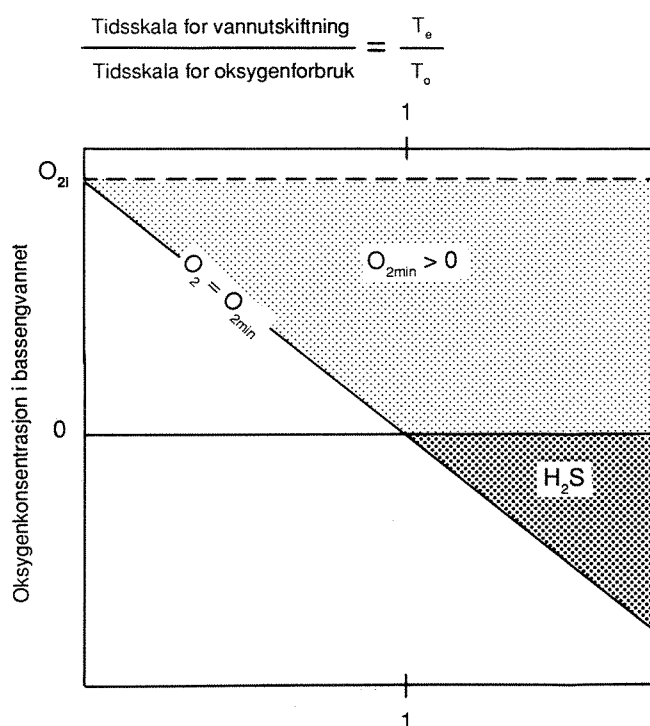




0-89073

Utprøving og kalibrering av terskelfjordmodellen



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.: O-89073	Undernr.:
Løpenr.: 2701	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47 2) 23 52 80 Telefax (47 2) 95 21 89	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 78 402	Vestlandsavdelingen Breiviken 5 5035 Bergen - Sandviken Telefon (47 5) 95 17 00 Telefax (47 5) 25 78 90	Akvaplan-NIVA AVS Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	--	--

Rapportens tittel: Utprøving og kalibrering av terskelfjordmodellen	Dato: 26/2-92	Trykket: NIVA 1992
	Faggruppe: Marinøkologi	
Forfatter(e): Anders Stigebrandt (Ancyclus) Jan Aure (HI) Jarle Molvær (NIVA)	Geografisk område:	
	Antall sider: 66	Opplag: 145

Oppdragsgiver: Miljøverndepartementet	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt: <p>En metode (R-metoden) for beregning av vertikal fluks av organisk materiale og effekten på oksygenforhold i terskelfjorder er utprøvet på et antall fjorder i Nord-Norge og på Sørlandet. For fjorder som ikke munner ut mot åpent hav og som ikke er belastet med større antropogene utslipp, bør metoden kunne brukes i sin nåværende form.</p> <p>I Nord-Norge hadde fjorder med dyp terskel mot åpent hav tildels mye større oksygenforbruk enn ventet. Årsaken til dette er ikke klarlagt, men kan bl.a. være import av løsrevet organisk materiale som driver forbi fjordmunningene i forbindelse med storm på kysten.</p>
--

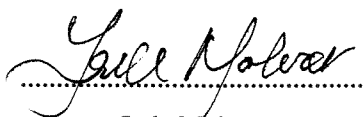
4 emneord, norske

1. Terskelfjorder
2. Organisk materiale
3. Oksygen
4. Modell

4 emneord, engelske

1. Sill fjords
2. Organic material
3. Oxygen
4. Model

Prosjektleder



Jarle Molvær

For administrasjonen



Torgeir Bakke

ISBN 82-577 -2059-3

**HAVFORSKNINGSINSTITUTTET, BERGEN
NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING, OSLO**

O-89073

UTPRØVING OG KALIBRERING AV TERSKELFJORDMODELLEN

Göteborg/Bergen/Oslo 26.2 1992

Anders Stigebrandt

Jan Aure

Jarle Molvær

FORORD

Den foreliggende rapport presenterer resultatene av et prosjekt som er gjennomført på oppdrag av Miljøverndepartementet (brev av 6.4 1989). Prosjektet tar sikte på å tilpasse en metode (R-metoden) som beregner effekten av belastning av næringssalter fra fiskeoppdrett på oksygenforhold i terskelfjorder for bruk på fjorder i Nord-Norge og langs Sørlandskysten. Metoden ble først utviklet for bruk på terskelfjorder i Møre og Romsdal (Aure og Stigebrandt, 1989).

Prosjektet ble gjennomført i to faser. I fase 1 ble innsamlet og gjennomgått eksisterende datamateriale for terskelfjorder på kyststrekningen Oslo - Bergen og Trondheim - Tromsø med sikte på å finne fjorder med tilstrekkelig gode data for videre utprøving av metoden. Resultatet ble rapportert i form av et notat av Stigebrandt, Aure og Molvær (1990). Notatet utgjør vedlegg 1 i den foreliggende rapporten.

I prosjektets fase 2 ble det utført analyser og beregninger med data fra seks terskelfjorder i Nordland og tre fjorder i Troms. Resultatene utgjør vedlegg 2 i denne rapporten som gir en sammenfattende vurdering av resultatene.

Stig Skreslet ved Høgskolesenteret i Nordland, Bodø og Salve Dahle, Akvaplan-niva, Tromsø, var ansvarlig for henholdsvis datainnsamling i fjordene i Nordland og i Troms, og begge takkes for godt samarbeid.

Anders Stigebrandt, Göteborg, har utført beregningene og er hovedforfatter av rapporten. Jan Aure, Havforskningsinstituttet, Bergen, og Jarle Molvær, NIVA, Oslo, har vært med å organisere datainnsamlingen og har deltatt i de faglige vurderingene. Sistnevnte har også fungert som prosjektleder.

INNHALDSFORTEGNELSE

FORORD	2
KONKLUSJONER	4
1. BAKGRUNN OG FORMÅL	5
2. TEORI	6
2.1 Vertikal fluks av organisk materiale	6
2.2 O_{2min} og utskifting av bassengvann	7
3. BESTEMMELSE AV BASSENGVANNETS EGENSKAPER FRA MÅLEDATA	11
4. SAMMENFATTENDE DISKUSJON AV BEREGNINGSRESULTATER ...	15
4.1 Vertikal fluks av organisk materiale, F_C	15
4.2 Diffusjonens bidrag til oksygenbudsjettet	17
4.3 Oksygenminimum, O_{2min}	18
5. ANBEFALINGER OM VIDERE ARBEID	20
6. LITTERATUR	22

VEDLEGG 1: Notat fra fase 1

VEDLEGG 2: Resultater fra utprøving på fjorder i Nordland og Troms

KONKLUSJONER

Prosjektet har hatt som mål å tilpasse den såkalte R-metoden for beregning av vertikal fluks av organisk materiale og effekt på oksygenforhold til bruk på terskelfjorder langs Skagerrak-kysten og i Nord-Norge. Prosjektet har blitt gjennomført i to faser: fase 1 omfattet gjennomgåelse av eksisterende datamateriale fra terskelfjorder. I fase 2 inngikk et måleprogram i seks fjorder i Nordland og tre fjorder i Troms, samt en sammenfattende vurdering av metodens gyldighet for ulike typer terskelfjorder.

Sett i forhold til datamaterialet som R-metoden opprinnelig ble utviklet på (30 fjorder i Møre og Romsdal), har man hatt et relativt lite datamateriale til rådighet.

Hovedkonklusjonene av prosjektet kan likevel ansees som rimelig sikre, og er som følger:

1. R-metoden i sin nåværende form er gyldig langs hele kyststrekningen fra indre Skagerrak til og med Troms, for fjorder som ikke direkte munner ut mot åpent hav og som ikke er belastet av større antropogene utslipp. Spesiell forsiktighet må vises ved bruk av metoden på fjorder med dyp terskel.
2. I Nord-Norge fant man at fjorder med dyp terskel og med direkte kontakt til kystvann/åpent hav hadde vesentlig større oksygenforbruk enn modellen beregner. Årsaken til dette er ikke klarlagt, men kan bl.a. skyldes import av løsrevet organisk materiale under stormer på kysten.
3. Videre målrettede undersøkelser vil ytterligere forbedre metodens presisjon. Spesielt nevnes:
 - bedre beskrivelse av tetthetsfeltets variasjon i kystvannet.
 - faktorer som medfører spesielt høyt oksygenforbruk i terskelfjorder med med dyp terskel mot kystvannet. Spesielt gjelder dette fjorder i Nord-Norge.

Generelt trenger man et større datamateriale fra undersøkelser av den typen som ble utført i Nord-Norge.

1. BAKGRUNN OG FORMÅL

Gjennom en undersøkelse av 30 terskelfjorder i Møre og Romsdal ble det utviklet en metode, "R-metoden", for å beregne effekten av belastning fra fiskeoppdrett på oksygenforholdene i terskelfjorder (Aure og Stigebrandt, 1989). Miljøverndepartementet så at nytteverdien ville være stor hvis metoden også kunne anvendes i andre deler av Norge, bl.a. fordi metoden også kan anvendes for vurdering av miljøeffekter knyttet til andre utslipp av næringssalter og organisk stoff. Det ble derfor besluttet å tilpasse metoden for bruk i andre landsdeler.

Prosjektets formål ble dermed:

- * **kalibrere R-metoden for bruk på terskelfjorder i andre landsdeler**
- * **teste metodens følsomhet for usikkerhet i de valgte konstantene**

I fase 1 av prosjektet ble det søkt etter passende data i Havforskningsinstituttets og NIVAs databaser, samt i tilgjengelige rapporter fra andre institusjoner. Utbyttet var mindre enn ventet, utenom noen datasett fra fjorder på Skagerrakkysten og for et basseng i Tromsøundet (Stigebrandt, Aure og Molvær, 1990). Det ble derfor besluttet å gjennomføre fase 2 i 1990 med tyngdepunkt på Nordland og Troms hvor man vet lite om den naturlige fluksen av organisk materiale ned i terskelbassengene, og der bruken av R-metoden var høyt prioritert av Miljøverndepartementet.

For å framskaffe det nødvendige datamaterialet ble derfor et måleprogram som omfattet 6 terskelbasseng i Nordland og tre i Troms gjennomført i 1990 av Høgskolesenteret i Nordland, Bodø, og av Akvaplan-niva, Tromsø. Dataene ble rapportert i henholdsvis Skreslet (1991) og Dahle og Larsen (1991).

Den foreliggende rapporten presenterer en sammenfattende vurdering av resultatene fra fase 1 og fase 2 i lys av prosjektets målsetting. Selve beregningene finnes i Vedlegg 1 og 2.

2. TEORI

I dette kapitlet gjennomgås teorien bak den såkalte R-metoden for beregning av vannutskiftning og oksygenminimum i terskelbasseng (Aure & Stigebrandt, 1989, 1990). R-metoden har ligget til grunn for utviklingen av dataprogrammet Fjordmiljø. Dette stiller en diagnose for forholdene i fjorder samt beregner miljøeffekter av forskjellige antropogene utslipp, se Stigebrandt (1992). R-metoden ble brukt i fase 1 og Fjordmiljøprogrammet i fase 2 for å beregne teoretiske egenskaper til fjordbassengene for sammenligning med observerte egenskaper.

2.1 Vertikal fluks av organisk materiale

Ved utviklingen av metoden for fjordene i Møre og Romsdal ble det konstatert at den naturlige vertikale transporten av organisk materiale avtar med dypet. Den naturlige vertikale fluksen F_C [$\text{gC m}^{-2} \text{md}^{-1}$] av oksygenforbrukende organisk materiale som funksjon av dypet z [m] kan beskrives matematisk vha. en eksponentialfunksjon (Aure & Stigebrandt, 1990)

$$F_C = F_{C0} e^{-\frac{z}{L}} \quad (1)$$

Den vertikale fluksen er således størst ved havoverflaten og avtar nedover i vannsøylen grunnet nedbryting av organisk materiale i vannsøylen. Verdiene av de to koeffisientene F_{C0} , som gir amplituden ved havoverflaten, og L , som styrer reduksjonen med dypet, ble bestemt for terskelbassengene i Møre og Romsdal til henholdsvis $F_{C0} \approx 5.5$ [$\text{gC m}^{-2} \text{md}^{-1}$] og $L \approx 50$ [m]. F_C er den del av nedsynkende organisk materiale som blir nedbrutt i terskelbassenget. Den virkelige vertikale transporten er litt større fordi en del organisk materiale blir enten lagret i bunnsedimentene eller eksportert ut av fjorden med dyr. Denne delen blir således ikke nedbrutt i terskelbassenget og gir derfor ikke opphav til oksygenforbruk. Når vi i det følgende omtaler den vertikale fluksen av organisk materiale mener vi kun den del som blir nedbrutt i et terskelbasseng.

Sammenhengen mellom tilførselen av organisk materiale og midlere oksygenforbruk,

dO_2/dt i et terskelbasseng ble beskrevet ved

$$\frac{dO_2}{dt} = \frac{\mu F_c}{H_b} \quad (2)$$

hvor $\mu=2.43$ [ml O_2 (gC)⁻¹] og H_b er terskelbassengets midlere dyp. Vi benevner denne formelen Møreformelen for midlere oksygenforbruk. Ingen av fjordbassengene i Møre og Romsdal var særlig påvirket av antropogene lokale utslipp av organisk materiale eller næringssalter. Hovedmålet med denne undersøkelsen er nettopp å bestemme oksygenforbruket i fjordbasseng utenfor Møre & Romsdal for å bestemme koeffisientene F_{c0} og L for andre deler av kysten.

2.2 O_{2min} og utskifting av bassengvann

I den opprinnelige R-metoden inngår en empirisk koeffisient R_e som er den tetthetsreduksjon i bassengvannet som må til før en kan påregne en ny fullstendig utskifting av bassengvannet. For fjordene i Møre & Romsdal ble R_e betraktet som konstant. I Stigebrandt et al. (1990) (vedlegg 1) diskuterte vi i forbindelse med analysen av data fra et basseng i Tromsøundet (Nordbotn) at R_e (tidligere kalt R_0) trolig varierer med amplituden på tetthetsvariasjonene i kystvannet. R_e bør således være knyttet til tetthetsfluktuasjonene i kystvannet. Disse kan karakteriseres ved standardavviket σ_p fra midlere tetthet. Fra data fra Havforskningsinstituttets faste stasjoner bestemte Stigebrandt & Aure (1990) σ_p for dybdeintervallet 0 til 100 m for kyststrekningen Lista til Nordkapp. Verdiene er også gjengitt i en tabell i Stigebrandt (1992). For fjordene i Møre & Romsdal ser det ut til at sammenhengen mellom R_e og σ_p kan beskrives av $R_e \approx 1.5\sigma_p$ (≈ 1.3). Denne relasjonen brukes foreløpig i Fjordmiljø. For Nordland er $\sigma_p \approx 0.65$ for 20 m dyp og 0.55 for 50 m dyp. For Troms er $\sigma_p \approx 0.4$ for 20 m dyp og 0.3 for 100 m dyp. For Nordland forventer vi derfor R_e -verdier mellom ca. 0.8 og 1.0 og for Troms mellom 0.4 og 0.6.

I Aure & Stigebrandt (1989) ble betydningen av munningstopografien for R_e -verdien

diskutert. Hvis et fjordbasseng har en meget trang munning vil denne forhindre en stor inntransport av nytt dypvann og derved en hurtig utskifting av det gamle dypvannet. For Møre & Romsdal fant vi at munningen virker hemmende på vannutskiftningen hvis terskelbassengets volum dividert med munningens vertikale tverrsnittsareal er større enn ca. 70000 [m]. Vi synes nå at det er bedre å karakterisere en munnings transportkapasitet ved terskelbassengets volum dividert med midlere volumtransport gjennom munningen (beregnes av Fjordmiljø). En får ved denne divisjonen frem den tid det vil ta å fylle opp terskelbassenget (fyllingstiden), se Stigebrandt (1992). Hvis fyllingstiden er kortere enn den tid som potensielt "nytt" bassengvann befinner seg ovenfor terskelnivået utenfor fjorden vil en forvente en fullstendig utskifting av bassengvann ved slike tilfeller. Denne diskusjonen viser at det ikke bare er nok å relatere R_e til σ_p . Varigheten av tilfeller med høy tetthet over terskelnivået utenfor fjorden samt fyllingstiden for terskelbassenget må også tas hensyn til for å oppnå sikrere beregninger av et fjordbassengs R_e -verdi.

Oppholdstiden T_e for bassengvannet i en fjord er definert ved

$$T_e = \frac{R_e}{\frac{d\rho}{dt}} \quad (3)$$

Denne ligningen viser at oppholdstiden er direkte proporsjonal mot R_e -verdien. Det er således meget viktig at en kan bestemme et fjordbassengs R_e -verdi med god nøyaktighet.

I lign. (3) er $d\rho/dt$ tetthetsreduksjonsraten i bassengvannet. Denne beregnes teoretisk i Fjordmiljøprogrammet (se Stigebrandt, 1992) og beregningene kan kontrolleres vha. målinger av forandringer av tetthetsfeltet i bassengvannet under stagnante forhold. Hvordan $d\rho/dt$ beregnes fra felldata er beskrevet i kap. 3 nedenfor.

