

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA
Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Hovedkontor
Postadresse:
Postboks 333
0314 Oslo 3
Brekkeveien 19
Telefon (02)23 52 80

Sørlandsavdelingen
Postadresse:
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041)43 033

Østlandsavdelingen
Postadresse:
Rute 866, 2312 Ottestad
Postgiro: 4 07 73 68
Telefon (065)76 752

Rapportnummer:

0-8000214

Undernummer:

I

Løpenummer:

1646

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:	Dato:
OVERVÅKINGSUNDERSØKELSER I TYRIFJORDEN OG STEINSFJORDEN 1983 (Overvåkingsrapport 152/84)	4/4-84
Forfatter(e):	Prosjektnummer:
Dag Berge	0-8000214
	Faggruppe:
	HYDROØKOLOGI
	Geografisk område:
	BUSKERUD
	Antall sider (inkl. bilag):
	55

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

Ekstrakt:	
FORMÅL:	Undersøkelsene har først og fremst tatt sikte på å beskrive tilstand og utvikling mht. eutrofiering i de to innsjøer.
UTFØRT:	I innsjøene er det gjort studier av vannkjemi og planteplankton, samt noe bakteriologi. Den største tilførselselva, Storelva, er undersøkt for næringssalter og tarmbakterier.
RESULTATER:	Storelva er massivt forurenset med tarmbakterier. Midlere konsentrasjon av total fosfor var 12,6 ugP/l, dvs. på samme nivå som under Tyrifjordundersøkelsen (1978-81). Algemengde i Tyrifjorden var 2,6 ug kla/l som middel over sommeren, Tyrifjordutvalgets målsetting er 2,0. Den tilsynelatende bedring man kunne spore i Tyrifjorden og Storelva i 1982 har ikke holdt fram. I Steinsfjorden ser vasspesten ut til å ha nådd sin maksimale utbredelse, ca. 3,7 km ² . Vasspesten hadde mindre eutrofierende virkning på de fri vannmasser i 1983 enn i 1982, en følge av mindre innslag av råtnende bestander (indre gjødsling).

4 emneord, norske: Statlig program
1. Overvåkingsrapport 152/84
2. Tyrifjorden og Steinsfjorden
3. Buskerud
4. Eutrofiering
Undersøkelser 1983

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

Prosjektleder:

Dag Berge

Divisjonssjef:

[Signature]

For administrasjonen:

[Signature]

ISBN 82-577-0813-5

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

oslo

OVERVÅKINGSUNDERSØKELSER I TYRIFJORDEN OG STEINSFJORDEN

1983

Statlig program for forurensningsovervåking

Brekke 20/3-84.

Saksbehandler: Dag Berge

Medarbeidere : Stein Johansen
(UiO)

May Rostad Sæther
(Fylkesm. Buskerud)
Anne Marie Heiberg
(Fylkesm. Buskerud)
Pål Brettum

For administrasjonen: J. E. Samdal
Lars N. Overrein

FORORD

Den foreliggende rapport omhandler resultatene fra overvåkingsundersøkelsene i Tyrifjorden og Steinsfjorden 1983. Undersøkelsen inngår i Statlig program for forurensningsovervåking, et landsomfattende program som administreres av Statens forurensningstilsyn.

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 avd. ing. May Rostad Sæther og ing. Anne Marie Heiberg (Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernavd.) og cand. mag. Stein Johansen (UiO) stått ansvarlig for feltarbeidet.

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

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

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
1 KONKLUSJONER.	1
2 INNLEDNING	3
2.1 Områdebeskrivelse	3
2.1.1 Vassdraget fra kilde til utløp.	3
2.1.2 Geologi i nedbørfeltet	4
2.1.3 Klimatiske forhold.	6
2.1.4 Befolkning.	6
2.1.5 Innsjømorfometri og hydrologi.	6
2.2 Vannbruk og forurensninger	9
2.2.1 Reguleringer.	9
2.2.2 Rekreasjon og fiske.	10
2.2.3 Drikkevann.	11
2.2.4 Forurensninger.	12
2.3 Andre undersøkelser fra området.	13
2.4 Målsetting og overvåkingsprogram.	14
2.4.1 Målsetting.	14
2.4.2 Overvåkingsprogram.	14
3 RESULTATER OG DISKUSJON	15
3.1 Nedbørforhold.	15

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
3.2 Storelva.	17
3.2.1 Vannføring.	17
3.2.2 Vannkjemi - Næringssalter - Klorofyll.	18
3.2.3 Bakteriologi.	20
3.3 Tyrifjorden.	21
3.3.1 Siktedyp og vannkjemi.	21
3.3.2 Planteplankton.	22
3.3.3 Bakteriologi.	24
3.4 Steinsfjorden	25
3.4.1 Temperatur.	25
3.4.2 Siktedyp	26
3.4.3 pH.	26
3.4.4 Oksygen.	28
3.4.5 Næringssalter.	30
3.4.6 Planteplankton i Steinsfjorden.	32
6.1 Klorofyll _a_	32
6.2 Volum og sammensetning.	33
6.3 Planteplanktonets primærproduksjon.	35
3.4.7 Vasspestsituasjonen og undersøkelser omkring denne.	38
4 LITTERATURREFERANSER	41
5 PRIMÆRTABELLER	44

1. KONKLUSJONER

1. Storelva. Storelva er sterkt bakteriologisk forurenset og tilfredsstillende ikke helsemyndighetenes krav hverken til ubehandlet drikkevann eller badevann. Den senere tids sanering av kloakkutslipp synes å ha hatt liten effekt med hensyn til reduksjon av elvevannets bakterieinnhold.

Med hensyn til fosfortransport så det i 1982 ut til å ha skjedd en viss bedring, mens i 1983 var igjen verdiene oppe på samme nivå som under Tyrifjordundersøkelsen, med en midlere fosforkonsentrasjon i elvevannet på ca 12,5 µgP/l. Elvevannets innhold av partikulært materiale (særlig uorganisk) var også mye høyere, noe som tyder på at økningen i 1983 vesentlig skyldes erosjon. Dette har sammenheng med kraftigere flommer det siste året. Brubyggingen over elva syd for Hønefoss i forbindelse med omleggingen av E68 forbi Hønefoss, har muligens også medvirket til å gi elvevannet økt innhold av partikulært materiale.

2. Tyrifjorden. Algemengden i Tyrifjorden var igjen oppe på samme nivå som under Tyrifjordundersøkelsen (1978-81), med en midlere klorofyll a konsentrasjon på 2,6 µg/l og et midlere algevolum på ca 400 mm³/m³. Økningen fra 1982 må ses i sammenheng med økningen av fosfortransporten i Storelva. Fosfor og nitrogenkonsentrasjonene i Tyrifjorden var av samme størrelsesorden som tidligere. De bakteriologiske forhold på 50 m's dyp sentralt i fjorden var gode. Det er fortsatt behov for å redusere forurensningstilførselene til Tyrifjorden for å sikre økologisk stabile forhold i fremtiden.

3. Steinsfjorden. De vasspestbevokste områder økte lite i omfang fra 1982-83, med unntak av en noe større dybdeutbredelse. Alle egnede lokaliteter langs strendene er nå befengt med vasspest, slik at noen arealmessig ekspansjon i fremtiden vil bli liten. Våren 1983 løsnet resten av de eldste bestandene og gikk til grunne. Utlekking av fosfor fra det råtnende plantematerialet førte til kraftig algevekst på forsommeren. Den unormalt høye flommen i mai/juni reduserte imidlertid varigheten og størrelsen av denne våroppblomstringen. Utover sommeren avtok algemengden kraftig. Trolig har planteplanktonet igjen fått konkurranse om næringssalter fra den nye generasjon av unge rasktvoksende vasspestbestander. Produksjonssesongen vurdert under ett gav mindre alger i 1983 enn i 1982. Midlere algemengde var 6,2 µg kl

$\mu\text{g/l}$, uttrykt som klorofyll og $690 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ som totalt algevolum, mens primærproduksjonen i den isfrie periode (1.mai-15.des.) var $89 \text{ gC}/\text{m}^2$. Tilsvarende verdier i 1982 var hhv. $7,3 \mu\text{g kl } \mu\text{g/l}$, $1250 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ og $115 \text{ gC}/\text{m}^2$ år. Tiltross for en markert nedgang er 1983-verdiene fortsatt vel innenfor det eutrofe området.

Det ser ut som om vasspestens helsetilstand (alder) er avgjørende for om den virker eutrofierende eller oligotrofierende på selve vannmassen i Steinsfjorden. Stort innslag av gamle bestander (dels råtnende materiale) fører til frigivelse av fosfor til vannet og planktonproduksjonen øker. Unge rasktvoksende bestander, derimot, ser ut til å konkurrere med planteplanktonet om næring, og i år med stort innslag av slike bestander ser det ut til å bli lite alger.

Før vasspesten innstiller seg på et "steady state" nivå, vil Steinsfjordens vannkvalitet være svært ustabil. Når steady state nivået er nådd, vil trolig innsjøens produktivitetsnivå bli noe høyere enn i dag pga. at tidligere sedimentbundet fosfor mobiliseres ved rotopptak i vasspesten og senere frigivelse til vannet når vasspesten råtner. Det er foreløpig uklart om vasspesten i Steinsfjorden vil gå nevneverdig tilbake av seg selv, eller om høsting må startes i stor målestokk. Foreløpig synes det mer aktuelt å høste deler av bestander for å få en pekepinn på effekten av en storskalahøsting.

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. 2.1.

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. 2.2.

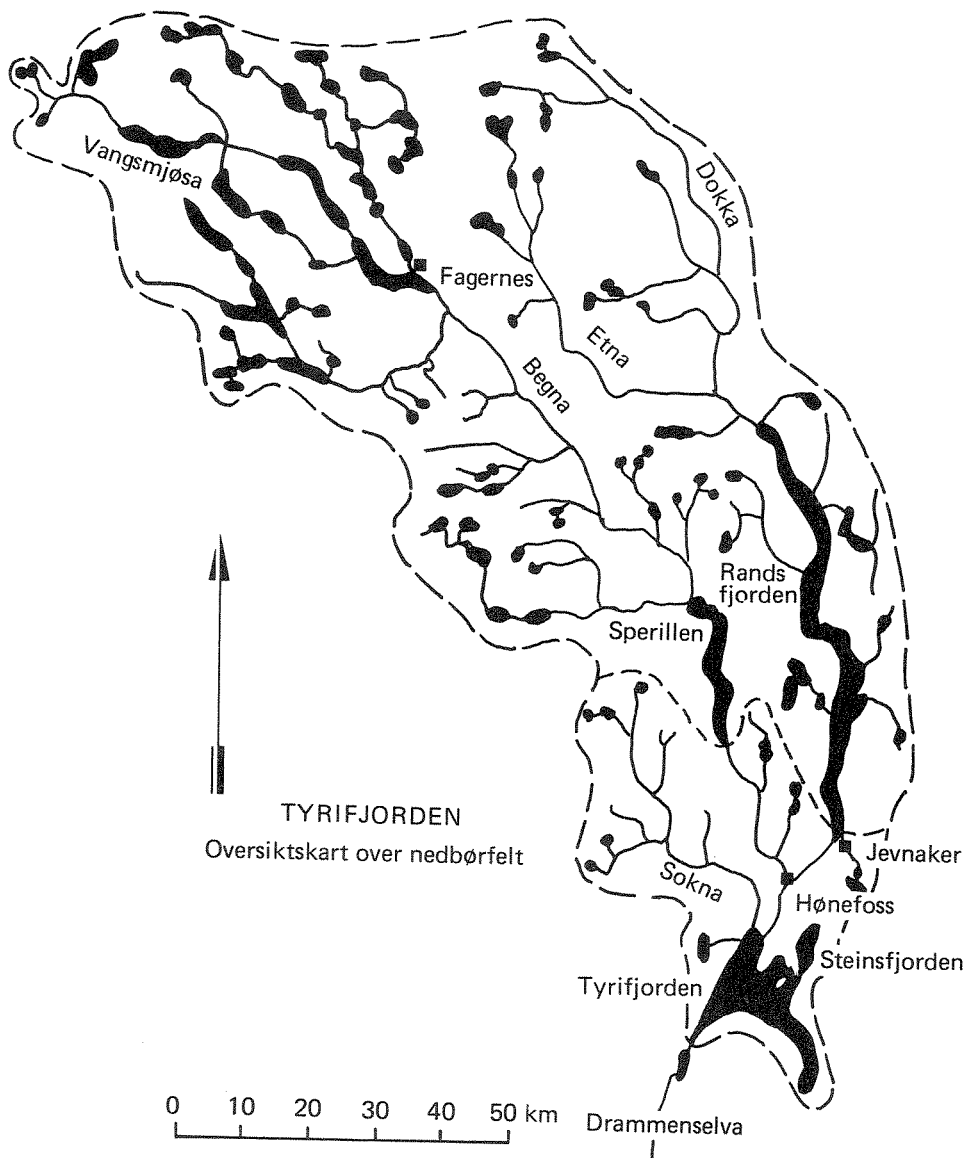


Fig. 2. 1 Skisse over Tyrifjordens nedbørfelt.

2.1.2 Geologi i nedbørfeltet

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

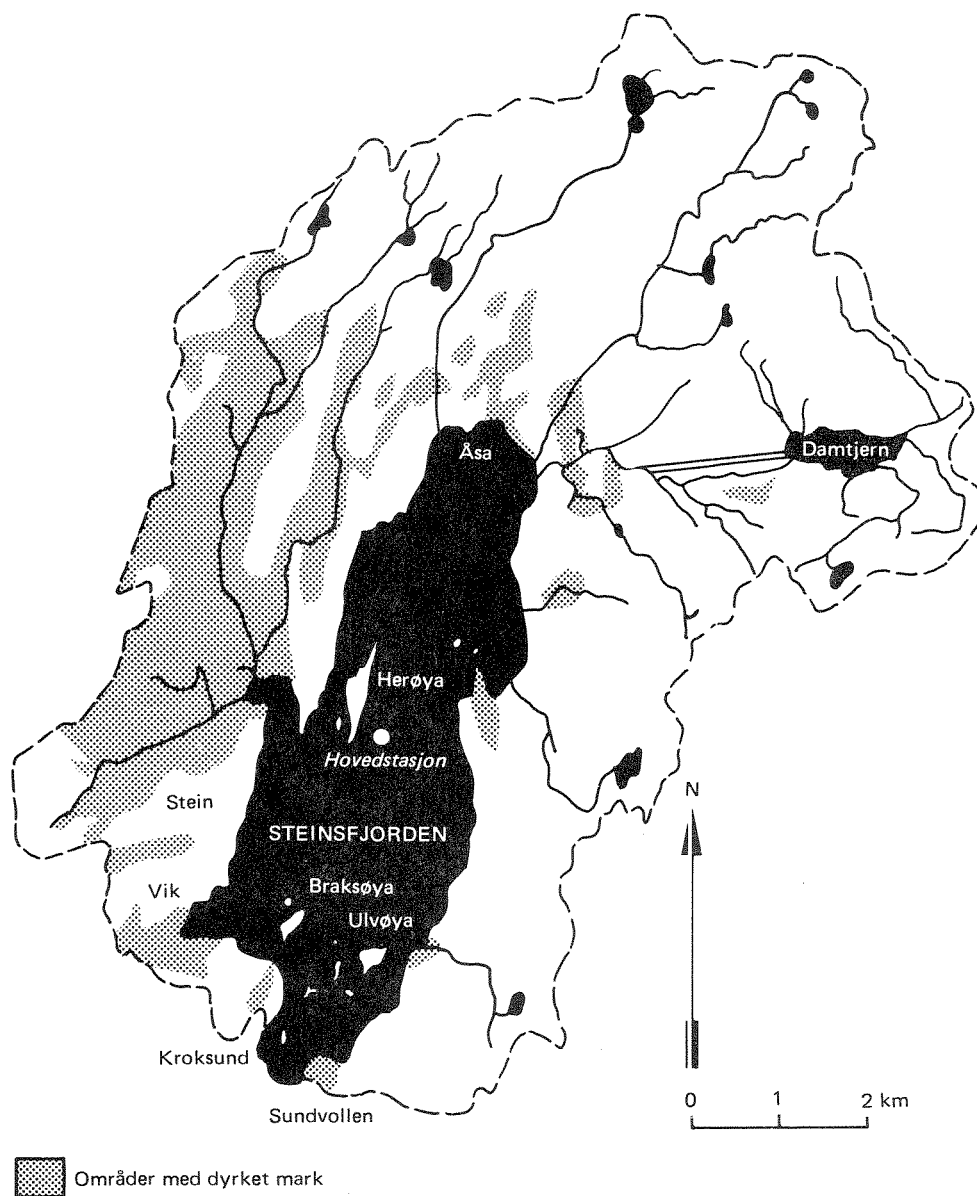


Fig. 2. 2 Skisse over Steinsfjordens nedbørfelt, etter Abrahamsen 1981.

