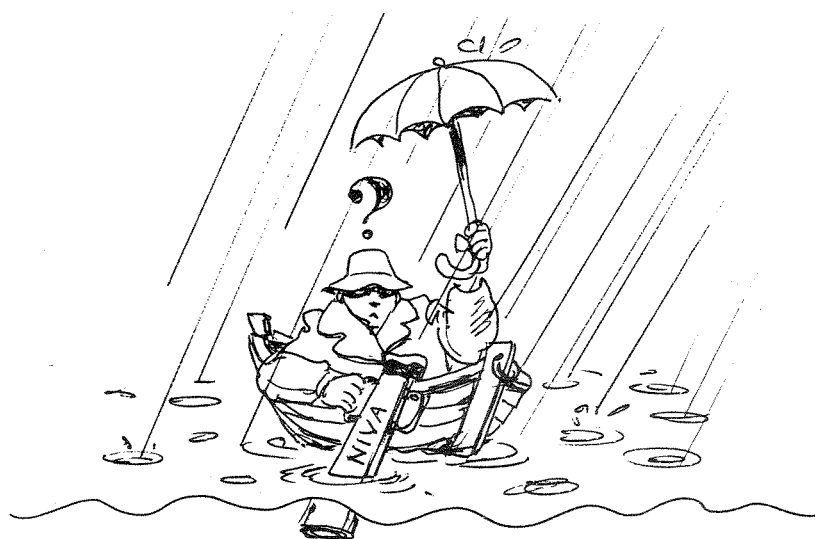


O-86080
E - 86636

Kriterier og metoder ved planlegging av fiskeoppdrett i sjøen



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor
Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 5
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.:	O-86080 E-86636
Undernummer:	
Løpenummer:	2063
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel:	Dato:
Kriterier og metoder ved planlegging av fiskeoppdrett i sjøen.	10.12.87
	Prosjektnummer:
Forfatter (e): Prosjektleder: Vilhelm Bjerknæs Medarbeidere: Lars G. Golmen Jan A. Sørensen Knut Sørgaard Per Bie Wikander	Faggruppe: Akvakultur Vannressursforvaltn.
	Geografisk område: Norske-kysten
	Antall sider (inkl. bilag): 167

Oppdragsgiver: Norges råd for anvendt samfunnsvitenskap NORAS	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.): 412 2 602
---	---

Ekstrakt: Prosjektet har tatt for seg naturfaglige kriterier for lokalisering av mæranlegg i sjøen, og en del aktuelle metoder for å teste disse kriteriene. Metodene retter seg mot evaluering av strandsone og topografi over og under vann, hydrografi, vannutskifting, sedimenter og dyreliv på og i sedimentene. Rapporten presenterer og diskuterer en del eksempler på bruken av de presenterte metodene i lokaliseringssammenheng.

4 emneord, norske:

1. Egnethetsvurdering
2. Fiskeoppdrett
3. Kystzoneplanlegging
- 4.

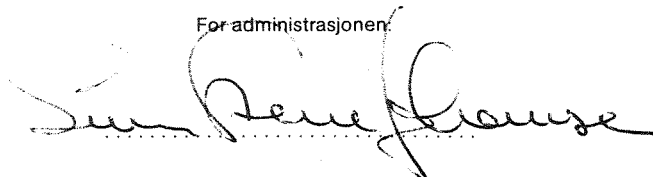
4 emneord, engelske:

1. Feasibility study
2. Fish farming
3. Coastal zone planning
- 4.

Prosjektleder:



For administrasjonen:



ISBN - 82-577-1325-2



O-86080

E-86636

**Kriterier og metoder ved
planlegging av fiskeoppdrett
i sjøen.**

Bergen 10.12. 1987

FORORD.	4
SAMMENDRAG.	6
1. INNLEDNING.	11
1.1. <u>Bakgrunn.</u>	11
1.2. <u>Kystsonenplanlegging og akvakultur.</u>	12
1.3. <u>Behovet for et naturfaglig datagrunnlag.</u>	12
1.4. <u>Mål.</u>	15
2. TOPOGRAFI	16
2.1. <u>Topografi som grunnlag for lokalisering av marin akvakultur.</u>	16
2.1.1. Dybde	17
2.1.2. Eksponering.	18
2.1.3. Bunntopografi	20
<u>Makrotopografi</u>	21
<u>Mikrotopografi</u>	22
2.1.4. Oppsplittingsgrad	25
2.2. <u>Datakilder</u>	27
2.2.1. Sjøkart (fig. 2.8)	27
<u>Sjøkart laget før ca. 1950</u>	27
<u>Sjøkart laget fra ca. 1950 til ca. 1973</u>	27
<u>Sjøkart laget etter ca. 1973</u>	29
2.2.2. Hydrografiske originaler	29
2.2.3. Kystsonekart	30
2.3. <u>Bruk av kart</u>	33
2.3.1. Eksponering	33
2.3.2. Dybde	35
2.3.3. Syntesekart	35
2.3.4. Videre kartstudier	37
2.3.5. Andre brukerinteresser	37
2.3.6. Naturfaglige undersøkelser	38
2.4. <u>Andre bruksformål</u>	40
2.5. <u>Litteratur.</u>	41
3. EVALUERING AV STRANDSONEN - STRANDKLASSIFISERING.	42
3.1. <u>Definisjoner.</u>	42
3.2. <u>Strandsonen - krysningspunktet mellom sjø og land.</u>	44
3.3. <u>Strandklassifisering</u>	45
3.3.1. Generelt.	45
3.3.2. Metodens hovedparametre - overflatehelning og ruhet.	48
3.3.3. Opplegg for inventering.	50
3.4. <u>Referanseramme.</u>	51
3.5. <u>Strandtypenes egnethet for akvakultur.</u>	52
3.5.1. Meget god tilgjengelig strand.	52
3.5.2. Tilgjengelig strand.	53
3.5.3. Vanskelig tilgjengelig strand.	54
3.5.4. Utilgjengelig strand.	56

3.5.5.	Samlet vurdering.	57
3.6.	<u>Strandklassifisering anvendt i planlegging - praktiske eksempler.</u>	59
3.6.1.	Strandklassifisering i Austevoll.	59
3.6.2.	Strandklassifisering i Bremanger.	61
3.6.3.	Strandklassifisering i Fusa.	62
3.7.	<u>Sluttkommentarer.</u>	63
3.8.	<u>Litteratur</u>	67
4.	FYSISK OSEANOGRAFI	68
4.1.	<u>Innledning.</u>	68
4.2.	<u>Definisjon av endel begreper.</u>	68
4.3.	<u>Hydrofysiske og hydrokjemiske problemstillinger.</u>	70
4.4.	<u>Hydrografi og strømforhold.</u>	72
4.4.1.	Hydrografi.	72
4.4.2.	Strømforhold - vannutskifting.	77
4.4.3.	Vind og bølger.	81
4.5.	<u>Metodebeskrivelse.</u>	83
4.5.1.	Bruk av eksisterende kunnskap.	83
4.5.2.	Feltmålinger.	84
4.5.3.	Bruk av metodene i andre sammenhenger.	85
4.6.	<u>Eksempel på bruk/nytte.</u>	86
4.6.1.	Tidevannsutskiftingen, teoretisk betraktning.	86
4.6.2.	Hydrografi, vannutskifting.	87
4.6.3.	Strøm.	88
4.7.	<u>Effektstudier.</u>	90
4.8.	<u>Litteratur.</u>	93
5.	SEDIMENT.	95
5.1.	<u>Innledning</u>	95
5.1.1.	Hva er sediment?	95
5.1.2.	Hvorfor studere sedimentet?	95
5.2.	<u>Beskrivelse av sedimenter</u>	98
5.2.1.	Kornstørrelse	99
5.2.2.	Organisk innhold	101
5.2.3.	Lukt og farge	103
5.3.	<u>Datakilder</u>	103
5.3.1.	Sjøkartet	104
5.3.2.	Maringeologiske kart	105
5.4.	<u>Egen datafangst</u>	106
5.4.1.	Prøvetaking	106
	<u>Kjernehefter</u>	106
	<u>Grabb</u>	107
	<u>Bunnskrape</u>	109
	<u>Konapparat</u>	109
5.4.2.	Ekkolodd	111
5.4.3.	Kamera	114

5.5.	<u>Indikatorverdi</u>	114
5.5.1.	Lokalisering av akvakultur	116
	<u>Kornstørrelse</u>	116
	<u>Strømretning</u>	117
	<u>Organisk sedimentasjon</u>	119
	<u>Vurdering av egnethet - Eksempel</u>	
	<u>Oldersundet i Ytre Bremanger.</u>	123
5.5.2.	Bruk av metodene til andre formål	124
	<u>Fiske</u>	124
	<u>Resipientvurderinger</u>	124
	<u>Bruer og tunneler</u>	126
	<u>Taretråling</u>	126
	<u>Mineralressurser</u>	126
5.6.	<u>Effektstudier</u>	127
5.7.	<u>Litteratur</u>	128
6.	BUNNFAUNAEN SOM INDIKATORSYSTEM FOR MILJØKVALITET.	130
6.1.	<u>Innledning</u>	130
6.2.	<u>Egnethetsvurderinger.</u>	132
6.3.	<u>Definisjon av begreper og termer</u>	133
6.4.	<u>To nivåer for undersøkelse</u>	136
6.5.	<u>Felt- og laboratoriemetodikk</u>	137
6.6.	<u>Databehandling og vurderingskriterier</u>	139
6.6.1.	Bunnforhold.	139
6.6.2.	Dyresamfunnets artssammensetning	139
6.6.3.	Artsmangfold	142
6.6.4.	Log-normalplotting	146
6.6.5.	Tilstandsindeks	147
6.7.	<u>Eksempler på bruk og nytte</u>	150
6.7.1.	Egnethetsundersøkelser	150
6.7.2.	Et eksempel fra resipientovervåkning	156
6.8.	<u>Litteratur</u>	161

FORORD.

Hensikten med denne rapporten er å konkretisere en del av de viktigste kriteriene som ligger til grunn for lokalisering av mæranlegg for fiskeoppdrett i sjøen. Videre presenterer rapporten noen fremgangsmåter for å teste disse kriteriene i praksis. De metodene som presenteres er utprøvd gjennom praktiske undersøkelser i samband med kystzoneplanlegging. En del resultater fra slike undersøkelser er nyttet som eksempler i rapporten. I dette arbeidet er det lagt vekt på at feltmetodene skal være enkle, rimelige og i størst mulig grad basert på lett, transportabelt utstyr.


Rapporten henvender seg til brukere av NIVA's tjenester vedr. kystzoneplanlegging og akvakultur innenfor offentlig forvaltning, og til forskningsmiljøer og konsulentfirmaer som driver med slik virksomhet. Det er vårt håp at en del av de idèer som presenteres kan være til hjelp for andre, og at de også vi vinne gjenklang i oppdrettsnæringens organer.

Prosjektarbeidet har i hovedsak vært bekostet av Norges råd for anvendt samfunnsforskning (NORAS) gjennom programmet "Konkurrerende bruk av kystsonen (II)", og har også vært støttet økonomisk av NIVA's egne midler til forskning. Prosjektarbeidet har tatt utgangspunkt i kystzoneplanarbeid utført av NIVA, og finansiert av diverse kystkommuner som er nevnt i rapporten. Prosjektet har også fått tilskudd fra Statens kartverk.

Følgende medarbeidere (alfabetisk) har bidratt til rapporten:

Avd.leder Vilhelm Bjerknæs	-	prosjektleder/redaktør
Sekretær Venke Daland	-	tekstbehandling
Forsker Lars G. Golmen	-	fysisk oseanografi
Sekretær Inger Midttun	-	tekstbehandling/redigering
Forsk.ass. Olav Nagel-Alne	-	tegning/beregningsarbeid
Forsker Jan Sørensen	-	Evaluering av strandsonen
Forsker Knut Sørgaard	-	Topografi og sedimenter
Forsker Per Bie Wikander	-	Bunnfaunaen som indikatorsystem

Bergen 10. desember 1987


Vilhelm Bjerknæs
Prosjektleder

SAMMENDRAG.

Innledning.

Grunnleggende kjennskap til kystområdene og deres følsomhet for ulike påvirkninger danner en viktig del av utgangspunktet når man planlegger den fremtidige bruken av disse områdene.

Det at mange ulike aktiviteter idag konkurrerer om de samme typene sjø- og strandarealer, stiller store krav til koordinering og planlegging. En realistisk videreutvikling av akvakulturnæringen må gå hånd i hånd med arealplanleggingen i kystområdene dersom man skal unngå konflikter og overbelastning. Slik planlegging stiller store krav til kunnskaper om sjøområdenes egnethet og kapasitet for oppdrettsvirksomhet.

Dette prosjektet tar for seg kriterier og metoder for å frembringe nødvendige naturfaglige data for egnethetsvurderinger for mæroppdrett i sjøen.

Topografi.

Topografiske data finnes tilgjengelig i form av kart. Nyttien av topografiske data for lokalisering av akvakultur kan sammenfattes slik:

- Topografien er fast og endrer seg ikke.
- Endel andre kriterier vil også være knyttet direkte til det som kan ledes av kartet, som bl.a. vanddyp, terskelområder og eksponering.
- Det er muligheter for avledet informasjon på grunnlag av topografien, dvs. utføre ulike tolkninger om egenskapene til vannmasser og sedimenter.
- Bruk av kart har tradisjon i arealplanlegging, og det er ønskelig at egnethetskriteriene kan

knyttes til kart, eller annet dokumenterbart materiale.

Kriterier som dyp, eksponering og bunntopografi kan leses ut av kart. Kartmateriale finnes i form av sjøkart, og hydrografiske originaler. For enkelte områder er det utarbeidet kystsonekart som ledd i forsøksarbeid. Disse kan betraktes som en parallell til økonomisk kartverk for landarealene.

Vurderingsmetoden krever kunnskap om fiskeoppdrettets lokaliseringsbehov. Den er nyttig og nødvendig som et første skritt i lokaliseringsarbeidet.

Strandsoneklassifisering.

Evaluering av standarealene inngår i en helhetlig vurdering av akvakulturens lokaliseringsbehov. Kriterier som det legges vekt på ligger i en kombinasjon av arealegenskapene på sjø og land, idet de fleste akvakulturanlegg med tilhørende funksjoner er avhengig av lokalisering i strandsonen, slik disse anleggene drives idag.

Kunnskap om strandsonens beskaffenhet blir derfor en viktig del av lokaliseringsgrunnlaget. Den metoden som presenteres for strandsoneklassifisering bygger på hovedparametrene overflatehelning og ruhet og gir direkte informasjon om følgende arealegenskaper av betydning for akvakulturvirksomhet:

- Byggeplass
- Transportareal
- Tilgjengelighet/farbarhet
- Båndlegging til andre formål

Indirekte kan også følgende informasjon trekkes ut:

- dybdeforhold

- Vannutskiftningsforhold
- Forankringsmuligheter
- Bunnens helning/helningsretning

Metoden krever kunnskaper om lokaliseringskrav, og må gjennomføres ved feltregistrering. Registreringene kan gjøres av observatører etter instruksjon av erfaren observatør, mens vurderingsarbeidet bør overlates til fagfolk.

Fysisk oseanografi.

De viktigste hydrofysiske forholdene det må tas omsyn til ved vurdering av et sjøområde i forbindelse med fiskeoppdrett, er strøm (utskifting av vannmasser), bølgeeksponering, vindeksponering, isforhold og hydrografi. Videre må det tas omsyn til forhold som forurensingstilførsler fra industri, bergverksdrift, jordbruk m.m., og til naturlige tilførsler av partikulært materiale og direkte ferskvannspåvirkning via elver og bekker, som kan påvirke bl.a. sikten i vannet. Disse siste faktorene gjenspeiler seg ofte gjennom tilstanden til vannfloraen og faunaen.

Vi er her inne på kriterier som for en stor del er målbare og lar seg tallfeste. Som kriterier for lokalisering av fiskeoppdrettsanlegg vil vi derfor kunne angi de intervaller og grenseverdier parametrene må ligge innenfor for å tilfredsstille oppdrettsorganismenes miljøkrav. Vurdering av disse kriteriene krever derfor biologisk kunnskap.

Det blir redegjort for ulike måle- og prøvetakingsmetoder. Når det gjelder denne delen av vurderingsgrunnlaget støter man relativt tidlig i prosessen på problemer som det kreves stor grad av faglig innsikt og praktisk erfaring for å håndtere. Prøvetakingsarbeid og hydrografisk registrering kan til en viss grad overlates til ikke-fagfolk etter instruksjon.

Sedimenter

Sedimentene gir et bilde av almentilstanden i de ovenforliggende vannmasser. Tolkning av sedimentenes kornfordeling, organisk innhold, lukt og farge i kombinasjon med andre lokaliseringskriterier gir et godt vurderingsgrunnlag for lokalisering av akvakulturanlegg. Generelt kan ulike sedimenttyper klassifiseres slik fra lav til høy egnethet:

Økende egnet for mæroppdrett	↓	1. Svart gytje, Lukt av H ₂ S
		2. Mørk grå silt
		3. Grå til gråbrun silt med fin sand
		4. Sand
		5. Grov sand og skjellsand
		6. Hard bunn (fjell)

En annen klassifiseringsmåte, som knytter sammen sedimentenes og vannmassenes egenskaper kan settes opp etter følgende karakteristik:

Økende egnet for mæroppdrett	↓	1. <u>Akkumulasjonsbunn</u> (kontinuerlig utfelling av finmateriale)
		2. <u>Transportbunn</u> (vekselvis avsetning av borttransport av finmateriale)
		3. <u>Erosjonsbunn</u> (grovmateriale dominerer)

Ulike metoder for prøvetaking/registrering av sedimenter beskrives.

For prøvetaking nyttes primært kjernehentere, grabber og skraper, mens konapparat kan nyttes for in-situ målinger av sedimentkvalitet. Ekkolodd har vist seg nyttig for raskt å skaffe oversikt over sedimentkvaliteten over større områder. Skraper, kjernehentere og grabber er for en stor del tunge redskaper som krever større fartøy utstyrt med hydraulisk vinsj.

Sediment- og sedimenteringsundersøkelser er ofte av betydning for å vurdere graden av miljøeffekter av allerede etablert oppdrettsaktivitet, som følge av sedimentert partikulært organisk materiale.

Grovkartlegging og til en viss grad vurdering av sedimenter ved hjelp av ekkolodd eller konapparat kan foretas av ikke-fagfolk etter en viss opplæring. Analyse og tolkning av sedimentprøver er spesialistarbeid.

Bunnfauna.

Organismesamfunnet på bløt bunn (som er den mest utbredte bunntype i fjorder og kystfarvann) er sammensatt av en lang rekke arter av virvelløse dyr som ernærer seg av det organiske materiale som tilføres eller produseres i vannmassen og sedimenterer.

Disse artene har varierende krav til fysisk og biologisk miljø, og dyresamfunnenes artsammensetning og biomasse avspeiler miljøet i sedimentene og i vannmassene. Artsmangfold (diversitet) og artssammensetning kan dermed nyttes som miljøkriterium bl.a. med tanke på egnethet for akvakultur.

Sedimentering av partikulært organisk materiale fra oppdrettsanlegg vil påvirke artsantall og artssammensetning. Undersøkelser av bunnfaunaen blir dermed også et viktig redskap for å undersøke og fastslå endringer som følge av belastning over tid.

Grabber og ulike varianter av skraper benyttes for prøvetaking. Bestemmelse av arter og vurdering av miljøtilstand er spesialistarbeid.

1. INNLEDNING.

1.1. Bakgrunn.

Tradisjonelt har norske kyst- og fjordområder fungert både som spisskammer og som ferdselsåre for kystbefolkningen. Dette har vært aktiviteter som har satt få varige spor etter seg i form av faste installasjoner eller varige miljøendringer. Beslaglegging av sjø- og strandområder har stort sett vært begrenset til nødvendige havner og tilhørende installasjoner for fiskeri- og transportformål.

Dette bildet er nå i ferd med å endre seg. I løpet av de senere tiår har en rekke nye aktiviteter i økende grad gjort seg gjeldende i kystområdene. Dette gjelder f.eks. båtliv, hyttebygging, fiskeoppdrett og resipientbruk for industri og boligformål.

Flere av disse aktivitetene konkurrerer om de samme typene sjø- og strandarealer, noe som stiller nye utfordringer til koordinering og planlegging.

Våre kyst- og fjordområder er følsomme for menneskelig påvirkning. Grunnleggende kjennskap til disse områdene og deres følsomhet bør derfor danne utgangspunktet når vi planlegger hvordan vi best skal utnytte disse unike ressursene til beste for oss selv og for kommende generasjoner. Det vil gå for langt å ta opp den lange rekken av dårlige erfaringer som er gjort på dette området fordi man ikke tok de økologiske forutsetningene i betraktning på forhånd. Selv om vi idag kjenner til en rekke av de effektene vi kan forvente av ulike typer virksomheter, ser vi allikevel at de samme feil gjøres på ny og på ny.

Kystsoneplanlegging betyr planlegging av områder som er svært følsomme for påvirkning. Det innebærer også planlegging i et nytt medium, sjøen. Det overordnede målet for

slik planlegging og forvaltning bør være at den økologiske balansen i kystfarvannene skal opprettholdes for fremtidige generasjoner (Verdenskommisjonen for miljø og utvikling 1987).

1.2. Kystsoneplanlegging og akvakultur.

Det er fremlagt en rekke prognoser for utviklingen av norsk akvakulturnæring i årene fremover. En av disse prognosene ble fremsatt av Norges teknisk-naturvitenskapelige forskningsråd (NTNF) i 1985, og går ut på en samlet akvakulturproduksjon på 325.000 tonn i år 2.000. Dette vil isåfall representere mer enn en 6-dobling av produksjonen i 1986.

Gjennom de rammevilkårene som forvaltningen benytter for lokalisering av akvakulturanlegg, setter størrelsen på enkeltanlegg og kravene til avstand mellom naboanlegg grenser for en uhemmet utvikling. Med de krav som må stilles til naturgitte forhold for en god oppdrettslokaltet, vil det ut fra rene lokaliseringshensyn bli svært problematisk å oppfylle ovennevnte prognose. Det vil simpelthen ikke være plass for et tilstrekkelig antall anlegg ut fra hensynet til sykdomsspredning, resipientbelastning og til andre brukerinteresser. I mange kystkommuner har man allerede idag problemer med å peke ut nye egnete lokaliteter for fiskeoppdrett.

En realistisk planlegging av akvakulturnæringens videreutvikling i Norge må gå hånd i hånd med en arealplanlegging av kystområdene. Målformuleringer for akvakulturnæringen vil da kunne bygge på edrue vurderinger av de naturgitte vilkår i tillegg til realistiske betraktninger omkring biologisk og teknologisk nyvinning.

1.3. Behovet for et naturfaglig datagrunnlag.

Den økende pågangen fra ulike brukerinteresser for å sikre strand- og sjøarealer for sine formål, aktiviserer også

behovet for vern av områder som ut fra overordnede nasjonale mål krever spesiell ivaretaking. Beslutninger om vern kan lett føre til konflikter innen det offentlige forvaltningssystemet, mellom de sentrale miljøvernmyndighetene og f.eks. kommuner som har behov for områder til bruk for ulike typer innteksbringende virksomhet.

Enten det dreier seg om rene brukerkonflikter mellom mer eller mindre sideordnede lokale interessegrupper, eller om interessekonflikter mellom ulike nivå i forvaltningssystemet, så vil en saklig dialog med sikte på konfliktløsning bl.a. være avhengig av en bredest mulig kunnskap om de faktiske forhold. Slik kunnskap kan baseres på følgende spørsmålstilling:

- Hvilke kriterier skal legges til grunn for å bedømme hvor godt egnet et bestemt sjø/strandområde er for et bestemt bruksformål?
- I hvilken grad er disse kriteriene oppfylt i det aktuelle området?

Ideelt sett bør slike fakta ligge på bordet før eventuelle konflikter får anledning til å oppstå, eller før konflikten blir så tilspisset at det vanskeliggjør en løsning. Dette kan f.eks. oppfylles ved at kommunal arealplanlegging gjennomføres i forkant av mulige brukskonflikter. Det er ganske vanlig at brukskonfliktene i seg selv faktisk utløser et planleggingsbehov, og danner utgangspunktet for en positiv dialog og planleggingsprosess der alle vensentlige fakta legges på bordet.

Ettersom kommunal planlegging i sjø er en ny planleggingsform som omfatter et nytt planleggingsmedium, sjøen, må kunnskap om dette mediet danne grunnlaget for planleggingen.

Kriteriene for strand- og sjøområdenes egnethet for ulike bruksformål bestemmer hva slags fagkunnskap som er nødvendig, og hvilke metoder som må legges til grunn for å frembringe og anvende nødvendig kunnskap om lokale forhold i hvert enkelt tilfelle.

Denne rapporten bygger på en del praktiske erfaringer når det gjelder lokalisering av egnete områder for mæroppdrett av laks og aure i sjøen. I samband med kommunal planlegging i kystsonen er det ofte akvakulturvirksomheten og de problemer den skaper som utløser planbehovet. I plansammenheng blir det derfor viktig:

1. Å vurdere hvilke kriterier som bør være oppfylt for de vanligste bruksformål i kystsonen i Norge.
2. Å fastslå type og omfang av undersøkelser som er nødvendig eller ønskelig som planleggingsgrunnlag for ulike typer aktivitet.
3. Å gjennomføre ressursregistrering, og analyse til tilfredsstillende pris og med tilfredsstillende presisjonsnivå for kommunal planlegging.
4. Å legge opp et integrert samarbeid med kommunale etater og lokale interesseorganisasjoner som på en best mulig måte ivaretar en planprosess der alle berørte grupper deltar.

I denne rapporten vil vi legge hovedvekten på de tre første punktene, og særlig se på frembringelsen av nødvendige naturfaglige data for egnethetsvurderinger for mæroppdrett i sjøen.

1.4. Mål.

Målet med dette prosjektet har vært:

1. Formulering og gruppering av egnethetskriterier for marint oppdrett av laks og regnbueaure basert på nærteknologi.
2. Utvikling og anvendelse av praktiske registrerings-, prøvetakings- og analysemetoder for påvisning og gradering av sjøområders egnethet for næroppdrett.
3. Tilpasning av undersøkelser til problemstillinger som er relevante for kystsoneplanlegging og tilrettelegging for akvakultur på kommunenivå.

2. TOPOGRAFI

Med topografi menes terrengformen. Denne kan framstilles på kart, vanligst ved at en viser dybde- eller høydekurver (koter). Koter er linjer trukket gjennom punkt med samme høyde over/dybde under et referansenivå, vanligvis er dette havnivået.

2.1. Topografi som grunnlag for lokalisering av marin akvakultur.

Flere av egnethetskriteriene for marin akvakultur er knyttet til data som ikke eksisterer, og som derfor må samles inn i en evt. vurdering av et områdes egnethet. Dette kan illustreres med dataene om strømforhold, som må regnes som et viktig lokaliseringskriterium. Det finnes svært lite data om strømforhold, og fordi informasjonen er spredt og datafangsten blir utført av flere ulike institusjoner er det arbeidskrevende å få oversikt over hva som evt. finnes. Det kan følgelig hevdes at det er et misforhold mellom tilgjengelige data og databehov.

Topografi er også et viktig lokaliseringskriterium. I motsetning til flere av de andre kriteriene finnes det tilgjengelige data i form av kart. Hensikten med å benytte topografi som lokaliseringskriterium kan sammenfattes i:

- Topografien er fast og endrer seg ikke.
- Endel kriterier er knyttet direkte til det som kan leses av kartet, som bl.a. vanndyp.
- Det er muligheter for avledet informasjon på grunnlag av topografien, d.v.s. utføre ulike tolkninger om egenskapene til vannmassene.
- Bruk av kart har tradisjon i arealplanlegging, og det er ønskelig at egnethetskriteriene kan knyttes til kart, eller annet dokumenterbart materiale.

I dette kapitlet skal vi derfor ta opp de kriteriene for egnethet som er direkte knyttet til topografiske forhold, vi skal se på hvordan en kan få avledet informasjon ved analyse av topografien og vi skal se nærmere på kartgrunnlaget.

2.1.1. Dybde

For mæranlegg er det med tanke på god vannkvalitet ønskelig med så store dyp som mulig. Store dyp fører til økte muligheter for at avfallstoffene føres lenger bort før de sedimenterer. Lokalteter med stort vannvolum under ellers like forhold vil gi oppdrettsorganismene mer tilgjengelig oksygen, faren for oksygensvikt blir relativt mindre.

Aure & Møller (1983) hevder at dybden under mæranlegg for laks og aure bør være minst 15 m. Ettersom mærene vanligvis stikker 4 - 7 m ned, er det da omlag 10 m fra bunnen av mæren og ned til sjøbunnen. Slike tallfestede kriterier må likevel brukes skjønnsmessig. En lokalitet kan være godt egnet selv om den f.eks. bare er 10 m dyp dersom bunnen heller ut mot større dyp. Eksempel på dette er en rygg i et sund, med større dyp på begge sider. Ved slike forhold kan det være gode strømforhold rett over ryggen.

Ved store dyp kan en få problemer med forankringen. Dels blir selve forankringen mer kostbar, dels blir det vanskeligere å få forankret anlegget stabilt. Det er også ønskelig å inspisere forankringene med visse mellomrom, kostnadene med dette og evt. reparasjoner blir større ved store dyp. Som en grov håndregel er det hevdet at forankringslinene bør strekkes 2-3 ganger lenger ut enn dybden. Dette fører til at en regner dybder over rundt 100 m som en grov øvre grense for oppankring av oppdrettsanlegg. Det vil selvsagt være ideelt om det finnes grunner og skjær som en kan forankre i, samtidig som det er store dyp ved anlegget.

Store grunnområder er uheldig for mæranlegg, fordi det kan forekomme kraftig nedkjøling av vannmassene i langvarige kuldeperioder. Dette er registrert bl.a. enkelte steder på Helgelandskysten, der temperaturen kan komme ned under 0 °C, selv om temperaturen i kyststrømmen samtidig er 4-6 °C.

2.1.2. Eksponering.

Det er selvsagt begrenset hvor store bølger et oppdrettsanlegg kan utsettes for. Anlegg og forankringer vil bli utsatt for betydelig slitasje dersom de blir utsatt for høye bølger over lengre tid, i tillegg til faren for havari dersom forholdene blir for ekstreme, og dessuten skal en huske på at et oppdrettsanlegg også er en arbeidsplass.

Det har i de senere år vært en klar utvikling i retning av mer robuste anlegg som egner seg bedre for eksponerte lokaliteter. Vannutskiftingen er bedre i eksponerte områder. Kostnaden ved anlegg i forankring og vedlikehold blir imidlertid større, og det er følgelig også et økonomisk spørsmål hvor eksponert man skal plassere et oppdrettsanlegg.

Aure & Møller (1983) hevder at bølger som dannes over en strekning på 2-3 km eller mer vil skape problem for mæranlegg. Dette er selvsagt avhengig av hovedvindretningene i området, sannsynlige maksimale vindstyrker, og evt. grunnområder som kan påvirke sjøgangen.

Fig. 2.1 viser et diagram for beregning av signifikant bølgehøyde på grunnlag av vindhastighet, varighet og eksponeringslengde.

Denne gjelder for områder med relativt dypt vann (bølglengden er mer enn det dobbelte av dypet) og der en kan se bort fra effekten av andre topografiske forhold. F.eks. vil liten storm over en strekning på 3 km gi bølger med signifikant bølgehøyde på ca. 1 m.

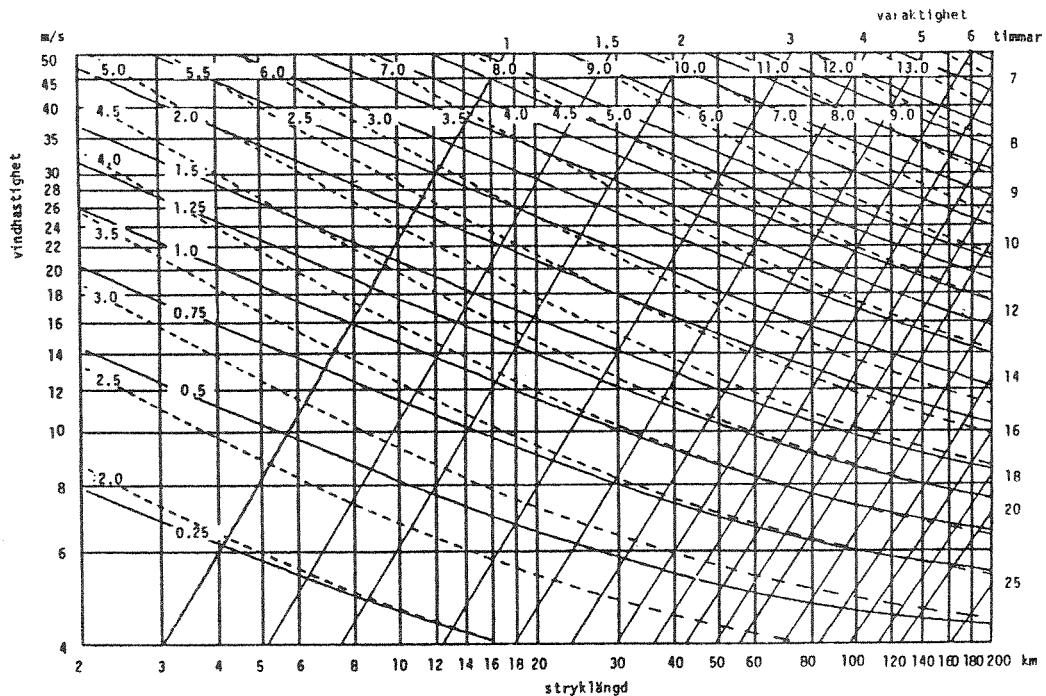


Fig. 2.1. Diagram for beregning av signifikant bølgehøyde (heltrukken strek) og periode (stiplet strek) Fra Hanson (1983:22)

For planleggingsformål vil det være formålstjenlig å kunne tallfeste eksponeringsgraden på kartet. På denne måten kan en dimensjonere anlegg og forankringer etter mulige bølgehøyder. Fig. 2.2 viser et eksempel på en slik kartpresentasjon. Etterhvert som kartene blir lagret digitalt, bør det bli mulig å framstille slike eksponeringskart automatisk, evt. sammen med innlegging av vinddata.

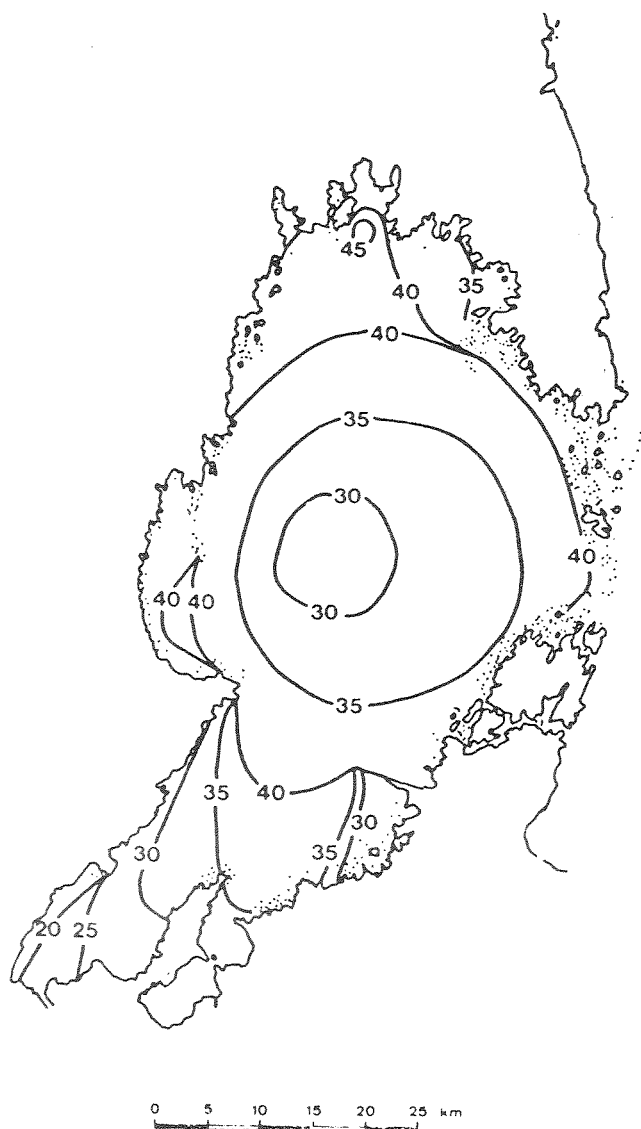


Fig. 2.2. Kartframstilling av eksponeringsgrad. Isolinje viser lengste strøklengde. Fra Håkanson et al. (1984: 70).

2.1.3. Bunntopografi

I tillegg til kravet om tilstrekkelig dybde (se over) er det viktig å unngå terskelområder. I fjorder med grunne terskler og dypere basseng innenfor, er ofte utskiftingen av dypvannet begrenset. Slike vannmasser er normalt svært følsomme for en økning i tilførselen av organisk materiale.

Makrotopografi

Med makrotopografi menes her de topografiske forhold slik de kan leses ut fra kart uten å selv starte nærmere sjømåling.

Wikander (1986) har satt opp en skjematisk klassifisering for egnethet basert på bunntopografien, se fig. 2.3. Også her gjelder at klassifiseringen må brukes med fornuft, bl.a. må en ta hensyn til vannvolumet innenfor terskelen. I en stor terskelfjord, som f.eks. Sognefjorden, er vannvolumet innenfor terskelen enormt i forhold til påvirkningen fra oppdrettsanlegg. Klassifisasjonssystemet må følgelig tilpasses det aktuelle geografiske nivå.

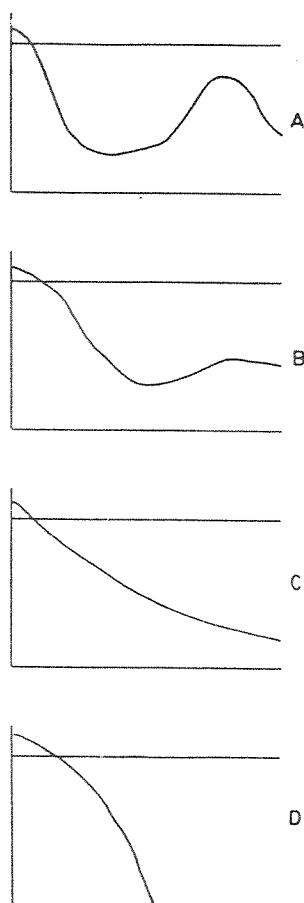


Fig. 2.3. Skjematiske bunntopografier med økende egnethet for mæranlegg fra A til D. Fra Wikander (1986: 27).

Stigebrandt (1986) presenterer et dataprogram som beregner miljøbelastningen fra et oppdrettsanlegg. Endel fysiske data er nødvendige for disse beregningene, bl.a. strøm, temperatur og bunntopografi. De aktuelle data om bunntopografi er:

- terskeldyp
- sjøareal innenfor evt. terskel
- middeldyp innenfor evt. terskel
- middeldyp ved anlegget

Programmet kan ut fra gitte opplysninger bl.a. brukes til å beregne oksygenforbruket i dypvannet, som ofte er en begrensende faktor for evt. oppdrettsanlegg. Selv om dette programmet i prinsippet er laget for undersøkelser ved enkeltanlegg, kan prinsippene benyttes for overføring til egnethetsundersøkelser i større områder.

I Norge er det en varierende tidevannsforskjell. Forskjellen mellom høy- og lavvann er minst på strekningen Farsund - Egersund, og den øker nordover kysten. Tidevannsstrømmen øker nordover med økningen i tidevannsforskjellen. En rekke steder er topografien slik at strømmen er særlig kraftig, f.eks. i trange sund og over rygger, fig. 2.4. Slike lokaliteter kan være godt egnet for mæroppdrett dersom vannmassene på begge sider er av god kvalitet.

Mikrotopografi

Selv om hovedtrekkene i bunntopografien synes å være tilfredsstillende, kan forholdene ved enkeltlokaliteter variere, uten at dette kommer fram på kart. Fig. 2.5 viser dette skjematisk, der type A er bedre egnet enn type B. Dette skyldes at i B er det flere små basseng på den ellers tilsynelatende godt egnete skråningen (jfr. fig. 2.3).

Disse små bassengene vil føre til at avfallsstoffer fra et anlegg lett sedimenterer der. Det blir en vurderingssak om dette kan få betydning for et evt. anlegg. I utgangspunktet

er det ønskelig å unngå slike lokaliteter, det beste er derfor om bunnen har en relativt glatt og jevnt hellende overflate.

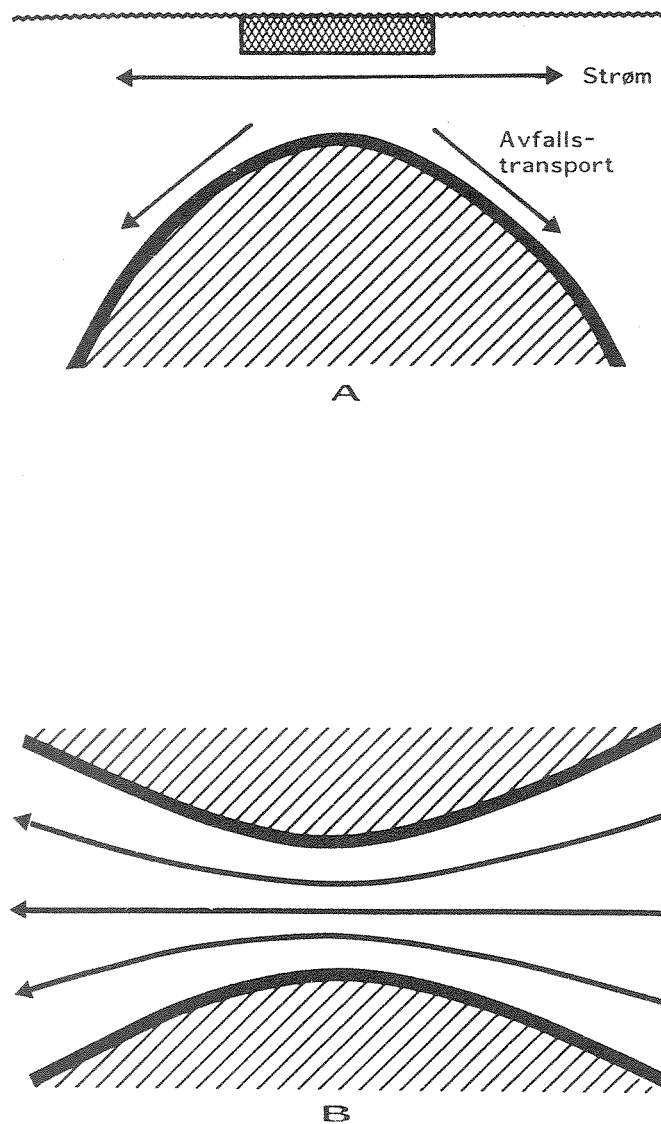


Fig. 2.4. Egnete områder oppå en rygg ved dypere vann på begge sider (A) , og i et sund med tidevannsstrøm (B) vist skjematisk.

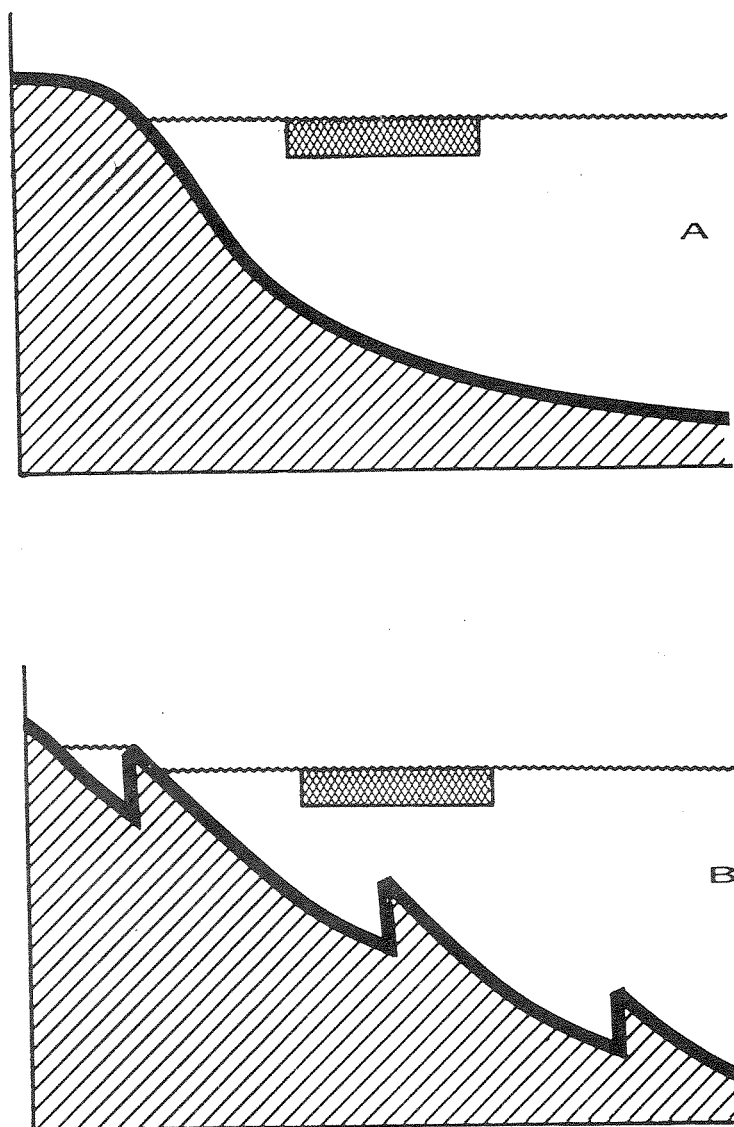


Fig. 2.5. En glatt bunnoverflate (type A) er bedre enn en med sprekker og forsenkninger (type B).