Gjennom at R_e -verdien er med å bestemmer oppholdstiden T_e for bassengvannet er R_e -verdien viktig også for hvilken verdi på oksygenminimum, O_{2min} , et fjordbasseng vil få. O_{2min} beregnes fra formelen

$$O_{2\min} = O_{2i} \left(1 - \frac{T_e}{T_0}\right) \quad (4)$$

hvor O_{2i} er oksygenkonsentrasjonen i innstrømmende "nytt" bassengvann og T_0 er tidsskalaen for oksygenforbruk i bassengvannet. Denne er definert ved

$$T_0 = \frac{O_{2i}}{\frac{dO_2}{dt}} \quad (5)$$

Sammenhengen mellom $O_{2\min}$ og T_e/T_0 vises i Fig. 1. Et fjordbasseng vil ha en oksygenkonsentrasjon som ligger i det rastrede området. Hvis vannets oppholdstid T_e er kortere enn tidsskalaen for oksygenforbruk T_0 (dvs. $T_e/T_0 < 1$) vil $O_{2\min}$ være større enn 0. Hvis derimot $T_e/T_0 > 1$ vil oksygenet til tider bli helt forbrukt i større dyp og hydrogensulfid (H_2S) vil utvikles ($O_{2\min} < 0$).

Ved hjelp av lign. (3), (4) og (5) kan en utlede følgende uttrykk for R_e

$$R_e = \frac{d\rho}{dt} \frac{O_{2i}}{\frac{dO_2}{dt}} \left(1 - \frac{O_{2\min}}{O_{2i}}\right) \quad (6)$$

Av ligning (6) kan en bestemme R_e empirisk siden samtlige størrelser til høyre for likhetstegnet kan bestemmes fra gjentagne målinger i et fjordbasseng. Vi har benyttet anledningen å beregne empiriske R_e -verdier for terskelbassengene presentert i vedlegg 1 og 2.

En helt avgjørende forutsetning for muligheten å beregne oksygenforholdene i et terskelbasseng er at en kan forutsi den vertikale fluksen av organisk materiale, f. eks. ved hjelp av en empirisk formel (ligning 1). For å kunne bruke den opprinnelige metoden, og Fjordmiljøprogrammet, på terskelfjorder i andre landsdeler er det nødvendig å først bestemme verdiene av koeffisientene F_0 og L for disse områdene. Det er også like viktig å finne fram til en god beskrivelse av sammenhengen mellom karakteristikken av tetthetsfluktuasjonene i kystvannet samt munningens og fjordens topografi (de topografiske faktorene bestemmer fyllingstiden for terskelbassenget) og R_e .

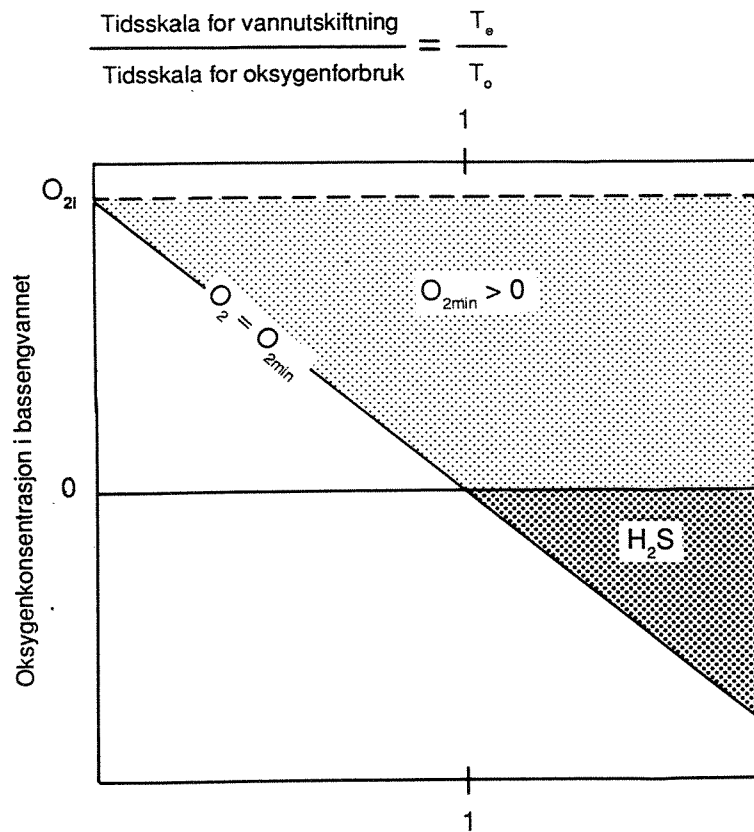


Fig. 1 Oksygenkonsentrasjonen i en fjords bassengvann vil ligge i det rastrede området. Hvert enkelt fjordbasseng er her karakterisert ved forholdet T_e over T_o . Oksygenkonsentrasjonen i et gitt terskelbasseng vil ligge på en vertikal linje som rekker fra linjen for O_{2i} og ned til linjen for O_{2min} . O_{2i} , som er oksygenkonsentrasjonen på innstrømmende "nytt" bassengvann, er den høyeste oksygenkonsentrasjonen i bassenget og O_{2min} den laveste.

3. BESTEMMELSE AV BASSENGVANNETS EGENSKAPER FRA MÅLEDATA

Bassengvannet i en fjord blir skiftet ut over en relativ kort tidsperiode når tettheten i vannet utenfor og over terskelnivået er ekstremt høy. Mellom to utskiftingstilfeller er bassengvannet mer eller mindre i ro (stagnasjonsperioder). Bassengvannets innhold av forskjellige substanser forandres i stagnasjonsperioder dels ved turbulent vertikal diffusjon og dels, for biokjemisk aktive substanser, ved nedbryting av organisk materiale. Gjennom å benytte målinger av saltholdighet og temperatur (som bestemmer vannets tetthet) under stagnasjonsperioder kan en bestemme den vertikale turbulente diffusjonen i øvre del av bassengvannet. Deretter kan også en beregne den turbulente diffusjonen av biokjemisk aktive substanser mellom bassengvannet og overliggende vann. Fra målingene av f.eks. oppløst oksygen kan en beregne både det tilsynelatende (apparent) og det virkelige oksygenforbruket. Nedenfor gis en detaljert beskrivelse av hvordan en kan utnytte måledata som er tatt under stagnante forhold for å bestemme integrerte egenskaper til bassengvannet. Fremstillingen er inspirert av arbeidene i Stigebrandt (1976), Stigebrandt & Aure (1989) og Aure & Stigebrandt (1989).

Under stagnasjonsperioder forandres bassengvannets tetthet kun som et resultat av diffusiv vertikal utveksling med ovenforliggende vannmasser. En forutsetning for at dette skal være gyldig er at utvekslingen av salt og varme med bunnsedimentene kan neglisjeres og at det ikke forekommer stråling av varme (lys) ned i terskelbassenget. Den siste betingelsen medfører at øvre grense for beregning av diffusiv tetthetsutveksling må settes til ca. 15-20 m under havoverflaten.

Mye av den vertikale blandingen i et terskelbasseng skjer formodentlig i et grenselag ved bunnen. Denne komplikasjonen kan unngås ved å midle bassengets varme- og stoffinnhold horisontalt. En annen fordel med å bruke horisontal midling er at effekten av et variabelt horisontalt tverrsnittsareal lettere kan håndteres. Ligningen for konservering av den horisontalt midlede tettheten, $\rho = \rho(z,t)$, i bassengvannet i en stagnasjonsperiode er

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial z} (A \kappa \frac{\partial \rho}{\partial z}) \quad (7)$$

Her betegner t tid, z er den vertikale koordinaten, $\kappa = \kappa(z)$ er den horisontalt midlede vertikale diffusiviteten (ofte kalt den vertikale turbulente diffusjonskoeffisienten) og $A = A(z)$ er det horisontale arealet av bassenget. Lign. (7) uttrykker hva vi har forutsatt ovenfor, nemlig at tettheten endres med tiden kun som et resultat av vertikal blanding.

Gjennom å integrere lign. (7) fra det største dypet $z=b$, hvor det ikke er noen diffusiv massetransport, til nivået $z=u$ opp i vannmassen fås følgende uttrykk for den vertikale diffusiviteten κ ved øvre integrasjonsgrense $z=u$

$$\kappa_{z=u} = \frac{1}{(A \frac{\partial \rho}{\partial z})_{z=u}} \int_b^u \frac{\partial \rho}{\partial t} A dz \quad (8)$$

Denne ligningen blir brukt for beregning av empiriske verdier av κ på nivået $z=u$. Integrerte verdier av $\partial \rho / \partial t$ opp til nivået $z=u$ (blir betegnet $d\rho/dt$ i det følgende) samt midlere verdier av $\partial \rho / \partial z$ på nivået $z=u$ blir beregnet fra gjentatte målinger av saltholdighet og temperatur i terskelbassenget. Denne metoden for å beregne κ benevnes budsjettmetoden. Vi vil bruke størrelsen $\Delta \rho$ for å betegne midlere tetthetsreduksjon i bassengvannet pr. måned.

For å bestemme oksygenforbruket i et terskelbasseng benytter man en tilsvarende budsjettmetode. Oksygenbudsjettet ved stagnante forhold er

$$\int_b^u \frac{\partial O_2}{\partial t} A dz + (A \kappa \frac{\partial O_2}{\partial z})_{z=u} = F_C A_{z=u} \mu \quad (9)$$

Her er $O_2 = O_2(z, t)$ konsentrasjonen av oppløst oksygen på nivået z ved tiden t , $(\partial O_2 / \partial z)_{z=u}$ er den vertikale gradienten av oksygenkonsentrasjonen på nivået $z=u$, F_C er vertikal transport av organisk materiale [$gC m^{-2} md^{-1}$] gjennom nivået $z=u$ og μ er oksygen-karbon forholdet ved en fullstendig oksidasjon av organisk materiale. Lign. (9)

forutsetter at oksygenproduksjon (gjennom fotosyntese) i bassengvannet ikke forekommer. Øvre grense for bassengvannet må derfor, som tidligere nevnt, legges under fotisk sone. Det første leddet i lign. (9) beskriver forandringer i lageret av oksygen pr. tidsenhet. Det andre leddet beskriver utveksling av oksygen gjennom øvre begrensingsflate. Leddet til høyre for likhetstegnet beskriver tilførselen av oksygenforbrukende organisk materiale. Det antas at oksygenforbruket hele tiden er i samsvar med tilførselen av organisk materiale.

Midlere verdi av det første leddet i ligning (9) kalles DEPL (eng. depletion) og gir det "tilsynelatende" oksygenforbruket som direkte kan bestemmes fra gjentatte oksygenmålinger. Dette fås ved å dividere med volumet V_b av terskelbassenget under $z=u$. Bidraget DIFF er midlere bidrag fra det andre leddet i lign. (9), fås etter divisjon med V_b . DIFF er oksygentilførselen gjennom den vertikale diffusjonen, og kan omskrives slik: $DIFF = \kappa(\partial O_2 / \partial t)_{z=u} / H_b$, hvor H_b er midlere dyp av terskelbassenget under nivået $z=u$. Midlere tilførsel av "oksygenforbruk" gjennom organisk materiale ($=F_{C\mu} / H_b$) skal ifølge forutsetningene være lik midlere oksygenforbruk (konsumpsjon) og vi kaller denne KONS. Lign. (9) kan således, etter divisjon med V_b , skrives

$$KONS = DEPL + DIFF \quad (10)$$

Siden DIFF ofte er ca. 20% av DEPL, se Aure & Stigebrandt (1989) samt diskusjon i kap. 4.2 nedenfor, demonstrerer lign. (10) at det virkelige oksygenforbruket (dvs, KONS) som oftest er større enn det tilsynelatende oksygenforbruket (DEPL). DEPL er direkte knyttet til den observerte reduksjonen i oksygenkonsentrasjonen.

DEPL og DIFF kan bestemmes fra gjentatte målinger av oksygenkonsentrasjonen i flere dyp i et terskelbasseng. For beregningen av DIFF må en først bestemme κ fra tetthetsbudsjettet som beskrevet ovenfor. Når DEPL og DIFF er blitt bestemt beregnes KONS fra lign. (10). Fra KONS fås deretter direkte tilsvarende vertikale fluks av organisk materiale, som bli nedbrutt i terskelbassenget, fra følgende ligning $(F_C)_{z=u} = KONS H_b / \mu$.

For beregning av integrerte verdier av $\partial\rho/\partial t$ og $\partial O_2/\partial t$ må terskelbassengets areal $A(z)$ på ulike dyp, den hypsografiske funksjonen, være kjent. $A(z)$ blir bestemt ved planimetrering av sjøkart.

I praksis er det ikke alltid enkelt å avgjøre om bassengvannet har vært i stagnasjon i tidsrommet mellom to målinger. Ved analysen av måledata i vedlegg 1 og 2 har vi forlangt at tettheten i bassengvannet skal avta samtidig som det har vært et netto oksygenforbruk. Et tegn på at det har forekommet en mindre (partiell) innstrømming i en periode er at beregnede verdier av både $\Delta\rho$ og KONS er vesentlig mindre enn i andre, nærliggende perioder. Slike perioder med ekstremt lave verdier på $\Delta\rho$ og KONS blir forkastet ved analysen.

4. SAMMENFATTENDE DISKUSJON AV BEREGNINGSRESULTATER

De utførte analysene av historiske data fra noen terskelbasseng på Sørlandet og et basseng i Tromsøsundet presenteres i vedlegg 1 og analysene av data fra 6 terskelbasseng i Nordland og 3 i Troms i vedlegg 2. Til sammenligning kan nevnes at utviklingen av R-metoden var basert på målinger i 30 fjorder med til sammen 47 terskelbasseng i Møre og Romsdal. Sammenlignet med dette er datamengden for kalibrering av R-metoden for bruk på terskelfjorder i andre landsdeler lite. Vi vil her gi en sammenfattende diskusjon av de utførte analysene. Diskusjonen er arrangert tematisk.

4.1 Vertikal fluks av organisk materiale, F_C

Blant de undersøkte fire bassengene på Sørlandet (vedlegg 1) var det kun bassenget i Arendalsområdet som hadde et oksygenforbruk, og dermed F_C -verdi, i samsvar med Møreformelen, se Tabell 1. Et basseng i Tvedestrandsområdet og to i Grenlandsområdet (Langesundsfjorden og Håøyfjorden) viste forhøyet oksygenforbruk sammenlignet med Møreformelen. Formodentlig er det bare bassenget i Arendalsområdet som er representativt for et upåvirket område. De øvrige tre er trolig mer eller mindre påvirket av nåværende og tidligere antropogene utslipp, blant annet av trefiber. Grenlandsfjordene munner ut mot åpent hav. Dette kan medføre ekstra naturlig belastning på bassengvannet som diskutert nedenfor.

Tre av de undersøkte terskelbassengene i Nordland (vedlegg 2) hadde et oksygenforbruk i samsvar med Møreformelen mens de øvrige tre hadde et noe forhøyet oksygenforbruk.

Blant de undersøkte bassengene i Troms hadde bassenget i Tromsøsundet (Nordbotn, se vedlegg 1) oksygenforbruk i overensstemmelse med Møre-formelen. De tre kystnære fjordbassengene (vedlegg 2) hadde alle meget høyere oksygenforbruk enn hva Møreformelen tilsier.

En faktor som er felles for de fleste av de undersøkte fjorder med forhøyet

oksygenforbruk i bassengvannet er at fjordene munner direkte mot åpent hav. En annen faktor er at de fleste av disse fjordene har dype terskler, noe som medfører at fjordene også har større vannutskifting enn for øvrig like fjorder med grunnere terskler i samme område, se Stigebrandt & Aure (1990). Disse observasjonene peker i retning av at terskelbasseng i fjorder med munning mot åpent hav kan fungere som sluk for organisk materiale som driver forbi fjordmunningene. Blant annet kan det dreie seg om makroskopisk organisk materiale (tang og tare) som er blitt revet løs under storm på kysten.

Det kan finnes mange mulige forklaringer til at en fjord har en større vertikal transport av organisk materiale ned i terskelbassenget og dermed et høyere oksygenforbruk enn hva Møreformelen gir. Et antall mulige faktorer er listet nedenfor. Rekkefølgen er tilfeldig og uttrykker ikke vår oppfatning av de ulike faktorenes betydning.

- 1) større nettoproduksjon av organisk materiale enn i "normale" fjorder.
- 2) lengdeskalaen for pelagisk mineralisering (L) er større enn i "normale" fjorder. (eventuelt knyttet til stor forekomst av Phaeocystis, se Wassmann, 1991).
- 3) vårblomstringen utgjør en vesentlig andel av årlig nettoproduksjonen (organisk materiale fra vårblomstringen antas for en stor del å synke til bunns, se Wassmann, 1991).
- 4) resuspensjon av organisk materiale fra grunnere områder som sedimenterer på dypere vann.
- 5) fjorden kan være påvirket av antropogene utslipp, død fisk eller ha en ekstremt stor bestand av levende fisk.
- 6) oksygenforbruket er ikke konstant med tiden, men kan ha et maksimum når målingene ble tatt. Målingene representerer derfor ikke det midlere oksygenforbruket.
- 7) fjorden munner mot åpent hav: kortvarig inntransport fra kystområdet av store mengder makroskopisk materiale som blir revet løs under storm på kysten.

