

1879



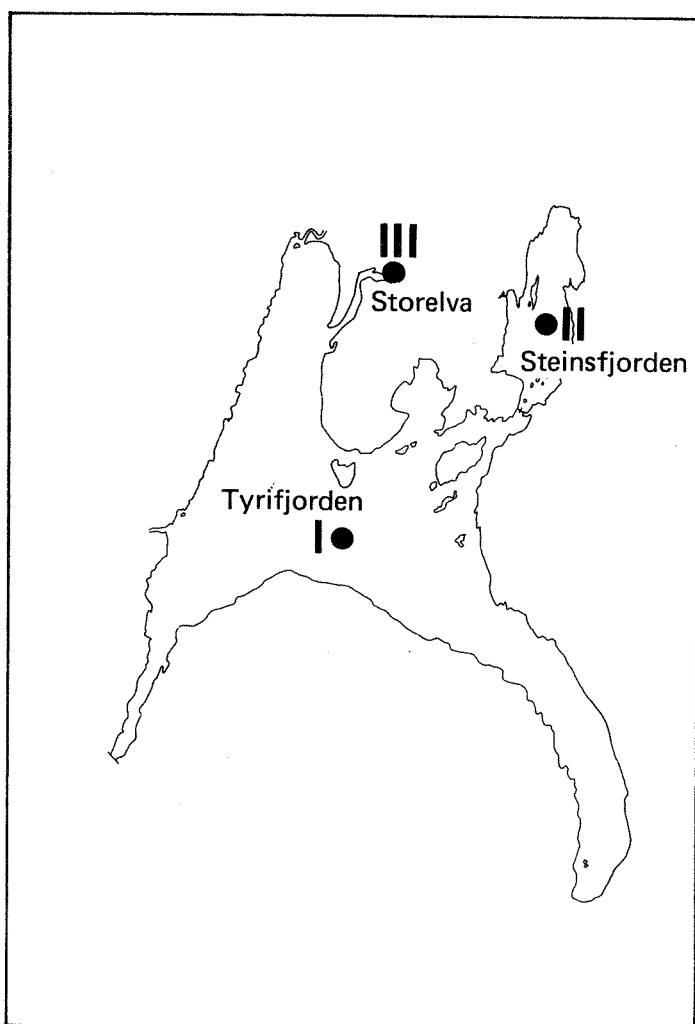
Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 238/86

Oppdragsgiver	Statens forurensningstilsyn
Deltakende institusjon	NIVA Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvern avdelingen

Overvåking av Tyrifjorden og Steinsfjorden 1982-1985

Sluttrapport





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 blir 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 97 00

Prosjektnr.:	0-8000214
Undernummer:	3
Løpenummer:	1879
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel: OVERVÅKING AV TYRIFJORDEN OG STEINSFJORDEN 1982-1985 SLUTTRAPPORT (Overvåkingsrapport nr. 238/86)	Dato: 25/8-86
	Rapportnr. 0-8000214
Forfatter (e): Dag Berge	Faggruppe: VASSDRAGSAVDELING
	Geografisk område:
	Antall sider (inkl. bilag): 73

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) (Statlig program for forurensningsovervåking)	Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt: Hovedmålet med undersøkelsene har vært å beskrive tilstand og utvikling i Tyrifjorden og Steinsfjorden mht. overgjødning (eutrofiering). I begge innsjøer var forholdene i de fri vannmasser gode i 1985. Algeveksten har vist en avtagende tendens de seneste år. De bakteriologiske forholdene er overveiende gode i Tyrifjordens dypvann, mens overflatevannet er noe forurenset med tarmbakterier. I Storelva var det mindre bakterier i 1985 enn tidligere, men elven kommer fortsatt inn under kategorien sterkt forurenset. Vasspesten i Steinsfjorden har hatt liten gjødselende effekt på de fri vannmasser de seneste år, og synes ikke å være noen trussel for livet i fjorden.

4 emneord, norske:
1. Forurensningsovervåking ;
2. Tyrifjorden og Steinsfjorden
3. Eutrofiering
4. Vasspest

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

Prosjektleder:

Dag Berge

For administrasjonen:

Bit Foch

ISBN 82-577-1096-2

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Oslo

O - 8000214

OVERVÅKING AV TYRIFJORDEN OG STEINSFJORDEN

**1982-1985
SLUTTRAPPORT**

Statlig program for forurensningsovervåking

Brekke 8/6-86.

Saksbehandler: Dag Berge

Medarbeidere : Stein Johansen
(UiO)

Anne Marie Heiberg
(Fylkesm. Buskerud)
Pål Brettum

For administrasjonen: Bjørn Faafeng

FORORD

Den foreliggende rapport er sluttrapport fra overvåkingsundersøkelsene i Tyrifjorden og Steinsfjorden 1982-85. Det er først og fremst resultatene fra 1985 som presenteres, men eldre data er tatt med for vurdering av utviklingstrender. Undersøkelsen inngår i Statlig program for forurensningsovervåking, som administreres av Statens forurensningstilsyn (SFT). Det blir nå en pause i den statlige overvåkingen av Tyrifjorden og Steinsfjorden.

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. Klebsiella analysene er imidlertid foretatt av Kari Ormerod, NIVA. Analysene av planteplankton 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.	4
2 INNLEDNING	5
2.1 Områdebeskrivelse	5
2.1.1 Vassdraget fra kilde til utløp.	5
2.1.2 Geologi i nedbørfeltet	6
2.1.3 Klimatiske forhold.	8
2.1.4 Befolkning.	8
2.1.5 Innsjømorfometri og hydrologi.	8
2.2 Vannbruk og forurensninger	12
2.2.1 Reguleringer.	12
2.2.2 Rekreasjon og fiske.	13
2.2.3 Drikkevann.	14
2.2.4 Forurensninger.	15
2.3 Andre undersøkelser fra området.	16
2.4 Målsetting og overvåkingsprogram.	17
2.4.1 Målsetting.	17
2.4.2 Overvåkingsprogram.	17

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
3 RESULTATER OG DISKUSJON	18
3.1 Nedbørforhold.	18
3.2 Storelva.	20
3.2.1 Vannføring.	20
3.2.2 Vannkjemi - Næringssalter - Klorofyll.	22
3.2.3 Bakteriologi.	24
3.3 Tyrifjorden.	26
3.3.1 Siktedyp og vannkjemi.	26
3.3.2 Planteplankton.	28
3.3.3 Bakteriologisk forurensning.	30
3.4 Steinsfjorden	31
3.4.1 Temperatur.	32
3.4.2 Siktedyp	33
3.4.3 pH.	35
3.4.4 Oksygen.	35
3.4.5 Næringssalter.	39
3.4.6 Planteplankton i Steinsfjorden.	41
6.1 Klorofyll _a_	41
6.2 Volum og sammensetning.	43
6.3 Planteplanktonets primærproduksjon.	45
3.4.7 Vasspestsituasjonen og undersøkelser omkring denne.	48
4 LITTERATURREFERANSER	52
5 PRIMERTABELLER	55

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 rens tiltak, 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.

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 moderat effekt med hensyn til reduksjon av elvevannets bakterieinnhold. Verdiene fra 1985 var imidlertid bedre enn tidligere. Midlere konsentrasjon av tarmbakterier (37°C koliforme) var 787 bakt./100 ml vann, mens tilsvarende for 1984 var vel 3000 pr. 100 ml. Elvevannet var ikke nevneverdig forurenset med Klebsiella bakterier fra treforedlingsindustrien. Vannføringen var stor i 1985 (fortynning), men allikevel kan resultatene tyde på at den bakteriologiske forurensningssituasjonen i Storelva har bedret seg noe.

Fosfortransporten i Storelva var i 1985 ca 55 tonn P, dvs. omtrent som i 1984. Middelkonsentrasjonen av total fosfor var 9,8 $\mu\text{g P/l}$, hvilket er lavere enn på lenge. Elvevannet var en del belastet med erosjonsmateriale (STS = 3 mg/l), en følge av den høye vannføringen. Middelkonsentrasjonen av total nitrogen var 412 $\mu\text{g N/l}$ og 230 $\mu\text{g N/l}$

for nitrat. Klorofyll a konsentrasjonen i elvevannet var ca 1 µg/l, noe som må regnes som relativt lavt.

Tyrifjorden.

I Tyrifjorden var tilstanden relativt god i 1985. De seneste års overvåking indikerer at Tyrifjorden nå utvikler seg i en gunstig retning med hensyn til eutrofieringsproblemet, et resultat av de iverksatte saneringstiltak på avløpsvannsektoren.

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 1985 på 7,8 µgP/l, noe som er omtrent som middelet under Tyrifjordundersøkelsen (7,5). Konsentrasjonen av tot N var i 1985 ca 500 µgN/l, nitrat ca 235 µg N/l.

Det var lite alger i Tyrifjorden i 1985. Midlere konsentrasjon av klorofyll a var 2,16 µg/l, midlere algevolum 252 mm³/m³. Artssammensetningen tyder på økologisk likevekt. Algeveksten synes å være avtagende. Dette ses særlig tydelig om man vurderer algemengden uttrykt som kla 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, knytter det seg en del usikkerhet til vurderingene. 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.

Dypvannet i Tyrifjordens sentrale deler hadde lite innhold av tarmbakterier i 1985. Overflatevannet var noe mer forurenset, og viste jevnlig innhold av koliforme bakterier. I overflatevannet ble det også observert termostabile koliforme bakterier. Disse ble ikke observert i dypvannet.

Steinsfjorden.

Forholdene i Steinsfjordens frie vannmasser var gode i 1985. Det er gjennomgående mindre alger i innsjøen nå enn det var i 70-åra. Vasspesten ser ikke ut til å være noen fare for livet i fjorden.

Sommerstagnasjonen varte ca 3 uker kortere enn i 1984, og ca 1 uke kortere enn det man kan kalle for "normalt" i Steinsfjorden. Innsjøen sirkulerte i midten av mai og fra slutten av september frem til islegging, ca 1. desember. Overflate temperaturen var lavere og sjiktningen mindre stabil enn vanlig.

Midlere siktedyp i produksjonssesongen var ca 5,7 m i 1985. Dette er det høyeste som er registrert i Steinsfjorden på 12 år. I 1982 var siktedypet særlig lavt pga vasspestindusert algeblomst.

Om sommeren er pH høy i Steinsfjorden, en følge av høy primærproduksjon, både av vasspest og planteplankton. I 1985 var midlere pH i sommerhalvåret 8,08. Dette er samme nivået som før vasspestinvasjonen.

Oksygenforholdene i Steinsfjordens dypvann var i 1985 relativt gode. Lav planteplanktonproduksjon og gode sirkulasjonsforhold er årsaken til denne gunstige situasjonen. Laveste målte verdi i 1985 var ca 30 % metning 1m over bunnen, mot 2% i 1984.

Fosforkonsentrasjonen i Steinsfjordens vannmasser viste en stigende tendens etter vasspestinvasjonen. Denne tendens har nå stoppet opp, og i 1984 sank fosforkonsentrasjonen svakt. I 1985 sank den ytterligere. Overflatevannet hadde en midlere P-konsentrasjon på 9,8 $\mu\text{gP/l}$. Under stagnasjonsperiodene økte konsentrasjonen av tot P mot dypet, mens fri ortofosfat kun var tilstede i ubetydelige mengder. Midlere konsentrasjon av total nitrogen var i 1985 830 $\mu\text{g N/l}$, tilsvarende for nitrat var ca 90 $\mu\text{g N/l}$. Begge disse verdiene er høyere enn normalt, noe som har sammenheng med høy nedbør og stor avrenning.

Det var lite alger i Steinsfjorden i 1985. Gjennomsnittlig konsentrasjon av klorofyll a og algevolum (0-6m, 15.mai-1.nov.) var hhv. 3,72 $\mu\text{g/l}$ og 563 mm^3/m^3 . Planktonisk primærproduksjon ble målt til 72 $\text{gC}/\text{m}^2\text{år}$. Dette er en betydelig nedgang fra 1984, og prim. prod.-verdiene fra 1985 er innen det mesotrofe (middels næringsrike) nivå. På forsommeren var det et visst innslag av blågrønnalgen Oscillatoria agardii. Denne arten dannet særlig biomasse i termoklinområdet. Resten av sommeren vitnet artssammensetningen om et naturlig sammensatt planktonsamfunn.

Vasspestforekomstene var i 1985 preget av friske og rasktvoksende bestander. Det vasspestbevokste området var ca 3,6 km^2 og planten forekom fra 20 cm og ned til ca 6m's dyp. Det forekom ingen vesentlig neddråkning av bestander i vekstsesongen. Vasspestens livssyklus og fosfordynamikk er klarlagt. Resultatene tyder på at det bare er i helt

spesielle tilfeller at vasspesten vil virke eutrofierende på Steinsfjorden. Vanligvis vil vasspesten med tilhørende epifytter virke næringsfiltrerende på vannmassene. Vasspesten vil imidlertid alltid skape problemer mht. bruk av innsjøens strandområder. Høstingsutstyret ble ferdig ombygget i løpet av vinteren, og høsting pågikk fra slutten av september. Ca 120 tonn vasspest ble tatt opp. Vinterforing av sauer med frossen og ensilert vasspest var meget lovende. Det samme var forsøkene omkring bruk av vasspest til jordforbedringsmiddel.

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. Det er bare i spesielle tilfeller at den vil virke eutrofierende. Slike tilfeller vil ikke opptre særlig ofte i Steinsfjorden. Man bør også kunne ta en pause på ca 5 år i overvåkingen av Steinsfjorden.

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 strømme vann inn i Steinsfjorden fra Tyrifjorden. Steinsfjordens nedbørfelt er på 64 km². Skisse over nedbørfeltet er gitt i fig.2.

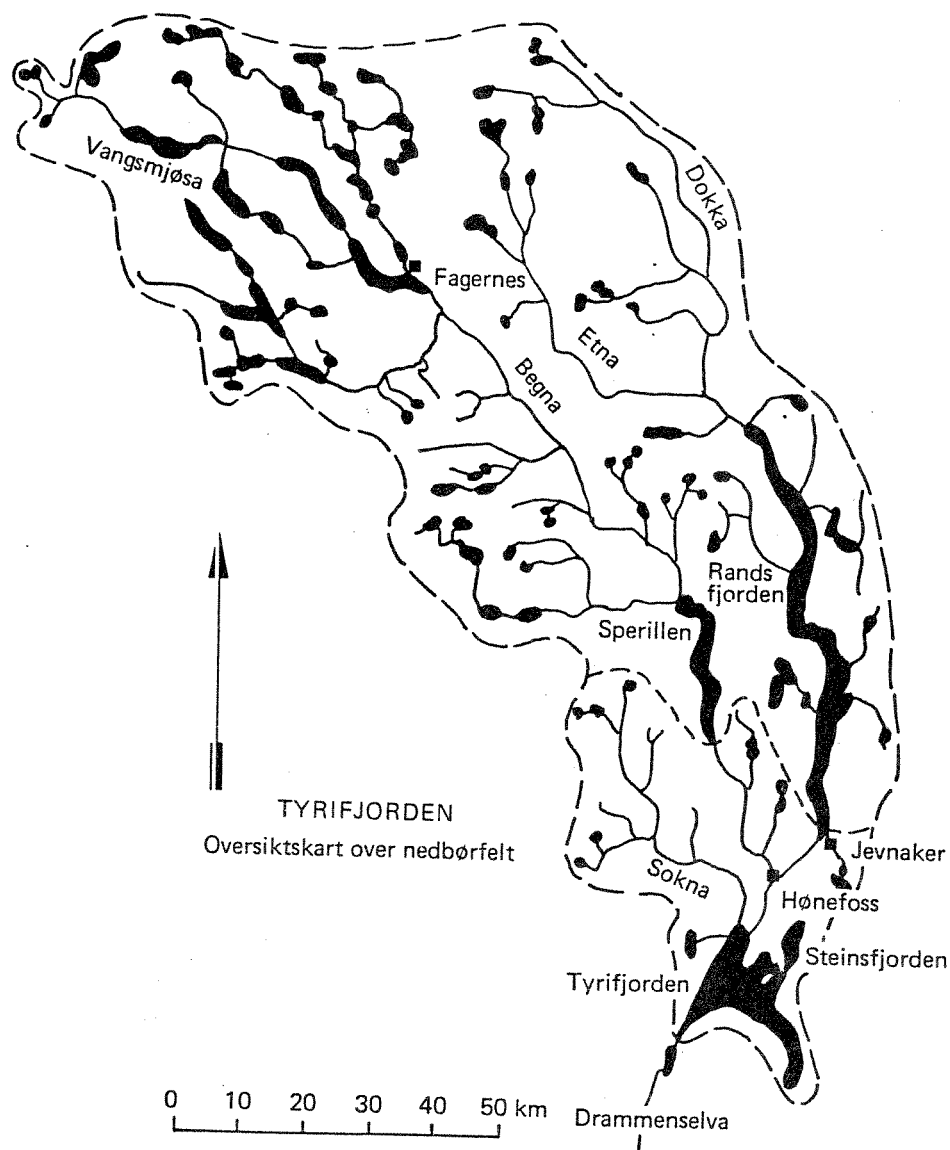


Fig. 1. Skisse over Tyrifjordens nedbørfelt.

