



# Rapport 425 | 90

Oppdragsgiver

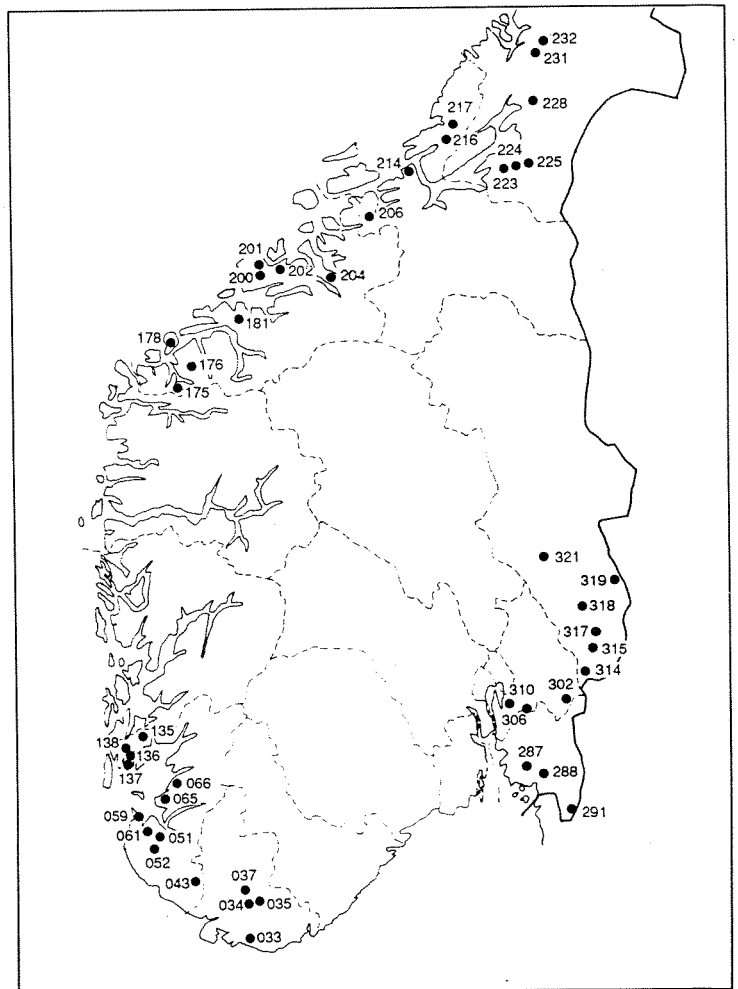
Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjoner

NIVA

LANDSOMFATTENDE  
**trøfi**  
UNDERSØKELSE

Oppfølging av 49 av  
de 355 undersøkte  
innsjøene i 1989





## 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.

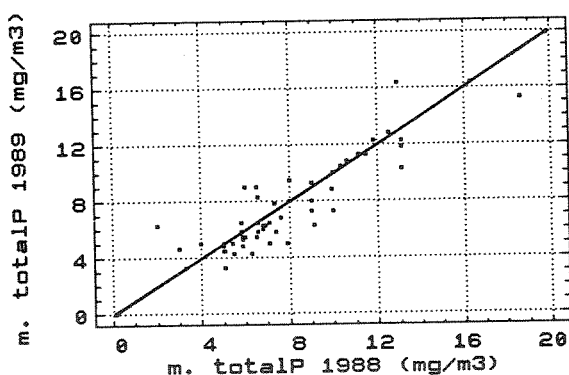
Overvåkingsprogrammet finansieres i hovedsak over statsbudsjettet. Statens forurensningstilsyn er ansvarlig for gjennomføring av programmet.

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter publiseres i årlige rapporter.

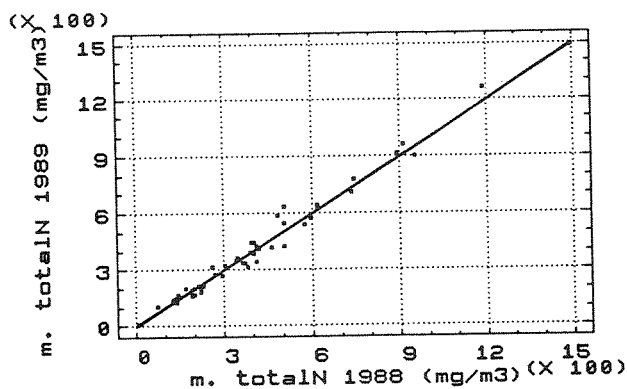
Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institutter rettes til Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo 1, tlf. 02 - 65 98 10.

RETTELSE

Ved en inkurie er det satt inn feil figurer 4.2.5 og 4.2.6. Riktige figurer som viser sammenlikninger av sesongmiddelverdier i 1988 og 1989 for hhv. fosfor og nitrogen er vist under. Figurene som står i rapporten viser parvis sammenlikning av enkeltobservasjonene hvert år, dvs. første observasjon fra en innsjø i 1989 mot første observasjon fra samme innsjø i 1989 osv. Spredningen i disse verdiene vil naturligvis være større enn spredningen i sesongmiddelverdiene i figurene under. Forskjellene mellom fosfor og nitrogen er imidlertid store, som beskrevet i teksten.



Figur 4.2.5 Sammenlikning av fosforkonsentrasjoner i 1988 og 1989 (sesongmiddelverdier)



Figur 4.2.6 Sammenlikning av nitrogenkonsentrasjoner i 1988 og 1989 (sesongmiddelverdier)

# NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

<b>Hovedkontor</b> Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (02) 23 52 80 Telefax (02) 39 41 89	<b>Sørlandsavdelingen</b> Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (041) 43 033 Telefax (041) 43 033	<b>Østlandsavdelingen</b> Rute 866 2312 Ottestad Telefon (065) 76 752 Telefax (065) 78 402	<b>Vestlandsavdelingen</b> Breiviken 5 5035 Bergen-Sandviken Telefon (05) 95 17 00 Telefax (05) 25 78 90
--	---	--	--

Prosjektnr.: 0-89099
Undernummer:
Løpenummer: 2476
Begrenset distribusjon:  FRI

Rapportens tittel: Landsomfattende trofiundersøkelse av innsjøer. Oppfølging av 49 av de 355 undersøkte innsjøene i 1989.  (Overvåkingsrapport nr. 425/90 )	Dato: 1. oktober 1990
Forfatter (e): Bjørn Faafeng Dag Ø. Hessen Pål Brettum	Rapportnr. 0-89099
	Faggruppe: VASSDRAG
	Geografisk område: NORGE
	Antall sider (inkl. bilag): 69

Oppdragsgiver: <b>Statens forurensningstilsyn (SFT)</b> (Statlig program for forurensningsovervåking)	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt:  Et utvalg på 49 av de 355 innsjøene som inngikk i den landsomfattende trofiundersøkelsen i 1988 ble undersøkt 4 ganger i løpet av vekstsesongen 1989. Resultatene fra de to årene ble sammenliknet. Innsjøer fra tre geografiske regioner: Midt-Norge, Sørvest-Norge og Sørøst-Norge ble sammenliknet. Kriterier for innsjøers "selvrensningsevne" (Olsen og medarb. 1989) ble testet på det foreliggende datamaterialet.
--

4 emneord, norske:  
1. Eutrofiering  
2. Næringsstoff  
3. Planteplankton  
4. Næringskjeder

4 emneord, engelske:  
1. Eutrophication  
2. Nutrients  
3. Phytoplankton  
4. Foodwebs

Prosjektleder:

*Bjørn Faafeng*

For administrasjonen:

*Dag Burgin*

ISBN 82-577-1789-4

Norsk Institutt for Vannforskning

0-89099

LANDSOMFATTENDE TROFIUNDERSØKELSE AV INNSJØER  
Oppfølging av 49 av de 355 undersøkte innsjøene i 1989

dato: 31. august 1990

Prosjektleder : Bjørn Faafeng  
Medarbeidere : Dag O. Hessen  
Pål Brettum  
For administrasjonen: Dag Berge

## 1. FORORD

I 1988 gjennomførte Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) en landsomfattende undersøkelsen av trofitalstanden i 355 norske innsjøer, på oppdrag fra Statens Forurensningstilsyn (SFT). Undersøkelsen som ble gjennomført i 1988 er rapportert i:

- Faafeng, B., P. Brettum og D.O. Hessen 1990.  
Landsomfattende undersøkelse av trofitalstanden i 355 innsjøer i Norge. Statlig Program for Forurensningsovervåking (SFT), rapport nr. 389/90. NIVA nr. 2355. 57 s.

I den forberedende fasen utarbeidet NIVA to notater:

- Faafeng, B. og J.E. Løvik 1987. Regional undersøkelse av eutrofierte innsjøer. Foreløpig oversikt over tidligere undersøkte innsjøer. NIVA notat O-87124
- Faafeng, B., T. Tjomsland og B. Bjerkeng 1987. Regional undersøkelse av eutrofierte innsjøer. Statistisk undersøkelse av prøvetakingsfrekvens. NIVA-notat O-87124

En oppfølgende undersøkelse i 1989 omfattet et utvalg på 49 av de 355 innsjøene som ble undersøkt i 1988. Resultatene fra denne undersøkelsen rapporteres i det følgende.

På samme måte som i hovedundersøkelsen i 1988 ble prøvene samlet inn av en gruppe studenter, Aqua Norge A/S, koordinert av SFT. Vannprøvene ble analysert på NIVA.

Denne rapporten inneholder en presentasjon av resultatene fra 1989 og en sammenlikning med resultatene fra 1988.

# INNHOOLD

	Side
1. FORORD	1
2. SAMMENDRAG OG TILRÅDNINGER	3
2.1 Sammendrag	3
2.2 Tilrådninger	5
3. INNLEDNING	6
3.1 Mål for undersøkelsen	6
3.2 Utvalg av innsjøer	7
3.3 Prøvetaking	10
3.4 Parametervalg	12
3.5 Innsamling av kringdata	13
4. KARAKTERISERING AV DE UTVALGTE INNSJØENE	14
4.1 TURBIDITET OG FARGE	16
4.1.1 Nivåer i de utvalgte innsjøene	16
4.1.2 Sammenlikning av regioner	18
4.2 NÆRINGSSTOFFER - TROFIGRAD	20
4.2.1 Nivåer i de utvalgte innsjøene	20
4.2.2 Sammenlikning av regioner	22
4.2.3 Sammenlikning mellom undersøkelsene i 1988 og 1989	23
4.2.4 Fraksjoner av nitrogen og fosfor	25
4.2.5 Sestonets N/P-forhold	29
4.2.6 Fordeling i trofinivåer og vannkvalitetsklasser	31
4.3. PLANTEPLANKTON	34
4.3.1 Nivåer i de utvalgte innsjøene	34
4.3.2 Sammenlikning av regioner	35
4.3.3 Sammenlikning mellom undersøkelsene i 1988 og 1989	35
4.3.4 Betydning av fosfor for algebiomassen	36
4.3.5 Klorofyll og algebiomasse	38
4.3.6 Fordeling mellom grupper og arter	39
4.4 DYREPLANKTON	41
4.4.1 Nivåer i de utvalgte innsjøene	41
4.4.2 Sammenlikning av regioner	49
4.4.3 Sammenlikning mellom undersøkelsene i 1988 og 1989	50
4.4.4 Fordeling mellom grupper og arter	51
5. TEST AV KRITERIER FOR SELVRENSING	52
5.1 Innledning	52
5.2 Algenes P/C-forhold	52
5.3 Biomasse i % av bæreevne	56
5.4 Midlere lengde av største art dafnier	57
5.5 Andel dafnier av total dyreplanktonbiomasse	57
5.6 Biomasseforholdet mellom plante- og dyreplankton	59
5.7 Karakterarter av fisk	60
5.8 Samlet vurdering av kriterier for selvrensing	61
LITTERATUR	64
TABELLVEDLEGG	65

## 2. SAMMENDRAG OG TILRÅDNINGER

### 2.1 Konklusjoner og sammendrag

Den landsomfattende trofiundersøkelsen av 355 innsjøer i 1988 ble fulgt opp med gjentatt prøvetaking i 49 innsjøer i 1989. Innsjøene ble valgt ut med henblikk på å få et mer homogent utvalg innsjøer mhp. trofinivå, innsjøareal, dybde, gjennomstrømming ol. Innsjøene ble plukket ut fra tre geografiske regioner: Sørøst-Norge, Sørvest-Norge og Midt-Norge. I tillegg ble ialt 4 innsjøer fra Troms og Svalbard tatt med.

Selv om det ble valgt innsjøer med tanke på å få en relativ lik fordeling av trofinivåer innen hver region, ble det observert visse forskjeller, særlig for turbiditet, farge og siktedyp. Regionen i sørøst skilte seg ut med høyere verdier for turbiditet og farge, og følgelig lavere siktedyp. Verdiene for nitrogen var høyest i sørvest pga. påvirkning fra landbruksområder og fra forurenset nedbør. Til tross for ganske like fosforverdier var det en tendens til høyere klorofyllverdier i sørvest og sørøst.

Endel parametre varierer betydelig gjennom sesongen. Dette gjelder særlig total fosfor, nitrat, planteplankton og dyreplankton. Disse parametrene må derfor analyseres flere ganger pr. sesong enn f.eks. total nitrogen, for å få representative sesongmiddelerverdier. Undersøkelsen har ikke gitt grunnlag for å vurdere hvor mange prøver som er nødvendig for å gi en ønsket nøyaktighet av sesongmiddelerverdien, men dette er diskutert i et tidligere notat (Faafeng og medarb. 1987).

Partikulære fraksjoner av fosfor utgjorde omlag 40-60% av total fosfor, mens fosfat utgjorde mindre enn 20% på sesongbasis. Tilsvarende var den partikulære fraksjonen av nitrogen bare 5-25%, mens nitratandelen varierte fra 0 til nesten 80%. Nitrat avtar normalt gjennom sesongen i innsjøer med moderat og høyt trofinivå. Årsakene er dels opptak i planteplanktonet og dels reduserte tilførsler i vekstsesongen.

De 49 innsjøene representerte kun den oligotrofe og mesotrofe delen av trofisppekteret, tilsvarende vannkvalitetsklassene I, II og III. Det ble også i 1989 registrert et visst misforhold mellom antallet innsjøer i hver av vannkvalitetsklassene basert på hhv. fosfor og klorofyll.



Det ble funnet bedre sammenheng mellom dyreplanktonbiomasse og -sammensetning for de forskjellige prøveinnsamlingene i 1989 enn i 1988. Dette skyldes i stor grad mer homogent utvalg av innsjøer. Prøver fra tre forskjellige tidspunkter, som i 1989, gir også en mer representativ sesongmiddelverdi enn fra 2 tidspunkter, som i 1988.

Partikulært fosfor var den parameteren som best forklarte variasjonene i dyreplankton-biomasse.

Det har tidligere vært hevdet at rotatorienes andel av dyreplanktonet øker med økende trofigrad. Dette kan ikke bekreftes for den delen av trofisppekteret (oligotrofe og mesotrofe) som denne undersøkelsen omfatter.

Ved lavt trofinivå var biomasseforholdet mellom planteplankton og dyreplankton ofte mindre enn 1, fordi annen føde enn planteplankton er viktig for dyreplanktonet i slike innsjøer. Ved økende trofigrad øker biomasseforholdet opp mot 100.

Forholdet mellom partikulære fraksjoner av nitrogen og fosfor bekrefter at planteplanktonet i de fleste av de undersøkte innsjøene er begrenset av fosfor.

En foreløpig analyse av innsjøenes "selvrensingsevne", jfr. Olsen og medarb. 1989, viser dårlig samsvar mellom de forskjellige kriteriene. Videre metodeutvikling innen dette feltet er ønskelig.

## 2.2 Tilrådninger

Det anbefales at det utarbeides et samlet program for oppfølging av denne landsomfattende trofiundersøkelsen. Under følger et forslag:

De 49 innsjøene som ble valgt ut i 1989 undersøkes også i 1991, 1993 og 1995. For å øke representativiteten av sesongmiddelverdiene anbefales det at det i 1995 foretas 8 innsamlingsrunder istedenfor 4.

De 49 innsjøene som ble valgt ut i 1989 representerer oligotrofe og mesotrofe innsjøer. Det anbefales at det i to sesonger, 1992 og 1996, velges ut ca. 50 eutrofe innsjøer fra hele landet for å gjøre datamaterialet mer komplett.

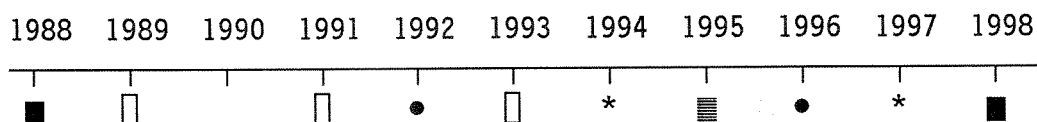
Tolking av dataene hemmes av manglende kringdata. Bl.a. har det ikke vært mulig å oppspore dybdeoppmålinger fra mer enn 80 av innsjøene. Det foreslås at de resterende innsjøene måles opp i løpet av 1994 og 1997. I disse årene gjøres det også forsøk på å skaffe informasjon om antall bosatte, renseanordninger, landbruks-aktiviteter ol. i hvert av nedbørfeltene.

Etter ti år, dvs. i 1998, gjentas undersøkelsen av de 355 innsjøene for å studere evt. generelle utviklingstendenser og virkning av tekniske tiltak.

Det bør vurderes om de 355 innsjøene bør undersøkes med lange, men jevne mellomrom, f. eks. hvert 10 år.

Parameterlistene bør være gjenstand for løpende vurdering.

### Tidsplan:



- 355 innsjøer 4 ganger hver
- 47 innsjøer 4 ganger hver
- ▬ 47 innsjøer 8 ganger hver
- 50 eutrofe innsjøer 4 ganger hver
- \* registrering av kringdata

### 3. INNLEDNING

#### 3.1 Mål for undersøkelsen

Undersøkelsen er en oppfølging av den landsomfattende undersøkelsen av eutrofierte innsjøer som ble utført i 1988. 1988-undersøkelsens mål var å gi en regional oversikt over utbredelsen av eutrofiering (overgjødning) i norske innsjøer. Hensikten var tredelt:

- å fremskaffe en oversikt over vannkvaliteten i et utvalg av innsjøer i Norge
- å gi et statistisk materiale for karakterisering av eutrofierte innsjøer i Norge
- å være et grunnlag for senere å kunne se på eutrofiutviklingen i de undersøkte innsjøene ved å gjøre en liknende undersøkelse på nytt.

Målet med undersøkelsen i 1989 var å følge utviklingen i et utvalg av de allerede undersøkte innsjøene. Innsjøene i 1989-undersøkelsen er valgt ut etter innsjømorfometri (største dyp, areal) og trofigrad (midlere fosforkonsentrasjon, klorofyllkonsentrasjon) i tre avgrensede deler av Norge. I tillegg er 4 innsjøer fra Troms og Svalbard tatt med. Ved å følge disse innsjøene over flere år, for å fange opp år-til-år variasjonene, vil man kunne få et statistisk grunnlag for å avgjøre om de middelveidene man har funnet for de enkelte parametrene og innsjøene er representative over tid og med hensyn til antall prøver pr. år.