Det vil som nevnt kreve egne dybdemålinger for å få klarlagt slike forhold. Ofte kan en komme langt med å studere topografien på land, ettersom hovedtrekkene i landskapet fortsetter ut i sjøen. Dersom topografien på land er oppsprukket, kan en i de fleste tilfelle regne med at en har tilsvarende forhold på sjøbunnen utenfor.

2.1.4. Oppsplittingsgrad

En åpen kyststrekning, uten holmer og skjær, har liten oppsplitting. Det motsatte er et øyrike, arkipelag, der oppsplittingen er høy. Det finnes relativt objektive metoder for å måle oppsplittingen, ved at en legger et fast punktnett over kartet. Dette nettet gir grunnlag for plassering av et rutenett, og enkelt sagt måler en hvor mange ganger strandlinja krysser sidene i hver rute. Dette gir verdier til punktene i rutenettet, og på dette grunnlaget kan en trekke et isolinjekart som viser den geografiske fordelingen av oppsplittingsgraden, se fig. 2.6.

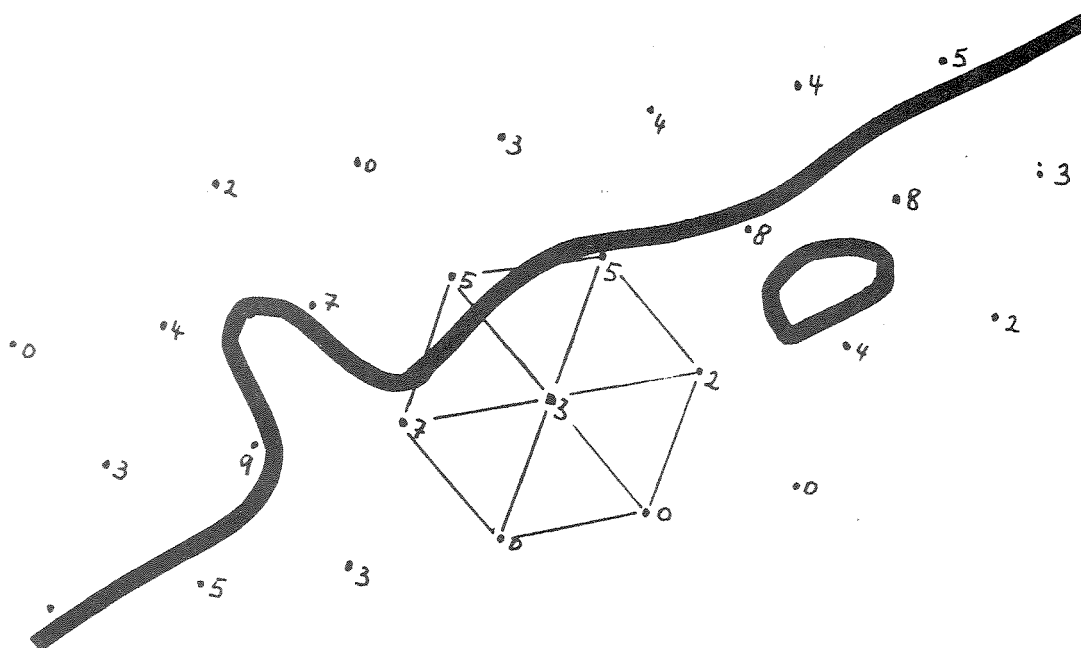


Fig. 2.6. Tilfeldig kyststripe m/holme og våg. Eksempel på måling av oppsplittingsgrad med trekantpunktnett og sekskantet mal. (Sørensen og Nagel-Alne 1987).

Denne metoden er objektiv, og kan utføres på grunnlag av et vanlig sjøkart. Hensikten er at en får et indirekte mål for de topografiske forholdene som kan knyttes til egnethetsvurderinger. Et område med meget lav oppsplitting er sterkt

eksponert, og av den grunn lite egnet for marin akvakultur. Det motsatte er et område som er sterkt oppsplittet, dette vil være så skjermet og oftest med mange terskler at vannutskiftningen blir for dårlig for akvakultur.

I tillegg til at metoden kan nyttes som et grunnlag for økologiske vurderinger, kan en tenke seg metoden brukt for hvor synlige ulike installasjoner på sjøoverflaten vil være. Er oppsplittingen lav, vil f.eks. et oppdrettsanlegg synes på lang avstand. Er den derimot høy, vil det ligge skjult bak holmer og øyer. Et slikt lokaliseringkriterium kan være både i samfunnets og oppdretterens interesse.

Håkanson et al. (1984) har på en liknende måte tatt utgangspunkt i tolkning basert på vanlige sjøkart. To begrep står sentralt:

- Kystmiddelbredde. Defineres som forholdet mellom arealet i et område og strandlinjelengden i samme område.
- Topografisk åpenhet. Dette er et uttrykk for eksponeringsgraden som inkluderer dybdeforholdene.

Basert på disse to parametrene, har en laget en empirisk formel for beregning av overflatevannets oppholdstid, se fig. 2.7.

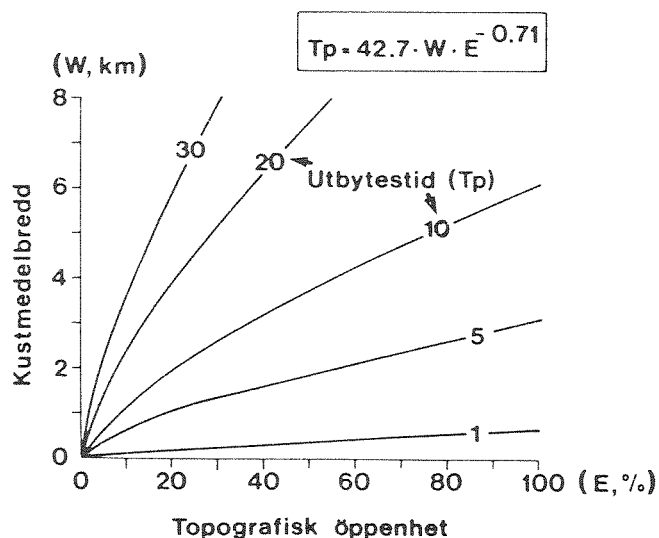


Fig. 2.7. Diagram som viser overflatevannets teoretiske oppholdstid basert på topografisk åpenhet og kystmiddelbredde. Fra Håkanson et al. (1984:-101).

2.2. Datakilder

En mer fullstendig gjennomgang av eksisterende kartverk i kystsonen finnes i Sørgaard (1987). Her skal bare kort omtales kart som gir informasjon om topografiske forhold.

2.2.1. Sjøkart (fig. 2.8)

Sjøkartene dekker hele norskekysten, men er av varierende kvalitet og også til en viss grad varierende målestokk. Sjøkartverkets hovedserie dekker hele kysten, og er i målestokk 1:50.000 med unntak av endel fjordområder og ytre del av Varangerhalvøya.

Sjøkartene kan grovt deles i tre generasjoner etter kvaliteten på dybdeinformasjonen. Til en viss grad er det noe flytende overgang mellom disse generasjonene.

Sjøkart laget før ca. 1950

Disse kartene har ikke dybdekurver, men bare et utvalg av spredte dybdetall. I tillegg har kartene en slaggrunnslinje nær land, som noe skjønnsmessig er trukket under sjømålingen for å avgrense områder der sjøen bryter. I indre farvann er denne linjen lagt på 6 m dyp, i ytre farvann der "en skal være sikker for brått".

Det er i hovedsak Sørlandskysten og Nord-Norge som er dekket av slike kart.

Sjøkart laget fra ca. 1950 til ca. 1973

Disse inneholder noen dybdekoter, gjerne 10 m, 100 m, 200 m, osv. Disse kartene bygger også på mer moderne målinger, og nøyaktigheten er følgelig bedre.

Det er i hovedtrekkene Vestlandkysten opp til Florø som er dekket av disse kartene.

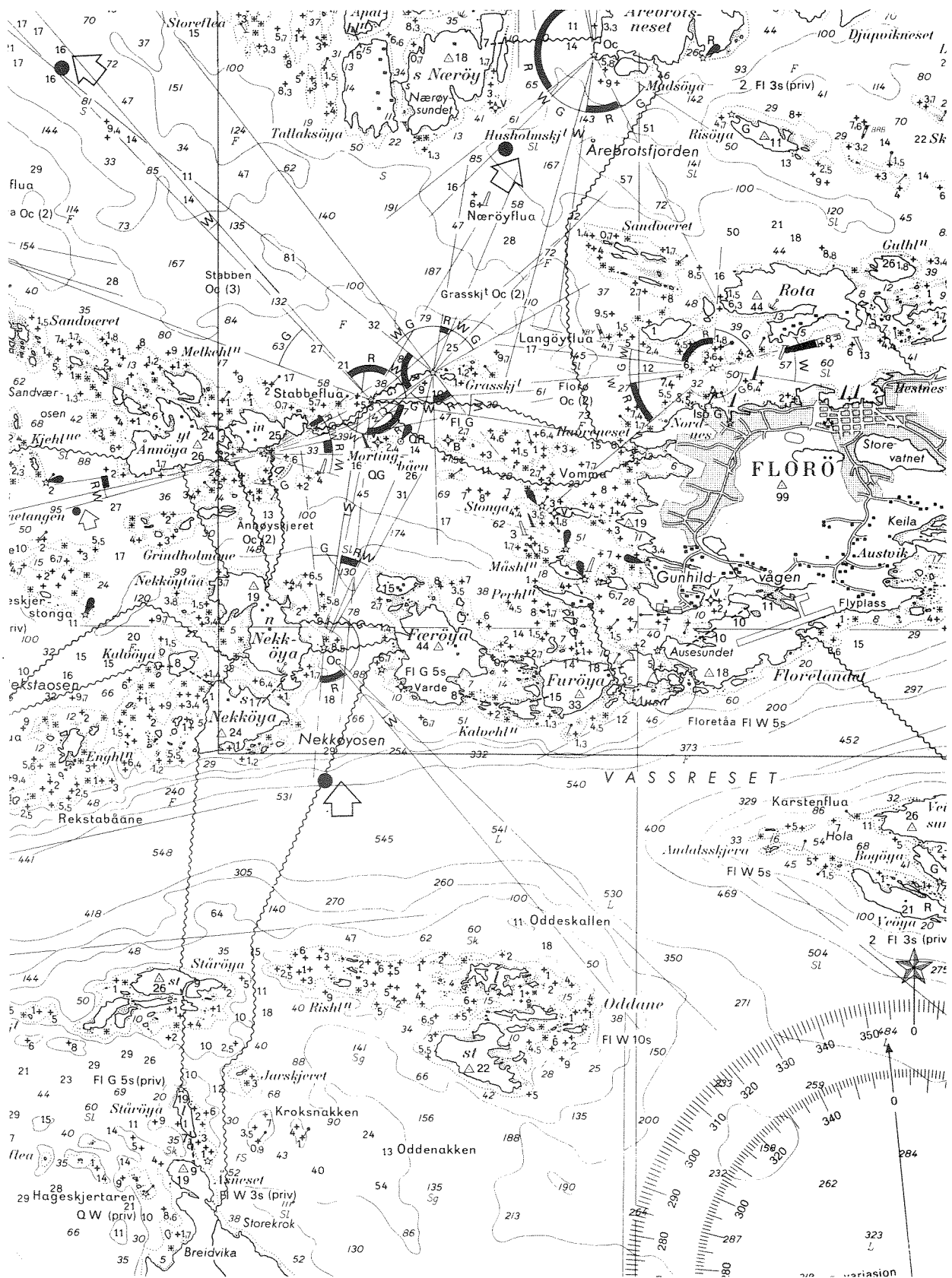


Fig. 2.8. Utsnitt fra sjøkart nr. 26. M = 1:50.000. Kartet er trykket i farger, og denne svart-hvit kopien gir derfor ikke et fullverdig bilde av kartet.

Sjøkart laget etter ca. 1973

Disse inneholder vesentlig flere dybdekoter, 5 m, 10 m, 20 m, 50 m, 100 m, 200 m, osv. Der det ikke er nok er har 10 m og 50 m kotene prioritert. Disse kartene viser også topografien på land, tatt fra M711- serien i samme målestokk.

Det er i hovedtrekkene kysten fra Florø og t.o.m. Trøndelag som er dekket av disse kartene.

Sjøkartene er gjenstand for kontinuerlig ajourhold. Det blir trykket nye opplag med få års mellomrom. Sjøkartverket planlegger i løpet av de nærmeste 20-25 år å erstatte de eldste sjøkartene med kart laget etter den nyeste normen.

2.2.2. Hydrografiske originaler

De hydrografiske originalene er målegrunnlaget for det ferdige sjøkartet, og er nesten utelukkende i målestokk 1:20.000, se fig. 2.9. Originalene består av en mengde loddskudd, flest i grunne områder. Datamengden er vesentlig større enn det som finnes i sjøkartet. For mer detaljerte undersøkelser er derfor originalene verdifulle, og de er bl.a. blitt brukt av en rekke kommuner for planlegging av kloakkutslipp, vegbygging, o.l.

Et problem med de hydrografiske originalene er at de visuelt sett gir et vondt leselig bilde, detaljinformasjonen "skjuler" til en viss grad hovedtrekkene i topografien. Et annet problem er at de er underlagt lov om forsvarshemmeligheter, og en må derfor søke marinen om tillatelse til å få disse. Særlig dersom en ønsker noe større områder er marinen restriktiv.

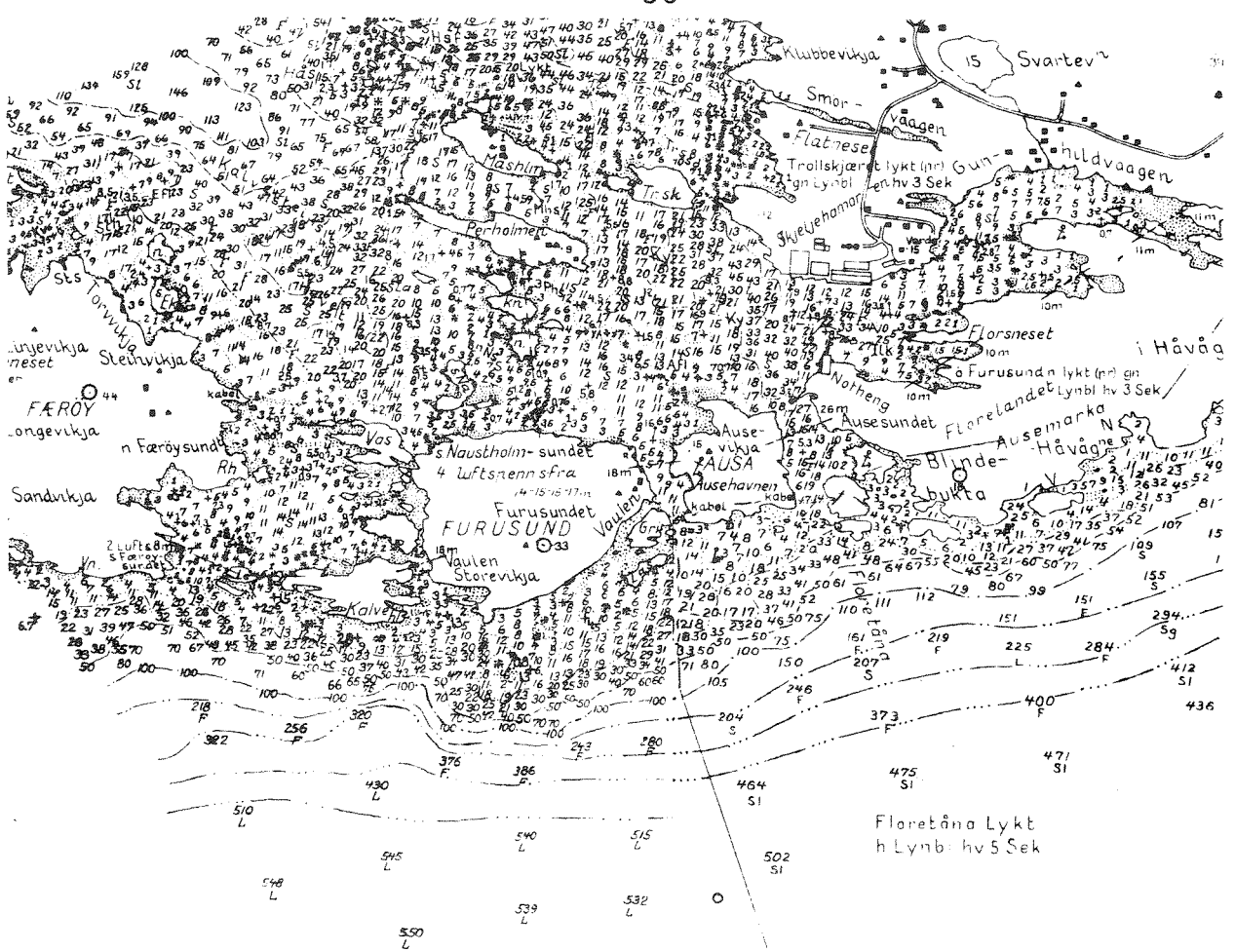


Fig. 2.9. Utsnitt av hydrografisk original. Målestokk 1:20.000.

Det er bare en del av kysten som er dekket av hydrografiske originaler, se fig. 2.10. For de områdene som mangler hydrografiske originaler, har Sjøkartverket stort sett bare den dybdeinformasjonen som foreligger på sjøkartene, og i disse områdene er kvaliteten på sjøkartene dårligst.

2.2.3. Kystsonekart

Som planleggingsgrunnlag på land benytter en i kommunene økonomisk kartverk. Noe tilsvarende eksisterer ikke for sjøarealene, men det er laget noen forsøkskart i målestokk 1:20.000, se fig. 2.11. På landarealene inneholder disse nedfotografert økonomisk kartverk, på sjøen er det utført en koterings basert på de hydrografiske originalene, se Sørgaard (1987).

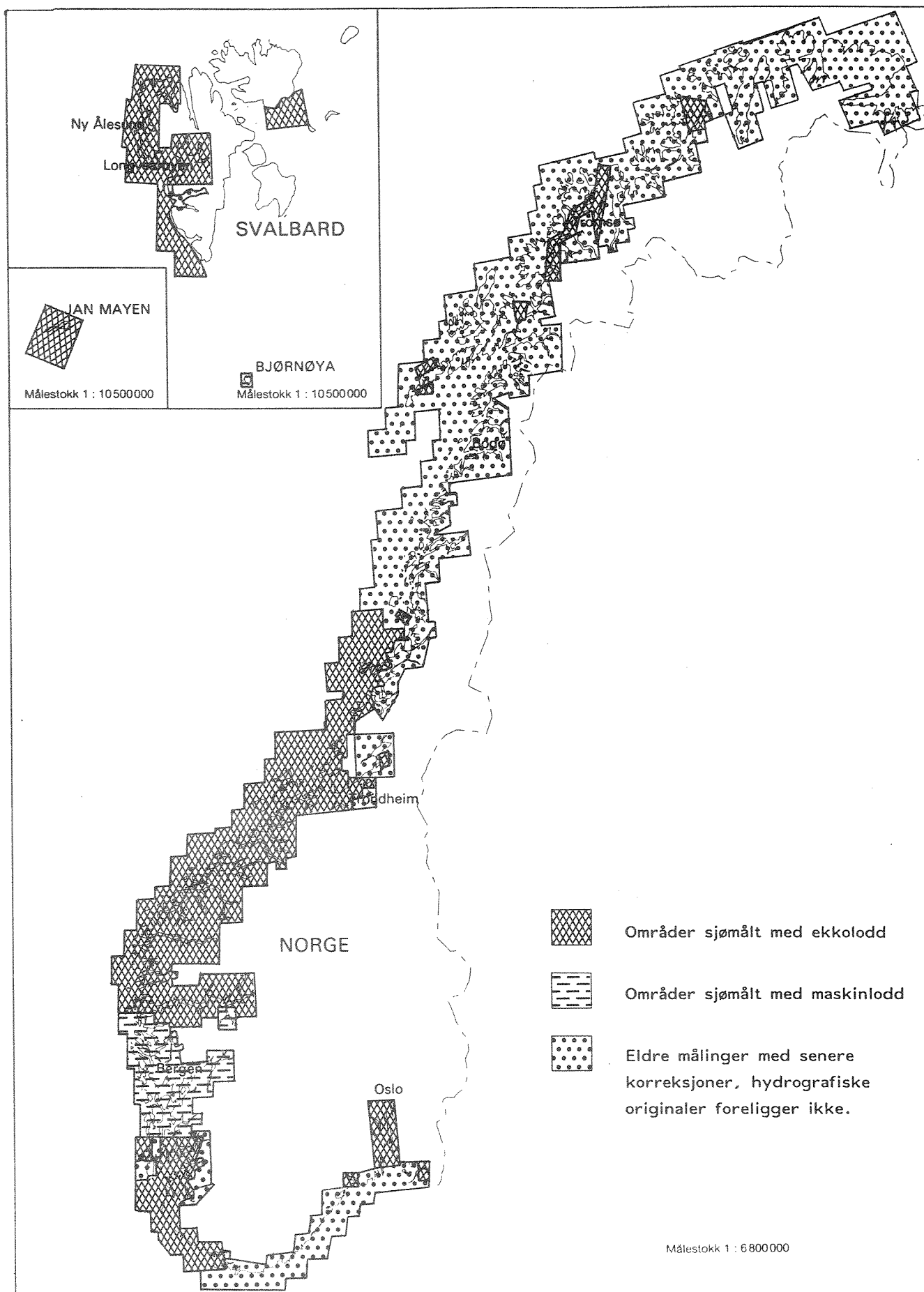


Fig. 2.10. Status for sjømålinger i kystområdene pr. 1. januar 1987, noe forenklet. Det foreligger hydrografiske originaler i fra alle områder som er målt med maskin- eller ekkolodd.

Kystsoneskartene gir derfor et vesentlig bedre bilde av bunntopografien i forhold til sjøkartene. Fordi kartet inneholder samme informasjon som økonomisk kartverk på landarealene, vil kartet kunne bidra til en samordnet planlegging av sjø- og landarealer.

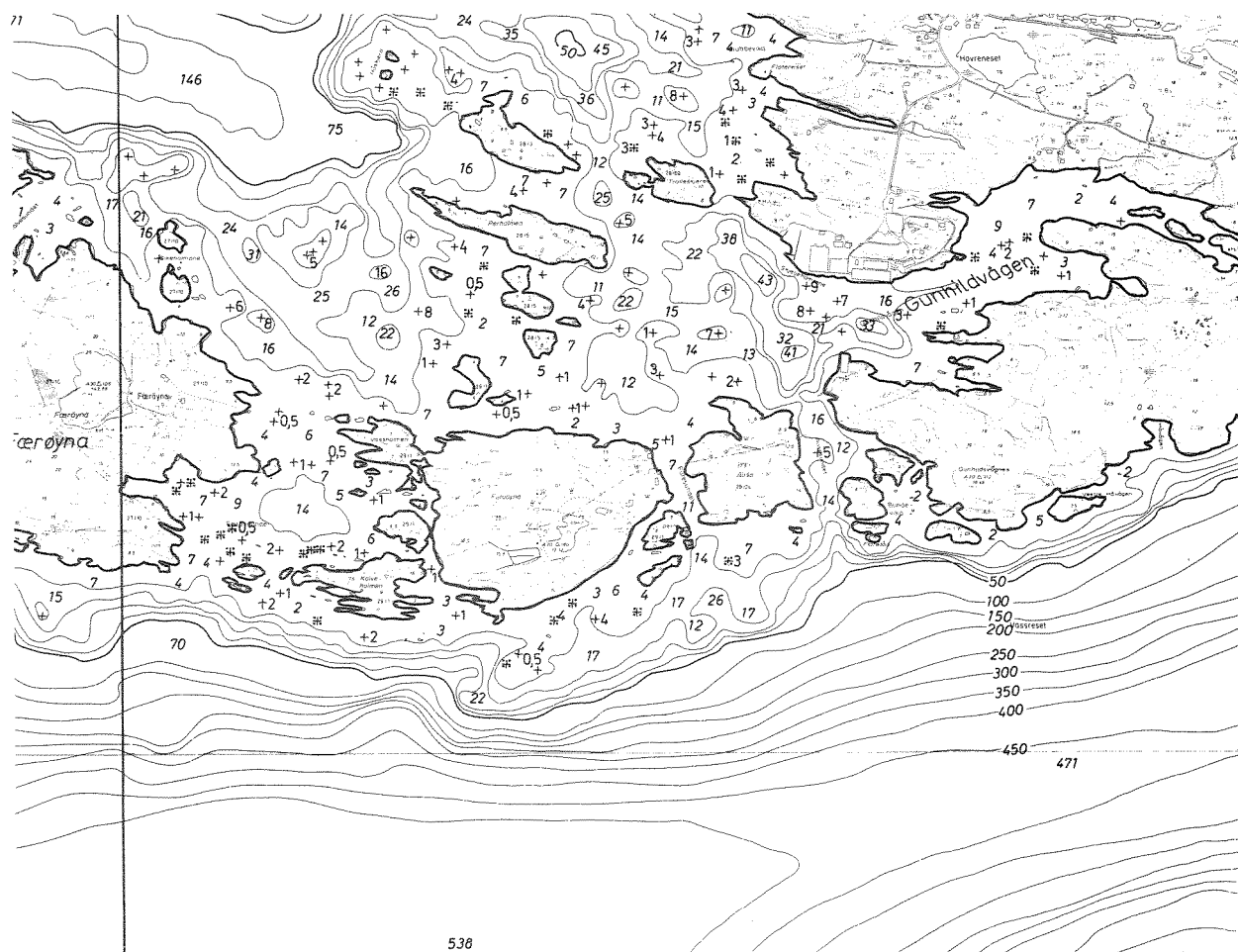


Fig. 2.11. Basiskart fra Flora. Ekvidistanse 10 m ned til 50 m, derfra 50 m. Omtrent samme kartutsnitt som den hydrografiske originalen på fig. 2.9.

Det er til nå bare produsert noen få slike kart, som ledd i et forsøksarbeid. Innenfor kartetatens budsjett er det for tida ikke midler til produksjon av slike kart, uten at

det går utover andre oppgaver. Derfor må en iallefall foreløpig basere seg på en betydelig grad av brukerfinansiering av slike kart.

2.3. Bruk av kart

Som et eksempel på bruk av kart, har vi her valgt et område i Bremanger kommune. I dette området har kommunen utarbeidet et kystsonkart i samband med en kystsonplan for området, se Sørensen m.fl. (1987) og Bjerknes m.fl. (1987).

2.3.1. Eksponering

Som omtalt tidligere kan en kartfeste eksponeringen med ulik grad av nøyaktighet. Det idelle er trolig en skalering, med isolinjer gjennom punkt med samme eksponeringsgrad. Slike kart er arbeidskrevende å lage, men det kan bli vesentlig raskere og billigere dersom kartene lagres digitalt.

Vi har laget et eksponeringskart som i hovedsak følger kriteriene gitt av Aure & Møller (1983), se fig. 2.12. På dette kartet er det i hovedsak skilt mellom områder som er eksponert for mæranlegg, og områder som er tilstrekkelig skjermet. I tillegg er det trukket opp en mellomzone, som danner overgangen mellom de to områdetypene. De områdene som regnes for eksponert er skjønnsmessig avgrenset etter en strøklengde for hovedvindretningene på over 3 km. Kartet angir ikke områder som evt. er for mye skjermet. Som omtalt tidligere er det ofte ønskelig med en viss eksponering, ettersom dette bidrar til bedre utskifting.

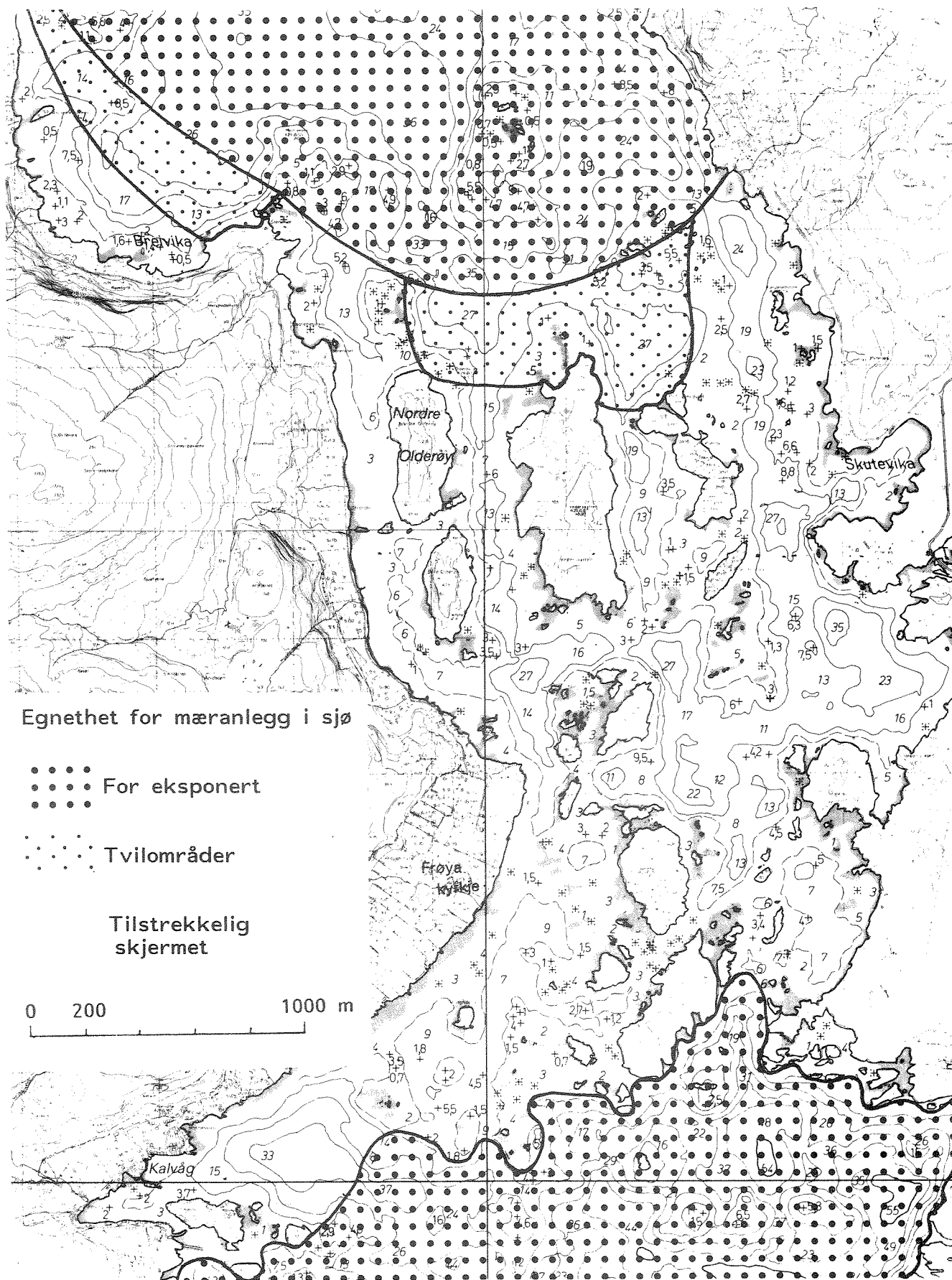


Fig. 2.12.

Klassifisering av sjøarealer etter eksponering. Oldersundet i Bremanger kommune. M = 1:20.000. Klassifiseringen må ikke oppfattes som en endelig fasit.

2.3.2. Dybde

For det samme området er det er også laget et dybdekart, der det er inntegnet områder som er vurdert som tilstrekkelig dype for mæranlegg (>15 m), se fig. 2.13. Her har en i hovedsak fulgt 15 m dybdekoten, men også her er det åpnet for et visst kvalifisert skjønn. Bl.a. er enkelte grunnere områder inkludert, dersom det finnes større dyp på begge sider.

2.3.3. Syntesekart

Basert på kriteriene for eksponering og dybde er det laget et syntesekart, der de områdene som tilfredstiller begge kriteriene er angitt, se fig. 2. 14. Som en ser har en i dette tilfellet med enkle midler redusert det geografiske området som det er aktuelt å undersøke nærmere, ganske vesentlig. Samtidig har en lagret vurderingsgrunnlaget, slik at dersom kriteriene med hensyn til eksponering og dybde endrer seg, f.eks. gjennom utvikling av ny teknologi for oppdrett, kan en vurdere hvilke nye arealer som da blir egnet.

De videre undersøkelsene kan deles i tre:

- a) Videre kartstudier/vurderinger med hensyn til naturgitt egnethet
- b) Vurdering av andre brukerinteresser i området
- c) Naturfaglige undersøkelser i felt innenfor de angitte områdene

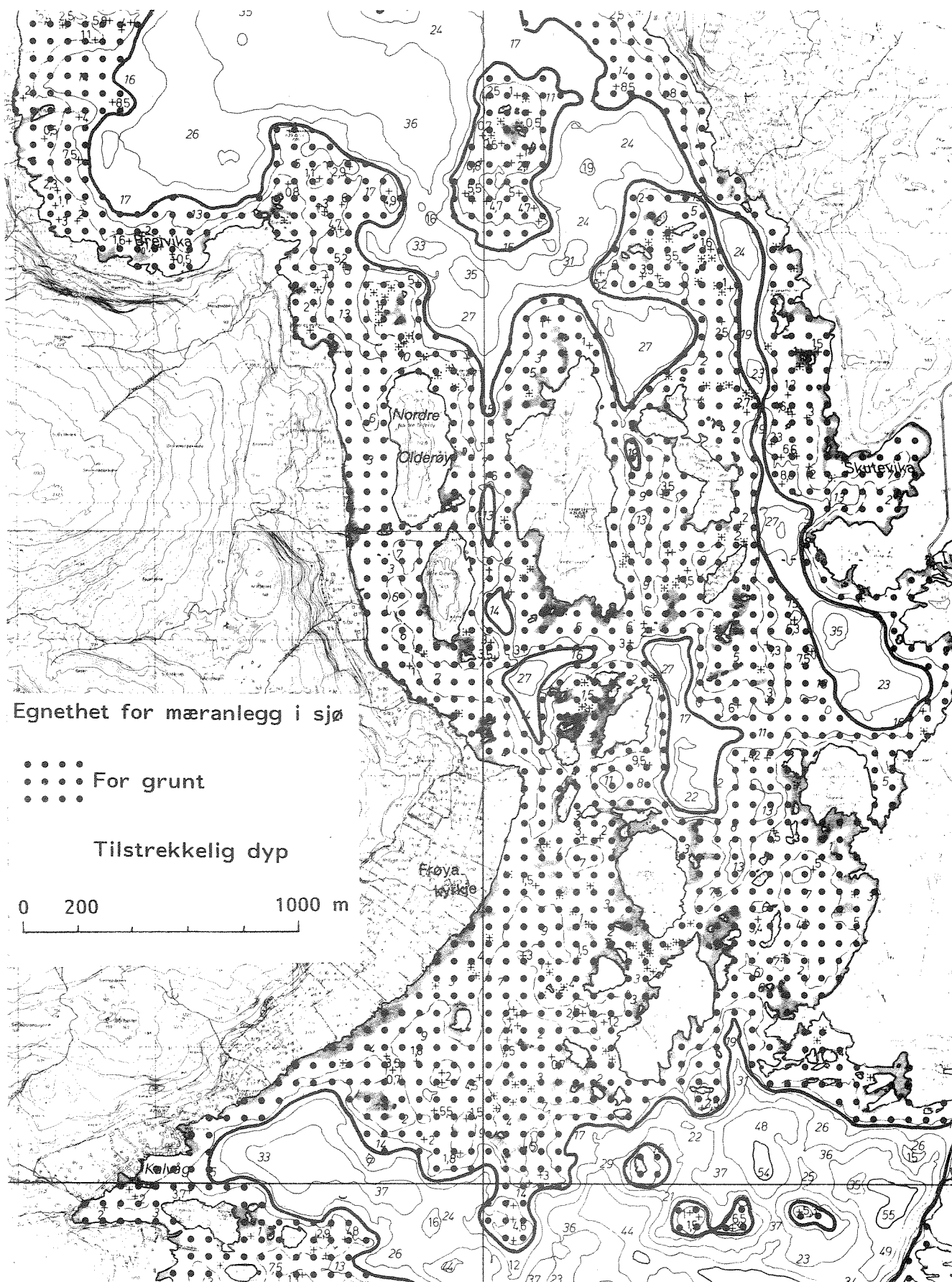


Fig. 2.13. Klassifisering av sjøarealer etter dybde. Grensen følger stort sett 15 m koten, enkelte grunnere sund er likevel inkludert basert på skjønn.

2.3.4. Videre kartstudier

På syntesekartet (fig. 2.14) er det angitt 9 områder (A-I) som tilfredsstillter kravene til dybde og eksponering. For disse områdene kan en videre kartstudie utføres på to måter:

- a) En skjønnsmessig vurdering av områdene basert på studie av mulige terskler, vannvolum, eksponering, osv.
- b) En mer streng og objektiv vurdering basert på målbare parametre.

Basert på skjønn vil område A, B, C, G, og H alle regnes som terskelområder (type A på fig. 2.3). Samtidig er volumet i alle bassengene lite, og dette begrenser kapasiteten ytterligere. Videre er område D, F og delvis E kategorisert som tvilområder m.h.t. eksponering på fig. 2.12. Område I karakteriseres som godt egnet basert på disse kriteriene. Et interessant forhold i dette spesielle sjøområdet er at det er dype områder sør og nord for det undersøkte sundet. Sannsynligvis er det en betydelig tidevannsstrøm gjennom sundet, og dette kan bidra til at de områdene som er vurdert som terskelområder har såpass kraftig gjennomstrømning at det ikke forekommer noen typiske terskelfjordproblemer. En kan neppe få svar på dette uten å utføre nærmere undersøkelser.

2.3.5. Andre brukerinteresser

Hensikten med å foreta en kartstudie sombeskrevet ovenfor er å få en grov oversikt over potensiale for akvakultur. Basert på intensjonene i den nye Plan- og bygningsloven har kommunene fått et økt ansvar for en samordnet planlegging av sjøarealene. Gjennom en evt. planprosess bør en også skaffe seg oversikt over andre brukerinteresser. Visse bruksformer har juridisk status, slik at de danner viktige

betingelser for arealplanlegging. Det gjelder bl.a. verneområder, skipslei og allerede eksisterende oppdrettsanlegg.

Dataene om ulike arealbruksformer foreligger ikke i et samlet kartverk, slik som det langt på veg er tilfelle på land. For sjøområdene er det i større grad slik at ulike sektoretater sitter inne med aktuell informasjon innenfor sitt forvaltningsområde. Dette stiller selvsagt økte krav til en samordnet planlegging. De viktigste arealbruksformene er likevel som oftest kjent på lokalt hold, slik at det ikke behøver å bli så ressurskrevende å få en oversikt.

2.3.6. Naturfaglige undersøkelser

For alle de aktuelle naturfaglige undersøkelsene som er omtalt ellers i denne rapporten vil det være rasjonelt å starte med en innledende kartanalyse fordi:

- En begrenser det aktuelle undersøkelsesområdet
- En kan formulere aktuelle problemstillinger før en evt. begynner registreringer.

I eksempelet ovenfor kunne en på en slik bakgrunn begrense undersøkelsene til området A-I. Videre er kanskje den mest aktuelle problemstillingen her å få vurdert utskiftingsforholdene i bassengene i sundet. Dette kan gjøres ved hydrografiske metoder, eller ved analyse av sedimentprøver. I kapitlet om sedimentundersøkelser (kap. 5) er resultatene fra undersøkelsene i det samme området presentert.

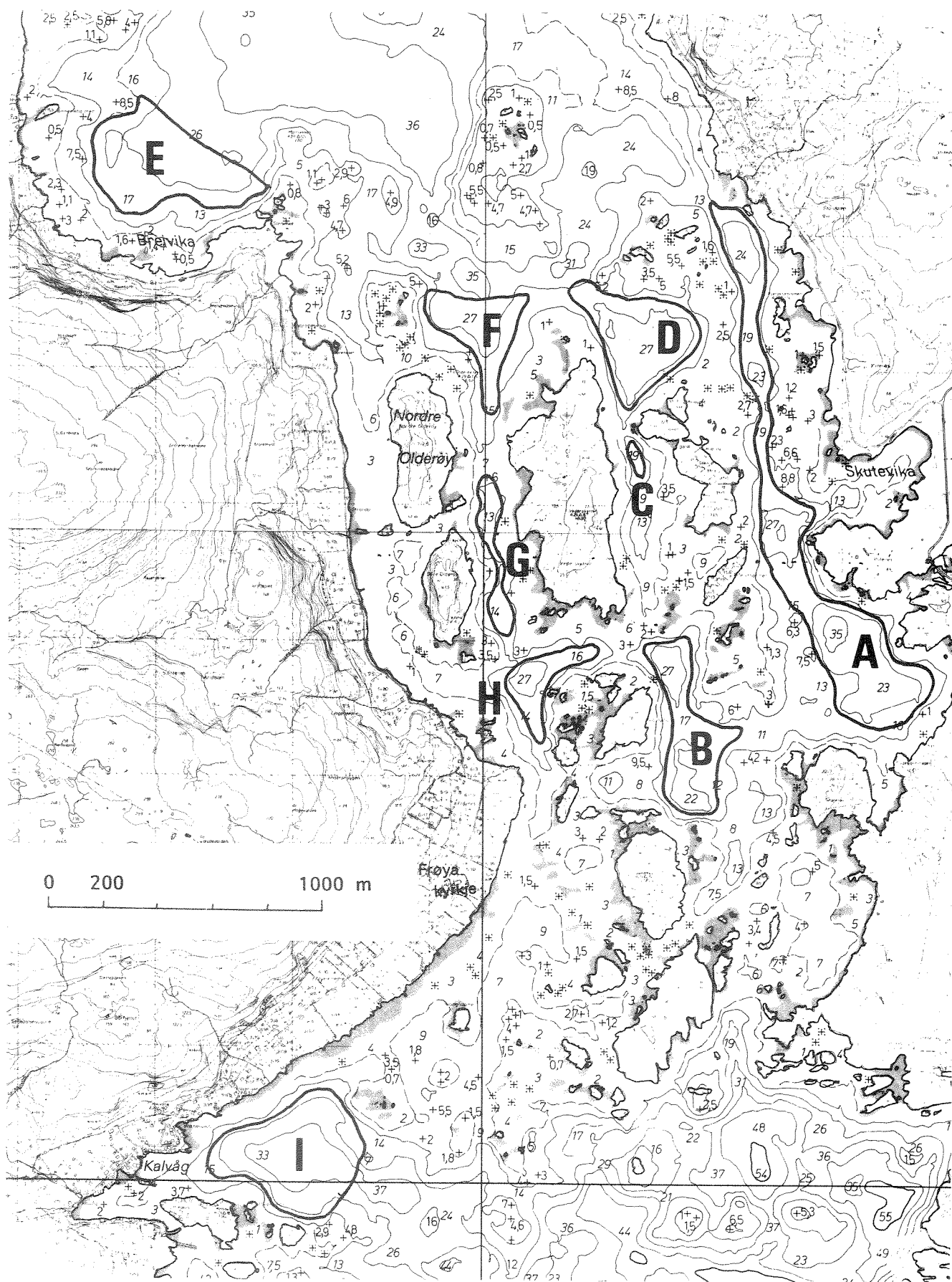


Fig. 2.14. Egnede områder for mæranlegg i sjø utelukkende basert på kriteriene for dyp og eksponering. En får avgrenset de områdene som er aktuelle for nærmere vurderinger og evt. undersøkelser.

2.4. Andre bruksformål

Den gjennomgatte kartanalysen er rettet mot egnethetsvurdering for marin akvakultur, særlig da mæroppdrett. Et slikt kartstudie er en vurdering av naturgitt egnethet, og selvsagt kan liknende studier nyttes for andre bruksformer, f.eks. vurdering av resipientforhold mer generelt, anleggning av båthavner, vurdering av den biologiske produksjonen i et område, bygging av veger, osv. (Sørgaard 1987).

