 grabbprøver). Regresjonslinjen er markert sammen med koeffisienten R^2 og ligningen for linjen.

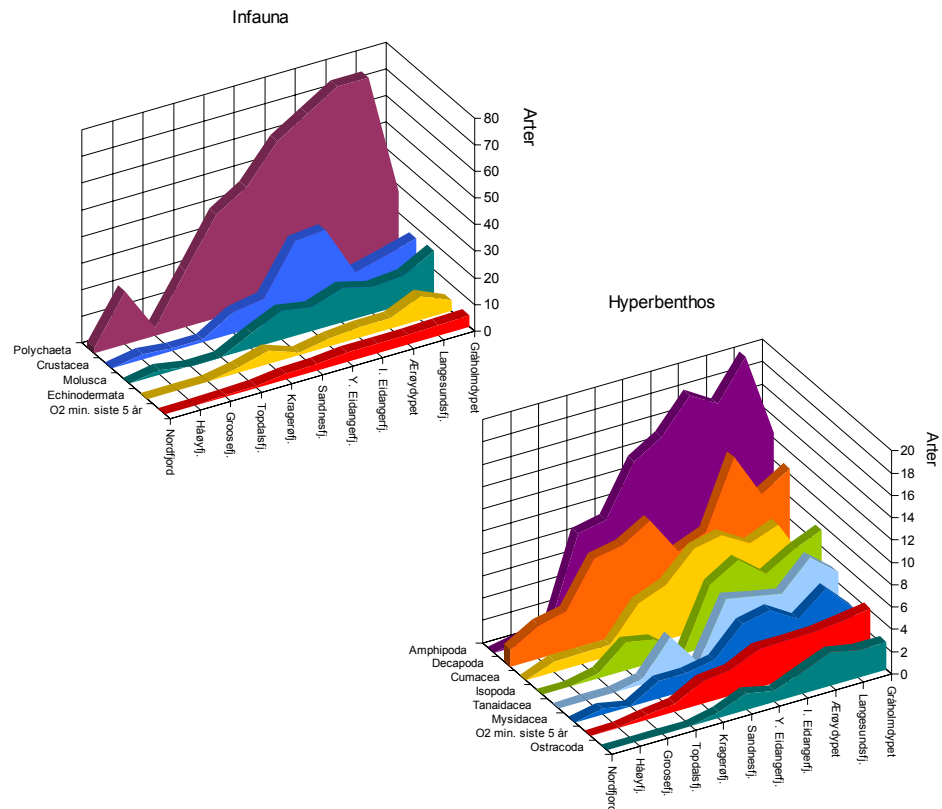
De ulike taksonomiske grupperes respons på miljøforhold.

Hyperbenthos består av flere krepsdyrgrupper som lever i, på og til dels svømmer rett over bunnen og infauna består av flere hovedgrupper av dyr hvor krepsdyrene kun utgjør en liten del mens børsteormer (polychaeter) dominerer. Responsen på miljøparametre er angitt for 7 krepsdyrgrupper som inngår i hyperbenthos og for de 4 viktigste organismegrupper av infauna. Korrelasjonen mellom miljøforhold og artsrikheten hos de ulike organismegrupper er vist i Tabell 8.2. Som for samlet artsantall viser også de ulike gruppene sterkest respons med høyest korrelasjon på 5 års O_{2min} . For hyperbenthos er sammenhengen spesielt tydelig for amphipoder, tanaider og ostracoder som alle har r verdier $\sim 0,90$. For infaunaen viser bløtdyr (Mollusca) samme høye korrelasjon som de krepsdyrgruppene som inngår i hyperbenthos. Det framgår også klart at krepsdyr (Crustacea) som registreres som en del av infauna (forekommer i grabb) viser en mindre tydelig respons på oksygenforhold ($r = 0,79$).

Tabell 8.2. Sammenheng mellom miljøforhold og artsmangfold av ulike grupper av organismer i prøver av hyperbenthos og infauna. Kun verdier for r (korrelasjonskoeffisienten) $> 0,50$ er vist. For $r > 0,65$ er sammenhengen statistisk signifikant ($p < 0,05$). Verdiene for karbon, nitrogen og vann er fra de øverste 2 cm av sedimentet mens klorofyll a (Chl a) og feopigmenter (Feo) er mengde i den øverste centimeter. Verdiene er gitt i Tabell 1 i Kapittel 3.

