

Resipientundersøkelse i Høgsfjorden

RF-1994/091



Resipientundersøkelse i Høgsfjorden

Rapport RF-91/94

Prosjekt nr.: 65.2590	Forfatter(e): Jorunn S. Klovning & Odd Ketil Andersen	Utgitt første gang: 7. april 1994
Ant. sider: 58	Oppdragsgiver(e): Sør-Rogaland Havbruksring	Revidert dato: 11. nov. 1994
ISBN: 82-7220-578-5	Tilgjengelighet: Åpen	Åpen fra:

Emne:

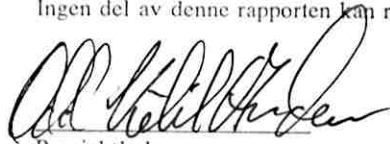
Formålet med undersøkelsen er å gi en karakteristikk av dagens belastningsnivå i forhold til Høgsfjordens resipientkapasitet, spesielt med hensyn til fiskeoppdrett. Undersøkelsen som rapporteres her har tre hovedelementer:

- 1) Resipientundersøkelse med prøvetaking, analyser og dataanalyser med en klassifisering av belastning ved bunnen i Høgsfjorden, og sammenligning med andre resipienter i Rogaland.
- 2) Vurdering av utslippskilder til Høgsfjorden for å få frem reell tilførsel av fosfor, nitrogen og organisk karbon.
- 3) Vurdering av Høgsfjordens kapasitet for fiskeoppdrett på basis av eksisterende utslipp, målt tilstand ved bunnen, samt vannutskiftning i fjorden.

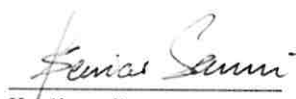
Emne-ord:

Høgsfjorden, Resipientundersøkelse, Bunndyr, Tilførsler, Oppdrett

Ingen del av denne rapporten kan reproduseres i noen form uten skriftlig tillatelse fra RF ©.



Prosjektleder
Odd Ketil Andersen



Kvalitetssikrer
Steinar Sanni



for RF-Industri og Miljø
Kåre Netland



Sammendrag

Strømmene i Boknafjordssystemet (som Høgsfjorden er en del av) vil i hovedsak være drevet av trykkendringer i kyststrømmen og vindforholdene, dernest av ferskvannstilførsler fra land og kun i liten grad av tidevannet. Store og hurtige skiftninger i vannlagene er karakteristisk for dette fjordsystemet, og vannutskiftningen i selve Høgsfjorden er derfor generelt sett god.

I Hølebassenget er vannutskiftningen begrenset av terskler og øyer som forhindrer fri vannutveksling med selve Høgsfjorden. Oppholdstiden kombinert med oksygenforbruket vil bestemme minimumskonsentrasjonen av oksygen i et fjordbasseng. Målingene i denne undersøkelsen viser at Hølebassenget er det området i Høgsfjordssystemet som kan ha problemer med lave oksygenverdier i bunnvannet.

Typisk for tilførselsregnskapet er at forskjellige kilder bidrar med ulike mengder P, N og C, og derfor vil kildenes betydning for stofftilførselen være forskjellig for stoffene. Tilførselen av P er størst fra oppdrett og skog/myr/fjell, mens skog/myr/fjell og jordbruk er de største kildene for N tilførselen. Tilførselen av C stammer i hovedsak fra skog/myr/fjell. Stoffregnskapet viser likevel at skog/myr/fjell er en av hovedkildene for alle stofftilførselene, og dette er rimelig ettersom arealfordelingen for underøkelsesområdet viser at skog/myr/fjell utgjør 90 % av nedbørsfeltets totalareal.

I tilførselsregnskapene viser avrenningsverdiene et meget høyt N:P forhold. Dette er i hovedsak forårsaket av langtransportert N og sur nedbør. Dette medfører at overflate laget i fjorden blir P begrenset i perioder med lite omrøring.

Tilstanden i selve Høgsfjorden, stasjonene 1-5, må klasifiseres som "god" (tabell 10). Det er vanskelig å legge avgjørende vekt på oksygenverdiene, da disse ikke representerer en årlig gjennomsnittsverdi, men mest sannsynlig minimums verdier sent på høsten etter produksjonssesongen. Mens en samlet vurdering av bunndyranalysene for stasjon 6 i Hølebassenget gir grunnlag for å konkludere at denne lokalitetens tilstand klassifiseres som "mindre god". Det ble påvist høyt innhold av organisk materiale i sedimentet, og oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet var lav.

Basert på en totalvurdering ut fra hydrografiske målinger, bunnforhold og tilførsler av næringssalter og organisk materiale, er resipientforholdene i Høgsfjorden, utenom Hølebassenget, generelt gode. Det er sannsynlig at Høgsfjorden kan mota større tilførsler enn de som finnes i dag uten at dette medfører en betenkelig forurensningsutvikling. På det nåværende tidspunkt er det derfor ikke grunnlag for å definere spesielle krav til regulering av utslipp rettet mot en spesiell bruker av resipienten. Et vesentlig unntak er Hølebassenget, som kan karakteriseres som moderat organisk belastet, og bør følges opp med begrensninger i utslipp der dette er mulig.



Innhold

INNLEDNING	1
BAKGRUNN FOR UNDERSØKELSEN.....	1
UNDERSØKELSESOMRÅDET.....	2
RESIPIENTUNDERSØKELSE	4
MATERIALE OG METODER.....	4
Innsamlingsprogram.....	4
Hydrografi.....	5
Sediment.....	5
Innsamling.....	5
Analyser.....	5
Bunnfauna	5
Innsamling.....	5
Analyser.....	6
Utvalg av taksonomiske grupper.....	6
Univariate metoder.....	6
Diversitet.....	6
Fordeling av arter i geometriske klasser.....	7
Multivariate metoder.....	8
Andre vurderingskriterier.....	9
RESULTATER OG DISKUSJON.....	9
Hydrografi.....	9
Generelt om fjorder.....	10
Hydrografiske måledata.....	10
Utskiftning i Hølebassenget.....	17
Sammendrag av hydrografi	17
Sediment.....	18
Partikkelsammensetning og organisk innhold.....	18
Bunndyr.....	20
Antall arter og individer.....	20
Diversitet.....	21
Diversitetskurver.....	21
Log-normal fordeling.....	23
Multivariate metoder.....	23
Dominerende arter.....	26
Sammendrag av biologiske analyser.....	27
STOFFTILFØRSLER	28
MATERIALE OG METODER.....	28
Kartgrunnlag	28
Opplysninger om utslippsmengder.....	28
Beregningsgrunnlag.....	29
RESULTATER OG DISKUSJON.....	29
Nedbørfelt.....	29

Meteorologi	30
Arealregnskap	33
Spesifikke tilførselsbidrag	34
Kloakk	35
Oppdrettsanlegg.....	35
Jordbruk.....	36
Skog, myr, fjell	37
Nedbør	38
Tilførselsregnskap - kilder	38
Fosforregnskap.....	38
Nitrogenregnskap.....	41
Organisk stoff regnskap	42
Tilførselsregnskap - områder.....	44
N/P-forholdet.....	44
Vassdragene.....	46
Lysefjord.....	46
Øvrig land.....	46
Sjøområdet (direkte).....	47
SAMMENFATTENDE DISKUSJON	48
HYDROGRAFI.....	48
BUNNFORHOLD	48
SAMMENLIGNING AV TILFØRSELSKILDER.....	49
TIDLIGERE UNDERSØKELSER	50
HØGSFJORDENS KAPASITET FOR FISKEOPPDRETT	52
REFERANSER.....	54
VEDLEGG.....	58

INNLEDNING

BAKGRUNN FOR UNDERSØKELSEN

Høgsfjorden er resipient for ulike aktiviteter som kommunal kloakk, kloakk fra hyttefelt, avrenning fra jordbruksområder, vassdrag og oppdrettsanlegg, samt direkte tilførsler via nedbør.

LENKA rapporten (Hauge 1989) deler områdene i Høgsfjorden etter en A, B og C skala med synkende kapasitet for oppdrettsanlegg. Metodene som er brukt baseres på en rekke forutsetninger. Resipientkapasiteten er basert på graden av "innelukkethet" og terskelforekomster, arealfordeling i forskjellige dybdestrata, kapasitetsindekser for A, B, og C-områder og vurdering av eksisterende utslipp. Med så mange forenklinger vil det kunne oppstå avvik i forhold til den faktiske tilstanden, og "oppfølgende undersøkelser og overvåking er nødvendig for å kunne korrigere de anslagene som er gjort..." (Hauge 1989). Hauge (1989) konkluderte at Høgsfjorden var en overbelastet resipient.

På bakgrunn av LENKA vurderingene er det derfor vesentlig å få en oversikt over de reelle tilførslene av organisk materiale og næringssalter til Høgsfjorden fra andre kilder enn oppdrett. I rapporten gis en samlet oversikt over disse kildene og en vurdering i forhold til hvor i fjordsystemet de tilføres.

Formålet med undersøkelsen er å gi en karakteristikk av dagens belastningsnivå i forhold til Høgsfjordens resipientkapasitet, spesielt med hensyn til fiskeoppdrett. Undersøkelsen som rapporteres her har tre hovedelementer:

- 1) Resipientundersøkelse med prøvetaking, analyser og dataanalyser med en klassifisering av belastning ved bunnen i Høgsfjorden, og sammenligning med andre resipienter i Rogaland.
- 2) Vurdering av utslippskilder til Høgsfjorden for å få frem reell tilførsel av fosfor, nitrogen og organisk karbon.
- 3) Vurdering av Høgsfjordens kapasitet for fiskeoppdrett på basis av eksisterende utslipp, målt tilstand ved bunnen, samt vannutskiftning i fjorden.

For å karakterisere miljøtilstanden i fjordens dypparti, ble et tokt gjennomført i begynnelsen av desember 1992. Resipientundersøkelsen omfatter innsamling av hydrografiske data, sedimentdata og bunndyr.

Tilførsler fra de ulike kildene er satt opp med basis i litteraturdata, og innhentede utslippsdata fra de berørte kommuner og fiskeoppdrettere.

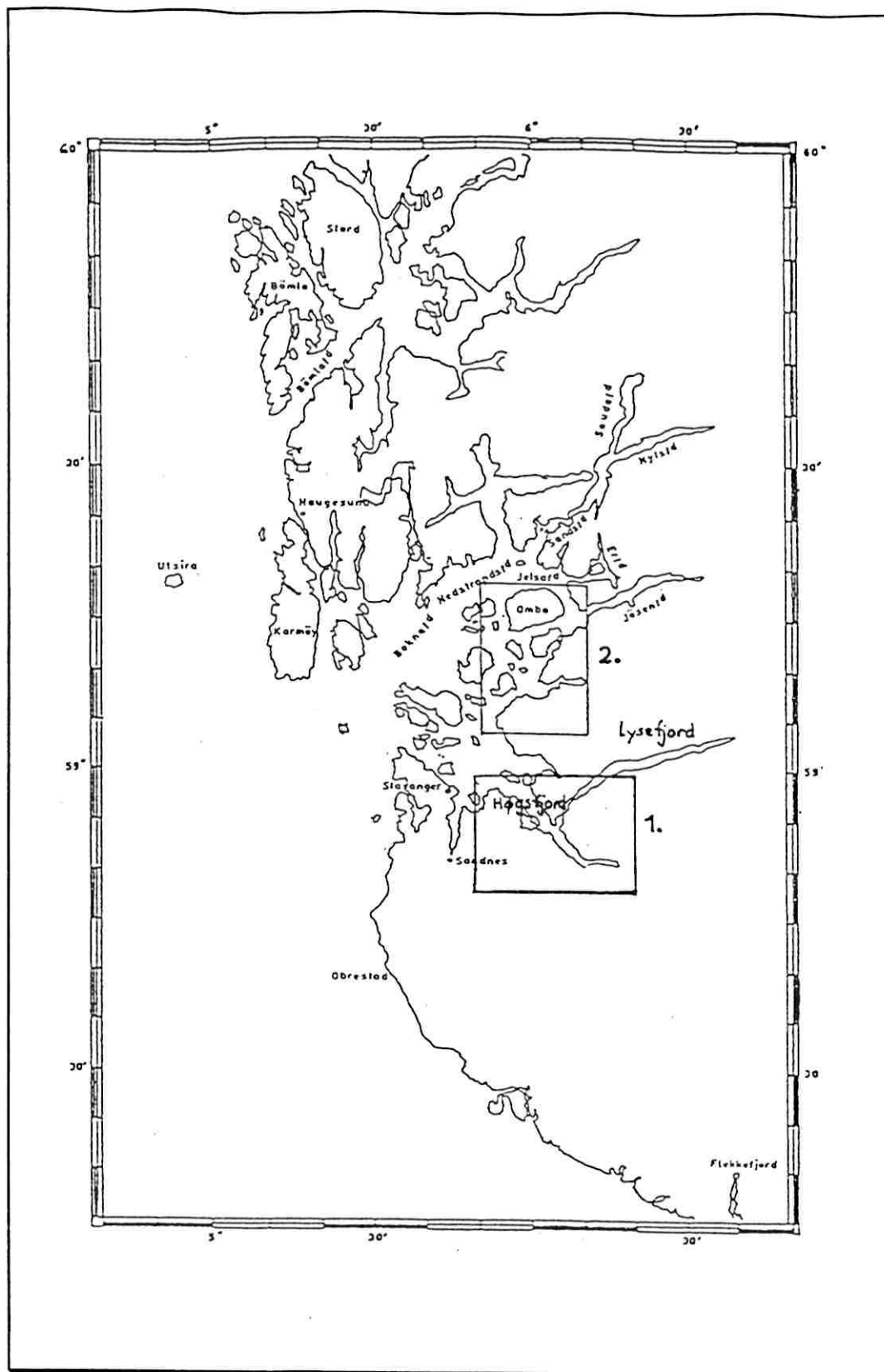
UNDERSØKELSE SOMRÅDET

I denne sammenheng har vi valgt å definere fjordområdet betegnet som Høgsfjorden som sjøområdet fra Usken¹-Idse i nord og til og med Frafjorden i sør (figur 1 og 2). I LENKA sammenheng er Høgsfjordområdet definert noe annerledes ved at et område nord for Usken og nordvest for Kalvøy er tatt med, samt at Frafjorden er skilt ut som egen LENKA sone.

Høgsfjorden er 23 km lang, og strekker seg i sørøstlig retning fra fjordsystemet utenfor gjennom kommunene Sandnes, Gjesdal, Forsand og Strand i Rogaland. Høgsfjorden er via Idse-, Åmøy- og Hidlefjorden utenfor en del av det større Boknafjordsystemet, og vil være påvirket av meteorologiske, hydrologiske- og hydrografiske forhold i dette fjordsystemet. Lengst i sørøst går Høgsfjorden over i Frafjorden, som strekker seg 6 km i østlig retning. Høgsfjordens bredde varierer fra ca. 3 km ytterst til ca. 1 km innover i Frafjorden. Omtrent midtveis langs fjordens sørside, ligger Hølebassenget avgrenset fra den åpne fjorden av Ådnøy og andre småøyer. Midtveis langs fjordens nordside munner Lysefjorden ut.

Høgsfjorden er ingen typisk terskelfjord, og vannutvekslingen med områdene utenfor kan derfor forventes å være god. I Frafjorden varierer dypet fra 140 m i munningen til 140-175 m innover i fjorden. Mellom Dirdal og utløpet av Lysefjorden er det et basseng som på sitt dypeste er ca. 190 m dyp. Videre utover blir det jevnt dypere ned til ca. 270 syd for Idsal. Lysefjorden munner ut i Høgsfjorden over en terskel på 13 m dyp. Lysefjorden strekker seg 38 km i nordøstlig retning fra Høgsfjorden. Fjorden er inndelt i fire hovedbassenger, og største dyp er ca. 450 m. Terskeldypet mellom Oanes og Forsand (13 m) er den grunneste terskelen i fjorden. Hølebassenget avgrenses fra Høgsfjorden ved et smalt sund med terskeldyp på 38 m i nord, og 27-33 m i sør. Maksimaldypet i Hølebassenget er 104 m.

¹Kartnavn: Uskjo



Figur 1. Sørvestlandet med undersøkelsesområdet. Figuren er delvis hentet fra Wakili et al. (1992). 1: Undersøkelsesområdet i denne rapporten, 2: undersøkelsesområdet i Wakili et al. (1992).



RESIPIENTUNDERSØKELSE

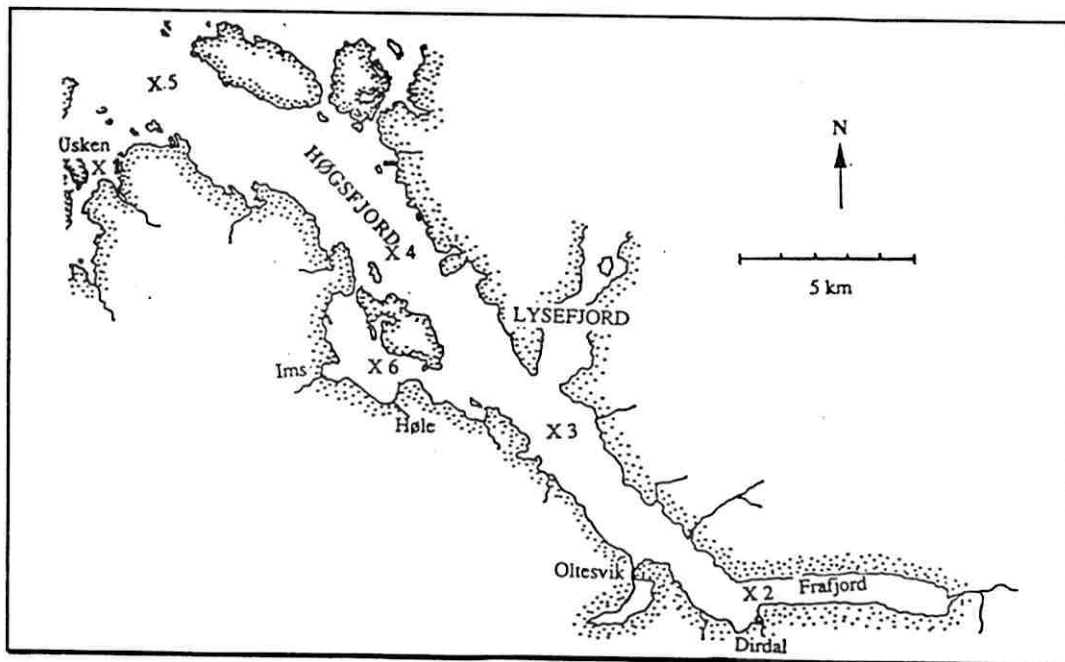
MATERIALE OG METODER

Innsamlingsprogram

Innsamlingen er foretatt 3-4 desember 1992. Fartøyet "Stril explorer" er benyttet ved innsamlingen, og deltakere på feltarbeidene foruten båtmannskapet har vært Odd Ketil Andersen, Arne U. Myhrvold og Hege Eggesbø.

Stasjonene som er undersøkt er fordelt langs hele fjordens lengde (figur 2). Stasjonsplasseringen er valgt ut i samarbeid med Fylkesmannens miljøvernaveidning, samt Sør-Rogaland havbruksring. Lokalisering av stasjonene ble gjort både med hensyn til å avdekke fjordens generelle tilstand, og for å dekke mer spesielle deler av fjordområdet. Stasjon 1 (Uskasd.) ligger nord for Uskasundet, og er undersøkt med tanke på mulige effekter av akvakulturvirksomheten i området. Stasjonene 2 (Dirdal), 3 (Forsand), 4 (Bersagel) og 5 (Idse) ligger med omtrent samme avstand fra hverandre utover fjorden fra Dirdal til fjordmunningen sørvest for Idse. Stasjon 6 (Høle) er plassert sentralt i Hølebassenget. Navnene på de enkelte stasjonene som er gitt i parentes er ikke alltid nøyaktige stedsangivelser, men er valgt fordi det er navn på litt større steder, og er brukt i den hensikt å indikere omtrentlig plassering i undersøkelsesområdet.

På alle seks stasjonene er det gjort hydrografiske målinger (salinitet, temperatur og oksygen). Det er tatt sedimentprøver til analyse av partikkelsammensetning og organisk innhold, samt bunndyrprøver på alle stasjonene.



Figur 2. Stasjonsplassering for hydrografi- og bunnstasjoner i Høgsfjorden.

Hydrografi

Hydrografiske data ble innsamlet på alle stasjonene. De hydrografiske målingene omfatter temperatur, saltholdighet og oksygeninnhold. Innsamlingen ble utført ved kontinuerlig logging i hele vannsøylen ved hjelp av en CTD sonde med oksygensensor (Meerestechnik Elektronik) utlånt fra Universitet i Bergen.

I tillegg ble det på større dyp tatt vannprøver med Nansen vannhenter for oksygenmålinger. Oksygenprøvene ble tatt på dypene 50-, 20-, 10-, og 2 m over bunnen, og ble analysert ved Winkler titrering. Dette ble gjort fordi oksygensonden fungerte dårlig i de dypere partiene.

Sediment

Innsamling

Det ble tatt én prøve per stasjon til analyse av partikkelsammensetning og organisk innhold i sedimentet. Prøvene ble tatt fra det første grabbhugget.

Prøvene ble tatt gjennom en luke på toppen av 0,2 m² van Veen grabben. Alle prøvene ble fryselagret frem til analyse.

Analyser

Partikkelsammensetningen er analysert etter standard metode beskrevet i Buchanan (1984). Sandfraksjonen analyseres ved hjelp av sikter, mens partikler med størrelse mindre enn 63 µm analyseres ved hjelp av sedimentasjonsanalyse.

Organisk innhold er beregnet for to parallelle prøver etter tørking ved 105°C og brenning ved 550°C (NS 4764).

Bunnfauna

Innsamling

Prøver til analyse av bunnfauna er samlet inn med en 0,2 m² van Veen grabb med maksimalt prøvevolum på 48 l. Det er tatt to replikate grabbhugg fra hver stasjon. Prøvevolumet ble registrert i en volummåler før sikting. Prøvene ble siktet gjennom sikter med hull diameter 5, 0 og 1,0 mm, slik at prøvene er kvantitative for bentisk fauna >1,0 mm (Hovgaard 1973). Prøvene ble fiksert med 4 % formalin, tilsatt fargestoffet bengalrosa og nøytralisert med boraks.

I laboratoriet er alle dyr plukket ut under lupe, og overført til egnet konserveringsmiddel. Grovsorteringen er utført av Trygve Berg Lea. Dyrene er identifisert til art så langt dette har vært mulig. Molluskene og echinodermene er artsbestemt av P. J. Johannessen, mens J. P. Abel har stått for identifiseringen av de resterende gruppene.

Analyser

Antallet av arter og individer er primære resultater i bunnfauna undersøkelser. Ettersom antallet arter og individer i upåvirkede marine sedimenter kan være høyt og derfor er vanskelig å få oversikt over, er det hensiktsmessig å sammenfatte informasjonen ved bruk av ulike beregningsmetoder og grafiske fremstillinger.

Ved å redusere datasett med mange variable (her vil hver bunndyrart representere en variabel) til enklere tall eller informative figurer, vil det på grunn av de enkelte metoders svakheter være fare for at vesentlig informasjon går tapt. Metodene har ulike fordeler og ulemper, og det er derfor vanlig å benytte flere utfyllende og tildels overlappende metoder. I denne undersøkelsen er analysene utført ved hjelp av beregninger og figurfremstillinger som er anbefalt og vanlig brukt i tilsvarende resipientundersøkelser (Field et al. 1982; Green 1988; Klovning 1990).

Utvalg av taksonomiske grupper

Av flere årsaker er det lite hensiktsmessig å utføre analyser på det fullstendige faunamaterialet som er opparbeidet fra grabbprøvene (vedleggstabell 1). Taksonomiske grupper (art og slekt) som er tatt med i de videre analysene, er tatt med ut fra følgende kriterier:

- Artene er typisk bentiske (lever i bunnsedimentet)
- Artene er samlet kvantitativt med grabben
- Individene holdes tilbake på sikt med maskevidde 1 mm
- Individene er identifisert til art, slekt eller familie

Dette medfører at grupper som Nemertini (slimorm), Nematoda (rundmakk) samt de fleste Crustacea (krepsdyrene utenom gravekrepsen *Calocaris macandreae*, *Leucon nasica*, og *Diastylis sp.*) ikke er med i analysene.

Univariate metoder

Diversitet

Diversitet blir beregnet ut fra antall arter og fordeling av individene på artene i prøven. Med høyt antall arter og jevn individfordeling mellom artene, vil prøven ha høy diversitet. Diversitet er beregnet som Shannon-Wieners diversitetsindeks (H') (Shannon & Weaver 1949), jevnhet (Pielou 1966), samt diversitetskurver (Hurlbert 1971).

Shannon-Wiener indeksen beregnes som:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$$

Hvor $p_i = n_i / N$, s = totalt antall arter, n_i = antall individer av i 'te art og N = totalt antall individer.

