



Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 322|88

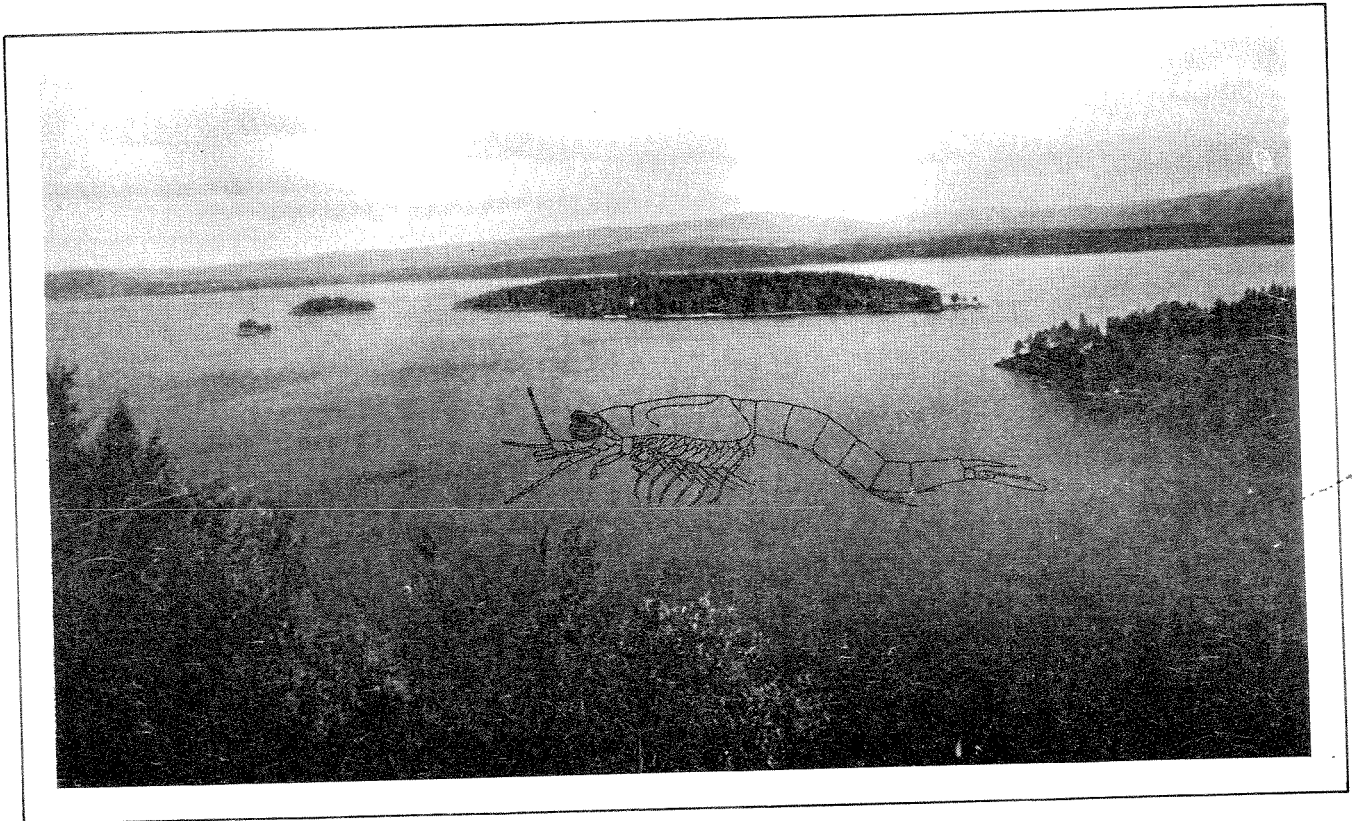
Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjoner

NIVA
Vitenskapsmuseet, LFI,
Trondheim

Tiltaksorientert overvåking av Snåsavatn 1984-1987





Statlig program for forurensningsovervåking

Det statlige programmet omfatter overvåking av forurensningsforholdene i

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

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

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

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

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

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

påvise eventuell uheldig utvikling i resipienten på et tidlig tidspunkt.

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

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

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

Følgende institusjoner deltar i arbeidsutvalget:

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

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

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

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



NIVA
Postboks 33
0313 OSLO 3
Telefon (02)235280

Universitetet i Trondheim
Vitenskapsmuseet, Laboratoriet for
ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)
7004 Trondheim Telefon (07)592200

Prosjektnr.:	0-8000237
Løpnummer:	NIVA 2132
LFI-rapport nr.	72

Rapportens tittel: Tiltaksorientert overvåking av Snåsavatn 1984-1987 (Overvåkingsrapport nr. 322/88)	Dato:	6. juli 1988
	Rapportnr.	0-8000237
Forfatter (e): Leif Lien, NIVA Jo. Vegar Arnekleiv, LFI Pål Brettum, NIVA Jan Ivar Koksvik, LFI	Faggruppe:	Vassdrag
	Geografisk område:	Nord-Trøndelag
	Antall sider (inkl. bilag):	109


Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) (Statlig program for forurensningsovervåking) Direktoratet for naturforvaltning (DN)	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt:

Krepsdyret *Mysis relicta* har blitt overført til Snåsavatn, og bestanden har økt kraftig siden 1980. *Mysis* har trolig beitet ned dyreplanktonet, og planteplanktonmengden har dermed økt. Mange av tilløpene til Snåsavatn er sterkt belastet med næringssalter og koliforme bakterier. Årlige tilførsler av fosfor til Snåsavatn er målt og beregnet til 23.4 tonn. Siktedypet i innsjøen er redusert fra omkring 6 m til 4 m på 12 år, sannsynligvis som en indirekte følge av *mysis*. Belastningsmodeller viser at Snåsavatn har nådd et betenkelig belastningsnivå, og årlige fosfortilførsler bør reduseres med 3.7 tonn. *Mysis*-mengdene har samme effekt på innsjøen som årlige tilførsler på 12 tonn fosfor. Fiskebestanden har endret seg mye siden 1980: Røya er sterkt redusert, ørreten har økt noe, mens laken ser ut til å ha økt betydelig. *Mysis* har høyst sannsynlig forårsaket endringene.

4 emneord, norske:
1. Forurensningsovervåking ;
2. Snåsavatn
3. Ferskvannsbilologi
4. Vannkjemi
5. <i>Mysis relicta</i>

4 emneord, engelske:
1. Pollution Monitoring ;
2. Lake Snåsavatn
3. Freshwater biology
4. Water chemistry
5. <i>Mysis relicta</i>


Leif Lien


Bjørn Faafeng

ISBN - 82-577-1413-5


Jan Ivar Koksvik


Jo Vegar Arnekleiv



Statlig program for
forurensningsovervåking

8000237

Tiltaksorientert overvåking av
Snåsavatn
1984-1987

Prosjektledere:

Leif Lien, NIVA

Jan Ivar Koksvik, LFI

Jo Vegar Arnekleiv, LFI

Medarbeidere:

Pål Brettum, NIVA

Arne Haug, LFI

Bjørn Korssjøen, Miljøvernadv.

Johan Nydal, LFI

Leif Inge Paulsen, Miljøvernadv.

Geir Rannem, N.-T. fylke

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Universitetet i Trondheim
Vitenskapsmuseet



FORORD

Denne tiltaksorienterte overvåkingen omfatter Snåsavatn samt de viktigste tilløpselvene. Snåsavatn ligger i Nord-Trøndelag fylke, og innsjøen og størstedelen av nedbørfeltet ligger innenfor kommunene Snåsa og Steinkjer.

Statens forurensningstilsyn (SFT) er oppdragsgiver for en tiltaksorientert del av undersøkelsen som er utført innenfor "Statlig program for forurensningsovervåking". Denne delen omfatter forurensningstilførsler, vannkjemi og planteplankton, og NIVA er faglig ansvarlig. En undersøkelse av dyreplankton, Mysis relicta og fisk ble startet av Direktoratet for naturforvaltning (DN) i 1984-85. Undersøkelsene er utført av Laboratoriet for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI) ved Vitenskapsmuseet i Trondheim. Alle fagområdene er koordinert i 1986 og 1987.

Undersøkelsene er finansiert av SFT, Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk, DN, Nord-Trøndelag fylkeskommune, Snåsa kommune, Steinkjer kommune og Snåsavatn grunneierlag.

LFI (Trondheim), NIVA og Miljøvernavdelingen i Nord-Trøndelag har sammen utført alt feltarbeidet.

Geir Rannem, Nord-Trøndelag fylkeskommune har skaffet tilveie mye av grunnlagsmateriale for beregningene av næringssalttilførsler. Pål Brettum, NIVA, har bearbeidet og skrevet avsnittet om planteplankton. Jan Ivar Koksvik, LFI, har forfattet kapitlene om dyreplankton, mysis og ekkoregistrering av fisk, og Jo Vegar Arnekleiv, LFI, har stått for den øvrige beskrivelsen av fiskestatus.

Leif Lien har vært NIVAs saksbehandler og har vært ansvarlig for sammenstilling av rapporten.

INNHOOLD

	Side
FORORD	3
1. KONKLUSJONER OG TILRÅDNINGER	5
2. INNLEDNING	7
2.1 Områdebeskrivelse	7
2.2 Vannbruk og forurensninger	9
2.3 Tilførsler av næringsalter	10
2.4 Målsetting og overvåkingsprogram	14
3. RESULTATER OG DISKUSJON	16
3.1 Innløpselvane til Snåsavatn - vannkjemi	16
3.2 Snåsavatn - vannkjemi	20
pH, ledningsevne, næringsalter og organisk stoff	20
Oksygeninnholdet i Snåsavatn	22
Hovedkomponenter og tungmetaller i Snåsavatn	24
3.3 Endringer i vannkvalitet - organisk stoff, siktedyp	25
3.4 Bakterier	27
3.5 Planteplankton og klorofyll-a	30
3.6 Dyreplankton	36
3.7 <u>Mysis relicta</u>	42
3.8 Fisk	45
3.9 Vurderinger	64
3.10 Tilrådninger	73
4. LITTERATUR	75
VEDLEGG	79

1. KONKLUSJONER OG TILRÅDNINGER

Krepsdyret Mysis relicta har blitt overført til Snåsavatn fra Bangsjøen, og siden begynnelsen av 1980-årene har antallet økt kraftig. Det er sterke indikasjoner på at mysis har beitet ned dyreplanktonsamfunnet og endret sammensetningen av de gjenværende artene. Beitepresset på planktonalgene er dermed blitt redusert. Dette vises bl.a. ved mye planteplankton i forhold til dyreplankton, og ved høyt klorofyllinnhold i forhold til de tilgjengelige fosformengder. Planteplanktonmengden har også økt fra 1976 til 1986-87.

Mange av tilløpselvene/bekkene til Snåsavatn er sterkt belastet med næringssalter og koliforme bakterier. Flere av tilløpene hadde også betydelig høyere fosforkonsentrasjoner enn ventet ut fra teoretiske beregninger. Årlige tilførsler av fosfor til Snåsavatn er målt og beregnet til 23.4 tonn. Ved en sammenligning med seks av tilløpselvene i 1976-78 og i 1987 har vi anslått at de årlige fosfortilførslene til innsjøen har økt med 1.8 tonn (8%) på disse årene. I dette tidsrommet har siktedypet i innsjøen blitt redusert fra omkring 6 m til 4 m.

Denne store reduksjonen i siktedyp kan bare i liten grad skyldes de økte fosfortilførslene. En viktig årsak er trolig økte planteplanktonmengder forårsaket av mysis-beiting på dyreplankton.

Belastningsmodeller viser at Snåsavatn har nådd et betenkelig belastningsnivå. Dette har sammenheng med tilførslene av fosfat samt tilstedeværelsen av mysis. Beregninger viser at de store mysismengdene har samme effekt på innsjøen som økte tilførsler av 12 tonn fosfor. De årlige fosfortilførslene til Snåsavatn bør reduseres med 3.7 tonn for å oppnå akseptabel vannkvalitet tilsvarende 7 µg P/l. Dette forutsetter et stabilt økosystem. Nye fosforbelastninger på Snåsavatn kan ikke under noen omstendighet tilrådes uten at andre tilførsler reduseres, f.eks. fra de sterkest belastede tilløpselvene. Forurensningskildene i disse tilløpene bør i alle tilfelle lokaliseres og bringes under kontroll.

Bestandssammensetningen av de ulike fiskeartene har endret seg betydelig etter 1980. Røyebestanden i de frie vannmasser er sterkt redusert, og flytegarnefisket har opphørt. De små mengdene av aktuelle byttedyr i dyreplanktonet gir ikke lenger grunnlag for stor produksjon av røye i de frie vannmasser. Flytegarnefanget røye har vist seg fremdeles å gå etter dyreplankton, mens mysis utnyttes i liten grad. I strandsonen utnytter både ørret og røye mysis som viktigste næringsdyr. Fangstene av ørret har her hatt en tendens til økning

etter 1984, mens røyefangstene har vært små. Laken har trolig økt betydelig. Arten er strengt bunnlevende og går dypere enn ørret og røye. Den er således i stand til å beskatte mysis ved bunnen i dypere områder hvor konsentrasjonen normalt er stor på dagtid.

Det er ønskelig å begrense mysismengdene både av hensyn til eutrofieffektene og til røyas næringskjede i de fri vannmassene. Det er imidlertid ingen kjente metoder som kan anbefales for effektivt å redusere mysis-bestanden i Snåsavatn. Det kan likevel tilrådes å styrke bestandene av ørret og røye som spiser mysis kombinert med et fiske på stor lake.

2. INNLEDNING

2.1 Områdebeskrivelse

Snåsavatn og hele nedbørfeltet ligger i Nord-Trøndelag fylke. Det meste av nedbørfeltet ligger i kommunene Snåsa og Steinkjer, men små felter finnes innenfor kommunene Grong og Overhalla.

Nedbørfeltet er på 1418 km². I tillegg kommer 146 km² som er overført ved reguleringer. Nedbørfeltet består av 4% dyrket mark, 47% skog, 12% vannflate og 37% myr, fjell og annet areal. Tabell 2.1-1 viser noen karakteristiske data for Snåsavatn (Østrem m.fl. 1984).

Areal	118 km ²
Volum	5500 mill. m ³
Middeldyp	46 m
Største dyp	121 m
Middelvannføring	52 m ³ /sek.
Teoretisk oppholdstid	3.3 år
Høyde over havet	22 m

Nærområdene til Snåsavatn består hovedsakelig av kalkstein, fylitt, grønnstein og amfibolitt. Det er også felter med gneis og omdannende vulkanske bergarter langs midtre deler av innsjøen. I de høyereliggende områdene er det et større innslag av gneis, men også her er det betydelige forekomster av kalk- og glimmerskifer og amfibolitt.

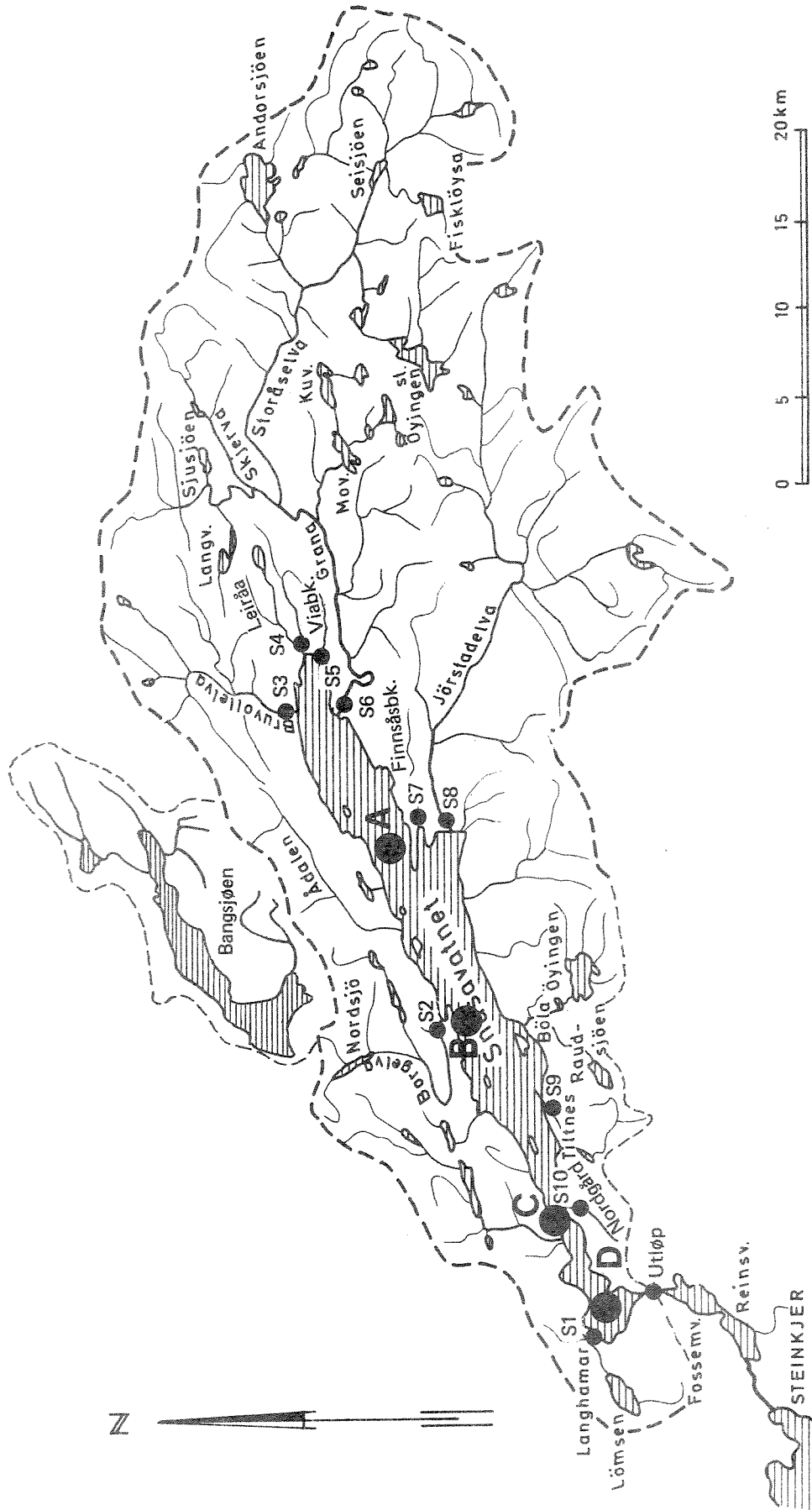


Fig. 2.2-1 Snåsavatn. Nedbørfelt og prøvetakingsstasjoner.

2.2 Vannbruk og forurensninger

De viktigste brukerinteressene knyttet til Snåsavatn er følgende:

- a) Drikkevannsforsyning
- b) Fiske
- c) Kraftproduksjon
- d) Friluftsliv og rekreasjon
- e) Undervisning og naturvern
- f) Resipient (kloakk, jordbruk og industri)

Snåsavassdraget forsyner 12-15.000 personer med drikkevann. Dette gjelder Steinkjer by som får vann fra Reinsvatn som ligger nedstrøms Snåsavatn. En del bebyggelse langs Snåsavatn får vann direkte fra denne innsjøen.

Det foregikk et betydelig fiske etter røye og ørret i Snåsavatn. Rundt 1980 ble det tatt mellom 30 og 70 tonn, alt vesentlig røye (Gjøvik 1981). I 1984-1987 var fangsten sunket til 9-14 tonn, jevnlig fordelt på røye og ørret (Rikstad m.fl. 1988).

Snåsavatn har to reguleringsinngrep. Fra Bangsjøreguleringene overføres et 146 km² stort nedslagsfelt gjennom Bogna kraftverk til Snåsavatn (fig. 2.1-1). Snåsavatn er også regulert 0.9 m ved en demning i utløpet fra 1910.

Ved siden av et betydelig sportsfiske benyttes Snåsavatn til bading og annen rekreasjon. Det er endel fritidsbebyggelse (hytter), turistbedrifter og campingplasser rundt innsjøen (se vedlegg V-2).

Universitetet i Trondheim har en feltstasjon ved Snåsavatn og innsjøen har gjennom lengre tid vært benyttet til årlig kursvirksomhet. Deler av Gressåmoen nasjonalpark ligger innenfor nedbørfeltet til Snåsavatn.

Snåsavatn er resipient for kloakk fra 4.300 personer, fra 59 km² jordbruksarealer og fra noe industri (meieri). En teoretisk beregning av næringsstofftilførslene er satt opp nedenfor.

Et annet element som kan betraktes som en biologisk forurensning er innføringen av en ny organisme, krepsdyret mysis (Mysis relicta). Mysis ble satt ut i Bangsjøene i 1971 og 1973. Mysis ble første gang påvist i Snåsavatnet i 1983, men den hadde trolig vært der allerede i flere år før det.

2.3 Tilførsler av næringsalter

Fosfor og nitrogen tilføres vassdraget som følge av menneskelige aktiviteter (boligkloakk, jordbruk og husdyrhold), som følge av naturlig utvasking i nedbørsfeltet, og som lufttransport direkte til bl.a. vannflater. De ulike koeffisienter for tilførsler/avrenninger fra forskjellige menneskelige aktiviteter eller ulike terrengtyper som er brukt i denne undersøkelsen er satt opp i tabell 2.3-1.

Tabell 2.3.1 Belastningskoeffisienter for tilførsler av næringsalter til Snåsavatn

(Areal)type	Fosfor	Nitrogen	Benevning	Referanser
Dyrket mark	100	2200	kg/km ² /år	Lundekvam 1982, Berge 1986
Vannflater	25	600	"	Vennerød 1984 Berge 1986
Skog, fjell, myr mm.	6.5	200	"	Vennerød 1984
Befolkning	2.5	12	g/pers/døgn	Generell bruk

Ved avrenning fra dyrket mark er bl.a. husdyrholdet tatt med i utregningene. Lundekvam (1982) har særskilt behandlet Trøndelagsfylkene i denne sammenhengen (128 kg P/km²/år). Nyere data (Berge 1986) viser fosforavrenning på noe over 70 kg/km²/år fra jordbruksområder i Vestfold. En mellomliggende verdi på 100 kg P/km²/år er valgt for Snåsaområdet.

Fra husholdningskloakk er det ulike mengder fosfor og nitrogen som går ut i vassdraget, avhengig av bl.a. tilføringsmåte og rensing. Ved tilnærmet direkte utslipp, eventuelt via en slamavskiller, må man regne med at mesteparten av næringssaltene kommer ut i vassdraget. Her blir det regnet med at 10% holdes tilbake. Ved infiltrering i grunnen eller i sandfiltre beregnes 50% å bli holdt tilbake, og ved biologiske renseanlegg antas en reduksjon på 25%. Ved Midt-Snåsa Renseanlegg er renseeffekten målt til omkring 75% for fosfor (5 måleserier i 1986 og 1987). Utregningene er satt opp i tabell V-1.

Fordelingen av ulike typer areal i nedbørfeltene til Snåsavatn er satt opp i tabell 2.3-2. I denne oversikten, og også i de videre

beregningene, er det overførte Bangsjøfeltet på 146 km² tatt med (fig. 2.1-1).

På grunnlag av antatte belastningskoeffisienter (tabell 2.3-1), arealfordelingen til Snåsavatn (tabell 2.3-2), og beregnede utslipp fra husholdningskloakk (tabell V-1) er de teoretiske tilførslene av fosfor og nitrogen satt opp for nedbørfeltene til Snåsavatn (tabellene 2.3-3 og 2.3-4).

I tillegg til dette kommer tilførsler fra industri og turistbedrifter (tabell V-2). Av industribedrifter er bare Trøndelag Meieri avd. Snåsa vurdert å ha betydning. Beregninger basert på 8.525 m³ melk produsert i 1987, utslipp av 12 g fosfor og 60 g nitrogen pr. m³ melk (Vennerød 1984), og 75% rensing i Midt-Snåsa Renseanlegg gir dette årlige tilførsler til Snåsavatn på 25,6 kg fosfor og 128 kg nitrogen.

Turistbedriftene i nedbørfeltet til Snåsavatn er listet opp i tabell V-2 sammen med et beregnet antall gjestedøgn for Snåsa kommune og anslått antall gjestedøgn i den delen av Steinkjer kommune som ligger i nedbørfeltet til Snåsavatn. Samlet antall gjestedøgn var omkring 50.000 i 1986. Med en kalkulert renseseffekt på 10% i middel fra turistbedriftene gir dette en årlig tilførsel av fosfor på 112 kg og nitrogen på 600 kg. Summene for teoretiske tilførsler av fosfor og nitrogen (tabellen 2.3-3 og 2.3-4) blir da henholdsvis 21.3 tonn og 513.5 tonn.

Disse tallene er ca 30% høyere enn tidligere beregninger (Løvik 1979). Dette har sammenheng med bruk av høyere belastningskoeffisienter i 1987: Fosforavrenning fra jordbruksarealer er satt 2 ganger høyere og nedfall på vannflater er antatt 4 ganger høyere. I tillegg er tilførslene fra det regulerte Bangsjøfeltet tatt med i denne undersøkelsen.

Tabell 2.3-2 Arealfordeling til Snåsavatn (km²)

Delområde	Dyrket mark	Vannflater	Skog, fjell, myr	Sum
S-1 Langhammarelva	9.9	2.4	32.7	45
S-2 Borgelva	1.8	2	52.2	56
S-3 Bruvollrelva	0.8	1.4	76.8	79
S-4 Leiråa	3.2	1	20.8	25
S-5 Viabekken	0.7	-	1.3	2
S-6 Grana	15.5	21	430.5	467
S-7 Finnsåsbekken	1.7	-	7.3	9
S-8 Jørstadelva	5.2	3	258.8	267
S-9 Tiltneselva	0.4	0.2	14.4	15
S-10 Nordgårsbekken	2.3	-	2.7	5
Snåsavatn	-	118	-	118
Øvrig naturlig nedbørfelt	17.5	10	302.5	330
Regulert Bangsjøfelt	-	20	126	146
SUM	59	179	1326	1564

Tabell 2.3-3 Tilførsler av fosfor til delområdene i nedbørfeltet til Snåsavatn (kg P/år)

Delområde	Bosetning	Dyrket mark	Vannflater	Skog, myr, fjell	Sum
S-1 Langhammarelva	266	990	60	213	1529
S-2 Borgelva	41	180	50	339	610
S-3 Bruvollrelva	15	80	35	500	630
S-4 Leiråa	80	320	25	135	560
S-5 Viabekken	117	70	-	8	195
S-6 Grana	450	1550	525	2798	5323
S-7 Finnsåsbekken	23	170	-	47	240
S-8 Jørstadelva	324	520	75	1682	2601
S-9 Tiltneselva	7	40	5	94	146
S-10 Nordgårsbekken	41	230	-	18	289
Snåsavatn	-	-	2950	-	2950
Øvrig naturlig nedbørfelt	766	1750	250	1966	4732
Regulert Bangsjøfelt	-	-	500	819	1319
Industri (meieri)					26
Turister					112
SUM	2130	5900	4475	8619	21262

Tabell 2.3-4 Tilførsler av nitrogen til delområdene i nedbørfeltet til Snåsavatn (tonn N/år)

Delområde	Bosetning	Dyrket mark	Vannflater	Skog, myr, fjell	Sum
S-1 Langhammarelva	1.3	21.8	1.4	6.5	31.0
S-2 Borgelva	0.2	4.0	1.2	10.4	15.8
S-3 Bruvollrelva	0.1	1.8	0.8	15.4	18.1
S-4 Leiråa	0.4	7.0	0.6	4.2	12.2
S-5 Viabekken	0.6	1.5	-	0.3	2.4
S-6 Grana	2.2	34.1	12.6	86.1	135.0
S-7 Finnsåsbekken	0.1	3.7	-	1.5	5.3
S-8 Jørstadelva	1.6	11.4	1.8	51.8	66.6
S-9 Tiltneselva	0.003	0.9	0.1	2.9	3.9
S-10 Nordgårsbekken	0.2	5.1	-	0.5	5.8
Snåsavatn	-	-	70.8	-	70.8
Øvrig naturlig nedbørfelt	3.7	38.5	6.0	60.5	108.7
Regulert Bangsjøfelt	-	-	12.0	25.2	37.2
Industri (meieri)					0.1
Turister					0.6
SUM	10.4	129.8	107.3	265.3	513.5

2.4 Målsetting og overvåkingsprogram

En målsetning for undersøkelsen er å beskrive den nåværende forurensningssituasjonen i Snåsavatnet. Et teoretisk forurensningsregnskap for de viktigste tilløpselvene sammen med direkte målinger skal danne grunnlag for å peke ut forurensningskilder og vurdere deres innbyrdes betydning m.h.t. eventuelle reduksjoner. Den nåværende forurensningstilstanden vil også bli lagt til grunn for vurderinger ved nye bolig- og hytteutbygginger langs Snåsavatnet.

Innføring av mysis i Snåsavatn kan forventes å influere på næringskjeden planteplankton - dyreplankton - røye i innsjøen. Mysis er en næringskonkurrent til røye samtidig som røye også spiser endel mysis. Predasjonen på dyreplanktonet blir i alle fall endret, trolig både i form av hardere beskatning og beskatning på andre individstørrelser. Dette vil eventuelt i neste omgang påvirke planteplanktonet. Det vil si endret sammensetning og økte mengder av planteplankton og dermed synlige eutrofieringseffekter. Planktonsamfunnet har derfor stor betydning for Snåsavatn både i eutrofisammenheng og for røyefisket.

Denne undersøkelsen tar sikte på å beskrive mengder og artssammensetning av planteplankton, dyreplankton inklusiv mysis og fisk.

Ved sammenligning av nye og eldre data fra Snåsavatn vil det bli forsøkt dokumentert eventuelle endringer i innsjøen som følge av innføring av krepsdyret mysis.

De fysisk-kjemiske og bakteriologiske delene av denne undersøkelsen har omfattet målestasjoner i 10 av de viktigste innløpselvene, i utløpet og på tre stasjoner i selve innsjøen (se fig. 2.1-1). Fra innsjøstasjonene har det vært tatt prøver fra 4-5 ulike dyp: 1 m, 8 m, 16 m (30 m i 1986) og like over bunnen i tre av dypbassengene (fig. 2.4-1). Prøvene ble analysert på de vanlige fysiske parametrene; pH, ledningsevne, (farge, turbiditet), organisk stoff, oksygeninnhold, næringssaltene fosfor og nitrogen, samt koliforme og termostabile koliforme bakterier. Prøvene er analysert ved Innherred kjøtt- og næringsmiddelkontroll i Steinkjer. På de tre innsjøstasjonene (fig. 2.4-1) ble det også tatt biologiske prøver, planteplankton, klorofyll, dyreplankton og mysis. Fra en fjerde innsjøstasjon ble det bare tatt dyreplankton- og mysisprøver (fig 2.4-1). Beskrivelser av fiskebestandene er foretatt på grunnlag av prøvefiske med bunn garn og flyte garn, ekkoloddregistreringer, og intervjuundersøkelser.

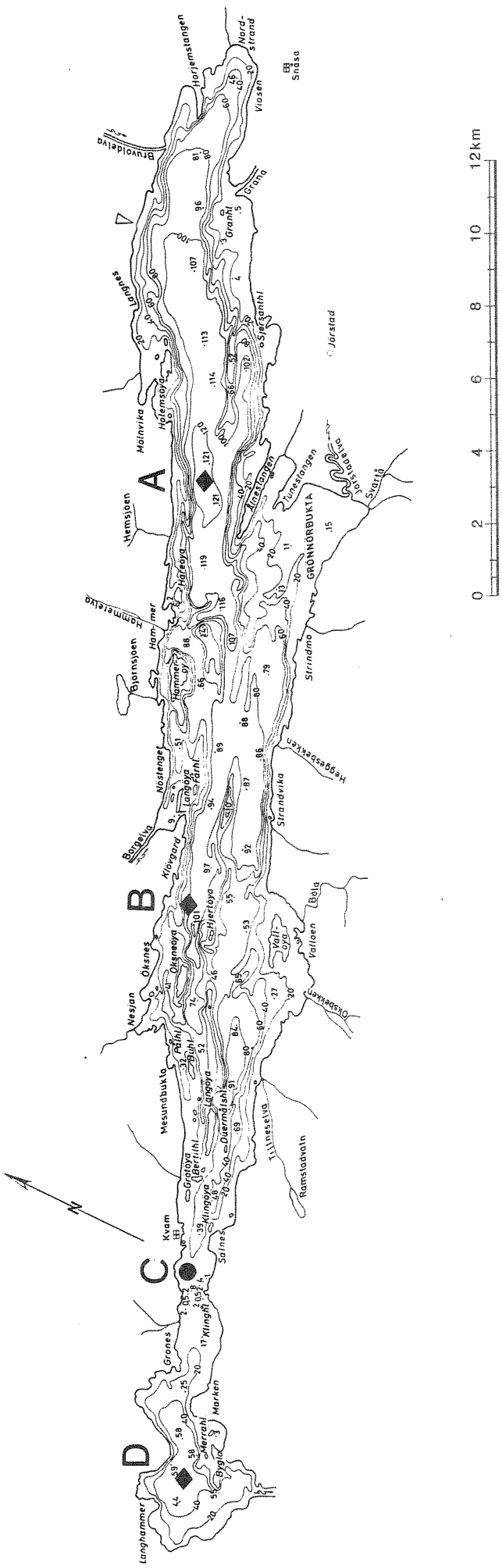


Fig. 2.4-1 Dybdekart over Snåsavatn (etter Østrem m.fl. 1984)

- ◆ Kjemiske/biologiske prøvetasjoner
- Dyreplanktonstasjon

3. RESULTATER OG DISKUSJON

3.1 Innløpselvene til Snåsavatn

I de 10 antatt mest betydningsfulle innløpselvene til Snåsavatn ble det i 1987 foretatt målinger av næringssalter, organisk stoff, bakterier samt de vanligste fysiske parametrene. Dette ble gjort for å påvise eventuelle forurensningskilder og for å vurdere en eventuell utvikling sammenlignet med tidligere data. Seks av innløpselvene og utløpet er beskrevet fra 1976-1978 med hensyn på fysisk-kjemiske data (Løvik 1977, 1979). De øvrige ble valgt ut bl.a. på grunnlag av en fiskeundersøkelse (Haukland & Rikstad 1986), som indikerte tildels sterkt eutrofe innløpsbekker.