For en ideell arealplanlegging er det ønskelig at det for de ulike bruksformene er definert egnethetskriterier som enten er knyttet til topografiske forhold, eller at de på annen måte kan kartfestes.

2.5. Litteratur.

- Aure, J. & Møller, D. 1983. Miljømessige krav ved lokalisering av marine fiskeoppdrettsanlegg. Notat. 7 s.
- Bjerknes m.fl. 1987. Kommunedelplan for kystsona i ytre Bremanger. Del II. Niva-rapport O-85290/O-86080/E-86636. 74 s.
- Hanson, H. 1983. Planeringskriterier och icke-biologiska effekter vid sandsugnings- og utfyllnadsverksamhet SNV PM 1718. 99 s.
- Håkanson, L., Kulinski, I., Kvarnäs, H. 1984. Vattendynamik och bottendynamik i kustzonen. SNV PM 1905. 228 s.
- Stigebrandt, A. 1986. Modellberäkningar av en fiskodlings miljöbelastning. NIVA-rapport O-86004. 28 s.
- Sørensen m.fl. 1987. Kommunedelplan for kystsona i ytre Bremanger. Del I. Niva-rapport O-85290/O-86080/E-86636. 113 s.
- Sørensen, J. & Nagel-Alne, O. 1987. Kystsoneplan for Sunnhordland. Regional plan for akvakultur. Del 1. NIVA-rapport O-85229. 97 s.
- Sørgaard, K. 1987. Norsk kystsonkart. Basiskart i målestokk 1:20.000. Prosjektrapport nr. 1. Norsk institutt for vannforskning. Rapport O-84059. 108 s.
- Wikander, P. 1986. Egnethetsundersøkelser for havbruk i Aust-Agder fylke. Norsk institutt for vannforskning. Rapport O-85260. 159 s.

3. EVALUERING AV STRANDSONEN - STRANDKLASSIFISERING.

3.1. Definisjoner.

I dette delkapitlet er gitt definisjoner på endel begrep som blir nyttet i den følgende beskrivelse av strandklassifiseringen. Begrepene er listet opp i alfabetisk rekkefølge.

Bakland: Den delen av strandområdet hvor aktivitetene indirekte er knyttet til vannet og strandlinjen.

Egnethet: Graden av et områdes egnethet for spesifikk bruk bestemmes av om dets egenskaper tilfredsstillende aktivitetens lokaliseringskrav. Vanligvis er det de naturgitte forhold som alene legges til grunn for å bestemme et områdes egnethet. Begrepet er i det følgende gitt et utvidet innhold idet egnethetsvurderingene bygger på en samlet analyse av både naturgitte egenskaper og konkurransepotensialer i området.

Farbarhet: Fremkommelighet til fots langs stranden. (Se "tilgjengelighet").

Konkurransepotensialer: I dette tilfelle er begrepet brukt for å angi teoretisk mulighet for at det kan oppstå konkurranse mellom forskjellige brukerinteresser om et strandareal. Et område som fremstår som spesielt attraktivt som lokalitet for flere interesser, dvs. som tilfredsstillende mange ulike lokaliseringskrav, kan sies å ha et høyt konkurransepotensialer.

Kystsoner. Overgangsområdet mellom hav og land der det er direkte eller indirekte samspill mellom aktivitetene på sjø og på land. Begrepet kan defineres nærmere ut fra f.eks. økologiske-, sosio- økonomiske eller juridiske kriterier.

Områdeegenskaper: Karakteristika ved et strandområde, f.eks. størrelse, utforming og beliggenhet evt. sett i forhold til spesifikke aktiviteters lokaliseringskrav.

Overflatehelning: Strandens gjennomsnittlige helningsvinkel, f.eks. uttrykt i grader.

Ruhet: Overflatens grad av ujevnhet, f.eks. sprekksoner i fast berg eller løsmasser i form av sand, stein, blokker o.l.

Strand(soner): Den delen av strandområdet hvor aktivitetene foregår i direkte tilknytning til vannet og strandlinjen. Stranden er tilnærmet den sonen nærmest strandlinjen uten sammenhengende vegetasjon.

Strandklassifisering: I denne sammenheng nyttes begrepet for å beskrive strendenes relative verdi for ett eller flere bruksformål på grunnlag av utvalgte parametre. Det finnes flere metoder for klassifisering av strandtyper.

Strandlinje: Grenselinjen mellom sjø og land ved normalt høyvann. Definisjonen legges til grunn ved kartlegging av strandlinjen ved NGO.

Strandområde: Områdene så langt inn som sjøen og strandlinje har betydning for lokalisering av fritidshus og anlegg, jfr. definisjon i tidligere Strandplanloven, 1971.

Tidevannssone: Området mellom normalt høyvann og lavvann som ligger tørt ved fjære sjø.

Tilgjengelighet: Tilkomstmulighetene til stranden fra sjø eller land med aktuelle fremkomstmidler. I strandklassifiseringen nyttes begrepet "tilgjengelighet" også for å beskrive farbarheten langs stranden "Tilgjengelighet" blir således brukt som samlebegrep for å beskrive tilkomst til, og ferdelsmuligheter i strandsonen.

3.2. Strandsonen - krysningspunktet mellom sjø og land.

Svært mange av de aktivitetene som foregår i kystområdene har en eller annen tilknytning til strandsonen. Strandsonen utgjør krysningspunktet mellom de landbaserte og de vannbaserte aktivitetene. Sonen er av den grunn viet spesiell oppmerksomhet i forvaltningsmessig sammenheng. Plan- og bygningsloven har et generelt forbud mot bygging og fradeling i strandsonen som en videreføring av den tidligere Strandplanlovens forbud. Forbudet er ment å ivareta de allmenne interessene, og strandsonen skal i nødvendig utstrekning vernes mot båndlegging og privatisering.

Imidlertid er det registrert et stadig større press mht. utnyttelse av selve strandsonen da flere "strandavhengige" kystsoneaktiviteter øker sterkt i utbredelse og intensitet. Økningen gjelder spesielt akvakultur. Produksjonen av laks og aure er ti-doblet i perioden 1980 til -86 (Fossheim og Parmann 1987). Antall sjøbaserte anlegg (konsesjonsgitte) i 1986 var i overkant av 700 for landet totalt. Eksisterende anlegg utgjør derfor en betydelig bruksform allerede. Det forventes fremdeles en sterk økning i antall produksjonsheter i årene fremover, spesielt for oppdrett av marine arter. Hvor sterk økningen blir avhenger imidlertid tildels av den konsesjonspolitikken som til enhver tid føres.

Når det gjelder plan- og bygningslovens forhold til lokalisering av sjøbaserte anlegg for akvakultur, vil disse trolig bli likestilt med anlegg for fiskerinæringen og være unntatt fra byggeforbudet i strandsonen. De fleste sjøbaserte anlegg har imidlertid en eller annen form for landfeste. Drifts- og lagerbygninger i strandsonen i tilknytning til akvakulturanlegg vil bli rammet av byggeforbudet innenfor 100 meters grensen, men det kommunale bygningsrådet kan gi dispensasjon under forutsetning av at dispensasjonssøknaden blir vurdert ut fra de interesser

forbudet er ment å ivareta (Miljøverndepartementet/Kommunal- og arbeidsdepartementet, 1986). I praksis har det vist seg at et generelt byggeforbud med muligheter for dispensasjon mange steder ikke er et effektivt middel for å hindre båndlegging av strandressurser. De fleste akvakulturanlegg med tilhørende funksjoner er helt avhengig av å kunne lokalisere seg i strandsonen.

Aktiviteter foruten akvakultur som er særlig rettet mot strandområdene er bl.a. friluftsliv/ bading, oppankring av fritidsbåter, låssetting av fisk, hytter, naust og annen bebyggelse. I tillegg finnes særskilte verneinteresser i strandsonen, f.eks. strandenger/våtmark, hekke-og næringsplasser for sjøfugl m.v. Selve strandsonen er også spesielt utsatt og sårbar overfor tekniske inngrep og forurensninger. Oljesøl og andre utslipp som driver mot land får ofte de største skadeeffektene der forurensningen først treffer land - i strandsonen. Det er derfor grunn til å forvente at strandsonen vil være særlig utsatt for konkurranse som kan gi opphav til konflikter mellom de ulike brukerinteressene og mellom bruker- og verneinteresser.

3.3. Strandklassifisering

3.3.1. Generelt.

Dersom strandsonen og de ressurser som finnes der skal kunne forvaltes på en fornuftig og økonomisk måte, er det nødvendig med kunnskap om dens beskaffenhet. Siden en neppe kan hindre at akvakulturanlegg og tilhørende fasiliteter båndleger strandområder i stadig større omfang, blir det desto viktigere at aktiviteten styres mot områder der de negative effektene av båndlegging blir minst, samtidig som lokaliseringskravene tilfredsstilles. For planlegging på kommunenivå kan det være hensiktsmessig å klassifisere eller "bonitere" strandarealene og gjøre en analyse av

egnethet for ulike bruksformål før en tar stilling til hva de eventuelt kan eller bør nyttes til.

Tradisjonelle naturvitenskapelige lokaliseringsanalyser for akvakultur omhandler i hovedsak undersøkelser av resipientforholdene ut fra hydrografiske målinger, analyse av bunnsedimentene etc. Arealegenskaper på sjø og på land (i strandsonen) blir i mindre grad trukket inn i vurderingene. Som nevnt medfører akvakulturanlegg i mange tilfeller båndlegging av strandarealer f.eks. til driftsbygninger, lagerbygg, transportareal m.m. For en mer helhetlig vurdering av akvakulturens lokalitetsbehov er det mao. nødvendig å se på den funksjonelle verdien av både sjø- og landarealene (strandsonen) i sammenheng. Det finnes imidlertid pr. idag ingen metode for evaluering av strandareal som er spesielt utviklet mhp. akvakultur. Interessen har derfor først og fremst vært rettet mot eksisterende metoder og mulig tilpasning til formålet.

En metode for evaluering og klassifisering av strender på Vestlandet er tidligere utviklet (Bennett, 1973/-76). Metoden er i utgangspunktet utviklet for identifisering av ressurser for friluftslivet og dette har vært hovedkriterium for det parametervalg som er gjort.

Metoden har senere gjennomgått enkelte modifikasjoner (Elvestad og Sørensen 1985) først og fremst med tanke på tilpasning til bruk i planlegging. Modifiseringene består hovedsakelig i en forenkling av registreringsopplegg og i klasseinndeling (strandtyper).

Strandklassifiseringsmetoden er gjennomført i flere kystsoneplanarbeider hvor den har hatt en mer generell anvendelse for bl.a. kartlegging av typer strandareal til aktiviteter som har tilnærmet samme krav til områdeegenskaper som friluftslivet. En vil i det følgende primært se på metodens anvendelse i egnethetsvurderinger for sjøbasert oppdrett av laks og aure. Metoden evalueres isolert, andre

alternative metoder og innfallsvinkler til strandklassifisering vil kun bli kort omtalt (jfr. kap. 3.6).

Metoden nyttes for landskapsevaluering i strandsonen for å fremskaffe data om egnede områder for forskjellige aktiviteter og bruksformer. Systemet bygger dels på "evaluative" metodemodeller ved at strandområdenes kvalitet bestemmes med hensyn til spesifikke aktiviteters krav og dels på "ikke-evaluative" metodemodeller som omfatter registrering av de faktiske forhold f.eks. bruk, tilrettelegging m.v. (Bennett 1976). Evalueringen er i prinsippet avgrenset til landarealet, dvs. de områdene som ligger over vann (normalt høyvann). Det er lagt vekt på at metoden skal være lett å operasjonalisere dvs. kunne utføres uten bruk av store ressurser.

Forhold under vann er mer problematisk å registrere direkte og er derfor ikke tatt med. Likevel er det mulig på grunnlag av inventering og vurdering av strandsonen å danne seg et relativt pålitelig bilde av bunnforholdene i sjøen utenfor stranden. Dette vil være tilstrekkelig i tilfeller der kravet til datenes detaljgrad og reliabilitet er senket (f.eks. på grunn av tid, kostnader etc.) og i tilfeller der mer eksakte målinger ikke lar seg gjennomføre.

Mer spesifikt hvilken informasjon strandklassifiseringen kan bidra med i en egnethetsanalyse for akvakultur er vist i tabell 3.1.

Tab. 3.1. Mærøppdrett i sjø - krav til arealegenskaper (naturgitte og antropogene) og hvilke egenskaper som identifiseres gjennom strandklassifiseringen.

SJØ		STRAND
Vannmasse	Bunn	
God dybde *	Forankrings- muligheter *	Forankrings- muligheter *
Vannutskiftning *		
Strøm *	Jevn og skrånende *	Byggeplass X
Salinitet 0	Ikke terskler 0	Transp. areal X
Oksygen 0	Ikke gytje *	Tilgjengelig- het/farbarhet X
Temperatur 0		
Ikke islegging 0		
Ingen faste innretninger 0	Ingen faste innretninger 0	Ikke båndlagt X
Lavt konflikt- potensiale *	Lavt konflikt- potensiale *	Lavt konflikt- potensiale *
<p>X = Egenskaper som registreres direkte eller indirekte gjennom strandklassifiseringen</p> <p>* = Egenskaper som strandklassifiseringen kan gi en indikasjon på</p> <p>0 = Egenskaper som ikke registreres gjennom strandklassifiseringen</p>		

3.3.2. Metodens hovedparametre - overflatehelning og ruhet.

For bruk og utnyttelse av strandarealet generelt må en anta at strandens fysiske utforming er av avgjørende betydning. For de fleste aktiviteter med behov for strandareal er

strandens overflatehelning og ruhet særlig viktig for områdets funksjonelle egenskaper (Bennett 1976).

Overflatehelning.

Noen eksakt helningsvinkel som danner grensen for allmenn ferdsel og generell bruk er ikke mulig å bestemme. I det opprinnelige registreringsopplegget har man forsøkt å se skråninger ut fra en "gjennomsnitts families" synspunkt som da utgjør referansegruppe for fastsettelse av klasse-grensene. De fleste vil ikke ha problemer med å ta seg fram på en flate med opptil 15 graders helning. En plan flate med 15 til 30 graders helning vil være noe mer besværlig å ferdes på og kanskje ansees som farlig av noen. Strender med helning brattere enn 30 grader vil trolig være utilgjengelig for de fleste. Vinkelen på 30 grader er ganske vanlig i naturen, det er bl.a. den vinkelen sand danner når den raser ut, f.eks. fra siden av et sandtak. Rasvinkelen for ur varierer mellom 40 og 45 grader (Bennett 1976).

Ruhet.

Ruhetsgraden motvirker i en viss utstrekning overflatehelningens betydning for ferdselen. En bratt strand med mange ujevnheter vil være lettere å forsere enn et glattskurt svaberg. På relativt flate strender vil derimot grove sprekksoner eller blokker og annet løsmateriale som oftest være til hinder for ferdsel og vanskeliggjøre bygging og annen utnyttelse.

På en flat strand bestående av glatt svaberg eller av partikler av sand, grus eller stein under ca. 5 cm i diameter, er ferdsel lett. På strender der løsmateriale eller sprekker o.l. i overflatestrukturen av størrelse inntil ca. 50 cm er dominerende, vil ferdsel fremdeles være mulig om enn noe mer problematisk. Blokkstrender eller svastreder med meget høy ruhet tilsvarende mer enn ca. 50 cm løsmassestørrelse er krevende å ta seg frem på og vil

være mindre attraktive for de fleste aktiviteter (Bennett 1976).

3.3.3. Opplegg for inventering.

En øvet registrator inventerer stranden fra sjøen i båt eller eventuelt fra land til fots eller med bil etter forholdene på stedet. Strandens gjennomsnittlige overflatehelning og ruhet registreres og avmerkes på kart i egnet målestokk. I de fleste tilfeller vil økonomisk kartverk i målestokk 1:5000 være passende som et arbeids- og registreringskart. Generelt registreres strender av samme klasse på mer en ca. 20 meters lengde for seg. I områder med små vekslende strandtyper registreres den dominerende strandtypen. Presisjonsnivået kan imidlertid justeres etter behov. I tillegg registreres om stranden primært er utformet i løsmasser eller fast berg. Områder med sump eller gytje skilles også ut. Strender med sammenhengende båndlegging av varige konstruksjoner eller anlegg f.eks. hyttebebyggelse, naust og kaier og strender der den opprinnelige strandlinjen er varig forandret ved fyllinger, vegger o.l. (20 meter kan også her brukes som minimum utstrekning), registreres som antropogen strand (båndlagt/bebygde strand). Tabellen (nr. 3.2) under viser de ulike kombinasjoner av helningklasser og ruhetsgrader.

Tab. 3.2. Skjematisk oppsett av helningsklasser og ruhetsgrader.

HELNINGSKLASSE	GJENNOMSNIITTLIG HELNING	RUHETSGRAD		
		(1) LITEN	(2) MIDDELS	(3) STOR
I	0 - 15	< 5	5 - 50	> 50
II	15 - 30	< 5	5 - 50	> 50
III	> 30	< 5	5 - 50	> 50

Helning i grader
Ruhet i cm

FASTBERG = F
LØSMASSESTRAND = L
SUMP/GYTJE = G

De ulike kombinasjoner av helningklasse og ruhet gir tilsammen 9 strandklasser (pluss tilleggsinformasjon om forholdet fastberg/løsmasser) . Disse er beskrevet av Bennett (1976). Elvestad og Sørensen (1985) har funnet følgende gruppering av strandtypene hensiktsmessig:

Strandklasse	I/1 og I/2	:	Meget god tilgjengelig strand
	II/1 og II/2	:	Tilgjengelig strand
	I/3 og II/3	:	Vanskelig tilgjengelig strand
	III/1-III/3	:	Utilgjengelig strand
	Antropogen (båndlagt/bebygd) strand utgjør en egen klasse.		

3.4. Referanseramme.

De påfølgende vurderinger og slutninger (kap. 3.5) angående strandklasse og egnethet for akvakultur bygger på følgende forutsetninger/antagelser:

- Det forutsettes en sammenheng mellom micro-morfologien i strandsonen og de strandnære områdene i sjøen utenfor. En må kunne anta med relativt stor sikkerhet at sjøbunnen i en viss utstrekning fra land vil ha en gradient og en utforming forøvrig som tilsvarer en forlengelse av stranden. Det er også sammenheng mellom forholdet fast berg/løsmasser og strandklasse. Strender som er lett tilgjengelige/flate vil for en stor del være utformet i løsmasser, mens det vil være et større innslag av fast berg på steder som er vanskelig tilgjengelig/utilgjengelige. I områder med løsmasser vil dannelsen av marebakke eventuelt representere avvik fra strandgradienten.
- Det antas at strandtyper av høy kvalitet, dvs. "meget god tilgjengelig strand" (strandklasse I/1 og I/2) er spesielt attraktive lokaliteter. Strender av denne typen tilfredsstiller en rekke aktiviteters krav til områdeegenskaper ut fra de naturgitte forhold. Attraktive strender vil ofte ha etterspørsel fra mange ulike brukerinteresser og representerer en særlig ressurs for de allmenne ferdsels- og friluftsinteressene. Samtidig synes det å være "knapphet" på slike

strandarealer de fleste steder langs kysten. Høy etterspørsel og begrensede arealer tilsier at konkurransen om arealressursene vil være relativt stor. "Konkurransesjansen" kan teoretisk sett sies å være høyere enn for de andre strandtypene.

3.5. Strandtypenes egnethet for akvakultur.

I det følgende gis en vurdering av de ulike strandtypenes egnethet for lokaliserings av akvakultur. Vurderingen omfatter i hovedsak de forhold som registreres direkte eller indirekte gjennom strandklassifiseringen samt forhold som klassifiseringen kan gi en indikasjon på (jfr. tabell nr. 3.1).

3.5.1. Meget god tilgjengelig strand.

Flate strender av denne typen vil være lett å opparbeide for oppsetting av drifts- og lagerbygninger i forbindelse med sjøbaserte akvakulturanlegg. Det vil ikke være terrengmessige barrierer i selve strandsonen. Siden slike strender ofte vil være utformet i løsmasser og bestå av leir/sand/grus kan det være problematisk å finne solide festepunkter (fast berg) til forankring av anlegg. En slak strandgradient indikerer ofte langgrunne forhold, noe som bl.a. nedsetter tilflottsmulighetene med båt.

Et sjøbasert oppdrettsanlegg må plasseres langt ut fra land på grunn av liten dybde noe som vil være lite hensiktsmessig dersom anlegget skal ha landbaserte funksjoner lokalisert i strandsonen. Hvis stranden består av finpartikulært materiale av type leir/silt eller evt. organisk materiale tyder dette på "sedimentasjonsforhold" som indikerer lav strømhastighet i sjøområdet utenfor. Dette kan være et signal om at vannutskiftningen er ugunstig. Grunne områder med f.eks. periodevis høy partikkeltransport kan også medføre fare for oppdrettsfisk dersom leir eller sandmateriale hvirvles opp i mærene.

Strender av denne typen vil teoretisk sett være konkurransutsatt da de tilfredsstillter mange forskjellige aktiviteters krav til områdeegenskaper. Flate sandstrender ("badestrender") er dessuten av særlig verdi for allmenne ferdsels- og friluftsinnteresser dersom de ligger lunt og solrikt plassert og ellers er tilgjengelige for offentligheten.

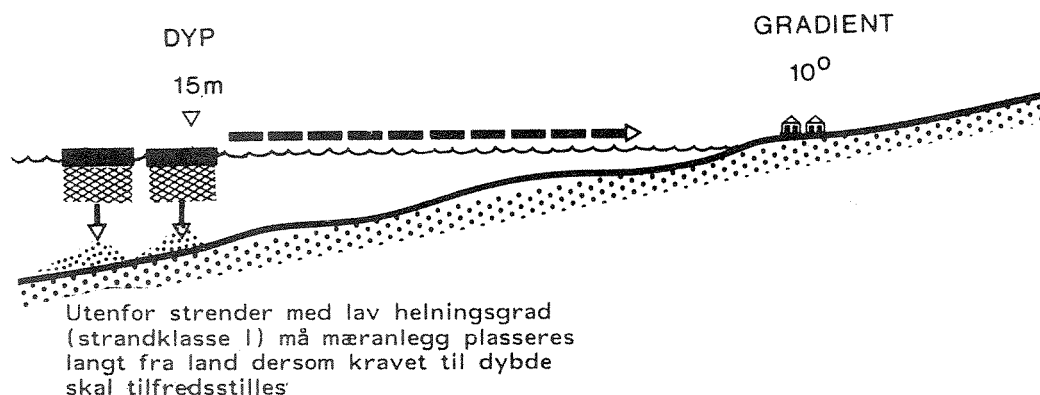


Fig. 3.1. Skisse som illustrerer lokalisering av anlegg utenfor "meget god tilgjengelig strand".

3.5.2. Tilgjengelig strand.

Middels bratte strender med relativt lav ruhet kan i de fleste tilfeller nyttes til plassering av driftsbygninger, men det vil kunne kreve endel utjevning og planering. Ferdsel i strandsonen vil generelt være noe mer besværlig enn i flatere områder.

Strender av denne typen kan være utformet i løsmasser eller i fast fjell. Det vil være stor sannsynlighet for å finne forankringspunkter i fast berg.

Strandgradienten indikerer tilfredsstillende dybdeforhold i sjøen utenfor og tilflott med båt vil sjelden representere noe problem. Et anlegg vil i de fleste tilfeller kunne plasseres i rimelig nærhet til land. Ruheten er såvidt lav at transport av avfallsstoffer langs bunnen vekk fra anlegget ikke forhindres.

Strender av denne typen vil teoretisk sett være mindre konkurranseutsatt sammenlignet med strandområder med bedre tilgjengelighet. Dette gjelder spesielt i forhold til allmenne friluftssinteresser. Imidlertid utgjør slike strender relativt attraktive byggearealer til f.eks. industri, hytter, naust etc.

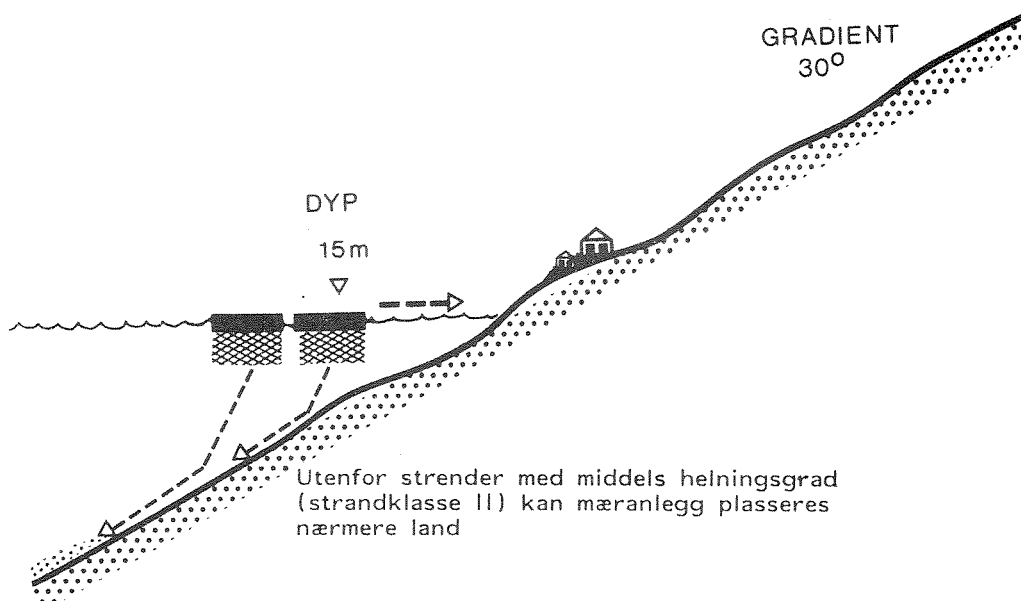


Fig. 3.2. Skisse som illustrerer lokalisering av anlegg utenfor "tilgjengelig strand".

3.5.3. Vanskelig tilgjengelig strand.

Strender av denne typen karakteriseres av sterkt oppspiltet overflatestruktur med grove sprekksoner i fastfjell

eller dominans av blokk-materiale. Områdene vil kunne tilrettelegges for oppførelse av bygninger, men vil i de fleste tilfeller kreve planering, eventuelt også utsprengning av fjell. Forankringsmuligheter vil sjelden være noe problem.

For I/3 strendene kan dybdeforholdene utenfor være en minimumsfaktor og blokker o.l. vil kunne fungere som "sedimentasjonsfeller" og hindre transport av avfallsstoffer vekk fra bunnen under mærene. Også for sjøområder i tilknytning til II/3 strender, vil ruheten kunne nedsette vanntransporten langs bunnen. I tillegg vil fremspring og blokker i det strandnære sjøområdet/tidevannssonen nedsette tilgjengeligheten mellom sjø og land og farbarheten langs stranden.

Strandområder av denne type vil generelt være mindre ettertraktet og derved ha et lavt konkurransepotensiale.

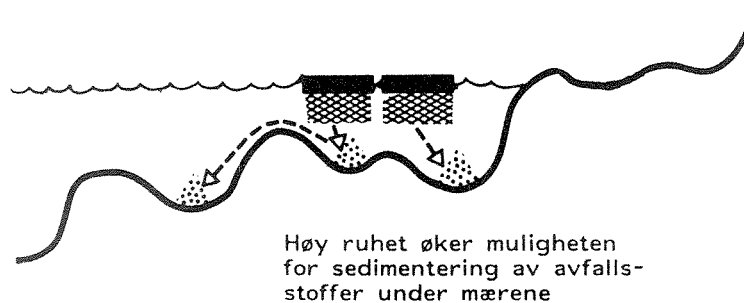


Fig. 3.3. Høy ruhet spesielt i kombinasjon med lav strandgradient kan gi sedimentasjonsproblemer under mærene.

3.5.4. Utilgjengelig strand.

Strender av denne type er for bratte til at bygninger kan plasseres på slik grunn. Strendene vil som oftest være utformet i fast fjell. Ved utsprenkning og eventuell utfylling i sjø kan området tilrettelegges for bygging, men dette vil medføre økte kostnader.

Strandgradienten burde tilsi svært gunstige dybdeforhold i sjøen utenfor og anlegg kan legges tett inntil land, noe som kan være avgjørende for å oppnå skjermingseffekt ved plassering i eksponerte områder. Det vil som oftest være lett å finne gode forankringspunkter. På grunn av dybden vil micro-morfologien på bunnen være av mindre betydning.

Utilgjengelige strender vil sjelden være konkurransutsatte.

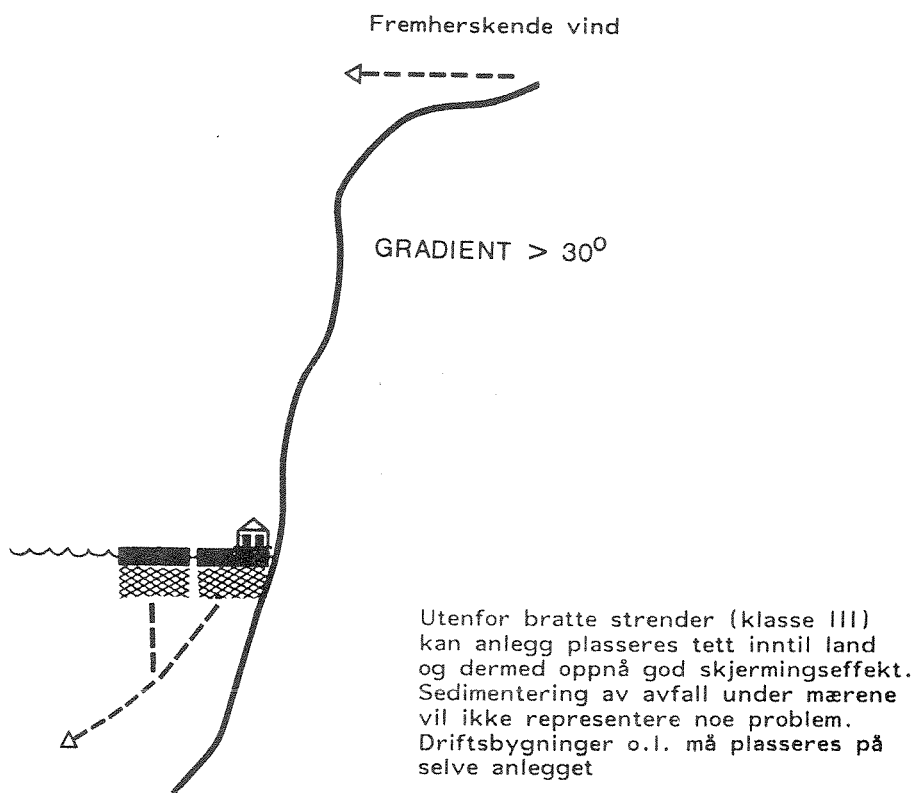


Fig. 3.4. Lokalisering av anlegg utenfor "utilgjengelig strand".

3.5.5. Samlet vurdering.

"Meget god tilgjengelig strand" synes generelt å være mindre egnet for sjøbaserte anlegg pga. liten dybde og høyt konkurransepotensiale. For landbasert drift kan likevel strender av klasse I/1 og I/2 være særlig aktuelle dersom sjøområdet utenfor tilfredsstillende de øvrige krav (f.eks. sjiktede, dype vannmasser for opp-pumping av varmere dypvann i vinterhalvåret). I prinsippet vil kravet til områdeegenskaper når det gjelder selve strandarealet være høyere for landbasert drift enn for sjøanlegg da kvaliteten på strandarealet blir en spesielt viktig lokaliseringsfaktor for primærdelen av anlegget.

Ut fra planleggingens ønske om å finne optimale områdetyper for aktiviteter, fremstår "tilgjengelige strender" (klasse II/1 og II/2) som interessante i forbindelse med lokalisering av akvakulturanlegg (mæranlegg i sjø med driftsfunksjoner på land). Denne strandklassen synes å tilfredsstillende akvakulturens samlede krav til egenskaper på sjø og land, både når det gjelder de naturgitte forhold og forholdet til andre brukerinteresser (jfr. tabell nr. 3.3).

"Vanskelig tilgjengelige strender" av klasse I/3 og II/3 synes i utgangspunktet å være mindre egnede da arealet krever relativt mye tilrettelegging for å kunne tas i bruk. Høy ruhet langs sjøbunnen i fortsettelsen av stranden vil kunne øke sedimentasjonsprosessen under mærene samt nedsette tilflottsmulighetene til land. Likevel må en anta at slike strender vil bli mer aktuelle for lokalisering etterhvert som presset på de lettere tilgjengelige arealene øker. Konkurransen om arealene kan i mange områder gjøre at denne strandklassen er å foretrekke ved lokalisering for å unngå konflikter. Ut fra et ressursforvaltningssynspunkt vil det være positivt om nettopp slike lite attraktive arealer kunne brukes i større utstrekning til omfattende og arealkrevende utbyggingsformål.

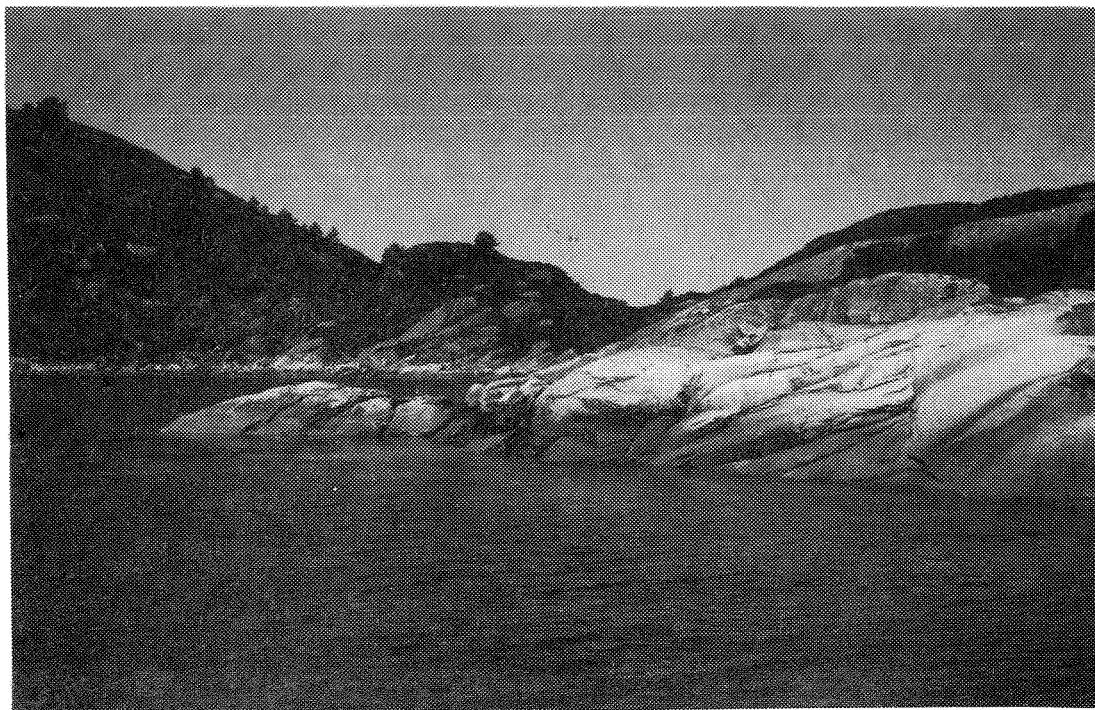


Fig. 3.4. Område med "tilgjengelig strand" (II/1). Gradienten tilsier tilfredsstillende dyp i sjøen utenfor. Oppsetting av driftsbygninger burde være mulig uten særlig tilrettelegging. Stranden er i dette tilfelle imidlertid også attraktiv for friluftsliv/bading.

Sjøområder utenfor bratte strender (strandklasse III) vil trolig bli svært egnede lokaliteter for akvakultur dersom utviklingen går mot mer mobile anlegg og selvstendige, flytende enheter. For anlegg som er avhengige av landbaserte funksjoner er denne strandklassen neppe aktuell.

Dersom minimalisering av konkurransepotensialet er et viktig kriterium for lokalisering, fremstår disse områdene som særlig gunstige.

Tabellen (nr. 3.3) viser (forenklet) strandtypenes egenskaper/egnethet mhp. lokalisering av akvakultur.

Tab. 3.3. Enkel matrise for illustrasjon av de ulike strandtypenes egnethet for akvakultur ut fra en vurdering av naturgitte forhold og konkurransepotensialer.

STRANDKLASSER	NATURGITTE FORHOLD		KONKURRANSEPOTENSIALE	
	Sjø	Land	Sjø	Land
I/1 og I/2	-	+	-	-
II/1 og II/2	+	0	0	0
I/3 og II/3	-	-	+	+
III/1 - III/3	+	-	+	+

+ Godt egnet
 0 Middels egnet
 - Mindre egnet

3.6. Strandklassifisering anvendt i planlegging - praktiske eksempler.

Det vises i dette kapitlet til eksempler på planprosjekter hvor den beskrevne metoden for strandklassifisering er anvendt i arealplansammenheng.

3.6.1. Strandklassifisering i Austevoll.

Metoden har vært nyttet i arbeidet med kystsoneprojektet "Soneplan for deler av et kystområde i Austevoll kommune" (Elvestad og Sørensen 1985). Klassifiseringen har først og fremst vært brukt for å vise hvilke typer strandareal som allerede er båndlagt av bebyggelse e.l. Et kart med innplottede hytter og naust i strandsonen ble lagt over et "strandklassekart" hvor det på dette grunnlag ble påvist relativt høy grad av båndlegging av det beste og lettest utnyttbare strandarealet (strender av klasse I/1 og I/2).

Det synes å være klart sammenfall mellom strandkvalitet og grad av båndlegging til f.eks. hytter og naust.

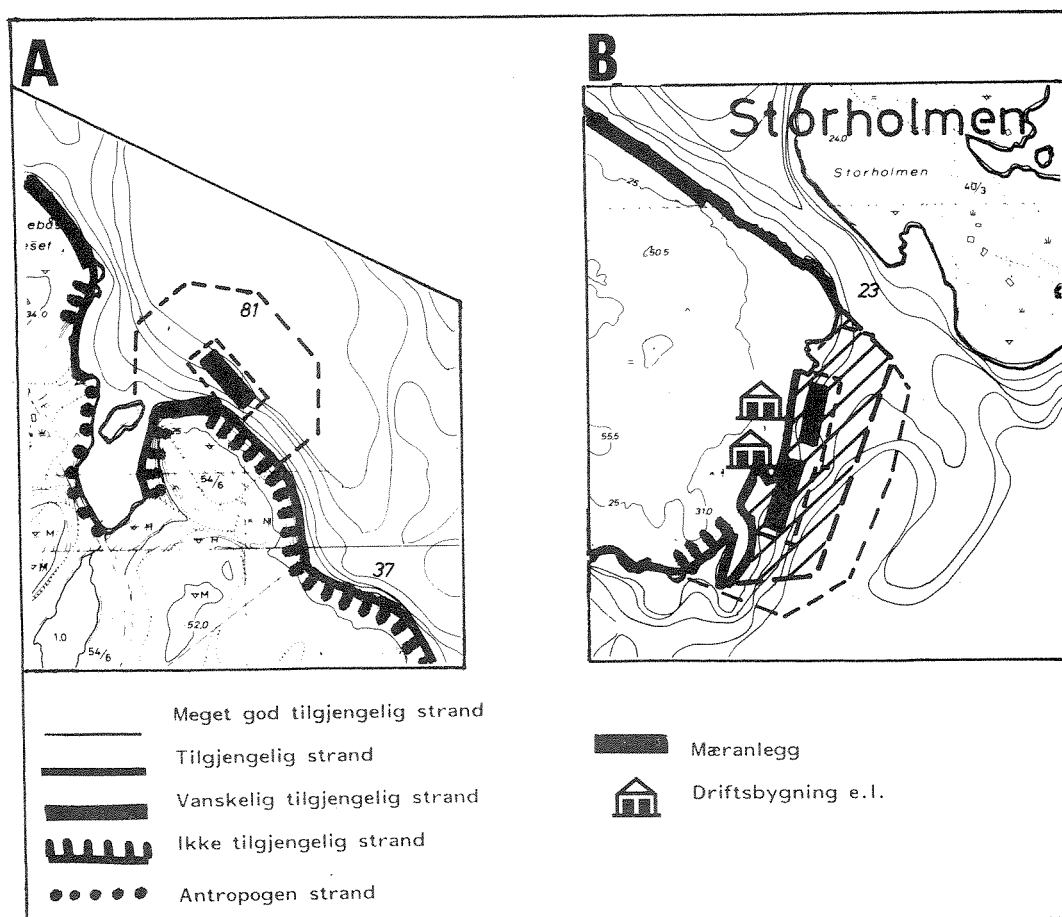


Fig.3.6. Utsnitt av temakart fra Austevoll kommune som viser plassering av mæranlegg i sjø utenfor: A. "Ikke tilgjengelig strand" med driftsbygninger plassert på selve anlegget og B. "Tilgjengelig strand" med driftsbygninger, brygger o.l. oppført i strandsonen. Kartgrunnlaget er ØK i M=1:10 000 med påførte dybdekoter, ekvidistanse 10/50 meter.

Når det gjelder eksisterende akvakulturanlegg (mæranlegg) viste undersøkelsen at disse for en stor del var lokalisert i tilknytning til strender av klasse II/2 og III/1-3. I de senere årene synes det å ha skjedd en "utflyttingsprosess" innen kommunen der anleggene har flyttet ut til mer eksponerte lokaliteter med bedre vannutskiftning. Ofte ligger disse lokalitetene i tilknytning til relativt bratte

strender utformet i fastfjell der det oppnås skjermingseffekt. De anleggene som var plassert utenfor "utilgjengelig strand" hadde naturlig nok ikke driftsbygninger o.l. plassert på land. Det er i denne sammenheng interessant å merke seg at det hittil har vært registrert få arealkonflikter mellom akvakultur og andre interesser i Austevoll, noe som kan gi grunn til spekulasjon om dette bl.a. kan tilskrives anleggenes lokaliseringssmønster.

3.6.2. Strandklassifisering i Bremanger.

Metoden har vært nyttet i kystsoneplanlegging i Ytre Bremanger. Strandklassifiseringen har på lik linje med andre plandata dannet et beslutningsgrunnlag for arealplanleggingen i sin helhet. Resultatene er gjengitt i rapporten "Kommunedelplan for kystsona i Ytre Bremanger, Del I: Planframlegg med arealdel" (Sørensen et al. 1987).

Strandklassifiseringen fungerer bl.a. som en ressursoversikt. Resultatene fra strandevalueringen viser at ca. 16% av det samlede strandarealet i planområdet består av strandklassen "meget god tilgjengelig strand". I realiteten kan en regne med at mindre enn 10% av dette arealet er utnyttbare ressurser dersom en trekker fra båndlagt areal til enkelthytter, naust, kaier m.v. Dette burde tilsi en forsiktig, planmessig og prioritert fremtidig bruk av denne strandressursen i planområdet.

I egnethetsvurderingen av områder for sjøbasert akvakultur har resultatene av klassifiseringen i dette tilfellet hatt mindre betydning. En har imidlertid i tillegg vurdert områder med tanke på landbasert drift og strandklassifiseringen er her trukket inn i analysen, jfr. "Kommunedelplan for kystsona i Ytre Bremanger, Del II: Sektorutgreiing for akvakulturnæringa. Naturgrunnlag, infrastruktur og ringverknader." (Bjerknes et al. 1987):

"....For landbaserte anlegg vil det vera ein fordel å nytte strandområde som krevjer minst moglege tilretteleggjing (flate strender)."

3.6.3. Strandklassifisering i Fusa.

I forbindelse med pågående kystzoneplan og vassdragsplan for Fusa kommune er det foretatt en strandklassifisering ("Framlegg til kystzoneplan og vassdragsplan for Fusa kommune" - rapport fra prosjektet "Planlegging av sjø og vassareal i Fusa kommune". (Korvald og Bjerknes 1987). Arealfordelingen er her vist i henhold til de ulike strandklassene. Hele 41% av strandsonen i kommunen er "utilgjengelig", mens 32% kommer i klassene "vanskelig tilgjengelig" og "tilgjengelig". 22% kan karakteriseres som "meget god tilgjengelig strand" (med unntak av strender som er båndlagt av enkeltobjekter, f.eks. mindre brygger, enkeltnaust o.l. som således ikke kommer i klassen "antropogen strand").

Strandklassifiseringen er trukket inn i areal- og egnethetsvurderingene generelt. Om strandressursene sier rapporten følgende:

"...Den lett tilgjengelege stranda er ein arealressurs for flerie føremål. Badeliv, hyttebusetnad, jordbruk og kanskje etterkvart også landbaserte fiskeoppdrettsanlegg er særleg konkurrentar om dette strandarealet. Mykje av denne strandtypen er alt idag disponert til jordbruk og hytter. Samla sett er såleis strender som er lett tilgjengeleg, både frå naturen si side og fordi dei ikkje er nytta til andre føremål, iferd med å verta ein knapp ressurs."