Jevnhet (J) er et mål på hvor jevnt individene er fordelt mellom artene. Verdiene ligger mellom 0 og 1. Verdien vil gå mot 0 om de fleste individene tilhører en art, mens den vil være 1 om alle artene er representert med like mange individer. Ved maksimal diversitet, vil alle artene være representert med like mange individer, det vil si at $H' = \log_2 S = H_{\max}$. Forholdet mellom observert- (H') og maksimal diversitet (H_{\max}), kan derfor sees som et mål på jevnhet (Magurran 1988). Jevnhet beregnes som:

$$J = \frac{H'}{\log_2 S} = \frac{H'}{H_{\max}}$$

Diversitetskurver er laget etter Hurlberts formel fra 1971 (Hurlbert 1971):

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

hvor $E(S_n)$ = forventet antall arter i en delprøve av n tilfeldig valgte individer, N = totalt antall individer i prøven, S = totalt antall arter i prøven, og N_i = antall individer av art i.

Resultatene av det beregnede antall arter plottes mot delprøvens størrelse (n) på en logaritmisk skala. Den bratteste kurven i et plott har høyest antall arter i forhold til antall individer; det vil si høyest diversitet. Endepunktene for kurvene er plottet i Rygg's (1984) referansediagram for diversitet i norske fjorder, hvor faunaprøvene karakteriseres fra svært lav, lav, moderat, normal til høy diversitet.

Fordeling av arter i geometriske klasser

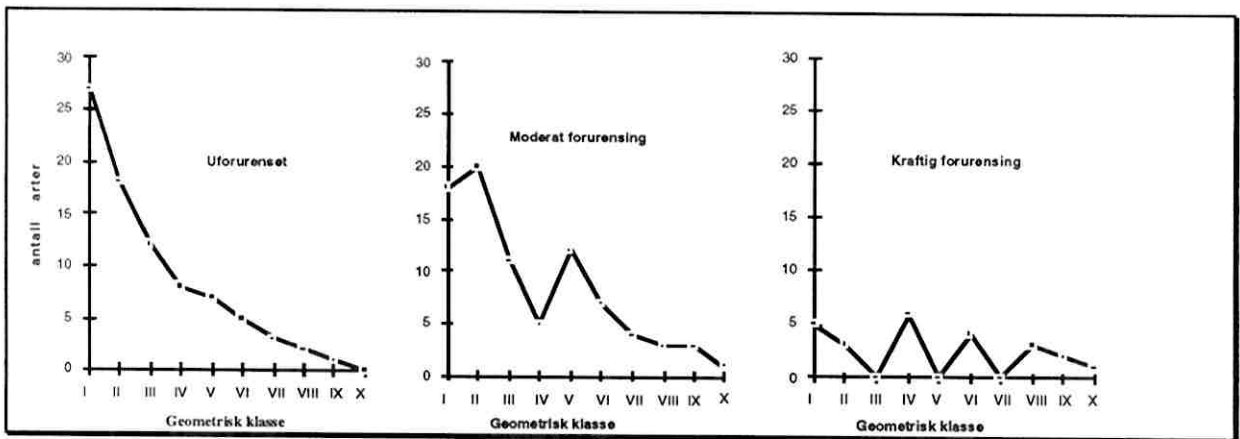
Denne metoden (også kalt log-normal fordeling) gir en grafisk fremstilling av hvordan individene fordeler seg på artene, og gir derfor et godt bilde av faunastrukturen på stasjonene.

Dyrene deles inn i geometriske klasser, slik at de arter som forekommer med 1 individ er i klasse I, de med 2-3 individ i klasse II og så videre (tabell 1). Deretter plottes individ per art i geometriske klasser (x-aksen) mot antall arter (y-aksen); (Gray & Pearson 1982).

I uforstyrrede områder vil det være relativt mange arter med få individer, og færre arter med mange individer (figur 3). Dette gir en kurve som starter høyt på y-aksen og faller raskt mot x-aksen. I stresspåvirkede samfunn vil fordelingen av arter og individer endre seg (Pearson & Rosenberg 1978). Resultatet av endringene sees ved at kurven starter lenger nede på y-aksen, har gjerne flere toppler og strekker seg lenger utover langs x-aksen (Gray et al. 1992).

Tabell 1. Antall individer pr. art i ulike geometriske klasser.

Geometrisk klasse	Antall ind. pr.art
I	1
II	2-3
III	4-7
IV	8-15
V	16-31
VI	32-63
VII	64-127
VIII	128-255



Figur 3. Typiske log-normal fordelinger på stasjoner med ulik stresspåvirkning.

Multivariate metoder

Klassifisering (klusteranalyse) og ordinering er benyttet for å undersøke likheten mellom bunndyrsprøvene (Clarke & Green 1988; Field et al. 1982; Gray et al. 1988; Warwick & Clarke 1991).

Bray-Curtis mål på likhet mellom prøvene er brukt i begge analysemetodene for at metodene skulle være direkte sammenlignbare. Bray-Curtis dissimilaritetsindeks er definert som (Bray & Curtis 1957):

$$\sigma_{jk} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^S |(Y_{ij} - Y_{ik})|}{\sum_{i=1}^S (Y_{ij} + Y_{ik})}$$

hvor σ_{jk} er likheten mellom prøve j og k summert over alle artene l til s, Y_{ij} er antall individer av art i i prøve j, og Y_{ik} er antall individer av art i i prøve k.

I klusteranalysen er sorteringsteknikken "group-average-sorting" benyttet (Clifford & Stephenson 1975). Likheten mellom prøvene er beregnet fra Bray-Curtis dissimilaritesindeks som:

$$S_{jk} = 1 - \sigma_{jk}$$

hvor S_{jk} er likheten mellom prøve j og k.

Resultatet av analysen er et dendrogram. Forbindelseslinjen mellom "grenene" i dendrogrammet viser hvilke prøver som ligner mest på hverandre, og hvor stor denne likheten er.

Ordineringsteknikken "non-metric multidimensional scaling" er benyttet (Kruskal & Wish 1978). Resultatet av denne analysen er et to (alternativt tre-) dimensjonalt plott, hvor avstanden mellom punktene gjenspeiler grad av likhet mellom prøvene. Stressfaktoren for analyseresultatet forteller hvor godt metoden lykkes med å få frem den reelle likheten mellom prøvene. Stressfaktoren er null ved eksakt overensstemmelse, og i praksis vil derfor stressverdien alltid bli større enn null. En stressverdi på 0,1 indikerer rimelig god overensstemmelse.

Andre vurderingskriterier

Det er utviklet et system for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Rygg & Thélín 1993). Tilstand og forurensningsgrad klassifiseres i fem ulike klasser/grader. Virkninger av organiske stoffer karakteriseres bl. a. ved hjelp av oksygen i dypvann og artsmangfold for bløtbunnsfauna. *Tilstand* vurderes ut fra målte verdier, mens kunnskap om naturgitte forhold er nødvendig som tilleggsinformasjon ved vurdering av *forurensningsgrad*.

RESULTATER OG DISKUSJON

Hydrografi

Hydrografi kapittelet er inndelt i tre hoveddeler:

- 1) Første del gir en generell beskrivelse av vannutskiftning og strømforhold i fjorder (Boknafjordssystemet).
- 2) Deretter følger en detaljert beskrivelse av hydrografien ut fra våre målinger i desember 1992. Hydrografien for stasjonene i selve Høgsfjorden (stasjon 2, 3, 4 og 5) beskrives først, mens stasjon 6 i Høle og stasjon 1 i Uskasundet beskrives separat. Våre måledata sammenstilles deretter med data innhentet fra Norsk Oceanografisk Datasenter (NOD), og andre måledata fra Høgsfjorden.
- 3) Til slutt følger en sammenfatning av hydrografien i Høgsfjorden.

Generelt om fjorder

Sammenfatningen om strømforhold og vannutskiftning for Boknafjordsystemet er i stor grad hentet fra Wakili et al. (1992).

Det er generelt tre hovedtyper av vannmasser som dominerer og driver prosessene i fjordsystemer:

1. Overflatevannet, som er brakkvann og er en blanding av ferskvannsavrenning og det underliggende sjøvannet.
2. Et mellomliggende lag, som består av vann fra den norske kyststrømmen og har sitt opphav i Kattegat og Skagerak. Karakteristisk for kyststrømmen er at den har et stort innslag av ferskvann, men når den når fram til Stavanger området, har den vanligvis en saltholdighet på ca. 30‰, og er dermed tyngre enn det lokale brakkvannet.
3. Dypvannet er atlantisk sjøvann med en salinitet på ca. 35‰.

Dette vil i grove trekk også gjelde for Høgsfjorden. Strømmene i Boknafjordsystemet som Høgsfjorden er en del av, er først og fremst drevet av trykkendringer i kyststrømmen og av vindforholdene, i mindre grad av ferskvannstilførsler fra land og kun i liten grad av tidevann. Det karakteristiske ved hydrografien i området er store og hurtige skiftninger i vannlagene, som i hovedsak kan karakteriseres ved to typer påvirkning som representerer ytterpunktene i disse kompliserte prosessene.

1. Lokal fralandsvind som blåser overflatelaget og mellomlaget ut av fjordsystemet kombinert med at lite overflatevann slipper ut av Skagerak, vil gjøre overflate- og mellomlagene tynne og store mengder atlantisk vann vil strømme inn i fjordene og komme nær opp til overflaten.
2. Kraftig pålandsvind kombinert med store utbrudd av overflatevann fra Skagerak vil presse og holde overflatevannet og mellomlaget inne i fjordsystemet. Disse lagene vil da bli tykke og presse det atlantiske vannet ned og ut av fjordene.

I oppstuvingssituasjoner langs kysten vil transporten gå inn i øvre lag, føre til en nedstrømming av kystvannet og en strøm utover i nedre lag. Dette er trolig den dominerende vannutskiftnings-mekanismen i Boknafjordområdet.

Tidevanns-forskjellen er relativt liten i Boknafjordsområdet (40-50 cm) og kombinert med stort terskeldyp mot Horjefjorden (ca. 240 m) og store bunn-dyp inne i fjorden (ca. 270 m) er tidevannshastighetene små og nettoutvekslingen av vann trolig liten i forhold til inn- og utstrømninger forårsaket av trykkendringene i kystvannet og den utgående brakkvanntransporten.

Hydrografiske måledata

Resultatene av de hydrografiske målingene fra overflaten og ned til bunnen er vist i figur 4. Ujevne og hakkete grafer kan skyldes at sonden er senket raskt nedover i forhold til sondens stabiliseringstid, slik at det er oppstått en forskyvning i registreringene. Resultatene av vannprøvemålinger av oksygen fremkommer som punkter i figurene.

Oksygenprofil mangler for stasjon 1 fordi oksygenmembranen var i ustand.

Hydrografien på stasjonene i selve Høgsfjorden (stasjon 2, 3, 4 og 5) avspeiler en typisk høst-vinter situasjon på stasjonene. Figurene viser en tydelig avkjølingseffekt og ferskvannspåvirkning i overflatelaget fra 0-3 m dyp. Ferskvannspåvirkningen i overflatelaget avtar utover i fjorden fra stasjon 2 ved Dirdal (15,1 ‰) til stasjon 5 ved Idse (26,0 ‰). Vannmassene på stasjon 2 påvirkes av stor ferskvannsavrenning fra Dirdalsvassdraget og Frafjordvassdraget. Under det ferskvannspåvirkede øvre laget, øker saltholdigheten jevnt mot bunn på alle stasjonene til 35,0 ‰. Høy saltholdighet i bunnvannet viser at det er god utskiftning med saltene havvann. Temperaturprofilene viser også at det ferskvannspåvirkede overflatelaget er kaldere, og kaldest innerst i fjorden. Fra temperaturer i overflaten på 5,6-7,4 °C stiger temperaturen jevnt til en maksimum temperatur (9,5-10,0 °C) på 50-70 m dyp, og avtar deretter mot bunn igjen til 7,6-7,9 °C.

Oksygenprofilene for stasjonene 2, 3, 4 og 5 har like forløp. Fra en konsentrasjon av oksygen i overflaten på 7,7-9,6 mg O₂/l, avtar oksygeninnholdet i vannet gradvis mot bunn-nivåer på 5,3-6,6 mg O₂/l (= 3,8-4,7 ml O₂/l) på stasjon 4 og 5 som er de dypeste stasjonene. Dette er ikke kritisk lave verdier for bunndyrene, men gir likevel grunn til å plassere denne delen av Høgsfjorden i tilstandsklasse "mindre god" med hensyn til oksygen i bunnvann, om en antar at disse verdiene er representative for en gjennomsnitt gjennom året (Rygg & Thelin 1993). Tatt i betraktning at prøvetagingsen er foretatt sent på året etter produksjonsperioden, og at det ut i fra hydrografien ikke er foregått noen nylig vannutskiftning i dypvannet, så kan oksygenverdiene også representere minimumsverdier. I så fall vil det medføre at tilstandsklassen blir karakterisert som "god" med hensyn til oksygen i bunnvannet.. Oksygenmålingene ved bunn på stasjon 5 viser at oksygenkonsentrasjonen øker rett over bunn til 6,6 mg/l. Dette skyldes trolig at det kan ha kommet inn friskt bunnvann nylig.

Hydrografien på st. 1 (Uskasd.) og st. 6 (Høle) skiller seg noe fra stasjonene i det åpne fjordområdet. Saltholdighetsprofilen for stasjon 6 i Høle viser at overflatesjiktet her er like kraftig påvirket av ferskvannstilførsel som stasjon 2 ved Dirdal. Saltholdigheten øker fra 12-13 ‰ øverst til 32 ‰ på 5 m dyp. Dette skyldes områdets innelukket og nærhet til land med avrenningen fra Ims-Lutsivassdraget. Saltholdigheten ved bunn er noe lavere (34,6 ‰) enn i bunnvannet ellers i fjorden. Dette indikerer at vannutvekslingen med resten av fjorden er noe begrenset i Hølebassenget, slik at vannet har lenger oppholdstid her enn vannet i fjorden utenfor. I likhet med resten av stasjonene i fjorden, viser temperaturprofilen også her at det ferskvannspåvirkede overflatelaget er kaldere. Fra en temperatur i overflaten på 6,2 °C stiger temperaturen jevnt til en maksimum temperatur 9,7 °C på ca. 50 m dyp, og avtar deretter mot bunn igjen til 7,7 °C.

Oksygenprofilen på Stasjon 6 skiller seg fra resten av stasjonene ved at oksygenkonsentrasjonene faller kraftig mot bunnen. Oksygennivået faller noe de første fem metrene som følge av at vannet blir varmere og mer salt, men er deretter relativt stabilt ned til omtrent 50 m dyp. Fra dette dypet (litt dypere enn terskeldypet) avtar oksygeninnholdet jevnt

til 1,80 mg O₂/l (=1,26 ml O₂/l) ved bunn. Dette oksygenivået plasserer Hølebassenget i tilstandsklasse "nokså dårlig" (Rygg & Thélin 1993). Rosenberg (1980) oppgir et oksygeninnhold på 2 mg/l (1,4 ml/l) som kritisk for bunndyr, og under denne verdien reduseres artsmangfoldet vesentlig. Nedgangen i oksygenkonsentrasjon mot dypet har sammenheng med høyt forbruk av oksygen på grunn av stor tilførsel av organisk stoff, og begrenset utskiftning av bunnvannet.

På stasjon 1 i Uskasd. sees ingen markert ferskvannspåvirkning i overflatesjiktet. Saltholdigheten er jevnt økende fra overflaten (31,8 ‰) mot bunn (34,5 ‰). Temperaturprofilen viser en jevnt, svak økning i temperaturen fra 8,3 °C i overflaten til 9,5 °C i mellomsjiktet 80-90 m, for deretter å avta noe mot bunn (8,9 °C).

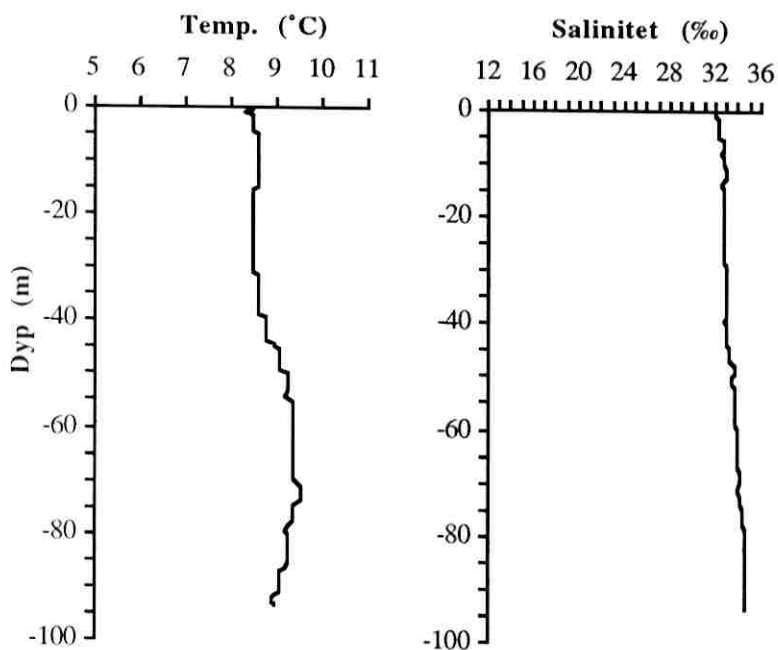
Data som er innhentet fra Norsk Oceanografisk Datasenter (NOD) er samlet inn ulike årstider i perioden mai 1932 til oktober 1975. De undersøkte stasjonene har bare delvis sammenfallende posisjon med stasjonene i foreliggende resipientundersøkelse. Data fra NOD som er vurdert her fordeler seg i hovedsak mellom sentrale og østlige deler av Frafjord, samt sentralt i Høgsfjorden ved munningen av Lysefjorden.

I den følgende presentasjonen er det lagt størst vekt på vårmålingene fra NOD som et supplement til våre vinterobservasjoner. NOD's vintermålinger blir omtalt i den grad de viser et annet bilde av hydrografien enn det som er fremkommet ved våre målinger i desember 1992. Stasjonene vil bli omtalt i rekkefølge fra innerst til ytterst i fjorden.

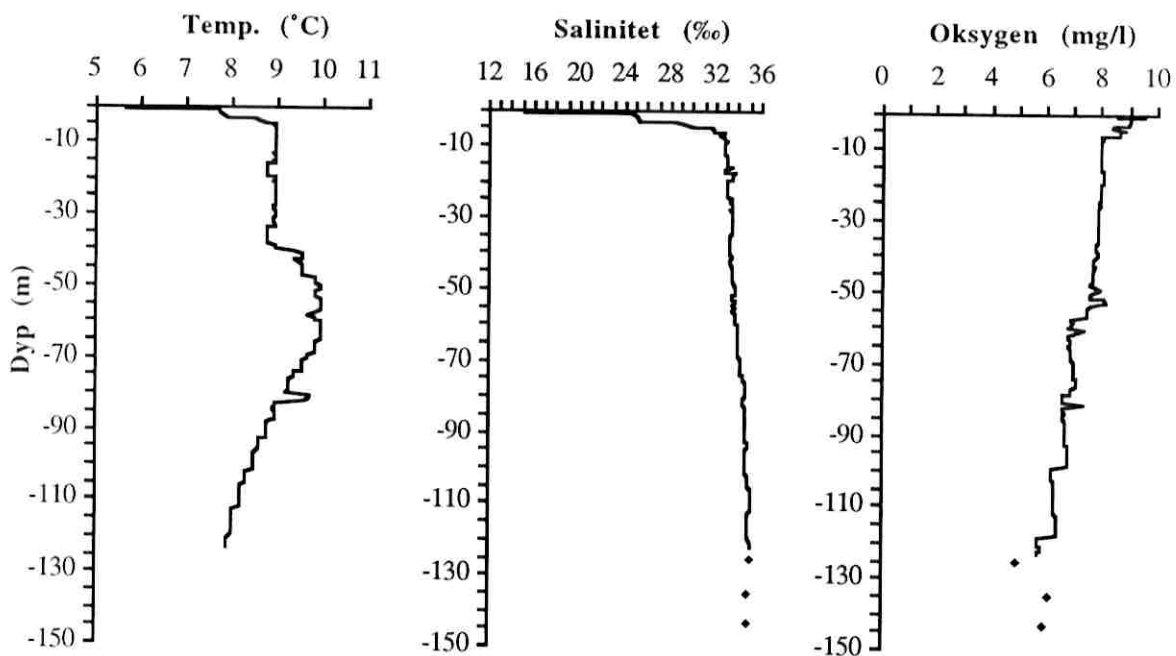
Ved alle vårmålingene på stasjonene i Frafjord viser saltholdighetsprofilene at overflatevannet ned til ca. 5 m er ferskvannspåvirket. Fra 5 m dyp stiger saltholdigheten svakt, mot høyeste verdi på 55-75 m. Temperaturprofilene målt om våren er mer variable de enkelte år. Resultatene spenner fra lik temperatur i hele vannsøylen, til en mer sammensatt situasjon med et varmt overflatelag hvorfra temperaturen synker raskt mot 20 m dyp, for deretter å øke til nytt maksimum og stabil temperatur på ca. 50 m dyp. Oksygenprofilene om våren viser et oksygeninnhold i overflaten på 11-12 mg/l. Oksygenkonsentrasjonene faller mot dypet og når minimum i de fleste målingene på 50 m dyp. I de fleste profilene er det tydelig at vannmassene over 50 m dyp skiller seg fra vannmassene under dette laget.

Resultatene fra oktober-november målingene gir inntrykk av at tidspunktet for fullstendig omrøring av vannmassene kan variere. Hydrografiprofilene enkelte år viser lagdelte vannmasser, mens omblandig av henholdsvis deler av (0-50 m) eller hele vannsøylen har funnet sted på denne tiden et annet år. Typisk situasjon basert på NOD data og våre data ser ut til å være et øvre (0-10 m) kaldt, ferskvannsinblandet lag, etterfulgt av et mellomlag med svakt økende saltholdighet og jevnt fallende oksygeninnhold og temperaturmaksimum fra 30-60 m dyp. Oksygenprofilene viser noe ulikt mønster i avtakende oksygeninnhold med dypet, men oksygeninnholdet i bunnvannet er aldri lavere enn 6-7 mg O₂/l.

Stasjon 1.

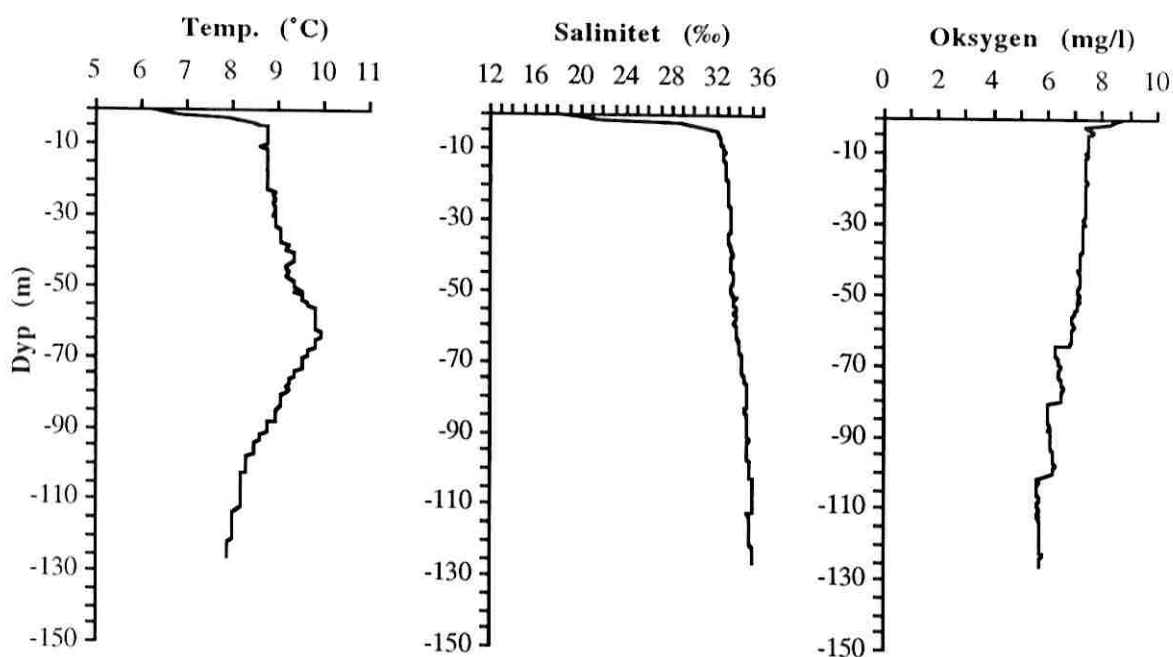


Stasjon 2.