Miljøfaktorer	Hyperbenthos							Infauna			
	Amphipoda	Cumacea	Isopoda	Decapoda	Tanaidacea	Mysidacea	Ostracoda	Polychaeta	Mollusca	Crustacea	Echinodermata
% Karbon	-0,77	-0,77	-0,79	-0,58	-0,80	-0,84	-0,75	-0,81	-0,77	-0,73	-0,62
Karbon/Nitrogen	0,60	0,65	0,56		0,53	0,75		0,60		0,73	
% Vann	-0,81	-0,76	-0,91	-0,66	-0,88	-0,87	-0,82	-0,77	-0,77	-0,68	-0,76
O_2 min 5Y	0,91	0,87	0,88	0,77	0,91	0,89	0,90	0,82	0,93	0,79	0,75
O_2 2003	0,67	0,64	0,65	0,75	0,70	0,62	0,68	0,70	0,74	0,55	0,61
RDL (cm)					0,51	0,50				0,58	
Chla ug /g	-0,61	-0,65	-0,52	-0,44	-0,64	-0,64	-0,60	-0,68	-0,71	-0,61	-0,53
Feo ug/g	-0,63	-0,69	-0,65	-0,47	-0,72	-0,70	-0,60	-0,71	-0,71	-0,71	-0,53
Terskeldyp	0,54		0,80	0,55	0,66	0,59	0,78		0,80	0,55	

Figur 8.2. gir en grafisk framstilling av hvordan artsantall for de enkelte organisme-gruppen som er del av infauna og hyperbenthos endres langs oksygengradienten representert ved de 11 Skagerrakfjordene. Det framgår klart at infaunaen er strekt dominert av polychaeter (børsteormer) langs hele gradienten og at de forekommer selv ved meget lave oksygenkonsentrasjoner mens de andre gruppene bidrar marginalt til artsantallet. For hyperbenthos domineres faunaen ikke like sterkt av en enkelt gruppe. Amphipoden har flest arter og viser som alle gruppene en klar nedgang i mangfold ved lavere oksygenverdier.

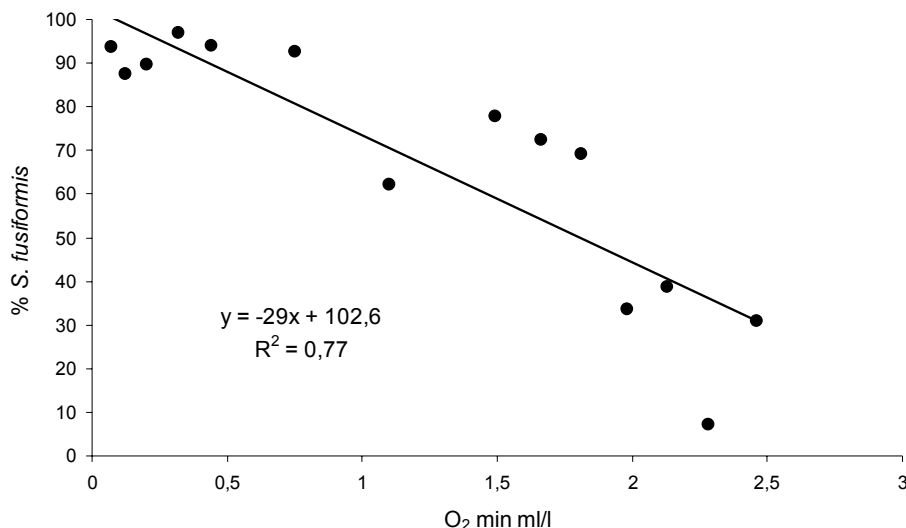


Figur 8.2. Artsmangfold av bunnfauna fordelt på hovedgrupper. Antall arter på hver stasjon er for infauna summert over 5 parallellprøver for hyperbenthos er det gjennomsnitt per sledetrekk. Stasjonene er arrangert etter avtagende oksygeninnhold i dypvannet.

