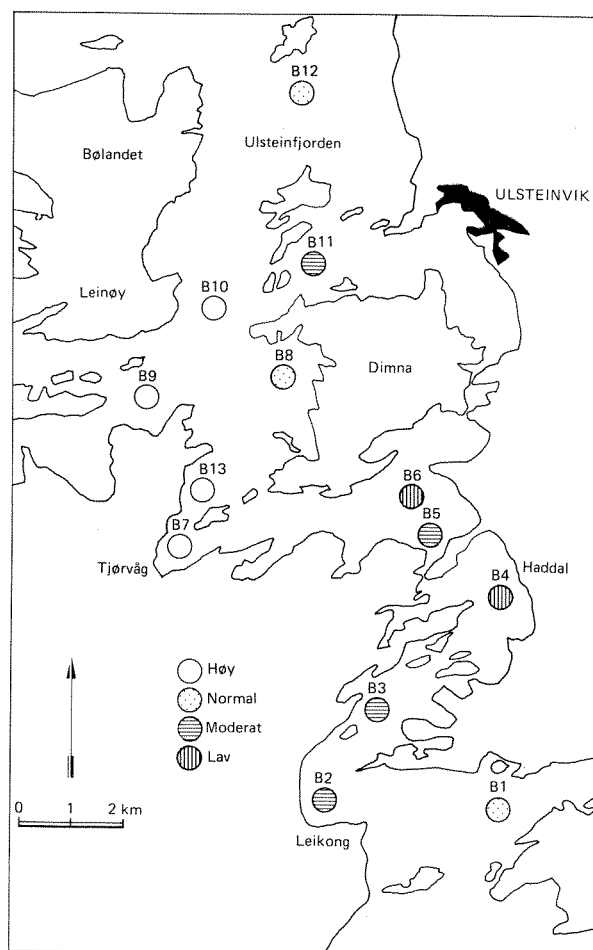


O-
84047

O-84047

Resipientundersøkelse av fjordområdet mellom Gurskøy og Hareidlandet, Møre og Romsdal



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor Sørlandsavdelingen Østlandsavdelingen Vestlandsavdelingen
Postboks 333 Grooseveien 36 Rute 866 Breiviken 2
0314 Oslo 3 4890 Grimstad 2312 Ottestad 5035 Bergen - Sandviken
Telefon (02)23 52 80 Telefon (041)43 033 Telefon (065)76 752 Telefon (05)25 53 20

Prosjektnr.: 0-84047
Undernummer:
Løpenummer: 1807
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Resipientundersøkelse av fjordområdet mellom Gurskøy og Hareidlandet, Møre og Romsdal	Dato: 06.12.1985
	Prosjektnummer: 0-84047
Forfatter (e): Jarle Molvær Torgeir Bakke	Faggruppe: Marin økologi
	Geografisk område: Møre og Romsdal
	Antall sider (inkl. bilag): 79

Oppdragsgiver: Møre og Romsdal fylkeskommune	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	---

Ekstrakt:
Vannkvaliteten i overflatelaget var gjennomgående god, med små forskjeller mellom stasjonene. I området finnes en rekke dype bassenger som er sårbare for belastning med organisk materiale. I Haddalsvika, Garnesvika, Botnavika og ved Borgarøya ble det påvist dårlige til kritiske oksygenforhold og tildels sterkt redusert bunnfauna. Med unntak for Ulsteinfjorden vil de planlagte kommunale utslipp bare i liten grad øke belastningen på de enkelte delene av området. Etablering av fiskeoppdrettsanlegg kan imidlertid vesentlig forverre tilstanden i flere av bassengene, spesielt i den indre delen av området.

4 emneord, norske:
1. Vannforurensning
2. Vannkvalitet
3. Bunnfauna
4. Akvakultur

4 emneord, engelske:
1. Water pollution
2. Water quality
3. Soft bottom fauna
4. Aquaculture

Prosjektleder:


Jarle Molvær

For administrasjonen:


Tor Bokn

ISBN 82-577-1005-9

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
OSLO

0-84047

*RESIPIENTUNDERSØKELSE AV FJORDOMRÅDET MELLOM
GURSKØY OG HAREIDLANDET, MØRE OG ROMSDAL*

Oslo, 06.12.1985

Prosjektleder : Jarle Molvær
Medarbeider : Torgeir Bakke

FORORD

Foreliggende rapport er utarbeidet etter oppdrag fra Planavdelingen, Møre og Romsdal fylkeskommune. Rapporten presenterer resultater og konklusjoner fra en undersøkelse som i tidsrommet mai 1984-juni 1985 ble gjennomført i fjordområdet mellom Gurskøy og Hareidlandet i Møre og Romsdal. Målet med undersøkelsen var å vurdere områdets kapasitet for utslipp av kommunalt avløpsvann, avrenning for jordbruk og forurensning fra akvakulturanlegg.

Vi takker avd.ing. Andre Gjerde, Johnny S. Kvalsund, fiskerirettleier J.-P. Mork, Odd Meinset, skipper Peder Flusund, Frank O. Meinseth og Tor A. Remøy for god innsats under prøveinnsamlingen. Ved NIVA har Torgeir Bakke hatt ansvaret for den biologiske delen av undersøkelsen. Jarle Molvær har hatt hånd om de hydrofysiske og hydrokjemiske undersøkelsene, samt prosjektledelsen.

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	
1. HOVEDKONKLUSJONER OG SAMMENDRAG	1
2. INNLEDNING	4
2.1 Områdebeskrivelse	4
2.2 Undersøkellesprogrammet	7
3. FORURENSNINGSTILFØRSLER	11
4. VANNUTSKIFTNING OG VANNKVALITET	14
4.1 Overflatelaget	14
4.1.1 Vannutskiftning	14
4.1.2 Vannkvalitet	24
4.2 Dypvannet	35
5. DYRELIV PÅ BLØTBUNN I BASSEGENE	44
5.1 Stasjonsbeskrivelse, arts- og individtall	44
5.2 Samfunnskarakteristikk	51
5.3 Likhetsanalyse	60
5.4 Diskusjon	62
6. KONSEKVENSER AV ØKT BELASTNING	68
7. LITTERATURHENVISNINGER	76
VEDLEGG	

1. HOVEDKONKLUSJONER OG SAMMENDRAG

Hovedkonklusjoner fra undersøkelsen:

1. Trange og grunne partier inndeler fjordområdet i en rekke bassenger med periodevis liten utskiftning av dypvannet. I slike perioder medfører dagens belastning med organisk materiale kritiske oksygenforhold og til dels vesentlig redusert bunnfauna i Haddalsvika, Garnesvika, Botnavika og bassenget ved Borgarøya. I mindre grad gjelder dette Leikongbukta.
2. Målinger av plantenæringssalter i overflatelaget og siktedyp viste gjennomgående små forskjeller mellom stasjonene, og ingen tegn til markert belastning.
3. Etablering av større fiskeoppdrettsanlegg eller tilsvarende utslipp av kommunalt avløpsvann kan vesentlig forverre oksygenforhold og ytterligere redusere bunnfaunen i de allerede kritiske dypvannsområdene. Selvågdjupet og Leikongbukta fortjener spesiell oppmerksomhet ettersom økt belastning sannsynligvis kan medføre perioder med dårlige oksygenforhold.
4. For overflatelaget i fjordområdet vil fiskeoppdrettsanlegg i de indre områdene neppe bety en merkbar økning i primærproduksjonen eller redusert siktedyp.
5. For fiskeoppdrettsanlegg vil plasseringen i forhold til terskler og bassengenes dypeste deler være avgjørende for hvor omfattende miljøeffektene vil bli.
6. De framtidige økte utslipp av kommunalt avløpsvann vil neppe gi merkbare negative effekter. Man bør imidlertid være forsiktig med både øke de kommunale utslipp og etablere akvakulturanlegg ved de samme bassengene.

Sammendrag:

Formålet med en resipientundersøkelse av fjordområdet mellom Gurskøy og Hareidlandet var å beskrive forurensningstilstanden i området og bedømme den kapasitene de enkelte basseng har for å motta tilførsler av fosfor, nitrogen og organisk stoff fra jordbruk, fiskeoppdrettsanlegg og kommunalt avløpsvann. Oksygenforhold og bløtbunnsfauna i fjordområdets dype bassenger har stått sentralt.

Undersøkelsen har omfattet:

- Kartlegging og kvantifisering av tilførsler av fosfor, nitrogen og organisk stoff. Området ble inndelt i 9 soner, og tilførslene ble beregnet for hver av disse.
- Undersøkelser av vannutskiftning og vannkvalitet på 10 stasjoner. Målingene omfattet temperatur, saltholdighet, oksygen, ortofosfat, nitrat, ammonium og siktedyp. Videre ble det utført strømmålinger i overflatelaget på tre steder. Prøveinnsamlingen foregikk fra mai 1984 til juni 1985.
- Undersøkelser av bløtbunnsfauna på 13 stasjoner i dypbassengene. Prøver av faunaen ble tatt med 0.1 m² "Day-grabb" i mai 1984. Samtidig ble det gjort en grov klassifisering av sedimenttype.

Prøvene er sortert og dyrene identifisert til art for analyse av : artsrikhet og artssammensetning, individtetthet, diversitet etter Hurlbert og Shannon-Wiener, jevnhet og dominansforhold. I tillegg er stasjonene på forskjellig måte gruppert etter analyser av likhet i faunastruktur.

Vannutskiftningen i overflatelaget må karakteriseres som relativt god, når en tar i betraktning hvor innelukket deler av området er. Typiske oppholdstider er 0.5-5 døgn. De grunne og smale tersklene gjør at utskiftningen av dypvannet i perioder er svært liten. Oppholdstiden vil variere fra basseng til basseng og fra år til år. Typiske oppholdstider kan anslås til 6-12 måneder. For Garnesvika er oppholdstiden 12-24 måneder.

Det synes ikke å være vesentlige forskjeller i oksygenforbruk i dypvannet mellom de enkelte bassengene. Forskjellige oksygenforhold blir dermed i stor grad et resultat av forskjellig oksygentilførsel (vannutskiftning). Kritiske oksygenforhold ble registrert i dypvannet ved Borgarøya, i Botnavika, Garnesvika og Haddalsvika. Det er mulig at dårlige oksygenforhold i relativt korte perioder kan opptre nær

bunnen utenfor Buaneset, i Leikongbukta og i Selvågdjupet.

Bløtbunnsundersøkelsen viste at fjordsystemet har to klart belastede dypområder: området Garnesvika/Haddalsvika og bassenget ved Borgarøya.

I tillegg hadde bassengene mellom Haddalsvik og Leikong en faunastruktur som kunne indikere organisk belastning. De øvrige delene av fjordsystemet hadde en mangfoldig bunnfauna, spesielt på strekningen Steinsfjord-Tjørnvåg, og intet som tyder på forurensningsbelastning.

Dragsundet synes å fungere som en grense for bunnfaunaens utbredelse ved at det var relativt stor forskjell mellom faunaen nord og syd for sundet. Tettheten av dyr var ca. 6 ganger høyere sør enn nord for Dragsundet, noe som antakelig har sammenheng med at fjordsystemet i sør munner ut i en annen fjord (Rovdefjorden), mens den i nord og vest åpner seg ut mot den ytre kyst, der individtettheten generelt setter lavere enn i fjordene.

Det er svært vanskelig å anslå hvor stor belastning et fiskeoppdrettsanlegg vil påføre et gitt basseng, fordi belastningen vil avhenge av anleggets plassering i forhold til terskler, forttype, driftsforhold, strømforhold mv. Overslagsberegninger tyder på at utenom anleggets umiddelbare nærhet vil et veldrevet anlegg som produserer omkring 150 tonn/år tilføre omgivelsene i størrelsesorden 160 kg fosfor, 1600 kg nitrogen og 17000-18000 kg organisk stoff (regnet som KOF). Denne delen av utslippet vil i stor grad være løste stoffer, og sammenlignet med kommunalt avløpsvann tilsvarer fosforutslippet 300-400 pe og nitrogenutslippet 700-800 pe.

Beregninger tyder på at et fiskeoppdrettsanlegg som dette, eller tilsvarende utslipp av kommunalt avløpsvann til de forskjellige bassengene kan øke totaltilførslene av fosfor og nitrogen med 5-10 %.

Det er lite sannsynlig at en slik tilleggsbelastning vil medføre merkbare forandringer i primærproduksjon eller siktedyp. Etablering av flere anlegg i nærliggende områder vil imidlertid øke sannsynligheten for slike effekter.

I dypvannet kan utslipp fra et fiskeoppdrettsanlegg medføre at det i perioder med liten vannutskiftning kan oppstå fullstendig oksygensvikt i Botnavika, Haddalsvika og i bassenget ved Borgarøya. Det er sannsynlig at fiskeoppdrettsanlegg ved Selvåg, Leikong eller Buaneset under ugunstige forhold (uheldig plassering, liten vannutskiftning) kan medføre perioder med dårlige eller i verste fall kritiske oksygenforhold i en avgrenset vannmasse nær bunnen.

2 INNLEDNING

2.1 Områdebeskrivelse

Undersøkelsen har omfattet området fra Ulsteinfjorden i nord til Rovdefjorden i sør, se Fig 2.1. Topografien her er svært uryddig, med et stort antall holmer og skjær og innsnevninger med grunne partier som avgrenser dype basseng.

Med utgangspunkt i Dragsundet velger vi å inndele området i en nordre del (Ulsteinfjorden - Botnavika) og en søndre del (Haddalsvika - Rovdefjorden). Fig. 2.2 viser hovedtrekkene i bunntopografien langs dypålen for disse to delene.

De grunne tersklene hindrer en jevn utskiftning av dypvannet i bassengene. På grunn av dette (liten oksygentilførsel) kan det her oppstå oksygenproblemer. For vurdering av disse, er vannvolumene i enkelte av bassengene beregnet, se Tabell 2.1.

Tabell 2.1 Volumberegninger for området mellom Gurskøy og Hareidlandet. Enhet: million m³.

Stasjon	H7	H6	H5	H4	H3	H2	H1	H10
Dyp	Selvåg	Leikong	Buanes	Haddal	Garnes	Botna.	Dimna	Borgarøy
30-40					5,24			
40-50	9,12			10,44	4,36	8,56		7,52
50-60	5,84	4,52	4,60	5,64	3,60	4,56	9,12	3,36
60-70	2,96	2,36	3,00	1,50	2,64	1,20	6,44	0,60
70-80	0,92	0,92	1,52		1,44	0,05	4,36	
80-90	0,05	0,20	0,50		0,35		1,50	

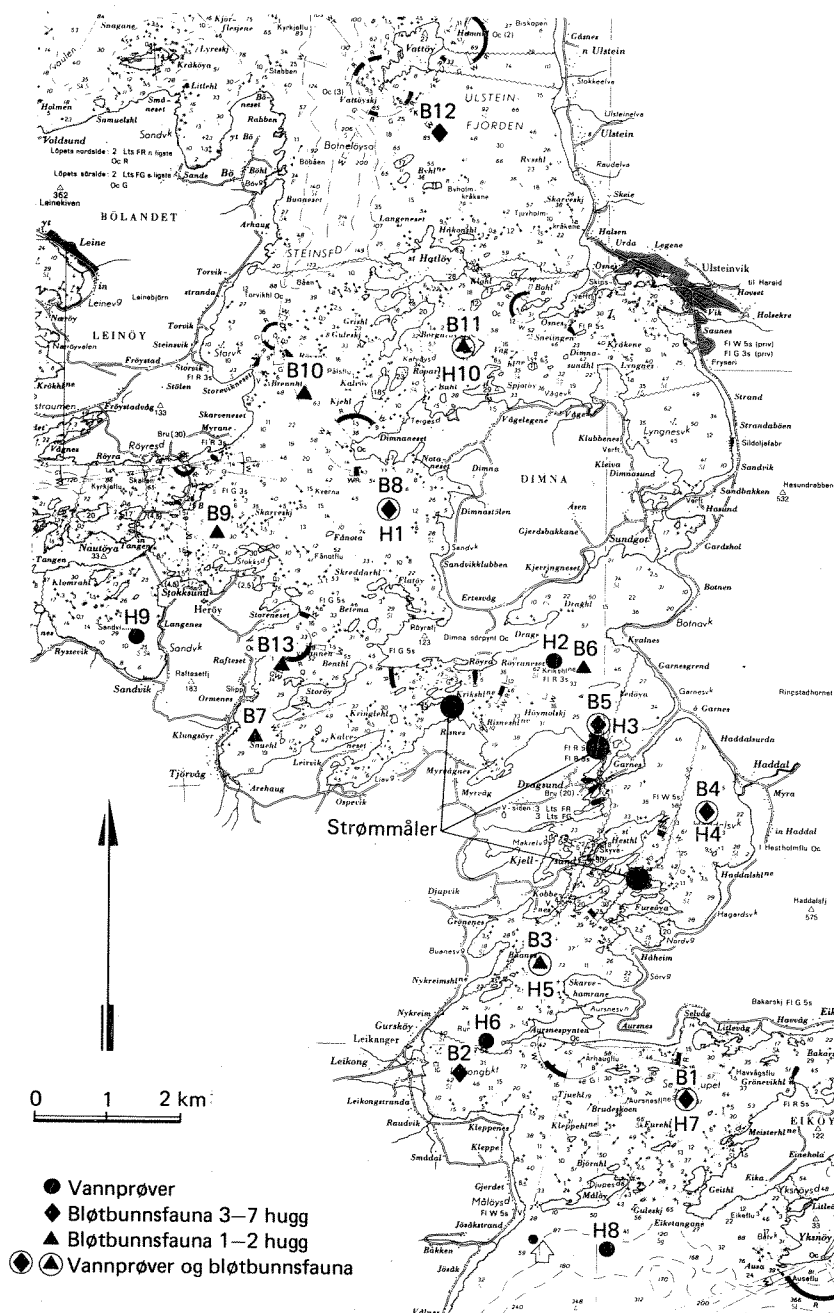


Fig. 2.1 Undersøkellesområdet med stasjoner for prøvetaking.

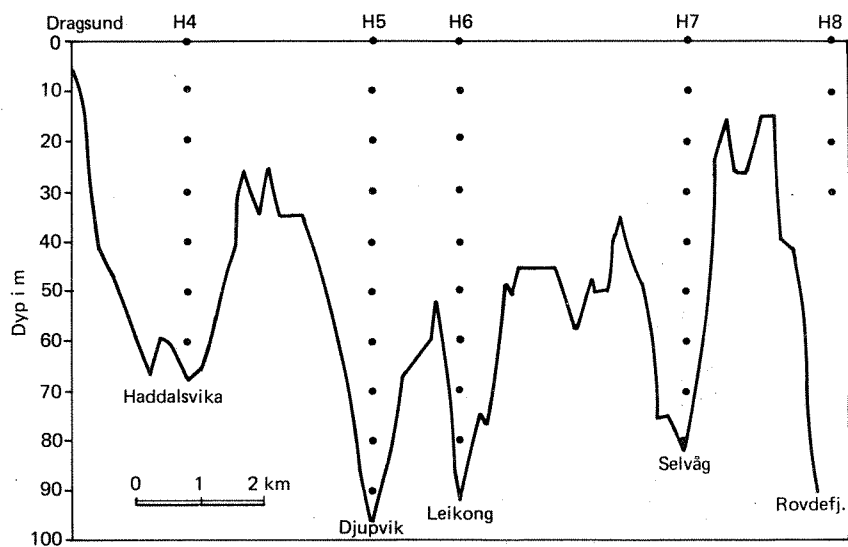
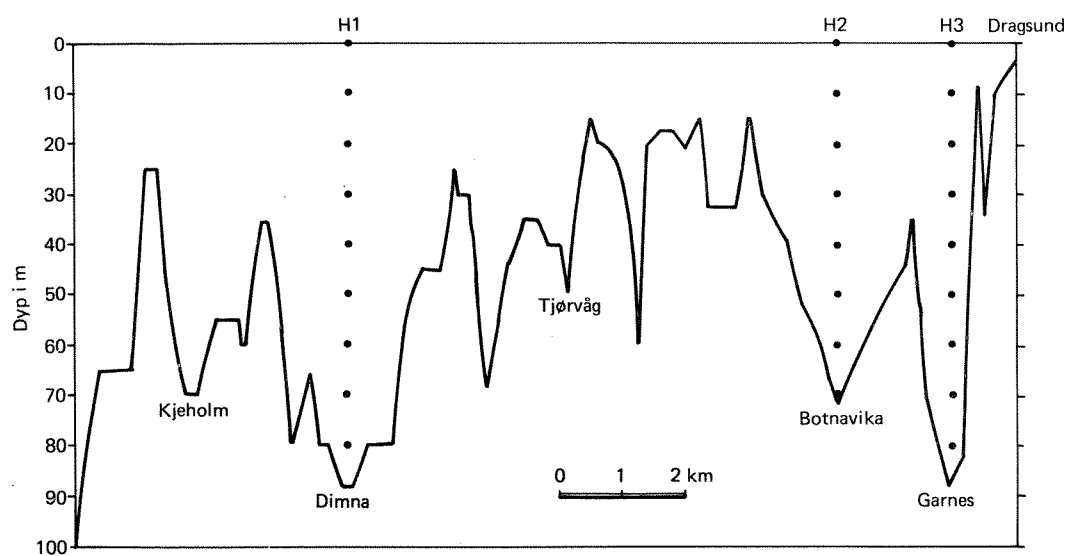


Fig. 2.2 Bunnprofil fra Steinsfjorden i nord til Rovdefjorden i sør.

2.2 Undersøkelseprogrammet

Formålet med undersøkelsen var å beskrive forurensningstilstanden i området, og vurdere den kapasiteten som de enkelte bassenger har for å motta utslipp av kommunalt avløpsvann, avrenning fra jordbruk og forurensning fra akvakulturanlegg. Fjordområdet består av en rekke bassenger med til dels dårlig utskiftning av dypvannet. Konsekvensene av endret belastning for oksygenforhold og biologiske forhold i disse bassengene står derfor sentralt.

Undersøkelsen kan inndeles i tre deler, som kort omtales nedenfor. Resultater m.m. blir diskutert i etterfølgende kapitler.

Kartlegging og kvantifisering av forurensningstilførsler.

I dette arbeidet (Torvik og Gjerde, 1984) er tilførslene av fosfor, nitrogen og organisk stoff (BOF_7) til fjordområdet beregnet som årsmidler. Tilførslene er fordelt på kommunalt avløpsvann, avrenning fra landarealer, jordbruksvirksomhet mv. for i alt 9 soner.

Belastningen på de enkelte soner skal vurderes mot resultatene fra de hydrokjemiske og biologiske undersøkelsene.

Undersøkelser av vannutskiftning og vannkvalitet.

Vannprøver ble innsamlet på 10 stasjoner, se Fig. 2.1. Stasjoner og måleprogram er oppsummert i tabellene 2.2-2.3. Overflateprøvene for analyse av ortofosfat, nitrat og ammonium ble tatt som blandingsprøve fra 0-2 m dyp.

Oksygenprøvene ble innsamlet med vannhentere i 2-4 måledyp nærmest bunnen. Målingene av temperatur og saltholdighet ble på utvalgte dyp nærmest bunnen presisjonsbestemt med vendetermometre (nøyaktighet $\pm 0,02$ °C) og laboratoriesalinometer (nøyaktighet $\pm 0,003$ ‰). Samtidig ble temperatur og saltholdighet målt med sonde(salinoterm) i utvalgte dyp fra overflate og til bunn. Målingene ble deretter korrigert ved hjelp av presisjonsmålingene til en nøyaktighet på ca. $\pm 0,1$ °C for temperatur og $\pm 0,1$ ‰ for saltholdighet.

Tabell 2.2 Stasjoner og måleprogram

Stasjon	Bunndyp m	Prøver fra	Antall prøveserier, parametre og observasjoner				
			Temp. salt	Oksygen H ₂ S	PO ₄ P --	NO ₃ N, NH ₄ N	Siktedyp Bølger mv.
H1 Dimna	87	Overfl.	9	-		10	9
H2 Botnav.	70	Overfl. Dypvann	16	-		11	16
H3 Drags.	90	Overfl. Dypvann	16	- 7			16
H4 Haddal	70	Overfl. Dypvann	16	- 7		11	16
H5 Buanes	90	Overfl. Dypvann	10	- 6			10
H6 Leikong	50	Overfl. Dypvann	10	- 6		10	10
H7 Selvåg	70	Overfl. Dypvann	10	- 6			10
H8 Jøsok	-	Overfl.	10	-		10	10
H9 Sandvika	35	Overfl. Dypvann	9	- 5		8	9
H10 Borgarøya	65	Dypvann	10	6		-	10

Tabell 2.3 Tidspunktet for prøveinnsamling

<u>Dato</u>	<u>Toktprogram</u>	
10-11. 84	Temp. salt.,	oksygen, fosfor, nitrogen
30.5.	" "	
3.6.	" "	
13.6.	" "	
26.6.	" "	
9.7.	" "	oksygen, fosfor, nitrogen
26.7.	" "	
6.8.	" "	fosfor, nitrogen
22.8.	" "	
3.9.	" "	oksygen, fosfor, nitrogen
17.9.	" "	
3.10.	" "	fosfor, nitrogen
29-30.10.	" "	oksygen, fosfor, nitrogen
4.12.	" "	fosfor, nitrogen
14-15.1. 85	" "	" "
28.1.	" "	oksygen, fosfor, nitrogen
26.2.	" "	fosfor, nitrogen
22-23.4.	" "	oksygen, fosfor, nitrogen
24.6.	" "	" " "

I to perioder, 10.-19. juli 1984 og 25. januar-26. februar 1985 ble det utsatt selvregistrerende strømmålere i 2-4 m dyp. Stasjonsplasseringen er vist på Fig. 2.1. Ved første måleserie ble temperatur, strømrretning og strømhastighet registrert hver 12. minutt. Ved den siste måleserien var det 36 minutter mellom hver måleserie.