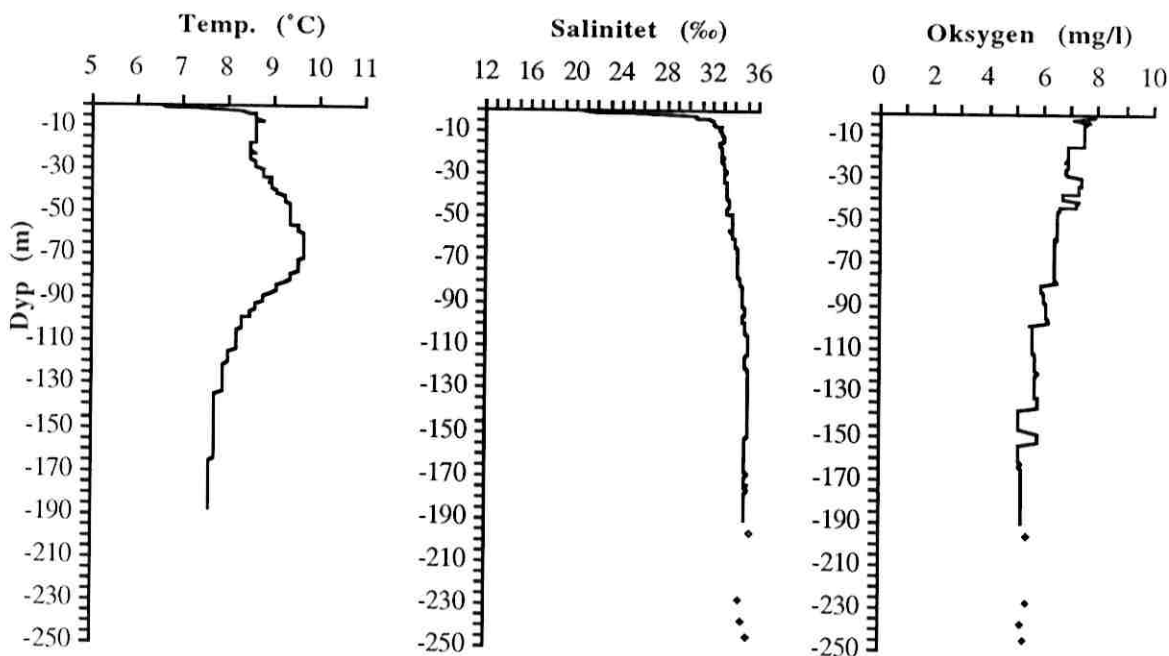


Figur 4. Temperatur-, saltholdighets- og oksygenprofiler på stasjon 1 og 2 i Høgsfjorden

Stasjon 3.

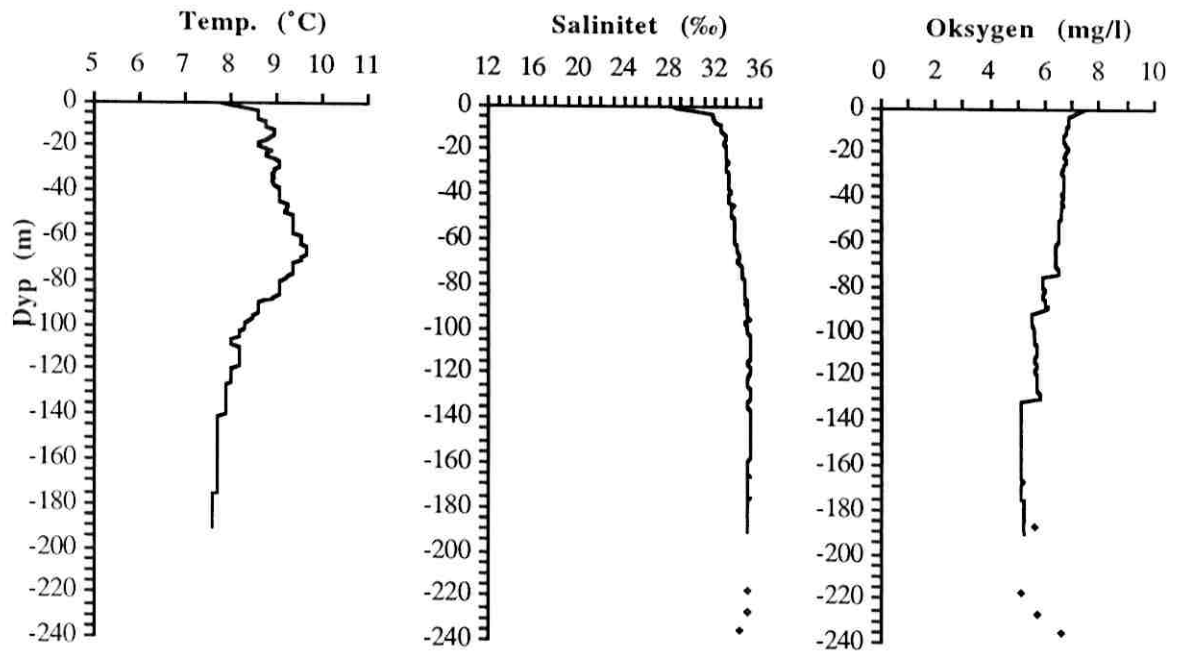


Stasjon 4.

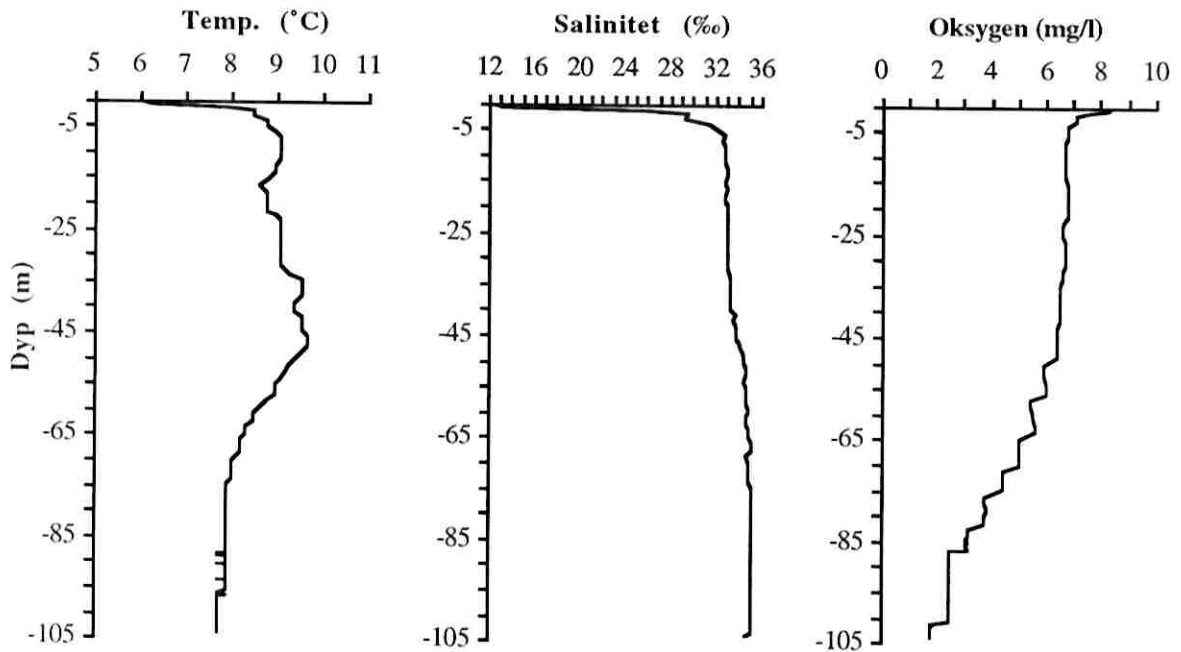


Figur 4 forts. Temperatur-, saltholdighets- og oksygenprofiler på stasjon 3 og 4 i Høgsfjorden

Stasjon 5.



Stasjon 6.



Figur 4 forts. Temperatur-, saltholdighets- og oksygenprofiler på stasjon 5 og 6 i Høgsfjorden.

Hydrografiprofilene fra NOD data ved vår stasjon 3 (Forsand) i mai viser tilsvarende bilde som i Frafjorden samme årstid; med et øvre varmt, ferskvannspåvirket lag (0-10 m) hvor saltholdigheten øker raskt men oksygenkonsentrasjonene er stabile. Fra 10-30 m øker temperaturen igjen, saliniteten viser en fortsatt svak økning og oksygenkonsentrasjonene avtar. Under 30 m dyp sees ingen hydrografiske endringer med dypet. I oktober/november viser temperaturprofilen en endret situasjon, med et kaldere ferskvannspåvirket lag øverst (0-10 m), og deretter et mellomlag ned til 30-55 m dyp med økende temperatur og fortsatt svak økning i saltholdighet. Oksygeninnholdet avtar jevnt fra 9-10 mg O₂/l i overflaten til 6-7 mg O₂/l mot bunn. I hovedsak viser våre målinger det samme, men et noe dypere temperaturmaksimum (70 m dyp). Dette kan skyldes at våre målinger er utført senere på vinteren, hvor prosessen med vinteravkjølingen av overflatelaget er kommet lenger.

Data fra munningen av Lysefjorden viser generelt mindre ferskvannspåvirket overflatelag hele året sammenlignet med Frafjorden og innerst i Høgsfjorden. Målinger i september og enkelte oktobermålinger viser temperatursprangsjikt fra 40-75 m dyp. Det samme bildet fremgår av NOD data sør for Idse; liten sjiktning i salinitet (jevnt svak økning mot bunn) og oksygen (jevnt svak nedgang med dypet), men markert temperatursprangsjikt i 50-90 m dyp. Våre målinger på stasjonene 4 (Bersagel) og 5 (Idse) viser noe mer ferskvannspåvirket overflatelag. Dette kan ha sammenheng med økt nedbørsmengde de siste årene samt økt ferskvannsutslipp fra kraftverkskjøringer i Høgsfjorden og Lysefjorden. Oksygenmålinger i bunnvann fra NOD viser aldri lavere innhold enn 6-7 mg O₂/l, mens målingene våre er noe lavere (5 mg O₂/l).

En god oversikt over hydrografiske forhold i Høgsfjordens midtparti er kommet frem i Eidnes et al. (1988a) hydrografiske målinger over et år. Høgsfjorden ved Lauvik har svak lagdeling, og gjennomsnittlig sprangsjikt var 5,1 m. Middelverdien for mer utpregede sprangsjikt var 2,7 m, og ble aldri registrert dypere enn 10 m. Strømbildet var preget av utstrømning i det øverste brakkvannslaget (2-4 m tykt), og med en innoverrettet (SØ/SSØ retning) kompensasjonsstrøm observert i 5-20 m dyp. På 5 m dyp ved Lauvik ble det imidlertid registrert en svak overvekt av utoverrettet strøm, sannsynligvis som følge av vannutstrømning fra Lysefjorden. Midlere strømhastigheter var 9 og 6 cm/s i hhv. 5 og 20 m dyp. Ren tidevannsstrøm var meget svak (1-2 cm/s), og på grunn av svak lagdeling er det små muligheter for kraftig vindstrøm i fjorden. Rapporten viser ellers at maks beregnet utstrømning fra Skagerrak sees igjen som hastighetsmaksimum i strøm i Høgsfjorden dagen etter. Årsaken til dette er at strømmene i Boknafjordssystemet i stor grad er drevet av trykkendringer i kyststrømmen (jfr. s. 12)

Hydrofysiske konsekvenser av etablering av flytebru Aspøya-Meling er vurdert av Eidnes et al. (1988b) ved hjelp av modellsimuleringer. Basert på gjennomsnittsverdier av ferskvannstilrenning og vindforhold, gav modellsimuleringen en tykkelse på brakkvannslaget på 2,9 m, med overflatesaltholdighet på 27,7 ‰ samt oppholdstid på utstrømmende brakkvannslag på 2,8 døgn. Disse resultatene stemmer godt overens med målte verdier.

Utskiftning i Hølebassenget

Bassengvannet under tersklene i Høle, dvs. dypere enn ca. 30-40 m, blir i begrenset grad skiftet ut utenom perioder med innstrømning av tyngre og oksygenrikt vann over tersklene. I innstrømningsperioder vil vannmassene strømme ned i bassenget og skifte dette ut helt eller delvis, avhengig av tetthetsforskjellen mellom det innstrømmende vannet og bassengvannet og varigheten på innstrømningen. Det er vanskelig å fastslå hvor ofte dette skjer, men hyppigheten av innstrømningene til bassengvannet er generelt avhengig av to forhold:

- 1) reduksjonen av tetthet over tid i bassengvannet
- 2) tetthetsforholdene i terskelnivå.

Tetthetsreduksjonen i bassengvannet avhenger av styrken av vertikal diffusjon, og dybden av bassenget. Tettheten i terskelnivå er styrt av forholdene i Boknafjorden og kysten utenfor. Generelt betyr dette at bassengvannet med liten vertikal diffusjon og stort dyp har lengst oppholdstid. Tetthetsforholdene i terskelnivå er bestemmende for innstrømningshyppigheten, og hyppigheten vil øke med større terskeldyp. Oppholdstiden kombinert med oksygenforbruket vil bestemme minimumskonsentrasjonen av oksygen i et fjordbasseng. Målingene i denne undersøkelsen viser at Hølebassenget er det området i Høgsfjordsystemet som kan ha problemer med lave oksygenverdier i bunnvannet.

Sammendrag av hydrografi

Generelt vil vannmassene i norske fjorder bestå av et ferskvannspåvirket overflatelag (brakkvannslag), et mellomliggende lag (som har opphav i den norske kyststrømmen) og dypvann (atlantisk sjøvann). Strømmene i Boknafjordsystemet (som Høgsfjorden er en del av) vil i hovedsak være drevet av trykkendringer i kyststrømmen og vindforholdene, dernest av ferskvannstilførsler fra land og kun i liten grad av tidevannet. Store og hurtige skiftninger i vannlagene er karakteristisk for dette fjordsystemet, og vannutsiftningen i selve Høgsfjorden er derfor generelt sett god. I Hølebassenget vil vannutsiftningen være begrenset av terskler og øyer som forhindrer fri vannutveksling med selve Høgsfjorden.

Strømbildet i Høgsfjorden er preget av utstrømning i det øverste brakkvannslaget (2-4 m tykt), og en kompensasjonsstrøm innover i fjorden (SØ/SSØ retning) på 5-20 m dyp.

Våre måledata viser et 0-3 m dypt brakkvannslag i selve Høgsfjorden, med varierende saltholdighet fra 15,1 ‰ innerst til 26,0 ‰ ytterst i fjorden. I Hølebassenget er brakkvannslaget noe tykkere og mer ferskvannspåvirket (12-13 ‰). I Uskasundet er overflatevannet svakt påvirket av ferskvann (31,8 ‰). Saltholdigheten øker jevnt til 35 ‰ mot bunn på alle stasjoner, bortsett fra Hølebassenget (34,6 ‰).

Temperaturprofilene viser også at det ferskvannspåvirkede overflatelaget er kaldere, og kaldest innerst i fjorden. Fra temperaturer i overflaten på 5,6-7,4 °C stiger temperaturen jevnt til en maksimum

temperatur (9,5-10,0 °C) på 50-70 m dyp, og avtar deretter mot bunn igjen til 7,6-7,9 °C.

På alle stasjoner utenom Hølebassenget avtar oksygeninnholdet gradvis mot bunn til 5,3-6,6 mg O₂/l (= 3,8-4,7 ml O₂/l). Den dypeste stasjonene 5 Idse, hadde høyest oksygenkonsentrasjon i bunnvannet, et tegn på startende vannutskiftning ved bunnen. I Hølebassenget avtar oksygenkonsentrasjonene jevnt fra 50 m dyp (omtrentlig terskeldyp) til 1,80 mg O₂/l (= 1,26 ml O₂/l) i bunnvannet.

Sediment

Partikkelsammensetning og organisk innhold

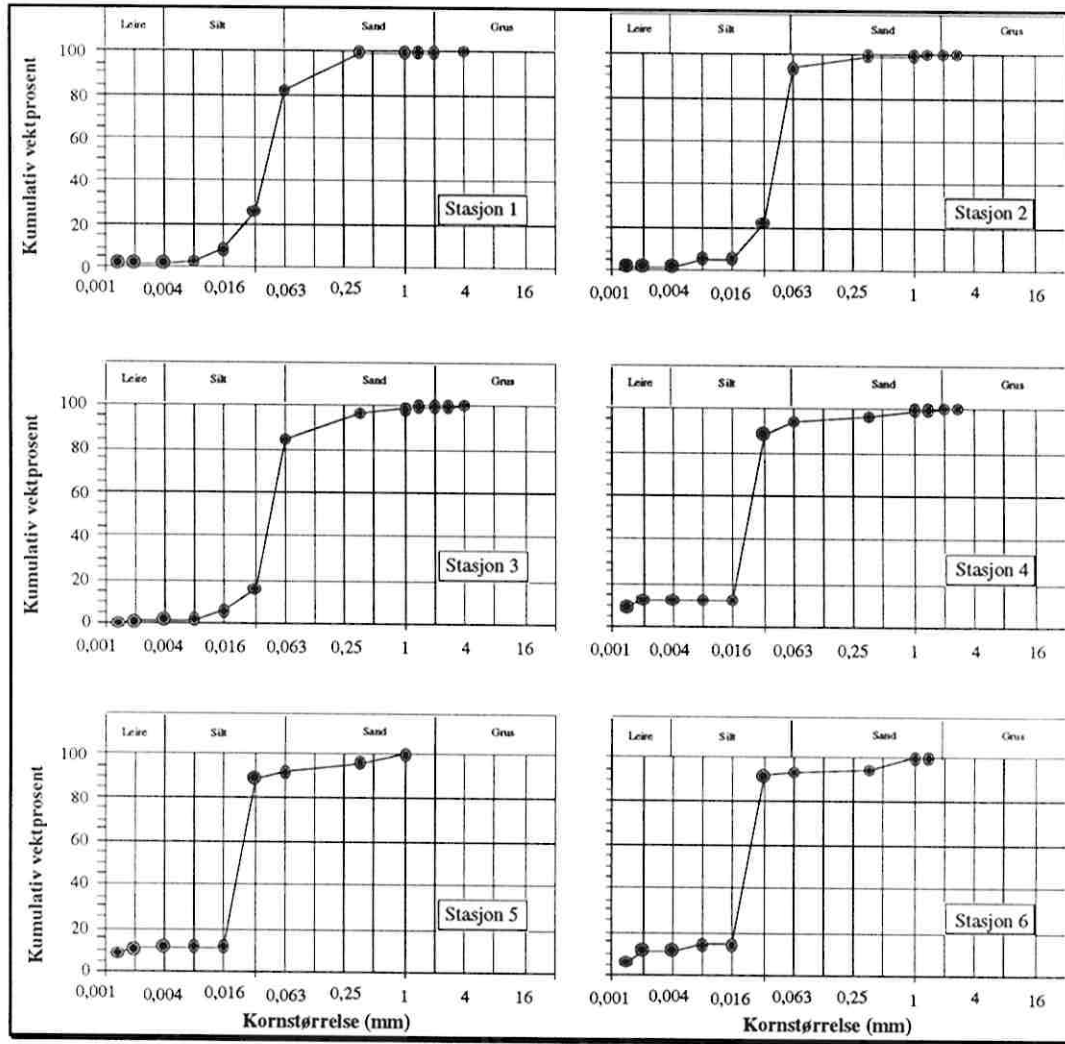
Sedimentets kornfordeling er vist som kumulativ vektprosent i figur 5. Sedimentet på alle stasjonene domineres av finpartikulært materiale, og består av 80-95 % silt (middels finkornet). Den mest finkornete fraksjonen (leire) utgjorde 2-13 % av sedimentet, mens sand utgjorde 5-10 %. Det høyeste innholdet av leire ble funnet på stasjon 4, 5 og 6. Dette tyder på liten strøm og høy akkumulasjonsgrad, og skyldes det store dypet på stasjon 4 og 5 (237-247 m), og den innelukkede beliggenheten av stasjon 6 i Hølebassenget.

Organisk innhold i sedimentet på stasjonene er vist som prosentlig innhold sammen med prosentlig innhold av finpartikulært materiale i figur 6. Det er ofte en nær sammenheng mellom andel finpartikulært stoff og mengden organisk innhold i sedimentet (Pearson & Rosenberg 1978; Tvedten 1993). Organisk innhold varierte fra 3-6 % (12-24 mg C/g) på stasjonene 1, 2 og 3, hvilket gir tilstandsklasse "god". På stasjonene 4 og 5 var verdiene 11-12 % (44-48 mg C/g), hvilket gir tilstandsklasse "mindre god". Verdiene var høyest på stasjon 6 med 16 % (64 mg C/g), hvilket gir tilstandsklasse "nokså dårlig". Med unntak for stasjon 2, ble det høyeste innholdet av organisk stoff funnet på stasjonene med størst andel finpartikulært stoff.

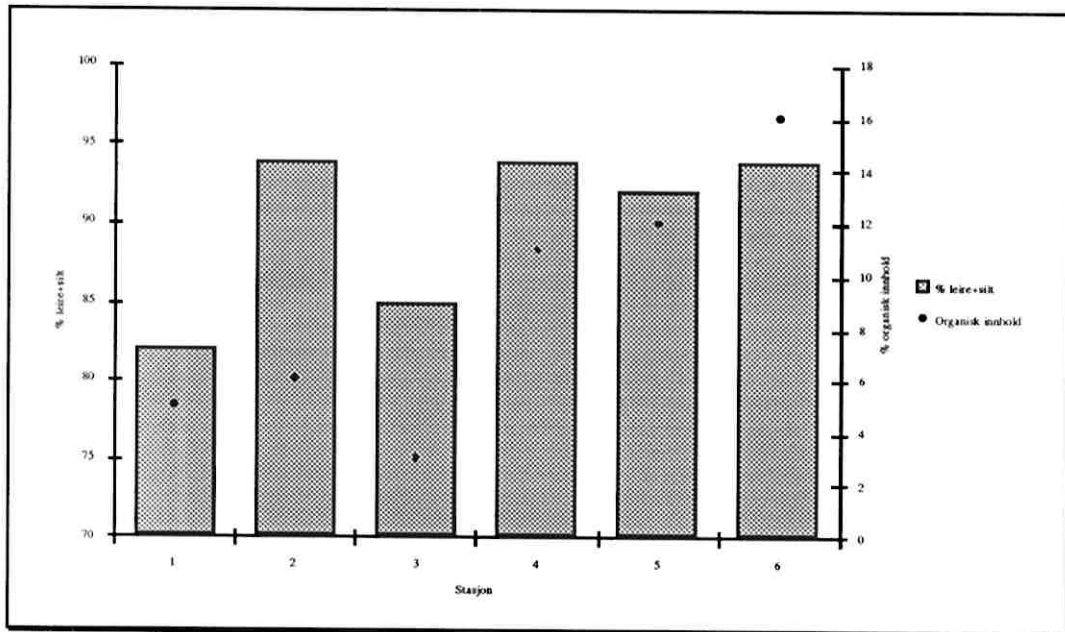
Vanligvis regnes et organisk innhold i sedimentet < 5 % som lavt, men på dypere stasjoner og i litt innelukkede kystnære områder er det ikke uvanlig å finne opptil 12-13 % organisk innhold (Lie 1978). I kystnære områder som tilføres organisk stoff fra kloakk eller industri, ligger det organiske innholdet ofte mellom 20-30 % (Klovning 1990; Myhrvold 1992; Tvedten 1993). Ekstremverdier på opptil 45 % organisk innhold er funnet på oppdrettslokaliteter (Hansen et al. 1990; Klovning et al. in prep.).

Samlet bunnfauna som er registrert i undersøkelsen er presentert i Vedleggstabell 1. Totalt ble 112 dyrearter eller grupper registrert på de seks stasjonene. Den bunntilknyttede faunaen var dominert av polychaeter (58 arter/grupper) og mollusker (26 arter/grupper).

Resipientundersøkelse



Figur 5. Partikkelsammensetning på stasjonene.



Figur 6. Prosent leire og organisk innhold i sedimentet.

Bunndyr

En oversikt over stasjonsopplysninger for innsamlingen av sediment og bunndyr er vist i tabell 2.

Tabell 2. Stasjonsopplysninger for innsamling av sediment og bunndyr. Full grabb = 48 l sediment.

Sted Stasjon	Posisjon	Dato 1992	Dyp (m)	Hugg nr.	Prøve- volum (l)	Andre opplysninger
1 Uskasd.	58°58.00'N 05°51.48'Ø	3. des.	114	1 2	35 40	Lyst grått sediment. Endel skjell fragmenter
2 Dirdal	58°50.83' N 06°10.01' Ø	3. des.	150	1 2	48 48	Mye organisk materiale (fiber og planterester)
3 Forsand	58°53.41'N 06°05.24'Ø	4. des.	157	1 2	45 48	Fint sediment, lett og sikte. En slimål (<i>Myxine glutinosa</i>)
4 Bersagel	58°56.61'N 06°00.06'Ø	4. des.	247	1 2	40 48	Leirholdig klumpete sedimnt. Et gravende sjøpinnsvin.
5 Idse	58°59.08'N 05°53.30'Ø	4. des.	237	1 2	48 48	Grått fint leirholdig sediment. Et gravende (knust) sjøpinnsvin; slimål.
6 Høle	58°54.38'N 05°59.30'Ø	4. des.	104	1 2	48 48	Mørkere sediment. Skjellfragmenter. Mye (tomme?) polychaetrør.

Antall arter og individer

Antall individer og arter på stasjonene varierte fra 106 individer og 26 arter på stasjon 4 (Bersagel) til 882 individer og 63 arter på stasjon 3 (Forsand; tabell 3). Individantallet i norske fjorder er ofte 100-200 individer pr. 0.1 m² (Rygg 1984).