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. Viktigste er kvartssandstein, Valdressparagmitt og sterkt omdannede kambrosiluriske

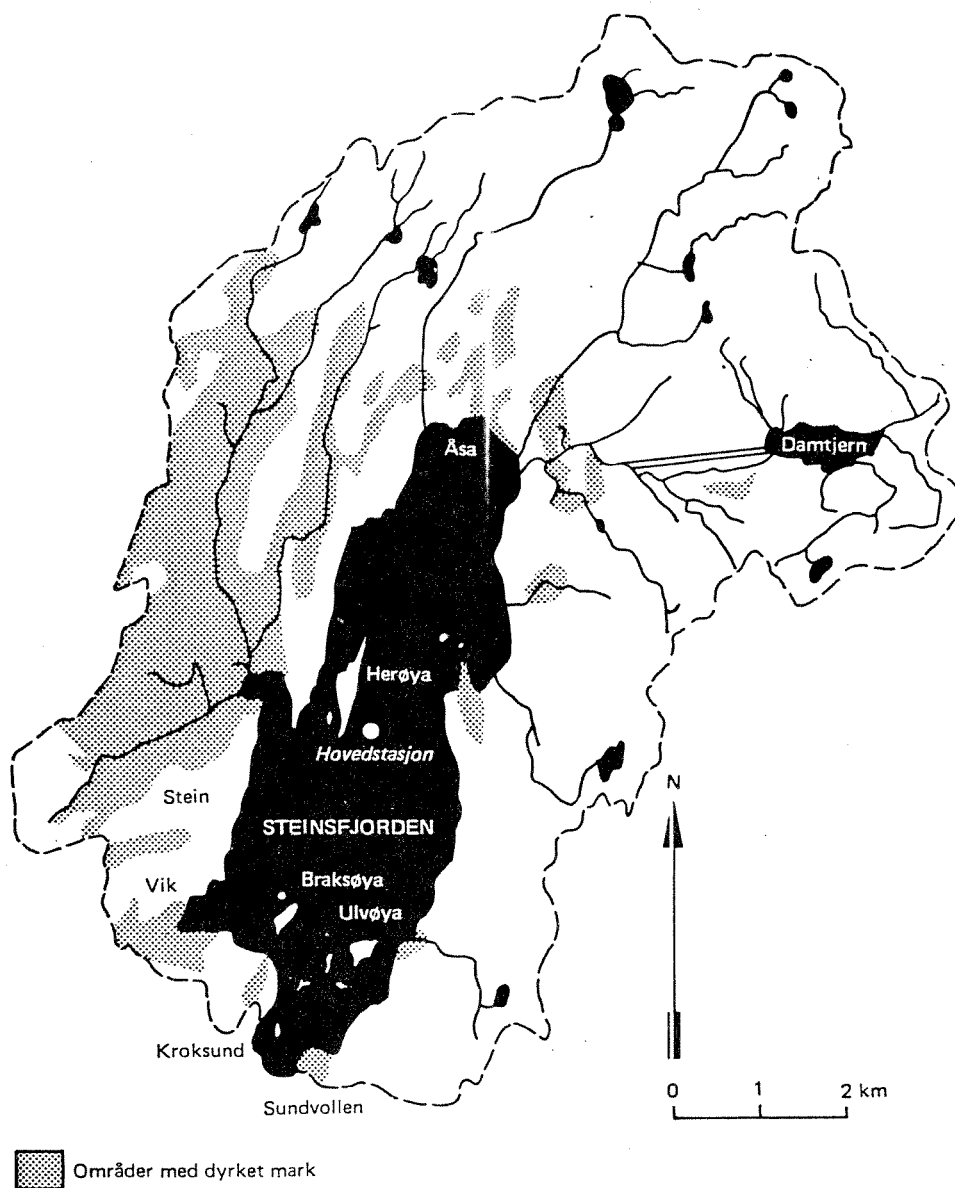


Fig. 2. Skisse over Steinsfjordens nedbørfelt, etter Abrahamsen 1981.

bergarter.

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 tilkoplede kloakkrensaneanlegg.

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 Hølsfjordbassenget) 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.

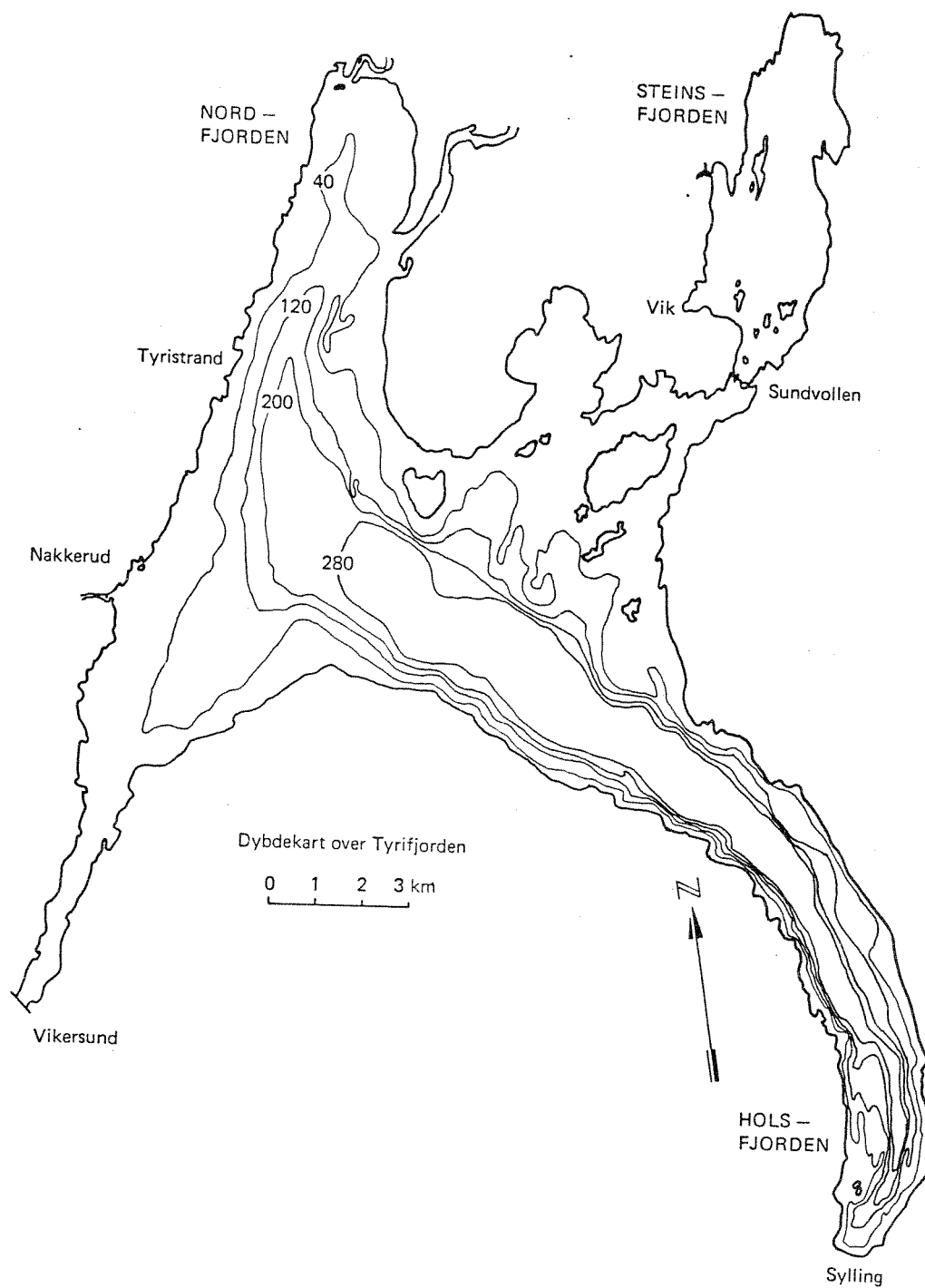


Fig. 3. Dybdekart over Tyrifjorden, etter NVE (Hydrologisk avd. 1977).

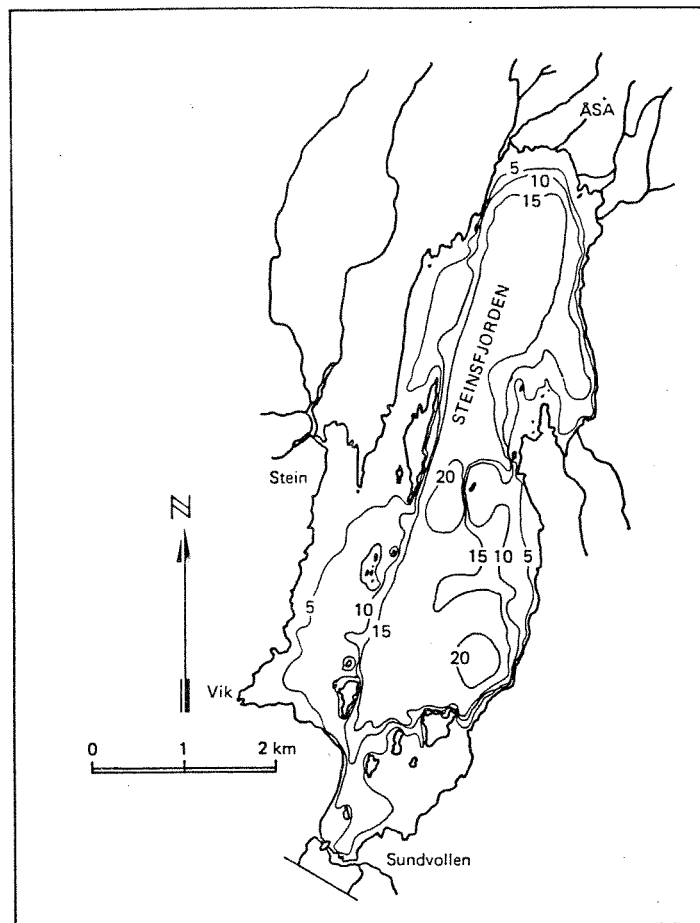


Fig. 4. Dyblekart over Steinsfjorden, etter NVE (Hydrologisk avd. 1977).

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 (GWh)
	m	
<u>Begna</u>		
Hensfossen kraftstasjon	24	110
Begna "	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, feriehjem og hoteller i nærområdet. I sommer månedene florerer badeliv og båtsport.

Fritidsfiske har også stor betydning. Steinsfjorden er desidert Norges rikeste krepslokalitet. Fisket etter kreps er fritt for alle, og i krepsesesongen (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. Bestanden av storørret er synkende.

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. Sommeren 1985 ble Asker og Bærum ferdige med et stort nytt drikkevannsuttak fra Holsfjorden (ved Toverud). 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 kloakkrenseanlegg, 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 målt som KOF.

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 fagrapporter 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). Overvåking har pågått siden 1982 (Berge 1983, 84, 85,).

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 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 og av tiltak som er under gjennomføring.

I Steinsfjorden blir også resultatene 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.

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).

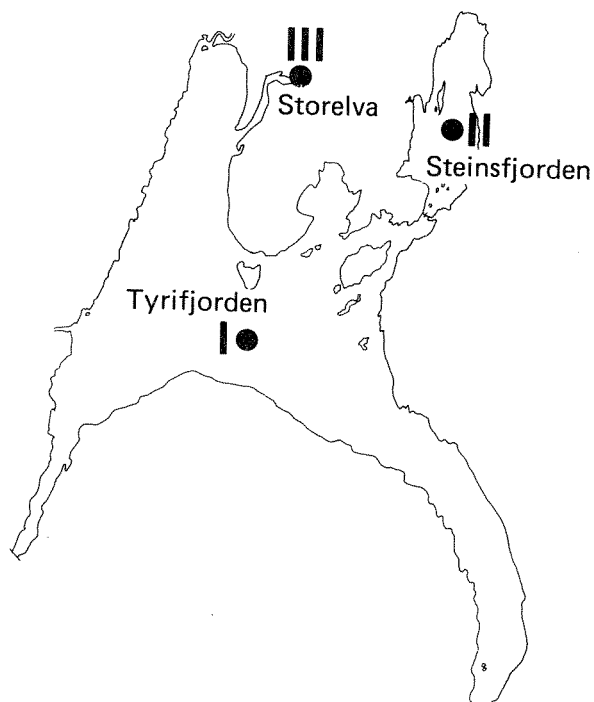


Fig. 5. Stasjoner som inngår i overvåkingsprogrammet.

3 RESULTATER OG DISKUSJON

3.1 Nedbørforhold.

Arsnedbøren på Ask var i 1985 690 mm mot normalt 580. Sommeren var svært fuktig i det alle sommermånedene hadde nedbør betydelig 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.

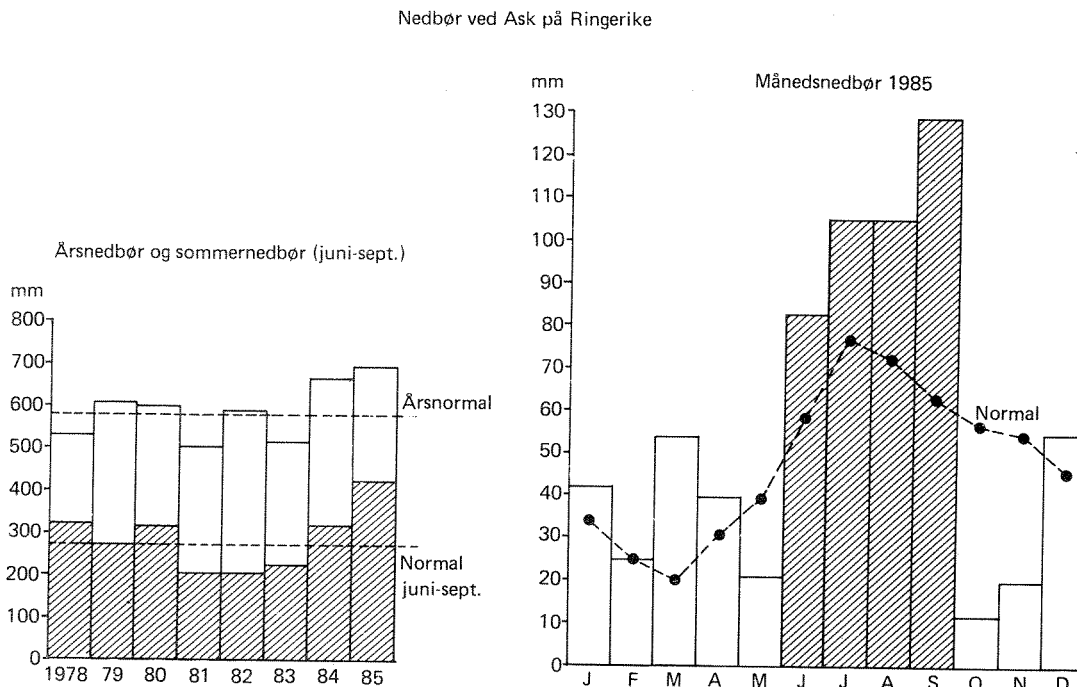


Fig. 6. Nedbørdata fra Ask meteorologiske målestasjon, Tyrifjordens vestside.

I fig. 6 er det fremstilt nedbørdata fra Ask målestasjon på vestsiden av Nordfjorden. Årsnormalen ligger her på ca 580 mm, og vanligvis

kommer det meste av nedbøren som regn i perioden mai - november. 1985 var et nedbørrikt år, og hadde en årsnedbør som var 20% over normalen. Særlig sommeren var regnfull. Alle sommermånedene hadde nedbør betydelig over normalen, i september 100% over.

3.2 Storelva.

3.2.1 Vannføring.

Middelvannføringen i Storelva var $180 \text{ m}^3/\text{sek}$ i 1985. Dette er den høyeste middelvannføringen vi har hatt siden undersøkelsene startet i 1978. Særlig var sommervannføringen høyere enn normalt.

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

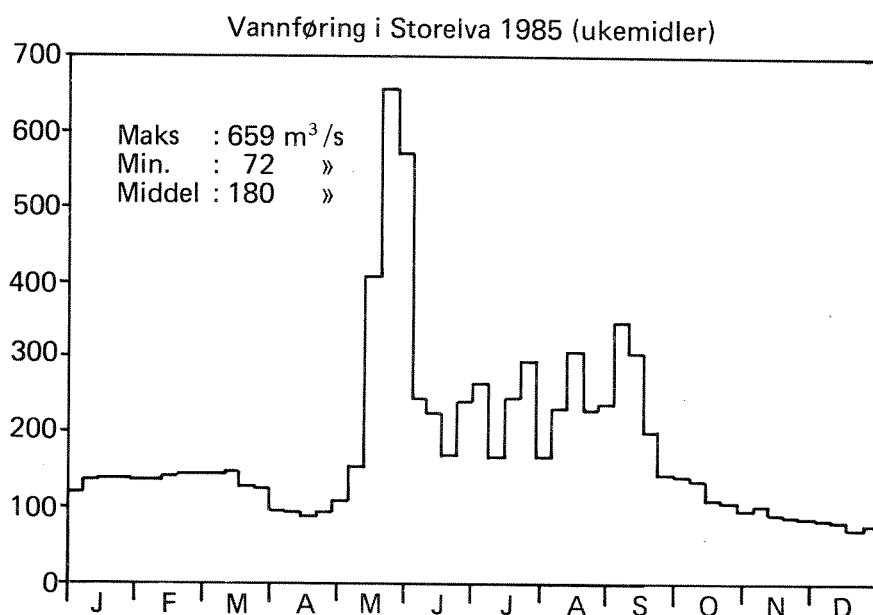


Fig. 7. Vannføring i Storelva 1985, ukemidler m^3/s , målt som summen av Begna og Randselva.

oss om det her. Vannføringen i Storelva i 1985 er gitt i fig. 7, mens resultatene fra Begna og Randselva er gitt i tabell bak i vedlegget.

