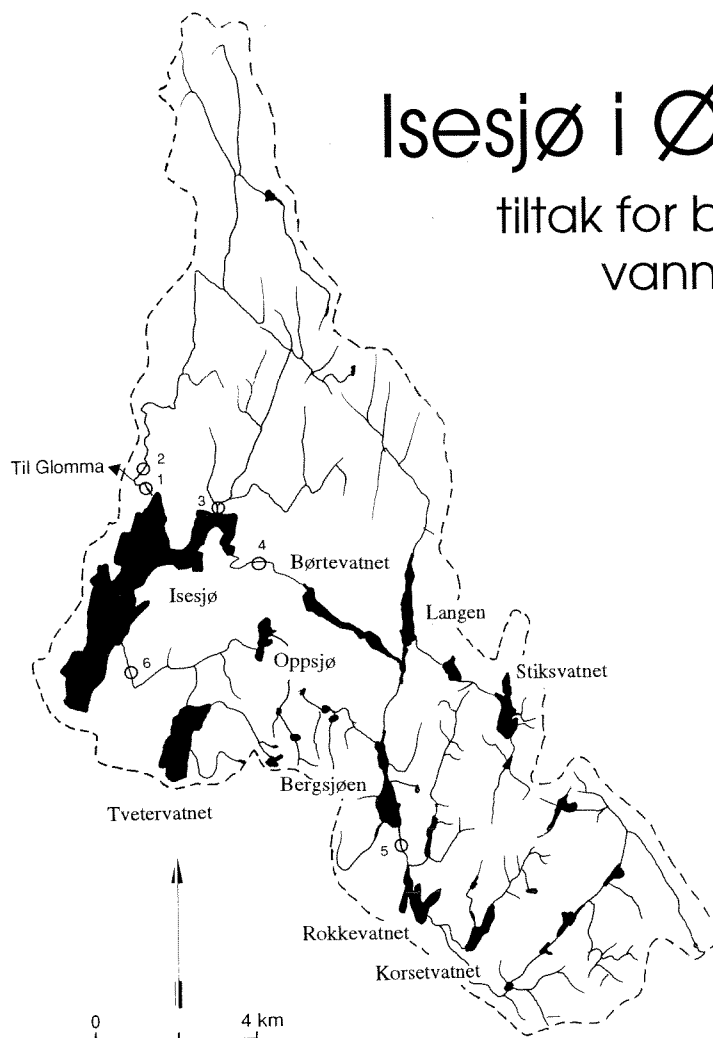




O-91121

Isesjø i Østfold

tiltak for bedring av
vannkvaliteten



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
91121	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2929	FRI

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47 41) 43 033	Telefon (47 65) 76 752	Telefon (47 5) 32 56 40	Telefon (47 83) 85 280
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47 41) 44 513	Telefax (47 65) 76 853	Telefax (47 5) 32 88 33	Telefax (47 83) 80 509

Rapportens tittel: Isesjø i Østfold	Dato: 30.6.93	Trykket: NIVA 1993
tiltak for bedring av vannkvaliteten	Faggruppe: VASSDRAG	
Forfatter(e): B.Faafeng Å.Brabrand (LFI-Oslo) P.Brettum D.O.Hessen	Geografisk område: ØSTFOLD	
	Antall sider: 66	Opplag: 85

Oppdragsgiver: Skjeberg kommune	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
------------------------------------	----------------------------------

Ekstrakt:

Isesjø har noe forhøyet innhold av fosfor, hovedsaklig pga. arealavrenning fra landbruksområder. Økt fosforkonsentrasjon fører til høyere algeproduksjon og stor andel av problemalgen *Gonyostomum semen*. Rapporten anbefaler ikke "biomanipulering" som tiltak mot høy algevekst i Isesjø, men påpeker at intensivt fiske etter gjørs bør unngås. Det anbefales at fosforkonsentrasjonen i innsjøen reduseres fra dagens 12-14 µgP/l til under 10µgP/l. Dette kan oppnås ved å begrense utvasking av fosfor fra landbruks-områdene, samtidig som det bør settes i verk tiltak for å unngå oversvømmelse av landbruks-arealer ved kraftig nedbør og snøsmelting.

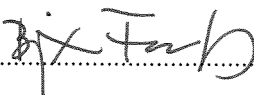
4 emneord, norske

1. eutrofiering
2. algeoppblomstring
3. landbruksforurensning
4. biomanipulering

4 emneord, engelske

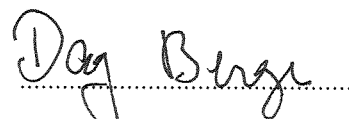
1. eutrophication
2. algal blooms
3. agricultural runoff
4. biomanipulation

Prosjektleder



.....Bjørn Faafeng.....

For administrasjonen



.....Dag Berge.....

ISBN82-577-2350-9

Forord

Dette prosjektet er initiert av Skjeberg kommune i brev datert 14. mai 1991. Bakgrunnen for undersøkelsen var at Isesjø er drikkevannskilde for kommunen og ligger i et viktig rekreasjonsområde. Samtidig er det indikasjoner på at vannkvaliteten har utviklet seg i negativ retning. I en tiltaksplan for Isesjø fra mars 1991 "Isesjø - status og tiltak" er det foreslått forskjellige tiltak for å snu den negative utviklingen. Ett av disse var biomanipulering, dvs. endringer av fiskebestanden som kan føre til bedret vannkvalitet. Kommunen ønsket derfor å finansiere en undersøkelse for å avklare om dette tiltaket ville være effektivt. Skjeberg kommune aksepterte 2. august 1991 NIVAs forslag til program for en slik undersøkelse (datert 9. juli 1991).

Vannprøver fra bekkene ble samlet inn av Sysselsettingskontoret i Skjeberg kommune og sendt til NIVA for analyse. Vannprøver fra Isesjø ble samlet inn av NIVA, dels finansiert av denne undersøkelsen og dels samlet inn og analysert i forbindelse med SFTs "Landsomfattende trofiundersøkelse av innsjøer".

Prøvefiske, ekkoloddregistrering og tolking av resultatene er utført av Åge Brabrand, Laboratorium for Ferskvannøkologi og Innlandfiske (LFI-Oslo) ved Universitetet i Oslo. Planteplankton er identifisert og vurdert av Pål Brettum, mens tilsvarende for dyreplankton er utført av Dag O.Hessen. Data er tilrettelagt av Tone Jøran Oredalen, mens Bjørn Faafeng har vært NIVAs prosjektleder.

Ø.Løvstad og K.Bjørndalen takkes for å ha stilt rådata til disposisjon fra tidligere undersøkelser og for nyttige diskusjoner om utviklingen i Isesjø. Chr.P.Walter fra Isesjø grunneierforening har bidratt med verdifulle opplysninger om nedbørfeltet og vannstanden under flom.

Tormod Schei, Skjeberg kommune, senere Sarpsborg kommune, takkes for å skaffe nyttig informasjon om innsjøen og nedbørfeltet, samt fruktbart samarbeid forøvrig.

Oslo 17. juni 1993

Bjørn Faafeng

Innhold

	side
Forord	1
Innhold	3
1. Konklusjoner	5
2. Innledning	7
2.1 Målsetning	7
2.2 Bekkestasjonene	7
2.3 Isesjø	9
2.4 Tidligere undersøkelser	9
3. Vannkvalitet	10
3.1 Tilløpsbekkene	10
3.1.1 Turbiditet	11
3.1.2 Farge	12
3.1.3 Fosfor	13
3.1.4 Nitrogen	14
3.2 Isesjø	15
3.2.1 Siktedyp	15
3.2.2 Fosfor og nitrogen	16
3.2.3 Planteplankton	18
3.2.4 Dyreplankton	23
3.2.5 Fisk	25
4. Forurensende aktiviteter og anbefalte tiltak	35
4.1 Beregnet tilførsel av fosfor og nitrogen	35
4.2 Endringer i nedbørfeltet i perioden 1960 - 90	36
4.3 Tiltak for å bedre vannkvaliteten	38
LITTERATUR	40
VEDLEGG	42

1. Konklusjoner

Vannkvalitet

Isesjø er mer næringsrik og har høyere algemengder enn forventet naturtilstand. Innsjøen ligger på overgangen mellom tilstandsklasse III ("nokså dårlig") og IV ("dårlig") i SFTs vurderingsystem for vannkvalitet. Algesammensetningen tyder også på fosfor-forurensning fra nedbørfeltet. I år med særlig ugunstig klima kan en frykte ytterligere forverring av vannkvaliteten, med fare for oppblomstring av blågrønnalger.

Isesjø er tilsynelatende blitt mer eutrof (næringsrik) siden 1983 ifølge de målinger som er gjort i innsjøen, men vi antar at utviklingen av Isesjø i mer næringsrik (eutrof) retning har foregått ganske jevnt over et par tiår.

Fosforkonsentrasjon økte med 50% fra 1983 til perioden 1987-91 (fra ca 8 mgP/m³ til vel 12 mgP/m³). Det ble observert en tilsvarende økning av algemengden målt som klorofyll. Imidlertid er det grunn til å tro at verdiene i 1983 var spesielt lave av klimatiske årsaker som førte til liten utvasking av fosfor fra nedbørfeltet denne sommeren. Det ble også observert lavere algevekst i andre innsjøer i Østfold dette året (Ø. Løvstad, personlig meddelelse).

Siden 1987 har vannkvaliteten i Isesjø (konsentrasjonen av fosfor, alger, siktedyp og nitrogen) vært relativt stabil.

Problemalgen Gonyostomum semen er registrert som dominerende i Isesjø gjennom flere år. Denne arten gir problemer for badende fordi den kleber seg til kroppen og kan gi allergiske reaksjoner.

Innsjøen vurderes å ha en moderat "selvrensningsevne" vurdert som dyreplanktonets evne til å beite alger.

Generelt er både biomasse og artssammensetning i Isesjø typisk for middels næringsrike til næringsrike innsjøer på Østlandet med et visst predasjonspress fra fisk. Predasjonspresset fra fisk er betydelig, men ikke ekstremt. Forekomst av den relativt store vannloppa *Limnospira frontosa* understreker at predasjonsstrykket fra fisk ikke er ekstremt stort. Isesjø har et fiskesamfunn som er typisk for lavereliggende innsjøer i Østfold. I de pelagiske områdene finnes det periodevis store mengder småmørt over sprangsjiktet, med innslag av laue, abbor, hork og gjørs. Under sprangsjiktet ble det vha. ekkolodd observert store konsentrasjoner av fisk, sannsynligvis krøkle. Både over og under sprangsjiktet er det derfor et visst predasjonsstrykk fra fisk på dyreplanktonet. Rovfiskene gjørs, gjedde og stor-abbor finnes med relativt gode bestander.

Det anbefales å gjennomføre en ny beregning av forurensende tilførsler til Isesjø da målinger i tilløpsbakkene tyder på at tidligere beregninger er for høye.

Anbefalte tiltak

Vi kan foreløpig ikke anbefale "biomanipulering" som tiltak mot høy algevekst i Isesjø. Derimot vil vi understreke betydningen av å opprettholde en stor og livskraftig bestand av gjørs, abbor og gjedde. Intensivt fiske etter gjørs bør ikke forekomme.

Store mengder av mort vil ha negativ innflytelse på vannkvaliteten. For å påvirke vannkvaliteten i mest mulig positiv retning vil det være ønskelig å holde bestanden av karpefisk så lav som mulig, særlig ute i de frie vannmasser (pelagialen). Spesielt gjelder dette ungstadier av mort. Forekomsten av gjørs bidrar til å holde bestanden av ungstadier av karpefisk i de frie vannmasser (pelagialen) på et relativt lavt nivå. Det synes å være svært vanskelig å redusere mortebestanden ytterligere ved utsetting av mer rovfisk eller ved selektivt fiske uten fare for å forstyrre ballansen mellom forskjellige typer fisk og dyreplankton i innsjøen. Forekomst av krøkle, rov-krepsdyret *Leptodora* og trolig også *Mysis*, understreker kompleksiteten av næringskjedene i de frie vannmasser fordi alle disse vil kunne ekspandere og opprettholde predasjonstrykket på dyreplanktonet dersom mortebestanden reduseres. *Leptodora* er i dag et av de viktigste byttedyrene for mort i Isesjø.

*For å redusere algeproduksjonen generelt, og hindre masseforekomst av problemalgen *Gonyostomum* spesielt, og motvirke en uheldig utvikling av blågrønnalger, bør konsentrasjonen av fosfor i Isesjø reduseres fra dagens nivå på 12-14 µgP/m³ til mindre enn 10 µgP/m³.*

Et redusert fosfornivå i innsjøen vil også i seg selv redusere faren for ekspansjon av mortebestanden i de frie vannmasser. Dette kan oppnås ved følgende tiltak:

- *redusere muligheten for oversvømmelse av åkerarealer med påfølgende utvasking av næringsstoffer. Manøvreringsreglement og reguleringspraksis for utløpsdammen samt utløpets slukeevne bør utredes i lys av slike forhold. En slik utredning bør også omfatte optimal plassering av utløpsdammen.*
- *begrense utvasking av fosfor fra landbruksområder ved å:*
 - unngå høstpløying av åpen åker
 - unngå vinterspredning av husdyrgjødsel
 - gjennomføre gjødselplanlegging
 - reetablere vegetasjonssoner langs vassdrag
 - vurdere overgang fra åker til beite på spesielt erosjonsutsatte arealer

Spesielt Kryssoa (Spydevollbekken) transporterer store mengder jordpartikler og næringsstoffer. Det anbefales å iverksette tiltak langs denne bekken som kan redusere jorderosjon (se punktene over).

2. Innledning

2.1 Målsetning

Målet med denne undersøkelsen har vært å utrede om biomanipulering blant flere mulige tiltak ville være egnet for å bedre vannkvaliteten i Isesjø. En rekke undersøkelser og tiltak i inn- og utland har vist at dette kan være en effektiv og fremfor alt billig metode. På den annen side er det også mange eksempler på at varig endring av fiskebestanden kan være vanskelig å gjennomføre i praksis.

Biomanipulering må derfor vurderes mot andre tiltak for å bedre vannkvaliteten.

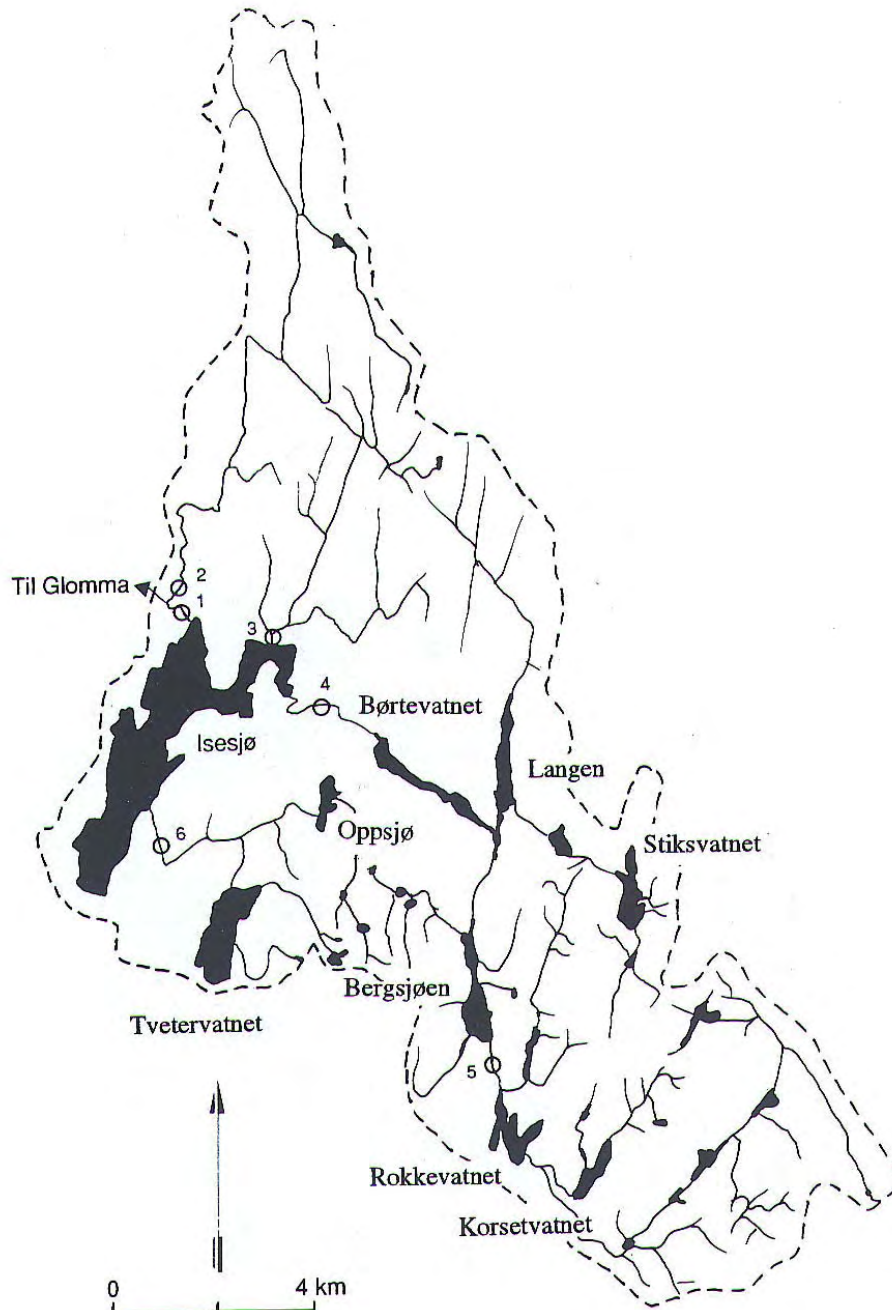
2.2 Bekkestasjonene

Stasjoner for måling av stofftilførsler til Isesjø (figur 2.1) ble valgt ut i samråd med miljøvernleder Tormod Schei. Det var ikke mulig å finansiere vannføringsstasjoner i nedbørfeltet. Det er derfor valgt dels å benytte nærmeste nedbørstasjoner, dels å anvende midlere spesifikk avrenning for området, som er oppgitt til ca. 13 l/sek km² (NVEs avrenningskart).

Det ble samlet inn vannprøver fra de seks bekkestasjonene 23 ganger i perioden juli 1991 til og med juni 1992.

Tabell 2.1 Plassering av bekkestasjonene

stasjonsnr.	stasjonsbeskrivelse
1	Isoa ved utløp Isesjø
2	Kryssoa (Spydevollbekken) ved Vestvoll skole
3	Øbybekken ved Øby
4	Buerbekken ved Skjebergdal
5	Buerbekken oppstrøms Bergsjøen
6	Tveterbekken ved Tveter



Figur 2.1 Kart over nedbørfeltet med plassering av bekkestasjoner (se også tabell 2.1)

2.3 Isesjø

Vannprøvene er samlet inn over innsjøens dypeste punkt (dybdekart figur 2.2). Det ble tatt blandprøver fra overflaten ned til 6, 8 eller 10 meter avhengig av siktedypet på den aktuelle dato. For en ytterligere beskrivelse av innsjøen og dens nedbørfelt vises til Bjørndalen og medarbeidere (1985).

Tabell 2.2 Morfometriske data om Isesjø og dens nedbørfelt (Fra Løvstad og medarb. 1990)

nedbørfeltareal	169 km ²
andel dyrket mark	8.9 %
andel skog og myr	83.7 %
andel vannareal	7.4 %
antall bosatte	
innsjøareal	7.0 km ²
høyde over havnivå	38 m
maksimalt dyp	22.0 m
midlere dyp	9.5 m
vannets teoretiske oppholdstid	ca. 1 år
reguleringshøyde (konsesjon)	1.0 m

2.4 Tidligere undersøkelser

Det er tidligere gjennomført flere undersøkelser av Isesjø:

Bjørndalen og medarb. 1985. Isesjø- 1983. En vannfaglig vurdering. Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernavdelingen. 13s.

Faafeng, B., P. Brettum og D.O.Hessen 1990a. Landsomfattende undersøkelse av trofistilstanden i 355 innsjøer i Norge. Statlig program for forurensningsovervåking rapp. nr. 389/90. NIVA-rapport l.nr. 2355. 57s.

Faafeng, B., P. Brettum og D.O.Hessen 1990b. Landsomfattende trofiundersøkelse av innsjøer. Oppfølging av 49 av de 355 undersøkte innsjøene i 1989. Statlig program for forurensningsovervåking rapp. nr. 425/90. NIVA-rapport l.nr. 2476. 69s.

Faafeng, B., P. Brettum og D.O.Hessen 1992. Landsomfattende trofiundersøkelse av innsjøer. Datarapport for 1991. Arbeidsdokument datert 23.9.92.

Løvstad og medarb. 1988. Vassdrag og kystområder. Overvåking 1987. Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 6/88, 138s.