8.2. Foraminiferer som indikatorer på miljøforhold

Analyse av levende foraminiferfauna

Studiet av fordelingen av foraminiferer langs tre vanddypsstransekter (Kapittel 6) viser at det er en meget klar sammenheng mellom forekomsten av den opportunistiske arten *Stainforthia fusiformis* ($R^2 = 0,77$) og $[O_2]_{\text{årsmin}}$ i bunnvannmassene ved oksygenverdier $<3,5$ ml/l (figur 8.3). Dette representerer et godt grunnlag for etablering av bentiske foraminiferer som kvantitative indikatorer på oksygensvikt i sørnorske fjorder, både for å belyse dagens rådende miljøforhold og for tolkning av eldre avsetningsmiljøer (dvs etablering av referansetilstand).



Figur 8.3 Relativ hyppighet av *Stainforthia fusiformis* plottet mot oksygenminimumsverdier for siste år før prøvetakning på de aktuelle vanddyp i Kragerøfjorden og Nordfjorden.

Anvendelse av de ovennevnte sammenhenger ved tolkning av døde foraminiferfaunaer i daterte sedimentkjerner fra 8 fjorder (Kapittel 7), viser et godt samsvar mellom faunautviklingen og oksygentidsseriene fra Havforskningsinstituttet. Formelen for den lineære sammenheng ($y = -29x + 102,6$) gjør det mulig å anslå prosentvis dominans av *S. fusiformis* ved en gitt oksygenkonsentrasjon.

Historisk faunasammensetning

Retrospektivanalysen av foraminiferer i de 11 fjordbassengene (Kapittel 7) har vist at dette er et godt redskap for å få informasjon om historiske miljøforhold. Hovedformål med analysen var å få en indikasjon på forbedringspotensiale for de ulike fjordbassengene. For fjorder som har vært preget av dårlige bunnforhold før 1900 må dette i stor grad skyldes naturgitte forhold heller enn menneskelig påvirkning.

Faunasammensetningen og forekomsten av *S. fusiformis* har vist at:

Ærøydypet og *Langesundsfjord* har hatt gode oksygenforhold gjennom hele det undersøkte tidsintervall (1964 – 2003).

Kragerøfjord, *Sandnesfjord* og *Topdalsfjord* har gode forhold i de eldste deler av det undersøkte tidsintervall, men forverres og går over til mindre gode og dårlige forhold i løpet av 1900 tallet. Disse fjorder har gode muligheter for å kunne forbedres da de ikke naturlig er utsatte for oksygensvikt.

Håøyfjord, *Groosefjord* og *Nordfjord* har alle hatt mindre gode forhold i begynnelsen av 1900-tallet og forholdene har blitt ytterligere dårligere i løpet av 1900-tallet. Dette er fjorder som sannsynligvis vanskelig vil kunne oppnå fullgodt bunnmiljø grunnet naturgitte forhold.

8.3 Samlet klassifisering basert på hyperbenthos, infauna og foraminiferer

SFTs tilstansklassifisering basert på H' og E(S₁₀₀) for infauna (Molvær et al. 1997) er her benyttet også for bentiske foraminiferer og tilpasset for hyperbenthos (Tabell 8.3).

Resultatene fra dette studie er brukt for å tilpasse hyperbenthos til SFTs system.

Ligningen for de lineære sammenhengene mellom oksygen konsentrasjon og de ulike

diversitetsmål (artsantall, Hurlbets indeks (ES (300)) og Shannon-Weiners (H') (figur 8.1 og Kapittel 4) benyttes for å beregne forventede verdier for de oksygenintervall som brukes for SFTs miljøklassifisering (se Tabell 3.5 side 37).

Tabell 8.4 viser klassifiseringen av de 11 fjordbassengene med utgangspunkt i miljøparametrene % karbon og oksygenforhold, etter SFTs miljøklasser (se Tabell 3.5 side 37), sammen med en klassifisering av tilstanden i fjordene med hjelp av de 3 faunagrupperne etter verdier gitt i tabell 8.3. Det er generelt et godt samsvar mellom miljøklasser og tilstanden vurdert med utgangspunkt i hyperbenthos og foraminiferer mens infauna viser et noe mer positivt bilde.