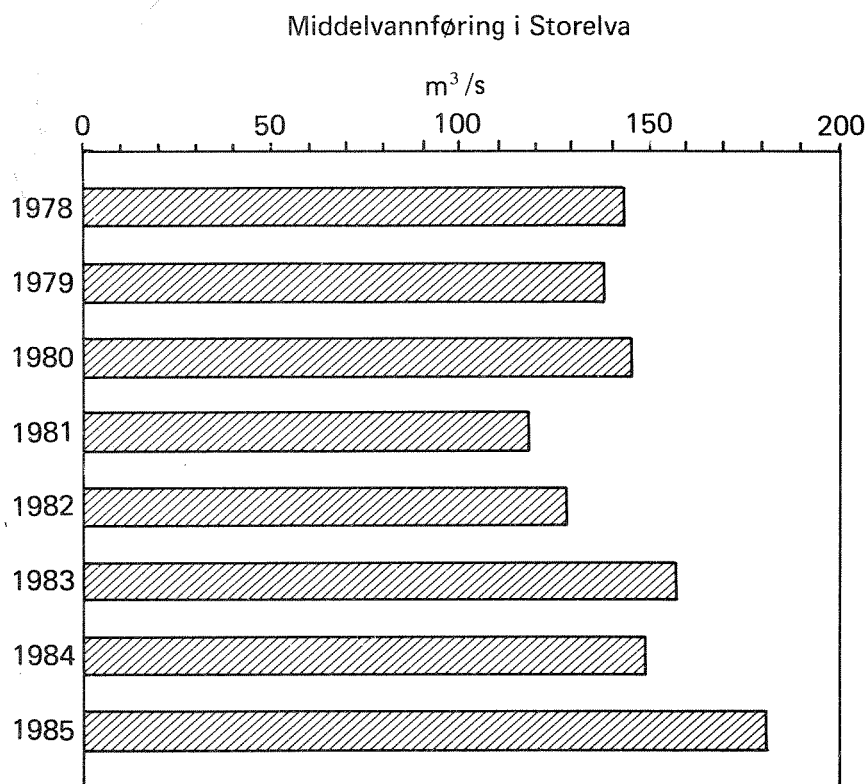


Fig. 8. Middelvannføring i Storelva ved ulike år gitt som summen av Begna (Killingstryken) og Randselva (Kistefoss).

Middelvannføringen i Storelva var i 1985 var hele 180 m³/s. Dette er den høyeste vannføringen vi har hatt siden undersøkelsene startet i 1978. Middelvannføringene de ulike år er gitt i fig. 8. Vannføringsmønsteret over året må også kunne kalles unormalt. Det vanlige mønsteret i Storelva har vært en kraftig vårflom, en noe mindre høstflom og relativt jevn, lav vannføring sommer og vinter. I 1985 hadde man høy vannføring hele sommeren med 4 markerte flomtopper. Høstflommen derimot, uteble. Vårflommen var noe høyere enn normalt. Høyeste ukemiddel hadde man i slutten av mai med 660 m³/s, og laveste ved juletider med 72 m³/s.

3.2.2 Vannkjemi - Næringssalter - Klorofyll.

Fosfortransporten i Storelva var i 1985 ca 55 tonn P, dvs. omtrent som i 1984. Middelkonsentrasjonen av total fosfor var $9,8 \mu\text{g P/l}$, hvilket er lavere enn på lenge. Elvevannet var en del belastet med erosjonsmateriale (STS = 3 mg/l), en følge av den høye vannføringen. Middelkonsentrasjonen av total nitrogen var $412 \mu\text{g N/l}$ og $230 \mu\text{g N/l}$ for nitrat. Klorofyll a konsentrasjonen i elvevannet var ca $1 \mu\text{g/l}$, noe som må regnes som relativt lavt.

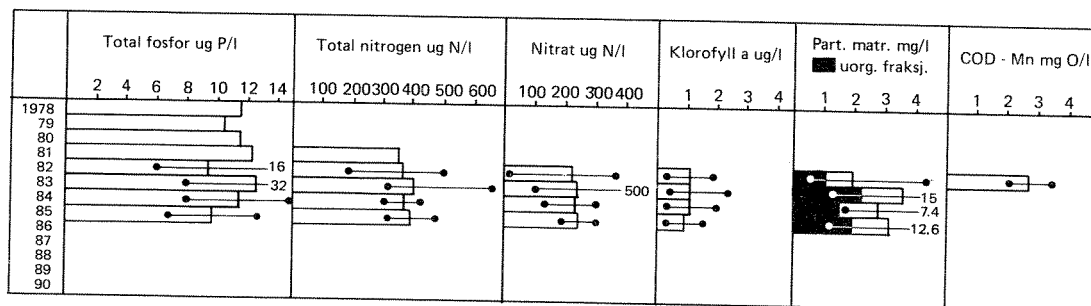


Fig. 9. Veide årsmidler for en del parametre fra Storelva. Maks. og min.-verdier er også angitt. Verdiene fra 1978-81 er fra Rognerud (1982).

Resultatene er ført opp i fig.9 og i tabell P3 bak i vedlegget. Midlere fosforkonsentrasjon i Storelva ble i 1985 målt til $9,8 \mu\text{g P/l}$. Dette er blant de laveste verdier som er målt i Storelva. Det bør imidlertid bemerkes at målinger en gang pr. mnd. er i minste laget for å vurdere år-til-år variasjoner, i allefall på kort sikt. Hvorvidt man treffer flomperioder eller ikke i prøvetakingsprogrammet kan ha stor innvirkning på årsmiddelkonsentrasjonen. I tillegg til utslipp er nemlig erosjonsmateriale med på å bestemme fosforkonsentrasjonen i elvevannet. I flomperioder og regnvårsperioder er det mer erosjonsmateriale i elva enn i tørre perioder. Imidlertid, siden Storelva utgjør bortimot 90% av fosfortilførslene til Tyrifjorden, kan man til en viss grad bruke den utviklede mengde i Tyrifjorden som en slags facit på retningen av år-til-år variasjoner i Storelvas fosfortransport. 1 gram fosfor er nok til å produsere 500 gram alger (Vallentyne 1975).

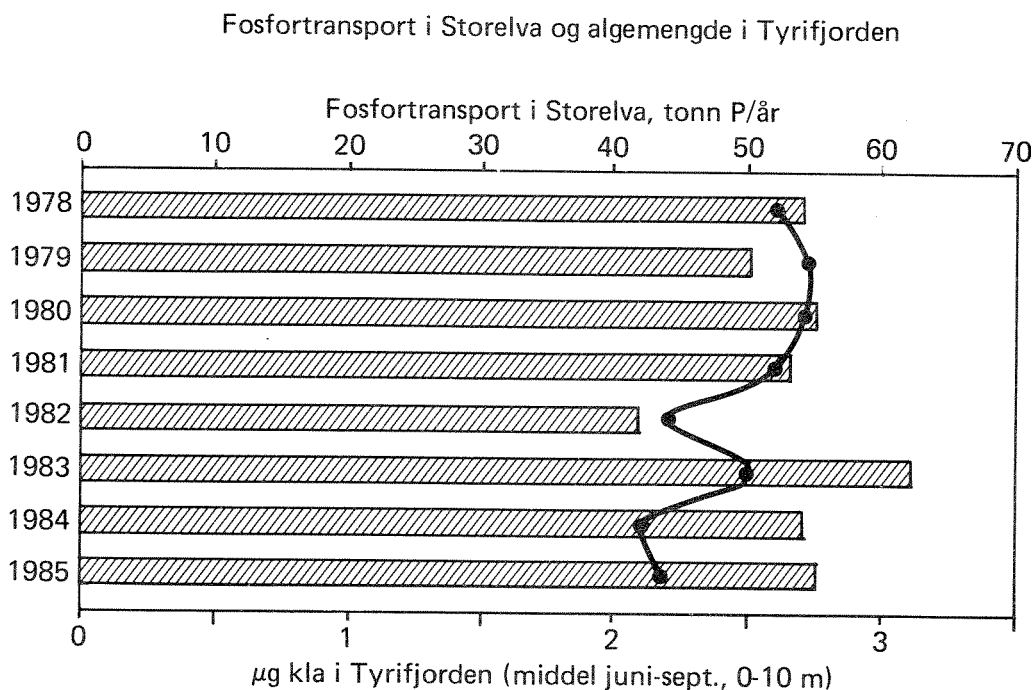


Fig. 10. Fosfortransport i Storelva og algemengde i Tyrifjorden ved ulike år.

I tråd med ovennevnte resonnement har vi i fig. 10 fremstilt fosfortransporten i Storelva sammen med utviklet algemengde i Tyrifjorden ved ulike år. Med unntak av 1979 er det en rimelig god samvariasjon de to parametrene i mellom: En økning i fosfortransporten fører til en økning i algeproduksjonen, mens en nedgang fører til redusert algeproduksjon. Algemengden i Tyrifjorden har vist en synkende tendens, se klorofyll a panelet i fig. 12. Dette kan ikke spores særlig tydelig i Storelvas fosfortransport. Det kan imidlertid hende at algetilgjengelig fosfor har avtatt som følge av kloakksanerings-tiltakene, men at dette overskygges i materialet over total fosfor. Det finnes ikke noe godt mål for algetilgjengelig fosfor. Fosfortransporten i Storelva ble i 1985 beregnet til ca 55 tonn. Det bør bemerkes at det knytter seg en del usikkerhet til beregningene.

Ved å se på vannets innhold av partikulært materiale, fig. 9, ser man at det var relativt høye verdier i 1985. Særlig er det den uorganiske fraksjonen som varierer fra år til år. I Storelva, som i de fleste andre elver, er innhold av partikulært uorganisk materiale i det alt vesentlige et resultat av erosjon. Det er derfor sannsynlig at det er

den store nedbøren og vannføringen som er årsaken til de høye verdiene av partikulært materiale i Storelva i 1985.

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 konsentrasjon av total nitrogen og nitrat var hhv. 411 og 245 $\mu\text{gN/l}$, begge verdier noe høyere enn det man observerte i 1984, men det trengs lengere serier for å kunne si noe sikkert om utviklingstendens. Det er imidlertid vanlig å observere at nitrogenkonsentrasjonene i vassdragene våre øker jevnt og trutt, en følge av den stadig økende jordbruks gjødsling, 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 ligger på ca 1 $\mu\text{g/l}$.

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 forurenet med tarmbakterier fra Hønefossområdet. Midlere konsentrasjon av 37°C Koli var ca 787 bakt. pr. 100 ml vann. Dette er betydelig lavere enn resultatet fra de tre foregående år.

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 Storelva som sterkt forurenet, se fig. 11. Midlere konsentrasjon av koliforme bakterier (37°C) var ca 787 pr. 100 ml i 1985. Elvevannet hadde også til en hver tid høyt innhold av termotabile koliforme bakterier (ekte tarmbakterier). Verdiene fra 1985 var imidlertid mye lavere enn i de tre foregående år. Hvorvidt det er snakk om en reell

Storelva. Veide årsmidler

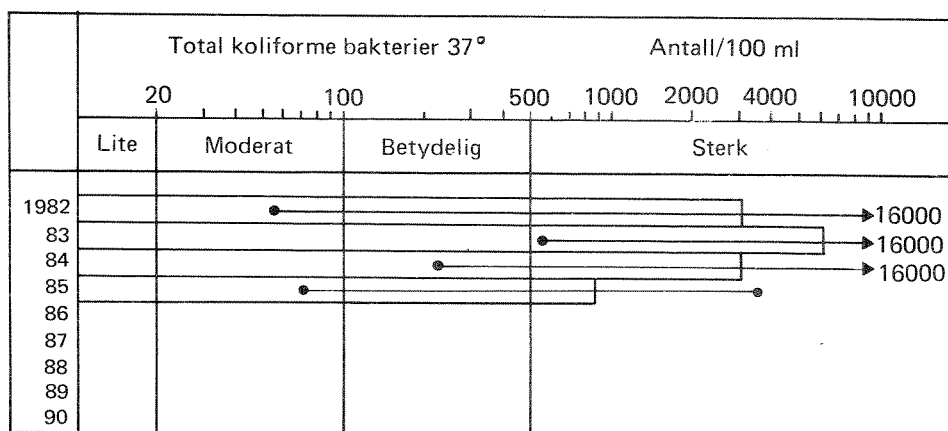


Fig. 11. Veide årsmiddelkonsentrasjoner av tarmbakterier (37⁰ C koliforme) i Storelva, samt angivelse av forurensningsgrad. Maks. og min. er også angitt.

bedring, er noe uklart da bakterieanalyser ofte viser store variasjoner. 1985 hadde dessuten unormalt høy vannføring det meste av året, noe som medførte at fortyningen av utslippene var større dette år enn ellers.

Bakterieforurensningen fra Storelva medfører at hele den vestre del av Tyrifjorden er kraftig bakteriologisk forurenset. Det er lite med gamle data 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 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. Klebsiella - bakterier er også av hygienisk interesse da enkelte arter er patogene (luftveis- og urinveisinfeksjoner, se Ormerod 1985). 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 ved oktoberobservasjonene 1985 ble det gjort en sjekk på om disse bakteriene interfererte i Koli-analysene fra Storelva. Resultatene er gitt i tabell 4.

Tabell 4. Bakteriologiske analyser av coliforme bakterier og Klebsiella-bakterier i Storelva 8/10-85.

Bakterietype	Konsentrasjon ant/100 ml
Totalantall coliforme	2200
Termostabile coliforme	300
Totalantall Klebsiella	130
Termostabile Klebsiella	0

For fersk fekal forurensning ligger forholdet mellom termostabile koliforme og total koliforme over 0.4. I Storelva (ved Busund) var dette forholdet betydelig lavere. Dette kan komme av 2 forhold: Den fekale forurensningen kan være gammel, slik at E. coli er gått til grunne, mens Enterobakter, Klebsiella, og andre liknende bakterier fra kloakkvann fremdeles er tilstede. Det kan imidlertid også komme av at et unormalt stort antall av de 2 sistnevnte bakterietyper er tilført fra treforedlingsindustri. Til dette er imidlertid forholdet mellom total Klebsiella og total koliforme alt for lavt. Det ble heller ikke observert innhold av termotolerante Klebsiella-bakterier.

På prøvetakingstidspunktet var det derfor intet som tyder på at elva var nevneverdig forurenset med Klebsiella-bakterier fra treforedlingsindustri.

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 1985 på 7,8 µgP/l, noe som er omtrent som middelet under Tyrifjordundersøkelsen (1978-81, 7,5 µgP/l). Konsentrasjonen av tot N var i 1985 ca 500 µgN/l, nitrat ca 235 µg N/l.

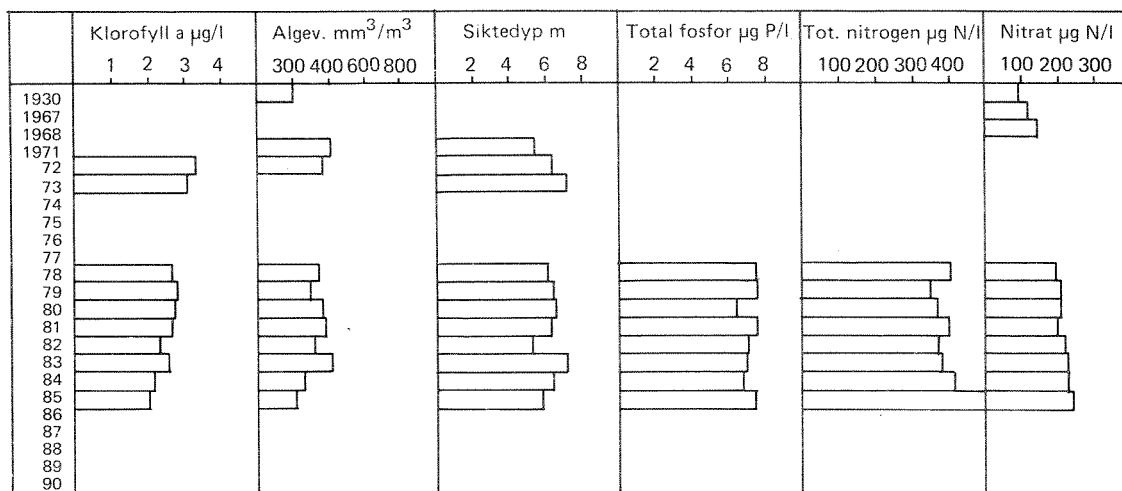


Fig. 12. Veide middelverdier (juni-sept.) over en del eutrofirela-
terte parametre fra Tyrifjordens overflatelag (0-10m). Verdiene fra
1930 er fra Strøm (1932), 1971-verdiene fra Langeland (1972), 1972 -73
verdiene fra Rognerud (1975) og 1978-81 verdiene er fra Berge (1983).

Resultatene er gitt i fig. 12 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.

