



Vassdrag og kystområder Overvåking i 1990



Fylkesmannen i Østfold
Miljøvern avdelingen

MILJØVERNDELINGEN

Fylkesmannen i Østfold

POSTADRESSE: DRONNINGENS GATE. 1, 1500 MOSS
TLF: (09) 25 41 00

Dato:	September 1991
Rapport nr:	8/91
ISBN nr:	82-7395-068-9

Rapportens tittel:
Vassdrag og kystområder Overvåking i 1990
Forfatter(e):
Øivind Løvstad Torodd Hauger Per Vallner Gunnar Larsen
Oppdragsgiver:
Statens forurensningstilsyn/Miljøvern­delingen i Østfold
Ekstrakt:
Rapporten er en samlerapport for den tiltaksrettede overvåking av vassdrag og kystområder i Østfold 1990. Rapporten omfatter Glomma v/Sarpsfossen, Skinnerflo og Tunevannet i Glommavassdraget, Hobølelva, Mosseelva, Vansjø og Sæbyvannet i Vansjø/Hobølvassdraget og Bjørkelangen, Rødenessjøen, Femsjøen og Tista i Haldenvassdraget samt Kystområdet.

FORORD

Overvåking av fylkets vassdrag og kystområder skjer gjennom regelmessige undersøkelser i en del utvalgte vannforekomster. Overvåkingen er lagt opp med henblikk på å fastslå forurensningssituasjonen og å dokumentere eventuelle endringer i vannkvalitet og organismeliv som følge av tiltak i nedbørfeltet eller inngrep i vassdraget. Fylkets vassdrag og kystområder har vært gjenstand for sporadiske, problemrettede undersøkelser siden midten av 1960-årene, mens systematiske overvåkingsundersøkelser først ble igangsatt tidlig i 1980-årene.

De årlige detaljplaner for overvåking av fylkets vannressurser bygger på en langtidsplan for tiltaksrettet overvåking av vassdrag og kystområder for perioden 1990-1995. Langtidsplanen gir en oversikt over brukerkonflikter og planlagte tiltak, samt redgjør for forvaltningens kunnskapsbehov i de enkelte vannforekomster. På grunnlag av faglige og økonomiske avveininger presenterer langtidsplanen videre et prioritert forslag til hvilke vannforekomster som bør undersøkes regelmessig.

Overvåkingsomfanget var i 1990 stort sett i samsvar med langtidsplanen.

De årlige planer for overvåking utarbeides av miljøvernavdelingen i samråd med SFT og kommunene. Gjennomføringen administreres av miljøvernavdelingen. Feltarbeidet ble i 1990 utført av avd.ing. Per Vallner med bistand fra fylkeslaboratoriet. Fysiske og kjemiske analyser er utført ved fylkeslaboratoriet i Østfold. Gunnar Larsen har fremskaffet resultater og bearbeidet data for kystområdet. Analyseresultatene er delvis fremskaffet, bearbeidet og vurdert av dr.phil. Øivind Løvstad ved Limno-Consult. Øivind Løvstad har også stått for de trendbetragtninger som er presentert i rapporten.

Undersøkelsene er finansiert med bidrag fra både stat og kommuner.

Moss, 10 desember 1991

Torodd Hauger
Vassdragsforvalter

INNHOLDSFORTEGNELSE

Seksjon	Side
SAMMENDRAG	1
VANNFORURENSNING OG VANNKVALITETSKLASSIFISERING	7
MATERIALE OG METODER	11
NEDBØRFORHOLD	17
GLOMMAVASSDRAGET	19
Glomma ved Sarpsfossen	19
Skinnerflo	28
Tunevannet	37
VANSJØ - HOBØLVASSDRAGET	44
Hobølelva og Mosseelva	44
Vansjø (Storefjorden og Vanemfjorden)	51
Sæbyvannet	67
HALDENVASSDRAGET	74
Bjørkelangen, Rødenessjøen, Femsjøen og Tista	74
KYSTOMRÅDET	90
PRIMERTABELLER	97

S A M M E N D R A G

SAMMENDRAG

Vannforekomstene i Østfold har i løpet av 1980-årene vist en gjennomgående negativ utvikling i vannkvalitet og biologiske forhold. I de tre hovedvassdragene (Glomma, Vansjø-Hobølvassdraget og Haldenvassdraget) er det registrert en klar økning i transporten av jordpartikler. Det har ført til redusert siktedyp og fremskyndet oppgrunning i stilleflytende vassdragspartier og innsjøer. Det er foreløpig ukjent i hvilken grad denne utviklingen kan påvirke organismelivet i vannsystemene.

Det synes klart at deler av jordbruksarealene i Østfold er blitt mer utsatt for jordtap enn tidligere. Dette antas å ha sammenheng med:

- omlegging mot mer kornproduksjon
- mer omfattende og tidligere jordarbeiding.
- strukturskader som følge av ensidig produksjon og tyngre maskinelt utstyr.
- bakkeplanering.
- lengre hellingslengder.

Det er videre grunn til å anta at grøfting av skog, tørrlegging av myrer, våtmarker, senkningstiltak, kanaliseringer m.v. har redusert den naturlige magasineringskapasiteten i nedbørfeltene og dermed ført til raskere flomstigning og større flomtopper enn tidligere. Dette kan ha ført til større bunn-/kanterosjon på utsatte bekke- og elvestrekninger.

Det må også understrekes at siste halvdel av 1980-årene var meget nedbørrik med flere milde vintre. Dette gav større jordutvasking enn under mer normale meteorologiske forhold.

Jordtap utgjør i dag det største vannforurensningsproblemet i Østfold. Arbeidet med å løse dette problemet er derfor høyt prioritert. Det ble bl.a. i 1989 satt i gang et større 3-årig prosjekt i Haldenvassdraget i den hensikt å utprøve metoder for kornproduksjon som vil gi mindre jordtap. Det er også i 1990 foretatt visse endringer i jordbruksavtalen som trolig vil stimulere til mindre høstpløying og riktigere gjødsling.

Gjødslingseffekter (eutrofiering) som følge av økte tilførsler av fosfor og nitrogen er et tiltagende forurensningsproblem i flere innsjøer og i kystområdet. Nitrogenkonsentrasjonen/-transporten viser en gjennomgående økende tendens. Det er heller ikke registrert noen signifikant nedgang i fosfornivået til tross for gjennomført sanering av kommunale utslipp og mindre forbruk av fosfor i landbruket. En antar dette har sammenheng med at betydelige mengder fosfor følger med utvaskede jordpartikler.

I enkelte lokaliteter (Tunevannet, Isesjø) kan eutrofieringsutviklingen ha sammenheng med forandringer i den interne gjødslingsmekanismene f.eks. som følge av endringer i fiskefaunaen.

Det er videre grunn til å påpeke at den negative utviklingen i de fleste Østfoldvassdragene også har sammenheng med inngrep som har bidratt til å redusere de naturlige selvrensingsprosesser (f.eks. p.g.a. bekkelukking, senkningstiltak, kanalisering, tørrlegging av våtmark m.m.).

En kort sammenfatning om forholdene i de enkelte vannsystemer er gitt nedenfor:

GLOMMA (ved Sarpsfossen).

Glomma ved Sarpsfossen er sterkt forurenset (klasse 4) med hensyn til både næringsstoffer (TP og TN) og suspendert stoff (SS). Vannkvaliteten var spesielt dårlig i perioden 1985 - 1990.

Årstransporten av fosfor, nitrogen og suspendert stoff har i gjennomsnitt vært høyere de siste fem årene enn tidligere år. I 1990 var transporten av SS i Glomma ved Sarpsfossen spesielt høy, dvs. ca. 607000 tonn tørrstoff/år. Transporten av fosfor og nitrogen var henholdsvis 782 tonn P/l og 12790 tonn N/l. år

SKINNERFLO.

Vannkvaliteten i Skinnerflo har bedret seg betydelig i perioden 1985 - 1990, men innsjøen er fortsatt sterkt forurenset (klasse 4) med hensyn til virkningstypene eutrofiering og partikkelpåvirkning. Årsakene til de dokumenterte forbedringene er utvilsomt saneringen av utslippene fra Norsk Fett og Lim A/S og kanaliseringen av Seutelva som har ført til større vanngjennomstrømming.

TUNEVANNET.

Tunevannet er sterkt forurenset (klasse 4) med hensyn til virkningstypen eutrofiering. I 1990 var det masseoppblomstring av blågrønnalgene Aphanizomenon flos-aquae og Aphanothece cf. clathrata.

Utviklingen fra forrige undersøkelse i 1984 til 1990 er vanskelig å forklare med økte utslipp av kloakk eller avrenning fra landbruket. Det kan derfor ikke utelukkes at dette skyldes forandringer i innsjøens interne næringsomsetning forårsaket av f.eks. endringer i fiskebestanden og økt tilførsel av plantenæringsstoffer fra sedimentene som følge av høy pH i epilimnion og oksygenvinn i hypolimnion. Dette bør utredes nærmere.

HOBØLELVA OG MOSSEELVA.

Både Hobølelva og Mosseelva er sterkt forurenset (klasse 4) med hensyn til de to virkningstypene eutrofiering og partikkelpåvirkning.

Årstransporten av total fosfor (TP), total nitrogen (TN) og suspendert stoff (SS) i Hobølelva v. Kure var i 1990 henholdsvis 20.1 tonn P/år, 189 tonn N/år og 17980 tonn tørrstoff/år. I Mosseelva var transporten av TP, TN og SS henholdsvis 11.9 tonn P/år, 327 tonn N/år og 3344 tonn SS/år. Den store vinterflommen dette året gav større transport av fosfor og partikulært materiale enn normalt. Resultatene viser tydelig at

fosforet og suspendert stoff i stor grad sedimenterer i Vansjø, mens nitrogenet lettere føres ut i havet.

VANSJØ.

Storefjorden.

Storefjorden har blitt betydelig mer eutrof og partikkelpåvirket de senere år. Siden 1976 har mengden av planktonalger økt betydelig og en markert forskyvning i artssammensetningen er blitt observert. Andelen av blågrønnalger har vært høy de to siste årene.

Storefjorden var i 1990 markert forurenset (klasse 3) med hensyn til virkningstypen eutrofiering og markert til sterkt forurenset når det gjelder virkningstypen partikkelpåvirkning.

Vanemfjorden.

Vannkvaliteten i Vanemfjorden har ikke endret seg mye siden 1980. Det er et markert oksygenavtak i hypolimnion utover sommeren hvert år. Forurensningsgraden i 1990 kan angis til klasse 4 (sterkt forurenset) både når det gjelder eutrofiering og partikkelpåvirkning. Det har vært en markert forskyvning i planktonalgesamfunnets artssammensetning de senere år og de tre siste årene har blågrønnalgene vært mer dominante.

SÆBYVANNET.

Siden 1985 har det ikke funnet sted noen signifikant forbedring i vannkvaliteten.

Innsjøen må karakteriseres som eutrof, dvs. sterkt påvirket av næringsstoffer (klasse 4). Sæbyvannet er dessuten markert forurenset (klasse 3) når det gjelder partikkelpåvirkning.

HALDENVASSDRAGET.

Bjørkelangen.

Innsjøen har antakelig blitt noe mer eutrof og partikkelpåvirket i 1980-årene. Blågrønnalgen Aphanizomenon flos-aquae danner årvisse oppblomstringer

Bjørkelangen er sterkt forurenset (klasse 4) med hensyn til virkningstypene eutrofiering og partikkelpåvirkning. Belastningen med organisk stoff er også høy (klasse 4) og det oppstår oksygenvinn i bunnvannet (hypolimnion) om sommeren hvert år. En stor andel av den organiske belastningen skyldes humusstoffer.

Rødenessjøen.

Innsjøen har blitt betydelig mer eutrof og partikkelpåvirket i 1980-årene i forhold til på 1960-tallet og begynnelsen av 1970-tallet. TN-

konsentrasjonen har økt fra under 400 g N/l på slutten på 1960-tallet til over 800 g N/l de senere år. Siden 1985 har partikkelpåvirkningen vært spesielt stor.

Innsjøen er markert forurenset (klasse 3) når det gjelder virkningstypene eutrofiering og partikkelpåvirkning.

Innsjøen ovenfor Rødenessjøen, **Skullerudsjøen**, har de to siste årene, og spesielt i 1989, hatt store oppblomstringer av blågrønnalgen Anabaena flos-aquae som kan være toksinproduserende. Denne algen ble ført ned i Rødenessjøen, men hadde ikke vekstmuligheter der til tross for høye TP-konsentrasjoner. Generelt er plantonalgemengden i Rødenessjøen lavere enn forventet utfra TP-konsentrasjonen. Dette bør utredes nærmere.

Femsjøen.

Innsjøen er blitt mer eutrof og partikkelpåvirket i perioden 1982 - 1990.

Femsjøen er minst forurenset av de tre innsjøene. Innsjøen er moderat forurenset av næringsstoffer (klasse 2) og moderat til markert partikkelpåvirket (2-3).

Tista.

Årstransporten i Tista (ved utløpet av Femsjøen) av total fosfor (TP), total nitrogen (TN) og suspendert stoff (SS) var i 1990 henholdsvis 8.4 tonn P/år, 512 tonn N/år og 1457 tonn tørrstoff/år.

KYSTOMRÅDET.

8 kyststasjoner i Østfold har blitt overvåket i perioden 1985 - 1990.

I 1990 var vannkvaliteten gjennomgående god sammenliknet med tidligere år. I brakkvannsområder ble det observert forholdsvis store oppblomstringer av kiselalgen Skeletonema costatum i mai-juni. Dinoflagellaten Gyrodinium aureolum, som er toksisk, var dominerende på flere av stasjonene i august.

Store tilførsler av næringssalter kommer fra vassdragene som drenerer til kysten. Lokale oppblomstringer av alger langs Østfoldkysten sammenfaller derfor ofte med sterke flomperioder om våren og sommeren. Oppstuvning av brakkvann nær land som følge av kraftige sør/sørvestlige vinder kan forsterke eutrofieffektene som følge av store næringstilførsler fra land.

Larkollen (LARK), referansestasjonen, er den reneste av stasjonene og er som regel moderat næringspåvirket (klasse 2) og ubetydelig partikkelpåvirket (klasse 1).

Mossesundet (MOS1) er ofte markert næringspåvirket (klasse 3) og moderat til markert partikkelpåvirket (klasse 2 - 3). Mossesundet mottar næringssalter og partikler fra Vansjø-Hobølvassdraget i tillegg til

store utslipp av organisk stoff og trefiber fra Peterson A/S.

Lera (LERA), Øra (ØRA1), Ramsøy/Hvaler (RAMS) er periodevis sterkt påvirket av næringsstoff- og partikkeltilførsler fra Glomma og stasjonene er ofte markert næringspåvirket (klasse 3) og sterkt partikkelpåvirket (klasse 4).

Singlefjorden (SING) er lite til markert partikkelpåvirket (klasse 1 - 3) og moderat til sterkt næringspåvirket (klasse 2 - 4). Relativt store oppblomstringer av dinoflagellater, f.eks Prorocentrum minimum er vanlig.

Skjebergkilen (SKJE) varierer i forurensningsgrad men kan være moderat til sterkt forurenset (klasse 2 - 4) med hensyn til virkningstypene eutrofiering og partikkelpåvirkning. Stasjonen var spesielt sterkt forurenset i 1990 med stor nedbør og/eller sydlige vinder. Lokaliteten kan da ha masseoppblomstring av dinoflagellaten Prorocentrum minimum. Skjebergkilen er direkte påvirket av forurensningstilførsler fra lokale bekker.

Ringdalsfjorden (RING) varierer i forurensningsgrad men kan være sterkt forurenset (klasse 4) med hensyn til virkningstypen eutrofiering og moderat til markert forurenset (klasse 2 - 3) av partikler. Relativt store oppblomstringer av dinoflagellater, f.eks Prorocentrum minimum er vanlig. Stasjonen er påvirket av næringsstofftilførsler bl.a. fra Haldenvassdraget.

**VANNFORURENSNING OG VANN-
KVALITETSKLASSIFISERING**

VANNFORURENSNING OG VANNKVALITETSKLASSIFISERING

Stor befolkningstetthet, mye forurensende industri og stor landbruksaktivitet skaper vannforurensning av ulike slag. Foruten de forurensninger som har sin bakgrunn i menneskelig aktivitet i nedbørfeltet blir vassdragene eksponert for fjerntransporterte forurensninger med luft og nedbør. Hav- og kyststrømmene bringer også med forurensninger fra andre land. Vannforurensninger spenner m.a.o. over flere kategorier av forurensningstyper som f.eks. eutrofiering, saprobiering, partikkelpåvirkning, forsuring og miljøgifter.

Eutrofiering (overgjødsling) er uten tvil et stort vannforurensningsproblem. I flere innsjøer har økte tilførsler av plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen ført til endrede biologiske og fysisk/kjemiske forhold i vannmassene, og på denne måten bl.a. skapt problemer for vannforsyning, bading og fiske. Problemer med smak og lukt på råvannet til vannverk har som regel sammenheng med store algemengder og da spesielt blågrønnalger som vanligvis får spesielt gode betingelser når konsentrasjonen av næringssalter blir høy. Tilgroing av grunne områder med makrovegetasjon og utvikling av overbestander med karpefiskarter er andre uheldige effekter av eutrofieringen.

I kystområdet er det observert tydelige eutrofieringseffekter. Det er i de senere år blitt registrert masseoppblomstringer av kiselalger og dinoflagellater langs hele kyststrekningen. Foruten at dette gir estetiske ulemper, skaper stor fremvekst av dinoflagellater som Dinophysis, Prorocentrum minimum og Gyrodinium aureolum problemer for fiske- og blåskjellnæringen. Undersøkelser antyder at utviklingen skyldes økende tilførsler av både nitrogen- og fosforforbindelser.

Virkingen av organisk stoff. Forurensningstilførsler av lett nedbrytbart organisk stoff fører ofte til oksygenavtak (eller totalt oksygenvinn) og sterke endringer i lokalitetenes artssammensetning. I svært belastede innsjøer og elver er det ofte store forekomster av blågrønnalger eller bakterier.

Partikkelpåvirkning. Denne forurensningstypen har sammenheng med utviklingen av det moderne kulturlandskapet, og de struktur- og driftsendringer som har funnet sted i jordbruket i etterkrigsårene. Det moderne jordbruket gir store jordtap som fører til tilgrusning av vannet og raskere oppgrunning av innsjøene. I tillegg blir store mengder næringsstoffer transportert til vannforekomstene med jordmaterialet. Dette skaper gjødslingseffekter og betydelige brukerulemper. Grumset vann oppfattes som mindre tiltalende og er til klar ulempe for både vannverk, fiske og friluftssinteressene.

Forsuring. I høyereliggende områder har forsuringen etter hvert slått ut de fleste fiskebestandene. Det er spesielt i vassdrag hvor nedbørfeltet i hovedsak ligger over øvre marin grense (160 - 220 m.o.h.) at forsuringen er alvorlig. Under den marine grense bevirker bl.a. havavsatte jordarter til å nøytralisere sterke og svake syrer som henholdsvis svovelsyre og humussyrer. Den sure nedbøren bidrar også til at det løses ut mer metaller fra jordsmonn og fjellgrunn enn tidligere. Dette gjelder foruten aluminium også flere uønskede tungmetaller.

Følgende virkningstyper blir vurdert:

- Eutrofiering
- Virkning av organisk stoff (organisk belastning)
- Virkning av partikulært materiale (partikkelbelastning)
- Forsuring.

I samsvar med SFT's vannkvalitetskriterier for ferskvann er vannkvaliteten inndelt i fire forurensningsklasser:

- Klasse 1 Lite forurenset
- Klasse 2 Moderat forurenset
- Klasse 3 Markert forurenset
- Klasse 4 Sterkt forurenset.

Tabell 1 viser en oversikt over de viktigste parametre som blir anvendt i vannkvalitetsklassifiseringen.

Tabell 1. Oversikt over anvendte vannkvalitetsparametre for forskjellige virkningstyper.

	VIRKNINGSTYPE			
	Eutrofi- ering	Virkning av organisk stoff	For- suring	Virkning av partikler
Siktedyp	*			*
Total fosfor TP	*			*
Part.fosfor PP	(*)			*
Løst reaktivt fosfor (LRP)	(*)			*
Total nitrogen (TN)	*			
Nitrat (NO ₃)	(*)			
Løst reaktivt silikat (LRSi)	(*)			
Total organisk karbon (TOC)		*		
COD-Mn		*		
Vannets farge		*		
Oksygen (O ₂)		*		
Suspendert stoff (SS)	*			*
Gløderest	*			*
pH			*	
Alkalitet			*	
Klorofyll <u>a</u>	*			
Planktonalger	*	*	*	*
Benthosalger (fastsittende alger)	*	*	*	*

Tabell 2 viser i grove trekk parameterinndelinger for fire virkningstyper i henholdsvis innsjøer, store elver, bekker og små elver.

Tabell 2. Parameterinndeling for fire virkningstyper. (SFT 1989a,b)
E = eutrofiering, O = organisk stoff, F = forsuring, P = partikler

INNSJØER.

Virknings- type	Parameter	Benev- ning	Parameterinndeling (klasse)			
			1	2	3	4
E	Siktedyp	m	> 7	7, - 4,1	4,0- 2,0	< 2
	TP	ug N/l	< 7	7,0-11,0	11,1-20,0	> 20
	TN	ug N/l	<200	200-325	326-450	> 450
	Kl.fyll a	ug kla/l	< 2	2-3,7	3,8-7,5	> 7,5
	Algebiom.	(mg/l)	< 0,5	0,5-2	2-8	> 8
O	Fargetall	mg Pt/l	< 15	16-25	26-40	> 40
	TOC	mg C/l	< 3	3- 5	5,1- 9	> 9
	Oksygen i dypl.	% O ₂	> 70	69-50	49-30	< 30
F	Surhets- grad	pH	7,5-6,6	6,5-6,0	5,9-5,5	< 5,5
P	SS					
	tørrst. Turb.	mg/l FTU	< 1 < 0,5	1 - 2.5 0,5- 1	2.6 - 5 1,1 - 3	> 5 > 3

BEKKER OG ELVER.

E	TP	ug P/l	< 12	12- 27	28-70	> 70
	TN	ug N/l	<350	350-650	651-1500	>1500
O	TOC	mg C/l	< 4	4- 8	9-14	> 14
	Fargetall	mg Pt/l	< 25	25- 40	41-70	> 70
F	Surhets- grad	pH	>6,6	6,5-6,0	5,9-5,5	< 5,5
P	SS (tørrst.)	mg/l	< 5	5-10	10,1-16	> 16

MATERIALE OG METODER

MATERIALE OG METODER.**1. Undersøkellesmetode og stasjonsvalg.**

Undersøkellesprogrammet er lagt opp i henhold til SFT's "Vannkvalitetskriterier for ferskvann".

Overvåkingsstasjonene for 1990 er vist i figur 1.

Tabell 1 viser overvåkingsstasjonene med stedfesting.

Stasjonene, prøvetakingshyppigheten og parametervalg er bestemt ut fra kjennskap til vassdrag og utslipp, vassdragets størrelse og prosjektets økonomi. Det skilles mellom fem undersøkelsestyper (se også langtidsplan 1990 - 1995):

Undersøkelsestype 1. Elver. Undersøkes hvert år. Kontinuerlig prøvetaking eller hver uke.

Undersøkt i 1990:

- Hobølelva v/Kure
- Mosseelva
- Glomma v/Sarpsfossen
- Tista, utløp Femsjøen

Disse stasjonene er blitt etablert på viktige punkter i vassdraget for bl.a. å beregne årstransporten av forskjellige stoffer.

En landsomfattende undersøkelse av landbruksbekker omfatter Heiabekken og Dørja. Resultatene er publisert i egen rapport.

Undersøkelsestype 2. Innsjøer og kyststasjoner. Undersøkes hvert år. Prøvetaking hver tredje uke i vekstsesongen.

Undersøkt i 1990:

- Vansjø (Storefjorden og Vanemfjorden)
- Bjørkelangen, Rødenessjøen og Femsjøen i Halden-vassdraget.
- 10 kyststasjoner.

Faste innsjøstasjoner etableres ofte hvor innsjøen har det antatt dypeste punkt. I enkelte innsjøer, f.eks. Vansjø, etableres det enkelte år lokale stasjoner i tillegg til de to hovedstasjonene.

Undersøkelsestype 3. Elver og bekker. Enkeltundersøkelse eller undersøkelse ca. hvert tredje år. Prøvetaking 3 - 6 ganger i året.

Undersøkt i 1990:

- Heravassdraget. Rapporteres i egen rapport.

I noen vassdrag (hovedløp/sideløp) er det plassert en referansestasjon i elva oppstrøms antatte forurensningstilførsler. Dette kan gi en indikasjon på den naturlige vannkvaliteten i vassdraget og kan brukes ved bestemmelsen av forurensningsgrad.

Undersøkelsestype 4. Innsjøer. Enkeltundersøkelse eller undersøkelse ca. hvert tredje år. Dersom behov hvert år i en kortere periode. Prøvetaking seks ganger i året.

Undersøkt i 1990:

- Skinnerflo
- Tunevannet
- Sæbyvannet

Undersøkelsestype 5. Regionale undersøkelser. Mange lokaliteter undersøkes "samtidig" innenfor en kort tidsperiode, f.eks. en uke i slutten av august.

Ingen regionalundersøkelser ble utført i 1990.

2. Analyser.

Analyseprogrammet er avhengig av den undersøkelsestype som velges (se langtidsplan 1990 - 1995).

Fysiske og kjemiske parametre:

VANNETS FARGE: NS 4787. Bestemmelse av fargetall. Spektrofotometrisk metode.

OKSYGEN: Målt i felt med YSI Modell 57 OXYGEN METER (feltmeter).

SURHETSGRAD: NS 4720. Måling av pH.

SUSPENDERT STOFF - SS OG GLØDEREST.

TOTAL FOSFOR - TP: Automatisk versjon av NS 4725. Bestemmelse av totalfosfor. Oppslutning med peroksodisulfat.

PARTIKULÆRT FOSFOR - PP: Differensen mellom TP målt på ufiltrert og filtrert vannprøve.

LØST REAKTIVT FOSFOR - LRP: Automatisk versjon av NS 4724.

TOTAL NITROGEN - TN: Automatisk versjon av NS 4743. Bestemmelse av nitrogeninnholdet etter oksidasjon med peroksodisulfat.

NITRAT: Automatisk versjon av NS 4745.

AMMONIUM: Automatisk versjon av NS 4746.

TOTAL ORGANISK KARBON - TOC: (se Vennerød, K., (ed) 1984).

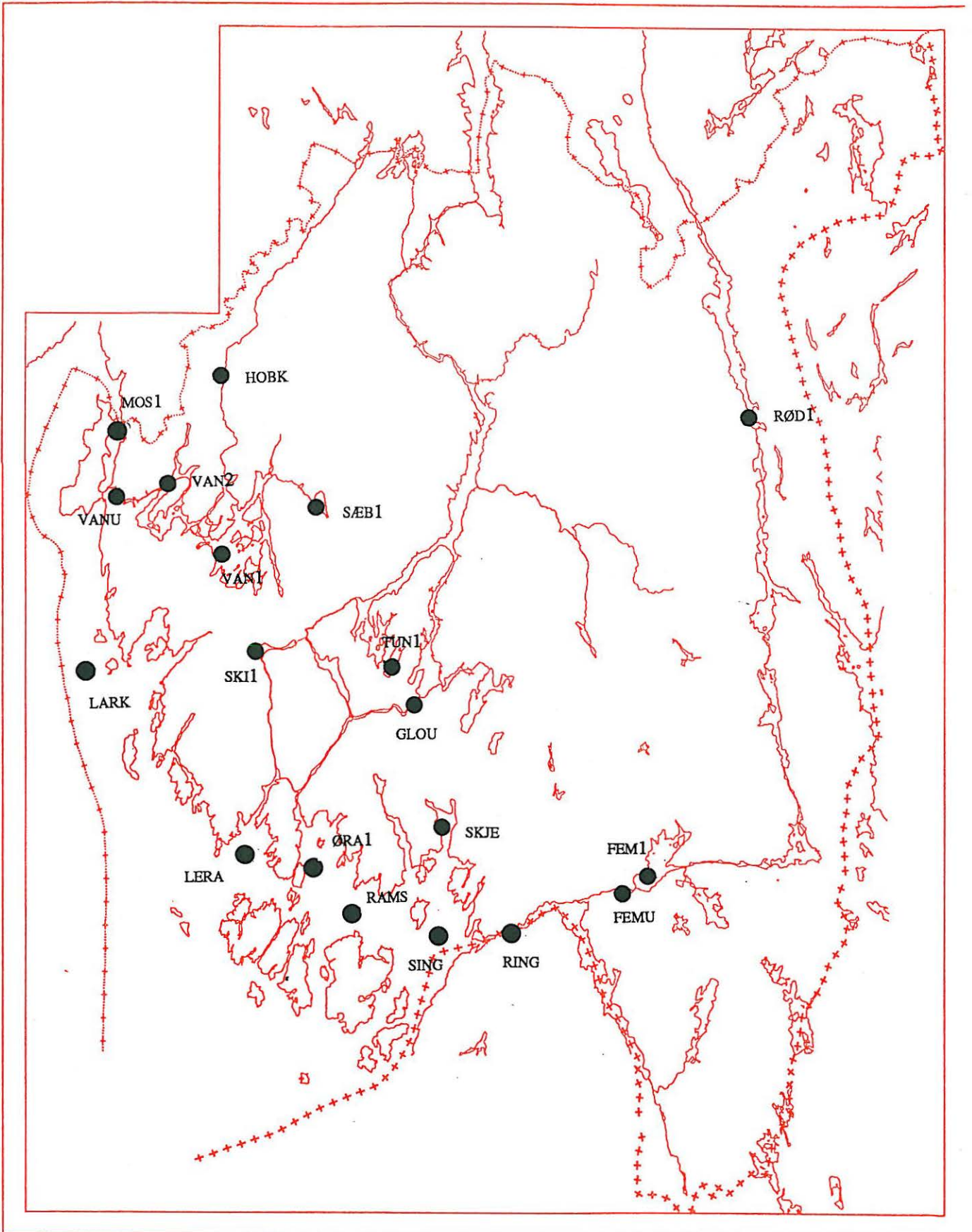
TURBIDITET: NS 4723. Nefelometrisk bestemmelse av turbiditet.

Algebegroing:

Begroingsalgene er bestemt til art/slekt. Det ble lagt hovedvekt på kisel- og blågrønnalger da disse er de best anvendte indikatororganismer på forurensning. Se metode beskrevet i Løvstad (1991).

Planteplankton:

Planteplankton ble bestemt kvantitativt ved hjelp av et omvendt mikroskop i henhold til Utermohl (1958). I tillegg ble algebiomasse (i mg våtvekt/l) bestemt (se Willen 1976). Det ble forutsatt at 1 mm³ algevolum tilsvarer 1 mg våtvekt alger.



Figur 1. Overvåkingstasjoner for 1990

Tabell 1. Oversikt over overvåkingstasjonene 1990

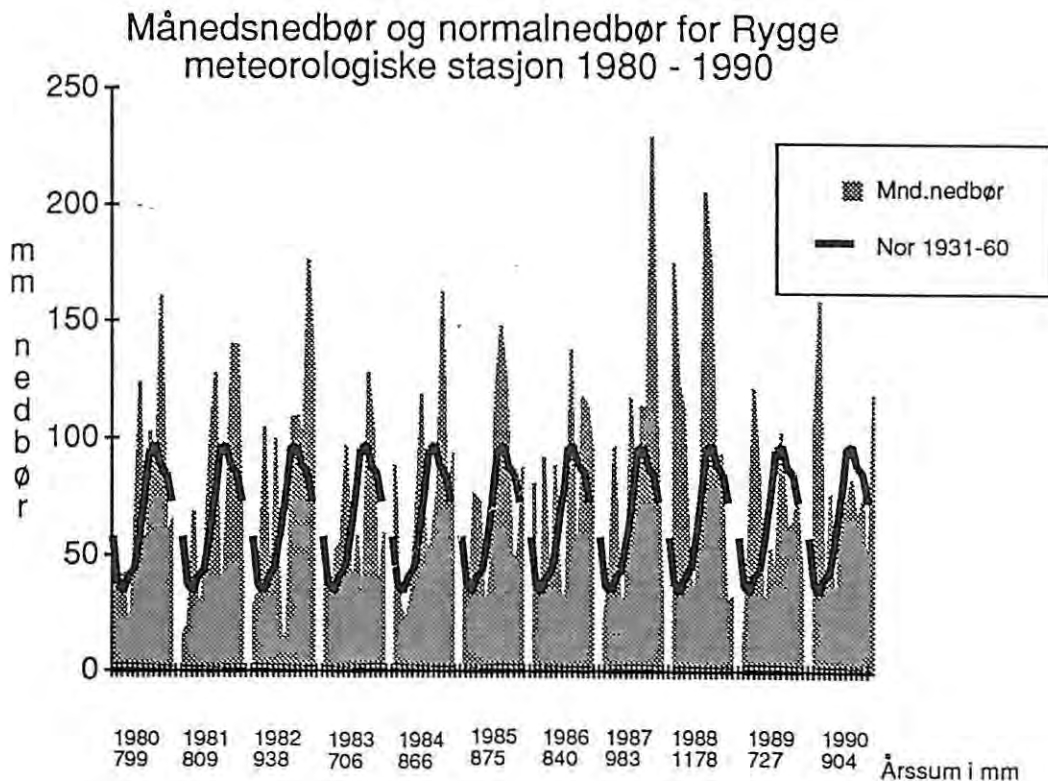
STASJON	KNAVN	LOKALITETSNAVN	VASSDRAGSNAVN	VASSDRAGSNR	HOH	PRØVE DYP MAKS	UTM- KART	KS	NORD-X	ØST-Y
VAN1	VÅLER	VANSJØ-STOREFJORDEN	VANSJØ-HOBØLVASSDRAGET	003.B	25	41	1913-4	32	6585500	604400
VAN2	MOSS	VANSJØ-VANNEMFJORDEN	VANSJØ-HOBØLVASSDRAGET	003.B	25	17	1913-4	32	6590950	599600
VAN3	VÅLER	VANSJØ-GREPPERØDFJ	VANSJØ-HOBØLVASSDRAGET	003.B	25	8	1913-4	32	6588350	603900
SÆB1	VÅLER	SÆBYVANNET	VANSJØ-HOBØLVASSDRAGET	003.B	46	18	1913-4	32	6589500	612700
VANU	MOSS	MOSSE-ELVA	VANSJØ-HOBØLVASSDRAGET	003.A	25	0	1813-1	32	6590400	594800
HOBK	VÅLER	HOBØLELVA V/KURE	VANSJØ-HOBØLVASSDRAGET	003.B	40	0	1914-3	32	6600650	604150
SKI1	RÅDE	SKINNERFLO	GLOMMAVASSDRAGET	002.2Z	5	6	1913-4	32	6576750	608000
GLOU	SARPSBORG	UTLØP SARPSFOSSEN	GLOMMAVASSDRAGET	002.AO	24	0	1913-1	32	6573000	621500
FEM1	HALDEN	FEMSJØEN	HALDENVASSDRAGET	001.B	79	45	2013-3	32	6558700	642350
FEMU	HALDEN	UTLØP FEMSJØEN	HALDENVASSDRAGET	001.A	79	0	1913-2	32	6557050	640000
RØD1	MÅRKER	RØDENESSJØEN	HALDENVASSDRAGET	001.FO	118	45	2014-3	32	6599000	649550
BJØ1	ÅURSKOG-HØLAND	BJØRKELANGEN	HALDENVASSDRAGET	001.J	124	11	2014-4	32	6637600	642300
TUN1	TUNE	TUNEVANNET	GLOMMAVASSDRAGET	002.AO	40	12	1913-4	32	6576000	619000
RING	HALDEN	RINGDALSFJORDEN	IDDEFJORDEN		0	36	1913-2	32	6554000	631550
MOS1	MOSS	MOSSESUNDET			0		1813-1	32	6596500	595000
LARK	RYGGE	LARKOLLEN			0		1813-1	32	6576000	593000
LER1	KRÅKERØY	LER1			0		1913-3	32	6559000	607000
ØRA1	FREDRIKSTAD	ØRA			0		1913-3	32	6558000	613000
RAMS	HVALER	RAMSØY/HVALER			0		1913-3	32	6555000	617000
SING	SKJEBERG	SINGLEFJORDEN			0		1913-2	32	6555000	624000
SKJE	SKJEBERG	SKJEBERGKILEN			0		1913-2	32	6562500	624250

NEDBØRFORHOLD .