Strømmålingene var bare delvis vellykket. I det trange farvannet ved Garnes gjorde hensynet til skipstrafikken det vanskelig å finne en god plassering av måleren. Da måleren ble tatt opp 26.2.85, hadde den løsnet fra forankringen. Under samme tidsrom forsvant strømmåleren som var plassert nord for Krigsholmen. Registreringene ved Furøya gikk også tapt fordi strømmåleren før den ankom NIVA var blitt utsatt for et hardt støt som skadet elektronikken og slettet registreringene.

Undersøkelse av bløtbunnsfauna

Bløtbunnsundersøkelsene ble foretatt 9. og 10. mai 1984 på 13 stasjoner lokalisert til dypbassengene fra Ulsteinfjorden til Selvågdjupet. På hver stasjon ble det tatt fra 1 til 7 prøver (Tabell 2.4) av bunnsedimentet med 0.1 m² "Day"-grabb. Prøvene ble umiddelbart siktet gjennom 1 mm stålsikt og alt materiale på sikten fiksert i 4% nøytralisert formalin. Samtidig med siktingen ble en grov-karakteristikk av sedimentet notert.

Tabell 2.4. Oversikt over bløtbunnsstasjonene 9. og 10. mai 1984.

Stasjonsnr.	Navn	Dyp (meter)	Antall prøver	
			samlet	analysert
B1	Selvågsdjupet	88-90	6	3
B2	Leikongbukta	43	5	3
B3	Buanes	90	2	1
B4	Haddalsvik	68	7	3
B5	Garnesvik	86	3	2
B6	Kvalnes	50	2	1
B7	Tjøråvåg	45	2	2
B8	Dimnavik	88	6	3
B9	Stokksund	72	2	1
B10	Steinsfjord	81	2	1
B11	Borgarøy	78	2	1
B12	Ulsteinfjord	90-114	7	3
B13	Bymannen	76	1	1

I laboratoriet ble inntil 3 av prøvene fra hver stasjon sortert under lupe og all fauna plukket ut, identifisert og talt opp. Identifiseringen har så langt mulig blitt gjort til art. Spesielt vanskelige dyregrupper er kun identifisert til høyere nivå, men dette har i så fall vært gjort likt for alle prøver.

Basistabeller i form av artslistor med antall for hver art er lagret på EDB. Disse har dannet utgangspunkt for den videre bearbeidelse som også er gjort ved hjelp av EDB.

3 FORURENSNINGSTILFØRSLER

Tilførslene av organisk stoff, fosfor og nitrogen til fjordområdet er beregnet av Torvik og Gjerde (1984). Tallene er gitt som årsverdier for 9 soner. Beregningene omfatter en rekke kilder, hvorav kommunalt avløpsvann, husdyrgjødsel og fiskeoppdrett framstår som de viktigste kildene.

For detaljer i beregningsgrunnlag mv. henviser vi til Torviks og Gjerdas rapport. En oppsummerende tabell er gjengitt i Vedlegg 1.

Vi understreker at bidragene fra flere av kildene vil variere mye over året. Spesielt gjelder det fiskeoppdrett og avrenning fra jordbruksaktiviteter. I denne sammenhengen er det tilførsler i sommerhalvåret som er av størst betydning, både fordi bidraget fra fiskeoppdrett og jordbruk da er størst og fordi næringssaltene og det organiske stoffet da lettere gir negative/positive effekter på de biologiske forholdene i fjorden.

Uten målinger av hovedkildene er det ikke mulig å gi noe detaljert bilde av tidsvariasjonene for de enkelte bidragene. For å gjøre det enkelt velger vi å anta at 2/3 av tilførslene fra jordbruk, annen arealavrenning og fiskeoppdrett kommer i månedene april-september. Fig. 3.1 a-b viser resultatene av disse beregningene for fem av sonene. Ettersom fjordarealet varierer i de forskjellige sonene, har vi valgt å presentere tilførslene som "belastning" pr. km².

I tillegg til bidragene fra land kommer tilførslene fra nærliggende vannmasser. Dette bidraget vil variere både med vannutskiftningen og med konsentrasjonene i vannmassene, og kvantifiseres i kap. 6.

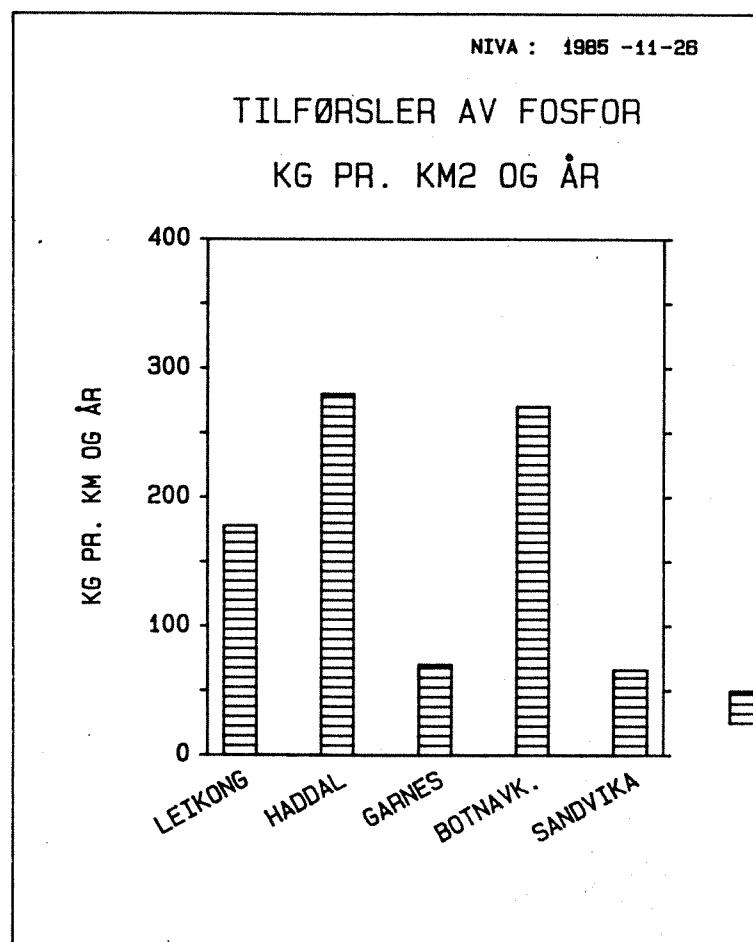


Fig. 3.1 a. Tilførsler av fosfor pr. km² av fjordoverflata og pr. år. Haddalsvika og Botnavika er mest belastet.

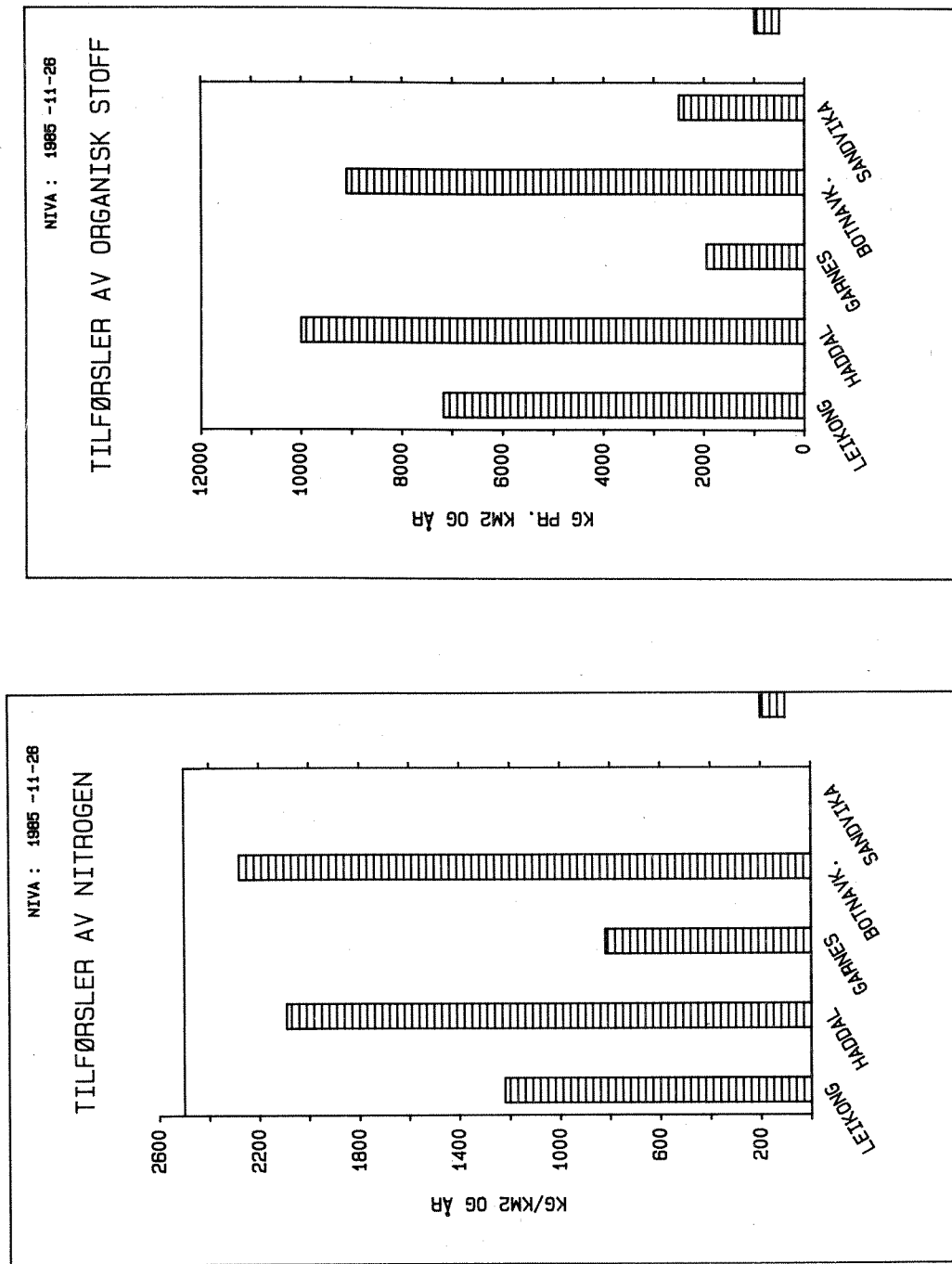


Fig. 3.1 b. Tilførsler av nitrogen og organisk stoff (som BOF₇) pr. km² av fjordoverflata og pr. år. Haddalsvika og Botnavika er mest belastet.

4 VANNUTSKIFTNING OG VANNKVALITET

Det er ingen store vassdrag som munner ut i fjordområdet, og ferskvannstilførselen er relativt liten. Som følge av dette er saltholdigheten ved overflaten forholdsvis høy. Fig. 4.1 viser tidsvariasjonene i 0,5 m dyp på tre stasjoner, og Fig. 4.2 viser den gjennomsnittlige vertikale saltholdighetsprofil på st. H4, Haddalsvika.

Saltholdighetsprofilen viser at det ikke er noe typisk overflatelag, men en gradvis økende saltholdighet fra overflaten og ned et stykke forbi terskeldypet (for st. H4 ca. 25 m, mot sør). Fig. 4.3 viser temperaturforløpet på stasjonene H1, H3 og H8.

For vårt formål vil vi inndele vannmassen fra overflate til bunn i tre lag:

- overflatelag : regnes vanligvis ned til ca. 2 m
- intermediært lag : mellom overflatelaget og ned til terskeldypet
- dypvannet : fra terskeldyp og til bassengets bunn

Vi skal i det følgende konsentrere oss om vannutskiftning og vannkvalitet i overflatelag og dypvann. De enkelte bassenger/stasjoner omtales hver for seg.

4.1 Overflatelaget

4.1.1 Vannutskiftning

Vurderingene av vannutskiftning/oppholdstid vil gi et grunnlag for den senere vurdering av vannkvalitet og konsekvenser av belastningsendringer. I de områdene hvor det ikke er utført strømmålinger, må vurderingene av vannutskiftningen bygge på målingene av temperatur og saltholdighet. Med ca. 14 dagers mellomrom mellom observasjonene betyr dette at oppholdstider mindre enn to uker ikke kan beregnes. Ut fra erfaring vil vi imidlertid anslå en rimelig oppholdstid i de tilfellene.

NIVA: 1985-9 -23

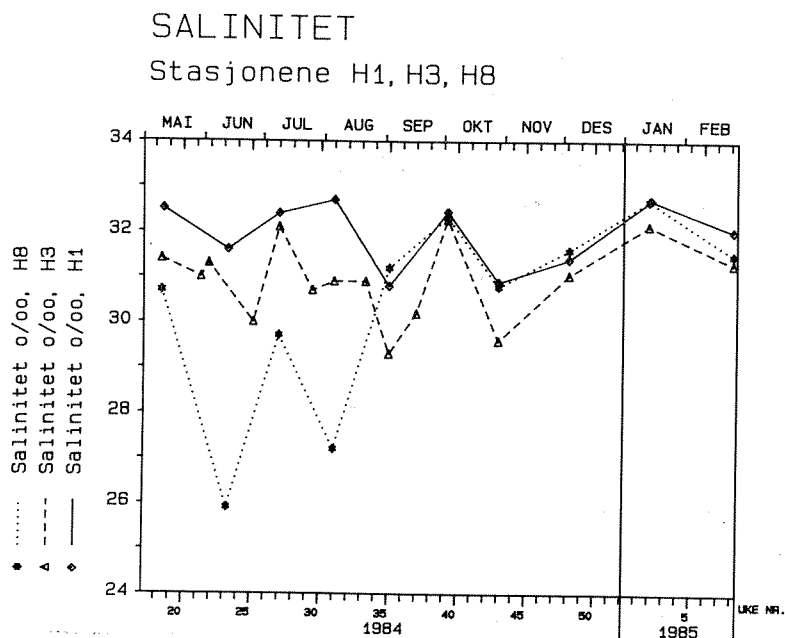


Fig. 4.1 Saltholdighet i 0,5 m dyp på st. H1, H3 og H8.

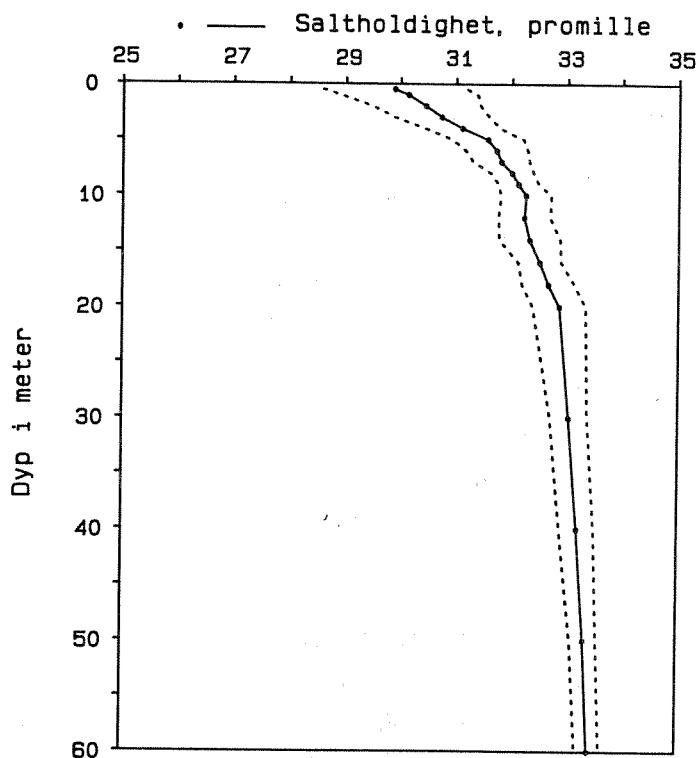


Fig. 4.2 Gjennomsnittlig saltholdighetsprofil o/oo på st. H4, Haddalsvika. Et standardavvik er stiplet på begge sider av kurven. Variasjonene er små, både i tid og rom.

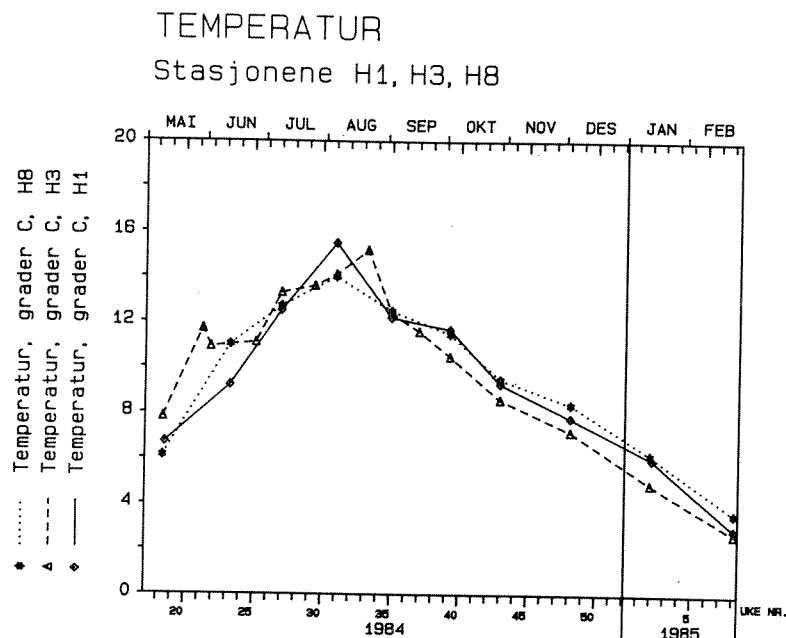


Fig. 4.3 Temperatur i 0,5 m dyp på stasjonene H1, H3 og H8.

Bestemmende for vannutskiftningen i overflatelaget vil være:

- Tidevann, med "hovedperiode" på ca. 12,5 timer
- Vind, varierende med "hovedperioder" innen skalaen timer - 1 år.

Videre vil en viss lokal ferskvannstilførsel samt lufttrykkvariasjoner gi bidrag til vannutskiftningen. Av dette framgår at vannutskiftningen vil variere mye med tiden. I det følgende gjennomgår vi basseng for basseng og beregner/anslår oppholdstiden for overflatelaget i hele området.

Området ved Borgarøya (st. H10) har utvilsomt en rask utskiftning i overflatelaget. Variasjonene i saltholdighet (31,6-33,5 o/oo) var imidlertid så små at det ut fra disse er vanskelig å bestemme noen oppholdstid. Men ut fra en vurdering av topografien og antatt effekt av tidevann og vind, synes det rimelig å anta at overflatelaget til vanlig skiftes ut over et tidsrom på 0,5 - 2 døgn.

De samme betraktningene gjør seg gjeldende for Sandvika, st. H9. Området ligger mer innelukket enn ved Borgarøya, og av den grunn vil vi anslå en oppholdstid varierende fra 1-3 døgn for Sandvika som helhet.

Tilsvarende gjelder for området ved Dimna, st. H1. En oppholdstid på 0,5 - 2 døgn for hele overflatelaget synes rimelig.

I vurderingene av vannutskiftningen i Botnavika, st. H2, har vi strømmålinger ved Krigsholmen og Garnes å støtte oss til. Fig. 4.4 viser (Krigsholmen):

- a. Prosentvis fordeling av strømrretning i sektorer på 15° .
- b. Prosentvis fordeling av fluks (volumtransport) i sektorer på 15° .
- c. Midlere strømsstyrke (cm/s) i 15° sektorer

Figuren viser at strømmen fulgte sundets hovedretning, omtrent øst-vest. Over de 10 dagene målingene foregikk, var det praktisk talt like stor volumtransport i begge retninger.

Arsaken til dette fremgår av Fig. 4.5, som viser at strømforholdene på dette stedet i alt vesentlig ble dominert av tidevannet. Mens målingene foregikk var det rolige vindforhold: Ved Vigra flyplass var det svak til laber bris fra vest-nordvest fram til 15. juli. Deretter dreide vinden over mot nord-nordøst, men fortsatt som laber bris.

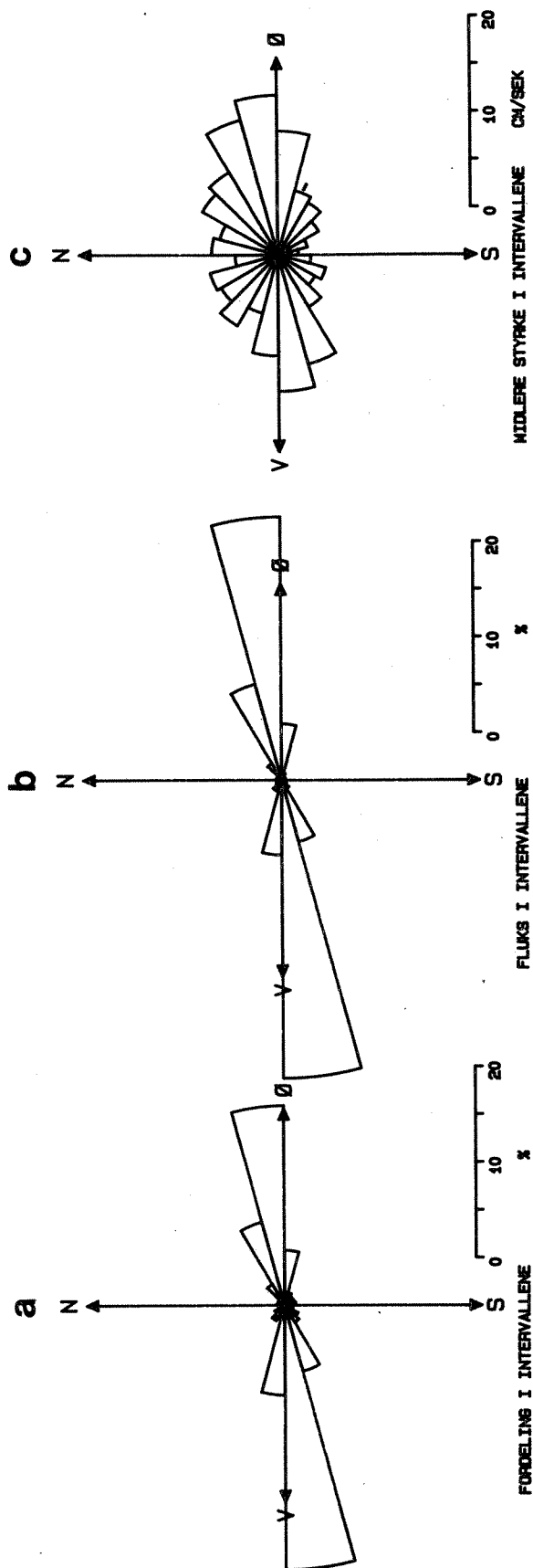
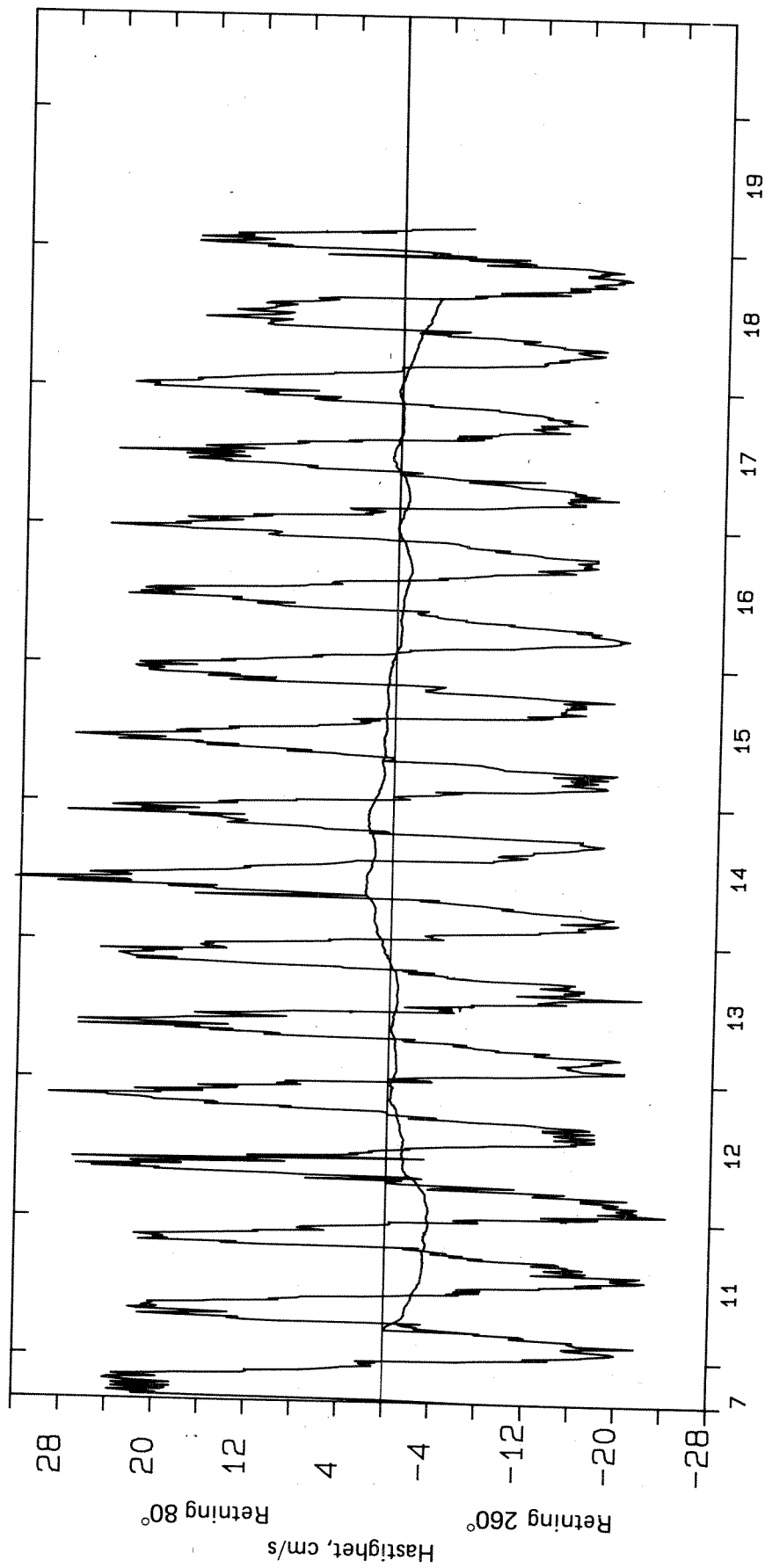


Fig. 4.4 Statistisk presentasjon av strømmålinger i ca. 2 m dyp ved Krigsholmen, 10.-19.7.1984. Resultatene er fordelt på 15° - sektorer. a) Fordeling m.h.t. retning. b) Fordeling m.h.t. transport (fluks = transport gjennom en flate på 1m^2). c) Midlere strømstyrke i sektorene.