Klassifiseringen reflekterer de samme tendensene for alle tre faunagrupper, men verdiene er lavere for hyperbenthos og foraminiferer enn for infauna på tilsvarende stasjoner. Resultatene viser at klassifiseringssystemet med fordel kan utvides til å dekke også andre grupper enn infauna, dette vil både gi et riktigere bilde av helsetilstanden for bunnsfaunaen og øke følsomheten i klassifisering, og dermed gi et tidligere varsel om miljøendringer og tap av biologisk mangfold. Verdiene for foraminiferer må muligens på sikt kalibreres noe for de enkelte tilstandsklasser da vi her har brukt samme tall som for infauna. Både på grunn av naturlige forskjeller i artemangfold mellom faunagrupperne og forskjeller i følsomhet i forhold til oksygenforhold vil man måtte forvente at verdiene for inndeling i klasser er ulike for de tre gruppene.

Tabell 8.3. SFTs tilstandsklasser basert på infauna (Molvær et al. 1997), disse brukes også for foraminiferer sammen med tilpassede verdier for hyperbenthos. Antall arter (S) er vist til sammenlikning men inngår ikke i klassifiseringen. Verdier for hyperbenthos er beregnet vha den lineære sammenhengen mellom oksygenminimum og artsantall, Hurlberts og Shannon-Wieners indekser (se figur 8.1) for de oksygenintervallene som brukes i SFTs miljøklassifisering.

Tilstandsklasser

Parametre	I	II	III	IV	V
	Meget god	God	Mindre	Dårlig	Meget dårlig
Infauna					
Hurlberts indeks (ES _{n=100})	>26	26-18	18-11	11-6	<6
Shannon-Wiener indeks (H')	>4	4-3	3-2	2-1	<1
S	>70	70-30	30-20	20-10	<10
Hyperbenthos					
Hurlberts indeks (ES _{n=300})	>35	35-28	28-21	21-14	<14
Shannon-Wiener indeks (H')	>3,0	3,0-2,4	2,4-1,9	1,9-1,3	<1,3
S	> 50	50-40	40-30	30-20	<20

Tabell 8.4. Miljøklassifisering for fjordene sammenholdt med faunaklassifisering med indekser for artsmangfold $H' = \text{Shannon-Wiener indeks}$, $E(S_{100}) = \text{Hurlberts indeks}$ (artstall pr. 100 individer). Fargekoding viser tilstandsklasser etter SFTs system for klassifisering av infauna (Molvær et al. 1997) som her også brukes for foraminiferer. Verdier for antall arter (S) er vist til sammenlikning. Klassifiseringen basert på hyperbenthos er beregnet med utgangspunkt i resultater fra prosjektet (se tabell 8.3).

Fjordbasseng	Miljøklassifisering			Infauna			Faunaklassifisering				
	Karbon %	Faste obs O ₂ min ml/l	Tokt 2003 O ₂ ml/l	S	ES(100)	H'	S	ES(300)	H'	ES(100)	H'
Nordfjorden 52	7,45	0	0	2		1	0,5	0	0	3,2	0,23
Håøyfjorden 111/102	4,24	0,1	3,8	25	11,1	2,1	4	3,35	0,35	3,3	0,24
Groosefjorden Groo	8,37	0,5	0,72	4		1,1	4,5	3,5	0,3	3,7	0,33
Topdalsfjorden 6	6,00	0,75	2,35	28	19	3,3	18,5	18,35	2,45	2	0,14
Kragerøfjorden 71	5,82	2,09	4,85	63	17,4	3,6	26,5	17,95	2,15	12,4	1,59
Sandnesfjorden 50	5,47	2,37	3	74	21,7	3,8	30	20,2	1,95	19	3,4
Y.Eidangerfjorden 106	3,24	3,5	4,02	104	31	4,7	48	26,7	3	19,7	3,10
I.Eidangerfjorden 107	3,21	3,5	4,16	123	38	5,3	44,5	30,75	2	20,9	3,52
Ærøydypet 200	3,32	3,59	5,42	103	36,6	5,2	49,5	34,35	3	18,8	3,33
Langesunds-fjorden 105	3,14	3,86	3,86	116	28,4	4,4	55	33,15	2,8	18,8	3,33
Gråholmdypet Grå	3,35	4,25	5,25	67	28,1	4,3	42	24,6	2	22,08	3,52

Referanser

Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J, Sørensen J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:03. 36 s.