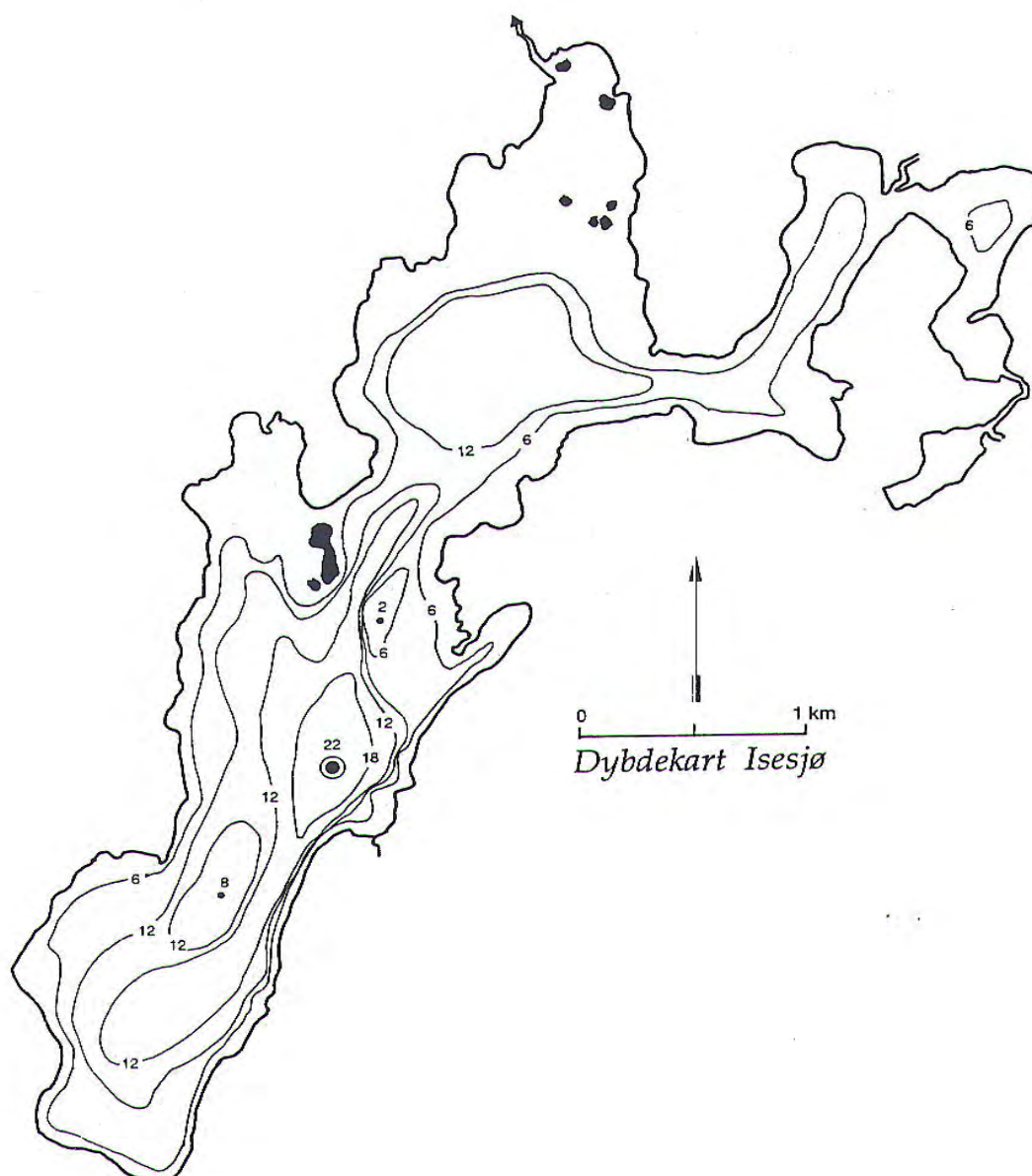
Løvstad og medarb. 1990. Vassdrag og kystområder. Overvåking 1988-89. Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 6/88, 84s.

Skjeberg kommune mars 1991. Isesjø - status og tiltak. 15s.

3. Vannkvalitet

3.1 Tilløpsbekkene

Det ble samlet inn og analysert vannprøver fra tilløpsbekkene ialt 22 ganger i perioden juli 1991 til juni 1992. Resultatene fra tilløpsbekkene varierer sterkt igjennom prøvetakingsperioden pga. variasjoner i nedbør, snøsmelting, plantedekke osv. Vi har derfor karakterisert hver parameter i de følgende figurene i form av ett symbol for hver stasjon. En åpen sirkel viser medianverdien, dvs. den midterste av alle verdiene i serien når disse er sortert etter størrelse. Toppen og bunnen av de vertikale stolpene angir øvre og nedre grense for hhv. de høyeste 25% og de laveste 25% av de sorterte verdiene. Disse kalles også for 75- og 25 persentiler.



Figur 2.2 Dybdekart over Isesjø. Prøvetaking over dypeste punkt (O)

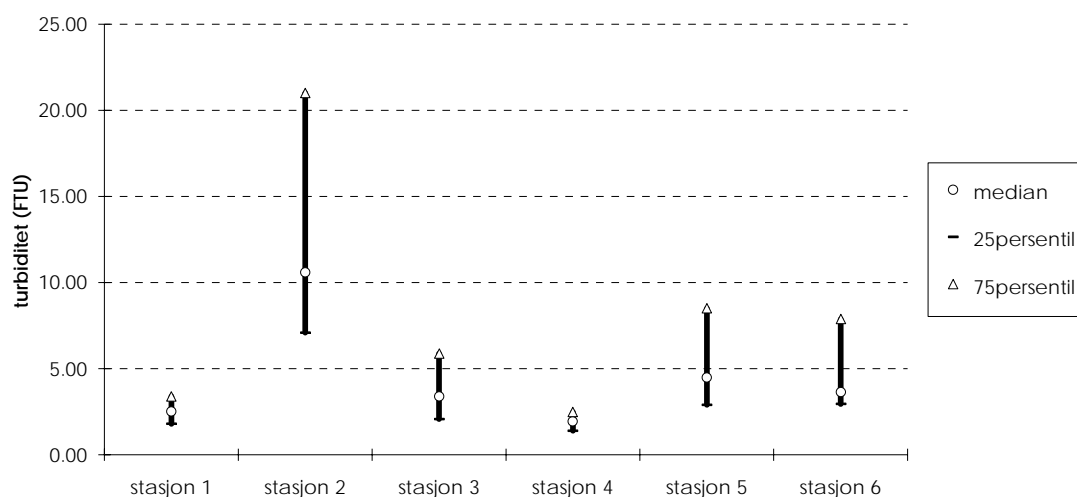
3.1.1 Turbiditet

Turbiditet er et mål for vannets innhold av partikler. I dette området langs Raet i Østfold er turbiditeten hovedsakelig knyttet til utvasking av jordpartikler fra landbruksarealer.

Resultatene viser tydelig at spesielt st. 2 (Kryssoa eller Spydevollbekken), hadde svært høyt partikkelinnhold; medianen var 10.6 FTU, som er langt høyere enn i de andre undersøkte bekkene. I SFTs reviderte vurderingssystem for vannkvalitet (SFT 1992) karakteriseres bekker med partikkelinnhold større enn 5 FTU som "meget dårlig". Denne bekken er derfor spesielt utsatt for erosjon. Også de andre bekkene i undersøkelsen må karakteriseres som "dårlig" eller "meget dårlig" mhp. partikkelinnhold. Laveste partikkelinnhold hadde st.4 (Buerbekken ved Skjebergdal) med medianverdi på 2.0 FTU.

Tabell 3.1 Turbiditet i tilløpsbekkene (FTU-enheter).

	stasjon 1	stasjon 2	stasjon 3	stasjon 4	stasjon 5	stasjon 6
median	2.5	10.6	3.4	2.0	4.5	3.7
middel	2.8	14.2	6.2	2.1	9.0	7.2
min	0.9	2.2	1.1	0.5	1.4	1.2
max	6.8	37.0	27.0	6.4	69.0	35.0



Figur 3.1 Turbiditet i tilløpsbekkene.

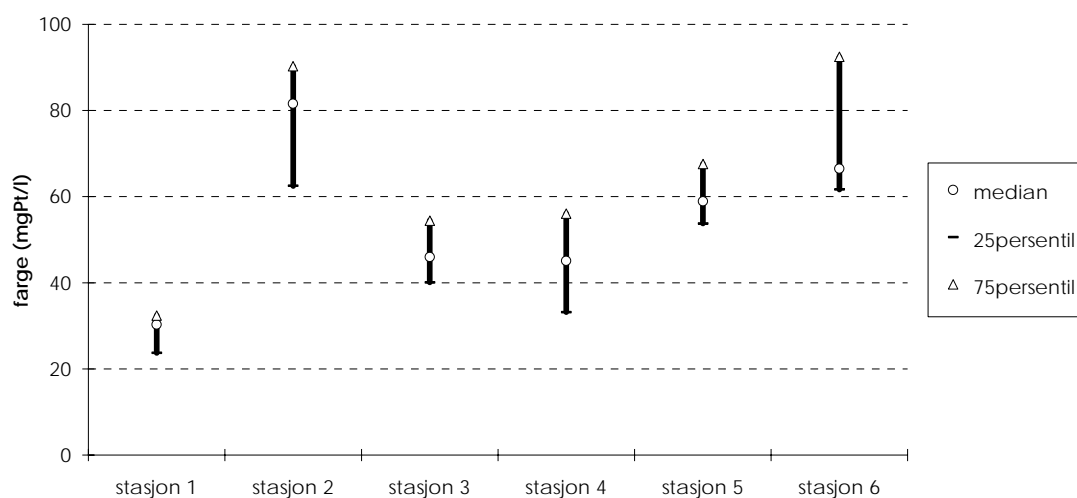
3.1.2 Farge

"Farge" angir i denne sammenhengen brunfargen som skyldes naturlig avrenning av humusstoffer fra myr- og skogområder.

Igjen har Kryssoa høyeste verdier med medianverdi på 81.6, som også plasserer bekken i tilstandsklasse V, "meget dårlig". I dette tilfelle angir tilstandsklassen ikke at vannet er forurenset, men naturlig sterkt påvirket av humusstoffer. At hele Isesjøs nedbørfelt er sterkt influert av humustilførsel vises klart ved at en av stasjonene er i klasse V ("meget dårlig"), 4 i klasse IV ("dårlig"), mens bare en av stasjonene plasserer seg i klasse III ("nokså dårlig")

Farge, mg Pt/l

	stasjon 1	stasjon 2	stasjon 3	stasjon 4	stasjon 5	stasjon 6
median	30.3	81.6	46.0	45.2	58.9	66.5
middel	28.4	76.1	48.0	44.3	60.8	81.5
min	16.4	28.3	3.7	22.8	46.0	47.0
max	39.2	120.0	85.6	63.4	80.6	205.0



Figur 3.2 Farge i tilløpsbekkene

3.1.3 Fosfor

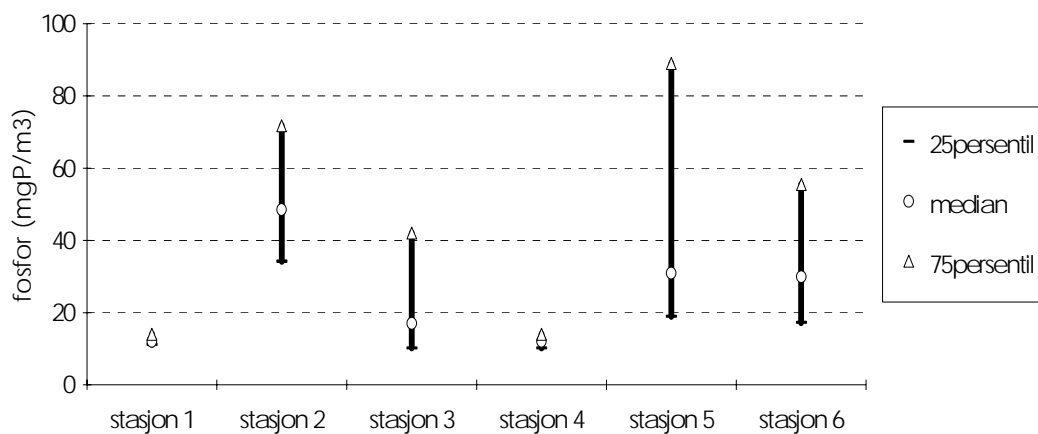
Fosfor er det stoff som i løst form (fosfat) normalt fører til økt algevekst i innsjøer. Fosfor tilføres gjennom urensset spillvann fra husholdninger og husdyrgjødsel. Fosfor finnes også naturlig bundet til partikler i jord. Ved gjødsling av landbruksarealer økes fosforinnholdet i jorda. Ved snøsmelting og i nedbørspetider vaskes fosforholdige partikler ut i vassdarg, spesielt fra åkrer uten plantedecke.

Igjen var det Kryssoa som hadde de høyeste verdiene (median 48.5 mgP/m³) som plasser den i tilstandsklasse V ("meget dårlig"). Stasjon 5 (Buerbekken oppstrøms Bergsjøen) og st. 6 (Tveterbekken ved Tveter) i klasse IV ("dårlig") og de tre øvrige i klasse III ("nokså dårlig").

Fosfor i tilløpsbekkene

Total-P, mg P/m³

	stasjon 1	stasjon 2	stasjon 3	stasjon 4	stasjon 5	stasjon 6
median	12.0	48.5	17.0	12.0	31.0	30.0
middel	13.2	70.4	29.7	12.2	52.1	53.9
min	2.0	24.0	5.0	7.0	14.0	11.0
max	32.0	205.0	112.0	21.0	157.0	200.0



Figur 3.3 Fosfor i tilløpsbekkene.

3.1.4 Nitrogen

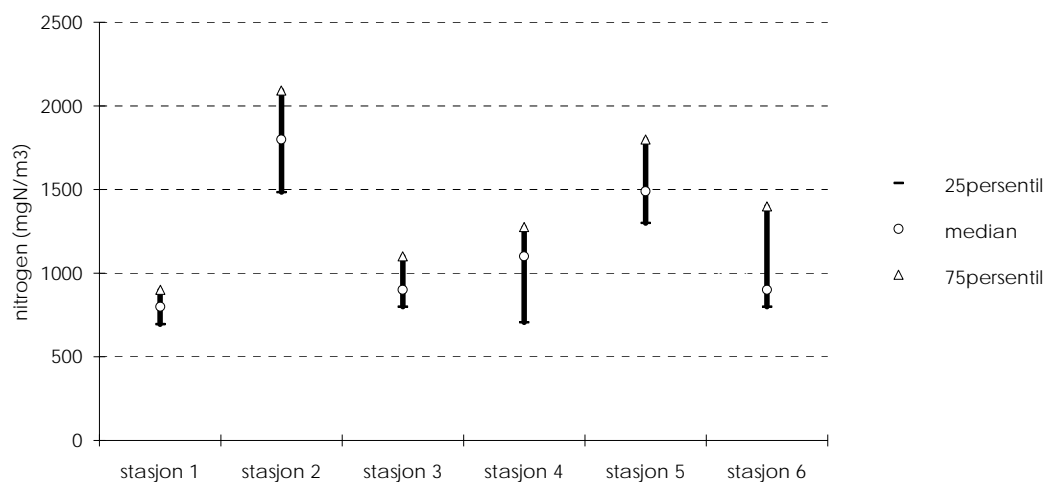
Nitrogen finnes naturlig i jord som ikke er forurenset og i nedbør, men konsentrasjonen er vesentlig høyere i avrenning fra landbruksarealer, avrenning fra silo og husdyrgjødsel og spillvann fra husholdninger.

Alle de 6 undersøkte bekkene befinner seg i den høyeste tilstandsklasse V ("meget dårlig"), med Kryssoa dårligst med median verdi på 1800 mgN/m³.

Nitrogen i tilløpsbekkene

Total-N, mg N/m³

	stasjon 1	stasjon 2	stasjon 3	stasjon 4	stasjon 5	stasjon 6
median	800.0	1800.0	900.0	1100.0	1490.0	900.0
middel	1028.7	1845.0	933.2	1336.4	1746.9	1414.7
min	500.0	800.0	500.0	506.0	600.0	500.0
max	5800.0	2800.0	1400.0	5700.0	5900.0	7200.0



Figur 3.4 Nitrogen i tilløpsbekkene

3.2 Vannkvalitet i Isesjø

Analyseresultater fra Isesjø for 1983, 1988, 1989, 1991 og 1992 er vist i vedlegg. Verdier fra 1983, 1987, 1989 og 1991 er samlet inn og analysert av Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernavdelingen. Data fra 1988, 1989 og 1991 er hentet fra "Landsomfattende trofiundersøkelse av innsjøer" (Faafeng og medarbeidere 1990a og b, 1992 a og b). I tillegg er data samlet inn i forbindelse med denne undersøkelsen fra 1991 og 1992, ialt 6 prøver fra 1991 og 2 prøver fra 1992. Sesongmiddelverdier for de viktigste parametrene er vist i tabell 3.1.

Tabell 3.1 Analyseresultater fra Isesjø. Sesongmiddelverdier. NB! kun to vårprøver i 1992.

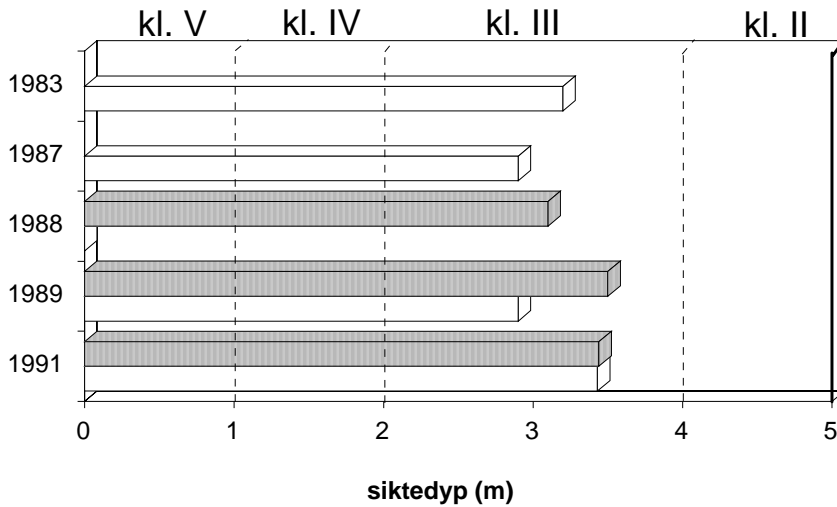
	antall prøver	Sikte-dyp	TotP	PO4-P	TotN	NO3-N	Farge	Turb	Kloro-fyll
1983	5	3.2	8.6	<1.0	698	390	-	-	2.2
1987	6	2.9	12.9	1.4	661	363	-	-	8.4
1988	4	2.7	13.0	-	620	-	-	-	16.0
1989	10	3.1	16.5	2.5	619	289	29.4	1.0	7.8
1991	6	3.4	12.0	2.8	652	337	18.7	1.1	10.9
1992	2	2.4	11.0	2.5	920	485	28.0	1.0	7.8

Årsmiddelverdien for hver av parametrene beskrives hver for seg i de følgende avsnitt..

3.2.1 Siktedyp

Siktedypet i en innsjø er mål på innholdet av partikler (jordpartikler, alger ol) og fargede forbindelser (humusstoffer). Siktedypet måles med en hvit skive som senkes ned i vannet. Det dypet der skiva ikke kan ses mer fra overflaten kalles siktedypet.

Det ble registrert påfallende like middelverdier for siktedyp, ca. 3m, gjennom hele undersøkelsesperioden. Dette er overraskende sett på bakgrunn av de mye lavere klorofyllverdiene i 1983, men høyt humusinnhold vil bidra til redusert siktedyp i år med mindre alger. Samtlige år må tilstanden karakteriseres i klasse III ("nokså dårlig"), dvs. tydelig redusert sikt i vannet. Dette skyldes både algevekst og det naturlige høye tilsiget av humusstoffer samt av jordpartikler.



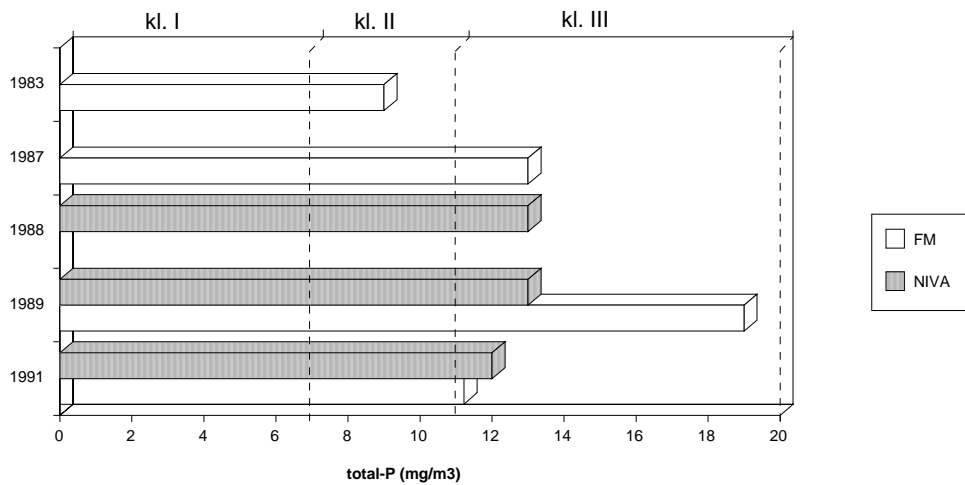
Figur 3.5 Siktedyb i Isesjø 1983 - 1991. Hvite stolper angir verdier fra undersøkelser i regi av Fylkesmannens Miljøvern, skraverte stolper fra NIVA.