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. År til år variasjonene i siktedyp rimer dårlig med tilsvarende variasjon i algemengde, men dette er heller ikke å forvente innenfor de 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 1985 på 7,8 $\mu\text{g P/l}$. Dette er noe høyere enn i 1984, men den lille økningen kan godt være et utslag av tilfeldigheter da prøvetakingshyppigheten i overvåkingsprogrammet (1 obs. pr. mnd.) er for lav til å avdekke slike små år-til-år variasjoner. Dessuten er fosforanalyser ved så lave konsentrasjoner forbundet med betydelig usikkerheter. Imidlertid, som nevnt under kapitlet om Storelva var også fosfortransporten til Tyrifjorden litt

større i 1985 enn i 84. Dette inntrykket forsterkes av det faktum at det også ble utviklet mer alger i Tyrifjorden i 1985 enn i 84. Det er derfor ikke urimelig å anta at det virkelig har vært en økning, selv om det er små endringer det dreier seg om. Fig. 10 viser samvariasjonen mellom fosfortransporten i Storelva og algeutviklingen i Tyrifjorden.

Fosforkonsentrasjonen lå i 1985 svakt over den grensen som Tyrifjorutvalget anbefaler som øvre grense for Tyrifjorden ($7 \mu\text{gP/l}$). Fosfor er klart begrensende faktor for algevekst i Tyrifjorden.

Arsmiddelkonsentrasjonen av total nitrogen ligger i Tyrifjorden rundt $400 \mu\text{gN/l}$, mens nitratkonsentrasjonen ligger på ca $230 \mu\text{gN/l}$. Verdiene for 1985 var imidlertid en del høyere, noe som må tilskrives den store avrenningen dette år. 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 1985. Midlere konsentrasjon av klorofyll a var $2,16 \mu\text{g/l}$, midlere algevolum $252 \text{ mm}^3/\text{m}^3$. Artssammensetningen tyder på økologisk likevekt.

Resultatene er gitt i fig. 13, samt i tabell P5 bak i vedlegget.

Det var lite alger i Tyrifjorden i 1985. Midlere algevolum (juni-sept, 0-10m) var $252 \text{ mm}^3/\text{m}^3$, mens midlere klorofyll a konsentrasjon i samme periode og sjikt var $2,16 \mu\text{g/l}$. Verdiene er omtrent som i 1984. I 1983 var tilsvarende verdier $400 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ og $2,6 \mu\text{g/l}$. Som nevnt tidligere ser det ut til å være en noenlunde god samvariasjon mellom algeutviklingen i Tyrifjorden og fosfortransporten i Storelva, se fig. 10.

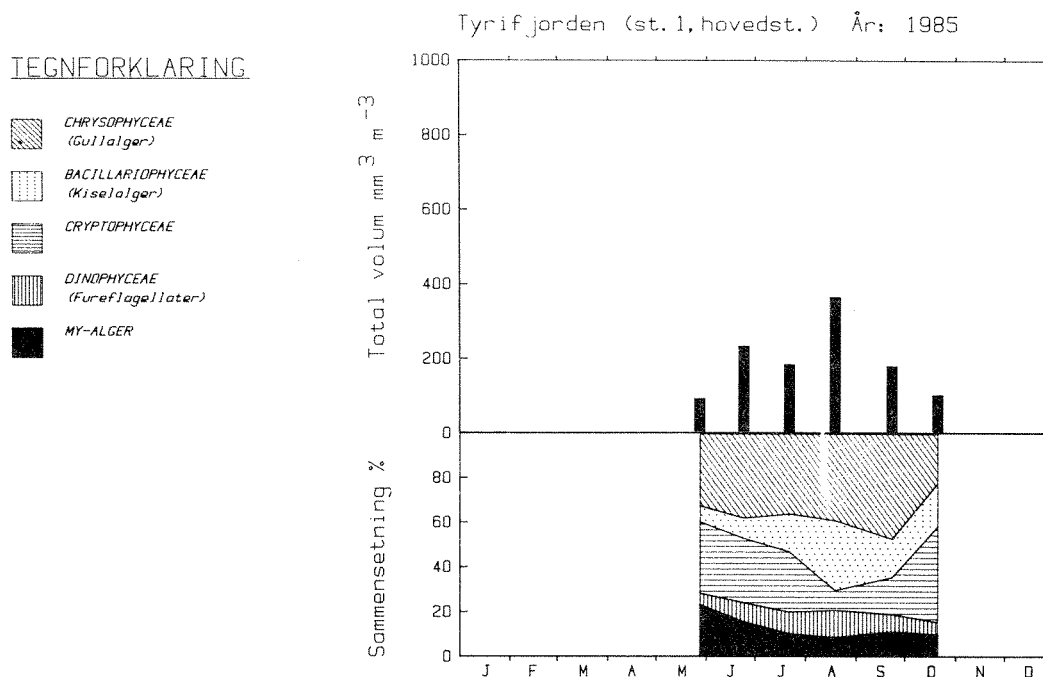


Fig. 13. Totalt algevolum og prosentvis sammensetning av planteplanktonet i Tyrifjorden 1985, 0-10 m dyp.

Målsettingen Tyrifjordutvalget skisserer er å komme ned i en midlere algemengde på 2,0 $\mu\text{g kl}_a/\text{l}$. 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 $\mu\text{g kl}_a/\text{l}$.

Ser man på fig. 12 (klorofyll) får man et inntrykk av at algemengden i Tyrifjorden er avtagende, etter å ha vært ca 3,0 $\mu\text{g kl}_a/\text{l}$ 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 i 1985. Overflatevannet var noe mer forurenset, og viste jevnlig innhold av koliforme bakterier. I overflatevannet ble det også observert termostabile koliforme bakterier. Disse ble ikke observert i dypvannet.

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 5. Generelt må det kunne sies at bakterieinnholdet er lavt, særlig i prøvene fra 50m. Det ble ikke påvist termostabile koliforme bakterier i dypvannet i 1985, og selv i overflatelaget ble disse bare påvist ved en observasjon.

Tabell 5. Bakteriologiske analyseresultater fra Tyrifjordens hovedvannmasser 1985.

Dato	Dyp	kimtall	Tot. koli.37 C	Term. koli. 44 C
		antall pr. ml	ant. pr. 100ml.	ant. pr. 100 ml
29/5-85	6m	-	-	-
	50m	13	0	0
25/6-85	6m	30	2	0
	50m	2	0	0
23/7-85	6m	48	2	0
	50m	4	2	0
20/8-85	6m	127	5	0
	50m	4	0	0
24/9-85	6m	8500	8	5
	50m	23	4	0
22/10-85	6m	20	2	0
	50m	32	8	0

Fra Tyrifjordundersøkelsen vet vi at de sentrale deler av Holsfjorden, som nå inngår i overvåkingsundersøkelsene, 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

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 i tillegg til dokumentasjon av tilstand og utvikling mht Steinsfjordens vannkvalitet, 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 3 uker kortere enn i 1984, og ca 1 uke kortere enn det man kan kalle for "normalt" i Steinsfjorden. Innsjøen sirkulerte i midten av mai og fra slutten av september frem til islegging, ca 1. desember. Overflatetemperaturen var lavere og sjiktningen mindre stabil enn vanlig.

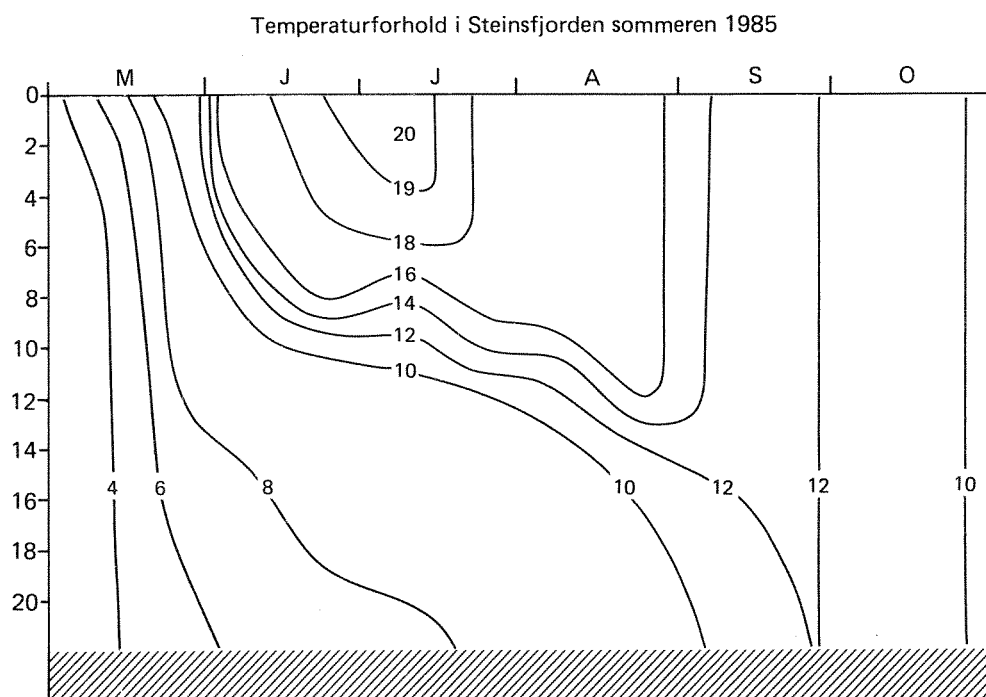


Fig. 14. Dybde/tid-diagram over temperatur i Steinsfjorden 1985.

Dybde/tid-diagram over temperatur i Steinsfjorden 1985 er gitt i fig.14.

Sjiktningen inntrådte i siste halvdel av mai og varte til slutten av september. 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 slutten av september på ca 12⁰C. Sommerstagnasjonen varte ca 3 uker kortere enn i 1984, og ca 1 uke kortere enn hva som har vært vanlig i Steinsfjorden de siste årene. Dette er en av hovedårsakene til de store år til år variasjonene i oksygenforhold i Steinsfjordens dypvann, se fig 15.

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.

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 5,7 m i 1985. Dette er det høyeste som er registrert i Steinsfjorden på 12 år. I 1982 var siktedypet særlig 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 oppvirvlet bunnslam også påvirke siktedypet i den grunne Steinsfjorden.

Fig. 15 viser siktedypsverdier fra de år vi har resultater fra. I de fleste undersøkte år har siktedypet variert inverst med algemengden. Med unntak av den lave siktedypsverdien i 1982, som skyldtes vasspestindusert algeblomst, kan det ikke sies at siktedypet har endret seg signifikant i Steinsfjorden de siste 13 åra.

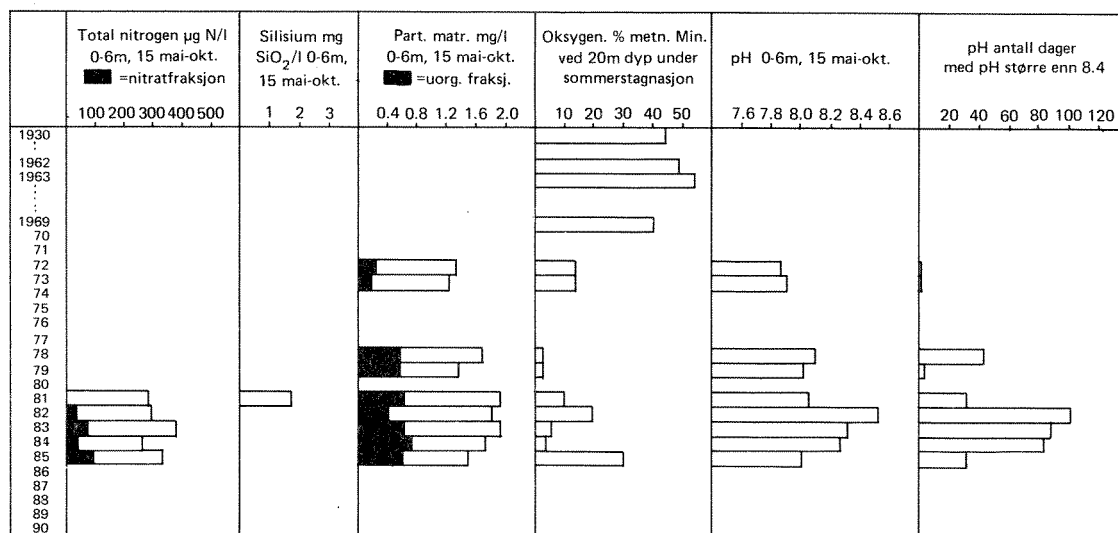
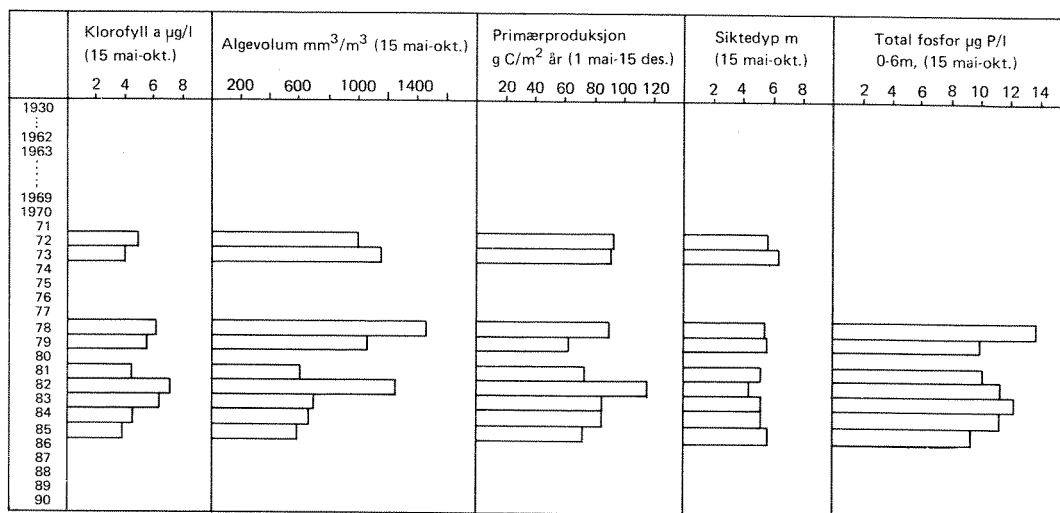


Fig. 15. En del eutrofirelaterte parametre fra Steinsfjorden. Med unntak av oksygen og primærproduksjon er verdiene gitt som veid middel i den angitte periode. 1930 verdiene er fra Strøm (1932), 1962, -63 og -69 verdiene er fra Holtan (1970). 1972 -73 verdiene er fra Skogheim (1975), 1978 -79 verdiene 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 1985 var midlere pH i sommerhalvåret 8,08. Dette er samme nivået som før vasspestinvasjonen.

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. 15. Det var en betydelig økning av pH fra 1981 til 1982 og et avtak fra 1982 til 1985. 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 friggi 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.

I 1985 var pH-verdiene i Steinsfjorden nede på samme nivået som før vasspesten etablerte seg i fjorden.

3.4.4 Oksygen.

Oksygenforholdene i Steinsfjordens dypvann var i 1985 relativt gode. Lav planteplanktonproduksjon og gode sirkulasjonsforhold er årsaken til denne gunstige situasjonen. Laveste målte verdi i 1985 var ca 30 % metning 1m over bunnen, mot 2% i 1984.

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.

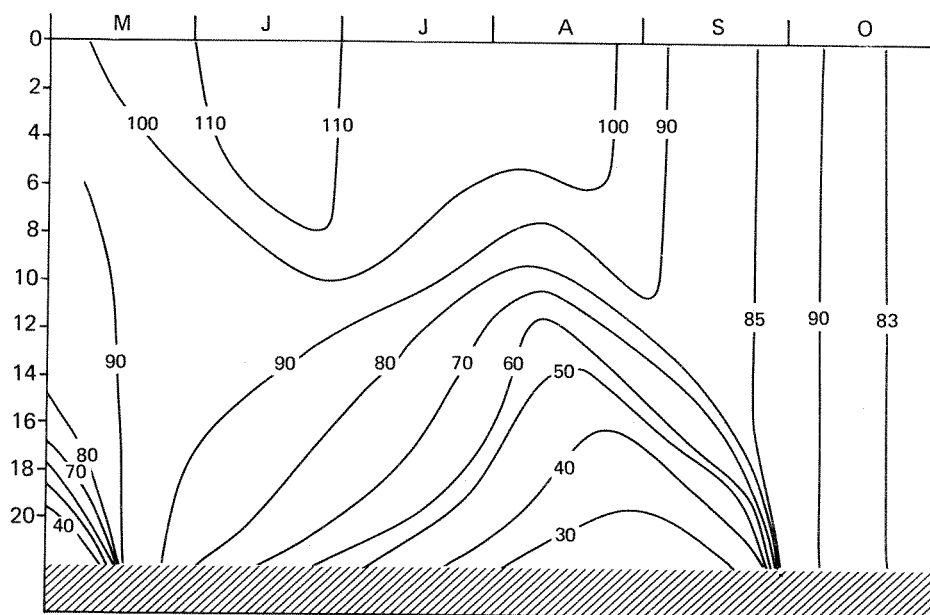


Fig. 16. Dybde/tid-diagram over oksygen metning i Steinsfjorden 1985.

Fig. 16 viser dybde/tid-diagram over oksygenmetning i Steinsfjorden 1985. Innsjøen sirkulerte en kort periode i midten av mai og bunnvannet oppnådde 90% oksygenmetning før stagnasjonsperioden inntrådte. Fra mai til slutten av september 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 slutten av august.

