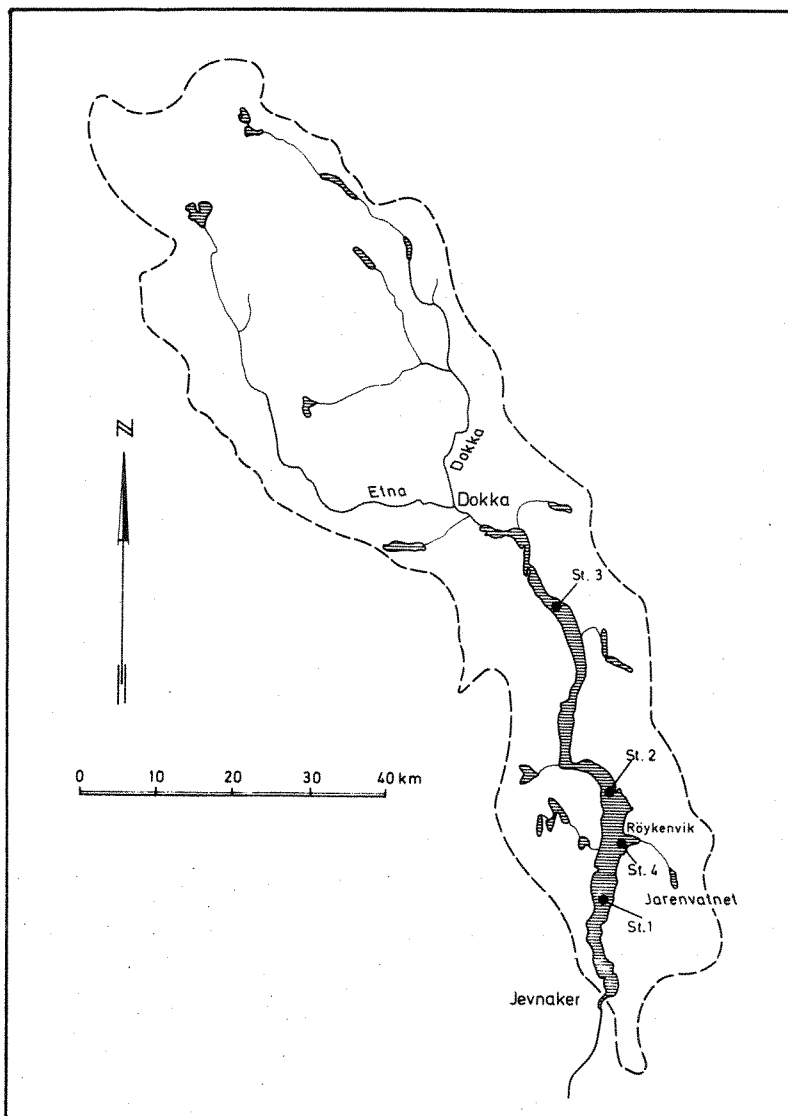


Utsnitt M

NIVA's
siste
expl.

0-78014

Randsfjorden 1978 Årsrapport



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 0-78014
Undernummer: III
Løpenummer: 1158
Begrenset distribusjon:

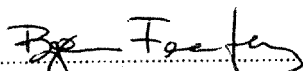
Rapportens tittel: RANDSFJORDEN 1978 ÅRSRAPPORT	Dato: 13. 11. 1979
	Prosjektnummer: 0-78014
Forfatter(e): Bjørn Faafeng Bjørn Alsaker-Nøstdahl Gøsta Kjellberg Jarl Eivind Løvik Else-Øyvor Sahlqvist Torulv Tjomsland	Faggruppe:
	Geografisk område: OPPLAND
	Antall sider (inkl. bilag): 164


Oppdragsgiver: Oppland Fylkes Elektrisitetsverk	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
--	----------------------------------


Ekstrakt: Rapporten omfatter første år av undersøkelser i Randsfjorden i perioden 1978-80 og inneholder en vurdering av innsjøens forurensningstilstand og eventuelle effekter av planlagte vassdragsreguleringer i hovedtilløpene Etna og Dokka. Det er gjennomført en kartlegging av forurensende aktiviteter i Randsfjordens nedbørfelt. En matematisk modell er brukt for å beskrive det generelle strømningsmønster i innsjøen.

4 emneord, norske:
1. Vassdragsregulering
2. Eutrofiering
3. Strømmodell
4.

4 emneord, engelske:
1.
2.
3.
4.


Prosjektleders sign.:


Seksjonsleders sign.:


Instituttstjefers sign.:

ISBN 82-577-0214-5

0-78014

Randsfjorden 1978
Årsrapport

Saksbehandler: Bjørn Faafeng
Medarbeidere: Bjørn Alsaker-Nøstdahl
Gøsta Kjellberg
Jarl Eivind Løvik
Else Øyvor Sahlqvist
Torulv Tjomsland
Instituttssjef: Kjell Baalsrud

Innhold

	Side
1. INNLEDNING	5
2. KONKLUSJON, SAMMENDRAG OG DISKUSJON	8
3. FORURENSNINGSTILFØRLSER (teoretisk oversikt)	20
3.1 Befolkning	21
3.2 Tilførlser fra tettstedarealer	26
3.3 Jordbruk	27
3.3.1 Bakgrunnsavrenning fra dyrket mark	29
3.3.2 Gjødsling	30
3.3.3 Gjødselkjellere	32
3.3.4 Silo	32
3.3.5 Melkerom	33
3.3.6 Halmluting	34
3.3.7 Sætring	35
3.4 Tilførlser fra skog, fjell og nedbør	36
3.5 Turisme	39
3.6 Industri	39
3.6.1 Industritilførsler til Etna og Dokka	41
3.6.2 Industritilførsler til Vigga	41
3.6.3 Industritilførlser til resten av Randsfjordens nedbørfelt	41
3.7 Søppelfyllplasser	43
3.8 Totale belastninger	43
4. MÅLTE TILFØRSLER	46
4.1 Metodikk	46
4.2 Vigga	47
4.2.1 Korttidsserier	47
4.2.2 Rutinemålinger	50
4.3 Etna/Dokka	52
4.4 Mindre vassdrag	52
4.5 Randselva	53
4.6 Totale tilførsler til Randsfjorden	53

	Side
5. STRØM OG SPREDNING AV STOFF	58
5.1 Registreringer i felt	58
5.1.1 Instrumenteringer	58
5.1.2 Resultater	58
5.1.3 Diskusjon	59
5.2 Simulering av strøm	62
5.2.1 Matematisk strømningsmodell	62
5.2.2 Simulert strøm-vind fra nord	65
5.2.3 Simulert strøm-vind fra sør	73
5.2.4 Diskusjon	74
5.3 Spredning av stoff	81
5.3.1 Beskrivelse av spredningsmodellen	81
5.3.2 Simulert spredning av et stoffutslipp i Røykenvika - vind fra nord	82
5.3.3 Simulert spredning av stoffutslipp i Røykenvika - vind fra sør	83
5.3.4 Diskusjon	83
6. KLIMA	88
7. FYSISKE OG KJEMISKE FORHOLD	91
7.1 Nedbørfelt, dybdekart og stasjonsplassering	91
7.2 Temperatur	94
7.3 Lyssvekking og vannets farge	97
7.3.1 Siktedyp	97
7.3.2 Vannets farge	98
7.3.3 Lyssvekking	98
7.4 Mineralsalter	101
7.5 Oksygen	103
7.6 Næringsstoffer	104
7.6.1 Fosfor (P)	104
7.6.2 Nitrogen (N)	106
7.6.3 Silikat (SiO_2)	107

	Side
8. PLANTEPLANKTON	108
8.1 Generelt om planteplankton	108
8.2 Planteplanktonet i Randsfjorden 1978	108
8.3 Primærproduksjon	113
9. DYREPLANKTON	114
9.1 Generelt om dyreplankton	114
9.2 Artssammensetning og utvikling	116
9.2.1 Hjuldyrplankton (<i>Rotatoria</i>)	116
9.2.2 Krepserplankton (<i>Crustacea</i>)	116
9.3 Konklusjon	123
10. ENDRET VANNFØRING TIL RANDSFJORDEN	124
10.1 Forutsetninger	124
10.2 Tilførsler fra Etna/Dokka	124
11. NYTT VANNINNTAK TIL BRANDBU VANNVERK	127
12. LITTERATUR	130
13. VEDLEGG	I - XXXIII

1. Innledning

NIVAs undersøkelse av Randsfjorden i 1978 er kommet i stand etter anmodning fra Oppland Fylkes Elektrisitetsverk (OFE) i brev datert 3. januar 1978 i forbindelse med planlagte vassdragsreguleringer i tilløpselvene Etna og Dokka. Undersøkelsene skulle i tillegg til en vurdering av konsekvensene av de planlagte reguleringsinngrep også omfatte en generell vurdering av Randsfjordens forurensningstilstand.

Allerede i brev av 28. oktober 1977 ble NIVA bedt om å gjennomføre en undersøkelse i Randsfjorden på det nye inntakstedet for råvann til Brandbu Vannverk A/L 2-3 km sør for Røykenvika.

NIVA fremmet et "Forslag til undersøkelse av Randsfjorden, Vigga og Randselva" datert 3. februar 1978 som dannet grunnlag for diskusjoner om undersøkelsens omfang og utstrekning i tid. I møte med representanter for Randsfjordforbundet 17. april 1978 ble det gjort klart at også kommunene rundt fjorden var interessert i undersøkelsen, noe som ble behandlet videre på Randsfjordkonferansen den 26. april 1978.

NIVAs programforslag ble så behandlet på møte i Kontaktgruppen for koordinering av vassdragsundersøkelser (KKV) 16. mai 1978 og endret i henhold til dette i "Program for undersøkelser av Randsfjorden og Vigga" datert 2. juni 1978. På nytt møte i KKV 5. juni 1978 anbefalte kontaktgruppen at Oppland Fylkes Elektrisitetsverk ga NIVA i oppdrag å utføre undersøkelsene i henhold til programmet med enkelte merknader nevnt i referatet fra møtet 5. juni 1978. Etter ønske fra OFE ble disse merknader og mindre endringer innarbeidet i NIVAs "Reviderte program for undersøkelser av Randsfjorden og Vigga 1978" datert 1. oktober 1978. Imidlertid hadde OFE i brev av 31. mars 1978 bedt om at prosjektet ble satt i gang snarest og at elektrisitetsverket foreløpig ville garantere økonomisk dekning i påvente av formell godkjenning.

En foreløpig sammenstilling av analysedata fra Randsfjorden i 1978 ble oversendt 5. mars 1979. (Undersøkelser av Randsfjorden og Vigga 1978, fremdriftsrapport nr. 1).

Målsetting

Et ønske om målsetting for første del av undersøkelsene i Randsfjorden er formulert i brev fra Oppland Fylkes Elektrisitetsverk datert 18. juli 1978 og gjengis her i sin helhet:

- "1. Er vannkvaliteten eller forurensningssituasjonen vesentlig endret siden 1967/68? (forrige hovedundersøkelse).
2. Vurdering av de forurensningshindrende tiltak i nedbørsfeltet i forhold til nåværende vannkvalitet i fjorden uten hensyn til planlagte reguleringsinngrep, evt. framtidig ønskede vannkvalitet.
3. Oversikt over størrelsen av planlagte reguleringsinngrep på elve- og fjordsystemet, dvs. vurderinger omkring uttrykket "reguleringsgrad". Virkningene på fjorden i vannrike, gjennomsnittlige og vannfattige år.
4. Dersom virkninger av reguleringene vurderes betenkelige i forhold til fjordens brukerinteresser/vannkvalitetskrav bør det gis anvisninger hvordan evt. framtidig drift kan innrettes for å redusere negative virkninger.
5. Opplysninger om antatte påvirkninger fra den planlagte regulering er irreversible, ut fra vassdragets naturlige reaksjon og antatte gitte konsesjonsbetingelser (manøvreringsreglement, overvåkingsprogram etc.).
6. Begrunnelse for behov for evt. videreføring av undersøkelser som vurderes av avgjørende betydning for spørsmålet om reguleringskonsesjon."

Det ble tidlig i 1979 dannet en styringsgruppe for Randsfjordundersøkelsen med representanter for Oppland Fylkeskommune, Randsfjordforbundet, Statens forurensningstilsyn og Oppland Fylkes Elektrisitetsverk. I notat datert 20. april 1979 ber styringsgruppa om at punktene 1 og 2 i OFEs brev av 18. juli 1978 vies særlig oppmerksomhet i første årsrapport.

Tidligere undersøkelser

NIVA har gjort følgende undersøkelser i det aktuelle området:

Simensen, T., 1964: Vurdering av kloakkavløp fra Jaren og Brandbu (NIVA O-41/63).

Holtan, H. og Skulberg O., 1969: Resipientundersøkelser på Hadeland 1967-1969. Vigga-Jarenvatnet-Augedalselva. (NIVA O-77/66).

Holtan, H., 1970: Randsfjorden. En limnologisk undersøkelse 1967-1968. (NIVA O-15/64).

Holtan, H. (red.), 1967: Utredning for Østlandskomiteen 1967. Vannforsyning og undersøkelser av vannforekomster. Rapport 1, del 3. (NIVA).

Om rapporten

Denne rapporten danner den første årsrapporten i en serie på tre. Konklusjon, sammendrag og diskusjon er plassert foran i rapporten for å gjøre tilegnelsen av stoffet enklere. Grundigere faglig dokumentasjon som kan være vanskeligere tilgjengelig for ikke-fagfolk, er presentert i kapitlene 1 - 11. Metodikk og primærdatabe er samlet i vedlegg bakerst i rapporten.

Rapporten er et resultat av samarbeid mellom en lang rekke personer ved NIVA. De enkelte kommuner har skaffet fram mye av grunnlaget for beregning av teoretiske forurensningsverdier mens dette er vurdert videre av cand. real. Bjørn Alsaker-Nøstdahl. Strømundersøkelsen er gjennomført og beskrevet av cand. real. Torulv Tjomsland. Planteplankton er artsbestemt og vurdert av cand. mag. Else-Øyvor Sahlqvist. Dyreplankton er artsbestemt og vurdert av distriktshøgskolekandidat Jarl Eivind Løvik med bistand fra cand. real. Gøsta Kjellberg. Løvik har også hatt ansvaret for gjennomføring av den praktiske del av rutineinnsamling av vannprøver og biologisk materiale. Resterende kapitler er skrevet av cand. real. Bjørn Faafeng som også har vært NIVAs ansvarlige saksbehandler.

2. Konklusjon, sammendrag og diskusjon

Undersøkelsene i 1978 synes å vise at Randsfjorden fortsatt er en næringsfattig innsjø med lavt innhold av næringsstoffer og planteplankton (plankton-alger). Tilførselene av forurensninger ser ut til å ligge innenfor toleransegrensen. Imidlertid er belastningen fortsatt betydelig ved utløpet av de mest konsentrerte utslipp (Vigga - Røykerwika), noe som kan skape problemer lokalt, særlig for drikkevannforsyningen, badeliv etc. Ett års undersøkelser innebærer imidlertid en viss usikkerhet, idet en da ikke får dekket variasjoner i klimatiske forhold. I 1978 var klimaet lite gunstig for vekst av planteplankton og resultatene må ses i lys av dette. I den grad det er mulig å sammenlikne, kan en ikke på bakgrunn av resultatene av undersøkelsene til nå påvise vesentlige endringer i forurensingssituasjonen i forhold til tidligere undersøkelser (1967-68).

Endringene i vannføring etter eventuell regulering av hovedtilløpene Etna og Dokka vil med de nåværende planer neppe virke inn på Randsfjordens forurensingstilstand. Derimot kan noe høyere vintervannføring medføre endringer i temperatur-, strøm- og isforhold i fjordens nordlige deler.

På bakgrunn av den usikkerhet som ligger i kun ett års undersøkelse, bør undersøkelsen følges opp i 1979 og 1980.

SAMMENDRAG

NIVA gjennomførte i 1967 og 1968 en undersøkelse av Randsfjorden med hovedvekt på en fysisk og kjemisk beskrivelse. Resultatene viste at innsjøen var næringsfattig uten at dette den gang kunne dokumenteres av biologiske undersøkelser.

Økende folkemengde i tettbygde strøk, f.eks. Dokka, Brandbu og Jevnaker, og omlegging av driftsmetodene i jordbruket har bidratt til økt forurensing av innsjøen. Folk i området har rapportert om tiltakende algevekst langs strendene og på garn og tauverk som står i vannet, og dette er tegn på økt gjødsling av innsjøen med næringsstoffene fosfor og nitrogen. Et av siktemålene med denne undersøkelsen var derfor å vurdere Randsfjordens forurensingstilstand og å foreslå eventuelle nødvendige tiltak for å holde denne på et akseptabelt nivå.

Randsfjorden tjener som drikkevannskilde for en stor del av befolkningen langs innsjøen. Økende forurensing har imidlertid ført til at enkelte av vanninntakene er blitt liggende nær store kloakkutslipp som f.eks. i Røykenvika. Ved undersøkelsen i 1978 ble NIVA bedt om å vurdere det nye inntakstedet for Brandbu Vannverk A/L.

Oppland Fylkes Elektrisitetsverk har utarbeidet planer for regulering av Etna og Dokka for elektrisitetsproduksjon. Disse vassdragene danner til sammen de største tilløpene til Randsfjorden og endring av vannføringa vil kunne påvirke forholdene i innsjøen. Denne undersøkelsen omfatter derfor også en vurdering av konsekvensene av de planlagte reguleringsinngrep.

FORURENSINGSTILFØRSLER (teoretisk oversikt) (Kapittel 3).

Tidligere målinger av vannkvalitet i bekker og elver som drenerer forskjellige typer områder danner grunnlag for å gjøre et overslag over tilførselene av næringsstoffene fosfor og nitrogen samt lett nedbrytbart organisk materiale til Randsfjorden. Forurensing fra befolkning er beregnet ut fra antall bosatte, sanitærteknisk standard og hvordan avløps-

forholdene er ordnet. Avrenning fra jordbruket har mange forskjellige kilder, så som silo, gjødselkjellere og melkerom, men også diffus avrenning fra dyrka mark.

For vurdering av forurensing fra jordbruksaktivitetene i området er det i denne rapporten brukt gjennomsnittstall for avrenning pr. flateenhet dyrka mark. Tilførsler fra skog, fjell og nedbør er også beregnet på samme måten. Totalt sett gir disse beregningene til resultat at det teoretisk tilføres ca. 44 tonn fosfor og 762 tonn nitrogen pr. år. Fosforbidraget er fordelt på 28 % fra befolkning, 26 % fra jordbruk og 47 % fra naturlig bakgrunnsavrenning fra skog og fjell. Tilsvarende kommer 12 % av nitrogen fra befolkningen, 23 % fra jordbruk og 57 % fra skog og fjell. Disse tallene må bare brukes som et grovt anslag på betydningen av de forskjellige kildene.

MÅLTE TILFØRSLER (Kapittel 4).

Tilførsler fra Etna/Dokka og Vigga er målt direkte ved hjelp av stoffkonsentrasjon og vannføring. Restfeltenes avrenning er deretter beregnet ved stikkprøver i forskjellige typer mindre vassdrag. Den desidert største transporten av fosfor og nitrogen finner naturlig nok sted i mai måned da snøsmeltinga pågår for fullt, mens innsjøen i vintermånedene tilføres svært lite næringsstoffer. I utløpselva, Randselva, er vannføringa regulert og transporten av fosfor blir derved mer fordelt utover året enn i tilløpene. Middelkonsentrasjonen av fosfor er beregnet til henholdsvis 112 og 15 mg P/m³ i Vigga og Etna/Dokka, mens tilsvarende tall for nitrogen er omlag 2800 og 240 mg N/m³. Konsentrasjonen av forurensing i Vigga er betydelig større enn i Etna/Dokka, men allikevel er Viggas bidrag til Randsfjorden relativt lite på grunn av beskjedne vannføring. Et moment som allikevel bør bemerkes er at tilførslene for Vigga stort sett består av lett tilgjengelige næringsstoffer for algene, mens de i Etna/Dokka mer er i bundet form. Viggas betydning i forurensingssammenheng er derfor større enn det som går fram av de totale tilførslene. Med forbehold om visse feilkilder, var målte fosfortilførsler til Randsfjorden i alt 29 tonn i 1978, mens nitrogentilførslene var 680 tonn. Disse verdier kan variere betydelig fra år til år på grunn av klimatiske

forhold, slik at dette ikke må tas som representative verdier for Randsfjorden. Forskjellen på beregnet 44tP og målt 29tP tas foreløpig til etterretning, og vil bli diskutert når lengre måleserier foreligger. Måleprogrammet skal gjennomføres også i 1979 og 1980.

STRØM OG SPREDNING AV STOFF (Kapittel 5).

Det er gjennomført en strømundersøkelse for å få kjennskap til generelle trekk ved strømningsmønsteret i Randsfjorden. Videre var det ønskelig å kunne vurdere hvordan spredningen av stoff skjer i visse deler av sjøen særlig med hensyn på vanninntakene. Metoden som ble anvendt var å kombinere feltregistreringer med bruk av matematiske modeller.

Strøm- og temperaturforhold ble beregnet ved hjelp av en matematisk modell av fjorden for de hyppigst forekommende vindsituasjoner, dvs. med vind fra nord og vind fra sør.

Resultatene som følge av 20 timer med vind fra nord på 7 m/s viser at overflatevannet (0-4 m) beveget seg mot SSV, dvs. noe til høyre for vindretningen. Hastigheter mellom 10-20 cm/s dominerte. I sjiktet mellom 4-15 m hadde vannet en tendens til å bevege seg i SV-lig retning. Karakteristiske hastigheter var under 6 cm/s. I sjiktet mellom 15-30 m strømmet vannet som oftest nordover. I bunnsjiktet var bevegelsen hovedsakelig rettet mot nord-nordøst med hastigheter mindre enn 4 cm/s. Overflatevannet beveger seg til høyre for vindretningen på grunn av jordrotasjonen. Denne avbøyingen til høyre fortsetter med økende dyp inntil vannet i bunnsjiktet strømmer i motsatt retning av overflatestrømmen. Oppadrettede strømmer med tilhørende kaldt vann fant sted i nordenden og langs østbredden ved nordavind. I motsatt ende av innsjøen var strømmene rettet nedover. Temperaturen i vannet ble derfor der høyere. Karakteristiske vertikale hastigheter var mindre enn 0,5 mm/s. Simuleringsresultatene viste god overensstemmelse med feltregistreringene. Vind fra sør førte til at bevegelsen i hovedtrekk var rettet motsatt av hva som er beskrevet for nordavind. Også i dette tilfellet var strømmenes høyrevridning med dypet et typisk trekk. Oppadrettede strømmer med kaldt vann fant gjerne sted i sør og langs vestsiden. Nedadrettede strømmer og varmere vann var lokalisert i nordenden og i østlige deler. Simuleringsresultatene viste også her god overensstemmelse med feltregistreringene.

Spredningsforløpet av et tenkt stoffutslipp i Røykenvika ved Brandbu ble deretter simulert ved en matematisk spredningsmodell. Eksperimentet viser at vannutskiftingen i Røykenvika skjer langsomt. Dette gjelder særlig ved vind fra sør. Ved denne vindretningen spredde imidlertid stoffet seg i større grad i vertikalretning enn ved vind fra nord. Dette på grunn av de foran nevnte strømretningene. For begge vindretningene var det imidlertid liten transport til de dypere sjikt i sjøen. Flytting av vannverkinntaket vekk fra Røykenvika vil utvilsomt være gunstig.

KLIMA (Kapittel 6).

Allerede under de innledende diskusjoner for igangsetting av dette prosjektet ble betydningen av flere års sammenhengende undersøkelser understreket. Ved å konsentrere seg om bare ett år, kunne vi risikere at dette ikke gir et representativt bilde av forholdene i Randsfjorden. Høy temperatur gir økt vekst av planteplankton i vannet. Nedbørens effekt på produksjonen i innsjøen kan ytre seg på forskjellige måter. For det første vil en kraftig vårflom spyle gjennom innsjøen med næringsfattig smeltevann fra de største tilløpene. Konsentrasjonen av næringsstoffer vil være lav ved begynnelsen av produksjonssesongen, slik at planktonets vekst holdes på et lavt nivå. Kraftig nedbør over innsjøens nære omland om sommeren vil ha motsatt effekt ved at næringsstoffer fra bekker, grøfter, rørsystem og jordbruksarealer transporteres ut i innsjøen. Klimaet i 1978 viste seg også å være kaldere og tørrere i produksjonssesongen enn normalt. I juli, august og september var månedsmiddeltemperaturen 2°C lavere enn normalt, mens det falt omlag 20 % mindre nedbør enn normalt i denne perioden. Dette forårsaket mindre tilførsler av forurensende stoffer til Randsfjorden og trolig også lavere konsentrasjoner av planteplankton enn det som er normalt. Konklusjonene fra dette første prøveåret må derfor ses i lys av de spesielle klimatiske forholdene.

FYSISKE OG KJEMISKE FORHOLD (Kapittel 7).

Temperaturmålinger i Randsfjorden viser at særlig de 20-30 øverste metre påvirkes av oppvarming om sommeren, mens dypereliggende sjikt stort sett

holder seg mellom 4 og 6°C. Ved rutinemålingene ble det observert temperaturer opp til vel 18°C på sørligste stasjon i august. Kontinuerlig registrerende utstyr viste, som ventet, at temperaturforholdene kunne variere kraftig på kort tid på grunn av betydelige strømsystemer, såkalt "indre bølger".

Siktedypet varierte mellom 3,8 m og 8,0 m og ble til en viss grad bestemt av innholdet av planteplankton, men vannets brunlige farge avslørte også en betydelig påvirkning av humusstoffer fra skog- og myrområder. Derved reduseres lysets mulighet til å trenge dypt ned i innsjøen og planteplanktonets produktive sone blir mindre.

Vannets innhold av mineralsalter domineres av løst kalsiumhydrogenkarbonat, noe som er naturlig i våre store østlandsinnsjøer. Det totale innhold av mineralsalter er relativt lite, stort sett mellom 40 og 50 µS/cm. Vannet har derved liten evne til å motstå ytre påvirkning som f.eks. forurensing.

Oksygenkonsentrasjonen i Randsfjorden viser at planteplanktonets produksjon er lav. Innsjøen er noe påvirket av naturlige tilførsler av organisk materiale, men oksygenmetning på 105 meters dyp var aldri lavere enn 70 %.

Konsentrasjonen av næringsstoffene fosfor og nitrogen var lav på alle stasjoner. Totalkonsentrasjonen av fosfor var stort sett mellom 6 og 8 mg P/m³, mens nitrogenkonsentrasjonen vanligvis var mellom 250 og 350 mg N/m³, noe som indikerer næringsfattige, lite påvirkede forhold. Disse resultatene trenger imidlertid ikke være typiske for Randsfjorden på grunn av de spesielle klimatiske forhold i 1978. Dette gjelder i høy grad også resultatene fra de biologiske undersøkelser.

PLANTEPLANKTON (Kapittel 8).

Ørsmå, frittvevende alger, planteplankton, utnytter sollyset som energikilde og utgjør de viktigste produsentene i innsjøer på samme måte som grønne planter på landjorda. De reagerer raskt på endringer i miljøet slik at artsammensetning og mengde gir et godt bilde av innsjøens tilstand. Planteplankton i Randsfjorden var i 1978 karakterisert ved lav totalkonsentrasjon, en artsammensetning som normalt finnes i næringsfattige

innsjøer. Da klimaet var lite gunstig for planktonvekst sommeren 1978 kan planteplanktonet ikke uten videre gi spesiell informasjon om forholdene i Randsfjorden i mer "normale" år. En sammenlikning med andre innsjøer i 1978 (med omlag samme klima) viste en mer næringsfattig situasjon i Randsfjorden enn i Mjøsa og Tyrifjorden.

Et fenomen som vakte en viss oppmerksomhet i 1978 var et tynt sjikt med alger på overflaten nord i innsjøen. Tilsvarende "algeflak" ble også observert i andre næringsfattige innsjøer og kan ikke betraktes som en indikasjon på forurensing.

DYREPLANKTON (Kapittel 9).

Dyreplankton består av millimeterstore krepsdyr og liknende dyr som transporteres med strømmer i vannet. De lever i stor grad av planteplankton og blir selv spist av fisk og danner på denne måten et viktig ledd i næringskjedene i innsjøer. Arts sammensetning og mengde av dyreplankton i Randsfjorden er i samsvar med det en finner i næringsfattige innsjøer og bærer samtidig preg av å være utsatt for betydelig beiting av planktonspisende fisk (sik).

ENDRET VANNFØRING TIL RANDSFJORDEN (Kapittel 10).

På bakgrunn av normal vannføring i Dokka etter samløp med Etna og simuleringer av endret vannføring etter den planlagte regulering i vassdraget, er det gjort visse vurderinger av eventuelle endringer i Randsfjorden. Endringer i vanntemperatur og derved også isforhold og lokalklima samt skader på fiske vurderes av andre institusjoner. Maksimal medianflom (en flom som overskrides gjennomsnittlig annethver år) reduseres fra $160 \text{ m}^3/\text{sek.}$ til $110 \text{ m}^3/\text{sek.}$, mens tilførslene utover sommeren fram til oktober ikke endres nevneverdig. I tida fra oktober til april vil vannføringa øke med omlag $15 \text{ m}^3/\text{sek.}$, dvs. en fordobling av normal vannføring. Disse endringene vil neppe ha betydning for forurensingstilstanden i Randsfjorden, men lengst nord i innsjøen vil temperatur- og strømforholdene kunne endres om vinteren. Det har ikke vært mulig å tallfeste disse endringene innenfor rammen av denne første årsrapporten.

Vannstanden i Randsfjorden er bestemt av tilførslene fra tilløpselvene og tapping over utløpsdemningen. Dersom tappingsrutinene ikke endres vil reguleringene i Etna og Dokka kunne føre til vannstandsvariasjoner utover det som er normalt i dag.

NYTT VANNINNTAK TIL RANDSFJORDEN (Kapittel 11).

Samtidig med prøvetaking på hovedstasjonene er det også samlet inn vannprøver på flere dyp utenfor Askjemlandet 2-3 km sør for Røykenvika (st. 4) ved det planlagte inntakstedet for Brandbu Vannverk A/L. Analyse-resultatene er oversendt Statens institutt for folkehelse for vurdering.

DISKUSJON

Innsjøens fosfortoleranse

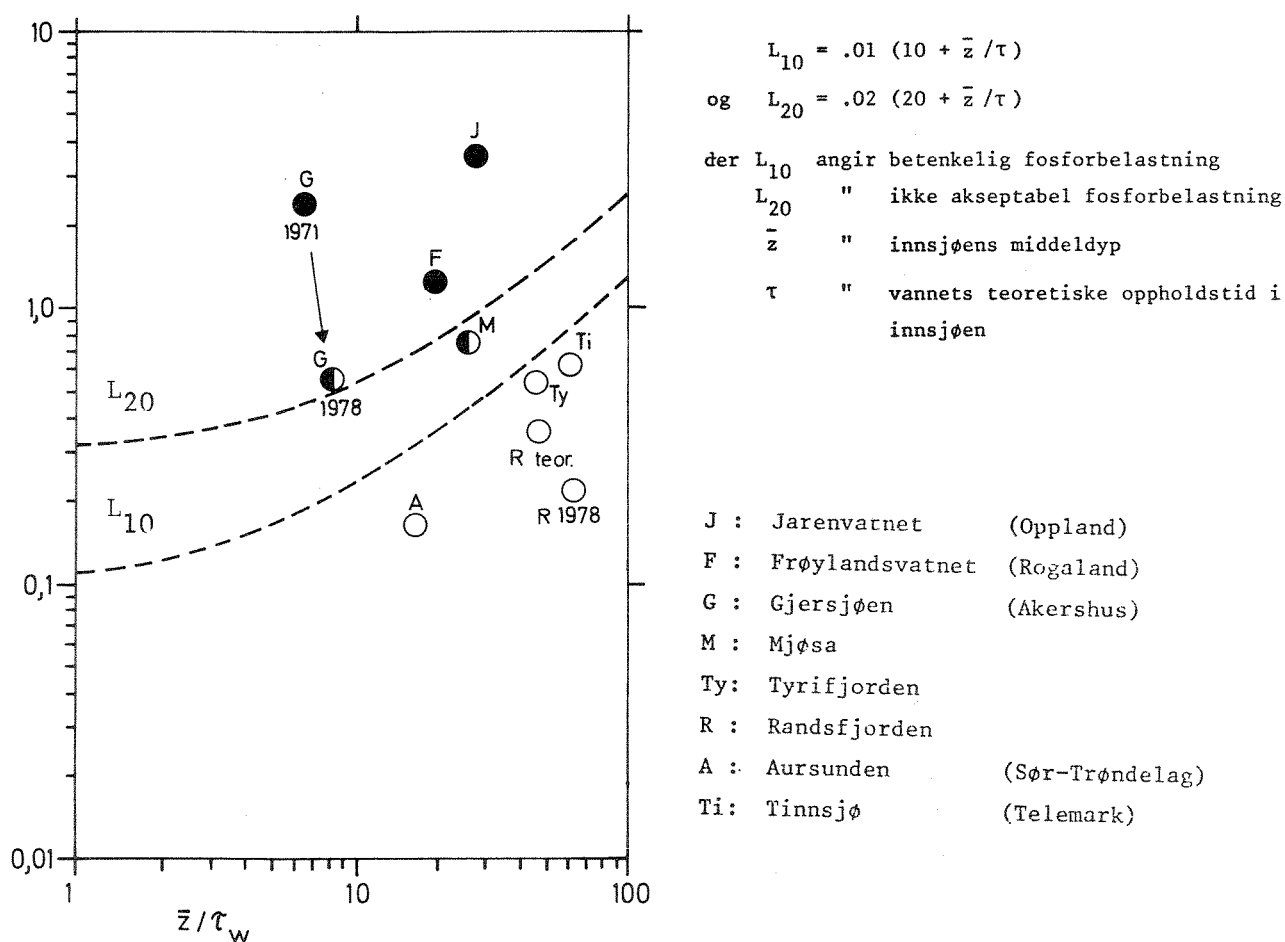
Det er gjort en rekke forsøk på å sette opp modeller for å tallfeste innsjøers toleranse for tilførsler av fosfor, men en av de enkleste og mest brukte er en såkalt Vollenweidermodell. Denne tar hensyn til innsjøens spesifikke fosforbelastning, middeldyp og vannets teoretiske oppholdstid. I de fleste tilfeller vil den gi et godt anslag over innsjøens forurensingstilstand (trofigrad) og er mye brukt for å fastsette en øvre grenseverdi for akseptabel belastning. Imidlertid vil ikke disse relativt enkle matematiske uttrykkene kunne gjenspeile alle de uhyre kompliserte prosessene som foregår i innsjøen. En rekke usikkerhetsmomenter kommer inn i bildet

- hvor stor del av tilført fosfor er biologisk tilgjengelig ?
- når på året tilføres fosforet ?
- hvordan fordeles flommene i forhold til produksjonssesongen (jfr. avkjøling, fortynning og utspyling) ?
- hvor mye fosfor tilbakeføres til vannmassene fra sedimentene (bunnslammet) ?
- hvordan er de kjemiske og biologiske systemene i innsjøen rustet til å motvirke forurensingen ?

Opplysningene i figur 1 må derfor ses på som en illustrasjon og ikke som eksakte verdier. I figuren er målte verdier for Randsfjorden i 1978 merket av sammen med den teoretiske fosforbelastning fra kapittel 3 og midlere avrenning. Begge verdiene ligger i den akseptable delen av diagrammet og bekrefter de observasjonene som er gjort i 1978, nemlig at Randsfjorden fortsatt er en næringsfattig innsjø og at hovedvannmassene bare i liten grad er påvirket i uheldig retning. For sammenlikningens skyld er også teoretiske verdier fra noen andre norske innsjøer tegnet inn i figuren. Dataene er dels hentet fra "Oversikt over fosfortilførsler til innsjøer" (Holtan 1978) og dels fra NIVAs egne måleprogrammer. Innsjøene er markert med en subjektiv klassifisering i gruppene næringsrik (eutrof), middels næringsrik (mesotrof) og næringsfattig (oligotrof).

Dataene som er brukt her viser at modellen er anvendbar i mange tilfeller. Merk f.eks. de to målte verdiene for Gjersjøen der 1971 representerer et år med kraftig algeoppblomstring og 1978 et år etter at mye av kloakkvannet var ført vekk fra nedbørfeltet og algekonsentrasjonene betydelig redusert.

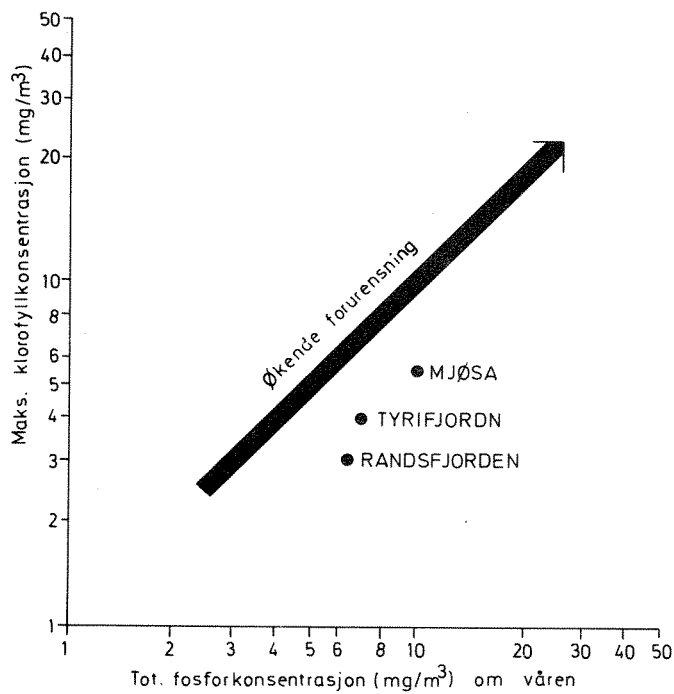
Figur 1. Dype innsjøers fosfortoleranse etter Vollenweiders modell (Vollenweider 1976).



En annen fosformodell som også er mye brukt i praktisk sammenheng er den som er vist i kapittel 6 (figur 6.5.1) etter Dillon 1974. Modellen er tegnet om i figur 2 og viser hvordan målte verdier fra Mjøsa, Tyrifjorden og Randsfjorden i 1978 faller inn i det generelle mønsteret. Ved økende forurensing plasserer innsjøene seg stadig lengre opp mot øvre høyre hjørne i figuren med Mjøsa øverst, deretter Tyrifjorden og Randsfjorden.

Selv om klimaet var spesielt i 1978 gjelder dette alle tre innsjøene i samme grad slik at deres innbyrdes plassering gir et korrekt bilde.

Figur 2. Forholdet mellom fosforkonsentrasjon om våren og maksimal algekonsentrasjon i Mjøsa, Tyrifjorden og Randsfjorden i 1978. Modell etter Dillon (1974)

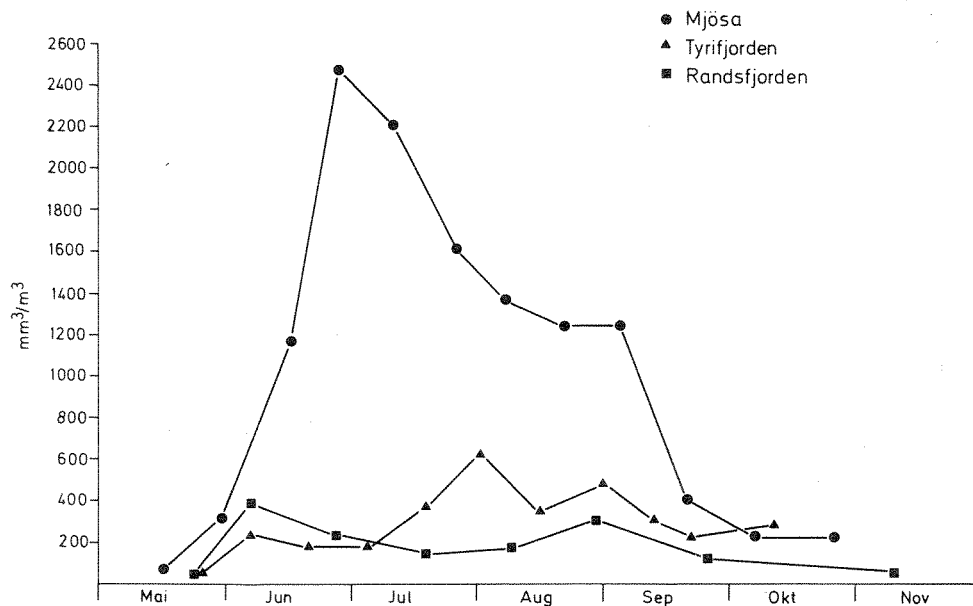


Planteplanktonbestanden i Mjøsa, Tyrifjorden og Randsfjorden 1978

Som vist i kapittel 8 reagerer planteplanktonet raskt på økte tilførsler av fosfor både med endret artssammensetning og økt totalkonsentrasjon (se figur 8.1.1). Undersøkelsene i Mjøsa, Tyrifjorden og Randsfjorden har pågått parallelt i 1978 og gir derfor god anledning til sammenlikning. Målinger av totalkonsentrasjonen av planteplankton gjennom vekstsesongen i innsjøenes hovedvannmasser (figur 3) understreker forskjellen på de tre innsjøene. Mens Tyrifjorden og Randsfjorden varierer mellom 2-600 mm^3/m^3 når Mjøsa helt opp i 2400 mm^3/m^3 i slutten av juli. Den kraftige økingen i Mjøsa utgjøres for en stor del av mer næringskrevende arter (kiselalger).

Figur 3. Algekonsentrasjon i hovedbassenget i Mjøsa, Tyrifjorden og Randsfjorden 1978.

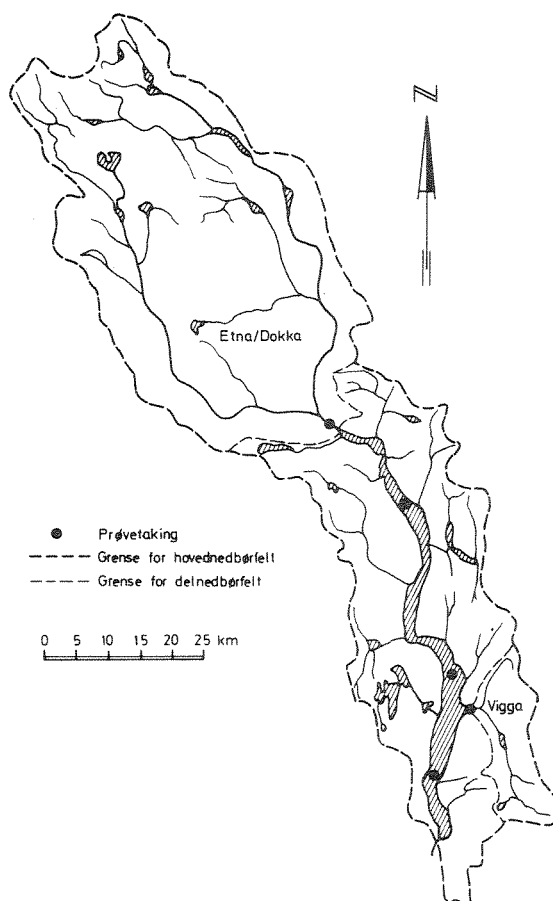
(Fra blandprøver 0-10 m)



3. Forurensningstilførsler (teoretisk oversikt)

Teoretisk beregning av forurensningstilførslene bygger på antagelser om sammenheng mellom aktivitet, forurensningsproduksjon og transport i et nedbørfelt. Siden vår viten på dette felt ennå ikke kan sies å ha almen- gyldig karakter, vil slike beregninger være noe usikre. Til tross for dette kan det likevel antas at beregningene gir forholdsvis riktig for- deling av tilførslene mellom de forskjellige typer forurensningskilder. Det er tilførslene av vekststimulerende stoffer til vannforekomstene, dvs. lett nedbrytbart organisk materiale (BOF_7) og plantenæringsstoffene nitrogen (N) og fosfor (P) som er forsøkt beregnet.

Innsjøer vil holde tilbake en del av de tilførte forurensningsmengder. Hvor meget kan beregnes ut fra den såkalte retensjonskoeffisient, R. Denne koeffisienten vil avhenge av bl.a. sedimentasjonshastighet, biologisk aktivitet og vannets oppholdstid i innsjøen.



Figur 3.1 Delnedbørfelter benyttet ved beregning av teoretiske forurensningstilførsler.

I denne teoretiske beregning har vi tatt hensyn til dette forhold når det gjelder Jarenvatnet i Viggas nedbørfelt. For Jarenvatnet er retensjonen antatt å være ca. 45 % for fosfor (se omtale kapittel 4.6).

Lignende forhold kan gjøre seg gjeldende også for andre stoffer, men her mangler vi bakgrunnsmateriale. I beregningene antar vi derfor at disse stoffene ikke holdes tilbake.

3.1 Befolkning

Tilførslene fra befolkningen vil avhenge av bosettingsmønster, sanitærteknisk standard og hvordan avløpsforholdene er ordnet. En del opplysninger om disse forhold er oppgitt av hver enkelt kommune. Tilleggsopplysninger er hentet fra Statistisk Sentralbyrås Folke- og bolig telling 1970. Tabell 3.1 viser befolkningsfordelingen i de ulike delnedbørfelt denne undersøkelsen omfatter, fordelt på kommuner; antall tilknyttet offentlig kloaknett og eventuelle rens tiltak er også påført.

Tabell 3.1. Befolkningsfordeling, avløpsforhold.

Nedbørfelt/kommune	Antall bosatte	Tett bosetting	Spredt bosetting	Tilknyttet off. avløpssystem	Tilknyttet rensanlegg (type)	
ETNA/DOKKA	8345	2015	6330	1530-2030	1530-2030 { Dokka 1500-2000 mek./kjem. Sør Etnedal 30 biol./kjem.	
VIGGA	Oppstrøms utl. Lunner	3400	1300	2100	1100	Volla biol./kjem.
	Jarenvatnet Gran	4522	2238	2284	1641	1641 Brandbu biol./kjem.
	Nedstrøms utl. Jarenvatnet Gran	3148	2262	886	1659	1659 Brandbu biol./kjem.
Direkte til Randsfjorden	Nordre Land	300		300		
	Søndre Land	6444	1600	4844	2250	1600 { Hov/Fall 1200 mek./kjem. Grimbakken 200 Alelean Landås 200 Alelean
	Jevnaker	5470	4170	1300 { 300 dir. 1000 inf.	3000	3000 Jevnaker mek./kjem. x)
	Lunner	720		720		
	Gran	4700		4700	915	900 { Grymyr 700 biol./kjem. Røykenvika 200 biol.
	Vestre Toten	40		40		
	Gjøvil	5		5		
	Sør Aurdal					
Ringerike						

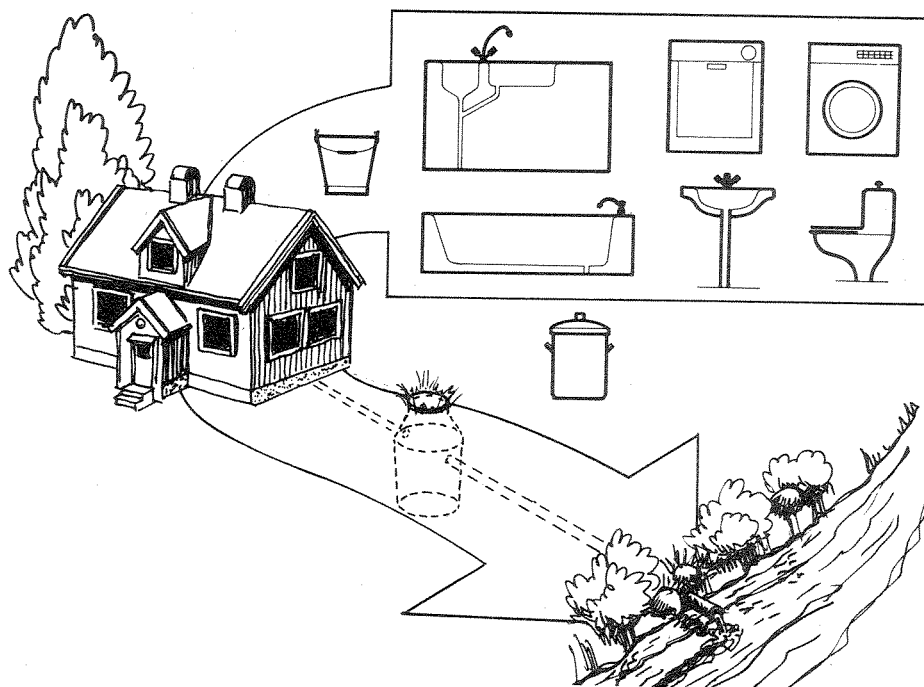
x) Jevnaker rensanlegg har avløp til Randselva. Av den resterende befolkning i tettstedet har 700 direkte avløp til Randsfjorden og 470 infiltrasjonsanlegg. I tillegg, følgende rensanlegg i tilknytning til institusjoner:
 Jevnaker kommune: Halvorsbøle kurssenter 100 p.e. biol.
 Søster Ninas sykehjem 125 p.e. "
 Lunner kommune : Solheim skole internat 250 p.e. "

Den produserte forurensningsmengde av nitrogen, fosfor og organisk stoff er beregnet ut fra følgende erfaringstall:

BOF ₇ :	75 g	O/person og døgn
Tot-N:	12 g	N/person og døgn
Tot-P:	2,5 g	P/person og døgn

En nylig gjennomført undersøkelse (NIVA 1978, 0-73/76) av avløpsvannets mengde og sammensetning viser at ovennevnte spesifikke forurensningsverdier stemmer godt overens med det som måles i norske avløpsnett i dag.

Hvor stor del av disse produserte mengdene som når vassdrag og målestasjoner er for områder som ikke er tilknyttet offentlig kloaknett (vesentlig spredt bosatte områder), avhengig av hvor mange som har innlagt vann og WC, avstand til resipient og målestasjon, hvor mange som har septiktank og hvordan den drives, om det fins renseanordninger av noe slag (renseanlegg, slamavskillere, sandfiltergrøfter etc.). Opplys-



Figur 3.2. Forurensning fra husholdninger.

ninger om sanitær- og avløpstekniske forhold i spredt bebyggelse i Randsfjordens nedbørfelt foreligger ikke, og det vil bli benyttet en reduksjonsfaktor på 50 %. Denne er basert på en kvalifisert gjetting på bakgrunn av materialet om avløpsforholdene fra spredt bosetting innhentet i samband med Mjøsaksjonen. Dette er det eneste sted i Norge hvor slikt materiale foreløpig er innsamlet.