NIVA ønsket også å følge opp en del faglig interessante innsjøtyper ut fra resultatene av:

- algerespons fra næringssalter
- forskjeller i predasjonspress fra fisk
- mengdeforholdet mellom nitrogen og fosfor

Dette datamaterialet vil også egne seg svært godt til senere testing av vannkvalitetskriterier, forurensningsindekser og hypoteser knyttet til belastning/respons i innsjøer, sammenhenger mellom vannkjemiske og biologiske forhold, regionale forskjeller ol.

### 3.2 UTVALG AV INNSJØER

Før hovedundersøkelsen i 1988 ble det valgt ut 355 innsjøer ut fra følgende forutsetninger:

- innsjøareal større enn 1 km<sup>2</sup>
- beliggenhet lavere enn 700 m.o.h.
- menneskelig aktivitet i nedbørfeltet som kan tenkes å påvirke vannkvaliteten
- de 20 største innsjøene i Norge skal være med
- 5 innsjøer fra Svalbard
- en ekstra innsjø mindre enn 1 km<sup>2</sup> fra hvert fylke

Utgangspunktet for utvalget var en liste fra Statens Kartverk over norske innsjøer større enn 1 km<sup>2</sup>, 2240 ialt. Deretter ble 355 innsjøer med en viss menneskelig aktivitet i nedbørfeltet plukket ut, med grunnlag i Bosettingskart, Folketellingen 1980 1:250 000 og kart over Dyrka jord og dyrkbar jord, 1:250 000 (Jorddirektoratet). Dette utvalget, som vil måtte ha et visst preg av skjønn, ble utført av SFT.

I samråd med SFT ble 49 av innsjøene fra undersøkelsen i 1988 plukket ut for ny prøvetaking i 1989. Disse innsjøene er:

- relativt homogene mht areal, dyp ol.
- dekker typiske trofinivåer
- representerer Nord-, Midt-, Sør-Norge og Svalbard.

Følgende kriterier ble valgt:

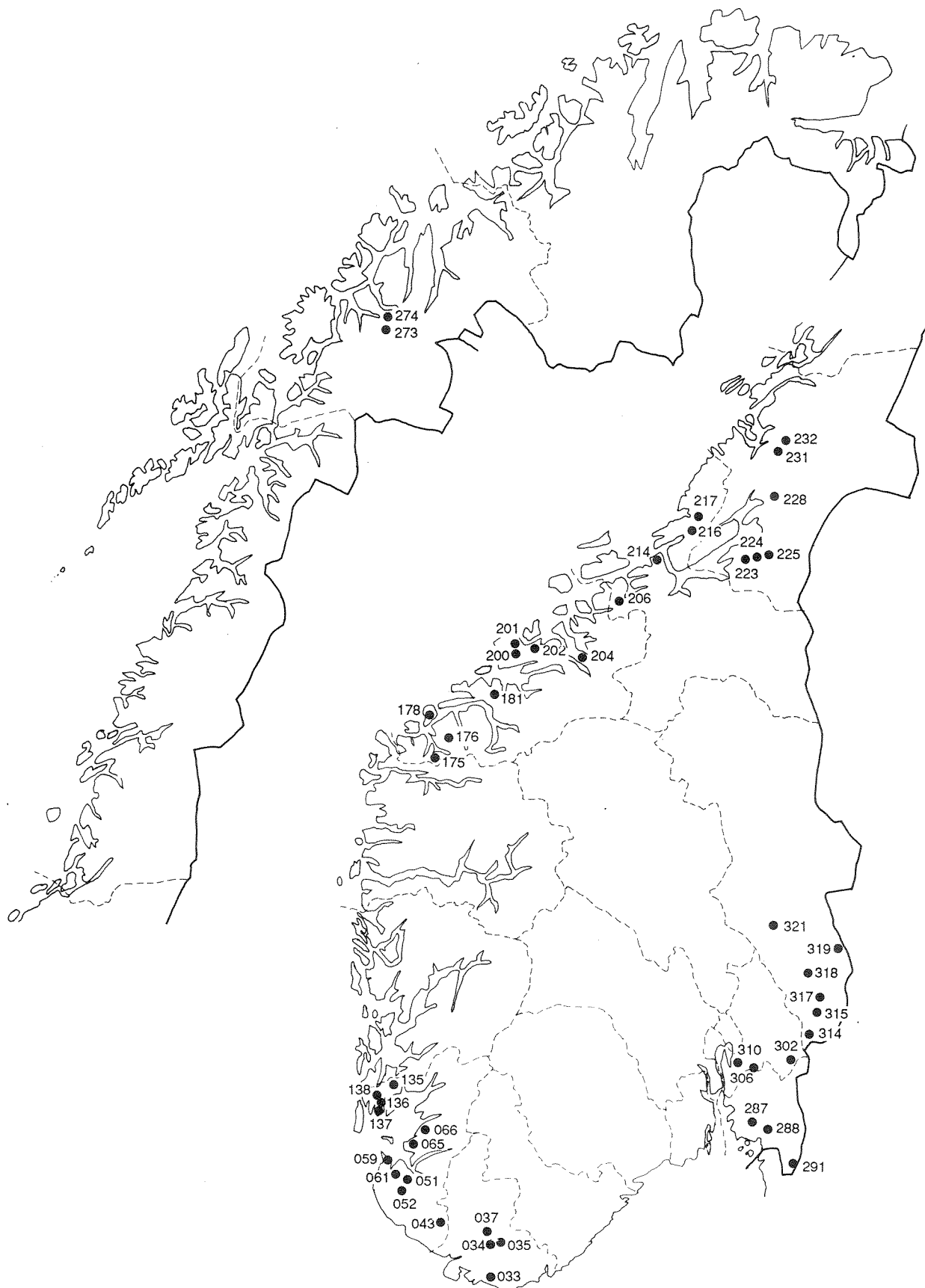
- Innsjøareal mellom 2 og 8 km<sup>2</sup>
- Maksdyp større enn 15m
- Lang eller midlere oppholdstid
- Beliggenhet lavere enn 200 moh
- Konsentrasjonen av total-P mellom 5 og 20 mgP/m<sup>3</sup>
- Konduktivitet mindre enn 50 mS/m

Ut fra disse kriteriene er det plukket ut tilsammen 45 innsjøer fra tre regioner: Midt-Norge (region 4), Sørvest-Norge (region 2) og Sørøst-Norge (region 1), med omlag like mange innsjøer fra hver region (figur 3.2.1 og tabell i vedlegg). Disse innsjøene representerer omlag den samme fordeling mellom oligotrofe og mesotrofe fra hver region. Utvalget skulle i tillegg til å sikre et utvalg typiske norske innsjøer også kunne representere hver av regionene. I tillegg er det

valgt ut ialt 4 innsjøer fra Nord-Norge og Svalbard (region 3). Disse tilfredsstillter ikke alle kriteriene nevnt over. Det er ikke tidligere gjort sammenliknende undersøkelser av trofinivå av innsjøer for forskjellige landsdeler i Norge.



Figur 3.2.1 2 innsjøer på Svalbard inngår i denne undersøkelsen:  
Linnevatnet (SV351LIN) og Kongressvatnet (SV354KON)



Figur 3.2.1. 47 innsjøer på den norske fastlandet inngår i denne undersøkelsen. Innsjønummer fra hovedundersøkelsen er angitt. Innsjøene er hovedsaklig valgt ut fra tre geografiske regioner: Midt-Norge (region 4), Sørvest-Norge (region 2) og Sørøst-Norge (region 1)

### 3.3 PRØVETAKING

Antall prøvetakinger i sesongen som skal danne grunnlag for karakterisering av et så stort antall innsjøer, vil måtte bli et kompromiss mellom den statistiske kvaliteten av grunnlagsmaterialet, økonomien og den praktiske gjennomførbarheten av prosjektet.

Det er tidligere gjennomført en statistisk analyse av variansen av sesongmiddelverdiene av aktuelle parametre (se Faafeng og medarb. 1987). Resultatet av analysen var at 4 prøver ville gi tilfredsstillende nøyaktige sesongmiddelverdier for total-fosfor og klorofyll for denne undersøkelsen. For algevolum og total-nitrogen ville usikkerheten bli noe større enn for fosfor og klorofyll, men med et så stort antall innsjøer som i denne undersøkelsen vil en kunne akseptere at usikkerheten i hvert enkelt punkt er relativt stor. Det primære er å gi et inntrykk av tilstanden i et utsnitt av norske innsjøer, ikke å gi en detaljert beskrivelse av hver enkelt innsjø.

Det ble også i 1989 tatt 4 prøver fra hver innsjø, fortrinnsvis én gang fra hver av månedene: mai, juni, juli og august (tabell 3.3.1). Resultatene fra 1988 viste stor spredning mellom prøvene av dyreplankton fra tur 3 og 4. Dyreplankton ble derfor tallet fra de tre siste turene i 1989.

Vannprøvene ble hentet på samme stasjoner som i 1988, som blandprøver ned til 2 ganger siktedyp for vannkjemi og planteplankton. Dyreplankton ble samlet inn fra 0-10 m i alle innsjøene.

Tabell 3.3.1 Prøvetakingstidspunkter for de fire turene i 1989  
med unntak av innsjøene på Svalbard

	tidligste	seneste
tur 1	18. mai	3. juni
tur 2	17. juni	8. juli
tur 3	19. juli	9. august
tur 4	16. august	10. september

Tabell 3.3.2 Prøvetakingsdatoer for de to innsjøene på Svalbard  
(Linnevatn SV351LIN og Kongressvatn SV354KON)

tur 1	24. august
tur 2	8. september
tur 3	21. september



### 3.4 PARAMETERVALG

Det ble analysert på samme sett av parametre på alle prøvene som i 1988: total-P, total-N, klorofyll og siktedyp, og i tillegg: turbiditet, vannets egenfarge, nitrat, fosfat, og partikulære fraksjoner av nitrogen og fosfor. De to siste ble analysert for å teste hypoteser framsatt i NTNFs Program for Eutrofiforskning ("kriterier for selvrensing"); bl.a. gjelder dette forhold mellom partikulære fraksjoner av C, N og P.

Følgende parametre er av særlig interesse ved vurdering av trofitylstand i innsjøer: total-fosfor, total-nitrogen og klorofyll. Dette er de parametrene som i første rekke blir anvendt i de mest brukte vurderingssystemer nasjonalt og internasjonalt. I tillegg ble innsjøenes siktedyp målt rutinemessig, da dette i mange tilfeller kan gi et enkelt og raskt mål for algekonsentrasjonen. Øvrige partikler og oppløste humustoffer innvirker imidlertid også på siktedypet. For å kunne skille ut de innsjøene som er sterkt preget av slike forhold ble også turbiditet og vannets egenfarge målt.

Analysemetodene er angitt i tabell 3.2. For mer detaljert beskrivelse av metodene vises til rapporten for 1988 (Faafeng og medarb. 1990).

Det ble samlet inn kvantitative blandprøver med dyreplankton fra alle innsjøene. Hensikten var:

- å gi en karakterisering av sammensetningen av de viktigste artene og gruppene for å kunne vurdere evt. beiterkontroll av planteplanktonet
- å få et referansemateriale for regional utbredelse og forekomst av de ulike artene.

Til innsamlingen ble det, som i 1988, brukt en 2 meter lang rør-henter (Ramberg-henter) med fall-lokk i hver ende.

Tabell 3.4.1. Analyseprogram og analysemetoder.

---

 feltmålinger:

siktedyp	Secchiskive
innsjøens farge	Secchiskive
temperatur	termometer (1/10 <sup>0</sup> C)
turbiditet	NS 4723
vannets egenfarge	spektrofotometer NS 4787

fra hvert tokt:

konduktivitet	Phillips PW 9509 digital meter
fosfor	Autoanalysator NS 4725
nitrogen	Autoanalysator NS 4743
klorofyll a	Spektrofotometer NS 4767 (metanol)
kvantitativ planteplankton	Telling i omvendt mikroskop (Utermöhls metode)

for de tre siste toktene:

kvantitativ dyreplankton	Telling med binokularlupe
--------------------------	---------------------------

---

### 3.5 INNSAMLING AV KRINGDATA

SFT har hatt ansvaret for innsamling av kringdata i prosjektet. Databasen på NIVA er nå komplett for alle innsjøene så langt det har vært mulig å innhente informasjon. Det viste seg imidlertid vanskelig også i 1990 å få overført tilstrekkelig detaljerte data fra Vassdragsregisteret om arealer, bosetning, husdyrhold ol. Dette er svært viktige informasjoner for vurdering av innsjøenes respons på den aktuelle forurensningen. Det bør eventuelt etableres et eget prosjekt for å få gjennomført denne innsamlingen (se kap. 2.2). Dybdemålinger gir viktig informasjon om gjennomstrømming og algerespons i innsjøer (se f.eks. Berge 1987). Det bør derfor vurderes å måle opp de resterende innsjøene.

#### 4. KARAKTERISERING AV DE UTVALGTE INNSJØENE

I dette kapitlet foretas en sammenlikning av karakteristiske parametre fra innsjøene i de forskjellige geografiske regionene. Det ble valgt innsjøer fra fire regioner (tabell 4.1).

Tabell 4.1 Utvalg av innsjøer fra fire regioner

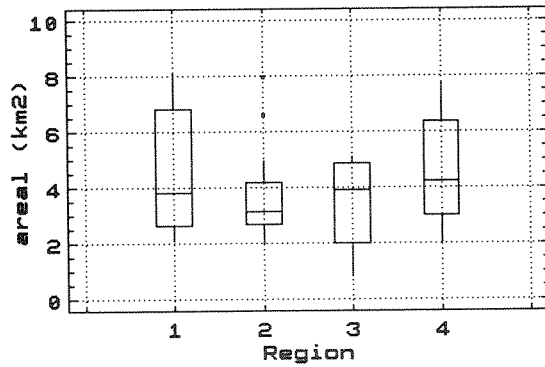
region	Fylker	Antall
1	Akershus, Hedmark og Østfold	12
2	Rogaland og Vest-Agder	15
3	Troms og Svalbard	4
4	Møre og Romsdal, Sør- og Nord-Trøndelag	18
		49

Navn på innsjøene og deres geografiske plassering er vist i tabell i vedlegg.

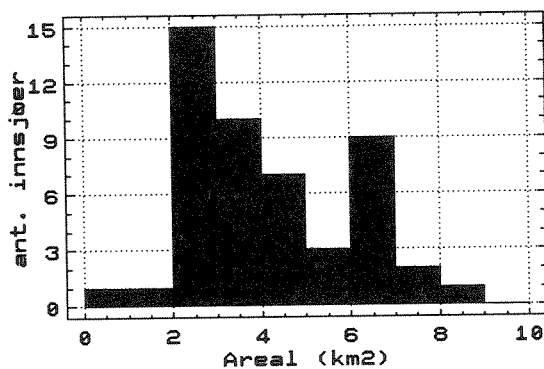
Tabell 4.2 Antall innsjøer i hver region fordelt på fiskebestandsklasser (jfr. Faafeng og medarb. 1990)

Region	1	2	3	4	Ialt
Fiskebestandsklasser					
1	0	1	0	1	2
2	0	3	3	11	17
3	0	11	1	6	18
6	12	0	0	0	12
Ialt	12	15	4	18	49

Forekomsten av fiskearter er fordelt etter et karakteristisk mønster i norske innsjøer (cf. Faafeng og medarb. 1990). Samtlige av de undersøkte innsjøene i i Sørøst-Norge hadde bestander av karpefisk, mens slik fisk ikke er registrert i noen av innsjøene fra de andre regionene. Innsjøer med sik og/eller stingsild ble hovedsaklig funnet i sørvest, mens røye/abbor dominerte i Midt-Norge. Med denne fordelingen av fiskearter er det være vanskelig å skille effekter pga. fisken, fra regionale forskjeller i f.eks. klima og berggrunn.



Figur 4.1 Innsjøareal i de fire regionene



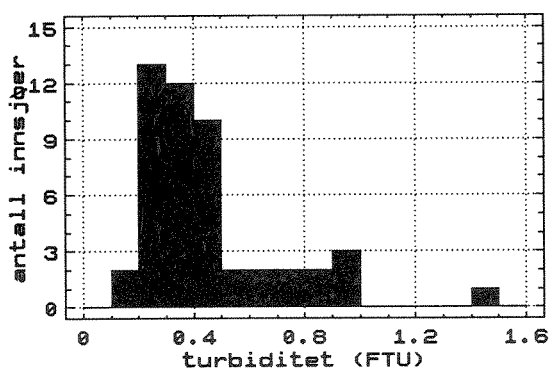
Figur 4.2 Fordeling av innsjøareal i de 49 innsjøene.

Med unntak av Kongressvatnet (SV354KON) på Svalbard på 0.82 km<sup>2</sup> og Vestvatnet (ØS287VES) på 8.05 km<sup>2</sup>, var samtlige innsjøer mellom 2 og 8 km<sup>2</sup>, ifølge utvalgsriteriene på side 7.

## 4.1 TURBIDITET OG FARGE

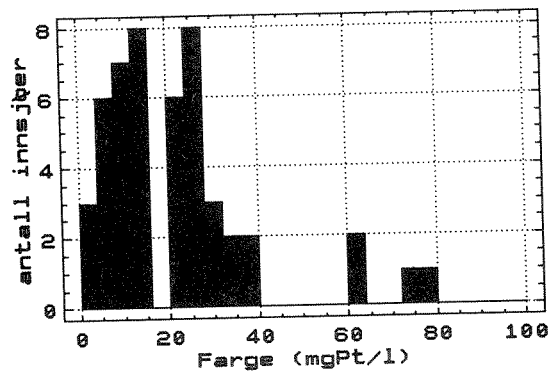
### 4.1.1 Nivåer i de utvalgte innsjøene

Turbiditet og farge ble ikke målt ved undersøkelsen i 1988, men ble tatt med i 1989 for å oppnå en bedre karakterisering av innsjøene mhp. partikkel-innhold og humusfarge. Enkelte innsjøer kan ha lavt siktedyp, til tross for lav konsentrasjon av alger, pga. høy turbiditet eller farge.



Figur 4.1.1. Fordeling av middelverdier av turbiditet fra de 49 innsjøene

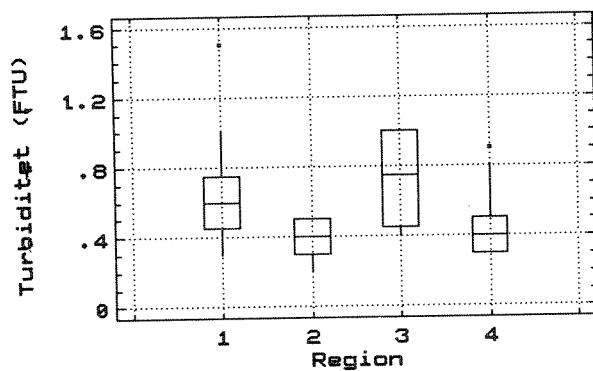
Turbiditeten i innsjøene var ganske lav med kun 4 middelverdier høyere enn 1.0 FTU-enheter (figur 4.1.1). Høyeste middelverdi var 1.5 i Vestvannet (ØS287VES). Turbiditeten var i liten grad bestemt av algemengden. Høyest turbiditet ble funnet ved lave algemengder pga. relativt høyt innhold av andre partikler som breslam (Svalbard) og erosjonspartikler fra landbruksarealer.