Figur 15 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 midt i vekstsesongen, og førte til intern fosfortilførsel og øket algevekst på ettersommeren 1982 og forsommeren 1983. Det økte oksygenforbruket i 1983 er dels 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. I 1985 var igjen oksygenforholdene mye bedre, og minimumet 1m over bunnen var 30% metning. Det er lite som tyder på at vasspest nedbrytes i dypvannet, både vurdert ut fra oksygenmålinger og visuelle observasjoner ved dykking.

I tillegg til variasjoner i organisk belastning på dypvannet, ser sommerstagnasjonens lengde og sjiktningens stabilitet ut til å ha en klar effekt på år til år variasjoner i oksygenforholdene i Steinsfjordens bunnvann. Sommerstagnasjonen varte særlig lenge i 1984, da den lave minimumsverdien på 2% metning ble observert. I 1985, da minimumet var ca 30%, varte stagnasjonsperioden ca 3 uker kortere (se kapittel om temperatur). Dvs. at dypvannet har vært avstengt fra oksygentilførsler i en kortere periode enn vanlig den siste sommeren. Vi ser også at temperaturstigningen i dypvannet i løpet av stagnasjonsperioden var større i 1985 enn i 1984. Dette betyr at sjiktningen har vært mindre stabil den siste sommeren, en følge av dårlig vær. 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.

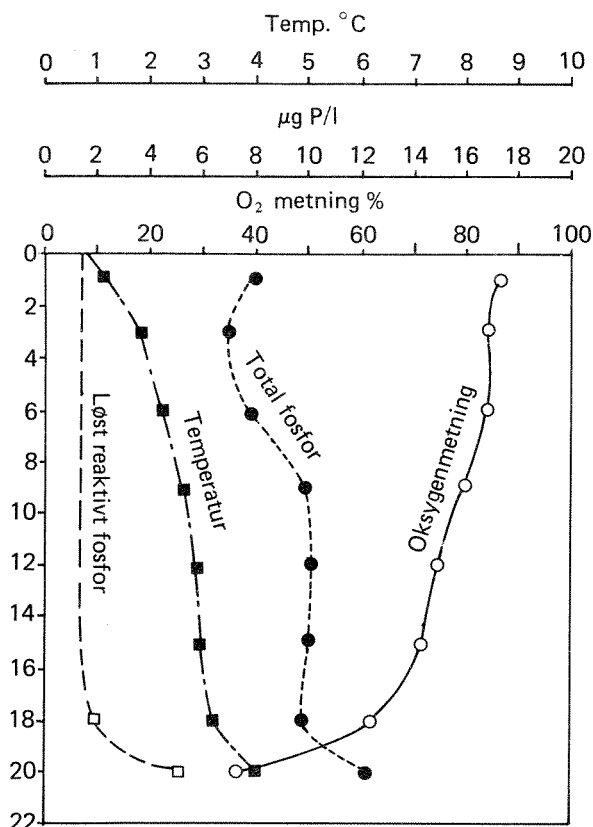


Fig. 17. Sjiktningsforhold om vinteren (oksygen og fosfor) i Steinsfjorden 26/3-85.

Fig. 17 viser oksygen og fosfor under vinterstagnasjonen (26. mars).

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.

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. I 1985 sank den ytterligere. Overflatevannet hadde en midlere P-konsentrasjon på 9,8 $\mu\text{gP/l}$. Under stagnasjonsperiodene økte konsentrasjonen av tot P mot dypet, mens fri ortofosfat kun var tilstede i ubetydelige mengder. Midlere konsentrasjon av total nitrogen var i 1985 330 $\mu\text{g N/l}$, tilsvarende for nitrat var ca 90 $\mu\text{g N/l}$. Begge disse verdiene er høyere enn normalt, noe som har sammenheng med høy nedbør og stor avrenning.

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. 15. 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. 15).

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 og 85 tyder klart på at fosforkonsentrasjonene er på veg nedover igjen. I 1985 var midlere konsentrasjon av total fosfor 9,8 $\mu\text{gP/l}$. Det forekom lite nedbryting av vasspest sommeren 1985. Vasspestbestandene var for det meste unge og rasktvoksende.

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. Imidlertid nedbrytes det aller meste av vasspesten 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.

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 (26/3-85) var oksygenmetningen på 20m's dyp ca 30% (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, mens tilsvarende for 1985 var noe høyere, hhv. 337 og 89 µgN/l. Denne økningen det siste året har sammenheng med stor nedbørintensitet og høy avrenning. Vanligvis

er nitratkonsentrasjonen redusert til under deteksjonsnivå i Steinsfjordens produksjonssjikt midtsommers som følge av høyt forbruk fra algene. Reduksjonen har vært så kraftig at det utvilsomt kan ha betydning for algesammensetningen. Dette var imidlertid ikke tilfelle i 1985. 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 lite alger i Steinsfjorden i 1985. Gjennomsnittlig konsentrasjon av klorofyll_a og algevolum (0-6m, 15.mai-1.nov.) var hhv. 3,72 µg/l₂ og 563 mm³/m³. Planktonisk primærproduksjon ble målt til 72 gC/m² år. Dette er en betydelig nedgang fra 1984, og primærproduksjonsverdiene fra 1985 er innen det mesotrofe (middels næringsrike) nivå. På forsommeren var det et visst innslag av blågrønnalgen Oscillatoria agardii. Denne arten dannet særlig biomasse i termoklinområdet. Resten av sommeren vitnet artssammensetningen om et naturlig sammensatt planktonsamfunn.

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.

I fig. 18 er resultatene fra 1985 framstilt. I siste halvdel av juni og i juli var det betydelig mer alger i sjiktet 6-12m enn i sjiktet 0-6m. Dette skyldes først og fremst en biomassetopp av blågrønnalgen Oscillatoria agardi som utvikles i termoklinområdet. Resten av vekstsesongen er algemengden jevnt fordelt i hele sjiktet 0-12 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. 20), brukes verdiene fra dette sjikt i den videre

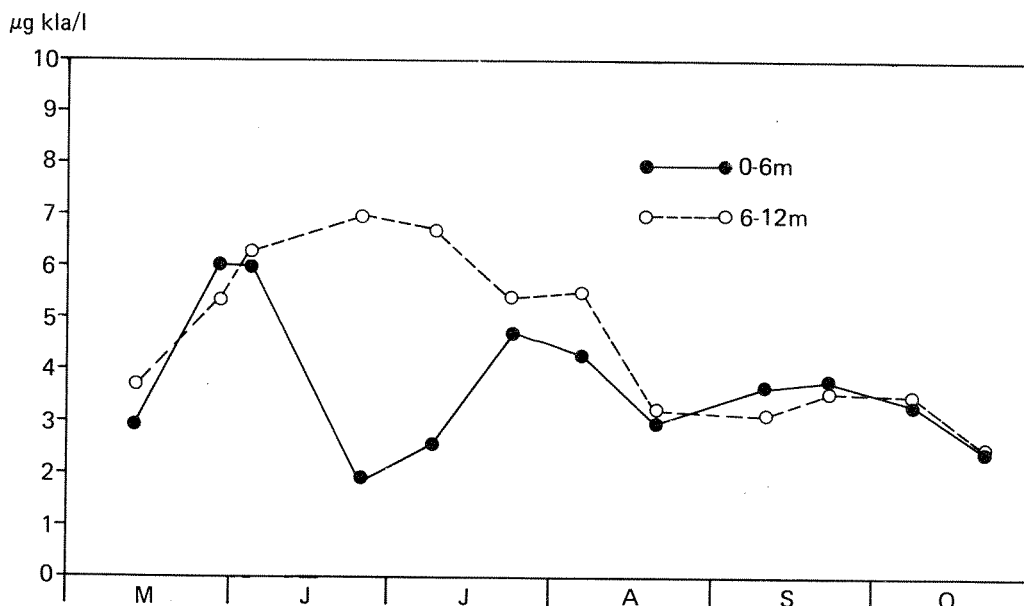


Fig. 18. Algemengden gitt som klorofyll-a i Steinsfjorden 1985 som middel i sjiktet 0-6m og 6-12m ($\mu\text{g/l}$).

diskusjon.

Om man sammenlikner med tidligere års resultater (fig. 15), 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. Sommeren 1984 og 85 var vasspestvegetasjonen preget av sunne rasktvoksende bestander som konkurrerte med planteplanktonet om næringssalter, og det ble observert lave algebiomasser disse år.

I 1985 ble det gjort et nærmere studium av vasspestvekstens livssyklus. Det viste at vasspesten nå hadde i det alt vesentlig årlige generasjoner med et eiendommelig generasjonsskifte (Rørslett et al 1986 in press). Det ser ut til at denne metoden gir den mulighet til å konservere næringssalter, slik at lite lekker ut til de fri vannmasser når de gamle bestander går til grunne. Bestandene står

grønne gjennom det meste av vinteren. Tidlig på våren ser de ut til å få problemer og begynner å legge seg ned på bunnen. Når isen går spirer nye skudd fra de gamle stenglene, som tappes nærmest fullstendig for næringssalter. Dvs. den gamle generasjonens næringssalter flyttes over til den nye. Det kan se ut som om vinterens lengde er avgjørende for hvor vellykket dette generasjonsskifte er. I 1982 var det svært tidlig isgang (20. april) med det resultat at store deler av vasspestbestandene fra året før ikke la seg ned, men fortsatte veksten. De nådde da raskt overflaten, og begynte å råtne ned utover sommeren med det resultat at fosfor lakk ut til de planktonproduserende vannmasser.

Planktonsamfunnets vanligste biomasseforløp i Steinsfjorden er en relativt kraftig oppblomstring i mai, et avtak mot midtsommers, og så en ny topp utpå høsten. Isen gikk sent i 1985 (10. mai) noe som medførte at vårtoppen nådde maks først ca 1. juni. Man fikk imidlertid ikke noe utpreget sensommer/høst maksimum i 1985, noe som trolig først og fremst har sin årsak i dårlig vær.

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 1985 er fremstilt i fig. 19 og i tabell p7.

Sesongforløpet av algevolum viste omtrent samme forløpet som klorofyll a med en forsommertopp i begynnelsen av juni, en midtsommertopp i juli og en svakt utviklet høsttopp i begynnelsen av oktober. Den første toppen var hovedsaklig forårsaket av Chrysophyceae (gulalger). Under juli toppen var kiselalgene Cyclotella comta og Asterionella formosa spesielt fremtredende, mens under høsttoppen var bildet mer variert. Blågrønnalger utgjorde en svært liten del av planteplanktonet i Steinsfjorden i 1985. Man hadde imidlertid et lite innslag av Oscillatoria agardii på forsommeren, og da særlig i termoklinområdet. Blågrønnalgen Anabaena flos-aquae som dominerte planktonet i 1982 viste helt ubetydelige forekomster i 1985.

TEGNFORKLARING

- CYANOPHYCEAE
(Blågrønnalger)
- CHRYSOPHYCEAE
(Gullalger)
- BACILLARIOPHYCEAE
(Kiselalger)
- CRYPTOPHYCEAE
- DINDOPHYCEAE
(Fureflagellater)
- MY-ALGER

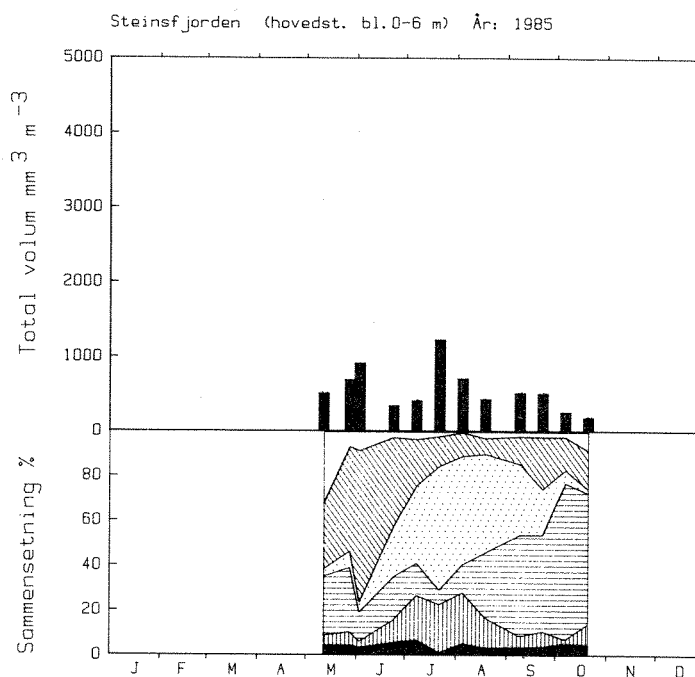


Fig. 19. Totalt algevolum og prosentvis sammensetning i planteplanktonet i Steinsfjorden (0-6m) i 1985.

Midlere algevolum var $563 \text{ mm}^3/\text{m}^3$, hvilket må regnes som svært lavt, se fig. 13. Høyeste målte algevolum i 0-6m blandprøve var $1226 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ og ble funnet i juli. Tabell 6 gir en del data om algesamfunnet i Steinsfjorden.

Tabell 6. Noen karakteristiske data fra Steinsfjordens planteplankton 1972-1985, basert på kvantitative prøver i 0-6m sjiktet.

	1972	1973	1978	1979	1981	1982	1983	1984	1985
Totalvolum Max. mm ³ /m ³	2029	2114 (11 okt.)	2680	4404	1093	3129	1410	2151	1226
Tidspunkt max	25. sept.	2106 (16. juni)	11. juli	29. mai	8. juli	24. aug.	25. mai	12. juni	23. juli
Totalvolum snitt (mai-okt.)	1123	1031	1473	1190	590	1395	688	664	563
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 Oscilla- toria spp.	Oscillatoria spp.	Uroglena cf. americana	Anabaena flos-aquae	Uroglena cf. americana Dinobryon divergens Dinobryon sociale	Oscillatoria spp.	Asterionella formosa Cyclotella comta Ceratum hirundinella
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. Ceratum hirundinella	Oscillatoria spp. Ceratum hirundinella Asterionella formosa	Uroglena cf. americana Oscillatoria rubescens Anabaena flos-aquae Melosira italica ssp. subarctica Peridinium cinctum	Anabaena flos-aquae Dinobryon sociale Synedra ssp.	Uroglena cf. americana Dinobryon sociale Anabaena flos-aquae Oscillatoria agardhii v. isothrix Ceratum hirundinella	Oscillatoria spp. Asterionella formosa Uroglena americana	Cyclotella comta Div. Chrysophyceae Div. Cryptophyceae Oscillatoria agardhii Ceratum hirundinella
Viktigste gruppe(r) ved tidspunkt for max.	Cyanophyceae Bacillario- phyceae	Cyanophyceae Bacillario- phyceae (11. okt.)	Cyanophyceae	Cyanophyceae	Chrysophyceae	Cyanophyceae	Chrysophyceae	Cyanophyceae	Chrysophyceae Cryptophyceae Bacillariophyceae
Viktigste gruppe(r) vekstsesongen gjennom	Cyanophyceae Bacillario- phycea	Cyanophyceae Bacillario- phycea	Cyanophyceae	Cyanophyceae Dinophyceae Bacillario- phycea	Chrysophyceae Cyanophyceae Bacillario- phyceae Dinophyceae	Cyanophyceae Chrysophyceae Bacillario- phyceae	Chrysophyceae Cyanophyceae Dinophyceae	Cyanophyceae Chrysophyceae Bacillariophyceae	Chrysophyceae Cryptophyceae Bacillariophyceae

3.4.6.3 Planteplanktonets primærproduksjon.

Primærproduksjonen er målt med ¹⁴C metodikk, og de enkelte produksjonskurvene er gitt i fig. 20. En ser herfra at det aller meste av produksjonen foregår i sjiktet 0-6m dyp. At produksjonen ikke foregår

