

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

0-31/75

RESIPIENTUNDERSØKELSE I RANAFJORDEN

Rapport nr. 2

Innledende hydrografiske, geokjemiske
og biologiske undersøkelser

Mars 1977

Saksbehandler: cand.real. Lars A. Kirkerud

Medarbeidere : cand.real. Tor Bokn

cand.real. Jon Knutzen

cand.real. Knut Kvalvågnæs

fil.kand. Jan Magnusson

Jens Skei, Ph.D.

Instituttetsjef Kjell Baalsrud

Forord

Arbeidet med en resipientundersøkelse av Ranafjorden ble påbegynt i august 1975 etter oppdrag fra A/S Norsk Jernverk, Norsk Koksverk A/S, Bergverkselskapet Nord-Norge A/S og Rana kommune.

Rapport 1 behandler forurensningstilførslene til Nordrana, samt geologien i nedbørfeltet og ferskvannsavrenningen.

Denne rapport omfatter resultatene fra sedimentundersøkelsen foretatt i august 1975 og mars 1976 ved J. Skei, undersøkelsen av plante- og dyreliv på grunt vann i august 1975 ved T. Bokn og K. Kvalvågnes og målinger av salt, temperatur og siktedyp i perioden september 1975-august 1976 utført lokalt av B. Tverå og K. Tverå, og rapportert av J. Magnusson. Teoretiske effektvurderinger og redigering er foretatt av L. Kirkerud som også har deltatt i behandlingen av hydrografi og biologi.

Analysene av arsen og PAH i en del av sedimentprøvene og metaller i organismer er utført under ledelse av henholdsvis cand.real. P.E. Paus, cand.real. A. Bjørseth og cand.real. S. Melsom ved Sentralinstitutt for industriell forskning. Under feltarbeidet har dessuten følgende personer deltatt: B. Winge (båtfører), L. Larsson (dykker) og E. Fevelen (båtfører).

Undersøkelsen er støttet økonomisk av Statens forurensningstilsyn.

Vi takker våre oppdragsgivere, eksterne medarbeidere og SFT for godt samarbeide.

Blindern, mars 1977

Lars Kirkerud

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side:
1. FORORD	2
2. SAMMENDRAG	9
3. GENERELL INNLEDNING	11
4. HYDROGRAFI	13
4.1 Topografi	13
4.2 Tidligere hydrografiske undersøkelser	16
4.3 Feltnålinger av salt og temperatur, 1975-1976	20
4.4 Siktedyp	32
5. SEDIMENTUNDERSØKELSER	43
5.1 Formål	43
5.2 Faglig innledning	44
5.3 Prøvetaking og analysemetoder	45
5.4 Resultater	47
5.4.1 Kopper (Cu), bly (Pb) og sink (Zn)	47
5.4.2 Krom (Cr)	54
5.4.3 Jern (Fe)	56
5.4.4 Arsen (As)	57
5.4.5 Organisk materiale	57
5.4.6 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	58
5.5 Diskusjon	59
5.5.1 Metallenes fordeling	59
5.5.2 Organisk materiale og polysykliske aromatiske hydrokarboner i sedimentene	63
5.5.3 Sedimenteringsprosesser	65
5.5.4 Forurensning av sedimenter - biologiske konsekvenser	68
5.5.5 Oppsummering av sedimentundersøkelsen	70
6. BIOLOGISKE UNDERSØKELSER	73
6.1 Fastsittende alger	73
6.2 Gruntvannsfauna	86
6.3 Metaller i alger og dyr	102

	Side:
7. EFFEKTIVURDERING PÅ BAKGRUNN AV UTSLIPPSMENGDER OG FORTYNNING	106
7.1 Fortynningsberegninger	107
7.2 Vurdering av skadevirkning	109
7.2.1 Ammonium	109
7.2.2 Cyanid	111
7.2.3 Fenoler	114
7.2.4 Hydrogensulfid (H ₂ S)	116
7.2.5 Oksygenforbruk	120
7.2.6 Suspendert stoff, mangan og jern	120
7.2.7 Kopper og sink	121
7.2.8 Nitrogen- og fosforforbindelser	123
8. SAMMENFATTENDE RESIPIENTVURDERINGER	126
REFERANSER	131

TABELLFORTEGNELSE

	Side:
1. Overflatearealer	16
2. Toktoversikt (Nordrana)	21
3. Ferskvannets oppholdstid (T_f) og brakkvannstransporten (Q_1) i Nordrana	27
4. Gjennomsnittlig siktedyp, \bar{D} , med std. avvik for snittet	40
5. Inverst siktedyp, gjennomsnitt, $\overline{1/D}$, med std. avvik for snittet	41
6. Siktedyp og farge	42
7. Metaller og organisk materiale i sedimenter fra Ranafjorden (Fe og organisk materiale i %, øvrige metaller i ppm)	48
8. Arsen i sedimenter fra Ranafjorden (ppm tørrvekt)	49
9. Konsentrasjon av PAH i sediment fra Ranafjorden (ppb, beregnet på tørrvekt) (analysert ved NIVA)	50
10. Konsentrasjon av PAH i sediment fra Ranafjorden (ppb, beregnet på tørrvekt) (analysert ved Sentralinstitutt for industriell forskning, S.I.)	51
11. Konsentrasjoner av kopper, bly og sink i marine sedimenter (gjennomsnitt eller variasjonsbredde i ppm tørt sediment)	56
12. Oversikt over algenes utbredelse og mengdemessige forekomst på de undersøkte lokalitetene. Graderingen 1, 2 og 3 betyr henholdsvis sjelden, vanlig og dominerende. Hvor det ikke er tatt standpunkt til mengden, er det brukt X i tabellen	76

	Side:
13. Metaller i fastsittende alger, skjell og fisk ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt)	104
14. Konsentrasjoner av forurensningskomponenter basert på utslipps- og fortynningsberegninger (mg/liter)	108
15. Konsekvenser av økte ammoniumkonsentrasjoner ($\text{mg NH}_3/\text{l}$)	110
16. Konsekvenser av cyanid-konsentrasjoner i akvatisk miljø ($\mu\text{g CN}^-/\text{liter}$)	113
17. Toksiditetsresultater av hydrogensulfid overfor fisk og virvelløse dyr	119
18. Vannkvalitetskriterier for laksefisk i ferskvann der 50% henholdsvis 95% av observasjonsstasjonene bør være lavere enn angitt (mg/l)	122
19. Plantenæringsstoffer i Ofotfjorden og Trondheimsfjorden, 20 m dyp ($\mu\text{g/l}$)	123
20. Sannsynlige konsentrasjonsbidrag av næringssalter til Nordranas brakkevannslag fra nedbørfelt og sjøvannstilførsler utenfra	124
21. Overflatebelastning av Nordrana (90 km^2) sammenliknet med andre fjorder ($\text{t/km}^2 \text{ år}$)	125

FIGURFORTEGNELSE

	Side:
1. Ranafjorden	14
2. Dybdeforholdene i Ranafjorden (NVE, 1959)	15
3. Strømmålinger med farvestoff etter VHL 1966	17
4. Strømforhold med 2 jeteer i utløpet, etter modellforsøk VHL 1966	18
5. Nordrana, hydrografiske stasjoner	19
6. Saltholdighetsvariasjoner i Ranafjorden september 1975 - august 1976 † = observasjon (stasjon 6)	22
7. Temperaturvariasjoner (°C) i Ranafjorden (stasjon 6) 1975-1976	23
8. Overflatelagets ferskvannsandel (f) og dyp (H) som funksjon av ferskvannstilførselen (Q _f) i Nordrana	25
9. Forholdet mellom brakkvannstransport (Q ₁) og ferskvannstilførsel (Q _f) i Nordrana ($\frac{Q_1}{Q_f}$) samt det midlere dypet av overflatelaget (H)	29
10. Gjennomsnittlig siktedyp, m, i sommerperioden	33
11. Gjennomsnittlig siktedyp, m, i vinterperioden	34
12. Gjennomsnitt av inverst siktedyp (x100) sommer	35
13. Gjennomsnitt av inverst siktedyp (x100) vinter	36

14.	Fordelingen av sedimentstasjoner i Ranafjorden	52
15.	Fordelingen av bly (Pb) i overflatesedimentene i Ranafjorden	53
16.	Fordelingen av sink (Zn) i overflatesedimentene i Ranafjorden	53
17.	Fordelingen av kopper (Cu) i overflatesedimentene i Ranafjorden	53
18.	Vertikalprofiler for bly (Pb) på stasjonene R30, R12 og R20 (fra munningen av Ranafjorden til Mo i Rana)	54
19.	Fordelingen av krom (Cr) i overflatesedimentene i Ranafjorden	55
20.	Fordelingen av jern (Fe) i overflatesedimentene i Ranafjorden	55
21.	Fordelingen av organisk materiale i overflatesedimentene i Ranafjorden	55
22.	Forholdet mellom bly (Pb) og sink (Zn) i sedimenter fra Ranafjorden	60
23.	Vertikalfordelingen av bly (Pb) og sink (Zn) på stasjon R33. Alderen er bestemt ved Pb-210 datering	62
24.	Korrelasjonen mellom sink og organisk materiale i sedimentene i Ranafjorden	67
25.	Stasjonsplassering for biologiske undersøkelser	74
26.	Stasjonenes innbyrdes likhet m.h.t. de fastsittende algers arts- sammensetning (se tekst)	84
27.	Registrerte dyr, august 1975	87-97

2. SAMMENDRAG

1. Denne undersøkelsen behandler forurensningsproblemene i forbindelse med utslipp av industriavfall til Nordrana, den nordøstre delen av Ranafjorden etter oppdrag fra A/S Norsk Jernverk, Norsk Koksverk A/S, Bergverksselskapet Nord-Norge A/S og Rana kommune (se innledningen, kap.2).

Utført arbeid

2. Strømbildet og vannutskiftningen i de øvre vannlag av Nordrana er behandlet ut fra målinger og modellforsøk tidligere utført av Vassdrags- og Havnelaboratoriet (kap.4.2) samt egne salt- og temperaturmålinger (kap.4.3).
3. Spredningen av forurensningskomponenter er undersøkt ved kjemiske analyser av avleiringene på fjordbunnen (bunnsedimentene) i Ranafjorden (kap.5). Dessuten har en analysert enkelte prøver av planter og dyr som er kjent for å oppkonsentrere bl.a. metaller fra vannet (kap.6.3). Endelig er spredningen av uklart vann registrert ved siktedypsmålinger (kap.4.4).
4. Virkninger av forurensningen på forekomsten av planter og dyr er hittil undersøkt for fastsittende organismer i de øvre 30 meter ved et enkelt tidspunkt (kap.6). Dessuten er det foretatt en teoretisk vurdering av mulige virkninger. (kap.7).

Konklusjoner

5. Akkumulering av grove sedimenter langs djupålen og forhøyede metallkonsentrasjoner i sedimenter avsatt på grunnere områder i Nordrana, skyldes sannsynligvis oppredningsvirksomhet i området. Høye konsentrasjoner av spesielle tjærestoffer (PAH) i sedimentprøver fra grunnere områder skyldes sannsynligvis først og fremst utslipp fra koksverket.
6. Forhøyede konsentrasjoner av bly og tildels sink i skjellprøver fra de sentrale deler av Nordrana tyder på spredning av metallholdige partikler også i de øvre vannlag. Analyser av tang tyder på forhøyede konsentrasjoner av metaller i utslippsområdet for gruveavgang ved Andfiskåa. Ellers i fjorden faller verdiene stort sett innenfor det normale, selv om innholdet av sink og dels kadmium er noe høyere enn normalverdiene.

7. I nærsonen omkring Mo er det registrert uklart overflatevann og nedslamming av bunnen på grunt vann. Dette skyldes spredning av overflateutslipp vesentlig fra koksverket og jernverket.
8. Biologiske undersøkelser på grunn vann viser at dyre- og plantelivet er skadelidende i den indre del av Nordrana. Skadevirkningene skriver seg først og fremst fra nedslamming av bunnen, men i nærsonen omkring Mo er det mulighet for direkte giftvirkninger av avløpsvannet. Tydelige gjødslingseffekter er bare registrert i Movika.

Anbefalinger

9. Koksverket og jernverket anbefales å redusere utslippene av partikulært materiale i overflateavløp. Dyputslipp kan ikke anbefales uten en nærmere undersøkelse av vannutskiftningen i Nordrana. En kan ellers risikere å forurense de vannmasser som har størst betydning for fisk. For å kunne sette inn rens tiltak på de rette punkter anbefales en nærmere karakteristikk av suspenderte partikler i utslippsområdet samt målinger i hoved- og delavløp. Virkningen på dyre- og plantelivet på grunt vann i fjorden bør undersøkes ytterligere to ganger for å få et sikrere grunnlag.
10. Siden en eventuell lokal giftvirkning er mest aktuell for ammonium, cyanid og hydrogensulfid anbefales koksverket å innlede arbeid med sikte på å redusere utslippene av disse stoffene. I denne forbindelse bør fortyningen og nedbrytningen av disse avløpskomponentene i utslippsområdet undersøkes nærmere. Derved kan bedriften komme fram til en optimal målsetting for rens tiltakene. Videre bør det foretas avløpsmålinger i hoved- og delavløp.
11. Utslippene av gruveavgang til Nordrana skjer både ved dyputslipp (Rana Gruber) og overflateutslipp (Bergverkselskapet Nord-Norge A/S). De resultater en til nå har, gir ikke noe fullstendig bilde av spredning og biologisk virkning av avgangen. En har derfor ikke tilstrekkelig grunnlag til å foreslå endringer i avløpsforholdene.

Under det fortsatte arbeid bør stor vekt legges på en undersøkelse av vannutskiftning og spredning av gruveavgang i de frie vannmasser. Analysene bør omfatte metaller. Metallinnholdet i gruveavgang og naturlig tilrenning bør også undersøkes nærmere. Av biologiske undersøkelser vil en registrering av bløtbunnsfaunaen i Ranafjorden være av vesentlig betydning. Bløtbunnsfaunaen danner næringsgrunnlaget for bunnfisk. Det bør foretas analyser av metaller i flere prøver av organismer. For å få et sikrere grunnlag for bedømmelse av skadeeffekter bør dyre- og plantelivet på grunt vann også av

denne grunn undersøkes ytterligere to ganger. I forbindelse med den hydrografiske undersøkelsen foreslås at gjødselvirkingen og forekomsten av åte (dyreplankton) i de frie vannmasser undersøkes nærmere. Endelig er det behov for en sammenstilling og vurdering av eksisterende fiskeribiologiske data.

12. Virkningene av olje, tjære og spesielle tjærekomponenter (PAH) er ikke undersøkt tilstrekkelig. Det anbefales utvidet avløpsregistrering og teoretisk vurdering av eventuelle skadeeffekter basert på fortynningsberegninger. Dessuten bør det foretas PAH-analyser av biologisk materiale.

3. GENERELL INNLEDNING

Ranafjorden og de tilhørende vassdrag representerer en verdifull naturressurs både for yrkesfiske, sportsfiske og friluftsliv.

Samtidig er det en rekke virksomheter i området som kan påvirke forholdene i elvene og fjorden. Det er derfor viktig å finne fram til en regulering av virksomheten slik at det oppstår minst mulig konflikter. En forutsetning for dette er kjennskap til virkingen av de enkelte forurensningskomponenter som slippes ut på vannkvalitet, bunnforhold, dyre- og planteliv i elvene og fjordområdet.

I denne undersøkelsen har en tatt opp problemer i forbindelse med direkte utslipp av industriavfall til Nordrana, den nordøstre delen av Ranafjorden.

En gjennomgåelse av opplysninger om forurensningstilførslene (NIVA 1977a) og resultater fra andre undersøkelser (Aas 1976, Grim Berge, Havforskningsinstituttet, pers.medd.) viser at en har ulike typer avfall som kan spres dels på overflaten og i de øvre vannlag, dels på midlere dyp og dels langs bunnen.

Oppløste stoffer i overflateutslipp vil hovedsaklig fortynnes og spres i brakkvannslaget og eventuelt omdannes, nedbrytes og tas opp av organismer. Disse omdanningsprosessene kan også innebære utfelling og adsorpsjon til partikler med etterfølgende sedimentering. Også utslipp av partikkelholdig avfall (bl.a. slam) i overflatelaget vil i en viss utstrekning spres og fortynnes i overflatelaget avhengig av hvor langsomt partiklene sedimenterer og om det foregår oppløsning eller omdanning av partiklene i sjøvannet.

De største virkninger av utslippene av slam fra oppredningsvirksomhet må en imidlertid vente å finne på bunnsedimentene og de dyr som lever der.

Eventuelle forurensningsvirkninger som følge av ovennevnte utslipp, er vurdert utfra:

1. Undersøkelse av bunnsedimentenes kjemi (kap. 5).
2. Fordelingen av fastsittende planter i fjæra og større fastsittende planter og dyr ned til 30 m, september 1975 (kap. 6.1).
3. Analyse av akkumulerte metaller og organiske miljøgifter (PAH) i fastsittende organismer fra grunt vann, september 1975 (kap. 6.2).
4. Teoretiske konsentrasjoner i overflatelaget basert på beregninger av vannutskiftning og spredning i fjorden, samt opplysninger om utslippsmengder (kap. 4 og 7).

NIVA har ikke hatt som mål for denne undersøkelsen å foreta en totalvurdering av forurensingssituasjonen i Ranafjorden. Viktige deler av organismesamfunnet er ikke undersøkt, bl.a. fisk, plankton og bløbbunnsfauna. Dessuten er det ikke utført noen systematisk undersøkelse av vannkjemien i fjorden. Undersøkelsen har heller ikke hatt til hensikt å gi et fullstendig bilde av fjordens vannutskiftning idet studiet er avgrenset til en foreløpig undersøkelse av overflatelaget. Men vi håper å ha bidratt til en bedre forståelse av viktige årsak-virknings-forhold samt hvilke problemer som bør undersøkes nærmere.

4. HYDROGRAFI

4.1 Topografi

Ranafjorden strekker seg i nordøst-sydvestlig retning fra Mo i Rana ut mot kysten (se fig. 1 og 2). Den indre delen - Nordrana - er omtrent 26 km lang med en maksimal bredde på ca. 5 km. Den smaleste delen er ved munningen mellom Nothølodden og Langnesodden som er ca. 1000 meter bred (fig.5). Fjorden er forholdsvis dårlig opploddet. Unntatt for den innerste delen fra Ranaelvas munning til Alterneset hvor det ble utført en opplodding i 1956 baserer sjøkartet seg forøvrig på data fra opplodninger i 1890-1900.

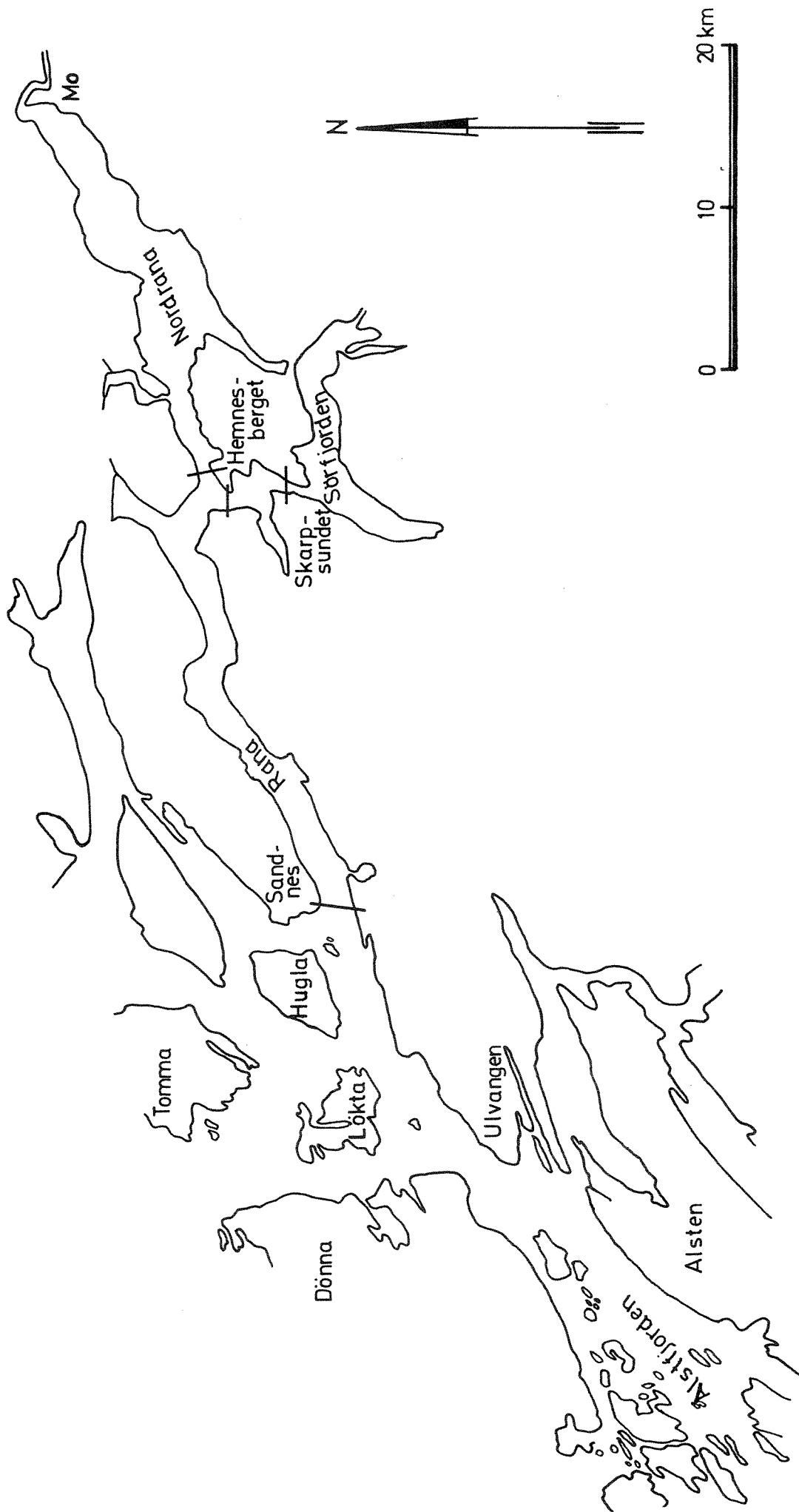
Nordrana er over 500 meter dyp. Sadeldypet ved Langnesodden er omtrent 300 meter.

Rana strekker seg fra Nordrana ut mot Dønna, en lengde på ca. 45 km. De dypeste deler i dette bassenget er over 400 meter.

Ranafjorden har to hovedforbindelser med havet. En ligger i sør-vest mellom Dønna og Alsten (Ulvangen og Alstfjorden). Imidlertid sperres utløpet i denne delen av et større grunnområde innenfor Sørvær. Terskeldypet her kan være omkring 100 meter - muligens ennå mindre.

De andre hovedforbindelsene med havet ligger i nord mellom øyene Dønna og Tomma. Øya Løkta deler dette sund i to. Etter sjøkartet å dømme er sundet vest for Løkta dypest (over 300 m). Det grunneste området ligger imidlertid sørøst for Løkta (ca. 170 m). Øst for Løkta ligger terskeldypet antagelig på 150 meter. I følge sjøkartet er terskelen mellom Løkta og Bruneset det siste grunne området mellom havet og Ranafjorden.

Til Ranas innerste del knytter Sørfjorden seg med største dyp på vel 200 meter og et terskeldyp på 24 meter. Terskelen ligger i Skarpsundet som har en bredde på ca. 500 meter.



Figur 1. Ranafjorden

Overflatearealene er beregnet og oppgitt i tabell 1.

Tabell 1. Overflatearealer

Overflatearealer	10^6m^2
Nordrana (ekskl. øvre strømmen)	90
Sørfjorden (t.o.m. Skarpsundet)	40
Skarpsundet - Hemnesberget	10
Rana (til Sandnes)	70
Hele Ranafjorden	210

Figur 2 viser dybdekoter i Nordrana og Sørfjorden. Kartet er hentet fra en rapport av Norges Vassdrags og Elektrisitetsvesen (NVE, 1959) og bygger på oppmålinger fra Norsk Geografisk Oppmåling og NVEs egne målinger.

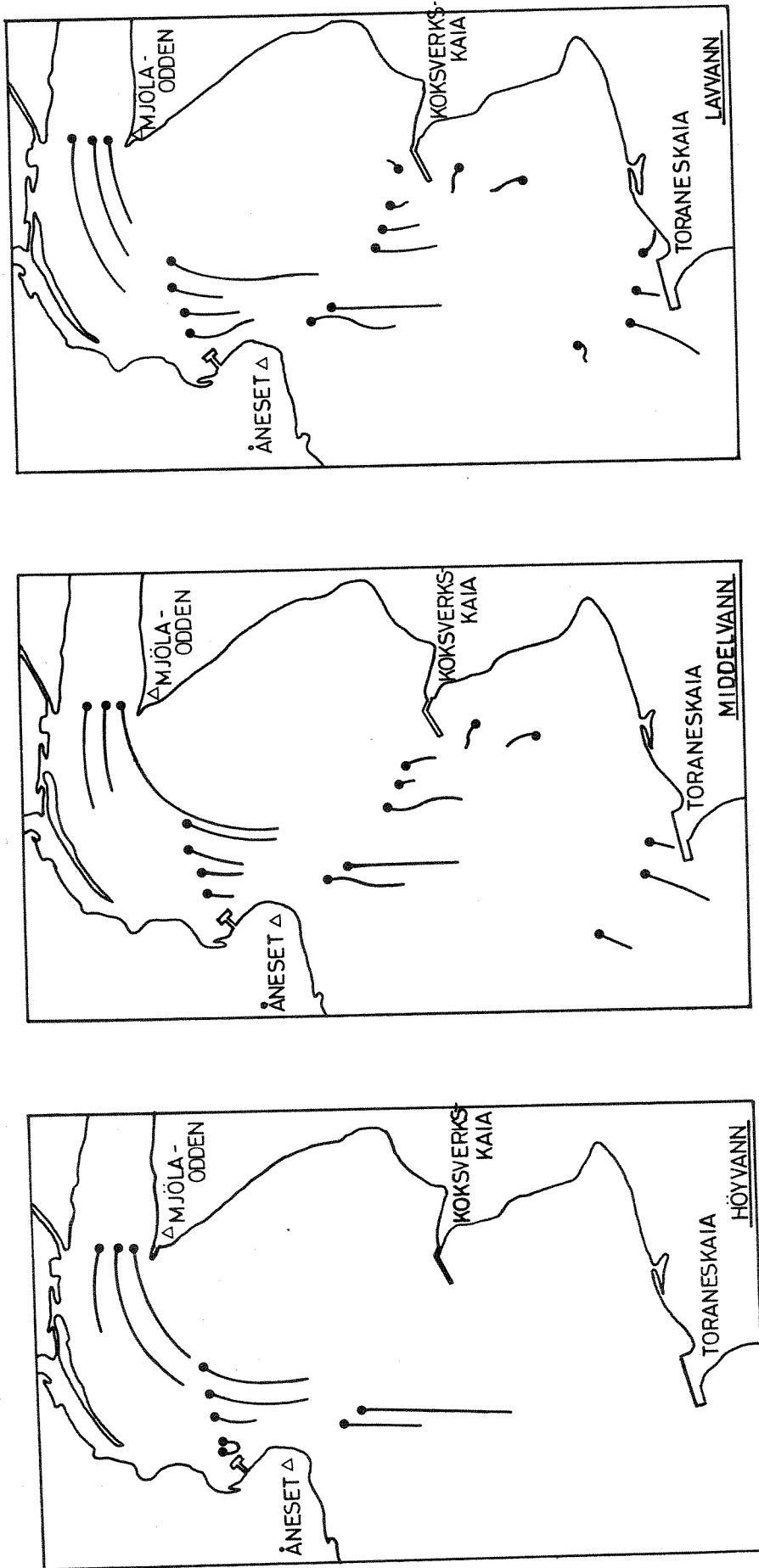
4.2 Tidligere hydrografiske undersøkelser

Mesteparten av de hydrografiske undersøkelser som er foretatt i Ranafjorden er utført av Vassdrag og Havnelaboratoriet (VHL) ved SINTEF i Trondheim. Havforskningsinstituttet i Bergen har også foretatt hydrografiske tokt i fjorden. For øvrig har NVE i sammenheng med isobservasjoner 1957-61 også målt temperatur og saltholdighet i fjordens overflatevann.

Målinger utført av Vassdrags og Havnelaboratoriet

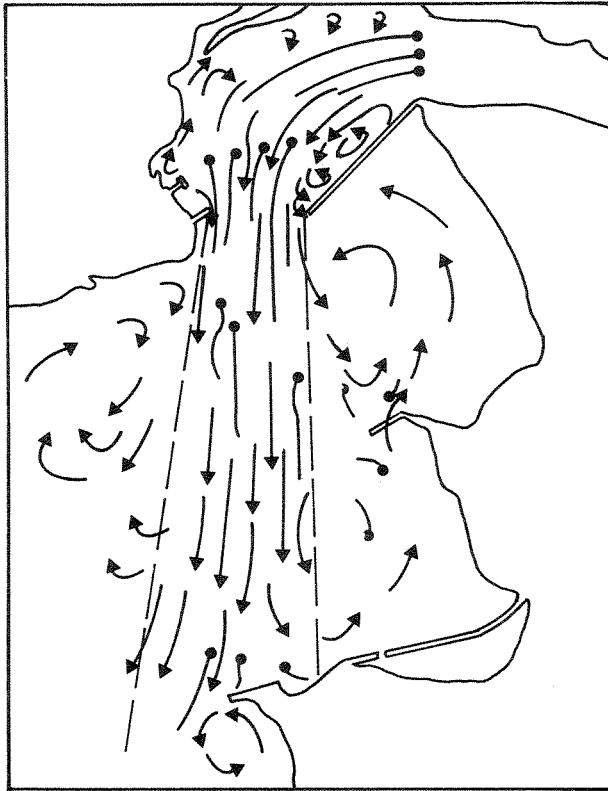
Under 1960-tallet utførte VHL målinger i innerste delen av Nordrana for å studere Ranaelvas utløp i fjorden i sammenheng med et oppdrag fra NVE. Hensikten med målingene var å skaffe data for å kalibrere en fysisk modell av Ranaelvas utløp og der studere effekten av et bobleanlegg for blanding av sjø- og ferskvann og dets innvirkning på strømmene i elveutløpet. Bobleanlegget er bygd for at driften av Rana kraftverk med økt ferskvanntilførsel til Ranafjorden om vinteren ikke skal øke faren for islegging i fjorden.

Resultatene fra feltmålingene vises i figur 3 (VHL, 1966) for overflatestrømmen. De inntegnede linjene er farvestoff som ble fotografert fra fly.

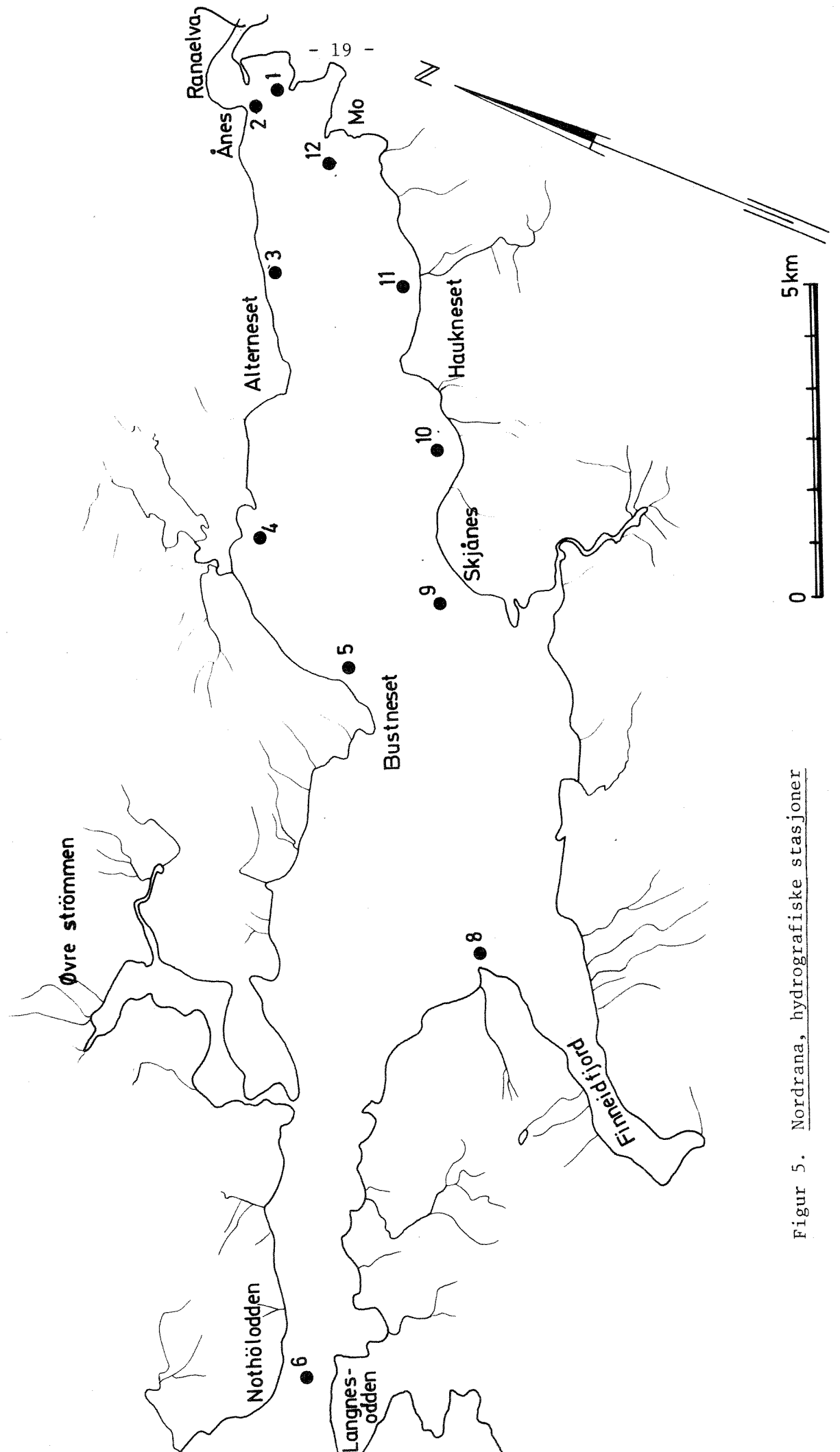


M = 1:10 000

Figur 3. Strømmålinger med farvestoff etter VHL 1966



Figur 4. Strømforhold med 2 jeteer i utløpet, etter modellforsøk VHL 1966



Figur 5. Nordrana, hydrografiske stasjoner

Skissene indikerer bakevjer sør og nord for Koksverkkaia. Dette framgår tydeligere av resultatene fra modellforsøkene som viste at hovedstrømmen går fra elvemunningen og over mot Toraneskaia og at det dannes virvler på begge sider (fig. 4).

Hydrografiske data (temperatur og saltholdighet) ble innsamlet av VHL november-desember 1968 og januar 1969 i sammenheng med en etterkontroll av det ovenfornevnte bobleanlegget. Bobleanlegget viste seg å fungere tilfredsstillende.

I desember 1975 og januar 1976 utførte VHL ytterligere målinger i fjorden. Denne gang ble registreringer av saltholdighet og temperatur komplettert med strømmålinger ved Langnesodden i 12 døgn på 2, 6 og 12 meters dyp (Häggkvist (VHL) pers. medd.).

4.3 Feltmålinger av salt og temperatur, 1975-1976

Materiale og metoder

Fra september 1975 til august 1976 er det utført 16 tokt (se tabell 2.) hvor vannets saltinnhold og temperatur er målt in situ med en salinoterm. Stasjonsnett framgår av fig. 5. Observasjoner ble foretatt på hver meter ned til 10 meters dyp og deretter annen hver meter til 20 meters dyp, samt 25 og 30 meter. På hver stasjon ble dessuten siktedypet målt. Målingene er utført lokalt etter rettledning fra NIVA.

Alle data vil bli oppbevart ved NIVA. En tar sikte på å lage separat datavedlegg til denne rapporten.

Tabell 2. Toktoversikt(Nordrana)

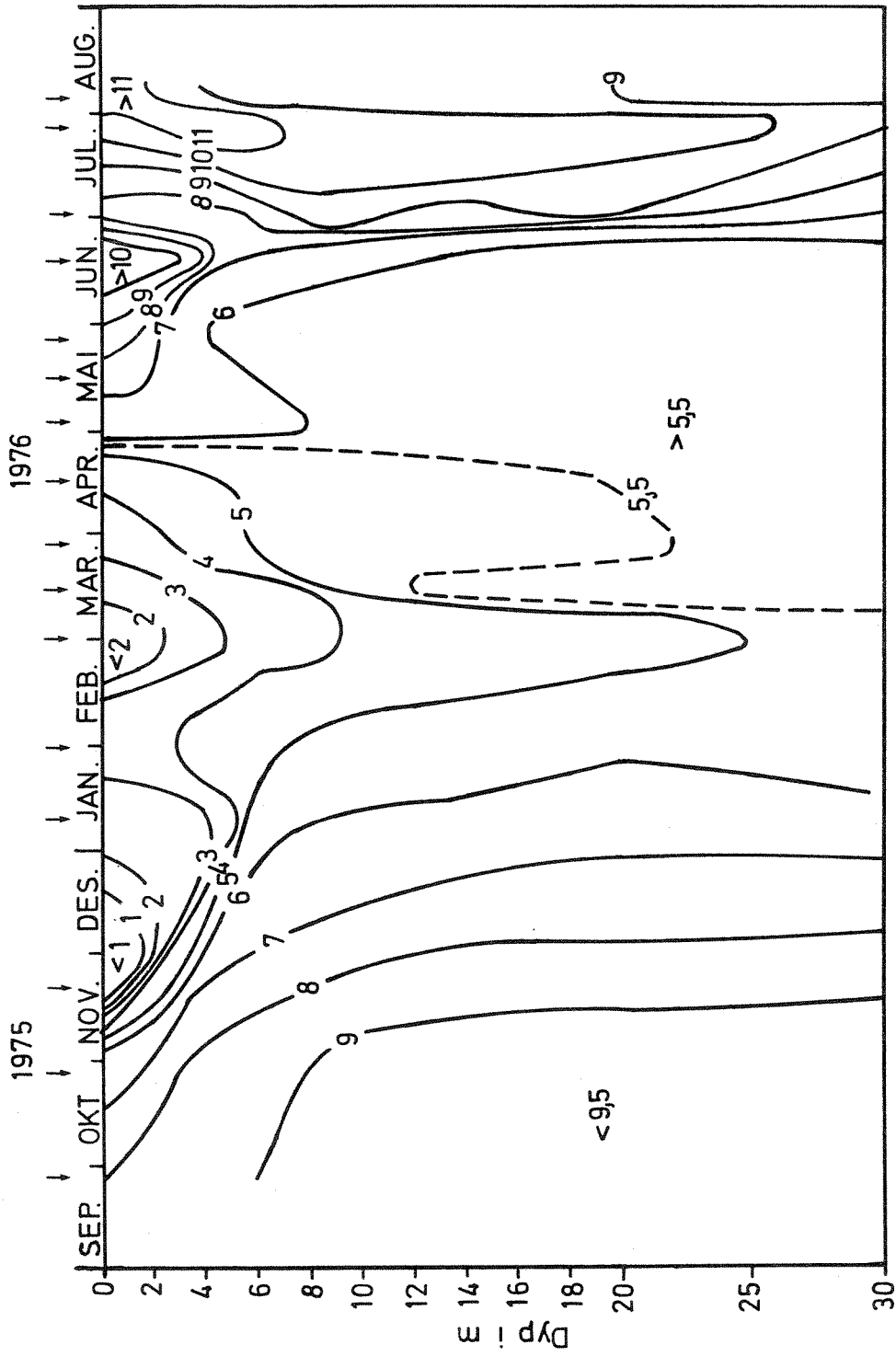
DATO	STASJONER	VIND
28.09.75	1-6, 8-12	SØ bris til SV liten kuling
26.10.75	"	stille til SV bris
22.11.75	"	SØ-NØ bris
11.01.76	"	NØ bris
31.01.76	"	NV bris
29.02.76	"	NØ-SØ bris
14.03.76	"	Ø frisk bris-bris
27.03.76	1-3, 10-12	SV-bris-kuling
30.03.76	4-6,8-9	Sv-bris
11.04.76	1-6, 8-12	Stille til NØ bris
05.05.76	"	SV bris til frisk bris
15.05.76	"	SØ laber bris
28.05.76	"	NV bris
18.06.76	"	NØ bris
03.07.76	"	V bris
24.07.76	"	V laber bris
05.08.76	5-6, 8-12	Ø laber bris
07.08.76	1-4	SV laber bris

Resultater

Fig. 6 viser saltholdighetsvariasjonene ved stasjon 6 i Nordrana i de øverste 30 metrene. På samme figur er avsatt ferskvannstilførslene som månedsmidler. Omtrent 90% av ferskvannet kommer fra Ranaelva. Fig. 7 viser temperaturvariasjonen på stasjon 6.