Figur 4.1.2 Fordeling av middelverdier av vannets egenfarge fra de 49 innsjøene

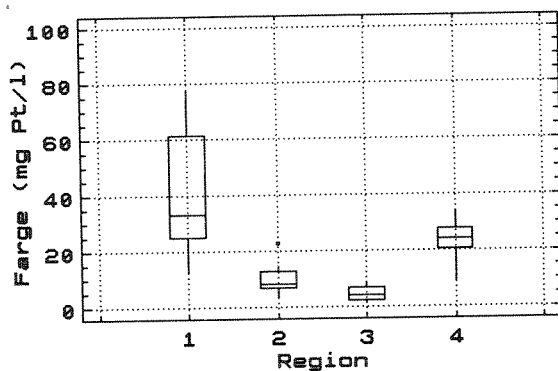
De fleste innsjøene hadde lavt til moderat humusinnhold (figur 4.1.2). Bare 4 innsjøer hadde høyere fargeverdier enn 40 mg Pt/l. Disse innsjøene var alle i Hedmark: Rokosjøen (HE321ROK), Vermunden (HE319VER), Hucusjøen (HE318HUK) og Skjervangen (HE314SKJ).

#### 4.1.2 Sammenlikning av regioner



Figur 4.1.3 Midlere turbiditet i de fire regionene

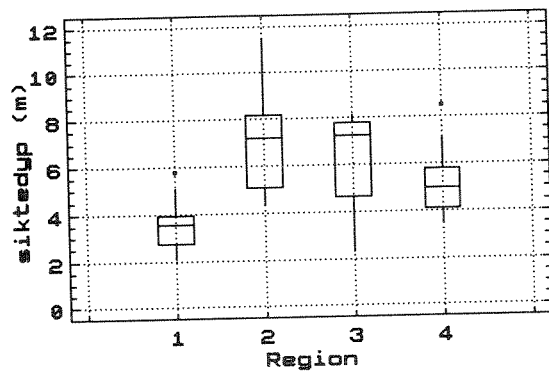
I region 2 (Sørvest-Norge) og 4 (Midt-Norge) var turbiditeten ganske likt fordelt med middelveidier på ca. 0.4 FTU-enheter. Turbiditeten var høyere i de to andre regionene med middelveidier på hhv. 0.67 i region 2 og 0.72 FTU-enheter i region 4.



Figur 4.1.4 Vannets midlere egenfarge i de fire regionene

Fargeverdiene var klart høyest i region 1 (Sørøst-Norge) med

middelverdi på 40. Årsaken er tilførsler av humusfarge fra barskogs- og myrområder, særlig i Hedmark. Innsjøene i region 4 (Midt-Norge) har middelverdi på 23, mens region 2 og 3 har hhv. 10 og 5.



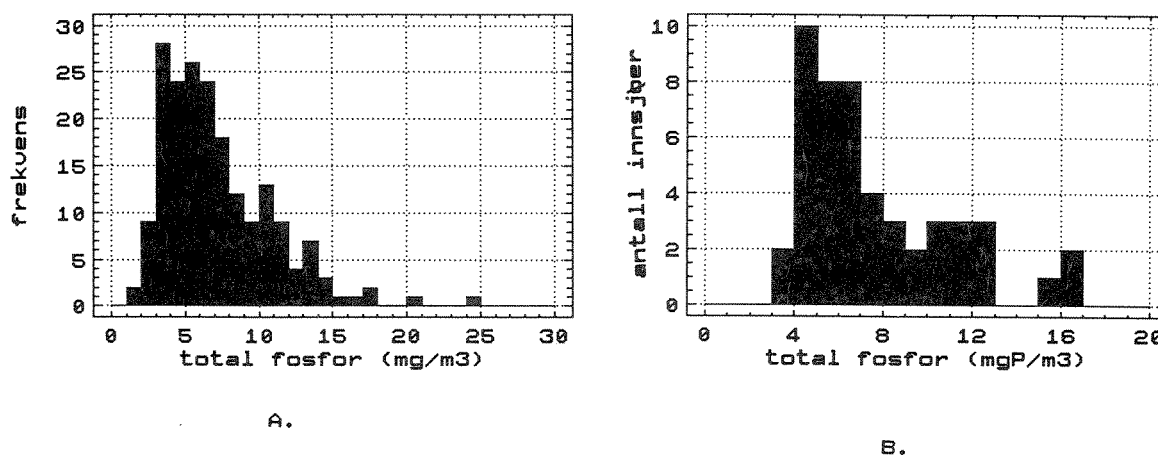
Figur 4.1.5 Midlere siktedyb i de fire regionene

Siktedyppet var vesentlig lavere i innsjøer i region 1, med middelverdi på 3.5m, enn i de andre tre regionene, med middelverdier på 7.0m, 6.2m og 5.2m i hhv. regionene 2, 3 og 4.



## 4.2. NÆRINGSSTOFFER – TROFIGRAD

### 4.2.1 Nivåer i de utvalgte innsjøene

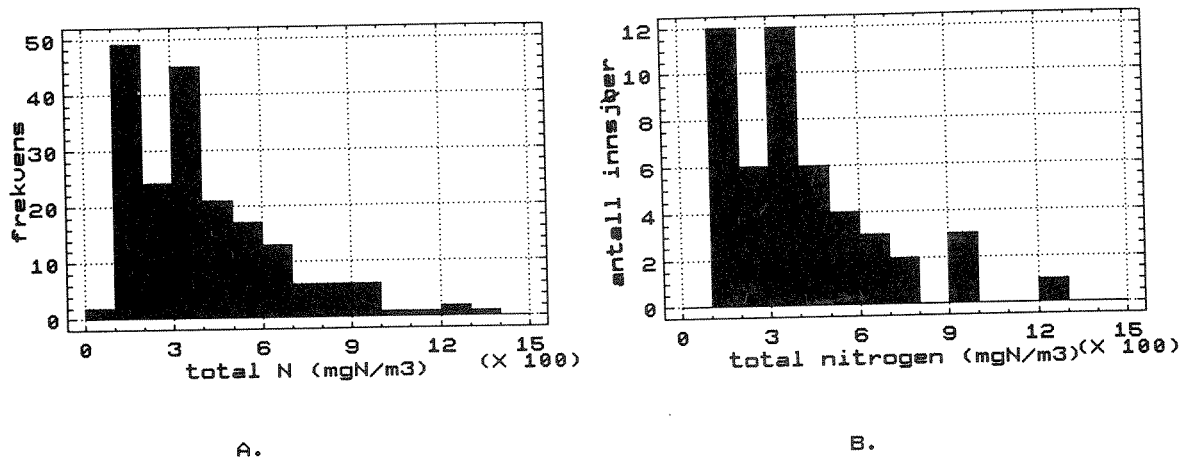


Figur 4.2.1 Samtlige observasjoner (A.) og sesongmiddelverdier (B.) av total fosfor i 1989

Ett av kriteriene for utvalg av innsjøene til denne undersøkelsen var at sesongmiddelverdiene for fosfor i 1988 skulle ligge mellom 5 og 20 mgP/m<sup>3</sup>. Figur 4.2.1A viser frekvensfordelingen av samtlige enkeltverdier for 1989, mens sesongmiddelverdiene er vist i figur 4.2.1B.

Hele 9 innsjøer hadde sesongmiddelverdier mindre enn 5 mgP/m<sup>3</sup>; de laveste var Hovsvatnet (R0043HOV) og Bjørkdalsvatnet (MR175BJØ) begge med 3.3 mgP/m<sup>3</sup>, dernest Engesetvatnet (MR181ENG) med 4.3 mgP/m<sup>3</sup>. De tre høyeste sesongmiddelverdiene hadde Vatsvatn (R0135VAT) og Hostadvatnet (MR201HOS) med 16.3 mgP/m<sup>3</sup>, mens Gjersjøen (AK310GJE) hadde 15.3 mgP/m<sup>3</sup>.

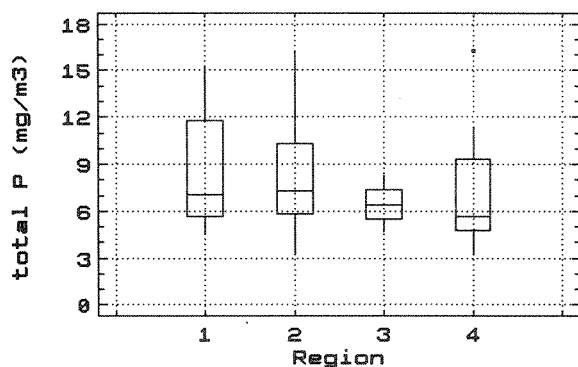
Hovedtyngden av innsjøene hadde sesongmiddelverdier mindre enn 10 mgP/m<sup>3</sup>.



Figur 4.2.2 Samtlige observasjoner (A.) og sesongmiddelverdier (B.) av total nitrogen i 1989

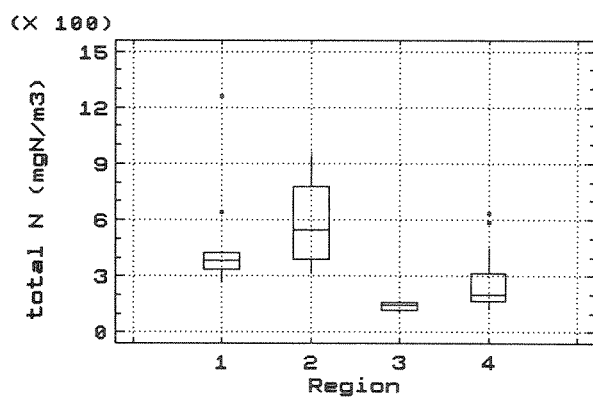
Observasjonene av total nitrogen er presentert i figur 4.2.2. Laveste registrerte middelverdier var  $102 \text{ mgN/m}^3$  i Kongressvatnet (SV354KON),  $127 \text{ mgN/m}^3$  i Bjørkdalsvatnet (MR175BJØ) og  $142 \text{ mgN/m}^3$  i Linnevatnet (SV351LIN), alle i områder med ubetydelig menneskelig påvirkning. De høyeste verdiene ble registrert i landbrukspåvirkede innsjøer:  $1263 \text{ mgN/m}^3$  i Gjersjøen (AK310GJE),  $963 \text{ mgN/m}^3$  i Lutsivatnet (R0059LUT) og  $912 \text{ mgN/m}^3$  i Stokkavatnet (R0059STO). Hovedtyngden av dette utvalget av innsjøer har konsentrasjoner av total nitrogen mellom 200 og 500  $\text{mgN/m}^3$ .

#### 4.2.2 Sammenlikning av regionene



Figur 4.2.3 Fordeling av total fosfor i de fire regionene

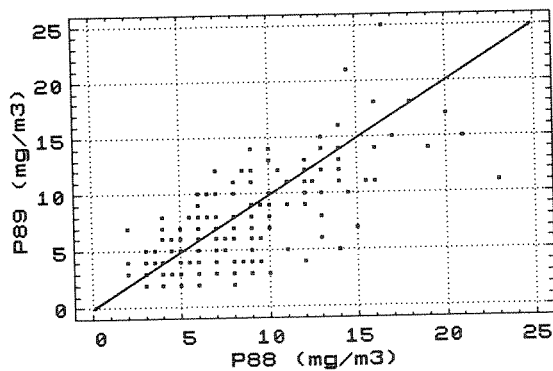
Middelverdiene av totalfosfor i hver av de fire regionene (1, 2, 3 og 4) var hhv. 8.6, 8.1, 6.5 og 7.0 mgP/m<sup>3</sup>.



Figur 4.2.4 Fordeling av total nitrogen i de fire regionene

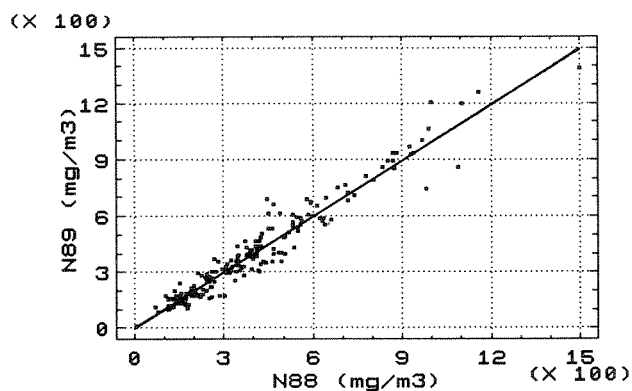
Middelverdiene av totalnitrogen var hhv. 464, 588, 139 og 266 mgN/m<sup>3</sup> i regionene 1, 2, 3 og 4.

#### 4.2.3 Sammenlikning mellom undersøkelsene i 1988 og 1989



Figur 4.2.5 Sammenlikning av fosforkonsentrasjoner i 1988 og 1989 (sesongmiddelverdier).

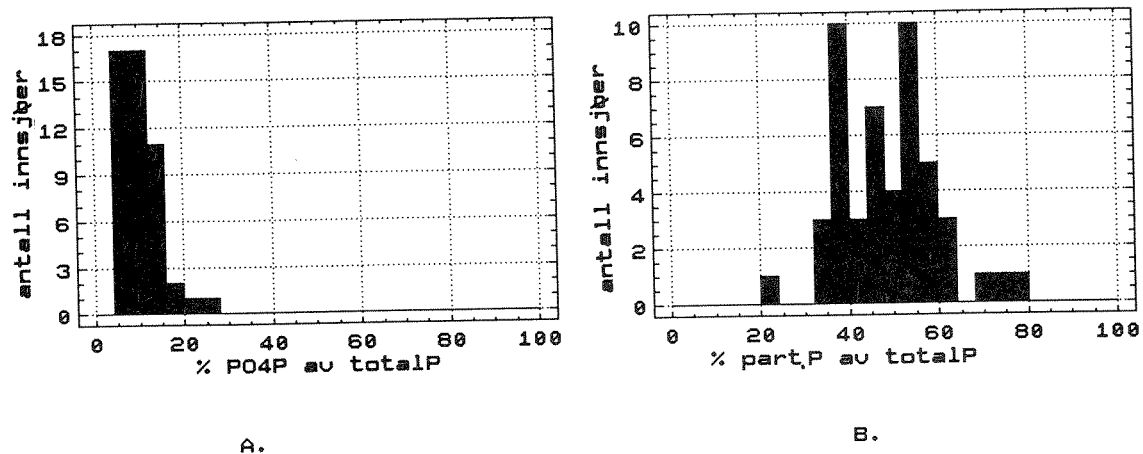
Dersom alle enkeltmålingene av total fosfor sammenliknes med tilsvarende målinger i samme innsjøer i 1988, blir punktene spredd over et stort konsentrasjonsområde (figur 4.2.5). Fosforverdiene i norske innsjøer er gjennomgående lave og varierer med tilførsler og med sedimentasjon. Figuren viser at et relativt stort antall enkeltmålinger av fosfor er nødvendig gjennom en sesong for å få en representativ middelverdi.



Figur 4.2.6 Sammenlikning av nitrogenkonsentrasjoner i 1988 og 1989 (sesongmiddelverdier).

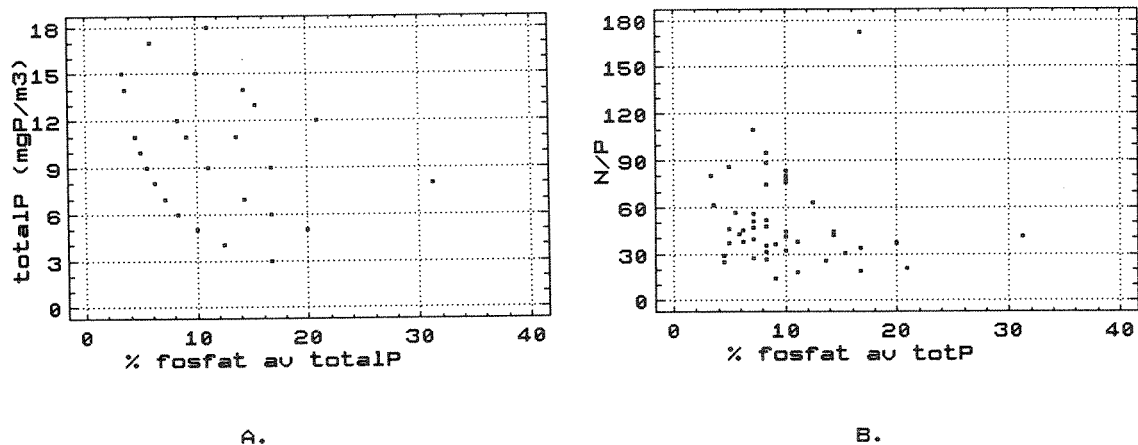
Ved sammenlikning av middelverdiene av nitrogen for 1988 med 1989 viser figur 4.13 et annet mønster enn for fosfor. Verdiene fra de to årene er svært like da punktene ligger nær en 1:1-linje. Det kreves derfor færre prøver gjennom en sesong enn for fosfor for å få en representativ middelverdi fra en innsjø.

#### 4.2.4 Fraksjoner av nitrogen og fosfor



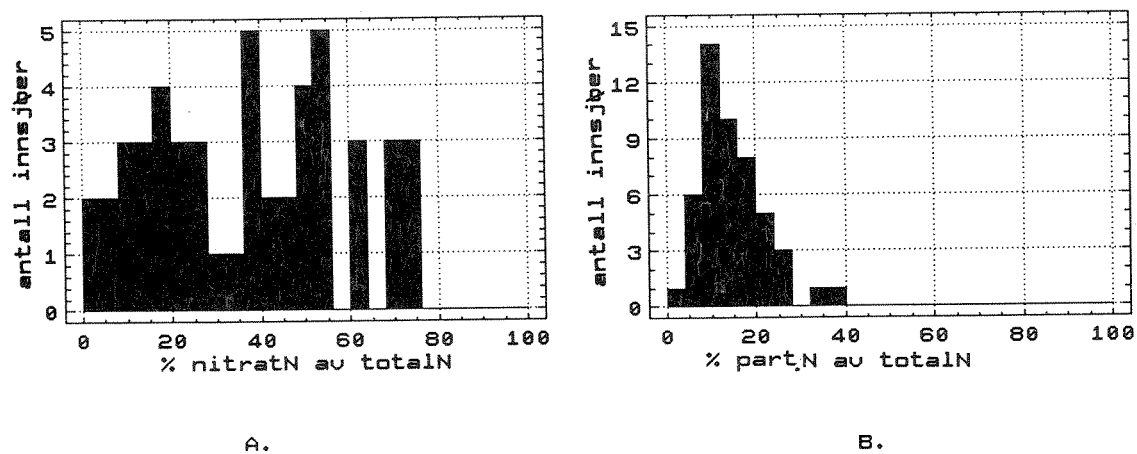
Figur 4.2.7 Andel fosfat (A.) og partikulært P (B.) av totalfosfor i 1989 (sesongmiddelverdier)

Plantene kan først og fremst utnytte den delen av fosforet som foreligger som fosfat ( $PO_4$ ). En vesentlig del av fosfor i de undersøkte innsjøene er bundet til partikler og er derfor ikke direkte tilgjengelig som næring for planteplankton. I figur 4.2.7 illustreres dette ved at de partikulære fraksjonene ofte utgjør halvparten eller mer av total fosfor på sesongbasis, mens fosfat sjelden utgjør mer enn 15% av total fosfor.