Det er ingen helt klar systematisk endring i antall individer og arter med lokalisering i fjorden, dyp eller organisk innhold i sedimentet. Men stasjon 3 (Forsand) med høyest individ- og artsantall ser ut til å skille seg ut fra resten av stasjonene i Høgsfjorden. Stasjonene med ytterpunktene for variasjonene (stasjon 3 og 4) ligger begge sentralt i Høgsfjorden. Stasjon 4 (med lavest antall individer og arter) er dypere og har høyt organisk innhold i forhold til stasjon 3. På stasjon 2 (Dirdal) er dyp og organisk innhold tilsvarende stasjon 3, men individ- og artsantallet er ikke tilsvarende høyt her som på stasjon 3. Visuell sedimentasjonskarakteristikk fra feltinnsamlingen (tabell 2.) kan tyde på at sedimentasjonsmaterialet på stasjon 2 og 3 er forskjellig. Stasjon 2 er trolig påvirket av tilførsler av tyngre nedbrytbare fiber og planterester fra elvene som munner ut i Frafjorden og innerst i Høgsfjorden.

De lave individantallene, men ikke spesielt lave artsantall, på stasjonene 4 og 5 lenger ut i fjorden, kan ha sammenheng med dypet på disse stasjonene. Tilsvarende forhold med betydelig færre antall individer i de dypeste partiene ble funnet i Fanafjorden ved Bergen (Lie 1978).

Tabell 3. Antall individer og arter, Shannon-Wieners diversitetsindeks (H'), Jevnhet (J) og Hurlberts ES for $n=100$ for stasjonene i Høgsfjorden.

	Stasjon					
	1	2	3	4	5	6
Ant. individer	533	363	882	106	288	343
Ant. arter	52	39	63	26	34	27
Diversitet H'	4,6	3,5	4,6	4,1	4,2	3,3
Jevnhet J	0,8	0,7	0,8	0,9	0,8	0,7
ES _{$n=100$}	29	24	30	26	25	16

Diversitet

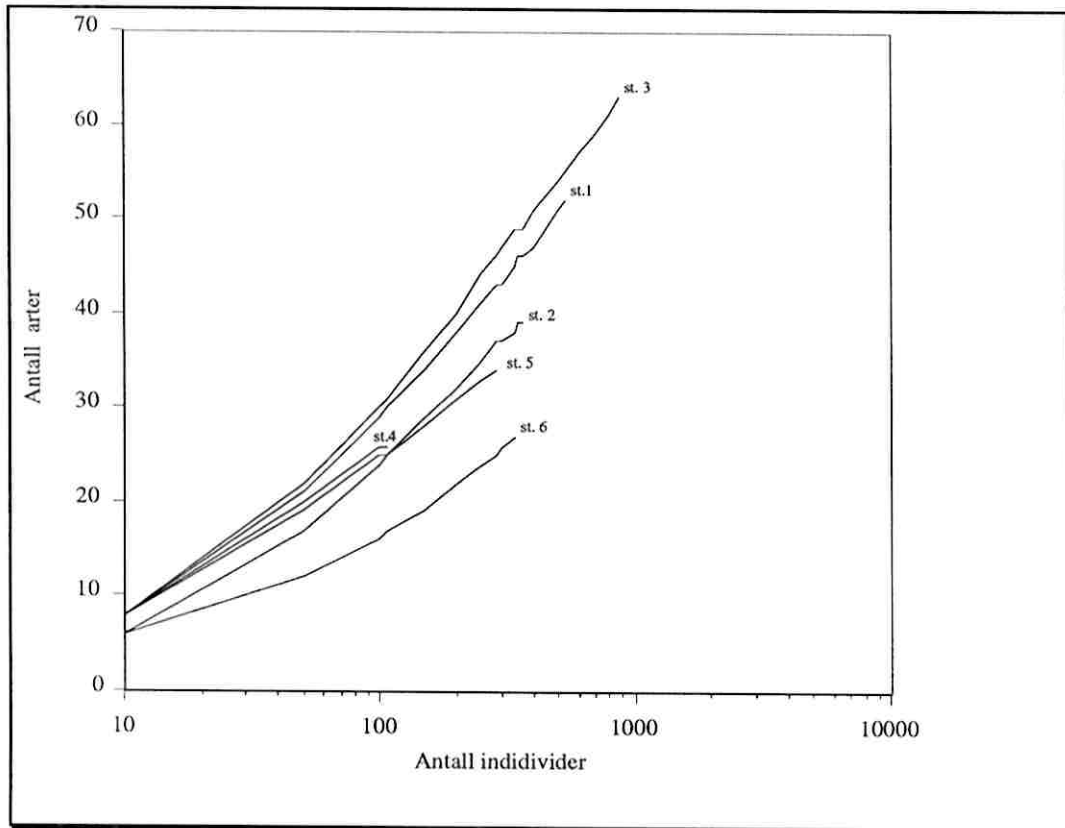
Diversitetsindeksen H' og jevnheten J er vist i tabell 3. Diversiteten er høyest på stasjon 3 (Forsand) og 1 (Uskasd.) med $H'=4,6$, og lavest på stasjon 2 (Dirdal) og 6 (Høle) med H' henholdsvis 3,5 og 3,3. Verdiene for jevnhet (0,7-0,9) viser at dominansen av enkeltarter ikke er stor på noen av stasjonene.

H' diversiteter over fire blir av Aschan & Skullerud (1990) regnet som høye, diversiteter mellom tre og fire som moderate, under tre som lave og under to som svært lave. Johannessen & Høisæter (1986) regner diversiteter over tre som indikasjon på stabile forhold, og under en som indikasjon på svært utarmet bunnfauna. I forhold til disse vurderingene kan diversiteten på stasjonene betegnes som moderate til gode. I klassifisering av miljøkvalitet etter Rygg & Thélín (1993) kommer også alle stasjonene i Høgsfjorden, inkludert Hølebassenget, ut i tilstandsklasse "god".

Diversitetsberegningene er ikke spesielt sensitive forurensning-sindikatorer og tar kun hensyn til artsantallet og ikke artsidentitet, og resultatene bør derfor sees i sammenheng med hvilken forurensningstoleranse de vanligste artene på stasjonene har.

Diversitetskurver

Diversitetskurvene som er beregnet etter Hurlbert (1971) er vist i figur 7. Rangering av stasjonenes diversitet i denne figuren sees ut fra kurvenes form, ved at bratte kurver betyr høyere diversitet enn slake kurver. Figur 7 viser at diversiteten er høyest på stasjon 3 og 1, noe også H' viste. Av de øvrige stasjonene kommer stasjon 2 (Dirdal) ut med betydelig bedre diversitet enn 6 (Høle) ved bruk av



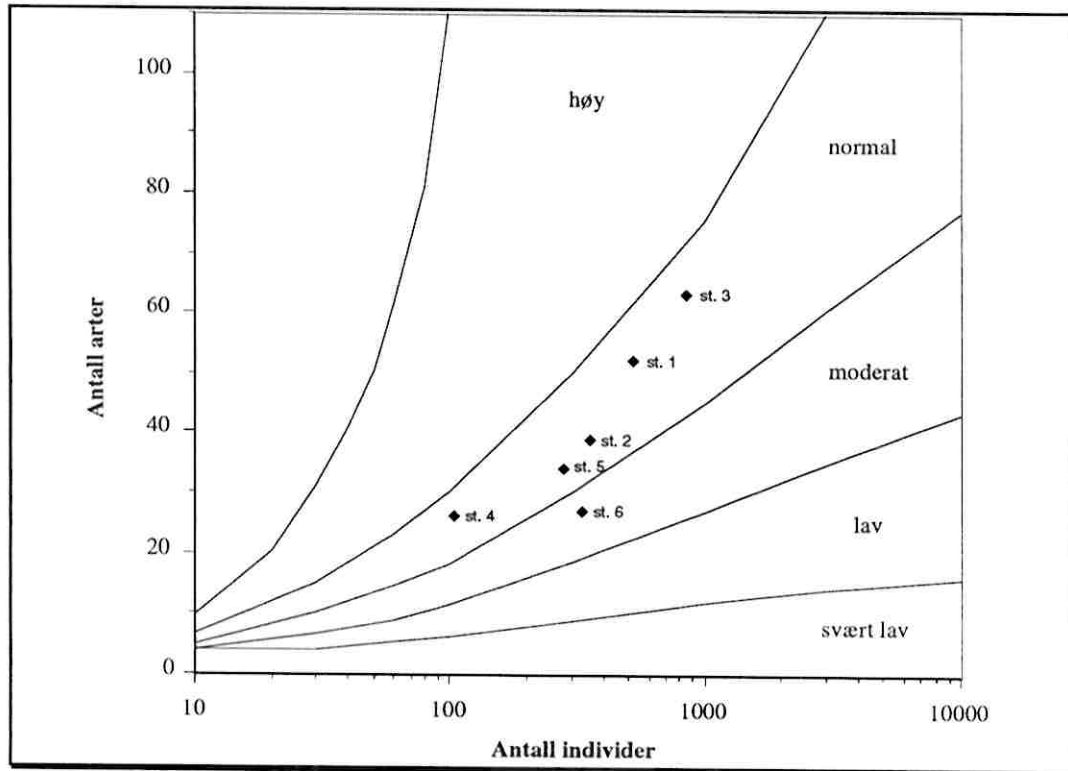
Figur 7. Diversitetskurver beregnet etter Hurlbert (1971) på stasjonene i Høgsfjorden.

diversitetskurven enn ved bruk av H' . Dette skyldes at det i metodenes utregninger legges vekt på ulike aspekter. Diversitetskurven gir trolig et mer reelt bilde av diversiteten for disse to stasjonene enn H' , vurdert ut fra at antallet arter er høyere på stasjon 2 enn 6, men antall individer likt (tabell 3).

Endepunktene for diversitetskurvene er plottet i Rygg's (1984) referansediagram for norske fjorder (figur 8). I dette plottet karakteriseres alle stasjonene utenom stasjon 6 i Høle som normalt diverse. I Høle er diversiteten redusert til moderat.

Undersøkelser i en rekke norske fjorder har vist at diversiteten uttrykt som antall arter pr. 100 individer vanligvis ligger på 20-30 på lokaliteter uten betydelig forurensningsbelastning eller andre spesielle forhold. Mer enn 30 arter pr. 100 individer er en uvanlig høy diversitet (Rygg 1984).

Rygg & Thelin (1993) betegner Hurlberts indeks $ES_{n=100}$ på 24 som forventet naturtilstand. Alle stasjonene i Høgsfjorden utenom stasjon 6 i Høle har $ES_{n=100}$ lik eller høyere enn 24 (tabell 3), dvs tilstandsklasse "god". Stasjonen i Høle har $ES_{n=100}$ på 16, dvs tilstandsklasse "mindre god".



Figur 8. Endepunktene for Hurlberts diversitetskurver plottet i Rygg's (1984) referansediagram for norske fjorder.

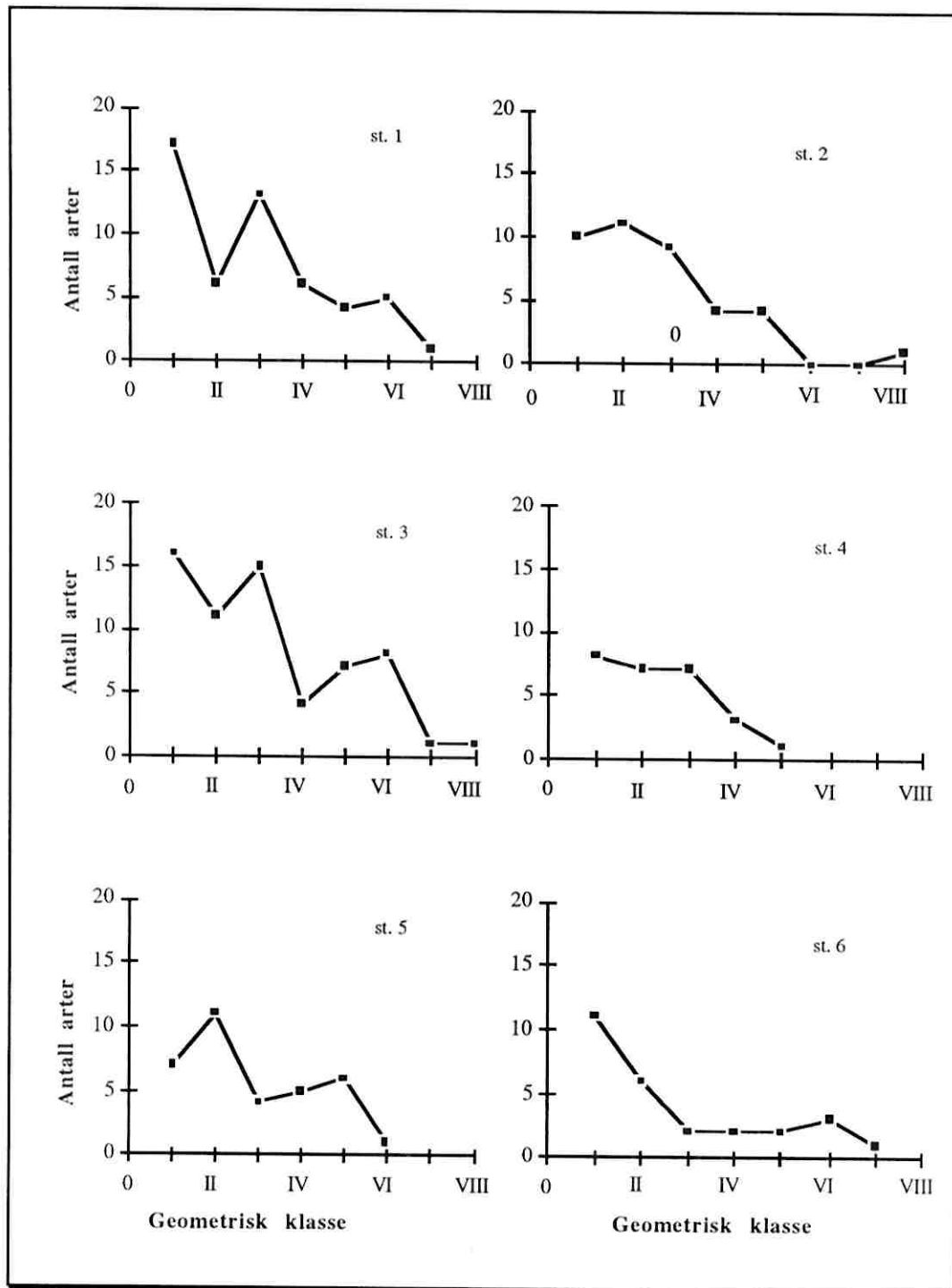
Log-normal fordeling

Log-normal fordelingene er vist i figur 9. Kurvenes form er varierende, og ingen stasjoner har typiske kurver som skissert for uforurensede samfunn (figur 3). Stasjon 1 (Uskasd.) og stasjon 3 (Forsand) skiller seg fra de andre stasjonene ved at kurvene starter høyere på y-aksen i forhold til resten av stasjonene, og har påfølgende topper i klassene III og VI. Det er lite grunnlag for å fastslå vesentlige forskjeller mellom stasjonenes forurensningspåvirkning ut fra log-normal kurvene.

Metoden er ikke artsspesifikk, det vil si at artene i samfunnet kan være helt endret fra stasjon til stasjon uten at dette gir seg utslag på kurvenes form. Ved bruk av denne metoden er det viktig å se på kurvenes form i kombinasjon med kunnskap om forurensningstoleranse hos artene samfunnet består av.

Multivariate metoder

Resultatet av klassifisering- og ordineringsanalysene er vist i figur 10 og 11. Disse to utfyllende metodene sammenfatter informasjonen i rådataene (antall arter og individer på hver stasjon) og presenterer resultatene i form av figurer hvor ulikhetene mellom prøvene kan leses av på vertikale og horisontale akser. I motsetning til de resultatene som er presentert tidligere i dette kapittelet, tar disse metodene hensyn til hvilke arter som er funnet, og ikke bare antall. Analysene er basert

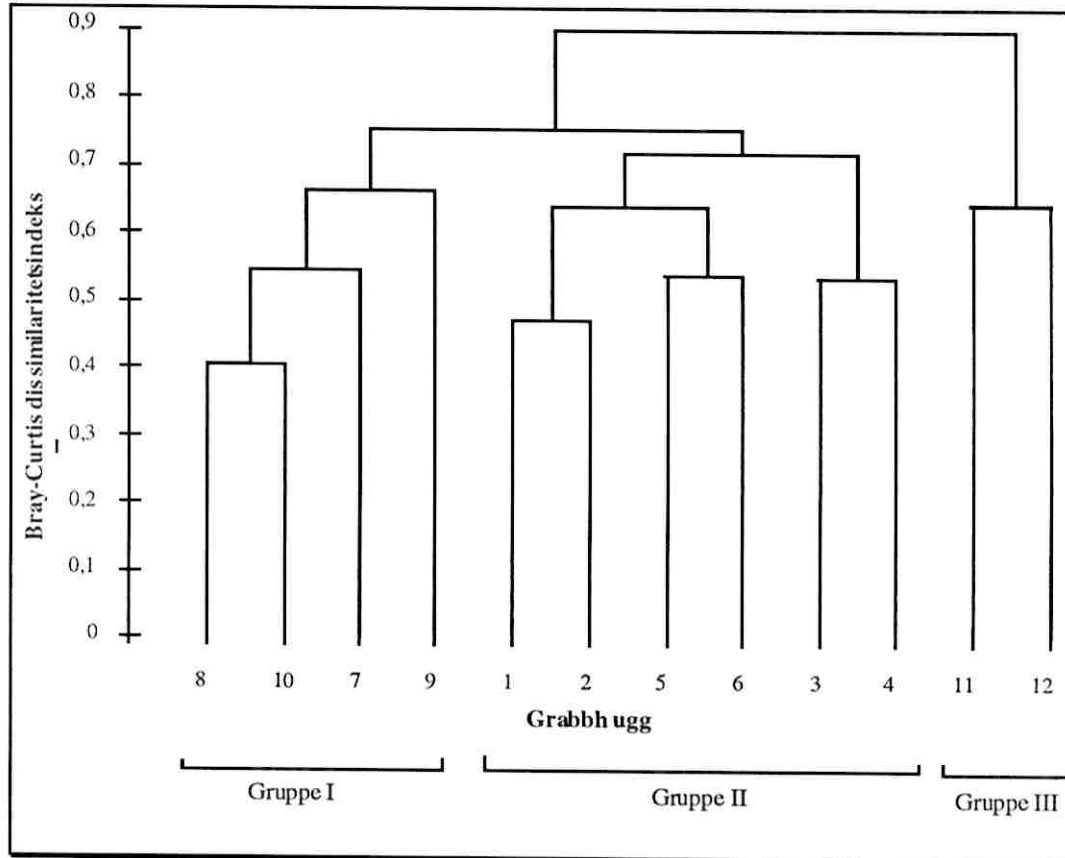


Figur 9. Log-normal kurver for stasjonene i Høgsfjorden.

på to bunndyrprøver per stasjon for å få frem variasjonen innen hver stasjon, i tillegg til variasjonen mellom stasjoner.

Figur 10 kan betraktes som en uro, hvor aksene kan rotere i et horisontalt plan. Hver prøve er representert ved en vertikal strek (symbolisert med et nummer). Resultatet av metoden er hvordan prøvene grupperes sammen for å uttrykke likhet mellom prøvene.

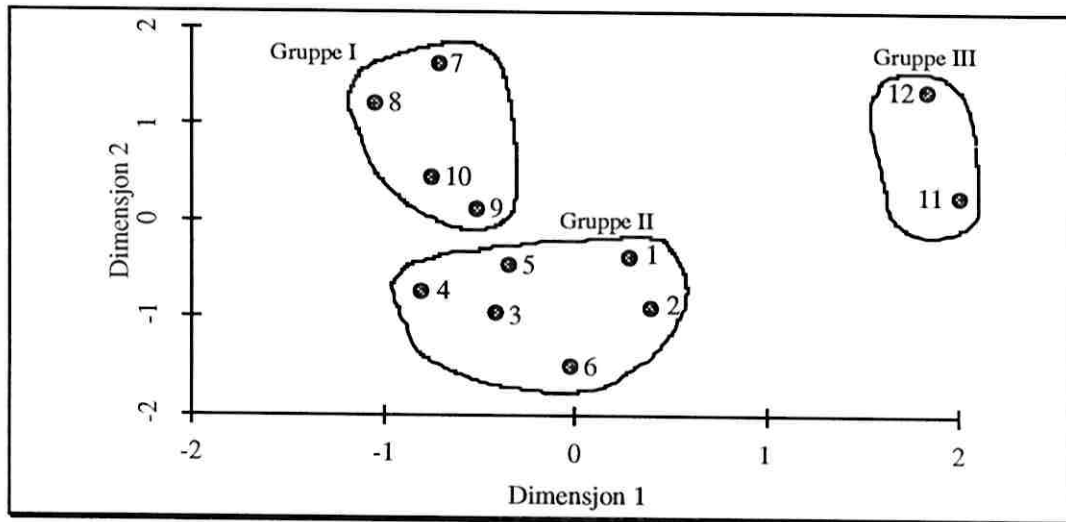
Grad av likhet mellom prøver i en gruppe, sees ved å følge den horisontale streken til Y-aksen. Figuren viser tre hovedgrupper, hvor gruppe I består av stasjon 4 (Bersagel, prøve 7 og 8) og 5 (Idse, prøve 9 og 10). Gruppe II består av stasjonene 1 (Uskasd., prøve 1 og 2), 2 (Dirdal, prøve 3 og 4) og 3 (Forsand, prøve 5 og 6). Gruppe III utgjøres av de to prøvene på stasjon 6 (Høle, prøve 11 og 12).



Figur 10. Klusteranalyse av grabbhuggene på stasjon 1-6. Grabbhugg 1 og 2 = st. 1, 3 og 4 = st. 2, 5 og 6 = st. 3, 7 og 8 = st. 4, 9 og 10 = st. 5, 11 og 12 = st. 6.

I figur 11 er de to prøvene på hver stasjon representert ved nummererte punkter. Figuren er laget slik at avstanden mellom punktene tilsvarer forskjellen mellom prøvene. Dette betyr at prøver som er plassert langt fra hverandre i figuren, har tilsvarende ulik bunnfauna. Grupperingen av prøvene i figur 11 tilsvarer grupperingen i figur 10. De to komplementære analysemetodene viser det samme bildet av ulikheter mellom stasjonene.

Resultatet viser at stasjonen i Høle skiller seg klart fra resten av stasjonene i Høgsfjorden. Dette er i samsvar med resultatene av diversitetsberegningene ovenfor. Forskjellen mellom gruppe I stasjonene (Bersagel og Idse) og gruppe II stasjonene (Uskasd., Dirdal og Forsand) kan videre forklares ved forskjell i dybdeforhold og innhold av organisk stoff i sedimentet. Stasjonene i gruppe II er dypere (237-247 m) og har høyere organisk innhold (11-12 %) enn stasjonene i gruppe I (dyp 114-157 m, 3-6 % organisk innhold).



Figur 11. MDS plott av grabbhuggene på stasjon 1-6. Stressverdi = 0,09. Grabbhugg 1 og 2 = st. 1, 3 og 4 = st. 2, 5 og 6 = st. 3, 7 og 8 = st. 4, 9 og 10 = st. 5, 11 og 12 = st. 6.

Dominerende arter

Indeksen for jevnhet (tabell 3) viste at bunnfaunaen ikke på noen av stasjonene var fullstendig dominert av enkelte arter. Grad av dominans er et uttrykk for forurensningspåvirkning. For å kunne trekke noen konklusjon om påvirkningen på stasjonene er det vesentlig å vurdere de artene som er mest vanlige på stasjonene. De fem mest vanlige artene på hver stasjon er vist i tabell 4.

Rygg (1985) gir en oversikt over arter i norske fjorder som er ikke tolerante og arter som er tolerante for forurensning. Kriteriet for klassifiseringen av artene var at arter som ble funnet på stasjoner med lavere diversitet enn $ES = 7$ var tolerante. ES verdien for de vanligste artene på stasjonene er vist i tabell 4.

Med unntak for stasjon 6 i Høle, kan de vanligste artene på stasjonene i Høgsfjorden generelt ikke betegnes som spesielt forurensningstolerante arter. På stasjon 1 (Uskald.) og stasjon 2 (Dirdal) er manglebørstemakken *Tharyx marioni* den eneste forurensningstolerante arten, og på stasjon 5 (Idse) manglebørstemakken *Heteromastus filiformis*. På stasjon 6 (Høle) er tre av de fem vanligste artene (*Polydora ciliata*, *Thyasira flexuosa/sarsi*, *Abra alba*) forurensnings tolerante (Rygg 1986). Større innslag av arter som er kjent for å kunne tåle forurensning i form av organisk belastning, tyder på at Høle er noe påvirket av organisk belastning.

Tabell 4. Tabellen viser de 5 vanligste arter eller grupper på stasjonene i Høgsfjorden.