Juli 1984

Fig. 4.5 Strømmålinger i ca. 2 m dyp ved Krigsholmen. Figuren viser strømstyrken i hovedretningen 80° - 260° . Halvdøgnlig tidevann dominerer. Heltrukken linje nær "null-aksen" viser netto strømhastighet når tidevannet er filtrert bort.

I Fig. 4.6 - 4.7 er resultater av målingene ved Garnes framstilt på samme måte som i Fig. 4.4. Som tidligere nevnt, er representativiteten av dataene svært usikker på grunn av strømmålerens plassering. Målingene kan imidlertid tyde på en viss nettostrøm sørover gjennom Dragsundet, noe som samsvarer med VHL's antagelser (Eide 1974). Setter vi tverrsnittet ved Dragsundet til 23 m, overflatelagets tykkelse til 2 m og nettostrømmen til 0,1 m/s, tilsvarer dette en volumtransport på $4 \text{ m}^3/\text{s}$. I forhold til Botnavikas overflatelag ($5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$) er dette relativt lite.

Under slike forhold er det tidevannsutskiftningen vestover som dominerer. Bare en mindre del av vannmassen som gjennom en tidevannsperiode vil være netto utskiftning. Utskiftningsfaktoren kan ikke bestemmes og må derfor anslås. Med den langstrakte formen på området mellom Dragsundet og Dimna synes det rimelig å sette denne faktoren så lavt som 0,1, dvs. 10 % nytt vann pr. tidevannsperiode. Tiden for fullstendig utskiftning gjennom tidevannet kan da beregnes teoretisk (se Molvær og medarb. 1984) til ca. 10 tidevannsperioder, eller ca. 5 døgn. Inkluderer vi effekt av vind, nettostrøm gjennom Dragsundet, m.v. i disse enkle overslagsberegningene, synes det rimelig å anta at overflatelagets oppholdstid til vanlig varierer i intervallet 2-6 døgn.

For Haddalsvika, st. H4, kan vi gjøre tilsvarende betraktninger og overslagsberegninger som for Botnavika. Vi har her data fra strømmålingene ved Furøya i juli 1984 å støtte oss til (Fig. 4.8 og Vedlegg 1). Sammenlignet med resultatene fra Krigsholmen (Fig. 4.4-4.5), var strømhastigheten ved Furøya gjennomgående bare halvparten. Påvirkning fra vind og andre strømfremkallende krefter var også relativt større. Sett over hele tidsrommet på 10 døgn, var imidlertid volumtransporten noenlunde likt fordelt ut - inn gjennom sundet.

Antar vi samme netto utskiftningsfaktor som for Botnavika (10 % pr. tidevannsperiode), gir tilsvarende overslagsberegninger som resultat at overflatelaget i Haddalsvika også til vanlig fornyes over 2-6 døgn.

For bassengene videre sørover må vi anvende samme overslagsberegninger som for de nordlige bassengene. For Leikong, st. H6, tyder disse på 1-3 døgn som midlere oppholdstid, og 0,5-3 døgn for området ved Selvåg.

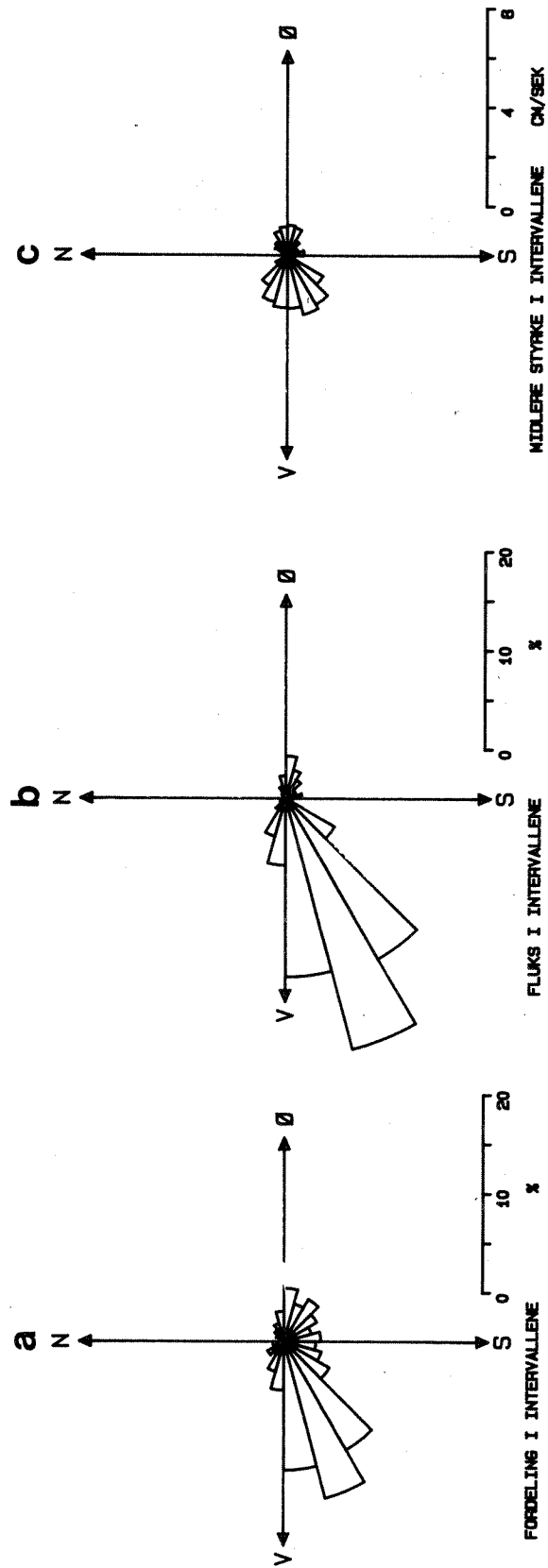


Fig. 4.6 Statistisk presentasjon av strømmålinger i ca. 2 m dyp ved Garnes, 10.-19.7.1984. Resultatene er fordelt på 15° - sektorer. a) Fordeling m.h.t. retning. b) Fordeling m.h.t. transport (fluks = transport gjennom en flate på 1m^2). c) Midlere strømstyrke i sektorene.

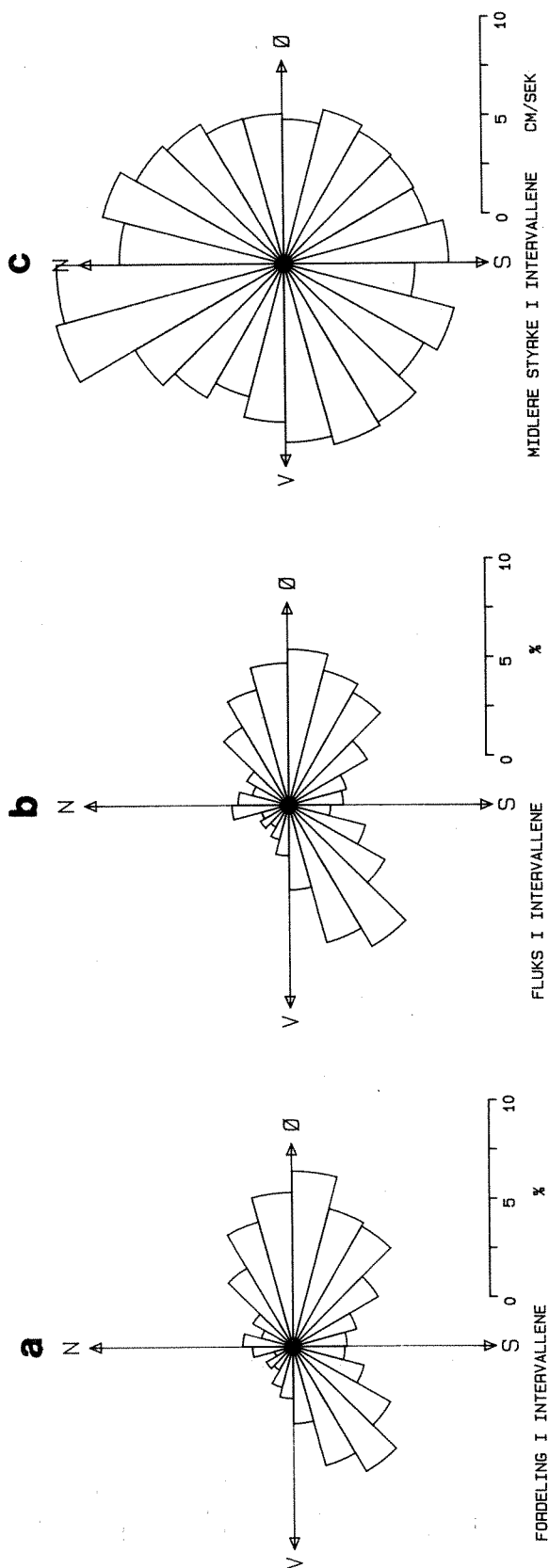


Fig. 4.7 Statistisk presentasjon av strømmålinger i ca. 2 m dyp ved Garnes 25.1-20.2.1985. Resultatene er fordelt på 15⁰ sektorer. a) Fordeling m.h.t. retning. b) Fordeling m.h.t. transport (fluks = transport gjennom en flate på 1m²). c) Midlere strømstyrke i sektorene.

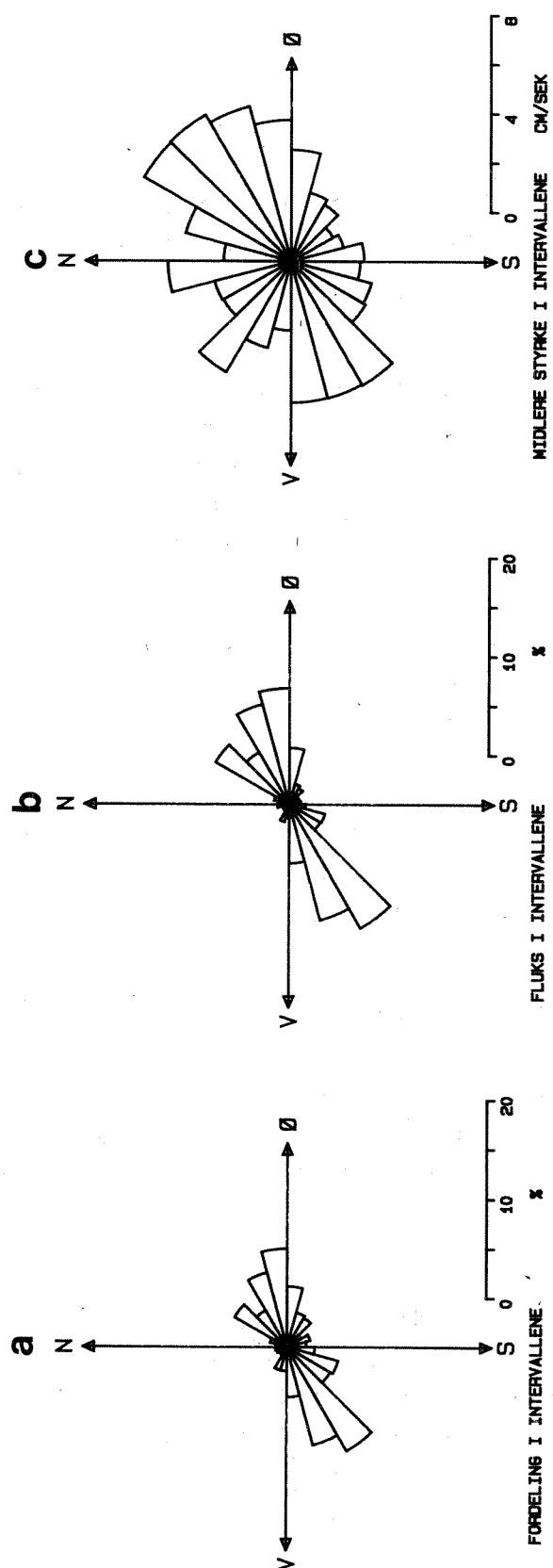


Fig. 4.8 Statistisk presentasjon av strømmålinger i ca. 2 m dyp ved Furøya, 10.-19.7.1984. Resultatene er fordelt på 15° sektorer. a) Fordeling m.h.t. retning. b) Fordeling m.h.t. transport (fluks = transport gjennom en flate på 1m²). c) Midlere strømstyrke i sektorene.

4.1.2 Vannkvaliteten

For å karakterisere vannkvaliteten i overflatelaget er brukt siktedyp samt konsentrasjoner av ortofosfat, nitrat og ammonium.

Siktedyp

Siktedypet gir et mål for vannets klarhet eller gjennomskinnelighet. Det registreres som det dyp hvor en hvit skive med ca. 25 cm diameter akkurat forsvinner av syne fra overflaten. Siktedypet varierer hovedsakelig med konsentrasjonen av oppløst og av partikulært materiale. Spesielt vil store planktonbestander redusere siktedypet betydelig.

Kriteriene for friluftsbad er at siktedypet ikke skal være mindre enn 2-3 m (SIFF 1976). Verdiene er dels valgt ut fra estetiske hensyn og dels ut fra sikkerhet for badende.

Fig. 4.9 - 4.11 viser resultatene av siktedypmålingene. Resultatene er dessuten oppsummert i Tabell 4.1. Figurene viser en årstidsvariasjon som er velkjent for andre fjorder (Borgundfjorden bl.a.) og som skyldes varierende mengde planteplankton i vannmassen.

Minste siktedyp var 4,5 m (st. H2, 6.8.84), dvs. badevannskriteriet var oppfylt for alle måleseriene.

I Tabell 4.2 er stasjonene sammenlignet ved en parvis t-test*. Testen viser med 94-99 % sannsynlighet at siktedypet på st. H1 og H2 gjennomgående var dårligere enn på stasjonene H4, H8 og H9.

* En statistisk metode for å undersøke om to dataserier er forskjellige. I dette tilfellet beregnes forskjellen i konsentrasjonen mellom to stasjoner for hver prøveserie, og testen viser sannsynligheten for at den gjennomsnittlige forskjell er forskjellig fra null.

NIVA: 1985-9 -20

SIKTEDYP

Stasjonene H1-H3

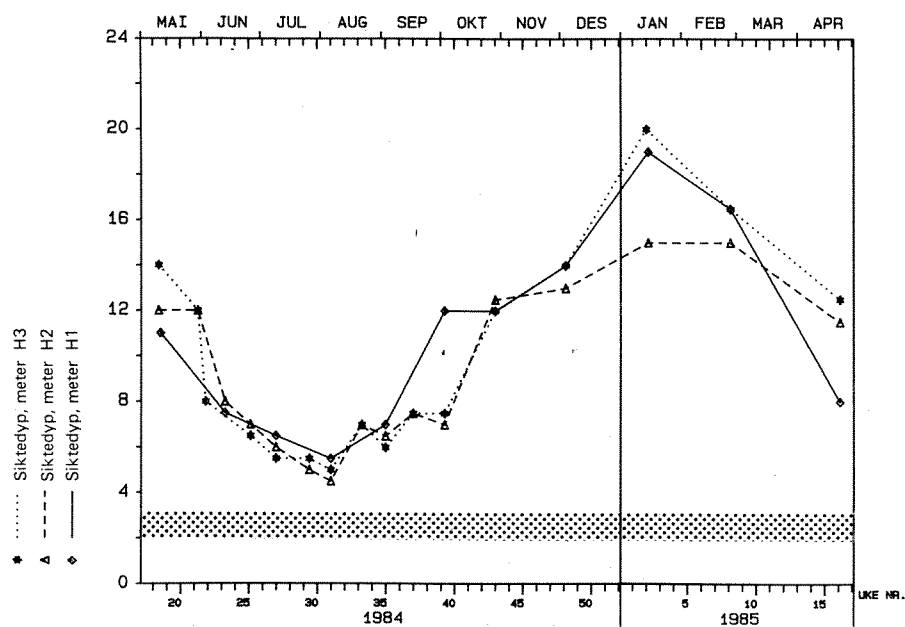


Fig. 4.9 Siktedyp på st. H1, H2 og H3.
Badevannskriteriet (minimum 2-3 m sikt) er oppfylt.

Stasjonene H4-H6

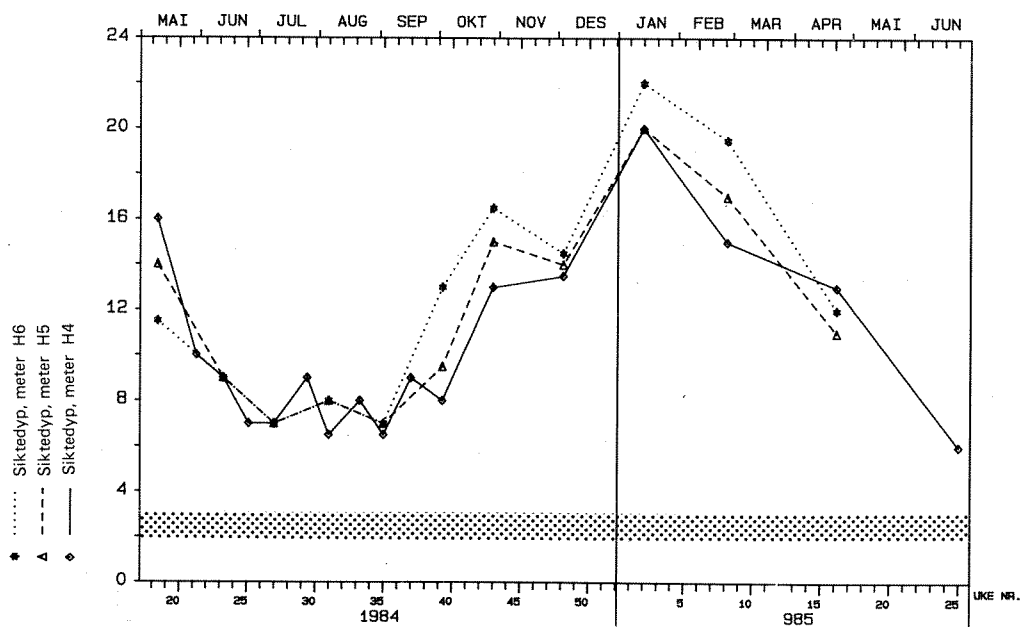


Fig. 4.10 Siktedyp på st. H4, H5 og H6.
Badevannskriteriet (minimum 2-3 m sikt) er oppfylt.

SIKTEDYP

Stasjonene H7-H9

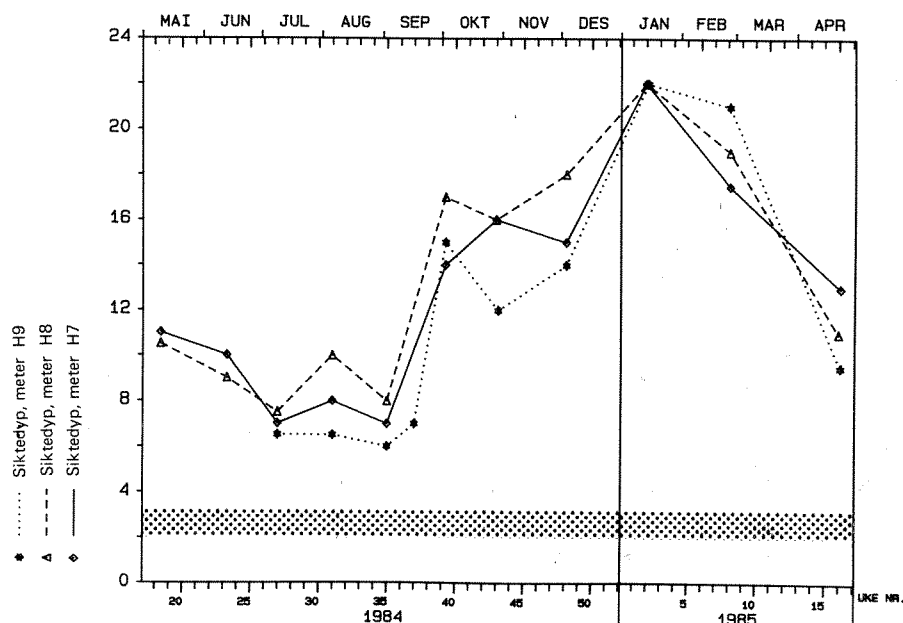


Fig. 4.11 Siktedyp på st. H7, H8 og H9.
Badevannskriteriet (minimum 2-3 m sikt) er oppfylt.

Plantenærings saltene ortofosfat, nitrat og ammonium

Tilstrekkelig tilgang på næringssaltene ortofosfat, nitrat og ammonium er en forutsetning for at planteplanktonproduksjonen i vannmassene skal opprettholdes. Altfor store tilførsler av disse stoffene kan gi negative utslag på vannkvaliteten (farget og uklart overflatevann, oksygenproblem i dypvannet) og på de biologiske forholdene (økt forekomst av grønske i strandsonen, større innslag av "ugressorganismer" i planteplanktonsamfunnet, redusert bunnfauna).

Fig. 4.12 - 4.17 viser konsentrasjonene i 0-2 m dyp på hydrokjemi-stasjonene H1, H2, H4, H6, H8 og H9.

Tidsvariasjonene for ortofosfat og nitrat følger et velkjent forløp. I sommerhalvåret er konsentrasjonene av oppløste fosfor- og nitrogenforbindelser relativt lave, dels fordi fosfor- og nitrogenforbindelsene er bundet til planteplankton og dels fordi død plankton synker mot dypet og dermed "tapper" overflatelaget for disse stoffene. Samtidig er den vertikale blandingen oftest noe mindre enn vinterstid på grunn av større stabilitet i de øverste vannlag og svakere vind. I

dette tidsrommet lå svært ofte konsentrasjonene under deteksjongrensene (0,5 µg ortofosfat/l, 1 µg nitrat/l, 5 µg ammonium/l).

I vinterhalvåret er planteplanktonbestanden minimal, og med sterkere vertikal blanding av vannmassene blir næringssaltkonsentrasjonene i overflatelaget høyere enn sommerstid.

Flere av variablene varierte i takt, og dette er belyst i Tabell 4.1. Korrelasjonene er regnet ut på grunnlag av materialet for alle stasjonene. Samvariasjonen mellom ortofosfat og nitrat er slående (se Fig. 4.18), og gjelder såvel for sommerhalvår som vinterhalvår. Det er interessant å legge merke til at samvariasjonen mellom saltholdighet (ferskvannstilførselen til fjordområdet) og ortofosfat, nitrat og ammonium er svak, noe som bl.a. tyder på at avrenningen fra land ikke spiller så stor rolle for konsentrasjonene. Beregninger med bare de høyeste verdiene av nitrat, ammonium og ortofosfat gav samme resultat.