Norsk Standard NS 9423. 1998. Vannundersøkelse. Retningslinjer for kvantitative undersøkelser av sublitoral bløtbunnsfauna i marint miljø. Norsk Allmennstandardisering (NAS), Oslo. 16 s.

9 Prediksjon av fauna i fjordbassenger med fjordmodell.

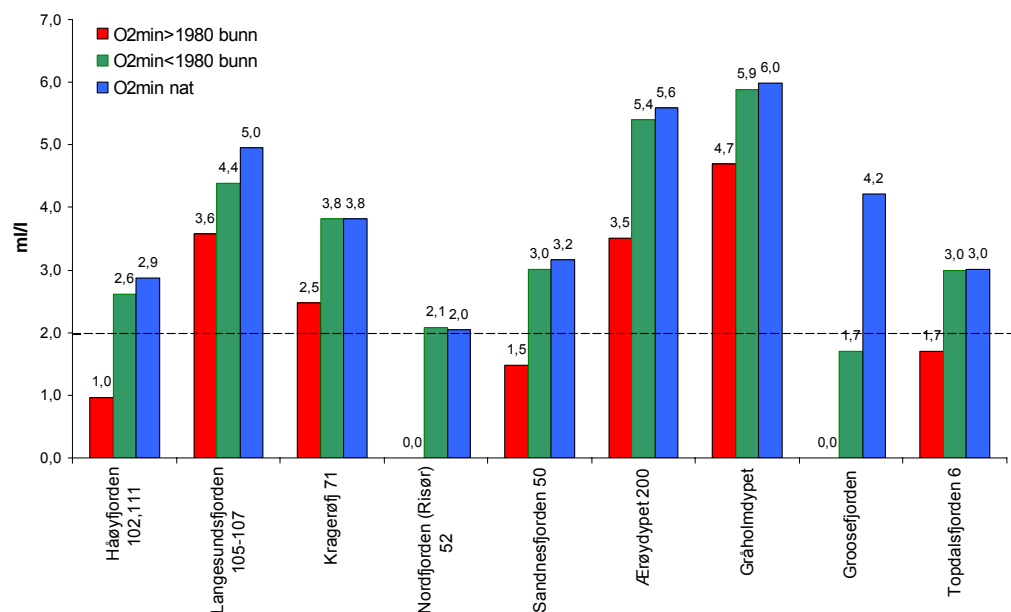
Lene Buhl-Mortensen og Jan Aure

9.1 Endringer i oksygenforhold i Skagerrakfjordene før og etter 1980.

I henhold til EUs vannrammedirektiv skal alle kystvann i Europa ha oppnådd høy eller god status år 2015. Et av de viktigste vurderingsgrunnlagene for dette er analyse av bunndyrenes biodiversitet og tetthet. Det er i denne sammenheng viktig å vite hva høy eller god status er for det enkelte fjordsystem og hvilke forbedringer i biodiversitet som kan forventes som svar på tiltak for å bedre miljøforhold.

Økte tilførsler av langtransporterte næringssalter og organisk materiale til Skagerrakkysten etter ca 1980 har ført til at oksygenforbruket i fjordbassengene langs Skagerrakkysten har økt med 50 - 60 % (se avsnitt 3.2.1. og 3.2.2.). I tillegg har lokal forurensing i Langesundsfjorden og Groosefjorden bidratt til at den totale økingen i oksygenforbruket i disse to fjordbassengene var henholdsvis ca 130 % og 200 % sammenlignet med naturgitt oksygenforbruk før 1980.