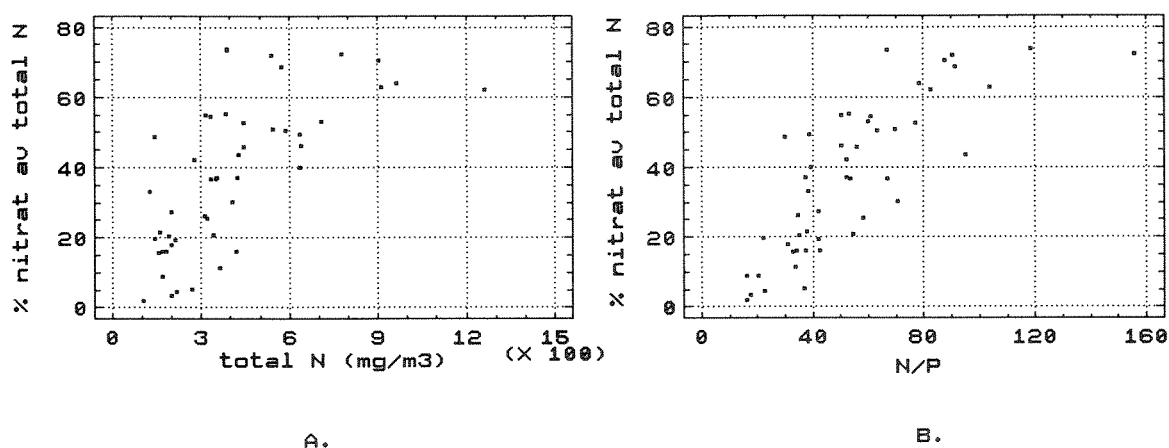
Figur 4.2.8 Andel fosfat av totalfosfor (A.), og andel fosfat av totalfosfor i forhold til N/P-forholdet (B.) på tur 4

Det kan registreres en tendens til økende andel fosfat av total-P med avtakende total-P (figur 4.2.8A) og med avtakende N/P-forhold, men dette blir ikke diskutert nærmere her.



Figur 4.2.9 Andel nitrat (A.) og partikulært N (B.) av totalnitrogen i 1989 (sesongmiddelverdier)

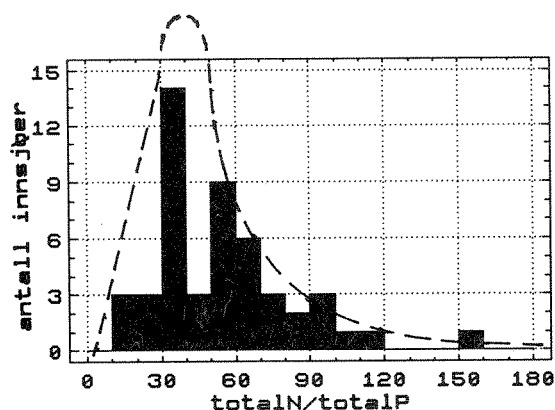
For nitrogen utgjør de fraksjonene som er tilgjengelig for algene, nitrat og ammonium, en betydelig større andel enn tilfellet er for fosfats andel av total fosfor. Til tross for at nitrat gjerne avtar systematisk utover i vekstsesongen pga. opptak i planteplanktonet, er sesongmiddelverdiene likevel ganske jevnt spredt fra 0 til 75% av total nitrogen. Den partikulære fraksjonen er, i motsetning til partikkelert fosfor, sjelden større enn 30%, med hovedtyngde mellom 10 og 20%.



Figur 4.2.10 Andel nitrat av totalnitrogen (A.) og andel nitrat av totalnitrogen i forhold til N/P-forholdet (B.) på tur 4

Nitrat viser klart økende andel av total-N ved økende total-N (figur 4.2.10A) og økende N/P-forhold (figur 4.2.10B)



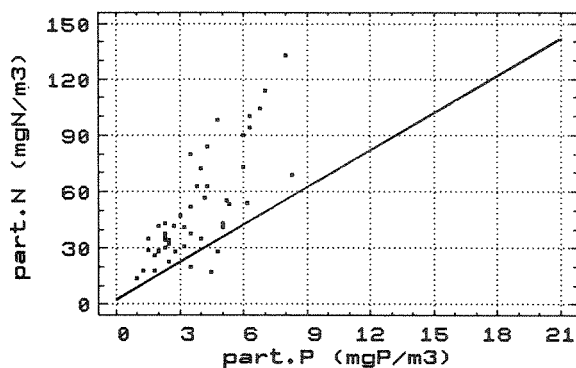


Figur 4.2.11 Forholdet mellom total N og P i 1989 (sesongmiddelverdier). Prikket linje angir N/P-forholdet for de 355 innsjøene i 1988

Forholdet mellom nitrogen og fosfor i innsjøer er ofte brukt som en indikasjon på hvilket næringsstoff som er i underskudd i forhold til algenes behov, det såkalt vekstbegrensende stoff. Vanligvis brukes totalverdiene for disse stoffene for beregning av N/P-forholdet (figur 4.2.11). Som en tommelregel regner en at P er begrensende når vektforholdet mellom N og P i algecellene er større enn 7. I praksis vil P være begrensende når forholdet mellom total N/P er ca. 12. Figuren viser at de aller fleste innsjøene i denne undersøkelsen er P-begrenset ut fra dette kriteriet.

#### 4.2.5 Sestonets N/P-forhold

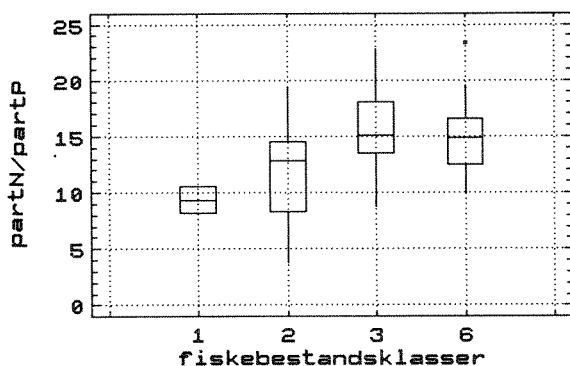
Forholdet mellom partikulært N og P i innsjøer er ofte vesentlig lavere enn forholdet mellom de totale konsentrasjonene (figur 4.2.12). Verdiene ligger stort sett i området 10 til 20, mens tilsvarende for totalkonsentrasjonene er 10 til 100.



Figur 4.2.12 A. Forholdet mellom partikulære fraksjoner av N og P i 1989 (sesongmiddelverdier). 7:1-linja er tegnet inn

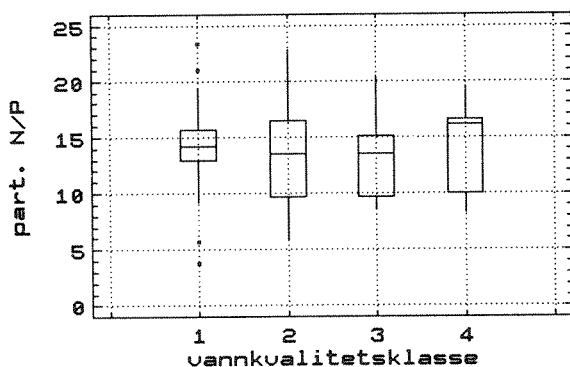
I endel innsjøer kan det partikulære innholdet gi en god indikasjon på N/P-forholdet i algene, og dette forholdet har derfor også vært brukt til å vurdere hvilket av de to elementene som er begrensende. Metoden har sine klare svakheter der mye av nitrogenet og/eller fosforet er bundet til andre partikler, f eks bakterier, detritus eller uorganiske partikler, men fraksjonering av sestonmaterialet har i praksis ikke vært mulig på dette datamateriale. Metoden burde i allefall være bedre enn bare å bruke forholdet mellom totale konsentrasjoner av N og P.

Høye verdier av partikulært N/P (oppe til venstre i fig. 4.2.12) indikerer kraftig P-begrensning av planteplanktonet. Punktene like under 7:1-linja indikerer N-begrensning eller ingen næringsbegrensning. De tre punktene under linja er alle fra VestAgder: Tarvatnet VA033TAR, Øvre Øydnavatnet VA035ØØY og Ytre Øydnavatnet VA034YØY.



Figur 4.2.13 Forholdet mellom partikulære fraksjoner av N og P i 1989 fordelt på fiskebestandsklasser

Figur 4.2.13 viser at forholdet mellom N og P i partikler i gjennomsnitt er lavere i innsjøer med ørret (fiskebestandsgruppe 1) enn i de øvrige gruppene. Dette kan ikke forklares av trofigrad da forholdet ikke varierer systematisk med konsentrasjonen av total fosfor (figur 5.2.4)



Figur 4.2.14 Forholdet mellom partikulære fraksjoner av N og P sortert på fire klasser av total fosfor. Antall innsjøer i hver klasse er hhv. 20, 15, 8 og 6.

#### 4.2.6 Fordeling i trofinivåer og vannkvalitetsklasser

Innsjøene er delt inn i forskjellige trofinivåer og vannkvalitetsklasser i hht tabell 3.1 og 3.2 i Faafeng og medarb. (1990).

##### 4.2.6.1 Inndeling etter trofinivå

Tabell 4.2.3 Antallet oligotrofe, mesotrofe og eutrofe innsjøer etter målte konsentrasjoner av fosfor (A.) og klorofyll (B.) av de 49 innsjøene i 1988 og 1989. Klorofyllverdier mangler for de to innsjøene fra Svalbard for 1989, men disse er likevel plassert under oligotrof i (B.)

A.

	1988	1989
oligotrof	37	37
mesotrof	12	12
eutrof	0	0
	49	49

B.

	1988	1989
oligotrof	32	35
mesotrof	14	13
eutrof	3	1
	49	49

Basert på middelveier av fosfor var ingen av innsjøene eutrofe, 12 mesotrofe og 37 oligotrofe. Dette stemmer godt med de kriteriene en valgte for denne undersøkelsen. Ingen av innsjøene endret trofikklasser fra det ene året til det andre.

Det er godt samsvar mellom antallet innsjøer i de forskjellige trofikklassene basert på konsentrasjoner av hhv. fosfor og klorofyll. Klassifisering fra klorofyll-konsentrasjonen (tabell 4.2.3 B) ga 3 flere eutrofe innsjøer i 1988 og én ekstra eutrof innsjø i 1989, enn klassifisering ut fra fosfor-konsentrasjonen (tabell 4.2.3A). Dette gjelder Hostadvatnet (MR201HOS), Gjersjøen (AK310GJE) og Isesjø

(ØS288ISE) i 1988 og Gjersjøen i 1989.

7 av innsjøene endret trofikkategori fra det ene året til det andre ut fra klorofyllkonsentrasjonen: én gikk fra oligotrof til mesotrof (Nosvatnet MR202NOS), 4 fra mesotrof til oligotrof (Snipsøyrvatnet MR178SNI, Storvatnet ST214STO, Store Gøljavatnet ST216SGØ og Rovatnet ST206ROV), og to fra eutrof til mesotrof (Hostadvatnet MR201HOS og Isesjø ØS288ISE). Forskjellene i klassifisering mellom de to årene skyldes neppe reelle endringer i vannkvalitet, men heller usikkerhet i middelverdiene ettersom de er beregnet ut fra kun 4 verdier pr. sesong. De innsjøene som har middelverdier nær grenseverdiene mellom to klasser vil lett kunne endre klasse fra ett år til et annet.

#### 4.2.6.2 Inndeling etter vannkvalitetsklasser

Tabell 4.2.4 Fordeling av innsjøene i vannkvalitetsklasser (SFT 1989) etter konsentrasjonen av fosfor (A.) og klorofyll (B.) i 1988 og 1989

A.

	1988	1989
I	24	28
II	15	12
III	10	9
IV	0	0
	49	49

B.

	1988	1989
I	7	15
II	24	19
III	12	12
IV	6	3
	49	49

I systemet med fire vannkvalitetsklasser (SFT 1989) fordeler innsjøene seg med 28 i klasse I, 12 i klasse II, 9 i klasse III og ingen i klasse IV i 1989 basert på fosfor. 9 av innsjøene endret klasse fra ett år til det neste, både til høyere og lavere klasser, men sett

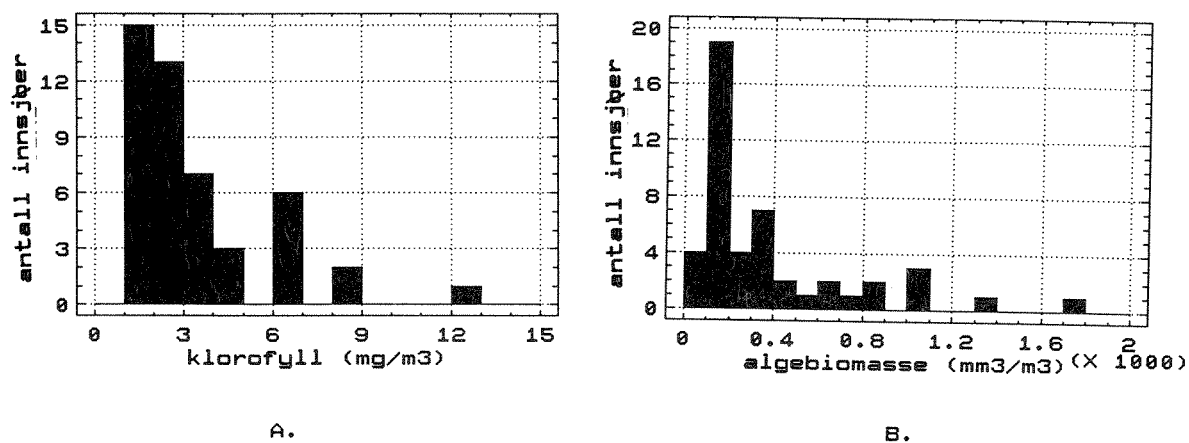
under ett var endringene små. To innsjøer gikk fra I til II (Nopsvatnet MR202NOS og Josefsvatnet TR274JOS), seks fra II til I (Hetlandsvatnet R0066HET, Stordalsvatnet ST217STO, Oltedalsvatnet R0051OLT, Nugguren HE317NUG, Langvatnet MR200LAN, Øvre Øydnvatnet VA035ØØY) og én fra III til II (Limavatnet R0052LIM).

Tilsvarende klassifisering etter klorofyll-konsentrasjonen viste en ganske annen fordeling: 15 i klasse I, 19 i klasse II, 12 i klasse III og 3 i klasse IV. Det tyder på at grenseverdiene for klorofyll og fosfor ikke samsvarer særlig godt, noe som også ble vist for de 355 innsjøene i 1989 (Faafeng og medarb. 1990). De innsjøene som ble klassifisert i gruppe IV mhp. klorofyll var i 1988: Vostervatnet R0065VOS, Rokosjøen, HE321ROK, Limavatnet R0052LIM, Hostadvatnet MR201HOS, Gjersjøen AK310GJE og Isesjø ØS288ISE og i 1989: Rokosjøen HE321ROK, Nordre Kornsjø ØS291NKO og Gjersjøen AK310GJE.

Hele 19 av de 49 innsjøene endret vannkvalitetsklasse fra 1988 til 1989, noe som viser at middelverdiene av klorofyll varierer ganske mye fra ett år til et annet. Inndeling i 4 vannkvalitetsklasser istedenfor 3 trofiklasser bidrar også til større sjanse for at en innsjø vil kunne endre klasse fra ett år til et annet. Det var tendens til at innsjøene ble plassert i lavere vannkvalitetsklasse i 1988 enn i 1989 (tabell 4.2.4), særlig mhp. klorofyll. Det samme var ikke tilfelle for trofiklassene.

### 4.3 PLANTEPLANKTON

#### 4.3.1 Nivåer i de utvalgte innsjøene

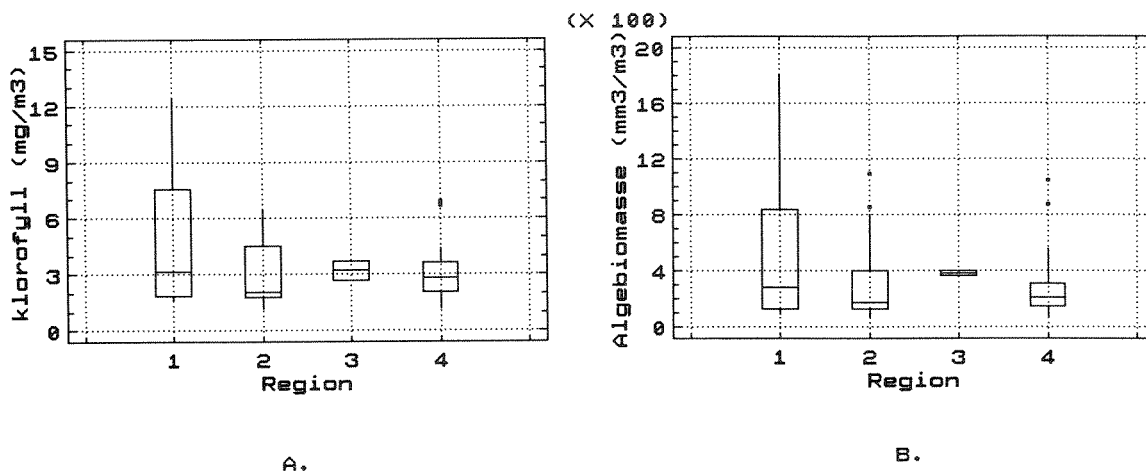


Figur 4.3.1 Konsentrasjoner av klorofyll (A.) og algebiomasse (B.) i de 49 innsjøene i 1989

Største middelvei av klorofyll var  $12.4 \text{ mg/m}^3$  i Gjersjøen (AK310GJE) mens laveste verdi på  $1.2 \text{ mg/m}^3$  ble registrert i fire innsjøer: Bjørkdalsvatnet (MR175BJØ), Grungstadvatnet (NT232GRU), Ytre Øydnavatnet (VA034YØY) og Øvre Øydnavatnet (VA035ØØY).

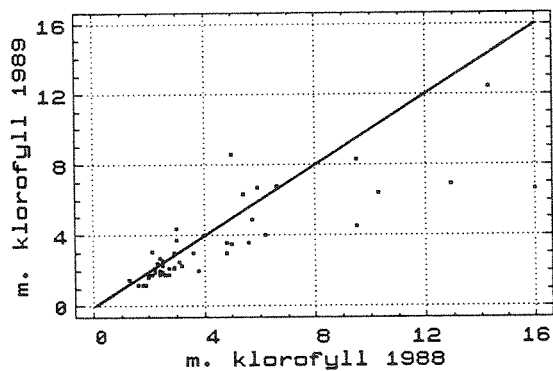
Største midlere algebiomasse  $1793 \text{ mm}^3/\text{m}^3$  ble registrert i Rokosjøen (HE321ROK), mens laveste verdi var  $77 \text{ mm}^3/\text{m}^3$  i Grungstadvatnet (NT232GRU).