Siden vi har konstatert spesielt stort oksygenforbruk i fjorder i direkte kontakt med åpent hav og med dype terskler, er vi på nåværende tidspunkt bøyde å tro at faktor 7 kan

være viktig. Faktor 6 har trolig betydning, kanskje spesielt i kombinasjon med faktorene 3, 4, 5 og 7. For kystnære fjorder nord for Lofoten kan formodentlig faktor 2 ha betydning. Ytterligere forskning trenges for å avdekke den kvantitative betydningen av samtlige faktorer.

Våre undersøkelser tyder foreløpig på at Møreformelen for oksygenforbruk er gyldig langs hele kyststrekningen fra indre Skagerrak til og med Troms for fjorder som ikke direkte munner ut mot åpent hav og som ikke er belastet av større antropogene utslipp.

4.2 Diffusjonens bidrag til oksygenbudsjettet

For Mørefjordene ble det funnet at midlere forhold mellom DIFF og KONS er ca. 0.2. Dette innebærer at ca 20% av forbrukt oksygen i terskelbassenget er tilført gjennom diffusjon, resten (80%) har kommet inn i bassenget i forbindelse med periodevis utskifting av bassengvannet. For fjordbassengene på Sørlandskysten får vi et midlere ubetydelig bidrag fra DIFF siden en fjord med relativ mange observasjoner (Langesundsfjorden) har negativ DIFF (oksygen transporteres opp av terskel-bassenget ved diffusjon), se Tabell 1. For Nordlandsfjordene får vi et midlere forhold på 0.35 mens vi for Tromsfjordene (inkl. Nordbotn) får 0.17. Dette resultatet gjenspeiler hovedsakelig det faktum at bassengvannet i Nordlandsfjordene av topografiske og geografiske årsaker er de mest energirike av de fjorder som er undersøkt.

Oksygenforholdene i terskelbasseng påvirkes av den vertikale diffusjonen vanligvis slik at oksygen blandes ned i bassenget fordi oksygenkonsentrasjonen i dette er lavere enn over terskeldypet. Nedblandingen av oksygen øker med økende blandingsenergi og økende forskjell i oksygenkonsentrasjon mellom bassengvannet og vannlaget ovenfor dette. En økt omblending vil imidlertid også medføre en økt transport av næringssalter fra bassengvannet til vannlaget ovenfor dette. For fjorder med grunne terskler (<ca. 25 m) ligger dette vannlaget i fotisk sone (planteproduksjonslaget) og den vertikale transporten av næringssalter vil i slike tilfeller gi opphav til en økt produksjon av organisk materiale og derved en økt vertikal transport av organisk materiale ned i

terskelbassenget.

Mht. oksygenforholdene i terskelbasseng finnes det således to innbyrdes motvirkende effekter av økt vertikal omblending. Dels vil man få en økt nedovertransport av oksygen dels en økt nedovertransport av organisk materiale og dermed et økt oksygenforbruk. Det er mulig at disse effektene stort sett opphever hverandre i fjorder med grunne terskler. For dype terskler kommer ikke de opptransporterte næringssaltene opp i fotiske sone inne i fjorden, men vil bli transportert ut av fjorden under den fotiske sonen slik at en økt vertikal omblending bare gir opphav til økt nedovertransport av oksygen, men ikke av organisk materiale.

4.3 Oksygenminimum, O_{2min}

For å observere et terskelbassengs oksygenminimum, O_{2min} , trenges observasjoner av flere stagnasjonsperioder. Av denne grunn kan vi utgå fra at de fleste O_{2min} -verdier vi har observert er noe høyere enn absolutte minimumsverdier i fjordene. Teoretisk er O_{2min} en komplisert størrelse, se kap. 2, fordi både F_C -verdien og R_e -verdien inngår. Den sistnevnte er også komplisert og bestemmes av egenskapene til tetthetsfeltet utenfor fjordmunningen samt fjordens og munningens topografi. Dessuten inngår i O_{2min} tetthetsreduksjonsraten i bassengvannet som bestemmes av den vertikale lagdelingen, fjordens areal, munningens topografi og tidevannets amplitude.

Den foreløpig beste bruken av empiriske O_{2min} -data er å bruke disse sammen med data for $\Delta\rho$ (dp/dt), KONS (Do_2/dt) og O_{2i} (oksygenkonsentrasjonen i innstrømmende nytt bassengvann) for å beregne empiriske R_e -verdier (se lign. 6). For Nordland og Troms (vedlegg 2) finner vi at den til Møredata tilpassede sammenhengen $R_e=1.5\sigma_p$ ikke passer så godt, se Tabell 1. For Nordland og Troms passer sammenhengen $R_e=\sigma_p$ bedre. En skal dog huske på at om man har observert altfor høye O_{2min} -verdier vil dette gi utslag i altfor lave empiriske R_e -verdier. For Sørlandet kjenner vi foreløpig ikke σ_p og kan derfor ikke teste sammenhengen mellom R_e og σ_p .

Som diskutert i kap. 2.2 er det viktig å få karakterisert tetthetsfluktuasjonene i

tetthetsfeltet på ulike dyp langs kysten bedre enn ved standardavviket σ_p . Også varigheten av tilfeller med høy tetthet må beskrives for å gi mulighet for å beregne sikrere R_e -verdier for terskelbasseng.

Tabell 1 Midlere observerte og teoretiske størrelser for de undersøkte fjordene. OBS er antallet observasjoner, H_t [m] er terskeldypet, H_b [m] er midlere bassengdyp under terskelnivået, F_{Co} og F_C [gC m⁻² md⁻¹] er henholdsvis midlere observert fluks av organisk materiale og fluks ifølge Møreformelen. R_{eo} og R_e [kg m⁻³ md⁻¹] er henholdsvis observert og teoretisk R_e -verdi. DIFF/KONS (%) er relative betydningen av vertikal diffusjon for oksygentransporten til bassengvannet.

Bassengets navn	OBS	H_t	H_b	F_{Co}	F_C	R_{eo}	R_e	DIFF/KONS
<u>Sørlandsfjorder</u>								
Trollnes (Arendal)	5	25	9	3.5	3.3	0.63	-	0.10
Bjørnev. (Tvedestr)	1	15	19	6.9	4.1	-	-	0.03
Langesundsfjorden	7	50	38	3-40	2	-	-	-0.13
Håøyfjorden	2	35	43	9	2.7	1.7	-	0.12
<u>Nordlandsfjorder</u>								
Elvefjorden	4	2-3	41	5.2	5.2	1.4	2.0	0.25
Fjellvika	1	55	29	8.0	1.8	0.6	0.8	0.18
Morsdalsfjorden	2	45	44	5.4	2.4	0.7	0.9	0.30
Nordfjorden	2	30	23	4.4	3.2	1.4	0.9	0.48
Sørfjordbotn	1	30	23	2.8	3.2	4.7	0.9	0.60
Storvika	3	20	22	3.4	3.7	0.6	1.0	0.38
<u>Tromsfjorder</u>								
Nordbotn (Tromsø)	1	17	9	4.4	3.9	0.3	-	0.38
Sifjorden	2	80	28	12	1.1	0.01	0.5	0.01
Selfjorden	2	25	30	10	3.3	0.3	0.7	0.17
Kattfjorden	1	45	26	9.5	2.2	0.6	0.6	0.29

5. ANBEFALINGER OM VIDERE ARBEID

Denne undersøkelsen har gitt økt kunnskap om prosesser og topografiske forhold som bestemmer vannutskifting og oksygenforbruk i terskelbasseng. Vi har også oppdaget nye problemstillinger som bør undersøkes for å oppnå forbedrede teoretiske beregninger av forholdene i terskelbasseng. Nedenfor har vi listet forslag til undersøkelser som vil øke forståelsen for vannutskifting og oksygenforhold i terskel-basseng.

- 1) Flere undersøkelser av den type som er presentert i denne rapporten. Dette skulle øke databasen og gi sikrere bestemmelser av F_c , dp/dt , O_{2min} og R_e .
- 2) For å bedre kunne bestemme et fjordbassengs R_e -verdi må en ha en bedre kjennskap til tetthetsfeltets variasjon utenfor fjordens munning. Selv om beregningen av tetthetsfeltets standardavvik σ_p (Stigebrandt & Aure, 1990) innebar et stort skritt fremover må en forfine beskrivelsen av tetthetsvariasjonene. En nøkkelstørrelse er varigheten av enkelte tilfeller med høy tetthet. For å bestemme denne trenges hyppige målinger av kystvannets tetthet over lang tid.
- 3) En trenger å utvikle metoden å bestemme en fjords R_e -verdi. Fremst trenger en å teoretisk undersøke innflytelsen av fyllingstiden som diskutert i kap. 2.2. Forhåpentlig kan en bruke den databank som nå finnes for terskelbasseng for å teste metoden. Denne undersøkelsen bør vente til etter den som er foreslått under 2) ovenfor.
- 4) Vi har fremmet en hypotese om at terskelbasseng i fjorder som er åpne mot storhavet kan importere store mengder organisk materiale, som er blitt revet løs i forbindelse med storm på kysten. Spesielt gjelder dette fjorder med dype terskler og stor vannutskifting med kystvannet. Det organiske materialet som rives løs i kystsonen og holdes suspendert i vannsøylen pga. høyt turbulensnivå, kan bli transportert inn i fjordene hvor det pga. roligere strømforhold og mindre turbulens synker ned under terskelnivå.

Denne transporten av organisk materiale inn i fjorder ved åpen kyst må kvantifiseres

gjennom et måleprogram. Det burde f.eks. være mulig å sette ut nett (fiskegarn) på strategisk valgte plasser i munningen av en slik fjord for å studere inntransporten av slik materiale gjennom ett år.

6. LITTERATUR

- Aure, J. & Stigebrandt, A., 1989: Fiskeoppdrett og terskelfjorder. En konsekvensanalyse av miljøbelastning for 30 fjorder i Møre og Romsdal. Havforskningsinst., Bergen. Rapport Nr. FO 8803. 106 sid. + app. 10 sid.
- Aure, J. & Stigebrandt, A., 1989: On the influence of topographic factors upon the oxygen consumption rate in sill basins of fjords. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 28, 59-69.
- Aure, J. & Stigebrandt, A., 1990: Quantitative estimates of eutrophication effects on fjords of fish farming. *Aquaculture*, 90, 135-156.
- Dahle, S. & Larsen, L.-H., 1991: Resipientkapasitetsmodellering i nordnorske terskelfjorder. Hydrografiske målinger i Selfjord, Sifjord og Kattfjord i Troms juni - november 1990. Akvaplan-niva A/S. Rapport nr. 91 - 90133 - 02.
- Skreslet, S., 1991: Undersøkelse av fjordlokaliteter i Salten fra april 1990 til januar 1991 for innhenting av data til utprøving av numerisk kapasitetsmodell. Inst. for fiskeri og akvakultur, Høgskolesentret i Nordland. Rapport nr 1991:5.
- Stigebrandt, A., 1976: Vertical diffusion driven by internal waves in a sill fjord. *J. Phys. Oceanogr.*, 6, 486-495.
- Stigebrandt, A., 1992: Beregning av miljøeffekter fra menneskelige aktiviteter - Lærebok for brukere av vannkvalitetsmodellen "Fjordmiljø". (under utarbeidelse)
- Stigebrandt, A. & Aure, J., 1989: Vertical mixing in the basin waters of fjords. *J. Phys. Oceanogr.*, 19, 917-926.
- Stigebrandt, A. & Aure, J., 1990: De ytre drivkreftenes betydning for vannutskiftningen i fjordene fra Skagerrak til Finnmark. Havforskningsinst. Rapp.

FO 9003, Bergen.

Stigebrandt, A., Aure, J. & Molvær, J., 1990: Videreføring av metode for bestemmelse av effekter av fiskeoppdrett på oksygenforhold i terskelfjorder. Fase 1. NIVA/HI, Notat O-89073. (vedlegg 1)

Wassmann, P., 1991: Dynamics of primary production and sedimentation in shallow fjords and polls of western Norway. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 29, 87-154.

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET, BERGEN
NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING, OSLO

VEDLEGG 1

NOTAT

O-89073

VIDEREFØRING AV METODE FOR BESTEMMELSE AV EFFEKTER
AV FISKEOPPDRETT PÅ OKSYGENFORHOLD I TERSKELFJORDER

Fase 1.

Bergen/Oslo, 5.1.1990

Anders Stigebrandt

Jan Aure

Jarle Molvær

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
1. INNLEDNING	1
1.1 Bakgrunn og formål	1
1.2 Prosjektbeskrivelse	2
2. BESKRIVELSE AV ANALYSER UTFØRT I 1989	3
3. RESULTATER OG DISKUSJON	4
3.1 Tromsøområdet	4
3.2 Arendalsområdet	6
3.3 Tvedestrandsområdet	7
3.4 Grenlandsfjordene	9
4. AVSLUTTENDE KOMMENTARER	12
5. REFERANSER	13

1. INNLEDNING.

1.1. BAKGRUNN OG FOREMÅL.

Som et resultat av en undersøkelse av 30 terskelfjorder i Møre og Romsdal, ble det utviklet en metode, "R-metoden", for å beregne effekten av belastning med organisk materiale og plantenæringsalter fra fiskeoppdrett på oksygenforholdene (oksygenforbruk og oksygenminimum) i terskelfjorder (Aure & Stigebrandt, 1989). Metoden bør kunne bli et viktig redskap av stor betydning for bl.a. miljøvernmyndighetens planlegging av akvakulturnæringen også langs andre deler av kysten.

Mange av elementene i metoden er av generell karakter, f.eks. sammenheng mellom oksygenforbruk i fjordbassenget, terskeldyp og midlere bassengdyp. Metoden vil derfor ikke bare kunne brukes på miljøproblem knyttet til akvakultur, men også generelt på miljøproblem knyttet til antropogene utslipp av plantenæringsalter og organisk stoff.

For å kunne bruke metoden på terskelfjorder i andre landsdeler er det imidlertid nødvendig å først undersøke om verdiene av to koeffisienter som ble bestemt for fjordene i Møre og Romsdal er gyldige også for andre deler av landet. Disse koeffisientene er knyttet til en beskrivelse av den naturlige vertikale fluksen av oksygenforbrukende organisk materiale.

Det er også aktuelt å etterprøve den nåværende metoden på mer omfattende datasett. Særlig gjelder det datasett som gir bedre bestemmelse av størrelsene O_{2min} , Tok og R.

Et forslag om videreføring av metodeutviklingen ble derfor utarbeidet og oversendt Miljøverndepartementet (Aure, Molvaer og Stigebrandt, 1989). Klarsignal for arbeidet på projektet ble gitt av Miljøverndepartementet i brev av 6.4.89.

Foremålet med dette prosjektet er følgelig å:

- o kalibrere metoden mot data fra terskelfjorder i andre landsdeler.
- o teste metodens følsomhet for usikkerhet i valgte konstanter.

1.2. PROSJEKTBEKRIVELSE.

Prosjektet er inndelt i to faser. For fase 1, som blir rapportert her, har det vært to hovedoppgaver. Den ene hovedoppgaven har vært innsamling og gjennomgang av eksisterende datamateriale fra terskelfjorder på kyststrekningene Oslo-Bergen og Trondheim-Tromsø, med sikte på å finne fjorder med tilstrekkelig gode data for videre utprøving av metoden. Det gjelder opplysninger om topografiske forhold, belastning av organisk stoff og plantenæringsalter samt hydrografiske og hydrokjemiske målinger (spesielt temperatur, saltholdighet og oksygenforhold i dypvannet).

Metoden skal anvendes på fjorder som er ulike mht disse karakteristika. For hver strekning er det ønskelig å kunne bestemme verdiene av koeffisientene på minst 5 fjordbasseng. Når det gjelder oksygenforhold er det spesielt viktig å fremskaffe tidsserier som gir grunnlag for beregning av oksygenforbruk pr tidsenhet, og best mulig bestemmelse av laveste oksygenverdi. Vi håpet allerede i fase 1. å finne data for å gjøre innledende tester av metoden.

Ved siden av å lete etter brukbare datasett i FHIs og NIVAs databaser, har vi også henvendt oss til aktuelle forskningsmiljøer i Oslo, Kristiansand, Stavanger, Bergen, Trondheim, Bodø og Tromsø. Utbyttet var mindre enn ventet, dette gjelder spesielt data fra Nord-Norge. Vi fant imidlertid noen datasett som vi antok kunne brukes for bestemmelse av regionale koeffisienter og ytterligere test av metoden. Nedenfor presenteres resultatene av analysene på disse datasettene.