Som det framgår av figurene svinger saltholdigheten i overflatelaget^{x)} mellom

^{x)} Overflatelagets nedre begrensning utgjøres av sprangsjiktet, dvs. det dyp hvor saltholdigheten øker kraftig.



Figur 7. Temperaturvariasjoner ($^{\circ}\text{C}$) i Ranafjorden (stasjon 6) 1975-76

vel $31^{\circ}/\text{oo}$ ned til $1-1.5^{\circ}/\text{oo}$. Sammenhengen mellom overflatelagets saltholdighet og ferskvannstilførselen er åpenbar. Det var også en tendens til årstidsvariasjon under sprangsjiktet, med lavere saltholdighet sommer-høst og høyere saltholdighet vinter-vår.

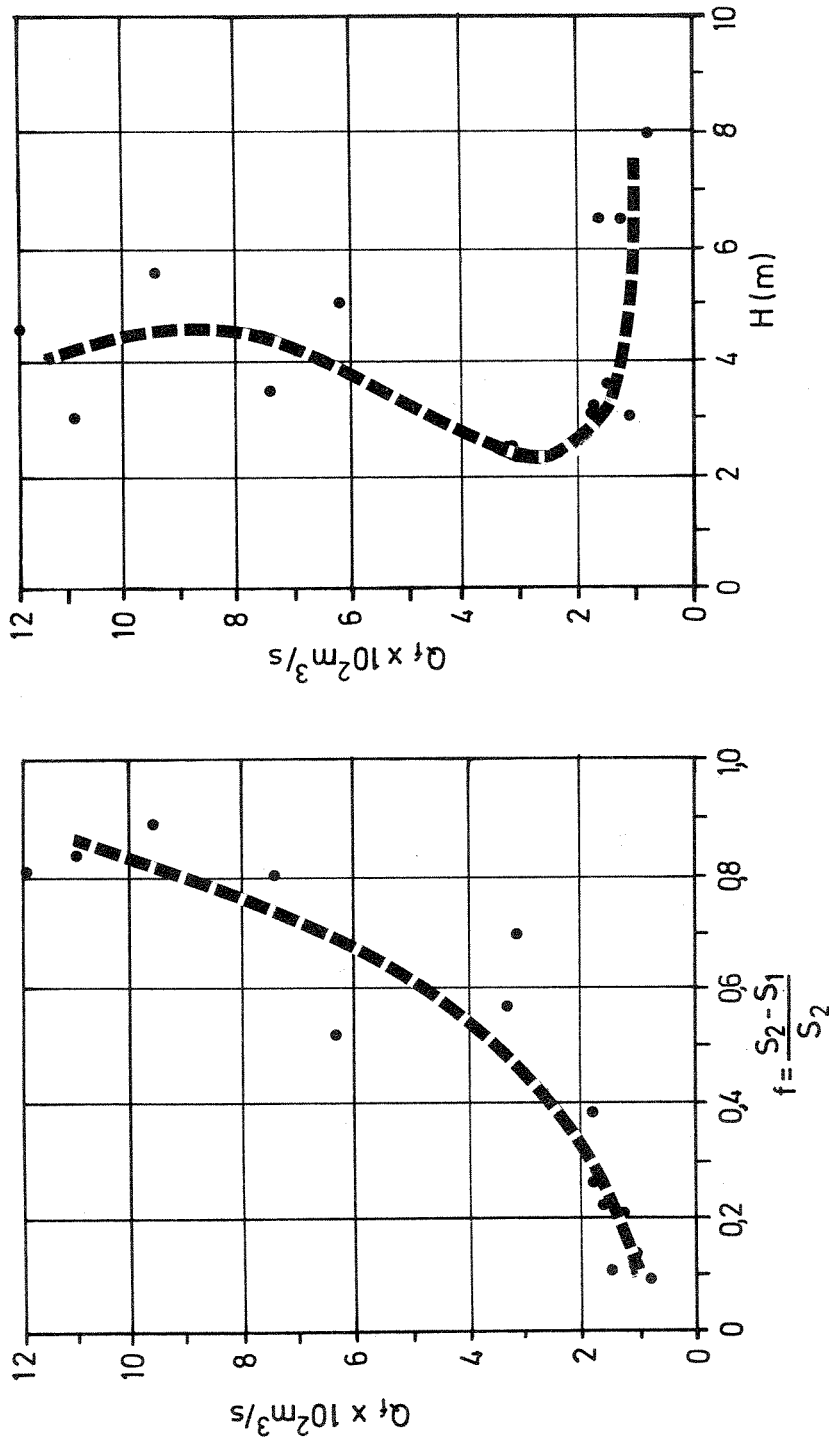
Fig. 8 viser saltholdigheten i Nordranas overflatelag som funksjon av ferskvannstilførselen. S_1 er beregnet som den midlere saltholdigheten ned til sprangsjiktets øvre grense for samtlige stasjoner i fjorden. S_2 er saltholdigheten på 20 meters dyp ved stasjon 6. Figuren viser at saltholdigheten i overflatelaget minker med økende vannføring. Den stiplede linjen i figuren er ikke beregnet. Det kan ikke ventes at alle observasjoner faller pent på en linje da vindens innvirkning vil medføre økt eller minket blanding av ferskvann og saltvann.

På samme figur (8) er også overflatelagets dyp i fjorden avsatt mot ferskvannstilførselen (den stiplede linjen er ikke beregnet).

Figuren viser en tendens til økning av overflatelagets dyp med økende ferskvannstilførsel når denne er over $300 \text{ m}^3/\text{s}$. Ved lavere ferskvannstilførsel varierer dog overflatelagets dyp sterkt. Dette kan komme av at sprangsjiktets beliggenhet er mer diffust og derved mer vanskelig å bestemme bl.a. som en følge av at vindblandingen av overflatelag og dypere-liggende vannlag blir mer effektiv ved svakere sjiktning (se nedenfor).

Ferskvannets oppholdstid i Nordrana

Ferskvannstilførselen innerst i Nordrana gjennom Ranaelva utgjør omtrent 90% av den totale tilrenningen til Nordrana. Generelt vil en fjord med stor ferskvannstilførsel få et tolags transportsystem som bestemmes av ferskvannstilførselen og den blanding som skjer mellom ferskvannet og saltvannet i fjorden. Det lettere ferskvannet strømmer ut i fjordens overflate under innblanding av underliggende saltvann. Denne innblanding skjer dels som en medrivningseffekt av det utstømmende ferskvannet, men er også avhengig av vindens styrke og retning samt variasjoner i vindfeltet. Blandingen av ferskvann og saltvann medfører at volumtransporten ut av fjorden er større enn den tilførte ferskvannsmengde. Volum- og salttransporten utover i overflatelaget kompenseres av en inngående strøm straks under sprangsjiktet. Denne tolags transportmekanismen kalles estuarin sirkulasjon.



Figur 8. Overflatelagets ferskvannsandel (f) og dyp (H) som funksjon av ferskvannstilførselen

(Q_f) i Nordrana

S_1 = Nordranas midlere overflatesaltholdighet

S_2 = saltholdigheten under sprangsjiktet (fra 20 m dyp, stasjon 6)

Den estuarine sirkulasjonen kan beregnes ut fra observerte data under forutsetning av at transporten i fjordens øvre vannmasser fungerer som beskrevet ovenfor. I tabell 3 er ferskvannets oppholdstid (T_f) beregnet som forholdet mellom ferskvannsvolumet (V_f) i Nordrana og ferskvanntilførselen (Q_f).

Ferskvannsvolumet er beregnet som

$$V_f = A \cdot \frac{S_2 - S_1}{S_2} \cdot H$$

hvor A = fjordens areal

H = overflatelagets dyp (sprangsjiktets beliggenhet)

S_1 = " saltholdighet

S_2 = saltholdigheten under sprangsjiktet (saltholdighet på 20 m dyp ved stasjon 6)

H og S_1 er midlet over samtlige stasjoner som ble observert mens S_2 er saltholdigheten på 20 meters dyp ved stasjon 6. Volumtransporten ved den utgående brakkvannsstrømmen (Q_1) kan siden beregnes etter likningen

$$\frac{S_2 - S_1}{S_2} \cdot Q_1 = Q_f$$

Resultatet av beregningene er vist i tabell 3.

Tabell 3. Ferskvannets oppholdstid (T_f) og brakkvannstransporten (Q_1) i Nordrana

DATO	Q_f (m ³ /s)	S_1 ‰	S_2 ‰	$\frac{S_2 - S_1}{S_2}$	H (m)	T_f (døgn)	Q_1 (m ³ /s)
28.09.75	625	14.6	31.5	0.53	5	4.5	1160
26.10.75	330	13.8	31.8	0.56	2	3.6	580
22.11.75	180	20.1	32.1	0.37	3	6.5	480
11.01.76	150	30.0	33.5	0.10	3.5	2.6	1430
31.01.76	80	30.9	33.7	0.08	8	8.7	960
29.02.76	180	23.2	31.6	0.26	3	4.6	680
14.03.76	110	28.9	33.3	0.13	3	3.8	830
11.04.76	120	27.2	33.5	0.18	6.5	10.7	630
05.05.76	160 ^x	26.2	33.3	0.21	6.5	9.0	750
15.05.76	310	10.4	32.5	0.68	2.5	5.7	460
28.05.76	1090	6.6	33.1	0.80	3	2.3	1360
18.06.76	1190	7.4	33.2	0.77	4.5	3.0	1530
03.07.76	950	2.9	32.0	0.87	5.5	5.3	1081
24.07.76	740	5.3	30.5	0.82	3.5	4.0	890
<hr/>							
Middel for							
<hr/>							
28.09, 26.10							
15.05-24.07	750	8.9	32.1	0.71	3.6	4.0	1000
<hr style="border-top: 1px dashed black;"/>							
22.11-							
05.05.76	140	26.6	33	0.19	4.7	6.6	820
<hr/>							

^x
Verdien ikke observert, men hentet fra fig. 8.

H = sprangsjiktets midlere dyp

Q_f = ferskvannstilførsel (ukemiddel)

S_1 = overflatelagets midlere saltholdighet

S_2 = saltholdigheten ved 20 m dyp

Forutsetningen for beregningene som resulterte i tabell 3, er vist ovenfor. Den usikkerhet som kommer inn i de viste tall kommer dels av definisjons- og beregningsmessige grunner og dels av at den estuarine sirkulasjonen påvirkes av andre faktorer enn de ovenfor nevnte. Den rent beregningsmessige usikkerheten har i middel vært ca. 1 døgn på oppholdstiden for ferskvannstilførsler over $300 \text{ m}^3/\text{s}$. For lavere ferskvannstilførsler har usikkerheten vært betydelig større (opp mot 75%).

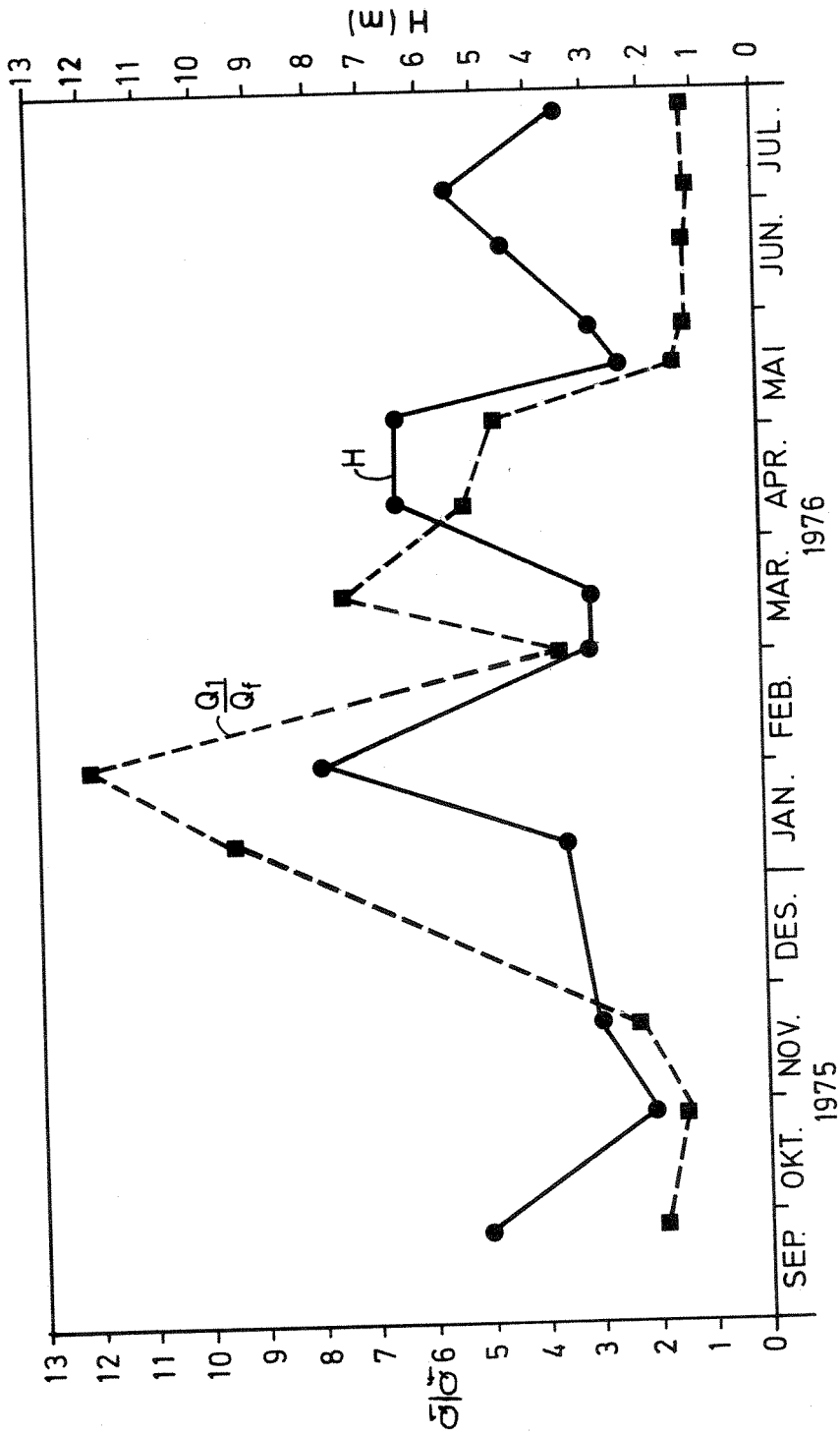
Den største usikkerheten i ferskvannets oppholdstid skyldes imidlertid påvirkning fra advektive utskiftninger i dypere lag. Dette er horisontale vannbevegelser som oppstår på grunn av trykkforskjeller mellom dypere vannmasser i og utenfor fjorden og også ved vindens påvirkning. Figur 6 viser resultatet av en del slike bevegelser, spesielt den 11.1, 31.1, 14.3 og 15.5.1976. Ved disse tilfeller har tyngre vannstrømmet inn i fjorden og derved presset opp sprangsjiktet mot overflaten. Dette medfører økt transport i overflatelaget ut fjorden og derved kortere oppholdstid for ferskvannet i fjorden. Imidlertid var observasjonsfrekvensen for lav til å gi et fullstendig bilde av disse bevegelser som også kan ha forekommet i februar og begynnelsen av mai.

Vindens innvirkning vil virke dels på blandingen av ferskvann og saltvann og dels på den horisontale transporten.

NVE har gjort en sammenstilling av vindmålinger fra Mo i Rana med data fra 1946-50 basert på tre daglige observasjoner. Dataene er bearbeidet av Norges Sjøkartverk. Sammenstillingen viser vindroser for hver måned. Perioden oktober til februar viser overveiende østlige vinder mens perioden mai-august viser overveiende vestlige vinder. De kraftigste vindene forekommer i vintermånedene desember-mars.

Denne årlige variasjon i vindfeltet med overveiende vind ut fjorden vinterstid og overveiende vind inn fjorden sommerstid vil minke respektive øke oppholdstiden på ferskvannet i fjorden.

Figur 9 viser forholdet mellom brakkvannstransporten (Q_1) og ferskvannstilførselen, samt sprangsjiktets stilling (H), inntegnet over observasjonsperioden. Ved ferskvannstilførsler over $300 \text{ m}^3/\text{s}$ var brakkvannstransporten mellom 1 til 2 ganger ferskvannstilførselen. Ved ferskvannstilførsler under $300 \text{ m}^3/\text{s}$, dvs. vinterstid, var brakkvannstransporten mellom



Figur 9. Forholdet mellom brakkvannstransport (Q_1) og ferskvannstilførsel (Q_f) i Nordrana ($\frac{Q_1}{Q_f}$) samt det midlere dypet av overflatelaget (H).

4-12 ganger større enn ferskvannstilførselen. Dette resulterer i den relativt lille forskjellen i oppholdstid mellom vinter og sommer (tabell 3). Årsaken til dette kan altså forklares med vind og advective prosesser generert av ytre hydrografiske forhold.

Av tabell 3 framgår videre at midlere dyp på sprangsjiktet ved ferskvannstilførsler over $300 \text{ m}^3/\text{s}$ lå omkring 4 meter og at oppholdstiden for ferskvannet var omtrent 4 døgn. Den midlere saltholdigheten i overflatelaget har variert mellom $3-15\text{‰}$.

Ved ferskvannstilførsler under $300 \text{ m}^3/\text{s}$ - vesentlig vinterstid - varierte ferskvannets oppholdstid kraftig (3-10 døgn). Aritmetisk middelværdi var omtrent 7 døgn hvorav det var 3 observasjoner over aritmetisk middel og 4 under aritmetisk middel. Sammenlignet med tilførsler over $300 \text{ m}^3/\text{s}$ ble oppholdstiden i overflatelaget noe høyere vinterstid, men forskjellen var liten med tanke på representativiteten av vinterdataene. Den midlere saltholdigheten i overflatelaget vinterstid varierte mellom 20 til 31‰ og sprangsjiktets dyp varierte mellom 3 til 8 meter og var i middel 1 meter dypere enn ved ferskvannstilførsler over $300 \text{ m}^3/\text{s}$.

Tidevann

Månens og solens tiltrekningskraft på jorden og de tre planetenes relative bevegelser er årsak til periodiske vannstandsvariasjoner (tidevann). Langs norskekysten dominerer det halvdaglige tidevannet med høy- og lavvann to ganger pr. døgn. NVE (1959) oppgir følgende verdier hentet fra sjøkartverket:

Midlere forskjell mellom høyvann og lavvann	1.7 m
Midlere forskjell mellom spring høyvann og lavvann	2.28 m
Midlere forskjell mellom nipp høyvann og lavvann	1.12 m

Tidevannet transporterer således i middel $15 \cdot 10^7 \text{ m}^3$ vann inn og ut Nordrana. Den effektive vannutskiftningen er dog generelt betydelig

mindre, og er avhengig av fjordens topografi.

Tidevannsstrømmene kan bli opp mot 5 cm/s gjennom Nordranas munning ved Hemnesberget (over 0-300 m dyp). Den estuarine brakkvannsstrømmen som beregnet i tabell 3 gir midlere strømhastighet ut fjorden på 10-40 cm/s. Tidevannsstrømmen vil derfor bare i få tilfeller kunne forandre strømretningen i overflatelaget. Tidevannets betydning for vannutskiftningen i Nordrana kan dog tenkes å være større for de dypere vannmasser.

Overflatelagets sirkulasjon i Nordrana

Som vist under pkt. 4.2 gir Ranaelvas utstrømming i fjorden et strømsystem med virvler og bakevjer på begge sider av hovedstrømmen (se fig.4). Dette strømsystem kan også ses av de saltholdighetsdata som er blitt innsamlet i 1975-76. Saltholdigheten over sprangsjiktet var mindre på stasjon 1 enn ved stasjon 2. Forskjellen var dog liten spesielt i perioden desember-april, dvs. ved lav ferskvannstilførsel. Dyp til sprangsjiktet var for det meste det samme på begge stasjonene eller noe dypere ved stasjon 2.

En sammenlikning mellom stasjonene 3 og 11 viser at det var små eller ingen saltforskjeller i overflatelaget fram til vårflommen 1976. Fra den 15.5.76 til den 24.7.76 var dog saltholdigheten ned til sprangsjiktet på stasjon 3 høyere enn ved stasjon 11 (opp mot 4^o/oo forskjell). Dette kan bety at transporten av brakkvann ut fjorden ved høye ferskvannstilførsler fra Rana elv for størstedelen går på sørsiden i denne delen av fjorden.

Resultatene fra de øvrige stasjonene viser ingen direkte forskjeller i overflatelagets saltholdighet som kan indikere at brakkvannstransporten er skjevt fordelt i fjorden.

Den horisontale saltholdighetsvariasjonen i overflaten var liten. Under vårflommen var saltholdigheten kun et par promille høyere i overflatelaget ved stasjon 6 sammenliknet med stasjon 1.

Dette bilde av ferskvannstransporten sammenfaller med målinger og iakttagelser utført av NVE (1959). Av rapporten framgår dog ikke hvordan strømmen ble målt og derved sikkerheten i de konklusjoner som resulterer i det skisserte strømsystem. Allikevel styrker NVEs og NIVAs observasjoner hverandre og legges resultatene fra siktedypsmålingene til (se nedenfor) kan en gå ut i fra at det eksisterer et internt sirkulasjonssystem i Nordranas overflatelag.

4.4 Siktedyp

For å få et inntrykk av overflatevannets klarhet og utbredelsen av uklart avløpsvann, er siktedypet på stasjonene 1 til 12 målt ved hjelp av secchiskive under hvert tokt.

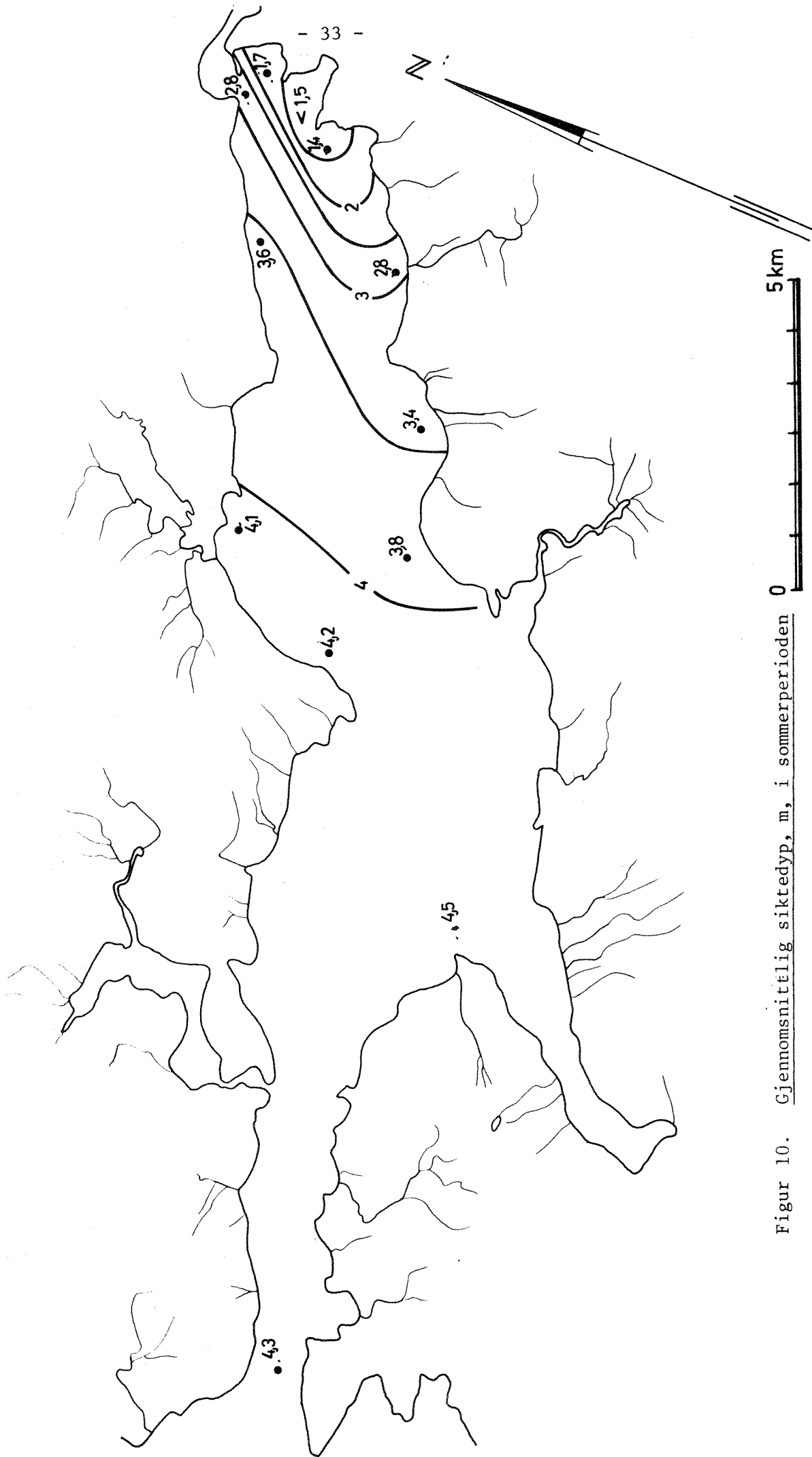
Målingen består i at en hvit skive, ca. 30 cm i diameter senkes ned i vannet til den akkurat forsvinner ut av syne. Dette dypet noteres.

Siktedypet er tilnærmet omvendt proporsjonalt med vannets vertikale svekningskoeffisient for lysstråling (Poole & Atkins, 1929, Bruns, 1962). Svekningskoeffisienten er igjen et grovt uttrykk for konsentrasjonen av lysabsorberende og lysspredende materiale i vannet, forutsatt konstant sammensetning.

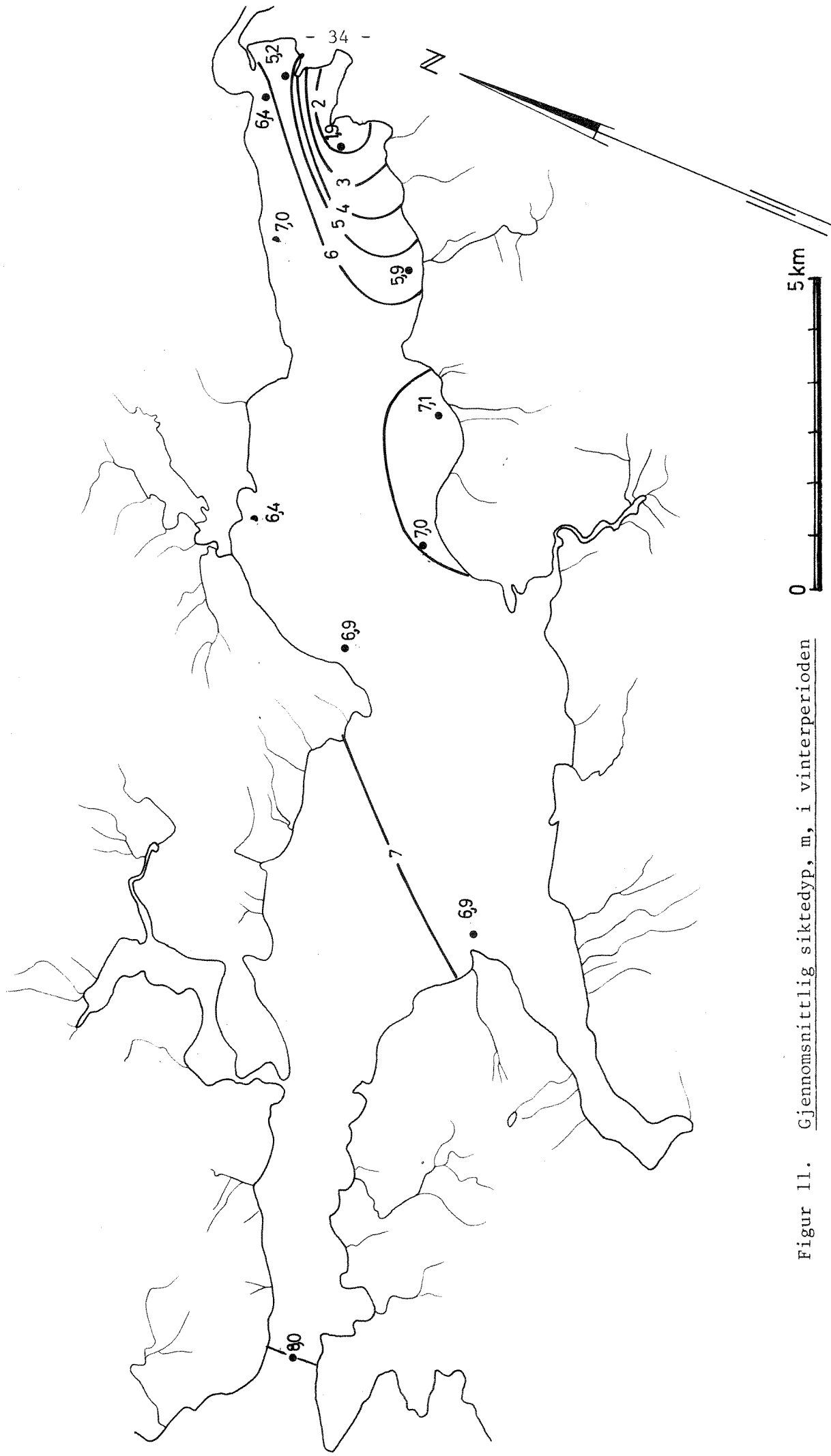
Nå ligger det en betydelig usikkerhet i selve målingen av siktedypet og i relasjonen til lyssvekkingen i overflatevannet. En vanskelighet er også at målingen omfatter 2 optisk forskjellige vannmasser. Allikevel skulle det inverse siktedyp, $1/D$, gi et begrep om partikkelkonsentrasjonen i overflatelaget dersom partikler dominerer svekningen og dersom en ser på de større variasjoner.

Resultater

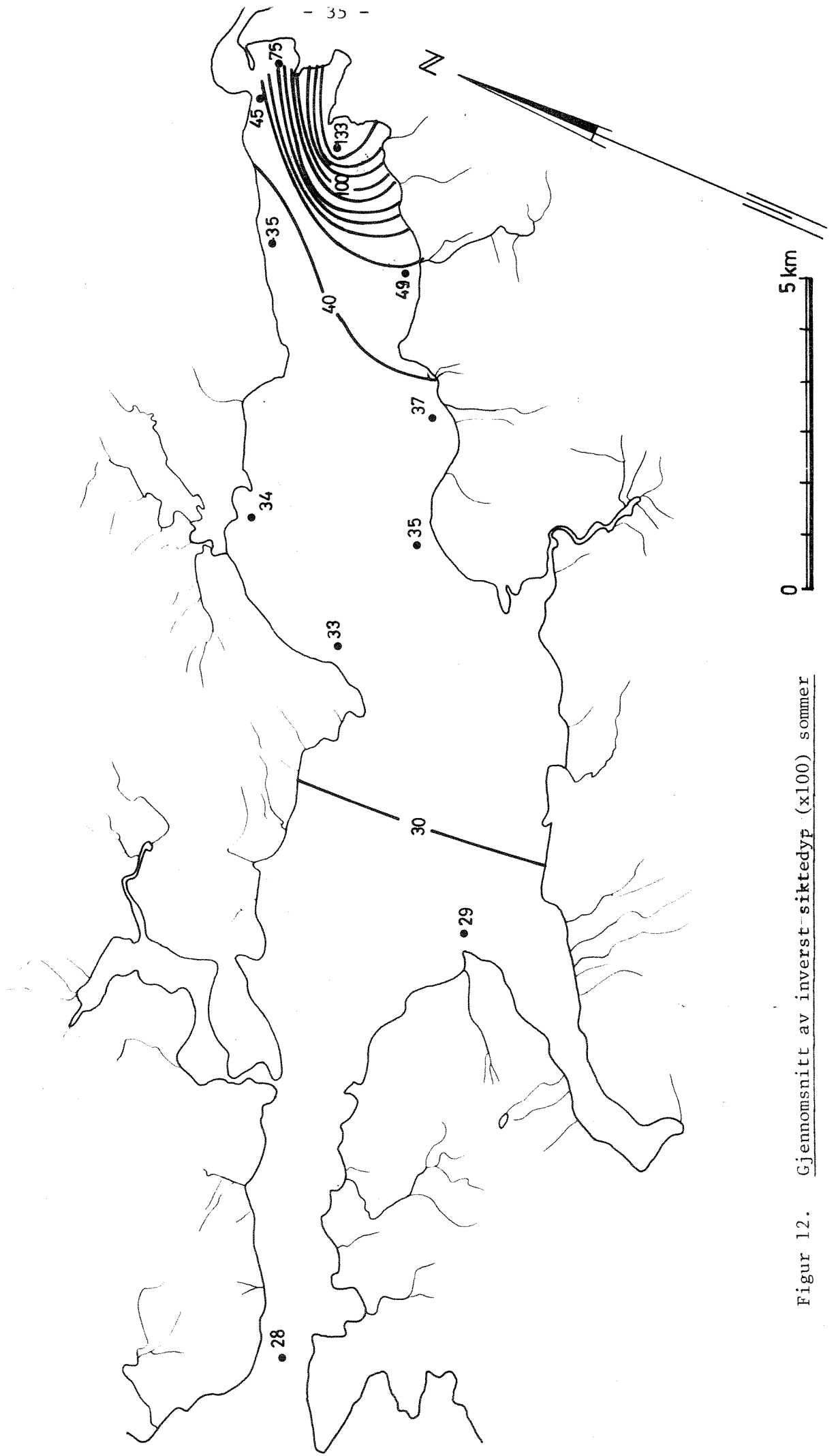
Resultatene av siktedypsmålingene (tabell 4 og 5) er bearbeidet videre for å få et inntrykk av de gjennomsnittlige forhold i de forskjellige fjordavsnitt (figurene 10 til 13).



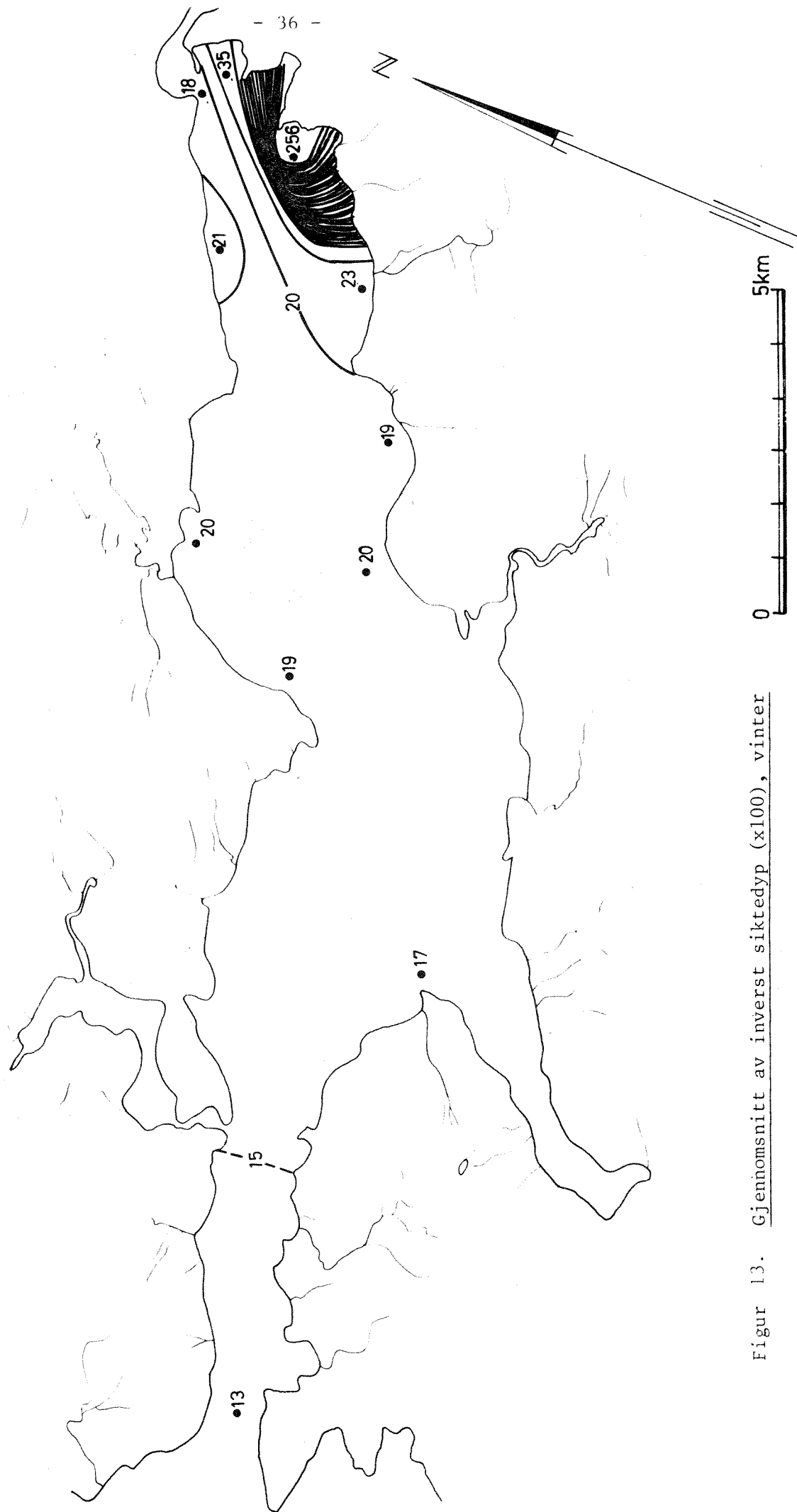
Figur 10. Gjennomsnittlig siktedyp, m, i sommerperioden



Figur 11. Gjennomsnittlig siktedyp, m, i vinterperioden



Figur 12. Gjennomsnitt av inverst-siktedyp (x100) sommer



Figur 13. Gjennomsnitt av inverst siktedyp (x100), vinter

Diskusjon

Det går fram av figur 10 og 11 at siktedypet i de sentrale og vestre deler av Nordrana var betydelig mindre i gjennomsnitt om sommeren enn om vinteren. I Sørfjorden var siktedypet om sommeren (tabell 4, stasjon 7) enda dårligere enn i Nordrana. Dette må skyldes økt slamtransport med elvevannet pga. større vannføring og erodering av bre- og elveleier samt blottlagte reguleringssoner.

