



Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 194|85

Oppdragsgiver

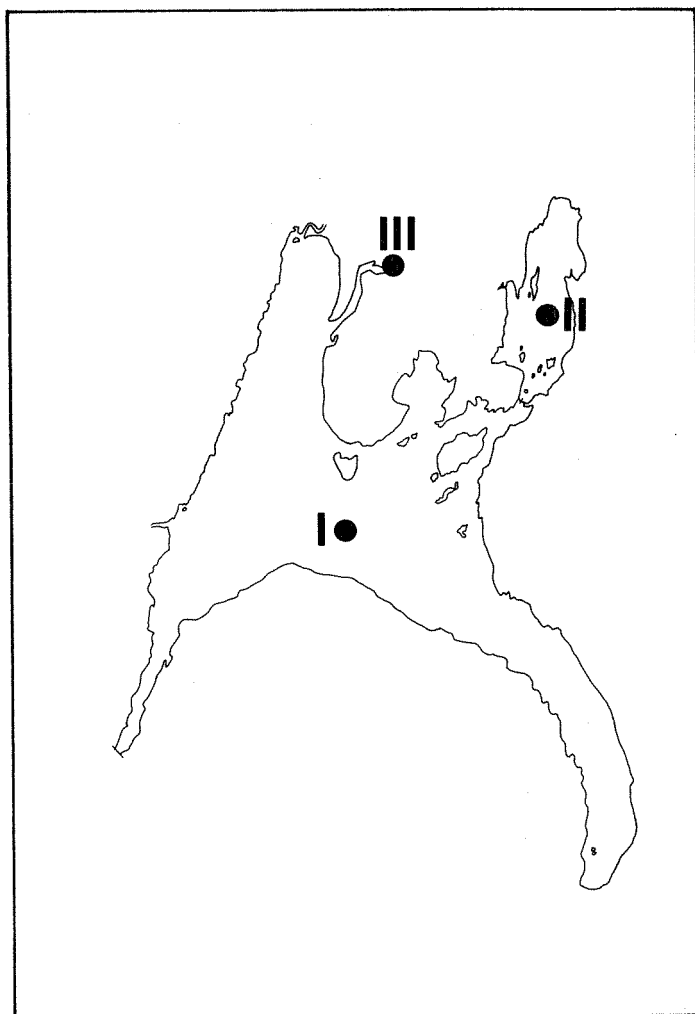
Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjon

NIVA

Fylkesmannen i Buskerud,
Miljøvernavdelingen

Overvåkings- undersøkelser i TYRIFJORDEN og STEINS- FJORDEN 1984





Statlig program for forurensningsovervåking

Det statlige programmet omfatter overvåking av forurensningsforholdene i

**luft og nedbør
grunnvann
vassdrag og fjorder
havområder**

Overvåkingen består i langsiktige undersøkelser av de fysiske, kjemiske og biologiske forhold.

Hovedmålsettingen med overvåkingsprogrammet er å dekke myndighetenes behov for informasjon om forurensningsforholdene med sikte på best mulig forvaltning av naturressursene.

Hovedmålet spenner over en rekke delmål der overvåkingen bl.a. skal:

gi informasjon om tilstand og utvikling av forurensningssituasjonen på kort og lang sikt.

registrere virkningen av iverksatte tiltak og danne grunnlag for vurdering av nye forurensningsbegrensende tiltak.

påvise eventuell uheldig utvikling i resipienten på et tidlig tidspunkt.

over tid gi bedre kunnskaper om de enkelte vannforekomsters naturlige forhold.

Sammen med overvåkingen vil det føres kontroll med forurensende utslipp og andre aktiviteter.

For å sikre den praktiske koordineringen av overvåkingen av luft, nedbør, grunnvann, vassdrag, fjorder og havområder og for å få en helhetlig tolkning av måleresultatene er det opprettet et arbeidsutvalg.

Følgende institusjoner deltar i arbeidsutvalget:

**Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk (DVF)
Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt (FHI)
Norges Geologiske Undersøkelser (NGU)
Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
Statens forurensningstilsyn (SFT)**

Overvåkingsprogrammet finansieres i hovedsak over statsbudsjettet. Statens forurensningstilsyn er ansvarlig for gjennomføring av programmet.

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter vil bli publisert i årlige rapporter.

Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institutter rettes til Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100, Dep. Oslo 1, tlf. 02 - 22 98 10.

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor
Postboks 333
0314 Oslo 3
Telefon (02)23 52 80

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041)43 033

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065)76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 2
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05)25 53 20

Prosjektnr.:	0 - 8000214
Undernummer:	II
Løpenummer:	1762
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel: Overvåkingsundersøkelser i Tyrifjorden og Steinsfjorden 1984. (Statlig program for forurensningsovervåking)	Dato: 21. okt. 1985
	Prosjektnummer: 0 - 8000214
Forfatter (e): Dag Berge	Faggruppe: Hydroøkologi
	Geografisk område: Buskerud
	Antall sider (inkl. bilag): 60

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt: Undersøkelsen tar først og fremst sikte på å beskrive tilstand og utvikling mht. eutrofiering i de to innsjøene Tyrifjorden og Steinsfjorden. I Tyrifjorden var de observerte konsentrasjoner av total fosfor og alger begge målt som middel over perioden 1. juni - 1. okt. i sjiktet 0-10 m, hhv. 6,8 ug/l og 2,1 ug/l. Dette er lavere enn på lenge. De bakteriologiske forhold var gode i Tyrifjordens dypvann, mens overflatevannet var noe forurenset av tarmbakterier. Storelva var sterkt forurenset med tarmbakterier. I Steinsfjorden var vasspesten utbredt over de samme områder som i 1983, ca 3,7 km². Vasspesten hadde lite gjødselende effekt på de fri vannmasser i 1984, en følge av lite innslag av råtnende (gamle) bestander.

4 emneord, norske:
1. Overvåking
2. Tyrifjorden og Steinsfjorden
3. Eutrofiering
4. Vasspest
Buskerud

4 emneord, engelske:
1. Monitoring
2. Lake Tyrifjord & Steinsfjord
3. Eutrophication
4. Elodea canadensis
Buskerud county

Prosjektleder:

Dag Berge

P. S. ...

For administrasjonen:

[Signature]

ISBN 82-577-0955-7

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Oslo

0 - 8000214

OVERVÅKINGSUNDERSØKELSER I TYRIFJORDEN OG STEINSFJORDEN

1984

Statlig program for forurensningsovervåking

Brekke 21. oktober 1985

Saksbehandler: Dag Berge

Medarbeidere : Stein Johansen
(UiO)

Anne Marie Heiberg
(Fylkesm. Buskerud)
Pål Brettum

FORORD

Den foreliggende rapport omhandler resultatene fra overvåkingsundersøkelsene i Tyrifjorden og Steinsfjorden 1984. Undersøkelsen inngår i Statlig program for forurensningsovervåking, som administreres av Statens forurensningstilsyn (SFT).

Undersøkelsene er koordinert med vasspestundersøkelsene i Steinsfjorden, og overvåkingsresultatene inngår som en nødvendig del for å vurdere vasspestens effekt på økosystemet.

Undersøkelsen er ledet av cand. real. Dag Berge (NIVA) som også har skrevet rapporten, og sammen med ing. Anne Marie Heiberg (Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernavd.) og cand. mag. Stein Johansen (UiO) stått ansvarlig for feltarbeidet.

De kjemiske analysene er hovedsakelig utført ved Fylkesmannen i Buskerud, Analyselaboratoriet, de bakteriologiske analysene er utført hos byveterinæren i Drammen, mens de biologiske analysene er utført ved NIVA. Analysene av planteplanktonet er utført av cand. real. Pål Brettum (NIVA).

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
1 FORMÅL - KONKLUSJON - TILRÅDNING	1
1.1 Formål	1
1.2 Konklusjoner.	1
1.3 Tilrådninger.	3
2 INNLEDNING	4
2.1 Områdebeskrivelse	4
2.1.1 Vassdraget fra kilde til utløp.	4
2.1.2 Geologi i nedbørfeltet	5
2.1.3 Klimatiske forhold.	7
2.1.4 Befolkning.	7
2.1.5 Innsjømorfometri og hydrologi.	7
2.2 Vannbruk og forurensninger	11
2.2.1 Reguleringer.	11
2.2.2 Rekreasjon og fiske.	12
2.2.3 Drikkevann.	13
2.2.4 Forurensninger.	13
2.3 Andre undersøkelser fra området.	14
2.4 Målsetting og overvåkingsprogram.	15
2.4.1 Målsetting.	15
2.4.2 Overvåkingsprogram.	16

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
3 RESULTATER OG DISKUSJON	18
3.1 Nedbørforhold.	18
3.2 Storelva.	19
3.2.1 Vannføring.	19
3.2.2 Vannkjemi - Næringssalter - Klorofyll.	21
3.2.3 Bakteriologi.	23
3.3 Tyrifjorden.	24
3.3.1 Siktedyp og vannkjemi.	24
3.3.2 Planteplankton.	26
3.3.3 Bakteriologisk forurensning.	27
3.4 Steinsfjorden	29
3.4.1 Temperatur.	29
3.4.2 Siktedyp	30
3.4.3 pH.	32
3.4.4 Oksygen.	32
3.4.5 Næringssalter.	35
3.4.6 Planteplankton i Steinsfjorden.	37
6.1 Klorofyll _a_	38
6.2 Volum og sammensetning.	39
6.3 Planteplanktonets primærproduksjon.	41
3.4.7 Vasspestsituasjonen og undersøkelser omkring denne.	44
4 LITTERATURREFERANSER	47
5 PRIMÆRTABELLER	49

1 FORMÅL - KONKLUSJON - TILRÅDNING

1.1 Formål

Hensikten med overvåkingen er først og fremst å holde eutrofiutviklingen i Tyrifjorden under oppsikt, slik at man i tide kan sette i verk nødvendige tiltak for å stanse en eventuell uheldig utvikling. I tillegg vil materialet gi informasjon om effekten av allerede iverksatte rensetiltak, samt av tiltak som er under gjennomføring.

I Steinsfjorden vil resultatene i tillegg bli brukt for å studere vasspestens innvirkning på planktonvekst og fosforomsetning i de fri vannmasser.

1.2 Konklusjoner.

Storelva, som er den viktigste tilførselselva til Tyrifjorden, er sterkt bakteriologisk forurenset og tilfredsstillende ikke helsemyndighetenes krav hverken til ubehandlet drikkevann eller badevann. Den senere tids sanering av kloakkutslipp synes å ha hatt liten effekt med hensyn til reduksjon av elvevannets bakterieinnhold. Midlere konsentrasjon av tarmbakterier (37°C koliforme) var vel 3000 pr. 100 ml.

Den midlere fosforkonsentrasjon i elvevannet var ca 12 $\mu\text{gP/l}$, og fosfortransporten var ca 54 tonn P. Dette var noe lavere enn i 1983. Elvevannets innhold av partikulært materiale var også mindre enn i 1983. Selv om forholdene i Storelva var noe bedre i 1984 enn i 83, er de ikke vesensforskjellig fra det man fant under Tyrifjordundersøkelsen (1978-81).

I Tyrifjorden var tilstanden relativt god i 1984. Det var lite alger og lave næringssaltkonsentrasjoner. Midlere algemengde i produksjons-sjiktet gjennom sommersesongen var 2,1 $\mu\text{g kl}_a/\text{l}$, mens midlere fosforkonsentrasjon var 6,8 $\mu\text{gP/l}$. Det kan synes som om Tyrifjorden nå utvikler seg i en gunstig retning med hensyn til eutrofieringsproblemet. Dette ses særlig tydelig om man vurderer algemengden uttrykt som kl_a fra begynnelsen av 1970-åra og frem til i dag. Andre

parametre viser imidlertid noe mindre entydig mønster. Som følge av år-til-år variasjoner, samt at overvåkingsprogrammet bare tillater månedlige prøvetakinger, bør det ikke legges alt for stor vekt på de lave verdier man fant i 1984. I 1982 fikk man også et gunstig bilde av forurensningssituasjonen, mens resultatene fra 1983 var som under Tyrifjordundersøkelsen. Man kan i alle fall fastslå at den negative utviklingen man var vitne til i 1960-åra og begynnelsen av 70-åra er bremsset/stoppet opp.

De bakteriologiske prøvetakingene fra stasjonen midtfjords viste at forholdene var overveiende gode på 50m's dyp, men dårligere i overflatelagene.

Steinsfjorden. Utbredelsen av vasspest har stabilisert seg rundt 3,6-3,7 km² av Steinsfjordens totale bunnareal på ca 14 km². 1984 var karakterisert av unge friske vasspestbestander, som stod svært tett over det meste av utbredelsesområdet. Bare få steder nådde bestandene overflaten. Det kan se ut som om vasspesten nå har begynt å vokse noe tregere enn før, noe som kan ha sammenheng med næringsutarming av sedimentet.

Resultatene fra de frie vannmasser tyder på at planteplanktonet har hatt konkurranse om næringssalter fra vasspestbestandene. Både planteplanktonproduksjon og -biomasse var lavere enn i 1983, og verdiene må kunne sies å være av samme størrelsesorden som før vasspesten kom inn i fjorden. Midlere algemengde i produksjonssjiktet gjennom sommer-sesongen var 4,3 µg kl_a/l, mens algeproduksjonen i den isfrie periode ble målt til 84 gC/m²år. Dette er helt i nedre delen av det eutrofe området. Algesammensetningen var preget av blågrønnalgen Oscillatoria agardii på forsommeren, mens utover sommeren og høsten hadde algesamfunnet en mer naturlig sammensetning.

Midlere konsentrasjon av total fosfor var i 1984 11,1 µgP/l, noe som også er lavere enn på lenge.

Det ser ut som om vasspestens helsetilstand/alder er avgjørende for om den virker gjødselende eller næringsutarmende på selve vannmassen i Steinsfjorden. Stort innslag av gamle bestander (dels råtnende materiale) fører til frigivelse av fosfor til vannet og planktonproduksjonen øker. Unge rasktvoksende bestander derimot, ser ut til å konkurrere med planteplanktonet om næring, og i år med stort innslag av slike bestander ser det ut til å bli lite alger. På denne måten har vasspesten ført til at vannkvaliteten i Steinsfjorden er ustabil. Det vil den også forbli inntil vasspesten har innstilt seg på et nivå. Imidlertid kan det allerede nå se ut som om vasspesten representerer en mindre fare med hensyn til sekundær eutrofiering enn tidligere

antatt.

1.3 Tilrådninger.

Tilstand og utvikling for Tyrifjordens vannkvalitet er godt dokumentert, og utviklingen mht. forurensningspåvirkning synes å være positiv. Det samme gjelder Storelva. Under forutsetning av at de planlagte saneringstiltak innenfor utslippssektoren fullføres innenfor planlagt tidsramme, bør en kunne ta pause i overvåkingen i f.eks. 5 år.

Overvåkingen av Steinsfjorden har først og fremst en problemrettet begrunnelse. Dvs. den er med på å gi svar på i hvilken grad vasspest kan forårsake sekundær eutrofiering. I løpet av sesongen 1985 burde man ha data nok til å kunne svare på dette, slik at man også her tar en pause på 5 år. De øvrige vasspestundersøkelsene i Steinsfjorden vil også bli avsluttet i 1985 med rapportering i 1986.

2. INNLEDNING

2.1 Områdebeskrivelse

2.1.1 Vassdraget fra kilde til utløp.

Tyrifjordens nedbørfelt har sine kilder ca 200 km nord-vest for Tyrifjorden. I nord avgrenses nedbørfeltet mot Valdresflya og Jotunheimen, helt i vest av Fillefjell og Tyin. I øst grenser nedbørfeltet mot Mjøsas nedbørfelt og i vest ligger Hallingdal som drenerer til Krøderen. Skisse over nedbørfeltet er gitt i fig.1.

Nedbørfeltet utgjøres vesentlig av 2 store dalførere, nemlig Valdres-Begnadalen og Etnedal- Land-Hadeland. I førstnevnte dalføre renner Begna gjennom innsjøene Vangsmjøsa, Slidrefjorden og Sperillen. Nedenfor Sperillen kalles elva også Adalselva. I det andre dalføret renner Etna og Dokka sammen ved innløpet av Randsfjorden. Nedenfor Randsfjorden kalles vassdraget Randselva. Disse to vassdragene møtes i Hønefoss sentrum og elva kalles Storelva herfra og ned til Tyrifjorden. Ved samløpet har Begnavassdraget et nedbørfelt på 4875 km², mens Randselva her har et nedbørfelt på 3717 km². Disse to vassdragene utgjør nærmere 90% av Tyrifjordens nedbørfelt, som totalt er på 9808 km².

Storelva renner ut i Tyrifjordens nordvestre del, Nordfjorden. Her renner også den langt mindre Sokna ut med nedbørfelt på 624km². Drenering til fjorden utover dette skjer bare via små vassdrag av hvilke Skjærdalselva og Henoa har størst betydning.

Steinsfjorden er forbundet med Tyrifjorden via Kroksundet. Under flomperioder i Storelva stiger vannstanden i Tyrifjorden raskere enn i Steinsfjorden, noe som fører til at det også i perioder kan strøme vann inn i Steinsfjorden fra Tyrifjorden. Steinsfjordens nedbørfelt er på 64 km². Skisse over nedbørfeltet er gitt i fig.2.

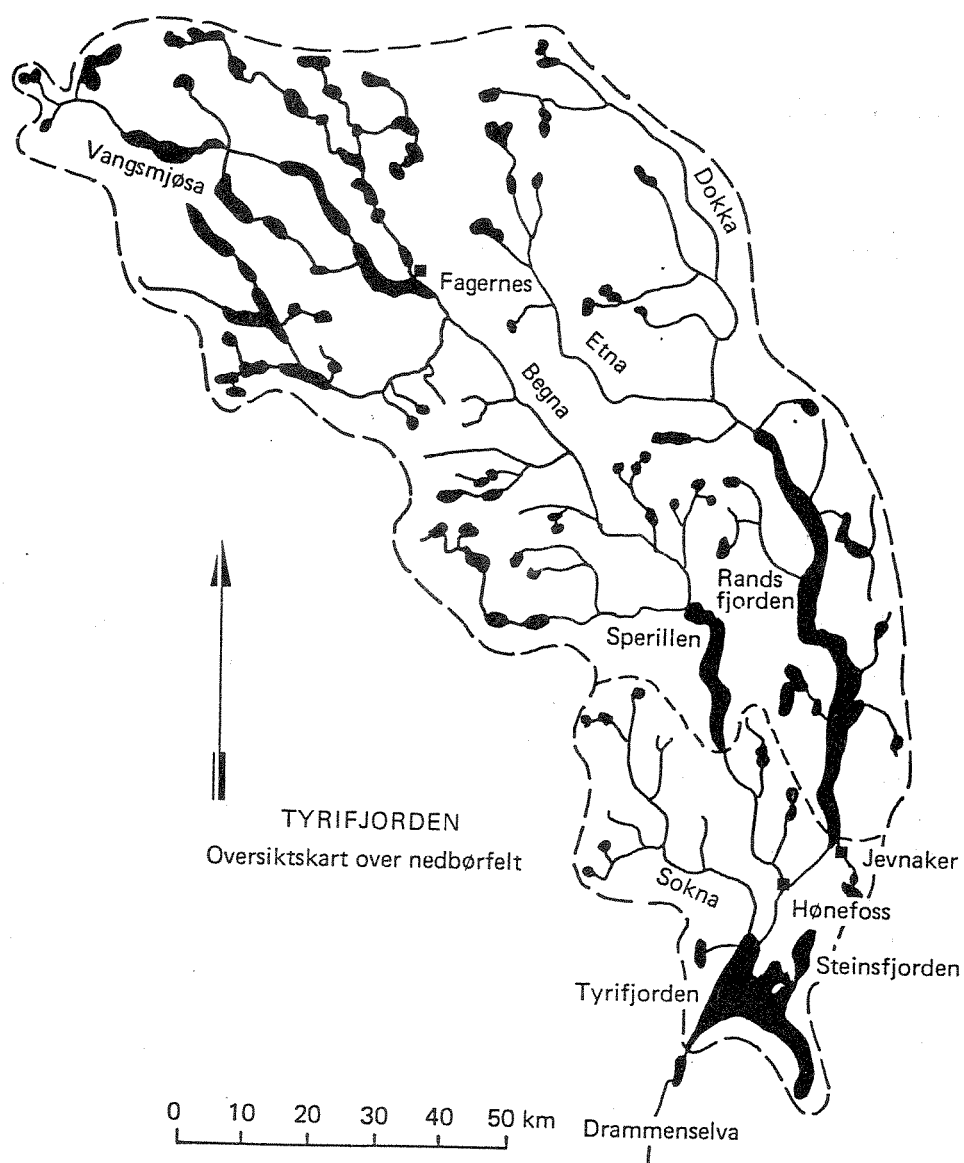


Fig. 1. Skisse over Tyrifjordens nedbørfelt.

2.1.2 Geologi i nedbørfeltet

Tyrifjorden ligger i Oslofeltets vestgrense. Øst og nordøst for innsjøen består berggrunnen av kambrosiluriske skifer og kalksteinsformasjoner, samt sandstein og lavabergarter. Kambrosiluriske bergarter kommer også igjen mot syd. Vest og nordvestsiden av Tyrifjorden består vesentlig av grunnfjell. Nordover i nedbørfeltet kommer først et bredt belte med grunnfjell i de midtre deler, mens de nordlige deler har svært blandet geologi. Viktigst er kvartssandstein, Valdressparagmitt og sterkt omdannede kambrosiluriske bergarter.