3.2.2 Fosfor og nitrogen

Fosfor og nitrogenforbindelser kalles plantenæringsstoffer fordi disse normalt vil gi økt plantevekst. I innsjøer er det normalt fosfor som gir vekststimulans, mens det i havet og i jord oftest er nitrogen. Fosfor kalles derfor vekstbegrensende stoff i innsjøer.

Gjennomsnittlige fosfor-verdier lå ganske konstant rundt 12-13 mgP/m³ fra 1987 til 1991 (figur 3.6). Det tilsvarer klasse III ("nokså dårlig"). To avvikende år er hhv betydelig lavere (1983) og høyere (1989). Sistnevnte år ble det pga tilfeldige omstendigheter gjennomført to parallelle undersøkelser i Isesjø. Det er enkelte ekstremt høye verdier i miljøverndelingens datamateriale som avviker mye fra gjennomsnittet, og som kan skyldes tilfeldige feil, forurensning av prøven el. Ekstremverdien på 31.8 mgP/m³ ble målt bare to dager etter at NIVA hadde målt 12.0 mgP/m³ - en verdi som er nær gjennomsnittet av de øvrige målingene. Vi velger derfor å anta at NIVAs gjennomsnittsverdi gir et riktigere bilde av situasjonen i 1989. Det ser derfor ut til at konsentrasjonen av fosfor har vært ganske stabil siden 1987.

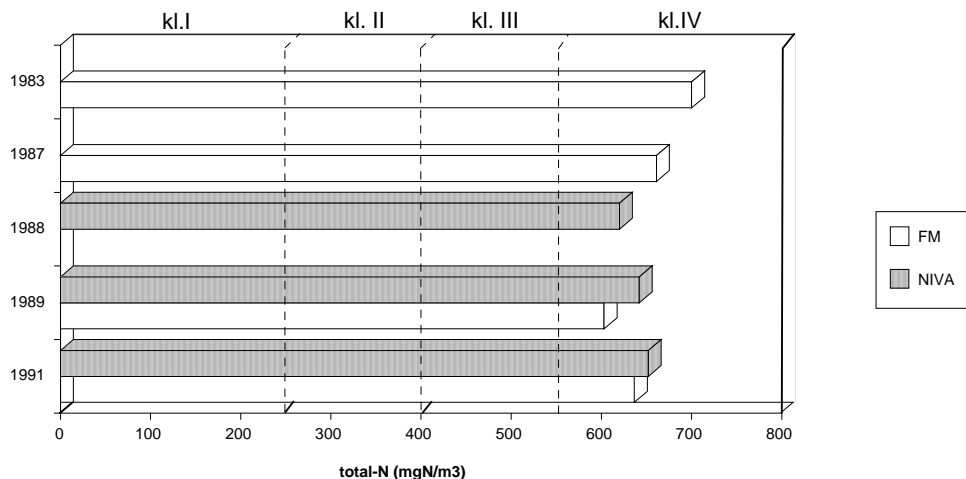
Det antas at den lave gjennomsnittsverdien i 1983 for en stor del skyldes klimatiske forhold og at det ikke har vært en så kraftig økning i forurensningen i Isesjø i denne perioden som figuren kan tyde på. Dessverre finnes det ikke målinger fra tida før 1983. Det foreliggende datamaterialet og erfaringer fra innsjøer i regionen forøvrig indikerer imidlertid at forurensningen av Isesjø har foregått gradvis over en lengre periode, antagelig over et par tiår, og at forholdene i 1983 var spesielt gunstige og avvikende fra den generelle tendensen. Nedbøren var spesielt lav sommeren 1983. Dette førte til lav tilførsel av fosfor til planteplanktonet i vekstsesongen. Nedbørsummen for månedene juni-august var 95mm i 1983 mens gjennomsnittet for disse månedene i perioden 1982-92 var ca. 250mm.



Figur 3.6 Total fosfor. Sesongmiddelerdier for undersøkte år. Hvite stolper angir verdier fra undersøkelser i regi av Fylkesmannens Miljøvernnavdeling, skraverte stolper fra NIVA.

Konsentrasjonen av fosfor er imidlertid så høy at selv en svak økning vil kunne føre til økt mengde problemalger. Allerede i dag er oppblomstringer av algen *Gonyostomum semen* et betydelig problem for bading i innsjøen. Selv en beskjeden økt utvasking av fosfor i ugunstige år kan gi blågrønnalgene "fotfeste" i innsjøen, slik en har registrert i andre innsjøer på Østlandet.

Middelerdiene for nitrogen var svært jevne gjennom hele perioden og lå hele tida i klasse IV ("dårlig"). Figur 3.7 indikerer sammen med figur 3.5 over siktedyp at det ikke har vært en generell dramatisk forverring av vannkvaliteten i Isesjø etter 1983.



Figur 3.7 Total nitrogen. Sesongmiddelerdier for undersøkte år. Hvite stolper angir verdier fra undersøkelser i regi av Fylkesmannens Miljøvernnavdeling, skraverte stolper fra NIVA.

3.2.3 Planteplankton

Planteplankton består av mikroskopiske planter (alger) som svever fritt i vannmassene. Mengde og artssammensetning av planteplanktonet gir en god indikasjon på vannkvaliteten i innsjøer.

3.2.3.1 Klorofyll og algebiomasse

Resultatene for klorofyll fra de to undersøkelsene viser en jevn utvikling gjennom sesongen fra lave verdier i mai, jevnt stigende til verdier rundt 10 mg Chla/m³ på ettersommeren og høsten. De sammenliknbare resultatene indikerer at forskjellig prøvetakingsdyp ikke har gitt vesentlig forskjellige resultater for andre parametre.

For algebiomasse basert på artsbestemmelse og telling i mikroskop derimot er resultatene svært forskjellige (se tabellen 3.2). Miljøvernaveidningens resultater er til dels betydelig høyere enn NIVAs, selv om noen av disse bare er tatt med få dagers mellomrom. Som kontroll har vi også beregnet innhold av klorofyll i algene som vist i tabellen. For et stort antall norske innsjøer er det vist at andelen klorofyll stort sett ligger mellom 0.5-2.5% av våtvekten (Faafeng og medarb. 1990a). Miljøvernaveidningens verdier for juli og tidlig i august ligger i ytterkant av dette området. Grunnen til at dette er diskutert her er at de to undersøkelsene gir forskjellige tolkningsmuligheter i forhold til karakterisering av innsjøens forurensningstilstand og -utvikling. For å unngå dette problemet har vi derfor kun brukt klorofyllverdiene for vurdering av utviklingen over tid (figur 3.8).

Følgende forhold kan forklare forskjellene i resultatene:

- FMs resultater er kommet fram gjennom en forenklet tellemetode som kan gi større usikkerhet
- FM har brukt vesentlig høyere spesifikke volumer for den arten som ofte dominerer: *Gonyostomum semen* (20.000 mot NIVAs 10-12.000)
- FM har tatt blandprøver ned til 4 meters dyp, mens NIVA har tatt prøver ned til 6, 8 eller 10 meters dyp. Cronberg og medarb. (1988) viser at denne arten ofte har svært lave konsentrasjoner i de øverste 2 til 4 metrene, og store maksima noe dypere ned.
- Enkelte individer av *Gonyostomum* kan bli ødelagt ved fiksering. Kun fra 1983 ble det tallet på levende materiale.

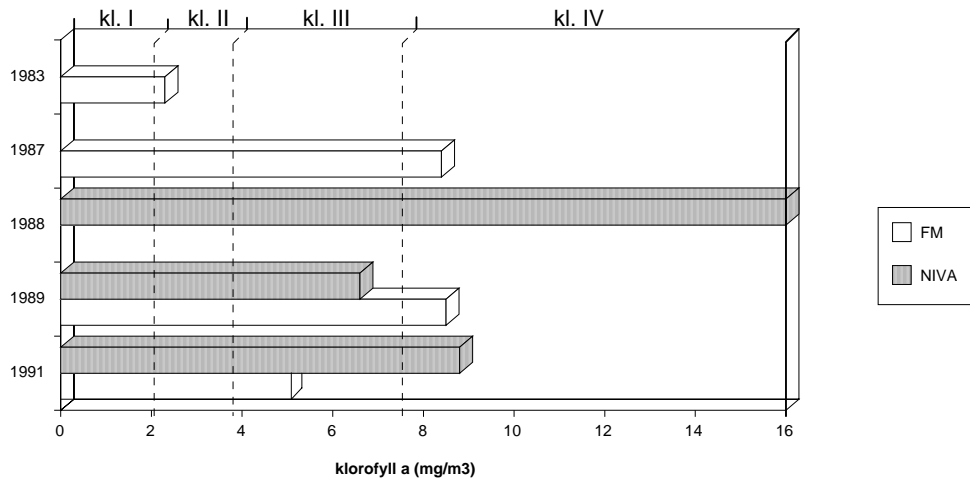
Resultatene fra de to undersøkelsene er derfor ikke uten videre sammenliknbare for algebiomasse, mens klorofyllverdiene ser ut til å være det. I den videre diskusjonen brukes derfor klorofyll som parameter for algebiomasse, mens algetellingene bare blir brukt for å sammenlikne artssammensetningen av planteplanktonet.

Tabell 3.2 Sesongmiddelverdier for algebiomasse (mg våtvekt/l og μg klorofyll/l) beregnet for to "overlappende" undersøkelser i Isesjø 1989 og 1991 (aritmetisk middelværdi av målte verdier mellom 1. mai og 31. september)

	våtvekt	klorofyll
<i>1989:</i>		
Miljøvernavdelingen	2.30	8.50
NIVA	0.40	6.63
<i>1991:</i>		
Miljøvernavdelingen	1.70	5.16
NIVA	0.58	10.94

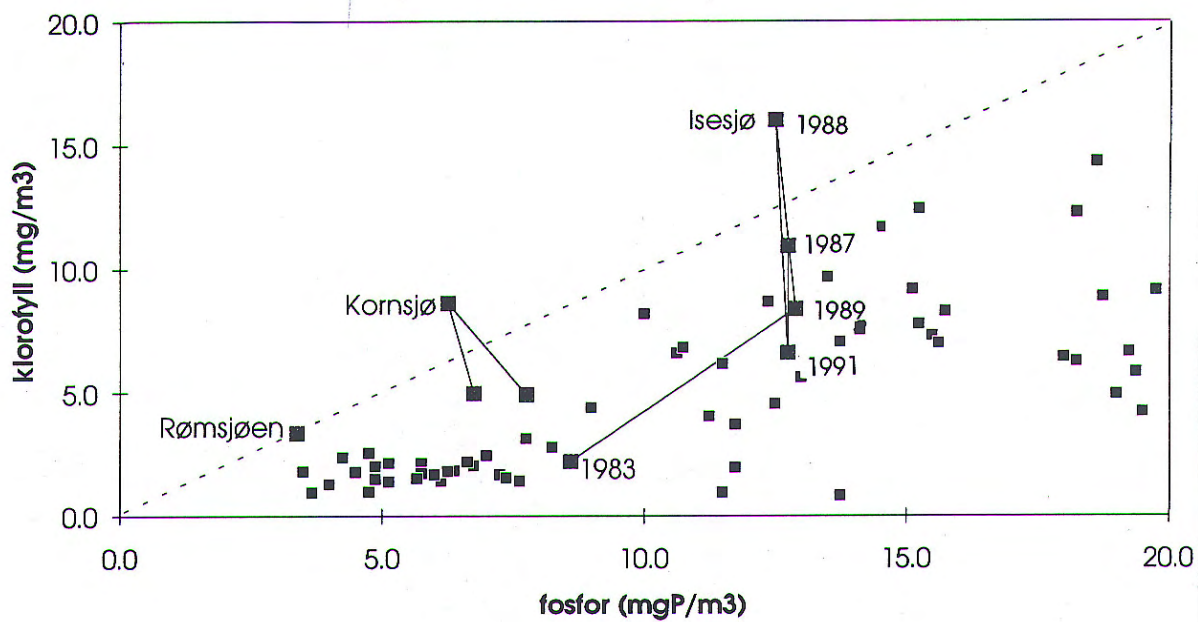
En kraftig høstoppblomstring av *Gonyostomum* i 1988 ga, kombinert med kun fire observasjoner, svært høy sesongmiddelværdi for NIVAs klorofyllverdier dette året. Figur 3.9 viser at denne klorofyllverdien avviker sterkt fra det en skulle vente fra innsjøer med Isesjø's fosforkonsentrasjon. Dette understreker at 4 observasjoner pr. sesong kan være for lite til å gi en representativ årsmiddelværdi for parametre med kortvarig høye eller lave verdier som her. En lav gjennomsnittsverdi i i Fylkesmannens overvåkings-undersøkelse fra 1991, til tross for 6 observasjoner for beregning av gjennomsnittet, bekrefter dette problemet.

Forøvrig viser figur 3.8 at middelværdiene av klorofyll plasserer Isesjø i vannkvalitetsklasse III-IV i SFTs vurderingssystem for vannkvalitet i ferskvann (SFT 1992). Dette betegnes som "nokså dårlig" til "dårlig" på en skala fra I ("god") til V ("svært dårlig").



Figur 3.8 Klorofyll. Sesongmiddelværdier for de undersøkte årene. Hvite stolper angir verdier fra undersøkelser i regi av Fylkesmannens Miljøvernavdeling, skraverte stolper fra NIVA.

Cronberg og medarb. (1988) registrerte ekstremt høyt innhold av klorofyll i vannet når det var dominans av *Gonyostomum semen*, dvs. ekstremt høyt forhold klorofyll/fosfor, mens klorofyllinnholdet pr. volum alge var normalt.

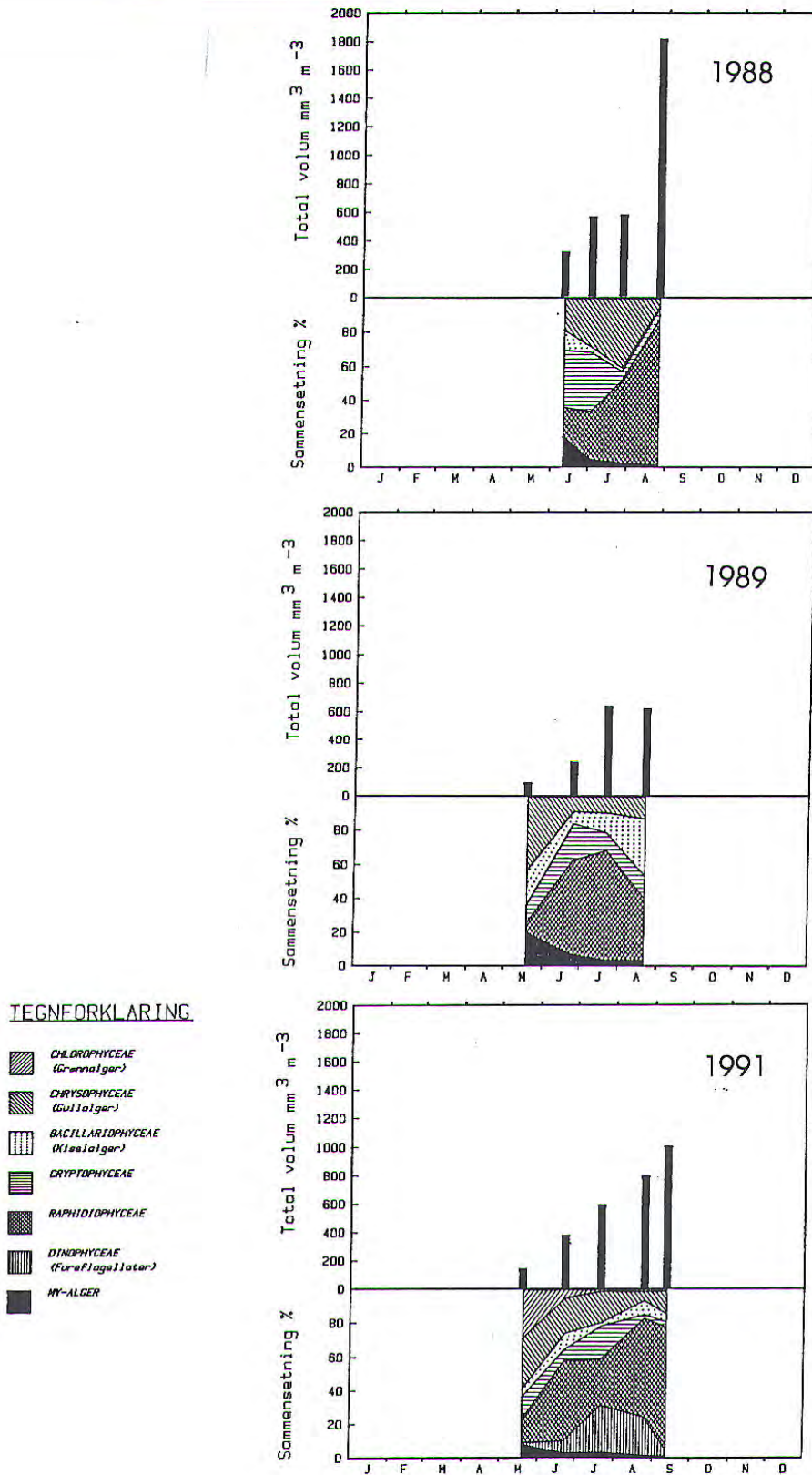


Figur 3.9 Fosfor mot klorofyll (sesongmiddeler) i Isesjø 1983-92 samt i endel andre innsjøer på Østlandet med fosforkonsentrasjoner lavere enn 20 mgP/m^3 (Data fra "Landsomfattende trofiundersøkelse av innsjøer", Faafeng og medarb. 1990, 1992). Stiplet linje angir forholdet klorofyll/fosfor = 1:1. Figuren viser også at klorofyllverdien i Isesjø fra 1983 var svært lav og NIVAs verdi fra 1988 var svært høy (se kommentar på foregående side).

3.2.3.2 Artssammensetning

Kvantitative planteplanktonprøver har vært samlet inn og analysert fra Isesjø i de fire årene 1988, 89, 91 og 92, med fire prøver fordelt over vekstsesongen i 1988 og 1989, fem prøver i 1991 og to prøver i 1992. Prøvene representerer blandprøver fra overflaten ned til 6, 8 eller 10 m dyp. Analyseresultatene er vist i figur 3.10 og i tabeller i vedlegg.

Et spesielt trekk ved planteplanktonens sammensetning i Isesjø er den, relativt sett, store prosentvise andelen av totalvolumet som gruppen Raphidophyceae, representert ved arten *Gonyostomum semen*, utgjør alle årene. Denne arten har sitt maksimum samtidig med maksimum i totalvolum. I de fleste tilfelle inntreffer dette på ettersommeren eller tidlig høst. I 1992 ble det bare samlet inn prøver i juni/juli.



Figur 3.10 Planteplanktonets biovolum (øverst) og sammensetning (nederst) for 1988, 1989 og 1991.

Nedenfor er gjengitt en tabell som viser variasjonene i totalvolum og prosent andel av *Gonyostomum semen* på analysetidspunktene de fire årene.

Tabell 3.3 Totalvolum planteplankton og andel *Gonyostomum* ved NIVAs målinger i 1988 - 92.

Dato	1988				1989			
	11/6	3/7	28/7	27/8	20/5	26/6	23/7	23/8
Totalvolum planteplankton	320	565	578	1813	94	240	640	621
% antall <i>Gonyostomum</i> semen	17	24	46	85	5	54	62	34

Dato	1991					1992	
	20/5	23/6	22/7	26/8	13/9	4/6	1/7
Totalvolum planteplankton	142	381	594	797	1005	318	562
% antall <i>Gonyostomum</i> semen	14	47	27	58	72	18	17

Som en ser av tabellen kan *Gonyostomum semen* i høstplanktonet utgjøre mellom 70-85% av det totale planteplankton fra år til annet.

Dominans av denne arten i planteplanktonet får en gjerne i humøse (høyt humusinnhold) og noe næringsrike innsjøer (Bjørndalen og Warendorph 1983, Cronberg og medarb. 1988). Cronberg og medarb. 1988 fant dominans av denne arten i svenske innsjøer ned mot ca. 10 mgP/m³.

Tilsvarende ble funnet av Hongve og medarb. 1988 (se figur 4.2). De registrerte algemaksima i Isesjø tilsier at vannmassene må betegnes som middels næringsrike (oligomesotrofe til mesotrofe).

Artssammensetningen forøvrig er dominert av arter som er vanlige i næringsfattige vannmasser, men med innslag av arter som er mer typiske for næringsrike (eutrofe) vannmasser. Erfaring viser at selv svak økning av dagens fosforkonsentrasjon kan føre til oppblomstring av også andre problemalger som f.eks. blågrønnalger.