Tilstanden på stasjonene varierte også i takt, noe som fremgår av Tabell 4.2. En korrelasjonskoeffisient på 0,75-0,99 for siktedyp, temperatur, ortofosfat, nitrat og ammonium illustrerer det.

Gjennomsnittsverdier mv. for hver stasjon er vist i Tabell 4.3. Tabell 4.4 viser resultatene av en parvis t-test av forskjeller mellom stasjonene. Testen forutsetter samtidige målinger på de to stasjonene som testes, noe som medfører at dataseriene på enkelte stasjoner er blitt sløyfet. Vi understreker derfor at testen delvis baserer seg på et litt mindre datagrunnlag enn Tabell 4.3.

Tabell 4.1 Korrelasjon mellom parametre i overflaten.

	SIKT	TEMP.	SALT.	FOSFAT	NITRAT
TEMP.	-0.843				
SALT.	0.294	-0.227			
FOSFAT	0.818	-0.944	0.334		
NITRAT	0.804	-0.946	0.310	0.974	
AMMON.	0.220	-0.122	-0.299	0.142	0.082

Tabell 4.2 Korrelasjon mellom parametre på stasjon H2, Botnavika og stasjon H8, Rovdefjorden. Med unntak for saltholdighet (SALT) viser resultatene at tilstanden både nord og sør for Dragsundet varierte noenlunde i takt, d.v.s. liten innvirkning fra lokale forhold.

	SIKT	TEMP	SALT	FOSFAT	NITRAT	AMMON.
SIKT	0.755					
TEMP		0.966				
SALT			-0.035			
FOSFAT				0.935		
NITRAT					0.990	
AMMON.						0.834

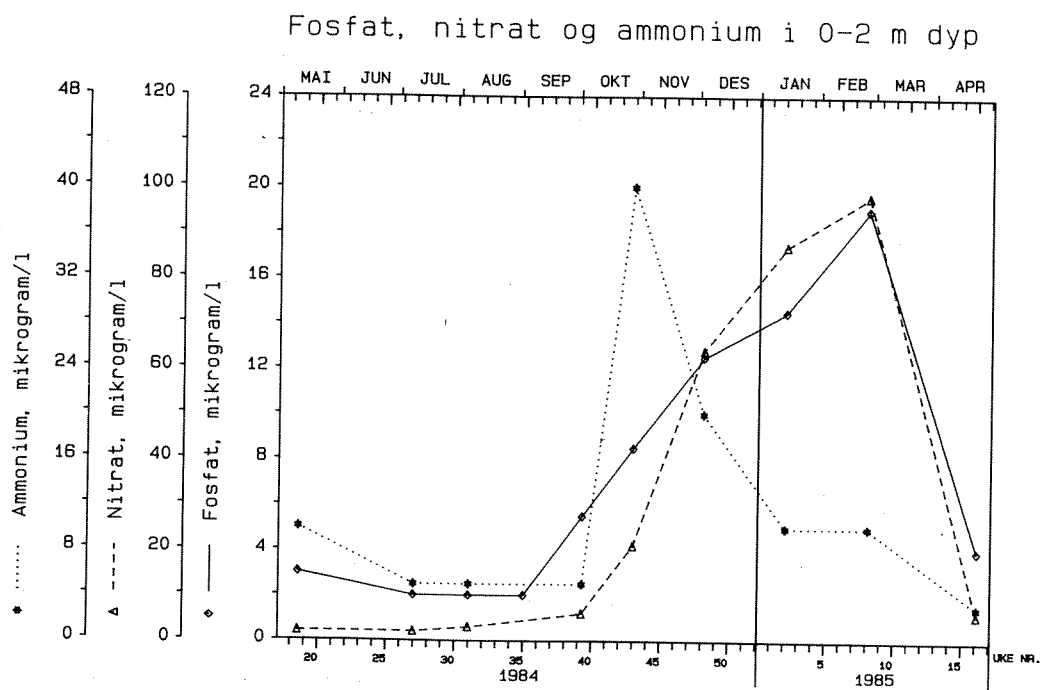


Fig. 4.12 St. H1, Dimna. Ortofosfat, nitrat og ammonium i 0-2 m dyp.

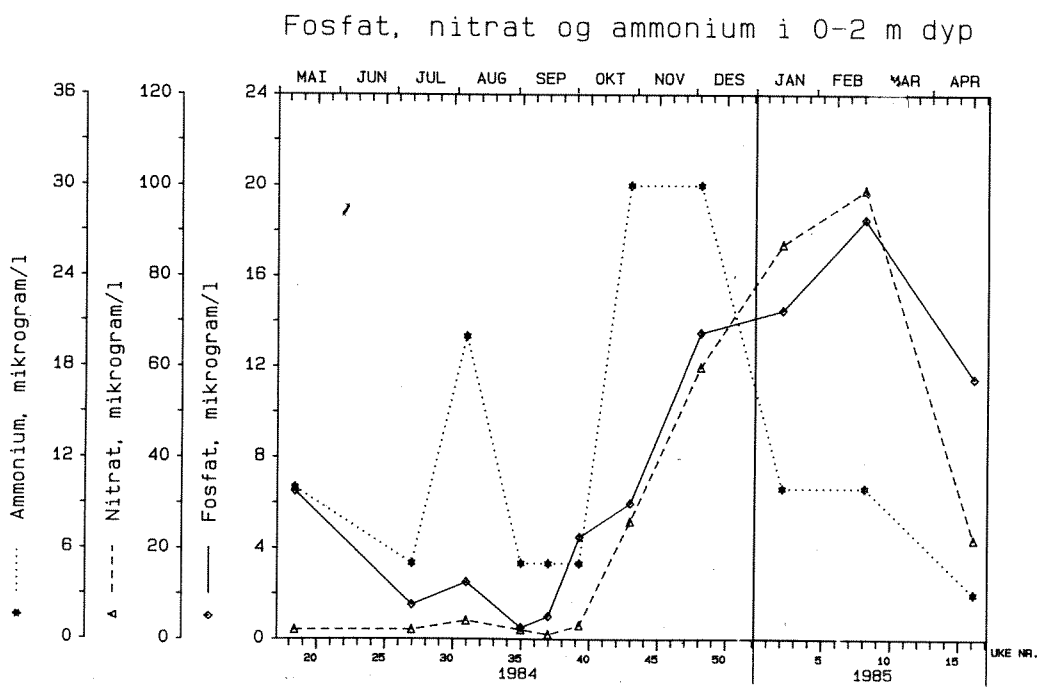


Fig. 4.13 St. H2, Botnavika. Ortofosfat, nitrat og ammonium i 0-2 m dyp.

Fosfat, nitrat og ammonium i 0-2 m dyp

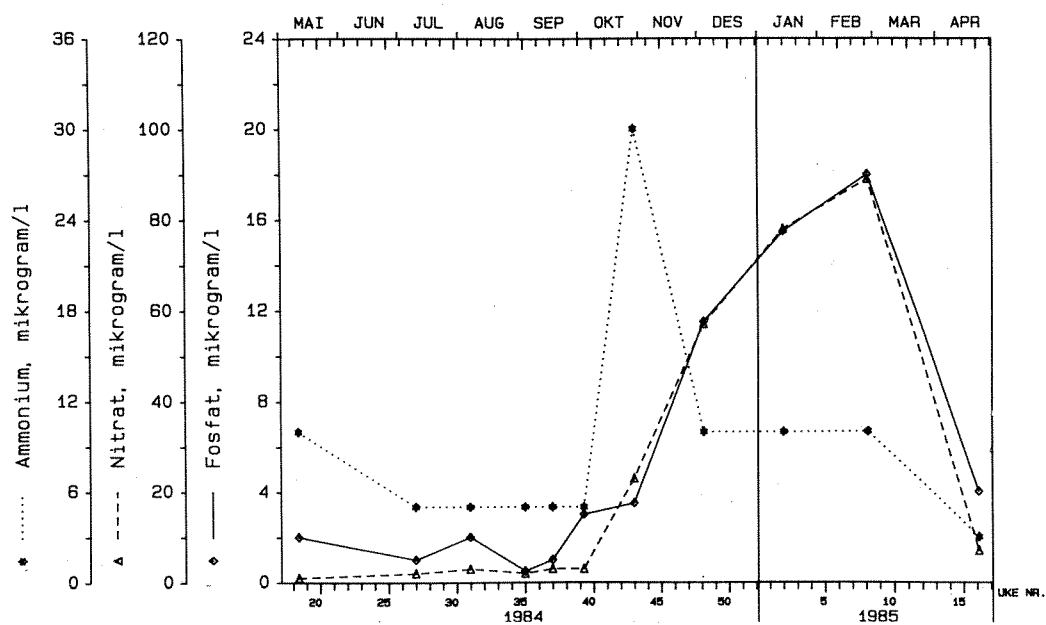


Fig. 4.14 St. H4, Haddalsvika. Ortofosfat, nitrat og ammonium i 0-2 m dyp.

Fosfat, nitrat og ammonium i 0-2 m dyp

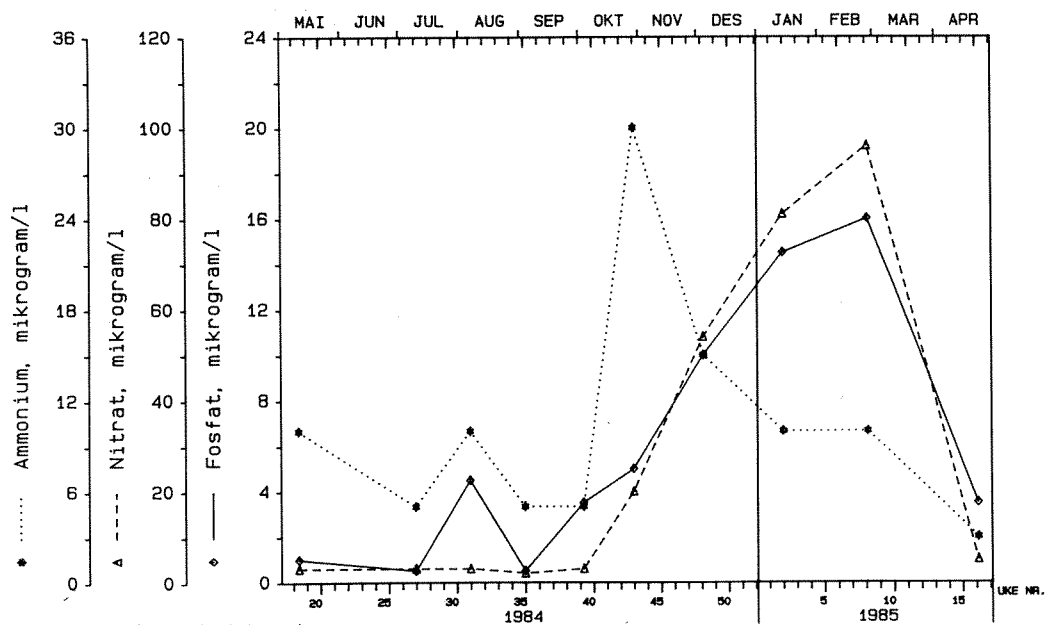


Fig. 4.15 St. H6, Leikong. Ortofosfat, nitrat og ammonium i 0-2 m dyp.

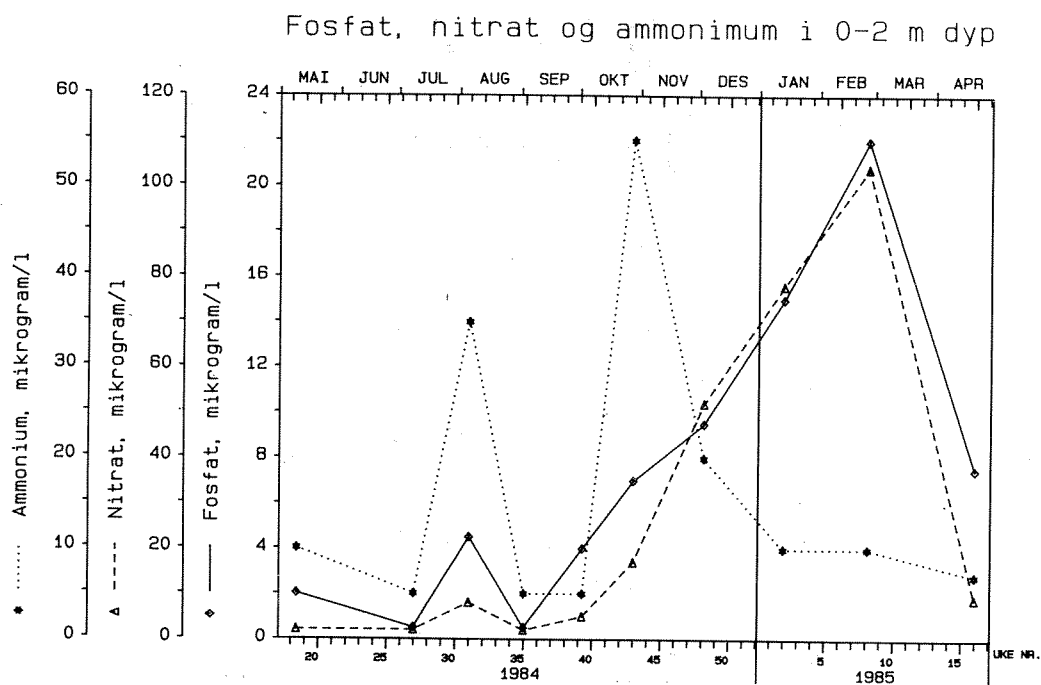


Fig. 4.16 St. H8, Rovdefjorden. Ortofosfat, nitrat og ammonium i 0-2 m dyp.

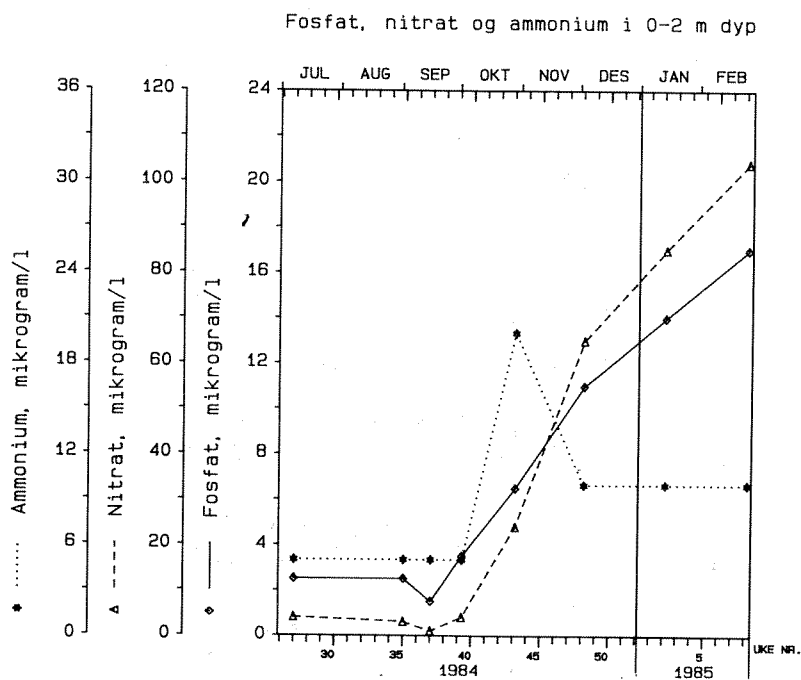
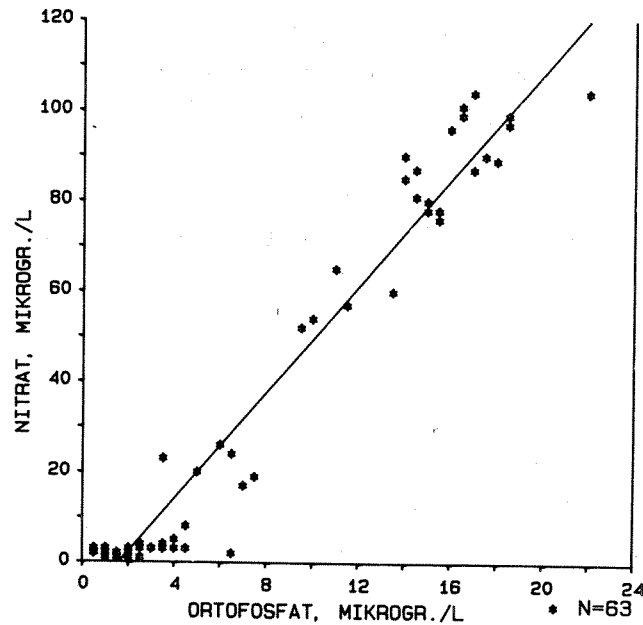


Fig. 4.17 St. H9, Sandvik. Ortofosfat, nitrat og ammonium i 0-2 m dyp.

Tabell 4.3 Oppsummering av målinger av siktedyp, ortofosfat, nitrat og ammonium.

Stasjon	Siktedyp (m)			Ortofosfat (ug/l)			Nitrat (ug/l)			Ammonium (ug/l)					
	Min.	Median	Maks.	Min.	Median	Maks.	Min.	Median	Maks.	Min.	Median	Maks.			
H1	5,5	11,0	19,0	2	4,8	7,3	19,0	2	6	32,1	98	3	10	12,0	40
H2	4,5	7,5	15,0	0,5	6,0	7,3	18,5	1	4	28,0	99	3	10	12,1	30
H3	5,0	7,5	20,0	1,0	5,0	9,1	18,5	3	20	42	97	3	5	6,6	10
H4	6,0	9,0	20,0	0,5	3,0	5,6	18,0	1	3	24,3	89	3	5	8,9	30
H5	7,0	11,0	20,0	0,5	4,3	7,3	17,5	2	4,5	29,8	90	3	7,5	7,2	10
H6	7,0	12,0	22,0	0,5	4,0	5,9	16,0	2	4,0	27,0	96	3	10	10,3	30
H7	7,0	13,0	22,0	3,0	9,0	9,4	16,5	3	42	46,5	99	3	7,5	7,0	10
H8	7,5	11,0	22,0	0,5	5,8	7,3	22,0	2	8,5	27,9	104	5	10	16,2	55
H9	6,0	10,8	22,0	1,5	5,0	7,3	17,0	1	14,0	36,3	104	5	7,5	8,8	20
H10	6,5	9,3	20,0	2,5	7,5	8,7	16,5	1	19,0	42,8	101	5	10	14,0	40

Data fra 0-2 m dyp



$$Y = 5.89 X - 9.47 \quad R = 0.97 \quad P \leq 0.001 \quad SD = 0.61$$

Fig. 4.18 Plott av nitrat mot ortofosfat. Korrelasjonskoeffisienten 0,97 viser sterk samvariasjon.

Det er ikke påvist sikre forskjeller mellom st. H2 og st. H1 (referansestasjoner).

På Sandvika (st. H9) var gjennomgående siktedypet litt bedre og fosforkonsentrasjonene litt høyere enn på st. H1.

På Botnavika (st. H2) var siktedypet gjennomgående mindre og fosfor- og nitrogenkonsentrasjonene høyere enn for Haddalsvika (st. H4).

Sammenlignet med st. H8, Rovdefjorden, var gjennomgående siktedypet på st. H4 og H6 noe dårligere og konsentrasjonene av ortofosfat og ammonium lavere.

Forøvrig kan en legge merke til at siktedypet på st. H8 gjennomgående var bedre enn på st. H1.

Tabell 4.4 Stasjonene sammenlignet med en parvis t-test. Tallene viser den prosentvise sannsynligheten for at det ikke er forskjell mellom stasjonene. *

<u>Stasjoner</u>	<u>Antall</u>	<u>Siktedyp</u>	<u>Ortofosfat</u>	<u>Nitrat</u>	<u>Ammonium</u>
H2 mot H1	10-11	32	50	39	50
H9 " "	8-9	→ 6	→ 6	34	20
H2 " H4	11-17	← 2	→ 5	→ 5	17
H4 " H8	10-11	13	11	46	← 9
H6 " "	10-11	20	← 7	46	← 10
H8 H1	9-11	→ 1	94	53	16

* Pil som peker til høyre viser at den stasjonen som står først i venstre kolonne har de høyeste verdiene. Pil mot venstre viser at første stasjon har de laveste verdiene.

Fosfor og nitrogen som vekstbegrensende faktorer

Som en gjennomsnittsregel regner man at vektforholdet mellom nitrogen og fosfor i marint planteplankton er i nærheten av 7:1, og at planteplanktonet i gjennomsnitt opptar stoffene i samme forhold. Markerte avvik fra forholdet 7:1 samtidig med lave konsentrasjoner kan tyde på at et av stoffene er i underskudd i vannmassen og dermed kan begrense primærproduksjonen. Tabell 4.5 viser beregninger for sommerhalvåret.

Tabell 4.5 Forholdet mellom nitrat + ammonium og ortofosfat på stasjonene i sommerhalvåret.

Stasjon	Antall målinger	Minimum	Maksimum	Median	Arit. middel
H1	4	2,3	4	3,7	3,4
H2	6	1,8	14	5,3	6,4
H4	6	2,5	14	6,3	6,8
H6	5	2,3	16	13	9,6
H8	5	2,1	14	19,5	9,1

Resultatet av beregningene er ikke entydig. I flere situasjoner var to eller alle tre variablene under deteksjonsgrensen, noe som gir svært usikkert N/P-forhold. Flere av de høye verdiene fremkom slik. Ved de 10 målingene da enten N- eller P-verdiene var over deteksjonsgrensen, var åtte forholdstall under fire, dvs. mulig nitrogenbegrensning. I lys av alle usikre verdier må imidlertid konklusjonen bli at både fosfor og nitrogen synes å kunne opptre som begrensende faktor for primærproduksjonen i sommerhalvåret.

4.2 Dypvannet

Som grunnlag for å vurdere vannutskiftningen og oksygenforhold i dypvannet, bruker vi målinger av temperatur, saltholdighet og oksygen. I vurderingen av oksygenforholdene benyttes følgende generelle skala, basert på FAO (1969) og Kirkerud og medarb. (1984):

Kritiske forhold : 0 - 2 ml O₂/l
 Dårlige forhold : 2 - 3,5 " "
 Tilfredsstillende : > 3,5 " "

Vi vil innledningsvis understreke to forhold:

- * I tråd med målsettingen for denne delen av undersøkelsen er stasjonene lagt til de stedene hvor oksygenproblem i dypvannet kunne tenkes å oppstå. Hensikten er å få opplysninger om varigheten av slike problemer og hvor høyt opp i vannmassen de strekker seg.

- * Oksygenproblem vil oppstå når oksygenforbruket ved nedbrytning av organisk materiale over lengre tid er større enn oksygentilførselen gjennom vannutskiftningen. Belastningen av organisk materiale kan inndeles i en bakgrunnsbelastning og en del som skyldes sivilisatorisk virksomhet. Ved svært liten vannutskiftning kan bakgrunnsbelastningen alene være tilstrekkelig for å skape oksygenproblem.

Vi skal i det følgende omtale bassengene fra nord og sørover.

Borgarøya, st. H10

Terskeldypet er ca. 15 m og bunndypet ca. 65 m. Resultatene av oksygenmålingene er vist i Fig. 4.19. Vi kjenner ikke tidspunktet for den dypvannutskiftningen som må ha funnet sted våren 1984, men resultatene fra de indre bassengene tyder på at den foregikk i april.

Deretter var det en mindre dypvannsfornyelse i september-oktober, og siden overveiende stagnasjon inntil vannutskiftningen for alvor økte i tidsrommet mars-juni.

Målingene tyder dermed på at vannmassen nær bunnen (60 m dyp) helt fornyes gjennom et tidsrom på 10-14 måneder, mens vannmassen i 40-50 m dyp fornyes over 2-6 måneder. I 20-40 m dyp var oppholdstiden fra 2-3 uker opp mot 2-3 måneder.

Resultatene viser at dårlige til kritiske oksygenforhold opptrådte i tidsrommet desember-april fra bunnen og på det meste opp mot 35-40 m dyp.

I tidsrommene 9.7. - 17.9.84 ble oksygenkonsentrasjonene i 60 m dyp redusert fra 5,7 ml/l til 4,4 ml/l, dvs. en gjennomsnittlig reduksjon på 0,019 ml/l pr. døgn. For tidsrommet 30.10.84 - 28.1.85 var reduksjonen 0,026 ml O/l pr. døgn. Dette illustrerer at under de nåværende forhold vil man etter en vanlig stagnasjonsperiode på 5-6 måneder ha dårlige til kritiske oksygenforhold nær bunnen.