Det økte oksygenforbruket har ført til lavere oksygenverdier i fjordbassengene, med størst oksygenreduksjon i basseng som i utgangspunktet hadde relativt lave oksygenverdier (figur 9.1). Denne forverring av bunnmiljøet har antakelig medført en nedgang i biologisk mangfold i mange av bassengene i Skagerrak-området.



Figur 9.1. Midlere oksygenminimum (ml l^{-1}) i de undersøkte bassengene langs Skagerrakkysten før og etter omlag 1980. Beregnet oksygenminimum under naturlige forhold ($\text{O}_2\text{min nat}$)

9.2 Tap av biologisk mangfold etter 1980.

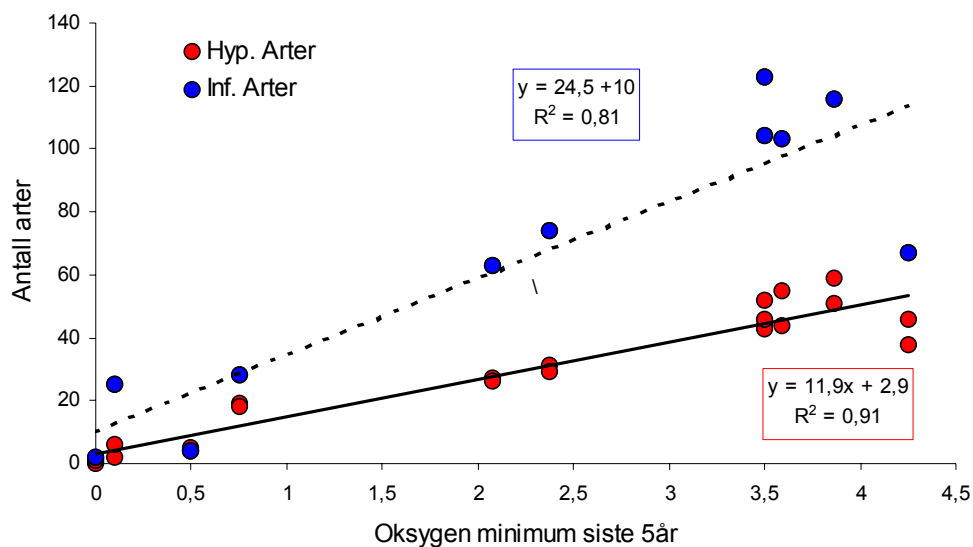
Resultatene fra dette studie har vist at artsantall og diversitet av bunndyr best samsvarer med den lavest O_2 min siste 5 år (se Kapittel 8 Tabell 8.1). Den klare lineære sammenhengen mellom antall arter og O_2 min siste 5 for $O_2 < 3,5$ gjør det mulig å beregne forventet endring i biologisk mangfold etter en gitt endring i oksygenforhold.

Sammenhengen mellom antall arter mot oksygen minimum sammen med verdier for korrelasjons koeffisienten i kvadrat (R^2) og ligningen for linjen er vist i Figur 9.2. R^2 indikerer hvor stor andel av forskjellen mellom fjordbassengene i artsantall som kan forklares av O_2 min siste 5 år. For hyperbenthos kan 90 % av forskjellen forklares av denne miljøfaktor og 81 % av forskjellen for infauna. Endringen i antall arter langs oksygengradienten er større for infauna og variasjonen er større. Dette kan antakelig skyldes at det inngår flere dyregrupper i infaunaen mens hyperbenthos kun består av krepsdyr.

Ligningen for den lineære sammenhengen mellom antall arter og O_2 min ($ml\ l^{-1}$):

Artsantall hyperbenthos $A_h = 11,9 \times O_2 \text{ min.} + 2,9$

Artsantall infauna $A_i = 24,5 \times O_2 \text{ min.} + 10$



Figur 9.2. Sammenheng mellom lavest målt oksygenkonsentrasjon ved bunnen siste 5 år i 11 fjordbassenger langs Skagerrak-kysten og antall arter av hyperbenthos og infauna.