Gonyostomum semen er rapportert å gi irritasjon og kløe ved kontakt med huden, når den opptrer i større bestander. Et annet typisk innslag i oligomesotrofe og mesotrofe innsjøer er at gullalgen (*Chrysophyceae*), *Uroglena americana*, som fra tid til annen kan utvikle større bestander i det samlede planteplankton i Isesjø. Store bestander av denne arten i vannmassene kan gi smak og særlig lukt av vannet. Nærmest en lukt av fisk.

3.2.4 DYREPLANKTON

Artssammensetning og størrelsesfordeling i dyreplanktonsamfunnet gir ofte en god indikasjon på selvrensningskapasiteten, som i denne sammenheng betyr dyreplanktonets evne til å beite på algene. Stor tetthet av store dyreplanktonarter, spesielt *Daphnia*, gir et høyt beitepress på planteplankton, og dyreplanktonet bidrar på denne måten til å redusere biomassen av planteplanktonet. Yngelstadiet av de fleste fiskearter spiser dyreplankton, men i mer produktive systemer er det flere fiskearter som kan ernære seg på dyreplankton også i voksne stadier. Dette gjelder lagesild, sik og krøkle, småvokst abbor, laue og stingsild, men fremfor alt flere arter av karpefisk. Spesielt mort har vist seg å være en meget effektiv predator på dyreplankton. De fleste av disse artene foretrekker store, lett synlige og lett fangbare arter, og nettopp større cladocerer som *Daphnia* er utsatt. Ved et høyt fiskepredasjonspress vil derfor dyreplanktonsamfunnet endre karakter og bli dominert av mindre arter med den følge at den totale beiteaktivitet på planteplankton avtar.

Dyreplanktonsamfunnet i Isesjø ble undersøkt i perioden 1988 - 1992 med kvantitative prøver fra 2 til fire ganger i tidsrommet mai-september. Prøvene ble tatt som blandprøver ved en slangehenter fra 0-10 m dyp. Dyreplanktonbiomassen viste betydelige sesongmessige fluktuasjoner. Gjennomsnittsbio masse for 10 sommerprøver (juni, juli og august) i årene 1988 - 1992 ga en gjennomsnittlig bio masse på 47 µg tørrvekt /l, men med ytterpunkter på 5.5 - 200 µg/l. Generelt er biomassen høyest i slutten av juni, men det er også store variasjoner mellom de ulike år. Denne variasjonen kan skyldes varierende årsklasser av planktonspisende fisk, men også klimatiske forhold.

Artssammensetningen er dominert av relativt små former av krepsdyrplankton, med den calanoide hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* som dominant. Cyclopoide hoppekreps og hjuldyr utgjør beskjedne andeler av den totale bio masse. Av cladocerene (som vanligvis utgjør den viktigste gruppen av algebeitere), dominerer *Bosmina coregoni*, *Daphnia cristata* og *Diaphanosoma brachyurum*. Alle er relativt små former, og er vanlig forekommende i næringsrike sjøer. Den noe større formen *Limnospida frontosa*, en art som synes å ekspandere i sør-østlige landsdeler, var relativt vanlig i 1991 og 1992.

Mageprøvene hos mort besto hovedsakelig av rovdyrplanktonet *Leptodora kindtii* (90 % på volumbasis), med et visst innslag av *Bosmina*. *Leptodora* ble ikke påvist i de kvantitative prøvene, og det er åpenbart at fisken har en viktig kontrollerende funksjon på forekomsten av denne rovformen. Redusert forekomst av mort ville med stor sannsynlighet gi økt forekomst av *Leptodora*, og nettoeffekten av dette på dyreplanktonet forøvrig er ikke gitt. Normalt vil imidlertid *Leptodora* foretrekke mindre dyreplanktonarter enn de morten foretrekker.

Sannsynlig forekomst av krøkle i dyplagene er også en viktig faktori Isesjø. Det medfører at dyreplanktonet er utsatt for predasjon både i overflatelagene av mort og i dypere vannlag av krøkle. Likevel indikerer prøvene at dyreplanktonet ikke er spesielt nedbeitet. Generelt er både bio masse og artssammensetning typisk for meso- til eutrofe innsjøer på Østlandet med et visst predasjonspress fra fisk. Det faktum at en art som *Holopedium gibberum* forekommer sporadisk, samt forekomsten av *Limnospida*, indikerer at Isesjø ikke er spesielt eutrof og samtidig at predasjonspresset fra fisk ikke er ekstremt. Systemet synes å ha en moderat

"selvrenningskapasitet" vurdert som dyreplanktonets evne til å beite alger. Likevel er det klart at redusert fiskepredasjon vil gi rom for økt andel av potensielt viktige algebeitere som i dag bare finnes i små mengder.

Det skal til slutt nevnes at det med stor sannsynlighet finnes større istidsrelikter som f.eks. *Mysis relicta* i Isesjø. Svært mange innsjøer i Akershus/Østfold under marin grense og med dyp større enn 10 m har bestander av dette store rov-krepsdyret. Dette er også en art som kan ha stor betydning både som fiskeføde og som predator på det øvrige dyreplanktonsamfunn. I en videre vurdering av Isesjø vil det derfor være av betydelig interesse å undersøke eventuell forekomst av denne arten.

Bjørndalen og Warendorph (1982) rapporterer at mengden *Daphnia cristata* gikk betydelig ned under oppblomstringer av *Gonyostomum* i Vansjø og de antok at dette både skyldes at algen er så stor at den er dårlig egnet som føde og at dens evne til å skille ut slimtråder kunne virke hemmende på dyreplanktonets filtreringsapparat.

3.2.5 FISK

3.2.5.1 Innledning

Biomanipulering, eller endring av fiskesamfunn, kan være ett av flere tiltak som kan bidra til redusert algebiomasse i innsjøer selv om fosforkonsentrasjonen er uendret. Dette skjer ved at beitetrykket på algespisende arter av dyreplankton reduseres. Denne effekten kan oppnås ved å redusere den totale fiskebiomassen eller ved å endre strukturen i det pelagiske fiskesamfunn (dominerende arter / størrelser).

Øking av rovfiskbestander har vist seg å endre strukturen i det pelagiske fiskesamfunn i en retning som kan gi mindre algebiomasse (Benndorf 1990, Van Densen & Grimm 1988, Brabrand & Faafeng i trykk). Ved biomanipulering er det alltid påkrevet med kvantifisering av fiskesamfunnet i de pelagiske områder, og foreta en funksjonsbeskrivelse av de ulike artene i det pelagiske fiskesamfunnet. På grunnlag av dette kan det foretas en vurdering av hvilke muligheter som foreligger for å redusere beitetrykket på algespisende dyreplankton.

3.2.5.2 Materiale og metoder

For å beskrive fiskesamfunnet i de pelagiske områder ble det benyttet ekkolodd og fiske med garn. Dette ble gjennomført på dagtid og på nattid 21.8.1991, 11.6.1992 og 5.9.1992. Alle ekkoregistreringer ble gjort med et ekkolodd av type SIMRAD EY-M. Metoden er nærmere beskrevet i vedlegg. Ekkogrammer ble tatt opp på magnetbånd langs kursene angitt i Fig. 3.10.

For å relatere ekkosignalene til sannsynlige arter og lengdegrupper ble det gjennomført garnfiske parallelt med ekkoloddregistreringene. .

Flytegarn ble satt sentralt i sydlig bassenget (Fig. 3.11) og følgende maskevidder ble benyttet: 10, 16, 19.5, 22.5, 35 og 52 mm. Den 21.8.1991 ble disse satt i dybdeintervallet 1-6 m under overflaten, og dekket derved epilimnion, mens den 11. juni og 5. september 1992 ble det benyttet 10, 19.5 og 22.5 mm flytegarn satt på bunnen. Fisketiden var ca. 4 timer (kl. 17-21).

Bunnegarn ble benyttet 21.8.1991. Disse ble satt ut enkeltvis fra land i det sydlige bassenget. Følgende maskevidder ble benyttet: 10, 16, 19.5, 22.5, 35, 45, 52 mm. Fisketiden var ca. 4 timer (kl. 17-21).

3.2.5.3 Mageanalyser.

Mort tatt pelagisk i august 1991 hadde nesten utelukkende spist dyreplankton. *Leptodora kindtii* dominerte totalt (> 90%), mens det resterende besto av *Bosmina* sp. Noen individer hadde rester av planter (makrofytter) i mageinnholdet, noe som indikerer periodisk littoralt tilhold.

Mort tatt på bunnegarn hadde også hovedsakelig spist dyreplankton, men hadde ca. 30 % slam og sedimenter i mageinnholdet. Av dyreplankton ble *Bosmina*, bunnlevende arter av Chydoridae, og *Leptodora kindtii* observert. Sistnevnte art var dominerende.

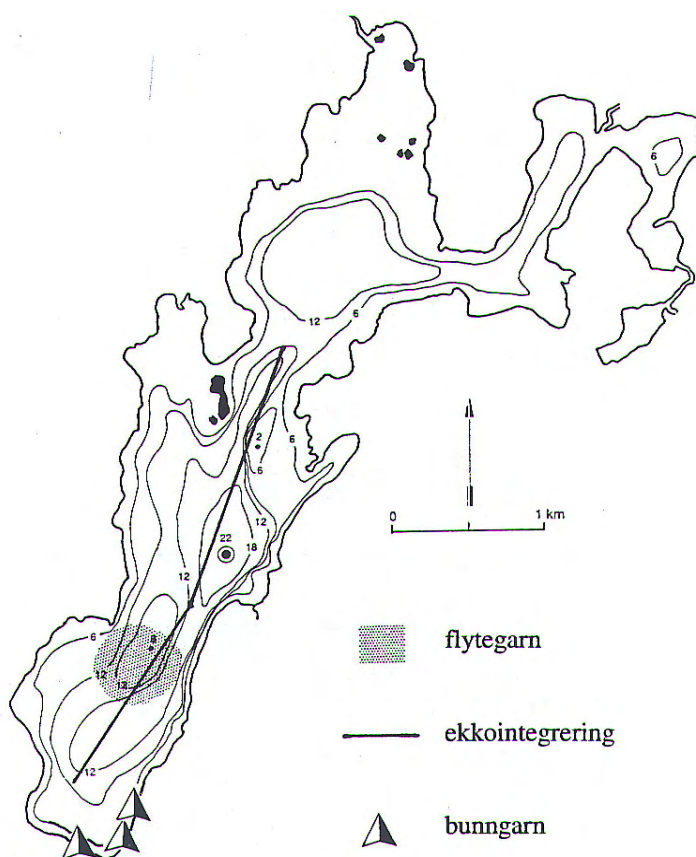


Fig. 3.11. Kart over Isesjø med avmerket profiler for ekkoregistrering og garnfiske.

Abbor i lengdegruppen 9-12 cm tatt pelagisk hadde hovedsakelig spist fisk (>90%). Til tross for at byttefisken var relativt mye fordøyd, ble den artsbestemt til krøkle selvom denne arten tidligere ikke er angitt for Isesjø. Følgende kriterier ble brukt ved artsbestemmelsen: Byttefisken hadde ikke svelgbein og hørte følgelig ikke til karpefiskene. Videre hadde byttefisken slank kroppsfasong, store øyne i forhold til hode, stor kjeft med tenner, gjellebuer med 28-32 gjellegitterstaver og magesekk ble påvist. Individstørrelsen var 3-5.5 cm, og totalt 7 individer ble observert.

Byttefisken hadde selv spist dyreplankton (*L. kindtii*). Abbor tatt littoralt hadde spist både overnevnte byttefisk (ca. 40%), yngel av karpefisk (ca. 50%) og bunndyr (ca. 10%).

3.2.5.3 Ekkogrammer

Ekkogrammer fra dag- og nattoptak i Isesjø er vist i Fig. 3.12. Ved alle observasjonene ble det på dagtid påvist stimer av fisk på 10-14 meters dyp, 2-3 m over bunnen. Stimene hadde en jevn horisontal fordeling, og sto uavhengig av land og utenom grunnere partier. På dagtid ble det påvist lite fisk over termoklinen. Ekkoloddregistreringene indikerte at det sto relativt mye fisk også under termoklinen, og 11.6.1992 ble det fisket i de dypere vannlag. Imidlertid ble det under dette fisket påvist påfallende lite fisk.

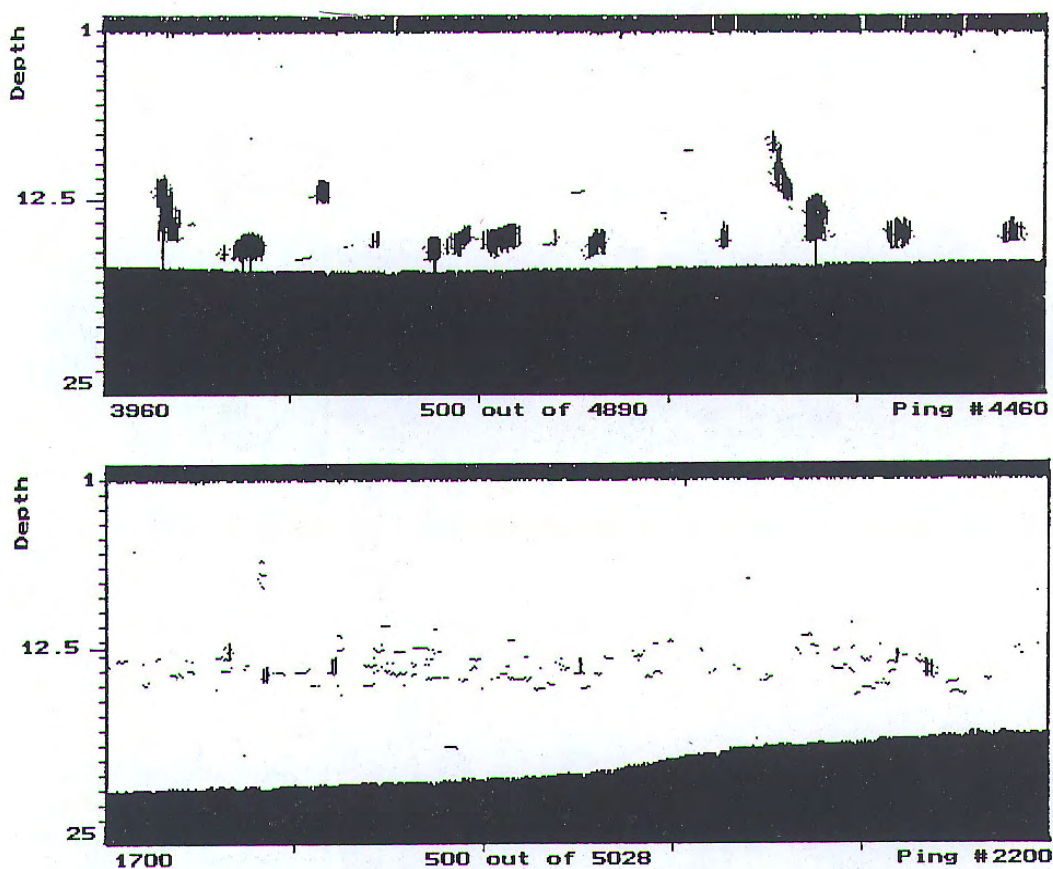


Fig.3.12 Ekkogram fra pelagiske områder av Isesjø på dagtid (over) og etter mørkets frambrudd (under) 11.6.1992.

Etter mørkets frambrudd sto fisken under termoklinen mer spredt, og observert som enkelt-individer. Den vertikale fordelingen av fisk i Fig. 3.13 viser størst tetthet over termoklinen ned til ca. 4 m's dyp og i dypere vannlaget, 13-15 m. Tettheten av fisk i vannlag nær overflaten er trolig underestimert, noe som fordelingen 11. juni gir indikasjoner om. Fisken sto da tydeligvis i de helt øvre vannlag der ekkoloddet ikke registrerer.

3.2.5.4 Fisketetthet/størrelsesfordeling.

Tettheten av fisk i de pelagiske områdene av Isesjø er beregnet for 4 m's dybdeintervaller, og gitt i Tabell 3.4. Etter mørkets frambrudd varierte tettheten fra 2.595 - 10.073 fisk/ha innsjøoverflate. Den store variasjonen skyldes stor variasjon i observert fisketetthet i de øvre vannlag.

Den relative størrelsesfordelingen er vist i Fig. 3.14.

Målingene viser gjennomgående større innslag av småfisk (< 10 cm) i de dypere vannlag sammenliknet med dybdeintervallet 2-8 m. Over sprangsjiktet dominerte fisk i lengdeintervallet 10-20 cm.

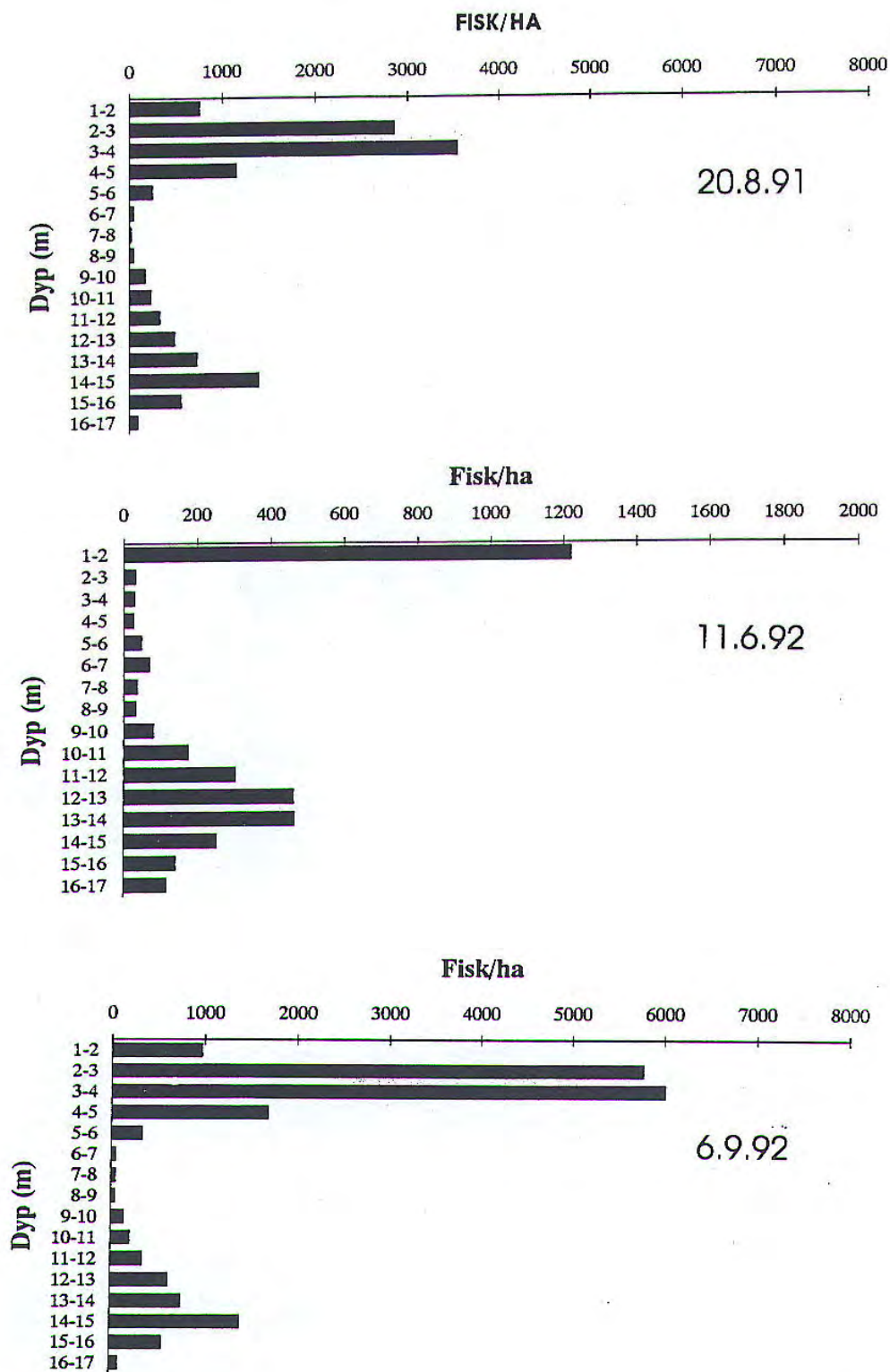


Fig. 3.13. Dybdefordeling av fisk på nattid i pelagiske områder av Isesjø basert på ekkoregistreringer.

Variasjonen i beregnet fiskebiomasse skyldtes først og fremst variasjon i observert fisketetthet, spesielt over termoklinen, idet det 5.9.92 ble beregnet 106 kg/ha fisk over termoklinen, mens det 11.6.92 ble bare beregnet 13.2 kg/ha. Basert på lengde/vekt regresjon for krøkle, ble det beregnet en fiskebiomasse på 14.4-22.0 kg/ha under termoklinen.