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

I lokalfeltet rundt Steinsfjorden er det mye kalkrike bergarter. I vest og nordvest samt øyene Herøya og Braksøya, består berggrunnen vesentlig av kambrosilur. Deler av dette området er dekket av marine løsavsetninger, vesentlig leire. På østsiden og nordøst for

Steinsfjorden er de eldre kambrosiluriske bergarter dekket av sandstein avsatt i ferskvann. Disse bergartene strekker seg opp til lavabergartene som dekker toppen av åsene i øst.

2.1.3 Klimatiske forhold.

Tyrifjorden ligger 63m over havet. Området har typisk innlandsklima med kalde vintre og varme somre. Det er relativt lite nedbør i distriktet, særlig rundt Steinsfjorden som ligger i nedbørskyggen til Nordmarka. Middelnedbøren er her bare omlag 400mm pr. år. På østsiden 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 kloakkrenseanlegg.

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

2.1.5 Innsjømorfometri og hydrologi.

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

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

varierer dypet bare med ca. 10 m (285-295m). Dybdekart over Tyrifjorden er gitt i fig. 2.3.

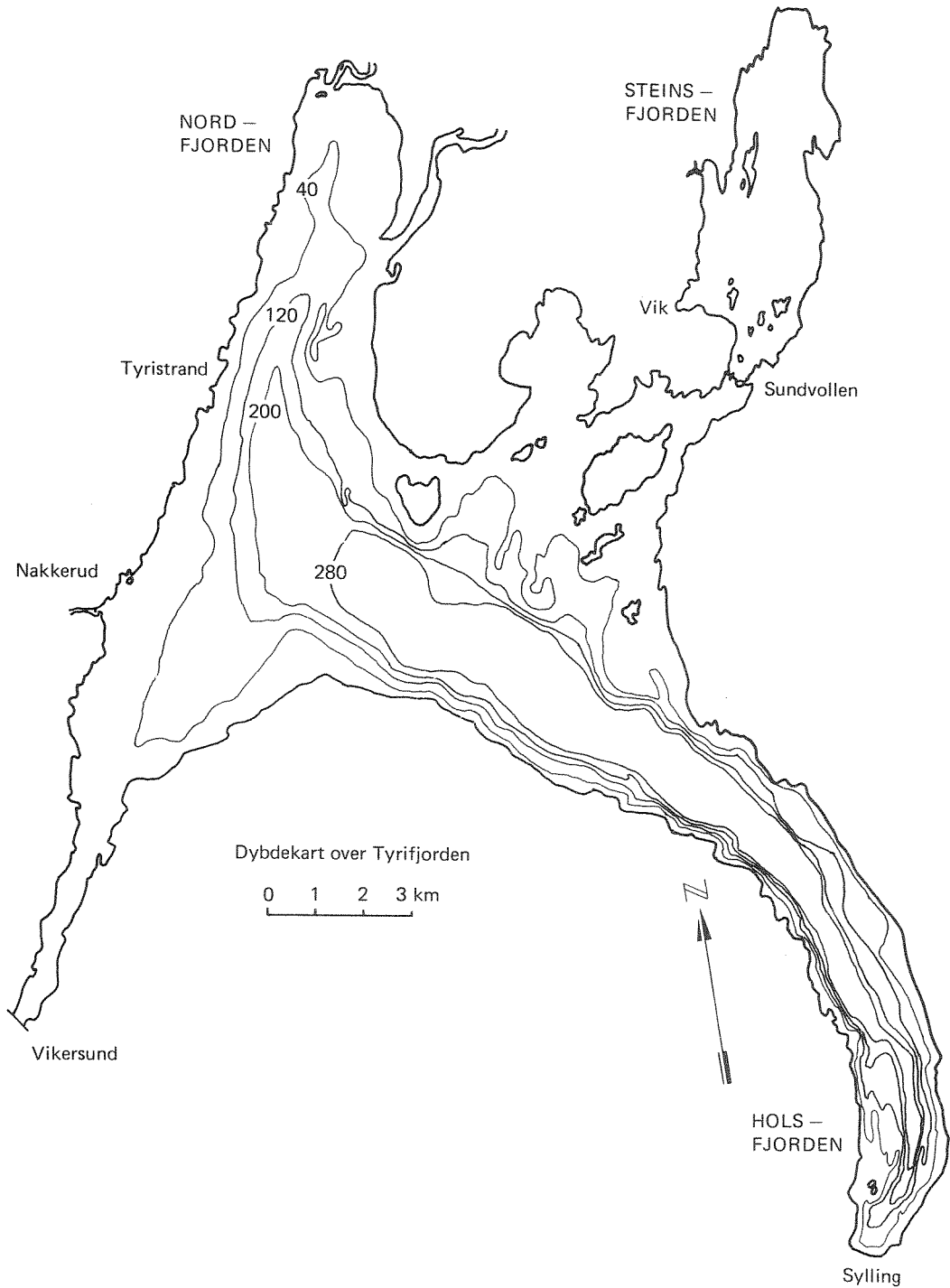


Fig. 2. 3 Dybdekart over Tyrifjorden, etter NVE (Hydrologisk avd. 1977).

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. 2.4.

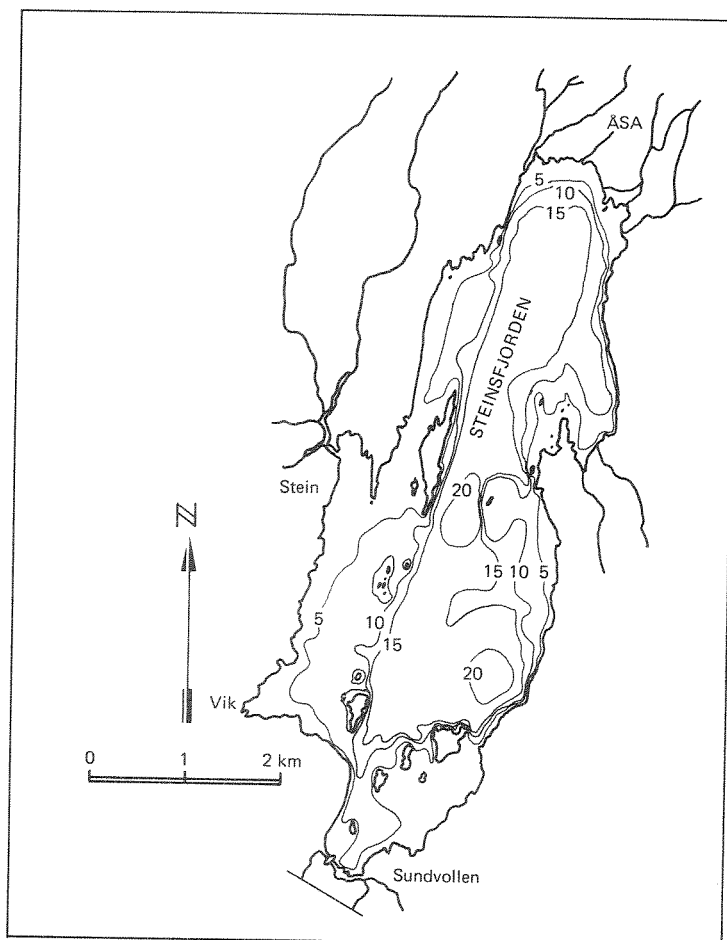


Fig. 2. 4 Dybdekart over Steinsfjorden, etter NVE (Hydrologisk avd. 1977).

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.

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	$\times 10^6 \text{ m}^3$	13830	142
Midlere avløp	m^3/s	170	1
Årlig avløp	$\times 10^6 \text{ m}^3$	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 m	Gjennomsnittlig årsproduksjon (GWh)
<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 utsetninger. Reguleringene har liten forurensningsmessig betydning. Selve Tyrifjorden er regulert ca 1m med dam ved Vikersund. Denne moderate regulering synes å ha liten økologisk og forurensningsmessig betydning.

2.2.2 Rekreasjon og fiske.

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

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

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

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

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

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

2.2.3 Drikkevann.

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

2.2.4 Forurensninger.

Tyrifjorden mottar forurensninger både fra industri, jordbruk og kommunal kloakk. De mest bekymringsskapende forurensningseffekter er eutrofiering, kvikksølvforurensning av fisk, samt høyt bakterieinnhold i vannet. En stor del av utslippene er nå reduserte ved at alle tettsteder er tilkoplede kommunale kloakkrensaneanlegg, samt at bruk av kvikksølv i treforedlingsindustrien og jordbruk er stanset. Hønefossområdet er den største forurensningskilde. F.eks. kan det nevnes at vel 85% av fosforutslippene til Tyrifjorden kommer via Storelva, og ca. 20 - 30 tonn P/år tilføres elva på strekningen forbi Hønefoss. Totalt tilføres Tyrifjorden ca. 70 tonn P/år (total fosfor). Tar man hensyn til dagens iverksatte renseanordninger, er forforbidraget fra menneskelig aktivitet i områdene nedenfor Sperillen og Randsfjorden beregnet som det fremgår av tabell 3.

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

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

<u>Tilsammen</u>	<u>31900 kgP/år</u>

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

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

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

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

2.3 Andre undersøkelser fra området.

Tyrifjorden og Steinsfjorden har vært gjenstand for en rekke tidligere undersøkelser. Det har nylig utkommet en bibliografi over vitenskapelige arbeider fra området (Lien 1983) som refererer det aller meste av hva som er gjort frem til 1983. Av disse er det en del arbeider som har hatt stor verdi for å vurdere Tyrifjordens og Steinsfjordens utvikling mht. forurensning.

De arbeider som er brukt i denne rapport gjennomgås kort. Strøm (1932) gjorde etter datidens forhold en meget grundig undersøkelse av Tyrifjorden og Steinsfjorden i 1930. Særlig verdifulle er hans kvantitative plante- og dyreplanktonstudier. NIVA har foretatt en del undersøkelser i 1960-åra (Holtan 1970) og i 1970 og 71 (Langeland 1972, 1974). Langeland (1974) foretok en vurdering av planktonsamfunnenes utvikling fra 1930 og fram til 1971 på bakgrunn av alt tilgjengelig materiale. Rognerud (1975) gjorde et grundig studium av planteplanktonet og dets produksjon, samt vannkjemi i Tyrifjorden i årene 1972-73. I samme tidsrom 1972-73 foretok Skogheim (1975) en tilsvarende grundig undersøkelse av Steinsfjorden. Her ble også sedimentene undersøkt. Hindar (1981) foretok en grundig undersøkelse av planteplankton og vannkjemi og sedimentasjon i Steinsfjorden 1978 og -79. Fra 1978 - 81 har det blitt utført en rekke undersøkelser både i Tyrifjorden og Steinsfjorden i forbindelse med Tyrifjordundersøkelsen. Hittil har det utkommet ca. 30 rapporter fra Tyrifjordutvalget og flere er under utarbeidelse. Blant annet gjelder dette en sammenfattende sluttrapport som kom ut like etter årskiftet. 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.

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

2.4 Målsetting og overvåkingsprogram.

2.4.1 Målsetting.

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

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

2.4.2 Overvåkingsprogram.

Programmet omfatter 3 stasjoner, en sentralt i Tyrifjorden og en sentralt i Steinsfjorden, samt en i nedre del av Storelva, se fig. 2.5.

I Tyrifjorden gjøres fysisk/kjemiske studier og planteplanktonstudier i overflatelagene, samt bakteriologiske undersøkelser på 50m dyp. 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).

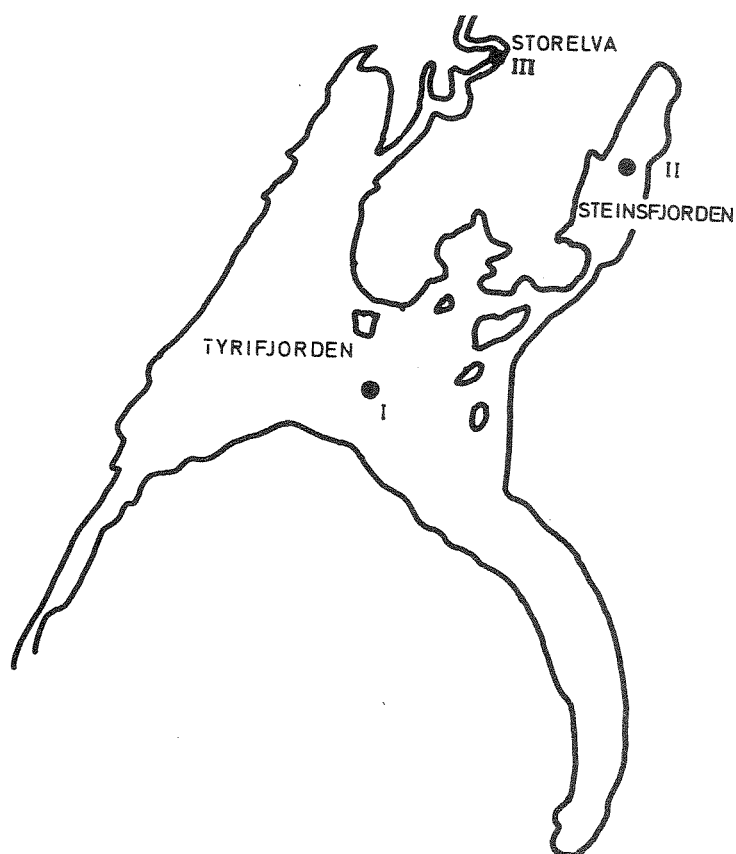


Fig. 2. 5 Stasjoner som inngår i overvåkingsprogrammet.