Strandklassifiseringa er og nytta aktivt i egnethetsvurderinger for akvakultur både med hensyn til lokalisering av sjøbaserte og landbaserte anlegg. Eksempel på konkret bruk av strandklassifiseringen i rapporten:

"....Strandlina mellom Sævareidfjorden og Lukksund har fleire strandstrekninger som kan eigna seg for landbaserte marine oppdrettsanlegg (låge strender, god djupne og gode resipient-tilhøve)."

3.7. Sluttkommentarer.

Jeg har i det foregående drøftet relevansen av en metode for strandklassifisering særskilt med hensyn på egnethetsvurderinger for akvakultur til bruk i kommunal oversiktsplanlegging. Bakgrunnen for å koble strandevaluering til slike egnethetsanalyser bygger som tidligere nevnt på det faktum at oppdrettsanlegg i sjø i de fleste tilfeller har tilhørende funksjoner plassert på land i strandsonen. I mange tilfeller vil akvakulturanlegg legge beslag på minst like mye strandareal som sjøareal om en regner plass til forankringsanordninger, driftsbygninger, lager- og transportareal. For andre driftsformer innen akvakultur vil relevansen av strandklassifiseringen trolig være større f.eks. mhp. landbaserte anlegg. Landbasert drift synes være egnet for endel marine arter, spesielt bunnfisk som kveite og piggvar som bør oppdrettes i kar der miljøet lettere kan kontrolleres og styres. Også for laksefisk vil trolig landbasert drift bli mer utbredt bl.a. for å redusere sjansene for sykdomssmitte som i visse områder er et alvorlig problem for oppdrett i sjøbaserte anlegg.

Settefiskanlegg og klekkerier vil ofte søke lokalisering i strandsonen på elvesletter i nærheten av ferskvannskilder. For et settefiskanlegg må en i følge overslagsberegninger regne med et arealforbruk på ca. 1000 m² pr. 100.000 smolt i årsproduksjon (Møklebust 1985).

I planlegging av kystsonen ser en derfor nødvendigheten av egnethetsundersøkelser som i større grad enn tidligere trekker inn evaluering av strandarealet. Flere typer informasjon bør sammenstilles for derved samlet å gi et bredere underlag for egnethetsvurderinger. Strandklassi-

fiseringen vil følgelig utgjøre en del av analysegrunnlaget. I oversiktsplanleggingen vil det ofte være aktuelt å gi en relativt grov egnethetsvurdering med reduserte krav til nøyaktighet for større områder. I den sammenheng er dybdeinformasjon på et dybdekontekart koblet til et strandklassekart, et svært nyttig hjelpemiddel i egnethetsvurderinger for planformål (jfr. kap. 2).

Det er klart ønskelig å utvikle strandklassifiseringsmetoden videre spesielt med tanke på å øke "forklaringsgraden" og tilpasse valg av variable direkte til det formål som skal evalueres. Dette må imidlertid ikke gå utover gjennomførbarheten av metoden.

Fortolkning av flybilder, stillbilder (skråfoto) og kart kan kanskje til en viss grad avløse feltinventeringen og derved rasjonalisere arbeidet. Dette er nyttet ved andre klassifiseringsmetoder, men i mindre detaljert målestokk. Prosjektet "Kystkartverk for oljevernberedskap" utarbeidet ved SINTEF i 1985 nytter en fysiografisk strandklassifisering spesielt beregnet på evaluering av sårbare/mindre sårbare strender for oljeforurensninger. Målestokken er i dette tilfelle 1:50.000. Et annet prosjekt "Kystsonkartlegging på Svalbard" som er under utføring av Geografisk institutt ved Univ. i Oslo nytter også strandklassifisering som en viktig del av datagrunnlaget. Målestokken er 1:200.000.

For en mer utførlig beskrivelse av strandklassifiseringsmetoden i sin opphavelige form henvises til Bennett (1973): "Bonitering av strandområder" og Bennett (1976): "Opplegg til inventering og vurdering av strandområder på Vestlandet" samt Elvestad og Sørensen (1985): "Soneplan for deler av et kystområde i Austevoll kommune" (se LITTERATURHENVISNINGER for full referanse).

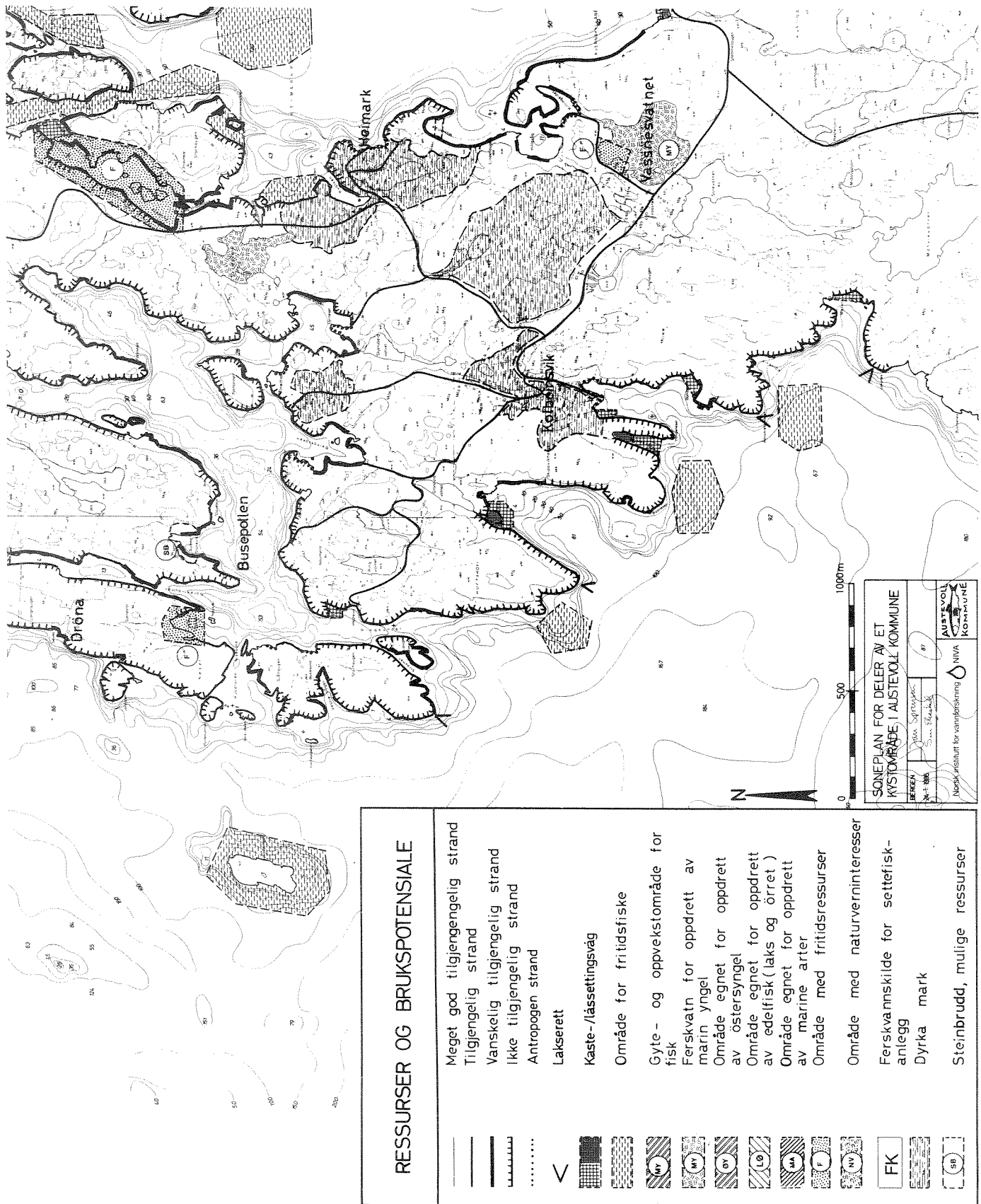


Fig.3.7. Utsnitt av temakart (Ressurser og brukspotensialer) fra Austevoll. Kartgrunnlaget er ØK (nedfotografert) med påførte koter på sjøen. Strandklassene og et utvalg av andre data er vist.

Grunnlaget for metoden er relativt enkelt å tilegne seg. Opplæring av registratorer skjer lettest gjennom noen dagers samarbeid med en øvet instruktør. Dette har vært praktisert i en rekke av de kystsoneprojekter der NIVA har bidratt. Opplærte medarbeidere har senere kunnet overta inventeringssarbeidet med en viss oppfølging fra NIVA's side. Foruten økonomiske besparelser for kommunen, har dette den fordel at vedkommende medarbeider opparbeider en detaljert lokalkunnskap som kommer prosjektet og kommunen tilgode.

3.8. Litteratur

- Bennett, R.G. 1973: Bonitering av strandområder. Norsk Geografisk Tidsskrift nr. 27.
- Bennett, R.G. 1976: Opplegg til inventering og vurdering av strandområder på Vestlandet. Geografisk institutt, Univ. i Bergen.
- Bjerknes et al. 1986: Kommunedelplan for kystsona i ytre Bremanger. Del II. Sektorutgreiing om akvakulturnæringa. Naturgrunnlag, infrastruktur.
- Elvestad, S. og Sørensen, J. 1985: Soneplan for deler av et kystområde i Austevoll kommune. Planrapport. Austevoll kommune/NIVA-Vestlandsavdelingen.
- Fossheim, E. og Parmann, G. 1987: Norsk Havbruk 1987/88. Akvakultur. Dreyer Forlag.
- Korvald, E. og Bjerknes V. 1987: Framlegg til kystsoneplan og vassdragsplan. Fusa kommune. NIVA- Vestlandsavdelingen/Fusa kommune.
- Lystad, J. og Maroni, K. 1986: Akvakultur og arealbrukskonflikter. En drøfting av miljøavhengighet, miljøpåvirkning og lokalitetsbehov. NIVA-rapport, Lnr. 1844.
- Miljøverndepartementet/Kommunal og arbeidsdepartementet 1986. Ikraftsetting av en ny plan- og bygningslov. Rundskriv T-7/86.
- Møklebust, K.A. 1985: Plassering av anlegg. Arealbehov. Foredragsnotat. Stord.
- SINTEF-NTH 1985. Kystkartverk for oljevernberedskap. Fylkesvise rapporter/kartmateriell. SINTEF - NTH, Trondheim.
- Sørensen et al. 1987: Kommunedelplan for kystsona i ytre Bremanger. Del I. Planframlegg med arealdel. Bremanger kommune/NIVA-Vestlandsavdelingen.
- Ødegard, R., Sollid, J.L. og Trollvik, J.A. 1987: Kystsone kartlegging på Svalbard. Prosjektbeskrivelse. Geografisk institutt, Univ. i Oslo (ikke publisert).

4. FYSISK OSEANOGRAFI

4.1. Innledning.

De viktigste fysiske forholdene det må tas omsyn til ved vurdering av et sjøområde i forbindelse med fiskeoppdrett, er strøm (utskifting av vannmasser), bølgeeksponering, vindeksponering, isforhold og hydrografi. Videre må det tas omsyn til forhold som forurensingstilførsler fra industri, bergverksdrift, jordbruk m.m. og til naturlige tilførsler av partikulært materiale og direkte ferskvannspåvirkning via elver og bekker, som kan påvirke bl.a. sikten i vannet. Disse siste faktorene gjenspeiler seg ofte gjennom tilstanden til vannfloraen og faunaen.

I dette kapitlet blir det gitt en karakteristikk av de ulike fysiske forhold, med vekt på deres spesifikke betydning for oppdrettsnæringen. Det blir gitt en kort presentasjon av aktuell målemetodikk, samt bruk av måleresultater og teoretisk kunnskap i lokaliserings- og overvåkingssammenheng.

4.2. Definisjon av endel begreper.

Konveksjon: Varmedutveksling ved at varmere og lettere vannlag stiger oppover.

Adveksjon: En mekanisme for transport av en egenskap (f. eks. varme eller salt i sjøvann). Adveksjon er knyttet til direkte bevegelse (strøm) i vannet, i motsetning til f.eks. diffusjon.

Brakkvann: Benevnelse på blandingsvannmassen mellom ferskvann og sjøvann. Ofte brukt som betegnelse på overflatelaget i fjorder som har markert ferskvannstilrenning.

Diffusjon: Transport av en (fysisk) egenskap (f. eks. varme) som forårsakes av en gradient i konsentrasjon.

Diffusjon søker å utjevne ulikheter, mens adveksjon kan bidra til å opprettholde dem.

Front: I vår sammenheng betegnelse på et (geografisk) område hvor en finner sterke horisontale gradienter i f. eks. salinitet og temperatur.

Fysisk oseanografi: Vitenskapen som omhandler fysiske prosesser i havet, og havets vekselvirkning med land og luft. Nært faglig beslektet med meteorologi.

Hydrografi: Kartlegging av - og læren om - fordelingen av salinitet og temperatur i sjøvannet. En klassisk metode innen fysisk oseanografi. Disse parametrene er også bestemmende for sjøvannets tetthet. Tetthetsfordelingen i sin tur gjenspeiler, eller påvirker bl.a. strømforholdene, sjiktingen og blandingsprosessene i vannet.

Resipient: I vår sammenheng brukt som betegnelse på et sjøområde (fjord eller poll), i sammenheng med vurdering av områdets evne til å oppta og kvitte seg med forurensinger uten at vannkvaliteten generelt forringes.

Salinitet: Salinitet (tidl. "saltinnhold") angir mengden av oppløste salter i sjøvannet, som kg salt pr. kg sjøvann. Enheten er ubenevnt, oftest brukt uten at faktoren 10^{-3} ("promille") tas med. Se f. eks. Pond og Pickard (1983).

Tetthet: Sjøvannets tetthet varierer med temperatur, salinitet og trykk. Typiske verdier er 1020 - 1027 kg/m³. Tettheten angies ofte i den benevningsløse enheten sigma, som er tettheten minus 1000. Typiske sigma-verdier blir da 20 - 27.

Underkjøling: Underkjøling vil si at en væske opptrer flytende, selv om dens temperatur er lavere enn frysepunktet. Tilstanden er ikke stabil, og en liten forstyrrelse kan raskt sette i gang fryseprosessen.

Vannmasse: Betegnelse på sjøvann med salinitet og temperatur innenfor gitte intervaller. Representert ved en linje i et T-S diagram.

Vanntype: Betegnelse på sjøvann med karakteristiske salinitet og temperaturverdier. Representert som et punkt i et T-S diagram.

Vannutskifting: I vår sammenheng brukt som et positivt ladet ord, i betydningen at en "gammel" vannmasse erstattes med nytt og friskt vann. I prinsippet behøver ikke det "nye" vannet å være av bedre kvalitet enn det gamle. En utskifting vil også kunne finne sted uten merkbare utslag i hydrografiske parametre.

Varmepumpe: En varmpumpe fungerer slik at en ved å spandere en begrenset mengde høyverdig energi (elektrisitet) til pumper, evt. kompressorer, kan trekke ut flere ganger så mye lav-verdig energi (vannets varmeinnhold) som så kan omsettes direkte i form av varme (varmevekslere) eller omdannes til høyverdig energi (Tipler, 1976).

4.3. Hydrofysiske og hydrokjemiske problemstillinger.

Fiskeoppdrett representerer en miljøbelastning, som i korte trekk kan oppsummeres slik:

- Fisken forbruker oksygen
- Fisken avgir nitrogen (ammonium) og fosfor i løst form direkte til vannet, og i partikulær form bundet til ekskrementer.
- Evt. foroverskudd medfører tilførsler av partikulært bundet nitrogen og fosfor.
- Nedbrytning av tilførte ekskrementer og foroverskudd medfører økt oksygenforbruk.

Hvilken rolle de ulike faktorene spiller for den totale miljøbelastningen, avhenger bl.a. av fiskemengde, graden av overføring og av fôrets næringsmessige sammensetning. Videre vil vannutskiftningen være av vesentlig betydning både for tilførsel av oksygenrikt vann og for å transportere bort oppløste og partikulært bundne avfallsstoffer.

Generelt bør oksygeninnholdet i oppdrettsmærer for laksefisk ikke komme under en nedre grense på 5 mg O₂/l (Braaten et. al. 1985).

Giftigheten av ammonium/ammoniakk varierer med temperatur, pH og saltholdighet, som vil være bestemmende for konsentrasjonene av den giftige udissoierte delen (NH₃) og den ikke-giftige dissoierte delen (NH₄⁺). Iflg. Smart (1980) vil udissoierte konsentrasjoner av opptil 0.07 mg/l tåles av fisk over lengre tid uten at dette virker negativt på fôropptak eller tilvekst. Ved f.eks. pH 8 og 15°C må konsentrasjonen av totalammonium være 3.4 mg/l for å gi en konsentrasjon av NH₃ på 0.07 mg/l.

Sannsynlige gjennomsnittskonsentrasjoner av oksygen og NH₃-N i en oppdrettssituasjon vil kunne beregnes på en gitt lokalitet ut fra fiskemengde, temperatur, vannkvalitetsdata og vannutskiftingsdata. Sommersituasjonen med høye sjøtemperaturer, lave oksygenkonsentrasjoner og høyt oksygenforbruk, høy fôrings- og tilvekstrate og stor biologisk produksjon i vannmassene, vil danne "nåleøyet" for miljøbelastningen. Studier av disse forholdene anbefales derfor lagt til ettersommeren.

Undersøkelser og kalkulasjoner av denne typen kan gi gode indikasjoner om egnethet og kapasitet for oppdrettsaktivitet i et gitt sjøområde. Ved NIVA er det under utvikling en matematisk modell bl.a. til dette bruk (Stigebrandt 1986).

Fosfor- og nitrogenforbindelser er plantenæringsstoffer, og kan bidra til produksjon og oppblomstring av planteplankton lokalt, og til begroing av nøter og nære strandområder.

Sedimenterte fôrrester og ekskrementer fører til økt oksygenforbruk i sedimentene, og i ekstreme tilfelle til oksygensvikt og dannelse av hydrogensulfid i sedimenter og dypvann. Slike forhold reduserer fiskens trivsel, tilvekst og kvalitet. Det finnes også eksempler på at plutselige utskiftninger av dypvannet på slike overbelastete lokaliteter har ført til massiv fiskedød.

4.4. Hydrografi og strømforhold.

4.4.1. Hydrografi.

I oppdrettssammenheng er det først og fremst trivsel og vekst hos fisken som påvirkes av de hydrografiske forholdene. De ulike fiskeslag trives best innenfor spesielle salinitets-temperatur intervaller, selv om de kan overleve perioder med avvik fra optimal-intervallet. Plutselige endringer i hydrografiske forhold er rapportert å kunne ha fatale konsekvenser for oppdrettsfisk (Bjerknes, 1986). Fiskens appetitt og dermed vekst, avtar ved lavere temperaturer (Storebakken, 1982). Ved temperaturer ned mot null grader vil fisken (laks) slutte helt med fôropptak.

Også for andre vann-organismer er de hydrografiske forholdene viktige parametre. I fytoplankton-oppblomstringen i sommerhalvåret er lyset den viktigste faktoren, men vanntemperaturen spiller vanligvis en vel så viktig rolle som tilgangen på/mengden av næringsalter (Smith, 1984).

Kystvann.

De hydrografiske forholdene langs Norskekysten varierer med årstid og geografisk plassering. Etersom de hydrografiske forholdene utgjør en av de fysiske rammebetingelsene for oppdrett, vil denne variasjonen også medføre variasjon i

graden av egnethet fra sted til sted. Ytterst på kysten domineres de øvre vannmassene av Kyststrømmen. Vannet i Kyststrømmen har sin opprinnelse i Østersjøen, og passerer Kattegat og kysten av Sørøst-Norge før den dreier nordover langs Norskekysten. Vannet i Kyststrømmen er ferskere (mindre salt) enn de underliggende vannmassene, som enten er av ren atlantisk opprinnelse, eller er et blandingsprodukt av salt og varmt Atlanterhavsvann og Kyststrømvann. Fra fjordene flyter brakkvann utover, og blandes med Kyststrømvannet. Der hvor disse to vannmassene møtes, dannes det en front.

Kunnskap om hvor slike fronter befinner seg, er av viktighet i oppdrettssammenheng. Et anlegg som befinner seg i et frontområde f. eks. i en fjord, vil kunne utsettes for raske variasjoner i temperatur og salinitet. På kysten kan f. eks. kaldtvannsutbrudd fra Skagerak være kritisk. Disse utbruddene er assosiert med karakteristiske fronter i Kyststrømmen.

Brakkvannslaget i fjordene.

Fjordene har oftest et lag med relativt ferskt vann øverst, som følge av ferskvannstilrenningen. Dette ferske laget (brakkvannslaget), er mest markant om våren og sommeren, i forbindelse med snøsmelting. Vassdragsreguleringene har ført til at mange fjorder nå mottar ferskvann mer jevnlig gjennom året, slik at brakkvannslaget er et karakteristisk og permanent trekk i fjordens hydrografi. Brakkvannslaget på toppen virker isolerende på de intermediære vannmassene i fjorden, i form av å redusere varmetapet til atmosfæren. For enkelte fjorder har den økede ferskvannstilrenningen om vinteren ført til redusert isdannelse (Aure, 1978). Kjennskap til brakkvannsforholdene i fjordene er også viktig, fordi for store ferskvannsmengder i dette laget kan føre til øket isdannelse, og dessuten representerer en fare for oppdrettsfisk p.g.a. osmotisk forstyrrelse (Bjerknes 1986).

Varmtvannssjikt i fjordene.

Under brakkvannslaget i fjordene finnes det om vinteren ofte et lag med varmere og saltere vann. Mens saliniteten øker gradvis med dypet gjennom dette laget, har temperaturprofilen et karakteristisk maksimum i laget. Denne maksimumstemperaturen kan ligge over 10°C i Vestlandsfjordene langt ut på vinteren (Fig. 4.1). Varmere ressursen som dette laget relativt nær overflaten (10-30 meters dyp)

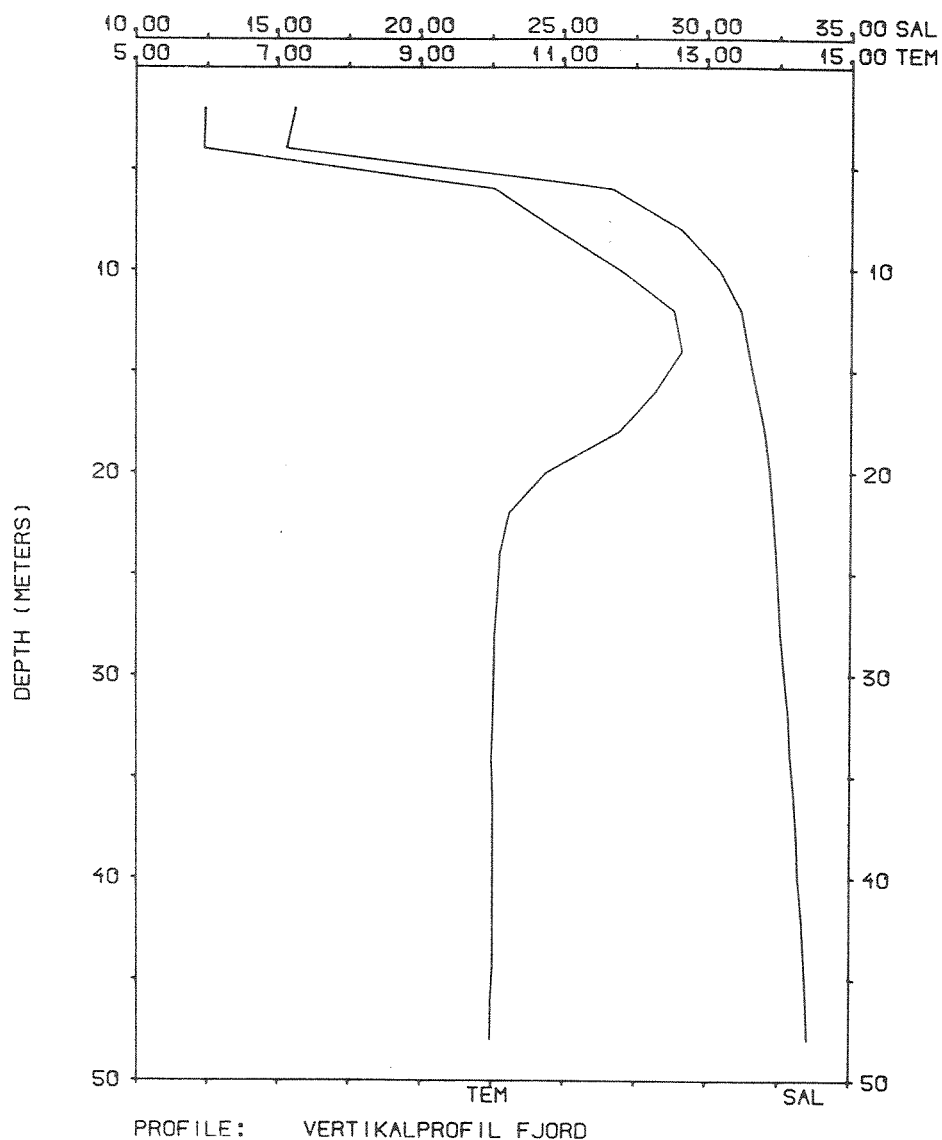


Fig. 4.1. Vertikalprofil av salinitet (SAL) og temperatur (TEM) i en fjord om vinteren. Legg merke til laget med temperaturer opp mot 13°C i 10-15 meters dyp.

representerer, kan utnyttes praktisk i varmepumper og varmevekslere (Nøvik,1979), eller det kan pumpes direkte gjennom bassenger, f.eks. i landbaserte oppdrettsanlegg. Det er derfor viktig også i oppdrettssammenheng å skaffe seg kjennskap til fordeling og variasjon av dette varmtvannssjiktet.

Frysepunkt og tetthet.

En annen viktig egenskap ved sjøvann er frysepunktets avhengighet av saliniteten. Mens ferskvann fryser ved 0°C , har sjøvann med 35 i salinitet frysepunkt rundt -1.8°C (Fig. 4.2). Særlig i grunne sjøområder kan dette skape alvorlige tilstander for oppdrettsfisken, i det grensen for overlevelse ligger rundt 0°C (Saunders m.fl., 1975). I kalde værperioder, med relativt stillestående vann, vil overflatelaget utsettes for kraftig avkjøling. Dersom vannet er relativt moderat sjiktet (liten vertikal tetthetsforskjell), vil det avkjølte (og dermed tyngre) overflatelaget synke ned og blande seg med underliggende vann. En slik konvektiv prosess kan til slutt føre til en homogen vannmasse fra overflate til bunn, der temperaturen kan ligge ned mot frysepunktet. Kjennskap til hvor slike kritiske forhold kan oppstå, er viktig i oppdrettssammenheng. Underkjøling kan forekomme i kortere perioder dersom vannet er stillestående. En liten forstyrrelse av en slik vannmasse vil imidlertid sette fryseprosessen i gang. Underkjøling i denne forstand er derfor et lite aktuelt problem innen marint oppdrett, bl.a. siden fisken selv stort sett vil sette vannet i bevegelse.

På grunn av ikke-linearitet i vannets tilstandsfunksjon (tetthet) med hensyn på endringer i salinitet og temperatur, har sjøvann den egenskap at det ikke nødvendigvis blir tyngre jo kaldere det er. Figur 4.2 viser at for salinitetsverdier mellom 0 og ca. 25 vil vannet ved avkjøling nå maksimal tetthet før det når frysepunktet. Dette fenomenet

er viktig bl.a. for den vertikale omveltningen av ferskvann og brakkvann vår og høst.

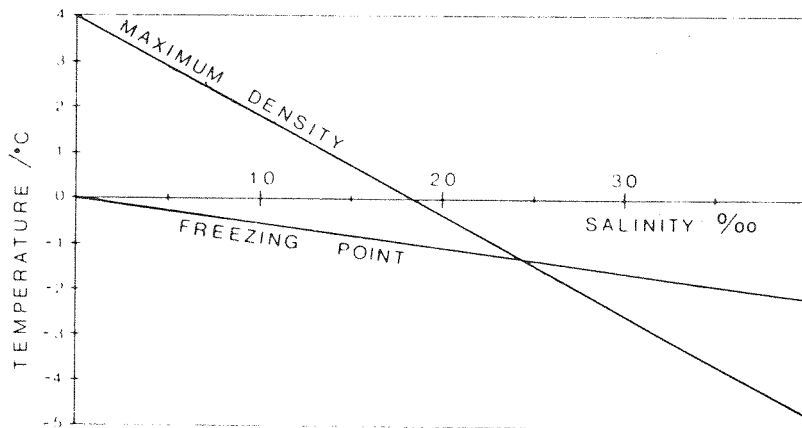


Fig. 4.2. Frysepunktet, samt tetthetsmaksimum for brakkvann og sjøvann, som funksjon av salinitet.

T-S diagram.

Figur 4.3 viser et såkalt T-S diagram, hvor de buede linjene representerer isolinjer for sjøvannets tetthet, angitt i sigmaenheter. Et slikt diagram er velegnet til studier av stabilitetsforhold og blandingsmekanismer.

Som eksempel har vi merket av tre ulike vanntyper A, B og C, hver med sine egne temperatur-salinitet karakteristikk. (De to vanntypene A og B kan f. eks. representere h.h.v. brakkvann og dypvann i en fjord.) Turbulent blanding ("mixing") av de to vanntypene A og B vil resultere i vann med T-S karakteristikk som ligger langs linjen A-B i diagrammet. Blandes vanntypene A og C tilsvarende, vil blandingsproduktets T-S karakteristikk ligge langs linjen A-C. I dette tilfellet merker en seg at blandingproduktet vil ha større tetthet enn hver av sine to utgangspunkt A og C! Dersom A og C f. eks. representerer overflatevann som møtes i en front, vil dermed blandingsvannet som dannes i frontsonen synke ned som følge av større tetthet enn det omgivende vannet.

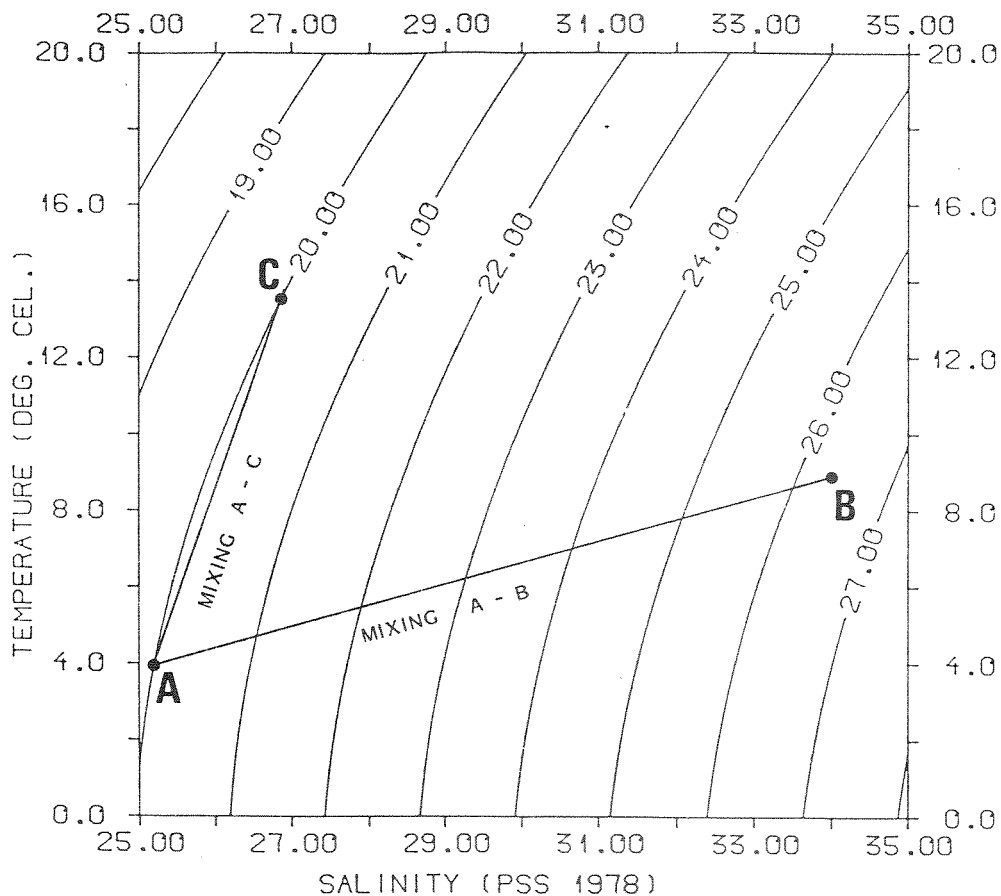


Fig. 4.3. T-S diagram, med tre vanntyper, A, B og C markert. De buede linjene er isolinjene for tetthet (i sigma-notasjon). De rette linjene markerer hvor et eventuelt blandingsprodukts T-S karakteristikk vil ligge, se teksten.

4.4.2. Strømforhold - vannutskifting.

Gode strømforhold ved et oppdrettsanlegg er avgjørende for fiskens trivsel og for vannmiljøet i og rundt anlegget. Stagnerende vannmasser vil kunne forårsake kritiske oksygenverdier i vannet, og store konsentrasjoner av respirasjonsprodukter fra fisken, bl.a. ammonium.

For strømningshastighet gjennom et anlegg vil det gjelde en kritisk minimumsverdi som avhenger av en rekke faktorer, slik som fisketetthet, temperatur, O₂-innhold og fôrings-

rate. Aure (1983) har for et anlegg med middels fisketett-
het 8-10 kg/m³ antydnet 2 cm/sek. som minimum for middel-
strømmen gjennom mærene. Strømmen inni en mær og utenfor
vil være forskjellig. Notveggen vil dempe gjennomstrøm-
ningen, og fisken inne i mærene vil i seg selv dempe eller
forandre strømningsmønsteret. Sterkt begrodde nøter vil
kreve hastigheter rundt 10 cm/sek (Møller, 1976). Lite er
ennå kjent om hvilke effekter fisken og dens egenbevegelse
i seg selv induserer i strømningsmønsteret. Strømmen
gjennom og forbi anlegget bidrar også til at avfallsstoffer
blir transportert bort, og at ekskrementer, fôrrester o.l.
ikke sedimenterer under anlegget, se kap. 5 om sediment og
bunnforhold.

Det er få steder steder en har ensrettet og stabil strøm.
Regelen er heller at strømmen varierer på ulike frekvenser.
Den mest markerte variasjonen på Norskekysten er knyttet
til det halvdaglige tidevannet (fig. 4.4), men effekter
knyttet til endringer i værforhold o.a. føyer seg til, og
gir et komplisert strømningsmønster. Begrepet middelstrøm
må derfor brukes med reservasjon, og knyttes til andre
parametre som beskriver variabiliteten i strømmen. I
akvakultursammenheng skulle disse forholdene bl.a. tilsi at
fôring av fisken i en periode med null strøm (når tidevan-
net snur) bør unngåes. Likeledes bør fôring i for sterk
strøm (tidevannsstrømmen maksimal) også unngåes, for å
reducere fôrspillet (Golmen, 1987-b).

Perioder med for sterk strøm kan være et problem ved
oppdrettsanlegg bl. gjennom den dynamiske belastningen
dette medfører. Særlig dersom notveggene gror til, vil
disse representere et faremoment for havari. Begroingen må
derfor holdes under oppsikt, og reduseres om nødvendig. Se
Pedersen 1982.

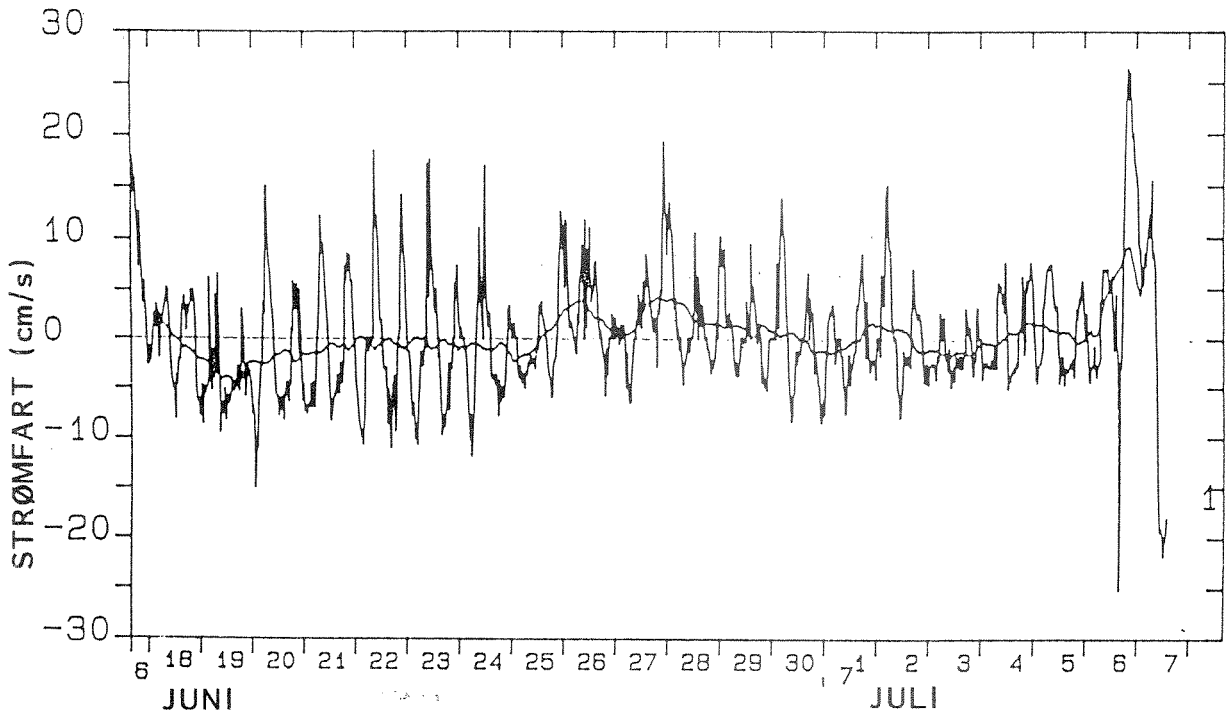


Fig. 4.4. Observasjoner av strøm over ca. 3 uker. Måleintervallet er 30 minutter, slik at en får et relativt detaljert bilde av strømforholdene. Den utjevnete kurven uttrykker reststrømmen, dvs. strømmen med tidevann eliminert.

Oksygenkonsentrasjonen i øvre vannlag har nøye sammenheng med strømforhold og vannutskifting. Metningsverdiene for oksygen er bestemt av vannets salinitet og temperatur. Fig. 4.5 angir metningsverdier som funksjon av salinitet og temperatur. Varmt (og salt) vann har mindre evne enn kaldt vann (og ferskt) til å oppløse gasser som oksygen.

Oksygen tilføres vannmassen fra to kilder: fra atmosfæren, og fra fytoplanktonets fotosyntese. Oksygenet fjernes ved kjemisk og organisk nedbryting, samt respirasjon. Internt i vannmassene transporteres oksygen via molekylær og turbulent diffusjon, samt adveksjon. Det øverste vannsjiktet som står i umiddelbar kontakt med atmosfæren, regnes å være mettet, eller endog svakt overmettet (Broecker og Peng, 1982). Observasjoner fra åpent hav i

arktiske strøk har imidlertid vist at overflatevann også kan være markert undermettet, (Clarke, 1986).

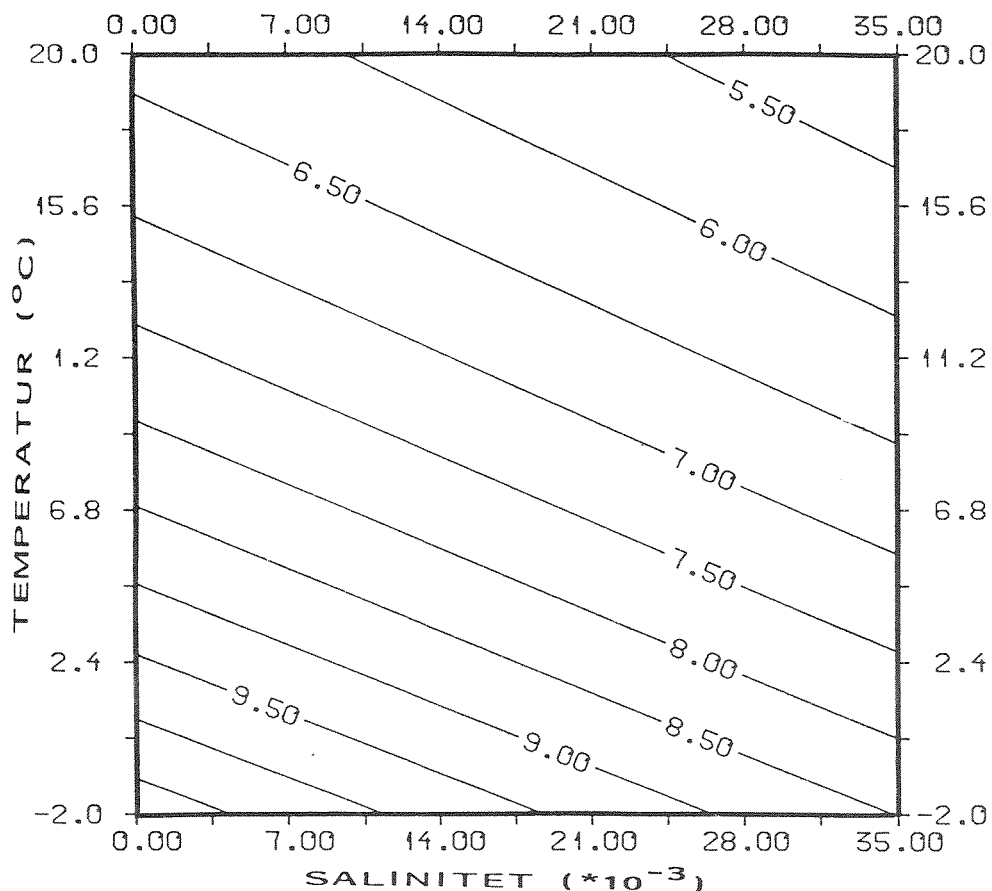


Fig. 4.5. Metningsverdier (ml/l) for oksygen, som funksjon av salinitet og temperatuur.

Oksygentilførselen fra atmosfæren ned i vannmassen er en langsom prosess (Broecker og Peng, 1982). I et oppdrettsanlegg er en derfor avhengig av en advektiv tilførsel av oksygenrikt vann.

Om sommeren er vannet varmt (lave metningsverdier for O₂) samtidig som oksygenforbruket er stort (stor appetitt og stor aktivitet hos fisken). I slike perioder er det ekstra viktig å ha gode utskiftingsforhold rundt anlegget. Det er

påvist en sammenheng mellom stagnasjon i vekst hos oppdrettsfisk og dannelse av små anoksiske lommer, eller "mikro-miljøer, særlig ved bunnen, (Avnimelech og Zohar 1986). Slike små lommer lar seg vanligvis ikke påvise med vanlige prøvemeter. En sikker gardering mot at slike tilstander oppstår, er at gode strømforhold opprettholdes.

4.4.3. Vind og bølger.

Vindforholdene spiller en viss rolle i egnethetsvurderinger. En lokalitet som ligger åpent til for vindeksponering vil kreve særskilte tiltak m.h.t. å sikre et eventuelt oppdrettsanlegg mot selve vindpåvirkningen. Dette er i seg selv imidlertid sjelden noen avgjørende faktor i vurderingene. Vinden har imidlertid en del sekundæreffekter. Den vil generere en overflatestrøm, som i utgangspunktet bidrar til øket utskifting i området. Vind som over lengre tid blåser fra en kant, vil imidlertid kunne føre til uheldig opphopning av overflatevann og forurensinger, f.eks. inne i en bukt. Dette vil åpenbart være ugunstig for et oppdrettsanlegg inne i bukten.

Overflatebølgene som vinden genererer, vil kunne representere en fare for et oppdrettsanlegg med tanke på mekanisk påkjenning, og havari. Mye bølger vil også påvirke fiskens trivsel, og vanskeliggjøre kontrollen med fisk og fôring. Bølgene vil bidra positivt til å bryte ned forurensinger, og til å øke vertikal blanding i overflatelaget.

Bølgestørrelsen avhenger av flere faktorer. Det kreves åpent vann over en viss strekning (strøklengde) for at bølger skal kunne dannes. Holmer og skjær vil dempe både bølger og selve bølgedannelsen.

Vindes styrke, retning og varighet er dernest bestemmende faktorer for hvor høye bølger en kan få. Det finnes mange empiriske formler og framstillinger som forklarer de ulike parametrenes innvirkning. Figur 4.6 viser sammenheng

mellom vindstyrke, varighet og strøklengde, og resulterende maksimal bølgehøyde.