Tabell 3.4 Beregnet fisketetthet og biomasse i 4 m's dybde intervaller i Isesjø basert på hydroakustikk (ekkolodd) etter mørkets frambrudd i de pelagiske områder.

Dato	Antall/ha	Biomasse (kg/ha)		Totalt
		2-8m	8-20m	
20.08.91a	6303	63.0	14.4	77.4
20.08.91b	4160	15.5	16.3	31.8
11.06.92	2595	13.2	21.4	34.6
05.09.92	10073	106	22.0	128

3.2.5.5 Fiskesamfunn

De fiskeartene som ble påvist pelagisk på garn i Isesjø var mort, abbor, laue, hork og gjørs, hvorav mort og abbor totalt dominerte (Fig. 3.15). De påviste arter i littorale områder var mort, abbor, brasme, laue og hork. Garnfangstene viste også her dominans av mort og abbor. Lengdefordelingen av de to artene er vist i Fig. 3.15, der mort i lengdeintervallet 9-14 cm dominerte, mens abbor var til stede i lengdeintervallet 13-17cm. Gjørs er en viktig rovfisk i karpefisk/krøkle-samfunn, fordi den er effektiv i de frie vannmasser, mens gjedde og abbor i større grad er rovfisk i strandsonen (littoralen).

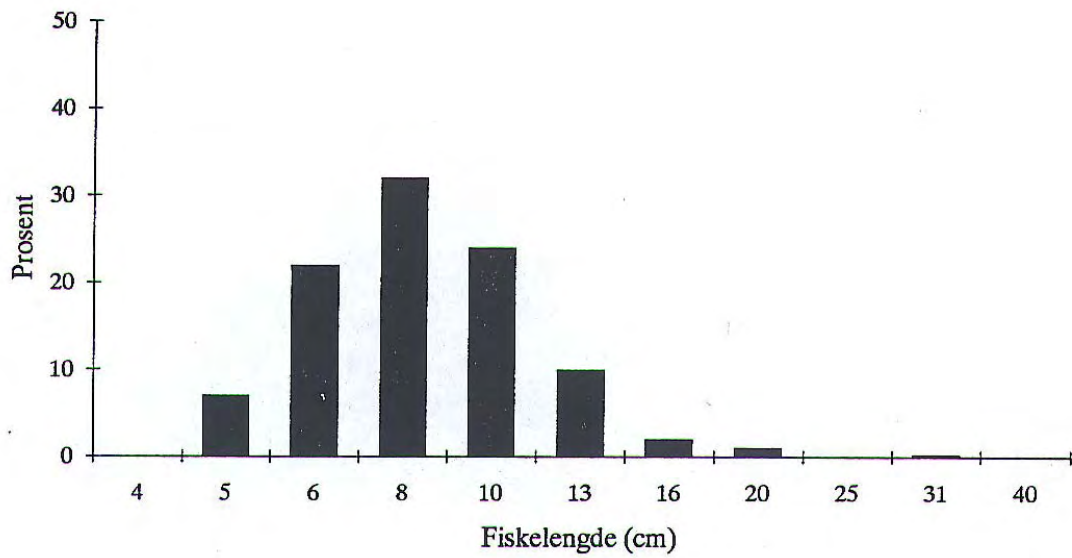
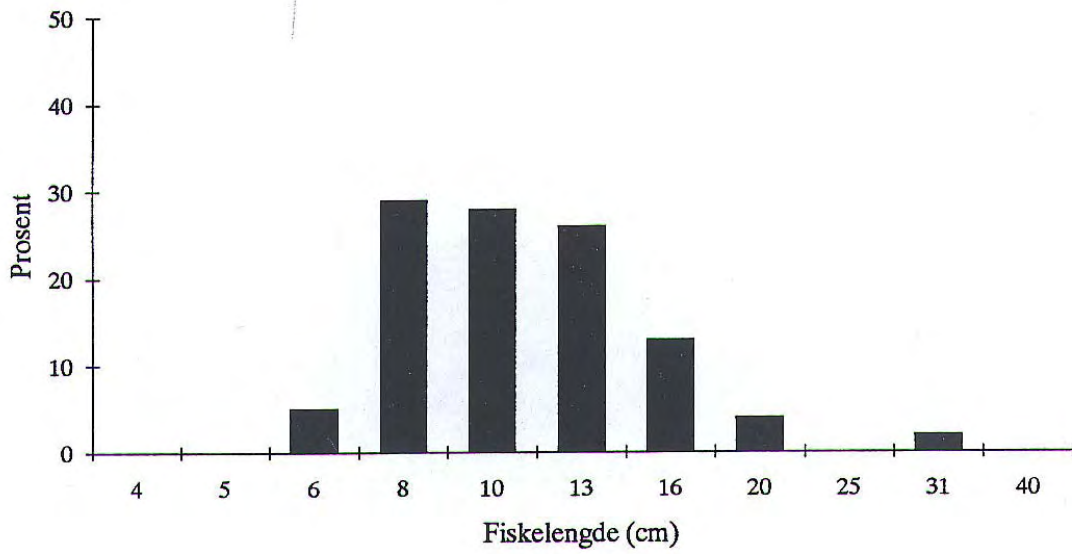


Fig. 3.14 Relativ størrelsesfordeling av fisk i pelagiske områder av Isesjø 21.8.1991 etter mørkets frambrudd i dybdeintervallene 2-8 m og 8-16 m under overflaten.

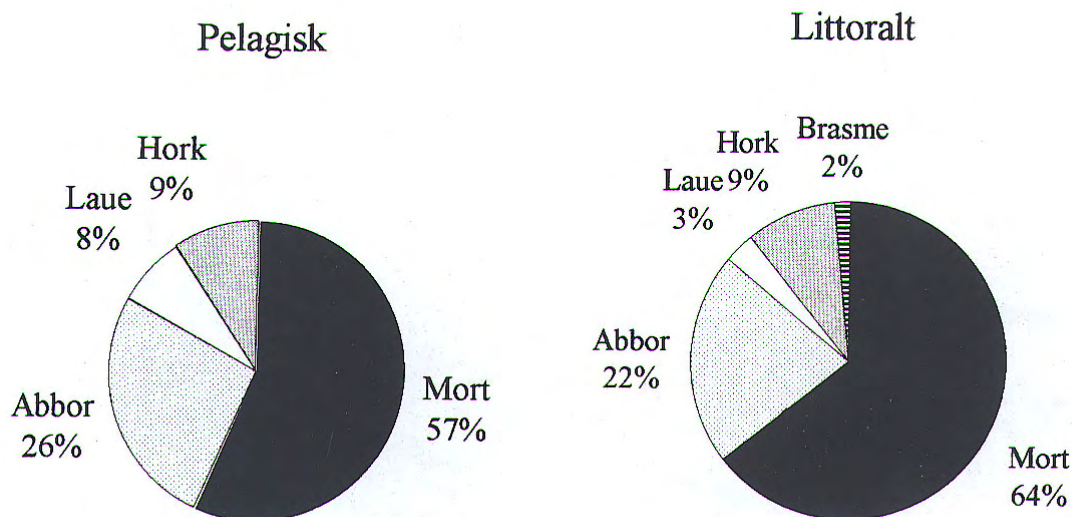


Fig. 3.15 Prosentvis artssammensetning i pelagiske og littorale garnfangster fra Isesjø 21.8 1991.

I tillegg til flytegarnefangstene ble det påvist krøkle i abbor tatt pelagisk, noe som indikerer pelagiske forekomst av krøkle. I littorale områder ble det påvist mort, abbor, laue, hork, gjedde og brasme, også her med dominans av mort og abbor.

3.2.5.6 Kommentarer

Isesjø har relativt store arealer dypere enn ca. 8-9 m, og har derved en veldefinert hypolimnetisk sone (dypvann). For beskrivelse av fiskesamfunnet i denne innsjøen skiller det mellom følgende hovedhabitater: Et pelagisk habitat i hovedbassengene, bestående av epilimnion (overflatevann) og hypolimnion (dypvann), og et littoralt habitat (nær stranda). Pelagisk epilimnion finnes både over innsjøens dybbasseng og i de mer grunnere områder av innsjøen som er uavhengig av strandsonen. Littoralsonen utgjør en stor del av det totale innsjøareal, spesielt i de grunnere områder i nordlig del.

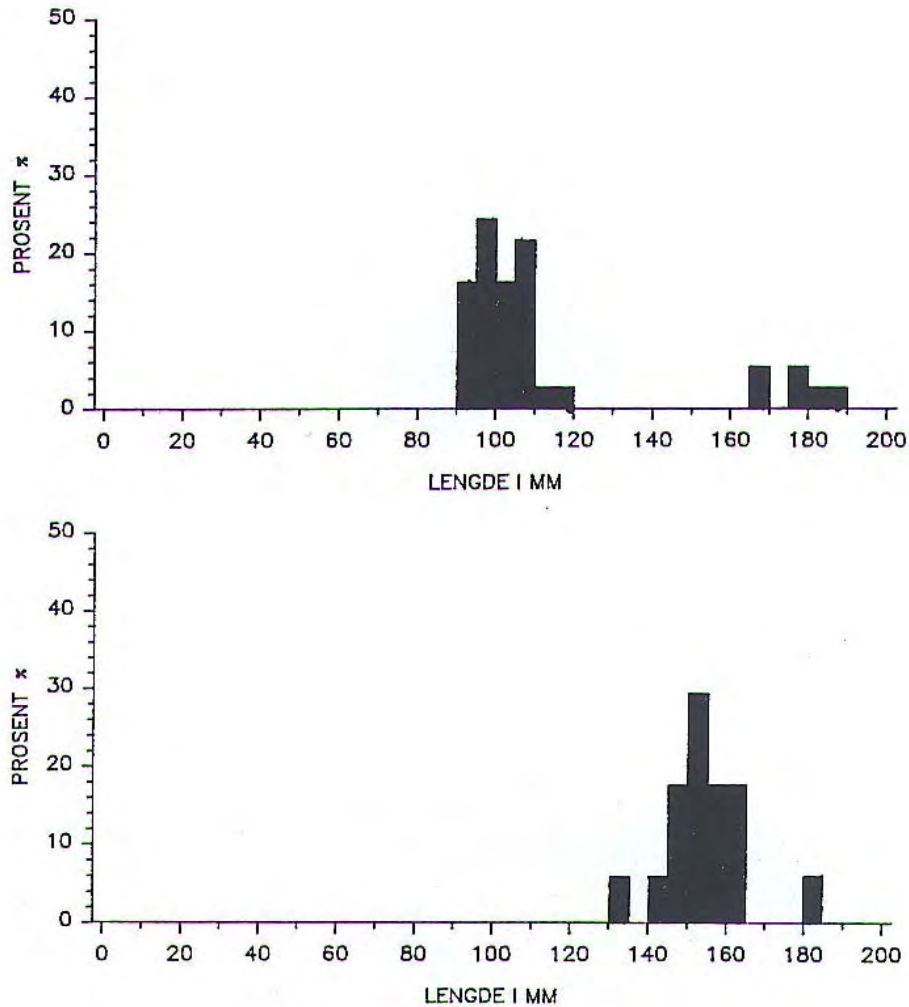


Fig. 3.16 Lengdefordeling av morm (over) og abbor (under) tatt med flytegarn i pelagiske områder av Isesjø.

I forbindelse med biomanipulering som mulig tiltak for å bidra til redusert algebiomasse er det først og fremst forholdene i de pelagiske områder som er av interesse. Basert på ekkoregistrering og flytegarn er det påvist stor fisketetthet i de epilimniske områder av Isesjø, og tettheten av karpefisk kan periodevis være stor her. Spesielt ble det påvist dominans av morm, men det antas at laue også kan utgjøre et betydelig innslag. Dette epilimniske fiskesamfunnet er typisk for karpefiskdominerte sjøer og er blant annet observert i Vansjø (Brabrand 1983) og i Bjørkelangen (Vøllestad 1985). Der laue ikke finnes, vil morm ofte være den totalt dominerende art.

Fisketettheten i epilimniske områder i Isesjø økte etter mørkets frambrudd. Dette indikerer nettopp at bestanden over sprangsjiktet domineres av morm, idet horisontal vandring fra littorale til pelagiske områder er karakteristisk for morm (Bohl 1981, Brabrand et al. 1991). Både morm og laue har primært tilhold i littorale områder, og deres pelagiske forekomst er i stor grad bestemt av predasjonsrisiko og konkurranse. Forholdene i littoralsonen er derfor av betydning for spesielt om morm vil oppholde seg pelagisk. Utsetting av pelagisk predatorfisk har vist at morm i predatorutsatte størrelser kan skifte habitat, og oppholde seg mer permanent i littorale områder (Brabrand og Faafeng 1993).

Mort og laue har begge stort potensiale for nedbeiting av dyreplankton (Svårdson 1976, Vøllestad 1985), men de har begge et habitatvalg begrenset til epilimnion. I sjiktede innsjøer med mort har derfor dyreplankton et mulig refugium (område der de ikke blir spist så lett) under termoklinen. Imidlertid er det i Isesjø påvist relativt stor fisketetthet også under termoklinen, og det er konkludert med at dette er krøkle. Dette er en art som kan ha et permanent pelagisk habitat, og i sjiktede innsjøer med sterk konkurranse fra karpefisk i epilimnion, vil krøkle oppholde seg for en stor del i de hypolimnetiske områder. Krøkle vil derfor utøve et permanent predasjonstrykk på dyreplankton, med potensiale for predasjon både over og under termoklinen.

Fiskesamfunnet i Isesjø har derfor totalt sett en artssammensetning som kan utnytte produksjonen av dyreplankton både over og under termoklinen. Forutsetningen er at oksygenforholdene er tilfredsstillende. Selv om innsjøen har et relativt lite hypolimnetisk vannvolum for arter som foretrekker kaldt vann eller arter som har et vertikalt vandringsmønster mellom hypolimnion og epilimnion, viser ekkoregistreringene jevn horisontal forekomst av stimer, trolig krøkle, over hele innsjøarealet der totaldypet er større enn ca. 10 m.

Det bør nevnes at den geografiske forekomsten av krøkle er dårlig kjent, dels fordi den ikke tas på ordinær redskap, dels fordi den har et habitatvalg som gir den en relativt anonym tilværelse. Eksempelvis finnes det krøkle i Bjørkelangen, men den ble ikke påvist under prøvefiske hverken i 1992 (Brabrand 1993) eller i 1982 (Vøllestad 1982). Økologisk er imidlertid krøkle en viktig art. Dels er den som nevnt en viktig planktivor art som er relativt konkurransesterk der det finnes et oksygenrikt kaldvannsrefugium, dels utgjør den en viktig bytte for predatorfisk som naturlig finnes i Isesjø; gjørs, abbor og gjedde. Av disse vil gjørs være den predatoren som har mest typisk pelagisk habitatvalg. Der det finnes krøkle vil denne være den viktigste byttefisk til gjørs (Linfield 1979), og dette må antas å bidra til at bestanden av gjørs er høyere enn den ellers ville vært uten krøkle.

Det har ikke vært mulig å dokumentere at *Mysis relicta* finnes i Isesjø til tross for flere forsøk med sleping av en stor håv på dypt vann. Dette pelagiske krepsdyret finnes imidlertid i en rekke sjøer i Østfold, deriblant i flere sjøer i Haldensvassdraget og i Øyeren (Hessen m. medarb. 1993). Arten følger i store trekk utbredelsesmønsteret til flere andre istidsrelikte krepsdyr og for fisk først og fremst utbredelsen til krøkle. Det kan derfor ikke utelukkes at *Mysis* finnes i Isesjø.

For å påvirke vannkvaliteten i mest mulig positiv retning vil det være riktig å holde bestanden av karpefisk i pelagiske områder på et så lavt nivå som mulig. Spesielt gjelder dette de ungstadier av mort.

To forhold antas i utgangspunktet allerede å bidra til dette. Ut fra vurderingen av økt predasjonsrisiko vil forekomst av gjørs utgjøre et predasjonstrykk på yngre stadier av mort i de pelagiske områder. Forekomst av krøkle vil som nevnt bidra til stor bestand av gjørs, og at gjørs jager i de pelagiske områder. Krøkle vil dessuten utøve et konkurransepress ovenfor små stadier av mort, først og fremst i de pelagiske områder. Gjørs som predator og krøkle som næringskonkurrent vil virke hemmende på pelagisk adferd hos mort. Spesielt vil ungstadiene av mort være spesielt predatorutsatte, og dette vil bidra til at disse aldersgruppene av mort primært vil ha et littoralt opphold. Fra næringsfattige sjøer er det tidligere observert at småmort i liten grad vandrer pelagisk i nærvær av krøkle (Brabrand m. fl. 1984). Imidlertid vil gjørsens preferanse for krøkle muligens gi redusert predasjonsrisiko ("pelagisk interferens", Shapiro 1990), idet småmort (8-10 cm) periodevis opplagt opptrer pelagisk i Isesjø.

Vurderingen av det pelagiske samfunnet må i tillegg inkludere mulig forekomst av *Mysis relicta*. Bestandsregulerende faktorer som: fiskepredasjon (krøkle, hork, abbor), dybdeforhold (lite hypolimnetisk vannvolum) og tildels abiotiske forhold begrenser sannsynligvis både tetthet og romlig utbredelse av *Mysis* i denne type innsjøer. Dersom *Mysis* finnes i Isesjø, antas det at tettheten er lav.

4. Forurensende aktiviteter

4.1 Beregnet tilførsel av nitrogen og fosfor

Det har ikke vært rom for analyser av forurensningsproduksjonen i innsjøens nedbørfelt i dette prosjektet. Følgende informasjon er hentet fra Miljøvernavdelingens overvåkingsrapport for 1988 og 1989:

Tabell 4.1 Beregnet tilførsel av fosfor og nitrogen til Isesjø i 1984 (Løvstad og medarb. 1988)

	fosfor tonn P/år	nitrogen tonn N/år
Husholdninger	0.3	1.2
Landbruk	3.0	58.6
Naturlige kilder	0.9	31.1
TOTALT	4.2	91.9

Dette gir en total fosforbelastning på 0.6 gP/m²/år som er nær en gjennomsnittlig "kritisk balastning" for Isesjø på 3.8 tonnP/år (0.55gPm²/år) i forhold til vanlig brukte eutrofimodeller (Vollenweider 1976). Modellen indikerer at fosfortilførslene ikke bør overskride ca. 1.5-2 tonnP/år for å komme ned mot "betenkelig belastning"

Den bekken som representerer største delen av innsjøens nedbørfelt, st.4 Buerbekken ved Skjebergdal, hadde en median fosforkonsentrasjon på 12.0 mgP/m³, mens de andre bekkene hadde noe høyere verdier. Dersom en antar at midlere konsentrasjon av fosfor i tilløpsbekkene totalt var mellom 20 og 30 mgP/m³ (jfr. figur 3.3) og spesifikk avrenning i området er 13 l sek/km², skulle den totale fosfortilførsel til innsjøen være anslagsvis 1.4-2.1 tonnP/år. Det høyeste anslaget er halvparten av det den teoretiske beregningen viser (Løvstad og medarb. 1988). Misforholdet kan skyldes dels at de avrennings-koeffisientene som ble brukt i 1984 var høyere enn de en ville ha brukt i dag, eller at koeffisientene generelt gir et misvisende bilde av situasjonen i Isesjøens nedbørfelt. Det er også mulig at mye av fosforavrenningen, særlig fra de øvre deler av vassdraget, holdes tilbake i jordsmonn, bekker og vegetasjon før den når fram til Isesjø (jfr. figur 2.1).

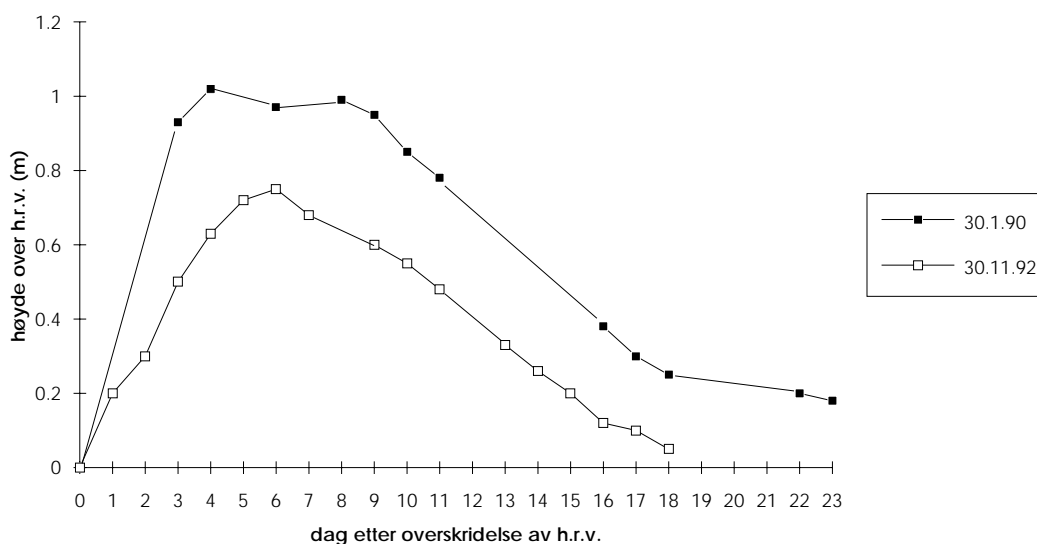
Dette misforholdet bør avklares nærmere ved en ny gjennomgang av fosforberegningene. Tilsynelatende ligger fosforbelastningen nær øvre akseptable grense for Isesjø, sannsynligvis noe over. Dette bekreftes av at fosforkonsentrasjonen i innsjøen over flere år overskrider 10 mgP/m³, som er "kritisk grense" i Vollenweiders eutrofimodell. Dette kombinert med at problemalgen *Gonyostomum* kan unngås under den samme grenseverdien (se kapittel 4.3), indikerer at fosforbelastningen i Isesjø bør reduseres slik at fosforkonsentrasjonen holdes under 10 mgP/m³. Dette vil samtidig sikre at innsjøen ikke utvikler seg mot en situasjon med oppblomstringer av blågrønnalger i år med spesielt ugunstig klima.