Den andre hovedoppgaven for inneværende år har vært å planlegge prosjektfase 2 som går ut på at få frem de data som trengs for en mer fullstendig test av metoden.

2. BESKRIVELSE AV ANALYSER UTFØRT I 1989.

Analysen av målte data går ut på dels å bestemme oksygenforbruket i terskelbasseng og dels på, så langt mulig, å teste R-metoden. Oksygenforbruk og tetthetsreduksjon i terskelbasseng samt den vertikale diffusjonskoeffisienten κ like under terskeldypet er bestemt etter beskrivelser i Aure & Stigebrandt (1989). Vi presenterer resultatene av analysene i en tabell for hvert område. I denne presenterer vi totale oksygenforbruket i terskelbassenget, KONS, og de to bidragene til denne, DEPL (som er det "tilsynelatende" oksygenforbruk en kan bestemme direkte fra oksygenmålingene) samt DIFF (som er det diffusive bidraget).

Vi vil for hvert område sammenligne KONS med oksygenforbruket bestemt fra formelen på side 42 i Aure & Stigebrandt (1989). Terskelbassengets empiriske R-verdi kan beregnes utfra de observerte verdiene av oksygenforbruk og tetthetsreduksjon. For de fleste basseng i denne undersøkelsen har det ikke vært mulig å beregne den teoretiske tetthetsreduksjonen siden de ikke egentlig er fjordbasseng, men basseng i skjærgårdsområder hvor tidevannshastigheter ikke kan beregnes på en enkel måte.

Vi vil også oppgi den laveste observerte oksygenverdi i hvert terskelbasseng. Hvis observasjoner foreligger fra største dyp (ca 10 m over bunn), kan vi sammenligne målt verdi med oksygenminimum beregnet fra den empiriske R-verdien for bassenget. Sammenligningen gir da et test på hvor godt R_0 -verdien bestemt for Møre og Romsdal, stemmer for bassengene i denne undersøkelsen.

3. RESULTATER OG DISKUSJON.

3.1. TROMSØMRÅDET.

I årene 1983-84 ble det gjennomført en resipientundersøkelse i Nordbotn, Kvaløya (Fig. 1). Vertikale profiler av saltholdighet, temperatur og oksygen ble observert ved 16 tilfeller. Målinger ble tatt for hver 5:te meter i dypet. Data er presentert i Oug & Holte (1985). Rapporten angir også hvordan det horisontale arealet av Nordbotn varierer med dypet. Terskeldypet er ca. 17 m og maksimalt dyp er ca. 57 m. Middeldypet av bassenget under terskelnivået er ca. 9 m.

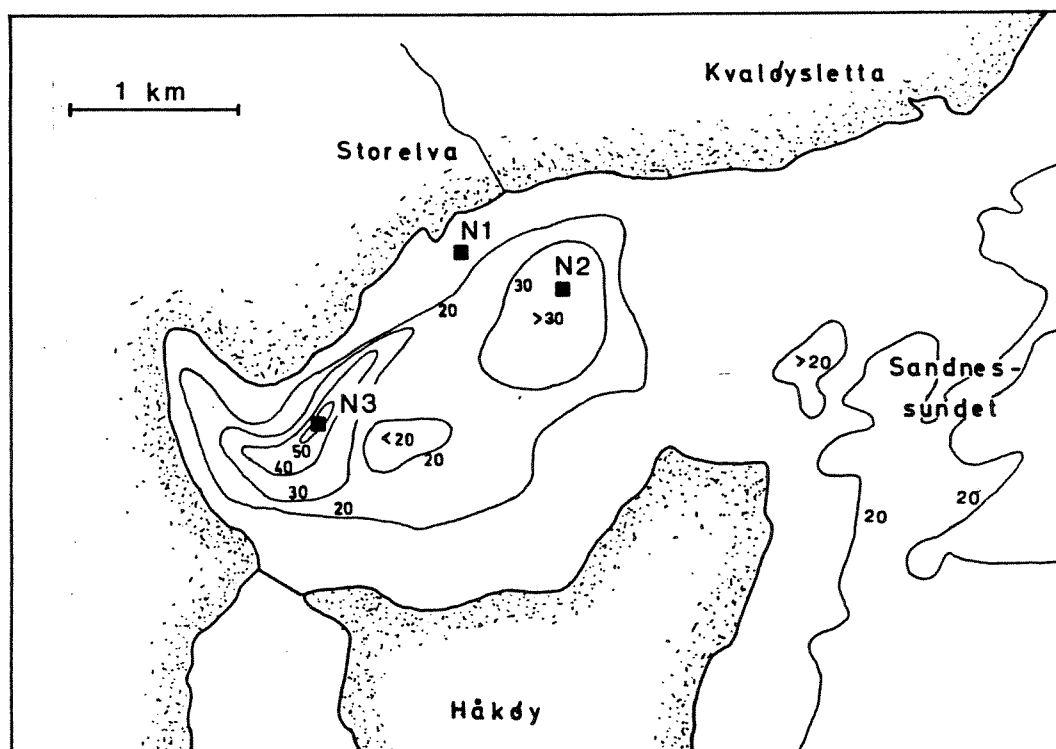


Fig. 1. Kart over området omkring Nordbotn.

I vinterhalvåret er vannet stort sett homogent ned til største dyp. Ut på våren skaper ferskvannsavrenning og oppvarming et lettere

overflatevann. Vannet i terskelbassenget blir stagnant. Under slike forhold avtar oksygenkonsentrasjonen pga. nedbrytning av organisk materiale som "regner" ned fra overflatelaget. Vannet vil allikevel under en stagnasjonsperiode få endel oksygen tilført fra øvre lag gjennom turbulent vertikal diffusjon. Dette medfører også at bassengvannet gradvis blir lettere ved nedblanding av lettere vann ovenfra. Bassenget skiller seg fra terskelbassengene lenger sør i landet ved at forholdene er nokså homogene i vertikalen.

Målingene i 1983 tyder på at det var en stagnasjonsperiode mellom målingene 29/7 og 12/9. I 1984 derimot synes det å ikke ha vært noen stagnasjonsperiode.

Tabell. 1. Resultat fra analysen av data fra Nordbotn (st. N3). Start og slutt er dato (år mån dag) for de benyttede profilene. $\Delta\rho$ er midlere tetthetsreduksjon i bassengvannet ($\text{kg/m}^3/\text{mån}$), κ er vertikale diffusiviteten rett under terskeldypet (cm^2/s). KONS er totale oksygenforbruket i bassengvannet og DEPL og DIFF de to komponentene (ml/l/mån).

Start	Slutt	$\Delta\rho$	κ	DEPL	DIFF	KONS
830729	830912	0.19	0.05	0.73	0.45	1.18

"Møreformelen" for oksygenforbruk gir 1.13 ml/l/mån.

Forholdene nede i terskelbassenget er nokså homogene grunnet svak lagdelning (og/eller god omblandning). Observerte oksygenminimum er ca. 3.9 ml/l. Selv om bassengets empiriske R-verdi kun er ca. 1.2 ser det slik ut at det er hyppige vannutskiftninger. Dette kan tyde på at R_0 i dette området er lavere enn lenger sør i landet. En lavere R_0 innebærer en mindre variabilitet i tettheten i kystvannet. Dette vil bli undersøkt i et annet prosjekt.

3.2. ARENDALSOMRÅDET.

I perioden fra januar 1975 til november 1979 gjennomførte Havforskningsinstituttets Biologiske Stasjon i Flødevigen en resipientundersøkelse i Arendalsområdet (Dahl & Danielsen, 1986). Målinger ble utført 46 ganger i et basseng (stn. nr. 4, Trollnes, bredde 58°28,7'N, lengde 8°50,9'E, se Fig. 2). Bassenget har et største dyp på ca 56 m og terskeldypet er 25 m. Målinger ble som regel utført bl.a. på dypene 25, 30 og 35 m. Ved noen tilfeller ble det kun målt på et dyp i terskelbassenget (30 m). Disse målingene er ikke brukt i foreliggende analyse. Analyseresultatene er gjengitt i Tab. 2.

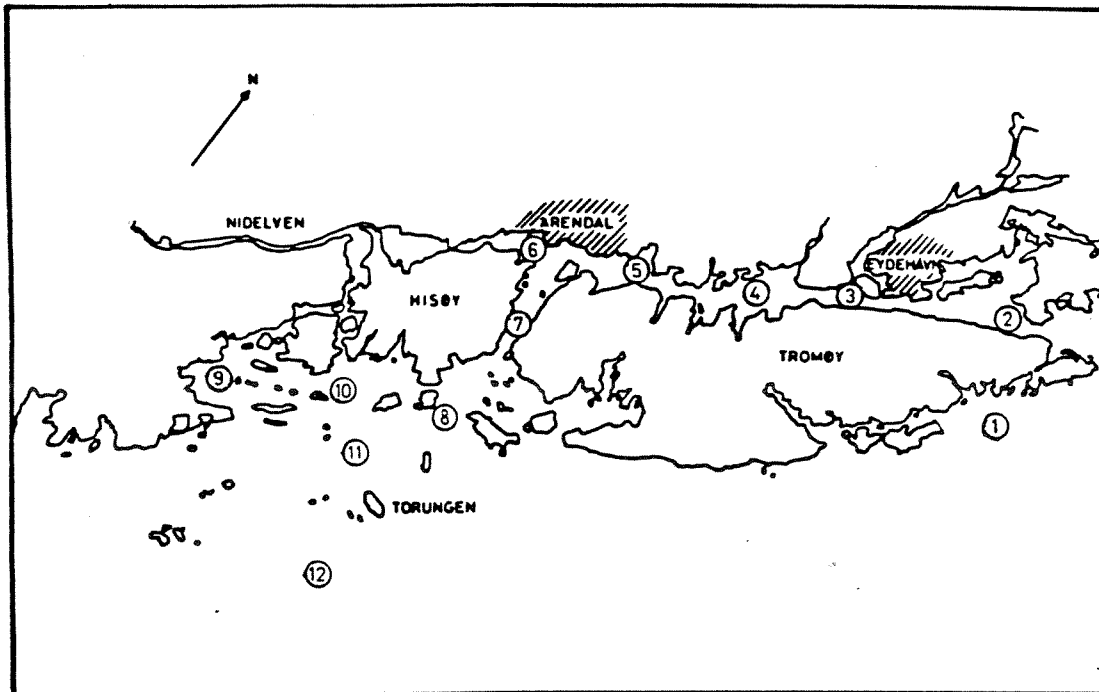


Fig. 2. Kart over Arendalsområdet.

Terskelbassenget er planimetrert fra presisjonskart fra Norges Sjøkartverk. Volumet under 25 m er ca 7400000 m³ og arealet på dette dyp er ca 825000 m². Dette gir bassengets middeldyp til ca 9 m.

Tabell. 2. Resultat fra analysen av data fra Trollnes (st. 4). Start og slutt er dato (år mån dag) for de benyttede profilene. $\Delta\rho$ er midlere tetthetsreduksjon i bassengvannet ($\text{kg/m}^3/\text{mån}$), κ er vertikale diffusiviteten rett under terskeldypet (cm^2/s). KONS er totale oksygenforbruket i bassengvannet og DEPL og DIFF de to komponentene (ml/l/mån).

Start	Slutt	$\Delta\rho$	κ	DEPL	DIFF	KONS
750515	750620	0.097	0.027	0.80	0.15	0.95
750620	750806	0.127	0.016	0.80	0.13	0.93
760621	760806	0.076	0.021	0.85	0.04	0.89
761011	761123	0.076	0.010	0.81	0.08	0.89
770623	770826	0.241	0.017	1.01	0.06	1.07

Middelverdien for KONS er 0.94 med et standardavvik på 0.07. Møreformelen for oksygenforbruk gir 0.99 ml/l/mån.

Middelverdien av $\Delta\rho$ er 0.123. Den empiriske R-verdien er da lik 0.91. Dette skulle tilsi at det tidvis kan være anoksiske forhold på største dyp. Oksygenminimum målt på 35 m dyp, ca 20 m over største dyp, var 1.2 ml/l. Dette dyp ligger volummessig stort sett midt i terskelbassenget. Det trenges målinger på større dyp (f.eks. 45-50 m) for å teste R-metoden på dette punkt.

3.3. TVEDESTRANDSOMRÅDET.

I perioden 1983 - 1985 gjennomførte Biologisk Stasjon i Flødevigen en resipientundersøkelse i Tvedestrandsområdet (Dahl, Dahl & Danielsen, 1984, 1985). Stasjon 1 (Bjørneviken, bredde $58^{\circ}36,6'N$, lengde $8^{\circ}57,0'E$) er beliggende inderst i fjorden (Fig. 3). Største dyp er ca. 85 m og terskeldypet er 15 m. Middeldypet av terskelbassenget er 19.2 m. Stasjon 3 (Hestø, bredde $58^{\circ}35,5'N$, lengde $8^{\circ}57,5E$) er beliggende i et basseng med største dyp 64 m og med terskeldypet 30 m. I det siste bassenget ble det kun målt i ett dyp nede i terskelbassenget (50 m). Dette er volummessig ikke representativt for bassenget og vi har derfor ikke tatt med dette bassenget i denne analysen.

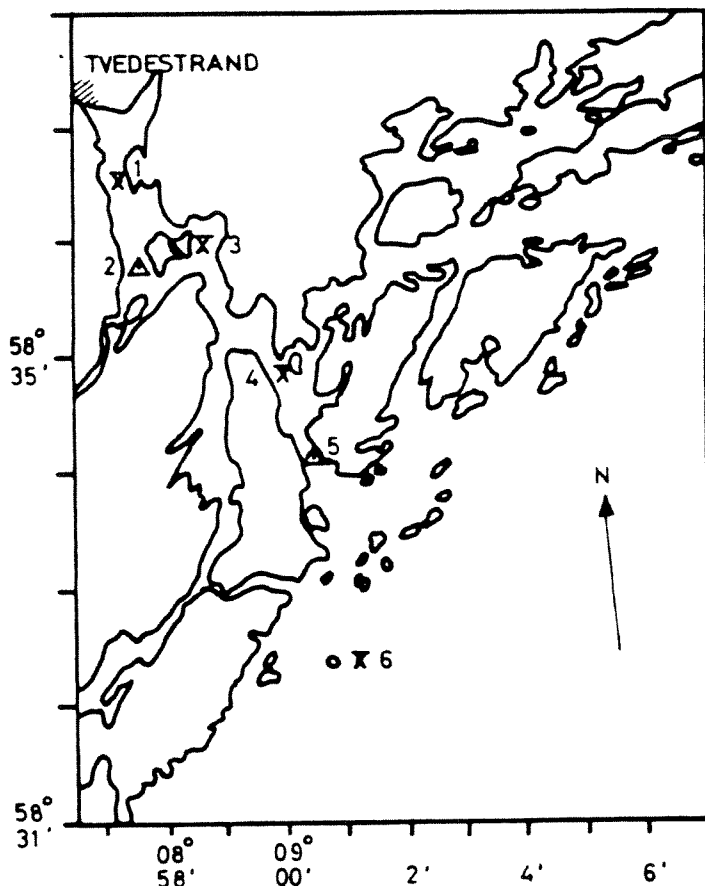


Fig. 3. Kart over Tvedestrandsområdet.

Det innerste bassenget hadde i 1983 og 1985 hydrogensulfid i en stor del av bassenget - under 30 m dyp og i slutten av 1985 helt opp til mellom 20 og 30 m dyp. Vinteren 1984 var det imidlertid en innstrømning og hele bassenget hadde oksygenholdig vann helt til slutten av året. Resultatene av analysen for dette året er gjengitt i Tabell 3.

Tabell. 3. Resultat fra analysen av data fra Bjørneviken (st.1). Start og slutt er dato (år mån dag) for de benyttede profilene. $\Delta\rho$ er midlere tetthetsreduksjon i bassengvannet ($\text{kg/m}^3/\text{mån}$), κ er vertikale diffusiviteten rett under terskeldypet (cm^2/s). KONS er totale oksygenforbruket i bassengvannet og DEPL og DIFF de to komponentene (ml/l/mån).

Start	Slutt	$\Delta\rho$	κ	DEPL	DIFF	KONS
840425	841211	0.018	0.010	0.85	0.03	0.88

Møreformelen for oksygenforbruk gir 0.55 ml/l/mån. Det ser ut at Tvedestrandsfjorden har et forhøyet oksygenforbruk. Dette skyldes trolig at det tidligere har vært treforedlingsindustri i området. Det ligger igjen store mengder organisk materiale i fjordsedimentene (fiber) som vil øke oksygenforbruket (Wikander, 1978).

Fra Tab. 3 fremgår at $\Delta\rho$ er 0.018. Den empiriske R-verdien er da kun 0.12. Dette innebærer at en kan forvente hydrogensulfid høyt opp i terskelbassenget i lange perioder, noe som er i samsvar med observasjonene.