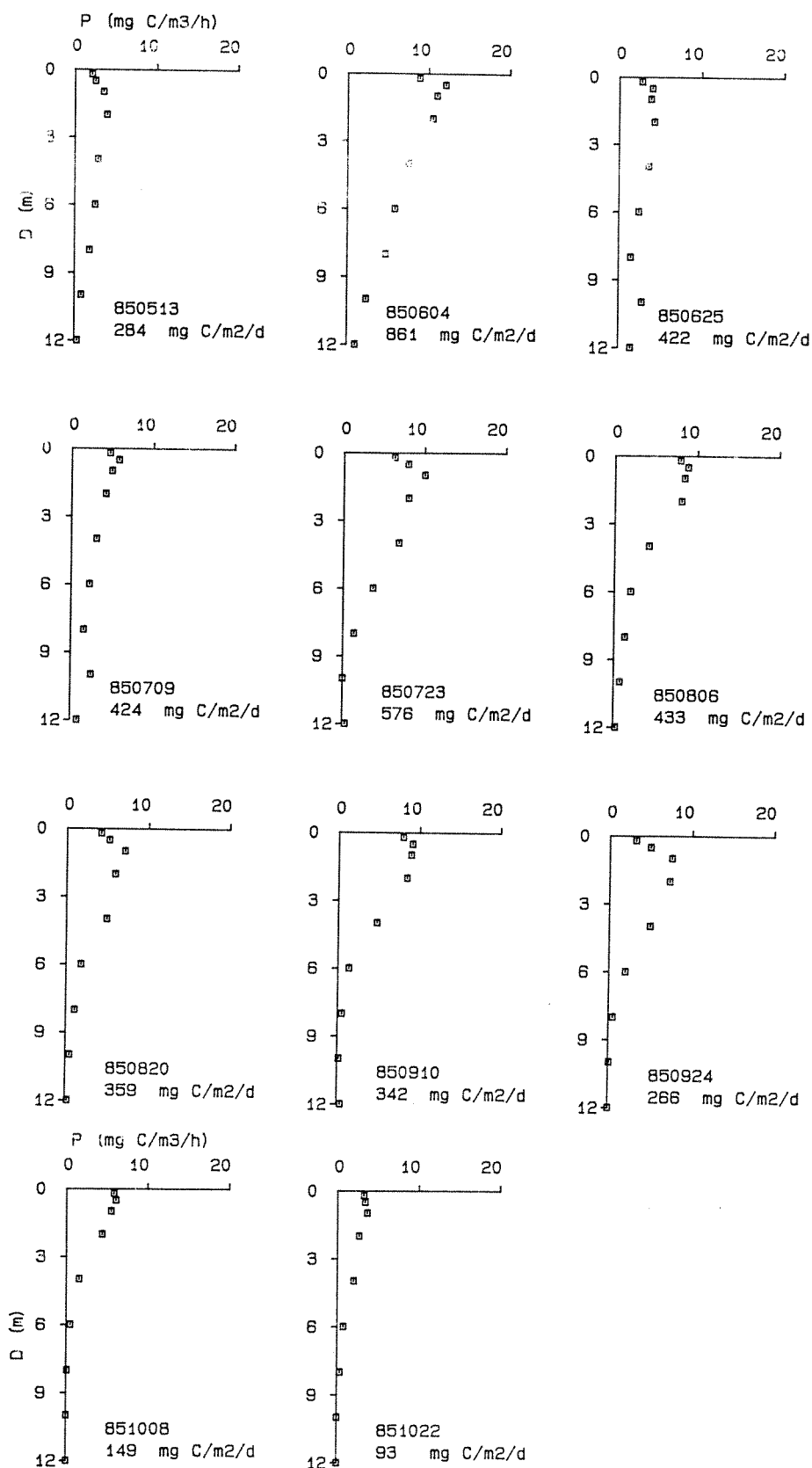
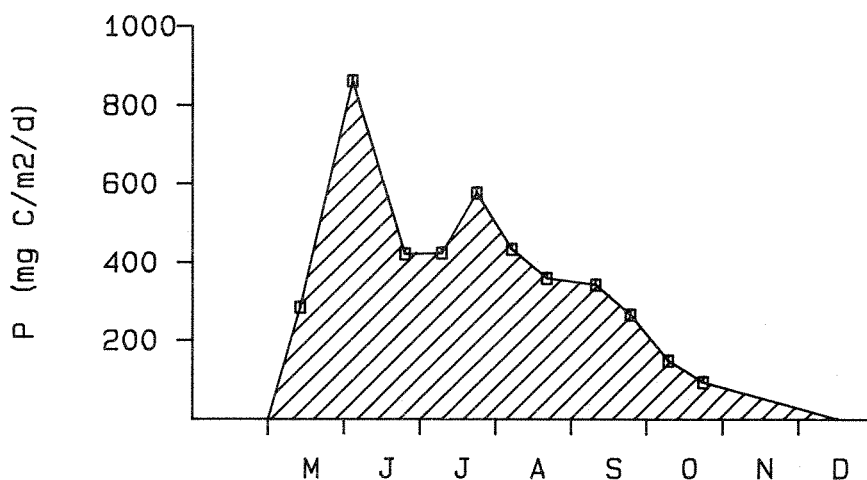


Fig. 20. Primærproduksjonskurver fra Steinsfjorden 1985. Volumetrisk produksjon i de enkelte dyp.

dypere enn 12m, har sammenheng med lysmangel og termiske sjiktningsforhold.



1985

ÅRSPRODUKSJON (g C/m²) : 72

MIDLERE DØGNPRODUKSJON (mg C/m²/d) : 315

MAKSIMUM DØGNPRODUKSJON (mg C/m²/d): 861

Fig. 21. Dagsproduksjoner fra Steinsfjordens planteplankton 1985.
Produksjon under en kvadratmeter overflate.

Fig. 21 viser integrerte dagsproduksjoner fra 1985. Kurven viser et noenlunde samme forløp som algebiomassen (fig. 18 og 19). Den planktoniske primærproduksjonen i Steinsfjorden ble i 1985 målt til 72 gC/m²år. Dette er betydelig lavere enn i de foregående år, og da særlig 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 861 mgC/m²dag.

Sammenliknes tidligere produksjonsmålinger integrert over den samme periode (mai-15.des.), fig. 15, 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 næringsalter og oksygen).

3.4.7 Vasspestsituasjonen og undersøkelser omkring denne.

Vasspestforekomstene var i 1985 preget av friske og₂ rasktvoksende bestander. Det vasspestbevokste området var ca 3,6 km² og planten forekom fra 20 cm og ned til ca 6m's dyp. Det forekom ingen vesentlig nedråtning av bestander i vekstsesongen. Vasspestens livssyklus og fosfordynamikk er klarlagt. Resultatene tyder på at det bare er i spesielle tilfeller at vasspesten vil virke eutrofierende på Steinsfjorden. Vanligvis vil vasspesten med tilhørende epifytter virke næringsfiltrerende på vannmassene. Vasspesten vil imidlertid alltid skape problemer mht. bruk av innsjøens strandområder. Høstingsutstyret ble ferdig ombygget i løpet av vinteren, og høsting pågikk fra slutten av september. Ca 120 tonn vasspest ble tatt opp. Vinterforing av sauer med frossen og ensilert vasspest var meget lovende. Det samme var forsøkene omkring bruk av vasspest til jordforbedringsmiddel.

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

Fig.22 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.

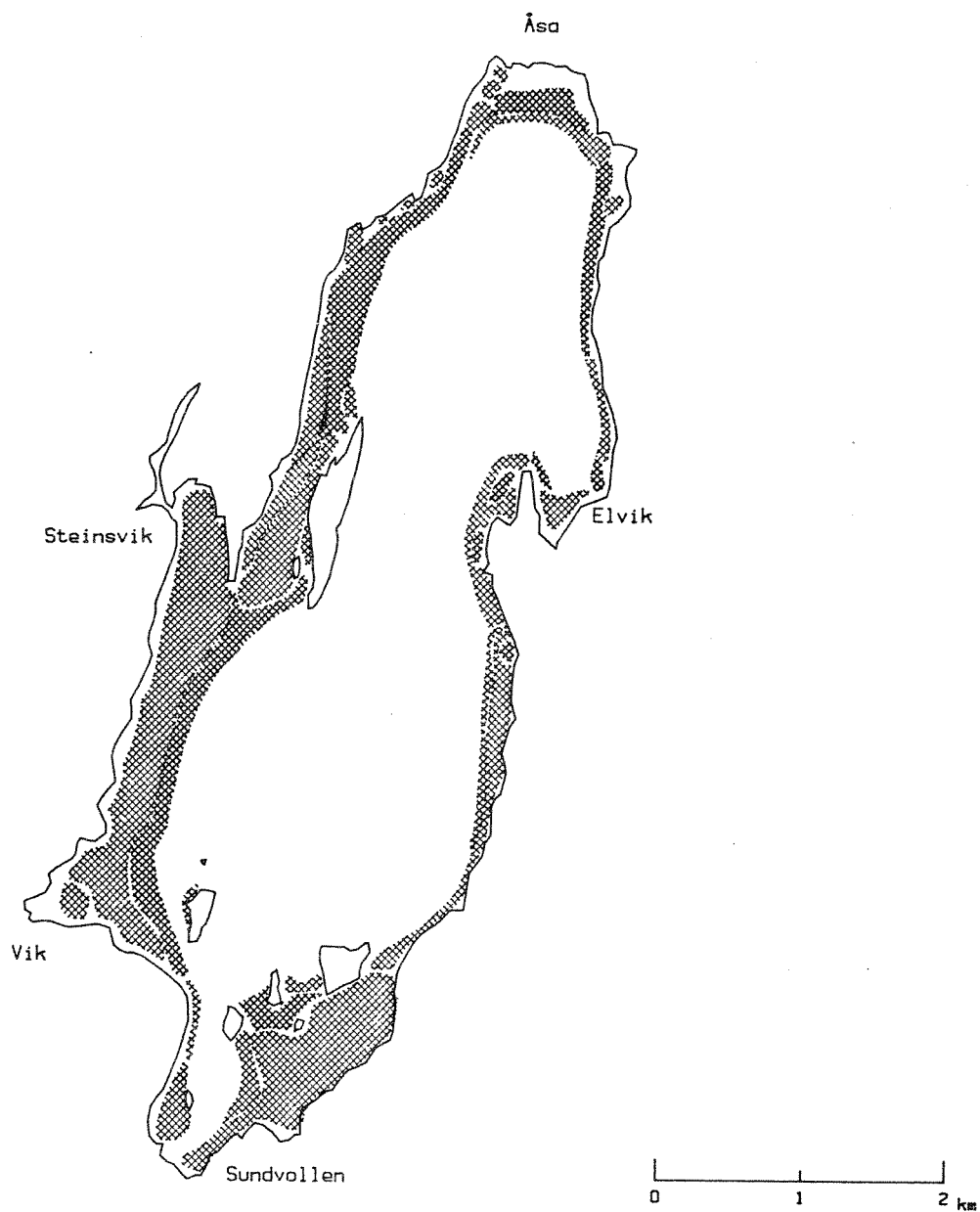


Fig. 22. Utbredelse av vasspest i Steinsfjorden. Fra Rørslett og Berge (1982).

Vasspestens livssyklus og fosfordynamikk er klarlagt. Resultatene tyder på at det bare er i spesielle tilfeller at vasspesten vil virke eutrofierende på Steinsfjorden. Vanligvis vil vasspesten med tilhørende epifytter virke næringsfiltrerende på vannmassene. Vasspesten vil imidlertid alltid skape problemer mht. bruk av innsjøens strandområder.

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 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, og farkosten tatt på land for ombygging.

Ombyggingen var ferdig i løpet av vinteren 84/85. Oppsamlingsprinsippet er nå transportbånd av netting, i tråd med hva som er vanlig på de høstingsmaskiner som er i handelen. For å hindre subbing har maskinen både horisontale og vertikale slåmaskinkniver. Fremdriften er endret fra propell til skovlehjul. Vasspesten samles opp i en flytende tilhenger (søppelcontainere) som transporteres til land ved hjelp av en spesialbygget lettbåt. Derfra til deponi anvendes en terrenggående søppelbil. Utstyret må nå sies å fungere rimelig bra. Høstingen besørges av A/S Geoservice.

Fra slutten av september og ut i november ble det høstet ca 120 tonn vasspest. Det aller mest fra sundet på innsiden av Herøya.

I samarbeid med Landbrukshøgskolen er det satt i gang forsøk med anvendelse av vasspest til for, samt forsøk for anvendelse av vasspest som jordforbedringsmiddel. En del av jordforbedringsforsøkene er rapportert (Hansen 1986). Resultatene var meget positive. Sammenliknet med gras, halm og tang, hadde vasspest klart den beste gjødslingseffekten. Ved bruk av kunstgjødsel greidde man kun å øke veksten med 10% i de forsøkene som ble hardest gjødslet med vasspest. Vi har ennå noen forsøk som ikke er avsluttet (åker på Ringerike).

Det er gjort ensileringsforsøk med vasspest med positivt resultat. Vasspest egner seg godt til å legge i silo.

4 lam er foret opp på vasspest. De viste samme vekst og utvikling som kontrolldyrene som ble foret med ordinært for. Det er ikke funnet noen negative effekter.

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. Sluttrapport fra vasspestprosjektet vil komme i løpet av året 1986.

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. 1983. Overvåkingsundersøkelser i Tyrifjorden og Steinsfjorden 1982. Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA rapport O-8000214, 55 sider.
- Berge, D. 1984. Overvåkingsundersøkelser i Tyrifjorden og Steinsfjorden 1983. Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA rapport O-8000214.
- Berge, D. 1985. Overvåkingsundersøkelser i Tyrifjorden og Steinsfjorden 1984. Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA rapport O-8000214.
- Berge, D. og B. Rørslett 1980. Vasspest i Steinsfjorden - Problemnotat. Tyrifjordundersøkelsen - fagrapport nr 11. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen. 15 sider.
- Hansen, H. 1986. Vasspest som gjødsel og jordforbedringsmiddel. Hovedoppgave ved Institutt for jordkultur, Norges Landbrukshøgskole. 59 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 O - 15/64. 140 sider.
- Langeland, A. 1972. Biologiske undersøkelser i Holsfjorden
(Tyrifjorden) 1971. NIVA-rapport O-143/70., 55 sider.
- Langeland, A. 1974. Long-term changes in the plankton of Lake Tyri-
fjord, Norway. Norw. J. Zool. 22., 207-219.
- Lien, R. 1983. Naturvitenskapelig bibliografi for Hole og Ringerike
kommuner. Rapport fra bibliotekjentesten, 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. Inn-
virkning 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: 2920-2926.
- Rørslett, B., D. Berge & S. W. Johansen. Lake enrichment by submersed macrophytes: A Norwegian whole-lake experience with Elodea canadensis. Aq. Bot.(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. PRIMARTABELLER

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	Normal
Januar	41	10	19	15	21	14	39	42						35
Februar	35	18	22	13	19	12	17	25						25
Mars	53	35	24	59	46	19	19	54						20
April	10	57	1	3	23	45	26	39						31
Mai	14	43	68	43	64	95	42	21						39
Juni	27	43	129	63	25	17	70	83						59
Juli	129	76	50	103	47	36	105	105						77
August	92	118	69	9	56	31	60	105						73
September	73	34	66	34	81	138	82	129						63
Oktober	14	73	84	42	77	62	110	12						57
November	16	65	33	83	81	16	42	20						55
Desember	24	36	33	33	42	28	51	55						46
Σ juni-sept	321	271	314	209	209	222	317	422						272
Σ år	528	608	598	500	582	513	663	690						580

Tab.P2 Vannføringer i Begna (Killingsstryken), og Randselva (Kistefoss) ukemidler (m^3/s) 1985. Vannføringen i Storelva er gitt som summen av disse.

Ukenr.	Begna	Randselva	Storelva	Ukenr.	Begna	Randselva	Storelva
1	74	48	122	27	194	69	263
2	75	63	138	28	114	50	164
3	75	65	140	29	123	120	243
4	75	65	140	30	171	124	295
5	75	65	140	31	103	63	166
6	75	65	140	32	127	105	232
7	77	65	142	33	155	150	305
8	79	65	144	34	104	124	228
9	79	65	144	35	134	104	238
10	79	65	144	36	162	184	346
11	80	65	145	37	144	162	306
12	81	48	129	38	101	99	200
13	77	48	125	39	80	65	145
14	65	32	97	40	77	65	142
15	56	40	96	41	81	57	138
16	48	42	90	42	71	43	114
17	50	45	95	43	60	47	107
18	61	46	107	44	60	38	98
19	92	65	157	45	66	35	101
20	250	158	408	46	61	33	92
21	373	286	659	47	60	31	91
22	317	255	572	48	58	31	89
23	152	90	242	49	56	31	87
24	126	100	226	50	45	31	80
25	105	65	170	51	41	31	72
26	175	65	240	52	48	31	79
				Middel	103	77	180

Tab.P3 Overvåkingsresultater fra Storelva (kjemi+bakt.) 1985.

DATE	TEMP grad Cels	S-TS mg/l	S-GR mg/l	TOT-P mikrogr/l	LMR-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l	KLF-A mikrogr/l	KIM20 ANT/ml
850226	-	1.3	0.4	8.	<2.	400.	270.	0.3	-
850318	1.2	1.25	0.35	8.	<2.	420.	280.	0.3	670.
850415	2.3	2.25	0.6	12.	<2.	460.	290.	0.6	-
850521	5.9	12.6	9.55	9.	<2.	430.	280.	1.	4200.
850604	10.6	2.25	1.1	10.	<2.	430.	220.	1.5	16300.
850709	14.4	1.3	0.45	9.	<2.	370.	180.	1.6	12600.
850806	-	1.7	0.85	7.	<2.	490.	240.	1.4	16100.
850910	-	6.4	5.35	13.	<2.	400.	240.	1.5	2100.
851008	-	1.35	0.55	10.	<2.	390.	250.	0.4	-
851119	-	2.1	0.65	10.	<2.	330.	220.	0.5	4300.
851202	-	2.	0.7	10.	<2.	360.	240.	0.4	2100.
TIDSV-MIDD	8.345	3.223	1.966	9.783	2.	411.6	244.6	0.9435	6477.
MINIMUM	1.2	1.25	0.35	7.	2.	330.	180.	0.3	670.
MAKSIMUM	14.4	12.6	9.55	13.	2.	490.	290.	1.6	16300.

Tab.P3 forts.

DATA	DYP m	KIM20 ANT/ml	KOLI37 ANT/100ml	T.KOLI44 ANT/100ml
850226	0.1	-	-	-
850318	0.1	670.	141.	9.
850415	0.1	-	-	-
850521	0.1	4200.	70.	50.
850604	0.1	16300.	918.	50.
850709	0.1	12600.	1720.	100.
850806	0.1	16100.	345.	550.
850910	0.1	2100.	240.	400.
851008	0.1	-	2200.	300.
851119	0.1	4300.	310.	300.
851202	0.1	2100.	3480.	360.
TIDSV-MIDD		6477.	787.1	209.6
MINIMUM		670.	70.	9.
MAKSIMUM		16300.	3480.	550.