NEDBØRFORHOLD

Nedbørmengde og nedbørintensitet virker inn på både vannføringen og vannkvaliteten i vannsystemene. Nedbøren er også bestemmende for vannets oppholdstid i innsjøer og influerer dermed på de interne kjemiske og biologiske prosesser.

Data om nedbørforholdene er derfor til stor hjelp for å tolke langsiktige dataserier både når det gjelder stofftransport, biologiske forhold og vannkvalitet. Figur 1 viser månedsnedbøren ved Rygge i perioden 1980 -1990. Også middelnedbøren er vist. I 1980-årene har nedbøren stort sett vært høyere enn normalt. Av stor betydning var "100-årsflommen" høsten 1987, de to store nedbørtoppene i 1988 og vinterflommen i 1990. Dessuten må nevnes de usedvanlig milde vintrene i 1988/89 og 1989/90. Disse forholdene (enkeltvis eller i kombinasjon) kan antagelig delvis forklare den dårlige vannkvaliteten og den høye massetransporten i mange av lokalitetene i perioden 1988 - 1990.



Månedsnedbør 1980-1990

Figur 1. Månedsnedbør og normalnedbør for Rygge meteorologiske stasjon 1980-1990.

GLOMMA VED SARPSFOSSEN

1. INNLEDNING

Problembeskrivelse

Glomma i Østfold har vist tiltagende forurensning med partikulært materiale (jordpartikler, leire o.l.). Dette har sammenheng med erosjonsprosesser som gjør seg stadig mer gjeldende i områder med dyrket mark. Dette bidrar til at vannet under flomperioder og regnskyll er blitt gradvis mer "grumset" enn tidligere. Det er registrert en signifikant økning i nitrogenbelastningen på vassdragsavsnittet. Forurensningspåvirkningen skaper ulemper for flere større kommunale vannverk og reduserer vassdragets friluftaktiviteter. Effekter på organismelivet er ikke klarlagt. Glommas vannmasser har stor betydning for vannkvaliteten i og forurensningstilførslene til Ytre Oslofjord.

Glomma ved Sarpsfossen ble inntil 1986 og i 1987 overvåket av NIVA. Miljøvernavdelingen i Østfold har stått for overvåkingen i 1986, 1987, 1989 og i 1990.

Formålet med undersøkelsen

1. Bestemme forurensningsgrad og påvise eventuelle endringer i vannkvaliteten over tid.
2. Bestemme Glommas massetransport og påvirkning på Ytre Oslofjord.
3. Gi grunnlag for å fastslå behovet for tiltak mot forurensningstilførsler.

2. BESKRIVELSE AV LOKALITET OG PRØVETAKINGSSTASJON.

Lokalitetsbeskrivelse

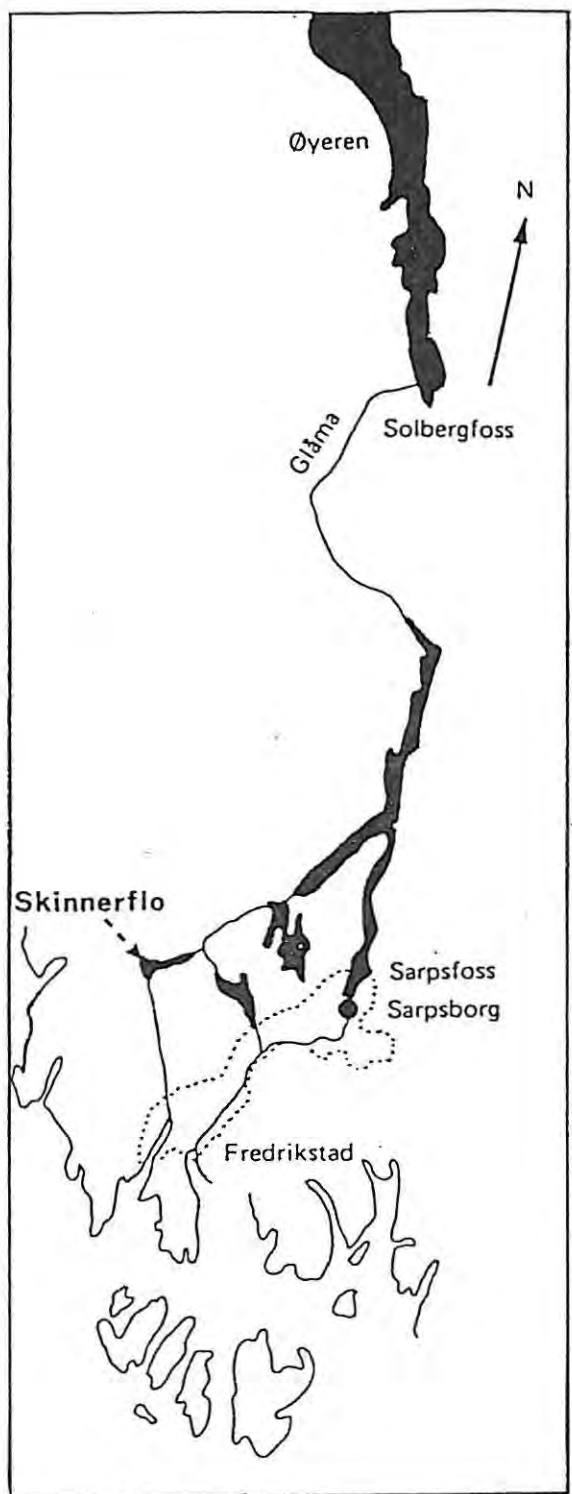
Glomma er vårt største vassdrag. Nedbørfeltet er på vel 41 000 km², hvilket utgjør ca. 13 % av Norges samlede areal. Kartskisse over Glomma i Østfold er vist i figur 2.1. Størsteparten av Glommas nedbørfelt nedstrøms Øyeren, som ligger i Østfold, er beliggende under den øvre marine grense i det sør-østnorske grunnfjellområdet. Berggrunnen består i hovedsak av gneis og granitt. Langs vassdragsavsnittet finnes store marine avsetninger, bl.a. leire. Dette, sammen med den høye jordbruksaktiviteten i området, gjør at vannet ofte er av vannerodert materiale. Vassdraget mottar kloakk fra flere tettsteder i Østfold.

Når det gjelder beregninger av forurensningstilførsler henvises til rapport 5/1990 "Vannbruksplan for Glomma i Østfold - Forurensnings- og tiltaksanalyse".

Prøvetakingsstasjon

Det er tatt prøver fra en stasjon rett nedstrøms Sarpsfossen (se Fig. 2.1).

Fra 1978 til i dag er det som regel blitt tatt prøver med mindre enn 14 dagers mellomrom. I flomperioder er det blitt tatt prøver ukentlig. I 1987 ble det bare tatt prøver frem til 17.8.



Figur 2.1 Glomma i Østfold med prøvetakingstasjon

3. RESULTATER

VANNKVALITET

Vannets farge og suspendert stoff

Siktedypet er bestemt av vannets farge og turbiditet. Vannets farge i Glomma er i stor grad bestemt av humusstoffer, mens turbiditeten er bestemt av vannets innhold av suspendert stoff (erosjonsmateriale) som i hovedsak består av leirpartikler. Algene har en relativt liten innvirkning på turbiditeten, spesielt om våren og høsten.

I tabell 3.1 er middelerverdier for vannets farge (i mg Pt/l) og turbiditet (i FTU-enheter og som tørrstoff SS i mg/l) vist for Glomma ved Sarpsfossen i perioden 1977-90. Mens konsentrasjonen av suspendert stoff har økt signifikant over hele denne perioden, kan det synes som om vannets farge i perioden 1986-1990 i gjennomsnitt var noe lavere enn i perioden 1978-1983.

Tabell 3.1 Årsmiddelerverdier for turbiditet, suspendert stoff SS og vannets farge i Glomma ved Sarpsfossen 1978 - 1990.

	Turbi- ditet (FTU)	Tørrstoff SS (mg/l)	Farge mg Pt/l
1978	3,3		36
1979	4,5		50
1980	7,7		50
1981	8,3		55
1982	6,9		69
1983	8,5	6.8	16
1984			
1985			
1986		18.9	24
1987		11.0	ca. 37
1988		11.9	25
1989		10.1	25
1990		26.5	27

Total fosfor og total nitrogen

Middelerverdier for konsentrasjonen av total fosfor (TP) på forskjellige stasjoner i Glommavassdraget i perioden 1977-90 er vist i tabell 3.2. TP-konsentrasjonen øker nedover i vassdraget. Konsentrasjonene kan variere noe fra år til år. TP-konsentrasjonen ved Sarpsfossen synes å være gjennomgående noe høyere i perioden 1986-90 enn i perioden 1978-83. De spesielt høye verdiene i 1986 og 1990 har sammenheng med store vannmengder og dermed stor jorderosjon disse årene.

Tabell 3.2 Årsmiddelverdier for total fosfor (TP) på forskjellige stasjoner 1976-1986. Alle verdier i ug P/l

	Bingsfoss (Glomma)	Solbergfoss (Glomma)	Sarpsfoss (Glomma)
1977	15		
1978	19	16	20
1979	17	15	20
1980	17	19	20
1981	12		19
1982	13		17
1983	17		18
1984	16		
1985	12		
1986	11		39.6
1987	13		ca. 25
1988	11		23.6
1989	10		23.0
1990			34.2

Middelverdier for konsentrasjon av total nitrogen (TN) på de samme stasjoner i perioden 1967-87 er vist i tabell 3.3. Analyseresultatene antyder at TN-konsentrasjonen ved Sarpsfossen er noe høyere enn på stasjonene oppstrøms, og at TN-konsentrasjonen har økt siden 1967.

Tabell 3.3 Årsmiddelverdier for total nitrogen (TN) på forskjellige stasjoner 1976-1986. Alle verdier i ug N/l

	Bingsfoss (Glomma)	Solbergfoss (Glomma)	Sarpsfoss (Glomma)
1967		380	
1968		371	
1969		372	
1970		360	
1971		365	
1972		370	
1973		343	
1976			
1977		369	
1978	383	465	480
1979	484	480	598
1980	375	480	568
1981	410		579
1982	420		566
1983	480		541
1984	450		
1985	440		
1986	420		660
1987	446		ca. 580
1988	523		540
1989	492		600
1990			560

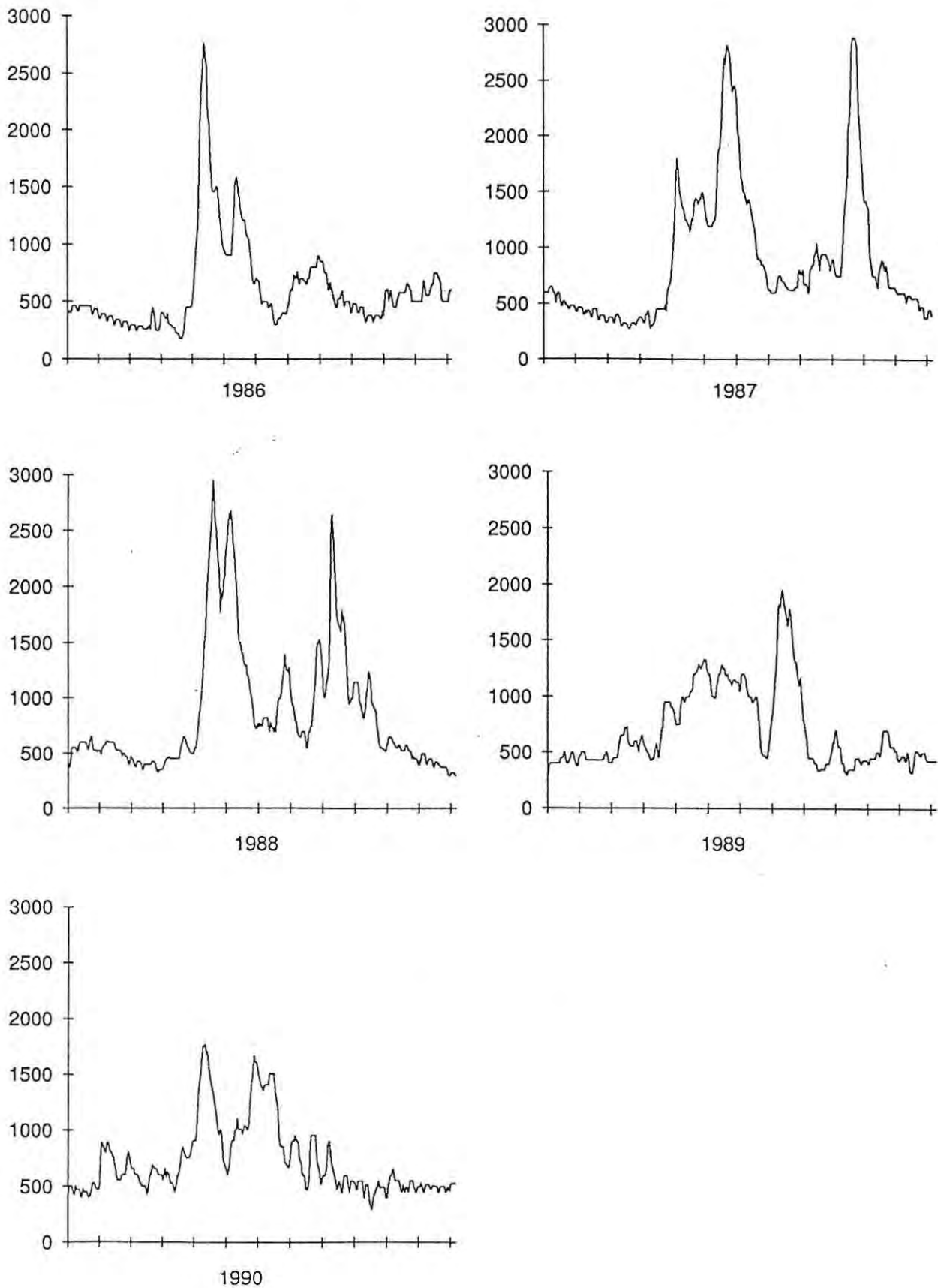
TRANSPORT

Tabell 3.4 viser midlere vannføring ved Solbergfoss ved forskjellige år.

Figur 3.1 viser vannføringen gjennom året for perioden 1986-1990

Tabell 3.4 Midlere vannføring ved Solbergfoss (m³/sek.) i periodene 1931-1960 og 1976-1990.

År	Vannføring (m ³ /sek.)
1931-60	660
1976	591
1977	808
1978	683
1979	983
1980	884
1981	848
1982	736
1983	905
1984	914
1985	1281
1986	611
1987	901
1988	869
1989	703
1990	726



Figur 3.1 Vannføring i Glomma v/Solbergfoss - Vannføring i m³/sek

Glomma har ofte to flomtopper i perioden mai-juni. Den første skyldes snøsmelting i lavlandet og den andre snøsmelting i høgfjellet (Ottaflommen). I tillegg kan det være store flomtopper i perioden august-oktober. Spesielt kan nevnes flomtoppen i oktober 1987.

Tabell 3.5 viser transporten av totalfosfor (TP), totalnitrogen (TN) og suspendert stoff (SS) i tonn pr. år i Glomma ved Sarpsfossen. Materialet viser at transporten av fosfor er langt høyere i 1986-90 enn i perioden 1978-83. Nitrogentransporten viser også antydning til økning i løpet av samme periode. Spesielt stort jordtap (SS) til Glomma i 1990 i forhold til tidligere år. Dette til tross for at middelvannføringen i 1990 var relativt lav (tab. 6.4). Dette hadde sammenheng med mild vinter og store nedbørmengder som regn i januar og februar. Dette ga unormalt stort jordtap til vassdraget.

Tabell 3.5 Transport av TP, TN og suspendert stoff (SS) i tonn pr. år ved Sarpsfossen (Glomma).

	TP tonn P/år	TN tonn N/år	Suspendert stoff tonn/år
1978	276	8 540	
1979	409	11 575	
1980	400	11 300	
1981	340	11 352	
1982	345	10 423	
1983	409	12 360	
1986	600	10 630	268 193
1987	700*	16 000*	310 000*
1988	646	14 800	326 148
1989	509	13 280	223 952
1990	782	12 790	606 556

* Verdiene er grovt anslått på grunnlag av NIVAs konsentrasjonsmålinger fra januar-august 1987. Den ekstreme flomsituasjonen i oktober 1987 er blitt tatt lite hensyn til i beregningen. Den totale transporten vil antageligvis være høyere.

4. KONKLUSJONER

Glomma ved Sarpsfossen er sterkt forurenset (klasse 4) av næringsstoffer (TP og TN) og suspendert stoff (SS). En stor andel av total fosfor er bundet til suspendert stoff. Vannkvaliteten var spesielt dårlig i perioden 1985-1990. Dette skyldes primært at perioden har vært nedbørrik med flere store flommer, og det forhold at jordbruksarealer er blitt mer utsatt for jordtap p.g.a. driftsomlegginger.

Den store transporten av vannerodert materiale (jord/leire) er utvilsomt det største forurensningsproblemet for brukerne av Glommas hovedløp. Det er nødvendig med en halvering av tilførselen av suspendert materiale dersom det skal oppnås tilfredsstillende vannkvalitet for friluftsbukere og vannverk. Mindre høstpløying og redusert jordarbeiding er blant de tiltak som bør iverksettes for å redusere jordtapet til vassdraget (jfr. Vannbruksplan for Glomma i Østfold, Forurensninger - tiltaksanalyse).

Det er registrert tiltagende oppgrunning i evjer og på stilleflytende partier i Glommas hovedløp. Oppgrunningen i enkelte evjer (f.eks. Engerbukta i Askim) synes å ha gått spesielt raskt de siste 10-15 årene. Det er nærliggende å sette dette i sammenheng med økningen i arealer med åpen åker og bakkeplaneringstiltak i nedbørfeltene til de vannsystemene som munner ut her. I Glommas hovedløp har oppgrunningen trolig også sammenheng med regulering av vassdraget. Færre storflommer og generelt mindre flomvannføringer har redusert utspylingen av lette bunnsedimenter.

SKINNERFLO

1. INNLEDNING

Problembeskrivelse.

Den første undersøkelse av Skinnerflo/Seutelva ble foretatt i 1975-76 (NIVA 1978). Bakgrunnen for undersøkelsen var at Seutelva nærmest var gjengrodd og en ønsket opplysninger om vassdraget for framtidig vassdragspleie. Det ble i denne undersøkelse fastslått at Seutelva var sterkt belastet med organisk stoff og næringsstoffene fosfor og nitrogen. Teoretiske beregninger viste også at utslipp av prosessvann fra Norsk Fett- og Limindustri A/S utgjorde en betydelig del av den samlede forurensningstilførsel. I forbindelse med diskusjoner om framtidige avløpsforhold for bedriften, ble det på nytt av interesse å få undersøkt vannkvaliteten i Skinnerflo for vurdering av innsjøen som resipient.

En regional undersøkelse av 114 innsjøer i 1982 viste at Skinnerflo er en av de mest forurensede innsjøer i Østfold.

Undersøkelser av Skinnerflo 1981-82, 1985 og 1986 bekreftet resultatene fra tidligere undersøkelser: Innsjøen er sterkt belastet med tilførsel av partikulært materiale, plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen og organiske forbindelser. Dette skyldes tilførsel av jordbruk, husholdning og industri.

Skinnerflo er en følsom resipient på grunn av sin grunne bassengform.

Det føres betydelige mengder leirmateriale til Skinnerflo under flomperioder. Dette spiller en betydelig rolle for lysforholdene i vannet. Resuspensjon som følge av vind, strøm og bølger bidrar også til stor partikkeltetthet også utenfor flomsituasjonene. Det antas at algeveksten/algesammensetningen i en viss grad reguleres av vannmassenes partikkelinnhold (lysklimaet).

Resultatene fra planteplanktonundersøkelser støtter de fysiske/kjemiske målinger og viser et planktonsamfunn som er karakteristisk for næringsrike innsjøer. Bl.a. Microcystis aeruginosa, som ofte er giftproduserende, er periodevis dominant om sommeren.

Undersøkelsen i perioden 1987 - 1989 viste at sanering av utslippet fra Norsk Fett og Lim A/S (1986) samt kanaliseringen av Seutelva har hatt en klar positiv effekt på vannkvaliteten.

Formålet med undersøkelsen.

- Kartlegge innsjøens forurensningstilstand.
- Påvise eventuelle endringer i vannkvaliteten som følge av saneringen av utslippet fra Norsk Fett og Lim A/S og kanaliseringen av Seutelva.
- Gi grunnlag for å kunne vurdere behovet for ytterligere tiltak.

2. BESKRIVELSE AV LOKALITET OG PRØVETAKINGSSTASJON

Lokalitetsbeskrivelse.

Skinnerflo er en grunn innsjø tilknyttet Glommavassdragets vestre gren. Innsjøen mottar vann fra Ågårdselva gjennom Smalelva og har sitt avløp til Seutelva (fig. 2.1). Løsmasseavsetninger i Smalelva og endringer i reguleringen av Ågårdselva har bidratt til at innstrømmingen av Glommavann til Skinnerflo er mindre nå under normale sommervannføringer enn tidligere. Skinnerflo ligger i havnivå og er påvirket av høy- og lavvannssituasjonen i Oslofjorden, samt flomvannet i Glomma. Seutelva ble i 1960 sperret av et ras ved Onsøy stasjon. Elva ble normalisert i 1985/86 og samme år ble avløpet fra Fett og Lim A/S sanert ved overføring til FOA's anlegg i Fredrikstad.

Det lokale nedbørfeltet er 47 km² og ligger under den marine grense i det sør-østnorske grunnfjellsområdet. Området består i hovedsak av marin leire. Hele 45% av det lokale nedbørfeltet er dyrket mark.

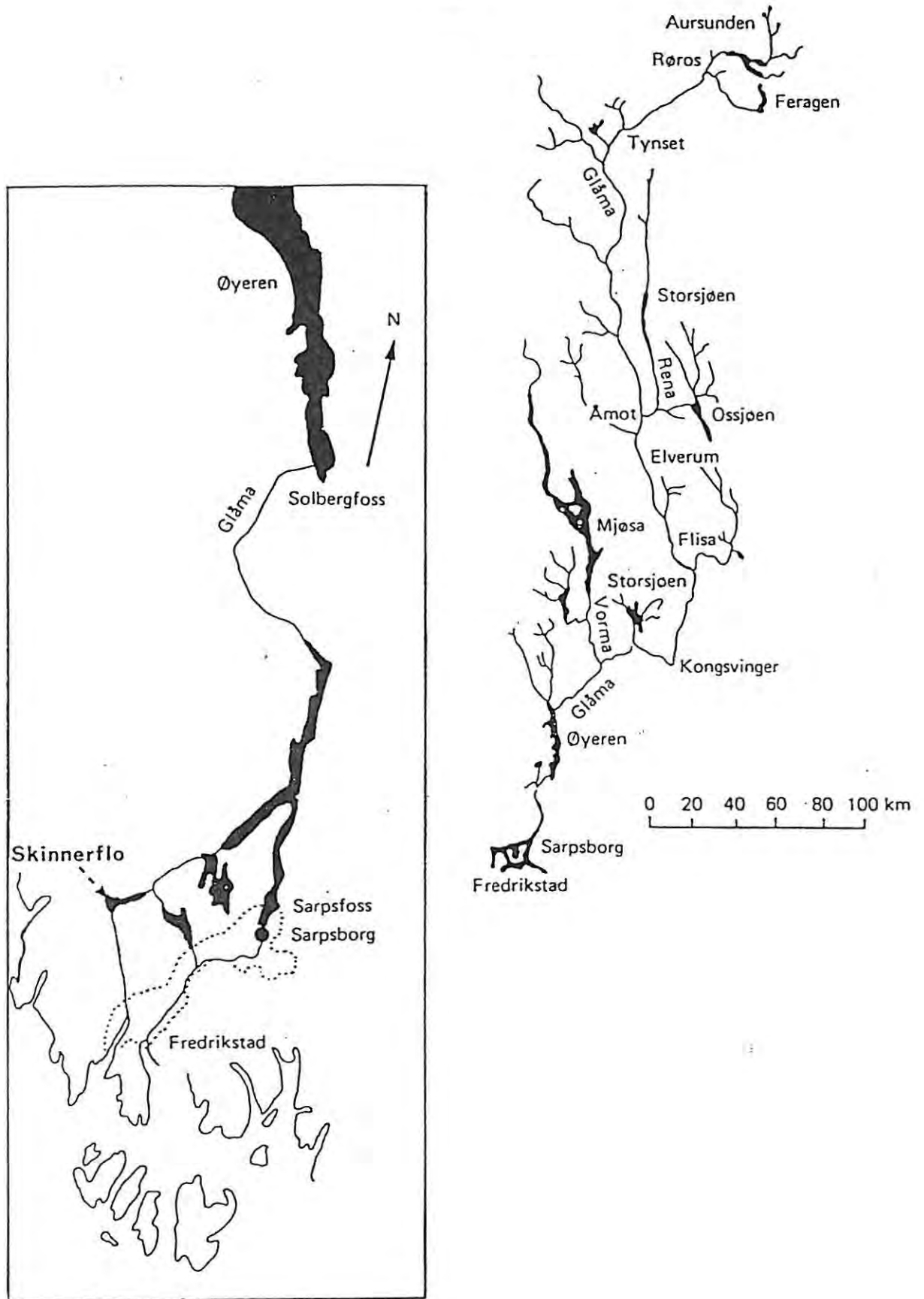
Dybdekart for Skinnerflo er vist i figur 2.2. Selve Skinnerflo har et overflateareal på 1,50 km² og er en grunn innsjø (maks. dyp 8 m, middeldyp ca. 3 m).

Tabell 2.1. Morfometriske data for Skinnerflo.

Nedbørfelt (km ²)	4.9
Overflateareal (km ²)	1.50
Vannvolum (mill. m ³)	4.5
Største dyp (m)	8
Middeldyp (m)	3

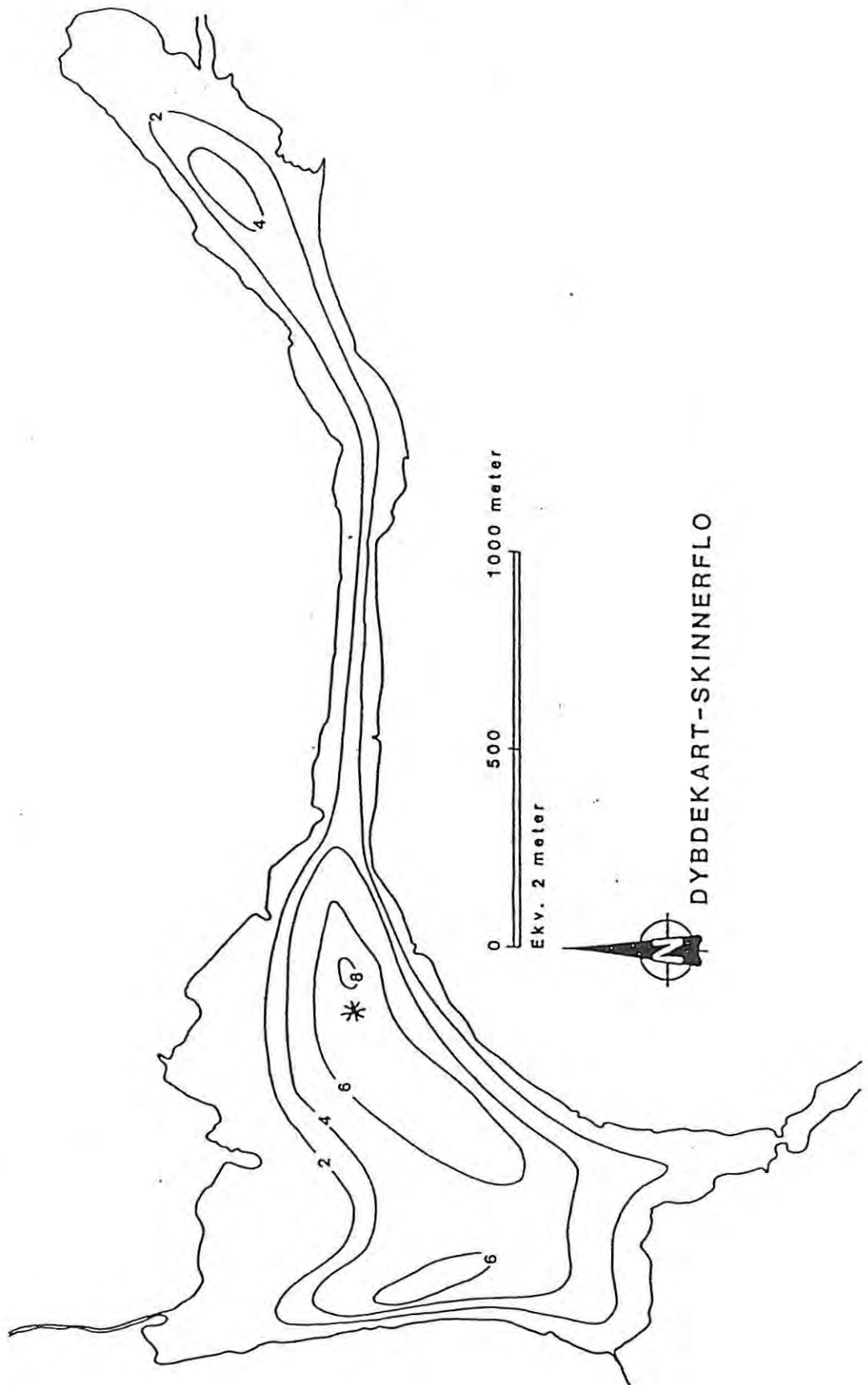
Prøvetakingsstasjon

Det ble tatt prøver (0-4 meter) 6 ganger i perioden juni-september fra en stasjon der innsjøen har sitt maksimale dyp (se fig. 2.2).



Figur 2.1

Plassering av Skinnerflo i Glommavassdraget.



Figur 2.2

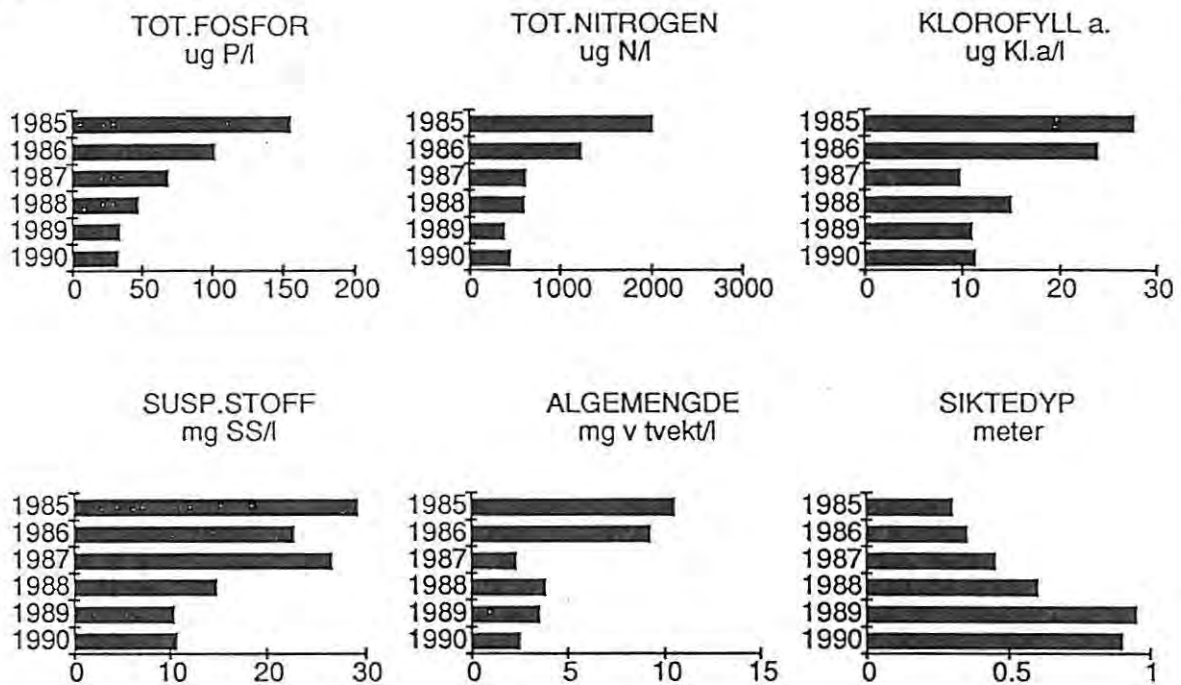
Dybdekart over Skinnerflo med prøvetakingsstasjon.

3. RESULTATER

VANNKVALITET.

Figur 3.1 viser midlere verdier for en rekke parametere (TP, TN, kl. a, SS, fargetall og siktedyp) for Skinnerflo i perioden 1.juni - 30.september 1985 - 1990.

SKI



Figur 3.1 Veide middelverdier av utvalgte parametre (1. juni - 30. september) 1985-1990 for Skinnerflo (SKI1).

Siktedyp og suspendert stoff

Det midlere siktedyp har blitt betydelig større og innholdet av suspendert stoff har sunket sterkt i perioden 1985-1990. Innsjøen er imidlertid fortsatt sterkt partikkelpåvirket (klasse 4).

Fordi innholdet av suspendert stoff fortsatt er høyt (i middel ca. 10 mg tørrstoff/l) vil ikke vannets farge ha noen vesentlig betydning for siktedypet som i 1990 var ca. 0.9 m i middel. Heller ikke planktonalgene hadde noen større innvirkning på siktedypet.

Fosfor, nitrogen og silisium

Det har vært merkbar forbedring i vannkvaliteten i perioden 1985 - 1990,

men lokaliteten må likevel karakteriseres som sterkt påvirket av plantenæringsstoffer (klasse 4). Middelkonsentrasjonen av totalfosfor (TP) har sunket fra over 150 ug P/l i 1985 til 32 ug P/l i 1990. Konsentrasjonene av løst reaktivt P (LRP) er fortsatt høye (1.5-20.6 ug P/l). En stor andel (80-90%) av fosforet var partikulært bundet til partikler, men det er grunn til å tro at en stor andel av fosforet likevel var tilgjengelig for algene.

Den midlere konsentrasjon av total nitrogen (TN) har sunket betydelig de siste tre årene og er nå tilnærmet lik konsentrasjonen i Glomma. Nitratkonsentrasjonen er ikke lenger så lav at nitrogen er begrensende for algeveksten. Konsentrasjonen av ammonium var relativt lav i hele undersøkelsesperioden.

Konsentrasjonen av løst reaktivt silikat (LRSi) var høy hele vekstsesongen og var ikke vekstbegrensende for kiselalgene.