3.4. GRENLANDSFJORDENE.

Grenlandsfjordene har vært gjenstand for omfattende undersøkelser av NIVA og HIs Biologiske Stasjon Flødevigen. Hovedårsaken til undersøkelsene er de store utslippene fra industri rundt Frierfjorden og Skienselva. Det er kjent at Frierfjorden på grunn av utslippene ikke kan betraktes som normal. Vi hadde imidlertid håpet på at terskelbassengene i Grenlandsfjordene utenfor Frierfjorden i mindre grad skulle være påvirket av utslippene til Frierfjorden.

Eidangerfjorden - Brevikfjorden - Langesundsfjorden har et sammenhengende terskelbasseng med største dyp 120 m og terskeldyp 50 m (Fig. 4). Terskelbassengets middeldyp er 38 m. Vi har brukt NIVAs målinger fra Langesundsfjorden (stasjon FG1) i 1974 og 1988. Resultatene av analysen er presentert i Tabell 4.

Et annet sammenhengende terskelbasseng har sentrum i Håøyfjorden. Største dyp er ca 210 m og terskeldypet er ca 35 m. Terskelbassengets middeldyp er 43 m. Igjen har vi brukt målinger fra NIVA (stasjon GI1) fra 1988. Resultatene av analysene er gjengitt i Tabell 5.

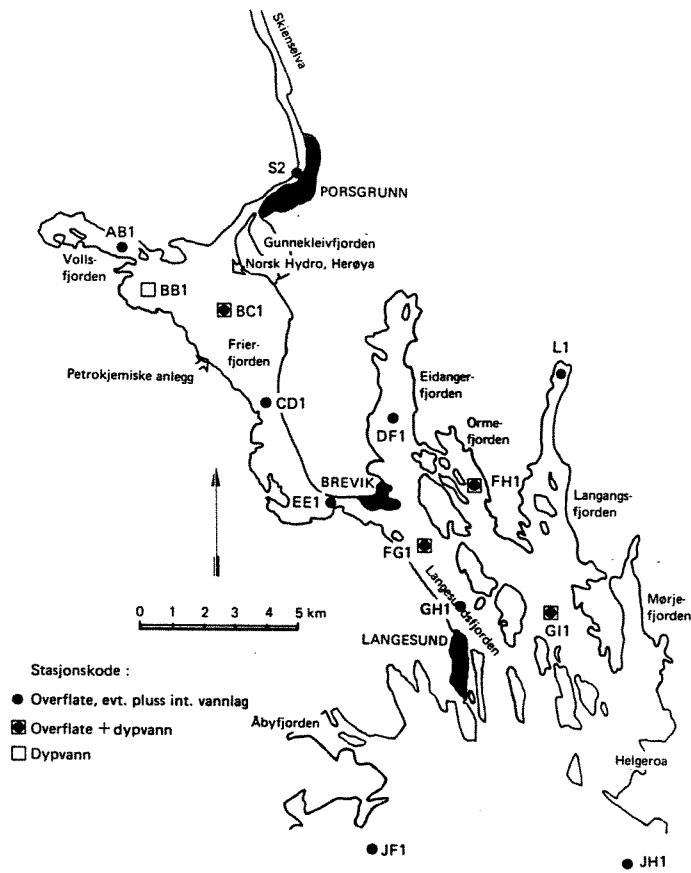


Fig. 4. Kart over Grenlandsfjordene.

Tabell. 4. Resultat fra analysen av data fra Langesunds-fjorden (st. FG1). Start og slutt er dato (år mån dag) for de benyttede profilene. $\Delta\rho$ er midlere tetthetsreduksjon i bassengvannet ($\text{kg/m}^3/\text{mån}$), κ er vertikale diffusiviteten rett under terskeldypet (cm^2/s). KONS er totale oksygenforbruket i bassengvannet og DEPL og DIFF de to komponentene (ml/l/mån).

Start	Slutt	$\Delta\rho$	κ	DEPL	DIFF	KONS
740421	740620	0.299	1.870	0.92	-0.19	0.73
740620	740718	0.286	0.867	0.22	-0.02	0.20
740815	740925	0.131	0.634	0.29	-0.06	0.23
880421	880525	0.046	1.378	0.24	-0.02	0.22
880615	880714	0.115	0.665	0.23	-0.02	0.21
880810	880907	0.209	0.365	0.59	-0.05	0.54
880907	881006	0.400	0.840	2.61	0.03	2.63

Tabell. 5. Resultat fra analysen av data fra Håøyfjorden (st. GI1). Start og slutt er dato (år mån dag) for de benyttede profilene. $\Delta\rho$ er midlere tetthetsreduksjon i bassengvannet ($\text{kg/m}^3/\text{mån}$), κ er vertikale diffusiviteten rett under terskeldypet (cm^2/s). KONS er totale oksygenforbruket i bassengvannet og DEPL og DIFF de to komponentene (ml/l/mån).

Start	Slutt	$\Delta\rho$	κ	DEPL	DIFF	KONS
880615	880714	0.122	0.224	0.32	0.08	0.40
880810	880907	0.153	0.191	0.70	0.04	0.74

Møreformelen for oksygenforbruk gir for Langesundsfjorden og Håøyfjorden henholdsvis 0.12 og 0.17 ml/l/mån hvilket slik er mye lavere enn hva som er beregnet fra observasjonene. Videre er det fra analysen klart at oksygenforbruket varierer mye i tiden. En årsak til dette kan være at organisk materiale som er blitt deponert på bunn i grunne områder kan eroderes av f.eks. vindbølger ved sterk vind. Den resuspenderte materialen kan deretter sedimentere i dypere liggende lag.

Hvis vi bortser fra det uforståelig høye oksygenforbruket i Langesundsfjorden i september - oktober 1988 er midlere oksygenforbruk i dette bassenget ca. 0.30 ml/l/mån. Med et midlere verdi 0.21 for $\Delta\rho$ fåes den empiriske R-verdien til ca. 3.5. Hvis R_0 har samme verdi på Skagerrakkysten som i Møre og Romsdal (1.3) innebærer den relativt høye R-verdien at en skulle forvente relativt gode oksygenforhold i dette terskelbassenget. I dette bassenget måles imidlertid ofte oksygenkonsentrasjoner $<2.5 \text{ mlO}_2/\text{l}$ om høsten.

For Håøyfjordbassenget får vi midlere oksygenforbruk til 0.57 og midlere $\Delta\rho$ til 0.14. Dette gir en R-verdi lik omtrent 1.5 og en kan forvente at oksygenkonsentrasjonen i største dyp vil kunne være helt ned mot null. Dette stemmer med observasjoner tatt i forbindelse med Statlig Program for Forurensningsovervåking i 1988-89 (upub. data).

4. AVSLUTTENDE KOMMENTARER.

De datasett vi har behandlet har ikke gitt svar på de spørsmål vi hadde stilt. Fra analyseresultatene presentert her kan vi ikke med sikkerhet si om "Møreformelen" for oksygenforbruk kan brukes på Skagerrakkysten. Formodentlig er det bare terskelbassenget fra Arendalsområdet som er representativt for et upåvirket område. De øvrige terskelbasseng som er blitt undersøkt er trolig påvirket av nåværende og tidligere antropogene utslipp.

I fase 2 av prosjektet må vi fortsette å søke etter bra data fra upåvirkete terskelfjorder på Sørlandet. Det er sannsynlig at et måleprogram må opprettes for å få innsamlet de data som trenges. En må være oppmerksom på hvor tett i vertikalen en bør måle. Måledypene bør velges etter volumfordelingen i bassenget og ikke etter noen etablert standard.

For Nord-Norge fant vi kun 1 basseng med brukbare målinger. Et måleprogram i et utvalg av fjorder som utføres av Akvaplan med støtte fra LENKA er underveis. Disse målingene skal utføres slik at de kan benyttes også for det foreliggende prosjekt.

5. REFERENSER.

- Aure, J. og Stigebrandt, A., 1989: Fiskeoppdrett og terskelfjorder. En konsekvensanalyse av miljøbelastning for 30 fjorder i Møre og Romsdal. Havforskningsinstituttet, Bergen. Rapport Nr. FO 8803. 106 sid. + app. 10 sid.
- Dahl, E., Dahl, F.E. & Danielsen, D., 1984: Resipientundersøkelser i Tvedestrandsfjorden 1983. Flødevigen, meldinger Nr. 5 - 1984.
- Dahl, E., Dahl, F.E. & Danielsen, D.S., 1985: Resipientundersøkelser i Tvedestrandsfjorden 1984. Flødevigens meldinger nr. 4 - 1985.
- Dahl, F.E. & Danielsen, D.S., 1986: Resipientundersøkelser i Arendalsområdet i perioden 1975 - 1979. Flødevigen, meldinger Nr. 5 1986.
- Oug, E. og Holte, B., 1985: Resipientundersøkelse i Nordbotn, Kvaløya 1983 - 84. Hydrografi og bunnfauna. Tromsø. Naturvidenskap nr. 48. 41 sid. ISSN 0332-6195.
- Wikander, P.B., 1987: Bløtbunnsfaunaen i Tvedestrandsfjorden. Resultatene fra 1983, 1984 og 1986. NIVA-rapport nr. 1978. 53 sid.+ Vedlegg 19 sid.

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET, BERGEN
NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING, OSLO

VEDLEGG 2

UTPRØVING OG KALIBRERING AV TERSKELFJORDMODELLEN

VEDLEGG 2: RESULTATER FRA UTPRØVING PÅ FJORDER I NORDLAND OG TROMS

Göteborg/Bergen/Oslo 25.2 1992

Anders Stigebrandt

Jan Aure

Jarle Molvær

INNHALDSFORTEGNELSE

	side
1. BAKGRUNN	3
2. ANALYSER UTFØRT I 1991	4
3. RESULTATER FOR NORDLAND.....	5
3.1 Elvefjorden	6
3.2 Fjellvika	7
3.3 Morsdalsfjorden	8
3.4 Nordfjordbotn	10
3.5 Sørfjordbotn.....	12
3.6 Storvika	13
4. RESULTATER FOR TROMS	14
4.1 Sifjorden	15
4.2 Selfjorden	16
4.3 Kattfjorden	18
5. SAMMENDRAG	20
5.1 Fjordene i Nordland	20
5.2 Fjordene i Troms	22
6. REFERANSER	23
APPENDIKS: Topografisk informasjon om fjordene	24

1. BAKGRUNN

Som et resultat av en undersøkelse av 30 terskelfjorder i Møre og Romsdal ble det utviklet en metode, "R-metoden", for å beregne effekten av belastning fra fiskeoppdrett på oksygenforholdene (oksygenforbruk og oksygenminimum) i terskelfjorder (Aure & Stigebrandt, 1989). Siden metoden er generelt gyldig kan den også få anvendelse for bedømming av effekter av utslipp av næringssalter og organisk materiale fra andre kilder. I et separat SFT-prosjekt ("Utvidelse av dataprogrammet Fjordmiljø") videreutvikles en vannkvalitetsmodell som bl.a. bygger på R-metoden, se Stigebrandt (1992).

For å kunne bruke den opprinnelige metoden, og Fjordmiljø-programmet, på terskelfjorder i andre landsdeler er det nødvendig å først bestemme verdiene av noen koeffisienter for disse områdene, se kap. 2 i foreliggende rapport.

Fase 1 av foreliggende prosjekt var basert på å finne passende data til dette formålet i FHI's og NIVAs databaser. Utbyttet var mindre enn ventet. Vi fant dog datasett for noen fjorder på Skagerrakkysten samt for et basseng i Tromsøsundet (Stigebrandt, Aure og Molvær, 1990), se Vedlegg 1. Det ble besluttet å gjennomføre en fase 2 i 1990 med tyngdepunkt på Nordland og Troms hvor en i stort sett ikke visste noe om den naturlige fluksen av organisk materiale ned i terskelbasseng. Måleprogrammet omfattet 6 terskelbasseng i Nordland og 3 i Troms. Dataene ble rapportert i henholdsvis Skreslet (1991) og Dahle & Larsen (1991).

I dette vedlegget presenteres resultater fra analysene av måledata fra Nordland og Troms.

2. ANALYSER UTFØRT I 1991

Beregningene av midlere oksygenforbruk og tetthetsreduksjon i terskelbassengene samt den vertikale diffusiviteten like under terskeldypet blir bestemt etter beskrivelser i kap. 3 i foreliggende rapport. En benytter seg her ved av tilstandsforandringer i bassengvannet under såkalte stagnasjonsperioder. Under slike skjer ingen innstrømming av "nytt" bassengvann.

Vi presenterer resultatene av analysene i en tabell for hvert fjordbasseng. I tabellene presenterer vi for hver enkelt stagnasjonsperiode midlere tetthetsreduksjonsrate $\Delta\rho$, vertikale diffusiviteten κ like under terskeldypet samt midlere oksygenforbruket i terskelbassenget, KONS, og de to bidragene til denne, DEPL (som er det "tilsynelatende" oksygenforbruk som en kan bestemme direkte fra oksygenmålingene) samt DIFF (som er det diffusive bidraget), se kap. 3 i foreliggende rapport.

Med dataprogrammet Fjordmiljø blir beregninger foretatt av teoretiske forhold i fjordbassengene, bl.a. beregnes oksygenforbruk etter Møreformelen, oksygenminimum og tetthetsreduksjonsrate. Resultatene presenteres sammen med resultatene av analysene av feltdata. En kort oppsummering fylkesvis av resultater presenteres i kap. 5 i dette vedlegg. En fyldigere diskusjon av resultatene er gitt i kap. 4 i foreliggende rapport.

For beregningene trenger en å ha kjennskap til noen topografiske egenskaper til fjordene. Arealet på ulike dyp, planimetrert fra sjøkart, samt terskelens bredde på ulike dyp, estimert fra sjøkart, for de forskjellige fjordbassengene i denne undersøkelsen er presentert i tabeller i et Appendiks til dette vedlegget.

3. RESULTATER FRA NORDLAND

Vi har analysert data fra målingene i de seks terskelbassengene Elvefjorden, Fjellvika, Morsdalsfjorden, Nordfjorden, Sørfjordbotn og Storvika, se Skreslet (1991) for en nærmere beskrivelse av måleprogram og data. Fjordenes beliggenhet fremgår av Fig. 3.1. Resultatene av våre analyser for hvert enkelt basseng presenteres nedenfor. Et sammendrag av resultater gis i kap. 5 i dette vedlegg.

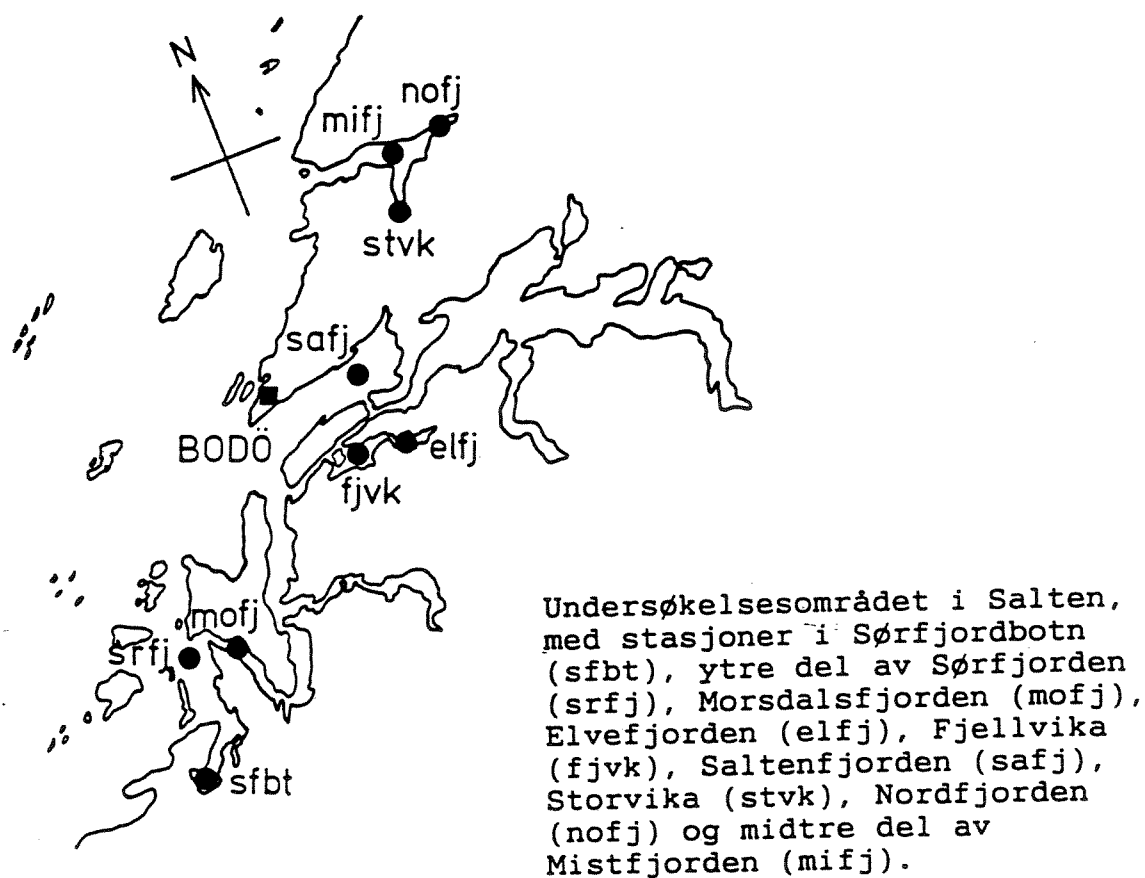


Fig. 3.1 Kart som viser Nordlandsfjordenes beliggenhet (fra Skreslet, 1991).