Imidlertid var vannet på stasjon 12 (utenfor Mo) i gjennomsnitt langt mer uklart enn elvevannet. Vannets farge på stasjon 12 og delvis på stasjon 1 og 11 (tabell 6) viser at industriutslipp spiller en vesentlig rolle for siktedypet. Den raske bedringen i siktedypet mellom stasjon 12 og de nærmeste stasjoner må antas å være et resultat både av fortykning og sedimentering. Sedimentundersøkelsen viste noe økt innslag av organisk materiale (inkl. sot) i Movika og Gullsmedvika. Ut fra utslippstallene kan en regne seg til et fritt eller organisk karboninnhold på ca. 6-12% av de totale tilførsler av suspendert materiale. Dette er høyere enn det en vanligvis finner i oksygenholdige sedimenter, men gir allikevel ikke grunnlag for å kvantifisere sedimenteringen av det partikulære materiale i de indre områder, siden sedimenteringshastigheten for de ulike partikkeltyper må antas å være forskjellig.

Også i vinterperioden var siktedypet i Nordrana relativt dårlig sammenlignet med det en skulle vente i rent sjøvann. Uklart overflatevann ble også registrert av Aas (1976) i mars 1971.

Antar en at sedimenteringshastigheten er liten i forhold til vannets oppholdstid, mao. at fortykning spiller størst rolle for den observerte fordelingen av uklart vann, kan partikkelinnholdet brukes til å spore avfallsvannets fordeling i fjorden.

Det går fram av fig. 12 og 13 at partikkelpåvirkningen er meget stor i et område omkring Mo som strekker seg fra koksverkskaia - Mjølan i øst til strekningen Jernverkskaia - Andfiskåa i vest. Området er begrenset til sør-øst siden av fjorden. Videre er det et område begrenset vestover av linjen Båsmoen-Haukneset som også synes spesielt påvirket. Det er tydelig at påvirkningen strekker seg lengst langs sørsida av fjorden. Utenfor linjen Båsmoen-Haukneset synes avfallsvannet å være noenlunde jevnt fordelt i overflatelaget.

Dette betyr at konsentrasjonsberegninger basert på forurensningstilførsler og brakkvannstransport synes relevante i de sentrale og vestre deler av Nordrana inklusive Finneidfjorden.

Alternativt kan en her regne at ferskvannsandelen i overflatelaget er sammensatt av avløpsvann og naturlig tilrenning i samme forhold som tilførselsberegningene tilsier.

Innenfor Haukneset er det tydelig en skjev fordeling av avløpsvannet fra industrien idet en på sørsiden har et høyere innslag av avløpsvann enn det en finner på nordsiden.

De høye gradienter som nødvendigvis måtte eksistere mellom stasjon 12 og stasjon 11 tyder på at Gullsmedvika og tildels Movika utgjør et bakevjeområde der avløpsvannet fra industrien har relativt lang oppholdstid. Hvor mange ganger høyere konsentrasjonen av avløpsvann er i dette området i forhold til de sentrale deler av Nordrana er imidlertid vanskelig å beregne ut fra lyssvekningen. På den ene siden har en sedimentering som vil gi større gradienter i partikkelinnholdet enn i innholdet av avløpsvann. På den andre siden har en partikkeltilførsler fra Ranaelva som vil gi et relativt stort og varierende bakgrunnsnivå for lyssvekningen.

I vinterperioden er slamtransporten i elva minst og vil derfor bety mindre i forhold til industriutslippene enn om sommeren.

Når det gjelder virkningen av sedimentering, er forholdet det at svekningskoeffisienten for lys er tilnærmet proporsjonalt med den totale overflate av de suspenderte partikler, forutsatt at partiklene består av det samme materiale. En viss konsentrasjon av store partikler (som sedimenterer lettest) vil derfor bidra mindre til svekningskoeffisienten enn samme mengde små partikler. Dette betyr at sedimenteringen oftest vil påvirke svekningskoeffisienten i relativt mindre grad enn den totale sedimentering skulle tilsi.

Om en forutsetter at sedimenteringen ikke spiller noen rolle for den horisontale fordeling av lyssvekkende materiale og at bakgrunnsverdien svarer til det maksimale siktedyp i Nordrana i vinterperioden (15m) får en følgende gjennomsnittlige forholdstall mellom konsentrasjonen av avløpspartikler på stasjon 12 (ved Mo) og stasjonene 4, 5, 9 og 10 (sentralt i Nordrana):

$$f \text{ vinter} = \frac{a_m}{a_R - a_B} = \underline{20}$$

der:

a_m = snittet av $\frac{1}{D}$ for stasjon 12 i vinterperioden

a_R = snittet av $\frac{1}{D}$ for st. 4, 5, 9 og 10 i vinterperioden

a_B = antatt bakgrunnsverdi for $\frac{1}{D} = \frac{1}{15}$

Tar en derimot hensyn til en eventuell effekt av sedimentering, kan en kanskje regne med en halvering av f , mens større reelt bakgrunnsnivå pga. slam fra elva kanskje innebærer at f burde mangedobles. Som et foreløpig anslag kan en derfor si at konsentrasjonen av industrielt avløpsvann vil være mer enn 10 ganger høyere utenfor Mo enn sentralt i Nordrana.

Tabell 4 . Gjennomsnittlig siktedyp, \bar{D} , med std. avvik for snittet

Stasjon	Vinter 22.11.75-11.4.76	Sommer 28.9-26.10.75 og 5.5-7.8.76	Alle observasjoner
1	5.2 ⁺ 1.4	1.7 ⁺ 0.2	3.3 ⁺ 0.8
2	6.4 ⁺ 0.9	2.8 ⁺ 0.5	4.4 ⁺ 0.7
3	7.0 ⁺ 1.7	3.6 ⁺ 0.7	5.1 ⁺ 0.9
4	6.4 ⁺ 1.3	4.1 ⁺ 0.7	5.1 ⁺ 0.7
5	6.9 ⁺ 1.4	4.2 ⁺ 0.8	5.3 ⁺ 0.8
6	8.0 ⁺ 0.9	4.3 ⁺ 0.7	5.8 ⁺ 0.7
7		2.3 ⁺ 0.7	
8	6.9 ⁺ 1.2	4.5 ⁺ 0.7	5.5 ⁺ 0.7
9	7.0 ⁺ 1.6	3.8 ⁺ 0.7	5.2 ⁺ 0.7
10	7.1 ⁺ 1.4	3.4 ⁺ 0.6	5.0 ⁺ 0.8
11	5.9 ⁺ 1.2	2.8 ⁺ 0.5	4.2 ⁺ 0.7
12	1.9 ⁺ 0.7	1.4 ⁺ 0.3	1.6 ⁺ 0.3

Tabell 5 . Inverst siktedyp, gjennomsnitt, $\overline{1/D}$, med std.avvik for snittet

Stasjon	Vinter 22.11.75-11.4.76	Sommer 28.9-26.10.75 og 5.5-7.8.76	Alle observasjoner
1	$0.3^{\pm}0.12$	$0.75^{\pm}0.17$	$0.57^{\pm}0.12$
2	$0.18^{\pm}0.03$	$0.45^{\pm}0.08$	$0.34^{\pm}0.06$
3	$0.21^{\pm}0.05$	$0.35^{\pm}0.06$	$0.29^{\pm}0.04$
4	$0.20^{\pm}0.04$	$0.34^{\pm}0.07$	$0.28^{\pm}0.05$
5	$0.19^{\pm}0.04$	$0.33^{\pm}0.06$	$0.27^{\pm}0.04$
6	$0.13^{\pm}0.02$	$0.28^{\pm}0.04$	$0.22^{\pm}0.03$
7		$0.62^{\pm}0.15$	
8	$0.17^{\pm}0.03$	$0.29^{\pm}0.06$	$0.24^{\pm}0.04$
9	$0.20^{\pm}0.05$	$0.35^{\pm}0.06$	$0.28^{\pm}0.04$
10	$0.19^{\pm}0.04$	$0.35^{\pm}0.06$	$0.29^{\pm}0.04$
11	$0.23^{\pm}0.06$	$0.46^{\pm}0.08$	$0.36^{\pm}0.06$
12	$2.45^{\pm}1.39$	$1.33^{\pm}0.50$	$1.8^{\pm}0.66$

Tabell 6. Siktedyp og farge

Stasjon	VINTER						SOMMER									
	75:	76:	31.1	29.2	14.3	30.3	11.4	75:	26.10	76:	15.5	28.5	18.6	3.7	24.7	7.8
1	22.11 grå 3	11.1 G 12	31.1 grå 4	29.2 G 7	14.3 G 7.5	30.3 grå 2	11.4 grå 1	28.9 g-B 1.8	S 1.3	5.5 grå 2	15.5 grå 1.5	G 3	G 2	G 1	bre 0.5	G 2.5
2	G 4	G 9	G 7	G 7	G 9.5	G 5	G 3	g-G 1.9	G 6.2	grå 2.5	G 2.5	G 4	G 2	G 2	bre 1	G 3
3	grå 2.2	G 11	G 5	G 8	G 15	G 5	G 3	grå 3	G 6.4	g-G 2.5	G 6	G 6	G 2.5	G 2	G 1.5	G 2.5
4	G 3	G 10	G 7	G 7	G 11	G 3	G 3.5	g-G 3.1	G 5.3	G 7	G 6	G 7	G 3	G 2	G 1.5	G 2.5
5	G 3.5	G 10	G 9	is	G 11	G 3	G 5	G 2.1	G 4.5	G 8	G 7	G 7	G 3	G 2	G 1.5	G 3
6	G 7	G 9	G 11	G 7	G 9	G 5	-	G 3.6	G 4	G 7	G 7	G 7	G 3	G 2.5	G 2	G 3
7	-	-	-	-	-	-	-	bre 0.6	bre 1	G 3.5	bre 2	G 3	G 2	g-G 1.5	G 4	G 3
8	G 4.2	G 11	G 8	G 6	G 11	G 3.5	G 4.5	G 4.5	G 5.8	G 7	G 6	G 7	G 3	G 2.5	G 1.5	G 3
9	G 3.2	G 12	G 11	G 6	G 12	G 2.5	G 3.5	g-G 2.5	G 4	G 7	G 6	G 6	G 2	G 2.0	G 1.5	G 3
10	G 3	G 11	G 9	G 7	G 12	G 5	grå 3	g-G 3.2	g-S 2.2	G 6	G 6	G 5	G 2	G 2	G 1.5	G 2.5
11	grå 2.5	G 8	G 8	G 5	G 11	G 5	grå 2	grå 2.1	g-S 2	G 5	g-G 4	G 5	G 2	G 2	G 1	G 2.0
12	S 2.2	grå 3	g-S 2	G 5	S 0.1	S 0.7	S 0.2	g-G 1.6	S 0.6	G 3	grå 1.5	grå 1.5	grå 1.5	G 2	S 0.2	G 0.5

G = Grønn
 g-G = grå-Grønn
 S = Svart
 g-S = grå-Svart
 g-B = grå-Brun
 bre = breslam

5. SEDIMENTUNDERSØKELSER

5.1 Formål

Sedimentundersøkelsen i Ranafjorden hadde til formål å:

1. Kartlegge utbredelsen av metaller, organisk materiale og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) akkumulert i bunnsedimentene (=bunnavleiringene).
2. Studere metallenes og de organiske forbindelsenes vertikale fordeling i sedimentene (sivilisatorisk påvirkning - historisk perspektiv).
3. Forsøke å klarlegge hvilke prosesser som influerer sedimentering og akkumulering av forurensningsstoffer i fjorden.
4. Vurdere sedimentenes innhold av metaller og organiske miljøgifter på bakgrunn av kjente tilførsler av gruveavgang og annet industriavfall.
5. Vurdere om sedimentene er så forurenset at det er sannsynlig at de kan påvirke bunnlivet og bunnvannets sammensetning.

5.2 Faglig innledning

Før man vurderer de sedimentgeokjemiske forhold i undersøkelsesområdet, kan det være nyttig å omtale de naturlige prosesser som er med og bestemmer sedimentenes sammensetning. Dette gjelder sedimentenes innhold av metaller og organisk materiale, og dessuten polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) som også kan være produkter av naturlige prosesser (Blumer, 1976).

Sedimentenes metallinnhold er influert av en rekke faktorer. En av dem er opphavsmaterialets sammensetning. Sedimenter tilføres et fjordbasseng via elver, ved erodering av fjordens grunnere partier, ved sedimentering av organisk materiale produsert i vannmassen, ved transport via innstrømmende sjøvann (f.eks. tidevann), ved kjemisk felling i vannet og ved atmosfærisk nedfall. Fjordosedimenter består derfor av terrestrisk materiale (uorganisk og organisk) og marint materiale (dannet i vannmassen).

I fjorder med stor ferskvannstilførsel, vil de elvetransporterte sedimentene ha en sammensetning som likner sammensetningen av berggrunnen i elvas nedslagsfelt. Elver som drenerer områder med malmforekomster har en tendens til å transportere sedimenter med høyere metallinnhold (Slatt, 1975). Strøm og bølger kan erodere grunne partier i en fjord og sedimentet som resuspenderes og transporteres til de dypere deler av fjorden vil ofte ha en kjemisk (og fysisk) sammensetning som er annerledes enn opphavsmaterialet (Price & Skei, 1975). Planktonalger er kjent for å oppkonsentrere metaller og når de døde planktonrestene synker til bunns, bidrar de med metaller (Boström et al., 1974) og organisk materiale (Steele & Baird, 1972) til sedimentene. Metaller bundet til partikler kan transporteres langveisfra med tidevann (Price & Calvert, 1973) og sporadiske strømmer, for så til slutt, når vannmassen mister sin transportevne, å ende opp som fjordsedimenter. Fysio-kjemiske prosesser som skjer i vannmassene kan også bidra med metaller og organisk materiale til sedimentene. Et eksempel er at vannmasser med stort innhold av hydrogen-sulfid, kan føre til dannelse av tungtløslige metallsulfider som sedimenteres (Spencer et al., 1972). Et annet eksempel er flokkulering og sedimentering av jernhumater ved blanding mellom ellevann og sjøvann (Sholkovitz, 1976). Mengdene av metaller som tilføres estuarer via atmosfærisk nedfall er betydelige i de fleste industrialiserte områder (Topping, 1974). Naturlig forekomst av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i marine sedimenter har reist

svært mange spørsmål om dette stoffets opprinnelse. Disse stoffene finnes overalt, i jordsmonn og dyphavssedimenter, i oksiske og sterkt anoksiske sedimenter (Blumer, 1976). I lite påvirkede marine sedimenter er det funnet 0.001-0.2 ppm PAH (Mallet & de Theule, 1961).

Dette er ment som en illustrasjon på hvor uendelig mange faktorer som er med og avgjør sedimentenes sammensetning; faktorer som er knyttet til transport og sedimentering. I tillegg kommer de omvandlingsprosesser som skjer i selve sedimentet etter at materialet er avsatt, såkalt diagenese, og som med tiden forårsaker en omvandling av labile kjemiske stoffer og en redistribuering vertikalt i sedimentet (Price, 1973; Elderfield & Hepworth, 1975). Slike prosesser er ofte kontrollert av redoksforholdene og av mikrobiologisk aktivitet i sedimentet. Omvandlingsprosessene i bunn-sedimentene foregår meget sakte i forhold til prosesser knyttet til vannmassene. Av den grunn gir sedimentundersøkelser et nokså godt inntrykk av utviklingen i en fjord over en tidsperiode.

Sedimentene representerer altså fra naturens side et meget komplisert system. Når man skal vurdere en forurensingssituasjon, er det hensiktsmessig å ta lett på de mest perifere prosessene og heller konsentrere seg om de mekanismer som har relativt stor innflytelse på den kjemiske sammensetningen av sedimentet.

5.3 Prøvetaking og analysemetoder

Sedimentkjerner ble tatt (august 1975 og mars 1976) ved hjelp av en Niemistø "gravity corer" i rustfritt stål som tar kjerner med 5 cm diameter (Niemistø, 1974). Prøvetakeren har innvendig et rør av plexiglass og på toppen er det en vektbelastning på maksimum 48 kg.

Det ble i alt forsøkt å ta sedimentkjerner på 30 stasjoner (fig.14 s.52) og lengden av prøvene varierte mellom noen få cm til vel 70 cm. Kjerner for metallanalyser ble umiddelbart snittet i 2 cm skiver og oppbevart i våt tilstand i petriskåler. En del sedimentkjerner ble fotografert før snitting. På laboratoriet ble prøvene tørket i tørkeskap ved 80°C i 24 timer. De tørre

prøvene ble knust og homogenisert i morter. 50 mg tørt sediment ble innveid og overført til sentrifugeglass sammen med 2 ml HNO_3 (1+3). Etter oppvarming ved 60°C i et døgn ble løsningen fortynnet og sentrifugert. Metallanalysene (sink, bly, kopper, krom og jern) ble gjort ved atomabsorpsjon (flamme eller grafittovn). Metoden er gjengitt i NIVA (1976a).

Arsen-bestemmelsene ble utført ved hydridmetoden, etter oppslutning med salpetersyre/hydrogenbromid. I de samme sedimentprøvene ble det også målt gløderest, etter gløding ved 550°C i 2 timer, og mengden organisk materiale ble estimert ut fra differensen mellom tørrvekt og gløderest.

Sedimentkjerner for analyse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) ble tatt på 9 stasjoner fordelt over hele Ranafjorden. Det ble tatt overflateprøver (0-5 cm), bortsett fra på stasjon R17, hvor de øvre 20 cm ble analysert.

Prøvene fra stasjonene R12, 13 og 17 ble analysert på NIVA. Prøvene ble tørket ved 80°C og ekstrahert i Soxhlet-apparat i ca. 20 timer med syklohexan. PAH ble ekstrahert fra syklohexan med DMF/ H_2O (9:1) og ekstrahert tilbake i ny syklohexan etter tilsats av vann. Syklohexan ble vasket med vann, tørket med Na_2SO_2 og inndampet til 0.1 ml under redusert trykk før den gasskromatografiske undersøkelsen. Toppene på gasskromatogrammene ble identifisert og kvantifisert dels etter standarder, dels etter publiserte data for relative retensjonstider og responsfaktorer. I alt 15 PAH-komponenter ble identifisert og kvantifisert.

For å sammenligne NIVAs metode for PAH-analyser med metoder som Sentralinstitutt for industriell forskning (SI) bruker, ble en av sedimentprøvene (R17, 10-20 cm) analysert på SI. Forskjeller i analysemetodikken omfatter tørking av prøven ved 60°C i 65 timer og bruk av glasspillargasskromatografi og indre standard. Ved denne metoden ble 20 PAH-stoffer identifisert og kvantifisert. Dessverre ble det påvist store uoverensstemmelser i analyseresultatene mellom NIVA og SI. Ved SIs metode var totalkonsentrasjonen av PAH 75% høyere enn NIVAs. Mens metylfenantren, benzo (c) fenantren og 4-metylbenzo (a) antracen var de hyppigst forekommende PAH-komponenter iflg. NIVAs resultater, ble benzo (b/k) fluoranthenes, fluoranthene og pyrene påvist i de største mengdene iflg. SIs resultater. Det antas at SIs resultater er mere pålitelige, da det her brukes en mere raffinert metode.

Da sedimentprøvene som ble tatt i mars 1976 er analysert på SI (6 stasjoner), er det klart at disse resultatene ikke er umiddelbart sammenlignbare med de som ble tatt i august 1975 og analysert på NIVA. De må derfor betraktes som to uavhengige sett med resultater, framkommet ved forskjellig analysemetodikk der bare totalverdiene for PAH er delvis sammenlignbare. De individuelle variasjonene i forekomst av PAH med økende avstand fra utslippene vil likevel gi informasjon om spredningen av PAH i fjorden.

5.4 Resultater

Resultatene av analysene av metaller og organisk materiale er vist i tabell 7 og 8 og PAH-resultatene i tabell 9 og 10. For stedsnavn se fig. 14 s. 52 og fig. 25 s. 74.

5.4.1 Kopper (Cu), bly (Pb) og sink (Zn)

Da disse tre metallene stort sett viser samme variasjonsmønster i sedimentene i Ranafjorden og ellers er kjent for å være assosierte i marine sedimenter, vil de bli omtalt under ett.

Både Cu, Pb og Zn viser store konsentrasjonsvariasjoner (tabell 7) og gjennomsnittskonsentrasjonene ligger henholdsvis 50%, 300% og 165% over bakgrunnsverdiene for Cu, Pb og Zn. Som bakgrunnsverdier er her valgt konsentrasjoner av de respektive metaller målt ved 18-20 cm i sedimenter på stasjon R11, sedimenter som antas å være avsatt på begynnelsen av 1800-tallet (s. 62). De høyeste konsentrasjonene ble målt i området Movika-Haukneset og Laukberget-Alterneset. Ellers ble det målt relativt høye konsentrasjoner i Finneidfjorden (234 ppm Zn) og i det grunnere området mellom Strømholmen og Sandnes lykt (fig. 15,16 og 17).

Et annet karakteristisk trekk er de lave metallkonsentrasjonene i fjordens midtre deler innenfor Bustneset. Her var sedimentene svært grove. På stasjonene R5 og R6 lyktes det ikke å få tatt sedimentkjerner p.g.a. det store innslaget av grov sand.

Den vertikale fordelingen av disse metallene viser generelt en oppkonsentrering mot sedimentoverflaten (0-2cm) (fig.18). Dette er tydeligst i de indre deler av Ranafjorden. I Gullsmedvik (R19) og i Movika (R20) ble

Tabell 7. Metaller og organisk materiale i sedimenter fra Ranafjorden
(Fe og organisk materiale i %, øvrige metaller i ppm)

Stasjon	Vann- dybde (m)	Dyp (cm)							Stasjon	Vann- dybde (m)	Dyp (cm)									
			Cu	Pb	Zn	Cr	Fe	Org.				Cu	Pb	Zn	Cr	Fe	Org.			
R1	75	0-2	53	12	91	18	2.6	2.8	R17	220	0-5	55	110	205	34	3.5	3.9			
		2-4	43	13	67	20	2.8	3.2			20-22	70	73	220	39	3.8	3.9			
		4-6	42	11	50	15	2.4	2.5			R19	35	0-2	68	105	298	34	5.1	5.6	
R2	400	0-2	33	12	45	15	1.6	1.5			2-4	68	132	361	27	4.9	5.2			
R3	200	0-2	82	140	250	57	3.3	4.4			4-6	46	66	248	27	3.2	3.5			
R4	470	0-2	51	48	135	40	3.8	3.5			6-8	56	83	300	30	3.8	3.9			
		2-4	50	50	135	44	3.7	3.4			8-10	57	67	214	25	3.0	3.7			
		4-6	48	43	120	39	3.5	3.4			10-12	88	94	284	34	4.6	5.4			
		18-20	51	45	135	49	3.8	2.8	R20	40	0-2	107	260	1160	61	3.4	5.4			
R5	480	Grov sand, ingen prøve											2-4	116	321	1650	73	4.2	6.5	
R6	490	Grov sand, ingen prøve											4-6	95	168	1270	66	3.7	5.4	
R7	220	0-2	23	29	83	20	1.9	2.5			6-8	109	163	1260	70	3.7	5.5			
R8	240	0-2	78	130	300	76	6.4	4.6			8-10	114	176	1250	85	4.2	6.0			
		2-4	71	110	300	76	6.1	4.6			10-12	137	163	870	84	5.2	6.8			
		4-6	69	100	305	79	5.9	3.9	R21	240	0-2	115	288	437	67	5.1	4.0			
		6-8	56	93	245	82	5.7	3.8	R22	265	0-2	90	165	335	60	4.5	2.8			
		18-29	39	29	150	81	5.7	3.6	R24	140	0-2	52	80	234	74	4.9	5.1			
R9	20	0-3	34	54	120	32	2.3	2.2			2-4	45	68	218	74	4.6	4.7			
R11	520	0-2	46	50	150	59	4.7	3.6			4-6	43	62	205	67	4.3	5.1			
		2-4	43	47	150	65	5.2	3.6			6-8	37	52	195	74	4.5	4.5			
		4-6	48	40	160	71	6.7	3.6	R25	130	0-2	58	90	223	65	4.5	4.0			
		8-10	44	36	125	42	3.6	3.2	R26	100	Hard bunn, ingen prøve									
		18-20	44	29	115	26	2.3	1.4	R27	310	0-2	58	86	235	65	4.6	5.0			
R12	540	0-2	65	112	265	80	6.7	5.1			2-4	52	82	225	66	4.4	4.6			
		2-4	59	104	260	80	6.4	8.1	R28	45	0-2	27	34	108	41	2.7	3.5			
		4-6	56	105	240	86	6.4	4.6	R29	300	0-2	37	51	174	65	4.2	5.7			
		6-8	54	80	230	86	6.2	4.3			2-4	40	56	180	73	4.5	5.8			
		18-20	40	41	155	91	6.4	3.9			4-6	40	38	166	68	4.3	5.4			
R13	350	overfl.	56	98	240	86	6.3	6.6	R30	420	0-2	34	69	183	70	4.4	7.6			
R14	220	0-2	43	63	200	82	6.4	6.2			2-4	37	63	185	74	4.4	7.6			
		2-4	45	66	205	89	6.6	5.2			4-6	38	62	196	72	4.4	7.1			
		4-6	44	60	190	84	6.5	4.8			6-8	35	51	177	70	4.6	7.2			
		6-8	41	46	175	89	6.5	4.5			8-10	31	41	154	76	4.4	7.2			
		8-10	46	38	155	89	6.3	4.3	R31	75	0-2	28	34	108	35	2.3	3.4			
		10-12	41	30	140	87	6.4	4.6			2-4	23	34	101	38	2.2	3.0			
R15	530	0-2	52	62	150	47	4.0	3.8			4-6	19	16	86	39	2.1	2.8			
												R32	110	0-2	318	865	1665	28	3.0	0.7
												R33	450	0-2	61	104	300	-	6.1	5.6
											R34	80	0-2	147	184	404	54	4.3	3.8	
Aritmetisk gjennomsnitt			.60	92	305	59	4.4	4.4	Standardavvik			+16	+8	+23	-	+0.3	-			
Variasjonsbredde			19-	11-	45-	15-	1.6-	0.7-	Bakgrunnsverdier (R11, 18-20 cm)			40	30	115	-	-	-			
			318	865	1665	91	6.7	8.1												

Tabell 8 . Arsen i sedimenter fra Ranafjorden (ppm tørrvekt)

Stasjon	Dyp (cm)	As	Stasjon	Dyp (cm)	As
R3	0-2	4.4	R20	6-8	20.4
R8	0-2	17.0		8-10	24.4
R11	0-2	11.6		10-12	25.4
R12	0-2	24.4	R21	0-2	26.6
R13	0-2	17.4	R22	0-2	21.0
R19	0-2	29.9	R24	0-2	19.2
	2-4	31.0	R25	0-2	19.5
	4-6	16.0	R27	0-2	18.5
	6-8	20.3	R28	0-2	13.0
	8-10	16.0	R29	0-2	13.0
	10-12	28.4	R30	0-2	12.0
R20	0-2	18.2	R31	0-2	9.2
	2-4	25.0	R32	0-2	10.4
	4-6	21.4	R33	0-2	13.0
			R34	0-2	22.4

Tabell 9. Konsentrasjon av PAH i sediment fra Ranafjorden
(ppb, beregnet på tørrvekt . Analysert ved NIVA)

<u>Forbindelse</u>	R13 (0-5)	R12 (0-5)	R17 (0-5)	R17 (5-10)	R17 (10-20)	Anm.
9-metylfluoren	41					b
Antracen/Fenantren	2007	93	44	38	8	a
Metylfenantren	1549	562	444	386	133	b
Metylantracen	52	10	13	8	4	b
Fluoranten	2075	279	198	138	46	a
Dihydrobenzfluoren	160	39	35	29	12	b
Pyren	1952	279	233	147	62	a
Benzo(a)fluoren	44	15	26	21	8	b
3-metylpyren	743	103	255	130	92	a
Benzo(c)fenantren *	78	88	211	109	112	a
Trifenylen/chrysen/benz(a)antracen ^(*)	354	54	185	210	42	a
Benzo(k)fluoranten/benzo(b)fluoranten*	78	39	211	126	58	a
Benzo(a)pyren*/benzo(e)pyren	155	20	123	126	33	a
4-metylbenzo(a)antracen	12	24	189	210	324	b
Perylen	7		26	21	17	a
Sum	9307	1605	2193	1699	951	

- a) Identifisert og kvantifisert ved hjelp av standarder.
b) Identifisert og kvantifisert ved hjelp av publiserte data for retensjonstider og responsfaktorer.

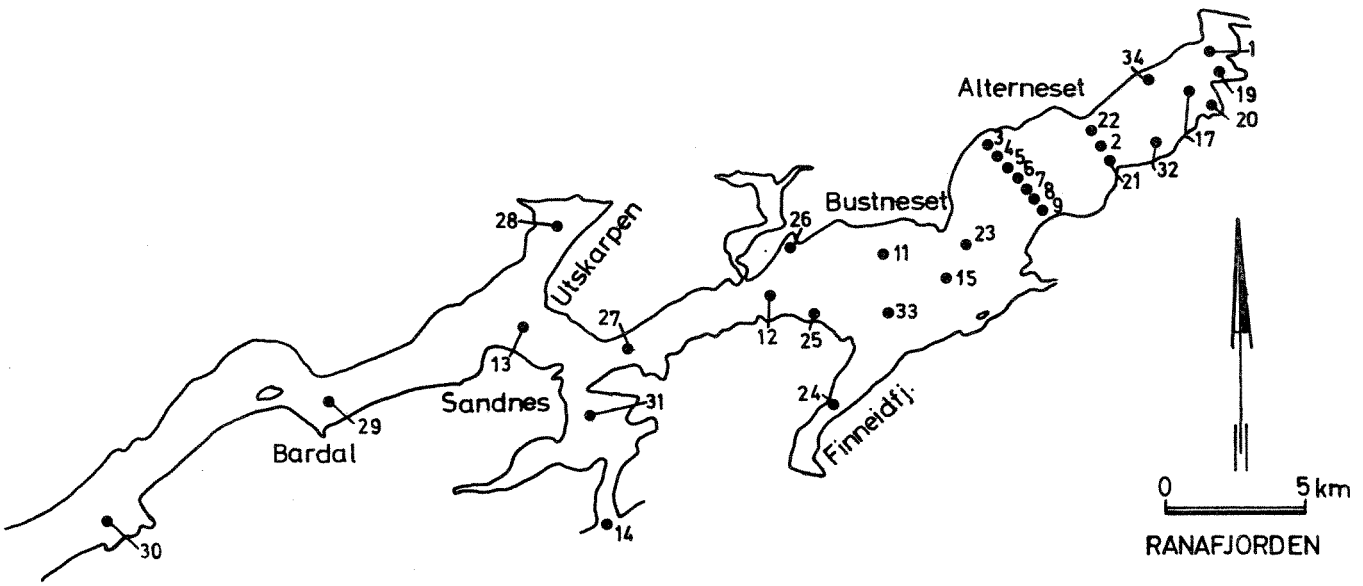
(*)/* Henholdsvis svake og sterkt kreftfremkallende egenskaper (se sammenstilling i NIVA, 1977b).

Tabell 10. Konsentrasjon av PAH i sediment fra Ranafjorden (ppb, beregnet på tørrvekt) (analysert ved Sentralinstitutt for industriell forskning, S.I.)

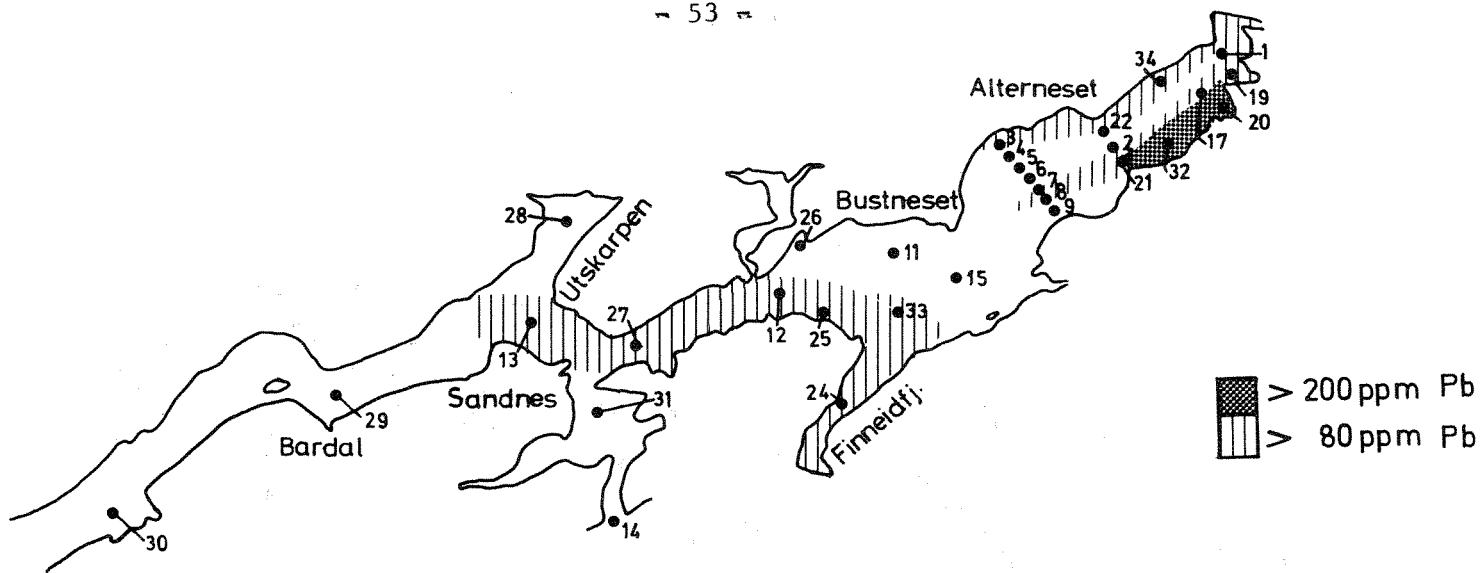
Nr.	PAH	R 21 (0-5)	R 22 (0-5)	R 23 (0-5)	R 24 (0-5)	R 29 (0-5)	R 30 (0-5)	¹ R17 (10-20)
1	Phenanthrene	212	187	26	22	34	39	49
2	Anthracene	30	23	spor	2	2	3	75
3	Methylphenanthrene/ Methylanthracene	8	5	-	1	-	13	2
4	- - -	25	11	-	-	-	1	-
5	- - -	10	-	-	2	-	13	-
6	- - -	5	-	-	-	-	3	-
7	1-Methylphenanthrene	17	14	-	2	-	-	-
8	Fluoranthene	907	864	132	227	159	162	227
9	Dihydrobenzo(a/b)fluorenes	43	61	5	7	4	3	31
10	Pyrene	638	708	111	167	120	113	205
11	Benzo(a)fluorene	18	20	2	33	26	13	23
12	Benzo(b)fluorene	16	70	2	32	22	5	24
13	1-Methylpyrene	6	6	-	-	-	1	2
14	Benzo(c)phenanthrene *	95	97	8	22	9	20	25
15	Benzo(a)anthracene (*)	270	255	31	45	19	44	71
16	(*) Chrysene/Triphenylene	466	455	60	82	44	72	130
17	Benzo(b/k)fluoranthenes	1198	1169	230	309	251	308	306
18	Benzo(e)pyrene	622	611	71	127	42	119	133
19	Benzo(a)pyrene *	440	479	63	56	26	75	123
20	Perylene	144	178	skjult	22	7	22	84
21	3-Methylcholanthrene *	6	4	-	-	-	-	-
22	o-Phenylene-pyrene	364	346	34	58	41	97	94
23	Dibenz(a,h)anthracene *	41	40	-	5	-	4	-
24	Benzo(ghi)perylene	373	338	40	35	19	90	70
25	Anthanthrene	35	41	-	9	-	6	3
	Sum identifisert PAH	5984	5982	815	1265	825	1226	1677

(*)/* Henholdsvis svake og sterke kreftfremkallende egenskaper (se sammenstilling i NIVA, 1977b).