I tabell 3.1-1 er resultatene av de fysisk-kjemiske og bakteriologiske prøvene fra innløpselvene og utløpet til Snåsavatn satt opp som tidveide middelveidier for perioden 1. mai til 1. november.

Tabellen viser seks sterkt belastede innløp: Langhammarelva (S-1), Leiråa (S-4), Viabekken (S-5), Finnsåbekken (S-7), Tiltneselva (S-9) og Nordgårdsbekken (S-10). Borgelva (S-2) er også betydelig belastet. Forurensningene er vurdert ut fra konsentrasjonene av spesielt fosfor, men også nitrogen, organisk stoff og bakterier. De to største innløpselvene, Grana (S-6) og Jørstadelva (S-8), mottar betydelige mengder fosfor og koliforme bakterier. Den eneste av de undersøkte innløpene som var lite/moderat belastet var Bruvollrelva. Verdiene for utløpselva for både 1986 og 1987 viser lave konsentrasjoner og liten transport av forurensende stoffer ut av Snåsavatn. Det betyr at mesteparten av næringssalter og organisk stoff som tilføres innsjøen omsettes og sedimenteres her. Tilbakeholdelse (retensjon) av fosfor er bergnet til omkring 60% i Snåsavatnet (se avsnitt 3.9).

Tabell 3.1-1 Tidsveide middelerverdier av fysisk-kjemiske og bakterio-
logiske parametre målt i innløpselvene til Snåsavatn
1987 samt utløpet i 1986 og 1987.

	pH	Kond.	Turb.	Farg-F	Tot-P	Tot-N	COD-Mn	Koli 37	T.Koli 44
S-1 Langhammarelva	7.4	12.2	3.3	47.8	34.5	619	9.0	807	386
S-2 Borgelva	7.3	4.4	2.6	54.9	19.6	311	8.4	1692	210
S-3 Bruvollrelva	7.4	4.1	0.5	51.1	4.7	183	7.8	73	42
S-4 Leiråa	7.3	8.7	10.2	76.2	34.0	580	12.0	1906	303
S-5 Viabekken	7.9	27.0	4.0	35.6	61.6	1563	6.8	4617	884
S-6 Grana	6.8	2.3	1.4	57.1	9.4	209	8.3	185	56
S-7 Finnsåsbekken	7.4	21.0	11.0	127.7	129.0	1733	19.9	1637	467
S-8 Jørstadelva	6.9	2.8	1.9	46.8	7.2	195	6.6	167	59
S-9 Tiltneselva	6.8	3.6	1.8	116.7	45.2	699	20.1	734	392
S-10 Nærdgårdsbekken	7.8	25.2	12.3	59.4	38.3	1487	8.8	1086	210
Utløpet 1986	7.2	4.4	0.5	26.4	5.3	258	5.2	31	3
Utløpet 1987	7.2	4.3	0.5	27.2	5.7	246	4.4	12	4

I tabell 3.1-2 er vannkvaliteten sammenlignet i seks innløpselver og i utløpet av Snåsavatn fra årene 1976-78 og fra 1987. De seks innløpene er Langhammarelva, Borgelva, Bruvollrelva, Grana, Jørstadelva og Tiltneselva, og parametrene som er sammenlignet er pH, ledningsevne, turbiditet, totalfosfor, totalnitrogen og organisk stoff.

Utløpet og tre av innløpene viste ingen tydelige endringer på disse 10 årene. De tre innløpene var Bruvollrelva, som var den reneste i 1987, samt de to desidert største elvene Grana og Jørstadelva.

Tre av de andre innløpene viste tildels betydelige forskjeller fra 1976-78 til 1987. Dette var Langhammarelva, Borgelva og Tiltneselva.

Middelerverdiene av pH-målingene (tabell 3.1-2) lå noe høyere i 1987 enn ti år tidligere, og Langhammarelva var den elva som hadde økt mest. Verdiene for ledningsevne var tildels betydelig lavere i 1987 enn i 1976-78. Unntatt her var Langhammarelva som hadde samme verdi og Tiltneselva som bare var litt lavere i 1987. Turbiditeten var betydelig høyere i Langhammarelva, Borgelva og Tiltneselva, forøvrig var den uendret. Det samme er tilfelle for totalfosfor. Totalnitrogen viste lavere verdier på alle lokalitetene i 1987 unntatt i Tiltneselva hvor det var en økning og i Borgelva hvor det var uendret. Mengden organisk stoff viste en økning på alle stasjonene.

Tabell 3.1-2 Middelerverdier av fysisk-kjemiske parametre fra seks innløpselver og utløpet av Snåsavatn målt i 1976-78 (Løvik 1977, 1979) og i 1987. Avvikende verdier er markert med

	pH		Kond.		Turb.	
	76/77-77/78	87	76/77-77/78	87	76/77-77/78	87
S-1 Langhammarelva	7.1-6.9	7.4	12.2-12.2	12.2	2.0-1.7	3.3
S-2 Borgelva	7.2-6.9	7.3	5.0-5.5	4.4	1.0-0.7	2.6
S-3 Bruvollrelva	7.2	7.4	6.1	4.1	0.5	0.5
S-6 Grana	6.8-6.8	6.8	3.7-3.8	2.3	1.5-1.2	1.4
S-8 Jørstadelva	6.7	6.9	4.8	2.8	2.2	2.8
S-9 Tiltneselva	6.8-6.7	6.8	3.7-4.3	3.6	1.7-0.9	3.6
Utløpet	7.1-6.9	7.2	5.1-4.9	4.3	0.7-0.5	0.6

	Tot-P		Tot-N		COD-Mn	
	76/77-77/78	87	76/77-77/78	87	76/77-77/78	87
S-1 Langhammarelva	29-24	35	770-780	620	8.4-8.1	9.0
S-2 Borgelva	13-10	20	280-320	310	7.7-5.9	8.4
S-3 Bruvollrelva	7	5	250	180	4.7	7.8
S-6 Grana	12-7	9	270-290	210	6.6-5.4	8.3
S-8 Jørstadelva	7	7	290	200	4.7	6.6
S-9 Tiltneselva	14-10	45	410-330	700	14.8-11.8	20.0
Utløpet	12-7	6	290-270	250	3.8-3.3	4.5

For enkelte parameterserier som sammenlignes i tabell 3.1-2 synes det å være systematiske, metodiske forskjeller, heller enn miljømessige, reelle endringer. Dette gjelder generelt lavere ledningsevneverdier i 1987, noe høyere pH, lavere totalnitrogen og mer organisk stoff. Prøvene er tatt til noe forskjellig årstider, de er analysert etter noe forskjellig metodikk, ulike instrumenter og ved forskjellige laboratorier. Årsaken til de systematiske ulikhetene vil ikke bli vurdert nærmere.

Til tross for de systematiske ulikhetene syntes det mulig å vurdere innløpselver som hadde fått økt belastning siden 1976-78. Blant annet synes analysene av fosfor å være sammenlignbare for begge undersøkelsene, og bare de målte forskjellene i Langhammarelva,

Borgelva og Tiltneselva utgjør en økning på 1.2 tonn i fosfortilførsler til Snåsavatn pr. år.

Tabell 3.1-3 viser beregnede mengder og konsentrasjoner av fosfor i de ti innløpselvene sammenholdt med de målte konsentrasjonene i de samme elvene. De beregnede konsentrasjonene er basert på tilførselsberegninger (tabell 2.3-3), arealfordelinger (tabell 2.3-2) og avrenningskart (NVE 1987).

For de to største elvene, Grana (S-6) og Jørstadelva (S-8), er det en meget god overensstemmelse mellom beregnede og målte konsentrasjoner. De litt lavere verdiene for målte konsentrasjoner har sammenheng med tilbakeholdelse og sedimentering av fosfor i innsjøene som det ikke er tatt hensyn til i disse teoretiske beregningene. Dette gjelder også de andre tilløpene som har innsjøer av betydning. Langhammarelva (S-1), Borgelva (S-2), Bruvollrelva (S-3) og Leiråa (S-4). To av disse, Borgelva og Leiråa, sammen med Finnsåsbekken (S-7) og Tiltneselva (S-9), hadde tildels betydelig høyere målte enn beregnede fosforverdier. Dette kan settes i sammenheng med tilsvarende større utslipp enn det man bør forvente fra jordbruk og/eller husholdningskloakk. To innløpsbekker uten innsjøer, Viabekken (S-5) og Nordgårdsbekken (S-10), hadde vesentlig lavere, målte fosforverdier enn beregnede verdier. Dette tyder på mindre utslipp til vassdraget enn forventet ut fra de teoretiske beregningene.

Tabell 3.1-3 Beregnede og målte konsentrasjoner av fosfor i innløpselvene til Snåsavatn

Lokalitet	Beregnete verdier				Målte verdier	
	kg P/år	Areal (km ²)	Avrenning l/sek/km ²	Middelvann- føring (m ³ /sek)	Konsentrasjon µg P/l	Konsentrasjon µg P/l
S-1	1529	45	25	1.13	42.9	34.5
S-2	610	56	35	2.0	9.7	19.6
S-3	630	79	30	2.4	8.3	4.7
S-4	560	25	30	0.75	23.7	34.0
S-5	195	2	30	0.06	103.1	61.6
S-6	5323	467	37	17.3	9.8	9.4
S-7	240	9	30	0.27	28.2	129.3
S-8	2601	267	40	10.7	7.7	7.2
S-9	146	15	25	0.38	12.2	45.2
S-10	289	5	25	0.13	70.5	38.3

3.2 Snåsavatn - vannkjemi

pH, ledningsevne, næringsalter og organisk stoff

På tre stasjoner i Snåsavatn (fig. 2.1-1 og 2.4-1) ble det tatt månedlig vannkjemiske prøver fra juni til oktober i årene 1986 og 1987. Det ble også tatt en prøveserie mens innsjøen var isdekket (mars 1986).

Analyseresultatene er vist i fig. 3.2-1 som middelverdier for de ulike dyp (I), for de tre stasjonene (II), og for de to årene innsamlingen pågikk (III). Enkeltverdiene av vannanalysene er vist i vedlegg, tabell V-4.

Snåsavatn var nær nøytral m.h.t. surhetsgrad. pH var i middel for hele innsjøen høyest i overflaten, nær 7.1, og sank til under 6.9 mot bunnen (fig. 3.2-1 I). pH viste videre en stigning fra stasjon A til B og til D (fig. 3.2-1 II), men det var liten forskjell fra 1986 til 1987 (fig. 3.2-1 III). Ledningsevnen er et mål for innholdet av løste salter i innsjøen. Ledningsevnen i Snåsavatn, som lå rundt 4 mS/m, økte fra overflaten og ned mot bunnen. Organisk stoff, totalfosfor og totalnitrogen varierte lite mens nitratverdiene hadde en viss økning nedover i overflatelagene. Organisk stoff, målt som forbruk av oksygen etter permanganatmetoden, viste relativt høye verdier for Snåsavatn. Vannfargen vekslet mellom brun og gul, og det tyder på at mengdene med organisk stoff i innsjøen består av mye humus. Konsentrasjonene av totalfosfor var ikke særlig høye og lå i middel mellom 4 og 5 µg/l mens løst fosfor i de fleste målingene lå under deteksjonsgrensen på 1 µg/l. Verdiene for totalnitrogen lå omkring 270 µg/l og nitratkonsentrasjonene varierte rundt et middel på 130 µg/l. Fosfat er en vekstbegrensende faktor i Snåsavatnet.

Middelverdien av alle målte parametre viste variasjoner mellom prøvestasjonene (fig. 3.2-1, II). I tillegg til pH økte også ledningsevnen og nitrogen fra A til B og til D mens mengden organisk stoff ble redusert. Forskjellene mellom de ulike stasjonene var imidlertid ikke særlig stor, og minst forskjell var det mellom stasjon A og B.

Fig. 3.2-1 III, viser forskjellene mellom årene 1986 og 1987. Figuren er basert på middelverdier for 1, 8 og 16m for alle tre stasjonene. Bortsett fra pH og totalfosfor er det tildels betydelige lavere verdier i 1987 av de øvrige målte parametre sammenlignet med 1986. Dette kan ha sammenheng med 246 mm mer nedbør i 1987 i forhold til 1986 (27% økning) og en fortyningseffekt av de økte vannmengdene.

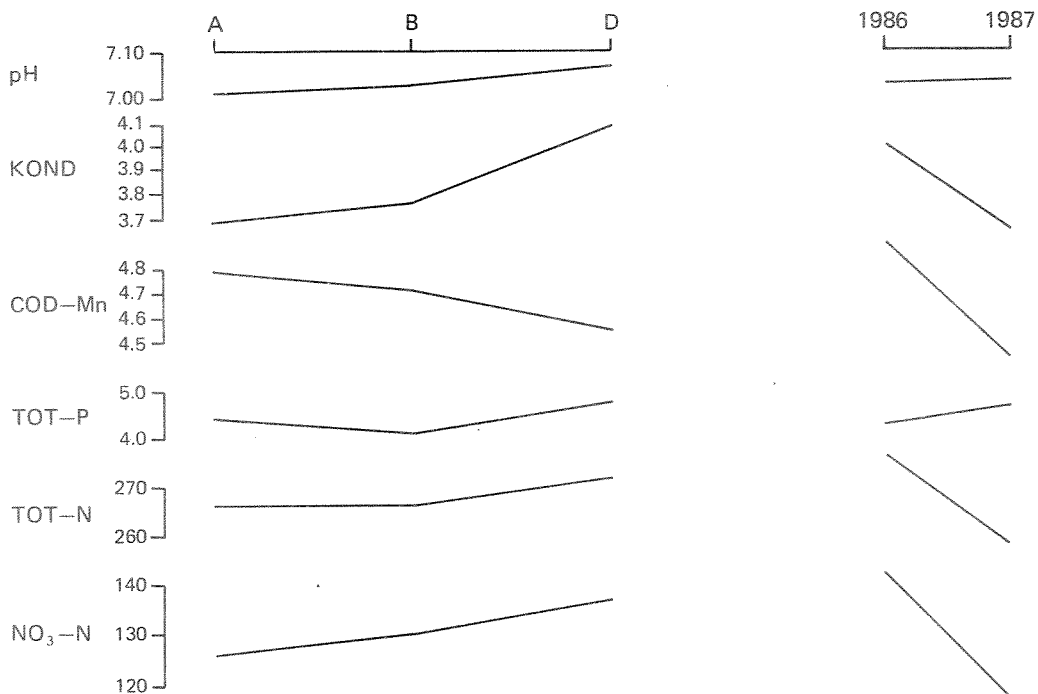
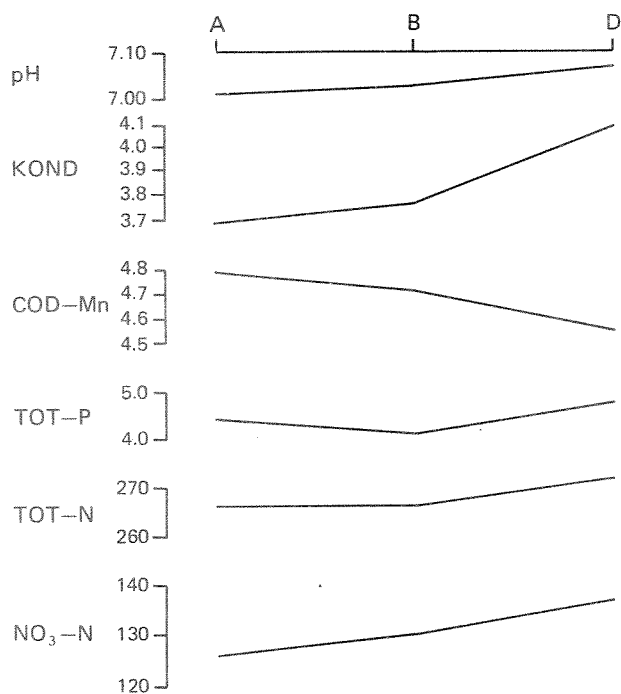
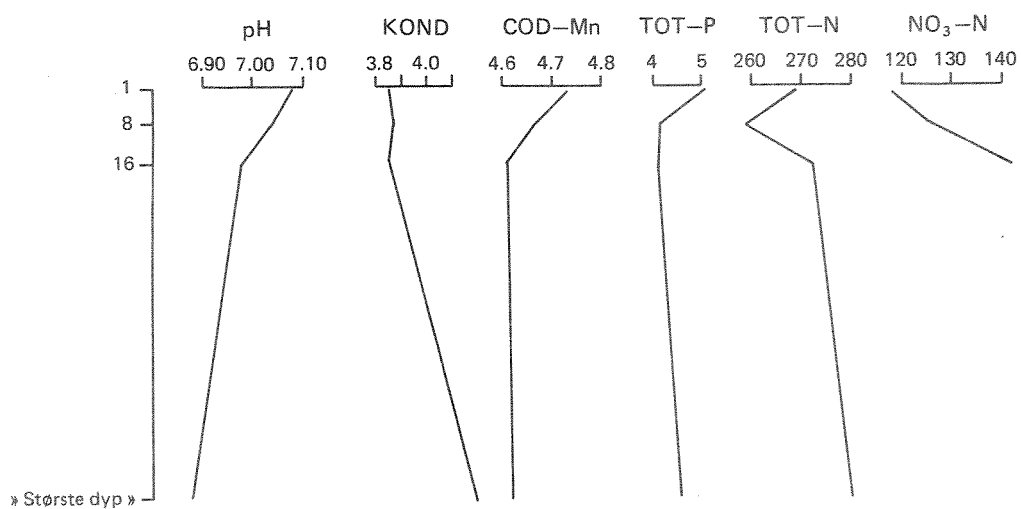


Fig. 3.2-1 Middelverdier av vannkjemiske parametre i Snåsavatn: pH, ledningsevne, organisk stoff, totalfosfor, totalnitrogen, og nitrat. I - middelverdier for stasjonene A, B, D for årene 1986 og 1987 sett i relasjon til dypene 1m, 8m, 16m og "største dyp" (som er 115m, 95m og 50m for henholdsvis stasjon A, B og D). II - middelverdier for dypene 1, 8 og 16m for årene 1986 og 1987 sett i relasjon til stasjonene A, B og D. III - middelverdier for stasjonene A, B og D og dypene 1, 8 og 16m sett i relasjon til årene 1986 og 1987.

Oksygeninnholdet i Snåsavatn

Oksygen er en livsnødvendighet for de aller fleste organismer som lever i vann. Vår og høst når vanntemperaturen er rundt 4°C, sirkulerer hele vannmassen i innsjøene, og vi får blandet inn rikelig med oksygen i alle sjikt. Under stagnasjonsperiodene (sommer og vinter) kommer ikke noe vesentlig med oksygen ned til vannmassene i dypere lag. Dersom tilførselen av organisk materiale til dyplagene er stor under stagnasjonsperiodene vil prosessene med nedbryting av dette materiale bruke mye oksygen, og oksygensvikt kan inntreffe hvis tilførslene blir for store. Mengden tilført organisk materiale kan være naturlig tilført humus, men det kan også være utslipp av organisk stoff fra husholdning, landbruk og industri eller en høy planteproduksjon i innsjøen. Sistnevnte skyldes vanligvis for store tilførsler av næringsalter (fosfor). Oksygenreduksjoner til under 30-40% metning medfører at en vannforekomst ikke lenger fungerer normalt, og fullstendig oksygensvinn får alvorlige følger for innsjøen som økosystem. Alt vesentlig dyreliv i de oksygenfrie områdene blir slått ut, sedimentbundet fosfor frigis til vannmassene og en negativ utvikling av innsjøen vil øke på.

Oksygenforholdene i Snåsavatn er illustrert i fig. 3.2-2 og måleverdiene er satt opp i vedlegg V-5. Det ble ikke registrert noen kritiske oksygenkonsentrasjoner i Snåsavatn, og den laveste målte oksygenmetningen var ca 75%. To av de fem måleseriene på oksygen ble foretatt i perioder hvor vannmassene var i sirkulasjon (juni 1986 og juni 1987) (fig. 3.2-2). Oksygenmetningen var i begge tilfellene omkring 90 til 100% gjennom hele vannmassen og på alle tre stasjonene. Under stagnasjonsperiodene (mars og august 1986 og september 1987) fant vi en reduksjon fra rundt 100% oksygenmetning i overflaten til 80-90% ved bunnen og stasjon D lå jevnt over lavest med verdier ned mot 75%.

Stasjon D hadde de laveste konsentrasjonene av organisk stoff (fig. 3.2-1), men de høyeste verdiene av klorofyll. Det høyere oksygenforbruket i dette nederste bassenget i Snåsavatn kan derfor skyldes høyere algeproduksjon.

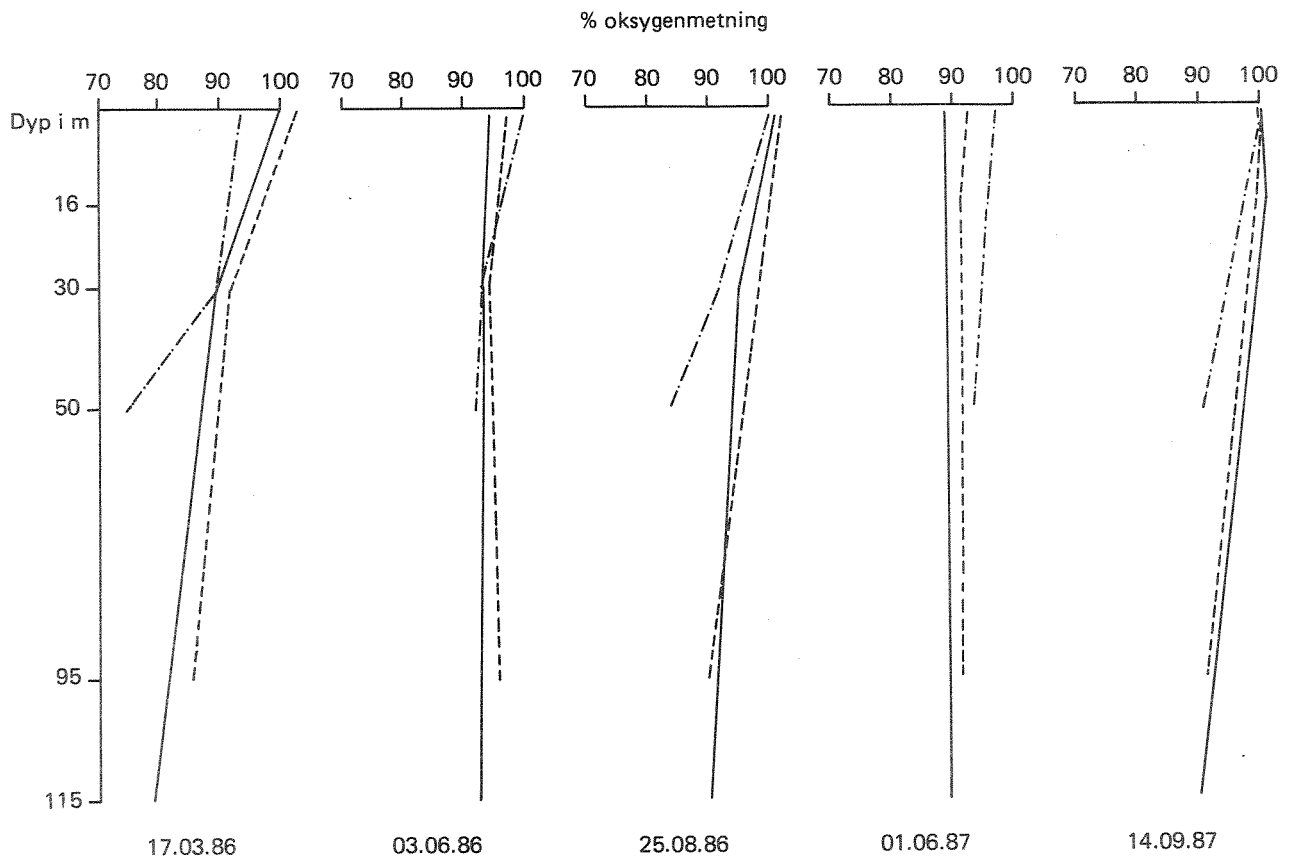


Fig. 3.2-2 Oksygenmetning i Snåsavatn på fem forskjellige døgn i 1986-1987. Heltrukket linje stasjon A, stiplet linje stasjon B, prikket linje stasjon D.

Hovedkomponenter og tungmetaller i Snåsavatn

Ved to anledninger (4. august 1986 og 4. august 1987) ble det tatt vannprøver på 1 m, 30 m og største dyp på alle tre stasjonene i Snåsavatn. Prøvene ble brakt til NIVA og analysert på hovedkomponentene kalsium, magnesium, natrium, kalium, sulfat og klorid. Det var små variasjoner mellom de ulike stasjonene, dypene og prøvetakingsstedene. Største og minste verdi for hver av komponentene er satt opp nedenfor som mg/l. Analyseverdiene foreligger i vedlegg, tabell V-6.

Ca	Mg	Na	K	SO ₄	Cl
3.1-3.9	0.5-0.7	2.4-2.7	0.4-0.5	1.9-3.1	4.1-5.1

Snåsavatn har et innhold av salter som gir innsjøen en god vannkvalitet for de fleste vannlevende organismer. Saltinnholdet gjør også innsjøen motstandsdyktig mot eventuelle forurensninger av bl.a. en rekke metaller og sur nedbør.

Analyser av endel metaller ble også foretatt i august 1987 på de samme stasjonene og dypene som for hovedkomponentene. Disse prøvene er også analysert ved NIVA, og høyeste og laveste verdi for hvert av metallene i µg/l er satt opp nedenfor. Alle analyseverdiene finnes i vedlegg, tabell V-7.

Cu	Zn	Cd	Pb	Fe	Mn	Al
0.5-1.3	<10-10	<0.1	<0.5	14-21	<0.5-0.8	19-34

Det var små variasjoner mellom de forskjellige stasjonene og dypene og konsentrasjonene er meget lave for alle metallene, kobber, sink, kadmium, bly, jern, mangan og aluminium.

3.3 Endringer i vannkvalitet - organisk stoff, siktedyp

Det ville være av interesse å registrere om det hadde foregått endringer i vannkvaliteten før og etter introduksjonen av mysis. I noen innsjøer har biomassene av planteplankton økt med over 300% etter innføring av mysis (Kinsten & Olsèn 1981). Dette kunne bl.a. tenkes å influere på innsjøens innhold av organisk stoff og på siktedypet.

Det foreligger to lengre måleserier på bl.a. organisk stoff målt som oksygenforbruk ved permanganattilsetning fra utløpet av Snåsavatn fra 1976/78 og 1977/78 (Løvik 1977, 1979). Det foreligger også en enkeltserie fra innsjøen fra 1976 (Løvik 1977). Disse dataseriene er satt sammen med målinger fra 1986 og 1987 i tabell 3.3-1.

Tabell 3.3-1. Innhold av organisk stoff målt som kjemisk oksygenforbruk, mg O/l. Målinger fra 1976-78 etter Løvik (1977, 1979). * Data fra én prøve- serie 28.2.1976, som omfatter 1, 12, 16, 30 og 105 m dyp.

År	Utløp Snåsavatn		Snåsavatn St. A	
	middel	(min.-maks.)	middel	(min.-maks.)
1976/77	3.3	(2.6-4.2)	4.2*	(4.0-4.4)
1977/78	3.8	(3.2-4.6)		
1986	5.1	(4.6-6.0)	5.0	(4.2-5.7)
1987	4.5	(3.9-5.1)	4.6	(4.1-5.4)

Som det fremgår av tabellen er det en forholdsvis klar økning fra 1976-78 til 1986-87 på omkring 35% i måleseriene fra utløpet av Snåsavatn. De enkle målingene fra stasjon A i innsjøen viser en mindre økning, men tendensen peker i samme retning. Nå er imidlertid alle sammenlignbare målinger av organisk stoff i Snåsavassdraget høyere i 1986-87 enn i 1976-78, også de relativt lite påvirkede tilløpselvene (tabell 3.1-2). Det kan derfor foreligge systematiske feil i en av disse måleseriene. Følgelig bør ikke dataseriene på organisk stoff tillegges for stor vekt.

Siktedypet i Snåsavatn, målt med Secchi-skive, har vært registrert fra midten av 1970-årene. Siktedypet er målt i tilknytning til forskjellige undersøkelser (Løvik 1977, Hindrum 1980, Nøst & Koksvik 1981) og i forbindelse med hovedfagskurs i ferskvannsekologi fra Universitetet i Trondheim. Alle tidligere registreringer i tillegg til data fra denne undersøkelsen er satt opp i Vedlegg V-8 og V-9. Det var

en del forskjeller i siktedyp målt på studentkurs og målt i tilknytning til undersøkelsen. (F.eks. et kurs i august 1976 målte siktedypet til 3.5 m, mens Løvik (1977) målte siktedypet til ca 5 m både 20. juli og 28 august samme år. Et kurs i 1987 målte siktedypet nord for Klingsundet til 6 m 4. juli, mens vi to dager senere målte siktedypet på de tre hovedstasjonene til 3.5, 4.0 og 3.5 m.) Forskjellene i siktedyp kan skyldes valg av prøvelokalitet og/eller manglende nøyaktighet/erfaring med avlesningene/målinger med og uten vannkikkert.

I fig. 3.3-1 er målte siktedyp fra denne og tidligere undersøkelser satt opp. Fra år hvor det foreligger flere målinger er middelveiden vist sammen med maksimum- og minimumsverdiene. Verdiene fra studentkursene er bare satt opp i parenteser for de årene hvor det ikke er foretatt andre undersøkelser.

Linjen i fig. 3.3-1, basert på denne og tidligere undersøkelser, viser endringen i siktedypet fra 1975 og frem til 1987. Linjen er trukket på grunnlag av en lineær regresjon: $y = +0.1625x + 326.8$ med en korrelasjonskoeffisient $r = 0.86$. På disse 12 årene er siktedypet blitt redusert fra omkring 6 m til 4 m.

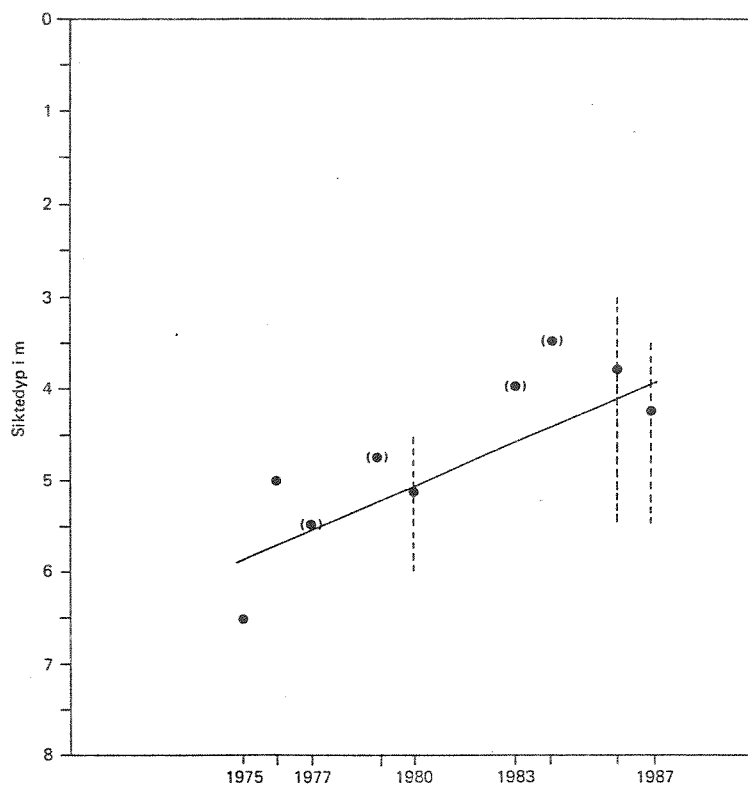


Fig. 3.3-1 Siktedyp, middel-, maksimum- og minimumsverdier målt ulike år i Snåsavatn. 1975 (Hindrum 1980), 1976 (Løvik 1977), 1980 (Nøst & Koksvik 1981), (●) målt av studenter fra Universitetet i Trondheim.

3.4 Bakterier

Koliforme bakterier brukes som indikatororganismer for påvisning av fekale forurensninger. Koliforme bakterier er en samlebetegnelse på en rekke forskjellige bakterier som finnes i tarmen hos mennesker og andre varmblodige dyr, men som også kan forekomme i jord. Koliforme bakterier påvises ved 37⁰C. De termostabile koliforme bakteriene påvises ved 44⁰C. Dette er hovedsakelig tarmbakterien Eschericia coli, og de jordlevende formene er ikke med her.

Statens institutt for folkehelse (1976, 1987) har utarbeidet kvalitetskriterier for vann som skal benyttes til forskjellige formål, bl.a. på grunnlag av bakterier. Drikkevannskilder skal f.eks. ikke ha mer enn 10 koliforme bakterier pr. 100 ml, og termostabile koliforme bakterier må ikke påvises. Badevann (friluft) skal ikke inneholde mer enn et middel på 50 termostabile koliforme pr. 100 ml.

Det ble samlet inn månedlige prøver for bestemmelse av koliforme- og termostabile koliforme bakterier fra innløpselvene, de øvre 16 m av Snåsavatn og fra utløpsosen. Analysene er utført av Innherred kjøtt- og næringsmiddelkontroll, og primærdata fins i tabellene V-10 og V-11.