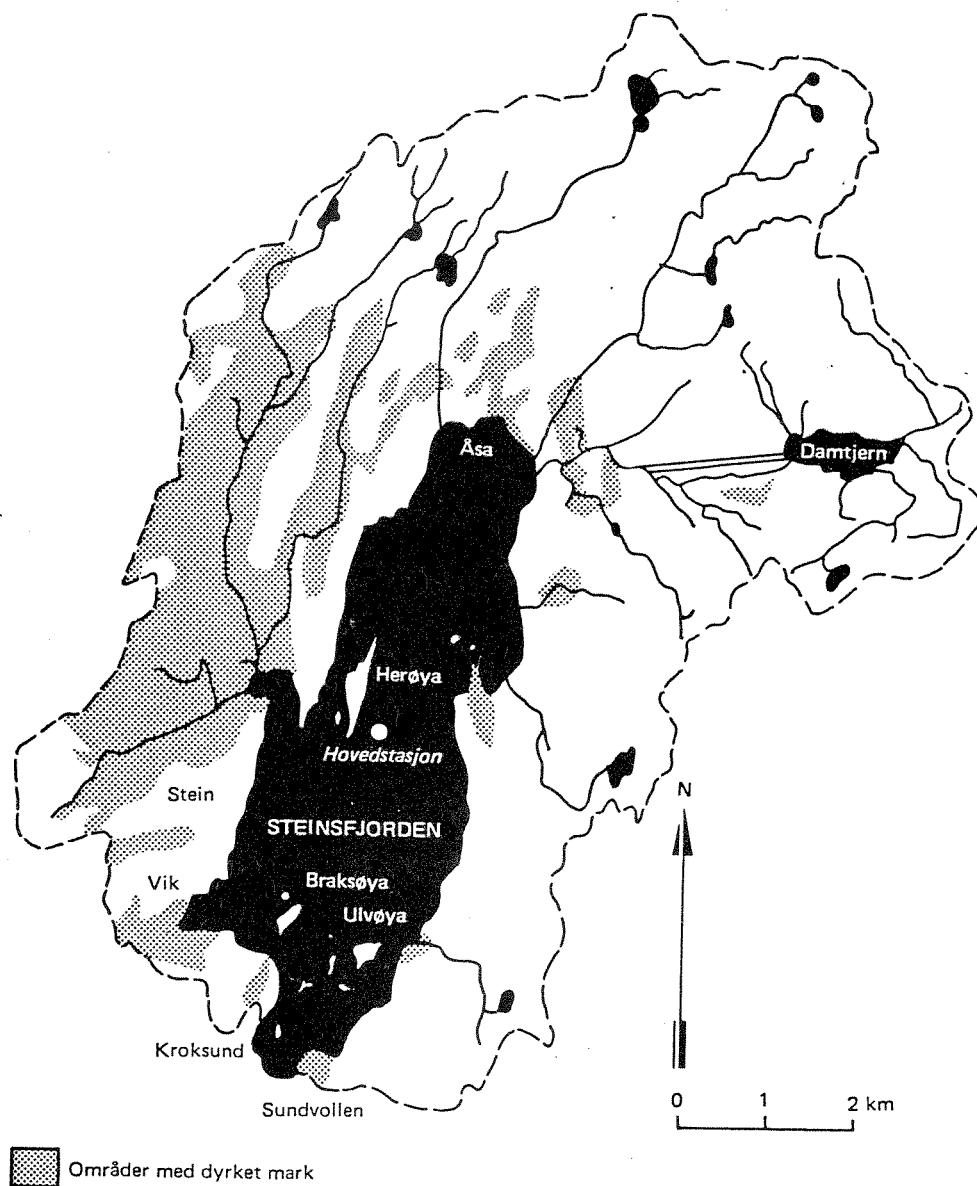


Fig. 2. Skisse over Steinsfjordens nedbørfelt, etter Abrahamsen 1981.

Løsavsetningene i den nordre delen av nedbørfeltet består hovedsakelig av et tynt lag med morenegrus, mens det i den søndre del er store innslag av marin leire. Her finnes også store ansamlinger av glasi - fluvialt materiale (sand og grus).

I lokalfeltet rundt Steinsfjorden er det mye kalkrike bergarter. I vest og nordvest samt øyene Herøya og Braksøya, består berggrunnen vesentlig av kambrosilur. Deler av dette området er dekket av marine løsavsetninger, vesentlig leire. På østsiden og nordøst for Steinsfjorden er de eldre kambrosiluriske bergarter dekket av sandstein avsatt i ferskvann. Disse bergartene strekker seg opp til lavabergartene som dekker toppen av åsene i øst.

2.1.3 Klimatiske forhold.

Tyrifjorden ligger 63m over havet. Området har typisk innlandsklima med kalde vintre og varme somre. Det er relativt lite nedbør i distriktet, særlig rundt Steinsfjorden som ligger i nedbørskyggen til Nordmarka. Middelnedbøren er her bare omlag 400mm pr. år. På vestsiden av Tyrifjorden er middelnedbøren omlag 600mm pr. år. Det aller meste av nedbøren kommer om sommeren. Vintrene er forholdsvis snøfattige i innsjøenes nærområder. Sydlige vindretninger er dominerende i sommerhalvåret, mens om vinteren er det mer innslag av nordlige og vestlige vinder.

2.1.4 Befolkning.

Totalt bor det ca 80-90000 mennesker i Tyrifjordens nedbørfelt. I området nedenfor Sperillen og Randsfjorden bor det omlag 32000 mennesker, vel halvparten av disse bor i Hønefoss og omland. I Steinsfjordens lokalfelt bor det ca. 2000 personer. De fleste tettsteder er tilkøpelt kloakkrenseanlegg.

I tillegg til de fastboende er det betydelig turisme i tilknytning til Tyrifjorden og Steinsfjorden. F. eks. kan det nevnes at det er over 1700 hytter i nærområdet, hvorav 600 bare rundt Steinsfjorden. Det er også flere campingplasser langs innsjøene.

2.1.5 Innsjømorfometri og hydrologi.

Tyrifjorden og Steinsfjorden utgjør tilsammen en sammenhengende vannflate på 135 km², eksklusive øyer. Tyrifjorden alene utgjør 121 km² og Steinsfjorden ca. 14 km².

Tyrifjorden er en av Norges dypeste innsjøer med maksimaldyp på 295 m og et midlere dyp på 114 m. En dyp renne strekker seg fra Tyrstrand og helt ned til Sylling. Dette dypområdet (ofte kalt Holsfjordbassenget) huser det aller meste av vannet i Tyrifjorden. Dyprenna er nesten flat på bunnen og på strekningen Frognøya - Sylling varierer dypet bare med ca. 10 m (285-295m). Dybdekart over Tyrifjorden er gitt i fig. 3.

Steinsfjorden er en relativt grunn innsjø med maksimaldyp på ca. 24m, og middeldyp på omlag 10m. En dyprenne på 15-20m dyp strekker seg langs midten av innsjøen. Steinsfjorden er allikevel dyp nok til å bli termisk sjiktet i sommerhalvåret. Den er imidlertid sterkt vindpåvirket og har derfor en lang høstsirkulasjonsperiode. Steinsfjorden er avsnørt fra Tyrifjorden ved en vegfylling over det grunne Kroksundet. I bruporten er det ca. 2,5m dypt. Dybdekart over Steinsfjorden er gitt i fig. 4.

Tyrifjordens volum er $13830 \times 10^6 \text{ m}^3$ og den midlere avrenning ca $170 \text{ m}^3/\text{sek}$. Det vil ta 2,7 år for det innstrømmende vann (elver, bekker etc.) å fylle opp bassenget om dette hadde vært tomt. Vi sier at Tyrifjorden har en teoretisk oppholdstid på 2,7 år.

Avrenningen fra Steinsfjordens nedbørfelt er ca $1 \text{ m}^3/\text{sek}$, innsjøbassenget er på $147 \times 10^6 \text{ m}^3$. Den teoretiske oppholdstiden blir etter dette 4,6 år. Den reelle oppholdstiden er nok noe mindre da det periodevis skjer vannutskiftninger med Tyrifjorden.

I tabell 1 er det gitt en sammenstilling av morfometriske og hydrologiske data fra de to innsjøer.

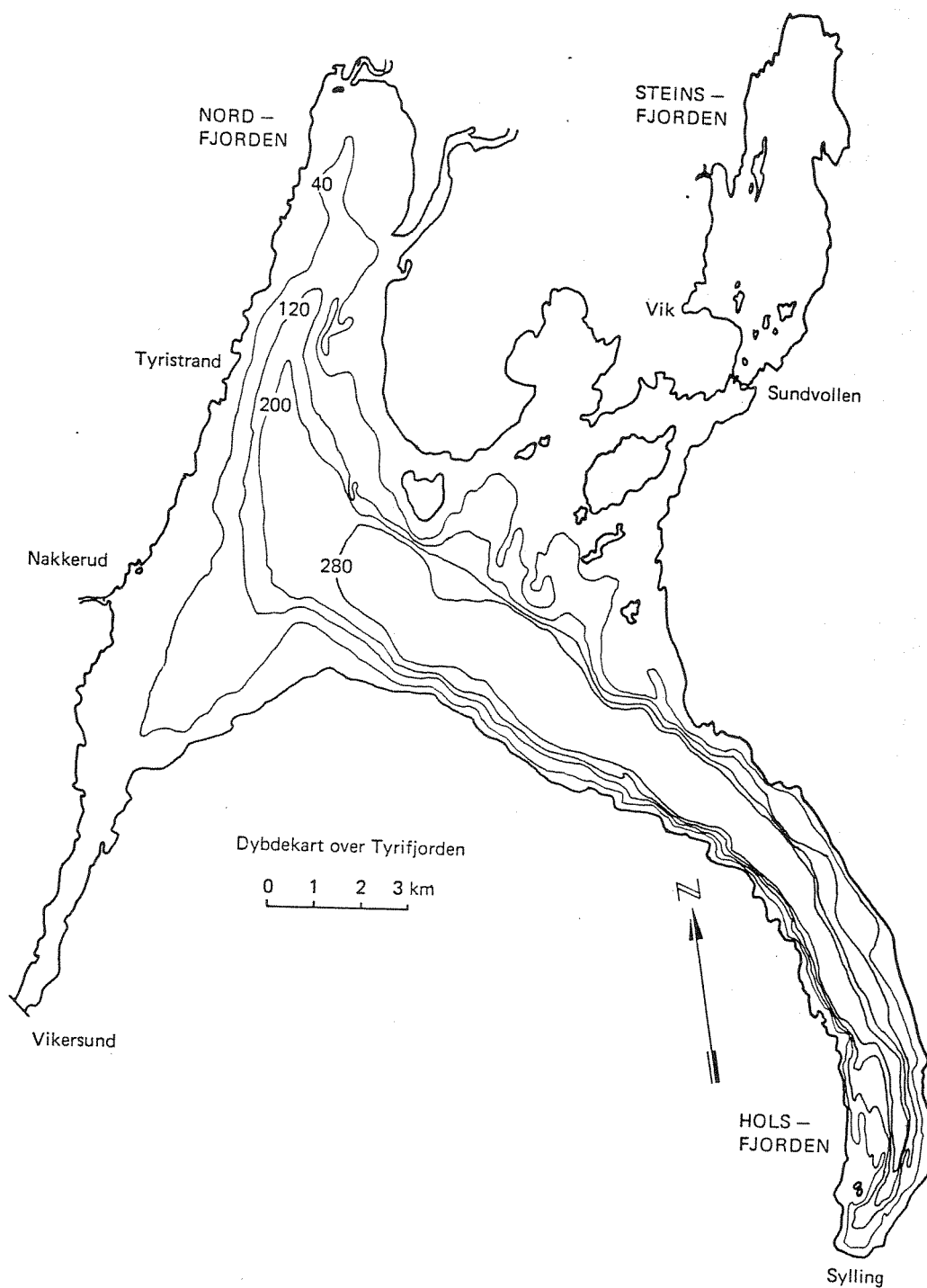


Fig. 3. Dybdekart over Tyrifjorden, etter NVE (Hydrologisk avd. 1977).

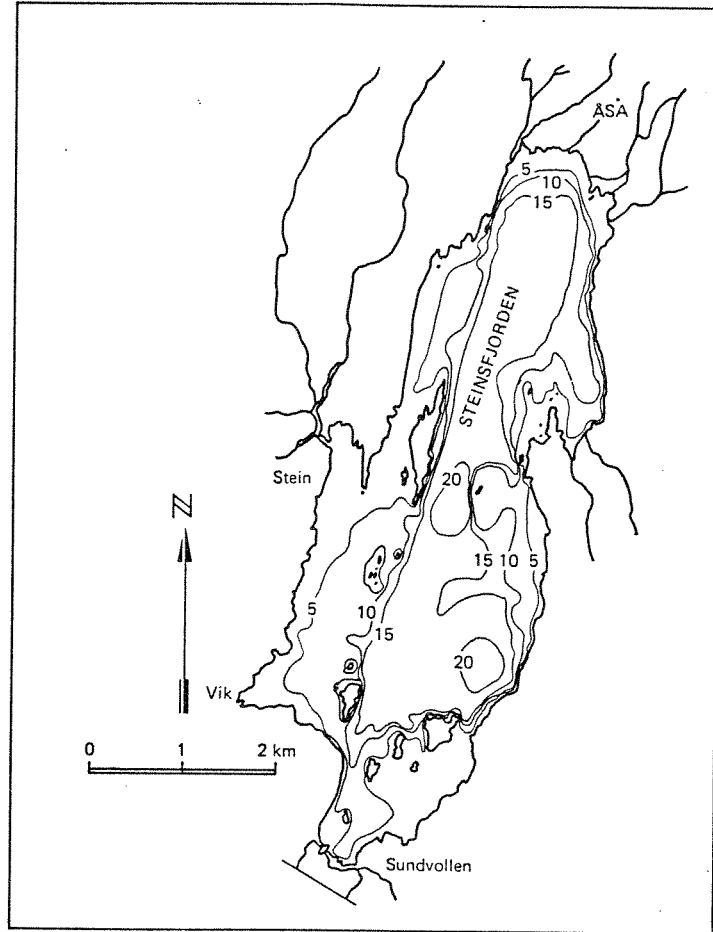


Fig. 4. Dybdekart over Steinsfjorden, etter NVE (Hydrologisk avd. 1977).

Tab. 1 Morfometriske og hydrologiske data fra Tyrifjorden og Steinsfjorden.

		Tyrifjorden	Steinsfjorden
Høyde over havet	m	63	63
Areal nedbørfelt	km ²	9808	63,7
Areal innsjøoverflate (eks. øyer)	km ²	121,3	13,9
Areal øyer	km ²	2,74	0,52
Største lengde	km	30*	7,9
Største bredde	km	11**	2,6
Største dyp	m	295	1022
Midlere dyp	m	114	10,2
Vannstandsvariasjoner	m	1-2	1-2
Volum	x10 ⁶ m ³	13830	142
Midlere avløp	m ³ /s	170	1
Årlig avløp	x10 ⁶ m ³	5000	31,5
Teoretisk oppholdstid (vannutskifting)	år	2,7	4,6

*) Sylling - Soknas munning.

***) Nakkerud - Utvik.

2.2 Vannbruk og forurensninger

2.2.1 Reguleringer.

Det er betydelige vassdragsreguleringer i Tyrifjordens nedbørfelt, særlig mange er det i Begnavassdraget ovenfor Sperillen. Her omtales bare reguleringene nedenfor Sperillen og Randsfjorden.

I Begna er det 4 kraftstasjoner mellom utløp Sperillen og samløpet med Randselva (tabell 2). Det er rene elvekraftverk uten noen magasinering. Bare de gamle fossene er tørrlagte.

I Randselva er det 4 kraftstasjoner (tabell 2). Randsfjorden fungerer her som reguleringsmagasin og er regulert med ca 3 m.

Tabell 2. Oversikt over reguleringer i Begna (nedstr. Sperillen) og i Randselva.

Kraftverk	Fallhøyde	Gjennomsnittlig årsproduksjon
	m	(GWh)
<u>Begna</u>		
Hensfossen kraftstasjon	24	110
Bagna "	8	36
Hoffsfoss "	26	150
Hønefoss "	21	120
<u>Randselva</u>		
Bergerfoss "	6	10
Kistefoss "	11	30
Askerudfoss "	21	70
Viulfoss "	17	60

Randselvregruleringene reduserer gyte- og oppvekstområdene for Tyrifjordørreten. Dette tapet søkes erstattet med stamfiske og utsettinger. Reguleringene har liten forurensningsmessig betydning. Selve Tyrifjorden er regulert ca 1m med dam ved Vikersund. Denne moderate regulering synes å ha liten økologisk og forurensningsmessig betydning.

2.2.2 Rekreasjon og fiske.

Tyrifjorden og Steinsfjorden er viktige lokaliteter mht. rekreasjon. I det lokale nedbørfelt er det over 1700 hytter hvorav vel 900 ligger i Tyrifjordens nærområde og ca 600 i Steinsfjordens nærområde. Det er flere campingplasser, feriehem og hoteller i nærområdet. I sommer månedene florerer badeliv og båtsport.

Fritidsfiske har også stor betydning. Steinsfjorden er desidert Norges rikeste krepselokaltet. Fisket etter kreps er fritt for alle, og i krepselesongen (7. aug. - 15. sept.) er det hektisk aktivitet langs strendene. Ved fiskets start fiskes det i alt med 10 - 12000 teiner bare i Steinsfjorden. Dette fisket har også økonomisk verdi for endel lokale oppsittere. Det fiskes 185000 kreps pr. år med en førstehåndsverdi på vel en halv million kroner. I Steinsfjorden fiskes

det også etter abbor, sik og gjedde, samt en del brasme(krepseagn).

I Tyrifjorden fiskes det særlig etter ørret og sik. Tyrifjorden er viden kjent for sin storvokste ørret, og fisket etter denne har økonomisk verdi for en del lokale beboere. Mest kjent er Breien fisket i Nordfjorden. Storørretfiske foregår vesentlig i mai da ørreten følger krøklas gytevandring inn i Nordfjorden. Bunn garn og dorging er de vanligste fangstformer. Det fiskes 2-3 tonn ørret pr. år i Tyrifjorden.

Tyrifjorden har en stor sikbestand, som imidlertid utnyttes dårlig, særlig den pelagiske bestanden. Flyte garnfiske foregår ikke i Tyrifjorden, og siken beskattes bare ved bunn garnfiske og noe under gytevandring i Sokna. Det fiskes ca 7-8 tonn sik pr. år i Tyrifjorden. Dette kvantum kunne godt vært fordoblet uten at det ville gått ut over bestanden.

Også i Tyrifjorden fiskes det en del abbor, gjedde og brasme. Krepsefiske har her betydelig mindre omfang enn i Steinsfjorden. Det fanges også sporadisk eksemplarer av dypvannsrøye (kolmunn) i Tyrifjorden.

Av andre fiskearter enn de som allerede er nevnt, finnes stingsild, ørekyt, karuss og ål.

2.2.3 Drikkevann.

Det er flere vannverk som nytter Tyrifjorden som råvannskilde. Hittil har dette dreid seg om vannforsyning til lokalbefolkningen. Nå arbeides det imidlertid med et stort drikkevannsuttak fra Holsfjorden (ved Toverud) som i første rekke skal forsyne Asker og Bærum. På sikt er Holsfjorden potensiell reservevannkilde for større deler av Oslo- og Drammensområdet. Ved flere av de lokale vannverkene har man vært plaget av bakteriell forurensning og det har stadig vært nødvendig å legge inntakene ut på dypere vann.

2.2.4 Forurensninger.

Tyrifjorden mottar forurensninger både fra industri, jordbruk og kommunal kloakk. De mest bekymringsskapende forurensningseffekter er eutrofiering (overgjødsling), kvikksølvforurensning av fisk, samt høyt bakterieinnhold i vannet. En stor del av utslippene er nå reduserte

ved at alle tettsteder er tilkoplede kommunale kloakkrensaneanlegg, samt at bruk av kvikksølv i treforedlingsindustrien og jordbruk er stanset. Hønefossområdet er den største forurensningskilde. F.eks. kan det nevnes at vel 85% av fosforutslippene til Tyrifjorden kommer via Storelva, og ca. 20 - 30 tonn P/år tilføres elva på strekningen forbi Hønefoss. Totalt tilføres Tyrifjorden ca. 70 tonn P/år (total fosfor). Tar man hensyn til dagens iverksatte renseanordninger, er forforbidraget fra menneskelig aktivitet i områdene nedenfor Sperillen og Randsfjorden beregnet som det fremgår av tabell 3.

Tabell 3. Fosfor som er beregnet å nå Tyrifjorden fra forurensning fra menneskelig aktivitet i områdene nedenfor Sperillen og Randsfjorden (Tyrifjordundersøkelsen 1978-81).

Sanitæravløp	18800 kgP/år
Jordbruk	7600 kgP/år
Fiskebruk	500 kgP/år
Industri	5000 kgP/år

<u>Tilsammen</u>	<u>31900 kgP/år</u>

Etter dette skulle den naturlige bakgrunnsbelastningen på Tyrifjorden være ca. 40 tonn P/år. Beregningene over hvor mye av de produserte forurensningene som når fjorden, er imidlertid usikre.

Industrien tilfører også fjorden betydelige mengder organisk materiale, vesentlig i form av trefibre. Fra de 4 største treforedlingsbedrifter er dette beregnet å utgjøre 123000 p.e. pr. år.

I tillegg til anrikning av kvikksølv i sediment og i fiskekjøtt, har man også registrert en svak anrikning av kadmium i sediment og anrikning av organiske mikroforurensninger i fiskekjøtt (stor ørret).

Det bør bemerkes at kvikksølvinnholdet i fiskekjøtt har gått betydelig ned etter at utslippene stanset opp i 1970.

2.3 Andre undersøkelser fra området.

Tyrifjorden og Steinsfjorden har vært gjenstand for en rekke tidligere undersøkelser. Det har nylig utkommet en bibliografi over vitenskapelige arbeider fra området (Lien 1983) som refererer det aller meste av hva som er gjort frem til 1983. Av disse er det en del

arbeider som har hatt stor verdi for å vurdere Tyrifjordens og Steinsfjordens utvikling mht. forurensning.

De arbeider som er brukt i denne rapport gjennomgås kort. Strøm (1932) gjorde etter datidens forhold en meget grundig undersøkelse av Tyrifjorden og Steinsfjorden i 1930. Særlig verdifulle er hans kvantitative plante- og dyreplanktonstudier. NIVA har foretatt en del undersøkelser i 1960-åra (Holtan 1970) og i 1970 og 71 (Langeland 1972, 1974). Langeland (1974) foretok en vurdering av planktonsamfunnenes utvikling fra 1930 og fram til 1971 på bakgrunn av alt tilgjengelig materiale. Rognerud (1975) gjorde et grundig studium av planteplanktonet og dets produksjon, samt vannkjemi i Tyrifjorden i årene 1972-73. I samme tidsrom 1972-73 foretok Skogheim (1975) en tilsvarende grundig undersøkelse av Steinsfjorden. Her ble også sedimentene undersøkt. Hindar (1981) foretok en grundig undersøkelse av planteplankton og vannkjemi og sedimentasjon i Steinsfjorden 1978 og -79. Fra 1978 - 81 har det blitt utført en rekke undersøkelser både i Tyrifjorden og Steinsfjorden i forbindelse med Tyrifjordundersøkelsen. Hittil har det utkommet ca. 30 rapporter fra Tyrifjordutvalget, og det fortsatt er et par som er under utarbeidelse. Totalt er det utkommet 75 rapporter og publikasjoner med basis i materialet innsamlet i forbindelse med Tyrifjordundersøkelsen. I denne rapporten er det hentet materiale vesentlig fra årsrapportene og fra den sammenfattende sluttrapporten (Berge 1979, 1980, 1981 og 1983).

I tillegg gjøres det nå flere undersøkelser i Steinsfjorden vedr. vasspestproblematikk. Dette blir behandlet lenger bak.

2.4 Målsetting og overvåkingsprogram.

2.4.1 Målsetting.

Målsettingen er først og fremst å holde eutrifiutviklingen i Tyrifjorden under oppsikt, slik at man i tide kan sette i verk nødvendige tiltak for å stanse en eventuell uheldig utvikling. I tillegg vil materialet gi informasjon om effekten av allerede iverksatte rensetiltak og av tiltak som er under gjennomføring.

I Steinsfjorden vil resultatene også bli brukt for å studere vasspestens innvirkning på planktonvekst og fosfordynamikk i de fri vannmasser.