Med utgangspunkt i midlere oksygenminimum basert på de historiske oksygen målinger fra Havforskningsinstituttets overvåkingsprogram (figur 9.1) og det lineære forhold mellom oksygenminimum og antall arter bunndyr kan forventet antall arter i de undersøkte fjordene beregnes for ulike oksygenforhold.

Vi har brukt midlere oksygen minimum for perioden før og etter 1980 for å beregne forventet antall arter av bunndyr i de studerte fjordbassengene siden de store endringer i karbontilførsel og oksygenforhold fant sted hovedsaklig etter 1980.

Gjennom å sammenlikne artsantall for de to periodene har vi kunnet anslå prosentvis tap av biologisk mangfold grunnet den miljøforringelse som har skjedd på 1980-tallet.

Tabell 9.1 viser beregnet antall arter for perioden før og etter 1980 og den prosentvise nedgangen mellom de to periodene.

Tabell 9.1. Beregnet tap av bunndyrarter i fjordbassen langs Skagerrakkysten grunnet økt oksygensvikt etter 1980. Beregningen bygger på observert sammenhengen mellom antall arter og oksygenforhold i området (figur 9.2). For oksygenverdier lavere enn 3,5 ml/l er antall arter hyperbenthos = $11,9 \times O_2 \text{ min} + 2,9 \text{ (ml l}^{-1}\text{)}$ og antall infauna arter = $24,5 \times O_2 \text{ min} + 10$. For oksygen verdier over 3,5 (ml l⁻¹) forventes ingen effekt og antall arter er satt til 50 for hyperbenthos og 110 for infauna. Oksygenminimum verdiene er midlere minimum for perioden før og etter 1980 basert på målinger i fjordene utført av Havforskningsinstituttet (se kapittel 3).