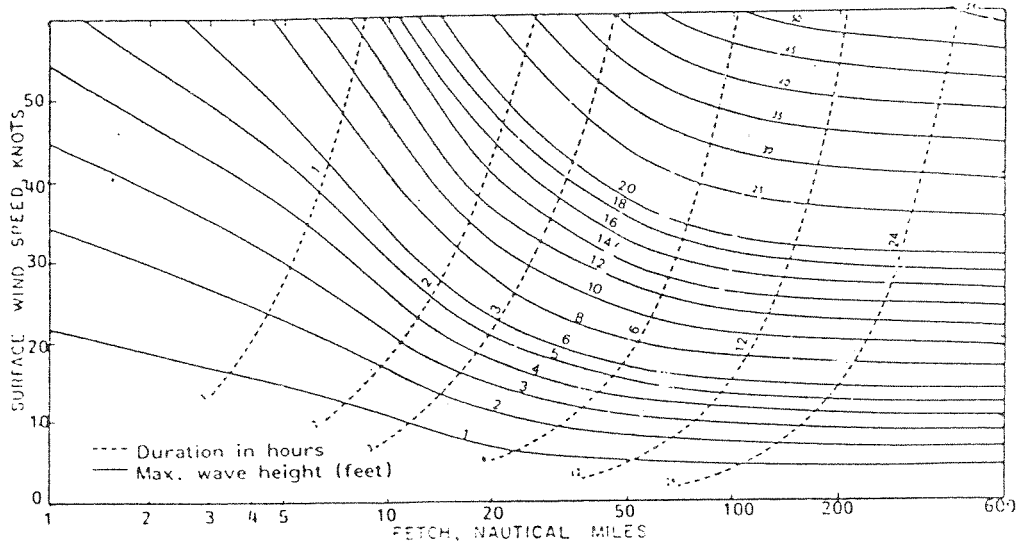


Fig. 4.6. Høyden (i fot) på vindgenererte overflatebølger, som funksjon av strøklengde (fetch), vindstyrke og varighet. Etter Brettsneider 1964.

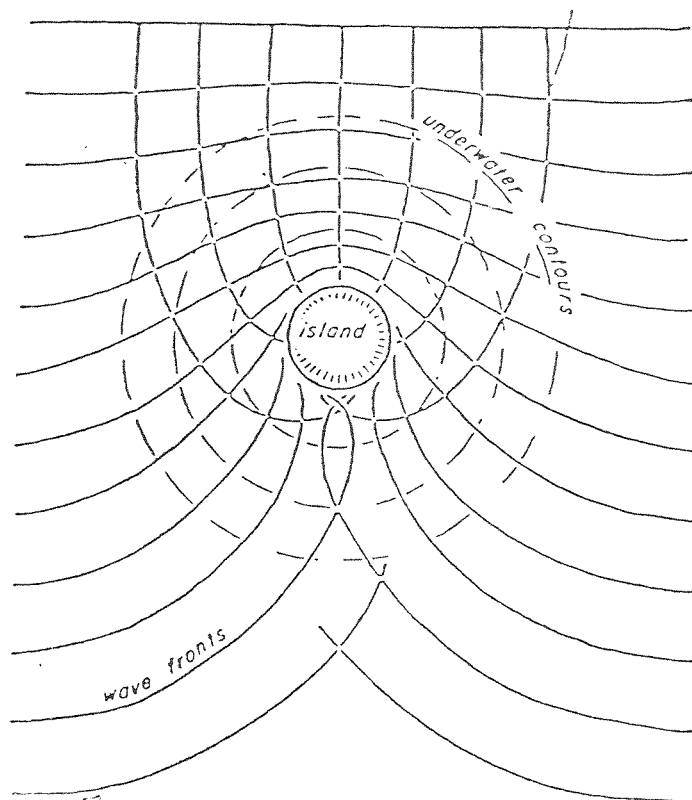


Fig. 4.7. Bølgefraksjon rundt en sirkulær øy. Bølgene beveger seg "nedoverarket". Fra Bascom 1980.

Bunntopografien, holmer, skjær og nes, vil påvirke bølgemønsteret. Diffraksjon (bølger i lé-soner), refleksjon og refraksjon (fig. 4.7) kan endre bølgehøyden og bølgeretning i forhold til det vindretning og styrke skulle tilsi, (Bascom, 1980).

4.5. Metodebeskrivelse.

4.5.1. Bruk av eksisterende kunnskap.

Ofte vil en egnethetsvurdering gjelde et svært lite geografisk område, slik at eksisterende kunnskap om storskala sirkulasjon ikke uten videre kan anvendes. Ofte vil en oppleve at eksisterende målinger fra det området en vurderer, er mangelfulle, eller er av en type som gjør at de ikke er direkte anvendbare i den aktuelle sammenhengen. Imidlertid vil en ofte kunne skaffe en del verdifulle opplysninger ved å henvende seg til instanser som sitter inne med data og kompetanse. Vi nevner her noen slike instanser, uten at listen kan gjøre krav på å være komplett.

- Havforskningsinstituttet (Bergen)
- Norsk Oseanografisk Datasenter (Bergen)
- Norges Sjøkartverk (Stavanger)
- Kystverket
- Meteorologisk Institutt (Oslo)
- Universitetene, spesielt institutter innenfor geofysikk og marin biologi, evt. akvakultur.
- Norsk Hydroteknisk Laboratorium, NHL (Trondheim)
- OCEANOR (Trondheim)
- Norsk Institutt for vannforskning, NIVA (Oslo, Bergen, Grimstad, Hamar)
- Institutt for Kontinentalsokkelundersøkelser, IKU (Trondheim)
- Diverse andre konsulentfirmaer
- Distriktshøgskolene

- Fylkenes miljøvern- og næringsmiddelkontrollen
- Fiskerirettledere i kommunene, evt. teknisk etat

Ofte vil lokalbefolkningen kunne gi verdifulle opplysninger om strømforhold, vind og bølger m.m.

4.5.2. Feltnmålinger.

En endelig vurdering av f. eks. en lokalitets egnethet for oppdrett med omsyn til hydrografi, strømforhold, bølger m.m. krever ofte målinger på stedet. Omfang og varighet av målingene avhenger av hvor mye en vet på forhånd, og hvor stor signifikans en krever av måleresultatene. Ideelt sett burde en kanskje måle over flere år for å få tilstrekkelig sikkerhet for konklusjonene. Alle eksisterende observasjoner av hydrografi og strøm viser variasjoner på alle tidsskalaer, fra sekunder til år. Forholdene ett år kan være forskjellige fra forholdene et annet år. Variasjonene i havet er på sitt vis like store som i atmosfæren, og været varierer som kjent mye.

Ved å måle over kortere perioder når sannsynligheten for kritiske situasjoner er størst, vil en kunne oppnå et brukbart bilde av evt. ugunstige forhold. Ulike anleggstyper stiller ulike krav til bølgeklime og strømforhold. Særlig ved plassering av større anlegg er det viktig med nøye kjennskap til hovedstrømretning og ekstreme bølgeforhold (Golmen 1987-a).

Det vil her føre for langt å detaljbeskrive ulike målemetoder og måleinstrumenter. McClimans (1979) gir en god innføring om strømmålinger og tilhørende måleinstrumenter. Hackett (1981) diskuterer metoder for tolking og presentasjon av strømdata.

Måling av salinitet skjer enten ved hjelp av vannprøver (tatt ved hj. av vannhenter), som analyseres kjemisk i

laboratorium, eller ved hjelp av en sensor som måler sjøvannets konduktivitet, som igjen er direkte relatert til salinitet. Temperatur måles likeledes oftest ved hjelp av termistorer, men vannhenter og tilhørende termometer er fortsatt i bruk.

En "Saliterm" er et mye brukt instrument, som samtidig måler in-situ konduktivitet (salinitet) og temperatur, og hvor måleresultatene overføres via kabel til en dekksethet for avlesing. Mer moderne utstyr har sensorer både for konduktivitet, temperatur og trykk (dyp) innebygd i en enhet (CTD-sonder), og måleresultater overføres kontinuerlig via kabel mens sonden senkes nedover i sjøen.

Oksygen måles enten kjemisk ("Winklers metode") fra vannprøver, eller en kan bruke oksygensensorer av ulik utforming, som baserer seg på prinsippet om diffusjon gjennom en tynn membran. Bruk av oksygen-sensorer fordrer oftest at en samtidig tar en del vannprøver for kalibrering. Skikkelige kalibreringsrutiner er for øvrig viktige ved bruk av alt moderne elektronisk måleutstyr, som ofte er sårbart for slag, støt og kontaminasjon. Det eksisterer også måleutstyr for en rekke andre parametre, både kjemiske, fysiske og biologiske.

4.5.3. Bruk av metodene i andre sammenhenger.

Ovenfor er strømforhold og hydrografi i og rundt et anlegg omtalt. Strømforhold og utskifting på større skala er også av stor viktighet, bl.a. med tanke på å kunne vurdere et områdes totale oppdretts- og resipientkapasitet. I denne sammenheng kan det nevnes at de fleste metodene innen fysisk oseanografi opprinnelig mest blei nytta i studier av storskala fenoméner (oseanisk sirkulasjon, klimastudier o.l.) De ulike greinene av faget blir nå brukt i en rekke sammenhenger, og på nesten alle skalaer. Mest åpenbart er kanskje studiene av bølger og deres effekt på marine konstruksjoner og strandområder (erosjon). Målinger av

strøm og hydrografi blir brukt til å kartlegge vannsirkulasjon og vannutskifting i verdenshavene. Dette igjen har forgreininger til klima og energistudier, fiskeressursproblematikk, spredning av forurensinger, isforhold m.m. For våre nære farvann er vurdering av resipientkapasiteter en viktig anvendelse av fysisk oseanografi. I slike vurderinger er utskiftingen av øvre vannmasser av umiddelbar betydning. Til denne utskiftingen bidrar tidevannet, vinddrevet og tetthetsdrevet strøm, samt eventuell vertikal transport eller konveksjon.

4.6. Eksempel på bruk/nytte.

4.6.1. Tidevannsutskiftingen, teoretisk betraktning.

Om en kjenner det totale volumet av den vannmengden som representeres av forskjellen mellom flo og fjære, ganget med overflatearealet av "fjorden" ("tidevannsvolumet") V_t , kan utskiftingsraten beregnes, dersom en også kjenner utskiftingskoeffesienten K (Molvær m.fl. 1984). K angir den delen av tidevannsvolumet som skiftes ut for hver tidevannssyklus. Denne vil ikke umiddelbart være kjent, men kan estimeres, eller bestemmes mer nøyaktig ved målinger.

Om en antar at $K = 0.3$, så kan en finne hvor mange tidevannssykluser som skal til før f.eks. 95% av tidevannsvolumet er utskiftet:

$$(1-0.3)^n V_t = 0.05 V_t, \text{ som gir}$$

$$n = 8.4 \text{ eller ca. } 4.3 \text{ døgn (ved halvdaglig tidevann).}$$

Fra dette kan en midlere tidevannsfluks av nytt vann til resipienten finnes, og relateres til utskiftingen av hele vannmassen over terskelnivå. Vind-drevet overflatetransport, og tetthetsdrevet (estuarin) sirkulasjon kan også estimeres, og vil som oftest bidra vesentlig til den kontinuerlige (midlere) utskiftingsraten. I en resipient

hvor dypvannssirkulasjonen er hemmet p.g.a. bunntopografien, (terskel ved munningen) vil en kunne oppleve tidvis oksygensvikt, med utvikling av H_2S . Slikt dypvann gjennomgår ofte en årlig utskifting, ved at tungt vinteravkjølt vann i løpet av en kort periode strømmer inn over terskelen utenfra. Dypvannet innenfor terskelen gjennomgår på forhånd en "aklimatisering", ved vertikal diffusjon av oppdrift, slik at dypvannet gradvis blir lettere (Aure 1983, Gade og Edwards 1980).

4.6.2. Hydrografi, vannutskifting.

Observasjoner av vertikalfordeling av salinitet og temperatur i en fjord over lengre tid, kan gi en god indikasjon på oppholdstiden for de ulike vannmassene. Figur 4.8 viser et isopletdiagram av observert salinitet, plottet som funksjon av dyp og tid (Molvær m. fl. 1984). Observasjonene er tatt på samme sted i fjorden over en periode på ca. 1 1/2 år. Tidsvariasjonene av salinitet i et gitt dyp er et uttrykk for at vannmassene skiftes ut. Isopletdiagrammet gir et minimums-anslag for utskiftingsraten. Vann i fjorden kan godt bli skiftet ut med nytt vann av samme salinitet uten at dette vises i isopletdiagrammet.

Salinitet er for øvrig en bedre indikator på utskifting enn temperatur. Mens salinitet regnes som en konservativ størrelse i blandingsammenheng, vil temperaturfordelingen bli påvirket av f. eks. avkjøling/oppvarming i overflaten. En oppvarming av overflatelaget, med tilsvarende utslag i et isopletdiagram av temperatur, vil ikke bety at overflatelaget er blitt utskiftet.

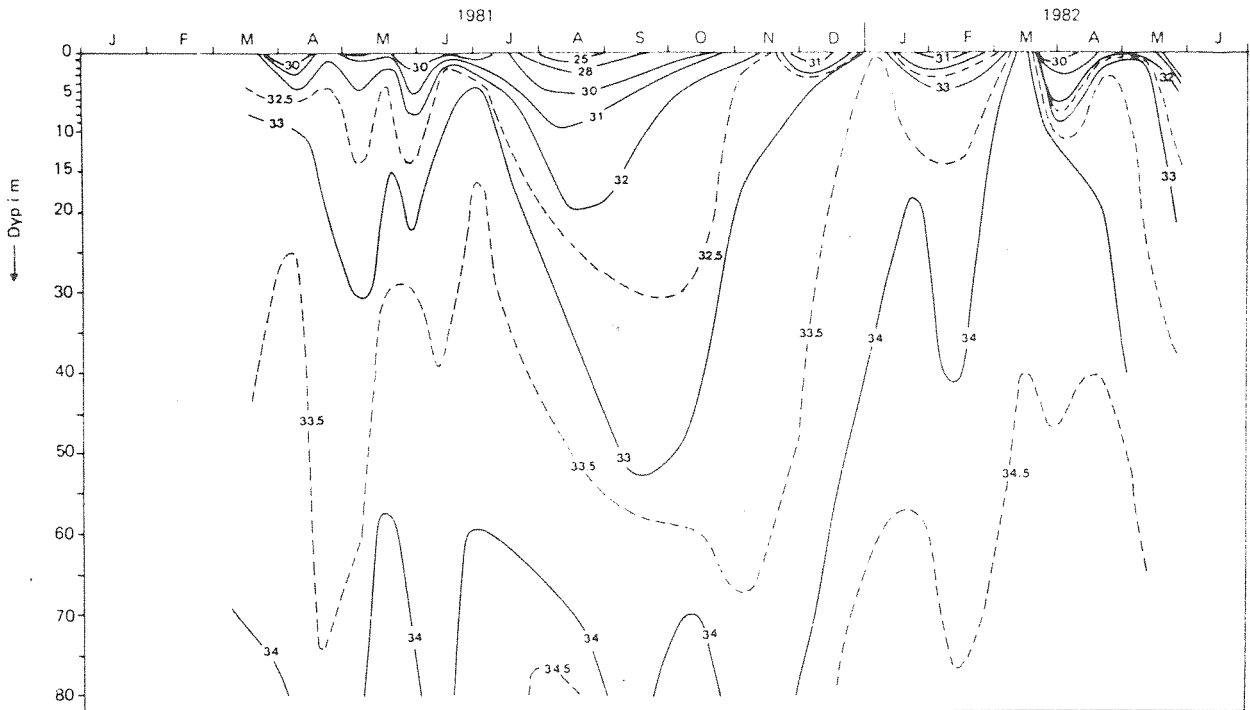


Fig. 4.8. Isopletdiagram av observert salinitet, som funksjon av dyp og tid. Fra Molvær m.fl. 1984.

4.6.3. Strøm.

Strømmålinger gir supplerende informasjon om vannutskiftingen i et område. Vi har alt sett eksempel på en tidsserie av strøm (Fig. 4.4). Strømbildet vil oftest være dominert av halvdaglig tidevann. Det vil si at i et sund eller i en bukt vil strømmen skifte retning om lag 180 grader hver sjette time. Tidvis vil en da kunne risikere at lokale vannmasser ikke skiftes ut, men bare strømmer fram og tilbake.

Begrepet reststrøm, eller nettostrøm, er derfor viktig ved vurdering av strømforholdene. Oftest vil ikke strømmen være like sterk f. eks. sørgående som nordgående, slik at om en midler over flere tidevannsperioder, vil det være en netto vanntransport i den ene retningen.

Figur 4.9 viser ulike strømroser basert på målinger av strøm i et sund over ca. 14 dager, med 30 minutters

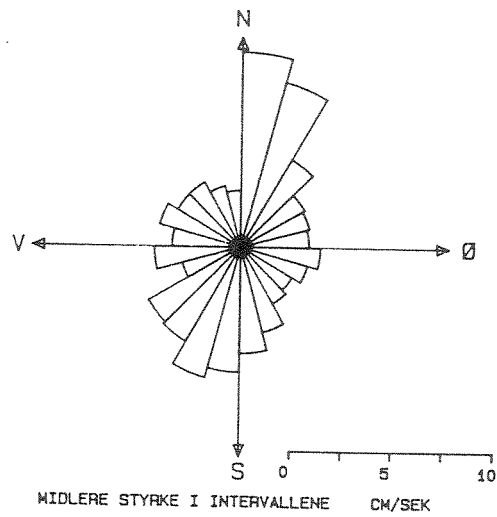
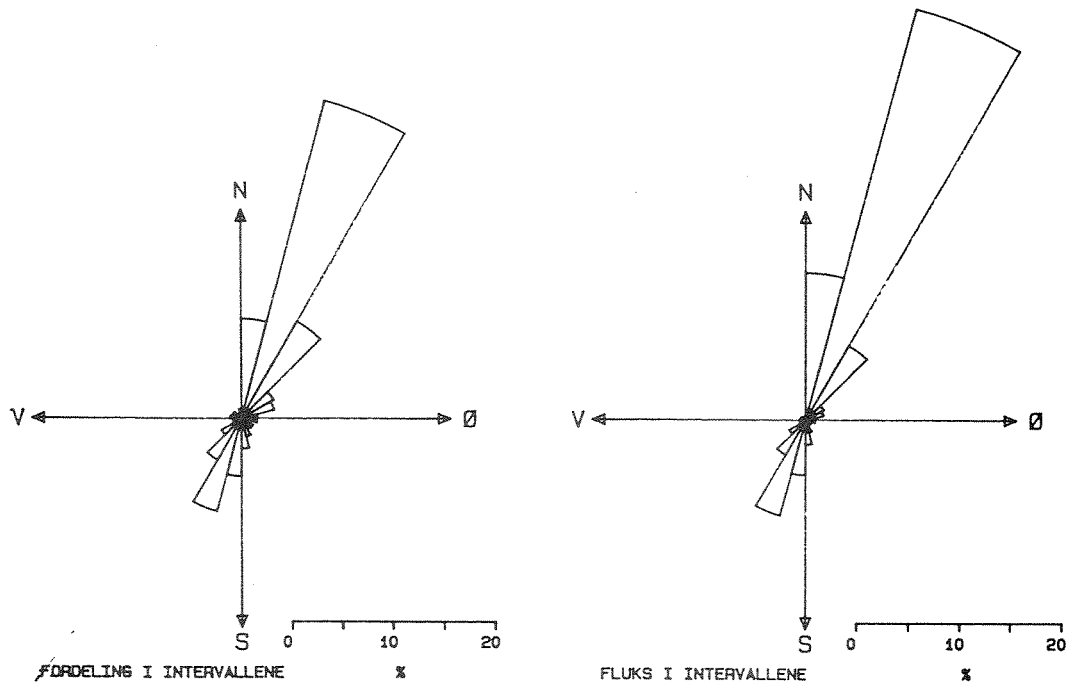


Fig. 4.9. Observasjoner av strømfart, fordelt i respektive retningsintervaller på 15 grader.

måleintervall. Observasjonene er fordelt i retningsintervaller på 15 grader. Rosen til venstre viser at det er flest observasjoner med retning nord-nordøst. Rosen til høyre viser at midlere strømstyrke er mer jevnt fordelt i de ulike intervallene.

Rosen i midten er mest representativ når det gjelder å bedømme vannutskiftingen i perioden. Rosen kan betegnes som produktet av de to forannevnte rosene, og forteller at i vårt målepunkt har det i måleperioden vært en netto nordøstover rettet strøm.

Dette er en viktig opplysning i lokaliseringssammenheng for oppdrett. Om målingene er gjort i et sund med relativt store gruntvannsområder, vil det si at oppdrettsaktivitet ut fra omsyn til forurensing fra anleggene bør ligge i den nordlige delen av sundet. På den måten vil fôrrester o.l. ha større sjanse for å bli transportert ut av sundet, i stedet for å sedimentere i sundet.

4.7. Effektstudier.

Det er viktig å kunne bedømme en oppdrettslokalitets egnethet med omsyn til vannkvalitet og utskifting. Bakgrunnen for en slik bedømming kan være både en teoretisk vurdering basert på eksisterende opplysninger, og direkte målinger av ulike parametre.

Den generelle kunnskapen om strømforhold, utskifting, hydrografi m.m. økes stadig, og gir etter hvert en mulighet for gode antagelser om egnetheten. Den eksisterende kunnskapen bygger dels på tidligere målinger, på generell erfaring, og på teoretiske studier (matematiske eller numeriske modeller) innenfor fysisk oseanografi.

Kunnskap om fysiske forhold og prosesser vil kunne brukes til både å forutsi effekter, og til å etterprøve effekter i forbindelse med endrede miljøbelastninger i en resipient.

Kjennskap til vannsirkulasjonen og til hvilken type belastning det er tale om er viktig. Vannsirkulasjonen vil ofte være lagdelt, med de største strømningshastighetene i det øverste laget. Forurensing fra oppdrettsanlegg, som holder seg høyt i vannmassen relativt lenge, vil kunne bli transportert helt ut av det aktuelle området.

Kjennskap til overflatestrøm og sjiktning vil kunne si noe om hvor mye vind fra forskjellige retninger kan bidra til å stagnere overflatesirkulasjonen. Slik stagnasjon kan være kritisk i perioder med høy organisk belastning i vannmassen. I et fjordområde med ferskvannsdrevet, utgående overflatestrøm vil en ofte kunne ha inoverrettet strøm lavere ned i vannmassen. Dette vil medføre at partikler som på veg ut synker ned fra overflatelaget, vil bli ført innover igjen, og til slutt bunnfelles eller lagres inn i dypvannet. I så måte er kjennskap til bunnforholdene viktig. Et grunt utløp fra en resipient vil danne en effektiv barriere for dypvannsutskiftingen.

Desom en kjenner hvor mye forurensing ulike kilder forårsaker, vil kunnskap om vannutskiftingen i et område danne grunnlag for å forutsi hvor mange utslippskilder en totalt kan ha. For ikke å få for stor miljøbelastning i ett punkt, vil strømforholdene og sjiktningen kunne si hvor langt det bør være mellom utslippene, ved at en beregner fortynningsrate for forurensingen.

Overvåking av vannkvaliteten rundt et oppdrettsanlegg vil ofte være ønskelig, for både å undersøke anleggets påvirkning på omgivelsene, og for å kunne forklare eventuelle uhell ved anlegget som skyldes endringer f. eks. i hydrografiske forhold.

Overvåkingen kan skje ved hj. av fastmonterte instrumenter som registrerer automatisk, og hvor måleresultatene digitaliseres og lagres for seinere framhenting. MARINETT er et datakontrollert overvåkningssystem som er under

utvikling, og hvor overvåking av mange anlegg kan skje samtidig (Red. Norsk Fiskeoppdrett nr.2 1987).

Overvåking av oksygenforholdene i dypvannet er en mye brukt metode for å kontrollere utviklingen av vannkvaliteten, og vil sammen med sedimentanalyser gjenspeile langtidseffekter. Det er imidlertid viktig å adskille langtidseffekter og korttidseffekter i f. eks. oppdrettssammenheng. Korttidseffektene er nøye knyttet til strømforholdene, og kan negativt bestå i kortvarige overkonsentrasjoner av forurensing (- midlertidig stagnasjon av vannmassene).

4.8. Litteratur.

- Aure, J. 1978. Kan varmtvannet i "vannregulerte" fjorder utnytted i oppdrettssammenheng? Norsk Fiskeoppdrett, Vol. 3, nr. 5.
- Aure, J. 1983. Akvakultur i Troms. Kartlegging av høvelige lokaliteter for fiskeoppdrett. Fisken og Havet 1983. Nr. 1.
- Avnimelech, Y. og Zohar, G. 1986. The effects of anaerobic Conditions on Growth Retardation in Aquaculture Systems. Aquaculture, 58, pp 167-174.
- Bascom, W. 1980. Waves an Beaches. Anchor Press/Doubleday, New York. 366 pp.
- Bjerknes, V. 1986. Variasjoner i brakkvasslaget og verknader for fiskeoppdrettet kring Osterøy, våren 1986. Notat, NIVA, Vestlandsvadelingen.
- Braaten, B., Damhaug, T., Grande, M. & Maroni, K. 1985. Teknologi og miljø i oppdrettsnæringen. VA-rapport 9/85. NIVA-rapport O-84159 - 84160. Oslo.
- Brettschneider, C.L. 1965. Observation og waves by wind. State of the art. Nat. Eng. Sci. Co. Washington D.C. Nesco Rep. SN-134-6.
- Broecker, W.S. og Peng, T.-H. 1982. Tracers in the Sea. Lamont-Doherty Geol. Observ., New York, 690 pp.
- Clarke, A. 1986. The formation of Greenland Sea Deep Water. ICES C.M. 1986/C:2.
- Gade, H.G. og Edwards, 1980. Deep water renewal in fjords. Fjord Oceanography. Plenum Publ. Corp., New York.
- Golmen, L. G. 1987-a. Målinger av bølger, vind og strøm ved Haverøy i Fjell kommune. Desember 1986 - januar 1987. NIVA rapp. nr. 1969.
- Golmen, L.G. 1987-b. Strømforhold og fôring. Notat. NIVA, Vestlandsavdelingen.
- Hackett, B. 1981. Innføring i behandling av strømdata. FOH rapp. nr. 2, 1981. Miljøverndept. Oslo.
- McClimans, T.A. 1979. Strømmåling i innsjø, elv og hav. Tapir forlag, Trondheim.

- Molvær, J., Knutzen, J., Haakstad, M. og Tangen, K. 1984. Basisundersøkelse i Glomfjord 1981-82. Delrapport II. NIVA rapport nr. 8000316.
- Møller, D. 1976. Recent Development in Cage and Enclosure Aquaculture in Norway. FAO Fisheries report. FAO Techn. conf. on Aquaculture. 2:12 pp.
- Nøvik, T. 1979. Varmepumpen som alternativ energikilde. Norsk Fiskeoppdrett, Vol. 4, nr. 5.
- Pedersen, A. 1982. Miljøpåvirkning fra fiskeoppdrett. NIVA rapport nr. FP 80802.
- Pond, S. og Pickard, G.L. 1983. Introductory Dynamical Oceanography. 2nd. ed. Pergamon Press, 329 pp.
- Red. Norsk Fiskeoppdrett 1987. Elektronisk informasjon på sekunder. N.F. 1987, nr. 2.
- Saunders, R.L., Muise, B.C. og Henderson, E.B. 1975. Mortality of salmonides cultured at low temperature in sea water. Aquaculture vol. 5, pp. 243-252.
- Smart, G. 1980. Water quality and fish performance. Fish Farming International, Dec. 1980.
- Smith, S.V. 1984. Phosphorous versus nitrogen limitation in the marine environment. Limnol. Oceanogr. 29 (6).
- Stigebrandt, A. 1986. Modellberäkningar av en fiskodlings miljøbelastning. NIVA-rapport O-86004. Oslo.
- Storebakken, T. 1982. Fôr og fôring ved lave sjøtemperaturer. Norsk Fiskeoppdrett, Vol. 7 nr. 1.
- Tipler, P.A. 1976. Physics. Worth Publishers Inc. New York.

5. SEDIMENT.

5.1. Innledning

5.1.1. Hva er sediment?

Sediment er det løsmateriale som er avsatt av vann, is eller vind. Sedimentet består av større eller mindre partikler enten av bergartsopprinnelse, organisk materiale i form av rester av døde planter og dyr eller det kan være materiale utfelt fra vann ved ulike kjemiske og fysiske prosesser. Det sedimentet som ligger på sjøbunnen er ikke tilfeldig spredt rundt omkring. Fordelingen har sin forklaring i de naturgitte forholdene, de gjenspeiler de økologiske forhold og transportforholdene i vannmassene. Ved å studere sedimentet kan en få informasjon om hvordan det er dannet.

Sedimentet på sjøbunnen danner et integrert speilbilde av forholdene i vannmassen over sedimentet. Følgelig er sedimentet en miljøindikator. I områder der det skjer en stadig akkumulering av sediment kan lagene nedover i sedimentet brukes som en "historiebok" for å tolke evt. endringer i miljøforholdene over tid. Sedimentlagfølgen kan på denne måten bl.a. brukes til å dokumentere endringer i forurensningsforholdene.

5.1.2. Hvorfor studere sedimentet?

Ved tradisjonell arealplanlegging på landarealer finnes en rekke metoder og kart til formålet. For de fleste bruksformer er det nokså lett å beskrive aktuelle kriterier for naturgitt egnethet. For jordbruk kan slike kriterier kartfestes i form av terrengets helning, jordartstype, tykkelse av jordlaget over fjell, lufttemperatur, nedbør, osv.

For sjøarealer mangler en langt på veg slike gitte kriterier og metoder for vurdering av naturgitt egnethet. Tanken med å studere bunnsedimentet er at en her har mulighet til å lage rutiner for prøvetaking og kartfesting, samtidig som informasjonen en kan trekke utfra prøvene kan være av verdi for egnethetsklassifisering for flere bruksformer. Et av de viktigste miljøkravene for marint oppdrett er at det er tilstrekkelig vannutskifting og god strøm jfr. kap. 4.

I flere arbeider om egnethet for marint oppdrett blir bunnsedimentet omtalt som en aktuell indikator, uten at en nærmere har vurdert aktuelle datakilder, kartleggingsmetodikk og -kostnader, og hvilken utsagnskraft sedimentinformasjonen har.

Aure (1981) påpeker at leir- og slambunn er tegn på dårlig utskifting, mens grovere bunnsedimenter er tegn på god utskifting.

Wikander (1986) påpeker at bunnsedimentet reflekterer strømforholdene like ved bunnen. En svak strøm fører til akkumulasjon av fine partikler, mens grove sedimenter indikerer at strømmen er så sterk at finstoff ikke sedimenterer. Han klassifiserer de ulike bunntypene fra lav til høy egnethet for mæranlegg slik:

- | | | |
|--------------------|---|---|
| Økende
egnethet | ↓ | <ol style="list-style-type: none"> 1. Svart gytje. Lukt av H₂S 2. Mørk grå silt 3. Grå til gråbrun silt med fin sand 4. Sand 5. Grov sand og skjellsand 6. Hard bunn (fjell) |
|--------------------|---|---|

Håkanson & Rosenberg (1985) omtaler hvordan sedimentet både speiler og påvirker miljøet i vannmassen. De har bl.a. undersøkt sammenhengen mellom kysttopografien, vannutskift-

ning og sedimenttype. De klassifiserer bunntypene i tre hovedgrupper på grunnlag av sedimentkvaliteten:

- Erosjonsbunn. Områder der grovmateriale dominerer
- Transportbunn. Områder der det vekselvis skjer en avsetning og borttransport av finmateriale.
- Akkumulasjonsbunn. Områder med kontinuerlig akkumulasjon av finmateriale.

Skjematisk har de satt opp en sammenheng mellom vanddypet, eksponeringsgraden (et uttrykk for hvor åpent et område er for sjøgang) og bunntype, se fig. 5.1.

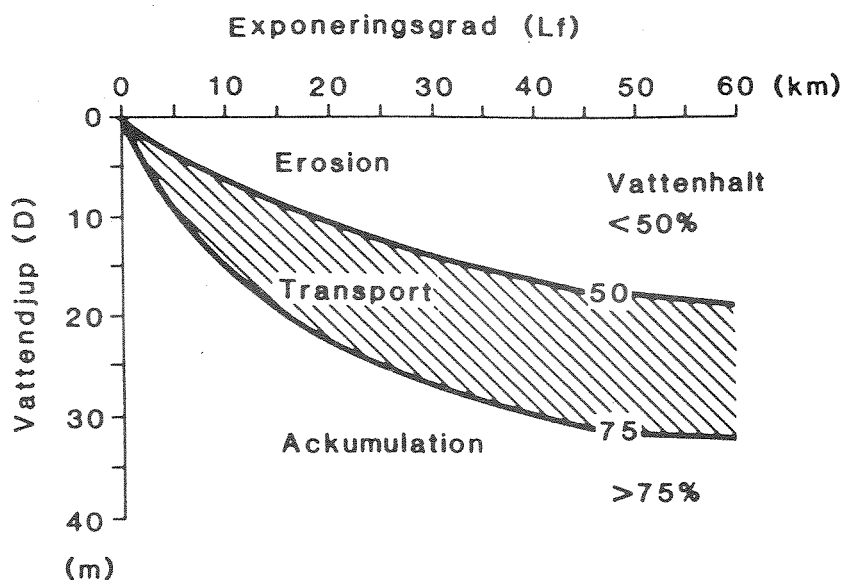


Fig. 5.1. ETA-diagram, som viser sammenhengen mellom maksimal eksponeringsgrad, vanddypt og de bunn-dynamiske forholdene (erosjon, transport og akkumulasjon), som antas å gjelde for områder der vind, bølger og topografi i hovedsak bestemmer de sedimentologiske forholdene. Sedimentets vanninnhold er ofte mindre enn 50 % på erosjonsbunn og større enn 75 % på akkumulasjonsbunn. Fra Håkanson & Rosenberg (1985:24).

Håkanson & Rosenberg påviser også sammenhengen mellom sedimentets kornstørrelse og evt. forurensing. De fleste giftstoff og tungmetaller vil ofte bli bundet til finpartikkelene, de fungerer som "bærerpartikler", se fig. 5.2.

For akvakulturformål vil vi anta at å benytte sediment som egnethetsindikator slik det er beskrevet her, primært er en måte å skille gode fra dårligere områder. Er siktemålet en nærmere detaljering, og beregning av naturgitt kapasitet, må en benytte mer omfattende metoder.

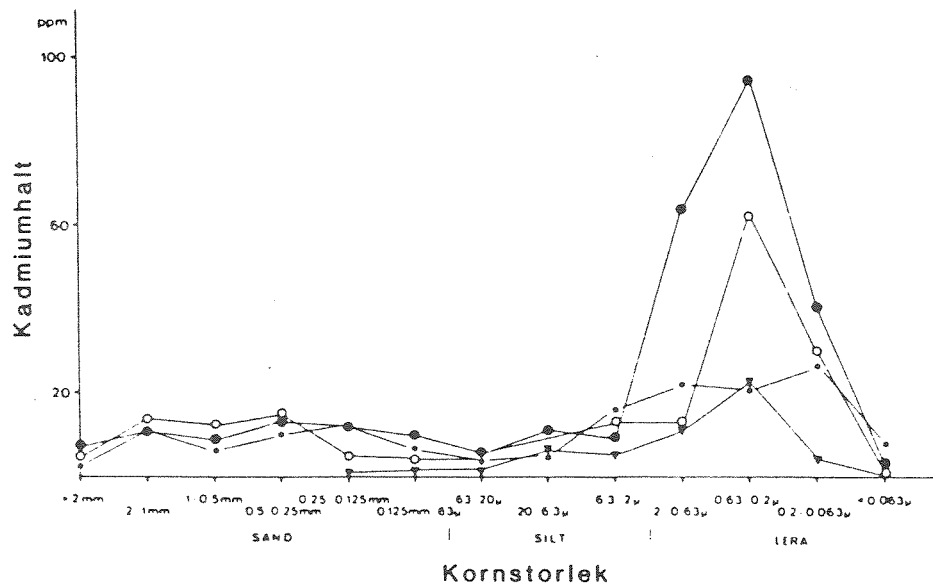


Fig. 5.2. Forholdet mellom sedimentets kornstørrelse og dets innhold av tungmetallet kadmium i elvene Main og Rhinen. Fra Håkanson & Rosenberg (1985:-23).

5.2. Beskrivelse av sedimenter

Sedimentologi er en egen vitenskap, og det er utviklet en rekke metoder for undersøkelse og beskrivelse av sediment-

er. Her vil vi bare omtale de mer enkle metodene, i tråd med intensjonene for denne rapporten.

5.2.1. Kornstørrelse

Kornstørrelsen er et uttrykk for de enkelte kornenes diameter. Dette er bare entydig dersom det er helt sfæriske korn. I praksis måler en ikke hvert enkelt korn, men analyserer en prøve. På et laboratorium kan kornstørrelsen for en prøve måles ved at materiale sendes gjennom sikter. Materiale som er finere enn 0,06 mm er uegnet til slik sikteanalyse. Her kan kornstørrelsen måles ved en indirekte metode, sedimentet slemmes i vann og en måler synkehastigheten. Et finkornig leirsediment har en langsom synkehastighet.

Resultatet fra kornfordelingsanalysen blir ofte presentert i kumulative kurver, se fig. 5.3.

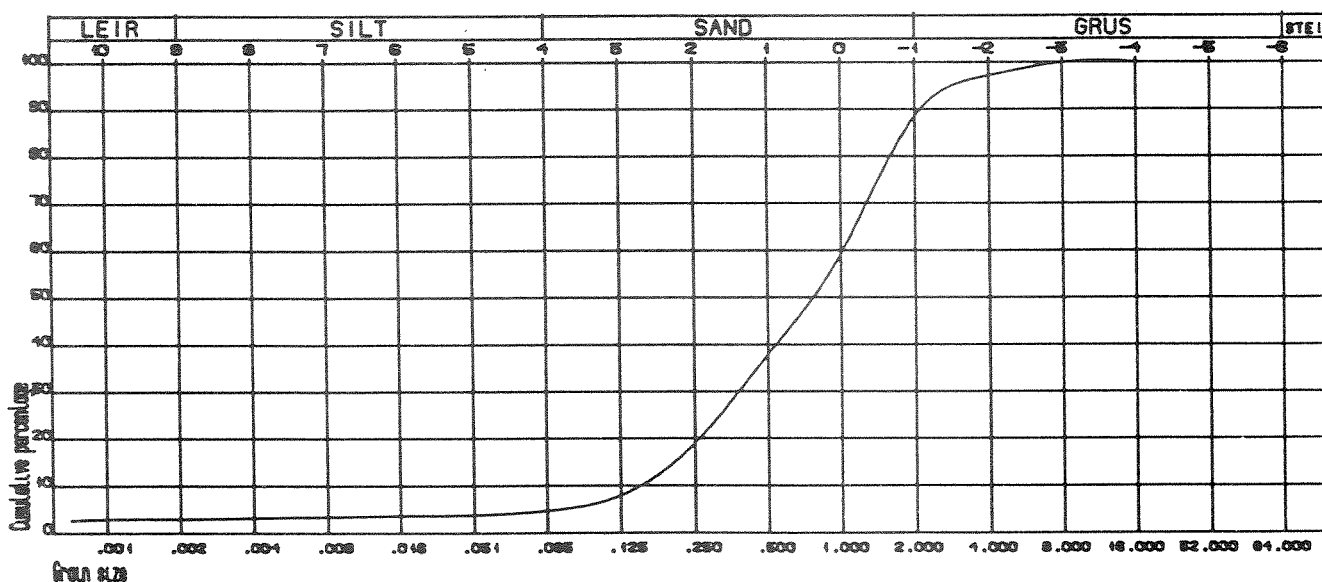


Fig. 5.3. Eksempel på en kornfordelingskurve. Kurven er kumulativ, og vertikalaksen er følgelig inndelt i prosenter. Den horisontale aksene viser verdien for kornstørrelsen i mm, og aksene er logaritmisk.

En nærmere statistisk analyse av kornfordelingen kan nyttes til å skille mellom sediment som er avsatt av forskjellige prosesser og i ulike avsetningsmiljø (Bjørlykke 1984).

I praksis kan en etter endel erfaring anslå sedimentets kornfordeling basert på en visuell gransking av prøven. I sedimentologien nytter en inndelingen i tabell 5.1 til å beskrive sedimentet. Ved en visuell vurdering er det vanskeligst å foreta en korrekt bedømmelse av de mer finkornete sedimentene.

Tabell 5.1. Oversikt over inndeling av sedimenter etter kornstørrelsen.

		Kornstørrelse i mm
Stein		>64
Grus	grov	64-20
	middels	20-6,4
	fin	6,4-2
Sand	grov	2-0,64
	middels	0,64-0,2
	fin	0,2-0,064
Silt	grov	0,064-0,02
	middels	0,02-0,0064
	fin	0,0064-0,002
Leir		<0,002

Som oftest er ikke et sediment så godt sortert at det bare kan beskrives som f.eks. grov sand. Til dette benyttes kombinasjonsbetegnelser, som f.eks. siltholdig finsand.

5.2.2. Organisk innhold

Den biologiske produksjonen i grunne marine områder er vanligvis stor. Når planter og dyr dør starter umiddelbart nedbrytningsprosessen, og sedimentet kan inneholde rester av dette organiske materialet. Når materialet når bunnen fortsetter prosessen, men nedbrytningen er avhengig av tilgang på oksygen. Dersom oksygeninnholdet i vannmassen er lavt, vil nedbrytningen skje anaerobt og ufullstendig. Dersom det organiske materialet raskt blir overleiret av annet materiale, kan også nedbrytningen stanse opp. Ofte synker oksygeninnholdet raskt nedover i sedimentet, avhengig av hvor stor tilførselen er av organisk materiale og av kornstørrelsen til sedimentet.

Innholdet av organisk materiale kan måles på to måter:

- Glødetapsanalyse
- Måling av innhold av organisk karbon

Begge disse analysene må utføres på et laboratorium. Ved glødetapsanalysen brennes den allerede tørkede sedimentprøven en halv time i en ovn på 550 °C. Vekttapet angis i prosent, og er et uttrykk for totalt innhold av organisk materiale. Ved måling av innhold av organisk karbon våtoksyderer en sedimentprøven eller en benytter gasskromatografi.

I samband med en egnethetsundersøkelse i Bremanger kommune (Bjerknes et al. 1987) ble det utført både analyse av totalt organisk karbon (TOC) og glødetapsanalyse av ialt 35 sedimentprøver.

Prøvene er plottet i fig. 5.4, og det er her en ganske god korrelasjon mellom de to analysemetodene, korrelasjonskoeffisient på 0,97. Resultatet er nær det Håkanson og Jansson (1983:77) fant i sedimentene i innsjøen Mälaren.

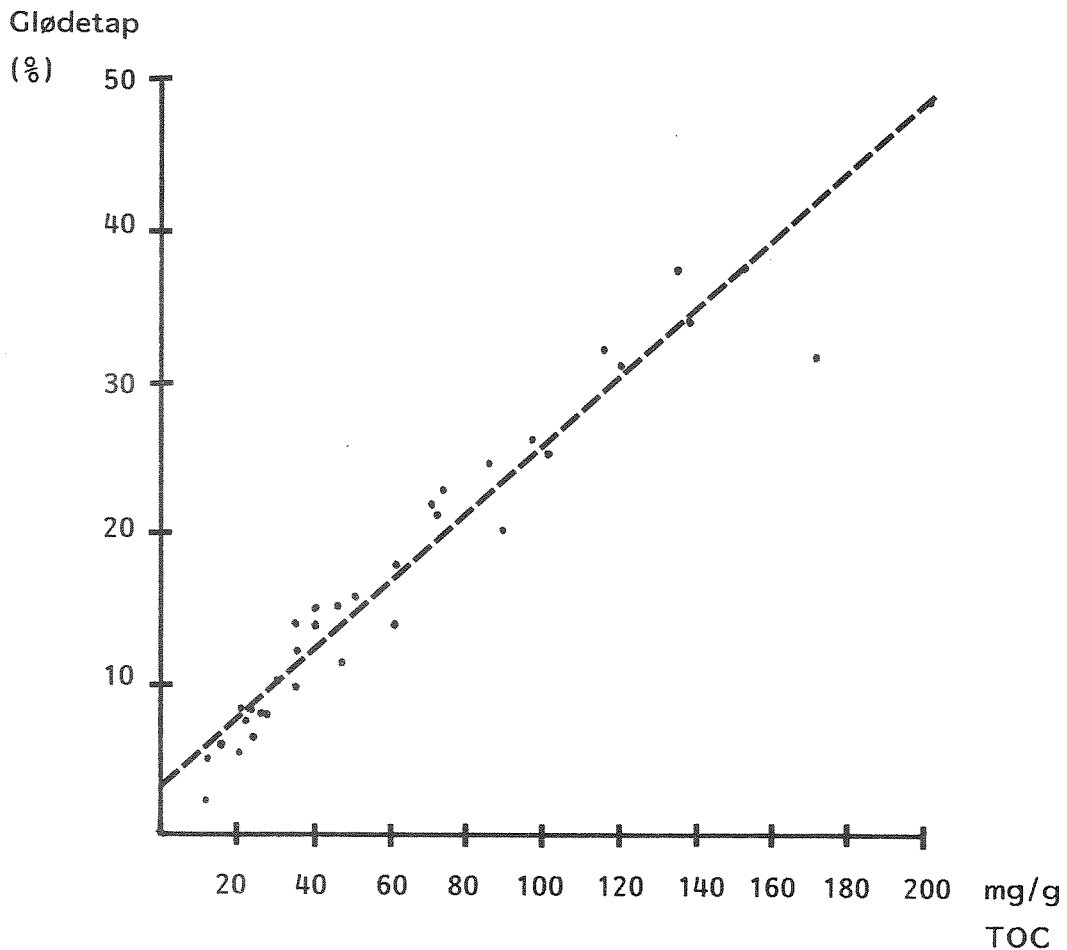


Fig. 5.4. Sammenheng mellom glødetap og organisk karbon (TOC) i 35 sedimentprøver fra Oldersundet i Bremanger.