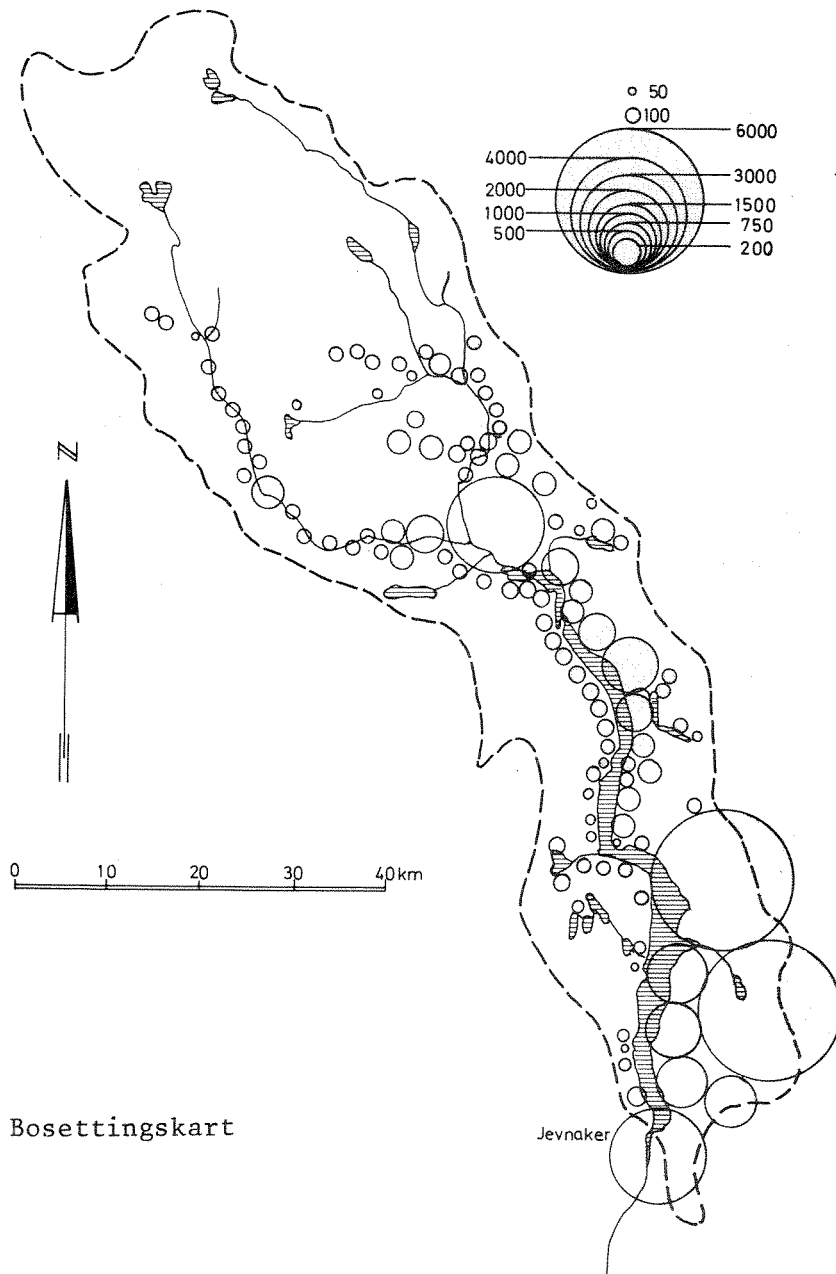
I områder med offentlig kloaknett (vesentlig tett bosatte områder) vil tilførslene blant annet bestemmes av om det fins renseanlegg, hvilken type anlegg det er, eventuelle overløp og av kvaliteten på ledningsnett. Dessuten vil avstanden fra utslippsted til eventuelle målepunkt være av betydning for hvor stor selvrensningseffekt det blir i vassdraget. Disse forholdene lar seg ikke kvantifisere uten at det foretas detaljerte undersøkelser.

I "Retningslinjer for dimensjonering av avløpsanlegg" SFT TA 525, 1978, oppgis en detaljert oversikt over forventede renses effekter ved ulike prosesskombinasjoner. Men kjennskap til ledningssystemenes manglende kvalitet og varierende driftsresultater ved anleggene gjør at vi i denne rapporten benytter følgende erfaringstall for renses effekt:

		Biol.	Biol./Kjem.	Mek./Kjem.	Ikke tilknyttet renseanlegg (off. kloaknett med septiktank)
BOF ₇	%	65	75	65	0
Tot-P	%	20	90	85	0
Tot-N	%	15	20	20	0

Befolkningsfordelingen i nedbørfeltet er vist i figur 3.3. Kartet viser at bosettingen er konsentrert i områder nær hovedvassdrag og innsjø, og at transportveien for forurensninger derfor er kort.

Ifølge de tall kommunene har oppgitt, var det i 1977 bosatt 37044 personer i Randsfjordens nedbørfelt, 23448 i såkalt spredt bebyggelse, og 13646 i tett. 12480 var tilknyttet offentlig kloakk, hvorav 11680 gikk via renseanlegg og ca. 800 rett til resipienten uten rensing.



Figur 3.3 Bosettingskart

Tabell 3.2 viser forurensningstilførslene fra befolkningen beregnet for de enkelte delfeltene ut fra de forutsetninger som er nevnt ovenfor. Totalt kan en anslå at 12,2 tonn fosfor og 89,2 tonn nitrogen ble tilført Randsfjorden fra befolkningen. Belastningen med organisk materiale tilsvarer et årlig oksygenforbruk på 436,4 tonn.

Tabell 3.2. Tilførsler fra befolkning, tonn/år.

Vassdrag/ kommune	Tett bebyggelse						Spredt bosetting						TOTALT					
	Tilknyttet off. kloaknett med renseanlegg			Tilknyttet off. kloaknett uten renseanlegg			Ikke tilknyttet off. kloaknett			Tilknyttet renseanlegg					Ikke tilknyttet renseanlegg "ymse avløpsforhold"			
	BOF ₇	Tot-N	Tot-P	BOF ₇	Tot-N	Tot-P	BOF ₇	Tot-N	Tot-P	BOF ₇	Tot-N	Tot-P	BOF ₇	Tot-N	Tot-P	BOF ₇	Tot-N	Tot-P
ETNA/DOKKA	16,8	6,1	0,2				3,6	0,6	0,1	0,2	0,01		86,3	13,7	2,8	106,9	20,4	3,2
VIGGA	22,6	11,6	0,3				16,4	2,6	0,5				43,4	6,9	1,4	82,4	21,1	2,3
Lunner	7,5	3,9	0,1				2,7	0,4	0,09				28,7	4,6	1,0	38,9	8,9	1,1
SUN	30,1	15,5	0,4				19,1	3,0	0,4 ^{x)}				72,1	11,5	1,5 ^{x)}	121,3	30,0	2,3 ^{x)}
Nordre Land													4,1	0,7	0,1	4,1	0,7	0,1
Søndre Land	11,5	4,2	0,2	11,0	1,7	0,4				3,8	1,5	0,3	64,2	10,3	2,1	90,5	17,7	2,9
Jevnaker							22,5	3,6	0,7				21,9	3,5	0,7	44,4	7,1	1,5
Lunner													9,9	1,6	0,3	9,9	1,6	0,3
Gran										6,7	3,2	0,2	52,0	8,3	1,7	58,7	11,5	1,9
Vestre Toten													0,5	0,09	0,02	0,5	0,09	
Gjøvik													0,07	0,01		0,07	0,01	
SUM	11,5	4,2	0,2	11,0	1,7	0,4	22,5	3,6	0,7	10,5	4,7	0,5	152,7	24,5	4,9	208,2	38,7	6,7
RANDSFJORDEN	58,4	25,8	0,8	11,0	1,7	0,4	45,2	7,2	1,2	10,7	4,7	0,5	311,1	49,7	9,2	436,4	89,2	12,2

x) Her er tatt hensyn til retensjonen i Jarenvatnet.

3.2 Tilførsler fra tettstedsarealer

Når et område bygges ut forandrer man den naturlige vannbalanse. Ved bygging av hus og gater gjøres markene harde og ugjennomtrengelige for vann. Regnvann kan ikke lenger infiltrere til grunnen. I stedet økes overvannsavrenningen både i intensitet og mengde. For å unngå oversvømmelser må store vannmengder ledes ut av området. Den vanligste måten å gjøre dette på er enten å bygge et eget ledningssystem for overvann eller føre overvann og spillvann ut av feltet i en og samme ledning. Erfaringer har vist at overflateavrenning fra "byområder" kan inneholde relativt store mengder forurensninger (NIVA 1976, 0-57/74). Viktige bidrag til disse tilførslene er brekkasje i forbindelse med lasting og lossing, vegtrafikk, søppel og avfall. Videre vil tørre utslipp i form av støv og partikler ved spyling eller regnskyll lett bli ført til avløps-systemet.

Nedenfor er vist erfaringstall for avrenning fra tettbebyggelse. Disse er brukt som beregningsgrunnlag.

kg/ha · år

BOF ₇	TOT-P	TOT-N
20	1	5

Tallene er skjønnsmessig satt opp på grunnlag av PRA-rapporten "Forurensning i overvann" (NIVA 1976, 0-57/74) og er vurdert ut fra avrenningstall for områder med separat system.

Arealopplysningene (tabell 3.4) gjelder Statistisk Sentralbyrås tettstedkretser ved folke- og boligtellingsen 1970. Planimetrering er utført på kart i målestokk 1:50000.

Tabell 3.3 Tilførsler fra tettstedarealer.

	Tot-N tonn/år	Tot P tonn/år	BOF ₇ tonn/år
ETNA/DOKKA	0,15	0,03	0,6
Gran	0,3	0,06	1,2
Lunner	0,07	0,01	0,3
VIGGA	0,4	0,05 ^{xx)}	1,5
Søndre Land	0,06	0,01	0,2
Jevnaker ^{x)}	0,1	0,01	0,4
DIR. TIL RANDSFJ.	0,2	0,02	0,6
TOTALT	0,8	0,1	2,7

x) Den del av Jevnaker tettsted som drenerer til Randsfjorden.

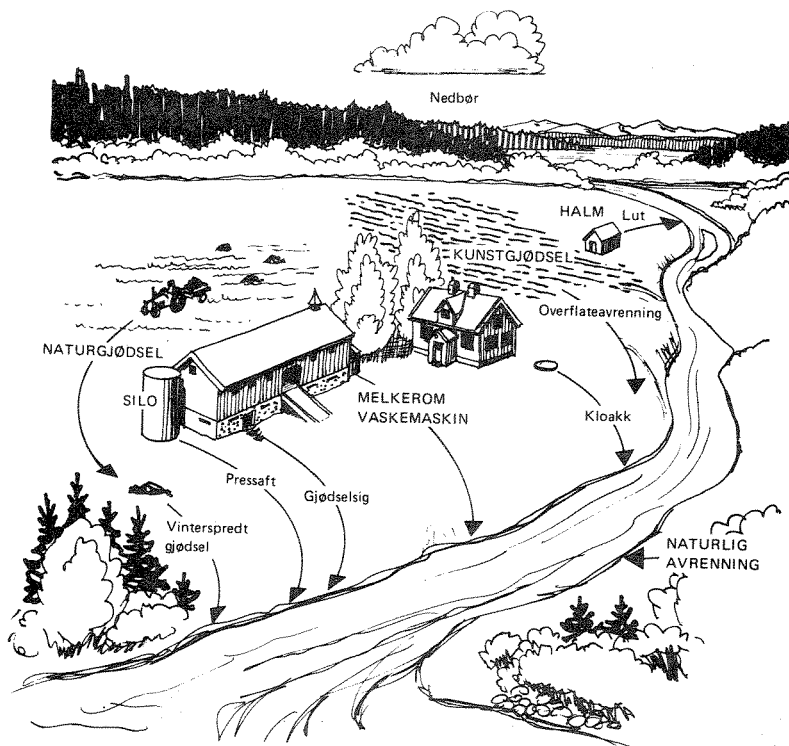
xx) Retensjonen i Jarenvatnet er tatt med.

3.3 Jordbruk

Tilførslene fra jordbruket av organisk stoff, nitrogen og fosfor til Randsfjorden, kommer både fra punktkilder og diffuse kilder. De viktigste punktkilder er silo, gjødselkjellere, melkerom og halmlutningsanlegg. De diffuse tilførslene stammer fra avrenning fra jordbruksarealene. Den naturlige bakgrunnsavrenning, som er økt noe grunnet oppdyrking alene, suppleres med tilførsler av kunstgjødsel, kloakkslam og husdyrgjødsel.

Alle disse tilførslene fra jordbruket kan betraktes som et potensial for vannforurensning. Hvor stor del av den potensielle forurensningsmengde som tilføres vannforekomsten, vil avhenge av mange forhold. Størrelsen av forurensningspotensialet vil ha betydning, f.eks. er det klart at mengden kunstgjødsel som tilføres pr. arealenhet vil ha betydning. Utstyr og rutiner for lagring og viderebehandling av silopressaft og husdyrgjødsel spiller også stor rolle i denne sammenheng. Det samme kan også sies om arealbruk og de jordbearbeidingsrutiner som benyttes.

Ved siden av disse forhold som i hovedsak er forårsaket av mennesker, vil også en del naturgitte forhold spille inn i omsetningen av stoffer i jordbruket. Ulike temperaturer og nedbørforhold vil gi ulik omsetning av plantenæringsstoffer og organisk stoff i jordsmonnet og dermed ut-



Figur 3.5 Forenklet oversikt over stoffomsetningen i jordbruket.

vasking av disse stoffene til vassdrag. Jordtypen/jordarten vil også ha betydning for avrenningsforløp, erosjon, biologiske prosesser, kjemiske og fysiske bindings- og forvittringsprosesser. Topografien vil også kunne virke inn på avrenningsforhold og forløp.

I dag finnes det ikke tilstrekkelige kunnskaper om hvordan alle disse ulike faktorer kvantitativt virker inn på tilførslene, selv om forskning pågår på flere felter. De kan derfor ikke trekkes inn og våre beregninger må baseres på mer eller mindre velbegrunnede gjennomsnittstall.

De spesifikke avløpstall som er brukt er basert på de kvantifiseringer som ble gjort av Uhlen i St. meld. nr. 71 for 1972-73, Mikkelsen med medarbeidere i 1974, i forbindelse med "Landsplanen for bruken av vannressursene" og de opplysninger Lundekvam (1975) og Bjerve (1977) har gitt om sine undersøkelser. Tilførselsfaktorene for jordbruket er:

For kommunene Jevnaker, Gran, Lunner og Vestre Toten: 1000 kg N/km^2 . år, 70 kg P/km^2 . år. For kommunene S. Land, N. Land, Etnedal og Gjøvik: 800 kg N/km^2 . år, 50 kg P/km^2 . år.

Organisk stoff er ikke tatt med. Årsaken er at det ikke foreligger egnede tilførselskoeffisienter i litteraturen, og at det meste antagelig vil være relativt tungt nedbrytbare humusstoffer. Inndelingen er gjort hovedsakelig ved å ta hensyn til ulikheter i geologiske forhold og driftsformene i jordbruket. Selv denne inndelingen er en grov forenkling, da tilførslene jo som nevnt ovenfor avhenger av en rekke faktorer, både naturgitte og menneskegitte.

3.3.1 Bakgrunnsavrenning fra dyrket mark

Bakgrunnsavrenningen fra dyrket mark er definert som den gjødseluavhengige avrenning fra de dyrkede arealene. Arealopplysningene som er innkommet fra de enkelte kommuner, eventuelt supplert med planimetrering på kartene "Produksjonsgrunlaget for landbruket, 1:100000", fremgår av tabell 3.4. Tidligere er det gjort forsøk på å kvantifisere bakgrunnsavrenningen som skyldes oppdyrkingen alene, men det har vist seg svært vanskelig å skille den fra mer gjødselavhengig avrenning. I denne rapporten er den innebygd i avrenningskoeffisienten for dyrket mark.

Tabell 3.4 Arealfordeling.

	Totalt areal km ²	Tettsted areal km ²	Dyrket da.	Skog km ²	Fjell km ²
ETNA/DOKKA	2177,5	3,0	46589	1105,6	1022,3
Oppstrøms utl. } Lunner	46,9	1,4	18000	24,8	2,7
Jarenvatnet } Gran	39,6	2,6	23321	13,7	
VIGGA					
Nedstrøms utl. } Gran	87,4	3,3	7779	73,3	3,0
Jarenvatnet }					
Direkte til Randsfjorden					
Nordre Land	104,0		2450	73,8	27,8
Søndre Land	569,5	1,1	25000	443,8	99,4
Jevnaker	85,9	2,1	14798	62,5	6,5
Lunner	22,8		8000	13,3	1,5
Gran	263,8		43600	192,2	28,0
Vestre Toten	12,8		710	12,1	
Gjøvik	19,3		100	16,3	2,9
Sør Aurdal	0,9			0,8	0,1
Ringerike	20,1			19,8	1,0

3.3.2 Gjødsling

Mengden kunstgjødsel og husdyrgjødsel som benyttes er oppgitt av de enkelte kommuner, eventuelt beregnet på bakgrunn av arealopplysninger (for kunstgjødsel) og dyretall (for husdyrgjødsel) ved hjelp av de omregningsfaktorer en kan finne ved å benytte opplysninger fra kommunene i nærheten. Tabell 3.5 viser gjødselmengdene.

Siden behandlingsmåten av de to gjødselslagene er noe forskjellig, vil de antagelig også bidra på ulik måte i tilførselsregnskapet. Mikkelsen med medarbeidere (1974) har gjort forsøk på å beregne en tilførselsfaktor som sier hvor stor andel av nitrogen- og fosformengdene i de to gjødseltypene som når vassdraget. Siden det senere er lagt restriksjoner på spesielt husdyrgjødselhåndteringen, har vi valgt å la også gjødselavrenning inngå i avrenningsfaktorene for jordbruksarealene.

Tabell 3.5 Jordbruksvirksomhet.

	Storfe	Sau/geit	Svin	Fjørfe	Naturgjødelse		Kunstgjødelse		Silo m ³	Lutet halm (våtluting)	Sætring
					tonn/N	tonn/P	tonn/N	tonn/P			
ETNA/DOKKA	5196	2540	396	4225	265	59	380	100	21000	1 anlegg	152 sætre
VIGGA											
Gran	2760	696	3175	17050	85	35	220	50	8100	1 anlegg	
Lunner	1000	230	2000	8000	45	9	135	36	5000		
Direkte til Randsfjorden	Nordre Land	264	125	120	736	15	3	22	6	1228	
	Søndre Land	1120	1448	878	7208	70	14	245	65	2731	1 anlegg
	Jevnaker	1383	635	1259	2082	80	16	150	40	5425	681 tonn (1969)
	Lunner	500		1450	700	25	5	60	16	2500	2 anlegg
	Gran	2573	638	3300	3215	165	33	340	60	8600	
	Vestre Toten	97	63	37	70	3	0,2	7	2	192	
	Gjøvik	5	12	30	4	0,5		1	0,3	54	

Vinterspredning av husdyrgjødsel har vært et alvorlig forurensningsproblem. Det gjenstår å se hva effekten av innføringen av forbudet mot slik gjødselhåndtering blir. De fleste kommuner bemerker at det er blitt bedring i dette forholdet, men at det likevel fremdeles foregår en del spredning på frossen mark. For Mjøsområdet har Oppland Landbruksselskap angitt at 1/3 av husdyrgjødsel fortsatt spres på denne måten. Benytter vi den samme andel i Randsfjordens nedbørfelt og den avrenningsfaktor på 2 % som er benyttet i Mjøsundersøkelsen (NIVA 1977, 0-91/69), vil tilførselstallene fra vinterspredning for hele Randsfjorden bli 5,6 tonn Tot-N og 1,1 tonn Tot-P. Men siden vi ikke har detaljopplysninger om dette, antar vi at også dette er innkorporert i våre arealkoeffisienter.

3.3.3 Gjødselkjellere

Når det gjelder betydningen av lekkasje (sig) fra utette gjødselkjellere, er holdepunktene for å foreta tilførselsberegninger ennå svakere enn for vinterspredning. I Mjøsundersøkelsen (NIVA 1977, 0-91/69) antas at 3 % av den produserte og lagrede forurensningsmengde når vassdrag. Benytter vi det samme for Randsfjorden, får vi en tilførsel på 25,5 tonn nitrogen og 4,9 tonn fosfor. Det må understrekes at denne avrenningsfaktor i liten grad er basert på undersøkelser av de faktiske forhold. Bjerves (1977) feltundersøkelser i Steinsengbekkens nedslagsfelt ved Mjøsa tyder på at gjødselkjellere bidrar lite til vannforurensningen. I denne undersøkelsen antar vi at også denne kilde er innebygd i våre avrenningskoeffisienter.

3.3.4 Silo

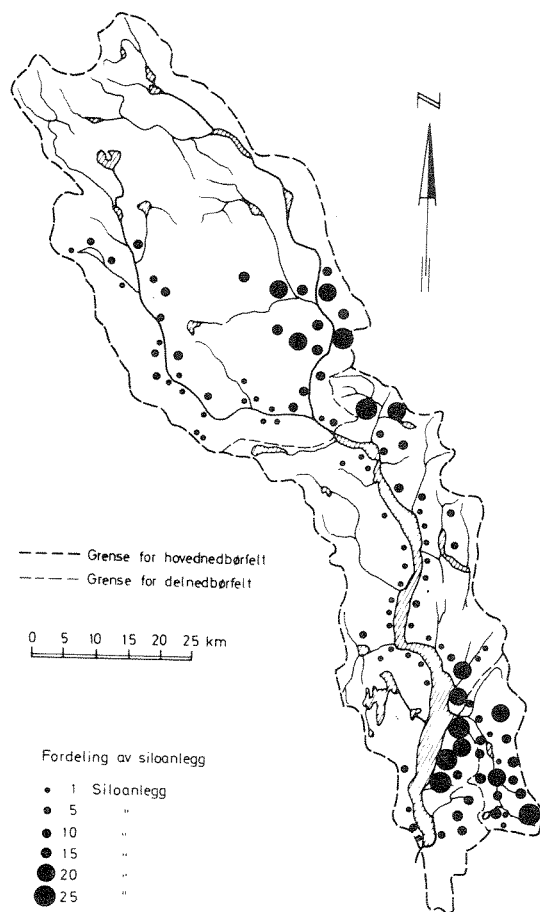
Utslippene av silopressaft har en vært oppmerksom på i flere år og omfattende tiltak har vært gjennomført for å redusere dem. Til tross for forskrifter og tiltak for å redusere utslippene, kan ikke problemet med silopressaft sies å være helt løst. Undersøkelser i samband med Mjøsaksjonen indikerer at ca. 50 % av anleggene fungerer tilfredsstillende, 25 % har mangler og 15 % fungerer ikke (slipper pressaftene direkte ut i vassdraget). Hvis vi kan regne med at dette også er representativt for Randsfjordens nedbørfelt, kan vi redusere de utslippsfaktorer som Mikkelsen med medarbeidere (1974) fremsatte med ca. 2/3. For Randsfjordens nedbørfelt kan vi da regne at 15 % av produsert forurensning når vassdrag. Mikkelsen med medarbeidere (1974) regner med at 1 m³ ferdig surfor gir opphav til:

14,7 kg organisk stoff

0,3 " nitrogen

1,1 " fosfor

Antall m³ silo (tabell 3.5) er oppgitt av de ankelte kommuner, eventuelt supplert med opplysninger fra Statistisk Sentralbyrås Jordbrukstelling



Figur 3.6 Fordeling av siloanlegg

1969. Beregninger indikerer at Randsfjorden tilføres 2,4 tonn nitrogen, 0,7 tonn fosfor og 121,0 tonn organisk stoff målt som BOF_7 fra silo.

Men siden avrenningsfaktoren på 15 % ikke er basert på detaljopplysninger fra kommunene har vi valgt å regne siloavrenning med i vår avrenningskoeffisient for jordbruksarealer når det gjelder tot-N og tot-P, mens BOF_7 -verdiene er presentert i tabell 3.6.

3.3.5 Melkerom

Utslipp fra melkerom kan ha en viss forurensningsmessig betydning ifølge undersøkelser utført ved Institutt for hydroteknikk ved Norges landbruks-høgskole (Bjerve 1977). Følgende tilførselstall ble funnet pr. ku:

KOF_{dikr.} : 5,9 kg O/år
Tot-P : 0,18 kg P/år
Tot-N : 0,27 kg N/år

Ifølge Bjerve (1977) stammer hovedtyngden fra bruken av vaskemidler til rengjøring av melkeutstyr. Endring i forbruket av fosfor og nitrogen i vaskemidlene vil endre ovennevnte tilførselstall.

Undersøkelsene gjelder bare noen få melkerom og et relativt kort tidsrom og er dermed såpass usikre at vi i denne rapporten vil regne med at de 1,7 tonn nitrogen og 0,8 tonn fosfor som Randsfjorden vil motta fra denne kilden, allerede er innebygd i våre tilførselskoeffisienter for dyrket mark; organisk stoff som KOF_{dikr.} er imidlertid presentert i tabell 3.6.

3.3.6 Halmluting

Halmluting har generelt gått sterkt tilbake i første halvdel av 1970-årene. Men det er klart at halm fra kornproduksjon i foredlet tilstand egentlig utgjør en betydelig forressurs. På forurensningssiden vil dette kunne representere en betydelig fare for økte forurensninger ved uendret lutingsteknologi. Imidlertid er etter hvert nye lutingsmetoder tatt i bruk som helt eller delvis hindrer utslipp. Ifølge de opplysninger kommunene har gitt (vi ser bort fra Jevnaker som har gitt opplysningene fra jordbrukstillingen i 1969), er det i dag bare 5 våtlutingsanlegg mot 98 i de samme kommunene i 1969. Den resterende halmbehandling oppgir kommunene nå skjer som tørrluting, som altså ikke anses å føre til vannforurensning. Det blir med de opplysninger vi har fått svært vanskelig å kvantifisere tilførslene fra denne kilden. Hvis vi legger til grunn de opplysninger Mikkelsen et al. (1974) gir og reduserer tilførslene på lik linje med nedgangen i antall anlegg, vil tilførslene bli:

	BOF ₇ 1,6 kg/tonn	Tot-N 0,3 kg/tonn	Tot-N Ubetydelig
Til Etna/Dokka fra N. Land	46 kg	8,5 kg	
Til Vigga fra Gran	25 kg	4,8 kg	
Direkte til Randsfjorden fra S. Land	31 kg	5,8 kg	
" " " " Jevnaker	56 kg	10,4 kg	
" " " " Lunner	61 kg	11,5 kg	
Totalt til Randsfjorden	219 kg	41,0 kg	

Etter disse beregninger kan vi nå se bort fra halmlutingsanlegg i forurensningssammenheng i Randsfjordens nedbørfelt.

3.3.7 Sætring

Forurensningsbidrag fra sæterdrift er forsøkt beregnet for de kommuner som ikke har særlig stor grad av fast bosetting. For de andre er denne form medtatt indirekte i forurensningsbidraget fra husdyrhold.

Det er oppgitt å være 152 sætre i drift i Etna/Dokkas nedbørfelt i kommunene Gausdal, Øystre Slidre og Nord-Aurdal. Dyretallet er oppgitt til å være ca. 1740 melkekyr, ca. 4000 sauer og ca. 40 hester.

Forurensningsbidraget fra husdyrhold skriver seg fra gjødselhåndtering og melkerom. Gjødselhåndtering ved sæterdrift er svært vanskelig å tallfeste. Våre beregninger vil derfor bare være knyttet til melkerom. Sætringsperioden er satt til 2½ måned, ellers benyttes det samme beregningsgrunnlag som for fast husdyrhold.

På årsbasis utgjør dette, som tabell 3.6 viser, svært små mengder, men lokalt kan det muligens spille en viss rolle.

Totalt for jordbruket kan vi oppsummere tilførslene til Randsfjorden slik tabell 3.6 viser. Tilførslene av nitrogen er 175,7 tonn pr. år, av fosfor 10,5 tonn og av organisk stoff 121,0 tonn (BOF₇) fra silo og 58,3 tonn (KOF_{dikr}) fra melkerom. Tilførslene av organisk stoff fra andre kilder har vi ikke bakgrunnsmateriale til å beregne. En vil likevel bemerke at en god del av det organiske stoffet i husdyrgjødsel er ganske lett nedbrytbart.

Tabell 3.6 Tilførsler fra jordbruket, tonn/år.

	Tot-N	Tot-P	BOF ₇ fra silo	KOF _{dikr} fra melkerom
ETNA/DOKKA	37,4 ^{xx)}	2,4 ^{xx)}	46,4	15,2 ^{xx)}
Gran	31,1	2,2	17,9	6,5
Lunner	18,0	1,3	11,0	2,4
VIGGA	49,1	2,1 ^{x)}	28,9	8,9
Nordre Land	2,0	0,1	2,7	0,7
Søndre Land	20,0	1,3	6,0	2,7
Jevnaker	14,8	1,0	12,0	3,3
Lunner	8,0	0,6	5,5	1,2
Gran	43,6	3,1	19,0	6,1
Vestre Toten	0,7	0,05	0,4	0,2
Gjøvik	0,08	0,005	0,1	0,03
DIREKTE	89,2	6,2	45,7	14,2
RANDEFJORDEN	175,7	10,5	121,0	38,3

x) Her er tatt hensyn til retensjonen i Jarenvatnet.

xx) For ETNA/DOKKA er tilførslene fra sæterdrift:

Tot-N: 0,1, Tot-P: 0,006 og KOF_{dikr}: 2,1 tonn/år tatt med.

3.4 Tilførsler fra skog, fjell og nedbør

Tilførslene av organisk stoff, nitrogen og fosfor fra skogarealene vil avhenge av de naturgitte forholdene i skogen og de aktivitetene som menneskene utøver der. De naturgitte forholdene som har størst innvirkning på tilførslene er klima (og da spesielt nedbørmengde, intensitet og tidspunkt), jordbunnsforhold, topografi og vegetasjon. Disse faktorene varierer fra sted til sted og dermed også tilførslene. I skogen utøves det forskjellige aktiviteter som har betydning for vannkvalitet og hydrologiske forhold. Dette gjelder i første rekke hogst, grøfting og gjødsling.

Ved beregninger er det i dag ikke tilstrekkelig grunnlag i forskning og statistikk til å ta hensyn til forskjeller i naturgrunnlag og de aktivitetene som utøves. Vi er henvist til å benytte arealfaktorer basert på undersøkelser foretatt av Brink og Gustafson (1970), Ahl (1974), og vurderinger i NIVA 1978, 0-92/78.

For skog i kommunene Gran, Lunner, Jevnaker, Ringerike og Gjøvik er faktorene satt til $220 \text{ kg N/km}^2 \cdot \text{år}$ og $6,5 \text{ kg P/km}^2 \cdot \text{år}$.

For skog i resten av Randsfjordens nedbørfelt er faktorene 130 kg N/km^2 og $6,5 \text{ kg P/km}^2 \cdot \text{år}$.

Inndeling er basert på ulikheter i geologiske forhold og derved skogsbildet.

Tilførslene av organisk stoff fra skog er lite undersøkt. I Sverige ble det i 1970 og 1971 funnet en transport som tilsvarer et oksygenforbruk på 4.780 kg/km^2 (1970) og 3160 kg/km^2 (1971) (Ramberg et al. 1973) bedømt ut fra KMnO_4 -forbruket.

Foreløpig vil vi ikke benytte disse tallene til beregninger, men bemerke at de svenske tallene indikerer at transporten av organisk stoff fra skog kan være betydelig.

For fjellområdene vil det på samme måte som for da andre arealkategoriene foregå en borttransport av stoffer. På bakgrunn av tidligere anslag (Uhlen, St. meld. nr. 7 for 1972 og 73) og undersøkelser i Jotunheimen, Lillefjell og andre fjellområder i Sør-Norge (NIVA 1973, 0-91/69), setter vi tilførselstallene til Tot-N $110 \text{ kg/km}^2 \cdot \text{år}$ og Tot-P $6,0 \text{ kg/km}^2 \cdot \text{år}$. Det er heller ikke for fjellområdene foretatt undersøkelser som gir grunnlag for å anbefale tilførselskoeffisienter for organisk stoff.

De forskjellige kjemiske stoffer i nedbøren stammer dels fra naturlige kilder, dels fra utslipp som skyldes menneskelig aktivitet. I tillegg til tilførsler av stoffer via nedbøren finner det også sted tørravsetning som direkte eller indirekte føres til vannforekomstene. I tilførselstallene for landarealene er nedbørtilførselen inkludert. I denne sammenheng vil derfor "nedbørtilførslene" være definert som tilførsler til frie vannflater i Randsfjordens nedbørfelt. Beregningsgrunnlaget er hentet fra de undersøkelser som er utført i regi av SNSF-prosjektet. (Sur nedbørs virkning på skog og fisk).

Tot-P: $3 \text{ kg/km}^2 \cdot \text{år}$ Tot-N: $420 \text{ kg/km}^2 \cdot \text{år}$

Arealopplysningene (tabell 3,4) er oppgitt av de enkelte kommuner og eventuelt supplert med planimetrering på kart. Vannarealet har vi bare innhentet for selve Randsfjorden.

Totalt blir tilførslene fra disse kilder (tabell 3.7) 493,7 tonn nitrogen/år og 20,8 tonn fosfor.

Tabell 3.7 Tilførsler fra skog, fjell og nedbør.

	S k o g		F j e l l		T o t a l t	
	Tot-N	Tot-P	Tot-N	Tot-P	Tot-N	Tot-P
ETNA/DOKKA	143,7	7,2	112,5	6,1	256,2	13,4
Gran	19,1	0,6	0,3	0,02	19,4	0,6
Lunner	5,5	0,2	0,4	0,02	5,9	0,2
VIGGA	24,6	0,6 ^{x)}	0,7	0,03 ^{x)}	25,3	0,6 ^{x)}
Nordre Land	9,6	0,5	3,1	0,2	12,7	0,7
Søndre Land	57,7	2,9	10,4	0,6	68,1	3,5
Jevnaker	13,8	0,4	0,7	0,04	14,5	0,4
Lunner	2,9	0,09	0,2		3,1	0,1
Gran	42,3	1,2	3,1	0,2	45,4	1,4
Vestre Toten	2,7	0,08			2,7	0,08
Gjøvik	2,1	0,1	0,3	0,02	2,4	0,1
Sør Aurdal	0,1	0,005			0,1	0,005
Ringerike	4,4	0,1			4,4	0,1
DIREKTE	135,6	5,4	17,8	1,1	153,4	6,4
TOTALT	303,9	13,2	131,0	7,2	434,9	20,4
Nedbør direkte til Randsfjorden (140 km ²)					58,8	0,4
RANDSFJORDEN					493,7	20,8

x) Her er tatt hensyn til retensjonen i Jarenvatnet.

3.5 Turisme

Å kvantifisere turistvirksomhet i forurensningssammenheng er vanskelig, idet det ikke foreligger skikkelige feltundersøkelser som kan benyttes som beregningsgrunnlag. En oversikt over anleggene finnes i tabell 3.8. Opplysningene er delvis innkommet fra de enkelte kommuner, men er i stor grad supplert ved telling på kart i målestokk 1:50000 (hytter) og opplysninger fra boken "Overnatting i Norge 1977/78" og kontakt med Reiselivsdirektoratet.

For hytter kan vi på bakgrunn av en intervjuundersøkelse foretatt i samband med generalplanarbeidet i Gran kommune, sette gjennomsnittlig brukstid til 3 personer i en måned pr. år. Men siden den sanitære standard er dårligere på hytte enn i hjemmet og renseeffektene er ukjent, kan vi ikke kvantifisere dette nærmere. I samtlige generalplaner er det bemerket at de sanitære forhold ved fritidsbebyggelse stort sett er utilfredsstillende ordnet.

For campingplasser kan vi heller ikke kvantifisere forurensningstilførslene fordi vi ikke har opplysninger om sanitær standard og avløpsforhold.

Når det gjelder hoteller og pensjonater setter vi belegget til 50 % av sengekapasiteten på årsbasis og renseeffekten som for spredt bosetting hvis annet ikke er oppgitt. Tabell 3.9 viser at dette på årsbasis utgjør 2,6 tonn nitrogen, 0,5 tonn fosfor og 16,2 tonn organisk stoff (målt som BOF_7).

3.6 Industri

Utslippene fra industrien er i sin sammensetning og virkning langt mer kompliserte og uoversiktlige enn f.eks. utslipp av husholdningskloakk. I denne sammenheng er det fremskaffet opplysninger om bedrifter som ikke er tilknyttet kommunale renseanlegg. Deres beliggenhet fremgår av figur 3.7. Generelt vil vi bemerke at bedriftene rundt Randsfjorden med få unntak er av en lite forurensende type.

Tabell 3.8 Turistanlegg.

	Hytter	Hoteller/ pensjonater	Camping
ETNA/DOKKA	3263	420 s + 250 p.e.	49 h
VIGGA Gran	280	35 p.e.	
Lunner	32	1 til r.a.	
Direkte til Randsfjorden	Nordre Land	43	
	Søndre Land	800	430 s
	Jevnaker	231	100 p.e.
	Lunner	300	
	Gran	711	
	Vestre Toten	7	
	Gjøvik	6	
	Sør Aurdal		
	Ringerike	250	
			Lyngstad camp. 50 telt 50 telt

Tabell 3.9 Forurensningstilførsler fra turisme.

	Hoteller/pensjonater		
	BOF ₇ tonn	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år
ETNA/DOKKA	9,7	1554	325
Gran	0,9	153	32
Lunner			
VIGGA	0,9	153	32
Nordre Land			
Søndre Land	2,9	471	98
Jevnaker	2,7	438	91
Lunner			
Gran			
Vestre Toten			
Gjøvik			
Ringerike			
DIREKTE	5,6	909	189
TOTALT	16,2	2616	546

3.6.1 Industritilførsler til Etna og Dokka

I Etnedal kommune har vi Etnedal bilverksted/bilruter med ca. 20 ansatte totalt. Utslipp bl.a. fra smøregrav går via fettavskiller til infiltra-sjonsanlegg. Videre har vi Etnedal Sag & Høvleri med 15 ansatte som ikke har noe prosessutslipp, kun utslipp fra toaletter m.v.

I Nordre Land kommune har vi følgende bedrifter:

Mølle og kornsilo	1	ansatte	
Mekanisk industri	16	"	(garasjeporter m.m.)
Møbelfabrikk	36	"	(stoler og bord)
Betongvarer	25	"	(rør og fasadeplater)
Smieprodukter	85	"	(kaldsmidde bolter m.m.)
Mekanisk industri	18	"	(motorvarmere)
Konfeksjonsfabrikk	86	"	(uniformsøm)

Bare en av bedriftene (smieproduksjonen) har direkte utslipp av prosessvann (kjølevann fra smiemaskiner). Utslipptillatelse foreligger. Vannet passerer fettavskiller før det slippes ut. Forøvrig infiltreres bedriftenes sanitærvann i grunnen.

3.6.2 Industritilførsler til Vigga

I Lunner kommune er det direkte utslipp fra 2 bensinstasjoner; i Gran kommune fra 4 bensinstasjoner med smøre- og vaskehall. Dessuten har Brandbu pølsemakeri med 3-4 ansatte utslipp direkte til elva uten rensing.

3.6.3 Industritilførsler i resten av Randsfjordens nedbørfelt

I Søndre Land kommune er det direkte utslipp fra følgende bedrifter:

Berthas Bakeri A/S	30-40	ansatte
Lands Sag A/S	40	"

Petroplast (plastproduksjon)	10	"
Hvalby Trevarefabrikk	5	"
Brødr. Johannessen (bakeri)	8	"
Kjell Hansen (bakeri)	5	"
4 bensin-/servicestasjoner		

Lands Sag A/S er tilknyttet regulært avløpsnett som i 1979 får renseanlegg.

Det er ingen direkte problemindustri, men bakeriene og da særlig Berthas Bakeri A/S har i dag et utslipp som ikke er tilfredsstillende. Dette går urensset ut i Randsfjorden. Avløpstypen er også en del problematisk, da det bl.a. er mye fett og mel/potetmel i avløpet. De andre industriene har stort sett et avløp som ligner husholdningsavløp, da det ikke er produksjonsvann utover kjølevann.

I Gran kommune har Hadeland Brenneri i Røykenvika utslipp til Randsfjorden. Fra 3100 tonn poteter har man en årsproduksjon på 350 000 l sprit med 5-7 ansatte og en produksjonsperiode på 3-4 måneder pr. år.

Utslipptillatelsen fra 3/10-74 sier:

Drank tillates ikke utsluppet etter 1977. Overskuddsdrank sentrifugeres og slammet herfra og fra potetvaskeriet deponeres slik at vannforekomster ikke forurenses. Vaskevann for poteter renses mekanisk med kjemisk etterfelling. Dagens situasjon for avløp tilsvarende 400 pe m.h.p. BOF₇ og 200 pe m.h.p. P, men ytterligere tiltak skal settes inn ifølge SFT.

I Jevnaker kommune er følgende bedrifter registrert:

Norema, Eggemoen	(kjøkkeninnredninger, osv.)
Norema avd. Jevnaker	(" ")
Hadeland Glassverk	(glass, krystallvarer)
Randsfjord Glassverk	(" ")
Jevnaker Meieri	

Jaren Cementvarefabrikk	(cementvarer)
Blyberg Sag og Høvleri	(trelast)
Jevnaker Almenning	(")
Bjertnæs Sag	(")
Div. små bedrifter på Eggemoen	

Det er vanskelig å fremskaffe data over mengde avløpsvann og dettes sammensetning. Med unntak av Bjertnæs Sag vil alle bedriftene våren 1979 være tilknyttet kommunalt avløpsanlegg. For Hadelands Glassverks vedkommende har prosessvannet utslipp til Randsfjorden. Verket har utslipptillatelse.

Utover en bemerkning om at avløp fra brennerier, meierier, bakerier og kjøttvareproduksjon vil kunne bidra med næringsstoffer til Randsfjorden, mens avløpet fra en del andre bedrifter (metallvarer og glassproduksjon) kan bidra med tungmetaller, er det vanskelig å kvantifisere industriutslippene nærmere.

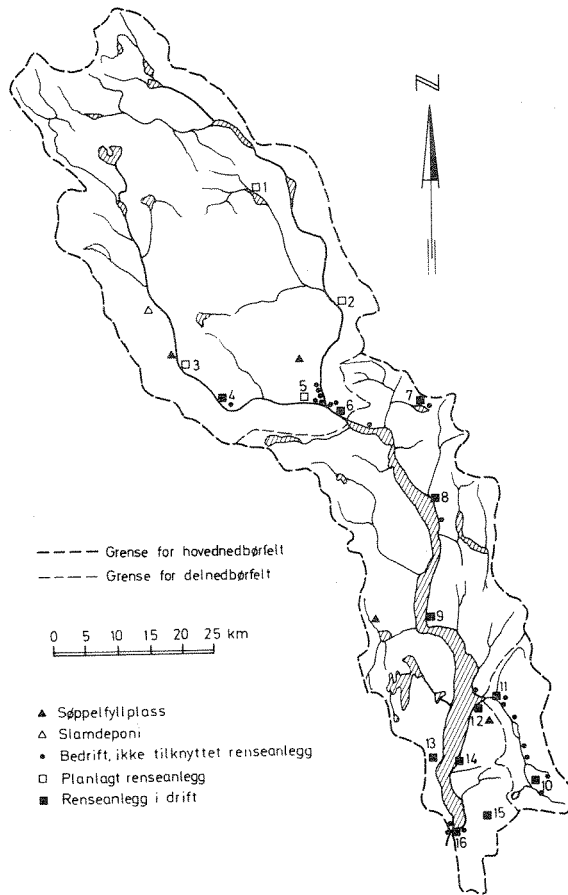
3.7 Søppelfyllplasser

Det er åpenbart at avfallsplasser i enkelte tilfeller kan være forurensningskilder. Forurensningen stammer fra sigevann som ved passasje gjennom avfallet løser ut stoffer fra dette. Analysedata fra en rekke fyllinger viser at sigevannet kan ha meget høye forurensningskonsentrasjoner, særlig av organisk stoff, nitrogenforbindelser og jern.

Beliggenheten av de avfallsplasser vi har fått oppgitt av de ulike kommuner er inntegnet på figur 3.7. De opplysninger som er tilgjengelige er ikke tilstrekkelige til å beregne årlig bidrag til Randsfjorden.

3.8 Totale belastninger

I tabell 3.10 er de teoretiske tilførslene fra de ulike kilder ført opp. De totale teoretiske belastninger kan leses ut av første kolonne (sum), utslippene fra industri og søppelfyllplasser er ikke medregnet. Total-



Figur 3.7 Sjøpuffyllplasser, slamdeponier, industribedrifter og renseanlegg.

verdien for fosfor er beregnet til 44,0 tonn pr. år, for nitrogen 761,9 tonn og belastningen av organisk materiale tilsvarer et årlig oksygenforbruk på minimum 576,3 tonn oksygen. For sistnevnte tall mangler materiale for å kvantifisere vesentlige tilførsler som gjødsel, skog og fjell m.v.

Til fordelingen og til de totale tilførsler knytter det seg en del usikkerhet. Den største usikkerhet er knyttet til tilførsler fra landarealer generelt, dessuten jordbruket. Dessuten vil den geografiske avstand fra en aktivitet til Randsfjorden være avgjørende for når og hvor mye av et utslipp som kommer fram til innsjøen (sedimentering, selvrensing, utspyling). Dette har en bare tatt hensyn til når det gjelder Jarenvatnet i Viggas nedbørfelt.

De tall som er presentert må altså forstås som en illustrasjon av størrelsesorden av de forskjellige forurensningskilder og ikke som absolutte verdier.

Tabell 3.10. Forurensningsbelastninger.

	S u m			Skog/fjell og nedbør			Befolkning			Tettsteds-arealer			Jordbruk			Turisme		
	BOF ₇ t/år	Tot-N t/år	Tot-P t/år	Tot-N t/år	Tot-P t/år	BOF ₇ t/år	Tot-N t/år	Tot-P t/år	BOF ₇ t/år	Tot-N t/år	Tot-P t/år	BOF ₇ t/år	Tot-N t/år	Tot-P t/år	BOF ₇ t/år	Tot-N t/år	Tot-P t/år	
																		BOF ₇ t/år
ETNA/DOKKA	163,6	315,7	19,4	256,2	13,4	106,9	20,4	3,2	0,6	0,15	0,03	46,4	37,4	2,4	9,7	1,6	0,3	
Gran	102,4	72,1	5,2	19,4	0,6	82,4	21,1	2,3	1,2	0,3	0,06	17,9	31,1	2,2	0,9	0,2	0,03	
Lunner	50,2	32,9	2,6	5,9	0,2	38,9	8,9	1,1	0,3	0,07	0,01	11,0	18,0	1,3				
VIGGA	152,6	105,0	5,1 ^{xx)}	25,3	0,6 ^{xxx)}	121,3	30,0	2,3 ^{xxx)}	1,5	0,4	0,05 ^{xxx)}	28,9	49,1	2,1 ^{xxx)}	0,9	0,2	0,03	
Nordre Land	6,8	15,4	0,9	12,7	0,7	4,1	0,7	0,1				2,7	2,0	0,1				
Søndre Land	99,6	106,4	7,8	68,1	3,5	90,5	17,7	2,9	0,2	0,06	0,01	6,0	20,0	1,3	2,9	0,5	0,1	
Jevnaker	59,5	36,9	3,0	14,5	0,4	44,4	7,1	1,5	0,4	0,1	0,01	12,0	14,8	1,0	2,7	0,4	0,1	
Lunner	15,4	12,7	1,0	3,1	0,1	9,9	1,6	0,3				5,5	8,0	0,6				
Gran	77,7	100,5	6,4	45,4	1,4	58,7	11,5	1,9				19,0	43,6	3,1				
Vestre Toten	0,9	3,5	0,1	2,7	0,08	0,5	0,09					0,4	0,7	0,05				
Gjøvik	0,2	2,5	0,1	2,4	0,1	0,07	0,01					0,1	0,08	0,005				
Sør Aurdal		0,1		0,1	0,005													
Ringerike		4,4	0,1	4,4	0,1													
DIREKTE TIL RANDSFJORDEN	260,1	282,4	19,4	153,4	0,4	208,2	38,7	6,7	0,6	0,2	0,02	45,7	89,2	6,2	5,6	0,9	0,2	
TOTALT	576,3	761,8 ^{x)}	44,0 ^{x)}	493,7 ^{x)}	20,8 ^{x)}	436,4	89,2	12,2	2,7	0,8	0,1	121,0	175,6	10,5	16,2	2,6	0,5	

x) Her er medregnet tilførsler med nedbøren direkte på Randsfjordens vannflate.

xx) Her er tatt hensyn til retensjonen i Jarevatnet.

4. Målte tilførsler

4.1 Metodikk

Fordelingen av tilført materiale på forskjellige forurensningskilder er vurdert teoretisk i kapittel 3. Som nevnt representerer ikke resultatene absolutte mengder som tilføres Randsfjorden, da dette varierer bl.a. med klima fra år til år. For å få et mer eksakt mål for tilførslene av næringsstoffene fosfor og nitrogen er det gjennomført målinger av konsentrasjonen av disse stoffene i Vigga, Etna/Dokka etter samløp, og Randselva. Samtidig er det også tatt stikkprøver i enkelte mindre vassdrag mellom Røykenvika og Jevnaker. Vannføring er målt av Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen i Etna/Dokka, Vigga og Randselva. Målestasjonen for Dokka (Vm. 2200, Kolbjørnhus) ble ikke satt i drift før 22.4.78, slik at første del er beregnet ved arealmessig utvidelse av vannføringa ved Vm. 437, Etna ved Kvernann. Siden dette er ved lav vintervannføring er det ubetydelig feil som introduseres på denne måten.

Stofftransporten er beregnet ved å beregne midlere stoffkonsentrasjon og vannføring mellom to prøvetakingsdager etter formelen:

$$Z = \frac{\sum C_i \cdot q_i}{\sum q_i} \cdot Q$$

der Z er massetransporten

$\sum C_i$ er stoffkonsentrasjonen ved tidspunktet i

$\sum q_i$ er vannføring ved tidspunktet i

Q er summen av daglige vannføringer i perioden

De målte verdiene vil kunne settes inn i en matematisk modell for å kunne foreta en vurdering av hvor store tilførslene er i forhold til det innsjøen forventes å "tåle" og for å kunne sammenlikne med andre innsjøer.

4.2 Vigga

4.2.1 Kortttidsserier

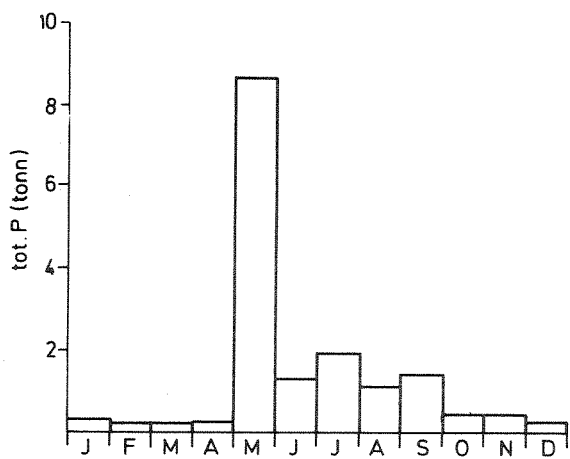
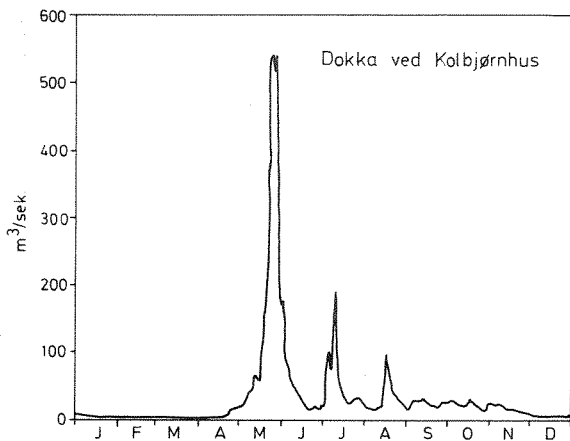
Transportmålingene i Vigga ble gjort med betydelig hyppigere prøvetaking enn i Etna/Dokka, da det i slike små, forurensede vassdrag gjerne forekommer raske endringer i stoffkonsentrasjonen. Det ble derfor plassert en automatisk prøvetaker nederst i Vigga, slik at vannprøver ble sugd opp med ønsket prøvetakingsfrekvens.