### 4.3.2 Sammenlikning av regioner



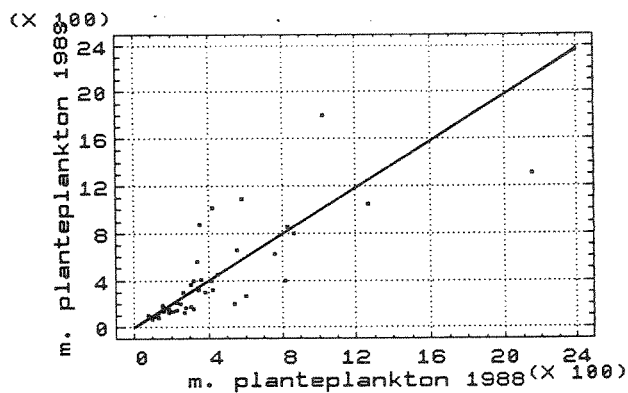
Figur 4.3.2 Fordeling av konsentrasjoner av klorofyll (A.) og algebiomasse (B.) i 1989. Verdiene for Svalbard mangler

### 4.3.3 Sammenlikning av undersøkelsene i 1988 og 1989



Figur 4.3.3 Sammenlikning av sesongmiddelverdier av klorofyll i 1988 og i 1989.

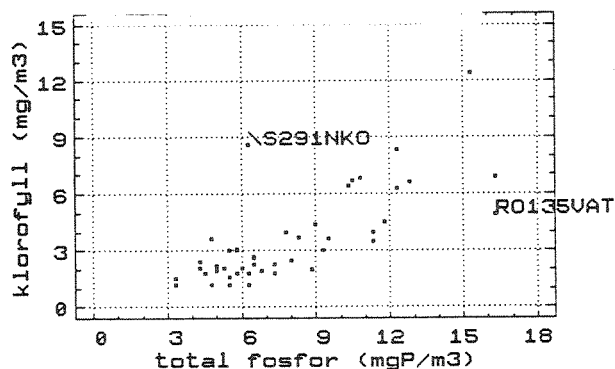




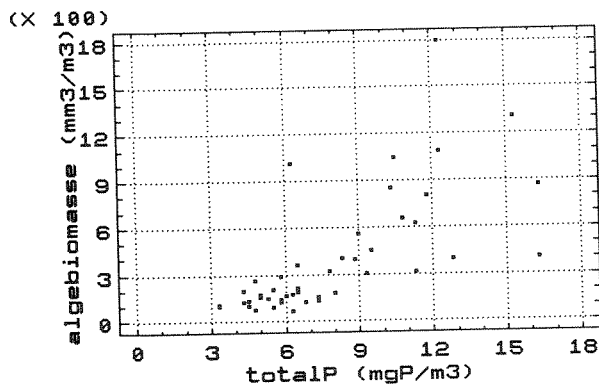
Figur 4.3.4 Sammenlikning av sesongmiddelverdier av algebiomasse i 1988 og i 1989.

#### 4.3.4 Betydning av fosfor for algebiomassen

Det kan normalt forventes at økende biomasse av planteplankton i innsjøer øker med økende konsentrasjon av total fosfor, noe som også var tilfellet i denne undersøkelsen (figur 4.3.5 og 4.3.6).



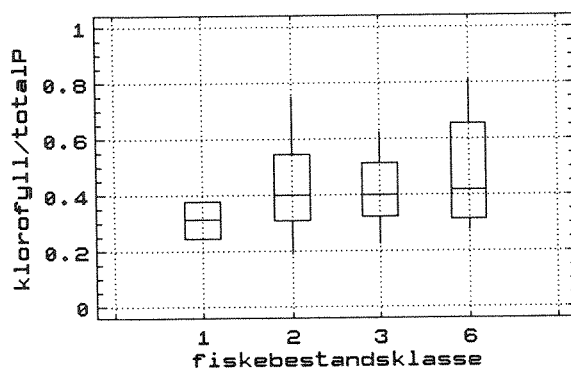
Figur 4.3.5 Forholdet mellom total fosfor og klorofyll i 1989



Figur 4.3.6 Forholdet mellom total fosfor og total algevolum i 1989

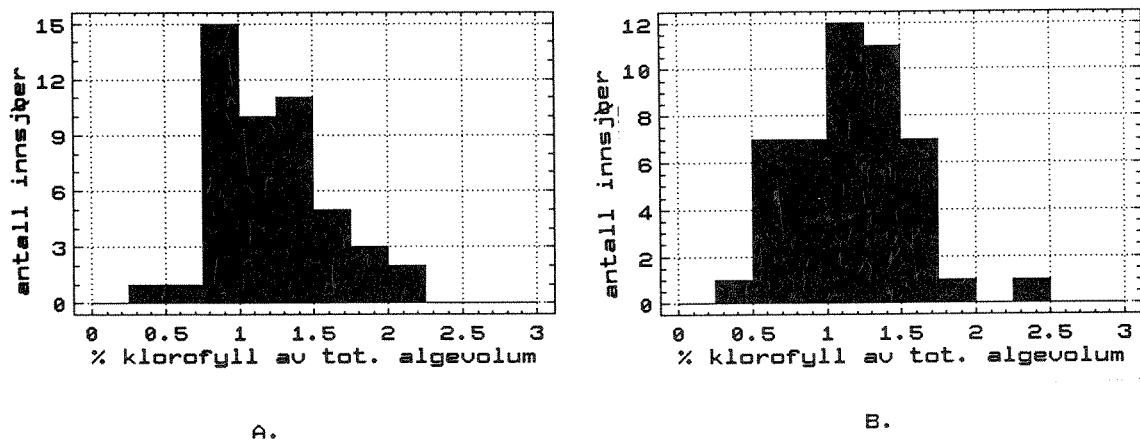
De to punktene som har høyere algemengde enn fosforkonsentrasjonen skulle tilsi er Rokosjøen (HE321ROK) og Nordre Kornsjø (ØS291NKO). Begge disse innsjøene har karpfisk. Punktet nederst til høyre i diagrammene er Vatsvatn (RO135VAT).

Som ved undersøkelsen av de 355 innsjøene i 1988 viser også dette materialet en tendens til økende algeutbytte ved økende fiskepredasjon (figur 4.3.7).

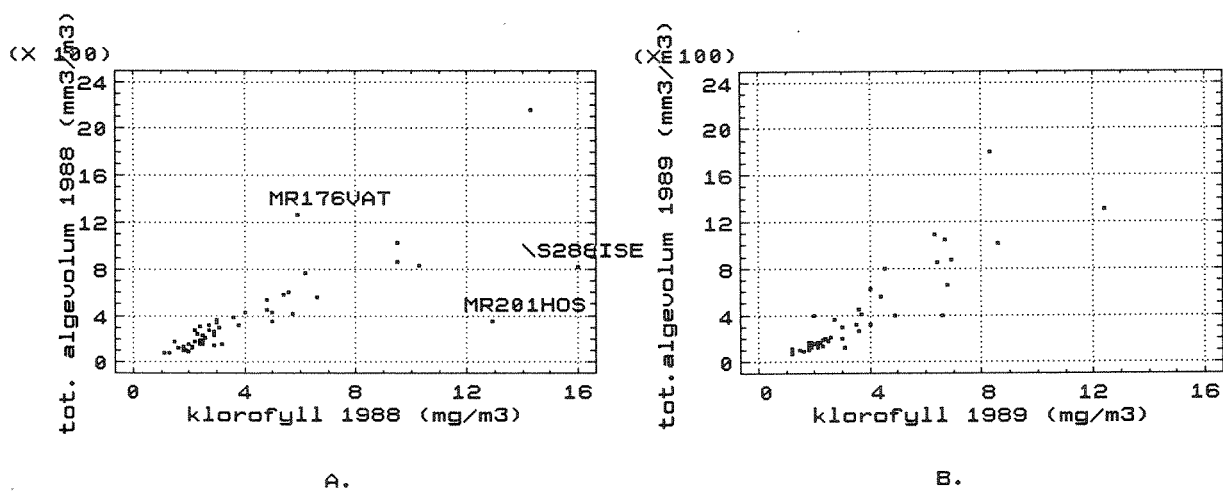


Figur 4.3.7 Algeutbytte ved de 4 registrerte fiskebestandsklassene

### 4.3.5 Klorofyll og algebiomasse



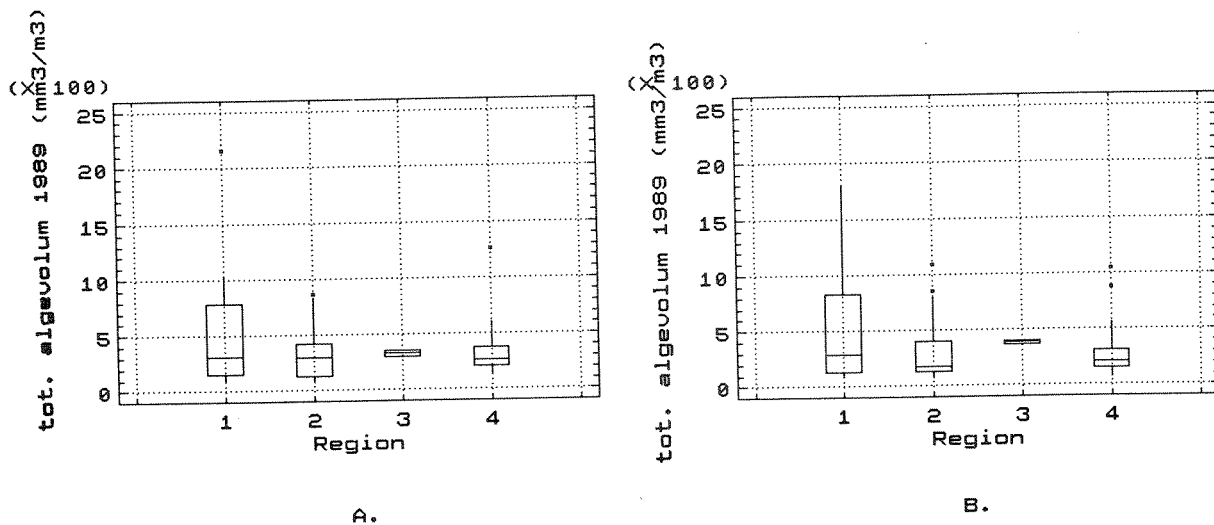
Figur 4.3.8 Andel klorofyll av total algebiomasse  
A. 1988 B. 1989



Figur 4.3.9 Forholdet mellom klorofyll av total algevolum  
A. alle innsjøer 1988 B. 1989

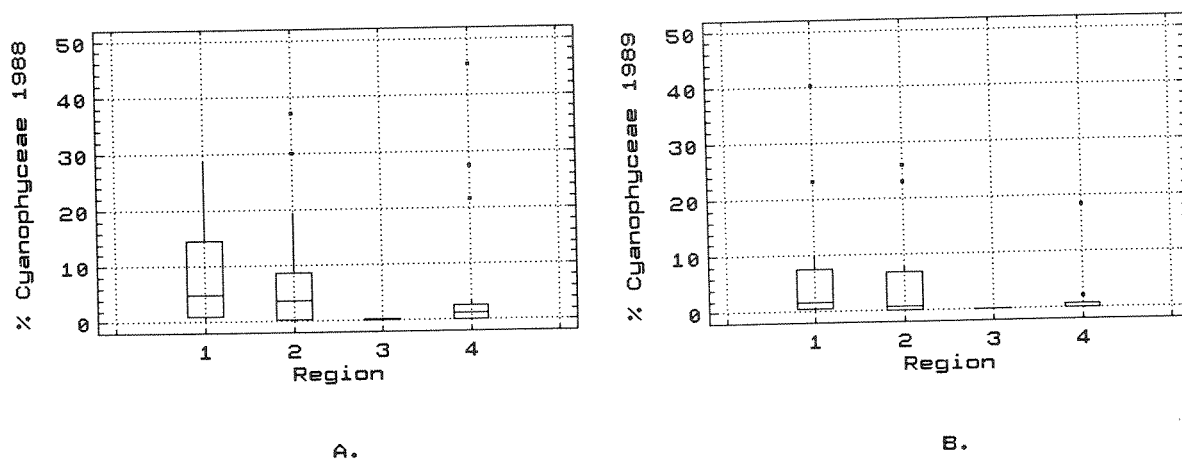
#### 4.3.6 Fordeling mellom grupper og arter

Figur 4.3.10 viser totalbiomassen av planteplankton for hver region i 1988 og 1989. Det var små variasjoner for materialet som helhet mellom disse årene, selv om region 2 (sørvest) hadde noe større middelvei i 1988.



Figur 4.3.10 Total algebiomasse i de fire regionene i 1988 (A.) og 1989 (B.).

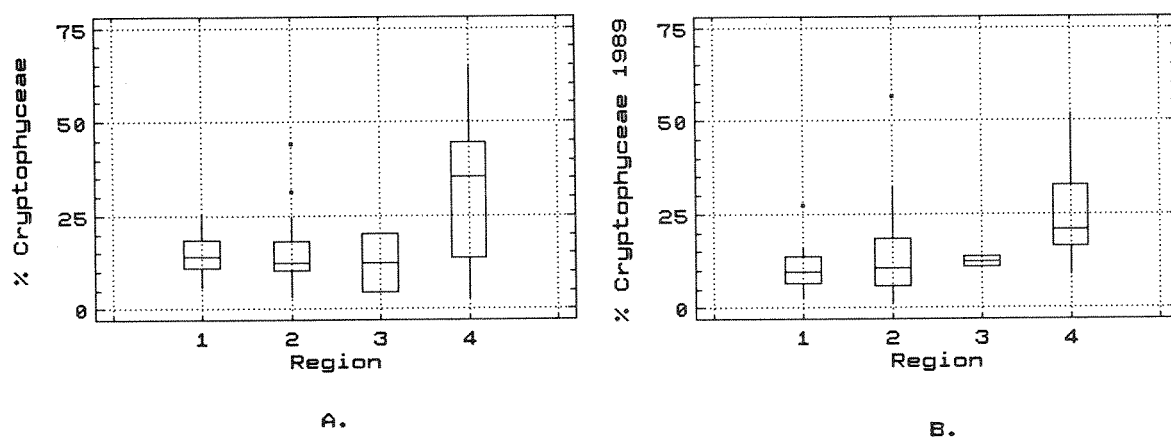
Det var noe høyere andel av blågrønnalger i region 1 (sørøst) og region 2 (sørvest) i 1988 enn i 1989 (figur 4.3.10).



Figur 4.3.10 Andel blågrønnalger av total algebiomasse fordelt på regioner i 1988 (A.) og 1989 (B.)

Gruppen Cryptophyceae viste markert større gjennomsnittlig andel av totalbiomassen, og større spredning, i region 4 (Midt-Norge) i 1989 enn året før.

For de øvrige planktongruppene var det bare små forskjeller fra året før. Om variasjonene fra en gruppe skyldes tilfeldigheter pga. få prøvetakingspunkter, kan ikke bedømmes. En grundig gjennomgang av bakgrunnsdata, om f eks klima, kunne kanskje bidra til noe av forklaringen av disse variasjonene.



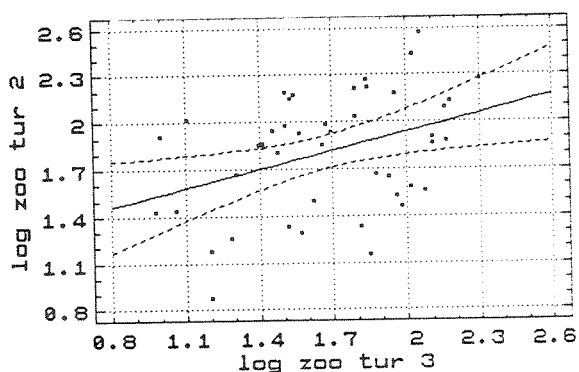
Figur 4.3.11 Andel Cryptophyceae (fureflagellater) av total algebiomasse fordelt på regioner i 1988 (A.) og 1989 (B.)

## 4.4 DYREPLANKTON

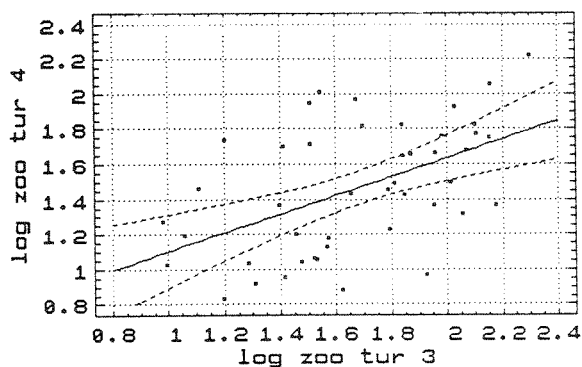
### 4.4.1. Nivåer i de utvalgte innsjøene

Prøver av dyreplankton ble tatt ved innsamlingsrunde 2, 3 og 4. Det ble antatt at dyreplankton-samfunnet var såvidt lite etablert i de fleste lokaliteter ved det første tidspunktet (mai/juni), at de tre siste innsamlingsdatoer ville gi et tilstrekkelig, og mer representativt bilde av biomasse og artssammensetning.

Ved innsamling av dyreplankton i 1988 (355 innsjøer) ble det kun benyttet to innsamlingstidspunkter. Disse viste en betydelig variasjon og i flere innsjøer, spesielt de mer næringsrike, var det dårlig samsvar mellom biomassene ved de to prøvetakingsdatoene. Selv om bruk av gjennomsnittsverdier i noen grad kunne utlikne ekstremutslagene, var det åpenbart at to prøvetakingstidspunkter var for lite til å gi et representativt bilde av dyreplanktonbiomasse for hver av lokalitetene. For 1989-materialet var det noe bedre samsvar mellom biomasse mellom prøvetakingstidspunktene, spesielt mellom tur 3 og 4 (Fig. 1 og 2). Dette kan for en stor del ha sammenheng med utvalget av innsjøer, hvor de mest eutrofe denne gangen var utelatt. Det er i denne gruppa det ved 1988-undersøkelsen ble funnet størst variasjon mellom de to prøvetakingstidspunktene. På grunn av generelle fluktuasjoner i tetthet, bl.a. pga. livssyklus til artene, kan man aldri forvente noen helt klar sammenheng mellom to prøvetakingstidspunkter.



Figur 4.4.1 Sammenheng mellom dyreplanktonbiomasse, tørrvekt, (mg TV/l) ved prøvetakingstidspunkt 2 og 3.



Figur 4.4.2 Sammenheng mellom dyreplanktonbiomasse (mg TV/l) ved prøvetakingstidspunkt 3 og 4.

Gjennomsnittsverdier fra tre tidspunkter representerer en forbedring i forhold til to prøver for 1988-materialet, men man skal være klar over at beregninger av gjennomsnittsbiomasse på dette grunnlaget fortsatt er relativt usikkert. Dominansforhold mellom ulike grupper vil også vise store utslag mellom enkeltprøver med såpass store tidsintervaller. Artssammensetningen var imidlertid ganske stabil mellom de tre prøvene.

Sammenlikning av biomasse mellom de tre tidspunktene viste en klar nedgang fra våren til høsten (Tabell 4.4.1).