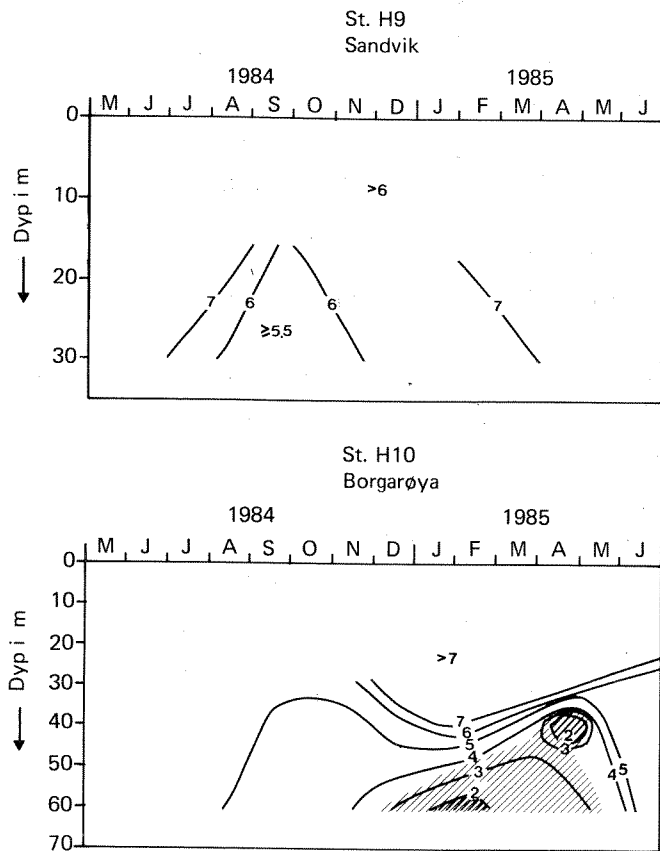


Fig. 4.19 Oksygenforhold på st. H9-H10. Lys skravur og mørk skravur angir henholdsvis dårlige og kritiske oksygenforhold.

Sandvika, st. H9

Største dyp er 35 m og terskeldypet mot nordøst er ca. 15 m. Resultatet av oksygenmålingene er vist i Fig. 4.19. Datamaterialet viser en full utskiftning mellom hvert av hovedtoktene og delvis også mellom hovedtoktene og salinotermmålingene. Dypvannets oppholdstid synes dermed å være 3-6 uker. Oksygenforholdene i dypvannet var gode, uten tegn til problemer.

Botnavika, st. H2

Største dyp er ca. 75 m og terskeldypet mot vest er 15 m. Fig. 4.20 viser at dypvannet under ca. 60 m dyp var overveiende stagnant fra april 1984 til mai-juni 1985, dvs. over 13-14 måneder. Dette stemmer med resultatene for temperatur og saltholdighet.

Tilsvarende vurdering for vannmassen i 50-60 m dyp tyder på 8-12 måneders oppholdstid, og 7-10 måneder for 30-50 m dyp.

Fra september 1984 og fram til mai 1985 var det dårlige til kritiske oksygenforhold i dypvannet. På det meste omfattet dette hele vannmassen under 40 m dyp.

Oksygenforbruket i tidsrommene 3.9 - 29.10.84 og 29.10.84 - 28.1.85 for 60 m dyp var henholdsvis 0,027 ml/l pr. døgn og 0,009 ml/l pr. døgn. Dette synes dermed å være av noenlunde samme størrelse som ved Borgarøya - eller litt mindre. Dypvannsutskiftningen var imidlertid mindre, og oksygenforholdene følgelig dårligere.

Garnes, st. H3

Største dyp er ca. 85 m og terskeldypet mot nord er ca. 35 m.

Som Fig. 4.20 illustrerer, var det relativt liten dypvannsutskiftning under ca. 45-50 m dyp i hele måleperioden. For 60-80 m dyp kan man ikke med sikkerhet påvise noen fornyelse av betydning etter at undersøkelsen begynte. Stagnasjonsperioden varte dermed sannsynligvis i omkring to år.

Oksygenforbruket i 80 m for tidsrommene 10.5 - 3.9.84 og 3.9.84 - 28.1.85, var henholdsvis 0,020 ml/l pr. døgn og 0,014 ml/l pr. døgn. Dette illustrerer at med stagnasjonsperioder på 12-24 måneder vil det alltid opptre kritiske oksygenforhold i dypvannet her, sannsynligvis med utvikling av hydrogensulfid etter 10-15 måneder (avhengig av startkonsentrasjonen).

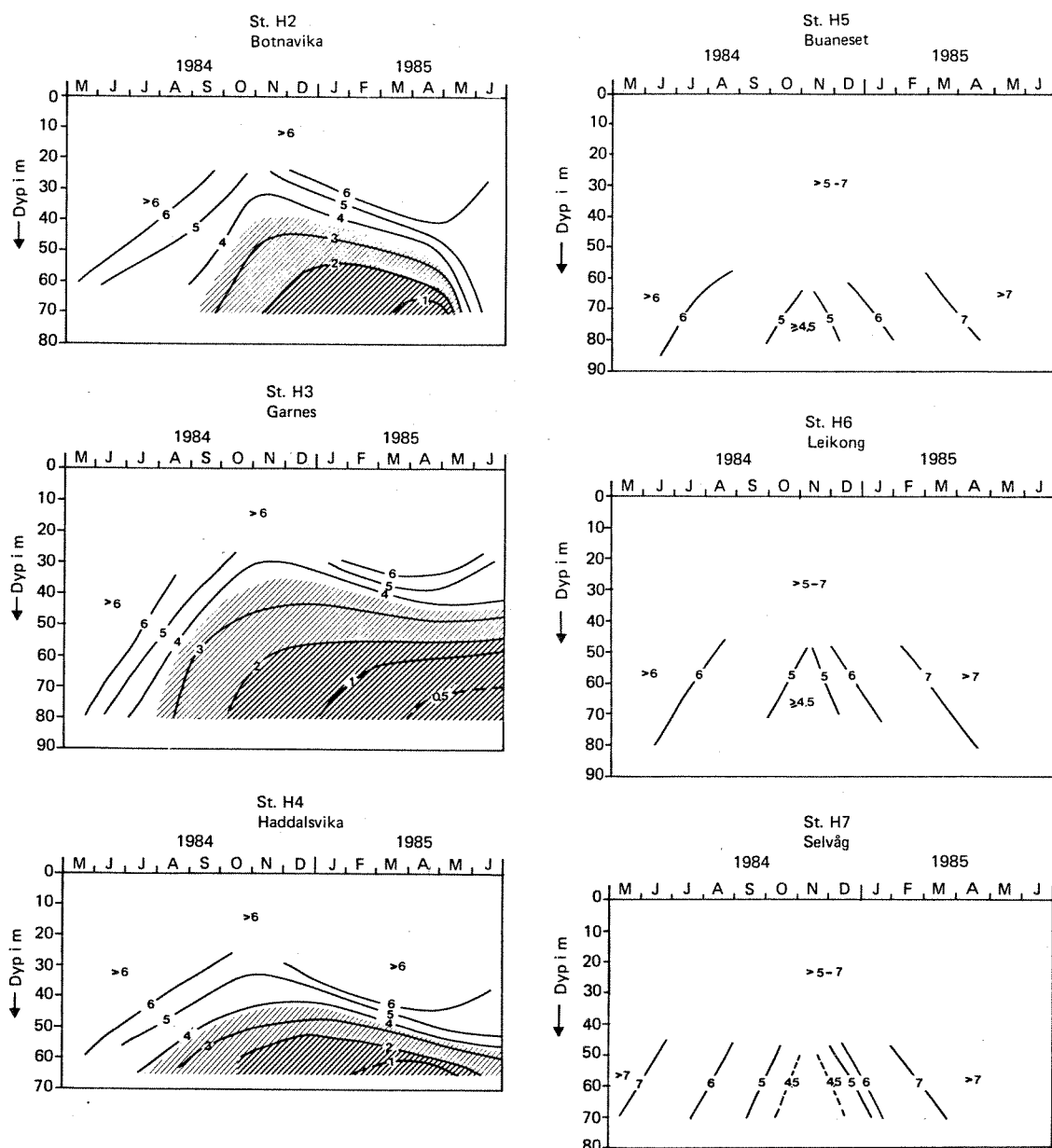


Fig. 4.20 Oksygenforhold på st. H2-H7. Lys skravur og mørk skravur angir henholdsvis dårlige og kritiske oksygenforhold.

Haddalsvika, st. H4

Største dyp er ca. 70 m og terskeldypet mot sør er ca. 25 m.

I dette bassenget var dypvannsutskiftningen svært liten fram til november. Mellom de etterfølgende to prøveserier har det vært mindre fornyelser under 60 m dyp. Fra 23.4 til 24.6.85 har det vært en relativ stor utskiftning helt ned til bunnen. Det er vanskelig å vurdere oppholdstiden for vannmassen på 60-70 m dyp på dette grunnlaget. For mai 1984 til juni 1985 ble 30-50 % av dypvannet i dette dypet utskiftet, og i fravær av større utskiftninger resten av året antyder dette en oppholdstid varierende mellom 12 og 20 måneder. En så lang oppholdstid skulle imidlertid medføre vesentlig dårligere oksygenforhold enn i Botnavika, noe som ikke stemmer med resultatene fra de biologiske undersøkelsene (se kap. 5.4). Forklaringen er dermed sannsynligvis at dypvannsutskiftningen i Haddalsvika finner sted litt senere enn i Botnavika - og dermed at dypvannsutskiftningen i Haddalsvika kan ha fortsatt etter junitoktet i 1985. Resultatene fra 40-60 m dyp tyder på oppholdstider på 6-8 måneder.

Som det fremgår av Fig. 4.20, ble oksygenforholdene dårlige nærmest bunnen i august, en tilstand som etter hvert omfattet hele vannmassen under ca. 45 m dyp. Laveste verdi var 0,74 ml/l (21,5 % metning) i 60m dyp 23.4.85.

I tidsrommet 3.9 - 29.10.84 var gjennomsnittlig oksygenforbruk 0,019 ml/l pr. døgn. Dette er nær samme verdier som for Borgarøya (H10) og Garnes (H3), men mindre enn på Botnavika (H2).

Generelt betyr dette at selv etter en stor dypvannsfornyelse vil dårlige eller kritiske oksygenforhold inntreffe nær bunnen etter 4-5 måneder. I praksis vil det si hver høst.

Buaneset, st. H5

Største dyp er ca. 95 m og terskeldypet mot sør er ca. 50 m.

Fig. 4.20 viser oksygenregistreringene. Lavest målte verdi var 4,55 ml/l (66 % metning) i 80 m dyp 29.10.84. I stagnasjonsperioden 3.9 - 29.10.84 var gjennomsnittlig oksygenforbruk i 80 m dyp 0,018 ml/l, dvs. som Haddalsvika. Dataene viser imidlertid at vannutskiftningen var vesentlig bedre, med 2-4 måneder som lengste stagnasjonsperiode.

Leikong, st. H6

Største dyp er ca. 90 m og terskeldypet mot øst er ca. 35 m.

Fig. 4.20 viser oksygenregistreringene. Oksygenkonsentrasjoner var i utgangspunktet litt høyere enn på st. H5, mens minimumkonsentrasjonen 4,56 ml/l (66 % metning) i 70 m dyp 29.10.84, og oksygenforbruket 3.9-29.10.84 var det samme som for st. H5.

Vi gjør oppmerksom på at oksygenkonsentrasjonen mellom 70 m dyp og bunnen den 29.10.84 og også fram til utskiftningen som fant sted før neste prøveserie 28.1.85, sannsynligvis var markert lavere enn 4,5 ml/l. Data om dette finnes ikke, men tar vi "hardt i" og regner 6 måneder stagnasjon etter 9.7. med midlere oksygenforbruk på 0,02 ml/l pr. døgn, får vi en nedgang fra 5,7 ml/l til 2,1 ml/l. Regnestykket tyder således på at dårlige oksygenforhold kan inntreffe, men forholdene blir neppe kritiske.

Selvåg, st. H7

Største dyp er 82 m og terskeldypet mot Rovdefjorden er ca. 10-15 m. Oksygenforholdene er fremstilt i Fig. 4.20.

Laveste oksygenkonsentrasjon var 4,25 ml/l (62 % metning) i 70 m dyp 29.10.85, dvs. tilfredsstillende forhold under alle måleserier. Her skal vi imidlertid merke oss at målingene av temperatur og saltholdighet 4.12 tydet på fortsatt stagnasjon, dvs. avtakende oksygenkonsentrasjon. Vi skal nå anslå hvor lav oksygenkonsentrasjonen nær bunnen ble for dypvannutskiftningen som fant sted i tidsrommet 4.12.84 - 28.1.85.

Som i bassengene tyder datamaterialet på stagnasjon i tidsrommet 9. juli - 29. oktober

Oksygenforbruket i 70 m dyp for dette tidsrommet blir:

9.7 - 3.9	(56 døgn)	:	0,012 ml/l pr. døgn
3.9 - 29.10	(56 døgn)	:	0,023 " " "

Fra 29.10 til 4.12 er det 36 døgn. Vi kjenner verken tidspunktet for begynnelsen av dypvannsfornyelsen eller gjennomsnittlig oksygenforbruk for tidsrommet eller 29.10, men regner vi 40 døgn med et midlere oksygenforbruk på 0,015 ml/l pr. døgn for dette tidsrommet, gir det en nedgang på 0,6 ml/l. Det tilsvarer en konsentrasjon på 3,6 ml/l.

Oppsummering av oksygenforhold

I teksten foran er beskrevet hvor oksygenproblemene er registrert og hvilke vannmasser de omfatter. I fig. 4.21 er illustrert hvilke arealer som dette angår.

Beregningene av oksygenforbruket i de enkelte bassengene er oppsummert i Tabell 4.6. Det høyeste oksygenforbruket ble registrert i dypvannet i Botnavika og ved Borgarøya. Hovedinntrykket er imidlertid at det er små forskjeller i oksygenforbruk mellom bassengene. Av dette følger at det primært er forskjeller i oksygentilførselen (dypvannsutskiftningen) som skiller bassengene, og der kommer bassengene nær Dragsundet dårligst ut.

Tabell 4.6 Gjennomsnittlig oksygenforbruk i dypvannet i bassengene (ml/l pr. døgn).

Stasjon	Dyp m	Oksygenforbruk		Oksygenforbruk	
		Tidsrom	Forbruk	Tidsrom	Forbruk
H2	60	3.9-29.10.84	0,027	29.10.84-28.1.85	0,009
H3	80	10.5-3.9. "	0,020	3.9.84-28.1. "	0,014
H4	60	3.9-29.10. "	0,019		
H5	80	3.9-29.10. "	0,018		
H6	80	3.9-29.10. "	0,018		
H7	70	9.7-3.9. "	0,012	3.9-29.10.84	0,023
H10	60	9.7-17.9. "	0,019	30.10.84-28.1.85	0,026

Ved en undersøkelse som er begrenset til en årssyklus, kan man alltid reise spørsmål om måleperioden var representativ for den "vanlige" tilstanden i området.

Vi vurderer det slik at undersøkelsen har gitt en rimelig god beskrivelse av oksygenforbruket i de forskjellige bassengene. Når det gjelder dypvannsutskiftningen er det svært sannsynlig at de indre bassengene (Botnavika, Garnesvika, og Haddalsvika) enkelte år vil ha langt mindre vârutskiftninger enn i 1984. For Garnesvika tyder resultatene på at det kan gå to år mellom utskiftningene. For Botnavika og Haddalsvika bør man regne med at dypvannet i dårligste fall etter en dypvannsutskiftning bare inneholder halvparten så mye oksygen som tilfellet var våren 1984. På den annen side vil sannsynligvis dypvannsutskiftningen utover høsten og vinteren i de tilfellene være større enn i 1984.

Bassengene som ligger mer mot ytterkantene av området (Selvåg, Leikong, Buanes, Dimna, Borgarøya, Sandvika) må antas å ha omfattende dypvannsfornyelser hvert år - og undersøkelsen bør være representativ.

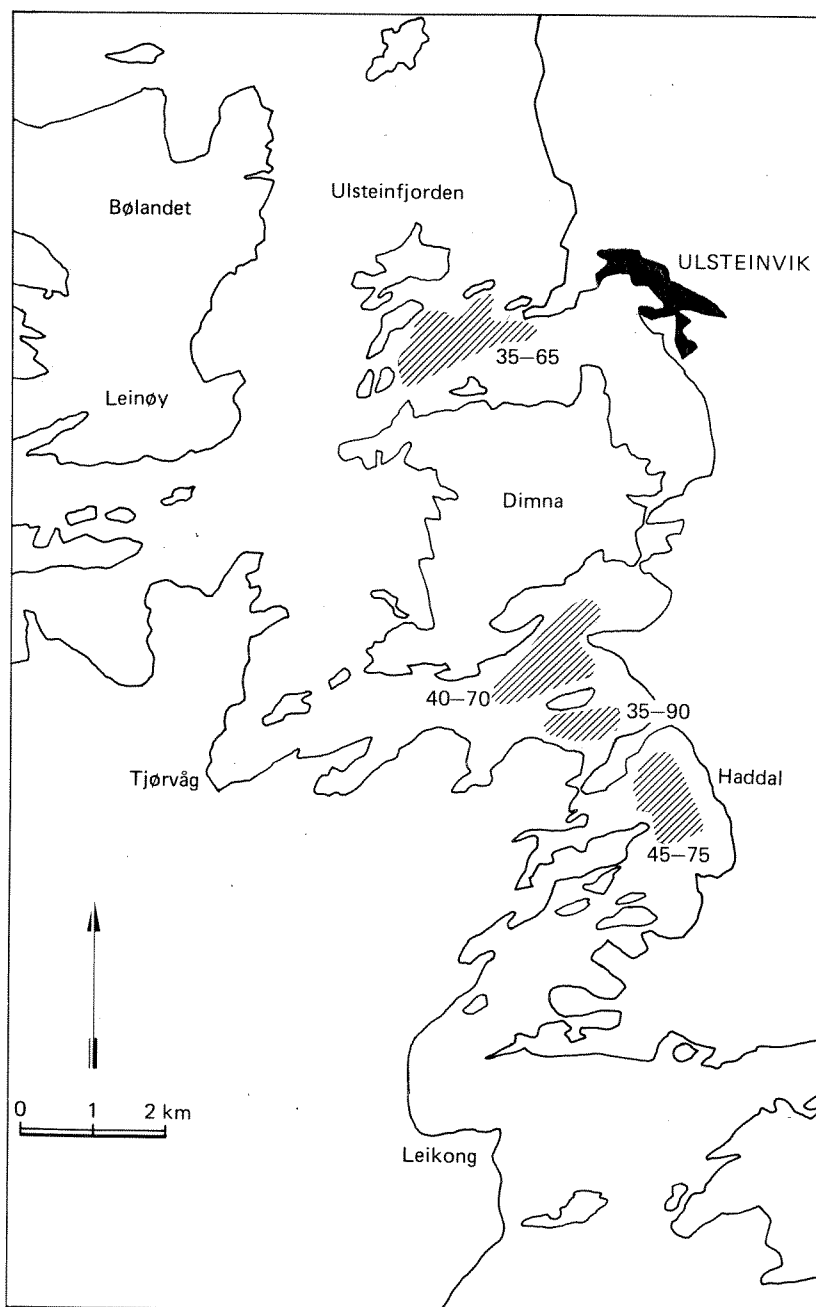


Fig. 4.21 I figuren er antydnet med skravur de områdene hvor dårlige eller kritiske oksygenforhold ble registrert. Tallene angir hvilke dyp det gjelder.

5 DYRELIVET PÅ BLØTBUNN I FJORDSYSTEMETS DYPBASSENGER

5.1 Stasjonsbeskrivelse arts- og individtall

Stasjon B1 Selvågdjupet

Dyp 88 - 90 meter

Stasjonen var den sydligste i denne undersøkelsen og har forbindelse over grunne terskler til Vartdalsfjord i øst og Rovdefjord i sør. Bunn sedimentet besto av relativt løst mudder og fin sand i blanding, og uten antydning til lukt av hydrogensulfid (H_2S).

Gjennomsnittlig antall arter registrert pr. grabbprøve var 21 (Tabell 5.2). Samlet antall arter funnet i de tre analyserte grabbprøvene var 36, som var det høyeste artsantall på en enkelt stasjon (Tabell 5.1). Av disse artene hørte 14 til gruppen børstemark, 8 til bløtdyrene (vesentlig muslinger), 5 til krepsdyrene og 3 til pigghudene (Tabell 5.1). Det relative innslag av børstemark-arter (39%) var mindre enn på noen av de øvrige stasjonene (43-89%).

Gjennomsnittlig total individtetthet var 1363 ind./m^2 (Tabell 5.2). De tallmessig dominerende artene var muslingen Thyasira sarsi og børstemarken Paramphinome jeffreysii. disse utgjorde til sammen 52% av alle individene funnet.

Stasjon B2 Leikongbukta

Dyp 43 meter.

Stasjonen var plassert midt i et flatt område på 40-45 meters dyp. Bunnen besto av relativt løst mudder, men en av prøvene (ikke plukket ut for analyse) var mer sandaktig. I de fleste prøvene kunne man kjenne en svak lukt av hydrogensulfid.

Totalt antall arter registrert var 30, hvorav 16 arter børstemark, 5 arter bløtdyr og 3 arter hver av krepsdyr og pigghuder (Tabell 5.1). Gjennomsnittlig antall arter pr grabbprøve var 17.

Gjennomsnittlig antall individer var 2533 ind./m² som var høyeste tetthet registrert på noen stasjon. Tettheten skyldtes i det vesentlige en liten børstemark Heteromastus filiformis som utgjorde 79% av alle individene, og som dekket bunnen nesten som et teppe. Den eneste andre art av særlig tetthet var muslingen Thyasira sarsi (6% av alle individer).

Tabell 5.1 Fordeling av artene på hovedgrupper av dyr (prosentvis fordeling i parentes).

Stasjonsnr.	Totalt artsantall	Antall arter funnet av			
		Børstemark	Bløtdyr	Krepsdyr	Pigghuder
B1	36	14 (39)	8 (22)	5 (14)	3 (8)
B2	30	16 (53)	5 (17)	3 (10)	3 (10)
B3	13	7 (54)	3 (23)	1 (8)	1 (8)
B4	21	14 (67)	3 (14)	2 (10)	1 (5)
B5	5	3 (60)	0 (0)	2 (40)	0 (0)
B6	7	3 (43)	0 (0)	3 (43)	0 (0)
B7	26	16 (62)	6 (23)	1 (4)	3 (12)
B8	17	13 (76)	3 (18)	0 (0)	1 (6)
B9	23	13 (57)	4 (17)	0 (0)	1 (4)
B10	21	16 (76)	3 (14)	0 (0)	2 (10)
B11	9	8 (89)	1 (11)	0 (0)	0 (0)
B12	12	7 (58)	5 (42)	0 (0)	0 (0)
B13	16	8 (50)	3 (19)	1 (6)	1 (6)

Stasjon B3 Buanes

Dyp 90 meter

Stasjonen lå i et lite dypbasseng NØ av Leikongbukta, midt mellom Buanes og Skarvehamrane. Bunn sedimentet var fint mudder, uten tegn til hydrogensulfid.

Antall arter totalt registrert var 13, som er lavere enn på stasjonene lenger sør, men tallet tilsvarer gjennomsnittlig antall arter funnet pr grabbhugg for hele undersøkelsen sett under ett: 13.3 arter. Av disse artene utgjorde børstemarkene 54% og muslingene 23% (Tabell 5.1).

Individtettheten var 1030 ind./m². Av disse utgjorde børstemarken Heteromastus filiformis 67%. En annen børstemark Paramphinome jeffreysi og muslingen Thyasira sarsi hadde henholdsvis 11 og 6% av alle individene.

Stasjon B4 Haddalsvik

Dyp 68 meter

Stasjonen var plassert 500 meter øst for Hestholmen fyrlykt, i et relativt flatt basseng på 50-70 meters dyp. Sedimentet besto av løst mudder og prøvene luktet svakt av hydrogensulfid.

Antall arter registrert var 21, med et gjennomsnitt på 13 pr grabbprøve. Av disse utgjorde børstemarkene 67% og bløtdyrene 14% (Tabell 5.1).

Individtettheten var i gjennomsnitt 1946 ind./m², og som på stasjon B2 var børstemarken Heteromastus filiformis sterkt dominerende med 74% av alle individer. Muslingen Thyasira sarsi og børstemarken Paramphinome jeffreysii hadde henholdsvis 12 og 5% av individene.

Stasjon B5 Garnesvik

Dyp 86 meter

Stasjonen var plassert i et lite dypbasseng ca 100 meter nord for terskelen mot Dragsundet. Sedimentet i området besto av mudder, men med sterkt innslag av lauvverk, kvist, etc. fra land. Prøvene luktet svakt, men tydelig av hydrogensulfid.

Totalt ble det registrert 5 arter bunndyr som var det laveste på noen stasjon. Av disse var det 3 arter børstemark og 2 arter krepsdyr. Det ene av krepsdyrene var en lyskreps som ikke kan regnes som typisk bunnfauna. Gjennomsnittlig antall arter pr grabbhugg var 3.

Individtettheten var også meget lav: gjennomsnittlig 65 ind./m², omtrent jevnt fordelt mellom krepsdyret Diastylis lucifera (38%) og børstemarken Heteromastus filiformis (31%).

Stasjon B6 Kvalnes

Dyp 50 meter

Stasjonen lå også i Garnesvik, ca. 400 meter NNV for Vedøya, utenfor mun-ningen til Botnavika. Innsamling ble foretatt her for å se om faunaen var like fattig på grunnere vann i Garnesvika som på stasjon B5. Sedimentet besto av mudder med klar lukt av hydrogensulfid, men med mindre kvist o.l. fra land enn på stasjon B4.