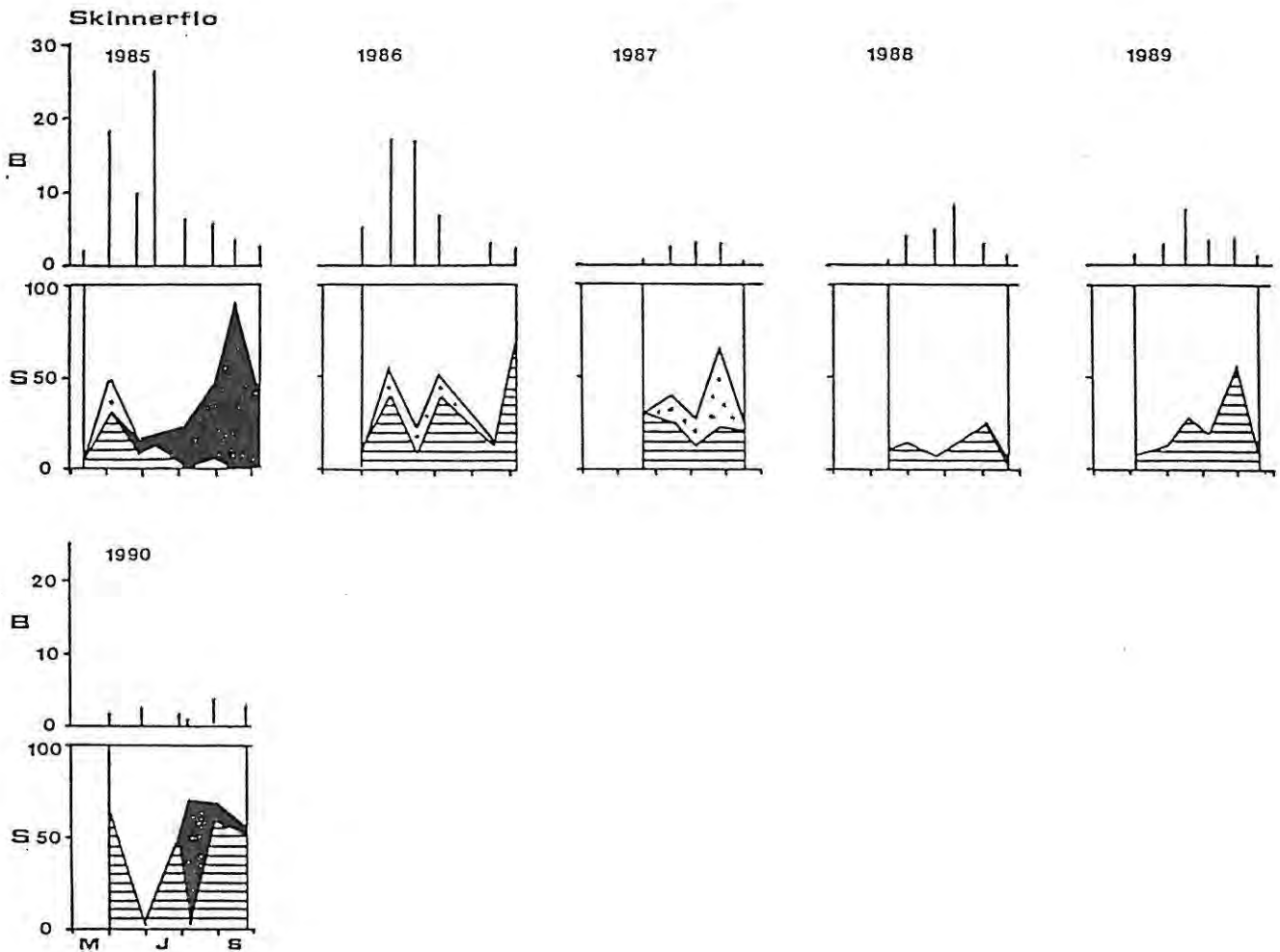
Organisk stoff. Oksygenforholdene

Konsentrasjonen av total organisk karbon (TOC) og vannets farge har også sunket og var i 1990 i middel henholdsvis 4.4 mg C/l og 26 mg Pt/l. Oksygenforholdene i Skinnerflo synes også å ha forbedret seg i perioden 1987-1990 i forhold til i 1985. Oksygenkonsentrasjonen var aldri under 2 mg O₂/l ca. 0,5 m over bunnen.

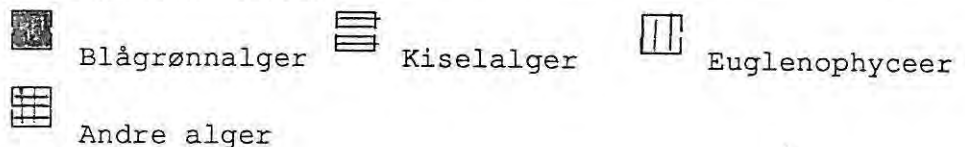
Planktonalger. Algemengde, klorofyll a og algesammensetning

Planktonalgemengden har avtatt sterkt i mengde fra 1985 til 1990, fra ca. 11 til 2.5 mg våtvekt/l. Middelkonsentrasjonen av kl. a var i 1990 ca. 11 ug/l.

Figur 3.2 viser utviklingen av planktonalgenes mengde og sammensetning i perioden 1985-1990. Planktonsamfunnet var før sterkt dominert av bevegelige former (flagellater) som er vanlig for sterkt partikkelpåvirkede innsjøer. I 1989 og 1990 var kiselalgene mer fremtredende i planktonsamfunnet. I august 1990 ble det også observert dominans av blågrønnalger (Aphanothece clathrata og Aphanizomenon flos-aquae).



Figur 3.2. Variasjoner i planteplanktonets mengde og sammensetning (0-4 m) for Skinnerflo 1985-1990 (SKI1).



4. KONKLUSJONER

Vannkvaliteten i Skinnerflo har bedret seg betydelig i perioden 1985--1990, men innsjøen er fortsatt sterkt forurenset (klasse 4) med hensyn til virkningstypene eutrofiering og partikkelpåvirkning. Årsaken til de dokumenterte forbedringer er utvilsomt saneringen av utslippene fra Norsk Fett og Lim A/S og kanaliseringen av Seutelva som har ført til større vanngjennomstrømming. Bølger og strømmer fører til betydelig resuspensjon i perioder med mye vind.

Lokale bekker bidrar fortsatt til stor påvirkning av jordpartikler og plantenæringsstoffer. En antar at jordtap og næringstofflekkasje fra dyrket mark er av størst betydning for vannkvaliteten, men utslippene fra spredt boligbebyggelse bidrar også til forurensningen av vannsystemet. Tiltak for å redusere disse forurensningskildene er nødvendig dersom tilfredsstillende forhold skal oppnås.

Senking/mudring av grunne partier i Smalelva vil bidra til større vanntilførsel i perioder med liten vannføring i Glomma/Ågårdselva. Et slikt tiltak vil utvilsomt før til bedre vannkvalitet i sommermånedene og i vinterhalvåret.

TUNEVANNET

1. INNLEDNING

Problembeskrivelse

Tunevannet har gjennom flere år vært gjenstand for regelmessige bakteriologiske undersøkelser (Næringsmiddelkontrollen i Sarpsborg-distriktet). Samtidig har vann fra innsjøen blitt analysert på enkelte fysiske og kjemiske parametre. Disse undersøkelsene har primært hatt til hensikt å belyse innsjøens egnethet som badevann.

Innsjøen ble undersøkt i 1984 med henblikk på å belyse de kjemiske og biologiske forhold. Innsjøen var da en markert forurenset (mesotrof) innsjø med en sterk oppblomstring av Ceratium hirundinella i august. Blågrønnalgene var subdominante i planktonsamfunnet dette året.

Formålet med undersøkelsen

- Fastsette innsjøens forurensningstilstand.
- Påvise eventuelle endringer i vannkvaliteten.
- Gi grunnlag for å kunne vurdere behovet for tiltak.

2. BESKRIVELSE AV LOKALITET OG PRØVETAKINGSSTASJON

Lokalitetsbeskrivelse

Tunevannet er beliggende mellom Glengshølen og Vestvannet i Glomma med overflate ca. 40 meter over havet. Innsjøen er relativt grunn med et midlere dyp på 5,4 meter. (Fig. 2.1 tabell 2.1). Største dyp er målt til 12 meter og ligger i innsjøens sentrale deler. Tunevannet har en forholdsvis regelmessig utforming med største lengde i nord-sydlig retning.

Arealet til innsjøens nedbørfelt er 4,9 m² (inklusive sjøens overflate). Feltet drenerer til innsjøen gjennom flere bekkesystemer og som grunnvann. Avløpet fra innsjøen går til Vestvannet (Glomma) via en bekk i innsjøens nord-vestre hjørne. Vannstanden i innsjøen er gjenstand for en mindre regulering. Forholdet mellom nedbørfeltets areal og innsjøareal er svært lite, noe som fører til at vannets teoretiske oppholdstid er svært lang (6.4 år).

Nedbørfeltet ligger i det sør-østnorske grunnfjellsområdet og fjellgrunnen består hovedsakelig av gneis. Hele nedbørfeltet ligger under den øvre marine grense, som i dette området ligger ca. 180 meter over havet. Løsmassene består dermed i hovedsak av marine leiravsetninger. Høyereliggende områder har generelt liten løsmassedekning, men i forsøkninger og fjellkløfter vil det som regel være leire eller bunnmorene.

Dyrket mark utgjør 16% av nedbørfeltet. Ca. 200 da. er parkareal, mens 1.520 da. er skog, myr og boligområder.

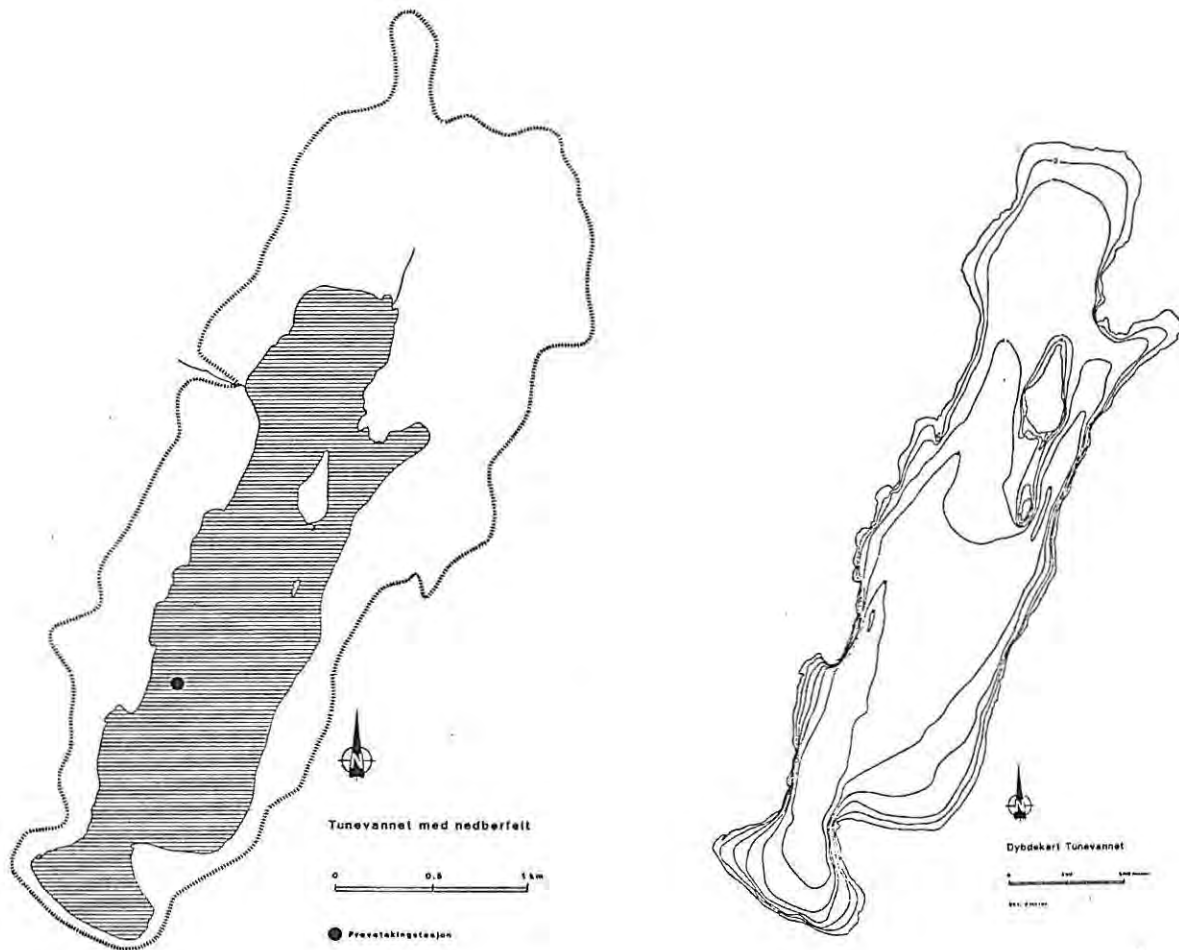
Det ligger ca. 90 boliger i nedbørfeltet. Av disse er ca. 80 tilknyttet kommunale avløpsanlegg. Avløpsvannet samles til 2 pumpestasjoner som

fører kloakken ut av nedbørfeltet. Øvrig bebyggelse har avløpsanlegg tilpasset spredt boligbebyggelse.

På grunnlag av erfaringstall kan tilsiget til Tunevannet beregnes. Ifølge NVS's regionale tilsigskurver er avrenningen under et normalår ca. 13 liter/km²/sek. Dette gir et midlere tilsig til innsjøen på 63,7 liter/sek. Midlere årstilsig blir ifølge dette ca. 2 mill. m³. Greaker Industrier A/S tar årlig en tilsvarende vannmengde til prosessvann i bedriften. Da det likevel går noe vann i utløpsbekken, kan dette tyde på at innsjøen tilføres grunnvann fra områder utenfor nedbørfeltet.

Tabell 2.1 Morfometriske og hydrologiske data for Tunevannet

Nedbørfelt (km ²)	4,9
Overflateareal (km ²)	2,41
Vannvolum (mill. m ³)	12,8
Største dyp (m)	12
Midlere dyp (m)	5,4
Teoretisk oppholdstid (år)	6,4



Figur 2.1 Dybdekart over Tunevannet, innsjøens nedbørfelt og prøvetakingsstasjon.

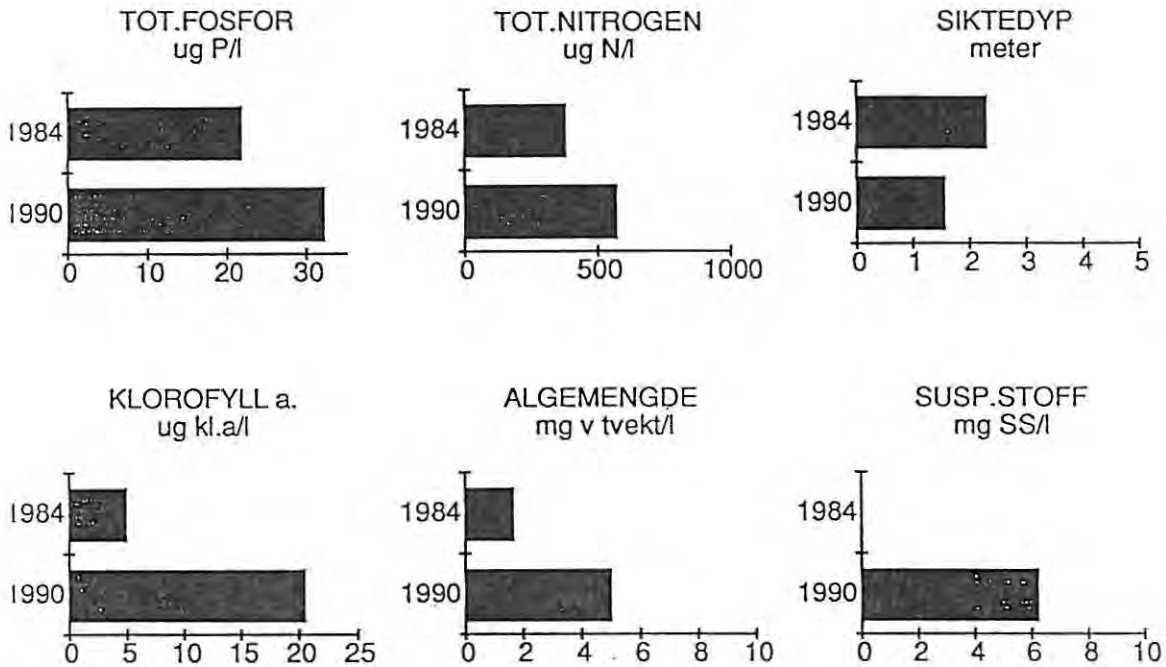
Prøvetakingsstasjon

Det er tatt ut prøver (0-4 meter) 6 ganger i perioden juni-september fra en stasjon der innsjøen har sitt maksimale dyp. stasjon (se fig. 2.1).

3. RESULTATER

VANNKVALITET

Middelverdier for viktige vannkvalitetsparametre i 1984 og 1990 er vist i figur 3.1.



Figur 3.1 Veide middelverdier av utvalgte parametre (1.juni - 30.september) 1984 og 1990 for Tunevannet (TUN1).

Siktedyp, vannets farge og suspendert stoff

Siktedypet har blitt mindre siden 1984 og var i 1990 i gjennomsnitt ca. 1.70 m. Konsentrasjonen av suspendert stoff er relativt høyt, men dette skyldes i høy grad alger da glødetapet var svært høyt (> 50 %). Vannets farge var lavt (< 10 mg Pt/l). Dette betyr at humus hadde liten innvirkning på siktedypet.

Fosfor, nitrogen og silisium

Konsentrasjonen av total fosfor (TP) og total nitrogen (TN) har økt betydelig siden 1984. Den midlere TP-konsentrasjon var i 1984 og 1990 henholdsvis 15 og 32 ug P/l og den midlere TN-konsentrasjon var henholdsvis ca. 390 og 570 ug N/l. Konsentrasjonene av løst reaktivt fosfor (LRP) og løst uorganisk nitrogen ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$) er ofte svært lave (henholdsvis < 1 ugP/l og < 0,15 ugN/l). Både fosfor og nitrogen kan derfor være vekstbegrensende. Konsentrasjonen av løst reaktivt silisium

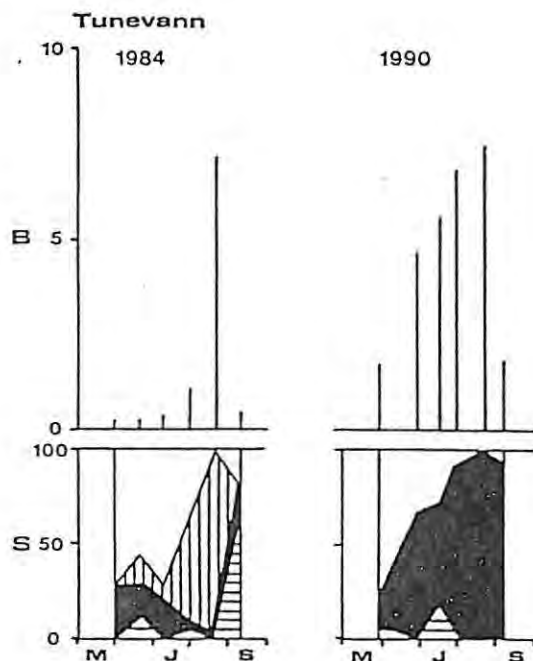
(LRSi) er for høy til at Si kan være vekstbegrensende for kiselalgene (> 250 ugSi/l)

Organisk stoff og oksygenforhold

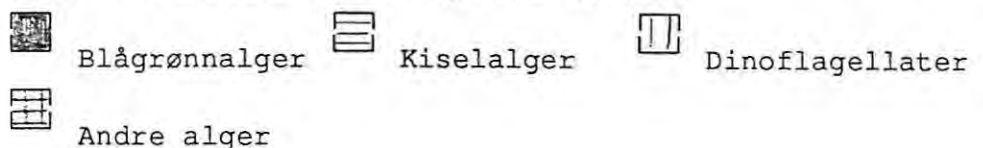
Innholdet av organisk stoff var høyt (i middel 6 mg C/l), spesielt sett på bakgrunn av at vannets farge, dvs. vannets humusinnhold, var lavt (< 10 mg Pt/l). Under stagnasjonsperioder ble det registrert et raskt avtak i bunnvannets oksygeninnhold.

Planktonalger. Algemengde, klorofyll a og algesammensetning

Både mengden og sammensetningen av planktonalger har endret seg sterkt siden 1984. I august 1984 var dinoflagellaten Ceratium hirundinella spesielt dominant. Blågrønnalgene var sterkt dominante i 1990, med Aphanizomenon flos-aquae og Aphanothece clathrata som de mest dominante artene. Den midlere algemengden i 1984 og 1990 var henholdsvis 1.7 og 5.03 mg våtvekt/l. Middelerdien for klorofyll a var hele 20.5 ug/l i 1990.



Figur 3.2 Utviklingen i planktonalgenes mengde B (i mg våtvekt/l) og sammensetning S (i %) i Tunevannet 1984 og 1990 (TUN1).



4. KONKLUSJONER

Tunevannet er en sterkt eutrof (klasse 4) innsjø. I 1990 var det masseoppblomstring av blågrønnalgene Aphanizomenon flos-aquae og Aphanothece cf. clathrata

Utviklingen fra 1984 til 1990 er vanskelig å forklare med økte utslipp av kloakk eller avrenning fra landbruket. Det kan ikke utelukkes at utviklingen skyldes forandringer i den interne næringsomsetning forårsaket av f.eks. endringer i fiskefaunaen og økt intern tilførsel av plantenæringsstoffer (spesielt fosfor) fra sedimentene. Det er i 1991 satt i gang en undersøkelse i regi av NINA som forhåpentligvis vil gi nærmere svar på dette.

HOBØLELVA OG MOSSEELVA

1. INNLEDNING

Problembeskrivelse

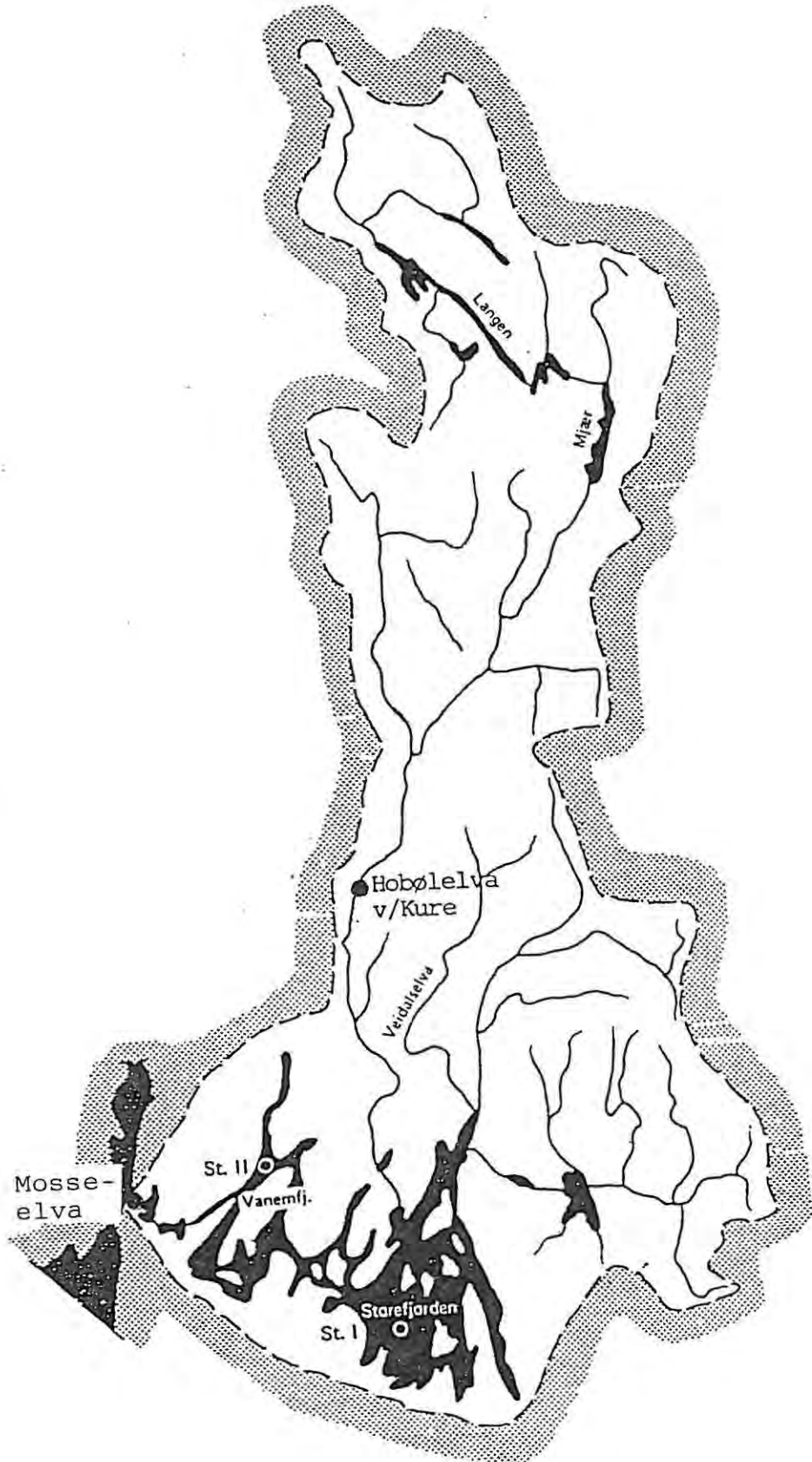
Vansjø-Hobølvassdraget har siden 1980 vært gjenstand for regelmessige overvåkingsundersøkelser.

Hobølelva og Mosseelva er blitt gjenstand for en tiltagende forurensning med partikulært materiale (jordpartikler, leire o.l.) og plantenæringsstoffer. Partikkelforurensningen har sammenheng med bl.a. erosjonsprosesser som gjør seg gjeldende i områder med dyrket mark (betydelig økning i arealet med åpen åker, bakkeplanering, tyngre maskiner, mer jordarbeiding m.m.). Dette bidrar til at vannet under flomperioder og regnskyll er mer "grumset" enn tidligere.

Vannkvaliteten varierer tildels mye fra år til år både med hensyn til fysisk/kjemisk kvalitet og biologisk forhold. Dette kan delvis ha sammenheng med meteorologiske variasjoner.

Formålet med undersøkelsen

1. Bestemme forurensningstilstand og påvise eventuelle endringer i vannkvaliteten.
2. Bestemme transport og forurensningstilførselen til henholdsvis Vansjø og Oslofjorden.
3. Gi grunnlag for vurdering av behovet for tiltak.



Figur 2.1

Vansjø med nedbørfelt og prøvetakingsstasjoner.

2. BESKRIVELSE AV LOKALITETER OG PRØVETAKINGSSTASJONER

Lokalitetsbeskrivelse

Hobølelva renner ut i Vansjøs østre basseng (Storefjorden) mens Mosseelva renner ut av Vansjøs vestre basseng (Vanemfjorden) og ut i havet i Mossesundet. Hobølelva utgjør ca. halvparten av den totale vanntilførsel til Vansjø. Hobølelvas nedbørfelt ligger både innenfor Akershus og Østfold. De nordligste delene av Hobølvassdraget består for det meste av myr og skog. Her finner vi flere sjøer knyttet sammen med korte elvestrekninger - Sværsvann, Bindingsvann, Langen, Våg og Mjær. Det ligger noe jordbruksmark rundt de sydligste innsjøene. Det ligger to tettsteder nord for Mjær - Siggerud boligfelt og Ytre Enebakk. Hobølelva er minst påvirket på strekningen fra Mjær til tettstedet Tomter. Herfra og sydover mottar elva avløp og overvann fra flere boligområder. Spesielt dårlig er vannkvaliteten etter samløpet med Haugsbekken som har sitt utspring nær Ski sentrum. Tettstedene Kråkstad, Skotbu og deler av Ski sentrum sokner til Haugsbekken og det er stor jordbruksaktivitet i området. Den østre del av vassdraget og Haugsbekken overvåkes av miljøvernavdelingen i Akershus.

Mosseelva renner ut av Vansjø på vestsiden i Vanemfjorden og har sitt utløp i havet i Mossesundet.

Prøvetakingsstasjoner

To elvestasjoner ble overvåket i 1990 (fig. 2.1).

- Hobølelva v/Kure
- Mosseelva.

I Hobølelva (ved Kure) og Mosseelva (se fig. 2.1.) ble det tatt henholdsvis ca. 80 og ca. 70 prøver fordelt gjennom året.

3. RESULTATER

VANNKVALITET

HOBØLELVA VED KURE

Konsentrasjonen av suspendert stoff (SS) varierer sterkt gjennom året og verdier høyere enn 200 mg tørrstoff/l er observert i perioder med høy vannføring.

Konsentrasjonen av total fosfor (TP) varierer også sterkt og øker ofte med økende SS og kan være høyere enn 1000 ug P/l. Dette skyldes at en stor andel av fosforet er bundet til uorganiske partikler (leire).

Konsentrasjonen av total nitrogen (TN) varierer også sterkt og konsentrasjoner høyere enn 4000 ug N/l er ikke uvanlig.

Årsmiddelverdier for SS, TP og TN i perioden 1984-1990 er vist tabell 3.1.

Det er foreløpig ikke mulig å si noe om utviklingstendensene, men TP-konsentrasjonen i 1990 er den høyeste som er målt i perioden 1984-1990.

Tabell 3.1. Årsmiddelverdier av suspendert stoff, total fosfor (TP), og total nitrogen (TN) i Hobølelva v. Kure forskjellige år.

	SS mg tørrst./l	TP ugP/l	TN ugN/l
1984	56.5	119.8	1650
1985	65.6	97.8	1621
1986	30.8	105.5	1505
1987	36.5	94.3	1855
1988	36.4	59.4	1106
1989	26.6	52.4	1534
1990	67.6	93.8	1799

MOSSEELVA

For Mosseelva foreligger bare data for 1988 og 1990 (tabell 3.2).

Tabell 3.2. Årsmiddelverdier av suspendert stoff, total fosfor (TP), og total nitrogen (TN) i Mosseelva i 1988 og 1990.

	SS mg tørrst./l	TP ug P/l	TN ug N/l
1988	7.4	33.8	896
1990	10.2	37.5	1006

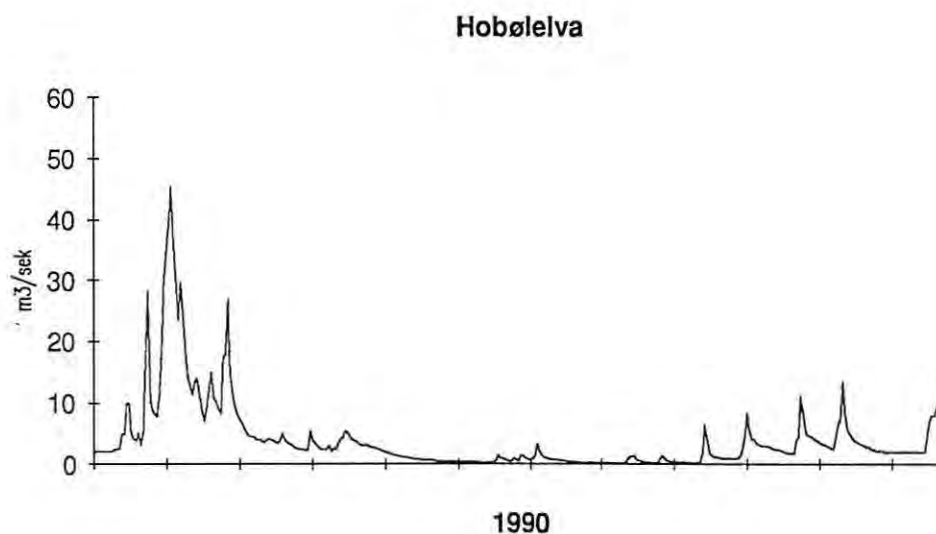
TRANSPORT

HOBØLELVA VED KURE

Tabell 3.3 viser årsvannføring (relativ) og transport av suspendert stoff, total fosfor og total nitrogen gjennom året i Hobølelva ved Kure i perioden 1984-1990. Figur 3.1 viser vannføringen i Hobølelva ved Høgfoss 1990. Høye transporttall er sammenfallende med stor vannføring, spesielt om våren og høsten, men også i intense regnperioder om sommeren, f.eks. i juni. Spesielt skal nevnes "100-årsflommen" høsten 1987 og vinterflommen i 1990 som begge førte til sterk partikkel- og fosfortransport.

Tabell 3.3 Årsvannføringen og årstransport (i tonn/år) av suspendert stoff, total fosfor og total nitrogen i Hobølelva ved Kure i perioden 1985 - 90.

	Årsvannf.	SS tonn/år	TP tonn/år	TN tonn/år
1985	2367	10340	20.3	295
1986	1692	12127	20.2	220
1987	2500	18324	33.3	403
1988	2239	9492	21.5	267
1989	1498	5014	8.0	231
1990	1474	17980	20.1	189



Figur 3.1 Daglig vannføring for Hobølelva ved Høgfoss 1990.

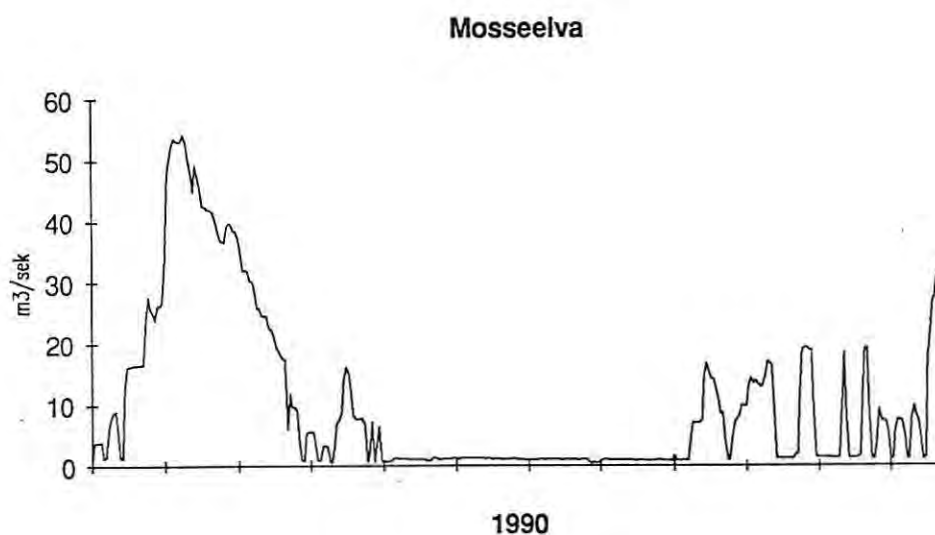
MOSSEELVA

Årstransporten av suspendert stoff (SS) er betydelig mindre i Mosseelva enn i Hobølelva (tabell 3.4). Dette viser at retensjonen (tilbakeholdelsen) av partikler og fosfor er stor. (Hobølelva utgjør ca. halvparten av de totale forurensningstilførsler).

Transporten av nitrogen er derimot høyere i Mosseelva enn i Hobølelva. Dette antyder at nitrogen i liten grad holdes igjen i en innsjø.

Tabell 3.4 Årstransport (i tonn/år) av suspendert stoff (SS), total fosfor (TP), total nitrogen (TN) og total organisk karbon (TOC) i Mosseelva i perioden 1988 - 90.

	SS tonn/år	TP tonn/år	TN tonn/år	TOC tonn/år
1988	3713	16.6	442	4208
1990	3344	11.9	327	2166



Figur 3.2 Daglig vannføring for Mosseelva 1990.

4. KONKLUSJONER

Tabell 4.1 viser forurensningsgraden med hensyn til 3 virkningstyper i Hobølelva v. Kure og Mosseelva 1990.

Tabell 4.1. Forurensningsgrad i Hobølelva v. Kure og Mosseelva i 1990

LOKALITET	Eutrofi- ering	Organisk belastning	Partikkel belastning
Hobølelva	4	4*	4
Mosseelva	4	3*	4

* skyldes i stor grad humuspåvirkning og den angitte forurensningsgraden kan derfor være for høy.

VANSJØ
(STOREFJORDEN OG VANEMFJORDEN)

1. INNLEDNING

Problembeskrivelse.

Vansjø har siden 1980 vært gjenstand for regelmessige overvåkingsundersøkelser.

Vansjø ble første gang undersøkt i 1964. Det ble registrert et relativt høyt innhold av planktonalger, men ikke høyere enn forventet i en grunn lavlandsinnsjø. Selv om Vansjø allerede den gang ble tilført forholdsvis store mengder plantenæringsstoffer fra kloakk og landbruk, tydet undersøkelsene på at innsjøen foreløpig tålte denne belastning.

Neste store undersøkelse ble utført i 1976/77. Algemengden viste seg da å være fordoblet i forhold til 1964. Innholdet av plantenæringsstoffer hadde økt tilsvarende. Samtidig ble det registrert at grunne sund og fjordarmer var i ferd med å gro til med siv og vannplanter.

Tre år senere (1979) oppstod "vannblomst" forårsaket av blågrønnalger - i dette tilfelle Oscillatoria agardhii var. isotrix. Fiskeribiologiske undersøkelser viste store overbestander av karpesisk og at dette hadde medført sterk nedbeiting av dyreplanktonet. I dypområdene ble det målt oksygenfrie forhold på ettersommeren og ettervinteren.

Etter to år med dominans av blågrønnalger utviklet det seg på nytt et mer artssammensatt algesamfunn med stort innslag av kiselalger i sommermånedene.