Resipientundersøkelse

Stasjon	Art		Ant. ind. per st.	% av tot. ant. ind.	ES min
1					
Uskasd.	Tharyx	marioni	65	12	4.7
	Prionospio	cirriferi	62	12	8.4
	Paramphinome	jeffreysii	45	8	8.0
	Lumbrineris	sp	43	8	-
	Thyasira	equalis	35	7	8.0
2					
Dirdal	Spiophanes	krøyeri	158	44	8.0
	Nothria	conchylega	30	8	-
	Paramphinome	jeffreysii	19	5	8.0
	Tharyx	marioni	19	5	4.7
	Thyasira	equalis	19	5	8.0
3					
Forsand	Keliella	miliaris	171	19	13.3
	Nothria	conchylega	85	10	-
	Paramphinome	jeffreysii	54	6	8.0
	Exogone	sp	46	5	-
	Spiophanes	krøyeri	46	5	8.0
4					
Bersagel	Nucula	tumidula	16	15	-
	Thyasira	equalis	15	14	8.0
	Ophelina	norvegica	10	9	-
	Entalina	quinguangularis	9	8	-
	Terebellides	stroemi	7	7	8.5
5					
Idse	Thyasira	equalis	46	16	8.0
	Nucula	tumidula	31	11	-
	Paramphinome	jeffreysii	28	10	8.0
	Spiophanes	krøyeri	22	8	8.0
	Heteromastus	filiformis	21	7	2.8
6					
Høle	Paramphinome	jeffreysii	81	24	8.0
	Polydora	ciliata	54	16	2.0
	Thyasira	flexuosa/sarsi	53	15	5.0
	Abra	alba	50	15	2.8
	Prionospio	cirriferi	27	8	8.4

Sammendrag av biologiske analyser

Det er ingen helt klar systematisk endring i antall individer og arter med lokalisering i fjorden, dyp eller organisk innhold i sedimentet. Bunndyrprøvene i Høgsfjorden kan likevel deles inn i tre grupper med hensyn til likhet i bunndyrsammensetning:

Gruppe I: Stasjon 4 Bersagel og 5 Idse

Gruppe II: Stasjon 1 Uskasd., stasjon 2 Dirdal og stasjon 3 Forsand

Gruppe III: Stasjon 6 Høle.

På grunn av større dyp skiller bunndyrsammensetningen på stasjon 4 og 5 (gruppe I) seg fra resten av stasjonene i selve Høgsfjorden.

De ulike analysemetodene som er benyttet samsvarer godt, og viser at Høgsfjorden, utenom Hølebassenget, kan klart klassifiseres som "god". De biologiske analysene, samt lav oksygenkonsentrasjon i bunnvannet og høyt organisk innhold i sedimentet, gjør at Hølebassenget bør klassifiseres som "mindre god".

STOFFTILFØRSLER

Ved siden av å bestemme forurensningstilstanden i sjøområdet er undersøkelsens målsetning å vurdere de ulike tilførselskildenes betydning for tilstanden. Presisjonsnivået ligger på områdets tilstand som helhet, og det skal i begrenset grad gjelde hver enkelt lokalitet. En viss vurdering av forskjeller innenfor området skulle likevel kunne gjøres.

Det ligger utenfor prosjektets rammer å måle forurensningsbidragene fra de ulike kildene, og vurderingene bygger på et teoretisk tilførselsregnskap basert på erfaringstall. Dette introduserer åpenbart en rekke usikkerheter, men dette vil være akseptabelt når hensikten er å kunne vurdere hvilke kilder som er mest vesentlige og hvilke kilder som er ubetydelige i forhold til den observerte tilstanden. Det er lagt vekt på å presentere grunnlaget for beregningene, noe som er gjort i de følgende avsnitt fram til presentasjonen av selve tilførselsregnskapet.

MATERIALE OG METODER

Kartgrunnlag

For bestemmelse av nedbørfelt og beregning av nedbørfelt areal, er det brukt følgende topografiske kart (M 711) med temakart fra Norges vassdrags- og energiverks (NVE) vassdragsregister Regine (målestokk 1:50 000):

Høle	M711 Blad 1212 I
Vindafjord	M711 Blad 1213 I
Strand	M711 Blad 1213 II
Frafjord	M711 Blad 1312 IV
Lysekammen	M711 Blad 1313 II
Lyngsvatnet	M711 Blad 1313 III
Øvre Sirdal	M711 Blad 1312 I

Opplysninger om reguleringer i Oltedalsvassdragets nedbørfelt og regulerte delfelt til Lysefjorden er innhentet fra Lyse Kraft.

Beregning av avrenning er gjort ut fra følgende temakart fra NVE:

Hydrometriske stasjoner i Norge
Avrenningskart for Norge, blad I

Opplysninger om utslippsmengder

Opplysninger om utslipp fra kloakk ble innhentet fra de berørte kommuner (Sandnes, Gjesdal, Forsand og Strand). Kommunene ble spurt om totalt antall personekvivalenter (pe, hus og hytter), og fordelingen av disse på ulike rensetilknøyninger og avløpsanordninger, samt opplysninger om lokalisering og kjente utslipp eller avrenninger

fra eventuelle kommunale fyllplasser og industribedrifter. Svar ble mottatt fra alle de forespurte kommuner.

Fiskeoppdretterne ble kontaktet angående årlig produksjon, oppdrettsvolum, fôrforbruk og bruk av medisinfôr og kjemikalier.

For å få oversikt over hvor stort jordbruksareal som omgir Høgsfjorden, ble Fylkeslandbrukskontoret v/Bjerga kontaktet. Arealoppgaver ble gitt for hver kommune, og arealene fordelt på kategoriene dyrka mark og beite så langt dette var mulig.

Forøvrig vil opplysningene som er innhentet framgå under omtalen av resultatene for de enkelte kildene.

Beregningsgrunnlag

Data som er benyttet ved beregning av stofftilførsler kan deles i hovedkategoriene generelle erfaringsdata og lokale måledata.

Generelle erfaringstall er for det meste hentet i litteratur med data sammenstilt spesielt for slike beregninger (Holtan & Åstebøl 1991), men det har også vært nødvendig å hente generelle erfaringstall fra annen faglitteratur, som Bergheim & Tyvold (1991).

Der det har vært mulig er det brukt lokale måledata som beregningsgrunnlag. Disse er funnet i Abrahamsen (1985); Molversmyr et al. (1990); Sanni (1988); Sanni & Skogheim (1988). I tillegg kommer data innhentet fra forskjellige bedrifter og offentlige organer (referert i teksten). Forskjellige lokale måledata har i enkelte tilfeller ikke vært helt samsvarende. Dette gjelder spesielt for områder som i hovedsak har avrenning fra skog/myr/fjell. Pga. den store andelen slike arealer i feltet, vil slike forskjeller kunne gi nokså forskjellige totale tilførselstall fra slike felt. Vi har i disse tilfellene brukt et kritisk faglig skjønn i valg av grunnlagsdata, og kontrollert at alternative data ikke endrer hovedinntrykkene av tilførselsbildet til Høgsfjorden.

Som grunnlag for regnskap for stofftilførsler, er det satt opp egne areal- og hydrologiregnskap. Tilførselsregnskapene er satt opp med tanke på belastning av nitrogen (N), fosfor (P), og organisk stoff (C; mål på organisk materiale). Stofftilførslene omfatter både forurensning og naturlige tilførsler, men det er likevel vanskelig å skille klart mellom disse to tilførselskategoriene.

RESULTATER OG DISKUSJON

Nedbørfelt

Nedbørfeltet til Høgsfjorden ligger innenfor kommunene Sandnes, Gjesdal, Forsand og Strand. I øst (via Dirdalsvassdraget) har nedbørfeltet sitt opphav ved Hunnefjell 1131 m.o.h (Sirdal kommune), i nord (via Frafjordvassdraget og Espedalsvassdraget) fra Fossaknuten 935 m.o.h. og i sør (via Oltedals- og Dirdalsvassdraget)

omkring Gloppenuten 630 m.o.h. I nordvest har Ims-Lutsi vassdraget sitt opphav i høydedragene ved Svihus og Seldal 486 m.o.h.

Berggrunnen i området består i hovedsak av grunnfjellsbergarter (gneisgranitt), som er harde og sure bergarter. Typisk for landskapsbildet er hoveddalførene i nordøstlig-sørvestlig retning, med oppsprekninger i grunnfjellet vinkelrett på hoveddalførene. På grunn av de harde grunnfjellsbergartene er det generelt lite løsmasseavsetninger i området. Løsmassene i Ims-Lutsivassdraget er for det meste bunnmorene, mens dalfyllingene lenger øst hovedsakelig består av godt sortert grus og sand (elvetransportert materiale). Ved munningen av Lysefjorden (Oanes og Forsand) er løsmassene igjen dominert av morenemasser, dvs. tettere masser av sand og leire.

Ims-Lutsi- og Oltedalsvassdraget er innsjørike vassdrag, mens de resterende vassdrag har få eller ingen store innsjøer. Typisk for Ims-Lutsivassdraget er at de største innsjøene går mer og mindre direkte over i hverandre, bare adskilt av trange sund eller korte elveløp. Oltedalsvassdraget er regulert til Lyse Kraft sine kraftverk Oltedal og Oltesvik. Ettersom innsjøer vil fungere som sedimenteringsbasseng (nærmest som naturlige "renseanlegg"), vil antall og utforming av innsjøene ha betydning for stofftransporten i innsjørike vassdrag.

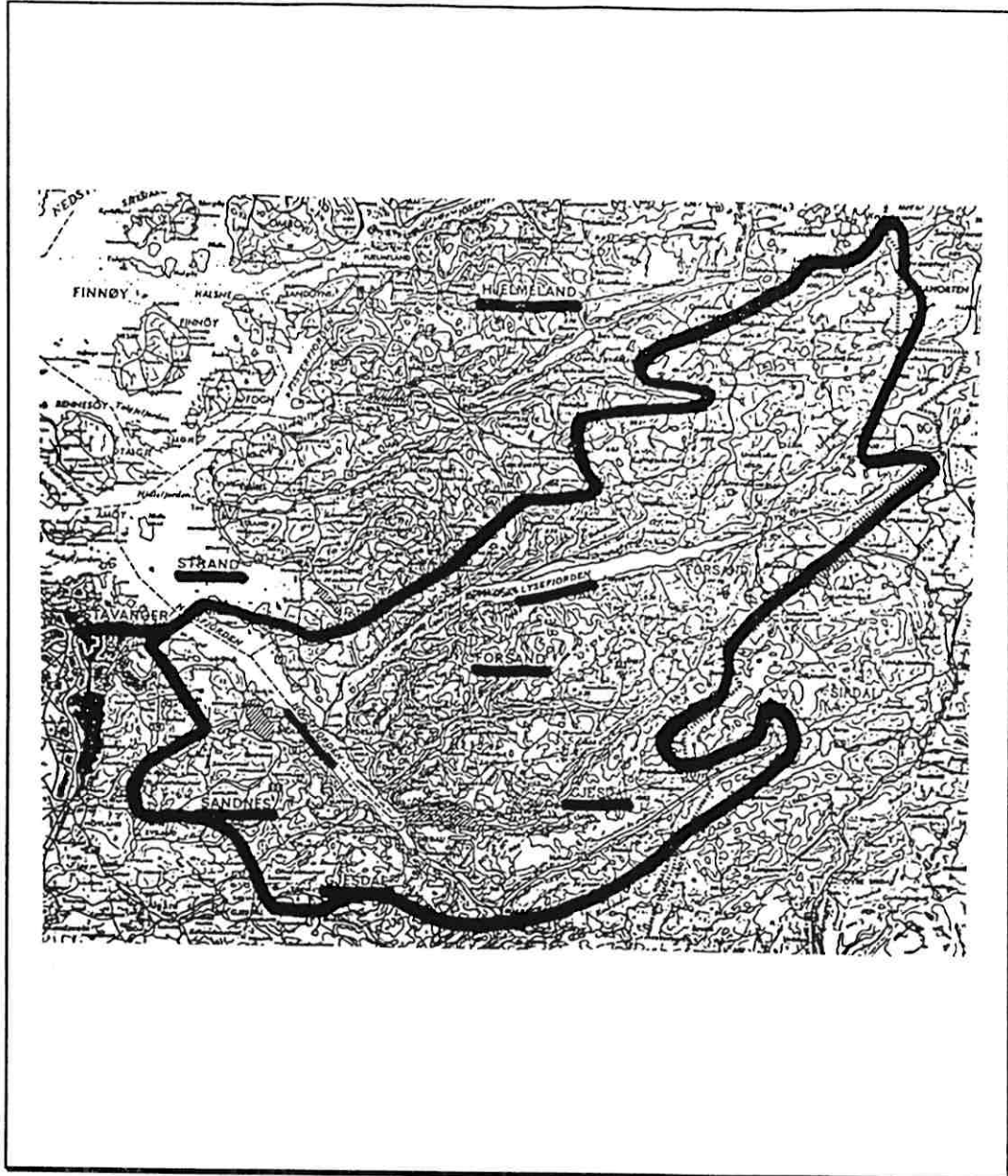
Det totale nedbørfeltets utstrekning er angitt omtrentlig i figur 12. Størrelser på delnedbørfeltene er funnet fra Vassdragsregisteret Regine. I tillegg er det tatt hensyn til opplysninger om reguleringer i Oltedalsvassdragets nedbørfelt. Arealet for sjøområdet slik det er avgrenset i figur 12 er 59 km². Landområdet som drenerer til dette sjøområdet er 798 km². Derav utgjør Ims-Lutsi-, Oltedals-, Dirdals-, Frafjords-, og Espedalsvassdragets nedbørfelt tilsammen 569 km².

Lysefjordens totale nedbørfelt er 746 km², hvor 47 km² utgjøres av fjordens sjøareal (figur 12). Store deler av nedbørfeltet er regulert til Lyse Kraft sine kraftstasjoner; fordelt med 63,2 km² til Fløyrlø, 54 km² til Tjodan og 316 km² til Lysebotn kraftstasjon

Meteorologi

Det norske meteorologiske institutt (DMNI) har flere værstasjoner i undersøkelsesområdet. Vi har innhentet nedbørdata fra stasjon 4489 Høgsfjord II i Oltesvik (41 m. o. h.), stasjon 4476 Ims (2 m. o. h.), 4535 Lysebotn (9 m. o. h.), 4520 Lysefjorden (4 m. o. h.).

Data fra Høgsfjord II er noe mangelfulle, men middelveiden for målinger 1962-1971 viser en nedbør på 1755 mm/år. Den siste 30 års normalen (1931-1960) for årsnedbøren ved Ims er på 1440 mm, men middelveiden for perioden 1981-1991 er betydelig høyere med 1795 mm/år. Denne nedbørstasjonen vil sannsynligvis være representativ for hele sjø- og det sjønære området i Høgsfjorden. I denne undersøkelsen er 1795 mm benyttet som representativ årsnedbør, fordi årsnedbøren har økt kraftig de siste årene (opplyst fra DNMI 25/6-93). De høyereliggende delene av nedbørfeltet har betydelig mer nedbør (se under 'Hydrologiregnskap'). For sjøområdet i Lysefjorden er 1937 mm/år brukt som representativ årsnedbør, basert på den foreløpige middelveiden (DNMI 25/6-93).



Figur 12. Skjematisk angivelse av Høgsfjordens og Lysefjordens nedbørfelt.

Hydrologiregnskap

Hydrologisk regnskap for undersøkelsesområdet er satt opp i tabell 5. Hvis det sees bort fra Lysefjordens bidrag til Høgsfjorden, dreneres 70 % av landarealet rundt Høgsfjorden av de store vassdragene. Med unntak for Ims-Lutsivassdraget som har utløp i Hølen, tilføres Høgsfjorden størsteparten av ferskvannsmengdene (80 %) som punktutslipp innerst i fjorden (via Oltedals-, Dirdals- og Espedalsvassdraget) og Frafjorden (via Frafjordvassdraget). Ellers er området drenert diffust og av mindre bekker.

Tabell 5. Hydrologisk regnskap for undersøkelsesområdet.

Nedbørfelt	Areal km ²	Avrenning			
		Spesifikk avrenning l/sek.km ²	Gjennomsnittlig avrenning m ³ /sek	Total avrenning mill. m ³ /år	Total avrenning mm/år
Ims-Lutsi	129	36,3	4,68	148	1145
Øvrig land	120	40,0	4,80	151	1261
Oltedalsvass.	105	60,0	6,30	199	1892
Dirdalsvass.	158	60,0	9,48	299	1892
Frafjordvass.	181	70,0	12,67	400	2208
Espedalsvass.	107	70,0	7,49	236	2208
Lysefjord	793	61,4	2,89	2048	2583
Sjø	59	56,9	3,36	106	1795
Totalt	1652	31,3	5,2	3586	2171

For Ims-Lutsi vassdraget er avrenningstall hentet fra Molversmyr & Sanni (1990). Avrenningstall for Oltedalsvassdraget er hentet fra Abrahamsen (1985). Det er rimelig god overensstemmelse med avrenningstall fra Abrahamsen (1985) og vannføringstall for Oltesvik kraftstasjon innhentet fra Lyse Kraft.

For de resterende vassdrag og øvrig landareal er tall for årlig spesifikk middelavrenning beregnet fra isohydatere (kartlinjer som forbinder steder med samme nedbørmengde) fra Avrenningskart over Norge (1931-60), Blad 1. Kartet reflekterer informasjon om avrenningsforholdene i 1984. Spesifikk avrenning er avhengig av flere faktorer, og kan ikke direkte kobles til nedbørmengden for området. Men ettersom nedbøren har økt betydelig de senere år, vil disse beregningene sannsynligvis være minimumsestimater for dagens aktuelle avrenning.

For Frarfjordvassdraget har det vært mulig å sammenligne beregningene basert på Avrenningskart over Norge med målte middelvannføringer i Måna 1992 fra NVE's avrenningsstasjon 2328 Eikjeskog. Ved Eikjeskog (nedbørsfelt totalt 83,4 km²) er årsavrenningen beregnet til 262 mill m³/år, mens våre beregninger for hele Frarfjordvassdraget (nedbørsfelt totalt 181 km²) er på 400 mill m³/år. Når det tas hensyn til forskjeller i nedbørfeltets størrelse, synes det derfor å være god overensstemmelse med beregnede og målte verdier.

Som nedbør direkte på sjø er det brukt middelverdien for nedbøren 1981-91 (siste 10-års normalen) for stasjon 4476 Ims, som er 1795 mm/år. Dette er gjort fordi nedbøren har økt kraftig de siste årene (DNMI 25/6-93), og disse økte nedbørmengdene gjenspeiles ikke i den vanlige benyttede 30-årsnormalen (1931-60). Avrenningen fra kategorien 'Øvrig land' er lavere fordi det her er tatt hensyn til fordampning (ca. 30 % evapotranspirasjon).

For sammenligning mellom beregnet avrenning ut fra avrenningskart og nedbør er alle verdiene regnet om til mm/år. For alle delnedbørfelt i de sjønære områder, er avrenningen lavere enn målt nedbør på stasjon 4476 Ims. For høyereliggende strøk er det ikke innhentet nedbørsdata spesielt for denne sammenstillingen. På grunn av orografisk effekt

("fjelleffekt": økende nedbør med økende høyde over havet pga. luftmassenes avkjøling når de presses oppover) vil nedbøren i store deler av Høgsfjordens høyereliggende nedbørfelt være betydelig høyere enn i de sjønære områder. Målinger på DNMI's stasjoner Ulladal og Ulladal Fjellberg (ca. 400 m.o.h.) viser 3400-3800 mm/år i perioden 1986-91 (Wakili et al. 1992). Dette sannsynliggjør at den estimerte avrenningen for resten av delfeltene er rimelige når det tas hensyn til fordamping. Total avrenning (2171 mm/år) er i samsvar med verdier fra tilsvarende område (21436 mm/år) i Hjelmeland-, Fister- og Årdalsfjord (Wakili et al. 1992).

Hydrologiregnskapet som her er presentert gjelder tilførslene av ferskvann. Det er imidlertid viktig å bemerke at sjøområdet ikke er et hydrologisk lukket område, men at det hele tiden mottar og avgir vann til omkringliggende sjøområder (se nærmere beskrivelse under 'Strømforhold og vannutskifting' foran). Denne vannutvekslingen må antas å være svært høy i forhold til de totale ferskvannstilførslene (se f.eks. Braaten (1991)), men den er ikke mulig å kvantifisere uten omfattende målinger. I forhold til tilførselsregnskapene i det følgende vil dette både være å betrakte som tilførselskilde (bakgrunnstilførsel), og som avløpsmedium for stofftransport ut av området. Massetransportdifferansen blir å betrakte som netto (akkumulert) stofftilførsel til området.

Dersom størrelsen av vannutskiftingen og massetransporten hadde vært kjent, ville dette gitt verdifull informasjon om sjøområdets mottakerevne for forurensning (resipientkapasiteten), og dermed gitt et svært godt grunnlag til å vurdere de beregnede tilførslenes betydning. Dette grunnlaget er ikke tilstede, og tilførselsregnskapene må vurderes ut fra målt tilstand og skjønnsmessige betraktninger vedrørende den hydrologisk bestemte resipientkapasiteten i området. Dette vil bli gjort i og etter presentasjonen av tilførselsregnskapene.

Arealregnskap

For tilførselsregnskapene er det brukt en inndeling mellom arealtypene 'totalt jordbruksareal', 'skog, myr, fjell' og 'vannflate' (tabell 6). Opplysninger om arealbruk er innhentet fra Fylkeslandbrukskontoret i Rogaland. Av nedbørfeltets totale areal hører kun 3 % inn under kategorien jordbruksareal, 7 % under vannflate og hele 90 % betegnes som skog, myr, fjell. Arealtypene er gitt spesifikke arealavrenningskoeffisienter, som er brukt til å beregne tilførsler av nitrogen (N), fosfor (P) og organisk stoff (organisk karbon, C). Tilførselsregnskapene er ikke en hovedsak i undersøkelsen, men en del av metoden for å veie ulike kilders betydning mot hverandre. Det er derfor gjort skjønnsmessige forenklinger, som vil bli kommentert i det følgende.

Jordbruksarealene inndeles ofte i fulldyrka mark og gjødsla beite. Dette er ikke gjort i denne undersøkelsen, ettersom en i dette området ikke kjenner sikre forskjeller i spesifikk arealavrenning. Avrenning fra totale jordbruksarealer er beregnet ut fra spesifikke avrenningskoeffisienter for Ims-Lutsi vassdraget (Sanni & Tyvold 1989). Det totale jordbruksarealet i Høgsfjordens nedbørfelt er 48 km², hvorav 26 km² drenerer til Ims-Lutsi vassdraget (tabell 5).

Resten av jordbruksarealene er fordelt mellom øvrig land (9 km²) og de ulike vassdrag (2-5 km²). Arealavrenningen bestemt for Ims-Lutsivassdraget må ansees som langt sikrere estimat for arealavrenningen i Høgsfjordfeltet enn generelle avrenningskoeffisienter fra litteraturen, ettersom koeffisientene for Ims-Lutsi er basert på kontinuerlige målinger over flere år.

Tabell 6. Arealregnskap for undersøkelsesområdet.

Nedbørfelt	Arealfordeling				Befolkning	
	Totalt jordbruksareal km ²	Skog, myr, fjell km ²	Vannflate km ²	Totalt areal km ²	pe-bidrag husstander pe	pe-bidrag hytter pe
Ims-Lutsivass.	26	103	0	129	677	451
Øvrig land	9	111	0	120	508	1360
Oltedalsvass.	5	100	0	105	770	44
Dirdalsvass.	4	154	0	158	428	309
Frafjordvass.	2	179	0	181	98	298
Espedalsvass.	2	105	0	107	30	0
Lysefjord	2	697	47	746	216	0
Sjø	0	0	59	59	0	0
Totalt	50	1449	106	1605	2727	2462

I tilførselsregnskapene er bidrag direkte på vannflate satt tilnærmet lik null for alle vassdragene og øvrig land (tabell 6). Det er ikke hensiktsmessig for formålet med denne undersøkelsen å prøve og anslå bidrag direkte på vannflate for hvert delfelt. I en del av delnedbørfeltene er det store vannflater, men det har likevel vært hensiktsmessig å regne alt arealet for skog, myr og fjell, da arealavrenningskoeffisientene for slike områder er regnet ut på basis av felter som har tilsvarende dekning av klarvannsinnsjøer. Dermed ligger dette allerede inne i koeffisientene (Holtan & Åstebøl 1991).

Befolkningstallene (pe hus og hytter) er oppgitt av de berørte kommunene (Teknisk etat), og er fordelt i de ulike nedbørfeltene så langt opplysningene har gjort dette mulig. For Ims-Lutsivassdraget er befolkningstall hentet fra Holmen (1983).

Spesifikke tilførselsbidrag

Data i tabell 5 og 6 er kombinert med spesifikke tilførselsbidrag for å beregne totale tilførsler. De spesifikke tilførselsbidragene er gitt i tabell 7. Kilder og merknader er gitt i avsnittene nedenfor.

For dette vassdraget er totaltall for nitrogen og fosfortransport fra Molversmyr & Sanni (1990) benyttet, og i disse tallene er bidrag fra kloakk inkludert. Transporten av organisk karbon er estimert fra konsentrasjonsmålinger i Lutsivatn (Molversmyr & Sanni 1990) og avrent vannmengde. Dette er fordelt proporsjonalt på kildene på grunnlag av de spesifikke tilførselstallene i tabell 7 og de totale areal- og pe tallene for feltet.

Tabell 7. Spesifikke tilførselsbidrag av fosfor, nitrogen og organisk karbon. Se tekst nedenfor for kildehenvisninger og merknader til verdiene.