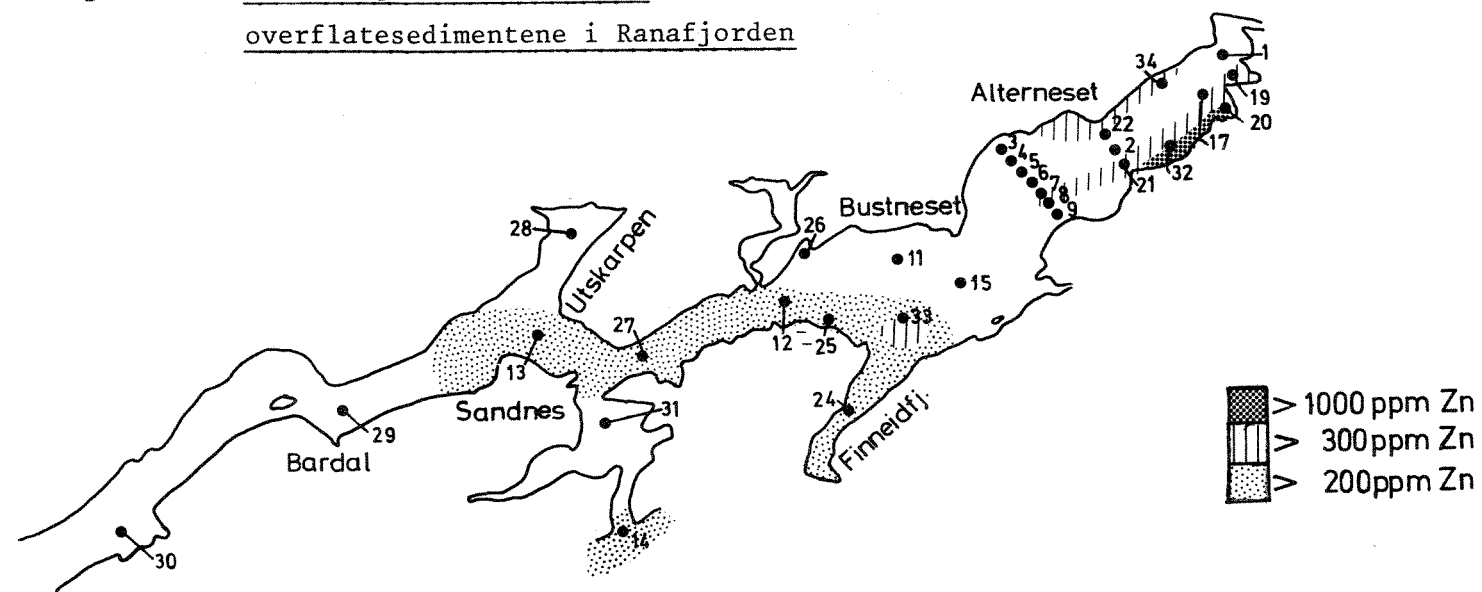
¹ Parallellanalyse med NIVAs laboratorium



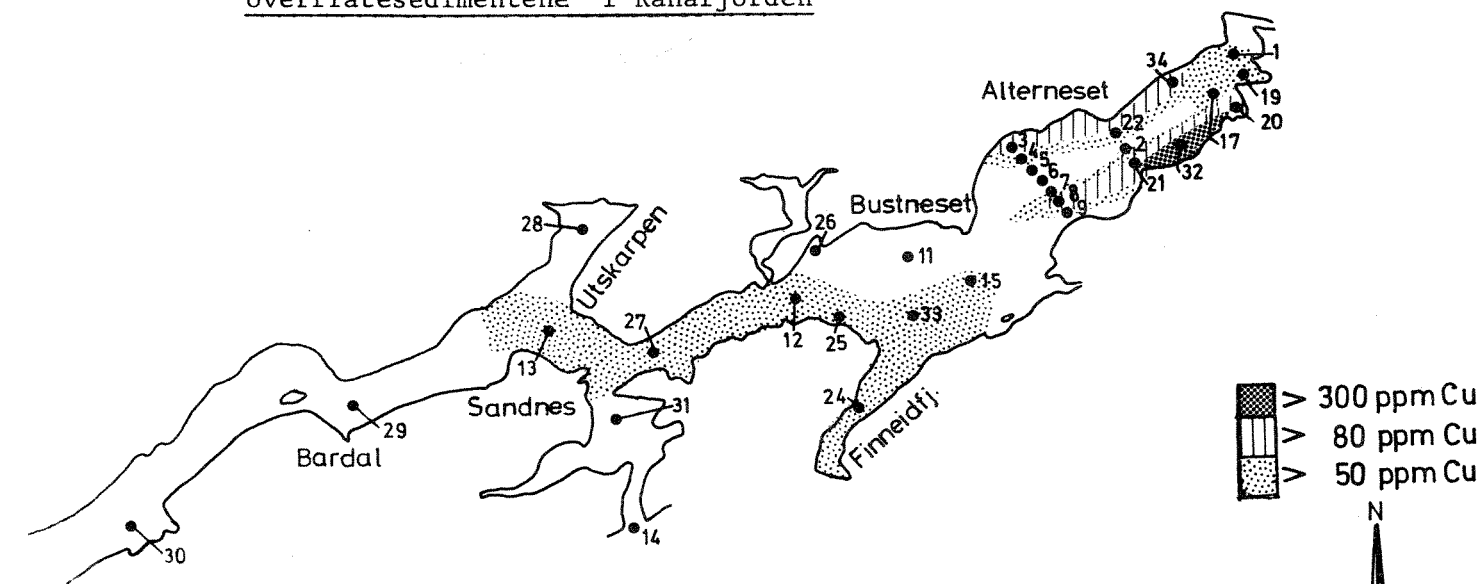
Figur 14. Fordelingen av sedimentstasjoner i Ranafjorden



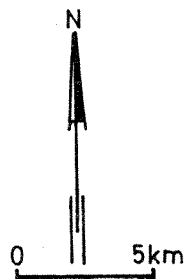
Figur 15. Fordelingen av bly (Pb) i overflatesedimentene i Ranafjorden



Figur 16. Fordelingen av sink (Zn) i overflatesedimentene i Ranafjorden



Figur 17. Fordelingen av kopper (Cu) i overflatesedimentene i Ranafjorden



maksimumskonsentrasjonene av Cu, Pb og Zn målt ved 2-4 cm dyp i sedimentet. Også ved 10-12 cm var innholdet av Cu, Pb og Zn her betydelig høyere enn i ytre fjord.

Tabell 11 viser verdier av Cu, Pb og Zn funnet i andre marine sedimenter.

5.4.2 Krom (Cr)

Mengdene av Cr i sedimentene fra Ranafjorden varierte mellom 15 og 91 ppm, med et aritmetisk gjennomsnitt på 59 ppm. Dette er betydelig lavere enn konsentrasjoner målt i Oslofjorden (77-298 ppm, Doff, 1969) og i Puget Sound, Canada (40-200 ppm, Crecelius et al., 1975).

Fordelingen av Cr i overflatesedimenter i Ranafjorden viser ingen trend (fig.19). Konsentrasjonene i ytre fjordområdet er jevnt over høyere enn i indre fjorddeler. Ellers er variasjonene nokså små. En tendens til svært lave Cr-verdier midtfjords i den innerste delen av fjorden ble observert.

Også vertikalt er det små variasjoner i mengdene av Cr. I motsetning til Cu, Pb og Zn ble det ikke observert noen overflateanriking av Cr.

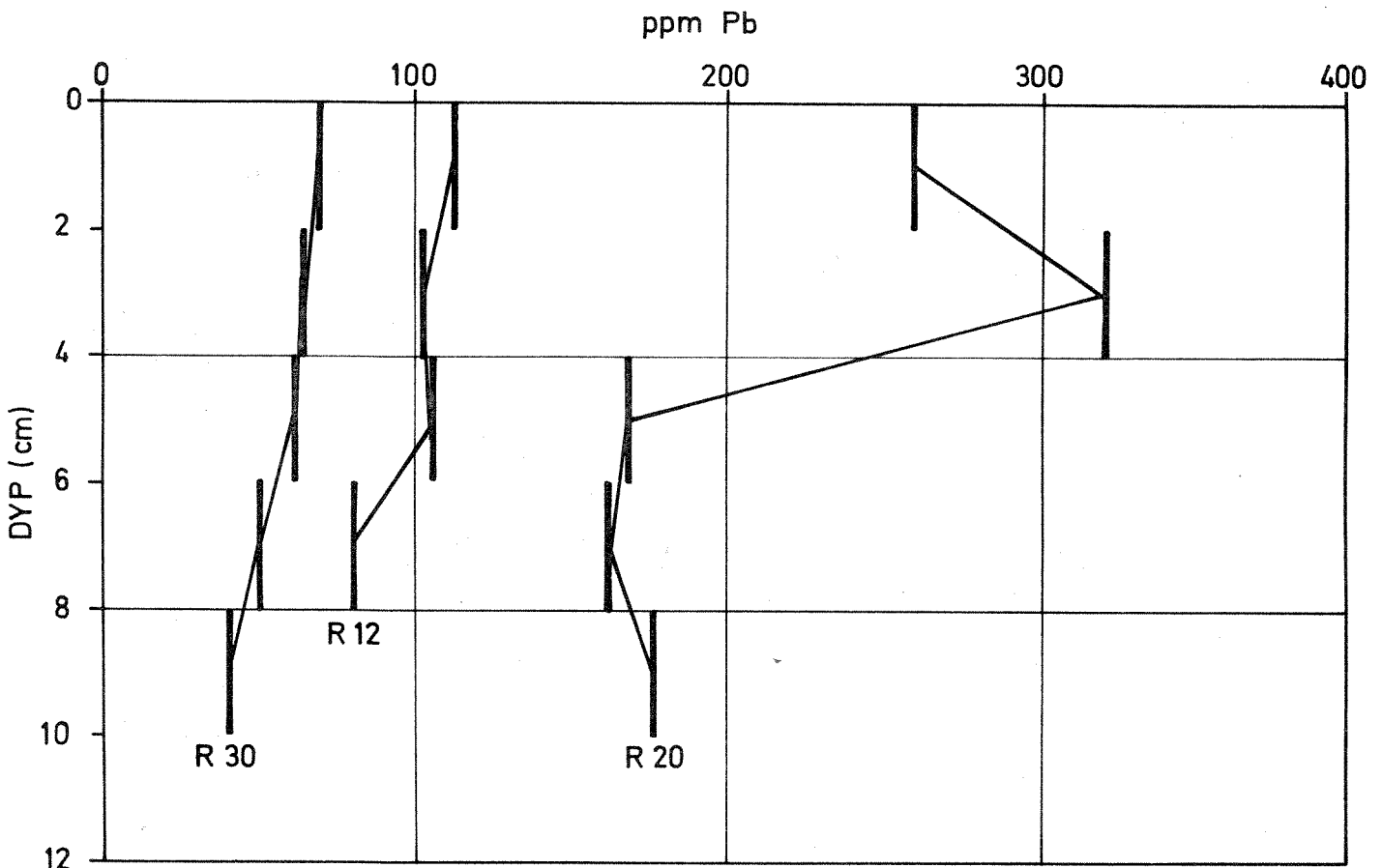
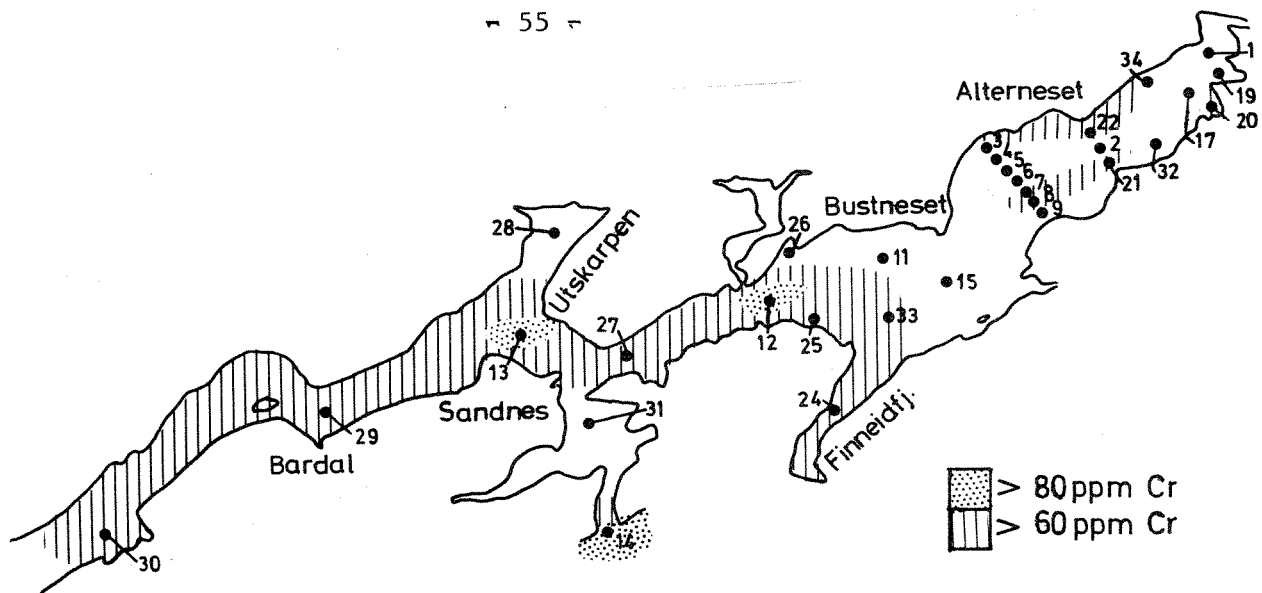
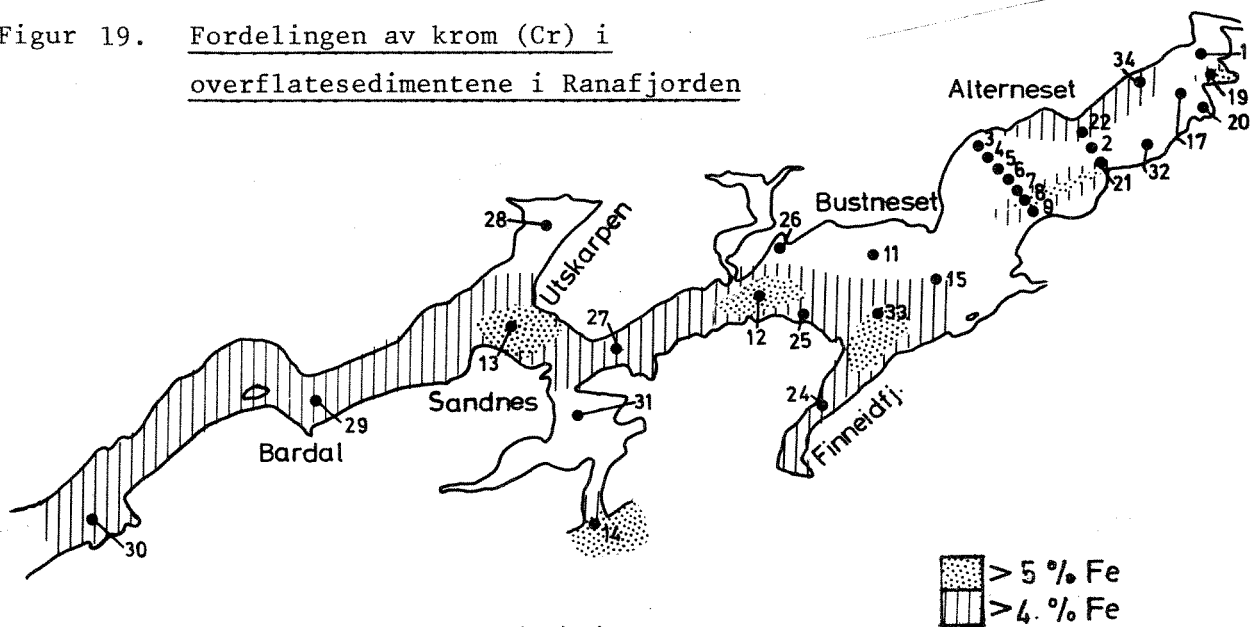


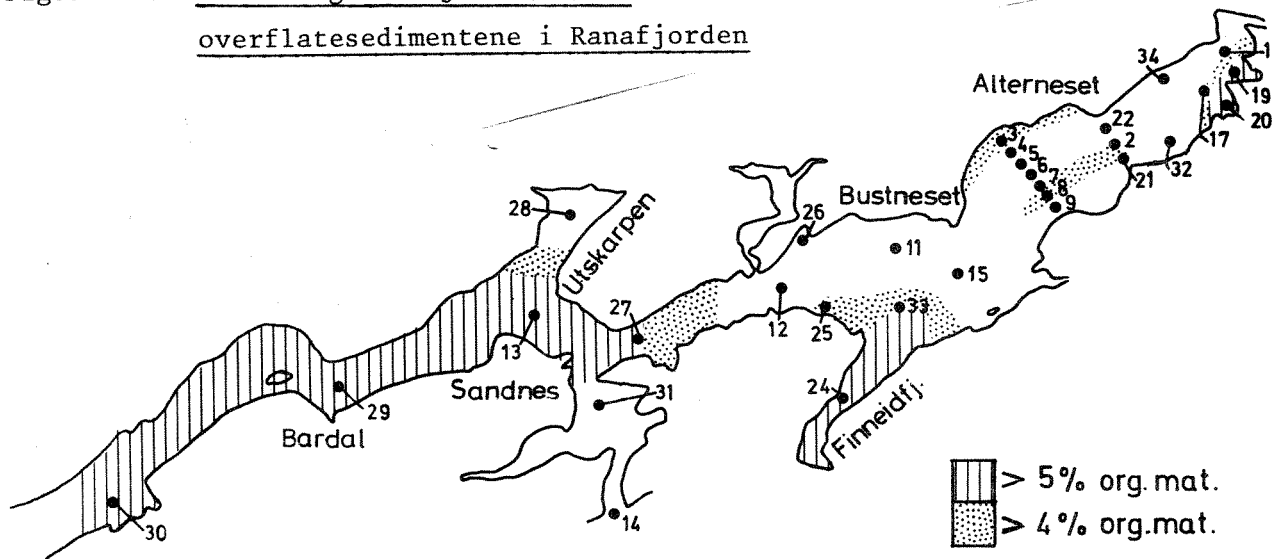
Fig.18 Vertikalprofiler for bly (Pb) på stasjonene R 30, R 12 og R 20 (fra munningen av Ranafjorden til Mo i Rana).



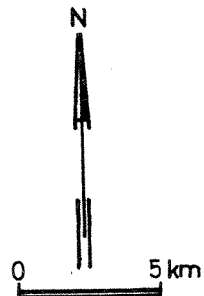
Figur 19. Fordelingen av krom (Cr) i overflatesedimentene i Ranafjorden



Figur 20. Fordelingen av jern (Fe) i overflatesedimentene i Ranafjorden



Figur 21. Fordelingen av organisk materiale i overflatesedimentene i Ranafjorden



Tabell 11. Konsentrasjoner av kopper, bly og sink i marine sedimenter (gjennomsnitt eller variasjonsbredde i ppm tørt sediment)

Område	Referanse	Cu	Pb	Zn
Saguenay Fjord, Canada	Loring, 1976	27	48	130
St. Lawrence Estuary, Canada	Loring, 1976	24	30	112
Black Sea Sediments	Hirst, 1974	38	12	98
Wadden Sea, Holland	De Groot et al., 1974	30	60	200
Oslofjorden	Doff, 1969	19-766	16-598	151-1940
Frierfjorden	NIVA, 1976 b	12-129	8-704	65-870
Ranafjorden	Denne undersøkelsen	60	92	305
Gjennomsnitt i kyst-sedimenter	Wedepohl, 1972	48	20	95

5.4.3 Jern (Fe)

Sedimentenes innhold av Fe varierte mellom 1.6 og 6.7%. Den måten prøvene er oppsluttet på (s.46) tilsier at de konsentrasjonene av Fe som måles ikke representerer total-verdier, men den delen av Fe som løses i HNO_3 . Sammenlikning mellom Fe-analyse etter den nevnte oppslutningsmetode og analyser av totalt Fe (røntgenfluoresens, se NIVA, 1976b) viste at 60-90% av totalt Fe løses. Sedimentene fra Ranafjorden inneholder således trolig nærmere 2-9% totalt Fe. Mengdene av Fe i sedimenter fra Frierfjorden (omregnet til total Fe) ble målt til 2-3% (NIVA 1976b) og i Puget Sound, Kanada, 2-4% (Crecelius et al., 1975).

Utbredelsen av Fe i overflatesedimentene (0-2cm) viser ingen systematiske variasjoner (fig.20). Det ser imidlertid ut til å være en sammenheng mellom Cr og Fe, ved at prøver med høyt Cr-innhold også viser høyt innhold av Fe (fig. 19 og 20). Det samme er delvis tilfelle når vi ser på den vertikale fordelingen av Cr og Fe (tabell 7).

5.4.4 Arsen (As)

Arsen ble bestemt i 28 sedimentprøver, hovedsaklig overflateprøver (tabell 8). Konsentrasjonene varierte mellom 4.4 og 31 ppm. I Puget Sound, Kanada, ble det målt mellom 3 og 15 ppm As i ukontaminerte sedimenter (Crececius et al., 1975). Disse konsentrasjonene er svært lik de som er målt i finkornede sedimentærbergarter og dyphavssedimenter (Tourtelot, 1964). Undersøkelser har vist at mesteparten av As i sedimenter er bundet til jern-hydroksyder (Crececius et al., 1975).

De høyeste konsentrasjonene av As i Ranafjorden ble målt i Gullsmedvika, Movika og ved Alterneset og Haukneset. Maksimumskonsentrasjonene av As var tre ganger høyere enn bakgrunnsverdien, hvis vi antar at denne er 10 ppm. Fra stasjon R12 og utover mot munningen (R30) ble det registrert en gradvis reduksjon i As-mengdene i overflatesedimentene.

Vertikalprofiler for As ble bare analysert på sedimentkjerner fra Gullsmedvika (R19) og Movika (R20). Verdiene for As lå på mellom 20 og 30 ppm i de øvre 12 cm. Man må anta at sedimentasjonshastigheten i disse to vikene er betydelig høyere enn ellers i fjorden, slik at forurensningen av sedimentene på disse to lokalitetene kan spores dypt i sedimentet. Det er ellers å bemerke at de vertikale forandringene i As korrelerer delvis med forandringene i konsentrasjonene av Cu, Pb og Zn.

5.4.5 Organisk materiale

Konsentrasjonene av organisk materiale (= differansen mellom tørrvekt og gløderest) varierer mellom 0.7 og 8.1% med et gjennomsnitt på 4.4% i sedimentene i Ranafjorden. Dette tilsvarer et innhold på ca. 2.5% C, når en omregningsfaktor på 0.58 brukes (Loring, 1976). Dette må betraktes som en normal verdi for et fjordsediment (se Crececius et al., 1975).

Det er klare forskjeller i konsentrasjonene av organisk materiale i overflatesedimentene i Ranafjorden (fig. 21). I den indre delen av fjorden er det Gullsmedvika og Movika som viser høyest innhold av organisk materiale.

Ellers er konsentrasjonene forholdsvis høye i Finneidfjorden og fra Hemnesberget og utover mot munningen av Ranafjorden. De laveste konsentrasjonene (<3%) ble målt midtfjords i den innerste delen av fjorden hvor sedimentene var grove og viste lave metallkonsentrasjoner.

Den vertikale fordelingen av organisk materiale i sedimentene viste klar overflateanrikning på de fleste stasjonene. Det er ellers verdt å legge merke til gjennomgående høye konsentrasjoner av organisk materiale nedover i sedimentet i Movika (R20) og ytterst i Ranafjorden (R30).

5.4.6 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Mengdene av total PAH påvist i sedimenter fra Ranafjorden varierte med bortimot en størrelsesorden (0.8-6 ppm ifølge SIs analyser, 1.0-9.3 ifølge NIVAs analyser). Målinger av PAH i sedimenter fra Ranafjorden gjort i 1973 viste mellom 0.4 og 2.4 ppm (Palmork, 1974). Det bør nevnes at de sistnevnte målingene omfattet kun fire av komponentene (antracene, fenantrene, fluoranthene og pyrene). Likevel viser fordelingen av PAH i fjorden i 1973 samme trend som i 1975. Det er to områder som viser karakteristiske høye konsentrasjoner av PAH: fjordens nord- og sørside innenfor Alterneset og de grunnere partier nær Sandnes. Meget lave konsentrasjoner ble påvist langs djupålen i fjordens indre deler, spesielt like utenfor Ranaelvas munning.

Målinger av total mengde PAH fra andre norske fjorder har vist store variasjoner. I Karmsundet ble det målt 1.0-2.4 ppm og i Sundalsfjorden 0.5-4.9 ppm, basert på de fire PAH-komponentene nevnt ovenfor (Palmork, 1974). Identifisering og kvantifisering av 20 PAH-komponenter i sedimenter fra Saudafjorden og Frierfjorden viste henholdsvis 100-1000 ppm og 1.7-46.6 ppm total PAH (NIVA, 1976c; 1977b). Målinger av PAH på 20 cm dyp i en sedimentkjerne fra Voldsfjorden (nær Frierfjorden) viste ingen karakteristisk PAH-profil.

5.5 Diskusjon

Det er en rekke faktorer som må tas i betraktning når resultatene fra den sedimentgeokjemiske undersøkelsen skal vurderes og diskuteres (se 5.2). Tolkningen vanskeliggjøres ved at man mangler informasjon om kjemien til vannmassene i Ranafjorden. Fordelingen og sammensetningen av partikulært suspendert materiale står sentralt i denne sammenheng. Mens sedimentene isolert sett gir informasjon om hvor forurensninger akkumuleres i fjorden, vil de ikke kunne fortelle direkte hvordan naturlige sedimenter og forurensninger transporteres i fjorden.

5.5.1 Metallenes fordeling

Den horisontale fordelingen av metaller i overflatesedimentene i Ranafjorden illustrert ved figurene 15 til 17 antyder at kopper, bly og sink har stort sett felles opprinnelse og er avsatt på samme sted i fjorden. De høyeste konsentrasjonene ble målt på stasjon R32, utenfor Bergverkselskapet Nord-Norge A/S oppredningsverk ved Andfiskåa. Kopper, bly og sink opptrer som sulfider i malmen, og avgangen som slippes ut i sjøen inneholder 600 ppm Cu, 1000 ppm Pb og 1600 ppm Zn. I følge utslippsoppgavene slippes det ut 108 tonn Cu, 180 tonn Pb og 288 tonn Zn pr. år fra dette oppredningsverket. Hvis sedimentene utenfor Andfiskåa hovedsaklig var påvirket av denne avgangen, ville man vente å finne forholdstall Zn/Cu, Pb/Cu og Zn/Pb på henholdsvis 2.7, 1.7 og 1.6 i sedimentene. De respektive forholdstall beregnet ut fra konsentrasjonene av kopper, bly og sink i overflatesedimentene på stasjon R32 viste 5.2, 2.7 og 1.9. Hvis vi antar at kopper, bly og sink i avgangen har like sedimenteringsegenskaper tilsier disse forholdstall at sedimentene i dette området har et betydelig innslag av sink og bly, spesielt sink, som har annen opprinnelse. Fig. 22 viser forholdet mellom bly og sink i sedimentene fra Ranafjorden. Det er god korrelasjon mellom disse to metallene i samtlige sedimentprøver, bortsett fra de som ble tatt i Movika (R20). De siste viste betydelig høyere sink-verdier relativt til bly. Mye tyder på at sink slippes ut i Movika og at dette utslippet også influerer på sedimentene utenfor Andfiskåa.

Hvis vi betrakter forholdet mellom konsentrasjonene av sink og bly basert på det aritmetiske gjennomsnitt av samtlige prøver, er dette betraktelig høyere ($Zn/Pb=3.3$) enn i sedimenter nær Andfiskåa. Dette antas å skyldes at i normale upåvirkede sedimenter varierer forholdet mellom sink og bly fra 3 til 4.

Konsentrasjonene av kopper, bly og sink langs fjordens djupål er meget lave (fig.15-17). Dette må ses i sammenheng med at sedimentene her er meget sandige og grove. Vanligvis er det motsatte tilfelle i fjorder, med grove sedimenter langs fjordens flanker og de fineste sedimentene i djupålen. Dette tilsier at vi i Ranafjordens indre deler må ha meget spesielle forhold. Det er naturlig å sette disse forholdene i sammenheng med tidligere antydninger om utrasinger og suspensjonsstrømmer utenfor Jernverkets hovedkloakk (VHL, 1970). Tatt i betraktning den store hellningen av bunnen i fjordens indre deler og de store mengdene med partikulært materiale som slippes ut fra Jernverket, er det ikke vanskelig å forestille seg at det kan dannes suspensjonsstrømmer langs bunnen. De tildels høye konsentrasjonene av metaller i Finn- eidfjorden og i de grunnere partier mellom Strømholmen og Sandnes lykt kan være et resultat av sedimentering av forurensninger fra turbide vannlag som dannes i forbindelse med slike suspensjonsstrømmer. Analyser av partikulært materiale i vannmassene i Ranafjorden ville kunne bekrefte eller avkrefte en slik teori.

Sedimentering av slam som transporteres med Ranaelva vil også influere på bunnsedimentenes kjemiske sammensetning. Vanligvis vil det groveste materialet avsettes nær elvenes munning (Loder & Hood, 1972). Det kan derfor ikke sees bort fra at noe av forklaringen på de grove sedimentene i Ranafjordens indre deler er sedimentering av silt og sand fra Ranaelva. Slikt materiale er karakterisert ved lavt metallinnhold (Hirst, 1962) og vil derfor fortynde metallholdig avfall fra industriutslipp.

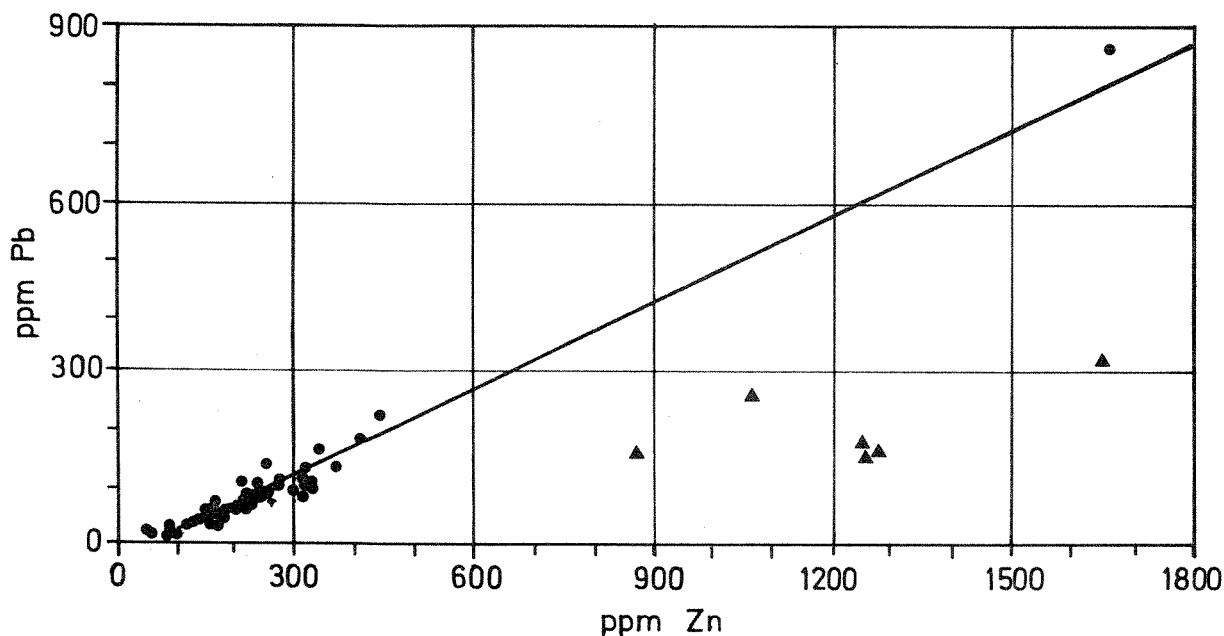
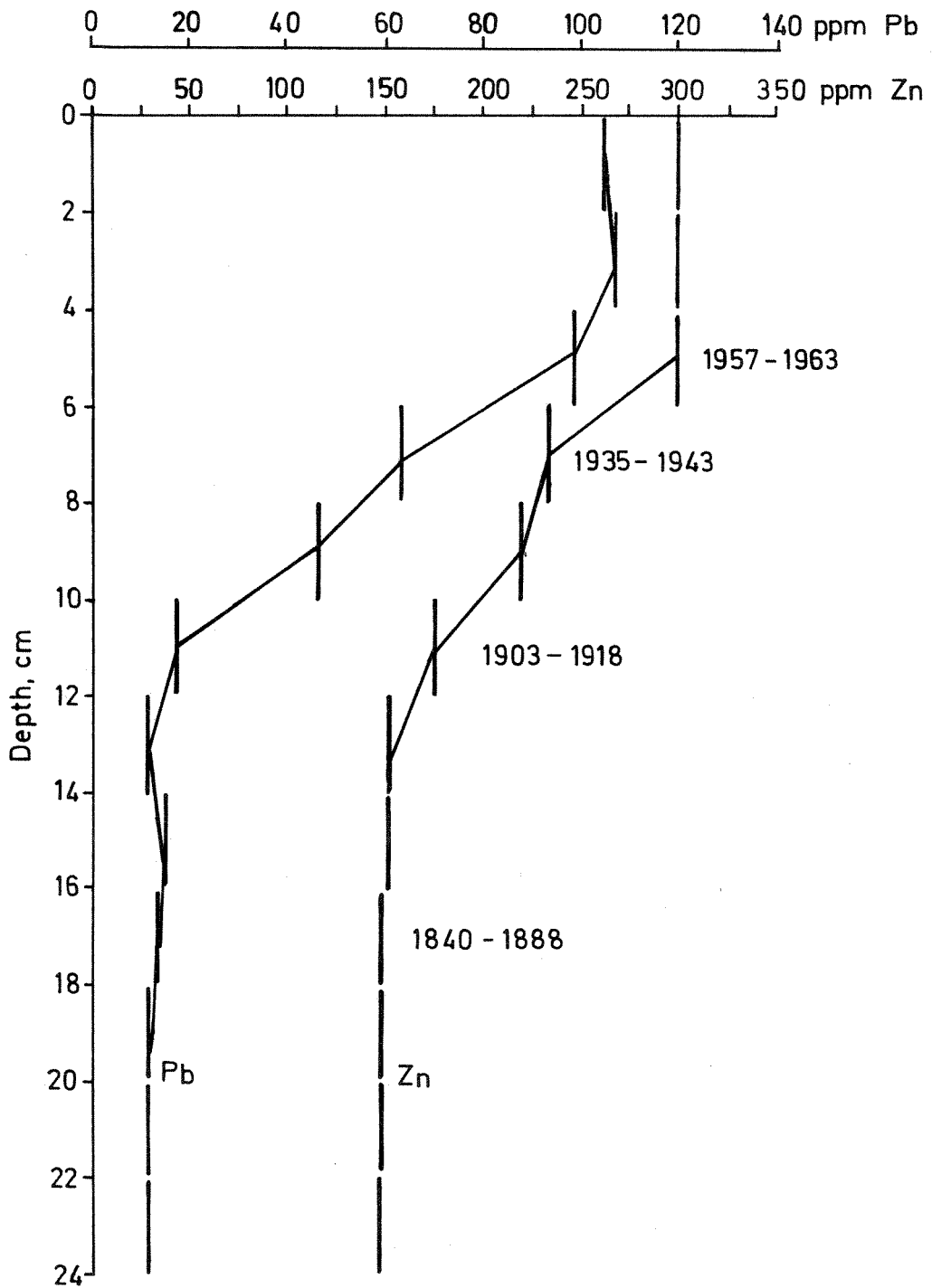


Fig.22 Forholdet mellom bly (Pb) og sink (Zn) i sedimenter fra Ranafjorden. ▲ R 20 Movika, • övriga sedimenter.

Også vertikalt i sedimentet er det signifikante gradienter i konsentrasjonene til kopper, bly og sink i Ranafjorden. Fig. 18 viser hvordan bly-konsentrasjonene varierer i tre sedimentkjerner fra ytre, midtre og indre fjord. En sedimentkerne tatt på stasjon R33 og analysert for en rekke metaller ned til 24 cm dyp ble datert ved hjelp av bly-210 analyser (finansiert separat over forskningsprosjekt Bl-21 og rapporteres uavhengig av 0-31/75). Disse resultatene viste at de øvre 10 cm av sedimentene representerer materiale avsatt de siste 60-70 år, mao. materiale som er avsatt etter at bergverksindustrien ble etablert i området. Fig. 23 viser dybdeprofilene for sink og bly på stasjon R33, som illustrerer at økningen i metallkonsentrasjonene i sedimentene startet like etter århundreskiftet.

Det bør tilføyes at sedimentasjonshastigheten på stasjon R33 utenfor Finneidfjorden beregnet ut fra bly-210 dateringene, ga hastigheter på 1.3 mm/år før 1960, men at sedimentasjonshastigheten har økt de siste 20 årene til vel 2 mm/år. Denne økningen kan trolig settes i forbindelse med økende tilførsler av industriutslipp, spesielt fra Jernverket. Det må ellers antas at sedimentasjonshastigheten lokalt, særlig i Gullsmedvika og Movika, langt overskrider de nevnte hastigheter.

Mens kopper, bly og sink viser sterke assosiasjoner i sedimentet, viser fordelingen av krom, jern og arsen et noe annet mønster. Det er ingen tegn på tydelig anrikning av krom og jern i sedimentene utover det som er normalt. Konsentrasjonene av jern er jevnt over høyere enn det man vanligvis finner i fjordsedimenter, men det eksisterer verken horisontale eller vertikale gradienter. Som nevnt tidligere (s.56) omfatter ikke analysene av jern total jern, men den delen som lar seg løse i salpetersyre. Fjorden blir årlig tilført ~ 270 000 tonn jern, hovedsaklig i avgang fra Jernverkets oppredningsverk. Denne avgangen inneholder 15.7% jern (vesentlig hematitt og magnetitt) og kornfordelingen viser at 70% av avgangen kan klassifiseres som svært fin til grov sand (Wentworth klassifikasjonssystem). Bare 15% av materialet i avgangen er finere enn grov silt. Dette skulle tilsi at mesteparten av avgangen (minst 70%) sedimenterer i nærheten av utslippsstedet og at en langtransport av avgang må være begrenset til suspensjonsstrømmer nær bunnen. Det bør presiseres at avgangen består av 80-85% silikatmineraler ("gråberg") og det er sannsynlig at disse



Figur 23. Vertikalfordelingen av bly (Pb) og sink (Zn) på stasjon R33. Alderen er bestemt ved Pb-210 datering

mineralene utgjør den groveste fraksjonen som sedimenterer i de indre deler av Ranafjorden. Jernmineralene i avgangen derimot foreligger trolig i de fineste fraksjonene (silt og leire), som kan transporteres lange avstander i vannmassene uten å sedimentere. Dette kan forklare de tildels høye konsentrasjonene av jern i Ranafjordens ytre deler (fig. 20). Det bør ellers tilføyes at kjemiske analyser av de forskjellige kornfraksjonene i avgangen vil være nyttige, særlig i forbindelse med en undersøkelse av suspendert materiale planlagt i fase 2.

Når krom viser en fordeling i sedimentet som likner fordelingen av jern, kan dette skyldes at krom ofte er assosiert med jernoksyder (Gupta & Chen, 1975). Det er også mulig at sedimentene har et visst innslag av kromitt (FeCr_2O_4).

Den høyeste overflatekonsentrasjonen av arsen i sedimentene i Ranafjorden ble målt utenfor Mellomvika (R19), hvor hovedutslippet av arsen fra Norsk Koksverk A/S er lagt. Det er ingen klar sammenheng mellom de andre parametrene analysert og arsen i sedimentene. Dette kan delvis skyldes at mens arsen hovedsaklig foreligger i avløpsvann fra Norsk Koksverk, foreligger jern for en stor del i avgang fra Jernverkets oppredningsverk og kopper, bly og sink i avgang fra oppredningsverket til Bergverkselskapet Nord-Norge A/S. Kontamineringen av sedimenter med arsen kan spores ut til Sandnes lykt, slik at den også har noe mindre utbredelse enn de øvrige metaller.

5.5.2 Organisk materiale og polysykliske aromatiske hydrokarboner i sedimentene

Fordelingen av organisk materiale i overflatesedimentene i Ranafjorden er vist på fig. 21. Konsentrasjonene i indre fjord er lave, bortsett fra i Gullsmedvika og Movika. Det siste skyldes trolig påvirkning av kommunal kloakk og organisk materiale fra industriutslipp. De lave verdiene ellers i indre Ranafjord må ses i sammenheng med sedimentering av uorganisk materiale fra Ranaelva (naturlig slam) og gruveavgang fra oppredningsverket.

Høyere konsentrasjoner av organisk materiale ble målt i Finneidfjorden, som av topografiske årsaker kan virke som et oppsamlingssted for materiale transportert utover fjorden.