3.1 Elvefjorden.

Fjordens areal er ca 4.4 km² og største dyp er ca 100 m, se Tabell A3.1a i Appendix bakerst i dette vedlegg. Terskeldypet H_t er ca 2.5 m (Tabell A3.1m) og midlere dyp under terskelen H_b er 41 m. På grunn av den meget trange og grunne munningen er Elvefjorden en såkalt strålefjord med beregnet (Fjordmiljø) maksimal strømhastighet i munningen på omtrent 3 m s⁻¹.

Målinger av saltholdighet, temperatur og oppløst oksygen ble gjort med 10 m mellomrom fra havoverflaten og ned til største dyp. Målestasjonen (Fig. 3.2) ble besøkt 6 ganger (omtrent månedlig) i perioden 30/4 - 11/10 1990, se Skreslet (1991) for en detaljert beskrivelse av målingene.

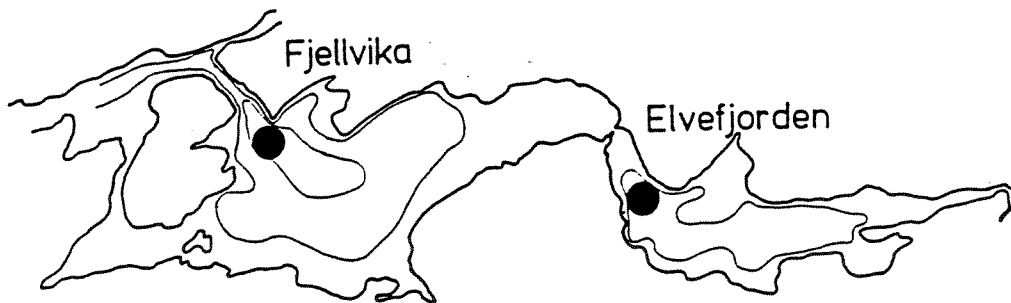


Fig. 3.2 Fjellvika og Elvefjorden med hydrografiske stasjoner og dybdekoter fo 50 og 100 m (fra Skreslet, 1991).

Ved analysen av målingene valgte vi øvre grense for bassengvannet til 15 m dyp. Det var mindre innstrømninger til bassengvannet mellom målingene i juni og juli og de tilhørende tidsrommene er derfor utelatt fra beregningene. Midlere observert oksygenforbruk i bassengvannet var 0.31 ml l⁻¹ md⁻¹, se Tabell 3.1, hvilket er det samme som beregnes fra Møreformelen. Oksygenminimum er ifølge Fjordmiljø 4.7 ml l⁻¹ mens laveste observerte verdi var 4.2. Observert midlere tetthetsreduksjon i bassengvannet er 0.24 kg m⁻³ md⁻¹ mens Fjordmiljø

beregnet 0.49. Denne forskjellen i tetthetsreduksjon skyldes formodentlig at vi ikke har hatt tilgang til tilstrekkelig nøyaktige sjøkartfor bestemmelse av munningstopografien. Basert på måleresultatene får en $R_e \approx 1.4$, noe som er lavere enn forventet verdi (1.98).

Tabell 3.1 Resultat fra analysen av data fra Elvefjorden. Start og slutt er data (år måned dag) for de benyttede profilene. $\Delta\rho$ er midlere tetthetsreduksjon i bassengvannet [$\text{kg m}^{-3} \text{md}^{-1}$], κ er vertikale diffusiviteten rett under terskeldypet [$\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$] KONS er totale oksygenforbruket i bassengvannet og DEPL og DIFF de to komponentene [$\text{ml l}^{-1} \text{md}^{-1}$].

Start	Slutt	$\Delta\rho$	κ	DEPL	DIFF	KONS
900430	900605	0.229	1.673	0.17	0.03	0.20
900704	900806	0.367	1.643	0.25	0.20	0.45
900806	900907	0.110	0.937	0.19	0.05	0.24
900907	901011	0.259	0.541	0.25	0.10	0.35

Middelverdi		0.24				0.31

3.2 Fjellvika.

Fjordens areal er ca 9.6 km^2 og største dyp er ca 130 m, se Tabell A3.2a i Appendiks bakerst i dette vedlegg. Terskeldypet H_t er ca 55 m (Tabell A3.2m) og midlere dyp under terskelen H_b er ca 29.1 m. Dette er slik en fjord med et terskeldyp som går utenfor det område som Møreformelen ble bestemt for. Målinger av saltholdighet, temperatur og oppløst oksygen ble gjort med 10 m mellomrom fra havoverflaten og ned til 120 m dyp. Målestasjonen (Fig. 3.2) ble besøkt 9 ganger (omtrent månedlig) i perioden 30/4 1990 - 8/1 1991, se Skreslet (1991) for en detaljert beskrivelse av målingene.

Ved analysen av målingene valgte vi øvre grense for bassengvannet til 65 m dyp. Det var bare i en periode om høsten at bassengvannet var stagnant. KONS ble da bestemt til 0.67 mens Møreformelen gir $0.15 \text{ ml l}^{-1} \text{md}^{-1}$. Oksygenminimum er lik 5.6 ifølge Fjordmiljø mens laveste observerte verdi var 4.8 ml l^{-1} . Observert midlere tetthetsreduksjon $\Delta\rho$ i

bassengvannet er 0.32 mens Fjordmiljø beregner 0.33 kg m⁻³ md⁻¹. Ved beregningene med Fjordmiljø har vi tatt hensyn til at Elvefjorden ligger innenfor Fjellvika slik at fjordarealet innenfor Fjellvikas munning er 9.6+4.4 km² (basseng i serie). Ut fra måleresultatene får en R_e≈0.57, noe som er litt lavere enn forventet verdi (0.78). Siden det kun foreligger en stagnant periode er beregningene naturligvis noe usikre.

Tabell 3.2 Resultat fra analysen av data fra Fjellvika. Start og slutt er data (år måned dag) for de benyttede profilene. Δρ er midlere tetthetsreduksjon i bassengvannet kg [m⁻³ md⁻¹], κ er vertikale diffusiviteten rett under terskeldypet [cm² s⁻¹]. KONS er totale oksygenforbruket i bassengvannet og DEPL og DIFF de to komponentene [ml l⁻¹ md⁻¹].

Start	Slutt	Δρ	κ	DEPL	DIFF	KONS
900903	901011	0.320	0.901	0.55	0.12	0.67

3.3 Morsdalsfjorden.

Fjorden er egentlig et langt sund og har følgelig to åpninger (markert med I og II i Fig. 3.3). Dette utelukker beregninger med Fjordmiljø som foreløpig ikke kan brukes på åpne sund. Vi kan imidlertid bruke Møreformelen for å se hva denne gir mht. oksygenforbruk i terskelbassenget.

Fjordens areal er ca 16.7 km² og største dyp er ca 145 m, se Tabell A3.3a i Appendiks bakerst i dette vedlegg. Terskeldypet H_t ut mot Sørfjorden er ca. 45 m (åpning I i Fig. 3.3) mens maksimumsdypet i åpning II er ca 60 m (Tabell A3.3m). Midlere dyp under terskelen (45 m), H_b, er ca 43.6 m. Målinger av saltholdighet, temperatur og oppløst oksygen ble gjort med 10 m mellomrom fra havoverflaten og ned til største dyp. Målestasjonen (Fig. 3.3) ble besøkt 9 ganger (omtrent månedlig) i perioden 3/5 1990 - 8/1 1991, se Skreslet (1991) for en detaljert beskrivelse av målingene.

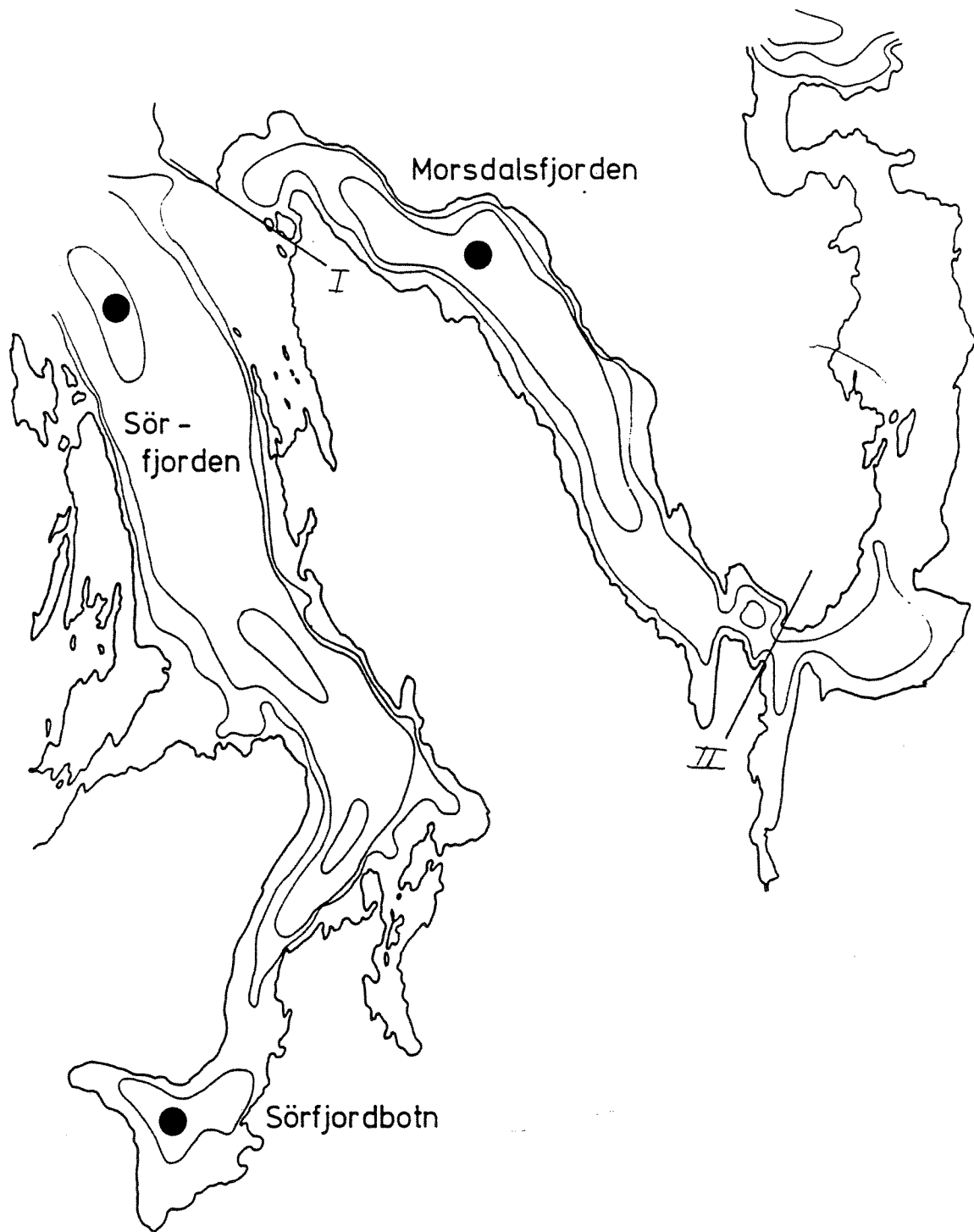


Fig. 3.3 Morsdalsfjorden og Sørfjordbotn med hydrografiske stasjoner og dybdekoter for 50, 100 og 200 m (fra Skreslet, 1991).

Ved analysen av målingene valgte vi øvre grense for bassengvannet til 75 m dyp. Bassengvannet var i stagnasjon i perioden august til ut i oktober. Midlere observert oksygenforbruk KONS er 0.30 mens Møreformelen gir $0.12 \text{ ml l}^{-1} \text{ md}^{-1}$. Som allerede nevnt kan vi foreløpig ikke bruke Fjordmiljø for å beregne $\Delta\rho$ og derfor ikke heller $O_{2\text{min}}$ for dette bassenget. Observert $O_{2\text{min}}$ er 4.7 ml l^{-1} . Fra observerte størrelser beregner vi $R_e=0.65$, noe som er litt lavere enn forventet verdi (0.85).

Tabell 3.3 Resultat fra analysen av data fra Morsdalsfjorden. Start og slutt er data (år måned dag) for de benyttede profilene. $\Delta\rho$ er midlere tetthetsreduksjon i bassengvannet [$\text{kg m}^{-3} \text{ md}^{-1}$], κ er vertikale diffusiviteten rett under terskeldypet [$\text{cm}^2 \text{ s}^{-1}$]. KONS er totale oksygenforbruket i bassengvannet og DEPL og DIFF de to komponentene [$\text{ml l}^{-1} \text{ md}^{-1}$].

Start	Slutt	$\Delta\rho$	κ	DEPL	DIFF	KONS
900801	900903	0.115	4.148	0.24	0.05	0.29
900903	901009	0.192	1.129	0.17	0.13	0.30

Middelverdi		0.15				0.30

3.4 Nordfjorden.

Fjordens areal er ca 2.6 km^2 og største dyp er ca 75 m, se Tabell A3.4a i Appendiks bakerst i dette vedlegg. Terskeldypet H_t er ca 30 m (Tabell A3.4m) og midlere dyp under terskelen H_b er ca 22.8 m. Målinger av saltholdighet, temperatur og oppløst oksygen ble gjort med 10 m mellomrom fra havoverflaten og ned til største dyp. Målestasjonen (Fig. 3.4) ble besøkt 9 ganger (omtrent månedlig) i perioden 2/5 1990 - 9/1 1991, se Skreslet (1991) for en detaljert beskrivelse av målingene.

Ved analysen av målingene valgte vi øvre grense for bassengvannet til 35 m dyp. Bassengvannet var i stagnasjon i perioden juli til ut i september. Midlere observert oksygenforbruk KONS er 0.46 mens Møreformelen gir $0.31 \text{ ml l}^{-1} \text{ md}^{-1}$. Oksygenminimum er ifølge Fjordmiljø 2.9 mens laveste oksygenobservasjon er 2.2 ml l^{-1} . $\Delta\rho$ fra

observasjonene varierte mye (0.014 og 0.325) mens Fjordmiljø gir 0.09 $\text{kg m}^{-3} \text{md}^{-1}$. Fra observerte størrelser kan en beregne $R_e \approx 1.4$, noe som er litt større enn forventet verdi (0.91).

Tabell 3.4 Resultat fra analysen av data fra Nordfjorden. Start og slutt er data (år måned dag) for de benyttede profilene. $\Delta\rho$ er midlere tetthetsreduksjon i bassengvannet [$\text{kg m}^{-3} \text{md}^{-1}$], κ er vertikale diffusiviteten rett under terskeldypet [$\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$]. KONS er totale oksygenforbruket i bassengvannet og DEPL og DIFF de to komponentene [$\text{ml l}^{-1} \text{md}^{-1}$].

Start	Slutt	$\Delta\rho$	κ	DEPL	DIFF	KONS
900703	900802	0.014	0.033	0.32	0.06	0.38
900802	900904	0.325	0.402	0.16	0.38	0.54
Middelverdi		0.17				0.46

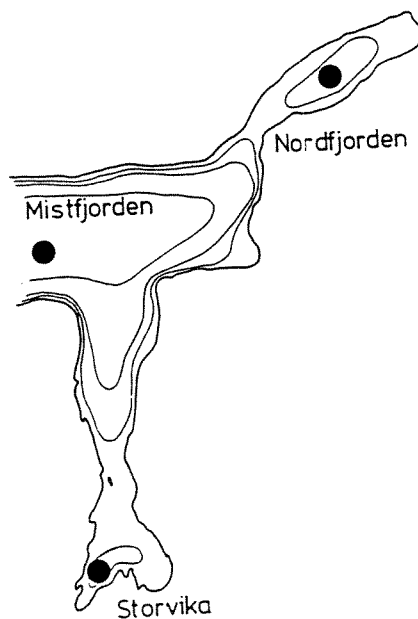


Fig. 3.4 Nordfjorden og Storvika med hydrografiske stasjoner og dybdekoter for 50, 100 og 200 m (fra Skreslet, 1991).

3.5 Sørfjordbotn.

Fjordens areal er ca 4.6 km² og største dyp er ca 75 m, se Tabell A3.5a i Appendix bakerst i dette vedlegg. Terskeldypet H_t er ca 30 m (Tabell A3.5m) og midlere dyp under terskelen H_b er ca 23 m. Rent topografisk er denne fjorden forholdsvis lik Nordfjord. Målinger av saltholdighet, temperatur og oppløst oksygen ble gjort med 10 m mellomrom fra havoverflaten og ned til største dyp. Målestasjonen (Fig. 3.3) ble besøkt 7 ganger (omtrent månedlig) i perioden 3/5 - 15/11 1990, se Skreslet (1991) for en detaljert beskrivelse av målingene.