Spesifikke tilførselsbidrag					
Kloakk hus	Kloakk hytter	Oppdrett	Avrenning jordbruk	Avrenning skog, myr, fjell	Nedbør på vannflate
Fosfor					
g P/pe*d	g P/pe*d	g P/kg tilv.	kg P/km2*år	kg P/km2*år	kg P/km2*år
1,7	0,51	10	99	6	15
Nitrogen					
g N/pe*d	g N/pe*d	g N/kg tilv.	kg N/km2*år	kg N/km2*år	kg N/km2*år
12	3,6	60	6637	356-452	1050
Organisk karbon					
g C/pe*d	g C/pe*d	g C/kg tilv.	kg C/km2*år	kg C/km2*år	kg C/km2*år
26	7,8	100	9075	7650	1125

Kloakk

Spesifikke tilførselstall for kloakk - hus og kloakk - hytter er hentet fra Holtan & Åstebøl (1991). Der det har foreligget tall for rensegrad for kloakk, er denne regnet inn slik at spesifikke tilførselsbidrag er tilsvarende redusert. Det er derfor kun for kategorien øvrig land verdien referert i tabell 8 er benyttet. Reduksjon i verdien er beregnet ut fra opplysninger fra Holtan & Åstebøl (1991) om renseeffekt av ulike typer rensetiltak. Renseeffekten vil variere både med rensetiltak og med type stoff det renses for.

På grunn av manglende opplysninger, er det for kloakk - hytter forutsatt at flesteparten av hyttene ikke har innlagt vann og er uten vannklosett. Tilførselsbidraget for hytter vil i tilførselsregnskapene bli sett i sammenheng med brukstid, som er satt til 35 døgn pr. person/år (Holtan & Åstebøl 1991).

Utenom Lysefjorden er bidraget fra kloakk husstander oppgitt til 2511 personekvivalenter, og antall hytter er 2462.

Oppdrettsanlegg

Med hjelp fra oppdretterne og Fylkesmannens miljøvern avdeling er det laget en oversikt over oppdrettsaktiviteten i området per 1992 (tabell 8). Anleggene er også forsøkt plassert i fig. 13.

Basert på tabell 8 er det et totalt konsesjonsvolum i bruk i området på 60.000 m³. Oppgitt totalproduksjon på de syv matfiskproduserende anleggene i Høgsfjorden i 1991 var 850 tonn. Fordelt på totalt konsesjonsvolum gir dette en midlere produksjon på ca. 15 kg/m³/år. I 1993 er dette steget til 1132 tonn. Produksjonen av laks i Høgsfjorden har sikkert variert en del gjennom årene. I forbindelse med beregning av bidraget fra oppdrett er det i det følgende satt som forutsetning at produksjonen vil være 25 kg/m³/år, noe som vil gi en årsproduksjon

på 1500 tonn. Dette tilsvarer den produksjonsgrensen som er fastsatt i Fiskeridirektoratets forskrift av 13.08.91.

Spesifikke stoffbelastninger for fosfor, nitrogen og karbon for oppdrettsanlegg er basert på en fórfaktor (FF) på 1,2 (kg fórfaktor/kg tilvekst-rundvekt). I følge opplysninger fra de aktuelle fiskeoppdrettere i Høgsfjorden varierer den midlere FF mellom 1,0-1,3. Holtan & Åstebøl (1991) angir FF på 1,4, men det er rimelig å anta at oppdretterenes tall er nokså riktige per idag. Det påvises generelt en synkende trend i fórfaktor i norsk oppdrett, noe som bekreftes av målinger i lukkede produksjonsanlegg (registreringer ved bl.a. Norsk Bioakva a.s. og Hidra Edelfisk a.s. 1990-92, rapporter fra Rogalandforskning). I beregningene her er FF satt lik 1,2, men det er grunn til å regne med at en enda lavere FF vil være realistisk i årene fremover. Verdier for settefiskanlegg er hentet fra (Sanni 1993).

De spesifikke verdiene er multiplisert med tillatte produksjonstall for de syv smolt- og matfiskproduserende anleggene i området, 1400 tonn matfisk, 550.000 laksesmolt (inkludert ca. 400.000 sjødyktig ørret) og 100.000 settefisk. Helle smolt a.s., Helle (Forsand) med konsesjon for produksjon av laksesmolt er ikke i drift.

Tabell 8. Oppdrettsanlegg i og ved Høgsfjorden på strekningen Dirdal-Hommersåk pr. 31/12 1993.
Konsesjon: Antall kub. meter (matfisk) og antall smolt/år (settefisk-/smoltanlegg).

Anlegg	Konsesjon			Merknader
	Type anlegg	Kub. meter	Smolt/år	
<u>Kommersielle anlegg :</u>				
Høgsfjord Edelfisk a.s., 1. Skeivik fiskeoppdrett a.s.	Matfisk	12000		Volumet er fordelt på tre lokaliteter
West Coast Salmon, Vier (Sandnes) 2.	Matfisk	8000		Tidl. Vier Lakseoppdrett Merdene er nå plassert ved Teistholmen
Br. Breiviks Lakseoppdrett, Breivik (Sandnes) 3.	Matfisk	8000		
Aspøy Fisk a.s., Aspøy (Sandnes) 4.	Matfisk	4000		Lav produksjon de siste to årene
<u>Forskningsanlegg :</u>				
Norsk Bioakva a.s., Dirdal/Oltedal (Gjesdal) 5.	Matfisk-/smolt	7000	600.000	Lok. Dirdal landanlegg Lok. Oltedal sjøanlegg
Lerang Forskningsstasjon, Lerang (Forsand) 6.	Matfisk-/smolt	12000	100.000	Smoltkons. omfatter også oppdrett av marine arter
NINA Forskningsstasjon, Ims (Sandnes) 7.	Matfisk-/smolt (marine arter, skaldyr)	8000 1000	500.000	Også kons. på 500.000 settefisk/år Prod./biomasse lav i forhold til kons.
Totalt Høgsfjorden		60.000	1.200.000	

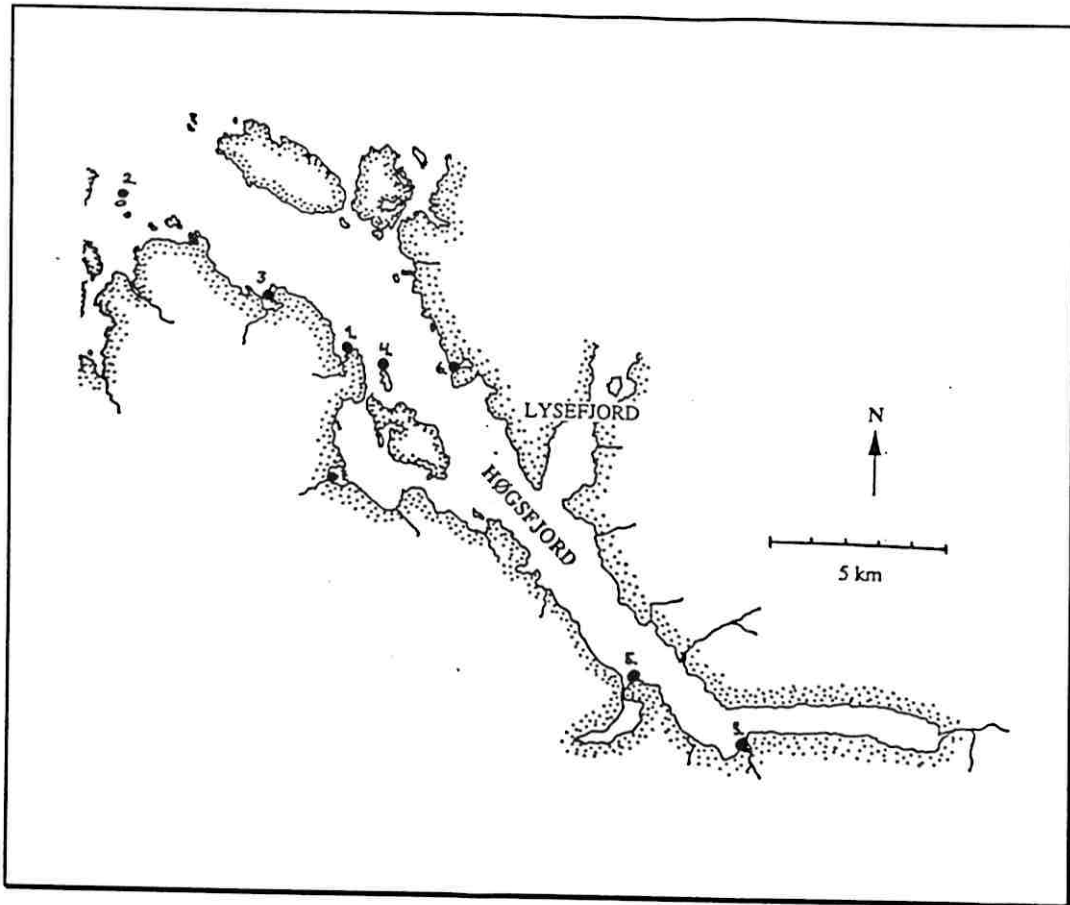
Kommentar:

Helle Smolt a.s., Helle (Forsand) med konsesjon for produksjon av laksesmolt er ikke i drift.

Jordbruk

For P, N og C-avrenning fra jordbruk er benyttet de spesifikke avrenningskoeffisientene som ble funnet for de totale jordbruksarealene i Hogstadbekken i Ims-Lutsivassdragets nedbørfelt

(Sanni & Tyvold 1989). Fordi disse er basert på målinger i området og gjelder for totalt jordbruksareal, er de mer realistiske og anvendbare for denne undersøkelsen enn verdiene i Holtan & Åstebøl (1991).



Figur 13. Oversikt over omtrentlig plassering av oppdrettsanlegg i undersøkelses-området.

Skog, myr, fjell

Spesifikke avrenningskoeffisienter for P og N fra skog, myr og fjell er delvis hentet fra Holtan & Åstebøl (1991). For vassdragene Dirdal-, Frafjord-, og Espedalsvaasdraget, samt for Lysefjorden, er tilførselsbidrag av fosfor og nitrogen alternativt beregnet ut fra målte konsentrasjoner av nitrogen og fosfor i øvre deler av Siravassdraget.

Koeffisienten for TOC er beregnet på grunnlag av de spesifikke avrenningskoeffisienter for P og N fra skog, myr og fjell fra Holtan & Åstebøl (1991), og målt TOC:TN:TP-forhold i øvre deler av Siravassdraget (Sanni & Skogheim 1988). Dette nedbørfeltet må regnes å være nokså likt Høgsfjordens vestlige nedbørfelt, og beregningene vil derfor være en tilfredsstillende tilnærming.

Nedbør

Spesifikke koeffisienter for P og N i nedbør er hentet fra Holtan & Åstebøl (1991), mens verdien for TOC er basert på spesifikke P-tall og C:P forutsatt som i jordbruksavrenning (~75:1).

Tilførselsregnskap - kilder

Årlig tilførselsregnskap for totale mengder av fosfor, nitrogen og organisk karbon fra ulike kilder og områder er vist i tabell 9. Den relative fordelingen mellom kildene og områdene er framstilt i figur 14 og 15.

Fosforregnskap

Fosforregnskapet viser at den totale tilførselen til Høgsfjorden er 28.7 tonn P. Ved beregning av bidrag fra Lysefjorden til Høgsfjorden, er det beregnet 50 % retensjon (tilbakeholdelse) av den totale fosformengden som tilføres Lysefjorden (Holtan et al. 1992). Den totale fosfortilførselen tilsvarer en arealmessig belastning på 0,48 g P/m² år dersom den ble fordelt jevnt innenfor Høgsfjordens sjøområde. Denne arealmessige belastningen tilsvarer beregningene for det nærliggende sjøområde Hjelmeland-, Fister- og Årdalsfjord (0,32-0,57 g P/m², avhengig av hvilket estimat som brukes for bidraget fra oppdrettsanleggene; Wakili et al. (1992)).

Den miljømessige effekten av det beregnede fosforbidraget kan ikke fastslås enkelt fordi en ikke har noen enkel metode for å bestemme områdets tålegrense. Det er særlig to forhold som vanskeliggjør en tålegrensebestemmelse:

- 1) Områdets åpenhet gjør at sjøvannutskiftningen er stor i forhold til ferskvannstilførslene, og den er dermed vanskelig å tallfeste.
- 2) Det er flere vekstbegrensende næringsalter enn fosfor involvert i sjøområder (spesielt nitrogen), slik at fosforbelastningen ikke alene kan forutsettes å gi uttrykk for vekstpotensialet eller trofilitstanden, slik som generelt er tilfelle i innsjøer.

Det vil være instruktivt å gi en karakterisering av tilstanden slik den ville vært hvis disse kompliserende faktorene ikke hadde vært tilstede. Dette må betraktes som et sterkt overestimat for miljøeffektene av fosforbelastningen, og kan gjøres med grunnlag i trofigradsmodeller for innsjøer (Dillon & Rigler 1974) med retensjonsberegning etter Chapra (1975) og Reckhow (1979). Disse beregningene gir en total fosforkonsentrasjon i overflatevannet i sommerperioden på 5,6 µg P/l; som i innsjøsammenheng ville vært regnet som lite eutrofe. I modellen ligger det at 28% av fosforet sedimenterer og ikke er tilgjengelig i de øvre vannmasser. I Høgsfjorden er det sannsynlig at andelen av fosfor som sedimenterer er høyere da fosfor lett felles ut når ferskvann blandes med sjøvann, samt at det største bidraget er fra oppdrett og her er ca 2/3 bundet som tungt løselig P og vil sedimentere (Berheim 1992). Om det ikke regnes inn noen retensjon, så vil verdien i overflaten om sommeren bli 7,9 µg P/l, som fortsatt er lavt.

På grunnlag av fosforregnskapet og en enkel generell betraktning av området som helhet kan det altså hevdes at algetetthetene vil være lavere enn i disse innsjøene. Imidlertid er det enda to kompliserende faktorer som må tas hensyn til i en slik betraktning:

- 1) Det er ikke bare mengden fosfor som påvirke algeveksten. Like viktig er også at varierende tilførsler av fosfor i forhold til andre næringsstoffer vil gi forskjellige effekter (f.eks. med å påvirke hvilke alger som blomstrer opp i masseforekomster). Hvordan fosfortilførslene i dette området virker i en slik sammenheng er det ikke faglig grunnlag for å vurdere, og dette vil derfor ikke bli forsøkt utdypet her. En rimelig måte å forholde seg til dette er å slippe ut minst mulig og i lignende proporsjoner som ellers i naturen. Dette vil begrense eventuelle miljøeffekter og evt. i ettertid gjøre det mulig å gjenopprette disse.
- 2) Fosforet fordeles ikke jevnt i området, slik at det ved de største punktkildene kan tenkes å oppstå større algevekst (og da gjerne av fastsittende alger). Slike lokale påvirkninger kan det på grunnlag av denne undersøkelsen ikke vurderes om det er innenfor området.

Prosentlig fordeling av de ulike kilders fosforbidrag til Høgsfjorden er vist i fig 14. Av denne figuren går det frem at oppdrett bidrar mest til fosforutslippet i fjorden (51 %). Bidraget fra skog, myr og fjell er likevel omtrent på samme nivå (30 %).

I trofigradsmodellen over er også fosfortilførselen fra akvakultur inkludert. Denne står for 14,6 Tonn/år 51% av det totale tilskuddet. Av disse 14,6 Tonn/år er det kun 33%, eller 5 Tonn/år, som er lett tilgjengelig og dermed representerer en øvre grense for det som blir biologisk tilgjengelig fra oppdrett i overflatelaget (Bergheim, 1992, Bergheim et.al., in prep.). Dette alene fører til at tallet for sommerperioden slik den er regnet ut over er for høyt.

Det er samtidig viktig å bemerke at fosforet fra oppdrett i høy grad er tungt løselig og bundet i partikler som sedimenterer, og vil kunne forsyne alger med næring i mindre omfang enn totalmengdene skulle tilsi. Dette betyr på den ene siden at de lokale effektene av fosfortilførsler fra oppdrettsanlegg må overvåkes spesielt før man kan fastslå betydningen av dem, og på den andre siden at de store totalmengdene fosfor fra oppdrettsanleggene ikke nødvendigvis medfører at de øvrige kildenes bidrag kan sees bort fra.

En kan betrakte oppdrettsanleggene som bidragsytere til lokale algeveksteffekter, men det er viktig å være klar over at det ut av fjorder på vinterstid er eksport av næringssalter, og på årsbasis er det netto stofftransport ut. Dette reduserer lokale algevekstvirksomheter.

Enkeltbidrag over 1 % av totale tilførsler vil skjønnsmessig bli regnet som signifikante og som grunn til å vurdere nærmere. F.eks. må en regne som sikkert at den tilsynelatende beskjedne totale fosfortilførselen fra kommunal kloakk og hytter (4 %; figur 14) vil bidra mer til algevekst for hver prosentenhet enn tilførsler fra oppdrett og jordbruk. Med 10 % av P-tilførslene fra jordbruk, synes det rimelig innenfor dette regnskapets rammer å betrakte tilførslene fra jordbruk og kloakk omlag som likeverdige mht. virkninger i sjøområdet.

Tabell 9. Totale årlige tilførselsbidrag av fosfor, nitrogen og organisk karbon fra ulike kilder og områder til Høgsfjorden.

Totale årlige tilførselsbidrag							
Fosfor, tonn P/år							
Nedbørfelt	Kloakk hus	Kloakk hytter	Oppdretts-anlegg	Avrenning jordbruk	Avrenning skog, myr, fjell	Nedbør på vannflate	Sum P
Ims-Lutsivass.	0,462	0	0	0,742	0,196	0	1,4
Øvrig land	0,315	0,0723	0	0,842	0,666	0	1,9
Oltedalsvass.	0,085	0,0018	0	0,376	0,456	0	0,9
Dirdalsvass.	0,078	0,0165	0	0,396	1,106	0	1,6
Frafjordvass.	0,0179	0,016	0	0,198	1,478	0	1,7
Espedalsvass.	0,0175	0	0	0,198	0,874	0	1,1
Lysefjord	0,0631	0	0,125	0,12	3,620	0,705	4,6
Sjø	0	0	14,6	0	0	0,888	15,5
Totalt P	1,0	0,1	14,7	2,9	8,4	1,6	28,7
Nitrogen, tonn N/år							
Nedbørfelt	Kloakk hus	Kloakk hytter	Oppdretts-anlegg	Avrenning jordbruk	Avrenning skog, myr, fjell	Nedbør på vannflate	Sum N
Ims-Lutsivass.	2,78	0	0	64,40	26,1	0	93,3
Øvrig land	2,04	0,47	0	60,33	39,2	0	102,0
Oltedalsvass.	2,81	0,01	0	33,19	42,0	0	78,0
Dirdalsvass.	1,56	0,10	0	26,55	58,5	0	86,8
Frafjordvass.	0,36	0,09	0	13,27	78,2	0	92,0
Espedalsvass.	0,12	0,00	0	13,27	46,3	0	59,7
Lysefjord	0,68	0,00	1,125	11,93	267,7	37,05	318,5
Sjø	0	0	90,0	0	0	61,95	152,0
Totalt N	10,3	0,7	91,1	222,9	558,0	99,0	982,1
N/P (mol/mol)	2 2	1 4	1 4	1 7 2	1 4 7	1 3 8	7 6
Organisk karbon, tonn C/år							
Nedbørfelt	Kloakk hus	Kloakk hytter	Oppdretts-anlegg	Avrenning jordbruk	Avrenning skog, myr, fjell	Nedbør på vannflate	Sum OC
Ims-Lutsivass.	4,45	0,37	0	245,0	780,3	0	1030,1
Øvrig land	4,34	1,11	0	77,1	501,0	0	583,6
Oltedalsvass.	1,55	0,04	0	45,4	765,0	0	812,0
Dirdalsvass.	1,04	0,25	0	36,3	657,7	0	695,3
Frafjordvass.	0,27	0,24	0	18,2	879,0	0	897,7
Espedalsvass.	0,20	0,00	0	18,2	519,7	0	538,0
Lysefjord	0,70	0,00	1,25	10,9	2053,4	26,5	2092,7
Sjø	0	0	146	0	0	66,4	212,4
Totalt OC	12,5	2,0	147,3	451,0	6156,1	92,9	6861,8

De øvrige to kildene som bidrar signifikant i totaltilførselen av fosfor er avrenning fra skog, myr og fjell samt fosfor i nedbør direkte på sjøoverflaten (henholdsvis 30 % og 5 % uten bidraget fra Lysefjorden). Disse vil sannsynligvis bidra mindre til algevekst enn det totalandelene tilsier, fordi dette fosforet i hovedsak vil være partikulært bundet. Det som kommer fra skog, myr og fjell vil i stor grad være sterkt bundet, mens det som kommer med nedbør sannsynligvis i stor grad vil stamme fra jordbruk, og vil være noe mer lettløselig. Ingen av disse kildene kan forventes å gi noen vesentlige algeveksteffekter.

Nitrogenregnskap

Nitrogenregnskapet (tabell 9) viser at den totale tilførselen til Høgsfjorden utenom bidraget fra Lysefjorden er 664 tonn. Ved beregning av bidrag fra Lysefjorden til Høgsfjorden, er det beregnet 25 % retensjon (tilbakeholdelse) av den totale nitrogenmengden som tilføres Lysefjorden (Holtan et al. 1992). Med bidraget fra Lysefjorden er den totale årlige tilførselen til Høgsfjorden 982 tonn N. Dette tilsvarer en arealmessig belastning på 1.7 g N/m^2 år dersom den ble fordelt jevnt innenfor Høgsfjordens sjøområde.

Nitrogen er i større grad enn fosfor generelt regnet å bestemme algeveksten i sjø. I kystnære områder vil dette ofte være i et komplekst samspill med fosfor. En del av de generelle betraktningene om fosforregnskapet (ovenfor), vil derfor også gjelde nitrogenregnskapet.

Karakteristisk for nitrogentilførslene er at jordbruksavrenning, avrenning fra skog, myr og fjell samt langtransportert forurensning bidrar mer (henholdsvis 23 %, 57 % og 10 %), og at oppdrettsanleggene bidrar med en mer beskjeden andel (9 %).

Den langtransporterte forurensningen er oksiderte nitrogenforbindelser (vesentlig nitrat) fra europeisk og norsk samferdsel og industri, som også er delvis opphav til sur nedbør. Dette er direkte utnyttbart for algevekst, og kommer i regnskapet til uttrykk gjennom avrenning fra skog, myr, fjell og nedbør direkte på vannflaten (tilsammen 70 % av totalbidraget).

Jordbruket i området bidrar med mindre enn halve andelen av nitrogen enn avrenningen fra skog, myr og fjell, men på et langt mindre areal. Pr. arealenhet er nitrogenavrenningen fra jordbruk ca. 11 ganger større enn avrenningen fra skog, myr og fjell, og 4-5 ganger større enn nedbøren direkte på vannflaten. Andelen lett tilgjengelig nitrogen for algene vil også her være høy (nitrat og ammonium), samt endel partikulært bundet N, som hovedsakelig må regnes som nokså lett nedbrytbart (organisk bundet N, som i aminosyrer og urea). Det samme vil være tilfelle med nitrogenet fra oppdrettsanlegg, som anslås til 6-9 % av totaltilførselen.

Det kan være instruktivt for å forstå betydningen av nitrogen fra oppdrettsanleggene og sammenligne med nitrogen i nedbøren direkte til sjøområdet. Det tilføres omtrent like mye nitrogen fra oppdrettsanleggene (90 tonn) som direkte i nedbøren (62 tonn, eksklusiv Lysefjorden). En del av nitrogenet fra oppdrettsanleggene må regnes å være mindre algetilgjengelig enn det som kommer i nedbøren, så den totale algeveksteffekten kan være omtrent av samme størrelsesorden eller noe høyere fra nedbør. Hovedforskjellen vil være at nitrogenet fra nedbøren stimulerer algeveksten i hele området, mens nitrogenet fra oppdrettsanleggene vil gi størst lokale effekter².

²Det presiseres at nitrogenet i nedbøren ikke representerer en naturlig bakgrunn, men i hovedsak er et resultat av langtransportert forurensning.

Virkningsmessig kan en anta at oppdrettets nitrogentilførsler vil være noenlunde lik jordbrukets (algetilgjengelighet både i forhold til utslippssted og til kjemisk tilgjengelighet). Oppdrettets nitrogenbidrag til dette sjøområdet ser ut til å være ca. 40 % av jordbrukets.

Av de øvrige kildene vil kloakk utgjøre ca. 1 % av totale nitrogentilførsler, og spille nokså lik rolle som kloakktilførslene av fosfor (ovenfor). I likhet med fosfor i kloakk er nitrogenet i kloakken svært algetilgjengelig, og kan gi opphav til lokale effekter. I området som helhet, vil tilførslene mengdemessig være nokså beskjedne. Det samme gjelder nitrogentilførslene fra hytter.