4.2 Endringer i nedbørfeltet i perioden 1960 - 90.

Ifølge opplysninger fra Landbrukskontoret i Sarpsborg (datert 1. desember 1992) og Isesjø grunneierforening (datert 24. november 1992) skal det ha vært relativt små endringer i landbruksdriften i Isesjøs nedbørfelt i siste del av perioden 1960 til 1990, mens mye av overgangen fra allsidig drift med mye beite og grasarealer stort sett foregikk på 1960-tallet. På 60-tallet fikk også store deler av arealene dreneringssystemer og mange mindre bekker ble lukket. Følgende endringer blir nevnt:

- ca. 185 da beiteareal har gått over til kornproduksjon, det meste trolig tidlig i perioden.
- 7 bruk har sluttet med melkeproduksjon, men 4 andre bruk har økt dyretallet tilsvarende. De sistnevnte brukene grenser ned mot Isesjø, slik at husdyrholdet i dag er mer konsentrert rundt innsjøen. Vi har ingen opplysninger som kan vise om dette føre til mer forurensning av Isesjø.
- I nedbørfeltet til Kryssåa/Spydevollbekken har i tillegg to bruk sluttet med husdyr (tilsammen 25 melkekyr og 25 ungdyr).
- Fra ca 1960 ble drenerør av tegl og åpne grøfter byttet ut med plastrør i lukkede løsninger.

Dette tyder på at endringer i aktivitetene i nedbørfeltet alene neppe har forårsaket den betydelige forskjellen i fosforkonsentrasjon i Isesjø etter 1983. Økt effektivitet av dreneringssystemene og redusert vegetasjonsbelte langs bekkene kan ha bidratt til kraftigere flomtopper og derved økende utspyling av fosforholdige partikler, men vi har ikke hatt tilgang på data som kan underbygge dette. Manøvreringen av dammen ved Ise mølle synes også å ha bidratt til kraftigere og hyppigere oversvømmelser i flomperioder enn tidligere, med hyppigere oversvømmelser av landbruksområder som resultat. Isesjø grunneierforening nevner den ekstreme flommen i februar 1990 da nær 1000 da jordbruksland sto under vann i flere uker (se figur 4.1). I slike situasjoner vil selvsagt store mengder næringsstoffer kunne vaskes ut til innsjøen. Vi har også fått opplysninger om en episode i desember 1992 da vannstanden var svært høy (figur 4.1).



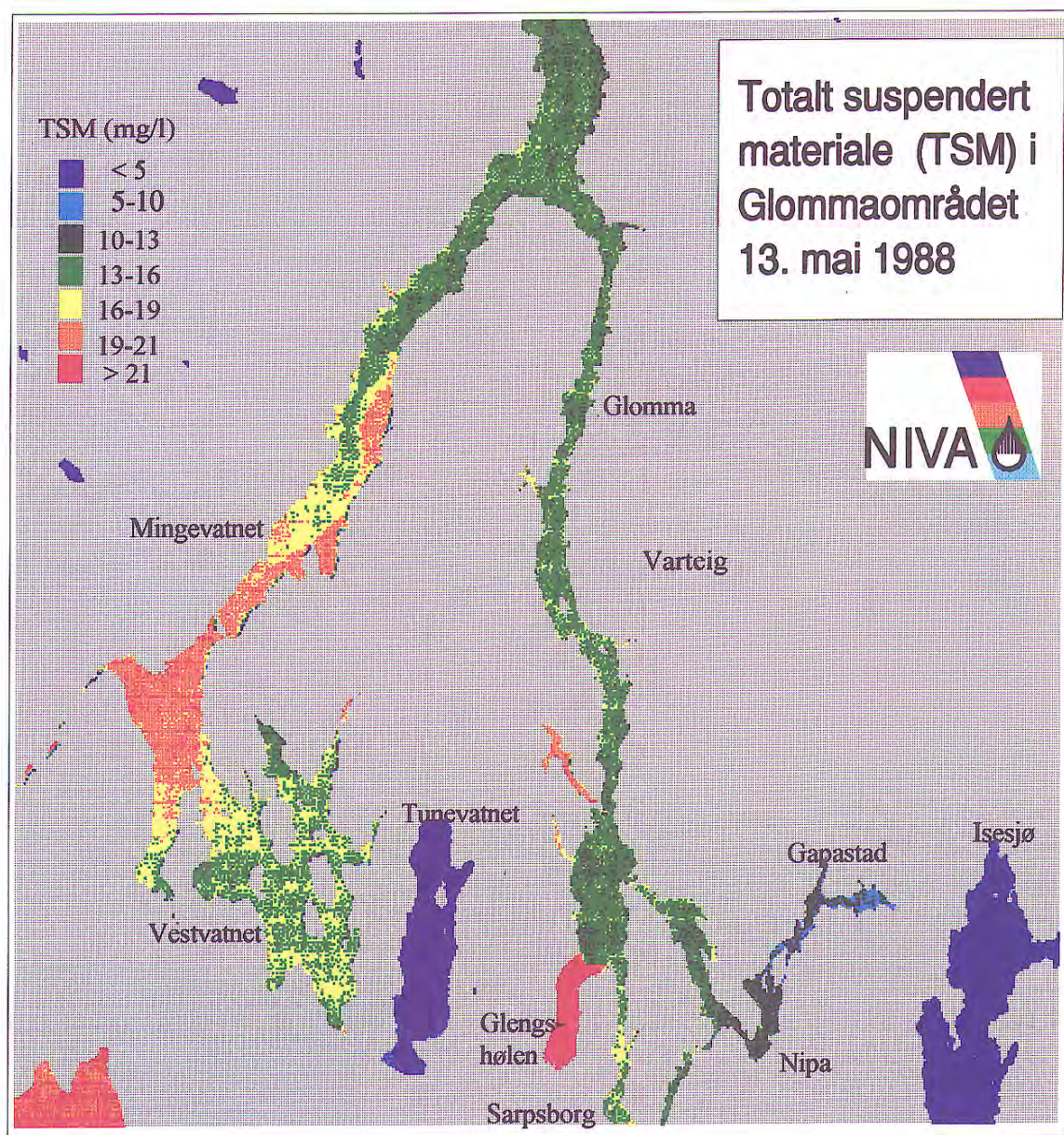
Figur 4.1 To flomepisoder i Isesjø med overskridelser av høyeste regulerte vannstand (h.r.v.) 30.1.-8.3 1990 (øverst) og 30.11.-19.12 1992 (nederst). Data fra Chr.P. Walter, Isesjø grunneierforening.



FRA 1990: Arkivbilde fra vinteren 1990 da vannet i Isesjø sto over veien til Skjebergdalen. (Foto: Rolf Kr. Nilsen)

Figur 4.2 Bilde fra flomsituasjonen i Isesjø januar 1990 (arkivbilde trykket i avisen Sarpsborg 10.12.92)

Det har vært diskutert om de store mengdene partikler og næringsstoffer som spyles ut av st.2 Kryssoa (Spydevollbekken), se figur 2.1, føres direkte ut mot utløpet av Isesjø, eller om de i det minste under visse forhold føres tilbake og inn i selve innsjøen. Denne undersøkelsen har ikke vært tilrettelagt spesielt for å undersøke dette, men vi har studert noen satelittbilder fra episoder hvor en slik tilbakeføring til Isesjø kunne være mulig. At satelittbilder kan gi verdifull informasjon om spredningsmønstre for partikkelholdig vann er dokumentert bl.a. av Sørensen og medarb. (1993). Figur 4.3 viser en situasjon over denne regionen fra 13. mai 1988 der det nylig har vært betydelig utvasking av partikler fra landbruksområdene. Dette er tydelig for Mingevatnet og Vestvannet som har spesielt høyt partikkelinnhold. Nipa har også tydelig forhøyede verdier. Figur 4.3 viser trolig en situasjon hvor det klarere Glommavannet er i ferd med å spyle ut igjen det partikkelholdige vannet fra nærområdene. Derfor ligger det fortsatt igjen vann med høyt partikkelinnhold i bl.a. Glengshølen og andre bukter lenger nordover. I denne situasjonen viser bildet ikke høyt partikkelinnhold fra Isesjø. På den annen side har denne episoden heller ikke gitt utspyling av betydning i Tunevannet. Bildet skal derfor ikke tillegges noen stor vekt i denne diskusjonen, men indikerer trolig at det meste av vannet fra Kryssoa transporteres direkte mot utløpet av Isesjø.



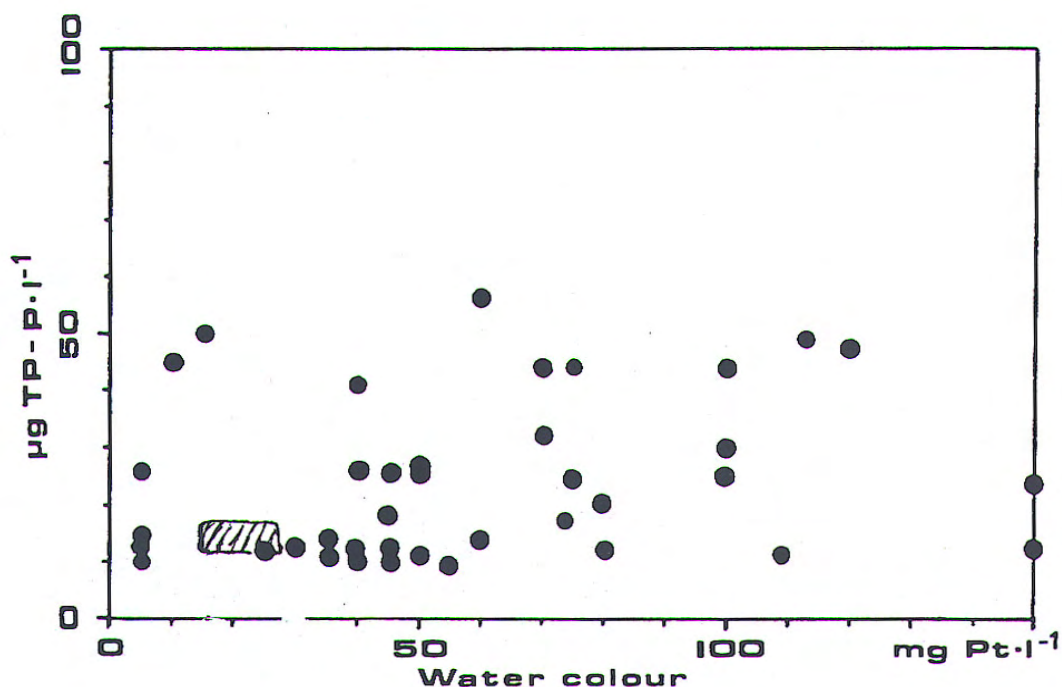
Figur 4.3 Satellittbilde over nedre deler av Glommaregionen 13. mai 1988 kodet for tolking av partikkelinnholdet i vann (se skala i øvre venstre hjørne). Bildet er basert på signaler fra LANDSAT-5 satellitten (fra Sørensen og medarb. 1993)

4.3 Tiltak for å bedre vannkvaliteten

Det finnes ingen kjente virkemidler som kan hindre oppvekst av algen *Gonyostomum semen*, andre enn en generell reduksjon av fosfortilførslene. Hongve og medarb. (1988) har vist at denne algen finnes dominerende i mange innsjøer i Østfold, spesielt i innsjøer med høy humusfarge og noe næringsrike forhold. Dette samsvarer godt med svenske erfaringer. Figur 4.4 viser deres

resultater om dominerende forekomst av av denne algen. Forfatterne konkluderer med at denne algen vil konkurrere godt ved høy humusfarge, lav pH, moderate konsentrasjoner av fosfor ($10\text{--}50\text{ mgP/m}^3$) og svært lave konsentrasjoner av nitrat. Humus tilføres fra myr- og skogområder og kan ikke reduseres med enkle midler. Nitratkonsentrasjonen i Isesjø har i undersøkelsesperioden vært så høy gjennom hele produksjonssesongen at dette neppe har vært noen viktig konkurransefaktor (se tabeller i vedlegg). Det er ikke kjent om endringer i dyreplanktonets beiteaktiviteter kan ha avgjørende innvirkning på forekomst av denne arten.

Reduksjon av fosforkonsentrasjonen vil altså ikke kunne hindre problemer med *Gonyostomum* før konsentrasjonen kommer under ca. 10 mgP/m^3 . Konsentrasjonen de senere årene har ligget på $12\text{--}14\text{ mgP/m}^3$ i gjennomsnitt. Teoretisk kan en derfor bare tenke seg ett tiltak som vil kunne gi den ønskede virkning: reduksjon av fosforkonsentrasjonen.



Figur 4.4 Konsentrasjonen av fosfor og humusfarge i innsjøer som domineres av problemalgen *Gonyostomum semen* i Østfold (fra Hongve og medarb. 1988). Kursivert område angir normalverdier for Isesjø etter 1987

Reduksjon av fosfortilførslene vil samtidig snu den utviklingen fra næringsfattig til middels næringsrik som Isesjø har vært inne i over noe lengre tid, antakelig over de siste 10-20 år. Dette vil redusere faren for oppblomstring av blågrønnalger i særlig ugunstige år og bidra til bedre vannkvalitet for drikkevannsformål, samt bading og rekreasjon.

LITTERATUR

- Benndorf, J. 1990. Conditions for effective biomanipulation: conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. *Hydrobiologia* 200/201, 184-203.
- Bjerkeng, B., Borgstrøm, R., Brabrand, Å. og Faafeng, B. 1991. Fish size distribution and total fish biomass estimated by hydroacoustical methods: a statistical approach. *Fisheries Research*, 11, 41-73.
- Bjørndalen og medarb. 1985. Isesjø- 1983. En vannfaglig vurdering. Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernavdelingen. 13s.
- Bohl, E. 1980. Diel pattern of pelagic distribution and feeding in planktivorous fish. *Oecologia*, 44, 368-375.
- Brabrand, Å. 1993. Hydroakustisk registrering av fisk i Hemnessjøen og Bjørkelangen, Haldensvassdraget. Rapp. Lab. Ferskvannskol. Innlandsfiske., 141, 22 s.
- Brabrand, Å. og Saltveit, S.J. 1983. Biologisk undersøkelse av Maridalsvannet, Oslo kommune. Rapp. Lab. Ferskvannskol. Innlandsfiske., 61, 52 s.
- Brabrand, Å. and Faafeng, B.A. 1993. Habitat shift in roach (*Rutilus rutilus*) induced by pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) introduction: predation risk versus pelagic behaviour. *Oecologia*, in press.
- Craig, R.E. og Forbes, S.T. 1969. Design of a sonar for fish counting. *Fiskeridiv. Skr. Ser. Havunders.* 15, 210-219.
- Faafeng, B., D.O.Hessen og P.Brettum 1991. Eutrofiering av innsjøer i Norge. Generelt om eutrofiering og resultater fra en landsomfattende undersøkelse i 1988 og 1989. Statlig Program for forurensningsovervåking 497/92. SFT TA 814/1992. ISBN 82-577-2034-8. 36s.
- Hessen, D., Kjellberg, G. og Oredalen, T.G. 1993. *Mysis relicta*, romlig fordeling og trofisk funksjon i naturlige Mysis-sjøer. NIVA-rapport. O-89139, 27 s.
- Lindfield, R.S.J. 1979. The Zander in perspective. *Fish mgmt*, 10, 1-16
- Lindem, T. og Sandlund, O.T. 1984. Ekkoloddregistrering av pelagiske fiskebestander i innsjøer. *Fauna* 37, 105-111.
- Løvstad og medarb. 1988. Vassdrag og kystområder. Overvåking 1987. Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 6/88, 138s.
- Løvstad og medarb. 1990. Vassdrag og kystområder. Overvåking 1988-89. Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 6/88, 84s.
- Nakken, O. og Olsen, K. 1977. Target strength measurements of fish. *Rap. P.-V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer.* 170, 52-69. Fevrier 1977.

- Papageorgiou, N.K. 1979. The length weight relationship, age, growth and reproduction of the roach *Rutilus rutilus* (L.) in Lake Volvi. J. Fish. Biol. 14, 529-538.
- Sandlund, O.T., Klyve, L., Hagen, H. og Næsje, T.F. 1980. Krøkla i Mjøsa- Alderssammensetning, vekst og ernæring. DVF-Mjøsuundersøkelsen nr. 2. 70 s.
- Shapiro, J. 1990. Biomanipulation: the next phase-making it stable. Hydrobiologia, 200/201, 13-27
- Skjeberg kommune mars 1991. Isesjø - status og tiltak. 15s.
- Statens Forurensningstilsyn 1993. Klassifisering av vannkvalitet i ferskvann. Kortversjon. SFT 92:06, TA-905/1992.30s.
- Svärdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 55, 144-171.
- Sørensen, K., E.Aas, B.Faafeng og T.Lindell 1993. Fjernmåling av vannkvalitet. Videreutvikling av optisk satelittfjernmåling som metode for overvåking av vannkvalitet. NIVA-rapport l.nr. 2860, 115s.
- Van Densen, W.L.T. and Grimm, M.P. 1988. Possibilities for stock enhancement og Pike-perch (*Stizostedion lucioperca*) in Order to Increase Predation on Planktivores. Limnologia, 19, 45-49.
- Vøllestad, A. 1985. Resource partitioning of roach *Rutilus rutilus* and bleak *Alburnus alburnus* in two eutrophic lakes in SE Norway. Holarctic Ecology 8, 88-92.
- Vøllestad, A. 1985. Horkens biologi i Haldenvassdraget. Fauna 38, 13-17.

VEDLEGG I

Klassifiseringssystem for vannkvalitet

Klassifisering av vannkvalitet

SFT har utarbeidet et system for klassifisering av vannkvalitet (SFT 1992) som blir benyttet for denne undersøkelsen. Vannkvaliteten inndeles i 5 tilstandsklasser fra I (god) til IV (meget dårlig) for et antall forskjellige parametre. Her har vi brukt fem forskjellige mål for vannkvalitet etter dette systemet og i tillegg begroingsorganismer i bekker:

for bekker:

- fosfor
- nitrogen
- tarmbakterier (termotabile koliforme bakterier)
- begroing

for innsjøer:

- fosfor
- nitrogen
- klorofyll
- siktedyp

Tilstandsklassene vurderes i forhold til de målinger som ble gjort i vassdraget i 1992. Gjennomsnittet av årets målinger brukes for klassifisering i hht. tabellen under. For tarmbakterier brukes medianverdien (som er den midterste verdien når alle årets verdier sorteres etter størrelse).

Tabell I.I Klassifisering av vannkvalitet: SFTs tilstandsklasser (SFT 1992)

		fosfor	nitrogen	klorofyll	siktedyp	tarmbakterier
I	god	<7	<250	<2	>7	<5
II	mindre god	7-11	250-400	2-3.7	4-7	5-50
III	nokså dårlig	11-20	400-550	3.7-7.5	2-4	50-200
IV	dårlig	20-50	550-800	7.5-20	1-2	200-1000
V	meget dårlig	>50	>800	>20	<1	>1000

Vannets egnethet til forskjellige typer bruk er også vurdert i SFTs klassifiseringssystem. Forskjellige brukerinteresser vil ha forskjellige krav til vannkvalitet. Under vises egnethet for hhv. fosfor og nitrogen, og tarmbakterier.

Tabell I.II Egnethet av vannkvalitet for forskjellige bruksformål, fosfor og nitrogen:(SFT 1992)

tilstandsklasse	drikkevann friluftsbad rekreasjon	jordvanning sportsfiske
I	godt egnet	godt egnet
II	egnet	godt egnet
III	mindre egnet	egnet
IV	ikke egnet	mindre egnet
V	ikke egnet	ikke egnet

Tabell I.III Egnethet av vannkvalitet for forskjellige bruksformål, tarmbakterier:(SFT 1992)

tilstandsklasse	drikkevann	jordvanning rekreasjon friluftsbad sportsfiske
I	<i>egnet</i>	<i>godt egnet</i>
II	<i>mindre egnet</i>	<i>godt egnet</i>
III	<i>mindre egnet</i>	<i>egnet</i>
IV	<i>ikke egnet</i>	<i>mindre egnet</i>
V	<i>ikke egnet</i>	<i>ikke egnet</i>

For ytterligere detaljer vises til SFTs veiledning (SFT 1992).