I en 5-dagers periode i april og en i oktober ble det målt stoffkonsentrasjon for blandprøver fra firetimers perioder gjennom døgnet. Hensikten var å undersøke eventuelle lovmessige døgnvariasjoner på grunn av variasjoner i tilførsler fra husholdningskloakk og industri. De to siste prøvedagene i hver periode ble lagt til lørdag og søndag for å vurdere utslipp fra næringsaktiviteter.

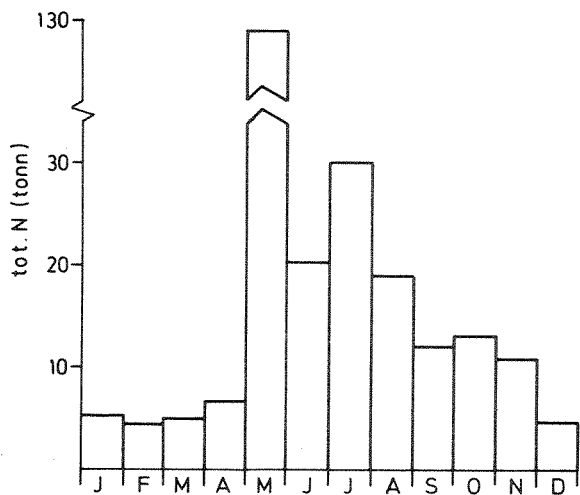
I perioden i april økte vannføringa noe hver ettermiddag på grunn av økende snøsmelting (figur 4.2.1). Konduktiviteten, som er et mål for innholdet av løste mineralsalter, viste bare svakt avtakende tendens fra ca. 270 $\mu\text{S}/\text{cm}$ til ca. 240 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i perioden på grunn av økende fortykning med smeltevann. Vannets surhet (pH) var relativt stabil mellom 7,8 og 7,9. Totalnitrogenkonsentrasjon, derimot, økte jevnt fra 2800 mg/m^3 til 4000 mg/m^3 , noe som kan forklares ved at løste nitrogenforbindelser lett vaskes ut av jordsmonnet. Fosfor vil heller transporteres bundet til partikler fra åpen åker, og er derfor mer bundet til økningen i vannføring. Det samme vil til en viss grad være tilfelle med kjemisk lett nedbrytbart materiale, her målt som kjemisk oksygenforbruk (KOF).

Mest påfallende ved de målte verdiene i april er de regelmessige døgnvariasjonene i totalfosfor med ca. 40 $\text{mg P}/\text{m}^3$ tidlig på morgenen og vel 100 $\text{mg P}/\text{m}^3$ om ettermiddagen. Dessverre er det ikke mulig ut fra denne ene måleserien å avgjøre om døgnvariasjonene var forårsaket av forskjeller i snøsmelting gjennom døgnet eller døgnvariasjoner i kloakkproduksjonen. På grunn av Jarenvatnets utjevne egenskaper vil økningen i fosforkonsentrasjon utover dagen eventuelt bare være påvirket av nedbørfeltet nedenfor Jarenvatnet.

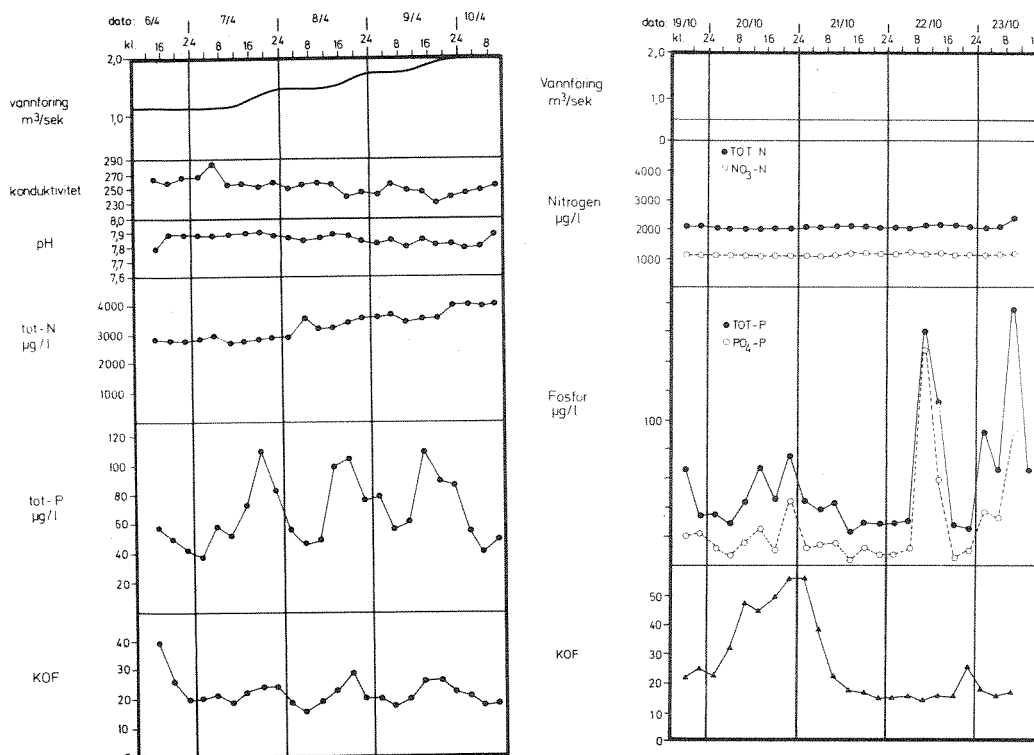
Figur 4.3.1. Etna/Dokka. Vannføring og månedlige transportverdier for fosfor (P) og nitrogen (N).



Månedlig fosforbudsjett for Etna/Dokka i 1978



Månedlig nitrogenbudsjett for Etna/Dokka i 1978



Figur 4.2.1. Vannføring og stofftransport i Vigga 6.- 10. april og 19.- 23. oktober 1978. Hvert punkt representerer en blandprøve for 4 timer.

Stoffkonsentrasjonen viste ikke de samme regulære døgnvariasjoner i prøveperioden i oktober som i april. I perioden i oktober var vannstanden konstant lik $0,6 \text{ m}^3/\text{sek.}$, mens konsentrasjonen av totalnitrogen var omlag 2100 mg/m^3 (omlag 1400 mg/m^3 som nitrat-N). Fosforkonsentrasjonen, derimot, varierte kraftig også i denne perioden, men viste ikke de samme regulære døgnvariasjonene som i mai. I det mest ekstreme tilfelle varierte fosforkonsentrasjonen fra 32 mg P/m^3 i én firetimersperiode til 160 i neste. Endringen representerte i hovedsak endring i løst fosfat. Denne kraftige økning i fosforverdiene hadde ikke tilsvarende høye verdier for nitrogen eller kjemisk oksygenforbruk i samme perioden og dette tyder på at det kan ha vært utslipp med høyt fosfatinnhold til vassdraget. Muligheten for at dette kan ha sammenheng med døgnvariasjoner i kloakkutslippene kan imidlertid ikke utelukkes. Det må her gjøres klart at bakgrunnskonsentrasjonen med nitrogen er så høy at det skal betydelige tilførsler til for å merke økning i nitrogenkonsentrasjonen i motsetning til fosfor og kjemisk oksygenforbruk.

I løpet av 20. oktober ble det målt en økning i kjemisk oksygenforbruk fra omlag 20 mg O/ml til mer enn 50 mg O/ml med tilhørende svak økning i fosforverdiene. Dette må ha vært et utslipp med høyt innhold av lett nedbrytbart organisk materiale (plante- og dyrerester). For å avgjøre de forskjellige kildene må prøvene analyseres på flere parametre.

Disse korttidsmålingene viser at forskjellige parametre kan variere mye på kort tid - og ikke nødvendigvis samtidig. Kort prøvetakingsintervall er derfor av største betydning. Det innebærer også at fast tidspunkt for prøvetaking kan gi betydelige feilkilder ved beregning av stofftransport dersom visse parametre varierer regelmessig gjennom døgnet.

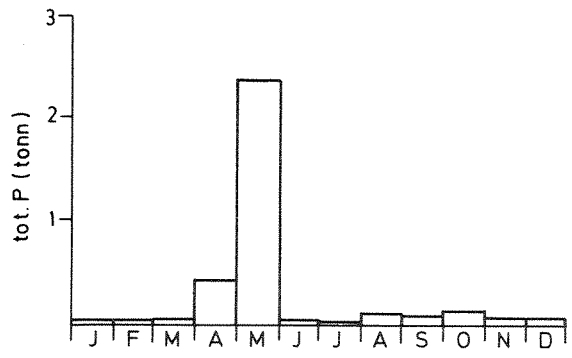
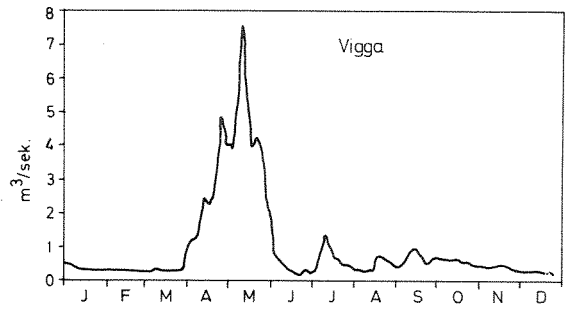
4.2.2 Rutinemålinger

De resterende prøver fra Vigga er stort sett tatt med den automatiske prøvetakeren hver fjerde time og slått sammen til ukesblandprøver eventuelt 2 prøver pr. uke. Det er beregnet månedlig stofftransport av fosfor og nitrogen og dette er vist i figur 4.2.1 sammen med vannføringskurven. Da det ikke forekommer målinger i de tre første månedene, er disse beregnet ut fra statistisk sammenheng mellom månedlig vannvolum og stofftransport (lineær regresjon) for de resterende måneder.

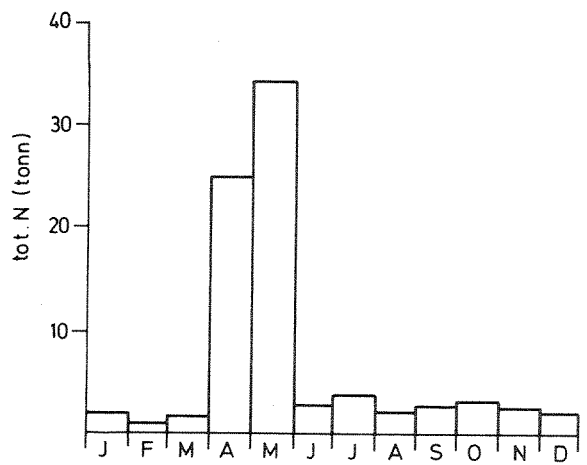
Høy månedlig vannføring vil i seg selv gi høy stofftransport ved konstant stoffkonsentrasjon. I tillegg er det vanlig at stoffkonsentrasjonen øker ved begynnende flom. Årsaken er at partikler av alle slag sedimenterer i rørsystem, grøfter og bekker ved lav vannføring og spyles ut i første fase av vårflommen. Dette forklarer hvorfor fosfortransporten i mai kan være hele 2.4 tonn, mens transporter i juni-mars var lavere enn 150 kg pr. måned (figur 4.2.1). Tilsvarende verdier for nitrogen var 25.6 tonn i april og 34.3 tonn i mai, mens de resterende måneder lå lavere enn 4 tonn pr. måned. Mye av det partikulære materialet faller til bunns i Røykenvika og vil i stor grad bli der, mens det løste fosfor og nitrogen vil kunne tas opp av alger i Randsfjorden og bidra til å øke mengden av disse.

Totalt kom det ifølge våre beregninger ut 3.4 tonn fosfor og 85.4 tonn nitrogen med Vigga i 1978.

Figur 4.2.2. Vigga. Vannføring og månedlige transportverdier for fosfor (p) og nitrogen (n).



Månedlig fosfortransport i Vigga 1978



Månedlig nitrogentransport i Vigga 1978

4.3 Etna/Dokka

Målingene av vannkvalitet er gjennomført som del av et annet NIVA-prosjekt (Etna/Dokka, 0-102/77). Resultater fra disse målingene er vist i tabell 4.3.1. Sigurd Rognerud ved Telemark Distriktshøgskole i Bø, Telemark, har i samband med undersøkelser av store innsjøer på Østlandet også målt fosforkonsentrasjonen i Etna/Dokka. Disse målingene vil sammen med resultatene fra NIVAs målinger kunne gi et relativt detaljert bilde av fosfortilførselene fra dette nedbørfeltet (Fig. 4.3.1). Stoffkonsentrasjonene i så store vassdrag det her er snakk om, vil neppe ha døgnvariasjoner av betydning.

4.4 Mindre vassdrag

For å kunne vurdere avrenning fra forskjellige typer nedbørfelter, ble det i 1978 også tatt stikkprøver i 5 mindre vassdrag mellom Røykenvika og Jevnaker og Moselva (figurene 4.4.1 - 4.4.6 i vedlegget). Arealet av bekkenes nedbørfelter og jordbruksarealet er satt opp i tabell 4.4.1. Til sammenlikning er tilsvarende arealer for Vigga også med i tabellen.

Tabell 4.3.1. Dokka etter samløp Etna. 1978.

Dato	Vannføring m ³ /sek	Temp. °C	Kond. µS/cm	Farge mg Pt/l	pH	Tot-P µg/l	PO ₄ -P µg/l	Tot-N µg/l	NO ₃ -N µg/l	KOF _{Fe} mg O/l	Tørrest. mg/l	Gløderest mg/l
28/2	-	0.1	41.4	24	7.0	24	12	450	255	1.6	0.30	0.05
12/4	-	0.9	39.6	19	7.1	10	2	350	250	1.2	1.67	0.22
15/5	59.5	3.6	-	-	-	4	<2	370	265	4.7	1.00	0.68
25/5	539.1	4.3	18.0	120	7.2	22	7	270	30	4.6	5.79	4.36
28/5	516.8	7.0	15.7	184	6.5	19	9	230	35	5.1	5.14	3.79
19/6	18.4	18.3	26.3	22	6.9	8	<2	180	75	3.2	0.32	0.18
18/7	27.5	13.2	41.0	38	7.3	9	3	200	90	3.3	0.40	0.11
13/8	30.3	16.1	28.0	19	6.9	15	9	230	60	2.3	0.51	0.19
24/9	20.6	6.3	25.0	37	7.0	23	12	200	45	2.8	0.62	0.25
12/10	20.0	4.6	26.0	50	7.2	8	1	210	60	2.8	1.26	0.78
22/10	22.4	1.4	28.5	28	7.1	7	<1	210	60	2.8	0.29	0.04
19/11	12.7	0.1	36.5	21	7.1	10	<1	270	115	2.4	0.60	0.37
20/12	5.2	0.0	60.3	40	6.9	15	4	340	180	1.8	0.33	0.00

< : mindre enn

Tabell 4.4.1 Totalareal og jordbruksareal i mindre vassdrag langs Randsfjordens sørøst side.

	Areål km ²	Jordbruksareal km ²	%
Vigga	176	46	26
Fortenbekken	21	8	38
Grymyrbekken	19	6	32
Sløvikelva	35	11	31
Moselva	36	0,5	1

Analyseresultatene er vist i tabell 4.4.2. Det viser seg som ventet, at Moselva skiller seg klart ut på grunn av lite jordbruksaktivitet og annen menneskelig aktivitet. Forøvrig er vannkvaliteten i de andre bekkene så like at de kan danne basis for transportberegningene i kapittel 4.6.

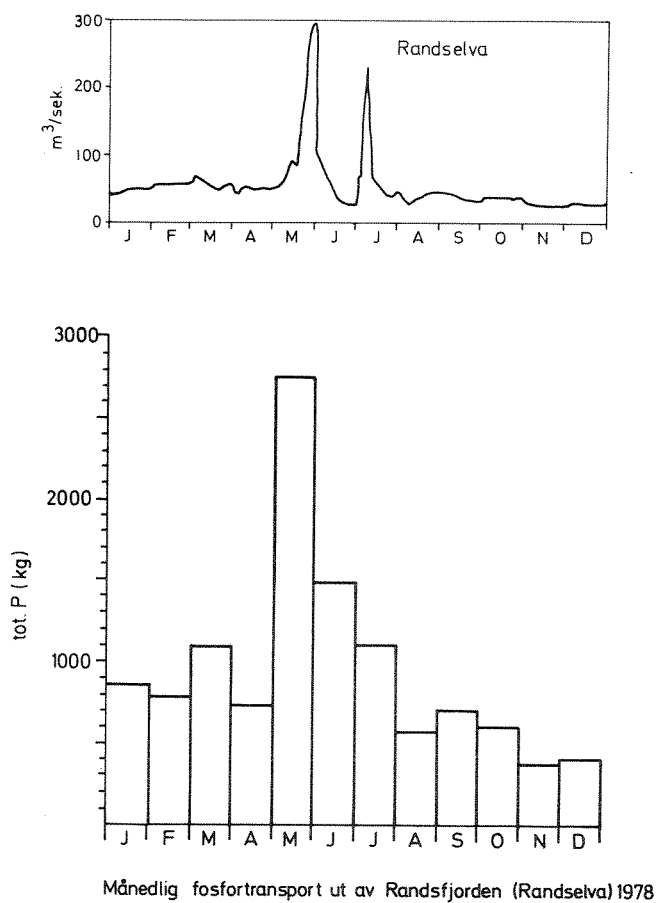
4.5 Randselva

Stoffkonsentrasjon i Randselva er i sin helhet målt av Tyrifjordprosjektet ved S. Rognerud, Telemark Distrikshøgskole, Bø. Det ble kun målt fosforkonsentrasjon slik at nitrogentransporten er anslått på annet grunnlag i kapittel 4.6. Vannføring og månedlig transport av fosfor er ført opp i figur 4.5.1. Siden Randsfjorden er regulert, er vannføringa i utløpet også utjevnet over året i forhold til tilløpene. Dette gir større spredning av stofftransporten på de forskjellige månedene. Maksimal fosfortransport ble målt i mai til 2.8 tonn. Årstransporten var 11.4 tonn.

4.6 Totale tilførsler til Randsfjorden

Årlig avrenning og spesifikk avrenning av vann, fosfor og nitrogen er vist i tabell 4.6.1. Resultatene viser klare forskjeller på disse to nedbørfeltene både hva hydrologi og forurensning angår.

Figur 4.5.1. Randselva. Vannføring og månedlig transport av fosfor.



Etna og Dokkas nedbørfelter ligger for en stor del i høyereliggende strøk med relativt mye nedbør. mens Viggas nedbørfelt ligger i lavlandet. Den store vannflaten til Jarenvatnet sammen med intensiv jordbruksdrift gir betydelig større fordunsting i dette nedbørfeltet enn i Etna/Dokka. Spesifikk avrenning er målt i henholdsvis 5,6 og 15,8 l/sek.km² i Vigga og Etna/Dokka.

Tilførslene av fosfor fra Etna/Dokka er 5 ganger større enn fra Vigga, noe som gir middelkonsentrasjoner på 15 mg P/m³ i Etna/Dokka og 112 mg P/m³ i Vigga. Det er også grunn til å påpeke at en større del av fosforbidraget fra Vigga forekommer i løst form og er derfor lettere tilgjengelig for algene i Randsfjorden.

Middelkonsentrasjonen av nitrogen er hele 10 ganger større i Vigga enn i Etna/Dokka. Forklaringen på dette ligger i betydelig avrenning av nitrogen fra jordbruksområder. En faktor som er av stor betydning for å forklare forskjellene i middelkonsentrasjonene av fosfor og nitrogen i de to vassdragene, er at Jarenvatnet virker som en fosforfelle. Som det ble påpekt i en tidligere NIVA-rapport (Holtan og Skulberg 1969) vil en stor del av det fosfor som tilføres Jarenvatnet omsettes og felles ut her slik at det ikke føres ut i Randsfjorden.

En betydelig del av husholdningskloakken fra tettbygde deler av Viggadalen føres inn på kloaknettet og renses i Brandbu kloakkrensning. Ved stikkprøver har dette anlegget vist seg å fungere tilfredsstillende.

Tabell 4.6.1. Målt avrenning i Dokka v. Kolbjørnhus og Vigga 1978

		Dokka	Vigga
VANNMENGDE			
Årlig avløp	(m ³ /år)	1,085·10 ⁹	30,54·10 ⁶
Spesifikt avløp	(l/sek·km ²)	15,8	5,6
FOSFOR			
Mengde	(kg/år)	16546	3423
Spesifikk avrenning	(kg/km ² ·år)	8	20
Middelkonsentrasjon	(mg/m ³)	15	112
NITROGEN			
Mengde	(kg/år)	261638	85394
Spesifikk avrenning	(kg/km ² ·år)	120	491
Middelkonsentrasjon	(mg/m ³)	241	2797
N/P-FORHOLD		15,8	24,9

Tabell 4.6.2. Randsfjorden. Fosfor og nitrogenbudsjett 1978
(tonn)

	Fosfor	Nitrogen
Etna/Dokka	16,5	261,6
Vigga	3,4	85,4
Restfelt I (800 km ²)	6,4	96,0
Restfelt II (300 km ²)	2,8	237,0
Totalt tilførsler	29,1	680,0
Randselva	11,5	750,0 ^x

^x grovt anslag

Ut fra målinger i en rekke større innsjøer har det vist seg å være en sammenheng mellom vannets oppholdstid i innsjøene og hvor mye fosfor som holdes tilbake. For Jarenvatnet kan vi gå ut fra at ca. 45 % av tilført fosfor holdes tilbake i innsjøen. Dette bidrar altså til å redusere de totale fosfortilførsler til Randsfjorden. Kloakkrensaneanlegget på Brandbu fjerner også en betydelig del av fosfor fra husholdningskloakken i nedbørfeltet. Allikevel tilføres ennå mye fosfor nedenfor Jarenvatnet i og med at fosforkonsentrasjonen i Jarenvatnet er 20-30 mg P/m³, mens middelkonsentrasjonen nederst i Vigga altså er 112 mg P/m³.

De totale tilførsler (se tabell 4.6.2) fra resterende nedbørfelter er beregnet ved å bruke spesifikke avrenningstall for Etna/Dokka for 800 km² (restfelt I) og middelverdier for stikkprøver fra mindre vassdrag mellom Røykenvika og Jevnaker for resterende 300 km² (restfelt II). For sistnevnte nedbørfelter som stort sett omfatter jordbruksområder i sørøst, er det brukt 30 mg P/m³ og 2500 mg N/m³ som beregningsgrunnlag. Spesifikk avrenning for disse områdene er satt til 10 l/sek.km². (Tabell 4.6.3-4)

Total tilførsel til Randsfjorden var etter disse beregningene 29.1 tonn fosfor og 680 tonn nitrogen. Eksporten av fosfor utgjorde 11.5 tonn, dvs. at 60 % av tilført fosfor holdes tilbake i Randsfjorden. Konsentrasjonen av nitrogen ble ikke målt i Randselva, men det er allikevel gjort et overslag over eksporten av nitrogen. Dersom en antar at middelkonsentrasjonen på stasjon 1 i Randsfjorden tilsvarer middelkonsentrasjonen i Randselva, vil en kunne beregne nitrogentransporten ved hjelp av det totale vannvolum via Randsfjorden i 1978. Med dette utgangspunktet utgjør eksporten av nitrogen 750 tonn for 1978, og dette er i samme størrelsesorden som summen av de målte tilførsler. Til tross for feilkilder som er introdusert viser beregningene altså at ca. 60 % av tilført fosfor og ubetydelig nitrogen holdes tilbake i Randsfjorden. Dette faller sammen med det en skulle forvente ut fra erfaringer for tilsvarende innsjøer.

5. Strøm og spredning av stoff

Hensikten med denne del av undersøkelsen var å få kjennskap til generelle trekk ved strømningsmønsteret i Randsfjorden. Videre var det ønskelig å kunne vurdere hvordan spredningen av stoff skjer i visse deler av innsjøen.

For å uttale seg om dette er registreringen i felt blitt kombinert med bruk av matematiske strøm- og spredningsmodeller.

5.1 Registreringer i felt

5.1.1 Instrumenteringer

I perioden 6. juni - 2. august 1978 var det plassert utstyr for automatisk registrering av vind samt strøm og temperatur i innsjøen (figur 5.1.1).

Temperaturen ble registrert med 5 meters mellomrom fra overflaten til 80 meters dyp. Det var 40 minutter mellom hver måling.

Strømmens fart og retning samt temperatur ble registrert 2,5 m, 11 m og 60 m under overflaten. Det var 20 minutter mellom hver måling.

Utstyret for registrering og lagring av dataene på magnetbånd var av typen "Aanderaa Instruments".

Vindens fart og retning ble registrert ca. 10 m over innsjøens overflate. Plasseringen burde være representativ for Randsfjorden med vind fra sør. Ved vind fra nord vil terrenget omkring i en viss grad kunne påvirke resultatene.

5.1.2 Resultater

Vinden blåste overveiende i innsjøens lengderetning (figur 5.1.2). Hastigheter under 5 m/s var mest vanlig. Største observerte hastighet med varighet på over en time var 12 m/s. I enkelte perioder var både vindens fart og retning noenlunde stabil over noen døgn. Som oftest

var det store endringer i løpet av et døgn. De største hastighetene fant som oftest sted om dagen.

Strømhastigheter målt sentralt i sjøen ved Brandbu er vist på figur 5.1.2. Hastighetenes størrelse 2,5 m under overflaten (figur 5.1.3) var vanligvis under 20 cm/s. Den mest utpregede retning var nord- og sydgående. Både fart og retning varierte vanligvis mye i løpet av et døgn. Vann-temperaturen økte jevnlig fra ca. 7° C til 17° C i løpet av observasjonsperioden. I visse perioder kunne imidlertid temperaturen synke noen grader.

I 11 meters nivå var hastighetenes størrelse sjelden over 10 cm/s. Strømmene hadde en tendens til å være rettet til høyre for bevegelsen i overflatesjiktet. Kortvarige endringer i fart, retning og temperatur var imidlertid mindre enn i 2,5 meters nivået.

I bunnsjiktet var hastigheten sjelden over 10 cm/s. Bevegelsen var hovedsakelig rettet motsatt av overflatesjiktets bevegelse. Temperaturen var meget stabil omkring 4,5° C - 5° C.

Figur 5.1.3 viser resultatet fra temperaturregistreringene ved Randsfjordens nordende samt øst- og vestlige del ved Brandbu. Et karakteristisk trekk er de stadig skiftende temperaturforhold, spesielt i de øvre 20 m. Temperaturforskjeller i løpet av noen døgn på over 5° C var vanlig. Disse temperaturendringene var større og inntraff hyppigere enn hva som ble observert i sentrale deler hvor strømmålerene var plassert.

5.1.3 Diskusjon

Dersom overflatevannet strømmer fra land vil dypere liggende og kaldere vann følgelig bevege seg mot overflaten (upwelling). Vedvarende vind mot sør vil forflytte overflatevannet noe til høyre for vinden på grunn av jordrotasjonen. Lave temperaturer på grunn av "upwelling" vil følgelig kunne forventes å finne sted langs Randsfjordens østbredd og nordende. Motsatt vil nedadrettede strømmer (downwelling) og tilhørende varmt vann ventes i sør og øst. Ved vind mot nord vil det samme resonnementet gi kaldt overflatevann i sør og langs vestbredden. I sentrale deler av innsjøen blir temperaturforholdene i mindre grad påvirket.

Det blir her gitt noen eksempler:

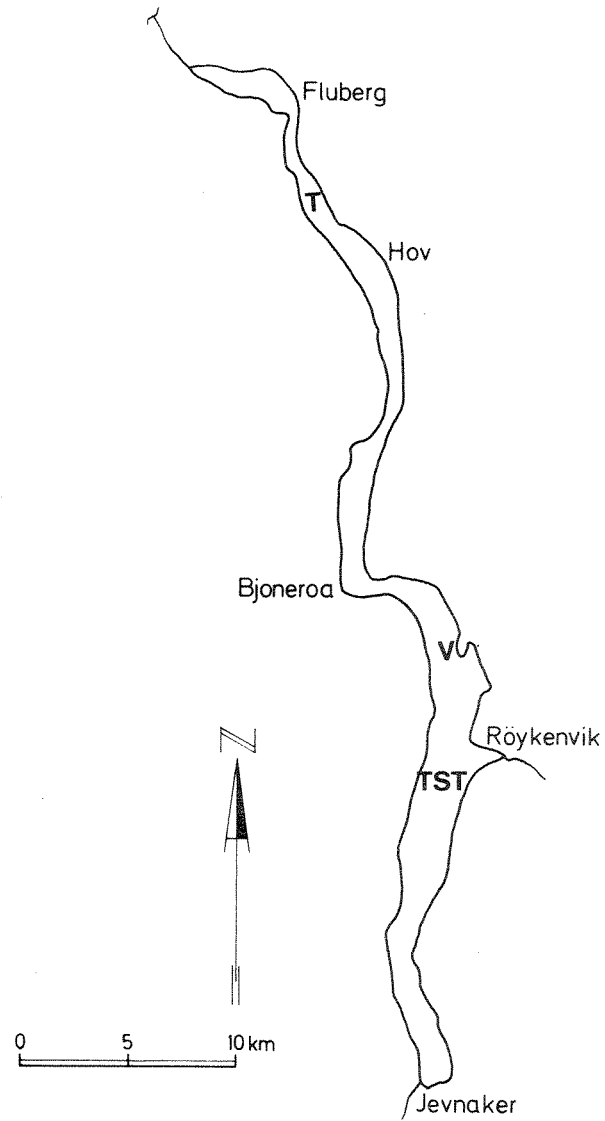
Omkring 13. juni blåste vinden i sørlig retning. Dette resulterte i kaldt vann i nord og øst og varmt vann i vest (figur 5.1.3). Ved nordlig rettet vind omkring 21. juni var forholdene motsatt. Etter som vinden i de påfølgende dagene dreiet mot nord og videre tilbake mot sør igjen, endret temperaturforholdene seg i overensstemmelse med det foran nevnte resonnementet. De største temperaturendringene ble registrert i nord.

Upwellingseffekten synes i de fleste tilfellene å være en viktig årsak til temperaturfordelingen. Imidlertid var det noen unntak. Dette kan skyldes variabel vind i de ulike deler av innsjøen. Videre kan effekter på grunn av indre bølger spille inn.

Dersom en jevn vind blåser over en lagdelt sjø (se figur 5.1.7), blir vannet i det øvre laget ført i vindens retning. Overflaten blir skråstilt med stigning i vindretningen. Dette forårsaker en returstrøm i de dypere lag, slik at sprangsjiktet får en stigning i motsatt retning av overflaten. Når vinden slutter å blåse blir det satt i gang bevegelser for å oppnå likevekt med horisontal overflate og stabile tetthetsforhold. Dette kan føre til ulike typer bølgebevegelser. De største hastighetene finner sted i sprangsjiktet (indre bølger). I visse tilfeller kan bølgen reflekteres og forflytte seg flere ganger frem og tilbake gjennom innsjøen (figur 5.1.4). I virkeligheten blir bevegelsene mer kompliserte som følge av bl.a. jordrotasjon, innsjøens topografi og variabel vindpåvirkning.

Fluktuasjonene i de registrerte hastighetenes størrelse og retning samt temperaturene hadde ofte ikke noen umiddelbar tilknytning til vindobservasjonene. Dette tyder på eksistensen av indre bølger. I perioder med et velutviklet sprangsjikt kan indre bølger ha stor betydning for vannutskiftning og spredning av stoff.

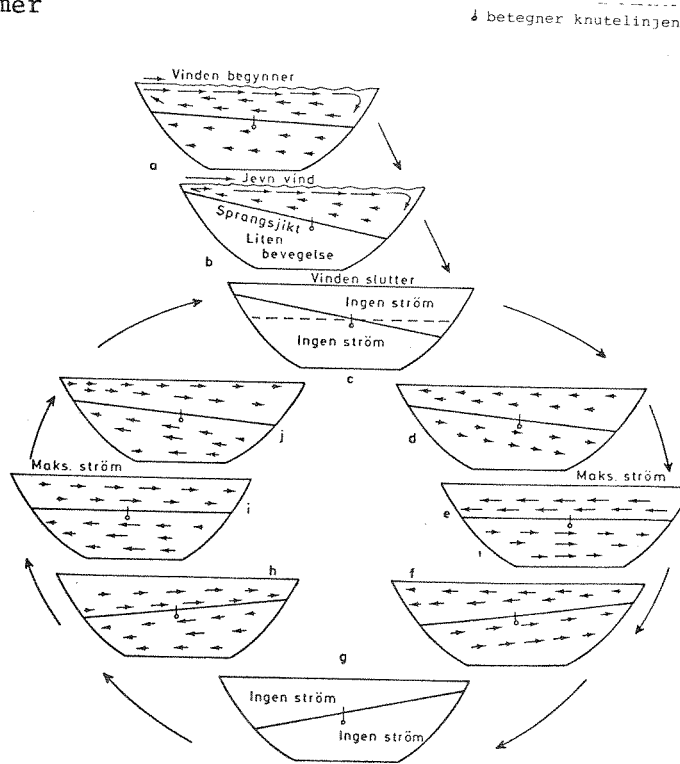
V : vind
T : temperatur (0-50 m)
S : strøm og temperatur
2,5 m, 11 m, 61 m



Figur 5.1.1 Plassering av registreringsutstyr

Figur 5.1.4 Bevegelser forårsaket av vindpåvirkning og en påfølgende indre seiche i en hypotetisk to-lagret innsjø hvor friksjonen er neglisjert

Etter C.H. Mortimer

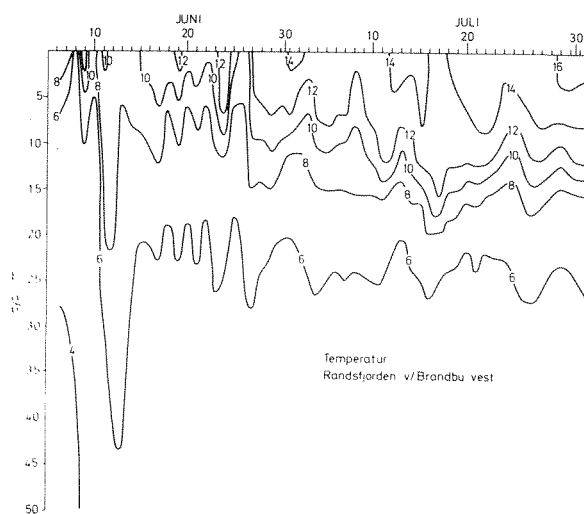
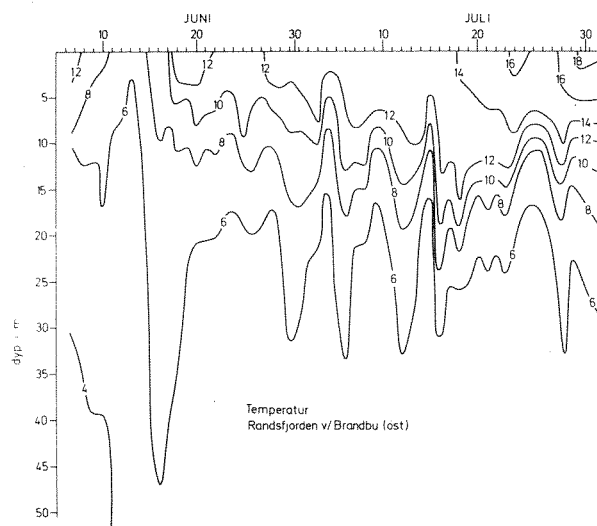
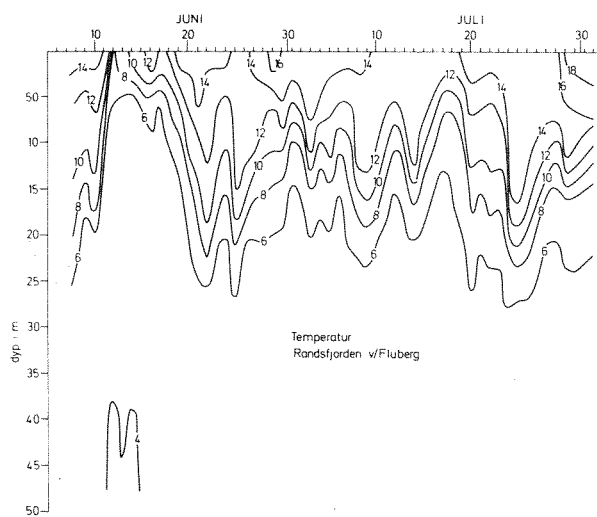


5.2 Simulering av strøm

Registreringsdataene gir inntrykk av dominerende strømminger og variasjon med tiden i enkelte punkter i sjøen. For å få inntrykk av hvordan strømningsmønsteret i visse situasjoner er over hele sjøen, ble en tredimensjonal matematisk modell benyttet.

5.2.1 Matematisk strømningsmodell

Med en matematisk modell menes et system av likninger og funksjonsamband som beskriver et aktuelt problem. Et eksempel er lengde = hastighet · tid ($s = v \cdot t$). Det system som beskriver strømforholdene i en innsjø er naturligvis betydelig mer komplisert og er ikke mulig å løse eksakt. Ved hjelp av elektronisk databehandling (EDB) kan imidlertid tilnærmede løsninger bestemmes. Disse kan ofte være nyttige for praktisk bruk.



Figur 5.1.3 Temperaturregistreringer i juni og juli 1978

Fordelene er at man kan simulere strømmingene for vilkårlig valgt vind, inn- og utløpsvannføringer, temperaturtilstand og ved eventuelle endringer i innsjøens form. Resultatene kan oppnås raskt og til relativt lave kostnader. Ulempene er de til dels høye utviklingskostnader og vanskeligheter med å verifisere modellberegningene med feltmålinger. Etter som teknikken er ny mangler også for en stor del den verdifulle erfaring som oppnås ved praktisk bruk.

Modellen er utviklet av J. Simons ved Canada Centre for Inland Waters og modifisert ved NIVA. For å kunne kjøre modellen er det nødvendig å måle vindens styrke og retning, vannføring og temperatur i sjøens tilløp og utløp, innsjøens temperatursjiktning samt data om dybdeforholdene.

Modellen gir som resultat informasjoner om: horisontal strømhastighet og -retning, vertikal strømhastighet og temperatur.

Den matematiske formuleringen og enkelte prinsipper for beregningsprosedyren blir kommentert i vedlegget. For en mer fullstendig utledning henvises til Simons 1973 og Tjomsland 1978.

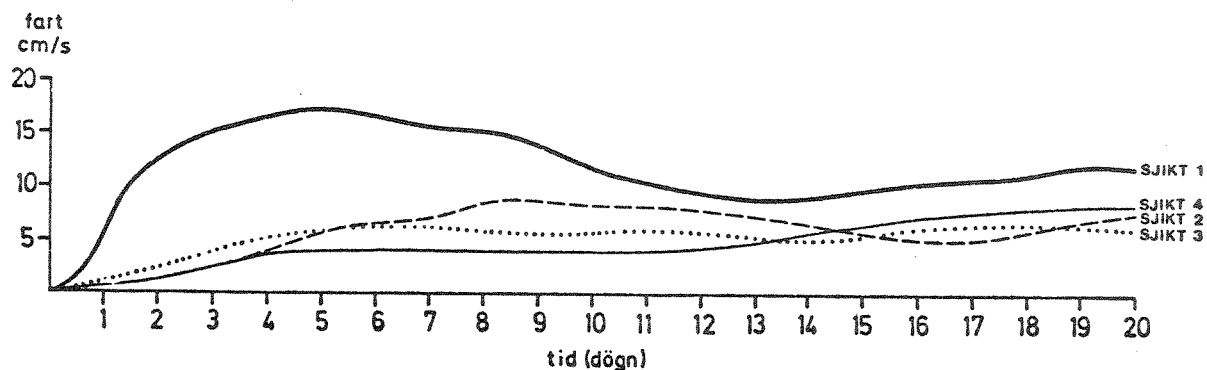
5.2.2 Simulert strøm - vind fra nord

De hyppigst forekommende vindene blåste på langs av sjøen. Strømningsmønstrene som følge av disse vindretningene ble derfor simulert. Som input i modellen ble observasjonsdata fra perioder hvor vindforholdene var noenlunde stabile i noen døgn valgt ut. Dette for bedre å kunne sammenlikne simuleringresultatene med observerte verdier.

Registreringsdata fra 13. juni ble benyttet som input i modellen.

Sjøen ble inndelt i 4 sjikt: 0-4 m, 4-15 m, 15-30 m og under 30 m. Den horisontale ruteinndelingen var 600 x 600 m. Tidssteget mellom iterasjonene var 15 s.

Vannets temperatur i de 4 sjiktene var 9 °C, 7 °C, 6 °C og 4 °C. Det vil si at det ikke var noe utpreget sprangsjikt. Denne temperaturfordelingen som ble observert i midtre del av sjøen ved Brandbu ble utvidet til å gjelde for hele Randsfjorden. Vinden blåste fra nord mot sør med en styrke på 7 m/s ca. 10 m over vannoverflaten. Denne vinden ble antatt å ha samme retning over hele sjøen. Innløpsvannføringene via Dokka og Vigga var henholdsvis 40 m³/s og 7 m³/s. Utløpsvannføringen via Randselva ble satt til 47 m³/s. Figur 5.2.1 viser hvordan strømhastighetene varierte i de 4 sjiktene i løpet av de 20 simulerte timene. Kontrollsnittet var lokalisert til midt i sjøen ved Brandbu. Tidsserien indikerer at strømningsmønsteret var i ferd med å stabilisere seg. Resultatene kan derfor i rimelig grad forventes å være i likevekt med vindens skyvkraft. Kontinuerlige trykkendringseffekter som fører til bølgebevegelser med perioder som er lengre enn simuleringens varighet ble rimeligvis ikke representert.



Figur 5.2.1 Simulerte strømverdier som funksjon av tiden

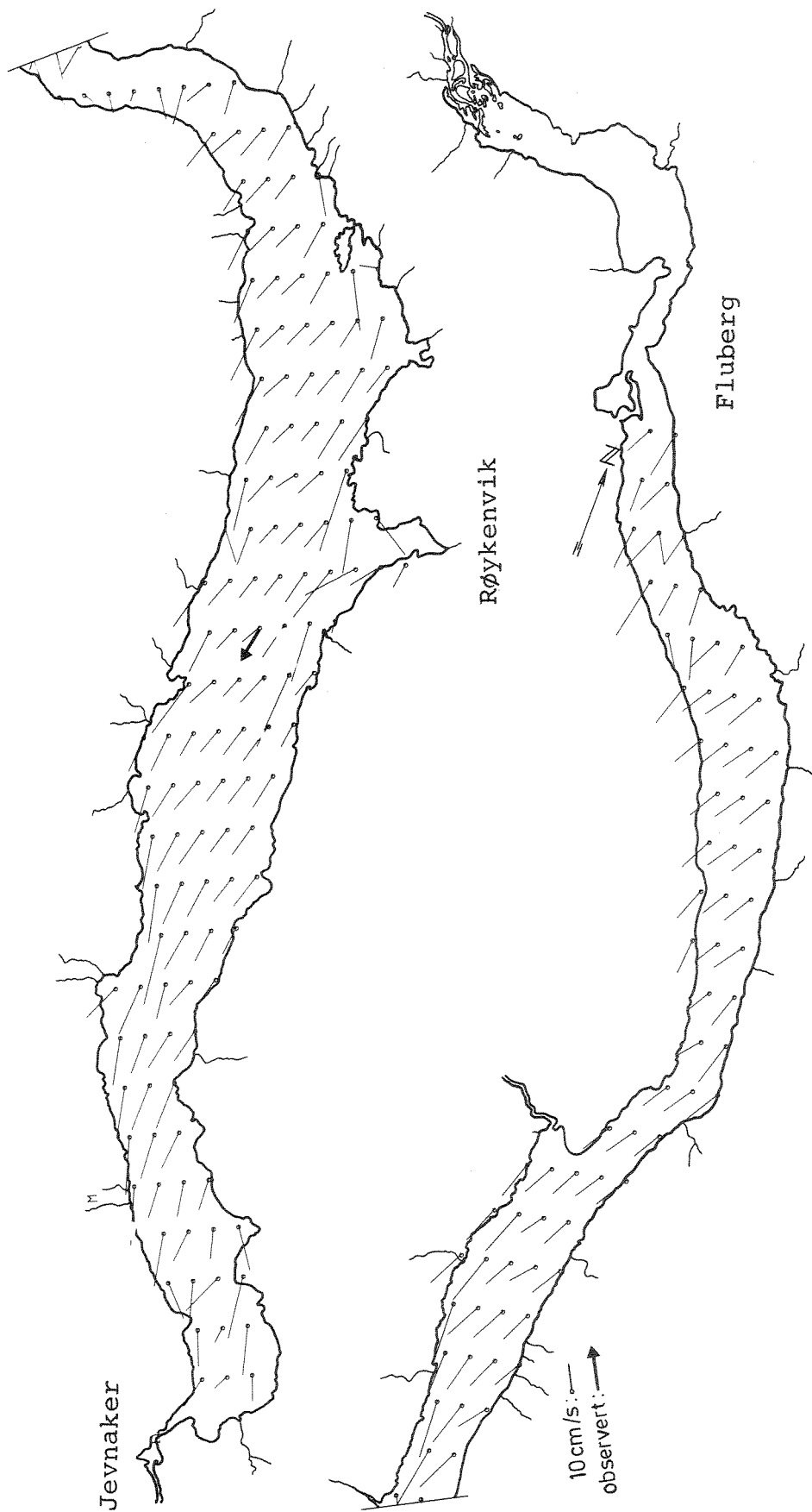
Overflatevannet (0-4 m) beveget seg mot SSV, dvs. til høyre for vindens retning. Hastigheter i intervallet 10 cm/s til 20 cm/s dominerte (figur 5.2.2). I sjikt nr. 2 (4-15 m) var strømningsmønsteret mer komplisert enn i overflatesjiktet (figur 5.2.3). Generelt hadde bevegelsen SV-lig til V-lig retning. Karakteristiske hastigheter var under 6 cm/s. I sjikt nr. 3 (15-30 m) strømmet vannet overveiende i nordlig retning (figur 5.2.4). Hastigheter under 5 cm/s var dominerende. I bunnsjiktet beveget vannet seg stort sett i nordlig til nord-østlig retning (figur 5.2.5). Hastigheter under 4 cm/s var vanligst. Vannet i overflatesjiktet beveget seg som nevnt til høyre for vindens retning. Dette skyldes jordrotasjonen. Samme kraft var årsak til at strømmene hadde tendens til å bli avbøyd til høyre i forhold til bevegelsen i det ovenforliggende sjikt inntil vannet i bunnsjiktet strømmet mot vindretningen. Fenomenet stemmer med teorien med betegnelsen "Ekman's spiral".

Vannoverflatens nivå avtok fra ca. 1 cm over midlere vannstand i sør til ca. 1 cm under nordlig ende av innsjøen. Videre hellet overflaten fra vest mot øst.

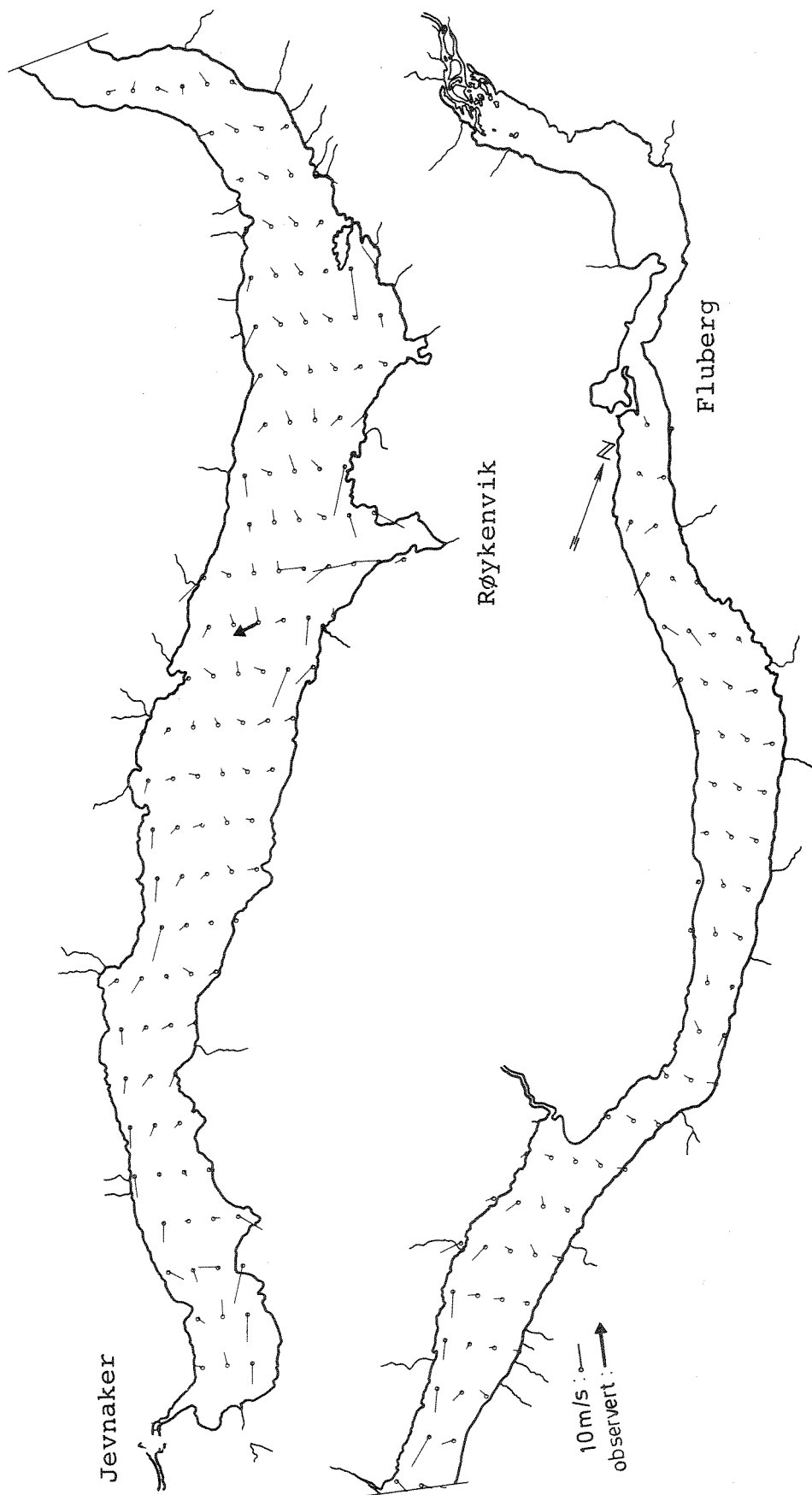
I sørlige og vestlige deler hadde vannet en overveiende nedadrettet bevegelse. I nordlige og østlige deler var strømmene oppadrettet. De største hastighetene fant som oftest sted langs land. Verdier under 0,5 mm/s var dominerende. Hastighetene avtok med dybden. Figur 5.2.6 viser forholdene i 15 meters nivået. Forløpet skyldes trykkeffekter på grunn av den skrånende vannoverflate og temperaturfordelingen. Høy vannoverflate fører f.eks. til høyt trykk og nedadrettet bevegelse (downwelling). Når vannet i overflatesjiktet beveger seg fra land, settes det i gang oppadrettede kompensasjonsstrømmer (upwelling).