Ved analysen av målingene valgte vi øvre grense for bassengvannet til 35 m dyp. Bassengvannet var i stagnasjon kun i en periode. Midlere observert oksygenforbruk KONS var 0.30 mens Møreformelen gir 0.32 ml l⁻¹ md⁻¹. Oksygenminimum er ifølge Fjordmiljø 4.1 mens laveste oksygenobservasjon er 3.3 ml l⁻¹. Midlere $\Delta\rho$ fra observasjonene er 0.52 mens Fjordmiljø beregner denne til 0.15 kg m⁻³ md⁻¹. Fra observerte størrelser beregner vi $R_e \approx 4.7$, noe som er mye større enn forventet verdi (0.91). En skal dog bemerke seg at beregningene er meget usikre siden det foreligger kun en stagnasjonsperiode.

Tabell 3.5 Resultat fra analysen av data fra Sørfjordbotn. Start og slutt er data (år måned dag) for de benyttede profilene. $\Delta\rho$ er midlere tetthetsreduksjon i bassengvannet [kg m⁻³ md⁻¹], κ er vertikale diffusiviteten rett under terskeldypet [cm² s⁻¹]. KONS er totale oksygenforbruket i bassengvannet og DEPL og DIFF de to komponentene [ml l⁻¹ md⁻¹].

Start	Slutt	$\Delta\rho$	κ	DEPL	DIFF	KONS
900903	901009	0.517	0.620	0.12	0.18	0.30

3.6 Storvika.

Fjordens areal er ca 2.5 km² og største dyp er ca 85 m, se Tabell A3.6a i Appendix bakerst i dette vedlegg. Terskeldypet H_t er ca 20 m (Tabell A3.6m) og midlere dyp under terskelen H_b er ca 21.7 m. Storvika har slik litt grunnere terskel enn de to foregående. Målinger av saltholdighet, temperatur og oppløst oksygen ble gjort med 10 m mellomrom fra havoverflaten og ned til største dyp. Målestasjonen (Fig. 3.4) ble besøkt 9 ganger (omtrent månedlig) i perioden 2/5 1990 - 9/1 1991, se Skreslet (1991) for en detaljert beskrivelse av målingene.

Ved analysen av målingene valgte vi øvre grense for bassengvannet til 25 m dyp. Bassengvannet var stagnant i tre perioder. Midlere observert oksygenforbruk KONS var 0.38 mens Møreformelen gir 0.40 ml l⁻¹ md⁻¹. Oksygenminimum er ifølge Fjordmiljø 3.9 mens laveste oksygenobservasjon er 2.7 ml l⁻¹. Midlere $\Delta\rho$ fra observasjonene er 0.07 mens Fjordmiljø beregner denne til 0.19 kg m⁻³ md⁻¹. Fra observerte størrelser beregner vi $R_e \approx 0.61$, noe som er litt lavere enn forventet verdi (0.96).

Tabell 3.6 Resultat fra analysen av data fra Storvika. Start og slutt er data (år måned dag) for de benyttede profilene. $\Delta\rho$ er midlere tetthetsreduksjon i bassengvannet [kg m⁻³ md⁻¹], κ er vertikale diffusiviteten rett under terskeldypet [cm² s⁻¹]. KONS er totale oksygenforbruket i bassengvannet og DEPL og DIFF de to komponentene [ml l⁻¹ md⁻¹].

Start	Slutt	$\Delta\rho$	κ	DEPL	DIFF	KONS
900502	900606	0.052	0.239	0.17	0.26	0.43
900703	900802	0.050	0.074	0.21	0.09	0.30
900802	900904	0.113	0.109	0.33	0.08	0.41

Middelverdi		0.07				0.38

4. RESULTATER FOR TROMS

Vi har analysert målingene i de tre terskelbassengene Sifjorden, Selfjord og Kattfjord, se Dahle & Larsen (1991) for en nærmere beskrivelse av måleprogrammet. Fjordenes beliggenhet fremgår av Fig. 4.1. Resultatene av våre analyser for hvert enkelt basseng presenteres nedenfor. Et sammendrag av resultater gis i kap. 5 i dette vedlegg.

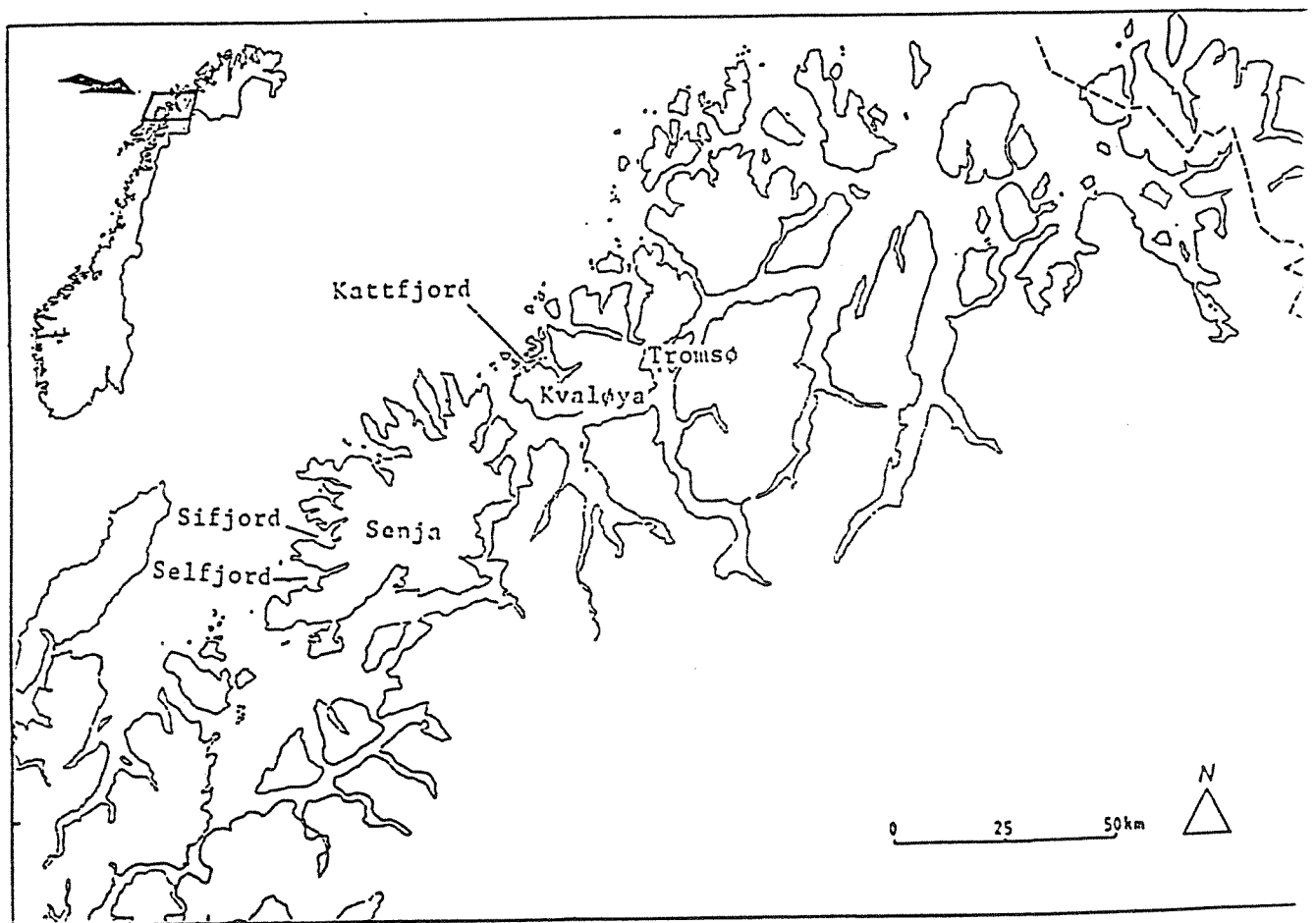


Fig. 4.1 Kart som viser Tromsfjordenes beliggenhet (fra Dahle & Larsen (1991)).

4.1 Sifjorden.

Fjordens areal er ca 4.8 km² og største dyp er ca 135 m, se Tabell A4.1a i Appendix bakerst i dette vedlegg. Terskeldypet H_t er ca 80 m (Tabell A4.1m) og midlere dyp under terskelen H_b er ca 28.3 m. Denne terskelen er langt dypere enn tersklene i de undersøkte fjordene i Møre & Romsdal og Nordland. Målinger av saltholdighet, temperatur og oppløst oksygen ble gjort på 0, 30, 50, 80, 100, 110 og 120 m dyp. Målestasjonen (Fig. 4.2) ble besøkt 4 ganger (omtrent månedlig) i perioden 14/8 - 14/11 1990, se Dahle & Larsen (1991) for en detaljert beskrivelse av målingene.

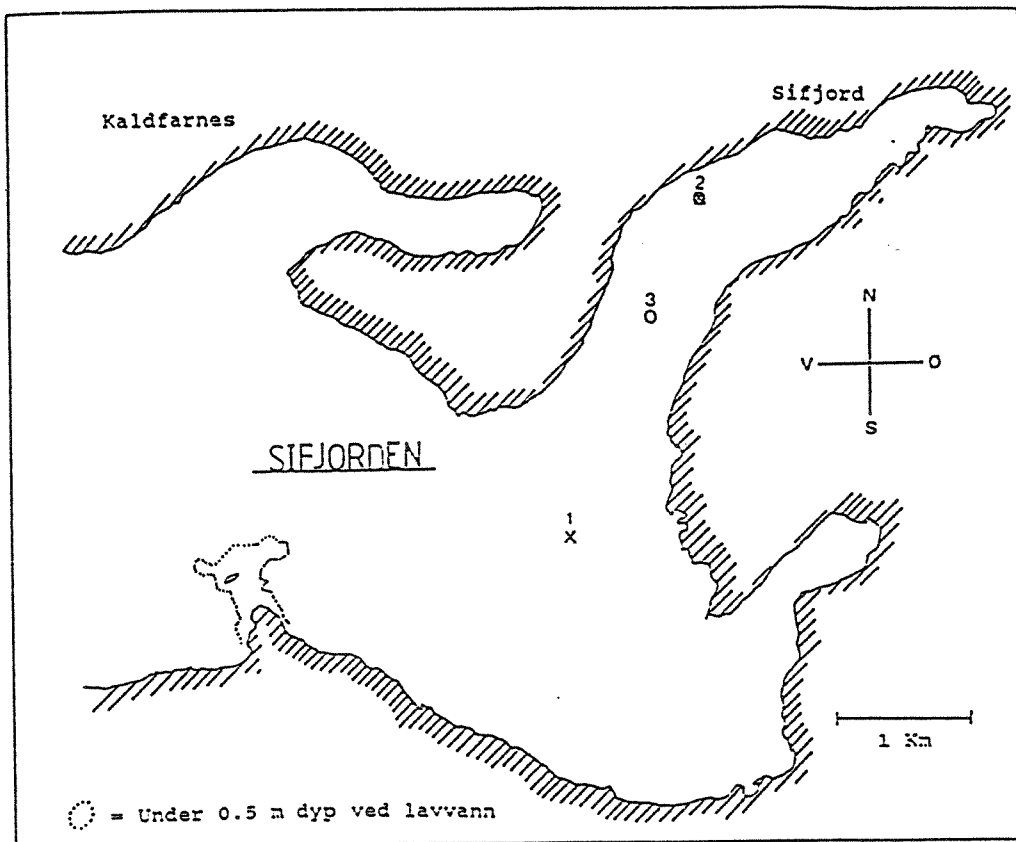


Fig. 4.2 Sifjorden (fra Dahle & Larsen, 1991).

Ved analysen av målingene valgte vi øvre grense for bassengvannet til 90 m dyp. Bassengvannet var stagnant i to perioder. Observert oksygenforbruk KONS var i de to periodene 0.42 og 1.61 mens Mørefor- melen gir 0.10 ml l⁻¹ md⁻¹. Oksygenminimum er ifølge Fjordmiljø 4.5 mens

laveste oksygenobservasjon er 4.7 ml l^{-1} . $\Delta\rho$ fra observasjonene er 0.003 og 0.017 mens Fjordmiljø beregner denne til $0.03 \text{ kg m}^{-3} \text{ md}^{-1}$. Fra observerte størrelser beregner vi $R_e \approx 0.013$, noe som er mye mindre enn forventet verdi (0.52).

Tabell 4.1 Resultat fra analysen av data fra Sifjorden. Start og slutt er data (år måned dag) for de benyttede profilene. $\Delta\rho$ er midlere tetthetsreduksjon i bassengvannet [$\text{kg m}^{-3} \text{ md}^{-1}$], κ er vertikale diffusiviteten rett under terskeldypet [$\text{cm}^2 \text{ s}^{-1}$]. KONS er totale oksygenforbruket i bassengvannet og DEPL og DIFF de to komponentene [$\text{ml l}^{-1} \text{ md}^{-1}$].

Start	Slutt	$\Delta\rho$	κ	DEPL	DIFF	KONS
900814	900925	0.003	0.026	0.42	0.01	0.42
901024	901114	0.017	0.048	1.61	0.00	1.61

Middelverdi		0.01				1.0

4.2 Selfjorden.

Fjordens areal er ca 3.6 km^2 og største dyp er ca 95 m, se Tabell A4.2a i Appendiks bakerst i dette vedlegg. Terskeldypet H_t er ca 25 m (Tabell A4.2m) og midlere dyp under terskelen H_b er ca 29.9 m. Denne fjorden er ut fra topografien lik Nordlandsfjordene. Målinger av saltholdighet, temperatur og oppløst oksygen ble gjort på 0, 15, 25, 40, 50, 60, 75 og 90 m dyp. Målestasjonen (Fig. 4.3) ble besøkt 4 ganger (omtrent månedlig) i perioden 14/8 - 14/11 1990, se Dahle & Larsen (1991) for en detaljert beskrivelse av målingene.

Ved analysen av målingene valgte vi øvre grense for bassengvannet til 35 m dyp. Bassengvannet var stagnant i to perioder. Midlere observert oksygenforbruk KONS var 0.84 (Tab. 4.2) mens Møreformelen gir $0.25 \text{ ml l}^{-1} \text{ md}^{-1}$. Oksygenminimum er ifølge Fjordmiljø 3.8 mens laveste oksygenobservasjon er 3.7 ml l^{-1} . Midlere $\Delta\rho$ fra observasjonene er 0.09 mens Fjordmiljø beregner denne til $0.08 \text{ kg m}^{-3} \text{ md}^{-1}$. Fra observerte størrelser beregner vi $R_e \approx 0.25$, noe som er mindre enn forventet (0.66).

Tabell 4.2 Resultat fra analysen av data fra Selfjorden. Start og slutt er data (år måned dag) for de benyttede profilene. $\Delta\rho$ er midlere tetthetsreduksjon i bassengvannet [$\text{kg m}^{-3} \text{md}^{-1}$], κ er vertikale diffusiviteten rett under terskeldypet [$\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$]. KONS er totale oksygenforbruket i bassengvannet og DEPL og DIFF de to komponentene [$\text{ml l}^{-1} \text{md}^{-1}$].

Start	Slutt	$\Delta\rho$	κ	DEPL	DIFF	KONS
900814	900925	0.119	0.349	0.68	0.16	0.84
901022	901114	0.067	0.209	0.72	0.13	0.85

Middelverdi		0.09				0.84

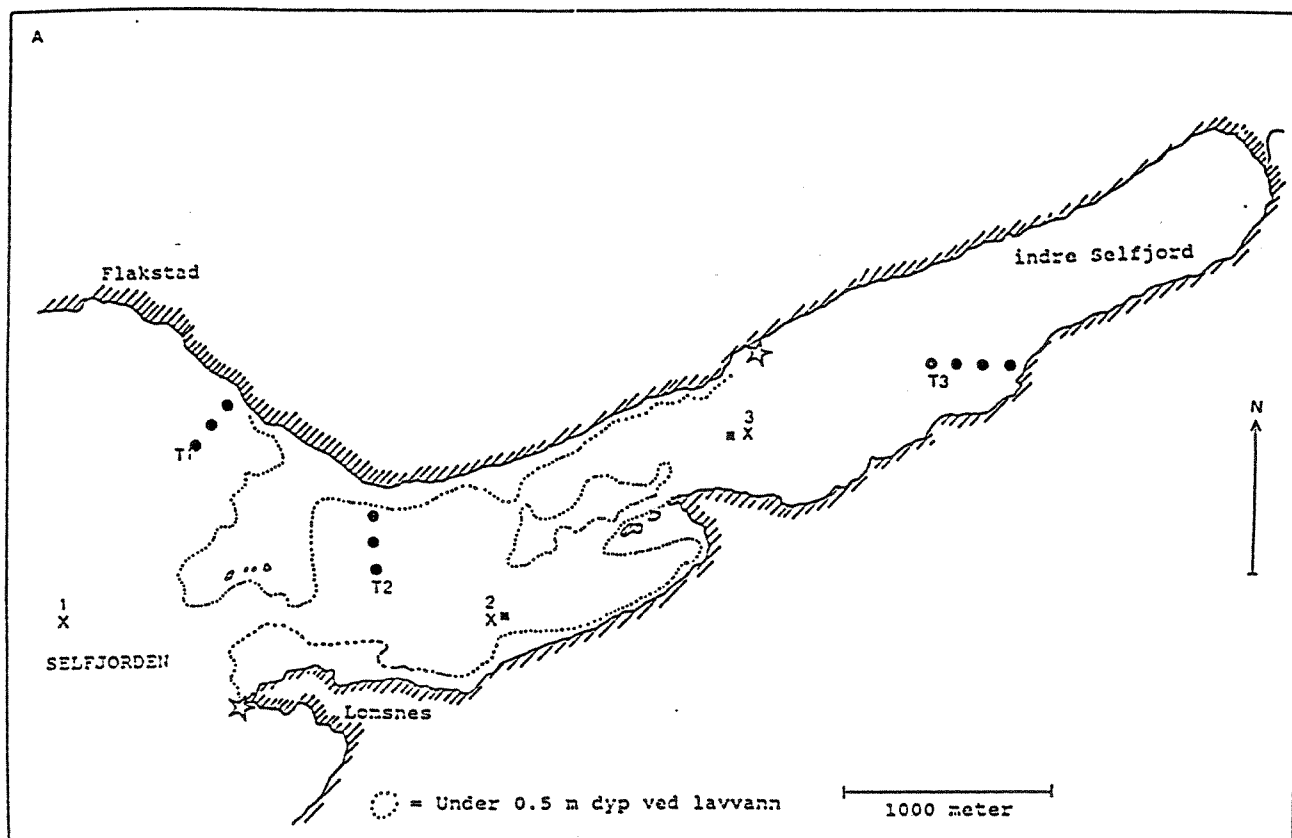


Fig. 4.3 Selfjorden (fra Dahle & Larsen, 1991).