Fig. 3.4-1 viser tidsveide middelkonsentrasjoner av koliforme bakterier i de viktigste innløpselvene, og i utløpet av Snåsavatn. Syv av de ti undersøkte innløpene var sterkt belastet med koliforme bakterier. Verst var Viabekken (S-5) som renner gjennom tettstedet Snåsa. Som det fremgår av tabell 3.4-1 var også tilførslene av termostabile bakterier svært høye her. Dette tyder på at Viabekken mottar ubehandlet husholdningskloakk (utette kloakkledninger eller direkte tilførsler). De andre sterkt belastede elvene var Langhammarelva (S-1), Borgelva (S-2), Leiråa (S-4), Finnsåsbekken (S-7), Tiltneselva (S-9) og Nordgårdsbekken (S-10). Som vist i tabell 3.4-1 har alle disse også meget høye verdier av termostabile bakterier. Dette har sammenheng med tilførsler av husholdningskloakk og/eller husdyrgjødsel. For noen av disse elvene, Borgelva, Nordgårdsbekken og spesielt Tiltneselva synes bakteriebelastningene å være høye i forhold til bosetting, dyrkningsareal og delnedbørfelt (middelvannføring) (tabell 2.3-2 og tabell 2.3-3).

De to største tilløpselvene, Grana (S-6) og Jørstadelva (S-8) er begge betydelig belastet med koliforme bakterier. Bare Bruvollrelva (S-3) av de undersøkte tilløpene kunne karakteriseres som moderat påvirket.

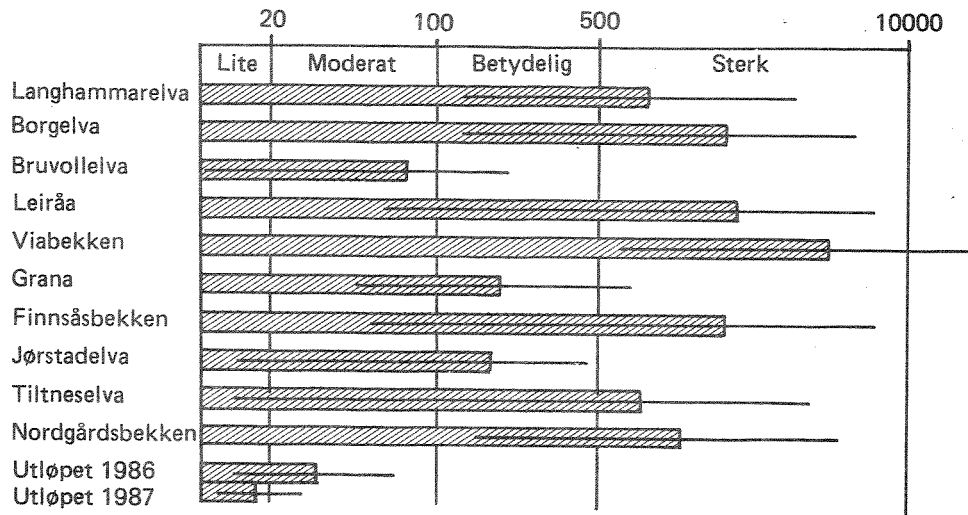


Fig. 3.4-1 Tidsveide middelkonsentrasjoner med maksimum- og minimumsverdier fra mai til og med oktober 1987 (utløpet også 1986) for koliforme bakterier i Snåsavassdraget. Forurensningsgradering etter veiledende bruk ved SIFF og NIVA.

Tabell 3.4-1 Middelkonsentrasjonen av koliforme (koli 37) og termostabile koliforme bakterier (T. koli 44) i Snåsavassdraget.

	Koli 37	T. Koli 44
S-1 Langhammerelva	807	386
S-2 Borgelva	1692	210
S-3 Bruvollrelva	73	42
S-4 Leiråa	1906	306
S-5 Viabekken	4617	884
S-6 Grana	185	56
S-7 Finnsåsbekken	1637	497
S-8 Jørstadelva	167	59
S-9 Tiltneselva	736	392
S-10 Nordgårdsbekken	1086	210
Snåsavatn st. A 1986+87	5	1
Snåsavatn st. B 1986+87	7	0.5
Snåsavatn st. D 1986+87	14	1
Utløpet 1986	31	3
Utløpet 1987	12	4

Konsentrasjonene av koliforme- og termostabile koliforme bakterier i Snåsavatn er lave. Antall termostabile bakterier pr. 100 ml ligger vanligvis mellom 0-2 i de aller fleste enkeltprøvene. Antall koliforme bakterier pr. 100 ml vann er vanligvis under 10 og de fordeler seg på år, stasjoner og dyp i innsjøen som vist i tabell 3.4-2. Analyseresultatene finnes i vedlegg V-11.

Tabell 3.4-2 Fordeling av koliforme bakterier på prøvestasjoner og dyp i Snåsvatn 1986 og 1987.

Stasjon	1986			1987			Middel
	A	B	D	A	B	D	
Dyp							
1 m	6	3	35	2	28	8	14
8 m	7	4	25	2	1	6	8
16 m	8	5	4	3	2	2	4
Middel	7	4	22	3	10	5	9

Tabellen viser ingen klare tendenser i fordelingsmønsteret, men det kan synes som om de høyeste konsentrasjonene kan forekomme i øvre vannlag og på stasjonen(e) nærmest utløpet. I tabell 3.4-1, hvor hele materialet for begge årene er satt sammen, vises tydeligere en økning av koliforme bakterier mot utløpet og antallet er i god overensstemmelse med det som ble påvist i utløpsoset (tabell 3.4-1).

3.5 Planteplankton og klorofyll-a

Kvantitative planteplanktonprøver ble samlet fra tre stasjoner i Snåsavatn i 1986 og 1987 (stasjonene A, B og D). Av hensyn til sammenligning med dyreplankton, ble det samlet inn separate prøver som blandprøver fra 0-5 m dyp og fra 5-10 m dyp. I alt ble det samlet inn prøver seks ganger gjennom vekstsesongen fra hver stasjon hvert av de to årene. Analyseresultatene er fremstilt i figurene 3.5-1 og 3.5-2 og i tabellene V-12 til V-23. Vanligvis ville det vært samlet inn en blandprøve hver gang fra 0-10 m dyp i en innsjø som Snåsavatn. Nedenfor er en tabell som viser midlet av 0-5 og 5-10 m analysene for hver prøvetaking sammen med maksimum- og middelverdien for vekstsesongen på hver stasjon de to årene. Verdiene er gitt som volum av planteplankton i mm^3 pr. m^3 vann.

		1986			1987				
Dato	Stasjon	Middel 0-5 og 5-10 m dyp			Dato	Stasjon	Middel 0-5 og 5-10 m dyp		
		A	B	D			A	B	D
3. juni		35	57	171	1. juni		40	70	80
1. juli		259	210	267	6. juli		296	106	322
4. august		443	399	208	3. august		274	274	147
25. august		211	193	201	24. august		245	212	236
15. september		213	166	174	14. september		193	211	324
20. oktober		62	59	95	12. oktober		94	124	133
Maks. verdi		443	399	267			296	274	324
Middel for vekstses.		204	181	186			190	166	207

Som denne tabellen viser var gjennomsnittsverdiene for vekstsesongen svært lik på alle tre stasjonene sammenlignet innbyrdes og mellom de to årene. Volumene av planteplankton lå på fra 166 til 207 mm^3/m^3 (= mg våtvekt/ m^3). Maksimumsverdiene varierte noe mellom stasjonene og også mellom de to årene, men ikke mer enn at dette ligger innenfor de forskjeller en må regne med å registrere på grunn av relativt få prøvetakinger. Maksimumsverdiene varierte fra 267 til 443 mm^3/m^3 (= mg våtvekt/ m^3).

Som det fremgår av figurene var også den prosentvise andel av de forskjellige algegruppene og variasjonene i disse gjennom vekstsesongen svært lik på de tre stasjonene, først og fremst innen samme år, men også hvis en sammenligner de to årene. På alle

Snåsavatn 1986

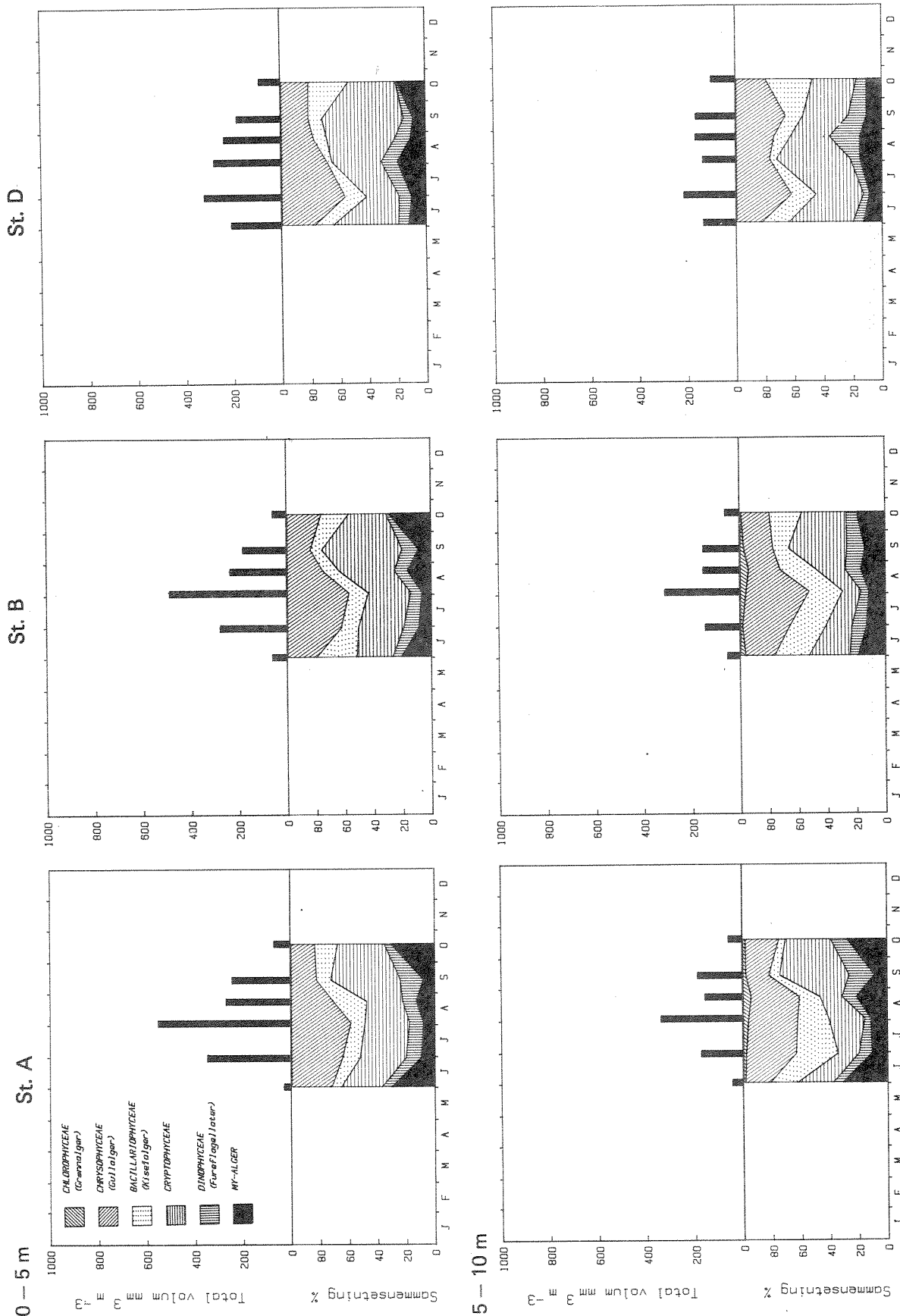


Fig. 3.5-1 Variasjoner i totalvolum og sammensetning av planteplankton på stasjoner i Snåsavatn 1986.

Snåsavatn 1987

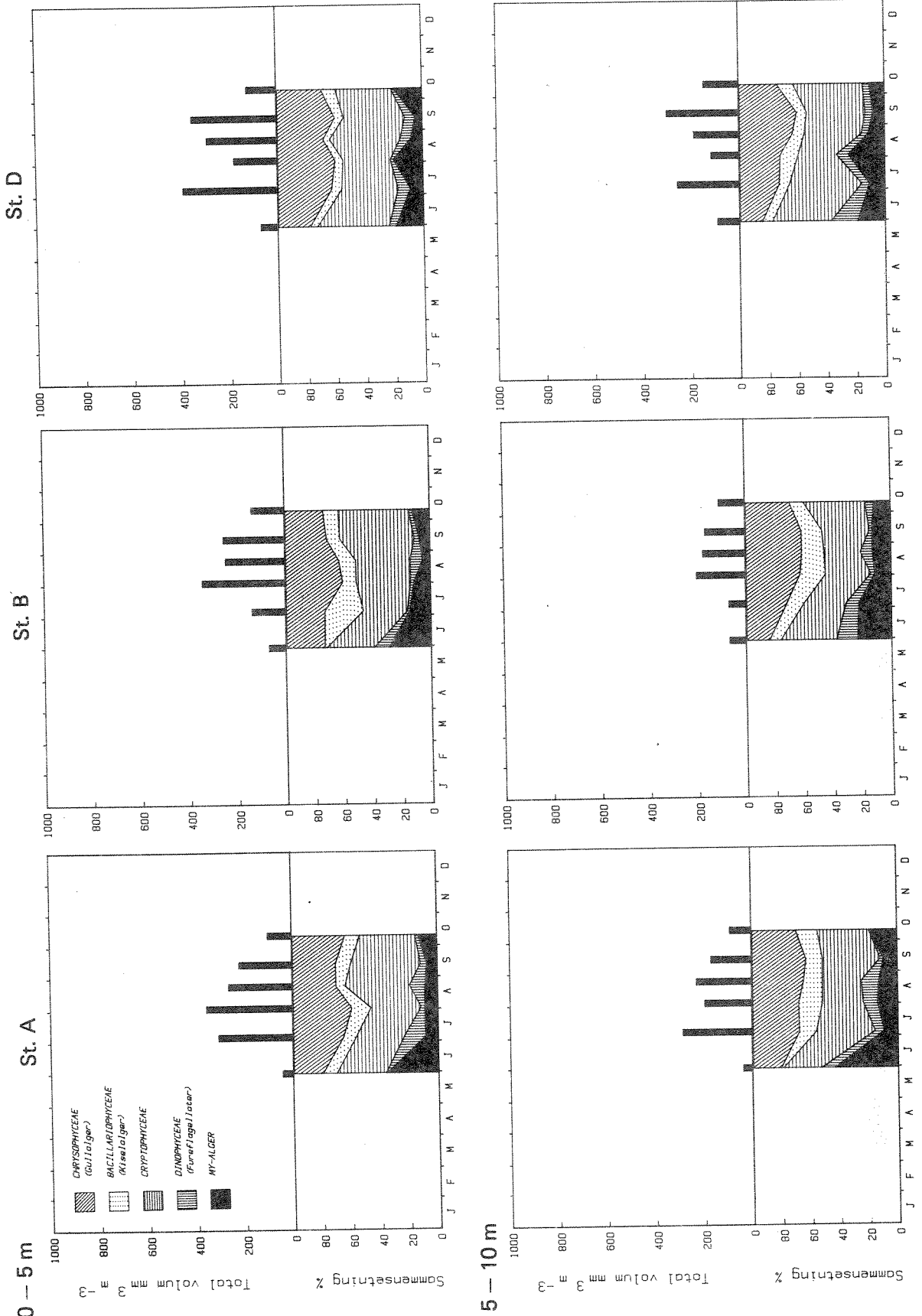


Fig. 3.5-2 Variasjoner i totalvolum og sammensetning av planteplankton på stasjoner i Snåsavatn i 1987. (Totalvolum gitt i mm³/m³ = våtvekt i mg/m³.)

stasjonene var det gruppen Chrysophyceae (gullalger) og Cryptophyceae som var mest fremtredende begge årene med ulike chrysomonader og Chrysochromulina parva innen Chrysophyceae og Rhodomonas lacustris + v. nannoplanctica, Katablepharis ovalis og Cryptomonas marssonii innen Cryptophyceae, som de viktigste artene. Kiselalgene (Bacillariophyceae) utgjorde en liten, men markant andel av planteplanktonet hele sesongen begge årene på alle tre stasjonene. Det var Rhizosolenia cf. longiseta (artsbestemmelsen er gjort med en viss reservasjon, da et viktig taxonomisk kjennetegn som celleendene som regel manglet) og Melosira italica (antagelig underarten subartica).

Gruppen "µ-alger" hadde hele sesongen igjennom på alle stasjonene en andel av det samlede planteplankton på ca 10-20%. Dette er små, ikke nærmere identifiserbare, arter med diameter 2-4 µm.

Både de registrerte maksimumsverdier, gjennomsnittsverdiene, artssammensetningen og den prosentvise sammensetning av gruppene var slik en vil forvente å finne i næringsfattige (oligotrofe), ikke sure vannmasser.

Selv om forskjellene var små mellom de tre stasjonene når en vurderer gjennomsnittsverdiene, er det av en viss interesse å legge merke til (figuren 3.5-1 og tabellen ovenfor), at mens det på st. A og B i 1986 var et markant maksimum i begynnelsen av august, var det på st. D en svak nedgang på dette tidspunkt. I 1987 var denne nedgangen i planteplanktonvolumet på samme tidspunkt enda mer markert, selv om det da ikke var så markerte topper på de andre to stasjonene.

Denne nedgangen i planteplankton i begynnelsen av august er sammenfallende med klart større dyreplanktonmengder til samme tid på stasjon D (fig. 3.6-3). Reduksjonen i planteplankton skyldes derfor høyst sannsynlig større beiting av plantespisende dyreplankton i dette området av innsjøen.

Fosforverdiene (totalfosfor) var relativt lave i Snåsavatn hele perioden, varierende rundt 4-5 µg P/l og det er antagelig dette næringsstoff som var begrensende for algeveksten. (Nitratverdiene viser at nitrogen ikke var begrensende.) Med et siktedyp på 3 til 5 m store deler av sesongen viser dette at den eufotiske sonen (de vannsjiktene der det er nok lystilgang for algevekst) vil være ned til omkring 10 m (2 ganger siktedyp), altså er lystilgangen ingen begrensende faktor i de øvre vannlagene.

Verdiene for organisk stoff i Snåsavatn lå mellom 4.5 og 5.0 mg O/l.

Dette viser relativt humøse vannmasser. Det var imidlertid ingen spesielle arter eller grupper som en vanligvis finner i sterkt humøse vannmasser, som var fremtredende i Snåsavatn.

Tidligere undersøkelser av planteplankton i Snåsavatn er ytterst sparsomme. Det eneste en vet om er undersøkelse og analyse av prøver samlet inn på to tidspunkter sommeren 1976. Disse ble samlet inn fra midtre basseng (tilsvarende st. B), henholdsvis 10. juli og 28. august, og med prøver fra 1, 2, 4 og 6 m dyp. Resultatene er gitt av Løvik (1977). Totalvolumene den gang, som snitt av de ulike dyp, lå på ca $200 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ planteplankton 10. juli og ca $100 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ 28. august. I juli var det en større andel av kiselalgen Melosira italica og Melosira sp. og 28. august i 1 m dyp en del av grønnalgen Botryococcus braunii. Forekomsten av disse algene var prosentvis større i 1976 enn i 1986/87, men totalvolumene var betydelig mindre, særlig i august, enn det en registrerte i 1986 og 1987.

Med forbehold i det begrensede materialet fra 1976 kan det synes som om det har vært en økning i algemengden i perioden mellom 1976 og 1986. Verdiene er imidlertid så små, at eventuelle år til år variasjoner og statistisk usikkerhet vil gi relativt sett store utslag.

Klorofyll-a

Det ble tatt blandprøver for klorofyllanalyser fra de samme stasjonene, de samme dypene og til de samme tidspunktene som for planteplankton. Prøvene er analysert på NIVA og primærdataene er satt opp i vedlegg, tabell V-24.

I figur 3.5-3 er konsentrasjonene av klorofyll-a vist for de øverste 10 m av vannlaget på de tre stasjonene i Snåsavatn i 1986 og 1987. Konsentrasjonene er vist for hver måned og samlet for hvert av årene. De månedlige variasjonene av klorofyll-a viser meget god overensstemmelse med variasjonene i totalvolum av planteplankton (fig. 3.5-1 og fig. 3.5-2). De mengdebeskrivelsene som er gjort på grunnlag av planteplankton støttes derfor av klorofyllanalysene.

De tidsveide middelkonsentrasjonene av klorofyll-a gjennom vekstsesongen varierer mellom 2.0 og 2.75 $\mu\text{g}/\text{l}$. 2 $\mu\text{g}/\text{l}$ er benyttet som en grenseverdi for næringsfattige innsjøer og Snåsavatn ligger dermed ~~bare svakt~~ i overkant av denne. Det var heller ikke store variasjoner mellom de tre målestasjonene, men stasjon D som lå nærmest utløpet, var begge årene noe høyere enn de andre to stasjonene (fig. 3.5-3).

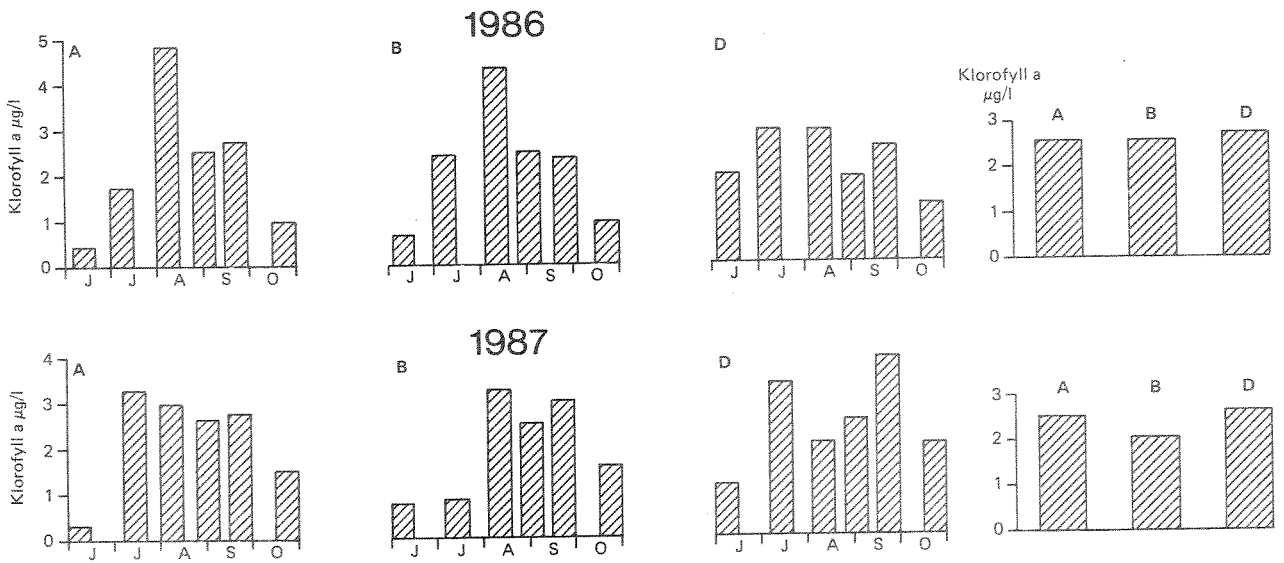


Fig. 3.5-3 Månedlige konsentrasjoner samt tidsveide årlige middel-konsentrasjoner av klorofyll-a fra 0 til 10 m dyp på stasjonene A, B og D i Snåsavatn 1986 og 1987. (Middelverdier av blandprøver fra 0-5 og 5-10 m.)

3.6 Dyreplankton

Prøver ble tatt på 4 faste stasjoner i perioden 1985-87 (fig. 2.4-1). Stasjon A og B er identiske med henholdsvis stasjon H4 og H3 i tidligere undersøkelse av Nøst og Koksvik (1981). Stasjon C ligger i Klingsundet og stasjon D i det sørvestlige bassenget, ca 1,5 km lenger mot vest enn stasjon H1 i Nøst og Koksvik (op.cit).

Det ble tatt kvantitative prøver med en 1 m lang rørhenter på dyp 0-20 m og slik at alle dybdesjikt ble representert. Prøver fra 5 meters søyler ble slått sammen for senere analyser. For sammenligning og supplering av materialet ble det i tillegg tatt vertikale håvtrekk (håv-åpning 660 cm², maskevidde 90µ) fra 20-0 og 50-0 m. På stasjon C ble det kun tatt prøver til 10 m som var største dyp.

For å kunne sammenligne håvprøver fra 1980 med rørprøver fra 1985-87 var det nødvendig å beregne forholdet i fangsteffektivitet mellom de to innsamlingsmetodene. Dette er nærmere beskrevet i Koksvik & Arnekleiv (1988).

Middelbiomasse

Figur 3.6-1 gir en oversikt over årsgjennomsnitt for biomasse på de ulike stasjonene. Verdiene bygger på månedlige prøver i perioden juni-september. I 1985 ble det tatt prøver på to tidspunkt i juli. For å gjøre sammenligningen med de andre årene på så likt grunnlag som mulig, er bare første dato (3.7.) blitt brukt i fremstillingen. Da det i 1985 ikke ble tatt prøver i oktober, er disse i sammenligningen også holdt utenfor de andre årene. (Se figur 3.6-2 for fullstendig oversikt over prøvedatoer).

Figur 3.6-1 indikerer en reduksjon i total dyreplanktonbiomasse på alle stasjoner i undersøkelsesperioden.

Alle stasjoner hadde lav biomasse. På stasjon A og B lå verdiene fra vel 200 til 330 mg·m⁻² (tørrvekt). Stasjon C hadde verdier mellom 100 og 200 mg·m⁻². De største biomassene ble i alle tre årene registrert på stasjon D hvor verdiene lå fra 300 til vel 400 mg·m⁻².

Den relative andelen av vannlopper (Cladocera) var også størst på stasjon D med 39% i snitt, mens stasjon A og B hadde henholdsvis 16 og 11% vannlopper av total biomasse. På stasjon C var forholdene mer variable. I snitt besto 34% av biomassen av vannlopper på stasjon C. Det er denne gruppen som er av størst betydning som næring for fisk. Med unntak av stasjon A var biomassen av vannlopper størst i 1986.

På stasjon A og B utgjorde hoppekreps (Copepoda) i snitt henholdsvis 78 og 74%, mot 50% på stasjon C og 52% på stasjon D.

Hjuldyr (Rotatoria) utgjorde i snitt fra 7 til 16% av biomassen på de ulike stasjoner. Dette er en høyere andel for denne gruppen enn hva som er vanlig å finne i oligotrofe sjøer.

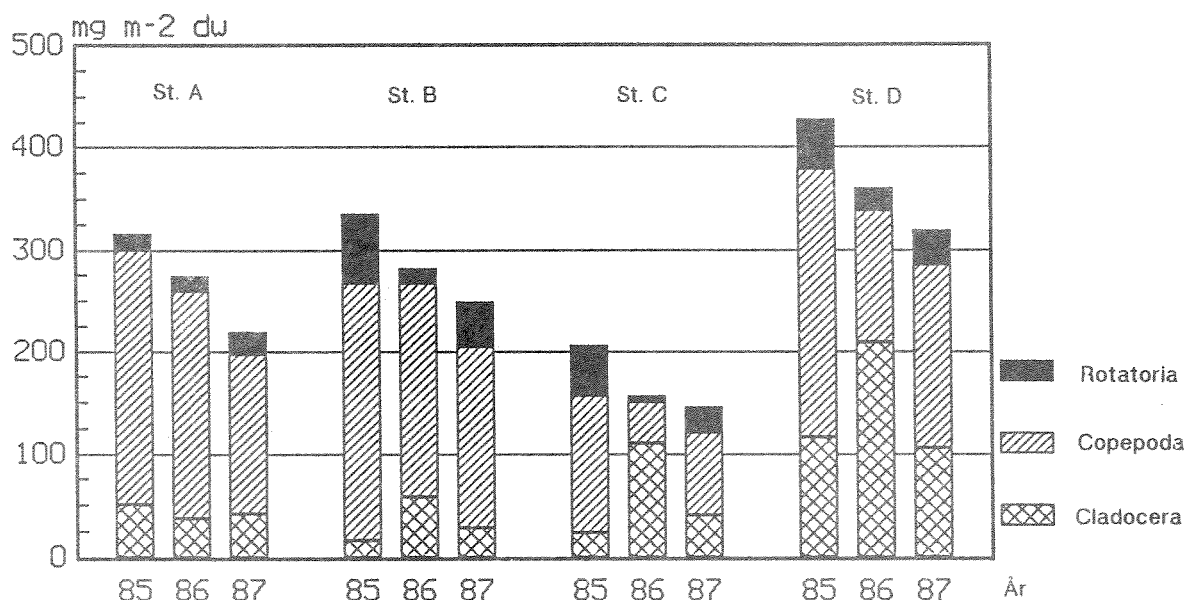


Fig. 3.6-1 Middelbiomasse av dyreplankton på ulike stasjoner i Snåsavatn for perioden juni-september i 1985-87.

Sesongutvikling i biomasse

Figur 3.6-2 viser biomasse for alle prøvedatoer på de ulike stasjoner. Det generelle mønster gjennom sesongen viser en utvikling fra meget lave verdier i juni mot en topp i august og deretter avtagende biomasse i september/oktober. Unntaksvis ble høyeste biomasseverdi registrert i juli.

Vannloppene kom sent i gang med biomasseutviklingen. Tidligere enn august ble det registrert svært små mengder vannlopper. Allerede i midten av september var biomassen igjen sterkt redusert etter en topp i august. Dominansen av hoppekreps var normalt sterkest vår og høst.

Ved enkelte anledninger ble det funnet usedvanlig store mengder hjuldyr. Dette var spesielt fremtredende i prøvene fra slutten av juli og begynnelsen av august 1985 og begynnelsen av august 1987. Det var arten Asplanchna priodonta som da hadde meget høy tetthet.

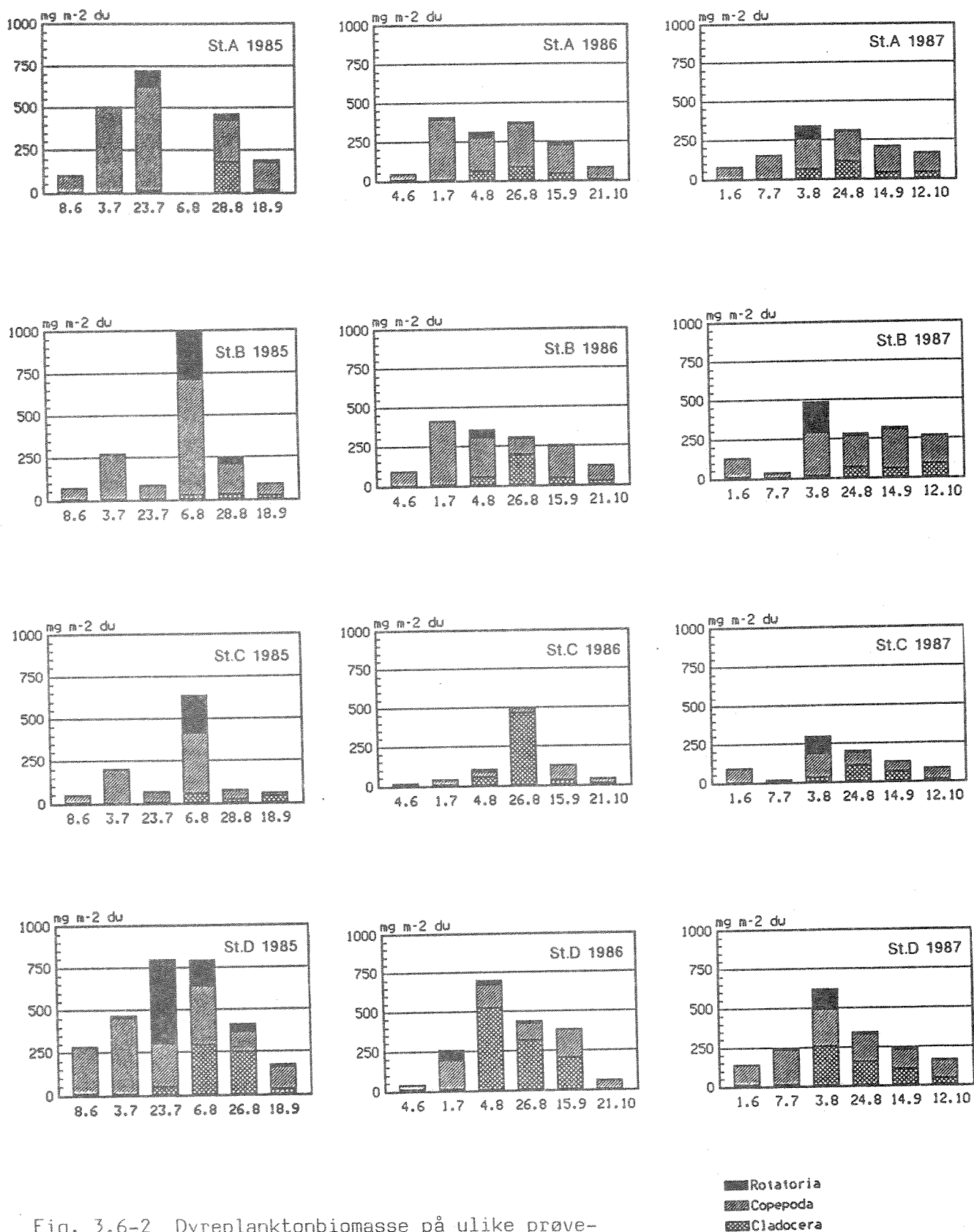


Fig. 3.6-2 Dyreplanktonbiomasse på ulike prøve-datoer i Snásavatn 1985-87.

Artssammensetning og biomasseendring på artsnivå

Bosmina longispina og Daphnia longispina var de dominerende vannloppene både tetthetsmessig og med hensyn til biomasse. Daphnia galeata forekom også regelmessig, men i meget beskjedne tetthet. Holopedium gibberum ble kun registrert i august 1987, og da i meget lav tetthet. Forøvrig ble Bythotrephes longimanus og Polyphemus pediculus registrert sporadisk. Materialet gir ikke grunnlag for å antyde noen bestemt utviklingstendens fra 1985 til 1987 med hensyn til biomasse hos vannloppene.