Vannets temperaturfordeling var nært knyttet til de vertikale strømmene. Oppadrettede strømmer i nord og langs østsiden førte her kaldt vann til overflaten. I sør og langs vestsiden var forholdene motsatt. Figur 5.2.7 viser eksempler på typiske temperatursnitt.

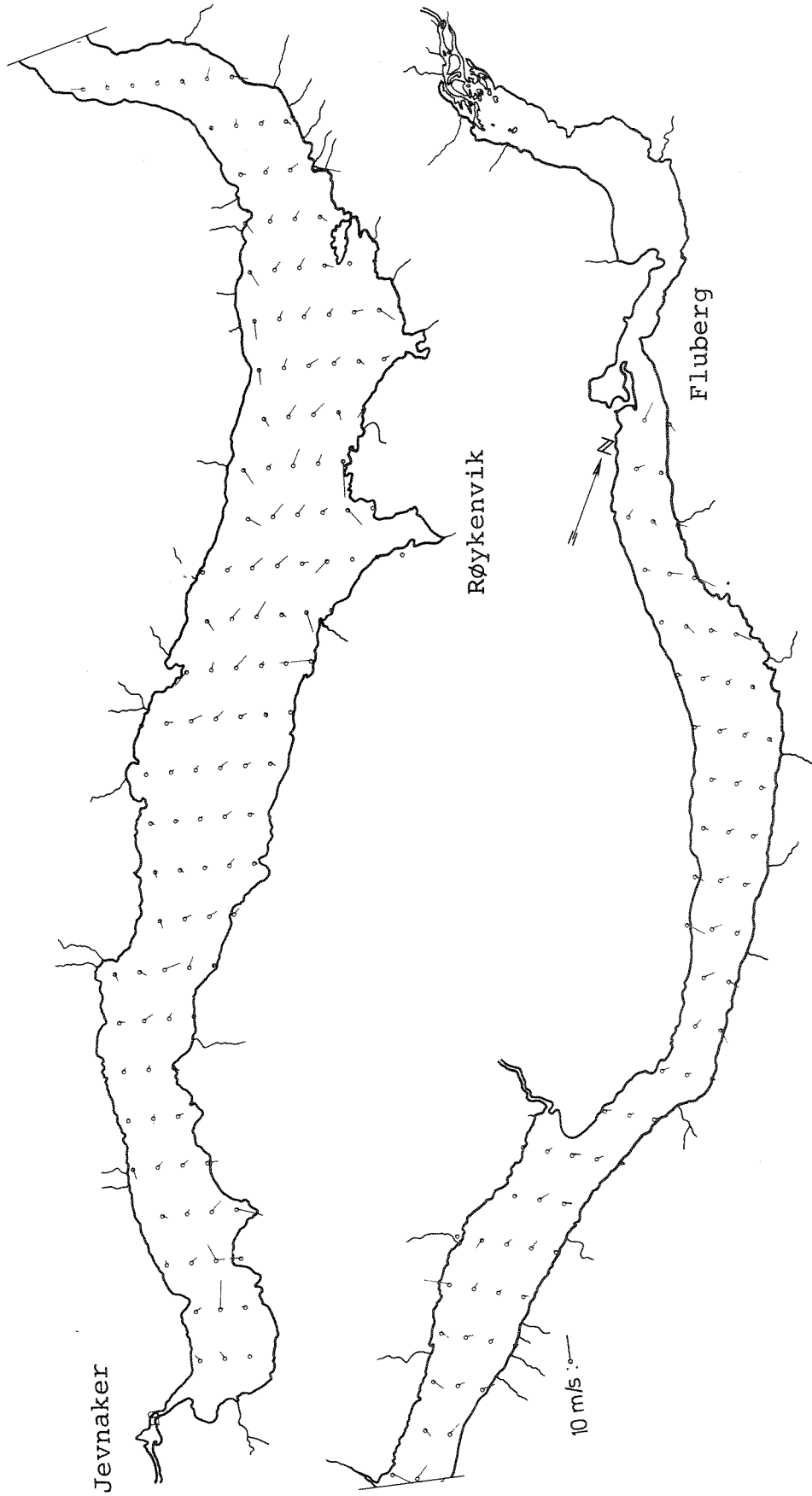
De simulerte og observerte temperaturfordelingene i tverrsnittet ved Brandbu viste relativt god overensstemmelse. Simuleringsresultatene ga



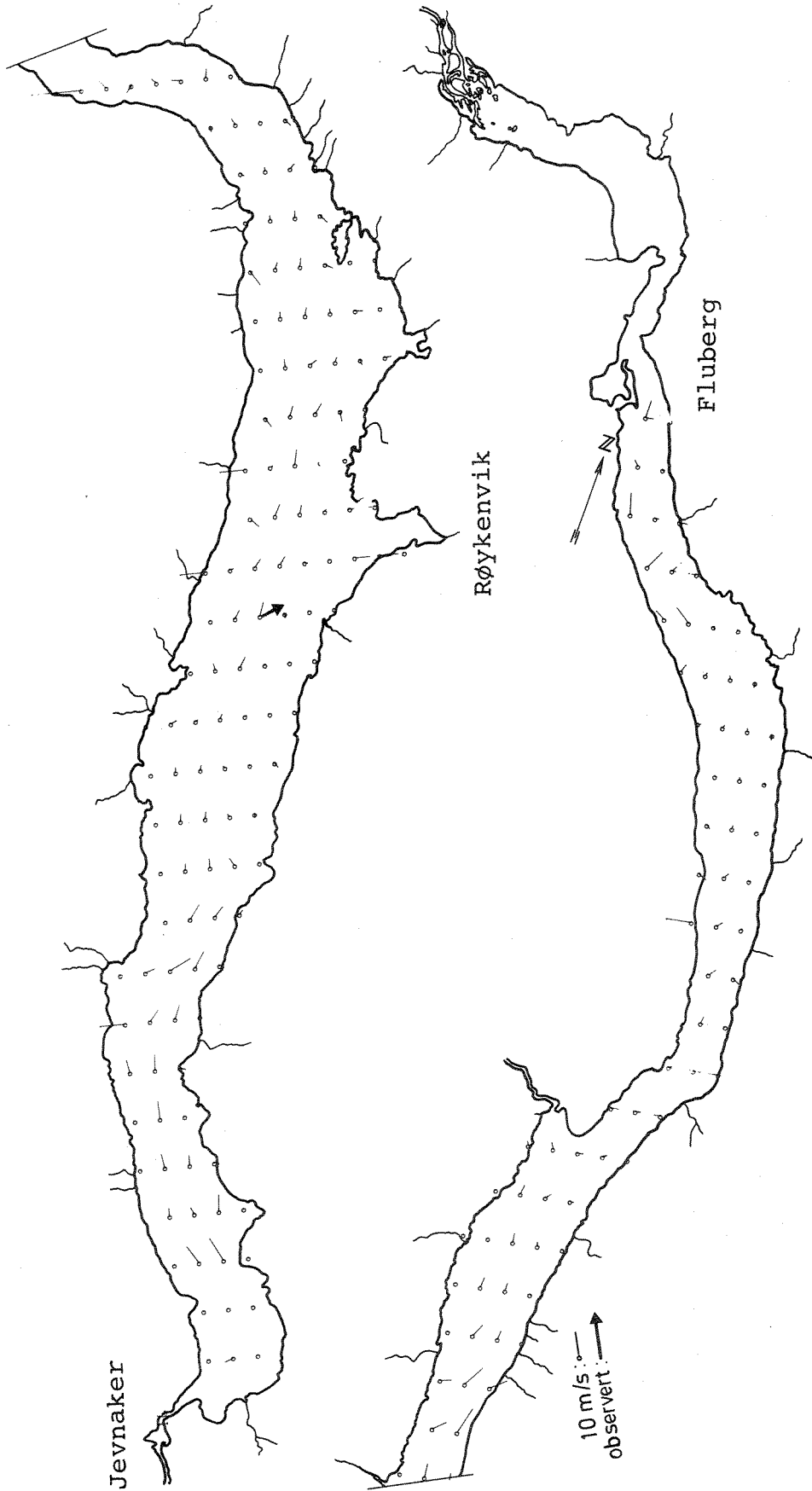
Figur 5.2.2 Strømningsmønster i sjikt 1 (0-5 m). Vind fra nord (7 m/s)



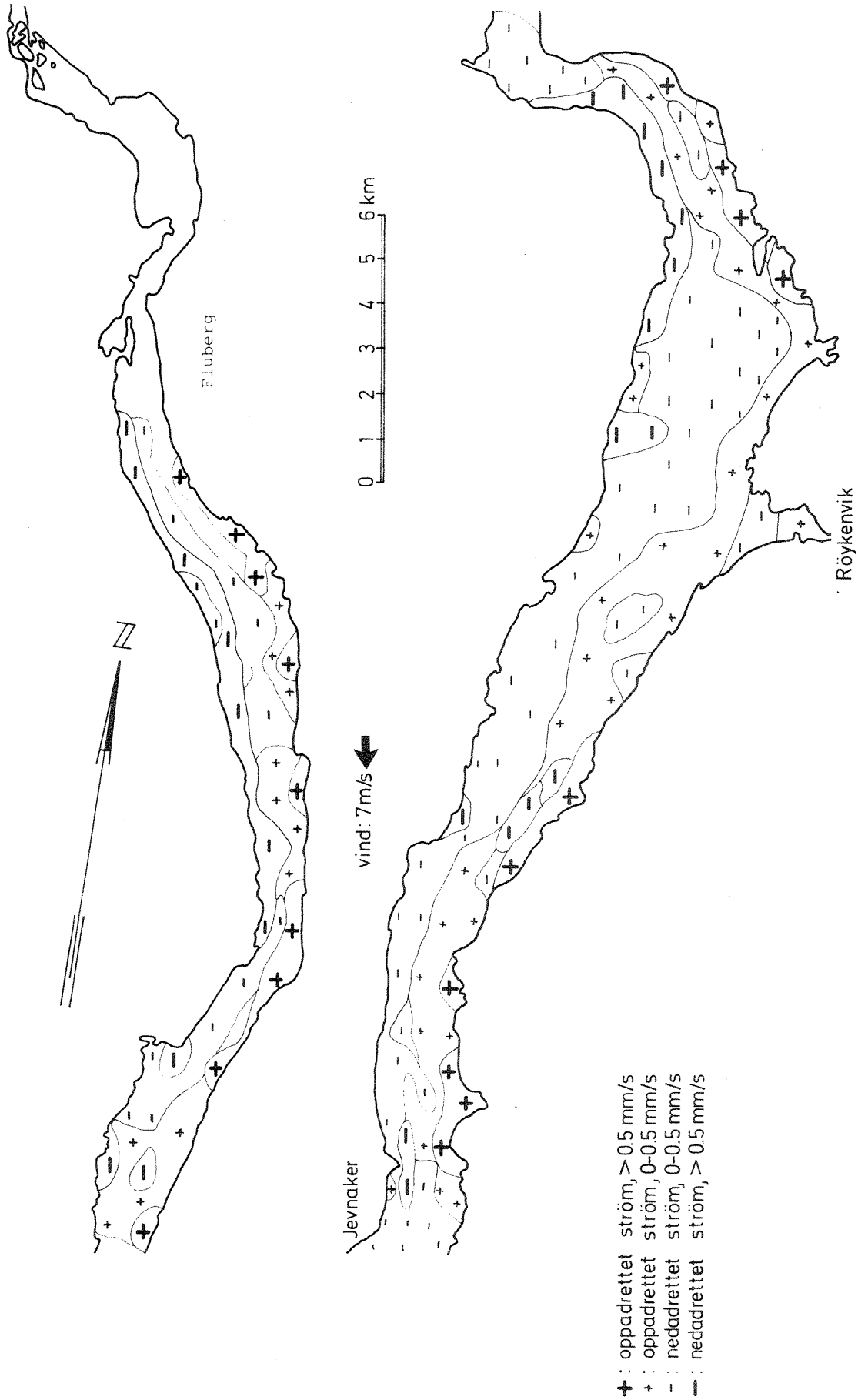
Figur 5.2.3 Strømningmønster i sjikt 2 (5-15 m). Vind fra nord (7 m/s)



Figur 5.2.4 Strømningsmønster i sjikt 3 (15-30 m). Vind fra nord (7 m/s)

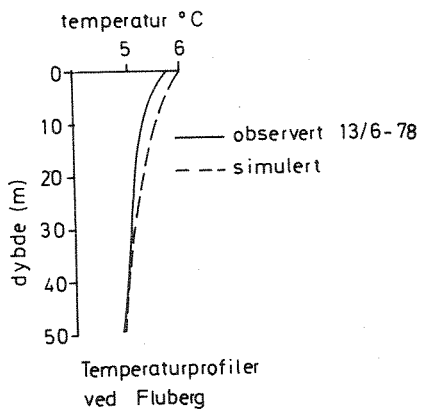
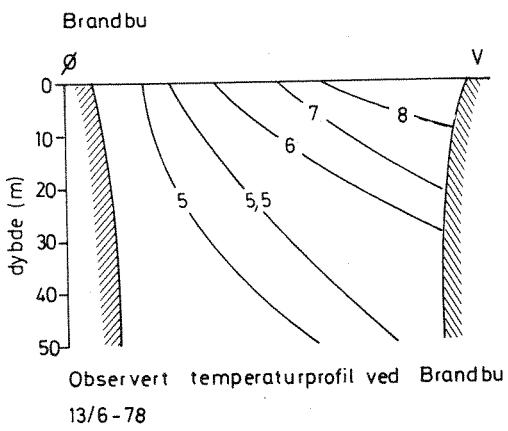
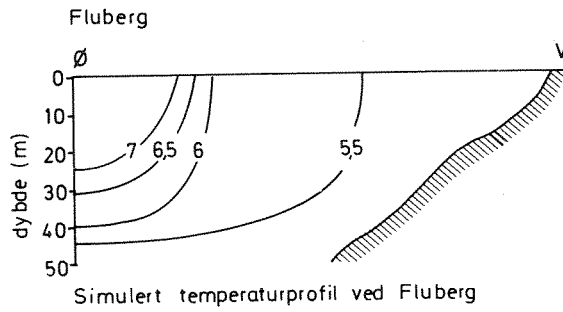
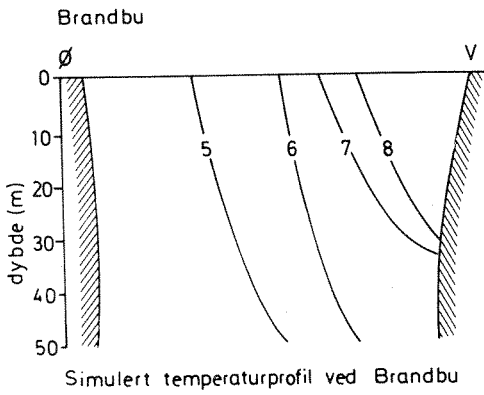


Figur 5.2.5 Strømningsmønster i sjikt 4 (30 m - bunn). Vind fra nord (7 m/s)



- + : oppadrettet strøm, > 0.5 mm/s
- + : oppadrettet strøm, 0-0.5 mm/s
- : nedadrettet strøm, 0-0.5 mm/s
- : nedadrettet strøm, > 0.5 mm/s

Figur 5.2.6 Vertikale strømmer 15 m under overflaten



Figur 5.2.7 Simulerte og observerte temperatursnitt

noe kaldere vann på østsiden i forhold til observasjonene. Dette kan tyde på at modellens vertikale hastigheter kan ha vært noe for høye. De simulerte og observerte temperaturprofilene i nordenden av Randsfjorden viste meget god overensstemmelse.

De simulerte hastighetene i kontrollsnittet ved Brandbu skilte seg en del fra feltregistreringene. Forskjellen mellom disse hastighetenes retning i overflatesjiktet tyder på at vindretninger over sjøen kan ha hatt en større komponent mot øst enn hva som ble anvendt ved simuleringen. I sjikt nr. 2 varierte strømhastighetenes retning ifølge figur 5.2.4 mye over et område på 1 km^2 i registreringsområdet. Små endringer i kontrollsnittets plassering i rutenettet ville kunne føre til store retningsendringer. Effekter av indre bølger som ble satt i gang før simuleringen startet kan også ha virket forstyrrende.

5.2.3 Simulert strøm - vind fra sør

Registreringsdata fra 8/7-78 ble benyttet som input i modellen.

Det ble antatt at vinden blåste fra sør mot nord med 6 m/s 10 m over vannoverflaten. Temperaturfordelingene i de 4 sjiktene ble satt til $14 \text{ }^\circ\text{C}$, $9 \text{ }^\circ\text{C}$, $6 \text{ }^\circ\text{C}$ og $4 \text{ }^\circ\text{C}$. Det vil si at sjikt nr. 2 inneholdt et velutviklet sprangsjikt. Øvrige inputdata var som nevnt foran.

Situasjonen som blir beskrevet er resultatet etter 20 timer med konstant vindpåvirkning.

I store trekk gikk strømmene i motsatt retning av hva som var tilfelle med vind fra nord. Hastighetenes størrelse var også i samme størrelsesorden.

Overflatevannet hadde tendensen til å bevege seg mot NØ, dvs. til høyre for vinden (figur 5.2.8). Også i dette tilfellet var strømmenes høyrevridning med dypet (Ekman's spiral) et typisk trekk (figurene 5.2.9, 5.2.10 og 5.2.11).

Vannoverflaten helte fra nord mot sør (ca. 2 cm) og fra øst mot vest.

Nedadrettede strømmer og tilhørende høy vanntemperatur fant sted i sjøens østlige deler og i nord. Oppadrettede strømmer og lav vanntemperatur var lokalisert i sør og vest (figurene 5.2.12 og 5.2.13).

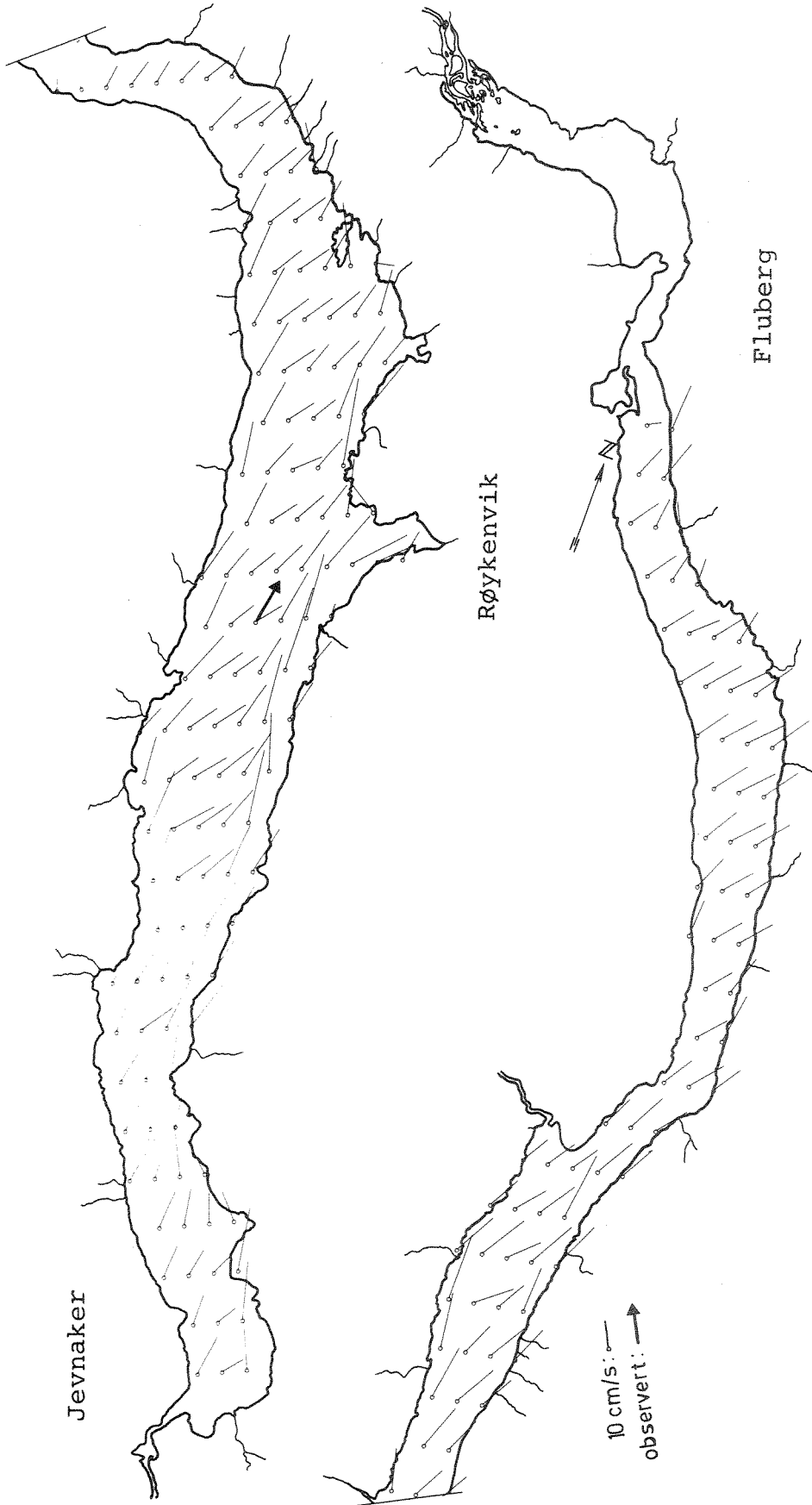
De simulerte og observerte temperaturfordelingene i tverrsnittet ved Brandbu viste god overensstemmelse. Det kan også her synes som om de simulerte vertikale strømhastighetene kan ha vært noe for høye. De observerte temperaturprofilene fra 8. juli viser at den vertikale vanntransporten langs strendene var mindre enn den 13. juni. Dette skyldes sprangsjikksutviklingen i juli og større vertikale tetthetsforskjeller med tilhørende mer stabile vannmasser. Også modellen syntes i rimelig grad å ta hensyn til denne effekten. De simulerte og observerte temperaturprofilene i nordenden av Randsfjorden viste god overensstemmelse.

Simulerte og observerte strømhastigheter i kontrollsnittet ved Brandbu viste god overensstemmelse.

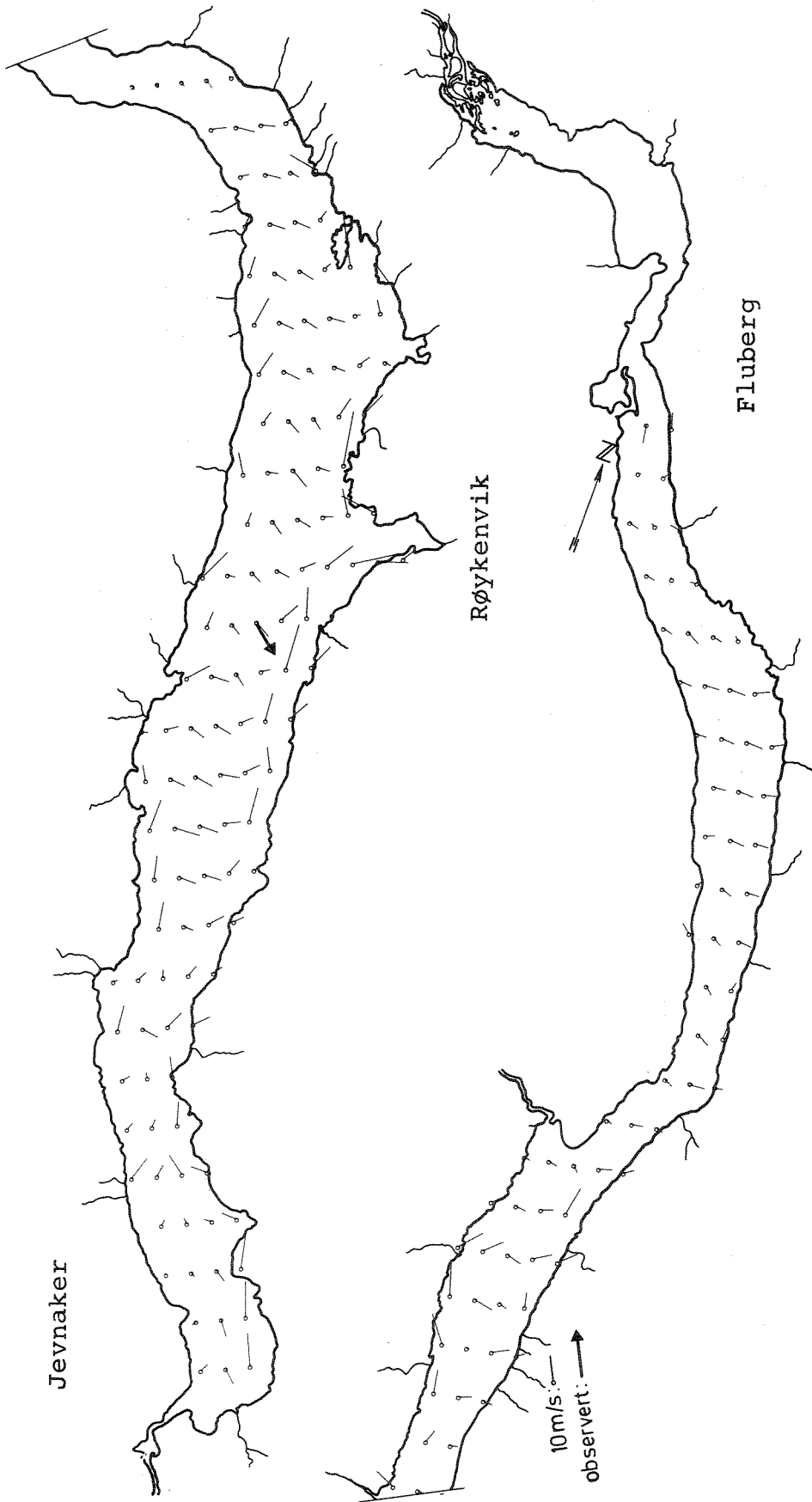
5.2.4 Diskusjon

Simuleringene er utført for de hyppigst forekomne vindretningene. Vindstyrken (7 m/s og 6 m/s) var imidlertid høyere enn hva man vanligvis kan forvente. Avtagende vind vil føre til avtagende strømhastigheter. Strømmningenes hovedmønster vil ventelig i mindre grad forandres.

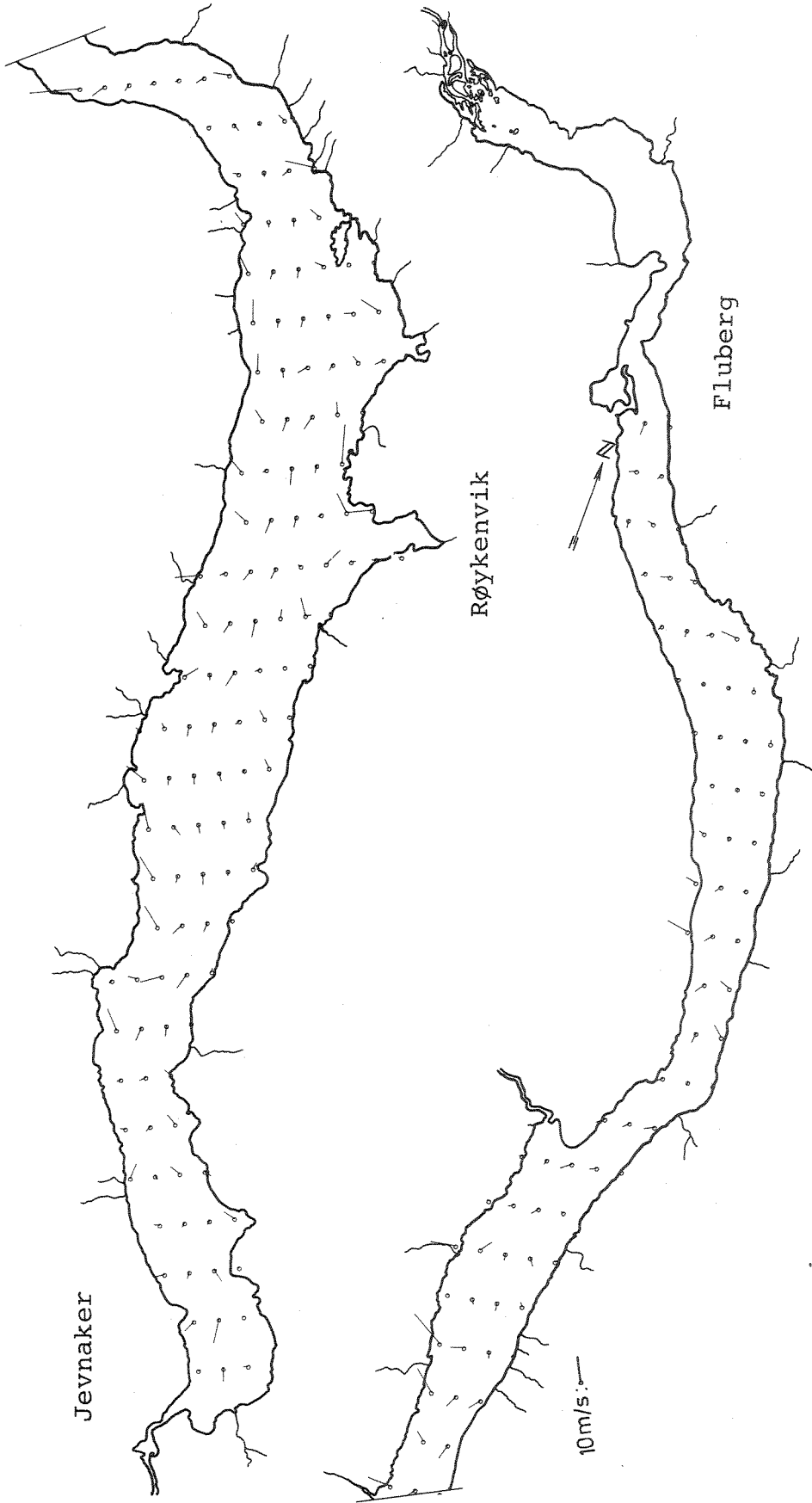
Ved en eventuell regulering vil vannføringene via Dokka til Randsfjordens nordende bli endret. Dersom vi antar en flomvannføring i Dokka på $100 \text{ m}^3/\text{s}$ som strømmer gjennom et tverrsnitt på $10 \cdot 100 \text{ m}$, gir dette en fart på 10 cm/s. Etter som denne vannmassen beveger seg sørover vil den bli spredd og etter noen km forventes å avta til under 1 cm/s. Overslaget tyder på at vannføringene via Dokka kan påvirke strømforholdene i de nordligste delene av innsjøen. For øvrig vil betydningen være liten i forhold til vindpåvirkningen. Ved isdekket innsjø om vinteren vil gjennomstrømming på grunn av tilførselene gjennom elvene være dominerende. Med unntak av i nærheten av elvene er strømhastighetene da erfaringsmessig sjelden over et par cm/s. De nordligste områdene er i liten grad påvirket av forurensninger. Reguleringsinngrep vil derfor neppe få særlige konsekvenser for forurensningseffektene. Betydning for isforholdene blir ikke berørt her.



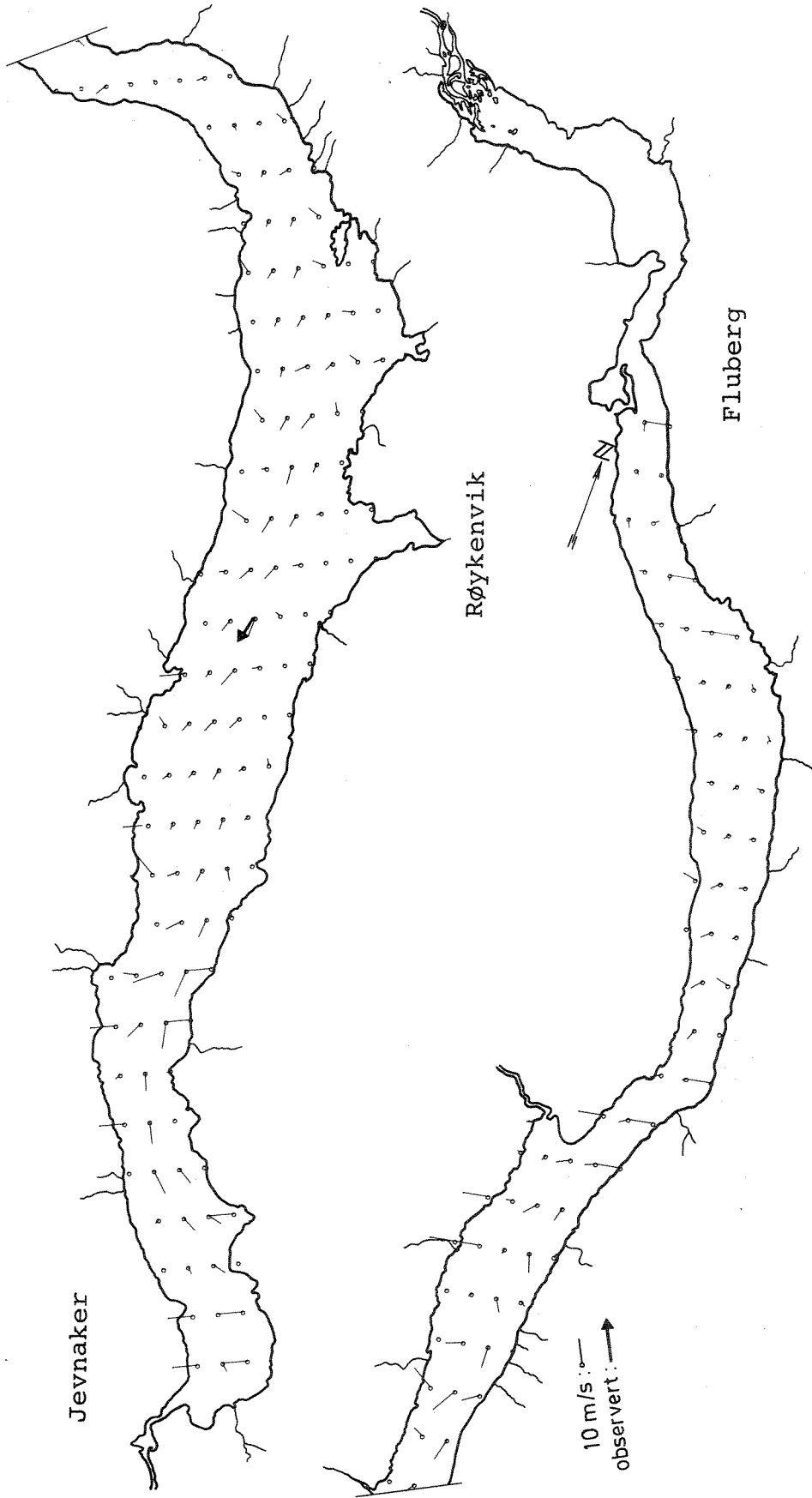
Figur 5.2.8 Strømningsmønster i sjikt 1 (0-5 m). Vind fra sør (6 m/s)



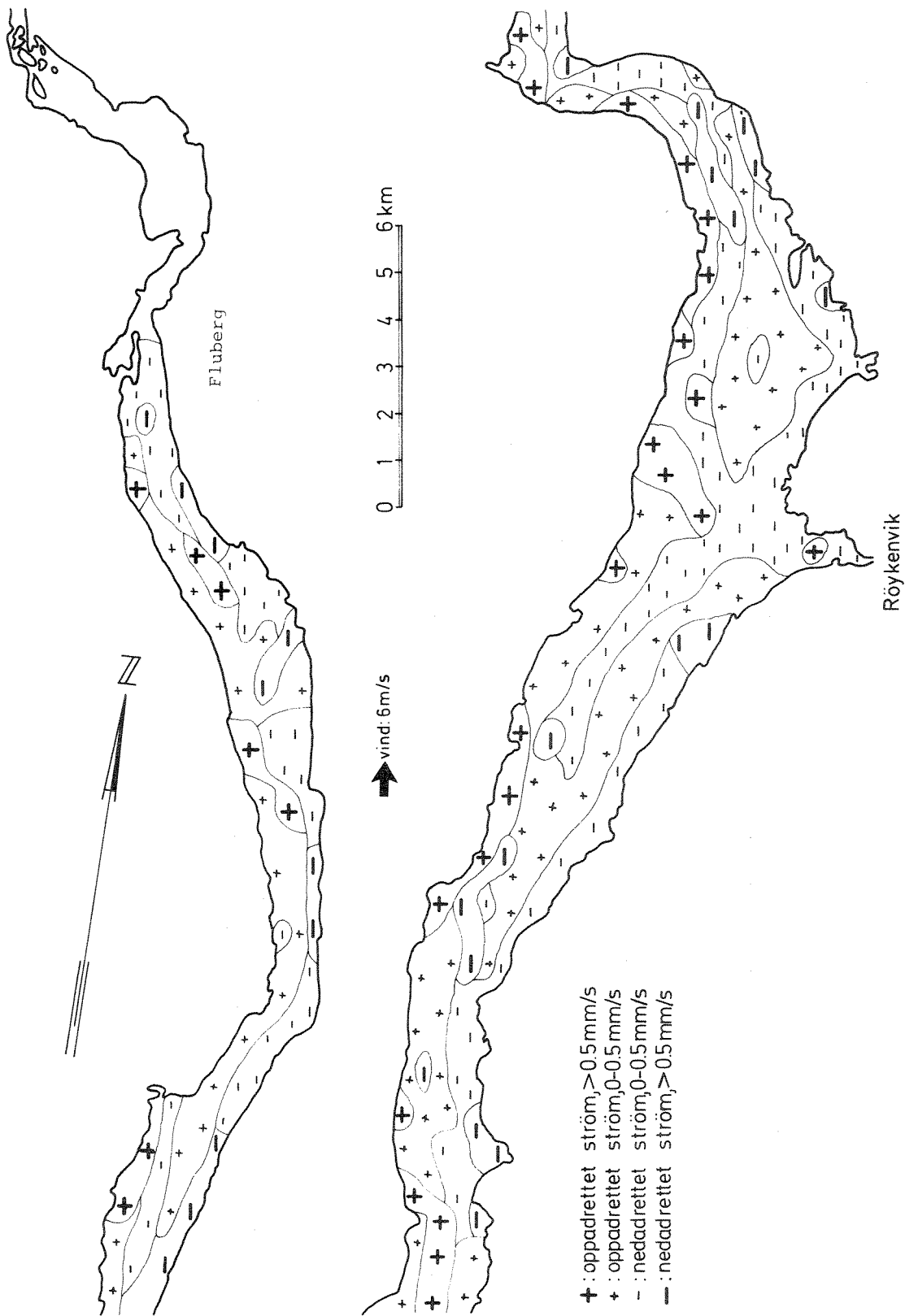
Figur 5.2.9 Strømningsmønster i sjikt 2 (5-15 m). Vind fra sør (6 m/s)



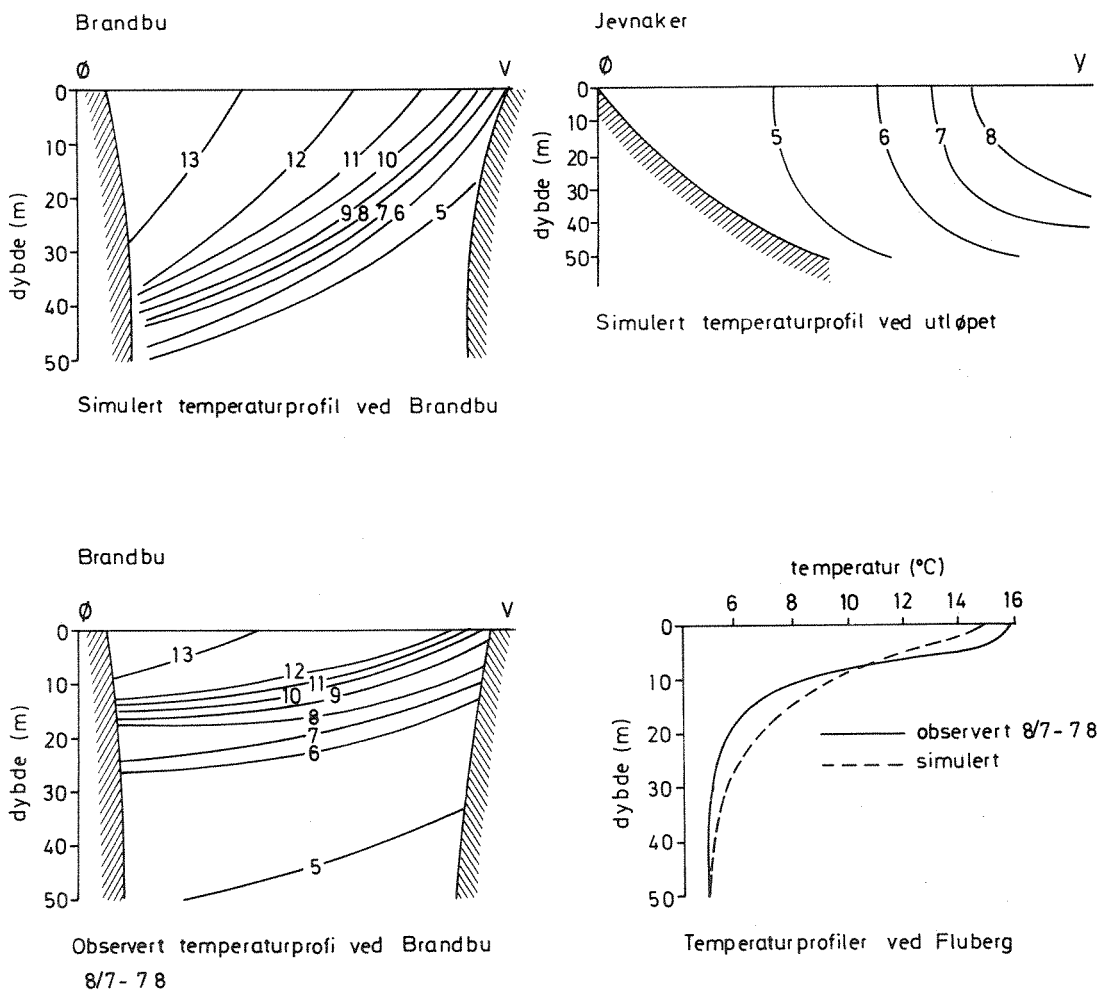
Figur 5.2.10 Strømningsmønster i sjikt 3 (15-30 m). Vind fra sør (6 m/s)



Figur 5.2.11 Strømningsmønster i sjikt 4 (30 m - bunn). Vind fra sør (6 m/s)



Figur 5.2.12 Vertikale strømmer 15 m under overflaten



Figur 5.2.13 Simulerte og observerte temperatursnitt.

Den matematiske modellen gir et tilnærmet bilde av virkeligheten og inneholder en rekke usikkerhetsfaktorer. I modellen inngår koeffisienter som er bestemt ut fra erfaringsmateriale. De mest betydningsfulle er koeffisienter som inngår i uttrykkene for turbulent diffusjon og vindens skyvkraft. De advektive ledd er utelatt i bevegelseslikningene. Dette fører til feil i områder hvor hastighetsendringene er store. Imidlertid antas at denne feilen er liten sammenliknet med effekter på grunn av usikkerheten i valg av de empiriske konstantene (Simons 1973). Videre blir løsningen påvirket av rutenettets oppløsning. I praksis blir denne valgt ut fra regnemaskinens kapasitet og økonomi. Avvik mellom simulerte verdier og observerte kan skyldes begrensninger i modellen. Imidlertid kan f.eks. manglende kjennskap til vindens fordeling over innsjøen også være avgjørende.

5.3 Spredning av stoff

Strømningsmønsteret gir et inntrykk av hvordan stoff som tilføres innsjøen spres. For å beskrive dette spredningsforløpet kvantitativt ble en matematisk spredningsmodell benyttet.

5.3.1 Beskrivelse av spredningsmodellen

Modellen er utviklet ved NIVA og bygger på resultatene fra strømningsmodellen. Nødvendige måledata er: hastigheter fra strømningsmodellen, dybder og tilførsler av stoff.

Modellen beregner så stoffkonsentrasjon i de punktene der de horisontale hastighetene er oppgitt.

Den matematiske formuleringen av spredningsmodellen er gitt i vedlegg 5.2.

5.3.2 Simulert spredning av et stoffutslipp i Røykenvika - vind fra nord

Røykenvika ved Brandbu er spesielt utsatt for forurensninger. Det var derfor ønskelig å få et kvantitativt bilde av hvordan disse forurensningene ble spredd under ulike typiske vindpåvirkninger.

Vinden ble antatt å blåse fra nord mot sør. Strømningsmønsteret, temperaturforhold og rutenettets inndeling var som ved simuleringen av strømmene 8. juli (avsnitt 5.2.3).

Et utslipp på 1 milliard enheter ble antatt å finne sted i Røykenvika i overflatesjiktet. Konsentrasjonen i de øverste 4 m var 100 000 enheter pr. m^2 over et område på 3,6 da. Materialet ble antatt å være konservativt (bestandig).

Konsentrasjonsfordelingen etter 2,5 døgn er vist i figur 5.3.1.

I de to øverste sjiktene 0-4 m og 4-15 m spredde stoffet seg fortrinnsvis i sør- og vestlig retning. Konsentrasjonen i Røykenvika og tilgrensede områder var over 1000 enh./ m^3 . Verdier over 100 og over 10 fantes inntil henholdsvis ca. 3,5 km og ca. 4 km fra utslippsstedet.

I sjiktet 15-30 m spredde stoffet seg noenlunde sirkulært ut fra Røykenvika. Konsentrasjoner over 100 kunne spores de nærmeste 2 km fra utslippsstedet.

Det var lite stoff som hadde trengt dypere ned enn til 30 m. Konsentrasjonene var der mindre enn 1 enh./ m^3 .

Etter 5 døgn var situasjonen som vist i figur 5.3.2.

Områder med konsentrasjoner over 1000 enh./ m^3 var i liten grad utvidet i de to øverste sjiktene. I Røykenvika ble denne konsentrasjonen nå overskredet også på 15-30 meters dyp.

Arealer med verdier over 100 enh./m^3 avtok med økende dybde. I de tre øverste sjiktene var største avstand fra utslippsstedet med denne konsentrasjonen henholdsvis 6 km, 4 km og 2 km.

I bunnsjiktet hadde nå innholdet steget til over 10 enh./m^3 i de sentrale deler.

5.3.3 Simulert spredning av stoffutslipp i Røykenvika - vind fra sør

Utslippet ble antatt å finne sted i Røykenvika som sist. Utslippets størrelse var også som beskrevet i forrige avsnitt.

Vinden blåste fra sør mot nord. Det tilhørende strømningsmønster m.m. var som beskrevet i avsnitt 5.2.2.

Den simulerte konsentrasjonsfordelingen etter 2,5 døgn er vist i figur 5.3.3.

Stoffet ble hovedsakelig spredd i nordlig og vestlig retning. Mengden avtok med økende dyp.

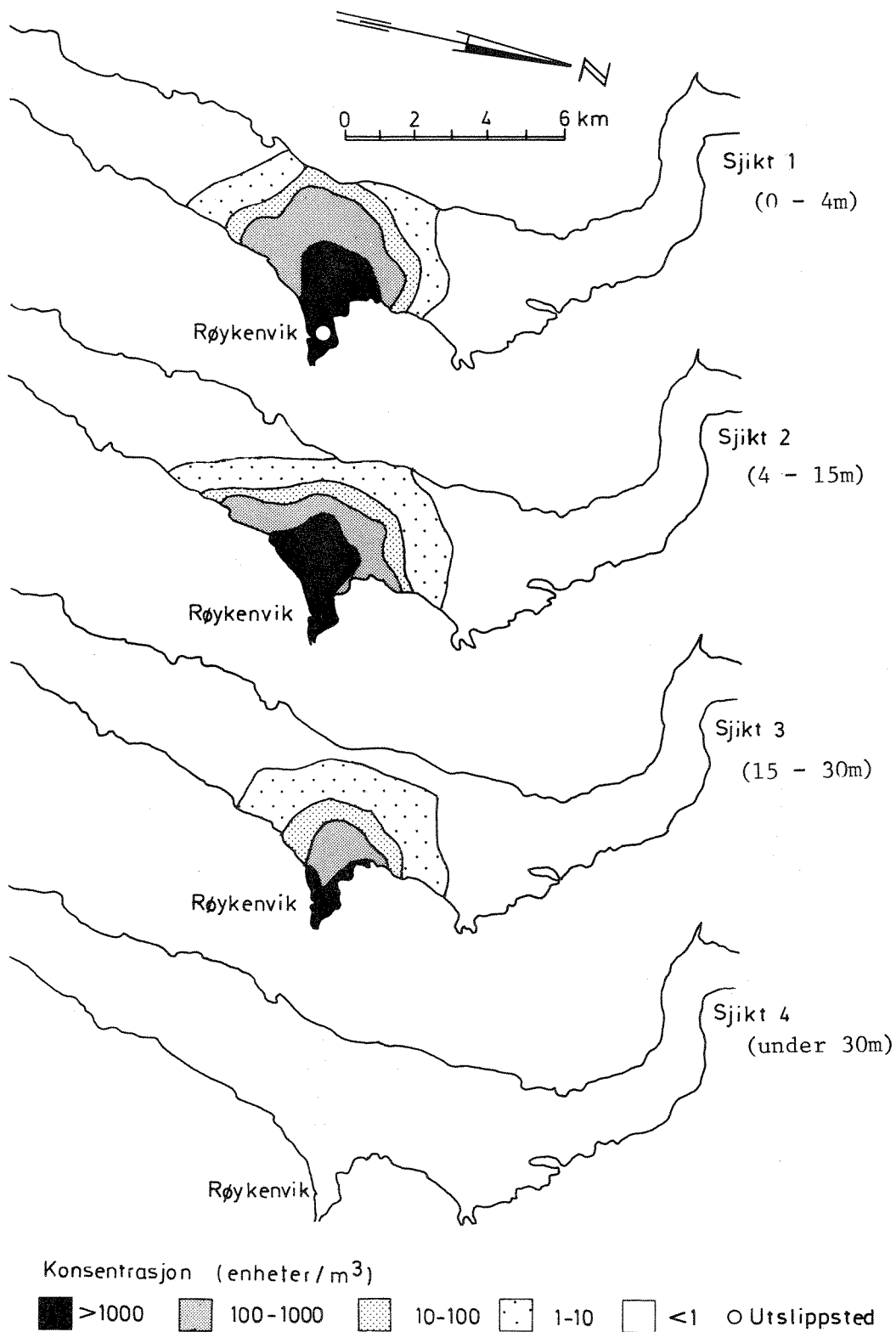
Konsentrasjoner over 1000 enh./m^3 fant sted i de øverste 30 m nær Røykenvika. I de tre øverste sjiktene var største avstand fra utslippstedet med verdier over 100 enh./m^3 henholdsvis 4 km, 3 km og 2 km. I bunnsjiktet var de største verdiene i intervallet 1-10 enh./m^3 .