Kostnadene med en analyse av organisk karbon er noe høyere enn glødetapsanalyse. Fordelen med førstnevnte analyse er at en samtidig kan analysere nitrogen-innholdet. Forholdstallet mellom innhold av organisk karbon og nitrogen gir en indikasjon på kilden for det organiske materialet. Er tallet omtrent 7 er opphavet som oftest marine planter og dyr, er forholdstallet i størrelsesorden 10-20 er kilden organisk materiale helt eller delvis produsert på land, f.eks. avrenning fra landbruk eller kloakk.

5.2.3. Lukt og farge

Det er vanlig at en beskriver sedimentets lukt og farge umiddelbart etter at prøven er tatt.

En evt. lukt er som oftest av H_2S (hydrogensulfid). Dette lukter omtrent som råtne egg. Er lukta virkelig intens er det uttrykk for reduserende forhold og liten eller ingen tilgang på oksygen til sedimentet. Grensa mellom oksyderende og reduserende forhold kan gå i vannmassen over sedimentet, ved grensa vann-sediment eller nede i sedimentlaget.

Fargen på sedimentet kan være fra svart, via brun-nyanser, til grønnlige og grå-hvite fargenyanser. Fargen er bl.a. bestemt av oksygenforhold, innhold av organisk materiale, hva slags bergart mineralkornene består av, og evt. skjellsand-innhold.

5.3. Datakilder

Det er i utgangspunktet sparsomt med informasjon om sedimenter på sjøbunnen. I en egnethetsundersøkelse må en derfor oftest utføre egne registreringer. Det er viktig at disse blir mest mulig målrettet, fordi alt feltarbeid på sjø er kostbart. Som det framgår av kap. 2 kan et slikt registreringsarbeid være målrettet ved at en først utfører

kartstudier, og derved eliminerer en del områder som er uaktuelle for videre studier.

5.3.1. Sjøkartet

Norske sjøkart inneholder noe informasjon om bunnsedimentet, og er den eneste kilden en har som dekker mesteparten av kysten.

Sjøkartene er for det meste i målestokk 1:50.000. Spredt rundt i kartet er det bokstavkoder for bunnsedimentet. Sjøkartverket benytter et håndlodd påført talg, se fig. 5.5. Dette loddet senkes til bunnen, og partikler opp til grus-størrelse kan følge med opp. Metoden er enkel, men må regnes som usikker bl.a. fordi materialet kan vaskes av på veg opp igjen og en har nokså liten kontroll med hvor stort område prøven egentlig er representativ for.

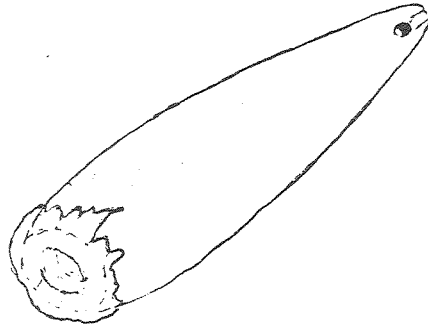


Fig. 5.5. Håndlodd som Norges sjøkartverk benytter for bestemmelse av bunnsediment. Fra Norges sjøkartverk.

Hensikten med at Sjøkartverket foretar sedimentkartlegging er begrunnet med fiskernes behov og informasjon om ankerbunn. Sjøkartverket benytter ekkolodd til å måle vanddypet. Disse ekkoloddene er ikke egnet til å tolke bunnsedimentet med.

Som grunnlag for produksjon av sjøkart blir det ved sjømålingen laget hydrografiske originaler i målestokk 1:20.000 (se fig. 2.9). Disse inneholder noen flere prøvesteder enn det utvalget som presenteres på sjøkartet.

Informasjonen i sjøkartet er punktmålinger, slik at det er vanskelig å danne seg et bilde av arealfordelingen av de ulike sedimenttypene.

Til tross for disse omtalte svakheter ved sjøkartene, er det viktig å vurdere om denne informasjonen er tilstrekkelig før en selv evt. starter egen datainnsamling.

5.3.2. Maringeologiske kart

Når vi hittil har omtalt informasjon om bunnsediment som miljøindikator, har vi ment de øverste få cm av sedimentet. For lokalisering av akvakultur, og for resipientvurderinger ellers, er det dagens miljø som er viktig.

Endel andre brukergrupper ønsker annen sedimentinformasjon, bl.a. sedimentenes mektighet over fast fjell, hva slags lagfølge sedimentene er bygd opp av, kvaliteten på det underliggende fjell, osv. Slike maringeologiske undersøkelser utføres bl.a. ved universitetene, Norges geologiske undersøkelse (NGU) og endel konsulentfirmaer.

NGU har laget noen få maringeologiske kart. Disse kartene gir bl.a. informasjon om det øverste sedimentlaget, basert dels på prøvetaking med grabb og kjernehefter, dels tolkning av ekkolodd og seismisk utstyr. Kartleggingsmetodikken er følgelig vesentlig mer avansert og kostbar enn Sjøkartverkets enkle metodikk. Etter NGU's metodikk er informasjonen om bunnsedimentet arealdekkende, i motsetning til punktinformasjon slik bl.a. Sjøkartverket framstiller det.

5.4. Egen datafangst

Dersom en ikke finner eksisterende data tilstrekkelig, er det aktuelt å utføre egne registreringer. Som tidligere nevnt kan dette bli kostbart, og en må derfor nøye vurdere formål, og valg av metodikk, slik at registreringene blir mest mulig målrettet.

5.4.1. Prøvetaking

Det finnes 4 metoder for sedimentprøvetaking:

- Kjerneheter
- Grabb
- Bunnskrape
- Konapparat for in-situ målinger

Alle disse senkes til bunnen med vinsj. Mye av utstyret er så tungt at en trenger hydraulisk vinsj.

Kjerneheter (se fig. 5.6)

Denne består av et rør, diameter 1 1/4" eller større, og av varierende lengde. Når henteren treffer bunnen, trenger den seg et stykke ned, avhengig av hvor bløte sedimentene er, hastigheten den treffer bunnen med og egenskaper ved selve prøvetakeren.

Når prøvetakeren kommer opp igjen, har en fått en lagfølge inni denne som tilsvarende lagfølgen på bunnen. En kan derfor ta ut prøver i et eller flere ønskete nivå. Prøvematerialet ligger beskyttet inni prøvetakeren på vei opp fra bunnen, og faren for at noe materiale blir vasket bort er derfor liten. De fleste kjerneheter er bare egnet for bløt bunn, de blir lett ødelagt eller trenger dårlig ned dersom bunnen er hard.



Fig. 5.6. Kjernehefter.

Grabb (se fig. 5.7 og 5.8)

Det finnes flere grabber med ulik størrelse, vekt og bruksformål. De minste tar omlag 1 l prøve, og er svært lette. De tyngre trenger mer ned i alle typer sediment, og tar fra noen få liter sediment og oppover til omlag 50 l.

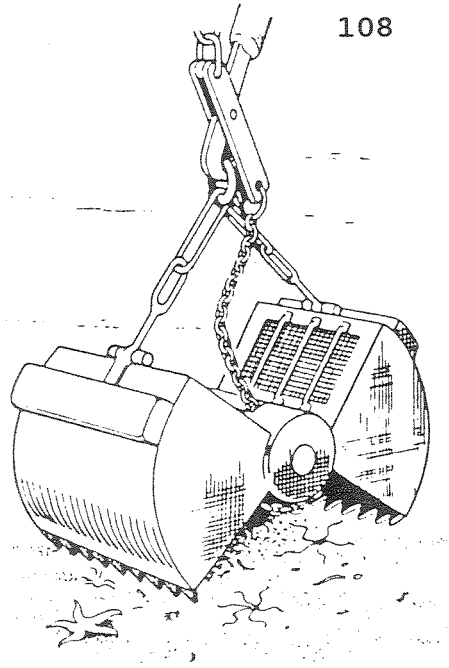


Fig. 5.7. Petersen grabb.

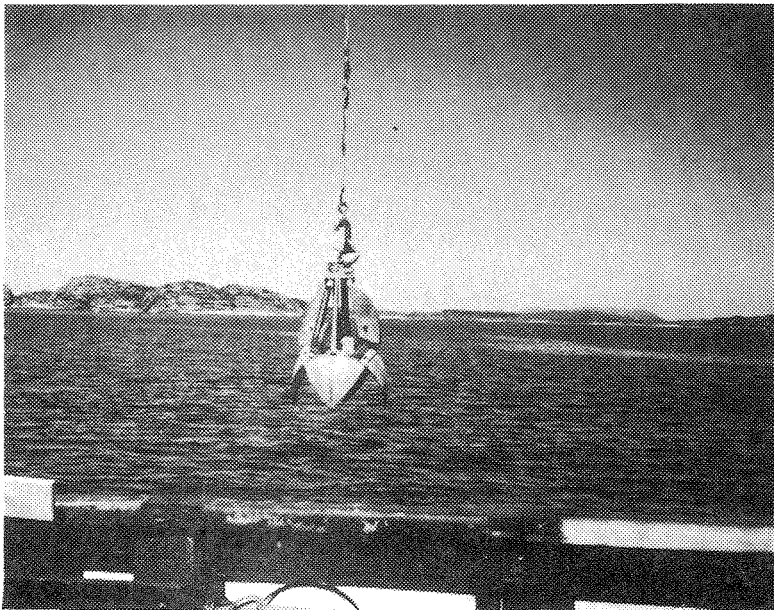


Fig. 5.8. Orange peel grabb.

- Eckmann-grabben er såpass lett at den kan senkes med manuell vinsj. Den er best egnet på bløtbunn.
- Petersen-grabben tar ut 0,1 m² av bunnen, og er mye benyttet til undersøkelser av bløtbunnfauna. Fordi den tar ut et bestemt areal, kan materialet benyttes til statistisk bearbeiding.
- Orange peal er en mer "all-round" grabb som fungerer brukbart ved de fleste bunntyper. Den tar omlag 10-15 l prøve og veier ca. 15 kg.

I en grabb blir materialet blandet, samtidig som en kan få noe utvasking av prøven på veg opp til overflaten.

Grabber som er så lette at en kan benytte håndsveivet vinsj er gjerne for spinkle dersom bunnen består av grovere materiale. Grabber av typen Petersen og Orange peal krever hydraulisk vinsj, og man må da benytte en større (og dyrere) båt.

Bunnskrape

Fordi grabbprøver bare dekker et lite areal, kan en få mer arealdekkende prøver med å benytte en bunnskrape (trekant-skrape) som trekkes langs bunnen. En får da materiale fra et større areal, og dermed kjennskap til om materialet i en grabbprøve er representativt for noe større områder.

Konapparat (fig. 5.9)

I det svenske prosjektet "Den marina kustområdet - bedömningsgrunder för planering" mente man at det var behov for en enkel registreringsmetode som gav mest mulig objektive måleresultater. En utviklet derfor et eget konapparat som målte sedimentets hardhet in situ (dvs. på bunnen).

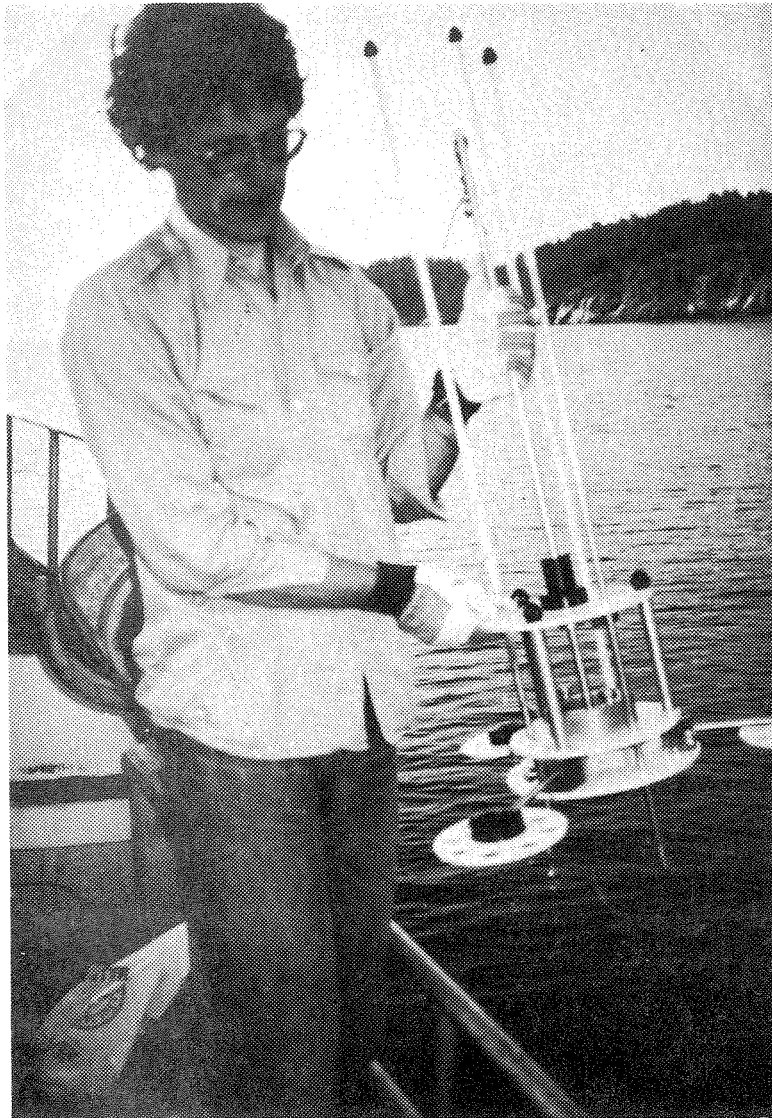


Fig. 5.9. Konapparat for å måle sedimentets hardhet in situ.

Apparatet senkes ned til bunnen, og de tre konene som er metallstenger med ulik vekt og ulik spiss, synker ned i sedimentet. Nedtrengingen leses av når måleren trekkes opp igjen til overflaten. Disse verdiene gir uttrykk for sedimentets bløthet (eller m.a.o. geotekniske egenskaper), og en kan klassifisere bunnen som erosjons-, transport- eller akkumulasjonsbunn, se Håkanson & Rosenberg (1985: 28).

Vår erfaring med konapparatet er at det er litt upålitelig i bruk, fordi målestengene kan komme ut av stilling på vei gjennom vannet. Det må derfor senkes og hives langsomt, og er da særlig tungvint på noe større dyp.

5.4.2. Ekkolodd

Ekkolodd er noe av det enkleste geofysiske utstyret en kan benytte for å måle ulike egenskaper ved hjelp av lydbølger.

Et vanlig ekkolodd sender ut lydbølger med en frekvens på f.eks. 50 kHz. Lydhastigheten i vann er omlag 1500 m/s. Når lyden treffer bunnen, blir en del av energien reflektert. Et ekkolodd måler vanndypet ved å ta tida lyden bruker ned til bunnen og opp igjen.

Hvor stor andel av lyden (d.v.s. bølgeenergien) som blir reflektert fra bunnen er avhengig av lydbølgens frekvens og sedimentets bløthet. Hvor mye lyd som reflekteres fra bunnen kalles refleksiviteten (bunnekkstyrken).

Refleksiviteten er høy dersom sedimentet er hardt, d.v.s. det er grus, stein eller bart fjell. Derimot er den lav dersom sedimentet er bløtt, d.v.s. det består av bløt leire eller gytje.

Akustisk impedans er produktet av et stoffs tetthet og lydhastigheten gjennom stoffet. Impedansen er følgelig høy i en tung bergart, og dette er noen av grunnprinsippene for leting etter olje med seismiske metoder.

Refleksiviteten i overgangen mellom to sedimentlag, eller ved overgangen vann - sediment uttrykkes slik:

$$R = \frac{\text{Differanse i akustisk impedans}}{\text{Sum av akustisk impedans}} = \frac{V_2 r_2 - V_1 r_1}{V_2 r_2 + V_1 r_1}$$

Lag 1	$V_1 r_1$
Lag 2	$V_2 r_2$

V = hastighet

r = tetthet

Dersom lag 1 er vannet, så blir bunnsedimentets refleksivitet høy dersom lyd­hastigheten og/eller tettheten til sedimentet (lag 2) er vesentlig høyere enn vannet.

Fig. 5.10 viser en sammenheng mellom refleksivitet og sedimenttype. Den lave refleksiviteten fra gytje skyldes at vanninnholdet er høyt og sedimentet er bløtt.

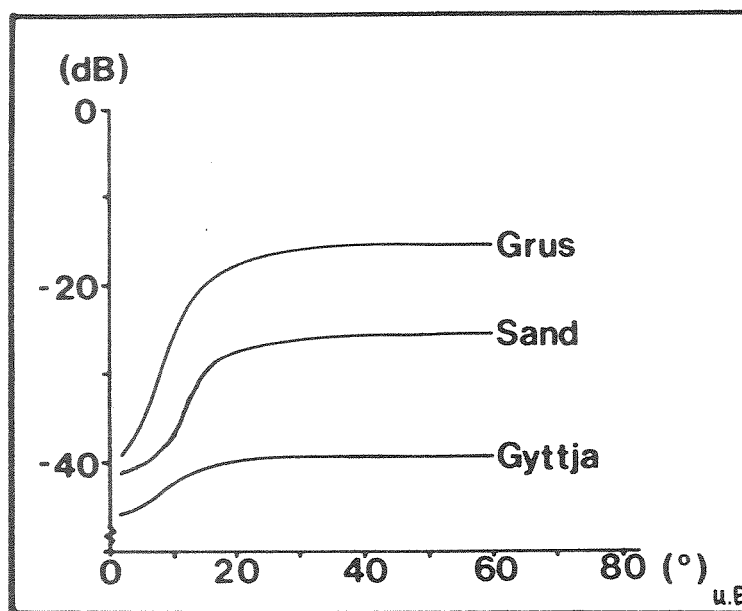


Fig. 5.10. Styrken på det reflekterte ekkoet i forhold til sedimenttype (Refleksiviteten varierer med innfallsvinkelen. Fra Erlingsson og Mårtensson (1983)).

Det er nylig kommet på markedet ekkolodd som kan måle refleksiviteten (fig. 5.11). De er relativt kostbare, men de er blitt installert i endel fiskefartøy.

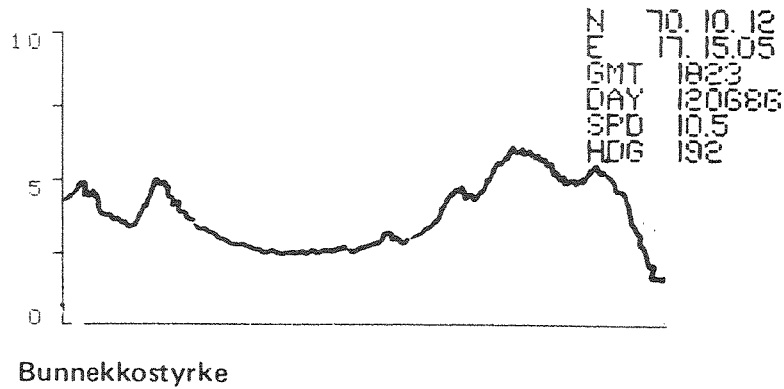


Fig. 5.11. Utskrift av bunnekkostyrke (refleksivitet) fra ekkolodd. Fra Simrad.

Det er til en viss grad mulig å måle refleksiviteten med et vanlig ekkolodd. En må da stille inn på høy utsendt energi og svak forsterking av det mottatte signal. Fig. 5.12 viser hvordan et slikt ekkogram kan se ut.

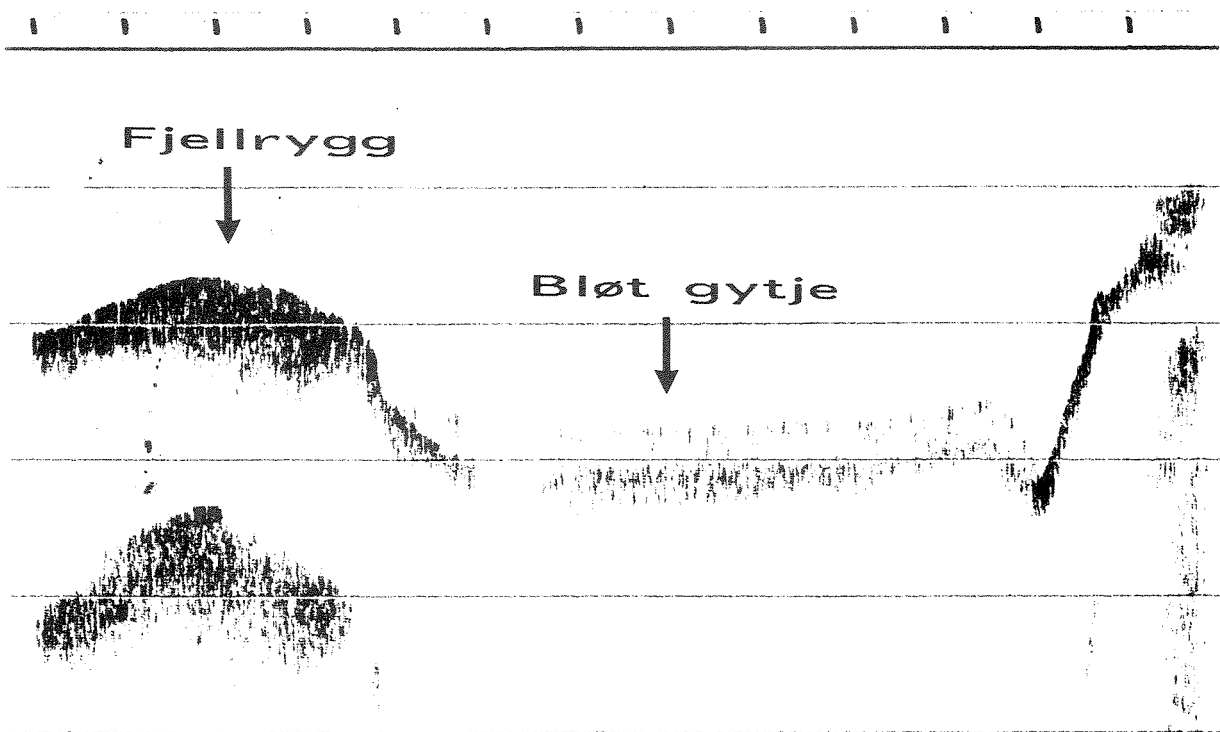


Fig. 5.12. Ekkogram som viser ulike bunntyper. Dette ekkoloddet har en frekvens på 28 kHz.

5.4.3. Kamera

Undervannsfotografi eller videoopptak er blitt stadig mer utbredt for undervannsinspeksjon. Videokamera kan monteres i en fjernstyrt undervannsfarkost, og en kan følge med i opptakene fra overflaten. I praksis kan det være vanskelig å tolke bunnsedimentet fra foto og video. En kan skille f.eks. fjell fra løse sedimenter, men en mer sikker tolkning krever erfaring.

Undervannsfarkosten kan utstyres med griperedskaper/prøvetakere. Dermed kan man ta opp prøver av sedimenter etter en visuell bedømmelse via videokamera.

5.5. Indikatorverdi

Vann i bevegelse har evnen til å transportere partikler. Denne transporten kan foregå på flere måter, avhengig av partikkelstørrelse og vannets strømhastighet.

Grovt kan en si at jo kraftigere strøm, jo grovere materiale ligger på bunnen. En slik sammenheng mellom strøm og partikkelstørrelse er gitt i Hjulstrøms diagram, se fig. 5.13. Dette diagrammet gjelder egentlig for strømning i en grunn kanal, men i hovedtrekkene kan det overføres til å gjelde sammenheng mellom bunnstrøm og sediment i f.eks. en fjord.

Som det framgår av diagrammet er det for silt og leir stor forskjell mellom den strømhastighet som er nødvendig for transport og for erosjon. Dette betyr at det kan være leirbunn i et område med relativt kraftig strøm. Leira kan være avsatt under andre strømforhold enn det en har idag.

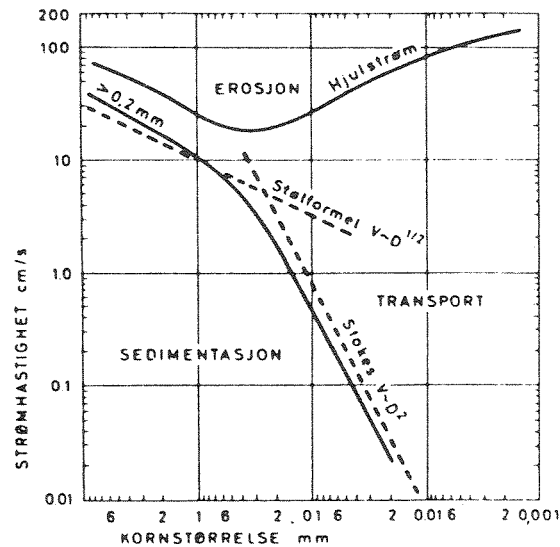


Fig. 5.13. Diagram som viser hvordan strømhastigheten bestemmer kornstørrelsen. Modifisert Hjulstrøms diagram fra Bjørlykke (1984: 25).

Grunnlaget for slike vurderinger er at det finnes løsmateriale tilgjengelig som kan transporteres. Langs store deler av den norske kyst er det svært lite løsmasser, og landskapet er dominert av nakent fjell. Ofte vil bart fjell på sjøbunnen være uttrykk for gode strømforhold, men det kan også være uttrykk for at det ikke finnes løsmateriale i området. Løsmaterialet har ofte gått gjennom flere ulike transportprosesser. Ettersom løsmaterialet kan ha blitt dannet av andre prosesser enn de som forekommer i dagens miljø, er det en fordel om en har kjennskap til hvordan løsmaterialet er dannet i området en undersøker.

Bergartstypen som har gitt opphav til løsmaterialet har også betydning. Ved forvitring av f.eks. en granitt blir det i hovedsak dannet sand, mens gabbro i større grad forvitrer til partikler i leir- og siltfraksjonen.

Et annet forhold er at en bør ta prøver fra relativt flat bunn. Dersom bunnen heller mye, vil en ikke få akkumulasjon av materiale. I følge Håkanson m.fl. (1984:113) vil

finmateriale (leir/silt) ikke ligge stabilt når bunnen heller mer enn 5 % p.g.a. gravitasjonskreftene.

Med ovennevnte forbehold om at det ikke alltid er en entydig sammenheng mellom bunnstrøm og sedimentstørrelse, vil vi likevel hevde at informasjon om sedimentet er nyttig. Kostnaden med å samle inn bunnprøver er vesentlig lavere enn å ta strømmålinger, samtidig som en får et gjennomsnittsbilde av strømforholdene.

Mens kornstørrelsen gir informasjon om bunnstrømmen, er sedimentets innhold av organisk materiale i større grad et uttrykk for utskiftningsforholdene. Er utskiftningen lav, blir det tilført lite oksygen, og dermed er muligheten for nedbrytning av organisk materiale mindre. Som oftest er det selvsagt en nær sammenheng mellom strøm og utskiftning, men det kan tenkes forhold der det samme vannet strømmer fram og tilbake. Da kan strømforholdene være gode, men utskiftningen er dårlig.

5.5.1. Lokalisering av akvakultur

Som allerede nevnt har en i tidligere arbeider omtalt bunnsedimentet som en verdifull egnethetsindikator for lokalisering av mæranlegg i sjøen.

Kornstørrelse

Med de gitte forbehold gir kornstørrelsen informasjon om bunnstrømmen. Normalt er denne vesentlig svakere enn overflatestrømmen. Forholdet mellom hastigheten til overflatestrømmen og bunnstrømmen er bestemt av en rekke forhold, bl.a. bunntopografi og lagdeling av vannmassene. Likevel er det ofte en sammenheng i den forstand at det kan være et omtrentlig forholdstall i styrken.

Aure & Møller (1983) hevder at 5 - 10 cm/s er ønskelig strøm gjennom mærene for å sikre tilstrekkelig oksygen til fisken. En slik strøm er i stand til å transportere middels

til grov sand. Følgelig vil et bunnsediment bestående av sand eller grovere materiale indikere gode strømforhold for et mæranlegg.

Forspill og ekskrementer bør heller ikke sedimentere under et mæranlegg. Kraftig strøm vil føre dette organiske materialet bort. For å hindre anaerob forråtnelse av organisk materiale er det gunstig at det stadig tilføres nytt, friskt vann over området der forspillet akkumulerer.

Bunnsedimentet må ikke brukes "blindt" som indikator uten at en også vurderer topografiske forhold og vannutskiftingen. Bunnen betyr forholdsvis mer for miljøet ved anlegget dersom det bare er noen ti-talls meter dyp. I store og dype resipienter uten terskel, kan godt bunnen være finkornet. Forspillet og ekskrementer kan akkumulere der, uten at effektene ved nedbrytningen nødvendigvis kan spores i de øvre vannlag der anlegget ligger.

En velegnet bunn utfra sedimenttypen, kan være uegnet dersom den er skrånende med små basseng. Forspill og ekskrementer vil lett akkumuleres i disse bassengene. Se mer om dette i kapitlet om topografi.

På fig. 5.14 er midlere kornstørrelse i en rekke bunnprøver fra Bremanger (Bjerknes m.fl. 1987) plottet. Prøvene er dels tatt i bunnen av basseng, dels mer tilfeldig spredt rundt omkring. Som en ser av kartet er det en klar tendens til at finmaterialet sedimenterer i bassengene, mens det er noe grovere materiale på ryggen og i mer eksponerte områder. Enkelte basseng har likevel grovere materiale enn andre, og dette indikerer at bunnstrømmen her er kraftigere.

Strømretning

Strømmens retning er viktig for lokalisering av akvakultur, fordi en får et grunnlag for beregning av borttransport av

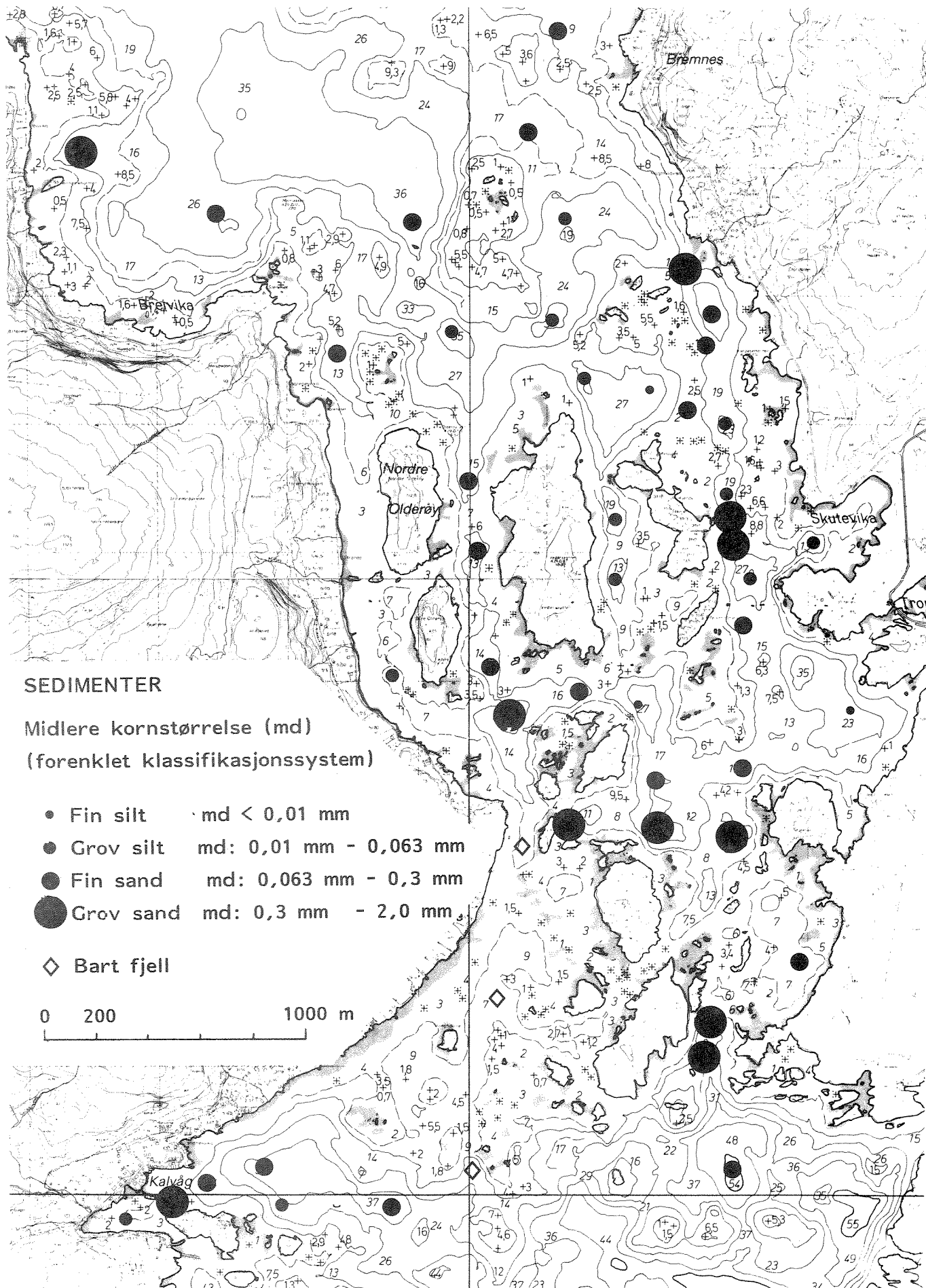


Fig. 5.14. Midlere kornstørrelse i prøver av bunnsediment i Oldersundet. Målestokk 1:20.000.

forspill og ekskrementer, og i hvilken retning evt. smitte vil bre seg.

Avhengig av hvilke krefter som styrer strømbildet i området, kan overflate- og bunnstrømmen gå i samme eller ulik retning. Bunnsedimentene kan gi informasjon om bunnstrømmen, hovedsaklig dersom en kan påvise akkumulasjonsområder på evt. leside av rygger, steiner o.l.

Slike studier er benyttet til tolkning av strømforhold over tersklene til innelukkete fjorder. Det er likevel gjort relativt få undersøkelser på dette området, og en bør foreløpig være forsiktig med å trekke for bastante slutninger på dette feltet.

Organisk sedimentasjon

Forrester og ekskrementer fra fisk har en lavere egenvekt enn bergartsmateriale. Derfor vil en stor forpartikkel lettere transporteres av strømmende vann enn en like stor mineralpartikkel.

I følge Stigebrandt (1986) utgjør forspillet i forhold til ekskrementene en vesentlig større andel av den organiske belastningen. Fortypen er viktig for synkehastigheten, Pedersen (1982) hevder at tørrfor synker raskere enn våtfor. Forspillet fra et anlegg kan begrenses ved at det fores med riktig mengde på riktig tid. Det er opplagt i oppdretterens egen interesse at foret utnyttes best mulig. Utnyttingsgraden av foret omtales som forfaktoren. Dersom det produseres 1 kg fisk pr. kg for er faktoren lik 1.

Uansett hvor dyktig anlegget blir drevet må en regne med noe forspill. Dette foroverskuddet vil sedimentere, og strømhastigheten, strømretning, forets tetthet og topografiske forhold er bestemmende for hvor det sedimenterer. Det ideelle er trolig at forspillet spres over et stort område, slik at en unngår punktbelastninger og derav fare for produksjon av giftige gasser.

Dersom en mulig lokalitet har et høyt innhold av organisk materiale i sedimentene, er dette et uttrykk for at resipientens naturgitte evne til å nedbryte organisk materiale ved bunnen er begrenset. Johannessen (cit. Øvreeide 1983) oppgir at sedimentet ikke bør ha høyere glødetap enn 10 %. Tilsvarende setter Wikander (1986) en tredeling etter lav, middels og høy organisk belastning, se fig. 5.4. Hans grenser bygger på verdiene for total organisk karbon, omregnet til glødetap blir grensene basert på fig. 5.4 omtrent 10 og 18 %.

Generelt bør glødetapet være lavest mulig. Er det under 4-6 % og sedimentet består vesentlig av sand eller grovere materiale er det tegn på svært gode forhold. Er det høyere enn 10 %, og sedimentet er mer finkornet og har kanskje noe lukt av H_2S , er det iallfall grunn til å vurdere lokaliteten nøyere og evt. utføre nærmere undersøkelser.

I en egnethetsundersøkelse for marin akvakultur på Sotra vest for Bergen, er det utført både sedimentanalyser og hydrografiske undersøkelser (Bjerknes m. fl. 1988). Resultatene herfra har gitt grunnlag for å studere sammenhengen mellom organisk innhold i sedimentene i bunnen av basseng og oksygeninnholdet i dypvannet, se fig. 5.15. Oksygeninnholdet er målt på prøve tatt 2-5 m over bunnen, og som er tatt i oktober-november -87.

I dette tilfelle er det som figuren viser en god korrelasjon mellom vannkvalitet i dypvannet og sedimentet. Figuren må likevel ikke brukes ukritisk, det er den relative trend som vi antar vil gjelde også for tilsvarende områder.

SEDIMENT OG OKSYGEN I DYPVANN

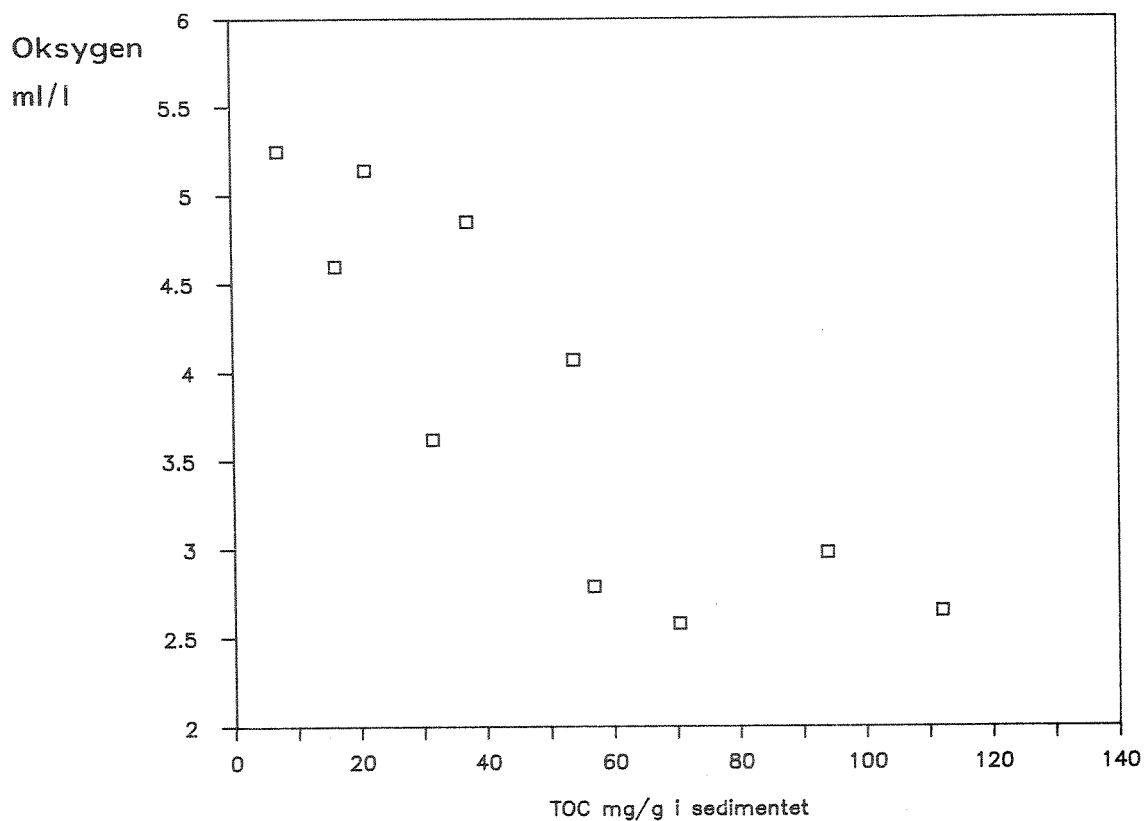


Fig. 5.15. Plott av organisk innhold i sedimentene (TOC) og oksygeninnhold i prøver fra dypvannet ved stagnerende forhold om høsten. Alle sedimentprøver er fra bunnen av basseng på 40-100 m dyp. Vannprøvene er tatt 2-5 m over sedimentoverflaten i oktober-november 1987 på Sotra utenfor Bergen.

På fig. 5.16 er glødetapet i en rekke bunnprøver fra Bremanger (Bjerknes m.fl. 1987) plottet. Det er analysert på samme materiale som det ble gjort kornfordelingsanalyser på i fig. 5.14. Det framgår av figurene at det er høyest glødetap i prøver tatt fra bassengene, og det er en tendens til at glødetapet er størst i den østlige halvdelen av området. Med unntak av området lengst i sørvest (ved Kalvåg) avspeiler undersøkelsene de naturgitte forholdene i området.

I vedlegg 1 har vi laget et annet eksempel på en måte å framstille organisk innhold i sedimentene.

Vurdering av egnethet - Eksempel Oldersundet i Ytre Breman-ger.

Med såpass grunne områder som her, og med mange terskler og basseng med høyt innhold av organisk materiale, vil kapasiteten for marint mæroppdrett være begrenset. Områdene lengst sør og nord har bedre bunnforhold og større dyp, men disse ligger for en stor del for eksponert.

Det er en nær sammenheng mellom kartene på fig. 5.14 og 5.16. Der det er finmateriale, er ofte glødetapet høyt. Der det er grovere materiale, er glødetapet lavt. Dette skyldes at i områder med relativt kraftig bunnstrøm, vil det dels være begrenset med organisk materiale som kan sedimentere, dels vil oksygenforholdene normalt være så gode at det foregår en mer fullstendig nedbrytning av materialet.

I kap. 2 endte vi opp med 9 områder som tilfredstilte kravene til tilstrekkelig dybde og begrenset eksponering. Flere av disse er basseng med grunnere terskler, altså områder som en normalt vil vurdere som dårlig egnet. Sedimentprøvene på fig. 5.14 og 5.16 viser nokså store forskjeller mellom de ulike bassengene. Særlig er området G og H bassenger med relativt grovt materiale og lavt organisk innhold i sedimentet. Dette indikerer at det er bedre strømforhold i denne delen (hovedløpet) av det undersøkte området, i forhold til området lenger øst. Forklaringen på disse forskjellene er trolig at hovedløpet er mer åpent både mot nord og sør, mens de østlige delene av området er noe mer innelukket i sør.

Konklusjonen på dette er at det er bedre naturgitte vilkår for mæranlegg i hovedløpet, område G og H, enn i område A, B, C og D. Område I ved Kalvåg har også gode forhold basert på bunnsedimentene. Ved lokalisering av et anlegg til område G og H er det naturlig at en utfører endel oppfølgende undersøkelser. Kapasiteten kan være begrenset fordi de topografiske forhold ikke er ideelle. Det er derfor

naturlig at en her utfører målinger av oksygeninnholdet i dypvannet, tar nye sedimentprøver etter en tids drift og tar strømmålinger for å beregne hvor avfallstoffene blir av.

Det kan hevdes at glødetapsanalysen ikke er et tilstrekkelig grunnlag for vurdering av egnethet. Andre og grundigere metoder vil gi mer eksakt informasjon. Slik vil det alltid være i egnethetsvurderinger, den detaljerte undersøkelsen gir sikrere informasjon, mens den enkle har mer karakter av omtrentlig vurdering. Metodene står derfor ikke i motstrid til hverandre, valg av metode blir en kost/nytte vurdering.

5.5.2. Bruk av metodene til andre formål

En rekke andre bruksområder har behov for informasjon om bunnsediment:

- Fiske
- Resipientvurderinger generelt
- Utbyggingsinteresser, f.eks. bruer, kaier, tunneler under fjorder
- Taretråling
- Forekomst av mineralressurser på sjøbunnen
- Ankringsformål

Fiske

Ulike typer bunnfisk foretrekker spesielle bunntyper, f.eks. vil flyndre helst ha sandbunn. Videre er trål- og notfiskere interessert i å unngå bunn med hefte som kan ødelegge redskapen.