3. RESULTATER OG DISKUSJON

3.1 Nedbørforhold.

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

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

I fig. 3.1 er det fremstilt nedbørdata fra Ask målestasjon på østsiden av Nordfjorden. Årsnormalen ligger her på ca 600mm, og vanligvis kommer det meste av nedbøren som regn i perioden mai - november. Mai og september var særlig nedbørsrike perioder i 1983, mens juni, juli og august var preget av tørt og pent vær. Betrakter vi perioden juni-september, som er den mest intensive vekstperioden for planteplanktonet, ser vi at de tre siste årene alle har noe lavere nedbør enn normalen. På årsbasis hadde også 1983 noe lavere nedbør enn normalen.

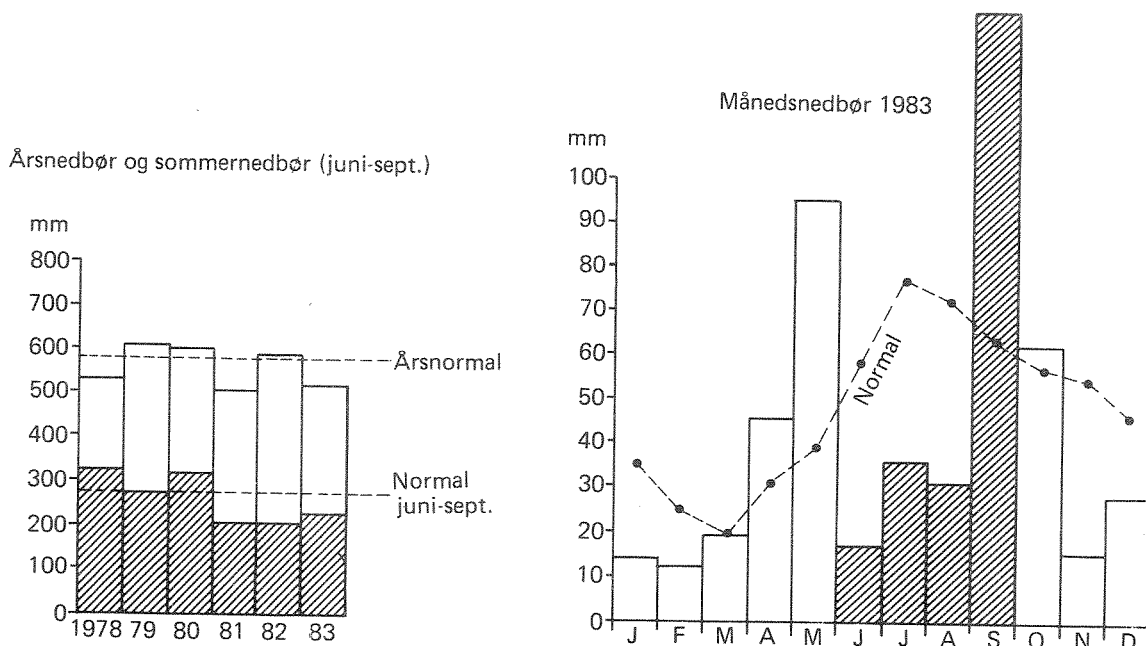


Fig. 3.1 Nedbørsdata fra Ask meteorologiske målestasjon, Tyrifjordens vestsida.

3.2 Storelva.

3.2.1 Vannføring.

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 kjent sammen i Hønefoss og danner Storelva. Egentlig burde det legges til et lite tillegg for restfeltet, men da dette blir under 5%, har vi ikke brydd oss om det her. Månedlige middelvannføringer i Storelva er gitt i fig. 3.2, mens resultatene fra Begna og Randselva er gitt i tabell bak i vedlegget.

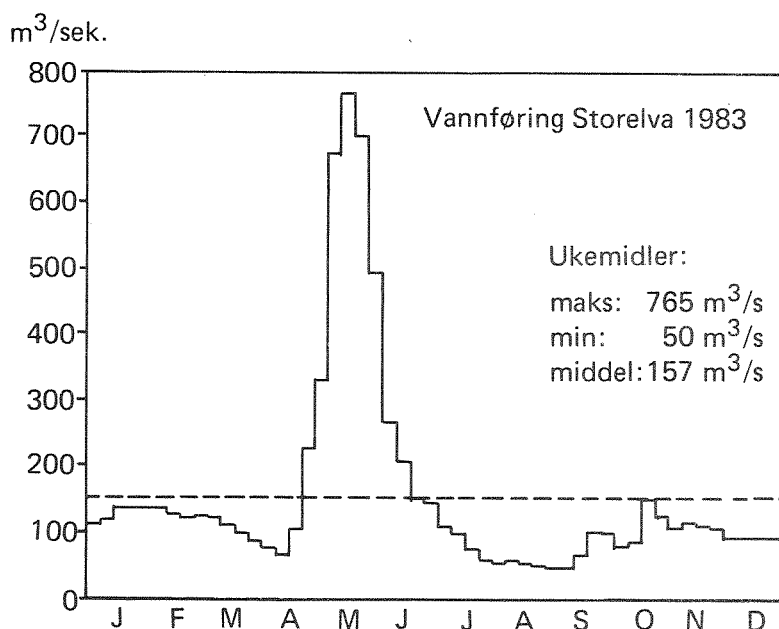


Fig. 3. 2 Vannføring i Storelva 1983, ukemidler m³/s, målt som summen av Begna og Randselva.

Middelvannføringen i Storelva i 1983 var 157 m³/sek. Dette er høyere enn 4-årsmittelet fra Tyrifjordundersøkelsen (136 m³/s) og betydelig høyere enn i 1982 da middelvannføringen bare var 128 m³/s. Det storstilte vannføringsmønsteret var noenlunde normalt med en markert flom i mai/juni og en mindre flom i høstmånedene. Vårflommen var imidlertid langt kraftigere og mer langvarig enn normalt. Maks. vannføring var 765 m³/s målt som ukemiddel. I Tyrifjorden steg vann-

standen til ca 2 m over normalt, og flere hus stod under vann i hele mai. I tillegg til snøsmelting i fjellet hadde denne kraftige flommen medbør i lokalfeltet som årsak, se fig. 3.1. Det var også en kraftig regnvørsperiode i september (fig. 3.1), men denne medførte kun en liten flom i Storelva. Betydelig overflateavrenning førte imidlertid til at Storelva var nokså slamførende også i denne perioden.

Den store vannføringen og de utpregede flommer, fremfor alt vårflommen, gjør at konsentrasjonene av stoffer som er knyttet til erosjon, f.eks. fosfor, vil være større enn i år med lavere vannføring. Høyere konsentrasjoner av slike stoffer i 1983 behøver således ikke å bety at forurensningssituasjonen har endret seg.

3.2.2 Vannkjemi - Næringssalter - Klorofyll.

Resultatene er ført opp i fig. 3.3 og i tabell P3 bak i vedlegget. Med unntak av fosfor er det sparsomt med materiale man har fra tidligere.

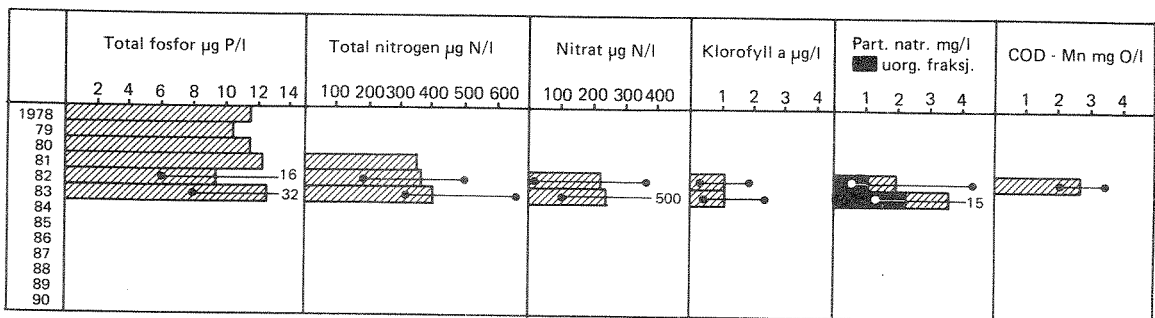


Fig. 3. 3 Veide årsmidler for en del parametre fra Storelva. Verdiene fra 1978-81 er fra Rognerud (1982).

Fosforkonsentrasjonene i Storelva var i 1983 høyere enn på lenge, og både middel, maksimums og minimumsverdiene var langt høyere enn i 1982. Middelkonsentrasjonen på $12,6 \mu\text{gP/l}$ er av samme størrelsesorden som det maksimale man observerte under Tyrifjordundersøkelsen. Det positive inntrykket av bedring man fikk av 1982 dataene er således ødelagt. Men er denne tilsynelatende økningen reell, eller skyldes den tilfeldigheter i den relativt sjeldne prøvetakingen? Storelva bidrar med nær 90% av fosfortilførslene til Tyrifjorden og en økning av den størrelsesorden vi her har observert skulle gi seg utslag i økt algemengde ute i innsjøen. Ser vi på fig. 3.5 ser vi at dette faktisk er tilfellet, at algemengden er større i 1983 både målt som klorofyll-a og som totalt algevolum.

Et annet nærliggende spørsmål er om økningen i forforkonsentrasjon skyldes økte utslipp eller vannføring/nedbør - betinget erosjon. Alt tyder på at det siste er tilfellet. Se f.eks. på partikulært materiale (fig. 3.3) hvor verdiene i 1983 er mye høyere enn i 1982. Særlig den uorganiske delen av dette materialet har øket. Partikulært uorganisk materiale i Storelva har stort sett bare erosjon som årsak. Dessuten skulle man forvente en tilsvarende økning i nitrogen, hvis økte utslipp var årsaken. Noen slik økning er ikke registrert, se fig. 3.3. Nitrogen er bare i liten grad knyttet til erosjonsmateriale.

Vannføringen i Storelva viser flomperioder i april, mai og september. I disse periodene var det dessuten unormalt høye nedbørmengder, noe som i tillegg til erosjon fører til en effektiv utvasking av diffuse forurensninger. I disse periodene observerte man klart de høyeste fosforkonsentrasjonene (tabell P). I tillegg har det vært en del anleggsaktivitet i elveleiet i forbindelse med bygging av bro over elva (omlegging av E68 utenom Hønefoss). Dette kan også ha medført betydelig erosjon.

I den erosjonspåvirkede Storelva vil antall observasjoner fra flomperioder virke sterkt inn på resultatene, og man trenger derfor lengere observasjonsserier for å avgjøre om nedgangen er reell eller er et utslag av tilfeldigheter. Det foreliggende materialet fra 1983 tyder på at forbeholdet som ble tatt om den tilsynelatende bedringen i 1982, var berettiget. Fosfortransporten i Storelva er i 1983 beregnet til ca. 62 tonn P, og er av samme størrelsesorden som under Tyrifjordundersøkelsen.

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. Konsentrasjonene av både total nitrogen og nitrat var noe høyere i 1983 enn i 82, men det trengs lengere serier for å kunne si noe om utviklingstendens. Det er imidlertid vanlig å observere at nitrogenkonsentrasjonene i vassdragene våre øker jevnt og trutt, en følge av den stadig økende jordbruksgjødsling, samt tiltakende luftforurensning.

Klorofyll a konsentrasjonen er det også foreløpig liten grunn til å kommentere. Dette er ikke noen klassisk elveparameter, men er tatt med pga. at Storelva er så sakteflytende at den i perioder kan ha en viss planktonproduksjon. Endringer over tid kan derfor si noe om tilgjengeligheten av fosforet som tilføres Storelva. Konsentrasjonene i 1983 var svært like de fra 1982.

Partikulært materiale har også inngått i Tyrifjordundersøkelsen. Materialet er ikke bearbeidet fullt ut enda (S. Rognerud, pers. medd.), men det er helt klart at det har skjedd en betydelig reduksjon av fiberutslippene fra treforedlingsindustrien. Den største bedringen kom her med et renseanlegg som Follum fabrikker satte i drift i 1978. Elvevannet inneholder imidlertid fortsatt en god del fiber. Innholdet av partikulært materiale, særlig uorganisk, var mye høyere i 1983 enn i 1982 og er utvilsomt et resultat av nedbør- og vannføringsbetinget erosjon. Vegarbeidene nevnt over kan også ha hatt betydning.

Kjemisk oksygenforbruk er heller ikke bemerkelsesverdig høyt. En må regne med at dette også ble redusert betydelig i forbindelse med reduksjonen av fiberutslippene. Det finnes imidlertid sparsomt med data på dette fra tidligere.

3.2.3 Bakteriologi.

Også med hensyn til bakteriell forurensning er forholdene i Storelva dårligere i 1983 enn i 1982. Veide middelkonsentrasjoner for de to år er hhv ca. 6000 og ca 3000 Koli/100 ml (37 C), se fig. 3.4. Elven må karakteriseres som sterkt forurenset. Toppene i bakterieforurensning stemmer ikke overens med flomtoppene, slik tilfellet var med de høyeste fosforverdiene. Dette indikerer at den bakteriologiske forurensningen i første rekke skyldes direkte utslipp til elva.

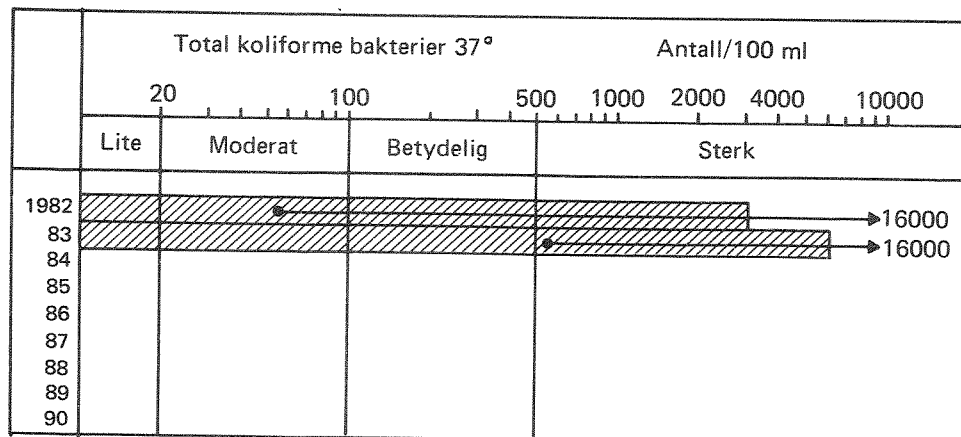


Fig. 3. 4 Veide årsmiddelkonsentrasjoner av tarmbakterier i Storelva, samt angivelse av forurensningsgrad (Koli 37 °C).