Totalt antall arter funnet var 7 (kun en prøve analysert), hvorav 3 arter børstemark og 3 arter krepsdyr. Individtettheten var høyere enn på Stasjon B5 : 320 ind./m². Børstemarken Heteromastus filiformis utgjorde 50% av disse, Diastylis lucifera bare 9%.

Stasjon B7 Tjørnvåg

Dyp 43-45 meter

Stasjonen lå i et lite basseng midt i Tjørnvågen. Sedimentet varierte fra mudderblandet sand med noe stein til rent mudder, uten lukt av hydrogensulfid.

Totalt antall arter registrert var 26, med gjennomsnittlig 16 pr. grabb-prøve. Av disse utgjorde børstemarkene 62%, bløtdyrene 23% (Tabell 5.1).

Individtettheten var lav: 285 ind./m². Av dette utgjorde mest vanlige art, slangestjernen Amphiura chiajei, 18%, og en relativt stor børstemark Streblosoma bairdii 9%.

Stasjon B9 Dimnavik

Dyp 88 meter

Stasjonen lå midt i den dypeste del av Dimnavika. Sedimentet besto av løst mudder og med hyppig forekomst av store, til dels tomme, rør av børstemark. Sedimentet luktet ikke H_2S .

Totalantall arter registrert var 17, med gjennomsnittlig 9 arter pr grabb-prøve. Av disse utgjorde børstemarkene 76% og bløtdyrene 18% (Tabell 5.1)

Gjennomsnittlig individtetthet var lav: 230 ind./m². Den mest vanlige art var en stor børstemark Maldane sarsi som representerte 32% av individene. Heteromastus filiformis utgjorde tilsvarende 13%.

Stasjon B9 Stokksund

Dyp 72 meter

Stasjonen var plassert i et lite basseng på sydsiden av Stokksund ca. 700 meter rett øst for Nautøya. Bunn sedimentet besto av mudderblandet skjellsand med en del større skjell. Sedimentet luktet ikke av hydrogensulfid.

Det er bare analysert en grabbprøve fra stasjonen, men antallet arter registrert her var 23, som er det høyeste pr grabbprøve på noen av stasjonene. Av disse utgjorde børstemarkene 57% og bløtdyrene 17%.

Individtettheten var 570 ind./m², og muslingen Thyasira sarsi utgjorde 51% av disse. Nest vanligste art, en stor børstemark Terebellides stroemi, utgjorde bare 7%, dvs 40 ind./m². De øvrige artene hadde lav tetthet (1-20 ind./m²).

Stasjon B10 Steinsfjord

Dyp 81 meter

Stasjonen var plassert sør for Torvikholmen lykt, midt mellom Storevikneset og Kalvøy. Bunn sedimentet besto av mudderblandet sand med mye småstein, grus og skjellrester, uten lukt av hydrogensulfid.

Antallet arter var ganske høyt, 23 arter registrert i en grabbprøve. Av disse utgjorde børstemarkene 76%, bløtdyrene 14% og pigghudene 10%.

Individtettheten var 390 ind./m², Mest vanlige arter var børstemarkene Terebellides stroemi og Onuphis conchilega begge med 18% av individene.

Stasjon B11 Borgarøy

Dyp 78 meter

Stasjonen lå midt i et lite basseng ca 500 meter rett øst for Borgarøy utenfor Ulsteinvik. Bunn sedimentet besto av løst mudder med mye døde skjell og tomme rør. Mudderet luktet svakt, men tydelig av hydrogensulfid.

Her ble det bare tatt ett grabbhugg og antallet arter registrert var 9. Av disse var det 8 arter børstemark og en musling.

Individtettheten var 360 ind./m², og Heteromastus filiformis utgjorde 67% av disse. De øvrige artene forekom i lav tetthet (under 20 ind./m²).

Stasjon B12 Ulsteinfjord

Dyp 90-114 meter

Stasjonen var plassert i et basseng SØ for Vattøy i fjordens nordlige del. Bunnen besto av mudder med mye skallrester. En av prøvene, tatt ca. 400 meter lenger sør enn de øvrige, hadde svak lukt av hydrogensulfid. De øvrige luktet ikke hydrogensulfid.

Antall arter registrert totalt var 12, men gjennomsnittlig antall arter pr prøve var så lavt som 5. Av alle artene funnet var det 7 arter børstemark, de øvrige var bløtdyr. Verken krepsdyr eller pigghuder ble funnet (Tabell 5.1).

Individtettheten var også lav: 120 ind./m². Muslingen Thyasira sarsi utgjorde 56% og børstemarken Pectinaria koreni 11% av disse.

Stasjon B13 Bymannen

Dyp 76 meter

Stasjonen ligger NØ for Tjørnvågen i et lite dypbasseng rett syd for Bymannen fyrlykt. Bunnen besto av mudderblandet sand med skallrester, og hadde ingen lukt av hydrogensulfid.

Antall arter registrert var 16 (en prøve analysert), herav 8 arter børstemark, 3 arter muslinger, en krepsdyr-art og en slangestjerne.

Individtettheten var 280 ind./m². Slangestjernen Amphiura chiajei og muslingen Parvicardium scabrum var hyppigst forekommende og representerte henholdsvis 18 og 14% av individene.

5.2 Samfunnskarakteristikk

Diversitet

Diversitet er et mål for mangfoldet i et dyresamfunn. Høy diversitet har man i samfunn med stort antall individer spredt over et stort antall arter. Høy diversitet henger bl.a. sammen med gunstige miljøforhold og ikke for stor tilgang på næring. Næringsbelastning kan føre til at opportunistiske arter øker i tetthet og blir dominerende. Fysiske stressfaktorer og miljøgifter kan ha en lignende virkning, eller føre til nedgang både i antall arter og tetthet. Begge endringer gir normalt nedsatt diversitet.

To anerkjente måter å beregne samfunnenes diversitet på er benyttet. Den ene er diversitet beregnet som en kurve etter metode av Hurlbert (1971):

$$E(S_n) = \sum_i \left[1 - \frac{\binom{N - N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right]$$

N_i = individtall av i -te art

N = det samlede individtall i prøven(-e)

n = det samlede individtall i en delprøve n/N så stor som hovedprøven

$E(S_n)$ = forventet antall arter i en delprøve på n individer fra en hovedprøve som inneholder N individer, S arter og N_i individer av i -te art.

$E(S_n)$ kan beregnes for alle prøvestørrelser hvor $n < N$. Dersom $E(S_n)$ plottes som funksjon av n vil det fremstå en kurve som gir artsantallet som funksjon av individtallet. Dette er diversitetskurven. Høyt antall arter i forhold til individantall betyr høy diversitet. Dette gir en brattere kurve enn lav diversitet.

I Figur 5.1 er diversitetskurver tegnet inn for alle stasjonene. I Figur 5.2 er toppunktet på diversitetskurven for hver stasjon tegnet inn på en skala som indikerer hvor stasjonene ligger i forhold til diversiteten funnet i en rekke norske rene og forurensede fjordlokaliteter (Rygg 1984a). Etter disse figurene klassifiseres

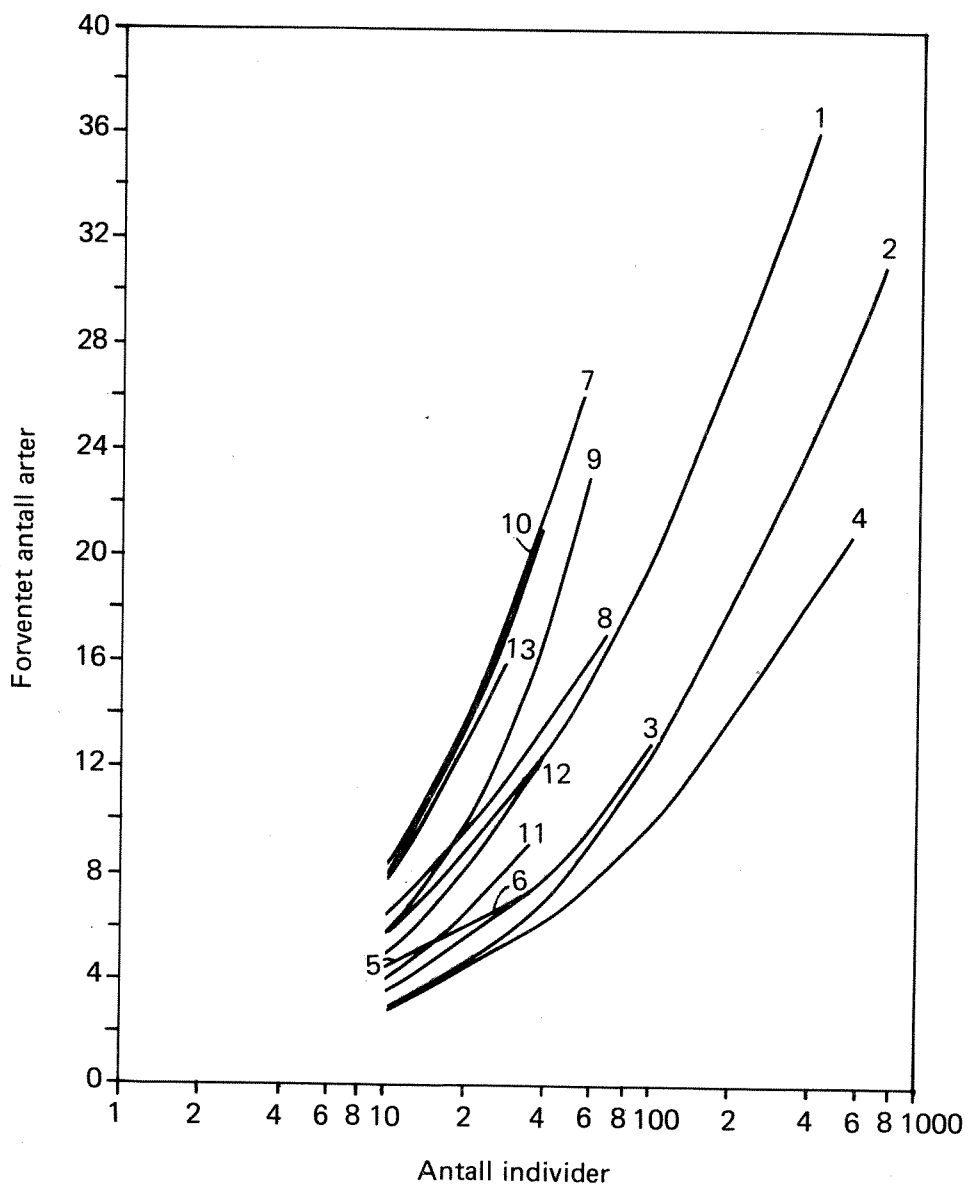


Fig. 5.1 Diversitetskurver (forventet artsantall) som funksjon av antall individer, Hurlbert 1981) for bløtbunnsstasjonene i fjordområdet mellom Herøy og Ulstein, mai 1984. Tallene angir stasjonsnummer.

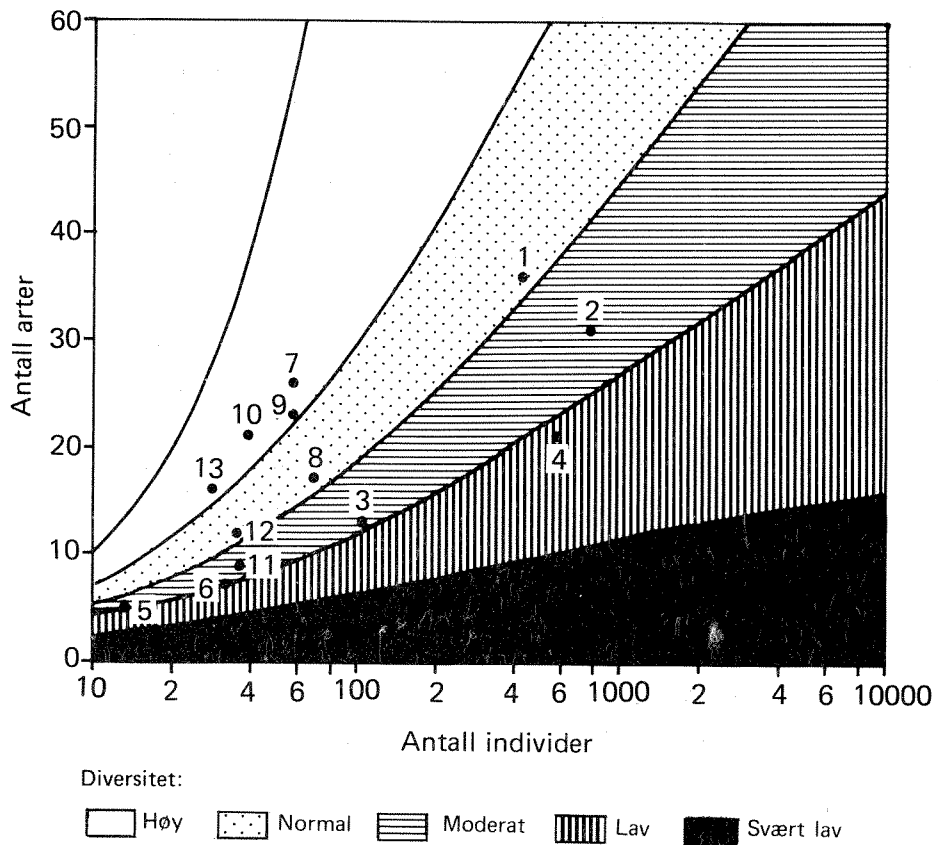


Fig. 5.2 Bløtbunnsfauna i fjordområdet mellom Herøy og Ulstein. Diversitetskurvenes toppunkter (jfr. fig. 5.1), dvs. det totale arts- og individantall er tegnet inn på klassifiseringsskala over diversitet basert på data fra 120 norske fjordlokalteter (Rygg 1984) Tallene angir stasjonsnummer.

diversiteten som høy på stasjonene B7, B9, B10 og B13, normal på stasjonene B1, B8 og B12, moderat på stasjonene B2, B3, B5 og B11 og lav på stasjonene B4 og B6.

Det må imidlertid understrekes at individtettheten på alle stasjonene nord for Dragsundet var for lav til at diversitet målt med denne metode er helt pålitelig. Prøvene må helst ha over 100 individer. Kurvene gir likevel en god pekepinn på hvor rike samfunnene var.

Diversitetskurven for stasjon B12 (Figur 5.1) stopper tidlig på grunn av den lave individtettheten på stasjonen, men kurven er betydelig brattere enn for stasjonene B1 og B8. Dersom et større materiale var analysert for stasjon B12 er det sannsynlig at stasjonen ville blitt klassifisert sammen med stasjonene med høy diversitet.

Lavest stigning på diversitetskurven ble funnet på stasjonene B5 og B6. Det er sannsynlig at dersom et større materiale var blitt analysert for disse stasjonene, ville de vise seg å ha den laveste diversitet av alle stasjonene.

På Figur 5.3 er klassifiseringen etter diversitet plottet inn på kart over fjordområdet. Figuren viser at stasjonene med høyest diversitet er plassert på Herøysiden av fjorden fra Steinsfjorden til Tjørnvåg, og de med lavest diversitet på strekningen Leikong - Garnesvik samt Borgarøy.

Den andre diversitetsberegningen gir Shannon-Wiener diversitetsindeks (Shannon og Weaver 1963). Denne indeks er meget hyppig brukt og gir en indeksverdi H for hver prøve ut fra formelen

$$H = - \sum_{i=1}^s (p_i)(\ln p_i)$$

der s er antall arter og

$$p_i = \frac{\text{antall individer av art "i"}}{\text{totalantall individer i prøven}}$$

H antar verdier fra 0 og oppover, og verdier større enn 3 karakteriserer vanligvis et rikt samfunn. Matematisk betraktning viser at H er følsom for høy tetthet av arter (se dominans nedenfor), mens diversitetskurvene er mer følsom for høyt antall arter.

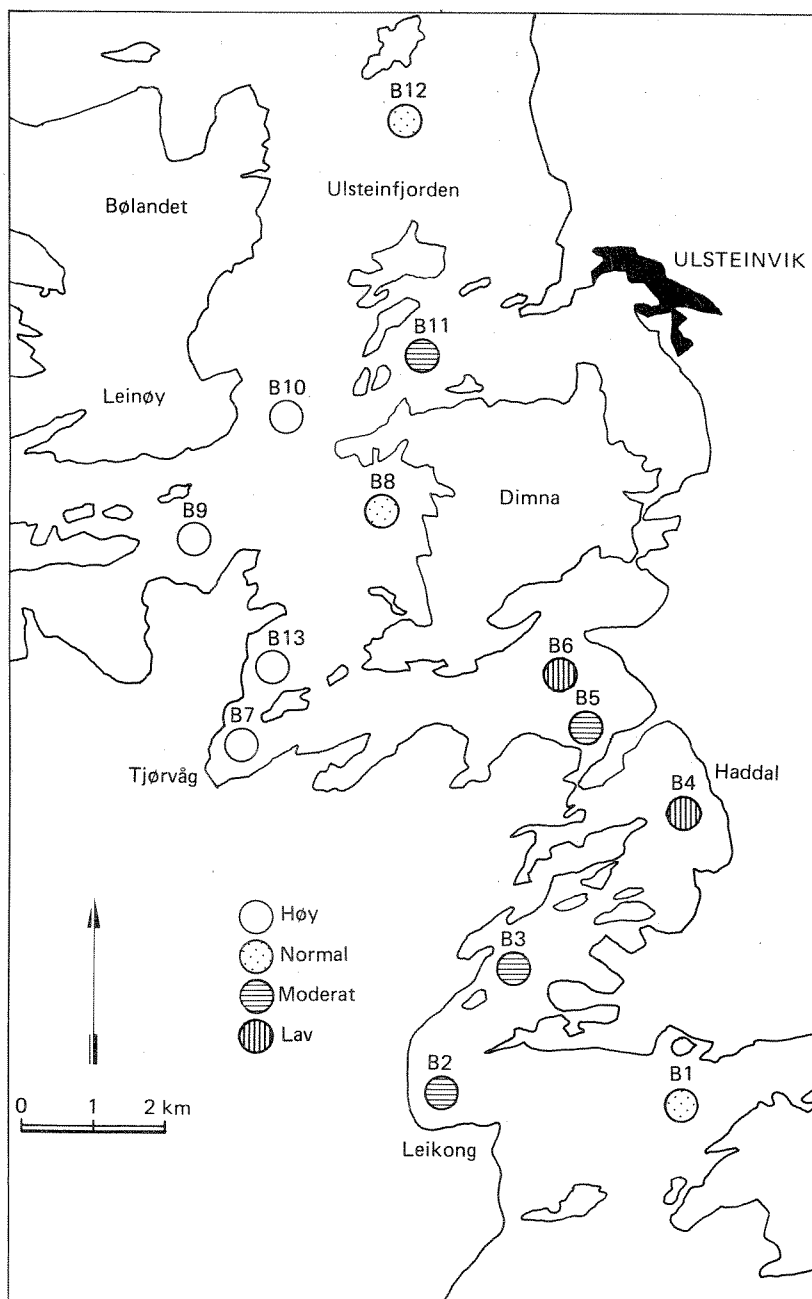


Fig. 5.3 Bløtbunnsfauna i fjordområdet mellom Herøy og Ulstein. Stasjonenes artsdiversitet etter Hurlbert (1971). Se forøvrig fig. 5.1 - 5.2.

H-verdier for alle stasjonene er gitt i Tabell 5.2. Den viser størst diversitet på stasjon B7, B10 og B13, tilsvarende det som diversitetskurvene viste, men indeksverdien er relativt lav i forhold til det man finner i modne upåvirkede bunndyrssamfunn. Dette har sammenheng med de lave individtettheter på alle stasjonene nord for Dragsundet. Lavest H-verdi ble funnet på stasjon B2 og B4, med B3 og B11 som nest lavest. Dette reflekterer disse stasjonenes høye dominans av Heteromastus filiformis.

Tabell 5.2 Oversikt over arts- og individrikhet samt økologiske samfunnskarakteristika på bløtbunnsstasjonene i fjordområdet mellom Herøy og Ulstein.

Stasjon	Antall arter		tetthet ind/m ²	diver- sitet	jevnhet dominans	
	totalt	pr. hugg				
B1 Selvåg	36	21	1363	2.39	0.28	29.5
B2 Leikong	30	17	2533	1.07	0.07	79.2
B3 Buanes	13	13	1030	1.31	0.23	67.0
B4 Haddalsvik	21	13	1946	1.07	0.10	74.3
B5 Garnesvik	5	3	65	1.41	0.78	38.5
B6 Kvalnes	7	7	320	1.51	0.59	50.0
B7 Tjørnvåg	26	16	285	2.99	0.76	17.5
B8 Dimnavik	17	9	230	2.30	0.56	31.9
B9 Stokksund	23	23	570	2.16	0.35	50.9
B10 Steinsfj.	21	21	390	2.75	0.73	17.9
B11 Borgarøy	9	9	360	1.31	0.34	66.7
B12 Ulsteinfj.	12	5	120	1.69	0.40	55.6
B13 Bymannen	16	16	280	2.56	0.80	17.9

Jevnhet

Diversiteten H baserer seg både på artsantall og artenes tetthet. Jevnhetsindeksen E indikerer separat den siste av disse egenskapene: fordeling av individer på de arter som forekommer. E regnes ut etter diversitet H etter formelen

$$E = \frac{e^H - 1}{s - 1}$$

der s er antall arter og e er grunntall i den naturlige logaritme. E kan ha verdi fra 0 til 1 der høy verdi indikerer at individene er jevnt fordelt på de arter som finns.

E -verdier for alle stasjonene er gitt i Tabell 5.2. Jevnheten varierte fra 0.80 på stasjon B13 til 0.07 på stasjon B2. Det siste er ekstremt lavt. Stasjonene B5, B6, B7, B8, B10 og B13, dvs stasjonene i den midtre del av fjorden, men nord for Dragsundet, var de eneste med jevnhet høyere enn 0.5.

Dominans

Et motsatt mål til jevnhet, og kanskje lettere forståelig er dominans. Det er en indeks som viser hvor tallmessig dominerende den tettest forekommende art er. Dominansindeksen D regnes som antallet individer av vanligste art i prosent av samtlige individer. En D -verdi på 100 betyr følgelig at det kun er en art til stede.

D -verdier for alle stasjonene er gitt i Tabell 5.2. Verdiene spenner fra 79 på stasjon B2 (Heteromastus utgjør 79% av alle individene) til 17.5 på stasjon B7 (Amphiura chiajei var vanligste art, men hadde likevel bare 17.5% av individene). D -verdier under 20 indikerer et variert og lite dominant samfunn. Dette var tilfelle for stasjonene B7, B10 og B13. D -verdier over 50 karakteriserer samfunn der en art av en eller annen grunn dominerer tallmessig. Dette var tilfelle for stasjonene B2, B3, B4, B6, B9, B11 og B12.

Dominansindeksen gir informasjon om den vanligste arten i et samfunn. Et visuelt bilde av hvordan de øvrige vanlige artene er representert kan man få ved å konstruere dominans-profiler. For hver stasjon beregnes hver arts individtall som prosent av totalantall individer. De 10 vanligste artene rangeres etter fallende prosent-verdi (høyest prosent gies rang 1 osv) og man plotter prosentverdien mot rang. Den kurve som fremkommer mellom disse punktene (dominansprofilen) gir et grafisk bilde av om samfunnet domineres av et fåtall, en eller ingen

arter. En profil som stiger jevnt mot y-aksen (f.eks. Figur 5.4, stasjon B7) indikerer at ingen utpregede dominanter finnes. En profil som har en kraftig knekk oppover like ved y-aksen (f.eks. Figur 5.4, stasjon B11) indikerer at en enkelt art dominerer tallmessig. Y-verdien i kurvens toppunkt tilsvarer D-indeksen.

På Figur 5.4 er dominansprofiler for alle stasjonene satt in på kart over fjordområdet. Dette viser at de minst dominante stasjonene (B7, B10 og B13) ligger på strekningen Tjørnvåg-Steinsfjorden, videre at stasjonene B1 og B8 har lav dominans og at stasjonene B2, B3, B4, B9, B11 og B12 tallmessig er dominert av en art. På stasjonene B2, B3, B4 og B11 var det Heteromastus som dominerte, på stasjon B9 og B12 var det muslingen Thyasira sarsi. Figur 5.4 viser videre at på stasjonene B7, B8, B10, B12, og B13 lå profilen tydelig over x-aksen ved rang 10 dvs. at det var minst 10 arter til sted med tetthet av betydning (minst 3% av individene).