5.3.4 Diskusjon

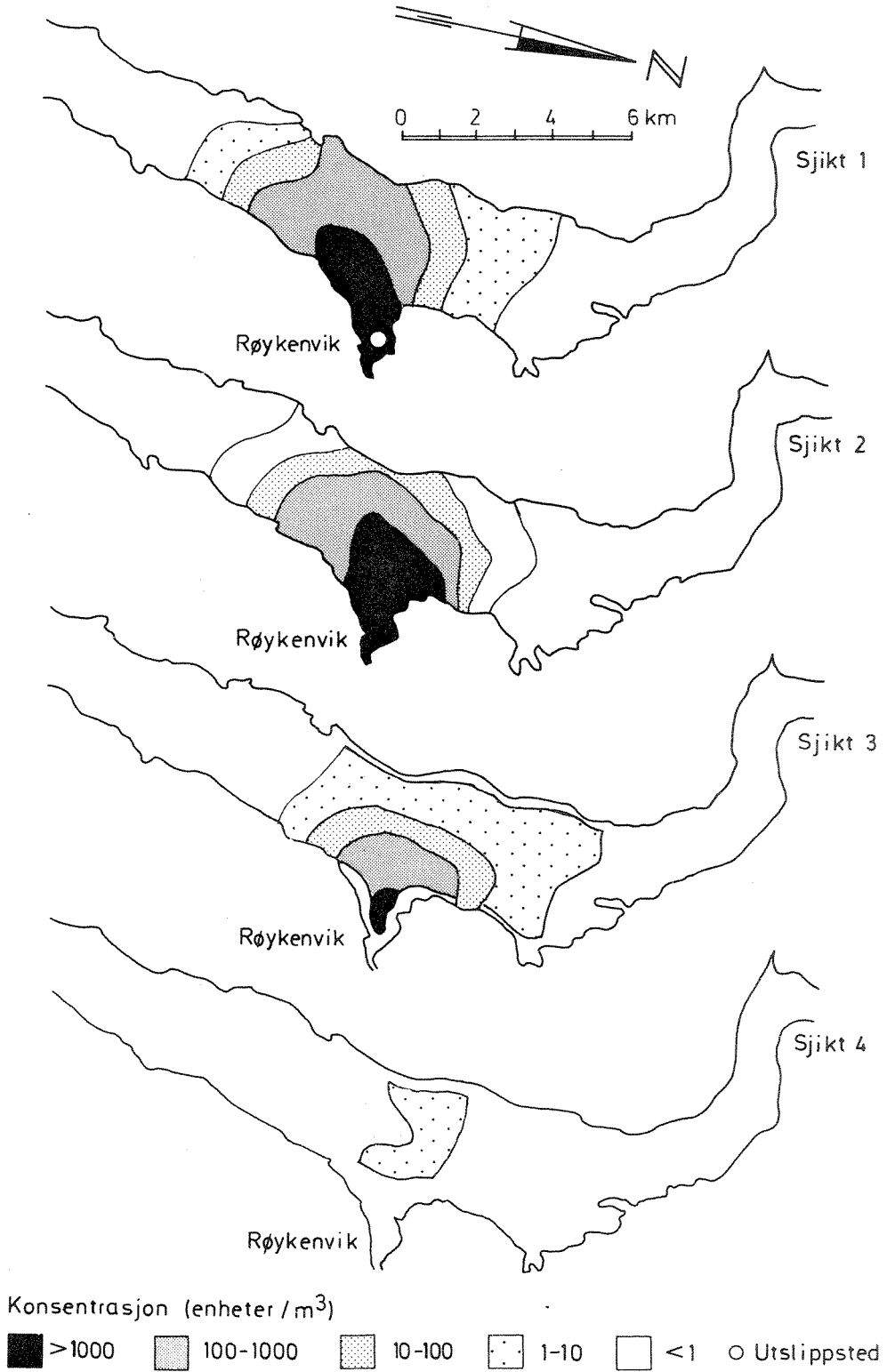
Simuleringene viser at utslippsmengden ble bedre spredd ved vind fra nord enn ved vind fra sør. Ved vind fra sør blir overflatevannet presset mot sjøens østside. Dette motvirker en effektiv spredning. Imidlertid vil nedadrettede strømmer ved Røykenvika der føre til en større vertikal blanding.

Forsøket viser også at, selv om det blåser sterk vind på langs av innsjøen, vil det ventelig gå flere døgn før vannet i Røykenvika blir skiftet ut.

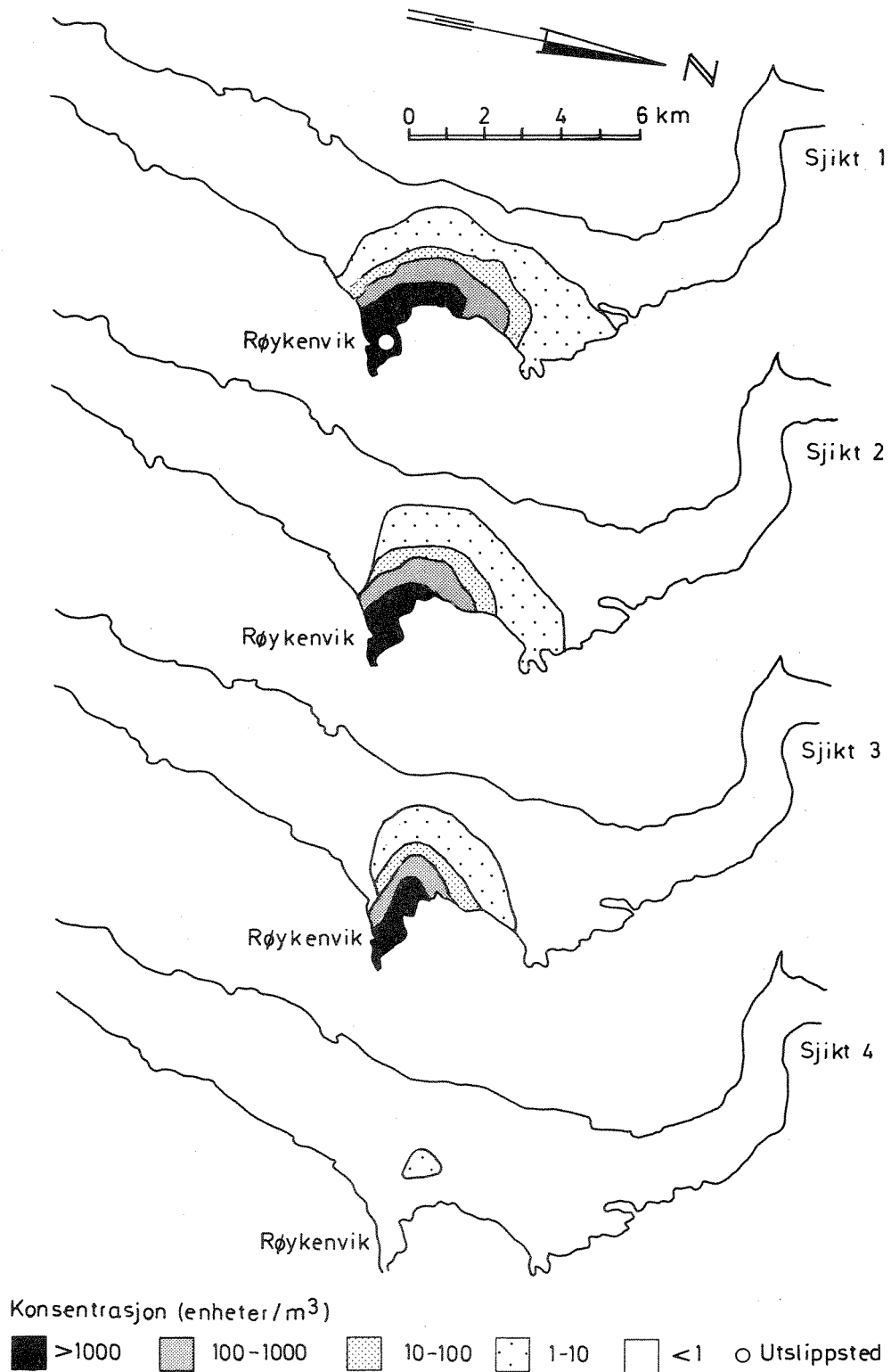
For å illustrere spredningsforløpet kan vi anta at tarmbakterier ble sluppet ut. Benevningen enh./m^3 (figurene 5.3.1 - 5.3.3) byttes da med coliforme bakterier pr. 100 ml.



Figur 5.3.1 Konsentrasjonsfordeling etter 2,5 døgn.
Vind fra nord.



Figur 5.3.2 Konsentrasjonsfordeling etter 5 døgn.
Vind fra nord.



Figur 5.3.3 Konsentrasjonsfordeling etter 2,5 døgn.
Vind fra sør.

Fordelingsmønsteret i figurene 5.3.1 - 5.3.3 kan antakelig gi et realistisk bilde av virkeligheten. Områder med verdier på over 500 blir betegnet som "sterkt forurenset" og egner seg ikke til badevann eller drikkevann uten omfattende rensing. Vann som inneholder konsentrasjoner mellom 10 og 500 kalles "påvirket av forurensninger" og egner seg ikke til drikkevann uten rensing, men kan benyttes som badevann. Områdene med verdier under 10 blir betegnet som "lite påvirket av forurensninger". Dersom det oppstår særlig høye konsentrasjoner av coliforme bakterier i Røykenvika, vil det ventelig gå flere døgn før området egner seg som badevann og enda flere døgn før vannet kan betegnes som tilfredsstillende. Dersom stoffmengden tilføres noenlunde regelmessig fra for eksempel Vigga, vil Røykenvika være spesielt utsatt.

Ved simuleringene var vindstyrken 6 m/s og 7 m/s, dvs. høyere enn gjennomsnittet. Avtagende vind vil føre til avtagende strømhastigheter og dermed mindre vannutskiftning og en større opphopning av stoff i Røykenvika. Videre vil vind fra øst forbedre forholdene, mens vind fra vest vil føre til en forverring.

Flyttingen av inntaket til Brandbu vannverk ut av Røykenvika 2-3 km mot sør og til større dyp vil utvilsomt være gunstig.

Usikkerheten i spredningsmodellens resultater skyldes først og fremst usikkerhet i strømningsmodellens hastighetskomponenter og valg av spredningsmodellens koeffisienter i leddene som beskriver turbulent diffusjon. På grunn av manglende observasjoner er det ikke mulig å vurdere modellens pålitelighet eksakt. Resultatene burde imidlertid være egnet til å vise spredningsforløpet i hovedtrekk.

6. Klima

Da det ikke lenger er meteorologiske stasjoner i Randsfjordens umiddelbare nærhet har vi ved denne undersøkelsen benyttet data fra Gardermoen og Østre Toten. Resultater fra den meteorologiske stasjonen på Fluberg ville vært av interesse, men den ble startet så seint som i 1954 og nedlagt før 1978. Den kan derfor heller ikke brukes til å sammenlikne med normalverdiene (1931-60) fra Gardermoen og Østre Toten. I figur 6.1 (og tabell 6.1 i vedlegg) er månedsmiddeltemperatur og månedsnedbør med tilhørende normalverdier ført opp. I figuren er resultatene vist som avvik fra normalverdiene for bedre å understreke de spesielle klimatiske forhold i 1978. Normalt er det relativt liten forskjell i temperatur på de to stasjonene, mens det gjennomsnittlig faller 250 mm mer nedbør hvert år på Gardermoen enn på Østre Toten.

Midlere årstemperatur var $1,4^{\circ}\text{C}$ lavere enn normalt på Gardermoen og $1,2^{\circ}\text{C}$ lavere enn normalt på Østre Toten. Det er særlig forholdene i produksjonssesongen (mai-oktober) som er av interesse for forholdene i Randsfjorden. Mai måned var omtrent som normalt med hensyn på temperatur, mens juni var omlag én grad varmere på begge stasjoner. Det som imidlertid ga de største utslag var at juli, august og september var særlig kjølige. Middeltemperaturen i disse månedene lå ca. 2°C under normalen.

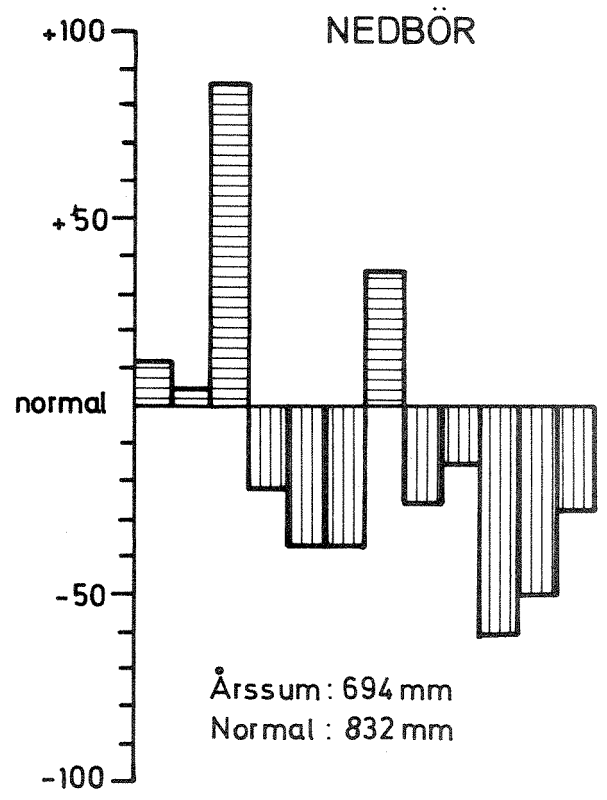
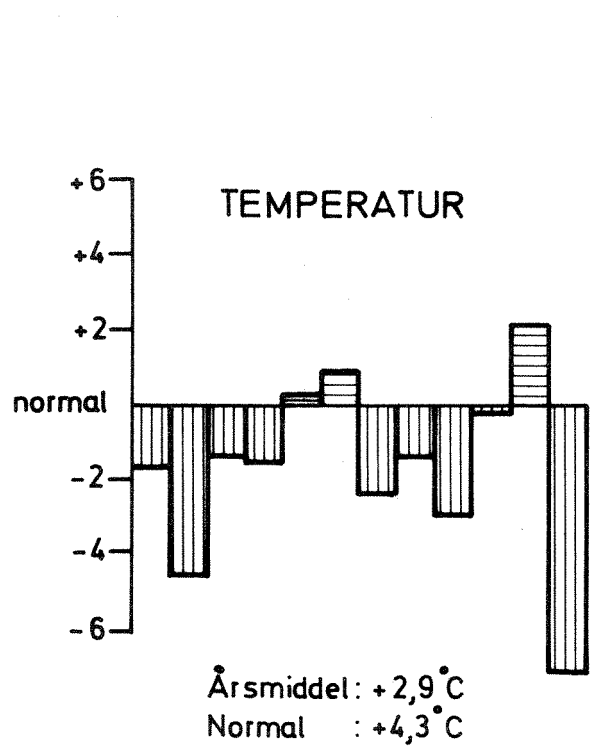
Bortsett fra kraftig nedbør i mars var månedsnedbøren stort sett under normalen resten av året. På årsbasis var nedbørmengdene 17 % lavere på Gardermoen og 22 % lavere på Østre Toten.

For sammenlikningens skyld er det også laget en tabell over månedsmiddelvannføring ved Vm. Etna for 1978 og normalperioden 1931-60 (tabell 6.1). Tabellen viser at vårflommen i mai var tydelig større enn normalt. Statistisk sett forekommer en så stor flom bare ca. hvert 20. år. Middelvannføringa i juli var også noe større enn normalt på grunn av mye nedbør (jfr. nedbørdata fra Gardermoen i juli), mens den i juni, august, september og oktober var betydelig lavere enn normalt.

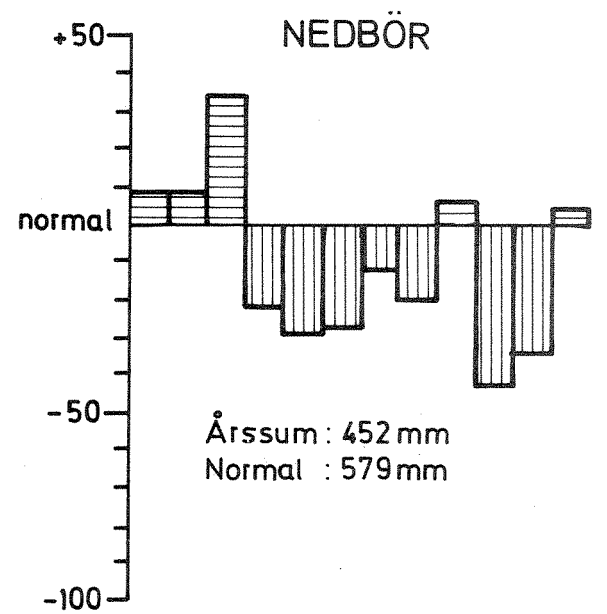
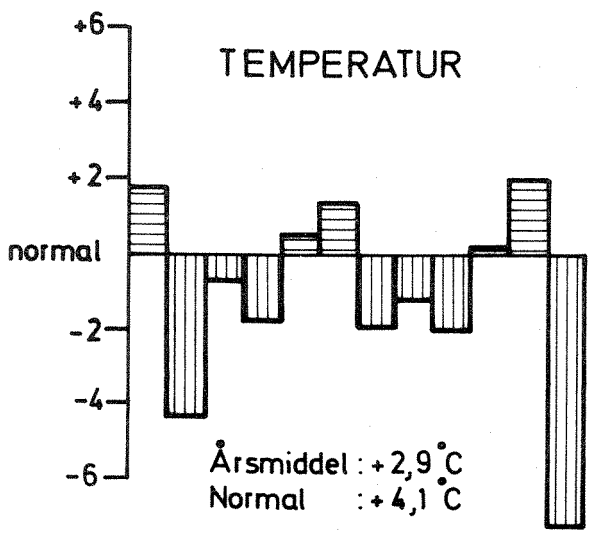
Vi kan altså fastslå at det i produksjonssesongen 1978 var lavere temperatur og mindre nedbør enn normalt. Avviket var så stort at det er grunn til å tro at dette kan ha gitt mindre tilførsler av forurensninger og lavere algekonsentrasjoner i Randsfjorden enn i "normale somre".

Figur 6.1. Meteorologiske stasjoner Gardermoen og Østre Toten. Månedsmiddeltemperatur og månedsnedbør i forhold til normalverdier for perioden 1931-60.

GARDERMOEN



ÖSTRE TOTEN



Tabell 6.1 Månedsmiddelvannføring ved Vm. 437 Etna (m³/sek.).
Sammenlikning mellom 1978 og normalverdier 1931-60.

	Jan.	Febr.	Mars	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Des.	Året
1978	1,40	1,08	99	1,17	52,83	12,32	17,95	6,77	7,39	5,14	2,36	1,38	9,34
Middel 1931-60	1,50	97	84	4,91	48,01	16,04	16,44	10,02	10,77	9,82	3,43	2,01	10,49
Differanse	-0,10	+0,11	+0,15	-3,74	+4,82	-3,72	+1,51	-3,25	-3,38	-4,68	-1,07	-0,63	-1,15

7. Fysiske og kjemiske forhold

7.1 Nedbørfelt, dybdekart og stasjonsplassering

Randsfjordens nedbørfelt danner en øvre del av Drammensvassdraget (figur 7.1.1). Hovedtilløpene Etna og Dokka drenerer områdene i nord, mens en rekke mindre vassdrag danner nedbørfelter langs innsjøen.

Viggavassdraget drenerer en stor del av det tettere befolkede jordbruksområdet på Hadeland. Nedre del av vassdraget (mellom Jarevatnet og Randsfjorden) heter offisielt Augedalselva, men er her av praktiske grunner kalt Vigga.

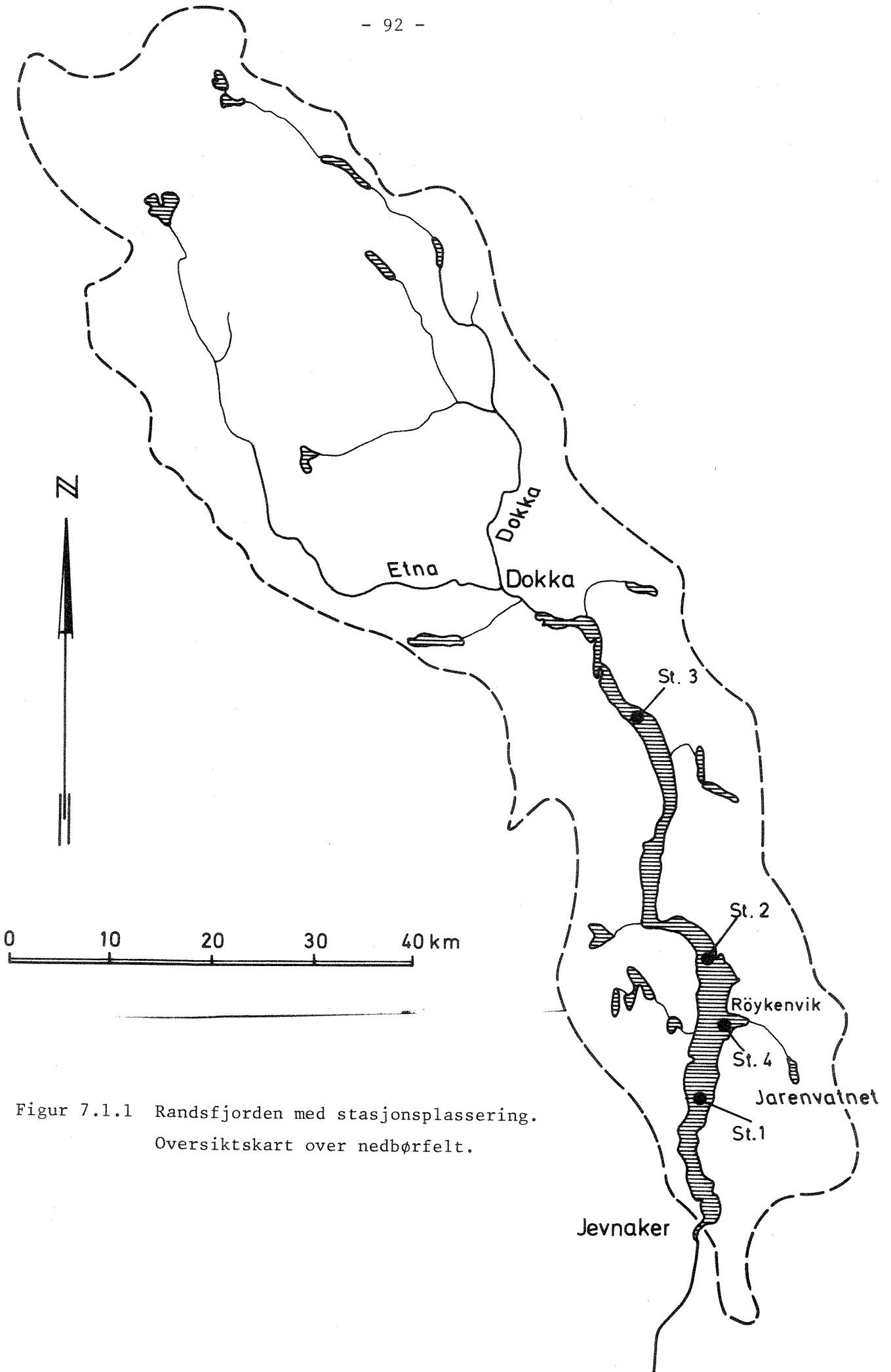
For informasjon om berggrunnen og landformer henvises til NIVAs Randsfjordrapport fra 1970 (Holtan 1970). Forurensede aktiviteter er behandlet i kapittel 3 i denne rapporten.

Randsfjorden er loddet opp av NIVA i 1963 og dybdekartet er vist i figur 7.1.2. Merk innsjøens lange, smale og dype bassengform. For mer detaljer henvises til rapporten fra 1970. Stasjonsplasseringen er vist i figur 7.1.1 og tilsvarende stort sett hovedstasjonene fra NIVAs undersøkelser i 1967 og 1968. Stasjon 4 ligger ved det nye vanninntaket til Brandbu Vannverk A/L.

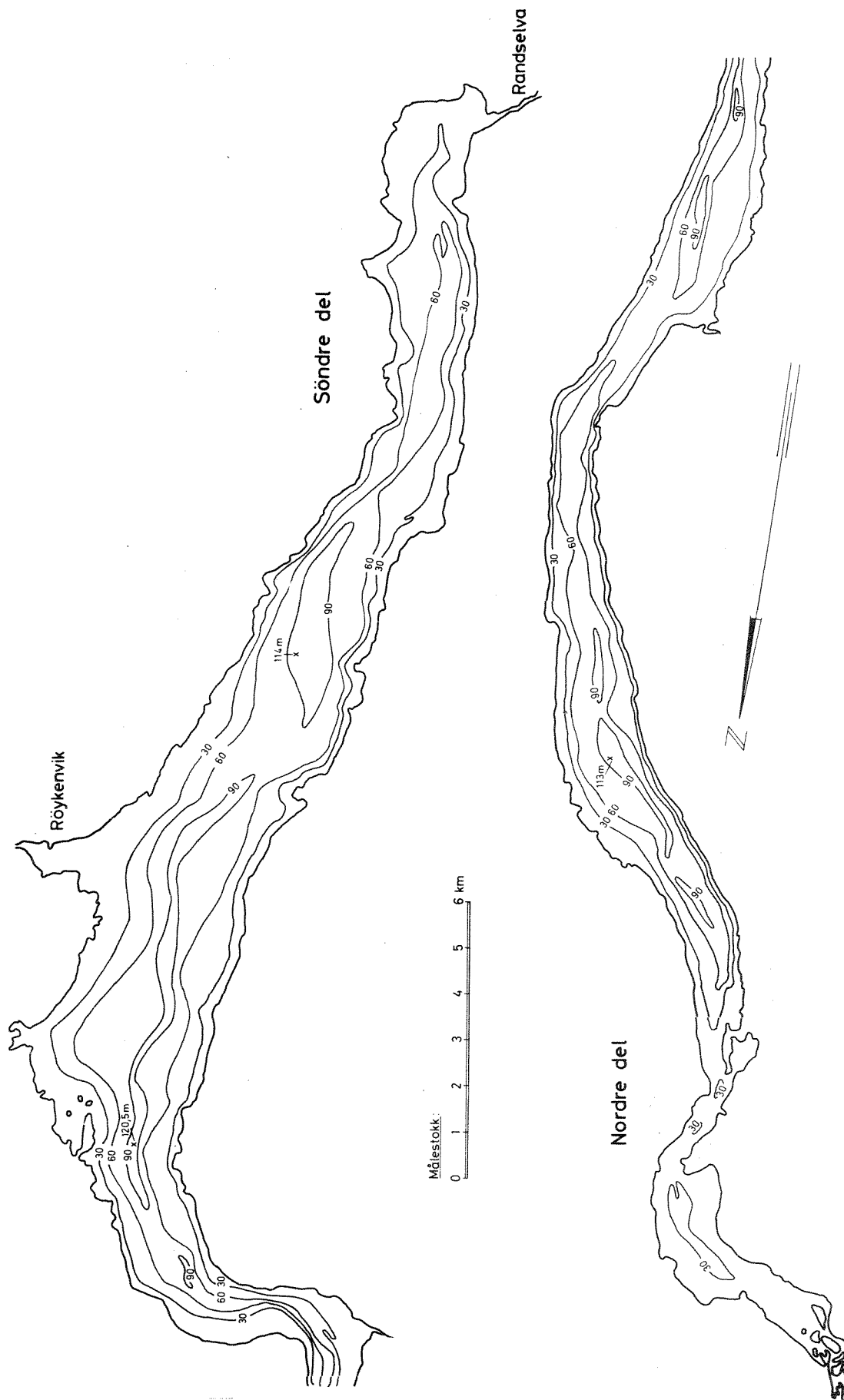
Nøyaktig angivelse av stasjonenes plassering på kartserie M 711 (1:50000) er vist i tabell 7.1.1.

Tabell 7.1.1 Nøyaktig plassering av prøvetakingsstasjonene.

St. nr.	Kartblad	UTM-kode
1	1815 I Gran	NM 767936
2	"	NN 776068
3	1816 III Skjellingshovde	NN 718305
4	1815 I Gran	NM 782972



Figur 7.1.1 Randsfjorden med stasjonsplassering.
Oversiktskart over nedbørfelt.



Figur 7.1.2. Randsfjorden. Dybdekart.

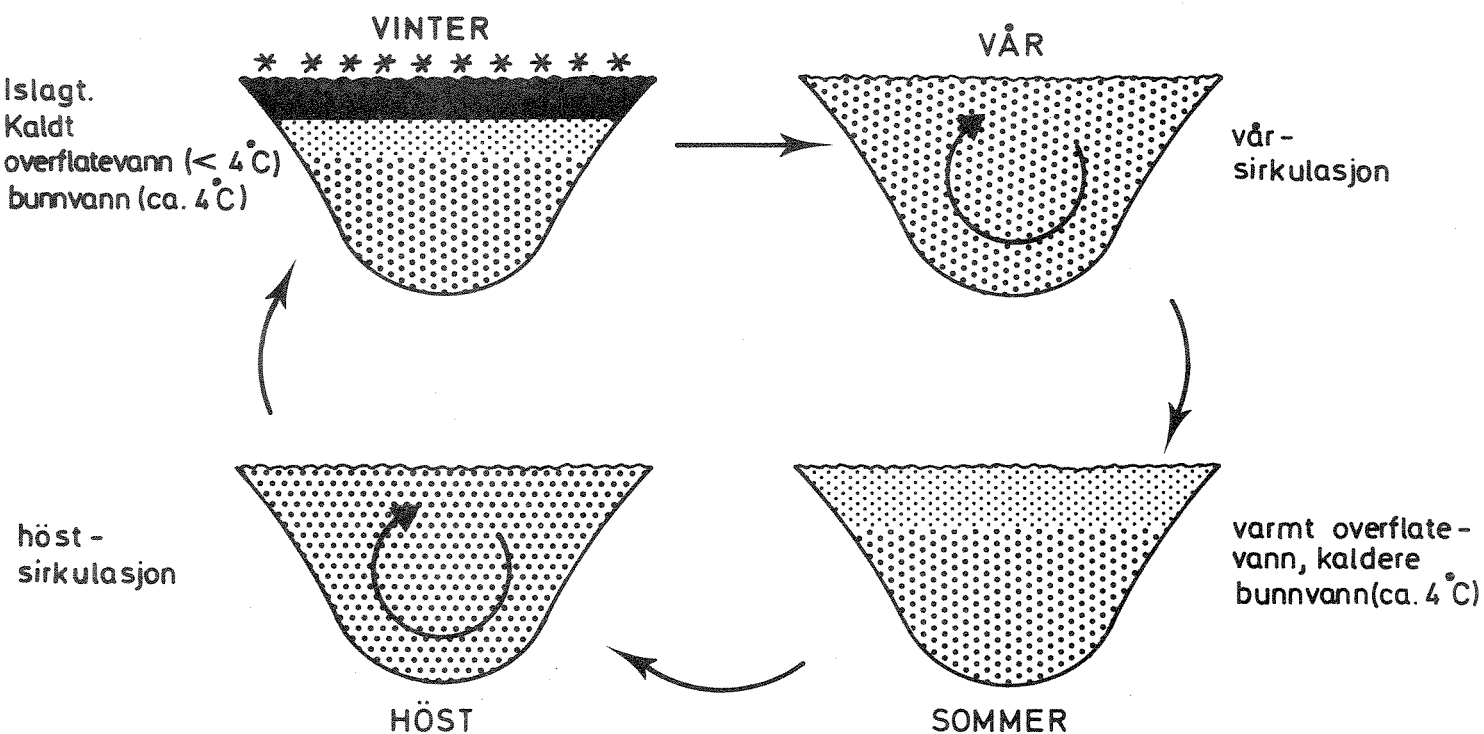
7.2 Temperatur

Temperaturen i vannet er av stor betydning for strømforhold, omblending og fortykning og for all biologisk aktivitet i innsjøene. Det vil derfor bli forklart relativt grundig.

Ferskvann har størst tetthet ("er tyngst") ved + 4 °C. Vann med denne temperaturen vil derfor som regel finnes i de dypere deler av store innsjøer. Vann som er kaldere eller varmere er lettere og vil følgelig kunne legge seg som et overflatesjikt. Jo større temperaturforskjellen er, desto mer stabil er denne lagdelingen mot omblending. Ved liten temperaturforskjell vil vinden kunne føre til at overflatevann blandes med dypvannet (sirkulasjon).

Etter isløsning vil overflatelaget raskt varmes opp til 4 °C (se figur 7.2.1), og vinden kan lett blande om vannmassene (vårsirkulasjonen). Vannets innhold av løste stoffer og partikler vil bli jevnt fordelt i hele innsjøen. Dette gjelder f.eks. oksygen som tilføres bunnvannet, og næringsstoffer som bringes opp mot overflaten.

Figur 7.2.1 Temperaturens årssyklus i en dyp innsjø.



Videre oppvarming utover sommeren skaper et varmere og lettere vannsjikt i øvre deler av vannmassene, mens bunnvannet ikke påvirkes i særlig grad. Det dannes en barriére mellom overflatevannet og bunnvannet, slik at oppvarmet vann som renner inn i innsjøen kan renne nesten uforstyrret gjennom overflatelaget (sommerstagnasjon).

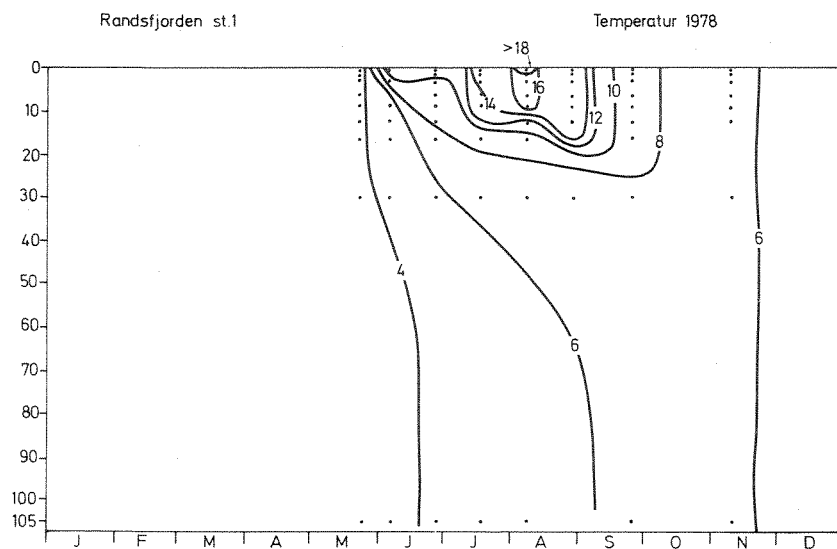
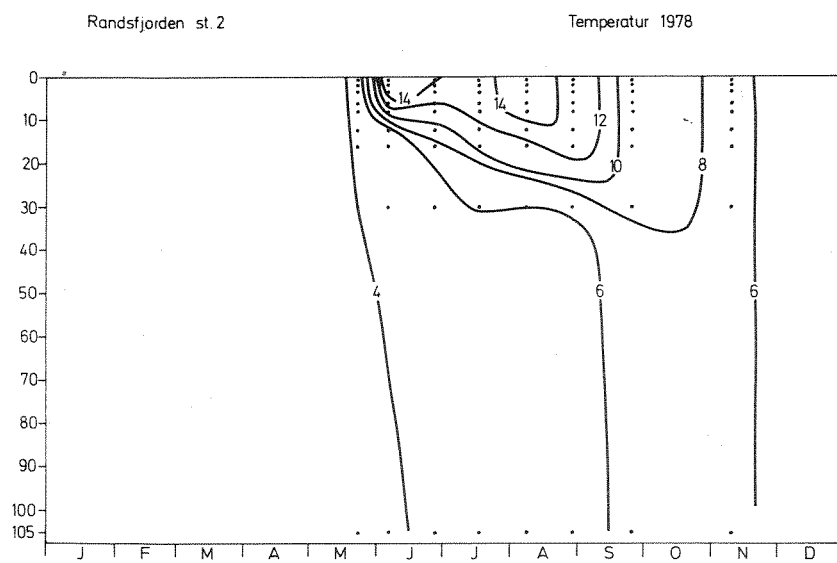
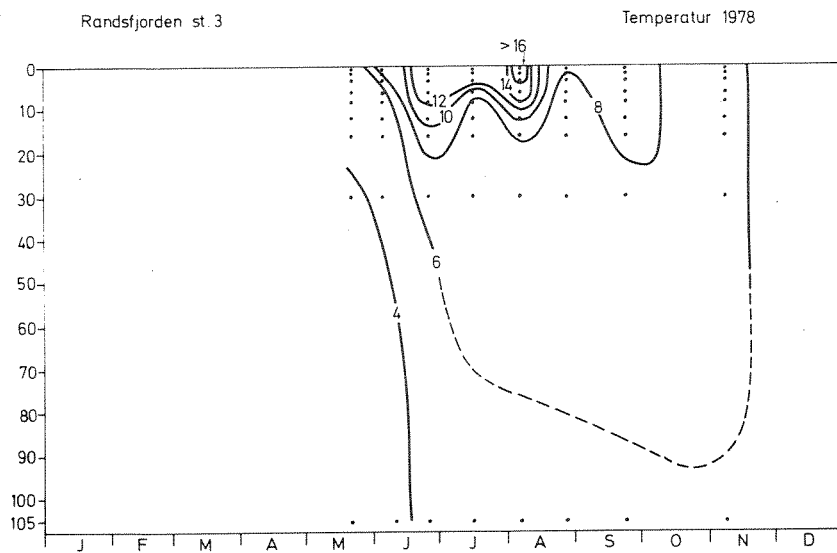
Temperaturen ble målt til nærmeste tiendedels grad Celsius med et termometer inne i vannhenteren. Temperaturen ble målt på 0,5, 1,5, 3,5, 6, 8, 12, 16, 30 og 105 meters dyp.

Resultatene er vist i figur 7.2.2 og i tabell 7.2.1 bakerst i rapporten. På figuren er målepunktene markert med et punkt og linjer er trukket gjennom punkter med samme temperatur for hver annen hele grad. Der disse linjene ligger tett er det store temperaturforskjeller. Vertikale linjer viser at innsjøen hadde samme temperatur gjennom hele vannmassen på denne tida.

Temperaturgangen ved de tre stasjonene viser noe forskjellig mønster da vannet til en viss grad varmes opp på sin vei gjennom innsjøen, og også fordi det er forskjellig påvirkning fra strømmer og indre bølger. Dette blir grundigere behandlet i kapitel 5. Av figur 7.2.2 går det fram at det foregikk en kraftig oppvarming i slutten av mai og begynnelsen av juni med dannelse av varmt overflatesjikt. Utviklingen av termoklin foregikk litt forskjellig på de tre stasjonene. Det understrekes at en mengde detaljer ikke kommer med i dette bildet på grunn av det lange prøvetakingsintervallet (ca. 3 uker). Dette er forsøkt rettet på ved å plassere automatisk registrerende temperaturfølere på forskjellige steder i innsjøen i juni og juli. Resultatet av disse målingene er tegnet i figur 5, og viser tydelig hvor ustabile temperaturforholdene er i de øvre vannmasser om sommeren. Figuren blir grundigere diskutert i kapitel 5.

Høyeste temperaturer ble målt i august til henholdsvis 18,7, 17,2 og 17,7 °C på 0,5 meters dyp på stasjonene 1, 2 og 3. Full høstsirkulasjon fant sted i november på alle stasjoner.

Figur 7.2.2. Temperaturmålinger i Randsfjorden 1978.



7.3 Lyssvekking og vannets farge

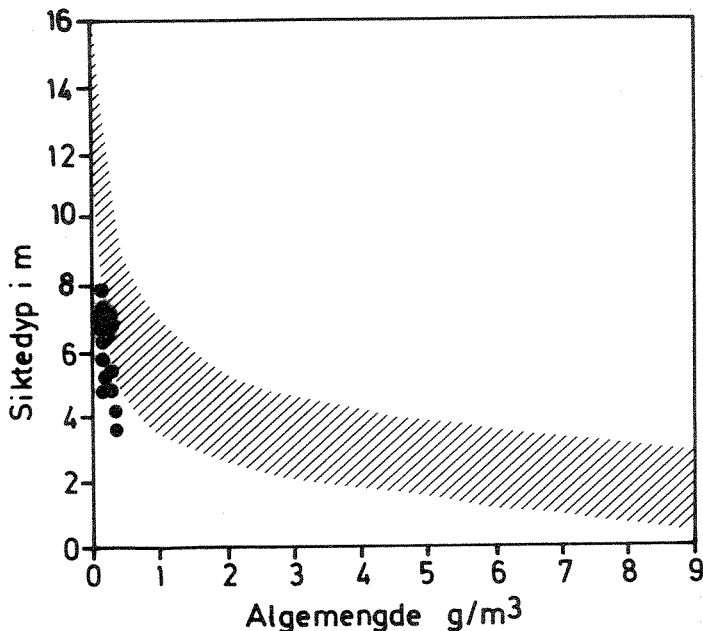
7.3.1 Siktedyp

Innsjøers siktedyp er et mål for vannets innhold av partikler (leire, dødt organisk materiale, alger o.l.) og fargestoffer (algepigmenter, humus-stoffer o.l.). Siktedypet måles ved å senke en hvit skive nedover i vannet til det dypet der den ikke kan ses mer fra overflaten.

Siktedypet på de tre hovedstasjonene er vist i figur 7.3.1 sammen med klorofyllkonsentrasjonen i en blandprøve mellom 0 og 10 meters dyp. Som ventet er det en viss sammenheng mellom algemengden (målt som klorofyll) og siktedypet. Dette er særlig klart på stasjonene 1 og 2. På stasjon 3 påvirkes siktedypet mer av tilførselene fra Dokka. Maksimalt siktedyp, 9,5 m ble målt på stasjon 3 ved avtakende vannføring i Dokka. Minste siktedyp ble målt på stasjon 3 den 6. juni, like etter at vårflommen kulminerte.

Selv om det er en sammenheng mellom siktedyp og algemengden i Randsfjorden, er siktedypet relativt lite i forhold til de beskjedne algemengder som finnes. Holtan og medarbeidere (1979) har plottet disse to parametrene mot hverandre for Mjøsa og kommet fram til at punktene legger seg langs en eksponentialfunksjon. Denne figuren har bl.a. vært brukt til å fastlegge ønskede grenseverdier (minimum) for siktedyp i Mjøsa. I figur 7.3.2 er de målte verdiene fra stasjonene 1 og 2 i Randsfjorden lagt inn blant dataene fra Mjøsa. Figuren antyder at siktedypet i Randsfjorden er mindre enn i Mjøsa ved samme konsentrasjon av planteplankton. Årsaken til dette er trolig større egenfarge (humus) i vannet i Randsfjorden. I Randsfjordens hovedmasser er egenfargen målt til 15-40 mg Pt/l, mens tilsvarende for Mjøsa bare er 10-20 mg Pt/l. Dette kvalifiserer Randsfjorden til gruppa "middels humuspåvirkede innsjøer" etter klassisk typologi, mens Mjøsa er "lite humuspåvirket". Dette har konsekvenser for hvor langt nedover i vannet det er tilstrekkelig mye lys for planteplankton ("det produktive sjiktet i innsjøen").

Figur 7.3.2. Sammenhengen mellom siktedyp og algekonsentrasjon i sentrale og sørlige deler av Mjøsa (skravert felt) og Randsfjorden (punkter).



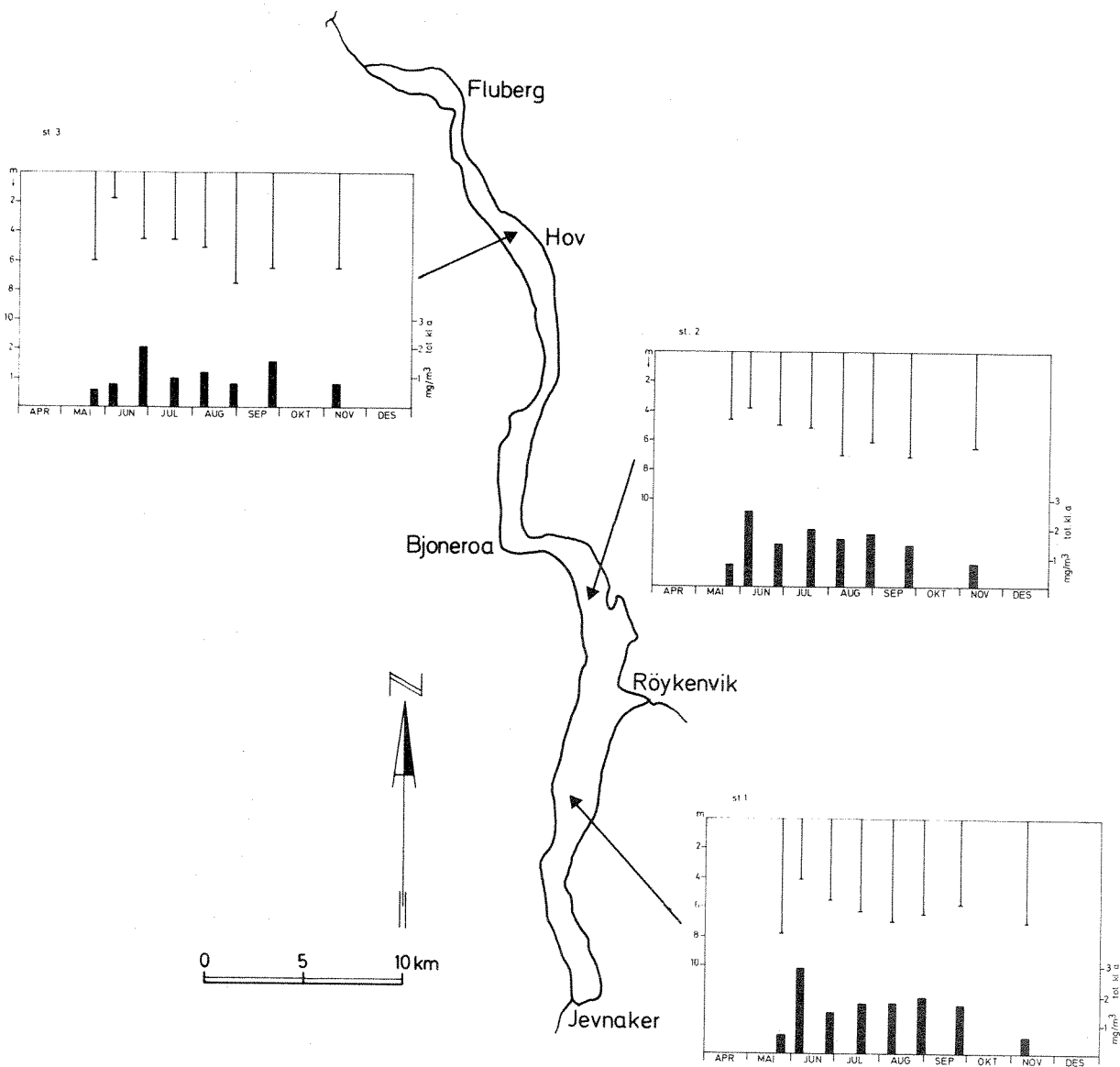
7.3.2 Vannets farge

At fargede humusstoffer fra skog og myr er av betydning i Randsfjorden kommer også fram når en betrakter vannets farge mot den hvite siktedypskiva (tabell 7.3.1). Skiva holdes på et dyp tilsvarende halve siktedypet når vannets farge vurderes subjektivt mot en standardisert fargeskala. Et markert brungult fargestikk, særlig nord i Randsfjorden, viser at vannet farges av humusstoffer. Lengre sør avtar denne påvirkningen og fargen på stasjon 1 ble ved de fleste observasjoner i 1978 vurdert til å være "grønlig gul". Dette markerer at humusfargen avtar mot sør, og at planteplanktonet bidrar sterkere enn humus i søndre deler av innsjøen.

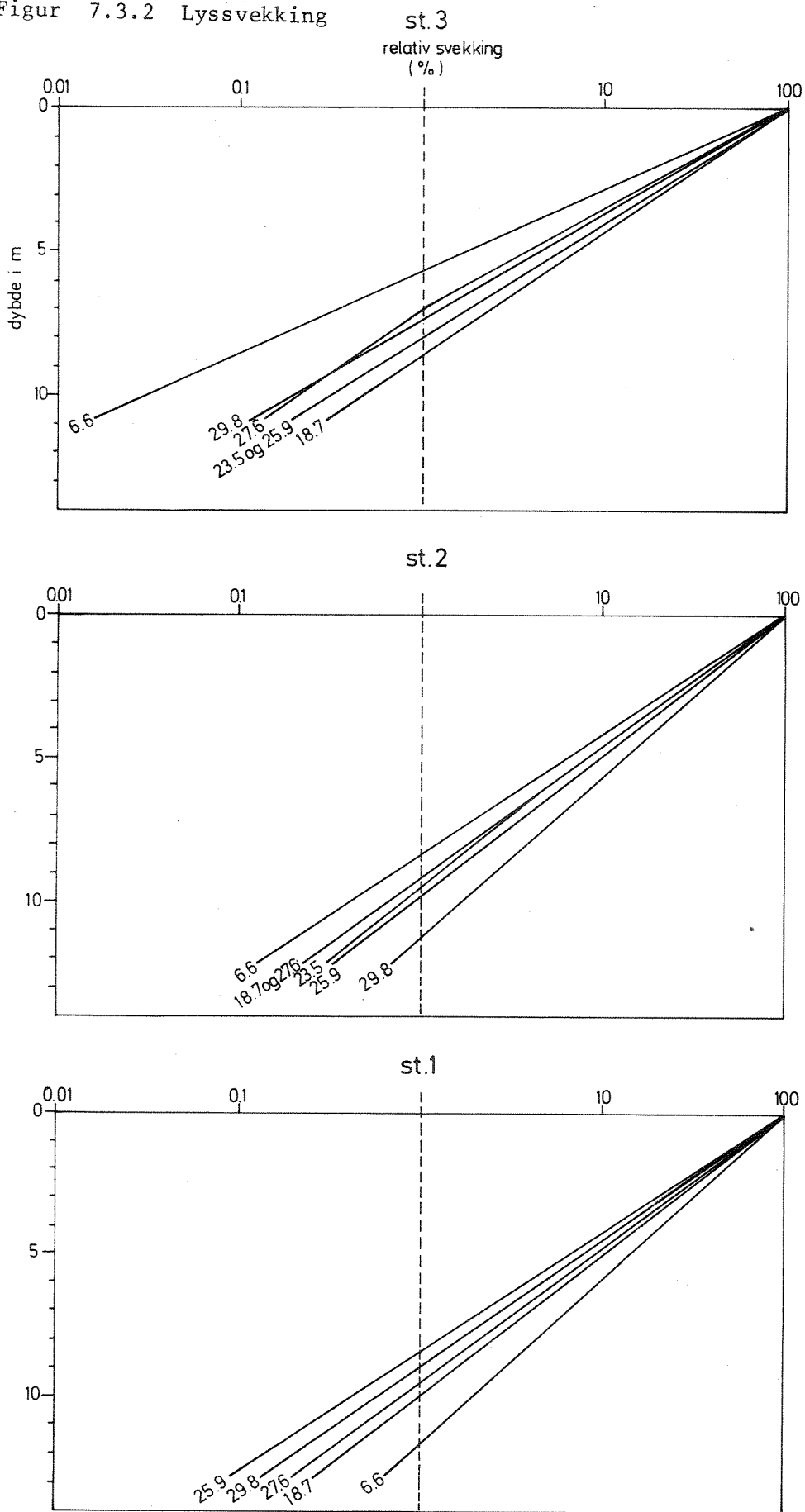
7.3.3 Lyssvekking

En mer direkte metode å måle lyssvekking enn siktedyp er å senke følsomme lysmålere nedover i vannet og lese av lysintensiteten på forskjellige dyp (detaljert metodikk i vedlegg). Normalt svekkes lyset eksponensielt i vann og svekkingskurvene danner derfor rette linjer hvis lysintensiteten plottes i logaritmisk skala. Slike relative svekkingskurver (der 100 %

Figur 7.3.1. Målte verdier for siktedyp (øverst) og klorofyllkonsentrasjon (nederst) ved de tre stasjonene i 1978.