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

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

3.3 Tyrifjorden.

3.3.1 Siktedyp og vannkjemi.

Resultatene er gitt i fig. 3.5 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

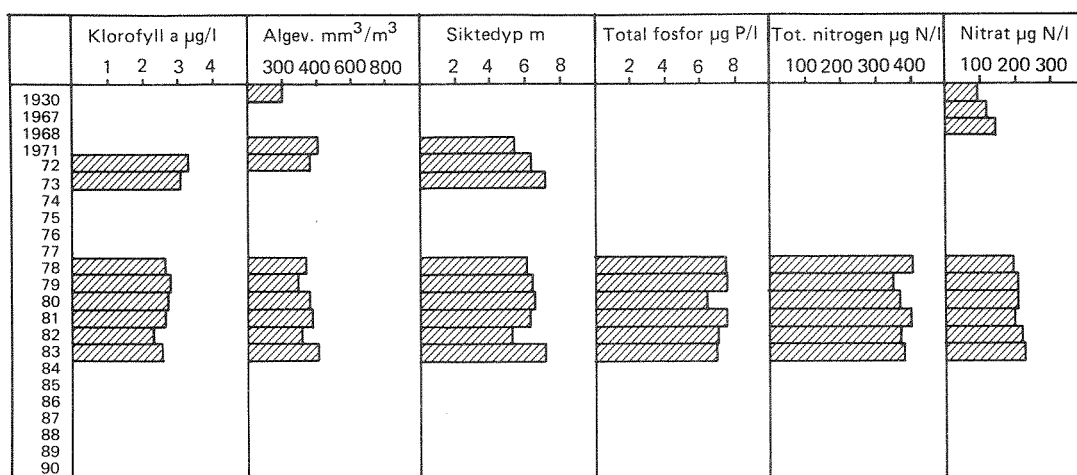


Fig. 3.5 Veide middelverdier (juni-sept.) over en del eutrofirela-
terte parametre fra Tyrifjordens overflatelag (0-10m). Verdiene fra
1930 er fra Strøm (1932), 1971-verdiene fra Langeland (1972), 1972 -73
verdiene fra Rognerud (1975) og 1978-81 verdiene er fra Berge (1983).

imidlertid en subjektiv parameter, og bestemmes som det dyp der en hvit skive som senkes ned i vannet blir usynlig fra overflaten. Den lavere verdien man har fra 1982 er trolig et utslag av subjektivitet, da det rimer dårlig med at det var mindre alger dette år. Prøvene i 1982 er tatt fra sjøfly, de tidligere data er innsamlet fra båt. For å få sjøflyet til å ligge i ro, må propellen være i gang, noe som gir en svært urolig vannoverflate. Gode siktedypsmålinger blir da vanskelig å foreta. Det er derfor ikke grunn til å legge vekt på den tilsynelatende nedgang i siktedypet. Dette ble bemerket for prøvetakerne i 1983, hvorpå de la seg i selen og målte meget grundig. Resultatet var en markert oppgang i siktedypet, noe som rimer dårlig med at det var mer alger i 1983 enn i 1982. Man må konkludere med at siktedypet har ligget på samme nivå de siste 10 år, og at variasjonen man har hatt fra 5,5m til 7,5m er innenfor grensen av subjektivitet som følge av forskjellige prøvetakere.

Konsentrasjonene av total fosfor lå i 1983 på omtrent 7 $\mu\text{gP/l}$. Dette er noe lavere enn ved Tyrifjordundersøkelsen (1978-81), men den lille nedgangen kan også være et utslag av tilfeldigheter, da prøvetakingshyppigheten i overvåkingsprogrammet er mye lavere enn i foregående undersøkelsesperiode. Dessuten er analyser av fosfor i dette lave nivået også forbundet med usikkerheter. Fosfortransporten i Storelva var i 1983 omtrent som under Tyrifjordundersøkelsen, og det er rimelig at fosforkonsentrasjonene ute i sjøen også vil ligge på samme nivå som i nevnte periode. Algemengden i Tyrifjorden var også på samme nivå som under Tyrifjordundersøkelsen. Fosforkonsentrasjonen i 1983 lå nær den grense som Tyrifjordutvalget foreslår som målsetting for Tyrifjorden (7 $\mu\text{gP/l}$). Fosfor er klart begrensende faktor for algevekst i Tyrifjorden.

Nitrogenkonsentrasjonene er på samme nivå som under Tyrifjordundersøkelsene, ca 370 $\mu\text{gN/l}$. For nitrat, hvor det også finnes eldre observasjoner, har det vært en økning. Dette har sammenheng både med økte kloakutslipp og med økt bruk av kunstgjødsel. Fra 1978 til 1983 har konsentrasjonene vært av samme størrelsesorden. Nitrogen synes ikke å være begrensende for algeproduksjonen i Tyrifjorden.

3.3.2 Planteplankton.

Resultatene er gitt i fig. 3.6, samt i tabell P5 bak i vedlegget.

TEGNFORKLARING

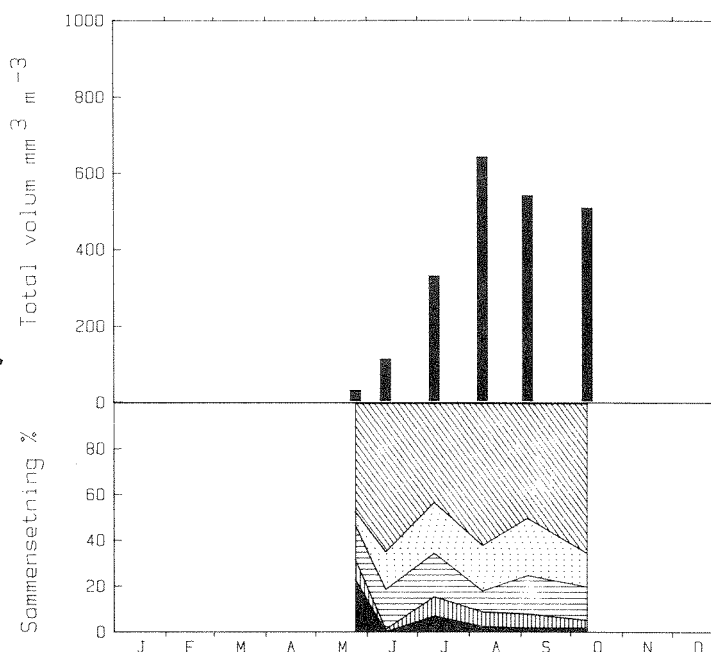
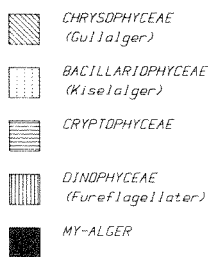


Fig. 3. 6 Totalt algevolume og prosentvis sammensetning av planteplanktonet i Tyrifjorden 1983, 0-10 m dyp.

Algemengden i Tyrifjorden i 1983 var noe høyere enn i 1982, og var igjen på samme nivå som under Tyrifjordundersøkelsen. Midlere klorofyll a konsentrasjon over produksjonssesongen i epilimnion var ca 2,6 $\mu\text{g/l}$, mens midlere algevolume var ca 400 mm^3/m^3 . Tilsvarende maksimalverdier lå på 3,9 $\mu\text{g kl a/l}$ og ca 650 mm^3/m^3 . Nedgangen man syntes å kunne spore i 1982 var således ikke en vedvarende effekt av reduserte tilførsler. Målsettingen Tyrifjordutvalget skisserer er å komme ned i en midlere algemengde på 2,0 $\mu\text{g kl a/l}$. Dette er samme målsettingen man har for Mjøsa. Til sammenlikning kan nevnes at algemengden i de nærliggende store innsjøene Randsfjorden og Eikeren er på hhv. 1,5 og 1,0 $\mu\text{g kl a/l}$.

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 Bakteriologi.

Denne undersøkelsen omfatter kun prøver fra 50m dyp fra Tyrifjordens sentrale deler (st.1.). Resultatene gir derfor ikke informasjon om den bakteriologiske forurensning lokalt i fjorden, og beskriver heller ikke forholdene i overflatelagene. Da forurensningstilførslene til Tyrifjorden alle munner ut i overflaten, vil overflatevannet alltid være mer forurenset enn dypvannet. 50 m representerer et dyp som er aktuelt for fremtidige drikkevannsinntak. Resultatene fra våre prøver skulle således kunne brukes til å gi informasjon om drikkevannsforsholdene i Holsfjorden og utviklingen av disse forholdene over tid.

Resultatene er gitt i tabell 4. Innholdet av tarmbakterier er lavt. Ekte tarmbakterier (44 °C) er ikke påvist i prøvene i 1983. Kimtallet er imidlertid høyere enn det en finner i upåvirkede lokaliteter. Det må stilles et spørsmålstegn ved det høye kimtallet den 13/7-83 på hele 24000 bakt./ml. Høyst trolig skyldes dette høye tallet kontaminering av flaske eller annet prøvetakingsutstyr.

Tabell 4. Bakteriologiske analyser av vann fra 50 m dyp i Tyrifjorden 1983.

Dato	Kimtall (20 ⁰ C)	Koli (37 ⁰ C)	T. Koli (44 ⁰ C)
	ant/ml	(ant/100ml)	(ant/100ml)
14/6-83	-	2	0
13/7-83	24000	0	0
11/8-83	6	0	0
7/9-83	17	0	0
13/10-83	6	0	0

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

3.4 Steinsfjorden

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, se kap. 3.4.6.

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

3.4.1 Temperatur.

Fig.3.7 viser dybde/tid-diagram over temperatur i Steinsfjorden 1983.

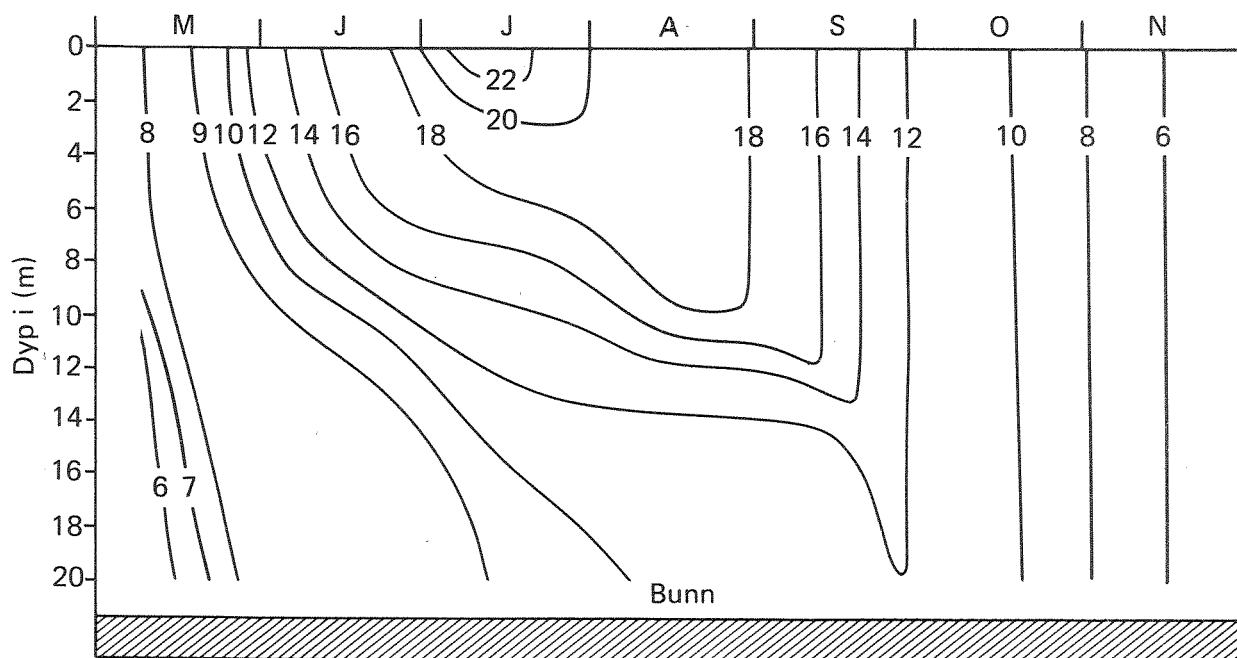


Fig. 3. 7 Dybde/tid-diagram over temperatur i Steinsfjorden 1983.

Sjiktningen inntreer i midten av mai og varer til siste halvdel av september. Gjennomsnittlig dyp for termoklinen i denne perioden er ca 8m. Verdt å merke 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 epilimnion (turbulent diffusjon) til tross for den termiske sjiktning. Dette er ikke urimelig tatt i betraktning at Steinsfjorden er meget vindpåvirket, samt 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

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.

Figur 3.8 viser siktedypsverdier fra de år vi har resultater fra. I de fleste undersøkte år har siktedypet variert inverst med algemengden. Det kan se ut som om det har vært en nedgang i siktedypet de siste 10 år.

3.4.3 pH.

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. 3.8. Det var en betydelig økning av pH fra 1981 til 1982 og et avtak fra 1982 til 1983. 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.

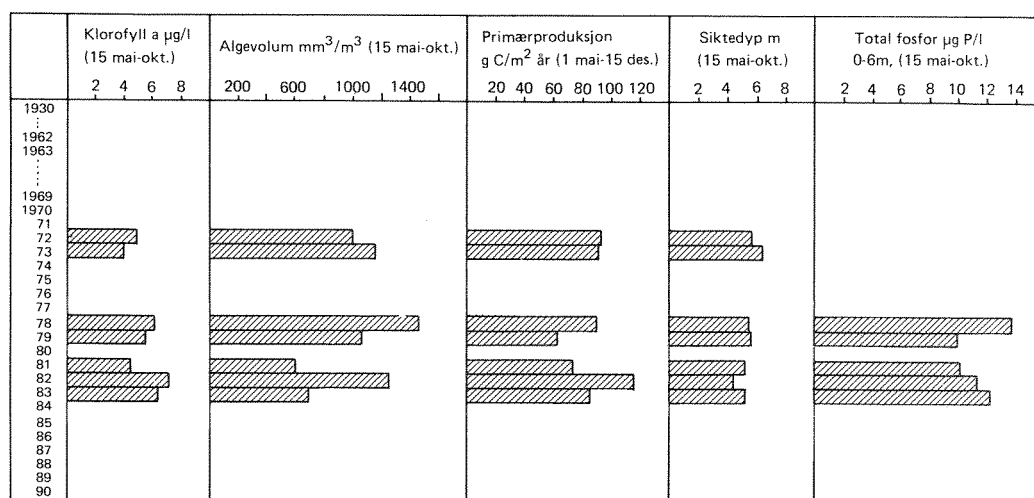
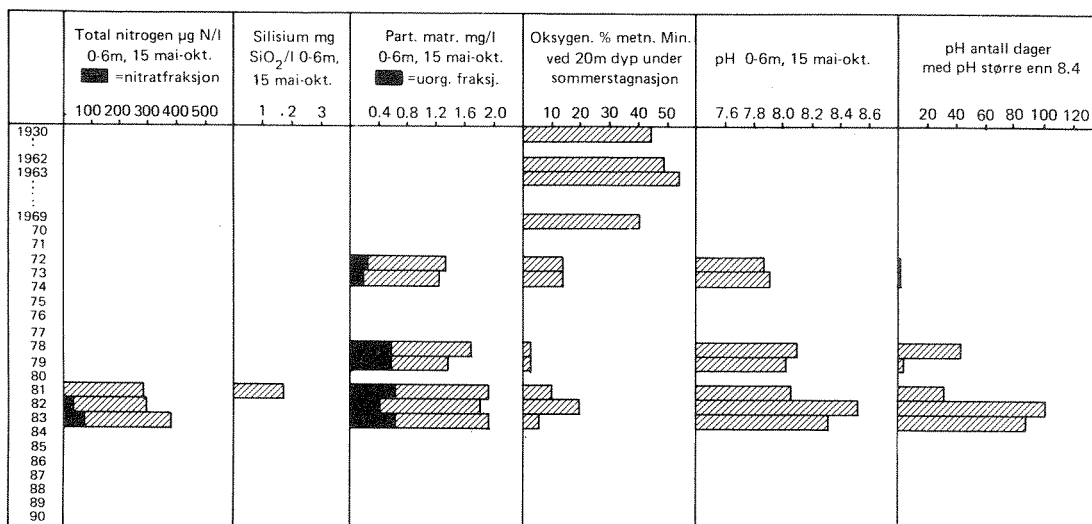


Fig. 3. 8 En del eutrofirelaterte parametre fra Steinsfjorden. Med unntak av oksygen og primærproduksjon er verdiene gitt som veid middel i den angitte periode. 1930 verdiene er fra Strøm (1932), 1962, -63 og -69 verdiene er fra Holtan (1970). 1972 -73 verdiene er fra Skogheim (1975), 1978 -79 verdiene fra Hindar (1981), og 1981 verdiene fra Berge (1983).