Vansjø har vist en tiltagende forurensning med partikulært materiale (jordpartikler, leire o.l.). Dette har sammenheng med erosjonsprosesser som gjør seg stadig mer gjeldende i områder med dyrket mark (betydelig økning i arealer med åpen åker, bakkeplanering, tyngre maskiner, mer jordarbeiding m.m.). Dette bidrar til at vannet under flomperioder og regnskyll er mer "grumset" enn tidligere.

Vannkvaliteten varierer tildels mye fra år til år både med hensyn til fysisk/kjemisk kvalitet og biologisk forhold. Dette har primært sammenheng med meteorologiske variasjoner, og den betydning bl.a. nedbørforholdene har m.h.t. jorderosjonen.

Siktedypet i det østre Vansjøbassenget (Storefjorden, St. I) har de siste 5-årene i middel ligget på 1,5 - 2,1 m, mens algemengden målt som klorofyll a har variert mellom 5 og 10 ug kl. a/l. Miljøvernmyndighetene arbeider utfra den målsetting at siktedypet i gjennomsnitt over sommerhalvåret skal være større enn 5 m. Når det gjelder algemengde er målsettingen at denne i gjennomsnitt over samme periode ikke skal overstige 3 ug kl. a/l.

Da det vestre Vansjøbassenget er relativt grunt blir dette innsjøområdet særlig følsomt for gjødslingseffekter. Resuspensjon som følge av vind-/bølgepåvirkning bidrar dessuten til et større innhold av suspenderte partikler enn ellers i Vansjø. Siktedypet har her de siste årene ligget i gjennomsnitt på ca. 1,5 m. Målet er å bringe siktedypet opp til 3 m eller bedre. I 1980-årene har algemengden her i middel over sommerhalvåret variert mellom 7-20 ug kl. a/l. Målsettingen er å bringe

algemengden ned til under 5 ug kl. a/1 i gjennomsnitt over sommeren.

Det ble registrert en meget rask og omfattende tilgroing med høyere vegetasjon (sump- og langskuddplanter) i Vansjøs grunnvannsområder i løpet av 1970-årene. Denne utviklingen synes nå å ha stanset opp og vegetasjonsbeltene har i enkelte områder trukket seg noe tilbake de siste årene, samtidig som plantebestandene er blitt mindre tette og høyvokste. En antar at dette har sammenheng med at sommervannstanden gjennom 1980-årene har vært noe høyere og mer stabil enn tidligere (nytt manøvreringsreglement) og at siktedypet sommertid er blitt redusert som følge av økende belastning med partikulært materiale.

Formålet med undersøkelsen.

1. Bestemme forurensningstilstand og påvise eventuelle endringer i vannkvaliteten.
2. Gi grunnlag for vurdering av behovet for tiltak.

2. BESKRIVELSE AV LOKALITETER OG PRØVETAKINGSSTASJONER

Lokalitetsbeskrivelse.

Vansjøs nedbørfelt ligger i det sørøst-norske grunnfjellsområdet som hovedsakelig består av prekambriske gneisbergarter samt noe granitt. Store deler av nedbørfeltet ligger under den øvre marine grense. Store deler av Vansjøs nedbørfelt er således dekket med leire. Da disse jordartene benyttes til jordbruk, får løsmasseavsetningene stor betydning for Vansjø.

Vansjøs nedbørfelt er på 690 km² og strekker seg nordover til Østmarka utenfor Oslo og østover nesten til Glomma. Nedbørfeltet er ca. 70 km langt i nordlig retning og er på sitt bredeste ca. 30 km. Nedbørfeltet ligger innenfor Akershus og Østfold og det meste sokner til kommunene Ski, Enebakk, Hobøl, Våler, Råde, Rygge og Moss.

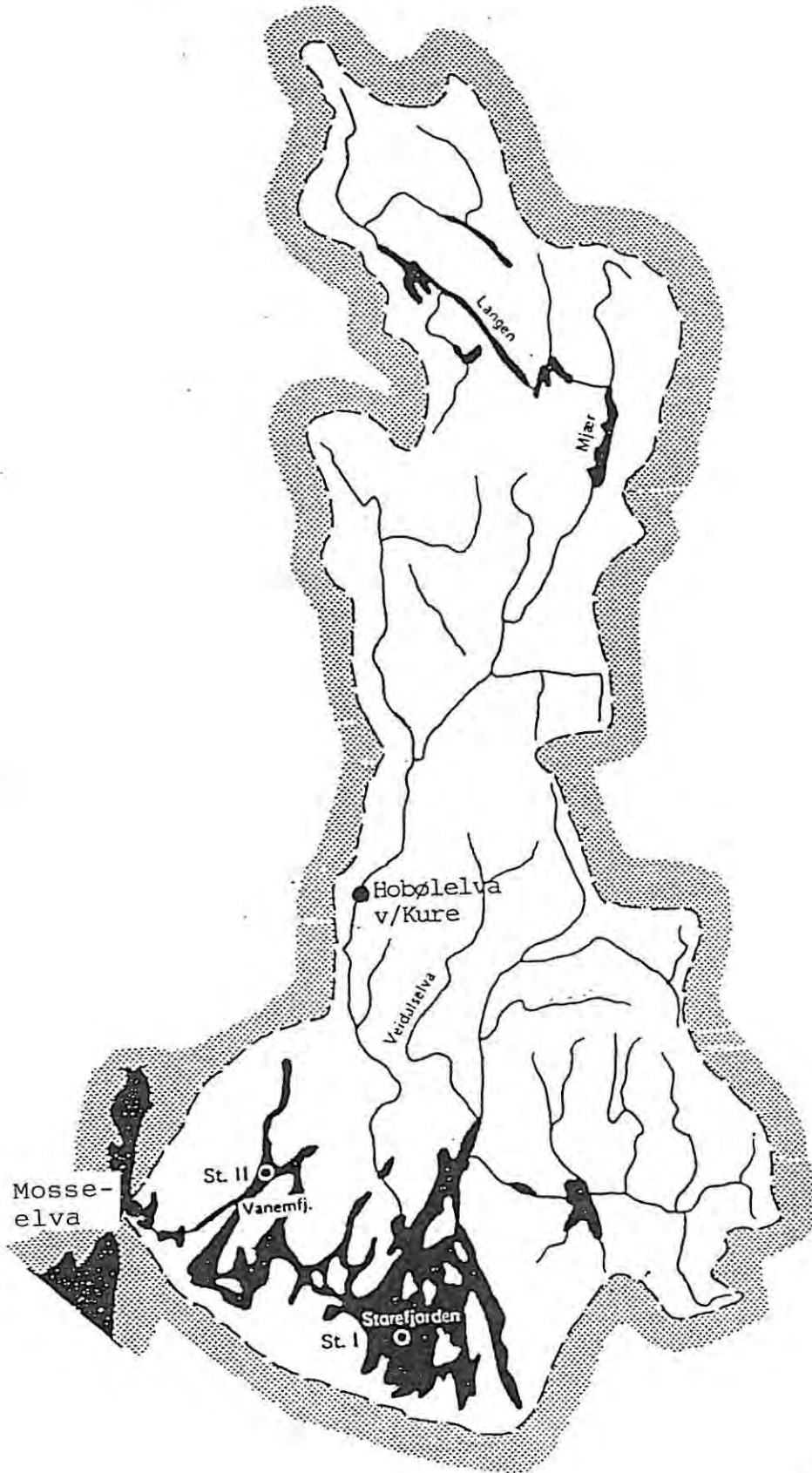
Det er fire elver som drenerer Vansjø foruten endel mindre bekker ut fra nærområdene rundt innsjøen (fig. 2.1). Tilløpselvene kommer alle ut i innsjøens østre basseng. Hobølelva munner ut ved Mosseros, mens Kirkeelva, Mørkelva og Svinndalselva har sitt utløp ved Roos i innsjøens nordøstlige hjørne. Hobølelva utgjør ca. halvparten av det totale tilsig til sjøen, mens vannføringen i Kirkeelva, Mørkelva og Svinndalselva representerer ca. 30%. Ca. 20% av tilsiget til Vansjø kommer med mindre bekker fra nærområdene rundt innsjøen.

Landbruksaktiviteten er stor (fig. 2.2). Hele 16% av nedbørfeltet består av dyrket mark mot 3% på landsbasis. Arealet med åpen åker er blitt mer enn fordoblet i løpet av etterkrigsårene. Dette er skjedd ved oppdyrking av eng og beitearealer og ved nybrott. I de øvre deler av Hobølvassdraget er det i tillegg blitt gjennomført betydelige bakkeplaneringsarbeider i løpet av 70- og 80-årene. Utmarksarealene er for det meste produktiv skog. Dyrket mark finner vi i hovedsak langs begge sider av tilløpselvene og rundt Vansjø, mens skogsområdene ligger mer i ytterkant av nedbørfeltet og på høydedragene.

Morfometriske og hydrologiske data for Vansjø som helhet er vist i tabell 2.1.

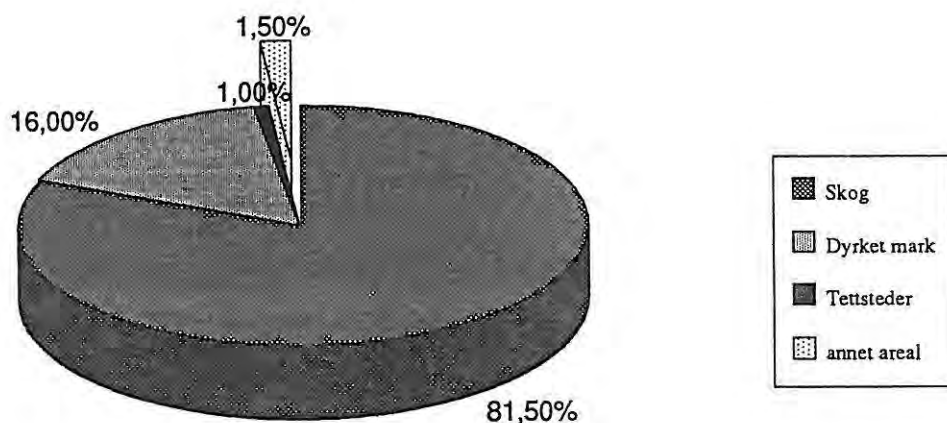
Tabell 2.1. Morfometriske og hydrologiske data for Vansjø

Nedbørfelt (km ²)	597
Innsjøareal (km ²)	35.8
Innsjøens volum (mill. m ³)	264
Største dyp (m)	40
Middeldyp (m)	7.4
Teoretisk oppholdstid (år)	0.7



Figur 2.1

Vansjø med nedbørfelt og prøvetakingsstasjoner.

Arealfordelingen i prosent av Vansjøns nedbørfelt

Figur 2.2 Arealfordelingen i prosent av Vansjøns nedbørfelt

Prøvetakingsstasjoner.

To innsjøstasjoner ble gjort til gjenstand for tiltaksrettet overvåking i 1990 (se fig. 2.1).

- Vansjø St.I Storefjorden
- Vansjø St.II Vanemfjorden

Det er tatt ut prøver på 2 stasjoner (0-4 meter) med 3 ukers intervall i den isfrie perioden (1.mai-30.september). Totalt 7 prøvetakingsomganger.

3. RESULTATER

VANNKVALITET

STOREFJORDEN.

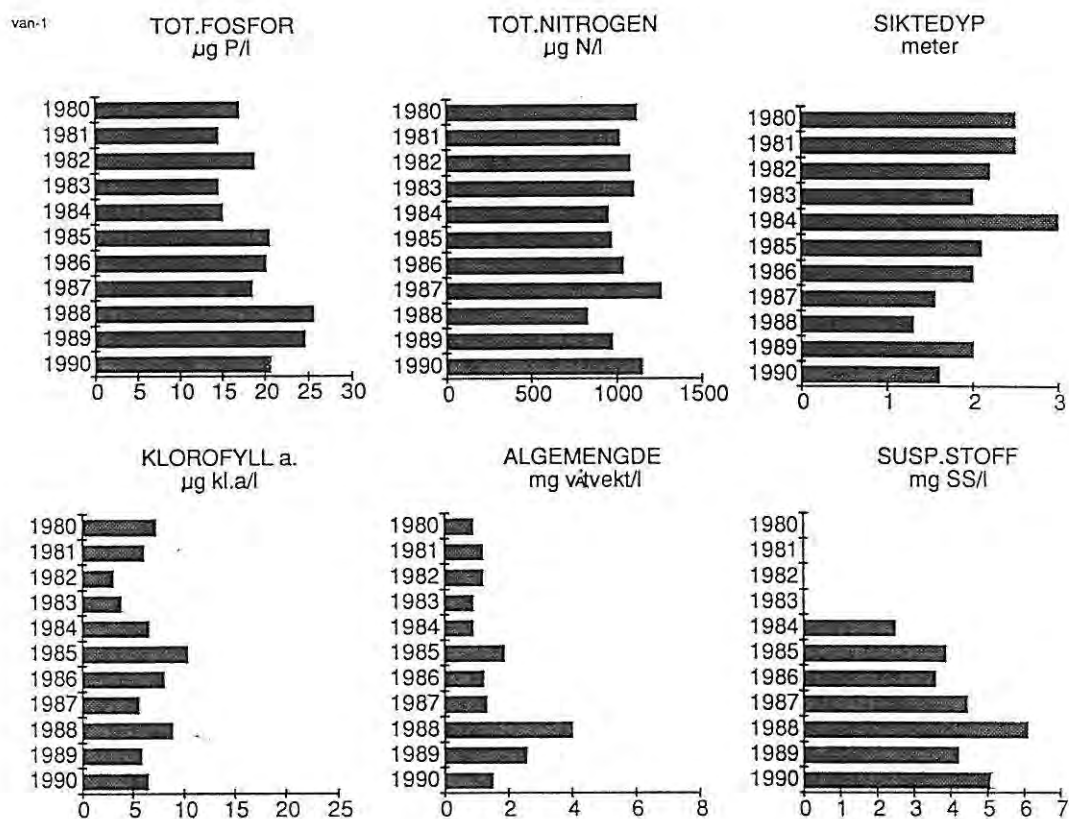
Figur 3.1 viser tidsveide middelerverdier for total fosfor (TP), total nitrogen (TN), siktedyp, klorofyll a, algemengde og suspendert stoff (SS) i Storefjorden i perioden 1980 - 1990.

STASJON	ÅR	DYP	TURB	SUSP.	SIKTE-	TOTAL	TOTAL	KLORO-	ALGE-
			FTU	STOFF	DYP	FOSFOR	NITROGEN	FYLL a.	MENGDE
				mg/l	(m)	ug/l	ug/l	ug/l	mg våtv./l
Vansjø	1980	0-4 meter	2,1		2,50	17,0	1120	7,2	0,90
ST.I	1981	0-4 meter	2,7		2,50	14,5	1020	6,0	1,20
	1982	0-4 meter	2,7		2,20	18,8	1080	3,0	1,20
	1983	0-4 meter	4,3		2,00	14,5	1100	3,8	0,90
	1984	0-4 meter	2,1	2,5	3,00	15,0	950	6,5	0,90
	1985	0-4 meter		3,9	2,10	20,5	970	10,3	1,90
	1986	0-4 meter		3,6	2,00	20,1	1038	8,0	1,23
	1987	0-4 meter		4,4	1,55	18,5	1260	5,5	1,32
	1988	0-4 meter		6,1	1,30	25,6	828	8,8	4,01
	1989	0-4 meter		4,2	2,00	24,6	973	5,8	2,57
	1990	0-4 meter		5,1	1,60	20,2	1110	6,6	1,63

Tabell 3.1 Veide middelerverdier for perioden 1.juni-30.september 1980-1990 for Vansjø-Storefjorden (VAN1).

Siktedyp, vannets farge og suspendert stoff

Utviklingen i siktedyp og suspendert stoff (SS) i Storefjorden er svært dramatisk. I perioden 1988-1990 har SS blitt nesten dobbelt så høy som i 1980. En liknende utvikling har funnet sted når det gjelder siktedypet. I 1976 var siktedypet ca. 4.5 m mens det i 1990 var ca. 1.6 m. Pga. av de høye konsentrasjonene av uorganiske partikler i Storefjorden er disse i stor grad bestemmende for siktedypet. Vannets farge er også høy men har mindre innflytelse på siktedypet. Spesielt høye algemengder enkelte år, som f.eks. i 1989, kan i kortere perioder virke sterkt inn på siktedypet.



Figur 3.1 Veide middelerverdier for utvalgte variable (1.juni - 30.september) 1980-1990 for Vansjø-Storefjorden (VAN1).

Fosfor, nitrogen og silisium

Konsentrasjonen av total fosfor (TP) har økt signifikant siden 1980 og spesielt siden 1976. De siste tre årene har TP-konsentrasjonen ligget nær 25 ug P/l. En stor andel av TP er fosfor bundet til uorganiske partikler (suspendert stoff), mens en relativt liten andel er løst reaktivt fosfor (LRP).

Konsentrasjonen av total nitrogen har ikke forandret seg signifikant siden 1980. Konsentrasjonen av nitrat (og ammonium) har i hele perioden vært for høy til at nitrogen kan være vekstbegrensende.

Konsentrasjonen av løst reaktivt silisium (LRSi) avtar ofte sterkt med økende biomasse av kiselalger, og silisium kan enkelte år være vekstbegrensende for kiselalgene. I 1990 var LRSi-konsentrasjonen for høy til å være vekstbegrensende (> 740 ug Si/l).

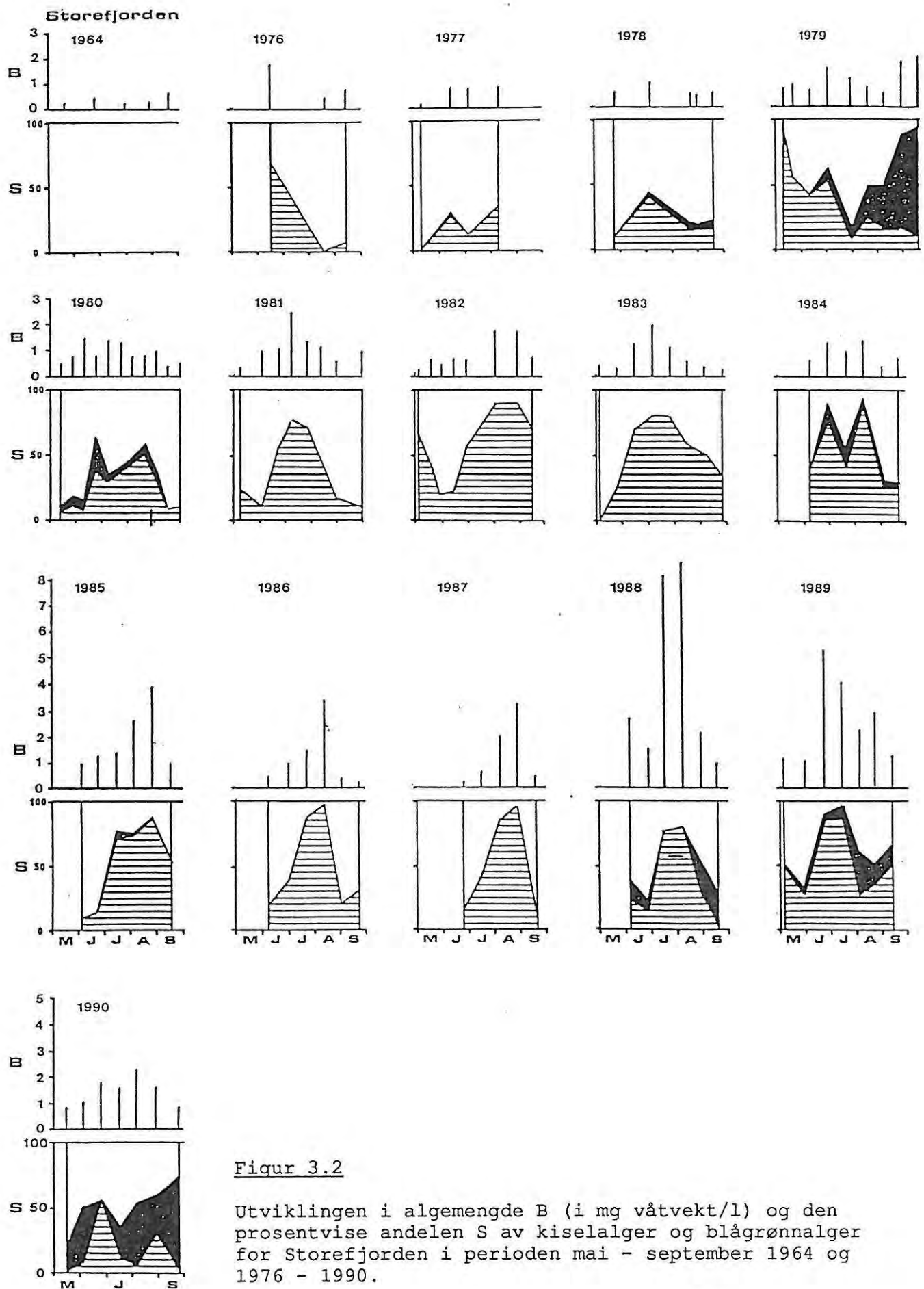
Organisk belastning. Oksygenforholdene.

Konsentrasjonen av organisk stoff er relativt høy i Vansjø. Vannets farge (på filtrert prøve) varierte mellom 19 og 45 mg Pt/l. Konsentrasjonen av total organisk karbon (TOC) varierte mellom 6,4 og 8,9 mg C/l. Det høye innholdet av TOC skyldes i stor grad humusstoffer, men planktonalgene har også betydning i sommermånedene. Det er et markert oksygenavtak mot bunnen utover sommeren, men det er ikke observert oksygensvinn. Som regel er de laveste oksygenkonsentrasjonen over 2 mg O₂/l.

Planktonalger. Algemengde, klorofyll a og algesammensetning.

I perioden 1985-1990 var middelveiene for algemengde høyere enn i perioden 1980-1984 og spesielt i 1988 og 1989 da algemengden ble målt til mer enn 2 mg våtvekt/l. Konsentrasjonen av klorofyll a. viser ikke samme tendens som målt algemengde. Dette antas å ha sammenheng med variasjoner i mengden klorofyll i ulike algearter.

Figur 3.2 viser utviklingen av algemengde (B) og den prosentvise andelen av kiselalger og blågrønnalger i Storefjorden i perioden mai-september 1964 og perioden 1976-1990. Figur 3.2 viser at det har vært en markert økning i algemengden siden 1964 og de fem siste årene har det vært spesielt høye biomassetopper. I 1988 var det spesielt høye biomasser av kiselalger (i hovedsak Tabellaria fenestrata og Asterionella formosa) i juli. Kiselalgene utgjorde i perioden 1976 - 1989 en stor andel av algesamfunnet og de senere år har arten Tabellaria fenestrata blitt stadig mer dominant. Blågrønnalgene har hele tiden, med unntak av 1979, hatt en relativt beskjeden rolle i planktonsamfunnet. Oppblomstringen av Oscillatoria agardhii var isothrix i 1979 ga imidlertid et varsel om at næringsgrunnlaget i Storefjorden er tilstrekkelig høyt for blågrønnalgeoppblomstringer dersom de fysiske/kjemiske forhold er gunstige.



Figur 3.2

Utviklingen i algemengde B (i mg våtvekt/l) og den prosentvise andelen S av kiselalger og blågrønnalger for Storefjorden i perioden mai - september 1964 og 1976 - 1990.



Blågrønnalger



Kiselalger



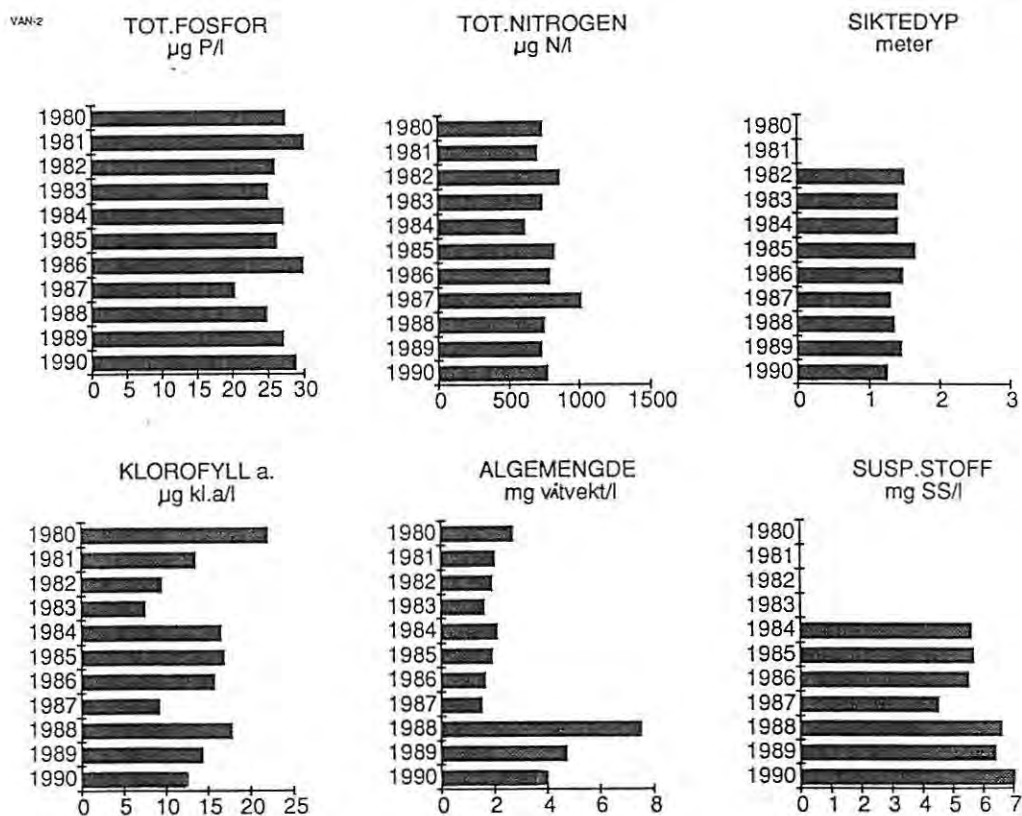
Andre alger

VANEMFJORDEN.

Figur 3.3 viser tidsveide middelerverdier for total fosfor (TP), totalnitrogen (TN), siktedyp, klorofyll a, algemengde og suspendert stoff (SS) i Vanemfjorden i perioden 1980 - 1990.

STASJON	ÅR	DYP	TURB FTU	SUSP. STOFF mg/l	SIKTE- DYP (m)	TOTAL FOSFOR ug/l	TOTAL NITROGEN ug/l	KLORO- FYLL a ug/l	ALGE- MENGDE mg våtv./l
Vansjø	1980	0-4 meter	3,1			27,5	740	22,0	2,70
ST.II	1981	0-4 meter	3,7			30,0	700	13,5	2,00
	1982	0-4 meter	3,4		1,50	26,0	860	9,5	1,90
	1983	0-4 meter	3,8		1,40	25,0	740	7,5	1,60
	1984	0-4 meter	4,4	5,6	1,40	27,2	610	16,5	2,10
	1985	0-4 meter		5,6	1,65	26,2	820	16,9	1,90
	1986	0-4 meter		5,5	1,45	29,9	788	15,7	1,60
	1987	0-4 meter		4,5	1,30	20,3	1010	9,2	1,50
	1988	0-4 meter		6,6	1,35	24,8	750	17,8	7,52
	1989	0-4 meter		6,4	1,45	27,1	730	14,3	4,71
	1990	0-4 meter		7,2	1,35	28,3	700	13,1	4,04

Tabell 3.1 Veide middelerverdier for perioden 1.juni-30.september 1980-1990 for Vansjø-Vanemfjorden (VAN2).



Figur 3.3 Veide middelerverdier for utvalgte variable (1.juni - 30.september) 1980-1990 for Vansjø-Vanemfjorden (VAN2).

Siktedyp og suspendert stoff

Mengden suspenderte partikler i vannet er gjennomgående høyere i Vanemfjorden enn i Storefjorden. Dette antas å ha sammenheng med større resuspensjon p.g.a. store grunne partier og stor vindeksponering. Siktedypet og suspendert stoff (SS) i Vanemfjorden har ikke utviklet seg på samme måte som i Storefjorden. Det ser ut som at forholdene i Vanemfjorden og Storefjorden er nokså like med hensyn til disse to parametrene i perioder med stor vannføring og partikkeltransport i tilløpselvene.

Fosfor, nitrogen

Konsentrasjonen av total fosfor (TP) og total nitrogen (TN) har siden 1980 ikke endret seg signifikant. TP- og TN-konsentrasjonen har henholdsvis ligget på ca. 25-30 ug P/l og 600-1000 ug N/L. En stor andel av fosforet er ofte bundet til uorganiske partikler. Løst reaktivt fosfor (LRP) har ofte lave verdier og fosfor er som oftest det vekstbegrensende næringsstoff. Nitratkonsentrasjonen viser et sterkt avtak utover sommeren og nitrogen kan derfor enkelte år bli vekstbegrensende. I 1990 var imidlertid nitrogenet ikke begrensende for algenes vekst.

Organisk stoff. Oksygenforholdene.

Konsentrasjonen av organisk stoff er relativt høy i Vansjø. Vannets farge (på filtrert prøve) varierte mellom 19 og 45 mg Pt/l. Konsentrasjonen av total organisk karbon (TOC) varierte mellom 6,4 og 8,9 mg C/l. Det høye innholdet av TOC skyldes i stor grad humusstoffer, men planktonalgene har også betydning i sommermånedene. Det blir ofte målt nær oksygenvinn i bunnvannet på sensommeren.

Planktonalger. Algemengde, klorofyll a og algesammensetning.

I perioden 1988-1990 var middelverdiene for algemengde betydelig høyere enn i perioden 1980-1984 og spesielt i 1988 da algemengden var høyere enn 7 mg våtvekt/l.

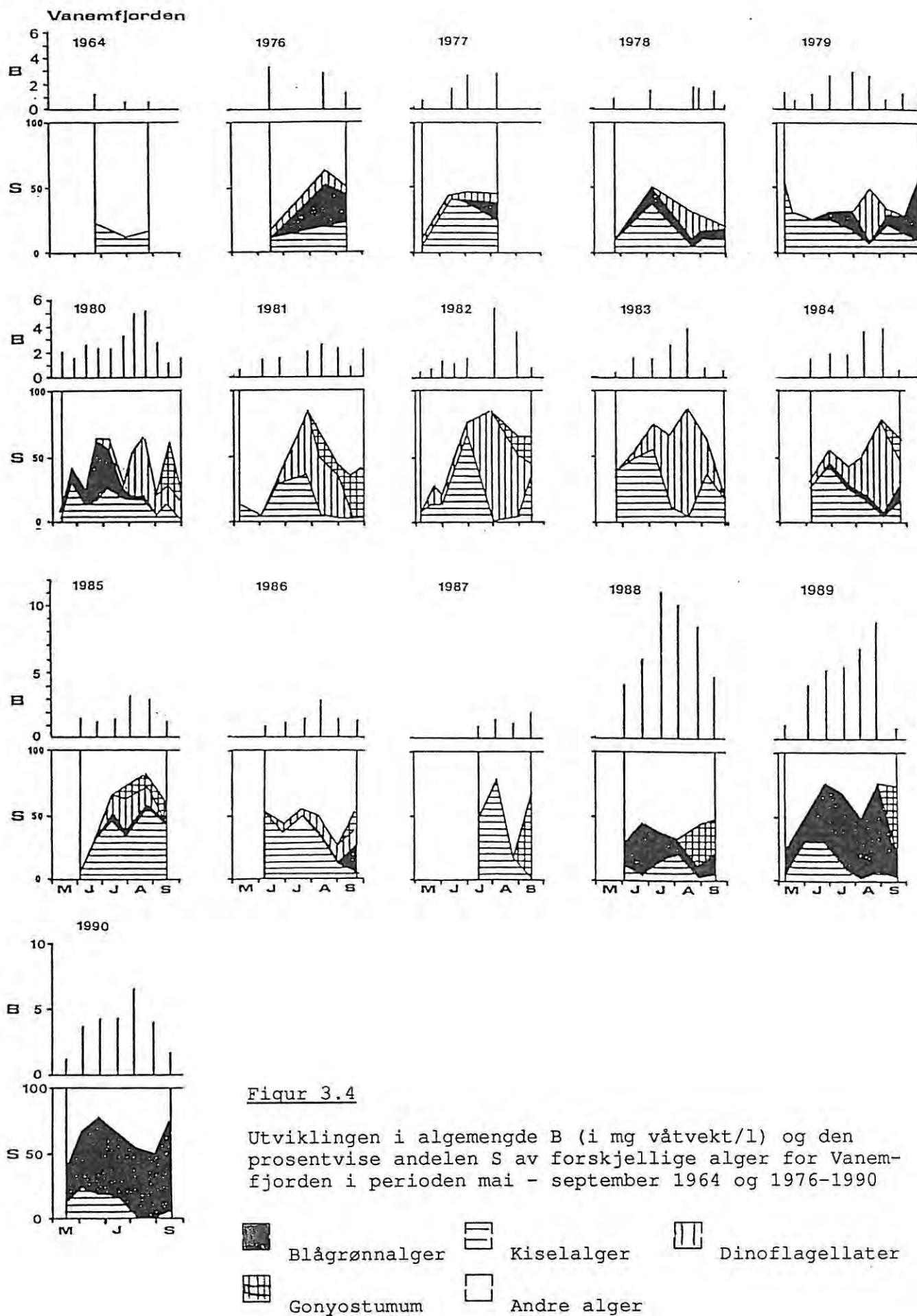
Også i Vanemfjorden har det vært en markert økning i algemengden siden 1964 (fig. 3.4), men synes å ha avtatt noe igjen i løpet av 1980-årene med en ny økning de tre siste årene.

I perioden 1976-1987 har det vært en markert endring i planktonalgesamfunnets sammensetning. Kiselalgene har fått en mer dominant rolle, mens blågrønnalgene var lite dominante i perioden 1976-1980. Dinoflagellatene som var sterkt dominante midt på sommeren i perioden 1980-1984, har vært lite fremtredende de siste årene. Dette kan bl.a. skyldes at den eksterne partikkelbelastningen har økt de senere år og at periodene med silisium- og nitrogenbegrensningen har helt eller delvis forsvunnet. Alle disse faktorene vil fremme oppblomstringer av kiselalger under somrer med gunstige fysiske vekstforhold.

I 1988 ble det sterk økning i biomassen i forhold til tidligere år. Planktonsamfunnet var dominert av flagellater (hovedsaklig gullalger, grønnalger og kryptomonader). Forskjellige grønnalger var imidlertid

forholdsvis dominante i juni/juli. I 1989 og i 1990 var det høy dominans av blågrønnalger om sommeren, spesielt var artene Synechococcus sp. og Aphanothece clathrata dominante.

Til slutt må nevnes at problemalgen Gonyostomum semen ofte blir observert dominant om høsten i Vanemfjorden. Gonyostomum semen kan bl.a. skape problemer for badende ved at de henger seg på huden og danner et seigt, brunlig belegg.



4. KONKLUSJONER

Tabell 4.1 viser forurensningsgraden med hensyn til 4 virkningstyper i Storefjorden og Vanemfjorden i 1990.

Tabell 4.1. Forurensningsgrad i Vansjø i 1990

LOKALITET	Eutrofi- ering	Organisk belastning	Partikkel belastning
Storefjorden	3	3*	3/4
Vanemfjorden	4	3	4

* skyldes i stor grad humuspåvirkning og den angitte forurensningsgraden kan derfor være for høy.

Storefjorden har blitt betydelig mer eutrof og partikkelpåvirket de senere år. Forurensningsgraden for de to forurensningstypene var klasse 3 (markert forurenset) i 1990.

Vannkvaliteten i Vanemfjorden har ikke endret seg mye siden 1980. Forurensningsgraden kan angis til klasse 4 (sterk forurenset) både når det gjelder eutrofiering og partikkelpåvirkning i 1990.

For begge lokalitetene synes det som om mengden av planktonalger har økt noe de senere årene (1988-1990) og en markert forskyvning av artssammensetningen har funnet sted. Andelen av blågrønnalger i planktonalgesimalfunnet var høyt i 1990, spesielt i Vanemfjorden.