Forholdsvis mye organisk materiale ble påvist i Ranafjordens ytre deler. Dette kan være et resultat av to faktorer:

- 1) mindre påvirkning fra sedimentering av mineralsk materiale transportert av Ranaelva og mindre påvirkning av tilførsler via industriutslipp
- 2) lavere sedimenteringshastighet i ytre fjord enn i indre og derfor større influering av sedimenterbart organisk materiale (plankton).

Den vertikale fordelingen av organisk materiale viser en generell økning mot overflaten. Dette er et vanlig fenomen og skyldes en gradvis nedbryting av organisk materiale i sedimentene.

Som nevnt innledningsvis ble analysene av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) utført ved to forskjellige metoder, som ikke ga sammenlignbare resultater. Hvis vi betrakter resultatene fra analysene utført på NIVA i 1975, viser disse høyest konsentrasjon av total PAH på stasjon R13, i det grunne området utenfor Sørfjordens munning. De andre prøvene ble tatt langs fjordens djupål lenger inne (R12 og R17). Hvis vi betrakter konsentrasjonene av organisk materiale på de samme tre stasjonene viser de en økning utover. Ellers er konsentrasjonene av metaller ikke vesentlig forskjellig på stasjonene R17, R12 og R13. Tendensen til økningen i PAH-verdier i det grunnere partiet midtfjords, noe som også ble observert av Palmork (1974), kan skyldes at PAH er assosiert med svært finkornige sedimenter og organisk materiale, som ikke sedimenterer i det innerste fjordområdet. Hvis vi ser på forholdet mellom to av de hyppigst påviste PAH-komponentene, fluorantene og pyrene, var dette nokså konstant i de tre overflateprøvene (R17=0.8, R12=1.0 og R13=1.1). Det ble også observert et konstant forhold vertikalt i sedimentet (R17). Begge disse komponentene betegnes som ikke kreftfremkallende ("inaktive") stoffer ifølge Andelman & Suess (1970) og indikerer dessuten samme sedimenteringsegenskaper og samme grad av nedbryting.

Den vertikale fordelingen av PAH på stasjon R17 viser en reduksjon fra 2.2 ppm til 1.0 ppm totalt PAH fra overflaten til

10-20 cm dyp i sedimentet. Kun en av komponentene, 4-metylbenzo (a) antracene viste en økning nedover i sedimentet (fra 0.19 ppm til 0.32 ppm). Samme komponenten forekom i meget små mengder lenger ute i fjorden, noe som antyder at dette er en komponent som hovedsaklig forekom i tidligere utslipp.

Hvis vi betrakter analyseresultatene fra 1976, framkommet ved den metoden som brukes ved Sentralinstitutt for industriell forskning (SI), viser disse høyest konsentrasjon av PAH ved Alterneset og Haukneset. Her ble det målt nøyaktig samme konsentrasjon (5.98 ppm), til tross for at sedimentene ved Alterneset (R22) inneholdt halvparten så mye organisk materiale som sedimentene utenfor Haukneset (R21). Ellers viste sedimentene i djupålen utenfor Bustneset (R23) lavt PAH-innhold (0.8 ppm). Konsentrasjonen av total PAH var her faktisk lavere enn ytterst i Ranafjorden (R29 og R30). Det siste kan muligens skyldes det høye innholdet av organisk materiale på de ytterste stasjonene. Hvis vi betrakter forholdet mellom fluoranthene og pyrene i disse sedimentprøvene er dette nokså konstant (1.2-1.4). Ser vi i stedet på forholdet mellom tre komponenter som har fått betegnelsen kreftframkallende, benzo (a) pyrene og benzo (b/k) fluoranthene, er benzo (a)-pyren mere dominerende enn de to andre i de indre deler av Ranafjorden. Dette kan ha sammenheng med forskjellige sedimenterings- og nedbrytnings-egenskaper, løslighet eller adsorpsjonsevne for de ulike PAH-forbindelsene.

5.5.3 Sedimenteringsprosesser

Resultatene av analysene av kopper, bly, sink, arsen og polysykliske aromatiske hydrokarboner i sedimenter fra Ranafjorden har vist at alle disse stoffene er tilstede i konsentrasjoner som overskrider naturlige bakgrunnsvariasjoner. Et viktig spørsmål er da hvordan disse stoffene akkumuleres på bunnen og hvilke faktorer som influerer deres fordeling. Et enda viktigere spørsmål er hvordan disse stoffene i sedimentene kan påvirke de organismer som lever i resipienten (5.5.4).

Det er kjent at metaller fikseres til bunnsedimentene ved anrikning i organisk materiale (Doff, 1969), ved adsorpsjon til leirmineraler (Krauskopf, 1956) eller ved felling av metallsulfider i anoksisk vann (Spencer et al., 1972).

I tillegg kan metaller akkumuleres i sedimentene ved direkte sedimentering av partikulært, metallholdig avfall fra industri og befolkning (Crecelius et al., 1975). Hvis organisk materiale er den faktor som er bestemmende for konsentrasjonene av metaller i sedimentene, vil man vente korrelasjon mellom organisk materiale og metall. Fig. 24 viser generelt liten korrelasjon mellom sink og organisk materiale, spesielt ved høye sinkkonsentrasjoner. Dette tyder på at sink, og dessuten kopper og bly, foreligger hovedsaklig som uorganiske forbindelser i sedimentene. Det er mest naturlig at anrikningen av disse metallene i sedimentene skyldes sedimentering av mineralpartikler (sulfider) fra avgang. Ved sinkkonsentrasjoner lavere enn 200 ppm er korrelasjonen med organisk materiale betraktelig bedre. Dette tolkes som et resultat av assosiasjonen mellom organisk materiale og sink i naturlige sedimenter (se NIVA, 1976b).

De høye konsentrasjonene av kopper, bly og sink nær utslippsstedet (Andfiskåa) tyder på en rask sedimentering av avgang. De fineste fraksjonene imidlertid, ser ut til å bli transportert utover Ranafjorden og gir opphav til en økning i metallkonsentrasjonene i det grunnere området midtfjords og i Finneidfjorden.

Hovedkilden til jern er avgang fra jernverkets oppredningsverk i Gullsmedvika. Tatt i betraktning de store mengdene av avgang som slippes ut og de relativt høye jern-konsentrasjonene i avgangen, ville man vente å finne 5-15% jern i sedimentene i de innerste deler av fjorden. Når man i stedet finner 2-5% jern i sedimentene fra dette området, må forklaringen være at det skjer en separering av jern og de øvrige bestanddeler i avgangen. Den groveste fraksjonen i avgangen, som utgjør ca. 70%, består av bergartsmineraler (kvarts, feltspat etc.) som sedimenterer umiddelbart. Jernmineralene (hematitt og magnetitt) i avgangen foreligger trolig som fine partikler som transporteres utover fjorden. Disse jernmineralene, sammen med krom, sedimenterer gradvis og gir opphav til relativt høye jern-konsentrasjoner ytterst i Ranafjorden.

Arsen inkorporeres også i sedimentene nær utslippsstedet, men på samme måte som for kopper, bly og sink er det et sekundært maksimum i fjorden

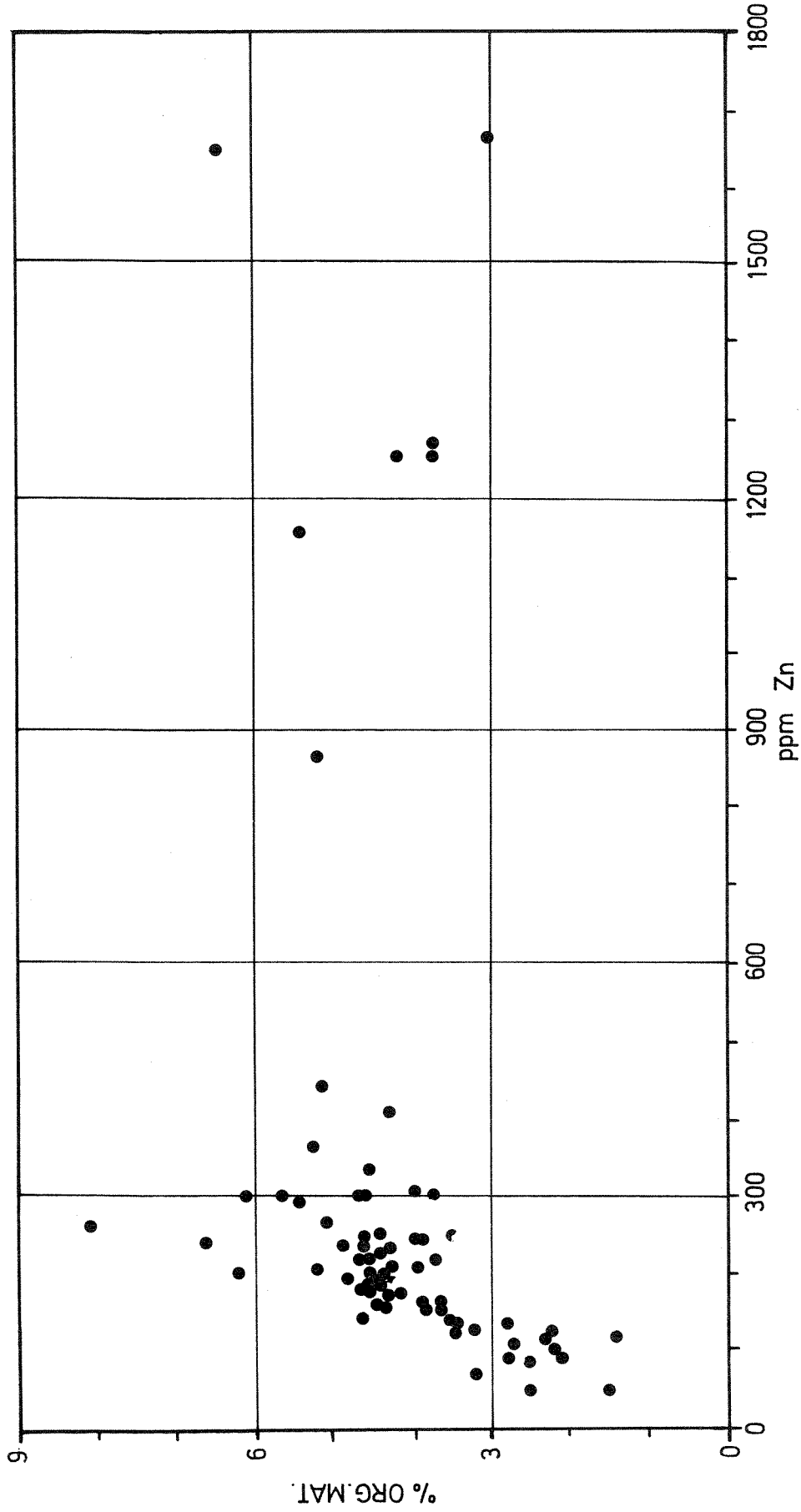


Fig.24. Korrelasjonen mellom sink og organisk materiale i sedimentene i Ranafjorden.

i området mellom Strømholmen og Sandnes lykt. Dette må skyldes at noe arsen er bundet til fint partikulært materiale som sedimenteres i dette området. En medvirkende årsak til sedimenteringen av fourensningsstoffer i det ovennevnte området kan være influeringen av ferskvannstilførsel via Sørfjorden, som forstyrrer strømningsbildet i hovedfjorden.

Den vide utbredelsen av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i Ranafjorden antyder at disse stoffene er knyttet til fine partikler, muligens organiske, som kan holde seg svevende i vannmassen i lang tid.

5.5.4 Forurensning av sedimenter - biologiske konsekvenser

De brukerinteresser som er direkte knyttet til bunnen er relativt små i forhold til de interesser som er knyttet til vannmassen. Likevel kan nevnes rekefiske, fiske etter bunnfisk (ål og flyndre) og høsting av blåskjell, hvor bunnsstratets sammensetning spiller en vesentlig rolle. Bortsett fra de nevnte brukerinteressene er det viktig å huske på at sjøbunnen er en del av et integrert system hvor vann og organismer inngår i et kretsløp, slik at det spiller mindre rolle hvor i kretsløpet belastningen inntreffer.

Det er relativt få undersøkelser som viser hvilke effekter metallforurensede sedimenter har på marint liv. De organismer som i første rekke blir eksponert for metallene er de som lever i selve sedimentet (infauna), f.eks. børstemark og gravende muslinger. Målinger av kopper og sink i børstemark fra forurensede sedimenter har vist at kopper-konsentrasjonen øker tilnæringsvis liniært med konsentrasjonen i sedimentet, mens sink-konsentrasjonene derimot viser liten forskjell ved høye og lave sink-konsentrasjoner i sedimentene (Bryan & Hummerstone, 1973).

Målinger av opptak av kopper, bly og sink i østers fra sedimenter med høyt metallinnhold har vist en betydelig oppkonsentrering (Ayling, 1974). Dette viser at metallforurensede sedimenter kan føre til akkumulering av metaller i de organismer som brukes direkte som menneskeføde (bly i blåskjell, se s.104). mens i andre tilfeller kan det være snakk om organismer på et lavere trinn i næringskjeden fram til mennesker (f.eks. børstemark). Stort sett har fisk bedre evne til å regulere sitt metallinnhold enn hvirvelløse dyr, og viser relativt liten akkumulering av de metaller det her gjelder (se s. 104).

Innflytelsen av PAH på marine planter og dyr har foreløpig vært gjenstand for en beskjedne forskningsinnsats, bortsett fra at det foreligger en del data om konsentrasjonsnivåer. Opptak av PAH i marine organismer fra sedimenter har ikke vært studert. Før analyser av PAH i organismer fra Ranafjorden er utført, er det derfor vanskelig å si noe mer konkret om konsekvensene av PAH i avleiringene. Generelt må man imidlertid regne med at dyr som lever direkte av sedimentene vil være noe mer utsatt enn de som tar inn svevende partikler.

Som nevnt er flere PAH-forbindelser konstatert å være kreftfremkallende (kfr. tabell 9-10). (Mer presist er det mellomprodukter ved stoffskiftet som har denne egenskap). I PAH-belastede marine miljøer er unormal cellevekst og kreftliknende vevsdannelser observert både hos alger (Ishio et al., 1971 og Ishio et al., 1972 a,b) og mosdyr (Powell et al., 1970). Marine organismesamfunn kan derfor influeres direkte, ved siden av at PAH i hvert fall til dels kan akkumuleres i spiselige organismer og derved representere en viss hygienisk risiko. Akkumulering til relativt høye konsentrasjoner er mest aktuell i muslinger, som synes generelt å mangle evnen til å bryte ned PAH, mindre i fisk og krepsdyr (Landner, 1976).

Nivåene i PAH i Ranafjorden må bedømmes som moderate i forhold til enkelte andre fjorder, særlig i Saudafjorden (NIVA 1976c), men også i Frierfjorden (NIVA 1977b). Det bør imidlertid gjøres analyser på PAH i Koksverkets avløpsvann (muligens også på en orienterende stikkprøve i hovedkloakken til Jernverket) for å bringe på det rene belastningens størrelse og PAH-tilførslenes sammensetning (noen PAH-forbindelser er kreftfremkallende andre ikke). Likeledes bør det gjøres orienterende analyser på et utvalg organismer i ulike avstand fra kilden, primært blåskjell eller andre spiselige muslinger og børstemark på bløtbunn. Andre aktuelle analyseobjekter er et lite antall prøver av bunnfisk og reker.

Generelle redegjørelser for PAHs egenskaper, dannelse, kilder, forekomst og virkninger finnes i flere litteraturarbeider (bl.a. Knutzen, 1976). En vurdering av farene ved forurensning av akvatiske miljøer finnes hos Landner (1976).

Undersøkelsen i Ranafjorden har påvist lokalt høye metallkonsentrasjoner i sedimentene. Det er grunn til å anta at de organismer som lever i bunnsubstratet her påvirkes og akkumulerer metaller ut over det som er normalt. Analyser av blåskjell og 0-skjell fra Ranafjorden har bekreftet dette.

Det er ting som tyder på at kopper, bly og sink foreligger i sedimentene som uorganiske metallsulfider. Dette i tillegg til det faktum at vannmassene i Ranafjorden representerer meget store volum som skiftes ut relativt ofte, nærmest utelukker at frigivelse av løste metaller akkumulert i bunnsedimentene kan påvirke konsentrasjonsnivået av metaller i vannet.

De negative virkningene på marine bunndyrorganismer som følge av høy sedimenteringshastighet (nedslamming), akkumulering av grove sedimenter fattig på organisk materiale, utrasinger og suspensjonsstrømmer, antas derimot å være betydelig i den innerste del av Ranafjorden.

5.5.5 Oppsummering av sedimentundersøkelsen

1. I tidsrommene 26.8-29.8.75 og 29.3-31.3.76, ble det innsamlet tilsammen 39 sedimentkjerner fra Ranafjorden. 30 av disse sedimentkjernene er blitt analysert for kopper, bly, sink, krom, jern og organisk materiale, mens arsen ble analysert i 20 av dem. De øvrige 9 sedimentkjerner er blitt analysert for polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).
2. Sedimentene i Ranafjorden varierer i kornstørrelse fra fin leire til grov sand. Det ble ikke observert noen karakteristisk lagdeling, bortsett fra at de fleste sedimentkjerner hadde en rød-brun oksyderende overflate.
3. Resultatene fra metallanalysene viser at kopper, bly, sink og arsen er anrikt i sedimentene til nivåer som må skyldes forurensning. Gjennomsnitts- og maksimumskonsentrasjonene var 60 og 318 ppm for kopper, 92 og 965 ppm for bly, 305 og 1665 ppm for sink og 19 og 31 ppm for arsen.
4. Konsentrasjonene av kopper, bly og sink var høyest i området nær Bergverkselskapet Nord-Norge A/S oppredningsverk ved Andfiskåa. Ellers ble det målt tildels høye konsentrasjoner i Finneidfjorden og i det grunnere området mellom Strømholmen og Sandnes lykt. Dette antas å skyldes transport og sedimentering av fint partikulært materiale med høyt metallinnhold fra industriutslipp.

5. Mangel på korrelasjon mellom disse metallene og organisk materiale antyder at metallene hovedsaklig foreligger i mineralsk materiale (trolig sulfider i avgang), særlig nær utslippsområdet.
6. Konsentrasjonene av salpetersyreløslig jern i sedimentene fra Rana-fjorden var lavere enn hva man hadde forventet ut fra utslippsmengdene. Forklaringen på dette må søkes i forskjellen i kornstørrelsen på partikler i avgangen fra Jernverkets oppredningsverk. Mens grovfraksjonen i avgangen bestående av 80-85% bergartsmineraler sedimenterer raskt nær utslippsstedet utenfor Gullsmedvika vil mindre partikler rikere på jern transporteres lengre og sedimenteres i ytre fjord. Den grove avgangen i indre fjord som avsettes på sterkt hellende bunn forårsaker sannsynligvis utrasinger og suspensjonsstrømmer som trolig transporterer materiale langs djupålen ut til den dypeste delen av Rana-fjorden (15-20 km fra Mo i Rana).
7. Konsentrasjonene av arsen i sedimentene er to til tre ganger høyere enn i upåvirkede sedimenter. Dette antas å skyldes hovedsaklig utslipp av arsen fra Koksverkets gassvaskeanlegg. Fordelingen av arsen i overflatesedimentene er i store trekk den samme som for kopper, bly og sink, bortsett fra at maksimumskonsentrasjonen ble målt i Gullsmedvika nær Koksverkets utslippssted.
8. Mengdene av organisk materiale i sedimentene er størst i Gullsmedvika, Movika, Finneidfjorden og i de ytre fjorddeler. Det første antas å skyldes næreffekten av utslipp fra Mo. Finneidfjorden antas å samle opp partikulært materiale som transporteres langs fjordens sørside. De høyere konsentrasjonene av organisk materiale i ytre Ranafjord er trolig et resultat av mindre påvirkning av sedimentering av uorganisk elveslam og mineralsk materiale fra industriutslipp.
9. Polysykliske aromatiske hydrokarobner (PAH), som er avfallsstoffer fra Norsk Koksverk A/S og eventuelle andre kilder, ble påvist i samtlige sedimentprøver analysert. Konsentrasjonene er ikke oppsiktsvekkende høye, sammenliknet med f.eks. Saudafjorden og Frierfjorden. De høyeste konsentrasjonene ble målt ved Alterneset-Haukneset. Disse kan grovt anslås til å ligge i størrelsesordenen 10-50 ganger over et antatt bakgrunnsnivå i fjorden. Det må understrekes at man kjenner lite til variasjonene i de naturlige nivåer av PAH i sedimenter.

10. De miljømessige konsekvensene av forurensninger av bunnsedimentene er vanskelig å utlede. De organismer som i første omgang påvirkes er de som lever i selve sedimentet og som nyttiggjør seg dette som føde.
11. Det er lite sannsynlig at det høye metallinnholdet i sedimentene fra Ranafjorden kan påvirke nivået av metaller i vannmassen, bortsett fra rent lokalt i indre fjord. Med de volumiøse vannmassene i Ranafjorden og de antatte gode utskiftningsforholdene, vil de mengdene av metaller som måtte lekke ut fra sedimentene bli hurtig fortynnet.
12. Konsekvensene av de forhøyede nivåer av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i sedimentene kan ikke forutsies fullt ut. Imidlertid tilsier det forhold at enkelte av forbindelsene har kreftfremkallende egenskaper at utslippsmengder og forekomst i utvalgte organismer gjøres til gjenstand for nærmere kartlegging.

6. BIOLOGISKE UNDERSØKELSER

Ut fra opplysninger om forurensningstilførsler og utslippsforhold i Nordrana kan en ikke se bort fra større eller mindre virkninger på de fleste typer organismsamfunn i fjorden. Fiskerimessig sett har eventuelle virkninger direkte på fiskebestandene eller på bløtbunnsfauna og plankton (organismer som svever fritt i vannet) størst betydning. For alminnelig rekreasjonsaktivitet spiller hardbunnsamfunnet på grunt vann også stor rolle. Når en valgte å konsentrere seg om det siste i denne undersøkelsen, var det ikke fordi en prioriterte dette organismsamfunnet høyest som naturressurs, men fordi en her raskest og med den enkleste metodikk ville kunne påvise eventuelle større forurensningseffekter.

6.1 Fastsittende alger

Innledning

Noen tidligere undersøkelser av den fastsittende algevegetasjonen i Rana-fjorden og Sørfjorden er ikke kjent. Følgelig mangler en referansedata til å jevnføre egne data med, hvilket har komplisert vurderingen. I årene 1870, 1872 og 1874 ble algevegetasjonen undersøkt i deler av Vesterålen og Lofoten, samt i Skjærstadvfjorden ved Bodø (Kleen, 1874). Dessuten har Baardseth (1954) og Grenager (1955) utført kvantitative undersøkelser av tang- og tareforekomster henholdsvis i Lofoten og Salten og på kysten av Sør-Helgeland.

Materiale og metoder

Registrering og innsamling av biologisk materiale ble gjennomført 26.-29. august 1975.

Etter en innledende vurdering av egnede lokaliteter for biologiske undersøkelser, ble stasjonsantallet begrenset til 13 (fig.25, s.74). For at lokalitetene skulle kunne sammenliknes, ble det gjort forsøk på å finne steder som var så like som mulig mht bunnforhold og utsatthet for bølger og sollys. I de fleste tilfelle ble odder og små nes utvalgt.

På stasjonene (unntatt B1, B4 og B8) er fastsittende planter og dyr knyttet til bunnen registrert ned til 20-40 m dyp av froskemenn.

Lett gjenkjennelige arter ble registrert på stedet, mens eksemplarer av de øvrige organismer ble samlet inn og konservert i 2-4% formalin, for å bestemmes senere på laboratoriet.

Resultater

Den fastsittende algevegetasjon er undersøkt på 12 forskjellige lokaliteter (stasjoner) fra Mo i Rana til en linje Kalvhagneset-Skjaanes i Ranafjorden, samt på en stasjon på Grønvikneset i Sørfjorden (se fig.25).

Algefloraens sammensetning forandrer seg markert i det undersøkte fjord-avsnittet i Ranafjorden så vel i kvalitativ som kvantitativ henseende. I tabell 12 er det ført opp alle fastsittende alger som ble registrert under dykking og strandsoneundersøkelser. På hver stasjon er artsantallet av henholdsvis rødalger, brunalger og grønnalger summert, samtidig som totalsummen av de tre nevnte algegrupper er gitt. Den subjektive graderingen 1, 2 og 3 betyr henholdsvis sjelden, vanlig og dominerende. Hvor det ikke er tatt standpunkt til kvantitet, er registreringen avmerket med X.

I det undersøkte området ble det registrert 51 arter fordelt med 26, 16 og 9 arter på henholdsvis rød-, brun- og grønnalger. For å kunne gi en kvalitativ vurdering av stasjonenes algesamfunn, er det i tabell 12 angitt den prosentvise fordeling av de tre nevnte algegrupper.

I det følgende vil algevegetasjonen på hver stasjon bli beskrevet. Her vil uttrykket algeassosiasjon (eller bare assosiasjon) bli brukt. Dette er en generell ikke-kvantitativ term som brukes om algesamfunn, hvor en eller noen få arter dominerer (Børgesen, 1905).

St. B1 ligger på sydsiden av moloen på Mjølansiden. Det ble ikke registrert noen algevekst verken i form av høyere alger eller blågrønnalger. Innsamlede prøver som ble undersøkt på laboratoriet inneholdt kun slam.

Tabell 12. Oversikt over algenes utbredelse og mengdemessige forekomst på de undersøkte lokalitetene. Graderingen 1, 2 og 3 betyr henholdsvis sjelden, vanlig og dominerende. Hvor det ikke er tatt standpunkt til mengden, er det brukt X i tabellen

	Ikke dyk-king		Ikke dyk-king			Ikke dyk-king							
	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	B11	B12	B13
BLÅGRØNNALGER													
<i>Calothrix confervicola</i>						X							
<i>Calothrix scopulorum</i>							3	3					
<i>Merismopedia elegans</i>						X							
<i>Phormidium gracile</i>						X							
Uidentifiserte blågrønnalger	X				2	2					2	3	3
RØDALGER													
<i>Acrochaetium</i> sp.											X	1	
<i>Ahnfeltia plicata</i>									X		X	X	2
<i>Bangia fuscopurpurea</i>						X							
<i>Callithamnion bipinnatum</i>											X		
<i>Ceramium rubrum</i>												X	
<i>Ceramium strictum</i>												X	
<i>Ceramium</i> sp.												X	X
<i>Chondrus crispus</i>									X	X	X		
<i>Delesseria sanguinea</i>										1			1
<i>Dilsea carnosa</i>										1	2		
<i>Dumontia incrassata</i>										1			
<i>Furcellaria fastigiata</i>									X	2	X	X	X
<i>Gigartina stellata</i>													2
<i>Gracilaria convervoides</i>													1
<i>Hildenbrandia prototypus</i>						2		3	2		2		X
<i>Lithothamnion</i> sp.										X		X	2
<i>Lomentaria clavellosa</i>												X	
<i>Odonthalia dentata</i>												X	
<i>Phycodrys rubens</i>										1	1	2	3
<i>Phyllophora brodiaei</i>									X				
<i>P. membranifolia</i>									2	X	1	1	
<i>Polysiphonia nigrescens</i>									X				
<i>Ptilota plumosa</i>												X	
<i>Rhodomela confervoides</i>										2	X	X	X
<i>Rhodymenia palmata</i>										1		X	
<i>Trailliella intricata</i> (<i>Bonnemaisona hamifera</i>)										X	X	2	X
Totalt antall rødalger (R)	0	0	0	0	0	2	0	1	7	11	11	15	11

	Ikke dyk-king			Ikke dyk-king				Ikke dyk-king					
	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	B11	B12	B13
BRUNALGER													
Alaria esculenta											1		
Ascophyllum nodosum						2	2	2	3	2	3	3	2
Chordaria flagelliformis									X				
Desmarestia aculeata									1			X	
D. viridis											2		
Dictyota dichotoma												X	
Ectocarpus siliculosus			3			X						2	
Elachista fucicola			X				X	1				X	
Fucus serratus									1	1	1	2	
Fucus vesiculosus			2		1	2	2	3	3	1	3	2	1
Halidrys siliquosa												X	
Laminaria digitata					2				1	1	1	2	
L. hyperborea													1
L. saccharina									1	2	2	2	
Sphacelaria plumigera									X	X		X	
Spongonema tomentosum						X	X	1	X	X		X	
Totalt antall brunalger (B)	0	0	3	0	2	4	4	4	9	8	6	12	4
GRØNNALGER													
Acrosiphonia centralis					X						2		X
Blidingia minima					X	X						X	
Cladophora rupestris											1	2	1
Cladophora sp.									1	X			1
Enteromorpha intestinalis					3	2	1		2			1	1
Prasiola stipitata					2								2
Rhizoclonium implexum						X						X	1
Ulothrix subflaccida		X			X	X							1
Ulva lactuca									3	3	3	X	
Totalt antall grønnalger (G)	0	1	0	0	5	4	1	0	3	2	3	5	7
Totalt antall alger (R+B+G)	0	1	3	0	7	10	5	5	19	21	20	32	22
Prosentfordeling (%)													
R	ikke	0	0	ikke	0	20	0	ikke	37	52	55	47	50
B	dyk-king	0	100	dyk-king	29	40	80	dyk-king	47	38	30	38	18
G		100	0		71	40	20		16	10	15	16	32
Nedre dybdegrense (m)	-	0.5	3½	-	4½	0.75	1.5	-	15	19	20	22	19½
Nedre dykkergrense (m)	-	7	20	-	25	18	25	-	20	30	30	40	35

St. B2 ble lagt utenfor Koksverkkaia på Mjølan. Her ble det observert noen få individer av grønnalgen *Ulothrix subflaccida*, som i Syd-Norge regnes for å være en våralge. Dessuten ble det registrert blågrønnalger i fjærebeltet. Ved dykking ble det overhodet ikke funnet fastsittende alger.

St. B3 ligger på sydsiden av moloen ved Ånes, hvor fastsittende algevegetasjon ikke ble observert over 2.5 m dyp.

Substratet (grunnen) besto av steinrøys fra moloen fra overflaten og ned til ca. 6 m. Fra dette dyp og ned til ca. 9 m var det fjellgrunn som gradvis ble avløst av leire og sand ned til 12 m dyp. Algevegetasjonen opphørte på 3.5 m dyp. Innenfor dybdeintervallet 2.5-3.5 m ble det funnet de tre brunalgene: *Fucus vesiculosus* (blæretang), *Ectocarpus siliculosus* og *Elachista fucicola*. *Ectocarpus* var dominerende og dekket hele bunnen i utbredelsesdypet, mens blæretang må karakteriseres som vanlig i samme dyp.

St. B4 er nordvendt og ligger i Gullsmedvika, hvor sedimentene besto av granulater. Det ble ikke funnet noen form for høyere liv i fjæresonen. Dykking ble ikke gjennomført på denne stasjonen.

St. B5 ligger sydvendt på Moholmen, hvor hovedkloakken fra Mo i Rana kommer ut. Strandsonen bar et tydelig preg av eutrofiering (overgjødning) i form av grønnalgebegroing. Dominerende i grønnalgevegetasjonen var *Enteromorpha intestinalis* (tarmgrønske). *Fucus vesiculosus* (blæretang) vokste meget spredt i fjærebeltet. Substratet besto av fjellgrunn ned til 3½ m. Fra 2.5 m til 4.5 m dyp vokste *Laminaria digitata* (fingertare) i spredte forekomster. Nedre grense for algevegetasjonen var identisk med nedre grense for fingertare.

St. B6 er nordvendt og ligger like vest for Andfiskåen. Substratet besto her av fjell ned til ca. 1 m. Deretter fulgte fin sand med en del fast søppel. På fjellet vokste øverst en blågrønnalgeassosiasjon etterfulgt av en liten blandingsassosiasjon av *Fucus vesiculosus* og *Enteromorpha intestinalis*. Like under denne assosiasjonen vokste store, grove individer av *Ascophyllum nodosum* (grisetang) i et ca. 20 cm bredt belte.

Bestanden var vanlig, men kunne neppe karakteriseres som assosiasjon. På fjellet var også *Hildenbrandia prototypus* (fjæreblod) vanlig. Algenes nedre dybdegrense var kun 3/4 m dyp.

St B7 ligger sydvendt på Rauberget. Substratet består øverst av fjell, men går allerede på $\frac{1}{2}$ m dyp over til sandbunn iblandet sagflis og småstein, hvilket er et ugunstig substrat for fastsittende alger. Øverst i den marine sonen på fjellet vokste en kraftig og dominerende blågrønn-algeassosiasjon, bestående av *Calothrix scopulorum*. Under denne assosiasjonen var fertil *Fucus vesiculosus* (blæretang) vanlig. Fra 1 m til ca. 1.3 m dyp dannet *Ascophyllum nodosum* en mindre kraftig assosiasjon. Blæretangen fortsatte ned til ca. 1.5 m dyp. I dette dybdeintervallet endret arten utseende, og ble også steril i nedre voksestedsdyp. Algevegetasjonen stoppet på 1.5 m hvor det ble observert et enkelt eksemplar av *Enteromorpha* sp.

St.B8 er sydvendt og ligger på Alterneset. Vegetasjonen på denne lokaliteten lignet mye på algene som ble registrert på st.B7. Blågrønnalgen *Calothrix scopulorum* dominerte øverst på stranden. Under denne sonen dannet *Fucus vesiculosus* assosiasjon, mens *Hildenbrandia prototypus* dekket hele fjellet under blæretangbeltet. *Ascophyllum nodosum* vokste noe mer spredt under blæretangen. Lokaliteten var preget av samme artsfattigdom som på de øvrige stasjoner innenfor Alterneset-Haukneset (se fig.25). Fucaceene på st. B8 var lite overvokst av epifytter. Da det ikke ble dykket på stasjonen, er heller ingen nedre grense for algevegetasjonen registrert.

St.B9 er en nordvendt lokalitet i Bjørnbærviken. Substratet er fjellkoller med rullestein ned til ca. 2 m. Dypere går bunnen gradvis over fra leire til sand iblandet små stein. Øverst i fjæresonen var *Fucus vesiculosus* (blæretang) assosiasjonsdannende ned til ca. $\frac{1}{2}$ m dyp. Fra dette dyp og nedover til 1.5 m overtok en assosiasjon av *Ascophyllum nodosum* (grisetang), som mengdemessig avtok gradvis ned til ca. 2 m dyp. Under disse assosiasjonene var *Hildenbrandia prototypus* vanlig. Grønnalgevegetasjonen var beskjeden. *Fucus serratus* (sagtang) ble her registrert som sjelden forekommende fra 1.5 til 2 m dyp. Denne fucaceen ble ikke funnet innenfor st. B9. Stasjonen utmerket seg også ved at rødalgene begynte å opptre her.

Vanligst var *Phyllophora membranifolia*. *Ulva lactuca* (sjøsalat) var vanlig ned til ca. 5 m dyp. I samme dybdeintervall vokste spredte eksemplarer av *Laminaria digitata* (fingertare), mens *L. saccharina* (sukkertare) vokste spredt ned til ca. 15 m dyp. Dette var også algevegetasjonens dybdegrense.

St.B10 er en liten nordøstvendt fjellrygg på Skjaanes, som like over middelvannstand går over i sandbunn og mindre stein. Algevegetasjonen dannet ingen assosiasjoner, men *Fucus vesiculosus* vokste spredt i et belte på ca. 1 m i fjæresonen. *Cladophora* sp. ble registrert som følgeart. Noe mer vanlig var *Ascophyllum nodosum* (grisetang), som ble funnet ned til ca. 2 m dyp. Like under grisetangen ble de første rødalger registrert. De vanligste var *Furcellaria fastigiata* (svartkluft), *Phyllophora membranifolia* (dybdeintervall: 2-17 m) og *Rhodomela confervoides*. På ca. 2.5 m gikk bunnen over fra sand og stein til leire og stein, og i samme dyp vokste noen få, dårlige eksemplarer av *Fucus serratus*. Mellom 3 og 4 m dyp dominerte *Ulva lactuca* (sjøsalat). På ca. 4 m ble det registrert et sprangsjikt, og her fantes øvre grense for *Laminaria saccharina* (sukkertare). Taren vokste noe spredt i hele dybdeintervallet ned til ca. 19 m, som var algenes dypeste vokstested på st.B10. Funn av noen få *Alaria esculenta* (butare) tyder på at lokaliteten utsettes for sterk vannbevegelse ved jevne mellomrom. Imidlertid må det påpekes at eksemplarene var i dårlig kondisjon.

St.B11 ligger på lille Alteren, som vender mot syd. Substratet består av fjellkoller og småstein ned til 3 m dyp. Herfra og ned til ca. 30 m finnes sand og leire. I fjæresonen dannet *Fucus vesiculosus* (blæretang) en blandingsassosiasjon med *Ascophyllum nodosum* (grisetang). Denne assosiasjonen hadde en vertikalutbredelse på ca. 3/4 m, mens spredte individer av grisetang vokste ned til 2.5 m dyp. Fra 1.5 til 3 m dyp var *Fucus serratus* (sagtang) vanlig, og omkring 2 m var *Ulva lactuca* meget vanlig. Fra samme dyp ble de første rødalger observert. Av disse var det kun *Dumontia incrassata* som kunne betegnes som vanlig. Fra 3 til 6 m dyp var blågrønnalger meget vanlige, og fargenyansene under vann vekslet fra grønn i øverste halvdel til en tydelig rødtone i nedre halvdel.

De fleste alger sluttet på 6 m dyp. Imidlertid fantes algene *Desmarestia viridis*, *Phyllophora membranifolia* og *Phycodrys rubens* mer eller mindre spredt ned til ca. 16 m dyp. *Laminaria saccharina* (sukkertare) var vanlig i dybdeintervallet 6 til 20 m, hvilket også var algenes nedre dybdegrense.

St.Bl2 er stasjonen lengst ute i Ranafjorden. Den ligger sydøstvendt på Kalvhagneset. Substratet besto av fjellbunn ned til ca. 6 m dyp. Her gikk bunnen over i leire med stein. Fra ca. 10 m og ned til største dykkerdyp (40 m) stakk fjellkoller opp av leirbunnen. Øverst i strandsonen var det et kraftig blågrønnalgebelt med spredte forekomster av grønnalgene *Enteromorpha intestinalis* og *Blidingia minima*. Like under blågrønnalgebeltet fantes en stor blandingsassosiasjon av *Fucus vesiculosus* (blæretang) og *Ascophyllum nodosum* (grisetang), som dekket hele tidevannssonen. Grisetangen var noe mer dominerende enn blæretangen. Som undervegetasjon var *Cladophora rupestris* (grønndusk) vanlig. St.Bl2 var eneste lokalitet hvor *Fucus serratus* (sagtang) var assosiasjonsdannende. Under sagtangbeltet økte tettheten av *Laminaria digitata* (fingertare) ned til ca. 3 m dyp. Fra ca. 7 m dyp og ned til ca. 22 m vokste *L. saccharina* (sukkertare) i noe spredte forekomster. På denne stasjonen ble det største artsantallet av rødalger registrert. Spesielt iøynefallende var *Bonnemaisonia hamifera* (*Trailliella*-stadiet) og *Phycodrys rubens*. Nedre dybdegrense for vekst av fastsittende alger var 22 m.