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 $\text{pH}=8,4$ er det vist at dypvannssediment fra Steinsfjorden begynner å frigi fosfor til vannet. Rent pH-betinget frigiving av P fra littoralt sediment ser imidlertid ikke ut til å finne sted før ved pH verdier over 9,5.

3.4.4 Oksygen.

Oksygen er et viktig element for alt liv i vann. Oksygen tilføres innsjøer vesentlig ad to veger: 1) innblanding av luft ved bølge/vindaktivitet. 2) dannes som et biprodukt ved planteproduksjonen (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. 3.9 viser dybde/tid-diagram over oksygenmetning i Steinsfjorden 1983. Innsjøen sirkulerer i første halvdel av mai og fra slutten av september og frem til jul. Mellom mai og 15. september er innsjøen sjiktet med varmt overflatevann over kaldt bunnvann. I overflatelagene blir det overmetning av oksygen midtsommers, noe som er et resultat av intens planteplanktonproduksjon. I dypvannet avtar oksygenkonsentrasjonen utover i stagnasjonsperioden og når minimum i overgangen august/ september. Oksygenminimum synes å opptre omtrent på dette tidspunkt hvert år.

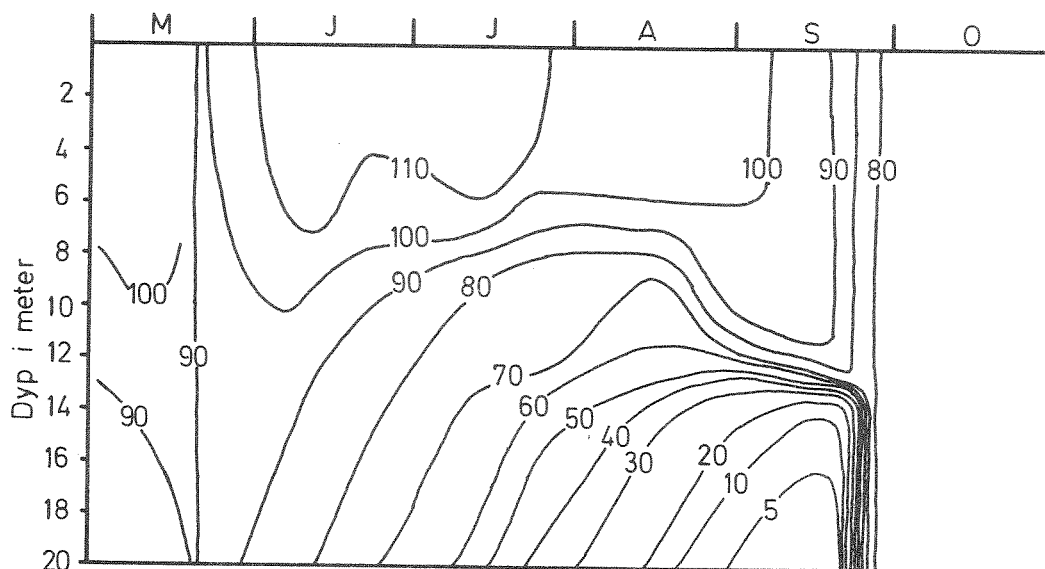


Fig. 3. 9 Dybde/tid-diagram over oksygen metning i Steinsfjorden 1983.

Figur 3.8 viser minimum oksygenmetning ved sommerstagnasjonen for en rekke år (20m dyp). Datagrunnlaget er noe dårligere ved de tidligere undersøkelsene, men ikke dårligere enn at den storstilte trenden er klar: Steinsfjorden gjennomgikk en eutrofiering i løpet av 1960-åra. Oksygenforbruket i dypvannet økte. Dette er et vanlig utslag ved eutrofiering, hvilket skjedde i en rekke vassdrag i samme perioden ved overgang til moderne sanitæranlegg. I 1960-åra var også første gang det ble rapportert blågrønnalgeoppblomstring i Steinsfjorden.

Når det gjelder det noe besynderlige mønsteret i slutten av perioden, med en bedring av oksygenforholdene frem mot 1982 og deretter en forverring, så må dette ses i sammenheng med vasspestenes "vekst og fall". I år med unge og rasktvoksende vasspestbestander blir det mindre næringssalter til planteplanktonvekst, mens i år med aldrende og råtnende vasspestbestander blir planktonproduksjonen større. Mye tyder på at vasspesten hovedsakelig nedbrytes i nærheten av voksestedet og at det derfor er først og fremst sedimentert plankton som forårsaker oksygenforbruket i dypvannet. Oksygenforbruk er en noe forsinket parameter i forhold til sin årsak, planktonproduksjonen. Etter at vasspesten kom inn i slutten av 1970 årene, reduserte den algeveksten, og oksygenforholdene i dypvannet ble bedre. I 1982 brøt mye av vasspestbiomassen sammen, og førte til intern fosfortilførsel og øket algevekst på ettersommeren 1982 og forsommeren 1983. Det økte oksygenforbruket i 1983 er et resultat av denne algeveksten.

Steinsfjorden er på grensen til å få anaerobt bunnvann i stagnasjonsperiodene. Blir den organiske belastningen på dypområdene særlig større, kan dette føre til utlekking av sedimentbundet fosfor. At dette kanskje er i ferd med å skje, illustreres av fig. 3.10, som viser oksygen og fosfor ved slutten av vinterstagnasjonen 1983.

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

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

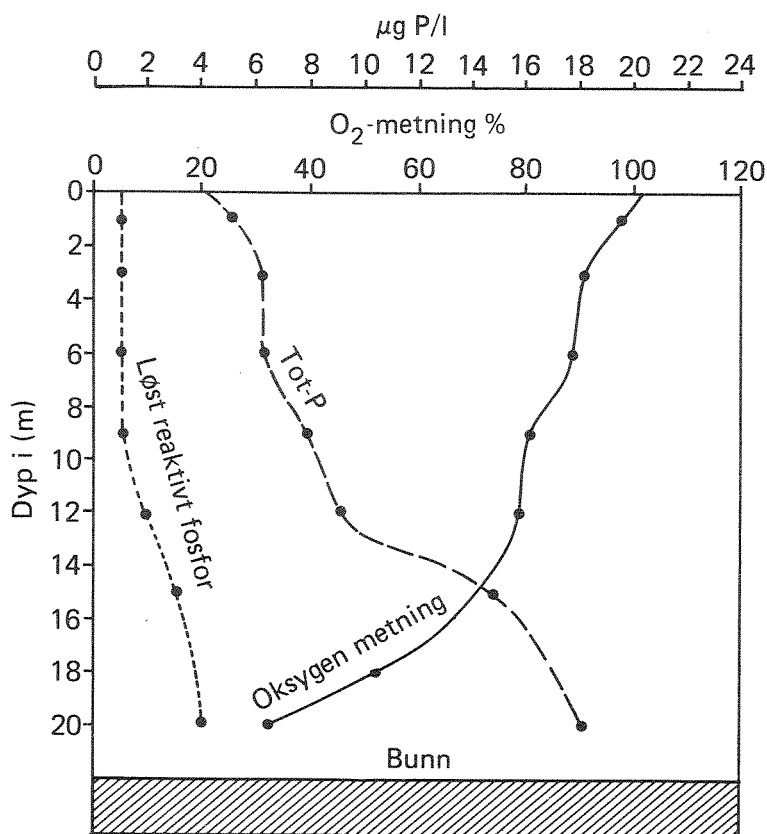


Fig. 3. 10 Sjiktningsforhold om vinteren i Steinsfjorden (oksygen og fosfor, 15/3-83).

3.4.5 Næringssalter.

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 er gitt i fig. 3.8. Som nevnt innledningsvis er vasspestens innvirkning på innsjøens fosforomsetning av den aller største betydning for hvorhen Steinsfjorden vil bevege seg på trofiskalaen. Vi frykter at Steinsfjorden blir mer eutrof som følge av vasspestveksten. 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 $\mu\text{gP/l}$. 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. 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 $\mu\text{gP/l}$) 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.

Sammenliknbare total nitrogen analyser har man bare fra 1981 og 82. Selv om man inkluderer nitrat, hvor det finnes eldre data, er det ikke mulig å trekke noen konklusjoner om hvordan vasspesten påvirker nitrogenomsetningen i Steinsfjorden.

Med hensyn til utlekking av fosfor fra sedimentet som følge av oksygensvinn, indikerer fig. 3.10 at det skal liten tilleggsbelastning til før dette kan begynne å skje i betydelig grad (se diskusjon under oksygenkapittelet). Eksperimenter som nylig er foretatt, viser at frigiving av fosfor fra littorale sedimenter som følge av høy pH, neppe skjer av betydning. Imidlertid kan akkumulering av organisk materiale i littoralsonen (vasspestrester) føre til et mer reduktivt miljø i overflatesedimentet og en utlekking av P til vannet. Den lave nitratkonsentrasjonen i produksjonssjiktet sommerstid er med på å påskynde en slik prosess.

Den største trussel mht. en øket indre gjødsling (sekundær eutrofiering) ligger i at tidligere sedimentbundet fosfor mobiliseres via rotopptak fra vasspest og senere frigivelse av dette til vannet når vasspesten dør.

3.4.6 Planteplankton i Steinsfjorden.

3.4.6.1 Klorofyll a

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

I fig. 3.11 er resultatene fra 1983 framstilt. Algemengden er relativt jevnt fordelt helt ned til 12 m, og det blir kun små forskjeller om verdiene integreres fra 0-6m eller 0-12m. Siden det aller meste av primærproduksjonen foregår i sjiktet 0-6m (se fig. 3.13), brukes verdiene fra dette sjikt i den videre diskusjon. Om man sammenlikner med tidligere års resultater (fig. 3.8), 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.

Etter isgang får man i Steinsfjorden en rask oppblomstring av planteplanktonbiomassen. Vårtoppen var spesielt stor i 1983, en følge av god næringssalttilgang fra nedbrudte vasspestbestander. Den unormalt høye flommen denne våren sørget for at de siste rester av gamle vasspestbestander løsnet. Disse ble imidlertid for en stor del liggende igjen på land når vannstanden gikk ned i løpet av juni. Råtne vasspest fikk derfor mye mindre betydning mht stimulering av plankton produksjonen i 1983 enn vi antok i 1982. Midtsommers får man et avtak i algebiomassen, en følge av stabil termisk sjiktning og utarming av epilimnion pga. sedimentasjon. Beiting fra dyreplankton er også med på å redusere algemengden i denne perioden. Vanligvis fås et midtsommers/høstmaksimum når vind og lavere temperatur presser sprangsjiktet nedover og næringsrikt dypvann blir blandet inn i produksjonssjiktet. I 1983 fikk man nærmest ingen høsttopp i planteplanktonbiomassen, trolig en følge av at den nye generasjon av

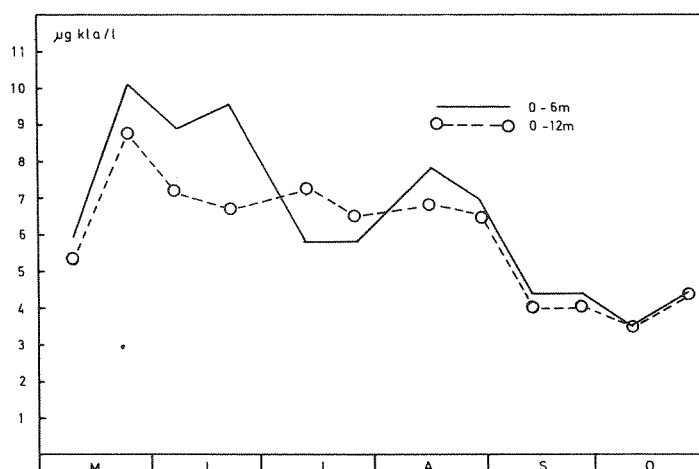


Fig. 3. 11 Algemengden gitt som klorofyll-a i Steinsfjorden 1983 som middel i sjiktet 0-6m og 0-12m (µg/l).






vasspest igjen konkurrerer med planteplanktonet om næringssalter (se fig. 3.11 og fig. 3.12).

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 1983 er fremstilt i fig. 3.12 og i tabell p7.

Sesongforløpet av algevolum viser omtrent det samme mønster som klorofyll a, med unntak av at her mangler enhver antydning til høsttopp i planktonbiomassen. Totalt algevolum viste på samme måte som klorofyll a, og av samme grunner, mindre verdier i 1983 enn i 82. I tillegg til at det var mindre alger, var sammensetningen av algesamfunnet endret og viste et mindre forurenset preg. Innslaget av blågrønnalger var mindre, særlig hadde Anabaena gått tilbake, mens Oscillatoria igjen har overtatt som viktigste blågrønnalge. Men fremfor alt var det Chrysophyceene som dominerte planteplanktonet i 1983, og da særlig på forsommeren. Tabell 5 gir en del data om algesamfunnet i Steinsfjorden for forskjellige år.

TEGNFORKLARING

-  *CYANOPHYCEAE*
 (Blågrønnalger)
-  *CHRYSDOPHYCEAE*
 (Gullalger)
-  *BACILLARIOPHYCEAE*
 (Kiselalger)
-  *CRYPTOPHYCEAE*
-  *DINOPHYCEAE*
 (Fureflagellater)

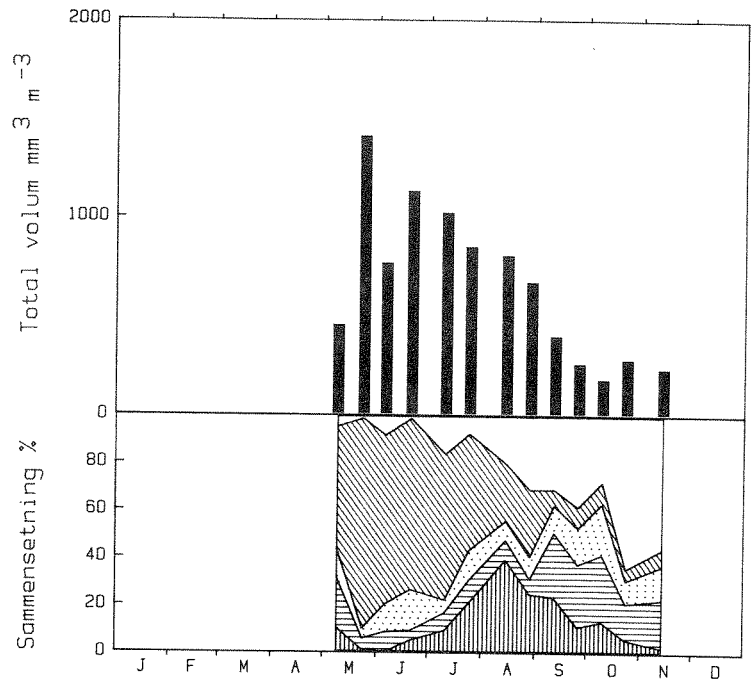


Fig. 3. 12 Totalt algeevolum og prosentvis sammensetning i planteplanktonet i Steinsfjorden (0-6m) i 1983.