2.4.2 Overvåkingsprogram.

Programmet omfatter 3 stasjoner, en sentralt i Tyrifjorden og en sentralt i Steinsfjorden, samt en i nedre del av Storelva, se

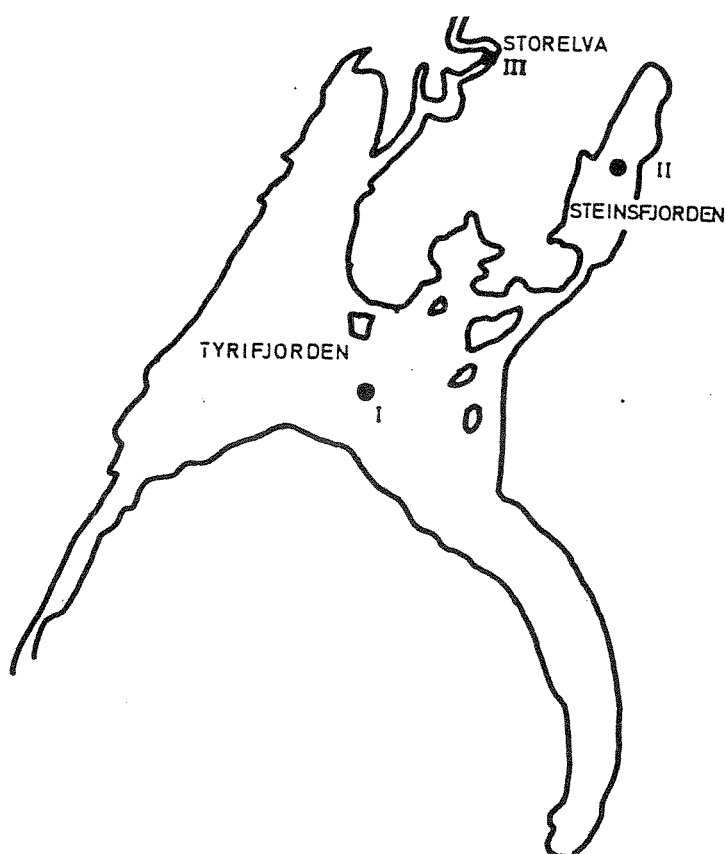


Fig. 5. Stasjoner som inngår i overvåkingsprogrammet.

fig. 5.

I Tyrifjorden gjøres fysisk/kjemiske studier og planteplanktonstudier i overflatelagene, samt bakteriologiske undersøkelser på 6m's dyp (representerer overflatelagene) og 50m's dyp (aktuelt dyp for drikkevannsinntak). I Storelva analyseres vannprøvene på næringssalter og bakterier. I Tyrifjorden tas det månedlige prøver i sommerhalvåret, mens det i Storelva tas månedlige prøver hele året.

I Steinsfjorden kjøres et noe mer omfattende program grunnet problemene med vasspesttilgroingen. Det tas prøver hver 14. dag i sommerhalvåret, samt at det gjøres observasjoner under is ved slutten av vinterstagnasjonen (siste halvdel av mars). Det tas kjemiprøver gjennom hele vannsøylen, mens det gjøres et grundig studium av planteplanktonet og dets produksjon i overflatelagene (0-12m).

3 RESULTATER OG DISKUSJON

3.1 Nedbørforhold.

Årsnedbøren på Ask var i 1984 663 mm mot normalt 580. Sommeren var relativt fuktig i det det bare var august som ikke hadde nedbør over normalen.

Endrede værforhold kan ha betydning for å vurdere år til år variasjoner i en del parametre som vanligvis inngår i vannundersøkelser. Ulike innsjøer reagerer på forskjellige måter. I en innsjø med mye direkte kloakkutslipp, som feks. Mjøsa før Mjøsaksjonen, vil mye av fortynningsvannet utebli i en tørr sommer og algeveksten vil øke som følge av de mer konsentrerte utslipp. I en innsjø med lite direkte utslipp, vil algeveksten ofte bli liten i tørre somre. Tilløpsbekker vil da tørke inn og en mindre del av den diffuse forurensning vil nå frem til vassdraget.

Tyrifjorden og Steinsfjorden burde med de saneringstiltak som er gjennomførte, høre til den siste kategorien. At dette er tilfellet kan man så smått begynne å spore i det omfattende materialet som er samlet inn i løpet av de siste 6 åra. Det bør imidlertid bemerkes at man i løpet av de fire årene Tyrifjordundersøkelsen pågikk, ikke greidde å påvise noen tydelige utslag i planktonproduksjonen som kan være forårsaket av endrede værforhold fra år til år. Dette er bl.a. forhold som kan belyses gjennom langsiktige undersøkelser som det gis mulighet for i Statlig program for forurensningsovervåking.

I fig. 6 er det fremstilt nedbørdata fra Ask målestasjon på østsiden av Nordfjorden. Årsnormalen ligger her på ca 600 mm, og vanligvis kommer det meste av nedbøren som regn i perioden mai - november. I 1984 var nedbørforholdene ikke vesensforskjellig fra normalen. I sommerhalvåret var det derimot relativt mye nedbør, og bare august hadde nedbør under normalen. På årsbasis hadde 1984 noe høyere nedbør enn normalt.

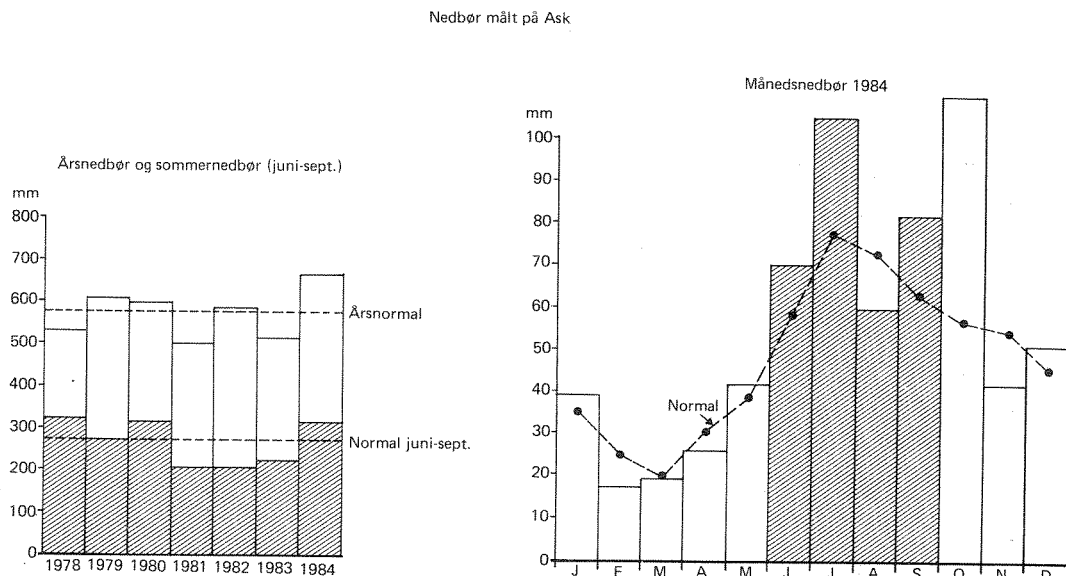


Fig. 6. Nedbørsdata fra Ask meteorologiske målestasjon, Tyrifjordens vestsida.

3.2 Storelva.

3.2.1 Vannføring.

Middelvannføringen i Storelva var $149 \text{ m}^3/\text{sek}$. Selv om dette er noe lavere enn i 1983, må 1984 karakteriseres som et vannrikt år.

Da det ikke finnes noen målestasjon for vannføring i Storelva, har vi her summert vannføringene i Randselva (Kistefoss) og Begna (Killingsstryken). Randselva og Begna renner som nevnt sammen i Hønefoss og danner Storelva. Egentlig burde det legges til et lite tillegg for restfeltet, men da dette blir under 5%, har vi ikke brydd oss om det her. Månedlige middelvannføringer i Storelva er gitt i fig. 7, mens resultatene fra Begna og Randselva er gitt i tabell bak i vedlegget.

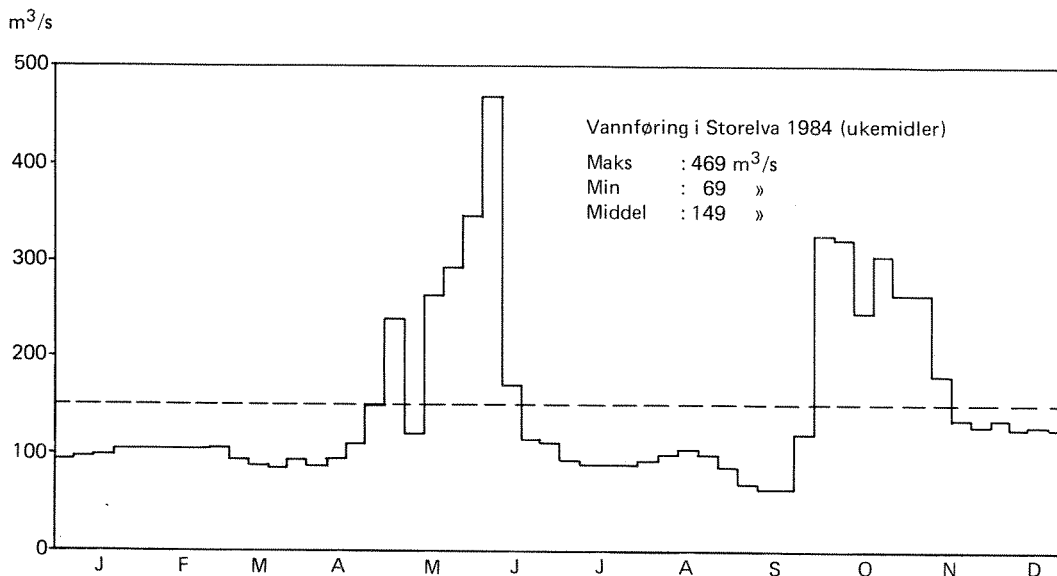


Fig. 7. Vannføring i Storelva 1983, ukemidler m³/s, målt som summen av Begna og Randselva.

Middelvannføringen i Storelva i 1984 var 149 m³/sek. Dette var bare litt lavere enn i 1983. Sammenliknet med 4-års midlet fra Tyrifjordundersøkelsen (1978-81, $Q = 128 \text{ m}^3/\text{s}$), var 1984 i likhet med 1983 et vannrikt år. Vannføringsmønsteret var normalt med klart definert vår- og høstflom. Høyest vannføring var det som vanlig i overgangen mai/juni vesentlig som følge av snøsmelting i fjellet. Snøsmeltingen i nærområdene var ferdig i løpet av april. Vårflommen var av normal styrke og varighet i 1984. Høstflommen var imidlertid kraftigere og mer langvarig enn normalt, noe som avspeilet seg i svært høy vannstand det meste av oktober/november (ca 1m over normal).

Sensommeren og vinteren var preget av stabil vannføring med verdier rundt 100 m³/sek. Høyeste vannføring målt som ukemiddel var 469 m³/s i begynnelsen av juni, mens den laveste ble registrert i midten av september (69 m³/s).

3.2.2 Vannkjemi - Næringssalter - Klorofyll.

Fosfortransporten i Storelva var i 1984 ca 54 tonn P, mot ca 62 i 1983. Begge disse verdier er innenfor det man fant under Tyrifjordundersøkelsen. Middelkonsentrasjonen av total fosfor var 11,7 $\mu\text{gP/l}$. Elven var mindre preget av erosjonsmateriale enn i 1983. Middelkonsentrasjonen av tot N var ca 370 $\mu\text{gN/l}$, og for nitrat ca 230 $\mu\text{gN/l}$. Klorofyll a konsentrasjonen i elvevannet var ca 1 $\mu\text{g/l}$, noe som må regnes som relativt lavt.

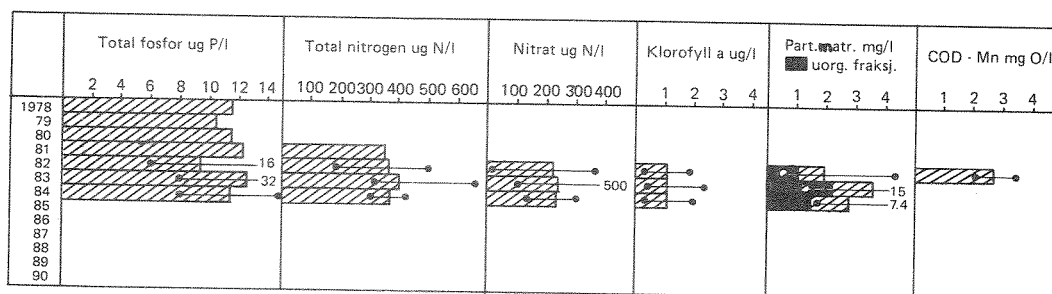


Fig. 8. Veide årsmidler for en del parametre fra Storelva. Maks. og min.-verdier er også angitt. Verdiene fra 1978-81 er fra Rognerud (1982).

Resultatene er ført opp i fig.8 og i tabell P3 bak i vedlegget. Med unntak av fosfor er det sparsomt med materiale man har fra tidligere. Midlere fosforkonsentrasjon i Storelva ble i 1984 målt til 11,7 $\mu\text{gP/l}$, noe som er 1 μg lavere enn i 1983. I perioden 1978-81 (Tyrifjordundersøkelsen) var fosforkonsentrasjonen av samme størrelsesorden som i 1984. Det bør bemerkes at målinger en gang pr. mnd. er i minste laget for å vurdere år til år variasjoner, i alle fall på kort sikt. Hvor vidt man treffer flomperioder eller ikke i prøvetakingsprogrammet kan skape "tilfeldige" år til år variasjoner. I tillegg til utslipp er nemlig erosjonsmateriale også med på å bestemme fosforkonsentrasjonen i elvevannet. I flomperioder og nedbørperioder er det mer erosjonsmateriale i elva enn i tørre perioder. Imidlertid, siden Storelva utgjør ca 90% av fosfortilførselene til Tyrifjorden, kan man til en viss grad bruke den utviklede algemengde i Tyrifjorden som en slags facit for å vurdere år til år variasjoner i Storelvas fosfortransport. Ser man på fig. 3.5 går det fram at det var en klar nedgang i algemengden fra 1983. Dette indikerer at det fosfortransporten i Storelva virkelig var mindre i 1984 enn i 83, selv om det knytter seg

betydelige usikkerheter til de målte verdier, hhv. 54 og 62 tonn fosfor. Begge disse verdiene er innenfor det man fant under Tyrifjordundersøkelsen (1978-81). I 1982, derimot fant man derimot en betydelig lavere fosfortransport i Storelva, noe som delvis må skyldes tilfeldigheter i prøvetakingen.

Ved å se på vannets innhold av partikulært materiale, ser man at dette var mindre enn i 1983 og at det var særlig den uorganiske fraksjonen som var mindre. I Storelva, som i de fleste andre elver, er innhold av partikulært uorganisk materiale i det alt vesentlige et resultat av erosjon. En kan da anta at mindre erosjonsmateriale er en av årsakene til den noe lavere fosforkonsentrasjonen i Storelva i 1984 sml. med 1983. Dette er også rimlig ut fra at vannføringen var mer stabil i 1984. Det bør også bemerkes at i 1983 var det betydelig anleggsvirksomhet i elveleiet i forbindelse med omlegging av E-68 utenom Hønefoss (bygging av bru over elva), noe som trolig har en del av skylden for den store slamføringen som ble observert i Storelva i 1983. I 1984 var dette arbeidet fullført.

Nitrogenkonsentrasjonene er det foreløpig lite kommentarer som kan knyttes til. De ligger klart over konsentrasjonene i upåvirkede vassdrag, men er ikke så høye at de skaper noe grunnlag til bekymring i forurensningssammenheng. Midlere konsentrasjonene av total nitrogen og nitrat var hhv. 370 og 230 $\mu\text{gN/l}$, begge verdier noe lavere enn det man observert i 1983, men det trengs lengere serier for å kunne si noe om utviklingstendens. Det er imidlertid vanlig å observere at nitrogenkonsentrasjonene i vassdragene våre øker jevnt og trutt, en følge av den stadig økende jordbruksgjødsling, samt tiltakende luftforurensning.

Klorofyll a konsentrasjonen er det også foreløpig liten grunn til å kommentere. Dette er ikke noen klassisk elveparameter, men er tatt med pga. at Storelva er så sakteflytende at den i perioder kan ha en viss planktonproduksjon. Endringer over tid kan derfor si noe om tilgjengeligheten av fosforet som tilføres Storelva. Konsentrasjonene i alle de 3 årene vi har data fra ligget på ca 1 $\mu\text{g/l}$.

Partikulært materiale har også inngått i Tyrifjordundersøkelsen. Materialet er ikke bearbeidet fullt ut ennå (S. Rognerud, pers. medd.), men det er helt klart at det har skjedd en betydelig reduksjon av fiberutslippene fra treforedlingsindustrien. Den største bedringen kom her med et renseanlegg som Follum fabrikk satte i drift i 1978. Elvevannet inneholder imidlertid fortsatt en god del fiber. Innholdet av partikulært materiale, særlig uorganisk, varierer mye fra år til år, noe som utvilsomt er et resultat av nedbør- og vannføringsbetinget erosjon. Vegarbeidene nevnt over kan også ha hatt betydning.

Kjemisk oksygenforbruk er heller ikke bemerkelsesverdig høyt. En må regne med at dette også ble redusert i forbindelse med reduksjonen av fiberutslippene, selv om KMnO_4 - oksydasjon er lite effektiv på denne type materiale. Det finnes imidlertid sparsomt med data på dette fra tidligere.

3.2.3 Bakteriologi.

Storelva er sterkt forurenset med tarmbakterier fra Hønefossområdet. Midlere konsentrasjon av 37°C Koli var ca 3000 bakt. pr. 100 ml vann.

Med hensyn til bakteriell forurensning er forholdene i Storelva lite tiltalende. Etter en inndeling som etter hvert er blitt innarbeidet ved NIVA når det gjelder bakterieforurensning av elver, karakteriseres

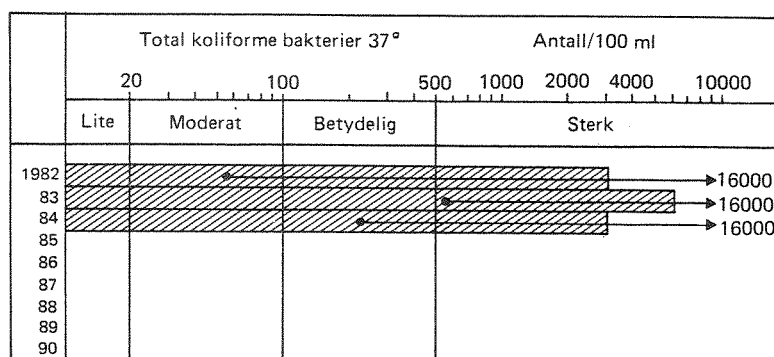


Fig. 9. Veide årsmiddelkonsentrasjoner av tarmbakterier (37°C koliforme) i Storelva, samt angivelse av forurensningsgrad. Maks. og min. er også angitt.

Storelva som sterkt forurenset, se fig. 9. Midlere konsentrasjon av koliforme bakterier (37°C) var ca 3000 pr. 100 ml i 1984. Elvevannet hadde også til en hver tid høyt innhold av termotabile koliforme bakterier (ekte tarmbakterier). Verdiene fra 1984 var noe lavere enn i 1983, men med store variasjoner bakterieanalyser ofte viser, er det ikke grunnlag for å si at forholdene har bedret seg. Toppene i bakterieforurensningen stemmer ikke overens med flomtoppene, slik tilfellet vanligvis er når det gjelder fosfor. Dette indikerer at den bakterielle forurensningen i første rekke skyldes direkte utslipp til elva.

Koliforme bakterier har en begrenset levetid etter at de er kommet ut i vann. Siden renseanleggene i området har liten effekt når det gjelder fjerning av bakterier, skal det ikke ses bort fra at samlingen av kloakken til sentrale renseanlegg med avløp til elven, vil føre til at elven blir mer bakterielt forurenset. Dette fordi kloakkvannet på denne måten ledes raskere og mer effektivt fram til vassdraget.

Bakterieforurensningen fra Storelva medfører at hele den vestre del av Tyrifjorden er kraftig bakteriologisk forurenset. Det er lite med data fra tidligere fra selve Storelva, men tidligere undersøkelser i Tyrifjorden har alle konkludert med at Storelva er den dominerende kilde til bakteriologisk forurensning av fjorden.

I den senere tid har man imidlertid blitt klar over et forhold som som kan være av betydning for tolkningen av de bakteriologiske analyseresultatene fra Storelva. I lokaliteter hvor det er utslipp fra cellulose/papirfabrikker, kan det oppstå store mengder av en bakterie som heter Klebsiella (Ormerod 1984,85), og som slår ut på analysen av tarmbakterier. I Iddefjorden, som mottar treforedlingsutslipp fra Halden, viste det seg at en vesentlig del av det man trodde var koliforme bakterier, var Klebsiella (Ormerod 1984). NIVA har nå innarbeidet en analyserutine for å korrigere for dette, og vil kjøre en del tester på Storelva til sommeren 1985. Klebsiella - bakterier er også av hygienisk interesse da enkelte arter er patogene, (luftveis- og urinveisinfeksjoner, se Ormerod 1985).

3.3 Tyrifjorden.

3.3.1 Siktedyp og vannkjemi.

Siktedypet i Tyrifjorden har ligget omtrent på samme nivå de 10 siste årene med verdier mellom 5,5 og 7,5m. Middelkonsentrasjonen av total fosfor i overflatelagene over vekstsesongen var i 1984 på 6,8 µgP/l, noe som er litt lavere enn middelet under Tyrifjordundersøkelsen (7,5). Konsentrasjonen av tot N var i 1984 ca 400 µgN/l, nitrat ca 230 µgN/l.

Resultatene er gitt i fig. 10 og i tabell P4 bak i vedlegget. I Tyrifjorden er siktedypet vesentlig bestemt av partikkelinnholdet i vannet. Da algene utgjør en stor del av det partikulære materialet, vil siktedypet gi et inntrykk av innsjøens produktivitet. Det er imidlertid en noe subjektiv parameter, og bestemmes som det dyp der en hvit skive som senkes ned i vannet blir usynlig fra overflaten.