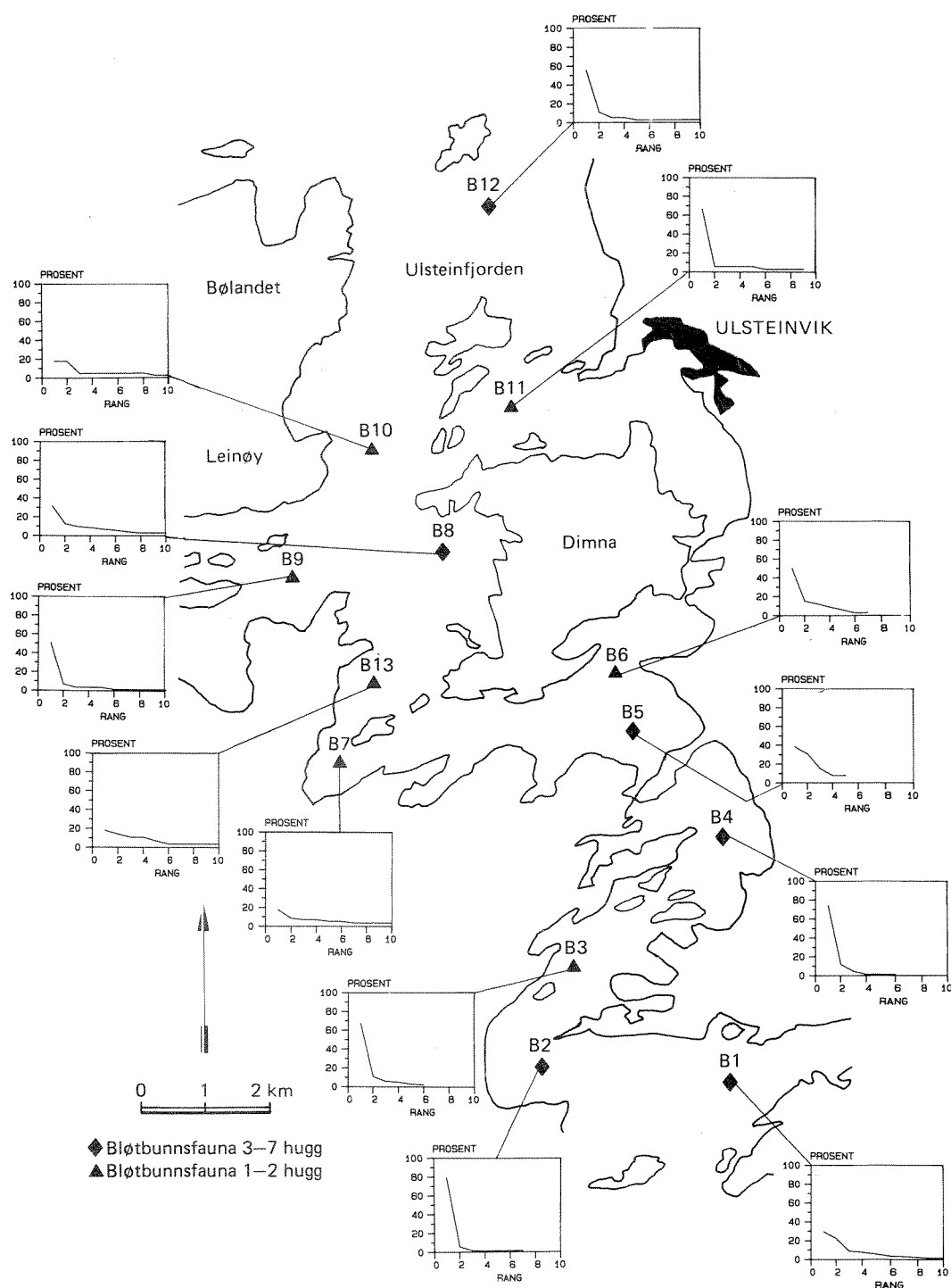


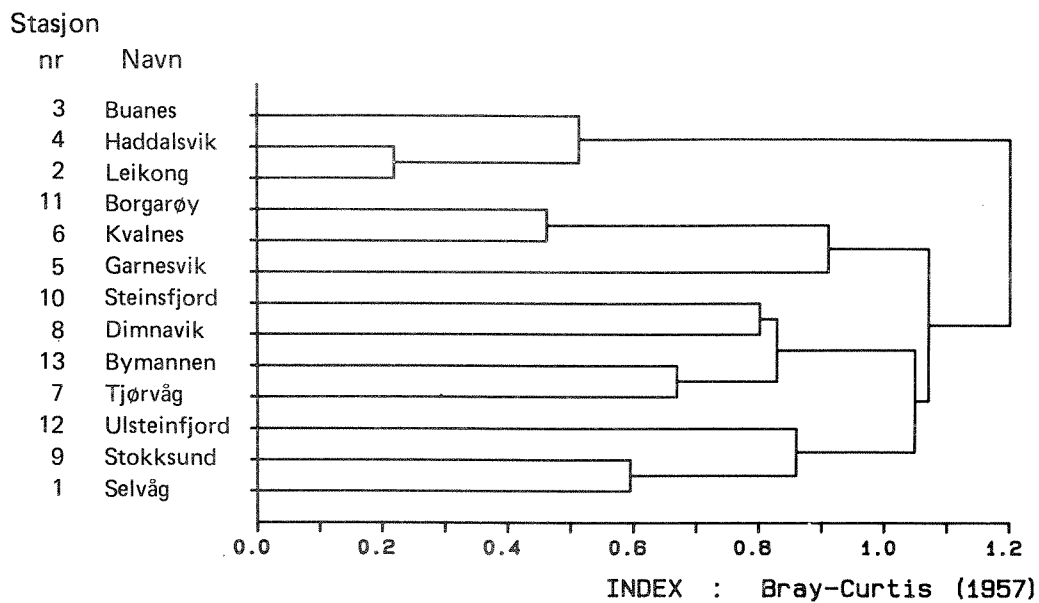
Fig. 5.4 Dominansprofiler for bløtbunnsfaunastasjonene i fjordområdet mellom Herøy og Ulstein. De 10 vanligste artene er rangert etter relativ tetthet (antall individer av arten i prosent av totalt individantall), og relativ tetthet er plottet som funksjon av rang.

5.3 Likhetsanalyse

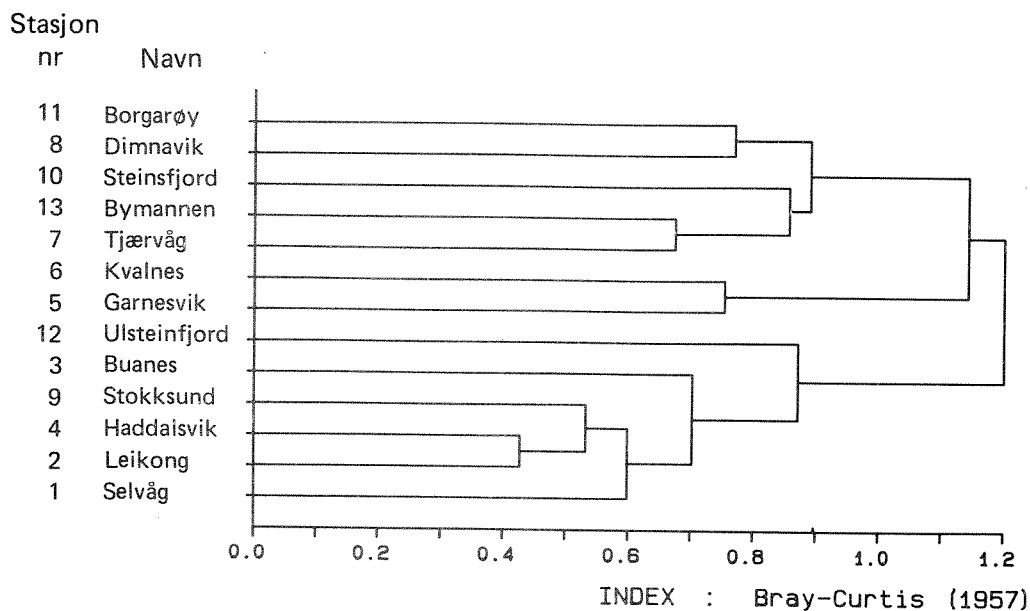
Datamaterialet er brukt til å analysere likheten i faunasammensetning mellom stasjonene: Likheten mellom to og to stasjoner er beregnet ved bruk av Bray-Curtis likhets-indeks B (Clifford og Stephenson 1975) (se vedlegg2). Indeksen antar verdi fra 0 (identiske stasjoner) og oppover. Lav B-verdi indikerer stor likhet i artssammensetning og tetthet av artene. Alle stasjonene er deretter gruppert etter innbyrdes likhet ved en grupperingsanalyse (clusteranalyse) og grupperingen er anskueliggjort grafisk i et "dendrogram". Figur 5.5 viser to slike dendrogrammer. X-aksen i figuren angir B-verdi, og loddrett strek viser likheten mellom to stasjoner. Dess lenger mot venstre (y-aksen) to stasjoner er forbundet med loddrett strek dess større er likheten. På samme måte bindes grupper av stasjoner sammen etter likhet ved loddrett strek, eller en enkelt stasjon bindes sammen med en gruppe av andre stasjoner.

Figur 5.5 viser likhetsgruppering av samtlige 13 stasjoner. Dendrogrammet viser at stasjonene B2 og B4 hadde størst likhet ($B=0.22$). Stasjon B3 hadde størst likhet med disse to igjen. Disse tre nabostasjonene dannet en gruppe godt atskilt fra de øvrige. Videre var det en viss likhet mellom stasjonene B6 og B11 ($B=0.47$), og stasjon B5 hadde større likhet med disse enn med noen av de andre grupperingene. Dendrogrammet indikerer videre at stasjonene B7, B8, B10 og B13 utgjorde en gruppe med relativt lav innbyrdes likhet (koblet sammen på B-verdi 0.84) til tross for at de alle hadde høy diversitet. Stasjonene B1, B9 og B12 synes også å danne en gruppe. Dette er de tre ytterstasjonene i stasjonsnettets. Man kan videre legge merke til at nabostasjonene på hver side av Dragsundet (B4 og B5) var svært ulike.

Summert kan vi si at Figur 5.5 bare viser to gode likhetsgrupper: (B2, B3, B4) og (B6, B11). Den første av disse gruppene hadde dominans av Heteromastus som fellestrekk. I Figur 5.5b er denne arten utelatt fra likhetsanalysen for å få begrep om øvrig faunalikhet. Figur 5.5b viser fortsatt størst likhet mellom stasjon B2 og B4 ($B=0.43$) og at disse to sammen med stasjon B1 og B9 dannet en gruppe. Til forskjell fra Figur 5.5 faller stasjon B3 utenfor denne grupperingen, hvilket viser at det primært er dominansen fra Heteromastus som kobler stasjon B3 til B2 og B4. Analysen viser også at fjerning av Heteromastus ikke øker likheten mellom stasjon B4 og B5.



a



b

Fig. 5.5 Gruppering av bløtbunnsfaunastasjonene etter likhet i faunasammensetning (Bray-Curtis likhetsindeks, Vedlegg 2).
 A: likhet basert på fullstendige faunalister.
 B: likhet etter at den dominerende art (Heteromastus filiformis) er utelukket.

5.4 Diskusjon

Formålet med denne del av undersøkelsen har vært å gi en grov beskrivelse av bunnfauna-samfunnets struktur i fjordsystemets bassenger, og ut fra faunaen å danne seg et bilde av miljøbetingelsene som bassengene har og har hatt.

I programforslaget av 30.11.83 ble det antydnet at bearbeidelse av 3 grabbprøver fra hver stasjon bare ville kunne indikere stasjonenes karakter i grove trekk, og at full opparbeidelse av prøvene (5-7 grabbhugg) ville være nødvendig for å minske innbyrdes variasjon (støy) slik at statistisk testing av forskjeller ville bli meningsfylt. Selv om analysen har omfattet bare 1 til 3 prøver fra hver stasjon, har vi valgt å anvende bearbeidelsesmetoder som til dels bare er fullt ut berettiget dersom materialet var større.

Stasjon B1 Selvåg må betegnes som en middels rik stasjon og typisk for et upåvirket vestnorsk fjordområde. Artsrikheten var høyere enn på noen annen stasjon, men ikke spesielt høy sammenlignet med andre fjorder hvor tilsvarende undersøkelser er gjort. Individtettheten var også blant de høyeste i området, men til forskjell fra de øvrige stasjonene med høy total-tetthet skyldtes ikke dette dominans hverken av den lille børstemarken Hetereomastus filiformis, eller andre arter. Dette går klart fram av dominansprofilen for stasjonen. Diversiteten var normal, men lavere enn på de mest mangfoldige stasjonene. De vanligste artene i bassenget, muslingen Thyasira sarsi og rovbørstemarken Paramphinome jeffreysii, er begge vanlige fjordarter, den siste blant de 11 hyppigst forekommende arter på norske fjordbunner (Rygg pers. medd.). Den er klassifisert som forurensningsømfintlig (Rygg 1985) men kan av og til finnes i belastede områder. På grunnlag av samfunnskarakterer og forekomst av forurensningsømfintlige arter som slangestjernen Amphiura chiajei, krepsdyret Eudorella emarginata og muslingen Yoldiella lucida må miljøforholdene ved bunnen i Selvågen klassifiseres som gode. Dette er også i samsvar med de gode oksygenforholdene ved bunnen 1984/85 (Figur 4.21). Forekomst av voksne sjøffjær Virgularia mirabilis og trådmarken Siboglinum fiordicum, som begge er flerårige indikerer videre at forholdene har vært stabile de senere år.

Stasjon B2 Leikongbukta ligger noe grunnere enn B1 og hadde en del færre arter. alle hovedgrupper av dyr var imidlertid representert og en likhetsanalyse basert kun på artsforekomst (ikke tetthet) viste at Stasjonene B1 og B2 hadde størst likhet i artssammensetning. Områdets

diversitet var moderat, diversitetsindeksen H til dels lav. Individtettheten var større enn på noen annen stasjon på grunn av tett forekomst av Heteromastus filiformis. Dette førte videre til at B2 hadde høyere høyere dominans og lavere jevnhet enn noen annen stasjon. Likevel vil ikke dominansen av Heteromastus alene indikere at området er belastet. Denne børstemarken er den mest vanlige art i grabbprøver fra norske fjordbunner og er klassifisert som klart forurensningstolerant (Rygg 1985), men den forekommer også i stor tetthet på rene lokaliteter. Det at artssammensetningen forøvrig var ganske lik stasjon B1 med bl.a. antatt forurensningsømfintlige arter som slangestjernen Amphiura chiajei, krepsdyret Eudorella emarginata og muslingen Yoldiella lucida tyder på at miljøforholdene på bunnen av Leikongbukta var relativt gode. Dette samsvarer også med den lave nedgangen i oksygen ved bunnen utover høsten 1984 (se Figur 4.21). Tettheten av en del arter var imidlertid lavere enn på stasjon B1 og prøvene hadde lukt av H_2S noe som kan indikere en svak organisk belastning.

Fra Stasjon B3 Buanes ble det bare analysert en grabbprøve, men resultatene viser at stasjonen liknet både B2 og B4. Artsantallet var moderat og selve artssammensetningen mest lik den som fantes på B4. Individtettheten var relativt høy, også her vesentlig på grunn av Heteromastus. Diversiteten var moderat, med kurve lik den for B2. Diversitetsindeksen var lav. Dominansen var høy. Tilstedeværelse av de forurensningsømfintlige artene krepsdyret Eudorella emarginata og slangestjernen Amphiura filiformis indikerer at stasjonen ikke er sterkt belastet. Dette understøttes av at lukt av H_2S i sedimentet ikke kunne merkes, og med Figur 4.20 som viser godt oksygenerede forhold ved bunnen.

Stasjon B4 Haddalsvik viste mange likhetstrekk med B2 og til dels B3, men stasjonen var generelt fattigere. Arts- og individantall var lavere, diversitetskurven flatere og diversiteten betegnet som lav. Dominansprofilen lignet meget på den for B2, og Heteromastus dominerte. Den lave diversitet, svak lukt av H_2S og de kritisk lave oksygenmengder som fantes høsten 1984 og vinteren 1985 (Figur 4.20) indikerer at bassenget er organisk belastet, men tilstedeværelse av ømfintlige arter som børstemarken Typosyllis cornuta, og krepsdyret Eudorella emarginata indikerte at belastningen må ha vært moderat iallfall i 1983 og på våren 1984.

Stasjon B5 Garnesvik representerte et helt annet samfunn enn de sør for Dragsundet. Både artsantall og individtetthet var svært lavt, og viktige dyregrupper som muslinger og pigghuder manglet helt. Diversitetskurven var betegnet som moderat, men ville ved større materiale antakelig blitt karakterisert som lav, Dominansen er klassifisert som middels, men det skyldtes den lave totaltettheten som førte til at ett enkelt individ i en prøve alene utgjorde 8% av totalt individtall. Artene som fantes var generelt forurensningstolerante, men noe overraskende er det at den vanligste arten var krepsdyret Diastylis lucifera som er betegnet som forurensningsømfintlig. Disse krepsdyrene kan imidlertid oppholde seg i vannmassene over bunnen og det er mulig at den har vandret inn fra grunnere områder før og i denne perioden da oksygenforholdene ved bunnen var gode. Faunastrukturen forøvrig, lukten av H_2S i sedimentet, og de kritiske oksygenforholdene ut over vinter/vår 1985 viser tydelig at dette bassenget har for høy organisk belastning i forhold til oksygentilførselen.

Stasjon B6 Kvalnes ligger i samme basseng som B5 og viste mange likhets- trekk i faunastruktur. Artsantallet var lavt og muslinger og pigghuder manglet. Individtettheten var imidlertid klart høyere enn på B5 og adskilte seg ikke fra stasjonene lenger nord. Diversiteten var lav og dominansen var moderat. Det relative innslag av krepsdyr var større enn på de øvrige stasjoner (Tabell 5.1) som også her kan skyldes innvandring. De øvrige artene var forurensningstolerante. Klar lukt av hydrogen- sulfid og kritiske oksygenforhold gjennom vinteren 1985 (Figur 4.19) viser itillegg til faunastrukturen at de ugunstige forholdene i bassengets dypeste del er utbredt også til de grunnere områdene mot Botnavika.

Stasjon B7 Tjørnvåg må ansees som en mangfoldig og rik stasjon. Artsantallet var relativt høyt, særlig i forhold til den lave individtettheten som fantes. Dette ga høy diversitet etter begge formene for diversitetsutregning, H-verdien var den høyeste på noen stasjon. Alle viktige faunagrupper fantes, men krepsdyrene bare sporadisk (ett individ) Individene var forøvrig jevnt fordelt over en rekke arter med lav dominans som resultat, og blant disse artene er flere karakterisert som forurensningsømfintlige: de store børstemarkene Maldane sarsi og Streblosoma bairdi, muslingene Nuculana minuta og Parvicardium scabrum, og slange- stjernene Ampihura chiajei og A. fili-formis. Oksygenforholdene i dette området er ikke kartlagt, men mangelen på lukt av H_2S i sedimentet og den mangfoldige faunaen alene indikerer at området ikke er eller har vært organisk belastet i noen grad.

Stasjon B13 Bymannen ligger på noe dypere vann nord for Tjørnvågen og hadde samme artsantall pr grabbprøve som stasjon B7. Samme art, slangestjernen Amphiura chiajei, var mest vanlig på begge stasjonene, men likheten i artssammensetning forøvrig var ikke utpreget. Ellers var både individtetthet, diversitet og dominansprofil meget lik forholdene på stasjon B7, og B13 må betegnes som upåvirket i samme grad som B7.

Stasjon B8 Dimnavika var mer artsfattig enn de to foregående og hadde også færre arter enn den belastede stasjon B4. Individtettheten var også lav, men individene var fordelt over flere arter hvilket ga lav dominans. Både diversitetskurven og diversitetsindeksen H var derfor relativt høy sammenlignet med andre stasjoner i området. Den vanligste arten var børstemarken Maldane sarsi som er betegnet som forurensningsømfintlig, men muslingen Corbula gibba som er en karakterart ved kloakkforurensning var også vanlig. Dette tyder på at stasjonen hadde en organisk belastning, men moderat. Oksygenforholdene ved bunnen ble ikke kartlagt, men sedimentet hadde ingen lukt av H₂S. Forekomsten av Maldane, som er flerårig, indikerer at forholdene har vært stabile de senere år.

Stasjon B9 Stokksund ble dominert av en enkelt art, muslingen Thyasira sarsi, men var likevel en artsrik stasjon. Kun en grabbprøve ble analysert og antallet arter i den var høyere enn antallet pr prøve på noen annen stasjon (Tabell 5.2). Det høye artsantallet og den middels høye totaltettheten førte til høy diversitet til tross for dominansen fra Thyasira. Denne muslingen er moderat tolerant overfor forurensning, men blant de øvrige artene var det flere som er klassifisert som forurensningsømfintlige, bl.a. børstemarken Terebellides stroemi og muslingen Yoldiella lucida. Til tross for at stasjonen er i et trangt og relativt dypt basseng, må forholdene ved bunnen derfor betegnes som gode.

Stasjon B10 Steinsfjorden skiller seg fra de fleste andre stasjonene ved å ha grovere bunn sediment, noe som i seg selv indikerer god vannutskiftning ved bunnen. Stasjonen er også karakterisert ved høy artsrikhet og lav dominans og følgelig høy diversitet tilsvarende stasjonene B7 og B13 lenger sør. Individtettheten var lav som på de andre stasjonene i denne del av fjorden. Av de to vanligste artene (begge børstemark) er Terebellides stroemi klassifisert som forurensningsømfintlig, mens toleransen hos Onuphis conchylega ikke er kjent. I den øvrige artsliste er det også flere forurensningsømfintlige arter. Resultatene viser derfor at bunnforholdene i Steinsfjorden sør for Torvikholmen er gode.

Stasjon B11 Borgarøy hadde lavt artsantall og lav tetthet. Hverken krepsdyr eller pigghuder ble registrert. Dominansen av Heteromastus filiformis var høy, diversitetskurven moderat og diversitetsindeksen H lav. I likhetsanalysen ble stasjonen gruppert sammen med stasjonene i Garnesvikbassenget, vesentlig på grunn av Heteromastus. Analyse av likhet i artssammensetning uten hensyn til tetthet ga imidlertid en gruppering sammen med B7 og B10, men likheten med disse var likevel ikke påfallende. De artene som forekom var enten forurensningstolerante eller uten spesiell preferanse. Den fattige faunaen, lukten av H₂S og kritisk lave oksygenverdier registrert vinteren 1985 (Figur 4.19) viser at stasjonen er organisk belastet. Beliggenheten i et område som forøvrig viser rik bunnfauna antyder at de ugunstige bunnforholdene skyldes kloakk og evt andre utslipp fra Ulsteinvik.

Stasjon B12 Ulsteinfjord hadde i forhold til beliggenheten bemerkelsesverdig lavt antall arter og individer. Viktige dyregrupper som krepsdyr og pigghuder manglet helt. Antallet arter børstemark var også lavt med den følge at den relative andel av muslingarter var høyere enn på noen annen stasjon. Dominansen av muslingen Thyasira sarsi var høy og diversitetsindeksen H lav. Individene var ellers fordelt på et relativt stort antall av de øvrige artene. Dette ga en normal diversitetskurve og med en stigning som antakelig ville gitt høy diversitet dersom et større materiale var blitt behandlet. Blant de artene som forekom var det flere forurensningsømfintlige arter bl.a. børstemarkene Pectinaria koreni, Scalibregma inflatum og Maldane sarsi. Det er således intet som tyder på at området er belastet på en måte som kan gi dårlige oksygenforhold, og den relativt magre faunaen i området er antakelig naturlig betinget.

Konklusjoner

Bløtbunnsundersøkelsen viser at fjordsystemet har to klart belastede regioner: området Garnesvik/Haddalsvik og et lite basseng ved Borgarøy utenfor Ulsteinvik. I tillegg hadde bassengene mellom Haddalsvik og Leikong en faunastruktur som kunne indikere organisk belastning og derved til tider ugunstig oksygentilstand, men kartleggingen av oksygenkonsentrasjonen i disse områdene i 1984/85 viser meget gode forhold til sammenligning med Haddalsvik. Dimnavika hadde som nest vanligste art en musling som vanligvis indikerer kloakkbetlastning, men faunastrukturen forøvrig indikerte gode bunnforhold. De øvrige delene av fjordsystemet hadde en mangfoldig bunnfauna, spesielt på strekningen Steinsfjord-Tjørvåg, og intet som tyder på forurensningsbelastning.

Dragsundet synes å fungere som en grense for bunnfaunaens utbredelse ved at det var relativt stor forskjell mellom faunaen nord og sør for sundet. Gjennomsnittstettheten av dyr var hele 6 ganger større sør enn nord for sundet (1718 mot 291 ind./m²), noe som antakelig har sammenheng med at fjordsystemet i sør munner ut i en annen fjord Rovdefjorden, mens den i nord og vest åpner seg mot den ytre kyst. Generelt sett er individtettheten på bløtbunn større i fjordene på Vestlandet enn på den åpne kysten utenfor. Dette understrekes ved at den høye tettheten med unntak av en stasjon skyldtes forekomst av børstemarken Heteromastus filiformis som er meget vanlig på fjordlokaliteter. Ser man bort fra denne arten var det bare en stasjon i hele området, B1 Selvåg, som utpreget seg med høy faunetetthet.