Figur 3.6-3 viser gjennomsnittsbiomasse for de tre viktigste vannloppene i ulike år. Stasjon D, som hadde størst biomasse, er i figuren sammenlignet med gjennomsnittsverdier for de andre stasjonene.

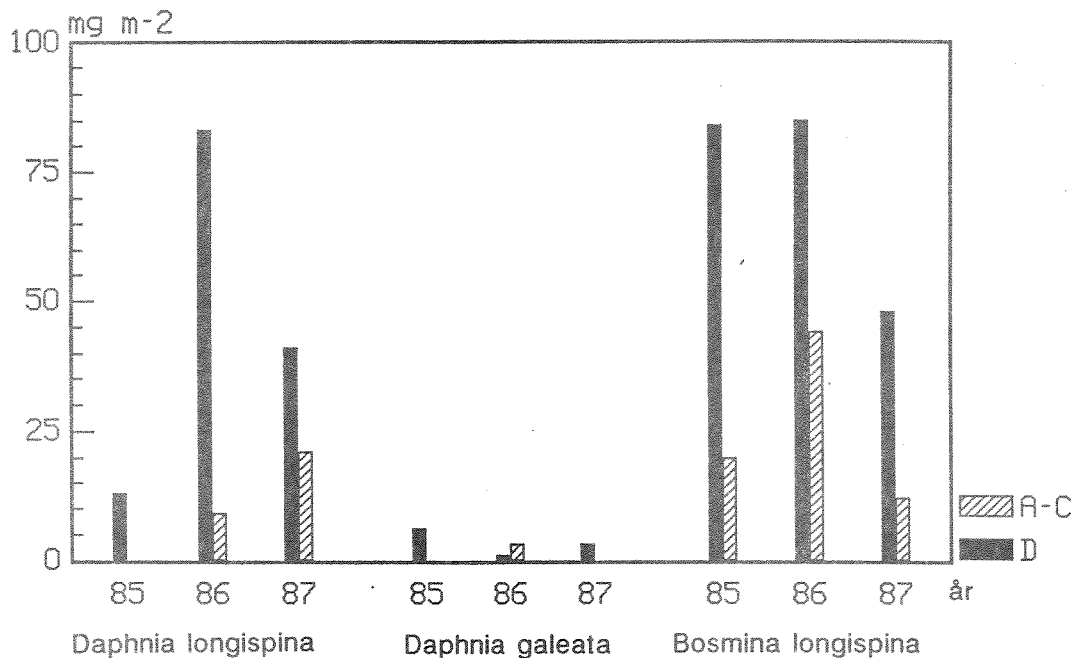


Fig. 3.6-3 Biomasse av de viktigste vannloppene på stasjon D sammenlignet med snittet for stasjonene A, B og C i Snåsavatn.

Cyclops scutifer var klart dominerende art blant hoppekrepsene. Deretter kom Acanthodiaptomus denticornis og Arctodiaptomus laticeps. I tillegg ble det funnet et lavt antall nauplier av Heterocope sp. i 1985. I 1986 ble Mesocyclops leuckarti registrert på to prøvedatoer.

Figur 3.6-4 viser biomasseutviklingen for Cyclops scutifer og diaptomidene A. denticornis og A. laticeps i undersøkelsesperioden. I årsgjennomsnitt for alle stasjoner var biomassen av C. scutifer nær halvert fra 1985 til 1987. Biomassen av diaptomider var relativt stabil i perioden.

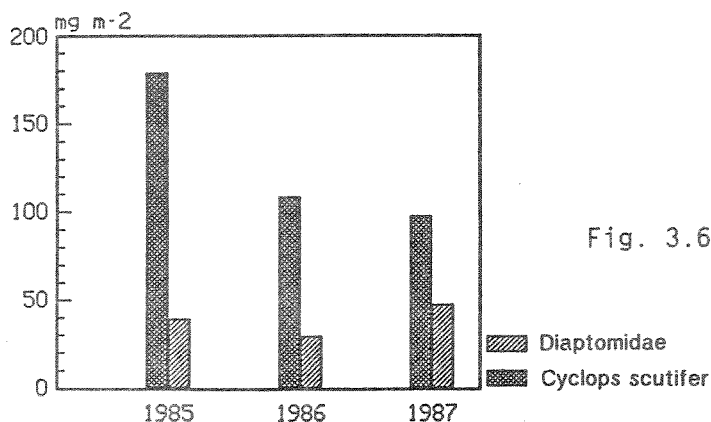


Fig. 3.6-4 Biomasse av de viktigste hoppekrepsene i Snåsavatn i 1985-87

Blant hjuldyrene hadde som tidligere nevnt Asplanchna priodonta størst biomasse. De vanligste artene forøvrig var Keratella cochlearis, Keratella quadrata, Kellicottia longispina, Polyarthra sp. og Conochilus sp. Oversikt over tetthet og biomasse er gitt i vedlegg til Koksvik & Arnekleiv (1988).

Sammenligning med resultater fra 1980

I tabell 3.6-1 er beregnet biomasse for 1980 stilt opp sammen med resultater for nærliggende tidspunkt og samme stasjoner i 1985-87.

På stasjon A og B var biomassen i 1980 klart større enn i 1987. Sammenlignes prøvene fra slutten av juni 1980 med tidlig juli 1985-86 er det ingen klar tendens. Da utviklingen av enkelte populasjoner kan skje meget raskt i denne perioden, er det vanskelig å sammenligne disse data. I slutten av august var biomassen også i 1985 og 1986 klart mindre enn i 1980. Vannloppenes andel av biomassen synes å ha vært større tidlig i sesongen i 1980 sammenlignet med perioden 1985-87.

På stasjon D lå biomassen i snitt høyere i 1985-87 enn i 1980. Også på denne stasjonen var imidlertid biomassen av vannlopper lav tidlig i sesongen i 1985-87 sammenlignet med 1980.

Med hensyn til artssammensetning ble to arter som var vanlige i 1980 nesten ikke påvist i 1985-87. Dette gjelder Holopedium gibberum og Heterocope saliens.

Tabell 3.6-1 Beregnet biomasse hos planktonkreps i 1980 og sammenlignbare tidspunkt i 1985-87.

St.	Dato	Total planktonkreps-biomasse mg·m ⁻²	Biomasse Vannlopper (Cladocera)	Biomasse Hoppekreps (Copepoda)	
A (H IV)	24.6.80	475	48	427	
	3.7.85	499	1	498	
	1.7.86	392	1	391	
	7.7.87	149	0	149	
B (H III)	24.6.80	371	37	334	
	3.7.85	267	2	265	
	1.7.86	409	2	407	
	7.7.87	32	0	32	
	27.8.80	543	54	489	
	28.8.85	208	31	177	
	26.8.86	296	190	106	
	24.8.87	268	65	203	
	D (H 1)	23.6.80	210	48	162
		3.7.85	450	2	448
1.7.86		193	8	185	
7.7.87		234	6	228	
25.8.80		204	43	161	
26.8.85		366	245	121	
26.8.86		421	310	111	
24.8.87		333	152	181	

3.7 Mysis relicta

Mysis, Mysis relicta, er et opptil 2.5 cm langt krepsdyr, som i Norge har sin naturlige utbredelse i et fåtall større innsjøer på Østlandet. Livssyklus til mysis kan variere fra 1 til 2 år, og hver hun får vanligvis mellom 15 og 30 unger. De største mengdene av mysis holder normalt til nær bunnen på til dels store dyp på dagtid. Om natten vandrer de opp i vannmassene. Sommerstid kan en del av mysisbestanden oppholde seg hele døgnet i strandsonen.

Prøver av mysis som oppholder seg fritt i vannmassene (pelagisk) ble samlet inn om natten i august og september. Det ble benyttet en håv med 1 m² åpning og maskevidde 0.5 mm. Håven ble senket ned med åpningen først og trukket vertikalt opp igjen, slik at den fanget både på vei ned og opp gjennom vannmassene.

Følgende sammenheng ble funnet mellom tørrvekt (W) og lengde (L) hos mysis:

$$W = 0.0105 L^{2.12} \quad r = 0.88 \quad n = 120$$

Ved måling av dyr for biomasseberegning (50 individer fra hver prøve) ble lengden på antenneplaten benyttet. Det ble funnet følgende lineære forhold mellom antenneplate-lengde (L_a) og totale kroppslengde (L_t):

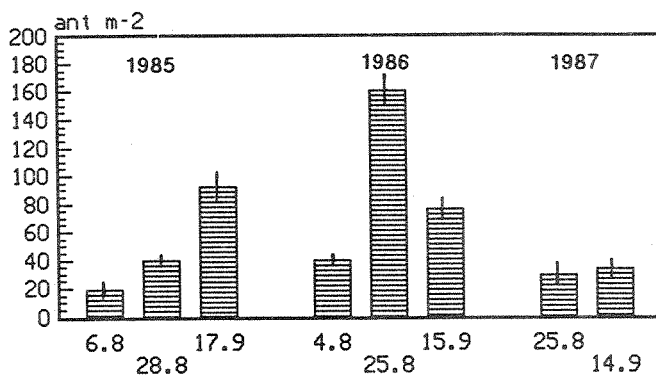
$$L_t = 6.235L_a + 0.960 \quad r = 0.98 \quad n = 120$$

Nærmere beskrivelse av måle metodene er gitt i Koksvik og Arnekleiv (1988).

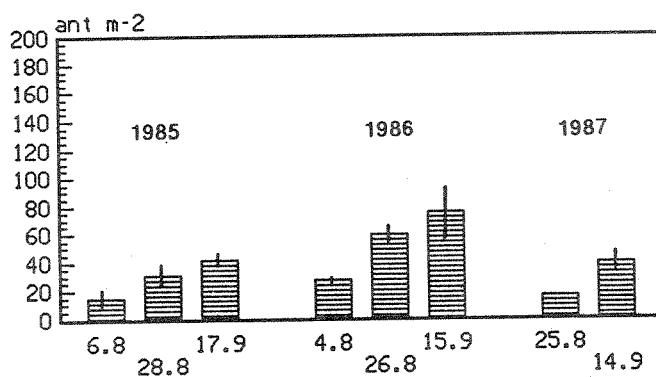
Tetthet

Tetthet av mysis på stasjonene A, B, C og D i perioden 1985-87 er vist i figur 3.7-1. Stasjonene C og D hadde de høyeste individantall pr. m² overflate dersom en regner gjennomsnitt for alle prøvetidspunkt (94 for st. C og 85 for st. D). Dersom en ser på individantallet pr. volumenhet, hadde stasjon C, Klingsundet, klart størst tetthet. Det var her så grunt at prøvene består av en vannsøyle på bare 10 m mot 40 til 50 m på stasjon D, 70-80 m på stasjon B og 90-100 m på stasjon A.

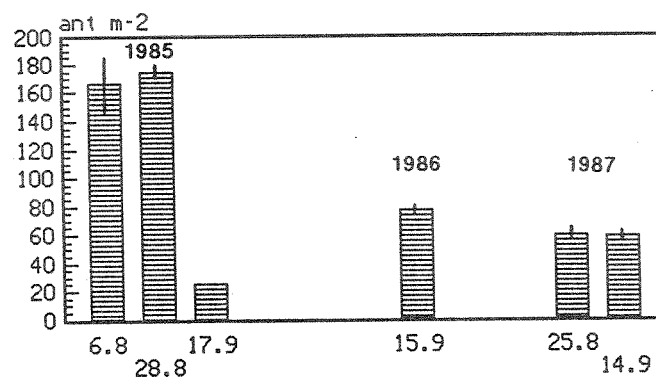
Stasjon B i hovedbassenget hadde gjennomgående det laveste individantallet med et snitt på 38 individer pr. m². Snitt for stasjon A var 61 individer pr. m².



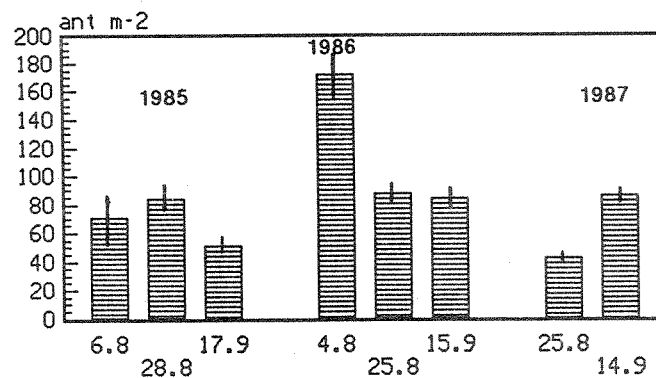
St. A



St. B



St. C



St. D

Fig. 3.7-1 Tetthet av mysis på stasjonene A, B, C og D i Snåsavatn 1985-1987.

Det var ingen tendens til generell økning eller reduksjon av mysispopulasjonen i undersøkelsesperioden. På stasjonene A, B og D ble det registrert større tetthet i 1986 enn året før og etter. (På stasjon C ble det kun tatt prøver på ett tidspunkt i 1986.)

Det kan se ut til at oppbyggingsfasen av populasjonen skjedde tidligere enn 1985 og at man er kommet inn i en periode hvor tettheten vil svinge fra år til annet rundt et relativt stabilt middel. Situasjonen i Selbusjøen etter 1980 har vært slik (Langeland m.fl. 1986).

I forhold til andre undersøkte mysis-sjøer i Trøndelag var tettheten på stasjon A, C og D sammenlignbar med Selbusjøen i perioden 1980-84 hvor den svingte rundt 100 individer pr. m² (Langeland m.fl. op. cit.). I Limingen og Namsenvatn var tettheten atskillig lavere (Koksvik in prep.).

Biomasse

Tabell 3.7-1 viser beregnet biomasse hos mysis på ulike stasjoner og tidspunkt. Størst biomasse pr. arealenhet overflate ble registrert på stasjon D i det sørvestlige bassenget. I snitt for alle prøvetidspunkt ble det her beregnet en biomasse på 172 mg·m⁻² tørrvekt.

Stasjon C i Klingsundet hadde imidlertid størst gjennomsnittsbiomasse pr. volumenhet. Dette skyldes den store dybdeforskjellen nevnt foran.

Regnet pr. arealenhet var gjennomsnittsbiomassen på stasjon A og B henholdsvis 48% og 36% av verdien for stasjon D.

Tabell 3.7-1 Biomasse (mg·m⁻² tørrvekt) hos Mysis relicta på ulike stasjoner i perioden 1985-87.

År	Dato	Stasjon			
		A	B	C	D
1985	6.8	30	32	220	100
	28.8	47	45	315	165
	17.9	146	76	54	128
1986	4.8	32	21	-	220
	25.8	168	132	-	165
	15.9	129	85	133	216
1987	24.8	44	24	90	170
	14.9	65	78	89	215
Gjennomsnitt		83	62	150	172

3.8 Fisk

Registreringer av fisk er utført ved bruk av et ekkolodd.

Prøvefisket ble utført med standard bunngarnserier, hver serie bestående av 7 garn med følgende maskevidder: 45, 39, 35, 29, 26, og 2x21 mm. I 1984 er det istedet for 2 stk. 21 mm garn brukt 1 stk. 22.5 mm og 1 stk. 19.5 mm i serien. Garnfisket er i perioder supplert med mer småmaskede garn av maskeviddene 10, 12.5, 15 og 18 mm. Garna er i hovedsak satt enkeltvis. I 1987 ble det fisket med garnlenker av lik maskevidde ned til 35 m dyp.

Flytegarnfisket er utført i de øverste vannlag 0-6 m dyp med flytegarn (25x6 m) av maskestørrelse 35, 29, 26 og 19.5 mm.

Området for prøvefisket framgår av figur 3.8-1. Sørlige basseng ble bare fisket i 1986 og 1987. Fisket har foregått i månedene mai og september 1984 og i juni/juli og august 1985, 1986 og 1987.

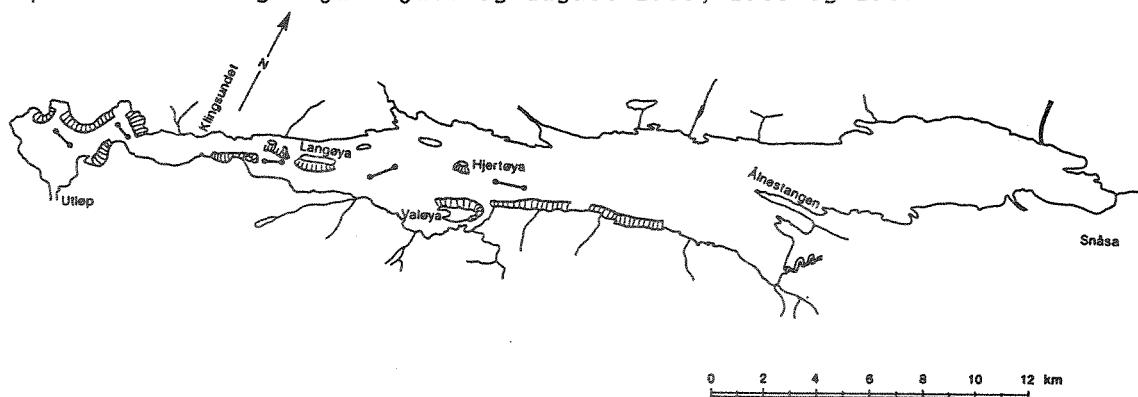


Fig. 3.8-1 Områder for prøvefiske med flytegarn (●—●) og bunngarn (▨) i Snåsavatn.

Fiskematerialet er analysert med hensyn på bl.a. lengde, vekt, alder, vekst og ernæring. Fiskens lengde er målt fra snuten til enden av sammenklemt halefinne (maksimal lengde). Mengden av de enkelte næringsdyr i mageprøver er vurdert volummessig (%) i forhold til hverandre (Hynes 1950).

Ekkoregistreing av fisk

Ekkoregistreringer ble foretatt 4.-5.8.86, 22.-23.5.87 og 3.-4.8.87 med ekkolodd av type SIMRAD EY-M. Dette instrumentet gjør det mulig å registrere enkeltindivider av fisk. Signalene ble spilt inn på magnetbånd med tanke på senere databehandling for tetthetsberegninger.

Det ble foretatt registreringer langs 5 faste kurser fordelt over hele

vatnet (figur 3.8-2). I tillegg sto ekkoloddet ofte på under kjøring mellom kursene.

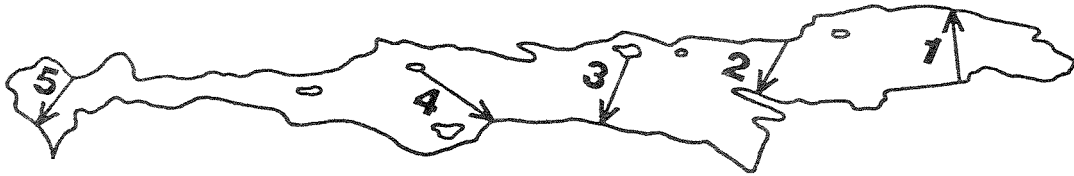


Fig. 3.8-2 Kurser ved ekkoregistreringer i Snåsavatn 1986 og 1987.

Tidspunktene ble valgt på bakgrunn av erfaringer en har med ekkoregistreringer i andre sjøer i Trøndelag med røye og ørret.

I Selbusjøen har det vist seg at perioden umiddelbart etter isløsning er gunstig. Fisken står da om natta jevnt fordelt på dyp 20-30 m. Mønsteret har gjentatt seg år etter år (Langeland et al. 1986). I 1987 ble det foretatt nattregistreringer i Snåsavatnet 5 døgn etter isløsning.

I det nærliggende Leksdalsvatnet syntes nattkjøring på ettersommeren og høsten å være best egnet (Koksvik og Reinertsen 1982). Registreringene i august begge år i Snåsavatnet ble utført på bakgrunn av denne erfaringen.

Ved alle anledninger og langs alle kurser ble det registrert svært lite fisk i Snåsavatn. Oftest kunne det på ekkogrammene telles mindre enn 10 spredte registreringer av enkeltfisk langs kursene som var minimum 3 km. Stimdannelse ble aldre observert. Dette gjorde det lite interessant å databehandle signalene for tetthetsberegning på størrelsesfordeling. Typiske ekkogram er vist i figur 3.8-3 og 3.8-4.

Resultatene kan tyde på at det var litt mer fisk i pelagisk sone i bassenget sør for Klingsundet (Kurs 5 og tilfeldige observasjoner) enn i vatnet forøvrig.

Ekkoregistrering med samme utstyr ble også utført i Snåsavatn 3.-4.9.80 (Gjøvik 1981). Det ble da registrert en helt annen tetthet av fisk (106-2060 fisk/ha). Ekkogram fra to av disse kursene som ligger i nærheten av vår kurs 3 er gjengitt i figur 3.8-5.

Sammenligninger av resultater viser at det var mye større fisketetthet i de frie vannmasser i 1980 enn i 1986-87.

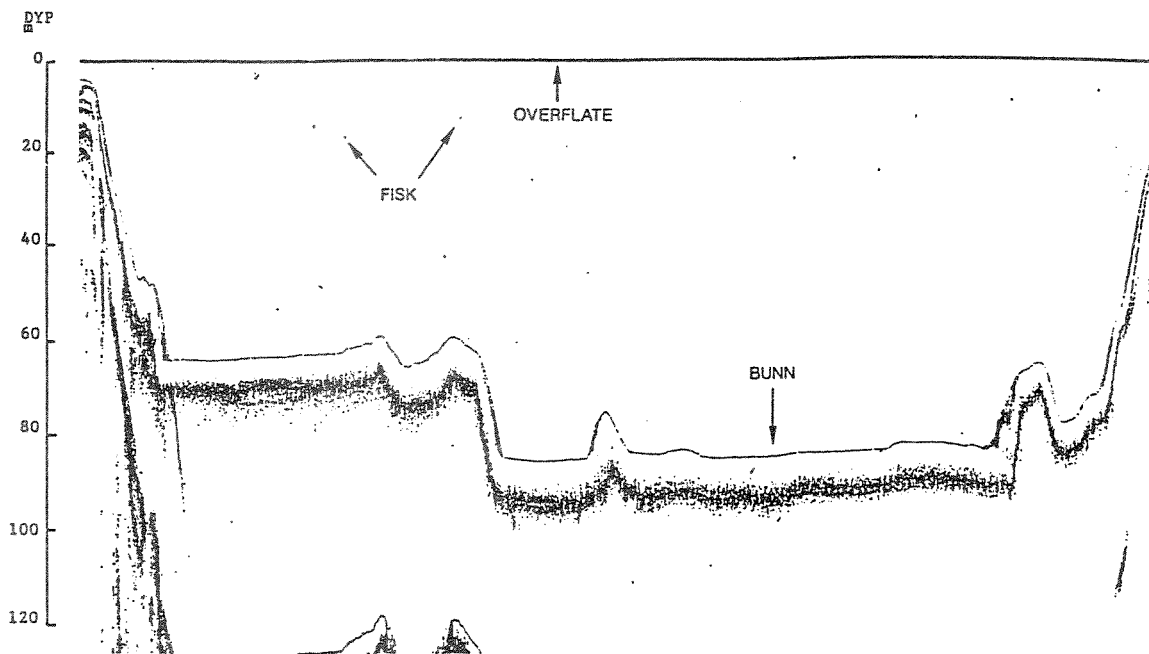


Fig. 3.8-3 Ekkogram for registrering av fisk langs kurs 3, Snåsavatn 4.-5. august 1986.

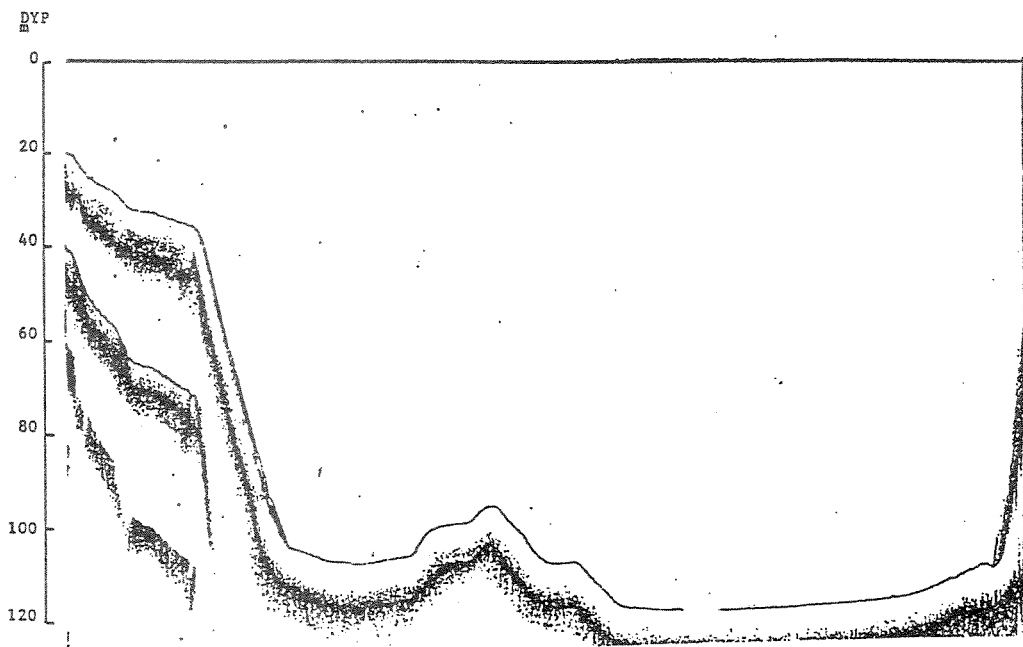


Fig. 3.8-4 Ekkogram for registrering av fisk langs kurs 2, Snåsavatn 22.-23. mai 1987.

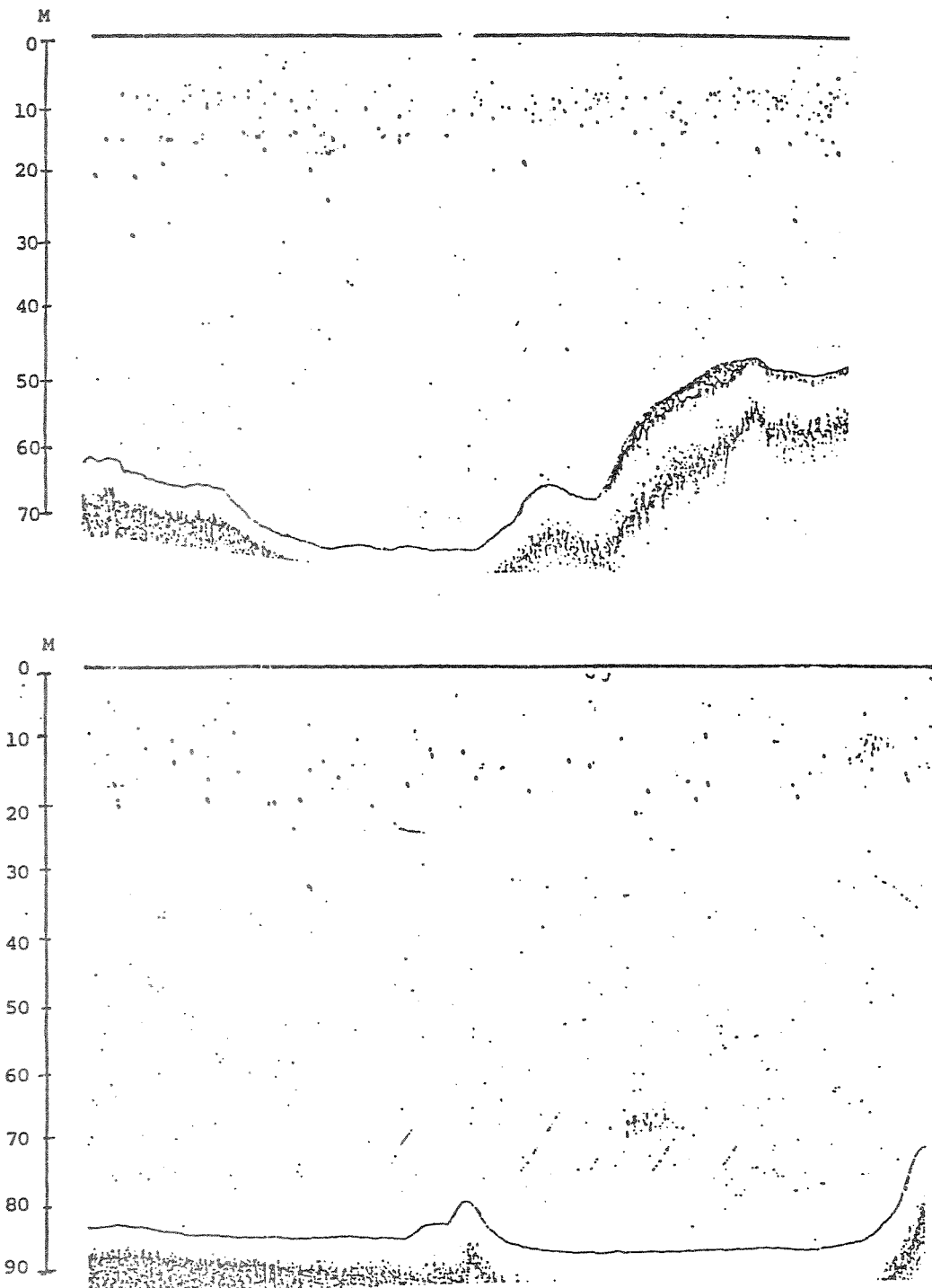


Fig. 3.8-5 Ekkogram for registrering av fisk i nærheten av kurs 3 (fig. 3.8-2), Snåsavatn 3.-4. september 1980 (fra Gjøvik 1981)

Dybdeutbredelse av fisk i 1987

For å undersøke hvor fisk sto fordelt på dypere partier enn det bunngarna normalt fanger på fra land, ble det i 1987 gjennomført forsøksfiske med bunngarnserier på dypere vatn i to perioder. Garnlengene som besto av 5 garn med standard maskevidder ble satt fra land og utover til 25-50 m dyp, med et gjennomsnittsdyp for ytterste garn på 35 m. Resultatene er framstilt i figur 3.8-6.

Ørret ble overveiende fanget på de 3 innerste garnene i juli og de 2 innerste i august. I juli var det en klar overvekt av ørret på det innerste garnet og avtagende mengder på garn nr. 2-4, og ingen fangst på ytterste garn. Ørretfangsten var klart størst i juli.

Røya fordelte seg mer jevnt på alle garn i begge perioder, men med størst fangster totalt sett på dypere vatn enn ørret. I juli var røyefangstene betydelig større enn i august, og flest røye ble da fanget på garn nr. 2 og 3.

Lakefangstene var klart størst og dominerte helt totalfangsten i august. I juli var det en klar tendens til økning i lakefangstene med økende dyp, mens en stor andel av laken ble fanget på de 2 innerste garnene i august og med størst fangst på garn nr. 2. Også i august ble det fanget et betydelig antall lake på garn nr. 3-5. I juli utgjorde lakefangstene 30% av totalfangsten på garnlenkene, og i august 72%.

Resultatene viser at ørret utnytter de grunneste partier av vatnet både i juli og august. Data fra juli indikerer et tydelig skille i habitat mellom ørret, røye og lake, hvor laken lever på de dypeste partiene, ørret på de grunneste og røya inntar en mellomstilling.

Resultatene fra august tyder på at en slik habitatskillelse kan variere mellom ulike årstider. I august ble det ikke funnet en slik tydelig atskillelse. Tvertimot ble alle 3 arter da tatt i størst mengde på de to innerste garna.

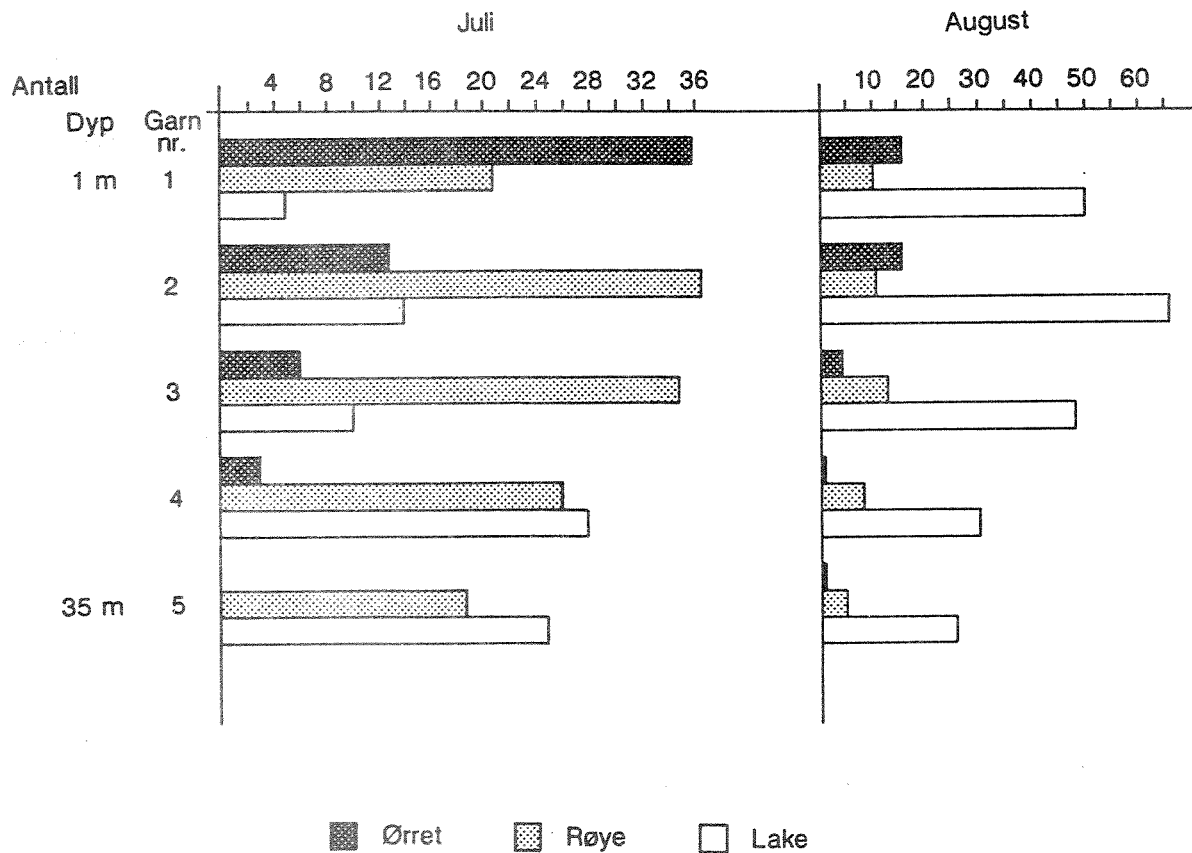


Fig. 3.8-6 Utbytte av ørret, røye og lake på bunngarn på forskjellige dyp 1-35 m i Snåsavatnet, juli og august 1987.