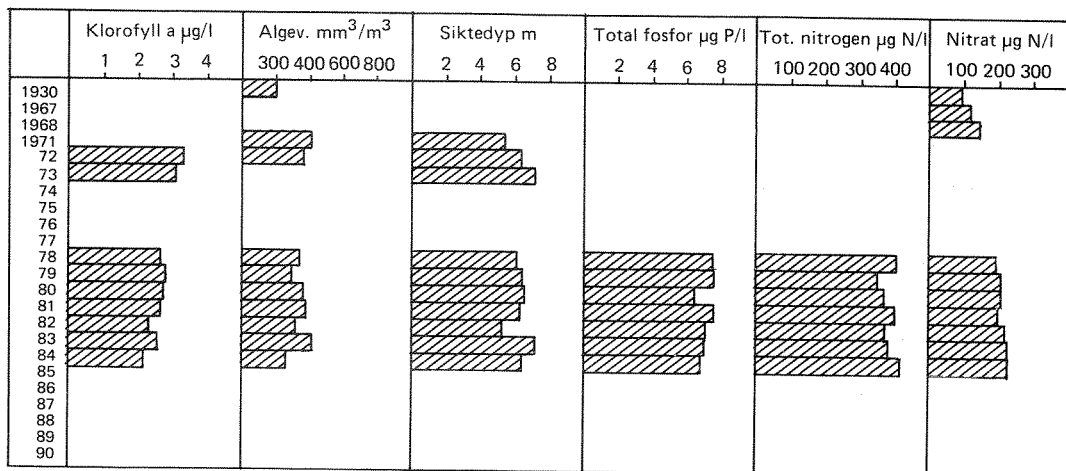


Fig. 10. Veide middelerverdier (juni-sept.) over en del eutrofirela-
terte parametre fra Tyrifjordens overflatelag (0-10m). Verdiene fra
1930 er fra Strøm (1932), 1971-verdiene fra Langeland (1972), 1972 -73
verdiene fra Rognerud (1975) og 1978-81 verdiene er fra Berge (1983).

Siktedypet i Tyrifjorden har ligget omtrent på samme nivå de siste 10 årene med verdier mellom 5,5 og 7,5 m. År til år variasjonene er ikke større enn at den kan ha sammenheng med subjektivitet som følge av forskjellig prøvetakingspersonell, bølger på observasjonsdagen, etc. Den lave verdien i 1982 er trolig et resultat av at prøvene ble tatt fra sjøfly (propellen i gang gir urolig vannoverflate). År til år variasjon i siktedyp rimer dårlig med tilsvarende variasjon i algemengde, men dette er heller ikke å forvente innenfor det trange grenser som algemengden varierer fra år til år ($2,1-2,6 \mu\text{g kl a/l}$).

Konsentrasjonen av total fosfor lå i 1984 på $6,8 \mu\text{g P/l}$. Dette er noe lavere enn i 1983, og også noe lavere enn midlet under Tyrifjordundersøkelsen ($7,5 \mu\text{gP/l}$). Den lille nedgangen kan imidlertid godt være et utslag av tilfeldigheter da prøvetakingshyppigheten i overvåkingsprogrammet er mye lavere enn den var under Tyrifjordundersøkelsen. Dessuten er fosforanalyser i dette lave området forbundet med betydelig usikkerheter. Imidlertid, som nevnt under kapitlet om Storelva var også fosfortransporten til Tyrifjorden mindre i 1984 enn i 83, og det er derfor ikke urimelig å anta at det virkelig har vært en nedgang. Dette inntrykket forsterkes av det faktum at det også ble utviklet mindre alger i Tyrifjorden i 1984 enn i 83. Fosforkonsentrasjonen lå i 1984 under de grense som Tyrifjorutvalget anbefaler som øvre grense for Tyrifjorden ($7 \mu\text{gP/l}$).






Fosfor er klart begrensende faktor for algevekst i Tyrifjorden.

Konsentrasjonen av total nitrogen ligger i Tyrifjorden rundt 400 $\mu\text{gN/l}$, mens nitratkonsentrasjonen ligger på ca 230 $\mu\text{gN/l}$. Algeproduksjonen innvirker i liten grad på konsentrasjonen av nitrat utover sommeren. Nitrogen er ikke begrensende faktor for algeproduksjonen i Tyrifjorden, N/P-forholdet er til en hver tid større enn 50 (vektbasis). Det er ikke mulig å se noen entydig utvikling i konsentrasjonen av tot. N i de få årene det er observasjoner fra, men for nitrat ser det ut til å ha vært en økning. Dette har sammenheng både med økte kloakkutslipp og med økt bruk av kunstgjødsel.

3.3.2 Planteplankton.

Det var lite alger i Tyrifjorden i 1984. Midlere konsentrasjon av klorofyll a var 2,1 $\mu\text{g/l}$, midlere algevolum 271 mm^3/m^3 . Artssammensetningen tyder på økologisk likevekt.

TEGNEFORKLARING

-  CHRYSOPHYCEAE
(Gullalger)
-  BACILLARIOPHYCEAE
(Kiselalger)
-  CRYPTOPHYCEAE
-  DINOPHYCEAE
(Fureflagellater)
-  MY-ALGER

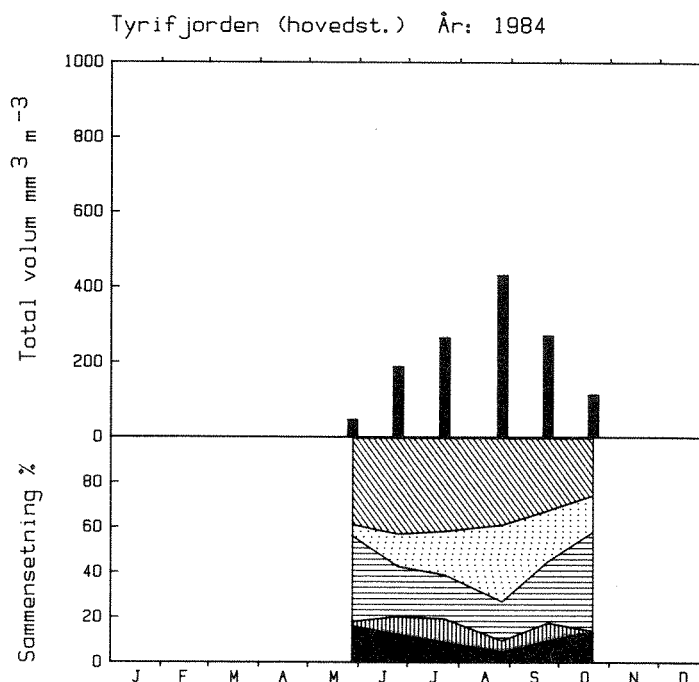


Fig. 11. Totalt algevolum og prosentvis sammensetning av planteplanktonet i Tyrifjorden 1983, 0-10 m dyp.

Resultatene er gitt i fig. 11, samt i tabell P5 bak i vedlegget.

Det var lite alger i Tyrifjorden i 1984. Midlere algevolum (juni-sept, 0-10m) var $271 \text{ mm}^3/\text{m}^3$, mens midlere klorofyll a konsentrasjon i samme periode og sjikt var $2,1 \text{ } \mu\text{g}/\text{l}$. I 1983 var tilsvarende verdier $400 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ og $2,6 \text{ } \mu\text{g}/\text{l}$. De lave algemengder i 1984 bekrefter observasjonen av nedgang i fosforkonsentrasjonen i innsjøen og nedgangen i fosfortransporten i Storelva sammenliknet med 1983.

Målsettingen Tyrifjordutvalget skisserer er å komme ned i en midlere algemengde på $2,0 \text{ } \mu\text{g kl}_a/\text{l}$. Dette er den samme målsettingen man har for Mjøsa. For sammenlikningens skyld kan nevnes at algemengden i de nærliggende store innsjøene Randsfjorden og Eikeren er på hhv. 1,5 og $1,0 \text{ } \mu\text{g kl}_a/\text{l}$.

Ser man på fig. 10 (klorofyll) får man et inntrykk av at algemengden i Tyrifjorden er avtagende. Etter å ha vært ca $3,0 \text{ } \mu\text{g kl}_a/\text{l}$ i begynnelsen av 1970-åra til nå å ligge like over 2,0. Utviklingen virker ikke så entydig om man ser på algevolum. Det må imidlertid bemerkes at algevolum-analysen er mer personavhengig, og derfor vil det være vanskeligere å sammenlikne verdier fra ulike år enn for klorofyll analyser. Med en viss reservasjon for usikkerheter som skyldes naturlige år til år variasjoner, er det nå trolig at det er en reell nedgang i Tyrifjordens algeproduksjon, og at dette er et resultat av innsatsen på avløps-saneringssektoren.

Sammensetningen av planteplanktonet viser dominans av gruppene Chrysophyceae og Cryptophyceae, noe som er typisk for denne type innsjøer. Artsdiversiteten er stor (tabell P5), og ingen enkeltarter viste tegn til dominans, noe som vitner om økologisk likevekt i planktonsamfunnet.

3.3.3 Bakteriologisk forurensning.

Dypvannet i Tyrifjordens sentrale deler hadde lite innhold av tarmbakterier. Overflatevannet var noe mer forurenset, og viste av og til innhold av koliforme bakterier, også termostabile.

Med bakteriologisk forurensning menes her vannets innhold av koliforme bakterier (tarmbakterier). Ved denne undersøkelsen er det bare tatt prøver fra en stasjon sentralt i innsjøen i dypene 6m og 50m. Prøvene fra 6m representerer overflatelagene, mens 50m representerer et dyp

som er aktuelt for fremtidige drikkevannsinntak. Resultatene fra våre prøver skulle således kunne brukes til å gi informasjon om drikkevannsforholdene i Holsfjorden og utviklingen av disse over tid. Det gjøres oppmerksom på at bakteriologisk forurensning kan variere betraktelig fra sted til sted i Tyrifjorden, og er selvsagt størst i nærheten av utslippsområder, som f.eks. utenfor Storelva. Da forurensningstilførslene til Tyrifjorden alle munner ut i overflaten, vil overflatevannet alltid være mer forurenset enn dypvannet.

Resultatene er gitt i tabell 4. Generelt må det kunne sies at bakterieinnholdet er lavt, særlig i prøvene fra 50m. Kun ved en anledning (25/6-84) er det påvist termostabile koliforme bakterier i dypvannet. Det faktum at det også ved denne dato ble påvist stor bakteriologisk forurensning av overflatevannet, tyder på at dette var en reell verdi, og ikke noe som skyldtes kontaminering av den ene av prøveflaskene (se tabell 4).

Tabell 4. Bakteriologiske analyseresultater fra Tyrifjordens hovedvannmasser 1984.

Dato	Dyp	kimtall antall pr. ml	Tot. koli.37 C ant. pr. 100ml.	Term. koli. 44 C ant. pr. 100 ml
28/5-84	6m	8	2	0
	50m	60	2	0
25/6-84	6m	580	170	23
	50m	12	12	8
23/7-84	6m	106	2	0
	50m	57	0	0
27/8-84	6m	17	2	0
	50m	6	0	0
24/9-84	6m	500	21	2
	50m	23	4	0
22/10-84	6m	51	11	2
	50m	7	2	0

Fra Tyrifjordundersøkelsen vet vi at de sentrale deler av Holsfjorden er de beste områder i Tyrifjorden mht. bakteriell forurensning. Hele Nordfjorden-Vikersundbassenget var til enhver tid kraftig forurenset. Det var også andre lokalt forurensete områder, som helt syd i

Holsfjorden, samt i nordøst innenfor øyene mot Sundvollen.

3.4 Steinsfjorden

7 Overvåkingsundersøkelsene i Steinsfjorden omfatter grundige limnologiske studier på en stasjon sentralt i innsjøen. Det foregår også en del andre undersøkelser i Steinsfjorden i forbindelse med vasspestproblematikken.

Dataene som samles inn i forbindelse med overvåkingen gir også verdifull informasjon om den antatte indre gjødslingen som vasspesten kan forestå. Stasjonen i Steinsfjorden er besøkt hver 14. dag i sommerhalvåret og en gang ved slutten av vinterstagnasjonen. Foruten i figurer i tekst er overvåkingsdataene fra Steinsfjorden gitt i tabell P6 og P7 bak i vedlegget.

3.4.1 Temperatur.

Sommerstagnasjonen varte ca 2 uker lenger enn normalt i Steinsfjorden i 1984, vårsirkulasjon i første halvdel av mai, høstsirkulasjon i begynnelsen av oktober. Termoklinen var også relativt skarp, og sjiktningen trolig mer stabil enn vanlig.

Fig.12 viser dybde/tid-diagram over temperatur i Steinsfjorden 1984.

Sjiktningen inntrådte i midten av mai og varte til ca 10. oktober. I juni etablerte det seg en skarp termoklin på ca 8m's dyp. Denne ble skjøvet ned til ca 10m i juli, hvor den lå til ca 1. september. Herfra og utover høsten ble termoklinen stadig presset dypere og dypere, og innsjøen fullsirkulerte i begynnelsen av oktober på ca 11⁰C. Sommerstagnasjonen varte ca 2 uker lenger enn hva som har vært vanlig i Steinsfjorden de siste årene.

Verdt å merke seg er at temperaturen i dypvannet viser en jevn stigning utover i den sjiktede periode. Dette må komme av at det skjer en viss innblanding av vann fra overflatelaget til tross for den termiske sjiktning (såkalt turbulent diffusjon). Steinsfjorden er nemlig svært vindpåvirket, og dessuten relativt grunn.

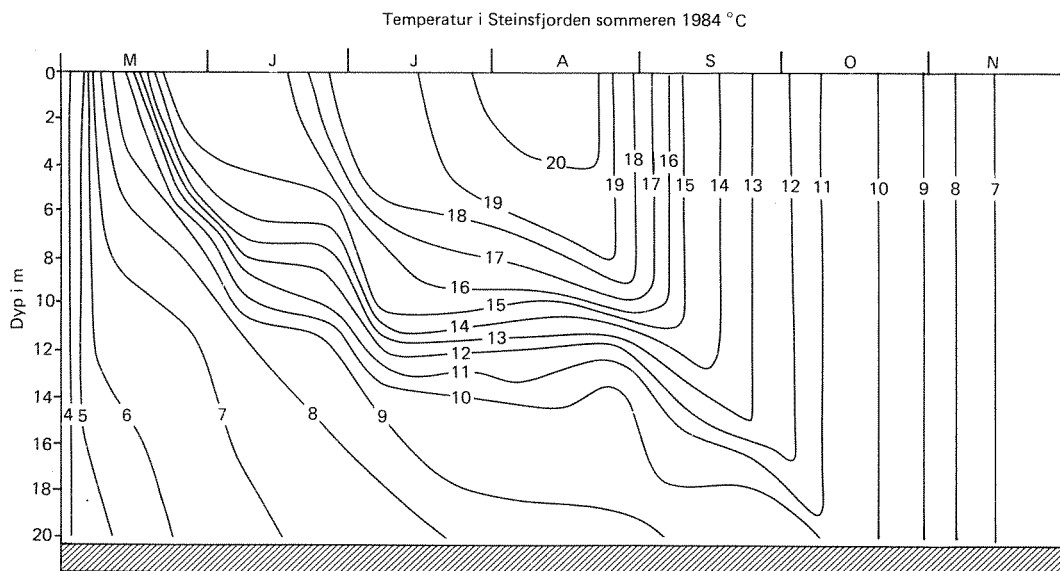


Fig. 12. Dybde/tid-diagram over temperatur i Steinsfjorden 1984.

Høstsirkulasjonen er lang i Steinsfjorden, ofte sirkulerer innsjøen fra midten av september og frem til jul. I forhold til mange andre innsjøer er det derfor gode fysiske forutsetninger for at Steinsfjorden kan tåle en del organisk belastning på sedimentet uten at det fører til anaerobt bunnvann under stagnasjonsperiodene.

3.4.2 Siktedyp

Midlere siktedyp i produksjonssesongen var ca 5,1m i 1984, omtrent som i 1983. Med unntak av 1982 har det ligget på dette nivå de siste 10-12 åra. I 1982 var det lavt pga vasspestindusert algeblomst.

Som ved den undersøkte stasjon i Tyrifjorden er det også her i første rekke algemengden som er bestemmende for siktedypet. I perioder kan oppvirket bunnslam også påvirke siktedypet i den grunne Steinsfjorden.

Fig. 13 viser siktedypsverdier fra de år vi har resultater fra. I de fleste undersøkte år har siktedypet variert inverst med algemengden. Det kan se ut som om det har vært en svak nedgang i siktedypet de siste 10 år.

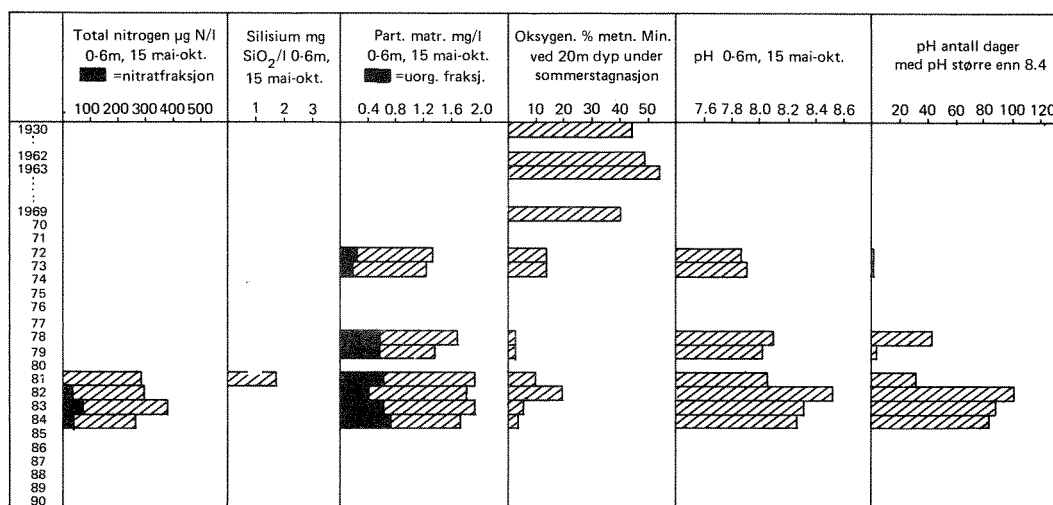
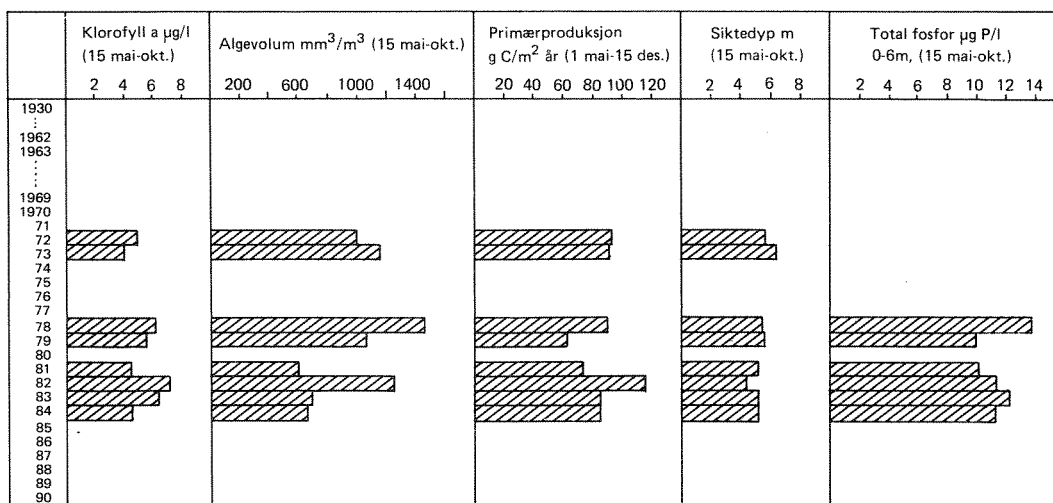


Fig. 13. En del eutrofirelaterte parametre fra Steinsfjorden. Med unntak av oksygen og primærproduksjon er verdiene gitt som veid middel i den angitte periode. 1930 verdiene er fra Strøm (1932), 1962,-63 og -69 verdiene er fra Holtan (1970). 1972 -73 verdiene er fra Skogheim (1975), 1978 -79 verdiene fra Hindar (1981), og 1981 verdiene fra Berge (1983).

3.4.3 pH.

Om sommeren er pH høy i Steinsfjorden, en følge av høy primærproduksjon, både av vasspest og planteplankton. I 1984 var midlere pH i sommerhalvåret 8,2.

Den intense produksjonen av både planteplakton og vasspest i Steinsfjorden fører til at pH blir høy. Nøytralt vann har pH=7. I det sentrale basseng i Steinsfjorden har vi målt pH opp i 9,2 og inne i vasspestbeltene har vi målt hele 10,2. Midlere pH i 0-6m sjiktet i sommerhalvåret er gitt i fig. 13. Det var en betydelig økning av pH fra 1981 til 1982 og et avtak fra 1982 til 1984. Disse variasjonene faller helt sammen med tilsvarende variasjoner i planktonisk primærproduksjon, men trolig betyr produksjonen av vasspest også en del for pH-verdiene i vannmassene.

I samme figur er også antall dager med pH større enn 8,4 ført opp. Det er helt klart at perioden med høy pH også har øket i lengde etter at vasspesten befestet seg i Steinsfjorden. Over pH=8,4 er det vist at dypvannssediment fra Steinsfjorden begynner å frigi fosfor til vannet. Rent pH-betinget frigiving av P fra littoralt sediment ser imidlertid ikke ut til å finne sted før ved pH verdier over 9,5.

3.4.4 Oksygen.

Oksygenforholdene i Steinsfjordens dypvann er dårlige ved slutten av sommerstagnasjonen. Laveste målte verdi i 1984 var ca 2% metning 1m over bunnen.

Oksygen er et viktig element for alt liv i vann. Oksygen tilføres innsjøer vesentlig ad to veier: 1) innblanding av luft ved bølge/vindaktivitet. 2) dannes ved fotosyntese (plankton og høyere planter). Dypvannet i innsjøer tilføres oksygen bare i sirkulasjonsperiodene vår og høst. Deler av det organiske materialet som produseres i overflatelagene synker ned i dypvannet og nedbrytes der. Dette forbruker oksygen, og oksygenkonsentrasjonen i dypvannet avtar utover i stagnasjonsperioden.

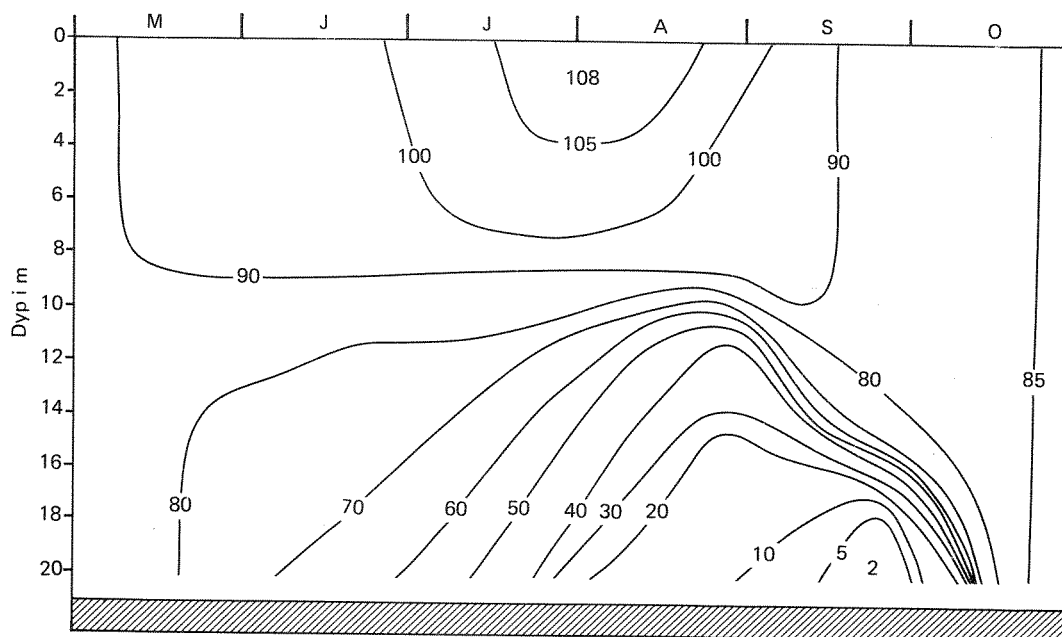


Fig. 14. Dybde/tid-diagram over oksygen metning i Steinsfjorden 1984.