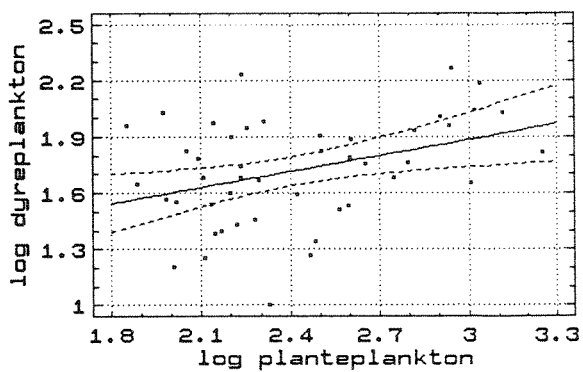
Tabell 4.4.1 Total biomasse av dyreplankton (mg TV/l) ved de tre prøvetakingstidspunktene.

	Tur 2	Tur 3	Tur 4
Median	72.8	48.1	28.8
Gjennomsnitt	86.5	64.0	40.4
Standard avvik	72.2	45.9	33.6
Minimum	7.5	9.5	6.8
Maksimum	376.0	199.4	166.6

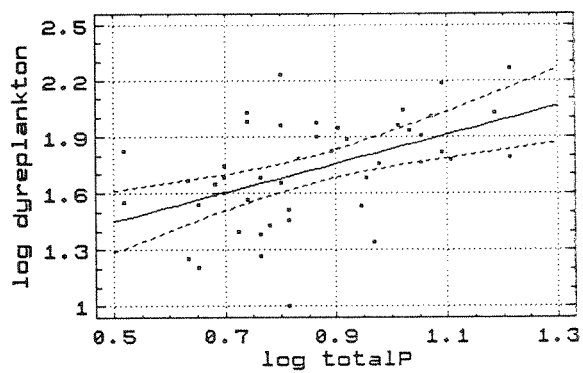
Ved prøvetakingen i 1988, var det også en nedgang i biomasse av dyreplankton fra tur 3 til tur 4, men ikke så markert som for 1989-prøvene (fra 57.2 til 46.2 i median).

Det ble i 1989 funnet en noe bedre sammenheng mellom plante- og dyreplankton (Fig. 4.4.3 ) enn ved undersøkelsen i 1988, men sammenhengen var likevel ikke signifikant på et 10% nivå ( $p = 0.012$ ,  $r^2 = 13\%$ ). Som ved foregående undersøkelse ga total P en noe større forklaringsgrad mht. dyreplanktonbiomasse ( $p = 0.0008$ ,  $r^2 = 22\%$ ) (Fig. 4.4.4). Interessant nok gav imidlertid partikulært P den beste forklaringsgraden ( $p = 0.0002$ ,  $r^2 = 27\%$ ), (Fig. 4.4.5), noe som indikerer at andelen beibart P i seg selv er en viktigere parameter for dyreplankton enn biomasse av planteplankton. Dette støttes av at det ikke ble påvist noen positiv sammenheng mellom forholdet partikulært P/planteplankton og biomasse av dyreplankton. I hvilke grad fosfor i seg selv kan være vekstbegrensende faktor for dyreplankton er lite kjent, men spesielt ved lavt P:C-forhold i føden er det antatt at fosfor kan være direkte begrensende (Olsen m. fl. 1986, Hessen og Andersen 1990).

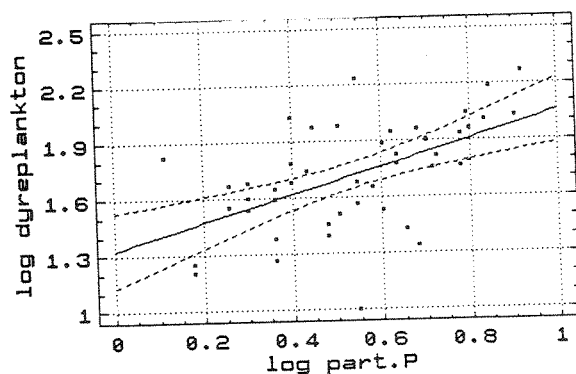




Figur 4.4.3 Sammenheng mellom biomasse av dyreplankton og planteplankton i 1989.

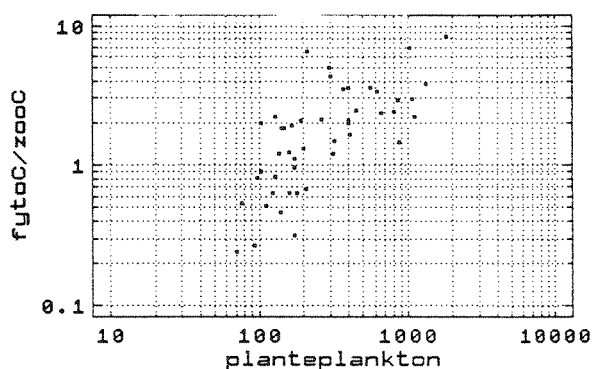


Figur 4.4.4 Sammenheng mellom biomasse av dyreplankton og total fosfor i 1989.

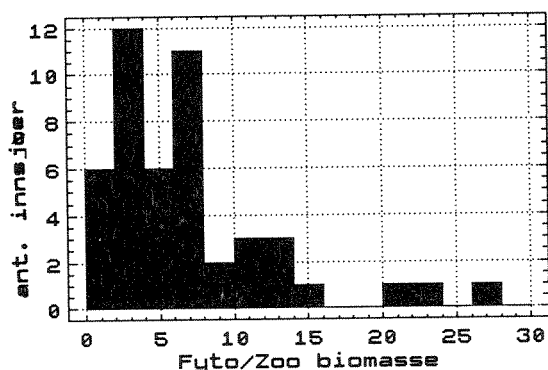


Figur 4.4.5 Sammenheng mellom biomasse av dyreplankton og partikulært fosfor i 1989.

Forholdet mellom plante- og dyreplankton var i snitt 1.4 (median 1.18), med et maksimum på 5.4 og et minimum på 0.15. Det var en klar sammenheng mellom trofigrad og biomasseforhold mellom plante- og dyreplankton (Fig. 4.4.6). I de fleste innsjøene med planteplanktonbiomasse < 50 mg TV/l var biomasseforholdet < 1. Plottet av dyreplanktonets biomasse både mot total planteplanktonbiomasse og klorofyll antyder en utflatende tendens ved nivåer over 100 mg planteplankton/l eller 5  $\mu\text{g}$  klorofyll/l. Totalmaterialet fra undersøkelsen i 1988 indikerer imidlertid en lineær sammenheng helt opp til de mest eutrofe sjøene, hvor biomasseforholdet mellom plante- og dyreplankton i ekstreme tilfelle oversteg 100 (Fig. 4.4.7). Disse tallene bekrefter tidligere data som indikerer et nær 1:1-forhold mellom "bytte" og "predator" (Sheldon m. fl. 1977). McCauley og Kalff (1981) påpekte at forholdstallet mellom plante- og dyreplankton i de aller fleste undersøkte innsjøene lå mellom 0.6 og 3.5. Dette er i samsvar med Sprules m. fl. (1983) som fant et gjennomsnittlig biomasseforhold på 1.63, med ytterpunkt på 0.04 og 597 men hvor 70% av verdiene lå mellom 0.3 og 3.5. Dette har relevans for vurderingen av biomasseforhold som et kriterium for innsjøers selvrensningsevne (se kap. 6.5), og indikerer at forholdstall over 4 stort sett finnes i svært eutrofe sjøer.



Figur 4.4.6 Biomasseforhold mellom plante- og dyreplankton og trofegrad (uttrykt som biomasse av planteplankton) i 1989.

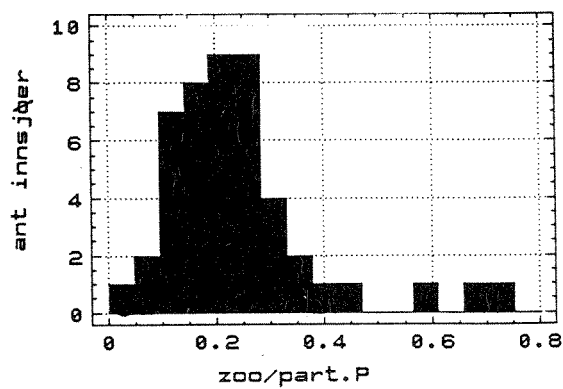


Figur 4.4.7 Biomasseforhold mellom plante- og dyreplankton

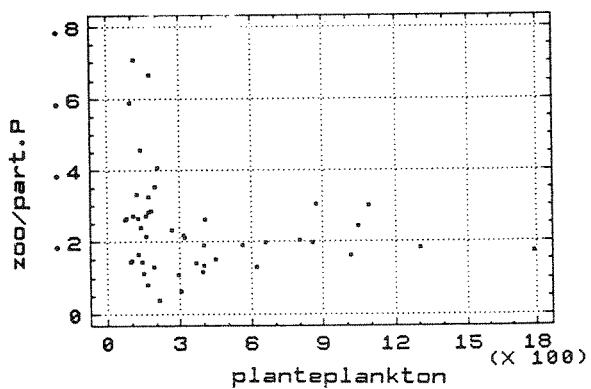
Disse biomasseforholdene illustrerer viktige endringer i næringskjedestrukturen når man går fra næringsfattige til næringsrike innsjøer. Et forhold på mindre enn 1 antyder at dyreplanktonet i disse systemene får en vesentlig del av sin næring fra andre kilder enn planteplankton (detritus og bakterier). Samtidig synes algebiomassen å være klart beiterregulert i oligo- til mesotrofe systemer. I meso- til eutrofe systemer synes dyreplanktonet i mindre grad å være i stand til

å kontrollere algebiomassen. I de fleste lokalitetene skyldes dette antakelig en kombinasjon av to forhold: sammensetningen av planteplanktonet og fiskepredasjonen. Disse to faktorene er gjensidig forsterkende. Økt andel og tetthet av dyreplanktonspisende fisk i eutrofe systemer gir dominans av små arter og morfer av dyreplankton i eutrofe systemer. Disse er mindre egnet til å beite spesielt de større artene av planteplankton. Samtidig øker andelen av større alger (kiselalger, fureflagellater, blågrønnalger) ved økende trofi. Den siste faktoren kan dels være en direkte følge av den første. Store arter av dyreplankton kan godt eksistere under eutrofe forhold dersom predasjonspresset fra fisk er lavt, og en redusert biomasse av dyreplanktonspisende fisk kan derfor være et bidrag for å komme ut av en slik negativ feed-back situasjon. Stabile forhold kan imidlertid bare oppnås ved reduserte fosfortilførsler og derved reduserte vekstmuligheter for algene.

Foruten den rene beiteeffekten, påvirker dyreplanktonet biomasse og sammensetning av planteplankton også indirekte via fosforomsetning. En betydelig del av tilgjengelig, løst fosfor for planteplankton genereres i løpet av sommeren via dyreplanktonekskresjon. Dyreplanktonets betydning i fosforhusholdningen kan illustreres ved Fig. 4.4.8, som viser andelen av partikulært fosfor som er bundet i dyreplankton. I snitt er nær 1/4 av partikulært fosfor bundet i dyreplankton, og i flere lokaliteter utgjør dyreplanktonet den største andelen partikulært fosfor. Med en omsetningstid for kroppsfosfor på 3-5 dager (Hessen og Andersen 1990), utgjør dette en betydelig omsetning av fosfor. Andelen partikulært fosfor bundet i dyreplankton er klart størst i oligotrofe systemer. Ved en planteplanktonbiomasse (våtvekt) på mer enn 3 mg VV/l, synes andelen dyreplanktonbundet fosfor å stabilisere seg omkring 20 % (Fig. 4.4.9).



Figur 4.4.8 Frekvensdiagram over andelen partikulært fosfor bundet i dyreplankton.



Figur 4.4.9 Sammenheng mellom andelen partikulært fosfor bundet i dyreplankton og trofegrad.

#### 4.4.2 Sammenlikning av regioner

Total biomasse av dyreplankton var generelt høyest i region 2 og vesentlig lavere i region 3 (Tabell 4.4.2). Det var imidlertid en betydelig "overlapp" mellom total dyreplanktonbiomasse i de tre regionene. Innsjøene fra Svalbard er utelatt fra denne regionale sammenlikningen, både på grunn av lite antall og de betydelige klimatiske forskjellene.

Tabell 4.4.2 Gjennomsnittlig biomasse av dyreplankton (mg TV/l) i de tre regionene.

	Reg. 1	Reg. 2	Reg. 3
Antall innsjøer	12	15	18
Gj.sn., biomasse	65.0	75.7	53.9
Median, biomasse	60.2	66.9	42.1
Standard avvik	29.4	42.6	42.7

Biomasseforholdet mellom plante- og dyreplankton viste også visse regionale forskjeller (Tabell 4.4.3), hvor spesielt det lave biomasseforholdet i region 2 er påfallende. Dette indikerer en generelt bedre beitekontroll i denne regionen, bl.a. pga. mangel på karpefisk.

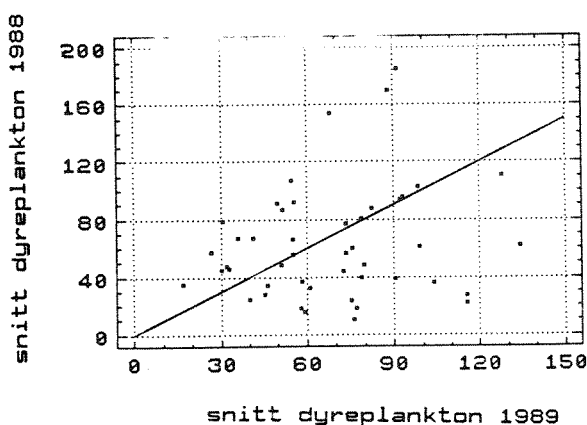
Tabell 4.4.3 Biomasseforhold mellom plante- og dyreplankton (som mg TV/l) i de ulike regionene.

	Reg. 1	Reg. 2	Reg. 3
Antall innsjøer	12	15	18
Gj.sn., forhold	1.77	0.94	1.47
Median, forhold	1.30	0.71	1.25
Standard avvik	1.66	0.64	1.06

Dette kan ikke uten videre tilbakeføres til strukturen i dyreplanktonsamfunnet fordi den var relativt ensartet i de tre regionene. Andelen cladocerer av totalt dyreplankton var nær 40 % i alle regionene.

#### 4.4.3 Sammenlikning mellom undersøkelsene i 1988 og 1989

For å se på variasjonene i de enkelte innsjøene, ble de 47 innsjøene fra 1989-undersøkelsen sammenliknet med data fra de samme innsjøene i 1988. En sammenlikning av total biomasse av dyreplankton basert på enkeltprøver fra de to årene viste, som forventet, en betydelig variasjon. Også gjennomsnittsdataene fra de to årene viste relativt stort avvik fra en 1:1 linje (Figur 4.4.10).



Figur 4.4.10 Gjennomsnittlig biomasse av dyreplankton (mg TV/l) for de 47 innsjøene i 1988 og 1989.

Et tettere innsamlingsprogram de to årene ville sannsynligvis ha redusert spredningen omkring 1:1-linja, men det er viktig å være klar over at gjennomsnittlig biomasse av dyreplankton viser store naturlige svingninger fra år til år. Dette har sin årsak i klimatiske forhold, fødetilgang og variabelt predasjonspress fra fisk. De generelle sammenhengene som framkommer i figurene 4.4.6 og 4.4.7 er viktigere idet de viser at de generelle trendene mht. biomasseforhold mellom trofiske nivå er det samme i de to undersøkelsene. Totalmaterialet fra begge år gir imidlertid noe lavere gjennomsnittlig totalbiomasse i 1989 sammenliknet med 1988, mens medianverdiene (som korrigerer for ekstremverdier) er nær identiske (Gjennomsnitt: 63.6 mot 81.1 mg TV/l, Median: 49.9 mot 51.7 mg TV/l).

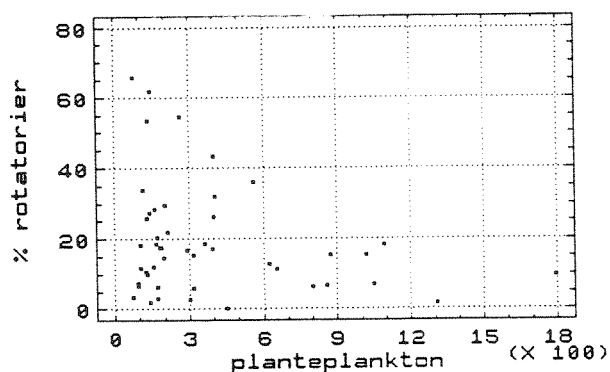
#### 4.4.4 Fordeling mellom grupper og arter

Andelen av de viktigste hovedgrupper er vist i tabell 4.4.4. Cladocerer utgjør den klart dominerende gruppen foran calanoide hoppekreps. Generelt tilsvarer fordelingen av hovedgruppene den som ble funnet for 1988, men det var en tendens til noe lavere andel av cladocerer, og noe høyere av rotatorier i de 47 sjøene sammenliknet med totalmaterialet på 355 innsjøer.

Tabell 4.4.4 Andelen av de forskjellige hovedgrupper av dyreplankton (som % av total)

	Cladocerer	Calanoide	Cyclopoide	Rotatorier
Gjennomsnitt	39.6	27.8	10.7	19.2
Median	37.2	27.4	7.6	15.4
Standardavvik	19.9	17.0	10.1	15.7

Som for 1988-undersøkelsen ble det heller ikke for dette materialet funnet noen klar tendens med hensyn til totalbiomasse eller relativ forekomst av hovedgrupper som funksjon av innsjøenes trofinivå. Et unntak var rotatoriene (Fig. 4.4.11), som viste en klar tendens til relativt lavere andel i de eutrofe sjøene. Dette er en interessant observasjon som står i klar kontrast til den utbredte oppfatning at rotatoriernes andel og relative betydning øker med økende trofigrad.



Figur 4.4.11 Prosentandel rotatorier som funksjon av trofinivå (uttrykt som biomasse av planteplankton).



## 5. TEST AV KRITERIER FOR SELVRENSING

### 5.1 Innledning

Olsen og medarb. (1989) har utarbeidet kriterier for vurdering av innsjøers "selvrensingsevne". Med selvrensing menes her "prosesser som binder opp næringsalter og hindrer uønsket algeutvikling" (op. cit.). Dette er en nokså vag definisjon som ennå ikke har noen innarbeidet kvantifiserbar betydning. I det vesentlige tenker en på såkalte "top-down effekter", se Faafeng og medarb. (1990), og indirekte effekter av slike.

Olsen og medarb. hevder at rapporten skal kunne "anvendes som et grunnlag for beslutninger om å gjennomføre biologiske tiltak". Dette må oppfattes slik at kriteriene skal kunne brukes i praktisk forvaltning av innsjøer vha. de aktuelle metodene som er angitt. Det må derfor stilles krav om at kriteriene er målbare og kan etterprøves.

Rapporten bygger dels på hypoteser om interaksjoner i pelagiske næringskjeder som diskuteres i den internasjonale faglitteraturen (se oversikt av f.eks. Sommer 1989), og dels på resultater fra NTNFs Program for eutrofiforskning (1978 - 1988). Forfatterne angir flere parametre som sammen kan brukes for å bestemme innsjøers selvrensningssevne. De konkrete kriteriene for selvrensing som blir presentert bygger imidlertid på data fra et beskjedent antall innsjøer og laboratorie-eksperimenter, og det er ikke gjort systematiske forsøk på å verifisere disse med uavhengig datamateriale. Metodene for å beregne disse parametrene er også beheftet med tildels betydelige metodiske usikkerheter.