Figur 7.3.2 Lyssvekkning



angir lysintensiteten like under vannoverflaten) er vist i figur 7.3.3. Planteplankton er på samme måte som andre planter avhengig av sollys og må derfor være i de øverste vannsjikt for å vokse. Vanligvis angis nedre grense for det produktive sjiktet i innsjøer som det dypet der 1 % av overflateintensiteten er tilbake. Disse verdiene er ført opp i tabell 7.3.2 og viser betydelig forskjell i lyssvekkningen på de tre stasjonene. Gjennomgående trenger lyset dypest lengst sør i Randsfjorden, noe som viser at Etna/Dokka fører rikelig med partikler og humusstoffer til innsjøen. Dette synker til bunns og/eller brytes ned og gir klarere vann sør i Randsfjorden. Ved de to siste målingene, 28. august og 25. september, trengte lyset dypest på stasjon 2, uten at det foreløpig er en åpenbar forklaring på dette. Lysmålingene vil bli behandlet grundigere i sammenheng med planteplanktonets primærproduksjon.

Tabell 7.3.2. Dypet der 1 % av lysintensiteten i overflaten er tilbake.

St. nr.	23/5	6/6	27/6	18/7	29/8	25/9
1	12.5	11.6	9.5	10.0	8.9	8.4
2	9.5	8.3	9.2	9.2	11.3	9.7
3	8.0	5.7	7.0	8.6	7.4	8.0

7.4 Mineralsalter

Konduktivitet er et mål for vannets innhold av løste mineralsalter (ioner), særlig kalsium (Ca), magnesium (Mg), natrium (Na), kalium (K), klorid (Cl), bikarbonat (HCO_3) og sulfat (SO_4). Konduktiviteten betegnes som κ_{20} med benevning $\mu\text{S/cm}$.

Ved undersøkelsene i 1967-1968 var verdiene alltid lavere nord i innsjøen enn lengre sør, og dette ble tilskrevet forskjeller i berggrunn og løsmasser langs innsjøen. I tillegg tilføres innsjøen store mengder særlig ionefattig smeltevann fra Etna/Dokka om våren og forsommeren. Dette er grundig beskrevet i figurene 7 og 8 i rapporten fra 1970.

Selv om konduktiviteten bare ble målt i blandprøver fra 0-10 meters dyp i 1978, er en sammenlikning med eldre målinger mulig. I tabell 7.4.1 er det stilt opp målte verdier fra hovedstasjonen (st. 2) fra fire år.

Tabell 7.4.1. Konduktivitet på st. 2. Middelerdi 0-10 m.

1963		1967		1968		1978	
Dato	κ_{20}	Dato	κ_{20}	Dato	κ_{20}	Dato	κ_{20}
18/6	35.3	8/2	37.9	12/3	38.3	23/5	50.0
11/9	36.4	8/5	40.7	28/5	32.8	6/6	42.1
		30/6	36.5	4/9	35.4	27/6	36.8
		25/8	31.0			18/7	34.0
		2/11	35.9			8/8	36.0
		7/12	36.7			29/8	34.0
						25/9	35.5
						9/11	41.5

I tidligere år ble det målt betydelig lavere konduktivitetsverdier helt nord i Randsfjorden på grunn av kraftig påvirkning fra Etna/Dokka. Tilsvarende ble ikke funnet i 1978, men dette kan ha sammenheng med strømforholdene i denne delen av innsjøen under snøsmeltinga.

Kjemiske analysedata finnes i tabell 7.4.2 bak i rapporten. I tabell 7.4.3 er det stilt opp konsentrasjoner av de løste mineralsaltene under vår- og høstsituasjonen 1968 og 1978. Verdiene ligger på samme nivå som tilsvarende i f.eks. Mjøsa og Tyrifjorden. Selv om verdiene synes å være noe større i 1978, er materialet for sparsomt til å trekke klare konklusjoner med hensyn på utviklingstendenser. I Mjøsa, derimot, der undersøkelsene har pågått i mange år, og der forurensningssituasjonen er betydelig alvorligere, har Holtan (1979) påvist en svak konsentrasjonsøkning for kalium i perioden 1966-1976 som kan ha en sammenheng med jordbruksaktivitet og foredlingsindustri.

Tabell 7.4.3. Konsentrasjon av hovedkomponentene (mg/l) fra 1968 (4 meters dyp) og 1978 (0-10 meters dyp).

			Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	K ₂ O
Vår	8/5	1968	5.1	.68	.80	.49	1.3	5.5	40.2
	23/5	1978	7.5	.78	1.35	.90	1.5	5.2	50.0
Høst	1/11	1968	4.3	.66	.95	.50	1.3	3.5	35.8
	9/11	1978	6.5	.80	1.05	.51	1.4	6.1	41.5

I internasjonal sammenheng har våre store innsjøer lavt innhold av mineral-salter. Derfor er våre innsjøer også særlig sårbare for ytre påvirkninger.

7.5 Oksygen

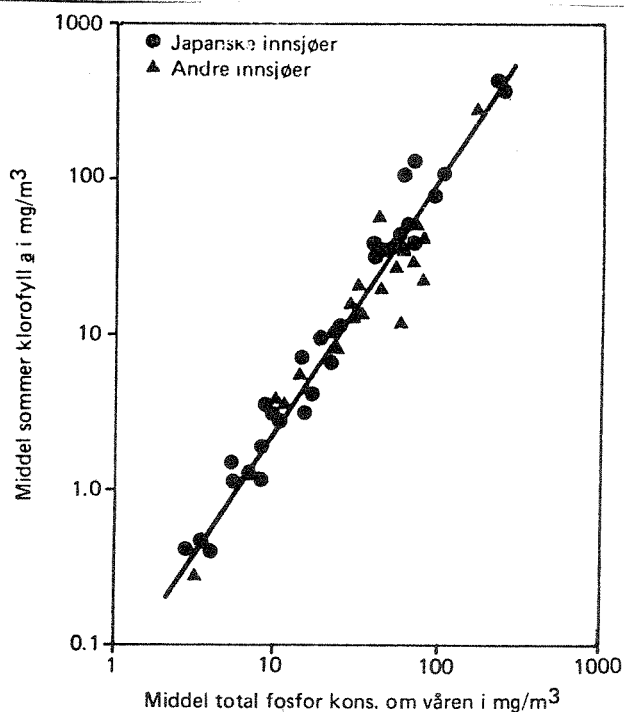
Oksygenkonsentrasjonen i vann er avhengig av oppløsning fra atmosfæren, plan-tenes produksjon og respirasjon hos alle levende organismer samt nedbrytning av organisk materiale. Dersom oksygenkonsentrasjonen i vannet er i likevekt med oksygenet sier vi at oksygenmetningen er 100 % ved en gitt tempera-tur. Ved å vurdere oksygenmetningen kan en derfor få informasjon om oksygenproduserende og -forbrukende prosesser i vannet. Normalt opptrer overmetning (mer enn 100 %) bare ved kraftig algeproduksjon, mens undermetning kan tyde på nedbrytning av organisk materiale (plante- og dyre-rester).

I 1978 ble det ikke målt overmetning av betydning på noen av stasjonene. Oksygenmetningen i overflaten (0,5 meters dyp) var oftest mellom 90-100 %, mens bunnvannets metning lå omlag 10 % lavere. Tilførslene av organiske stoffer fra omgivelsene (særlig humus) fører til et visst oksygenforbruk nedover i vannmassene, men dette gir foreløpig ingen skadevirkninger, da oksygenmetninger på 105 meters dyp på alle tre stasjoner alltid er høyere enn 70 %.

7.6 Næringsstoffer

7.6.1 Fosfor (P)

Fosfor er normalt det stoffet som begrenser algenes vekst i innsjøer. Økende fosforkonsentrasjon gir normalt økende maksimale algekonsentrasjoner i vekstsesongen. Dette er vist i figur 7.6.1, der verdier fra en rekke innsjøer fra forskjellige deler av verden er plottet inn.



Figur 7.6.1. Sammenhengen mellom fosforkonsentrasjonen om våren og midlere algekonsentrasjon fra innsjøer fra forskjellige deler av verden (fra Holtan 1979 etter Dillon 1974).

Dessverre er fosforkonsentrasjoner i store norske innsjøer vanligvis så små (ofte mindre enn 10 mg P/m³) at rutineanalysen er beheftet med en viss usikkerhet. Tidligere var analysemetoden enda mer unøyaktig, slik at sammenlikning med eldre resultater kan være misvisende. Derfor er det av stor betydning å kunne sammenlikne målte verdier i norske innsjøer der også andre aktuelle parametre blir målt. Dette er gjennomført i 1978 av cand.real. Sigurd Rognerud og cand.real. Dag Berge ved Telemark Distrikthøgskole i Bø i samarbeid med NIVA i et antall østnorske innsjøer, bl.a.

Randsfjorden. Prøvetaking og analyser ble foretatt under gode forhold, slik at verdiene er særlig nyttige for sammenlikning. Det fullstendige materialet er ikke publisert ennå, men dataene fra Randsfjorden er vist i tabell 7.6.1.

Til tross for at middelveiene av fosforkonsentrasjonene er lave i Randsfjorden (5,0-8,3 mg/m³) ligger de i et konsentrasjonsområde der en liten økning kan gi betydelige utslag i algemengdene. Dette er vist sterkt forenklet i figur 8.1.1 i kapitlet om planteplankton.

Måleresultatene fra NIVAs undersøkelse er vist i tabell 7.4.2 bakerst i rapporten.

Tabell 7.6.1 Regionale fosformålinger i Randsfjorden 1978.

(Data fra S. Rognerud og D. Berge, Telemark Distriktshøgskole).
Resultatene er middelvei av to prøver og er angitt i mg/m³.
Prøver fra øvre vannlag (epilimnion) og dypvannet (hypolimnion).

		23/5		14/6		20/7		23/8		25/10	
		epi.	epi.	hypo.	epi.	hypo.	epi.	hypo.	epi.	hypo.	
Hov	(6)	6,2	6,5	7,2	5,9	7,0	-	6,7	5,6	4,4	
Kleivodden	(5)	5,6	-	-	-	-	-	-	-	-	
Tangen	(4)	6,5	9,1	5,7	8,9	11,0	-	7,8	4,6	7,0	
Nes	(3)	6,2	6,5	7,4	6,8	7,0	-	4,7	5,1	6,0	
Haug	(2)	6,0	7,5	6,3	9,5	9,6	-	5,5	4,9	5,6	
Jevnaker	(1)	5,6	6,5	6,6	7,9	6,9	-	6,8	5,2	5,3	
Middelvei		6,0	7,2	6,6	7,8	8,3	-	6,3	5,0	5,7	

7.6.2 Nitrogen (N)

Det ser ut til at nitratverdiene ($\text{NO}_3\text{-N}$) var noe høyere ved st. 2 i 1978 enn ved tidligere målinger (tabell 7.6.2). Dette gjelder også st. 3 og der har det sammenheng med at stasjonen ligger noe lengre sør enn ved undersøkelsene i 1978 enn tidligere og at påvirkningen fra Dokka derfor er noe mindre. Målte nitratkonsentrasjoner i Dokka lå lavere enn 100 mg/m^3 fra slutten av mai til slutten av oktober 1978, slik at tilførselene i nord neppe har endret seg særlig mye. Derimot kan økte tilførsler, særlig fra landbruket, ha innvirkning på konsentrasjonen lengre sør i innsjøen. Det ble ikke registrert nitratforbruk av betydning i øvre vannmasser om sommeren, noe som indikerer beskjeden algevekst.

Tabell 7.6.2. Målte verdier av løst nitrogen (som nitrat, $\text{NO}_3\text{-N}$ i øvre vannmasser ved st. 2 i 1967, 1968 (4 m) og 1978 (0-10 m).

1967		1968		1978	
Dato	mg/m^3	Dato	mg/m^3	Dato	mg/m^3
8/2	182	12/3	230	23/5	390
8/5	250	28/5	200	6/6	335
25/8	139	4/9	150	27/6	310
2/11	196			18/7	260
7/12	190			8/8	260
				29/8	265
				25/9	340
				9/11	365

7.6.3 Silikat (SiO₂)

Kiselalgene (diatomeene) som normalt utgjør en betydelig del av planktonet i store, middels næringsrike innsjøer, har et skall som hovedsakelig består av kisel (kvarts). Ved kraftig vekst av kiselalgenes avtar derfor silikatkonsentrasjonene utover våren og sommeren. Dette har ikke vært registrert i Randsfjorden. I Mjøsa har derimot silikatkonsentrasjonen hatt kraftig nedgang i kiselalgenes vekstsesong, og Holtan og medarbeidere (1979) har antydnet at dette kan være en årsak til at blågrønnalgene har hatt en konkurransemessig fordel. Utgangskonsentrasjonen tidlig om våren er i tillegg betydelig lavere i Mjøsa (ca. 1,7 mg SiO₂/l) enn i Randsfjorden (ca. 3,5 mg SiO₂/l), slik at dette ikke er et aktuelt fenomen i Randsfjorden ved dagens forhold.

Målte verdier for silikat i øvre vannmasser i 1967, 1968 og 1978 er vist i tabell 7.6.3.

Tabell 7.6.3. Målte verdier av "relativt silikat" (mg SiO₂/l) i øvre vannmasser ves st. 2 i 1967, 1968 (4 m) og 1978 (0-10 m).

1967		1968		1978	
Dato	mg/l	Dato	mg/l	Dato	mg/l
8/5	3,3	12/3	3,4	23/5	3,9
25/8	3,1	28/5	3,5	6/6	3,2
2/11	3,4	4/9	3,2	27/6	3,4
7/12	3,3			18/7	2,7
				8/8	2,8
				29/8	3,0
				25/9	3,0
				9/11	3,1

8. Planteplankton

8.1 Generelt om planteplankton

Planteplanktonet i innsjøer består av små, frittlevende alger som reagerer raskt på de fleste miljøendringer. Forandringer i tilført mengde næringsstoffer, f.eks. biologisk tilgjengelig fosfor, vil gi endringer i planktonsamfunnet før forskjellene kan registreres med dagens kjemiske analysemetodikk. Endringer i planteplanktonets sammensetning og mengde gjennom året gir derfor god informasjon om innsjøens tilstand og eventuelle utvikling. Sammenhengen mellom vannets fosforkonsentrasjon og algekonsentrasjon er vist i figurene 8.1.1. og 7.6.1. Førstnevnte figur viser sammenhengen i grove trekk og må ses på som en generell, forenklet fremstilling. Store, dype næringsfattige (oligotrofe) innsjøer vil foruten relativt mye gulalger (Chrysophyceae) også gjerne inneholde en god del cryptomonader (Cryptophyceae) foruten fureflagellater (Dinophyceae). En del kiselalger (Bacillariophyceae) kan også forekomme. Artsantallet vil være relativt stort, med stor diversitet (dvs. at ingen art dominerer spesielt med hensyn til individantall). Maksimalt algevolum vil i vekstsesongen vanligvis være mindre enn $1000 \text{ mm}^3/\text{m}^3$. Etter hvert som konsentrasjonen av næringsstoffer øker vil algesamfunnet utvikles i mer "mesotrof" retning. Dette innebærer at kiselalgene vil bli relativt mer dominerende mens mengden av gulalger og dels Cryptomonader reduseres. Ved ytterligere eutrofiering vil algevolumet øke til $2-3000 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ eller mer. I slike innsjøer vil gjerne en eller noen få arter dominere (liten diversitet), i første rekke enkelte arter av kiselalger, men ved økende eutrofiering kan også blågrønnalger (Cyanophyceae) opptre i så store mengder at vannkvaliteten forringes merkbart. Foruten det ovenfor nevnte utviklingsmønster vil eutrofiering i store innsjøer (f.eks. Mjøsa) gjerne resultere i en relativt rask skifting i artsammensetning utover i vekstsesongen, dvs. forskjellige arter vil dominere til ulike tider.

8.2. Planteplanktonet i Randsfjorden 1978

Variasjoner i planteplanktonets totalvolum og sammensetning for tre stasjoner i Randsfjorden er vist i figur 8.2.1. Totalvolumet (gjennom året) varierte fra ca. $50-400 \text{ mm}^3/\text{m}^3$, og lå i området som er typisk for nærings-

fattige og lite påvirkede innsjøer. Algevolumet var markert mindre på st. 3 enn på de øvrige stasjonene, antakelig som følge av fortykning med vann fra Dokka.

På volumbasis var gulalger og cryptomonader de to dominerende algegruppene (figur 8.2.1). I juni-juli utgjorde gulalgene 50-70 % av totalvolumet. Senere i vekstsesongen avtok gulalgene mens cryptomonadenes andel økte sterkt. I oktober dominerte på nytt gulalgene. Med unntak av den 23. mai, hvor kiselalgene utgjorde 30-50 % (totalvolumet var da bare ca. $50 \text{ mm}^3/\text{m}^3$), representerte kiselalgene og fureflagellatene en relativt beskjeden andel av totalvolumet. Også andre algegrupper ble registrert, men var av liten betydning i relasjon til totalvolumet på planktonalger.

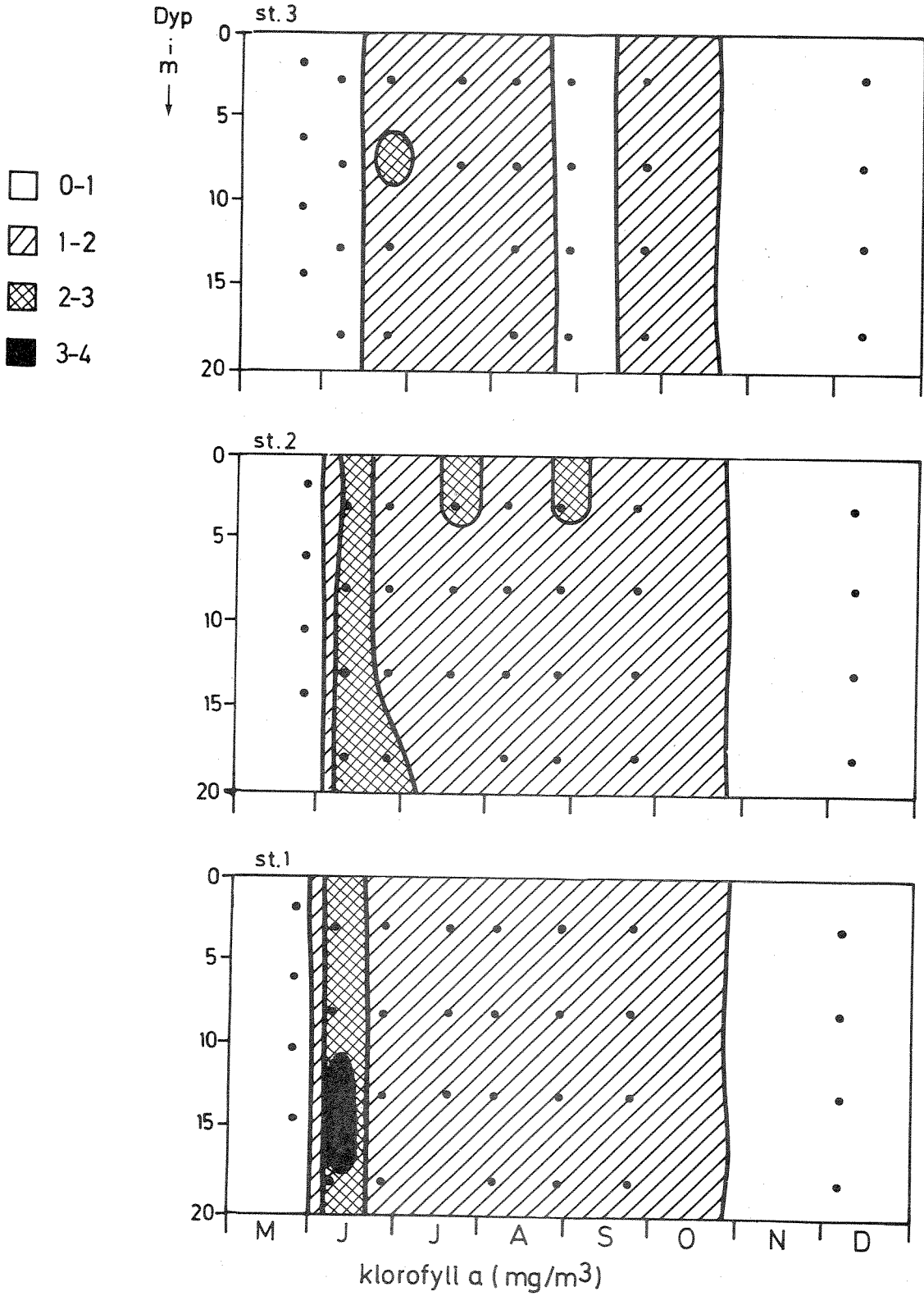
En sammenlikning med tidligere undersøkelser (Rognerud 1975) viser ingen vesentlige endringer av planteplanktonsamfunnet fra 1973 til 1978, se figur 8.2.1 (nederst). Prøvene i 1973 ble tatt nærmere utløpet enn i 1978 og sammenlikning bør derfor gjøres med en viss forsiktighet.

Klorofyll er et grønt fargestoff som finnes i alle grønne planter. I innsjøer kan derfor klorofyllkonsentrasjonen brukes som et mål for konsentrasjonen av planteplankton. I figur 8.2.1 og 8.2.2 er kloryfyllverdiene ført opp for alle tre stasjonene. Figuren viser at verdiene stort sett lå mellom 1 og 2 mg Chl_a/m³ på alle stasjoner i vekstsesongen. Bare enkelte ganger på stasjon 1 og stasjon 2 kom klorofyllkonsentrasjonen opp mot 3 mg Chl_a/m³. Klorofyllresultatene støtter opp om analyseresultatene av de kvantitative planteplanktonprøvene og viser Randsfjordens næringsfattige (oligotrofe) karakter.

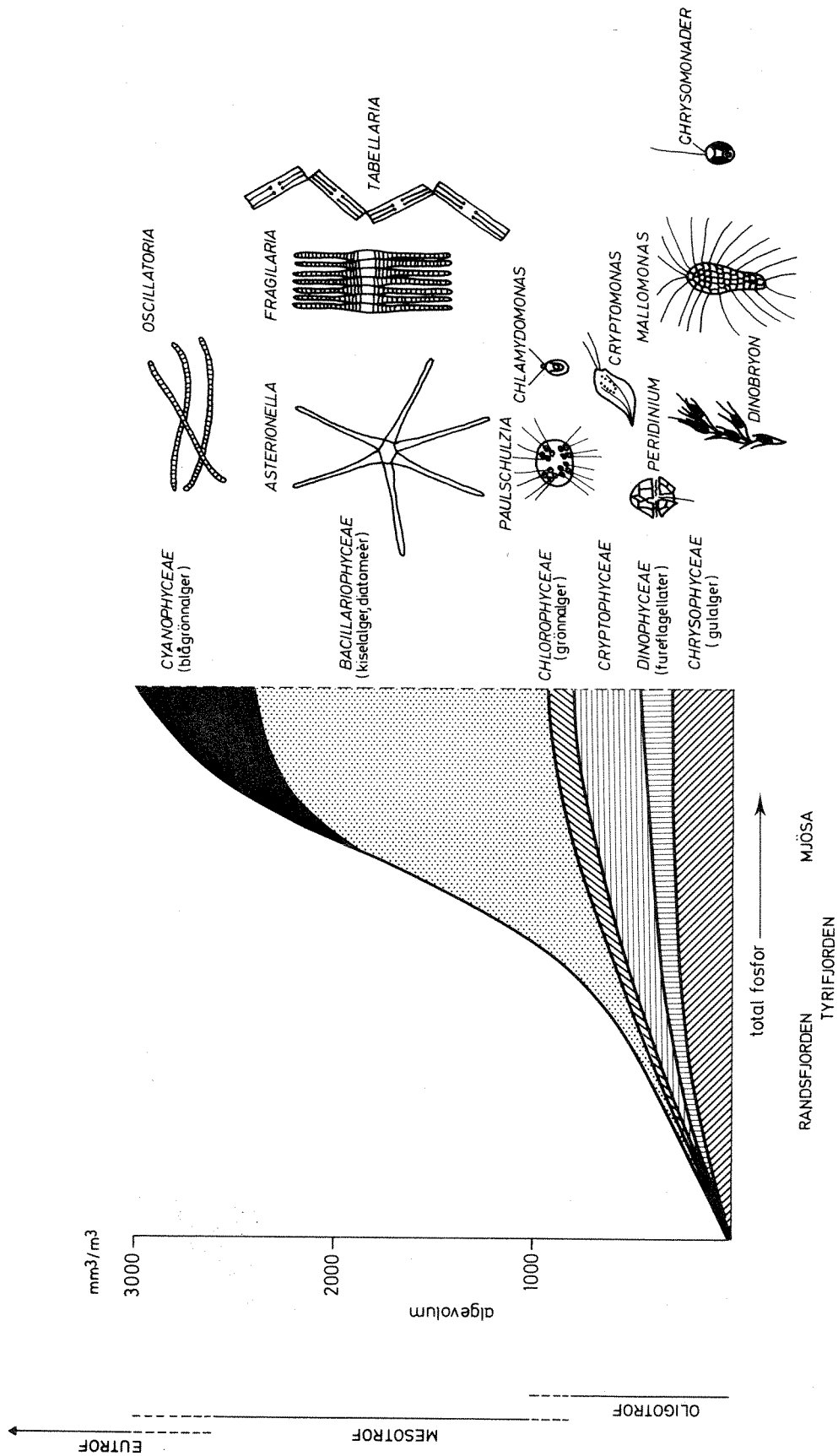
Noe av hensikten med disse målingene var også å undersøke om algene kunne konsentrere seg i visse sjikt i innsjøen, men dette så ikke ut til å være tilfelle i 1978.

I begynnelsen av august 1978 ble det på overflaten i de nordre deler av innsjøen observert en sammenhengende bred stripe av alger overtrukket med et svart belegg. Dette vakte betydelig oppmerksomhet og prøver ble oversendt NIVA for vurdering. Algen viste seg å være blågrønnalgen *Anabaena flos-aquae*. Den kan konsentreres på overflaten under gunstige værforhold. Derfor virker det som om det er mye av den, selv om den knapt registreres nedover i vannmassene.

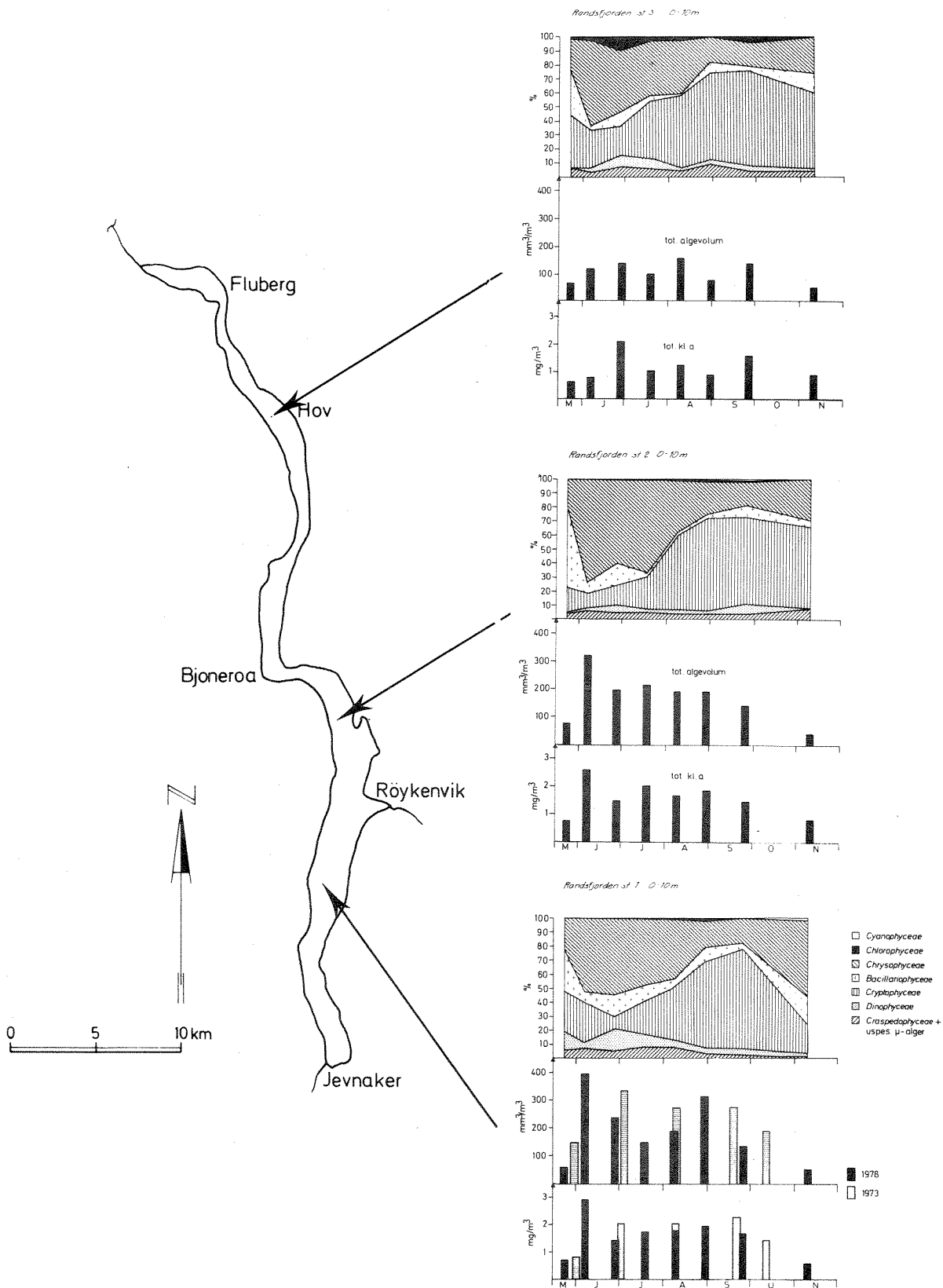
Figur 8.2.2. Klorofyllkonsentrasjon mellom 0 og 20 meters dyp på stasjon 1, 2 og 3 (mg/m^3).



Figur 8.1.1. Sterkt forenklet, skjematisk framstilling av utviklingen i planktonalgensammensetningen med økende fosforinnhold i vannmassene. Figuren er basert på forholdene under den maksimale vekst i juni-september.



Figur 8.2.1. Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplankton i 1978, basert på blandprøver fra 0-10 m dyp (for stasjon 1 er resultater fra 1973 tatt med til sammenligning).



Fenomenet har forekommet i flere innsjøer, bl.a. Krøderen, denne sommeren, og kan ikke betraktes som et utslag av økt forurensning.

Figur 3 i diskusjonskapitlet viser totalt algevolum for Randsfjorden, Tyrifjorden og Mjøsa i vekstsesongen 1978. Resultatene viser klart Randsfjordens næringsfattige, og ennå relativt upåvirkede tilstand sammenliknet med de andre sjøene.

8.3 Primærproduksjon

Planteplanktonets primærproduksjon er et mål for algenes veksthastighet i motsetning til algekonsentrasjonen som er omtalt foran. Beregning og bearbeiding av disse dataene er dessverre ikke blitt ferdig til denne første årsrapporten.

9. Dyreplankton

9.1 Generelt om dyreplankton

Dyreplankton (zooplankton) er små dyr som lever i de fri vannmassene i innsjøer og som i stor grad er prisgitt strømmen i vannet for bevegelse over større avstander, i motsetning til f.eks. fisk. Mange arter har imidlertid evnen til å utføre raske bevegelser for å skaffe seg mat eller unnsnippe fiender og flere arter foretar ganske lange og markerte døgnvandringene vertikalt gjennom vannmassene.

Dyreplanktonet er å finne først og fremst innenfor de fire hovedgruppene vannlopper (Cladocera), hoppekreps (Copepoda), hjuldyr (Rotatoria) og encellede dyr (Protozoa). De to førstnevnte gruppene hører begge til klassen krepsdyr (Crustacea).

Størrelsen på ett individ ligger gjerne i området 0,1-3 mm; noen krepsdyr er større, og de fleste encellede dyr er enda mindre.

Ved denne undersøkelsen har en konsentrert seg om gruppen krepsdyr. Dette er gjort både av praktiske og tidsmessige grunner, og fordi en antar at det er disse dyrene som er av størst betydning for omsetningen av organisk materiale og næringssalter i en innsjø som Randsfjorden. De fleste formene av hjuldyr er dessuten bestemt til slekt, og mengden av disse er grovt anslått (forekommer, vanlig forekommende, rikelig osv.).

Planktoniske alger, bakterier og dødt organisk materiale tjener som føde for dyreplanktonet. Det finnes dessuten rovformer som lever av det dyreplanktonet de får tak i. Eksempler på slike arter er vannloppene *Leptodora kindti* og *Bythotrephes longimanus*. Disse opptrer i langt mindre antall enn planteeterne. Arter av slektene *Daphnia* og *Bosmina* regnes blant de mest effektive planteeterne. Disse betegnes gjerne filtratorer, idet de ved hurtige, vedvarende bevegelser med antenner og bein forårsaker mikrovannstrømmer langs kroppen og på den måten kan fange opp store mengder planktonalger.

Dyreplankton tjener som næring for flere av våre viktigste ferskvannsfisker. Som eksempler kan nevnes sik og røye. Store og lett synlige

former synes spesielt å være attraktiv fiskeføde. Ved kraftig beiting (predasjon) fra planktonspisende fisk vil derfor noen dyreplanktonarter klare seg bedre enn andre. Det skjer en forskyvning mot arter som tåler fiskepredasjon bedre på grunn av størrelse og/eller utseende.

Sammensetningen av dyreplanktonet er ellers bestemt av faktorer som temperatur- og strømningsforhold, høyde over havet, geografisk beliggenhet, kjemisk vannkvalitet, mengde og kvalitet av tilgjengelig næring og konkurranse mellom artene. Det gjenstår imidlertid betydelig forskningsinnsats før man fullt ut forstår ulikheter i dyreplanktonforekomster i våre innsjøer.

9.2 Artssammensetning og utvikling

9.2.1 Hjuldyrplankton (Rotatoria)

I alt ble det funnet syv hjuldyrarter/slekter i håvtrekkene, nemlig *Kellicottia longispina*, *Asplanchna* spp., *Conochilus* spp., *Synchaeta* spp., *Ploesoma hudsoni*, *Keratella* spp. og *Polyarthra* spp.

Som det går fram av tabellene 9.2.1, 3 og 5 var det hovedsakelig *K. longispina*, *Asplanchna* spp. og *Conochilus* spp. som dominerte ved samtlige prøvetakingstilfeller. Selv om hjuldyrplanktonmaterialet er "tynt" indikerer dette oligotrofe forhold.

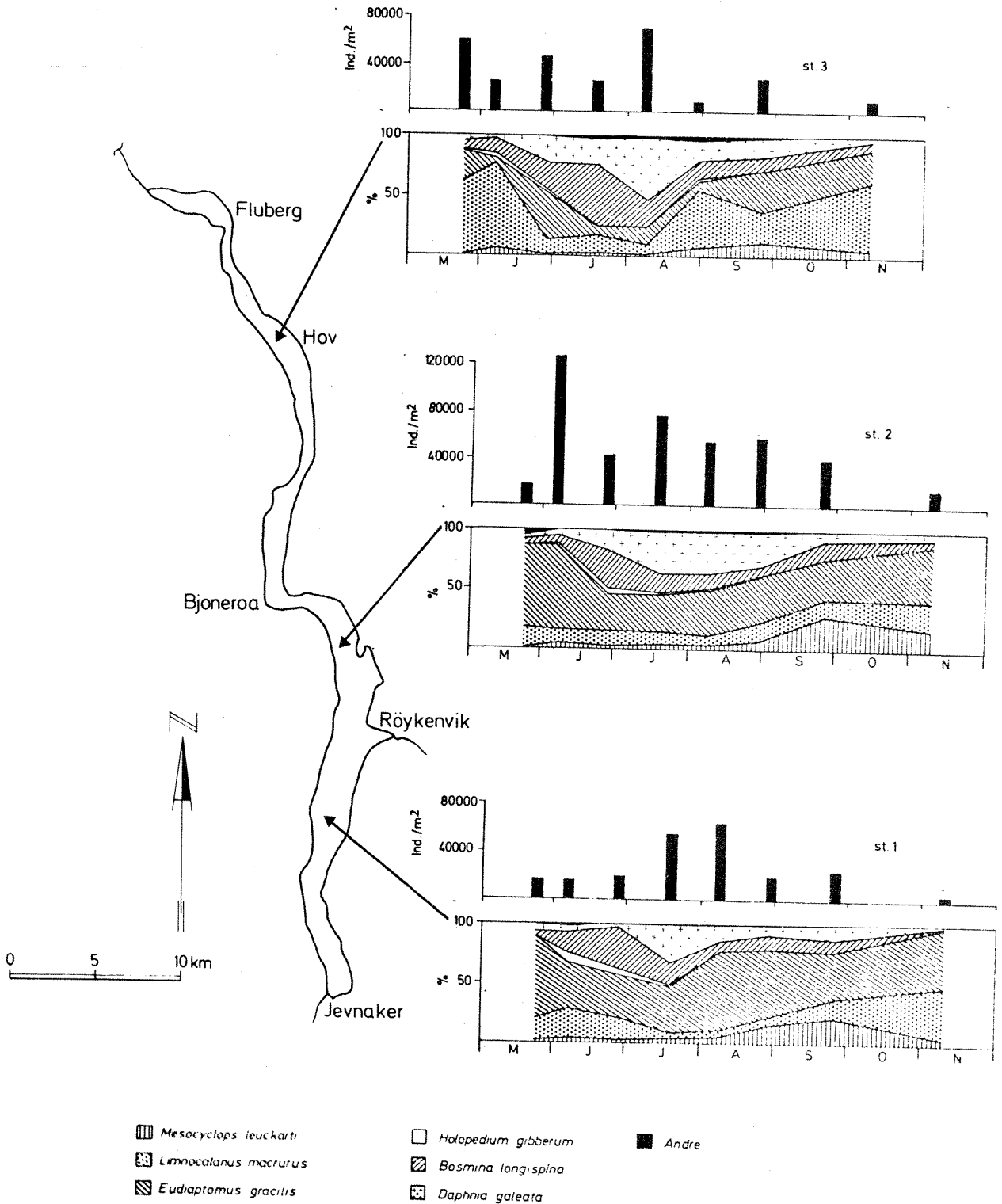
9.2.2 Krepsdyrplankton (Crustacea)

Det ble funnet i alt 12 arter av krepsdyr ved denne undersøkelsen i Randsfjorden (se vedlegg 9). Av disse var bare omlag halvparten av betydning med hensyn til antall individer.

Av figur 9.2.1 går det fram at det totale antall individer stort sett lå i underkant av 80.000 pr. m² innsjøoverflate ved alle prøvetakings-tilfellene. Det ligger en viss usikkerhet både i metoden med vertikale håvtrekk og i det forholdet at enkelte arter kan ha størst individtetthet på større dyp enn 50 m til visse tider av året. Dette gjelder særlig *Limnocalanus macrurus*. Likevel er dette totalt sett nokså små mengder krepsdyrplankton, men i samsvar med forholdene i andre store innsjøer i Østlandsområdet som er lite påvirket. Det er imidlertid betydelig mindre mengder enn i mer påvirkede og produktive innsjøer som f.eks. Mjøsa og Tyrifjorden. Noen tall fra disse to innsjøene kan nevnes til sammenlikning (NIVA 1979).

Mjøsa	: 31/8-72, tot. krepsdyrplankton, 0-50 m	
	Schinderfelle:	285.850
Mjøsa	: 13/9-73, tot. krepsdyrplankton, 0-50 m	
	Schinderfelle:	386.280
Tyrifjorden	: 24/8-72, tot. krepsdyrplankton, 0-50 m	
	Clark-Bumpus (Langeland 1972):	227.901
Tyrifjorden	: 28/9-71, tot. krepsdyrplankton, 0-50 m	
	Clark-Bumpus (Langeland 1972):	262.787

Figur 9.2.1. Krepssdyrplankton i Randsfjorden 1978. Totalt antall individer under 1 m² overflate (0-50 m) og prosentvis fordeling av dominerende arter.



Heterocope appendiculata (ca. 2,2 mm). Til forskjell fra *L. macrurus* er dette en utpreget varmtvannsform som finnes i innsjøens varmere overflatesjikt om sommeren. Arten overvintrer som hvileegg. Den lever både av planter og dyr, og har som regel stor betydning som fiskeføde når den forekommer i større antall. Den synes imidlertid å tåle fiskepredasjon betydelig bedre enn sine større artsfrender som ofte blir helt nedbeitet allerede ved moderat forekomst av planktonspisende fiskeslag. *H. appendiculata* forekommer bare i små mengder i Randsfjorden, noe som kan indikere betydelig fiskepredasjon.

Eudiaptomus gracilis (ca. 1,5 mm). Arten er planteplanktonspiser og utgjør et dominerende innslag i krepsdyrsamfunnet i Randsfjorden i likhet med mange andre innsjøer i Østlandsområdet. Den finnes i hovedsak i lavereliggende strøk. I høyereliggende områder erstattes den som regel av arten *Arctodiaptomus laticeps* (Sars). *E. gracilis* har sin formering i sommerhalvåret, og den overvintrer i hovedsak som voksne individer. Arten utgjør viktig føde for fisk spesielt i vinterhalvåret.

Mesocyclops leuckarti (ca. 1,3 mm). Arten er i likhet med *H. appendiculata* en typisk sommerform som fremfor alt finnes i de øvre og varmere vannlagene. Den overvintrer som larvestadium (copepodit) i sedimentene. Større copepoditer og voksne individer lever som rovdyr. På grunn av at den er såpass liten, er arten ikke utsatt for særlig sterk fiskepredasjon. *M. leuckarti* er foruten i Randsfjorden blitt observert å være dominerende art blant de cyclopoide hoppekrepse i et stort antall norske vann, og synes å ha stor utbredelse.

Cyclops scutifer (ca. 1,3 mm). Denne arten har et stort utbredelsesområde og er den vanligste hoppekrepse i norske innsjøer. I Randsfjorden er bare et fåtall eksemplarer funnet. Disse stammer trolig fra omkringliggende vann og er tilfeldig blitt ført ut i Randsfjorden. I likhet med *M. leuckarti* er større copepoditer og voksne eksemplarer rovformer. Arten overvintrer dels som larvestadier (nauplier og copepoditer) i de fri vannmassene, dels i visse innsjøer som copepoditer nedgravd i sedimentene. Som regel har den ingen større betydning som dominerende fiskeføde, men unntak finnes, spesielt der forekomsten av andre bytteobjekt er dårlig, f.eks. når det gjelder lågåsild i Osensjøen (T. Sandlund pers. med.).

Leptodora kindti (ca. 8 mm). Denne arten er som tidligere nevnt et typisk rovdyr og finnes framfor alt i de øvre og varmere vannlag om sommeren. Den overvintrer som hvileegg. Arten tas gjerne av fisk, men da den sjelden forekommer i større antall, er dens betydning som næring for fisk som regel liten.

Holopedium gibberum (ca. 2,5 mm). Denne arten betraktes som en god oligotrofi-indikator. Den er planteplanktonspiser og finnes framfor alt i de øvre vannlag i sommerperioden. *H. gibberum* overvintrer i form av hvileegg. Arten har som regel stor betydning som fiskeføde og beites derfor lett ned av planktonspisende fisk. Den relativt sett sparsomme forekomsten i Randsfjorden kan være en indikasjon på nettopp dette.

Daphnia galeata (ca. 2,5 mm). Dette er en viktig og vanlig forekommende art i Østlandsområdet. Arten som er planteplanktonspiser (filtrator) utgjør som regel basisnæringen for den planktonspisende fisken, spesielt ved høysommer og om høsten, i mange av våre innsjøer. Selv om noen individer overlever vinteren som voksne i visse tilfeller, er hovedregelen at overvintringen skjer i form av hvileegg (såkalte ephippier), dvs. arten er en typisk sommerform med sin hovedsaklige utvikling på seinsommeren. En må anta at *D. galeata* står sentralt når det gjelder basisnæring for sik i Randsfjorden.

D. cristata (ca. 1,6 mm). I likhet med *D. galeata* er dette en planteplanktonspisende varmtvannsform som opptre i størst mengde på seinsommeren. På grunn av størrelsen og utseendet er ikke denne arten så utsatt for fiskepredasjon som *D. galeata*, og ved sterkt beitetrykk fra fisk kan *D. cristata* helt erstatte *D. galeata*. Det bør likevel nevnes at også andre faktorer kan påvirke en slik utvikling. Den svake forekomsten av *D. cristata* i Randsfjorden kan muligens indikere at fiskepredasjonen for øyeblikket er relativt moderat. Da den først og fremst ble funnet i nordre deler av innsjøen, kan dette gi en viss indikasjon på at predasjonstrykket fra fisken er noe større i denne delen av innsjøen. Dette kan ha sin årsak i større fiskeforekomster her til sine tider eller eventuelt mindre produksjonskapasitet hos dyreplanktonsamfunnet.

Disse forholdsvis lave tallene for Randsfjorden samsvarer med data som er samlet inn med Schinderfelle tidligere fra innsjøen (NIVA 1979). Når en tar i betraktning at det drives et omfattende fiske etter planktonspisende sik i Randsfjorden, dvs. moderat fiskepredasjon, er det nærliggende å tro at de beskjedne mengdene dyreplankton skyldes liten tilgang på plantenæring (jfr. kapitlet om planteplankton). Innsjøen må altså betegnes om lavproduktiv med hensyn til dyreplankton.

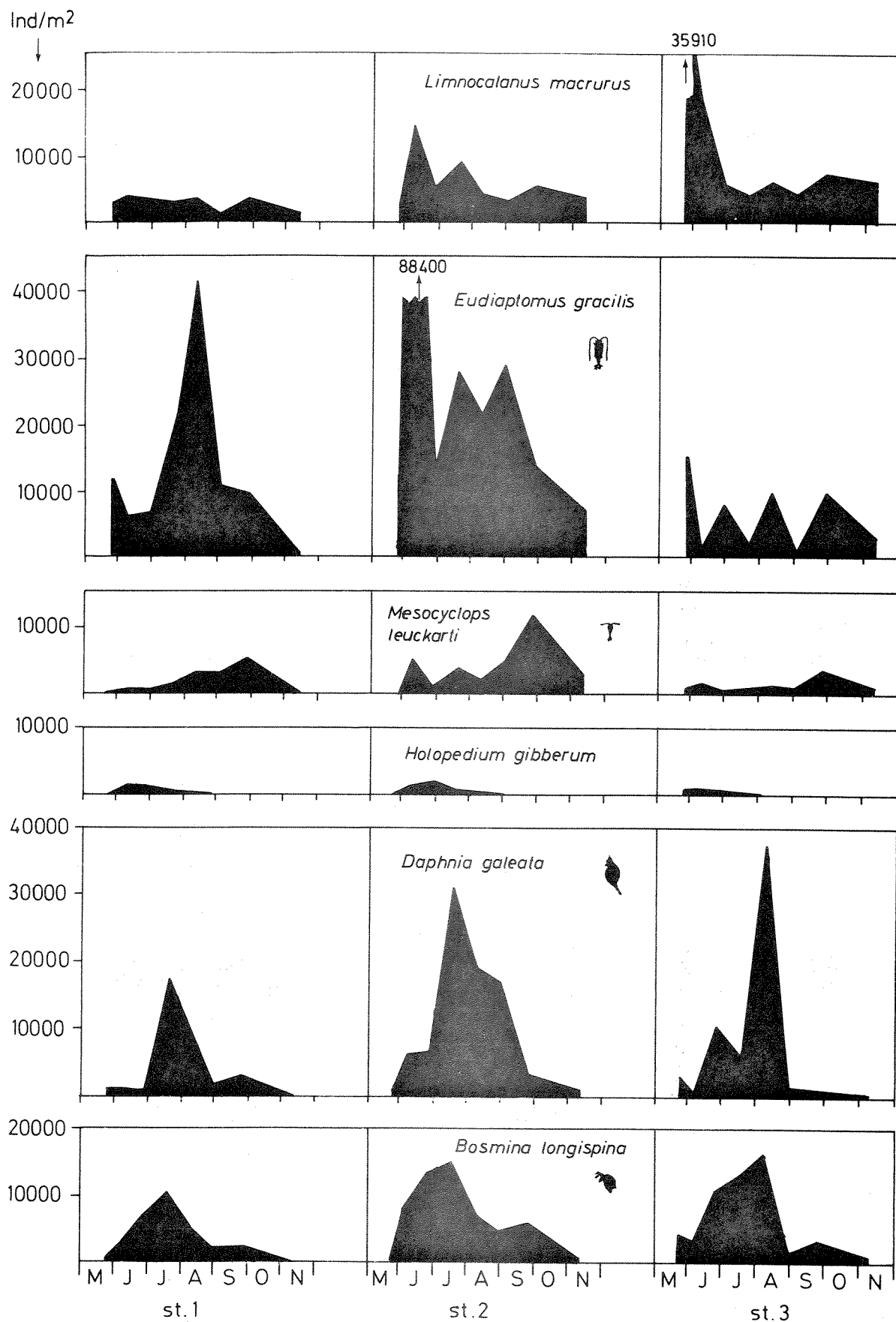
Utviklingen av dyreplanktonet gjennom sesongen med isfritt vann følger stort sett et normalt mønster for denne typen innsjøer, med et lavt antall om våren, økning til et maksimum i juli-august og nedgang igjen utover høsten. Det synes å foreligge en viss tidsforskyvning (mot sensommeren) ved stasjon 3, i innsjøens nordre del. Dette forholdet må trolig settes i forbindelse med flompåvirkning i dette området, dvs. senere oppvarming av de øvre vannlagene samt en utspylingseffekt. Den markerte forekomsten av *Limnocalanus macrurus* tyder på dette. Liknende forhold er blitt dokumentert bl.a. for Mjøsas nordlige deler (G. Kjellberg pers. med.).

Det relativt store antallet dyr som ble funnet på stasjon 2 den 6. juni er et markert unntak fra det generelle mønsteret med maksimal individtetthet i juli-august. En forklaring på dette kan være at en rent tilfeldig har truffet en sverm av dyreplankton (spesielt *Eudiaptomus gracilis*) med håven.