Fig.14 viser dybde/tid-diagram over oksygenmetning i Steinsfjorden 1984. Innsjøen sirkulerte i første halvdel av mai og fra begynnelsen av oktober og frem til jul. Fra mai til ca 1. oktober var innsjøen sjiktet med varmt overflatevann over kaldt bunnvann. I overflatelagene ble det overmetning av oksygen midtsommers, noe som er et resultat av intens planteplanktonproduksjon. I dypvannet avtok oksygenkonsentrasjonen utover i stagnasjonsperioden og nådde minimum i midten av september. Oksygenminimum har tidligere inntrådt i første av september.

Figur13 viser minimum oksygenmetning ved sommerstagnasjonen for en rekke år (20m dyp). Datagrunnlaget er noe dårligere ved de tidligere undersøkelsene, men ikke dårligere enn at den storstilte trenden er klar: Steinsfjorden gjennomgikk en eutrofiering i løpet av 1960-åra. Oksygenforbruket i dypvannet økte. Dette er et vanlig utslag ved eutrofiering, hvilket skjedde i en rekke vassdrag i samme perioden ved overgang til moderne sanitæranlegg. I 1960-åra var også første gang det ble rapportert blågrønnalgeoppblomstring i Steinsfjorden.

Når det gjelder det noe besynderlige mønsteret i slutten av perioden, med en bedring av oksygenforholdene frem mot 1982 og deretter en forverring, så må dette ses i sammenheng med vasspestenes "vekst og fall". I år med unge og rasktvoksende vasspestbestander blir det mindre næringssalter til planteplanktonvekst, mens i år med aldrende og råtnende vasspestbestander blir planktonproduksjonen større. Mye tyder på at vasspesten hovedsakelig nedbrytes i nærheten av

voksestedet og at det derfor er først og fremst sedimentert plankton som forårsaker oksygenforbruket i dypvannet. Oksygenforbruk er en noe forsinket parameter i forhold til sin årsak, planktonproduksjonen. Etter at vasspesten kom inn i slutten av 1970 årene, reduserte den algeveksten, og oksygenforholdene i dypvannet ble bedre. I 1982 brøt mye av vasspestbiomassen sammen, og førte til intern fosfortilførsel og øket algevekst på ettersommeren 1982 og forsommeren 1983. Det økte oksygenforbruket i 1983 er et resultat av denne algeveksten. I 1984 var oksygenminimumet under sommerstagnasjonen enda mer utpreget. 1 m over bunnen ble det målt oksygenmetning på 2% i midten av september. Det kan tenkes at vasspest også nedbrytes i dypvannet. Ved dregging langs bunnen på dypt vann har vi nemlig begynt å finne vasspestbiter, og det kan derfor tenkes at råtnende vasspest kan ha en del av skylden for det lave oksygeninnholdet som ble observert i dypvannet i 1984. På den annen side varte sommerstagnasjonen noe lenger i 1984 enn i 1983 (se kapittel om temperatur), dvs. at dypvannet har vært avstengt fra oksygentilførsler i en noe lenger periode enn vanlig den siste sommeren. Vi ser også at temperaturstigningen i dypvannet i løpet av stagnasjonsperioden var noe mindre enn i 1983. Det kan derfor hende at betydningen av den "turbulente diffusjon" har vært mindre i 1984, dvs. sjiktningen i 1984 var spesielt effektiv. Det er derfor vanskelig å gi vasspesten all skylden for de dårlige oksygenforholdene i Steinsfjordens dypvann på sensommeren 1984.

Også under vinterstagnasjonen er det et betydelig oksygenavtak i Steinsfjordens dypvann, men vanligvis et dette mindre enn om sommeren. Dette har sammenheng med at Steinsfjorden har lang høstfullsirkulasjon (ca 20. september til 20. desember) som bevirker at det meste organiske materialet er mineralisert før isen legger seg og innsjøen igjen blir avstengt fra oksygentilførsler.

Fig. 15 viser oksygen og fosfor under vinterstagnasjonen (20. mars).

Hvor i innsjøbassenget vasspestbiomassen hovedsakelig vil brytes ned vil være av avgjørende betydning for utviklingen av oksygenforholdene i Steinsfjordens dypvann. Foreløpig ser det ut til at det aller meste nedbrytes på eller i nærheten av voksestedet, dvs. på grunt vann. Dette forholdet vil vi prøve å belyse til sommeren 1985.

Sammenliknet med mange andre innsjøer er Steinsfjorden i en heldig situasjon med hensyn til å unngå oksygenvinn i dypvannet som følge av produktivitetsøkning. Den er sterkt vindpåvirket, noe som gir den lang høstsirkulasjon samt en ikke fullstendig sommerstagnasjon. Den får derfor tilført en viss mengde oksygen til dypvannet under sommerstagnasjonen (se kapittel om temperatur). Den lange høstsirkulasjonen medfører at det meste av sommerens produksjon er mineralisert før isen legger seg og vinterstagnasjonen inntreffer.

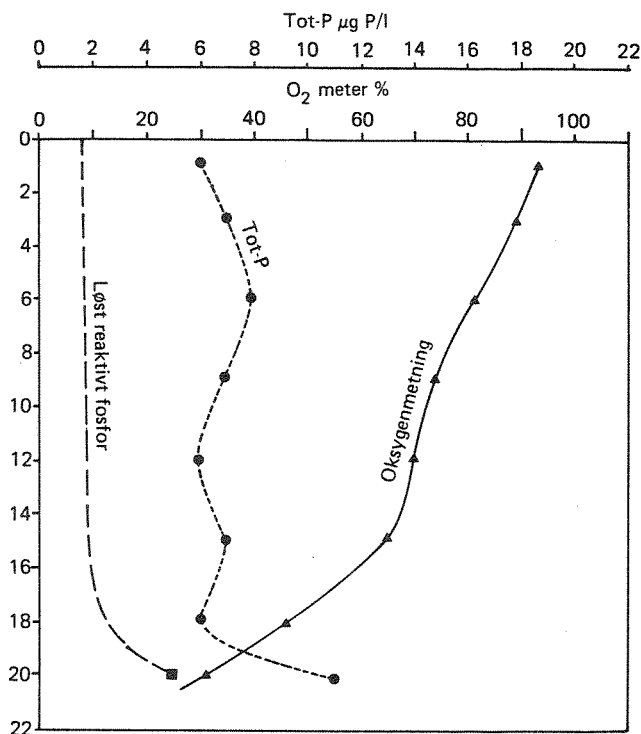


Fig. 15. Sjuktningsforhold om vinteren (oksygen og fosfor) i Steinsfjorden 20/3-84.

3.4.5 Næringssalter.

Fosforkonsentrasjonen i Steinsfjordens vannmasser viste en stigende tendens etter vasspestinvasjonen. Denne tendens har nå stoppet opp, og i 1984 sank fosforkonsentrasjonen svakt. Overflatevannet hadde en midlere P-konsentrasjon på 11,1 µgP/l. Under stagnasjonsperiodene økte konsentrasjonen av tot P mot dypet, mens fri ortofosfat kun var tilstede i ubetydelige mengder. Nitrogenkonsentrasjonene er lave i Steinsfjorden, tot N ligger på ca 250 µgN/l, og nitrat er upåviselig store deler av sommeren.

Resultatene fra Tyrifjordundersøkelsen fastslår at fosfor er biomassebegrensende element for planteplanktonvekst både i Tyrifjorden og Steinsfjorden. I Steinsfjorden ligger N:P forholdet (vektbasis) i vannmassene på 25:1, i seston ligger det på 14:1. Nitratkonsentrasjonene i epilimnion blir imidlertid så lave sommerstid at det kan ha innvirkning på algesamfunnets artssammensetning.

Silisium er hele tiden tilstede i rikelige mengder for planteplanktonet.

Middelverdier av total fosfor har stort sett ligget mellom 10 og 12 $\mu\text{g P/l}$, og er gitt i fig. 13. Som nevnt innledningsvis er vasspestens innvirkning på innsjøens fosforomsetning av stor betydning for hvorhen Steinsfjorden vil bevege seg på trofiskalaen. Det har vært fryktet at Steinsfjorden vil kunne bli mer eutrof som følge av vasspestveksten, ved at den kan føre til at tidligere sedimentbundet fosfor mobiliseres til vannmassene. Vasspesten tar det meste av fosforet den trenger fra sedimentet via røtter. Når plantene dør vil ukjente mengder av dette fosforet lekke ut til vannet, og komme planteplanktonet til gode. At dette er i ferd med å skje, så man tydelig i 1982. Fra 1981 til 83 økte fosforkonsentrasjonen i Steinsfjorden med ca 2 $\mu\text{gP/l}$ (fig. 3.8).

Sommeren 1983 utmerket seg med svært høye fosforverdier på forsommeren. Dette skyldes dels frigivelse av P fra råtnende vasspest og dels erosjonsmateriale fra den unormalt høye flommen den forsommeren. Resultatene fra 1984 tyder på at fosforkonsentrasjonen har sluttet å stige. Det forekom lite nedbryting av vasspest sommeren 1984. Vasspestbestandene var for det meste unge og rasktvoksende det meste av tiden. Først senhøstes døde det betydelig mengder vasspest. Det meste av denne så imidlertid ut til å flyte på land.

Det ser ikke ut til at den sekundære eutrofieringen i Steinsfjorden som følge av vasspest vil bli så dramatisk som fryktet. Vasspestproduksjonen har ikke greidd å tvinge pH så høyt at det har begynt å skje nevneverdig frigiving av fosfor fra littorale sedimenter. Forsøk som ble gjort i 1982 (Rørslett et al 1984) viste at dette første skjedde ved pH større enn 9,5. De høyeste verdier vi har målt i littoralsonen i Steinsfjorden er 9,2. De to siste år har pH gått noe ned.

Nedbrytningsforsøk som nettopp er gjennomført viser at så lenge vasspest nedbrytes aerobt, så vil det meste av fosforet bindes opp i sedimentet og ikke komme planktonproduksjonen til gode. Dette er forutsatt at vasspesten synker til bunns og nedbrytes der. Nedbrytes vasspesten i anaerobt miljø, noe som f.eks. vil kunne skje i Steinsfjordens dypvann, viser forsøkene at det aller meste av vasspestens fosforinnhold vil frigis til vannmassene. Foreløpig har vi inntrykk av at det meste av vasspesten nedbrytes i strandsonen, enten ved at bestandene bryter sammen/ legger seg ned og dør i løpet av vinteren (på voksestedet), eller at de løsner og flyter opp under flomperioder. Under sistnevnte forhold ser det meste ut til å drive i land og nedbrytes der når vannstanden trekker seg tilbake. Men, som nevnt tidligere, får vi vasspestbiter på dreggen når vi trekker den langs bunnen på dypt vann også. Hvor i innsjøen vasspesten nedbrytes

vil bli studert mer inngående i 1985 ved bruk av dykkere.

I alle årene overvåkingsundersøkelsene i Steinsfjorden har pågått, har oksygenforbruket i dypvannet vært mindre vinterstid enn under sommerstagnasjonen. Forklaringen er trolig at mye av sommerens produserte organiske materiale nedbrytes i løpet av den lange høstsirkulasjonen. Ved slutten av vinterstagnasjonen sist år (20/3-84) var oksygenmetningen på 20m's dyp ca 20% (fig. 15). Det skjedde ingen faretruende økning av fosforkonsentrasjonen i bunnvannet. Økningen var ikke større enn at den kan forklares ut fra akkumulasjon fra sedimenterende materiale. Dvs. at utlekking fra sedimentet neppe har skjedd i vesentlig grad.

Det er imidlertid vanskelig å trekke for mye ut av endringer av de observerte fosforkonsentrasjoner alene. For det første er fosforanalyser i det lave nivået (rundt 10 µgP/l) usikre. For det andre har det vært flere analyselaboratorier og personer som har utført analysene. Fra 1981 og fremover burde imidlertid analysene være sammenliknbare. Utviklingen av algeproduksjon og algebiomasse vil gi mer signifikante utslag på vasspestens eventuelle påvirkning av eutrofitilstanden i Steinsfjordens frie vannmasser.

Nitrogenkonsentrasjonene er lave i Steinsfjorden. Middelerdi for 1984 var 253 µgN/l for tot.N og 35 for nitrat. Store deler av sommerhalvåret er nitratkonsentrasjonen så lav at den periodevis kan være begrensende for algeveksten, i alle fall slik at den kan virke inn på artssammensetningen. I 1982 var det dominans av den nitrogenfikserende blågrønnalgen Anabaena flos-aquae, mens i årene før og etter har det vært beskjedne forekomster av nitrogenfikserende algearter. Sammenliknbare nitrogenverdier har vi bare fra de 4 siste år, og det er ikke mulig å si noe om ev. utviklingstendenser på bakgrunn av dette.

3.4.6 Planteplankton i Steinsfjorden.

Det var relativt lite alger i Steinsfjorden i 1984. Gjennomsnittlig konsentrasjon av klorofyll a og algevolum (0-6m, 15.mai-1.nov.) var hhv. 4,25 µg/l og 664 mm³/m³. Planktonisk primærproduksjon ble målt til 84 gC/m³ år. Dette er en svak nedgang fra 1983, men verdiene er ennå innen for det eutrofe området. På forsommeren var det dominerende innslag av blågrønnalgen Oscillatoria agardii. Resten av sommeren var artssammensetningen gunstigere.

3.4.6.1 Klorofyll a

Klorofyll a konsentrasjonen gir et relativt mål på hvor mye alger som finnes i vannet. I forhold til en del andre biologiske parametre er dette en enkel og "objektiv" analyse, og gir gode muligheter til å sammenlikne resultater fra forskjellige laboratorier.

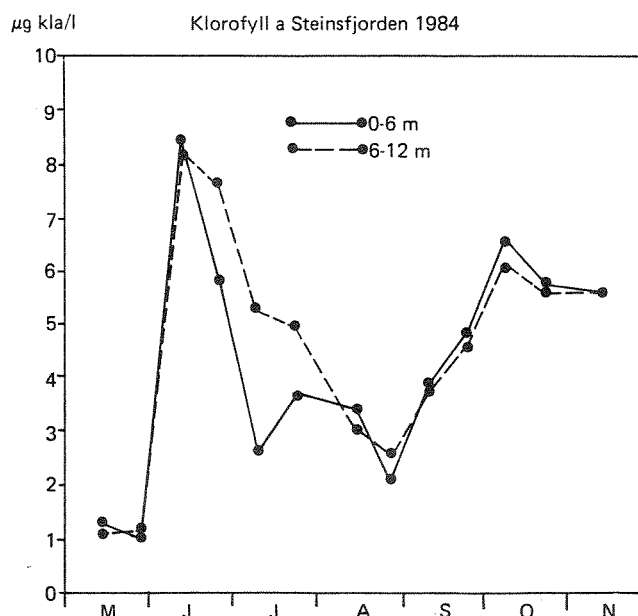


Fig. 16. Algemengden gitt som klorofyll-a i Steinsfjorden 1984 som middel i sjiktet 0-6m og 0-12m ($\mu\text{g/l}$).

I fig. 16 er resultatene fra 1983 framstilt. Algemengden er relativt jevnt fordelt helt ned til 12 m, og det blir kun små forskjeller om verdiene integreres fra 0-6m eller 0-12m. Siden det aller meste av primærproduksjonen foregår i sjiktet 0-6m (se fig. 18), brukes verdiene fra dette sjikt i den videre diskusjon.

Om man sammenlikner med tidligere års resultater (fig. 13), kan man tenke seg følgende forklaring på den observerte biomasseutviklingen: Etter at vasspesten kom inn i Steinsfjorden i 1978, har den konkurrert med planteplanktonet om næringssalter fram til og med 1981. I denne perioden avtok algemengden. I 1982 begynte store mengder av de eldste vasspestbestander å bryte sammen og råtnet langs strender og i strandsonen. Fosfor lagret i plantebiomassen har lekket ut til vannet og gitt opphav til en betydelig økning i planteplanktonveksten. I 1983 var det meste av de gamle bestandene råtnet ned og nye

rasktvoksende bestander har igjen begynt å konkurrere med planteplanktonet om næringssalter. Planteplanktonbiomassen var derfor lavere i 1983 enn året før. Også sommeren 1984 var vasspestvegetasjonen preget av sunne rasktvoksende bestander som konkurrerte med planteplanktonet om næringssalter, og det ble observert lave algebiomasser i 1984. Senhøstes, november/desember, løsnet det store mengder vasspest under høstflommen. Dette materialet ble for det meste liggende igjen på land når vannstanden trakk seg tilbake. Noe avhengig av hvordan vannstanden blir våren 1985, bør dette kunne stimulere til en kraftig våroppblomstring av planteplanktonet i mai/juni 1985.

Planktonsamfunnets vanligste biomasseforløp i Steinsfjorden er en relativt kraftig oppblomstring i mai, et avtak mot midtsommers, og så en ny topp utpå høsten. I 1984 kom algeproduksjonen i gang påfallende sent. Først ut i juni begynte biomassen å øke, mens det vanlige er at det er full fart i algeproduksjonen allerede fra midten av mai. Det er vanskelig å finne noen enkel forklaring på denne forsinkelsen i algeveksten. Vær og flomforhold var gunstige i mai, heller ikke var næringssaltkonsentrasjonene lavere enn normalt. Sjuktningsforholdene var også normale. En kan fremsette 2 mulige hypoteser, som imidlertid må oppfattes som spekulative. Den ene går på det faktum at vasspesten hadde overvintret bra, dvs. det var stort sett friske bestander og lite innslag av løsrevet råtnende materiale. Vasspesten hadde da en slags "flying start" i forhold til planktonet. Den andre teorien er at det var en spesielt tidlig biomasseutvikling av beitende dyreplankton, som holdt planteplanktonbiomassen nede. Vi har imidlertid ikke noe data på dyreplankton i 1984. Bortsett fra denne forsinkelsen av vår-oppblomstringen var biomasseforløpet normalt. Nedgangen midtsommers har sammenheng med stabil termisk sjiktning og utarming av epilimnion som følge av sedimentasjon. Beiting fra dyreplankton er også med på å redusere algemengden i denne perioden. Vanligvis fås et midtsommers/høstmaksimum når vind og lavere temperatur presser sprangsjiktet nedover og næringsrikt dypvann blir blandet inn i produksjonssjiktet. Dette fikk man da også i Steinsfjorden 1984.

3.4.6.2 Volum og sammensetning.

Denne analysen baseres på mikroskopiering med telling og volumberegning av de enkelte algearter. Analysen er langt mer personavhengig enn klorofyll a analyser, og det kan derfor være vanskeligere å sammenlikne data fra forskjellige laboratorier. Dette pga. relativt komplisert artssystematikk. Analysen er imidlertid nødvendig for å vurdere sammensetningen av planteplanktonsamfunnet. Resultatene fra 1984 er fremstilt i fig. 17 og i tabell p7.

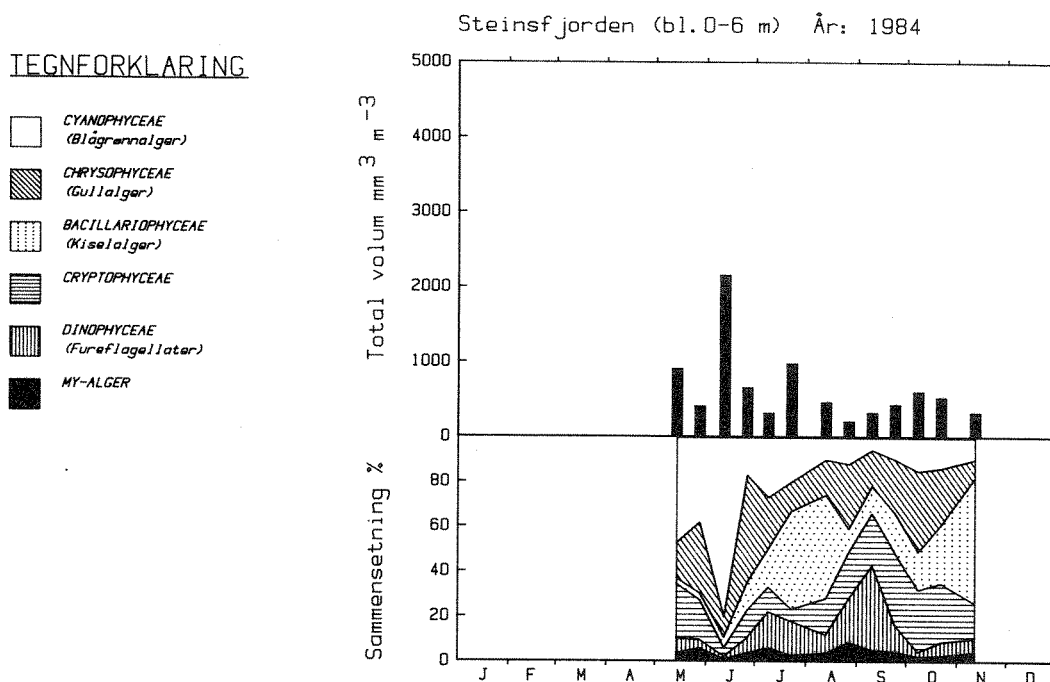


Fig. 17. Totalt algevolum og prosentvis sammensetning i planteplanktonet i Steinsfjorden (0-6m) i 1984.

Sesongforløpet av algevolum viste omtrent samme forløpet som klorofyll a med en forsommertopp i begynnelsen av juni og en høsttopp i begynnelsen av oktober. I tillegg var det en mindre topp i slutten av juli. Ved den første toppen var det et markert innslag av blågrønnalgen Oscillatoria agardii. Under juli toppen var kiselalgen Asterionella formosa spesielt fremtredende, mens under høsttoppen var bildet mer variert med Crysophyceae som dominerende gruppe. Uroglena americana var her den mest fremtredende art. Sammenliknet med 1983, var i og for seg de samme arter fremtredende, men til andre tider. For eksempel kan nevnes at Oscillatoria var dominerende i høstplanktonet i 1983, mens den i 1984 dominerte vårplanktonet og ble mer eller mindre borte ut på ettersommeren. Blågrønnalgen Anabaena flos-aquae som dominerte planktonet i 1982 viste helt ubetydelige forekomster i 1984.

Midlere algevolum var $664 \text{ mm}^3/\text{m}^3$, dvs. omtrent som i 1983, se fig. 13. Høyeste målte algevolum i 0-6m blandprøve var $2151 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ og ble funnet i juni. Tabell 5 gir en del data om algesamfunnet i Steinsfjorden.