St.Bl3 er lagt til Grønvikneset i Sørfjorden og er ment å tjene som referansestasjon til stasjonene i Ranafjorden. Lokaliteten er sydvestvendt og består av fjellgrunn ned til middelvannstand. Her i fra finnes sand med stor stein ned til ca. 9 m. I dette dyp endrer substratet karakter til leire iblandet små stein. Øverst på stranden dominerte blågrønnalger, mens grønnalgene vokste i et noe beskjedent omfang. Dog var artsantallet større enn på de øvrige lokaliteter i Ranafjorden. Imidlertid ble det hevdet fra kjentfolk at grønnalgevegetasjonen hadde tiltatt de senere år, og dette tilsynelatende på bekostning av den vanlige tangen (fucaceene). Forekomsten av *Fucus vesiculosus* var nokså spredt, mens *Ascophyllum nodosum* var vanlig i nederste halvdel av tidevannssonen. Noe dypere fantes spredte eksemplarer av *Fucus*

serratus. Antall rødalgearter var som på stasjonene B10 og B11. Fra 4 til 6 m dyp dominerte uidentifiserte blågrønnalger. Med unntak av et lite individ av *Laminaria* cf. *hyperborea* ble det ikke funnet tare på denne lokaliteten. Nedre grense for algevegetasjon ble funnet på ca. 19.5 m, hvor *Phycodrys rubens* dominerte bildet.

Diskusjon

Datamaterialet fra foreliggende biologiske undersøkelser bygger kun på én registrering pr. stasjon, hvilket er et noe spinkelt grunnlag å basere eventuelle konklusjoner på. Imidlertid er det forsøkt å gi en vurdering av det innsamlede materialet så langt en har funnet det forsvarlig.

Den fastsittende algevegetasjonens kvalitet så vel som kvantitet er avhengig av et mangfold av faktorer. Imidlertid synes det som om benthosalgene på de fleste undersøkte lokaliteter i Ranafjorden er influert av nokså like naturgitte forhold.

Saltholdighetsmålinger fra september 1975 til august 1976 viste ofte liten forskjell mellom stasjonene. Således var saltholdigheten i de øverste vannmassene nær stasjonene B5 og B6 lik saltholdigheten i tilsvarende vannmasser nær stasjonene B11 og B12 (se fig. 25). Ferskvannspåvirkningen nær st. B2 var tilnærmet lik forholdene ved st. B13 i Sørfjorden. Den markerte forskjellen i algevegetasjonen fra indre til ytre del av undersøkelsesområdet kan således vanskelig forklares ut fra saltholdighetsvariasjoner.

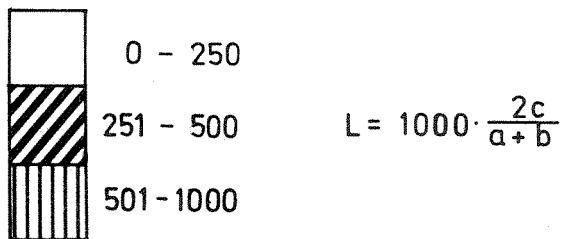
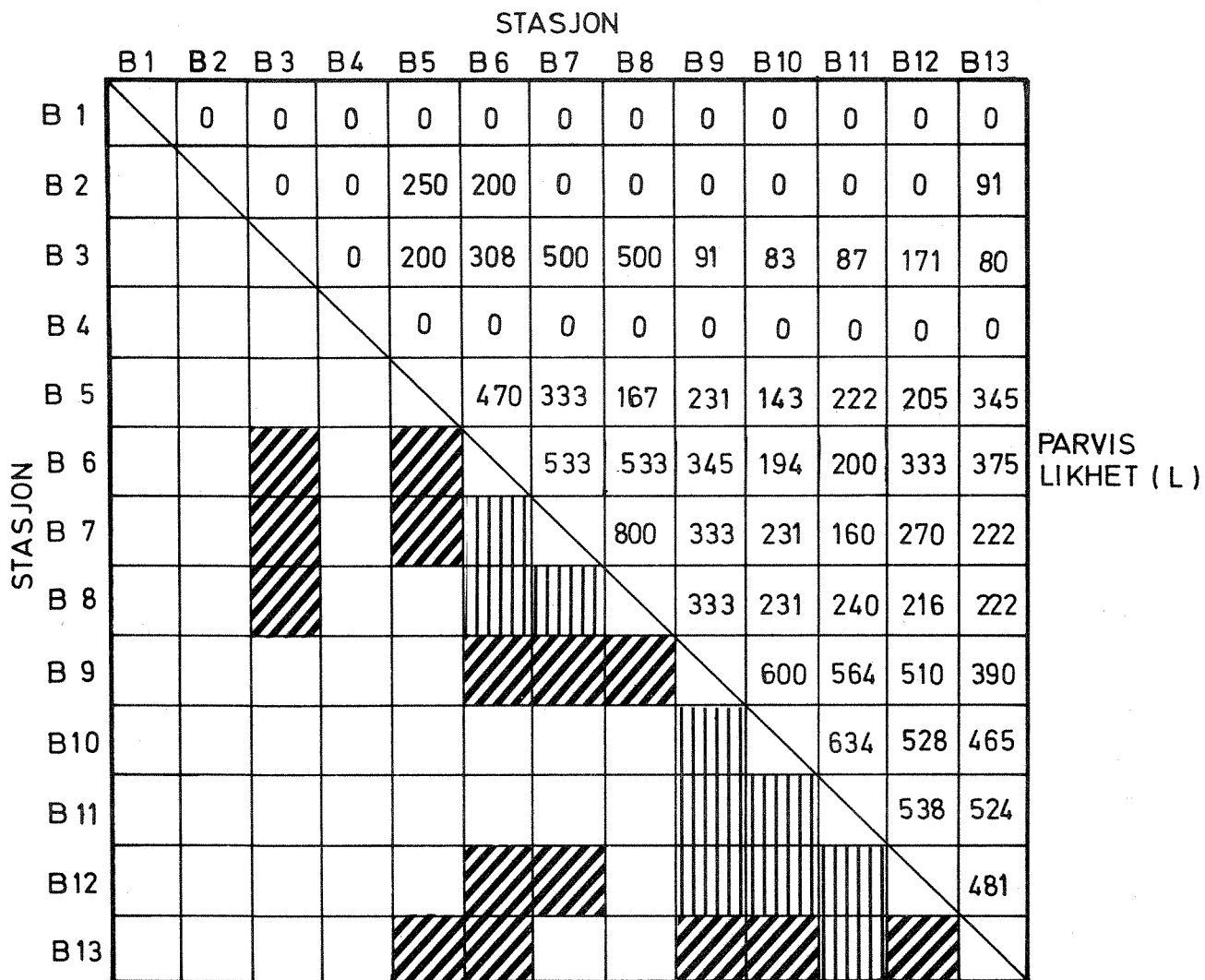
De fleste fastsittende alger er avhengig av en viss vannbevegelse, hvilket antas å være oppfylt på alle de undersøkte lokaliteter. St. B13 vil antagelig være den mest beskyttede lokalitet, men både artsantall og nedre dybdegrense for algevegetasjon ligger på samme nivå som er funnet på de ytre stasjoner i Ranafjorden. Følgelig antas ikke vannbevegelsen å være noen utslagsgivende faktor for vekst av tang og tare på de innerste stasjonene.

Vanntemperaturen i fjordene omkring Rana er neppe noen hemmende faktor for den naturlige algevegetasjon i området. Effekt fra isskuring vil antagelig være størst på st. B13. Dessuten har isskuring ingen innflytelse på alger som vokser i sublittoralsonen.

Fastsittende alger er avhengig av å vokse på et fast grunnlag (substrat). Således kan få arter vokse på bløt bunn som sand og leire. Nederst i tabell 12 er algenes dybdegrense satt opp for de stasjoner hvor det ble dykket. Normalt vil disse dybdenivåer kunne fortelle noe om vannets turbiditet. Imidlertid må det tas med i betraktning om substratet er egnet for algevekst. I denne sammenheng er nedre grense for algevegetasjon på stasjonene B6 og B7 henholdsvis 0.75 m og 1.5 m. Begrensningen i disse tilfelle antas å være substratets beskaffenhet, som var sand og bløt leire. På stasjonene B3 og B5 derimot, burde substratet være velegnet til algevekst ned til henholdsvis 12 og minst 20 m dyp.

I figur 26 er det laget en matrise for stasjonenes parvise likhet m.h.t. de fastsittende algers artssammensetning. Sammenholdes denne figuren med tabell 12 kan en danne seg et bilde over algevegetasjonens utbredelse i det undersøkte området. Stasjonene B1, B2 og B4 var med ett eneste unntak fri for algevegetasjon. På stasjonene B3, B5, B6, B7 og B8 ble det registrert få arter, mens stasjonene B9-B13 viste signifikant høyere artsantall. Dessuten hadde artssammensetningen på stasjonene B6-B8 likhet med hverandre. Dette var likeledes tilfelle for stasjonene B9-B12 (se fig. 25). Avgrensningen mellom de to områder var relativt skarp.

Sett i relasjon til naturlige faktorer, som er diskutert i det foregående, kan algesamfunnenes opptreden og fravær i Ranafjorden vanskelig forstås uten å ta i betraktning den dokumenterte forurensningsbelastning til fjorden.



a= antall arter på stasjon a.
 b= " " " " b.
 c= " felles arter.

Fig. 26. Stasjonenes innbyrdes likhet m.h.t de fastsittende algers artssammensetning (se tekst).

Siktedypsmålinger er utført i perioden september 1975 til august 1976, se tabell 6 . Disse målinger viste at vannet ved st. B5 hadde en markert dårligere sikt enn vannmassene nær de øvrige stasjoner. I SØrfjorden (st.B13) ble siktedypsmålinger i vinterhalvåret hindret av islegging. Imidlertid var siktedypet ved stasjonene B3 og B6 svært lik sikten ved st. B13 i sommerhalvåret. Algenes nedre dybdegrensene ble funnet å være 3.5 m, 4.5 m og 19.5 m på henholdsvis st. B3, st. B5 og st. B13. Således er det vanskelig å dokumentere at redusert vekst og dybdegrensene er forårsaket av redusert siktbarhet, som antas å være influert av en kombinasjon av elvevann og forurensningstilførsler. Derimot var bunnpartiene på stasjonene B2-B7 sterkt nedslammet i forhold til de ytterste stasjonene (B9-B13). Dette forhold antas å kunne ligge til grunn for redusert dybdegrensene for algevekst i innerste partier av Ranafjorden.

Generelt sett var ikke undersøkelsesområdet preget av grønnalger (grønske). Denne algegruppe favoriseres under miljøforhold som økt ferskvannstilrenning og forurensningsbelastning i form av organisk stoff og/eller næringsalter. Lokale eutrofieringseffekter ble bare registrert i området omkring st. B5, hvor hovedkloakken munner ut. Her utgjorde grønnalgene 71% av algevegetasjonen, mot normalt 10-20% i ubelastede områder. Det relativt høye artsantallet av grønnalger på st. B13 antas å være et utslag av ferskvannstilrenning.

Konklusjon

Den fastsittende algevegetasjon i indre del av Ranafjorden gjenspeiler et ugunstig miljø for tang og tare. De naturlige miljøfaktorer oppviser sannsynligvis ikke en så stor variasjon i det undersøkte området at disse kan tilskrives den store vekslingen i algevegetasjonen. Fravær og reduksjon av tang og tare på de innerste stasjonene antas derfor å ha sitt opphav i en stadig økende tilførsel av industri- og kloakkvann til fjorden. Nedslamming av fjordbunnen synes å være en av de fremste årsaker. Hvorvidt det gjør seg gjeldende noen direkte gifteffekt kan neppe besvares uten eksperimentelle biologiske undersøkelser.

6.2 Gruntvannsfauna

Innledning

Formålet med dykkerregistreringen av gruntvannsfauna var å få kjennskap til den vertikale fordeling av arter i relasjon til naturlige miljøforhold, samt påvise eventuell større forurensningspåvirkning.

Metodikk

Ved dykking er det registrert først og fremst iøynefallende arter eller arter som danner tette bestander.

En av metodens svakheter ligger i vanskeligheten med å finne en framgangs- måte som kan kombinere mengden av inntrykk en får med faktiske dokumenter- bare opplysninger, helst kvantitative/målbare resultater, uten å berøve dykkeren for mye av hans største fortrinn: bevegelsesfriheten og observa- sjonsevnen.

Selve registreringen foregikk her ved hjelp av observasjon på stedet og notering på plastplate med fettstift. Enkelte organismer ble tatt med til laboratoriet for nærmere bestemmelse.

Sikten i vannet kan spille en rolle for i hvilken grad små arter og dyr som lever nede i sedimentet, er registrert. Om ikke denne metodikken gir et uttrykk for artssammensetningen av bunndyrsamfunnet som helhet, gir den et godt bilde av forekomsten av større individer.

Resultater og diskusjon

Resultatene er framstilt i figur 27 .

Stasjon 2, Koksverkkaja ved Mjølan ligger beskyttet til innerst i Rana- fjorden. Vannet var svart, ugjennomsiktig og illeluktende.

Fig. 27 forts.

Vertikalutbredelse for fauna

Stasjon: 3 Ånes:

Dato: 26/8-75

Bemerk: Over bunnen gikk boblerør av jern i en triangelkonstruksjon:
max 10-20 m.



Helning	Moderat																				
Bunntype	Steinrøys				Fjell				Sand og leire												
Art	Lyp i m																				
	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40
<i>Asterias rubens</i> Korstroll	—————→																				
<i>Balanus improvisus</i> Skipturr	====→																				
<i>Mytilus edulis</i> Blåskjell	====→																				
<i>Littorina littorea</i> Strandsnegl	————→																				
<i>Facelina auriculata</i> Nakensnegl	—————→																				
Ekskrementhauger av polychaeter	—————→																				
På boblebane:																					
<i>Pomatoceros triqueter</i> Trekantmark	————→																				
<i>Sabella pavonia</i> Rørmark	=====→																				
<i>Protanthea simplex</i> Sjøanemone	=====→																				
<i>Bolocera tuedia</i> Sjøanemone	Ikke substrat •																				
<i>Ciona intestinalis</i> Sjøpung	Ikke substrat →																				
<i>Metridium senile</i> Sjønellik	→																				
<i>Tealia felina</i> Fjæresjørose	•																				
<i>Sagartia troglodytes</i> Sjøanemone	→																				
<i>Geodia baretii</i> Svamp	•																				

Fig. 27 forts.

Vertikalutbredelse for fauna

Stasjon: 5 Moholmen

Dato: 27/8-75

Utløpet av hovedkloakken

Belning	Svak		Bratt																						
	Leire m detritus		Fjellhyller												Løs leire m rasfare										
Art	Dyp i m		0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40		
<i>Mytilus edulis</i>			→																						
Blåskjell			→																						
<i>Macoma baltica</i>			→																						
Rødskjell			→																						
<i>Littorina littorea</i>			•																						
Strandsnegl																									
<i>Asterias rubens</i>			—————→																						
Korstroll																									
<i>Protanthea simplex</i>	Sikt-		—————→																						
Sjøanemone	bar-																								
<i>Tealia felina</i>	het		—————→																						
Fjæresjørose																									
<i>Sabella pavonia</i>	svært		—————→																						
Rørmark	dårlig																								
<i>Henricia</i> sp.			•																						
Blodhenrik																									
<i>Virgularia mirabilis</i>			•																						
Sjøfjær																									

Fig. 27 forts.

Vertikalutbredelse for fauna

Stasjon: 6 Andfiskåen/Lundenget

Dato: 27/8-75

Helning	Svak		Moderat																			
	Fin sand Sykler etc.		Fin sand leire	Tettpakket leire																		
Art	Dyp i m	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40
<i>Macoma baltica</i>		→																				
Rødskjell																						
<i>Polydora</i> sp.		⇒																				
Rørmark																						
		Intet liv observert										Ikke undersøkt										
		Siktbarhet dårlig										Siktbarhet svært dårlig										

Fig. 27 forts.

Vertikalutbredelse for fauna

Stasjon: 7 Rauberget

Dato: 26/8-75

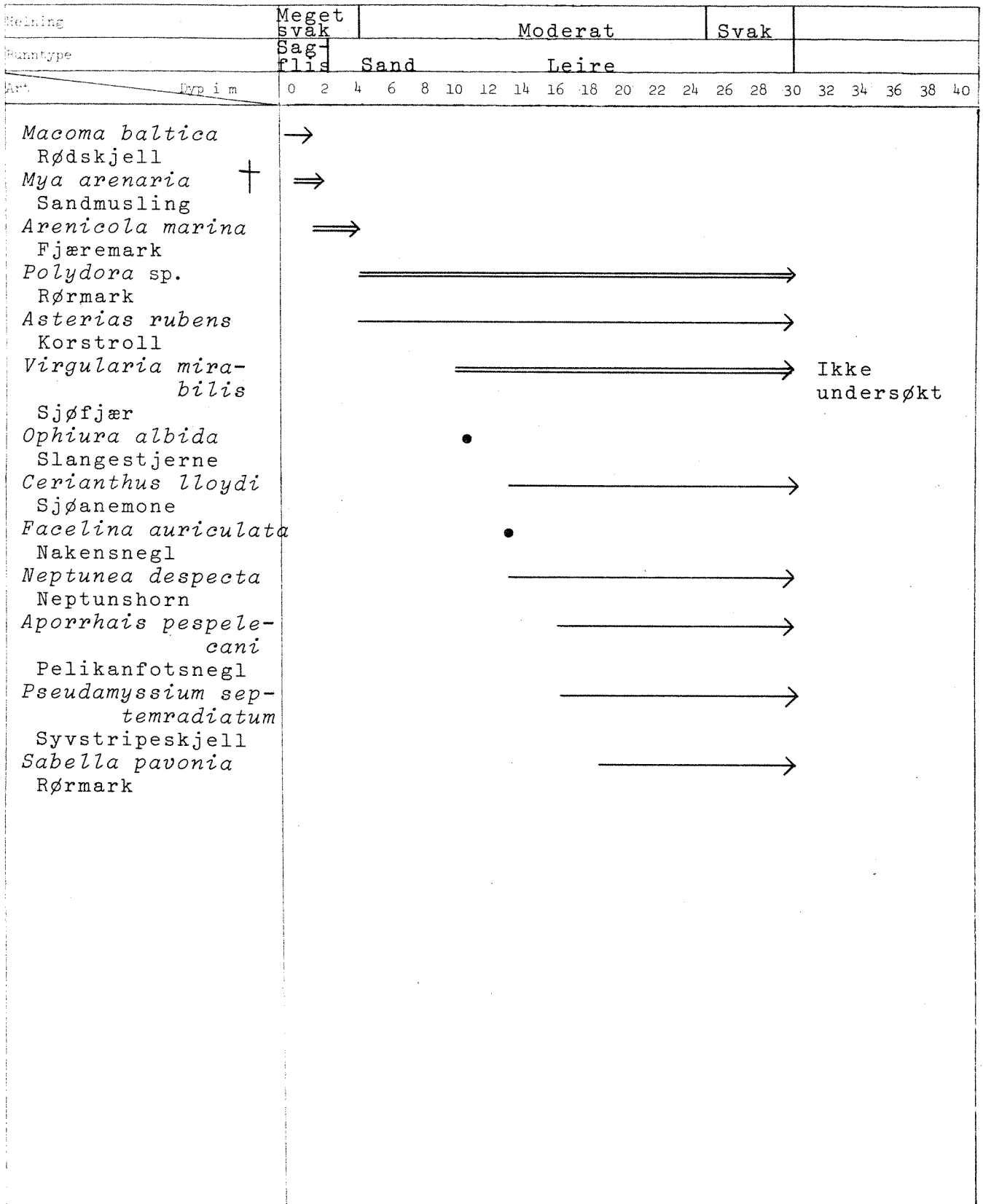


Fig.27 forts.

Vertikalutbredelse for fauna

Stasjon: 9 Bjørnbærviken

Dato: 28/8-75

Helning		Meget svak										Ingen										
Bunnstype		Fjell og stein										Sand og leire m små stein										
Art	Lyp i m	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40
<i>Mytilus edulis</i>	Blåskjell	→→																				
<i>Littorina litorea</i>		→																				
Strandsnegl																						
<i>Mya arenaria</i>	Sandmusling	—————→																				
<i>Macoma baltica</i>	Rødskjell	→																				
<i>Arenicola marina</i>	Fjæremark	→																				
<i>Asterias rubens</i>	Korstroll	—————→										Ikke undersøkt										
<i>Aporrhais pespelecani</i>		—————→																				
Pelikanfotsnegl																						
<i>Cyprina islandica</i>	Kuskjell	—————→																				
<i>Sabella pavonia</i>	Rørmark	—————→																				
<i>Virgularia mirabilis</i>		—————→																				
Sjøfjær																						
<i>Pectinaria auricoma</i>	Rørmark	•																				
<i>Ophiopholis aculeata</i>		•																				
Slangestjerne																						
<i>Serpula vermicularis</i>	Rørmark	•																				
<i>Corbula gibba</i>	Toppsnegl	•																				
<i>Anomia squamula</i>	Kneskjell	•																				
<i>Modiolus modiolus</i>	O-skjell	••																				
Svamp indet		—————→																				
<i>Neptunea despecta</i>	Svamp											•										
Neptunshorn																						
<i>Calliactis parasitica</i>												•										
Parasittsjørose																						
<i>Polydora sp.</i>	Rørmark											→										

Vertikalutbredelse for fauna

Stasjon: 10 Skjaanes

Dato: 27/8-75

Helning	Meget svak												Svak															
	Sand og Leire med stein																											
Runntype	stein																											
Art	Dyp i m	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40						
<i>Mytilus edulis</i> Blåskjell		→→																										
<i>Mya arenaria</i> Sandmusling		→																										
<i>Littorina littorea</i> Strandsnegl		•																										
<i>Balanus improvisus</i> Skipturr		→																										
<i>Asterias rubens</i> Korstroll		—————→																										
<i>Buccinum undatum</i> Kongssnegl		•																										
<i>Neptunea despecta</i> Neptunshorn														Ikke														
<i>Calliactis parasitica</i> Parasittsjørose														undersøkt														
<i>Modiolus modiolus</i> O-skjell		•																										
<i>Pomatoceros triquetus</i> Trekantmark		•																										
<i>Spirorbis borealis</i> Posthornmark		•																										
<i>Sabella pavonia</i> Rørmark		—————→																										
<i>Ophiura albida</i> Slangestjerne		-----→																										
<i>Virgularia mirabilis</i> Sjøfjær		→→→→→																										
<i>Pagurus sp.</i> Eremittkreps		•																										

Vertikalutbredelse for fauna

Stasjon: 11 Alteren

Dato: 28/8-75

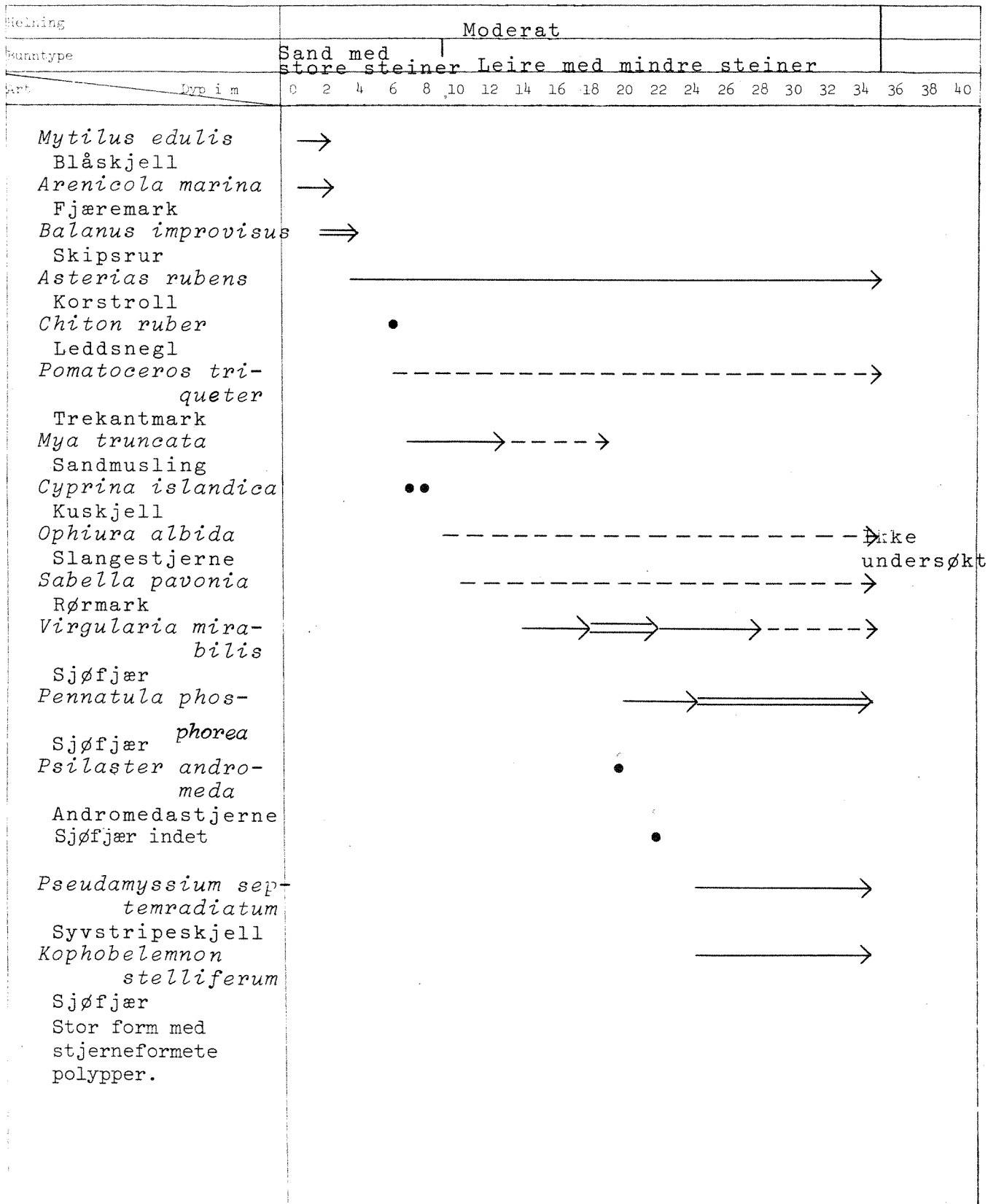
Helning	Moderat																						
	Fjell stein	og	Sand og leire																				
Bunntype																							
Art	Dyp i m		0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40
<i>Mytilus edulis</i> Blåskjell		⇒																					
<i>Littorina littorea</i> Strandsnegl		→																					
<i>Arenicola marina</i> Fjæremark		→																					
<i>Mya arenaria</i> Sandmusling		→																					
<i>Cyprina islandica</i> Kuskjell		→																					
<i>Asterias rubens</i> Korstroll		→																			Ikke		
<i>Sabella pavonia</i> Rørmark		→																			undersøkt		
<i>Neptunea despecta</i> Neptunshorn		→																					
<i>Calliactis para-</i> <i>sitica</i> Parasittsjørose		---																					
<i>Modiolus modiolus</i> O-skjell		→																					
Svamp indet		---																					
Svamp		→																					
<i>Pectinaria auri-</i> <i>coma</i> Rørmark		•																					
<i>Ditrupa arietina</i> Rørmark		•																					
<i>Polydora sp.</i> Rørmark		→																					
<i>Balanus balanus</i> Steinrur		→																					
<i>Virgularia mirabi-</i> <i>lis</i> Sjøfjær		⇒																					

Fig. 27 forts.

Vertikalutbredelse for fauna

Stasjon: 13 Grønvikneset, Sørfjorden

Dato: 26/8-75



Ikke undersøkt

Strendene var dekket med et svart belegg.

Makroskopiske dyr ble ikke funnet. Overflatevannet (ca. 0-4 m dyp) var kraftig forurenset av ulike typer industriutslipp, vesentlig fra Koksverket. I dette dybdeintervallet ble det på bunnen ikke funnet annet enn svart koksstøv uten liv. Mellom 4.5 og 5.5 meter ble det funnet levende blåskjell på restene av en gammel bryggepåle. Videre ble det mellom 5 og 7 meter funnet 3 små eksemplarer av vanlig korstroll og en tynn bestand av rørmark, *Polydora* sp. Videre nedover fra 7 m skrånte bunnen raskt nedover i et rasområde, og makroskopisk liv ble ikke observert.

Stasjon 3, Ånes, ved utløpet av Ranaelven er tydelig ferskvannspåvirket. Her fantes intet synlig liv i de øverste 2 meter. Mellom 3 og 6 m fantes bare korstroll, skipsrur, blåskjell og vanlig strandsnegl, alt sammen fjærearter som er kjent for å tåle nedsatt saltholdighet og vekslende miljøforhold. At de her ikke gikk helt opp i fjæra, men først fantes fra 2 m, må tilskrives en submergenseffekt pga. at overflatevannet er for ferskt. På 6 m fantes et skille i faunaen. Faunaen var her meget fattig, og nedenfor 11 m fantes bare ekskrementhauger av polychaeter (børstemark). Dette har muligens sammenheng med høy sedimenteringshastighet og med substratet som besto av sand og leire, da det på boblebanen av jernrør, som krysser sundet på dette stedet, fantes en relativt rikholdig hardbunnsfauna, dominert av rørmarken *Sabella pavonia* og sjøanemonen *Protanthea simplex*. Dette tyder på vannmasser med god tilførsel av detritus fra høyereliggende lag og ikke for mye strøm. Også sjøpungen *Ciona intestinalis* og sjønellikken *Metridium senile* fantes men ikke i slike mengder at de kan nyttes som indikasjon på vannkvaliteten.

Stasjon 5 lå utenfor utløpet av hovedkloakken fra Mo i Rana. Kloakken kom ut i form av overflateutslipp, og siktbarheten i de øverste fire metrene var sterkt nedsatt. De dyr og planter som ble registrert i de øverste fire metrene ble funnet ved å famle langs bunnen. Under fire meter var vannet klart, men totalt mørke pga. av de øverste metrene med

ugjennomsiktig vann gjorde det nødvendig å bruke kunstig lys. Faunaen var fattig. Mellom 4 og 12 meter fantes bare vanlig korstroll, *Asterias rubens*. Mellom 12 og 18 meter ble det ikke funnet makroskopisk liv. Mellom 18 og 25 meter fantes de to sjøanemonene *Protanthea simplex* og *Tealia felina* og rørmarken *Sabella pavonia*, men ikke i slike mengder at det gir grunnlag for andre uttalelser om vannkvaliteten enn en rikelig tilførsel av organiske og uorganiske partikler. Bunnen var hele veien dekket av et tykt lag avsetninger. Nedenfor 25 m besto bunnen av løs leire med rasfare. Av andre arter enn de nevnte ble det bare gjort to enkeltfunn av en blodhenrik (sjøstjerne) og en sjøfjær. Samlet vurdert viste stasjonen en tydelig lokal påvirkning av hovedkloakken fra Mo.

Stasjon 6 ligger like vest for Andfiskåen flotasjonsanlegg, hvor flotasjonsavgangen kommer ut i form av overflateutslipp. Dette gir et stort partikkelinnhold i vannet. I de øvre 4 m ble det kun funnet enkelte rødskjell, *Macoma baltica*. Mellom 4 og 7 m var bunnen dominert av rørmarken *Polydora* sp. (antakelig *P. ciliata*). Denne arten er motstandsdyktig mot de fleste former for forurensning og finnes ofte i områder med høy sedimenteringshastighet og stort partikkelinnhold i vannet. Annen fauna ble ikke funnet. Nedenfor 7 m besto bunnen av tettpakket leire uten makroskopisk liv. Siktbarheten var dårlig. Nedenfor 18 m ble siktbarheten ytterligere forverret og registreringen ble avsluttet.

Også denne stasjonen bar preg av et sjikt med vann av nedsatt saltholdighet i de øverste 4 m. Ellers var det tydelig at avgangen fra flotasjonsanlegget, som gikk rett i sjøen, sprer seg utover bunnen og utgjør et uegnet substrat for de fleste dyrearter. Området hadde også gjennom en tid vært benyttet som dumpeplass for fast avfall. Det ble foruten hermetikkbokser og annet skrot funnet komfyrer, kjøleskap, sykler, barnevogner og et bilvrak. Disse gjenstandene vil hvor det ellers er bløtbunnsfauna ofte kunne danne vokseplasser for hardbunnsfauna. De observerte gjenstander var imidlertid alle dekket med fint mudder (flotasjonsavgang) og intet liv ble funnet.

Stasjon 7, Rauberget, var ned til 4 m dominert av sandmusling og fjæremark. I tillegg finnes også rødskjell.

På 4 m endret faunaen sammensetning. Artene ovenfor gikk ut og nye kom inn. Mellom 4 og 30 m var faunaen dominert av *Polydora* sp. Fra 10 m kom også sjøfjæren *Virgularia mirabilis* inn i stort antall. Skillet på ca. 4 m henger sannsynligvis primært sammen med nedsatt saltholdighet i overflate-laget.

Verdt å merke seg er den tette bestanden av fjæremark og av døde sandmuslinger. De siste sto rett opp og ned i sanden med begge skallhalvdelene på plass. Dette kan henge sammen med en plutselig endring av vannkvaliteten, saltholdigheten eller forurensningspåvirkning.

Nedenfor 4 m var forholdene mindre variable. Den registrerte masseforekomst av *Polydora* sp. sammen med artsfattigdom fra ca. 4-10 m dyp er en forurensningsindikasjon. Med økende dyp øker imidlertid antallet arter.

De fleste sjøfjærene, så også *Virgularia mirabilis* foretrekker svakt strømmende vann.

Stasjon 9 ligger i Bjørnebærviken. En tett bestand av store blåskjell og store strandsnegler ned til 4 m tyder på god næringstilgang. Alt i alt syntes vekstbetingelsene for blåskjell og strandsnegler å være bedre her enn på de indre stasjonene, hvor forekomst av disse artene var spredt og tilfeldig. Sandmusling og rødskjell fantes både over og under 4 m, sandmuslingen helt ned til 18 m, hvor terrenget flatet ut. Ellers kom flere arter inn med økende dyp. Også her fantes sjøfjæren *Virgularia mirabilis*, men den dominerte ikke faunaen over noe dybdeintervall, slik som på forrige stasjon. Dette kan ha sammenheng med at den for sjøfjærene gunstige svake strøm er nedsatt på grunn av at stasjonen ligger inne i en bukt.

Stasjon 10, Skjaanes

Blåskjell og skipsrur fantes ned til 4 m og indikerer næringsrikt vann med noe nedsatt saltholdighet. Mellom 3 og 4 m var blåskjellene totalt dominerende i faunaen. På 4 m sluttet de brått. Faunaen videre nedover var relativt artsfattig, noe som antakelig kan tilskrives substratet. Sjøfjæren *Virgularia mirabilis* fantes mellom 14 og 30 m og dominerte faunaen mellom 16 og 24 m. Dette kan tyde på svak strøm i området.

Stasjon 11, Alteren

Mellom 1 og 3½ m ble faunaen dominert av store blåskjell. Mellom 3 og 4 m fantes også flere andre arter, som alle ble brått borte fra 4 m, hvor faunaen endret karakter, antakelig som følge av høyere gjennomsnittlig og mindre variabel saltholdighet. Rørmarken *Sabella pavonia* fantes mellom 9 og 30 m, men ikke i slike konsentrasjoner at observasjonen kan nyttiggjøres til å bedømme vannkvaliteten. Derimot dominerer sjøfjæren *Virgularia mirabilis* faunaen mellom 15 og 25 m.

Stasjon 12, Kalvhagneset

Dette er den ytterste av stasjonene i Ranafjorden. Faunaen i brakkvannslaget skilte seg ikke markert ut som på stasjonene lengre inne i fjorden. Grensen så ut til å ligge på ca. 3½ m. Nedenfor fantes et større antall arter, deriblant flere som ikke ble funnet på de indre stasjonene. Ingen arter dominerte faunaen, men stasjonen bød på et variert utvalg av ulike arter rørmark som gir grunn til å anta at også denne stasjonen byr på svak strøm og god næringstilgang. *Virgularia mirabilis* fantes mellom 7 og 25 m.

Stasjon 13, Grønvikneset, Sørfjorden

Denne stasjonen ble lagt til Sørfjorden for å tjene som referansestasjon for stasjonene i Ranafjorden.

Topografi og substratforhold atskilte seg ikke vesentlig fra de foregående stasjonene. Særegent for stasjonen var den kraftige dominansen av skipsrur, *Balanus improvisus*, ned til 4 m. Dette kan indikere strøm og vekslende saltholdighet.

Nedenfor 4 m endret faunaen karakter i samsvar med endringen i vannforholdene. Den kraftige dominansen av sjøfjær tyder vanligvis på god bevegelse i vannmassene. Mellom 18 og 22 m dominerte *Virgularia mirabilis* og fra 25 m og ned til 35 m, hvor registreringen sluttet, dominerte *Pennatula phosphorea*. Ellers fantes *Kophobelemmon stelliferum* og en ikke artsbestemt sjøfjær. *Kophobelemmon* foretrekker kaldt vann. Det ble også gjort et enkeltfunn av den kaldevannstenoterme sjøstjernen *Psilaster andromeda*.

Konklusjon

Alt i alt synes grunnavannsfauaens vertikalfordeling i første rekke å være påvirket av den lave og til dels vekslende saltholdigheten som en har i Nordranas overflatevann (3-5 m dypt) gjennom kortere eller lengre perioder (jfr. fig. 6). I sonen under lavvannsnivå (sublittoralsonen) spiller temperatur og isskuring mindre rolle, mens strøm og vannbevegelse har en viss effekt.

Lokalt ved de større utslipp av industrielt og kommunalt avløpsvann var faunaen tydelig skadelidende pga. nedslamming og ustabile bunnsedimenter (utrasing). Fravær av fauna var spesielt påfallende i Gullsmedvika og utenfor oppredningsverket ved Andfiskåa. I tillegg er det mulig at giftvirkninger kan spille en rolle uten at det er mulig å knytte dette til en bestemt avfallskomponent.

I de sentrale deler av Nordrana skiller ikke faunaen seg påviselig fra referansestasjonen i Sørfjorden med den relativt grove registreringen som her er gjort.

6.3 Metaller i alger og dyr

Innledning

Vannmassene i fjorder og estuarer med trange utløp vil ofte inneholde høyere konsentrasjoner av metaller enn havvannet utenfor, hvor det foregår en rask fortykning. For å kunne få tallfestet gode estimater av tungmetallnivåene i sjøvannet, er det nødvendig med et stort antall prøver til kjemisk analyse. Dette fordi metallkontamineringen er svært variabel, likeledes strøm- og vindforholdene.

Bruk av indikatororganismer til påvisning av metallbelastning har derfor vært benyttet i en rekke arbeider (Butterworth et al., 1972, Preston et al., 1972, Bryan & Hummerstone 1973b, Fuge & James, 1973 og Haug et al., 1974). Valg av indikatororganismer kan ofte være vanskelig. Imidlertid bør slike organismer tilfredsstillende flere krav: De bør være fastsittende, alminnelig utbredt, representative for lokaliteten, lette å samle, tolerere brakkvann og høye konsentrasjoner av tungmetaller (Haug et al., 1974). Dessuten bør artene være lette å identifisere. Et annet viktig poeng er at indikatororganismen bør ha en stor oppkonsentrering av metallene, og videre bør det være en god korrelasjon mellom metallinnholdet i indikatororganismen og vannet.