Utbytte av prøvefiske

Totalt fangstutbytte ved prøvefiske i Snåsavatn i 1984-87 framgår av tabell 3.8-1. Fangstutbyttet pr. garnnatt for bunn garnfisket er framstilt i figur 3.8-7, mens primærdataba er gitt i vedlegg i Koksvik og Arnekleiv (1988).

Fangstutbyttet på flytegarn (tabell 3.8-1) var svært dårlig i 1984 og 1985. I 1986 og 1987 var det en økning i flytegarnfangstene, særlig i august hvor midlere fangstutbytte var 1114 g/garnnatt i snitt for de to år, mot 36 g/garnnatt i 1984/85. Dette fordelte seg på 340 g ørret/garnnatt og 774 g røye/garnnatt. Fangstutbyttet i juli 1986-87 var også bedre enn i 1984/85 med totalt 270 g/garnnatt. Flytegarnfangstene i juli betegnes som svært lave alle fire år. Skal en sammenligne utbytte på flytegarn i pelagisk sone med utbytte på bunn garn i littoralsonen, må garnarealet for flytegarn divideres med 4. Dette gir da største fangstutbytte for flytegarn på 278 g pr. garnnatt (august 1986/87) og viser generelt et lavt fangstutbytte i de frie vannmasser.

Totalt utbytte på bunn garnseriene var størst og godt i juli og august i 1986 med midlere fangstutbytte på 850 g/garnnatt. Utbyttet på bunn garn i august/september for årene 1984, 1985, 1986 og 1987 var henholdsvis 438 g, 392 g, 898 g og 720 g pr. garnnatt. Fordelt på artene, var midlere utbytte i august/september for alle år av ørret 328 g/garnnatt, røye 95 g/garnnatt og lake 189 g/garnnatt, totalt 612 g/garnnatt.

Fangstene i juni/juli varierte uforholdsmessig mye mellom de ulike år (fig. 3.8-7). Dette kan være utslag av tilfeldigheter i fangst-effektiviteten og skyldes en ujevn dybdeutbredelse av artene eller andre faktorer.

Fangstutbyttet i gram pr. garnnatt for prøvefiske i august/september 1984-87 viser en tendens til økning i fangstene av ørret og lake, mens røyefangstene har svingt om samme nivå, 50-150 g/garnnatt.

Tabell 3.8-1 Totalt fangstutbytte ved prøvefiske i Snåsavatnet 1984-1987. Bunngarnserie 45-19.5 mm i 1984, øvrige år serie 45-21 mm.

År	Mnd.	Antall garn-netter	Ørret		Røye		Lake	
			Antall	Vekt (g)	Antall	Vekt (g)	Antall	Vekt (g)
BUNNGARN								
1984	mai	40	53	14561	21	3464	53	10468
	sept.	64	56	11900	51	8268	42	7890
1985	juni	84	87	24445	14	2576	1	305
	aug.	64	79	13172	23	3626	35	8314
1986	juli	49	106	17250	129	19462	12	3208
	aug.	41	141	22202	32	5976	38	8622
1987	juli	21	36	5348	20	2930	5	1003
	aug.	42	90	15938	13	2037	34	12253
FLYTEGARN								
1981	mai	16	0		1	224	0	
	sept.	32	0		0		1	372
1985	juni	12	2	344	1	185	0	
	aug.	8	1	353	1	221	0	
1986	juli	12	2	440	14	2221	0	
	aug.	12	20	3993	83	14554	0	
1987	juli	12	7	2382	8	1433	0	
	aug.	12	19	4184	22	4028	0	

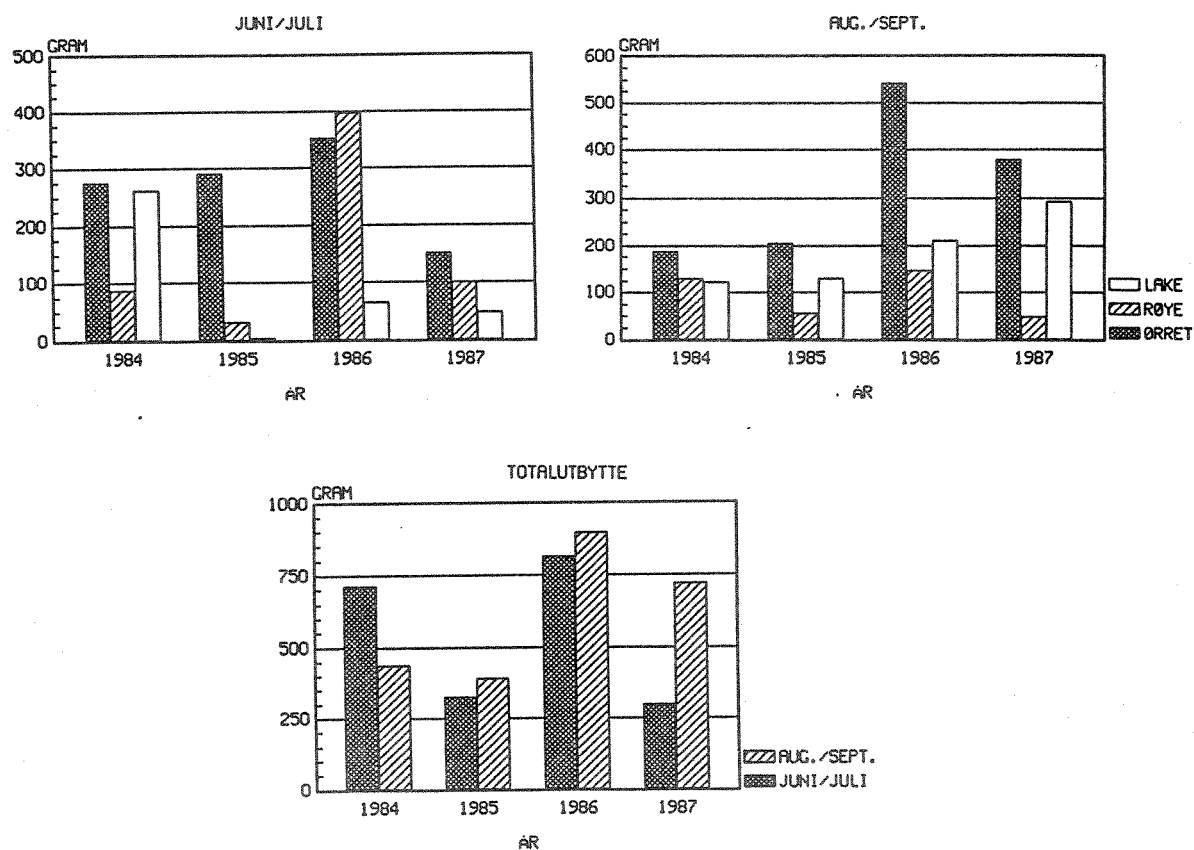


Fig. 3.8-7 Utbytte av prøvefiske med bunngarnserier i Snåsavatnet 1984-1987, uttrykt som gram pr. garnnatt.

Med forbehold om tilfeldig variasjon i fangsteffektivitet, viser resultatene en tendens til økning i fiskeavkastningen av ørret og lake på bunngarn om høsten fra 1984 til 1987, mens røyefangstene på bunngarn har variert om et lavt nivå. Totalutbytte ved sommerfiske har variert mye uten at det kan vises til noen utviklingstendens.

Rekrutteringen av ørret i Snåsavatnet kan uttrykkes som antall fanget på småmaskede garn (19,5-24 mm eller 32-28 omfar). Utbyttet på disse maskestørrelser i august var 1.4, 2.7, 7.5 og 4.3 fisk pr. garnnatt i henholdsvis 1984, 1985, 1986 og 1987. Tilsvarende tall for røye var 1.3, 0.6, 0.3 og 0.4 fisk pr. garnnatt. Det er i tillegg fisket noe sporadisk med enda mindre maskevidder (12-18 mm). Dette har også gitt utbytte på 0.5 til 4.0 ørret pr. garnnatt og lavt utbytte for røye (0.1-1.0 fisk pr. garnnatt).

Resultatene viser altså godt utbytte av småørret på finmaskede garn og dårlig utbytte av røye. Forøvrig vil aldersfordeling i fangstene også gi informasjon om rekruttering.

Middelvekter i garnfangstene

Fiskens middelvekt i fangstene i perioden 1984-1987 er vist i figur 3.8-8. Ørretens middelvekt på bunn garn i juni/juli varierte mellom 163 g og 281 g, mens middelvekten i august/september viste små variasjoner og lå i snitt på 171 g for alle år (158-197 g). Ørret tatt på flytegarn var større (middelvekt 266 g for alle år) enn ørret tatt på bunn garn.

Mest representativ for røyas og lakens middelvokter er bunn garn data fra august/september hvor en har de jevneste og største fangstene. Disse viser små variasjoner i røyas gjennomsnittsvekt fra år til år (143-187 g) med en middelvekt for alle år på 158 g. Røye tatt på flytegarn i 1986 og 1987 hadde ubetydelig større middelvekt (174 g) enn røye tatt på bunn garn (160 g) disse år. Middelvekten av røye innsamlet i 1973, 1975 og 1976 (Hindrum, R. 1980, R. Hindrum pers. medd.) er sammenlignet med innsamlet materiale i 1984-87 i tabell 3.8-2.

Materialet i 1973-76 er ikke innsamlet med standard garnserier og kan derfor sammenliknes bare for utvalgte felles maskestørrelser. Dette viser at middelvekten av røye på 26, 29 og 35 mm garn var henholdsvis 16%, 11% og 4% større i 1973-76 enn 1984-87. For hele røyematerialet innsamlet på flytegarn, bunn garn og markklokker i 1973-76 var gjennomsnittsvekta 285 g. Gjennomsnittsvekta for hele røyematerialet innsamlet på bunn garn og flytegarn i 1984-87 var 166 g.

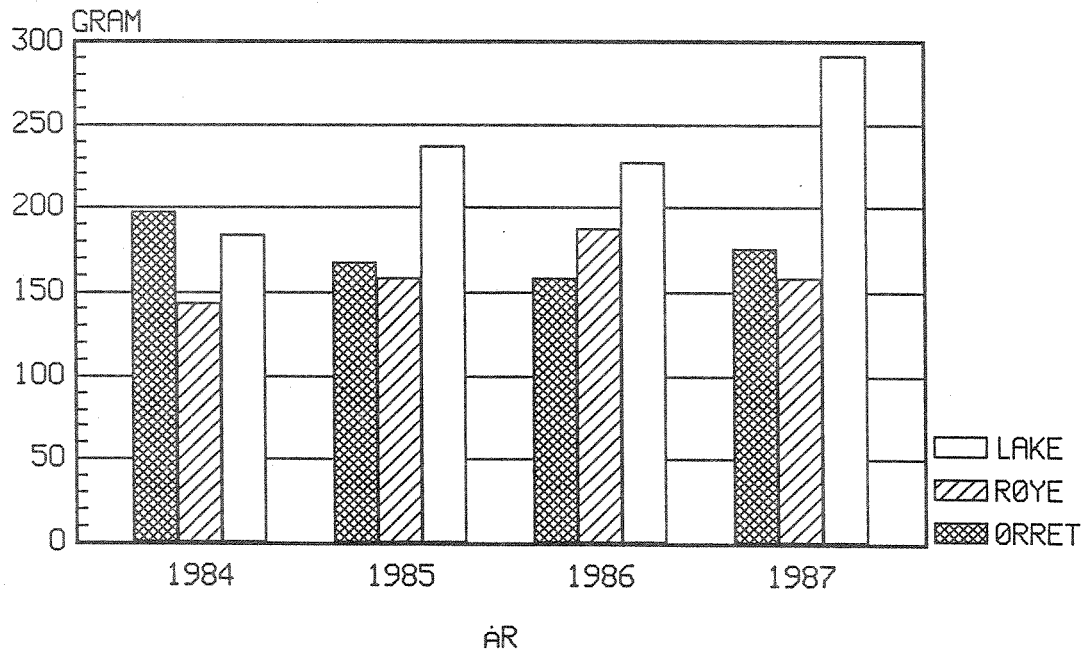
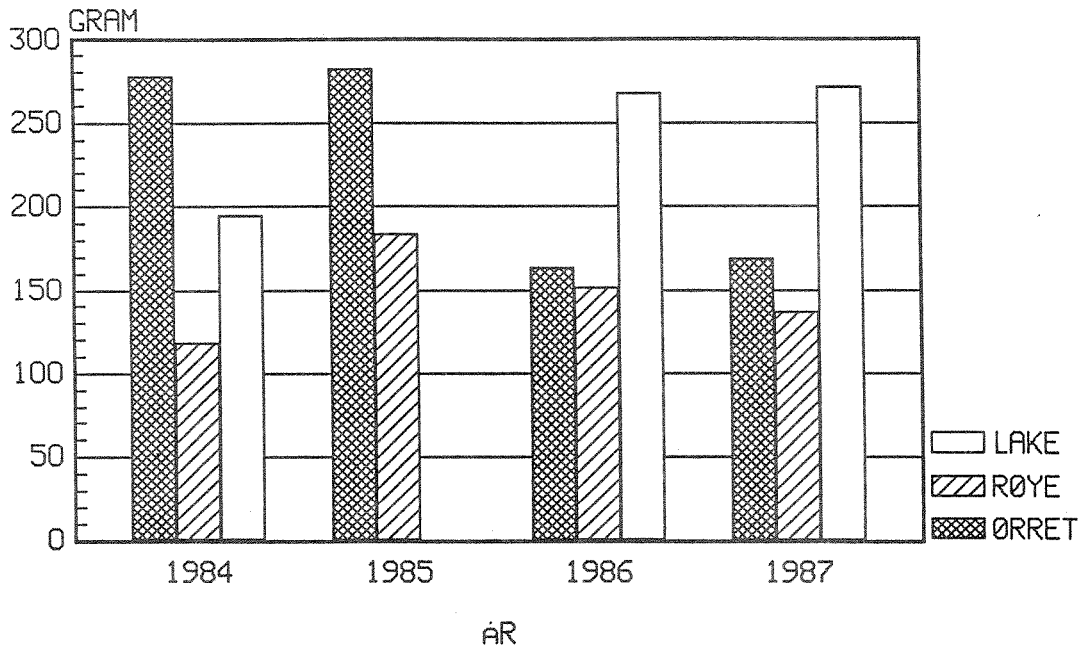
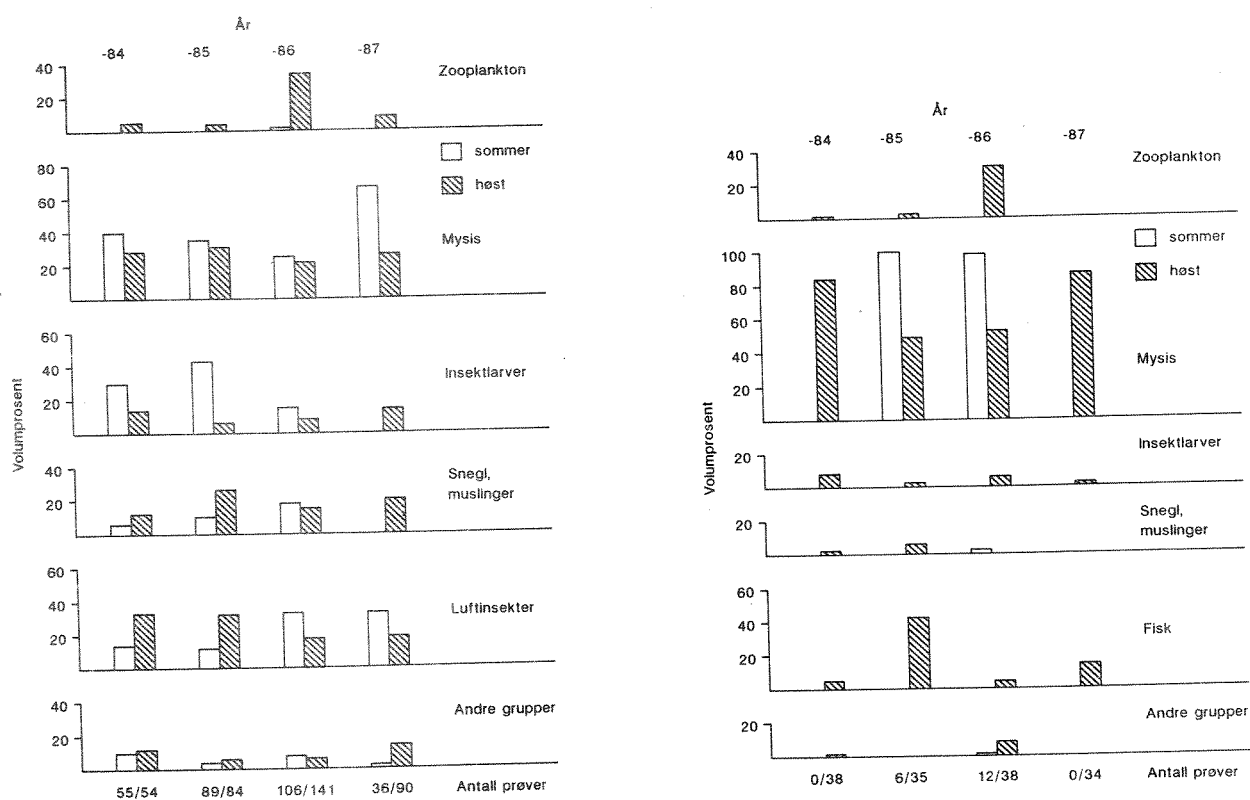


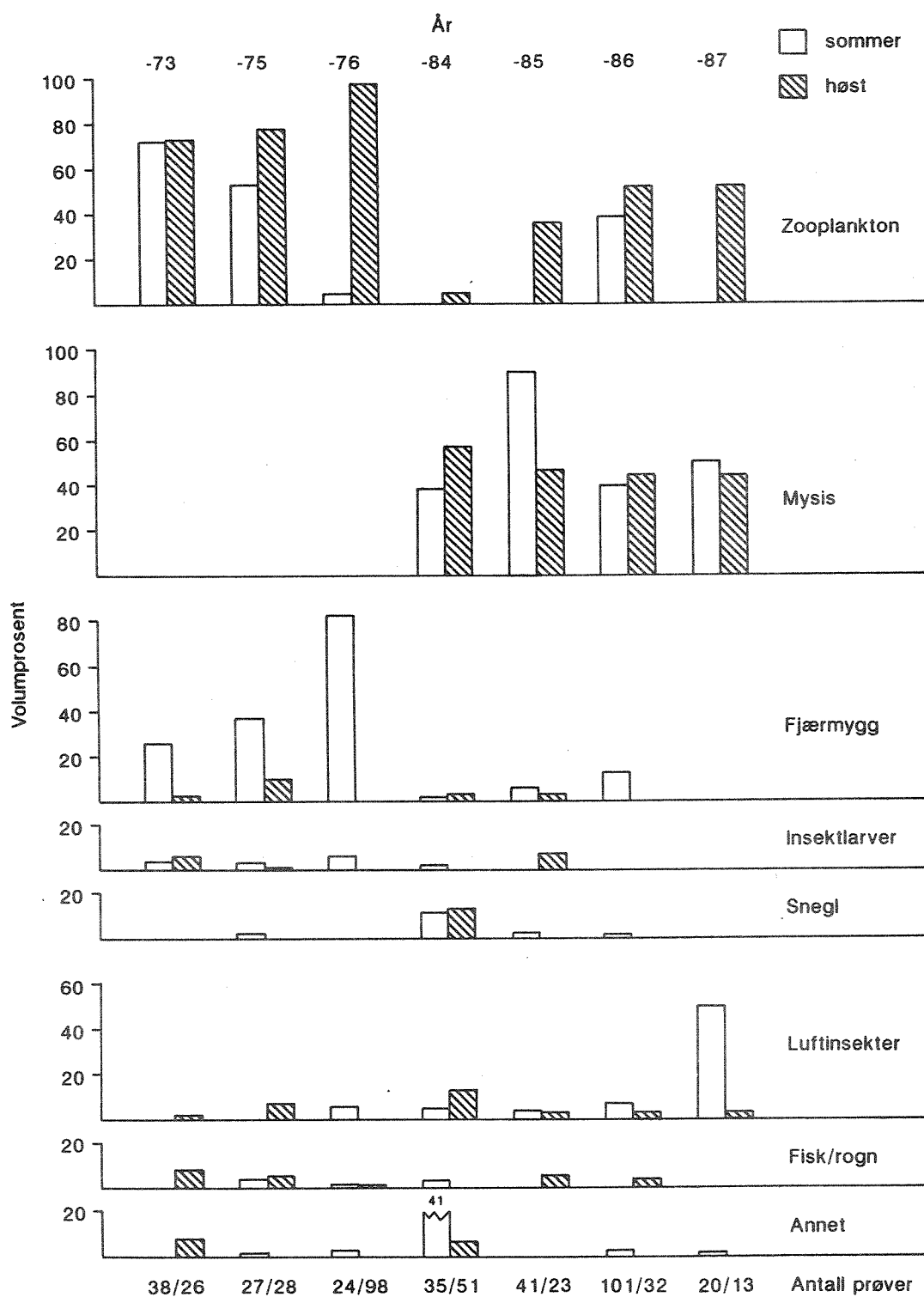
Fig. 3.8-8 Middelvekt av lake, røye og ørret fanget i bunngarn (35-26 mm) i Snåsavatnet i juni/juli (øverst) og i august/september (nederst), 1984-1987

Laken, som er en typisk bunnfisk, hadde i august spist 50-80% mysis. Fisk inngikk i næringa i august i varierende mengder, mens insektlarver og snegl volummessig utgjør en lav andel. Det er bare et fåtall mageprøver fra juni/juli, og disse viser sterk dominans av mysis i næringa. Materialet gir ikke grunnlag for å antyde noen tendens til forandring i lakens næring i perioden 1984-87.

For røye finnes mageprøver innsamlet 1973-76 av Reidar Hindrum og Ottar Sande. Materialet er velvilligst stilt til vår disposisjon og er sammenlignet med våre data fra 1984-87 i figur 3.8-11 og tabell 3.8-4. Røye fanget i 1973-76 er vesentlig fanget på bunngarn og data brukt i sammenligning er fra juni/juli og august/september.



Figur 3.8-10 Næringsvalg (volumprosent) hos ørret (til venstre) og lake (til høyre) tatt på bunngarn i Snåsavatnet 1984-87.



Figur 3.8-11 Næringsvalg (volumprosent) hos røye tatt på bunngarn i Snåsavatnet i perioden 1973-76 og 1984-87.

Tabell 3.8-3 Ernæring (volumprosent) hos røye fanget på flytegarn i 1986 og 1987.

	1986		1987	
	juli	aug.	juli	aug.
Dyreplankton	97	95	5	69
Mysis	0	3	0	19
Sviknott	0	0	12	0
Fjærmygg	0	1	0	0
Luftinsekter	3	1	83	12

Sammensetning av dyreplankton				
Bythotrephes longimanus	0	14	0	11
Bosmina longispina	93	26	100	2
Daphnia sp.	0	54	0	88
Polyphemus pediculus	7	6	0	0

N	14	37	8	22

Resultatene viser at dyreplankton var helt dominerende (71-98%) i næringa i august/september 1973-76. Denne andelen er redusert i perioden 1984-87 mens mysis har fått økt betydning og utgjorde 44-56% av mageinnholdet. De dyreplanktonarter som hadde størst betydning på høsten i perioden 1973-76 var i rangert rekkefølge Daphnia spp. og Bythotrephes longimanus (tabell 3.8-4). Holopedium gibberum hadde vesentlig betydning i august 1975 (43%). I 1985-87 var røyas dyreplanktonnæring i august dominert av de samme arter som i 1973-76, med unntak av H. gibberum som ikke ble påvist. Arten var også svært fåtallig i dyreplanktonprøvene i 1985-87. I tillegg utgjorde nå Bosmina longispina en vesentlig del (28-37%) i 1985-87.

Røyas næring i juni/juli var i perioden 1973-76 dominert av dyreplankton og fjærmygg. Andelen av disse grupper i mageprøvene er redusert i perioden 1984-87, mens mysis har kommet inn som ny næring og har fått stor betydning også sommerstid (39-89%). Dette er samme utviklingstendens hos bunnarnfanget røye som i Selbusjøen (Langeland et al. 1986).

Tabell 3.8-4. Sammensetning av småkreps (volumprosent) i mageprøver fra røye fanget på bunngarn i perioden 1973-1987

	1973		1975		1976		1985	1986	1987		
	juni/ juli	okt. nov.	juli	aug. okt. nov.	juni	sept. nov.	aug.	juli	aug.		
<i>Bythotrephes longimanus</i>	2	7	63	33	3	20	2	1	45	25	12
<i>Bosmina longispina</i>			4	1	38	88	1	1	28	92	37
<i>Daphnia longispina</i>	97	68	78	2	20	45	1	60	97	90	3
<i>Daphnia</i> sp.		19							26	15	70
<i>Holopedium gibberum</i>	1		26	43	20						
<i>Polyphemus pediculus</i>										8	22
Copepoda sp.			5	1	9	1					15
Ubest. planktonrester	6	16		1			8				
<i>Eurycercus lamellatus</i>				1	4	11			++		
Antall mageprøver	38	26	26	27	27	31	6	24	13	24	129
										23	32
											13

Røye tatt på flytegarv i 1986/87 hadde i 1986 nesten utelukkende ernært seg av dyreplankton (tabell 3.8-3). I 1987 inngikk også en betydelig andel luftinsekter, mysis og sviknott i næringa. Viktigste planktonarter var Daphnia spp. og Bosmina longispina. Det har ikke vært mulig å sammenligne med næringa hos flytegarvfangeret røye før 1980.

Vekst

Tilvekst og alder hos ørret er beregnet på grunnlag av skjellanalyser. For røye er tilveksten beregnet fra skjellanalyser mens alderen er bestemt ved otolitter og skjell.

Tabell 3.8-5 og 3.8-6 viser gjennomsnittlig tilvekst hos ulike aldersgrupper fisk i forskjellige år.

Ørreten i Snåsavatnet vokser godt og det er ikke tegn til vekststagnasjon de første seks år. Veksten har vært stabil i undersøkelsesperioden. Ørreten vokste ca 5 cm i året de to første år og mellom 6 og 7 cm de tre neste. Aldersgruppe 1-4 hadde en bedre tilvekst i 1986 enn tidligere år. Dette synes å være utslag av en generell tendens ved tilbakeberegning av vekst, der yngre fanget fisk har vokst bedre enn eldre fanget fisk. Årsakene til dette kan være flere.

For alle årsklasser var det tendens til økning i vekst etter andre leveår (aldersgruppe 1). Dette skyldes sannsynligvis at ørreten står på gytebekken de to første årene og får en økt vekst når den kommer ut i Snåsavatnet (aldersgruppe 2).

Røya i Snåsavatnet vokser middels godt de fire første leveårene (aldersgruppe 0-3). For alle årsklasser er det en kraftig stagnasjon i veksten for aldersgruppe 4 og oppover. Stagnasjonen faller sammen med gytmodningen i 3 og 4 års alder. Tilveksten for aldersgruppene 1-3 år har variert en del, og har for 2- og 3-åringene ligget på 5-7 cm pr. år. Aldersgruppe 1 har gjennomgående hatt en lavere tilvekst på 4-5 cm pr. år. For 2- og 3-åringene er det tendens til en avtagende vekst opp gjennom årene (1981-85), mens tilsvarende tendens ikke er funnet hos 0-1 åringer.

Tabell 3.8-5. Gjennomsnittlig tilvekst (cm) for ulike aldersgrupper av ørret
ulike år, basert på 1987-materialet

År	Aldersgruppe					
	0	1	2	3	4	5
1981	5.2					
1982	4.8	5.2				
1983	4.6	5.5	6.3			
1984	4.8	5.0	7.1	5.7		
1985	5.6	6.3	6.4	6.4	5.4	
1986	-	10.3	8.3	6.7	6.4	5.1

Tabell 3.8-6. Gjennomsnittlig tilvekst (cm) for ulike aldersgrupper av røye i
ulike år, basert på 1987-materialet

År	Aldersgruppe							
	0	1	2	3	4	5	6	7
1979	6.1							
1980	5.7	3.7						
1981	5.9	4.1	7.5					
1982	5.7	4.7	7.4	7.0				
1983	5.7	4.7	6.3	6.2	2.9			
1984	6.4	5.4	6.1	5.3	3.3	0.4		
1985	-	6.9	6.4	5.2	2.8	0.5	0.0	
1986	-	-	8.0	5.1	2.6	0.9	0.0	0.0

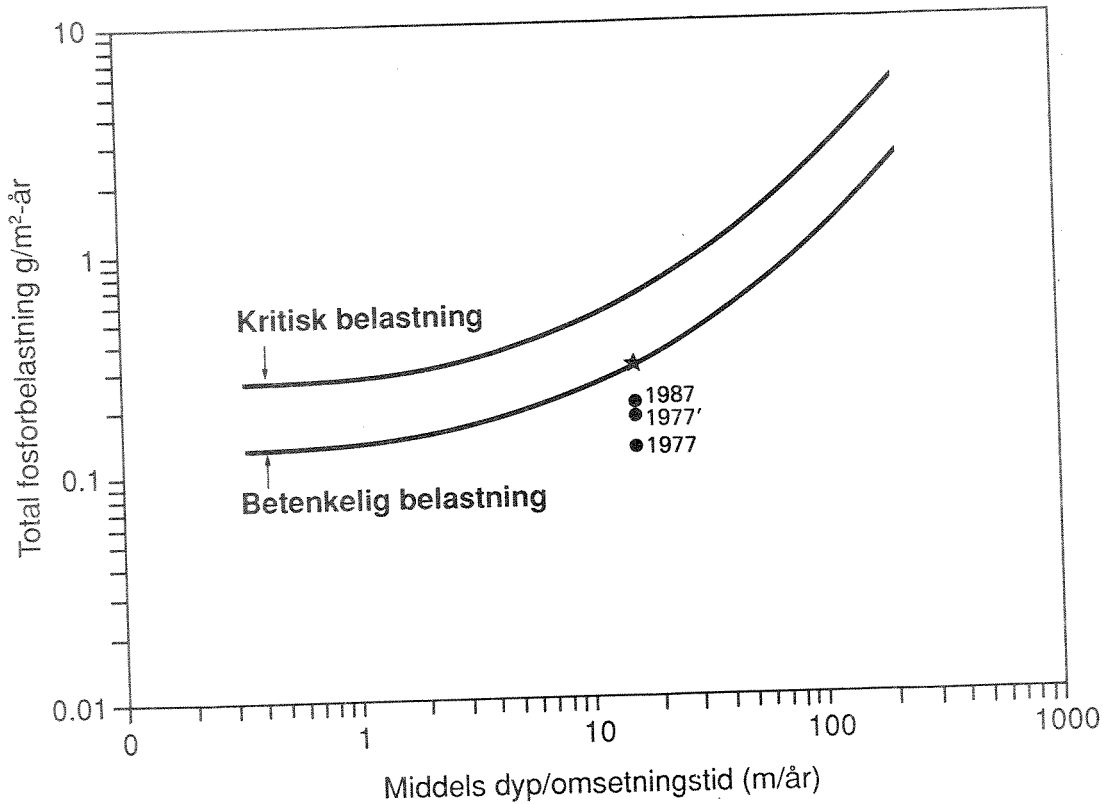


Fig 3.9-1 Plassering av Snåsavatnet i 1977 og 1987 i forhold til kritiske og betenkelige fosforbelastninger (etter Vollenweider 1976). 1977' - revurdert belastning dette året.
* Beregnet belastningsnivå ved målte klorofyll-a verdi.

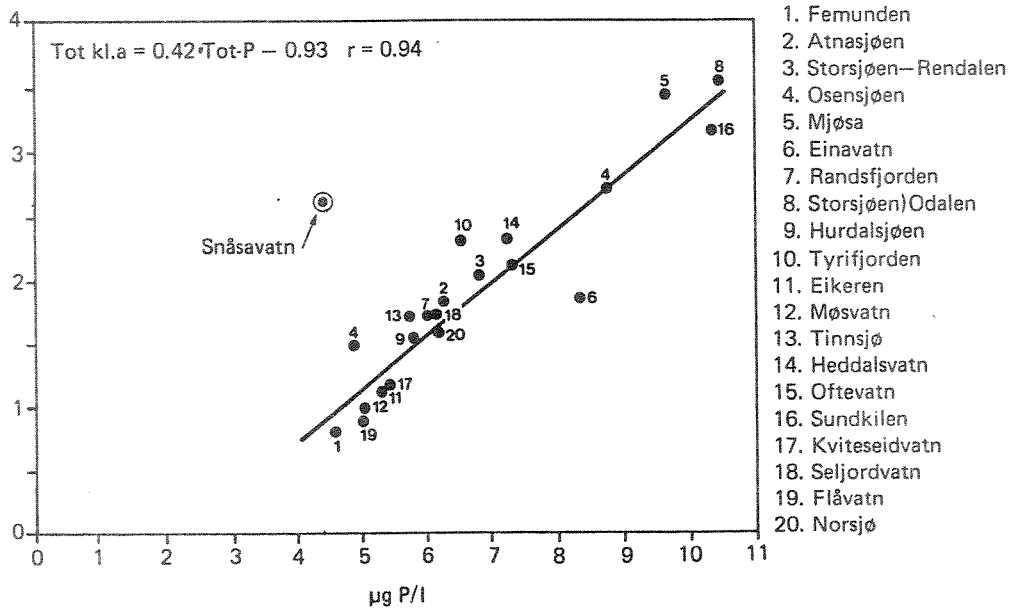


Fig. 3.9-2 Sammenheng mellom årsmiddelkonsentrasjon av fosfor i hele sjøen og gjennomsnittlig algebiomasse, målt som klorofyll-a, i sommerhalvåret i noen norske innsjøer. (Rognerud m.fl. 1979).

av menneskelig aktivitet på tilsammen 8 tonn i 1987.)