Tabell 5. Dominerende arter i Steinsfjordens planteplankton 1972-1983. basert på kvantitative prøver i 0-6m sjiktet. Fra Rørslett et al 1984.

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

3.4.6.3 Planteplanktonets primærproduksjon.

Primærproduksjonen er målt med ¹⁴C metodikk. De enkelte produksjonskurvene er gitt i fig. 3.13. En ser herfra at det aller meste av produksjonen foregår i sjiktet 0-6m dyp. At produksjonen ikke foregår dypere enn 12m, har sammenheng med lysmangel og termiske sjiktnings-

forhold.

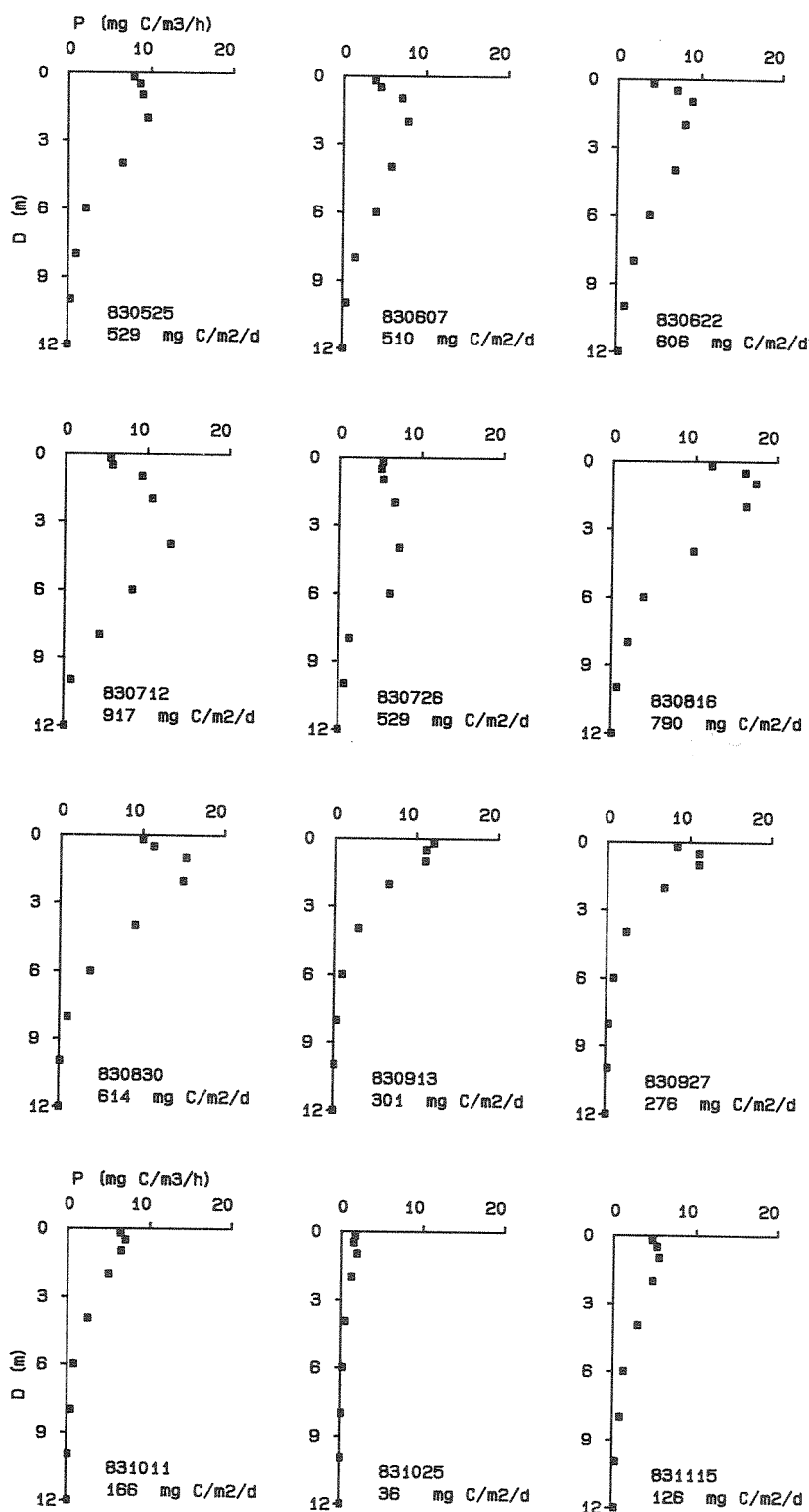
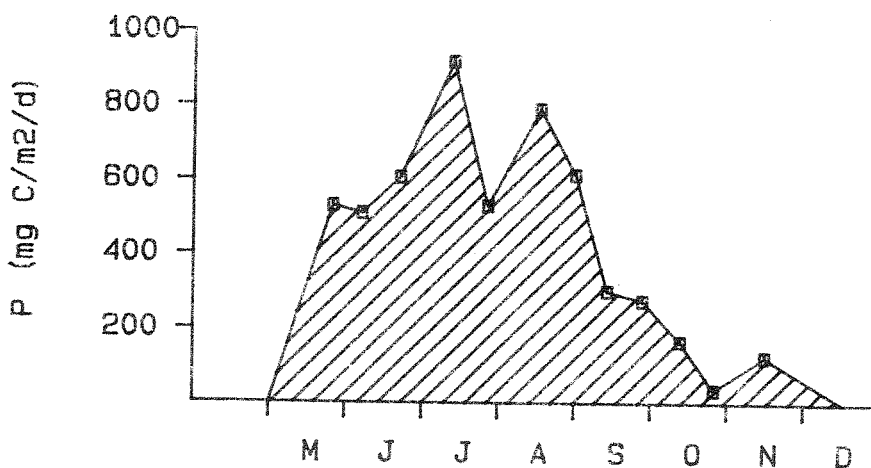


Fig. 3. 13 Primærproduksjonskurver fra Steinsfjorden 1983. Volu-
metrisk produksjon i de enkelte dyp.

Fig. 3.14 viser integrerte dagsproduksjoner fra 1983. Kurven viser et noenlunde samme forløp som algebiomassen (fig. 3.11 og fig. 3.12). Også primærproduksjonen var lavere i 1983 enn i 1982 med årsproduksjoner på hhv. 89 og 115 $\text{gC/m}^2\text{år}$ og maksimale dagsproduksjoner på hhv. 913 og 1122 $\text{mgC/m}^2\text{dag}$. Selv om dette er en klar nedgang, er det allikevel innenfor det eutrofe området som regnes fra 75 $\text{gC/m}^2\text{år}$ og over (Rodhe 1969).



1983

ÅRSPRODUKSJON (g C/m^2) : 89

MIDLERE DØGNPRODUKSJON ($\text{mg C/m}^2\text{/d}$) : 391

MAKSIMUM DØGNPRODUKSJON ($\text{mg C/m}^2\text{/d}$): 917

Fig. 3. 14 Dagsproduksjoner fra Steinsfjordens planteplankton 1983.
Produksjon under en kvadratmeter overflate.

Sammenliknes tidligere produksjonsmålinger integrert over den samme periode (mai-15.des.), fig. 3.8, ses at 1982 peker seg ut som det klart mest "eutrofe" året. Dette har utvilsomt sammenheng med indre gjødsling forårsaket av vasspest. Dels skjer dette direkte ved nedråtning av gamle bestander, muligens indirekte ved effekter av høy pH samt redusert mikrosjikt i littorale sedimentoverflater som følge av organisk belastning kombinert med nitratutarming (se også diskusjon under næringssalter og oksygen).

3.4.7 Vasspestsituasjonen og undersøkelser omkring denne.

Vasspesten kom inn i Steinsfjorden omkring 1977/78. Fra 1979 var forekomstene synlige fra overflaten og ble raskt også sjenerende for flere brukerinteresser. Fig. 3.15 viser utviklingen med hensyn til kolonisering og biomassutvikling.

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 økosystemet som sådant. Det ble lagt frem et problemnotat (Berge & Rørslett 1980) som viste 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 og hva som eventuelt kan gjøres for å bedre på situasjonen. De forskjellige prosjekter fremgår av tabell 5.

Tabell.5. Oversikt over prosjekter som pågikk i Steinsfjorden i 1983.

Prosjekt	Finansierende institusjon	Utførende institusjon
1. Overvåking	SFT	NIVA
2. Vasspestbiomassens utvikling	NIVA	NIVA
3. Vasspestens fosfordynamikk	NTNF	NIVA
4. Vasspestens innvirkning på vannkvalitet og behov for tiltak	MD	NIVA
5. Vasspestens innvirkning på krepsebestand	DVF	UiO

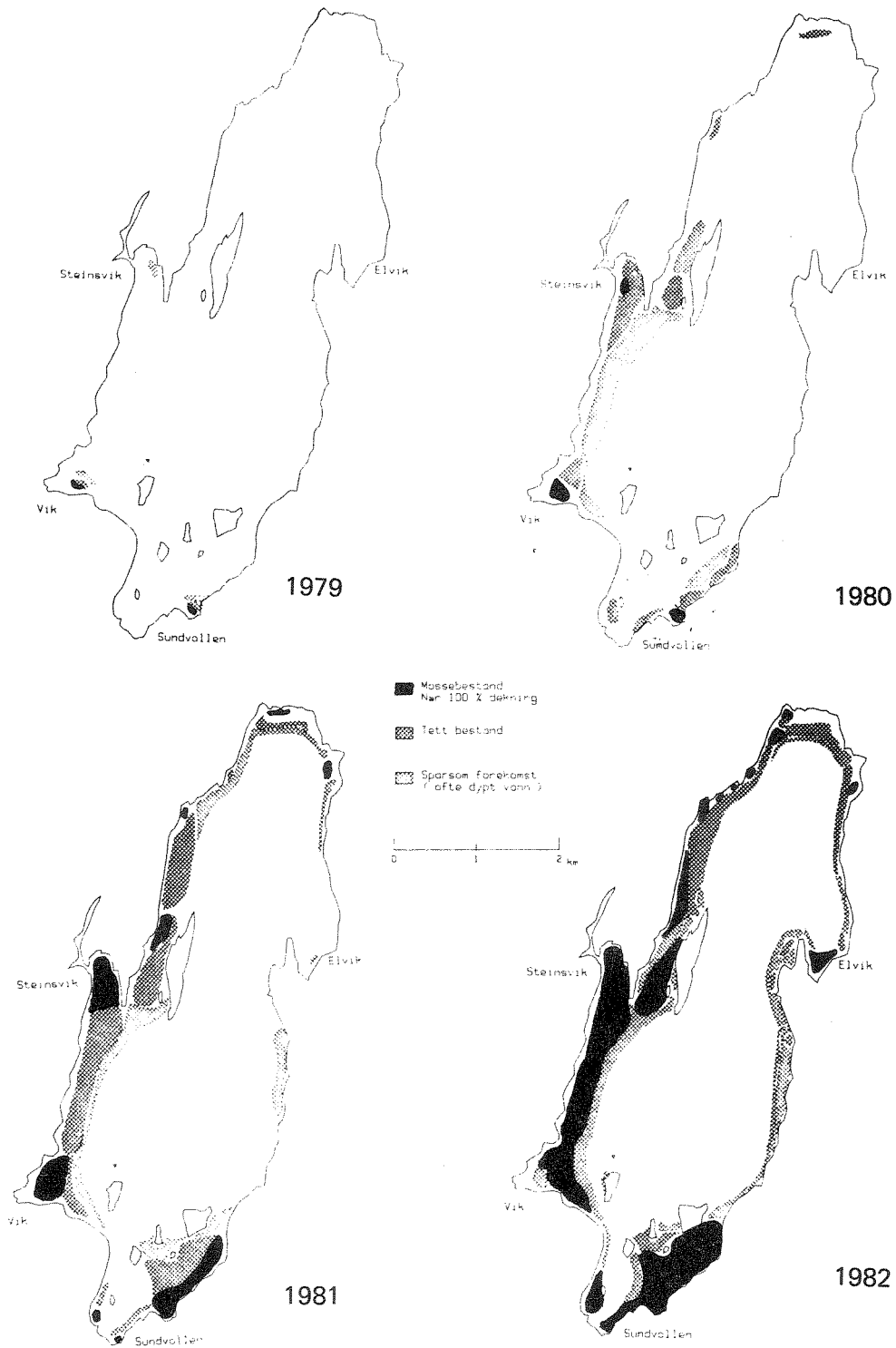


Fig. 3. 15 Vasspestens kolonisering og biomasseutvikling i Steinsfjorden. Fra Rørslett og Berge (1982).

Prosjekt 4. gir en samlet vurdering av alle prosjektene så langt det

er mulig. Denne rapporten er nettopp avsluttet (Rørslett et al 1984a). En av denne rapport's hovedmålsettinger var å vurdere om vasspesten i Steinsfjorden må høstes for å redde innsjøen ut av den krise den er i ferd med å komme inn i. Konklusjonen på dette er ikke entydig. Man kan utvilsomt oppnå en bedring ved å høste, men hvor mye er ennå uklart. Høsting vil bli en gigantisk operasjon og det er ikke sikkert at resultatet vil stå i noe rimelig forhold til innsatsen. Rapporten anbefaler imidlertid at prøvehøsting bør startes, samt en del nye utredning/forskningsoppgaver:

- 1) Utrede høstingsmetoder.
- 2) Utrede bruk av vasspest til for/jordforbedring.
- 3) Starte prøvehøsting (ca 300 mål), samt måling av gjenvekst på de høstede områder.
- 4) Studere hvor i innsjøbassenget vasspesten vil nedbrytes og hvor mye av biomassefosforet som frigjøres direkte til vannmassene.
- 5) Følge opp vannkvalitetsendringer.
- 6) Følge opp vasspestens biomasseutvikling i Steinsfjorden.

Hvordan vi antar at vasspestbiomassen vil utvikle seg og responsen på sjøen er skissert i fig. 3.16. Innsjøen vil svinge mellom høy og lav planktonproduksjon avhengig av vasspestens helsetilstand. I år med stor dødelighet (gamle bestander) vil nedråtning føre til at planteplanktonet får mer fosfor til disposisjon og innsjøen vil få et mer eutroft preg. I år med unge rasktvoksende vasspestbestander ser planktonproduksjonen ut til å være lavere enn normalt, trolig pga at vasspesten konkurrerer med planktonet om næringssalter.