Vanlig brun tang (fucaceer) som vokser i strandsonen har vist seg å være gode indikatorer på metallbelastningen både i britiske og norske kystområder (Preston et al., 1972, Nickless et al., 1972, Bryan & Hummerstone, 1973, Haug et al., 1974 og Myklestad et al., 1976). Metallkonsentrasjonene i algene gjenspeiler således et tilnærmet gjennomsnitt av metalltilførslene til de omgivende vannmasser (Fuge & James, 1973).

Blåskjell, O-skjell og andre muslinger har også vært viet oppmerksomhet (cf. Andersen 1973, Graham 1971, Nickless et al. 1972, Topping 1973, Wolf 1975, Darracott 1975, Nielsen & Nathan 1975, Lunde 1970a, 1973). Disse har interesse både som indikatororganismer og fordi de utgjør en matressurs.

Formålet med å analysere et lite antall skjell- og tangprøver på tungmetaller, var således på en enkel måte å få en orientering om eventuelle metallforurensninger i området.

Materiale og metoder

Syv algeprøver fra stasjonene B6, B9, B12 og B13 (4 prøver av *Fucus vesiculosus* (blåretang) og 3 prøver av *Ascophyllum nodosum* (grisetang) ble analysert på metallene kopper, sink, kadmium, arsen, kvikksølv og bly. Prøvene ble tørket ved 50°C og finpulverisert i kulemølle. Kvikksølv ble analysert med atomabsorpsjon, de øvrige elementer med røntgenfluorescensspektrometri.

De samme metallene ble analysert i 6 prøver av muslinger og fisk. Materialet ble frysetørret og prøvene dels oppsluttet med sterke syrer, dels forasket. Analysene er utført med atomabsorpsjon og resultatene uttrykt som µg/g tørrvekt.

Resultater

I tabell 13 foreligger resultater fra metallanalysene i fastsittende alger, skjell og fisk.

Tabell 13 . Metaller i fastsittende alger, skjell og fisk
($\mu\text{g/g}$ tørrvekt)

		Pb	Cu	Cd	Zn	Hg	As
<i>Ascophyllum nodosum</i>	st.B6	154	81	< 3	1140	0.033	60
"	st.B9	< 3	20	< 3	380	0.017	33
"	st.B12 ^x	< 3	24	< 3	500	0.025	30
<i>Fucus vesiculosus</i>	st.B6	207	32	6	1100	0.022	60
"	st.B9	13	16	5	500	0.020	37
"	st.B12	7	15	7	435	0.026	32
"	st.B13	< 3	14	6	280	0.010	16
0-skjell (<i>Modiolus</i>)	st.B9	130	33	6	460	1.4	2
"	st.B12	190	42	10	1670	1.1	3.5
Blåskjell (<i>Mytilus</i>)	st.B9	45	15	2	270	0.7	5
Sei		0.6	2	<0.5	33	1.0	1.5
Torsk		0.4	0.6	<0.5	25	0.9	1
Ørret		0.7	1.3	<0.5	35	1.2	2

^x Merkingen var utvisket. Vi antar at den stammer fra st.B12.

Diskusjon

I flere arbeider er det anslått øvre grense for normalinnhold av metaller i alger (Haug 1972, Kim 1972, Lande 1973, Hägerhäll 1973, Haug et al. 1974). Bakgrunnsintervallene for kopper, sink, kadmium, kvikksølv og bly er antatt å være for forskjellige alger henholdsvis 5-20, 30-150, <3, <0.2 og <10 $\mu\text{g/g}$ tørrvekt (ppm).

Selv om en tar i betraktning de relativt store feilmarginer en må operere med på et så lite prøvemateriale, er det en tydelig tendens i analyseresultatene. St.B6 utpeker seg som en lokalitet med sterk belastning av bly, sink og kopper. Særlig synes blykonsentrasjonene å ligge på et høyt nivå, ca. 15-20 ganger større enn de høyeste bakgrunnsnivåer. Algene på de øvrige undersøkte lokaliteter synes å ha en noe høy anrikning av sink og muligens av kadmium (i det minste i blæretang). For de øvrige metaller er det bare funnet normalverdier. Ingen av algeprøvene viste tegn på kvikksølvbelastning. Likledes lå arsenkonsentrasjonene innenfor normalintervallene for de to tangarter som er analysert (jfr. Lunde 1970 b og 1972).

Av dyreorganismene viste O-skjell og blåskjell svært høye bly-konsentrasjoner, til dels også noe høy sink-konsentrasjon. Det skal imidlertid nevnes at en har lite av referanseverdier. Ellers var metallkonsentrasjonene i skjell og fisk normale. Prøvene av blåskjell og O-skjell ble tatt lenger ut i fjorden der algene ikke viste unormale bly-verdier. Det ligger nær å anta at blyet her hovedsaklig var bundet til partikler som skjellene filtrerer fra vannet og spiser, mens algene må antas å ta opp først og fremst løst metall.

Få alger synes å ta skade av høye metallkonsentrasjoner. Således er det ikke rapportert at de to tangartene, som er undersøkt i Ranafjorden, har vist noen effekter av metallbelastning. Imidlertid kan høye metallnivåer i benthosalger og skjell indikere fare for andre organismer i området.

Metallinnholdet i organismer og spesielt bly-innholdet i blåskjell og O-skjell bør undersøkes nærmere.

7. EFFEKTIVURDERING PÅ BAKGRUNN AV UTSLIPPSMENGDER OG FORTYNNING

Biologiske virkninger av forurensningskomponenter kan primært deles i giftvirkninger (dødelige eller skadelige), gjødselseffekter og virkninger som skyldes andre forandringer i organismenes miljø (f.eks. nedslamming, svekking av lyset og oksygenforbruk).

Giftvirkningen av et stoff henger sammen med konsentrasjonen av den giftigste form av stoffet oppløst i vannet, i partikler, i fødeorganismer eller i bunnsedimentet. Den enkelte organisme har en viss toleranse overfor de fleste giftstoffer. Mao. det finnes en nedre grense for skadeeffekter.

Giftvirkningen er også avhengig av belastningens varighet. For kortere tid kan organismene derfor tåle en konsentrasjon som ved kronisk belastning ville gitt skadeeffekter.

Når to eller flere giftstoffer opptrer sammen i skadelige konsentrasjoner vil skadene oftest bli større enn når de opptrer i de samme konsentrasjoner hver for seg. Økningen i giftvirkning er i mange tilfeller additiv. Dette betyr at en kan få et uttrykk for sammensetningens giftighet ved å summere bidragene fra enkeltkomponentene.

Det kan også forekomme mer-enn-additivt samvirke (synergisme), mindre-enn-additivt samvirke og tilfeller der stoffene svekker virkningen av hverandre (antagonisme).

For å kunne bestemme nedre konsentrasjonsgrense for skadeeffekter på et organismsamfunn burde en ideelt sett gjøre forsøk over lang tid med den aktuelle blanding av forurensningskomponenter. Men viktig informasjon kan en få ved å gå ut fra forsøk med enkeltorganismer og enkeltstoffer.

Gjødselvirkning av forurensning i sjøen beror på at enkelte komponenter kan være minimumsfaktor for algeproduksjonen i området. Dette gjelder særlig nitrogen- og fosforforbindelser. Tilførsel av disse forbindelser kan føre

til at vannet blir uklart og at en får økt vekst av grønske på strendene.

Akutt oksygenforbruk kan opptre ved utslipp av lett nedbrytbart organisk materiale og andre stoffer som oksyderes relativt raskt i sjøvannet. Dypvannet har ofte relativt lang oppholdstid i våre fjorder. Her vil også mer tungt nedbrytbart organisk materiale og nedbrytningen av planteplankton produsert i de øvre vannlag legge beslag på oppløst oksygen.

I det følgende har en vurdert giftvirkningen av ammonium, cyanid, fenoler, hydrogensulfid, kopper og sink fra jernverkets hovedkloakk og fra koksverket. Videre har en vurdert det akutte oksygenforbruk fra de samme kilder, virkningen av suspendert stoff, mangan og jern og endelig gjødselsvirkningen av nitrogen- og fosforforbindelser.

7.1 Fortynningsberegninger

Disse er utført for Nordrana under ett på bakgrunn av den beregnede brakkvannstransporten ut fjorden (kap.4). For nærområdet omkring Mo har en funnet det tjenlig på den ene side å gå ut fra et maksimalt fortynningsvolum som tilsvarer 1/10 av brakkvannstransporten i fjorden om vinteren (kap.4). På den annen side har en gått ut fra en nedre skranke for fortynningsvolumet som er framkommet ved å anta at de totale tilførsler av industrielt avløpsvann er eneste kilde til ferskvann i brakkvannslaget ved Mo om vinteren. Gjennomsnittlig ferskvannandel i perioden 22.11-5.5 var 0.24. Dette gir et årlig fortynningsvolum på ca. $500 \times 10^6 \text{ m}^3$ brakkvann. Selv om det resulterende konsentrasjonsintervallet blir stort, og bedømmelsen av effekter derfor usikker, skulle en få fram eventuelle tilfeller av stor fare for skadeeffekter eller klart fravær av slike. Tall for tilførslene av de enkelte forurensningskomponentene er tatt fra sammenstillingen utført av NIVA (1977a).

Ved beregningen av oksygenforbruk har en bare tatt med stoffer som må antas å bli oksydert forholdsvis raskt, dvs. cyanid, fenoler og hydrogensulfid. Det er ukjent i hvilken grad avløpsvannet fra jernverket har et korttids oksygenforbruk. For omregning til oksygenforbruk har en brukt følgende vekt-faktorer:

cyanid = 0.61 ($2\text{CN}^- + \text{O}_2 \rightarrow 2 \text{OCN}^-$)

fenoler = 2.3 (gjelder fenol, jfr. Price et al., 1974)

hydrogensulfid = 1.88 ($\text{H}_2\text{S} + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{H}_2\text{SO}_4$)

Resultater basert på disse 3 komponenter er presentert som "minimum" i tabell 14. "Øvre skranke" er framkommet ved å legge til det oppgitte KOF fra jernverkets hovedkloakk.

Tabell 14 . Konsentrasjoner¹⁾ av forurensningskomponenter basert på utslipps- og fortynningsberegninger (mg/liter)

Komponent	Nordrana	Nærsonen ved Mo	
		Min.	Øvre skranke
Ammonium (som NH_3)	0.047	0.47	2.7
Cyanid (som CN)	0.004	0.045	0.25
Fenoler totalt	0.002	0.018	0.10
Monofenoler	0.001	0.011	0.06
Hydrogensulfid (som H_2S)	0.013	0.14	0.76
Oksygenforbruk (som O)			
Minimum	0.055 ³⁾	0.32	1.8
Øvre skranke	0.123 ³⁾	1.0	5.7
Kopper	0.00034	0.0034	0.019
Sink	0.0025	0.025	0.14
Mangan	0.013	0.13	0.73
Jern	0.14	1.4	8.4
Suspendert tørrstoff ²⁾	0.53	5.3	30
Nitrogenforbindelser ²⁾ (som N)	0.071	0.50	2.9
Fosforforbindelser ²⁾ (som P)	0.004 ³⁾	0.022	0.12

- 1) I Virkeligheten vil konsentrasjonene sannsynligvis være lavere, avhengig av nedbrytning, sedimentering og andre forhold i sjøen, forutsatt at beregningsgrunnlaget er tilstrekkelig nøyaktig (jfr. diskusjonen av de enkelte stoffer).
- 2) Bakgrunnsnivået i innstrømmende sjøvann er ikke medregnet.
- 3) Inkludert tilførsler fra naturlig avrenning, jordbruk og befolkning i nedbørfelt R1 (Ranaelva+Mo).

7.2 Vurdering av skadevirkning

7.2.1 Ammonium

Under naturlige forhold frigis ammonium i sjøvann ved nedbrytningen av organisk materiale. I fjordstrøk kan også betydelige mengder tilføres med regn- og elvevann. Ammonium oksyderes av mikroorganismer til nitritt (NO_2^-) og videre til nitrat (NO_3^-) (nitrifisering) i oksygenholdig sjøvann. Resultater referert av Vaccaro (1965) indikerer at nitrifiseringsprosessen er relativt langsom.

Ved nedbryting av planktonmateriale tok det ca. 1 mnd. fra ammonium maks. til nitritt maks. og ca. 1-2 mnd fra nitritt maks. til nitrat maks.

I tillegg til nedbrytning vil en i sommerperioden ha et opptak av ammonium i planteplankton. Men med den relativt korte oppholdstiden som er beregnet for brakkvannet i fjorden, gjør en antakelig ikke noen stor feil om en betrakter ammonium fra Koksverket som stabilt innen Ranafjorden.

De beregnede konsentrasjoner i tabell 14 skulle derfor gjelde som estimat.

Ikke-jonisk ammoniakk (NH_3) som er den langt giftigste formen, står i likevekt med ammoniumjoner, NH_4^+ , i vannet. Denne likevekten er sterkt pH-avhengig. Ifølge EIFAC (1970) gjelder sammenhengen

$$\text{prosent ikke-jonisk ammoniakk} = \frac{100}{1 + \text{antilog}(pka - pH)}$$

, der pka = den negative logaritmen til jonasjonskonstanten.

Jonasjonskonstanten er temperaturavhengig slik at:

Temperatur ^o C	5	10	15	20	25
pka	9.90	9.73	9.56	9.40	9.25

Ifølge EIFAC (1970) er likevekten også avhengig av jonestyrken til løsningen, slik at en i sjøvann har ca. 25% høyere andel av ikke-jonisk ammoniakk enn i

ferskvann ved samme pH og temperatur. Tar en som utgangspunkt en pH på 8.0 og en temperatur på 15°C, som kan være aktuelt om sommeren, gir dette 2.7% ikke-jonisk ammoniakk av den totale ammonium-konsentrasjonen. Dette er en rimelig maksimumsverdi for brakkvannet i Nordrana. I avfallsvannet fra koksverket med pH 9 og temperatur 15°C blir tilsvarende prosent-tall 22. Ved innblanding i sjøvannet vil pH gå ned og ammoniumlikevekten raskt innstille seg på et lavere ammoniakk/total ammonium-forhold.

Opplysninger om giftvirkningen av ammonium er vesentlig hentet fra EIFAC (1970), EPA (1972) og Spotte (1970).

Spotte (1970) refererer forsøk med lakseyngel der mindre enn 0.02 mg/l ikke-jonisk ammoniakk ga skader på gjellefilamentenes hudlag. Ved pH 8 og 15°C svarer dette til total ammoniumkonsentrasjon på ca. 0.5 mg/l. Ifølge EPA (1972) vil konsentrasjoner av ikke-jonisk ammoniakk på 0.4 mg/l eller høyere bety en fare for marine organismer, mens verdier lavere enn 0.01 mg/l betyr minimal risiko for skadeeffekter. Siden saltholdigheten i Ranafjordens overflatevann oftest er svært lav, er det også aktuelt å se på EPAs anbefaling for ferskvann. Her anbefales at ikke-jonisk ammoniakk ikke overskrider 0.02 mg/l noen tid eller sted. Både i ferskvann og sjøvann kan biotester vise at det er ønskelig med lavere grenser i det enkelte tilfelle.

EIFAC (1970) konkluderer med at en må ned i 0.025 mg NH₃/l (ikke-jonisk) for å unngå skadeeffekter på laksefisk. Dette er den mest studerte gruppen. Andre ferskvannsfisk og et krepsdyr har vist liknende toleranse.

Diskusjonen ovenfor er oppsummert og konkretisert i tabell 15.

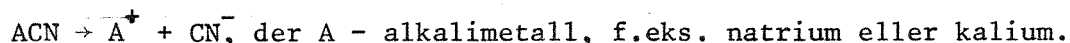
Tabell 15. Konsekvenser av økte ammoniumkonsentrasjoner (mg NH₃/l)

Virkning	Ammoniakk, ikke-jonisk	Total ammonium, pH 8, 15°C
Fare for marine organismer	0.4	15
Ikke registrerte skader på laksefisk	0.025	0.93
Minimal risiko for skadeeffekter på marine organismer	0.010	0.460

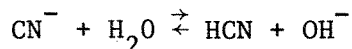
Sammenlignet med de estimerte konsentrasjoner av ammonium i Ranafjorden, er størstedelen av Nordrana utenfor fare når det gjelder giftvirkning av ammonium. I nærsonen, omkring Mo, kan det imidlertid være fare for skadeeffekter på fisk i brakkvannssonen, avhengig av de aktuelle fortynningsforhold.

7.2.2 Cyanid

Enkle alkalicyanider vil i vann dissosiere ifølge:



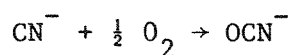
I vann vil cyanidioner hydrolysere etter følgende likning:



I sur og nøytral løsning vil likevekten være forskjøvet mot høyre, og cyanid kan unnvike fra løsningen som gassformig hydrogencyanid, særlig hvis løsningen luftes. Først ved pH 7.5 vil cyanidionet CN^- begynne å dannes. Ved pH 9.2 er fordelingen 50% av CN^- og 50% HCN, og ved pH 12 vil praktisk talt alt cyanid foreligge som CN^- . I pH-intervallet 7-8, som er mest aktuelt for sjøvann, vil 96-99% av det frie cyanidet foreligge som HCN. Dette er den giftigste formen (EPA, 1972).

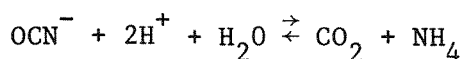
Cyanid kan også opptre i vann som komplekse forbindelser med metaller. De vanligste er alkali-metallcyanidene som normalt kan uttrykkes med den generelle formelen $A_y M(CN)_x$. A er her enten natrium, kalium eller ammonium, mens M kan være et metall som jern, kadmium, kopper, sink og andre. Jern danner spesielt stabile komplekser med cyanid.

Cyanid er kjemisk sett relativt ustabil. Det er kjent at selv milde oksydasjonsmidler kan oksydere cyanid til det mindre giftige cyanat etter følgende reaksjonslikning:



Oksydasjonen går hurtigst ved $pH > 9$.

Cyanat kan i sur løsning hydrolyseres til karbondioksyd og ammoniakk



Biologisk nedbrytning av cyanid kan også være meget effektiv . Til tross for den antatte blokkering av cellerespirasjonen hos aerobe organismer har det vært kjent i lengre tid at cyanid lot seg praktisk talt fjerne i biologiske renseanlegg (rislefilter eller aktivslamanlegg). Det henvises bl.a. til arbeider av Gurnham (1955), Murphy & Nesbitt (1964), Nesbitt et al. (1960), Ludzack & Schaffer (1960). Howe (1970) nevner en rekke bakterier som etter akklimatisering kan omsette cyanid, foruten skjemaer for ulike nedbrytningsveier. Ved konvensjonelle metoder (aktiv slam/rislefilter) har man oppnådd fjerning eller nedbryting av konsentrasjoner på 60 mg CN/l (Ludzack & Schaffer, 1960), 150 mg/l (Brink og Thayer, 1960) og opp til 280 mg CN/l (Howe, 1970). Ved en spesiell aerob kontaktprosess har det vært benyttet en konsentrasjon på 2500 mg CN/l (Howe, 1970). Til dels har kloakkvann eller næringstilsetning vært benyttet ved siden av cyanid (Ludzack & Schaffer, 1960), men cyanid kan også være eneste karbon- og nitrogenkilde (Nesbitt et al., 1960).

Oksydasjonen av cyanid i naturlige vannmasser er lite omtalt i litteraturen. Måledata fra Herbert og Merckens (1952) som gjelder akvarievann (ferskvann) med en oppholdstid på ca. 2 timer i akvarieenheten viste svært liten (i gjennomsnitt 7.8%) nedgang i cyanid-konsentrasjonen. pH var 7.4-8.0, temperaturen 17.5°C, og cyanid-konsentrasjonene fra 70-2000 µg/l. Målinger utført i Saudafjorden utenfor Electric Furnace Products Co.Ltd.(NIVA 1974,1976a) viste at cyanid-konsentrasjonen avtok raskt fra utslippsstedet og utover. Nedgangen i cyanidkonsentrasjonen var betydelig større enn en skulle vente bare ut fra utslipps- og fortynningsdata samt den målte ammoniumkonsentrasjonen. Dette gjelder i en avstand av ca. 50-100 m fra utslippet. Mulige årsaker kan være felling og sedimentering av jern-cyanid-forbindelser, kjemisk oksydasjon eller nedbryting ved hjelp av bakterier.

Om tilsvarende forhold eksisterer i Koksverkets utslippsområde skulle en vente at cyanidverdiene var lavere enn 5 µg/l i en avstand av 0.2-1 km fra utslippet. 10 til 50 gangers fortykning uten nedbrytning ville gi en konsentrasjon på 45-230 µg/l i samme avstand. Dette illustrerer hvilken betydning nedbrytningen i sjøvannet kan ha.

Den giftgste formen av cyanid er, som nevnt, ikke-jonisk hydrogencyanid (HCN). I sjøvann vil dette være hovedformen ved siden av eventuelle metallkomplekser (spesielt med jern). Det er ikke funnet noen undersøkelse av cyanids giftighet i sjøvann.

En rekke undersøkelser i ferskvann referert av NIVA (1974) gjelder både voksne og yngel av laksefisk, andre ferskvannsfisk, krepsdyr, protozoer samt encellede og flercellede alger. Det anbefales en grense på 10 µg CN/l for å unngå skadevirkninger.

På et liknende grunnlag anbefaler EPA (1972) at det gjøres korttids biotester (96 timer) med de aktuelle vanntyper og de mest følsomme arter. Videre at man multipliserer den beregnede konsentrasjon som dreper 50% av organismene etter 4 døgn (96h LC 50) med 0.1 for å oppnå en nedre grense for skadeeffekter i det marine miljø. Uten biotester betyr konsentrasjoner lik eller høyere enn 10 µg/l en risiko for skader i det marine miljø ifølge EPA (1972), mens konsentrasjoner lavere enn 5 µg/l betyr minimal risiko for skadeeffekter. Giftighetsdataene er sammenfattet i tabell 16 .

Tabell 16. Konsekvenser av cyanid-konsentrasjoner i akvatisk miljø
(mg CN⁻/liter)

Virkning	Konsentrasjon
Fare for organismer	≥ 0.01
Ikke registrerte skadeeffekter	< 0.01
Minimal risiko for skadeeffekter på marine organismer	0.005

Sammenlignet med disse grensene skulle Nordranas sentrale og vestre deler være utenfor fare.

De hypotetiske konsentrasjoner i nærsonen ved Mo (tabell 14) forutsatt ingen nedbryting, er derimot langt høyere enn konsentrasjonene i tabell 16 .

I nærområdet utenfor Mo kan en derfor ikke se bort fra giftvirkninger av cyanid i brakkvannssonen. Omfanget vil her helt bero på det aktuelle fortynnings- og nedbrytningsforløpet.

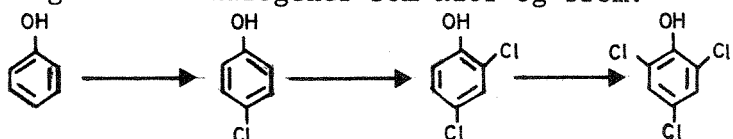
7.2.3 Fenoler

Betegnelsen fenoler omfatter mono- og disykliske aromater med en til flere hydroksylgrupper knyttet direkte til aromatningen og der de øvrige hydrogenatomer i ringen kan være substituert med forskjellige organiske grupper.



Monofenoler omfatter fenoler med en enkelt hydroksylgruppe tilknyttet bensenringen. Av disse er følgende mest aktuelle i avfallsvannet fra Koksverket:


- fenol: ingen substitusjon
- cresol: en metyllgruppe på bensenringen
- xylenol: to metyllgrupper på bensenringen

Hydroksylgruppen bevirker at bensenringen blir aktivert slik at den lett reagerer med halogener som klor og brom:



Slik kan det dannes mono- di- og polyklorerte fenoler i nærvær av fritt klor. Disse setter smak på fisk selv ved svært lave konsentrasjoner (EIFAC 1972).

Fenoler reagerer svakt surt i vann. For fenol er syrekonstanten $pK_a \approx 10$. Det vil si at ved pH 10 vil en ha ca. 50%  og 50% .

Ved pH 7-8, som er vanlig i sjøvann vil mer enn 99% av fenol være udisosiert (). pH vil derfor ikke påvirke formen av fenol i nevneverdig grad under naturlige forhold.

Rent kjemisk er fenoler relativt stabile overfor oksydasjon.

Mikroorganismer kan imidlertid bryte ned fenol relativt raskt. Price

og medarbeidere (1974) fikk 90% nedbrytning av fenol i ferskvann etter 5 døgn uten forutgående akklimatisering av mikroorganismesamfunnet. I syntetisk sjøvann (inokkulert med kloakkvann) ble det målt 55% nedbrytning etter 5 døgn og 86% etter 20 døgn. De aktuelle startkonsentrasjoner var 3-10 mg/l. Nedbrytningen gikk altså her noe langsommere enn i ferskvann.

I et biologisk renseanlegg for avfallsvann fra koksverk (Kostenbader & Flecksteiner, 1969) oppnådde man meget rask og stabil effektiv oksydering av fenol. Fenol viste seg her lettere nedbrytbart (som BOF) i forhold til slammengden (mer enn 2 kg BOF/døgn/kg slam) enn tilsvarende for kommunalt kloakkvann i andre anlegg (0.1-1 kg BOF/døgn/kg slam). Fenol må derfor betraktes som lett nedbrytbart av akklimatiserte mikroorganismesamfunn.

Det er mulig at et slikt mikroorganismesamfunn vil utvikle seg i nærheten utenfor et kontinuerlig utslipp av fenol. Teoretiske konsentrasjoner basert bare på fortykning kan derfor bli for høye og ved lengre oppholdstider (flere døgn) helt meningsløse.

Giftvirkninger av fenoler i marint miljø er lite undersøkt. I ferskvann synes laksefisk stort sett å være den mest utsatte dyregruppe overfor fenolforgiftning (EIFAC 1972). To studier referert av EIFAC (1972) viste at både fenol overfor regnbueørret og en blanding av cresoler overfor "coho salmon" (*Oncorhynchus kisutch*) hadde økt giftighet ved høy saltholdighet. Det dreide seg om en halvering av toleransegrensen ved 60-100% sjøvann.

I ferskvann konkluderer EIFAC (1972) forsøksvis med at konsentrasjonen av fenol, cresoler eller xylenoler ikke bør overstige 1.0 mg/l verken enkeltvis eller tilsammen for å sikre langtids overleving av laksefisk. Ved temperaturer lavere enn 5°C vil grensen kanskje måtte senkes til 0.5 mg/l, likeledes dersom xylenol er hovedkomponenten.

EPA (1972) har satt grensen noe lavere idet det her anbefales at grenseverdien settes til 5% av 96 h LC 50 for den mest følsomme fiskearten. Det

anbefales her at konsentrasjonen ikke noen tid eller sted overskrider 0.1 mg/l. For å beskytte andre organismegrupper enn fisk kreves forsøk med gjeldende organismer.

Ved påvirkning av klorholdig vann kan det, som tidligere nevnt, dannes klorfenoler. Følgende nedre grenser for smaksetting oppgis av EPA 1972:

Fenol:	1-10 mg/l
p-klorfenol:	0.01-0.06 mg/l
2.4-diklorfenol:	0.001-0.005 mg/l

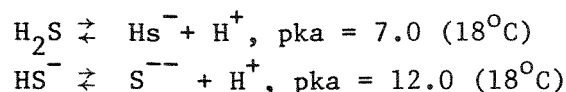
I tilfelle av klorpåvirkning må en derfor bringe på det rene i hvilken grad det dannes klorfenoler og ta hensyn til dette ved fastsettelse av grenseverdier.

En kan ikke uten videre sammenligne grenseverdiene fra EIFAC (1972) og EPA (1972) med de teoretiske konsentrasjonene for Ranafjorden siden de siste antakelig er høyere, til dels langt høyere enn det en kan vente å finne. Dette pga. nedbrytning i vannmassen. De sentrale og ytre deler av Ranafjorden synes i alle fall utenfor fare. Dette gjelder selv om det til en viss grad skulle dannes klorfenoler. I nærsonen omkring Mo er det også liten fare for påvirkning selv om man går ut fra den laveste (EPAs) grenseverdi. En forutsetning for disse konklusjoner er at det ikke slippes ut klorfenoler.

7.2.4 Hydrogensulfid (H₂S)

Ved forråtnelsesprosesser under oksygenfrie forhold dannes hydrogensulfid. Organiske svovelforbindelser blir da ikke oksydert til sulfat. I sjøvann, som inneholder relativt mye sulfat får en bakteriell reduksjon av sulfat til hydrogensulfid under oksygenfrie forhold. Dette regnes som den viktigste mekanismen ved sulfiddannelsen i marine sedimenter og stagnerende bunnvann.

Hydrogensulfid er en to-verdig syre og dissosierer etter likninga:



I pH-området 7-8 kan en se bort fra S^{--} . Ved pH 7.0 foreligger da sulfidet som 50% H_2S og 50% HS^- . Ved pH 8 er forholdet ca. 10% H_2S og ca. 90% av HS^- . Siden H_2S regnes som den giftige formen (Doudoroff, 1957) må en anta at giftvirkningen av sulfid i det marine miljø er sterkt pH-avhengig. Men i motsetning til ammonium, som er giftigst ved høy pH, har sulfid størst virkning ved lav pH.

Sulfid danner tungtløselige forbindelser med mange metaller. I sjøvann er spesielt jernutfelling aktuell som en mekanisme for fjerning av lave sulfidkonsentrasjoner.

Ved høyere konsentrasjoner er det bare oksydasjon med fritt oksygen som kan spille noen rolle. Undersøkelser utført av Bella og medarbeidere (1972) indikerer at denne oksydasjonen kan skje raskt. Halveringstiden for sulfid var i området 10 min.-1 time ved varierende startkonsentrasjoner av sulfid og oksygen i lagret sterilfiltrert (0.2 μ) sjøvann (pH 8.2). Østlund (referert av Cline & Richards, 1969) fant også kort halveringstid for H_2S (17 min. ved 25°C). Skopintsev og medarbeidere (referert av Cline & Richards, 1969) fant imidlertid halveringstider på 60-70 timer i sjøvann med temperatur 19-22°C fra Svartehavet. Cline & Richards (1969) gjorde forsøk med sterilfiltrert sjøvann (temperatur 9.8°C) og fant en halveringstid på ca. 5 timer når sulfidkonsentrasjonen var ca. 60 μg at/l og forholdet mellom oksygen og hydrogensulfid (atomært) var 8:1 ved start. Almgren & Hagström (1974) fant halveringstider på ca. 3-10 timer.

Blant de faktorer som påvirker reaksjonshastigheten er vannets partikkelinnhold. Forsøk med virkningen av partikler og finfordelt (kollodiant) treverdig jern (Wheatland, 1954) viste at dette økte reaksjonshastigheten mellom oksygen og hydrogensulfid. I sjøvann med tilsatt mudder var halveringstiden for sulfid ved et tilfelle ca. $\frac{1}{2}$ time mens filtrert sjøvann ga en halveringstid på ca. 2 timer ved 22-23°C. Sterilisering av mudderet hadde ingen effekt. Heller ikke Almgren & Hagström fant noen effekt av bakterier. Wheatland (1954) konkluderer sin undersøkelse med at reaksjonen mellom hydrogensulfid og oksygen i Thames-estuarieret er av rent kjemisk natur og at reaksjonshastigheten øker med økt innhold av partikler og jern.

Temperaturen spiller også en rolle for oksydasjonshastigheten. På bakgrunn av egne og andres undersøkelser nevner Cline & Richards (1969) en dobling av reaksjonshastigheten for hver 10°C temperaturstigning.

pH kan også spille en rolle for halveringstiden, idet reaksjonshastigheten normalt øker med økende pH (Almgren & Hagström, 1974). Ved lave sulfidkonsentrasjoner (< 60 µg S/l) ble det imidlertid funnet at reaksjonshastigheten økte sterkt med synkende startkonsentrasjon av sulfid selv om pH da gikk noe ned. I Ranafjorden vil en ha høyere startkonsentrasjon av H₂S enn dette selv ved 100 gangers primærfortynning.

Flere undersøkelser gir halveringstider i området 2-10 timer for hydrogensulfid i filtrert oksygenholdig sjøvann ved ca. 10°C. Det er derfor grunn til å tro at en vil finne en liknende, evt, kortere, halveringstid i Ranafjorden siden vannet i utslippsområdet inneholder relativt store partikkelmengder. Ved framtidige rens tiltak må en imidlertid gå ut ifra at vannkvaliteten i utslippsområdet blir bedre og at en da ikke får noen vesentlig reduksjon av halveringstiden pga. partikkelinnholdet.

En forutsetning for vurderingen ovenfor er at oksygen foreligger i overskudd under hele fortynnings/nedbrytningsforløpet.

Giftvirkningen av hydrogensulfid er alt overveiende undersøkt i ferskvann. I mangel av foreliggende vannkvalitetskriterier er en del litteratur gjennomgått og sammenfattet i tabell 17. Det går fram av disse resultater at fisk, spesielt på larvestadiet er svært følsom. Relativt stor følsomhet er også blitt registrert hos krepsedyr. For ferskvann synes det rimelig å sette en grense for skadeeffekter på 0.001-0.002 mg H₂S/l eller 1-2 µg/l, mens konsentrasjoner høyere enn 0.02 mg/l betyr fare for akutt dødelighet hos fisk og fiskeyngel.

På grunn av relativt rask nedbrytning må en anta at hydrogensulfid ikke har noen skadeeffekt i de sentrale og vestre deler av Nordrana. I nærsonen omkring Mo må en imidlertid regne med større eller mindre virkninger, avhengig av det aktuelle fortynnings- og nedbrytningsforløpet og giftvirkning overfor marine organismer og brakkvannsorganismer.

Tabell 17. Toksisitetsresultater av hydrogensulfid overfor fisk og virvelløse dyr

REFERANSE	KONSENTRASJON mg H ₂ S/l	VANNTYPE ^{x)} pH	REAKSJONER
Colby & Smith, 1967	0.05	f.v.	50% dødelighet hos fiskeyngel etter 3 døgn
- " -	0.21-0.26	f.v.	50% dødelighet hos fiskeegg etter 6 døgn
Smith <u>et al.</u> , 1976	0.045	f.v. 7.8-8.0	50% dødelighet hos voksen fisk etter 4 døgn
- " -	0.048	f.v.	- " - " - fiskeyngel - " -
- " -	0.013->0.044	f.v.	- " - " - fiskelarver - " -
- " -	0.019-0.024	f.v.	- " - " - fiskeegg - " -
Adelman & Smith, 1970	0.008-0.011	f.v. 7.2-8.0	50% dødelighet hos fiskelarver etter 4 døgn ved 2ppm O ₂
- " -	0.017-0.032	f.v.	- " - " - " - " - " - " - " - " - ved 6ppm O ₂
- " -	0.022-0.058	f.v.	50% dødelighet hos fiskeegg etter 4 døgn ved 2-6ppm O ₂
Adelman & Smith, 1972	0.06-0.09	f.v.	50% dødelighet hos gullfisk etter 11 dager, stor temperaturavhengighet
Smith & Oseid, 1972	0.028-0.087	f.v. 7.6-8.0	50% dødelighet hos egg av fiskearter deriblant regnbueørret etter 4 døgn
- " -	0.007-0.026	f.v.	50% dødelighet hos fiskelarver etter 4 døgn
Smith & Oseid, 1974	0.006-0.031	f.v.	50% dødelighet hos larver av 8 fiskearter etter 3-20 døgn
Adelman & Smith, 1970	0.004-0.006	f.v.	Grense for skadeeffekter på fiskelarver
Lloyd <u>et al.</u> , 1976	0.0010-0.0021	f.v.	Nedsatt eggproduksjon hos hunnfisk
- " -	0.0014	f.v.	Nedsatt vekst i forhold til fødeopptak hos fisk
Smith & Oseid, 1972	0.012-0.028	f.v.	Redusert klekking hos fiskeegg
Colby & Smith, 1967	0.23-0.26	f.v.	50% dødelighet hos krepsdyr (Amfipode) etter 3 døgn
Caldwell, 1975	0.2-6.0	s.v.	50% dødelighet for 6 marine evertebrater (krepser og muslinger, inkl. utviklingsstadier) etter 4 døgn
Oseid & Smith, 1974	0.022	f.v.	50% dødelighet hos krepsdyr etter 4 døgn
- " -	0.002		Toleransegrense for skadeeffekter ved kronisk belastning (samme art)

x) f.v. = ferskvann, s.v. = saltvann

7.2.5 Oksygenforbruk

I godt luftet sjøvann er oksygeninnholdet ca. 5-7 ml/l eller ca. 7-10 mg/l, høyest ved lav temperatur. Ved oksydasjon av tilført organisk materiale forbrukes oksygen i dypvannet av norske fjorder og en får gjerne noe redusert oksygeninnhold i forhold til dette. Med ugunstige terskelforhold kan en få råttent dypvann, periodevis eller konstant.

I følge FAO (1969) overlever ikke de fleste marine organismer oksygenverdier lavere enn 0.8 ml/l. Hos fisk inntreffer visse forandringer bl.a. i blodet mellom 1.7 og 2.1 ml/l. Verdier omkring 3.5-5.6 ml/l anses tilfredsstillende for de fleste arter av fisk og vekster i saltvann. En vil dog påpeke at visse arter er mer ømfintlige enn andre, og at disse grenseverdier varierer for de ulike arter.

Mot en bakgrunnsverdi i overflatelaget på 7-10 mg/l vil ikke direkte oksygenforbruk pga. avløpsvann spille noen rolle for de sentrale og vestre deler av Nordrana. I nærsonen omkring Mo kan en derimot ikke se bort fra en viss effekt, avhengig av i hvilken grad det kjemiske oksygenforbruk i avløpsvannet representerer et korttids oksygenforbruk.

7.2.6 Suspendert stoff, mangan og jern

Når en unntar gruve-avgang og naturlige tilførsler, blir suspendert stoff, mangan og jern ifølge utslippsoppgavene hovedsaklig tilført Nordrana via Jernverkets hovedkloakk. Noe suspendert stoff er også rapportert fra koksverket. Her skal vurderes eventuelle virkninger av disse industriutslippene.

Oppløst mangan og jern kan opptre med forskjellige oksydasjonstrinn, Mn som 2- og 4-verdig og jern som 2- og 3-verdig. 2-verdig mangan og jern kan opptre oppløst i anoksisk sjøvann. I oksygenholdig sjøvann vil jern og mangan derimot oksyderes til henholdsvis 3- og 4-verdig og felles ut som hydroksyder. En eventuell påvirkning av mangan og jern i det industrielle avløpsvannet vil derfor skyldes parikkeldannelse eller belegg på faste overflater.

I følge EIFAC (a) er det ikke registrert skader på ferskvannsfisk ved et innhold av suspendert stoff på 25 mg/l eller mindre.

Etter utslipps- og fortynningsberegningene synes det da lite sannsynlig at suspendert stoff, mangan og jern fra koksverkets avløp og jernverkets hovedkloakk vil ha noen direkte effekt på forekomsten av fisk i Nordranas sentrale og vestre deler. I nærsonen omkring Mo er det imidlertid mulighet for effekter.