6 KONSEKVENSER AV ØKT BELASTNING

De foregående tre kapitler har omtalt den nåværende tilførsel av nitrogen, fosfor og organisk stoff fra land til fjordområdet, samt tilstanden i området. Et hovedspørsmål er videre: hvordan blir tilstanden hvis tilførslene endres? I dette kapitlet vil vi forsøke å besvare spørsmålet gjennom å stille opp budsjetter for nærings-salttilførslene.

Ved siden av bidraget fra land og fra nedbør vil fotosyntesesonen bli tilført fosfor og nitrogen fra de omkringliggende vannmasser gjennom vannutskiftningen (horisontalt og vertikalt). Bidraget fra vertikale "oppstrømninger" under spesielle vindforhold har vi ikke grunnlag for å beregne, så beregningene av bidraget fra vannutskiftningen må betraktes som minimumsverdier.

Oppstilling av materialbalanser for stasjonene H1 (Dimna) og H8 (Rovdefjorden) er ikke mulig, så vi tar for oss de avgrensede områdene Botnavika, Haddalsvika, Leikong og Sandvika. Igjen konsentrerer vi oss om sommerhalvåret. Vi regner med at det vesentligste av primærproduksjonen foregår i intervallet 0-10 m og at våre målinger av fosfor og nitrogen i 0-2 m kan ansees som gjennomsnittsverdier for dette intervallet. Sannsynligvis er det for lavt regnet, så også av den grunn må resultatene regnes som minimumsverdier.

Bidraget Q fra omkringliggende vannmasser regner vi dermed som:

$$Q = Q_v \cdot c$$

Q_v : vannutskiftningen ($m^3/døgn$)

c : konsentrasjon av fosfor eller nitrogen (mg/m^3).

Resultater for sommerhalvåret er gjengitt i tabell 6.1. For dette tidsrommet er brukt aritmetrisk middel for fosfor- og nitrogen-konsentrasjon, og oppholdstiden (0-10 m) er satt 1-2 døgn høyere enn tidligere anslått for intervallet 0-2 m.

Tabell 6.1 Tilførsler av fosfor og nitrogen til overflatelaget gjennom den horisontale vannutskiftningen. Beregningene gjelder sommerhalvåret og 0-10 m dyp.

Sted	Orto- fosfat mg/m ³	Nitrat + nitritt + ammonium mg/m ³	Volum 0-10 m m ³	Opph. tid døgn	Q fosfor kg	Q nitrogen kg
Botnavika	2	8	25.10 ⁶	5	1800	7200
Haddalsvika	1,5	7	33 "	5	1800	8300
Leikong	1,5	8	30 "	3	2700	14400
Sandvika	2,5	5	16 "	3	2400	4800

For å kunne sammenligne med tilførslene fra land, må størrelsene omregnes til total fosfor og total nitrogen. I ytre del av Borgundfjorden var konsentrasjonene av total fosfor og total nitrogen i sommerhalvåret gjennomgående henholdsvis 1.5 og 5 ganger høyere enn verdiene for ortofosfat og nitrat+ammonium (NIVA, upublisert materiale). Av mangel på andre data antar vi at noenlunde tilsvarende forhold gjelder i "den grønne korridoren".

Totalt får vi da:

Tabell 6.2 Beregnet tilførsel av total fosfor og total nitrogen til fjordområdenes overflatelag i tidsrommet april-september.

	Fosfor (kg)			Nitrogen (kg)		
	Land	Sjø	Sum	Land	Sjø	Sum
Botnavika	400	2700	≈3100	3500	36000	≈40000
Haddalsvika	600	2700	≈3300	4100	41000	≈45000
Leikong	360	3750	≈4100	2500	72000	≈75000
Sandvika	70	3600	≈3600	740	24000	≈25000

Vi vil understreke at dette er enkle overslagsberegninger, men det er neppe villedende når tabellen viser at bidraget fra land i sommerhalvåret utgjør størrelsesorden 5-20 % av fosfortilførselen og 5-10 % av nitrogentilførselen for de enkelte bassengene.

Konsekvenser ved etablering av oppdrettsanlegg med produksjon 150 tonn/år.

Vi regner med et oppdrettsanlegg på ca. 8.000 m³ med en årsproduksjon på 150 tonn. Et slikt anlegg vil normalt inneholde to generasjoner av fisk. Betrakter vi sommerhalvåret april - september kan bassengene antas å inneholde 35 - 40.000 smolt og 30.000 - 35.000 laks.

Miljøeffekten fra utslippene av organisk materiale, fosfor og nitrogen fra et anlegg vil i stor grad være bestemt av

- topografi, vannutskifting og biologiske forhold i vannforekomsten der anlegget ligger. Dette er beskrevet i foregående kapitler.
- belastningen fra anlegget. Omtales i det etterfølgende.
- Anleggets plassering i forhold til de i mest sårbare områdene i vannforekomsten, og i forhold til omkringliggende områder. Behandles i dette kapitlet.

Ved bruk av tørrfor oppgir Bjerknes et al. (1984) en forfaktor på 1.1 - 1.5 for fisk på 0 - 1 kg, og forfaktor 1.4 - 1.8 for større fisk. Vi vil anvende forfaktorer 1.3 og 1.6 i det videre regnestykket.

For å anslå tilveksten og dermed forbruket vil vi bruke vekstkurver for Mowi's anlegg utenfor Bergen. Typisk vektøkning for smolt i tidsrommet mai - september var ca. 0.3 kg, og for 2.generasjons fisk ca. 1 kg (Braaten et al. 1984). For vårt tenkte anlegg utgjør dette på vektbasis :

Smolt : 0.3 kg/smolt * 35.000 smolt = 10.500 kg

Laks : 1 kg/laks * 32.000 laks = 32.000 kg

Utslippene av organisk stoff, nitrogen og fosfor fra et oppdrettsanlegg foregår både bundet til partikulært materiale og i oppløst form. Såvel fordelingen mellom partikulært bundet og oppløst materiale som totalmengdene er ennå utilstrekkelig kjent. Vi vil her støtte oss til en litteraturstudie av Maroni (1985) og får følgende utslipp for et anlegg med forfaktor 1,3 og 1,6 der forspill og feces

inngår som partikulært materiale :

Tabell 6.3 Utslipp pr. tonn fiskemengde med forfaktorer 1,3 og 1,6.

	Forfaktor 1,3		Forfaktor 1,6	
	Partikulært	Løst	Partikulært	Løst
KOF (kg)	650	90	1040	100
Nitrogen (kg)	27	25	40	25
Fosfor (kg)	7	2	12	3

En faktor på 1,3 er litt lavere enn 1,4-1,5 som ifølge Berg-Lea (1985) nå er vanlig.

Feltundersøkelser har vist at svært mye av det partikulære materialet sedimenterer like under mærene. For et anlegg som ligger 50-100 m fra land, med 10-30 m bunndyp, vil dermed bare lite av det partikulære materialet direkte belaste bunnvannet i et fjordbasseng som f.eks. er 1-2 km bredt og 80 m dypt midt på.

Dt partikulære materialet som spres, vil gå i oppløsning og tilføre overflatelaget fosfor og nitrogen, og bassengenes dypvann organisk materiale. Denne tilførselen vil variere med fortype med tiden, og de spesifikke topografiske og hydrofysiske forholdene der anlegget ligger. For våre enkle overslagsberegninger setter vi andelen til 1/3 av totalmengden.

Tar vi for oss et veldrevet oppdrettsanlegg som produserer 150 tonn/år, og som ligger i god avstand fra det dypeste partiet i bassenget, vil vi således anslå belastningen utenom de umiddelbare omgivelser i sommerhalvåret til :

	For smolt	For laks	Sum
KOF	3.200 kg	14.300 kg	17.500 kg
Nitrogen	360 kg	1.200 kg	~1.600 kg
Fosfor	32 kg	130 kg	~ 160 kg

Omregnet til personekvivalenter tilsvarer nitrogenutslippet 700-800 pe. og fosforutslippet 300-400 pe.

Sammenholder vi tallene for fosfor og nitrogen med verdiene i tabell 6.2, ser vi at det tenkte anlegget vil øke tilførselene av fosfor og nitrogen med omkring 5%.

Oksygenforbruket er på 17.000 - 18.000 kg (KOF) ved nedbrytning av organisk stoff - små partikler og løst stoff som spres utover, sedimenterer og nedbrytes i dypvannet. Vi vet ikke hvor stor andel det er som nedbrytes dypere enn 30-40 m, men vi regner neppe for lavt når andelen settes lik 30 %. Det tilsvarer et oksygenforbruk på 6000 kg.

Vi antar at en 5 % økning i tilførselen av fosfor og nitrogen vil øke primærproduksjonen med omkring 5 %. Den organiske belastningen og oksygenforbruket i dypvannet antas å øke tilsvarende.

Summerer vi disse to bidragene for de enkelte bassengene, blir økningen i oksygenforbruket i størrelsesorden:

Borgarøya	:	≈	7000 kg (35 %)
Botnavika	:	≈	7500 " (25 %)
Haddalsvika	:	≈	8000 " (20 %)
Leikong	:	≈	6500 " (35 %)
Selvåg	:	≈	7000 " (35 %)

Alle usikkerheter tatt i betraktning synes det imidlertid klart at et fiskeoppdrettsanlegg i Botnavika eller Haddalsvika kan medføre en så stor økning i oksygenforbruket at det mot slutten av stagnasjonsperioder vil dannes hydrogensulfid i dypvannet. Periodene med kritiske oksygenforhold vil bli lenger, og oksygenvikten vil omfatte en større del av dypvannet enn nå.

Det samme gjelder bassenget ved Borgarøya, selv om plasseringen i forhold til bassengets dype parti her spiller en større rolle.

Bak dette resonnementet ligger også vissheten om at dypvannsfornyelsen kan variere fra år til år. Som nevnt i kapittel 4.2 er det ikke usannsynlig at dypvannet etter en vårutskiftning enkelte år bare vil inneholde halvparten så mye oksygen som tilfellet var våren 1984.

Dypvannet og bunnfauna ved Leikong og Selvåg viste tilfredsstillende forhold, med henholdsvis 4,5 ml/l og 4,3 ml/l som lavest målte oksygenkonsentrasjoner. Et fiskeoppdrettsanlegg kan øke betydelig den organiske belastningen på dypvannet. Det er sannsynlig med perioder

med dårlige oksygenforhold, og noe redusert bunnfauna.

På Sandvika vil neppe den organiske belastningen for et oppdrettsanlegg vesentlig endre oksygenforholdene i dypvannet. Sedimentasjon av forrester annet materiale vil imidlertid forringe bunnfaunaen i et område omkring anlegget.

Forholdene på Dimnavika er karakterisert på grunnlag av bunnfaunaen. Der er ingen målinger som kan vise hvor stor "oksygen-reserven" er i dypvannet. Beliggenheten, terskeldypet på ca. 25 m, bunndypet på ca. 90 m og liten belastning peker imidlertid i retning av minimumsverdier omkring 4 ml/l, d.v.s. som for Buaneset. Vannvolumet mellom 50 m dyp og bunnen er ca. 21 mill.m³, tabell 2.1. En reduksjon på 1 ml/l tilsier et oksygenforbruk på omkring 30 tonn. Dette er omkring 4 ganger mer enn oksygenforbruket på 7 tonn/år som vi kom frem til foran. Skulle all nedbryting foregå mellom 70 m og 90 m dyp, vil man etter denne antagelsen ha en "reserve" på ca. 8 tonn.

Til tross for at disse vurderingene i stor grad er bygd på rent faglig skjønn, mener vi det er lite sannsynlig at et oppdrettsanlegg på Dimnavika kan forringe oksygenforholdene i bassenget i vesentlig grad.

For overflatelaget i de enkelte bassengene vil neppe en belastningsøkning på 5-10 % fosfor og nitrogen gi noen vesentlig forverring av tilstanden (siktedyp, grønske i strandsonen mv.). Botnavika - Haddalsvika er imidlertid klart mest sårbar i denne sammenheng. Her vil vi understreke at belastningen vil øke mer hvis nærliggende basseng samtidig tilføres mer fosfor og nitrogen. Grunnen er at den vannmassen som tilføres det enkelte basseng utenfra da inneholder mer nitrogen, fosfor og eventuelt også organisk stoff fra oppdrettsvirksomheten.

Som tidligere nevnt kan anleggets plassering ha stor betydning for omfanget av miljøeffektene. Ettersom mye av det organiske materiale vil legge seg på bunnen like under og i nærheten av mærene, bør anlegget plasseres i god avstand fra de områdene av bassengene der oksygenproblem kan oppstå. For å sikre tilstrekkelig vannutskiftning og oksygentilførsel, bør ikke bunndypet under anlegget være større enn terskeldypet. På den annen side bør vanddypet være minst 10-15 m, både for å unngå at gass fra nedbrytingsprosessen i sedimentene påvirker fisken i anlegget, og for at frigjøring av fosfor og nitrogeni minst mulig grad skal øke planteplanktonproduksjonen.

Gjennom vannbevegelsene vil utslippet av oppløste eller stoffer i suspensjon kunne spres over vide områder. For et anlegg som plasseres i et "følsomt" område, vil belastningen og dermed miljøeffektene bli relativt mindre hvis anlegget plasseres på et sted med god vannutveksling mot vesentlig bedre resipienter. Eksempler på slike områder er Selvågdyppet - Rovdefjorden og Borgarøyområdet - Steinsfjorden. På den annen side bør et anlegg plasseres slik at det ikke gir en uønsket merbelastning på nærliggende, sårbare områder.

Framtidige utslipp av kommunalt avløpsvann til fjordområdet.

Som vist tidligere i dette kapitlet står tilførslene av fosfor og nitrogen fra land for en relativt liten del av totalbelastningen på de enkelte bassengene. Utslipp av kommunalt avløpsvann utgjør bare en del av tilførslene fra land. Med unntak for Ulsteinfjorden og Lyngnesvika vil utslippene av kommunalt avløpsvann bare øke med 5-20% i årene som kommer. Det er ingen grunn til å tro at dette vil gi noen merkbar endring av tilstanden i fjordområdet. For å unngå lokale effekter bør avløpsvannet ledes ut på dypt vann i god avstand fra land, etter en eventuell fjerning av flytestoff og sedimenterbart stoff (av estetiske og hygieniske hensyn).

I følge kloakkrammeplanen for Ulstein kommune vil ca. 3000 pe bli overført fra Lyngnesvika til Ulsteinfjorden. Dette vil sannsynligvis gi en klar forbedring av forholdene på Lyngnesvika og over mot Borgarøya. Hvilke effekter utslippet kan få i Ulsteinfjorden er det lite grunnlag for å vurdere. Erfaringer fra andre lignende fjordområder tyder imidlertid på at de negative effektene vil være små, og i hovedsak begrenset til noen hundre kvadratmeter av bunnen omkring selve utslippet.

Andre forhold av betydning for utarbeidelsen av en plan for området

Foruten de konsekvenser som er gjennomgått foran, vil vi avslutningsvis kort nevne noen andre faktorer som bør tas i betraktning når man vurderer bruk av området til akvakulturformål.

Spredning av antibiotika fra oppdrettsanlegg

Det brukes store mengder antibiotika i driften av fiskeoppdrettsanlegg. En betydelig del spres utenfor anlegget gjennom forspill, som kan bli spist av "villfisk" eller bunnlevende dyr i området. På dette viset kommer stoffene inn i næringskjeden.

Konsekvensene av dette har man i dag ikke oversikt over, men helsemyndighetene er betenkt og har nylig startet et omfattende forskningsprosjekt for å avklare problemet.

Inntil videre bør man unngå å plassere anlegg i nærheten av badeplasser, anlegg for blåskjelloppdrett, og områder hvor det drives utstrakt fritidsfiske.

Gode strømforhold.

Tilstrekkelig stor strømhastighet er nødvendig for å oppnå den nødvendige gjennomstrømming og oksygentilførsel i anlegget. Begrodde nøter kan i stor grad redusere gjennomstrømmingen. Av den grunn bør den typiske strømhastigheten i området ikke være lavere enn 5-10 cm/s.

Slike strømhastigheter finner man oftest i områdets nordre og søndre deler. I den midtre delen vil sannsynligvis hastighetene gjennomgående være lavere, unntatt i sund og andre innsnevringar. Men der kan hensynet til båttrafikken gjøre det vanskelig å plassere anlegg.

Innvirkning av dårlige oksygenforhold på den naturlige fiskebestanden.

Økende belastning med organisk materiale vil medføre økt oksygenforbruk i dypvannet i bassengene. Som tidligere nevnt i dette kapitlet vil konsekvensene klart være alvorlige for Botnavika, Garnesvika, Haddalsvika og bassenget ved Borgarøya. Avhengig av størrelsen av belastningen og omfanget av de årlige dypvannsfornyelsene, er det imidlertid mulig at også de andre bassengene, spesielt sør for Dragsundet, kan gjennomgå perioder da oksygenforholdene er dårlige.

Konsekvensene for fiskestanden er vanskelige å vurdere generelt, fordi oksygenbehovet varierer fra art til art - og for den enkelte art også med alder, vekt og fysiologisk tilstand. Det er imidlertid liten tvil om at oksygenkonsentrasjoner i området 2-3 ml/l vil medføre at bl.a. torsk, rødspette og sei vil forlate de oksygenfattige vannmassene i det tidsrommet oksygenproblemer finnes.

7 LITTERATURHENVISNINGER

- Berg-Lea, T., 1985. Muligheter for å redusere forurensning fra fiskeoppdrett gjennom forets sammensetning og struktur. Foredrag på Nordforsk-symposium. Solstrand mai 1985.
- Bjerknes, V., Kirkerud, L. A. og Magnusson, J., 1985. Flytebro over Salhusfjorden. Konsekvensanalyse vedrørende miljøendringer og akvakultur. NIVA-rapport, O - 85220. Bergen
- Brun, P.F., 1981. Resipientgransking og overvaking av fjordområde i Møre og Romsdal 1980-81. Fylkesmannen i Møre og Romsdal. Molde.
- Brun, P.F., 1982. Forurensningsovervaking av fjordområde i Møre og Romsdal 1982. Fylkesmannen i Møre og Romsdal. Molde.
- Braaten, B., Molvær, J., Næs, K., Poppe, T. og Skei, J., 1985. Undersøkelser i A/S Mowi's fiskeoppdrettsanlegg på Sotra. Dokumentasjonsrapport. NIVA-rapport, O-84098. Oslo
- Clifford, H.T. and W. Stephenson, 1975. An Introduction on Numerical Classification. Academic Press. 229 pp.
- Eide, L.I., 1974. Strømforholdene i Røyrasund etter fylling. Notat. Vassdrags- og Havnelaboratoriet, Trondheim.
- FAO 1969. Fishery technical paper no. 94, p. 70. Rome.
- Heip, C., 1974. A new index measuring evenness. J. Mar. Biol. Ass. U.K., 54: 555-557.
- Hurlbert, S.N., 1971. The non-concept of species diversity Ecology 53: 577-586.
- Kirkerud, L., J. Knutzen, J. Magnusson, K. Ormerod og B. Rygg, 1984. Vurdering av renskrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter. Rapport 7. NIVA-rapport O-81006. O80.
- Lance, G.N. og W.T. Williams, 1967. A general theory of classifi-

- catory sorting strategies. I. Hierarchical systems. Comput J. 9: 373-380.
- Maroni, K., 1985. Forurensning fra fiskeoppdrett i relasjon til fortilførsel. Notat. NIVA-prosjekt O-85266. Oslo.
- Molvær, J., J. Knutzen, M. Haakstad og K. Tangen, 1984. Basisundersøkelse i Glomfjord 1981-82. Delrapport II. Vannutskiftning. Vannkvalitet. Miljøgifter i organismer. Organismesamfunn på grunt vann. NIVA-rapport O-8000316-I. Oslo
- Rygg, B., 1984a. Bløtbunnsfaunaundersøkelser. Et godt verktøy ved marine resipientvurderinger. NIVA-rapport OF-80610. Oslo.
- Rygg, B., 1985. Sammenheng mellom forurensningsgrad og forekomst av utvalgte arter av marin bløtbunnsfauna. NIVA-rapport OF-80612. Oslo.
- Shannon, C.E. and Weaver, W., 1963. The Mathematical Theory of Communication, Univ. of Illinois Press, Urbana, 118 pp.
- Statens institutt for folkehelse (SIFF) 1976. Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - Vann for omsetning - Badevann. Revidert utgave nov. 1976, Oslo.
- Torvik, O. og A. Gjerde, 1984. Gransking av resipienttilhøve i fjordområdet mellom Gurskøy og Hareidlandet. Ei vurdering av tilførsel av fosfor, nitrogen og organisk stoff (BOF7) til fjordområdet med oppsummeringstabeller. Arbeidsrapport. Herøy og Ulstein kommuner.

VEDLEGG 1

OPPSUMMERING AV FORURENSNINGSTILFØRSLER TIL FJORDOMRÅDET.
FRA TORVIK OG GJERDE (1984).

Tabell 4.5. Faktiske tilførsler av fosfor, nitrogen og organiske stoff (BOF₂) til fjordområdet i 1984. kg/år
Herøy og Ulstein kommuner.

	SONE 1			SONE 2			SONE 3			SONE 4			SONE 5			SONE 6			SONE 7			SONE 8			SONE 9			TOTALT		
	P	N	BOF ₂	P	N	BOF ₂	P	N	BOF ₂	P	N	BOF ₂	P	N	BOF ₂	P	N	BOF ₂	P	N	BOF ₂	P	N	BOF ₂	P	N	BOF ₂	P	N	BOF ₂
KJELDE	6+	1200+	-	6+	1160+	-	4+	916+	-	2+	860+	-	6+	1340+	-	6+	1360+	-	7+	1370+	-	4+	860+	-	11+	4150+	-	62+	12.710+	-
NEDBØR																														
DYRKA MARK	4	161	-	7	187	-	4	114	-	7	-	5	136	-	7	198	-	1	40	-	8	220	-	10	269	-	46	1.267	-	
SKOG	25	468	-	12	760	-	11	363	-	1	37	-	4	150	-	2	75	-	-	-	-	5	172	-	5	135	-	65	200	-
MYR	-	-	-	-	-	-	2	61	-	-	-	-	1	37	-	4	128	-	-	-	-	1	37	-	5	182	-	13	445	-
SNØFJELL	12	211	-	37	673	-	54	784	-	4	64	-	45	916	-	54	993	-	6	110	-	50	917	-	47	964	-	309	5.632	-
TETTSTADAREAL	-	-	-	2	175	-	5	35	-	-	-	-	5	35	-	50	350	-	-	-	-	85	595	-	5	35	-	175	1.225	-
SILOUTSLEPP	6	19	955	9	28	1.383	9	28	1.374	-	-	22	70	29	1.364	31	1.547	-	4	214	12	36	1.788	18	52	2.616	76	227	11.273	
MJØLKEROMSLÅP	5	5	54	4	3	36	4	3	39	-	-	7	6	69	12	10	123	-	-	-	12	10	123	12	11	126	56	48	570	
HÆDDYRGJØDSEL	78	547	8.752	163	701	14.721	162	722	15.321	4	17	447	80	520	8.857	14	18.714	14.521	17	107	3.202	139	868	15.331	336	1.774	23.816	1.147	6.523	163.918
KUNSTGJØDSEL	63	418	-	115	765	-	168	720	-	4	27	-	83	555	-	135	701	-	24	162	-	119	990	-	163	1.036	-	844	5.624	1.021.071
KLOARK.	146	945	5.570	250	1.218	7.105	573	2.761	6.107	44	213	1.245	435	2.047	12.231	553	2.688	15.684	174	845	4.049	19.497	4.036	10.111	4.920	30.931	72.622	35.176	2.071	
PROSESSAULAUP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
FISKEOPPDRETT	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SUM	415	4.116	14.655	628	5.516	24.104	937	6.201	33.168	59	725	1.714	681	5.291	22.871	981	7.613	34.375	887	2.628	29.200	35.665	4.491	24.194	1.057.701	1.847.821	2.454	13.473	398.402	

VEDLEGG 2

Kort beskrivelse av metode for similaritetsanalyse og grupperingsprosedyre etter similaritet.

For alle par av stasjoner/år (prøver) er beregnet similaritetsindekser. Bray-Curtis similaritetsindeks (B) (Clifford og Stephenson 1975) er brukt til å sammenligne to prøver (i og j) med parameterverdi $\underline{x_{ni}}$ og $\underline{x_{nj}}$

for artsantall \underline{s}

$$B = \frac{\sum_{n=1}^s |X_{ni} - X_{nj}|}{\sum_{n=1}^s (X_{ni} + X_{nj})}$$

Indeksen regnes for alle prøvepar og kan variere fra 0 til 1. Det prøveparet med den minste verdien (mest lik), danner en første gruppe (k) og sammenlignes på nytt med de øvrige prøvene, eventuelt grupper (h). Bray-Curtis indeks regnes på nytt ($\underline{B_{kh}}$) ved en fleksibel fusjonsmetode (Lance og Williams 1967) med similaritetsintensitet $\beta = -0.25$ (Clifford og Stephenson 1975):

$$B_{kh} = 0.625 (B_{hi} + B_{hj}) - 0.25 B_{ij}$$

Med fusjonsmetoden kan indeksten overskride 1.