Tab.P4 Overvåkingsresultater fra Tyrifjorden (kjemi+bakt) 1985.

DATO	DYP m	ALGE- VOLUM	TOT-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l	KLF-A mikrogr/l
850529	0.- 10.	91.1	6.	500.	300.	0.49
850625	0.- 10.	231.8	8.	460.	260.	2.1
850723	0.- 10.	182.7	7.	430.	230.	1.8
850820	0.- 10.	363.5	9.	560.	220.	2.7
850924	0.- 10.	178.2	7.	560.	250.	1.8
851022	0.- 10.	101.7	6.	530.	280.	1.1
TIDSV-MIDD		252.	7.846	504.6	235.	2.158
MINIMUM		91.1	6.	430.	220.	0.49
MAKSIMUM		363.5	9.	560.	300.	2.7

Tab.P4 forts.

DATA	DYP m	KIM20 ANT/ml	KOLI37 ANT/100ml	T.KOLI44 ANT/100ml
850529	6. 50.	- 13.		
850625	6. 50.	30. 2.	2.	
850723	6. 50.	48. 4.	2. 2.	
850820	6. 50.	127. 4.	5. 2.	
850924	6. 50.	8500. 54.	8. 13.	5.
851022	6. 50.	20. 32.	2. 8.	
TIDSV-MIDD		1663.	3.615	5.
MINIMUM		2.	2.	5.
MAKSIMUM		8500.	13.	5.

TYRIFJORDEN 1985

SIA-KODE	DATA	SIKTEDYP m
TYRI-1	850529	7.200
TYRI-1	850625	5.000
TYRI-1	850723	6.000
TYRI-1	850820	6.000
TYRI-1	850924	6.500
TYRI-1	851022	6.800
TID-MIDDEL		5.942
MINIMUM		5.000
MAKSIMUM		7.200

Tab.P5 Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Tyri-fjorden 1985.

GRUPPER/ARTER	Date=>	850529	850625	850723	850820	850924	851022
Cyanophyceae (Blågrønnalger)							
Anabaena flos-aquae	-	-	-	-	.8	-	-
Gomphosphaeria lacustris	-	-	-	-	-	3.1	-
Merismopedia tenuissima	-	-	-	-	.2	-	-
Oscillatoria agardhii	-	-	.1	.4	1.6	-	-
Sum	-	-	.1	1.3	4.7	-	-
Chlorophyceae (Grønnalger)							
Botryococcus braunii	-	-	-	1.2	-	-	-
Elakatothrix gelatinosa	-	.2	.4	.1	.3	-	-
Eudorina elegans	-	-	.2	-	-	-	-
Gyromitus cordiformis	-	3.3	1.6	-	1.6	-	-
Monoraphidium dybowskii	-	-	.2	-	1.9	.3	-
Monoraphidium griffithii	-	.3	-	-	.2	-	-
Oocystis submarina v.variabilis	-	-	.8	1.5	1.9	.8	-
Paramastix conifera	-	-	-	-	.8	-	-
Selenastrum capricornutum	-	-	-	.2	.6	-	-
Sum	-	3.8	3.3	3.6	7.2	1.1	-
Chrysophyceae (Gullalger)							
Aulomonas sp.	-	-	-	-	.2	-	-
Bitrichia chodatii	-	-	-	.3	-	-	-
Chromulina sp.	-	-	.4	-	-	-	-
Chrysochromulina sp. (parva?)	1.2	10.5	1.0	5.3	3.1	-	-
Chrysolykos (Chrysoikos) skujai	-	.9	-	-	-	.2	-
Craspedomonader	-	1.4	.8	.6	1.2	.8	-
Cyster av Dinobryon spp.	-	-	-	1.1	-	-	-
Cyster av chrysophyceer	.7	.3	.7	.6	-	-	-
Dinobryon bavaricum	-	-	-	.1	.2	-	-
Dinobryon borjei	-	1.4	.9	1.0	-	-	-
Dinobryon crenulatum	-	2.8	-	-	.5	-	-
Dinobryon divergens	-	1.3	5.7	7.5	1.0	.3	-
Dinobryon sociale v.americanum	-	3.7	.8	.9	-	-	-
Dinobryon suecicum	-	.4	.1	.1	-	-	-
Kephyrion boreale	-	1.6	.3	.2	.2	-	-
Løse celler Dinobryon spp.	-	-	1.9	3.7	-	-	-
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	-	.9	2.2	-	-	-	-
Mallomonas cf.crassequama	-	-	2.2	-	-	-	-
Pseudokephyrion sp.	-	.5	.2	-	-	-	-
Små chrysomonader (<7)	15.8	29.1	27.7	20.8	12.3	11.1	-
Stelexomonas dichotoma	-	1.2	-	-	-	-	-
Stichooloea doederleinii	-	-	.6	-	-	-	-
Store chrysomonader (>7)	12.1	25.3	17.2	24.3	7.1	9.1	-
Ubest.chrysomonade	-	-	.3	-	.6	-	-
Ubest.chrysophyceer	-	1.4	.6	.4	-	-	-
Uroglena cf.americana	-	4.7	1.6	74.1	53.0	1.1	-
Sum	29.9	87.5	65.2	141.2	79.3	22.6	-

Tab.P5 forts.

Bacillariophyceae (Kiselalger)						
Asterionella formosa	.7	4.8	3.7	7.4	7.5	3.5
Cyclotell cf. glomerata	-	-	1.7	34.0	1.3	.4
Cyclotella comta	-	-	-	3.6	-	-
Cyclotella sp. (d=8-12,h=5-7)	-	-	3.3	-	-	-
Diatoma elongata	2.4	2.2	-	-	-	-
Fragilaria crotonensis	-	-	-	-	1.7	-
Melosira ambigua	1.2	-	-	-	-	-
Melosira distans	-	-	-	2.0	-	-
Melosira distans v. alpigena	-	-	2.0	-	1.0	2.0
Rhizosolenia longiseta	-	.5	1.9	6.5	2.3	1.4
Synedra sp. (l=30-40)	-	-	.7	-	-	-
Synedra sp. (l=70-100)	-	-	3.6	14.3	1.2	-
Synedra sp.1 (l=40-70)	.9	12.0	-	-	-	-
Tabellaria fenestrata	1.3	1.2	13.7	44.1	13.5	12.3
Sum	6.5	20.7	30.6	111.9	28.4	19.7
Cryptophyceae						
Cryptaulax vulgaria	1.2	-	-	-	-	-
Cryptomonas marssonii	-	-	3.1	11.2	-	3.7
Cryptomonas sp.2 (l=15-18)	-	-	-	4.4	-	-
Cryptomonas sp.3 (l=20-22)	-	-	7.5	-	3.7	3.7
Cryptomonas spp. (l=24-28)	1.2	6.2	6.2	-	6.2	-
Katablepharis ovalis	2.2	10.6	7.3	1.4	3.1	1.1
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	24.4	48.6	24.1	14.4	14.4	34.4
Sum	29.1	65.5	48.2	31.5	27.5	43.0
Dinophyceae (Fureflagellater)						
Ceratium hirundinella	-	5.0	-	25.0	-	-
Gyrodinium cf. lacustre	4.7	11.2	8.4	-	1.1	1.1
Gyrodinium helveticum	-	-	-	-	-	4.4
Gyrodinium sp.1 (l=14-16)	-	-	6.5	3.3	3.3	-
Gyrodinium uberrium	-	-	2.4	1.3	-	-
Peridinium cinctum	-	-	-	-	7.0	-
Peridinium inconspicuum	-	3.2	-	14.0	-	-
Ubest.dinoflagellat	-	-	-	.5	1.4	-
Sum	4.7	19.4	17.3	44.0	12.8	5.5
My-alger						
Sum	20.9	35.0	17.9	10.0	18.3	9.8

Total	91.1	201.8	180.7	363.5	176.2	101.7

Tab.P6 Overvåkingsresultater fra Steinsfjorden 1984 (kjemittbakt).

DATE	DYP m	TEMP grad Cels	PH-PELT	KOND mS/m, 25grC	TURB FTU	O2-F mg/l	O2-MEIN %	TOT-P mikrogr/l	LMR-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l	
850326	1.	1.1	-	11.1	0.2	12.3	87.56	8.	<2.	440.	240.	
	3.	1.8	-	10.8	0.25	11.6	84.18	7.	<2.	370.	210.	
	6.	2.2	-	10.6	0.25	11.4	83.64	8.	<2.	360.	200.	
	9.	2.6	-	10.6	0.4	10.7	79.35	10.	<2.	390.	210.	
	12.	2.8	-	10.8	0.4	10.	74.56	10.	<2.	400.	220.	
	15.	3.	-	11.	0.4	9.5	71.22	10.	<2.	400.	230.	
	18.	3.2	-	11.1	0.45	8.3	62.55	9.	<2.	410.	240.	
	20.	3.8	-	13.2	1.	5.3	40.58	12.	5.	540.	280.	
	850513	0.- 6.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		0.5	7.5	7.56	-	-	-	-	-	-	-	-
1.		6.6	7.65	10.2	0.8	12.4	102.	9.	<2.	350.	190.	
3.		5.3	7.68	10.4	0.75	12.	95.54	9.	<2.	370.	190.	
6.		5.	7.62	10.9	0.9	11.7	92.44	10.	2.	430.	220.	
6.- 12.		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
9.		4.2	7.57	11.	0.9	11.6	89.76	9.	2.	420.	230.	
12.		4.2	7.55	11.1	1.	11.2	86.67	11.	<2.	430.	240.	
15.		4.2	7.49	11.2	1.	11.1	85.89	12.	<2.	450.	240.	
18.		4.	7.44	12.3	1.4	10.7	82.36	13.	<2.	530.	350.	
20.		3.9	7.25	14.1	2.3	7.1	54.51	16.	<2.	740.	500.	
21.		-	-	-	-	5.	-	-	-	-	-	
850529	0.- 6.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	1.	11.7	8.05	10.1	0.95	11.3	105.1	12.	<2.	400.	150.	
	3.	10.9	7.95	10.1	1.	11.3	103.1	11.	<2.	410.	160.	
	6.	9.8	7.8	10.3	1.	11.1	98.74	11.	<2.	440.	190.	
	6.- 12.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	9.	9.3	7.7	10.3	1.	10.9	95.82	11.	<2.	470.	200.	
	12.	8.3	7.55	10.5	1.	10.7	91.82	11.	<2.	470.	220.	
	15.	7.6	7.45	10.6	1.	10.8	91.1	11.	<2.	470.	240.	
	18.	7.2	7.45	10.6	1.	10.8	90.21	12.	<2.	470.	250.	
	20.	6.9	7.45	10.9	1.	10.7	88.71	12.	<2.	480.	250.	

Tab.P6 fortb.

DATA	DYP m	TEMP grad	PH-FELT Cells	KOND mS/m, 25grC	TURB FTU	O2-F mg/l	O2-METIN %	TOT-P mikrogr/l	LMR-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l
850604	0.- 6.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	0.5	16.9	8.5	-	-	-	-	-	-	-	-
	1.	16.9	8.4	10.2	0.95	11.4	118.8	10.	<2.	380.	100.
	3.	6.3	8.45	10.2	0.7	11.9	97.18	9.	<2.	390.	110.
	6.	12.1	8.35	10.3	0.85	12.2	114.5	10.	<2.	430.	140.
	6.- 12.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	9.	9.3	8.03	10.5	0.85	11.2	98.45	11.	<2.	460.	200.
	12.	8.4	7.9	10.5	0.9	11.	94.62	11.	<2.	500.	210.
	15.	7.8	7.8	10.8	1.	10.7	90.7	12.	<2.	530.	230.
	18.	7.4	7.7	10.8	1.	10.5	88.14	16.	<2.	570.	240.
	20.	7.2	7.65	10.9	1.2	10.2	85.2	16.	<2.	590.	240.
850625	0.- 6.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	0.5	19.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1.	18.6	8.46	10.2	0.75	10.2	110.1	10.	<2.	330.	60.
	3.	18.6	8.48	10.3	0.75	10.4	112.3	8.	<2.	300.	60.
	6.	17.1	8.48	10.3	0.75	10.4	108.8	8.	<2.	380.	65.
	6.- 12.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	9.	11.8	7.89	10.4	1.	10.9	101.6	12.	<2.	390.	160.
	12.	9.2	7.68	10.5	1.6	10.9	95.59	18.	<2.	490.	200.
	15.	9.	7.54	10.6	1.5	10.	87.28	19.	<2.	530.	220.
	18.	8.2	7.36	10.8	1.5	9.	77.04	22.	<2.	520.	230.
	20.	7.8	7.27	10.9	1.9	8.7	73.75	23.	<2.	530.	230.
850709	0.- 6.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	0.5	19.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1.	19.9	8.37	10.3	0.55	9.5	105.3	7.	<2.	290.	55.
	3.	19.9	8.4	10.2	0.55	9.4	104.2	7.	<2.	290.	55.
	6.	17.3	8.35	10.1	0.6	9.8	103.	7.	<2.	300.	60.
	6.- 12.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	9.	12.6	7.9	10.3	0.7	10.2	96.8	10.	<2.	340.	110.
	12.	9.5	7.51	10.7	1.6	10.	88.32	19.	<2.	490.	170.
	15.	9.1	7.26	10.7	1.6	8.4	73.49	19.	<2.	540.	220.
	18.	8.5	7.2	10.7	1.4	8.2	70.71	18.	<2.	500.	220.
	20.	8.	7.17	10.6	1.2	7.6	64.74	18.	<2.	560.	220.

Tab.P6 forts.

DATA	DYP	TEMP	PH-FELT	KOND	TURB	O2-F	O2-METIN	TOT-P	LMR-P	TOT-N	NO3-N
m	grad	Cels	-	ms/m, 25grC	FTU	mg/l	%	mikrogr/l	mikrogr/l	mikrogr/l	mikrogr/l
850723	0.- 6.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	0.5	16.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1.	16.7	8.09	10.1	0.8	9.5	98.59	11.	<2.	290.	40.
	3.	16.7	8.03	10.1	0.8	9.6	99.63	11.	<2.	310.	40.
	6.	16.8	8.14	10.	0.7	9.5	98.8	9.	<2.	280.	45.
	6.- 12.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	9.	16.3	8.13	10.1	0.8	9.6	98.79	9.	<2.	290.	45.
	12.	9.8	7.27	10.6	1.	8.8	78.28	14.	<2.	460.	190.
	15.	9.2	7.13	10.8	1.	7.8	68.4	15.	<2.	480.	210.
	18.	8.95	7.03	10.8	1.1	7.8	67.99	14.	<2.	500.	220.
	20.	8.8	7.01	10.8	0.95	6.4	55.59	16.	<2.	510.	230.
850806	0.- 6.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	0.5	17.5	8.5	-	-	-	-	-	-	-	-
	1.	17.5	8.48	9.83	0.65	9.	94.98	8.	<2.	230.	25.
	3.	17.5	3.48	9.87	0.65	9.1	96.03	8.	<2.	240.	25.
	6.	17.5	8.48	9.92	0.6	8.9	93.92	8.	<2.	230.	25.
	6.- 12.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	9.	16.4	7.6	10.2	0.6	8.	82.5	10.	<2.	320.	100.
	12.	10.7	7.27	10.5	0.65	6.5	59.06	10.	<2.	410.	190.
	15.	9.5	7.1	10.8	0.7	5.4	47.7	12.	<2.	500.	270.
	18.	9.	7.02	10.9	0.85	4.7	41.02	14.	<2.	550.	280.
	20.	8.9	6.99	10.9	0.9	4.5	39.18	15.	<2.	570.	280.
850820	0.- 6.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	0.5	17.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1.	17.8	8.12	9.77	0.65	9.5	100.9	8.	<2.	290.	8.
	3.	17.7	8.13	9.76	0.65	9.5	100.7	10.	<2.	270.	10.
	6.	17.3	7.88	9.54	0.65	9.3	97.73	8.	<2.	290.	30.
	6.- 12.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	9.	17.1	7.46	9.43	0.65	8.6	90.	11.	<2.	320.	60.
	12.	16.1	6.87	10.1	0.7	6.3	64.55	11.	<2.	450.	220.
	15.	10.6	6.71	10.5	0.8	4.8	43.51	11.	<2.	550.	320.
	18.	9.6	6.66	10.6	0.85	3.7	32.76	11.	<2.	580.	380.
	20.	9.2	6.67	10.8	0.85	3.6	31.57	12.	<2.	620.	390.
850910	0.- 6.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	0.5	13.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1.	13.5	7.73	9.9	0.9	9.2	89.09	13.	<2.	320.	95.
	3.	13.5	7.77	10.1	1.	9.1	88.12	12.	<2.	340.	95.
	6.	13.5	7.75	10.	0.9	9.2	89.09	10.	<2.	330.	100.
	6.- 12.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	9.	13.5	7.74	10.	0.8	9.2	89.09	9.	<2.	310.	100.
	12.	13.5	7.69	9.89	1.	9.	87.15	9.	<2.	310.	110.
	15.	12.2	7.4	9.83	1.2	7.3	68.65	12.	<2.	410.	190.
	18.	11.8	7.22	10.3	1.8	5.9	54.98	14.	<2.	480.	260.
	20.	10.5	7.05	10.6	2.2	3.7	33.46	16.	<2.	530.	310.

Tab.P6 forts.