Resipientvurderinger

Vurdering av egnethet for akvakultur er i prinsippet en vurdering av de naturgitte resipientforholdene. For et utslipp dominert av næringssalter og organisk materiale er

det ønskelig med gode strømforhold for å få minst mulig punkteffekt av utslippet. For evt. utslipp av miljøgifter derimot (i den grad slike tillates sluppet ut) er det kanskje mer ønskelig med en best mulig innelukking av utslippet, se fig. 5.17.

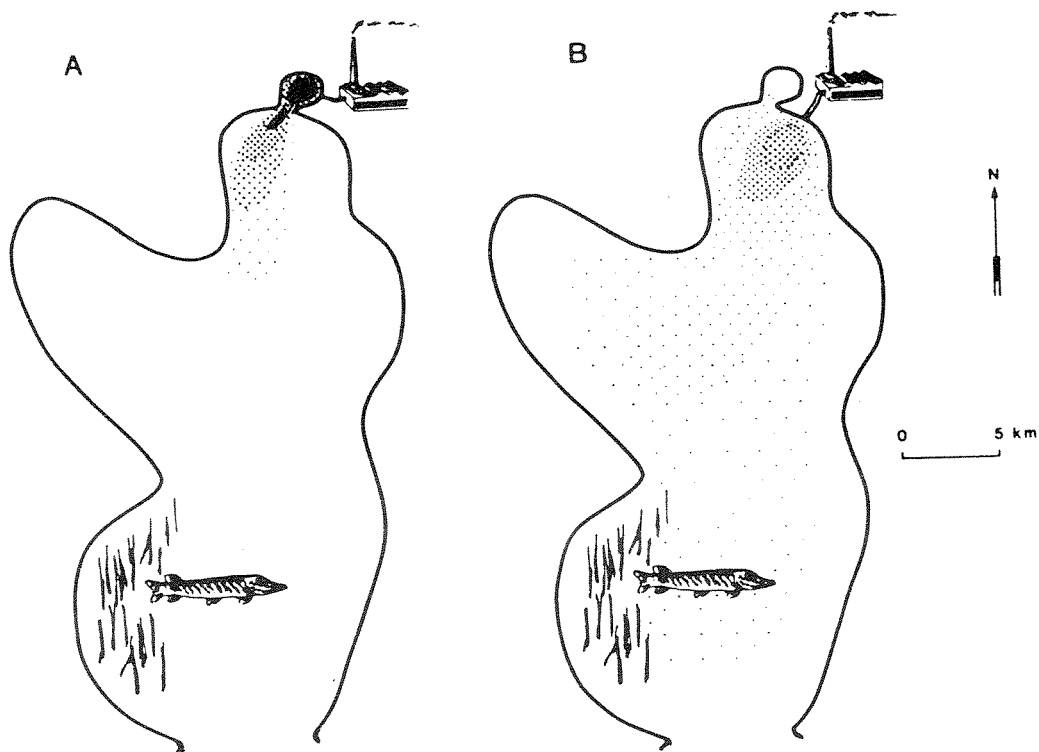


Fig. 5.17. Illustrasjon av inneslutningsalternativet (A) i forhold til spredningsalternativet (B). Hva gir minst miljøkonsekvenser? Fra Håkanson og Rosenberg (1985:83).

For en resipientundersøkelse vil undersøkelsesprogrammet bli lagt opp i tråd med aktuelle problemstillinger. De her omtalte sedimentundersøkelser har mest for seg når en vil undersøke de naturgitte forhold. I resipienter som allerede er merkbart påvirket av utslipp vil en ofte velge grundigere og mer omfattende undersøkelser uansett (jfr. kap. 6). En resipientundersøkelse kan ofte bygges opp i flere trinn. De første, enkle sedimentundersøkelsene kan ofte være

nyttig for å vurdere om det er nødvendig med nærmere granskinger.

Bruer og tunneler

Det er en betydelig interesse for å bygge ferjefrie samband over fjorder. Et av alternativene er å bygge tunneler under fjordbunnen. Slike tunneler bør gå i fast fjell.

Vi vil tro at for de som skal vurdere slike traseer burde det være en fordel med gode bunntopografiske kart kombinert med noe informasjon om bunnsedimentene. Et slikt datagrunnlag vil redusere konsulentkostnadene for de oppfølgende undersøkelsene som er nødvendig uansett.

Taretråling

Den viktigste taren som det tråles etter er stortare, den utgjør omlag 80 % av verdien. Denne vokser fra et par meters dyp og ned til omlag 25 m. Den vokser bare på fjell- og steinbunn i ytre kyststrøk. Et bunnsedimentkart gir derfor en indikasjon på hvor en kan forvente å finne stortare.

Mineralressurser

I kystområdene foregår det i enkelte områder sand- og grusuttak fra sjøbunnen. Dels er dette skjellsand til kalkingsformål, dels er det løsmasser til byggeråstoff. Det foreligger idag ingen oversikt over disse ressursene, med unntak av i Sogn & Fjordane der en har kartlagt skjellsandressursene.

Et kart over bunnsedimentene vil ikke gi informasjon om volum av evt. avsetninger, men det vil gi indikasjon om hvor en kan forvente å finne forekomster.

5.6. Effektstudier

De bunnprøvemethoder som her er omtalt er primært egnet til å gi en vurdering av naturgitt egnethet. Dersom området allerede er påvirket av utslipp, må en nærmere vurdere aktuelle metoder for å gi svar på problemstillingene. Den rådende konsesjonspolitik for matfiskproduksjon av laks og ørret gir prioritet til næringsssvake distrikter. Dermed blir anleggene ofte liggende i områder som fra før er lite belastet med forurensinger. Her er en derfor nettopp interessert i informasjon om naturgitt egnethet.

5.7. Litteratur

- Aure, J. 1981. Akvakultur i Hordaland, Kartlegging av høvelige lokaliteter for fiskeoppdrett. Fisken og havet, serie B, 3.
- Aure, J. & Møller, D. 1983. Miljømessige krav ved lokalisering av marinefiskeoppdrettsanlegg. Notat. 7 s.
- Bjerknes m.fl. 1987. Kommunedelplan for kystsona i ytre Bremanger. Del II. NIVA-rapport O-85290/O-86080/E-86636. 74 s.
- Bjerknes m. fl. 1988. Resipientgransking i Austefjorden og Skogsvågen, Fjell og Sund kommunar. NIVA-rapport O-87055. Under utarbeiding.
- Bjørlykke, K. 1984. Lærebok i sedimentologi og petroleumsgeologi. Universitetsforlaget. 285 s.
- Erlingson, U. & Mårtenson, U. 1983. Kustprocesser och kustmorfologi i Tobisviksområdet norr om Simrishamn. Lunds Universitets Naturgeografiska Institution. Rapporter och Notiser 56. 88 s.
- Håkanson, L., Kulinski, I., Kvarnäs, H. 1984. Vattendynamik och bottendynamik i kustzonen. SNV PM 1905. 228 s.
- Håkanson, L. & Rosenberg, R. 1985. Praktisk kustekologi. SNV PM 1987. 110 s.
- Norges sjøkartverk, udatert. Håndbok i sjømåling.
- Pedersen, A. 1982. Miljøpåvirkning fra fiskeoppdrett. NIVA-rapport FP-80802. 153 s.
- Stigebrandt, A. 1986. Modellberäkningar av en fiskodlings miljöbelastning. NIVA-rapport O-86004. 28 s.
- Sørensen, J. & Nagel-Alne, O. 1987. Kystsoneplan for Sunnhordland. regional plan for akvakultur. Del 1: Metoder for kartlegging av arealbruksinteresser og ressurser i Sunnhordland. NIVA-rapport O-85229. 97 s.
- Sørensen m.fl. 1987. Kommunedelplan for kystsona i ytre Bremanger. Planframlegg med arealdel 1987. NIVA-rapport O-85290/O-86080/E-86636. 113 s.

- Sørgaard, K. 1987. Norsk kystsonekart. Basiskart i målestokk 1:20.000. Prosjektrapport nr. 1. NIVA-rapport O-84059. 108 s.
- Wikander, P. 1986. Egnethetsundersøkelser for havbruk i Aust-Agder fylke. NIVA-rapport O-85260. 159 s.
- Øvreeide, A. 1983. Kartlegging av lokaliteter for akvakulturanlegg i Nordland. Rapport Nordlandsforskning 2/83. 249 s.

6. BUNNFAUNAEN SOM INDIKATORSYSTEM FOR MILJØKVALITET.

De naturlige biologiske samfunn i en fjord indikerer hvordan miljøforholdene er. Bløtbunnfaunaundersøkelser må betegnes som den mest utsagnskraftige metode vi i dag har for vurdering av miljøtilstander i dypere vannlag, og inngår i så og si alle seriøse resipientundersøkelser.

I dette kapitlet omhandles organismesamfunnet på og i bunnen. Hvordan kan arts-sammensetningen gi grunnlag for utsagn om miljøkvalitet? Kan faunabildet gi beskjed om øket belastning eventuelt om forbedringer i miljøet som følge av tiltak? Felt- og laboratorieteknikk er omtalt, samt hvordan de ulike parametre beregnes og evalueres.

6.1. Innledning

Beskrivelser av organismesamfunn er en viktig del av grunnlaget for vurdering av miljøforholdene på en fjordlokalisitet. Bløtbunnfaunaundersøkelser er særlig godt egnet for å få fastslått hvordan tilstanden er på sedimentbunn i de dypere partier av en resipient. Der gjenspeiles eventuell belastning fra de øvre vannlag, strøm, sedimentering og akkumulering av organisk materiale, samt graden av vannutskiftning og oksygenvikt.

Organismesamfunnet på bløt bunn (som er den mest utbredte bunntype i fjorder og kystfarvann) er sammensatt av en lang rekke arter som ernærer seg av det organiske materiale som produseres i vannmassen og sedimenterer. Denne faunaen består av virvelløse dyr. Vanligst er børstemark, krepsdyr, muslinger, snegler og slangestjerner. Flere andre dyregrupper finnes også.

I uforstyrrede områder kan en finne kanskje mer enn hundre ulike arter på et bunnområde mindre enn en kvadratmeter. Disse artene har varierende krav til det fysiske og

biologiske miljø. De virkningstyper som påvirker faunaen er i første rekke sedimentering av organisk materiale, oksygenmangel, sulfiddannelse i sedimentet på grunn av at oksygenet er brukt opp, og miljøgiftinnhold i vann og sediment.

I et naturlig sjøområde vil de ulike miljøkvaliteter variere over tid: temperaturen er lavest om vinteren, oksygeninnholdet lavest om sommeren osv. I tillegg kan sivilisatoriske installasjoner så som havbruk, industriutslipp, kloakkutslipp mv. endre miljøet i et område over tid. De artene som til enhver tid lever i et område er så tolerante at de klarer de svigninger i miljøkvalitetene som naturen selv eller sivilisasjonen skaper. Dersom en eller flere miljøkvaliteter svinger utover den enkelte artens toleransegrense så blir denne utryddet i området, og andre, mer tolerante kan ta deres plass.

Mange av de mest typiske artene vet man idag så mye om at man kan si at bestemte arter eller sammensetninger av arter karakteriserer bestemte miljøsituasjoner (indikator-arter) og at bestemte relasjoner mellom antall arter og antall individer er karakteristiske for bestemte grader av miljøstress.

I de senere årene er det utviklet statistiske bearbeidelsesmetoder som produserer utsagnskraftige grafiske fremstillinger når det gjelder graden av miljøforstyrrelse (PEARSON et al. 1983, RYGG 1984 a, b, 1986 c).

Ved å ta prøver av, og fortolke det biologiske materiale på en gitt lokalitet vil det bringes til veie informasjon som gjør det mulig å si om et område i utgangspunktet er en så dårlig resipient at økte tilførsler (f.eks. fra et havbruksanlegg) bør frarådes, eller om en installasjon har resultert i en utviklingstendens i retning av et dårlig miljø slik at flytting av anlegg bør anbefales.

En undersøkelse av bunnfaunaen er derfor et godt verktøy for å vurdere egnethet. Slike undersøkelser kan, som vi skal se, utføres på to nivåer av grundighet.

6.2. Egnethetsvurderinger.

Miljøfaktorene bestemmer i hvilken grad en lokalitet er egnet for akvakultur eller som resipient for utslipp. Kanskje vil resultatene tyde på at lokaliteten er utmerket egnet til fiskeoppdrett eller som resipient. I alle tilfeller vil miljøundersøkelsene bidra til et bedre vurderingsgrunnlag.

Når det gjelder naturgitte forhold er det beste egnethets-kriterium for havbruk en lokalitet som har effektiv vannutskifting. Fôrspill og ekskrementer vil da ikke akkumuleres i en grad som vil forurense vannmasse og bunnsedimenter.

Miljøet skal ikke forringes slik at forholdene for fisken blir dårligere og produksjonen redusert. Heller ikke skal det naturlige økosystemet i området forstyrres.

Ved plassering av undersøkelsesstasjoner velges ofte dype partier. En organisk belastning vil først komme til syne i resipientens dypeste parti, som således representerer områdets mest følsomme punkt. Selv om organisk belastning blir påvist i et slikt dypområde, behøver ikke nødvendigvis denne tilstanden gjelde for grunnere deler av området. Det er imidlertid sannsynlig at dersom en organisk belastning kan påvises i dag, vil denne forsterkes ved etablering av et havbruksanlegg. Om en slik forsterket belastning vil påvirke de grunnere områdene i en skadelig grad kan tenkes, men ikke påstås. I slike tilfeller gir vi det råd å iverksette en overvåking av området ved etablering av havbruksaktiviteter.

6.3. Definisjon av begreper og termer

Artsmangfold (= diversitet). Et tallmessig uttrykk for mangfoldighet i organismesamfunnet når det tas hensyn til både antallet arter og antallet individer.

Det er utarbeidet flere indekser for artsamangfold. To av disse er mer brukt enn andre:

Shannon Wiener's indeks H':

$$H' = - \sum \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N}$$

Hvor n_i = antall individer av arten i
 N = totalt antall individer i prøven.
 (SHANNON & WEAVER 1963).

Hurlbert's indeks:

Går ut på at det er en teoretisk matematisk sammenheng mellom antall arter (S) og antall individer (N). Ved å legge inn i formelen varierende N -verdier (lavere enn den faktiske N -verdi) kan man regne seg frem til de korresponderende S -verdier. Dermed fremkommer en kurve (diversitetskurve). For å få sammenlignbare mål for diversitet, er det vanlig å sette $n = 100$ uansett og så regne ut den korresponderende verdi for teoretisk antall arter: $E(S_n)$: (= Expected number of Species) dvs. forventet antall arter når individtallet settes = 100. Formelen for Hurlbert's indeks ser slik ut (permutasjon):

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

hvor N_i = antall individer av i 'te art
 N = det samlede antall individer i prøven
 $E(S_n)$ = det forventede antall arter i en delprøve på n individer fra en prøve som totalt inneholder S arter og N individer.
 (HURLBERT 1971).

Artsindeks (AI). Et mål for innslaget av forurensings-tolerante, resp. forurensningsømfintlige arter. AI er et gjennomsnittstall for de laveste diversitetsverdier de enkelte artene i en prøve er påvist ved i forbindelse med undersøkelse av 193 bløtbunnstasjoner i Norge, altså et tallmessig uttrykk for forurensningstoleranse (Se WIKANDER & RYGG 1986).

Tilstandsindeks (TI) Et mål for påvirkningsgrad med hensyn på organisk belastning. TI er et veid middel mellom artsmangfoldet på en stasjon og artsindeksen.

$$TI = 0,073 AI + 0,009 ES + 0,333$$

Indikatorarter. Arter som man vet er karakteristiske ved bestemte miljøtilstander, fortrinnsvis tilstander av forurensing.

Log-normalfordeling. Materialet i en prøve sorteres i geometriske antallsgrupper (altså etter en logaritmisk skala) dvs. antall arter som forekommer med bare ett individ (= geometrisk klasse I), hvor mange som forekommer i mengden 2-3 individ (= geometrisk klasse II), hvor mange som forekommer i mengden 4-7, i 8-15, 16-31 (h.h.v. geometrisk klasse III, IV og V) osv. Når et slikt materiale plottes i et diagram med antall arter på den loddretteaksen og de geometriske klassene på den vannrette (I, II, III osv.) vil uforstyrrede samfunn beskrive en normalfordelingskurve (klokkekurve). Vanligvis fremkommer bare den høyre halvpart av kurven. Forurensede og forstyrrede samfunn vil vise mer eller mindre sterke avvik fra normalfordelingen og vil ofte ha arter i høye geometriske klasser (opportuniste).

Opportuniste. Forurensingstolerante arter som er i stand til å utnytte situasjonen når andre arter er slått ut.

Opportunistene kan opptre i meget store antall (høye geometriske klasser).

Parameter. Noe som kan måles, mål for miljøkvalitet.

Fiksering. Tilsetting av et kjemikalium (vanligvis etanol eller formalin) til en prøve for å stoppe alle livsprosesser og samtidig hindre forråtnelse.

Replikater. Gjentatte prøver på samme stasjon på samme tidspunkt (for å fange opp variasjonene i organismesamfunnet).

Kvantitativ prøvetaking. Prøvetaking som samler fra ett bestemt areal av bunnen hver gang, f.eks. 0,1 eller 0,2 m². Man bruker vanligvis grabber. Kvantitativ prøvetaking gjør statistisk bearbeidelse mulig, samt en direkte sammenligning mellom stasjonene.

Kvalitativ prøvetaking. Prøvetaking som samler fra et ukjent areal av bunnen. F.eks. en skrape med pose på som slepes etter en båt.

TOC. Totalt organisk carbon. Et mål for organisk innhold i bunnsediment. Analyseres ved våtoksydasjon.

Glødetapsanalyse. En metode for å finne et overslag over mengden organisk innhold i bunnsediment. En liten prøve tørkes og veies, brennes i ovn ved 500°C og veies igjen. Vekttapet er organisk stoff som har forbrent og angis som % glødetap.

Resipient. Et definert naturområde som fungerer som mottaker for utslipp fra en eller annen prosess.

6.4. To nivåer for undersøkelse

Alt etter hvilken utsagnskraft en ønsker og hvor mye ressurser som er til rådighet, kan egnethetsundersøkelser legges opp på to plan. Det første og enkleste nivå er å basere vurderingen på kvalitativ prøvetaking. Til dette kan en bruke en trekantskrape eller bunnslede. Trekantskrapen graver forholdsvis dypt og samler mye sediment i forhold til organismer. Den mer effektive bunnsleden høvler av det øverste (det biologisk mest aktive) laget av bunnen. Et eksempel på bunnslede er vist på fig. 6.1. Kvalitative redskaper er meget lite effektive på hard bunn. Prøvene bearbeides i prinsippet som grabbprøvene (se nedenfor) og materialet går igjennom av kompetent biolog som undersøker den relative andelen av indikatorarter.

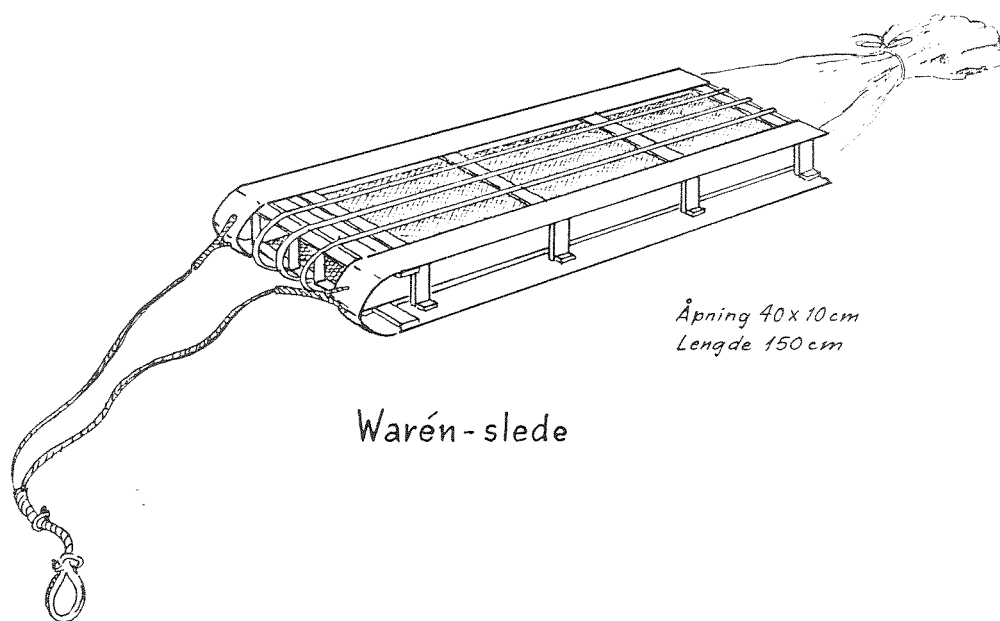


Fig. 6.1. Eksempel på bunnslede til kvalitativ prøvetaking.

Kvalitativ prøvetaking gjør det også mulig å ta sedimentprøver. Både med hensyn til fauna og sediment er denne metoden forholdsvis billig, men man må være klar over at utsagnskraften ved bruk av denne metoden ikke er like høy som ved kvantitativ prøvetaking.

Det andre nivået omfatter kvantitativ prøvetaking. Dette er mer ressurskrevende, men gir større utsagnskraft. Kvantitativ prøvetaking er behandlet mer inngående i det følgende.

6.5. Felt- og laboratoriemetodikk

Stasjonsvalget er viktig. Ved undersøkelse av fjord- og pollresipienter er det vanlig å ta prøvene fra de dypeste delene fordi det er der man påviser de første og sterkeste tegn på forurensning. Ved undersøkelser i forbindelse med havbruk vil det dessuten ofte være av interesse å registrere nærsoneeffekter av sedimenterte ekskrementer og forspill. Da bør en stasjon ligge så nær opptil anlegget som mulig. For å få et sammenligningsgrunnlag med forholdene i hovedresipienten er det å anbefale å legge en referansestasjon utenfor primærresipienten. Det er da viktig at referansestasjonen har et dyp og en bunntype som er så lik som mulig med det området som er gjenstand for undersøkelsen. Det er nødvendig å bruke stabilt fartøy med hydraulisk vinsj og spyleslange med sjøvann. Ved kvantitativ prøvetaking er det vanlig å bruke Petersen bunngrabb (fig. 6.2), men en rekke andre grabbtyper finnes, og er brukbare. Petersen-grabben hugger ut $0,1 \text{ m}^2$ av bunnen.

Etter som organismene i bunnen ikke er jevnt fordelt, må det alltid tas flere replikater for å fange opp variasjonene, og for å få nok materiale. Tre replikater ansees for et minimum. Ved lav individtetthet kan det trenges fem eller flere grabbprøver for å få nok materiale.

På dekk tømmes grabbene i stamp eller spylebord (grabbene spyles omhyggelig inni), og prøvene vaskes gjennom en sikt med 1,0 mm maskevidde. Det er vanlig å bruke siktesats med en 5 mm sikt opp 1 mm sikten. Dermed kan større arter tas ut og grovere døde ting kastes i felten.

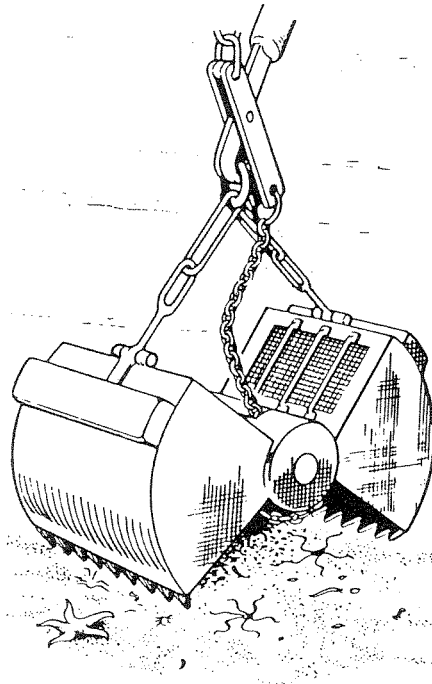


Fig. 6.2. Petersen bunngrabb. (Fra HOLME & MCINTYRE 1984).

Sikterestene (det som ligger igjen på siktene) fikseres i 4-5 % formalin som er nøytralisert med borax.

Dersom man er interessert i sedimentanalyser (f.eks. for analyse av TOC) må disse prøvene tas fra toppen av grabben (vanligvis gjennom en liten luke) før prøven spyles. Best er det å bruke en spesiell prøvertaker (corer) for sedimentundersøkelser.

Sedimentprøver for kjemisk analyse må fryses ned dersom det vil gå noe tid mellom prøvetaking og analyse.

I laboratoriet vaskes prøvene ut i rennende vann gjennom 0,5 mm sikt (bort med all formalin og finstoff).

Sikteresten sorteres under binokulær stereolupe og alle flercellede organismer plukkes ut med fin pinsett og konserveres på formalin eller etanol.

Alle organismer identifiseres og telles (spesialistarbeid) og artslistene med antallene for hver art går videre til statistisk bearbeidelse.

6.6. Databehandling og vurderingskriterier

I det følgende vil det bli brukt en rekke termer og begreper som er grundigere forklart i eget vedlegg. For å få en bedre forståelse henvises det derfor til vedlegget.

6.6.1. Bunnforhold.

Vurdering av bunnforholdene henger nær sammen med bløtbunnfaunaens sammensetning. Dette er grundig behandlet i kap. 5.

6.6.2. Dyresamfunnets artssammensetning

Hvilke arter som finnes på den enkelte stasjon er bl.a. en funksjon av (det gjennomsnittlige) miljøet på stasjonen over tid. Viktige elementer i miljøet er naturgitte (f.eks. sedimentenes beskaffenhet), andre er betinget av sivilisatoriske situasjoner på land; industriutslipp, kommunale utslipp, havbruksinstallasjoner osv.

Toleranse overfor forurensning kan variere svært fra art til art og man snakker om forurensningstolerante og forurensningømfintlige arter. Ved en tiltagende forurensning vil de ømfintlige slås ut og de tolerante kan da ta deres plass. Ved tiltagende forurensning er det derfor vanlig å påvise økt tetthet blant de forurensningstolerante artene. Dette betyr at artsmangfoldet eller diversiteten har en tendens til å gå ned ved en tilstand av forurensning, mens den som oftest er høy under naturlige, upåvirkede forhold.

Ved bunnfaunaundersøkelser vil det videre være mulig å

påvise utbredelsen av influensområde fra større utslip. En slik situasjon er skjematisk illustrert i fig. 6.3.

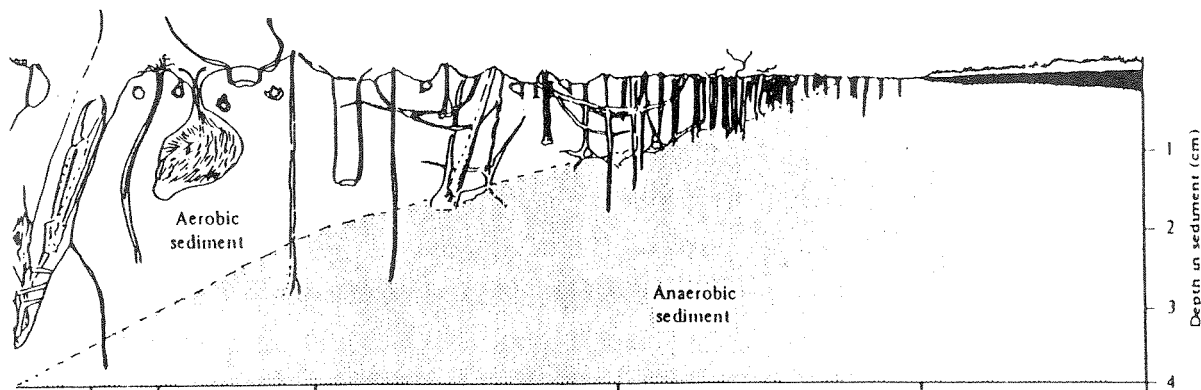


Fig. 6.3. Fremstilling av hvordan bunnfaunaen endrer seg med avstand fra utslipp (etter PEARSON & ROSENBERG 1978).

Et annet aspekt er at enkelte av livsformene på bløtbunn kan oppnå en svært høy alder, 15-50 år; særlig blant muslingene. Dersom slike arter påvises samtidig som man vet at disse er forurensningsømfintlige, kan man slutte at miljøet på stasjonen har vært tilfredsstillende over meget lang tid.

Når det gjelder en del vanlige forekommende arter, så vet man pr. idag så mye om deres økologiske krav og forekomst at man kan klassifisere dem som enten forurensningstolerante eller -ømfintlige. En slik klassifikasjon er blitt foretatt av RYGG 1986 a og forbedret av RYGG 1986 b. Han baserte sin analyse på 193 bløtbunnsstasjoner fra fjorder i hele landet. Et mål for hver arts toleranse er det laveste artsmangfold (kalt ES-MIN) (Hurlbert's indeks) den enkelte art er påvist ved på de nevnte 193 stasjoner.

Grensen mellom forurensningstolerant og -ømfintlig er satt ved ES-MIN-verdien 7. Følgelig:

Forurensningstolerante: ES-MIN <7

Forurensningsømfintlige: ES-MIN >7

Gjennomsnittsverdien for de enkelte artenes ES-MIN-verdier utgjør Artsindeksen AI på stasjonen.

Et faunasamfunn med mange ømfintlige arter tilstede vil ha en høy verdi for artsindeks og indikerer gunstige miljøforhold. Lav verdi for artsindeks vil tyde på overvekt av tolerante arter og forurensningspåvirkning.

Arts-indeksen klassifiseres i overensstemmelse med tabell 6.1.

Tab. 6.1. Klassifikasjon av artsindeksen (etter RYGG 1986c).

<u>Artsindeks</u>	<u>Klassifikasjon</u>
<5,10	svært lav
5,10-5,90	lav
5,90-6,85	middels
>6,85	høy

Man kan også beregne den prosentvise andel av forurensningsømfintlige og tolerante arter. Andelene beregnes i prosent av totalt antall arter i prøven som har fastsatt ES-MIN-verdi på den enkelte stasjon.

Dersom f.eks. totalt antall arter var 37 og 20 av disse var forurensningsømfintlige, blir andel ømfintlige arter 54,1 % og andel tolerante følgelig 45,9 % (17 av 37).

Andelen av forurensningsømfintlige arter er klassifisert i overensstemmelse med tabell 6.2.

Det at andelen ømfintlige arter er høy eller artsindeksen er høy på en stasjon, er en god indikasjon på uforstyrrede forhold. At også forurensningstolerante arter forekommer på samme stasjon er mindre interessant fordi disse artene vil finne tilfredsstillende forhold både ved en tilstand av belastning og ved en upåvirket situasjon.

Tabell 3. Klassifikasjon av andel forurensningsømfintlige arter.

<u>Andel ømfintlige arter</u>	<u>klassifikasjon</u>
< 40 %	lav andel
40 - 50 %	middels andel
> 50 %	høy andel

Høy artsindeks og høyt innslag av ømfintlige arter indikerer gode miljøforhold og dermed god egnethet for havbruk.

Gode miljøindikasjoner kan imidlertid bero på at den organiske belastningen hittil har vært svært lav, slik at gunstige forhold er opprettholdt, selv om resipientkapasiteten i form av volum og vannutskifting er begrenset. Ved vurdering av egnethet må derfor både tidligere belastning og fysisk resipientkapasitet vurderes.

I tillegg til bunnforholdene og analyser av hele organismesamfunnet, kan det på enkelte lokaliteter finnes store dyreforformer som er karakteristiske for enkelte biotoper. Noen former ernærer seg av partikler fra vannet som strømmer forbi og finnes følgelig på lokaliteter hvor strømmen er god nok til å gi tilstrekkelig føde. En del slike arter er vist på fig. 6.4. Disse artene kan lett observeres ved dykking.

6.6.3. Artsmangfold

Høyt artsmangfold (diversitet) henger bl.a. sammen med normale miljøforhold. Organisk belastning og fysiske og

kjemiske stressfaktorer fører til at opportunistiske arter øker sine individantall og blir dominerende i samfunnet, mens mer ømfintlige arter slås ut. Resultatet er at artsmangfoldet blir lavere.

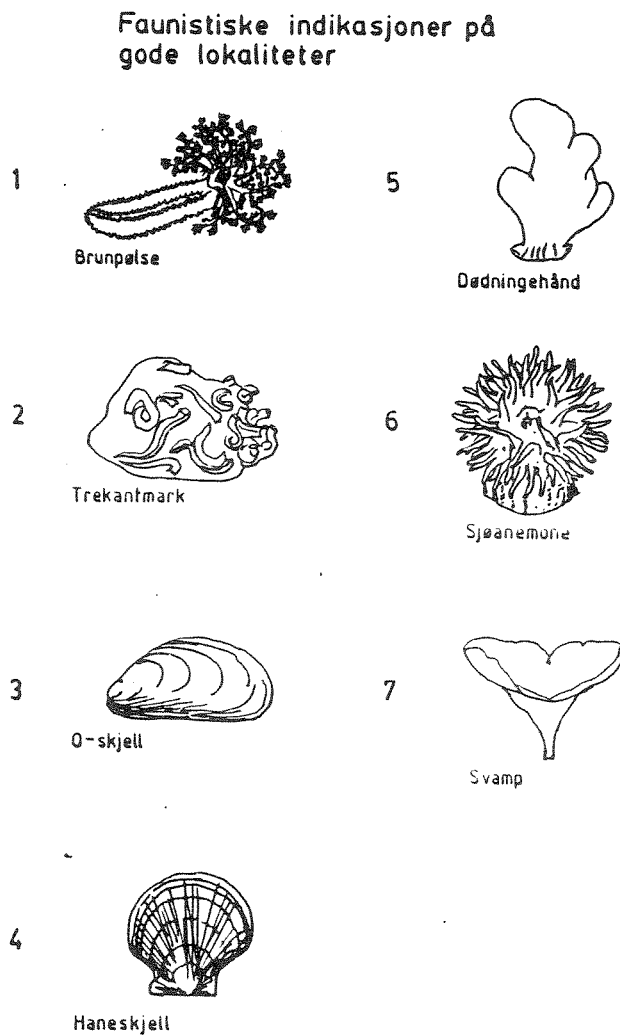


Fig. 6.4. Faunaelementer som vitner om god strømsetting. Figuren gjelder fra Vestlandet og nordover. (Fra WIKANDER 1984 b).

Artsmangfoldet kan defineres som artsantall som funksjon av individantall og kan fremstilles som en kurve i et diagram med individantallet langs x-aksen og artsantallet langs y-aksen.

Generelt øker individantallet i takt med prøvestørrelsen, mens artsantallet ikke øker i samme grad. Stigningen på kurven avtar derfor etter hvert som individantallet øker. Høyt artsantall i forhold til individantall betyr høyt arts mangfold. Dette gir brattere kurve enn lavt arts mangfold. Det er vanlig bare å plote endepunktene for diversitetskurvene.

En klassifisering av arts mangfoldet etter et system foreslått av RYGG (1984 b) er vist i fig. 6.5. Klassifiseringen er angitt ved ulike typer skravering som symboliserer forhold fra meget høyt arts mangfold til meget lavt. Forstyrrede områder vil ha endepunktene for sine diversitetskurver i sonene for "moderat", "lavt" eller "meget lavt" arts mangfold.

For lettere å kunne sammenligne stasjonene direkte i rom og tid, er det vanlig å regne ut verdiene for $E(s)$ når $n = 100$ for samtlige stasjoner, altså $E(S_n = 100)$. Da kommer plottene rett under hverandre i diagrammet og man kan sammenligne stasjonene direkte, med y-aksen som skala.

Arts mangfoldet kan også regnes ut etter den mest anvendte metoden: Shannon-Wiener-indeksen H' .

I tabell 6.3 er verdier for de to indeksene for arts mangfold skalert med korresponderende karakteristikk.

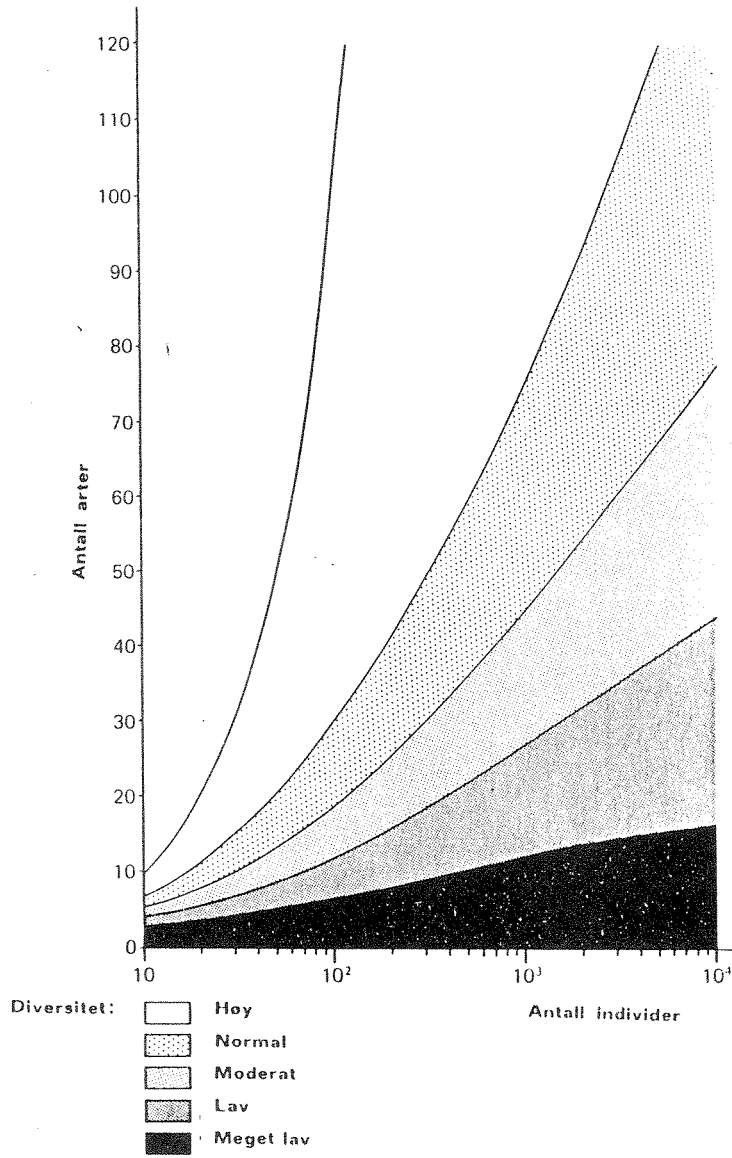


Fig. 6.5. Eksempel på klassifisering av artsmangfold. Antall arter plottes mot antall individer.

Tab. 6.3. Klassifikasjon av artsmangfold uttrykt som Shannon Wiener's indeks H' og Hurlbert's ES (n=100).

<u>H'</u>	<u>ES (n=100)</u>	<u>Karakteristikk</u>
<1,0	<7	svært lav
1,3-2,1	7-12	lavt
2,1-3,1	12-18	moderat
3,1-4,3	18-30	normalt
4,3-4,8	30-35	høyt
>4,8	>35	svært høyt

Materiale fra en rekke fjordområder i Norge 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. Færre enn 10 arter pr. 100 individer tyder på dårlige forhold. Mellom 10 og 20 arter pr. 100 individer er også en forholdsvis lav diversitet. Flere enn 35 arter pr. 100 individer er en uvanlig høy diversitet.

6.6.4. Log-normalplotting

I stabile og artsrike organismsamfunn observeres som regel en tilnærmet log-normal frekvensfordeling av individantall blant artene. Avvik fra log-normalfordeling kan tyde på forandringer i samfunnet, f.eks. som følge av forurensningspåvirkning (GRAY & MIRZA 1979).

Ved moderat organisk belastning vil det fremkomme grupper av arter med høye individtall. Disse vil manifestere seg som ekstra topper på kurven mer eller mindre langt ute til høyre på x-aksen. Dette forklares ved at de artene som er i stand til å trekke fordeler av den endrede situasjon, blir mer tallrike (opportunistene). (Se også GRAY & MIRZA 1979, GRAY & PEARSON 1982, GRAY 1982).

For at metoden skal være pålitelig, kreves det artsrike og store prøver (GRAY & MIRZA 1979). Ved små og artsfattige prøver kan det opptre tilfeldige avvik som ikke er signifikante. Det er derfor nødvendig å bruke et kritisk skjønn ved tolkningen av log-normale plott, og eventuelt utelukke små prøver fra analysen. RYGG (1986 d) valgte 16 arter som minimum for at prøven skulle inngå i log-normal analyse.

Fig. 6.6 A og B viser to tenkte eksempler på tilpassing til log-normalfordelingen fra en upåvirket og en organisk belastet lokalitet.

6.6.5. Tilstandsindeks

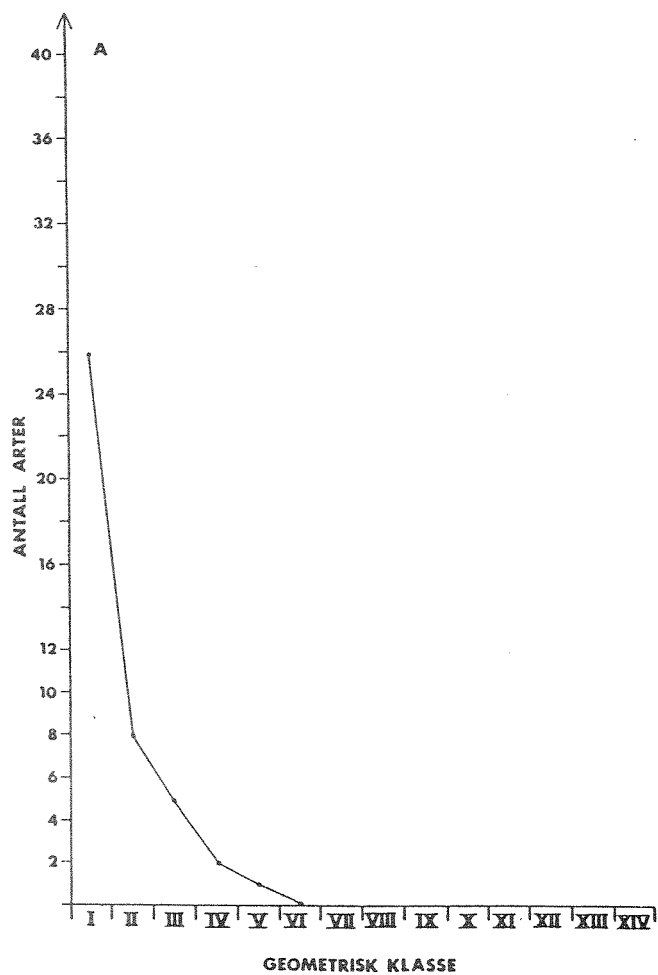
Tilstandsindeksen ble først brukt av WIKANDER (1986 a) i forbindelse med egnethetsundersøkelser i Aust-Agder fylke. Betegnelsen "egnethetsindeks" ble da brukt og denne er identisk med den parameter som her kalles tilstandsindeks TI.

Tilstandsindeksen er basert på erfaringsmateriale og regnes ut som et veid gjennomsnitt av verdien for artsindeks og verdien for Es (n=100).

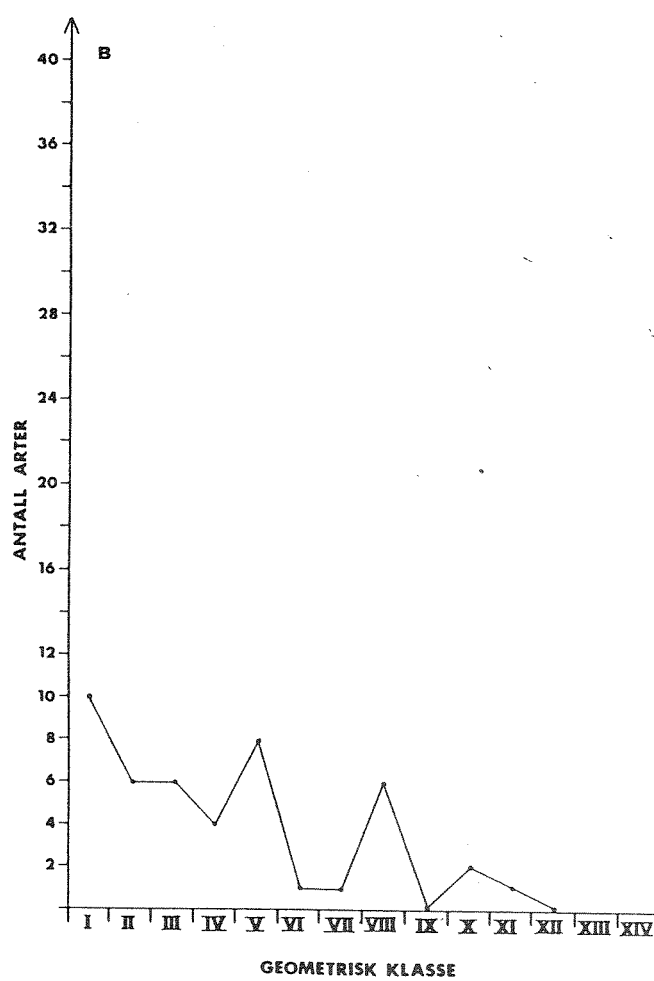
Tilstandsindeksen grupperer seg omkring 1,00 og er klassifisert i tabell 6.4.