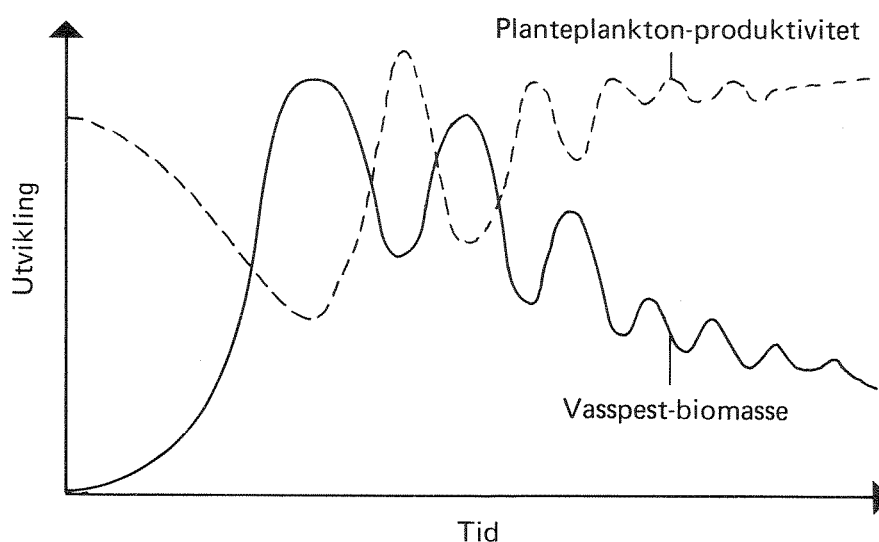


Fig. 3. 16 Foreløpig hypotese om vasspestens utvikling i Steinsfjorden og respons i innsjøen (fra Rørslett et al 1984).

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 - sammefattende sluttrapport. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen., 156 sider.

- Berge, D. og B. Rørslett 1980. Vasspest i Steinsfjorden - Problemnotat. Tyrifjordundersøkelsen - fagrapport nr 11. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen. 15 sider.
- Hindar, A. 1981. Seston og sedimentasjon i Steinsfjorden 1978-79. Hovedfagsoppgave i limnologi ved Univ. Oslo. 193 sider.
- Holtan, H. 1970. Tyrifjorden. En limnologisk undersøkelse 1967-68. NIVA-rapport 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 Tyrifjord, Norway. *Norw. J. Zool.* 22., 207-219.
- Rodhe, W. 1969. Crystallization of eutrophication concept in Northern Europe. Side 50-64 i "Eutrophication", *Nat. Acad.Sci.*, Washington DC, 661 sider.
- Rognerud, S. 1975. Hydrografi, fytoplankton og primærproduksjon i Holsfjorden 1972-73, samt en sammenlikning med Krøderen, Sperillen og Randsfjorden. Hovedfagsoppgave i limnologi ved Univ. Oslo., 140 sider.
- Rørslett, B. og D. Berge 1982. TILTAK MOT VASSPEST I STEINSFJORDEN. Skisse over nødvendig utredningsarbeid og forskningsbehov. NIVA-rapport O-82132, 10 sider.
- Rørslett, B., D. Berge, A. H. Erlandsen, S. W. Johansen og Pål Brettum 1984(et al a). VASSPEST I STEINSFJORDEN, RINGERIKE. Innvirkning på vannkvalitet 1978-83 og behov for tiltak. NIVA-rapport O-82132: 52 sider.
- Rørslett, B., D. Berge & S. W. Johansen. Mass invasion of Elodea canadensis in a mesotrophic, South Norwegian lake - impact on water quality. *Verh.Int.Verein.Limnol.*22 (in press).
- Skogheim, O. K. 1975. Steinsfjorden. En undersøkelse av hydrografi, sedimenter, fytoplankton og primærproduksjon i 1972-73. Hovedfagsoppgave i Limnologi ved Univ. Oslo. 148 sider + 63 i vedlegg.

Strøm, K. M. 1932. Tyrifjord. A limnological study. Norske Vid. Ak.
Oslo. Skrifter, I, Mat. Nat. Kl. 1932 (3): 1-84.

5. PRIMÆRTABELLER

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								35
Februar	35	18	22	13	19	12								25
Mars	53	35	24	59	46	19								20
April	10	57	1	3	23	45								31
Mai	14	43	68	43	64	95								39
Juni	27	43	129	63	25	17								59
Juli	129	76	50	103	47	36								77
August	92	118	69	9	56	31								73
September	73	34	66	34	81	138								63
Oktober	14	73	84	42	77	62								57
November	16	65	33	83	81	16								55
Desember	24	36	33	33	42	28								46
Σjuni-sept	321	271	314	209	209	222								272
Σår	528	608	598	500	582	513								580

Tab.P2 Vannføringer i Begna (Killingsstryken), og Randselva (Kistefoss) ukemidler (m^3/s) 1983. Vannføringen i Storelva er gitt som summen av disse.

Uke	Begna	Randselva	Storelva	Uke	Begna	Randselva	Storelva
1	68	48	116	27	84	29	113
2	72	48	120	28	74	25	99
3	75	64	139	29	52	25	77
4	75	65	140	30	38	21	59
5	75	65	140	31	37	20	57
6	75	65	140	32	39	20	59
7	75	58	133	33	34	20	54
8	75	48	123	34	33	20	53
9	76	48	124	35	31	20	51
10	75	48	123	36	30	20	50
11	66	48	114	37	46	24	70
12	54	46	100	38	83	20	103
13	46	40	86	39	81	20	101
14	35	45	80	40	61	20	81
15	27	41	68	41	68	21	89
16	49	57	106	42	109	45	154
17	122	111	233	43	81	48	129
18	165	168	333	44	83	48	111
19	420	256	676	45	70	48	118
20	438	327	765	46	78	38	116
21	393	308	701	47	73	38	111
22	320	175	495	48	60	35	95
23	201	66	267	49	60	35	95
24	149	60	209	50	60	35	95
25	119	36	155	51	59	35	94
26	115	33	148	52	60	35	95

Tab.P3 Overvåkingsresultater fra Storelva (kjemi+bakt.) 1983.

STORELVA 1983

DATO	DYP m	TEMP grad Cels	COD-MN mg/l	S-TS mg/l
830125	0.100	0.900	-	2.350
830222	0.100	0.400	-	2.700
830322	0.100	1.600	-	2.250
830419	0.100	3.400	-	15.700
830503	0.100	4.700	-	5.550
830524	0.100	-	-	5.500
830604	0.100	-	-	-
830621	0.100	-	-	2.600
830719	0.100	16.500	-	1.450
830823	0.100	-	-	2.100
830927	0.100	-	-	1.350
831018	0.100	-	-	5.150
831117	0.100	-	-	1.650
831214	0.100	-	-	1.300
MAKSIMUM		16.500		15.700
MINIMUM		0.400		1.300
TID-MIDDEL				3.587
ANTALL		6		13

STORELVA 1983

DATO	S-GR mg/l	TOT-P mikrogr/l		LMR-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l
830125	1.200	9.000	<	2.000	400.000
830222	1.500	11.000	<	2.000	370.000
830322	1.150	10.000	<	2.000	420.000
830419	13.200	32.000	<	2.000	660.000
830503	4.150	15.000	<	2.000	440.000
830524	4.500	13.000	<	2.000	420.000
830604	-	-		-	-
830621	1.000	10.000	<	2.000	350.000
830719	0.650	8.000	<	2.000	350.000
830823	0.300	15.000	<	2.000	340.000
830927	0.350	8.000	<	2.000	320.000
831018	3.200	17.000	<	3.000	440.000
831117	0.450	9.000	<	2.000	370.000
831214	0.350	11.000	<	2.000	410.000
MAKSIMUM	13.200	32.000		3.000	660.000
MINIMUM	0.300	8.000		2.000	320.000
TID-MIDDEL	2.226	12.652		2.079	398.003
ANTALL	13	13		13	13

STORELVA 1983

DATO	NO3-N mikrogr/l	KLF-A mikrogr/l	KIM20 ANT/ml	KOLI37 ANT/100ml
830125	260.000	0.500	1260	640
830222	250.000	0.500	1150	9200
830322	260.000	0.800	5300	9200
830419	500.000	0.700	22000	5400
830503	300.000	1.400	-	-
830524	290.000	0.800	1490	540
830604	-	-	2500	1600
830621	210.000	2.400	-	-
830719	200.000	1.400	5640	2400
830823	100.000	1.200	24000	16000
830927	180.000	1.600	9280	1600
831018	250.000	2.100	30000	2200
831117	240.000	0.400	2400	16000
831214	270.000	0.500	3400	1600
MAKSIMUM	500.000	2.400	30000	16000
MINIMUM	100.000	0.400	1150	540
TID-MIDDEL	242.585	1.152	9907	6148
ANTALL	13	13	12	12

STORELVA 1983

DATO	T.KOLI44 ANT/100ml
830125	230
830222	210
830322	180
830419	800
830503	-
830524	120
830604	80
830621	-
830719	49
830823	1900
830927	140
831018	290
831117	500
831214	1900
MAKSIMUM	1900
MINIMUM	49
TID-MIDDEL	507
ANTALL	12

Tab. P4 Overvåkingsresultater fra Tyrifjorden (kjemi+bakt) 1983.

STA-KODE	DATA	SIKTEDYP m	FAR-VISU	DYP m	TEMP °C	TOT-P µg/l	TOT-N µg/l	NO3-N µg/l	KLF-A µg/l	KIM20 0,01/l	KOLI37 0,01/100ml	T. KOLI44 0,01/100ml
TYRI-1	830525	9.		0-10.		5.	400.	290.	0.8			
TYRI-1	830525	9.		1.	4.2							
TYRI-1	830525	9.		3.	4.							
TYRI-1	830525	9.		6.	3.9							
TYRI-1	830525	9.		9.	3.9							
TYRI-1	830613	6.3		0-10.		7.	450.	300.	0.9			
TYRI-1	830613	6.3		1.	9.2							
TYRI-1	830613	6.3		3.	7.7							
TYRI-1	830613	6.3		6.	6.7							
TYRI-1	830613	6.3		9.	6.3							
TYRI-1	830613	6.3		50.								2
TYRI-1	830712	6.5		0-10.		6.	390.	230.	1.6			
TYRI-1	830712	6.5		1.	18.4							
TYRI-1	830712	6.5		3.	17.4							
TYRI-1	830712	6.5		6.	14.6							
TYRI-1	830712	6.5		9.	12.8							
TYRI-1	830712	6.5		50.						24000		0
TYRI-1	830810	6.5	GULBRUN	0-10.		7.	360.	210.	3.7			
TYRI-1	830810	6.5	GULBRUN	1.	17.5							
TYRI-1	830810	6.5	GULBRUN	3.	16.6							
TYRI-1	830810	6.5	GULBRUN	6.	16.3							
TYRI-1	830810	6.5	GULBRUN	9.	15.7							
TYRI-1	830810	6.5	GULBRUN	50.								0
TYRI-1	830906	8.5	GRØNNINGUL	0-10.		8.	330.	180.	3.8			
TYRI-1	830906	8.5	GRØNNINGUL	1.	15.8							
TYRI-1	830906	8.5	GRØNNINGUL	3.	15.8							
TYRI-1	830906	8.5	GRØNNINGUL	6.	15.6							
TYRI-1	830906	8.5	GRØNNINGUL	9.	15.6							
TYRI-1	830906	8.5	GRØNNINGUL	50.								
TYRI-1	831012	6.4	GRØNNINGUL	0-10.		6.	380.	230.	3.9		17	0
TYRI-1	831012	6.4	GRØNNINGUL	1.	9.8							
TYRI-1	831012	6.4	GRØNNINGUL	3.	9.8							
TYRI-1	831012	6.4	GRØNNINGUL	6.	9.8							
TYRI-1	831012	6.4	GRØNNINGUL	9.	9.8							
TYRI-1	831012	6.4	GRØNNINGUL	50.								0

Tab.P5 Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Tyri-fjorden 1983.

Tabell Kvantitative planteplanktonprøver fra Tyri-fjorden (Hovedst. st.1)
Volumen 1 m³

GRUPPER/ARTER	Dato	830526	830613	830712	830810	830906	831012
Cyanophyceae (Blågrønnalger)							
Oscillatoria rubescens	-	-	-	3.4	5.7	-	-
Sua	-	-	-	3.4	5.7	-	-
Chlorophyceae (Grønnalger)							
Chlamydomonas sp. (1=8)	-	-	.6	1.2	.3	-	-
Closterium acutum v. variabilis	-	-	-	-	-	.3	-
Dictyosphaerium pulchellum v. minutum	-	-	-	.4	-	-	-
Elakatothrix gelatinosa	-	-	-	-	.2	-	-
Gyrodinium cordifolium	.8	-	1.6	1.6	1.6	-	-
Monoraphidium dybowskii	-	-	.8	.8	-	-	1.1
Monoraphidium setiforme	-	.4	.6	.2	-	-	-
Oocystis subaerina v. variabilis	-	-	.3	.4	-	-	-
Scenedesmus denticulatus	-	-	-	-	.6	-	-
Scenedesmus spp.	-	-	-	-	4.9	-	-
Scourfieldia cf. cordifolium	-	-	.1	-	-	-	-
Sphaerocystis Schroeteri	-	-	-	5.0	-	-	-
Ubest. cocc. gr. alge (Chlorella sp. ?)	-	-	-	-	2.2	7.0	-
Ubest. ellipsoidisk gr. alge	-	-	-	.7	-	-	-
Sua8	.4	4.0	12.6	14.7	1.3	-
Chrysophyceae (Gullalger)							
Aulacomonas sp.	.3	-	-	-	-	-	-
Bitrichia chodatii	-	-	-	-	.3	-	-
Chrysochromulina parva (?)	.8	10.5	18.1	20.2	5.0	5.1	-
Chrysoikos skujai	-	.2	.3	-	-	-	-
Craspedomonader	.5	.2	-	14.0	4.9	2.2	-
Cyster av Dinobryon spp.	-	-	-	-	2.2	-	-
Dinobryon bavaricum	-	-	.8	-	-	-	-
Dinobryon borgei	-	-	2.8	.3	-	-	-
Dinobryon crenulatum	-	.9	1.4	-	.9	-	-
Dinobryon divergens	-	7.4	5.9	2.6	7.7	-	-
Dinobryon korschikovii	-	-	-	2.8	-	-	-
Dinobryon sociale	-	1.4	-	1.1	2.8	-	-
Dinobryon sociale v. americanum	-	-	-	1.7	2.9	-	-
Dinobryon suecicum	-	.2	-	.3	-	-	-
Kephyron spp.	-	.2	.6	-	-	.3	-
Loss celler Dinobryon spp.	-	5.1	-	3.3	2.3	-	-
Halleonias akrokomos	-	3.1	.8	.5	-	-	-
Halleonias cf. crassiquama	-	-	-	-	2.3	-	-
Phaeaster aphanaster	-	-	2.1	-	-	.5	-
Pseudokephyron sp.	-	-	.5	-	-	-	-
Sea chrysoomonader (?)	7.5	14.8	38.7	22.1	22.9	12.1	-
Spiniferomonas sp.	-	.4	.7	2.1	.4	-	-
Steleomonas dichotoma	-	2.2	-	-	-	-	-
Stichogloea doederleinii	-	-	-	-	1.1	-	-
Store chrysoomonader (?)	5.1	23.3	30.4	48.6	22.3	25.3	-
Synura sp. (1=9-11, b=8-9)	-	-	-	-	1.6	2.8	-
Ubest. chrysoomnade	.3	.3	-	-	-	-	-
Ubest. chrysophyce	-	-	.2	.4	1.0	1.0	-
Uroglena cf. americana	-	3.5	37.4	269.5	185.0	284.9	-
Sua	14.4	73.6	140.6	389.5	265.4	334.3	-
Bacillariophyceae (Kiselalger)							
Asterionella formosa	-	-	1.2	14.0	61.9	5.3	-
Cyclotella sp. (d=8-12, h=5-7)	-	-	3.1	-	-	-	-
Cyclotella sp. (l=3.5-5, b=5-8)	.3	1.6	2.8	10.6	2.2	2.2	-
Melosira distans	-	-	-	-	6.7	3.6	-
Melosira italica	-	-	-	3.5	-	-	-
Rhizosolenia eriensis	-	-	-	1.9	1.9	2.8	-
Rhizosolenia longiseta	-	2.3	37.8	6.5	3.3	2.8	-
Synedra acus v. angustissima	-	-	-	-	-	.5	-
Synedra nana	-	3.7	7.5	30.8	7.0	5.0	-
Synedra sp.1 (l=40-70)	-	2.5	-	-	-	-	-
Tabellaria fenestrata	1.5	8.4	19.2	56.4	49.2	52.5	-
Sua	1.8	18.5	71.6	123.7	132.2	74.6	-
Cryptophyceae							
Cryptaulax vulgaris	0.0	.3	-	-	-	-	-
Cryptomonas marssonii	-	-	-	10.3	-	4.0	-
Cryptomonas sp.2 (l=15-18)	.8	-	-	2.0	10.1	-	-
Cryptomonas sp.3 (l=20-22)	-	-	-	-	-	18.7	-
Cryptomonas spp. (l=24-28)	-	-	3.6	6.2	43.6	31.1	-
Katablepharis ovalis	.3	2.0	15.4	9.2	9.8	.9	-
Rhodomonas lacustris	3.5	17.2	42.5	29.2	24.8	18.7	-
Sua	4.6	19.5	61.5	57.0	88.3	73.5	-
Dinophyceae (Fureflagellater)							
Ceratium hirundinella	-	-	-	5.0	20.0	15.0	-
Gyrodinium cf. lacustre	2.3	1.1	8.7	4.4	1.1	-	-
Gyrodinium helveticum	-	-	10.4	2.6	-	-	-
Gyrodinium sp.1 (l=14-15)	-	-	-	27.4	-	-	-
Peridinium cinctum	-	-	-	-	6.0	-	-
Peridinium inconspicuum	-	-	7.8	-	4.4	-	-
Ubest. dinoflagellat	.3	-	-	-	.6	1.4	-
Sua	2.6	1.1	27.0	39.4	32.1	16.4	-
Myxalger							
Sua	6.9	.0	22.3	14.0	8.7	9.0	-
Total							
		31.1	113.1	330.4	641.7	541.4	509.1