En akseptabel fosforkonsentrasjon i store dype innsjøer er inntil 7 μg P/l (Rognerud m.fl. 1979). En reduksjon fra den teoretisk stipulerte fosforkonsentrasjonen på 8.16 til 7 $\mu\text{g}/\text{l}$ vil, ifølge ligningen ovenfor, tilsvare en årlig reduksjon i fosfortilførslene til Snåsavatn på 3.7 tonn. Dette kan sikre en bedring i vannkvaliteten, bl.a. siktedypet. Det forutsetter imidlertid at mysisbestanden ikke øker ytterligere, eller at andre arter i Snåsavatn endrer balanseforholdet.

Forholdet mellom planteplankton og dyreplankton (P/Z-forholdet)

Planteplanktonutviklingen i innsjøer er som nevnt sterkt avhengig av beitetrykket fra dyreplankton. Videre kan mysis i stor grad strukturere dyreplanktonet med tanke på artssammensetning, størrelsesfordeling og mengde. Balanseforholdet mellom de ulike ledd i næringskjeden er således vesentlig for innsjøers selvrensingsevne.

Forholdet mellom planteplankton- og dyreplanktonbiomasse (P/Z-forhold) gitt til forskjellige tidspunkt synes å kunne gi uttrykk for balansetilstanden og utviklingstendensen i en innsjø (Koksvik & Reinertsen 1982 a, b, Reinertsen & Langeland 1982, Koksvik & Reinertsen in manus).

Dersom våtvekt av planteplankton og plantespisende former av dyreplankton viser et vedvarende forhold med større planteplankton enn dyreplanktonbiomasse ($P/Z > 1$), indikerer dette en lite effektiv utnyttelse av planteplanktonet. En naturlig grunn til dette kan være at det plantespisende dyreplanktonet er hindret i å utvikle seg på grunn av for hardt predasjonstrykk fra fisk eller andre rovformer (mysis).

Et P/Z-forhold < 1 viser høy effektivitet i å overføre planteplanktonproduksjonen til konsumentleddene og må ansees som en gunstig tilstand for en innsjø. Moderat økning i næringssalttilførsel vil under slike forhold resultere i ubetydelig økning av planteplanktonbiomasse, men gi seg større utslag i dyreplanktonbiomassen.

Figur 3.9-3 viser P/Z-forhold for stasjonene A, B og D i 1986 og 1987. På stasjonene A og B var $P/Z > 1$ gjennom hele vekstsesongen begge år. Dette indikerer ineffektiv beiting og er tegn på at dyreplanktonet var utsatt for sterkt predasjonstrykk. Den kvalitative sammensetningen i planteplanktonet var slik at en stor andel skulle være direkte tilgjengelig for dyreplanktonet, og forutsetningen for høy økologisk effektivitet var således til stede. Da det ble registrert svært lite fisk i de frie vannmasser, er det trolig at hard predasjon fra mysis på dyreplanktonet er hovedårsak til det ugunstige P/Z -forholdet.

På stasjon D ble det registrert større dyreplanktonbiomasse enn planteplanktonbiomasse ($P/Z < 1$) i deler av sesongene. I 1986 hadde dette balanseforholdet lengre varighet enn i 1987. Dette kan tyde på at systemet også i den sørvestlige delen av vatnet er i ferd med å forandres fra å ha høy økologisk effektivitet og selvrensningsevne mot en situasjon som i sjøen for øvrig, hvor økte tilførsler av næringsalter raskt vil gi større planteplanktonbiomasse.

Det kan virke paradoksalt at balanseforholdet var gunstigst på stasjon D som ligger i den delen av sjøen hvor tettheten av både mysis og fisk var størst. Den større tettheten av mysis og fisk kan ha sammenheng med at denne delen er det grunneste og mest næringsrike bassenget. Det gunstigere P/Z-forholdet på stasjon D kan ha en rimelig forklaring i at utviklingen av mysispopulasjonen her er i en tidligere fase, slik at virkningene ikke har blitt så omfattende som i sjøen for øvrig. Stasjon D ligger i bassenget nærmest utløpet og langt borte fra introduksjonsstedet for mysis. Bassenget er atskilt fra resten av sjøen ved det 1-2 km lange og meget grunne Klingsundet (middeldyp omkring 1 m). En tilsvarende forskyvning i tid er også funnet for ulike bassenger av Jonsvatn (Koksvik og Langeland 1988, Koksvik og Reinertsen in prep.). Forskjellen mellom 1986 og 1987 antyder også at systemet var i ferd med å endres på stasjon D.

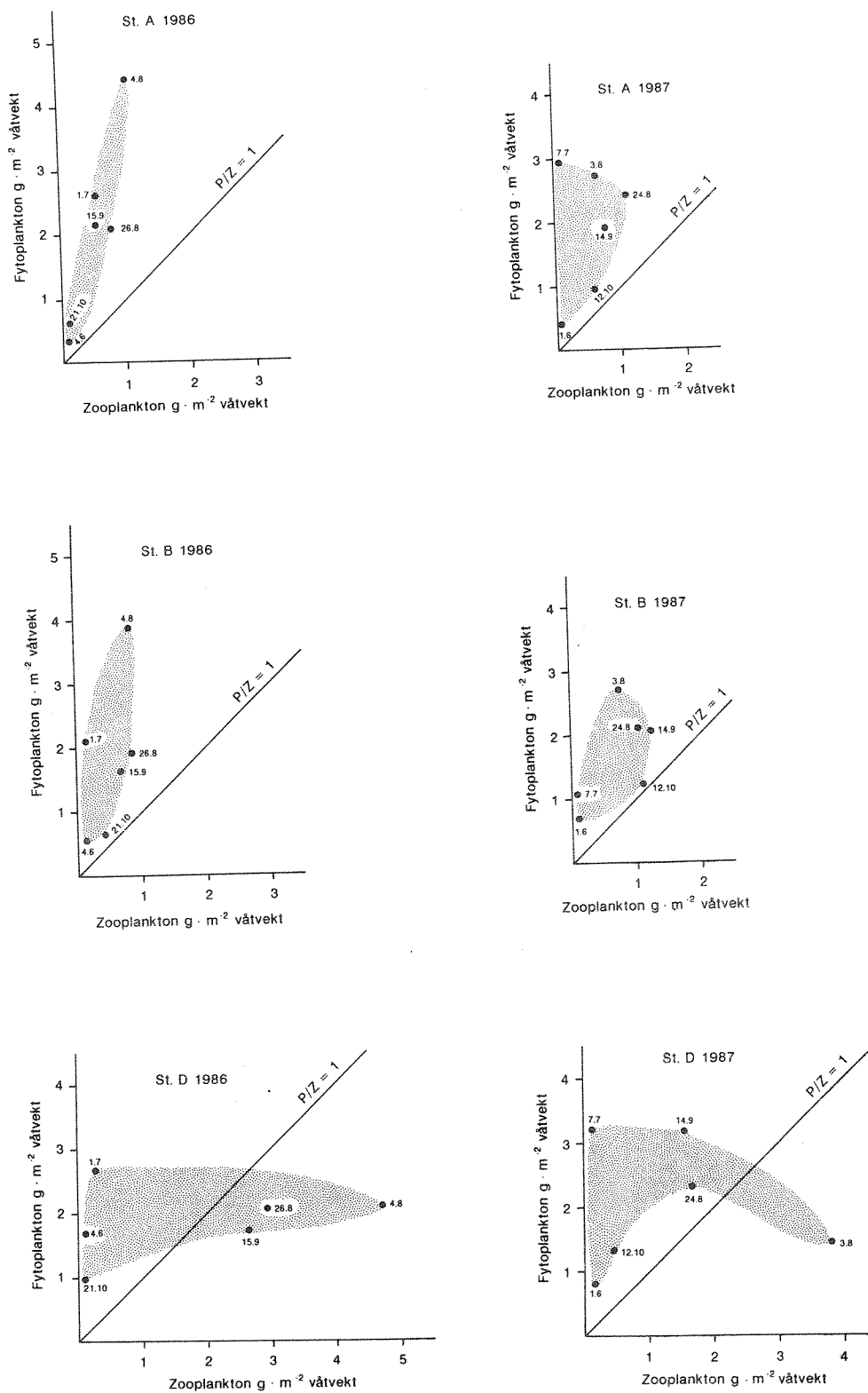


Fig. 3.9-3 Forholdet mellom planteplankton (P) og plantespisende dyreplankton (Z) på tre stasjoner (A, B, D) i Snåsavatn, 1986 og 1987. Planktonmengdene er vist som gram våtvekt pr. m² innsjøflate.

Forholdet mellom dyreplankton, mysis og fisk

En rekke mysisutsetninger ble utført både i Skandinavia og Nord-Amerika før man var blitt klar over hvilken rolle mysis spilte som predator på dyreplanktonet. Oppfatningen var at mysis primært spiste dødt organisk materiale og planteplankton. Mange arbeider har imidlertid senere vist at mysis ved predasjon kan forårsake store forandringer i dyreplanktonsamfunnene (Lasenby & Langford 1973, Threlkeld m.fl. 1980, Kindsten & Olsèn 1981, Lasenby & Fürst 1981, Grossnickle 1982, Nero & Sprules 1986, Langeland m.fl. 1986).

Videre er det vist at mysis innen dyreplanktonet selekterer bestemte arter og utviklingsstadier (Lasenby & Langford 1973, Richards m.fl. 1975, Cooper & Goldman 1980, Lasenby & Fürst 1981, Bowers & Vanderploeg 1982, Fürst m.fl. 1984). Mysis foretrekker vannlopper foran hoppekreps, og Daphnia-artene er spesielt attraktive.

Mysis har imidlertid et vidt byttespektrum (Lasenby & Fürst 1981) og kan også spise planteplankton og detritus (Lasenby & Langford 1973, Bowers & Grossnickle 1978, Grossnickle 1982).

Det er ikke mulig å kvantifisere hvilken effekt mysis har hatt på dyreplanktonet i Snåsavatnet da det ikke finnes sammenlignbare planktondata fra perioden før mysisoverføringen. Selv om mysis ikke ble funnet i bunn- eller planktonprøver i 1980, er det trolig at arten allerede hadde etablert bestand.

I Selbusjøen ble det funnet at mysis hadde etablert tett bestand 6 år etter utsetting (Langeland m.fl. 1986). I Jonsvatnet (Kilvatnet) brukte mysis mindre enn 5 år på å etablere seg (Koksvik & Langeland 1988). Nelson and Finnell (1988) fant at mysis var veletablert 4-9 år etter utsetting i 3 sjøer i USA. Overføring av mysis til Snåsavatnet fra Bangsjøen har trolig skjedd fra 1975 da kraftanlegget sto ferdig.

Den beskjedne andelen av vannlopper som ble funnet i dyreplanktonet i 1980 kan enten tyde på hard nedbeiting av pelagisk røye eller at effekten av mysis allerede var til stede, eller en kombinasjon av begge. Det er lite tenkelig at en så stor tetthet av fisk i de frie vannmasser som vist på ekkogram fra 1980 (Gjøvik 1981) kan ha hatt næringsgrunnlag i dyreplanktonet som da ble registrert. Det kan tyde på at 1980 representerer slutten på en tilstand med langt større bestand av pelagisk røye i Snåsavatnet, som omtalt av Gjøvik (1981) og Rikstad m.fl. (1988).

Sammenlignet med 1980 var det en klar tendens til en sesongmessig

forsinket bestandsutvikling av vannlopper i 1985-87, da det nesten ikke ble registrert vannlopper før august. En tilsvarende forandring etter utsetting av mysis er også registrert i Selbusjøen (Langeland m.fl. 1986) og i Lake Granby i Colorado (Martinez 1988). Forklaringen kan ligge i at voksne, overvintrende vannlopper blir meget hardt nedbeitet av mysis og at sommerpopulasjonen må bygges opp fra hvileegg fra foregående høst. Dette vil forsinke populasjonsutviklingen. Martinez (op.cit.) antyder en annen forklaring. Han fant at mysis ikke foretar vandringer opp i de øvre vannlag dersom temperaturen der overstiger 14°C . I slike perioder får vannloppene mulighet til å utvikle seg fritt. Snåsavatnet hadde temperaturer over 14°C i en periode i juli-august. Vanntemperaturen var høyest i overflatelagene på stasjon D. Dette kunne også være en forklaring på de større dyreplanktonmengdene i denne delen av innsjøen på ettersommeren (se spesielt fig. 3.9-3).

En annen indikasjon på predasjonseffekten av mysis etter 1980 er at to dyreplanktonarter, Holopedium gibberum og Heterocope saliens nesten fullstendig har forsvunnet. Begge arter var vanlige i 1980. I mageprøver fra røye innsamlet i 1973-76 av Hindrum og Sande, var H. gibberum til dels av stor betydning. En ytterligere reduksjon i dyreplanktonbiomasse i perioden 1985-87 indikerer at økosystemet ennå var i forandring.

I dype, næringsfattige innsjøer med planktonspisende arter som røye og sik, er det godt dokumentert at disse pelagiske fiskebestandene går sterkt tilbake etter utsetting av mysis (Fürst m.fl. 1984, Langeland m.fl. 1986). Årlige fiskeundersøkelser i Snåsavatnet i perioden 1984-1987 viser at fiskesamfunnet her er i forandring, og tendensen forsterkes når en sammenligner med spredte data fra undersøkelser før 1980.

Prøvefisket viser generelt lavt fangstutbytte av røye i de fri vannmasser. Lave fisketettheter i de fri vannmasser bekreftes av ekkoloddregistreringer i 1986 og 1987 hvor det ble registrert svært lite fisk. Tetthetene registrert med samme metode i 1980 viste betydelig større fiskemengder (Gjøvik 1981).

Data for røyas næringsopptak i perioden 1973-76 sammenholdt med 1984-87 viser et endret næringsopptak for røye fanget på bunn garn i de to perioder. Andelen plankton er redusert og mysis har kommet inn i større omfang. Dette forsterker inntrykket av at det var større mengder dyreplankton i 1973-76 enn i 1984-87. Flytegarnefanget røye ser ikke ut til å utnytte mysis i særlig stor grad, men ernærte seg hovedsakelig av plankton. Dette var også tilfelle i Selbusjøen

(Langeland m.fl. 1986). Ørretens og lakens ernæring i Snåsavatn varierte lite i perioden 1984-87, og mysis var viktigste næring med en volumprosentandel på 25-40% for ørret og 50-80% for lake. Også i Selbusjøen var mysis viktigste næringsdyr for lake (Langeland op.cit.)

Analyser av alderssammensetning i røyebestanden og utbyttet på småmaskede garn tyder på en rekrutteringssvikt hos røye. Dette kan skyldes flere faktorer, men undersøkelser viser at røye synes å bli konkurransesvak overfor ørret og lake etter introduksjon av mysis. Røya påvirkes både gjennom næringskonkurransen og predasjon (Fürst m.fl. 1984, Langeland m.fl. 1986). Ernæringsundersøkelser på lake i Selbusjøen viste at laken i oktober spiser mye røyerogn (Eggan 1988), og større lake er også i Snåsavatnet vist seg å predatere mindre fisk. Våre undersøkelser viser lave tall for dyreplankton i de fri vannmasser og tendenser til reduksjon i viktige dyreplanktonarter for røye. Predasjon og næringskonkurransen fra lake og mysis er derfor sannsynlige årsaker til den observerte rekrutteringssvikten i røyebestanden. Den registrerte utvikling mot større gjennomsnittsvekt hos lake i 1984-87 vil forsterke predasjonstrykket på røye.

Undersøkelsen over den vertikale fordeling av fiskeartene viste at laken ble fanget på større dyp enn ørret og dels også røye, og utgjorde 30-72% av totalfangsten på garnlenker satt fra 1 til 35 m dyp, mot 11-40% på bunn garn satt enkeltvis fra land. Det er også vist at effektiviteten ved garnfangst bare er halvparten så god for lake som for ørret og røye (Jensen 1986). Dette indikerer at laken nå er den dominerende fiskeart i strandnære områder i Snåsavatnet.

Den store andelen lake på garnlenker satt ned til 35 m dyp i 1987 og tendensen til økt mengde og størrelse for lake i fangstene i undersøkelsesperioden, kan tyde på at Snåsavatnet er inne i en lignende utviklingstendens som Selbusjøen har vært, med sterk økning i lakebestanden etter innføring av mysis (Langeland m.fl. 1986). Laken utnytter mysis i større grad enn ørret og røye og har fått et økt næringstilbud. Laken synes å ha en bedre tilpasning til større dyp og kaldere vann enn ørret og røye, og utnytter dermed en større del av bunnområdene.

Prøvefiskematerialet viste en tendens til økning i ørretfangstene, noe som bekreftes av resultatene fra brukerundersøkelsene (Rikstad m.fl. 1988). Sammenlignes data fra høstfiske i 1984/85 med 1986/87 er det en økning i fangstene av ørret og lake på ca 50%. Det er i svenske innsjøer vist at særlig ørret og lake kan favoriseres ved tilgang på mysis i littoralsonen (Fürst m.fl. 1984). Øvrige parametre som alderssammensetning, middelvekt, kondisjonsfaktor og vekst viste små variasjoner for ørret i undersøkelsesperioden, og tyder på en balansert utvikling i ørretbestanden (Koksvik & Arnekleiv 1988)

3.10 Tilrådninger

Fosforbelastningene på Snåsavatn er betenkelig høye og bør reduseres med 3.7 tonn pr. år for å kunne komme ned på et akseptabelt nivå.

Det har vært ytret ønske fra kommunene om å øke både fast bosetning og fritidsbebyggelse langs Snåsavatn. Dette vil eventuelt medføre økte (fosfor-)belastninger på innsjøen og spørsmålet er hvor mye økte tilførsler Snåsavatn kan ta imot uten vesentlig å endre karakter. De vanlig benyttede belastningsmodellene, fig. 3.9-1, må anvendes med forsiktighet på Snåsavatn for tiden, da innsjøens økosystem synes å være i ubalanse og/eller i en omfattende endringsprosess.

En liten økning av (fosfor-)belastningene på Snåsavatn i denne ustabile perioden kan medføre helt uforutsigbare utslag på innsjøen og kan derfor ikke anbefales. Som et tenkt regneeksempel kunne man vurdere å øke fast bosetning langs Snåsavatn med 500 personer og fritidshus også for 500 personer. Med biologisk/kjemisk rensing fra den faste bosetningen og en tilførsel til grunnen fra fritidsbebyggelsen (som benyttes 50 døgn pr. år), gir dette tilsammen en årlig fosforbelastning på under 100 kg. Dersom både avløp fra fast bosetning og fritidsbebyggelse gikk til grunnen på forsvarlig måte burde fosforbelastningene ikke overstige 300 kg pr. år. I forhold til totalbelastningene på 23.4 tonn fosfor og i forhold til kritisk belastning etter Vollenweidermodellen på rundt 35 tonn, synes 100 eller 300 kg svært lite. Ved ett punkt på belastningsstigen vil man imidlertid passere en betenkelig/kritiske belastning og ved den nåværende status av Snåsavatn kan ingen økte belastninger anbefales.

Dersom kommunene likevel ønsker å øke bosetningen langs Snåsavatn bør annen belastning reduseres tilsvarende. F.eks. bør noe av den registrerte (over-)belastningen fra enkelte av tilløpselvene kunne reduseres.

Reduksjon av mysis

Vi kjenner ingen metoder som uten videre kan anbefales for effektivt å redusere bestanden av mysis i Snåsavatn.

Kanadarøye (Salvelinus namaycush) har vært vurdert for utsetting i "mysis-sjøer" (Langeland 1988). Mysis er også et viktig næringsdyr for kanadarøye opptil 20-30 cm. Den går deretter over til å spise fisk og lake skal være en vanlig byttefisk. Kanadarøye har imidlertid problemer med å formere seg naturlig hos oss. En bestand må derfor baseres på utsetting, helst av stor settefisk. Det er vanskelig å

tenke seg utsetting av så mye kanadarøye at det kan få påviselige effekter på vannkvaliteten i Snåsavatn gjennom beskatning av mysis.

Krøkle, Osemerus eperlanus, er trolig den fiskearten som best kan beskatte mysis, men krøkle kan ikke anbefales satt ut i Snåsavatn av flere årsaker: Krøkla er en liten art som ikke er egnet for matfisk. Den er imidlertid mye beskattet av rovfisk. I Snåsavatn vil det hovedsakelig være laken som vil kunne beskatte krøkla, med mindre det ble satt ut enda en ny fiskeart, f.eks. kanadarøye. Energitalpet ved å innføre nye ledd i næringskjeden er imidlertid så stor at krøkle og kanadarøye ikke kan anbefales utsatt.

Generelt er det også en fare for spredning av sykdommer og parasitter ved utsetting av nye arter.

Det synes mest aktuelt å forsøke å justere sammensetningen av de artene som allerede er tilstede i Snåsavatn. Ørreten beiter i betydelig grad på mysis, og en styrking av ørretbestanden ved f.eks. utbedring av gyteelver og utsettinger kan anbefales. Også røya som lever i strandsonen spiser mysis, og en styrking av denne bestanden kan være gunstig. I dag ser det ut til at ørreten er røya konkurransemessig overlegen i strandsonen. Som mat- og sportsfisk vil ørreten være den mest attraktive da den blir større en røya ved den nåværende næringsituasjonen i Snåsavatn.

En kraftigere beskatning av lake vil gi motsettende effekter: Laken spiser endel røye og ørret og konkurrerer med disse artene om de samme næringsdyrene. En reduksjon i lakebestanden kunne derfor være gunstig. På en annen side tar laken store mengder mysis, og en større fangst av lake kan derfor virke uheldig på eutrofiutviklingen.

Det fins ingen kjente sykdommer, parasitter eller kjemikalier som spesifikt kan redusere en mysisbestand.

Den eneste tilrådingen vi står igjen med når det gjelder mysis i Snåsavatn er å styrke de bestandene av spesielt ørret og røye som spiser mysis, kombinert med et fiske på stor lake.

4. LITTERATUR

- Berge, D. 1986. Bruksplan for Akersvannet. Bakgrunnsundersøkelser og forslag til tiltak. Norsk institutt for vannforskning. Rapport 0-85118.
- Bowers, J.A. & Grossnickle, N.E. 1978. The herbivorous habits of Mysis relicta in Lake Michigan. *Limnol. Oceanogr.* 23(4) 1978: 767-776.
- Bowers, J.A. & Vanderploeg, H.A. 1982. In situ predatory behavior of Mysis relicta in Lake Michigan. *Hydrobiologia* 93: 121-131.
- Cooper, S.D. & Goldman, C.R. 1980. Opossum shrimp (Mysis relicta) predation on zooplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 909-919.
- Eggan, G. 1988. Bestandsvariabler og ernæring hos lake Lota lota (Linnè) i Selbusjøen. Hovedoppgave i zoologi. Zoologisk institutt. Universitetet i Trondheim.
- Fürst, M., Hammar, J., Hills, C., Boström, U. & Kindsten, B. 1984. Effekter av introduktion av Mysis relicta i reglerade sjöar i Sverige. Information från Sötvattenslab., Drottningholm, 1.
- Grossnickle, N.E. 1982. Feeding habits of Mysis relicta - an overview. *Hydrobiologia* 93(1/2): 101-107.
- Gjøvik, J.A. 1981. Vurdering av fiskeinteressene i Snåsavatnet (Nord-Trøndelag). Fiskerikonsulenten i Midt-Norge. Stensilrapport.
- Haukland, J.-H. & Rikstad, A. 1986. Aurens gytebekker i Snåsavatnet. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 3-1987.
- Hindrum, R. 1980. Snåsvatnet. Rapport i serien 10-årsverna vassdrag, Fiskerikonsulenten i Midt-Norge. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk.
- Hynes, H.B.N. 1950. The food of fresh-water sticklebacks (Gasterosteus aculeatus and Pygosteus pungitius), with a review of methods used in studies of the food of fishes. *J. anim. Ecol.* 19, 1:36-58.

- Jensen, J.W. 1986. Gillnet selectivity and the efficiency of alternative combinations of mesh sizes for some freshwater fish. *J. Fish Biol.* 28:637-646.
- Kinsten, B. & Olsèn P., 1981. Impact of Mysis relicta Lovèn introduction on the plankton of two mountain lakes, Sweden. *Rep. Inst. Freshw. Res.*, Drottningholm 59:64-74.
- Koksvik, J.I & Reinertsen, H. 1982a. Biomasse og kvalitativ sammensetning av phytoplankton zooplankton og fisk i Leksdalsvatn, Nord-Trøndelag 1980-81. NTNF - Utvalg for eutrofieringsforskning. Rapport 15/82.
- Koksvik, J.I. & Reinertsen, H. 1982b. Biomasserelasjoner mellom phytoplankton og zooplankton i Lynvatn, Nord-Trøndelag 1980-81. NTNF - Utvalg for eutrofieringsforskning. Rapport 16/82.
- Koksvik, J.I. & Langeland, A. 1988. Endringer i zooplankton og fiskesamfunn i sjøer med utsatt Mysis relicta. Vassdragsregulantenenes forening. Fiskesymposium februar 1988, Tromsø. Presenterte foredrag. s. 103-114.
- Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. 1988. Zooplankton, Mysis relicta og fisk i Snåsavatn 1984-87. Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet. Rapport zoologisk serie 1988-3.
- Langeland, A. 1988. Kanadarøye (Salvelinus namaycush) biologi og konsekvenser ved utsetting i Norge. Rapport fra Fiskeforskningen 1988 - no. 2. Direktoratet for naturforvaltning.
- Langeland, A., Koksvik, J.I & Nydal, J. 1986. Reguleringer og utsetting av Mysis relicta i Selbusjøen - virkninger på zooplankton og fisk. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser.* 1986-2.
- Lasenby, D.C & Fürst, M. 1981. Feeding of Mysis relicta Loven on Macrozooplankton. *Rep. Inst. Freshw. Res.*, Drottningholm 59: 75-80.
- Lasenby, D.C. & Langford, R.R. 1972. Growth, life history and respiration of Mysis relicta in an arctic and temperate lake. *J. Fish. Res. Board Can.* 29: 1701-1708.
- Lasenby, D.C. & Langford, R.R. 1973. Feeding and assimilation of Mysis

- relicta. Limnol. Oceanogr. 18(2): 280-285.
- Lundekvam, H. 1982. Nitrogen og fosfor frå jordbruksareal. Utviklinga 1949-79 illustret med enkel modell. Vann 17: 262-278.
- Løvik, J.E. 1977. Snåsavassdraget og elver ved Namdalseid. Orienterende undersøkelser 1976/77. Norsk institutt for vannforskning. Rapport 0-47/76.
- Løvik, J.E. 1979. Snåsavassdraget og elver ved Namdalseid. Rapport nr. 2. Teoretisk beregning av forurensningstilførsler. Utførte undersøkelser i 1977-78. Norsk institutt for vannforskning. Rapport 0-76047.
- Martinez, P.J. 1988. Interactions of Zooplankton, Mysis relicta, and Kokanee salmon, Oncorhynchus nerka, in Lake Granby, Grand County, Colorado. Symposium on Mysids and their Impacts on Fisheries. Fort Collins, Colorado 1988. Stensilerte Abstracts.
- Nelson, W.C. & Finnell, L.M. 1988. Changes in Daphnia populations following the establishment of Mysis populations in some Colorado lakes and reservoirs. Symposium on Mysids and their Impacts on Fisheries. Fort Collins, Colorado 1988. Stensilerte Abstracts.
- Nero, R.W. & Sprules, W.G. 1986. Predation by three glacial opportunists on natural zooplankton communities. Can. J. Zool. 64:57-64.
- NVE 1987. Avrenningskart over Norge. Norges vassdrags- og energiverk, Vassdragsdirektoratet, Hydrologisk avdeling. Statens kartverk.
- Nøst, T. & Koksvik, J.I. 1981. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Snåsavatnet 1980. Det Kongelige Videnskabers Selskab, Museet. Rapport Zoologisk serie 1981-19.
- Reinertsen, H. & Langeland, A. 1982. The effect of a lake fertilization on the stability and material utilization of a limnetic ecosystem. Holarct. Ecol. 5: 311-324.
- Richards, R.C., Goldman, C.R., Frantz, T.C. & Wickwire, R. 1975. Where have all the Daphnia gone? The decline of a major cladoceran in Lake Tahoe, California-Nevada. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 835-842.

- Rikstad, A., Paulsen, L.I. & Kinderås, K. 1988. Fisket i Snåsavatnet i perioden 1983-87. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernnavdelingen. Rapport nr. 5-1988.
- Rognerud, S., Berge, D. & Johannessen, M. 1979. Telemarkvassdraget. Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979. Norsk institutt for vannforskning. Rapport 0-70112.
- Statens institutt for folkehelse 1976. Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - Vann for omsetning - Badevann. Sosialdepartementet. Helsedirektoratet.
- Statens institutt for folkehelse. 1987. G2. Kvalitetsnormer for drikkevann.
- Threlkeld, S.T., Rybock, J.T., Morgan, M.D., Folt, C.D. & Goldman, C.R. 1980. The Effects of an introduced Invertebrate Predator and Food Resource Variation on Zooplankton Dynamics in an Ultraoligotrophic Lake. I Kerfoot, W.C. (Red.): Evolution and Ecology of Zooplankton Communities. s. 555-568. University Press of New Zealand.
- Vennerød, K. 1984. Håndbok i innsamling av data om forurensnings-tilførsler til vassdrag og fjorder. Norsk institutt for vannforskning. Rapport 0-82014.
- Østrem, G., Flakstad, N. & Santha, J.M. 1984. Dybdekart over norske innsjøer. NVE. Hydrologisk avd. Meddelelse nr. 48.

VEDLEGG

- Tabell V-1 Utslippsberegninger av fosfor og nitrogen i husholdningskloakk til Snåsavatnet.
- Tabell V-2 Industri og turistbedrifter ved Snåsavatnet.
- Tabell V-3 Vannkjemiske data fra innløpselvene og utløpet av Snåsavatn.
- Tabell V-4 Vannkjemiske data fra Snåsavatn.
(pH, ledningsevne, organisk stoff og næringssalter)
- Tabell V-5 Oksygendata fra Snåsavatn.
- Tabell V-6 Hovedkomponenter i Snåsavatn.
(Ca, Mg, Na, K, SO₄, Cl)
- Tabell V-7 Metaller i Snåsavatn (Cu, Zn, Cd, Pb, Fe, Mn, Al)
- Tabell V-8 Siktedyp i Snåsavatn 1975-1987.
- Tabell V-9 Siktedyp i Snåsavatn 1986-1987.
- Tabell V-10 Koliforme bakterier i innløpselvene og utløpet av Snåsavatn.
- Tabell V-11 Koliforme bakterier i Snåsavatn.
- Tabell V-12 - V-23. Kvantitative planteplanktonprøver fra Snåsavatn.
- Tabell V-24 Klorofyllkonsentrasjoner i Snåsavatn.

Tabell V-1 Beregnede utslipp av fosfor og nitrogen fra husholdningskloakk fra de ulike delområdene til Snåsavatn.
* utslipp direkte til Snåsavatn

Delområde	Bosetning	Renseanlegg	Utslipp av fosfor (kg/år)		Utslipp av nitrogen (kg/år)	
S-1 Langhammerelva	120	Biologisk	82.1		394.2	
	80	Slamavskiller	65.7	266.4	315.4	1279
	260	Til grunnen	118.6		569.4	
S-2 Borgelva	90	Til grunnen	41.1	41.1	197.1	197
S-3 Bruvollaelva	15	Biologisk	10.3	14.9	49.3	71
	10	Til grunnen	4.6		21.9	
S-4 Leiråa	270	Biologisk/kjemisk*	61.6	79.9	296.7	384
	40	Til grunnen	18.3		87.6	
S-5 Viabekken	480	Biologisk/kjemisk*	110.0	116.8	525.6	559
	15	Til grunnen	6.8		32.9	
S-6 Grana	90	Biologisk	61.6		295.6	
	140	Felles slamavskiller	115.0	450.4	551.9	2162
	600	Til grunnen	273.8		1314.0	
S-7 Finnsåbekken	50	Til grunnen	22.8	22.8	109.5	110
	170	Biologisk (til S-8)	116.3		558.5	
S-8 Jørstadelva	90	Biologisk	61.6	323.9	295.7	1555
	320	Til grunnen	146.0		700.8	
S-9 Tiltneselva	15	Til grunnen	6.8	6.8	32.9	33
S-10 Nordbårdsbekken	90	Til grunnen	41.1	41.1	197.1	197
Øvrig nedbørfelt	150	Biologisk/kjemisk	34.2		164.3	
	445	Slamavskiller	366.5	765.7	1754.3	3671
	800	Til grunnen	365.0		1752.0	
Sum	4340			2895.5		13889

Tabell V-2 Industri og turistbedrifter i nedbørfeltet til Snåsavatn

Navn	Produksjon/antall senger/campinghytter/merknader
Trøndelag Meieri avd. Snåsa	
Almo Grusindustrier	
Snåsa Pukk og Kalkverk	
Jørstad industrier A/S	trevare/impregnering
G. Bjørk A/S	trevare
Innbryns Sagbruk & Høvleri A/S	
Snåsa Skifer A/S	
Humns Torvindustri A/S	
Turistbedrifter:	
Snåsa Turistsenter A/S	46 senger, 9 campinghytter. Tilknyttet rensesanlegg
Centrum Café	6 senger. Tilknyttet rensesanlegg.
Kinderås Camping	8 senger i campinghytte
Vegset Camping	16 campinghytter. Slamavskiller
Strindmo gård Camping	5 campinghytter
Snåsa-Kroa	12 senger
Beregnete gjestedøgn i Snåsa kommune: 38.300 (inkl. utleiehytter)	
Kvam Motell og Camping	ca 10 senger. 26 campinghytter
Følling gjestegård	ca 10 senger. 3 campinghytter
Braseth Camping	15 campinghytter
Øksnes Camping	9 campinghytter
Anslått gjestedøgn i Steinkjer kommune: 10-12.000	

Tabell V-3 Analyseverdier fra innløpselvene i 1987 og utløpet fra Snåsavatn i 1986 og 1987. Minimum, maksimum, aritmetrisk middel og tidsveid middel er gitt for pH, ledningsevne, turbiditet, filtrert farge, totalfosfor, totalnitrogen og organisk stoff.