Tabell 6.4. Klassifikasjon av tilstandsindeksen TI

<u>Tilstandsindeks</u>	<u>Karakteristikk</u>
<0,76	svært lav
0,76 - 0,87	lav
0,87 - 1,00	moderat
>1,00	normal - høy



A



B

Fig. 6.6. To tenkte eksempler på ulik tilpassing til log-normalfordelingen. A: fra en uforstyrret lokalitet og B: fra et område med betydelig organisk belastning.

Begrunnelse for å nytte den faunistiske metoden

Som nevnt innledningsvis vil de ulike miljøkvaliteter på en lokalitet (biotop) svinge mellom ytterpunkter (f.eks. mellom årstidene eller vannutskiftingsperioder), eller gradvis forverres eller forbedres (som følge av virksomheter eller tiltak). De miljøsvingninger som forekommer ligger til enhver tid innenfor de ulike artenes toleransegrenser - ellers hadde ikke disse artene vært der.

Altså: Det kompleks av arter som til enhver tid lever på en lokalitet utgjør det beste vitnesbyrd om miljøet på lokaliteten!

Å tolke det bildet man får etter prøvetaking krever imidlertid spesiell kompetanse. Som i mange andre sammenhenger i akvakulturnæringen, må slik kompetanse som oftest hentes utenfra.

Metoden kan fortone seg ressurskrevende, og det er den forsåvidt også. Den har imidlertid det fortrinn fremfor andre miljøovervåkningsmetoder at en gangs prøvetaking er tilstrekkelig. Slik står faunistikkmetoden i en særstilling sammenlignet med tradisjonelle metoder for resipientovervåkning som går ut på å analysere en rekke parametre fra prøver samlet inn gjennom hele året, f.eks. med månedlige intervaller.

Dersom en ønsker å påvise eventuelle utviklingstendenser på lokaliteten vil det være tilstrekkelig å ta prøver en gang i året.

Tatt i betraktning at lønnsomheten til et anlegg er et direkte produkt av miljøet på lokaliteten kan investeringer i miljøovervåkning ha en ganske grunnleggende positiv betydning.

Metoden er basert på statistisk bearbeidelse og generell marin økologisk kunnskap. Dette betyr at undersøkelser av organismesamfunnet ikke bare har relevans til havbruksnæringen, men er - på grunn av utsagnskraften - svært nyttig i enhver sammenheng der det er et behov for å fastslå en belastningsgrad eller utviklingstendens over tid i et sjøområde, samt egnethet som resipient. I den anledning kan det være tilstrekkelig å nevne resipientundersøkelser, fjordovervåkning, kystsonoplanlegging og overvåkning av effekter av oljeboring på kontinentalsokkel-en.

6.7. Eksempler på bruk og nytte

6.7.1. Egnethetsundersøkelser

Med utgangspunkt i "Prosjektplan for havbruk i Aust-Agder" (Fylkeskommunen) ble det igangsatt egnethetsundersøkelser med hensyn på havbruk på 25 lokaliteter i fylket i 1985. Teknikken som er beskrevet i dette kapitlet ble anvendt. Resultatene skal vises med to eksempler: N. for Kvaløy i Grimstad kommune og Sandøyfjorden i Tvedestrand kommune. Beliggenheten er vist på fig. 6.7 A og B.

Eksemplet er hentet fra WIKANDER (1986 a). Begge lokaliteter er forholdsvis eksponerte, særlig for vind fra øst. Bunnprofilene (fig. 6.8 A og B) viser at begge stasjoner ligger på omtrent samme dyp (40-50 m). Tabell 6.5 viser de viktigste parametrene for de to stasjonene.

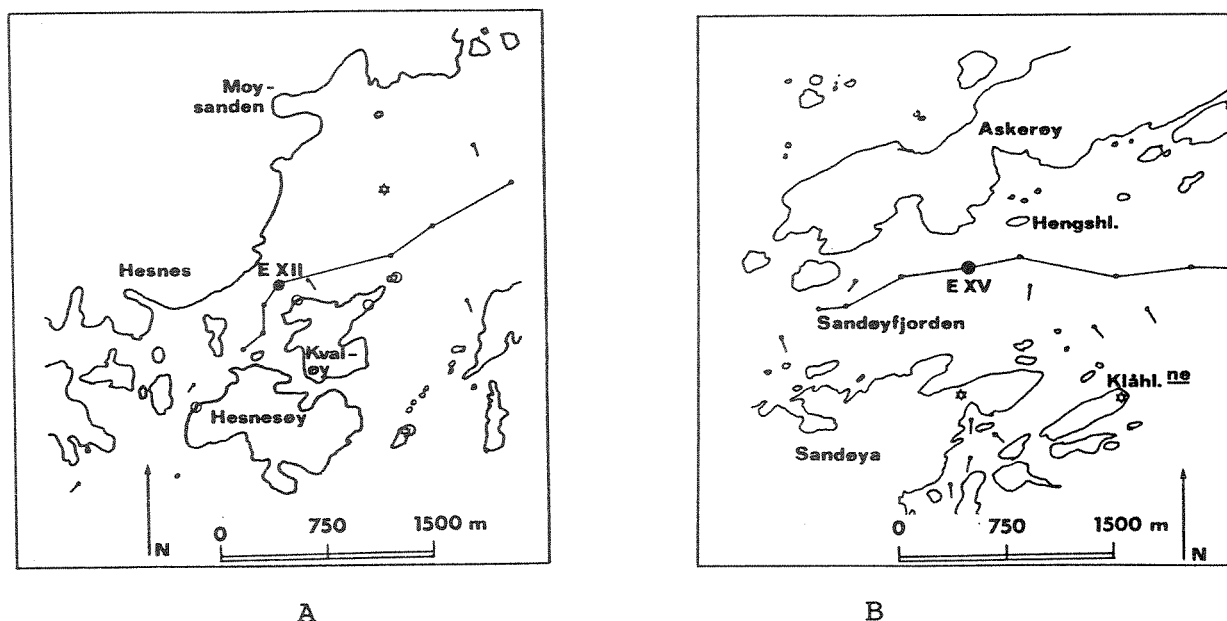


Fig. 6.7. To lokaliteter i Aust-Agder som har blitt undersøkt etter faunistikkmetoden.
 A: Ved Hesnes, Grimstad kommune.
 B: Sandøyfjorden, Tvedestrand kommune.

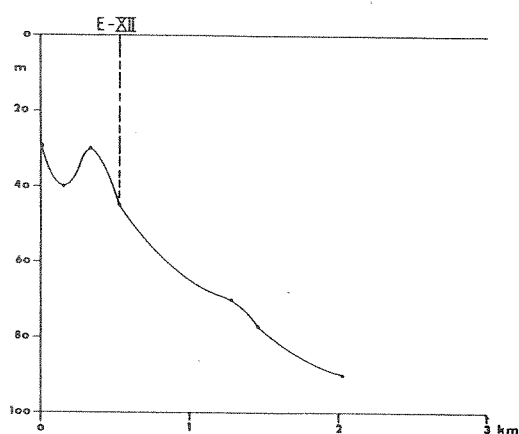
Tab. 6.5. Nøkkelparametre for stasjonen ved Hesnes og Sandøyfjorden. (Fra WIKANDER 1986 a).

<u>Parameter</u>	<u>Hesnes</u>	<u>Sandøyfjorden</u>
Posisjon	58°20,5'N-08°39,5'Ø	58°36,3'N-09°05,2'Ø
Dyp	46 m	50 m
Bunntype	silt, fin skjellsand	silt
Farge	gråbrun	mørk grå
Sulfider i sediment?	nei	tydelig lukt
Antall arter	89	13
Antall individer	865	354
Artsmangfold (Sh.Wiener)	4,47	0,70
Artsmangfold (Hurlbert)	31,10	7,00
Ømfintlige arter	48,8% (20 av 41)	16,7% (2 av 12)
Tolerante arter	51,2% (21 av 41)	83,3% (10 av 12)
Artsindeks	7,07	5,09
Tilstandsindeks	1,13	0,75
Påvirkningsgrad	ikke påvisbar	sterk

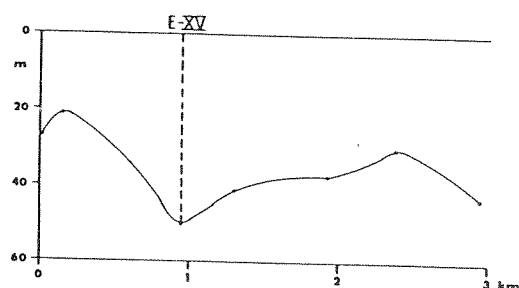
Stasjonen i Sandøyfjorden ligger innenfor en forholdsvis svak terskel. Stasjonen ved Hesnes ligger i en bakke (fig. 6.8). Når det gjelder eksponering mot det åpne Skagerrak ligger Sandøyfjorden mest utsatt til. Ut fra en rent kartmessig betraktning var det ventet å finne tilfredsstillende forhold her.

Det fremgår at tab. 6.5 at miljøet er klart forskjellig på de to stasjonene.

Dersom antall individer plottes mot antall arter i et diagram som vist på fig. 6.5, tydeliggjøres forskjellen i artsmangfold (se fig. 6.9).



A



B

Fig. 6.8. Bunnkonturene på de to lokalitetene i Aust-Agder.
A: ved Hesnes.
B: Sandøyfjorden. (Fra WIKANDER 1986 a).

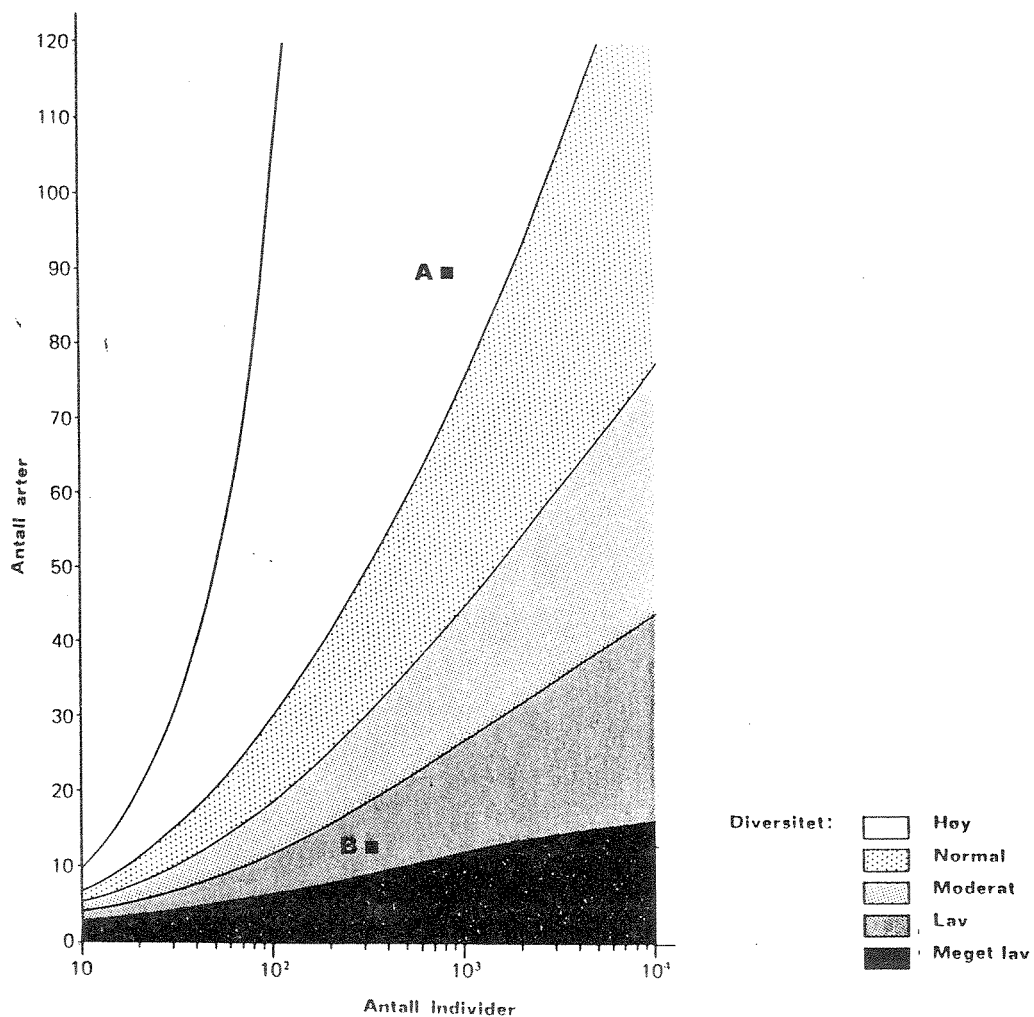


Fig. 6.9. Antall arter plottet mot antall individer.
 A: Ved Hesnes. B: Sandøyfjorden. Forskjellen i artsmangfold kommer tydelig frem. (Fra WIKANDER 1986 a).

Ved ordning av artslistene i geometriske klasser fordelte disse seg som vist i tabell 6.6.

Når materialet plottes som vist på fig. 6.6, ser vi umiddelbart at tilpassingen til log-normalfordelingen er meget god ved Hesnes og svært dårlig i Sandøyfjorden (fig. 6.10).

Tab.6.6. Fordeling av antall arter innenfor de ulike geometriske klasser på stasjonen ved Hesnes og stasjonen i Sandøyfjorden. (Fra WIKANDER 1986 a).

Geometrisk klasse	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Antall arter innen hver kl. ved Hesnes	37	21	13	7	4	5	0	2	0	0	0
Antall arter innen hver kl. i Sandøyfj.	5	4	3	0	0	0	0	0	1	0	0

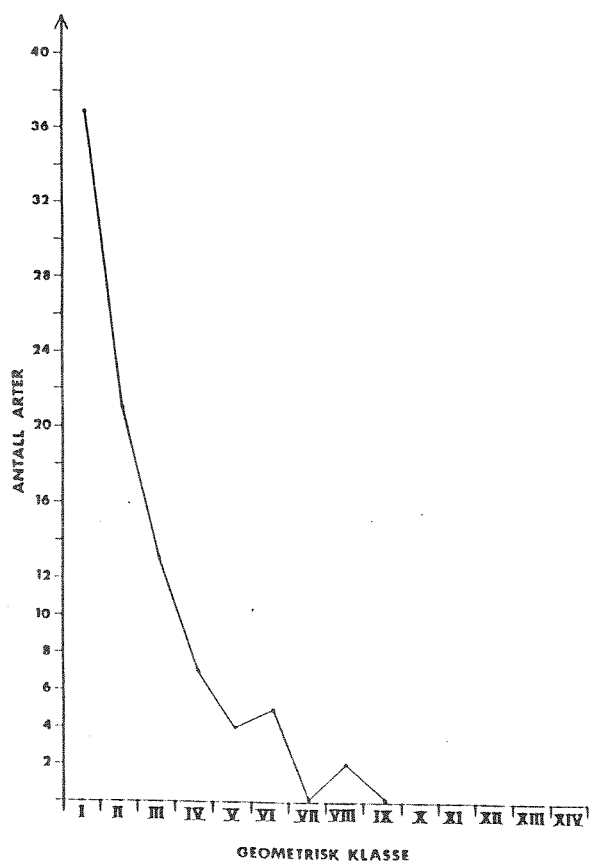
En vurdering av parametrene i tabell 6.5, samt fig. 6.9 og 6.10 gir et godt grunnlag for å trekke følgende konklusjoner:

Ved Hesnes, Grimstad kommune: Stasjonen hadde høye indekser for artsmangfold. Andelen av foruensningsømfintlige arter var høy. Verdiene for artsindeks og tilstandsindeks viste at området var fullstendig upåvirket av forurensning.

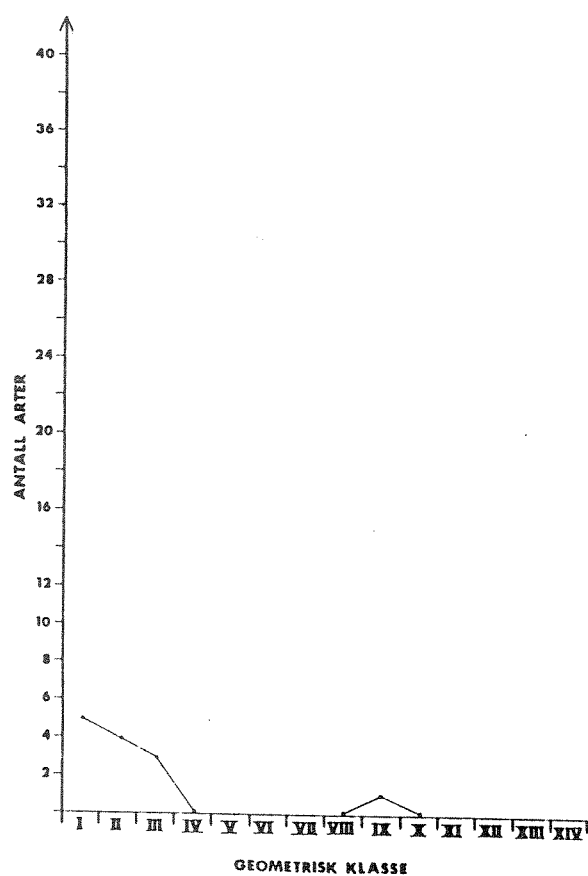
Området har god kapasitet for etablering av havbruk og må karakteriseres som godt egnet.

Sandøyfjorden, Tvedestrand kommune: Stasjonen hadde en utarmet fauna med sterk overvekt av arter som karakteriserer organisk belastning. Artsmangfoldet var meget lavt. Artsindeks og tilstandsindeks viser at området er sterkt organisk belastet i dag. Ved etablering av havbruksaktiviteter her kan dypbassenget relativt hurtig bli overbelastet med utvikling av H₂S som

følge. Området må karakteriseres som dårlig egnet.



A



B

Fig. 6.10. Faunaens tilpassing til log-normalfordelingen. A: ved Hesnes. B: i Sandøyfjorden. (Fra WIKANDER 1986 a).

Begrepet egnethet er - som det fremgår av det foregående-knyttet til lokaliteter som ut fra biologisk informasjon viser sunne forhold (derav også betegnelsen tilstands-indeks). Slike lokaliteter er karakterisert som egnede. Dette betyr imidlertid ikke at disse områdene kan ekspone-res for hvilken belastning som helst hverken når det gjelder havbruk eller annen organisk belastning. Selv en lokalitet som er karakterisert som egnet har sin begrens-ning når det gjelder å motta organiske tilførsler. Hvor stor organisk belastning, er det imidlertid svært vanskelig å antyde på grunnlag av det foreliggende datatilfang, men kan i konkrete tilfeller beregnes. Dette kan vise seg å være nødvendig i forbindelse med enkelte etableringer.

Et viktig aspekt ved den metodikken som er beskrevet er at den er svært godt egnet til å påvise om en etablering av havbruksanlegg resulterer i så store belastninger at anlegget bør vurderes flyttet før det er for sent. Metodikken kan derfor brukes til å forutsi en farlig utvikling fordi den er følsom for utviklingstendenser i den ene eller annen retning.

6.7.2. Et eksempel fra resipientovervåking

Følgende eksempel er hentet fra WIKANDER (1986 b).

Utnesbassenget i Hisøy kommune ved Arendal er et meget benyttet friluftsområde, særlig om sommeren. Området fungerer samtidig som resipient for et hovedutslipp fra et stort interkommunalt kloaknett. Idag ledes ca 15 000 pe ut via silarrangement og diffusor til Utnesbassengets dypeste del (30-35 m). Utslipet har øket i undersøkelses-perioden. Formålet med overvåkingen har vært å påvise eventuelle utviklingstendenser, samt skaffe til veie et beslutningsgrunnlag for eventuelle tiltak.

Det ble tatt bunnprøver tre ganger (1981, 1983 og 1985) i bassengets dypeste del og så nær kloakkutslippet en turde gå.

Essensielle parametre er fremstilt i tabell 6.7.

Fig. 6.11 viser artslistene plottet i log-normaldiagram. Ikke på noe tidspunkt var tilpassingen til log-normalfordelingen helt god, og mer forstyrret i 1985 enn de foregående år.

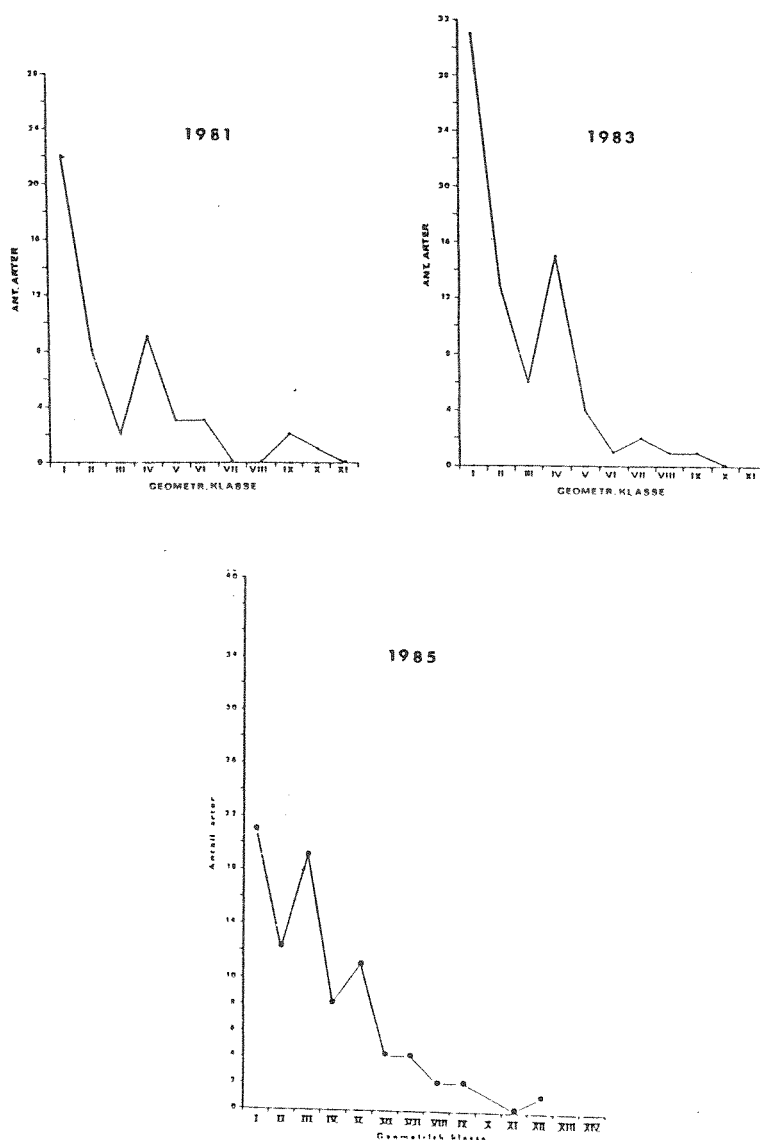


Fig. 6.11. Faunaens tilpassing til log-normalfordelingen fra Utnesbassenget i 1981, 1983 og 1985 (etter WIKANDER 1986 b).

Fig. 6.12 og tabell 6.7 viser at artsmangfoldet var høyest i 1983 (kortest avstand til den hvite sektor på fig. 6.12), men at det i 1985 hadde funnet sted en økning i antall arter, samt en sterk økning i antall individer, noe som gav en lavere indeksverdi for artsmangfold i 1985 sammenlignet med 1983.

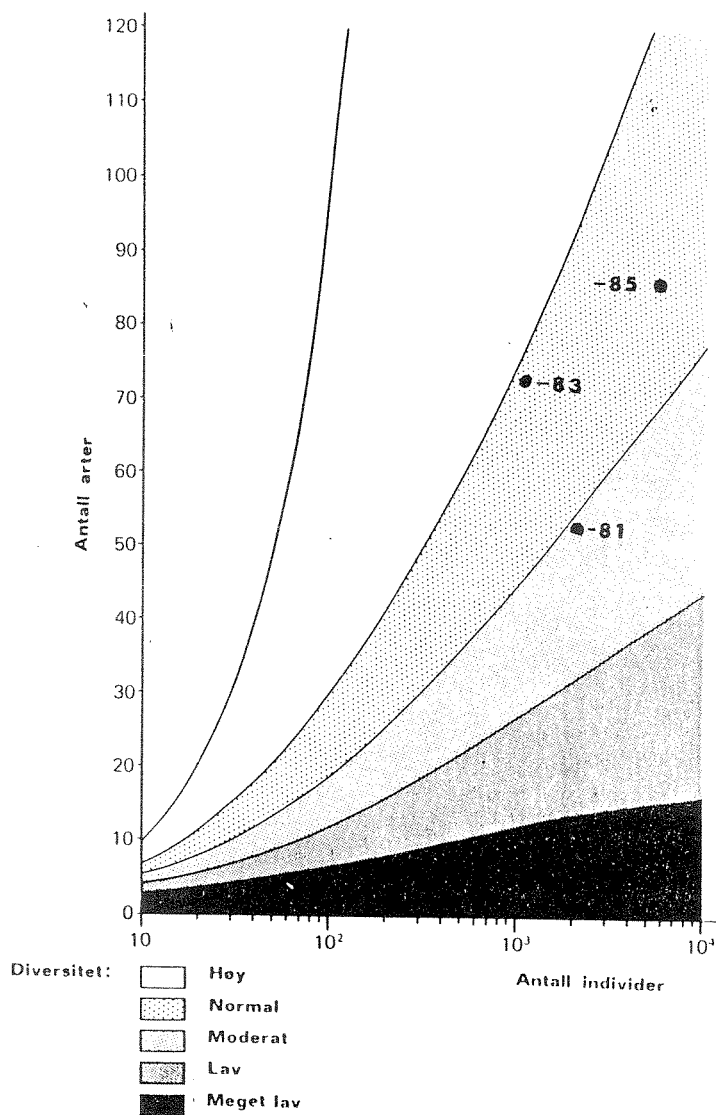


Fig. 6.12. Utviklingen i artsmangfold i Utnesbassenget fra 1981 til 1985. (Fra WIKANDER 1986 b).

Denne utviklingen er tolket slik: Sediment og artssammen-
setning har vist at oksygenregimet er godt året igjennom.
De økte tilførsler av organiske partikler har dels blitt
omsatt (spist) av organismesamfunnet, dels transportert ut
av området. De økte tilførsler har hatt en stimulerende
effekt på produksjonen, og det har skjedd en økning i
antall arter og en markert økning i antall individer.
Dersom de organiske tilførsler fortsatt kommer til å øke
kan bunndyrsamfunnet komme til det punkt at det ikke klarer
å omsette alt organisk stoff, men at stadig mer vil
akkumuleres, med sulfiddannelse i sedimentet som mulig
følge, og dermed samfunnets sammenbrudd.

Tab. 6.7. Nøkkelparametre for stasjonen i utnesbassenget, Hisøy
kommune. (Fra WIKANDER 1986 b).

<u>Parametre</u>	<u>1981</u>	<u>1983</u>	<u>1985</u>
Bunntype	silt	silt, fin sand	silt
Farge	gråbrun	gråbrun	gråbrun
Sulfider i sediment?	nei	nei	nei
Antall arter	51	71	85
Antall individer	1902	1178	5964
Artsmangfold (Sh.W.)	2,60	3,80	2,85
Artsmangfold (Hurlb.)	14,20	25,30	17,90
Ømfintlige arter	50,0%	53,3%	50,0%
Tolerante arter	50,0%	46,7%	50,0%
Artsindeks	6,98	6,98	7,17
Tilstandsindeks	0,97	1,07	1,02
Totalt org. karbon	-	-	2,48%
Fosfor i sedimentet	-	-	0,095%
Nitrogen i sedimentet	-	-	0,220%
Dyp	35 m	35 m	35 m

Posisjon

58°24,9'N-08°45,7'E

I WIKANDER 1986 b) er konklusjonen for denne stasjonen oppsummert slik:

"Fra 1981 til 1985 har det funnet sted en sterk økning i antall arter, og fra 1983 til 1985 en sterk økning i antall individer. Dette er tolket som første stadium av en organisk påvirkning. I 1985 var det fremdeles en høy andel av forurensningsømfintlige arter. Hurtig eller langsomt kan dette stadium avløses av det neste som vil vise opptreden av forurensningstolerante opportunister og altså en forstyrret situasjon, men denne tilstand har altså enda ikke oppstått i Utnesbasenget".

Det er meningen at denne stasjonen fortsatt skal overvåkes. Dersom fortolkningen skissert ovenfor holder stikk vil dette tydelig avleses på parameterverdiene og de grafiske fremstillinger.

6.8. Litteratur

- GRAY, J.S. 1982. Effects of pollutants on marine ecosystems. Neth. J. Sea Res. 16: 424-443.
- GRAY, J.S., MIRZA, F.B. 1979. A possible method for the detection of pollution-induced disturbance on marine benthic communities. Mar. Pollut. Bull. 10: 142-146.
- GRAY, J.S., PEARSON, T.H. 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. 1. Comparative methodology. Mar. Ecol. Prog. Ser. 9: 111-119.
- HOLME, N.A. & Mc INTYRE, A.D. 1984. (ed.) Methods for the study of Marine Benthos. IBP Handbook no. 16, 387 pp.
- HURLBERT, S.N. 1971. The non-concept of species diversity. Ecology 53: 577-586.
- PEARSON, T.M., GRAY, J. & JOHANNESSEN, P.J. 1983. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced changes in benthic communities. 2. Data analysis. Mar. Ecol. Prog. Ser. 12: 237-255.
- PEARSON, T.H., ROSENBERG, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 16: 229-311.
- RYGG, B. 1984(a). Bløtbunnfauna som indikatorsystem på miljøkvalitet i fjorder. Bruk av diversitetskurver til å beskrive faunasamfunn og anslå forurensningspåvirkning. Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo. 80612, 39 s.
- RYGG, B. 1984(b). Bløtbunnfaunaundersøkelser. Et godt verktøy ved marine resipientvurderinger. Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo. 80612, 29 s.
- RYGG, B. 1986(a). Bløtbunnfauna som indikatorsystem på miljøkvalitet i fjorder. En ny forurensningsindeks basert på artssammensetning. Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo. 20 s.

- RYGG, B. 1986(b). Bløtbunnfauna som indikatorsystem på miljøkvalitet i fjorder. Bruk av ømfintlige arters forekomst til påvisning av gode miljøforhold. Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo. 10 s.
- RYGG, B. 1986(c). Miljøkvalitetskriterier for marine områder. Rapport 2. Forurensningsvirkninger på bløtbunnfaunasamfunn. Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo. 42 s.
- RYGG, B. 1986(d). Heavy metal pollution and log-normal distribution of individuals among species in benthic communities. Mar. Pollut. Bull. 17: 31-36.
- SHANNON, C.E., WEAVER, W. 1963. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana, 117 pp.
- WIKANDER, P.B., 1984(c). Lokalitetskriterier i forbindelse med fiskeoppdrett. Foredrag i Norsk Vannforening, Bodø 14.06.84.
- WIKANDER, P.B. 1984(b). Undersøkelse av oppdrettsanlegg for fisk i Herøy kommune. Nordland fylke. Toktrapport fra feltarbeid uke 15/84. Norsk Institutt for Vannforskning, Sørlandsavdelingen. 41 s.
- WIKANDER, P.B. 1986(a). Egnethetsundersøkelse for havbruk i Aust-Agder fylke. Norsk Institutt for Vannforskning, Sørlandsavdelingen. 159 s.
- WIKANDER, P.B. 1986(b). Overvåkning av sjøområdet utenfor Utnes, Hisøy. Delrapport 7. Bløtbunnsfauna 1981, 1983 og 1985. Sedimenter. Norsk Institutt for Vannforskning, Sørlandsavdelingen. 79 s.
- WIKANDER, P.B., & RYGG, B. 1986. Havbruk og miljøundersøkelser. Norsk Fiskeoppdrett nr. 11. 41-45.

VEDLEGG.

Presentasjon og bruk av sedimentinformasjon.

Datagrunnlag.

I en egnethetsundersøkelse for marin akvakultur utført av NIVA-Vestlandsavdelingen for Sund kommune på Sotra vest for Bergen, er det tatt en rekke sedimentprøver. Som grunnlag for en optimal prøvetaking ble det utarbeidet et dybdekart i målestokk 1:20.000, med dybdekurver for hver tiende meter ned til 100 m, deretter for hver 50. m.

Sedimentprøvene er tatt med grabb, og bl.a. er innholdet av organisk karbon (TOC) og nitrogen analysert. De fleste prøvene er tatt i bunnen av basseng.

I tillegg til sedimentprøvene er det utført en kartlegging av alger i strandsonen, og det er utført et hydrografi-program med vassprøvetaking og strømmåling.

Presentasjon.

Vi har her valgt å presentere sedimentdataene på to måter. På kartform har vi klassifisert innholdet av organisk materiale i sedimentprøvene i fem klasser. Blå og grønn farge er benyttet for å illustrere lavt innhold, og dermed vise områder med god utskifting og/eller lav tilførsel av organisk materiale til dypvannet.

Som det fremgår av kartet er enkelte prøver tatt på tersklene, og alle disse består av fjell eller grovkornet minerogent materiale. Rent kartografisk kan disse prøvene kanskje virke noe forstyrrende i det totale kartbildet.

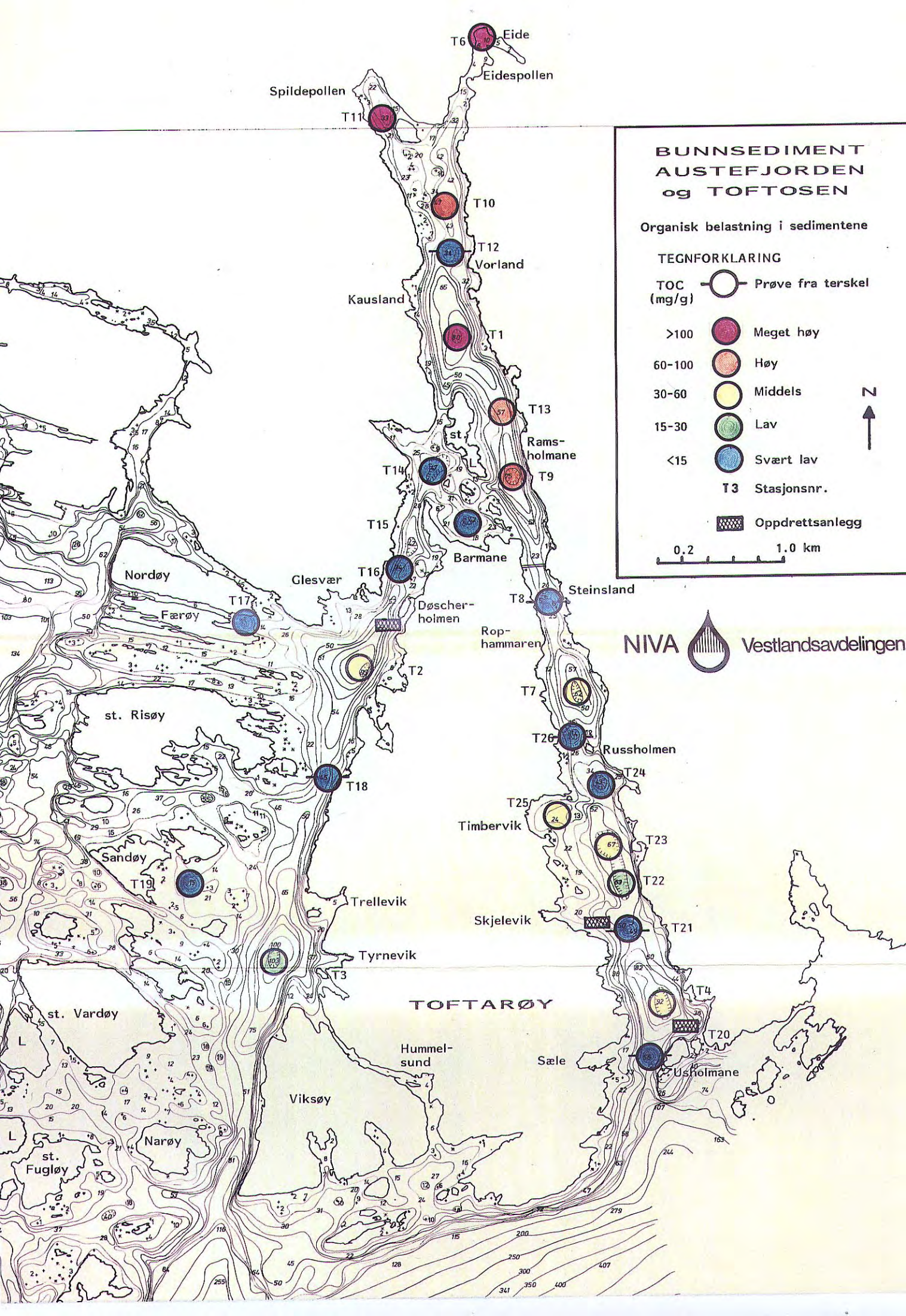
Den andre figuren viser et lengdesnitt gjennom hele den østlige fjorden på kartet. På denne figuren er innholdet av organisk materiale plottet i et søylediagram. Etter vårt syn illustrerer denne figuren den nære sammenhengen mellom topografi og sedimenttype. Som det framgår er det en sammenheng mellom dyp og sedimenttype, men sedimentet er også klart mindre belastet med organisk materiale i den

sørlige delen av området. Dette skyldes i hovedsak nærheten til Korsfjorden og vesentlig dypere terskel og dermed bedre utskifting.

Bruk av dataene.

Sedimentdata som er presentert på denne måten kan brukes som en av flere indikatorer på resipientenes egnethet for å tåle økte tilførsler av organisk materiale. Følgelig bør ikke sedimentdataene brukes blindt som den eneste indikator. Fordelene med å nytte sedimentdata er at det sammen med de topografiske forholdene gir en rask og billig oversikt over et område. Det gir et visst grunnlag for å skille ut "ja, nei og kanskje-områder" for marin akvakultur. Videre gir det et grunnlag for at andre undersøkelser kan bli mer problemrettet.

En av ulempene ved å nytte sedimentdata er at de ikke egentlig gir informasjon om vannkvalitet i overflatelaget. Dårlig vannkvalitet i dypet vil ved omrøring også påvirke overflatelaget, men bare i kortere perioder. En kombinasjon av metoder som samlet gir informasjon om hele vannsøylen er derfor ønskelig.



**BUNNSEDIMENT
AUSTEFJORDEN
og TOFTOSEN**

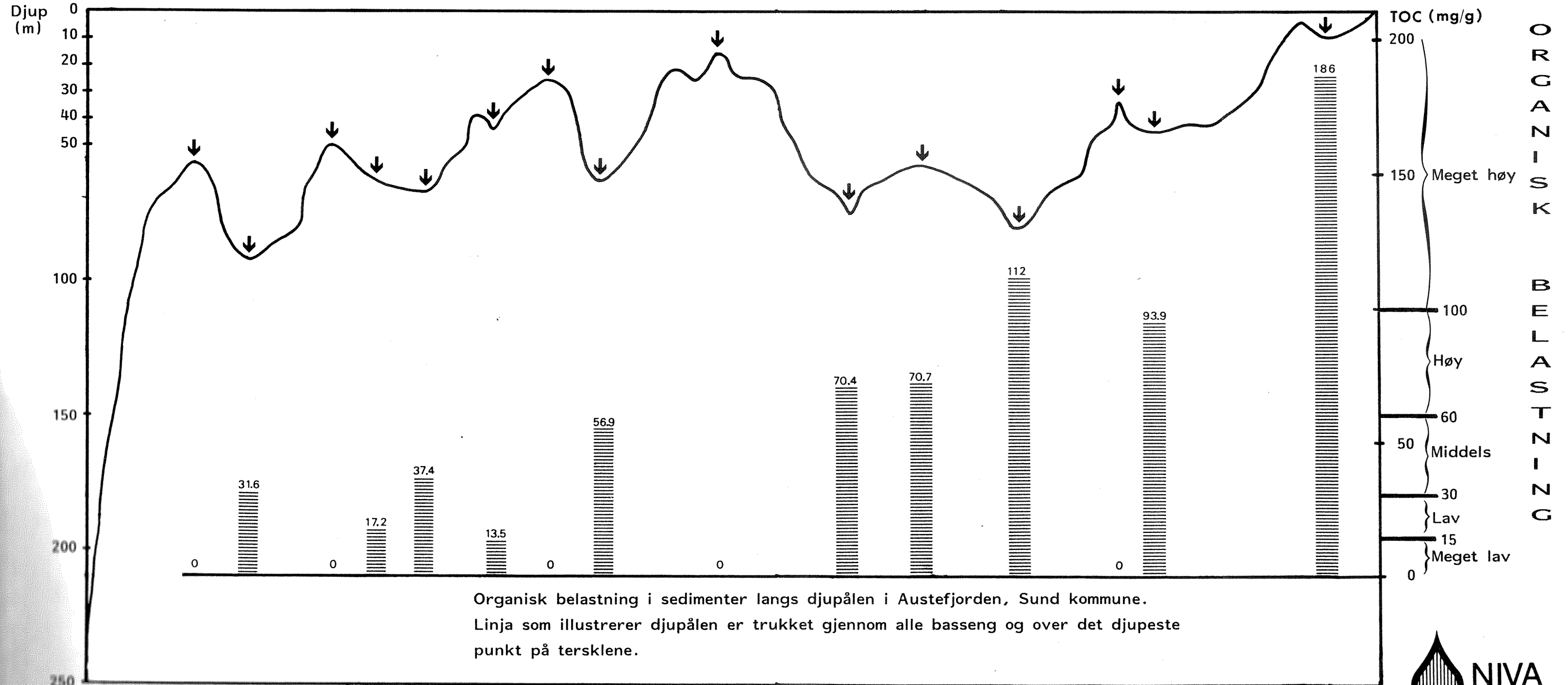
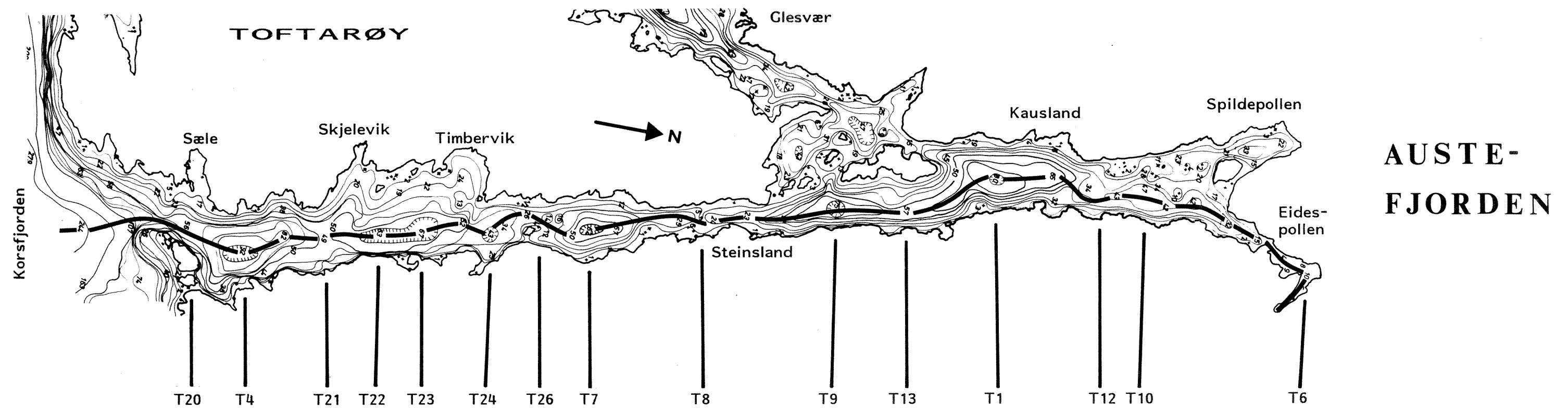
Organisk belastning i sedimentene

TEGNFORKLARING

- TOC (mg/g) Prøve fra terskel
- >100 Meget høy
- 60-100 Høy
- 30-60 Middels
- 15-30 Lav
- <15 Svært lav
- T3 Stasjonsnr.
- Oppdrettsanlegg



NIVA Vestlandsavdelingen



Organisk belastning i sedimenter langs djupålen i Austefjorden, Sund kommune. Linja som illustrerer djupålen er trukket gjennom alle basseng og over det djupeste punkt på tersklene.