Vedlegg II

Metodikk fiskeregistrering med ekkolodd

Ekkoloddet SIMRAD EY-M har en tidsvariabel forsterkningskontroll (TVG), som kompenserer for lydimpulsens spredning og absorpsjon i vannet. Denne TVG-funksjonen vil gi samme ekkonivå fra en gitt fisk, enten den befinner seg på 10 eller 60 meters dyp, bare den har samme vinkelposisjon i forhold til transduceren (Nakken og Olsen 1977).

Transduceren har en åpningsvinkel på 11 grader og ekkoloddets vertikale oppløsningsevne er på ca. 80 cm. Det vil si at fisk som er atskilt i dyp med mer enn 80 cm, vil bli registrert som to forskjellige fisker.

Effekten av transducerens strålingsdiagram blir fjernet ved hjelp av en statistisk metode lik den som ble beskrevet av Craig og Forbes (1969). Metoden ser ut til å gi god nøyaktighet når ekkotallet i analysen blir større enn 1000. Presisjonen på utstyret er funnet å være bedre enn 10%.

Under dataregistrering i felt blir alle ekkosignalene innspilt på magnetbånd ved hjelp av en kassettpiller av type Nakamichi 550. Denne båndspilleren vil, sammen med magnetbånd av type Maxell UD XL11, gi nødvendig dynamikk ved innspilling av de amplitudemodulerte ekkosignalene på 10 KHz.

Det analoge ekkosignalet ble senere digitalisert, og signalene kan kontrolleres ved at det reproducerer et ekkogram fra den aktuelle kursen. Dette ekkogrammet kan så sammenliknes med originalen som ble registrert i felt.

I histogrammene som viser frekvensen av ekkosignalstyrkene angis fiskens målstyrke, target strength, TS, i desibel (dB). Disse verdiene er en funksjon av fiskens størrelse og kan omregnes til fiskelengde i cm (L). Det er valgt å benytte regresjonen $TS = 20 * \log_{10}(L) - 68$ gitt av Lindem og Sandlund (1984). Denne regresjonen er utarbeidet på grunnlag av ekkolodd/trålundersøkelse på fiskesamfunn bestående av sik, lagesild og krøkle i Mjøsa. Imidlertid er det ikke funnet signifikant forskjell mellom denne regresjonen og regresjoner basert på bestander dominert av mort (Bjerkeng et al. 1991).

Fisken ble artsbestemt og lengdemålt til nærmeste mm. Det ble tatt mageanalyser etter metode beskrevet av Hynes (1950) av et tilfeldig utvalg individer av mort og abbor i lengdeintervallet 8-12 cm, idet denne lengdegruppen var til stede i relativt stor antall i flytegarfangstene og har samtidig stort potensiale som planktonpisere.

For beregning av total biomasse langs transektene er det benyttet regresjoner for lengde/vekt ($w=aL^b$), der $W_{(gr)}=0.0037 \cdot L^{3.40}$ (cm) ble benyttet for mort (Papageorgiou 1979), og $W_{(gr)}=0.0032 \cdot L$ (cm)^{3.16} for krøkle (Sandlund m. medarb. 1980).

Vedlegg II

Isesjø bekker 1991

stasjon 1, Isoa

dato	temperatu r grad C	turbiditet	farge FTU	total-P mgP/m3	total-N mgN/m3
19.7.91			23.4	21	800
27.8.91		1.7	17.6	15	700
10.9.91		0.9	17.4	10	500
24.9.91		6.8	32.4	32	512
8.10.91	12.0	1.2	16.4	9	600
22.10.91	3.5	2.0	20.7	12	545
5.11.91	7.0	6.0	27.9	17	693
19.11.91	-2.0	3.3	28.5	12	800
3.12.91		3.6	30.6	13	700
17.12.91	4.0	2.5	32.2	12	681
13.1.92		2.9	33.9	12	800
22.1.92	2.0	2.0	34.3	11	800
5.2.92		2.0	37.1	12	1000
19.2.92		1.8	39.2	11	900
4.3.92	3.0	1.8	30.0	10	900
18.3.92		3.4	32.4	14	900
1.4.92		2.7	33.8	12	5800
22.4.92	6.0	1.7	30.7	14	900
6.5.92		3.4	28.0	14	1100
20.5.92	16.0	1.9	31.9	2	1000
8.6.92		4.6	24.6	12	900
23.6.92		3.4	21.1	14	1100
median	4.0	2.5	30.3	12	800
middel	5.7	2.8	28.4	13	1029
max	16.0	6.8	39.2	32	5800
min	-2.0	0.9	16.4	2	500

stasjon 2, Kryssoa

dato	temperatu r grad C	turbiditet FTU	farge mg Pt/l	total-P mgP/m3	total-N mgN/m3
19.7.91		23.0	101.0	128	1800
27.8.91		4.3	28.3	54	800
10.9.91		30.0	36.7	154	1200
24.9.91		2.2	120.0	188	2560
8.10.91	12.0	3.8	87.6	24	2100
22.10.91	3.0	4.1	90.1	42	1480
5.11.91	7.0	21.0	118.0	66	2580
19.11.91	-2.0	7.8	90.3	32	1700
3.12.91		7.8	88.3	31	1800
17.12.91	4.5	24.0	89.1	105	2070
13.1.92		37.0	76.8	71	1900
22.1.92	1.0	7.4	92.6	43	1400
5.2.92		12.5	62.2	33	1400
19.2.92		9.2	66.0	34	2800
4.3.92	1.0	17.0	70.3	35	2000
18.3.92		12.0	55.9	30	1700
1.4.92		29.0	63.4	205	2600
22.4.92	4.0	7.0	69.3	64	1700
6.5.92		18.0	91.8	58	1900
20.5.92	15.0	7.6	86.4	40	1500
8.6.92		6.7	35.9	40	1300
23.6.92		21.0	55.1	72	2300
median	4.0	10.6	81.6	49	1800
middel	5.1	14.2	76.1	70	1845
min	-2.0	2.2	28.3	24	800
max	15.0	37.0	120.0	205	2800

stasjon 3, Øbybekken

dato	temperatu r grad C	turbiditet FTU	farge mg Pt/l	total-P mgP/m3	total-N mgN/m3
19.7.91		2.6	70.0	9	500
27.8.91		1.2	28.9	15	500
10.9.91		1.1	26.5	28	600
24.9.91		8.2	85.6	58	1020
8.10.91	12.0	3.3	54.4	77	1100
22.10.91	3.0	1.8	53.6	6	659
5.11.91	6.0	5.2	80.3	17	851
19.11.91	-1.0	1.9	53.8	5	1100
3.12.91		1.8	60.5	7	800
17.12.91	5.0	14.0	45.2	67	1000
13.1.92		27.0	46.8	42	1300
22.1.92	1.0	2.3	3.7	12	700
5.2.92		3.1	35.3	10	800
19.2.92		2.6	41.3	13	1300
4.3.92	3.0	6.0	44.2	11	1000
18.3.92		13.0	35.7	27	800
1.4.92		3.5	39.7	17	1400
22.4.92	3.0	2.0	50.1	9	800
6.5.92		5.3	54.5	42	900
20.5.92	16.0	4.0	42.4	23	1100
8.6.92		21.0	60.3	112	1400
23.6.92		5.5	42.4	47	900
median	3.0	3.4	46.0	17	900
middel	5.3	6.2	48.0	30	933
min	-1.0	1.1	3.7	5	500
max	16.0	27.0	85.6	112	1400

stasjon 4, Buerbekken Skjebergdal

dato	temperatu r grad C	turbiditet FTU	farge mg Pt/l	total-P mgP/m3	total-N mgN/m3
19.7.91		1.4	29.3	9	700
27.8.91		0.5	24.4	7	600
10.9.91		0.5	22.8	7	600
24.9.91		6.4	33.7	21	506
8.10.91	10.0	1.4	26.7	9	600
22.10.91	3.0	2.1	33.0	12	626
5.11.91	6.0	4.0	45.2	16	725
19.11.91	-2.0	2.7	53.4	15	1100
3.12.91		2.3	61.0	14	1100
17.12.91	4.5	1.7	58.3	14	944
13.1.92		2.1	60.5	13	1200
22.1.92	3.0	2.0	63.4	15	1300
5.2.92		1.6	56.6	12	1300
19.2.92		1.9	54.5	12	3500
4.3.92	3.0	3.0	48.8	11	1100
18.3.92		2.5	51.1	14	2200
1.4.92		2.4	61.4	13	5700
22.4.92	5.0	1.6	39.6	11	1100
6.5.92		2.5	45.1	15	1400
20.5.92	16.0	1.4	40.7	11	1200
8.6.92		1.2	34.8	8	1000
23.6.92		0.7	29.8	10	900
median	4.5	2.0	45.2	12	1100
middel	5.4	2.1	44.3	12	1336
min	-2.0	0.5	22.8	7	506
max	16.0	6.4	63.4	21	5700

stasjon 5, Buerbekken v. Bergsjøen

dato	temperatu r grad C	turbiditet FTU	farge mg Pt/l	total-P mgP/m3	total-N mgN/m3
19.7.91					
27.8.91		1.4	47.0	20	600
10.9.91		5.5	52.1	117	1300
24.9.91		17.0	59.9	102	965
8.10.91	11.0	3.0	46.0	41	1100
22.10.91	3.0	14.0	58.9	96	1410
5.11.91	6.0	10.0	72.7	110	1490
19.11.91	-1.0	4.5	75.9	23	1800
3.12.91		17.0	80.0	31	1800
17.12.91	4.5	2.9	72.2	74	1420
13.1.92		2.4	65.3	14	2700
22.1.92	3.0	3.1	64.6	14	1500
5.2.92		2.2	59.1	14	1500
19.2.92		5.6	55.7	40	1800
4.3.92	4.0	5.0	53.8	17	1300
18.3.92		69.0	48.2	157	3100
1.4.92		3.2	54.9	18	5900
22.4.92	7.0	2.6	47.8	23	1500
6.5.92		3.7	58.0	19	1700
20.5.92	17.0	2.7	56.8	23	1400
8.6.92		8.5	67.6	89	1300
23.6.92		6.1	80.6	53	1100
median	4.5	4.5	58.9	31	1490
middel	6.1	9.0	60.8	52	1747
min	-1.0	1.4	46.0	14	600
max	17.0	69.0	80.6	157	5900

stasjon 6, Tveterbekken

dato	temperatu r grad C	turbiditet FTU	farge mg Pt/l	total-P mgP/m3	total-N mgN/m3
19.7.91		3.6	93.6	25	800
27.8.91		18.0	161.0	125	1800
10.9.91		6.3	96.1	143	1800
24.9.91		16.0	205.0	163	2860
8.10.91	12.0	1.2	71.8	14	1100
22.10.91	3.0	2.1	59.7	15	633
5.11.91	6.0	3.4	89.1	22	1500
19.11.91	-2.0	2.1	63.0	14	800
3.12.91		1.5	70.0	11	800
17.12.91	4.5	3.7	67.7	31	1030
13.1.92		18.0	102.0	54	500
22.1.92	1.0	9.1	55.6	89	900
5.2.92		7.5	55.5	56	800
19.2.92		35.0	55.5	200	1100
4.3.92	2.0	8.0	65.1	45	7200
18.3.92		4.0	61.4	17	2400
1.4.92		3.1	47.0	29	800
22.4.92	4.0	2.9	65.3	19	900
6.5.92		3.8	64.5	18	900
20.5.92	15.0	2.6	62.4	16	800
8.6.92		3.3	104.0	40	900
23.6.92		3.2	78.7	39	800
median	4.0	3.7	66.5	30	900
middel	5.1	7.2	81.5	54	1415
min	-2.0	1.2	47.0	11	500
max	15.0	35.0	205.0	200	7200

Turbiditet, FTU

Dato	stasjon 1	stasjon 2	stasjon 3	stasjon 4	stasjon 5	stasjon 6
19.7.91		23.0	2.6	1.4		3.6
27.8.91	1.7	4.3	1.2	0.5	1.4	18.0
10.9.91	0.9	30.0	1.1	0.5	5.5	6.3
24.9.91	6.8	2.2	8.2	6.4	17.0	16.0
8.10.91	1.2	3.8	3.3	1.4	3.0	1.2
22.10.91	2.0	4.1	1.8	2.1	14.0	2.1
5.11.91	6.0	21.0	5.2	4.0	10.0	3.4
19.11.91	3.3	7.8	1.9	2.7	4.5	2.1
3.12.91	3.6	7.8	1.8	2.3	17.0	1.5
17.12.91	2.5	24.0	14.0	1.7	2.9	3.7
13.1.92	2.9	37.0	27.0	2.1	2.4	18.0
22.1.92	2.0	7.4	2.3	2.0	3.1	9.1
5.2.92	2.0	12.5	3.1	1.6	2.2	7.5
19.2.92	1.8	9.2	2.6	1.9	5.6	35.0
4.3.92	1.8	17.0	6.0	3.0	5.0	8.0
18.3.92	3.4	12.0	13.0	2.5	69.0	4.0
1.4.92	2.7	29.0	3.5	2.4	3.2	3.1
22.4.92	1.7	7.0	2.0	1.6	2.6	2.9
6.5.92	3.4	18.0	5.3	2.5	3.7	3.8
20.5.92	1.9	7.6	4.0	1.4	2.7	2.6
8.6.92	4.6	6.7	21.0	1.2	8.5	3.3
23.6.92	3.4	21.0	5.5	0.7	6.1	3.2
median	2.5	10.6	3.4	2.0	4.5	3.7
middel	2.8	14.2	6.2	2.1	9.0	7.2
min	0.9	2.2	1.1	0.5	1.4	1.2
max	6.8	37.0	27.0	6.4	69.0	35.0

Farge, mg Pt/l

Dato	stasjon 1	stasjon 2	stasjon 3	stasjon 4	stasjon 5	stasjon 6
19.7.91	23.4	101.0	70.0	29.3		93.6
27.8.91	17.6	28.3	28.9	24.4	47.0	161.0
10.9.91	17.4	36.7	26.5	22.8	52.1	96.1
24.9.91	32.4	120.0	85.6	33.7	59.9	205.0
8.10.91	16.4	87.6	54.4	26.7	46.0	71.8
22.10.91	20.7	90.1	53.6	33.0	58.9	59.7
5.11.91	27.9	118.0	80.3	45.2	72.7	89.1
19.11.91	28.5	90.3	53.8	53.4	75.9	63.0
3.12.91	30.6	88.3	60.5	61.0	80.0	70.0
17.12.91	32.2	89.1	45.2	58.3	72.2	67.7
13.1.92	33.9	76.8	46.8	60.5	65.3	102.0
22.1.92	34.3	92.6	3.7	63.4	64.6	55.6
5.2.92	37.1	62.2	35.3	56.6	59.1	55.5
19.2.92	39.2	66.0	41.3	54.5	55.7	55.5
4.3.92	30.0	70.3	44.2	48.8	53.8	65.1
18.3.92	32.4	55.9	35.7	51.1	48.2	61.4
1.4.92	33.8	63.4	39.7	61.4	54.9	47.0
22.4.92	30.7	69.3	50.1	39.6	47.8	65.3
6.5.92	28.0	91.8	54.5	45.1	58.0	64.5
20.5.92	31.9	86.4	42.4	40.7	56.8	62.4
8.6.92	24.6	35.9	60.3	34.8	67.6	104.0
23.6.92	21.1	55.1	42.4	29.8	80.6	78.7
median	30.3	81.6	46.0	45.2	58.9	66.5
middel	28.4	76.1	48.0	44.3	60.8	81.5
min	16.4	28.3	3.7	22.8	46.0	47.0
max	39.2	120.0	85.6	63.4	80.6	205.0

Total-P, mg P/m³

Dato	stasjon 1	stasjon 2	stasjon 3	stasjon 4	stasjon 5	stasjon 6
19.7.91	21	128	9	9		25
27.8.91	15	54	15	7	20	125
10.9.91	10	154	28	7	117	143
24.9.91	32	188	58	21	102	163
8.10.91	9	24	77	9	41	14
22.10.91	12	42	6	12	96	15
5.11.91	17	66	17	16	110	22
19.11.91	12	32	5	15	23	14
3.12.91	13	31	7	14	31	11
17.12.91	12	105	67	14	74	31
13.1.92	12	71	42	13	14	54
22.1.92	11	43	12	15	14	89
5.2.92	12	33	10	12	14	56
19.2.92	11	34	13	12	40	200
4.3.92	10	35	11	11	17	45
18.3.92	14	30	27	14	157	17
1.4.92	12	205	17	13	18	29
22.4.92	14	64	9	11	23	19
6.5.92	14	58	42	15	19	18
20.5.92	2	40	23	11	23	16
8.6.92	12	40	112	8	89	40
23.6.92	14	72	47	10	53	39
median	12.0	48.5	17.0	12.0	31.0	30.0
middel	13.2	70.4	29.7	12.2	52.1	53.9
min	2.0	24.0	5.0	7.0	14.0	11.0
max	32.0	205.0	112.0	21.0	157.0	200.0

Total-N, mg N/m³

Dato	stasjon 1	stasjon 2	stasjon 3	stasjon 4	stasjon 5	stasjon 6
19.7.91	800	1800	500	700		800
27.8.91	700	800	500	600	600	1800
10.9.91	500	1200	600	600	1300	1800
24.9.91	512	2560	1020	506	965	2860
8.10.91	600	2100	1100	600	1100	1100
22.10.91	545	1480	659	626	1410	633
5.11.91	693	2580	851	725	1490	1500
19.11.91	800	1700	1100	1100	1800	800
3.12.91	700	1800	800	1100	1800	800
17.12.91	681	2070	1000	944	1420	1030
13.1.92	800	1900	1300	1200	2700	500
22.1.92	800	1400	700	1300	1500	900
5.2.92	1000	1400	800	1300	1500	800
19.2.92	900	2800	1300	3500	1800	1100
4.3.92	900	2000	1000	1100	1300	7200
18.3.92	900	1700	800	2200	3100	2400
1.4.92	5800	2600	1400	5700	5900	800
22.4.92	900	1700	800	1100	1500	900
6.5.92	1100	1900	900	1400	1700	900
20.5.92	1000	1500	1100	1200	1400	800
8.6.92	900	1300	1400	1000	1300	900
23.6.92	1100	2300	900	900	1100	800
median	800.0	1800.0	900.0	1100.0	1490.0	900.0
middel	1028.7	1845.0	933.2	1336.4	1746.9	1414.7
min	500.0	800.0	500.0	506.0	600.0	500.0
max	5800.0	2800.0	1400.0	5700.0	5900.0	7200.0

Vedlegg IV

Tabellvedlegg Isesjø

ISESJØ
1983, 1987
og 1988

dato	Siktedyp m	TotP mg/m3	LRP mg/m3	TotN mg/m3	NO3 mg/m3	Klf.a mg/m3
19/05/83 *	2.8	11.0	<0.5	1030	460	0.5
20/06/83 *	3.0	10.5	1.3	750	480	2.9
18/07/83 *	3.8	7.8	1.0	680	390	1.1
22/08/83 *	3.3	7.2	1.6	540	320	4.5
19/09/83 *	3.1	6.6	0.5	490	300	2.2
snitt	3.2	8.6	<1.0	698.0	390.0	2.2
median	3.1	7.8	1.0	680.0	390.0	2.2
maks.	2.8	6.6	<0.5	490.0	300.0	0.5
min.	3.8	11.0	1.6	1030.0	480.0	4.5

* data fra Fylkesmannen i Østfold

dato	Siktedyp m	TotP mg/m3	LRP mg/m3	TotN mg/m3	NO3 mg/m3	Klf.a mg/m3
09/06/87 *	3.0	24.3	2.1	615	380	1.9
29/06/87 *	3.1	9.1	1.4	730	440	1.6
20/07/87 *	2.3	9.1	1.0	700	385	10.6
10/08/87 *	2.8	13.8	1.0	650	345	10.6
31/08/87 *	3.0	12.0	2.1	650	335	19.2
25/09/87 *	3.0	8.9	0.9	620	295	6.3
snitt	2.9	12.9	1.4	661	363	8.4
median	3.0	10.6	1.2	650	363	8.5
maks.	2.3	8.9	0.9	615	295	1.6
min.	3.1	24.3	2.1	730	440	19.2

* data fra Fylkesmannen i Østfold

Dato	Siktedyp m	TotP mg/m3	TotN mg/m3	Klorofyll mg/m3	Kond mS/m	pH
11/06/88	2.3	9	740	4	6	
03/07/88	2.5	9	593	8	6	
28/07/88	3.0	16	600	15	6	
27/08/88	3.1	16	546	37	6	6.2
snitt	3	13	620	16	6	6.2
median	3	13	597	12	6	6.2
maks	3	16	740	37	6	6.2
min.	2	9	546	4	6	6.2