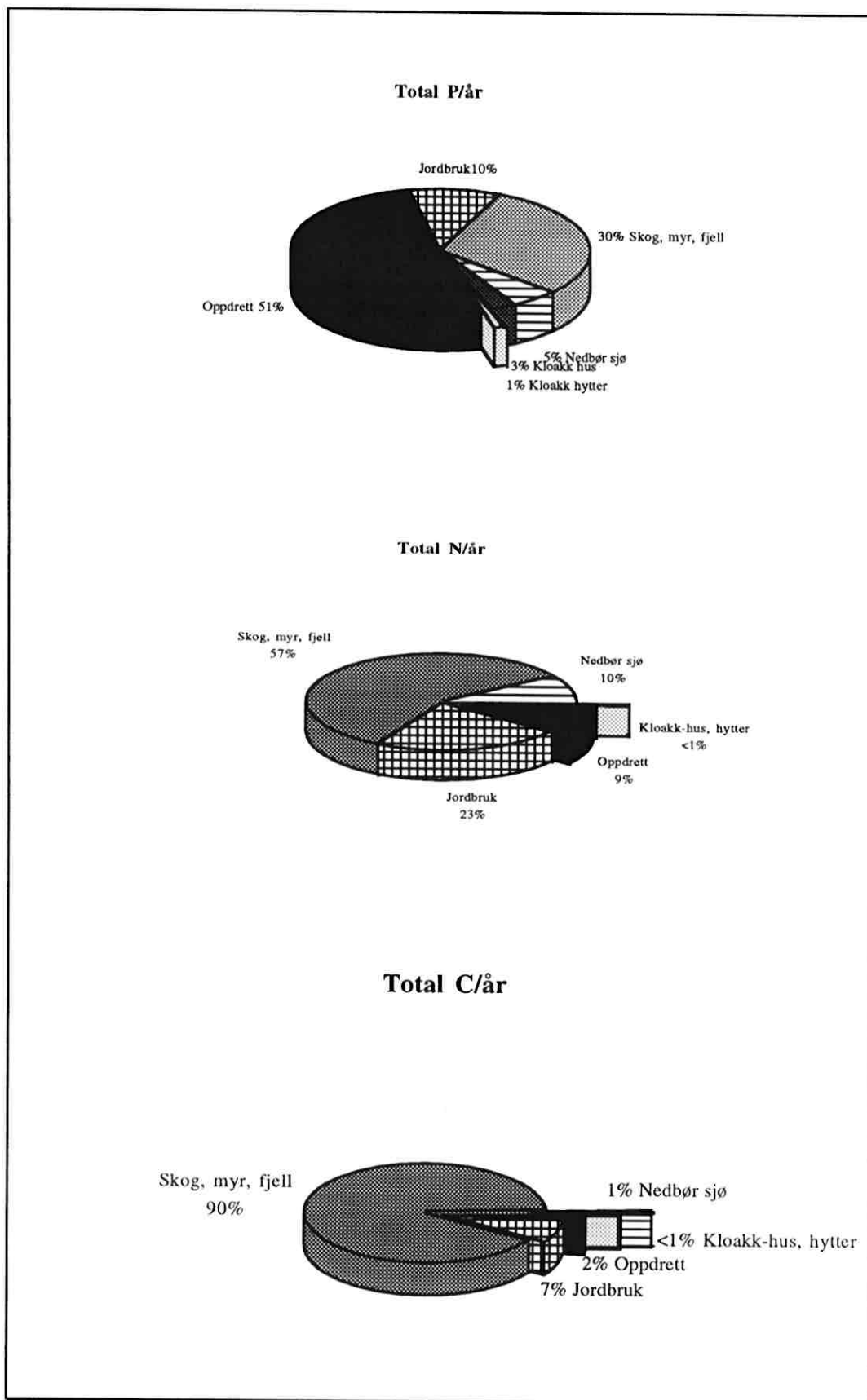
Organisk stoff regnskap

Total beregnet tilførsel av organisk stoff til Høgsfjorden er 6862 tonn/år (tabell 9). Mens fosfor- og nitrogenregnskapene har relevans for eutrofierings- eller algevekstproblemer i området, vil organisk stoffregnskapet være relevant for vurdering av problemer med saprobiering (som medfører oksygenforbrukende nedbrytning). Bunndyrsundersøkelsen i rapportens første del er uttrykk for effekter knyttet til dette.

Organisk karbon brukes som mål på organisk stoff, og regnskapet er satt opp for dette. Det er imidlertid viktig å være oppmerksom på at nedbrytbarheten for ulike former av organiske karbonforbindelser vil være svært forskjellig. F.eks. vil de store mengdene organisk karbon i tilførsler fra områder med lite menneskelig aktivitet (skog, myr, fjell) være lite biologisk nedbrytbare, mens organiske karbonforbindelser fra menneskepåvirkede kilder, særlig kloakk, fiskeoppdrett og jordbruksarealer vil være lett biologisk nedbrytbare. Parameteren biokjemisk oksygenforbruk (BOF) ville i større grad ha gitt uttrykk for lett nedbrytbart organisk stoff, men det er ikke faglig grunnlag for å utarbeide et fullstendig regnskap for dette. Dette betyr at en ved vurderingen av de relative mengdene organisk karbon fra ulike kilder må ta hensyn til ulik nedbrytbarhet, og at kilder som bidrar med relativt lave prosentvise tilførselsandeler likevel kan ha stor betydning for nedbrytningsaktiviteten i området.

Regnskapet for organisk karbon (tabell 9, figur 14) viser at 90 % av tilførslene kommer fra skog, myr og fjell. Tilførslene av organisk karbon fra oppdrettsanlegg og jordbruk utgjør henholdsvis 2 og 7 %. Til tross for at de sistnevnte kildene hver for seg utgjør mindre enn 1/10 av mengdene fra skog, myr og fjell, vil de pga. den lett nedbrytbare formen for karbon, sannsynligvis bidra mer til bakteriell oksygenforbrukende nedbrytningsaktivitet enn tilførslene fra skog, myr og fjell. Bidragene fra jordbruk er større enn bidraget fra oppdrettsanlegg og jordbrukets betydning kan anses å ha størst betydning i resipienten. Tilførslene fra oppdrettsanleggene vil muligens ha noe mer karakter av punktutslipp enn jordbrukstilførslene, som dels vil ha punktutslippskarakter i elve/bekkemunninger, og dels være diffus tilrenning fra land.

Som en generell betraktning vil det i hovedsak være disse to kildene som er store nok og av slik karakter at de kan være hovedårsak til den moderate påvirkningen som er funnet i bunndyrsamfunnet i Hølebassenget. De øvrige kildene bidrar alle med 1% eller mindre av



Figur 14. Relative tilførselsbidrag av fosfor, nitrogen og karbon fra ulike kilder til det undersøkte sjøområdet.

totaltilførslene, men kloakk fra hus bør en regne med kan gi signifikante lokale saprobieringsvirkninger (Hølebassenget). Dersom en så bort fra de lite nedbrytbare organiske karbontilførslene fra skog, myr og fjell, ville bidraget fra de øvrige kildene ha vært fordelt med <1 % fra kloakk-hus og hytter, 21 % fra oppdrett, 13 % fra nedbør og 64 % fra jordbruk.

Konkret mht. angitte stasjoner er det rimelig å anta at bebyggelsen i nedbørfeltet rundt Høle spesielt påvirker stasjon 6 i Hølebassenget. Den generelt lave belastningen av organisk stoff ellers til fjorden er i overensstemmelse med gode forhold som er observert for bunndyrsamfunnet.

Tilførselsregnskap - områder

Tilførselsregnskapet er både satt opp for kilde og for ulike områder: Vassdragene Ims-Lutsi-, Oltedals-, Dirdals-, Frafjord- og Espedalsvassdraget, øvrig land, Lysefjord og sjøområdet i Høgsfjorden. I figur 15 er den relative fordelingen av tilførsler fra de ulike områdene framstilt.

Mht. de langsiktige virkningene av disse tilførslene, vil det være spørsmål om tilførselshastigheten er høyere enn omsetningen av stoffene. Dersom det i området er kapasitet til å omsette det organiske stoffet uten at dette medfører opphopning av organisk stoff på bunnen, oksygenvinn eller sulfiddannelse, vil ikke tålegrensen være nådd. Dersom denne kapasiteten ikke er tilstede, vil en ved gjentak av målingene kunne påvise endringer i oksygen- eller sulfidforholdene, i organisk innhold i sedimentene, eller i bunndyrsamfunnets sammensetning.

N/P-forholdet

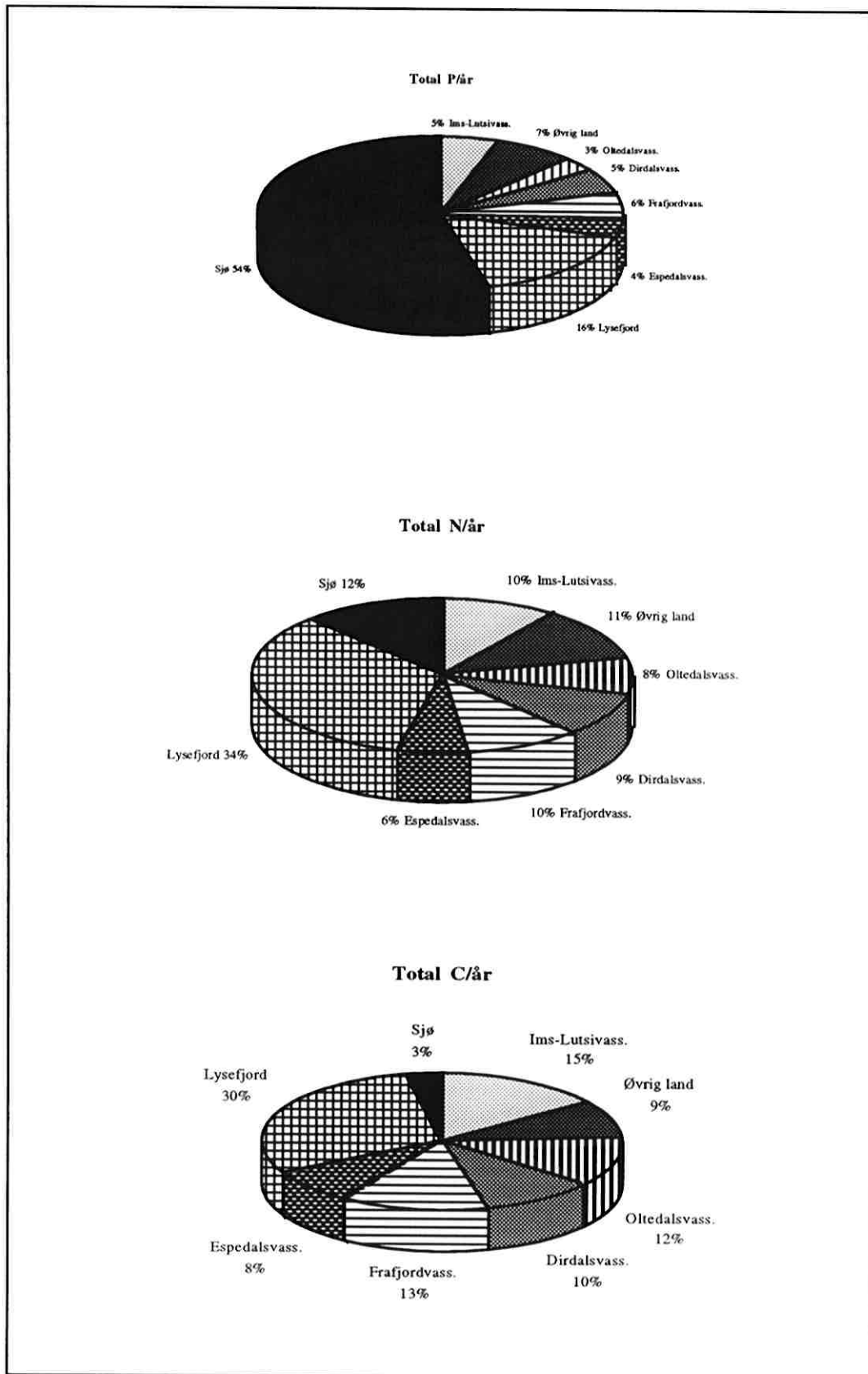
N/P-forholdet er i sjøvann ganske konstant =16, bortsett fra kystnære farvann hvor dette kan variere en del. Alger tar opp og inneholder normalt sett N og P i samme forhold.

Det som klart fremkommer i Tabell 9, er at N/P-forholdet fra kloakk og fiskeoppdrett er tilnærmet lik det naturlige, mens de andre kildene har en markant overvekt av N. Samlet i tilførslene er N/P=90, noe som viser klart at nitrogentilførslene er den mest dominerende forurensningen. Årsakene ligger i hovedsak i langtransport (luft) av nitrogen og forsuringseffekter i jord.

Nitrogen er i større grad enn fosfor regnet som begrensende faktor for algevekst i havet. I kystnære farvann vil dette ofte være vekslende. I Høgsfjorden vil fosforbegrensning være avhengig av hydrografiske forhold hvor avrenningen har større betydning enn dypvannsinnblandingen i overflatelaget. Nitrogenoverskudd og sterk fosfor begrensning vil være mest sannsynlig i sommersituasjoner med en meget sterk lagdeling av vannmassene og lite vind.

I forbindelse med utslippskildene med et balansert N/P-forhold, kloakk og oppdrettsanlegg, så vil den tilgjengelige delen av nærings-

Stofftilførsler



Figur 15. Relative tilførselsbidrag av fosfor, nitrogen og karbon fra ulike områder til det undersøkte sjøområdet.

saltene tas opp av planktonet lokalt i den delen av året det er stor algebiomasse tilstede.

Avrenningene med høy grad av nitrogentilførsel vil i større grad gradvis blandes ut med sjøvann og fordeles i hele fjordsystemet, fordi de er knyttet til store ferskvannstilførsler..

Høgsfjorden vil, som store deler av de kystnære farvannene ha en vekslning mellom nitrogen og fosfor begrensning av produksjonen, avhengig av hydrografiske og meteorologiske forhold.

Vassdragene

I totalregnskapet bidrar vassdragene tilsammen med omtrent 23 % av fosforet, 42 % av nitrogenet og 60 % av organisk karbon til Høgsfjorden når bidraget fra Lysefjorden er inkludert. Totalbidraget fra vassdragene er relativt jevnt fordelt på de ulike vassdrag for alle tilførslene.

Lysefjord

I alle stofftilførselsregnskapene bidrar Lysefjordfeltet mest (20-30 %) av de enkelte delfeltene til Høgsfjorden. Dette har først og fremst med feltets størrelse å gjøre, da det er lite forurensende aktivitet i feltet.

Langtransportert nitrogenforurensning har imidlertid et stort nedslagsareal i Lysefjordfeltet. Det er videre noe usikkert hvor mye av stofftilførselen fra land til Lysefjorden som går videre til Høgsfjorden. Erfaringstall fra indre Oslofjord og Drammensfjorden, som er benyttet her (Holtan et al. 1992), vil sannsynligvis være maksimumsestimater for denne transporten. Den kan derfor antas å være noe lavere enn vi har beregnet. I vannutvekslingen med Høgsfjorden går det også en stofftransport fra Høgsfjorden til Lysefjorden som ikke er tallfestet. En må derfor være oppmerksom på at våre tilførselstall fra Lysefjord til Høgsfjorden er brutto- og ikke netttotal.

Øvrig land

"Delfeltet" øvrig land består av mange restfelt (dvs. delnedbørfelt utenom vassdragene) fordelt langs hele Høgsfjorden. Størsteparten av arealet er skog, myr, fjell (< 10 % jordbruk).

Bidraget fra øvrig land er 8-11 % for alle stofftilførslene; dvs. at en vesentlig del av den lokale forurensning til Høgsfjorden vil tilføres jevnt fordelt i hele sjøområdet. Tilførslene av fosfor og nitrogen er omtrent like store som tilførslene fra Ims-Lutsivassdraget, som har tilsvarende areal. Virkningen av tilførslene fra de to delfeltene vil likevel være forskjellig. På grunn av stor mottakerevne for Høgsfjorden som helhet, vil ikke belastningen fra øvrig land være særlig stor. Bidraget fra Ims-Lutsi tilføres imidlertid en lokal resipient (Hølebassenget) med betydelig lavere mottakerevne enn selve Høgsfjorden.

Sjøområdet (direkte)

Tilførsler direkte til sjøen omfatter næringsaktivitet i sjøen (oppdrett), nærforurensning (tørrdeponert, vesentlig fra jordbruk) og langtransportert forurensning (via nedbør, vesentlig fra industri og samferdsel i Norge og Sentral-Europa).

Andelsmessig er det spesielt tilførslene av næringsstoffer direkte som er vesentlige, og spesielt for fosfor der oppdrettsanleggene er den dominerende kilden. Omtrent 2/3 av nitrogenbidraget direkte til sjøen utgjøres av langtransportert forurensning via nedbør. De direkte tilførslene av organisk stoff er jevnt fordelt på oppdrettsanlegg og nedbør.

SAMMENFATTENDE DISKUSJON

Basert på undersøkelsens formål, vil det i den sammenfattende diskusjonen først bli gitt en sammenfatning av hydrografi og den målte belastningen ved bunnen (resipientundersøkelsen). Stofftilførselen og de ulike kildenes betydning vurderes i forhold til resipienttilstanden i området. Deretter diskuteres disse resultatene i forhold til andre undersøkte resipienter i Rogaland. Vurdering av Høgsfjordområdets kapasitet for fiskeoppdrett sammenfattes med basis i eksisterende utslipp, målt tilstand og vannutskiftning i fjorden.

HYDROGRAFI

Strømmene i Boknafjordsystemet (som Høgsfjorden er en del av) vil i hovedsak være drevet av trykkendringer i kyststrømmen og vindforholdene, dernest av ferskvannstilførsler fra land og kun i liten grad av tidevannet. Store og hurtige skiftninger i vannlagene er karakteristisk for dette fjordsystemet, og vannutskiftningen i selve Høgsfjorden er derfor generelt sett god.

I Hølebassenget er vannutskiftningen begrenset av terskler og øyer som forhindrer fri vannutveksling med selve Høgsfjorden. Oppholdstiden kombinert med oksygenforbruket vil bestemme minimumskonsentrasjonen av oksygen i et fjordbasseng. Målingene i denne undersøkelsen viser at Hølebassenget er det området i Høgsfjordsystemet som kan ha problemer med lave oksygenverdier i bunnvannet.

For Høgsfjorden er det ikke utført konkrete beregninger for vannutvekslingen med fjordområdet utenfor som kan gi grunnlag for å beregne utvekslingen av næringssalter mellom Høgsfjorden og utenforliggende sjøområde. Det er derfor vanskelig å sammenligne betydningen av tilførslene fra avrenning og forurensning med sjøens egne bidrag. Slike data er imidlertid fremskaffet for 30 fjorder i Møre og Romsdal, for å beregne effekter av fiskeoppdrett i de aktuelle fjordene (Aure & Stigebrandt 1989). For dette brede spekteret av fjorder ble den horisontale vannutvekslingen mellom fjord og sjøområdene utenfor beregnet til 40-100 m³/s pr km² fjordoverflate. Beregninger for Høgsfjorden (fjordoverflate 59 km²) med utgangspunkt i disse tallene, gir en vannutveksling på 2360-5900 m³/s. Sammenlignet med ferskvannstilførselen fra land (1539 mill m³/år eller 50 m³/s) blir vannutvekslingen mellom Høgsfjorden og sjøområdet utenfor 47-118 ganger større.

BUNNFORHOLD

Bunnundersøkelsen i selve Høgsfjorden (utenom Hølebassenget) viser at fjorden som helhet ikke er nevneverdig organisk belastet. Det var god overensstemmelse mellom alle metodene som ble benyttet for analyse av innsamlet bunndyrsdata. Forskjellen i bunndyrs sammensetning mellom stasjonene 4, 5 (Bersagel og Idse) og 1, 2, 3 (Uskald., Dirdal, Forsand) kan tilskrives en dybdeforskjell på

80-100 m mellom stasjonsgruppene. Høyere innhold av finpartikulært materiale (silt og leire) samt organisk materiale som ble funnet på stasjon 4 og 5, er naturlig som følge av liten strømpåvirkning på større dyp.

Tilstanden i selve Høgsfjorden, stasjonene 1-5, må klassifiseres som "god" (tabell 10). Det er vanskelig å legge avgjørende vekt på oksygenverdiene, da disse ikke representerer en årlig gjennomsnittsverdi, men enkeltverdier sent på høsten etter produksjonssesongen, og mest sannsynlig representerer minimumsverdier. Høgsfjorden er såpass åpen at det vanligvis vil være utskiftning av bunnvannet hver vinter. Data fra NOD databasen viser dette. Det er heller ikke noen klar antydning til forverring av oksygen konsentrasjonene bunnvannet i Høgsfjorden basert på de historiske dataene (Tabell 11).

Tabell 10. Tilstandsklasser i følge Rygg & Thelin 1993, for dypvann og sediment ved stasjonene.

	Parameter	Tilstandsklasse					
		Stasjon					
		1	2	3	4	5	6
Dypvann	Oksygen* (middelverdier) (Minimumverdier)		mindre god god	mindre god god	mindre god god	mindre god god	nokså dårlig mindre god
Sediment	Organisk karbon	god	god	god	mindre god	mindre god	nokså dårlig
Artsmangfold for bløtbunnsfauna	Hulberts indeks	god	god	god	god	god	god
	Shannon-Wiener index	god	god	god	god	god	mindre god

* - basert på en måling. Sammenliknet med middel- og minimumsverdier

En samlet vurdering av bunndyrsanalysene for stasjon 6 i Hølebassenget gir grunnlag for å konkludere at denne lokalitetens tilstand klassifiseres som "mindre god". Det ble påvist høyt innhold av organisk materiale i sedimentet, og oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet var lav.

Med forbehold om de begrensninger som en enkeltundersøkelse som dette innebærer så vil så vil forurensningsgraden (Rygg & Thelin, 1993) i Høgsfjorden, uten Hølebassenget, karakteriseres som "lite forurenset". Hølebassenget vil klassifiseres som "moderat forurenset".

Graden av overbelastning som er registret i Hølebassenget er knyttet til områdets innelukkethet og begrensede vannutskiftning i forhold til mengden tilført organisk materiale. Med utgangspunkt i kun én måling av tilstand ved bunn er det ikke mulig å si noe om en videre utvikling i resipienten.

SAMMENLIGNING AV TILFØRSELSKILDER

Forespørsel til kommuner og fiskeoppdrettere samt litteraturdata dannet grunnlaget for en sammenligning av stofftilførselen mellom

kildene kommunal kloakk, oppdrettsanlegg, skog/myr/fjell, jordbruksareal, og direkte nedbør til fjordoverflaten. Stofftilførsel er beregnet for fosfor (P), nitrogen (N) og organisk karbon (C).

Typisk for tilførselsregnskapet er at forskjellige kilder bidrar med ulike mengder P, N og C, og derfor vil kildenes betydning for stofftilførselen være forskjellig for stoffene. Tilførselen av P er størst fra oppdrett og skog/myr/fjell, mens skog/myr/fjell og jordbruk er de største kildene for N tilførselen. Tilførselen av C stammer i hovedsak fra skog/myr/fjell. Stoffregnskapet viser likevel at skog/myr/fjell er en av hovedkildene for alle stofftilførselene, og dette er rimelig ettersom arealfordelingen for underøkelsesområdet viser at skog/myr/fjell utgjør 90 % av nedbørsfeltets totalareal.

Dette gjelder de totale stofftilførselene, og betydningen av dem må imidlertid også sees i sammenheng med virkningen de har i resipienten, ettersom denne kan være svært forskjellig mellom kildene. Organisk stoff fra skog/myr/fjell vil f.eks. ikke ha forurensende virkning, mens nitrogenet fra samme kilde (i form av langtransportert nitrat) vil ha forurensende virkning som næringsstoff for alger. Slike diskusjoner av virkning i sammenheng med tilførselsregnskap er gjort i rapporten.

Hvor i fjorden stoffene tilføres er også vesentlig i forhold til virkningen de har. Resipientundersøkelsen viste at Hølebassengets resipientkapasitet er nådd. Selv om totalutslippene fra delfeltet til Hølebassenget ikke er større enn utslippene fra andre delfelt til fjorden, er effekten her større som følge av lokalitetens begrensede resipientkapasitet.

TIDLIGERE UNDERSØKELSER

Tabell 11. Oksygenverdier fra NOD databasen 5-10m over bunnen i høgstfjorden og frafjord, og våre data fra nærmeste stasjon.

År	mnd	156m	110-145m	260m
		Frafj	Utløp Lysefj.	ldse
1932	5	5,88	6,6	
1933	10		7,37	
1934	9		7,24	
1937	10		7,47	
1941	11	7,2	7,42	
1942	4	6,91		
1944	4	7,31		
1944	9	6,72		
1945	1	8,6		
1945	10	6,18		
1946	5		10,6	
1946	11	6,11	6,71	
1975	10		6,98	7,11
1992 *	12	5,9	5,7	5,3-6,6

* Verdier fra denne undersøkelsen.

De historiske dataene fra NOD databasen (Tabell 11) har ikke helt sammenfallende stasjonsposisjon med de i dette prosjektet. Vår stasjon 2 er i åpningen til Frafjord, mens de i tabell 11 er omtrent i senter av fjorden, men de er alle i omtrent samme dyp og dermed sammenlignbare. Stasjonene i tabell 11 ved utløpet av Lysefjorden ligger alle noe lengre nord og er grunnere enn vår stasjon 3. Det er derfor naturlig at oksygenverdiene er noe lavere på vår stasjon. Stasjonen ved Idse i tabell 11 ligger midt mellom stasjon 4 og 5 i dette arbeidet. Her foreligger kun en måling og det er ikke mulig å gi noen vekt på variasjonen.