Selv om våre data fra 1989 ikke dekker hele trofiskekteret bør de kunne gi en indikasjon på om disse kriteriene er anvendbare og entydige. Enkelte detaljer om beregningmetoder og definisjoner er gjengitt i vedlegg. Det foreliggende datamaterialet fra de 47 innsjøene (de to innsjøene på Svalbard er utelatt i denne sammenhengen) representerer den første muligheten til å teste disse kriteriene. Dette arbeidet vil bli fulgt opp i den videre bearbeiding av materialet ved NIVA.

### 5.2 Algenes P/C-forhold

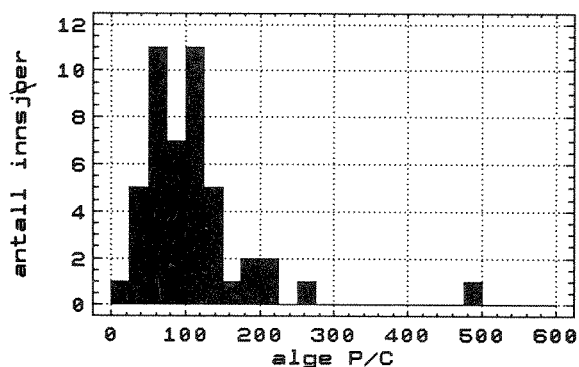
Utgangspunktet for denne diskusjonen er at høyt beitepress gir gode forhold for små, hurtigvoksende alger. Samtidig krever økt

veksthastighet at algene har relativt høyere innhold av fosfor, dvs. høyere P/C-forhold. Kriteriene angir høy selvrensingsevne ved algeP/C større enn 15  $\mu\text{gP/mgC}$ , midlere selvrensingsevne ved verdier mellom 15 og 9 og lav selvrensingsevne ved verdier lavere enn 9.

Dette kriteriet bygger på Droop's modell (Droop 1973) som beskriver algenes veksthastighet som en funksjon av den intracellulære konsentrasjonen av det begrensende stoffet. Alger med maksimal veksthastighet skal teoretisk ha et C:N:P-forhold i cellene nær det såkalte "Redfield-forholdet" på 44:7:1 (masseforholdet) eller 106:16:1 (atom ratio). Avvik fra dette forholdet skal kunne indikere hvilket av stoffene som er begrensende og i hvilken grad det begrenser veksten.

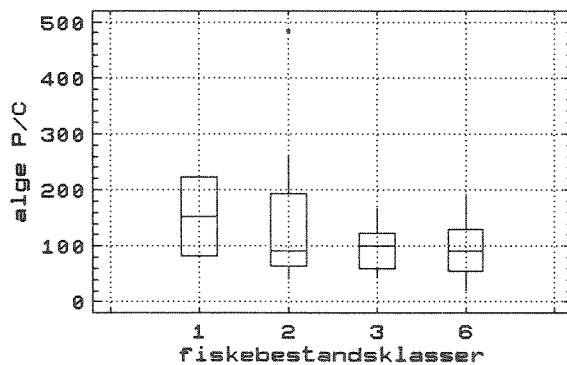
Det foreligger et stort materiale som underbygger denne modellen (se Sommer 1989). Dessverre er det vanskelig å måle algenes element-sammensetning. Det må tas utgangspunkt i sestonets (alle partiklenes) elementsammensetning, eller indirekte konverteringsfaktorer fra algebiomasse til f.eks. algekarbon.

Figur 5.2.1 viser spredningen av verdiene for innsjøene i denne undersøkelsen. Samtlige av innsjøene har ifølge kriteriene høy selvrensingsevne, og de fleste verdiene er vesentlig høyere enn høyeste grenseverdi. To forhold ved analysene bidrar til at disse verdiene ikke er direkte sammenliknbare med de nevnte kriteriene. Det er benyttet 0.45  $\mu\text{m}$  membranfilter for analyse av partikulært fosfor (Norsk Standard) Dette må forventes å holde tilbake mer bakterier enn glassfiberfilter (GF/C). Glassfiberfilter anbefales av Olsen og medarb. 1989. Det er heller ikke foretatt forfiltrering av vannet med 200  $\mu\text{m}$  filter for å fjerne store individer dyreplankton. Mens fosfor-analysene her inkluderer alt partikulært materiale større enn 0.45 $\mu\text{m}$ , er karbonestimaterne basert på direkte algetellinger. Disse forholdene kan bidra betydelig til at algenes P/C-forhold er overestimert.

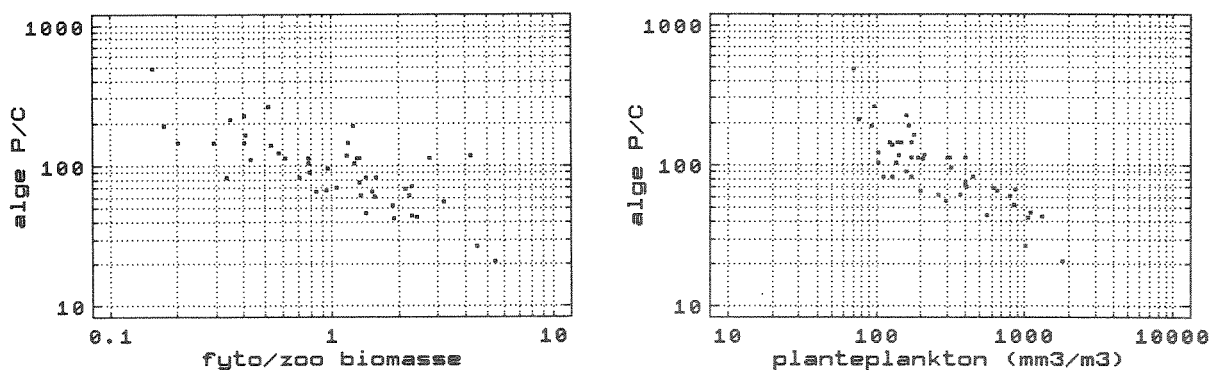


Figur 5.2.1 Algenes P/C-forhold beregnet fra middelveier for 1989

Dersom algenes (sestonets) P/C-forhold skulle gi et bilde av selvreinsingsevnen bør den øke med redusert fiskepredasjon og med avtakende fyto/zoo-forhold. Dette bekreftes i figur 5.2.2, men algenes P/C-forhold avtar også med økende konsentrasjon av planteplankton (figur 5.2.3) slik at betydningen av disse to faktorene ikke kan separeres. Dette betyr at metoden i dette tilfellet gir systematisk større feil i bestemmelsen av algekarbon ved lave konsentrasjoner av planteplankton pga. økende andel fosfor bundet i andre partikler. Figur 5.2.3 viser at algenes P/C-forhold øker særlig sterkt ved algekonsentrasjoner mindre enn  $200 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ . Øvre Øydnvatn, som har svært lav algebiomasse ( $71 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ ), har beregnet P/C-forhold i algene på hele  $484 \mu\text{gP}/\text{mgC}$ , mens Rokosjøen med høyere algebiomasse ( $1793 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ ) har et P/C-forhold på  $21 \mu\text{gP}/\text{mgC}$ .



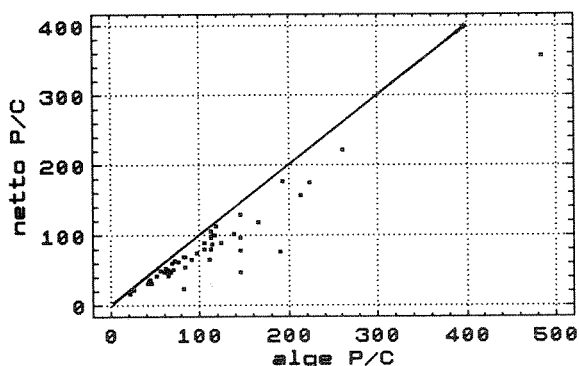
Figur 5.2.2 Algenes P/C-forhold fordelt på fiskebestandsgrupper



Figur 5.2.3 Algenes P/C-forhold mot fyto/zoo-biomassen (A.)  
og mot biomassen planteplankton (B.)

Det er i figur 5.2.4 gjort forsøk på å korrigere partikulært fosfor for den andelen som er bundet i dyreplankton ved å anta et fosforinnhold på gjennomsnittlig 1.4% av tørrvekt (cf. Andersen og Hessen 1988, Behrendt 1990). Denne korreksjonen gir et tydelig avtak i P/C-forholdet, men dette er fortsatt mye høyere enn det en kan forvente selv hos alger uten fosforbegrensning (jfr. Sommer 1989). Dette viser at en betydelig andel av det fosforet som holdes tilbake på membranfiltre er bundet i bakterier og andre små organiske og uorganiske partikler. Vadstein og medarb. (1988) og Hessen og Andersen (1990) har understreket betydningen av fosfor bundet i bakterier. Her

er det derfor behov for utvikling av bedre metoder for fraksjonering av de forskjellige typer partikler i vann.



Figur 5.2.4 Algenes P/C-forhold som beregnet ved denne undersøkelsen sammelignet med verdier korrigert for fosfor bundet i dyreplankton ("nettoP/C"). 1:1-linja er markert

### 5.3 Biomasse i % av bæreevne

Med en innsjø's bæreevne menes her den maksimale algebiomassen som kan opprettholdes ved en gitt fosfor-konsentrasjon, når alt fosforet utnyttes til produksjon av algebiomasse. Ved hjelp av eksperimenter med algekulturer kan verdier for denne teoretiske bæreevnen beregnes.

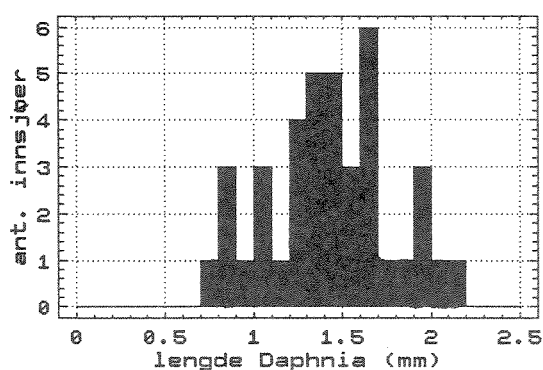
Olsen og medarb. (1989) anbefaler at bæreevnen beregnes som en funksjon av vannets innhold av partikulært fosfor. Dette kriteriet er beheftet med mange feilkilder "som skyldes ulikt fosforkrav hos algeartene og usikkerheten i bestemmelsen av algefosfor", men også andre forhold kan virke sterkt inn. Metodiske problemer med å fraksjonere forskjellige typer partikler er allerede nevnt foran.

Innsjøer der algebiomassen utgjør mindre enn 40% av den teoretiske bæreevnen skal ifølge kriteriene ha høy selvrensingsevne. Samtlige 47 innsjøer fra denne undersøkelsen faller innenfor denne kategorien. Dette tyder på at en betydelig del av det fosforet som er bundet til partikler i vannet ikke er tilgjengelig for algevekst (leirmineraler, humus ol.).

#### 5.4 Midlere lengde av største art dafnier

Store dafnier er effektive beitere på planteplanktonet, og økende andel av dafnier av totalt dyreplankton-biomasse brukes som et kriterium for selvrensingsevne. Daphnia opptrer imidlertid med mange forskjellige arter i norske innsjøer og flere av disse er lite effektive beitere. Midlere lengde av den største arten innen denne slekten burde gi et inntrykk av beitepresset fra fisk (jfr. Faafeng og medarb. 1990, fig. 6.19).

Kriteriet angir midlere lengder av største registrerte art Daphnia over 1.5mm ved høy, 1.2 til 1.5 ved midlere, og mindre enn 1.2 ved lav selvrensingsevne. For vårt utvalg gir dette hhv. 21, 9 og 18 innsjøer i hver av gruppene.



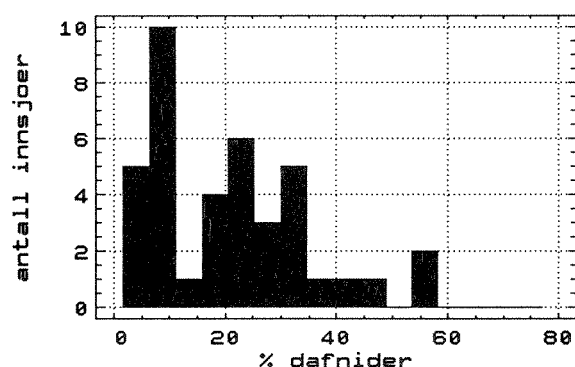
Figur 5.4.1 Lengdefordeling av største individer av største art Daphnia fra hver av de 47 innsjøene. Data fra 1988 er benyttet

#### 5.5 Andel dafnier av total dyreplankton biomasse

Andel dafnier av den totale dyreplankton-biomassen er brukt som en indikator på innsjøers selvrensingsevne (Olsen og medarb. 1989). Dersom andelen er større enn 60% skal dette indikere høy selvrensing, mens lavere enn 30% angir lav selvrensing. Bakgrunnen for dette er at de store artene av slekten Daphnia filtrerer vannet med stor effektivitet og ved store biomasser kan disse påvirke algemengde og -sammensetning. Kriteriet er gjort avhengig av den totale

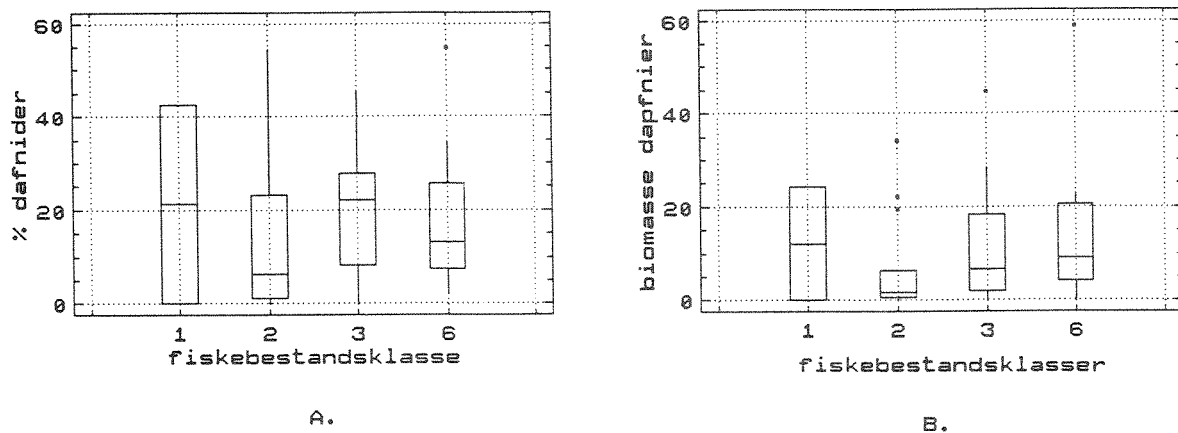
dyreplanktonbiomassen, noe vi ikke kan finne gode argumenter for. Dette kriteriet gir derfor ikke nødvendigvis et godt bilde av beitepresset på planteplanktonet.

Basert på dataene fra 1989 vil etter disse kriteriene 29 av innsjøene ha lav, 10 ha middels og ingen innsjøer ha høy selvrensingsgrad (i 8 av innsjøene ble det ikke registrert dafnier). En åpenbar svakhet med dette kriteriet er at det kun vurderer dafniene som effektive beitere. I mange innsjøer domineres dafniene av små arter og individer som er mindre effektive beitere.



Figur 5.5.1 Andel dafnier av den totale dyreplankton-biomassen (våtvekt)

Dersom andelen dafnier skulle indikere graden av selvrensing burde denne avta systematisk med økende fiskepredasjon. I figur 5.5.2A er det ingen klar tendens til dette. Dette er heller ikke tilfelle dersom en vurderer den totale biomassen av dafnier (figur 5.5.2B).



Figur 5.5.2 Andel dafnider av den totale dyreplankton-biomassen (A.) og biomassen dafnider (B.) fordelt på fiskebestandsklassene

## 5.6 Biomasseforhold mellom plante- og dyreplankton

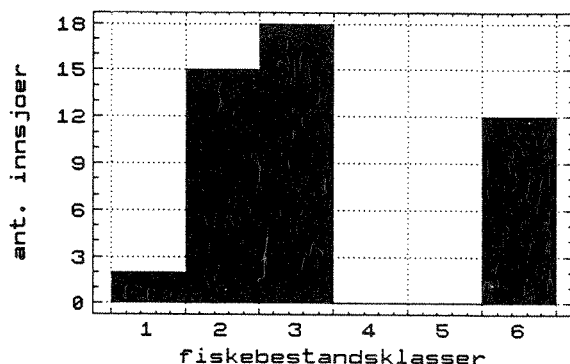
Selvrenningskriteriene forutsetter også et avtakende biomasseforhold mellom fytoplankton og dyreplankton med økende selvrenningsgrad hvor forholdstallet (på karbon-basis) mindre enn 3 antyder høy, 3-10 middels og større enn 10 lav selvrensingsevne. Som det framgår av figur 4.4.7 ligger tyngdepunktet av innsjøer ved høy og midlere selvrensingsevne, men det er et systematisk avtakende biomasseforhold med økende algebiomasse (figur 4.4.6). Figur 4.4.7 er basert på tørrvekt/tørrvekt. Omregnet til karbonbasis økes dette forholdet med en faktor på ca. 1.5.

## 5.7 Karakterarter fisk

Fiskebestanden kan ha en klar effekt på sammensetningen av dyreplankton i en innsjø ved at forskjellige fiskearter har forskjellig evne til å "beite ned" dyreplanktonet. Mens ørret i liten grad kan utnytte dyreplanktonet som føde, er mange arter karpefisk, stingsild og meget effektive. Dette ble også bekreftet av Faafeng og medarb. 1990.

Kriteriene innebærer derfor at innsjøer med ørret har høy selvrensingsevne, mens innsjøer med karpefisk, stingsild og sik har lav selvrensingsevne. Kun to innsjøer ved denne undersøkelsen har høy selvrensingsevne ut fra dette kriteriet, 15 har middels og 30 har lav selvrensingsevne.





Figur 5.7.1 Antall innsjøer i hver fiskebestandsklasse 1989.  
De to innsjøene på Svalbard er ikke inkludert

## 5.8 Samlet vurdering av kriterier for selvrensing

I tabell 5.8.1 er antallet innsjøer med hhv. høy, middels og lav selvrensing fordelt etter kriteriene som omtalt foran.

Tabell 5.8.1 Fordeling av antall innsjøer med hhv. høy, middels og lav selvrensingsevne ifølge kriterier fra Olsen og medarb. (1989). De to innsjøene på Svalbard er ikke tatt med i denne analysen

	høy	middels	lav
Algenes P/C-forhold ( $\mu\text{gP}/\text{mgC}$ )	47	0	0
Biomasse % av bæreevne	47	0	0
Midlere lengde av største dafnier	21	9	17 *
Biomasseandel daphnider (%)	0	10	29 **
Biomasseforhold alge/dyreplankton	37	10	0
Karakterarter fisk	2	15	30

\* data fra 1988

\*\* Daphnia ble ikke funnet i 8 av innsjøene

Det ble funnet påfallende store forskjeller i klassifisering av innsjøenes selvrensingsevne ved bruk av forskjellige kriterier. To parametre ga hovedsaklig lav selvrensingsevne (biomasseandel dafnier

og karakterarter fisk), tre parametre ga nesten utelukkende høy selvrensingsevne (algenes P-innhold, algebiomasse i % av bæreevne og <biomasseforhold alge/dyreplankton), mens en parameter ga ganske lik fordeling mellom lav og høy selvrensingsevne. Bare to av kriteriene er avhengig av de noe avvikende analyser av fosfor-fraksjoner (ingen forfiltrering med planktonduk) som er angitt.