I hovedtrekk dominerer de calanoide hoppekrepsene *Eudiaptomus gracilis* og *Limnocalanus macrurus* om våren, ettersommeren og høsten. Midt på sommeren kommer vannlopper (cladocera) som *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina* sterkere inn, og på stasjon 3 utgjorde disse to artene til sammen over 70 % av totalt antall dyr i slutten av juli og begynnelsen av august.

Limnocalanus macrurus (ca. 2,5 mm). Arten oppholder seg om sommeren i innsjøens dypere og kaldere vannlag. Vinter, vår og høst, når overflatelaget er nedkjølt, opptrer den også i innsjøens øvre vannlag. Arten har vinterreproduksjon. Som fiskeføde har *L. macrurus* størst betydning vinter, vår og høst når fisken som regel har liten tilgang på mer lettfanget bytte som vannlopper. Arten er først og fremst planteplanktonspiser.

Figur 9.2.2. Krepserplankton i Randsfjorden 1978. Variasjoner i antall individer under 1 m² overflate (0-50 m) av de dominerende artene.



Bosmina longispina (ca. 1,5 mm). Arten er i likhet med *D. galeata* et meget vanlig innslag i krepssamfunnene i våre innsjøer. Som regel har den stor betydning som fiskeføde og er således utsatt for fiskepredasjon, men påvirkes kanskje ikke så sterkt som de større artene av *Daphnia* og hoppekreps. Den har i likhet med daphniene stor betydning for omsetningen av planteplankton. Arten lever hovedsakelig av planktonalger, men den utnytter trolig også i stor grad delvis nedbrutt organisk materiale som f.eks. dødt planktonmateriale, og da delvis via den bakterieproduksjonen dette forårsaker. Til forskjell fra f.eks. *H. appendiculata* og daphniene forekommer den ofte i noe dypere vannlag og da spesielt i sprangsjiktet der den gjerne har størst forekomst vertikalt sett. Arten har også evne til å utvikles raskere om forsommeren enn de øvrige vannloppene som er omtalt her. En viss overvintring av voksne eksemplarer skjer som oftest, men den hovedsaklige overvintringen skjer via hvileegg. I vannforekomster med spesielt sterkt predasjonstrykk fra fisk erstattes denne arten som regel av sin mindre slektning *B. longirostris*, og ved eutrofiering skjer en liknende utvikling. Hvorvidt denne overgangen fra *B. longispina* til *B. longirostris* er et utslag bare av økt fiskepredasjon eller om andre faktorer spiller inn, er ennå ikke klarlagt. Sannsynligvis dreier det seg her om en kombinasjon av flere faktorer som forsterker hverandre.

Polyphemus pediculus (ca. 1,8 mm). Dette er et rovdyr, hovedsakelig bundet til strandsonen. Ved økt eutrofiering øker som regel forekomsten av arten i de fri vannmassene. En bør imidlertid være klar over at dette også kan skje i upåvirkede, oligotrofe vannforekomster i forbindelse med vindpåvirkning. Arten er normalt utsatt for betydelig fiskepredasjon og forekomsten øker som regel ved redusert fiskepredasjon. *P. pediculus* er bare blitt funnet i ubetydelige mengder i de fri vannmassene i Randsfjorden.

Bythotrephes longimanus (hun ca. 3 mm, han ca. 2 mm). Arten er et utpreget rovdyr og opptrer i sommerhalvåret. Den finnes som regel i små mengder og er vanlig i mer oligotrofe vannforekomster. *B. longimanus* tas gjerne av fisk og er således utsatt for fiskepredasjon. Ved spesielt sterkt predasjonspress kan den forsvinne helt. Dette gjelder særlig mindre vannforekomster.

9.3 Konklusjon

Resultatene fra denne undersøkelsen av dyreplankton i Randsfjorden må stort sett betegnes som normale for denne typen innsjøer. Så vel konsentrasjonen av individer som artsammensetning er i samsvar med det man finner i næringsfattige og lite påvirkede innsjøer med et visst beite-trykk fra fisk. Noen indikasjon på eutrofiering eller andre direkte unormale forhold foreligger ikke. Materialet kan muligens gi en viss antydning om at dyreplanktonet er utsatt for et betydelig, men ikke ekstremt hardt predasjonstrykk fra fisk. Det drives i dag et omfattende fiske, særlig etter sik, i Randsfjorden. Det ser likevel ut til at fisket kanskje med fordel kunne intensiveres noe, sett ut fra balansen i dyreplanktonsamfunnet, men dette må også bedømmes ut fra fiskebiologiske undersøkelser.

10. Endret vannføring til Randsfjorden

10.1 Forutsetninger

De vurderinger som er gjort i dette kapitlet bygger på simuleringer av vannføring etter regulering utført av firma Ingeniør A.B. Berdal A/S og data fra Oppland Fylkes Elektrisitetsverk i notat nr. 51/1979, datert 2. mars 1979.

Simuleringene er basert på "SIMPRO kjøring 2" for kraftverksdrift i Etna og Dokka, et Dokkfløymagasin på 200 mill. m³ og uendret tapping av Randsfjorden. Reguleringsgraden av vassdraget ovenfor Vm. Kolbjørnhus, dvs. den delen av nedbørfeltet som føres til de planlagte magasiner, er 22 %, mens den er 37 % for Randsfjorden medregnet nåværende reguleringer i andre sidevassdrag og fjordens eget magasin. Reguleringene i Etna og Dokka vil alene gi Randsfjorden ved utløpet en reguleringsgrad på 13,5 %.

I denne rapporten omtales kun reguleringsens betydning for tilførslene til Randsfjorden. Endringer i vannføring i Etna og Dokka behandles i andre rapporter.

10.2 Tilførsler fra Etna/Dokka

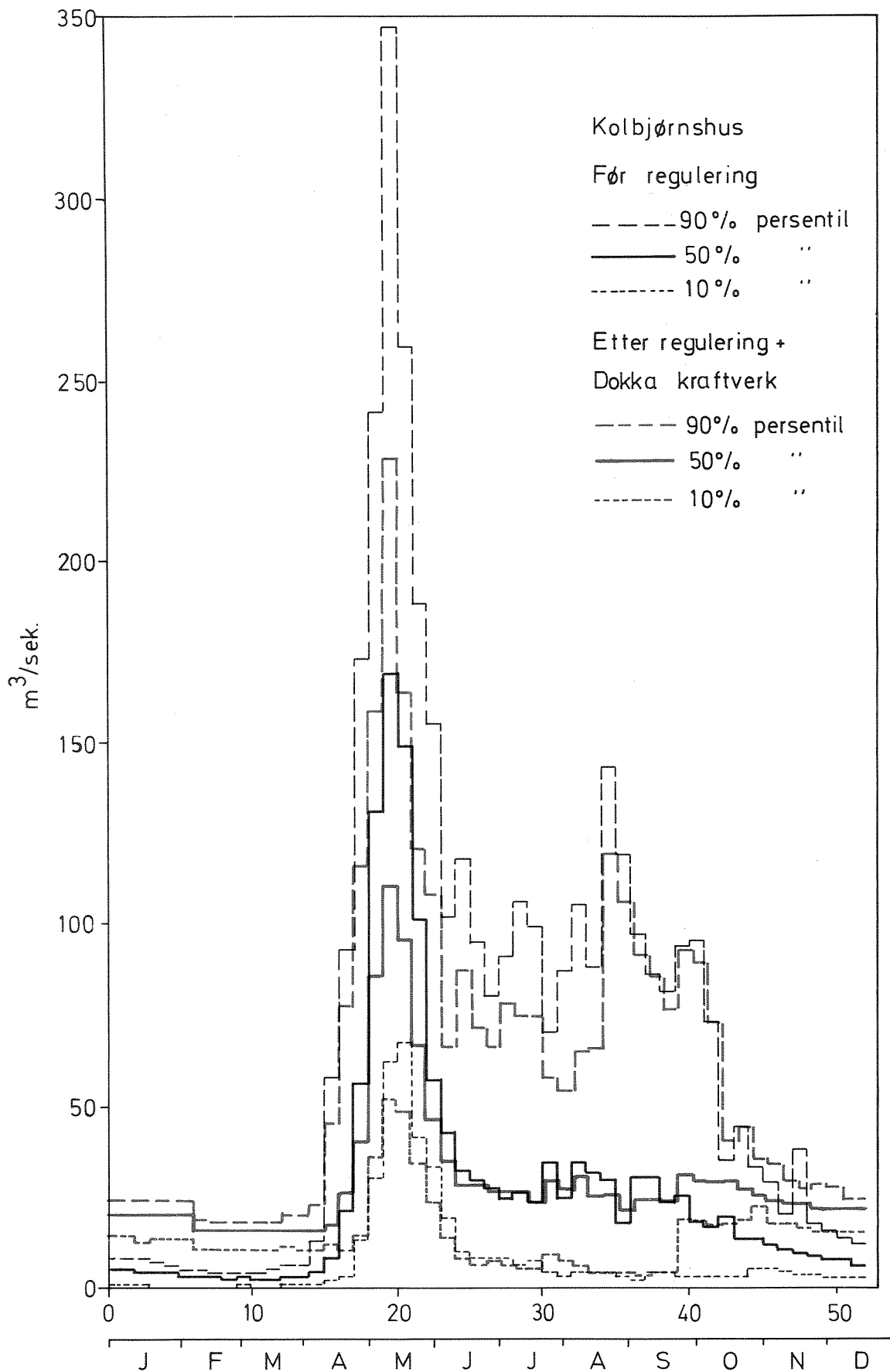
For å kunne produsere vinterkraft økes vannføringa om vinteren og reduseres i sommerhalvåret. I figur 10.2.1 er vannføring i Dokka ved Kolbjørnhus (dvs. etter samløp med Etna) for normalperioden 1931 - 1960 før regulering ført opp sammen med summen av vannføring ved Kolbjørnhus etter regulering og vannføring gjennom Dokka kraftverk. Kraftverket er dimensjonert med maksimal vannføring lik 26 m³/sek. I figuren angis 10, 50 og 90 persentilene av normal ukesmiddel-vannføring. 50 persentil angir en verdi som gjennomsnittlig overskrides annet hvert år og underskrides de andre årene. 10 og 90 persentilene angir verdier som underskrides henholdsvis 10 % (f.eks. 3 år i en 30-årsperiode) og 90 % (f.eks. 27 år i en 30-årsperiode). Verdiene før regulering er trykket med svart og etter regulering med blått.

Som det går fram av figuren vil reguleringa gi betydelig reduksjon av vårflommen fra Etna/Dokka. Medianflommen reduseres fra $160 \text{ m}^3/\text{sek.}$ i uke 20 til $110 \text{ m}^3/\text{sek.}$ etter regulering, pluss utløpet fra kraftverket. 90 persentilen i samme periode reduseres fra $348 \text{ m}^3/\text{sek.}$ før regulering til $230 \text{ m}^3/\text{sek.}$ etter regulering. Etter at vårflommen normalt er over i slutten av mai måned, vil tilførslene til Randsfjorden være svært like det en har i dag fram mot slutten av september.

I månedene oktober til og med april vil vannføringa mer enn fordobles på grunn av driften av kraftverkene. Dette gjelder både 10, 50 og 90 persentilene (figur 10.2). Median vannføring for denne perioden vil øke med omlag $15 \text{ m}^3/\text{sek.}$ og dette vil kunne få betydning for vanntemperatur, islegging og strømforhold nord i Randsfjorden og derved også for islegging og tåkedannelse. Dette blir vurdert av NVE, Iskontoret og Meteorologisk Institutt. Eventuelle virkninger på sikens gytevandringer i Dokka blir vurdert av Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske ved Universitetet i Oslo.

For forurensningssituasjonen i Randsfjorden vil den skisserte regulering neppe forårsake endringer av betydning. Viktig i denne forbindelse er at det fortsatt vil være en kraftig vårflom og noe økt vannføring i produksjonssesongen. Derved vil vårflommen fortsatt kunne "spyle igjennom" innsjøen hver vår og fortynne/fjerne forurensninger fra forrige sesong. En tilsvarende, men svakere effekt vil økt vannføring ha om sommeren, og det er viktig for å ta hånd om forurensninger som stadig tilføres det produktive overflatesjiktet.

Figur 10.2 Tilførsler til Randsfjorden fra Etna og Dokka før og etter planlagt regulering.

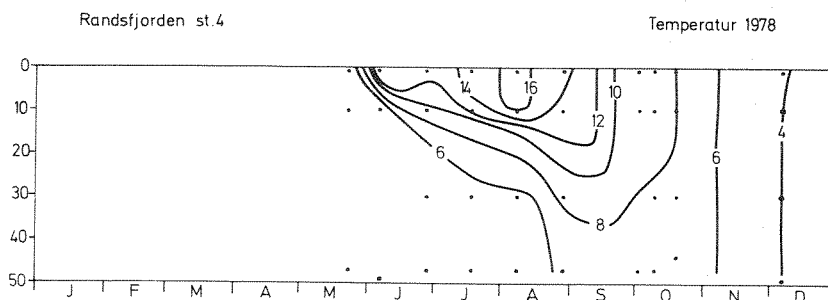


11. Nytt vanninntak til Brandbu vannverk

På grunn av dårlig vannkvalitet og utilstrekkelig kapasitet ved Brandbu Vannverks råvanninntak i Røykenvika, er det besluttet å legge nytt vanninntak i Randsfjorden ved Askjemlandet 2-3 km sør for Røykenvika. Ifølge representanter for Gran kommune bygges dette for å dekke vannbehovet for drikkevann og jordbruksvann i Viggadalen inntil et prosjektert interkommunalt vannverk i Skjervavassdraget skal stå klart i 1981. Det nye inntaket i Randsfjorden skal deretter tjene som vannforsyning til jordbruket og reservedrikkevannskilde.

Temperatur- og strømndata fra inntaksstedet (st. 4) er vurdert grundigere i kapitel 5. Andre analyseresultater er tidligere oversendt Brandbu vannverk A/L og Statens Institutt for Folkehelse (SIFF) 8. januar 1979. Resultatene er satt opp i tabell 11.1. Da det er SIFF som er konsesjons-givende og kontrollerende myndighet i drikkevannsspørsmål, overlater vi den videre vurdering av disse resultatene til dem.

Figur 11.1. Temperaturforholdene ved stasjon 4 i 1978.



Tabell 11.1. Randsfjorden ved Askjemlandet (St. 4)

Fysisk-kjemiske og bakteriologiske analyseresultater.

Dato: 10/4-78

Dybde meter	Temp. °C	Kond. µS·cm ⁻¹	Farge JTU	pH	Tot-P µg/l	PO ₄ -P µg/l	Tot-N µg/l	NO ₃ -N µg/l	SiO ₂ mg/l	O ₂ mg/l	O ₂ %	Total koliforme bakterier pr.100 ml.	Termostab. koliforme pr.100 ml.	Kimtall pr. ml.
1 m	1,6	41,7	13,0	6,7	11	<2	390	355	-	11,64	84,0	15	0	370
5 m	1,7	42,9	16,0	6,8	9	7,5	375	365	-	12,10	87,6	21	0	420
10 m	1,7	43,9	16,0	6,9	10	<2	400	360	-	12,00	86,9	28	2	290
20 m	1,8	42,9	16,0	6,9	-	<2	380	355	-	11,84	85,9	1	0	370
40 m	2,6	-	-	-	-	-	-	-	-	11,39	84,4	-	-	-
47 m	2,7	42,5	16,0	7,0	14	5,5	360	350	-	11,19	83,2	6	0	150

Dato: 24/5-78

Dybde meter	Temp. °C	Kond. µS·cm ⁻¹	Farge JTU	pH	Tot-P µg/l	PO ₄ -P µg/l	Tot-N µg/l	NO ₃ -N µg/l	SiO ₂ mg/l	O ₂ mg/l	O ₂ %	Total koliforme bakterier pr.100 ml.	Termostab. koliforme pr.100 ml.	Kimtall pr. ml.
1 m	4,5	45,2	29,5	6,9	20	<2	690	415	3,6	11,50	89,5	0	0	170
10 m	4,3	45,0	21,5	7,0	4	<2	440	415	3,6	11,81	91,4	0	0	140
30 m	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0	100
47 m	4,1	44,8	24,0	7,1	-	<2	430	415	3,7	11,71	90,2	2	0	90

Dato: 6/6-78

Dybde meter	Temp. °C	Kond. µS·cm ⁻¹	Farge JTU	pH	Tot-P µg/l	PO ₄ -P µg/l	Tot-N µg/l	NO ₃ -N µg/l	SiO ₂ mg/l	O ₂ mg/l	O ₂ %	Total koliforme bakterier pr.100 ml.	Termostab. koliforme pr.100 ml.	Kimtall pr. ml.
1 m	13,8	44,6	32,5	7,3	5	<2	420	355	-	10,05	96,6	20	0	550
10 m	5,7	45,2	26,5	7,2	4	<2	400	390	-	9,44	75,7	1	0	140
49 m	4,6	45,8	18,5	7,3	6	<2	500	400	-	11,22	87,4	0	0	40

Dato: 27/6-78

Dybde meter	Temp. °C	Kond. µS·cm ⁻¹	Farge JTU	pH	Tot-P µg/l	PO ₄ -P µg/l	Tot-N µg/l	NO ₃ -N µg/l	SiO ₂ mg/l	O ₂ mg/l	O ₂ %	Total koliforme bakterier pr.100 ml.	Termostab. koliforme pr.100 ml.	Kimtall pr. ml.
1 m	12,1	39,3	2,5	7,0	6	<2	370	380	3,4	10,70	99,4	4	0	95
10 m	8,2	41,0	2,5	7,0	-	-	410	360	3,4	11,32	96,3	0	0	14
30 m	5,3	42,9	2,5	7,1	5	<2	470	395	3,4	-	-	0	0	10
47 m	5,3	41,2	2,5	7,1	6	<2	490	490	3,5	11,68	92,7	0	0	23

Dato: 18/7-78

Dybde meter	Temp. °C	Kond. µS·cm ⁻¹	Farge JTU	pH	Tot-P µg/l	PO ₄ -P µg/l	Tot-N µg/l	NO ₃ -N µg/l	SiO ₂ mg/l	O ₂ mg/l	O ₂ %	Total koliforme bakterier pr.100 ml.	Termostab. koliforme pr.100 ml.	Kimtall pr. ml.
1 m	14,8	37,5	10,5	6,7	11	3,-	370	310	-	9,60	94,2	1	0	55
10 m	13,2	38,5	13,0	6,7	10	3,-	370	325	-	9,29	88,3	1	0	22
30 m	5,8	41,0	10,5	6,7	9	1,5	450	385	-	11,16	89,7	0	0	10
47 m	5,1	42,7	43,0	6,8	12	1,5	480	390	-	11,06	87,4	1	0	10

Tabell 11.2. Randsfjorden ved Askjemlandet (St. 4)

Fysisk-kjemiske og bakteriologiske analyseresultater.

Dato: 8/8-78

Dybde meter	Temp. °C	Kond. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Farge JTU	pH	Tot-P $\mu\text{g}/1$	PO ₄ -P $\mu\text{g}/1$	Tot-N $\mu\text{g}/1$	NO ₃ -N $\mu\text{g}/1$	SiO ₂ mg/1	O ₂ mg/1	O ₂ %	Total koliforme bakterier pr.100 ml.	Termostab. koliforme pr.100 ml.	Kimtall pr. ml.
1 m	17,9	37,5	16,0	7,3	—	6	390	280	2,8	9,09	94,8	1	0	30
10 m	16,0	38,0	13,0	7,3	7	<2	400	280	2,8	9,19	92,4	1	0	20
30 m	5,7	41,5	10,5	7,1	—	<2	470	370	3,-	10,71	85,9	0	0	10
47 m	5,3	43,0	10,5	7,1	14	<2	480	375	3,-	10,81	85,8	0	0	21

Dato: 29/8-78

Dybde meter	Temp. °C	Kond. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Farge JTU	pH	Tot-P $\mu\text{g}/1$	PO ₄ -P $\mu\text{g}/1$	Tot-N $\mu\text{g}/1$	NO ₃ -N $\mu\text{g}/1$	SiO ₂ mg/1	O ₂ mg/1	O ₂ %	Total koliforme bakterier pr.100 ml.	Termostab. koliforme pr.100 ml.	Kimtall pr. ml.
1 m	14,2	34,5	18,5	7,8	11	1,5	490	270	-	9,36	90,7	5	0	58
10 m	13,7	34,5	18,5	7,7	9	1,5	510	270	-	9,21	88,4	2	0	32
30 m	9,0	38,0	16,0	7,6	14	1,5	500	350	-	10,30	91,2	7	0	44
47 m	6,1	39,0	16,0	7,5	15	5	530	370	-	10,54	85,3	3	0	20

Dato: 2/10-78

Dybde meter	Temp. °C	Kond. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Farge JTU	pH	Tot-P $\mu\text{g}/1$	PO ₄ -P $\mu\text{g}/1$	Tot-N $\mu\text{g}/1$	NO ₃ -N $\mu\text{g}/1$	SiO ₂ mg/1	O ₂ mg/1	O ₂ %	Total koliforme bakterier pr.100 ml.	Termostab. koliforme pr.100 ml.	Kimtall pr. ml.
1 m	8,4	36,5	24,0	7,2	6	3	510	335	-	10,38	88,7	1	0	14
10 m	8,4	36,5	27,5	7,2	8	5	560	330	-	10,13	86,6	2	0	24
30 m	7,8	37,0	24,0	7,2	5	3	520	350	-	10,18	85,8	3	1	15
47 m	7,0	37,0	27,5	7,1	9	1	560	355	-	10,38	85,9	0	0	8

Dato: 19/10-78

Dybde meter	Temp. °C	Kond. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Farge JTU	pH	Tot-P $\mu\text{g}/1$	PO ₄ -P $\mu\text{g}/1$	Tot-N $\mu\text{g}/1$	NO ₃ -N $\mu\text{g}/1$	SiO ₂ mg/1	O ₂ mg/1	O ₂ %	Total koliforme bakterier pr.100 ml.	Termostab. koliforme pr.100 ml.	Kimtall pr. ml.
1 m	8,0	37,5	24,0	7,2	8	1,5	510	355	-	10,72	90,8	0	0	10
10 m	8,0	36,5	21,0	7,0	5	<1	510	345	-	10,82	91,7	1	0	13
30 m	7,8	37,5	24,0	7,1	4	2	520	350	-	10,77	90,8	0	0	3
44 m	7,2	38,0	21,0	7,0	8	5	520	360	-	10,77	89,5	0	0	7

Dato: 6/12-78

Dybde meter	Temp. °C	Kond. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Farge JTU	pH	Tot-P $\mu\text{g}/1$	PO ₄ -P $\mu\text{g}/1$	Tot-N $\mu\text{g}/1$	NO ₃ -N $\mu\text{g}/1$	SiO ₂ mg/1	O ₂ mg/1	O ₂ %	Total koliforme bakterier pr.100 ml.	Termostab. koliforme pr.100 ml.	Kimtall pr. ml.
1 m	4,9	41,8	30,5	7,0	13	8	530	380	-	11,10		0	0	2
10 m	4,0	41,8	24,0	7,1	—	3	460	390	-	11,15		1	0	5
30 m	4,0	42,4	24,0	7,1	9	2	460	390	-	11,25		1	0	7
50 m	4,0	41,3	24,0	7,1	8	1	490	390	-	11,26		0	0	2

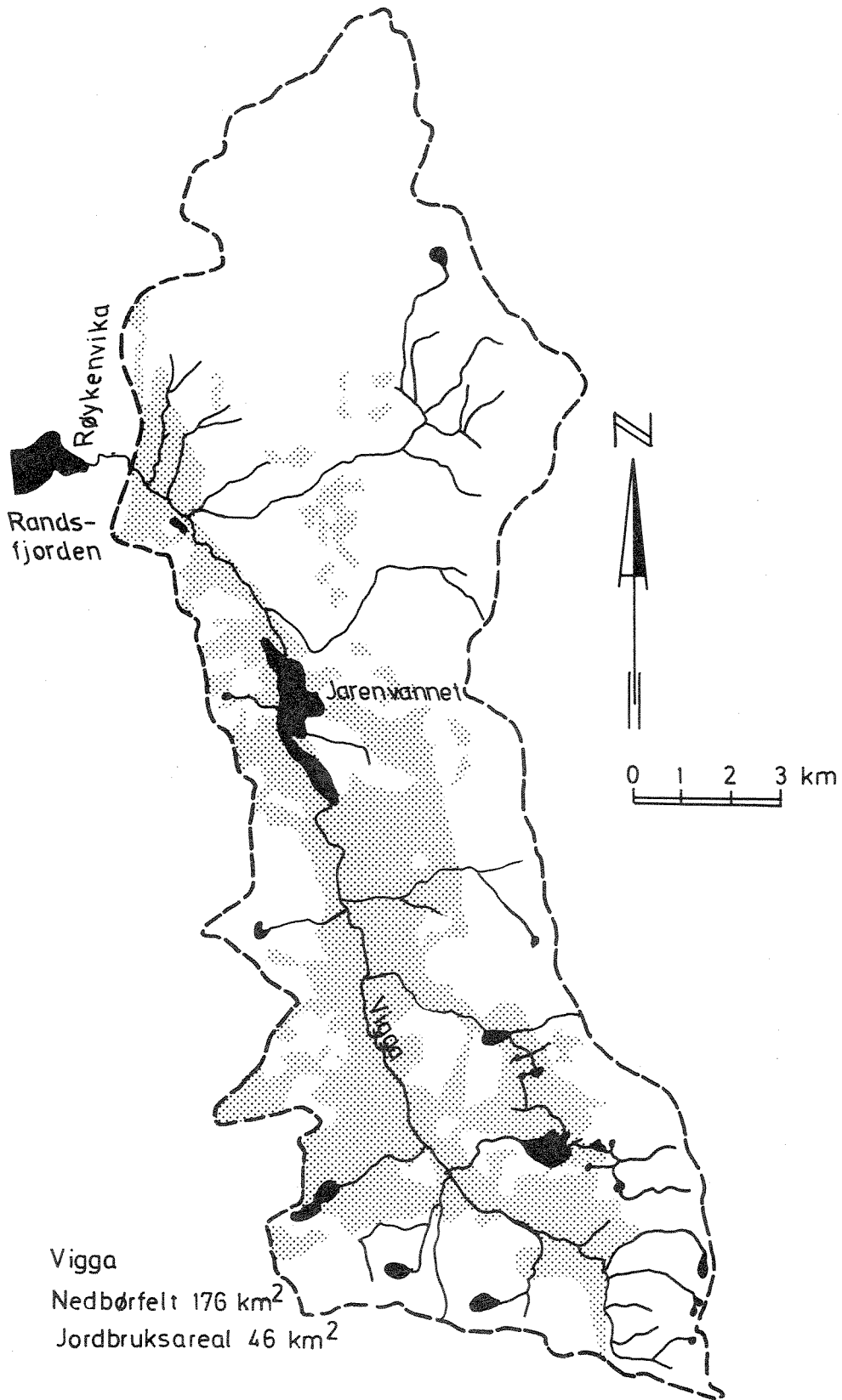
12. Litteratur

- Ahl, T. 1974: Närsalt källor - en översikt. Diffuse vannföroreningar. NORDFORSK. Miljövårdssekretariatet. Publikation 1975:1. s. 99-133.
- Bjerve, L. 1977: Avrenning fra mjølkerom og dren rundt gjødsekjeller. Notat 2 s.
- Brink, W. och Gustafson, A. 1970: Kväve och fosfor från skog, åker och bebyggelse. Lantbrukshögskolan, Inst. för markvetenskap. Vattenvård Nr. 1. Uppsala 108 s.
- Dillon, P. J. & F. H. Riegler 1974: A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentrations in lake water. J. Fish. Res. Bd. Can. 31, 1771-1778.
- Faafeng, B. 1979: Undersøkelser av Randsfjorden og Vigga 1978. Fremdriftsrapport nr. 1 (NIVA, O-14/78).
- Holtan, H. 1970: Randsfjorden - en limnologisk undersøkelse 1967-1968 (NIVA, O-15/64).
- Holtan, H. 1978: Oversikt over fosfortilførsler til innsjøer. (NIVA, O-92/78).
- Holtan, H. og medarbeidere 1979: Mjøsprosjektet. Hovedrapport for 1971-1976 (NIVA O-69091).
- Krogh, T. 1976: Klorofyllanalyse ved NIVA, metoder og kommentarer. NIVA-rapport.
- Lundekvam, H. 1975: Sluttrapport fra forskningsprogrammet "Naturforurensning i forbindelse med husdyrbruket. NLVF-rapport nr. 235. 87 s.
- NIVA 1973: O-91/69. Mjøsprosjektet. Fremdriftsrapport nr. 3 A. Undersøkelser 1972. Resultater og kommentarer. 113 s.
- Mikkelsen, K. et al. 1974: Vannforurensning fra jordbruket, del A. Landsplan for bruken av vannressursene, Arbeidsrapport nr. 6. Miljøverndepartementet. 82 s.
- NIVA 1976: O-57/74. PRA 4.7. Forurensning av overvann. 55 s.
- NIVA 1977: O-91/69. Teoretisk beregning av forurensningstilførsler til Mjøsa og Vormå. 75 s.
- NIVA 1978: O-73/76. PRA 1.1. Avløpsvannets mengde og sammensetning. 73 s.
- NIVA 1978: O-92/78. Oversikt over fosfortilførsler til innsjøer. 51 s.
- Produksjonsgrunnlaget for jordbruket. Kartserie 1/100000. Jorddirektoratet.

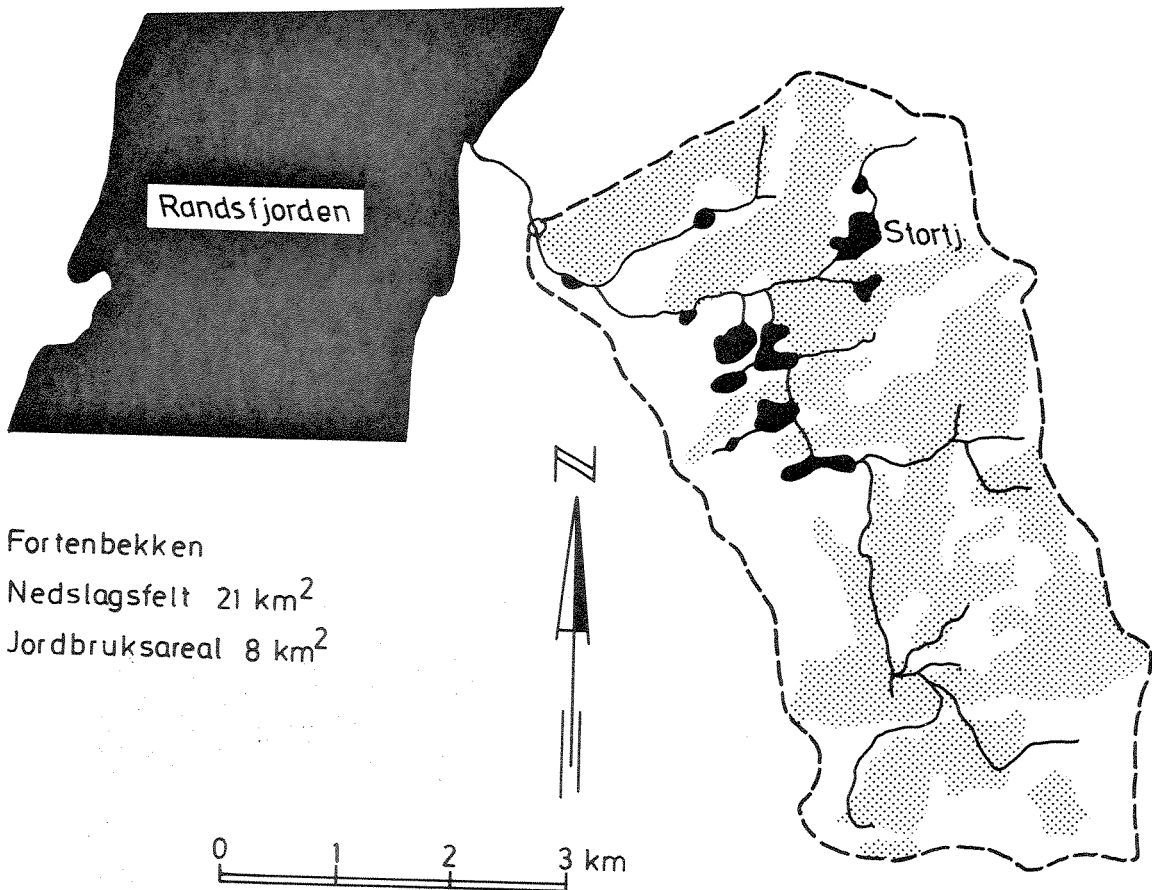
- Ramberg, L. et al. 1973: Kloten prosjektet, effekter av skogsgjødsling og kalhugning på mark och vatten. Rapport nr. 1. Scripta Limnologica Upsaliensia 320. 52 s.
- Rognerud, S. 1975: Hydrografi, fytoplankton og primærproduksjon i Holsfjorden 1972-73, samt en sammenlikning med Krøderen, Sperillen og Randsfjorden. Hovedfagsoppg. i limnologi, Univ. i Oslo.
- Simons, J. F. 1973: Development of three-dimensional numerical models of Great Laces. Scientific Series No. 12, Canada Centre for Inland Waters.
- Statens forurensningstilsyn 1978: TA-525. Retningslinjer for dimensjonering av avløpsanlegg. 78 s.
- Statistisk Sentralbyrå: Jordbrukstillingen 1969.
- Statistisk Sentralbyrå: Folke- og boligstillingen 1970.
- Strickland, J. D. H. & Parsons, T. R. 1978: A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Bd. Can. 1967. 311 s.
- Tjomsland, T. 1978: Simulering av strømminger i Mjøsa med en tredimensjonal matematisk modell (NIVA A2-24).
- Uhlen, G. m.fl. 1973: Forurensninger. Spesialanalyse nr. 1, St. meld. nr. 71 for 1972-73. 237 s.
- Utermöhl, H. 1958: Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 9, 1-38.
- Vollenweider, R. A. 1976: Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33 : 53-83.

13. Vedlegg

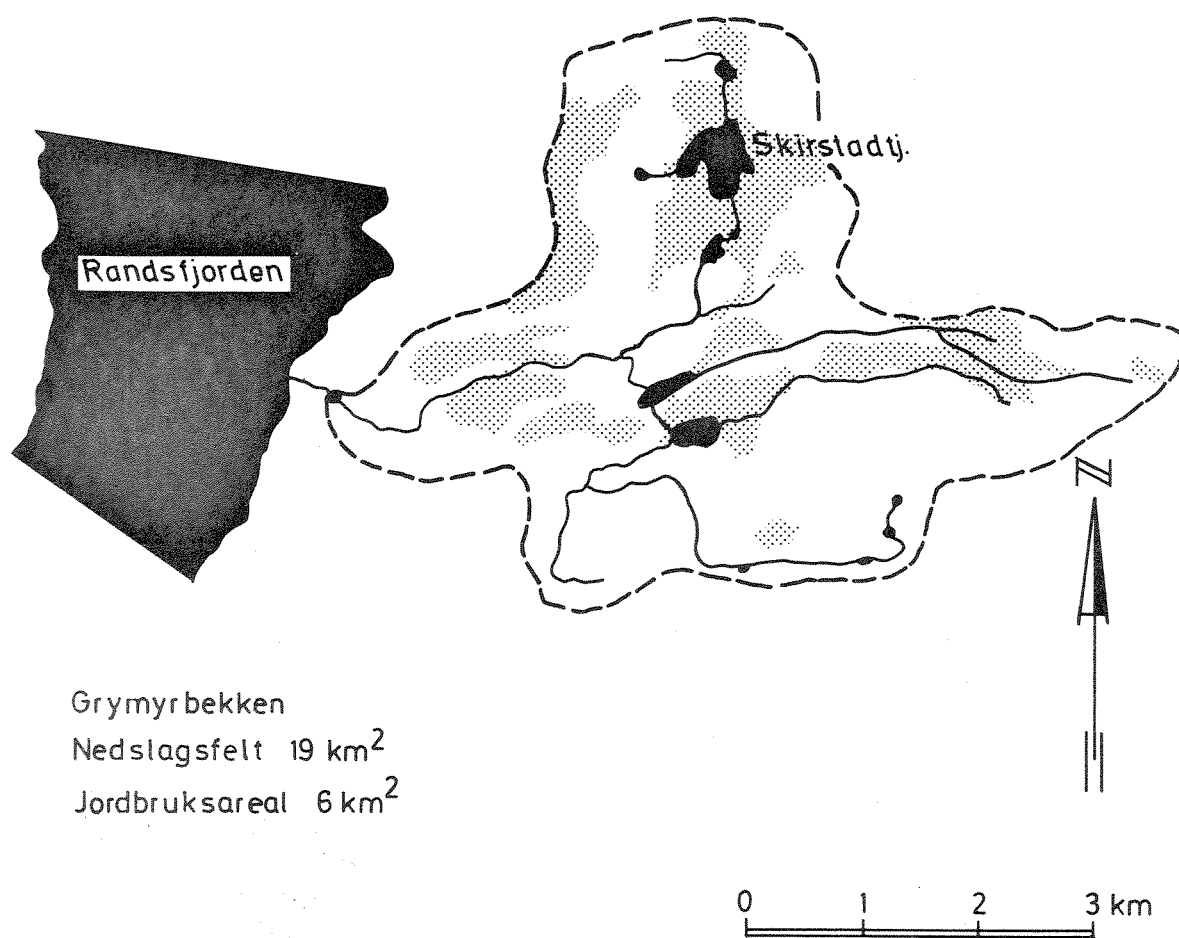
Figur 4.4.1. Vigga. Nedbørfelt og jordbruksareal i nedbørfeltet.



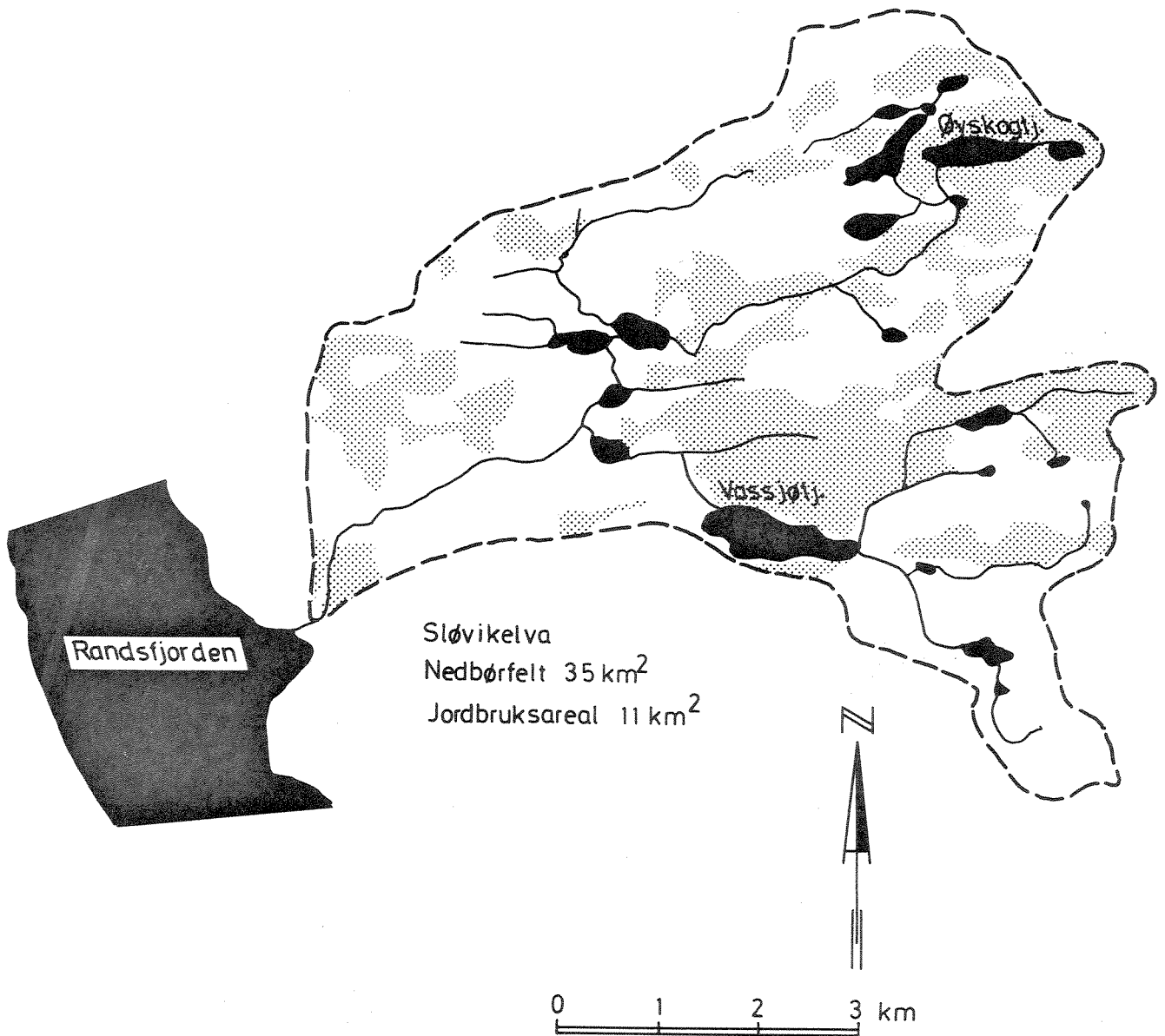
Figur 4.4.2. Fortenbekken. Nedbørfelt og jordbruksareal i nedbørfeltet.



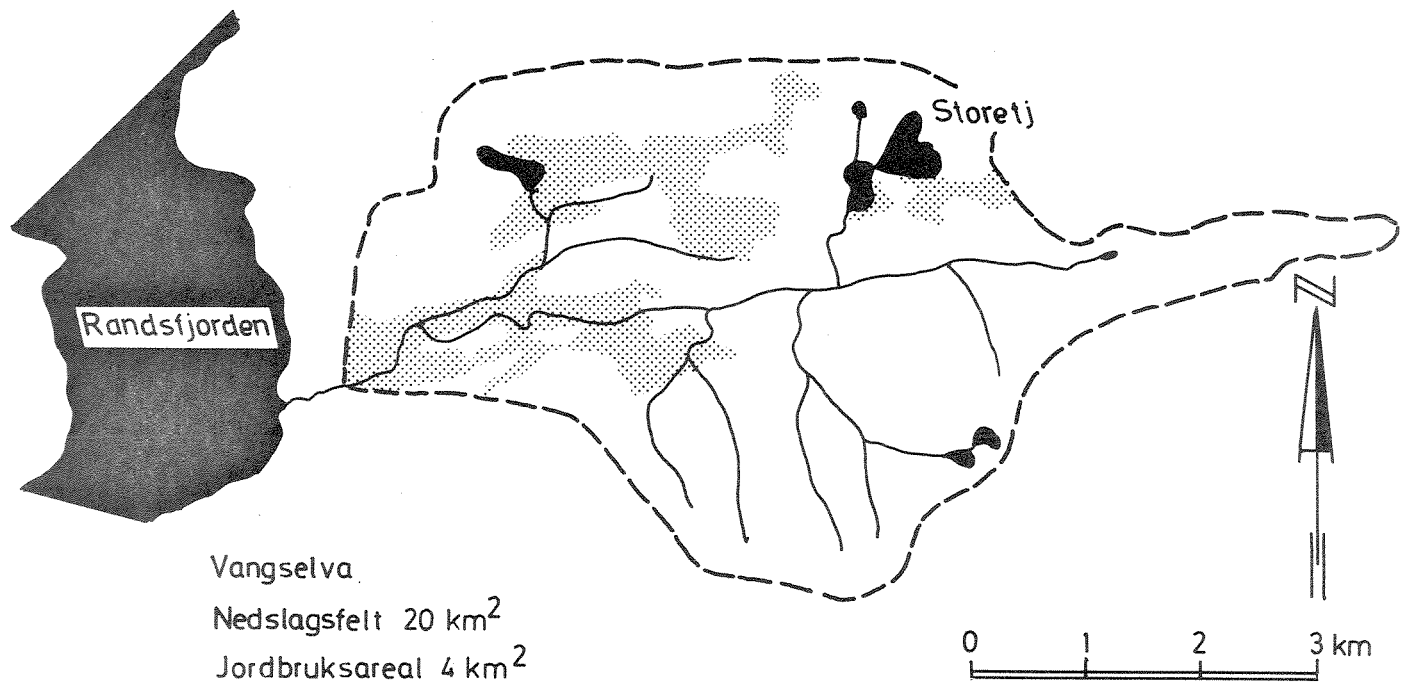
Figur 4.4.3. Grymyrbekken. Nedbørfelt og jordbruksareal i nedbørfeltet.



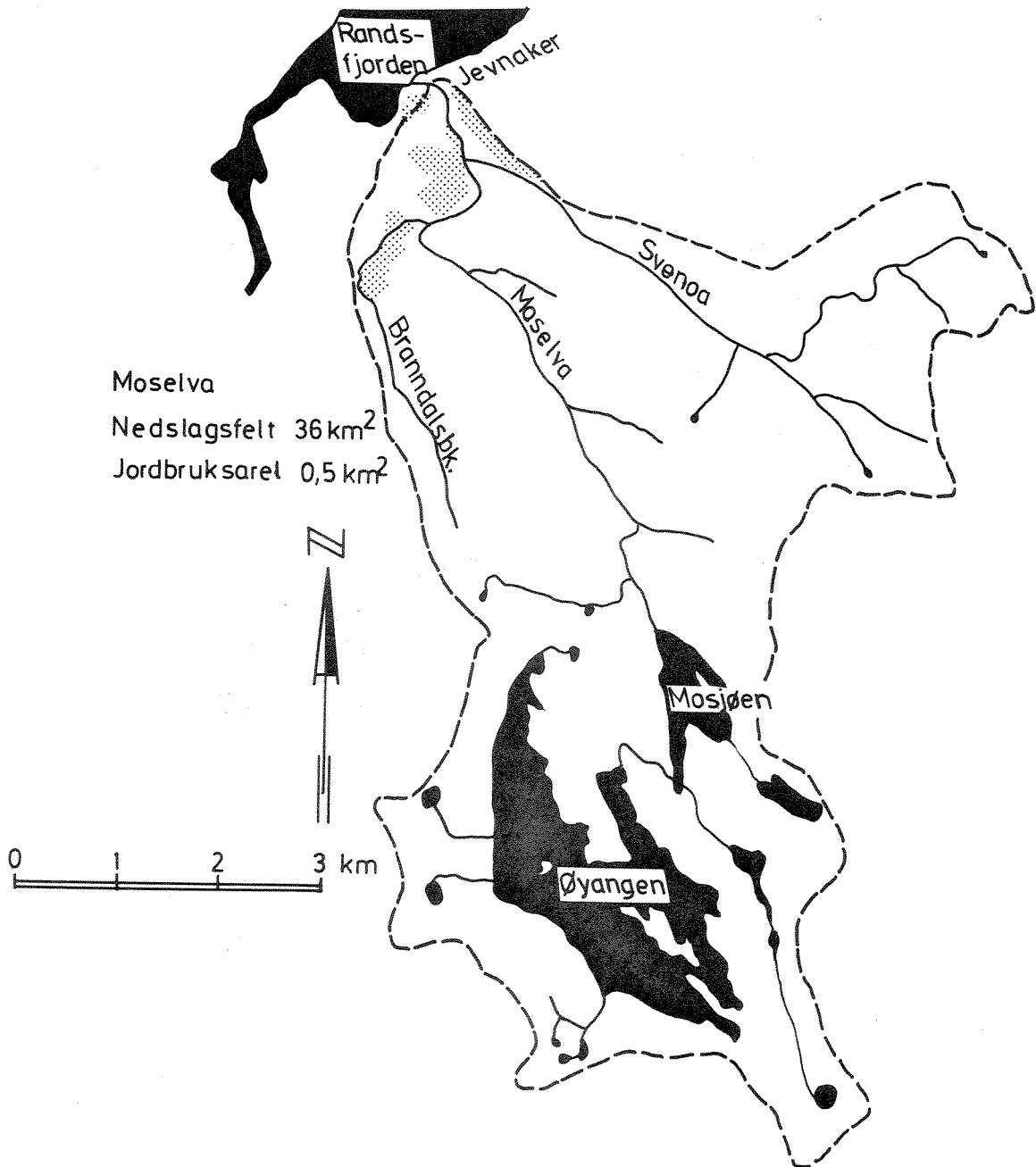
Figur 4.4.4. Sløvikelva. Nedbørfelt og jordbruksareal i nedbørfeltet.



Figur 4.4.5. Vangselva. Nedbørfelt og jordbruksareal i nedbørfeltet.



Figur 4.4.6. Moselva. Nedbørfelt og jordbruksareal i nedbørfeltet.



Tabell 4.6.3 Analyseresultater fra Grymyrbekken, Fortenbekken og Sløvikelva.
G R Y M Y R B E K K E N

Dato	pH	KOF _{Pe} mg O/l	Tot-P µg/l	PO ₄ -P µg/l	Tot-N µg/l	NO ₃ -N µg/l
24/5-78	8.1	5.06	28	4	2480	2050
1/9-78	8.1	3.24	42	23	1640	1180
26/9-78	7.6	3.40	27	10	1520	1190
15/11-78	8.1	2.61	31	18	1960	1500

F O R T E N B E K K E N

Dato	pH	KOF _{Pe} mg O/l	Tot-P µg/l	PO ₄ -P µg/l	Tot-N µg/l	NO ₃ -N µg/l
24/5-78	8.1	6.40	26	2	8100	5850
1/9-78	8.0	4.19	21	12	4600	3500
26/9-78	7.6	4.27	38	16	4800	3300
15/11-78	8.1	4.50	21	9	3440	3100

S L Ø V I K E L V A

Dato	pH	KOF _{Pe} mg O/l	Tot-P µg/l	PO ₄ -P µg/l	Tot-N µg/l	NO ₃ -N µg/l
24/5-78	8.1	4.82	21	< 2	3080	2600
1/9-78	8.2	3.63	51	34	1520	1045
26/9-78	7.9	3.40	34	17	1480	1150
15/11-78	8.2	2.53	19	8	1840	1500

Tabell 4.6.4 Analyseresultater fra Vangselva og Moselva.