4.3 Kattfjorden.

Fjordens areal er ca 6.6 km² og største dyp er ca 95 m, se Tabell A4.3a i Appendiks bakerst i dette vedlegg. Terskeldypet H_t er ca 45 m (Tabell A4.3m) og midlere dyp under terskelen H_b er ca 25.7 m. Målinger av saltholdighet, temperatur og oppløst oksygen ble gjort på 0, 20, 40, 50, 60, 70 og 80 m dyp. Målestasjonen (Fig. 4.4) ble besøkt 4 ganger (omtrent månedlig) i perioden 16/8 - 13/11 1990, se Dahle & Larsen (1991) for en detaljert beskrivelse av målingene.

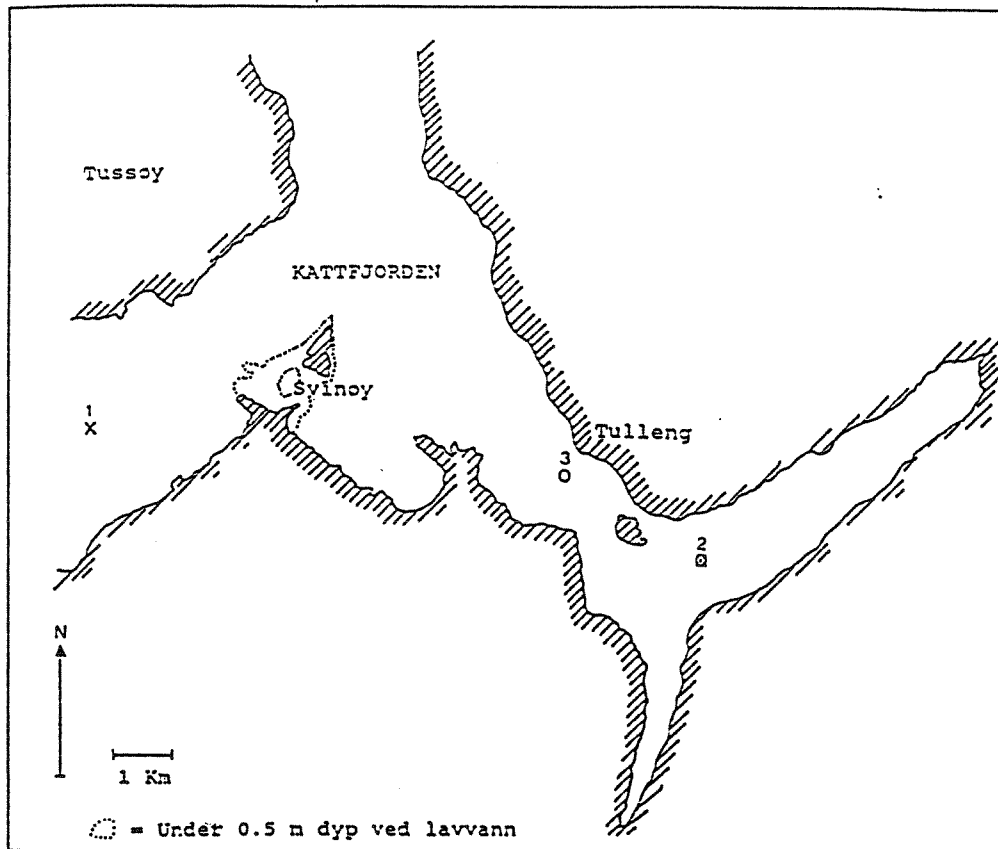


Fig. 4.4 Kattfjorden (fra Dahle & Larsen, 1991).

Ved analysen av målingene valgte vi øvre grense for bassengvannet til 55 m dyp. Bassengvannet var stagnant kun i en periode. Observert oksygenforbruk KONS var 0.89 mens Møreformelen gir 0.24 ml l⁻¹ md⁻¹. Oksygenminimum er ifølge Fjordmiljø 4.5 mens laveste oksygenobservasjon er 2.8 ml l⁻¹. Midlere $\Delta\rho$ fra observasjonene er 0.16 mens Fjordmiljø beregner denne til 0.10 kg m⁻³ md⁻¹. Fra observerte størrelser beregner vi $R_e \approx 0.58$, noe som er lik forventet verdi (0.60).

Tabell 4.3 Resultat fra analysen av data fra Kattfjorden. Start og slutt er data (år måned dag) for de benyttede profilene. $\Delta\rho$ er midlere tetthetsreduksjon i bassengvannet [$\text{kg m}^{-3} \text{md}^{-1}$], κ er vertikale diffusiviteten rett under terskeldypet [$\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$]. KONS er totale oksygenforbruket i bassengvannet og DEPL og DIFF de to komponentene [$\text{ml l}^{-1} \text{md}^{-1}$].

Start	Slutt	$\Delta\rho$	κ	DEPL	DIFF	KONS
900816	900926	0.166	0.222	0.63	0.26	0.89

5. SAMMENFATTENDE VURDERING

Det var en hel del spredning i beregnede verdier av KONS og $\Delta\rho$ for flere av fjordbassengene. Dette kan dels skyldes naturlige variasjoner og dels direkte feil som årsakes av unøyaktighet i målingene. Generelt er spredningen i $\Delta\rho$ noe større enn i KONS. For fjordene i Troms foreligger det lite data, noe som gjør beregningene for disse fjordene usikre. At vi har lite data til rådighet for hver fjord innebærer også at vi troligvis ikke har observert de virkelige oksygenminimumsverdiene. For dette trenges flere måledata. Et sammendrag av resultatene av analysene i de to tidligere kapitlene gies nedenfor. Resultatene diskuteres også i kap. 4 i foreliggende rapport.

5.1 Fjordene i Nordland.

Analysen viser at oksygenforbruk, og således vertikal transport av organisk materiale, har omtrent samme amplitude i Nordlandsfjordene som lenger syd i landet (Tab. 5.1). Muligens finnes en tendens til litt høyere oksygenforbruk, dette gjelder spesielt bassengene med terskler dypere enn ca. 30 m. Antallet undersøkte fjordbasseng er dog altfor lite for at en skal kunne si noe helt bestemt om dette.

Teoretiske oksygenminimumsverdier, fra Fjordmiljø, er systematisk høyere enn observerte verdier. Virkelige oksygenminimumsverdier vil, som diskutert ovenfor, trolig være enda lavere enn de som ble observert. Dette kan tyde på dels at fluksen av organisk materiale ned i fjordene er noe større enn hva Møreformelen gir, dels at teoretisk tetthetsreduksjonsrate $\Delta\rho$ er noe større enn hva som ble observert. Begge disse årsaker ser ut å kunne ha en viss betydning, se Tab. 5.1.

Den teoretiske $\Delta\rho$ -verdien er følsom for bl.a. hvor godt munningstopografien er beskrevet. Med de grove sjøkart vi har hatt til rådighet kan det ikke utelukkes at en del av avvikene har sin årsak i dette. Empiriske og teoretiske R_e -verdier er omtrent like store men spredningen er relativ stor.

Selv om det altså finnes indikasjoner på at det er et noe forhøyet oksygenforbruk kan en foreløpig regne med at Møreformelen for

oksygenforbruk gjelder også for Nordlandsfjordene. Dette betyr at en kan bruke samme verdier for F_c og L som for Møre & Romsdal.

Tabell 5.1 Analyseresultater for Nordlandsfjordene. OBS er antallet observasjoner, KONS er midlere observert oksygenforbruk og dO_2/dt er beregnet fra Møreformelen [$ml\ l^{-1}\ md^{-1}$]. O_{2min0} er observert oksygenminimum og O_{2minf} er beregnet fra Fjordmiljø [$ml\ l^{-1}$]. $\Delta\rho_o$ er midlere observert tetthetsreduksjon og $\Delta\rho_f$ er beregnet fra Fjordmiljø [$kg\ m^{-3}\ md^{-1}$]. H_t [m] er terskeldypet. H_b [m] er midlere dyp av terskelbassenget.

	OBS	KONS	dO_2/dt	O_{2min0}	O_{2minf}	$\Delta\rho_o$	$\Delta\rho_f$	H_t	H_b
Elvefjorden	4	0.31	0.31	4.2	4.7	0.24	0.49	2.5	41
Fjellvika	1	0.67	0.15	4.8	5.6	0.32	0.33	55	29
Morsdalsfj.	2	0.30	0.12	4.6	-	0.15	-	45	44
Nordfjorden	2	0.46	0.31	2.2	2.9	0.17	0.09	30	23
Sørfjordbotn	1	0.30	0.32	3.3	4.1	0.52	0.15	30	23
Storvika	3	0.38	0.40	2.7	3.9	0.07	0.19	20	22

5.2 Fjordene i Troms.

De undersøkte fjordene i Troms synes definitivt å ha et større oksygenforbruk (Tab. 5.2) og dermed også større vertikal transport av organisk materiale enn fjordene lenger sør langs kysten. Møreformelen for oksygenforbruk kan således ikke brukes for fjordene ytterst på kysten i Troms. Dette kan være forårsaket av flere faktorer som blir diskutert i kap. 4 i foreliggende rapport. For Tromsfjordene er overensstemmelsen mellom beregnet og observert minimumskonsentrasjon forbausende god. Dette må skyldes tilfeldigheter. Sammenhengen mellom observert og beregnet tetthetsreduksjon i bassengvannet $\Delta\rho$ er temmelig god.

Tabell 5.2 Analyseresultater for Tromsfjordene. OBS er antallet observasjoner, KONS er midlere observert oksygenforbruk og dO_2/dt er beregnet fra Møreformelen [$ml\ l^{-1}\ md^{-1}$]. O_{2min0} er observert oksygenminimum og O_{2minf} er beregnet fra Fjordmiljø [$ml\ l^{-1}$]. $\Delta\rho_o$ er midlere observert tetthetsreduksjon og $\Delta\rho_f$ er beregnet fra Fjordmiljø [$kg\ m^{-3}\ md^{-1}$]. H_t [m] er terskeldypet. H_b [m] er midlere dyp av terskelbassenget.

	OBS	KONS	dO_2/dt	O_{2min0}	O_{2minf}	$\Delta\rho_o$	$\Delta\rho_f$	H_t	H_b
Sifjorden	2	1.02	0.10	4.7	4.5	0.01	0.03	80	28
Selfjorden	2	0.84	0.25	3.7	3.8	0.09	0.08	25	30
Kattfjorden	1	0.89	0.24	2.8	4.5	0.16	0.10	45	26

6. REFERANSER

- Aure, J. & Stigebrandt, A., 1989: Fiskeoppdrett og terskelfjorder. En konsekvensanalyse av miljøbelastning for 30 fjorder i Møre og Romsdal. Havforskningsinst., Bergen. Rapport Nr. FO 8803. 106 sid + app. 10 sid.
- Dahle, S. & Larsen, L.-H., 1991: Resipientkapasitetsmodellering i nordnorske terskelfjorder. Hydrografiske målinger i Selfjord, Sifjord og Kattfjord i Troms juni - november 1990. Akvaplan-niva AS. Rapport nr. 91 - 90133 - 02.
- Skreslet, S., 1991: Undersøkelse av fjordlokaliteter i Salten fra april 1990 til januar 1991 for innhenting av data til utprøving av numerisk kapasitetsmodell. Inst. for fiskeri og akvakultur, Høgskolesentret i Nordland. Rapport nr. 1991:5.
- Stigebrandt, A., 1992: Beregning av miljøeffekter fra menneskelige aktiviteter - Lærebok for brukere av vannkvalitetsmodellen "Fjordmiljø". (under preparering)
- Stigebrandt, A., Aure, J. & Molvær, J., 1990: Videreføring av metode for bestemmelse av effekter av fiskeoppdrett på oksygenforhold i terskelfjorder. Fase 1. NIVA/HI, Notat 0-89073.

Appendiks

Topografisk informasjon om fjordene.

Tabell A3.1a Elvefjordens areal på ulike dyp.

dyp (m)	areal (km ²)
0	4.40
20	2.89
50	1.89
70	1.13
80	0.25
99	0

Tabell A3.1m Elvefjordens munningsbredde på ulike dyp.

dyp (m)	bredde (m)
0-2.5	100

Tabell A3.2a Fjellvikas areal på ulike dyp.

dyp (m)	areal (km ²)
0	9.57
10	8.20
20	6.90
30	6.17
55	4.40
70	2.90
90	1.90
100	0.88
115	0.37
125	0.06
130	0

Tabell A3.2m Fjellvikas munningsbredde på ulike dyp.

dyp (m)	bredde (m)
0	280
5	175
10	170
30	165
40	150
55	145
56	0

Tabell A3.3a Morsdalsfjordens areal på ulike dyp.

dyp (m)	areal (km ²)
0	16.70
45	13.00
70	9.45
100	4.40
130	1.00
145	0

Tabell A3.3m Morsdalsfjordens munningsbredde på ulike dyp (2 åpninger).

dyp (m)	bredde (m)
0	1300
10	990
20	880
30	530
45	140 (0)
60	100
61	0

Tabell A3.4a Nordfjordens areal på ulike dyp.

dyp (m)	areal (km ²)
0	2.64
10	2.26
30	1.76
50	1.13
60	0.63
65	0.37
75	0

Tabell A3.4m Nordfjordens munningsbredde på ulike dyp.

dyp (m)	bredde (m)
0	350
10	280
20	170
30	0

Tabell A3.5a Sørfjordbotns areal på ulike dyp.

dyp (m)	areal (km ²)
0	4.66
10	3.90
20	3.15
30	2.39
50	1.51
60	0.75
70	0.12
75	0

Tabell A3.5m Sørfjordbotns munningsbredde på ulike dyp.

dyp (m)	bredde (m)
0	700
10	350
15	200
20	100
30	0

Tabell A3.6a Storvikas areal på ulike dyp.

dyp (m)	areal (km ²)
0	2.50
10	2.10
20	1.50
30	1.10
40	0.88
50	0.50
60	0.06
85	0

Tabell A3.6m Storvikas munningsbredde på ulike dyp.

dyp (m)	bredde (m)
0	425
10	125
20	0

Tabell A4.1a Sifjordens areal på ulike dyp.

dyp (m)	areal (km ²)
0	4.75
30	2.31
60	2.31
80	1.68
100	1.12
120	0.50
130	0.12
135	0

Tabell A4.1m Sifjordens munningsbredde på ulike dyp.

dyp (m)	bredde (m)
0	1250
30	750
60	600
80	50
81	0

Tabell A4.2a Selfjordens areal på ulike dyp.

dyp (m)	areal (km ²)
0	3.64
10	2.98
20	2.20
25	1.99
30	1.77
50	1.25
70	0.56
80	0.32
85	0.17
95	0

Tabell A4.2m Selfjordens munningsbredde på ulike dyp.

dyp (m)	bredde (m)
0	540
10	480
15	200
20	65
25	0

Tabell A4.3a Kattfjordens areal på ulike dyp.

dyp (m)	areal (km ²)
0	6.56
30	3.87
40	3.06
60	1.93
70	1.25
80	0.62
90	0.06
95	0

Tabell A4.3m Kattfjordens munningsbredde på ulike dyp.

dyp (m)	bredde (m)
0	675
10	550
20	450
30	400
40	340
45	0

c:\wp51\fjordtes

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2059-3