Isesjø 1989

Dato	Siktedyp m	TotP mg/m3	TotPf mg/m3	part-P mg/m3	PO4-P mg/m3	TotN mg/m3	TotNf mg/m3	part-N mg/m3	NO3N mg/m3	Farge mg Pt/l	Turb NTU	Klorofyll mg/m3
20/05/89	3.0	14.0	12	2	3	708	692	16	405	38.6	2.7	2.1
06/06/89 *	2.3	13.6				740			410			4.8
26/06/89	4.0	12.0	7	5	< 1	668	633	35	365	29.8	0.3	5.4
28/06/89 *	2.8	31.8				630			340			6.1
17/07/89 *	3.6	18.0				670			300			10.4
23/07/89	4.0	11.0	7	4	3	602	488	114	290	24.2	0.6	10.0
08/08/89 *	2.8	18.0				540			240			11.3
23/08/89	3.0	14.0	8	6	2	591	417	174	125	25.0	0.3	9.0
29/08/89 *	3.1	18.0				550			245			11.2
18/09/89 *	2.8	14.4				490			170			7.2
snitt	3.1	16.5	8.5	4.3	3	619	557.5	84.8	289	29.4	1.0	7.8
median	3.0	14.2	7.5	4.5	3	616	560.5	74.5	295	27.4	0.5	8.1
maks	4.0	31.8	12.0	6.0	4	740	692.0	174.0	410	38.6	2.7	11.3
min.	2.3	11.0	7.0	2.0	1	490	417.0	16.0	125	24.2	0.3	2.1

* data fra
Fylkesmannen
i Østfold

Isestjø 1991

Dato	Siktedyp m	TotP mg/m ³	TotPf mg/m ³	part-P mg/m ³	PO4-P mg/m ³	TotN mg/m ³	TotNf mg/m ³	part-N mg/m ³	NO3N mg/m ³	Farge mg Pt/l	Turb NTU	Klorofyll mg/m ³
20/05/91	2.4	13	4	9	2	743	689	54	450	25.0	2.0	2.3
28/05/91 *	3.0	11			2	740			440	16.0		1.9
18/08/91 *	2.9	10			1	710			430	19.0		
23/06/91	2.9	13	5	8	3	692	648	44	430	17.5	1.4	4.9
08/07/91 *	3.4	11			1	675			390	15.0		4.6
19/07/91		9	8	1	3	800	800	0	375	19.9	1.6	10.9
22/07/91	3.2	12	7	5	3	609	608	1	330	16.0	0.4	10.8
31/07/91 *	3.1	11			1	560			295	17.0		3.1
21/08/91 *	4.2	12			4	555			245	14.0		10.4
26/08/91	4.9	13	7	6	4	546	539	7	235	15.2	0.2	25.8
10/09/91 *	4.0	13			2	560			200	11.0		5.8
13/09/91	3.8	11	3	8	2	522	477	45	200	18.5	1.0	
snitt	3.4	12	6	6	2	643	627	25	335	17.0	1.1	8.1
median	3.2	12	6	7	2	642	628	26	353	16.5	1.2	5.4
maks	4.9	13	8	9	4	800	800	54	450	25.0	2.0	25.8
min.	2.4	9	3	1	1	522	477	0	200	11.0	0.2	1.9

* data fra
Fylkesmannen
i Østfold

Isesjø 1992

Dato	Siktedyp m	TotP mg/m3	TotPf mg/m3	part-P mg/m3	PO4-P mg/m3	TotN mg/m3	TotNf mg/m3	part-N mg/m3	NO3N mg/m3	Farge mg/m3	Turb NTU	Klorofyll mg/m3
04/06/92	2.2	10	5	5	2	840	810	30	525	32.6	2.0	3.7
01/07/92	2.5	12	7	5	3	1000	900	100	445	23.4	1.9	7.7
snitt	2.4	11	6	5	3	920	855	65	485	28.0	2.0	5.7
median	2.4	11	6	5	3	920	855	65	485	28.0	2.0	5.7
maks	2.5	12	7	5	3	1000	900	100	525	32.6	2.0	7.7
min.	2.2	10	5	5	2	840	810	30	445	23.4	1.9	3.7

Tabell Kvantitative planteplanktonprøver fra: ISESJØ (ØS-288-ISE)
 Volum mm³/m³

GRUPPER/ARTER	Dato=>	910520	910623	910722	910826	910913
Cyanophyceae (Blågrønnalger)						
Anabaena flos-aquae		-	.3	.3	.1	6.9
Aphanothece sp.		-	-	1.1	-	-
Goaphosphaeria lacustris		-	-	.9	.3	-
Goaphosphaeria naegelianiana		-	6.4	3.6	4.5	1.6
Merisaopedia tenuissiaa		-	-	.9	-	-
Sum		-	6.7	6.7	4.9	8.5
Chlorophyceae (Grønnalger)						
Botryococcus braunii		-	1.2	-	.6	-
Carteria sp. (1=6-7)		-	2.0	-	2.0	-
Crucigenia tetrapedia		-	-	.5	-	.7
Dictyosphaerium subsolitarium		3.6	-	.4	-	.6
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		.3	1.3	1.9	1.6	2.1
Gloettila pulchra		-	-	1.1	-	-
Gyromitus cordiforais		-	-	-	-	2.7
Koliella sp.		26.5	9.1	-	-	-
Monoraphidium contortum		.9	-	.2	-	-
Monoraphidium dybowskii		.5	.9	1.4	.5	.5
Monoraphidium komarkovae		6.4	.8	-	-	-
Oocystis subaerina v.variabilis		-	1.0	-	-	-
Quadrigula pfitzeri		-	-	-	3.3	2.8
Scenedesmus spp.		3.2	3.2	1.4	.2	-
Sphaerocystis schroeteri		-	1.2	1.5	-	-
Staurastrum lunatum		-	-	-	2.4	2.4
Staurodesmus indentatus		-	-	-	2.8	-
Staurodesmus triangularis		-	.4	-	-	1.5
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)		-	-	-	-	1.3
Sum		41.4	21.0	8.3	13.4	14.5
Chrysophyceae (Gullalger)						
Aulomonas purdyi		.1	-	-	-	-
Chromulina sp.		-	1.5	-	1.5	1.3
Chrysochromulina parva		-	1.2	65.4	5.4	20.7
Chrysolykos planctonicus		.6	-	-	-	-
Craspedomonader		-	.3	.5	.9	2.1
Cyster av chrysophyceer		-	.3	-	-	-
Dinobryon bavaricum		-	2.6	-	.4	11.1
Dinobryon bavaricum v.vanhoeffenii		-	-	-	-	2.0
Dinobryon borgei		2.3	-	-	-	-
Dinobryon crenulatum		.8	-	-	.4	-
Dinobryon cylindricum v.palustre		-	-	.5	-	-
Dinobryon cylindricum var.alpinum		1.2	-	.1	-	.4
Dinobryon divergens		-	2.5	-	-	-
Dinobryon sertularia		-	-	-	-	2.0
Dinobryon sociale		-	-	-	-	.4
Dinobryon suecicum		.6	-	-	-	-
Kephyrion boreale		.2	-	-	-	-
Løse celler Dinobryon spp.		.4	-	-	2.8	3.6
Mallomonas caudata		.7	1.6	4.9	2.1	-
Mallomonas spp.		2.7	-	-	-	-
Ochromonas sp. (d=3,5-4)		3.4	6.3	2.1	4.7	12.6
Saa chrysoomonader (<7)		19.5	12.7	18.3	10.2	17.9
Spiniferomonas sp.		-	-	-	-	.5
Store chrysoomonader (>7)		8.6	25.0	8.6	12.1	25.8
Synura sp. (1=9-11,b=8-9) S.peters.?		.7	18.6	-	-	-
Ubest.chrysoomonade (Ochromonas sp.?)		-	1.6	-	-	-
Uroglena americana		1.0	3.0	8.7	1.9	34.1
Sum		42.9	77.2	109.1	42.2	134.6

font.

forts.

GRUPPER/ARTER	Dato=>	910520	910623	910722	910826	910913
Bacillariophyceae (Kiselalger)						
Achnanthes sp. (l=15-25)		.8	-	-	-	-
Asterionella formosa		.2	1.5	1.5	46.6	16.0
Cyclotella sp. (d=8-12,h=5-7)		-	-	2.1	1.3	-
Melosira ambigua		2.0	3.4	-	1.4	-
Melosira distans v.alpigena		2.8	13.3	4.4	11.6	16.9
Melosira italica v.tenuissima		-	10.1	1.9	.6	.6
Rhizosolenia longiseta		-	4.4	2.0	.4	7.2
Synedra sp. (l=30-40)		-	1.1	-	-	-
Synedra sp. (l=40-70)		-	-	.1	2.8	6.5
Tabellaria flocculosa		.6	.4	-	-	-
Sum		6.5	34.2	12.0	64.7	47.1
Cryptophyceae						
Cryptomonas erosa		-	-	2.5	-	-
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)		4.4	1.3	4.0	-	-
Cryptomonas marssonii		1.3	.3	4.8	1.3	3.7
Cryptomonas sp. (l=15-18)		-	-	-	1.3	13.3
Cryptomonas sp. (l=20-22)		-	-	50.9	-	3.2
Cryptomonas spp. (l=24-28)		3.2	8.0	6.8	6.8	-
Katablepharis ovalis		2.9	.8	7.2	4.3	1.2
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)		4.8	14.6	32.9	3.3	12.2
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)		2.7	-	3.6	-	-
Sum		19.2	25.0	112.6	17.1	33.5
Raphidiophyceae						
Gonyostomum semen		20.0	180.0	161.6	462.6	720.0
Sum		20.0	180.0	161.6	462.6	720.0
Dinophyceae (Fureflagellater)						
Ceratium hirundinella		-	-	10.4	-	12.0
Gymnodinium cf.lacustre		1.1	-	-	.9	-
Gymnodinium fuscum		-	7.2	110.4	172.8	19.6
Gymnodinium sp. (b=28-30,l=33-36)		-	18.2	36.4	6.0	-
Peridinium sp. (l=15-17)		-	-	-	-	3.7
Peridinium volzii		-	-	5.0	-	-
Sum		1.1	25.4	162.2	179.7	35.3
My-alger						
Sum		11.3	11.6	21.0	12.3	11.3
Total						
		142.3	381.0	593.6	796.9	1004.9

Tabell Kvantitative planteplanktonprøver fra: ISESJØ (ØS-288-ISE)
 Volum m³/m³

GRUPPER/ARTER	Dato=>	890520	890626	890723	890823
Cyanophyceae (Blågrønnalger)					
Anabaena flos-aquae	-	-	-	.3	-
Gomphosphaeria lacustris	-	-	-	.3	-
Gomphosphaeria naegeliana	-	.9	2.0	6.0	6.0
Merismopedia tenuissima	-	-	2.8	2.8	.4
Sua	-	.9	5.4	5.4	6.4
Chlorophyceae (Grønnalger)					
Carteria sp.1 (l=6-7)	.8	-	.4	.4	.8
Crucigenia tetrapedia	-	.3	.8	.8	.9
Dictyosphaerium pulchellum	-	-	.8	.8	-
Elakatothrix gelatinosa (E.genevensis)	-	.2	.6	.6	.2
Gyromitus cordiformis	-	2.8	2.8	2.8	-
Kirchneriella obesa	-	-	-	-	.3
Monoraphidium contortum	-	.6	1.5	11.0	11.0
Monoraphidium dybowskii	.3	-	.5	.5	1.5
Monoraphidium komarkovae	-	.2	-	-	-
Paramastix conifera	.9	-	.8	.8	-
Quadrigula pfitzeri	-	-	-	-	.1
Scenedesmus spp.	-	-	4.7	13.3	13.3
Sphaerocystis Schroeteri	-	-	.7	.7	-
Spondylosium planum	-	-	.6	.6	-
Staurastrum anatinum	-	-	-	-	3.0
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	-	-	.8	.8	-
Sua	1.9	4.1	15.0	15.0	31.0
Chrysophyceae (Gullalger)					
Bicosoeca planctonica	.4	-	-	-	-
Bitrichia chodatii	-	.3	-	-	-
Chromulina sp.	.2	-	-	-	.6
Craspedomonader	1.5	.5	1.9	1.9	-
Dinobryon bavaricum	.1	-	-	-	-
Dinobryon borgei	3.9	-	-	-	-
Dinobryon crenulatum	-	-	.9	.9	-
Dinobryon cylindricum	1.1	-	-	-	-
Dinobryon divergens	-	-	-	-	.3
Dinobryon sociale	-	-	.5	.5	-
Dinobryon suecicum	.7	-	-	-	-
Kephyrion litorale	.2	-	-	-	-
Løse celler Dinobryon spp.	2.3	-	-	-	-
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	.9	-	-	-	-
Monochrysis agilissima	-	.2	-	-	-
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	9.2	5.9	8.9	8.9	5.2
Phaeaster aphanaster	.6	-	-	-	-
Små chrysomonader (<7)	12.8	5.3	23.1	23.1	16.6
Spiniferomonas sp. (S.bourrellyi ?)	-	.4	-	-	-
Store chrysomonader (>7)	5.1	8.1	24.3	24.3	20.2
Synura sp. (l=9-11,b=8-9)	.8	.9	2.3	2.3	-
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	-	-	-	-	.6
Ubest.chrysophyceae	.2	-	-	-	-
Uroglena americana	-	-	-	-	34.4
Sua	39.9	21.5	61.9	61.9	78.0

forts.

forts.

GRUPPER/ARTER	Dato=>	890520	890626	890723	890823
acillariophyceae (Kiselalger)					
Asterionella formosa	-	1.8	2.5	.3	
Cyclotella sp. (d=8-12,h=5-7)	-	-	19.9	2.5	
Eunotia zasuminensis	-	-	.5	-	
Melosira ambigua	-	1.4	3.9	2.4	
Melosira distans v.alpigena	.8	2.7	7.8	58.9	
Melosira italica ssp.subarctica	-	-	-	100.9	
Melosira italica v.tenuissima	-	-	-	20.2	
Rhizosolenia longiseta	1.1	1.7	2.9	.9	
Stephanodiscus hantzschii v.pusillus	-	-	1.1	-	
Synedra sp. (l=30-40)	-	-	2.6	2.0	
Synedra sp.1 (l=40-70)	.8	1.9	-	-	
Tabellaria fenestrata	4.1	6.6	28.8	1.2	
Tabellaria flocculosa	12.0	.3	-	-	
Sum	18.7	16.4	70.1	189.3	
ryptophyceae					
Cryptaulax vulgaris	-	.3	-	-	
Cryptomonas erosa	-	-	7.5	-	
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	-	5.0	4.0	-	
Cryptomonas marssonii	.3	9.3	-	-	
Cryptomonas sp.3 (l=20-22)	.7	14.9	29.9	3.7	
Cryptomonas spp. (l=24-28)	.4	12.5	6.2	24.9	
Katablepharis ovalis	5.0	-	5.1	1.9	
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	3.7	7.3	10.1	48.3	
Sum	10.2	49.3	62.9	78.8	
aphidiophyceae					
Gonyostomum semen	4.4	129.6	397.8	210.6	
Sum	4.4	129.6	397.8	210.6	
inophyceae (Fureflagellater)					
Gyanodinium cf.lacustre	-	-	1.1	-	
Gyanodinium sp. (d=28-30,l=33-36)	-	2.2	-	4.4	
Peridinium inconspicuum	-	-	3.6	-	
Ubest.dinoflagellat	.5	-	-	-	
Sum5	2.2	4.7	4.4	
uglenophyceae					
Trachelomonas volvocina	-	-	-	5.1	
Sum	-	-	-	5.1	
y-alger					
Sum	18.6	15.9	21.7	17.7	
otal	94.2	239.9	639.5	621.4	

Tabell Kvantitative planteplanktonprøver fra: ISESJØ (ØS-288-ISE)
 Volum m³/m³

GRUPPER/ARTER	Dato=>	880611	880703	880728	880827
Cyanophyceae (Blågrønnalger)					
Anabaena flos-aquae	-	-	1.0	-	-
Aphanothece sp.	-	-	-	6.2	-
Gomphosphaeria lacustris	-	-	6.6	4.7	-
Gomphosphaeria naegeliana	-	-	.9	2.4	.9
Merisopedia tenuissima	-	-	33.1	3.0	.7
Sum	-	-	41.7	16.3	1.6
Chlorophyceae (Grønnalger)					
Botryococcus braunii	-	-	-	-	2.8
Chlamydomonas sp. (l=8)	-	-	1.9	-	-
Cosmarium sphagnicolum v. pachygonum	-	-	.3	-	-
Crucigenia tetrapedia	1.9	.3	-	-	-
Dictyosphaerium subsolitarium	2.0	.2	.8	-	-
Elakatothrix gelatinosa	.4	2.8	-	-	.4
Gyromitus cordiformis	-	-	-	5.0	4.2
Kirchneriella obesa	-	-	-	-	.7
Monoraphidium dybowskii	1.6	2.6	5.3	-	-
Oocystis submarina v. variabilis	-	.9	.4	-	-
Quadrigula pfizleri	-	11.7	.4	-	-
Scenedesmus spp.	.3	-	.2	-	.5
Scourfieldia cordiformis	.3	-	-	-	-
Staurastrum anatinum	-	-	-	-	1.2
Staurastrum planctonicum	-	1.0	-	-	-
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	-	2.3	.9	-	-
Sum	6.4	24.1	13.0	9.7	-
Chrysophyceae (Gullalger)					
Chromulina sp.	-	-	2.0	3.6	-
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	-	.6	.3	-	-
Chrysidiastrum catenatum	2.5	6.5	-	-	-
Craspedomonader	.2	-	-	2.7	-
Cyster av Dinobryon spp.	-	2.2	-	-	-
Cyster av chrysophyceer	-	1.9	.7	-	-
Dinobryon bavaricum	.9	-	.1	.5	-
Dinobryon crenulatum	.5	-	-	-	-
Dinobryon cylindricum	.6	-	-	-	-
Dinobryon cylindricum var.alpinum	-	-	-	1.6	-
Dinobryon divergens	1.2	-	.4	-	-
Dinobryon suecicum	-	.2	-	-	-
Kephyrion boreale	.7	-	-	-	-
Løse celler Dinobryon spp.	.5	.5	-	-	-
Mallomonas caudata	1.7	-	-	-	-
Mallomonas spp.	5.3	-	-	-	-
Ochromonas sp. (d=3,5-4)	6.5	1.2	-	4.7	-
Små chrysomonader (<7)	11.5	33.2	27.9	28.8	-
Stichogloea doederleinii	-	1.2	-	.4	-
Store chrysomonader (>7)	16.2	62.8	18.2	28.3	-
Synura sp. (l=9-11,b=8-9)	4.7	14.9	12.0	6.9	-
Ubest.chrysomon.1	-	-	-	1.2	-
Ubest.chrysophyce 3	4.4	-	-	-	-
Uroglena americana	.9	9.7	159.0	17.4	-
Sum	58.2	134.8	220.6	96.3	-

forts.

font.

GRUPPER/ARTER	Dato=>	880611	880703	880728	880827
Bacillariophyceae (Kiselalger)					
Asterionella formosa		14.0	1.8	-	.2
Cyclotella sp. (d=8-12,h=5-7)		-	-	-	2.0
Eunotia zasuminensis		-	-	-	2.6
Melosira distans v.alpigena		1.2	9.1	7.9	14.0
Melosira italica ssp.subarctica		3.6	-	1.1	-
Rhizosolenia longiseta		10.9	1.9	.5	.9
Synedra sp. (l=30-40)		-	-	1.2	.1
Synedra sp.1 (l=40-70)		1.1	-	-	-
Tabellaria fenestrata		-	-	.5	-
Tabellaria flocculosa		4.8	1.6	-	-
Sum		35.7	14.4	11.3	19.9
Cryptophyceae					
Cryptomonas curvata		1.1	-	-	-
Cryptomonas erosa		7.5	-	8.4	-
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)		12.1	8.1	-	6.9
Cryptomonas marssonii		6.9	20.6	-	-
Cryptomonas sp.3 (l=20-22)		3.7	11.2	-	11.2
Cryptomonas spp. (l=24-28)		37.4	43.6	6.2	74.7
Katablepharis ovalis		6.2	2.2	2.8	5.0
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)		24.9	67.3	12.2	10.7
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)		2.8	11.2	-	-
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?		.6	-	-	-
Sum		103.1	164.3	29.6	108.6
Raphidiophyceae					
Gonyostomum semen		54.0	134.0	266.0	1546.0
Sum		54.0	134.0	266.0	1546.0
Dinophyceae (Fureflagellater)					
Ceratium hirundinella		5.4	-	-	5.0
Gyrodinium cf.lacustre		1.9	-	-	3.7
Gyrodinium fuscum		-	-	-	4.0
Gyrodinium sp.1 (l=14-15)		-	3.3	-	-
Peridinium inconspicuum		-	7.0	-	1.4
Peridinium palustre		-	19.8	-	-
Peridinium volzii		-	-	8.0	-
Ubest.dinoflagellat		-	-	1.2	.9
Sum		7.3	30.1	9.2	15.1
My-alger					
Sum		55.7	21.6	12.2	16.2
Total		320.4	564.9	578.4	1813.2

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2350-9