Belastningen med jordpartikler har økt betydelig i løpet av 1980-årene, og er nå så stor at en ikke kan utelukke negative effekter på organismelivet i innsjøen (fisk, krepsdyr m.v.). Dette antas å ha sammenheng med utviklingen i jordbruket, samt det forhold at 80-årene har hatt flere år med mer nedbør enn normalt. Overvåkingen antyder at jordbruksarealene nå er mer erosjonsutsatte enn tidligere. Dette kan settes i sammenheng med jordpakking og endret jordstruktur som følge av tunge maskiner og ensidig kornproduksjon.

Jordtap fra nedbørfeltet må i dag betraktes som det største forurensningsproblemet i Vansjø. Tiltak for å redusere jordtaptet fra arealene er nødvendig. Aktuelle tiltak er redusert jordarbeiding (spesielt unngå stubbharving og høstpløying) på erosjonsutsatte arealer, eventuelt omlegging til produksjon av flerårige vekster på slike arealer.

Når det gjelder algevekst kan en ikke utelukke at det er den økte partikkelpåvirkningen som delvis bidrar til at blågrønnalger ikke danner masseoppblomstringer - til tross for at vannet oppviser konsentrasjoner av plantenæringstoffer som er høyere enn under masseoppblomstringen i 1979. I de tre siste årene har det imidlertid vært en økende mengde blågrønnalger, noe som kan skyldes gunstige fysiske forhold i vannmassene og økte konsentrasjoner av total fosfor. Ytterligere tiltak for å redusere tilførselen av plantenæringstoffer fra kloakk og næringsstofflekkasje fra dyrket mark er nødvendig.

Perioden med store nedbørmengder har gitt oversvømmelse av store arealer både rundt Vansjø og langs tilløpselvene. Selvom det er usikkert i hvilken grad oversvømmelser av dyrket mark fører til merutvasking av jord og plantenæring, bør tiltak som kan bedre flomavledningen fra Vansjø utredes. Alternativt bør det vurderes å sette flomutsatte arealer ut av jordbruksproduksjon, eventuelt anvende disse til eng og beitemark.

SÆBYVANNET

1. INNLEDNING

Problembeskrivelse.

Sæbyvannet ble første gang undersøkt med hensyn til fysisk/kjemiske og biologiske forhold i 1985. Det er satt ut gjørs i innsjøen i den hensikt å dempe algeveksten. Kloakkrenseanlegg for tettstedet Svinndal ble satt i drift i 1981. Innsjøen er betydelig forurenset m.h.t. plantenæringsstoffer og jordpartikler.

Formålet med undersøkelsen.

1. Fastsette innsjøens forurensningstilstand og påvise eventuelle virkninger som følge av tiltak, bl.a. utsetting av gjørs.
2. Gi grunnlag for vurdering av behovet for tiltak.

2. BESKRIVELSE AV LOKALITETEN OG PRØVETAKINGSSTASJON

Lokalitetsbeskrivelse.

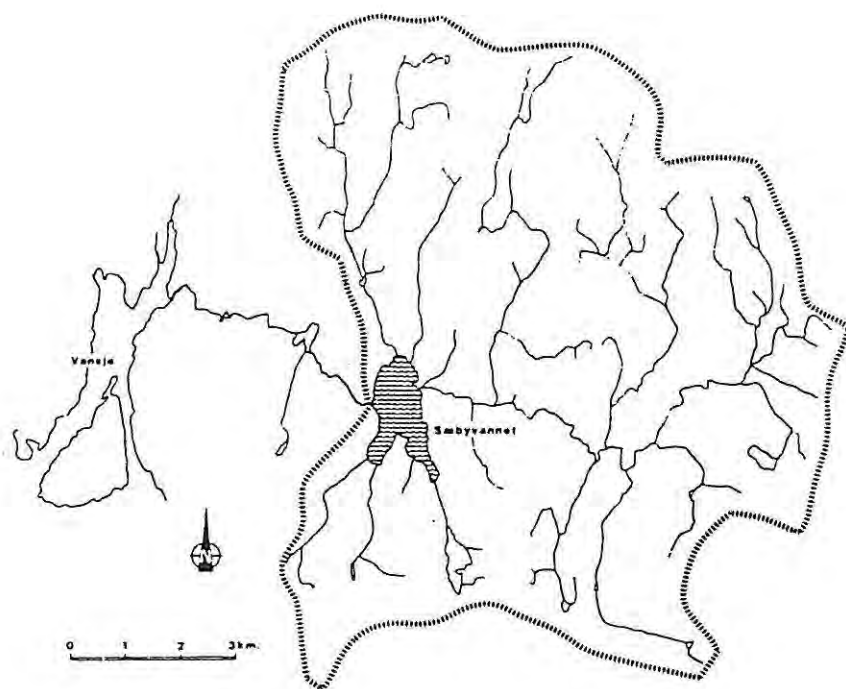
Innsjøens nedbørfelt er 89 km² og strekker seg 8,5 km i østlig retning og 11,5 km i nordlig retning. Feltet drenerer til innsjøen gjennom flere elver-/bekkesystemer. Svinna som drenerer hele den østlige delen av nedslagsfeltet er den desidert største tilløpselven. Nedbørfeltet ligger i det sørøstnorske grunnfjellsområdet som hovedsakelig består av gneis. Mesteparten av nedbørfeltet ligger under den øvre marine grense som i dette området ligger på 175-185 m.o.h. I de lavereliggende områder består løsmassene av marine leirer, mens høyereliggende strøk er dekket av bunnmorene med varierende mektighet. Dyrket mark utgjør 14,6% av nedbørfeltet, mens 83% er skog og myr. Vannarealet er målt til 2,1%.

Tabell 2.1 viser morfometriske og hydrologiske data for Sæbyvannet.

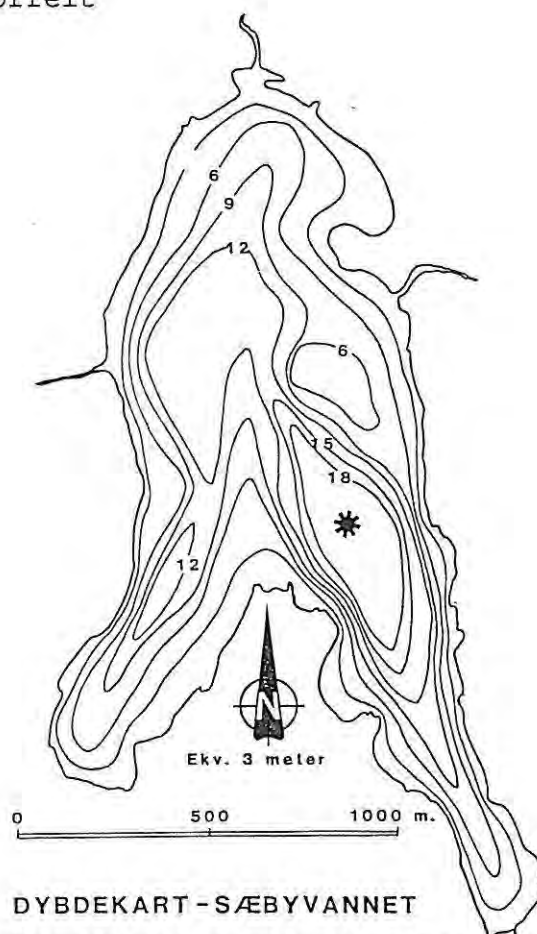
Sæbyvannet (fig. 2.1, 2.2 og tabell 2.1) ligger øst i Vansjøs nedbørfelt, beliggende ca. 45 m.o.h. Sæbyvannet er en relativt grunn innsjø med et midlere dyp på 7,8 m. Største dyp er målt til 18 m. Innsjøen er 2,4 km lang og 0,8 km bred.

Tabell 2.1 Morfometriske og hydrologiske data for Sæbyvannet

Høyde over havet (m)	45
Nedbørfelt (km ²)	89
Innsjøareal (km ²)	1,3
Største dyp (m)	18
Midlere dyp (m)	7,8
Volum (mill. m ³)	10,1
Teoretisk oppholdstid (døgn):	93

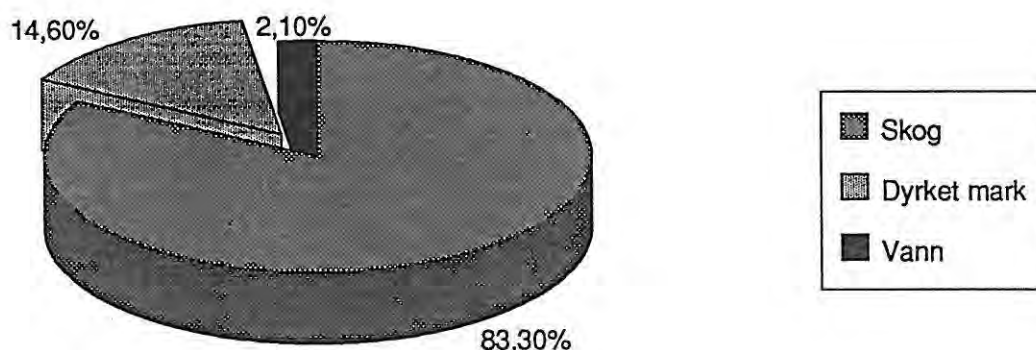


Figur 2.1 Sæbyvannet med nedbørfelt



Figur 2.2 Dybdekart over Sæbyvannet med prøvetakingstasjon

Arealfordelingen i prosent av Sæbyvannets nedbørfelt



Figur 2.3 Arealfordelingen i prosent av Sæbyvannets nedbørfelt

Prøvetakingsstasjon

Det ble tatt prøver med 3 ukers (0-4 meter) intervall i den isfrie perioden (1.juni - 30. september), og en senvinterprøve (mars). Totalt 7 prøvetakingsomganger.

3. RESULTATER

VANNKVALITET.

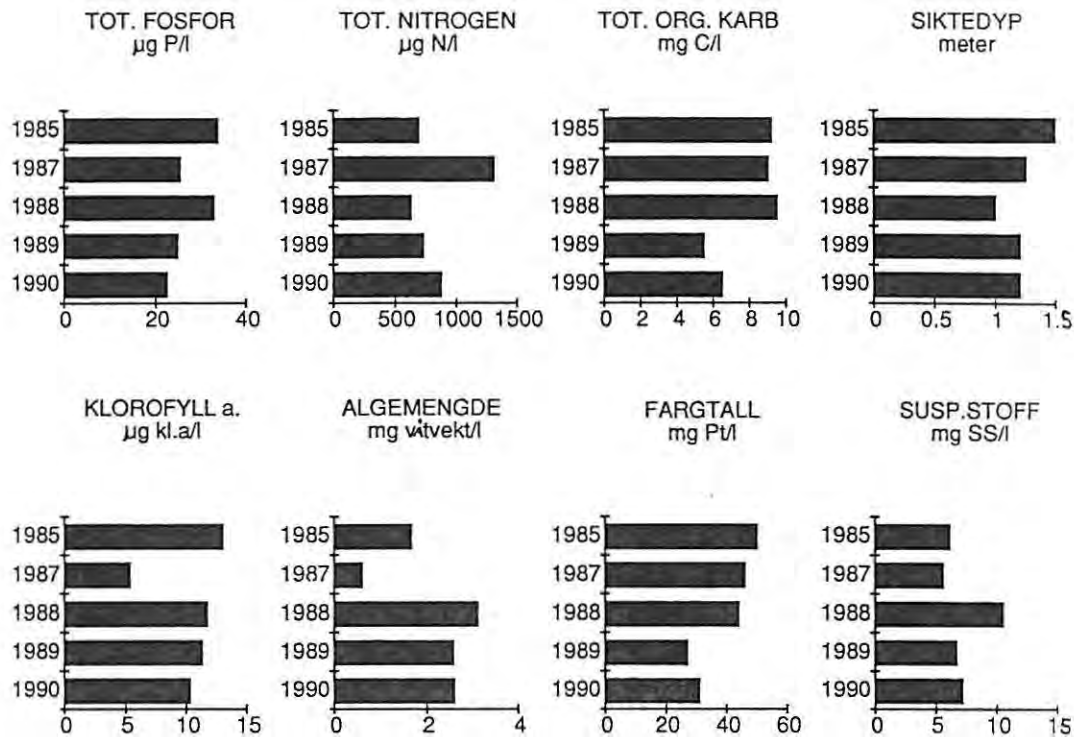
Figur 3.1 viser middelerdien for viktige vannkvalitetsparametre i perioden juni - september 1985 og 1987 - 1990.

pH, konduktivitet og vannets farge

Vannet hadde i 1990 relativt lav pH (6,0-6,7) i overflaten, men pH lavere enn 5,5 ble målt på 10 m dyp tidligere år. Konduktiviteten var ca. 60 uS/cm og de lave pH-verdiene skyldes antagelig det høye innholdet av humusstoffer. Vannets farge varierte i perioden 1985-1990 mellom 22-55 mg Pt/l.

Siktedyp og suspendert stoff

Konsentrasjonen av suspendert stoff (SS) var i 1990 relativt høyt og varierte fra 4.8-9.6 mg tørrvekt/l. Siktedypet var i middel bare ca. 1,25 m i 1989 og 1990, hvilket i hovedsak skyldes vannets høye innhold av suspendert stoff.



Figur 3.1 Veide middelerverdier for utvalgte variable (1.juni-30.september) 1985-1990 for Søbyvannet (SÆB1).

Fosfor og nitrogen

Konsentrasjonen av total fosfor (TP) varierte i overflatelaget mellom 19-28 ug P/l og middelerdien (i overkant av 20 ug P/l) var noe lavere enn tidligere år. En relativt høy andel (ofte mer enn 60%) var partikulært bundet. Konsentrasjonene av løst reaktivt fosfor (LRP) var hele vekstsesongen relativt lave (1.0-3.9 ug P/l) og fosfor var antagelig vekstbegrensende. Analyseresultatene antyder en viss reduksjon i fosforkonsentrasjonen i perioden 85-90. Dette antas å ha sammenheng med reduksjon i utslipp av kloakk.

Konsentrasjonen av total nitrogen (TN) varierte fra 650-1190 ug N/l. Laveste nitratkonsentrasjon var 340 ug N/l slik at nitrogenbegrensning kan utelukkes, men minimumskonsentrasjonen var lavere enn i 1987. Konsentrasjonen av løst reaktivt silikat (LRSi) var også i 1989 høye (> 0,45 mg Si/l). Silikat kunne derfor ikke være vekstbegrensende for kiselalgene, men også her var minimumskonsentrasjonen lavere enn i 1987. Dette kan skyldes at innsjøen er blitt mer eutrof med høyere dominans av kiselalger. En kan ikke utelukke at algeveksten periodevis kan være lysbegrenset.

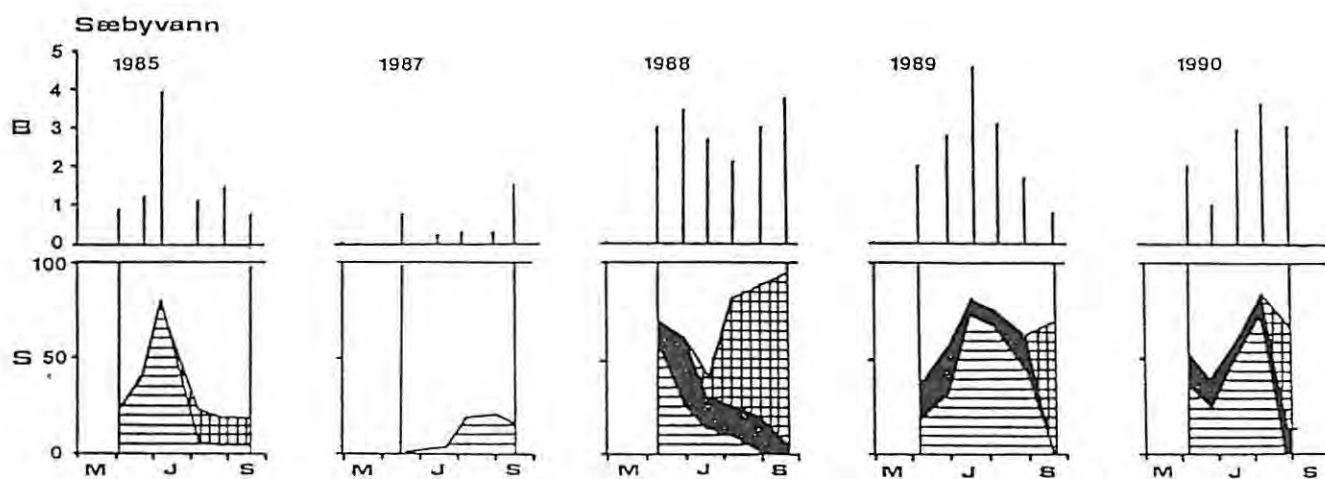
Organisk stoff og oksygenforhold

Innsjøen er sterkt påvirket av organiske humusforbindelser (klasse 4). Middelerkonsentrasjonen av total organisk karbon (TOC) var i overkant av 6

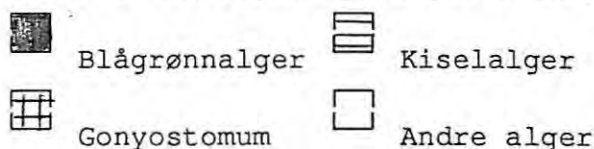
mg C/L, og vannets farge var høyt (i middel ca. 30 mg Pt/l). Det var også et markert avtak i oksygenkonsentrasjonen mot bunnen utover sommeren.

Planktonalger. Algemengde, klorofyll a og algesammensetning

Figur 3.2 viser utviklingen i algemengde (målt som kl. μ /l og mg våtvekt/l) og algesammensetning i perioden juni-september fra 1985-1990. Planktonsamfunnet har endret seg noe siden 1985. Spesielt har kiselalgene (spesielt Tabellaria fenestrata) blitt mer dominante i juni-juli. Dessuten har problemalgen Gonyostomum semen blitt mer dominant. Planteplanktonet er i perioder dominert av små og middels store flagellater, spesielt kryptomonader.



Figur 3.4 Utviklingen i algemengde B (i mg våtvekt/l) og den prosentvise andelen S av forskjellige alger i Sæbyvannet 1985-1990.



4. KONKLUSJONER

Sæbyvannet må karakteriseres som sterkt næringspåvirket - eutrof (klasse 4). Innsjøen er dessuten sterkt partikkelpåvirket (klasse 4) og markert påvirket av organisk stoff (klasse 3-4). Den organiske påvirkningen

skyldes imidlertid i stor grad humusstoffer fra skog og myrområder, men alger medvirker også under sommermånedene. Det er utvilsomt behov for tiltak som reduserer jordtap og næringsstofflekkasje.

HALDENVASSDRAGET

1. INNLEDNING

Problembeskrivelse.

I perioden 1975-81 gjennomførte Haldenvassdragets vassdragsforbund en femårsplan med undersøkelser av forurensningssituasjonen i Haldenvassdraget. Norsk institutt for vannforskning gjennomførte prosjektet med økonomisk bistand fra kommunene, fylkene og staten. På grunnlag av disse undersøkelsene kan man trekke følgende konklusjoner:

1. De mest omfattende forurensningsproblemer i vassdragets hoveddeler er forårsaket av plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen. En gradvis økning av tilførselen av disse plantenæringsstoffene har innen enkelte vassdragsavsnitt ført til tiltakende algevekst, masseforekomst av blågrønnalger samt tilgroing av fastsittende vannplanter og siv.
2. Økt algevekst, sammen med eksterne tilførsler av organisk stoff forårsaker større oksygenforbruk i vannmassene. Oksygenfrie forhold er registrert i bunnvannet i de mest belastede av innsjøene.
3. Vassdraget viser tiltakende forurensning med partikulært materiale (jordpartikler, leire o.l.). Dette har sammenheng med at erosjonsprosesser gjør seg stadig mer gjeldende i områder med dyrket mark. Dette bidrar til at vannet under flomperioder og etter regnskyll nå er mer "grumset" enn tidligere.
4. Flere vassdragsavsnitt har lite tilfredsstillende vannhygieniske forhold.

Fra og med 1981 er innsjøene Bjørkelangen, Rødenessjøen og Femsjøen tatt ut som faste overvåkingsstasjoner. I tillegg blir innsjøene Øgderen og Aremarksjøen gjenstand for tiltaksrettet overvåkingsundersøkelser år om annet - 1. gang 1984. Det er undersøkelser i de førstnevnte tre innsjøene som her er rapportert. Undersøkelsene av Bjørkelangen er utført og rapportert på oppdrag fra miljøvernavdelingen i Oslo og Akershus. Undersøkelsene i Øgderen blir rapportert av miljøvernavdelingen i Oslo og Akershus. Fra 1990 inngår også bestemmelse av vannkvaliteten, og transport av plantenæringsstoffer og suspendert stoff til havet i Tista.

Formålet med undersøkelsen.

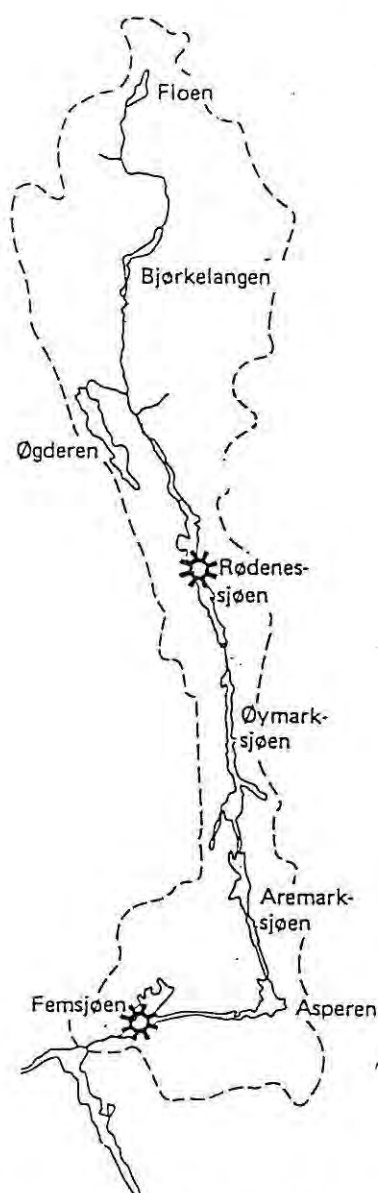
Formålet med undersøkelsesprogrammet er å

1. Bestemme forurensningstilstand og påvise eventuelle endringer i vannkvaliteten.
2. Bestemme transporten av plantenæringsstoffer og suspendert stoff til havet.
3. Gi grunnlag for vurdering av behovet for tiltak.

2. BESKRIVELSE AV LOKALITETER OG PRØVETAKINGSSTASJONER

Lokalitetsbeskrivelse

Haldenvassdragets lengde er 137 km og strekker seg fra Floen i Akershus til Halden i Østfold, og omfatter kommunene Aurskog-Høland, Marker, Aremark og Halden (jfr. fig. 2.1). Vassdragets nedbørfelt er 1594 km² og ligger i det sørøst-norske grunnfjellsområdet. Store deler av nedbørfeltet ligger under den øvre marine grense som er ca. 210 m.o.h. i nord og ca. 170 m.o.h. i de sørlige områder. Under den øvre marine grense består løsmassene hovedsakelig av marin leire som har gitt grunnlag for stor jordbruksaktivitet. Dyrket mark utgjør 10% av nedbørfeltet, mens 63% er skog (se fig. 2.2).



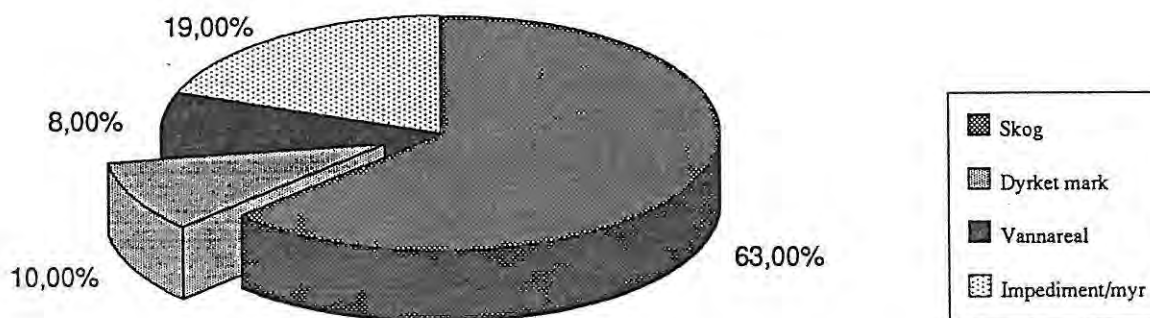
Figur 2.1 Haldenvassdraget med nedbørfelt og prøvetakingsstasjoner.

Befolkningstettheten i nedbørfeltet er ca. 15.900 personer og omtrent halvparten bor i tettbygde strøk. Større tettsteder er Aurskog, Bjørkelangen, Løken, Ørje og Fosbyområdet. Innsjøene utgjør 8% av nedbørfeltet. Viktige innsjøer er Floen, Øgderen, Bjørkelangen, Skullerudsjøen, Rødenessjøen, Øymarksjøen, Aremarksjøen, Asperen og Femsjøen. Morfometriske og hydrologiske data for noen av innsjøene er vist i tabell 2.1

Tabell 2.1. Morfometriske og hydrologiske data for noen innsjøer i Haldenvassdraget.

	Overfl. areal (km ²)	Middeldyp (m)	Største dyp (m)	Teoretisk oppholdstid (år)
Bjørkelangen	3,3	7	12	0,3
Øgderen	13,3	8	35	-
Rødenessjøen	15,3	20	47	0,9
Aremarksjøen	7,8	17	40	0,4
Femsjøen	10,2	20	50	0,3

Arealfordelingen i prosent av Haldenvassdragets nedbørfelt



Figur 2.2 Arealfordelingen i prosent av Haldenvassdragets nedbørfelt.

Prøvetakingsstasjoner

Innsjøer:

Innsjøer i vassdraget som ble gjort til gjenstand for tiltaksrettet overvåking i 1990:

- Bjørkelangen
- Rødenessjøen
- Femsjøen

Det er tatt ut prøver med 3 ukers intervall i den isfrie perioden (mai-30. september). Totalt 8 prøvetakingsomganger:

<u>Bjørkelangen</u>	<u>Rødenessjøen</u>	<u>Femsjøen</u>
0-4 m	0-10 m	0-10 m

Elver:

- Tista (utløp Femsjøen)

Det ble tatt 26 prøver med ca. 14 dagers mellomrom i Tista v. utløp Femsjøen for tilnærmet å kunne beregne årstransport av suspendert stoff og plantenæringsstoffer.

3. RESULTATER

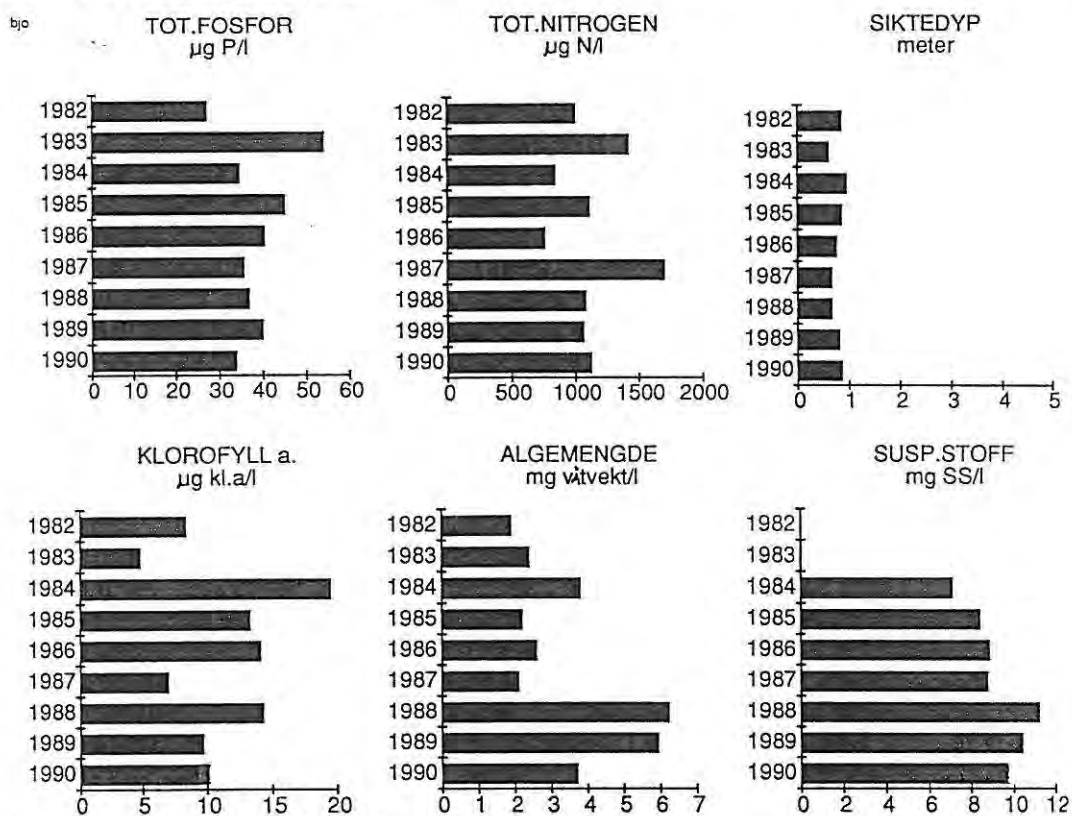
VANNKVALITET

BJØRKELANGEN

Figur 3.1 viser tidsveide middelerverdier for totalfosfor (TP), total nitrogen (TN), siktedyp, klorofyll a, algemengde og suspendert stoff (SS) for Bjørkelangen 1982 - 1990.

STASJON	ÅR	DYP	TURB. FTU	SUSP. STOFF mg/l	SIKTE- DYP (m)	TOTAL FOSFOR ug/l	TOTAL NITROGEN ug/l	KLORO- FYLL a. ug/l	ALGE- MENGDE mg våtv./l
Bjørke- langen	1982	0-4 meter	8,0		0,85	27,0	1000	8,4	1,90
	1983	0-4 meter	13,0		0,60	54,0	1420	4,8	2,40
	1984	0-4 meter	10,3	7,1	0,95	34,5	840	19,5	3,80
	1985	0-4 meter		8,4	0,85	45,0	1110	13,3	2,20
	1986	0-4 meter		8,8	0,75	40,3	760	14,1	2,59
	1987	0-4 meter		8,8	0,65	35,6	1700	7,0	2,10
	1988	0-4 meter		11,2	0,65	36,7	1077	14,3	6,23
	1989	0-4 meter		10,4	0,80	39,9	1060	9,7	5,93
	1990	0-4 meter		9,3	0,90	31,5	1100	10,2	3,76

Tabell 3.1 Veide middelerverdier for perioden 1.juni-30.september 1982-1990 for Bjørkelangen (BJØ1).



Figur 3.1 Veide middelerverdier av utvalgte variable (1.juni-30.september) 1982-90 for Bjørkelangen (BJØ1).

Siktedyp, vannets farge og suspendert stoff

Bjørkelangen er en partikkelbelastet innsjø med lite siktedyp (klasse 4). Det midlere siktedyp har i hele undersøkelsesperioden vært mindre enn 1 m og SS har de siste fem år ligget mellom 8 og 12 mg tørrvekt/l. Vannmassene er sterkt preget av humusstoffer (fargeverdi > 50 mg Pt/l). Dette har også innvirkning på siktedypet.

Total fosfor og total nitrogen

Middelkonsentrasjonen av TP varierer sterkt, men ligger ofte mellom 35 og 50 ug P/l. Middelkonsentrasjonen av TN varierer også sterkt (760-1720 ug N/l) men var spesielt høy i 1987 (1720 ug N/l). Det er ikke mulig å si noe om utviklingen til disse plantenæringsstoffene siden 1982. Data fra før 1982 indikerer imidlertid at Bjørkelangen har vært omtrent like forurenset siden midten av 1970-årene med hensyn til total fosfor. TN-konsentrasjonen har imidlertid i middel vært betydelig høyere i 1980-årene i forhold til 1970-årene.

Organisk stoff. Oksygenforholdene

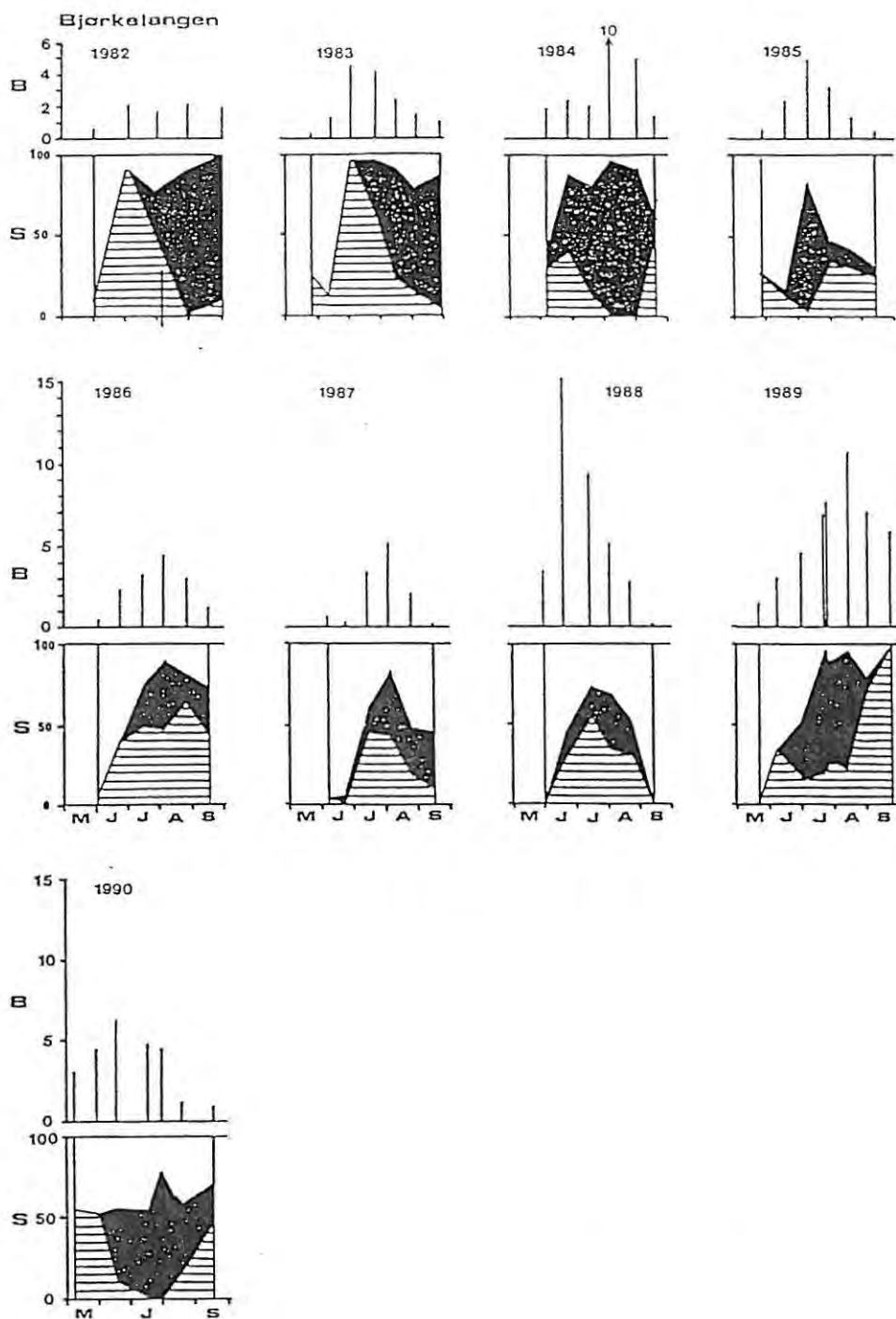
Konsentrasjonen av total organisk karbon er relativt høyt (ofte ca. 8 mg C/l). Dette skyldes for en stor del vannets høye humusinnhold. Vannets farge er ofte over 50 mg Pt/l.

Det blir hvert år oksygensvinn i bunnvannet i løpet av sommeren.