Tabell 5. Dominerende arter i Steinsfjordens planteplankton 1972-1984, basert på kvantitative prøver i 0-6m sjiktet.

	1972	1973	1978	1979	1981	1982	1983	1984
Totalvolum Max. mm ³ /m ³	2029	2114 (11. okt.)	2680	4404	1093	3129	1410	2151
Tidspunkt max	25. sept.	2106 (16. juni)	11. juli	29. mai	8. juli	24. aug.	25. mai	12. jun.
Totalvolum snitt (mai-okt.)	1123	1031	1473	1190	590	1395	688	664
Dominerende arter ved tidspunkt for max.	Oscillatoria rubescens Fragilaria crotonensis Melosira ambigua Tabellaria fenestrata	Aphanizomenon flos-aquae (11. okt.) Oscillatoria rubescens (10. juni)	Anabaena flos-aquae Oscillatoria spp.	Oscillatoria spp.	Uroglena cf. americana	Anabaena flos-aquae	Uroglena cf. americana Dinobryon divergens Dinobryon sociale	Oscillatoria spp.
Fremtredende arter vekstsesongen gjennom	Oscillatoria rubescens Fragilaria crotonensis Melosira ambigua Tabellaria fenestrata	Oscillatoria rubescens Asterionella formosa Aphanizomenon flos-aquae Tabellaria fenestrata Melosira ambigua	Anabaena flos-aquae Oscillatoria spp. Ceratium hirundinella	Oscillatoria spp. Ceratium hirundinella Asterionella formosa	Uroglena cf. americana Oscillatoria rubescens Anabaena flos-aquae Melosira italica ssp. subarctica Peridinium cinetium	Anabaena flos-aquae Dinobryon sociale Synedra ssp.	Uroglena cf. americana Dinobryon sociale Anabaena flos-aquae Oscillatoria agardhii v. isothrix Ceratium	Oscillatoria spp. Astrionella formosa Uroglena americana
Viktigste gruppe(r) ved tidspunkt for max.	Cyanophyceae Bacillariophyceae	Cyanophyceae Bacillariophyceae (11. okt.)	Cyanophyceae	Cyanophyceae	Chrysophyceae	Cyanophyceae	Chrysophyceae	Cyanophyceae
Viktigste gruppe(r) vekstsesongen gjennom	Cyanophyceae Bacillariophyceae	Cyanophyceae Bacillariophyceae	Cyanophyceae	Cyanophyceae Bacillariophyceae	Chrysophyceae Cyanophyceae Bacillariophyceae Dinophyceae	Cyanophyceae Chrysophyceae Bacillariophyceae	Chrysophyceae Cyanophyceae Dinophyceae	Cyanophyceae Chrysophyceae Bacillariophyceae

3.4.6.3 Planteplanktonets primærproduksjon.

Primærproduksjonen er målt med ¹⁴C metodikk, og de enkelte produksjonskurvene er gitt i fig. 18. En ser herfra at det aller meste av produksjonen foregår i sjiktet 0-6m dyp. At produksjonen ikke foregår dypere enn 12m, har sammenheng med lysmangel og termiske sjiktnings-

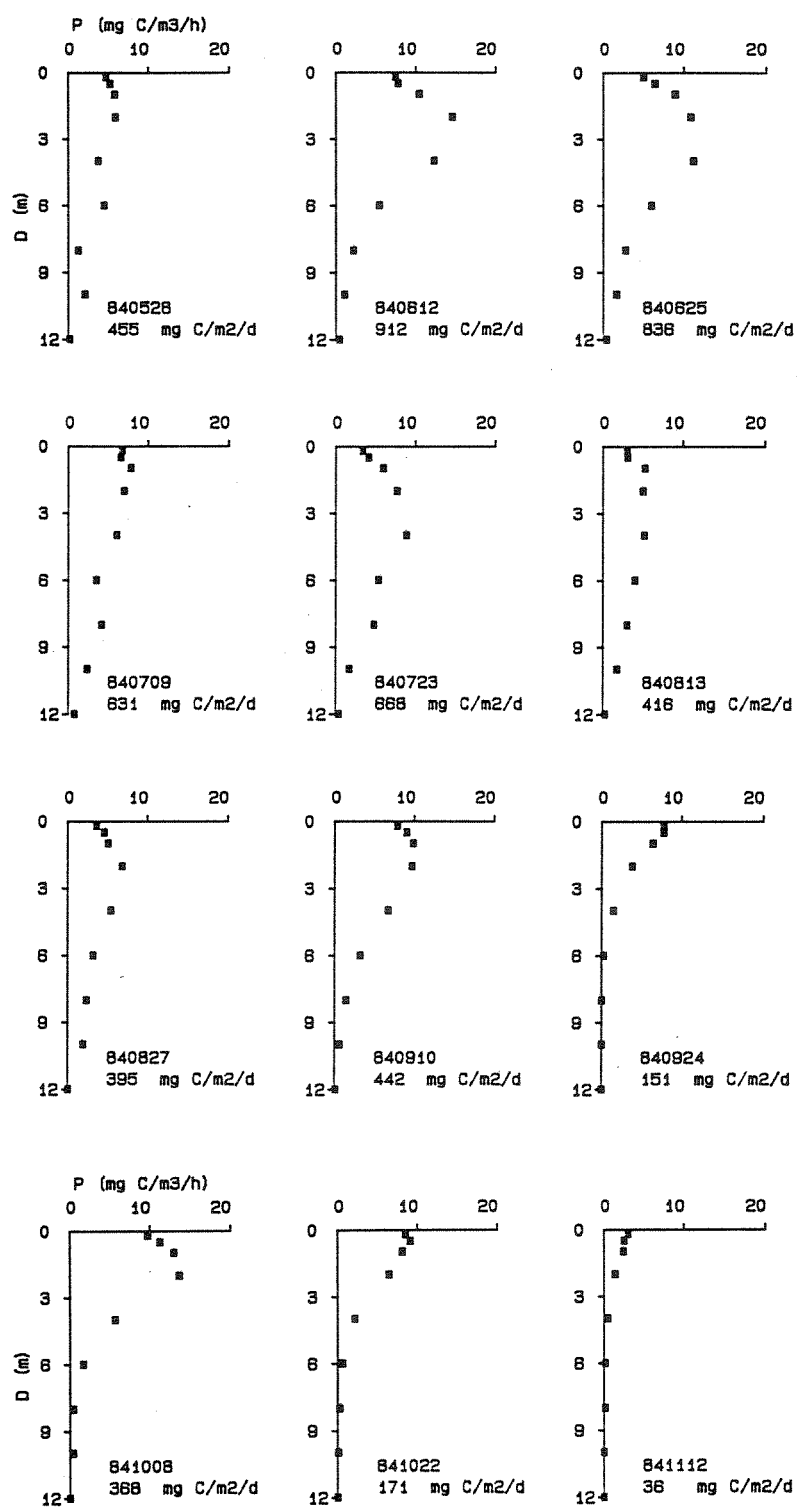


Fig. 18. Primærproduksjonskurver fra Steinsfjorden 1984. Volumetrisk produksjon i de enkelte dyp.

forhold.



1984

ÅRSPRODUKSJON (g C/m²) : 84

MIDLERE DØGNPRODUKSJON (mg C/m²/d) : 389

MAKSIMUM DØGNPRODUKSJON (mg C/m²/d) : 912

Fig. 19. Dagsproduksjoner fra Steinsfjordens planteplankton 1984.
Produksjon under en kvadratmeter overflate.

Fig. 19 viser integrerte dagsproduksjoner fra 1984. Kurven viser et noenlunde samme forløp som algebiomassen (fig. 16 og fig. 17.. Primærproduksjonen var i 1984 omtrent som i 1983, hhv. 84 og 89 gC/m²år. Dette er betydelig lavere enn i 1982 da produksjonen ble målt til 115 gC/m²år. Det eutrofe området regnes fra 75 gC/m²år og over (Rodhe 1969). Den maksimale dagsproduksjon ble målt til 912 mgC/m² dag.

Sammenliknes tidligere produksjonsmålinger integrert over den samme periode (mai-15.des.), fig. 13, ses at 1982 peker seg ut som det klart mest "eutrofe" året. Dette har utvilsomt sammenheng med indre gjødsling forårsaket av vasspest. Dels skjer dette direkte ved nedråtning av gamle bestander, muligens indirekte ved effekter av høy pH samt redusert mikrosjikt i littorale sedimentoverflater som følge av organisk belastning kombinert med nitratutarming (se også diskusjon under næringssalter og oksygen).

3.4.7 Vasspestsituasjonen og undersøkelser omkring denne.

Vasspestforekomstene var i 1984 preget av friske og, rasktvoksende bestander. Det vasspestbevokste området var ca 3,6 km² og planten forekom fra 20 cm og ned til ca 6m. Det forekom ingen vesentlig nedråtning av bestander i vekstsesongen. Senhøstes løsnet det imidlertid en god del planter som drev i land. På grunn av høyvann og dels uegnet metodikk ble høstingen, som startet i oktober, utsatt til 1985 i påvente av ombygging av utstyret. Ca 15 tonn vasspest ble fjernet. Foringsforsøk med vasspest som sauefor var lovende. Disse fortsetter. Det samme gjør undersøkelsene i forbindelse med vasspest til jordforbedring.

Vasspesten kom inn i Steinsfjorden omkring 1977/78. Fra 1979 var forekomstene synlige fra overflaten og ble raskt også sjenerende for flere brukerinteresser.

Fig.20 viser utbredelsen av vasspest i Steinsfjorden.

Helt fra diskusjonene i Tyrifjordutvalgets faggruppe i 1979 var man klar over at vasspesten kunne skape en rekke problemer i Steinsfjorden, både med hensyn til praktisk bruk av innsjøen, men også at det kunne være fare for alvorlige forstyrrelser av stoffomsetningen.

Det ble lagt frem et problemnotat (Berge & Rørslett 1980) som pekte på at vasspesten kunne komme til å få alvorlig eutrofierende effekt på Steinsfjorden. Fra og med det siste året i Tyrifjordundersøkelsen (1981) ble det opprettet en stasjon i Steinsfjorden for måling av standard limnologiske parametre for å kunne følge med i den fryktede eutrofierende utviklingen. Denne stasjonen ble allerede den gang finansiert av SFT. I tillegg har MD, NIVA, NTNF og DVF satt igang en del undersøkelser for å vurdere hvilken trussel vasspesten er for Steinsfjorden, hva som eventuelt kan gjøres for å bedre på situasjonen og om det er mulig å utnytte vasspest.

Høsten 1984 ble det satt i gang mekanisk høsting av vasspest i Steinsvika. Høstingsutstyret var en gigantisk "støvsuger med slåmaskin i tuten". Det dreidde seg om en ombygget mudringsmaskin av typen Mud Cat. Vasspesten ble pumpet på land via en lang slange og samlet opp i nettingbeholdere. Det viste seg imidlertid ganske raskt at sug ikke var noen egnet oppsamlingsmekanisme. Pumpingen av de store vannmengdene skapte reaksjonskraft i båten, og den ble vanskelig å manøvrere. Vasspesten som er en skjør plante tålte ikke den tøffe

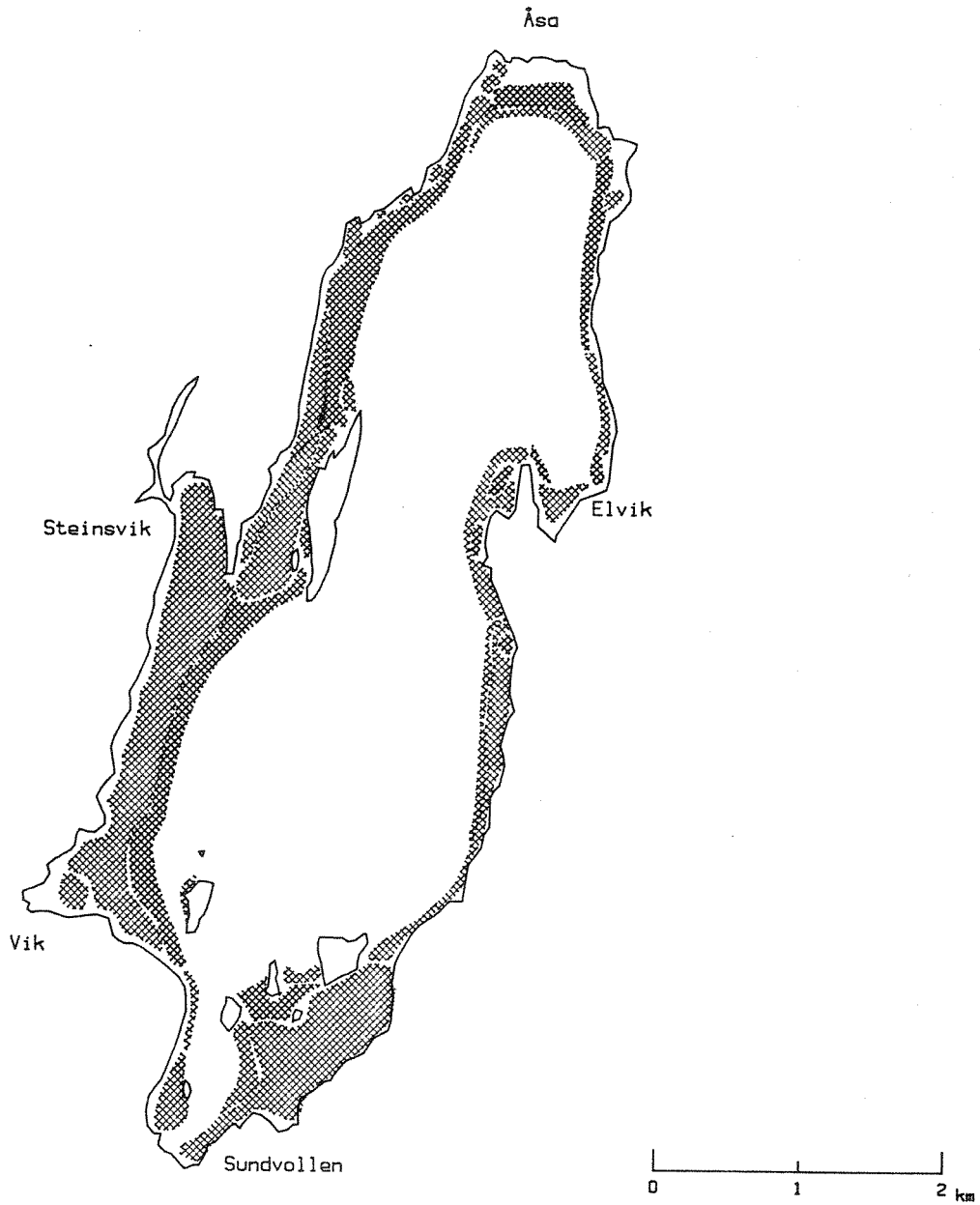


Fig. 20. Utbredelse av vasspest i Steinsfjorden. Fra Rørslett og Berge (1982).

mekaniske behandlingen. Den ble knust til småbiter, og ble vanskelig å samle opp. Nettingen ble dessuten etterhvert tettet igjen. Høstingsaksjonen ble derfor stanset etter noen ukers forsøk, farkosten tatt i land og ombygget. Oppsamlingsprinsippet vi nå være transportbånd, i tråd med hva som er vanlig på de høstingsmaskiner som er i handelen. Fremdriften er endret fra propell til skovlehjul. Høstingen besørjes av A/S Geoservice.

I samarbeid med Landbrukshøgskolen er det satt i gang forsøk med anvendelse av vasspest til for, samt forsøk for anvendelse av vasspest som jordforbedringsmiddel.

Vi har akkurat avsluttet en del nedbrytningsforsøk for å finne ut hvordan det går med "vasspestfosforet" når vasspesten dør. I 1985 tar vi sikte på å få en kvantitativ oversikt over hvor i innsjøen vasspesten nedbrytes. Hvorvidt dette foregår på land, i strandsonen, på de gamle voksesteder eller som synkemateriale rundt omkring i innsjøen vil være av betydning når det gjelder å spå den fremtidige effekten vasspesten vil ha på Steinsfjorden. I august skal vi presentere resultatene fra prosjektet så langt på et internasjonalt makrofytt-symposium i Danmark. Vi tar sikte på å avgi en sluttrapport om hele vasspestprosjektet på nyåret 1986.

Overvåkingsundersøkelsen i Steinsfjorden er en viktig del av vasspestundersøkelsene idet den gir en kontroll på vasspestens innvirkning på planktonproduktivitet og andre sider ved innsjøens stoffomsetning.

4 LITTERATURREFERANSER

- Abrahamsen, H. 1981. Stofftransport til Steinsfjorden 1978-79. Hovedfagsoppgave i limnologi ved Univ. Oslo.
- Berge, D. 1979 (Red.). Tyrifjordundersøkelsen - Årsrapport for 1978. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen. 26 sider.
- Berge, D. 1980 (Red.). Tyrifjordundersøkelsen - Årsrapport for 1979. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen. 46 sider.
- Berge, D. 1981 (Red.). Tyrifjordundersøkelsen - Årsrapport for 1980. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen. 42 sider.
- Berge, D. 1983 (Red.). TYRIFJORDEN. Tyrifjordundersøkelsen - sammenfattende sluttrapport. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen., 156 sider.
- Berge, D. og B. Rørslett 1980. Vasspest i Steinsfjorden - Problemnotat. Tyrifjordundersøkelsen - fagrapport nr 11. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen. 15 sider.
- Hindar, A. 1981. Seston og sedimentasjon i Steinsfjorden 1978-79. Hovedfagsoppgave i limnologi ved Univ. Oslo. 193 sider.
- Holtan, H. 1970. Tyrifjorden. En limnologisk undersøkelse 1967-68. NIVA-rapport 0 - 15/64. 140 sider.
- Langeland, A. 1972. Biologiske undersøkelser i Holsfjorden (Tyrifjorden) 1971. NIVA-rapport 0-143/70., 55 sider.
- Langeland, A. 1974. Long-term changes in the plankton of Lake Tyrifjord, Norway. Norw. J. Zool. 22., 207-219.
- Lien, R. 1983. Naturvitenskapelig bibliografi for Hole og Ringerike kommuner. Rapport fra bibliotekstjenesten, Mat. Nat. Fak., Univ. Oslo., 114 sider.

- Ormerod, K. 1984. Testing av Iddefjordens termotolerante coliforme bakterieflora for innhold av termotolerante Klebsiella. NIVA-rapport O-80003-02, 45 sider.
- Ormerod, K. 1985. Bakteriologiske analysemetoder - KLEBSIELLA BAKTERIER - rapport 1/85. NIVA-rapport F-80419-02, 28 sider.
- Rodhe, W. 1969. Crystallization of eutrophication concept in Northern Europe. Side 50-64 i "Eutrophication", Nat. Acad.Sci., Washington DC, 661 sider.
- Rognerud, S. 1975. Hydrografi, fytoplankton og primærproduksjon i Holsfjorden 1972-73, samt en sammenlikning med Krøderen, Sperillen og Randsfjorden. Hovedfagsoppgave i limnologi ved Univ. Oslo., 140 sider.
- Rørslett, B. og D. Berge 1982. TILTAK MOT VASSPEST I STEINSFJORDEN. Skisse over nødvendig utredningsarbeid og forskningsbehov. NIVA-rapport O-82132, 10 sider.
- Rørslett, B., D. Berge, A. H. Erlandsen, S. W. Johansen og Pål Brettum 1984(et al a). VASSPEST I STEINSFJORDEN, RINGERIKE. Innvirkning på vannkvalitet 1978-83 og behov for tiltak. NIVA-rapport O-82132: 52 sider.
- Rørslett, B., D. Berge & S. W. Johansen. Mass invasion of Elodea canadensis in a mesotrophic, South Norwegian lake - impact on water quality. Verh.Int.Verein.Limnol.22 (in press).
- Skogheim, O. K. 1975. Steinsfjorden. En undersøkelse av hydrografi, sedimenter, fytoplankton og primærproduksjon i 1972-73. Hovedfagsoppgave i Limnologi ved Univ. Oslo. 148 sider + 63 i vedlegg.
- Strøm, K. M. 1932. Tyrifjord. A limnological study. Norske Vid. Ak. Oslo. Skrifter, I, Mat. Nat. Kl. 1932 (3): 1-84.

5. PRIMÄRTABELLEN

Tab. P1. Nedbør fra den meteorologiske målestasjonen på Ask, Tyri-
fjordens vestsida (månedssummer, mm).

	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	Norma l
Januar	41	10	19	15	21	14	39							35
Februar	35	18	22	13	19	12	17							25
Mars	53	35	24	59	46	19	19							20
April	10	57	1	3	23	45	26							31
Mai	14	43	68	43	64	95	42							39
Juni	27	43	129	63	25	17	70							59
Juli	129	76	50	103	47	36	105							77
August	92	118	69	9	56	31	60							73
September	73	34	66	34	81	138	82							63
Oktober	14	73	84	42	77	62	110							57
November	16	65	33	83	81	16	42							55
Desember	24	36	33	33	42	28	51							46
Σjuni-sept	321	271	314	209	209	222	317							272
Σår	528	608	598	500	582	513	663							580

Tab.P2 Vannføringer i Begna (Killingsstryken), og Randselva (Kistefoss) ukemidler (m^3/s) 1984. Vannføringen i Storelva er gitt som summen av disse.

Uke	Begna	Randselva	Storelva	Uke	Begna	Randselva	Storelva
1	59,6	35,8	95,4	27	56,71	40,3	97,01
2	60,06	38	98,0	28	63,34	30,0	93,3
3	59,80	40	99,8	29	64,08	30,0	94,0
4	59,71	45	104,7	30	64,41	30,0	94,41
5	59,5	45	104,5	31	65,57	30,0	95,57
6	59,8	45	104,8	32	61,40	38,6	100,0
7	59,8	45	104,8	33	60,49	42,1	102,6
8	59,78	45	104,8	34	54,46	45,0	99,46
9	60,89	43,6	104,5	35	53,43	33,6	87,0
10	60,13	35	95,1	36	44,20	25	69,2
11	52,95	35	88,0	37	40,02	25	65,02
12	50,10	35,7	85,8	38	41,30	25	66,30
13	53,02	40	93	39	79,46	42,1	121,6
14	53,34	34,3	87,6	40	197,11	129,6	326,7
15	52,23	43,3	95,5	41	175,36	148,0	323,4
16	61,78	49,7	111,5	42	144,29	101,7	246
17	110,10	39,3	149,4	43	166,86	139,3	306
18	203,71	36,8	240,5	44	148,00	116,0	264
19	81,27	40,1	121,4	45	161,14	103,0	264
20	179,77	84,0	264	46	108,49	72,0	180,5
21	169,86	124,3	294	47	87,31	50,6	137,9
22	212,43	133,0	345	48	81,90	48,0	129,9
23	216,57	252,0	469	49	90,71	48,0	138,7
24	105,63	67,1	172,7	50	77,77	48	125,8
25	56,05	60,9	117,0	51	79,54	48	127,5
26	66,09	48,0	114,1	52	76,87	48	124,9

Tab.P3 Overvåkingsresultater fra Storelva (kjemi+bakt.) 1984.