Dato	pH	KOF _{Pe} mg O/l	Tot-P µg/l	PO ₄ -P µg/l	Tot-N µg/l	NO ₃ -N µg/l
24/5-78	8.0	7.88	15	3	460	390
1/9-78	8.1	2.29	50	31	1440	1190
26/9-78	7.9	2.29	30	15	1480	1190
15/11-78	8.1	1.82	37	28	1920	1450

M O S E L V A

Dato	pH	KOF _{Pe} mg O/l	Tot-P µg/l	PO ₄ -P µg/l	Tot-N µg/l	NO ₃ -N µg/l
24/5-78	7.8	12.72	6	< 2	280	110
1/9-78	7.8	2.37	13	11	340	150
26/9-78	7.8	3.24	19	16	360	180
15/11-78	7.3	2.13	22	13	410	240

< : mindre enn

Vedlegg 5.1 Strømningsmodell

Den matematiske formuleringen er:

$$\frac{\partial u}{\partial t} = f \cdot v - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(A_H \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(A_H \frac{\partial u}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(A_V \frac{\partial u}{\partial z} \right) \quad (1)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} = -f \cdot u - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial x} \left(A_H \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(A_H \frac{\partial v}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(A_V \frac{\partial v}{\partial z} \right) \quad (2)$$

$$\frac{\partial T}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x} (uT) - \frac{\partial}{\partial y} (vT) - \frac{\partial}{\partial z} (wT) + \frac{\partial}{\partial x} \left(K_H \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_H \frac{\partial T}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_V \frac{\partial T}{\partial z} \right) \quad (3)$$

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (4)$$

$$\frac{\partial p}{\partial z} = -g\rho \quad (5)$$

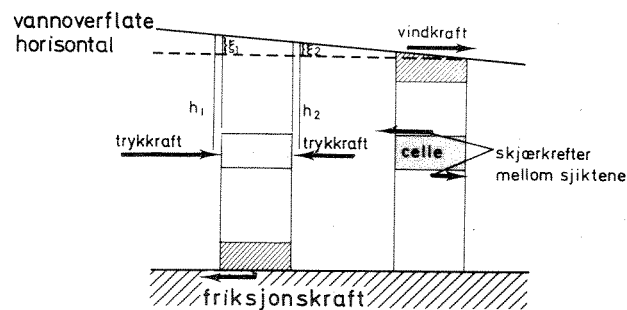
- $u, v,$: hastighetskomponenter i horisontalplanet langs x- og y-aksene
 t : tid
 w : hastighetskomponent i vertikalretning (z)
 f : corioliparameteren
 p : trykkraft
 T : temperatur
 ρ : tetthet
 A_H, A_V : koeffisienter for turbulent diffusjon av bevegelse i henholdsvis horisontal og vertikal retning
 K_H, K_V : koeffisienter for turbulent diffusjon av varme i henholdsvis horisontal og vertikal retning

Likningssystemet beskriver horisontale akselerasjoner (Newton's 2. lov, (likn. 1 og 2), varmens konservering (likn. 3), massens konservering (kontinuitetslikningen, likn. 4) og hydrostatisk trykkfordeling (likn. 5).

Bevegelseslikningene (likn. 1 og 2) skal være oppfylt for hver celle og beskrive hvordan strømhastighetene varierer innen området. Krefter som påvirker en celle kan f.eks. være vind og friksjon eller skjærkrefter mellom cellene (figur 5.1.1). Vind, tilløps- og utløpsvannføringer kan

f.eks. bevege vannet slik at overflaten blir noe skråstilt. Dermed påvirkes cellen for trykkrefter i helningens retning (barotrop trykk). Videre vil tetthetsdifferenser på grunn av temperaturforskjeller føre til trykkgradienter (baroklint trykk). Når bevegelsen først er kommet i gang blir den avbøyd til høyre for bevegelsens retning på grunn av jordrotasjonen.

Figur 5.1.1 Eksempel på krefter som påvirker bevegelsen



En annen variabel som i vesentlig grad påvirker strømmingene er turbulens. Med turbulens menes uregelbundne virvellignende bevegelser som kan observeres i ethvert vassdrag. Forståelsen av turbulens er foreløpig mangelfull. Beskrivelsen av den turbulente utveksling bygger ikke på like grunnleggende fysiske lover som de andre variable. I denne modellen beskrives turbulensen ved hjelp av konstante utvekslingskoeffisienter. Koeffisientene bestemmes empirisk.

Kontinuitetslikningen (likn. 4) uttrykker at for hver indre celle skal den inngående vannmengden være lik den utgående. Dette nyttes til å beregne vertikale hastigheter. For overflatecellene kan volumet endres ved at overflatenivået endres. For eksempel vil vannoverflaten høynes der hvor det er konvergerende strømmer og omvendt.

Modellen er tredimensjonal, men kun de to horisontale bevegelseslikningene blir løst. Vertikale hastigheter blir beregnet ved å nytte kontinuitetslikningen. Først bestemmes totaltransport ved å integrere likningssystemet fra overflaten til bunnen. Deretter beregnes hastighetsdifferensene mellom sjiktene. Fra den totale transport og hastighetsdifferensen finnes så transporten til de enkelte sjiktene. Denne fremgangsmåten er valgt på grunn av beregningsmessige fordeler fremfor f.eks. å løse likningene for et sjikt av gangen.

Likningene blir løst numerisk ved "finit differense" metoder. De variable (u, v, T m.fl.) blir beregnet med jevne tidsintervall (Δt) fremover i tiden. Det vil si at med kjennskap til situasjonen ved tiden t blir nye verdier beregnet for hver celle ved tiden t + Δt . Tidsintervallet bestemmes ved:

$$\Delta t \leq L / \sqrt{2 g H_{\max}}$$

hvor L er rutenettets lengde og H_{\max} innsjøens største dybde.

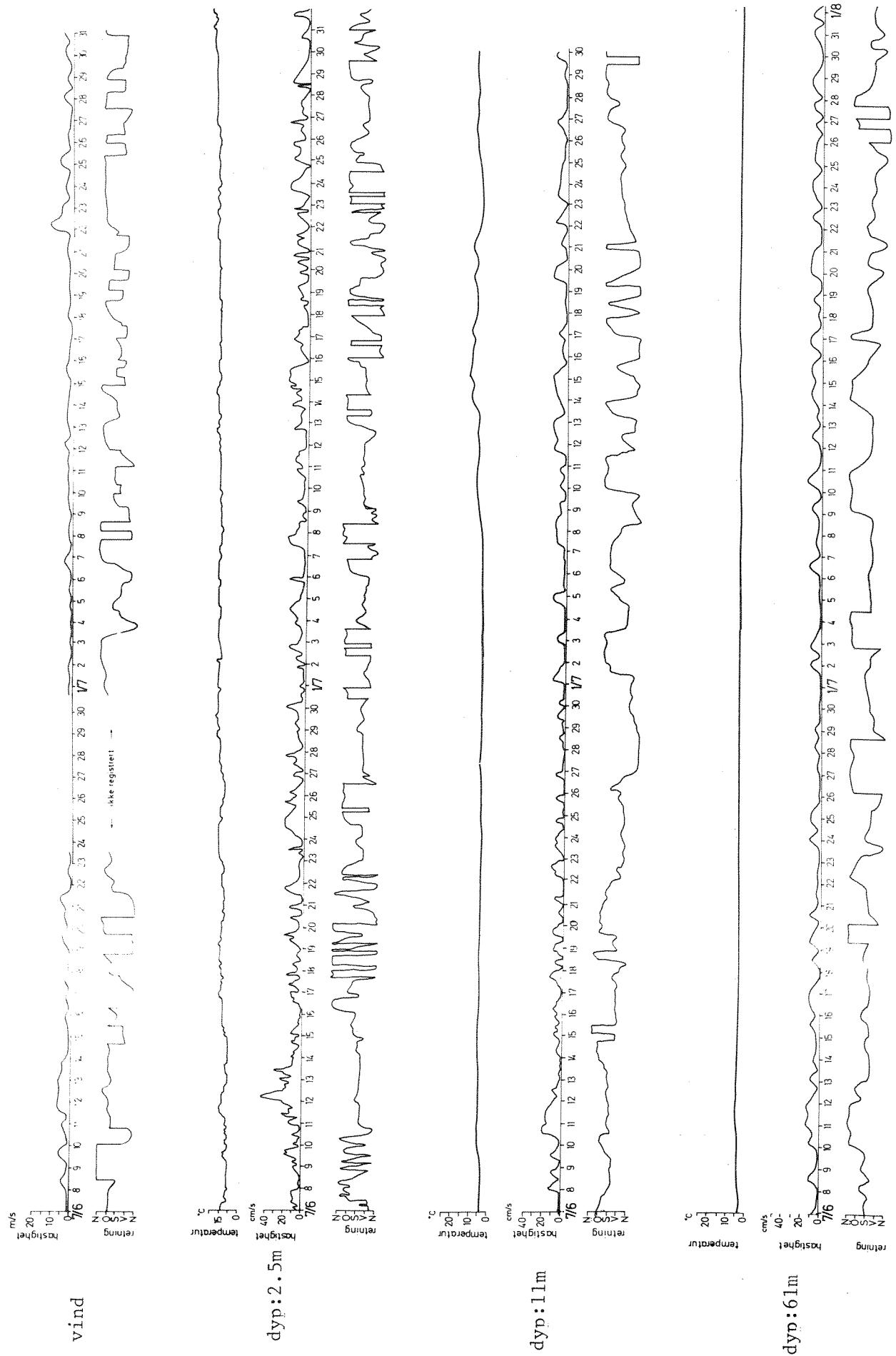


Fig. 5.1.2 Registreringer av vind, strøm og temperatur.

Vedlegg 5.2 Spredningsmodell

$$\frac{\partial c}{\partial t} = - \frac{\partial (uHc)}{H \cdot \partial x} - \frac{\partial (vHc)}{H \cdot \partial y} - \frac{\partial (wc)}{\partial z}$$

1 2 3

$$+ \frac{\partial}{H \cdot \partial x} [HK_{xy} \frac{\partial c}{\partial x}] + \frac{\partial}{H \cdot \partial y} [HK_{xy} \frac{\partial c}{\partial y}] + \frac{\partial}{\partial z} [K_z \frac{\partial c}{\partial y}]$$

4 5 6

$$+ \lambda C + K$$

7 8

c : konsentrasjon

t : tid

u, v, w : hastigheter i h.h.v x, y og z retning

H : dybde

K_{xy} , K_z : turbulent diffusjonskoeffisient i h.h.v.
horisontal (x, y) og vertikal (z) retning

λ : koeffisient som uttrykker svinraten (død, sedimentasjon m.m.)

S : tilførsler/fjerning av stoff

Leddene 1-3 uttrykker konsentrasjonsendring i h.h.v x-, y- og z-retning på grunn av transport i strømmens hovedretning. Leddene 4-6 kan tolkes som konsentrasjonsendring som følge av virvler med mindre utstrekning enn rutenettets oppløsning. Den matematiske formuleringen er analog til varme-transport fra høy mot lav temperatur. Dersom stoffet som spres ikke er konservativt (bestandig), antas det at stoffmengden som forsvinner/skapes er proporsjonal med konsentrasjonen (ledd 7). Ledd 8 (kilder) gir uttrykk for tilførsler av stoff eller eventuelt fjerning av stoff i spesielle celler. Tilførsler via elver blir f.eks. behandlet som kilder.

Koeffisientene for turbulent utveksling (K_{xy} , K_z) og "svinnkoeffisienten" (λ) blir bestemt ut fra erfaring.

Likningen blir løst numerisk ved "finit differens" metoder. Med kjennskap til forholdene ved tiden, t, blir konsentrasjonsfordelingen for samtlige celler beregnet ved tiden t + Δt . Iterasjonsintervallet (Δt) kan være i størrelsesorden noen minutter.

Tabell 6.1 Temperatur og nedbør på Gardermoen og Østre Toten.

GARDERMOEN 1978

	Temperatur		Nedbør	
	Månedsmiddel	Normal	Månedssum	Normal
Jan.	-5,2	-6,9	71	59
Febr.	-10,9	-6,3	47	43
Mars	-3,6	-2,3	118	32
April	+1,7	3,2	26	48
Mai	9,7	9,4	14	51
Juni	14,5	13,6	35	72
Juli	13,7	16,0	130	94
Aug.	13,2	14,6	79	105
Sept.	7,1	10	69	84
Okt.	4,3	4,5	25	86
Nov.	1,5	-0,6	32	82
Des.	-11,0	-3,9	48	76
År	+2,9	+4,3	694	832

ØSTRE TOTEN 1978

	Temperatur		Nedbør	
	Månedsmiddel	Normal	Månedssum	Normal
Jan.	-5,3	-7,0	42	34
Febr.	-10,7	-6,4	33	25
Mars	-3,3	-2,6	56	22
April	1,1	2,9	8	30
Mai	9,5	9,0	10	39
Juni	14,6	13,3	39	66
Juli	13,7	15,6	67	79
Aug.	13,0	14,2	55	75
Sept.	7,6	9,7	72	66
Okt.	4,5	4,4	7	50
Nov.	1,4	-0,6	16	50
Des.	-11,1	-3,8	47	43
År	+2,9	+4,1	452	579

Vedlegg 7

Tabell 7.2.1 Temperatur 1978 (°C).

Dato	23/5	6/6	27/6	18/7	8/8	29/8	25/9	9/11
Dyp i m								
0,5	4,1	11,0	10,9	14,8	18,7	15,0	9,7	7,0
1,5	3,8	10,8	10,1	14,5	17,7	15,0	9,7	6,9
3,5	3,7	9,1	9,8	14,0	17,2	14,3	9,6	6,9
6	3,7	5,9	9,7	13,7	16,5	14,3	9,4	6,9
8	3,7	5,5	9,4	13,4	16,3	14,2	9,4	6,9
12	3,7	4,4	8,1	13,1	11,5	14,2	9,3	6,9
16	3,7	4,2	6,5	9,1	8,1	14,1	9,2	6,9
30	3,7	4,1	5,6	6,5	6,5	6,9	7,6	6,9
105	3,7	3,8	4,7	4,9	5,1	-	6,4	6,6

Stasjon 2.

0,5	4,2	15,2	14,7	14,9	17,2	13,8	9,6	7,0
1,5	4,2	15,0	12,8	14,4	17,4	13,6	9,4	7,0
3,5	4,1	14,7	12,4	13,5	16,0	13,4	9,4	7,0
6	4,1	12,2	12,0	13,3	15,5	13,2	9,3	7,0
8	4,1	10,5	11,0	13,1	14,6	13,2	9,3	6,9
12	4,1	5,6	8,4	11,8	13,8	13,2	9,3	6,9
16	4,1	5,0	6,7	11,1	11,0	13,0	9,3	6,9
30	4,0	4,5	5,5	6,3	6,0	7,5	9,0	6,9
105	3,3	3,8	4,7	5,2	5,2	5,5	6,3	6,8

Stasjon 3.

0,5	4,3	9,9	13,5	13,8	17,7	9,2	9,2	6,9
1,5	4,3	8,7	13,0	13,8	17,3	8,0	9,2	6,8
3,5	4,3	7,2	12,6	12,7	16,0	7,8	9,1	6,8
6	4,3	5,8	12,3	9,7	15,5	7,6	9,1	6,8
8	4,3	5,7	12,0	7,9	14,6	7,2	9,1	6,8
12	4,3	5,3	11,3	7,1	10,4	7,0	8,9	6,8
16	4,2	5,2	9,3	6,2	8,2	6,8	8,8	6,8
30	3,9	4,3	6,3	5,1	5,5	5,9	7,5	6,8
105	3,8	3,9	4,4	4,2	4,7	5,0	5,8	5,8

Tabell 7.3.1 Vannets siktedyp og farge.

Siktedyp 1978

Dato	St 1	St 2	St 3
23.5	7,8 gul-grø	4,6 gul-grø	6,0 grø-gu
6.6	4,1 grø-gu	3,8 grø-gu	1,8 bru-gu
27.6	5,5 grø-gu	4,9 grø-gu	4,5 bru-gu
18.7	6,3 grø-gu	5,2 grø-gu	4,6 bru-gu
8.8	7,0 grø-gu	7,0 bru-gu	5,1 bru-gu
29.8	6,5 grø-gu	6,1 bru-gu	7,5 bru-gu
25.9	5,8 bru-gu	7,1 bru-gu	6,5 bru-gu
9.11	7,0 grø	6,5 grø	9,5 bru-grø

Tabell 7.4.1 Kjemiske analyseresultater 1978. (blandprøve 0 - 10meter).

Stasjon 1

Dato	Konduktivitet µS/cm ⁻¹	Farge Pt/l	Turbiditet FTU	pH	Tot-P µg/l	Tot-P Filtrert µg/l	PO ₄ -P µg/l	Tot-N µg/l	Tot-N Filtrert µg/l	NO ₃ -N µg/l	SiO ₂ mg/l	Tot. tørrstoff mg/l	Org. tørrstoff mg/l
23/5	44,2	21,5	0,45	6,60	—	—	<2	440	—	405	4,0	0,24	0,18
6/6	43,5	32,5	0,39	7,32	8	—	<2	480	—	355	3,1	0,75	0,62
27/6	38,7	25,0	0,42	6,86	8	7	4	390	380	405	3,3	0,49	0,34
18/7	38,5	10,5	0,40	6,90	—	—	3	400	380	320	4,1	0,36	0,32
8/8	38,0	16,0	0,43	7,75	6	6	<2	460	450	280	2,8	0,38	0,32
29/8	36,0	16,0	0,37	8,26	8	6	2	430	420	285	2,9	0,51	0,38
25/9	35,5	24,0	0,35	6,75	6	4	1	490	480	340	3,0	0,64	0,29
9/11	43,0	21,0	0,43	7,20	6	6	1	480	460	380	3,1	0,36	0,19

Stasjon 2

23/5	50,0	37,5	0,75	6,90	8	4	<2	390	—	390	3,9	0,83	0,31
6/6	42,1	37,5	0,82	7,31	8	8	<2	380	—	335	3,2	1,03	0,57
27/6	36,8	22,5	0,53	6,88	—	—	—	360	350	310	3,4	0,47	0,37
18/7	34,0	16,0	0,48	6,93	—	—	1	360	320	260	7,7	0,60	0,42
8/8	36,0	18,5	0,46	6,92	—	—	—	510	410	260	2,8	0,24	0,18
29/8	34,0	18,5	0,37	8,06	9	7	1	410	400	265	3,0	0,42	0,30
25/9	35,5	24,0	0,43	6,89	—	6	<1	490	480	340	3,0	0,54	0,21
9/11	41,5	24,0	0,47	7,18	7	7	1	480	470	365	3,1	0,39	0,09

Stasjon 3

23/5	40,2	29,5	0,35	6,91	—	4	<2	360	—	355	3,9	0,46	0,34
6/6	27,1	92,0	1,8	7,18	—	—	<2	250	—	175	3,3	2,61	0,80
27/6	33,6	25,0	0,57	6,95	2	<2	<2	310	290	300	3,5	0,82	0,52
18/7	31,0	21,5	0,55	6,93	—	—	0,5	300	300	210	7,7	0,66	0,36
8/8	32,0	21,5	0,33	7,22	—	6	<2	410	410	190	2,7	0,29	0,15
29/8	34,5	21,5	0,40	7,80	8	7	1	470	430	305	3,2	0,47	0,35
25/9	32,5	27,5	0,41	6,92	—	5	1	470	440	300	3,1	0,53	0,25
9/11	41,5	27,5	0,63	7,11	6	6	1	420	420	325	3,1	0,37	0,08

Tabell 7.4.2 Konsentrasjon av hovedkomponentene fra blandprøve 0-10 m, vår og høst 1978.

Dato	Stasjonsnr.	Kalsium mg Ca/l	Magnesium mg Mg/l	Natrium mg Na/l	Kalium mg K/l	Sulfat mg SO ₄ /l	Klorid mg Cl/l	Konduktivitet
23.5	1	7,5	0,77	1,36	0,75	5,3	1,5	44,2
	2	7,5	0,78	1,35	0,90	5,2	1,5	50,0
	3	6,0	0,68	1,20	0,90	5,0	1,5	40,2
9.11	1	7,0	0,80	0,95	0,40	6,1	1,6	43,0
	2	6,5	0,80	1,05	0,51	6,1	1,4	41,5
	3	6,5	0,70	0,92	0,40	5,8	1,2	41,5

Tabell 7.5.1 Oksygen 1978 (mg/l).

	Dato	23/5	6/6	27/6	18/7	8/8	29/8	25/9	9/11
	Dyp i m								
St.1	0,5	11,91	10,76	11,01	9,65	8,89	8,96	8,98	10,93
	1,5	11,71	11,22	11,27	9,70	8,99	9,21	9,77	10,83
	3,5	11,81	11,17	11,37	9,80	9,09	9,06	9,62	10,93
	6	11,76	11,72	11,32	9,54	8,89	8,91	9,48	10,88
	8	11,76	11,17	11,37	9,49	9,29	9,26	10,07	10,83
	12	11,10	10,86	11,37	9,60	9,90	9,16	9,33	-
	16	11,76	11,22	11,53	10,40	10,45	9,41	9,72	11,03
	30	10,49	11,11	11,89	11,06	10,96	10,25	9,57	10,83
	105	10,79	11,37	10,70	10,50	10,91	9,31	10,26	10,05
St.2	0,5	12,01	9,95	10,50	9,49	9,09	9,31	9,33	11,75
	1,5	11,86	10,15	10,55	9,49	9,79	9,31	10,02	10,88
	3,5	11,96	10,05	10,75	9,60	8,79	9,11	9,77	10,83
	6	11,55	10,45	10,60	9,65	9,29	9,36	9,92	10,92
	8	11,86	10,86	10,65	9,49	9,09	9,50	9,97	11,13
	12	11,66	10,86	11,22	9,70	9,34	9,21	9,97	11,13
	16	11,40	10,76	11,43	9,70	9,60	9,01	9,92	10,86
	30	11,71	11,72	11,58	10,81	10,61	9,75	9,77	-
	105	10,65	10,25	11,74	10,76	10,91	11,09	10,31	10,66
St.3	0,5	11,50	10,96	10,50	9,70	8,79	10,10	10,17	-
	1,5	11,15	9,74	10,44	9,39	8,53	10,40	10,07	10,56
	3,5	11,35	7,41	10,50	9,65	8,79	10,10	9,92	10,86
	6	10,99	7,92	10,50	9,70	8,79	10,25	9,97	10,66
	8	11,86	9,69	10,55	10,10	8,99	10,10	10,07	10,71
	12	11,50	8,83	10,55	10,40	9,60	10,40	9,77	10,86
	16	11,30	10,91	10,86	10,55	9,60	10,15	9,97	10,66
	30	11,10	10,61	11,32	10,61	10,40	10,45	9,97	10,81
	105	11,20	9,54	11,22	10,50	10,30	9,70	10,17	10,46

Tabell 7.5.2 Oksygen 1978 (% metning).

	Dato	23/5	6/6	27/6	18/7	8/8	29/8	25/9	9/11
	Dyp i m								
St.1	0,5	90,3	96,1	98,1	93,2	92,5	86,9	77,8	89,0
	1,5	88,1	99,7	98,6	93,1	91,9	89,3	84,7	87,9
	3,5	88,6	95,5	98,8	93,1	92,0	86,6	83,2	88,7
	6	88,2	92,9	98,1	91,0	88,8	85,1	81,6	88,3
	8	88,2	87,6	97,8	89,0	92,4	88,3	86,7	87,9
	12	83,3	82,9	95,0	90,0	89,3	87,4	80,1	-
	16	88,2	85,2	92,7	88,9	87,3	89,6	83,3	89,6
	30	78,7	84,0	93,5	89,0	88,0	83,2	79,0	87,9
	105	80,9	85,5	82,3	81,2	84,8	-	82,3	81,0
St.2	0,5	91,2	96,8	101,2	91,8	92,0	88,1	80,7	95,6
	1,5	90,1	98,4	97,9	90,9	99,5	87,8	86,2	88,6
	3,5	90,6	96,8	98,8	90,3	86,9	85,5	84,1	88,2
	6	87,5	95,6	96,6	90,4	91,0	87,5	85,2	89,0
	8	89,9	95,9	95,4	88,5	87,4	88,8	85,6	90,4
	12	88,4	85,5	94,4	88,0	88,4	86,1	85,6	90,4
	16	86,4	83,4	92,4	86,6	85,7	83,9	85,2	88,2
	30	88,5	89,7	90,9	86,5	84,3	80,3	84,6	-
	105	79,1	77,1	90,3	83,8	85,0	87,0	82,5	86,4
St.3	0,5	87,6	95,4	98,7	91,8	89,8	86,5	87,1	-
	1,5	87,6	82,5	97,2	88,8	86,5	86,7	86,3	85,5
	3,5	86,4	60,6	96,9	89,3	86,9	83,6	84,8	88,0
	6	83,7	62,6	96,3	84,1	86,1	84,6	85,2	86,3
	8	90,3	76,4	96,2	84,0	86,4	82,6	86,1	86,8
	12	87,6	69,0	94,8	84,8	84,5	84,7	83,1	88,0
	16	85,8	85,0	93,2	84,2	80,4	82,2	84,6	86,3
	30	83,7	80,8	90,6	82,4	81,6	82,8	82,1	87,6
	105	86,4	71,9	85,7	79,8	79,2	75,2	80,4	82,7

Vedlegg 8.

Metode planteplankton

100 ml av en blandprøve fra sjiktet 0 - 10 meter ble fiksert i felt med 1 ml Lugols løsning tilsatt iseddik. Sedimenteringsmetode etter Utermöhl 1958 og omvendt mikroskop ble brukt under bearbeidelsen. Artsspesifikke volum ble funnet ved å sammenlikne organismene med kjente romfigurer. Algevolumet er oppgitt i mm^3/m^3 og er et tilnærmet mål for algebiomassen (algebiomassen er vekten av organismene pr. volumenhet (mg/l) ved et gitt tidspunkt).

Metode klorofyll

Blandprøver fra sjiktene 0-5, 5-10, 10-15 og 15-20 meters dyp ble filtrert på Whatman GF/C-filtre. Fuktige filtre ble så dypfryst inntil ekstraksjon i 90% aceton og måling enten ved spektroskopi (Strickland og Parsons 1968) eller flourimetri (Krogh 1976).

Tabell 8.1

 ANALYSERESULTATER AV KVANTITATIVE PLANTEPLANKTONPRØVER I RANDSFJORDEN 1978
 (Som algevolum i mm^3/m^3) x) pr. 100 μm trichomlengde

	Spesi- fikt volum	23.5			6.6			27.6			18.7		
		St. 1	St. 2	St. 3	St. 1	St. 2	St. 3	St. 1	St. 2	St. 3	St. 1	St. 2	St. 3
CYANOPHYCEAE (blågrønnalger)													
Uspesifisert trådformet	1800 x)												
CHLOROPHYCEAE (grønnalger)													
Botryococcus braunii Kütz.	3300										1		
Carteria sp.	300			1			1						
Chlamydomonas spp.	100-250				1								
Closterium sp.	5500		1										
Elakatothrix gelatinosa Wille	40										1	1	
Oocystis lacustris Chod.	300												
Monoraphidium minutum (Naeg.) Kom.- Legn.	85												
Monoraphidium sp.	40							1					
Paramastix conifera Skuja	300						1						1
Polytoma granuliferum Lack.	300						1			1	10		
Tetraedron minimum (A.Br.) Hansg.	190								1		1		
Scourfieldia sp.	30												
Staurodesmus sp.	10000												
Uspesifiserte chlorococcale	65-500						1				1		1 2
CHRYSOPHYCEAE (gualger)													
Bitrichia chodatii (Rev.) Chod.	100												
Chrysonader, små (inkl. Chrysochromulina parva Lack. og Spiniferomonas sp.)	50-65	6	14	9	89	199	46	48	102	20	21	114	25
Chrysonader, store	325	5	1	2	99	18	14	66	8	18	35	11	6
Dinobryon borgei Lemm.	25				1			2	3	5	1	2	1
D. crenulatum West & West	200						2						1
D. sociale v. americanum (Brunnth.) Bachm.	200							1		2	1		1
D. suecicum Lemm.	35							1					
Mallomonas akrokomos Ruttn.	350		1	3	14	3		8	5	1	10	12	3
Mallomonas sp.	1500					9	5			9	1		
Kephyrion spp.	50				1			2	1				
Stichogloea doederleinii (Schmidle)Wille	190												
Cyster av chrysofycer	35-500	1			4	2	2	1		3			2
CRASPEDOPHYCEAE (krageflagellater)													
Uspesifiserte craspedofycer	50-65												2
BACILLARIOPHYCEAE (kiselalger)													
Asterionella formosa Hass.	550	10	9	5		2	1	3	2	2			
Cyclotella glomerata Bachm.	70						1	1					
Cyclotella spp.	200-300	1	5	3	3	7					2		
Diatoma elongatum (Lyngb.) Ag.	600				2								
Fragilaria crotonensis Kitt.	600					5							
Melosira distans v. alpigena Grun.	500		1	2							3	1	
M.granulata (Ehr.) Raifs	2200	1	24	4					2		1		
Rhizolenia eriensis H.L. Smith	100					1			2	3		1	
R. longiseta Zach.	225				1			7					
Synedra spp.	250	3	3	6	20	10	3	25	26	9	10	2	4
CRYPTOPHYCEAE													
Cryptaulax vulgaris Skuja	100	1					1						
Cryptomonas spp.	{ 800 2500		2	5						1		2	6
Katablepharis ovalis Skuja	100	4	1	1	31	8	9	3	4	2	7	4	4 1
Rhodomonas lacustris Pasch. & Ruttn.	150	10	10	18	75	24	27	18	25	21	32	45	34
DINOPHYCEAE (fureflagellater)													
Ceratium hirundinella (O.F.M.) Schrank.	40000												
Gymnodinium lacustre Schill.	550	6			15	3		24	9	7	8	5	3
G. helveticum Pen.	10000	1	1			2	1	14		2	6		
Peridinium inconspicuum Lemm.	4500												
Uspesifiserte dinofycer	300-1300					2	2			2			4
μ -alger	4	3	3	4	28	20	4	13	9	10	12	11	4
TOTALT ALGEVOLUM		52	76	63	392	317	115	239	197	135	148	212	99

Tabell 8.2

 ANALYSERESULTATER AV KVANTITATIVE PLANTEPLANKTONPRØVER I RANDSFJORDEN 1978
 (Som algevolum i mm^3/m^3) x) pr. 100 μm trichomlengde

	Spesi- fikt volum	8.8			29.8			25.9			9.11		
		St. 1	St. 2	St. 3	St. 1	St. 2	St. 3	St. 1	St. 2	St. 3	St. 1	St. 2	St. 3
CYANOPHYCEAE (blågrønnalger)	x)												
Uspesifisert trådformet	1800					2			2			1	
CHLOROPHYCEAE (grønnalger)													
Botryococcus braunii Kütz.	3300					1						2	
Carteria sp.	300			1							1		
Chlamydomonas spp.	100-250					4							
Closterium sp.	5500												
Elakatothrix gelatinosa Wille	40					2							
Oocystis lacustris Chod.	300			1									
Monoraphidium minutum (Naeg.) Kom.- Legn.	85		1			1					1		
Monoraphidium sp.	40												
Paramastix conifera Skuja	300											2	
Polytoma granuliferum Lack.	300		1	1									
Tetraedron minimum (A.Br.) Hansg.	190												
Scourfieldia sp.	30	1											
Staurodesmus sp.	10000								1				
Uspesifiserte chlorococcale	65-500	1											
CHRYSOPHYCEAE (gulalger)													
Bitrichia chodatii (Rev.) Chod.	100												
Chrysonader, små (inkl. Chrysochromulina parva Lack. og Spiniferomonas sp.)	50-65	24	32	26	29	30	11	14	22	14	25	11	8
Chrysonader, store	325	22	10	4	17	4	2	3	1	3	2		3
Dinobryon borgei Lemm.	25		1		1								
D. crenulatum West & West	200	3											
D. sociale v. americanum (Brunnth.) Bachm.	200		1										
D. suecicum Lemm.	35												
Mallomonas akrokomos Ruttn.	350	10	12	27	4	2		1	1				2
Mallomonas sp.	1500	12	14		9	9		5		5			
Kephyrion spp.	50												
Stichogloea doederleinii (Schmidle)Wille	190	6			4								
Cyster av chrysophyceer	35-500	2		1	2			2		1			
CRASPEDOPHYCEAE (krageflagellater)													
Uspesifiserte craspedophyceer	50-65	3	2	2	1	1	2	1	3	2		2	
BACILLARIOPHYCEAE (kiselalger)													
Asterionella formosa Hass.	550	3											
Cyclotella glomerata Bachm.	70	2			6			1					
Cyclotella spp.	200-300				2		2						
Diatoma elongatum (Lyngb.) Ag.	600												
Fragilaria crotonensis Kitt.	600												
Melosira distans v. alpigena Grun.	500	3	2	1	8	1		1	1	1	1	1	1
M.granulata (Ehr.) Ralfs	2200					2			4	1			
Rhizosolenia eriensis H.L. Smith	100		1			1				2		1	6
R. longiseta Zach.	225	1			8	1	4		5		6		
Synedra spp.	250	2		1	3			3	1		3		
CRYPTOPHYCEAE													
Cryptaulax vulgaris Skuja	100												1
Cryptomonas spp.	{ 800 2500		15	13	27	20	15	25	15	15	5	7	2
Katablepharis ovalis Skuja	100	7	2	2			2		1		1		2
Rhodomonas lacustris Pasch. & Ruttn.	150	33	62	50	38	58	28	38	29	28	4	7	6
DINOPHYCEAE (fureflagellater)													
Ceratium hirundinella (O.F.M.) Schrank.	40000								4				
Gymnodinium lacustre Schill.	550	10	3	3	8	3		3	3	3			
G. helveticum Pen.	10000		3					2	3	1	1	1	1
Peridinium inconspicuum Lemm.	4500				5								
Uspesifiserte dinophyceer	300-1300						2			2			
μ -alger	4	11	5	5	9	5	4	2	3	4	1	1	2
TOTALT ALGEVOLUM		188	190	154	313	187	72	132	138	135	50	38	50

Tabell 8.2.3 Klorofyllkonsentrasjon 1978 (mg Chla/m³).

x: fluorimetrisk metode xx: dyp: 0-4 m
 4-8 m
 8-12 m
 12-16 m

St. 1	Dato	14,3 x	23,5 xx	6,6	27,6	18,7	8,8	29,8	25,9	9,11 x
	0-5	1,42	0,75	2,95	1,32	1,82	1,88	1,93	1,69	0,58
	5-10	0,30	0,61	2,82	1,50	1,63	1,59	1,94	1,69	0,62
	10-15	0,19	0,63	3,22	1,44	1,58	1,70	1,94	1,66	0,61
	15-20	0,24	0,56	2,96	1,41	-	1,76	1,97	1,69	0,60

St. 2	Dato	14,3 x	23,5 xx	6,6	27,6	18,7	8,8	29,8	25,9	9,11 x
	0-5	1,62	0,72	2,74	1,19	2,09	1,85	2,05	1,49	0,79
	5-10	0,47	0,79	2,39	1,78	1,89	1,46	1,63	1,40	0,84
	10-15	0,33	0,84	2,40	1,53	1,83	1,49	1,74	1,26	0,75
	15-20	0,26	0,91	2,08	2,10	-	1,68	1,59	1,33	0,78

St. 3	Dato	14,3 x	23,5 xx	6,6	27,6	18,7	8,8	29,8	25,9	9,11 x
	0-5	0,79	0,57	0,89	1,95	1,14	1,36	0,84	1,59	0,75
	5-10	0,30	0,55	0,65	2,19	0,78	1,01	0,76	1,48	0,82
	10-15	0,26	0,71	0,77	1,88	-	1,12	0,72	1,43	0,79
	15-20	0,23	0,64	0,84	1,88	-	1,07	0,73	1,50	0,75

Tabell 8.3 Randsfjorden 1978. Algevolumer for hovedgruppene.

Dato	23.5	6.6	27.6	18.7	8.8	29.8	25.9	9.11
Cyanophyceae	-	-	-	-	-	-	-	1
Chlorophyceae	-	1	1	1	2	7	-	-
Chrysophyceae	12	208	129	69	80	66	25	27
Craspedophyceae	-	-	-	-	3	1	1	-
Bacillariophyceae	15	26	36	16	11	27	5	10
Cryptophyceae	15	114	22	36	71	190	94	10
Dinophyceae	7	15	38	14	10	13	5	1
μ -alger	3	28	13	12	11	9	2	1
Totalvolum	52	392	239	148	188	313	132	50

st. 2

Dato	23.5	6.6	27.6	18.7	8.8	29.8	25.9	9.11
Cyanophyceae	-	-	-	-	-	2	2	-
Chlorophyceae	1	-	1	2	2	1	1	-
Chrysophyceae	16	231	119	139	70	45	24	11
Craspedophyceae	-	-	-	-	2	1	3	2
Bacillariophyceae	42	26	32	4	3	5	11	2
Cryptophyceae	13	33	27	51	102	125	84	22
Dinophyceae	1	7	9	5	6	3	10	-
μ -alger	3	20	9	11	5	5	3	1
Totalvolum	76	317	197	212	190	187	138	38

st. 3

Dato	23.5	6.6	27.6	18.7	8.8	29.8	25.9	9.11
Cyanophyceae	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorophyceae	1	4	13	3	4	-	6	-
Chrysophyceae	14	69	58	38	58	13	23	13
Craspedophyceae	-	-	-	2	2	2	2	-
Bacillariophyceae	20	4	14	4	1	6	4	7
Cryptophyceae	24	31	29	41	81	45	90	27
Dinophyceae	-	3	11	7	3	2	6	1
μ -alger	4	4	10	4	5	4	4	2
Totalvolum	63	115	135	99	154	72	135	50

Vedlegg 9.

Metode dyreplankton

Det ble ved denne undersøkelsen samlet inn dyreplanktonprøver i alt åtte ganger på de tre stasjonene i tidsrommet mai-november. Ved hvert prøvetakingstilfelle ble det tatt to vertikale håvtrekk fra 0-50 m, ett med maskevidde 0,045 mm og ett med 0,095 mm maskevidde.

Metoden ser ut til å kunne gi et noenlunde brukbart anslag på dyreplanktonmengdene i innsjøen fra 0-50 m dyp i dette tidsrommet, men en må regne med at de reelle tallene skal være høyere.

For å kunne sammenlikne med andre innsjøer, har en beregnet antall individer pr. kvadratmeter overflate i vannsjiktet 0-50 m, etter følgende likning:

$$y = x \cdot \frac{1 \text{ m}^2 \cdot 50 \text{ m}}{\pi r^2 (50 \text{ m} + 50 \text{ m})}$$

y = antall individer under 1 m² overflate

x = antall individer i prøven

r = radius i håven, her 15,3 cm

Foreløpig er bare de prøvene som er tatt med 0,095 mm håvmaskevidde bearbeidet.

Tabell 9.1

Dyreplankton (hjuldyr og hoppekreps) i Randsfjorden, st. 1 1978.
 Individantall under 1 m² overflate i dypsonen 0-50 m.

Art	Dato								
	23/5	6/6	27/6	18/7	8/8	29/8	25/9	9/11	
HJULDYR (Rotatoria)									
<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott 1879)	+	(+)	+	++	+	+	+	+	
<i>Asplanchna</i> spp.	+	(+)	+	++	+	(+)	+	(+)	
<i>Conochilus</i> spp.	(+)	+	+	+++	+++	++	(+)		
<i>Synchaeta</i> spp.	+								
<i>Ploesoma hudsoni</i> (Imhof 1891)			(+)		(+)	(+)	++		
<i>Keratella</i> spp.			(+)						
<i>Polyarthra</i> spp.			(+)						
HOPPEKREPS (Copepoda)									
<i>Limnocalanus macrurus</i> G.O. Sars 1863	♀ u/egg	100	410	1.500	1.290	1.840	480	1.700	70
	♂	170	200	680	1.700	1.970	680	2.240	70
	cop.	2.750	3.570	1.800	140		200		
	naup.	220							1.370
Σ <i>Limnocalanus</i>	3.240	4.180	3.980	3.130	3.810	1.360	3.940	1.510	
<i>Heterocope appendiculata</i> G.O. Sars 1863	♀ u/egg					70		70	
	♂				70				
	cop.					70			
	naup.	110	340						
Σ <i>Heterocope</i>	110	340		70	140		70		
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (G.O. Sars 1862)	♀ u/egg	510	340	370	820	950	200	1.700	610
	♀ m/egg	100	70	170	480	880	270		
	♂	510	580	1.260	2.790	750	70	1.290	610
	cop.	100	780	370	880	6.870	4.490	3.470	140
	naup.	10.730	4.670	4.860	16.800	31.760	5.640	3.060	400
	Σ <i>Eudiaptomus</i>	11.950	6.440	7.030	21.770	41.210	10.670	9.520	1.760
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus 1857)	♀ u/egg					270	70		
	♀ m/egg					70			
	♂		30						
	cop.	140	370	30	270	2.520	880	3.670	120
naup.	100	200	410	1.160	480	2.110	1.560	80	
Σ <i>Mesocyclops</i>	240	600	440	1.430	3.340	3.060	5.230	200	
Σ <i>Cyclops scutifer</i> G.O. Sars 1863			30						
TOTALT HOPPEKREPS	15.440	11.550	11.480	26.400	48.500	15.090	18.760	3.470	

+++ rikelig

++ vanlig forekommende

+ forekommer

(+) finnes (få tall eks.)

Tabell 9.2

Dyreplankton (vannlopper) i Randsfjorden, st. 1 1978.
 Individantall under 1 m² overflate i dypsonen 0-50 m.

Dato		23/5	6/6	27/6	18/7	8/8	29/8	25/9	9/11
Art									
Σ Leptodora kindti (Focke 1844)					410	140			
Holopedium gibberum Zaddach 1855	♀ u/egg + m/egg + m/hvileegg ♂ juv. ♂ embr.			580 170	200 140	70			
Σ Holopedium			1.330	1.130	410	70			
Daphnia galeata G.O. Sars 1864	♀ u/egg + m/egg + m/hvileegg ♂ juv. ♂ embr.	30	370 200	170 30	2.520 2.520	2.790 950	610 140	1.430 480	
Σ D. galeata		950	270 140	340 30	10.610 950	2.580 1.630	340	950 140	10 10
Daphnia cristata G.O. Sars 1862	♀ u/egg + m/egg + m/hvileegg ♂ juv. ♂ embr.								
Σ D. cristata									
Bosmina longispina Leydig 1860	♀ u/egg + m/egg + m/hvileegg ♂ juv. ♂ embr.	170	270 750	2.550 650	2.450 610	1.290 140	880 270	1.220 70	10
Σ Bosmina		680	1.700 30	3.330 610	6.800 610	3.260 340	1.220	950 200	10
Σ Polyphemus pediculus (Linné 1761)									
Σ Bythotrephes longimanus Leydig 1860						70			
TOTALT VANNLOPPER		1.830	5.060	8.840	28.570	14.690	4.000	5.510	80
TOTALT KREPSDYRPLANKTON		17.270	16.610	20.320	54.970	63.190	19.090	24.270	3.550

Tabell 9.3

Dyreplankton (hjuldyr og hoppekreps) i Randsfjorden, st. 2 1978.

Individantall under 1 m² overflate i dypsonen 0-50 m.

Art	Dato	23/5	6/6	27/6	18/7	8/8	29/8	25/9	9/11
HJULDYR (Rotatoria)									
<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott 1879)		+	+	++	++	+	+	+	+
<i>Asplanchna</i> spp.		+	+	++	+	(+)	(+)	+	(+)
<i>Conochilus</i> spp.		+	+	++	+++	+++	++	+	(+)
<i>Synchaeta</i> spp.									
<i>Ploesoma hudsoni</i> (Imhof 1891)						(+)	(+)	++	
<i>Keratella</i> spp.				(+)					
<i>Polyarthra</i> spp.		+	(+)	+			(+)		
HOPPEKREPS (Copepoda)									
<i>Limnocalanus macrurus</i> G.O. Sars 1863	♀ u/egg	170	340	1.870	3.330	1.770	1.700	2.580	1.500
	♂	70		880	4.490	2.450	1.160	2.820	1.290
	cop.	2.790	14.210	2.690	1.220	70	140	140	100
	naup.	220							870
Σ <i>Limnocalanus</i>		3.250	14.550	5.440	9.040	4.290	3.000	5.540	3.660
<i>Heterocope appendiculata</i> G.O. Sars 1863	♀ u/egg	30			410	140	140		
	♂	30			480	140	140	30	30
	cop.	680		170	410	70	70	70	
	naup.								
Σ <i>Heterocope</i>		740		170	1.300	350	350	100	30
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (G.O. Sars 1862)	♀ u/egg	610	3.330	480	2.720	480	680	1.500	2.990
	♂	240	1.290	170	1.360	1.090	750	140	
	♀ m/egg	610	6.530	1.600	5.580	1.840	1.220	1.120	2.650
	cop.	140	27.200	7.620	1.160	2.180	10.810	7.990	990
	naup.	10.900	50.120	3.430	16.860	15.570	15.160	2.820	390
Σ <i>Eudiaptomus</i>		12.500	88.470	13.300	27.680	21.160	28.620	13.570	7.020
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus 1857)	♀ u/egg		410	140	70		140		
	♂			70			70	30	
	♀ m/egg		950	100		140			
	cop.	30	3.670	200	820	540	1.160	9.320	1.900
	naup.	30	200	370	2.790	1.220	3.060	2.180	750
Σ <i>Mesocyclops</i>		60	5.230	880	3.680	1.900	4.430	11.530	2.650
Σ <i>Cyclops scutifer</i> G.O. Sars 1863									
TOTALT HOPPEKREPS		16.550	108.250	19.790	41.700	27.700	36.400	30.740	13.460

+++ rikelig
 ++ vanlig forekommende
 + forekommer
 (+) finnes (få tall eks.)

Tabell 9.4

Dyreplankton (vannlopper) i Randsfjorden, st. 2 1978.
 Individantall under 1 m² overflate i dypsonen 0-50 m.

Art	Dato								
		23/5	6/6	27/6	18/7	8/8	29/8	25/9	9/11
Σ Leptodora kindti (Focke 1844)			140	70	70	200	200	30	
Holopedium gibberum Zaddach 1855	♀ u/egg		70	540	70	70		30	
	♀ m/egg			310					
	♀ m/hvileegg								
	juv.	100	1.020	1.020	410	140			
Σ Holopedium	embr.		140	100	70	70			
Σ Holopedium		100	1.230	1.970	550	280		30	
Daphnia galeata G.O. Sars 1864	♀ u/egg	100	2.920	3.640	19.310	8.020	5.370	2.010	440
	♀ m/egg		950	1.290	200	480	70		70
	♀ m/hvileegg					410	750	240	30
	juv.	610	880	1.330	8.910	8.700	6.320	200	270
Σ D. galeata	embr.	710	1.500	780	2.580	880	70	30	
Σ D. galeata		710	6.250	7.040	31.000	19.100	17.070	3.300	880
Daphnia cristata G.O. Sars 1862	♀ u/egg						70		
	♀ m/egg								
	♀ m/hvileegg								
	juv.								
Σ D. cristata	embr.						70		
Σ D. cristata							70		
Bosmina longispina Leydig 1860	♀ u/egg	170	2.520	7.820	6.260	3.470	2.720	1.530	140
	♀ m/egg		610	1.840	410	340		140	30
	♀ m/hvileegg							480	310
	juv.	750	3.060	2.520	6.600	2.860	1.970	3.500	170
Σ Bosmina	embr.	920	2.240	1.360	820	340		270	
Σ Bosmina		920	8.430	13.540	14.090	7.010	4.690	5.990	890
Σ Polyphemus pediculus (Linné 1761)						140			
Σ Bythotrephes longimanus Leydig 1860				200	70				
TOTALT VANNLOPPER		1.730	16.050	22.620	45.910	26.800	22.030	9.350	1.770
TOTALT KREPSDYRPLANKTON		18.280	124.300	42.410	87.610	54.500	58.430	40.090	15.230

Tabell 9.5

Dyreplankton (hjuldyr og hoppekreps) i Randsfjorden, st. 3 1978.
 Individantall under 1 m² overflate i dypsonen 0-50 m.

Art	Dato								
	23/5	6/6	27/6	18/7	8/8	29/8	25/9	9/11	
HJULDYR (Rotatoria)									
<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott 1879)	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Asplanchna</i> spp.			+	+		(+)	+	++	
<i>Conochilus</i> spp.	+	+	++	++	++	+	+		
<i>Synchaeta</i> spp.	(+)			(+)					
<i>Ploesoma hudsoni</i> (Imhof 1891)		(+)		(+)	(+)	++	+	(+)	
<i>Keratella</i> spp.									
<i>Polyarthra</i> spp.			+			(+)			
HOPPEKREPS (Copepoda)									
<i>Limnocalanus macrurus</i> G.O. Sars 1863	♂ u/egg ♀			880	1.290	2.650	1.870	3.880	2.960
			140	200	1.730	3.060	2.180	3.130	2.820
		cop.	11.760	16.730	4.420	750	70	30	
		naup.	24.150	1.210					
Σ <i>Limnocalanus</i>		35.910	18.080	5.500	3.770	5.780	4.080	7.010	5.780
<i>Heterocope appendiculate</i> G.O. Sars 1863	♂ u/egg ♀				30				
		cop.			70				
		naup.		230	650				
		Σ <i>Heterocope</i>		230	720	30			
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (G.O. Sars 1862)	♂ u/egg ♀	750	200	540	70	680		1.160	920
		610		200	30	340		70	
	♂ m/egg ♀	1.430	140	750	140	610	100	1.430	920
		270	140	9.250	30	1.160	510	4.690	580
	cop.	11.890	670	7.230	1.700	6.940	70	2.310	440
	naup.	14.950	1.150	17.970	1.970	9.730	680	9.660	2.860
Σ <i>Eudiaptomus</i>									
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus 1857)	♂ u/egg ♀		70						
			140	70					
	♂ m/egg ♀		270	140	100	410	100	2.860	480
		750	1.020	200	510	540	540	410	140
	naup.	750	1.500	410	610	950	640	3.270	620
Σ <i>Mesocyclops</i>									
Σ <i>Cyclops scutifer</i> G.O. Sars 1863									
TOTALT HOPPEKREPS		51.610	20.960	24.610	6.380	16.460	5.400	19.940	9.260

+++ rikelig

++ vanlig forekommende

+ forekommer

(+) finnes (fåttall eks.)

Tabell 9.6

Dyreplankton (vannlopper) i Randsfjorden, st. 3 1978.
 Individantall under 1 m² overflate i dypsonen 0-50 m.

Art	Dato								
		23/5	6/6	27/6	18/7	8/8	29/8	25/9	9/11
Σ Leptodora kindti (Focke 1844)		70			100	480			
Holopedium gibberum Zaddach 1855	♀ u/egg			70	70				
	♂ m/egg			270	30		30		
	♀ m/hvileegg								
	juv.	480	610	340	140		70		
	embr.	140	140				70		
Σ Holopedium		620	750	680	240		170		
Daphnia galeata G.O. Sars 1864	♀ u/egg		200	2.860	880	4.760	200	2.790	200
	♂ m/egg		270	1.560	480	70			100
	♀ m/hvileegg						30	270	70
	juv.	2.860		3.940	3.600	25.300	580	410	30
	embr.			1.970	170	270		70	
Σ D. galeata		2.860	470	10.330	5.810	37.400	1.460	4.700	400
Daphnia cristata G.O. Sars 1862	♀ u/egg				100		170	70	
	♂ m/egg						30		
	♀ m/hvileegg								
	juv.				240	270	100	200	
	embr.				30				
Σ D. cristata				370	270	300	270		
Bosmina longispina Leydig 1860	♀ u/egg	1.020	820	2.720	3.160	4.560	610	1.020	100
	♂ m/egg		880	1.290	580	410	70	70	
	♀ m/hvileegg								340
	juv.	3.200	680	5.920	9.320	10.610	650	1.560	170
	embr.		680	750	70	480		480	
Σ Bosmina	4.220	3.060	10.680	13.130	16.060	1.330	3.130	710	
Σ Polyphemus pediculus (Linné 1761)			70						
Σ Bythotrephes longimanus Leydig 1860									
TOTALT VANNLOPPER		7.770	4.350	21.690	19.650	54.210	3.260	8.090	1.110
TOTALT KREPSDYRPLANKTON		59.380	25.310	46.300	26.030	70.670	8.660	28.030	10.370