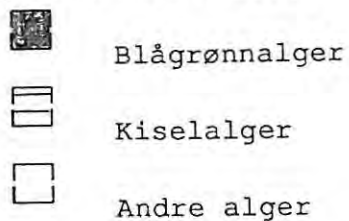
Planktonalger. Algemengde, klorofyll a og algesammensetning

Figur 3.2 viser utviklingen i algemengden (B) og den prosentvise andelen (S) av kiselalger og blågrønnalger i Bjørkelangen i perioden mai-september 1982-1990. I 1988 var biomassen av planktonalger langt høyere enn tidligere år. I mai/juni når vannføringen og innholdet av suspendert stoff er høyt var algemengden liten pga. dårlige lysforhold og utvasking. Utover sommeren når de fysiske forhold ble bedre, økte algemengden sterkt. Vanligvis er kiselalgene dominante først, men blir senere utkonkurrert av blågrønnalger. Spesielt har blågrønnalgen Aphanizomenon flos-aquae vært dominant de senere årene. Om høsten når partikkelbelastningen øker igjen avtar algemengden sterkt. Det er vanligvis middelstore og små flagellater (gullalger og kryptomonader) som er mest dominante i begynnelsen og i slutten i vekstperioden. Dette er typisk for erosjonspåvirkede, noe humuspåvirkede innsjøer. I perioden 1985-1990 har partikkelbelastningen variert og andelen av blågrønnalger har også variert noe.

1989 og 1990 var år med lite nedbør om sommeren, og dermed ble partikkelbelastningen langt mindre enn de foregående år. Dette ga svært høye algemengder i Bjørkelangen med masseoppblomstring av Aphanizomenon flos-aquae. I Skullerudsjøen var det i juli-august 1990 og spesielt i 1989 en masseoppblomstring av Anabaena flos-aquae.



Figur 3.2 Utviklingen av algemengde B (i mg våtvekt/l) og den prosentvise andelen S av kiselalger og blågrønnalger i Bjørkelangen i perioden mai-september 1982-1990.

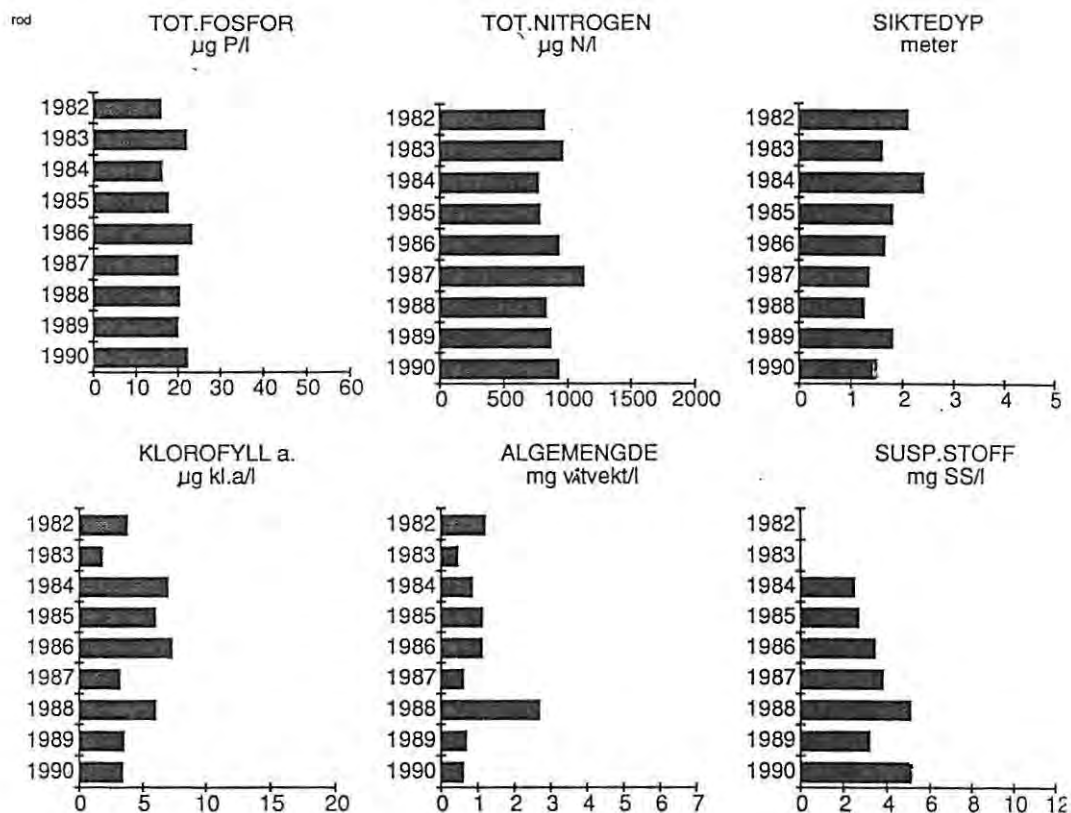


RØDENESSJØEN

Figur 3.3 viser tidsveide middelerverdier for total fosfor (TP), total nitrogen (TN), siktedyp, klorofyll *a*, algemengde og suspendert stoff (SS) for Rødenessjøen 1982-1990.

STASJON	ÅR	DYP	TURB. FTU	SUSP. STOFF mg/l	SIKTE- DYP (m)	TOTAL FOSFOR ug/l	TOTAL NITROGEN ug/l	KLORO- FYLL a. ug/l	ALGE- MENGDE mg våtv./l
Rødenes- sjøen	1982	0-10 meter	3,7		2,10	16,0	820	3,8	1,20
	1983	0-10 meter	8,4		1,60	22,0	960	1,8	0,45
	1984	0-10 meter	3,1	2,5	2,40	16,2	770	7,0	0,85
	1985	0-10 meter		2,7	1,80	17,6	780	6,0	1,13
	1986	0-10 meter		3,5	1,64	23,2	930	7,3	1,11
	1987	0-10 meter		3,8	1,35	19,8	1130	3,2	0,60
	1988	0-10 meter		5,1	1,25	20,3	833	6,0	2,68
	1989	0-10 meter		3,2	1,80	19,8	864	3,5	0,68
	1990	0-10 meter		4,9	1,55	20,6	930	3,8	0,62

Tabell 3.2 Veide middelerverdier for perioden 1.juni-30.september 1982-1990 for Rødenessjøen (RØD1).



Figur 3.3 Veide middelerverdier av utvalgte variable (1.juni-30.september) 1982-90 for Rødenessjøen (RØD1).

Siktedyp og suspendert stoff

Rødenessjøen er noe mindre partikkelbelastet enn Bjørkelangen, men det er en tendens mot dårligere forhold. I 1990 var middelsiktedypet bare 1,55 m og middelkonsentrasjonen av SS var ca. 5 mg tørrstoff/l. Innsjøen er derfor en partikkelbelastet innsjø tilsvarende klasse 3. Data fra tidligere undersøkelser antyder at SS-konsentrasjonen har økt jevnt siden slutten av 1960-tallet.

Total fosfor og total nitrogen

Middelkonsentrasjonen av TP har de siste ti år ligget mellom 16 og 23 ug P/l. Som for SS viser eldre data at TP har økt noe fra ca. 16 ug P/l i gjennomsnitt i 1970-årene til ca. 21 ug P/l i gjennomsnitt i perioden 1986-1990.

Middelkonsentrasjonen av TN varierer sterkt og var høyest i 1987 (1130 ug N/l). Eldre data indikerer at TN-konsentrasjonen økte spesielt sterkt på slutten av 1960-tallet og begynnelsen av 1970-tallet. I de siste 15 årene har det bare vært en mindre økning. Middelverdien for TN i periodene 1966-1970 og 1971-1975 var henholdsvis ca. 411 og 484 ug N/l og i perioden 1986-1990 ca. 925 ug N/l.

Organisk stoff. Oksygenforholdene

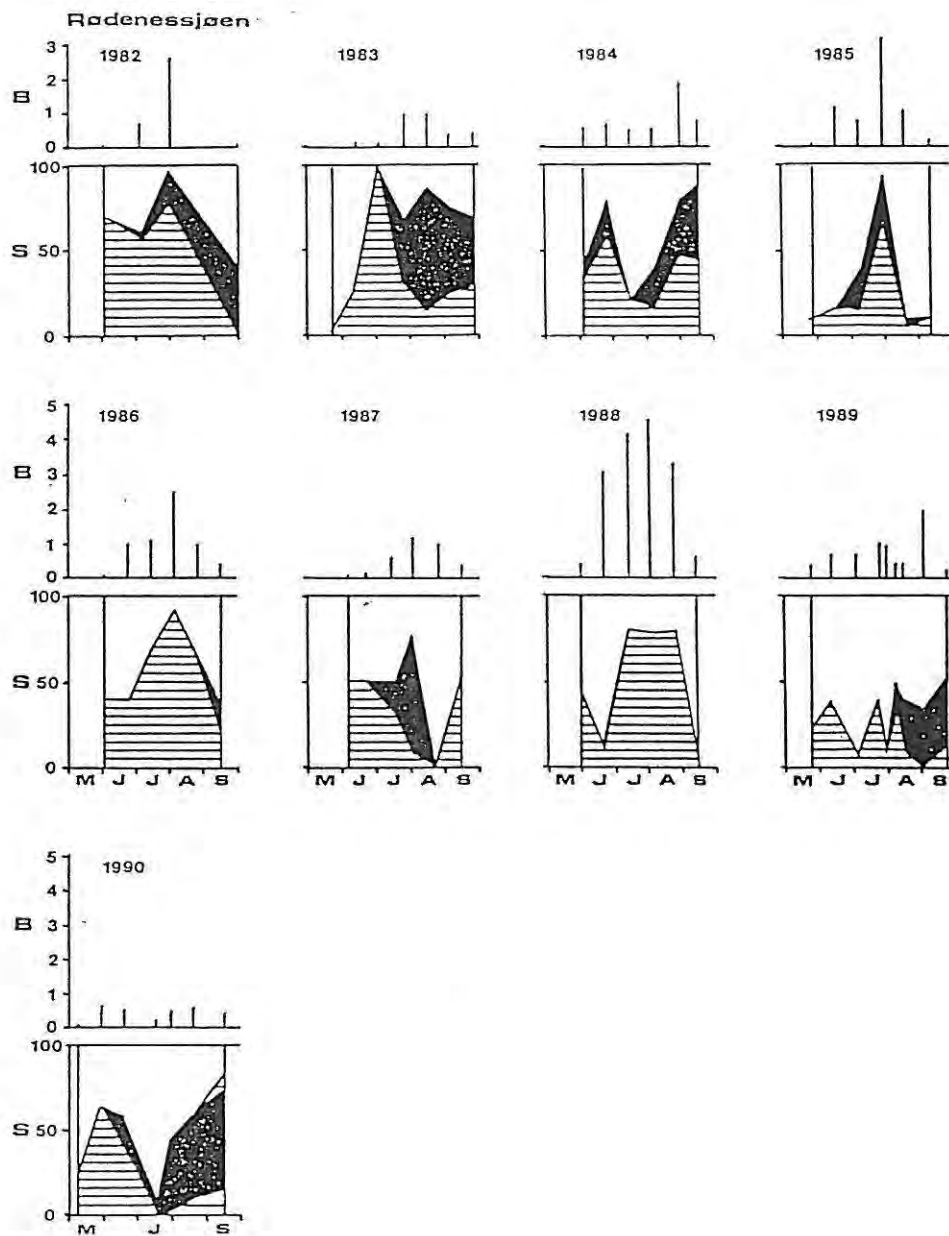
Innholdet av TOC er ofte noe lavere enn i Bjørkelangen og det er ikke påvist oksygenvinn i bunnvannet.

Planktonalger. Algemengde, klorofyll a og algesammensetning

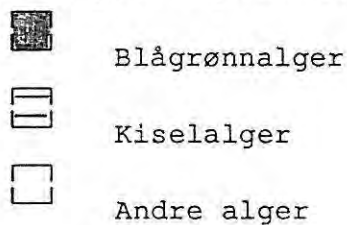
Figur 3.4 viser utviklingen i algemengden (B) og den prosentvise andelen (S) av kiselalger og blågrønnalger i Rødenessjøen i perioden mai-september 1982-1989.

I Rødenessjøen er kiselalgen Tabellaria fenestrata ofte dominant om sommeren, spesielt i 1989. Dette er også påvist i andre erosjonspåvirkede innsjøer.

De to siste årene, og spesielt i 1989, var det sterke oppblomstringer av blågrønnalgen Anabaena flos-aquae i Skullerudsjøen, innsjøen ovenfor Rødenessjøen. Alger fra denne innsjøen føres nedover i vassdraget, men undersøkelser viser at denne algen ikke greide å vokse nevneverdig i Rødenessjøen, til tross for at denne innsjøen har en relativ høy konsentrasjon av TP (> 20 ug P/l).



Figur 3.4 Utviklingen av algemengde B (i mg våtvekt/l) og den prosentvise andelen S av kiselalger og blågrønnalger i Bjørkelangen, Rødenessjøen og Femsjøen i perioden mai-september 1982-1990.

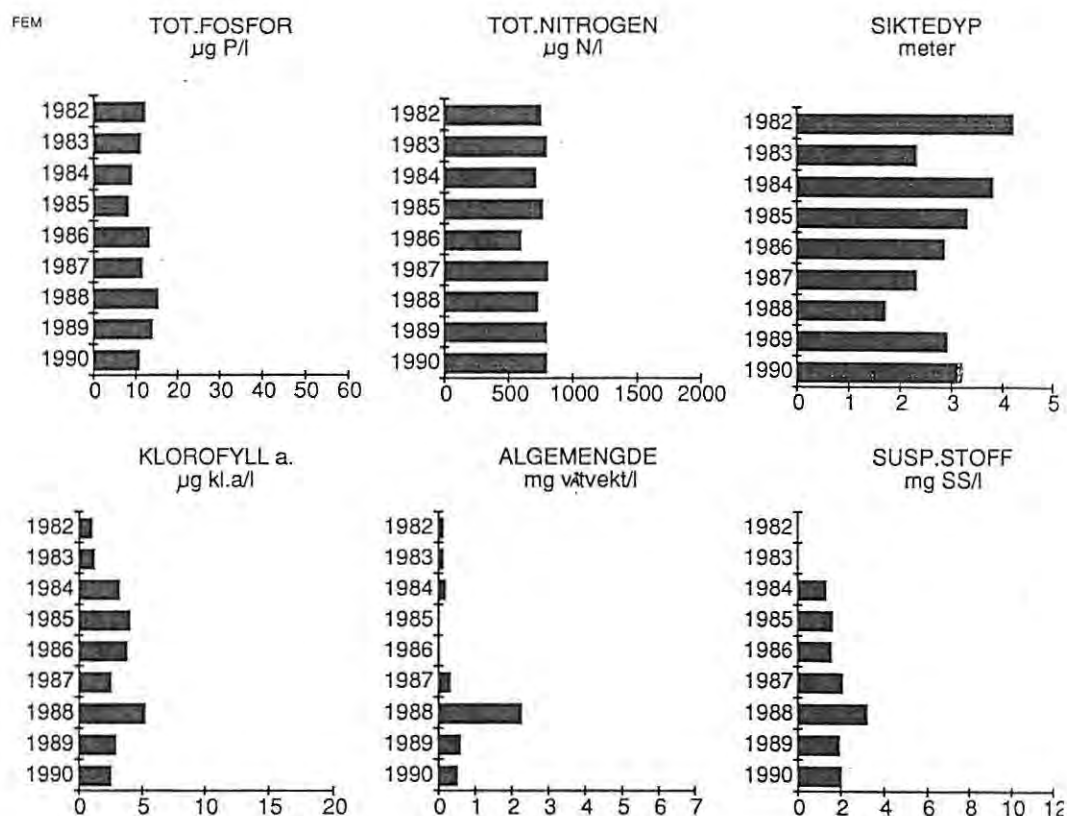


FEMSJØEN

Figur 3.5 viser tidsveide middelerverdier for totalfosfor (TP), total nitrogen (TN), siktedyp, klorofyll *a*, algemengde og suspendert stoff (SS) for Femsjøen 1982-1990.

STASJON	ÅR	DYP	TURB. STOFF FTU	SUSP. STOFF mg/l	SIKTE- DYP (m)	TOTAL FOSFOR ug/l	TOTAL NITROGEN ug/l	KLORO- FYLL a. ug/l	ALGE- MENGDEN mg våtv./l
Fem- sjøen	1982	0-10 meter	1,2		4,20	12,0	750	1,0	0,12
	1983	0-10 meter	3,2		2,30	11,0	790	1,2	0,12
	1984	0-10 meter	1,4	1,3	3,80	8,9	710	3,2	0,18
	1985	0-10 meter		1,6	3,30	8,1	760	4,0	
	1986	0-10 meter		1,5	2,85	13,1	590	3,8	
	1987	0-10 meter		2,1	2,30	11,4	800	2,5	0,30
	1988	0-10 meter		3,2	1,70	15,2	727	5,2	2,25
	1989	0-10 meter		1,9	2,90	13,8	790	2,9	0,56
	1990	0-10 meter		1,9	3,30	10,7	790	2,7	0,47

Tabell 3.3 Veide middelerverdier for perioden 1.juni-30.september 1982-1990 for Femsjøen (FEM1).



Figur 3.5 Veide middelerverdier av utvalgte variable (1.juni-30.september) 1982-90 for Femsjøen (FEM1).

Siktedyp og suspendert stoff

Femsjøen er mindre erosjonspåvirket enn Rødenessjøen men synes å blitt betydelig mer påvirket med årene, spesielt hvis eldre data fra før 1982 legges til grunn. Midlere siktedyp og SS i 1990 var henholdsvis ca 3.35 m og 1.9 mg tørrstoff/l (klasse 2).

Total fosfor og total nitrogen

Midelkonsentrasjonen av TP i 1990 var i overkant av 10 ug P/l som var noe lavere enn konsentrasjonene målt i perioden 1986-1989. Middelerdien for perioden 1986-1990 var ca. 13 ug P/l mot 10 ug P/l i perioden 1971-1985.

Middelkonsentrasjonen av TN varierer sterkt (590-800 ug N/l) og var høyest i 1987 (800 ug N/l). Middelerdien for femårsperioden 1986-1990 var 733 ug N/l, som var noe lavere enn i femårs-periodene 1976-80 og 1981-1990, men betydelig høyere enn periodene 1966-1970 og 1971-1975 (henholdsvis 323 og 517 ug N/l).

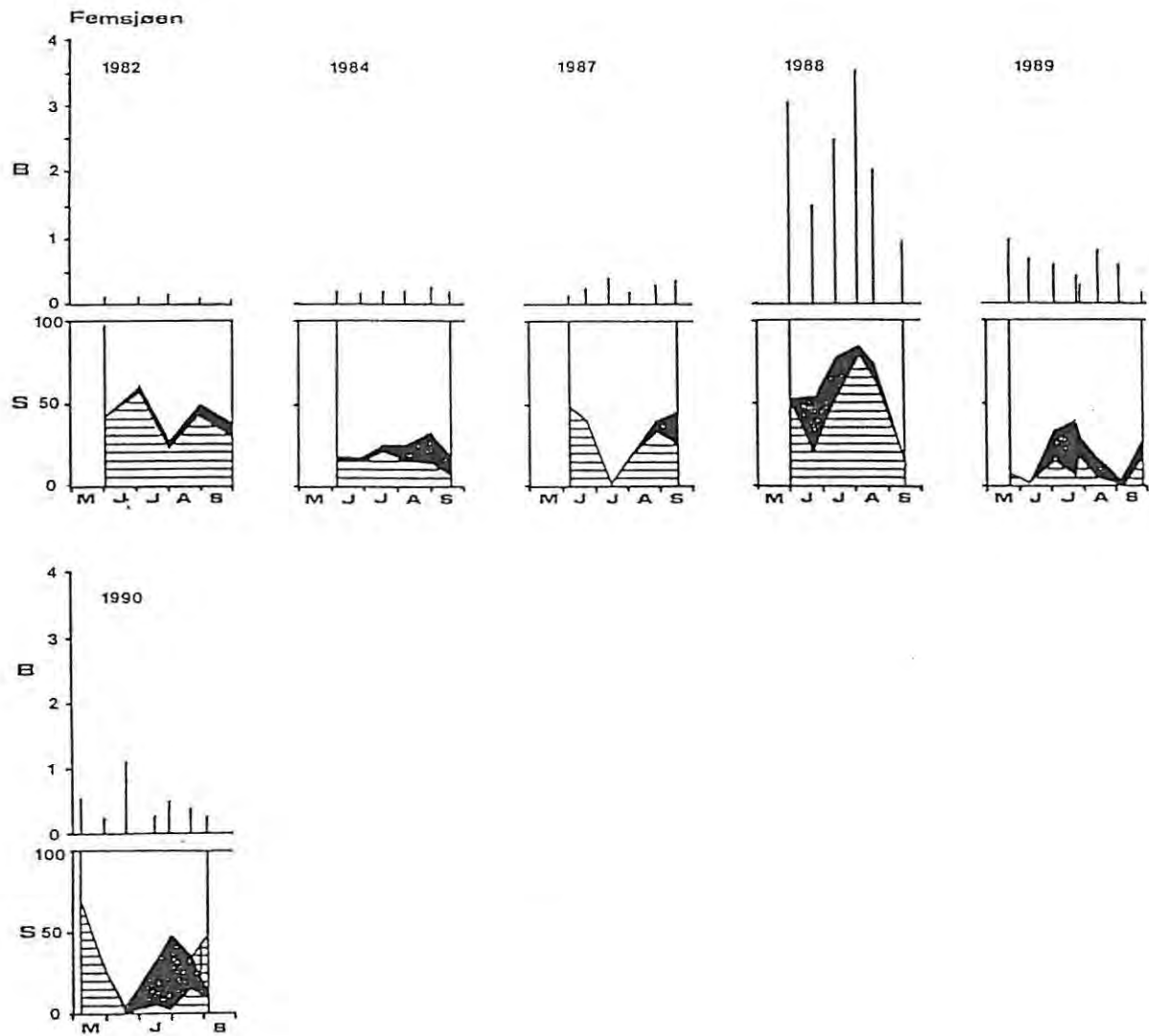
Organisk stoff. Oksygenforholdene

Femsjøen har lavest konsentrasjon av TOC i vannet, ofte 5-6 mg C/l. Dette skyldes i hovedsak vannets humusinnhold. Vannets farge er ofte over 30 mg Pt/l. Det er gode oksygenforhold i vannmassene.

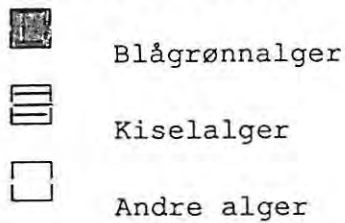
Planktonalger. Algemengde, klorofyll a og algesammensetning

Figur 3.6 viser utviklingen i algemengden (B) og den prosentvise andelen (S) av kiselalger og blågrønnalger i Femsjøen i perioden mai-september 1982-1990.

I Femsjøen, som er mest næringsfattig av de tre innsjøene, var andelen av kiselalger og spesielt blågrønnalger lavere enn i de andre innsjøene. I perioden 1988-1990, og spesielt i 1988, har algemengden vært høyere enn i perioden 1982-1987



Figur 3.6 Utviklingen av algemengde B (i mg våtvekt/l) og den prosentvise andelen S av kiselalger og blågrønnalger i Femsjøen i perioden mai-september 1982-1989.



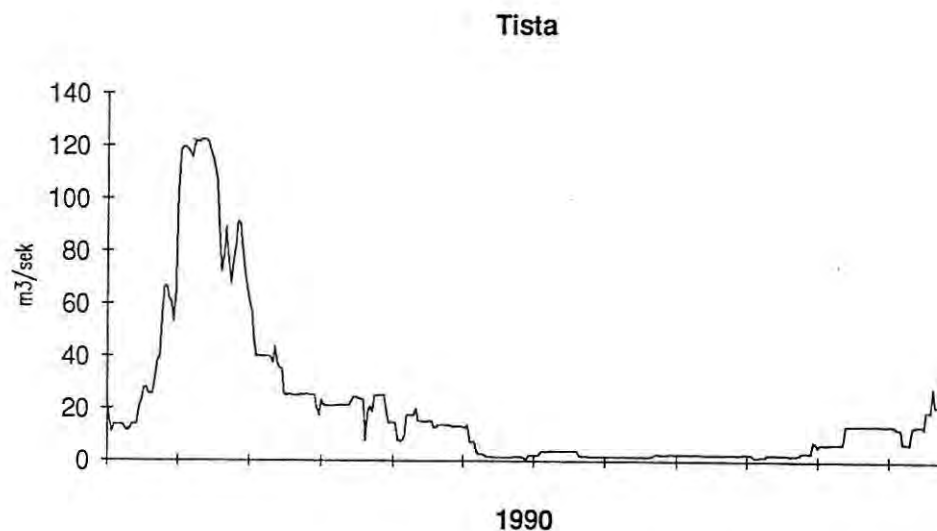
TRANSPORT**TISTA**

Vannkvaliteten på denne stasjonen er svært lik den i Femsjøen. Årsmiddelverdien for TP, TN og SS var henholdsvis 13.2 ug P/l, 809 ug N/l og 2.3 mg SS/l.

Transporten av TP, TN og SS (i tonn/år) er vist i tabell 3.1.

Tabell 3.1 Transporten av total fosfor (TP), total nitrogen (TN) og suspendert stoff (SS) i Tista (utløp Femsjøen) 1990

ÅR	TP tonn P/år	TN tonn N/år	Susp. stoff (SS) tonn tørrstoff/år
1990	8.4	512	1457



Figur 3.7 Daglig vannføring i m³/sek i Tistedalsfoss 1990

4. KONKLUSJONER

Tabell 3.2 viser forurensningsgraden med hensyn til fem forurensningstyper på tre stasjoner i Haldenvassdraget.

Tabell 3.2 Forurensningsgrad i Haldenvassdraget 1990

Lokalitet	Eutrofiering	Organisk belastning	Partikkel belastning
Bjørkelangen	4	4	4
Rødenessjøen	3	3*	3-4
Femsjøen	2	3*	2

*Fordi humus utgjør en betydelig andel av det organiske stoffet kan den angitte forurensningsgrad være noe høy, spesielt i Femsjøen.

Bjørkelangen er sterkt forurenset (klasse 4) med hensyn til både eutrofiering og partikkelpåvirkning. Blågrønnalgen Aphanizomenon flos-aquae danner årvisse oppblomstringer. Materialet antyder at innsjøen er blitt mer eutrof og partikkelpåvirket i perioden 1982-1990.

Rødenessjøen er markert forurenset (klasse 3) med hensyn til eutrofiering og markert til sterkt forurenset (klasse 3-4) med hensyn til partikkelpåvirkning. Innsjøen har blitt noe mer eutrof og partikkelpåvirket i perioden 1982-1989. Innsjøen ovenfor, Skullerudsjøen, hadde masseoppblomstring av blågrønnalgen Anabaena flos-aquae sommeren 1989 og i 1990. Denne algen viste seg å være toksinproduserende i 1989.

Femsjøen er minst forurenset av de tre innsjøene. Innsjøen er moderat næringsrik (klasse 2) og partikkelpåvirket (klasse 2). Innsjøen er blitt mer eutrof og tydelig mer partikkelpåvirket i perioden 1982-1990.

Haldenvassdraget er med andre ord fortsatt i en negativ forurensningsutvikling og må i dag karakteriseres som et av landets mest forurensningspåvirkede, spesielt når vassdragets størrelse tas i betraktning. Selv om det fortsatt gjenstår en del kloakksaneringsarbeider i nedbørfeltet, er det i dag utvilsomt jordbruket som i størst grad bidrar til den uheldige utviklingen (jordtap, næringslekkasje). Det ble i 1989 igangsatt et treårig prosjekt i regi av Landbruksdepartementet som har som formål å redusere bidraget fra landbruket til vassdraget.

Det er videre i regi av Haldenvassdragets Vassdragsforbund utarbeidet sanerings/rehabiliteringsplaner for samtlige tettsteder. Det er behov for en større fremdrift i gjennomføringen av gjenstående oppryddningstiltak på den kommunale sektor. Tiltak for å redusere utslipp fra spredt bebyggelse bør vurderes nærmere.

KYSTOMRÅDER

1. INNLEDNING

Problembeskrivelse

Undersøkelser av 8 stasjoner langs Østfoldkysten i perioden 1985-1986 viste at enkelte kystområder var påvirket av tilførsler av plantenæringsstoffer og suspendert stoff fra land (Miljøvern avdelingen i Østfold, rapport 1/88). Store algeoppblomstringer av kiselalger og dinoflagellaten Prorocentrum minimum ble registrert. Larkollen var forurenset med plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen. Stasjonene Lera, Øra og Hvaler/Ramsøy i Glommaestualet var markert påvirket både av suspendert stoff (hovedsakelig leirpartikler) og plantenæringsstoffer. Stasjonene Skjebergkilen, Ringdalsfjorden og Mossesundet var markert til sterkt forurenset med næringsstoffene fosfor og nitrogen. Biotestforsøk viste at fosfor var det mest vekstbegrensende næringsstoff på de mest ferskvannspåvirkede lokalitetene, mens både fosfor og nitrogen kan være vekstbegrensende i de mer marine områder.

Formålet med undersøkelsen

Det er nødvendig å overvåke de kystnære områdene i Østfold for å:

1. Fastsette forurensningstilstand og påvise utviklingstendenser.
2. Gi grunnlag for vurdering av behov for forurensningsbegrensende tiltak fra tettsteder/byer, industri og landbruk.

I denne rapporten vil det bli foretatt en sammenstilling av resultatene fremkommet i perioden 1985-1990.

2. PRØVETAKINGSSTASJONER

Følgende 8 stasjoner ble tre eller flere ganger undersøkt i perioden 1985-1990 (se figur 1 i Materiale og metoder). Fra og med 1990 inngår disse stasjonene (MOS1, LARK, LERA, ØRA, RAMS, SKJE, SING og RING) i et fast årlig overvåkingsprogram.

Tabell 2.1 Prøvetakingsstasjoner langs Østfoldkysten (+ = undersøkt det angitte år)

KODE	STASJON	År				
		1985	1986	1987	1988	1989 1990
MOS1	- Mossesundet	+		+	+	+
LARK	- Larkollen	+	+	+	+	+
LERA	- Lera	+	+	+	+	+
ØRA1	- Øra	+		+	+	+
RAMS	- Ramsøy/Hvaler	+	+	+		+
SKJE	- Skjebergkilen	+	+	+	+	+
SING	- Singlefjorden			+	+	+
RING	- Ringdalsfjorden	+				+

Det ble tatt prøver tre til sju ganger på enkelte stasjoner i perioden 1985-1990.

3. RESULTATER

VANNKVALITET.

Siktedyp, suspendert stoff, vannets farge og salinitet.

Utviklingen i midlere siktedyp fra 1985 for de 8 hovedstasjonene er vist i tabell 3.1.

Spesielt lave middelerverdier for siktedyp i Glommaestuaret (LERA, ØRA1, RAMS) skyldes hovedsakelig høye konsentrasjoner av leirpartikler, trefiber og jernhydroksyder. I Singlefjordområdet skyldes lave siktedyp i større grad høye konsentrasjoner av planktonalger. Mossesundet (MOS) har også lave siktedypverdier. Bare de mest marine stasjonene (LARK) viste tilfredsstillende siktedypverdier.

Tabell 3.1. Middelerverdier for siktedyp på 8 stasjoner langs Østfoldkysten forskjellige år.

STASJON	Siktedyp (m)					
	1985	1986	1987	1988	1989	1990
MOS1	3.3		2.4			
LARK	8.0	5.3	6.6		7.6	7.3
LERA	2.4	2.9	4.3			
ØRA1	1.1		1.1			
RAMS	1.5	1.7	1.8			
SKJE	2.6	3.4	2.5		3.6	
SING			2.8		3.8	4.2
RING	1.5					

Middelerverdier for salinitet og vannets farge er vist i henholdsvis tabell 3.2 og 3.3.

Lav saltholdighet og høye verdier for vannets farge indikerer stor ferskvannspåvirkning. Spesielt gjelder dette Glommaestuaret (stasjon LERA, ØRA, RAMS) og stasjoner i Singlefjordområdet (stasjon SKJE og RING).

Tabell 3.2. Middelerverdier for vannets salinitet (i ‰) på 8 stasjoner langs Østfoldkysten forskjellige år (0-2 meter).

STASJON	1985	1986	1987	1988	1989	1990
MOS1	10		21			
LARK	19	24	23			24
LERA	14	18	20			
ØRA1	7		6			
RAMS	13	11	9			
SKJE	12	18	17			
SING			16		17	
RING	4					

Tabell 3.3. Middelerverdier for vannets farge (i mg Pt/l) på 8 stasjoner langs Østfoldkysten forskjellige år (0-2 meter).

STASJON	1985	1986	1987	1988	1989	1990
MOS1	16		10			5
LARK	11	8	9			8
LERÄ	22	15	8			
ØRAL	27		23			
RÄMS	25	20	22			
SKJE	41	17	19		12	12
SING			19			
RING	46					

Fosfor og nitrogen.

Tabell 3.4 viser at konsentrasjonene av total fosfor (TP) og total nitrogen (TN) gjennomgående er langt større på stasjonene i Singlefjordområdet enn på referansestasjonen (Larkollen). I Glommaestuaret er også konsentrasjonen av TP og TN høyere enn på Larkollen. Dette skyldes i hovedsak Glommas påvirkning og høye partikkelkonsentrasjoner i dette området. I 1990 var vannkvaliteten relativt bra på alle stasjonene.

Tabell 3.4. Middelerverdier for totalfosfor -TP (i ug P/l) på 8 stasjoner langs Østfoldkysten forskjellige år (0-2 meter).

STASJON	1985	1986	1987	1988	1989	1990
MOS1	19		17			11
LARK	14	14	12			12
LERÄ	15	18	17			
ØRAL	21		13			
RÄMS	16	18	13			
SKJE	22	25	21		13	11
SING			21			
RING	28					

Tabell 3.5. Middelerverdier for totalnitrogen -TN (i ug N/l) på 8 stasjoner langs Østfoldkysten forskjellige år (0-2 meter).

STASJON	1985	1986	1987	1988	1989	1990
MOS1	385		285			223
LARK	260	370	360			230
LERÅ	370	390	385			
ØRÅ	490		455			
RAMS	470	460	430			
SKJE	370	450	480		318	238
SING		450				
RING	740					

Planktonalger. Klorofyll a og algesammensetning

Resultatene i tabell 3.5 viser at konsentrasjonene av klorofyll a kan være langt høyere på stasjonene i Singlefjordområdet. (SKJE, RING) enn på referansestasjonen (LARK). I Glommaestuaret er kl.a-konsentrasjonene gjennomgående lavere. Dette skyldes i hovedsak den høye partikkelpåvirkningen i dette området, noe som bl.a. fører til dårligere lysforhold for algene. Mossesundet kan også ha noe høyere konsentrasjoner av kl.a enn referansestasjonen.

Tabell 3.5. Middelerverdier for klorofyll a (i ug/l) på 8 stasjoner langs Østfoldkysten forskjellige år (0-2 meter).

STASJON	1985	1986	1987	1988	1989	1990
MOS1	4.2		4.3			6.8
LARK	4.0	5.4	5.3			5.2
LERÅ	3.4	4.7	4.8			
ØRÅ	3.2		1.4			
RAMS	2.8	3.6	4.0			
SKJE	20	9.5	4.8		3.5	4.2
SING			3.1			
RING	7.5					

Hovedtrekk i sammensetningen og mengde til de viktigste algegruppene og noen av de viktigste artene er vist i primærtabeller. Nedenfor er det blitt gjort et forsøk på en kort sammenfatning:

MOS1 - Mossesundet. I 1990 var det en relativt stor oppblomstring av kiselalgen Skeletonema costatum i slutten av mai. Denne arten danner ofte masseoppblomstring i næringsrikt brakkvann. I september var det en relativt stor oppblomstring av dinoflagellaten Gyrodinium aureolum.

LARK - Larkollen. På denne stasjonen er det typisk med kiselalgeoppblomstringer som når sitt maksimum i slutten av mai eller begynnelsen av juni. Dette var også tilfelle i 1990. Spesielt for 1990 var oppblomstringen av dinoflagellaten Gyrodinium aureolum. I mai/juni 1988 var det en spesielt stor oppblomstring av Skeletonema costatum, samtidig med den store oppblomstringen av Chrysochromulina polylepis.