STORELVA 0.1 meter, 1984

DATO	TEMP grad Cels	S-TS mg/l	S-GR mg/l	TOT-P mikrogr/l	LMR-P mikrogr/l
840306	-	1.800	0.400	8.000	< 2.000
840402	-	2.000	0.700	11.000	< 2.000
840508	-	2.200	0.800	10.000	< 2.000
840605	-	7.400	6.000	13.000	< 2.000
840703	-	1.750	0.700	14.000	< 2.000
840717	17.300	3.800	2.750	15.000	< 2.000
840813	18.500	1.550	0.450	12.000	< 2.000
840911	14.800	1.700	0.300	13.000	< 2.000
841009	10.200	3.400	2.500	12.000	< 2.000
841106	6.000	1.950	1.150	9.000	< 2.000
841205	4.300	2.200	0.500	11.000	< 2.000
TID-MIDDEL	13.139	2.752	1.545	11.673	2.000
MAKSIMUM	18.500	7.400	6.000	15.000	2.000
MINIMUM	4.300	1.550	0.300	8.000	2.000

STORELVA 0.1 meter, 1984

DATO	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l	KLF-A mikrogr/l	KIM20 ANT/ml	KOLI37 ANT/100ml
840306	380.000	240.000	0.500	5160.000	220.000
840402	380.000	260.000	0.600	3430.000	460.000
840508	370.000	260.000	0.800	2500.000	1400.000
840605	430.000	280.000	1.500	1270.000	540.000
840703	390.000	200.000	1.600	>100000.000	> 1600.000
840717	360.000	190.000	1.900	38000.000	2200.000
840813	310.000	170.000	1.600	20000.000	5400.000
840911	310.000	140.000	1.400	168000.000	16000.000
841009	380.000	230.000	1.300	2400.000	1700.000
841106	390.000	300.000	0.300	7100.000	350.000
841205	400.000	260.000	0.400	-	-
TID-MIDDEL	370.876	230.639	1.099	32712.952	2940.350
MAKSIMUM	430.000	300.000	1.900	168000.000	16000.000
MINIMUM	310.000	140.000	0.300	1270.000	220.000

Tab.P3 forts.

STORELVA 0.1 meter, 1984

DATO T.KOLI44
ANTI/100ml

840306	190.000
840402	130.000
840508	420.000
840605	100.000
840703	550.000
840717	900.000
840813	2900.000
840911	440.000
841009	360.000
841106	40.000
841205	-

TID-MIDDEL	560.709
MAKSIMUM	2900.000
MINIMUM	40.000

Tab.P4 Overvåkingsresultater fra Tyrifjorden (kjemi+bakt) 1984.

TYRIFJORDEN 0-10 meter, 1984

DATO	TOT-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l	KLF-A mikrogr/l
840528	6.000	450.000	310.000	0.400
840625	7.000	430.000	260.000	1.400
840723	8.000	470.000	230.000	2.000
840827	6.000	390.000	190.000	3.700
840924	6.000	360.000	210.000	2.200
841022	8.000	420.000	260.000	1.200
TID-MIDDEL	6.758	420.067	230.148	2.195
MAKSIMUM	8.000	470.000	310.000	3.700
MINIMUM	6.000	360.000	190.000	0.400

TYRIFJORDEN 1984

DATO	DYP m	KIM20 ANT/ml	KOLI37 ANT/100ml	T.KOLI44 ANT/100ml
840528	6.000	8.000	2.000	0.000
840625	6.000	580.000	170.000	23.000
840723	6.000	106.000	2.000	0.000
840827	6.000	17.000	2.000	0.000
840924	6.000	500.000	21.000	2.000
841022	6.000	51.000	11.000	2.000
TID-MIDDEL		247.034	43.363	5.569
MAKSIMUM		580.000	170.000	23.000
MINIMUM		8.000	2.000	0.000

TYRIFJORDEN 1984

DATO	DYP m	KIM20 ANT/ml	KOLI37 ANT/100ml	T.KOLI44 ANT/100ml
840528	50.000	60.000	2.000	0.000
840625	50.000	12.000	8.000	12.000
840723	50.000	57.000	0.000	0.000
840827	50.000	6.000	0.000	0.000
840924	50.000	23.000	4.000	0.000
841022	50.000	7.000	2.000	0.000
TID-MIDDEL		27.895	2.660	2.726
MAKSIMUM		60.000	8.000	12.000
MINIMUM		6.000	0.000	0.000

Tab.P5 Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Tyri-fjorden 1984.

Tabell Kvantitative planteplanktonprøver fra Tyri-fjorden (hovedst.)
Volum aa3:aj

GRUPPER/ARTER	Dato:	840528	840625	840723	840827	840924	841022
Cyanophyceae (Blågrønnalger)							
Anabaena flos-aquae	-	-	1.0	-	-	-	-
Anabaena solitaria f. planctonica	-	-	-	1.6	-	-	-
Oscillatoria agardhii v. isoetrix	-	1.4	-	-	-	-	-
Sum	-	1.4	1.0	1.6	-	-	-
Chlorophyceae (Grønnalger)							
Chlaetomonas sp. (l=10)	-	.5	-	-	-	-	-
Chlaetomonas sp. (l=8)	-	-	.6	-	.3	-	-
Elakatothrix gelatinosa	-	-	-	.2	.1	-	-
Gloetila pulchra	-	-	-	1.7	.9	-	-
Gyrodinium cordiformis	-	-	1.6	-	1.6	-	-
Monoraphidium dybowskii	-	-	-	-	.5	-	-
Monoraphidium griffithii	-	-	.3	-	-	-	-
Oocystis subaerina v. variabilis	-	.5	.5	.7	.6	.2	-
Parasastix conifera	.8	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus cf. ecornis	-	.9	-	-	-	-	-
Tetraedron sinuosa v. tetralobulata	-	-	-	-	-	-	.1
Sum8	1.9	3.1	2.6	4.2	.3	-
Chrysophyceae (Gullalger)							
Bitrichia chodatii	-	-	-	.6	-	-	-
Chrysochromulina sp. (parva?)	-	2.1	3.6	1.7	2.5	1.6	-
Chrysococcus cf. rufescens	-	-	-	-	1.8	-	-
Chrysoikos skujai	-	1.2	.2	-	-	-	-
Chrysolykos planctonicus	-	.3	-	-	-	-	-
Craspedomonader	-	-	.2	3.6	1.8	.4	-
Cyster av chrysophyceer	-	-	.2	-	.4	-	-
Dinobryon bavaricum	-	.4	-	1.1	-	-	-
Dinobryon borgei	-	1.2	.7	.6	.1	-	-
Dinobryon crenulatum	-	1.4	-	-	-	-	-
Dinobryon cylindricum	-	1.1	-	-	-	-	-
Dinobryon divergens	-	1.1	8.5	58.7	4.1	.3	-
Dinobryon sociale	-	-	-	1.1	.5	-	-
Dinobryon sociale v. americanum	-	1.0	1.2	7.7	-	-	-
Kephyrion spp.	-	.5	.3	-	-	-	-
Mallomonas akrokomos (v. parvula)	.5	-	-	.5	-	-	-
Mallomonas cf. crassisquama	-	5.5	-	-	-	-	-
Mallomonas spp.	-	-	-	2.3	-	-	-
Phaeaster aphanaster	-	.9	-	-	.4	-	-
Pseudokephyrion sp.	-	.5	-	-	-	-	-
Saa chrysoomonader (7)	8.7	20.6	22.7	25.7	23.1	14.4	-
Stichogloea doederleinii	-	-	1.2	-	-	-	-
Store chrysoomonader (37)	6.1	17.2	18.2	28.3	21.3	9.1	-
Synura sp. (l=9-11, b=8-9) (S. uvelia?)	-	-	-	8.1	13.2	.6	-
Ubest. chrysoomade	-	.3	-	-	.6	-	-
Ubest. chrysophyce	-	-	-	.4	-	-	-
Uroglena cf. americana	2.5	24.1	52.4	26.5	17.5	2.8	-
Sum	17.8	79.6	109.3	167.0	87.2	29.3	-
Bacillariophyceae (Kiselalger)							
Asterionella formosa	.4	-	5.4	11.2	8.5	1.8	-
Cyclotella sp. (l=3-5, b=5-8)	-	1.4	8.7	5.0	3.1	-	-
Cyclotella sp. (l=6-7, b=12-17) (C. comata?)	-	2.3	9.3	6.0	3.4	-	-
Melosira distans v. alpigena	-	3.0	-	3.0	4.0	2.0	-
Melosira italica ssp. subarctica	-	-	-	-	-	1.0	-
Rhizosolenia eriensis	-	-	-	-	.5	-	-
Rhizosolenia longiseta	-	-	1.9	3.3	-	-	-
Synedra acus v. angustissima	-	-	-	-	1.2	-	-
Synedra sp. (l=30-40)	-	-	.6	-	-	-	-
Synedra sp. (l=70-100)	-	11.2	-	28.3	7.6	5.6	-
Tabellaria fenestrata	1.8	8.4	24.3	88.5	31.9	7.8	-
Sum	2.2	26.4	50.2	145.3	69.2	18.3	-
Cryptophyceae							
Cryptomonas warssonii	-	-	6.9	28.0	10.3	8.1	-
Cryptomonas sp. 2 (l=14-18)	-	-	-	3.7	7.0	-	-
Cryptomonas sp. 3 (l=20-22)	-	-	-	-	-	18.7	-
Cryptomonas sp. (l=24-28)	.8	6.2	6.2	6.2	37.4	6.2	-
Katablepharis ovalis	.6	5.9	11.5	6.8	4.4	2.8	-
Rhodomonas lacustris (v. nanoplantctica)	16.0	29.0	26.5	29.4	13.6	14.0	-
Sum	17.3	41.1	51.1	74.1	72.7	49.8	-
Dinophyceae (Fureflagellater)							
Ceratium hirundinella	-	-	-	10.0	10.0	-	-
Gyrodinium cf. lacustre	.9	-	2.8	2.2	1.1	-	-
Gyrodinium helveticum	-	11.0	-	6.6	2.2	-	-
Gyrodinium sp. 1 (l=14-15)	-	3.3	16.3	-	-	-	-
Peridinium inconspicuum	-	-	2.0	2.0	7.8	-	-
Peridinium sp. 1 (l=15-17)	-	-	4.7	-	-	-	-
Ubest. dinoflagellat	-	.5	1.4	-	-	-	-
Sum9	14.7	27.2	20.7	21.1	-	-
Nv-alger							
Sum		7.2	22.6	22.9	19.9	25.4	15.6
Total		46.3	187.7	284.8	431.4	270.9	113.3

Tab.P6 Overvåkingsresultater fra Steinsfjorden 1984 (kjemi+bakt).

STA-KODE	DYP	ALKEKV	ALK4.5	LØS-P	TOT-P	LMR-P	TOT-N	NO3-N	S-TS	S-GR	KLF-A	SIO2
	DATE	mmol/l	mmol/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	mg/l
TYRI-2	840320 1.		0.75		6.	<2.	300.	110.				2.7
TYRI-2	840320 3.		0.72		7.	<2.	300.	110.				2.6
TYRI-2	840320 6.		0.69		8.	<2.	300.	110.				2.5
TYRI-2	840320 9.		0.69		7.	<2.	290.	120.				2.7
TYRI-2	840320 12.		0.7		6.	<2.	300.	120.				2.9
TYRI-2	840320 15.		0.7		7.	<2.	300.	130.				3.1
TYRI-2	840320 18.		0.71		6.	<2.	400.	190.				4.1
TYRI-2	840320 20.		0.81		11.	5.	480.	270.				5.2
TYRI-2	840320 0.;6.				7.		300.	110.				
TYRI-2	840514 1.		0.69	3.	13.	<2.	390.	130.			1.29	
TYRI-2	840514 3.		0.65	3.	12.	<2.	360.	130.			1.35	
TYRI-2	840514 6.		0.65	4.	12.	<2.	350.	130.			1.2	
TYRI-2	840514 9.		0.65	4.	12.	<2.	340.	140.			1.08	
TYRI-2	840514 12.		0.66	4.	12.	<2.	360.	150.			0.98	
TYRI-2	840514 15.		0.67	4.	12.	<2.	350.	160.				
TYRI-2	840514 18.		0.66	6.	13.	<2.	350.	160.				
TYRI-2	840514 20.		0.66	5.	13.	<2.	340.	160.				
TYRI-2	840514 0.;6.				12.3		367.	130.	1.88	1.		
TYRI-2	840514 6.;12.								1.55	0.7		
TYRI-2	840528 1.	0.61		2.	9.	<2.	310.	70.			1.05	
TYRI-2	840528 3.	0.62		4.	10.	<2.	340.	70.			1.01	
TYRI-2	840528 6.	0.61		3.	9.	<2.	300.	80.			0.94	
TYRI-2	840528 9.	0.59		3.	11.	<2.	380.	120.			1.65	
TYRI-2	840528 12.	0.6		3.	11.	<2.	370.	150.			1.1	
TYRI-2	840528 15.	0.6		5.	12.	<2.	340.	160.				
TYRI-2	840528 18.	0.61		3.	15.	<2.	350.	160.				
TYRI-2	840528 20.	0.61		4.	17.	<2.	370.	160.				
TYRI-2	840528 0.;6.				10.		316.	73.	0.87	0.1		
TYRI-2	840528 6.;12.								1.27	0.37		
TYRI-2	840612 1.	0.58		<2.	9.	<2.	310.	25.			8.46	
TYRI-2	840612 3.	0.6		<2.	9.	<2.	270.	25.			8.62	
TYRI-2	840612 6.	0.59		<2.	9.	<2.	280.	30.			7.98	
TYRI-2	840612 9.	0.59		<2.	10.	<2.	270.	35.			6.98	
TYRI-2	840612 12.	0.6		<2.	16.	<2.	360.	110.			9.04	
TYRI-2	840612 15.	0.61		<2.	19.	<2.	350.	130.				
TYRI-2	840612 18.	0.61		<2.	18.	<2.	350.	150.				
TYRI-2	840612 20.	0.61		<2.	20.	<2.	360.	160.				
TYRI-2	840612 0.;6.				9.		286.	27.	1.46	0.53		
TYRI-2	840612 6.;12.								1.75	0.3		
TYRI-2	840625 1.	0.61		<2.	13.	<2.	240.	<5.			5.79	
TYRI-2	840625 3.	0.6		<2.	14.	<2.	270.	<5.			5.72	
TYRI-2	840625 6.	0.6		<2.	13.	<2.	260.	<5.			5.84	
TYRI-2	840625 9.	0.61		<2.	20.	<2.	340.	65.			9.74	
TYRI-2	840625 12.	0.62		<2.	25.	<2.	390.	100.			10.95	
TYRI-2	840625 15.	0.61		<2.	25.	<2.	390.	110.				
TYRI-2	840625 18.	0.62		<2.	29.	<2.	390.	130.				
TYRI-2	840625 20.	0.62		<2.	29.	<2.	390.	130.				
TYRI-2	840625 0.;6.				13.3		256.	<5.	3.18	2.24		
TYRI-2	840625 6.;12.								2.25	1.15		
TYRI-2	840709 1.	0.62		3.	10.	2.	200.	<5.			2.66	
TYRI-2	840709 3.	0.62		4.	11.	2.	200.	<5.			2.5	
TYRI-2	840709 6.	0.62		4.	10.	2.	220.	<5.			2.65	
TYRI-2	840709 9.	0.62		4.	23.	2.	260.	<5.			7.61	
TYRI-2	840709 12.	0.62		5.	23.	2.	360.	70.			10.94	
TYRI-2	840709 15.	0.63		5.	29.	<2.	380.	110.				

Tab.P6 forts.

STA-KODE	DATO	SIKTEDYP		TFMP		PH-FELT	FAR-F		O2-F	O2-METN	COD-t	
		no	DVP m	°C	PH		KOND ms/cm(25°C)	mg/l/l				TURB Fiv
TYRI-2	840320	7.	1.	0.8	7.8		11.8	6.	0.25	13.3	93.89	2.4
TYRI-2	840320	7.	3.	1.5	7.7		11.2	<5.	0.45	12.4	89.249	2.2
TYRI-2	840320	7.	6.	2.1	7.6		10.8	5.	0.5	11.2	81.945	2.2
TYRI-2	840320	7.	9.	2.8	7.4		10.7	<5.	0.3	10.	74.563	2.1
TYRI-2	840320	7.	12.	2.9	7.3		10.9	5.	0.3	9.4	70.277	2.1
TYRI-2	840320	7.	15.	3.2	7.25		10.8	<5.	0.3	8.7	65.567	2.
TYRI-2	840320	7.	18.	3.9	7.1		11.1	<5.	0.5	6.1	46.832	1.9
TYRI-2	840320	7.	20.	5.9	7.1		11.6	<5.	0.7	3.9	31.53	1.9
TYRI-2	840320	7.	0.;6.									
TYRI-2	840514	4.35	1.	9.5			10.5		1.	11.3	99.807	
TYRI-2	840514	4.35	3.	9.			10.7		1.	11.3	98.621	
TYRI-2	840514	4.35	6.	8.			10.7		1.	11.1	94.557	
TYRI-2	840514	4.35	9.	7.			10.5		1.	10.9	90.592	
TYRI-2	840514	4.35	12.	6.5			10.7		1.	10.7	87.825	
TYRI-2	840514	4.35	15.	6.			10.8		1.	10.1	81.862	
TYRI-2	840514	4.35	18.	5.9			10.7		1.	10.1	81.655	
TYRI-2	840514	4.35	20.	5.8			10.7		1.1	10.1	81.448	
TYRI-2	840514	4.35	0.;6.			7.6						
TYRI-2	840514	4.35	6.;12.									
TYRI-2	840528	5.9	1.	15.2			10.1		0.9	10.3	103.52	
TYRI-2	840528	5.9	3.	15.1			10.2		0.9	10.3	103.3	
TYRI-2	840528	5.9	6.	10.1			10.2		0.85	11.1	99.443	
TYRI-2	840528	5.9	9.	8.			10.2		1.	10.8	92.001	
TYRI-2	840528	5.9	12.	6.9			10.2		0.95	9.8	81.247	
TYRI-2	840528	5.9	15.	6.6			10.5		0.85	9.7	79.817	
TYRI-2	840528	5.9	18.	6.2			10.5		0.85	9.2	74.945	
TYRI-2	840528	5.9	20.	6.2			10.5		0.9	9.	73.316	
TYRI-2	840528	5.9	0.;6.			7.91						
TYRI-2	840528	5.9	6.;12.									
TYRI-2	840612	4.1	1.	14.7			9.55		1.	10.	99.425	
TYRI-2	840612	4.1	3.	14.6			9.57		0.9	9.9	98.216	
TYRI-2	840612	4.1	6.	14.3			9.56		0.95	9.9	97.574	
TYRI-2	840612	4.1	9.	11.			9.51		0.9	9.9	90.578	
TYRI-2	840612	4.1	12.	8.			9.91		1.1	9.7	82.631	
TYRI-2	840612	4.1	15.	7.4			10.2		1.1	9.	75.546	
TYRI-2	840612	4.1	18.	7.			10.		1.	8.8	73.138	
TYRI-2	840612	4.1	20.	6.8			10.1		0.9	8.2	67.813	
TYRI-2	840612	4.1	0.;6.			8.58						
TYRI-2	840612	4.1	6.;12.									
TYRI-2	840625	3.	1.	15.2	8.15		9.68		1.5	9.6	96.488	
TYRI-2	840625	3.	3.	15.2	8.2		9.86		1.5	9.6	96.488	
TYRI-2	840625	3.	6.	14.8	8.25		9.73		1.	9.8	97.649	
TYRI-2	840625	3.	9.	11.7	7.55		10.1		1.	9.5	88.332	
TYRI-2	840625	3.	12.	8.5	7.4		10.3		1.5	8.9	76.744	
TYRI-2	840625	3.	15.	8.2	7.3		10.4		1.	8.6	73.619	
TYRI-2	840625	3.	18.	7.6	7.2		10.2		1.5	8.	67.484	
TYRI-2	840625	3.	20.	7.5	7.15		10.3		1.5	8.	67.318	
TYRI-2	840625	3.	0.;6.			8.5						
TYRI-2	840625	3.	6.;12.									
TYRI-2	840709	5.95	1.	18.3			9.89		0.75	9.6	103.	
TYRI-2	840709	5.95	3.	18.3			10.2		0.6	9.6	103.	
TYRI-2	840709	5.95	6.	18.			10.1		0.8	9.6	102.36	
TYRI-2	840709	5.95	9.	15.4			10.1		1.1	9.4	94.886	
TYRI-2	840709	5.95	12.	12.			10.2		1.4	8.5	79.577	
TYRI-2	840709	5.95	15.	9.2			10.3		1.4	7.4	64.894	

Tab.P6 forts.