DATA	DYP m	TEMP grad	PH-FELT Cels	KOND mS/m, 25grC	TURB FTU	O2-F mg/l	O2-MEIN %	TOT-P mikrogr/l	LMR-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l
850924	0.- 6.	-	7.77	-	-	-	-	-	-	-	-
	1.	11.9	-	10.2	0.6	9.2	85.93	10.	<2.	400.	130.
	3.	11.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	6.	11.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	6.- 12.	-	7.77	-	-	-	-	-	-	-	-
	9.	11.9	-	10.2	0.6	9.2	85.93	11.	<2.	450.	140.
	12.	11.9	-	10.2	0.6	9.	84.07	11.	<2.	410.	140.
	15.	11.9	-	10.2	0.6	9.2	85.93	10.	<2.	430.	140.
	18.	11.9	-	10.2	0.6	9.	84.07	10.	<2.	440.	140.
	20.	11.3	-	10.5	1.	4.9	45.14	12.	2.	610.	260.
851008	0.- 6.	11.5	7.81	9.95	0.8	-	-	12.	<2.	360.	130.
	1.	11.5	-	-	-	9.7	89.78	-	-	-	-
	6.- 12.	11.5	7.82	10.1	0.75	-	-	12.	<2.	330.	130.
	15.	-	-	10.1	0.65	9.7	-	12.	<2.	310.	130.
	18.	-	-	10.1	0.6	9.7	-	11.	<2.	300.	140.
	20.	-	-	10.	0.7	9.7	-	10.	<2.	310.	140.
851022	0.- 6.	10.3	7.77	10.4	0.7	-	-	9.	<2.	410.	130.
	1.	10.3	-	-	-	9.2	82.81	-	-	-	-
	6.- 12.	10.3	7.76	10.1	0.7	-	-	10.	<2.	420.	130.
	15.	10.3	7.74	10.2	0.6	9.4	84.61	9.	<2.	410.	130.
	18.	10.3	7.74	10.2	0.6	9.8	88.21	9.	<2.	410.	130.
	20.	10.3	7.74	10.3	0.65	9.7	87.31	9.	<2.	400.	130.

Tab.P6 forts.

DATO	DYP m	S-TS mg/l	S-GR mg/l	KLF-A mikrogr/l
850326	1.	-	-	-
	3.	-	-	-
	6.	-	-	-
	9.	-	-	-
	12.	-	-	-
	15.	-	-	-
	18.	-	-	-
	20.	-	-	-
850513	0.- 6.	1.1	<0.5	-
	1.	-	-	1.91
	3.	-	-	3.32
	6.	-	-	3.7
	6.- 12.	1.	<0.5	-
	9.	-	-	3.83
	12.	-	-	3.7
850529	0.- 6.	1.9	<0.5	-
	1.	-	-	6.02
	3.	-	-	6.44
	6.	-	-	5.64
	6.- 12.	2.3	0.6	-
	9.	-	-	5.49
	12.	-	-	5.06
850604	0.- 6.	1.6	<0.5	-
	1.	-	-	6.82
	3.	-	-	5.1
	6.	-	-	6.23
	6.- 12.	1.2	<0.5	-
	9.	-	-	6.5
	12.	-	-	6.13

Sikkedyp = 6.5 m

Sikkedyp = 5.4 m

Sikkedyp = 3.8 m

Sikkedyp = 4.3 m

Tab.P6 forts.

DATA	DYP m	S-TS mg/l	S-GR mg/l	KLF-A mikrogr/l	
850625	0.- 6.	1.4	0.6	-	
	1.	-	-	1.69	
	3.	-	-	1.83	
	6.	-	-	2.24	
	6.- 12.	2.9	0.9	-	Siekedyp = 5.00m
	9.	-	-	6.56	
	12.	-	-	12.05	
850709	0.- 6.	1.23	0.4	-	
	1.	-	-	2.69	
	3.	-	-	2.23	
	6.	-	-	2.85	Siekedyp = 6.5 m
	6.- 12.	1.66	0.53	-	
	9.	-	-	4.47	
	12.	-	-	12.78	
850723	0.- 6.	2.07	0.97	-	
	1.	-	-	4.86	
	3.	-	-	4.88	
	6.	-	-	4.53	Siekedyp = 5.2 m
	6.- 12.	1.7	0.87	-	
	9.	-	-	4.51	
	12.	-	-	7.21	
850806	0.- 6.	0.8	0.28	-	
	1.	-	-	4.53	
	3.	-	-	4.16	
	6.	-	-	4.22	Siekedyp = 6.20m
	6.- 12.	1.63	0.67	-	
	9.	-	-	6.52	
	12.	-	-	5.81	
850820	0.- 6.	1.3	0.7	-	
	1.	-	-	2.91	
	3.	-	-	2.65	
	6.	-	-	3.43	Siekedyp = 7.8 m
	6.- 12.	1.6	0.6	-	
	9.	-	-	3.04	
	12.	-	-	3.22	
850910	0.- 6.	1.8	0.9	-	
	1.	-	-	3.62	
	3.	-	-	3.6	Siekedyp = 5.3 m

Tab. P6 forts.

DATO	DYP m	S-TS mg/l	S-GR mg/l	KLF-A mikrogr/l	
	6.	-	-	3.74	
	6.- 12.	1.87	0.87	-	
	9.	-	-	3.11	
	12.	-	-	2.64	
850924	0.- 6.	1.2	0.43	-	
	1.	-	-	3.59	
	3.	-	-	3.92	
	6.	-	-	3.88	
	6.- 12.	1.3	0.6	-	Siltedyb = 6,5 m
	9.	-	-	3.66	
	12.	-	-	3.54	
851008	0.- 6.	1.85	0.93	3.32	
	1.	-	-	-	
	6.- 12.	1.43	0.67	3.45	Siltedyb = 5,0 m
851022	0.- 6.	1.3	0.4	2.48	
	6.- 12.	0.95	0.3	2.5	Siltedyb = 6,7 m

7.0.00.0000

DATA	DYP m	PH-FELT -	TOT-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l	KLF-A mikrogr/l	ALGE- VOLUM	S-TS mg/l	S-GR mg/l
TIDSV-MIDD(15 ml. 1 mg)		8.081	9.78	337.4	88.67	3.716	563.1	1.477	0.6154
MINIMUM		7.65	7.	233.	16.	1.92	184.	0.8	0.28
MAKSIMUM		8.49	12.	417.	200.	6.05	1226.	2.07	0.97

DATA	DYP m	KLF-A mikrogr/l	S-TS mg/l	S-GR mg/l	SIKUEDYP m
TIDSV-MIDD(15 ml. 1 mg)		4.765	1.702	0.6647	5.669
MINIMUM		2.5	0.95	0.3	3.800
MAKSIMUM		6.95	2.9	0.9	7.800

Tab.P7 Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Steinsfjorden 1985, 0-6m dyp.

GRUPPER/ARTER	Dato=	850513	850529	850604	850625	850709	850723	850806	850820	850910	850924	851008	851022
Cyanophyceae (Blågrønnalger)													
<i>Anabaena circinalis</i>	-	-	-	-	-	3.2	-	2.2	-	1.9	4.3	5.6	-
<i>Anabaena flos-aquae</i>	-	-	-	-	-	1.8	2.1	-	4.4	-	2.1	-	-
<i>Chroococcus minutus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.9	-	-	-
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> (v.compressa)	-	-	-	-	-	-	-	-	9.3	3.1	-	.2	-
<i>Gomphosphaeria naegeliana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4.5	4.5	1.2	4.8
<i>Oscillatoria aqardhii</i>	97.9	46.0	81.6	9.9	10.8	26.4	2.4	.2	-	-	2.6	-	11.1
<i>Oscillatoria aqardhii</i> v. <i>isothrix</i>	66.7	3.1	-	-	-	-	-	-	-	1.7	-	-	-
Sum	164.6	49.1	81.6	9.9	15.8	30.5	4.6	14.0	12.2	13.6	7.0	15.9	-
Chlorophyceae (Grønnalger)													
<i>Botryococcus braunii</i>	-	-	-	.5	.5	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=8)	-	-	-	3.1	.9	1.2	.3	-	-	-	-	.3	1.2
<i>Cosmarium depressum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1.3	-	-	-	-
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1.6	-	-	-	-
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.1	-	-	-
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	.3	.2	-	-	-	-
<i>Elakatothrix viridis</i>	-	-	-	-	-	.5	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eudorina elegans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	.9	-	.3	-	.4
<i>Gyromitus cordiformis</i>	-	-	-	-	-	-	-	1.6	-	-	1.6	-	-
<i>Monoraphidium contortum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.2
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	-	-	-	.5	.2	-	.8	-	-	-	.5	-	.5
<i>Nephrocystium aqardhianum</i>	-	-	-	-	-	-	-	2.3	-	-	-	-	-
<i>Oocystis lacustris</i>	-	-	-	-	-	-	6.2	-	8.4	-	-	-	-
<i>Oocystis submarina</i> v. <i>variabilis</i>	-	-	-	-	-	.7	.4	2.6	.2	-	2.1	.5	-
<i>Paramastix conifera</i>	-	-	-	-	-	-	1.6	-	-	-	-	-	1.6
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.3	-
<i>Quadricula pfitzeri</i> (=korschikovii)	-	-	-	-	-	-	-	-	.1	-	-	-	-
<i>Scourfieldia coeplanata</i>	.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	-	-	-	-	-	-	-	1.6	4.6	-	-	-	-
<i>Staurastrum paradoxum</i>	-	-	-	-	-	1.0	-	15.6	-	-	-	-	-
<i>Staurastrum planktonicum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.4	-	-	-
<i>Tetraedron minimum</i> v. <i>tetralobulatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	.1	-	-	-	-	-
Ubest.cocc.or-algae (<i>Chlorella</i> sp.?)	-	-	-	-	-	2.8	-	.3	2.8	.2	-	-	-
Ubest.qr.flagellat	-	-	-	2.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum3	-	-	6.2	6.2	9.9	25.6	20.0	3.7	4.6	1.1	3.8	-
Chrysophyceae (Gullalger)													
<i>Aulomonas</i> sp.	-	.4	-	-	-	-	-	-	-	-	.2	-	-
<i>Bitrichia chodatii</i>	-	-	-	-	-	4.0	-	1.9	-	-	-	-	-
<i>Chrysochromulina</i> sp. (parva?)	49.5	76.8	252.5	16.8	11.8	15.5	13.0	4.0	4.8	13.8	4.7	3.7	-
<i>Chrysococcus</i> spp.	-	-	-	3.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chrysolykos</i> (<i>Chrysoikos</i>) skujai	1.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Craspedomonader</i>	-	2.8	-	-	-	3.6	15.7	-	-	.4	.6	-	-
Cyster av <i>Dinobryon</i> spp.	-	-	45.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyster av <i>chrysophyceer</i>	3.1	2.5	3.2	-	-	2.8	.7	-	-	-	-	-	-
<i>Desmarella moniliiformis</i>	-	1.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon bavaricum</i>	-	.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon cylindricum</i>	-	8.7	3.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon divergens</i>	.3	16.4	92.5	1.9	-	-	-	-	.2	-	-	-	-
<i>Dinobryon sociale</i>	-	-	40.2	12.1	-	-	.8	-	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon sociale</i> v. <i>americanum</i>	-	8.4	-	-	-	1.4	-	-	-	-	-	-	-
<i>Kephyrion boreale</i>	-	-	.4	-	-	2.8	-	-	-	-	-	-	-
<i>Kephyrion</i> spp.	.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Løse celler <i>Dinobryon</i> spp.	-	14.0	35.5	8.4	-	-	1.6	-	-	-	-	-	-
<i>Mallomonas akrokomos</i> (v. <i>parvula</i>)	1.9	1.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.9	3.7
<i>Mallomonas caudata</i>	-	2.6	-	-	-	4.8	20.2	1.8	-	24.9	62.4	11.1	2.0
<i>Mallomonas</i> spp.	5.6	-	-	-	-	-	-	-	7.8	-	7.5	-	-
<i>Phaeaster aphanaster</i>	-	-	-	-	-	1.1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudokephyrion</i> sp.	-	.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Små <i>chrysomonader</i> (<7)	42.5	56.7	38.1	55.5	35.8	60.7	29.8	12.3	16.8	18.0	12.6	14.6	-
<i>Spiniferomonas</i> sp.	-	.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stelekomonas dichotoma</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.0
Store <i>chrysomonader</i> (>7)	42.5	123.5	44.5	10.1	10.1	46.6	25.3	3.0	11.1	15.2	7.1	6.1	-
<i>Syncrypta</i> sp. (perlata?)	-	-	-	7.8	3.7	-	-	-	-	-	-	-	-
Ubest.chrysomonade	-	.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.3	-
Ubest.chrysophyceer (<i>Mallomonoid</i> type)	-	-	-	-	-	.8	-	-	-	-	-	-	-
<i>Uroqlena</i> cf. <i>americana</i>	-	4.4	62.8	18.1	.7	-	1.2	1.1	5.4	-	-	-	-
Sum	147.3	323.1	616.8	134.0	83.6	161.9	72.9	28.4	63.5	117.7	37.8	31.1	-

Tab.P7 forts.

Bacillariophyceae (Kiselalger)												
Asterionella formosa	4.0	1.0	1.0	.6	4.6	235.5	34.3	.4	1.7	3.3	-	-
Cyclotella cf. quimerata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.2	-
Cyclotella comta	6.2	-	-	67.3	124.6	421.1	289.3	165.0	59.8	14.9	10.0	2.2
Cyclotella sp. (l=3.5-5, b=5-8)	-	-	-	-	-	-	3.9	-	-	-	-	.4
Fragilaria crotonensis	2.2	9.9	6.6	-	1.1	.2	5.5	6.6	66.0	53.9	-	-
Melosira aebiqua	.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Melosira italica ssp. subarctica	-	6.3	5.5	1.2	6.3	12.6	4.0	7.7	28.9	27.9	2.6	.4
Nitzschia gracilis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.1	-	-
Rhizosolenia longiseta	-	.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stephanodiscus hantzschii	-	-	2.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Synedra acus v. angustissima	1.4	-	9.9	-	-	-	.7	-	-	-	-	-
Synedra acus v. radians	-	3.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Synedra cf. rumpens	-	9.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Synedra sp. (l=30-40)	-	-	-	-	-	-	1.3	-	-	-	-	-
Synedra sp. (l=70-100)	-	-	10.0	-	-	-	-	-	-	-	1.8	.2
Synedra sp.1 (l=40-70)	-	-	-	-	-	1.9	-	-	-	-	-	-
Tabellaria fenestrata	1.7	19.2	6.0	5.7	2.1	1.7	-	1.8	5.7	2.0	.6	-
Sum	16.1	49.9	46.9	74.7	138.6	673.0	329.9	181.5	162.0	103.1	15.1	3.2
Cryptophyceae												
Cryptomonas marssonii	20.6	20.6	5.0	-	10.3	-	3.4	15.6	41.1	51.4	49.9	8.4
Cryptomonas sp.2 (l=15-18)	-	17.1	12.5	-	-	18.7	18.7	-	-	-	-	18.7
Cryptomonas sp.3 (l=20-22)	-	-	-	-	-	-	-	14.9	63.5	52.3	44.8	7.5
Cryptomonas spp. (l=24-26)	12.5	12.5	-	12.5	-	24.9	18.7	.6	31.1	24.9	24.9	31.1
Cyathomonas truncata	-	.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.4
Katablepharis ovalis	2.8	52.1	36.1	17.9	1.9	-	9.0	5.9	.8	1.7	5.3	2.3
Rhodomonas cf. lens	-	-	-	-	-	-	-	5.3	-	-	-	2.2
Rhodomonas lacustris (v. nannoplanctica)	96.7	94.2	56.1	17.9	41.4	31.4	26.3	73.8	80.9	81.4	55.1	34.4
Ubest. cryptomonade (Chroocoonas sp.?)	-	-	8.1	16.2	4.0	3.4	9.3	3.1	12.5	4.0	-	-
Sum	132.5	197.4	117.8	64.5	57.6	78.4	85.4	119.4	230.0	215.7	180.1	105.0
Binophyceae (Fureflagellater)												
Amphidinium sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.4	-
Ceratium hirundinella	-	4.2	-	10.0	20.0	155.0	115.0	16.8	8.4	16.8	-	-
Gyrodinium cf. lacustre	15.3	24.0	4.4	3.7	16.3	4.4	3.3	3.3	-	-	-	-
Gyrodinium helveticum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11.0	2.2	6.6
Gyrodinium sp.1 (l=14-15)	-	-	-	6.5	-	-	-	-	-	-	-	-
Gyrodinium uberrimum	-	-	-	-	-	7.2	16.2	-	3.6	-	1.8	-
Peridinium palustre	-	-	-	13.2	42.0	72.6	19.8	35.0	13.2	-	-	-
Peridinium sp.1 (l=15-17)	7.6	10.3	20.6	-	-	20.6	-	-	-	5.1	-	10.3
Ubest. dinoflagellat	-	2.5	-	-	1.4	-	-	-	.4	1.4	-	-
Sum	22.9	41.0	24.9	33.5	79.8	259.7	154.3	55.1	25.6	34.3	4.4	16.9
Mv-alger												
Sum	20.8	29.5	28.9	18.2	26.7	13.1	34.5	12.6	17.2	18.6	13.2	8.0

Total	504.5	690.0	912.9	340.9	408.4	1226.6	797.3	431.0	514.2	597.6	258.6	183.9
=====												