LERÅ - Lera. På grunn av sterk partikkelpåvirkning fra Glomma er planktonalgenes mengde ofte mindre enn på Larkollen (LARK). Planteplanktonsamfunnet er periodevis preget av kiselalger, f.eks. Chaetoceros-arter, Skeletonema costatum og brakkvannskiselalgen Cyclotella caspia. Det blir enkelte år f.eks. 1985 og 1986 observert oppblomstringer av dinoflagellater, f.eks. Prorocentrum minimum.

ØRÅ1 - Øra. På grunn av sterk partikkelpåvirkning fra Glomma er planktonalgenes mengde ofte mindre enn på Larkollen (LARK). Planteplanktonsamfunnet er periodevis preget av kiselalger, f.eks. Chaetoceros-arter, Skeletonema costatum og brakkvannskiselalgen Cyclotella caspia. Det ble ikke i perioden 1985-1990 observert større oppblomstringer av dinoflagellater.

RAMS - Ramsøy/Hvaler. På grunn av sterk partikkelpåvirkning fra Glomma er planktonalgenes mengde ofte mindre enn på Larkollen (LARK). Planteplanktonsamfunnet er ofte preget av kiselalger, f.eks. Chaetoceros-arter, Skeletonema costatum og brakkvannskiselalgen Cyclotella caspia. I september 1990 ble det registrert en mindre oppblomstring av kalkflagellaten Emiliania huxleyi. Det blir enkelte år f.eks. 1985 og 1986 observert oppblomstringer av dinoflagellater, f.eks. Prorocentrum minimum.

SKJE - Skjebergkilen. Lokaliteten er enkelte år svært forurenset, f.eks. i 1985, 1989 og spesielt i 1988. I disse årene ble det i august eller september observert masseoppblomstring av dinoflagellaten Prorocentrum minimum. Det kan observeres store oppblomstringer av kiselalger, spesielt i slutten av mai til begynnelsen av juli. De viktigste kiselalgeartene er Chaetoceros spp., Cyclotella caspia, Leptocylindrus danicus og Skeletonema costatum.

SING - Singlefjorden. Denne stasjonen er mindre påvirket enn Skjebergkilen, men har ofte kraftige kiselalgeoppblomstringer i perioden fra midten av mai til begynnelsen av juli. Spesielt danner Skeletonema costatum store biomassemaksima. Dinoflagellaten Prorocentrum minimum danner ofte mer eller mindre kraftige oppblomstringer. I begynnelsen av august 1990 var dinoflagellaten Gyrodinium aureolum dominant.

RING - Ringdalsfjorden. Også Ringdalsfjorden har ofte relativt store oppblomstringer av dinoflagellater i august, spesielt Prorocentrum minimum. Også kiselalgene (spesielt Chaetoceros spp. og brakkvannsarten Cyclotella caspia) kan være dominante. Skeletonema costatum ser ikke ut til å trives på denne lokaliteten.

Flere data om planktonalgesituasjonen i 1990 finnes i rapporten "Overvåking av planktonalger i ytre Oslofjord og indre Skagerrak 1990" (Miljøvern avdelingen i Østfold, rapport 1/1991).

4. KONKLUSJONER

8 stasjoner i ytre Oslofjord blir overvåket utenfor Østfold. I 1990 var vannkvaliteten gjennomgående god sammenliknet med tidligere år.

Forurensningsgraden med hensyn til virkningstypene eutrofiering (virkning av plantenæringsstoffer) og partikkelpåvirkning kan anslås som vist i tabell 4.1.

Tabell 4.1 Forurensningsgraden på de undersøkte lokaliteter med hensyn til virkningstypene eutrofiering og partikkelpåvirkning.

KODE	STASJON	EUTROFIERING	PARTIKKELPÅVIRKNING
MOS1	- Mossesundet	3	2
LARK	- Larkollen	2 (3)	1
LERE	- Lera	3	4
ØRA1	- Øra	3	4
RAMS	- Ramsøy/Hvaler	3	4
SKJE	- Skjebergkilen	2-4	1
SING	- Singlefjorden	3-4	1
RING	- Ringdalsfjorden	4	2

Rap. 8/91

PRIMÆRTABELLER

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Far	Toc	Kla	Alge	Ss	Glødr	Glødt	Sikt	Innsjøfarg
900507	BJØ1	BJØRKELANGEN	0,4	63	8,8	4,2	3,2	19,5	15,6	3,9	0,40	GUL
900507	BJØ1	BJØRKELANGEN	8,0	80	10,0	1,5	0,0	17,6	14,6	3,0	0,00	
900507	BJØ1	BJØRKELANGEN	11,0	87	8,1	1,3	0,0	25,6	22,6	3,0	0,00	
900529	BJØ1	BJØRKELANGEN	0,4	62	8,3	9,6	4,6	11,6	8,2	3,4	0,50	GUL
900529	BJØ1	BJØRKELANGEN	8,0	68	8,5	4,7	0,0	12,8	10,4	2,4	0,00	
900529	BJØ1	BJØRKELANGEN	11,0	60	7,9	4,0	0,0	15,0	12,6	2,4	0,00	
900618	BJØ1	BJØRKELANGEN	0,4	42	8,2	15,2	6,3	10,4	5,6	4,8	0,60	GUL
900618	BJØ1	BJØRKELANGEN	8,0	59	8,9	4,7	0,0	22,6	18,7	3,9	0,00	
900618	BJØ1	BJØRKELANGEN	11,0	64	9,3	10,1	0,0	48,0	42,5	5,5	0,00	
900717	BJØ1	BJØRKELANGEN	0,4	51	7,1	10,2	4,9	8,4	5,3	3,1	1,00	GUL
900717	BJØ1	BJØRKELANGEN	8,0	53	7,6	9,4	0,0	9,4	7,2	2,2	0,00	
900717	BJØ1	BJØRKELANGEN	11,0	58	10,1	12,4	0,0	37,5	33,3	4,2	0,00	
900730	BJØ1	BJØRKELANGEN	0,4	41	7,1	13,9	4,6	7,1	4,3	2,8	1,20	GUL
900730	BJØ1	BJØRKELANGEN	8,0	51	8,3	5,8	0,0	13,6	10,4	3,2	0,00	
900730	BJØ1	BJØRKELANGEN	11,0	55	8,4	3,1	0,0	18,0	15,0	3,0	0,00	
900820	BJØ1	BJØRKELANGEN	0,4	40	7,0	5,6	1,2	8,9	6,6	2,3	1,00	BRUN/GUL
900820	BJØ1	BJØRKELANGEN	8,0	43	7,6	2,4	0,0	10,3	8,9	1,4	0,00	
900820	BJØ1	BJØRKELANGEN	11,0	51	7,8	3,3	0,0	23,6	19,4	4,2	0,00	
900918	BJØ1	BJØRKELANGEN	0,4	43	7,6	6,6	1,0	9,6	7,0	2,6	1,30	BRUN/GUL
900918	BJØ1	BJØRKELANGEN	8,0	43	7,6	5,1	0,0	11,0	9,8	1,2	0,00	
900918	BJØ1	BJØRKELANGEN	11,0	40	8,2	10,6	0,0	38,4	32,0	6,4	0,00	

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Lrp	Tlp	TotP	Nh4	No3	TotN	Si
900507	BJØ1	BJØRKELANGEN	0,4	6,0	0,0	48,0	10	770	1270	2190
900507	BJØ1	BJØRKELANGEN	8,0	7,4	0,0	47,9	17	970	1360	2370
900507	BJØ1	BJØRKELANGEN	11,0	13,1	0,0	56,4	10	1010	1410	2370
900529	BJØ1	BJØRKELANGEN	0,4	3,1	0,0	33,2	26	740	1350	1890
900529	BJØ1	BJØRKELANGEN	8,0	7,4	0,0	42,5	34	850	1220	2030
900529	BJØ1	BJØRKELANGEN	11,0	6,2	0,0	50,5	50	840	1270	2060
900618	BJØ1	BJØRKELANGEN	0,4	3,5	0,0	38,4	13	750	1110	1470
900618	BJØ1	BJØRKELANGEN	8,0	5,0	0,0	52,0	85	850	1500	2000
900618	BJØ1	BJØRKELANGEN	11,0	9,4	0,0	71,3	95	850	1460	2060
900717	BJØ1	BJØRKELANGEN	0,4	4,0	0,0	34,4	10	640	1190	1450
900717	BJØ1	BJØRKELANGEN	8,0	5,0	0,0	50,8	10	680	1150	1480
900717	BJØ1	BJØRKELANGEN	11,0	11,0	0,0	164,0	41	690	1360	1590
900730	BJØ1	BJØRKELANGEN	0,4	3,7	0,0	27,1	10	590	1130	1230
900730	BJØ1	BJØRKELANGEN	8,0	5,0	0,0	43,0	72	640	1290	1370
900730	BJØ1	BJØRKELANGEN	11,0	8,4	0,0	54,7	110	640	1250	1420
900820	BJØ1	BJØRKELANGEN	0,4	5,3	0,0	28,2	84	490	970	1040
900820	BJØ1	BJØRKELANGEN	8,0	9,2	0,0	40,0	102	490	1070	1130
900820	BJØ1	BJØRKELANGEN	11,0	12,9	0,0	58,4	140	450	1020	1170
900918	BJØ1	BJØRKELANGEN	0,4	5,2	0,0	27,5	56	510	850	590
900918	BJØ1	BJØRKELANGEN	8,0	5,9	0,0	34,2	57	430	860	600
900918	BJØ1	BJØRKELANGEN	11,0	5,2	0,0	47,0	72	410	930	600

BJØRKELANGEN 1990.

KLASSER/ARTER 7.5 29.5 18.6 18.7 30.7 20.8 18.9

BLÅGRØNNALGER

Aphanothece clathrata			0.40	0.20			
Limnothrix sp.			+	0.94	2.32		
Microcystis sp.						0.48	
Anabaena flos-aquae			+	0.10	0.05		
Anabaena solitaria					0.20		
Aphanizomenon flos-aquae			2.50	1.88	1.49	+	0.20

BLÅGRØNNALGER TOTALT 2.90 3.12 4.06 0.48 0.20

KISELALGER

Asterionella formosa						0.05	
Synedra cf. acus			0.07	+	0.06		
Melosira sp.	2.15	2.84	0.64	+		0.23	0.56

KISELALGER TOTALT 2.15 2.91 0.64 0.06 0.05 0.23 0.56

ANDRE 1.07 1.70 2.78 1.68 0.49 0.48 0.19

TOTAL ALGEBIOMASSE 3.22 4.61 6.32 4.86 4.60 1.19 0.95

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Far	Toc	Kla	Alge	Ss	Glødr	Glødt	Sikt	Innsjøfarg
900329	FEM1	FEMSJØEN	0,9		6,9	0,6	0,0	2,9	2,1	0,8	1,75	BRUN/GUL
900508	FEM1	FEMSJØEN	0,9	37	6,4	1,3	0,5	2,8	1,8	1,0	1,70	GUL
900530	FEM1	FEMSJØEN	0,9	35	6,5	1,3	0,3	2,3	1,1	1,2	2,20	BRUN/GUL
900619	FEM1	FEMSJØEN	0,9	30	6,1	3,0	1,1	2,2	0,6	1,6	2,90	BRUN/GUL
900718	FEM1	FEMSJØEN	0,9	21	5,1	3,9	0,3	2,1	0,6	1,5	3,30	BRUN/GUL
900731	FEM1	FEMSJØEN	0,9	28	5,7	2,7	0,5	1,8	0,7	1,1	3,20	BRUN/GUL
900821	FEM1	FEMSJØEN	0,9	20	5,9	2,0	0,4	1,6	0,9	0,7	4,40	GUL/BRUN
900907	FEM1	FEMSJØEN	0,9	20	6,3	3,0	0,2	1,3	0,2	1,1	4,00	BRUN/GUL

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Lrp	Tlp	TotP	Nh4	No3	TotN	Si
900329	FEM1	FEMSJØEN	0,9	0,0	0,0	13,4			850	
900508	FEM1	FEMSJØEN	0,9	1,5	3,2	11,4	10	560	820	1390
900530	FEM1	FEMSJØEN	0,9	2,5	5,8	10,2	10	600	810	1360
900619	FEM1	FEMSJØEN	0,9	2,2	4,4	14,6	14	580	790	1330
900718	FEM1	FEMSJØEN	0,9	2,3	6,1	11,8	10	530	760	1270
900731	FEM1	FEMSJØEN	0,9	2,1	5,9	10,7	10	540	840	990
900821	FEM1	FEMSJØEN	0,9	2,2	4,9	10,1	22	770	770	1020
900907	FEM1	FEMSJØEN	0,9	2,3	5,3	6,7	10	760	760	1200

FEMSJØEN 1990

KLASSER/ARTER	8.5	30.5	19.6	16.7	31.7	21.8	6.9
<hr/>							
BLÅGRØNNALGER							
Synechococcus sp.			0.40				
Aphanothece clathrata				0.08	0.16	0.03	
Gomphoshaeria naegeliana					0.07	0.06	0.01
Aphanizomenon flos-aquae						+	
<hr/>							
BLÅGRØNNALGER TOTALT			0.40	0.08	0.23	0.09	0.01
<hr/>							
KISELALGER							
Cyclotella (d> 10um)						0.01	0.02
Rhizosolenia spp.				0.01	0.01		
Asterionella formosa	0.05	0.02					
Tabellaria fenestrata	0.01					0.03	
Synedra cf. acus		0.02					
Melosira sp.	0.32	+				0.03	
<hr/>							
KISELALGER TOTALT	0.38	0.04		0.01	0.01	0.07	0.02
<hr/>							
GONYOSTOMUM SEMEN							0.08
<hr/>							
ANDRE	0.15	0.22	0.72	0.19	0.26	0.27	0.12
<hr/>							
TOTAL ALGEBIOMASSE	0.53	0.26	1.12	0.28	0.50	0.43	0.23
<hr/>							

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Far	Toc	Kla	Alge	Ss	Glødr	Glødt	Sikt	Innsjøfarg
900208	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	44	7,0	0,0	0,0	3,1	2,4	0,7	0,00	
900315	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	46	7,0	0,0	0,0	6,0	4,8	1,2	0,00	
900329	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	44	6,8	0,0	0,0	3,0	2,2	0,8	0,00	
900503	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	39	6,8	0,0	0,0	2,8	1,7	1,1	0,00	
900508	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	39	6,9	0,0	0,0	2,8	1,7	1,1	0,00	
900516	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	36	6,9	0,0	0,0	2,1	1,4	0,7	0,00	
900530	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	31	6,6	0,0	0,0	2,4	1,4	1,0	0,00	
900611	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	27	6,4	0,0	0,0	2,4	1,2	1,2	0,00	
900619	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	35	6,7	0,0	0,0	2,8	1,4	1,4	0,00	
900629	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	39	6,0	0,0	0,0	2,6	1,4	1,2	0,00	
900713	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	33	6,0	0,0	0,0	1,8	0,8	1,0	0,00	
900718	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	27	5,9	0,0	0,0	3,0	1,3	1,7	0,00	
900731	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	29	7,2	0,0	0,0	2,2	1,1	1,1	0,00	
900815	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	30	5,8	0,0	0,0	2,9	0,6	2,3	0,00	
900821	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	27	6,3	0,0	0,0	3,3	1,9	1,4	0,00	
900907	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	20	6,1	0,0	0,0	2,3	1,0	1,3	0,00	
900924	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	25	6,2	0,0	0,0	1,8	0,8	1,0	0,00	
901003	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	35	6,2	0,0	0,0	1,1	0,3	0,8	0,00	
901010	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	30	5,9	0,0	0,0	1,7	0,5	1,2	0,00	
901016	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	28	6,7	0,0	0,0	1,2	0,3	0,9	0,00	
901023	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	29	5,8	0,0	0,0	1,5	0,8	0,7	0,00	
901101	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	31	6,2	0,0	0,0	1,4	0,7	0,7	0,00	
901114	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	29	6,3	0,0	0,0	1,8	0,4	1,4	0,00	
901122	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	31	5,4	0,0	0,0	1,0	0,1	0,9	0,00	
901212	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	28	5,3	0,0	0,0	1,2	0,2	1,0	0,00	
901227	FEMU	UTLØP FEMSJØEN	0,0	31	5,8	0,0	0,0	1,6	0,5	1,1	0,00	

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Far	Toc	Kla	Alge	Ss	Glødr	Glødt	Sikt	Innsjøfarg
900110	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	18	4,2	0,0	0,0	3,3	2,5	0,8	0,00	
900115	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	26	4,0	0,0	0,0	14,8	13,3	1,5	0,00	
900116	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	63	6,9	0,0	0,0	440,0	398,0	42,0	0,00	
900117	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	60	5,2	0,0	0,0	101,0	91,2	9,8	0,00	
900118	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	44	5,6	0,0	0,0	72,9	66,7	6,2	0,00	
900119	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	42	5,0	0,0	0,0	36,6	33,5	3,1	0,00	
900122	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	40	4,1	0,0	0,0	14,7	13,3	1,4	0,00	
900123	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	47	4,7	0,0	0,0	26,4	24,0	2,4	0,00	
900124	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	59	6,6	0,0	0,0	316,0	300,0	16,0	0,00	
900125	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	86	8,4	0,0	0,0	426,0	396,0	30,0	0,00	
900126	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	51	5,5	0,0	0,0	113,0	103,0	10,0	0,00	
900129	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	39	5,0	0,0	0,0	13,4	12,5	0,9	0,00	
900131	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	41	5,6	0,0	0,0	18,6	16,3	2,3	0,00	
900201	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	70	7,8	0,0	0,0	435,0	397,0	38,0	0,00	
900202	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	75	9,6	0,0	0,0	428,0	393,0	35,0	0,00	
900203	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	52	5,6	0,0	0,0	120,0	111,0	9,0	0,00	
900204	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	55	6,0	0,0	0,0	69,6	63,0	6,6	0,00	
900205	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	51	5,4	0,0	0,0	78,3	71,9	6,4	0,00	
900208	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	80	6,1	0,0	0,0	181,0	169,0	12,0	0,00	
900209	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	83	9,9	0,0	0,0	155,0	144,0	11,0	0,00	
900210	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	40	5,4	0,0	0,0	87,8	82,2	5,6	0,00	
900211	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	40	5,5	0,0	0,0	73,6	67,1	6,5	0,00	
900212	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	39	5,3	0,0	0,0	98,1	91,9	6,2	0,00	
900213	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	36	5,5	0,0	0,0	84,2	75,8	8,4	0,00	
900214	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	38	5,4	0,0	0,0	73,0	67,0	6,0	0,00	
900215	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	42	5,7	0,0	0,0	70,4	65,4	5,0	0,00	
900217	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	42	6,4	0,0	0,0	39,1	36,4	2,7	0,00	
900219	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	43	6,0	0,0	0,0	27,4	24,7	2,7	0,00	
900221	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	49	5,2	0,0	0,0	119,0	111,0	8,0	0,00	
900222	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	51	5,9	0,0	0,0	69,6	63,2	6,4	0,00	
900224	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	44	5,8	0,0	0,0	44,8	41,6	3,2	0,00	
900226	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	44	6,2	0,0	0,0	103,0	93,7	9,3	0,00	
900228	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	43	5,6	0,0	0,0	64,6	59,2	5,4	0,00	
900302	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	43	5,6	0,0	0,0	37,9	34,3	3,6	0,00	
900305	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	41	5,1	0,0	0,0	36,3	33,8	2,5	0,00	
900308	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	38	4,8	0,0	0,0	42,0	38,0	4,0	0,00	
900311	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	42	5,5	0,0	0,0	36,4	32,0	4,4	0,00	
900314	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	40	5,1	0,0	0,0	23,5	19,3	4,2	0,00	
900321	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	40	5,1	0,0	0,0	23,5	19,3	4,2	0,00	
900324	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	34	3,1	0,0	0,0	21,0	18,8	2,2	0,00	
900404	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	39	5,0	0,0	0,0	13,8	12,2	1,6	0,00	
900416	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	34	5,2	0,0	0,0	9,0	7,3	1,7	0,00	
900426	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	26	3,6	0,0	0,0	6,4	5,5	0,9	0,00	
900503	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	35	5,5	0,0	0,0	6,0	4,0	2,0	0,00	

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Lrp	Tlp	TotP	Nh4	No3	TotN	Si
900110	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	26,5			570	
900115	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	41,9			650	
900116	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	286,0			1240	
900117	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	131,0			1030	
900118	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	107,0			870	
900119	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	70,8			990	
900122	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	45,7			730	
900123	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	56,8			790	
900124	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	385,0			1290	
900125	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	394,0			1340	
900126	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	204,0			950	
900129	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	45,7			630	
900131	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	58,2			1240	
900201	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	294,0			1380	
900202	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	272,0			1380	
900203	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	180,0			1000	
900204	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	114,0			980	
900205	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	102,0			740	
900208	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	167,0			1100	
900209	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	164,0			1020	
900210	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	103,0			780	
900211	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	87,2			740	
900212	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	109,0			790	
900213	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	102,0			740	
900214	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	94,1			800	
900215	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	85,9			790	
900217	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	54,1			680	
900219	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	42,5			620	
900221	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	125,0			1020	
900222	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	85,2			1000	
900224	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	58,6			740	
900226	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	120,0			960	
900228	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	84,1			940	
900302	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	52,0			720	
900305	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	49,2			680	
900308	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	51,5			680	
900311	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	44,3			690	
900314	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	33,8			690	
900321	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	33,8			690	
900324	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	38,2			690	
900404	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	35,6			680	
900416	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	15,0			600	
900426	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	12,8			590	
900503	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	12,0			600	

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Far	Toc	Kla	Alge	Ss	Glødr	Glødt	Sikt	Innsjøfarg
900508	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	35	5,6	0,0	0,0	8,8	7,4	1,4	0,00	
900516	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	24	4,7	0,0	0,0	5,9	5,1	0,8	0,00	
900525	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	27	4,5	0,0	0,0	4,1	3,1	1,0	0,00	
900601	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	23	3,8	0,0	0,0	2,6	0,8	1,8	0,00	
900606	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	16	3,3	0,0	0,0	3,0	1,6	1,4	0,00	
900615	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	15	3,8	0,0	0,0	2,8	1,4	1,4	0,00	
900619	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	12	3,8	0,0	0,0	3,8	2,4	1,4	0,00	
900627	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	17	3,9	0,0	0,0	4,5	3,5	1,0	0,00	
900704	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	17	4,0	0,0	0,0	4,3	3,4	0,9	0,00	
900713	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	17	3,8	0,0	0,0	5,5	4,3	1,2	0,00	
900718	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	22	4,8	0,0	0,0	5,7	3,1	2,6	0,00	
900802	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	12	3,0	0,0	0,0	3,7	2,4	1,3	0,00	
900812	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	12	2,5	0,0	0,0	3,1	1,7	1,4	0,00	
900824	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	11	1,3	0,0	0,0	3,4	2,4	1,0	0,00	
900904	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	14	3,6	0,0	0,0	2,9	2,1	0,8	0,00	
900907	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	12	1,5	0,0	0,0	4,0	2,6	1,4	0,00	
900912	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	11	1,7	0,0	0,0	4,0	2,2	1,8	0,00	
900924	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	15	1,6	0,0	0,0	1,9	1,1	0,8	0,00	
900926	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	17	2,1	0,0	0,0	2,6	1,7	0,9	0,00	
901003	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	23	3,2	0,0	0,0	1,7	0,7	1,0	0,00	
901005	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	25	3,6	0,0	0,0	2,1	1,1	1,0	0,00	
901010	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	18	3,7	0,0	0,0	6,0	4,7	1,3	0,00	
901016	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	16	4,4	0,0	0,0	2,1	1,2	0,9	0,00	
901023	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	17	2,0	0,0	0,0	1,6	0,8	0,8	0,00	
901101	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	27	4,4	0,0	0,0	7,2	5,8	1,4	0,00	
901109	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	18	2,4	0,0	0,0	2,0	1,2	0,8	0,00	
901113	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	20	2,9	0,0	0,0	3,0	2,3	0,7	0,00	
901115	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	22	3,5	0,0	0,0	4,1	2,8	1,3	0,00	
901122	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	17	3,5	0,0	0,0	3,1	2,2	0,9	0,00	
901129	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	28	3,7	0,0	0,0	2,9	2,1	0,8	0,00	
901206	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	23	2,8	0,0	0,0	1,7	0,9	0,8	0,00	
901212	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	20	3,5	0,0	0,0	1,6	0,8	0,8	0,00	
901220	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	20	2,4	0,0	0,0	1,7	0,5	1,2	0,00	
901227	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	26	4,9	0,0	0,0	17,1	14,1	3,0	0,00	

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Lrp	Tlp	TotP	Nh4	No3	TotN	Si
900508	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	13,9			440	
900516	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	10,6			540	
900525	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	8,2			470	
900601	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	8,0			380	
900606	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	9,5			360	
900615	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	9,4			400	
900619	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	11,4			420	
900627	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	13,2			410	
900704	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	12,0			390	
900713	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	13,0			380	
900718	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	9,5			320	
900802	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	11,3			300	
900812	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	7,6			340	
900824	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	7,6			370	
900904	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	8,5			320	
900907	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	5,5			310	
900912	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	6,6			310	
900924	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	8,2			330	
900926	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	12,2			370	
901003	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	9,4			350	
901005	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	13,0			350	
901010	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	13,1			420	
901016	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	8,0			400	
901023	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	9,6			350	
901101	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	15,2			750	
901109	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	5,2			420	
901113	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	6,0			510	
901115	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	5,8			470	
901122	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	10,9			490	
901129	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	10,1			520	
901206	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	8,5			460	
901212	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	7,6			520	
901220	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	5,8			620	
901227	GLOU	UTLØP SARPSFOSSEN	0,0	0,0	0,0	27,0			1180	

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Far	Toc	Kla	Alge	Ss	Glødr	Glødt	Sikt	Innsjøfarg
900115	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	92	18,0	0,0	0,0	944,0	860,0	84,0	0,00	
900116	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	155	24,0	0,0	0,0	505,0	355,0	150,0	0,00	
900117	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	68	7,8	0,0	0,0	722,0	63,9	658,1	0,00	
900118	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	83	10,0	0,0	0,0	276,0	255,0	21,0	0,00	
900119	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	74	9,8	0,0	0,0	76,8	67,4	9,4	0,00	
900122	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	49	6,6	0,0	0,0	28,8	25,6	3,2	0,00	
900123	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	167	22,0	0,0	0,0	210,0	130,0	80,0	0,00	
900124	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	167	22,0	0,0	0,0	240,0	170,0	70,0	0,00	
900125	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	67	9,0	0,0	0,0	109,0	99,6	9,4	0,00	
900126	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	40	6,9	0,0	0,0	47,8	44,2	3,6	0,00	
900129	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	41	6,8	0,0	0,0	52,6	49,3	3,3	0,00	
900130	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	43	7,2	0,0	0,0	37,4	34,0	3,4	0,00	
900131	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	57	10,0	0,0	0,0	427,0	396,0	31,0	0,00	
900201	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	91	23,0	0,0	0,0	380,0	270,0	110,0	0,00	
900202	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	72	10,0	0,0	0,0	82,4	74,4	8,0	0,00	
900203	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0		8,4	0,0	0,0	90,0	83,8	6,2	0,00	
900204	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	70	8,3	0,0	0,0	107,0	97,6	9,4	0,00	
900205	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	61	9,1	0,0	0,0	83,6	76,4	7,2	0,00	
900207	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	50	16,0	0,0	0,0	30,9	27,6	3,3	0,00	
900208	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	109	13,0	0,0	0,0	260,0	240,0	20,0	0,00	
900209	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	61	8,4	0,0	0,0	45,8	41,6	4,2	0,00	
900212	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	49	12,0	0,0	0,0	28,8	25,4	3,4	0,00	
900213	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	47	7,5	0,0	0,0	37,9	31,7	6,2	0,00	
900214	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	55	7,9	0,0	0,0	44,5	39,7	4,8	0,00	
900216	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	54	7,0	0,0	0,0	19,0	16,1	2,9	0,00	
900219	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	54	7,6	0,0	0,0	66,0	60,4	5,6	0,00	
900220	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	61	8,7	0,0	0,0	169,0	153,0	16,0	0,00	
900221	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	58	7,8	0,0	0,0	40,0	33,5	6,5	0,00	
900223	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	50	7,2	0,0	0,0	25,5	22,5	3,0	0,00	
900226	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	60	8,2	0,0	0,0	123,0	111,0	12,0	0,00	
900227	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	63	9,7	0,0	0,0	257,0	237,0	20,0	0,00	
900228	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	48	7,8	0,0	0,0	30,0	27,0	3,0	0,00	
900302	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	44	7,8	0,0	0,0	18,6	16,2	2,4	0,00	
900305	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	44	7,4	0,0	0,0	16,7	14,6	2,1	0,00	
900308	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	45	7,4	0,0	0,0	13,8	11,8	2,0	0,00	
900315	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	51	7,1	0,0	0,0	24,8	22,0	2,8	0,00	
900321	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	43	7,2	0,0	0,0	13,2	11,4	1,8	0,00	
900327	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	44	6,3	0,0	0,0	11,0	8,9	2,1	0,00	
900403	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	43	6,9	0,0	0,0	28,5	24,7	3,8	0,00	
900404	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	68	8,5	0,0	0,0	60,5	54,0	6,5	0,00	
900418	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	35	7,5	0,0	0,0	65,0	57,1	7,9	0,00	
900425	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	39	6,3	0,0	0,0	6,7	5,4	1,3	0,00	
900427	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	36	6,0	0,0	0,0	7,4	6,1	1,3	0,00	
900504	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	42	6,0	0,0	0,0	8,4	5,8	2,6	0,00	

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Lrp	Tlp	TotP	Nh4	No3	TotN	Si
900115	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	660,0			4100	
900116	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	815,0			4650	
900117	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	160,0			2290	
900118	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	340,0			2650	
900119	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	210,0			2500	
900122	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	91,2			1660	
900123	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	985,0			4050	
900124	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	1100,0			3250	
900125	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	180,0			1660	
900126	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	94,2			1290	
900129	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	92,6			1190	
900130	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	81,8			1240	
900131	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	460,0			2750	
900201	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	1070,0			3350	
900202	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	280,0			1840	
900203	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	210,0			1540	
900204	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	155,0			3180	
900205	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	121,0			1500	
900207	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	105,0			1850	
900208	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	305,0			1990	
900209	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	76,8			2500	
900212	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	61,2			1660	
900213	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	70,8			3050	
900214	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	86,0			3000	
900216	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	46,4			2050	
900219	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	145,0			1620	
900220	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	200,0			3000	
900221	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	75,8			2050	
900223	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	50,6			1620	
900226	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	143,0			2250	
900227	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	270,0			2840	
900228	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	56,6			1620	
900302	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	38,6			1190	
900305	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	35,0			1050	
900308	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	31,4			1120	
900315	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	35,0			1260	
900321	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	35,0			1440	
900327	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	27,6			1070	
900403	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	65,9			1490	
900404	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	112,0			2840	
900418	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	94,0			4620	
900425	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	38,3			1360	
900427	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	39,4			1180	
900504	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	38,4			1020	

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Far	Toc	Kla	Alge	Ss	Glødr	Glødt	Sikt	Innsjøfarg
900514	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	35	6,0	0,0	0,0	9,0	7,0	2,0	0,00	
900521	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	30	6,4	0,0	0,0	8,4	5,9	2,5	0,00	
900529	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	22	6,5	0,0	0,0	5,6	3,3	2,3	0,00	
900607	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	25	5,7	0,0	0,0	4,1	2,2	1,9	0,00	
900612	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	21	6,5	0,0	0,0	4,7	2,1	2,6	0,00	
900619	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	21	6,5	0,0	0,0	4,7	2,0	2,7	0,00	
900622	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	20	6,1	0,0	0,0	6,0	3,2	2,8	0,00	
900626	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	38	6,2	0,0	0,0	22,9	18,4	4,5	0,00	
900703	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	45	7,9	0,0	0,0	22,6	19,1	3,5	0,00	
900710	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	69	11,0	0,0	0,0	81,2	74,4	6,8	0,00	
900716	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	48	7,1	0,0	0,0	14,9	9,2	5,7	0,00	
900724	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	29	6,3	0,0	0,0	6,9	4,3	2,6	0,00	
900731	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	25	6,6	0,0	0,0	5,0	2,4	2,6	0,00	
900806	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	20	6,1	0,0	0,0	4,6	2,0	2,6	0,00	
900812	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	25	6,0	0,0	0,0	4,6	1,6	3,0	0,00	
900816	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	22	6,0	0,0	0,0	5,2	2,6	2,6	0,00	
900827	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	56	6,7	0,0	0,0	18,4	16,0	2,4	0,00	
900903	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	40	7,2	0,0	0,0	10,6	7,6	3,0	0,00	
900912	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	54	9,0	0,0	0,0	10,8	8,8	2,0	0,00	
900918	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	56	9,4	0,0	0,0	11,0	8,2	2,8	0,00	
900927	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	37	8,1	0,0	0,0	7,1	5,4	1,7	0,00	
901003	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	35	8,4	0,0	0,0	4,5	3,2	1,3	0,00	
901016	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	33	7,1	0,0	0,0	5,6	4,3	1,3	0,00	
901023	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	25	8,0	0,0	0,0	4,0	2,8	1,2	0,00	
901031	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	71	10,0	0,0	0,0	122,0	108,0	14,0	0,00	
901102	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	39	8,1	0,0	0,0	12,1	10,1	2,0	0,00	
901109	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	25	6,4	0,0	0,0	7,2	6,2	1,0	0,00	
901115	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	74	9,8	0,0	0,0	105,0	86,0	19,0	0,00	
901116	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	66	9,3	0,0	0,0	67,0	51,0	16,0	0,00	
901122	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	33	8,6	0,0	0,0	5,5	4,3	1,2	0,00	
901206	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	30	5,1	0,0	0,0	4,5	3,2	1,3	0,00	
901212	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	28	5,5	0,0	0,0	4,2	2,8	1,4	0,00	
901221	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	36	6,7	0,0	0,0	4,2	2,7	1,5	0,00	
901227	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	60	11,0	0,0	0,0	26,7	24,0	2,7	0,00	

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Lrp	Tlp	TotP	Nh4	No3	TotN	Si
900514	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	31,5			860	
900521	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	32,8			860	
900529	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	27,6			840	
900607	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	28,1			890	
900612	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	30,1			1100	
900619	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	30,4			1090	
900622	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	34,4			830	
900626	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	70,2			1640	
900703	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	79,9			2380	
900710	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	140,0			2930	
900716	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	57,5			1430	
900724	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	46,0			820	
900731	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	22,9			700	
900806	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	28,7			580	
900812	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	35,6			560	
900816	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	21,5			570	
900827	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	77,0			2660	
900903	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	40,7			1390	
900912	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	71,7			1580	
900918	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	83,0			3130	
900927	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	382,0			1710	
901003	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	34,3			1050	
901016	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	18,4			1210	
901023	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	23,9			1000	
901031	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	237,0			5300	
901102	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	30,8			2170	
901109	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	22,9			1210	
901115	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	101,0			4700	
901116	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	74,8			4560	
901122	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	23,3			1240	
901206	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	23,0			1150	
901212	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	35,6			1070	
901221	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	23,8			1140	
901227	HOBK	HOBØLELVA V/KURE	0,0	0,0	0,0	165,0			3370	

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Far	Toc	Kla	Alge	Ss	Glødr	Glødt	Sikt	Innsjøfarg
900329	RØD1	RØDENESSJØEN	0,9		7,4	0,8	0,0	18,6	16,6	2,0	0,25	GRÅ
900507	RØD1	RØDENESSJØEN	0,9	60	7,0	0,8	0,1	8,7	7,4	1,3	0,45	BRUN/GUL
900529	RØD1	RØDENESSJØEN	0,9	51	6,8	2,3	0,6	5,8	4,7	1,1	0,70	GUL/BRUN
900619	RØD1	RØDENESSJØEN	0,9	53	6,7	4,4	0,6	6,9	5,0	1,9	1,20	BRUN
900717	RØD1	RØDENESSJØEN	0,9	44	6,2	3,6	0,3	4,3	3,2	1,1	1,40	GUL/BRUN
900730	RØD1	RØDENESSJØEN	0,9	42	7,4	5,3	0,6	3,9	2,4	1,5	1,70	GUL/BRUN
900820	RØD1	RØDENESSJØEN	0,9	38	6,7	3,9	0,7	4,0	2,9	1,1	1,70	BRUN/GUL
900918	RØD1	RØDENESSJØEN	0,9	33	6,1	3,4	1,0	4,4	3,0	1,4	2,60	BRUN/GUL

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Lrp	Tlp	TotP	Nh4	No3	TotN	Si
900329	RØD1	RØDENESSJØEN	0,9	0,0	0,0	42,8			1010	
900507	RØD1	RØDENESSJØEN	0,9	8,4	10,6	32,0	10	670	940	1820
900529	RØD1	RØDENESSJØEN	0,9	5,1	9,6	30,2	10	690	1040	1170
900619	RØD1	RØDENESSJØEN	0,9	4,6	10,8	28,6	10	640	1060	1580
900717	RØD1	RØDENESSJØEN	0,9	6,1	11,0	17,9	10	550	900	1470
900730	RØD1	RØDENESSJØEN	0,9	4,6	12,2	16,8	18	570	890	1070
900820	RØD1	RØDENESSJØEN	0,9	4,8	10,2	15,8	16	560	850	1060
900918	RØD1	RØDENESSJØEN	0,9	4,8	9,3	14,2	21	540	840	1290

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Far	Toc	Kla	Alge	Ss	Glødr	Glødt	Sikt	Innsjøfarg
900606	SKI1	SKINNERFLO	0,4	26	4,5	6,7	1,3	8,9	6,5	2,4	0,95	GUL
900629	SKI1	SKINNERFLO	0,4	20	4,0	7,1	3,1	7,9	6,1	1,8	0,90	GRØNN (GRÅ)
900731	SKI1	SKINNERFLO	0,4	20	4,3	9,5	2,2	13,3	10,8	2,5	1,00	GRÅ/GUL
900807	SKI1	SKINNERFLO	0,4	32	3,7	7,7	1,3	10,7	8,5	2,2	0,70	GRÅ/GUL
900827	SKI1	SKINNERFLO	0,4	17	5,0	19,8	3,9	7,9	5,4	2,5	1,05	GUL
900925	SKI1	SKINNERFLO	0,4	29	5,1	16,1	3,3	15,4	11,6	3,8	0,70	GUL

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Lrp	Tlp	TotP	Nh4	No3	TotN	Si
900606	SKI1	SKINNERFLO	0,4	1,2	6,8	26,0	10	55	330	820
900629	SKI1	SKINNERFLO	0,4	1,4	7,1	31,7	10	80	380	720
900731	SKI1	SKINNERFLO	0,4	1,7	6,4	30,6	10	6	500	450
900807	SKI1	SKINNERFLO	0,4	1,7	4,0	35,4	47	45	340	510
900827	SKI1	SKINNERFLO	0,4	1,5	5,6	28,3	10	5	290	320
900925	SKI1	SKINNERFLO	0,4	6,0	9,5	41,2	10	490	860	740

SKINNERFLO 1990

KLASSER/ARTER	6.6	29.6	30.7	7.8	27.8	25.9
<hr/>						
BLÅGRØNNALGER						
Aphanothece clathrata				0.64	0.40	
Oscillatoria agardhii						0.20
Aphanizomenon flos-aquae				0.26		
<hr/>						
BLÅGRØNNALGER TOTALT				0.90	0.40	0.20
<hr/>						
KISELALGER						
Cyclotella (d > 10um)	0.71		0.80			
Asterionella formosa			0.03		0.11	
Tabellaria fenestrata			0.01			
Melosira sp.	0.08	0.10	1.02			1.42
Stephanodiscus hantzschii					2.21	0.30
<hr/>						
KISELALGER TOTALT	0.79	0.10	1.86		2.32	1.72
<hr/>						
ANDRE	0.46	3.01	0.30	0.38	1.19	1.36
<hr/>						
TOTAL ALGEBIOMASSE	1.25	3.11	2.16	1.28	3.91	3.28
<hr/>						

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Far	Toc	Kla	Alge	Ss	Glødr	Glødt	Sikt	Innsjøfarg
900606	SÆB1	SÆBYVANNET	0,4	36	6,3	12,4	2,0	9,6	6,2	3,4	0,90	GUL
900625	SÆB1	SÆBYVANNET	0,4	19	6,2	8,5	1,1	7,7	5,4	2,3	0,90	GUL
900716	SÆB1	SÆBYVANNET	0,4	38	6,4	10,9	3,0	8,0	5,2	2,8	1,05	GUL
900807	SÆB1	SÆBYVANNET	0,4	29	6,2	12,4	3,6	7,1	3,7	3,4	1,30	BRUN/GUL
900827	SÆB1	SÆBYVANNET	0,4	31	7,0	9,2	3,2	4,8	2,8	2,0	1,55	BRUN/GUL
900919	SÆB1	SÆBYVANNET	0,4	34	6,6	8,4	0,0	6,0	3,6	2,4	1,60	GUL

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Lrp	Tlp	TotP	Nh4	No3	TotN	Si
900606	SÆB1	SÆBYVANNET	0,4	2,1	8,4	27,6	10	680	1190	1730
900625	SÆB1	SÆBYVANNET	0,4	2,7	4,0	24,0	10	580	900	1520
900716	SÆB1	SÆBYVANNET	0,4	3,0	6,4	22,2	10	550	920	1110
900807	SÆB1	SÆBYVANNET	0,4	2,1	4,0	20,9	25	410	900	150
900827	SÆB1	SÆBYVANNET	0,4	3,5	5,6	18,8	15	340	690	450
900919	SÆB1	SÆBYVANNET	0,4	35,0	9,5	21,0	27	340	650	720

SØBYVANNET 1990.