STA-KODE	DYP	ALKEKV	ALK4.5	TOT-P	TOT-N	S-TS	S-CR	KLF-A
DATA	m	m/mu/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
TYRI-2	840709 18.	0.63	4.	28.	<2.	430.		
TYRI-2	840709 20.	0.64	5.	30.	<2.	450.		
TYRI-2	840709 0.;6.			10.3		206.	1.76	0.52
TYRI-2	840709 6.;12.						2.08	0.76
TYRI-2	840723 1.	0.62	3.	10.	<2.	210.	<5.	4.15
TYRI-2	840723 3.	0.62	3.	12.	<2.	230.	<5.	2.98
TYRI-2	840723 6.	0.62	3.	14.	<2.	260.	<5.	3.88
TYRI-2	840723 9.	0.62	3.	17.	<2.	250.	<10.	8.
TYRI-2	840723 12.	0.63	3.	16.	<2.	280.	60.	5.87
TYRI-2	840723 15.	0.64	3.	16.	<2.	310.	100.	
TYRI-2	840723 18.	0.65	4.	19.	<2.	360.	120.	
TYRI-2	840723 20.	0.67	5.	21.	<2.	410.	120.	
TYRI-2	840723 0.;6.			14.		233.	1.7	<0.5
TYRI-2	840723 6.;12.						1.5	<0.5
TYRI-2	840813 1.	0.62	<2.	10.	3.	270.	<5.	1.99
TYRI-2	840813 3.	0.62	<2.	9.	3.	270.	<5.	1.9
TYRI-2	840813 6.	0.62	<2.	12.	4.	250.	<5.	3.13
TYRI-2	840813 9.	0.62	<2.	15.	4.	240.	<5.	5.35
TYRI-2	840813 12.	0.63	<2.	11.	4.	300.	75.	3.24
TYRI-2	840813 15.	0.63	<2.	11.	4.	310.	160.	
TYRI-2	840813 18.	0.64	<2.	11.	4.	420.	240.	
TYRI-2	840813 20.	0.64	<2.	12.	6.	480.	260.	
TYRI-2	840813 0.;6.			10.3		263.	<5.	2.05
TYRI-2	840813 6.;12.						1.5	0.5
TYRI-2	840827 1.	0.62	3.	9.	<2.	200.	<5.	2.03
TYRI-2	840827 3.	0.62	4.	9.	<2.	200.	<5.	2.02
TYRI-2	840827 6.	0.61	3.	11.	<2.	220.	<5.	2.01
TYRI-2	840827 9.	0.62	3.	13.	<2.	250.	<5.	4.32
TYRI-2	840827 12.	0.63	3.	13.	<2.	320.	120.	2.89
TYRI-2	840827 15.	0.64	3.	11.	<2.	400.	240.	
TYRI-2	840827 18.	0.64	4.	11.	<2.	450.	280.	
TYRI-2	840827 20.	0.65	4.	10.	<2.	450.	280.	
TYRI-2	840827 0.;6.			9.7		206.	<5.	1.9
TYRI-2	840827 6.;12.						1.85	0.9
TYRI-2	840910 1.	0.62	3.	12.	<2.	230.	<5.	3.63
TYRI-2	840910 3.	0.62	4.	11.	<2.	210.	<5.	3.96
TYRI-2	840910 6.	0.61	3.	12.	<2.	210.	<5.	3.88
TYRI-2	840910 9.	0.61	3.	11.	<2.	230.	<5.	3.84
TYRI-2	840910 12.	0.62	3.	11.	<2.	210.	5.	3.4
TYRI-2	840910 15.	0.64	3.	11.	<2.	360.	170.	
TYRI-2	840910 18.	0.65	3.	11.	<2.	380.	220.	
TYRI-2	840910 20.	0.64	3.	10.	<2.	430.	230.	
TYRI-2	840910 0.;6.			11.7		216.	<5.	1.06
TYRI-2	840910 6.;12.						1.75	0.44
TYRI-2	840924 1.	0.61	3.	12.	<2.	190.	10.	4.95
TYRI-2	840924 3.	0.61	3.	11.	<2.	180.	10.	4.83
TYRI-2	840924 6.	0.62	3.	11.	<2.	190.	10.	4.49
TYRI-2	840924 9.	0.62	3.	10.	<2.	190.	10.	4.23
TYRI-2	840924 12.	0.61	3.	10.	<2.	190.	10.	4.5
TYRI-2	840924 15.	0.62	3.	11.	<2.	210.	35.	
TYRI-2	840924 18.	0.65	3.	10.	<2.	370.	200.	
TYRI-2	840924 20.	0.66	3.	24.	<2.	370.	180.	
TYRI-2	840924 0.;6.			11.3		186.	10.	2.22
TYRI-2	840924 6.;12.						1.96	1.87
TYRI-2	841008 1.	0.58	5.	10.	<2.	240.	35.	6.23
TYRI-2	841008 3.	0.59	5.	11.	<2.	290.	35.	7.46
TYRI-2	841008 6.	0.59	5.	11.	<2.	250.	40.	6.
TYRI-2	841008 9.	0.59	6.	11.	<2.	290.	40.	5.25
TYRI-2	841008 12.	0.59	6.	11.	<2.	290.	40.	5.9
TYRI-2	841008 15.	0.58	5.	11.	<2.	230.	40.	
TYRI-2	841008 18.	0.61	5.	12.	<2.	320.	100.	
TYRI-2	841008 20.	0.63	5.	10.	<2.	380.	120.	
TYRI-2	841008 21.	0.64	6.	16.	<2.	420.	140.	
TYRI-2	841008 0.;6.			10.7		260.	37.	1.4
TYRI-2	841008 6.;12.						2.	0.3
TYRI-2	841022 1.	0.58	5.	11.	<2.	340.	170.	5.69
TYRI-2	841022 3.	0.58	5.	11.	<2.	280.	170.	5.72
TYRI-2	841022 6.	0.58	5.	11.	<2.	290.	170.	5.68
TYRI-2	841022 9.	0.59	6.	11.	<2.	290.	170.	5.81
TYRI-2	841022 12.	0.59	5.	11.	<2.	290.	170.	5.44
TYRI-2	841022 15.	0.59	5.	11.	<2.	280.	170.	
TYRI-2	841022 18.	0.59	5.	11.	<2.	280.	170.	
TYRI-2	841022 20.	0.59	5.	11.	<2.	270.	170.	
TYRI-2	841022 0.;6.			11.		303.	170.	0.7
TYRI-2	841022 6.;12.						1.3	0.25
TYRI-2	841112 0.;6.	0.6	6.	12.	<2.	300.	90.	1.23
TYRI-2	841112 6.;12.	0.6	6.	11.	<2.	300.	90.	1.79
TYRI-2	841112 6.;12.	0.6	6.	11.	<2.	300.	90.	1.07
TYRI-2	841112 6.;12.	0.6	6.	11.	<2.	300.	90.	5.6
TYRI-2	841112 6.;12.	0.6	6.	11.	<2.	300.	90.	5.63

Tab.P6 forts.

STA-KODE	SIKTEDYP	TFMP	PH	PH-FELT	FAR-F	O2-F	OD-MN
DATO	m	DYP	°C		mg/l	mg/l	mg O/l
		m			KOND	TURB	O2-MEIN
					mS/m	FIV	%
TYRI-2	840709	5.95	18.	8.6		1.2	61.371
TYRI-2	840709	5.95	20.	8.5		1.5	57.774
TYRI-2	840709	5.95	0.;6.		8.55		
TYRI-2	840709	5.95	6.;12.				
TYRI-2	840723	4.5	1.	19.5	9.45	0.95	104.44
TYRI-2	840723	4.5	3.	19.5	9.62	0.85	107.74
TYRI-2	840723	4.5	6.	18.	9.7	0.9	102.36
TYRI-2	840723	4.5	9.	16.2	9.73	1.	92.416
TYRI-2	840723	4.5	12.	12.2	9.9	0.9	70.536
TYRI-2	840723	4.5	15.	9.5	10.2	1.	56.528
TYRI-2	840723	4.5	18.	8.9	10.3	1.2	49.627
TYRI-2	840723	4.5	20.	8.8	10.4	1.3	44.297
TYRI-2	840723	4.5	0.;6.		8.56		
TYRI-2	840723	4.5	6.;12.				
TYRI-2	840813	5.8	1.	20.5	8.45	0.85	108.79
TYRI-2	840813	5.8	3.	20.3	8.6	0.7	105.01
TYRI-2	840813	5.8	6.	19.5	8.5	0.8	102.24
TYRI-2	840813	5.8	9.	16.5	7.7	0.9	88.872
TYRI-2	840813	5.8	12.	11.8	7.15	0.75	50.325
TYRI-2	840813	5.8	15.	9.7	7.	0.6	38.161
TYRI-2	840813	5.8	18.	9.1	6.85	0.8	23.621
TYRI-2	840813	5.8	20.	8.8	6.9	1.4	17.371
TYRI-2	840813	5.8	0.;6.				
TYRI-2	840813	5.8	6.;12.				
TYRI-2	840827	5.	1.	19.3	9.79	0.7	99.641
TYRI-2	840827	5.	3.	19.2	9.92	0.7	100.53
TYRI-2	840827	5.	6.	19.2	9.91	0.7	98.347
TYRI-2	840827	5.	9.	17.5	9.99	1.	84.423
TYRI-2	840827	5.	12.	11.4	10.4	0.95	35.09
TYRI-2	840827	5.	15.	9.5	10.5	1.	19.431
TYRI-2	840827	5.	18.	9.	10.5	1.1	13.091
TYRI-2	840827	5.	20.	8.9	10.5	1.3	11.319
TYRI-2	840827	5.	0.;6.		8.54		
TYRI-2	840827	5.	6.;12.				
TYRI-2	840910	6.6	1.	15.6	9.6	0.7	93.268
TYRI-2	840910	6.6	3.	15.6	9.71	0.7	93.268
TYRI-2	840910	6.6	6.	15.6	9.71	0.7	93.268
TYRI-2	840910	6.6	9.	15.6	9.71	0.75	94.281
TYRI-2	840910	6.6	12.	14.4	9.76	0.7	71.119
TYRI-2	840910	6.6	15.	11.6	10.2	1.	30.613
TYRI-2	840910	6.6	18.	10.	10.3	1.	10.725
TYRI-2	840910	6.6	20.	9.7	10.4	1.5	7.0996
TYRI-2	840910	6.6	0.;6.		8.		
TYRI-2	840910	6.6	6.;12.				
TYRI-2	840924	5.4	1.	13.	10.	0.75	88.1
TYRI-2	840924	5.4	3.	13.	9.98	0.7	87.142
TYRI-2	840924	5.4	6.	13.	10.1	0.8	87.142
TYRI-2	840924	5.4	9.	13.	10.	0.75	87.142
TYRI-2	840924	5.4	12.	13.	9.92	0.75	87.142
TYRI-2	840924	5.4	15.	12.8	9.98	0.8	78.172
TYRI-2	840924	5.4	18.	9.9	10.6	1.2	2.675
TYRI-2	840924	5.4	20.	9.8	10.7	1.2	5.3374
TYRI-2	840924	5.4	0.;6.		7.84		
TYRI-2	840924	5.4	6.;12.				
TYRI-2	841008	5.4	1.	11.6	9.79	0.7	85.347
TYRI-2	841008	5.4	3.	11.6	9.87	0.75	85.347
TYRI-2	841008	5.4	6.	11.6	9.79	0.75	83.491
TYRI-2	841008	5.4	9.	11.6	9.82	0.8	84.419
TYRI-2	841008	5.4	12.	11.6	9.89	0.8	83.491
TYRI-2	841008	5.4	15.	11.6	9.84	0.75	82.563
TYRI-2	841008	5.4	18.	11.2	10.3	1.2	50.555
TYRI-2	841008	5.4	20.	10.6	10.3	1.5	24.474
TYRI-2	841008	5.4	21.	10.4	10.5	1.7	12.631
TYRI-2	841008	5.4	0.;6.		7.81		
TYRI-2	841008	5.4	6.;12.				
TYRI-2	841022	5.2	1.	9.9	9.83	0.85	85.6
TYRI-2	841022	5.2	3.	9.9	9.82	0.8	85.6
TYRI-2	841022	5.2	6.	9.9	9.82	0.8	86.492
TYRI-2	841022	5.2	9.	9.9	9.82	0.8	86.492
TYRI-2	841022	5.2	12.	9.9	9.83	0.8	85.6
TYRI-2	841022	5.2	15.	9.9	9.8	0.8	84.708
TYRI-2	841022	5.2	18.	9.	9.85	0.8	83.784
TYRI-2	841022	5.2	20.	9.9	9.85	0.75	85.6
TYRI-2	841022	5.2	0.;6.		7.83		
TYRI-2	841022	5.2	6.;12.				
TYRI-2	841112	6.7	0.;6.	7.5	7.7	0.6	
TYRI-2	841112	6.7	6.;12.	7.5	7.65	0.6	

Tab.P7 Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Steinsfjorden 1984, 0-6m dyp.

Tabell Kvantitative planteplanktonprøver fra: Steinsfjorden (bl.0-6 m)
Volym ml/100

GRUPPER/ARTER	Dato>	B40514	B40528	B40612	B40626	B40709	B40723	B40813	B40827	B40910
Cyanophyceae (Blågrønnalger)										
Anabaena flos-aquae	-	11.9	-	5.9	11.7	30.2	21.7	7.0	-	-
Aphanothece sp.(clathratha v.brevis?)	-	-	-	-	-	46.7	5.6	-	-	-
Goehoposphaeria naegeliana	3.2	-	-	-	-	.4	-	-	.8	-
Oscillatoria agardhii	31.1	-	762.3	34.2	-	-	-	-	-	-
Oscillatoria agardhii v.isoethrix	395.6	145.9	971.1	72.4	73.2	119.9	19.3	17.3	17.7	-
Sua	430.0	155.0	1733.4	112.4	84.9	197.2	46.5	24.3	18.5	-
Chlorophyceae (Grønnalger)										
Botryococcus braunii	-	-	-	-	1.0	-	1.8	.5	-	-
Carteria sp.1 (1=6-7)	-	-	-	-	-	.9	-	-	1.4	-
Chlaetochloa sp. (1=10)	-	-	-	-	-	.6	-	-	-	-
Chlaetochloa sp. (1=8)	-	-	-	.3	-	-	-	-	-	-
Eudorina elegans	-	-	-	-	.3	-	-	-	.8	-
Gyrodinium cordiformis	-	-	-	1.4	-	-	-	-	4.9	-
Monooastix sp.	-	-	-	-	-	1.6	.9	-	-	-
Monoraphidium contortum	-	-	-	-	-	-	-	-	.2	-
Monoraphidium dybowskii	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Monoraphidium griffithii	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oocystis subaerina v.variabilis	-	-	-	-	-	.6	-	-	-	-
Paulschulzia pseudovolvox	-	-	-	-	-	-	-	-	1.0	-
Spondylosium planum	-	-	-	-	-	1.8	-	-	-	-
Staurastrum planktonicum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tetraedron minus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tetraedron minus v.tetralobulatum	.1	.2	.2	-	-	-	-	-	-	-
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	-	-	-	-	.7	-	-	-	1.9	-
Sua1	.2	.2	1.7	1.7	1.8	5.8	1.4	10.1	-
Chrysophyceae (Gullalger)										
Bitrichia chodatii	-	.3	-	.3	.3	-	1.6	.9	-	-
Chrysochromulina sp. (parva ?)	50.0	2.1	12.5	12.5	16.9	26.8	24.0	20.6	4.6	-
Chrysoococcus furcata	10.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Craspedomonader	-	-	.8	1.0	15.8	12.3	1.2	1.8	.8	-
Cyster av Dinobryon spp.	-	-	5.4	-	-	-	-	-	-	-
Cyster av chrysophyceer	1.6	.2	-	.5	-	-	-	-	.4	-
Dinobryon bavaricum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinobryon divergens	.8	14.0	16.0	1.0	1.3	-	-	-	.9	-
Dinobryon sociale	2.3	16.8	5.6	1.4	1.9	4.2	1.9	-	.8	-
Dinobryon sociale v.americanum	-	22.0	5.6	-	-	-	-	-	-	-
Kephyrion borealis	-	.2	-	-	-	-	-	-	-	-
Lose celler Dinobryon spp.	2.8	29.4	7.9	-	-	-	-	-	-	-
Mallomonas akrokoenos (v.parvula)	.5	-	.6	-	-	-	-	-	-	-
Mallomonas cf.crasissquama	2.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mallomonas fastigata (=caudata)	-	-	-	-	-	17.1	-	-	-	-
Phaeaster aphanaster	-	-	.9	-	.7	-	-	-	-	-
Pseudokephyrion sp.	-	.4	-	-	-	-	-	-	-	-
Sua chrysoonader (??)	34.8	22.7	26.7	14.0	26.1	50.8	29.8	29.1	25.3	-
Spiniferomonas sp.	-	.4	-	-	-	-	-	-	-	-
Store chrysoonader (??)	35.4	19.2	24.3	11.1	7.1	15.2	12.1	5.1	16.2	-
Ubest.chrysoonade	-	-	-	-	-	-	1.6	-	-	-
Ubest.chrysophyce	-	-	-	-	.2	-	-	-	-	-
Uroglea cf.americana	1.2	-	86.6	272.5	1.2	-	-	-	1.4	-
Sua	142.7	127.7	193.0	314.2	71.5	126.5	72.1	57.6	50.4	-
Bacillariophyceae (Kiselalger)										
Asterionella formosa	10.3	-	1.0	.9	8.7	316.9	69.8	.6	1.5	-
Cyclotella meneghiniana	3.6	6.5	58.2	-	-	-	-	-	-	-
Cyclotella sp. (1=3,5-5,b=5-8)	2.8	3.2	5.4	8.2	4.8	3.2	1.4	4.7	4.2	-
Cyclotella sp. (1=6-7,b=12-14)	-	-	-	56.1	34.3	21.2	34.3	14.9	12.5	-
Fragilaria crotonensis	5.5	-	4.8	-	80.3	103.4	-	8.3	-	-
Melosira ambigua	-	-	.5	-	-	-	-	-	9.5	-
Melosira italica ssp.subarctica	-	.7	23.8	7.0	2.7	2.1	-	-	8.6	-
Nitzschia sp. (1=30-50)	-	-	1.2	-	-	-	-	-	.8	-
Rhizosolenia eriensis	-	-	-	-	-	-	-	-	.5	.5
Rhizosolenia longiseta	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.9
Stephanodiscus hantzschii	-	-	-	-	-	-	-	-	-	32.4
Synedra acus v.angustissima	-	-	7.2	-	-	-	-	-	2.3	-
Synedra sp. (1=70-100)	-	2.0	-	-	-	-	-	-	-	-
Synedra sp.1 (1=40-70)	-	-	6.5	1.9	-	-	-	-	-	-
Tabellaria fenestrata	-	-	-	2.0	2.5	.7	1.7	.3	1.1	-
Sua	22.2	12.5	104.0	80.8	53.0	424.3	210.5	20.5	38.5	-
Cryptophyceae										
Cryptomonas marssonii	24.0	3.4	3.4	6.9	-	-	-	-	-	-
Cryptomonas sp.2 (1=15-18)	-	-	3.4	6.2	4.2	18.7	10.9	-	-	-
Cryptomonas sp.3 (1=20-22)	-	3.7	-	-	-	-	-	-	9.8	-
Cryptomonas spp. (1=24-28)	17.3	12.5	18.7	12.5	-	6.2	12.5	-	12.5	-
Cyathomonas truncata	-	.4	.4	.4	-	-	-	-	-	-
Katablepharis ovalis	20.5	16.5	5.0	9.0	7.8	7.6	18.5	16.6	2.3	-
Rhodomonas lacustris (v.v.nannoplantica)	155.7	27.2	47.9	44.4	22.1	19.9	32.1	20.2	44.0	-
Ubest.cryptomonade	2.0	8.1	-	-	-	-	-	4.0	4.7	-
Sua	219.4	71.9	78.9	79.3	34.2	52.4	75.9	40.9	73.5	-
Dinophyceae (Fureflagellater)										
Ceratium hirundinella	15.0	7.5	7.5	15.0	20.0	87.5	25.0	-	5.0	-
Gyandinium cf.lacustre	6.5	4.4	-	1.1	.9	7.6	4.7	21.5	4.7	-
Gyandinium helveticum	-	-	2.2	2.2	3.3	-	-	-	-	-
Gyandinium sp.1 (1=14-15)	13.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Peridinium cinctum	-	3.5	6.2	24.0	6.5	29.3	-	3.3	101.2	-
Peridinium sp. (26-28426)	-	-	-	-	19.1	19.0	7.4	13.2	7.0	-
Peridinium sp.1 (1=14-17)	21.5	-	7.5	-	-	-	-	-	-	-
Ubest.dinoflagellat	2.8	-	1.4	1.2	-	-	-	.5	-	-
Sua	58.9	15.4	21.2	43.7	50.0	146.7	37.0	38.4	117.9	-
Euglenophyceae										
Trachelomonas volvocina	-	-	-	-	-	-	-	5.4	-	-
Sua	-	-	-	-	-	-	-	5.4	-	-
My-alger										
Sua	31.5	23.2	21.1	23.7	18.4	25.5	16.4	16.8	15.8	-
Total	904.9	406.6	2151.4	655.9	313.7	974.5	462.3	205.4	324.6	-

Tabell Kvantitative planteplanktonprøver fra: Steinsfjorden (bl.0-6 m)
Volym ml/100

GRUPPER/ARTER	Dato>	B40924	B41008	B41022	B41112
Cyanophyceae (Blågrønnalger)					
Anabaena flos-aquae	-	-	-	-	-
Aphanothece sp.(clathratha v.brevis?)	-	-	-	-	-
Goehoposphaeria naegeliana	-	-	-	-	5.2
Oscillatoria agardhii	-	8.2	25.5	27.6	-
Oscillatoria agardhii v.isoethrix	43.1	84.7	48.0	-	-
Sua	43.1	92.9	73.5	32.8	-
Chlorophyceae (Grønnalger)					
Botryococcus braunii	-	-	-	-	-
Carteria sp.1 (1=6-7)	-	-	-	-	-
Chlaetochloa sp. (1=10)	-	-	-	-	-
Chlaetochloa sp. (1=8)	-	-	-	1.3	-
Eudorina elegans	-	.5	-	-	-
Gyrodinium cordiformis	1.2	1.2	-	-	-
Monooastix sp.	-	-	-	-	-
Monoraphidium contortum	-	-	-	-	-
Monoraphidium dybowskii	-	-	.5	-	-
Monoraphidium griffithii	.3	-	-	-	-
Oocystis subaerina v.variabilis	-	-	-	-	-
Paulschulzia pseudovolvox	-	1.0	1.9	-	-
Spondylosium planum	-	-	-	-	-
Staurastrum planktonicum	1.8	1.2	-	-	-
Tetraedron minus	-	.8	.7	-	-
Tetraedron minus v.tetralobulatum	-	-	-	-	-
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	-	-	-	-	-
Sua	3.4	4.7	3.2	1.3	-
Chrysophyceae (Gullalger)					
Bitrichia chodatii	-	-	-	-	-
Chrysochromulina sp. (parva ?)	2.3	3.6	8.1	1.2	-
Chrysoococcus furcata	-	-	-	-	-
Craspedomonader	1.2	6.4	2.8	-	-
Cyster av Dinobryon spp.	-	-	-	-	-
Cyster av chrysophyceer	-	-	-	-	-
Dinobryon bavaricum	-	.5	-	-	-
Dinobryon divergens	3.8	9.2	.6	.1	-
Dinobryon sociale	1.3	2.1	-	-	-
Dinobryon sociale v.americanum	-	-	-	-	-
Kephyrion borealis	-	-	-	-	-
Lose celler Dinobryon spp.	-	3.7	-	-	-
Mallomonas akrokoenos (v.parvula)	-	-	-	-	-
Mallomonas cf.crasissquama	-	-	-	-	-
Mallomonas fastigata (=caudata)	28.1	27.1	23.1	9.9	-
Phaeaster aphanaster	2.3	-	1.1	-	-
Pseudokephyrion sp.	-	-	-	-	-
Sua chrysoonader (??)	27.1	19.8	18.4	13.2	-
Spiniferomonas sp.	-	-	-	-	-
Store chrysoonader (??)	7.1	26.3	9.1	2.0	-
Ubest.chrysoonade	-	-	-	-	-
Ubest.chrysophyce	-	.4	-	-	-
Uroglea cf.americana	29.0	117.1	69.4	-	-
Sua	102.3	216.3	132.6	26.4	-
Bacillariophyceae (Kiselalger)					
Asterionella formosa	17.3	32.2	4.1	-	-
Cyclotella meneghiniana	-	-	-	-	-
Cyclotella sp. (1=3,5-5,b=5-8)	3.7	3.7	.9	1.2	-
Cyclotella sp. (1=6-7,b=12-14)	15.6	18.7	15.6	9.3	-
Fragilaria crotonensis	18.7	9.9	27.5	6.1	-
Melosira ambigua	-	-	9.5	-	-
Melosira italica ssp.subarctica	18.3	33.6	73.4	128.0	-
Nitzschia sp. (1=30-50)	-	-	-	.8	-
Rhizosolenia eriensis	-	.5	.5	-	-
Rhizosolenia longiseta	-	-	-	1.9	-
Stephanodiscus hantzschii	-	-	-	32.4	-
Synedra acus v.angustissima	2.0	-	-	-	-
Synedra sp. (1=70-100)	-	-	-	-	-
Synedra sp.1 (