Tab.P6 Overvåkingsresultater fra Steinsfjorden 1983 (kjemi+bakt).

STN-KODE	DMTD	SIKTEDYP	PAR-VISU	DYP	TEMP	PH-L66	PH-FELT	KOND	PAR-U	PAR-F	TURB	COD-MN	S-TSS	S-GR	AKM4.5	AKM4.2	AKM4.0	TDP-P	FMS-P	TDI-N	NO3-N	CO2-F	CO2-HETN	SIK2	KUP-A
	m	m		m	°C		µS/cm	µS/cm	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
TTRI-2	830315	8.		1.	1.7	7.6	7.9	10.8	10.	7.	0.15	2.8	0.8	0.3	0.74	0.78	0.78	5.	<2.	380.	200.	13.2	95.53	2.7	
TTRI-2	830315	8.		3.	1.9	7.55	10.	10.8	10.	6.	0.2	2.7	0.8	0.3	0.7	0.75	0.75	6.	<2.	350.	200.	12.4	90.232	2.6	
TTRI-2	830315	8.		6.	2.	7.35	10.7	10.7	10.	6.	0.2	2.2	0.8	0.3	0.7	0.75	0.75	8.	<2.	340.	200.	12.2	88.777	2.6	
TTRI-2	830315	8.		12.	2.1	7.35	10.8	10.8	10.	6.	0.4	2.2	0.8	0.3	0.72	0.77	0.77	9.	<2.	390.	220.	11.1	80.991	2.7	
TTRI-2	830315	8.		15.	2.4	7.2	11.8	15.	15.	3.	0.5	2.4	0.8	0.3	0.72	0.77	0.77	15.	3.	390.	220.	10.8	79.019	2.8	
TTRI-2	830315	8.		18.	3.	7.35	11.2	10.	10.	6.	1.2	2.4	0.8	0.3	0.77	0.82	0.82	10.	<2.	370.	220.	7.4	55.473	2.9	
TTRI-2	830315	8.		20.	3.4	7.05	11.1	35.	35.	6.	1.2	2.3	0.8	0.3	0.86	0.91	0.91	18.	4.	560.	400.	4.2	31.822	5.3	1.91
TTRI-2	830510	4.7	GRØNN	0-6.			7.9	10.2	10.2	7.	0.7	2.6	0.8	0.3	0.63	0.67	0.67	19.	<2.	470.	180.	12.1	104.59	2.3	5.97
TTRI-2	830510	4.7	GRØNN	1.	8.6	7.5	10.2	10.2	10.2	6.	0.8	2.6	0.8	0.3	0.63	0.67	0.67	15.	<2.	440.	180.	12.2	103.23	2.3	5.97
TTRI-2	830510	4.7	GRØNN	3.	7.8	7.45	10.2	10.2	10.2	6.	0.75	2.5	0.8	0.3	0.64	0.67	0.67	14.	<2.	400.	180.	12.2	101.9	2.4	6.05
TTRI-2	830510	4.7	GRØNN	5.	7.2	7.45	10.7	10.7	10.7	6.	0.8	2.3	0.8	0.3	0.64	0.69	0.69	14.	<2.	430.	210.	11.7	94.83	2.6	3.94
TTRI-2	830510	4.7	GRØNN	12.	5.2	7.2	10.9	10.9	10.9	6.	0.7	2.4	0.8	0.3	0.67	0.71	0.71	15.	<2.	400.	230.	11.2	88.944	2.8	
TTRI-2	830510	4.7	GRØNN	18.	5.2	7.15	10.9	10.9	10.9	6.	0.75	2.2	0.8	0.3	0.68	0.72	0.72	15.	<2.	410.	230.	11.2	86.907	2.9	
TTRI-2	830510	4.7	GRØNN	20.	4.6	7.1	11.1	11.1	11.1	6.	0.95	2.3	0.8	0.3	0.7	0.73	0.73	17.	<2.	410.	230.	10.5	82.102	3.1	
TTRI-2	830525	4.55		0-6.			8.35	10.	10.	6.	0.65	2.7	1.75	0.45	0.64	0.68	0.68	10.	<2.	400.	210.	10.9	92.626	2.6	
TTRI-2	830525	4.55		6-12.			7.85	10.	10.	6.	0.65	2.7	0.91	0.26	0.64	0.68	0.68	10.	<2.	400.	210.	10.9	92.626	2.6	
TTRI-2	830525	4.55		0.5	10.		7.8	10.3	10.3	8.	0.75	2.6	0.8	0.3	0.66	0.7	0.7	12.	<2.	440.	190.	11.7	104.57	2.5	9.01
TTRI-2	830525	4.55		1.	9.6	7.8	10.4	10.4	10.4	7.	0.75	2.6	0.8	0.3	0.67	0.7	0.7	13.	<2.	410.	200.	11.7	103.59	2.4	8.34
TTRI-2	830525	4.55		3.	9.6	7.8	10.4	10.4	10.4	6.	0.8	2.6	0.8	0.3	0.66	0.7	0.7	13.	<2.	490.	210.	11.4	97.439	2.5	7.63
TTRI-2	830525	4.55		9.	8.5	7.65	10.2	10.2	10.2	7.	0.75	2.5	0.8	0.3	0.66	0.7	0.7	11.	<2.	430.	210.	11.5	98.444	2.5	5.9
TTRI-2	830525	4.55		12.	8.2	7.5	9.69	9.69	9.69	6.	0.6	2.5	0.8	0.3	0.64	0.68	0.68	9.	<2.	390.	210.	11.3	96.732	2.5	
TTRI-2	830525	4.55		15.	8.2	7.5	10.	10.	10.	6.	0.6	2.6	0.8	0.3	0.64	0.68	0.68	9.	<2.	390.	210.	11.3	96.732	2.5	
TTRI-2	830525	4.55		18.	8.2	7.5	10.	10.	10.	6.	0.6	2.6	0.8	0.3	0.64	0.68	0.68	10.	<2.	400.	210.	11.3	96.732	2.5	
TTRI-2	830525	4.55		20.	7.9	7.5	10.	10.	10.	6.	0.65	2.7	2.08	0.08	0.64	0.68	0.68	10.	<2.	400.	210.	10.9	92.626	2.6	
TTRI-2	830607	3.8		0-6.	12.8	7.9	8.35	10.4	10.4	7.	1.2	3.2	0.8	0.3	0.67	0.71	0.71	12.	<2.	480.	190.	11.6	110.58	2.4	8.84
TTRI-2	830607	3.8		6-12.	12.8	7.9	7.85	10.4	10.4	7.	1.2	3.2	0.8	0.3	0.67	0.71	0.71	12.	<2.	460.	190.	11.6	109.77	2.4	9.01
TTRI-2	830607	3.8		1.	12.8	7.9	7.85	10.5	10.5	7.	1.	3.1	0.8	0.3	0.66	0.7	0.7	11.	<2.	430.	190.	11.6	110.58	2.4	8.39
TTRI-2	830607	3.8		3.	12.8	7.8	7.8	10.5	10.5	7.	0.95	2.9	0.8	0.3	0.66	0.7	0.7	12.	<2.	430.	190.	11.6	110.58	2.4	8.39
TTRI-2	830607	3.8		6.	10.3	7.65	10.3	10.3	10.3	7.	0.75	2.8	0.8	0.3	0.65	0.68	0.68	11.	<2.	400.	200.	11.2	100.81	2.5	5.49
TTRI-2	830607	3.8		9.	10.3	7.65	10.3	10.3	10.3	7.	0.75	2.8	0.8	0.3	0.65	0.68	0.68	11.	<2.	400.	200.	11.2	100.81	2.5	5.49
TTRI-2	830607	3.8		12.	8.6	7.4	7.91	10.4	10.4	6.	0.55	2.6	0.8	0.3	0.62	0.66	0.66	10.	<2.	440.	210.	10.7	82.489	2.6	2.94
TTRI-2	830607	3.8		18.	7.9	7.35	10.1	10.1	10.1	6.	0.55	2.6	0.8	0.3	0.62	0.66	0.66	10.	<2.	440.	210.	10.4	88.278	2.7	
TTRI-2	830607	3.8		20.	7.7	7.25	10.2	10.2	10.2	7.	0.6	2.5	0.8	0.3	0.61	0.65	0.65	11.	<2.	460.	210.	10.2	88.278	2.7	
TTRI-2	830622	4.5		0-6.			8.53	9.84	9.84	7.	0.65	2.5	1.65	0.33	0.62	0.65	0.65	12.	<2.	430.	210.	9.9	83.717	2.8	
TTRI-2	830622	4.5		6-12.			8.53	9.84	9.84	7.	0.65	2.5	1.6	0.6	0.62	0.65	0.65	12.	<2.	430.	210.	9.9	83.717	2.8	
TTRI-2	830622	4.5		1.	17.	8.2	8.53	9.84	9.84	7.	0.8	3.1	0.8	0.3	0.66	0.7	0.7	8.	<2.	350.	120.	10.2	106.52	2.1	4.86
TTRI-2	830622	4.5		3.	16.6	8.3	8.57	10.1	10.1	7.	0.8	3.1	0.8	0.3	0.66	0.7	0.7	11.	<2.	350.	120.	10.6	109.77	2.1	16.22
TTRI-2	830622	4.5		6.	15.8	8.2	8.57	10.1	10.1	8.	1.	3.2	0.8	0.3	0.66	0.7	0.7	11.	<2.	390.	130.	10.5	106.9	2.1	5.57
TTRI-2	830622	4.5		9.	12.6	7.65	8.07	9.84	9.84	7.	0.75	2.6	0.8	0.3	0.63	0.67	0.67	12.	<2.	380.	170.	10.	94.903	2.4	3.33
TTRI-2	830622	4.5		12.	8.7	7.4	7.91	9.82	9.82	7.	0.75	2.6	0.8	0.3	0.62	0.66	0.66	15.	<2.	390.	200.	9.5	82.315	2.7	2.75
TTRI-2	830622	4.5		15.	8.9	7.3	7.52	9.63	9.63	7.	0.8	2.7	0.8	0.3	0.61	0.64	0.64	15.	<2.	390.	200.	9.3	80.971	2.7	
TTRI-2	830622	4.5		18.	8.5	7.2	7.57	9.65	9.65	7.	0.8	2.7	0.8	0.3	0.62	0.66	0.66	16.	2.	410.	210.	9.	77.606	2.8	
TTRI-2	830622	4.5		20.	8.5	7.2	7.41	9.65	9.65	7.	0.8	2.7	0.8	0.3	0.62	0.65	0.65	19.	<2.	420.	210.	8.8	75.882	2.9	
TTRI-2	830712	5.3		0-6.			8.95	9.9	9.9	6.	0.65	3.1	1.5	0.06	0.66	0.69	0.69	9.	<2.	210.	<5.	9.6	110.67	1.4	1.79
TTRI-2	830712	5.3		3.	19.6	9.15	9.15	9.87	9.87	6.	0.65	3.1	0.8	0.3	0.66	0.69	0.69	11.	<2.	290.	<5.	10.4	114.57	1.4	5.01
TTRI-2	830712	5.3		6.	17.5	8.8	8.95	9.85	9.85	8.	1.	3.3	0.8	0.3	0.66	0.69	0.69	16.	<2.	290.	5.	10.6	111.86	1.5	12.44
TTRI-2	830712	5.3		9.	14.9	7.7	7.9	10.1	10.1	7.	0.9	3.2	0.8	0.3	0.64	0.67	0.67	22.	<2.	390.	125.	8.1	80.885	2.1	7.84
TTRI-2	830712	5.3		12.	12.	7.4	7.7	9.96	9.96	6.	0.85	2.9	0.8	0.3	0.64	0.67	0.67	22.	<2.	410.	160.	7.8	73.024	2.5	6.49
TTRI-2	830712	5.3		15.	10.	7.2	7.55	9.98	9.98	6.	0.8	2.7	0.8	0.3	0.64	0.66	0.66	21.	<2.	460.	200.	7.4	66.139	2.8	
TTRI-2	830712	5.3		18.	9.6	7.15	7.4	10.2	10.2	6.	0.95	2.6	0.8	0.3	0.64	0.67	0.67	22.	<2.	470.	200.	6.8	60.204	2.9	
TTRI-2	830712	5.3		20.	9.3	7.05	7.33	10.2	10.2	6.	1.1	2.6	0.8	0.3	0.64	0.68	0.68	21.	<2.	470.	190.	6.1	53.622	3.4	



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.