KLASSER/ARTER	6.6	25.6	16.7	7.8	27.8
<hr/>					
BLÅGRØNNALGER					
Synechococcus sp.	0.40	0.19	0.27		
Aphanothece clathrata				0.24	
Oscillatoria agardhii				0.20	
Gomphoshaeria naegeliana					0.78
<hr/>					
BLÅGRØNNALGER TOTALT	0.40	0.19	0.27	0.44	0.78
<hr/>					
KISELALGER					
Asterionella formosa				0.28	0.02
Tabellaria fenestrata	0.48	0.26	1.30	2.40	
Synedra cf. acus	0.27	0.01			
Melosira sp.	+	0.01	0.09		
<hr/>					
KISELALGER TOTALT	0.75	0.28	1.39	2.68	0.02
<hr/>					
GRØNNALGER TOTALT				0.21	
<hr/>					
GONYOSTOMUM SEMEN					1.54
<hr/>					
ANDRE	0.89	0.58	1.39	0.30	0.88
<hr/>					
TOTAL ALGEBIOMASSE	2.04	1.05	3.05	3.63	3.22
<hr/>					

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Far	Toc	Kla	Alge	Ss	Glødr	Glødt	Sikt	Innsjøfarg
900530	TUN1	TUNEVANNET	0,4	9	5,6	7,6	1,8	3,4	1,5	1,9	2,30	GUL
900629	TUN1	TUNEVANNET	0,4	9	5,7	6,7	4,7	4,0	1,2	2,8	2,20	GUL
900716	TUN1	TUNEVANNET	0,4	7	5,9	9,2	5,6	5,0	3,3	1,7	2,20	GRØNN
900731	TUN1	TUNEVANNET	0,4	6	5,3	37,2	6,9	7,7	1,9	5,8	1,00	GRØNN
900821	TUN1	TUNEVANNET	0,4	7	6,0	42,7	7,5	11,1	3,3	7,8	1,00	GRØNN
900907	TUN1	TUNEVANNET	0,4	8	7,6	19,7	3,7	6,0	1,5	4,5	1,60	GUL/GRØNN

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Lrp	Tlp	TotP	Nh4	No3	TotN	Si
900530	TUN1	TUNEVANNET	0,4	1,0	5,5	30,6	10	270	590	740
900629	TUN1	TUNEVANNET	0,4	1,4	5,8	30,0	14	5	450	260
900716	TUN1	TUNEVANNET	0,4	1,4	8,4	26,4	10	5	360	290
900731	TUN1	TUNEVANNET	0,4	1,0	5,8	34,2	10	5	690	400
900821	TUN1	TUNEVANNET	0,4	3,2	9,7	37,7	19	5	690	720
900907	TUN1	TUNEVANNET	0,4	1,9	6,8	33,7	90	5	650	1030

TUNEVANNET 1990.

KLASSER/ARTER	30.5	29.6	16.7	31.7	21.8	6.9
<hr/>						
BLÅGRØNNALGER						
Synechococcus sp.	0.16	0.40				
Aphanothece clathrata		3.20	1.20	1.60	3.20	
Anabaena solitaria						0.10
Aphanizomenon flos-aquae		0.10	1.70	4.90	4.30	3.32
<hr/>						
BLÅGRØNNALGER TOTALT	0.16	3.70	2.90	6.50	7.50	3.42
<hr/>						
KISELALGER						
Cyclotella (d > 10um)			0.05			
Asterionella formosa	0.05		0.02			
Tabellaria fenestrata	0.04		0.13			
Fragilaria crotonensis			0.12			
Diatoma elongatum						
Melosira sp.	0.04		0.10			
<hr/>						
KISELALGER TOTALT	0.13		0.42			
<hr/>						
DINOFLAGELLATER						
Ceratium hirundinella		0.35	1.44	0.30		
<hr/>						
DINOFLAGELLATER TOTALT		0.35	1.44	0.30		
<hr/>						
GRØNNALGER TOTALT	0.48		0.40			
<hr/>						
ANDRE	1.03	0.69	0.40	0.12		0.24
<hr/>						
TOTAL ALGEBIOMASSE	1.80	4.74	5.56	6.92	7.50	3.66
<hr/>						

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Far	Toc	Kla	Alge	Ss	Glødr	Glødt	Sikt	Innsjøfarg
900329	VAN1	VANSJØ-STOREFJORDEN	0,4		6,8	4,1	0,0	29,3	25,7	3,6	0,25	GRÅ
900514	VAN1	VANSJØ-STOREFJORDEN	0,4	24	6,7	5,2	0,9	8,2	5,8	2,4	0,50	GUL (GRÅ)
900605	VAN1	VANSJØ-STOREFJORDEN	0,4	36	6,3	7,1	1,1	9,4	7,0	2,4	0,60	GUL
900625	VAN1	VANSJØ-STOREFJORDEN	0,4	32	5,9	7,5	1,9	5,9	4,3	1,6	1,00	GUL
900716	VAN1	VANSJØ-STOREFJORDEN	0,4	30	5,6	7,1	1,6	5,0	2,7	2,3	1,75	GUL
900806	VAN1	VANSJØ-STOREFJORDEN	0,4	28	5,5	7,8	2,3	3,7	1,8	1,9	2,10	GRØNN/GUL
900828	VAN1	VANSJØ-STOREFJORDEN	0,4	19	6,1	6,2	1,6	3,1	1,9	1,2	2,40	GUL
900924	VAN1	VANSJØ-STOREFJORDEN	0,4	19	5,4	4,0	0,9	3,5	2,1	1,4	1,90	GRØNN/GUL

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Lrp	Tlp	TotP	Nh4	No3	TotN	Si
900329	VAN1	VANSJØ-STOREFJORDEN	0,4	0,0	0,0	56,3			1370	
900514	VAN1	VANSJØ-STOREFJORDEN	0,4	1,6	3,6	41,5	10	850	1240	1640
900605	VAN1	VANSJØ-STOREFJORDEN	0,4	2,9	9,4	30,4	14	980	1330	1520
900625	VAN1	VANSJØ-STOREFJORDEN	0,4	3,7	6,4	24,4	10	890	1170	1290
900716	VAN1	VANSJØ-STOREFJORDEN	0,4	3,0	8,5	18,6	10	780	1120	1090
900806	VAN1	VANSJØ-STOREFJORDEN	0,4	1,7	5,4	18,7	17	750	1040	800
900828	VAN1	VANSJØ-STOREFJORDEN	0,4	1,8	4,9	13,3	11	700	1010	740
900924	VAN1	VANSJØ-STOREFJORDEN	0,4	2,1	5,3	15,7	10	700	990	740

VANSJØ (St. I. Storefjorden) 1990

KLASSER/ARTER	14.5	5.6	25.6	16.7	6.8	28.8	24.9
BLÅGRØNNALGER							
Synechococcus sp.	0.16	0.48					
Aphanothece clathrata				0.16	0.80	0.26	0.23
Limnothrix sp.	+						
O. agardhii v. isothrix		+	0.02	0.21	0.02	0.07	0.20
Microcystis sp.							0.50
Gomphoshaeria naegeliana						0.10	
Anabaena flos-aquae					0.22		
Aphanizomenon flos-aquae					0.07	0.05	+
BLÅGRØNNALGER TOTALT	0.16	0.48	0.02	0.37	1.11	0.48	0.93
KISELALGER							
Cyclotella (d> 10um)			0.02				
Asterionella formosa		+	0.07	0.01			
Tabellaria fenestrata					0.01	0.06	0.04
Synedra cf. acus			1.00	0.20			
Fragilaria crotonensis						0.10	
Diatoma elongatum			0.01				
Melosira sp.	0.01	0.10	0.05	+	0.10	0.32	
KISELALGER TOTALT	0.01	0.10	1.15	0.21	0.11	0.48	0.04
ANDRE	0.69	0.50	0.88	1.07	1.05	0.62	0.19
TOTAL ALGEBIOMASSE	0.86	1.08	2.05	1.65	2.27	1.58	1.16

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Far	Toc	Kla	Alge	Ss	Glødr	Glødt	Sikt	Innsjøfarg
900514	VAN2	VANSJØ-VANNEMFJORDEN	0,4	23	6,2	7,3	1,2	11,4	10,0	1,4	0,70	GUL
900605	VAN2	VANSJØ-VANNEMFJORDEN	0,4	26	6,4	4,8	3,7	8,4	3,4	5,0	1,20	GUL
900625	VAN2	VANSJØ-VANNEMFJORDEN	0,4	17	6,3	10,8	4,2	6,0	2,7	3,3	1,45	GRØNN/GUL
900716	VAN2	VANSJØ-VANNEMFJORDEN	0,4	21	5,6	15,7	4,1	8,1	3,1	5,0	1,35	GUL
900806	VAN2	VANSJØ-VANNEMFJORDEN	0,4	18	6,2	23,1	6,6	7,6	3,7	3,9	1,20	GRØNN/GUL
900828	VAN2	VANSJØ-VANNEMFJORDEN	0,4	16	6,5	12,5	4,0	7,3	4,3	3,0	1,25	GRØNN/GUL
900924	VAN2	VANSJØ-VANNEMFJORDEN	0,4	18	6,4	11,5	1,7	5,5	3,3	2,2	1,70	GUL/GRØNN

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Lrp	Tlp	TotP	Nh4	No3	TotN	Si
900514	VAN2	VANSJØ-VANNEMFJORDEN	0,4	3,9	8,4	32,5	10	850	1190	1190
900605	VAN2	VANSJØ-VANNEMFJORDEN	0,4	1,9	6,4	24,2	10	690	1100	620
900625	VAN2	VANSJØ-VANNEMFJORDEN	0,4	1,1	6,0	27,1	23	460	800	150
900716	VAN2	VANSJØ-VANNEMFJORDEN	0,4	1,4	4,4	31,8	10	200	680	170
900806	VAN2	VANSJØ-VANNEMFJORDEN	0,4	1,1	5,2	32,0	19	80	590	130
900828	VAN2	VANSJØ-VANNEMFJORDEN	0,4	1,0	5,3	31,3	28	25	520	290
900924	VAN2	VANSJØ-VANNEMFJORDEN	0,4	1,0	5,2	23,4	10	45	510	450

VANSJØ (St. II. Vanemfjorden) 1990

KLASSER/ARTER	14.5	5.6	25.6	16.7	6.8	28.8	24.9
BLÅGRØNNALGER							
Synechococcus sp.	0.27	1.60	0.80				
Aphanothece clathrata			1.60	1.60	4.00	3.00	0.65
Limnothrix sp.	0.05		0.03	0.05	0.07		
Oscillatoria agardhii v. isothrix				0.27			
Microcystis sp.					0.10		0.50
Gomphoshaeria sp. (små)				0.05	0.05		0.10
BLÅGRØNNALGER TOTALT	0.32	1.60	2.43	1.97	4.22	3.00	1.25
KISELALGER							
Cyclotella (d > 10um)		0.01	0.10				
Asterionella formosa		0.10	0.08	0.11			0.04
Tabellaria fenestrata			0.25	0.37	0.02		
Synedra cf. acus		0.48	0.27	0.02			
Fragilaria crotonensis				0.10	0.10		
Diatoma elongatum		0.18	0.05				
Melosira sp.	0.15	0.16		0.10			0.10
KISELALGER TOTALT	0.15	0.93	0.75	0.70	0.12		0.14
DINOFLAGELLATER							
Ceratium hirundinella					0.10	0.23	
DINOFLAGELLATER TOTALT					0.10	0.23	
GRØNNALGER TOTALT					0.10		0.06
ANDRE	0.74	1.18	0.97	1.46	2.03	0.76	0.26
TOTAL ALGEBIOMASSE	1.21	3.71	4.15	4.13	6.57	3.99	1.71

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Far	Toc	Kla	Alge	Ss	Glødr	Glødt	Sikt	Innsjøfarg
900124	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	27	5,5	0,0	0,0	5,5	4,4	1,1	0,00	
900125	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	24	6,3	0,0	0,0	4,3	3,0	1,3	0,00	
900126	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	24	5,8	0,0	0,0	4,3	3,3	1,0	0,00	
900129	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	32	5,8	0,0	0,0	3,8	2,9	0,9	0,00	
900130	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	33	6,0	0,0	0,0	5,3	4,2	1,1	0,00	
900131	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	40	5,9	0,0	0,0	6,8	5,6	1,2	0,00	
900201	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	40	6,4	0,0	0,0	15,1	12,5	2,6	0,00	
900202	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	42	7,0	0,0	0,0	15,8	11,9	3,9	0,00	
900203	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	41	6,1	0,0	0,0	15,4	12,8	2,6	0,00	
900204	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	38	6,6	0,0	0,0	18,4	15,6	2,8	0,00	
900205	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	45	6,9	0,0	0,0	20,2	17,4	2,8	0,00	
900206	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	42	6,7	0,0	0,0	25,6	22,0	3,6	0,00	
900207	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	47	6,7	0,0	0,0	54,0	48,4	5,6	0,00	
900208	VANU	MOSSE-ELVA	0,0		6,6	0,0	0,0	42,7	37,3	5,4	0,00	
900209	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	44	7,4	0,0	0,0	38,7	34,7	4,0	0,00	
900212	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	44	6,9	0,0	0,0	34,3	29,9	4,4	0,00	
900213	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	39	6,1	0,0	0,0	30,3	26,9	3,4	0,00	
900214	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	45	6,2	0,0	0,0	33,5	29,0	4,5	0,00	
900215	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	50	6,6	0,0	0,0	32,0	27,6	4,4	0,00	
900216	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	48	6,4	0,0	0,0	39,2	35,2	4,0	0,00	
900219	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	46	7,5	0,0	0,0	40,0	36,2	3,8	0,00	
900220	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	49	7,0	0,0	0,0	44,1	40,5	3,6	0,00	
900221	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	53	7,8	0,0	0,0	40,0	35,0	5,0	0,00	
900223	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	51	7,5	0,0	0,0	40,8	35,6	5,2	0,00	
900226	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	47	7,4	0,0	0,0	39,7	34,7	5,0	0,00	
900227	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	49	7,7	0,0	0,0	38,6	34,1	4,5	0,00	
900228	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	46	7,3	0,0	0,0	38,3	34,1	4,2	0,00	
900302	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	53	7,4	0,0	0,0	34,5	30,7	3,8	0,00	
900305	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	56	7,8	0,0	0,0	35,3	31,7	3,6	0,00	
900307	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	52	7,5	0,0	0,0	35,0	31,3	3,7	0,00	
900309	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	51	7,7	0,0	0,0	34,0	30,0	4,0	0,00	
900315	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	53	7,8	0,0	0,0	18,2	15,4	2,8	0,00	
900321	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	52	6,0	0,0	0,0	45,5	37,6	7,9	0,00	
900327	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	47	7,2	0,0	0,0	28,1	24,7	3,4	0,00	
900403	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	42	7,3	0,0	0,0	20,8	17,2	3,6	0,00	
900425	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	49	6,5	0,0	0,0	15,2	12,6	2,6	0,00	
900427	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	49	6,6	0,0	0,0	14,2	12,1	2,1	0,00	
900504	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	30	5,9	0,0	0,0	9,6	6,6	3,0	0,00	
900514	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	23	5,9	0,0	0,0	7,8	5,7	2,1	0,00	
900521	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	22	6,9	0,0	0,0	6,2	3,5	2,7	0,00	
900529	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	21	7,1	0,0	0,0	7,9	4,5	3,4	0,00	
900607	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	20	7,5	0,0	0,0	4,4	1,8	2,6	0,00	
900612	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	20	7,3	0,0	0,0	3,9	0,6	3,3	0,00	
900619	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	21	6,7	0,0	0,0	3,9	1,5	2,4	0,00	

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Lrp	Tlp	TotP	Nh4	No3	TotN	Si
900124	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	42,2			1260	
900125	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	42,2			1300	
900126	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	39,8			1280	
900129	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	47,0			1280	
900130	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	56,6			1240	
900131	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	58,8			1400	
900201	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	60,2			1360	
900202	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	63,8			1400	
900203	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	63,5			1400	
900204	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	62,6			1320	
900205	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	74,6			1280	
900206	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	75,8			1280	
900207	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	67,4			1300	
900208	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	70,4			1380	
900209	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	61,4			1460	
900212	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	61,4			1420	
900213	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	62,6			1380	
900214	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	71,0			1360	
900215	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	76,1			1400	
900216	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	78,2			1360	
900219	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	71,4			1580	
900220	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	80,6			1420	
900221	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	66,0			1300	
900223	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	66,2			1440	
900226	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	73,4			1460	
900227	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	72,8			1360	
900228	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	68,3			1400	
900302	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	62,4			1420	
900305	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	68,6			1360	
900307	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	73,4			1340	
900309	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	82,2			1380	
900315	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	59,0			1680	
900321	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	66,2			1390	
900327	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	57,7			1220	
900403	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	60,4			1490	
900425	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	47,8			1460	
900427	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	52,3			1600	
900504	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	51,0			1700	
900514	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	33,6			1200	
900521	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	35,6			1210	
900529	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	32,8			1280	
900607	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	24,0			1130	
900612	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	20,1			920	
900619	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	26,3			950	

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Far	Toc	Kla	Alge	Ss	Glødr	Glødt	Sikt	Innsjøfarg
900626	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	22	6,9	0,0	0,0	4,9	1,3	3,6	0,00	
900703	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	23	7,9	0,0	0,0	6,8	3,1	3,7	0,00	
900710	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	24	7,5	0,0	0,0	3,7	1,3	2,4	0,00	
900716	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	23	7,1	0,0	0,0	3,7	1,0	2,7	0,00	
900724	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	26	7,2	0,0	0,0	3,2	1,0	2,2	0,00	
900731	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	25	5,2	0,0	0,0	4,1	1,7	2,4	0,00	
900806	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	26	7,0	0,0	0,0	3,2	0,4	2,8	0,00	
900812	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	25	6,5	0,0	0,0	4,9	2,2	2,7	0,00	
900827	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	20	7,0	0,0	0,0	5,1	1,5	3,6	0,00	
900903	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	22	7,5	0,0	0,0	6,8	1,3	5,5	0,00	
900912	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	18	6,6	0,0	0,0	5,4	1,2	4,2	0,00	
900927	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	22	6,4	0,0	0,0	5,2	2,5	2,7	0,00	
901003	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	23	7,0	0,0	0,0	3,9	2,3	1,6	0,00	
901016	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	19	7,7	0,0	0,0	4,0	2,4	1,6	0,00	
901023	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	18	6,2	0,0	0,0	2,9	0,9	2,0	0,00	
901031	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	21	7,0	0,0	0,0	3,5	1,4	2,1	0,00	
901109	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	16	6,1	0,0	0,0	3,1	1,5	1,6	0,00	
901115	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	17	6,1	0,0	0,0	1,2	0,2	1,0	0,00	
901122	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	26	7,4	0,0	0,0	2,6	1,0	1,6	0,00	
901206	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	21	5,2	0,0	0,0	2,4	1,0	1,4	0,00	
901212	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	23	5,5	0,0	0,0	1,9	0,7	1,2	0,00	
901221	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	25	5,9	0,0	0,0	2,2	0,6	1,6	0,00	
901227	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	32	9,0	0,0	0,0	18,0	10,0	8,0	0,00	

Dato	Stasj	Lokalitetsnavn	Dyp	Lrp	Tlp	TotP	Nh4	No3	TotN	Si
900626	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	34,4			720	
900703	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	37,2			710	
900710	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	34,9			660	
900716	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	34,3			590	
900724	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	31,1			620	
900731	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	32,3			750	
900806	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	22,1			610	
900812	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	36,1			560	
900827	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	26,0			480	
900903	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	38,4			530	
900912	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	29,0			590	
900927	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	25,0			690	
901003	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	29,9			670	
901016	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	21,6			700	
901023	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	18,6			710	
901031	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	21,4			770	
901109	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	21,1			790	
901115	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	14,8			850	
901122	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	18,2			750	
901206	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	14,0			880	
901212	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	14,3			970	
901221	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	12,4			1040	
901227	VANU	MOSSE-ELVA	0,0	0,0	0,0	17,8			1650	

Mossesundet (MOS1). Oversikt over planktonalger i perioden 1985-1990. Tabellen viser maksimumsverdier av hyppig forekommende planktonalgearter. Telleresultater er oppgitt i 10^3 celler/liter.

+ maksimum observert verdi

Singlefjorden (SING). Oversikt over planktonalger i perioden 1985-1990. Tabellen viser maksimumsverdier av hyppig forekommende planktonalgearter. Telleresultater er oppgitt i 10^3 celler/liter.

+ maksimum observert verdi

Skjebergkilen (SKJE). Oversikt over planktonalger i perioden 1985-1990. Tabellen viser maksimumsverdier av hyppig forekommende planktonalgearter. Telleresultater er oppgitt i 10^3 celler/liter.

+ maksimum observert verdi

* ingen *Prorocentrum minimum*-oppblomstring

Ringdalsfjorden (RING). Oversikt over planktonalger i perioden 1985-1990. Tabellen viser maksimumsverdier av hyppig forekommende planktonalgearter. Telleresultater er oppgitt i 10^3 celler/liter.

+ maksimum observert verdi

* 10^6 celler/liter

Larkollen (LARK). Oversikt over planktonalger i perioden 1985-1990. Tabellen viser maksimumsverdier av hyppig forekommende planktonalgearter. Telleresultater er oppgitt i 10^3 celler/liter.

* Fuglevik

+ maksimum observert mengde

++ masseoppblomstring

Lera (LERA). Oversikt over planktonalger i perioden 1985-1990. Tabellen viser maksimumsverdier av hyppig forekommende planktonalgearter. Telleresultater er oppgitt i 10^3 celler/liter.

+ maksimum observert verdi

Øra (ØRA1). Oversikt over planktonalger i perioden 1985-1990. Tabellen viser maksimumsverdier av hyppig forekommende planktonalgearter. Telleresultater er oppgitt i 10^3 celler/liter.

+ maksimum observert verdi

Rams (RAMS). Oversikt over planktonalger i perioden 1985-1990. Tabellen viser maksimumsverdier av hyppig forekommende planktonalgearter. Telleresultater er oppgitt i 10^3 celler/liter.

+ maksimum observert verdi

MOS1

AR	1985		1987		1988		1990	
Celletall - Dato / Arter	c/l	dato	c/l	dato	c/l	dato	c/l	dato
DIATOMEER :								
Ferskv.diatomeer(pennate)								
Chaetoceros spp.							1244	26-jun
Cyclotella caspia								
Leptocylindrus danicus	4520	27-jul					952	26-jul
Nitzschia spp.								
Rhizosolenia spp.								
Skeletonema costatum	+	7-mai					8000	31-mai
Thalassionema nitzschioides							26	31-mai
Diatomeer maks. verdier	4520	27-jun	+	15-jun			9517	31-mai
DINOFLAGELLATER :								
Ceratium spp.	+	8-aug			14,5	21-jul		
Dinophysis spp.								
Gyrodinium aureolum							295	13-sep
Prorocentrum minimum					84	22-jul		
Dinoflag. maks. verdier	362	8-aug	+	06-okt	84	22-jul	295	13-sep
ANDRE:								
Emiliana huxleyi								
Nakne flagellater <15 µm							1000	13-sep
Totalt celleantall								
ved maks. kl.a. verdi								
Maks.kl.a verdi µg/liter	7,7	25-sep	5,4	06-okt			9,9	16-aug

SING

AR	1987		1988		1989		1990	
Celltall - Dato / Arter	c/l	dato	c/l	dato	c/l	dato	c/l	dato
DIATOMEER :								
Ferskv.diatomeer(pennate)								
Chaetoceros spp.					732	11-jul	4493	6-jul
Cyclotella caspia					1760	27-jun	536	6-jul
Leptocylindrus danicus					559	26-jul	1555	19-aug
Nitzschia spp.								
Rhizosolenia spp.								
Skeletonema costatum					15900	3-jun	10809	2-jun
Thalassionema nitzschioides					33	19-mai	98	2-jun
Diatomeer maks. verdier	+	15-jun			15935	3-jun	11145	2-jun
DINOFLAGELLATER :								
Ceratium spp.					16,5	9-aug	9	17-jun
Dinophysis spp.							4	11-jun
Gyrodinium aureolum							1495	2-aug
Prorocentrum minimum			1640	19-jul	1363	1-sep	391	2-aug
Dinoflag. maks. verdier	+	6-okt	1640	19-jul	1375	1-sep	2245	2-aug
ANDRE:								
Emiliana huxleyi					561	27-jun	488	1-sep
Nakne flagellater <15 µm					878	3-jun	580	6-jul
Totalt celleantall								
ved maks. kl.a. verdi								
Maks.kl.a verdi	4,2	6-okt						

SKJE

AR	1985		1986		1987		1988		1989		1990	
Celltall - Dato / Arter	c/l	dato	c/l	dato	c/l	dato	c/l	dato	c/l	dato	c/l	dato
DIATOMEER :												
Ferskv.diatomeer(pennate)												
Chaetoceros spp.			2000	22-sep			27	27-jul	266	18-sep	3631	2-jul
Cyclotella caspia			4460	11-jun							1308	2-jul
Leptocylindrus danicus			2000	22-sep					28	18-sep	1494	14-aug
Nitzschia spp.											252	14-aug
Rhizosolenia spp.											100	3-sep
Skeletonema costatum			2400	11-jun					6000	23-mai	552	12-jun
Thalassionema nitzschioides												
Diatomeer maks. verdier	+	26-jun	7500	11-jun	+	15-jun			6000	23-mai	4962	2-jul
DINOFLAGELLATER :												
Ceratium spp.	100	7-aug	350	1-sep								
Dinophysis spp.											2	12-jun
Gyrodinium aureolum											40	14-aug
Prorocentrum minimum	10500	7-aug	1600	1-sep			54330	19-jul	13440	18-aug		
Dinoflag. maks. verdier	10500	7-aug	2150	1-sep	+	12-aug	54330	19-jul	13440	18-aug	63	14-aug
ANDRE:												
Emiliana huxleyi									366	20-jun	24	23-jul
Nakne flagellater <15 µm									732	18-aug	512	14-aug
Totalt celleantall ved maks. kl.a. verdi			6150				13440	18-aug			3555	14-aug
Maks.kl.a verdi	30	7-aug	25	1-sep	5	12-aug			5,9	18-aug	6,8	14-aug

RING

AR	1985		1989		1990	
Celltall - Dato / Arter	c/l	dato	c/l	dato	c/l	dato
DIATOMEER :						
Ferskv.diatomeer(pennate)	+	26-jun				
Chaetoceros spp.					1049	22-jul
Cyclotella caspia					2050	11-aug
Leptocylindrus danicus						
Nitzschia spp.						
Rhizosolenia spp.						
Skeletonema costatum					84	11-aug
Thalassionema nitzschioides						
Diatomeer maks. verdier	+	26-jun			3510	11-aug
DINOFLAGELLATER :						
Ceratium spp.					+	22-jul
Dinophysis spp.						
Gyrodinium aureolum						
Prorocentrum minimum	3570	7-aug	204 *	aug	1730	15-aug
Dinoflag. maks. verdier	3570	7-aug	204 *	aug	1883	15-aug
ANDRE:						
Emiliana huxleyi						
Nakne flagellater <15 µm					952	21-jun
Totalt celleantall						
ved maks. kl.a. verdi						
Maks.kl.a verdi	14	7-aug				

LARK

AR	1985*		1986		1987		1988		1989		1990	
Celletall - Dato / Arter	c/l	dato	c/l	dato	c/l	dato	c/l	dato	c/l	dato	c/l	dato
DIATOMEER :												
Ferskv.diatomeer(pennate)												
Chaetoceros spp.			4000	1-sep							1882	2,7
Cyclotella caspia												
Leptocylindrus danicus	1950	26-jun									1986	8-aug
Nitzschia spp.												
Rhizosolenia spp.												
Skeletonema costatum	6700	7-mai	10900	11-jun					6878	19-mai	6810	15-mai
Thalassionema nitzschioides									300	19-mai	888	15-mai
Diatomeer maks. verdier	67000	7-mai	10900	11-jun	+	15-jun			7580	19-mai	9510	15-mai
DINOFLAGELLATER :												
Ceratium spp.	+	7-aug	35	22-sep								
Dinophysis spp.			2	22-sep							13	24-apr
Gyrodinium aureolum											2045	14-aug
Prorocentrum minimum	++	7-aug					117,5	21-mai	220	26-aug	+	16-jul
Dinoflagellater maks. verdier			42	22-sep	+	6-okt	117,5	21-mai	232	26-aug	2045	14-aug
ANDRE:												
Emiliana huxleyi									1760	21-jun	1513	4-jun
Nakne flagellater <15 µm									463	9-aug	659	12-jun
Totalt celleantall												
ved maks. kl.a. verdi			17200								3691	14-aug
Maks.kl.a verdi	9,4	25-sep	11	11-jun	10,4	6-okt					18,2	14-aug

LERA

AR	1985		1986		1987		1988		1990	
Celltall - Dato / Arter	c/l	dato	c/l	dato	c/l	dato	c/l	dato	c/l	dato
DIATOMEER :										
Ferskv.diatomeer(pennate)	+	7-aug	125	22-sep						
Chaetoceros spp.			4000	22-sep					277	11-sep
Cyclotella caspia										
Leptocylindrus danicus										
Nitzschia spp.										
Rhizosolenia spp.										
Skeletonema costatum			7270	11-jun						
Thalassionema nitzschioides									7,5	4-jun
Diatomeer maks. verdier	+	26-jun	7300	11-jun	+	15-jun			307	11-sep
DINOFLAGELLATER :										
Ceratium spp.	+	7-aug	130	1-sep						
Dinophysis spp.			5	11-aug						
Gyrodinium aureolum										
Prorocentrum minimum	+	7-aug	360	28-apr			23	25-jul	+	22-jul
Dinoflag. maks. verdier			700	28-apr	+	06-okt				
ANDRE:										
Emiliana huxleyi									171	22-jul
Nakne flagellater <15 µm										
Totalt celleantall										
ved maks. kl.a. verdi			10000							
Maks.kl.a verdi	4,2	7-aug	6,9	1-sep	6,9	06-okt				

ØRA1

AR	1985		1987		1988		1990	
Celletall - Dato / Arter	c/l	dato	c/l	dato	c/l	dato	c/l	dato
DIATOMEER :								
Ferskv.diatomeer(pennate)	+	7-aug						
Chaetoceros spp.								
Cyclotella caspia							171	31-jul
Leptocylindrus danicus								
Nitzschia spp.								
Rhizosolenia spp.								
Skeletonema costatum							47	4-jun
Thalassionema nitzschioides								
Diatomeer maks. verdier	+	26-jun	+	15-jun			254	31-jul
DINOFLAGELLATER :								
Ceratium spp.								
Dinophysis spp.								
Gyrodinium aureolum							4	15-aug
Prorocentrum minimum					64	26-jul		
Dinoflag. maks. verdier	+	7-aug						
ANDRE:								
Emiliana huxleyi					12	26-jul		
Nakne flagellater <15 µm							537	15-aug
Totalt celleantall								
ved maks. kl.a. verdi								
Maks.kl.a verdi	4,6	26-jun	1,6	12-aug				