SNÅSA ST.S1, LANGHAMARELVA 1987

DATO	PH	KOND mS/m 25grC	TURB FTU	FAR-F mg Pt/l	TOT-P mikro- gr/l	TOT-N mikro- gr/l	COD-MN mg/l
870505	7.05	7.6	7.7	53.0	26.0	645	6.80
870601	7.41	11.3	3.0	41.0	21.0	520	6.80
870706	7.38	10.7	3.0	41.0	36.0	784	11.00
870804	7.51	14.4	2.8	32.0	21.0	488	7.00
870824	7.38	13.4	1.9	45.0	43.0	417	9.10
870914	7.47	13.5	1.5	47.0	26.0	419	7.70
871103	7.22	13.4	5.6	83.0	77.0	1130	15.00
MINIMUM	7.05	7.6	1.5	32.0	21.0	417	6.80
MAKSIMUM	7.51	14.4	7.7	83.0	77.0	1130	15.00
ARI-MIDDEL	7.35	12.04	3.64	48.9	35.7	629	9.06
TID-MIDDEL	7.37	12.18	3.33	47.8	34.5	619.1	9.02

SNÅSA ST.S2, BORGELVA 1987

DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	TURB FTU	FAR-F mg Pt/l	TOT-P mikro- gr/l	TOT-N mikro- gr/l	COD-MN mg/l
870505	7.10	4.2	0.91	40.0	11.0	201	4.90
870601	7.22	3.8	0.45	42.0	8.5	147	5.60
870706	7.24	4.2	7.00	56.0	47.0	701	12.00
870804	7.56	4.5	6.60	56.0	11.0	226	8.50
870824	7.42	4.5	0.66	51.0	14.0	186	7.70
870914	7.59	4.9	0.45	55.0	14.0	204	7.50
871103	7.16	4.8	1.50	84.0	26.0	438	12.00
MINIMUM	7.10	3.8	0.45	40.0	8.5	147	4.90
MAKSIMUM	7.59	4.9	7.00	84.0	47.0	701	12.00
ARI-MIDDEL	7.33	4.41	2.51	54.9	18.8	300.4	8.31
TID-MIDDEL	7.34	4.42	2.61	54.9	19.6	310.8	8.44

SNÅSA ST.S3, BRUVOLLELVA 1987

DATO	PH	KOND mS/m, 25gr/C	TURB FTU	FAR-F mg Pt/l	TOT-P mikro- gr/l	TOT-N mikro- gr/l	COD-MN mg/l
870505	7.22	3.8	0.88	39.0	6.5	173	4.80
870601	7.24	3.2	0.27	36.0	7.9	165	4.60
870706	7.38	3.3	0.61	55.0	5.0	202	11.00
870804	7.52	4.2	0.40	70.0	3.5	221	10.00
870824	7.59	4.8	0.26	39.0	2.9	147	6.20
870914	7.68	5.5	0.30	43.0	1.8	151	6.40
871103	7.19	3.9	0.57	78.0	5.9	230	11.00
MINIMUM	7.19	3.2	0.26	36.0	1.8	147	4.60
MAKSIMUM	7.68	5.5	0.88	78.0	7.9	230	11.00
ARI-MIDDEL	7.40	4.1	0.47	51.4	4.8	184.1	7.71
TID-MIDDEL	7.42	4.12	0.45	51.1	4.7	183.1	7.78

Tabell V-3 (forts.)

SNÅSA ST.4, LEIRÅA 1987

DATO	PH	KOND mS/m, 25gr/C	TURB FTU	FAR-F mg Pt/1	TOT-P mikro- gr/1	TOT-N mikro- gr/1	COD-MN mg/1
870505	7.04	4.8	18.0	62.0	39.0	384	8.10
870601	7.22	5.8	7.8	48.0	17.0	241	6.70
870706	7.29	8.2	14.0	76.0	41.0	760	17.00
870804	7.61	12.3	12.0	74.0	35.0	594	11.00
870824	7.50	9.2	5.9	73.0	26.0	432	10.00
870914	7.37	8.9	3.2	90.0	22.0	475	12.00
871103	7.26	12.0	15.0	109.0	68.0	1210	18.00
MINIMUM	7.04	4.8	3.2	48.0	17.0	241	6.70
MAKSIMUM	7.61	12.3	18.0	109.0	68.0	1210	18.00
ARI-MIDDEL	7.33	8.74	10.8	76.0	35.43	585.1	11.83
TID-MIDDEL	7.33	8.74	10.2	76.19	34.02	579.8	12.00

SNÅSA ST.S5, VIABEKKEN 1987

DATO	PH	KOND mS/m, 25gr/C	TURB FTU	FAR-F mg Pt/1	TOT-P mikro- gr/1	TOT-N mikro- gr/1	COD-MN mg/1
870505	7.68	24.6	6.7	26.0	91.0	1230	3.80
870601	7.96	24.6	2.7	33.0	37.0	1120	5.30
870706	7.84	28.7	4.4	28.0	50.0	1880	8.60
870804	7.86	23.0	3.4	40.0	61.0	1280	7.00
870824	7.90	23.0	2.8	39.0	52.0	1200	6.60
870914	7.89	32.0	1.8	39.0	36.0	1560	5.40
871103	7.69	29.9	8.4	44.0	137.0	2600	11.00
MINIMUM	7.68	23.0	1.8	26.0	36.0	1120	3.80
MAKSIMUM	7.96	32.0	8.4	44.0	137.0	2600	11.00
ARI-MIDDEL	7.83	26.54	4.31	35.57	66.29	1552.9	6.81
TID-MIDDEL	7.85	27.01	4.02	35.60	61.60	1563.3	6.84

SNÅSA ST.S6, GRANA 1987

DATO	PH	KOND mS/m, 25gr/C	TURB FTU	FAR-F mg Pt/1	TOT-P mikro- gr/1	TOT-N mikro- gr/1	COD-MN mg/1
870505	6.54	2.4	2.6	38.0	8.2	201	5.00
870601	6.54	1.6	1.1	34.0	7.4	147	5.00
870706	7.02	2.2	1.7	42.0	7.1	250	8.30
870804	6.76	2.1	1.1	89.0	8.8	259	13.00
870824	7.00	2.8	0.6	63.0	6.8	207	9.00
870914	6.91	2.2	1.1	63.0	8.8	186	8.00
871103	6.90	2.8	2.0	75.0	20.0	226	10.00
MINIMUM	6.54	1.6	0.6	34.0	6.8	147	5.00
MAKSIMUM	7.02	2.8	2.6	89.0	20.0	259	13.00
ARI-MIDDEL	6.81	2.3	1.46	57.71	9.59	210.9	8.33
TID-MIDDEL	6.82	2.25	1.40	57.06	9.39	209.1	8.29

Tabell V-3 (forts.)

SNÅSA ST.S7, FINNSÅSBEKKEN 1987

DATO	PH	KOND mS/m, 25gr/C	TURB FTU	FAR-F mg Pt/l	TOT-P mikro- gr/l	TOT-N mikro- gr/l	COD-MN mg/l
870505	7.23	10.7	25.0	113.0	60.0	1090	14.00
870601	7.27	18.9	6.7	109.0	63.0	1100	15.00
870706	7.38	21.7	12.0	110.0	167.0	2470	24.00
870804	7.43	23.4	7.5	124.0	213.0	2180	19.00
870824	7.43	22.8	6.9	138.0	125.0	1360	20.00
870914	7.46	23.8	3.5	155.0	143.0	1630	22.00
871103	7.41	22.5	24.0	141.0	112.0	2060	23.00
MINIMUM	7.23	10.7	3.5	109.0	60.0	1090	14.00
MAKSIMUM	7.46	23.8	25.0	155.0	213.0	2470	24.00
ARI-MIDDEL	7.37	20.54	12.23	127.14	126.14	1698.6	19.57
TID-MIDDEL	7.38	21.04	11.04	127.66	129.25	1732.7	19.91

SNÅSA ST.S8, JØRSTADELVA 1987

DATO	PH	KOND mS/m, 25gr/C	TURB FTU	FAR-F mg Pt/l	TOT-P mikro- gr/l	TOT-N mikro- gr/l	COD-MN mg/l
870505	6.59	3.0	3.00	35.0	12.0	275	4.30
870601	6.71	1.8	1.50	27.0	5.9	132	3.40
870706	7.07	2.2	3.80	35.0	7.9	202	6.10
870804	6.92	2.7	1.40	80.0	7.1	220	10.00
870824	7.03	3.4	0.85	42.0	5.6	189	7.00
870914	7.07	3.4	1.10	48.0	5.0	169	6.30
871103	6.89	3.2	2.00	66.0	9.4	227	9.90
MINIMUM	6.59	1.8	0.85	27.0	5.0	132	3.40
MAKSIMUM	7.07	3.4	3.80	80.0	12.0	275	10.00
ARI-MIDDEL	6.90	2.81	1.95	47.57	7.56	202	6.71
TID-MIDDEL	6.92	2.77	1.94	46.82	7.22	194.9	6.61

SNÅSA ST.S9, TILTNESELVA 1987

DATO	PH	KOND mS/m, 25gr/C	TURB FTU	FAR-F mg Pt/l	TOT-P mikro- gr/l	TOT-N mikro- gr/l	COD-MN mg/l
870505	6.37	2.4	1.50	67.0	13.0	232	8.60
870601	6.98	4.0	1.10	61.0	26.0	610	8.60
870706	6.65	3.0	1.50	114.0	34.0	570	24.00
870804	6.69	3.8	2.40	173.0	96.0	960	34.00
870824	7.06	5.0	5.50	136.0	135.0	2010	26.00
870914	7.01	3.6	0.78	123.0	18.0	389	18.00
871103	6.65	3.5	0.86	146.0	19.0	384	22.00
MINIMUM	6.37	2.4	0.78	61.0	13.0	232	8.60
MAKSIMUM	7.06	5.0	5.50	173.0	135.0	2010	34.00
ARI-MIDDEL	6.77	3.61	1.95	117.14	48.71	736.4	20.17
TID-MIDDEL	6.80	3.62	1.78	116.67	45.20	698.8	20.09

Tabell V-3 (forts.)

SNÅSA ST.S10, NORDGÅRDSBEKKEN 1987

DATO	PH	KOND mS/m, 25gr/C	TURB FTU	FAR-F mg Pt/l	TOT-P mikro- gr/l	TOT-N mikro- gr/l	COD-MN mg/l
870505	7.370	13.0	8.0	69.0	35.0	1300	8.90
870601	7.910	28.3	3.4	37.0	23.0	1330	5.10
870706	7.700	22.5	6.8	62.0	34.0	1860	13.00
870804	8.000	25.8	7.6	40.0	39.0	1690	7.70
870824	8.040	30.8	1.5	30.0	17.0	1170	5.80
870914	7.930	29.5	1.8	48.0	19.0	1220	7.30
871103	7.460	21.5	66.0	143.0	115.0	1800	14.00
MINIMUM	7.370	13.0	1.5	30.0	17.0	1170	5.10
MAKSIMUM	8.040	30.8	66.0	143.0	115.0	1860	14.00
ARI-MIDDEL	7.773	24.49	13.59	61.29	40.29	1481.4	8.83
TID-MIDDEL	7.796	25.16	12.32	59.42	38.28	1487.2	8.80

SNÅSA UTLØP 1987

DATO	PH	KOND mS/m 25gr/C	TURB FTU	FAR-F mg Pt/l	TOT-P mikro- gr/l	TOT-N mikro- gr/l	COD-MN mg/l
870505	7.03	4.6	1.10	33.0	6.5	303	4.10
870601	7.11	4.1	0.69	27.0	5.3	265	4.10
870706	7.12	3.9	0.49	21.0	4.7	232	3.90
870804	7.50	4.6	0.48	27.0	7.1	238	5.10
870824	7.11	3.8	0.34	28.0	5.3	213	5.10
870914	7.37	4.8	0.45	28.0	6.8	226	4.30
871103	7.03	4.1	0.39	30.0	4.4	268	4.60
MINIMUM	7.03	3.8	0.34	21.0	4.4	213	3.90
MAKSIMUM	7.50	4.8	1.10	33.0	7.1	303	5.10
ARI-MIDDEL	7.18	4.27	0.56	27.7	5.7	249.3	4.46
TID-MIDDEL	7.20	4.28	0.54	27.2	5.7	246.3	4.41

SNÅSA UTLØP 1986

DATO	PH	KOND mS/m 25grC	TURB FTU	FAR-F mg Pt/l	TOT-P mikro- gr/l	TOT-N mikro- gr/l	COD-MN mg/l
860317	7.01	4.40	0.29	31.0	4.1	338	5.00
860318	7.11	4.47	0.24	32.5	3.5	314	4.57
860603	7.01	4.30	0.53	29.0	6.2	288	5.50
860701	7.37	4.20	0.45	24.0	5.3	238	5.10
860804	7.21	4.40	0.49	31.0	6.2	217	4.70
860805	7.15	4.14	0.50	27.1	4.5	269	6.01
860915	7.27	4.60	0.37	21.0	4.7	240	5.00
861020	7.10	4.80	0.45	29.0	3.8	273	4.70
MINIMUM	7.01	4.14	0.24	21.0	3.5	217	4.57
MAKSIMUM	7.37	4.80	0.53	32.5	6.2	338	6.01
ARI-MIDDEL	7.15	4.41	0.42	28.1	4.8	272.1	5.07
TID-MIDDEL	7.19	4.35	0.46	26.4	5.3	257.7	5.23

Tabell V-4 Analyseverdier fra Snåsavatn på pH, ledningsevne, organisk stoff, totalfosfor, løst fosfor, totalnitrogen og nitrat. Minimum, maksimum, aritmetrisk middel og tidsveid middel er gitt for stasjonene A, B, D og dypene 1 m, 8 m, 16 m og største dyp på hver stasjon (115 m, 95 m og 50 m).

SNÅSA ST.A, 1m. 1986		1m. 1986						
DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l	LØS-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l	
860317	6.96	4.10	5.70	4.00	< 1.00	425.00	179.00	
860603	6.85	3.70	4.90	6.20	< 1.00	258.00	154.00	
860701	7.05	3.80	5.70	8.80	< 1.00	253.00	112.00	
860804	7.10	4.00	4.90	5.70	1.20	239.00	94.00	
860805	-	-	-	6.50	-	-	-	
860825	-	-	-	-	-	-	-	
860915	7.02	3.80	4.90	3.80	< 1.00	231.00	114.00	
861020	7.00	3.80	4.20	2.90	1.50	276.00	137.00	
MINIMUM	6.85	3.70	4.20	2.90	1.00	231.00	94.00	
MAKSIMUM	7.10	4.10	5.70	8.80	1.50	425.00	179.00	
ARI-MIDDEL	7.00	3.87	5.05	5.41	1.12	280.33	131.67	
TID-MIDDEL	7.03	3.85	5.08	6.10	1.08	244.01	113.20	

SNÅSA ST.A, 1m. 1987		1m. 1987						
DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l	LØS-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l	
870601	6.96	3.90	4.30	5.00	< 1.00	321.00	151.00	
870706	7.06	3.50	4.70	5.90	< 1.00	282.00	96.00	
870804	7.25	3.40	4.40	5.00	2.10	229.00	78.00	
870824	6.98	3.50	5.40	4.40	2.30	243.00	104.00	
870914	6.98	3.30	4.50	3.50	< 1.00	226.00	110.00	
871012	-	-	-	-	-	-	-	
MINIMUM	6.96	3.30	4.30	3.50	1.00	226.00	78.00	
MAKSIMUM	7.25	3.90	5.40	5.90	2.30	321.00	151.00	
ARI-MIDDEL	7.05	3.52	4.66	4.76	1.48	260.20	107.80	
TID-MIDDEL	7.05	3.48	4.60	4.75	1.37	256.82	105.11	

SNÅSA ST.A, 8m. 1986		8m. 1986						
DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l	LØS-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l	
860317	7.01	3.90	5.60	3.20	< 1.00	381.00	169.00	
860603	6.84	3.70	4.90	5.00	< 1.00	255.00	152.00	
860701	7.04	3.80	5.60	3.50	< 1.00	244.00	127.00	
860804	7.19	4.00	4.70	5.10	1.20	233.00	104.00	
860915	7.05	3.80	4.90	3.80	1.50	246.00	114.00	
861020	7.01	3.80	4.50	3.20	1.50	258.00	137.00	
MINIMUM	6.84	3.70	4.50	3.20	1.00	233.00	104.00	
MAKSIMUM	7.19	4.00	5.60	5.10	1.50	381.00	169.00	
ARI-MIDDEL	7.02	3.83	5.03	3.97	1.20	269.50	133.83	
TID-MIDDEL	7.06	3.85	5.00	4.27	1.21	243.01	119.87	

SNÅSA ST.A, 8m. 1987		8m. 1987						
DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l	LØS-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l	
870601	6.94	3.70	4.50	4.70	< 1.00	282.00	151.00	
870706	7.00	3.50	4.70	5.30	< 1.00	253.00	106.00	
870804	7.13	3.40	4.50	4.70	1.50	235.00	84.00	
870824	7.04	3.40	4.70	3.80	< 1.00	216.00	106.00	
870914	7.01	3.40	4.20	3.50	< 1.00	226.00	110.00	
871012	-	-	-	-	-	-	-	
MINIMUM	6.94	3.40	4.20	3.50	1.00	216.00	84.00	
MAKSIMUM	7.13	3.70	4.70	5.30	1.50	282.00	151.00	
ARI-MIDDEL	7.02	3.48	4.52	4.40	1.10	242.40	111.40	
TID-MIDDEL	7.02	3.47	4.49	4.42	1.10	241.81	109.16	

Tabell V-4 (forts.)

SNÅSA ST.A, 16m. 1986						16m. 1986	
DATA	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l	LÖS-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l
860317	6.96	3.70	5.10	2.90	1.50	373.00	156.00
860603	6.87	3.70	4.90	4.40 <	1.00	258.00	152.00
860701	7.01	3.80	4.90	4.10 <	1.00	256.00	145.00
860804	7.09	4.10	4.80	4.00	1.20	267.00	137.00
860915	7.07	3.80	4.80	3.50 <	1.00	234.00	114.00
861020	6.99	3.80	4.80	3.20 <	1.00	264.00	137.00
MINIMUM	6.87	3.70	4.80	2.90	1.00	234.00	114.00
MAKSIMUM	7.09	4.10	5.10	4.40	1.50	373.00	156.00
ARI-MIDDEL	7.00	3.82	4.88	3.68	1.12	275.33	140.17
TID-MIDDEL	7.03	3.88	4.84	3.92	1.06	253.94	134.71

SNÅSA ST.A, 16m. 1987								
DATA	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l	LÖS-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l	
870601	6.96	3.70	4.40	4.70 <	1.00	285.00	150.00	
870706	6.94	3.60	4.70	5.30 <	1.00	282.00	124.00	
870804	6.94	3.60	4.40	3.80 <	1.00	265.00	118.00	
870824	6.97	3.50	4.70	3.50 <	1.00	234.00	106.00	
870914	6.99	3.40	4.10	3.80 <	1.00	235.00	112.00	
871012	-	-	-	-	-	-	-	
MINIMUM	6.94	3.40	4.10	3.50	1.00	234.00	106.00	
MAKSIMUM	6.99	3.70	4.70	5.30	1.00	285.00	150.00	
ARI-MIDDEL	6.96	3.56	4.46	4.22	1.00	260.20	122.00	
TID-MIDDEL	6.96	3.55	4.43	4.29	1.00	260.41	121.13	

SNÅSA ST.A, 115m. 1986					
DATA	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l
860317	6.76	4.00	-	5.90	288.00
860603	6.86	3.70	4.90	5.90	255.00
860701	6.87	3.80	5.00	5.30	279.00
860804	6.98	4.10	4.90	4.90	303.00
860805	-	-	-	6.50	-
860825	-	-	-	-	-
860915	6.78	3.80	5.00	3.80	261.00
861020	7.00	3.80	4.50	2.40	282.00
MINIMUM	6.76	3.70	4.50	2.40	255.00
MAKSIMUM	7.00	4.10	5.00	6.50	303.00
ARI-MIDDEL	6.87	3.87	4.86	4.96	278.00
TID-MIDDEL	6.88	3.88	4.94	5.04	278.51

SNÅSA ST.A, 115m. 1987					
DATA	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l
870601	6.93	3.70	4.50	5.00	276.00
870706	6.81	3.80	4.50	4.40	253.00
870804	6.83	3.70	4.20	5.30	265.00
870824	6.77	3.80	4.90	3.80	267.00
870914	6.78	3.70	4.20	2.40	259.00
MINIMUM	6.77	3.70	4.20	2.40	253.00
MAKSIMUM	6.93	3.80	4.90	5.30	276.00
ARI-MIDDEL	6.82	3.74	4.46	4.18	264.00
TID-MIDDEL	6.82	3.74	4.44	4.13	262.49

Tabell V-4 (forts.)

SNÅSA ST.B, 1m. 1986				1m. 1986			
DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l	LØS-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l
860317	7.02	4.20	5.60	3.40		312.00	179.00
860318	7.03	4.50	-	-		-	184.00
860603	6.92	3.80	4.70	3.80	< 1.00	279.00	152.00
860701	7.03	3.90	5.90	5.60	< 1.00	347.00	127.00
860804	7.18	4.00	5.00	5.40	< 1.00	261.00	91.00
860805	-	-	-	6.00	-	-	-
860825	-	-	-	-	-	-	-
860915	7.02	3.80	5.10	3.80	< 1.00	243.00	112.00
861020	7.03	3.80	4.40	2.60	< 1.00	276.00	141.00
MINIMUM	6.92	3.80	4.40	2.60	1.00	243.00	91.00
MAKSIMUM	7.18	4.50	5.90	6.00	1.20	347.00	184.00
ARI-MIDDEL	7.03	4.00	5.12	4.37	1.03	286.33	140.86
TID-MIDDEL	7.06	3.89	5.20	4.83	1.00	280.75	115.39

SNÅSA ST.B, 1m. 1987							
DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l	LØS-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l
870601	6.99	3.80	4.40	5.00	< 1.00	282.00	148.00
870706	7.00	3.60	4.50	5.00	< 1.00	318.00	118.00
870804	7.28	3.50	4.60	5.30	< 2.40	232.00	76.00
870824	7.11	3.50	4.40	5.00	< 1.00	249.00	102.00
870914	7.14	3.50	4.30	3.50	< 1.00	226.00	108.00
871012	-	-	-	-	-	-	-
MINIMUM	6.99	3.50	4.30	3.50	1.00	226.00	76.00
MAKSIMUM	7.28	3.80	4.60	5.30	2.40	318.00	148.00
ARI-MIDDEL	7.10	3.58	4.44	4.76	1.28	261.40	110.40
TID-MIDDEL	7.11	3.57	4.44	4.64	1.28	261.94	109.26

SNÅSA ST.B, 8m. 1986							
DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l	LØS-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l
860317	6.99	3.70	4.90	2.80	1.20	260.00	154.00
860318	7.05	3.88	-	-	-	-	159.00
860603	6.89	3.80	4.70	3.80	< 1.00	258.00	152.00
860701	7.03	3.80	4.90	3.80	< 1.00	271.00	139.00
860804	7.13	4.00	5.00	4.90	1.20	236.00	100.00
860915	7.06	3.80	5.00	3.50	< 1.00	243.00	112.00
861020	7.00	3.80	4.50	2.40	< 1.00	270.00	141.00
MINIMUM	6.89	3.70	4.50	2.40	1.00		
MAKSIMUM	7.13	4.00	5.00	4.90	1.20	236.00	100.00
ARI-MIDDEL	7.02	3.83	4.83	3.53	1.07	271.00	159.00
TID-MIDDEL	7.05	3.86	4.92	4.02	1.06	256.33	136.71
						250.71	121.24

SNÅSA ST.B, 8m. 1987							
DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l	LØS-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l
870601	7.00	3.80	4.50	4.10	< 1.00	279.00	146.00
870706	6.90	3.70	4.80	4.70	< 1.00	318.00	131.00
870804	7.10	3.50	4.60	4.40	< 1.00	229.00	88.00
870824	7.09	3.50	4.60	4.10	< 1.50	246.00	104.00
870914	7.07	3.50	4.20	3.50	< 1.00	226.00	110.00
871012	-	-	-	-	-	-	-
MINIMUM	6.90	3.50	4.20	3.50	1.00	226.00	88.00
MAKSIMUM	7.10	3.80	4.80	4.70	1.50	318.00	146.00
ARI-MIDDEL	7.03	3.60	4.54	4.16	1.10	259.60	115.80
TID-MIDDEL	7.02	3.60	4.53	4.15	1.06	260.57	115.58

Tabell V-4 (forts.)

SNÅSA ST.B, 16m. 1986

DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l	LØS-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l
860317	6.98	3.70	4.80	2.50	1.20	285.00	154.00
860603	6.92	3.80	4.80	3.80	< 1.00	258.00	152.00
860701	7.02	3.80	5.00	6.50	< 1.00	274.00	145.00
860804	6.99	4.10	4.60	4.40	< 1.00	244.00	135.00
860915	7.07	3.80	5.00	3.50	1.20	237.00	112.00
861020	7.00	3.80	4.60	2.40	< 1.00	258.00	141.00
MINIMUM	6.92	3.70	4.60	2.40	1.00	237.00	112.00
MAKSIMUM	7.07	4.10	5.00	6.50	1.20	285.00	154.00
ARI-MIDDEL	7.00	3.83	4.80	3.85	1.07	259.33	139.83
TID-MIDDEL	7.01	3.89	4.84	4.55	1.05	251.97	133.66

SNÅSA ST.B, 16m. 1987

DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l	LØS-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l
870601	6.98	3.80	4.50	4.40	1.20	291.00	146.00
870706	6.90	3.70	4.50	4.70	< 1.00	332.00	139.00
870804	6.94	3.70	4.60	3.80	< 1.00	285.00	135.00
870824	7.07	3.50	4.60	4.10	1.80	231.00	110.00
870914	7.06	3.50	4.00	3.50	< 1.00	229.00	112.00
871012	-	-	-	-	-	-	-
MINIMUM	6.90	3.50	4.00	3.50	1.00	229.00	110.00
MAKSIMUM	7.07	3.80	4.60	4.70	1.80	332.00	146.00
ARI-MIDDEL	6.99	3.64	4.44	4.10	1.20	273.60	128.40
TID-MIDDEL	6.98	3.64	4.39	4.07	1.12	276.38	128.35

SNÅSA ST.B, 85m. 1986

DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l
860317	6.85	3.90	4.80	3.50	277.00
860603	6.91	3.80	4.80	3.50	264.00
860701	6.99	3.70	5.00	4.10	285.00
860804	6.88	4.00	4.80	4.10	258.00
860805	-	-	-	4.00	-
860825	-	-	-	-	-
860915	6.84	4.00	5.20	4.10	276.00
861020	6.97	3.80	4.50	2.60	261.00
MINIMUM	6.84	3.70	4.50	2.60	258.00
MAKSIMUM	6.99	4.00	5.20	4.10	285.00
ARI-MIDDEL	6.91	3.87	4.85	3.70	270.17
TID-MIDDEL	6.90	3.89	4.95	3.96	270.66

SNÅSA ST.B, 95m. 1987

DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l
870601	7.14	3.80	4.50	4.40	271.00
870706	6.82	3.80	4.50	4.40	285.00
870804	6.83	3.80	4.50	3.50	238.00
870824	6.83	3.70	4.90	3.80	258.00
870914	6.78	3.70	4.00	3.20	247.00
MINIMUM	6.78	3.70	4.00	3.20	238.00
MAKSIMUM	7.14	3.80	4.90	4.40	285.00
ARI-MIDDEL	6.88	3.76	4.48	3.86	259.80
TID-MIDDEL	6.86	3.76	4.46	3.85	260.56

Tabell V-4 (forts.)

SNÅSA ST.Ø, 1m. 1986								
DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l		LØS-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l
860317	6.98	5.10	5.30	5.90	<	1.00	381.00	203.00
860603	7.02	4.10	4.70	5.00		2.40	303.00	162.00
860701	7.31	4.10	4.80	4.40	<	1.00	241.00	88.00
860804	7.19	4.30	4.60	6.20		1.20	222.00	96.00
860805	-	-	-	6.50		-	-	-
860825	-	-	-	-		-	-	-
860915	7.08	4.20	5.10	3.80	<	1.00	252.00	112.00
861020	7.00	4.30	4.40	3.50	<	1.00	279.00	172.00
MINIMUM	6.98	4.10	4.40	3.50		1.00	222.00	88.00
MAKSIMUM	7.31	5.10	5.30	6.50		2.40	381.00	203.00
ARI-MIDDEL	7.10	4.35	4.82	5.04		1.27	279.67	138.83
TID-MIDDEL	7.16	4.20	4.79	4.91		1.25	247.37	109.28

SNÅSA ST.Ø, 1m. 1987								
DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l		LØS-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l
870601	7.10	3.90	4.60	5.00	<	1.00	279.00	139.00
870706	7.19	3.80	3.80	5.30	<	1.00	235.00	86.00
870804	7.24	3.80	4.20	9.10		1.80	250.00	71.00
870824	7.21	3.70	4.60	5.00	<	1.00	243.00	88.00
870914	7.23	3.80	4.20	5.30	<	1.00	221.00	98.00
871012	-	-	-	-		-	-	-
MINIMUM	7.10	3.70	3.80	5.00		1.00	221.00	71.00
MAKSIMUM	7.24	3.90	4.60	9.10		1.80	279.00	139.00
ARI-MIDDEL	7.19	3.80	4.28	5.94		1.16	245.60	96.40
TID-MIDDEL	7.20	3.80	4.20	5.99		1.16	241.27	94.20

SNÅSA ST.Ø, 8m. 1986								
DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l		LØS-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l
860317	7.03	4.20	5.00	4.10		1.60	323.00	174.00
860603	7.05	4.20	4.60	4.10		1.20	285.00	166.00
860701	7.18	4.10	4.60	4.10	<	1.00	262.00	124.00
860804	7.09	4.40	4.60	5.00		1.20	247.00	119.00
860915	7.12	4.20	5.20	4.70	<	1.00	234.00	112.00
861020	7.03	4.30	4.60	3.80	<	1.00	270.00	172.00
MINIMUM	7.03	4.10	4.60	3.80		1.00	234.00	112.00
MAKSIMUM	7.18	4.40	5.20	5.00		1.60	323.00	174.00
ARI-MIDDEL	7.08	4.23	4.77	4.30		1.17	270.17	144.50
TID-MIDDEL	7.11	4.24	4.76	4.54		1.09	252.94	126.11

SNÅSA ST.Ø, 8m. 1987								
DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l		LØS-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l
870601	7.09	3.90	4.30	5.00		1.50	265.00	143.00
870706	7.02	3.80	3.80	4.40	<	1.00	261.00	118.00
870804	7.03	3.80	4.00	4.70	<	1.00	273.00	103.00
870824	7.17	3.70	4.70	4.70	<	1.00	252.00	90.00
870914	7.13	3.80	4.40	4.70	<	1.00	226.00	102.00
871012	-	-	-	-		-	-	-
MINIMUM	7.02	3.70	3.80	4.40		1.00	226.00	90.00
MAKSIMUM	7.17	3.90	4.70	5.00		1.50	273.00	143.00
ARI-MIDDEL	7.09	3.80	4.24	4.70		1.10	255.40	111.20
TID-MIDDEL	7.08	3.80	4.18	4.66		1.07	253.12	110.94

SNÅSA ST. D, 16m. 1986

DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l	LØS-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l
860317	7.01	4.30	4.80	4.10	1.60	396.00	190.00
860603	7.06	4.20	4.80	4.70	< 1.00	294.00	166.00
860701	7.14	4.10	4.70	3.80	< 1.00	279.00	163.00
860804	7.03	4.70	4.90	4.40	< 1.00	308.00	174.00
860915	6.88	4.20	5.00	3.50	< 1.00	270.00	162.00
861020	7.00	4.30	4.50	3.50	1.50	276.00	172.00
MINIMUM	6.88	4.10	4.50	3.50	1.00	270.00	162.00
MAKSIMUM	7.14	4.70	5.00	4.70	1.60	396.00	190.00
ARI-MIDDEL	7.02	4.30	4.78	4.00	1.18	303.83	171.17
TID-MIDDEL	7.02	4.33	4.85	4.01	1.02	287.47	166.82

SNÅSA ST. D, 16m. 1987

DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l	LØS-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l	NO3-N mikrogr/l
870601	7.07	3.90	4.40	5.00	1.20	268.00	143.00
870706	6.94	3.90	3.70	5.60	< 1.00	256.00	145.00
870804	6.90	3.90	4.10	4.40	< 1.00	291.00	149.00
870824	6.88	4.00	5.00	4.40	< 1.00	264.00	156.00
870914	6.84	4.00	4.20	4.70	1.90	259.00	159.00
871012	-	-	-	-	-	-	-
MINIMUM	6.84	3.90	3.70	4.40	1.00	256.00	143.00
MAKSIMUM	7.07	4.00	5.00	5.60	1.90	291.00	159.00
ARI-MIDDEL	6.93	3.94	4.28	4.82	1.22	267.60	150.40
TID-MIDDEL	6.92	3.94	4.17	4.89	1.28	266.49	150.69

SNÅSA ST. Ø, 50m. 1986

DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l
860317	6.77	4.70	4.50	6.50	373.00
860603	7.01	4.30	5.50	4.70	303.00
860701	7.00	4.00	4.80	4.40	312.00
860804	7.00	4.60	4.60	5.00	342.00
860805	-	-	-	10.00	-
860825	-	-	-	-	-
860915	6.79	4.40	4.90	4.70	294.00
861020	7.02	4.30	4.60	3.50	288.00
MINIMUM	6.77	4.00	4.50	3.50	288.00
MAKSIMUM	7.02	4.70	5.50	10.00	373.00
ARI-MIDDEL	6.93	4.38	4.82	5.54	318.67
TID-MIDDEL	6.94	4.34	4.85	5.54	314.54

SNÅSA ST. Ø, 50m. 1987

DATO	PH	KOND mS/m, 25grC	COD-MN mg/l	TOT-P mikrogr/l	TOT-N mikrogr/l
870601	7.06	4.10	4.40	5.30	279.00
870706	6.98	4.10	3.80	4.40	288.00
870804	6.79	4.10	3.80	5.90	297.00
870824	6.81	4.10	5.00	3.80	294.00
870914	6.79	4.10	4.20	4.70	279.00
MINIMUM	6.79	4.10	3.80	3.80	279.00
MAKSIMUM	7.06	4.10	5.00	5.90	297.00
ARI-MIDDEL	6.89	4.10	4.24	4.82	287.40
TID-MIDDEL	6.88	4.10	4.18	4.80	287.50

Tabell V-5 Oksygenmålinger i Snåsavatn registrert i forhold til stasjon, tid, dyp og temperatur.