Som påpekt under utarbeidelsen av disse selvrensningskriteriene (Olsen m. fl. 1989), er de fleste av kriteriene beheftet med betydelig usikkerhet, både mht. fraksjonering, analyse og fastsettelse av grenseverdier.

En parameter som er særlig usikker er algenes innhold av fosfor, som her måles som partikulært fosfor. I partikulært fosfor kan også betydelige mengder fosfor fra andre kilder inngå. Bakteriebundet fosfor kan utgjøre en betydelig andel av partikulært fosfor, og andel av bakterier som tilbakeholdes på filteret ved bestemmelse av partikulært fosfor vil i betydelig grad influere bestemmelsen av algebundet fosfor. Resultatene fra denne undersøkelsen sammenholdt med andre (Behrendt 1990) understreker at et 0.45µm membranfilter systematisk gir et høyere P/C-forhold enn et glassfiberfilter (GF/C). Dyreplankton kan heller ikke uten videre skilles fra planteplanktonet med filtrering pga. overlappende størrelses-fordeling.

Estimering av algekarbon, som 14% av våtvekt, innebærer også en betydelig usikkerhet. Olsen og medarb. (1989) indikerer selv at denne faktoren kan variere mye og anbefaler at det i innsjøer som domineres av kryptomonader bør brukes en konverteringsfaktor som er dobbelt så høy. Dersom konverteringsfaktoren i naturlig planteplankton varierer innenfor så vide rammer, vil denne faktoren alene kunne bidra til betydelig usikkerhet i kriteriene. Dersom både telleren og nevneren i et kriterium, som f.eks. algenes P/C-forhold, er svært usikre kan resultatet lett bli uakseptabelt.

Kriteriene som går på midlere lengde av dafnier samt biomasseforhold mellom plante- og dyreplankton gir bra overensstemmelse, mens biomasseandelen av dafnier ikke gir noen innsjøer med høy selvrensingsevne ut fra disse kriteriene. Som påpekt i rapporten basert på 1988-materialet (Faafeng m. fl. 1990), er det imidlertid uheldig å benytte Daphnia som eneste karaktergruppe, idet flere andre arter av dyreplankton (som Holopedium og Diaphanosoma) er effektive algebeitere. Fiskesamfunnet som indikator på selvrensingsevne gir også en påfallende høy andel av innsjøer med lav selvrensingsevne basert på dette materialet.

Dersom en kunne finne enkle, lett målbare kriterier for innsjøers "selvrensingsevne" ville en ha et bedre utgangspunkt for å vurdere hvilke tiltak som burde settes inn for å bedre vannkvaliteten. Det arbeid som er nedlagt av Olsen og medarb. (1989) har derfor gitt en verdifull stimulans til å diskutere det teoretiske grunnlaget for slike kriterier. Dette datamaterialet viser imidlertid at det er behov for betydelig justering og omarbeiding av disse kriteriene. Denne uttestingen viser også at det er behov for betydelig metodeutvikling før en kan måle mange av de aktuelle parameterene med tilfredsstillende nøyaktighet.

Det foreliggende materiale har gitt god mulighet til å teste slike kriterier, og en av målsettingene med en oppfølging av disse undersøkelsene bør være å bidra til en videreutvikling av disse.

For å kunne utvikle kriterier for "selvrensning" som kan være anvendelig i praktisk bruk er det nødvendig å utvikle bedre analyse- og beregningsmetoder:

- bedre teknikker for å separere alger fra bakterier, dyreplankton og detritus. Dette er avgjørende for å kunne analysere algenes elementsammensetning.
- bedre omregningfaktorer fra algebiomasse til alge-karbon. Det må trolig utvikles faktorer for de forskjellige grupper av planteplankton.
- spesifisering av hvilke arter, størrelsesgrupper og stadier av dyreplankton (ikke bare innen slekten Daphnia) som bidrar til økt selvrensing. På bakgrunn av dette kan det forsøkes utviklet en generell indeks for "selvrensing"
- videreutvikle kriterier basert på fiskebestand til ikke bare å gjelde hvilke arter som er til stede i innsjøen, men også f.eks. mengdeforhold og fødevaner.
- Begrepet "innsjøers bæreevne" må defineres og utdypes bedre. Det må trolig begrenses til den andelen av fosforet som er biologisk tilgjengelig for algevekst
- Det er nødvendig å utdype begrepet "selvrensing" for å komme fram til mer objektive og målbare kriterier.
- Det må undersøkes om slike kriterier kan ha gyldighet for alle typer innsjøer uavhengig av trofograd, morfometri ol.

Når de faktorene som er nevnt over er videreutviklet, må de testes mot et større datamateriale. Oppfølging av denne regionale undersøkelsen bør derfor også sikte mot å måle de viktigste parametrene som inngår i kriteriene for selvrensing.

## LITTERATUR

- Andersen, T. og D.Hessen 1988. Carbon, nitrogen and phosphorus content of common crustacean zooplankton species.  
In: Hessen, D.: Carbon metabolism in the pelagial of the humic lake, with special reference to feeding and interactions in the zooplankton community. Dr. philos thesis, Univ. i Oslo.
- Behrendt, H. 1990. The chemical composition of phytoplankton and zooplankton in an eutrophic shallow lake.  
Arch. Hydrobiol. 118: 129-145
- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. NIVA 0-85110, l.nr. 2001. 44s.
- Faafeng, B.A., P.Brettum og D.O.Hessen 1990.  
Landsomfattende undersøkelse av trofistilstanden i 355 innsjøer i Norge. Statlig Program for Forurensningsovervåking (SFT), rapport nr. 389/90. NIVA l.nr. 2355. 57 s.
- Droop, M.R. 1973. Some thoughts on nutrient limitation in algae.  
J. Phycol. 9: 264-272
- Hessen, D.O. and Andersen, T. 1990. Bacteria as a source of phosphorus for zooplankton. Hydrobiologia (i trykk).
- Hessen, D.O. and Andersen, T. 1990. The algae - grazer interface; feedback mechanisms linked to elemental ratios and nutrient cycling. Oecologia (subm.)
- McCaughey, E. and Kalff, J. 1981. Empirical relationships between phytoplankton and zooplankton biomass in lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 458-463.
- Olsen, Y., Å.Brabrand, T.Källqvist, A.Lyche, H.Reinertsen og O.Vadstein 1989. Kriterier og prosedyrer for bestemmelse av biologisk selvreinsingsevne i innsjøer.  
NTNFs Program for eutrofieringsforskning. 30 s.
- Olsen, Y., Jensen, A., Reinertsen, H., Børsheim, K.Y., Heldal, M. and Langeland, A. 1986. Dependence of the rate of release of phosphorus by zooplankton upon the P:C-ratio in the food supply, as calculated by the recycling model.  
Limnol. Oceanogr. 31: 34-44.
- Sheldon, R.W., Sutcliffe, W.H. Jr. and Paranjape, M.A. 1977. Structure of pelagic food chain and relationship between plankton and fish production. J. Fish. Res. Board Can. 34: 2344-2353.
- Sommer, U. (red.) 1989. Plankton Ecology. Succession in plankton communities. Brock/Springer series in contemporary bioscience. Springer-Verlag, Berlin. 369s.
- Sprules, G.W., Casselman, J.M. and Shuter, B.J. 1983. Size distribution of pelagic particles in lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 1761-1769.
- Vadstein, O., A.Jensen, Y.Olsen og H.Reinertsen 1988. Growth and phosphorus status of limnetic phytoplankton and bacteria.  
Limnol. Oceanogr. 33: 489-503.

**TABELLEDLEGG**  
Utvalg av innsjøer

Nord-Norge og Svalbard (region 3)

Innsjøkode	Innsjønavn	Area1 km2
TR273SAG	Sagelvvatnet	5.10
TR274JOS	Josefsvatnet	3.25
SV351LIN	Linnévatnet	4.60
SV354KON	Kongressvatnet	0.82

Midt-Norge (region 4)

Innsjøkode	Innsjønavn	Area1 km2
NT223HAM	Hammarvatnet	6.50
NT224HOK	Hoklingen	6.10
NT225MOV	Movatnet	6.83
NT228FOS	Fossevatnet	3.40
NT231EID	Eidvatnet	6.38
NT232GRU	Grungstadvatnet	6.88
ST206ROV	Rovatnet	7.70
ST214STO	Storvatnet	3.00
ST216SGØ	Store Gøljavatnet	5.15
ST217STO	Stordalsvatnet	4.66
MR175BJØ	Bjørkdalsvatnet	3.83
MR176VAT	Vatnevatnet	2.09
MR178SNI	Snipsøyrvatnet	3.23
MR181ENG	Engesetvatnet	4.32
MR200LAN	Langvatnet	2.08
MR201HOS	Hostadvatnet	2.08
MR202NOS	Nosvatnet	4.10
MR204HAN	Hanemsvatnet	2.07

Sørvest-Norge (region 2)

Innsjøkode	Innsjønavn	Area1 km2
R0043HOV	Hovsvatnet	3.90
R0051OLT	Oltedalsvatnet	3.13
R0052LIM	Limavatnet	4.20
R0059STO	Stokkavatnet	3.60
R0061LUT	Lutsivatnet	6.58
R0065VOS	Vostervatnet	2.67
R0066HET	Hetlandsvatnet	2.00
R0135VAT	Vatsvatn	2.10
R0136NST	Nordre Storavatnet	2.93
R0137SST	Søndre Storavatn	2.60
R0138ASK	Askdalsvatnet	3.42
VA033TAR	Tarvatnet	2.75
VA034YØY	Ytre Øydnavatnet	4.94
VA035ØØY	Øvre Øydnavatnet	3.12
VA037LYN	Lygne	7.93

Sørøst-Norge (region 1)

Innsjøkode	Innsjønavn	Area1 km2
AK302MJE	Mjermen	6.61
AK306LYS	Lyseren	7.00
AK310GJE	Gjersjøen	2.41
HE314SKJ	Skjervangen	6.00
HE315SIG	Sigernessjøen	2.10
HE317NUG	Nugguren	4.50
HE318HUK	Hukusjøen	2.64
HE319VER	Vermunden	3.12
HE321ROK	Rokosjøen	2.62
ØS287VES	Vestvannet	8.06
ØS288ISE	Isesjø	7.00
ØS291NKO	Nordre Kornsjø	2.75

ANALYSERESULTATER 1989  
sesongmiddelverdier

Innsjø	TotP	PartP	PO4P mg/m <sup>3</sup>	TotN	PartN	N03N
AK302MJE	4.5	1.5	0.5	427	35	186
AK306LYS	10.8	6.0	0.6	365	90	41
AK310GJE	15.3	8.0	0.9	1263	133	784
HE314SKJ	5.8	2.3	0.5	408	34	123
HE315SIG	5.0	2.7	0.6	335	42	123
HE317NUG	6.8	2.5	1.1	355	32	132
HE318HUK	5.5	2.5	0.6	319	34	82
HE319VER	7.3	2.8	1.0	269	28	14
HE321ROK	12.3	5.3	1.5	420	53	68
MR175BJØ	3.3	1.3	0.5	127	18	42
MR176VAT	10.5	6.2	0.8	168	54	15
MR178SNI	5.5	3.2	0.5	192	41	39
MR181ENG	4.3	1.8	0.5	162	26	35
MR200LAN	5.0	2.0	0.5	211	29	41
MR201HOS	16.3	8.3	1.9	637	69	254
MR202NOS	9.0	3.5	1.0	313	80	82
MR204HAN	4.3	1.5	0.5	182	29	29
NT223HAM	9.3	4.8	0.5	589	98	298
NT224HOK	5.8	2.3	0.5	447	43	235
NT225MOV	6.5	3.5	0.8	349	52	128
NT228FOS	5.3	3.0	0.5	277	47	117
NT231EID	4.5	2.0	0.6	169	28	27
NT232GRU	4.8	2.3	0.5	157	30	25
RO043HOV	3.3	1.8	0.5	391	18	288
RO051OLT	5.8	2.5	1.5	388	23	285
RO052LIM	10.3	6.3	0.5	903	94	635
RO059STO	8.8	4.0	0.5	912	72	573
RO061LUT	12.3	7.0	0.6	963	114	614
RO065VOS	11.8	6.8	0.6	710	104	378
RO066HET	5.0	2.0	0.9	779	42	563
RO135VAT	16.3	6.3	2.0	635	100	315
RO136NST	8.0	4.2	0.5	445	57	204
RO137SST	7.8	4.3	0.5	545	63	277
RO138ASK	6.3	3.5	0.5	575	38	394
ST206ROV	4.8	2.3	0.5	201	36	55
ST214STO	9.5	5.2	0.5	216	55	10
ST216SGØ	11.3	5.0	2.5	198	43	7
ST217STO	6.5	3.0	0.8	201	47	36
SV351LIN	4.7	1.0	0.7	142	14	69
SV354KON	6.3	2.3	0.5	102	38	2
TR273SAG	6.5	3.2	0.6	143	31	28
TR274JOS	8.3	4.0	0.6	169	35	15
VA033TAR	6.0	4.5	0.5	541	17	388
VA034YØY	5.5	3.5	0.5	335	20	182
VA035ØØY	6.3	4.8	0.5	317	28	174
VA037LYN	7.3	5.0	0.5	386	41	213
ØS287VES	11.3	6.0	1.4	424	73	158
ØS288ISE	12.8	4.3	2.0	642	84	296
ØS291INKO	6.3	3.8	0.5	342	63	71



ANALYSERESULTATER 1989  
sesongmiddelverdier

Innsjø	Sikt m	Farge mgPt/l	Turb FTU	KLF µg/l	Fyto mg/l	Zoo mg/l	Fisk klasse
AK302MJE	5.1	39.1	0.5	1.8	102.0	16.1	6
AK306LYS	4.0	12.8	0.5	6.8	655.2	86.5	6
AK310GJE	2.8	26.6	0.7	12.4	1305.5	107.5	6
HE314SKJ	3.6	62.7	0.3	1.8	140.1	24.0	6
HE315SIG	5.8	14.4	0.4	2.2	170.9	55.6	6
HE317NUG	3.9	37.5	0.4	1.9	122.8	60.6	6
HE318HUK	2.7	60.2	0.6	1.6	93.8	107.4	6
HE319VER	2.9	72.6	0.7	2.3	138.0	93.6	6
HE321ROK	2.1	77.8	0.8	8.3	1793.1	66.3	6
MR175BJØ	8.5	9.4	0.3	1.2	112.2	67.3	2
MR176VAT	5.8	10.1	0.4	6.7	1049.8	110.8	2
MR178SNI	7.0	13.3	0.3	3.0	204.6	95.3	2
MR181ENG	7.1	11.2	0.3	2.4	196.4	46.3	2
MR200LAN	5.6	20.4	0.3	2.0	157.8	39.8	2
MR201HOS	4.1	21.2	0.5	6.9	871.8	185.0	2
MR202NOS	4.8	23.8	0.4	4.4	558.1	48.5	3
MR204HAN	5.5	22.3	0.3	2.1	129.1	18.1	2
NT223HAM	4.6	25.7	0.4	3.0	303.4	21.9	3
NT224HOK	5.3	27.8	0.4	3.0	293.0	18.4	3
NT225MOV	5.1	31.9	0.3	2.6	211.8	10.0	3
NT228FOS	4.3	29.0	0.4	2.1	147.3	25.0	3
NT231EID	3.5	25.2	0.9	1.8	136.1	34.9	3
NT232GRU	3.9	24.6	0.8	1.2	77.0	44.3	2
RO043HOV	8.2	5.7	0.3	1.5	103.8	35.9	3
RO051OLT	7.9	4.3	0.3	3.1	128.6	48.5	3
RO052LIM	5.8	8.2	0.3	6.4	855.3	91.0	3
RO059STO	7.2	7.1	0.3	2.0	395.0	34.3	3
RO061LUT	5.5	13.1	0.5	6.3	1090.5	154.0	3
RO065VOS	4.7	9.3	0.4	4.5	799.3	102.5	3
RO066HET	10.4	6.9	0.2	1.9	171.0	47.8	3
RO135VAT	4.3	14.8	0.3	4.9	399.6	61.9	3
RO136NST	5.1	22.9	0.5	2.5	180.2	87.9	3
RO137SST	6.2	12.2	0.5	4.0	318.2	66.9	3
RO138ASK	8.2	7.1	0.2	1.8	172.2	170.1	3
ST206ROV	5.8	22.6	0.4	3.6	263.9	39.0	2
ST214STO	4.1	33.3	0.5	3.6	449.9	57.0	1
ST216SGØ	4.0	34.3	0.3	3.5	315.2	80.4	2
ST217STO	3.9	25.6	0.9	2.3	189.6	28.6	2
SV351LIN	2.3	3.2	1.0	-	-	-	-
SV354KON	7.5	1.8	1.0	-	-	11.1	-
TR273SAG	8.1	8.4	0.4	2.7	365.8	32.7	2
TR274JOS	7.0	5.7	0.5	3.7	403.9	76.7	3
VA033TAR	11.5	3.3	0.4	2.1	166.5	26.9	2
VA034YØY	7.8	12.8	0.5	1.2	96.1	37.1	2
VA035ØØY	7.8	8.3	0.5	1.2	70.9	91.7	2
VA037LYN	4.4	14.6	0.4	1.8	159.8	79.1	1
ØS287VES	2.5	25.6	1.5	4.0	621.1	57.6	6
ØS288ISE	3.5	29.4	1.0	6.6	398.7	59.8	6
ØS291NKO	3.6	24.6	0.6	8.6	1016.0	45.0	6

Beregning av innsjøers selvrensingsevne  
iflg. Olsen og medarb. 1989

Forkortelser brukt i denne rapporten:

MFyto	total biomasse planteplankton, våtvekt sesongmiddelverdi	mg/l =mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>
MZoo	total biomasse dyreplankton, tørrvekt middelverdi av 3 siste tokt	mg/l =mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>
MTotP	total fosfor, sesongmiddelverdi, prøvene er ikke prefiltrert gjennom planktonduk	mgP/m <sup>3</sup> =µg/l
MPartP	partikulært fosfor, sesongmiddelverdi	mgP/m <sup>3</sup> =µg/l

Definisjoner sensu Olsen og medarb. 1989:

Alge-karbon:	MFyto * 0.14mgC/mm <sup>3</sup>	mgC/m <sup>3</sup>
Innsjøens bæreevne:	MPartP * 0.17	mgC/m <sup>3</sup>
Dyreplankton-karbon =	MZoo * 0.45	mgC/m <sup>3</sup>
Planteplankton tørrvekt:	MFyto * 0.20	mgC/m <sup>3</sup>

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69, Korsvoll  
0808 Oslo 8