Wakili et al. (1992) har gjort en tilsvarende undersøkelse som er rapportert her for Hjelmeland-, Fister- og Årdalsfjord. Denne er derfor i stor grad benyttet som sammenlikningsgrunnlag og referert til i denne rapporten.

I forbindelse med veksten i oppdrettsnæringen på 80-tallet er det utført en rekke undersøkelser som berører dette området (Bergheim et al. 1986 a,b,c; Bergheim & Wakili 1992; Dahle 1984; Dahle 1985; Aabel 1988; Aabel & Sanni 1987). Generelt er vekten lagt på fysiske forhold som er avgjørende for driften av anlegg (strøm, isdannelse, forekomst av giftige alger, temperatursvingninger, eksponering for bølger, båttrafikk, etc). For en vurdering av resipientforholdene gir undersøkelsen som nå er utført et mer hensiktsmessig bilde.

Bergheim et al. (1986 a,b,c) behandler de generelle akvakulturførholdene i området og påpeker at temperaturintervallene er ideelle men at det kan forventes forekomst av giftige alger, spesielt på sensommeren og høsten. Dahle (1985) vurderte tre lokaliteter (Sjeivik, Breivika og Meling) og Aabel & Sanni (1987) Lerangsvågen som mulige oppdrettslokaliter. Oksygenforholdene var gode (målt i dypvannet ved Lerangshamaren-Aspøy) og prøver av sedimentet viste ingen tegn på organisk belastning.

I 1988 utarbeidet Fylkesmannens miljøvernnavdeling (FMA) en rapport om forurensning og oppdrettsaktiviteten i fylket (Drønen & Finnesand 1988). Sammenlikningsgrunnlaget med den nåværende undersøkelse er imidlertid dårlig siden FMA konsentrerte seg om forholdene i umiddelbar nærhet av anleggene i motsetning til de dype deler av resipienten som er undersøkt her. Det er ingen tvil om at miljøet blir påvirket av oppdrettsvirksomheten under og rundt anleggene (Aure et al. 1988; Hansen et al. 1990) noe som først og fremst vil ha konsekvenser for oppdrettsvirksomheten.

Samlerapporten utgitt i 1990 av Molversmyr et al. (1990) sammenfatter informasjonen om flere ferksvannsystemer og sjøområder i Rogaland med hensyn til resipienttilstand. Informasjon om Ims-Lutsivassdraget, Oltedalsvassdraget og Riskafjord er av interesse for Høgsfjorden. Det er gjort to undersøkelser i Riskafjorden (Dahle 1984 og Aabel 1988). Dahle (1984) konkluderte at dypområdet sør for Usken var sterkt organisk belastet. Hans konklusjon var at strømforholdene forårsaket en sedimentering av organisk materiale. Aabel (1988) vurderte en mulig avlastningslokalitet for merdanlegg på grunnere vann i samme området. Her ble det funnet "transportsediment", og lokaliteten ble vurdert som velegnet som avlastningslokalitet.

LENKA rapporten fra 1989 (Hauge 1989) deler inn områdene i Høgsfjorden etter en A, B og C skala med synkende verdi for oppdrettsanlegg. Metodene som er brukt baserer seg på en rekke vurderinger og forutsetninger. Resipientkapasiteten er basert på graden av "innelukkethet", terskel forekomst, arealfordelingen i forskjellige dybdestrata, kapasitetsindekser for A, B, og C områder og vurdering av eksisterende utslipp. I LENKA rapporten er selve Høgsfjorden vurdert som A område, men på grunn av lav salinitet og fare for islegging vinterstid er Frafjorden "sortert ut" som uaktuell for oppdrett. Hølebassenget er klassifisert som C område med overgangssoner (B områder) ut mot Høgsfjorden. Riskafjorden og området nord for Usken er vurdert som B område.

I LENKA rapporten ble det konkludert at selve Høgsfjorden var en god resipient, men sonen som helhet var overbelastet på grunn av at 27 % av det totale oppdrettsvolumet var lokalisert til B og C områder. Vår undersøkelse synes å underbygge vurderingene i LENKA, med gode forhold i selve Høgsfjorden men lokal belastning i Hølebassenget (C område). Det er også oppgitt at næringssaltbidraget fra oppdrettsnæringen vil være ca 20 % av de totale tilførslene. Dette samsvarer med tallene fra denne undersøkelsen, hvor oppdrettets nitrogen- og fosforbidrag utgjør hhv. 6 % og 39 %. Dersom nitrogen og fosfor vektlegges likt, gir dette i gjennomsnitt 22 %.

Generelt er de fleste tidligere rapporter som her er blitt behandlet lite egnet til å vurdere resipientkapasiteten fordi direkte data mangler. Et annet kjennetegn er at disse kun har fokusert på oppdrettsnæringen og dens utvikling, og dette gjør sammenligningen med andre kilder vanskelig.

HØGSFJORDENS KAPASITET FOR FISKEOPPDRETT

Resipientkapasiteten bestemmes i hovedsak av stofftilførselen (organisk stoff og næringssalter), og vannets (oksygenets) fornyelsesrate. Hvis resipientkapasiteten overskrides, sees dette ved endringer i en eller flere av følgende faktorer: bunnvannets oksygeninnhold, sedimentets innhold av organisk stoff og bunndyr sammensetningen.

Basert på en totalvurdering ut fra hydrografiske målinger, bunnforhold og tilførsler av næringssalter og organisk materiale, er resipientforholdene i Høgsfjorden, utenom Hølebassenget, generelt gode. Det er sannsynlig at Høgsfjorden kan motta større tilførsler enn de som finnes i dag uten at dette medfører en betenkelig forurensningsutvikling. På det nåværende tidspunkt er det derfor ikke grunnlag for å definere spesielle krav til regulering av utslipp rettet mot en spesiell bruker av resipienten. Et vesentlig unntak er Hølebassenget, som kan karakteriseres som moderat organisk belastet, og bør følges opp med begrensninger i utslipp der dette er mulig.

En vurdering av tålegrensen for Uskasundet (og Riskafjord) er noe mer usikker, selv om våre data for Uskasundet viste gode forhold ved bunn. Det er påvist at Riskafjordens dyppartier er organisk belastet, og undersøkelser av strømforhold tyder på at organisk materiale blir ført bort fra de grunnere områdene og sedimenterer i dyppartiene. Aure & Stigebrandt (1989) konkluderer at oppdrett over grunne områder

(grunnere enn terskeldypet pluss 5-10 m) normalt vil gi en ubetydelig økning i oksygenforbuket i terskelbassenget, men at dette forutsetter at oppdrettet plasseres slik at fôrrester og fekalier ikke tilføres de dype områder av fjorden (dypere enn terskeldypet pluss 5-10 m). Ved lokalisering av anleggene i grunne områder er det derfor vesentlig at avfallshaugene (fôr og fekalier) deponeres på såkalt "sedimentasjonsbunn", hvor naturlige fysiske prosesser ikke fjerner sedimentene. Erosjonsbunn (det motsatte av sedimentasjonsbunn) finnes særlig i trange og grunne sund, hvor strømhastigheten tidvis kan være høy. Bunnprøver vil vise hvilken bunntype en lokalitet har (hard bunn = erosjonsbunn, bløt bunn = sedimentasjonsbunn).

REFERANSER

- Abrahamsen, H. 1985. *Resipientundersøkelse i Oltedalsvassdraget*. - AVF 1/85. Rogalandforskning.
- Aschan, M.M. & A.M. Skullerud 1990. Effects of changes in sewage pollution on soft bottom macrofauna communities in the inner Oslofjord, Norway. - *Sarsia* 75:169-190.
- Aure, J., A. Ervik, P.J. Johannessen & T. Ordemann 1988. *Resipientpåvirkning fra fiskeoppdrett i saltvann*. - Fisken og havet nr. 1 1988. Havforskningsinstituttet.
- Aure, J. & A. Stigebrandt 1989. *Fiskeoppdrett og fjorder. En konsekvensanalyse av miljøbelastning for 30 fjorder i Møre og Romsdal*. - FO 8803. Havforskningsinstituttet.
- Bergheim, A. 1992. *Redusert fosforinnhold i tørrfôr til laksefisk. Del 1. Litteraturred.* RF 181/92. Rogalandforskning.
- Bergheim, A., D. Seenappa & T. Åsgård (in prep.). *Waste Production from Aquaculture*.
- Bergheim, A., Ø. Stokland & A.B. Dahle 1986 a,b,c. *Registreringer av forholdene for akvakultur i sjøområdene i Rogaland*. - AVF 7/86. Rogalandforskning.
- Bergheim, A. & T. Tyvold 1991. *Avløpsbelastninger fra landbaserte smolt- og matfiskanlegg i Ryfylke*. - RF 48/91. Rogalandforskning.
- Bergheim, A. & S. Wakili 1992. *Survey of the hydrography and recipient situation in the coastal region Høgsfjorden-Stavanger-Jæren*. - RF 46/92. Rogalandforskning.
- Bray, J.R. & J.T. Curtis 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. - *Ecological Monographs* 27:325-349.
- Braaten, B. 1991. Aquaculture and pollution problems in the North sea area. - In: (eds). *First international conference and exhibition*. Stavanger, Norway.
- Buchanan, J.B. 1984. Sediment analysis. - Pp. 41-65 In: N.A. Holme & A.D. Mc Intyre (eds). *Methods for the study of marine benthos*. . Blackwell scientific publications, Oxford.
- Chapra, S.C. 1975. Comment on "An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes" by W.B. Kirchner and P. J. Dillon. - *Water. Resour. Res.* 11:1033-1034.
- Clarke, K.R. & R.H. Green 1988. Statistical design and analysis for a 'biology effects' study. - *Marine Ecology Progress Series* 46:213-226.
- Clifford, H.T. & W. Stephenson 1975. *An introduction to numerical classification* - Academic Press, New York. 229.

- Dahle, A.B. 1984. *Resipientundersøkelser i fjordområdene rundt Jæren 1982-1984*. - T 27/84 Del I. Rogalandforskning.
- Dahle, A.B. 1985. *Vurdering av 7 lokaliteter for etablering av akvakultur-virksomhet i Forsand kommune*. - AVF 5/85. Rogalandforskning.
- Dillon, P.J. & F.H. Rigler 1974. The phosphorus-chlorophyll relationships in lakes. - *Limnology and Oceanography* 19:767-773.
- Drønen, K. & T. Finnesand 1988. *Oppdrettsanlegg i Rogaland. Forurensningskontroll av matfisk- og settefiskanlegg høsten 1988*. - Fylkesmannen i Rogaland. Miljøvernavdelingen.
- Eidnes, G., Ø. Arntsen & A. Lothe 1988a. *Rørbru over Høgsfjorden. Samlet hydrofysisk vurdering*. - STF60 F88098. Norsk Hydroteknisk Laboratorium.
- Eidnes, G., S.A. Gjerp & J.P. Aabel 1988b. *Flytebru over Høgsfjorden. Vurdering av miljømessige konsekvenser*. - RF 72/88. Rogalandforskning.
- Field, J.G., K.R. Clarke & R.M. Warwick 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. - *Marine Ecology Progress Series* 8:37-52.
- Gray, J., A.D. McIntyre & J. Stirn 1992. *Manual of methods in aquatic environment research. Part 11 - Biological assessment of marine pollution - with particular reference to benthos*. - FAO Fisheries Technical paper.
- Gray, J. & T.H. Pearson 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. I. Comparative methodology. - *Marine Ecology Progress Series* 9:111-119.
- Gray, J.S., M. Aschan, M.R. Carr, K.R. Clarke, R.H. Green, T.H. Pearson, R. Rosenberg & R.M. Warwick 1988. Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment. - *Marine Ecology Progress Series* 46:151-165.
- Green, N.W. 1988. *Joint Monitoring Programme. Overview of Analytical Methods Employed by JMP in Norway 1981-87*. - 0-80106. NIVA.
- Hansen, P.K., A. Ervik & K. Pittman 1990. *Recipientpåvirkning fra fiskeoppdrett. Affald fra akvakultur - omsætning og miljøpåvirkning*. - L.nr. 21/90. Havforskningsinstituttet.
- Hauge, K.-O. 1989. *LENKA rapport. Fylkesrapport for Rogaland*. - Fylkesrådmannen i Rogaland. Planavdelingen.
- Holmen, S.A. 1983. *Bruksplan Ims-Lutsi-vassdraget. Forurensningstilførsler og vannkvalitet. Undersøkelse 1982*. - Regionplankontoret for Jæren.

- Holtan, G., D. Berge, H. Holtan & T. Hopen 1992. *Paris Convention. Annual report on direct riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1991. A Principles, results and discussion, B Data report.* - Report 488A/92. SFT.
- Holtan, H. & S.O. Åstebøl 1991. *Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til fjorder og vassdrag. revidert utgave - november 1991.* - SFT-rapport nr. 91:10. SFT.
- Hovgaard, P. 1973. A new system for benthic samples. - *Sarsia* 53:15-18.
- Hurlbert, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: A critique and alternative parameters. - *Ecology* 52:879-899.
- Johannessen, P.J. & T. Høisæter 1986. *Final report, Mongstad Agreement M 30110. Marine baseline study.* - Institutt for marinbiologi, Univ. i Bergen.
- Klovning, J.S.-G. 1990. *Undersøkelse av faunaen på sårbare bløtbunner i Os kommune 1981/82 og 1987.* - Institutt for marinbiologi, Univ. i Bergen.
- Klovning, J.S.-G., P.K. Hansen & A. Ervik in prep. Decomposition of organic matter in fish farm sediment with special emphasis on the effects of the infauna. -
- Kruskal, J.B. & M. Wish 1978. *Multidimensional scaling* - Sage Publications, Beverly Hills, California.
- Lie, U. 1978. The quantitative distribution of benthic macrofauna in Fanafjorden, Western Norway. - 63:305-316.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement* - University Press, Cambridge. 179.
- Molversmyr, Å. & S. Sanni 1990. *Tiltaksrettede undersøkelser i Ims-Lutsi vassdraget.* - RF 171/90. Rogalandsforskning.
- Molversmyr, Å., J.P. Aabel, S. Sanni, A. Bergheim & P.T. Haaland 1990. *Samlerapport: forurensningsundersøkelser i vassdrag og sjøområder i Rogaland.* - RF 132/90. Rogalandsforskning.
- Myhrvold, A.U. 1992. *Endring av bunnfaunaen i Grimstadfjorden-Dolviken området. Naturlige svingninger, eller resultat av organisk forurensning?* - Institutt for fiskeri- og marinbiologi, Univ. i Bergen.
- Pearson, T.H. & R. Rosenberg 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. - *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 16:229-311.
- Pielou, E.C. 1966. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. - *Journal of Theoretical Biology* 10:370-383.
- Reckhov, K.H. 1979. Uncertainty applied to Vollenwider's phosphorus criterion. - *J. Water Pollut. Cont. Fed.* 51:2123-2128.

- Rosenberg, R. 1980. Effect of oxygen deficiency on benthic macrofauna in fjords. - In: H.J. Freeland, D.M. Farmer & C.D. Levings (eds). *Fjord oceanography*. Plenum Press, New York.
- Rygg, B. 1984. *Bløtbunnfaunaundersøkelser. Et godt verktøy ved marine resipientvurderinger.* - OF-80612 II. NIVA.
- Rygg, B. 1985. Distribution of species along pollution-induced diversity gradients in benthic communities in Norwegian fjords. - *Marine Pollution Bulletin* 16:469-474.
- Rygg, B. 1986. *Bløtbunnfauna som indikatorsystem på miljøkvalitet i fjorder. En ny forurensningsindeks basert på artssammensetning.* - OF-80612 V. NIVA.
- Rygg, B. & I. Théliin 1993. *Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon.* - SFT-veiledning nr. 93:02. SFT.
- Sanni, S. 1988. *Hetlandsvannet. Resipientundersøkelse.* - RF 214/88. Rogalandsforskning.
- Sanni, S. & O. Skogheim 1988. *Sira og Sinnesvannet. Resipientundersøkelse og overvåking.* - RF 175/88. Rogalandsforskning.
- Sanni, S. & T. Tyvold 1989. *Ims-Lutsi, Hogstadbekken. Feltnmålinger av forurensningstilførsler fra landbruket.* - RF 69/89. Rogalandsforskning.
- Shannon, c.E. & W. Weaver 1949. *The mathematical theory of communication* - University Illinois Press, Urbana.
- Tvedten, Ø. 1993. *Forureining og bentos i Lonevågen - ein terskelfjord på Vestlandet.* - Institutt for fiskeri- og marinbiologi, Univ. i Bergen.
- Wakili, S.M., O.K. Andersen, S. Sanni & A. Bergheim 1992. *Undersøkelse i Hjelmeland-, Fister-, og Årdalsfjord. Tilstanden i dype deler av resipienten og sammenligning av forskjellige utslippsskilder.* - RF 87/92. Rogalandsforskning.
- Warwick, R.M. & K.R. Clarke 1991. A comparison of some methods for analysing changes in benthic community structure. - *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 71:225-244.
- Aabel, J.P. 1988. *Vurdering av lokalitet for matfiskoppdrett, Riskaholmane Sandnes kommune.* - RE 41/88. Rogalandsforskning.
- Aabel, J.P. & S. Sanni 1987. *Resipientundersøkelse i Leirangervågen og Lerangsvann.* - Rapport nr. 13/87. Rogalandsforskning.

VEDLEGG



Vedlegg

ARTSLISTE HØGSFJORDEN 1992

ARTER		St 1		St 2		St 3		St 4		St 5		St 6	
		1.h	2.h	1.h	2.h	1.h	2.h	1.h	2.h	1.h	2.h	1.h	2.h
CNIDARIA													
Anthozoa	indet	1	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-
Pennatula	phosphorea	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-
NEMERTINI	indet	30	76	14	1	12	3	-	1	32	6	3	53
NEMATODA	indet	6	1	-	-	19	12	-	-	1	3	-	-
POLYCHAETAE													
Paramphinome	jeffreysii	26	19	13	6	16	38	1	3	19	9	80	1
Leanira	tetragona	1	-	-	1	-	5	-	3	5	3	-	-
Harmothoe	sp	3	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1
Pholoe	minuta	-	6	-	-	2	3	-	-	-	-	1	-
Exogone	sp	-	11	4	-	37	9	-	-	-	-	-	-
Typosyllis	sp	1	1	2	1	3	1	-	-	-	-	-	1
Ophiodromus	flexuosus	1	7	1	1	-	-	-	-	-	-	8	4
Syllidia	armata	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Anaitides	groenlandica	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Chaetoparia	nilssoni	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-
Ceratocephale	loveni	-	1	1	-	-	-	2	2	3	6	-	-
Nothria	conchylega	-	-	21	9	-	85	-	-	-	-	-	-
Sarsonuphis	quadricuspis	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2	-	-
Nephtys	longocirrata	-	-	-	-	-	-	3	1	-	-	-	-
Nephtys	sp	-	-	-	-	1	-	1	1	4	1	-	-
Glycera	alba	-	5	-	-	1	1	-	-	1	1	5	1
Goniada	maculata	1	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Goniada	norvegica	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
Lumbrineris	sp	23	20	-	-	6	26	-	-	1	1	1	-
Sphaerodorum	flavum	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Phylo	norvegica	-	-	2	1	1	3	-	1	2	1	-	-
Paraonis	sp	6	10	6	-	11	5	4	-	3	7	-	-
Aricidea	jeffreysii	3	3	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Naineris	quadricuspis	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Prionospio	cirrifer	12	50	8	-	1	6	1	-	-	-	23	4
Polydora	ciliata	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	19	35
Polydora	sp	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Spiophanes	krøyeri	-	12	114	44	16	30	-	1	19	3	-	1
Laonice	cirrata	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Spionidae'	indet	2	6	7	5	1	-	-	-	-	-	-	-
Spiochaetopterus	typicus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
Chaetozone	setosa	5	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	19
Tharyx	marioni	25	40	1	18	5	38	-	-	-	2	-	-
Tharyx	multibranchis	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cirratulidae	indet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
Diplocirrus	glaucus	5	12	7	3	1	-	-	2	9	4	-	-
Scalibregma	inflatum	2	27	-	2	-	-	-	-	-	-	-	1

Vedlegg

ARTER		St 1		St 2		St 3		St 4		St 5		St 6	
		1.h	2.h	1.h	2.h	1.h	2.h	1.h	2.h	1.h	2.h	1.h	2.h
Brada	villosa	-	4	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ophelina	norvegica	-	-	-	1	9	8	4	6	3	3	-	1
Ophelina	sp	-	2	-	-	6	2	-	1	-	1	-	-
Notomastus	latericeus	1	-	-	-	1	3	-	-	-	-	-	-
Heteromastus	filiformis	11	21	7	-	15	1	2	1	20	1	5	5
Praxilella	praetermissa	1	4	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lumbriclymene	cylindicaudata	1	4	-	-	-	6	-	-	-	-	-	-
Rhodine	sp	1	-	1	-	-	-	1	1	1	-	-	-
Maldanidae	indet	1	7	4	-	-	3	-	-	2	-	-	-
Myriochele	oculata	-	1	1	9	2	2	-	-	-	-	-	-
Pectinaria	koreni	-	-	-	-	-	3	1	-	-	-	3	1
Pectinaria	auricoma	1	-	-	-	1	21	-	-	-	-	1	2
Eclysippe	vanelli	18	7	4	1	8	20	-	-	-	-	-	-
Melinna	cristata	1	-	-	-	-	1	-	-	3	-	-	-
Samytha	sexcirrata	-	-	-	2	1	1	-	-	-	-	-	-
Ampharetidae	indet	5	2	3	-	-	9	-	-	-	-	-	-
Terebellides	stroemi	1	6	2	6	2	-	1	6	6	1	2	-
Trichobranchus	roseus	-	2	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Laphania	boeckii	-	-	-	-	-	16	1	-	-	-	-	-
Polycirrus	medusa	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
Pista	cristata	2	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Terebellidae	indet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Sabellidae	indet	-	1	1	-	-	1	-	-	-	-	1	1
SIPUNCULA													
Onchnesoma	steenstrupii	1	-	2	-	1	5	-	5	4	14	-	-
Golfingia	sp	-	3	-	-	4	3	-	-	-	1	-	-
CRUSTACEA													
Copepoda	indet	-	1	-	-	-	-	-	2	3	1	1	2
Mysidacea	indet	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-
Campylaspis	costata	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Campylaspis	sulcata	-	-	-	-	8	-	-	-	-	-	-	-
Campylaspis	sp	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leucon	nasica	-	3	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Diastylis	sp	-	-	-	-	2	3	-	-	-	-	-	-
Diastylodes	biplicata	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Cumacea	indet	2	4	-	1	3	4	-	-	-	-	-	-
Gnathia	maxillaris	-	1	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-
Isopoda	indet	-	1	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
Amphipoda	indet	3	2	11	9	14	44	11	8	18	19	1	2
Calocarid	macandraeae	1	-	-	-	3	-	1	1	-	2	-	-
Macropipus	depurator	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Decapoda	indet	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Vedlegg

ARTER		St 1		St 2		St 3		St 4		St 5		St 6	
		1.h	2.h	1.h	2.h	1.h	2.h	1.h	2.h	1.h	2.h	1.h	2.h
MOLLUSCA													
Aplacophora	indet	1	1	1	-	1	2	1	-	10	6	-	-
Entalina	quinquangularis	-	-	1	1	-	9	2	7	2	9	-	-
Cylichna	cylindracea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Lunatia	alderi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Tropidomya	abbreviata	-	-	-	4	1	-	-	-	1	1	-	-
Thyasira	ferruginea	4	2	-	-	3	33	-	-	-	-	-	-
Thyasira	pygmaea	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thyasira	equalis	9	26	7	12	15	26	5	10	35	11	-	3
Thyasira	obsoleta	4	-	-	-	3	12	-	-	-	-	-	-
Thyasira	croulinensis	6	3	1	-	-	4	-	-	-	-	-	-
Thyasira	flexuosa/sarsi	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	17	36
Thyasira	sp	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Abra	nitida	3	12	-	-	4	-	1	-	13	4	-	-
Abra	alba	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	44	6
Yoldiella	tomlini	-	1	3	2	-	6	-	-	-	-	-	-
Yoldiella	lucida	-	-	-	-	2	3	1	3	2	2	-	-
Nucula	tumidula	-	-	1	-	3	5	4	12	27	4	-	-
Keliella	miliaris	-	-	2	3	77	94	-	-	-	-	-	-
Cerastoderma	minimum	-	-	-	-	4	2	-	-	-	-	-	-
Bathyarca	pectuncoulides	-	-	-	-	1	35	-	-	-	-	-	-
Astarte	sulcata	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-
Cuspidaria	obesa	-	-	-	-	-	1	-	-	2	-	-	-
Cuspidaria	costellata	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Pseudamussium	septemradiatum	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Montacuta	ferruginosa	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-
Corbula	gibba	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
ECHINODERMA													
Echinocardium	sp	-	-	-	-	-	3	1	-	1	-	-	1
Synaptidae	indet	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Amphilepis	norvegica	5	3	2	5	10	6	1	1	-	1	-	-
Amphiura	chiajei	-	5	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Ophiura	sp	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Amphipolis	squamata	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-
Astropecten	irregularis	1	-	-	4	-	3	-	-	-	-	-	-