STA-KODE	DATO	DYP m	TEMP grad Cels	O2-F mg/l	O2-METN %
SNÅS-A	860317	115.00	2.80	10.60	78.29
SNÅS-A	860317	30.00	1.80	12.50	89.93
SNÅS-A	860317	1.00	1.30	14.00	99.36
SNÅS-B	860317	95.00	2.90	11.60	85.93
SNÅS-B	860317	30.00	1.70	12.90	92.54
SNÅS-B	860317	1.00	0.90	14.70	103.16
SNÅS-D	860317	50.00	-	10.00	CA. 75
SNÅS-D	860317	30.00	3.70	12.00	90.57
SNÅS-D	860317	1.00	1.00	13.30	93.60
SNÅS-A	860603	115.00	4.00	12.10	92.30
SNÅS-A	860603	30.00	4.00	12.30	93.82
SNÅS-A	860603	1.00	4.60	12.20	94.50
SNÅS-B	860603	95.00	4.00	12.50	95.35
SNÅS-B	860603	30.00	4.20	12.30	94.33
SNÅS-B	860603	1.00	5.50	12.30	97.31
SNÅS-D	860603	50.00	4.90	11.90	92.90
SNÅS-D	860603	30.00	5.10	11.90	93.41
SNÅS-D	860603	1.00	6.90	12.20	100.24
SNÅS-A	860825	115.00	4.80	11.60	90.34
SNÅS-A	860825	30.00	7.20	11.50	95.20
SNÅS-A	860825	1.00	13.60	10.50	101.16
SNÅS-B	860825	95.00	4.70	11.70	90.84
SNÅS-B	860825	1.00	14.60	10.40	102.46
SNÅS-D	860825	50.00	6.60	10.40	84.83
SNÅS-D	860825	30.00	7.60	11.00	92.00
SNÅS-D	860825	1.00	15.40	10.00	100.20
SNÅS-A	870601	115.00	4.50	11.50	89.26
SNÅS-A	870601	16.00	4.50	11.40	88.48
SNÅS-A	870601	1.00	4.60	11.40	88.71
SNÅS-B	870601	95.00	4.80	11.70	91.52
SNÅS-B	870601	16.00	4.80	11.70	91.52
SNÅS-B	870601	1.00	5.20	11.70	92.47
SNÅS-D	870601	50.00	5.00	11.90	93.57
SNÅS-D	870601	16.00	6.30	11.90	96.72
SNÅS-D	870601	1.00	6.70	11.90	97.69
SNÅS-A	870914	1.00	11.20	11.00	100.62
SNÅS-A	870914	16.00	10.40	11.30	101.46
SNÅS-A	870914	115.00	5.10	11.40	89.87
SNÅS-B	870914	1.00	11.50	11.00	101.32
SNÅS-B	870914	16.00	10.50	11.10	99.90
SNÅS-B	870914	95.00	6.00	11.40	91.95
SNÅS-D	870914	1.00	12.00	10.90	101.56
SNÅS-D	870914	50.00	6.30	11.10	90.22

Tabell V-6 Analyseverdier av kalsium, magnesium, natrium, kalium, sulfat og klorid i mg/l fra Snåsavatn 4. august 1986 og 1987.

Stasjon/Dyp	1986						1987					
	Ca	Mg	Na	K	SO ₄	Cl	Ca	Mg	Na	K	SO ₄	Cl
A 1m	3.28	0.61	2.72	0.45	2.7	4.9	3.04	0.54	2.36	0.38	1.9	4.1
A 30m	3.10	0.58	2.60	0.43	2.0	4.6	3.13	0.56	2.46	0.39	1.9	4.3
A 115m	3.60	0.68	2.63	0.43	2.7	4.8	3.23	0.58	2.53	0.40	2.1	4.4
B 1m	3.34	0.59	2.53	0.42	2.8	4.6	3.12	0.55	2.43	0.38	1.9	4.4
B 30m	3.14	0.59	2.63	0.42	2.6	4.7	3.24	0.58	2.59	0.39	2.0	4.5
B 95m	3.16	0.60	2.66	0.44	2.6	4.8	3.25	0.58	2.66	0.39	2.1	4.5
D 1m	3.74	0.63	2.70	0.48	3.1	4.9	3.52	0.59	2.56	0.40	1.9	4.5
D 30m	3.83	0.64	2.74	0.46	2.8	5.0	3.73	0.62	2.64	0.40	2.1	4.7
D 50m	3.92	0.66	2.69	0.47	2.8	5.1	3.76	0.62	2.70	0.41	2.0	5.1
Utløpet	3.94	0.64	2.65	0.45	2.9	4.8						

Tabell V-7 Analyseverdier av kobber, sink, kadmium, bly, jern, mangan og aluminium i µg/l fra Snåsavatn 4. august 1987.

Stasjon/Dyp							
	Cu	Zn	Cd	Pb	Fe	Mn	Al
A 1m	0.8	10	<0.1	<0.5	19	<0.5	24
A 30m	0.8	10	"	"	19	<0.5	32
A 115m	0.9	<10	"	"	21	0.5	34
B 1m	1.3	"	"	"	14	<0.5	20
B 30m	0.5	"	"	"	16	<0.5	25
B 95m	0.7	"	"	"	19	0.5	33
D 1m	0.6	"	"	"	19	0.8	19
D 30m	0.7	"	"	"	16	<0.5	28
D 50m	0.7	10	"	"	17	<0.5	30

Tabell V-8 Siktedyp i Snåsavatn målt i tiden 1975-1987. Data fra andre undersøkelser og hovedfagskurs fra Universitetet i Trondheim (studentkurs).

Dato	Siktedyp	Lokalitet	Referanse
Ca 26/8-1975	6.5		Studentkurs 1975
Sept. 1975	6.5	Klingøya	Hindrum 1980
20/7-1976	5.0	Nordre basseng	Løvik 1977
28/8-1976	5.0	Nordre basseng	Løvik 1977
Aug. 1976	3.5		Studentkurs 1976
23/8-1977	5.5		Studentkurs 1977
20/8-1979	4.75	Midtbassenget	Studentkurs 1979
23/6-1980	4.5	St. C	Nøst & Koksvik 1980
24/6-1980	5.0	St. B	Nøst & Koksvik 1980
24/6-1980	5.0	Mellom St. A og B	Nøst & Koksvik 1980
24/6-1980	5.0	St. A	Nøst & Koksvik 1980
25/8-1980	5.25	St. C	Nøst & Koksvik 1980
27/8-1980	6.0	Mellom St. A og B	Nøst & Koksvik 1980
4/7-1983	4.0		Studentkurs 1983
1/7-1984	3.5		Studentkurs 1984
ca 4/7-1987	6.0	Nord for Klingsundet	Studentkurs 1987

Tabell V-9 Siktedyp målt i Snåsavatn 1986 og 1987 med middelerverdier for hver av stasjonene og hvert av årene

Dato	Stasjon	A	B	D	Middel
860603		4.5	4.0	4.5	4.3
860701		3.5	4.0	3.0	3.5
860804		4.0	4.0	3.5	3.8
860825		4.0	3.5	5.5	4.3
860915		4.0	4.0	4.0	4.0
861020		3.0	3.0	3.0	3.0
Middel		3.83	3.75	3.92	3.83
870601		3.5	4.0	3.5	3.7
870706		3.5	4.0	3.5	3.7
870804		4.0	4.0	4.5	4.2
870824		3.5	3.5	4.5	3.8
870914		5.0	5.0	4.5	4.8
871012		5.5	5.5	5.0	5.3
Middel		4.17	4.33	4.25	4.25

Tabell V-10 Koliforme (KOLI37) og termostabile koliforme (T.KOLI44) bakterier i innløpselvene og utløpet av Snåsavatn.

SNÅSA ST.S1, LANGHAMARELVA 1987		
DATO	KOLI37 ANT/100ml	T.KOLI44 ANT/100ml
870505	130	11
870601	< 1	< 1
870706	1200	315
870804	1000	187
870824	127	8
870914	135	35
871103	3290	2370
MINIMUM	1	1
MAKSIMUM	3290	2370
ARI-MIDDEL	840.4	418.1
TID-MIDDEL	807.3	385.9

SNÅSA ST.S2, BORGELVA 1987		
DATO	KOLI37 ANT/100ml	T.KOLI44 ANT/100ml
870505	130	49
870601	< 1	< 1
870706	1620	960
870804	745	115
870824	745	62
870914	2400	10
871103	6000	113
MINIMUM	1	1
MAKSIMUM	6000	960
ARI-MIDDEL	1663	187.1
TID-MIDDEL	1691.7	210.1

SNÅSA ST.S3, BRUVOLLELVA 1987		
DATO	KOLI37 ANT/100ml	T.KOLI44 ANT/100ml
870505	5	5
870601	3	< 1
870706	198	102
870804	61	41
870824	18	14
870914	35	10
871103	168	117
MINIMUM	3	1
MAKSIMUM	198	117
ARI-MIDDEL	69.7	41.4
TID-MIDDEL	73.4	42.0

Tabell V-10 (forts.)

SNÅSA ST.S4, LEIRÅA 1987

DATO	KOLI37 ANT/100ml	T.KOLI44 ANT/100ml
870505	79	17
870601	58	17
870706	204	180
870804	1060	400
870824	4600	1130
870914	1600	117
871103	7100	518
MINIMUM	58	17
MAKSIMUM	7100	1130
ARI-MIDDEL	2100.1	339.9
TID-MIDDEL	1905.5	302.5

SNÅSA ST.S5, VIABEKKEN 1987

DATO	KOLI37 ANT/100ml	T.KOLI44 ANT/100ml
870505	1609	542
870601	610	55
870706	1200	1100
870804	4900	1250
870824	4400	145
870914	3900	20
871103	18000	3550
MINIMUM	610	20
MAKSIMUM	18000	3550
ARI-MIDDEL	4945.6	951.7
TID-MIDDEL	4616.6	883.8

SNÅSA ST.S6, GRANA 1987

DATO	KOLI37 ANT/100ml	T.KOLI44 ANT/100ml
870505	46	23
870601	67	1
870706	162	59
870804	280	82
870824	47	28
870914	83	29
871103	660	192
MINIMUM	46	1
MAKSIMUM	660	192
ARI-MIDDEL	192.1	59.1
TID-MIDDEL	185.1	56.3

Tabell V-10 (forts.)

SNÅSA ST.S7, FINNSÅSBEKKEN 1987

DATO	KOLI37 ANT/100ml	T.KOLI44 ANT/100ml
------	---------------------	-----------------------

870505	460	310
870601	900	88
870706	52	10
870804	2000	600
870824	1450	1240
870914	527	220
871103	7200	1280

MINIMUM	52	10
MAKSIMUM	7200	1280
ARI-MIDDEL	1798.4	535.4
TID-MIDDEL	1637.0	467.0

SNÅSA ST.S8, JØRSTADELVA 1987

DATO	KOLI37 ANT/100ml	T.KOLI44 ANT/100ml
------	---------------------	-----------------------

870505	109	49
870601	9	< 1
870706	224	143
870804	440	125
870824	76	67
870914	61	10
871103	300	27

MINIMUM	9	1
MAKSIMUM	440	143
ARI-MIDDEL	174.1	60.3
TID-MIDDEL	167.3	59.1

SNÅSA ST.S9, TILTNESELVA 1987

DATO	KOLI37 ANT/100ml	T.KOLI44 ANT/100ml
------	---------------------	-----------------------

870505	8	2
870601	18	7
870706	100	90
870804	2000	460
870824	3800	2800
870914	20	0
871103	150	12

MINIMUM	8	0
MAKSIMUM	3800	2800
ARI-MIDDEL	870.9	481.6
TID-MIDDEL	733.5	391.7

Tabell V-10 (forts.)

SNÅSA ST.S10, NORDGÅRDSBEKKEN 1987

DATO	KOLI37 ANT/100ml	T.KOLI44 ANT/100ml
870505	918	278
870601	< 2	< 2
870706	490	125
870804	1900	827
870824	152	93
870914	148	76
871103	4900	210
MINIMUM	2	2
MAKSIMUM	4900	827
ARI-MIDDEL	1215.7	230.1
TID-MIDDEL	1085.8	209.9

SNÅSA UTLØP 1987

DATO	KOLI37 ANT/100ml	T.KOLI44 ANT/100ml
870505	8	2
870601	< 1	< 1
870706	16	1
870804	25	14
870824	4	0
870914	7	7
871103	27	1
MINIMUM	1	0
MAKSIMUM	27	14
ARI-MIDDEL	12.6	3.7
TID-MIDDEL	12.2	3.9

SNÅSA UTLØP 1986

DATO	KOLI37 ANT/100ml	T.KOLI44 ANT/100ml
860317	65	5
860318	-	-
860603	8	1
860701	49	0
860804	42	1
860805	-	-
860915	25	12
861020	8	2
MINIMUM	8	0
MAKSIMUM	65	12
ARI-MIDDEL	32.8	3.5
TID-MIDDEL	31.1	3.4

Tabell V-11. Koliforme (KOLI37) og termostabile koliforme (T.KOLI44) bakterier i Snåsavatn 1986 og 1987.

SNÅSA ST.A, 1m, 8m, 16m. 1986-1987

DATE	DYP m	KOLI37 ANT/100ml	T.KOLI44 ANT/100ml
860317	16.00	1.00	0.00
860317	8.00	0.00	0.00
860317	1.00	1.00	0.00
860603	16.00	1.00	0.00
860603	8.00	2.00	1.00
860603	1.00	1.00	0.00
860701	16.00	3.00	0.00
860701	8.00	2.00	0.00
860701	1.00	4.00	0.00
860804	16.00	21.00	3.00
860804	8.00	12.00	2.00
860804	1.00	8.00	0.00
860805	1.00	-	-
860825	1.00	-	-
860915	16.00	13.00	0.00
860915	8.00	13.00	0.00
860915	1.00	10.00	2.00
861020	16.00	10.00	3.00
861020	8.00	11.00	6.00
861020	1.00	14.00	8.00
870601	16.00	< 1.00	< 1.00
870601	8.00	< 1.00	< 1.00
870601	1.00	< 1.00	< 1.00
870706	16.00	6.00	1.00
870706	8.00	6.00	1.00
870706	1.00	5.00	0.00
870804	16.00	2.00	0.00
870804	8.00	1.00	1.00
870804	1.00	1.00	1.00
870824	1.00	3.00	0.00
870824	8.00	3.00	2.00
870824	16.00	4.00	3.00
870914	1.00	1.00	0.00
870914	8.00	1.00	0.00
870914	16.00	1.00	0.00
871012	1.00	-	-
871012	8.00	-	-
871012	16.00	-	-

ARI-MIDDEL

4.97

1.12

Tabell V-11 (forts.)

SNÅSA ST.B, 1m, 8m, 16m. 1986-1987			
DATE	DYP m	KOLI37 ANT/100ml	T.KOLI44 ANT/100ml
860317	16.00	8.00	0.00
860317	8.00	3.00	0.00
860317	1.00	2.00	0.00
860318	8.00	-	-
860318	1.00	-	-
860603	16.00	1.00	0.00
860603	8.00	2.00	1.00
860603	1.00	1.00	0.00
860701	16.00	0.00	0.00
860701	8.00	0.00	0.00
860701	1.00	2.00	0.00
860804	16.00	12.00	1.00
860804	8.00	10.00	0.00
860804	1.00	4.00	1.00
860805	1.00	-	-
860825	1.00	-	-
860915	16.00	4.00	0.00
860915	8.00	3.00	0.00
860915	1.00	3.00	0.00
861020	16.00	9.00	2.00
861020	8.00	6.00	1.00
861020	1.00	8.00	2.00
870601	16.00	< 1.00	< 1.00
870601	8.00	< 1.00	< 1.00
870601	1.00	< 1.00	< 1.00
870706	16.00	3.00	2.00
870706	8.00	4.00	0.00
870706	1.00	133.00	2.00
870804	16.00	0.00	1.00
870804	8.00	0.00	0.00
870804	1.00	0.00	0.00
870824	1.00	4.00	0.00
870824	8.00	1.00	0.00
870824	16.00	4.00	0.00
870914	1.00	0.00	0.00
870914	8.00	0.00	0.00
870914	16.00	2.00	0.00
871012	1.00	-	-
871012	8.00	-	-
871012	16.00	-	-
ARI-MIDDEL		7.03	0.48

Tabell V-11 (forts.)

SNÅSA ST.Ø, 1m, 8m, 16m. 1986-1987			
DATO	DYP m	KOLI37 ANT/100ml	T.KOLI44 ANT/100ml
860317	16.00	1.00	0.00
860317	8.00	16.00	2.00
860317	1.00	0.00	0.00
860603	16.00	5.00	1.00
860603	8.00	9.00	1.00
860603	1.00	6.00	2.00
860701	16.00	3.00	0.00
860701	8.00	65.00	0.00
860701	1.00	70.00	0.00
860804	16.00	4.00	0.00
860804	8.00	47.00	1.00
860804	1.00	110.00	2.00
860805	1.00	-	-
860825	1.00	-	-
860915	16.00	1.00	0.00
860915	8.00	6.00	0.00
860915	1.00	10.00	0.00
861020	16.00	9.00	5.00
861020	8.00	8.00	2.00
861020	1.00	12.00	2.00
870601	16.00	< 1.00	< 1.00
870601	8.00	< 1.00	< 1.00
870601	1.00	< 1.00	< 1.00
870706	16.00	4.00	0.00
870706	8.00	17.00	0.00
870706	1.00	29.00	3.00
870804	16.00	0.00	0.00
870804	8.00	2.00	1.00
870804	1.00	6.00	0.00
870824	1.00	2.00	0.00
870824	8.00	5.00	1.00
870824	16.00	2.00	0.00
870914	1.00	4.00	1.00
870914	8.00	5.00	2.00
870914	16.00	1.00	0.00
871012	1.00	-	-
871012	8.00	-	-
871012	16.00	-	-
ARI-MIDDEL		14.00	0.88

Tabell V-12 Kvantitative planteplanktonprøver fra Snåsavatn st.A (bl.0-5 m)
Volus ml/3m3

GRUPPER/ARTER	Dato=>	860603	860701	860804	860825	860915	861020
Chlorophyceae (Grønnalger)							
Carteria sp.1 (l=7-8)	-	1.2	-	1.6	-	-	-
Chlaetomonas sp. (l=10)	-	-	-	-	-	1.1	-
Chlaetomonas sp. (l=8)	-	3.7	3.7	.3	.9	.2	-
Cosmarium sphaenocolum v.pachyoonum	-	-	1.9	.4	1.2	.3	-
Dictyosphaerium pulchellum	-	1.6	-	-	-	-	-
Dictyosphaerium pulchellum v.minutum	-	-	9.3	7.3	1.4	.1	-
Elakatothrix oelatinosa	-	-	.3	.5	.5	-	-
Monoraphidium contortum	-	-	-	-	-	.1	-
Scourfieldia cf.complanata	-	-	-	-	-	.1	-
Stauronidium extensum	-	-	-	-	.5	-	-
Tetraedron minus v.tetralobulatum	-	.3	1.6	-	-	-	-
Ubest.or.flaellat	-	.2	1.0	-	-	-	-
Sum	-	.2	7.9	16.8	10.0	4.7	1.8
Chrysophyceae (Gullalger)							
Bicosoeca sp.	-	.5	-	-	-	-	-
Chrysochromulina sp. (parva?)	-	29.1	71.5	8.3	2.5	-	-
Chrysolynos (=Chrysoikos) skuii	-	.2	-	-	-	.1	-
Craspedonader	1.3	3.4	4.9	1.6	1.2	.8	-
Dinobryon borei	-	-	16.7	.2	-	-	-
Dinobryon sociale v.americanum	-	-	.8	-	-	-	-
Dinobryon suecicum	-	-	1.4	.6	.2	-	-
Kephyron cf.boreale	-	.9	1.9	1.2	-	-	-
Lése celler Dinobryon spp.	-	-	-	.5	-	-	-
Mallomonas cf.crasissquama	-	2.5	24.9	3.3	-	-	-
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	-	-	3.0	3.3	1.2	.6	-
Phaeaster aphanaster	.2	.7	-	.5	-	-	-
Pseudokephyrion alaskanum	-	-	.4	.8	.4	.2	-
Saå chrysoonader (<7)	3.1	40.1	37.2	19.8	12.5	4.7	-
Spiniferomonas sp.	-	-	.7	.4	-	-	-
Stelomonas dichotoma	-	.3	-	-	-	-	-
Store chrysoonader (>7)	2.5	42.5	54.7	33.4	22.3	4.6	-
Ubest.chrysoonade (Ochromonas sp.?)	.3	.3	1.2	2.2	1.2	-	-
Ubest.chrysophycee	-	-	2.8	-	.5	-	-
Sum	-	7.5	120.6	222.1	76.0	42.5	10.9
Bacillariophyceae (Kiselalger)							
Cyclotella cf.gloerata	.8	10.3	23.2	18.0	8.8	.3	-
Cyclotella cf.coata	-	-	-	5.0	1.8	-	-
Cyclotella sp. (d=8-12,h=5-7)	-	-	-	-	-	.6	-
Cyclotella sp. (l=6-7,b=12-14)	-	10.6	2.5	-	-	-	-
Diatoma elongata	-	.3	-	-	-	-	-
Meiosira distans v.alpina	-	-	-	.7	-	-	-
Meiosira italica (ssp.subarctica?)	.5	10.1	2.0	-	6.7	8.6	-
Rhizosolenia longiseta	.2	8.2	16.3	11.9	3.0	.1	-
Stephanodiscus hantzschii v.pusillus	-	-	-	2.5	-	-	-
Synedra sp. (l=30-40)	-	1.9	2.3	-	-	-	-
Synedra sp. (l=70-100)	-	.5	6.8	15.6	-	.8	-
Synedra sp.1 (l=40-70)	.2	-	-	6.5	2.2	-	-
Tabellaria flocculosa	-	-	-	-	.8	-	-
Sum	-	1.8	41.9	53.1	60.2	23.2	10.4
Cryptophyceae							
Cryptaulax vulgaris	.2	.3	-	-	.3	1.0	-
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	-	6.9	-	-	-	-	-
Cryptomonas aarssonii	-	2.8	13.7	3.4	13.7	1.4	-
Cryptomonas sp.2 (l=15-18)	-	-	-	1.7	-	-	-
Cryptomonas sp.3 (l=20-22)	-	-	7.5	-	7.5	3.7	-
Cryptomonas spp. (l=24-28)	.4	18.7	-	-	18.7	6.2	-
Katablepharis ovalis	.6	16.8	23.4	15.4	6.2	.4	-
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	6.5	63.2	120.4	39.8	68.5	8.4	-
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	-	-	-	3.7	-	-	-
Sum	-	7.7	108.7	165.0	64.1	114.9	21.1
Dinophyceae (Fureflaellater)							
Gvanodinium cf.lacustre	.9	7.5	24.0	1.1	7.6	-	-
Gvanodinium helveticum	-	13.2	-	6.6	17.6	-	-
Gvanodinium sp.1 (l=14-15)	-	-	22.9	13.1	3.3	-	-
Peridinium cf.uabonatum	.9	-	-	-	-	-	-
Peridinium inconspicuum	-	-	-	.6	2.2	-	-
Peridinium sp.1 (l=15-17)	-	10.3	-	-	-	-	-
Ubest.dinoflaellat (d=8-10)	-	-	-	-	3.1	.4	-
Ubest.dinoflaellat	-	5.4	5.4	3.9	6.5	.5	-
Sum	-	1.8	36.4	52.3	24.7	38.7	3.1
My-alger							
Sum	-	8.0	31.4	41.4	32.9	18.2	19.8
Total							
Total		26.9	346.8	550.6	267.8	242.1	67.1

Tabell V-13 Kvantitative planteplanktonprøver fra Snåsavatn st.A (bl.5-10 m)
Volus ml/3m3

GRUPPER/ARTER	Dato=>	860603	860701	860804	860825	860915	861020
Chlorophyceae (Grønnalger)							
Chlaetomonas sp. (l=8)	-	.2	.6	.9	1.6	.6	.2
Cosmarium sphaenocolum v.pachyoonum	-	-	-	-	-	.3	.4
Dictyosphaerium pulchellum v.minutum	-	-	5.0	4.2	.6	.1	-
Elakatothrix oelatinosa	-	-	.3	.6	.2	.2	-
Svromitus cordiforais	-	-	-	-	-	1.4	-
Monoraphidium contortum	-	-	-	-	.4	-	-
Monoraphidium dybowskii	-	-	.5	-	.3	-	-
Oocystis submarina v.variabilis	-	-	-	-	.6	-	-
Parasastix conifera	-	1.6	.8	-	-	-	-
Platyonas sp.	-	-	-	-	2.1	1.4	.4
Sphaerocystis schroeteri	-	-	-	6.5	-	-	-
Tetraedron minus v.tetralobulatum	-	-	.1	.3	-	-	.1
Ubest.or.flaellat	-	.6	1.0	-	-	-	-
Sum	-	.8	4.1	14.2	9.2	4.5	1.1
Chrysophyceae (Gullalger)							
Bicosoeca sp.	-	2.0	-	-	-	-	-
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa?)	-	-	-	-	-	.1	-
Chrysochromulina sp. (parva?)	.5	14.2	55.2	7.4	1.7	-	-
Craspedonader	.8	2.8	1.9	1.0	1.2	1.2	-
Cyster av chrysophyceer	.2	.3	-	.6	-	-	-
Dinobryon borei	-	-	5.2	.7	-	-	-
Dinobryon crenulatum	-	-	-	.5	-	-	-
Dinobryon suecicum	-	-	-	.3	.3	.2	-
Kephyron cf.boreale	-	.5	.8	.3	-	-	-
Mallomonas cf.crasissquama	-	-	5.9	-	2.3	-	-
Mallomonas maiorensis	-	-	-	2.0	-	-	-
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	-	-	-	2.7	.8	.4	-
Phaeaster aphanaster	-	-	-	-	-	.2	-
Pseudokephyrion alaskanum	-	-	.8	.6	.4	.1	-
Saå chrysoonader (<7)	4.5	24.1	19.2	15.4	13.8	4.1	-
Spiniferomonas sp.	-	-	-	.2	.3	-	-
Store chrysoonader (>7)	1.5	15.2	23.3	18.2	6.1	7.1	-
Ubest.chrysoonade (Ochromonas sp.?)	-	-	1.2	1.9	2.5	.2	-
Ubest.chrysophycee	-	-	.2	-	-	.1	-
Sum	-	7.5	59.1	114.0	51.8	29.4	13.4
Bacillariophyceae (Kiselalger)							
Cyclotella cf.gloerata	.7	6.5	24.5	9.2	4.7	.6	-
Cyclotella sp. (d=8-12,h=5-7)	-	-	-	-	1.2	-	-
Cyclotella sp. (l=6-7,b=12-14)	1.3	16.8	16.3	-	-	-	-
Melosira italica (ssp.subarctica?)	5.6	15.5	3.2	-	1.4	1.4	-
Rhizosolenia longiseta	.2	5.1	20.6	7.5	1.4	.2	-
Stephanodiscus hantzschii	-	-	-	2.5	2.5	-	-
Synedra sp. (l=30-40)	.3	1.9	1.9	1.2	-	-	-
Synedra sp. (l=70-100)	-	3.6	4.6	1.6	-	.3	-
Synedra sp.1 (l=40-70)	-	-	-	-	2.8	-	-
Tabellaria flocculosa	-	-	.7	-	-	-	-
Sum	8.2	49.4	71.7	21.9	14.1	2.6	-
Cryptophyceae							
Cryptaulax vulgaris	-	-	-	.3	-	.4	-
Cryptomonas aarssonii	2.3	-	13.7	1.3	6.9	1.2	-
Cryptomonas sp.2 (l=15-18)	-	-	-	-	3.7	-	-
Cryptomonas sp.3 (l=20-22)	-	-	7.5	-	11.2	6.1	-
Cryptomonas spp. (l=24-28)	-	1.2	4.0	-	6.2	-	-
Katablepharis ovalis	1.0	8.2	8.9	7.8	5.6	.9	-
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	7.4	15.4	47.6	14.2	53.4	9.0	-
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	-	-	3.1	-	1.7	-	-
Sum	10.7	24.8	84.8	23.6	88.7	17.7	-
Dinophyceae (Fureflaellater)							
Gvanodinium cf.lacustre	2.2	-	4.4	6.5	7.5	-	-
Gvanodinium helveticum	-	-	-	4.4	6.6	6.6	-
Gvanodinium sp.1 (l=14-15)	-	-	7.2	3.3	-	-	-
Peridinium sp.1 (l=15-17)	-	15.4	-	-	10.3	-	-
Ubest.dinoflaellat (d=8-10)	-	-	-	-	2.2	-	-
Ubest.dinoflaellat	.7	-	2.3	1.2	6.0	-	-
Sum	2.9	15.4	13.9	15.5	32.5	6.6	-
My-alger							
Sum	-	13.2	17.9	38.0	32.8	15.7	15.6
Total							
Total		43.2	170.7	336.5	154.8	184.9	57.0

Tabell V-24 Konsentrasjoner av klorofyll-a i dypene 0-5 m og 5-10 m i Snåsavatn 1986 og 1987.

SNÅSA ST.A, 0-5m.

DATO	KLF-A mikrogr/l
860603	0.50
860701	1.91
860804	5.92
860825	2.91
860915	2.71
861020	1.02

ARI-MIDDEL	2.49
TID-MIDDEL	2.92

SNÅSA ST.A, 5-10m.

DATO	KLF-A mikrogr/l
860603	0.42
860701	1.57
860804	3.80
860825	2.25
860915	2.76
861020	0.95

ARI-MIDDEL	1.96
TID-MIDDEL	2.24

SNÅSA ST.B, 0-5m.

DATO	KLF-A mikrogr/l
860603	0.65
860701	3.16
860804	5.11
860825	2.98
860915	2.53
861020	0.92

ARI-MIDDEL	2.56
TID-MIDDEL	3.05

SNÅSA ST.B, 5-10m.

DATO	KLF-A mikrogr/l
860603	0.71
860701	1.66
860804	3.51
860825	2.04
860915	2.34
861020	0.90

ARI-MIDDEL	1.86
TID-MIDDEL	2.12

SNÅSA ST.D, 0-5m.

DATO	KLF-A mikrogr/l
860603	2.31
860701	4.93
860804	3.85
860825	2.17
860915	2.66
861020	1.28

ARI-MIDDEL	2.87
TID-MIDDEL	3.33

SNÅSA ST.D, 5-10m.

DATO	KLF-A mikrogr/l
860603	1.60
860701	2.90
860804	2.00
860825	1.64
860915	2.42
861020	1.31

ARI-MIDDEL	1.98
TID-MIDDEL	2.17

Tabell V-24 (forts.)

SNÅSA ST.A, 0-5m.	
DATO	KLF-A mikrogr/l
870601	0.32
870706	3.82
870804	3.58
870824	3.02
870914	2.92
871012	1.44

ARI-MIDDEL	2.52
TID-MIDDEL	2.87

SNÅSA ST.A, 5-10m.	
DATO	KLF-A mikrogr/l
870601	0.34
870706	2.66
870804	2.29
870824	2.30
870914	2.64
871012	1.56

ARI-MIDDEL	1.97
TID-MIDDEL	2.14

SNÅSA ST.B, 0-5m.	
DATO	KLF-A mikrogr/l
870601	0.73
870706	1.08
870804	3.98
870824	2.87
870914	3.47
871012	1.69

ARI-MIDDEL	2.30
TID-MIDDEL	2.38

SNÅSA ST.B, 5-10m.	
DATO	KLF-A mikrogr/l
870601	0.71
870706	0.64
870804	2.53
870824	2.15
870914	2.48
871012	1.45

ARI-MIDDEL	1.66
TID-MIDDEL	1.65

SNÅSA ST.D, 0-5m.	
DATO	KLF-A mikrogr/l
870601	1.13
870706	4.60
870804	2.74
870824	3.11
870914	4.42
871012	2.02

ARI-MIDDEL	3.00
TID-MIDDEL	3.34

SNÅSA ST.D, 5-10m.	
DATO	KLF-A mikrogr/l
870601	1.08
870706	2.10
870804	1.39
870824	1.96
870914	3.38
871012	2.02

ARI-MIDDEL	1.99
TID-MIDDEL	2.02