Indirekte kan tilførslene av suspendert stoff til brakkvannslaget ha betydning for fiskeproduksjonen ved at det kan ha en ugunstig virkning på dyreplanktonet. Disse lever av organiske partikler i vannet som de fanger mer eller mindre blindt innen bestemte partikkelstørrelser. Ved en betydelig andel av uorganiske partikler i vannet av samme størrelse som "fôret", kan det tenkes å gi dårligere vekst og formering hos dyreplanktonet og derved mindre mat for pelagisk fisk.

Samme mulige effekt kan tenkes for den del av flotasjonsavgangen fra bergverkselskapet som vil holde seg suspendert i de øvre vannlag.

På den annen side kan tilførslene av gjødselstoffer resultere i økt planteplanktonproduksjon, noe som vil motvirke ovennevnte effekt. For å kunne bedømme dette må det foretas en undersøkelse av partiklene som er suspendert i de øvre vannlag i Nordrana i avløpsvann og ellevann, samt mengdemessige målinger av dyreplanktonet.

7.2.7 Kopper og sink

Når en unntar gruveavgang og naturlige tilførsler blir kopper og sink tilført Nordrana først og fremst fra jernverkets hovedkloakk. Disse metallene kan foreligge dels oppløst, dels bundet til partikler i vannet. Oppløst metall kan igjen foreligge jonisk (spesielt sink), som uorganiske komplekser (kopper) eller bundet til organiske molekyler og kolloider (kopper og sink).

Naturlige konsentrasjoner av kopper og sink i kystvann kan variere sterkt. I kystområdene rundt England er det målt 1.2-2.8 µg (mikrogram) kopper og 3-16 µg sink pr. liter (Preston og medarb., 1972).

Giftvirkningen av disse metallene er avhengig av hvilken form de foreligger i. I ferskvann er sannsynligvis den joniske formen mest giftig. Her avhenger giftigheten også av vannets hardhet.

De fleste undersøkelser er utført på laksefisk i ferskvann. På bakgrunn av en rekke undersøkelser framsetter EIFAC (1973, 1976) anbefalinger som gjelder for laksefisk i ferskvann (tabell 18).

Tabell 18 . Vannkvalitetskriterier for laksefisk i ferskvann der 50% henholdsvis 95% av observasjonene over et år bør være lavere enn angitt (mg/l)

Ferskvann med hardhet (mg CaCO ₃ /l)	Kopper		Sink 95%
	50%	95%	
10	0.001	0.005	0.03
50	0.006	0.022	0.2
100	0.010	0.040	0.3
300	0.028	0.112	
500	-	-	0.5

EPAs (1972) anbefalinger gjelder marine organismer generelt, men for sink bygges det vesentlig på data fra ferskvann. Det anbefales at grensen settes til 1/100 av 96 h LC 50 (konsentrasjon som gir 50% dødelighet etter 4 døgn) for den mest følsomme art i området. Konsentrasjoner på 0.05 mg kopper pr. liter og 0.1 mg sink pr. liter antas å bety en fare for marine organismer, mens 0.01 mg kopper og 0.02 mg sink pr. liter antas å bety minimal fare for skadeeffekter. NIVA (1976d) konkluderer med at en totalkonsentrasjon av kopper på 0.010 mg/l sannsynligvis vil være uskadelig selv i upåvirkede marine områder, og slutter seg dermed til EPA (1972).

Sammenliknet med vannkvalitetskriteriene ovenfor er det ingen fare for at kopper og sink fra jernverkets hovedkloakk skal ha skadeeffekter i de sentrale og vestre deler av Nordrana. Også i nærområdet omkring Mo er det liten fare for skadevirkninger. Muligheten for slike avhenger her av det aktuelle fortynnings- og sedimenteringsforløpet.

7.2.8 Nitrogen- og fosforforbindelser

Med unntak av den mulige giftvirkningen av ammoniakk har disse først og fremst interesse for sin gjødselvirkning. Under vekst tar planteplankton og fastsittende alger opp bl.a. nitrogen- og fosforforbindelser fra vannet. Det næringsstoff som først brukes opp blir begrensende for den videre vekst, og tilførsel/resyklering av minimumsfaktoren vil bli bestemmende for planteveksten.

En regner at planteplankton i vekst tar opp nitrogen- og fosforforbindelser i et vektforhold som varierer noe med tilgjengeligheten av disse stoffene i vannet. I gjennomsnitt kan en regne med et N/P-forhold (etter vekt) på ca. 7. N/P-forholdet i tilførslene fra land til Nordrana ved Mo er 19 (eller 22 dersom en bare ser på industritilførslene). Om en bare ser på tilførslene av næringssalter fra land, foreligger derfor nitrogenforbindelsene i stort overskudd. Imidlertid tilføres algecellene i den produktive sonen (de øvre 15 m ca.) også næringssalter med kompensasjonsstrømmen utenfra, ved vertikal utveksling med de dypere vannlag inne i fjorden og ved intern resyklering.

Målinger foretatt i Trondheimsfjorden (Lande, 1974) og Ofotfjorden (Skreslett, 1974) som ligger henholdsvis sør og nord for Ranafjorden viste følgende omtrentlige verdier for næringssalter i 20 m dyp (tabell 19).

Tabell 19 . Plantenæringsstoffer i Ofotfjorden¹⁾ og Trondheimsfjorden²⁾, 20 m dyp ($\mu\text{g}/\text{l}$)

	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{PO}_4\text{-P}$	$\text{NO}_3\text{-N}/\text{PO}_4\text{-P}$
Ofotfjorden	25	10	2.5
Trondheimsfjorden	84	18	4.7

1)

Etter Skreslett (1974) estimert etter figurer for perioden november 1972-juni 1973.

2)

Etter Lande (1974) for perioden desember 1971 - august 1972

Etter tabell 19 er det sannsynlig at ortofosfat tilføres Ranafjorden i overskudd med sjøvannet utenfra. Hvilket utslag dette vil gi for N/P-forholdet og gjødslingspåvirkningen, avhenger av blandingsforholdet mellom ferskvann og innstrømmende sjøvann i sonen der planteplankton-produksjonen foregår. Gjennomsnittlig ferskvannandel i brakkvannslaget i Nordrana sommeren 1976 ble beregnet til 0.71. Gjennomsnittlig dyp av brakkvannslaget i samme periode ble beregnet til ca. 4 m. Ut fra siktedypsmålingene er det rimelig å anta at de øverste 10-15 m utgjør den produktive sone for planteplankton. Forholdene i brakkvannslaget er derfor ikke representative for den produktive sonen. Beregninger basert på dette laget vil gi for liten sjøvannspåvirkning, men kan allikevel gi et begrep om tilgangen på nitrogen- og fosfatforbindelser til planteplanktonet. Som beregningsgrunnlag har en brukt den gjennomsnittlige brakkvannstransporten i sommerperioden ($1000\text{m}^3/\text{s}$).

Tabell 20. Sannsynlige konsentrasjonsbidrag av næringssalter til Nordranas brakkvannslag fra nedbørfelt og sjøvannstilførsler utenfra

Kilde	N, $\mu\text{g}/\text{l}$	P, $\mu\text{g}/\text{l}$	N/P (vekt)
Befolkning	3.5	0.73	4.8
Industri	46	2.1	22
Øvrige tilførsler fra nedbørfeltet	19	0.93	20
Tilførsler med sjøvann(nitrat og ortofosfat) ^x	7.3-24	2.9-5.2	2.5-4.7
Resultat	76-93	6.7-9.0	11-10

^x antatte verdier, jfr. tabell 19.

Det går fram av tabell 20 at nitrogenforbindelser vil tilføres brakkvannslaget i overskudd og derfor ikke kan være begrensende faktor for planteplanktonproduksjonen i dette vannsjiktet. I den delen av fotosyntesesonen som ligger dypere, er det derimot mulig at nitrogenforbindelser kan være begrensende faktor. Totalt sett er det derfor uvisst om nitrogen- eller fosforforbindelser er potensiell begrensende faktor under den nåværende utslippssituasjon.

Av de enkelte kilder dominerer industriutslippene (vesentlig fra koksverket) nitrogentilførselene. Fosfortilførselene (vesentlig fra jernverket) er av liknende størrelse som tilførselene en kan vente fra sjøvannet eller mindre. Selv om nitrogenforbindelsene nå skulle foreligge i overskudd er det derfor mulig nitrogenutslippet fra koksverket har større gjødselsvirkning enn fosfatutslippet fra jernverket.

Dersom en antar at det vesentlige av de tilførte næringssalter tas opp av planteplanktonet i Nordrana i sommerperioden, vil næringssalttilførselene gi en indikasjon på mengden av organisk materiale som produseres i fjorden. Dette kan potensielt belaste dypvannet og føre til oksygenforbruk. For en sammenlikning med andre fjorder er det bekvemt å angi overflatebelastningen dvs. mengden tilført næringssalt pr. kvadratkilometer fjordoverflate pr. år (tabell 21). Data er hentet fra NIVA 1976e og upublisert Oslofjordmateriale.

Tabell 21. Overflatebelastning av Nordrana (90 km²) sammenlignet med andre fjorder (t/km² år)

Fjord	Nitrogenforb. som N	Fosforforb. som P
Nordrana	24	1.3
Trondheimsfjorden	5	0.4
Oslofjorden	20	3.6

Ranafjorden skulle ligge et sted mellom Oslofjorden og Trondheimsfjorden på belastningsskalaen. Dette må antas å gi en økning i planteplanktonproduksjonen i Nordrana. Men det er sannsynlig at den del av planteplanktonet som belaster dypvannet er relativt liten siden vannutskiftningen i de øvre vannlag er meget god i Ranafjorden.

8. SAMMENFATTENDE RESIPIENTVURDERINGER

Ranafjorden er en utpreget lang (ca. 7 mil), smal og dyp (over 500 m) fjord som innerst er delt i to hovedgrener, Nordrana mot nordøst og Sørfjorden mot sørøst. Ved utløpet er dypvannet i Rana, den ytre delen av Ranafjorden, avgrenset fra bankområdet ved et grunnområde (ca. 100 m dypt) med en smal renne som er dypere. Nordrana har relativt god dypvannsforbindelse med Rana, men den dypeste delen av Nordrana ligger 2-300 m dypere enn den 250-300 m dype terskelen mellom de to fjordområdene. Terskelen som avgrenser Sørfjorden fra de øvrige fjordområder er imidlertid langt grunnere, ca. 24 m.

Både Nordrana og Sørfjorden får tilført store ferskvannsmengder fra henholdsvis Ranaelva og Røssåga. I flomsituasjoner har disse fjordene derfor utpreget saltholdighetssjiktning med et ferskvannspåvirket overflatelag (brakkevannslaget). I Nordrana var overflatelaget nesten rent ferskvann under enkelte tokt sommeren 1976. Vinteren 1975-76 hadde en imidlertid relativt høy saltholdighet i overflatelaget.

Tykkelsen av brakkevannslaget varierer både med tid og sted, men var i undersøkelsesperioden gjennomsnittlig ca. 4 m om sommeren og ca. 5 m om vinteren i Nordrana, men med store variasjoner rundt middelveid vinterstid.

Den store ferskvannspåvirkningen ledsages i flomsituasjoner av betydelige slamtilførsler fra elvene. Spesielt var slamtilførselen fra Røssåga til Sørfjorden meget stor sommeren 1976 bedømt ut fra siktedypsmålinger. Men også Nordranas overflatevann var tydelig påvirket av elveslam.

Tidevannsforskjellen i Ranafjorden er stor sammenliknet med sørnorske fjorder. Den halvdaglige tidevannsforskjellen er i gjennomsnitt 1.5 m. Sammen med den store ferskvannstilførselen samt vindpåvirkning fører dette til at vannutskiftningsforholdene i de øvre vannlag må betraktes som meget gode. Den beregnede oppholdstid for brakkevannslaget i Nordrana varerte i undersøkelsesperioden i området 2-10 døgn, noe som betyr stor for-

tynning av avløpsvann til dette vannsjiktet innen Nordrana. Langs sidene av fjorden er det imidlertid tegn til bakevjer som kan føre til at vannet her har en forlenget oppholdstid.

Utskiftningsforholdene i dypvannet er ikke undersøkt. Mekanismene er her tildels andre enn de som gjør seg gjeldende i de øvre vannlag, og en kan ikke slutte noe om dypvannsutskiftningen ut fra observasjonene i de øverste 30 m.

Spredningen av forurensningskomponenter i fjorden er registrert ved kjemiske analyser av sedimentkjerner (kap.5) og orienterende analyser av alger og skjell (kap. 6.3). Dessuten er det foretatt teoretiske beregninger av spredning og fortykning i brakkvannslaget (kap. 7.1).

Bunnsedimentene i store deler av Nordrana er påvirket av slam fra oppredningsvirksomhet, enten i form av økt sedimentering og metallinnhold eller ved erodering og masseansamling. Det siste gjelder spesielt djupålen i Nordrana (sedimentene er her grove og karakterisert av et lavt innhold av metaller og organisk stoff) og antas å skyldes gruveavgang fra oppredningsverket til A/S Norsk Jernverk i Gullsmedvika. En slik tolkning støttes av beregninger foretatt av VHL (1970) og turbiditetsmålinger utført av Aas (1976).

Finere fraksjoner i denne avgangen ser ut til å transporteres utover fjorden på midlere dyp (E. Aas, Universitetet i Oslo, pers.medd., G.Berge, Havforskningsinstituttet, pers.medd.). Dette kan forklare økningen av metallinnholdet i sedimenter i det grunne området midt i Ranafjorden samt den økte sedimentering som en prøve tatt utenfor Finneidfjorden viser.

Slamføringen i Ranaelva er sannsynligvis ikke dominerende sammenliknet med utslippet av gruveavgang siden ellevannet i gjennomsnitt måtte ha en konsentrasjon av suspendert stoff på ca. 75 mg/l i undersøkelsesperioden for å tilføre fjorden samme mengde som gruveavgangen. Dette er funnet om sommeren i breelvene Glomå og Blakå (cf. NIVA, 1977a) som renner ut i Langvannet, men er neppe aktuelt for Ranaelva. For å få brakt

dette forholdet helt på det rene kan det tas vannprøver i elveutløpet for bestemmelse av suspendert stoff. Samtidig bør en måle siktedypet for å kunne relatere dette kvantitativt til partikkelinnholdet.

Forhøyede metallkonsentrasjoner - spesielt bly - i enkelte bunnområder indikerer spredningen av gruveavgangen fra Bergverkselskapet Nord-Norge A/S. Påvirkningen herfra strekker seg også til de ytre deler av Nordrana, men er størst i indre halvdel på hver side av djupålen. Høye metallkonsentrasjoner ble også funnet i alger og skjell. Selv om materialet er lite tyder dette på forhøyede konsentrasjoner av oppløst kopper, sink og bly i brakkvannslaget i nærheten av utslippet fra bergverkselskapet. Disse resultatene kan ikke forklares ut fra naturlige tilførsler eller øvrige utslipp, og i følge utslippsoppgavene inneholder avgangen fra bergverkselskapet lite oppløst metall. Men det er mulig at finere partikler av sulfidmalm i avgangen oksyderes i vannmassene under frigivelse av metaller. En vil foreslå at dette blir nærmere undersøkt.

Innholdet av arsen og kvikksølv i prøvene av organismer var normalt. Disse metallene ser derfor foreløpig ikke ut til å representere noen trusel mot organismesamfunnet på grunt vann. Disse metallene bør allikevel tas med i et eventuelt utvidet analyseprogram for å få et større materiale å bygge på. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) analysert i sedimenter viste en anrikning i fjorden. En har foreløpig for lite bakgrunnsdata til å vurdere eventuelle biologiske virkninger av dette. En foreslår at også dette tas med i et analyseprogram for organismer, skjønt i begrenset omfang.

Suspendert stoff i avløpsvannet fra koksverket og fra jernverkets hovedkloakk må være årsak til det nedsatte siktedypet som ble registrert i nærsonen omkring Mo. Vannet er særlig uklart i et område som strekker seg fra Koksverkkaja i nord-øst til Movika i sør-vest. En viss påvirkning av siktedypet er også registrert innenfor en linje fra Båsmoen til Haukneset. Foruten virkningen på vannkvaliteten rent estetisk har dette vist seg å gi nedslamming av bunnområdene lokalt ved utslippene. Under dykkerundersøkelsen (august 1975) var det vesentlig overflatelaget (0-4 m dyp) som var påvirket.

Forekomsten av planter og dyr i de øvre 30 meter viser en vertikalfordeling

som først og fremst henger sammen med den store ferskvannspåvirkningen i fjorden. I det indre området av Ranafjorden, nærmere bestemt innenfor Alterneset - Haukneset har en imidlertid funnet en forringelse av plantelivet og til dels dyrelivet som må skyldes lokal forurensning. Dette kan være en effekt av nedslamming på grunn av partikler i overflateutslipp særlig fra koksverket, jernverket og bergverkselskapet. Det kan også - skjønt sannsynligvis i mindre omfang - skyldes giftvirkning av avløpsvannet. Dette gjelder i så fall først og fremst cyanid, ammonium og hydrogensulfid som vesentlig stammer fra koksverket.

Influensområdet for disse stoffene vil avhenge av det aktuelle fortynningsforløpet og hvor raskt cyanid og hydrogensulfid nedbrytes i vannet.

Noen tegn på gjødselvirkning (eutrofiering) i Nordrana som helhet er ikke registrert ved denne forholdsvis grove undersøkelsen. Bare lokalt ved hovedkloakk-avløpet fra Mo ble det registrert tegn på eutrofiering. Teoretiske betraktninger har imidlertid sannsynliggjort en viss gjødselvirkning i fjorden av ammoniumutslippet fra koksverket og fosfatutslippet fra jernverket.

Uten å kjenne mer til vannutskiftningsforholdene i de dypere vannlag kan en ikke anbefale endringer i utslippsdyp for avløpene fra koksverket, jernverket og gruveselskapet. En vil nok unngå noen estetiske problemer ved dypvannsutslipp, men samtidig risikerer en økte konsentrasjoner av forurensningskomponenter i en dybdesone som er viktig for fisk.

En vil derfor foreslå at en først og fremst konsentrerer seg om en reduksjon av utslippsmengdene for de forurensningskomponenter der dette er praktisk mulig. Dette gjelder fortsatt arbeid med olje- og tjæreutslippene og dessuten partikulært materiale i overflateutslipp fra koksverket og jernverket. Når det gjelder ammonium, cyanid, hydrogensulfid og fenol foreslås likeledes

arbeid med tiltak for å redusere utslippene av disse. Samtidig bør en undersøke fortynningen, spredningen og nedbrytningshastigheten for disse stoffene i det aktuelle utslippsområdet for å komme fram til en optimal målsetting for rens tiltakene.

Utslippene av gruveavgang til fjordområdet omfatter partikulært materiale og - for en mindre del av avgangen - metaller knyttet til dette. Det er sannsynlig at bunndyrfaunaen og dermed fiskeproduksjonen i fjorden er mest utsatt for skade. En vil derfor foreslå en nærmere undersøkelse av dette. Samtidig er det ønskelig også å undersøke eventuelle virkninger av pelagisk åte (dyreplankton) i fjorden. Med tanke på eventuelt dyputslipp av gruveavgangen fra bergverkselskapet bør en undersøke vannutskiftningen og metallinnholdet i de dypere vannmasser. Dette vil også ha betydning ved en eventuell regulering av utslippet av gruveavgang fra jernverkets oppredningsverk i Gullsmøvik.

REFERANSER

- Adelman, J.R. & Smith, L.L., 1970. Effect of hydrogen sulfide on Northern Pike eggs and sac fry. Trans.Amer.Fish.Soc. 27, 501-509.
- Adelman, J.R. & Smith, L.L., 1972. Toxicity of hydrogen sulfide to Goldfish (Carassius auratus) as influenced by temperature, oxygen, and bioassay techniques. J.Fish.Res.Bd Can. 29, 1309-1317.
- Almgren, T. & Hagström, J., 1974. The oxidation rate of sulphide in sea water. Water Research 8, 395-400.
- Adelman, J.B. & M.J. Suess, 1970. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the water environment. Bull.Wld.Hlth.Org., 43, 479-508.
- Andersen, A.T., 1973. Tungmetaller og andre forurensninger i Oslofjorden og kystfarvann - innvirkning av disse på marine organismer. Vann 2, 1-5.
- Ayling, G.M., 1974. Uptake of cadmium, zinc, copper, lead and chromium in the Pacific Oyster, Crassostrea gigas, grown in the Tamar river, Tasmania. Water Research, 8, 729-738.
- Bella, D.A., Ramm, A.E. & Peterson, P.E. 1972. Effect of tidal flats on estuarine water quality. J.Wat.Pollut.Contr.Fed. 44, 541-556.
- Blumer, M., 1976. Polycyclic aromatic compounds in nature. Scientific American, 234, 34-46.
- Boström, K., Ioensuu, O. & Brohm, I., 1974. Plankton: Its chemical composition and its significance as a source of pelagic sediments. Chem.Geol., 14, 255-271.
- Brink, R.J. og Thayer, T.H., 1960. Biological decomposition of cyanide. Pap.No. 41, Conf. on Biol. Waste Treatment, Manhattan Coll., N.Y., 1960.

- Bruns, E., 1962. Ozeanologie, Bd.II. Veb. deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin, 494 pp.
- Bryan, G.W. & Hummerstone, L.G., 1973_a. Adaption of the polychaete Nereis diversicolor to manganese in estuarine sediments. J.mar.biol.Ass.U.K., 53, 859-872.
- Bryan, G.W. & Hummerstone, L.G., 1973_b. Brown seaweed as an indicator of heavy metals in estuaries in south-west England. J.mar.biol.Ass.U.K., 53, 705-720.
- Butterworth, J., Lester, P. & Nickless, G., 1972. Distribution of heavy metals in the Severn Estuary. Mar.Poll.Bull., 3, 72-74.
- Børgesen, F., 1905. The algae vegetation of the Færøese coasts. With remarks on the phyto-geography. Botany of the Færøes, 2, 683-834.
- Baardseth, E., 1954. Kvantitative tareundersøkelser i Lofoten og Salten sommeren 1952. Rep.Norw.Inst.Seaweed Res., 6.
- Caldwell, R.S., 1975. Hydrogen sulfide effects on selected larval and adult marine invertebrates. Water Resources Research Institute, Oregon State University, Corvallis, OR 97331. 22pp.
- Cline, J.D. & Richards, F.A., 1969. Oxygenation of hydrogen sulfide in seawater at constant salinity, temperature and pH. Envir.Sci.Techn., 3, 838,843.
- Colby, P.J. & Smith, L.L., 1967. Survival of Walleye eggs and fry on paper fibre sludge deposits in Rainy River, Minnesota. Trans.Amer.Fish.Soc., 96, 278-296.
- Crecelius, E.A., Bothner, M.H. & Carpenter, R., 1975. Geochemistries of arsenic, antimony, mercury, and related elements in sediments of Puget Sound. Envir.Sci.Tech., 9, 325-333.
- Darracott, A., 1975. The use of molluscs to monitor cadmium levels in estuaries and coastal marine environments. Trans.roy.Soc.S.Afr., 41, 325-338.

- De Groot, A.I., Salmons, W. & Allersma, E., 1974. Process affecting heavy metals in estuarine sediment. Unpubl.Rep.Inst.Soil Fertility, Haven (Gn), Netherland.
- Doff, D.H., 1969. The geochemistry of recent oxic and anoxic sediments of Oslo fjord, Norway. Unpubl.Ph.D.Thesis, Univ. of Edinburgh, 245 p.
- Doudoroff, P. , 1957. Water quality requirements of fishes and effects of toxic substances. In Brown, M.E. (ed) The physiology og fishes II, New York. Pp. 403-430.
- EIFAC a. Interimsrapport om finfördelade fasta ämnen och sötvattensfiske. Löp.nr.7, Vanntenkraft-fiske. 19 pp. Stensil.
- EIFAC, 1970. Water quality criteria for european freshwater fish. Report on ammonia and inland fisheries. EIFAC Technical Paper No.11, FAO, Rome, 14pp.
- EIFAC, 1972. Water quality criteria for european freshwater fish. Report on monohydric phenols and inland fisheries. EIFAC Technical Paper No.15, FAO, Rome, 23pp.
- EIFAC, 1973. Water quality criteria for european freshwater fish. Report on zinc and freshwater fish. EIFAC Technical Paper No.21, FAO, Rome, 30pp.
- EIFAC, 1976. Report on copper and freshwater fish. EIFAC Technical Paper, Paper No.27, FAO, Rome, 32pp.
- Elderfield, H. & Hepworth, A., 1975. Diagenesis, metals and pollution in estuaries. Mar.Poll.Bull.,6, 85-87.
- EPA, 1972. Water quality criteria. The environmental Protection Agency, Washington, D.C. 594 pp.

- FAO, 1969. Fishery technical paper nr. 94 p. 70, Rome.
- Fuge, R. & James, K.H., 1973. Trace metal concentrations in brown seaweeds, Cardigan Bay, Wales. Marine Chemistry, 1, 281-293.
- Graham, D.L., 1971. Trace metal levels in intertidal mollusks of California. The Veliger, 14, 365-372.
- Grenager, B., 1955. Kvantitative undersøkelser av tareforekomster i Sør-Helgeland 1952 og 1953. Rep.Norw.Inst.Seaweed Res., 7, 1-70.
- Gupta, K. & Chen, K.Y., 1975. Partitoning of trace metals in selective chemical fractions of nearshore sediments. Environmental Letters, 10(2), 129-158.
- Gurnham, C.F., 1955. Cyanide destruction on trickling filters. Proc.10th Ind.Waste Conf., Purdue Univ. Lafayette.
- Haug, A., 1972. Akkumulering av tungmetaller i marine alger. Symposium om tungmetallforurensning, 198-206.
- Haug, A., Melsom S. & Omang, S., 1974. Estimation of heavy metal pollution in two norwegian fjord areas by analysis of the brown alga Ascophyllum nodosum. Environ.Pollut., 7, 179-192.
- Hägerhall, B., 1973. Marine botanical-hydrographical trace elements studies in the Öresund area. Botanica Marina 16, 53-64.
- Herbert, D.W.M., & Merkens, J.C., 1952. The toxicity of potassium cyanide to trout. J.exp.Biol., 29, 632-649.
- Hirst, D.M., 1962. The geochemistry of modern sediments from the Gulf of Paria. II. The location and distribution of trace elements. Geochim.Cosmochim.Acta., 26, 1147-1187.

- Hirst, D.W., 1974. Geochemistry of sediments from eleven Black Sea cores. Pp.430-455 i Degens, E.T. & Ross, D.A.(eds) The Black Sea - geology, chemistry and biology. Am.Soc.Petrol.Geol.Mem., 20.
- Howe, R.H.L., 1970. Research, development and application of new biological methods for toxic degradation and disposal.Pp. 74-98 in Hazardous Chemicals Handling and Disposal, 1970. The Institute of Advanced Sanitation Research, International, Noves Data Corporation. N.J.
- Ishio, S., Yano, T. & Nakagana, R., 1971. Algal cancer and causal substances in wastes from the coal chemical industry.Pp.III-18/1-III-18/8 in Proc. 5th Int.Water Poll.Res.Conf.San Fransisco & Hawai. July-August 1970.
- Ishio, S., Kawake, K. & Tomiyana, T., 1972a. Algal cancer and its causes. I.Carcinogenic potencies of water and suspended solids discharged to the river Ohmuta. Bull.Jap.Soc.Sci.Fish., 38, (1), 17-24.
- Ishio, S., Nakagana, H. & Tomiyana, T., 1972b. Algal cancer and its causes. II. Separation of carcinogenic compounds from sea bottom mud polluted by wastes of the coal chemical industry. Bull.Jap.Soc.Sci.Fish, 38,(6) 571-576.
- Kim, C.Y., 1972. Studies on the contents of mercury, cadmium, lead and copper in edible seaweeds in Korea. Bull.Korean.Fish.Soc.,5, (3), 88-96.
- Kleen, E., 1874. Om Nordlandens högre hafsalger. Öfversikt af K. svenska Vetensk. Akad. Handl., 31, 1-46.
- Knutzen, J., 1976. Polysykliske aromatiske hydrokarboner - forekomst og effekter i miljøet. 12. Nordiska symposiet om Vattenforskning "Organiska Miljögifter i Vatten." Visby 11-13.5.1976. (Under trykking).
- Kostenbader, P.D. & Flecksteiner, J.W.,1969. Treating coke plant waste. Ind.Water Eng., 6, ("), 30-31.

- Krauskopf, K.B., 1956. Factors controlling the concentrations of thirteen rare metals in seawater. Geochim.Cosmochim.Acta, 12, 61-84.
- Lande, E., 1973. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden. 2. Tungmetallundersøkelsene - preliminærrapport 20.mars 1973. Det K. norske Vidensk. Selsk. Mus. i Trondheim.
- Lande, E., 1974. Resipientundersøkelse av Trondheimsfjorden. Årsrapport 1972-73. Det K. norske Vidensk.Selsk. Mus.Rapport Zool. Ser. 1974-9.
- Landner, L. 1976. Transport i näringskjedjorna av polyaromatiska kolväten. Foredrag på Ingeniørsvetenskapsakademiens seminar:Cancerogena och genetiska risker vid förbränning av fossila bränslen, 26.8.1976. Institutet för Vatten- och luftvårdsforskning. Upubl., 14p.+tab + fig.
- Loder, T.C. & Hood, D.W., 1972. Distribution of organic carbon in a glacial estuary in Alaska. Limnol.Oceanogr., 17, 349-355.
- Loring, D.H., 1976. The distribution and partition of zinc, copper and lead in the sediments of the Saguenay fjord. Can.Jour.Earth.Sci., 13, 960-971.
- Ludzack, F.J. & Schaffer, R.B., 1960. Activated sludge treatment of cyanide, cyanate and thiocyanate. Proc.15th Ind.Waste Conf.Purdue Univ. Engng.Extn.Ser.No.106, 439-460.
- Lunde, G., 1970a. Analysis of arsenic and selenium in marine raw materials. J.Sci.Fd Agric., 21, 242-247.
- Lunde, G., 1970b. Analysis of trace elements in seaweed. J.Sci.Fd Agric., 21, 416-417.
- Lunde, G., 1972. Analysis of arsenic and bromine in marine and terrestrial oils. J.Am.Oil.Chem.Soc., 49, 44-47.

- Lunde, G., 1973. Separation and analysis of organic-bound and inorganic arsenic in marine organisms. J.Sci.Fd Agric., 24, 1021-1027.
- Mallet, L. & de Theule, 1961. Recherche du benzo-3,4 pyrène dans les sables vaseux marins des regions cotières de la Manche et de l'Atlantique. C.R.Acad.Sci.(Paris), 252, 565-567.
- Murphy, R.S. & Nesbitt, I.B., 1964. Biological treatment of cyanid waste. Pennsylvania State Univ. Eng.Res.Bull. B-88.
- Myklestad, S., Eide, I. & Melsom, S., 1976. Flytting av Ascophyllum nodosum fra lokalitet med høy - til lokalitet med relativt normal tungmetall-belastning. Foreløpig rapport.
- Nesbitt, J.B., et al., 1960. Aerobic metabolism of potassium cyanide. Proc. Amer.Soc.civ.Engrs., 86, SA1 1-14. Pap. No. 2341.
- Nickless, G., Stenner, R. & Terrille, N., 1972. Distribution of cadmium, lead and zinc in the Bristol Channel. Mar.Pollut.Bull., 3, 188-190.
- Nielsen, S.A. & Nathan, A., 1975. Heavy metal levels in New Zealand molluscs. New Zealand journal of marine and freshwater research, 9, 467-481.
- Niemistø, L., 1974. A gravity corer for studies of soft sediments. Havforskningsinst. Skr. 238, 33-38.
- NIVA, 1974. Resipientundersøkelse av Saudafjorden. Vurdering av cyanid-utslipp fra Electric Furnace Products Co.Ltd. 0-51/74.
Saksbehandlere: L.Berglind & J. Knutzen. Stensilert. 27 pp.
- NIVA, 1976a. Analyser av metaller i sedimenter. B1-21.
Saksbehandler: Karin Balmér. Stensilert. 15p.
- NIVA, 1976b. Resipientundersøkelse av nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport nr.3. Fremdriftsrapport fra de sedimentgeokjemiske undersøkelsene i juli 1975. 0-111/70.
Saksbehandler: Jens Skei. Stensilert. 60p.

- NIVA, 1976c. Resipientundersøkelser av Saudafjorden. Observasjoner av hydrografi, sedimenter og biologiske forhold 10-13.9.1974. 0-51/74. Saksbehandler: Jon Knutzen. Stensilert. 139p.
- NIVA 1976d. En vurdering av forurensningsfaren fra begroingshindrende stoffer på skip i opplag. 0-83/75. Saksbehandler. Birger Bjerkeng. Stensilert. 62pp.
- NIVA, 1976e. Resipientundersøkelse av Trondheimsfjorden. Forurensningstilførsler. 0-58/70. Saksbehandlere: S.V.Heines & J. Knutzen. Stensilert, 115p.
- NIVA, 1977a. Resipientundersøkelse i Ranafjorden. Rapport nr. 1. Forurensningstilførsler. Foreløpig rapport. 0-31/75. Saksbehandlere: S.A. Holmen & Ø. Tryland. Stensilert. 71 pp.
- NIVA, 1977b. Undersøkelse av PAH fra ferrosiliciumindustri. Litteraturstudium. 0-5/76. Saksbehandler: Jon Knutzen. Stensilert. 38p.
- Norges Vassdrags- og Elektrisitetsvesen, 1959. Hydrografiske undersøkelser i Ranafjord vintrene 1957/58 og 1958/59. Stensilert. 88pp.
- Oseid, D.M. & Smith, L.L., 1974. Chronic toxicity of hydrogen sulfide to Gammarus pseudolimnaeus. Trans.Amer.Fish.Soc., 103, 819-822.
- Palmork, K.H., 1974. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i det marine miljø. Pp.99-125 in Nordiske symposium om vannforskning, Trondheim 27.-29.6.1973. NORDFORSK, Miljøvårdssekretariatet. Publ. 1974 (4).
- Poole, H.H. & W.R.G. Atkins, 1929. Photo-electric measurement of submarine illumination throughout the year. J.mar.biol.Ass.U.K., 16, 297-324.
- Powell, N.A., Sayce, C.S. & Tufts, D.F., 1970. Hyperplasia in an estuarine Bryozoan attributable to coal tar derivatives. J.Fish.Res.Bd. Can., 27, 2095-2098.

- Preston, A., Jefferies, D.F, Dutton, J.W.R., Harvey, B.R. & Steele, A.K., 1972. British Isles coastal waters: The concentrations of selected heavy metals in sea water, suspended matter and biological indicators - a pilot survey. Environ.Poll.,3, 69-82.
- Price, K.S., Waggy, G.T. & Conway, R.A., 1974. Brine shrimp bioassay and seawater BOD of petrochemicals. J.Wat.Pollut.Contr.Fed.,46, 63-77.
- Price, N.B., 1973. Chemical diagenesis in sediments. Woods Hole Oceanographic Inst. Technical Report. 73pp.
- Price, N.B. & Calvert, S.E., 1973. A study of the geochemistry of suspended particulate matter in coastal waters. Marine Chemistry, 1, 169-189.
- Price, N.B. & Skei, J.M., 1975. Areal and seasonal variations in the chemistry of suspended particulate matter in a deep water fjord. Estuar.Coast.Mar.Sci.,3, 349-369.
- Sholkovitz, E., 1976. Flocculation of dissolved organic and inorganic matter during the mixing of river water and seawater. Geochim.Cosmochim.Acta, in press.
- Skreslett, S., 1974. Plantenæringsstoffer i Skjomenfjorden og dens ferskvannstilførsel, vinterhalvåret 1972/73. Tromsø Museums Skjomenundersøkelser, marine undersøkelser, hefte 50.
- Slatt, R.M., 1975. Dispersal and geochemistry of surface sediments in Halls Bay, North-Central Newfoundland: Application to mineral exploration. Can.J.Earth.Sci., 12, 1346-1361.
- Smith, L.L. & Oseid, D.M., 1972. Effects of hydrogen sulfide on fish eggs and fry. Water Research 6, 711-720.

- Smith, L.L. & Oseid, D.M., 1974. Effect of hydrogen sulfide on development and survival of eight freshwater fish species. Pp.417-430 in Blaxter, J.H.S. (ed.) The early life history of fish. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Smith, L.L., Oseid, D.M., Kimball, G.L. & Kandelgy, S.M.El-, 1976. Toxicity of hydrogen sulfide to various life history stages of Bluegill (Lepomis macrochirus) Trans.Amer.Fish.Soc.105, 442-449.
- Spencer, D.W., Brewer, P.G. & Sachs, P.L., 1972. Aspects of the distributions and trace element composition of suspended matter in the Black Sea. Geochim.Cosmochim.Acta., 36, 71-86.
- Spotte, S.H., 1970. Fish and invertebrate culture. Wiley-Interscience, New York, London, Sydney, Toronto. 145 pp.
- Steele, I.H. & Baird, I.E., 1972. Sedimentation of organic matter in a Scottish sea loch. Mem.Ist.Ital.Idrobiol. 29 suppl., 73-88.
- Topping, G., 1973. Heavy metals in shellfish from Scottish waters. Aquaculture,1, 379-384.
- Topping, G., 1974. The atmospheric input of some heavy metals to the Firth of Clyde and its relation to other inputs. Int.Council for the Explor. of the Sea. CM 1974/E:32,. Fisheries Improvement Committee, Ref: C (Hydrography C). Stensilert. 7pp.
- Tourtelot, H.A., 1964. Minor-element composition and organic carbon content of marine and non-marine shales of late cretaceous in the western interior of the United States. Geochim.Cosmochim.Acta.,28, 1579-1604.

- Vaccaro, R.F., 1965. Inorganic nitrogen in sea water. Pp. 365-408 in Riley, J.P. & Skirrow, G. (eds) Chemical Oceanography, Vol.1. Academic Press, London and New York.
- VHL, 1966. Utløpet av Ranaelva. Rapport fra undersøkelser utført i tidsrommet september 1963-desember 1965. Saksbehandler: A. Trøtteberg. Stensilert. 25pp.+figs.
- VHL, 1970. NTN-prosjekt C 128. Suspensjonsstrømmer i naturen. Ekkolodding i Mo i Rana 1968-1969. Saksbehandler: S.Schjølberg. Stensilert. 4pp.+figs.
- Wedepohl, K.H., 1972 . Handbook of Geochemistry, Vol.2. Springer-Verlag, New York.
- Wheatland, A.B., 1954. Factors affecting the formation and oxidation of sulphides in a polluted estuary. J. Hygiene 52, 194-210.
- Wolf, P. De, 1975. Mercury content of mussels from west european coasts. Mar.Pollut.Bull., 6, 61-63.
- Aas, E., 1976. The influence of freshwater on light conditions in fjords. Pp.129-138 in Skreslett, Leinebo, Matthews & Sakshaug (eds) Freshwater on the sea. the Assosiation of Norwegian Oceanographers, Oslo.

LAK/KAR

Mars 1977