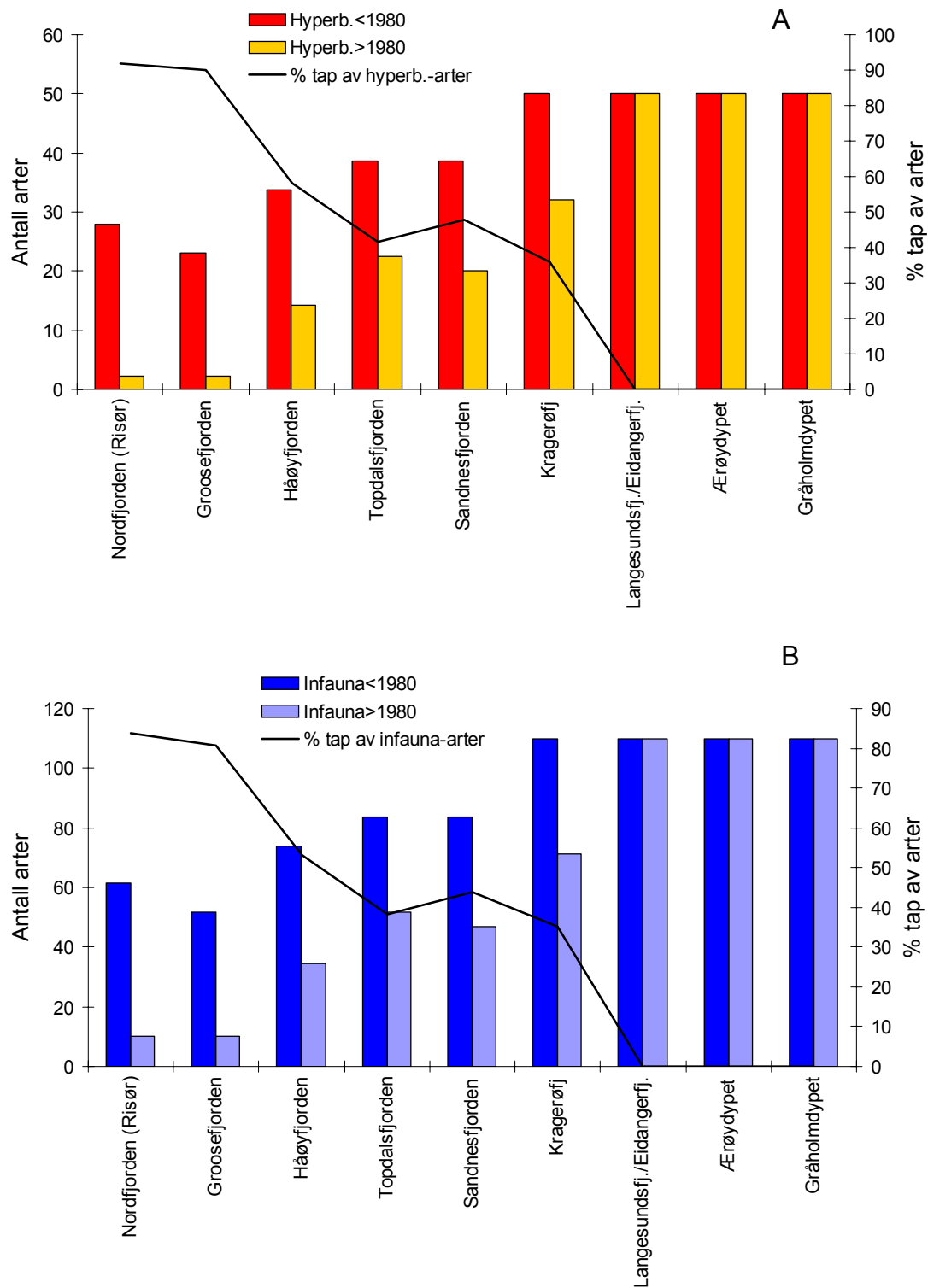
Fjord	O ₂ minimum (ml x l ⁻¹)			Antall arter <1980		Antall arter >1980		% tap av arter	
	<1980	>1980	diff O ₂	Hyperb.	Infauna	Hyperb.	Infauna	Hyperb.	Infauna
Nordfjorden (Risør)	2,1	0	2,1	27,89	61,45	2,3	10	92	84
Goosefjorden	1,7	0	1,7	23,13	51,65	2,3	10	90	81
Håøyfjorden	2,6	1	1,6	33,84	73,7	14,2	34,5	58	53
Topdalsfjorden	3	1,7	1,3	38,6	83,5	22,53	51,65	42	38
Sandnesfjorden	3	1,5	1,5	38,6	83,5	20,15	46,75	48	44
Kragerøfj.	3,8	2,5	1,3	50	110	32,05	71,25	36	35
Langesunds fj./Eidangerfj.	4,4	3,6	0,8	50	110	50	110	0	0
Ærøydypet	5,4	3,5	1,9	50	110	50	110	0	0
Gråholmdypet	5,9	4,7	1,2	50	110	50	110	0	0

De tre fjordene som har hatt dårligst oksygenforhold etter 1980 hvor midlere O₂ min er redusert til 0-1 ml l⁻¹, Nordfjorden, Goosefjorden og Håøyfjorden, har mistet 58-92% av artsantall hyperbenthos og 53-84% av infauna artene sammenliknet med perioden før 1980.

Fjordene i mellomgruppen med midlere O₂ min etter 1980, 1,7-2,5 ml l⁻¹, er Topdalsfjorden, Sandnesfjorden og Kragerøfjorden som har mistet henholdsvis 36-48% og 35-44% av antall arter hyperbenthos og infauna.

For de fem fjordbassengene med gode oksygenforhold, O₂ min etter 1980 er 3,5-4,7 ml l⁻¹, Langesunds/Eidangerfjord området, Ærøydypet og Gråholmdypet, er det ingen endring i antall arter.

Den beregnede endring i antall arter for perioden før og etter 1980 og den prosentvise nedgang er vist i figur 9.3.



Figur 9.3. Beregnet antall arter av bunndyr før 1980 og etter 1980 er basert på observert sammenhengen mellom oksygenminimum og antall arter. **A:** hyperbentos og **B:** infauna. Hyperbentosarter er beregnet med formel $A_h = 11,9 \times O_2 \text{ min.} + 2,9$ og infauna med formel $A_i = 24,5 \times O_2 \text{ min.} + 10$. Linjen viser prosentvis tap av arter i perioden.